

UFRRJ

INSTITUTO DE BIOLOGIA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA

ANIMAL

TESE

**O uso de praias arenosas e áreas de mangue por peixes jovens
em duas baías do Sudeste do Rio de Janeiro.**

Marcus Rodrigues da Costa

2006



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL**

**O uso de praias arenosas e áreas de mangue por peixes jovens em duas
baías do Sudeste do Rio de Janeiro.**

Marcus Rodrigues da Costa

Sob a Orientação do Professor Ph. D.

Francisco Gerson Araújo

Tese Submetida à Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor em Ciências**.

Seropédica, RJ
Abril de 2006

639.977
C837u
T
Costa, Marcus Rodrigues da, 1971-
O uso de praias arenosas e áreas
de mangue por peixes jovens em duas
baías do sudeste do Rio de Janeiro
/ Marcus Rodrigues da Costa. -
2006.
206f. : il.

Orientador: Francisco Gerson
Araújo.

Tese(doutorado) - Universidade
Federal Rural do Rio de Janeiro,
Instituto de Biologia.

Inclui bibliografia.

1. Peixe - Ecologia - Rio de
Janeiro(Estado) - Teses. 2. Peixe -
Distribuição geográfica - Rio de
Janeiro(Estado) - Teses. 3.
Ecologia dos manguezais - Rio de
Janeiro(Estado) - Teses. 4. Baías -
Rio de Janeiro(Estado) - Teses. I.
Araújo, Francisco Gerson, 1954-.
II. Universidade Federal Rural do
Rio de Janeiro.Instituto de
Biologia. III. Título.

Bibliotecário: _____ **Data:** ____/____/____

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE
JANEIRO
INSTITUTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA
ANIMAL**

Marcus Rodrigues da Costa

Tese submetida à Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Biologia Animal, como requisito parcial para obtenção do Grau de Doutor em Ciências.

APROVADO EM 26/04/2006

BANCA EXAMINADORA:

Presidente: -----

Francisco Gerson Araújo - UFRRJ

Orientador

Membro: -----

Henry Louis Spach – Universidade Federal do Paraná

Membro: -----

Francisco Borba Ribeiro Neto – Pontifícia Universidade Católica de São Paulo

Membro: -----

Ricardo Coutinho – Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira

Membro: -----

Patrícia Teresa Monteiro Cunningham – Instituto Oceanográfico- Universidade de São Paulo

DEDICATÓRIA

*À minha querida esposa, que há 9 anos
me divide com a pesquisa;
As minhas fiéis companheiras Malu,
Pepe e Babalu que suportaram dias
terríveis do meu mau humor;
E aos meus pais, Celso Charão da
Costa e Esteva Rodrigues da Costa
que me ensinaram os caminhos certos
a serem tomados.*

AGRADECIMENTOS

Ao professor Doutor Francisco Gerson Araújo, pela orientação e incentivo durante o desenvolvimento deste trabalho, que certamente serviram não só para o engrandecimento deste trabalho, mas gerar todo um conhecimento científico que me fez crescer a cada dia.

A toda equipe de estagiários, mestres e doutores que participaram ativamente do Projeto Bioecologia dos Peixes da Baía de Sepetiba, RJ.

Aos meus antigos estagiários, graduandos André (jacaré), André (Niterói), Piktor, Rafael, Renata e Theany, pelo total apoio em campo e em laboratório.

Aos amigos André Pessanha, Marcio, Márcia, Iracema, Luciano, Alejandra, Ilana, Magna, Daniel, Tânia, Benjamin, Daniel Gracia, Eduardo Estiliano, Rafaela, Ana Paula, Antônio, Tati, Bianca, pela amizade e velhos tempos.

Aos inestimáveis amigos Pablo, Chico, Roberto Guião, Leonardo e Hamilton, pela amizade e grande companheirismo durante todas etapas deste processo de formação, além de seus incentivos e trocas de idéias.

Aos funcionários do Laboratório de Ecologia de Peixes: Paulo, Deca, Ulisses, Irene, Roberto e Erasmo pelo apoio e colaboração nos trabalhos de campo e laboratório, e a todos os outros estagiários do LEP-PA.

Aos professores Fabio Pitombo e Hélio Ricardo pela amizade, companheirismo e troca de idéias dentro e fora da universidade.

Ao Curso de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro e a todos os professores deste curso.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão da bolsa.

Aos meus amigos pessoais Venâncio, Érica, Gabriel, Lorena e Serjão, pelo apoio e incentivo.

Aos meus familiares, pela compreensão e por não cansarem de me apoiar.

Aos meus pais pela total confiança, carinho, apoio e dedicação.

BIOGRAFIA

Marcus Rodrigues da Costa, filho de Celso Charão da Costa e Esteva Rodrigues da Costa, nasceu em Porto Alegre, em 20.12.1971. Ingressou no curso de Ciências Biológicas da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, no período de 1990 a 1995. Iniciou sua experiência científica com ecologia de peixes em 1994, como estagiário do Laboratório de Ictiologia do Museu de Ciências Naturais da Fundação Zoobotânica do Estado do Rio Grande do Sul (MCN/FZB). Em 1995 foi contratado como biólogo pesquisador do MCN/FZB, setor de Ictiologia para integrar a equipe que vinha desenvolvendo o projeto “Biologia reprodutiva de peixes no Parque Estadual Delta do Jacuí, RS”. Em 1996 assumiu o cargo de técnico do Projeto TAMAR no núcleo de atividades do Parque Estadual da Ilha Anchieta, litoral norte de São Paulo, monitorando a despesca das redes de cerco flutuante e desenvolvendo atividades de manejo e conservação de tartarugas marinhas. No ano de 1997 iniciou na carreira docente como professor contratado junto à Secretaria de Educação do Estado de São Paulo, município de Ubatuba, ministrando aulas de Biologia para alunos de 2º grau e no Ensino de Jovens e Adultos (EJA). Iniciou o Curso de mestrado em Biologia Animal em 1999, onde foi bolsista da FAPERJ – Fundação Carlos Chagas Filho de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro, desenvolvendo sua dissertação intitulada “Distribuição, tamanho e influência dos parâmetros ambientais na ocorrência de *Micropogonias furnieri* (Pisces - Sciaenidae) na baía de Sepetiba, RJ”, concluída em julho de 2001. Durante este período submeteu trabalhos de pesquisa a revistas científicas nacionais e internacionais, congressos e simpósios. No ano de 2002 iniciou o Doutorado no curso de Pós-Graduação em Biologia Animal, no Instituto de Biologia da UFRRJ.

SUMÁRIO

	Pags
Resumo	
Abstract	
CAPÍTULO - I As praias arenosas e manguezais como áreas de criação de peixes jovens	1
1. Introdução geral	2
1.1 Relação manguezais vs. praias arenosas	5
2. Objetivos gerais	7
3. Caracterização da área de estudo	7
4. Programas de amostragens	14
5. Lista das espécies	15
6. Referências bibliográficas	19
CAPÍTULO – II Composição e estrutura das assembléias de peixes em praias arenosas de duas baías do litoral sul do Estado do Rio de Janeiro	27
Resumo	28
Abstract	29
7. Introdução	30
8. Objetivos específicos	32
9. Material e métodos	32
9.1. Programa de amostragem	32
9.2. Procedimentos laboratoriais	32
9.2.1. Sedimentos	32
9.2.2. Peixes	33
9.3. Tratamento dos dados	33
9.4. Tratamento estatístico	34
10. Resultados	36
10.1. Variáveis hidrográficas	36
10.2. Variáveis do sedimento	40
10.3. Padrões das variáveis hidrográficas	47
10.4. Padrões das variáveis do sedimento	49
10.5. Composição da ictiofauna	52
10.6. Comparação dentre as baías	61
10.7. Descritores da comunidade	66
10.8. Influência das variáveis ambientais na abundância dos peixes	77
10.9. Estrutura de tamanho	82
11. Discussão	96
12. Conclusões	106
13. Referências bibliográficas	107
CAPÍTULO – III Composição e estrutura das assembléias de peixes no manguezal de Guaratiba, baía de Sepetiba, RJ	115
Resumo	116
Abstract	117
14. Introdução	118
15. Objetivos específicos	120
16. Material e métodos	120
16.1. Programa de amostragem	120
16.2. Procedimentos laboratoriais	121
16.2.1. Sedimentos	121
16.2.2. Peixes	121

16.3. Tratamento dos dados	121
16.4. Tratamento estatístico	122
17. Resultados	124
17.1. Variáveis hidrográficas	124
17.2. Padrões das variáveis hidrográficas	130
17.3. Variáveis do sedimento	133
17.4. Padrões das variáveis do sedimento	136
17.5. Composição da ictiofauna	139
17.6. Espécies indicadoras	148
17.7. espécies freqüentes	149
17.8. Análise de similaridade	151
17.9. Descritores da comunidade	154
17.10. Influência das variáveis ambientais na abundância dos peixes	164
17.11. Estrutura de tamanho	171
18. Discussão	187
19. Conclusões	198
20. Referências bibliográficas	199
21. Considerações finais	207

RESUMO

COSTA, Marcus Rodrigues da. **O uso de praias arenosas e áreas de mangue por peixes jovens em duas baías do Sudeste do Rio de Janeiro**. Seropédica:UFRRJ 2006. 249 p. (Tese, doutorado em Biologia Animal)

Áreas de mangues e baías são ecossistemas que apresentam um importante papel ecológico, por fornecer vias para importação e exportação de energia (migrações, predação, pesca, etc). O presente trabalho teve como objetivo identificar variações nas assembléias de peixes jovens em sistemas de praias e de mangue, visando testar hipótese de que as diferenças estruturais que caracterizam os dois ambientes ocasionam diferenças nas assembléias de peixes. Amostragens de peixes em praias arenosas de duas baías e em uma área de mangue no sudoeste do estado do Rio de Janeiro foram realizadas através de coletas bimestrais diurnas nas baías, e mensais diurnas e noturnas no manguezal, durante o período de agosto de 2002 a julho de 2003. Os arrastos de praia foram padronizados, sendo realizados perpendicular à linha de costa, a uma profundidade inferior a 1,5 metros, com extensão de aproximadamente 30 metros. As coletas foram realizadas com auxílio de uma rede do tipo picaré (10 m x 2,5 m, malha de 7 mm). Em cada amostragem, foram feitas medições da profundidade, transparência (exceto no período noturno), temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido e condutividade, além da coleta de sedimento em cada ponto amostral. A maioria dos indivíduos capturados foram juvenis do ano e jovens imaturos. Noventa e oito espécies de peixes foram capturadas ao longo de todo programa amostral, incluindo os cinco locais de coleta do manguezal de Guaratiba e as 14 praias arenosas, sendo 7 da baía de Sepetiba e 7 da baía de Ilha Grande. Ao todo, foram capturados 46.444 indivíduos, pesando 66.206,76 gramas, e compreendendo 38 famílias e 13 ordens. As famílias Carangidae, Engraulidae, Gobiidae, Gerreidae, Sciaenidae, Mugilidae, Paralichthyidae e Tetraodontidae apresentaram, nesta ordem, as maiores riquezas na baía de Sepetiba, enquanto que na baía da Ilha Grande foram Carangidae, Engraulidae, Gerreidae, Haemulidae e Sciaenidae. No manguezal de Guaratiba as famílias com maior riqueza foram Carangidae, Serranidae, Gobiidae, Sciaenidae, Tetraodontidae, Engraulidae, Gerreidae, Mugilidae e Paralichthyidae. Onze espécies apresentaram frequência de ocorrência superior a 10 % nas duas baías: *Atherinella brasiliensis*, *Oligoplites saurus*, *Eucinostomus argenteus*, *Trachinotus carolinus*, *Strongylura timucu*, *Anchoa tricolor*, *Trachinotus falcatus*, *Mugil liza*, *Hyporhamphus unifasciatus*, *Anchoa januaria* e *Diapterus rhombeus*. No manguezal de Guaratiba 14 espécies apresentaram frequência de ocorrência superior a 10%: *Atherinella brasiliensis*, *Eucinostomus argenteus*, *Gobionellus boleosoma*, *Eucinostomus melanopterus*, *Mugil liza*, *Spherooides testudineus*, *Diapterus rhombeus*, *Harengula clupeiola*, *Anchoa januaria*, *Mugil curema*, *Synodus foetens*, *Citharichthys arenaceus* e *C. spilopterus*. Das 98 espécies registradas, 87 (360 amostras) foram do Mangue e 72 (252 amostras) das duas baías, sendo 62 (126 amostras) na Baía de Sepetiba e 42 (126 amostras) da baía da Ilha Grande, com 27 espécies ocorrendo em ambos os ambientes (Mangue e baías) e 31 foram comuns às duas baías. A maior riqueza específica no manguezal corrobora a expectativa da influência da maior estruturação deste ambiente em relação às praias arenosas. As maiores riquezas da baía de Sepetiba, comparada com a baía da Ilha Grande, que apresentaram as mesmas espécies mais numerosas, coincidiram com diferenças nas variáveis hidrográficas (maiores temperatura, condutividade, oxigênio dissolvido e transparência na baía da Ilha Grande) e em nutriente do sedimento (maiores % de

matéria orgânica, Carbono, Nitrogênio e Potássio na baía de Sepetiba) com a textura do sedimento não diferindo entre as duas baías. Em geral as assembléias não diferiram dentre os locais das baías, confirmando a hipótese de dependência da baía e a refutação da dependência do habitat, embora isto tenha sido somente parcialmente confirmado para a baía de Sepetiba. Esta mesma hipótese de dependência do sistema ao invés de dependência do habitat também foi confirmada para a área de mangue.

Palavras chave: Ecologia de peixes, comunidade, distribuição

ABSTRACT

COSTA, Marcus Rodrigues da. **Use of sand beaches and mangrove area for juveniles fishes in two bays of southeastern of Rio de Janeiro.** Seropédica:UFRRJ 2006. 249 p. (Tese, doutorado em Biologia Animal)

Mangrove areas and bays are ecosystems that play an important ecological role by supplying vias to energy importation and exportation (migrations, predation, fisheries, etc.). The present work aims to identify variations in juveniles fish assemblages in beaches and mangrove areas to test the hypothesis that structural differences which characterize these two systems results in differences in fish assemblages. Fish samples in sandy beaches of two bays and a mangrove area in southwestern Rio de Janeiro State were taken by bi-monthly sampling performed during the day in the bays and by monthly sampling during the day and the night in the mangrove, from August 2002 to July 2003. Standartized trawls were carried out perpendicular to the coastline at depth lower than 1.5 m, in an extension of approximately 30 meters. Sampling were performed by using a beach seine (10 m x 2,5 m, mesh 7 mm). Environmental variables of depth, transparency (except during the night), temperature, salinity, dissolved oxygen and conductivity, besides composed sediment samples were taken at each site. Sample unit were the total number of fishes caught by a trawl, with three replicates in each site. Most of fishes were young-of-the-year and immature juveniles. Ninety eight species were recorded by the pooled sampling programme, including 5 sites in the mangrove and 14 beaches in the bays, being 7 in the Sepetiba bay and 7 in Ilha Grande bay. A total of 46,444 individuals were caught, amounting to 66,206.76 grams, and comprising 38 families and 13 orders. The families Carangidae, Engraulidae, Gobiidae, Gerreidae, Sciaenidae, Mugilidae, Paralichthyidae and Tetraodontidae showed, in decreasing order, the most richness in the Sepetiba bay, while the most diverse families in Ilha Grande Bay were Carangidae, Engraulidae, Gerreidae, Haemulidae and Sciaenidae. In the Guaratiba mangrove the most diverse families were Carangidae, Serranidae, Gobiidae, Sciaenidae, Tetraodontidae, Engraulidae, Gerreidae, Mugilidae and Paralichthyidae. Eleven species showed the frequency of occurrence higher than 10 % in the both bays: *Atherinella brasiliensis*, *Oligoplites saurus*, *Eucinostomus argenteus*, *Trachinotus carolinus*, *Strongylura timucu*, *Anchoa tricolor*, *Trachinotus falcatus*, *Mugil liza*, *Hyporhamphus unifasciatus*, *Anchoa januaria* and *Diapterus rhombeus*. In the Guaratiba mangrove 14 species showed frequency of occurrence higher than 10%: *Atherinella brasiliensis*, *Eucinostomus argenteus*, *Gobionellus boleosoma*, *Eucinostomus melanopterus*, *Mugil liza*, *Sphoeroides testudineus*, *Diapterus rhombeus*, *Harengula clupeola*, *Anchoa januaria*, *Mugil curema*, *Synodus foetens*, *Citharichthys arenaceus* and *C. spilopterus*. From a total of 98 recorded species, 87 (360 samples) were from the mangrove area and 72 (252 samples) from the two bays, being 62 (126 samples) from Sepetiba bay and 42 (126 samples) from Ilha Grande bay. 27 species occurred in both systems (mangrove and bays), and 31 were common to the two bays. The highest specific richness in the mangrove corroborate the expectation that the most structured system influence in richness compared with the less structured sandy beaches. The higher richness in the Sepetiba bay, compared with Ilha Grande bay, which showed similar top abundant species, coincided with differences in hydrographic variables (higher temperature, conductivity, dissolved oxygen and transparency in Ilha Grande bay) and sediment nutrient (higher % of organic matter, Carbon, Nitrogen and Potassium In the Sepetiba bay) with the sediment texture not differing between the two bays. Overall, assemblages did no differ between sites in the bays, confirming the

hypothesis of bay dependence and the refutation of habitat dependence, although it was only partially confirmed for the Sepetiba bay. This same hypothesis of system dependence instead the area dependence was confirmed for the mangrove.

Key words: Fish ecology, community, distribution

CAPÍTULO I

AS PRAIAS ARENOSAS E MANGUEZAIS COMO ÁREAS DE CRIAÇÃO DE PEIXES JOVENS

1. INTRODUÇÃO GERAL

As zonas costeiras protegidas nas quais se encontram inseridas as baías, lagunas costeiras, estuários e manguezais são, reconhecidamente, áreas de proteção, alimentação e reprodução para um número considerável de espécies de peixes marinhos, funcionando como habitat temporário durante parte do ciclo de vida ou, ainda, como habitat permanente para outras espécies (HORN, 1980; MODDE & ROSS, 1981; CUNHA, 1981; CHAO et al., 1982, 1985; MOYLE & CECH JR., 1988; ALCÂNTARA, 1989; BENNETT, 1989; YÁÑEZ-ARANCIBIA, 1989; GIANNINI, 1994).

A fase de incorporação dos novos indivíduos às populações, também conhecido como recrutamento, está associada ao sucesso reprodutivo e é um dos mais importantes eventos na história de vida de uma espécie (KING, 1995). Essa renovação natural da população de peixes é de importância crucial, uma vez que garante a manutenção das populações. Sucesso no recrutamento são importantes para contrabalançar efeitos de sobrepesca, uma das principais causas de queda nas capturas dos recursos explorados, ou as alterações do ambiente, que alteram generalisticamente todas as espécies, com conseqüente redução do estoque desovante. O recrutamento é um processo complexo, uma vez que resulta de uma série de fatores durante o ciclo de vida, desde a maturação, desova, metamorfose, sobrevivência nas áreas berçários, crescimento, até finalmente a migração do adulto para as áreas de alimentação (PITCHER & HART, 1982).

As larvas e juvenis de peixes podem ocupar habitats críticos específicos dentro dos ecossistemas costeiros (DEEGAN & THOMPSON, 1985; YÁÑEZ-ARANCIBIA et al., 1988^A, 1990), sendo os mecanismos utilizados por estes peixes para localizar estes habitats poucos conhecidos. Aparentemente as larvas selecionam uma localidade específica por respostas fisiológicas e de comportamento, interagindo com a profundidade, localidade e direção das correntes. Já os juvenis são controlados principalmente em sua distribuição pelas interações tróficas (YÁÑEZ-ARANCIBIA et al., 1990).

O presente trabalho teve como objetivo verificar as variações na composição e na abundância relativa das espécies em escala temporal e espacial, bem como, identificar e entender quais os mecanismos que controlam ou interferem nessas possíveis variações.

A ecologia de comunidades de peixes costeiros constitui um tópico muito complexo devido às complexas interações bióticas e abióticas, demandando uma interpretação abrangente em nível de ecossistema. A variabilidade nos tipos de habitats associada à sazonalidade na ocorrência dos peixes jovens que usam estas áreas estão entre os mais importantes aspectos que podem influenciar o entendimento sobre a abundância, composição e estrutura de tamanho das espécies e suas variabilidades espaço-temporais (BLABER & BLABER, 1980; LONERAGAN & POTTER, 1990; WHITFIELD, 1999). A análise do habitat e uso dos recursos são importantes aspectos da ecologia de peixes em ecossistemas costeiros, uma vez que os mesmos apresentam coexistência bem sucedida baseada nas diferenças dos modelos de habitats e utilização dos recursos (BELL et al., 1990; SYMS, 1995). Embora a partição trófica entre peixes de um habitat particular seja comumente observada (HARMELIN-VIVIEN et al., 1989; DARNAUDE et al., 2001), a segregação de habitats é frequentemente registrada, como sendo um importante e básico fator que explica a partição de recursos em assembléias de peixes (VERLAQUE, 1990; WILKINS & MYERS, 1992).

As relações entre peixes e variáveis ambientais ou variáveis do substrato podem variar com a escala na qual eles são examinados, como por exemplo, a situação geográfica, a localidade da área de estudo dentro do ecossistema e/ou a estrutura da comunidade de peixes examinada (GARCIA-CHARTON & PÉREZ-RUZAFÁ, 2001).

Uma das bases consideradas primárias para o entendimento das comunidades de peixes concentram-se no conhecimento da distribuição e abundância de suas populações, portanto a compreensão da dinâmica da ictiofauna, para a sua avaliação e manejo, requer um enfoque que integre a análise dos processos físicos, químicos e biológicos em escalas, tanto espacial quanto temporal, a nível local e regional uma vez que as estratégias do ciclo de vida das espécies estão, geralmente, adaptadas às tais variações (YÁÑEZ-ARANCIBIA, 1985). A distribuição de organismos em ambientes estuarinos e canais de mangue é influenciada principalmente pela salinidade, temperatura e oxigênio dissolvido; contudo, competição interespecíficas e predação também são importantes (KENNISH, 1990).

VENDEL et al. (2002) estudando a estrutura e dinâmica das assembléias de peixes em um canal de maré da baía de Paranaguá, verificaram que a temperatura, salinidade, pluviosidade e pH, refletiram diferenças na ocorrência qualitativa e quantitativa das espécies mais abundantes, com as maiores capturas em número e peso ocorrendo no outono e parte do inverno. Estes autores constataram ainda que tais interações caracterizaram dois períodos ao longo de um ciclo anual, o período de chuvas e o de seca.

Para alguns autores a salinidade é um dos mais importante fatores estruturadores de assembléias de peixes em sistemas de manguezais (LIN & SHAO, 1999; QUINN & KOJIS 1986; SHEAVES, 1998). IKEJIMA et al. (2003) estudando as assembléias de peixes em canais de marés com baixa variação de salinidade, afirmam que a salinidade sozinha neste tipo de ambiente não pode explicar as diferenças na composição de espécies entre os locais e períodos do ano, e que quando diferenças sazonais e entre os locais tenham sido registradas nas assembléias de peixes, tais flutuações são relativamente pequenas devido baixa entrada de água doce neste sistema. Em alguns casos, onde se observa uma grande ocorrência de espécies residentes que vivem em estuários tropicais e apresentam características eurihalina (BLABER, 1997), a salinidade deixa de apresentar um papel tão importante na estruturação de tais assembléias de peixes.

A relativa estabilidade dos fatores ambientais das baías em estudo, principalmente no que concerne à salinidade, tem propiciado o desenvolvimento de uma fauna abundante com poucas espécies numericamente dominantes (ARAÚJO et al., 1997; ANDREATA et al., 1994; ANJOS, 1993). A transparência da água, maior nas áreas mais abertas de ambas baía, sob influência direta das massas de águas costeiras/oceânicas, e menor nas regiões mais protegidas, interior da baía de Sepetiba e alguns locais (praias próximo ao centro urbano) também protegidos da baía de Ilha Grande, estão associadas com as maiores abundâncias e diversidade de peixes, onde há maior concentração de nutrientes provenientes da drenagem continental acarretando maior produtividade, e/ou a formação de áreas mais calmas favorecendo uma melhor adaptação das espécies (ARAÚJO et al., 1997; COSTA 2001; AZEVEDO, 2002).

ARAÚJO et al. (2002) constataram a existência de um gradiente ambiental a partir do interior da baía de Sepetiba em direção à baía de Ilha Grande, onde as variáveis profundidade, transparência e salinidade, foram os fatores que mais influenciaram no padrão de distribuição espacial das assembléias de peixes.

Recentes evidências sugerem, que flutuações em certas variáveis físicas tais como o grau de exposição a ondas, tamanho da partícula de sedimento e turbidez

exercem uma forte influência sobre a abundância relativa de certas espécies além de poder alterar a composição e riqueza de espécies das assembléias de peixes em zonas de arrebenção (BLABER & BLABER, 1980; TALLMARK & EVANS, 1986; ROMER, 1990; PIHL & VANDER VEER, 1992).

Existe um consenso de que as áreas estuarinas e zonas de arrebenção presentes nas regiões tropicais, subtropicais e temperadas são consideradas áreas de criação para muitas espécies de peixes (BLABER & BLABER, 1980; BERGHAHN, 1983; LENANTON & POTTER, 1987; LAEGDSGAARD & JOHNSON, 1995; BARLETTA-BERGAN et al., 2002^{A,B}; BARLETTA et al., 2003). Como as condições ambientais nestas áreas variam ao longo do tempo, alguns peixes permanecem nas áreas intertidais ou movem-se para o sublitoral com o refluxo da maré (BARLETTA et al., 2000, 2003). Outras espécies de peixes migram em respostas a mudanças na salinidade, movendo-se a montante ou jusante do estuário (BLABER & BLABER, 1980; CHAO et al., 1985; CLARIDGE et al., 1986; BLABER et al., 1989; LONERAGAN & POTTER, 1990; LAROCHE et al., 1997; BARLETTA et al., 2003). E alguns peixes ou movem-se das zonas de arrebenção (praias) para áreas mais profundas em respostas a mudanças de temperatura ou movem-se em direção ao mar aberto onde as condições são menos variáveis (BLABER et al., 1990; ALBERT & BERGSTAD, 1993; LEKVE et al., 1999). Além disso, as espécies de peixes também apresentam movimentos sazonais relacionados ao seu desenvolvimento ontogenético (LAEGDSGAARD & JOHNSON, 2001).

Adicionalmente, fenômenos globais tais como El-niño que estão associados com o aquecimento das águas superficiais e que ocorre em intervalos irregulares no Pacífico leste, afetam não somente o ambiente marinho do pacífico, mas também os sistemas continentais do mundo inteiro (TRILLMICH & ONO, 1991), podendo causar grandes enchentes nas regiões sul e sudeste do Brasil. Nos estuários e áreas adjacentes das regiões sul e sudeste, este fenômeno pode afetar a salinidade, temperatura e padrões de circulação de água, alterando os ciclos sazonais de produtividade primária (LEHMAN & SMITH, 1991; CIOTI et al., 1995; YIN et al., 1997) causando mudanças nas assembléias de peixes e pescarias (VERA & SANCHEZ, 1997; SAWLES et al., 1999; SMOLDERS et al., 2000; SANCHEZ-VELASO et al., 2000). De acordo com GODÍNEZ-DOMÍNGUEZ et al. (2000) este fenômeno alterou os padrões normais de ocorrência sazonal das espécies estuarinas na baía de Navidad no México, permitindo que espécies incomuns apresentassem maiores abundâncias. DAVIS (2000) notou um aumento no nível do mar e da temperatura causado pelo episódio de El-niño entre 1997-1998 no sul da Califórnia, afetando negativamente o recrutamento de espécies dominantes e positivamente a abundância de espécies raras. GARCIA et al. (2001) observaram um declínio na abundância peixes das zonas de arrebenção do estuário da Lagoa dos Patos durante o evento de El-niño (1997-1998). Mesmo aquelas espécies que dominam as zonas de arrebenção deste estuário durante os anos sem influência deste evento (CHAO et al., 1985), tais como *Atherinella brasiliensis* e *Mugil platanus*, mostraram uma diminuição nas suas abundâncias durante o período de El-niño.

A composição do sedimento é outro fator de grande importância que pode estruturar as assembléias de peixes em praias arenosas. BLABER & MILTON (1990) sugerem que diferenças na composição dos sedimentos podem explicar as diferenças nas assembléias de peixes entre habitats, pois os representantes da família Gobiidae, que normalmente são abundantes em sistemas de manguezais, parecem preferir um substrato mais lodoso, característico destes ambientes. Segundo MOYLE & CECH (1988), a zona de arrebenção, devido à instabilidade dos fatores ambientais, é povoada por um seleto grupo de peixes e demonstra uma tendência à diminuição da diversidade em

comparação com áreas costeiras adjacentes, tais como manguezais. Portanto, as análises dos processos de interação entre peixes e condicionantes ambientais tornam-se importantes para quantificar a dependência das populações às características físico-químicas do ecossistema (YÁÑEZ-ARANCIBIA & SANCHEZ-GIL, 1988), podendo favorecer ou dificultar o desenvolvimento dos peixes em suas distintas fases de vida.

A importância do habitat específico (por exemplo, um determinado tipo de micro-habitat ou sítio espacial) ou de um área mais abrangente (por exemplo, uma baía como um todo, ou uma área de mangue) podem atuar diferentemente para a ocorrência de uma certa espécie ou grupo de espécies, definindo as assembléias. NAGELKERKEN & VAN DER VELDE (2002) sugerem que na ausência de influência estuarina, o conceito de “dependente da baía” seja mais bem empregado que o conceito de dependente estuarino (LENANTON & POTTER, 1987; BLABER et al., 1989). A aplicação deste conceito se torna relevante quando no sistema em estudo a salinidade apresenta características exclusivas de ambiente marinho com uma média acima de 30. Os trabalhos de acordo com este conceito são baseados na idéia de comparação entre as assembléias de peixes dentro e fora de estuários (BLABER et al., 1989) ou os mesmos habitats dentro e fora de baías (NAGELKERKEN & VAN DER VELDE, 2002). Se, por exemplo, habitats alternativos em diferentes regiões de uma baía contem similares assembléias, o conceito de dependência da baía é suportado. Entretanto, se habitats alternativos contêm diferentes assembléias, o conceito de dependência do habitat pode ser considerado.

Neste escopo, uma das perguntas que se fazem quando se consideram áreas mais amplas é o que determina as composições de espécies, se os sítios específicos, ou se o conjunto de sítios como um todo; em outras palavras, o local dentro de uma baía ou a área da baía como um todo são determinantes das assembléias de peixes. No presente caso de estudo, questiona-se se as assembléias de peixes diferem mais entre os sítios de amostragem dentro de cada baía, ou entre as baías. Adicionalmente, abordou-se também este problema para uma área de manguezal incluída em uma das baías.

1.1. Relação manguezais vs. praias arenosas

Os estudos de ecossistemas costeiros como praias arenosas e manguezais são de grande importância, pois caracterizam áreas de recrutamento, crescimento, alimentação e reprodução de numerosos organismos marinhos, incluindo uma variedade de espécies de peixes (LASIAK 1981, 1984^A, 1984^B; PAIVA FILHO & TOSCANO, 1987; AYVAZIAN & HYNDES 1995; CLARK et al. 1994^b, 1996).

As praias arenosas caracterizam-se por serem ambientes fisicamente dinâmicos, que fornecem pouca complexidade de habitats para os peixes, sendo esta região dominada por um pequeno número de espécies abundantes, na qual são geralmente representadas por juvenis (AYVAZIAN & HYNDES 1995), que utilizam este ambiente devido a rico recurso de itens alimentares, proteção contra predadores, e a turbidez fornecida pelas águas rasas (BLABER & BLABER 1980; CUNHA 1981; LASIAK 1984^A; WHIFIELD 1996).

Canais de mangue são importantes rotas para o fluxo de matéria orgânica entre o continente e o estuário, e são também importantes para o desenvolvimento de peixes juvenis que usam estas áreas para alimentarem-se e como abrigo (LANA et al., 1989). Áreas de manguezais são regiões costeiras de grande importância no ciclo de vida de espécies de peixes em sistemas costeiros semi-fechados por apresentarem maior complexidade estrutural, servindo de áreas de desova, berçários, como proteção contra predadores e áreas de alimentação. Estes ambientes apresentam uma maior

heterogeneidade das condicionantes ambientais, onde os peixes poderiam tirar proveito da energia e elevada produtividade dos mesmos (LAEDSGAARD & JOHNSON 2001), além de evitar a competição com espécies marinhas nas praias arenosas (GIANNINI & PAIVA FILHO 1995; GAELZER et al., 2004).

Espécies que habitam as zonas rasas de ambos ambientes utilizam numerosas estratégias, principalmente associadas com a alimentação, tolerância às condicionantes físico-químicas adversas e fuga de predadores, levando a complexos movimentos sazonais e nictimerais (BURROWS et al., 1994). Embora poucos estudos tenham o objetivo de comparar as assembléias de peixes dos manguezais com áreas adjacentes como praias arenosas e marismas, estes têm mostrado claras diferenças na composição de espécies entre estes habitats, com maiores abundâncias e riqueza nos habitats de manguezais (ROBERTSON & DUKE, 1987; THAYER et al., 1987; LAEGDSGAARD & JOHNSON, 1995; NAGELKERKEN et al., 2000). Diferenças na composição de espécies entre microhabitats dentro de manguezais também tem sido registradas (BLABER et al., 1989; CHONG et al., 1990; REVISADO por ROBERTSON & BLABER, 1992). Estes estudos descrevem tais variações na composição de peixes em diferentes habitats de manguezais, amostrados com diferentes métodos (fyke, covó, rede de espera, picaré entre outros), exclusivos para cada tipo de microhabitat, a fim de determinar padrões de composição em espécies.

Na maioria dos manguezais e praias arenosas, organismos vivos têm uma distribuição aleatória, demonstrada por vários tipos de gradientes ou estrutura espacial. Os principais fatores que influenciam a distribuição dos organismos vivos, principalmente os peixes, são separados em variáveis bióticas (principalmente composição de bentos, competição entre organismos, predação e recrutamento), variáveis abióticas (tais como profundidade, salinidade, temperatura, oxigênio dissolvido e exposição a ventos) e fatores antrópicos (por exemplo, descargas de poluentes, aumento da especulação imobiliária próxima da área, instalação de indústrias etc.).

A riqueza de espécies e abundância de peixes juvenis e adultos é freqüentemente maior em habitats de manguezais quando comparado com praias arenosas, áreas vegetadas ou praias lamosas (LAEGDSGAARD & JOHNSON, 1995; CLYNICK & CHAPMAN, 2002; NAGELKERKEN & VAN DER VELDE, 2002). Por outro lado, ROBERTSON & DUKE (1987) registraram um padrão diferenciado do normal com maior número de espécies nos habitats vegetados de praias quando comparado com habitats de um manguezal adjacente, porém a abundância de peixes foi muito maior no manguezal do que nas praias com vegetação. Para CLYNICK & CHAPMAN (2002) o maior número de peixes observado na área de mangue em relação às praias lamosas, foi influenciado pela presença de uma única espécie de Gobiidae. Portanto estes padrões estão condicionados aos estágios de vida e tamanho dos peixes amostrados (ROBERTSON & DUKE, 1987; DE LA MORINIERE et al., 2002) além das espécies que utilizam estes ambientes (NAGELKERKEN et al., 2000).

Um dos mais fortes paradigmas da ecologia de ecossistemas de manguezais é o papel destas áreas em estabelecer condições para o desenvolvimento de peixes jovens. Este paradigma é baseado na observação de vários estudos que descrevem uma rica fauna de peixes jovens em manguezais (KATHIRESAN & BINGHAM, 2001), grande riqueza de espécies e abundância de juvenis em áreas de mangue comparadas com habitats alternativos tais como praias arenosas e lamosas e/ou áreas vegetadas (NAGELKERKEN & VAN DER VELDE, 2002), migrações de formas jovens das áreas de mangue para habitats como recifes de corais (DE LA MORINIERE et al., 2002), além da provisão de alimentos e redução da predação em função dos aspectos

estruturais dos habitats dentro de manguezais (LAEGDSGAARD & JOHNSON 2001). Peixes grandes também utilizam os manguezais para alimentação e proteção (KATHIRESAN & BINGHAM, 2001), e muitas espécies são alvos das pescarias artesanais (DE BOER et al., 2001) e comercial (LEY et al., 2002).

Supostamente a colonização de destes ambientes (praias arenosas e manguezais) pelas espécies que recrutam nestas áreas, poderiam ser ditadas por fatores estocásticos como sucesso na reprodução, condicionantes ambientais sazonais favoráveis ou influências externas de correntes, etc, que ditariam a colonização das áreas sobrepondo algumas vezes diferenças dentro e entre os habitats. Além das influências destes fatores poderíamos considerar também que peixes juvenis coexistem nos mesmos ambientes nas primeiras fases de vida, independentemente de existir interações com a complexidade estrutural dos diferentes habitats e com as variáveis físico-químicas, que também podem influenciar os padrões da ictiofauna e em uma segunda etapa o desenvolvimento das espécies, quando não mais utilizam os elementos do plâncton como principal recurso de desenvolvimento somático, explorando outros nichos dentro do sistema.

CLYNICK & CHAPMAN (2002) sugerem que desenhos amostrais confusos e inadequados são fatores limitantes para interpretação dos padrões que determinam a importância dos manguezais e áreas adjacentes para os peixes. Muitos estudos têm somente amostrados os habitats de mangues (KUO et al., 1999), ou tem amostrado habitats alternativos com diferentes métodos (MORTON, 1990), deixando de lado a influência dos manguezais e áreas adjacentes sobre as diferentes classes de tamanhos (fases do ciclo de vida) de peixes que usam estas áreas durante parte de sua vida (DE LA MORINIERE et al., 2002). Estudos adicionais serão necessários, com o uso de diferentes tipos de equipamentos amostrais, cada qual ligado à captura de grupos de peixes especializados, para melhor avaliar a extensão dos diferentes estágios de vida e espécies que utilizam habitats de mangues e/ou áreas adjacentes.

2. OBJETIVOS GERAIS

Praias arenosas: Descrever a estrutura da comunidade de peixes de praias e suas variações espaço-temporais, visando determinar se existem distintas assembléias de peixes dentre e entre as baías de Sepetiba e Ilha Grande, e quais suas relações com alguns fatores do meio ambiente.

Manguezal: Descrever a estrutura da comunidade de peixes do manguezal de Guaratiba e suas variações espaço-temporais, visando determinar se existem distintas assembléias de peixes entre os canais de marés, e quais suas relações com alguns fatores do meio ambiente.

3. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

As baías de Sepetiba e Ilha Grande localizam-se no litoral sul do Estado do Rio de Janeiro, entre os paralelos 22°55' S e 23°25' S e os meridianos 44°42' W e 43° 34'W, com áreas de aproximadamente 520 e 1747 km², totalizando aproximadamente 2267 km², configurando dois sistemas contíguos e interligados formando um complexo sistema com características mixopolihalina, com pequenas formações estuarinas limitadas á áreas de desembocadura dos pequenos rios que drenam nestes sistemas, devido à proximidade da serra do Mar da costa neste trecho do Brasil. Estas duas baías são separadas por uma constrição formada entre o continente e a Ilha Grande, constituindo um sistema de dois corpos d'água ligados por um canal (Fig. 1).

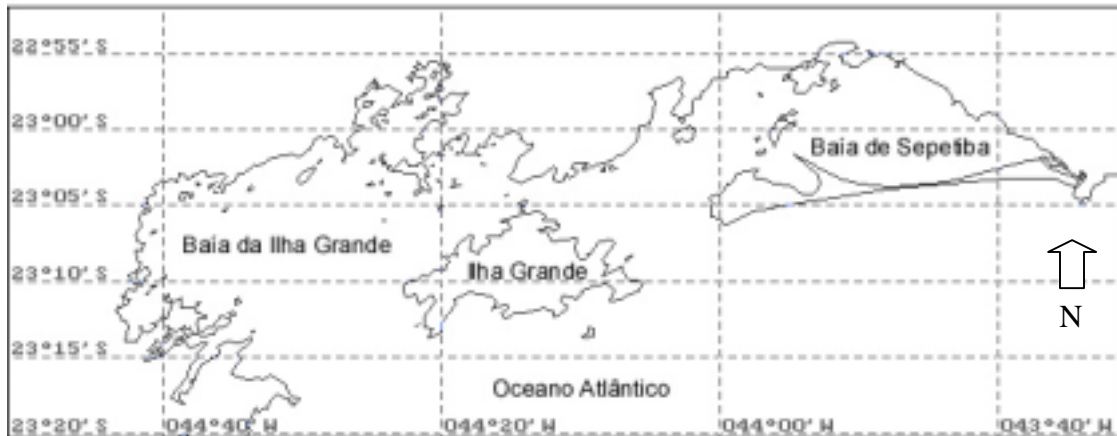


Figura 1. Mapa das baías de Sepetiba e Ilha Grande, localizadas no litoral sul do Estado do Rio de Janeiro, RJ.

As baías de Sepetiba e Ilha Grande apresentam processos hidrodinâmico e hidrológicos distintos, com a baía de Sepetiba sendo comparativamente mais influenciada pela descarga de água doce proveniente de canais e rios, além de apresentar o intercâmbio com o oceano adjacente limitado pela barreira formada por uma grande restinga, a restinga da Marambaia, que apresenta cerca de 40 km de extensão paralela à linha de costa. A baía da Ilha Grande, por outro lado, é comparativamente mais profunda e apresenta uma abertura mais ampla para o oceano, com maior influência de águas da plataforma, mais frias e salgadas (SIGNORINI, 1980^a).

MIRANDA et al., (1977) e MATSUURA (1986) registraram frentes salinas bem delimitadas na região sudeste da entrada da baía de Sepetiba, além de terem observado que as águas da baía da Ilha Grande são comparativamente mais salinas e levemente mais quente do que as da baía de Sepetiba, sendo estas águas menos salinas provenientes das descargas continentais do interior da baía de Sepetiba.

O padrão de circulação do sistema Ilha Grande/Sepetiba é a presença de um fluxo unidirecional no sentido oeste-leste entre o continente e a Ilha Grande, cuja existência foi observada por vários autores. IKEDA & STEVENSON (1982) indicam que a corrente no canal entre as duas baías é modulada, ou seja, sofre diminuição de sua intensidade durante a maré vazante, mas não o suficiente para que haja mudanças de sentido. SIGNORINI (1980^a) estudando dados de corrente de vários locais na baía da Ilha Grande também sugeriu a existência de tal padrão de circulação, não induzido pela maré, com as águas mais salinas da plataforma entrando pelo lado oeste da baía da Ilha Grande, circulando ao redor da ilha, provavelmente misturando-se com as águas menos salgadas da baía de Sepetiba, e convergindo para as correntes costeiras oceânicas pelo lado leste da baía. SIGNORINI (1980^a) sugere que o vento ajude na formação deste fluxo, em parte, mas que mesmo na ausência de ventos esta circulação ainda persiste. E a partir das observações dos gradientes horizontais de pressão entre dois pontos da baía da Ilha Grande, este autor registrou gradientes favoráveis à circulação no sentido horário atribuindo este padrão de circulação à estratificação de densidade. CORRÊA (1994) também encontrou este tipo de circulação unidirecional nas camadas superiores (menores que 5 m de profundidade), indicando que o mecanismo responsável por este tipo de circulação seria o gradiente horizontal de pressão gerado pela diferença de salinidade entre as águas das duas baías, tendo o vento e a maré pouca participação neste processo.

Na baía de Sepetiba o principal mecanismo responsável pela geração de correntes é a maré (SIGNORINI 1980^{A,B}, FRAGOSO, 1995). SIGNORINI (1980^b) aponta um grande contraste entre a circulação gerada pela maré nas duas baías, estudando resultados obtidos por correntômetros e por simulação numérica. Um dos prováveis fatores que causariam este contraste está relacionado com a posição da baía da Ilha Grande, conectada ao oceano por duas entradas, a onda de maré chegaria em fase nas duas entradas e se dividiria em duas ondas separadas que entrariam na baía propagando-se em direções opostas, tendo seus efeitos parcialmente anulados. Embora as correntes marinhas na baía de Sepetiba sejam fracas, a entrada de águas oceânicas frias e densas, provenientes da baía da Ilha Grande e da área costeira adjacente ocorre pela parte oeste da baía, entre as ilhas de Itacuruçá e Jaguanum. Ao se misturarem com as águas de drenagem continental proveniente dos rios da Guarda, Itaguaí e Guandu, estas correntes se aquecem e tornam-se superficiais, contornando a baía e saindo pelo canal entre as ilhas Jaguanum e da Marambaia, onde existe uma sobreposição de correntes superficiais menos salinas e quentes que saem e profundas e frias que entram (COSTA, 1992).

Outro aspecto interessante da circulação das duas baías é a presença de oscilações periódicas. Diversos autores (IKEDA & STEVENSON, 1980; SIGNORINI 1980^A, 1980^B; IKEDA et al., 1989; CORRÊA, 1994; FRAGOSO, 1995) analisando locais e períodos diferentes, detectaram oscilações com aproximadamente 6 horas de período tanto na baía de Sepetiba quanto na baía da Ilha Grande. Para explicar a causa desta oscilação SIGNORINI (1980^a) utilizou uma metodologia descrita por (NEUMANN 1966 apud SIGNORINI 1980^b) na qual pode-se calcular o período natural de oscilação de dois corpos d'água ligados por um canal. Utilizando as dimensões típicas da região, ele encontrou um período de oscilação natural do sistema entre 5,3 e 7,3 horas, bem próximo ao período de 6 horas encontrado nos registros de corrente e nível do mar, evidenciando uma ressonância com o período natural de oscilação do sistema formado pelas duas baías ligadas pelo canal. Este mesmo autor também se utilizou um modelo numérico para encontrar o período natural de oscilação do sistema, registrando um período bem próximo de 6 horas (SIGNORINI, 1980^b).

Na maior parte de sua área, a baía de Sepetiba (Fig.2) apresenta profundidades inferiores a 6 metros, com exceção de dois canais: um localizado entre as ilhas de Itacuruçá e Jaguanum, e o outro ao sul da Ilha Guaíba, que alcançam profundidades variando entre 24 e 31 metros, que são utilizados para acesso ao Porto de Sepetiba (BORGES, 1990). Já a baía da Ilha Grande (Fig.3) dividida em três partes (porção oeste e porção leste, interligadas por um canal estreito denominando canal central) segundo MAHIQUES (1987), apresenta na porção oeste profundidades superiores a 20 metros e máximas na ordem de 40 m. Áreas mais rasas, inferiores a 10 m, encontram-se também a oeste na enseada de Parati, e a norte, na baía da Ribeira. O canal central é estreito e alongado seguindo a direção leste-oeste apresentando as maiores profundidades cuja máxima é de 55 metros. Esse canal se prolonga inicialmente para sudeste e posteriormente para nordeste, em uma feição retilínea que atinge a entrada da baía de Sepetiba. Na porção leste encontramos um relevo mais aplainado, com profundidades entre 10 e 25 metros.

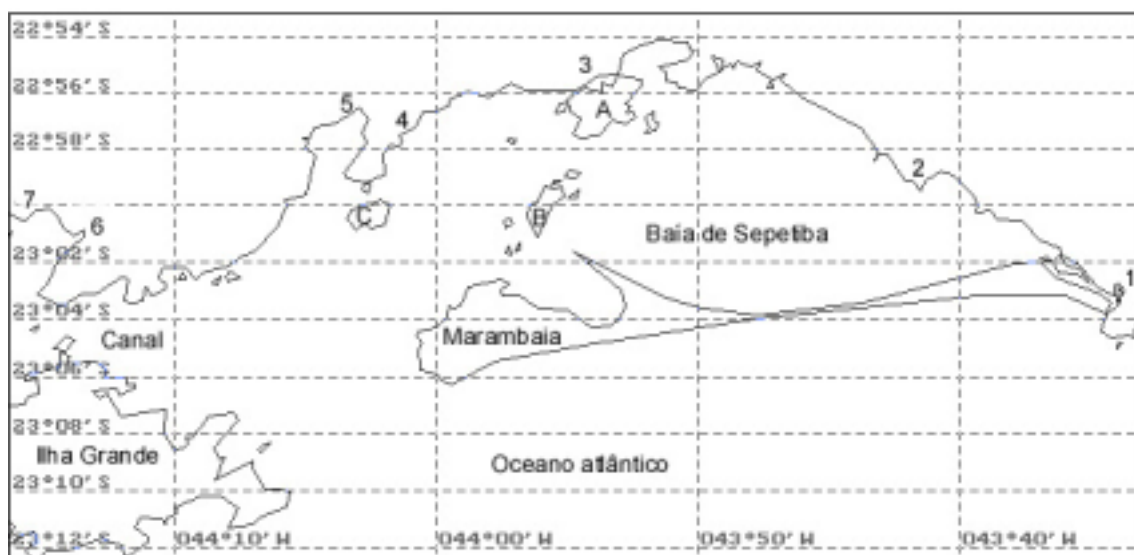


Figura 2. Área de estudo - baía de Sepetiba com indicações dos locais de coleta. A = Ilha de Itacuruça, B = Ilha de Jaguanum, C = Ilha Guaíba. 1= Mangue, 2= praia de Sepetiba, 3= praia de Itacuruça, 4= praia do Sahy, 5= praia do Saco, 6= praia de Monsuaba e 7= praia da Camorim.

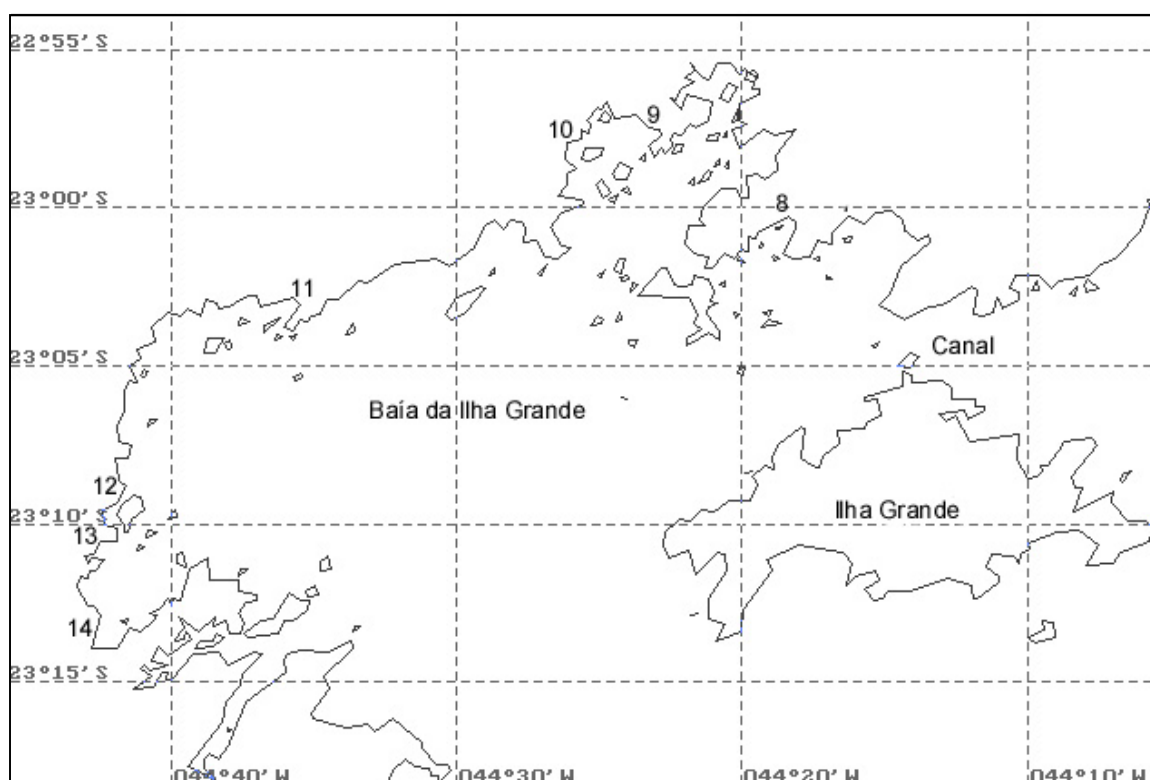


Figura 3. Área de estudo – baía da Ilha Grande com indicações dos locais de coleta. 8= praia do Anil, 9= praia de Bracuy, 10= praia do Frade, 11= praia de Tarituba, 12= praia Grande, 13= praia de Corumbê e 14= praia de Parati.

Deságuam no interior da baía de Sepetiba vários rios de porte médio e grande, além de canais de drenagem que são responsáveis pelo maior aporte de água doce e sedimentos em suspensão, além da poluição de origem das atividades industriais da região (BARBIÉRI & KRONEMBERG, 1994). Os rios que deságuam na baía da Ilha Grande tem como características a pequena extensão, com trechos retilíneos que indicam condicionamento estrutural, estando encaixados em vales apertados e profundos (VON SPERLING & BALTAZAR, 1983).

Os estudos de sedimentos em áreas submersas têm, normalmente, demonstrado variações texturais como respostas contemporâneas a diferentes intensidades de um mesmo processo dinâmico. Eventualmente essas variações texturais podem representar também variações temporais e, portanto, processos dinâmicos e sedimentares não contemporâneos e diferenciados.

Na baía de Sepetiba as praias ocupam a maior parte da costa, no sentido leste-oeste, vindo a seguir os costões rochosos e as áreas remanescentes de manguezais, e em geral possuem perfil suave e granulometrias variadas de acordo com seu posicionamento (SEMA, 1998). Por ser uma zona pouco exposta na sua margem continental, devido à proteção da restinga, o sedimento da baía é constituído principalmente de lodo, na maior parte de sua área interna, com formações de silte, argila, e com poucas áreas de areia e cascalho, em sua parte mais externa e próximo da ligação com o mar. As praias são arenosas, lodo-pedregosas, de cascalho e/ou da interação destes vários tipos (COSTA, 1992).

Os sedimentos da baía da Ilha Grande apresentam distribuição espacial bastante restrita. Podem ser divididos em depósitos coluvionares, aluvionares, fluvio-marinhos, de mangue e cordões arenosos de praia (SUGIO & MARTIN, 1978). Os colúvios constituem depósitos de pé de encostas, produzidos pela alteração intempérica das rochas, sob condições de clima quente e úmido e apresentam granulometria variável de areia a grandes matacões. Os aluviões preenchem as calhas e planícies dos rios de maior expressão na área, são formados por areias razoavelmente trabalhadas, de finas a médias, com alguma silte e argila, exibindo as vezes níveis de conglomerados estratificados. Os depósitos fluvio-marinhos apresentam características mistas, com granulometria variável e tendência à concentração de frações finas no topo. Nas proximidades de Parati, ao norte de Angra dos Reis e nas praias do sul e do leste (Ilha Grande), observam-se depósitos de mangue, representados por material siltico-argiloso, rico em matéria orgânica e apresentando coloração cinza e negra. Os depósitos relacionados a cordões de praias consistem de faixas estreitas e alongadas, de material essencialmente arenoso, bem selecionado.

Climaticamente as baías se enquadram no grupo A da classificação de Köppen, definido como clima tropical, diferenciando-se em função do contraste de topografia entre a áreas de baixada e as encostas que envolvem as baías. O tipo Aw, clima tropical quente e úmido, caracterizado por verão úmido e inverno seco dominam a área plana da baixada. Ventos do quadrante sul (sul/sudeste) são os mais freqüentes e de maior intensidade, que juntamente com as brisas marinhas, descarregam sua umidade contra o anteparo das serras que circundam as baías, podendo contribuir para ocorrência de chuvas na estação seca de inverno (SIGNORINI, 1980^A, BARBIÉRI & KRONEMBERG, 1994).

Nesta área encontram-se instalado um terminal de petróleo da Petrobrás (Terminal da baía da Ilha Grande – TEBIG), duas usinas nucleares (Angra I e II), o Porto de Sepetiba, além de várias indústrias, tais como de construção naval e de minérios. Estas intervenções humanas localizam-se numa área de grande importância

ecológica, que abriga reservas biológicas, como a da restinga da Marambaia, a Reserva Biológica e Arqueológica de Guaratiba, áreas de proteção ambiental, como a da Ilha Grande, as quais apresentam relevância turística e pesqueira, possuindo uma alta produtividade biológica (TOMASI et al., 1972; SIGNORINI 1980^a; SEMA 1998).

Na parte mais interna e protegida da baía de Sepetiba, localizada no extremo leste da baía, encontra-se a Reservas Biológica e Arqueológica de Guaratiba, uma extensa área de manguezal e apicuns (trechos sem vegetação com solos salinos) com 2800 ha, constituindo a principal área da baía em produtividade biológica (SEMA, 1998) (Fig.4 e 5).

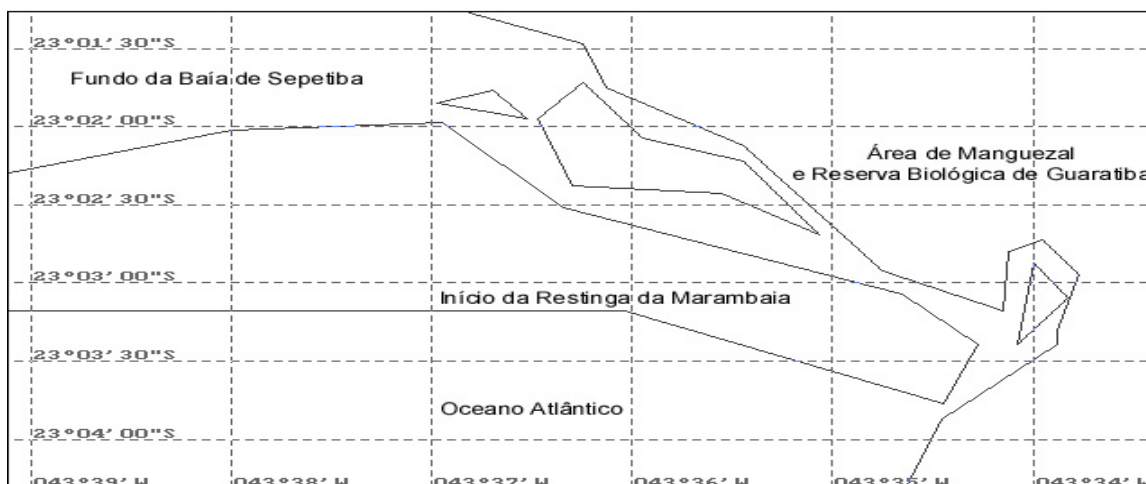


Figura 4. Localização geográfica do manguezal de Guaratiba reserva Biológica e Arqueológica.



Figura 5. Área de estudo – Reserva Biológica e arqueológica de Guaratiba, com indicações dos pontos de coletas. 1 = Mangue, 2 = Clube, 3 = Banco, 4 = Coroa e 5 = Ponte.

Os manguezais de Guaratiba ocorrem principalmente ao longo da planície de maré, com cerca de 40 Km², representando uma área de transição entre os ambientes marinho e terrestre, sendo cortada por vários canais de maré (gamboás), mantidos pelas inundações periódicas da água do mar, com solo frouxo, variações de salinidade, transparência e oxigênio, produzindo grandes quantidades de matéria orgânica exportando para áreas adjacentes próximas (MENEZES et al., 2000; COSTA com. Pes.). Diferentemente de outras áreas de manguezais tropicais e/ou subtropicais protegidas da ação de ondas, e que recebem do continente água doce com sedimentos e nutrientes, que favorecem o desenvolvimento deste tipo de vegetação, o manguezal de Guaratiba sofre maior influência da água salgada, devido ao pouco aporte de água doce em sua área.

Em Guaratiba os apicuns ocorrem no meio do bosque de mangue ou, com maior frequência, atrás deste, sempre em áreas mais elevadas, onde predominam espécies vegetais adaptadas aos altos teores de sal decorrentes de inundações ocasionais de água salgada e evaporação da mesma, além da baixa entrada de água doce neste sistema, formando extensos trechos com características desérticas, com solos hipersalinos que propiciam o desenvolvimento de poucas espécies tais como as gramíneas *Sporobulus virginicus* e *Fimbristylis spadicea*, além da samambaia do brejo (*Acrostichum aureum*) que ocorre no limite de maior influência do mar (MENEZES et al., 2000) .

Os canais de mangue objetos do presente estudo têm uma extensão de aproximadamente 2 Km, com densas formações de mangue vermelho (*Rhizophorae mangue*), mangue siriúba (*Avicennia schaueriana*) e mangue branco (*Laguncularia racemosa*), onde o movimento das marés constitui um importante fator estruturador do sistema, tornando expostos os locais de coletas durante a baixa maré (NEVES et al., no prelo, MENEZES et al., 2000). De acordo com MENEZES et al., (2000) a vegetação de mangue está bem representada em Guaratiba: o bosque de franjas (mangue vermelho, siriúba e branco), que cresce do continente até a margem da baía; o bosque ribeirinho (mangue siriúba) que ocorre ao longo de rios e canais e o bosque de ilhas (mangue vermelho) formado pelo acúmulo de sedimento nas ilhas formadas dentro da área.

O processo ativo de sedimentação é um aspecto característico dos manguezais de Guaratiba, pois os bosques formam-se e continuam a se expandir, pela deposição na baía de Sepetiba das argilas trazidas pelos rios. Este processo leva a formação de ilhas, dominado pelo mangue vermelho, com árvores de até 6 metros. Embora o transporte de sedimentos para a baía seja natural, a ocupação irregular ao longo dos rios da bacia e o conseqüente desmatamento intensificaram o processo, assoreando rios e canais, bem como reduzindo a lâmina d'água da baía de Sepetiba em especial onde os rios deságuam. Depósitos recentes de sedimentos à frente dos mangues formam o "lavado", camada da lama frouxa coberta pela água em todas as marés altas. O lavado é freqüentemente colonizado pela praturá (*Spartina alterniflora*), gramínea que estabiliza o sedimento e facilita a fixação de plantas jovens de mangue, em especial o mangue vermelho, favorecendo o desenvolvimento do manguezal (MENEZES et al., 2000) fato este que explica em partes, como tais vegetais sobrevivem às condições estressantes deste ecossistema .

A profundidade pode variar desde alguns centímetros até 3,5 metros no canal principal e aproximadamente entre 0,5 e 1,5 metros nos canais secundários, apresentando variações sazonais de acordo com os movimentos das marés e dinâmica de sedimentos carregados pelos pequenos rios que deságuam dentro do mangue. As variáveis de temperatura, salinidade, transparência, oxigênio dissolvido, condutividade entre outras estão mais relacionadas à influência do ambiente marinho, do que a transição água doce-água salgada.

Com base nas características desta área, foram estabelecidos 5 pontos fixos de coletas ao longo de um dos principais canais de maré e canais adjacentes dentro do manguezal baseado num gradiente de distância entre a comunicação destes canais com o mar aberto e o interior do complexo sistema de canais deste manguezal.

4. PROGRAMAS DE AMOSTRAGENS

Dois programas de amostragens de arrastos de praias foram realizados entre agosto de 2002 e julho de 2003. Um com coletas bimestrais, compreendendo 14 praias arenosas na margem continental das baías de Sepetiba e de Ilha Grande, compreendendo uma extensão de aproximadamente 280 km da linha de costa nas duas baías e um segundo programa de coletas mensais ao longo de um canal de mangue na Reserva Biológica e Arqueológica de Guaratiba, no extremo leste da baía de Sepetiba, em dois períodos: diurno e noturno.

5. LISTA DE ESPÉCIES

Classificação taxonômica das espécies de peixes capturados no manguezal de Guaratiba e em praias arenosas do litoral sul do estado do Rio de Janeiro (baías de Sepetiba e Ilha Grande). Ordem dos grupos taxômicos de acordo com NELSON (1994). Ocorrências: M = mangue, BS = baía de sepetiba e BIG = baía da Ilha Grande

Filo Chordata

Subfilo Vertebrata (Craniata)

Superclasse Gnathostomata

Classe Chondrichthyes

Subclasse Elasmobranchii

Superordem Euselachii

Família Narcinidae

Narcine brasiliensis (Olfers, 1831)^{BS}

Classe Actinopterygii

Subclasse Neopterygii

Divisão Teleostei

Subdivisão Elopomorpha

Ordem Elopiformes

Família Elopidae

Elops saurus Linnaeus, 1766^{M, BS}

Família Albulidae

Albula vulpes (Linnaeus, 1758)^{BS, BIG}

Ordem Anguilliformes

Família Muraenidae

Gymnothorax ocellatus Agassiz, 1831^M

Família Ophichthidae

Ophichthus gomesii (Castelnau, 1855)^M

Subdivisão Clupeomorpha

Ordem Clupeiformes

Família Clupeidae

Harengula clupeola (Cuvier, 1829)^{M, BS, BIG}

Sardinella brasiliensis (Steindachner, 1789)^M

Pellona harroweri (Fowler, 1917)^{BIG}

Família Engraulidae

Lycengraulis grossidens (Agassiz, 1829)^{BS, BIG}

Cetengraulis edentulus (Cuvier, 1828)^{M, BS}

Anchoa tricolor (Agassiz, 1829)^{M, BS, BIG}

Anchoa januaria (Steindachner, 1879)^{M, BS, BIG}

Anchoa lyolepis (Evermann & Marsh, 1902)^{M, BS, BIG}

Subdivisão Euteleostei

Superordem Ostariophysi

Ordem Siluriformes

Família Ariidae

Genidens genidens (Valenciennes, 1839)^{M, BS, BIG}

Cathorops spixii Agassiz, 1829^{BIG}

Superordem Scopelomorpha

Ordem Myctophiformes

Família Synodontidae
 Synodus foetens (Linnaeus, 1766)^{M, BS}
 Synodus intermedius (Spix, 1829)^M

Superordem Acanthopterygii

Série Atherinomorpha

Família Belonidae
 Strongylura timucu (Walbaum, 1792)^{M, BS, BIG}
 Strongylura marina (Walbaum,)1792^{M, BS, BIG}

Ordem Atheriniformes

Família Atherinopsidae
 Atherinella brasiliensis Quoy & Gaimard, 1824^{M, BS, BIG}

Família Exocoetidae
 Hyporhamphus unifasciatus (Ranzani, 1842)^{M, BS, BIG}
 Hemiramphus brasiliensis (Linnaeus, 1758)^{M, BIG}

Ordem Cyprinodontiformes

Família Poeciliidae
 Poecilia vivipara (Schneider, 1801)^{M, BS}

Família Anablepidae
 Jenynsia lineata (Jenyns, 1842)^{M, BS}

Ordem Gasterosteiformes

Família Fistularidae
 Fistularia petimba (Lacepède, 1803)^{M, BS}

Família Singnathidae
 Syngnathus elucens Poey, 1867^{M, BS}
 Syngnathus folletti Herald, 1942^{M, BS, BIG}

Ordem Scorpaeniformes

Família Scorpaenidae
 Scorpaena isthmensis Meek & Hildebrand, 1928^M
 Scorpaena brasiliensis Cuvier, 1829^M

Família Triglidae
 Prionotus punctatus (Block, 1797)^M

Ordem Dactylopteriformes

Família Dactylopteridae
 Dactylopterus volitans (Linnaeus, 1758)^M

Ordem Perciformes

Subordem Percoidi

Família Centropomidae
 Centropomus undecimalis (Bloch, 1792)^{BS, BIG}
 Centropomus parallelus (Poey, 1860)^{M, BS}

Família Serranidae
 Diplectrum radiale (Quoy & Gaimard)^{M, BS}
 Ephinephelus guaza (Linnaeus, 1758)^M
 Alphestes afer (Bloch, 1793)^M
 Mycteroperca microlepis (Goode & Bean, 1880)^M
 Mycteroperca bonaci (Poey, 1860)^M
 Mycteroperca interstitialis (Poey, 1860)^M
 Mycteroperca rubra (Bloch, 1793)^M

Família Priacanthidae
 Priacanthus cruentatus (Lacepède, 1802)^M

Família Carangidae

- Selene vomer* (Linnaeus, 1758)^{M, BS, BIG}
Chloroscombrus chrysurus (Linnaeus, 1766)^{M, BS}
Oligoplites palometa (Cuvier, 1833)^{M, BS, BIG}
Oligoplites saurus (Bloch & Schneider, 1801)^{M, BS, BIG}
Oligoplites saliens (Bloch, 1793)^{M, BS, BIG}
Caranx hippos (Linnaeus, 1766)^{M, BIG}
Caranx bartholomaei, Cuvier, 1833^{BS}
Caranx latus Agassiz, 1831^{M, BS}
Trachinotus carolinus (Linnaeus, 1766)^{M, BS, BIG}
Trachinotus falcatus (Linnaeus, 1766)^{M, BS, BIG}
Trachinotus goodei Jordan & Schneider, 1801^{BS, BIG}
- Familia Lutjanidae
- Lutjanus synagris* (Linnaeus, 1758)^{M, BIG}
- Familia Gerreidae
- Eucinostomus argenteus* Baird & Girard, 1854^{M, BS, BIG}
Eucinostomus gula Cuvier, 1830^{M, BS, BIG}
Eucinostomus melanopterus Bleeker, 1859^{M, BS, BIG}
Diapterus rhombeus (Cuvier, 1829)^{M, BS, BIG}
- Familia Haemulidae
- Orthopristis ruber* (Cuvier, 1830)^M
Haemulon steindachneri (Jordan & Gilbert, 1882)^{BIG}
Pomadasys corvinaeformis (Steindachner, 1868)^{M, BIG}
Pomadasys croco (Cuvier, 1830)^{BIG}
- Familia Sciaenidae
- Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823)^{M, BS, BIG}
Ctenosciaena gracilicirrhus (Metzelaar, 1919)^M
Menticirrhus americanus (Linnaeus, 1758)^{M, BS}
Bairdiella ronchus (Cuvier, 1830)^{M, BIG}
Larimus breviceps (Cuvier, 1830)^{BS, BIG}
Stellifer stellifer (Bloch, 1790)^M
Stellifer rastrifer (Jordan, 1889)^{M, BS}
- Familia Ephippidae
- Chaetodipterus faber* (Broussonet, 1782)^{M, BS, BIG}
- Familia Mugilidae
- Mugil curema* (Valenciennes, 1836)^{M, BS}
Mugil gaimardianus Desmarest, 1831^M
Mugil liza Valenciennes, 1836^{M, BS, BIG}
Mugil platanus (Gunther, 1880)^{M, BS}
- Familia Uranoscopidae
- Astroscopus ygraecum* (Cuvier, 1829)^M
- Familia Dactyloscopidae
- Dactyloscopus crossotus* Starks, 1913^{BIG}
- Familia Eleotrididae
- Dormitator maculatus* (Bloch, 1790)^M
- Familia Gobiidae
- Gobionellus boleosoma* (Jordan & Gilbert, 1882)^{M, BS}
Gobionellus oceanicus (Pallas, 1770)^{M, BS}
Gobionellus stigmaticus (Poey, 1861)^M
Gobionellus stomatus Starks, 1913^{M, BS}
Ctenogobius shufeldti (Jordan & Eigenmann, 1886)^{M, BS}

- Bathygobius soporator* (Valenciennes, 1837)^M
Evorthodus lyricus (Girard, 1858)^{M, BS}
- Ordem Pleuronectiformes
- Família Paralichthyidae
- Etropus crossotus* Jordan & Gilbert, 1882^M
Etropus longimanus Norman, 1933^{BS}
Citharichthys spilopterus Günther, 1862^{M, BS}
Citharichthys arenaceus Evermann & Marsh, 1902^{M, BS}
Citharichthys macrops Dressel, 1889^M
- Família Achiridae
- Achirus lineatus* (Linnaeus, 1758)^{M, BS, BIG}
- Família Cynoglossidae
- Symphurus tessellatus* (Quoy & Gaimard, 1824)^{M, BS}
- Ordem Tetraodontiformes
- Família Monacanthidae
- Monacanthus ciliatus* (Mitchill, 1818)^{M, BS, BIG}
- Família Tetraodontidae
- Sphoeroides tylery* Shipp, 1974^M
Sphoeroides testudineus (Linnaeus, 1758)^{M, BS, BIG}
Sphoeroides greeleyi Gilbert, 1900^{M, BS, BIG}
Sphoeroides spengleri (Bloch, 1785)^M
Lagocephalus laevigatus (Linnaeus, 1766)^M
Lagocephalus lagocephalus (Linnaeus, 1758)^{M, BS}
- Família Diodontidae
- Cylichthys spinosus* (Linnaeus, 1758)^{M, BS}

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALBERT, O. T. & BERGSTAD, O. A. 1993. Temporal and spatial variation in the species composition of trawl samples from a demersal fish community. *Journal of Fish Biology*, 43: 209-222.
- ALCÂNTARA, A. V. 1989. Ecologia da ictiofauna do estuário do rio Sergipe (Estado de Sergipe, Brasil). Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. Instituto de Biociências. 2v.
- ANDREATA, J. V.; SAAD, A. M. & MORAES, L. A. F. 1994. Contribuição à ecologia da comunidade de peixes da região da baía da Ribeira, nas proximidades da central nuclear de Angra I, Angra dos Reis, RJ. *Acta Biológica Leopoldensia*, 16(2): 57-68.
- ANJOS, S. C. 1993. Ictiofauna da Baía de Ilha Grande (Rio de Janeiro-Brasil): distribuição e abundância. Rio de Janeiro. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Museu Nacional, tese de Mestrado, 75p..
- ARAÚJO, F. G.; AZEVEDO, M. C. C.; SILVA, M. A.; PESSANHA, A. L. M.; GOMES, I. D. & CRUZ-FILHO, A. G. 2002. Environmental influences on the demersal fish assemblages in the Sepetiba Bay, Brazil. *Estuaries*, 25(3): 441-450.
- ARAÚJO, F. G.; CRUZ-FILHO, A. G.; AZEVEDO, M. C. C.; SANTOS, A. C. A. & FERNANDES, L. A. M. 1997. Estrutura da comunidade de peixes jovens da margem continental da Baía de Sepetiba, RJ. *Acta Biológica Leopoldensia*, 19(1): 61-83.
- AYVAZIAN, S. G. & HYNDES, G. A. 1995. Surf-zone fish assemblages in southwestern Australia: do adjacent nearshore habitats and the warm Leeuwin Current influence the characteristics of the fish fauna? *Marine Biology*, 122: 527-536.
- AZEVEDO, M. C. C. 2002. Peixes demersais da Baía de Sepetiba, RJ: distintas assembléias ao longo de um gradiente ambiental. Dissertação de Doutorado, Universidade Rural Federal do Rio de Janeiro, 129p..
- BARBIÉRI, E. B. & KRONEMBERGER, D. M. P. 1994. Climatologia do litoral sul-sudeste do estado do Rio de Janeiro (um subsídio à análise ambiental). IBGE – Caderno de Geociências, 12: 57-73.
- BARLETTA, M.; BARLETTA-BERGAN, A.; SAINT-PAUL, U. & HUBOLD, G. 2003. Seasonal changes in density, biomass, and diversity of estuarine fishes in tidal mangrove creeks of the lower Caeté estuary (northern Brazilian coast, east Amazon). *Marine Ecology Progress Series*, 256: 217-228.
- BARLETTA, M.; SAINT-PAUL, U.; BARLETTA-BERGAN, A.; EKAU, W. & SCHORIES, D. 2000. Spatial and temporal distribution of *Myrophis punctatus* (Ophichthidae) and associated fish fauna in a Northern Brazilian intertidal mangrove forest. *Hydrobiologia*, 426: 65-74.
- BARLETTA-BERGAN, A.; BARLETTA, M. & SAINT-PAUL, U. 2002^a. Structure and seasonal dynamics of larval in the Caeté River estuary in north Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 54: 193-206.
- BARLETTA-BERGAN, A.; BARLETTA, M. & SAINT-PAUL, U. 2002^b. Community structure and temporal variability of ichthyoplankton in north Brazilian mangrove creeks. *Journal of Fish Biology*, 61(suppl. A), 33-51.
- BELL, S. S.; MCCOY, E. D. & MUSCHINSKY, H. R. 1990. Habitat structure: The physical arrangement of objects in space. London: Chapman & Hall.

- BENNETT, B. A. 1989. The fish community of moderately exposed beach on the south western Cape Coast of South Africa and an assessment of the habitat as a nursery for juveniles fish. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 28(9): 293-305.
- BERGHAHN, R. 1983. Untersuchngen an plattfischen und nordseegarnelen (Crangon crangon) in eulitoral des wattenmeeres nach dem Ubergang zum Bodenleben. *Hegoländer Meeresunters*, 36: 136-148.
- BLABER, S. J. M. & BLABER, T. G. 1980. Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. *Journal Fish Biology*, 17: 143-162.
- BLABER, S. J. M. & MILTON, D. A. 1990. Species composition, community structure and zoogeography of fishes of mangrove estuaries in the Solomon Islands. *Marine Biology*, 105: 259-267.
- BLABER, S. J. M. 1997. *Fish and fisheries of tropical estuaries*. London: Chapman and hall 367pp.
- BLABER, S. J. M.; BREWER, D. T. & SALINI, J. P. 1989. Species composition and biomasses of fishes in different habitats of a tropical northern Australian estuary: their occurrence in the adjoining sea and estuarine dependence. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 29:509-531.
- BLABER, S. J. M.; BREWER, D. T.; SALINI, J. P. & KERR, J. 1990. Biomass, catch rates and abundance fo demersal fishes, particularly predators of prawns, in a tropical Bay in the Gulf of carpentaria, Australia. *Marine Biology*, 107: 397-408.
- BLABER, S. J. M.; FARMER, M. J.; MILTON, D. A.; PANG, J.; BOON-TECK, O. & WONG, P. 1997. The ichthyoplankton of selected estuaries in Sarawak and Sabah: composition, distribution and habitat affinities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 45: 197-208.
- BORGES, H. V. 1990. Dinâmica sedimentar da restinga da Marambaia e Baía de Sepetiba. Dissertação de mestrado, Programa de Pós Graduação em Geologia – IGEO/UFRJ, Rio de Janeiro, 82p..
- BURROWS, M. T.; GIBSON, R. N.; ROBB, L. & COMMELY, C. A. 1994. Temporal patterns of movement in juvenile flatfishes and their predators: underwater television observation. *Journal of experimental marine Biology and Ecology*, Sydney,2:215-238.
- CHAO, L. N.; PEREIRA, L. E. & VIEIRA, J. P. 1985. Estuarine fish community of the dos Patos Lagoon, Brazil. A baseline study. Chap. 20. In: Yáñez-Arancibia, A. (Ed.). *Fish Community Ecology in Estuaries and Coastal Lagoons: Towards an Ecosystem Integration*. UNAM – PUAL – ICML, Editorial Universitária, México D.F. 654p.
- CHAO, L. N.; PEREIRA, L. E.; VIEIRA, J. P.; BENVENUTI, M. DE A. & CUNHA, L. P. R. 1982. Relação preliminar dos peixes estuarinos e marinhos da Lagoa dos Patos e região costeira adjacente, Rio Grande do Sul, Brasil. *Atlântica*, Rio Grande, 5: 67-75.
- CHONG, V. C.; SASEKUMAR, A.; LEH, M. U. C. & CRUZ, R. D. 1990. The fish and prawn communities of a Malaysian coastal mangrove system, with comparisons to adjacent mudflats and inshore water. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 31: 703-722.
- CIOTTI, A. M.; ODEBRECHT, C.; FILLMANN, G. & MOLLER, O. O. Jr. 1995. Freshwater outflow and subtropical convergence influence on phytoplankton biomass on the southern Brazilian continental shelf. *Continental Shelf Research*, 15: 1737-1756.

- CLARIDGE, P. N.; POTTER, I. C. & HARDISTY, M. W. 1986. Seasonal changes in movements, abundance, size composition and diversity of the fauna of the Sverner estuary. *Journal of marine Biology*, 66: 229-258.
- CLARK, B. M.; BENNETT, S. J. & LAMBERTH, S. J. 1994b. assessment of the impact of commercial beach-seine netting on juvenile teleost populations in the surf zone of False Bay, South Africa. *S. Afr. J. Mar. Sci.*, 14:255-262.
- CLARK, B. M.; BENNETT, B. A. & LAMBERTH, S. J. 1996. Factores affecting spatial variability in seine net catches of fish in the surf zone of False Bay, South Africa. *Marine Ecology Progress Series*, 131: 17-34.
- CLYNICK, B. & CHAPMAN, M. 2002. Assemblages of small fish in patchy mangrove forests in Sydney Harbour. *Marine Freshwater Research*, 53: 669-677.
- CORRÊA, M. A. 1994. Análise das oscilações das correntes observadas na Baía da Ilha Grande (RJ). Dissertação de mestrado, Instituto Oceanográfico da universidade de São Paulo, SP, 115 p..
- COSTA, M. R. da 2001. Distribuição, tamanho e influência dos parâmetros ambientais na ocorrência de *Micropogonias furnieri* (Pisces-Sciaenidae) na Baía de Sepetiba, RJ. Tese de Mestrado, Universidade Rural Federal do Rio de Janeiro, 79p..
- COSTA, R. N. L. T. R. 1992. Pensar o mar para poder pescar: o espaço da pesca de litoral na Baía de Sepetiba, RJ. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, RJ, 181 p..
- CUNHA, L. P. R. 1981. Variações sazonais da distribuição, abundância e diversidade dos peixes de arrebentação da praia do Cassino, RS – Brasil. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Museu Nacional. 46p.
- DARNAUDE, A. M.; HARMELIN-VIVIEN, M. L. SALEN-PICARD, C. 2001. Food partitioning among flatfish (Pises: Pleuronectiforms) juveniles in a Mediterranean coastal shallow sandy area. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 81: 119-127.
- DAVIS, J. L. D. 2000. Changes in a tidepool fish assemblage on two scales of environmental variation: seasonal and El-niño Southern Oscillation. *Limnology and Oceanography*, 45: 1368-1379.
- DE BOER, W.; SCHIE, A. VAN; JOCENE, D.; MABOTE, A. & GUISSAMULO, A. 2001. The impact of artisanal fishery on a tropical intertidal benthic fish community. *Environmental Biology Fisheries*, 61: 213-229.
- DE LA MORINIÈRE, E.; POLLUX, B.; NAGELKERKEN, I. & VAN DER VELDE, G. 2002. Post-settlement life cycle migration patterns and habitat preference of coral reef fish that use seagrass and mangrove habitats as nurseries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55: 309-321.
- DEEGAN, L. A. & THOMPSON, B. A. 1985. The ecology of fish communities in the Mississippi river deltaic plain, chap. 4:35-56. In: A. Yáñez-Arancibia (Ed.) *Fish community Ecology in Estuaries and Coastal Lagoons: Towards an Ecosystem Integration*. UNAM press México, 654p..
- FRAGOSO, M. R. 1995. Estimativa do padrão de circulação da Baía de Sepetiba (RJ) através de modelagem numérica. Monografia de graduação, departamento de Oceanografia – UERJ, Rio de Janeiro, 84 p..
- GÄELZER, L. R.; MACHADO, G. R.; BAPTISTA, O. R. & ZALMON, I. R. 2004. Surf-zone ichthyofauna diel variation in Arraial do Cabo, southeastern Brazil. *Journal of Coastal Research*, Royal Palm Beach, Special Issue, 39:1-5.
- GARCIA, A. M.; VIEIRA, J. P. & WINEMILLER, K. O. 2001. Dynamics of the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon estuary (Brazil) during cold and warm ENSO episodes. *Journal of fish Biology*, 59: 1218-1238.

- GARCIA-CHARTON, J. A. & PÉREZ-RUZAFÁ, A. 2001. Spatial pattern and the habitat structure of a Mediterranean rocky reef fish local assemblage. *Marine Biology*, 138: 917-934.
- GIANNINI, R. 1994. Estrutura das comunidades de peixes da zona de arrebentação de praias arenosas do litoral do Estado de São Paulo, Brasil. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. Instituto Oceanográfico. 139p.
- GIANNINI, R. & PAIVA FILHO, A. M. 1995. Análise comparativa da ictiofauna da zona de arrebentação de praias arenosas do estado de São Paulo. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 43(2):141-152.
- GODÍNEZ-DOMINGUEZ, E.; ROJO-VÁSQUEZ, J.; GALVÁN-PIÑA, V. & AGUILAR-PALOMINO, B. 2000. Changes in the structure of a coastal fish assemblage exploited by a small scale gillnet fishery during El niño- La niña event. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 51: 773-787.
- HARMELIN-VIVIEN, M. L.; KAIM-MALKA, R. A.; LEDOYER, M. & JACOB-ABRAHAM, S. S. 1989. Food partitioning among scorpaenid fishes in Mediterranean seagrass beds. *Journal of Fish Biology*, 34: 715-734.
- HORN, M. H. 1980. Diel and seasonal variation in abundance and diversity of shallow-water fish populations in Morro Bay, California. *Fishery Bulletin*, 78(3): 759-770.
- IKEDA, Y. & STEVENSON, M. R. 1980. Determination of circulation and short period fluctuation in Ilha Grande Bay (RJ), Brazil. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 29(1): 89-98.
- IKEDA, Y. & STEVENSON, M. R. 1982. Seasonal characteristics of hydrography, turbulence and dispersion near Ilha Grande (RJ), Brazil, based on R/V "Prof. W. Besnard" data. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 31(1): 11-32.
- IKEDA, Y.; GODOI, S. S. & CACCIARI, P. L. 1989. Um estudo de séries temporais de corrente na Baía de Ilha Grande, RJ. Relatório interno do Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 28: 1-24.
- IKEJIMA, K.; TONGNUNUI, P.; MEDEJ, T. & TANIUCHI, T. 2003. Juvenile and small fishes in a mangrove estuary in Tang province, Thailand: seasonal and habitat differences. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 56: 447-457.
- KATHIRESAN, K. & BINGHAM, B. 2001. Biology of mangroves and mangrove ecosystem. *Adv. Mar. Biol.*, 40: 84-136.
- KENNISH, M. J. 1990. *Ecology of estuaries*. CRC Press, Boston.
- KING, M. 1995. *Fisheries biology, assessment and management*. Oxford: Fishing News Books. 341p.
- KUO, S.; LIN, H. & SHAO, K. 1999. Fish assemblages in the mangrove creeks of northern and southern Taiwan. *estuaries*, 22: 1004-1015.
- LAEGDSGAARD, P. & JOHNSON, C. R. 1995. Mangrove habitats as nurseries: unique assemblages of juveniles fish in subtropical mangroves in eastern Australia. *Marine Ecology Progress Series*, 126: 67-81.
- LAEGDSGAARD, P. & JOHNSON, C. R. 2001. Why do juvenile fish utilize mangrove habitat? *Journal of Experimental marine Biology and Ecology*, 257: 229-253.
- LANA, P. C.; ALMEIDA, M. V. O.; FREITAS, C. A. F.; POSE, L. M.; GONZALEZ-PERONTI, A. L.; GILES, A. G.; LOPES, M. J. S.; SILVA, M. H. C.; COUTO, E. C. G. & PEDROSO, L. A. 1989. Estrutura espacial de associações macrobênticas sublitorais da gamboa Perequê (Pontal do Sul, Paraná). *Nerítica*, 4: (1), 119-136.
- LAROCHE, J.; BARAN, E. & RASOANANDRASANA, N. B. 1997. Temporal patterns in a fish assemblage of a semiarid mangrove zone in Madagascar. *Journal of Fish Biology*, 51: 3-20.

- LASIAK, T. A. 1981. Nursery grounds of juvenile teleosts: evidence from the surf zone of King's Beach, Port Elizabeth. *South African Journal of Science*, 77: 388-390.
- LASIAK, T. A. 1984^a. Structural aspects of the surf-zone fish assemblage at King's beach, Algoa Bay, South Africa: Long-term fluctuations. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 18: 459-483.
- LASIAK, T. A. 1984^b. Structural aspects of the surf-zone fish assemblage at King's beach, Algoa Bay, South Africa: Short-term fluctuations. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 18: 347-360.
- LEHMAN, P. W. & SMITH, R. W. 1991. Environmental factors associated with phytoplankton succession for the Sacramento-San Joaquin delta and Suisun Bay estuary, California. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 32: 105-128.
- LEY, J.; HALLIDAY, I.; TOBIN, A.; GARRETT, R. & GRIBBLE, N. 2002. Ecosystem effects of fishing closures in mangrove estuaries of tropical Australia. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 245:223-238.
- LEKVE, K.; STENSETH, N. C.; GJOSAETER, J.; FROMENTIN, J. M. & GRAY, J. 1999. Spatio-temporal patterns in diversity of a fish assemblage along Norwegian Skagerrak coast. *Marine Ecology Progress Series*, 178: 17-27.
- LENANTON, R. & POTTER, I. 1987. Contribution of estuaries to commercial fisheries in temperate western Australia and the concept of estuarine dependence. *Estuaries*, 10: 28-35.
- LIN, H. J. & SHAO, K. T. 1999. Seasonal and diel changes in a subtropical mangrove fish assemblage. *Bulletin of marine Science*, 65: 775-794.
- LONERAGAN, N. R. & POTTER, I. C. 1990. Factors influencing community structure and distribution of different life-cycle categories of fishes in shallow waters of a large Australian estuary. *Marine Biology*, 106: 25-37.
- MAHIQUES, M. M. 1987. Considerações sobre os sedimentos de superfície e de fundo da Baía da Ilha Grande, Estado do Rio de Janeiro. Dissertação de mestrado. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, volume I, 77p..
- MATSUURA, Y. 1986. Contribuição ao estudo da estrutura oceanográfica da região sudeste entre Cabo Frio (RJ) e Cabo de Santa Marta Grande (SC). *Ciência & Cultura*, 38(8): 1439-1450.
- MENEZES, L. F.; PEIXOTO, A. L. & MACIEL, N. C. 2000. *A riqueza ameaçada dos mangues*. *Ciência Hoje*, volume 27, número 158.
- MIRANDA, L. B.; IKEDA, Y.; CASTRO, B. M. & FILHO, N. P. 1977. Note on the occurrence of saline fronts in the Ilha Grande (RJ) region. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 26: 249-256.
- MODDE, T. & ROSS, S. T. 1981. Seasonality of fishes occupying a surf zone habitat in the northern Gulf of Mexico. *Fishery Bulletin*, 78(4): 911-922.
- MORTON, R. M. 1990. Community structure, density and standing crop of fishes in a subtropical Australian mangrove area. *Marine Biology*, 105: 385-394.
- MOYLE, P. B. & CECH JR., J. J. 1988. *Fishes. Na introduction to ichthyology*. 2 nd ed. Prentice hall. New jersey. 559p.
- NAGELKERKEN, I & VAN DER VELDE, G. 2002. Do non-estuarine mangroves harbour higher densities of juvenile fish than adjacent shallow-water and coral reef habitats in Curacao (Netherlands Antilles). *Marine Ecology Progress Series*, 245: 191-204.
- NAGELKERKEN, I.; DORENBOSCH, M.; VERBERK, W. C. E. P.; COCHERET DE LA MORINIÈRE, E. & VAN DER VELDE, G. 2000. Importance of shallow-water biotopes of a Caribbean bay for juvenile coral ref. *Fishes: pattern in biotope*

- association, community structure and spatial distribution. *Marine Ecology Progress Series*, 202: 175-192.
- NELSON, J. S. 1994. *Fishes of the world*. 3rd ed., by John Wiley & Sons. Inc., 560 p.
- NEVES, L. M.; PEREIRA, H. H.; DA COSTA, M. R. & ARAÚJO, F. G. 2006. Uso do manguezal de Guaratiba, Baía de Sepetiba, RJ pelo peixe-rei *Atherinella brasiliensis* (Quoy & Gaimard) (Atheriniformes, Atherinopsidae). *Revista brasileira de Zoologia* (no prelo).
- PAIVA FILHO, A. M. & TOSCANO, A. P. 1987. Estudo comparativo e variação sazonal da ictiofauna na zona entremarés do Mar Casado-Guarujá e Mar Pequeno-São Vicente, SP. *Bolm. Instituto Oceanográfico, São Paulo*, 35(2):153-165.
- PIHL, L. & VAN DER VEER, H. W. 1992. Importance of exposure and habitat structure for the population density of 0-group plaice, *Pleuronectes platessa* L., in coastal nursery areas. *Netherland Journal Sea Research*, 29: 145-152.
- PITCHER, T.J.; HART, P.J. 1982. *Fisheries ecology*. London : Chapman & Hall. 414p.
- QUINN, N. J. & KOJIS, B. L. 1986. Annual variation in the nocturnal nekton assemblage of a tropical estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 22:63-90.
- ROBERTSON, A. I. & BLABER, S. J. M. 1992. Plankton, epibenthos and fish communities. In: Robertson, A. I. & Alongi, D. M. (eds). *Tropical mangrove Ecosystems*. American Geophysical Union, Washington, D. C., 173-224.
- ROBERTSON, A. I. & DUKE, N. C. 1987. Mangroves as nursery sites: comparisons of the abundance and species composition of fish and crustaceans in mangroves and other nearshore habitats in tropical Australia. *Marine Biology*, 96: 193-205.
- ROMER, G. S. 1990. Surf zone fish community and species response to a wave energy gradient. *Journal of Biology*, 36: 279-287.
- SÁNCHEZ-VELASO, L.; SHIRAGASO, B.; CISNEROS-MATA, M. A. & AVALOS-GARCIA, C. 2000. Spatial distributions of small pelagic fish larvae in the Gulf of Califórnia and its relation to the El niño 1997-1998. *Journal of Plankton Research*, 22: 1611-1618.
- SEMA - Secretaria de Estado de meio Ambiente 1998. Macroplano de gestão e saneamento ambiental da bacia da baía de Sepetiba. Relatório final – diagnóstico ambiental. Consórcio ETEP/ECOLOGUS/SM GROUP. 215 p..
- SHEAVES, M. J. 1998. Spatial patterns in estuarine fish faunas in tropical Queensland: a reflection of interaction between long-term physical and biological processes? *Marine and Freshwater Research*, 49: 31-40.
- SIGNORINI, S. R. 1980^a. A study of the circulation in Bay of Ilha Grande and Bay of Sepetiba, part I, a survey of the circulation based on experimental field data. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 29(1): 41-55.
- SIGNORINI, S. R. 1980^b. A study of the circulation in Bay of Ilha Grande and Bay of Sepetiba, part II, an assessment to the tidally and wind-driven circulation using a finite element numerical model. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 29(1): 57-68.
- SMOLDERS, A. J. P.; VAN DER VELDE, G.; ROELOFS, J. G. M. & GUENERO-HIZA, M. A. 2000. El niño caused collapse of the Sabalo fishery (*Prochilodus lineatus*, Pisces: Prochilodontidae) in a South American river. *Naturwissenschaften*, 87: 30-32.
- SUGIO, K. & MARTIN, L. 1978. Formações quaternárias marinhas do litoral paulista e sul fluminense. In: *International Symposium on Coastal Evolution in the Quaternary, São Paulo, Sociedade Brasileira de Geologia, publicação especial*, (1): 1-55.
- SWALES, S.; SOREY, A. W.; RODERICK, I. D. & FIGA, B. S. 1999. Fishes of floodplain habitats of the fly river system, Papua New Guinea, and changes

- associated with El niño droughts and algal blooms. *Environmental Biology of Fishes*, 54: 389-404.
- SYMS, C. 1995. Multi-scale analysis of habitat association in a guild of blennioid fishes. *Marine Ecology Progress Series*, 125: 31-43.
- TALLMARK, B. & EVANS, S. 1986. Substrate-related differences in antipredator behaviour in two gobiid fish species and the brown shrimp, and their adaptive value. *Marine Ecology Progress Serie*, 29: 217-222.
- THAYER, G. W.; CLOBY, D. R. & HETTLER, JR. W. F. 1987. Utilization of the red mangrove prop root habitat by fishes in South Florida. *Marine Ecology Progress Series*, 35: 25-38.
- TOMMASI, L. R.; VALENTE, M. T. M. & ACEDO, R. 1972. Cephalocordata da região da Ilha Grande (RJ). *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 21: 149-162.
- TRILLMICH, F. & ONO, K. A. 1991. Pinnipeds and El Niño. 291pp. Berlin:Springer.
- VENDEL, A. L.; SPACH, H. L.; LOPES, S. G. & SANTOS, C. 2002. Structure and dynamics of fish assemblages in a tidal creek environment. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 43(3): 365-373.
- VERA, J. M. & SÁNCHEZ, P. 1997. Patterns in marine fish communities as shown by artisanal fisheries data on the shelf off the Nexpa river, Michoacan, México. *Fisheries Research*, 33: 149-158.
- VERLAQUE, M. 1990. Relations entre *Sarpa salpa* (Linnaeus, 1758) (Teléostèen, Sparidae), lês autres poissons brouteurs et lê phytobenthos algal méditerranéen. *Oceanologica Acta*, 13: 373-388.
- VON SPERLING, E. & BALTAZAR, O. F. 1983. Projeto carta geológica do estado do Rio de Janeiro. Folhas Mangaratiba, Ilha Grande, Cunhambebe, Angra dos Reis, rio Mambucaba/campos de Cunha, Parati, Cunha, Picinguaba e Juatinga. Relatório final, volume I, DRM-CPRM, Belo Horizonte, 122 p..
- WHITFIELD, A. K. 1996. A review of estuarine ichthyology in Shouth Africa over the past 50 years. *Transactions of Royal Society of Shout Africa*, 51: 79-89.
- WHITFIELD, A K. 1999. ichthyofaunal assemblages in estuaries: a South African case study. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 9: 151-186.
- WILKINS, H. K. A. & MYERS, A. A. 1992. Microhabitat utilization by an assemblage of temperate Gobiidae (Pisces: teleostei). *Marine Ecology Progress Series*, 90: 103-112.
- YÁÑEZ-ARANCIBIA, A 1985. Recursos demersales de alta diversidad en las costas tropicales: perspectiva ecológica, Cap. 1:17-38. In: Yáñez-Arancibia, A. (Ed.). Recursos Pesqueros Potenciales de México: La Pesca Acompañante del Camarón. Progr. Univ. de Alimentos, Inst. Cienc. Del Mar y Limnol., Inst. Nal. de Pesca. UNAM, México D. F. 748p.
- YÁÑEZ-ARANCIBIA, A 1989. Ciclo de vida nectonicos estuarinos: el caso de Mugilidae(lisas). In: Seminario sobre Mugilídeos da Costa Brasileira. São Paulo. Palestra. São Paulo. IP?SAA?CPA.47-48.
- YÁÑEZ-ARANCIBIA, A. & SANCHEZ-GIL, P. 1988. Ecología de los recursos demersales marinos. Fundamentos en costas tropicales. AGT Editor, México, 228p.
- YÁÑEZ-ARANCIBIA, A., LARA-DOMINGUEZ, A. L., SÁNCHEZ-GIL, P. & ALVAREZ-GUILLEN, H. 1988^a. Evaluación ecológica de las comunidades de peces de la Laguna de Términos y Sonda de Campeche, Chap. 18:323-356. In: Yáñez-Arancibia, A., Y DAY Jr., J.W. (Eds.) Ecology of coastal Ecosystems in the Southern Gulf of México: The Terminos Lagoon Region. Inst. Cien. Del Mar y Limnol. UNAM, Coast. Ecol. Inst. LSU. UNAM Press México, 518p.

- YÁNEZ-ARANCIBIA, A., SÁNCHEZ-GIL, P. & LARA-DOMINGUEZ, A. L., 1990. Interacciones ecológicas estuario-mar: Estructura funcional de bocas estuarinas y su efecto en la productividad del ecosistema. In: II Simpósio sobre Ecosistemas da costa Sul e Sudeste Brasileira: Estrutura, função e manejo. Sessão II Ecosistemas Costeiros: estuários, lagunas, manguezais e marismas. Águas de Lindóia, São Paulo, Brasil, 49-83p.
- YIN, K.; HARRISON, P. J.; GOLDBLSTT, R. H.; ST. JOHN, M. A. & BEAMISH, R. J. 1997. Factors controlling the timing of the spring bloom in the strait of Georgia estuary, British Columbia, Canada. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 54: 1985-1995.

CAPÍTULO II

COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DAS ASSEMBLÉIAS DE PEIXES EM PRAIAS ARENOSAS DE DUAS BAÍAS DO LITORAL SUL DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO

RESUMO

Praias arenosas são ambientes relativamente pouco estruturados e que podem diferir nas características hidrográficas, na textura e nutrientes do sedimento. Quando variações nas assembléias de peixes ocorrem entre praias arenosas dentro de baías, é assumido que tais peixes são dependentes do habitat (local) ao passo quando não existem tais variações, é assumida a dependência da baía. Um programa de amostragens bimestrais com arrastos de praia foi realizado entre setembro de 2002 e julho de 2003, ao longo de 14 praias do litoral sul do Estado do Rio de Janeiro, compreendendo as baías de Sepetiba (7 praias) e Ilha Grande (7 praias), com o objetivo de testar a hipótese da existência de distintas assembléias dentro e entre estas baías, bem como examinar eventuais relações das assembléias com parâmetros ambientais. Foram capturadas 72 espécies de peixes nas duas baías, compreendendo 41 gêneros, 28 famílias e 62 espécies na baía de Sepetiba, e 32 gêneros, 20 famílias e 42 espécies na baía da Ilha Grande. As variáveis profundidade, temperatura, condutividade, transparência e oxigênio dissolvido foram comparativamente maiores na baía da Ilha Grande, enquanto que a % de carbono, % de matéria orgânica, % de nitrogênio e potássio no sedimento foram maiores na baía de Sepetiba, com a textura do sedimento (granulometria) diferindo pouco entre as baías, embora tenham diferido entre os locais. Do total de 72 espécies registradas nas duas baías, 32 foram comuns às duas baías, 30 exclusivas da baía de Sepetiba e 10 da baía da Ilha Grande. Em ambas baías um maior número de espécies ocorreram em Carangidae, Engraulidae, Gerreidae, Sciaenidae. As espécies mais abundantes foram *Atherinella brasiliensis*, *Oligoplites saurus*, *Eucinostomus argenteus*, *Trachinotus carolinus*, *Trachinotus falcatus* e *Strongylura timucu*. *Trachinotus falcatus*, *T. carolinus*, *O. saurus*, *S. timucu* e *Hyporhamphus unifasciatus* estiveram mais associadas com as maiores temperaturas, transparências e profundidade, enquanto que *Atherinella brasiliensis* esteve associada também com os maiores valores de condutividade, oxigênio dissolvido e salinidade. *Anchoa januaria* esteve associada com menores valores de condutividade, oxigênio dissolvido e salinidade, já *Anchoa tricolor*, *E. argenteus*, *Mugil liza* e *Diapterus rhombeus* com as menores temperaturas, transparências e profundidade. Onze espécies contribuíram com mais de 10% da abundância e foram utilizadas nas análises multivariadas para identificação de padrões nas assembléias. Foram observadas diferenças entre as assembléias das duas baías, as assembléias entre as duas baías foram detectadas, dominando na a baía Sepetiba *A. januaria*, *Mugil liza* e *D. rhombeus*; enquanto que na baía da Ilha Grande o domínio foi de *A. brasiliensis* e *S. timucu*. Diferenças nas assembléias de peixes entre os locais da baía de Sepetiba foram encontradas, com os 3 locais mais internos protegidos pela restinga da Marambaia apresentando *E. argenteus* como espécie dominante, enquanto os 4 locais mais externos e próximos da comunicação com a baía da Ilha Grande apresentaram como espécies dominantes *O. saurus* e *T. carolinus*. Na baía da Ilha Grande, por outro lado, não foram detectadas diferenças nas assembléias de peixes entre os locais. A espécie *A. brasiliensis* foi comum e dominante em todos os pontos de coletas das duas baias. As assembléias de peixes jovens que utilizam as praias da baía de Sepetiba apresentaram indicações de dependência do local, embora com elevada sobreposição, com as assembléias da baía da Ilha Grande apresentado dependência da baía.

ABSTRACT

Sandy beaches are relatively low structured systems that can differ in hydrographics, and texture and nutrients sediment. Whenever fish assemblages change between sandy beaches inside bay, it is assumed that such fishes are habitat (site) dependent while in case of no such variation it is assumed the bay dependence. A bi-monthly fish sampling programme was carried out between September 2002 and July 2003, along 14 beaches in southwestern coast of Rio de Janeiro state, comprising both Sepetiba (7 beaches) and Ilha Grande (7 beaches). The aim was to test the hypothesis that distinct assemblages between and within the bays, and to look into eventual relationships between fish assemblages and environmental variables. A total of 72 fish species were recorded in the two bays, comprising 41 genera, 28 families and 62 species for the Sepetiba bay, and 32 genera, 20 families and 42 species for the Ilha Grande bay, in the 126 samples for each bay. Hydrographic variables of depth, temperature, conductivity, transparency and dissolved oxygen were relatively higher in Ilha Grande bay, while nutrient sediment, % Carbon, % organic matter, % Nitrogen were higher in the Sepetiba bay, with sediment texture (granulometry) differing slightly between the bays, but differing among the sites. From a total of 72 recorded species in the two bays, 32 were common to the two bays, 30 were exclusives from Sepetiba bay and 10 were exclusive from Ilha Grande bay. Families of higher species richness (Carangidae, Engraulidae, Gerreidae, Sciaenidae) were common to both bays and the most abundant species were *Atherinella brasiliensis*, *Oligoplites saurus*, *Eucinostomus argenteus*, *Trachinotus carolinus*, *Trachinotus falcatus* and *Strongylura timucu*. *Trachinotus falcatus*, *T. carolinus*, *O. saurus*, *S. timucu* and *Hyporhamphus unifasciatus* were associated with higher temperature, transparency and depth, while *Atherinella brasiliensis* was associated to higher conductivity, dissolved oxygen and salinity. *Anchoa januaria* was associated with lower conductivity, dissolved oxygen and salinity, while *Anchoa tricolor*, *E. argenteus*, *Mugil liza* and *Diapterus rhombeus* were associated with lower temperature, transparency and depth. Eleven species occurred in more than 10% of samples and were used in multivariate analysis for determining assemblages patterns. Indications of different assemblages between the two bay were shown, with the Sepetiba bay being dominated by *A. januaria*, *Mugil liza* and *D. rhombeus*; while Ilha Grande bay was dominated by *A. brasiliensis* and *S. timucu*. Differences in fish assemblages between sites in the Sepetiba bay were found with the three innermost sites protected by the Marambaia sankbank showing *E. argenteus* as dominant species, while the 4 outermost sites near to the connection with Ilha Grande bay showing *O. saurus* and *T. carolinus* as dominant species. *A. brasiliensis* was the most common and dominant species in almost all sites, in all sampled sites. On the other hand, in Ilha Grande bay no differences in fish assemblages were detected among sites. Juvenile fish assemblages that use beaches in Sepetiba bay showed indications of local dependence, although with high species overlapping, while the Ilha Grande assemblages showing bay dependency.

7. INTRODUÇÃO

As praias são consideradas faixas litorâneas que se estendem desde a linha de costa até o limite máximo da ação das ondas, ou seja, até o limite externo das células de circulação das correntes geradas pela própria ação das ondas (MCLACHAN & ERASMUS, 1983). Caracterizam-se por serem ambientes altamente dinâmicos vulneráveis e sujeito a extremas variações ambientais. Apresentam uma variada fauna e flora, principalmente de zooplâncton, fitoplâncton e peixes, oferecendo uma série de vantagens aos organismos residentes, principalmente peixes juvenis, tais como maior proteção contra os predadores e maior abundância de alimento. A presença de poucas espécies dominantes, porém muito especializada e a abundância de sua fauna confirmam o relevante papel desempenhado pelas praias como um criadouro natural e área de crescimento de várias espécies de peixes de interesse comercial e/ou esportivo (BLABER & BLABER, 1980; CUNHA, 1981; LASIAK, 1984^A; BROWN & MCLAHLAN, 1990; WHITFIELD, 1996). Embora SPRINGER & WOODBURN (1960) tenham descrito a região de praias e zona de arrebentação como um habitat extremo e de reduzida variedade de nichos ecológicos, os mesmos salientam os benefícios dessas condições, principalmente aos peixes juvenis, apontando outras vantagens oferecidas nas zonas de arrebentação, como, aumento da eficiência metabólica para aquisição de calor, em função da abundância de alimento, concentrada pela ação das correntes.

Devido a grande mobilidade, peixes são considerados importantes como transferidores e exportadores de energia do sistema praia/zona de arrebentação (BROWN & MCLAHLAN, 1990). A comunidade ictiofaunística da zona de arrebentação de praias é muito dinâmica, com pequeno número de espécies dominantes e residentes e com variação sazonal na abundância (MODDE & ROSS, 1981; CUNHA, 1981; WHITFIELD, 1989; MONTEIRO NETO, 1990; CLARK, 1997). A percepção de que comunidades de peixes de praias apresentam menores abundâncias e diversidade, quando comparadas com outros habitats aquáticos, tem sido amplamente divulgada através de estudos que investigam as assembléias de peixes de áreas rasas no mundo todo (MODDE, 1980; LASIAK, 1981, 1984^A; AYVAZIAN & HYNDES, 1995; GIBSON et al., 1996).

A diversidade dessas comunidades e a abundância e distribuição de suas populações são controladas por variáveis ambientais diversas e complexas que, por sua dinâmica são considerados mecanismos de produção, sendo os mais evidentes as condições físico-químicas da água, a profundidade, o tipo de sedimento, as condições meteorológicas, a contribuição de descargas fluviais e a amplitude e as variações da maré, dentre outros (SOBERÓN-CHAVEZ & YÁÑEZ-ARANCIBIA, 1985; YÁÑEZ-ARANCIBIA et al., 1985^{a,b}). Outros estudos mostram que os mecanismos de recrutamento de peixes costeiros estão intimamente vinculados com a dinâmica destes ambientes, sendo controlados também por processos físicos e biológicos.

De acordo com LASIAK (1986) a utilização das zonas de arrebentação por um grande número de peixes juvenis só ocorre devido à presença de uma rica fonte de alimento na forma de plâncton e proteção contra predadores promovida pela baixa profundidade, alta turbidez e turbulência destas áreas.

Para ROMER (1990) a instabilidade espaço-temporal das zonas de arrebentação, são decorrentes das características de variáveis físicas tais como vento e exposição das ondas, produzindo novas dinâmicas nas assembléias de peixes que utilizam estas áreas.

CUNHA (1981), MODDE & ROSS (1981), SCORVO FILHO et al., (1987), PAIVA FILHO et al., (1989^{a,b}), MONTEIRO NETO (1989) e GIANNINI (1994),

atribuíram as variações sazonais na abundância de peixes à temperatura. Parece haver um consenso quanto ao fato de que as temperaturas mais elevadas são mais favoráveis ao desenvolvimento de formas jovens de peixes na zona de arrebentação, o que explicaria as maiores abundâncias e número de espécies nas capturas de verão.

LASIAK (1984^b) verificou que nas praias da baía de Algoa (África do Sul), a falta de sazonalidade nos parâmetros da comunidade pode refletir pequenas variações mascarando perturbações sazonais, e que as grandes variações dos componentes dominantes nas assembléias de peixes indicam uma instabilidade na estrutura da comunidade.

GODEFROID et al., (1998) encontraram oito espécies de peixes na praia do Pontal do Sul (PR), todas influenciadas pela combinação dos seguintes fatores: lua, maré e ciclo dia/noite, tendo observado diferenças significativas nas capturas das espécies mais representativas, indicando que os efeitos dos fatores dia e noite são mais importantes na dinâmica das capturas destas espécies. A sucessão dos dias e noites produz oscilações na maioria das variáveis ambientais e determina fortes influências sobre a abundância relativa das espécies, alterando a composição e dinâmica das assembléias de peixes (CLARK et al., 1996).

BLABER et al., (1995) afirmam que a turbidez, amplitude de maré, vento e ciclo dia/noite são os únicos fatores abióticos correlacionados com a abundância relativa de algumas espécies de peixes que habitam as águas rasas do Golfo da Carpentaria.

As baías normalmente apresentam uma variedade de microhabitats ao longo das suas praias, que definem os tipos de assembléias de peixes que habitam estas áreas, e variações entre os locais dentro de baías normalmente são maiores que variações entre diferentes baías nas zonas tropicais (HILLMAN et al., 1977). As mudanças nas características destes habitats e a mobilidade de peixes juvenis podem influenciar a composição dos peixes entre os diferentes microhabitats das praias arenosas. Mudanças em certas variáveis tais como grau de exposição a ondas, tamanho de partículas do sedimento e turbidez exercem forte influência sobre a abundância de algumas espécies a nível de microhabitat e podem alterar a composição e riqueza de espécies destas assembléias que utilizam as zonas de arrebentação (HILLMAN et al., 1977).

HINDELL & JENKINS (2004) que estudaram as variações espaciais e temporais das assembléias de peixes associadas com manguezais e praias lamosas de duas baías na Austrália, verificaram que dos seis locais estudados quatro apresentaram pequenas diferenças na estrutura das assembléias de peixes entre os habitats, sendo considerados dependentes da baía. Os outros dois locais sustentaram o conceito de dependentes do habitat devido às diferenças na composição das assembléias. JENKINS et al., (1997) e JENKINS & HAMER (2001) também atribuíram uma relativa importância aos habitats vegetados quando comparados com áreas não vegetadas, baseadas no número de juvenis de *Sillaginodes punctata*, que variou fortemente com os locais dentro da baía de Port Phillip na Austrália.

Existem algumas especulações sobre a importância destes habitats e as condicionantes ambientais que caracterizam a presença ou ausência de determinados componentes das assembléias de peixes nas zonas de arrebentação. As assembléias de peixes nos habitats seriam determinadas pelas características intrínsecas dos habitats ou elas dependeriam de condições mais abrangentes que envolvessem os vários ambientes dentro da baía e conseqüentemente da área como um todo? A partir destas hipóteses, podemos considerar que se diferentes ambientes ou habitats dentro de uma baía contiverem similares assembléias de peixes, tais assembléias serão mais dependentes da área da baía como um todo do que das peculiaridades de cada habitat. Por outro lado, se os diferentes habitats apresentarem diferentes assembléias de peixes, pode se considerar

que tais assembléias são mais dependentes do habitat em particular do que da Baía como um todo.

8. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Descrever as variações espaciais e temporais das 14 praias ao longo das baías de Sepetiba (7) e de Ilha Grande (7);
- Descrever as assembléias de peixes nestes mesmos ambientes e suas variações espaço-temporal;
- Comparar as assembléias de peixes entre as praias e entre as duas baías;
- Avaliar a existência de causa e efeito entre as variáveis ambientais e as assembléias de peixes.

9. MATERIAL E MÉTODOS

9.1. Programa de amostragem

Um programa de arrastos de praia foi realizado constando de excursões bimestrais ao longo do litoral sul do Estado do Rio de Janeiro entre setembro de 2002 e julho de 2003. Foram estabelecidos 14 locais fixos de coletas ao longo do litoral sul do estado (Fig. 2, Fig. 3), definidos de acordo com a acessibilidade e localização próxima a BR 101, a fim de facilitar a realização das amostragens em dois dias consecutivos de coletas, que foi a duração de cada excursão bimestral. A seqüência das amostragens nas praias foi feita alternando as direções, com um mês no sentido Sepetiba - Ilha Grande, e no mês seguinte Ilha Grande – Sepetiba, visando aleatorizar os períodos de amostragens entre as praias, que foram sempre feitos durante o dia.

Os arrastos foram padronizados sendo realizados paralelos à linha de costa, a uma profundidade inferior a 1,5 metros, com extensão de aproximadamente 30 metros. Utilizou-se de uma rede com 10 metros de comprimento, 2,5 metros de altura e malha de 7 milímetros entre nós consecutivos. A unidade amostral foi considerada como o total de peixes capturados em um arrasto, com três repetições (tréplicas) em cada local. Em cada amostragem bimestral foram medidas as seguintes variáveis ambientais: salinidade, temperatura, condutividade e oxigênio dissolvido com auxílio de um aparelho multisensor do tipo YSI 85. A transparência foi medida com auxílio de um disco de Secchi e a profundidade foi tomada com um profundímetro graduado em centímetros. Adicionalmente foram consultados na internet, os dados pluviométricos para posterior correlações com as variáveis medidas. Fontes: ANA, INMET, FURNAS, GEORIO, SERLA, UFRJ E CPTEC/INPE.

Amostras de sedimento também foram coletadas em todas as praias e meses de coleta, sendo uma parte da amostra destinada para as análises químicas de: teor de matéria orgânica (%), percentagem de carbono, percentagem de nitrogênio, fósforo e potássio (mg/dm^3), e outra para análise granulométrica.

9.2. Procedimentos Laboratoriais

9.2.1. Sedimento

A análise granulométrica, também chamada de análise textural, consistiu em se determinar qual a distribuição por tamanho das partículas dos diversos minerais

existentes no solo, permitindo enquadrar o solo numa classe textural, isto é, classificá-lo como arenoso, argiloso, siltoso etc. Todas amostras foram secas ao ar livre e à sombra. Após a secagem, as amostras foram peneiradas em um aparelho tamizador, durante 15 minutos. Foram utilizados um total de 6 peneiras com aberturas de malhas de 2,0mm, 1,0 mm, 0,5 mm, 0,25 mm, 0,09 mm e 0,063 mm, que correspondem respectivamente a frações de grãos dos tipos muito grosso, grosso, médio, fino, muito fino e finíssimo. As frações de silte-argila (porção mais fina do sedimento) foram separadas das frações arenosas pela peneira de abertura de malha 0,063 mm, que retém estas últimas.

Para análise química do sedimento foram empregadas as seguintes técnicas: teor (%) de matéria orgânica e percentagem de carbono foi utilizado o método volumétrico pelo bicromato de potássio; % de nitrogênio total: foi utilizado a técnica de destilação em semimicro Kjeldal; potássio: foi utilizada a técnica de fotometria de emissão com auxílio de um espectrofotômetro de absorção atômica; e fósforo: foi utilizada a técnica de espectrofotometria com adaptações para uso com extratos de resina em cloreto de sódio (SILVA, 1999). Todas análises foram realizadas no laboratório de análises químicas da Seção de Agrobiologia da EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária), sediada no município de Seropédica, RJ.

9.2.2. Peixes

Todos os peixes capturados em cada coleta foram fixados com formol a 10% e após 48 horas foram transferidos para álcool a 70%. A identificação das espécies foi realizada através de FIGUEIREDO (1977), FIGUEIREDO & MENEZES (1978, 1980, 2000) e MENEZES & FIGUEIREDO (1980,1985). Todos os indivíduos foram identificados, medidos no comprimento total em mm (da ponta do focinho até a parte posterior da nadadeira caudal), contados e pesados (g) individualmente. Parte do material foi depositado na coleção ictiológica do Laboratório de Ecologia de Peixes da UFRRJ.

9.3. Tratamento dos dados

A partir dos dados de número de espécies, números totais de indivíduos, número de indivíduos por espécie e comprimento total, foram estudados diversos aspectos da estrutura e dinâmica da taxocenose dos peixes jovens. Para as variações espaciais foram considerados os diferentes locais de coletas. Variações temporais foram avaliadas entre os bimestres, sendo utilizados no corpo do texto os seguintes códigos: S/O = setembro/outubro, N/D = novembro/dezembro, J/F = janeiro/fevereiro, M/A = março/abril, M/J = maio/junho e J/A = julho/agosto. Para apresentação gráfica optou-se por apresentar somente as iniciais do mês correspondente ao bimestre.

Variações na abundância relativa foram indicadas pelas CPUEs (Captura Por Unidade de Esforço) expressas como o número de indivíduos por amostra. Três índices de diversidade foram utilizados visando à descrição da estrutura da comunidade: a riqueza de espécies (**D**) de margalef (1958), o índice de diversidade de Shannon-Wiener (**H'**) e a equitabilidade (**J**), estes dois últimos descritos por PIELOU (1966). A riqueza de Margalef (**D**) foi calculada como $D = (S - 1) / \ln(N)$, onde **S** = número de espécies na amostra; **N** = número de indivíduos na amostra. O índice de diversidade de Shannon-Wiener (**H'**) foi calculado como: $H' = - \sum p_i \ln(p_i)$, onde **p_i** = proporção numérica da espécie *i* na amostra total, e **s** = número de espécies, e o *i* variando de 1 a **s**. A equitabilidade (**J**) foi calculada como: $J = H' / H'_{Max}$. A dominância das espécies foi calculada utilizando-se o índice proposto por Simpson: $S_i = \sum \{n_i(n_i - 1) / N(N - 1)\}$,

onde n_i é o número de indivíduos da espécie “i” em uma amostra e N é o número total de indivíduos na amostra. Todos os cálculos foram feitos com o uso do logaritmo natural (\ln).

A análise do método de espécies indicadoras (DUFRENE & LEGENDRE, 1997) foi realizada com base nos seguintes procedimentos: (1) calculou-se a abundância proporcional de uma espécie em um grupo particular relativo à abundância daquelas espécies em todos os grupos, (2) calculou-se a frequência de ocorrência proporcional da espécie em cada grupo, isto é, a percentagem de unidades amostrais em cada grupo que contém aquela espécie, (3) o valor indicador mais alto (VI Max) para uma determinada espécie em relação aos grupos, foi utilizado como o valor indicador daquela espécie, (4) o teste de Monte Carlo foi usado para avaliar a significância estatística do valor indicador máximo registrado para determinada espécie, através de aleatorizações. Este teste aleatoriza as amostras, geralmente 1000 vezes, e em cada aleatorização calcula o valor indicador para cada espécie. O valor indicador (VI) varia de zero (nenhuma indicação) para 100 (indicação perfeita). A hipótese nula é que o VI máximo não é maior do que seria esperado pelo acaso, isto é, que a espécie não tenha valor indicador significativo. Foi utilizado o programa PC-ORD for Windows, versão 3.12 (1997) para realização desta análise.

9.4. Tratamento Estatístico

Para comparações das abundâncias relativa dos peixes e das variáveis ambientais entre os locais, bimestres e baías foi utilizada a Análise de Variância ao nível de significância de 95 % de confiança. Para atender aos requisitos da análise de variância, foram testadas as normalidades e a homocedasticidade das variáveis, tanto dos dados bióticos como dos fatores ambientais (SOKAL & ROHLF, 1995). Como a maioria dos dados não atendeu estes requisitos, foi utilizada a transformação logarítmica $\text{Log}(x + 1)$, tanto para os dados bióticos e abióticos, onde Log é o logaritmo na base 10, e “x” é o valor não transformado. Tais transformações foram feitas previamente à análise de variância, a qual foi seguida do teste “a posteriori” de diferenças de médias de Tukey ao nível de confiança de 95 % ($p < 0,05$) para determinação de quais médias foram significativamente diferentes, toda vez que a hipótese nula foi rejeitada (ZAR, 1996).

Para avaliar a similaridade ictiofaunística entre dois grupos de amostras (matrizes) utilizou-se a análise de similaridade ANOSIM, com os testes de hipóteses para diferenças entre grupos de amostras, definidos a priori, utilizando-se de métodos de permutação e aleatorização em matrizes de similaridade obtidas como índice de similaridade de Bray-Curtis e o procedimento analítico SIMPER, uma rotina que decompõem as similaridades entre os grupos e calcula a contribuição de cada espécie através de sua ocorrência relativa em cada grupo. Utilizou-se nestas últimas análises o programa PRIMER, versão 5.12 (Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, Inglaterra) (CLARKE & WARWICK, 1994), com as análises tendo sido baseadas na abundância bimestral das espécies mais frequentes (com uma frequência de ocorrência acima de 10 % das capturas totais).

Estudos de variações do tamanho e utilização de habitats ao longo do desenvolvimento ontogenético foram feitos utilizando as análises das frequências de comprimento para as espécies frequentes. Os indivíduos foram agrupados em intervalos de classes de 5 mm, para permitir o acompanhamento da estrutura de tamanho ao longo do espaço.

A análise de regressão múltipla foi aplicada aos dados bióticos (variáveis dependentes – a serem explicadas) e abióticos (variáveis independentes – explicativas),

considerando-se o número de indivíduos como variáveis dependentes e os fatores ambientais como variáveis independentes. Também foi utilizado o coeficiente de correlação de Spearman para avaliar possíveis relações entre as abundâncias relativas (número) e os fatores ambientais. A sub rotina BIOENV do programa PRIMER foi utilizada para examinar quais variáveis ambientais ou grupo de variáveis ambientais que melhor explicam os padrões biológicos observados (CLARKE & WARWICK, 1994).

A análise de componentes principais (PCA) foi utilizada com o objetivo de determinar padrões de distribuição das amostras nos dois primeiros eixos que pudessem servir de bases para o levantamento de hipóteses e explicar a variabilidade dos dados. Esta técnica foi aplicada exclusivamente aos dados abióticos visando sumariar e descrever as inter-relações, além de detectar padrões ao longo dos locais de coleta (VALENTIN, 1995).

A análise de correspondência canônica (CCA) (TER BRAAK, 1986) foi utilizada para detectar possíveis relações entre os fatores ambientais e a distribuição das espécies mais frequentes. As setas representam um fator e determina a direção no diagrama, obtida pelo prolongamento das mesmas. A projeção da espécie no eixo mostra sua preferência por maiores ou menores valores para aquele gradiente ambiental (ARAÚJO et al., 2000). Este método de ordenação constitui uma poderosa técnica multivariada, podendo revelar como múltiplas espécies respondem simultaneamente aos fatores ambientais e também pode tornar visíveis algumas sínteses sobre possíveis gradientes ambientais dos dados ecológicos (TER BRAAK, 1991). Para análise canônica utilizou-se o programa CANOCO (Canonical Community Ordination) .

10. RESULTADOS

10.1. Variáveis hidrográficas

Diferenças significativas foram constatadas para as variáveis hidrográficas entre as baías e entre os bimestres, com exceção da salinidade que não variou entre as baías, conforme os valores de F obtidos através da análise de variância (Tabela 1).

Tabela 1. Valores de F da ANOVA e do teste de Tukey para comparações de variáveis hidrográficas de praias arenosas entre a baía de Sepetiba (BS) e baía de Ilha Grande (BIG) e bimestres, no período de setembro de 2002 a julho de 2003. Bimestres: S/O = setembro/outubro, N/D = novembro/dezembro, J/F = janeiro/fevereiro, M/A = março/abril, M/J = maio/junho e J/A = julho/agosto.

Variáveis	Baía (Ba)	Bimestre (Bi)	Interação Ba x Bi	Comparação de Tukey
Profundidade (cm)	26,87 **	8,42 **	3,49 *	Ba: BIG >BS Bi: S/O,J/F,M/A > M/J,J/A > N/D
Transparência (cm)	23,54 **	6,61 **	5,82 **	Ba: BIG >BS Bi: S/O,J/F > M/A,J/A >N/D
Temperatura (°C)	128,67 **	128,25 **	4,14 **	Ba: BIG > BS Bi: N/D,J/F,M/A > M/J > S/O > J/A
Salinidade	ns	29,94 **	4,84 *	Bi: M/J,J/A >S/O,N/D > J/F,M/A
Oxigênio dissolvido (%)	5,41 *	29,43 **	2,30 *	Ba: BIG >BS Bi: S/O,N/D,J/F >M/J,J/A > M/A
Condutividade (mS/cm)	42,93 **	4,88 **	3,62 *	Ba: BIG > BS Bi: N/D,M/J > M/A,J/A

* = $p < 0,05$; ** = $P < 0,01$

Profundidade: Diferenças significativas ($p < 0,01$) foram registradas para profundidade entre as baías e bimestres, com maiores valores médios observados na baía de Ilha Grande e menores na baía de Sepetiba só em novembro/dezembro. Temporalmente maiores valores de profundidade foram registrados em setembro/outubro, janeiro/fevereiro e março/abril, e menores valores no mês de novembro/dezembro. Tais variações refletem as condições da topografia dos locais de coleta, associadas às variações de maré na ocasião das amostragens (Tabela 1) (Fig. 6).

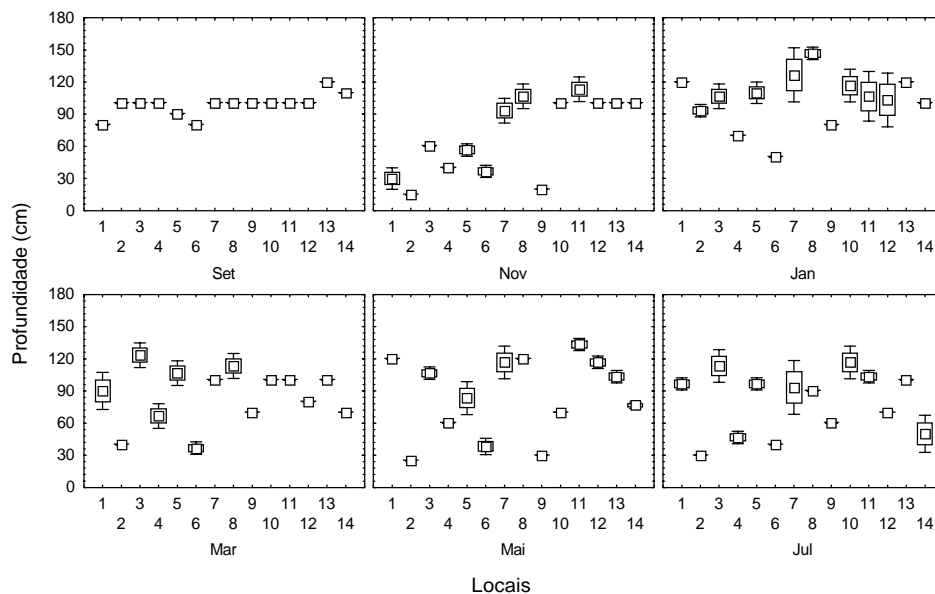


Figura 6. Médias, erros (caixas) e desvios padrões (barras verticais) da variável profundidade entre as baías de Setetiba (1-7) e de Ilha grande (8-14).

Transparência: A transparência apresentou uma amplitude de variação entre 10 e 260 cm, com maiores valores médios para a baía de Ilha Grande e menores valores para baía de Setetiba ($p < 0,01$). Entre os bimestres amostrados verificou-se uma grande variabilidade, com os bimestres de setembro/outubro e janeiro/fevereiro sendo os que apresentaram maiores valores, enquanto em novembro/dezembro foram registrados os menores valores desta variável (Tabela 1) (Fig. 7).

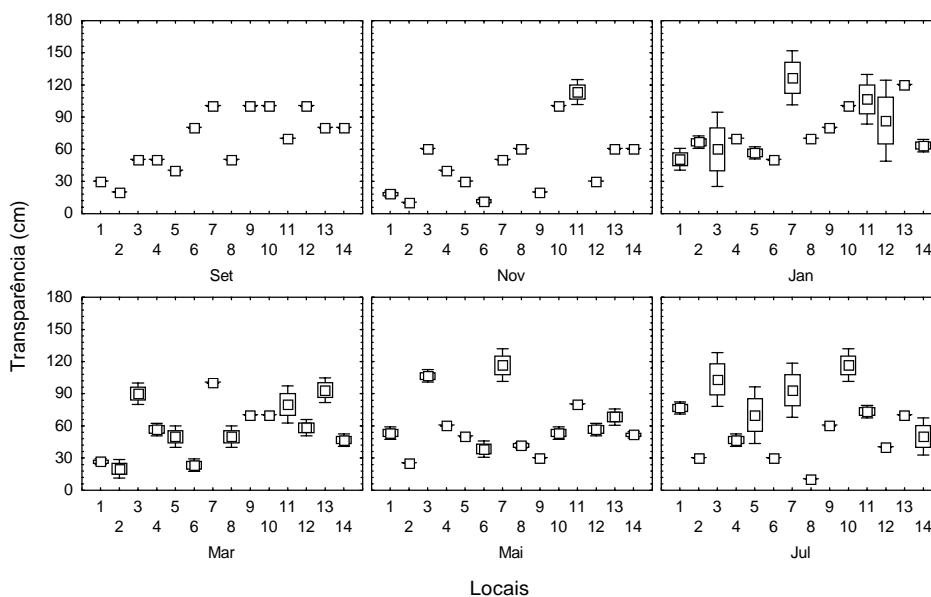


Figura 7. Médias, erros (caixas) e desvios padrões (barras verticais) da variável transparência em praias das baías de Setetiba (1-7) e de Ilha Grande (8-14).

Temperatura: A temperatura variou de 20,9 °C a 33,2 °C, com maiores valores médios registrados para baía de Ilha Grande, quando comparada com a baía de Sepetiba ($p < 0,01$). O padrão temporal é marcado, com maiores valores nos bimestres de novembro/dezembro a janeiro/fevereiro e menores valores no bimestre de junho/julho (Tabela 1). Uma pequena tendência crescente de temperatura foi observado entre os locais da baía de Sepetiba em direção aos locais da baía de Ilha Grande (Fig. 8).

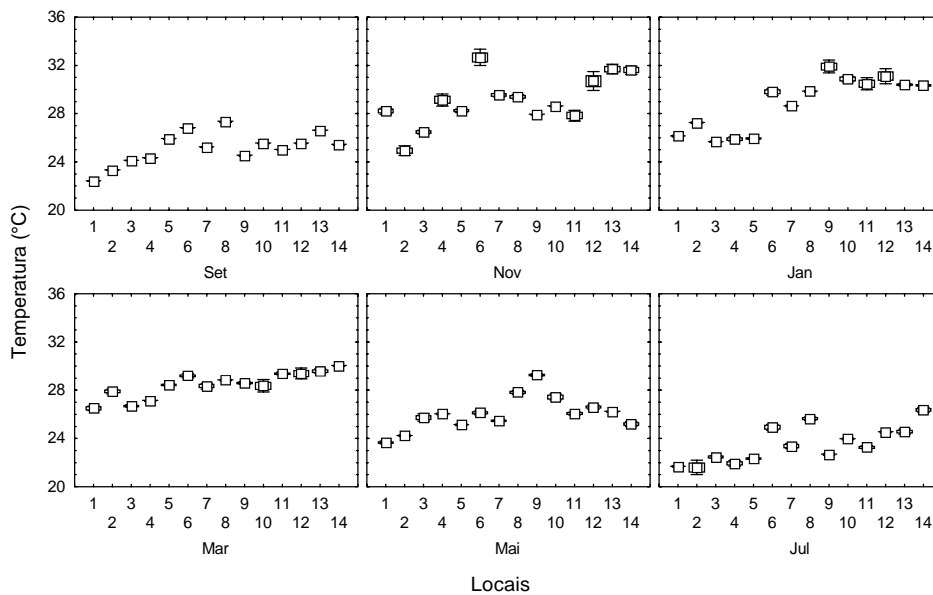


Figura 8. Médias, erros (caixas) e desvios padrões (barras verticais) da temperatura em praias das baías de Sepetiba (1-7) e de Ilha Grande (8-14).

Salinidade: A salinidade apresentou uma amplitude de variação entre 16,9 e 34,5 ao longo de todo período estudado. Espacialmente não foi verificada diferenças significativas entre as baías ($p > 0,05$). No entanto, os maiores valores de salinidade foram registrados nos bimestres de maio/junho e julho/agosto e os menores valores em janeiro/fevereiro e março/abril ($p < 0,01$), coincidindo com os períodos de menor e maior pluviosidade na região (Fig. 9).

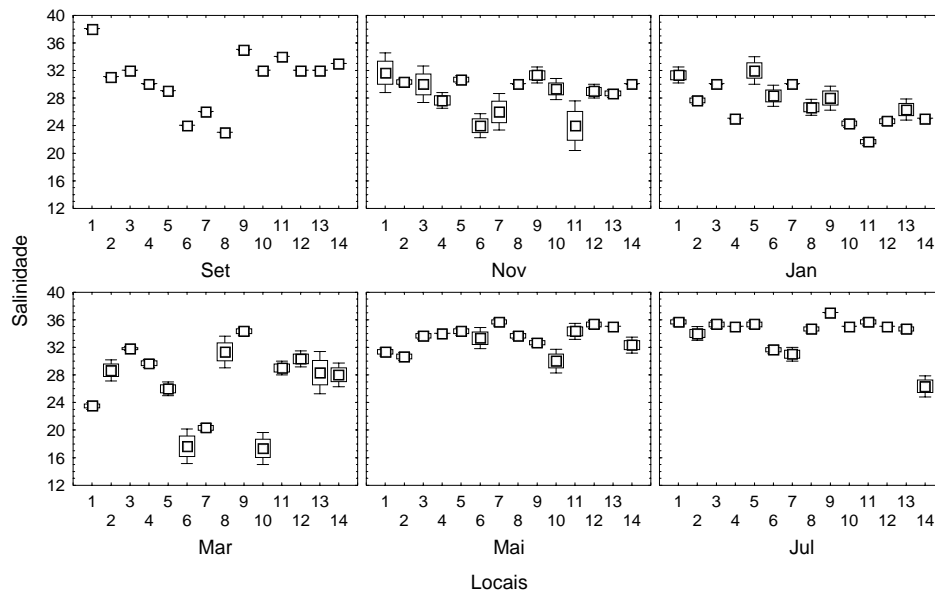


Figura 9. Médias, erros (caixas) e desvios padrões (barras verticais) da variável salinidade em praias das baías de Sepetiba (1-7) e de Ilha Grande (8-14).

Oxigênio dissolvido: A percentagem de saturação do oxigênio dissolvido variou de 10,5% a 148,1%, apresentando maiores valores médios na baía de Ilha Grande e menores valores na baía de Sepetiba, embora com grande variabilidade registradas em algumas praias. De setembro/outubro a janeiro/fevereiro foram registrados os maiores valores de oxigênio dissolvido na área de estudo, enquanto os menores valores foram observados em março/abril (Tabela 1; Fig 10).

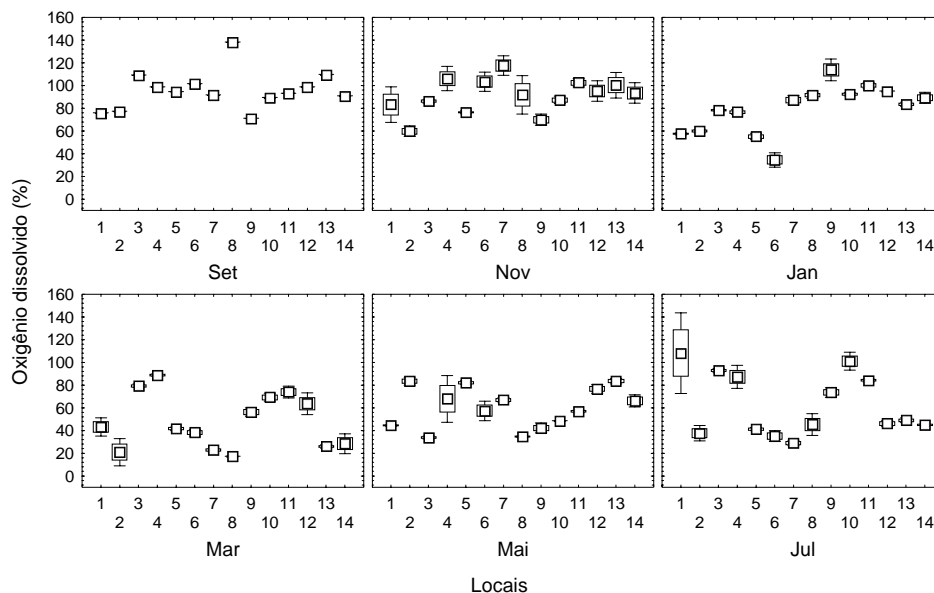


Figura 10. Médias, erros (caixas) e desvios padrões (barras verticais) da variável oxigênio dissolvido em praias das baías de Sepetiba (1-7) e de Ilha Grande (8-14).

Condutividade: A condutividade apresentou uma amplitude de variação de 29,23 a 58,8 ms com maiores valores sendo registrados para baía de Ilha Grande e menores na baía de Sepetiba. Temporalmente os bimestres de novembro/dezembro e maio/junho apresentaram maiores valores, enquanto os bimestres de março/abril e julho/agosto apresentaram os menores valores (Tabela 1; Fig. 11).

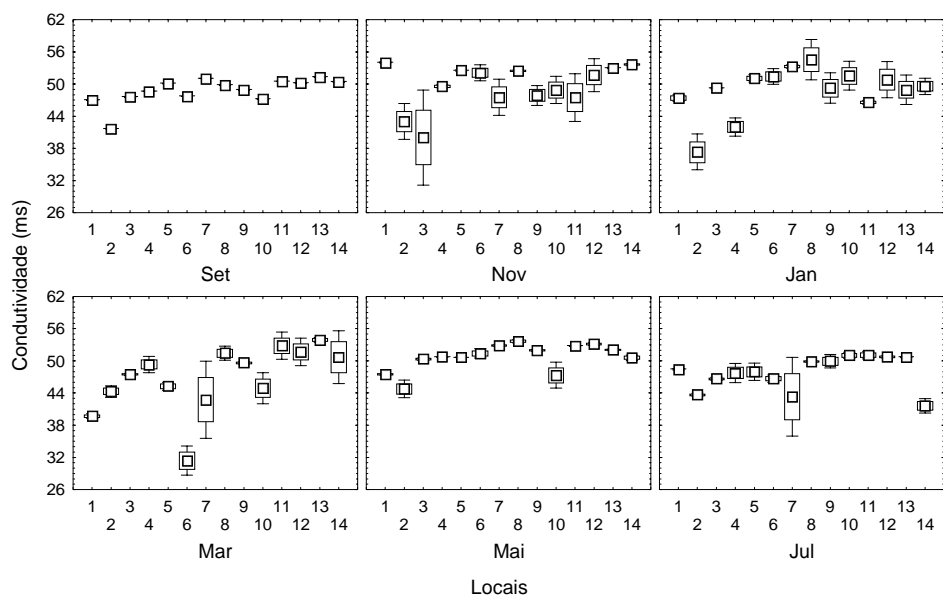


Figura 11. Médias, erros (caixas) e desvios padrões (barras verticais) da variável condutividade em praias das baías de Sepetiba (1-7) e de Ilha Grande (8-14).

10.2. Variáveis do sedimento

As variáveis do sedimento (% de carbono, % matéria orgânica, % nitrogênio, fósforo e potássio), coletadas bimestralmente através de amostras compostas em cada local, apresentaram diferenças significativas entre as baías e bimestres, com exceção da variável fósforo entre os bimestres (Tabela 2).

Tabela 2. Valores de F da análise ANOVA e do teste de Tukey para comparações das variáveis do sedimento entre as baías e bimestres, ao longo do litoral sul do estado do Rio de Janeiro no período de setembro de 2002 a julho de 2003. Ba = Baía: BS = b. de Sepetiba, BIG = b. da Ilha Grande; Bi = bimestres: S/O = setembro/outubro, N/D = novembro/dezembro, J/F = janeiro/fevereiro, M/A = março/abril, M/J = maio/junho e J/A = julho/agosto.

Variáveis	Baías (Ba)	Bimestres (Bi)	Interação Ba x Bi	Comparação de Tukey
Carbono (%)	10,46 **	18,12 **	11,96 **	Ba: BS > BIG Bi: N/D,J/F,M/A,M/J,J/A > S/O
MatériaOrgânica (%)	9,14 *	17,38 **	10,76 **	Ba: BS > BIG Bi: N/D,J/F,M/A,M/J,J/A > S/O
Nitrogênio (%)	29,24 **	2,27 *	ns	Ba: BS > BIG Bi: J/F > M/J
P (mg/l)	6,77 *	ns	2,60 *	Ba: BIG > BS
K (mg/l)	19,50 **	20,42 **	6,99 **	Ba: BS > BIG Bi: J/A > S/O,N/D,J/F,M/A > M/J

* = $p < 0,05$; ** = $P < 0,01$

Carbono e Matéria orgânica: As quantidades de carbono e matéria orgânica contidas no sedimento apresentaram o mesmo padrão, com maiores valores médios na baía de Sepetiba e menores na baía de Ilha Grande. Temporalmente o bimestre de setembro/outubro foi o único a apresentar menores valores em relação aos demais bimestres para ambas variáveis (Tabela 2; Fig. 12).

Nitrogênio: O nitrogênio também apresentou maiores valores para baía de Sepetiba em relação à baía de Ilha Grande ($p < 0,01$). Ao longo do tempo observaram-se apenas diferenças entre o bimestre de janeiro/fevereiro com maiores valores e maio/junho com menores valores (Fig. 12).

Fósforo: Foi verificado um padrão inverso comparado com os demais nutrientes contidos no sedimento, com maiores valores na baía de Ilha Grande e menores na baía de Sepetiba ($p < 0,01$). Temporalmente não houve diferenças significativas entre os bimestres (Fig. 12).

Potássio: Diferenças significativas foram observadas no potássio, com maiores valores médios na baía de Sepetiba e menores na baía de Ilha Grande ($p < 0,01$). O bimestre de julho/agosto foi o que apresentou maiores valores, seguido dos demais bimestres com exceção do bimestre de maio/junho onde registrou-se os menores valores (Tabela 2; Fig. 12).

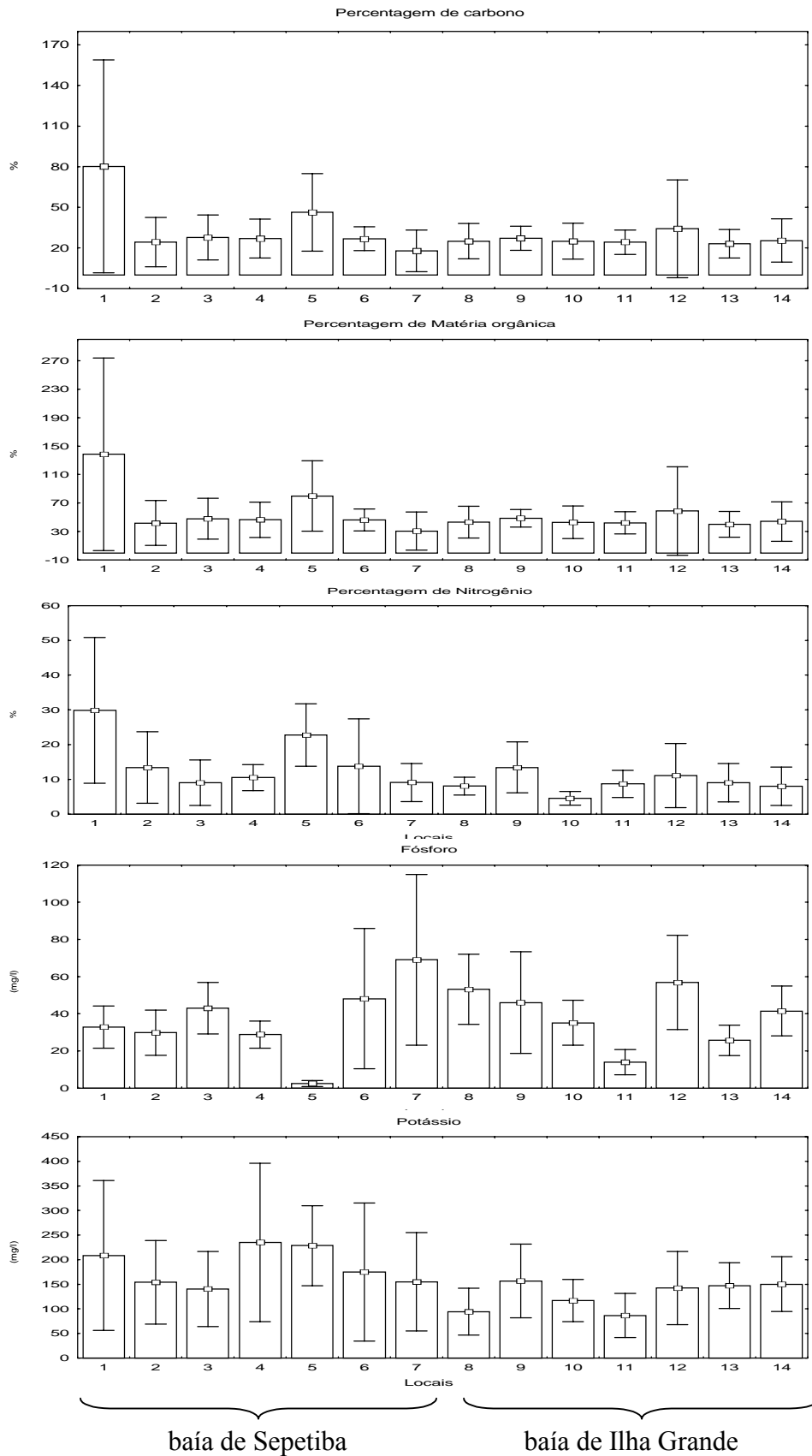


Figura 12. Médias e erros padrões (barras verticais) dos nutrientes contidos no sedimento entre os locais de coleta dentro das baías de Sepetiba e de Ilha Grande. 1= Mangue, 2= Sepetiba, 3= Itacuruça, 4= Sahy, 5= Saco, 6= Monsuaba, 7= Camorim, 8= Anil, 9= Bracuy, 10= Frade, 11= Tarituba, 12= Grande, 13= Corumbê e 14= Parati.

Granulometria: Entre as variáveis granulométricas (grãos dos tipos muito grosso, grosso, médio, fino, muito fino, finíssimo e silte) foram observadas diferenças significativas apenas para três tipos de grãos entre as baías ($p < 0,01$). O grão do tipo médio ($F = 11,04$) apresentou maiores valores médios na baía de Ilha Grande e menores na baía de Sepetiba (Fig. 13 A), enquanto os grãos dos tipos fino e muito fino ($F = 15,21$ e $16,17$) apresentaram um padrão inverso com maiores valores para baía de Sepetiba e menores para baía de Ilha Grande (Fig. 13 B). Especialmente observou-se um padrão de maior ocorrência de grãos do tipo médio e fino nos locais da baía de Sepetiba, com exceção dos locais Sepetiba e Itacuruça, onde grãos do tipo grosso contribuem para caracterização do ambiente. Já na baía de Ilha Grande ocorre um padrão inverso com predominância de grãos do tipo muito grosso a médio.

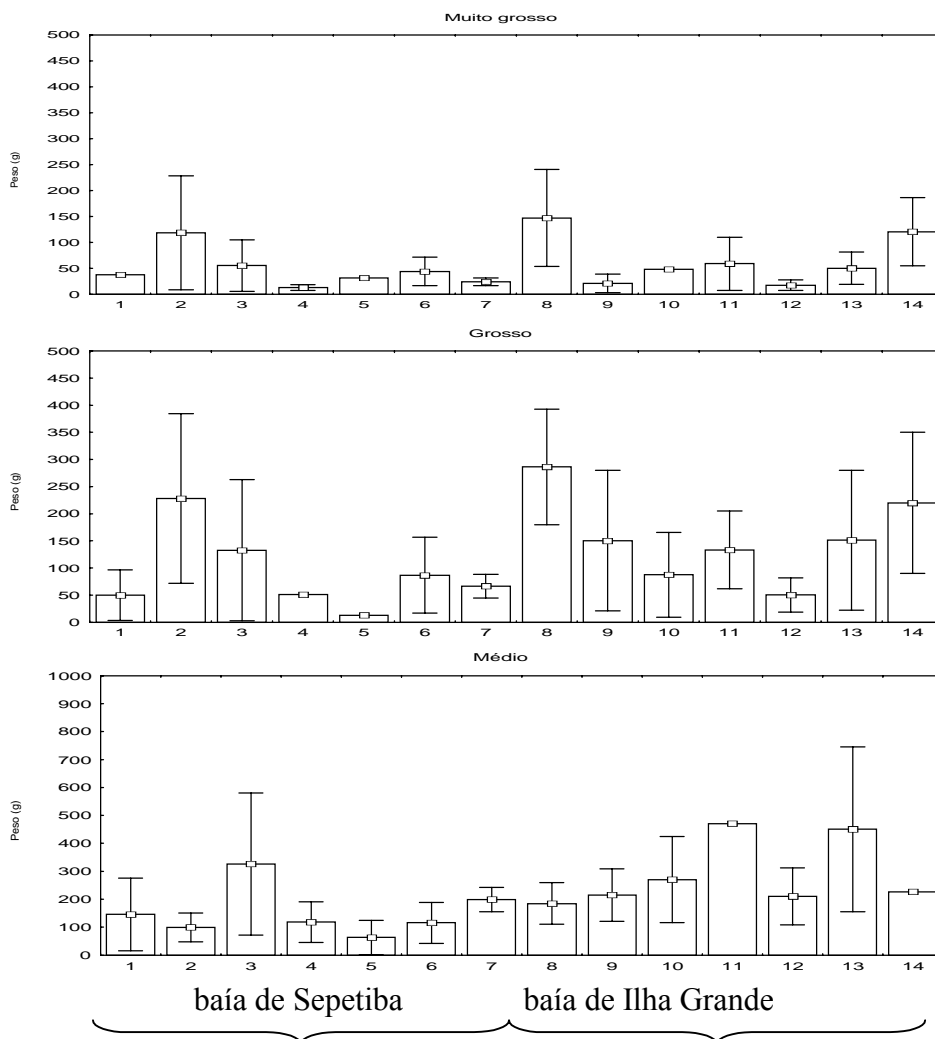


Figura 13A. Médias e erros padrões (barras verticais) da granulometria entre os locais de coleta dentro das baías de Sepetiba e de Ilha Grande. 1= Mangue, 2= Sepetiba, 3= Itacuruça, 4= Sahy, 5= Saco, 6= Monsuaba, 7= Camorim, 8= anil, 9= Bracuy, 10= Frade, 11= Tarituba, 12= Grande, 13= Corumbê e 14= Parati. (continua)

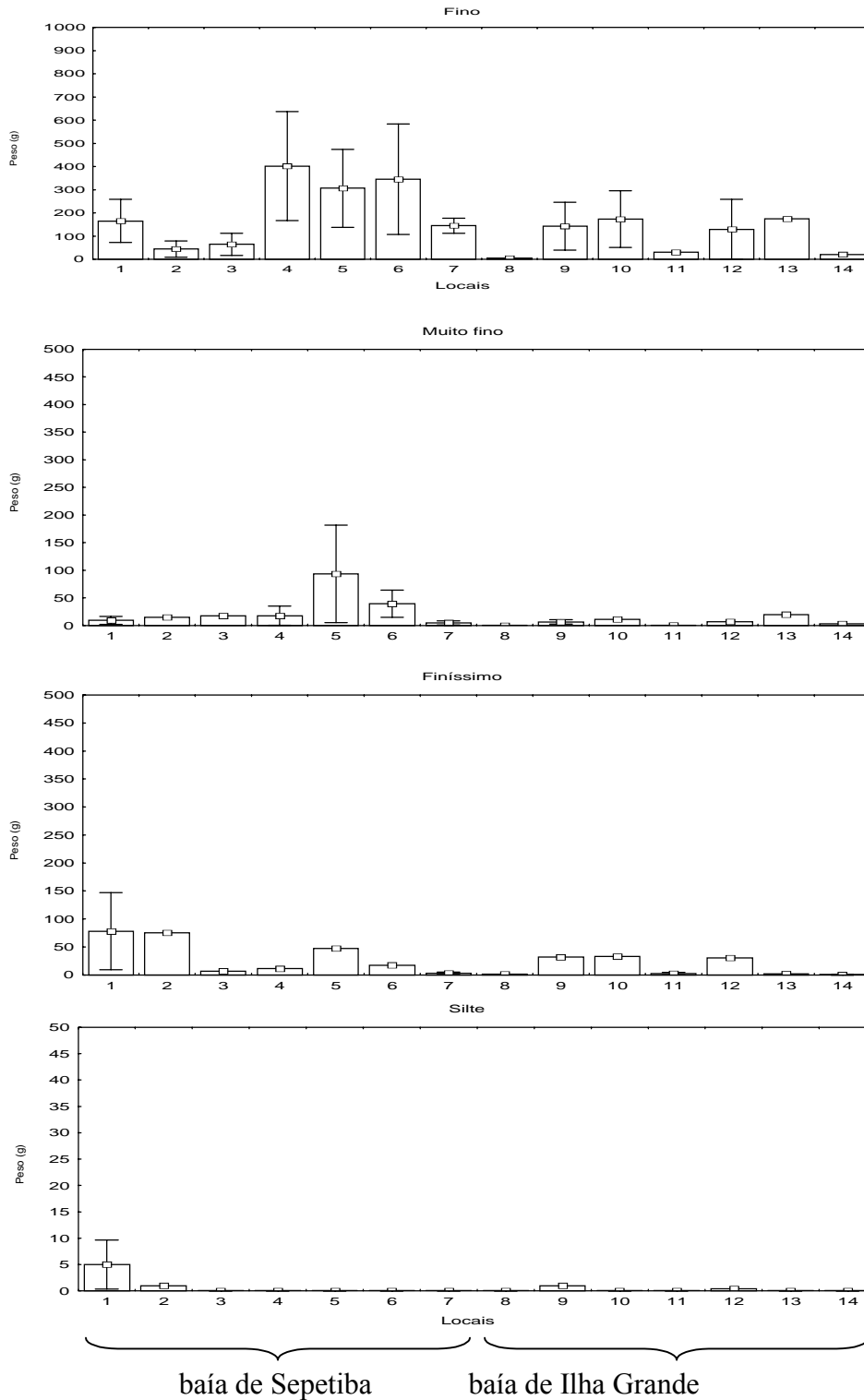


Figura 13B. Médias e erros padrões (barras verticais) da granulometria entre os locais de coleta dentro das baías de Sepetiba e de Ilha Grande. 1= Mangue, 2= Sepetiba, 3= Itacuruçá , 4= Sahy, 5= Saco, 6= Monsuaba, 7= Camorim, 8= Anil, 9= Bracuy, 10= Frade, 11= Tarituba, 12= Grande, 13= Corumbê e 14= Parati.

As praias ao longo da baía de Sepetiba apresentaram diferentes composições granulométricas, sendo o local Mangue composto principalmente por grãos do tipo médio, fino e finíssimo. Em Sepetiba foi observado o predomínio de grão do tipo muito grosso, grosso e médio. Na praia de Itacuruça os grãos do tipo médio e grosso foram predominantes. Na praia do Sahy houve predomínio de grãos dos tipos médio e fino, assim como na praia do Saco que apresentou grãos do tipo médio, fino e muito fino. Já as praias de Monsuaba e Camorim foram caracterizadas pela presença de grãos dos tipos grosso, médio e fino (Fig. 14). Os padrões observados evidenciam uma separação das praias em dois grupos: praias com predomínio de grãos médios e finos (Mangue, Sahy e Saco) localizadas mais a leste da baía e praias com predomínio de grãos grosso e médio (Sepetiba, Itacuruça, Monsuaba e Camorim) localizadas mais a oeste próximo do limite com a área da baía da Ilha Grande, com exceção da praia de Sepetiba que esta localizada a leste próxima do manguezal de Guaratiba.

As praias da baía de Ilha Grande também apresentaram diferentes características granulométricas com as praias o Anil e Parati apresentando a mesma composição de grãos dos tipos muito grosso, grosso e médio. As praias do Bracuy e Corumbê também apresentaram a mesma composição com predominância de grãos dos tipos grosso, médio e fino. Nas praias do Frade e Grande houve predomínio de grãos do tipo médio e fino e na praia de Tarituba houve predomino de grãos dos tipos grosso e médio (Fig. 14). Nesta baía observou-se uma separação das praias em três grupos: praias com predomínio de grãos muito grosso e grosso (Anil e Parati), localizadas nas extremidades da área da baía da Ilha Grande, praias com predomínio de grãos grosso e médio, localizadas na região central da baía (Bracuy, Tarituba) e próximo do limite sul (Corumbê), e praias com grãos médios e finos localizadas na região central e sul da baía (Frade e Grande).

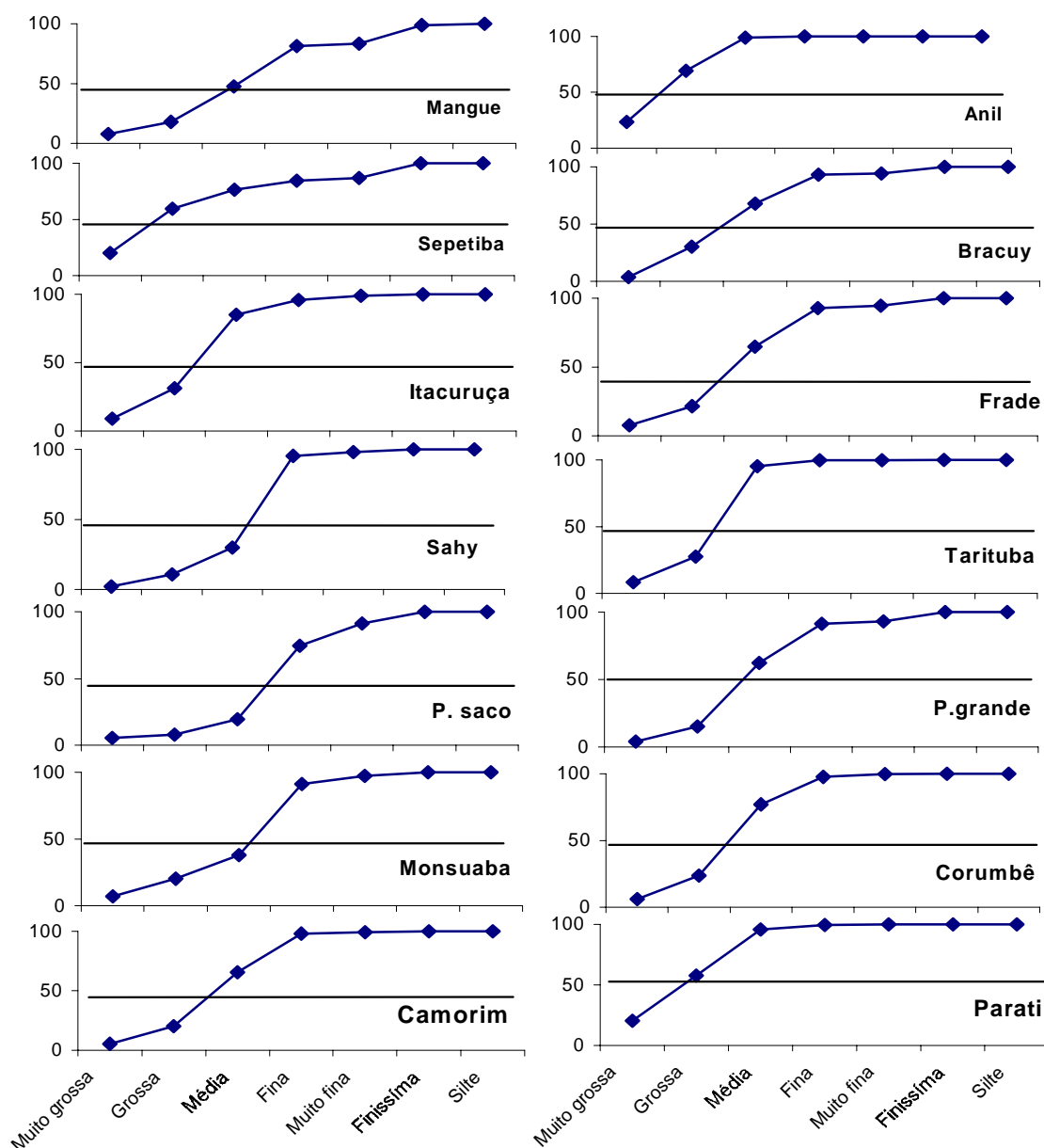


Figura 14. Frequência acumulada dos tipos de grãos por locais de coleta nas baías e Sepetiba e Ilha Grande, RJ.

Pluviosidade: Maiores valores acumulados foram registrados nos meses de novembro, dezembro, janeiro e abril, e menores valores foram observados nos meses de fevereiro, junho e julho. Durante o mês de abril não foram registrados os dados de pluviosidade nas estações em estudo. Tais características demonstram que as estações de primavera/verão apresentaram maiores valores pluviométricos enquanto as estações de outono/inverno apresentaram os menores valores (Fig.15). Execpcionalmente, em fevereiro as pluviosidades foram bem abaixo da expectativa para aquele período do ano.

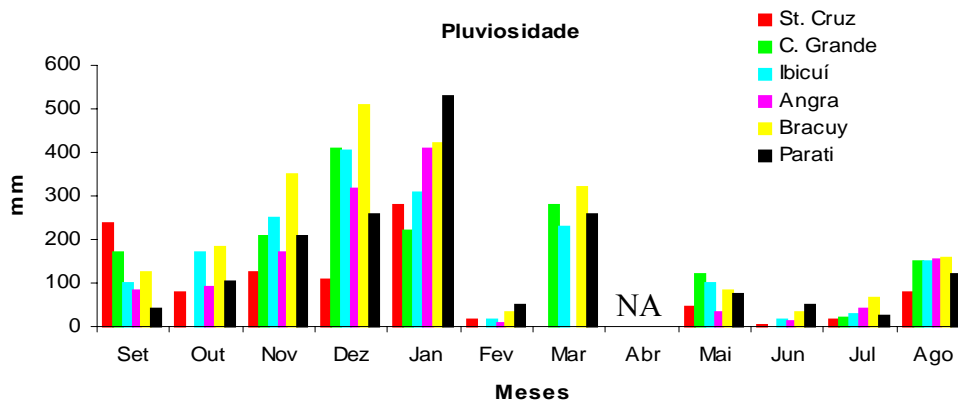


Figura 15. Pluviosidade mensal acumulada (mm) entre setembro de 2002 e agosto de 2003, ao longo do litoral sul do estado do Rio de Janeiro, baías de Sepetiba e Ilha Grande. NA = não foram obtidos informações. Fonte: ANA, INMET, FURNAS, GEORIO, SERLA, UFRJ E CPTEC/INPE.

10.3. Padrões das variáveis hidrográficas

Os dois primeiros eixos da análise de componentes principais foram obtidos pela ordenação das seis variáveis ambientais (profundidade, transparência, temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido e condutividade), com autovalores excedendo 1.0, que explicaram 59,86 % da variância total (Tabela 3).

O componente I apresentou maior contribuição das variáveis profundidade, transparência, oxigênio dissolvido e condutividade, relacionadas positivamente e explicando 33,18 % da variância total; o componente II apresentou maior contribuição para temperatura relacionada positivamente e salinidade, relacionada negativamente, explicando 26,67 % da variância total. O componente I, portanto pode ser considerado como associado ao gradiente espacial, enquanto o componente II é interpretado como a variabilidade temporal das variáveis ambientais analisadas.

Tabela 3. Pesos dos componentes principais das variáveis ambientais ao longo do litoral sul do estado do Rio de Janeiro, baías de Sepetiba e Ilha Grande, nos 2 primeiros componentes.

Variáveis	Componente I	Componente II
Profundidade	0,596	0,047
Transparência	0,581	0,064
Temperatura	0,109	0,628
Salinidade	0,089	- 0,737
Oxigênio dissolvido	0,340	0,069
Condutividade	0,412	- 0,224
Autovalores	1,99	1,60
Variância explicada (%)	33,18	26,67

O diagrama resultante dos componentes I e II das amostragens codificadas por baías, não separou claramente as duas baías de acordo com as variáveis ambientais ao longo do eixo I, porém a maioria das praias da baía de Sepetiba foi localizada a

esquerda do diagrama, enquanto a maioria das praias da baía de Ilha Grande foram localizadas a direita do diagrama (Fig. 16). Maiores valores de profundidade, transparência, oxigênio dissolvido e condutividade estiveram associados à baía de Ilha Grande, em oposição à baía de Sepetiba que apresentou menores valores destas variáveis. Já o eixo II separou na parte superior do diagrama os bimestres de novembro/dezembro, janeiro/fevereiro e março/abril, associados a maiores temperaturas enquanto os bimestres de setembro/outubro, maio/junho e julho/agosto foram associados negativamente a maiores valores de salinidade (Fig. 17).

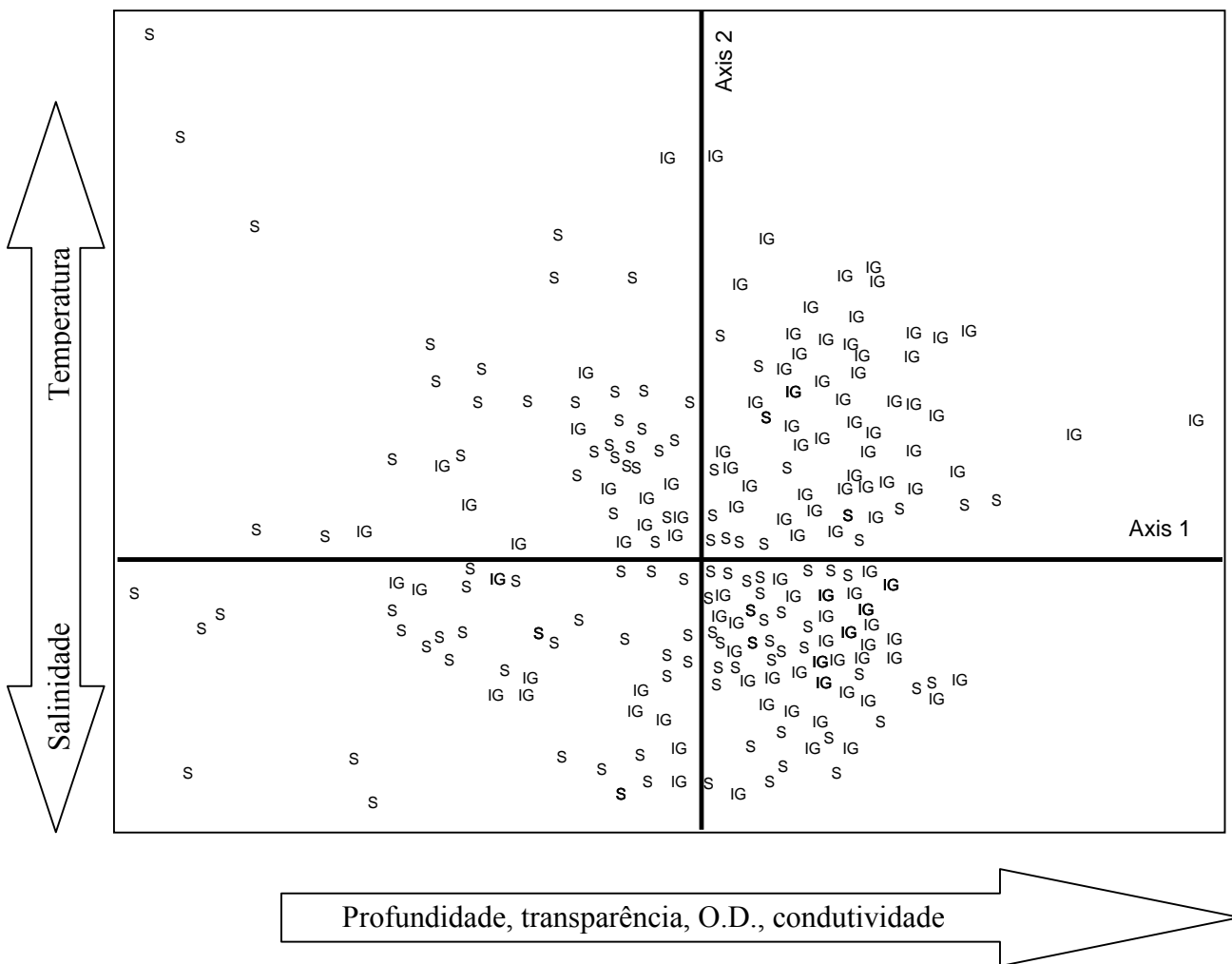


Figura 16. Diagrama de ordenação nos dois primeiros componentes para as amostras das variáveis ambientais codificadas pelas baías ao longo do litoral sul do estado do Rio de Janeiro. S = baía de Sepetiba e IG = baía de Ilha Grande.

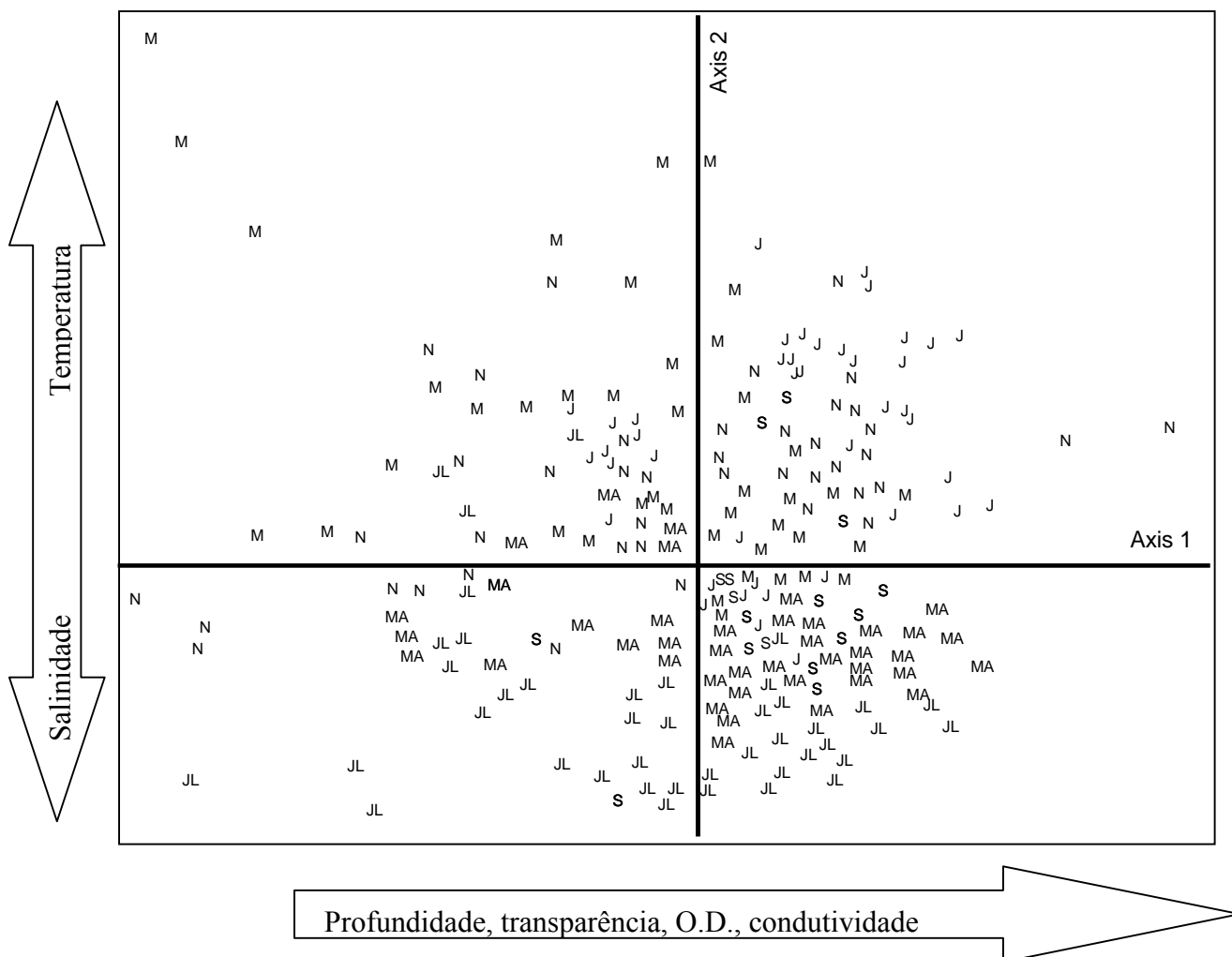


Figura 17. Diagrama de ordenação nos dois primeiros componentes para as amostras das variáveis ambientais codificadas pelos bimestres ao longo do litoral sul do estado do Rio de Janeiro. S = setembro, N = novembro, J = janeiro, M = março, Ma = maio e JL = julho.

10.4. Padrões das variáveis do sedimento

Para as variáveis granulométricas e nutrientes, os dois componentes principais foram obtidos pela análise de doze variáveis, sendo 5 contidas no sedimento (% de carbono, % de matéria orgânica, % de nitrogênio, fósforo e potássio) e outras 7 referentes aos tipos de grãos que compõem o sedimento (grãos muito grosso, grosso, médio, fino, muito fino, finíssimo e silte), com autovalores excedendo 1,0 e explicando 50,36 % da variância total (Tabela 4).

O componente I apresentou maior contribuição para % de carbono e matéria orgânica, grãos do tipo fino, muito fino, finíssimo, relacionados positivamente, com este

eixo, explicando 32,28 % da variância total. O componente II apresentou maior contribuição para % de nitrogênio e potássio relacionados positivamente e fósforo, grãos do tipo muito grosso, grosso e médio relacionados negativamente, explicando 18,08 % da variância total (Tabela 4).

Tabela 4. Pesos dos componentes principais das variáveis granulométrica e dos nutrientes do sedimento ao longo do litoral sul do estado do Rio de Janeiro, nos 2 primeiros componentes.

Variáveis	Componente I	Componente II
% Carbono	0,401	0,155
% Matéria orgânica	0,400	0,157
% Nitrogênio	0,250	0,343
Fósforo	- 0,059	- 0,254
Potássio	0,151	0,359
Muito grosso	0,317	- 0,427
Grosso	0,243	- 0,397
Médio	0,326	- 0,458
Fino	0,371	- 0,056
Muito fino	0,305	0,168
Finissimo	0,261	0,177
Silte	0,153	0,154
Autovalores	3,87	2,17
Variância explicada (%)	32,28	18,08

O diagrama resultante dos componentes I e II das amostragens não separou claramente os locais de coleta ao longo do eixo I, evidenciando apenas as relações entre os locais localizados à direita do diagrama, associados a maiores valores de % de carbono e matéria orgânica e grãos do tipo fino, muito fino e finíssimo. Já o eixo II apresentou uma pequena tendência de separação com alguns locais da baía de Sepetiba localizados na parte superior do diagrama, associados a maiores valores de nitrogênio e potássio em oposição aos locais da baía de Ilha Grande localizados na parte inferior do diagrama, associados a maiores valores de fósforo e grãos do tipo muito grosso, grosso e médio (Fig. 18).

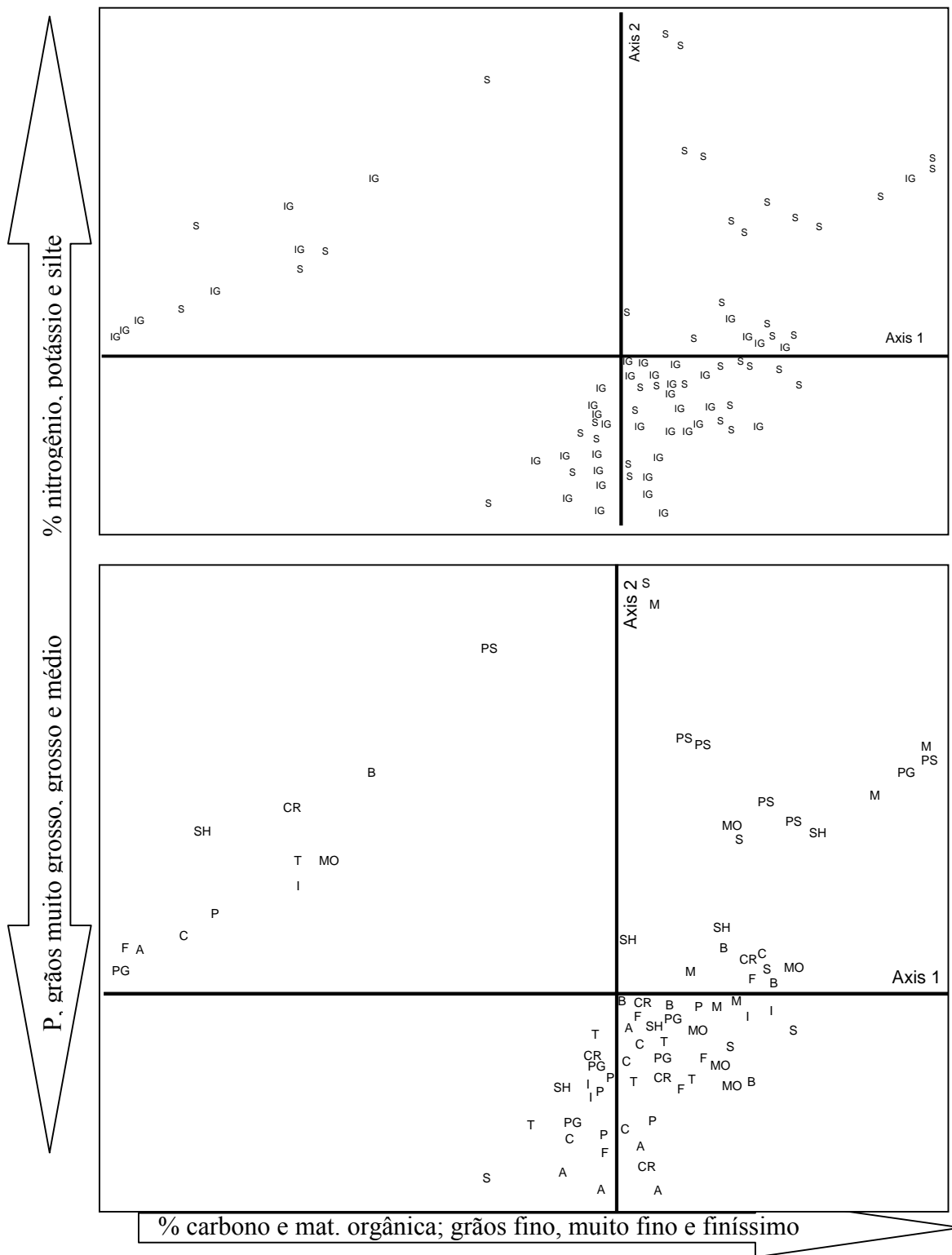


Figura 18. Diagrama de ordenação nos dois primeiros componentes para as amostras das variáveis granulométricas e dos nutrientes do sedimento codificadas pelas baías e locais de coleta ao longo do litoral sul do estado do Rio de Janeiro. S = b. Sepetiba, BIG = b. Ilha Grande; M = Mangue, S = Sepetiba, I = Itacuruça, SH = Sahy, PS = P. Saco, Mo = Monsuaba, C = Camorim, A = Anil, B = Bracuy, F = Frade, T = Tarituba, PG = P. Grande, CR = Corumbê e P = Parati.

10.5. Composição da ictiofauna

Um total de 11.720 indivíduos, constituídos por 72 espécies, foram capturados nas 252 coletas de praia, realizada ao longo das baías de Sepetiba e Ilha Grande (Tabela 5). As espécies de peixes capturadas nas 126 amostragens da Baía de Sepetiba compreenderam 28 famílias, 41 gêneros e 62 espécies em sua grande maioria juvenis em seu primeiro ano de vida ou espécies de pequeno porte, que totalizaram 9.515,788 gramas de peixes (Tabela 6). As espécies capturadas nas 126 amostragens da baía da Ilha Grande compreenderam 20 famílias, 32 gêneros e 42 espécies em sua grande maioria juvenis ou espécies de pequeno porte, que totalizaram 12.933,6 g de peixes (Tabela 7).

Tabela 5. Número(N), peso(g) (P), frequência de ocorrência (FO) e respectivas porcentagens das espécies de peixes capturadas nas baías de Sepetiba (BS) e da Ilha Grande (BIG), no período de setembro de 2002 a julho de 2003.

Espécies	Código	Número	% N	Peso	% P	FO
<i>Atherinella brasiliensis</i> ^{BS,BIG}	Athbra	3437	29,33	11259,64	50,16	71,43
<i>Oligoplites saurus</i> ^{BS,BIG}	Olisau	721	6,15	894,89	3,99	42,86
<i>Eucinostomus argenteus</i> ^{BS,BIG}	Eucarg	634	5,41	898,94	4,00	26,59
<i>Trachinotus carolinus</i> ^{BS,BIG}	Tracar	494	4,22	667,468	2,97	26,19
<i>Strongylura timucu</i> ^{BS,BIG}	Strtim	108	0,92	1329,84	5,92	22,22
<i>Anchoa tricolor</i> ^{BS,BIG}	Anctri	811	6,92	166,66	0,74	15,48
<i>Trachinotus falcatus</i> ^{BS,BIG}	Trafal	89	0,76	284,68	1,27	14,29
<i>Mugil liza</i> ^{BS,BIG}	Mugliz	330	2,82	327,78	1,46	13,89
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i> ^{BS,BIG}	Hypuni	107	0,91	593,78	2,64	12,70
<i>Anchoa januaria</i> ^{BS,BIG}	Ancjan	1783	15,21	1247,06	5,55	11,90
<i>Diapterus rhombeus</i> ^{BS,BIG}	Diarho	283	2,41	209,63	0,93	11,90
<i>Oligoplites palometa</i> ^{BS,BIG}	Olipal	45	0,38	38,83	0,17	9,13
<i>Eucinostomus melanopterus</i> ^{BS,BIG}	Eucmel	86	0,73	244,95	1,09	7,54
<i>Sphoeroides testudineus</i> ^{BS,BIG}	Sphtes	41	0,35	532,85	2,37	6,75
<i>Chaetodipterus faber</i> ^{BS,BIG}	Chafab	21	0,18	35,34	0,16	5,56
<i>Micropogonias furnieri</i> ^{BS,BIG}	Micfur	900	7,68	230,36	1,03	5,16
<i>Poecilia vivipara</i> ^{BS}	Poeviv	557	4,75	1029,26	4,58	5,16
<i>Menticirrhus americanus</i> ^{BS}	Mename	30	0,26	20,98	0,09	4,76
<i>Achirus lineatus</i> ^{BS,BIG}	Achlin	13	0,11	20,18	0,09	4,37
<i>Harengula clupeiola</i> ^{BS,BIG}	Harclu	247	2,11	205,11	0,91	4,37
<i>Sphoeroides greeley</i> ^{BS,BIG}	Sphgre	17	0,15	54,03	0,24	4,37
<i>Citharichthys spilopterus</i> ^{BS}	Citspi	13	0,11	38,54	0,17	3,17
<i>Gobionellus boleosoma</i> ^{BS}	Gobbol	23	0,20	13,35	0,06	3,17
<i>Monocanthus ciliatus</i> ^{BS,BIG}	Moncil	20	0,17	10,56	0,05	3,17
<i>Gobionellus stomatus</i> ^{BS}	Gobsto	30	0,26	105,4	0,47	2,78
<i>Selene vomer</i> ^{BS,BIG}	Selvom	7	0,06	19,97	0,09	2,78
<i>Mugil curema</i> ^{BS}	Mugcur	9	0,08	41,97	0,19	2,38
<i>Anchoa lyoleps</i> ^{BS,BIG}	Anclyo	10	0,09	3,77	0,02	1,98
<i>Cetengraulis edentulus</i> ^{BS}	Cetede	554	4,73	572,45	2,55	1,98
<i>Centropomus undecimalis</i> ^{BS,BIG}	Cenund	17	0,15	444,29	1,98	1,98
<i>Genidens genidens</i> ^{BS,BIG}	Gengen	30	0,26	239,62	1,07	1,98
<i>Larimus breviceps</i> ^{BS,BIG}	Larbre	14	0,12	35	0,16	1,98
<i>Mugil platanus</i> ^{BS}	Mugpla	29	0,25	13,1	0,06	1,98
<i>Oligoplites saliens</i> ^{BS,BIG}	Olisal	7	0,06	3,67	0,02	1,98

Continuação

Espécies	Código	N total	% N	P total	% P	FO
<i>Eucinostomus gula</i> ^{BS,BIG}	Eucgul	4	0,03	12,5	0,06	1,59
<i>Jenynsia lineata</i> ^{BS}	Jenlin	29	0,25	48,26	0,21	1,59
<i>Strongylura marina</i> ^{BS,BIG}	Strmar	10	0,09	44,5	0,20	1,59
<i>Symphurus tessellatus</i> ^{BS}	Symtes	4	0,03	20,34	0,09	1,59
<i>Syngnathus folleti</i> ^{BS,BIG}	Synfol	4	0,03	2,37	0,01	1,59
<i>Albula vulpes</i> ^{BS,BIG}	Albvul	5	0,04	12,33	0,05	1,19
<i>Caranx latus</i> ^{BS}	Carlat	4	0,03	5,62	0,03	1,19
<i>Chloroscombrus chrysurus</i> ^{BS}	Chlcry	60	0,51	28,49	0,13	1,19
<i>Hemiramphus brasiliensis</i> ^{BIG}	Hembra	13	0,11	5,46	0,02	1,19
<i>Mugil sp</i> ^{BS}	Mugsp	17	0,15	3,24	0,01	1,19
<i>Synodus foetens</i> ^{BS}	Synfoe	3	0,03	12,01	0,05	1,19
<i>Cathorops spixii</i> ^{BIG}	Catspi	2	0,02	4,66	0,02	0,79
<i>Centropomus parallelus</i> ^{BS}	Cenpar	4	0,03	3,83	0,02	0,79
<i>Citharichthys arenaceus</i> ^{BS}	Citare	3	0,03	2,27	0,01	0,79
<i>Diplectrum radiale</i> ^{BS}	Diprad	2	0,02	12,47	0,06	0,79
<i>Ctenogobius shufeldti</i> ^{BS}	Cteshu	4	0,03	9,74	0,04	0,79
<i>Haemulon steindachneri</i> ^{BIG}	Haeste	2	0,02	30,59	0,14	0,79
<i>Lagocephalus lagocephalus</i> ^{BS}	Laglag	2	0,02	3,54	0,02	0,79
<i>Lycengraulis grossidens</i> ^{BS,BIG}	Lycgro	2	0,02	2,16	0,01	0,79
<i>Stellifer rastrifer</i> ^{BS}	Steras	2	0,02	2,21	0,01	0,79
<i>Trachinotus goodey</i> ^{BS,BIG}	Tragoo	6	0,05	119,26	0,53	0,79
<i>Bardiella ronchus</i> ^{BIG}	Barron	2	0,02	115,51	0,51	0,40
<i>Caranx bartholomaei</i> ^{BS}	Carbar	1	0,01	1,7	0,01	0,40
<i>Caranx hippos</i> ^{BIG}	Carhip	1	0,01	23,25	0,10	0,40
<i>Cylichthys spinosus</i> ^{BS}	Cycspi	1	0,01	0,81	0,00	0,40
<i>Dactylopterus crossotus</i> ^{BIG}	Daccro	1	0,01	1,03	0,00	0,40
<i>Elops saurus</i> ^{BS}	Elosau	1	0,01	0,26	0,00	0,40
<i>Etropus longimanus</i> ^{BS}	Etrlon	1	0,01	0,15	0,00	0,40
<i>Evorthodus lyricus</i> ^{BS}	Evolyr	1	0,01	1,93	0,01	0,40
<i>Fistularia petimba</i> ^{BS}	Fispet	2	0,02	1,37	0,01	0,40
<i>Gobionellus oceanicus</i> ^{BS}	Goboce	2	0,02	28,74	0,13	0,40
<i>Larva leptcephalus</i> ^{BS}	Larlep	1	0,01	0,44	0,00	0,40
<i>Lutjanus synagris</i> ^{BIG}	Lutsyn	2	0,02	18,48	0,08	0,40
<i>Narcine brasiliensis</i> ^{BS}	Narbra	1	0,01	19,44	0,09	0,40
<i>Pellona harroweri</i> ^{BIG}	Pelhar	1	0,01	3,85	0,02	0,40
<i>Pomadasys croco</i> ^{BIG}	Pomcro	1	0,01	2,74	0,01	0,40
<i>Pomadasys corvinaeformis</i> ^{BIG}	Pomcor	1	0,01	4,9	0,02	0,40
<i>Syngnathus elucens</i> ^{BS}	Synelu	1	0,01	4,99	0,02	0,40
	TOTAL	11720	100	22449,39	100	

As famílias que apresentaram maior diversidade na baía de Sepetiba, foram Carangidae com 10 espécies, Engraulidae e Gobiidae com 5 espécies cada, Gerreidae e Sciaenidae com 4 espécies cada e Mugilidae, Paralichthyidae e Tetraodontidae com 3 espécies cada. Na baía de Ilha Grande as famílias mais diversas foram Carangidae com 8 espécies, Engraulidae e Gerreidae com 4 espécies cada e Haemulidae e Sciaenidae com 3 espécies de cada (Fig. 19 A e 19 B).

Onze espécies estiveram presentes em mais de 10% dos arrastos de ambas baías. São elas: *Atherinella brasiliensis*, *Oligoplites saurus*, *Eucinostomus argenteus*, *Trachinotus carolinus*, *Strongylura timucu*, *Anchoa tricolor*, *Trachinotus falcatus*,

Mugil liza, *Hyporhamphus unifasciatus*, *Anchoa januaria* e *Diapterus rhombeus* (Fig 19 C).

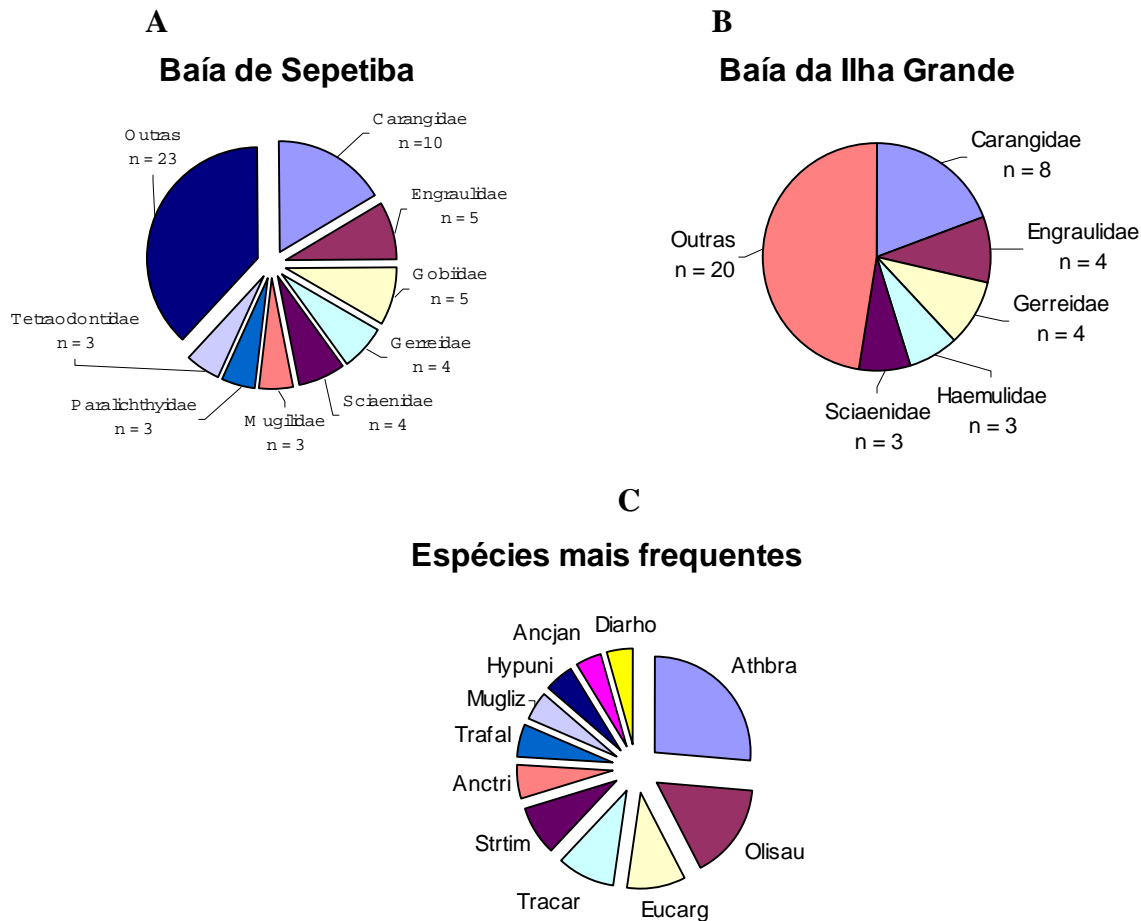


Figura 19. Famílias que apresentaram maior diversidade na baía de Sepetiba (A), na baía de Ilha Grande (B) e espécies mais frequentes ao longo de todo litoral Sul do estado do Rio de Janeiro (C).

Doze espécies contribuíram cada com mais de 1 % do total capturado nas baías, sendo uma da família Atherinopsidae (*Atherinella brasiliensis*), uma da família Sciaenidae (*Micropogonias furnieri*), três da família Engraulidae (*Anchoa januaria*, *A. tricolor* e *Cetengraulis edentulus*), duas da família Carangidae (*Oligoplites saurus* e *Trachinotus carolinus*), uma da família Poeciliidae (*Poecilia vivípara*), duas da família Gerreidae (*Eucinostomus argenteus* e *Diapterus rhombeus*), uma da família Mugilidae (*Mugil liza*) e uma da família Clupeidae (*Harengula clupeola*), totalizando 91,74 % do número total de peixes (Fig. 20).

Dezesseis espécies contribuíram cada com mais de 1 % do peso total capturado em ambas baías, sendo uma da família Atherinopsidae (*Atherinella brasiliensis*), uma da família Belonidae (*Strongylura timucu*), duas da família Engraulidae (*Anchoa januaria* e *Cetengraulis edentulus*), uma da família Poeciliidae (*Poecilia vivípara*), duas da família Gerreidae (*Eucinostomus argenteus*, *E. melanopterus*), três da família Carangidae (*Oligoplites saurus*, *Trachinotus carolinus* e *T. falcatus*), uma da família Exocoetidae (*Hyporhamphus unifasciatus*), uma da família Tetraodontidae (*Spherooides testudineus*), uma da família Centropomidae (*Centropomus undecimalis*), uma da

família Mugilidae (*Mugil liza*), uma da família Ariidae (*Genidens genidens*) e uma da família Sciaenidae (*Micropogonias furnieri*), somando 92,63 % do peso total de peixes (Fig. 20).

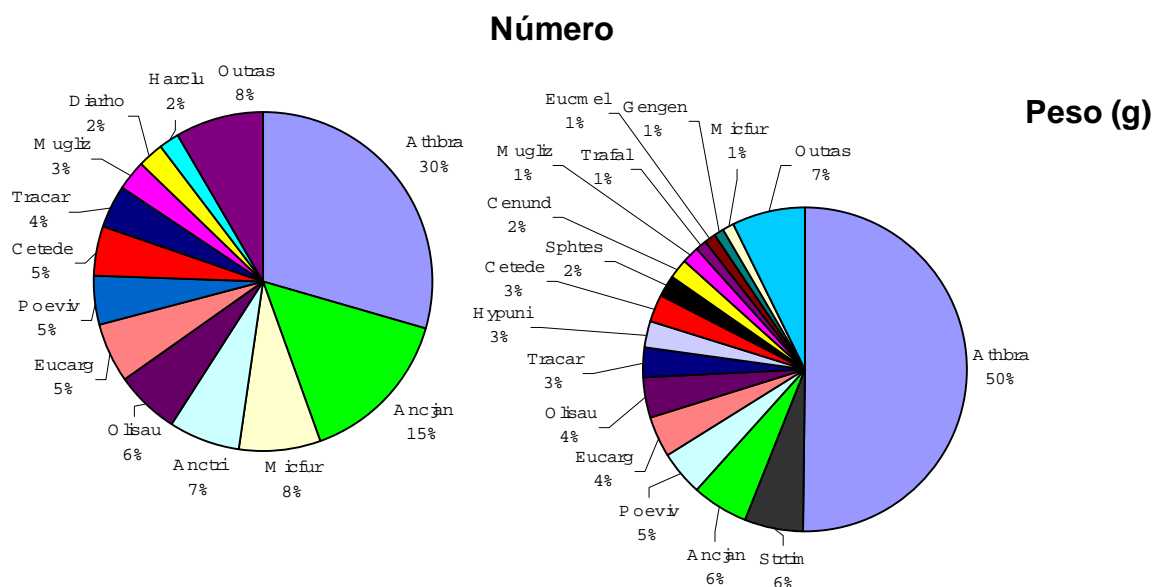


Figura 20. Percentual em número e peso das espécies que contribuíram com mais de 1% das capturas totais, realizadas ao longo do litoral sul do estado do Rio de Janeiro (baías de Sepetiba e Ilha Grande).

Do número total de espécies, 60 contribuíram com menos de 1% da abundância total e 56 com menos de 1% do peso total, enquanto 38 espécies contribuíram com menos de 0,1% do número e 37 espécies com menos de 0,1% do peso. Treze espécies foram capturadas uma única vez (Tabela 5). A espécie *Atherinella brasiliensis* foi a única a estar presente em mais de 50% dos arrastos e em todos os meses de coleta.

Analisando separadamente a composição e a estrutura da ictiofauna das duas baías, observou-se uma maior diversidade na baía de Sepetiba em relação à baía de Ilha Grande, com 30 espécies capturadas exclusivamente na Baía de Sepetiba e 11 espécies capturadas exclusivamente na baía de Ilha Grande (Tabela 6 e 7).

Na baía de Sepetiba 12 das 60 espécies registradas, contribuíram com mais de 1% das capturas totais em número, além de apresentar o mesmo número de espécies com frequência de ocorrência acima de 10%, enquanto que em peso 19 espécies contribuíram com mais de 1% do peso total (Tabela 6). Ocorreram exclusivamente nas capturas desta baía: *Menticirrhus americanus*, *Poecilia vivipara*, *Citharichthys spilopterus*, *C. arenaceus*, *Gobionellus boleosoma*, *G. stomatus*, *C. shufeldti*, *G. oceanicus*, *Mugil sp.*, *M. curema*, *M. platanus*, *Jenynsia lineata*, *Symphurus tessellatus*, *Caranx latus*, *C. bartholomaei*, *Chloroscombrus chrysurus*, *Synodus foetens*, *Centropomus parallelus*, *Diplectrum radiale*, *Lagocephalus lagocephalus*, *Stellifer rastrifer*, *Cylichthys spinosus*, *Elops saurus*, *Etropus longimanus*, *Evorthodus lyricus*, *Fistularia petimba*, *Larva leptocephalus*, *Narcine brasiliensis*, *Syngnathus elucens*, *Cetengraulis edentulus*.

Tabela 6. Número(N), peso(g) (P), freqüência de ocorrência (FO) e respectivas porcentagens das espécies capturadas nos arrastos experimentais na baía de Sepetiba, no período de setembro de 2002 a julho de 2003.

Espécies	Número	Peso (g)	% Número	% peso	ocorrência	FO
Athbra	812	2051,83	10,47	21,56	72	57,14
Olisau	485	498,51	6,25	5,24	58	46,03
Eucarg	338	556,41	4,36	5,85	41	32,54
Tracar	335	468,108	4,32	4,92	40	31,75
Mugliz	325	320,15	4,19	3,36	31	24,60
Ancjan	1776	1241,48	22,90	13,05	27	21,43
Trafal	58	197,67	0,75	2,08	21	16,67
Anctri	614	95,19	7,92	1,00	19	15,08
Diarho	205	104,08	2,64	1,09	19	15,08
Olipal	41	35,46	0,53	0,37	19	15,08
Strtim	34	312,55	0,44	3,28	14	11,11
Poeviv ^E	557	1029,26	7,18	10,82	13	10,32
Mename ^E	30	20,98	0,39	0,22	12	9,52
Micfur	899	230,06	11,59	2,42	12	9,52
Sphtes	34	449,69	0,44	4,73	12	9,52
Eucmel	56	212,85	0,72	2,24	11	8,73
Hypuni	28	119,88	0,36	1,26	11	8,73
Achlin	10	15,67	0,13	0,16	8	6,35
Chafab	10	16,49	0,13	0,17	8	6,35
Citspi ^E	13	38,54	0,17	0,41	8	6,35
Gobbol ^E	23	13,35	0,30	0,14	8	6,35
Sphgre	14	49,62	0,18	0,52	8	6,35
Gobsto ^E	30	105,4	0,39	1,11	7	5,56
Harclu	202	122,28	2,60	1,29	7	5,56
Moncil	18	9,88	0,23	0,10	6	4,76
Mugcur ^E	9	41,97	0,12	0,44	6	4,76
Cetede ^E	554	572,45	7,14	6,02	5	3,97
Mugpla ^E	29	13,1	0,37	0,14	5	3,97
Jenlin ^E	29	48,26	0,37	0,51	4	3,17
Symtes ^E	4	20,34	0,05	0,21	4	3,17
Anclyo	7	3,33	0,09	0,03	3	2,38
Carlat ^E	4	5,62	0,05	0,06	3	2,38
Cenund	6	42,43	0,08	0,45	3	2,38
Chlchr ^E	60	28,49	0,77	0,30	3	2,38
Gengen	27	205,74	0,35	2,16	3	2,38
Larbre	9	24,42	0,12	0,26	3	2,38
Mugsp	17	3,24	0,22	0,03	3	2,38
Selvom	3	13,57	0,04	0,14	3	2,38
Strmar	8	38,56	0,10	0,41	3	2,38
Synfoe ^E	3	12,01	0,04	0,13	3	2,38
Cenpar ^E	4	3,83	0,05	0,04	2	1,59
Citare ^E	3	2,27	0,04	0,02	2	1,59
Diprad ^E	2	12,47	0,03	0,13	2	1,59
Eucgul	2	3,48	0,03	0,04	2	1,59
Cteshu ^E	4	9,74	0,05	0,10	2	1,59
Laglag ^E	2	3,54	0,03	0,04	2	1,59
Olisal	3	1,65	0,04	0,02	2	1,59
Steras ^E	2	2,21	0,03	0,02	2	1,59
Synfol	2	1,92	0,03	0,02	2	1,59

Continuação						
Espécies	Número	Peso (g)	% Número	% peso	ocorrência	FO
Albvul	2	6,63	0,03	0,07	1	0,79
Carbar ^E	1	1,7	0,01	0,02	1	0,79
Cycspi ^E	1	0,81	0,01	0,01	1	0,79
Elosau ^E	1	0,26	0,01	0,00	1	0,79
Etrlon ^E	1	0,15	0,01	0,00	1	0,79
Evolyr ^E	1	1,93	0,01	0,02	1	0,79
Fispet ^E	2	1,37	0,03	0,01	1	0,79
Goboce ^E	2	28,74	0,03	0,30	1	0,79
Larlep ^E	1	0,44	0,01	0,00	1	0,79
Licgro	1	0,5	0,01	0,01	1	0,79
Narbra ^E	1	19,44	0,01	0,20	1	0,79
Synelu ^E	1	4,99	0,01	0,05	1	0,79
Tragoo	1	18,8	0,01	0,20	1	0,79
Σ total	7756	9515,788	100	100		

Obs.: E = espécie exclusiva da baía de Sepetiba

Na baía de Ilha Grande 9 das 42 espécies registradas contribuíram com mais e 1 % do número total, sendo que 8 espécies apresentaram uma frequência de ocorrência superior a 10 % enquanto 7 espécies contribuíam com mais de 1% do peso total (Tabela 7). Foram consideradas exclusivas desta baía as seguintes espécies: *Hemiramphus brasiliensis*, *Cathorops spixii*, *Haemulon steindachneri*, *Bardiella ronchus*, *Caranx hippos*, *Dactyloscopus crossotus*, *Lutjanus synagris*, *Pellona harroweri*, *Pomadasyus croco* e *P. corvinaeformis*.

Tabela 7. Número(N), peso(g) (P), frequência de ocorrência (FO) e respectivas porcentagens das espécies capturadas nos arrastos experimentais na baía de Ilha Grande, no período de setembro de 2002 a julho de 2003.

Espécies	Número	Peso (g)	% Número	% peso	ocorrência	FO
Athbra	2625	9207,81	66,22	71,19	107	84,92
Olisau	236	396,38	5,95	3,06	50	39,68
Strtim	74	1017,29	1,87	7,87	42	33,33
Eucarg	296	342,53	7,47	2,65	26	20,63
Tracar	159	199,36	4,01	1,54	26	20,63
Hypuni	79	473,9	1,99	3,66	21	16,67
Anctri	197	71,47	4,97	0,55	20	15,87
Trafal	31	87,01	0,78	0,67	15	11,90
Diarho	78	105,55	1,97	0,82	11	8,73
Eucmel	30	32,1	0,76	0,25	8	6,35
Chafab	11	18,85	0,28	0,15	6	4,76
Sphtes	7	83,16	0,18	0,64	5	3,97
Harclu	45	82,83	1,14	0,64	4	3,17
Mugliz	5	7,63	0,13	0,06	4	3,17
Olipal	4	3,37	0,10	0,03	4	3,17
Selvom	4	6,4	0,10	0,05	4	3,17
Achlin	3	4,51	0,08	0,03	3	2,38
Ancjan	7	5,58	0,18	0,04	3	2,38
Hembra	13	5,46	0,33	0,04	3	2,38
Olisal	4	2,02	0,10	0,02	3	2,38
Sphgre	3	4,41	0,08	0,03	3	2,38
Anclyo	3	0,44	0,08	0,00	2	1,59

Continuação						
Espécies	Número	Peso (g)	% Número	% peso	ocorrência	FO
Albvul	3	5,7	0,08	0,04	2	1,59
Catspi ^E	2	4,66	0,05	0,04	2	1,59
Cenund	11	401,86	0,28	3,11	2	1,59
Eucgul	2	9,02	0,05	0,07	2	1,59
Gengen	3	33,88	0,08	0,26	2	1,59
Haeste ^E	2	30,59	0,05	0,24	2	1,59
Larbre	5	10,58	0,13	0,08	2	1,59
Moncil	2	0,68	0,05	0,01	2	1,59
Synfol	2	0,45	0,05	0,00	2	1,59
Barron ^E	2	115,51	0,05	0,89	1	0,79
Carhip ^E	1	23,25	0,03	0,18	1	0,79
Daccro ^E	1	1,03	0,03	0,01	1	0,79
Licgro	1	1,66	0,03	0,01	1	0,79
Lutsyn ^E	2	18,48	0,05	0,14	1	0,79
Micfur	1	0,3	0,03	0,00	1	0,79
Pelhar ^E	1	3,85	0,03	0,03	1	0,79
Pomcro ^E	1	2,74	0,03	0,02	1	0,79
Pomcor ^E	1	4,9	0,03	0,04	1	0,79
Strmar	2	5,94	0,05	0,05	1	0,79
Tragoo	5	100,46	0,13	0,78	1	0,79
Σ total	3964	12933,6	100,00	100,00		

Obs.: E = espécie exclusiva da baía da Ilha Grande

Trinta e quatro espécies das 72 registradas nas baías de Sepetiba e Ilha Grande, foram consideradas indicadoras de pelo menos um dos fatores: locais de coletas, baías e bimestres.

Onze espécies foram indicadoras da baía de Sepetiba e 3 espécies da baía de Ilha Grande. Quanto aos locais de coletas da baía de Sepetiba, 11 espécies foram indicadoras do local Mangue, 4 espécies do local Praia de Sepetiba, 5 espécies do local Praia do Saco, uma espécie do local Praia do Sahy e 3 espécies do local Praia de Monsuaba. Na baía de Ilha Grande uma espécie foi indicadora do local Praia do Anil, duas espécies da Praia do Frade e uma espécie indicadora da Praia Grande. Entre os bimestres o mais característico foi o de janeiro/fevereiro sendo indicador da ocorrência de 5 espécies, seguido de maio com 3 espécies, setembro/outubro com 2 espécies e novembro/dezembro e julho/agosto cada um com indicativo de uma única espécie (Tabela 8).

Tabela 8. Espécies indicadoras baseadas na combinação dos valores proporcionais de abundância relativa e frequência relativa, seguida do teste de significância de Monte Carlo a 95 %(*) e 99 % (**) de confiança, em locais, baías e bimestres, entre setembro de 2002 a julho de 2003.

Espécies indicadoras	Local	Baía	bimestre
<i>Atherinella brasiliensis</i>	Anil *	Ilha grande **	
<i>Albula vulpes</i>			jan/fev *
<i>Anchoa januaria</i>		Sepetiba **	
<i>Caranx latus</i>	Mangue *		
<i>Cetengraulis edentulus</i>	Monsuaba **		mai/jun *
<i>Chaetodipterus faber</i>			jan/fev *
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	Sahy *		set/out *
<i>Citharichthys spilopterus</i>	Mangue **	Sepetiba *	
<i>Diapterus rhombeus</i>	Mangue **		mai/jun *
<i>Eucinostomus argenteus</i>			jan/fev *
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	Mangue **		
<i>Gobionellus boleosoma</i>	Mangue **	Sepetiba *	
<i>Ctenogobius shufeldti</i>	Mangue *		
<i>Gobionellus stomatus</i>	Mangue **	Sepetiba *	
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	Frade *		nov/dez *
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	Frade *	Ilha grande *	mai/jun *
<i>Jenynsia lineata</i>	Mangue **		
<i>Larimus breviceps</i>	Monsuaba *		
<i>Menticirrhus americanus</i>	Praia do saco **	Sepetiba **	
<i>Micropogonias furnieri</i>	Sepetiba **	Sepetiba **	set/out *
<i>Monocanthus ciliatus</i>	Sepetiba *		jul/ago *
<i>Mugil curema</i>	Mangue *		
<i>Mugil liza</i>	Sepetiba **	Sepetiba **	
<i>Mugil platanus</i>	Sepetiba *		
<i>Oligoplites palometa</i>	Praia do saco *	Sepetiba **	
<i>Oligoplites saliens</i>	Praia grande *		
<i>Oligoplites saurus</i>	Praia do saco **		jan/fev **
<i>Poecilia vivípara</i>	Mangue **	Sepetiba **	
<i>Selene vomer</i>			jan/fev *
<i>Sphoeroides testudineus</i>	Monsuaba **	Sepetiba *	
<i>Stellifer rastrifer</i>	Mangue *		
<i>Strongylura timucu</i>		Ilha grande **	
<i>Trachinotus carolinus</i>	Praia do saco **	Sepetiba *	
<i>Trachinotus falcatus</i>	Praia do saco **		

Além das espécies indicadoras também foram observadas diferenças significativas no número de indivíduos e peso da captura das espécies mais frequentes entre as baías e os bimestres. A espécie *Atherinella brasiliensis* foi mais abundante em número e em peso na baía de Ilha Grande durante os bimestres de novembro/dezembro e janeiro/fevereiro, em comparação com julho/agosto. *Oligoplites saurus* apresentou diferenças significativas somente no número entre as baías, com maiores valores na baía de Sepetiba no bimestre de janeiro/fevereiro, o mesmo acontecendo com relação ao peso. Em *Eucinostomus argenteus* diferenças significativas no número e peso ocorreram entre os bimestres, sendo em novembro/dezembro maior do que janeiro/fevereiro. As

capturas de *Trachinotus carolinus* foram maiores na baía de Sepetiba em número e peso sendo maiores em número em novembro/dezembro e janeiro/fevereiro em comparação a julho/agosto, com maiores capturas em peso em novembro/dezembro quando comparadas com setembro/outubro e julho/agosto. Em *Strongylura timucu* apresentou o mesmo padrão para número e peso, com maiores abundâncias na baía de Ilha Grande e no bimestre de novembro/dezembro em relação a setembro/outubro, enquanto que para o peso foi maior em novembro/dezembro e janeiro/fevereiro comparadas com setembro/outubro. *Anchoa tricolor* e *Trachinotus falcatus* não apresentaram diferenças significativas entre as baías, porém entre os bimestres *A. tricolor* foi mais abundantes em setembro/outubro quando comparado a março/abril e *T. falcatus* foi mais abundante em janeiro/fevereiro e março/abril em relação a julho/agosto. Para o peso somente *T. falcatus* diferiu significativamente com maiores valores em maio/junho e menores em julho/agosto. *Mugil liza* só apresentou diferenças significativas entre as baías com maiores valores médios de número e peso na a baía de Sepetiba. O taxa *Hyporhamphus unifasciatus* apresentou uma maior captura média em número e peso na baía de Ilha Grande, maior em número durante os bimestres de janeiro/fevereiro e maio/junho quando comparado com julho/agosto e maior em peso em maio/junho em relação a novembro/dezembro e julho/agosto. *Anchoa januaria* apresentou diferenças significativas para número e peso entre as baías e somente para número entre os bimestres. Maiores valores médios foram registrados na baía de Sepetiba durante o bimestre de março/abril em relação a novembro/dezembro e maio/junho. Na espécie *Diapterus rhombeus* em médias as capturas em número foram maiores na baía de Sepetiba durante o bimestre de maio/junho, quando comparado com os demais (Tabela 9).

Tabela 9. Valores de F da análise ANOVA e teste de Tukey para diferenças significativas entre as espécies mais frequentes, baías e bimestres, ao longo do litoral sul do estado do Rio de Janeiro no período de setembro de 2002 a julho de 2003. Ba = Baías: BS = b. de Sepetiba, BIG = b. da Ilha Grande; Bi = bimestres: S/O = setembro/outubro, N/D = novembro/dezembro, J/F = janeiro/fevereiro, M/A = março/abril, M/J = maio/junho e J/A = julho/agosto. N = número e P = peso.

Espécies	Baías (Ba)	Bimestres (Bi)	Interação Ba x Bi
Athbra N	53,38 **	3,48 **	ns
	BIG > BS	N/D, J/F > J/A	
Athbra P	61,95 **	3,37 *	ns
	BIG > BS	N/D, J/F, M/A > J/A	
Olisau N	4,47 *	8,52 **	ns
	BS > B IG	J/F > S/O, N/D, M/A, M/J, J/A	
Olisau P	ns	7,04 **	ns
		J/F > S/O, N/D, M/J, J/A	
Eucarg N	ns	2,48 *	ns
		J/F > N/D	
Eucarg P	ns	3,36 *	ns
		J/F > N/D	
Tracar N	6,17 *	3,86 *	ns
	BS > BIG	N/D, J/F > J/A	
Tracar P	4,41 *	3,53 *	ns
	BS > BIG	N/D > S/O, J/A	
Strtim N	11,52 **	2,58 *	ns
	BIG > BS	N/D > S/O	

Continuação			
Espécies	Baias (Ba)	Bimestres (Bi)	Interações Ba x Bi
Strtim P	12,73 ** BIG > BS	2,92 * N/D, J/F > S/O	ns
Anctri N	ns	3,00 * S/O > M/A	3,06 *
Anctri P	ns	ns	3,80
Trafal N	ns	3,68 * J/F, M/A > J/A	ns
Trafal P	ns	2,63 * M/A > J/A	3,15 *
Mugliz N	21,79 ** BS > BIG	ns	ns
Mugliz P	19,17 ** BS > BIG	ns	ns
Hypuni N	5,16 * BIG > BS	3,96 ** J/F, M/J > J/A	ns
Hypuni P	5,48 * BIG > BS	4,71 ** M/J > N/D, J/A	ns
Ancjan N	22,23 ** BS > BIG	2,99 * M/A > N/D, M/J	3,06 *
Ancjan P	17,32 ** BS > BIG	ns	ns
Diarho N	4,41 * BS > BIG	6,52 ** M/J > S/O, N/D, J/F, J/A	2,69 *
Diarho P	ns	3,79 * M/J > S/O, N/D, J/F	2,95 *

* = p < 0,05; ** = P < 0,01

10.6. Comparações dentre as baías

A análise da similaridade ANOSIM mostrou diferenças significativas na composição específica das amostras de diferentes locais de coleta, dentro da baía de Sepetiba. Já na baía de Ilha Grande a análise não indicou diferenças estatísticas na composição específica das amostras obtidas nas sete praias. Os valores de R estão dentro da amplitude do que é esperado ao acaso, significando que as similaridades dentro e entre os momentos amostrais são semelhantes, com exceção de cinco grupos analisados na baía de Sepetiba (Mangue x Sahy, Mangue x Saco, Sepetiba x Saco, Itacuruça x Saco e Saco x Camorim) (Tabela 10 e 11). A análise univariada de similaridade mostra que os locais de coleta da baía de Ilha Grande não apresentam diferenças na sua composição em espécies, enquanto os locais da baía de Sepetiba apresentam pequenas diferenças. Estes resultados parecem indicar que as amostras realizadas bimestralmente na baía de Ilha Grande e baía de Sepetiba podem ser consideradas respectivamente, réplicas e pseudoréplicas. Não obstante as diferenças registradas na baía de Sepetiba foram entre os locais: 1 x 4, 1 x 5, 2 x 5, 3 x 5, e 5 x 7. O maior valor de R ocorreu na comparação dos locais Mangue (1) e praia do Saco (5), com as composições em espécies bem separadas. As demais diferenças foram menores, com valores de R intermediários, indicando uma sobreposição das composições em espécies, com pequena diferenciação entre as mesmas (Tabela 10).

Tabela 10. Resultado da análise de similaridade ANOSIM entre os pontos de coleta na baía de Sepetiba, no período de setembro 2002 a julho de 2003. (1 = Mangue, 2 = Sepetiba, 3 = Itacuruça, 4 = Sahy, 5 = Saco, 6 = Monsuaba, 7 = Camorim.). R global = 0,283; p = 0,1%.

Teste pareado (grupos)	R estatístico	Nível de significância %
1 x 2	0,131	13,0
1 x 3	0,248	0,9
1 x 4	0,535	0,2
1 x 5	0,956	0,2
1 x 6	0,493	0,6
1 x 7	0,341	1,3
2 x 3	0,159	7,8
2 x 4	0,359	0,6
2 x 5	0,687	0,2
2 x 6	0,183	6,1
2 x 7	0,152	9,3
3 x 4	0,028	39,6
3 x 5	0,507	0,2
3 x 6	0,270	0,4
3 x 7	0,041	29,4
4 x 5	0,083	17,3
4 x 6	0,081	13,4
4 x 7	0,128	9,5
5 x 6	0,315	1,1
5 x 7	0,543	0,2
6 x 7	0,065	22,5

R > 0,70 = bem separados; 0,70 > R > 0,50 = sobreposto, mas diferente; R < 0,25 = quase não separados

Tabela 11. Resultado da análise de similaridade ANOSIM entre os pontos de coleta na baía de Ilha Grande, no período de setembro 2002 a julho de 2003. (8 = Anil, 9 = Bracuy, 10 = Frade, 11 = Tarituba, 12 = Grande, 13 = Corumbê e 14 = Parati). R global = 0,065; p = 6,8%.

Teste pareado (grupos)	R estatístico	Nível de significância %
8 x 9	0,120	11,0
8 x 10	0,228	4,1
8 x 11	0,113	12,1
8 x 12	0,122	11,3
8 x 13	0,209	2,8
8 x 14	0,235	2,2
9 x 10	0,056	24,2
9 x 11	- 0,048	61,0
9 x 12	0,109	14,3
9 x 13	0,056	26,8
9 x 14	0,086	19,5
10 x 11	0,139	13,0
10 x 12	0,250	2,6
10 x 13	- 0,048	63,2
10 x 14	- 0,214	99,4
11 x 12	- 0,048	58,2
11 x 13	- 0,085	71,2
11 x 14	0,114	12,8
12 x 13	- 0,046	61,3
12 x 14	0,179	5,0
13 x 14	- 0,112	87,9

R > 0,70 = bem separados; 0,70 > R > 0,50 = sobreposto, mas diferente; R < 0,25 = quase não separados

A similaridade de percentagem (SIMPER) entre as espécies que compõem as assembléias dentro de cada local de coleta na baía de Sepetiba foi maior nos locais praia do Saco (local 5) e Monsuaba (local 6). Esta mesma análise mostrou que *A. brasiliensis* foi a espécie mais comum nos locais Mangue (local 1), Itacuruça (local 3), Sahy (local 4) e Camorim (local 7), *A. januaria* no local Sepetiba (local 2), *T. carolinus* no local praia do Saco (local 5) e *O. saurus* no local Monsuaba (local 6) (Tabela 12). Na baía de Ilha Grande as similaridades dentro de cada área de coleta foram maiores nos locais Tarituba (local 11), praia Grande (local 12), e Corumbê (local 13). *A. brasiliensis* foi a única espécie mais comum em todos os locais, sendo que a posição de segunda espécie mais comum apresentou variações entre os locais. *A. tricolor* foi à segunda espécie mais comum no local Anil (local 8), *E. argenteus* em Bracuy (local 9), *H. unifasciatus* no Frade (local 10), *O. saurus* em Tarituba (local 11) e na praia Grande (local 12), *S. timucu* em Corumbê (local 13) e Parati (local 14) (Tabela 12).

Tabela 12. Contribuição percentual das espécies mais freqüentes nas capturas ao longo da baía de Sepetiba e baía de Ilha Grande, para a similaridade dentro de cada momento amostral. (1 = Mangue, 2 = Sepetiba, 3 = Itacuruça, 4 = Sahy, 5 = Saco, 6 = Monsuaba, 7 = Camorim, 8 = Anil, 9 = Bracuy, 10 = Frade, 11 = Tarituba, 12 = Grande, 13 = Corumbê e 14 = Parati).

baía de Sepetiba				Mangue (1)	Sepetiba (2)	Itacuruça (3)	Sahy (4)	P. saco (5)	Monsuaba (6)	Camorim (7)
Similaridade	média	dentro	dos	46,28	30,33	26,81	29,55	56,65	51,28	45,40
pontos de coleta (%)										
<i>A. brasiliensis</i> - <i>Athbra</i>				37,29	17,91	58,68	32,73	12,69	21,67	41,36
<i>O. saurus</i> - <i>Olisau</i>						6,77	27,74	33,07	40,17	8,38
<i>E. argenteus</i> - <i>Eucarg</i>				18,27	18,95	10,08			7,30	20,89
<i>T. carolinus</i> - <i>Tracar</i>							15,35	33,78	14,17	15,83
<i>M. liza</i> - <i>Mugliz</i>				6,60	29,62				11,35	
<i>A. januaria</i> - <i>Ancjan</i>					32,50					5,41
<i>T. falcatus</i> - <i>Trafal</i>								8,70		
<i>A. tricolor</i> - <i>Anctri</i>						5,80	9,23			
<i>D. rhombeus</i> - <i>Diarho</i>				13,11						
<i>O. palometa</i> - <i>Olipal</i>								7,07		
<i>S. timucu</i> - <i>Strtim</i>						13,36	8,10			
<i>P. vivípara</i> - <i>poeviv</i>				20,72						

baía de Ilha Grande				Anil (8)	Bracuy (9)	Frade (10)	Tarituba (11)	P. grande (12)	Corumbê (13)	Parati (14)
Similaridade	média	dentro	dos	42,14	43,74	46,56	59,36	64,74	57,06	40,34
pontos de coleta (%)										
<i>A. brasiliensis</i> - <i>Athbra</i>				52,93	76,18	66,57	66,74	65,96	62,36	55,40
<i>O. saurus</i> - <i>Olisau</i>				7,24			12,42	20,48	14,40	
<i>S. timucu</i> - <i>Strtim</i>					10,16	13,29	5,70		16,17	22,78
<i>E. argenteus</i> - <i>Eucarg</i>					10,50					
<i>T. carolinus</i> - <i>Tracar</i>				7,11				7,58		
<i>H. unifasciatus</i> - <i>hypuni</i>						14,52				7,64
<i>A. tricolor</i> - <i>Anctri</i>				25,17						7,40
<i>T. falcatus</i> - <i>Trafal</i>							6,03			

A análise SIMPER também mostrou as dissimilaridades entre os grupos dentro de cada baía, com maiores valores de dissimilaridade registrados entre os locais 1 x 5 (82,16 %), 2 x 4 (81,10 %) e 2 x 5 (82,33 %), devido, principalmente, as espécies mais discriminantes *T. carolinus*, nas comparações 1 x 5 e 2 x 5 e *A. januaria* entre 2 x 4. Nos locais da baía da Ilha Grande foram observados maiores valores de dissimilaridade entre os locais 8 x 9 (62,63 %), 8 x 10 (62,28 %) e 8 x 14 (65,25 %) sem variações de espécies discriminantes e com predomínio de *A. brasiliensis*. As espécies responsáveis por estas dissimilaridades entre os pares dos locais da baía de Sepetiba foram: *A. brasiliensis* (3 x 4 e 3 x 7), *O. saurus* (2 x 5, 2 x 6, 3 x 6, 5 x 7), *E. argenteus* (4 x 7), *T. carolinus* (3 x 5, 4 x 5, 4 x 6, 5 x 6), *A. januaria* (2 x 3, 2 x 4, 2 x 7, 6 x 7) e *P. vivípara* (1 x 2, 1 x 3, 1 x 4, 1 x 5, 1 x 6, 1 x 7) (Tabela 13). Na baía de Ilha Grande as espécies responsáveis pelas diferenças entre os locais foram: *A. brasiliensis* (8 x 9, 8 x 10, 8 x 11, 8 x 12, 8 x 13, 8 x 14, 9 x 10, 9 x 13, 9 x 14, 10 x 13, 10 x 14, 11 x 14, 12 x 13, 13 x 14), *O. saurus* (9 x 12, 10 x 11, 10 x 12), *E. argenteus* (9 x 11), *T. carolinus* (11 x 12, 11 x 13, 12 x 13). As espécies que mais contribuíram para as dissimilaridades entre as assembleias dos locais foram: *A. brasiliensis* na baía de Ilha Grande e *P. vivípara* na baía de Sepetiba (Tabela 13).

Tabela 13. Contribuição percentual das espécies mais frequentes nas capturas ao longo das duas baías do litoral sul do estado do Rio de Janeiro, para a dissimilaridade entre os momentos amostrais. (1 = Mangue, 2 = Sepetiba, 3 = Itacuruçã, 4 = Sahy, 5 = Saco, 6 = Monsuaba, 7 = Camorim, 8 = Anil, 9 = Bracuy, 10 = Frade, 11 = Tarituba, 12 = Grande, 13 = Corumbê e 14 = Parati).

b. Sepetiba	1x2	1x3	1x4	1x5	1x6	1x7	2x3	2x4	2x5	2x6	2x7	3x4	3x5	3x6	3x7	4x5	4x6	4x7	5x6	5x7	6x7
Dissimilaridade média (%)	65,66	71,16	77,81	82,16	65,24	62,66	78,00	81,10	82,33	66,59	66,97	73,68	78,27	71,99	65,62	59,14	63,23	66,49	53,63	63,99	54,03
<i>Athbra</i>	14,52	15,55	11,37	8,80	10,08	9,85	17,15	9,70	8,43	12,00	15,10	19,40	14,78	15,73	15,65	9,40	10,98	14,71	10,44	12,37	12,95
<i>Olisau</i>	4,88		9,25	13,71	16,53	8,03	5,82	10,19	15,49	18,28	8,49	12,12	16,93	17,54	9,49	17,64	15,48	11,17	11,21	14,61	16,10
<i>Eucarg</i>	12,61	13,27	12,20	10,29	10,80	11,05	12,90	11,17	9,46	11,54	12,64	9,23	7,03	9,48	14,94		8,10	15,19	8,36	14,02	13,85
<i>Tracar</i>			8,79	16,09	9,95	10,41		9,35	16,76	10,08	10,07	11,67	20,68	11,01	12,12	19,74	12,98	11,66	17,02	13,35	10,03
<i>Mugliz</i>	12,36	7,28	8,86		6,63	6,30	14,13	14,64	11,70	11,67	12,79	9,09		8,30	5,70	6,49	12,29	8,12	9,38		7,67
<i>Ancjan</i>	16,94	6,62	5,90	6,20	11,56	14,79	18,51	17,16	13,77	18,24	19,83			10,00	13,83	4,44	10,97	13,26	12,52	13,61	19,30
<i>Trafal</i>				7,18						7,62				9,01		10,85		4,71	10,92	8,69	
<i>Anctri</i>		10,49	6,63	5,33			11,76	7,88	6,24	3,52		16,68	12,48	10,99	11,35	11,15	8,38	7,67	8,59	6,89	
<i>Diarho</i>	12,78	11,44	9,66	8,47	10,74	10,73	5,69	6,92		7,60	5,98						6,67				5,68
<i>Olipal</i>									5,31			4,89	6,12			8,78			7,07	6,22	
<i>Strtim</i>		6,15	4,42			5,27	6,28	4,60			5,38	8,00	5,60	6,29	7,25	5,91	5,65	6,72		5,24	6,35
<i>Poeviv</i>	18,73	19,35	17,18	14,25	18,30	18,45															

b. I. Grande	8x9	8x10	8x11	8x12	8x13	8x14	9x10	9x11	9x12	9x13	9x14	10x11	10x12	10x13	10x14	11x12	11x13	11x14	12x13	12x14	13x14
Dissimilaridade média (%)	62,63	62,28	54,15	52,49	57,41	65,25	55,71	47,18	48,88	49,94	60,06	49,03	48,39	45,86	51,20	36,41	40,56	53,90	38,10	52,05	48,41
<i>Athbra</i>	24,43	22,55	20,93	21,18	21,79	25,83	26,21	20,66	19,51	23,72	31,87	15,98	18,00	18,05	27,27	8,08	11,80	24,58	15,21	28,31	25,78
<i>Olisau</i>	11,71	12,02	13,92	16,89	12,88	12,82	12,20	16,93	21,56	15,52	13,19	16,35	20,85	16,71	15,57	20,10		15,90	17,98	20,05	16,61
<i>Strtim</i>	8,25	9,42	7,72	7,40	11,58	9,22	11,33	10,83	10,31	11,53	10,81	10,56	10,91	11,43	11,97	11,68	12,09	9,14	13,36	9,50	11,03
<i>Eucarg</i>	17,21	8,29	12,19	9,21	10,55	8,72	18,74	22,75	19,28	21,65	19,46	11,24		8,51	4,88	13,57	15,58	10,87	8,88		
<i>Tracar</i>	9,74	9,45	12,99	15,17	10,99	9,85		12,11	16,95	9,37		11,34	16,58	9,82		21,98	16,07	11,11	21,15	16,70	10,23
<i>Hypuni</i>		11,92			7,13	8,52	14,98		5,97	9,87	10,94	14,06	14,25	17,76	17,70	7,90	11,65	10,70	13,21	11,59	15,81
<i>Anctri</i>	22,24	20,63	20,84	20,52	20,04	20,09	9,99				8,88	10,46	11,10	13,29	16,07				7,18	8,43	10,53
<i>Trafal</i>			8,25					10,62				10,01				11,84	11,35	9,73			

10.7. Descritores da comunidade

Analisando as variações espaciais e temporais da comunidade, verificou-se que os descritores (abundância, peso, n° de espécies, índice de diversidade de Shannon, equitabilidade, dominância e riqueza) apresentaram diferenças significativas em ambas baías com algumas exceções. A baía de Sepetiba apresentou diferenças significativas entre os locais de coletas, para todos descritores com exceção do índice de dominância. Já entre os bimestres o único descritor a apresentar diferenças significativas foi à abundância total. Na baía de Ilha Grande foram observadas diferenças significativas entre os locais e bimestres, com exceção do índice de diversidade de Shannon e riqueza para os locais e equitabilidade e dominância para os bimestres (Tabela 14).

Tabela 14. Valores de F da análise ANOVA e teste de Tukey para diferenças significativas dos descritores das comunidades das baías de Sepetiba e de Ilha Grandes, entre os locais de coleta e bimestres. Locais: 1 = Mangue, 2 = Sepetiba, 3 = Itacuruçá, 4 = Sahy, 5 = Saco, 6 = Monsuaba, 7 = Camorim, 8 = Anil, 9 = Bracuy, 10 = Frade, 11 = Tarituba, 12 = Grande, 13 = Corumbê e 14 = Parati. Bimestres: 1 = set/out, 2 = nov/dez, 3 = jan/fev, 4 = mar/abr, 5 = mai/jun e 6 = jul/ago.

Descritores	baía de Sepetiba			baía de Ilha Grande		
	Local	Bimestres	L x B	Local	Bimestres	L x B
Abundância	3,17 **	2,50 *	3,14 **	15,96 **	5,98 **	3,72 **
	1,2 > 3	1 > 2		8,12 > 9,10,11,13 > 14	2,3 > 1,4,5	
Peso	4,96 **	ns	2,70 **	3,65 **	3,53 **	2,67 **
	7 > 2,3,4,5			8,12 > 9	3 > 5,6	
N° espécies	7,27 **	ns	4,21 **	4,40 **	8,81 **	2,13 **
	1,5,6,7 > 2,4 > 3			8,12 > 9,14	3 > 1,2,4,5,6	
Shannon (H)	4,46 **	ns	2,09 **	ns	3,51 **	ns
	1,6 > 2,3				3 > 4	
Equitabilidade (J)	2,51 *	ns	ns	2,49 *	ns	1,89 *
	6 > 3			13 > 9		
Dominância (λ)	ns	ns	ns	3,00 *	ns	ns
				9 > 14		
Riqueza (D)	5,15 **	ns	2,84 **	ns	5,28 **	ns
	1,6 > 2,3,4				3 > 1,2,4	

* = $p < 0,05$; ** = $P < 0,01$

Na baía de Sepetiba não foi detectado nenhum padrão claro, porém maiores abundâncias médias foram registradas nos locais Mangue e Sepetiba em setembro/outubro, Sepetiba e Sahy em novembro/dezembro, Sepetiba e praia do Saco em janeiro/fevereiro, Mangue e Camorim em março/abril, Monsuaba em maio/junho e Mangue e Camorim novamente em julho/agosto (Fig. 21). Menores valores de abundâncias foram observados nos locais Monsuaba e Camorim em setembro/outubro e novembro/dezembro, Mangue e Monsuaba em janeiro/fevereiro, Itacuruçá e Sahy em março/abril, Sahy e praia do Saco em maio/junho, e Sepetiba e Itacuruçá em julho/agosto. Na baía de Ilha Grande foi observado um padrão decrescente de abundância do local praia do Anil em direção a Parati (sentido leste – este) durante os meses de setembro/outubro, novembro/dezembro e janeiro/fevereiro. Em março/abril maiores abundâncias foram registradas no local Anil, em maio/junho nos locais Anil e Bracuy e em julho/agosto nos locais Bracuy e praia Grande. Os menores valores de abundância foram registrados sempre no local Parati em todos bimestres, com exceção

de março/abril e maio/junho onde os menores valores foram observados nos locais Bracuy e Frade respectivamente (Fig.21).

O peso também não apresentou nenhum padrão claro de variação entre os locais em ambas baías porém, na Baía de Sepetiba, observou-se maiores valores médios nos locais (Fig. 22) Mangue e Camorim em setembro/outubro, Sahy e Camorim em novembro/dezembro, Sepetiba e Camorim em janeiro/fevereiro, praia do Saco e Camorim em março/abril, maio/junho e julho/agosto. Menores valores foram registrados no local Sahy em setembro/outubro, Mangue e Itacuruça em novembro/dezembro, Mangue e Monsuaba em janeiro/fevereiro, Sepetiba e Itacuruça em março/abril, Sepetiba e praia do Saco em maio/junho e Sepetiba e Sahy em julho/agosto. Já na baía de Ilha Grande os maiores valores de peso foram verificados nos locais Anil e praia Grande em setembro/outubro, Anil e Frade em novembro/dezembro, Anil, Bracuy e Tarituba em janeiro/fevereiro, Anil e Tarituba em março/abril, Tarituba e praia Grande em maio/junho e praia Grande e Corumbê em julho/agosto. Menores valores de peso foram registrados no local Tarituba em setembro/outubro, Parati em novembro/dezembro, praia Grande em janeiro/fevereiro, Bracuy e Frade em março/abril e maio/junho e Anil e Parati em julho/agosto (Fig. 22).

O número de espécies variou tanto no espaço quanto no tempo, com maiores valores na baía de Sepetiba nos locais Mangue e praia do Saco em setembro/outubro, Sahy e Monsuaba em novembro/dezembro, praia do Saco em janeiro/fevereiro, Mangue e Camorim em março/abril, Mangue e Monsuaba em maio/junho, e Monsuaba e Camorim em julho/agosto (Fig. 23). Menores valores no número de espécies foram observados nos locais Itacuruça e Sahy em setembro/outubro, Itacuruça e Camorim em novembro/dezembro, Mangue em janeiro/fevereiro, Sepetiba em março/abril, Sahy e Camorim em maio/junho, e Sepetiba e Sahy em julho/agosto. Na baía de Ilha Grande as variações entre os locais foram menores do que na baía de Sepetiba, com maiores valores nos locais Anil e praia Grande em setembro/outubro, Bracuy e praia Grande em novembro/dezembro, Anil e Tarituba em janeiro/fevereiro, março/abril e maio/junho e praia Grande em julho/agosto. Os menores valores foram registrados nos locais Frade e Tarituba em setembro/outubro, Parati em novembro/dezembro, Bracuy e praia Grande em janeiro/fevereiro, Bracuy em março/abril, Bracuy e Parati em maio/junho e Parati em julho/agosto (Fig. 23).

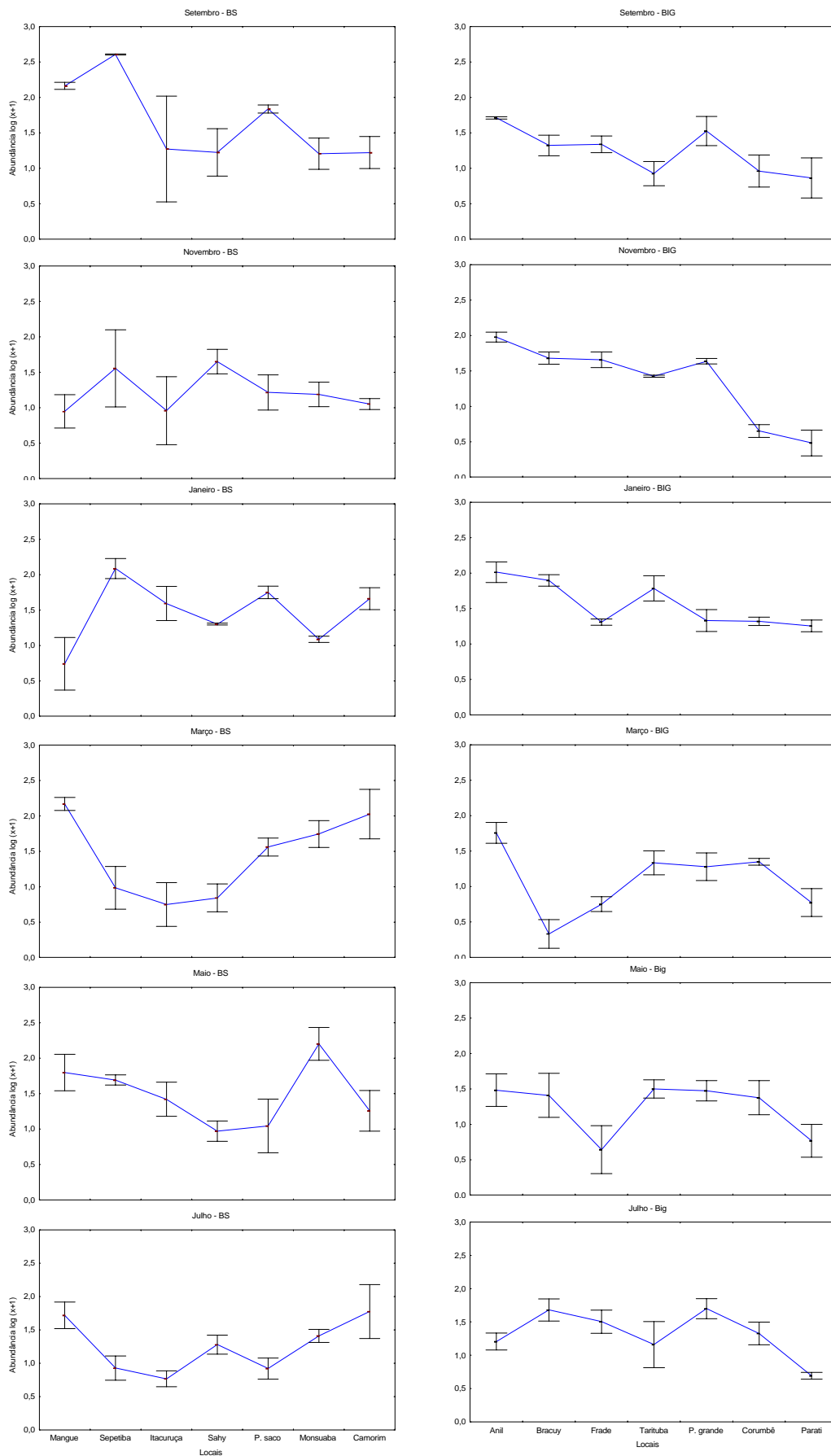


Figura 21 – Médias e erros padrões (barras verticais) do número de indivíduos em locais e períodos de amostragem nas baías de Sepetiba e Ilha Grande.

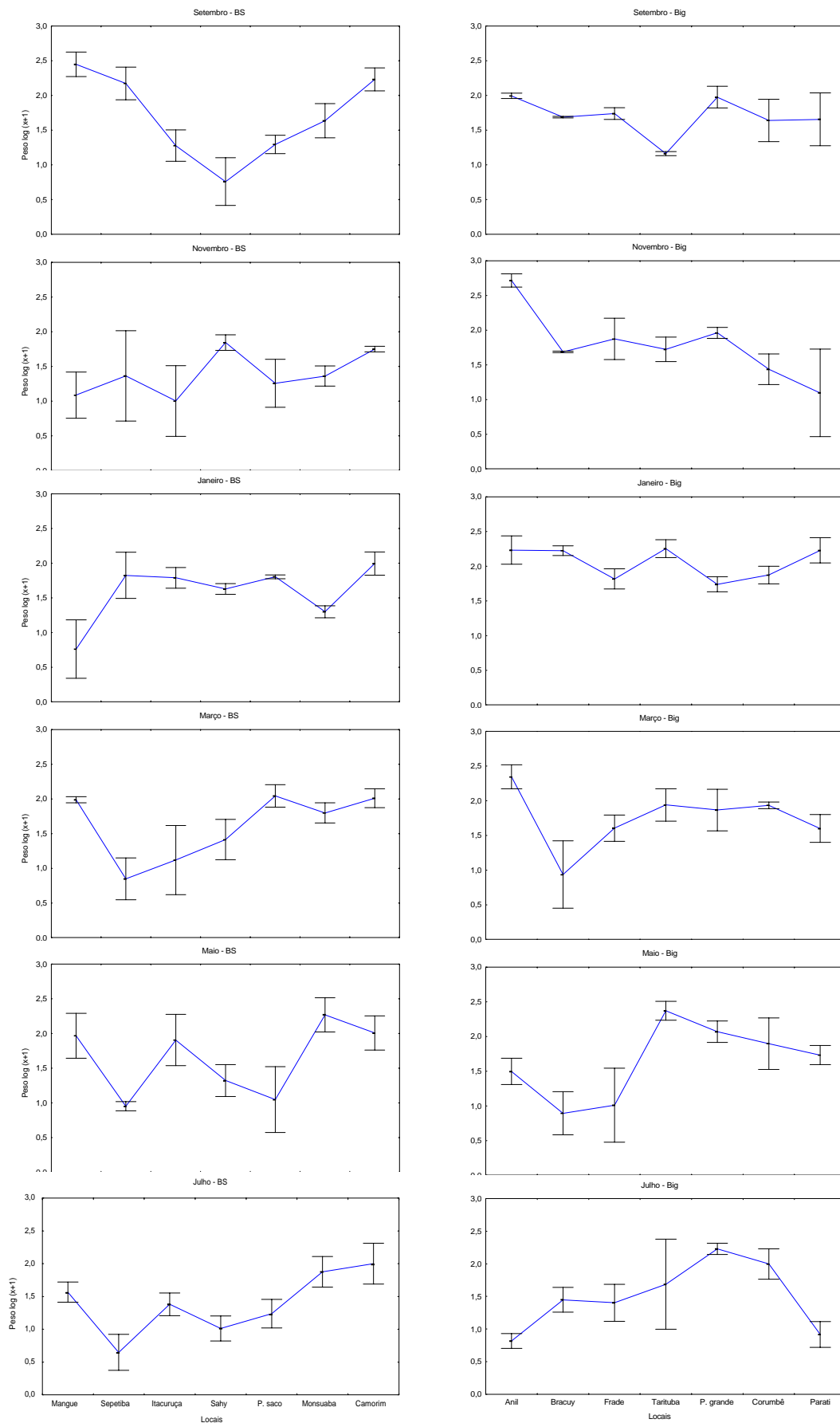


Figura 22 – Médias e erros padrões (barras verticais) do peso dos indivíduos em locais e períodos de amostragens nas baías de Sepetiba e Ilha Grande.

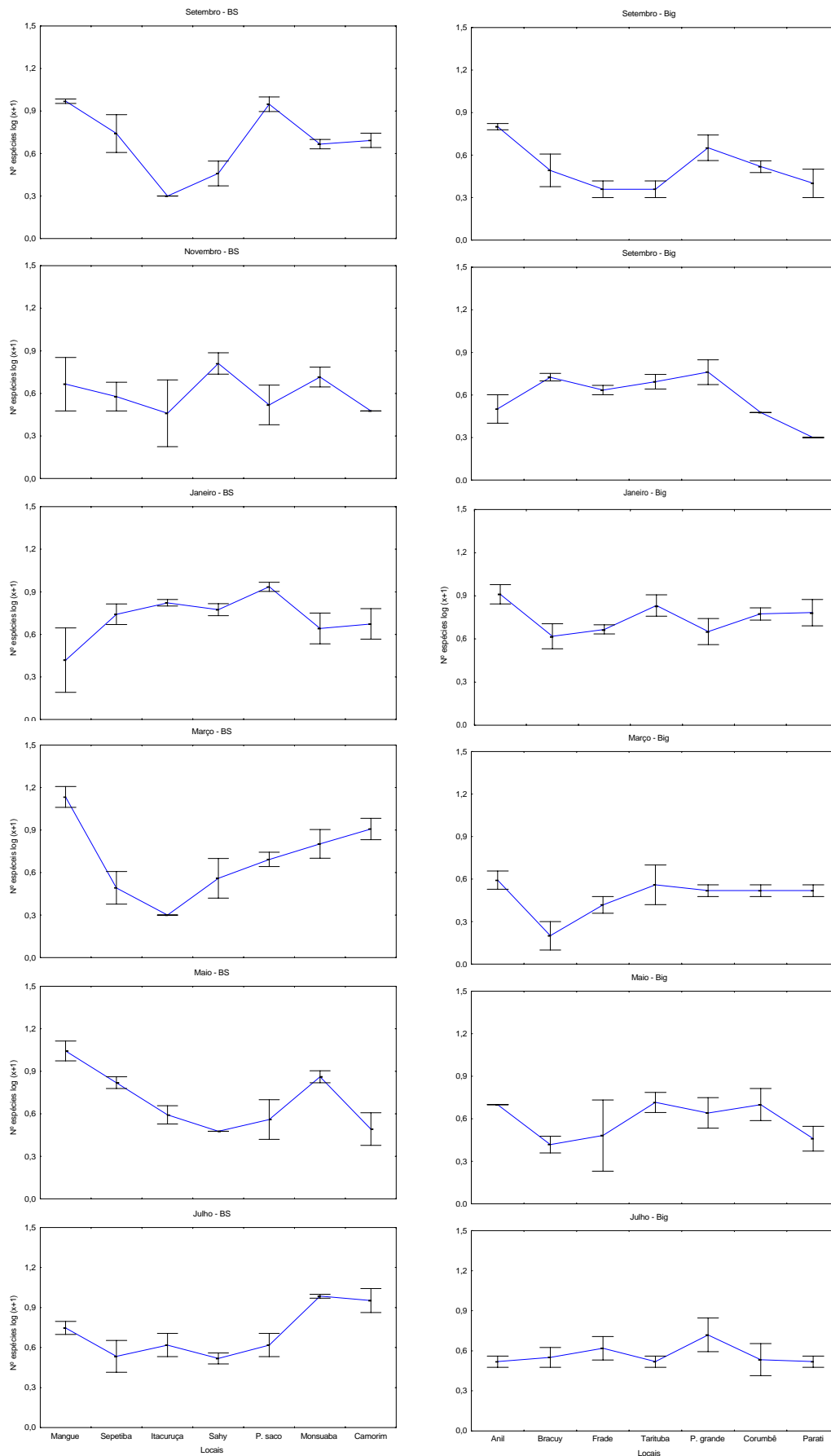


Figura 23. Médias e erros padrões (barras verticais) do número de espécies em locais e períodos de amostragens nas baías de Sepetiba e Ilha Grande.

Variações espaciais e temporais também foram observadas para o índice de diversidade de Shannon em ambas baías, sem um padrão consistente (Fig 24). Na baía de Sepetiba maiores valores de diversidade foram verificados para os locais Mangue e praia do Saco em setembro/outubro, Sahy e Monsuaba em novembro/dezembro, Sahy e praia do Saco em janeiro/fevereiro, Mangue e Monsuaba em março/abril, Mangue e Sepetiba em maio/junho e Monsuaba e Camorim em julho/agosto. Menores valores foram observados nos locais Sepetiba e Itacuruça em setembro/outubro, praia do Saco e Camorim em novembro/dezembro, Mangue e Sepetiba em janeiro/fevereiro, Sepetiba e Itacuruça em março/abril, praia do Saco e Sahy em maio/junho e Sepetiba e Sahy em julho/agosto. Na baía de Ilha Grande as maiores diversidades foram registradas nos locais Anil em setembro/outubro, praia Grande e Tarituba em novembro/dezembro, Tarituba e Parati em janeiro/fevereiro, Frade e Tarituba em março/abril, Anil e Frade em maio/junho e praia Grande e Parati em julho/agosto. Os menores valores de diversidade foram observados nos locais Frade e Tarituba em setembro/outubro, Anil e Parati em novembro/dezembro, Bracuy em janeiro/fevereiro e março/abril, Bracuy e Parati em maio/junho e Bracuy e Tarituba em julho/agosto (Fig. 24).

O índice de equitabilidade não apresentou diferenças significativas entre os bimestres, porém entre os locais da baía de Sepetiba podemos observar que maiores valores deste índice foram registrados nos locais Monsuaba e Camorim em setembro/outubro, novembro/dezembro e janeiro/fevereiro, Mangue e praia do Saco em março/abril, Mangue e Sahy em maio/junho e Itacuruça e praia do Saco em julho/agosto, sem um padrão claro. Os menores valores foram registrados nos locais de Sepetiba e Itacuruça em setembro/outubro, Itacuruça e praia do Saco em novembro/dezembro, Mangue e Sepetiba em janeiro/fevereiro, Itacuruça em março/abril, praia do Saco e Monsuaba em maio/junho e Mangue e Sepetiba em julho/agosto. Já na baía de Ilha Grande os maiores valores foram verificados nos locais Anil e Corumbê em setembro/outubro, praia Grande e Corumbê em novembro/dezembro, Frade e Parati em janeiro/fevereiro, Corumbê e Parati em março/abril, Anil e Tarituba em maio/junho e Frade e Parati em julho/agosto. Os menores valores foram observados nos locais Frade e Parati em setembro/outubro, Anil e Parati em novembro/dezembro, Anil e Bracuy em janeiro/fevereiro e março/abril, praia Grande e Parati em maio/junho, e praia Grande em julho/agosto (Fig.25).

O índice de dominância foi maior na baía de Sepetiba nos locais Sepetiba em setembro/outubro, praia do Saco e Camorim em novembro/dezembro, Sepetiba em janeiro/fevereiro e março/abril, Itacuruça e Sahy em maio/junho, e Sepetiba e Sahy em julho/agosto. Os menores valores deste índice foram observados nos locais Monsuaba e Camorim em setembro/outubro, Itacuruça e Monsuaba em novembro/dezembro, Mangue em janeiro/fevereiro, março/abril e maio/junho, e Itacuruça e Monsuaba em julho/agosto. Na baía de Ilha Grande observa-se uma tendência decrescente não muito clara, com maiores valores de dominância nos locais Anil, Bracuy, Frade, Tarituba e praia Grande, quando comparados com os locais Corumbê e Parati. Algumas exceções são observadas ao longo dos meses como os menores valores registrados no local Anil em setembro/outubro, Bracuy em março/abril e Frade em novembro/dezembro (Fig. 26).

A riqueza na baía de Sepetiba apresentou maiores valores nos locais Mangue e praia do Saco em setembro/outubro, Mangue Sahy e Monsuaba em novembro/dezembro, praia do Saco em janeiro/fevereiro, Mangue e Camorim em março/abril, Mangue e Sepetiba em maio/junho, e Monsuaba e Camorim em julho/agosto (Fig. 27). Menores valores foram registrados em Itacuruça em setembro/outubro, praia do Saco e Camorim em novembro/dezembro, Mangue e

Camorim em janeiro/fevereiro, Itacuruça em março/abril, Camorim em maio/junho, e Sahy em julho/agosto. Na baía de Ilha Grande os maiores valores foram verificados nos locais Anil e praia Grande em setembro/outubro, praia Grande em novembro/dezembro, Anil e Parati em janeiro/fevereiro, Tarituba e Parati em março/abril, Frade e Tarituba em maio/junho, e praia Grande em julho/agosto. Os menores valores foram observados nos locais Frade e Parati em setembro/outubro, Anil e Parati em novembro/dezembro, Bracuy em janeiro/fevereiro e março/abril, Bracuy e Parati em maio/junho, e Anil e Bracuy em julho/agosto (Fig. 27).

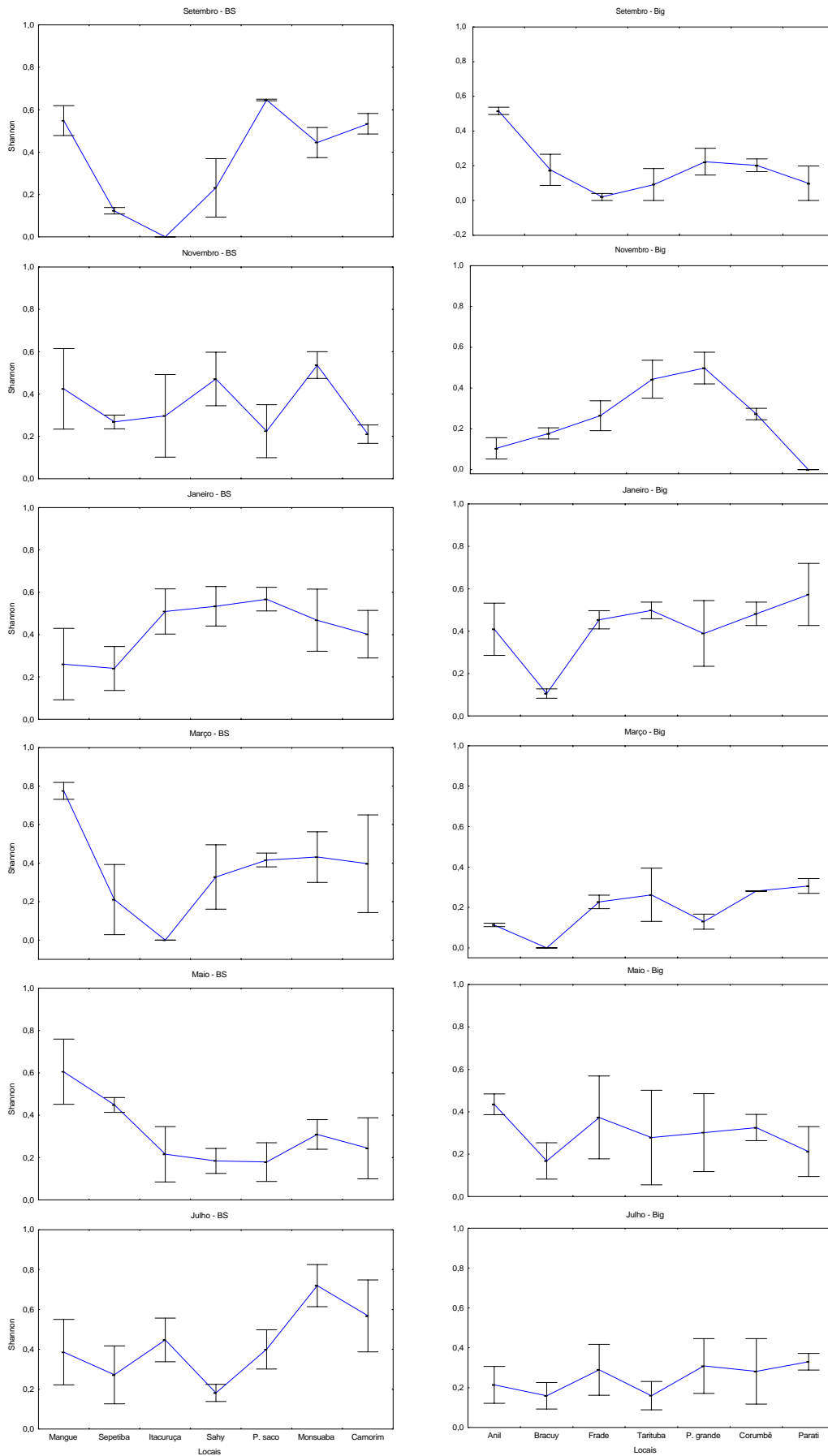


Figura 24. Médias e erros padrões (barras verticais) do índice de diversidade de Shannon em locais e períodos de amostragens nas baías de Sepetiba e Ilha Grande.

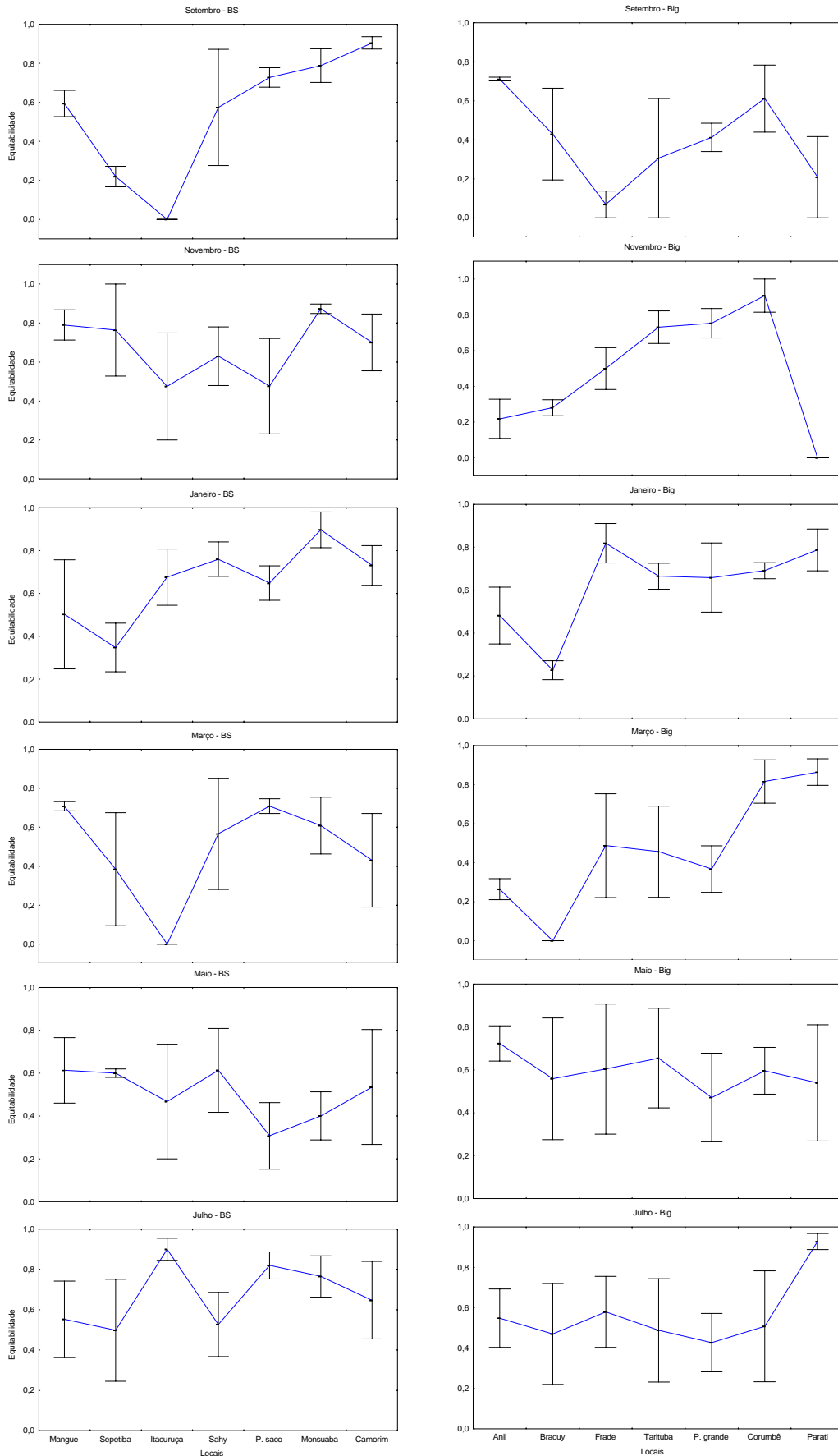


Figura 25. Médias e erros padrões (barras verticais) do índice de equitabilidade em locais e períodos de amostragens nas baías de Setémbro e Ilha Grande .

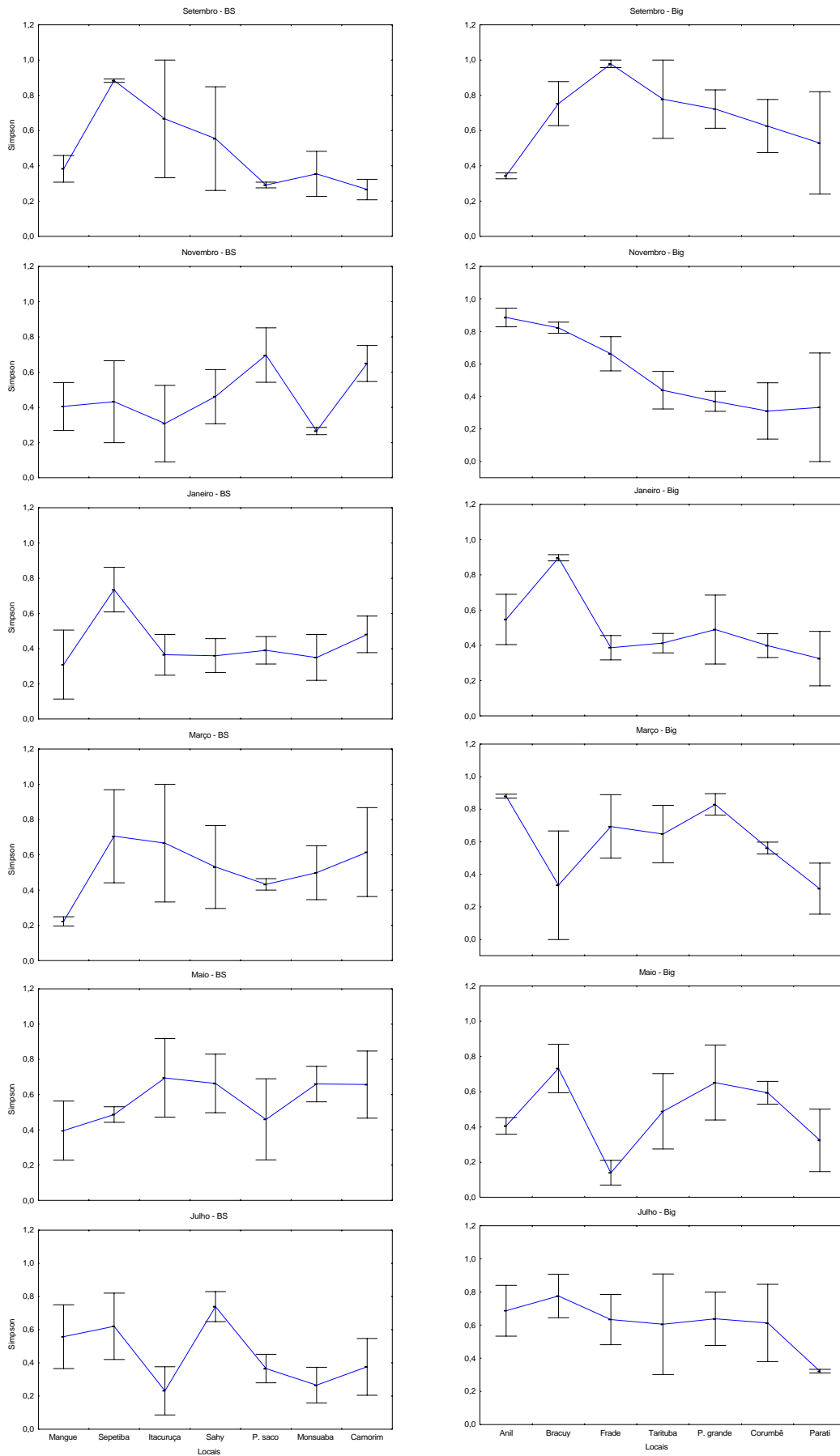


Figura 26. Médias e erros padrões (barras verticais) do índice de dominância em locais e períodos de amostragens das baías de Sepetiba e Ilha Grande.

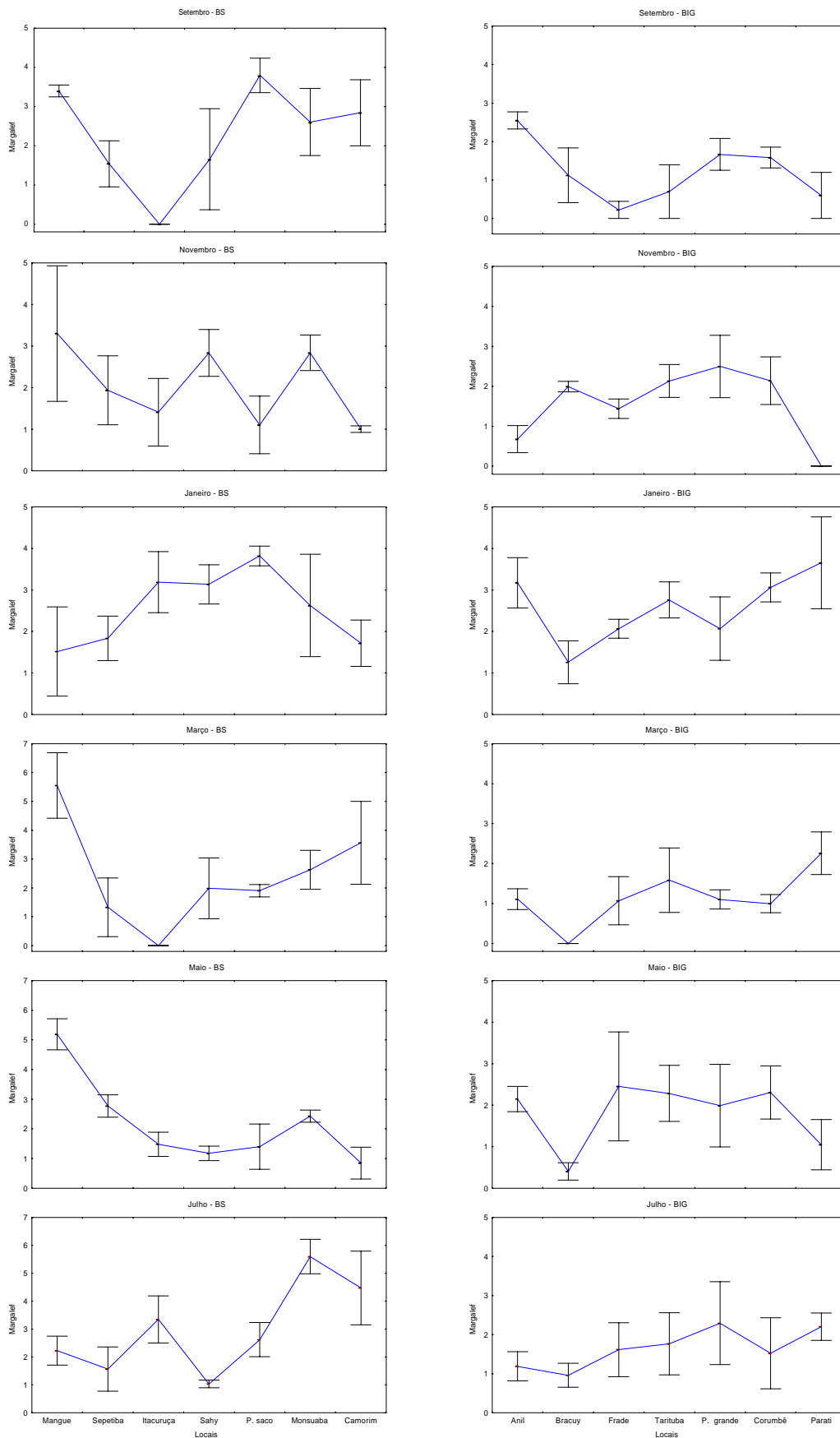


Figura 27. Médias e erros padrões (barras verticais) do índice de riqueza em locais e período de amostragens das baías de Sepetiba e Ilha Grande.

10.8. Influência das variáveis ambientais na abundância dos peixes

A análise de correspondência canônica revelou que as variáveis ambientais mais significativas associadas com a abundância dos peixes em ambas baías foram condutividade, oxigênio dissolvido, temperatura e transparência. A correlação espécie - variáveis ambientais foi maior para os dois primeiros eixos (0,68) e (0,44) e menor para o terceiro e quarto eixos (0,35) e (0,25) respectivamente. Estes coeficientes de correlação refletem a importância relativa de cada variável ambiental na composição da comunidade. Deste modo o eixo I corresponde ao gradiente de condutividade, oxigênio dissolvido, temperatura e transparência, com menor peso para profundidade e salinidade, enquanto o eixo II apresenta maior correlação negativa com a salinidade. Finalmente, só 31,18 % do total da matriz de espécies foi explicado pelas seis variáveis ambientais incluídas na análise (Tabela 15). A figura 28 representa a ordenação mostrando os pontos de amostragens de cada baía e a distribuição das espécies em relação as variáveis ambientais. Somente os eixos I e II foram plotados, pois juntos conseguem explicar 79,6 % da variância total.

O eixo I explicou 61,5 % da variância total e separou as amostras da baía de Sepetiba da baía de Ilha Grande. A baía de Sepetiba esta localizada a esquerda do diagrama, e a baía de Ilha Grande está localizada a direita. As espécies *Trachinotus falcatus*, *T. carolinus*, *Oligoplites saurus*, *Strongylura timucu* e *Hyporhamphus unifasciatus* estiveram associadas com maiores temperaturas, transparências e profundidade, enquanto *Atherinella brasiliensis* foi associada com maiores valores de condutividade, oxigênio dissolvido e salinidade. *Anchoa januaria* esteve associada com menores valores de condutividade, oxigênio dissolvido e salinidade, enquanto *Anchoa tricolor*, *Eucinostomus argenteus*, *Mugil liza* e *Diapterus rhombeus* foram associados a menores temperaturas, transparências e profundidade (Fig. 28).

Tabela 15. Sumário da análise de correspondência canônica para os dados bióticos e abióticos.

	Eixos			
	1	2	3	4
Correlação canônicas				
Profundidade	0,23	0,07	- 0,15	0,18
Temperatura	0,32	0,24	- 0,05	- 0,07
Salinidade	0,14	- 0,25	0,10	- 0,01
Oxigênio dissolvido	0,34	- 0,19	0,05	0,09
Condutividade	0,56	- 0,11	- 0,11	- 0,03
Transparência	0,31	0,22	0,06	0,15
Sumário da ordenação dos eixos				
Autovalores	0,24	0,07	0,04	0,02
Correlação espécie – ambiente	0,68	0,44	0,35	0,25
% Cumulativa da variância dos dados das espécies	7,9	10,2	11,6	12,3
Correlação espécie – ambiente	61,5	79,6	90,8	96,1
Soma dos autovalores				3,118
Soma dos autovalores canônicos				0,398

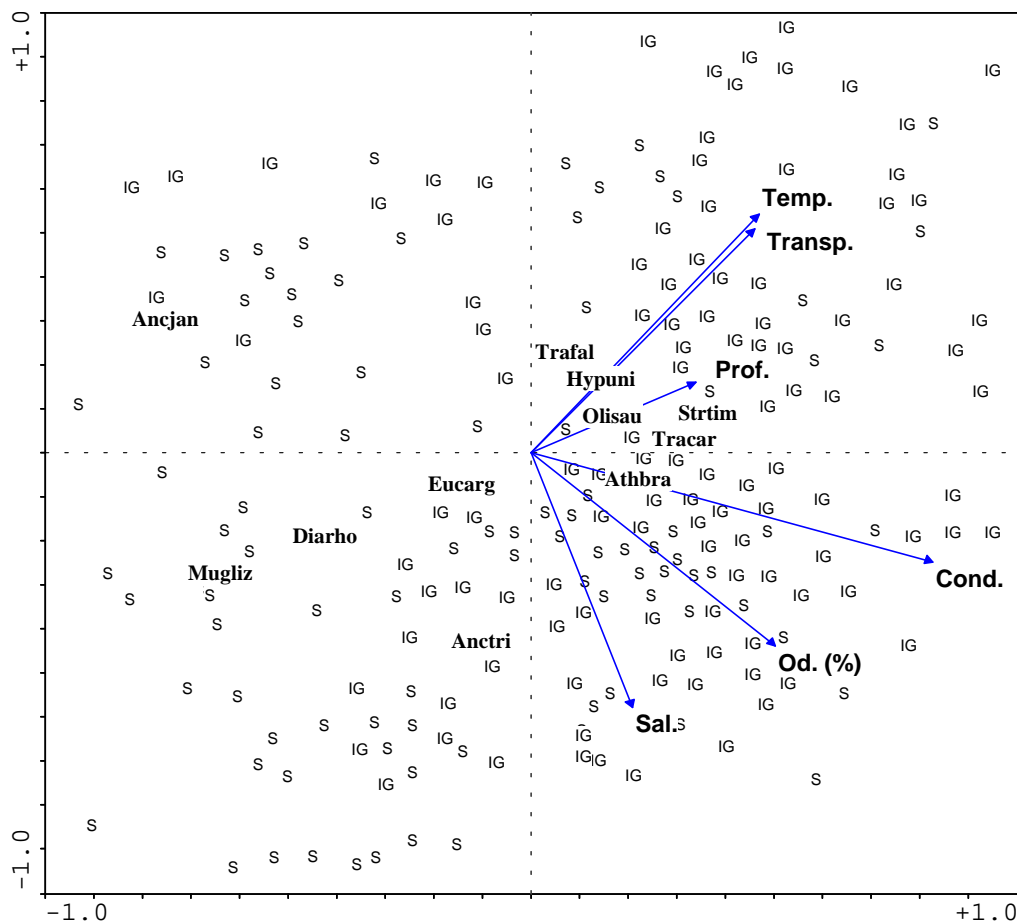


Figura 28. Diagrama de ordenação da análise de correspondência canônica da abundância de peixes e variáveis ambientais ao longo do litoral sul do estado do Rio de Janeiro. Amostras codificadas por baías: S = b. de Sepetiba e IG = b. de Ilha Grande.

O eixo II que explicou 18,1 % da variação espécie-ambiente representando um gradiente negativo de salinidade e oxigênio dissolvido, onde as amostras dos bimestres janeiro e março, correspondente aos meses mais quente se concentram principalmente na parte superior do diagrama, e as amostras dos demais bimestres encontram-se na parte inferior do diagrama, representando os meses de transição entre as estações de verão e inverno, além dos bimestres que representam a estação inverno (Fig.29).

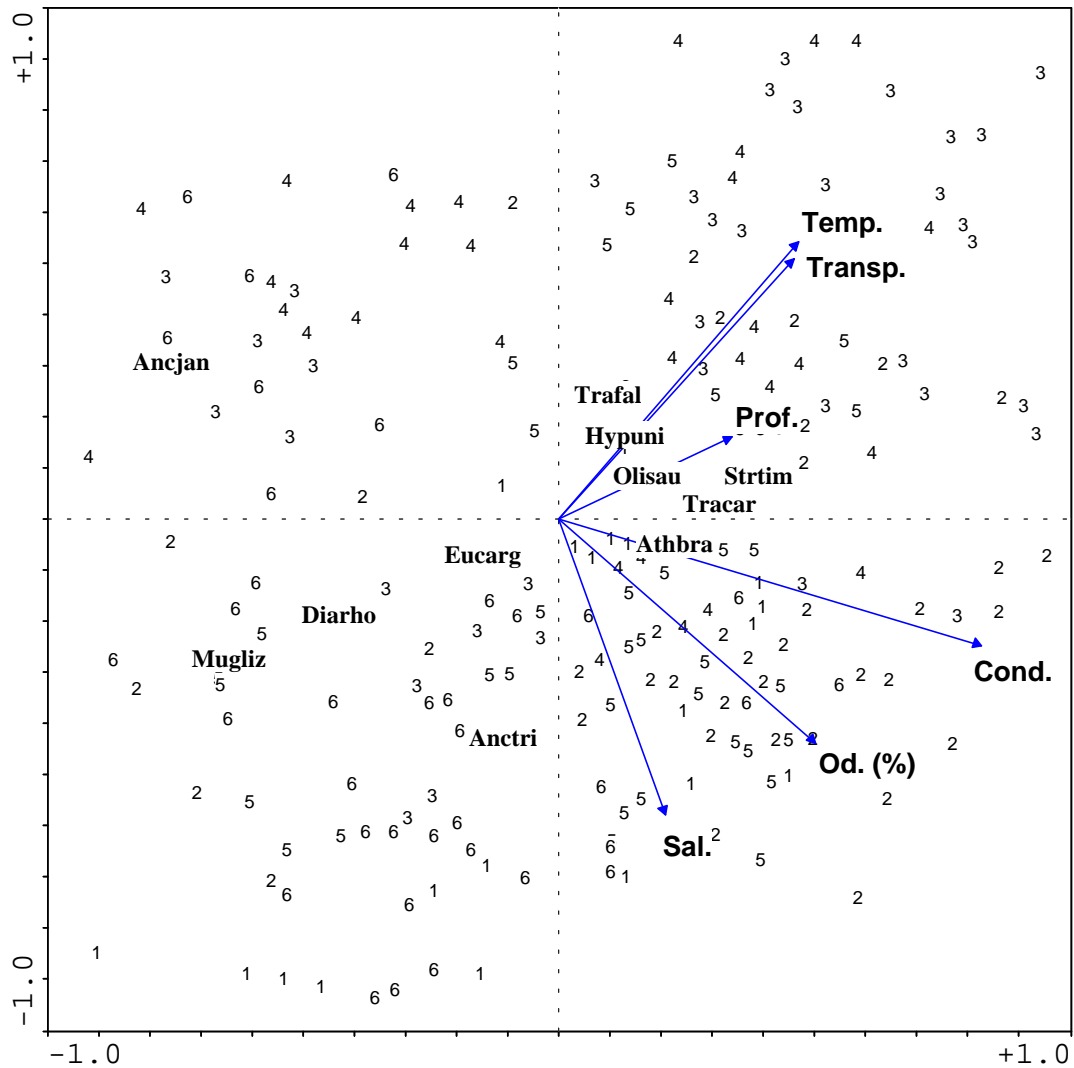


Figura 29. Diagrama de ordenação da análise de correspondência canônica da abundância de peixes e variáveis ambientais ao longo do litoral sul do estado do Rio de Janeiro. Amostras codificadas por bimestres: 1 = setembro/outubro, 2 = novembro/dezembro, 3 = janeiro/fevereiro, 4 = março/abril, 5 = maio/junho e 6 = julho/agosto.

A partir dos coeficientes de regressão múltipla e de correlação de Spearman, foram identificados os nutrientes do sedimento e os tipos de grãos que melhor explicam e ou se associam à distribuição das espécies mais frequentes ao longo da área de estudo (Tabela 16).

Tabela 16. Valores significativos dos coeficientes de regressão “forward stepwise” e coeficientes de correlação de Spearman para as variáveis de nutrientes do sedimento e tipos de grãos ao longo do litoral sul do estado do Rio de Janeiro (baías de Sepetiba e Ilha Grande). C = carbono, MO = matéria orgânica, N = nitrogênio, P = fósforo, k = potássio, MG = muito grosso, G = grosso, M = médio, F = fino, MF = muito fino, FF = finíssimo e S = silte. r = correlação, * (p < 0,05), ** (p < 0,01).

Forward stepwise	Nutrientes do sedimento						Tipos de grãos do sedimento						
Spp / Sig.	R ²	% C	% MO	% N	P	K	MG	G	M	F	MF	FF	S
Athbra	0,54 **	0,22	- 0,225	ns	ns	- 0,28	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Ancjan	0,32 **	ns	ns	ns	0,329	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Anctri	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Eucarg	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Diarho	0,63 **	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0,320	0,387
Mugliz	0,24 *	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0,260	ns	ns	ns	ns	ns
Trafal	0,46 **	- 0,39	ns	0,382	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Tracar	0,56 **	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0,302	ns	ns
Olisau	0,49 *	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	- 0,24
Strtim	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Hypuni	0,44 *	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0,337	ns	ns	ns

Spearman	Nutrientes do sedimento					Tipos de grãos do sedimento						
Espécies	% C	% MO	% N	P	K	MG	G	M	F	MF	FF	S
Athbra	ns	ns	ns	ns	- 0,31 **	ns	ns	0,37 **	ns	- 0,29 *	ns	ns
Ancjan	0,22 *	0,22 *	ns	ns	ns	ns	ns	- 0,29 *	ns	ns	ns	ns
Anctri	ns	ns	ns	ns	ns	- 0,23 *	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Eucarg	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Diarho	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0,32 **
Mugliz	ns	ns	ns	0,24 *	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Trafal	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Tracar	ns	ns	ns	- 0,26 *	ns	ns	- 0,26 *	ns	0,31 **	0,25 *	ns	ns
Olisau	ns	ns	ns	ns	ns	ns	- 0,32 **	ns	0,32 **	0,32 **	ns	ns
Strtim	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Hypuni	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns

A análise de regressão múltipla apresentou apenas 3 modelos com explicação acima de 50 %, todos com correlações altamente significativas positivas para tipos de grãos (Tabela 16). *Atherinella brasiliensis*, foi influenciada pelos altos valores de porcentagem de carbono no sedimento e baixos valores de matéria orgânica e potássio. Também foi registrada correlação altamente significativa positiva com grãos do tipo médio e correlação significativa negativa com grãos do tipo muito fino. *Diapterus rhombeus* teve sua distribuição influenciada pelos grãos dos tipos finíssimo e silte, além de apresentar uma correlação altamente significativa positiva com grãos do tipo silte. *Trachinotus carolinus* teve sua distribuição influenciada por grãos do tipo muito fino, além de apresentar correlações positivas com grãos do tipo fino e muito fino e correlação negativa com a quantidade de fósforo do sedimento e com grãos do tipo grosso (Tabela 16).

As demais espécies apresentaram explicações de modelos abaixo de 50 % ou não incluíram nenhuma das variáveis em estudo como explicativas das respectivas distribuições. Porém algumas associações foram observadas entre estas espécies e as variáveis. *Anchoa januaria* apresentou correlação significativa positiva com porcentagem de carbono e matéria orgânica, correlação negativa com grão do tipo médio. *A. tricolor* só apresentou correlação negativa com grão do tipo muito grosso,

Mugil liza apresentou correlação positiva com fósforo e *Oligoplites saurus* apresentou correlação altamente significativa positiva com grão do tipo fino e finíssimo, e correlação negativa com grão do tipo grosso.

A análise conjunta destas duas técnicas nos permite inferir que nove das onze espécies mais frequentes apresentam algum tipo de associação ou correlação com as variáveis em estudo, e que quando há sobreposição de valores significativos de uma variável qualquer, está pode ser considerada um forte indicio de influencia sobre a distribuição da espécie.

Através da subrotina “BIOENV” do programa PRIMER foram registradas as influências das variáveis ambientais individualmente ou combinadas, que melhor explicam os padrões biológicos observados, a respeito da estrutura da comunidade das duas baías analisadas em conjunto, bem como das assembléias pertencentes a cada baía. Baixos valores de correlação foram obtidos, registrando-se as cinco melhores combinações das variáveis ambientais que melhor explicam as distribuições das espécies. Na análise conjugada das duas baías, profundidade e condutividade, potássio, grãos dos tipos grosso, muito fino e fino, foram as variáveis que melhor explicaram a distribuição das espécies mais frequentes. Na baía de Sepetiba profundidade, temperatura, grãos dos tipos grosso e finíssimo foram mais explicativos que as demais combinações. Na baía de Ilha Grande a profundidade, transparência, condutividade, porcentagem de matéria orgânica e grãos dos tipos muito grosso e finíssimo foram as variáveis que melhor explicaram os padrões de distribuição das espécies (Tabela 17). As demais combinações também demonstram certa influência sobre tais padrões biológicos uma vez que seus valores de correlações se aproximam dos máximos valores registrados na análise.

Tabela 17. Valores significativos da análise BIOENV, indicando as 5 melhores combinações entre as variáveis. Variáveis da água: Profundidade (P), temperatura (T), salinidade (S), oxigênio dissolvido (O), condutividade (C), transparência (Tr); Variáveis do sedimento: % carbono (%C), matéria orgânica (MO), % nitrogênio (%N), fósforo (F), potássio (K); grão muito grosso (GG), grosso (G), médio (M), fino (F), muito fino (MF), finíssimo (FF) e silte (Si).

baías	P,C	P, Tr,C	P, Tr, T,C	P, T, C	P
(BS+BIG)	(0,119)	(0,113)	(0,107)	(0,105)	(0,096)
Sedimento (BS + BIG)	K, G, MF, FF (0,201)	%N, K, G,MF, FF (0,200)	K, MG, G,MF,FF (0,196)	%N, K, G, FF (0,194)	%MO, K, G,MF,FF (0,193)
baía de Sepetiba	P, T (0,031)	T (0,026)	P, T, OD (0,026)	P, OD (0,024)	T, OD (0,023)
Sedimento BS	G, FF (0,283)	G, FF, Si (0,277)	G, Si (0,272)	G, F, FF, Si (0,266)	G, F, FF (0,266)
baía da Ilha Grande	P, Tr, C (0,157)	P, Tr (0,149)	P, Tr, OD, C (0,146)	Tr, C (0,139)	Tr, OD, C (0,138)
Sedimento BIG	%MO, MG, FF (0,200)	%C, MG, FF (0,199)	K, MG, FF (0,198)	MG, FF (0,197)	%MO, K, MG, FF (0,190)

10.9. Estrutura em tamanho

Atherinella brasiliensis: As populações de *A. brasiliensis* apresentaram indivíduos com tamanho de comprimento total (CT) variando entre 20 e 140 mm e entre 21 e 182 mm nas baías de Sepetiba e Ilha Grande, respectivamente. Na Baía de Sepetiba as maiores abundâncias foram registradas nos locais Mangue, Itacuruça e Camorim, com menores indivíduos ocorrendo nos locais Mangue e Monsuaba. A baía de Ilha Grande apresentou um padrão oposto ao registrado na baía de Sepetiba, sendo o local Parati o único a apresentar baixa abundância desta espécie. Também se observou que indivíduos com CT menor que 50 mm foram pouco abundantes, com maiores registros no local Bracuy, Grande e Frade. No demais locais observou-se que as maiores abundâncias estão relacionadas a indivíduos de CT maior que 50 mm, sendo que os locais Anil e Tarituba mostram evidências bimodais na estrutura de tamanho, indicando a presença de no mínimo três classes de tamanho ocupando estas áreas (Fig. 30).

Oligoplites saurus: Foram registrados indivíduos com CT variando entre 21 e 106mm e entre 23 e 178mm, nas baías de Sepetiba e Ilha Grande, respectivamente. Na baía de Sepetiba maiores abundâncias foram observadas nos locais Sahy, Saco, Monsuaba e Camorim. Na baía de Ilha Grande as maiores abundâncias foram registradas nos locais, Anil e Grande. Indivíduos com CT < 50 mm foram registrados em todos os locais da baía de Sepetiba, enquanto na baía de Ilha Grande apenas dois locais não apresentaram peixes com estas classes de tamanho. A ocorrência de *O. saurus* nos locais da baía de Sepetiba parece estar relacionada às características granulométricas, pois todos os locais onde a espécie apresentou maiores abundâncias, tem características similares de granulometria. Na baía de Ilha Grande este mesmo padrão também foi observado, relacionado às características granulométricas. (Fig. 31).

Eucinostomus argenteus: Durante todo período amostrado foram registrados indivíduos com CT variando entre 12 e 114 mm na baía de Sepetiba, enquanto na baía de Ilha Grande foram registrados peixes com CT variando entre 19 e 120mm. Na baía de Sepetiba as maiores abundâncias estiveram restritas aos locais mais interna da baía, enquanto que na baía de Ilha Grande a espécie foi mais abundante em um único local, Bracuy. (Fig. 32).

Mugil liza: Na baía de Sepetiba foram encontrados indivíduos com CT variando entre 20 e 116 mm, com maiores abundâncias ocorrendo nos locais Sepetiba e Sahy. Outros registros de menor ocorrência foram verificados para os locais Mangue, Itacuruça, Monsuaba e Camorim. Na baía de Ilha Grande foram registrados apenas 4 indivíduos com CT variando entre 30 e 74 mm nos locais Anil, Bracuy e Grande. (Fig. 33).

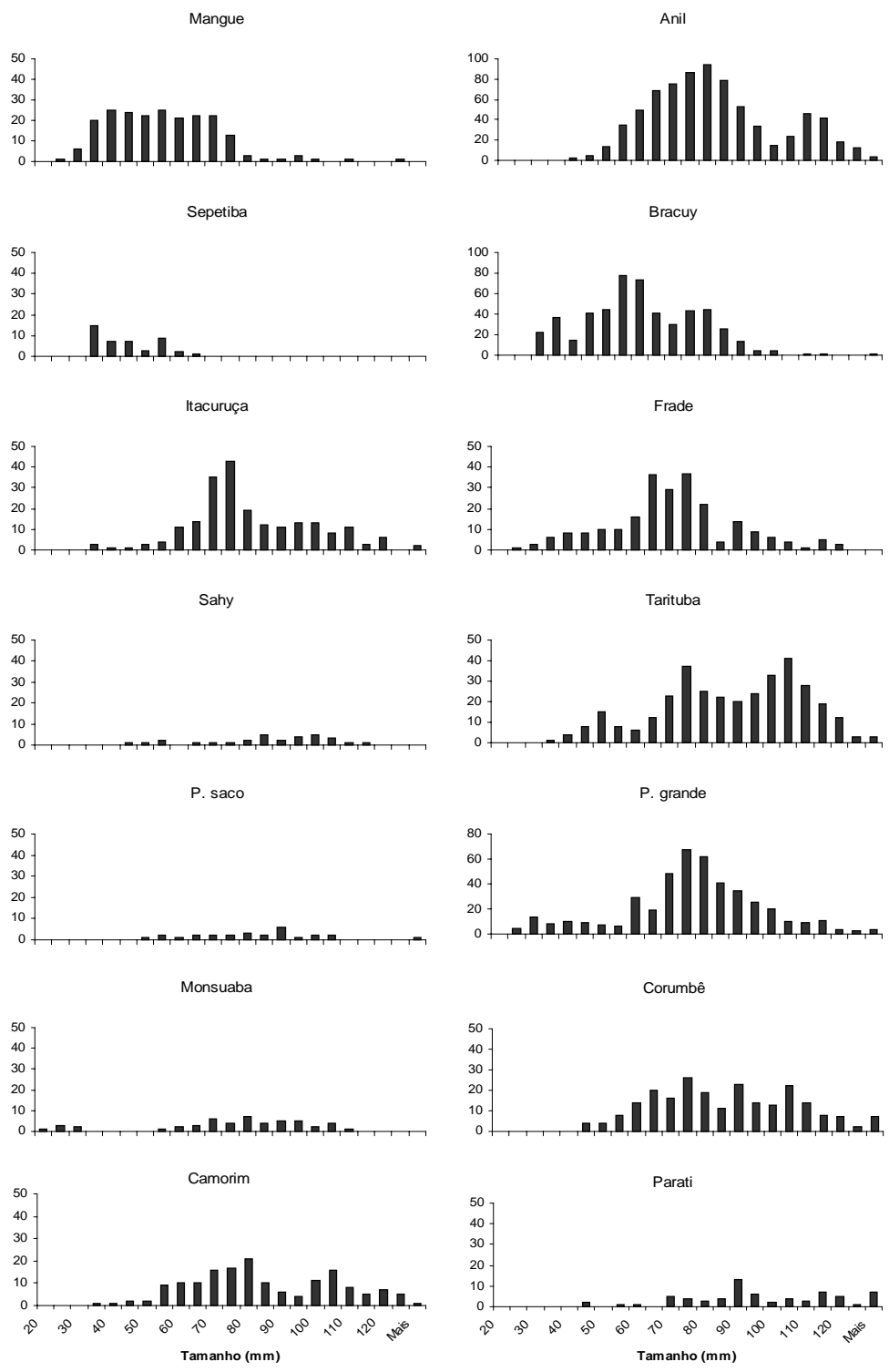


Figura 30. Estrutura em tamanho de *A. brasiliensis* em locais de amostragem das baías de Sepetiba (coluna da esquerda) e de Ilha Grande (coluna da direita).

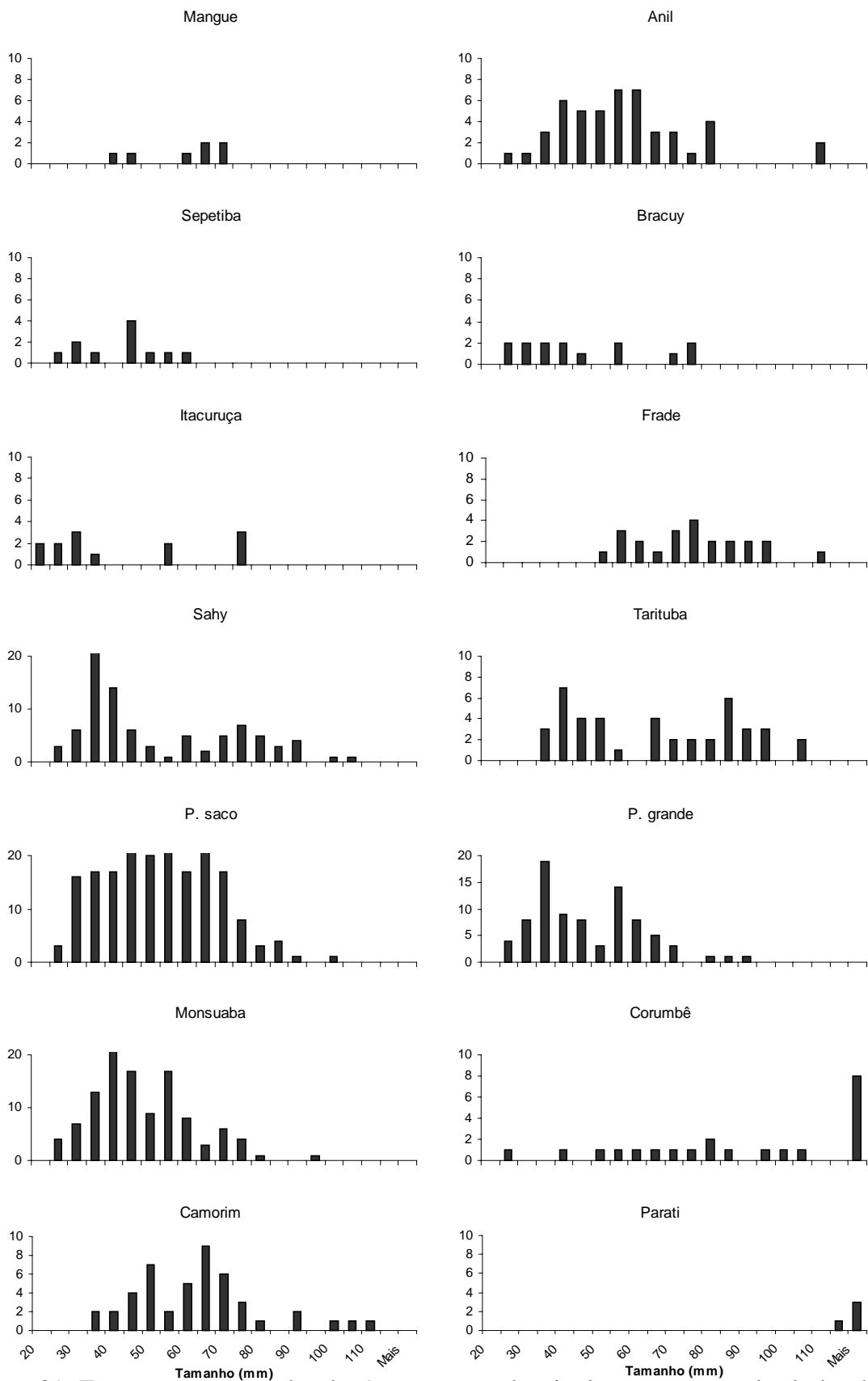


Figura 31. Estrutura em tamanho de *O. saurus* em locais de amostragem das baías de Sepetiba (coluna da esquerda) e de Ilha Grande (coluna da direita).

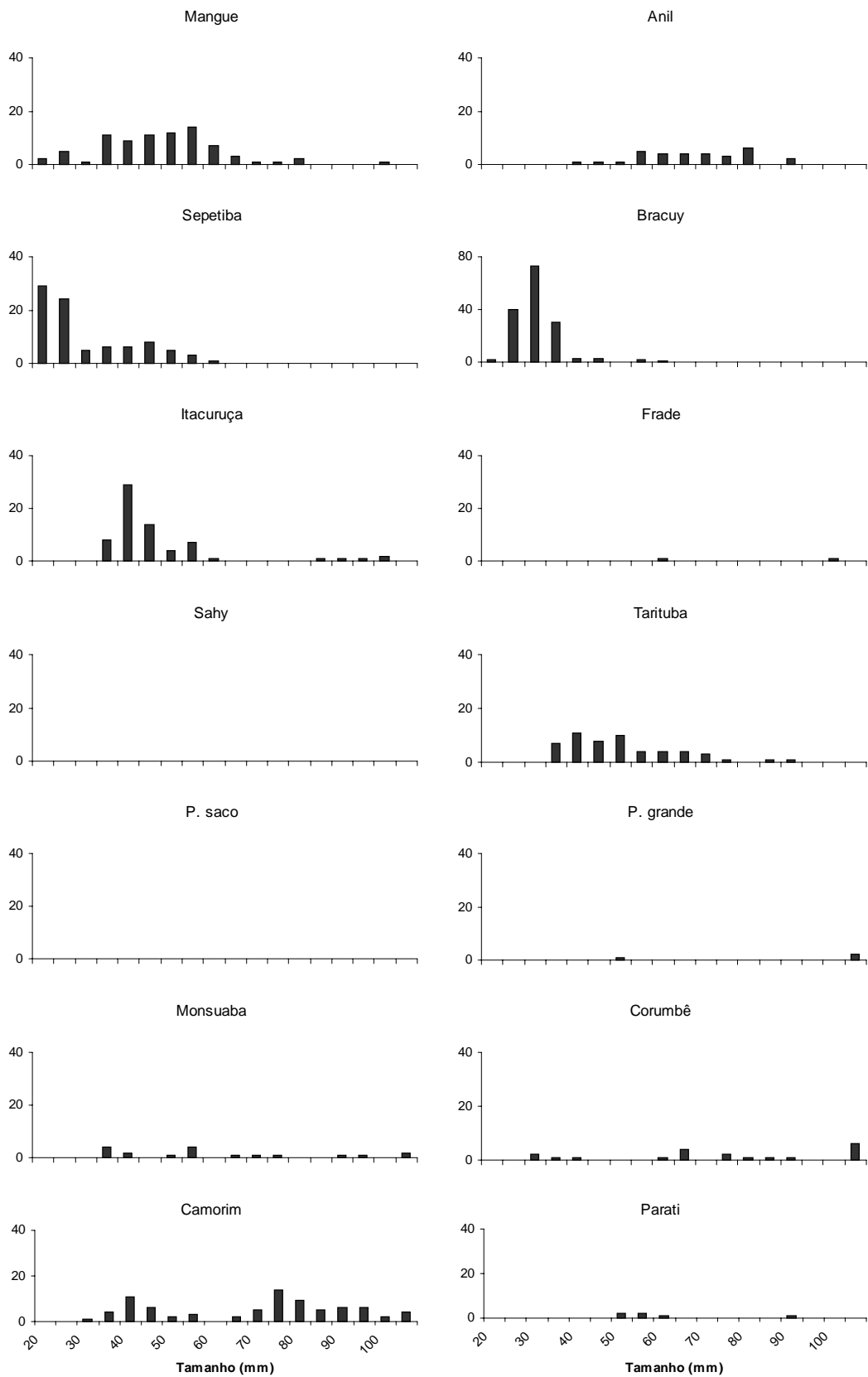


Figura 32. Estrutura em tamanho de *E. argenteus* em locais de amostragem das baías de Sepetiba (coluna da esquerda) e de Ilha Grande (coluna da direita).

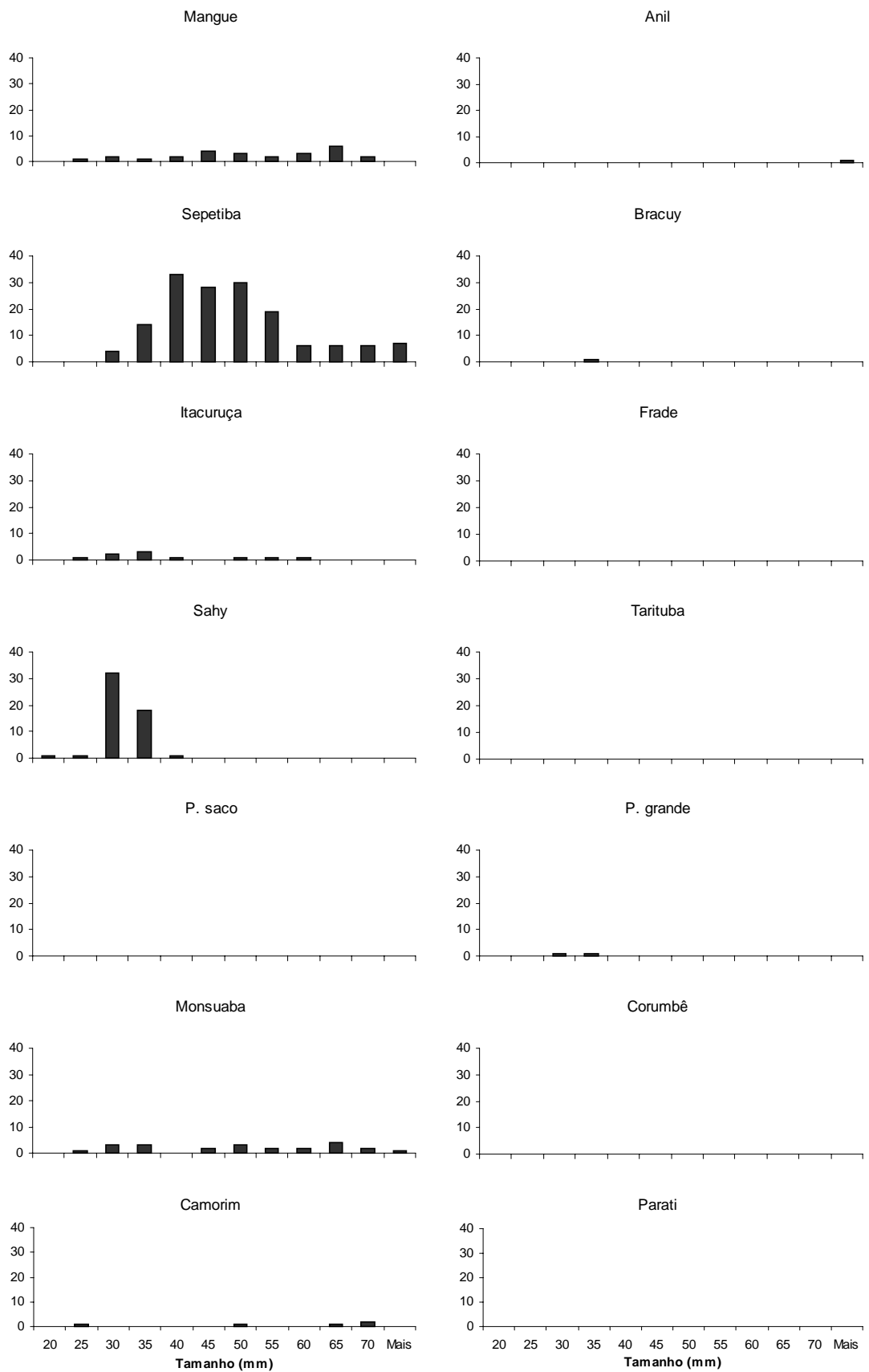


Figura 33. Estrutura em tamanho de *M. liza* em locais de amostragem das baías de Sepetiba (coluna da esquerda) e de Ilha Grande (coluna da direita).

Diapterus rhombeus: Na baía de Sepetiba e na baía de Ilha Grande, foram registrados poucos indivíduos com tamanhos variando de 14 a 87 mm e de 22 a 133 mm de CT, respectivamente. Na baía de Sepetiba maiores abundâncias foram registradas nos locais Mangue e Sepetiba, com raros registros nos demais locais. Na baía de Ilha Grande somente o local Anil apresentou maiores registros, enquanto os locais Frade, Grande e Corumbê apresentaram raros registros. (Fig. 34).

Anchoa januaria: Apresentou apenas doze registros de ocorrência na baía de Ilha de Grande, indicando o não uso daqueles habitats como área preferencial de recrutamento. Foi observado que o CT dos indivíduos capturados variou entre 27 e 70 mm, nos locais Frade, Grande, Corumbê e Parati. Na baía de Sepetiba foram encontrados indivíduos com tamanhos variando entre 20 e 75 mm CT. Maiores abundâncias foram observadas para os locais Mangue, Sepetiba, Monsuaba e Camorim. Entre os locais Mangue e Sepetiba observam-se a presença de duas modas subseqüentes, indicando que peixes jovens CT < 50 mm, primeiro usam o local Mangue, como abrigo e fonte de alimento, e à medida que crescem deslocam-se para o local Sepetiba e daí para outras áreas aonde provavelmente vão se reproduzir. Um padrão similar pode ser observado também entre os locais Monsuaba e Camorim, pois em Monsuaba registrou-se uma única moda em torno de 40 mm, enquanto no local Camorim registraram-se a presença de peixes com CT < 50 mm e peixes com CT > 50 mm (Fig. 35).

Anchoa tricolor: Diferentemente de *A. januaria*, *A. tricolor* embora tenha apresentado poucos registros de ocorrência na maioria dos locais, parece usar quase todos os locais de ambas baías como área de recrutamento e/ou denota uma ampla capacidade de adaptação às condições peculiares de cada local. Na baía de Sepetiba foram registrados indivíduos com tamanhos variando entre 19 e 100 mm de CT, com maiores abundâncias nos locais Itacuruça, Sahy e Saco. Uma moda contínua em torno de 25 - 30 mm de CT foi registrada entre os locais Sepetiba e Saco, com outros registros de maiores tamanhos (CT entre 100 - 115 mm) nos locais Sahy e Saco. Na baía de Ilha Grande os tamanhos variaram entre 20 e 115 mm de CT, com maiores abundâncias registradas nos locais Anil e Frade. Com exceção do local Bracuy, todos os demais locais apresentaram registros de peixes jovens do ano com CT < 40 mm, além de outros registros de peixes com maiores tamanhos nos locais Grande, Corumbê e Parati (Fig. 36).

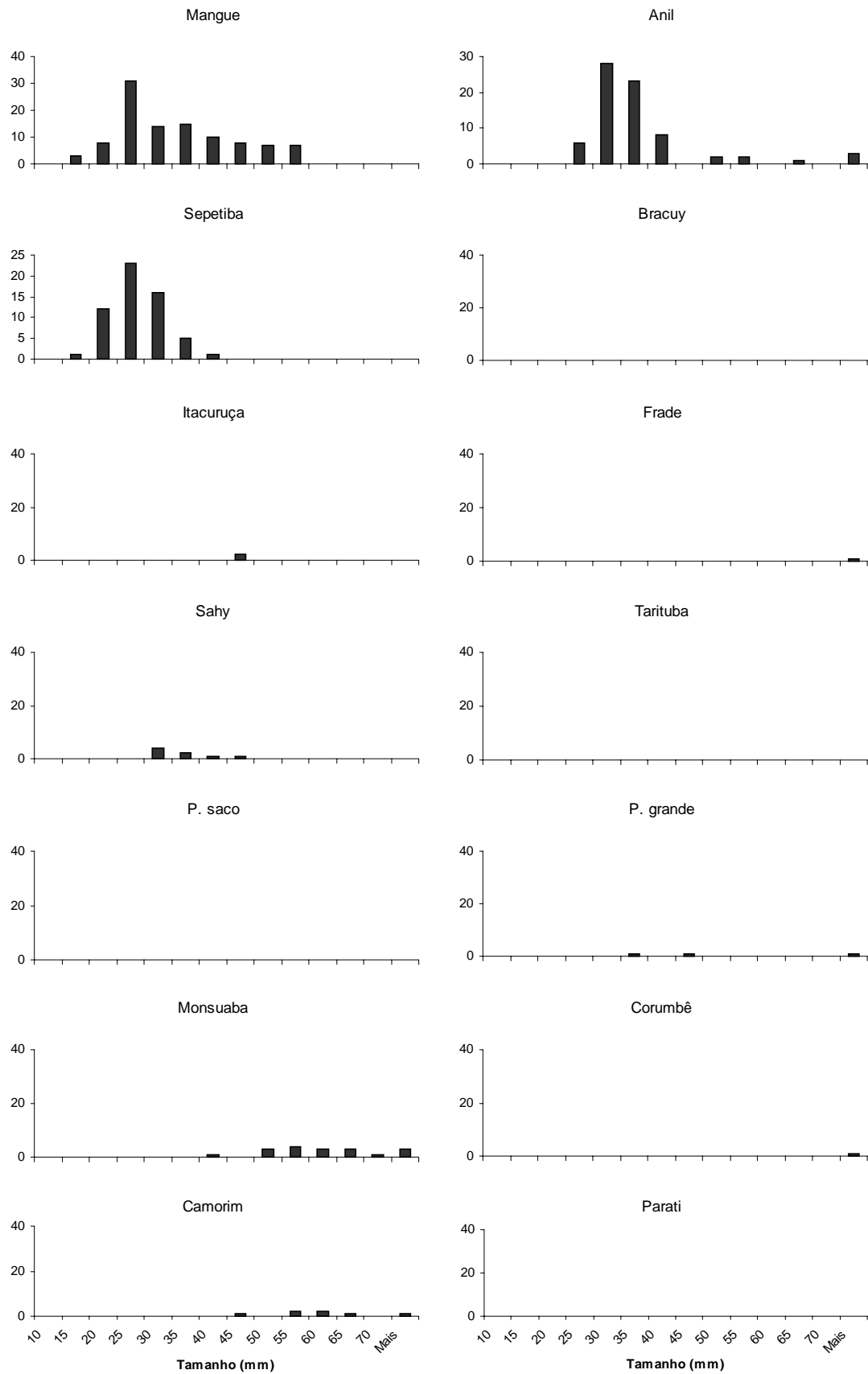


Figura 34. Estrutura em tamanho de *D. rhombus* em locais de amostragem das baías de Sepetiba (coluna da esquerda) e de Ilha Grande (coluna da direita).

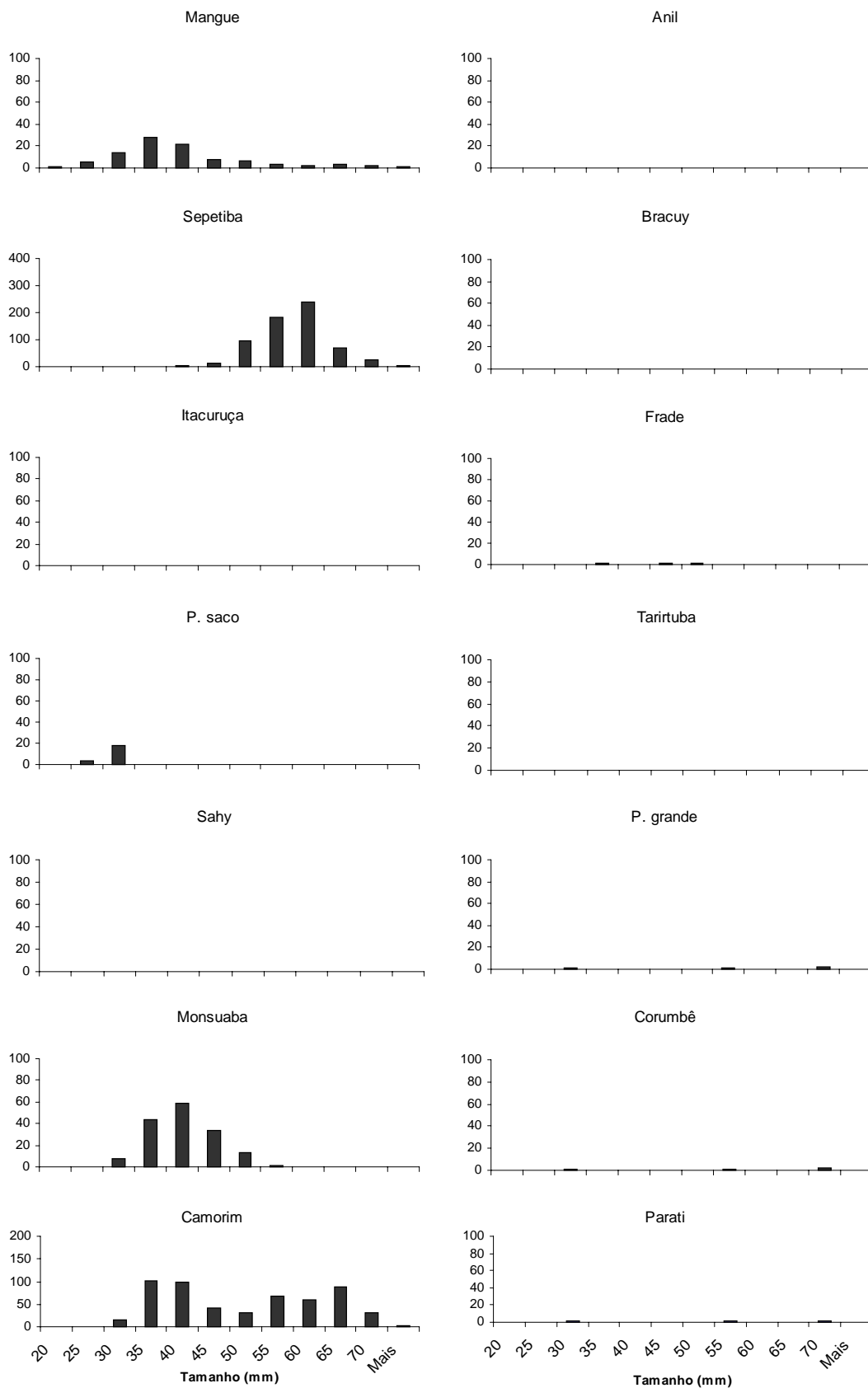


Figura 35. Estrutura em tamanho de *A. januaria* em locais de amostragem das baías de Sepetiba (coluna da esquerda) e de Ilha Grande (coluna da direita).

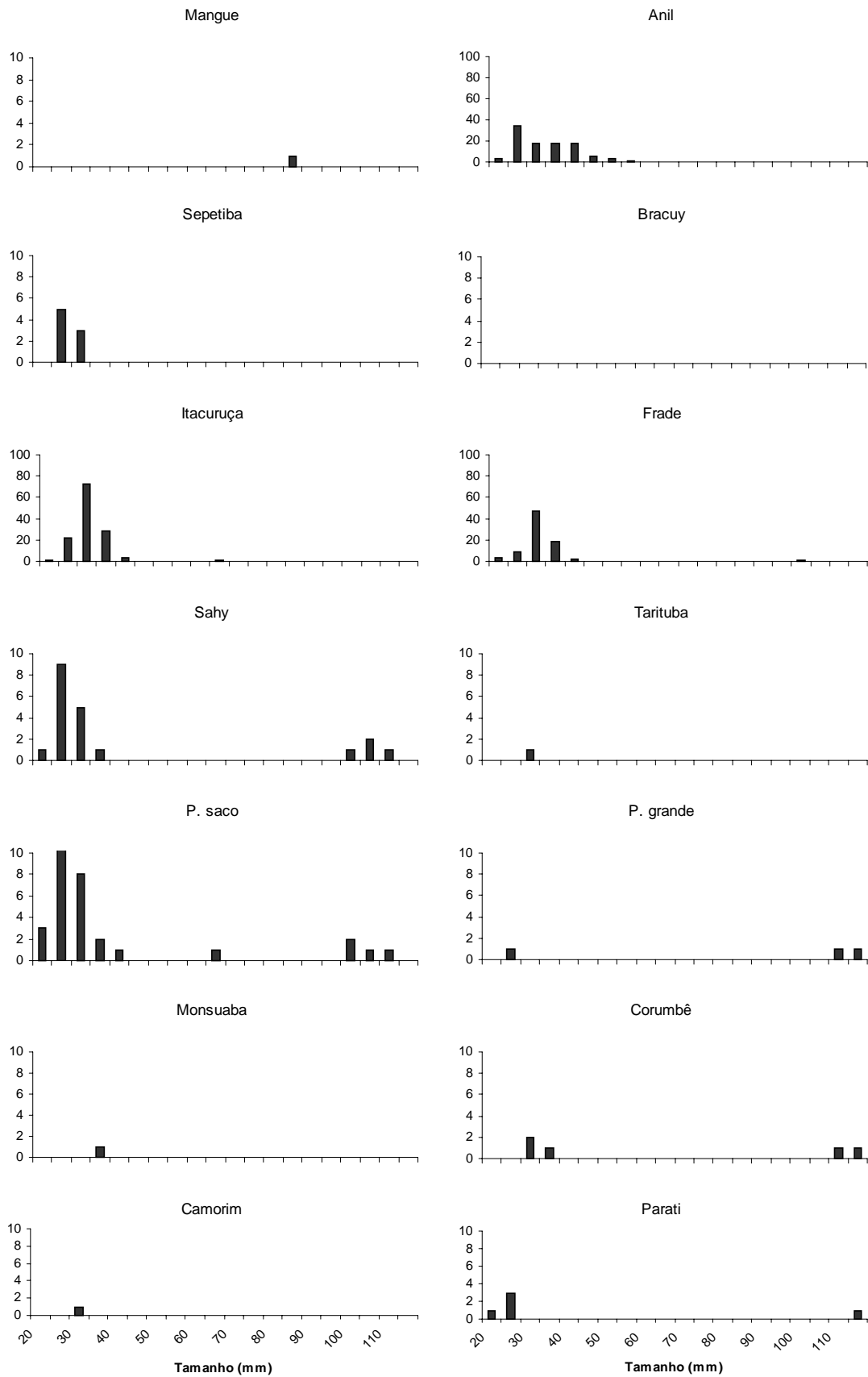


Figura 36. Estrutura em tamanho de *A. tricolor* em locais de amostragem das baías de Sepetiba (coluna da esquerda) e de Ilha Grande (coluna da direita).

Trachinotus carolinus: Foram capturados indivíduos com tamanho variando de 20 a 81mm e de 21 a 85 mm de CT nas baías de Sepetiba e Ilha Grande, respectivamente. Na baía de Sepetiba as maiores abundâncias foram observadas nos locais Sahy e Saco com maiores registros de peixes com CT < 50 mm. Peixes de maior tamanho foram observados nos locais Saco e Camorim, já em Monsuaba poucos indivíduos de maior tamanho foram capturados. Na baía de Ilha Grande as maiores abundâncias ocorreram nos locais Grande, Tarituba e Anil, nos demais locais houve pequenas ocorrências. Nos locais de maior abundância observou-se a presença de peixes das mesmas classes de tamanho (Fig. 37).

Trachinotus falcatus: Na baía de Sepetiba foram observados indivíduos com tamanho variando entre 15 e 111 mm de CT e na baía de Ilha Grande entre 18 e 114 mm. Nenhum padrão de ocupação de área e estrutura de tamanho foi evidenciado nas duas baías. Na baía de Sepetiba a maior abundância foi registrada no local Saco, enquanto que na baía de Ilha Grande foi em Tarituba (Fig. 38).

Strongylura timucu: Poucos registros da espécie foram observados, com os tamanhos dos indivíduos variando de 125 a 326 mm e de 48 a 495 mm de CT nas baías de Sepetiba e de Ilha Grande, respectivamente. Na baía de Sepetiba só foram registrados peixes nos locais Itacuruça, Sahy e Camorim, com diferenças na estrutura de tamanho destas áreas. Na baía de Ilha Grande somente no local Anil não foi capturada esta espécie, ocorrendo em todos os outros pontos de coleta com diferentes distribuições de tamanho. Em ambas baías também se observou que a maioria dos registros corresponde à captura de peixes com CT > 200 mm, além de não serem capturados peixes com CT < 100 mm (Fig. 39).

Hyporhamphus unifasciatus: Foram poucos os registros desta espécie em ambas baías, com os indivíduos apresentando tamanhos variando entre 70 e 175 e entre 40 e 270 mm de CT nas baías de Sepetiba e Ilha Grande, respectivamente. Na baía de Sepetiba a espécie foi registrada apenas em três locais com maiores abundâncias no local Sahy, enquanto na baía de Ilha de Grande sua distribuição foi mais ampla, ocorrendo em seis localidades com maiores abundâncias no Frade, Corumbê e Parati. Nenhum padrão foi evidenciado nas baías, apenas que as maiores capturas ocorreram nas classes de tamanhos maiores que 100 mm de CT. (Fig. 40).

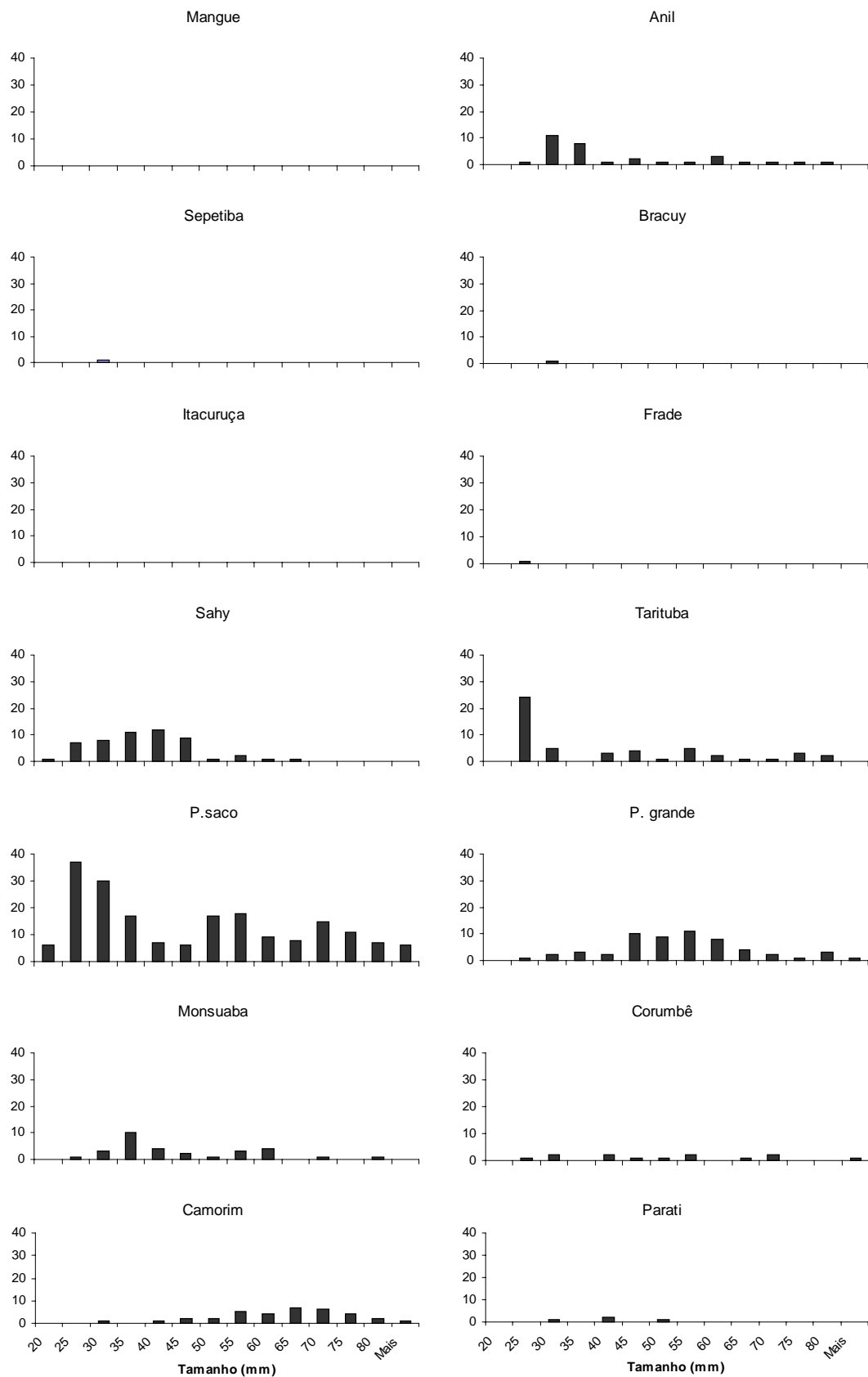


Figura 37. Estrutura em tamanho de *T. carolinus* em locais de amostragem das baías de Sepetiba (coluna da esquerda) e de Ilha Grande (coluna da direita).

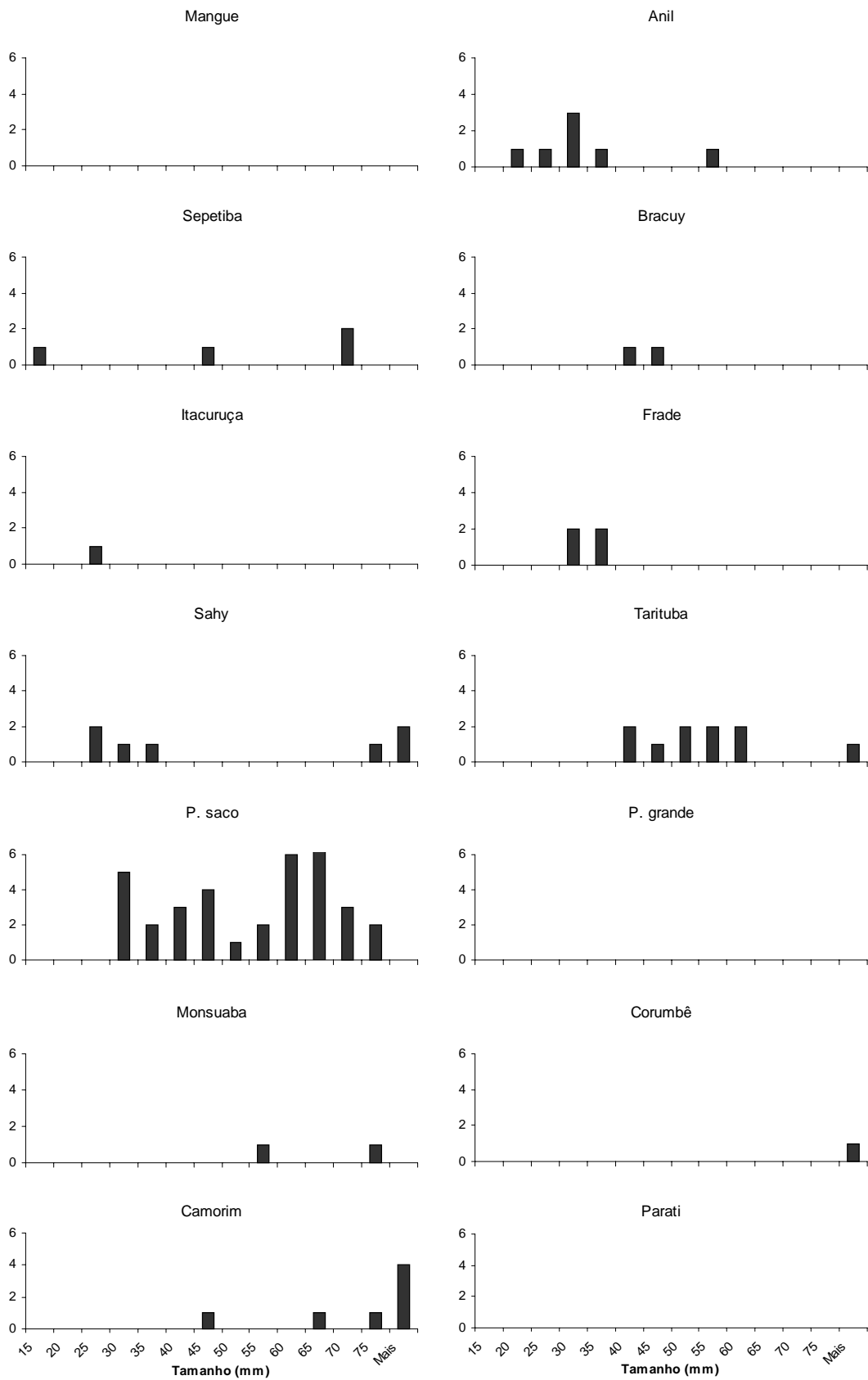


Figura 38. Estrutura em tamanho de *T. falcatus* em locais de amostragem das baías de Sepetiba (coluna da esquerda) e de Ilha Grande (coluna da direita).

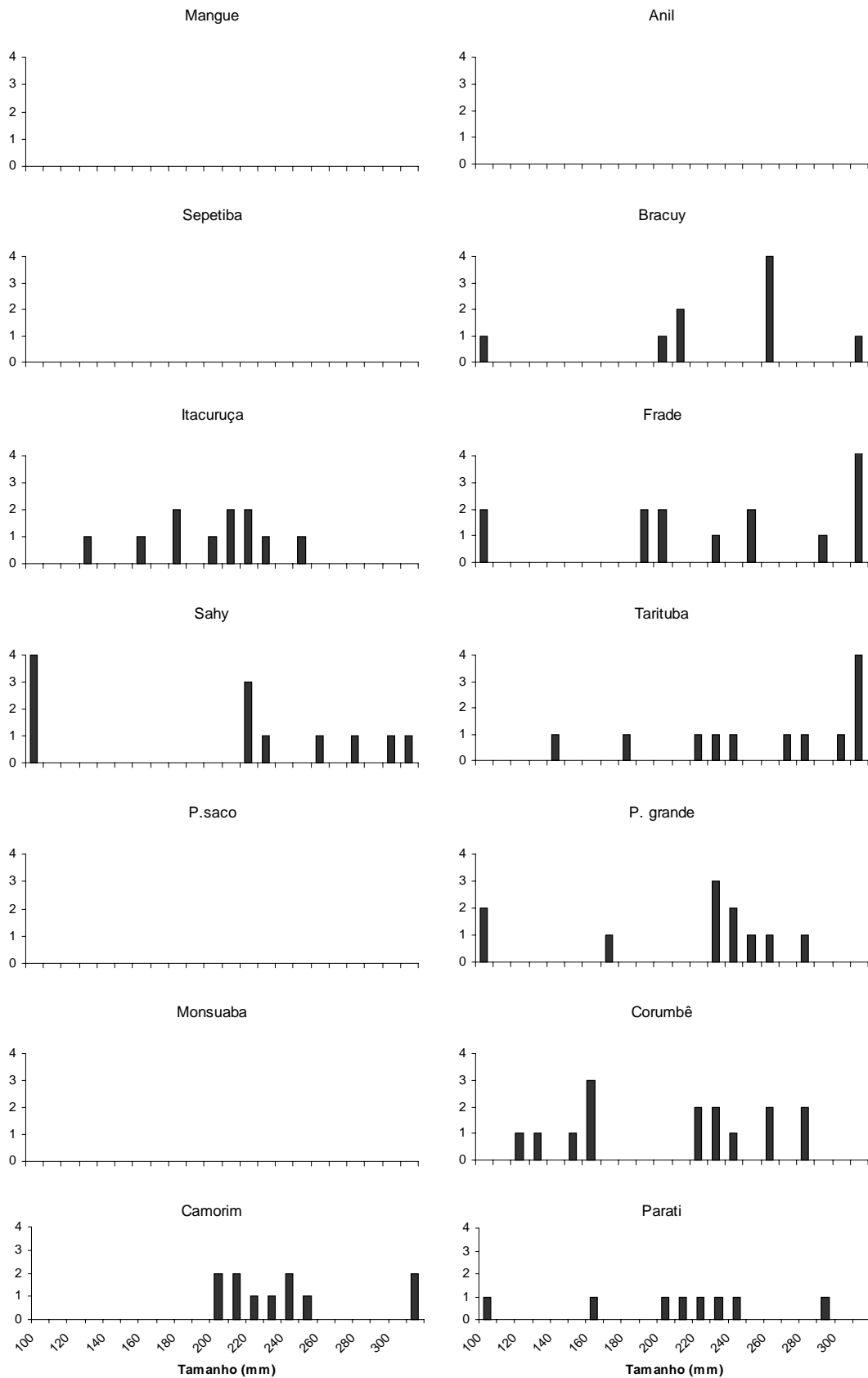


Figura 39. Estrutura em tamanho de *S. timucu* em locais de amostragem das baías de Sepetiba (coluna da esquerda) e de Ilha Grande (coluna da direita).

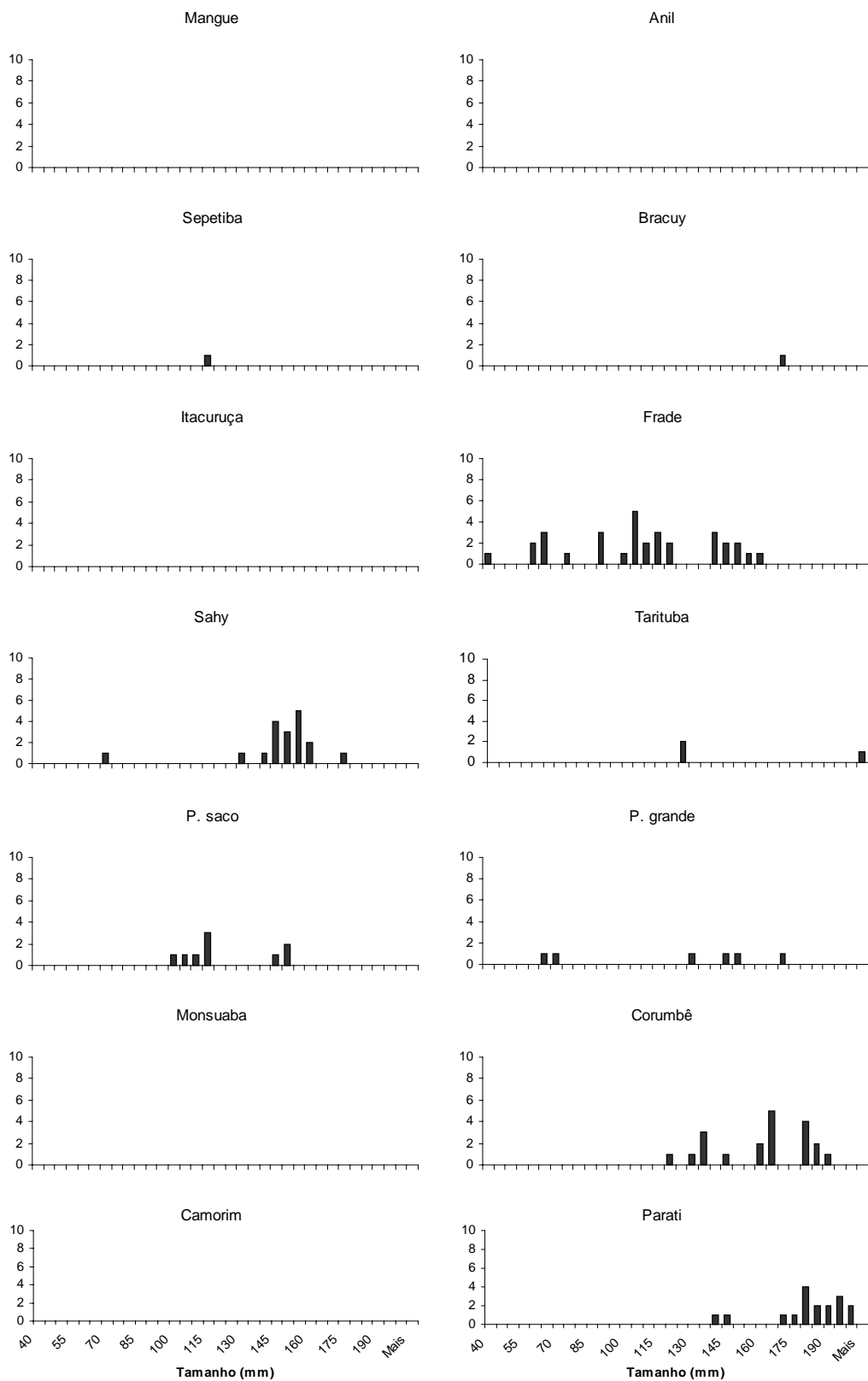


Figura 40. Estrutura em tamanho de *H. unifasciatus* em locais de amostragem das baías de Sepetiba (coluna da esquerda) e de Ilha Grande (coluna da direita).

11. DISCUSSÃO

As assembléias de peixes diferiram entre as baías de Sepetiba e Ilha Grande, com a primeira apresentando maior riqueza e maior variação da ictiofauna, não obstante as famílias e espécies dominantes tenham sido comuns aos dois ambientes. A partir da análise de frequência de ocorrência foram identificadas 12 espécies como componentes dominantes na baía de Sepetiba e 8 espécies na baía da Ilha Grande, sendo que *A. brasiliensis*, *O. saurus*, *E. argenteus*, *T. carolinus*, *T. falcatus*, *A. tricolor* e *S. timucu* ocorreram em ambas as baías, enquanto que *M. liza*, *A. januaria*, *D. rhombeus*, *O. palometa* e *P. vivípara* foram exclusivas da baía de Sepetiba e *H. unifasciatus* na baía da Ilha Grande.

Das 70 espécies registradas ao longo de todo período amostral, 31 foram comuns as duas baías, sendo que as assembléias da baía de Sepetiba foram caracterizadas pela presença de dois grupos, o primeiro influenciado pelas espécies *Atherinella brasiliensis* e *Eucinostomus argenteus*, predominantes nos locais mais internos e protegidos desta baía (Mangue, Sepetiba e Itacuruça), enquanto o segundo grupo foi caracterizado pela presença de *A. brasiliensis*, *Oligoplites saurus* e *Trachinotus carolinus* predominantes nos locais mais externos da baía e próximo da comunicação com a baía da Ilha Grande. Na baía da Ilha Grande as assembléias foram similares entre os locais, influenciadas pela presença de *A. brasiliensis*, *O. saurus* e *Strongylura timucu*, sendo que estas duas últimas alternaram-se na ocorrência entre alguns locais.

Tais diferenças observadas entre as assembléias podem estar relacionadas com o ambiente altamente eutrofizado que é a Baía de Sepetiba (PFEIFFER et al., 1985), além de suas características de ambiente semifechado conferindo maior proteção aos locais estudados, quando comparado com a Baía da Ilha Grande, além do grande aporte de material alóctone proveniente das descargas continentais em seu interior amplificando a produtividade primária em suas águas. Segundo MCFARLAND (1963) a maioria das espécies de peixes da zona rasa e/ou de arrebentação é planctófaga e, assim sendo, em regiões climáticas afins, áreas mais produtivas tendem a apresentar maior número de espécies, havendo nítida relação entre a disponibilidade de alimento e a diversidade de espécies, sendo que um aumento na quantidade de alimento favorece uma maior especialização alimentar por parte das espécies e, conseqüentemente, uma maior repartição dos recursos, com aumento final do estoque pesqueiro.

As variáveis hidrográficas apresentaram um padrão espacial consistente de maior profundidade, temperatura, salinidade, condutividade, oxigênio dissolvido e transparência na baía da Ilha Grande, associado aos maiores valores de abundância de *H. unifasciatus*, *S. timucu* e *A. brasiliensis*, enquanto que na baía da Sepetiba foram observados os menores valores destas variáveis, igualmente associadas à abundância de *A. januaria*, *M. liza* e *D. rhombeus*. Diferentemente das variáveis hidrográficas, os nutrientes do sedimento apresentaram um padrão oposto com maiores percentagens de matéria orgânica, carbono, nitrogênio e potássio na baía de Sepetiba quando comparado com a baía da Ilha Grande. Tais evidências podem sustentar as diferenças nas assembléias entre as duas baías, sendo a baía de Sepetiba caracterizada por apresentar maiores influências antrópicas (PFEIFFER et al., op.cit.) quando comparada com a baía da Ilha Grande, e esta última caracterizada pela influência das águas da plataforma, mais frias e salgadas (SIGNORINI 1980^a), corroborando com os estudo de MIRANDA et al. (1977) que observaram que as águas desta baía são mais salinas e levemente mais quentes que as da baía de Sepetiba.

Os padrões texturais de cada baía apresentaram diferenças significativas entre três das sete classes avaliadas, sendo os grãos do tipo médio mais predominantes na baía

da Ilha Grande e grãos dos tipos fino e muito fino predominantes na baía de Sepetiba. Embora tais diferenças tenham sido encontradas, estas variáveis não foram consideradas boas preditoras na separação das assembléias entre as baías, apresentando diferentes graus de associação com as espécies dominantes em ambas baías.

Durante todo período amostral foi verificado também que a baía de Sepetiba apresentou maiores valores de abundância quando comparado com a baía de Ilha Grande que registrou os maiores valores de peso. Ainda com relação abundância das espécies observou-se uma tendência sazonal de ocorrência, mais marcada para baía da Ilha Grande, diminuindo nos bimestres correspondentes as estações de outono e inverno e aumentando nos bimestres de primavera e verão. Já a baía de Sepetiba apresentou uma tendência não muito consistente e oposta à outra baía com maiores abundâncias no bimestre equivalente a transição entre inverno/primavera e menores abundância no bimestre referente à estação primavera/verão.

Vários estudos sobre a composição da ictiofauna de zonas de arrebentação ao longo do litoral sul e sudeste do Brasil, evidenciam uma pequena dominância de poucas espécies representantes das famílias Atherinidae, Carangidae, Clupeidae, Engraulidae, Mugilidae, Gerreidae e Sciaenidae (MATSUURA & NAKATANI, 1979; CUNHA, 1981; CHAO et al., 1982; PAIVA FILHO, 1982; BENVENUTI, 1987; PAIVA FILHO & TOSCANO, 1987; MONTEIRO-NETO et al., 1990; GIANNINI, 1994; SAUL, 1994; GODEFROID & HOFSTAETTER, 1995; ARAÚJO, 1997; LAYMAN, 2000; ESTEVES, 2003). Não obstante, no presente estudo também foram registradas algumas destas famílias como sendo as de maior riqueza de espécies (Carangidae, Engraulidae, Gerreidae, Sciaenidae) comuns às duas baías.

O baixo número de espécies abundantes registradas no presente estudo está em conformidade com os trabalhos de MODDE & ROSS (1981), MONTEIRO-NETO (1990), GIANNINI (1994) e ESTEVES (2003), que sugerem que a zona de arrebentação seja dominada por um pequeno número de espécies que, através de seus equivalentes ecológicos, ocorrem ao longo de grandes áreas geográficas. O padrão sazonal de abundância de espécies registrado para baía da Ilha Grande foi o mesmo descrito em vários estudos, como os de ANDERSON et al. (1977), MATSUURA & NAKATANI (1979), CUNHA (1981), MODDE & ROSS (1981), PAIVA FILHO (1982) e SAUL (1994), com maiores valores de abundância nos meses mais quentes e menores nos meses frios.

PAIVA FILHO & TOSCANO (1987) também verificaram que poucas espécies dominaram a ictiofauna da zona de arrebentação do mar casado e do mar Pequeno (SP), sendo que as espécies mais abundantes foram *T. carolinus*, jovens de *Mugil sp.*, *A. brasiliensis*, *H. clupeola*, *E. melanopterus* e *Opisthonema oglinum*, também registradas ao longo das baías, com exceção de *O. oglinum*. Constataram ainda que *A. brasiliensis* ocorreu em todas as estações do ano; fato este também verificado no presente estudo, onde *A. brasiliensis* foi freqüente o ano todo em quase todos os locais de coleta de ambas baías.

PAIVA FILHO et al. (1989^{a,b}) registraram 37 espécies nas capturas da praia Vermelha em Ubatuba/SP. *A. brasiliensis*, *Anchoa sp.*, *T. carolinus*, *T. falcatus*, *Umbrina coroides* e *H. clupeola* representaram 85,8 % do total capturado. Novamente podemos constatar que as praias arenosas da região sudeste são dominadas por um número pequeno de espécies, e que três destas espécies acima citadas, também foram dominantes no presente estudo, o que pode caracterizar uma ampla adaptação às condições ambientais prevalecente nestas áreas já que a baía de Ilha Grande forma um sistema adjacente à região de Ubatuba, porém com diferentes influências oceânicas.

A constatação de que as espécies mais abundantes na zona de arrebentação foram às mesmas que dominaram as capturas em outras áreas estudadas pelos autores acima citados, confirma que a região de praias arenosas é dominada por um pequeno número de espécies, o qual permanece quase que constante ao longo de grandes áreas geográficas. Como seria de se esperar, as diferenças em nível de espécie entre este estudo e os demais discutidos até aqui, são conseqüências da distribuição geográfica das mesmas e provavelmente dos petrechos de pesca utilizados. Ainda em relação à abundância e distribuição, não devemos esquecer a capacidade que determinadas populações possuem em ajustar-se à situação ambiental vigente, seja por questões fenotípicas, e/ou genotípicas inerentes à espécie (NIKOLSKY, 1969; WOOTON, 1998). Um indicativo dessa situação é a constância de *A. brasiliensis* que foi registrada com grande abundância ao longo de toda área de estudo, além da sua presença em todo litoral da região sudeste do Brasil (CHAO et al., 1985; PAIVA FILHO & TOSCANO, 1987; BEMVENUTI, 1987; PAIVA FILHO et al., 1987; PAIVA FILHO & GIANNINI, 1989; GIANNINI, 1994; MACIEL, 1995; GIANNINI & PAIVA FILHO, 1995). Sendo assim fica claro que a predominância de exemplares juvenis e/ou de pequeno porte, maiores abundâncias nos meses mais quentes do ano e poucas espécies dominantes são características comuns registradas para as baías de Sepetiba e Ilha Grande, bem como para ictiofauna da zona de arrebentação de outras localidades, conforme revelam os dados de diversos autores (LASIAK, 1986; ROBERTSON & LENANTON, 1984; RUPLE, 1984; ROSS et al., 1987; GIBSON et al., 1993; SANTOS & NASH, 1995). Tais evidências demonstram também que as baías de Sepetiba e da Ilha Grande apresentam certo grau de similaridade quanto à composição em famílias e espécies abundantes.

Embora não tenha sido feito uma análise em separado das variáveis hidrográficas, dos nutrientes do sedimento e da granulometria para os locais, a baía de Sepetiba apresentou uma tendência crescente de menores valores de temperatura e condutividade do local Mangue em direção ao local Camorim, último habitat avaliado nesta baía. As demais variáveis não apresentaram nenhum padrão claro entre os distintos habitats. Entre os locais mais internos dominados pelas espécies *A. brasiliensis* e *E. argenteus* também se verificou diferenças na composição em espécies com predomínio de *P. vivípara* no local Mangue, *A. januaris* e *M. liza* no local Sepetiba e *S. timucu* no local Itacuruça. Nos locais mais externos dominados pela presença de *A. brasiliensis*, *O. saurus* e *T. carolinus*, apenas Monsuaba e Camorim apresentaram diferenças na composição em espécies com *M. liza* e *E. argenteus* ocorrendo nos respectivos locais.

Este padrão claro de separação das assembléias dos locais mais internos contra os locais mais externos pode estar associado às características físicas da baía, pois os locais mais internos estão delimitados por uma área mais protegida desta baía, representada pela da restinga da Marambaia, uma extensa formação de dunas arenosas que delimita a área interna desta baía, além da presença de uma grande área de manguezal, constituindo a principal área da baía em produtividade (SEMA, 1998). Estes locais também apresentam forte influência das descargas continentais provenientes de canais e rios, com as trocas de águas com o oceano adjacente sendo dificultadas pela barreira formada pela restinga da Marambaia, propiciando um maior acúmulo de nutrientes nesta região. Já os locais considerados externos apresentam pouca influência das descargas continentais e nenhuma barreira física que impeça a circulação de massas d'água, sofrendo influência direta do oceano adjacente.

Com base nestas diferenças e embora não tenha sido aplicada nenhuma análise mais profunda entre os locais, podemos supor que a teoria da dependência dos habitats

se justifica parcialmente entre os locais desta baía, em função das diferentes assembléias registradas nestas áreas, definidas com bases nas distintas características físicas desta baía. Entre os locais da baía da Ilha Grande apenas a temperatura apresentou uma tendência crescente do local Anil em direção ao local Parati, as demais variáveis ambientais não demonstraram nenhum padrão entre os habitats. Todos os locais desta baía foram caracterizados pela presença de *A. brasiliensis* e a ocorrência alternada entre alguns locais de *S. timucu* e *O. saurus*. Apenas três locais apresentaram outras espécies como sendo parte integrante destas assembléias. *A. tricolor* também foi dominante no local Anil, *E. argenteus* no local Bracuy e *H. unifasciatus* no local Frade.

A relativa homogeneidade das assembléias encontradas nesta baía pode estar associada às suas características físicas, por apresentar uma abertura mais franca para o oceano, sofrendo influência direta das águas provenientes da plataforma continental, onde os padrões de circulação apresentam um fluxo unidirecional no sentido oeste-leste, influenciado pelos ventos predominantes de direção sul/sudoeste e marés (FRAGOSO, 1999). Tais características acabam determinando uma tendência homogênea das condicionantes ambientais entre os locais desta baía, onde somente algumas espécies estariam mais bem adaptadas a tais condições ao longo do tempo.

A partir desta caracterização confirmada também pela falta de diferenças significativas entre os índices da comunidade (diversidade de Shannon e riqueza), podemos concluir que os dados aqui apresentados estão em conformidade com a teoria de que as assembléias são dependentes da área como um todo e não dos locais específicos dentro desta baía.

Segundo GIBSON et al. (1996) tais diferenças na distribuição da ictiofauna podem ser determinadas por uma série de complexas respostas às características físicas e biológicas do ambiente, auxiliando as espécies a selecionar aqueles habitats que oferecem um melhor potencial reprodutivo e/ou de crescimento.

YÁÑEZ-ARANCIBIA et al. (1990) afirmam que as larvas e jovens do ano selecionam localidades específicas por respostas fisiológicas e de comportamento, interagindo com a profundidade, localidade e direção das correntes. Já os juvenis são controlados principalmente em sua distribuição pelas interações tróficas. A partir destas interações fica claro que os processos físicos e biológicos estão ligados de maneira tão complexa que não podem ser entendidos isoladamente.

De acordo com GUILLER & GEE (1988) quando se investiga uma comunidade de peixes, as escalas espaciais e temporais determinam a extensão dos padrões e processos que podem ser detectados, e, portanto, o entendimento e o nível de explicação que podem ser alcançados. As espécies que se encontram sob pressão ambiental tentam, por exemplo, evitar a sobreposição de nichos pela otimização da utilização do habitat. LIVINGSTON et al. (1976) afirmam que diferentes tolerâncias às mudanças de algumas variáveis ambientais, específicas de cada espécie, podem explicar diferenças na distribuição e abundância de espécies dominantes, assim como outro importante mecanismo evolutivo na divisão de recursos energéticos bem como a sucessão temporal de espécies através do ciclo anual.

A partir destas constatações podemos inferir que as diferenças registradas para as assembléias da baía de Sepetiba, podem ter sido ocasionadas também pela preferência de determinados habitats com características que são peculiares a cada local, sejam elas bióticas ou abióticas, gerando desta forma pequenas segregações entre os componentes do sistema, que acabam por influenciar a distribuição e abundância das populações que habitam e utilizam estas áreas. Além disso, resultados equivalentes da análise de espécies indicadoras e da análise de variância das espécies mais frequentes sobre a constância destas espécies nas baías em estudo, evidenciaram uma ampla

distribuição geográfica das mesmas com grande capacidade de ocupar diferentes habitats destes biótopos. Outra hipótese seria que as diferenças aqui verificadas podem ser decorrentes de variações temporais na abundância de espécies que podem indicar uma separação e repartição do habitat ao longo do tempo. As vantagens seletivas de tais repartições poderiam incluir, redução na competição por alimentos e/ou espaço além de evitar a predação (ROSS, 1986).

A ausência de diferenças espaciais entre as assembléias dos diferentes locais dentro da baía da Ilha Grande, pode ser atribuída as características físicas destes locais considerando que todos apresentam feições fisiográficas semelhantes (extensas faixas de praias, delimitadas por costões rochosos, pequena declividade e relativa ação de ondas). Outra evidência seria a caracterização textural dos sedimentos de cada habitat, que também apresentaram características similares entre os locais, como por exemplo, os locais Anil e Parati com predomínio e granulometria grosseira, os locais Bracuy, Tarituba e Corumbê com predomínio de granulometria grosseira e mediana, e os locais Frade e Grande com predomínio de granulometria mediana e fina. Segundo (MAHIQUES, 1987) estes locais poderiam ser classificados em dois grupos, o primeiro representado por material fino e rico em matéria orgânica (Frade e Grande), apresentando uma coloração cinza e negra, enquanto que os demais locais são constituídos de material essencialmente arenoso bem selecionado, com predomínio de grãos dos tipos grosso e médio. Por outro lado podemos considerar também à existência de condições mais estressantes causadas por fatores tais como ventos e correntes, que podem mudar a dinâmica de outras variáveis ambientais prevalecte na área, favorecendo a presença ou ausência de determinadas espécies. Aliados a isto podemos acrescentar um gradiente de temperatura e profundidade, que estaria também atuando na seleção das espécies para colonização ou não dos habitats.

Outros fatores também importantes podem estar relacionados, como o grau de exposição das praias, já que a baía de Sepetiba é quase que totalmente protegida pela restinga da Marambaia e ilhas adjacentes, que atuam como uma barreira, amenizando o impacto das correntes marinhas e com uma maior heterogeneidade ambiental, pela presença de costões rochosos limitando as praias, propiciando a formação de locais protegidos, de baixa energia e com fluxo de água suave, justificando a presença de um maior número de espécies, o que não ocorre com a baía de Ilha Grande que é totalmente exposta à ação das correntes marinhas, formando também um ambiente altamente heterogêneo com presença de costões rochosos limitando as praias, porém com maior sinergismo e com fluxo de água ditada principalmente pelas marés e ventos.

Ainda que o número de amostras efetuadas ao longo das duas baías tenha sido o mesmo, o fator heterogeneidade ambiental deve também ter sido o responsável pelos maiores valores no número de indivíduos, gêneros e famílias verificados na baía de Sepetiba em comparação com a baía de Ilha Grande. Devemos considerar, contudo, que estes maiores valores para baía de Sepetiba, podem estar relacionados com o fato de que este ambiente é, comprovadamente, local de desova, criação e alimentação de várias espécies de peixes, devido as suas características de ambiente semifechado com grande aporte de material alóctone, que pode amplificar a produtividade de suas águas, permitindo assim que algumas espécies das famílias Carangidae, Clupeidae, Engraulidae, Mugilidae, Ariidae e Sciaenidae utilizem tal ambiente como área de criação/alimentação (PESSANHA, 2000; SILVA & ARAÚJO, 1999, 2000; AZEVEDO, 1997; GOMES, 1999; COSTA, 2001).

Também foi evidenciado no presente estudo que várias espécies de peixes não utilizam os habitats estudados da mesma maneira, de acordo com seu tamanho, exibindo claramente um modelo aleatório de uso do habitat, em conformidade com seu estágio de

desenvolvimento. Juvenis e indivíduos pequenos são mais frequentemente encontrados em águas rasas do que em águas profundas, e o oposto pode ocorrer para indivíduos de maior tamanho. Normalmente os peixes mostram mudanças ontogenéticas no uso dos habitats, sendo que os indivíduos jovens demonstram preferência por águas rasas (WIEDERHOLM, 1987; LEVIN, 1991; GARCIA-RUBIES & MACPHERSON, 1995; MACPHERSON, 1998; VIGLIOLA & HARMELIN-VIVIEN, 2001), que podem propiciar condições para proteção contra predadores potenciais e/ou requerimento particular de alimento e abrigo (HARMELIN-VIVIEN et al., 1995).

TOKESHI (1999) afirma que o tamanho diferenciado do corpo ou de parte dele pode ser o mantenedor da coexistência das espécies pela partição de recursos e pode ser considerado como um dos fatores que definem o nicho das espécies. Entretanto, esse não deve ser o fator exclusivo, pois como observado na área de estudo, várias espécies do mesmo gênero, com tamanhos semelhantes ocorreram juntas. Além disso, é fato que a estrutura de tamanho de uma população pode fornecer indicativos qualitativos do desenvolvimento da espécie, através do crescimento e de relações com variáveis ambientais bióticas e abióticas, podendo também refletir as condições ambientais presentes e as pregressas nas quais a população se desenvolveu.

A constatação da ocorrência de várias classes de tamanhos ao longo dos locais de coleta pode significar a presença de grupos etários coexistindo, no espaço e no tempo, dando o indicativo de que esses ambientes apresentam condições favoráveis ao desenvolvimento da mesma. Pois foi observado que a estruturação de algumas das populações mais frequentes aqui estudadas, coincide com o aparecimento de diferentes fases de desenvolvimento, podendo caracterizar a capacidade destas em ocupar de forma eficiente o ecossistema em questão. Em todos os locais de coleta foram verificadas as presenças de mais de uma fase de desenvolvimento (classes de tamanho), evidenciando o recrutamento destes indivíduos uma vez que todos apresentam tamanhos diminutos, corroborando com os estudos de zonas de arrebentação onde predominam peixes de pequeno porte, e ainda demonstrando que esses habitats foram realmente favoráveis ao desenvolvimento da espécie.

NIKOLSKY (1969) salienta que as espécies de peixes conseguem manter-se sob condições continuamente dinâmicas e que a estrutura em comprimento pode ser alterada dentro de limites típicos da espécie, e que essa flexibilidade de táticas representa um ajuste às mudanças do meio dentro das condições de sobrevivência.

Podemos ressaltar dessa forma, que a composição em classes de comprimento refletiu as condições ambientais presentes e pregressas, nas quais estas populações se desenvolveram, dando suporte para afirmar que todas espécies que utilizam estas zonas rasas de arrebentação possuem grande capacidade de ajuste a diversas situações ambientais. Especula-se ainda que as variações nas classes de tamanhos registradas ao longo dos locais de coleta podem ser decorrentes de diferenças intraespecíficas, que parecem estar diretamente relacionadas à variabilidade de habitats ou pode ser uma consequência de alterações ambientais presentes em cada um destes habitats, derivadas principalmente de ação antrópicas.

De forma geral, concordamos com LOWE-MCCONNELL (1999) e WOOTON (1998) que discutem que as variações intraespecíficas no crescimento dos peixes ao longo dos sistemas pode estar associada a fatores, como a poluição das águas, a degradação do ambiente, a baixa disponibilidade de alimento e a pesca predatória, que ocasionam variações no tamanho e crescimento destas populações de peixes. WOOTON (op cit.) destaca ainda que diversos habitats que possibilitam uma melhor oferta de refúgios e alimento, favorecem o crescimento dos indivíduos. Tal situação pode ser

observada para aquelas espécies que apresentaram maiores frequências de ocorrências com distintas classes de tamanho ao longo dos locais estudados.

Uma comunidade biológica é organizada a partir dos padrões de interação dos indivíduos entre si e com o meio ambiente, determinados por sua vez, pelos nichos ecológicos ocupados por estes indivíduos. O conhecimento da organização de uma comunidade depende, portanto, do conjunto de seus nichos ecológicos, das interações entre eles e dos fatores ambientais que determinam a forma pela qual as espécies, ao longo de sua evolução, passaram a ocupar estes nichos. Assim os resultados dos efeitos das variáveis ambientais sobre as assembléias de peixes das duas baías estudadas, revelaram significantes correlações entre as espécies mais frequentes e algumas variáveis ambientais.

As variáveis ambientais não mostraram diferenças discrepantes entre os locais de coleta a ponto de evidenciar padrões de variações que determinassem a separação das assembléias de peixes entre e os locais de cada baía, porém entre as baías registrou-se um gradiente ambiental das variáveis hidrográficas, com menores valores para baía de Sepetiba e maiores valores para baía da Ilha Grande. Os padrões gerais da análise textural do sedimento observados entre as baías, com granulometria mais fina para baía de Sepetiba e mais grosseira para baía da Ilha Grande, não contribuíram eficientemente para separação dos locais dentro de cada baía, porém observou-se uma relação com as assembléias das duas baías, separadas pela análise canônica. As análises realizadas entre as espécies mais frequentes de ambas baías e variáveis do sedimento, não apresentaram resultados consistentes a ponto de evidenciar algum padrão de ocorrência entre espécies e variáveis, indicando apenas possíveis associações entre as mesmas.

De acordo com JONGMAN et al. (1995) as técnicas de ordenação canônica e outras mais simplistas são planejadas para detectar padrões de variação quali-quantitativa das espécies que podem ser mais bem explicadas pelas variáveis ambientais. Desta forma, a análise de correspondência canônica aqui aplicada, demonstrou que a comunidade formada pelas espécies mais frequentes apresentou duas assembléias, sendo a primeira relacionadas aos locais da baía da Ilha Grande, e composta por *A. brasiliensis*, influenciada pelas as variáveis de condutividade, oxigênio dissolvido e salinidade, enquanto *T. carolinus*, *S. timucu*, *T. falcatus*, *O. saurus*, e *H. unifasciatus* foram influenciadas pelas variáveis de temperatura, transparência e profundidade em menor grau de correlação. A segunda assembléia relacionada aos locais da baía de Sepetiba foi composta por *A. januaria* influenciada pelos menores valores de condutividade, oxigênio dissolvido e salinidade, enquanto *M. liza*, *D. rhombeus*, *E. argenteus* e *A. tricolor* foram influenciadas também pelos menores valores de temperatura, transparência e profundidade.

As informações aqui levantadas estão em conformidade com os padrões registrados para região sul-sudeste onde menores valores de temperatura e maiores valores de salinidade são registrados no inverno e maiores valores de temperatura e menores de salinidade no verão/outono (CUNHA, 1981; PAIVA-FILHO, 1982; CHAO et al. 1985; PAIVA-FILHO & TOSCANO, 1987).

GIANNINI & PAIVA FILHO (1990), GIANNINI (1994), CLARK et al. (1996) e MONTEIRO NETO (1989) observaram que a variação sazonal da temperatura demonstrou ser a principal variável a estruturar as comunidades. Muitas espécies que utilizam as zonas de arrebentação durante o verão e outono migram para outras áreas mais profundas e/ou adjacentes durante os meses mais frios, conforme verificado em outros estudos (MCFARLAND, 1963; MODDE & ROSS, 1981; GUILLEN & LANDRY, 1982; LASIAK, 1984^b; PETERS & NELSON, 1987; ROSS et al., 1987; SANTOS & NASH, 1995; CLARK et al., 1996). Estas migrações sazonais só ocorrem

devido às altas correlações significantes entre a abundância das espécies e as médias mensais de temperatura.

BLABER & BLABER (1980) destacaram a turbidez como principal variável que afetaria a distribuição dos jovens em áreas rasas, relacionando-o com o tipo de substrato e a profundidade. AYVAZIAN & HYNDES (1995) destacaram a influência de correntes (corrente de Lewin) na distribuição da ictiofauna da costa sudeste da Austrália. LASIAK (1984^d) sugere que a estruturação da assembléia de peixes da Baía de Algoa seja também influenciada pelos comprimentos das espécies capturadas no local. LAZZARI et al. (1999) sugerem que juntamente com a temperatura a profundidade também é um dos fatores considerados estruturador da comunidade, exercendo influência direta sobre o número de espécies.

A interação de diferentes fatores ambientais para determinação da estruturação das comunidades das praias ou zona de arrebentação do litoral sul do estado do Rio de Janeiro, observada neste trabalho, também foi evidenciada por outros autores que também afirmam a importância das variáveis ambientais na estruturação das comunidades. BLABER et al. (1995) estudando áreas rasas do Golfo da Carpentaria (Austrália), indicaram os fatores abióticos como sendo importantes na determinação da distribuição diária e sazonal das espécies dominantes da zona rasa. ARAÚJO et al. (1999) estudando a população de peixes do estuário do Tamisa, sugeriram que os fatores ambientais foram os responsáveis pelos modelos de distribuição dos peixes. CLARK et al. (1994b) afirmam que as variáveis ambientais também foram responsáveis pela estruturação da comunidade de peixes na zona de arrebentação em False Bay (África do Sul).

Segundo ALLEN (1982) e SANVICENTE-AÑORVE (2000) é difícil identificar quais são os fatores ambientais mais importantes na estruturação de comunidades tropicais, pois os processos físicos e biológicos estão ligados de maneiras tão complexas que não podem ser entendidos isoladamente, e fatores bióticos tais como disponibilidade de alimento, competição, predação, e todos os fatores abióticos são importantes em sistemas costeiros, podendo exercer forte influência sobre as comunidades e/ou podem também ser suprimidos por grandes perturbações do ambiente físico. Dessa forma vemos que a composição e a distribuição das assembléias nos distintos locais de ambas baías não demonstrou uma separação espacial bem definida, influenciada por um gradiente ambiental, mas sim influenciada talvez pela dinâmica dos habitats e provavelmente por outras variáveis não relacionadas no presente trabalho. Fica claro também que estudos adicionais serão necessários para uma maior compreensão da influência das variáveis do meio sobre as assembléias de peixes e seu papel no uso destes ambientes.

Não podemos deixar de ressaltar também que as relações entre peixes e variáveis ambientais ou variáveis do substrato podem variar em diferentes escalas de acordo com o modo que são examinadas, sejam elas a situação geográfica, o local ou área de estudo dentro do ecossistema e/ou a própria estrutura da assembléia de peixes examinada. Por exemplo, nas escalas geográficas, a distribuição dos peixes pode estar ligada principalmente a processos oceanográficos, tais como dispersão de larvas influenciadas pelas correntes, resultando em diferentes padrões de colonização dos novos indivíduos, uma vez que as assembléias de peixes são determinadas através de pequenas escalas espaciais que são determinadas por suas relações com os diferentes tipos de habitats (CHOAT & AYLING, 1987; BORTONE et al., 1994; GARCIA-CHARTON & PÉREZ-RUZAFÁ, 1998).

Então a análise do habitat e dos recursos utilizada pelos organismos são importantes nos estudos de ecologia de peixes em ecossistemas marinhos, onde a

coexistência bem sucedida dos mesmos é baseada fortemente nos diferentes padrões de habitats e recursos utilizados (BELL et al., 1990; SYMS, 1995). Embora a partição trófica entre peixes de um habitat particular seja relativamente uma observação comum (HARMELIN-VIVIEN et al., 1989; DARNAUDE et al., 2001), a segregação dos habitats é freqüentemente considerada um importante fator que pode explicar a partição dos recursos entre as assembléias de peixes, influenciados ou não pelas variáveis do meio (VERLAQUE, 1990; WILKINS & MYERS, 1992).

Mudanças comportamentais podem refletir pressões impostas pelas pescarias predatórias e/ou fenômenos que agem isolados ou combinados, tais como diferenças na produção primária, que como já citado anteriormente é muito importante para sobrevivência dos peixes de zonas de arrebentação. Normalmente peixes que habitam um determinado ecossistema repartem os recursos do ambiente entre si e de várias maneiras. Esta repartição ocorre tanto entre diferentes espécies como entre organismos de uma mesma espécie, particularmente entre indivíduos de classes etárias distintas (LIVINGSTONE, 1980). A repartição dos recursos não implica na existência, específica de competição por recursos escassos no ecossistema, podendo ocorrer através de processos de seleção segregadora (NILSSON, 1967), isto é, as espécies se adaptaram, ao longo de seu processo evolutivo, a explorarem recursos diferentes, não entrando em competição pelos mesmos recursos.

Segundo YÁÑEZ-ARANCIBIA & SANCHEZ-GIL (1988) as espécies utilizam os espaços costeiros ao longo de seu ciclo de vida e do ciclo sazonal do ecossistema, em função de seus deslocamentos migratórios, ou seja, as espécies dominantes passam pelas diferentes etapas de seu ciclo vital em épocas e ambientes diferentes, otimizando o uso dos recursos do meio. Deste modo, explicam a sazonalidade marcante encontrada nestes ecossistemas independentemente da influência ou não das variáveis do meio.

Os resultados aqui levantados com pequenas diferenças ambientais registradas entre as duas baías, evidenciaram a existência de um gradiente ambiental entre as baías de Sepetiba e da Ilha Grande, com maiores valores de profundidade, salinidade, temperatura, transparência, oxigênio dissolvido e condutividade, para baía de Ilha Grande, sendo que foram considerados os melhores preditores da distribuição e estruturação das assembléias consideradas componentes reais destes sistemas contíguos, a condutividade, o oxigênio dissolvido e a temperatura. A prevalência de poucas espécies dominantes ao longo de toda área de estudo e as diferenças e similaridades nas assembléias entre os locais de coleta da baía de Sepetiba e Ilha Grande, podem estar refletindo interações competitivas atuais ou passadas, pois a competição pode causar modificações no uso do habitat, levando a exploração de diferentes recursos por parte das espécies. Ainda com relação às diferenças ambientais, está claro que a baía de Sepetiba localizada em uma área semifechada com menor hidrodinamismo e predomínio de sedimentos mais finos, e a baía de Ilha Grande localizada em uma área mais aberta, com grande hidrodinamismo, e predomínio de sedimentos mais grosso, apresentam algumas diferenças nas comunidades, indicando que as duas áreas parecem ser utilizadas por associações de peixes com uma composição similar em espécies e estrutura, porém com pesos e tamanhos diferenciados.

Assim como existem diferenças entre as duas baías estudadas, as semelhanças são maiores, principalmente no que se refere às espécies que mais contribuíram para a similaridade ictiofaunística em cada baía. As diferenças entre as baías estiveram mais associadas à ocorrência esporádica de espécies raras e a diferentes quantidades de espécies exclusivas a cada baía. Desta forma, as espécies mais freqüentes contribuíram de maneira significativa para a similaridade média dentro de cada baía e as espécies menos freqüentes para a dissimilaridade entre as baías. Sendo assim, podemos

considerar que ambientes com habitats e condições ambientais similares, freqüentemente apresentam assembléias similares, fato este verificado no presente estudo, pois as assembléias de peixes também são utilizadas com um elemento para comparações de habitats e/ou condições ambientais.

Então podemos concluir que as assembléias de peixes registradas nos locais da baía de Sepetiba são parcialmente dependentes dos locais, porém com grande sobreposição entre as espécies formadoras das distintas assembléias e que as assembléias dos locais da baía da Ilha Grande são dependentes da baía como um todo. Ressaltamos ainda que as diferenças registradas na composição e estruturação de ambas baías também podem ser fruto do desenvolvimento adaptativo das espécies que demonstram certas preferências por habitats específicos, sendo que interações do tipo competição e predação podem ter direcionado uma seleção de habitats no passado, ou estar mantendo a segregação de habitats no presente. E, além disso, está claro que a zona de arrebentação é utilizada como área de recrutamento e criação de peixes, pois nessa região eles encontram condições favoráveis pra sua proteção, alimentação e até desova.

12. CONCLUSÕES

1. Foi detectado um padrão geral de separação das condições hidrográficas entre as duas baías, com a baía de Sepetiba tendendo a apresentar águas menos salinas, de menor condutividade e temperatura, menos transparente e de menores níveis de oxigênio dissolvido, com os locais de amostragens tendendo a ser mais rasos do que a baía de Ilha Grande. O padrão de variação sazonal nestas mesmas variáveis ambientais, apesar de menos marcado, apresenta influencia da pluviosidade na área, que é maior entre outubro e janeiro.

2. As variáveis do sedimento embora com indicações de maiores valores de % de carbono, % matéria orgânica, nitrogênio e potássio para locais da baía de Sepetiba, e de granulometria maior para os locais da baía de Ilha Grande, foram menos eficiente em separar os locais das duas baías.

3. *Atherinella brasiliensis* foi a espécie mais comum e mais amplamente distribuída nos locais amostrados das duas baías, sendo mais abundante em determinados locais, independentes das baías, como os locais Mangue, Itacuruçá e Camorim, na baía de Sepetiba, e locais Anil, Bracuy e Grande, na baía de Ilha Grande; *Oligoplites saurus* foi a segunda espécie mais abundante também comum a determinados locais, de ambas baías, como os locais Sahy, Saco e Monsuaba, na baía de Sepetiba, e nos locais Anil e Grande, na baía da Ilha Grande. Tais evidências indicam que algumas espécies podem escolher os locais que melhor convém para seu desenvolvimento, independente da baía como um todo, diferentemente de *Diapterus rhombeus* e *Anchoa januaria* que demonstram preferência pela baía de Sepetiba.

4. A baía de sepetiba apresentou um maior número de espécies indicadoras do que a baía da Ilha Grande, assim como o bimestre de janeiro/fevereiro foi relacionado com as maiores abundâncias em ambas baías, sendo que estas mesmas espécies abundantes também foram responsáveis pelos padrões de similaridade e dissimilaridade entre os locais e entre as baías.

5. A análise dos descritores da comunidade (abundância, diversidade, riqueza) evidenciaram melhores condições que proporcionam uma fauna rica e mais abundante nos locais mais extremos da Baía de Sepetiba (Mangue, Monsuaba e Camorim), enquanto que a baía da Ilha Grande apresentou uma tendência de melhores condições nos locais mais a leste desta baía, próximo do limite com a baía de Sepetiba, diminuindo a condição nos locais a oeste da baía da Ilha Grande.

6. A condutividade foi a variável ambiental que melhor explicou a separação das assembléias entre grupo, com maiores valores desta variável para as assembléias dos locais da Ilha Grande e menores para as assembléias dos locais da baía de Sepetiba. Em menor instancia, a temperatura, o oxigênio dissolvido e transparência foram as principais variáveis hidrográficas que influenciaram os padrões espaciais das espécies mais frequentes em ambas baías.

7. Das 11 espécies mais frequentes ao longo de toda área de estudo, 9 apresentaram algum tipo de associação com as variáveis do sedimento, que podem explicar seus padrões de distribuição e abundância.

13. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALLEN, L. G. 1982. Seasonal abundance, composition and productivity of the littoral fish assemblage in upper Newport Bay, California. *Fisheries Bulletin*, U. S., 80:769-790.
- ANDERSON, W. D. JR.; DIAS, J. K.; DIAS, R. K.; CUPKA, D. M. & CHAMBERLIM, N. A. 1977. The macrofauna of the surf zone off Folly beach, South Carolina. N.O.A.A. *Technical Report* NMFS/SSRF-704.
- ARAÚJO, F. G. & SANTOS, A. C. A. 1999. Distribution and recruitment of mojarra (Perciformes, Gerreidae) in the continental margin of Sepetiba bay, Brazil. *Bulletin of Marine Science* 65(2): 431-439.
- ARAÚJO, F. G.; CRUZ-FILHO, A. G.; AZEVEDO, M. C. C.; SANTOS, A. C. A. & FERNANDES, L. A. M. 1997. Estrutura da comunidade de peixes jovens da margem continental da Baía de Sepetiba, RJ. *Acta Biológica Leopoldensia*, 19(1): 61-83.
- ARAÚJO, F. G.; WILLIAMS, W. P. & BAILEY, R. G. 2000. Fish assemblages as indicators of water quality in the middle Thames Estuary, England (1980-1989). *Estuaries*, 23(3): 305-317.
- AYVAZIAN, S. G. & HYNDES, G. A. 1995. Surf-zone fish assemblages in southwestern Australia: do adjacent nearshore habitats and the warm Leeuwin Current influence the characteristics of the fish fauna? *Marine Biology*, 122: 527-536.
- AZEVEDO, M. C. C. 1997. *Distribuição e abundância relativa de bagres marinhos (Siluriformes- Ariidae) na Baía de Sepetiba, RJ*. Dissertação de mestrado. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. RJ, 71 p.
- BELL, S. S.; MCCOY, E. D. & MUSCHINSKY, H. R. 1990. *Habitat structure: The physical arrangement of objects in space*. London: Chapman & Hall.
- BEMVENUTI, M. de A. 1987. Abundância, distribuição e reprodução de peixes-rei (Atherinidae) na região estuarina da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. *Atlântica*, Rio Grande, 9(1):5-32.
- BLABER, S. J. M. & BLABER, T. G. 1980. Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. *Journal Fish Biology*, 17: 143-162.
- BLABER, S. J. M.; BREWER, D. T. & SALINI, J. P. 1995. Fish communities and the nursery role of the shallow inshore waters of a tropical Bay in the Gulf of Carpentaria, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 40: 177-193.
- BORTONE, S. A.; MARTIN, T. & BUNDICK, C. M. 1994. Factors affecting fish assemblage development on a modular artificial reef in a northern Gulf of Mexico estuary. *Bulletin of Marine Science*, 55:319-332.
- BROWN, A. C. & MCLACHLAN, A. 1990. *Ecology of sandy shores*. New York, Elsevier. 328p.
- CHAO, L. N.; PEREIRA, L. E. & VIEIRA, J. P. 1985. Estuarine fish community of the dos Patos Lagoon, Brazil. A baseline study. Chap. 20. In: Yáñez-Arancibia, A. (Ed.). *Fish Community Ecology in Estuaries and Coastal Lagoons: Towards an Ecosystem Integration*. UNAM – PUAL – ICML, Editorial Universitária, México D.F. 654p.
- CHAO, L. N.; PEREIRA, L. E.; VIEIRA, J. P.; BEMVENUTI, M. DE A. & CUNHA, L. P. R. 1982. Relação preliminar dos peixes estuarinos e marinhos da Lagoa dos Patos e região costeira adjacente, Rio Grande do Sul, Brasil. *Atlântica*, Rio Grande, 5: 67-75.

- CHOAT, J. H. & AYLING, A. M. 1987. The relationship between habitat structure and fish faunas on New Zealand reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 110:257-284.
- CLARK, B. M.; BENNETT, S. J. & LAMBERTH, S. J. 1994b. assessment of the impact of commercial beach-seine netting on juvenile teleost populations in the surf zone of False Bay, South Africa. *S. Afr. J. Mar. Sci.*, 14:255-262.
- CLARK, B. M. 1997. Variation in surf-zone fish community structure across a wave-exposure gradient. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44: 659-674.
- CLARK, B. M.; BENNETT, B. A. & LAMBERTH, S. J. 1996. Factors affecting spatial variability in seine net catches of fish in the surf zone of False Bay, South Africa. *Marine Ecology Progress Series*, 131: 17-34.
- CLARKE, K. R. & WARWICK, R. W. 1994. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Plymouth Marine Laboratory. 859 p.
- COSTA, M. R. da 2001. *Distribuição, tamanho e influência dos parâmetros ambientais na ocorrência de Micropogonias furnieri (Pisces-Sciaenidae) na Baía de Sepetiba, RJ*. Tese de Mestrado, Universidade Rural Federal do Rio de Janeiro, 79p..
- CUNHA, L. P. R. 1981. *Variações sazonais da distribuição, abundância e diversidade dos peixes de arrebentação da praia do Cassino, RS – Brasil*. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Museu Nacional. 46p.
- DARNAUDE, A. M.; HARMELIN-VIVIEN, M. L. SALEN-PICARD, C. 2001. Food partitioning among flatfish (Pises: Pleuronectiforms) juveniles in a Mediterranean coastal shallow sandy area. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 81: 119-127.
- DUFRENE, M. & LEGENDRE, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*. 67:345-366.
- ESTEVES, G. V. 2003. *Descrição e comparação da composição e estrutura da comunidade de peixes da zona de arrebentação na praia de Itaipu, Niterói, Rio de Janeiro, Brasil*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal Fluminense, curso de Pós-Graduação em Biologia Marinha, 55 p.
- FRAGOSO, M. R. 1999. *Estudo numérico da circulação marinha da região das baías de Sepetiba e Ilha Grande (RJ)*. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico, 115 p.
- FIGUEIREDO, J. L. & MENEZES, N. A. 1978. *Manual dos peixes marinhos do Sudeste do Brasil*. II. Teleostei (1). São Paulo, Museu de Zoologia, USP, 110 p.
- FIGUEIREDO, J. L. & MENEZES, N. A. 1980. *Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil*. III. Teleostei (2). São Paulo, Museu de Zoologia USP, 90 p.
- FIGUEIREDO, J. L. & MENEZES, N. A. 2000. *Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil*. VI. Teleostei (5). São Paulo, Museu de Zoologia USP, 116 p.
- FIGUEIREDO, J. L. 1977. *Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil. I. Introdução. Cações, Raias e Quimeras*. São Paulo, Museu de Zoologia USP, 104p
- GARCIA-CHARTON, J. A. & PÉREZ-RUZAFÁ, A. 1998. Correlation between habitat structure and rocky reef fish assemblage in the southwest Mediterranean. *P.S.Z.N.L.: Marine Ecology*, 19:111-128.
- GARCIA-RUBIES, A. & MACPHERSON, E. 1995. Substrate use and temporal pattern of recruitment in juvenile fishes of the Mediterranean littoral. *Marine Biology*, 124: 35-42.
- GIANNINI, R. & PAIVA FILHO, A. M. 1990. Os Sciaenidae (Teleostei:Perciformes) da Baía de Santos (SP), Brasil. *Bol. Inst. Oceanogr.*, SP, 38(1):69-86.

- GIANNINI, R. & PAIVA FILHO, A. M. 1995. Análise comparativa da ictiofauna da zona de arrebentação de praias arenosas do Estado de São Paulo, Brasil. *Bol. Inst. Ocean.*, 43(2):141-152.
- GIANNINI, R. 1994. *Estrutura das comunidades de peixes da zona de arrebentação de praias arenosas do litoral do Estado de São Paulo, Brasil*. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. Instituto Oceanográfico. 139p.
- GIBSON, R. N.; ROBB, L.; BURROWS, M. T. & ANSELL, A. D. 1996. Tidal, diel and longer term changes in the distribution of fishes on a Scottish sandy beach. *Marine Ecology Progress Series*, 130: 1-17.
- GIBSON, R. N.; ANSELL, A. D. & ROBB, L. 1993. Seasonal and annual variations in abundance and species composition of fish and macrocrustacean communities on a Scottish sandy beach. *Marine Ecology Progress Series*, 98:89-105.
- GODEFROID, R. S. & HOFSTAETTER, M. 1995. Estrutura populacional da ictiofauna da zona de arrebentação da praia de Pontal do Sul, Paraná. In: Encontro Brasileiro de ictiologia, 11, Campinas. Adendo. Campinas, SBI/PUCCAMP/FAPESP, P. 5.
- GODEFROID, R. S.; HOFSTAETTER, M. & SPACH, H. L. 1998. Moon, tidal and diel influences on catch composition of fishes in the surf zone of Pontal do Sul beach, Paraná. *Revista Brasileira de Zoologia*, 15(3): 647-701.
- GOMES, I. D.; ARAÚJO, F. G.; AZEVEDO, M. C. C. & PESSANHA, A. L. M. 1999. Escala de maturidade e época de reprodução de três bagres marinhos (Siluriformes, Ariidae) na Baía de Sepetiba, RJ. *Comum. Mus. Ciênc. Tecnol. PUCRS*, 14(1):3-21.
- GUILLEN, G. J. & LANDRY, A. M. 1982. Species composition and abundance of ichthyoplankton at beachfront and saltmarsh environments. In *Proceedings of the Annual Conference of the Southeast association of Game and Fish Agencies*, No. 34, pp. 88-403.
- GUILLER, P. S. & GEE, J. H. R. 1988. The analysis of community organization: the influence of equilibrium, scale and terminology. In *Organization of communities: past and present* (Gee, J. H. R. & Guiller, P., eds). Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 519-542.
- HACKER, S. D. & GAINES, S. D. 1997. Some implications of direct positive interactions for community species diversity. *Ecology*, 78:1990-2003.
- HARMELIN-VIVIEN, M. L. 1995. Evaluation visuelle des peuplements et populations de poissons: methods et problèmes. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)*, 40: 467-539.
- HARMELIN-VIVIEN, M. L.; KAIM-MALKA, R. A.; LEDOYER, M. & JACOB-ABRAHAM, S. S. 1989. Food partitioning among scorpaenid fishes in Mediterranean seagrass beds. *Journal of Fish Biology*, 34: 715-734.
- HILLMAN, R. E.; DAVIS, N. W. & WENNEMER, J. 1977. Abundance, diversity and stability in shore-zone fish communities in an area of Long Island Sound affected by discharge of a nuclear power station. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 5: 355-381.
- HINDELL, J. S. & JENKINS, G. P. 2004. Spatial and temporal variability in the assemblage structure of fishes associated with mangroves (*Avicennia marina*) and intertidal mudflats in temperate Australian embayments. *Marine Biology*, 144: 385-395.
- JENKINS, G. P. & HAMER, P. 2001. Spatial variation in the use of seagrass and unvegetated habitats by post-settlement King George whiting (Percoidei: Sillaginidae) in relation to meiofaunal distribution and macrophyte structure. *Marine Ecology Progress Series*, 224: 219-229.

- JENKINS, G. P.; MAY, H. M. A.; WHEATLEY, M. J. & HOLLOWAY, M. G. 1997. Comparison of fish assemblages associated with seagrass and adjacent unvegetated habitats of Porto Philip Bay and Corner Inlet, Victoria, Australia, with emphasis on commercial species. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44: 569-588.
- JONGMAN, R. H.; TER BRAAK, C. J. F. & VAN TONGEREN, O. F. R. 1995. *Data analysis in community and landscape ecology*. Cambridge University Press, 299 p.
- LASIAK, T. A. 1981. Nursery grounds of juvenile teleosts: evidence from the surf zone of King's Beach, Port Elizabeth. *South African Journal of Science*, 77: 388-390.
- LASIAK, T. A. 1984^a. Structural aspects of the surf-zone fish assemblage at King's beach, Algoa Bay, South Africa: Long-term fluctuations. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 18: 459-483.
- LASIAK, T. A. 1984^b. Structural aspects of the surf-zone fish assemblage at King's beach, Algoa Bay, South Africa: Short-term fluctuations. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 18: 347-360.
- LASIAK, T. A. 1986. Juveniles, food and the surf-zone habitat: implications for teleost nursery areas. *S. Afr. Journal Zool.*, 21: 51-56.
- LAYMAN, C. A. 2000. Fish assemblage structure of the shallow ocean surf-zone on the eastern shore of Virginia barrier islands. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 51:201-213.
- LAZZARI, M. A.; SHERMAN, S.; BROWN, C. S.; KING, J.; CHENOWETH, S. B. & LANGTON, R. W. 1999. Seasonal and annual variations in abundance and species composition of two nearshore fish communities in Maine. *Estuaries*, 22:636-647.
- LEVIN, P. S. 1991. Effects of microhabitat on recruitment variation in a Gulf of Maine reef fish. *Marine Ecology Progress Series*, 75: 183-189.
- LIVINGSTON, R. J.; KOBYLINSKI, G. J.; LEWIS, F. G. & SHERIDON, P. F. 1976. Long-term fluctuations of epibenthic fish and invertebrate populations in Apalachicola Bay, Florida. *Fishery Bulletin U.S.*, 74:311-321.
- LIVINGSTONE, R. J. 1980. Ontogenetic trophic relationship and stress in a coastal seagrass system in Florida. In: Kennedy, V. S. (ed.). *Estuarine Perspectives*. Academic Press Inc., New York, 554 p.
- LOWE-MCCONNELL, R. H. 1999. *Ecological studies in tropical fish communities*. Cambridge University Press, Cambridge, England.
- MACIEL, N. A. L. 1995. *Estudo sobre a composição, distribuição, abundância e diversidade da ictiofauna de três enseadas na região litorânea de Ubatuba – São Paulo, Brasil*. Dissertação de mestrado. Instituto de Oceanografia da Universidade de São Paulo, SP, 141 p.
- MAHIQUES, M. M. 1987. *Considerações sobre os sedimentos de superfície de fundo da baía da Ilha Grande, Estado do Rio de Janeiro*. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico. Volume I, 77p.
- MACPHERSON, E. 1998. Ontogenetic shifts in habitat use and aggregation in juvenile sparid fishes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 220: 127-150.
- MATSUURA, Y. & NAKATANI, K. 1979. Ocorrências de larvas e jovens de peixes na Ilha Anchieta (SP), com algumas anotações sobre a morfologia da castanha, *Umbrina coroides* Cuvier, (1830). *Bolm. Inst. Oceanogr.*, São Paulo, 28(1):165-183.
- MCFARLAND, W. N. 1963. Seasonal change in the number and the biomass of fishes from the surf at Mustang Island, Texas. *Publi. Inst. Mar. Sci. University Texas*. 9: 91-105.

- MCLACHLAN, A. & ERASMUS, T. 1983. Sandy beaches as ecosystems. The Hague (ed.), Dr. W. Junk. 757p.
- MENEZES, N. A. & FIGUEIREDO, J. L. 1980. *Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil*. VI. Teleostei (3). São Paulo, Museu de Zoologia USP, 96 p.
- MENEZES, N. A. & FIGUEIREDO, J. L. 1985. *Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil*. VI. Teleostei (4). São Paulo, Museu de Zoologia USP, 105 p.
- MIRANDA, L. B.; IKEDA, Y.; CASTRO, B. M. & FILHO, N. P. 1977. Note on the occurrence of saline fronts in the Ilha Grande (RJ) region. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 26:249-256.
- MODDE, T. & ROSS, S. T. 1981. Seasonality of fishes occupying a surf zone habitat in the northern Gulf of Mexico. *Fishery Bulletin*, 78(4): 911-922.
- MODDE, T. 1980. Growth and residency of juvenile fishes within a surf zone habitat in the Gulf of México. *Gulf Research Reports*, 6: 377-385.
- MONTEIRO NETO, C. 1989. Comunidade de peixes na zona de arrebentação de praia: estudos comparativos em zonas temperadas. In: Congresso Brasileiro de Zoologia, 16, João Pessoa, Resumos. UFPB. P.60.
- MONTEIRO NETO, C. 1990. *Comparative community structure of surf-zone fishes the Chesapeake Bight and Southern Brazil*. PhD. Thesis. Virginia Institute of Marine Science, Faculty of the School of marine Science. 150p.
- NIKOLSKY, G. V. 1969. *Theory of fish population dynamics*. Edinburgh, Oliver & Boyd, 1+323 p.
- NILSSON, N. A. 1967. Interactive segregation between fishes species. In: Gerking, S. D. (Ed.). *The biological basis of freshwater fish production*. Balckwell, Oxford, p 295-313.
- PAIVA FILHO, A. M. & GIANNINI, R. 1989. Contribuição ao conhecimento da biologia do peixe-rei, *Xenomelaniris brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) (Pisces, Atherinidae), no complexo Baía estuário de Santos e São Vicente, SP. In: Simpósio sobre oceanografia, 1, São Paulo. Resumos. Instituto oceanográfico da Universidade de São Paulo, p. 134.
- PAIVA FILHO, A. M. & TOSCANO, A. P. 1987. Estudo comparativo e variação sazonal da ictiofauna na zona entremarés do mar Casado-Guarujá e Mar pequeno-São Vicente, SP. *Bolm. Inst. Oceanogr.*, SP, 35(2):153-165.
- PAIVA FILHO, A. M. 1982. *Estudo sobre a ictiofauna do canal dos barreiros – Estuário de São Vicente, SP*. Tese de Livre Docência. Universidade de São Paulo. Instituto Oceanográfico. 189p.
- PAIVA FILHO, A. M.; GIANNINI, R.; GALLUCCI, R. R. & TOSCANO, A. P. 1989^b. Contribuição ao conhecimento da ictiofauna da zona entre-marés do litoral norte do Estado de São Paulo: 2. Variação circadiana na praia vermelha. In: Simpósio sobre Oceanografia, 1 SP. Resumos. Instituto Oceanográfico da universidade de São Paulo, p. 138.
- PAIVA FILHO, A. M.; GIANNINI, R.; TOSCANO, A. P. & GALLUCCI, R.R. 1989^a. Contribuição ao conhecimento da ictiofauna da zona entre-marés do litoral norte do Estado de São Paulo: 1. Estudo comparativo e variação da abundância entre a praia vermelha do sul e a praia do Félix. In: Simpósio sobre Oceanografia, 1 SP. Resumos. Instituto Oceanográfico da universidade de São Paulo, p. 137.
- PESSANHA, A. L. M. 2000. *Variações espaciais, temporais e diurnais nas assembleias de peixes jovens da Baía de Sepetiba, RJ*. Dissertação de mestrado. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal. 96 p.

- PETERS, D. J. & NELSON, W. G. 1987. The seasonality and spatial patterns of juvenile surf zone fishes of the Florida east coast. *Biological Sciences*, 30: 85-99.
- PFEIFFER, W. C.; LACERDA, L. D.; FISZMAN, M. & LIMA, N. R. W. 1985. metais pesados no pescado da Baía de Sepetiba, Estado do Rio de Janeiro. *Ciência e Cultura*, 37(2):297-302.
- PIELOU, E. C. 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *J. Theor. Biol.*, 10:370-383.
- ROBERTSON, A. J. & LENANTON, R. G. J. 1984. Fish community structure and food chain dynamics in the surf zone of sandy-beaches: the role of aquatic macrophyte detritus. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 84: 265-283.
- ROMER, G. S. 1990. Surf zone fish community and species response to a wave energy gradient. *Journal of Biology*, 36: 279-287.
- ROSS, S. T. 1986. Resource partitioning in fish assemblages: a review of field studies. *Copeia*, 352-388.
- ROSS, S. T.; MCMICHEAL, R. H. JR.; & RUPLE, D. L. 1987. Seasonal and diel variation in the standing crop of fishes and macro-invertebrates from a gulf of Mexico surf zone. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 25:391-412.
- RUPLE, D. L. 1984. Occurrence of larval fishes in the surf-zone of a Northern Gulf of Mexico barrier island. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 18: 191-208.
- SANTOS, R. S. & NASH, R. D. M. 1995. Seasonal changes in a sandy beach fish assemblage at Porto Pim, Faial, Azores. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 41: 579-591.
- SANVICENTE-AÑORVE, L; FLORES-COTO, C & CHIAPPA-CARRARA, X. 2000. temporal and spatial scales of ichthyoplankton distribution in the southern Gulf of Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 51:463-475.
- SAUL, A. de C. 1994. *Comunidade ictiofaunística da Ilha do Bom Abrigo, Cananéia, São Paulo, Brasil*. Dissertação de mestrado. Universidade de São Paulo. Instituto Oceanográfico. 118 p.
- SCORVO FILHO, J. D.; HORIKAWA, M. T.; BARROS, H. P. & BASTOS, A. A. 1987. Identificação e ocorrência de alevinos de *Trachinotus* na região de Ubatuba (23° 32'S e 45° 04'W), estado de São Paulo, Brasil. *Boletim Instituto Pesca*, 14: 35-43.
- SEMA - Secretaria de Estado de meio Ambiente 1998. Macroplano de gestão e saneamento ambiental da bacia da baía de Sepetiba. Relatório final – diagnóstico ambiental. Consórcio ETEP/ECOLOGUS/SM GROUP. 215 p..
- SIGNORINI, S. R. 1980^a. A study of the circulation in Bay of Ilha Grande and Bay of Sepetiba, part I, a survey of the circulation based on experimental field data. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 29(1): 41-55.
- SILVA, F. C. 1999. Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. Embrapa comunicação para transferência de tecnologia, Brasília, DF, 370 p.
- SILVA, M. A. & ARAÚJO, F. G. 1999. Influência dos fatores ambientais na estrutura de populações de manjubas (Clupeiformes-Engraulidae) na Baía de Sepetiba, RJ, Brasil. *Acta Biol. Leopoldensia*, 21(2):229-240.
- SILVA, M. A. & ARAÚJO, F. G. 2000. Distribuição e abundância de tainhas e paratis (Osteichthyes, Mugilidae) na Baía de Sepetiba, RJ, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 17(2):473-480.
- SOBERÓN-CHAVEZ, G. A. & YÁNEZ-ARANCIBIA, A. 1985. Controle ecológico dos pees demersales: Variabilidad ambiental de la zona costera y su influencia en la producción natural de los recursos pesqueros. In: Yáñez-Arancibia, A. (Ed.). Recursos Pesqueros Potenciales de México: La Pesca Acompañante del Camarón.

- Prog. Univ. de Alimentos, Inst. Cienc. Del Mar y Limnol., Inst. Nac. de Pesca. UNAM, México D.F., Cap. 9: 399-386.
- SOKAL, R. R. & ROHLF, F. J. 1995. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. W. H. Freeman and Co., 3d. ed. San Francisco, 887 p.
- SPRINGER, V. G. & WOODBURN, S. P. 1960. An ecological study of the fishes of the Tampa Bay area. *Prof. Pap. Ser. Mar. Lab. Fla.*, (1): 1-104.
- SYMS, C. 1995. Multi-scale analysis of habitat association in a guild of blennioid fishes. *Marine Ecology Progress Series*, 125: 31-43.
- TER BRAAK, C. J. F. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector method for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*. 67, 1167-1179.
- TER BRAAK, C. J. F. 1991. Update notes: CANOCO version 3.1 Wageningen, The Netherlands.
- TOKESHI, M. 1999. *Species coexistence. Ecological and evolutionary perspectives*. Oxford, Blackwell Science, 454 p.
- VALENTIN, J. L. 1995. Agrupamento e ordenação, p. 27-55. In: *Tópicos em tratamentos de dados biológicos*. Vol II. Editores: Peres-Neto, P. R.; Valentin, J. L. & Fernández, F.. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia, Programa de Pós-graduação em Ecologia.
- VERLAQUE, M. 1990. Relations entre *Sarpa salpa* (Linnaeus, 1758) (Teléostèen, Sparidae), lês autres poissons brouteurs et lê phytobenthos algal méditerranéen. *Oceanologica Acta*, 13: 373-388.
- VIGLIOLA, L. & HARMELIN-VIVIEN, M. 2001. Post-settlement ontogeny in three Mediterranean ref. Fish species of the genus *Diplodus*. *Bulletin of Marine Science*, 68: 271-286.
- WHITFIELD, A. K. 1989. Ichthyoplankton in a southern African surf zone: Nursery area for the postlarvae of estuarine associated fish species? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 29: 533-547.
- WHITFIELD, A. K. 1996. A review of estuarine ichthyology in Shouth Africa over the past 50 years. *Transactions of Royal Society of Shout Africa*, 51: 79-89.
- WIEDERHOLM, A. M. 1987. Habitat selection and interactions between three marine fish species (Gobiidae). *Oikos*, 48: 28-32.
- WILKINS, H. K. A. & MYERS, A. A. 1992. Microhabitat utilization by an assemblage of temperate Gobiidae (Pisces: teleostei). *Marine Ecology Progress Series*, 90: 103-112.
- WOOTON, J. R. 1998. *Ecology of teleost fishes*. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers, II+386 p.
- YÁÑEZ-ARANCIBIA, A 1985. Recursos demersales de alta diversidad en las costas tropicales: perspectiva ecológica, Cap. 1:17-38. In: Yáñez-Arancibia, A. (Ed.). Recursos Pesqueros Potenciales de México: La Pesca Acompañante del Camarón. Progr. Univ. de Alimentos, Inst. Cienc. Del Mar y Limnol., Inst. Nal. de Pesca. UNAM, México D. F. 748p.
- YÁÑEZ-ARANCIBIA, A. & SANCHEZ-GIL, P. 1988. Ecología de los recursos demersales marinos. Fundamentos en costas tropicales. AGT Editor, México, 228p.
- YÁÑEZ-ARANCIBIA, A., SÁNCHEZ-GIL, P. & LARA-DOMINGUEZ, A. L., 1990. Interacciones ecológicas estuario-mar: Estructura funcional de bocas estuarinas y su efecto en la produtividad del ecosistema. In: II Simpósio sobre Ecosystemas da costa Sul e Sudeste Brasileira: Estrutura, função e manejo. Sessão II Ecosystemas Costeiros: estuários, lagunas, manguezais e marismas. Águas de lindóia, São Paulo, Brasil, 49-83p.

- YÁÑEZ-ARANCIBIA, A.; LARA-DOMINGEZ, A. L.; AGUIRRE-LEÓN, A.; DÍAZ-RUIZ, S.; AMESCUA LINARES, F.; FLORES-HERNÁNDEZ, D. & CHAVANCE, P. 1985^a. Ecología de poblaciones de peces dominantes en estuarios tropicales: factores ambientales que regulan las estrategias biológicas y la producción. In: Yáñez-Arancibia, A. (Ed.). *Fish Community Ecology in Estuaries and Coastal Lagoons: Towards an Ecosystem Integration*. UNAM – PUAL – ICML, Editorial Universitaria, México D. F.. Chap. 15:311-366.
- YÁÑEZ-ARANCIBIA, A.; SOBERÓN-CHAVEZ, G. & SÁNCHEZ-GIL, P. 1985^b. Ecology of control mechanisms of natural fish production in the coastal zone. In: Yáñez-Arancibia, A. (Ed.). *Fish Community Ecology in Estuaries and Coastal Lagoons: Towards an Ecosystem Integration*. UNAM – PUAL – ICML, Editorial Universitaria, México D. F.. Chap. 27: 571-594.
- ZAR, J. H. 1996. *Biostatistical Analysis*. 3rd edition. Prentice Hall, Englewood Cliffs. 662 p.

CAPÍTULO III

COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DAS ASSEMBLÉIAS DE PEIXES NO MANGUEZAL DE GUARATIBA, BAÍA DE SEPETIBA, RJ

RESUMO

Os manguezais são ambientes com elevado grau de estruturação e relativa estabilidade das variáveis ambientais que suportam grande riqueza de espécies graças à disponibilidade de habitats, alimentos e proteção. Testou-se a hipótese de que uma área de mangue em Guaratiba no extremo leste da baía de Sepetiba poderia suportar uma comunidade de peixes rica e diversa, e que variações poderiam ocorrer ao longo do eixo mangue-oceano, e que as assembléias poderiam variar sazonalmente e ao longo do ciclo dia/noite para otimizar a utilização dos recursos. Também foram testadas se eventuais diferenciações nos locais de amostragem correspondem a diferentes assembléias de peixes, confirmando o princípio de dependência do local em oposição ao de dependência do manguezal, caso os padrões não variem entre os locais. Foram realizadas amostragens mensais, entre setembro de 2002 a agosto de 2003, sendo realizadas durante a maré baixa para coleta de peixes e tomadas de variáveis ambientais em cinco locais e dois períodos do dia (dia e noite) com três repetições, totalizando 360 amostras de arrastos de praia. O objetivo do presente trabalho foi descrever a composição e estrutura das assembléias de peixes e suas variações espaciais sazonais e ao longo do fotoperíodo, e quais suas relações com variáveis ambientais. Foram levantadas 87 espécies de peixes, compreendendo 56 gêneros e 36 famílias, totalizando 34.724 indivíduos. As famílias que apresentaram maior diversidade foram Carangidae com 9 espécies, Serranidae e Gobiidae com 7 espécies, Sciaenidae e Tetraodontidae com 6 espécies e Engraulidae, Gerreidae, Mugilidae e Paralichthyidae com 4 espécies cada. Oito espécies, *Atherinella brasiliensis*, *Eucinostomus Argentus*, *E. melanopterus*, *Diapterus rhombeus*, *Mugil liza*, *Harengula clupeola*, *Gobionellus boleosoma* e *Poecilia vivipara* representaram 93,58 % do número total de peixes. Cinquenta e nove espécies foram capturadas durante o dia, sendo que 10 foram exclusivas deste turno, enquanto que à noite, foram registradas 77 espécies sendo 28 espécies exclusivas deste turno, com 49 espécies comuns aos dois turnos. *Atherinella brasiliensis* foi a espécie mais abundante em ambos os turnos com maiores valores percentuais tanto em número quanto em peso. Outras duas espécies de elevada abundância apresentaram uma alternância nos padrões de ocorrência ao longo do ciclo dia/noite, com *Mugil liza* ocorrendo durante o dia e *Eucinostomus argenteus* durante a noite. Variações nas assembléias de peixes ao longo do período dia/noite ocorreram somente nos locais mais extremos do canal de mangue. Espacialmente foram registrados os maiores valores de abundância, peso e dominância no canal principal e de maior profundidade, enquanto que o local mais interno apresentou maiores valores de número de espécies, diversidade, equitabilidade e riqueza. No período noturno foram registrados os maiores números de espécies, diversidade, equitabilidade e riqueza, enquanto que no verão ocorreram as maiores abundâncias, peso, número de espécies, diversidade e riqueza. Embora não tenha sido detectado um padrão espaço-temporal evidente para as variáveis ambientais, algumas espécies parecem estar associadas a determinadas condicionantes hidrográficas. Os nutrientes do sedimento em geral apresentaram maiores valores nos locais mais internos, e menores, nos locais mais externos, enquanto a textura foi mais grosseira nos locais mais internos e mais fina nos locais mais externos. Os padrões de distribuição das assembléias de peixes evidenciaram que diferentes peixes podem ocupar os diferentes locais (habitats) confirmando o princípio de dependência do sistema manguezal.

ABSTRACT

Mangroves are high structured systems with relatively stable environmental variables, which support high species richness due to availability of habitats, food and protection. In order to test hypothesis that a mangrove area in Guaratiba, in the eastbound side of the Sepetiba bay, could support a rich and diverse fish community, that variations could occur along the mangrove-sea axis, and that assemblages changes seasonally and in diel cycle to optimize resources use. Additionally we test whether differentiation in sampling sites correspond to different fish assemblages, confirming the principle of local dependence in opposition to mangrove dependence, in case of patterns shift among sites. Monthly beach seine were carried out, between September 2002 and August 2003, during the low tide, for fish catches and environmental variables measurement at five sites in two periods of the day (day and night) in three replicates, amounting 360 samples. The aim of the present work was to describe the composition and structure of the fish assemblages and their spatial, seasonal and photoperiod variation, and eventual relationship with environmental variables. A total of 87 fish species were recorded, comprising 56 genera and 36 families, and amounting to 34,724 individuals. The richest families were Carangidae with 9 species, Serranidae and Gobiidae with 7 species, Sciaenidae and Tetraodontidae with 6 species and Engraulidae, Gerreidae, Mugilidae and Paralichthyidae with 4 species each. Eight species, *Atherinella brasiliensis*, *Eucinostomus Argenteus*, *E. melanopterus*, *Diapterus rhombeus*, *Mugil liza*, *Harengula clupeiola*, *Gobionellus boleosoma* and *Poecilia vivipara* amounted to 93.58 % of the total fish number. Fifty-nine species were caught during the day with 10 being exclusive of this period of the day, while seventy-seven species occurred during the night, with 28 being exclusive of this period., with 49 species common to both periods. *Atherinella brasiliensis* was the most abundant species in both periods in both number and weight. Two other species also showed high abundance shifting dially, with *Mugil liza* occurring during the day and *Eucinostomus argenteus* during the night. Changes in fish assemblages along the diel cycle occurred for the innermost and outermost sites only. Spatially the highest fish abundance, weight and dominance was recorded to the main channel the depth was higher, while the innermost site showed the highest number of species, diversity evenness and richness. During the night was recorded the highest number of species, diversity, evenness and richness, while the summer occurred the highest fish abundances, weight, number of species, diversity and richness. Although there is no clear spatial-temporal patterns for the environmental variables, some species seem to be associated to a particular hydrographics variables. Overall, sediment nutrients showed the highest records in innermost sites, and the lowest in the outermost sites, while the texture was coarse in the innermost sites and finer in the outermost sites. Distribution patterns of fish assemblages evidenced that different fishes can occupy different sites (habitats) confirming the principle of mangrove area dependence.

14. INTRODUÇÃO

A importância dos manguezais como áreas de criação e alimentação para várias espécies juvenis de peixes é amplamente discutida e conhecida em várias partes do mundo (WEINSTEIN & BROOKS, 1983; WRIGHT, 1986; BLABER et al., 1989; CHONG et al., 1990; LITTLE et al., 1988). Juvenis de várias espécies, incluindo algumas de importância comercial, são registradas exclusivamente em áreas de mangue, quando comparados com habitats adjacentes tais como praias arenosas e marismas, demonstrando que as assembléias de peixes juvenis que usam manguezais são únicas (THAYER et al., 1987; MORTON, 1990; ROBERTSON & DUKE, 1990; LAEGDSGAARD & JOHNSON, 1995).

Vários estudos têm registrado uma grande abundância e diversidade em áreas de manguezais (BLABER et al., 1989; LOUIS et al., 1995; ROBERTSON & DUKE, 1987, 1990; ROBERTSON & BLABER, 1992; BLABER et al., 1997). Embora muitos trabalhos já tenham estabelecido que o papel dos manguezais é funcionar como uma área de criação, esta questão ainda gera grandes especulações. Três hipóteses surgem como possibilidades, mas não mutuamente exclusivas, para explicação deste fenômeno: (1) hipótese da estrutura heterogênea – peixes juvenis são atraídos pela heterogeneidade estrutural dos habitats dentro do mangue, (2) hipótese do risco de predação - o risco de predação é menor em mangues do que em outros habitats, devido ao aumento da complexidade estrutural, e (3) hipótese da disponibilidade de alimento - a disponibilidade de alimento para peixes juvenis é maior em habitats do mangue do que outros habitats.

As florestas de manguezais são altamente produtivas, sendo um dos poucos ambientes que suportam uma assembléia rica em espécies baseadas na grande variabilidade de habitats e fontes de nutrientes (HOGARTH, 1999; LITTLE, 2000; KATHIRESAN & BINGHAM, 2001). Pneumatóforos, raízes aéreas e troncos aumentam a disponibilidade de substratos consolidados para colonização de diatomáceas (cianobactérias), micro/macro algas (rodófitas), fauna epibionte, além de auxiliar na fixação/retenção dos sedimentos e matéria orgânica (CHAPMAN & UNDERWOOD, 1995, HOGARTH, 1999). Crustáceos, moluscos e uma conspícua fauna de invertebrados também são abundantes nestes sistemas, e juntamente com a fauna epibionte, mantêm diversas assembléias de peixes, das quais muitas espécies têm grande importância comercial (ROBERTSON & DUKE, 1990).

Os habitats dentro de manguezais contêm diversas e abundantes assembléias de peixes. Por exemplo, estudos de peixes em áreas mangues registraram 79 espécies (33 famílias) em Taiwan (KUO et al., 1999), 55 espécies (22 famílias) no México (GONZALEZ-ACOSTA *et al.* 1999), 60 espécies em Madagascar (LAROCHE et al., 1997), e 42 espécies na Austrália (HALLIDAY & YOUNG, 1996). Muitas destas espécies capturadas em habitats de manguezais (acima de 73 %) apresentam algum tipo de interesse comercial (LAROCHE et al., 1997), embora seus padrões possam variar fortemente com as estações do ano (LAEGDSGAARD & JOHNSON 1995; LAROCHE et al., 1997) e entre locais próximos a região (ROBERTSON & DUKE 1990; LOUIS et al., 1995). As espécies marinhas parecem ser as mais comuns amostradas em mangues, sendo que as espécies estuarinas também apresentam elevadas abundâncias dentro destes sistemas, enquanto as espécies de água doce geralmente constituem menos de 10 % do total capturado (PINTO & PUNCHIHEWA, 1996).

Pesquisas realizadas em manguezais tropicais têm registrado de 54 a 135 espécies de peixes juvenis e/ou adultos (TONGNUNUI et al., 2002), e mais do que 54 espécies de formas larvais de peixes (BARLETTA-BERGAN et al., 2002). Outros

estudos demonstram que poucas espécies também podem dominar a abundância total, como por exemplo, o mugilídeo *Liza macrolepis* que constituiu mais do que 70 % do número total de peixes em um manguezal do norte de Taiwan (KUO et al., 1999). Por outro lado SATAPOOMIN & POOVACHIRANON (1997) registraram 232 espécies em um manguezal da costa oeste da Tailândia, com uma descrição básica da estrutura destas assembléias. CHONG et al. (1990) e PINTO (1988) também registraram elevados números de espécies para Malásia (119) e Filipinas (128), respectivamente.

CLYNICK & CHAPMAN (2002), BELL et al. (1984) e HINDEL & JENKINS (2004) sugerem que as assembléias de peixes que utilizam áreas de manguezais nas regiões subtropicais e/ou temperadas, apresentam menor riqueza de espécies, porém a abundância de peixes que utilizam estas áreas parece ser tão alta quanto as que são medidas em manguezais tropicais.

Áreas de manguezais normalmente apresentam uma variedade de habitats ao longo dos seus canais, caracterizados pela presença ou ausência de vegetação típica destes sistemas, além de outras características peculiares como presença de pneumatóforos e outros tipos de vegetação (marismas), que definem os tipos de assembléias de peixes que habitam estas áreas, e suas variações entre os distintos habitats (LAEGDSGAARD & JOHNSON, 1995, 2001).

Diferenças na composição de peixes entre micro-habitats dentro de manguezais (floresta intertidal, canais de mangue, franjas de pneumatóforos entre outros) tem sido registrado por alguns autores (BLABER et al., 1989; CHONG et al., 1990; revisado por ROBERTSON & BLABER, 1992), porém estes estudos descrevem tais variações em diferentes habitats, usando diferentes métodos de amostragens específicos a cada tipo de habitat. Estas diferenças também podem variar entre as estações do ano, como observado por HINDELL & JENKINS (2004) em duas áreas de manguezais dentro de duas baías localizadas na costa Australiana. Estes autores verificaram que quatro dos seis locais estudados, apresentaram diferenças insignificantes nas assembléias de peixes, sendo as mesmas consideradas dependentes do sistema como um todo. Os outros dois locais apresentaram diferenças nas assembléias de peixes, sendo que tais diferenças sustentaram o conceito de dependentes do habitat. CLYNICK & CHAPMAN (2002) também registraram diferenças nas assembléias de peixes dentro e entre habitats de manguezais e habitats alternativos, ao longo do tempo e em diferentes localidades. Outros autores afirmam que diferenças sazonais na riqueza e abundância são comuns, embora nem sempre estatisticamente significativas (BELL et al. 1984; ROBERTSON & DUKE, 1987, 1990; KATHIRESAN, 2000). Estas diferenças são frequentemente atribuídas a mudanças ontogenéticas na preferência de habitats (BARLETTA-BERGAN et al., 2002a) ou a variáveis ambientais tais como salinidade e/ou temperatura (LIN & SHAO, 1999; RUEDA, 2001).

O presente estudo visa investigar a estrutura das assembléias de peixes em uma área de manguezal usando um único tipo de amostrador (rede do tipo picaré), com o objetivo de testar a hipótese das assembléias de peixes utilizarem diferentes habitats determinadas por características peculiares de cada habitat, ou alternativamente dependerem de condições mais abrangentes que envolvem vários habitats dentro do mangue. Se diferentes habitats dentro de uma área de mangue contiverem similares assembléias de peixes, tais assembléias serão consideradas dependentes da área (manguezal); caso contrário, se os diferentes habitats apresentarem diferentes assembléias de peixes, consideraremos que tais assembléias são dependentes do habitat em particular e não do sistema como um todo.

15. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Descrever as variáveis ambientais medidas ao longo de canais de marés em uma área de Mangue, durante os períodos do dia e da noite, no sentido de determinar padrões de variações espaço-temporais e sazonais;
- Descrever a composição e estrutura da comunidade de peixes e suas variações espaço temporais;
- Quantificar padrões de abundância relativa das espécies mais freqüentes.
- Estudar os descritores da comunidade (riqueza, diversidade, equitabilidade e dominância), ao longo do ciclo dia/noite;
- Descrever a estrutura de tamanho das espécies mais freqüentes e suas variações a nível espacial durante o ciclo dia/noite;
- Determinar prováveis relações entre as variáveis ambientais e a distribuição das espécies mais freqüentes.

16. MATERIAL E MÉTODOS

16.1. Programa de amostragem

Foram realizados arrastos de praia em 5 locais de coleta ao longo dos canais de maré dentro do manguezal de Guaratiba, entre agosto de 2002 e julho de 2003, sempre na baixa-mar. Os locais de coletas foram definidos de acordo com a acessibilidade e facilidade para realização dos arrastos e a proximidade com o mar: 1 – Mangue: local mais interno no canal de mangue, distando cerca de 2 km da conexão com o mar, caracterizado por apresentar uma área relativamente mais rasa, com formações de apicum adjacente, e vegetação bem estruturada; 2 – Clube: Caracterizado por apresentar uma área antropizada em suas margens, formando um pequeno delta devido a confluência de outros canais, com vegetação comparativamente pouco estruturada. 3 – Banco: canal principal, mais profundo caracterizado por apresentar uma das margens com pequena formação de vegetação típica de mangue e outra com grande urbanização. 4 – Coroa: formado por um pequeno canal raso, delimitado por um grande banco arenoso com pequenas ilhas de mangue. 5 – Ponte: local de comunicação com o mar aberto, caracterizado por apresentar uma área rasa protegida por bancos arenosos com vegetação de mangue, e outra mais profunda sob influência das marés (Fig. 5).

Os arrastos, realizados durante o dia e durante a noite, foram padronizados sendo feitos perpendicular à linha da costa, a uma profundidade inferior a 1,5 metros, com extensão de aproximadamente 30 metros, utilizando-se a uma rede com 10 metros de comprimento, 2,5 metros de altura e 7 milímetros de malha entre nós consecutivos. A unidade amostral foi definida pelo total de peixes capturados em um arrasto, e três repetições (trélicas) foram feitas em cada local durante cada período do dia (dia/noite).

Em cada amostragem foram mensuradas as seguintes variáveis ambientais: salinidade, temperatura, condutividade e oxigênio dissolvido com auxílio de um aparelho multisensor do tipo YSI 85. A transparência foi medida com um disco de Secchi nas amostras feitas durante o dia. A profundidade foi tomada com um profundímetro graduado em centímetros. Adicionalmente foram consultados os dados pluviométricos da área de estudo, junto à Alerta-Rio – estação de Guaratiba/Fundação Instituto Geotécnica do município do Rio de Janeiro, órgão vinculado a defesa civil do estado.

Amostras compostas do sedimento foram coletadas, sendo parte destas amostras

destinadas para as seguintes análises químicas: teor de matéria orgânica (%), percentagem de carbono, percentagem de nitrogênio, fósforo e potássio (mg/dm^3), e outra para análise granulométrica.

16.2. Procedimentos Laboratoriais

16.2.1. Sedimento

A análise granulométrica (análise textural) foi realizada para determinação da distribuição por tamanho das partículas dos diversos minerais existentes no solo, permitindo enquadrar o solo numa classe textural, isto é, classifica-lo como arenoso, argiloso siltoso etc. Todas amostras foram secas ao ar livre e à sombra. Após a secagem, as amostras foram peneiradas com um aparelho tamizador, durante 15 minutos. Foram utilizados 6 peneiras com aberturas de malhas de 2,0mm, 1,0 mm, 0,5 mm, 0,25 mm, 0,09 mm e 0,063 mm, que correspondem respectivamente a frações de grãos dos tipos muito grosso, grosso, médio, fino, muito fino e finíssimo. As frações de silte-argila (porção mais fina do sedimento) foram separadas das frações arenosas pela peneira de abertura de malha 0,063 mm, que retém estas últimas.

Para análise química do sedimento foram empregadas as seguintes técnicas: teor (%) de matéria orgânica e percentagem de carbono foi utilizado o método volumétrico pelo bicromato de potássio; % de nitrogênio total: foi utilizado a técnica de destilação em semi-micro Kjeldal; potássio: foi utilizada a técnica de fotometria de emissão com auxílio de um espectrofotômetro de absorção atômica e para fósforo: foi utilizada a técnica de espectrofotometria com adaptações para uso com extratos de resina em cloreto de sódio (SILVA, 1999). Todas análises foram realizadas no laboratório de análises químicas da Seção de Agrobiologia da EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária), sediada no município de Seropédica, RJ.

16.2.2. Peixes

Todos os peixes capturados em cada amostragem foram fixados com formol a 10% e após 48 horas foram transferidos para álcool a 70%. A identificação das espécies foi realizada de acordo com FIGUEIREDO (1977), FIGUEIREDO & MENEZES (1978, 1980, 2000) e MENEZES & FIGUEIREDO (1980, 1985). Todos os indivíduos foram identificados, medidos no comprimento total em mm (da ponta do focinho até a parte posterior da nadadeira caudal), contados e pesados (g) individualmente. Parte do material foi depositado na coleção ictiológica do Laboratório de Ecologia de Peixes da UFRRJ.

16.3. Tratamento dos dados

A partir dos dados de número de espécies, números totais de indivíduos, número de indivíduos por espécie e comprimento total, foram estudados diversos aspectos da estrutura e dinâmica da taxocenose dos peixes jovens. Comparações espaciais foram feitos considerando os diferentes locais de coletas. Comparações sazonais (estações do ano) foram feitas considerando o seguinte agrupamento dos meses de amostragens: primavera: setembro, outubro e novembro; verão: dezembro, janeiro e fevereiro; outono: março, abril e maio; e inverno: junho, julho e agosto.

Variações na abundância relativa foram indicadas pelas CPUEs (Captura Por Unidade de Esforço) expressas como o número de indivíduos por amostra.

Três índices de diversidade foram utilizados para descrição da estrutura da comunidade: a riqueza de espécies (**D**) de MARGALEF (1958), o índice de diversidade de Shannon-Wiener (**H'**) e a equitabilidade de Pielou (**J**) (PIELOU, 1966). A riqueza de Margalef (**D**) foi calculada como $D = (S - 1) / \ln(N)$, onde **S** = número de espécies na amostra; **N** = número de indivíduos na amostra. O índice de diversidade de Shannon-Wiener (**H'**) foi calculado como: $H' = - \sum p_i \ln(p_i)$, onde p_i = proporção numérica da espécie *i* na amostra total, e **s** = número de espécies, e o *i* variando de 1 a **s**. A equitabilidade (**J**) foi calculada como: $J = H' / H'_{Max}$. A dominância das espécies foi calculada utilizando-se o índice proposto por Simpson: $S_i = \sum \{n_i(n_i - 1) / (N(N - 1))\}$, onde n_i é o número de indivíduos da espécie “*i*” em uma amostra e **N** é o número total de indivíduos na amostra. Todos os cálculos foram feitos com o uso do logaritmo natural (**Ln**).

A análise do método de espécies indicadoras (DUFRENE & LEGENDRE, 1997) foi realizada com base nos seguintes procedimentos: (1) calculou-se a abundância proporcional de uma espécie em um grupo particular relativo à abundância daquelas espécies em todos os grupos, (2) calculou-se a frequência de ocorrência proporcional da espécie em cada grupo, isto é, a percentagem de unidades amostrais em cada grupo que contém aquela espécie, (3) o valor indicador mais alto (VI Max) para uma determinada espécie em relação aos grupos, foi utilizado como o valor indicador daquela espécie, (4) o teste de Monte Carlo foi usado para avaliar a significância estatística do valor indicador máximo registrado para determinada espécie, através de aleatorizações. Este teste foi utilizado para aleatorizar as amostras por 1000 vezes, e em cada aleatorização calcula o valor indicador para cada espécie. O valor indicador (VI) varia de zero (nenhuma indicação) para 100 (indicação perfeita). A hipótese nula é que o VI máximo não é maior do que seria esperado pelo acaso, isto é, que a espécie não tenha valor indicador significativo. Foi utilizado o programa PC-ORD for Windows, versão 3.12 (1997) para realização desta análise.

16.4. Tratamento Estatístico

Para comparações das abundâncias relativa dos peixes e das variáveis ambientais entre os locais, estação do ano e ao longo do período dia/noite foi utilizada a análise de variância ao nível de significância de 95 % de confiança. Para atender aos requisitos da análise de variância, foram testadas as normalidades e a homocedasticidade das variáveis, tanto dos dados bióticos como dos fatores ambientais (SOKAL & ROHLF, 1995). Como a maioria dos dados não atendeu estes requisitos, foi utilizada a transformação logarítmica $\log(x + 1)$, tanto para os dados bióticos e abióticos, onde \log é o logaritmo na base 10, e “*x*” é o valor não transformado. Tais transformações foram feitas previamente à análise de variância, a qual foi seguida do teste “a posteriori” de diferenças de médias de Tukey ao nível de confiança de 95 % ($p < 0,05$) para determinação de quais médias foram significativamente diferentes, toda vez que a hipótese nula foi rejeitada (ZAR, 1996).

Para avaliar a similaridade ictiofaunística entre dois grupos de amostras (matrizes) utilizou-se a análise de similaridade ANOSIM, com os testes de hipóteses para diferenças entre grupos de amostras, definidos *a priori*, utilizando-se de métodos de permutação e aleatorização em matrizes de similaridade obtidas pelo índice de similaridade de Bray-Curtis e o procedimento analítico SIMPER, uma rotina que decompõem as similaridades entre os grupos e calcula a contribuição de cada espécie através de sua ocorrência relativa em cada grupo. A técnica de ordenação NMDS (Non Metric Multidimensional Scaling) também foi aplicada sobre os dados das espécies

mais freqüentes, dos períodos diurno e noturno. Utilizou-se nestas últimas análises o programa PRIMER, versão 5.12 (Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, Inglaterra) (CLARKE & WARWICK, 1994), com as análises tendo sido baseadas na abundância mensal das espécies mais freqüentes (ocorrência acima de 10 % das capturas totais).

Estudos de variações do tamanho e utilização de habitats ao longo do desenvolvimento ontogenético foram feitos utilizando as análises das freqüências de comprimento para as espécies freqüentes. Os indivíduos foram agrupados em intervalos de classes de 5 mm, para permitir o acompanhamento da estrutura por tamanho ao longo do espaço.

A análise de regressão múltipla foi aplicada aos dados bióticos (variáveis dependentes – a serem explicadas) e abióticos (variáveis independentes – explicativas), considerando-se o número de indivíduos como variáveis dependentes e os fatores ambientais como variáveis independentes. Também foi utilizado o coeficiente de correlação de Spearman para avaliar possíveis relações entre as abundâncias relativas (número) e os fatores ambientais. A sub rotina BIOENV do programa PRIMER foi utilizada para examinar quais variáveis ambientais ou grupo de variáveis ambientais que melhor explicam os padrões biológicos observados (CLARKE & WARWICK, 1994).

A análise de componentes principais (PCA) foi utilizada com o objetivo de determinar eventuais padrões espaço-temporal das variáveis ambientais (Valentin, 1995). A análise de correspondência canônica (CCA) (TER BRAAK, 1986) foi utilizada para detectar possíveis relações entre os fatores ambientais e a distribuição das espécies mais freqüentes. As setas representam um fator e determina a direção no diagrama, obtida pelo prolongamento das mesmas. A projeção da espécie no eixo mostra sua preferência por maiores ou menores valores para aquele gradiente ambiental (ARAÚJO et al., 2000). Este método de ordenação constitui uma poderosa técnica multivariada, podendo revelar como múltiplas espécies respondem simultaneamente aos fatores ambientais e também pode tornar visível algumas sínteses sobre possíveis gradientes ambientais dos dados ecológicos (TER BRAAK, 1991). Para análise canônica utilizou-se o programa CANOCO (Canonical Community Ordination).

17. RESULTADOS

Diferenças significativas foram registradas para todas variáveis hidrográficas entre os locais, fotoperíodo e estação do ano, com exceção da temperatura entre os locais e fotoperíodo e condutividade entre fotoperíodo e estações do ano (Tabela 18). A transparência foi registrada somente no período diurno, sendo excluída da análise de ordenação, para não causar desbalanceamento na interpretação dos padrões.

17.1. Variáveis hidrográficas

Tabela 18. Valores de F da ANOVA e teste de Tukey para diferenças significativas das variáveis hidrográficas entre os locais, fotoperíodo e estações do ano, no manguezal de Guaratiba durante o período de setembro de 2002 a agosto de 2003. Locais de amostragem: M = Mangue, CL = Clube, B = Banco, C = Coroa e P = Ponte; Estações do ano: P = primavera, V = verão, O = outono e I = inverno.

Variáveis ambientais	Locais (L)	Fotoperíodo (F)	Estação do ano (E)	L x F	L x E	F x E	LxFxE
Temperatura (°C)	ns	ns	13,92 ** V,O > P,I	4,19 *	ns	3,67 *	ns
Condutividade (mS/cm)	8,67 ** CL,B,C > M,P	ns	ns	7,54 **	1,93 *	3,82 *	4,14 **
Salinidade	3,69 * B,C > P	9,32 * N > D	17,33 ** P,I > V,O	ns	ns	ns	2,82 **
Oxigênio dissolvido (%)	14,17 ** CL,B,C,P > M	35,57 ** D > N	44,07 ** P,I > V > O	6,97 **	5,88 **	4,95 *	4,55 **
Profundidade (cm)	17,88 ** M,B > C > P	30,92 ** D > N	15,49 ** P,V,O > I	ns	1,98 *	ns	ns
Transparência (cm)	3,26 * B,C > M	-	6,87 ** P > O,I	-	ns	-	-

* = $p < 0,05$; ** = $P < 0,01$

Temperatura da água: A temperatura apresentou valores mínimos de 17,7°C e máximos de 30,8°C. Diferenças significativas ($p < 0,01$) só foram observadas entre as estações do ano, com mudanças sazonais não muito consistentes, apresentando maiores valores médios no verão/outono e menores valores médios na primavera/inverno (Tabela 18). Durante todo período diurno registrou-se uma leve tendência crescente de maiores valores desta variável nos locais próximos com a comunicação com mar,. Durante o período noturno nas estações de primavera/verão a temperatura variou pouco enquanto que no outono/inverno observou-se um padrão decrescente do local Mangue para o local Ponte, em oposição ao registrado durante o dia (Fig. 41).

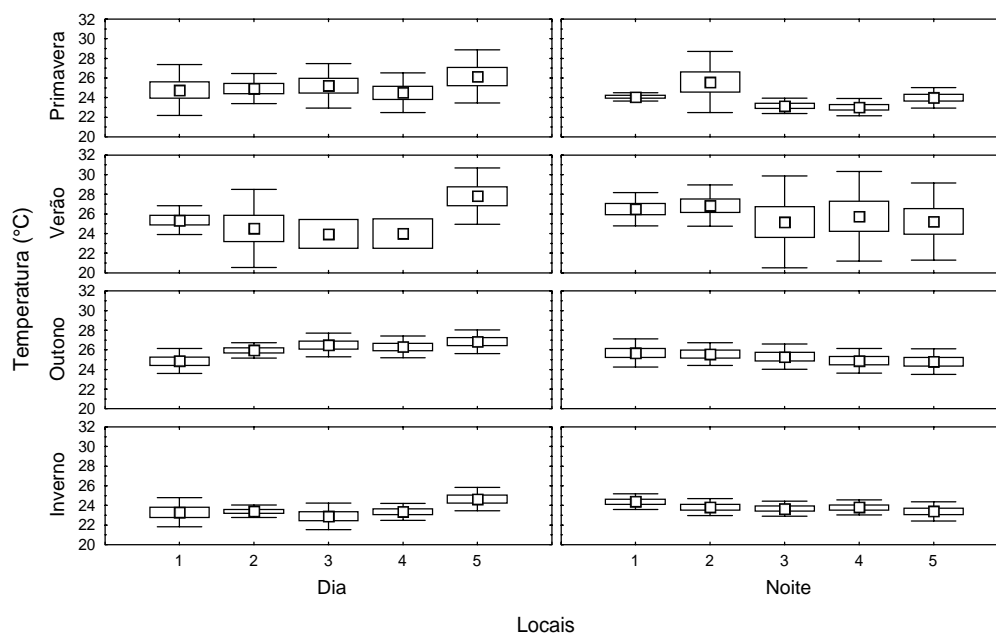


Figura 41. Médias, erros (caixas) e desvios padrões (barras verticais) da temperatura por locais de amostragens, estação e período do dia no manguezal de Guaratiba, baía de Sepetiba, RJ.

Condutividade: A condutividade apresentou valores mínimos de 35,71 mS/cm e máximo de 58,2 mS/cm durante todo o período de coletas, evidenciando apenas um padrão espacial. Diferenças significativas ($p < 0,01$) só foram observadas ente os locais de coleta com maiores valores médios ocorrendo nos locais Clube, Banco e Coroa e menores valores médios nos locais Mangue e Ponte (Tabela 18). Durante a primavera/verão tanto do dia quanto a noite a condutividade apresentou valores médios homogêneos com pouca amplitude de variação. Já no outono/inverno observou-se um padrão oposto entre o dia e a noite, com uma tendência crescente de valores do local Mangue para o local Ponte, e uma tendência decrescente entre os mesmos locais, respectivamente (Fig.42).

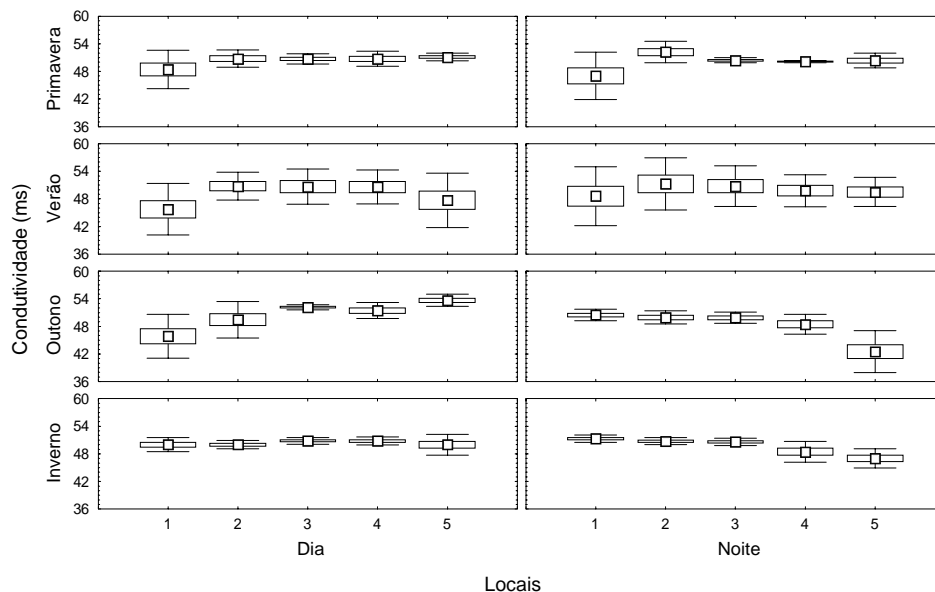


Figura 42. Médias, erros (caixas) e desvios padrões (barras verticais) da variável condutividade no manguezal de Guaratiba, baía de Sepetiba, RJ.

Salinidade: A salinidade apresentou valores mínimos de 23 e máximos de 33 durante todo período amostral, caracterizando um ambiente eurihalino, porém com poucas variações dos valores médios entre os locais, fotoperíodo e estações do ano (Fig. 43). Diferenças significativas foram observadas entre os locais próximos a comunicação com mar aberto, com maiores valores no período noturno ($p < 0,05$) (Tabela 18). Sazonalmente foram registradas diferenças significativas ($p < 0,01$) com maiores valores médios ocorrendo na primavera/inverno e menores valores médios no verão/outono, coincidindo com os máximos de precipitação local (Fig. 47).

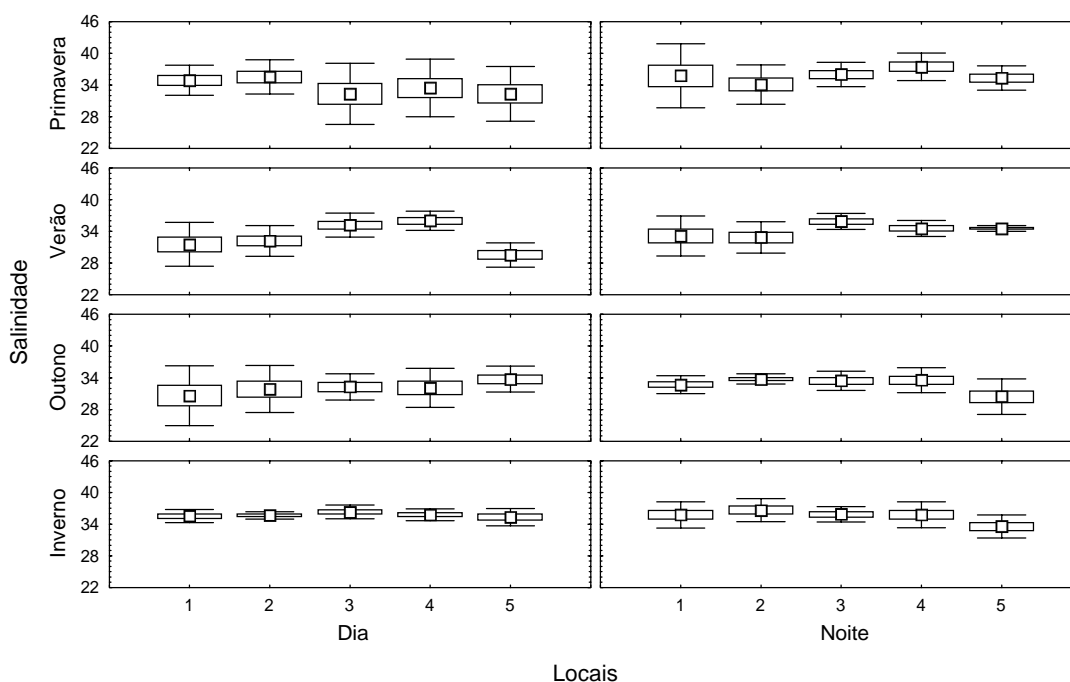


Figura 43. Médias, erros (caixas) e desvios padrões (barras verticais) da variável salinidade no manguezal de Guaratiba, baía de Sepetiba, RJ.

Oxigênio dissolvido: O oxigênio apresentou valores mínimos de 28,4 % e máximo de 133,8 %, além de demonstrar clara separação espacial, temporal e ao longo do fotoperíodo. Espacialmente maiores valores médios foram verificados nos locais Clube, Banco, Coroa e Ponte quando comparados com o local Mangue, com exceção do outono/inverno a noite ($p < 0,01$) (Fig. 44). Variações ao longo do fotoperíodo e sazonais também apresentaram diferenças significativas ($p < 0,01$), com maiores valores médios durante o dia e nas estações de primavera/inverno, e menores valores médios à noite e durante verão e outono (tabela 18).

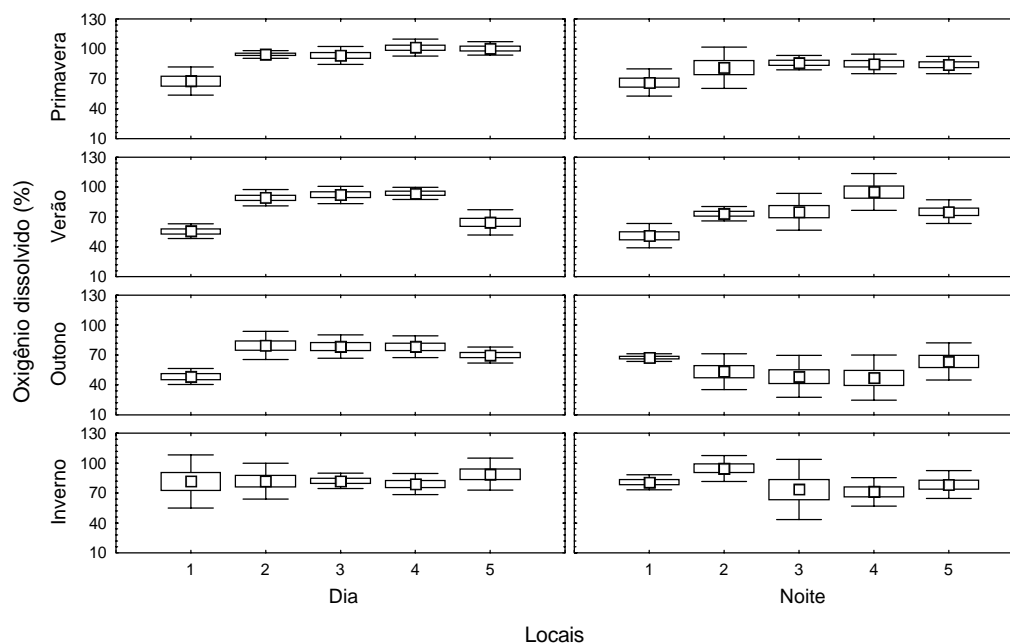


Figura 44. Médias, erros (caixas) e desvios padrões (barras verticais) da variável oxigênio dissolvido no manguezal de Guaratiba, baía de Sepetiba, RJ.

Profundidade: Diferenças significativas ($p < 0,01$) foram registradas entre os locais de coleta, fotoperíodo e estações do ano. Maiores valores médios foram observados nos locais Mangue e Banco, devido as maiores dimensões destes canais quando comparados com os demais. Variações relacionadas ao fotoperíodo e as estações do ano estiveram associadas aos horários de coletas e as amplitudes de marés, que apresentaram maiores valores médios durante o dia e menores valores médios durante o inverno, respectivamente (Tabela 18). Durante o dia observou-se um padrão decrescente de profundidade do local Mangue em direção ao local Ponte, ao longo de todas estações; já à noite durante a primavera/verão observou - se uma homogeneidade entre os locais de coleta e no outono/inverno o mesmo padrão do dia se repetiu (Fig. 45).

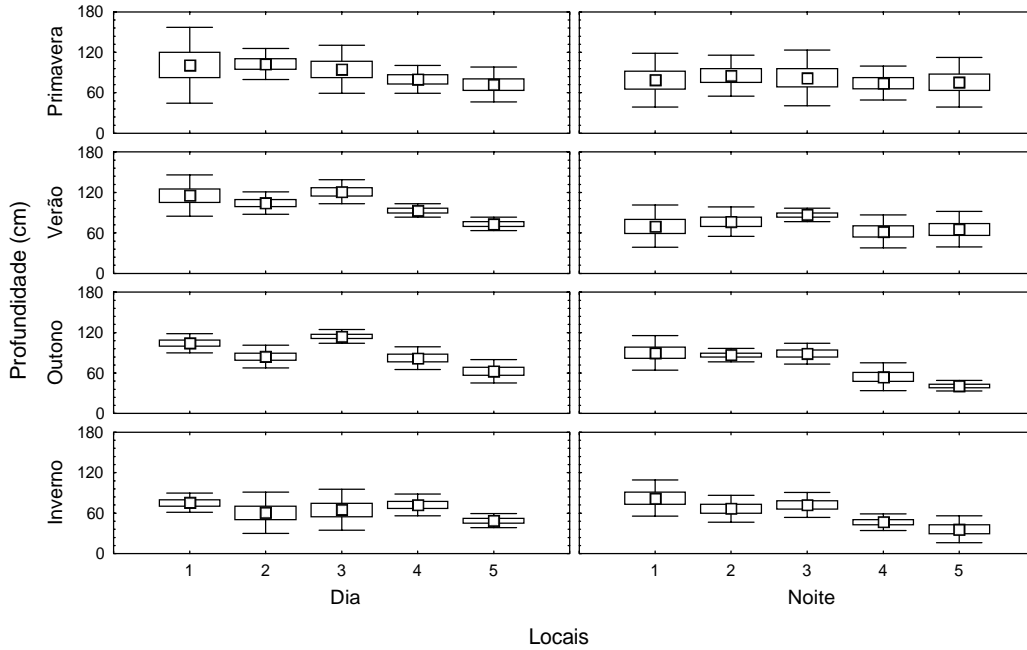


Figura 45. Médias, erros (caixas) e desvios padrões (barras verticais) da variável profundidade no manguezal de Guaratiba, baía de Sepetiba, RJ.

Transparência: A transparência apresentou uma amplitude de variação entre 15 cm e 110 cm, com maiores valores médios entre os locais mais centralizados e um padrão decrescente de valores médios da primavera em direção ao inverno (Fig 46). Diferenças significativas ($p < 0,05$) foram observadas entre os locais, com o local Banco e Coroa apresentando maiores valores médios que o local Mangue. Sazonalmente a primavera apresentou maiores valores que o outono/inverno ($p < 0,01$) (Tabela 18).

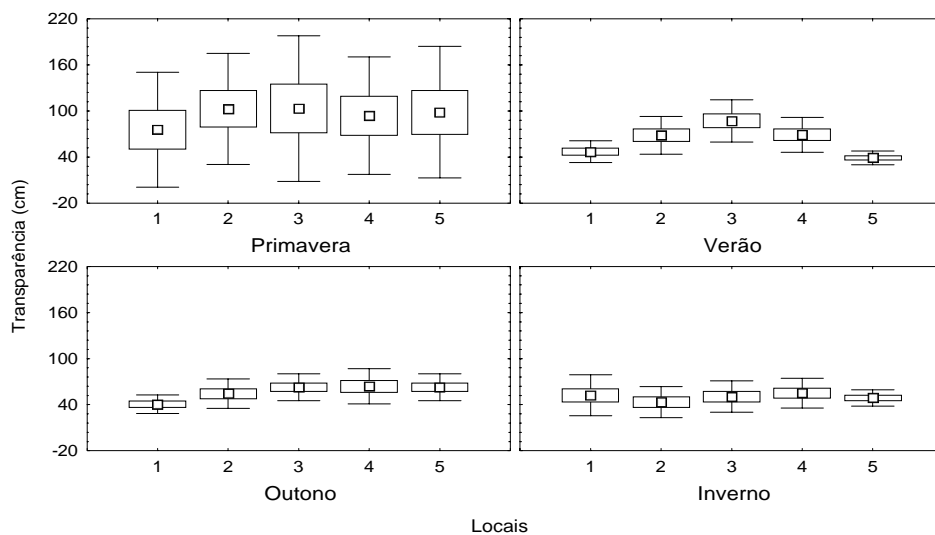


Figura 46. Médias, erros (caixas) e desvios padrões (barras verticais) da variável transparência no manguezal de Guaratiba, baía de Sepetiba, RJ.

Pluviosidade: Os dados de pluviosidade registrados na estação de Guaratiba – Alerta Rio (long. (W) 43°34’40; lat.(S) 23°03’08, cota = 0) apresentaram maiores valores nos meses de dezembro, janeiro, março, abril, coincidindo com a estação de verão e parte do outono, que é considerada a estação chuvosa nesta região (Fig. 47).

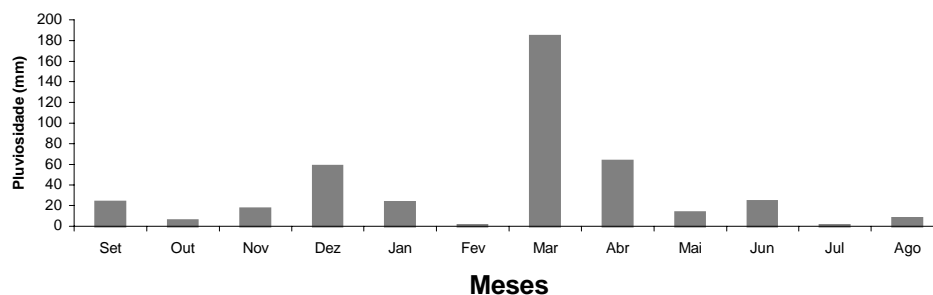


Figura 47. Pluviosidade mensal acumulada (mm) entre setembro de 2002 e agosto de 2003, no manguezal de Guaratiba. Fonte: Alerta-Rio – estação de Guaratiba/Fundação Instituto Geotécnica município do Rio de Janeiro.

17.2. Padrões das variáveis hidrográficas

Dois componentes principais foram obtidos pela análise das seguintes variáveis ambientais: (profundidade, temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido e condutividade) com autovalores excedendo 1,0 e explicando 62,42 % variância total (Tabela 19).

O componente I apresentou maior contribuição para profundidade, salinidade, oxigênio dissolvido e condutividade, relacionando negativamente, explicando 34,72 % da variância total, enquanto que o componente II apresentou maior contribuição da temperatura, relacionada positivamente, explicando 27,70 % da variância total (Tabela 19).

Tabela 19. Pesos dos componentes principais das variáveis hidrográficas do manguezal de Guaratiba, nos 2 primeiros componentes.

Variáveis	Componente I	Componente II
Profundidade	- 0,342	- 0,092
Temperatura	0,019	0,809
Salinidade	- 0,516	- 0,409
Oxigênio dissolvido	- 0,455	0,073
Condutividade	- 0,601	0,403
Autovalores	1,73	1,38
Variância explicada (%)	34,72	27,70

O diagrama resultante dos componentes I e II das amostragens, não separou claramente os locais de coleta de acordo com as variáveis ambientais (Fig. 48). Quando codificado pelo fotoperíodo (dia/noite) também não se observou uma separação evidente das amostras ao longo dos dois componentes, embora tendências para maiores

valores para profundidade, salinidade, oxigênio dissolvido e condutividade tenham sido indicados pelos pesos das variáveis associadas as amostras do lado esquerdo do diagrama (componente I) e maiores temperaturas associadas às amostras do lado superior do diagrama (Componente II) (Fig. 49).

Este mesmo diagrama de ordenação codificado por estações do ano, mostra apenas tendência de uma separação sazonal das estações do inverno em maior número na parte inferior do diagrama e as do outono na parte superior (Fig.50). A temperatura foi a variável que melhor explicou tal separação sazonal.

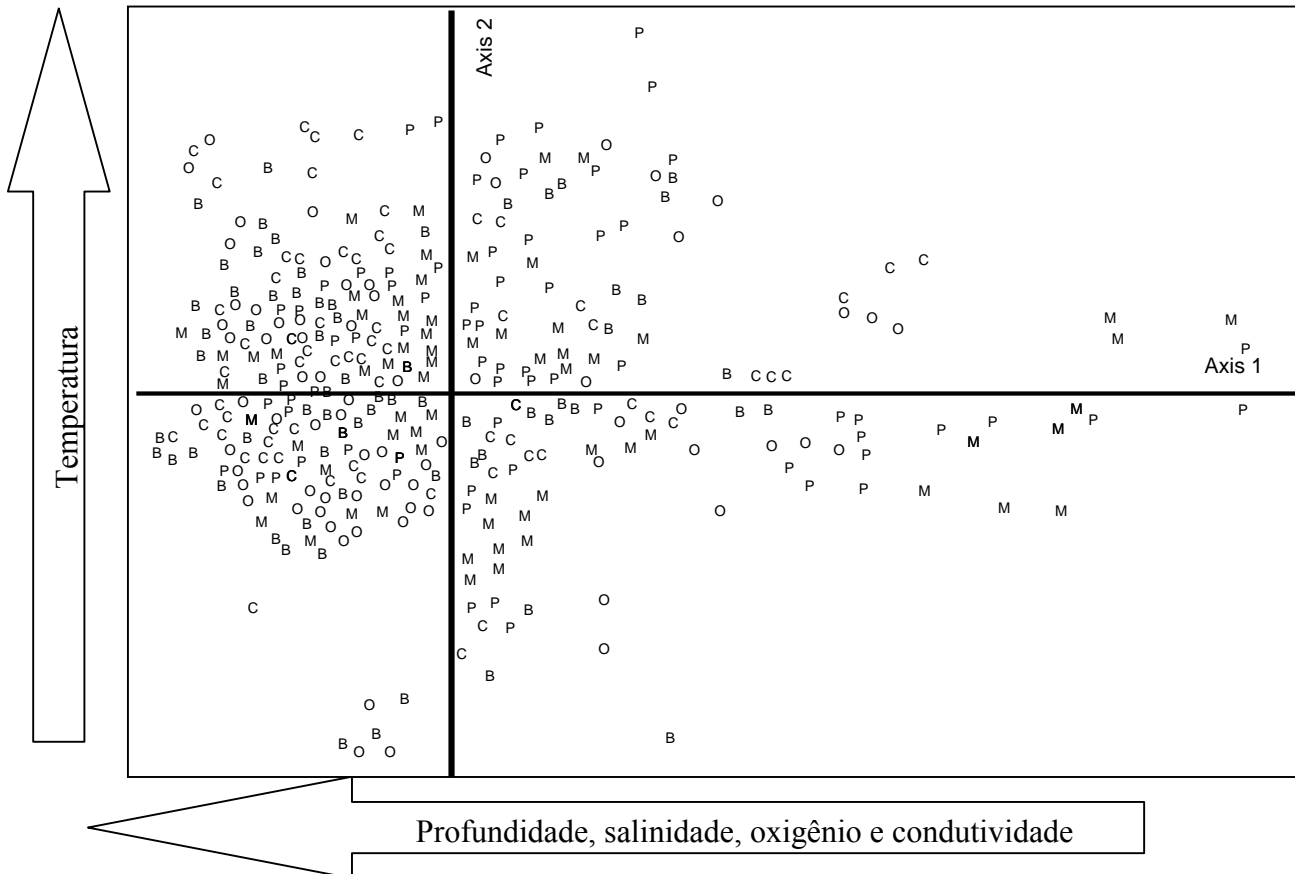


Figura 48. Diagrama de ordenação nos dois primeiros componentes para as amostras das variáveis ambientais codificadas pelos locais de coleta no manguezal de Guaratiba. M = Mangue, C = Clube, B = Banco, O = Coroa e P = Ponte.

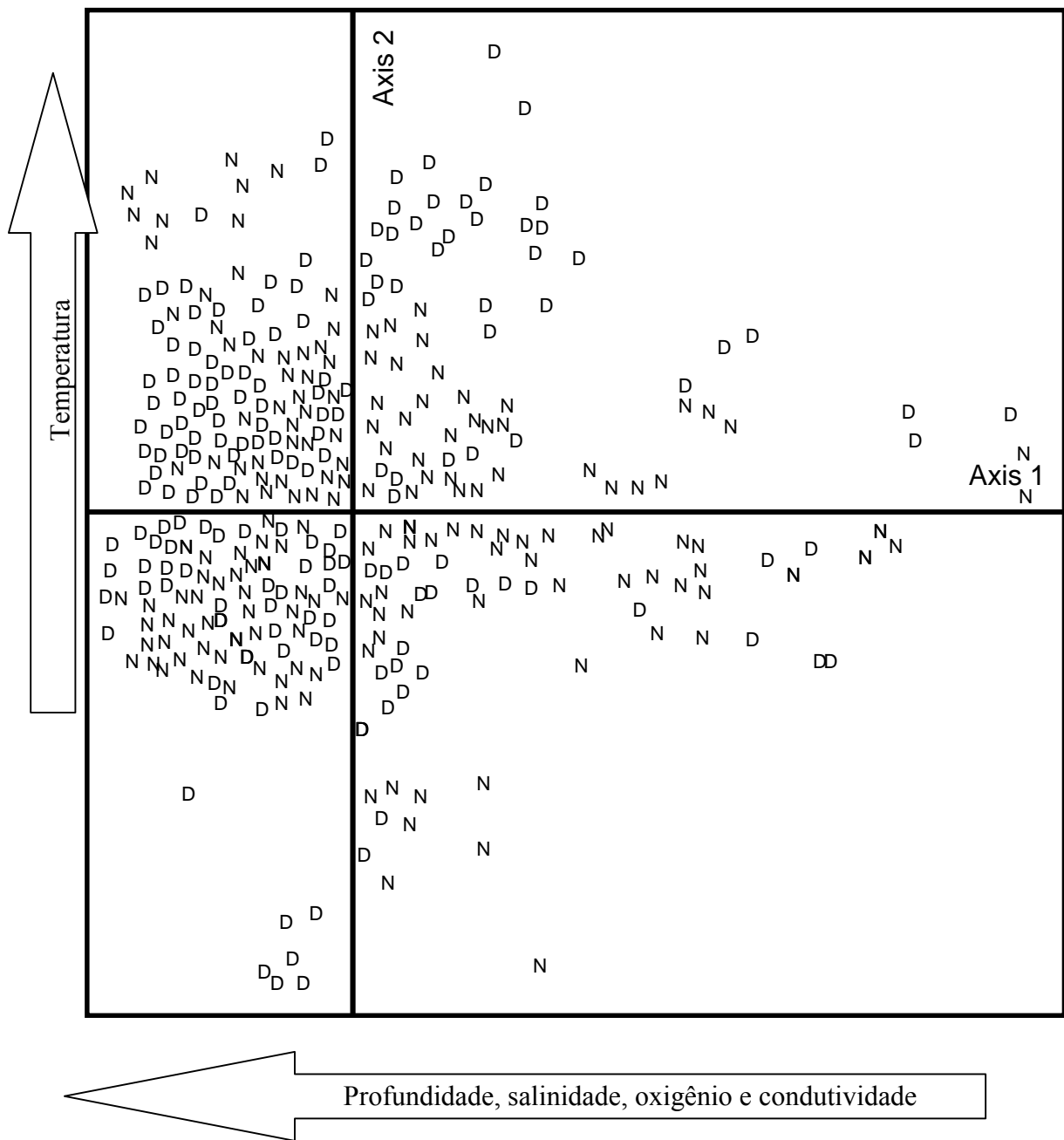


Figura 49. Diagrama de ordenação nos dois primeiros componentes para as amostras das variáveis ambientais codificadas pelo fotoperíodo no manguezal de Guaratiba. D = dia e N = noite.

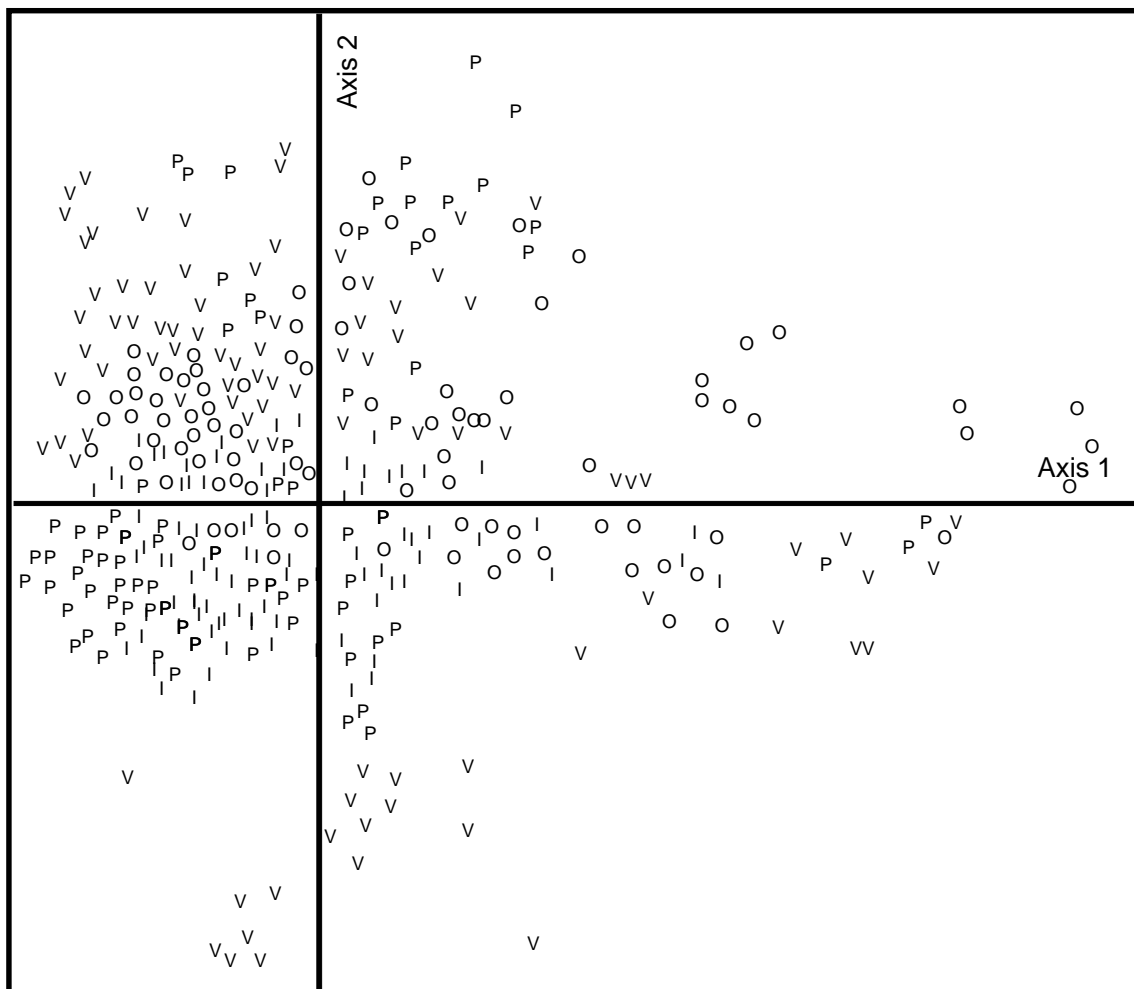


Figura 50. Diagrama de ordenação nos dois primeiros componentes para as amostras das variáveis ambientais codificadas pelas estações do ano no manguezal de Guaratiba. P = primavera, V = verão, O = outono e I = inverno.

17.3. Variáveis do sedimento

Todas as variáveis (% de carbono, % matéria orgânica, % nitrogênio, fósforo e potássio) apresentaram diferenças significativas entre os locais de coleta ($p < 0,01$), com maiores valores médios para os locais Mangue, Clube, Banco e Coroa quando comparados com a Ponte. Não obstante as variáveis de % carbono, % matéria orgânica e potássio apresentaram um gradiente decrescente de valores, do local Mangue em direção ao local Ponte. Sazonalmente a matéria orgânica foi a única variável a apresentar diferenças significativas entre as estações do ano ($p < 0,05$), com maiores valores na primavera e menores valores no verão (Tabela 20, Fig. 51).

Tabela 20. Valores de F da análise ANOVA e teste de tukey para diferenças significativas das variáveis do sedimento entre os locais, fotoperíodo e estações do ano, no manguezal de Guaratiba durante o período de setembro de 2002 a agosto de 2003. L = local: M = Mangue, CL = Clube, B = Banco, C = Boroa e P = Ponte; E = estações: P = primavera, V = verão, O = outono e I = inverno.

Variáveis	Locais	Foto	Estação	L x F	L x E	F x E	LxFxE
Carbono(%)	7,70 ** M,CL,C > P	-	ns	-	ns	-	-
Matéria Orgânica(%)	7,73 ** M,CL,C > P	-	2,86 * P > V	-	ns	-	-
Nitrogênio	9,05 ** M,CL,B,C > P	-	ns	-	2,02 *	-	-
Fósforo	19,76 ** CL,B,C > M > P	-	ns	-	ns	-	-
Potássio	5,23 ** M,CL,B,C > P	-	ns	-	ns	-	-

* = $p < 0,05$; ** = $P < 0,01$

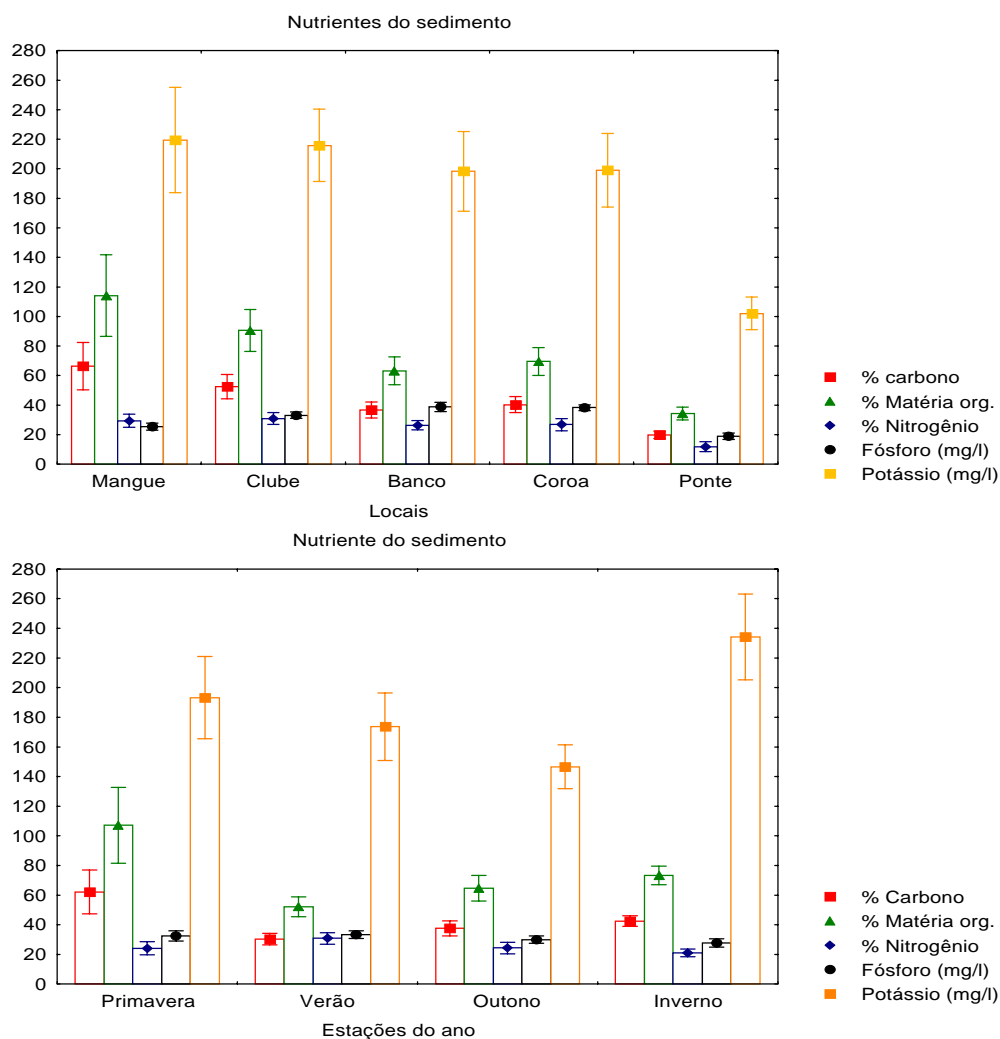


Figura 51. Médias e erros padrões (barras verticais) dos nutrientes do sedimento entre os locais de coleta e estações do ano, dentro do manguezal de Guaratiba, baía de Sepetiba,RJ .

Granulometria: Das sete variáveis granulométricas apenas duas apresentaram diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as estações do ano. O tipo de grão muito grosso ($F = 3,46$) apresentou maiores valores médios no verão e inverno em relação ao outono, e o grão do tipo finíssimo ($F = 6,55$) apresentou maiores valores no outono em relação a primavera/verão. Espacialmente observa-se uma tendência de maiores ocorrências de grãos do tipo médio e grosso nos locais mais internos (Mangue e Clube), e de grãos do tipo fino nos locais mais próximos a comunicação com o mar aberto (Banco, Coroa e Ponte) ($p > 0,05$) (Fig. 52 e 53).

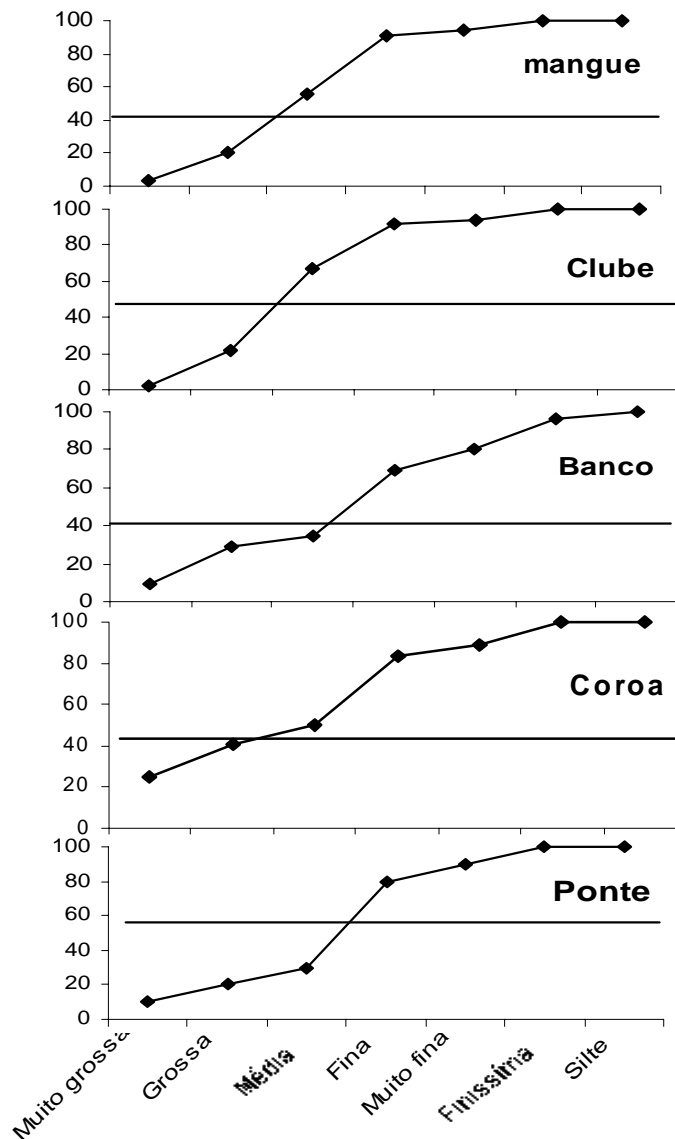


Figura 52. Frequência acumulada dos tipos de grãos por locais de coleta no manguezal de Guaratiba, RJ.

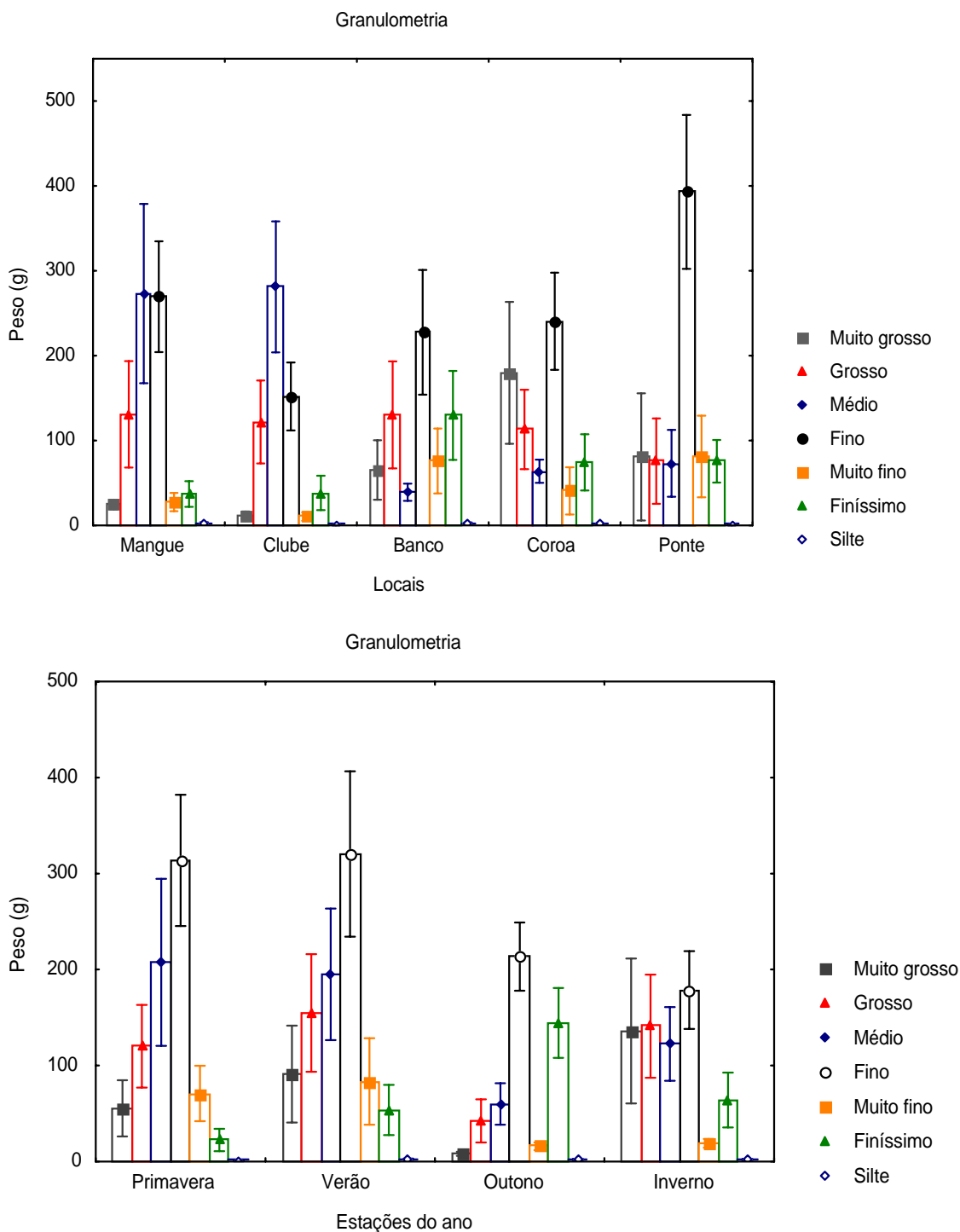


Figura 53. Médias e erros padrões (barras verticais) do peso dos tipos de grãos por locais de coletas e estações do ano, no manguezal de Guaratiba, RJ.

17.4. Padrões das variáveis do sedimento

Para as variáveis granulométricas e nutrientes do sedimento, os dois componentes principais foram obtidos pela análise de doze variáveis, sendo 5 contidas no sedimento (% de carbono, % de matéria orgânica, % de nitrogênio, fósforo e

potássio) e outras 7 referentes aos tipos de grãos que compõem o sedimento (grãos muito grosso, grosso, médio, fino, muito fino, finíssimo e silte), com autovalores excedendo 1,0 e explicando 54,83 % da variância total (Tabela 21).

Para as variáveis granulométricas e de nutrientes do sedimento o componente I apresentou maiores contribuições para % de carbono, % de matéria orgânica, % de nitrogênio, potássio, grãos do tipo muito grosso e médio, relacionados positivamente e grãos do tipo muito fino e finíssimo, relacionados negativamente, explicando 32,56 % da variância total. O componente II apresentou maior contribuição para fósforo e grãos do tipo fino e silte, relacionados positivamente e grão do tipo grosso relacionado negativamente, explicando 22,26 % da variância total (Tabela 21).

Tabela 21. Pesos dos componentes principais das variáveis granulométrica e dos nutrientes do sedimento no manguezal de Guaratiba, nos 2 primeiros componentes.

Variáveis	Componente I	Componente II
% Carbono	0,377	0,307
% Matéria orgânica	0,376	0,308
% Nitrogênio	0,285	0,252
Fósforo	0,195	0,292
Potássio	0,329	0,326
Muito grosso	0,240	- 0,236
Grosso	0,217	- 0,405
Médio	0,282	- 0,137
Fino	- 0,222	0,375
Muito fino	- 0,314	0,183
Finíssimo	- 0,331	0,274
Silte	- 0,209	0,255
Autovalores	3,90	2,67
Variância explicada (%)	32,56	22,26

O diagrama resultante dos componentes I e II das amostragens, não separou claramente os locais de coleta de acordo com as variáveis do sedimento embora tendências para amostras do local mais interno (Mangue) se localizarem no direito do diagrama, associado com maiores valores de % de carbono, % matéria orgânica, % de nitrogênio, potássio e grãos dos tipos muito grosso e médio. Por outro lado, amostras do local mais externo (Ponte) se concentraram no lado esquerdo do diagrama, associadas com grãos dos tipos muito fino e finíssimo e menores valores dos nutrientes do sedimento (Fig. 54). Sazonalmente este mesmo diagrama não mostrou um padrão de separação ao longo dos dois componentes, indicando uma estabilidade nestas variáveis do sedimento ao longo do ciclo anual. (Fig. 55).

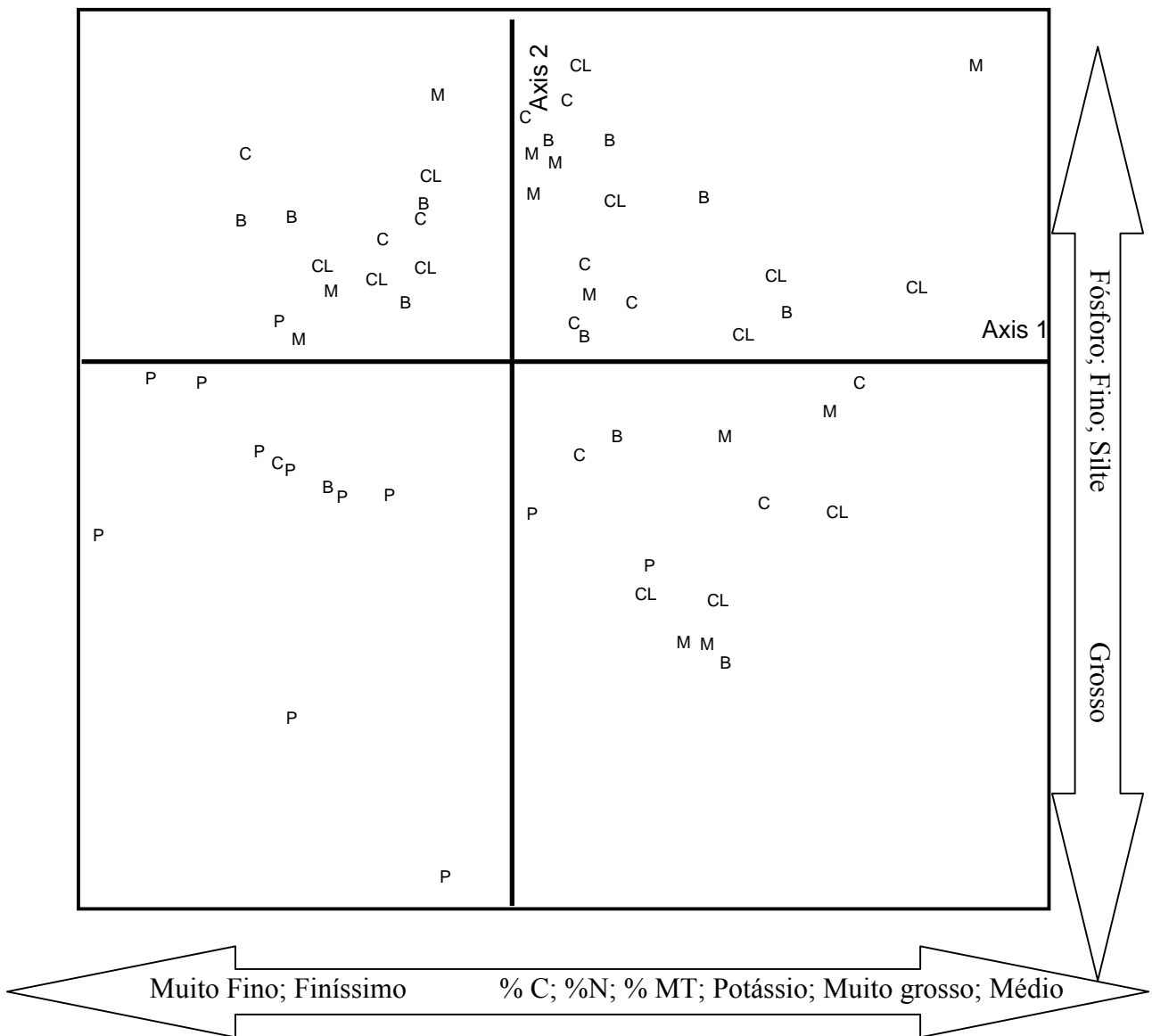


Figura 54. Diagrama de ordenação nos dois primeiros componentes para as amostras das variáveis granulométricas e dos nutrientes do sedimento codificadas pelos locais de coleta ano no manguezal de Guaratiba. M = Mangue, C = Clube, B = Banco, O = Coroa e P = Ponte.

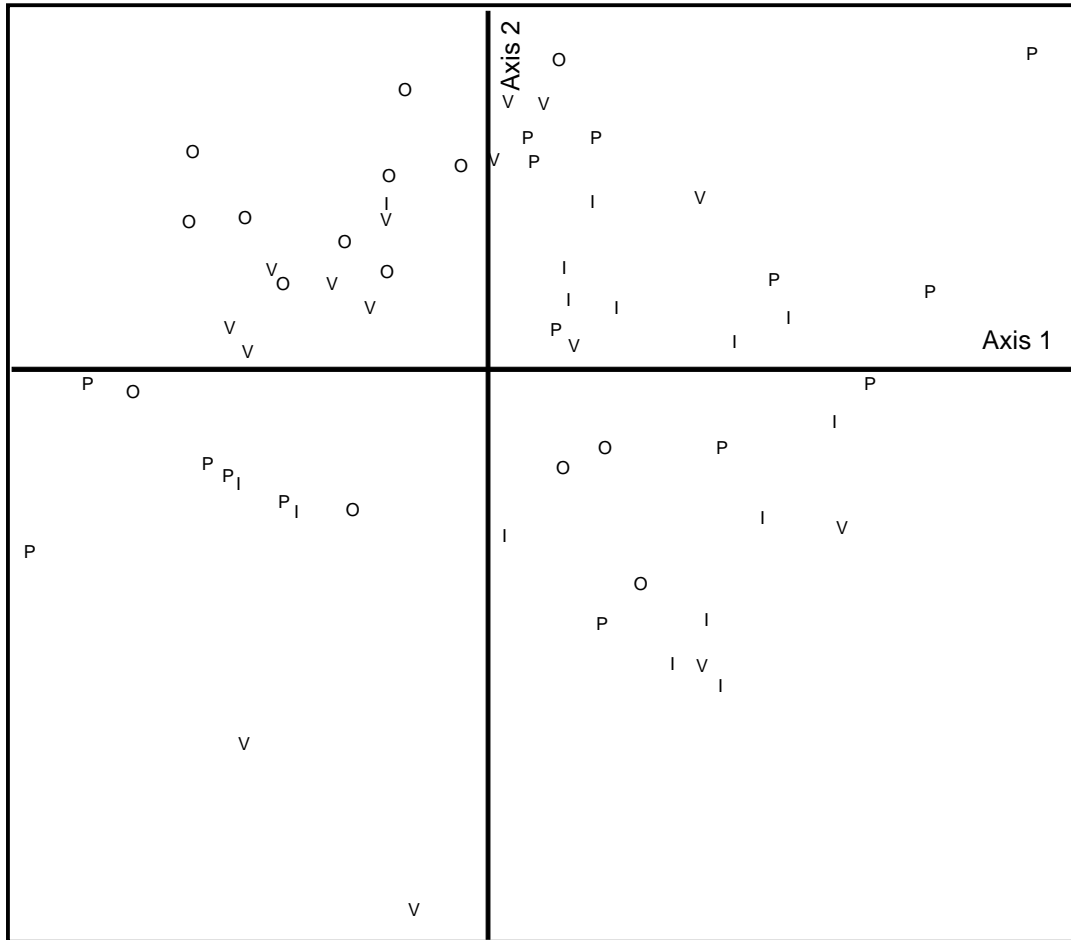


Figura 55. Diagrama de ordenação nos dois primeiros componentes para as amostras das variáveis granulométricas e dos nutrientes do sedimento codificados pelas estações do ano no manguezal de Guaratiba. P = primavera, V = verão, O = outono e I = inverno.

17.5. Composição da ictiofauna

Noventa e oito espécies de peixes foram capturadas ao longo de todo programa amostral, desde o manguezal de Guaratiba localizado no interior da Baía de Sepetiba, a própria baía de Sepetiba e baía da Ilha Grande, correspondendo a 46.444 indivíduos, pesando 66.206,76 gramas, compreendendo 38 famílias e 13 ordens.

Um total de 34.724 indivíduos, constituídos por 87 espécies, foram capturados nas 360 amostragens de arrasto de praia ao longo do fotoperíodo, realizadas no manguezal de Guaratiba. As espécies de peixes, compreendidas em 36 famílias e 56 gêneros, foram em sua grande maioria juvenis em seu primeiro ano de vida ou espécies de pequeno porte, que totalizaram 43.757,37 gramas de peixes (Tabela 22).

Tabela 22. Número(N), peso(g) (P), frequência de ocorrência (Fo) e respectivas porcentagens das espécies capturadas nos arrastos experimentais no manguezal de Guaratiba, baía de Sepetiba, no período de setembro de 2002 a agosto de 2003.

Espécies	Código	Número	% N°	Peso	% Peso	F. O
<i>Atherinella brasiliensis</i>	Athbra	20113	57,92	23988,46	54,82	93,61
<i>Eucinostomus argenteus</i>	Eucarg	3359	9,67	4564,55	10,43	69,17
<i>Gobionellus boleosoma</i>	Gobbol	920	2,65	331,11	0,76	46,67
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	Eucmel	952	2,74	513,61	1,17	38,89
<i>Mugil liza</i>	Mugliz	2957	8,52	2264,65	5,18	34,72
<i>Sphoeroides testudineus</i>	Sphtes	324	0,93	1996,39	4,56	31,11
<i>Diapterus rhombeus</i>	Diarho	868	2,50	453,66	1,04	30,56
<i>Harengula clupeola</i>	Harclu	2729	7,86	1918,44	4,38	30,00
<i>Anchoa januaria</i>	Ancjan	286	0,82	301,44	0,69	19,44
<i>Mugil curema</i>	Mugcur	168	0,48	1521,53	3,48	18,33
<i>Synodus foetens</i>	Synfoe	95	0,27	505,27	1,15	16,39
<i>Citharichthys arenaeus</i>	Citare	103	0,30	315,67	0,72	14,44
<i>Citharichthys spilopterus</i>	Citspi	81	0,23	442,25	1,01	13,61
<i>Poecilia vivípara</i>	Poeviv	597	1,72	1146,79	2,62	12,78
<i>Achirus lineatus</i>	Achlin	36	0,10	39,73	0,09	8,33
<i>Mugil platanus</i>	Mugpla	127	0,37	321,29	0,73	7,78
<i>Symphurus tessellatus</i>	Symtes	37	0,11	157,89	0,36	7,78
<i>Oligoplites saurus</i>	Olisau	39	0,11	66,93	0,15	7,50
<i>Eucinostomus gula</i>	Eucgul	48	0,14	322,81	0,74	7,5
<i>Anchoa tricolor</i>	Anctri	103	0,30	195,09	0,45	6,94
<i>Prionotus punctatus</i>	Pripun	33	0,10	134,86	0,31	6,67
<i>Sphoeroides greeley</i>	Sphgre	31	0,09	67,62	0,15	6,67
<i>Mugil spp</i>	Mugspp	121	0,35	58,10	0,13	6,39
<i>Monacanthus ciliatus</i>	Moncil	26	0,07	47,25	0,11	5,00
<i>Genidens genidens</i>	Gengen	42	0,12	1026,13	2,35	4,44
<i>Gobionellus stomatus</i>	Gobsto	18	0,05	64,39	0,15	3,89
<i>Sardinella brasiliensis</i>	Sarbra	164	0,47	52,05	0,12	3,06
<i>Trachinotus falcatus</i>	Trafal	19	0,05	19,02	0,04	3,06
<i>Larva leptocephalus</i>	Larlep	12	0,03	1,36	0,00	2,78
<i>Diplectrum radiale</i>	Diprad	17	0,05	38,43	0,09	2,50
<i>Sphoeroides spengleri</i>	Sphspe	11	0,03	12,41	0,03	2,50
<i>Strongylura timucu</i>	Strtim	13	0,04	26,32	0,06	2,50
<i>Chaetodipterus faber</i>	Chafab	8	0,02	18,06	0,04	2,22
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	Hypuni	15	0,04	55,02	0,13	2,22
<i>Jenynsia lineata</i>	Jenlin	10	0,03	15,74	0,04	2,22
<i>Lagocephalus laevigatus</i>	Laglae	8	0,02	56,74	0,13	2,22
<i>Lagocephalus lagocephalus</i>	Laglag	9	0,03	55,67	0,13	2,22
<i>Stellifer rastrifer</i>	Steras	14	0,04	25,51	0,06	2,22
<i>Scorpaena brasiliensis</i>	Scobra	9	0,03	25,94	0,06	1,94
<i>Mugil gaimardianus</i>	Muggai	22	0,06	48,40	0,11	1,67
<i>Mycteroperca microlepis</i>	Mycmic	28	0,08	10,10	0,02	1,67
<i>Astroscopus ygraecum</i>	Astygr	5	0,01	12,18	0,03	1,39

Continuação						
Espécies	Código	Número	% N°	Peso	% Peso	F. O
<i>Bathygobius soporator</i>	Batsop	8	0,02	45,81	0,10	1,39
<i>Gobionellus oceanicus</i>	Goboce	5	0,01	63,28	0,14	1,39
<i>Oligoplites palometa</i>	Olipal	6	0,02	4,00	0,01	1,39
<i>Ctenogobius shufeldti</i>	Cteshu	6	0,02	2,34	0,01	1,11
<i>Micropogonias furnieri</i>	Micfur	4	0,01	24,81	0,06	1,11
<i>Oligoplites saliens</i>	Olisal	5	0,01	1,35	0,00	1,11
<i>Strongylura marina</i>	Strmar	4	0,01	104,22	0,24	1,11
<i>Bairdiella ronchus</i>	Bairon	7	0,02	18,53	0,04	0,83
<i>Caranx latus</i>	Carlat	3	0,01	5,73	0,01	0,83
<i>Citharichthys macrops</i>	Citmac	3	0,01	0,98	0,00	0,83
<i>Scorpaena isthmensis</i>	Scoist	3	0,01	0,80	0,00	0,83
<i>Trachinotus carolinus</i>	Tracar	27	0,08	31,36	0,07	0,83
<i>Anchoa lyoleps</i>	Anclyo	3	0,01	1,16	0,00	0,56
<i>Alphestes afer</i>	Alpafe	9	0,03	1,93	0,00	0,56
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	Chlcry	4	0,01	0,80	0,00	0,56
<i>Cylichthys spinosus</i>	Cycspi	2	0,01	3,02	0,01	0,56
<i>Etropus crossotus</i>	Etrcro	2	0,01	4,51	0,01	0,56
<i>Gymnothorax ocellatus</i>	Gymoce	2	0,01	29,56	0,07	0,56
<i>Mycteroperca rubra</i>	Mycrub	3	0,01	13,20	0,03	0,56
<i>Selene vômer</i>	Selvom	4	0,01	5,27	0,01	0,56
<i>Caranx hippos</i>	Carhip	1	0,00	1,16	0,00	0,28
<i>Cetengraulis edentulus</i>	Cetede	9	0,03	2,67	0,01	0,28
<i>Centropomus parallelus</i>	Cenpar	1	0,00	2,21	0,01	0,28
<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i>	Ctegra	1	0,00	0,63	0,00	0,28
<i>Dactylopterus volitans</i>	Dacvol	1	0,00	42,41	0,10	0,28
<i>Dormitator maculatus</i>	Dormac	1	0,00	0,12	0,00	0,28
<i>Elops saurus</i>	Elosau	2	0,01	8,06	0,02	0,28
<i>Epinephelus guaza</i>	Epigua	2	0,01	6,65	0,02	0,28
<i>Evorthodus lyricus</i>	Evolyr	1	0,00	1,45	0,00	0,28
<i>Fistularia petimba</i>	Fispet	1	0,00	29,08	0,07	0,28
<i>Gobionellus stigmaticus</i>	Gobsti	2	0,01	2,79	0,01	0,28
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	Hembra	1	0,00	4,59	0,01	0,28
<i>Lutjanus synagris</i>	Lutsyn	1	0,00	1,27	0,00	0,28
<i>Menticirrhus americanus</i>	Mename	1	0,00	5,89	0,01	0,28
<i>Mycteroperca bonari</i>	Mycbon	1	0,00	0,52	0,00	0,28
<i>Mycteroperca interstitialis</i>	Mycint	1	0,00	0,42	0,00	0,28
<i>Ophichthus gomesii</i>	Ophgam	1	0,00	25,99	0,06	0,28
<i>Orthopristi ruber</i>	Ortrub	1	0,00	0,22	0,00	0,28
<i>Pomadasy corvinaeformis</i>	Pomcor	1	0,00	0,51	0,00	0,28
<i>Priacanthus cruentatus</i>	Pricru	1	0,00	0,13	0,00	0,28
<i>Sphoeroides tyleri</i>	Sphtyl	1	0,00	0,56	0,00	0,28
<i>Stellifer stellifer</i>	Steste	1	0,00	3,15	0,01	0,28
<i>Syngnathus elucens</i>	Synelu	2	0,01	4,54	0,01	0,28
<i>Syngnathus folleti</i>	Synfol	1	0,00	0,56	0,00	0,28
<i>Synodus intermedius</i>	Synint	1	0,00	10,28	0,02	0,28
	total	34724	100	43757,37	100	

As famílias que apresentaram maior diversidade foram Carangidae com 9 espécies, Serranidae e gobiidae com 7 espécies, Sciaenidae e Tetraodontidae com 6

espécies e Engraulidae, Gerreidae, Mugilidae e Paralichthyidae com 4 espécies cada (Fig 56 A).

Oito espécies, sendo uma da família Atherinopsidae (*Atherinella brasiliensis*), três da família Gerreidae (*Eucinostomus argenteus*, *E. melanopterus* e *Diapterus rhombeus*), uma da família Mugilidae (*Mugil liza*), uma da família Clupeidae (*Harengula clupeola*), uma da família Gobiidae (*Gobionellus boleosoma*) e uma da família Poeciliidae (*Poecilia vivípara*) representaram 93,58 % do número total de peixes (Fig 56 B).

Doze espécies, sendo uma da família Atherinopsidae (*Atherinella brasiliensis*), três da família Gerreidae (*Eucinostomus argenteus*, *E. melanopterus* e *Diapterus rhombeus*), duas da família Mugilidae (*Mugil liza* e *M. curema*), uma da família Clupeidae (*Harengula clupeola*), uma da família Ariidae (*Genidens genidens*), uma da família Poeciliidae (*Poecilia vivípara*), uma da família Synodontidae (*Synodus foetens*), uma da família Paralichthyidae (*Citharichthys spilopterus*) e uma da família Tetraodontidae (*Sphoeroides testudineus*) representaram 92,19 % do peso total capturado (Fig. 56 C). Do número total de espécies, 63 contribuíram com menos de 0,1% na abundância total em número e 53 para o peso. Vinte espécies foram capturadas uma única vez (Tabela 22).

A

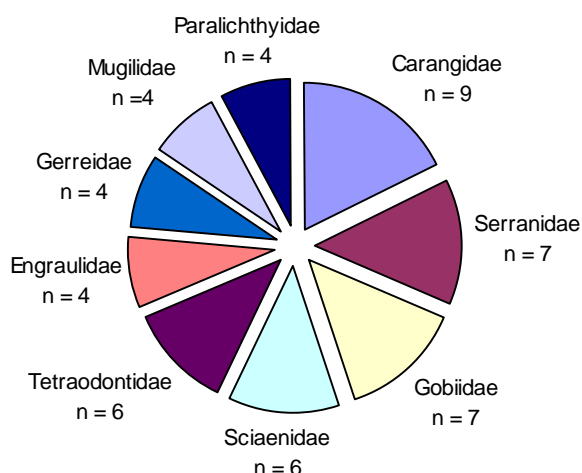
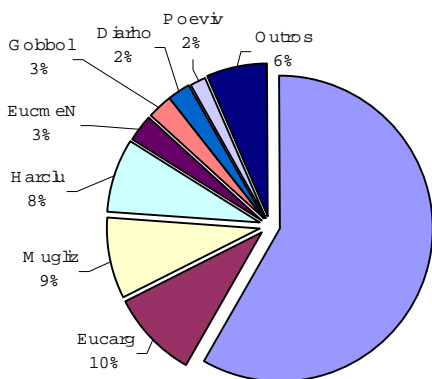


Figura 56. A: Famílias que apresentaram maior diversidade dentro do manguezal.

B



C

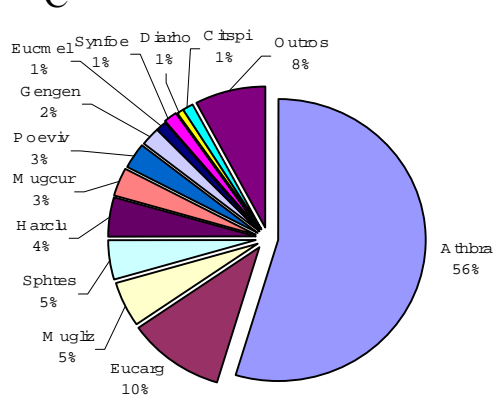


Figura 56B: Percentual em número; C: Percentual em peso das espécies que contribuíram com mais de 1% das capturas totais, realizadas no manguezal de Guaratiba.

Atherinella brasiliensis e *Eucinostomus argenteus* foram às espécies mais abundantes, estando presentes em todos os meses de amostragens com frequência superior a 65% do total das capturas, enquanto que em termos de peso *A. brasiliensis* apresentou maior frequência que *E. argenteus*, devido ao menor número de indivíduos coletados.

Das 87 espécies capturadas nos arrastos experimentais no manguezal de Guaratiba, 14 apresentaram uma frequência de ocorrência superior a 10 % do total, ao longo do fotoperíodo (Tabela 22). Analisando separadamente a estrutura e composição da ictiofauna ao longo do ciclo dia/noite, 59 espécies foram capturadas durante o dia, sendo que 10 foram capturadas exclusivamente neste turno, enquanto que à noite, 77 espécies foram capturadas sendo 28 espécies exclusivas deste turno (Tabela 23 e 24).

Durante o dia 12 espécies com frequência de ocorrência acima de 10% do total foram registradas, sendo consideradas exclusivas deste turno *Strongylura marina*, *Alphestes afer*, *Cylichthys spinosus*, *Selene vomer*, *Caranx hippos*, *Cetengraulis edentulus*, *Hemiramphus brasiliensis*, *Orthopristis rubber*, *Priacanthus cruentatus* e *Syngnathus folleti* (Tabela 23). Oito espécies contribuíram com mais de 1% do número total e 7 espécies contribuíram com mais de 1% do peso total (Fig. 57). De todas espécies que representaram mais de 1%, *Diapterus rhombeus*, *Eucinostomus melanopterus* e *Gobionellus boleosoma*, contribuíram apenas em número, enquanto que *Mugil curema* e *Sphoeroides testudineus* contribuíram apenas em peso.

Tabela 23. Número(N), peso(g) (P), frequência de ocorrência (FO) e respectivas porcentagens das espécies capturadas nos arrastos experimentais durante o dia no manguezal de Guaratiba, baía de Sepetiba, no período de setembro de 2002 a agosto de 2003. .^E = exclusiva deste turno.

Espécies	Código	Número	% N	Peso (g)	% P	FO
<i>Atherinella brasiliensis</i>	Athbra	12085	60,82	14559,23	64,75	90,00
<i>Eucinostomus argenteus</i>	Eucarg	907	4,56	1093,25	4,86	60,56
<i>Gobionellus boleosoma</i>	Gobbol	220	1,11	72,08	0,32	30,55
<i>Mugil liza</i>	Mugliz	2392	12,04	1815,81	8,08	32,78
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	Eucmel	334	1,68	124,12	0,55	28,33
<i>Sphoeroides testudineus</i>	Sphtes	109	0,55	321,34	1,43	25,56
<i>Harengula clupeiola</i>	Harclu	2074	10,44	1429,45	6,36	23,89
<i>Diapterus rhombeus</i>	Diarho	367	1,85	149,04	0,66	22,22
<i>Mugil curema</i>	Mugcur	85	0,43	693,34	3,08	20,00
<i>Poecilia vivípara</i>	Poeviv	459	2,31	957,89	4,26	16,67
<i>Anchoa januaria</i>	Ancjan	130	0,65	145,52	0,65	12,22
<i>Oligoplites saurus</i>	Olisau	26	0,13	53,93	0,24	10,00
<i>Mugil platanus</i>	Mugpla	112	0,56	76,18	0,34	9,44
<i>Gobionellus stomatus</i>	Gobsto	16	0,08	53,87	0,24	7,22
<i>Synodus foetens</i>	Synfoe	15	0,08	70,50	0,31	7,22
<i>Achirus lineatus</i>	Achlin	14	0,07	9,09	0,04	6,11
<i>Citharichthys arenaceus</i>	Citare	18	0,09	30,11	0,13	5,56
<i>Citharichthys spilopterus</i>	Citspi	11	0,06	53,97	0,24	5,00
<i>Eucinostomus gula</i>	Eucgul	23	0,12	181,75	0,81	5,00
<i>Sphoeroides greeley</i>	Sphgre	12	0,06	13,74	0,06	5,00
<i>Anchoa tricolor</i>	Anctri	48	0,24	109,93	0,49	4,44
<i>Strongylura timucu</i>	Strtim	10	0,05	21,85	0,10	4,44

Continuação							
Espécies	Código	Número	% N	Peso (g)	% P	FO	
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	Hypuni	12	0,06	49,89	0,22	3,33	
<i>Monocanthus ciliatus</i>	Moncil	11	0,06	18,10	0,08	3,33	
<i>Sardinella brasiliensis</i>	Sarbra	155	0,78	27,09	0,12	3,33	
<i>Symphurus tessellates</i>	Symtes	7	0,04	25,89	0,12	3,33	
<i>Jenynsia lineata</i>	Jenlin	5	0,03	12,65	0,06	2,78	
<i>Mugil gaimardianus</i>	Muggai	20	0,10	18,43	0,08	2,22	
<i>Oligoplites palometa</i>	Olipal	5	0,03	3,50	0,02	2,22	
<i>Prionotus punctatus</i>	Pripun	6	0,03	19,86	0,09	2,22	
<i>Strongylura marina</i> ^E	Strmar	4	0,02	104,22	0,46	2,22	
<i>Trachinotus falcatus</i>	Trafal	9	0,05	9,69	0,04	2,22	
<i>Gobionellus oceanicus</i>	Goboce	3	0,02	25,79	0,11	1,67	
<i>Ctenogobius shufeldti</i>	Cteshu	5	0,03	2,06	0,01	1,67	
<i>Lagocephalus lagocephalus</i>	Laglag	4	0,02	12,72	0,06	1,67	
<i>Oligoplites saliens</i>	Olisal	4	0,02	1,21	0,01	1,67	
<i>Sphoeroides spengleri</i>	Sphspe	4	0,02	2,51	0,01	1,67	
<i>Alphestes afer</i> ^E	Alpafe	9	0,05	1,93	0,01	1,11	
<i>Bairdiella ronchus</i>	Bairon	4	0,02	4,89	0,02	1,11	
<i>Citharichthys macrops</i>	Citmac	2	0,01	0,76	0,00	1,11	
<i>Cyclichthys spinosus</i> ^E	Cycspi	2	0,01	3,02	0,01	1,11	
<i>Lagocephalus laevigatus</i>	Laglae	2	0,01	5,05	0,02	1,11	
<i>Selene vomer</i> ^E	Selvom	4	0,02	5,27	0,02	1,11	
<i>Stellifer rastrifer</i>	Steras	4	0,02	3,38	0,02	1,11	
<i>Caranx hippos</i> ^E	Carhip	1	0,01	1,16	0,01	0,56	
<i>Cetengraulis edentulus</i> ^E	Cetede	9	0,05	2,67	0,01	0,56	
<i>Chaetodipterus faber</i>	Chafab	1	0,01	0,23	0,00	0,56	
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	Chlchr	3	0,02	0,72	0,00	0,56	
<i>Diplectrum radiale</i>	Diprad	1	0,01	0,15	0,00	0,56	
<i>Genidens genidens</i>	Gengen	1	0,01	8,57	0,04	0,56	
<i>Hemiramphus brasiliensis</i> ^E	Hembra	1	0,01	4,59	0,02	0,56	
<i>Mycteroperca microlepis</i>	Mycmic	1	0,01	0,60	0,00	0,56	
<i>Orthopristis ruber</i> ^E	Ortrub	1	0,01	0,22	0,00	0,56	
<i>Priacanthus cruentatus</i> ^E	Pricru	1	0,01	0,13	0,00	0,56	
<i>Scorpaena brasiliensis</i>	Scobra	3	0,02	14,78	0,07	0,56	
<i>Syngnathus folletii</i> ^E	Synfol	1	0,01	0,56	0,00	0,56	
<i>Trachinotus carolinus</i>	Tracar	5	0,03	4,74	0,02	0,56	
TOTAL		19871	100	22483,891	100		

Já à noite 17 espécies com frequência acima de 10% foram registradas, sendo *Astroscopus ygraecum*, *Bathygobius soporator*, *Micropogonias furnieri*, *Caranx latus*, *Scorpaena isthmensis*, *Anchoa lyolepis*, *Etopus crossotus*, *Gymnothorax ocellatus*, *Mycteroperca rubra*, *Centropomus parallelus*, *Ctenosciaena gracilicirrhus*, *Dactyloscopus volitans*, *Dormitator maculatus*, *Elops saurus*, *Epinephelus guaza*, *Evorthodus lyricus*, *Fistularia petimba*, *Gobionellus stigmaticus*, *Lutjanus synagris*, *Menticirrhus americanus*, *Mycteroperca bonari*, *Mycteroperca interstitialis*, *Ophichthus gomesii*, *Pomadasys corvinaeformis*, *Sphoeroides tyleri*, *Stellifer stellifer*, *Strongylura timucu*, *Syngnathus elucens* e *Synodus intermedius*, exclusivas do período noturno (Tabela 24). Nove espécies contribuíram com mais de 1% do número total e 14 espécies contribuíram com mais de 1 % do peso total. Dentre todas espécies com

contribuições acima de 1%, *Anchoa januaria* só contribuiu em número enquanto *Genidens genidens*, *Mugil curema*, *M. platanus*, *Synodus foetens*, *Citharichthys arenaceus* e *C. spilopterus* contribuíram somente em peso (Fig. 57).

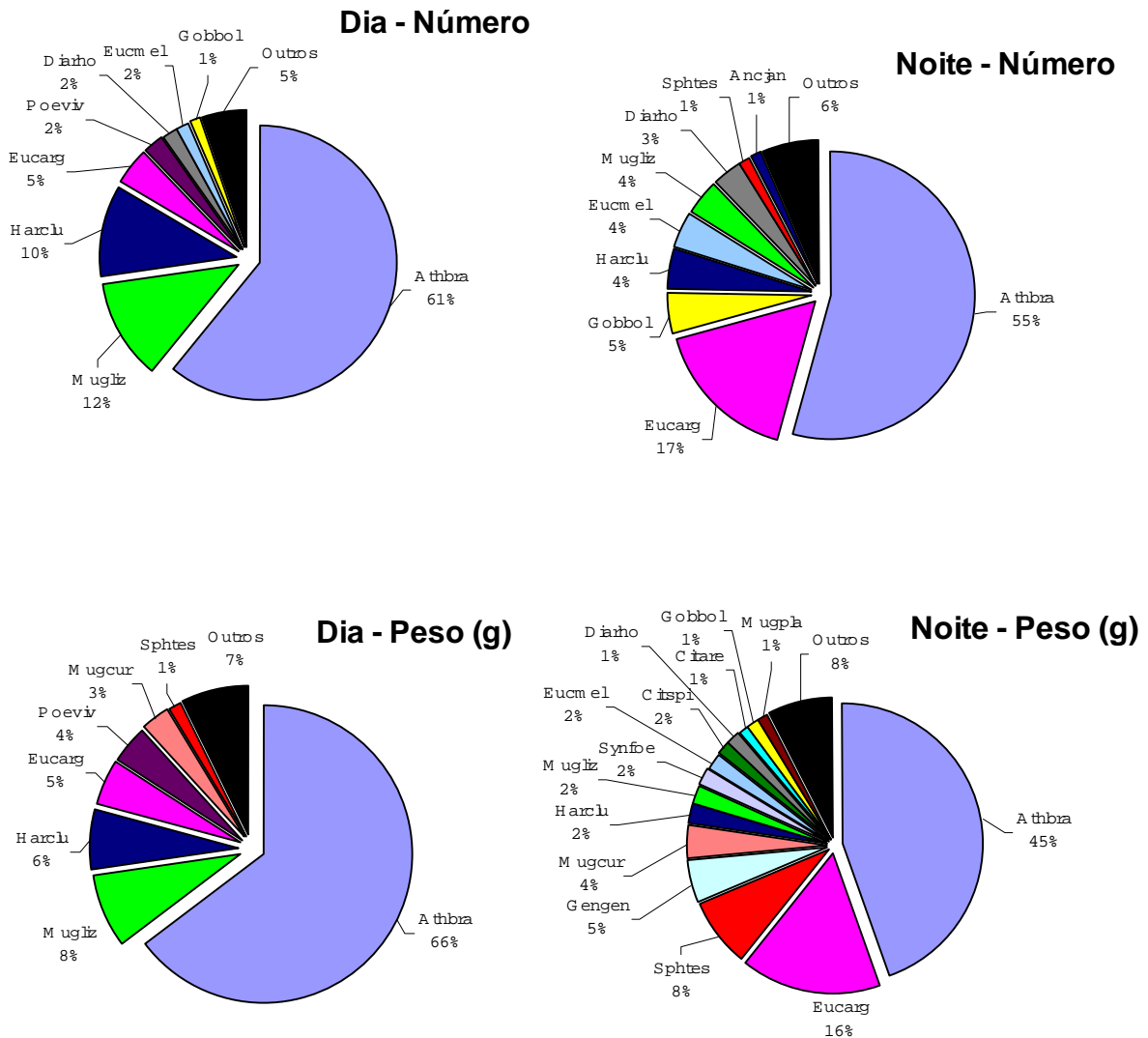


Figura 57. Percentual das espécies que contribuíram com mais de 1 % do número e peso total no período diurno e noturno, dentro do manguezal de Guaratiba.

Ao longo do fotoperíodo registram-se dois padrões bem evidentes, sendo o primeiro a presença de *Atherinella brasiliensis* em ambos turnos com maiores valores percentuais tanto em número quanto em peso. O segundo padrão é a ocorrência de *Mugil liza* preferencialmente durante o dia e de *Eucinostomus argenteus* durante a noite, ambas com maiores valores percentuais tanto em número quanto em peso, nos respectivos turnos. As demais espécies alternam-se em ordem decrescente de contribuição tanto em número quanto em peso.

Tabela 24. Número(N), peso(g) (P), frequência de ocorrência (Fo) e respectivas porcentagens das espécies capturadas nos arrastos experimentais durante a noite no manguezal de Guaratiba, baía de Sepetiba, no período de setembro de 2002 a agosto de 2003. ^E = exclusiva deste turno

Espécies	Código	Número	% N	Peso (g)	% P	FO
<i>Atherinella brasiliensis</i>	Athbra	8028	54,05	9429,23	44,32	97,22
<i>Eucinostomus argenteus</i>	Eucarg	2452	16,51	3471,30	16,32	77,78
<i>Gobionellus boleosoma</i>	Gobbol	700	4,71	259,03	1,22	62,78
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	Eucmel	618	4,16	389,49	1,83	49,44
<i>Diapterus rhombeus</i>	Diarho	501	3,37	304,62	1,43	38,89
<i>Mugil liza</i>	Mugliz	565	3,80	448,84	2,11	36,67
<i>Sphoeroides testudineus</i>	Sphtes	215	1,45	1675,05	7,87	36,67
<i>Harengula clupeola</i>	Harclu	655	4,41	488,99	2,30	35,56
<i>Anchoa januaria</i>	Ancjan	156	1,05	155,92	0,73	26,11
<i>Synodus foetens</i>	Synfoe	80	0,54	434,77	2,04	25,56
<i>Citharichthys arenaceus</i>	Citare	85	0,57	285,56	1,34	23,33
<i>Citharichthys spilopterus</i>	Citspi	70	0,47	388,28	1,83	22,22
<i>Mugil curema</i>	Mugcur	83	0,56	828,19	3,89	16,11
<i>Symphurus tessellates</i>	Symtes	30	0,20	132,00	0,62	12,22
<i>Prionotus punctatus</i>	Pripun	27	0,18	115,00	0,54	11,11
<i>Achirus lineatus</i>	Achlin	22	0,15	30,64	0,14	10,56
<i>Eucinostomus gula</i>	Eucgul	25	0,17	141,06	0,66	10,00
<i>Anchoa tricolor</i>	Anctri	55	0,37	85,16	0,40	9,44
<i>Mugil sp</i>	Mugsp	36	0,24	7,65	0,04	8,89
<i>Poecilia vivípara</i>	Poeviv	138	0,93	188,90	0,89	8,89
<i>Genidens genidens</i>	Gengen	41	0,28	1017,56	4,78	8,33
<i>Sphoeroides greeley</i>	Sphgre	19	0,13	53,88	0,25	8,33
<i>Monocanthus ciliatus</i>	Moncil	15	0,10	29,15	0,14	6,67
<i>Mugil platanus</i>	Mugpla	15	0,10	245,11	1,15	6,11
<i>Oligoplites saurus</i>	Olisau	13	0,09	13,00	0,06	5,00
<i>Diplectrum radiale</i>	Diprad	16	0,11	38,28	0,18	4,44
<i>Chaetodipterus faber</i>	Chafab	7	0,05	17,83	0,08	3,89
<i>Trachinotus falcatus</i>	Trafal	10	0,07	9,33	0,04	3,89
<i>Lagocephalus laevigatus</i>	Laglae	6	0,04	51,69	0,24	3,33
<i>Scorpaena brasiliensis</i>	Scobra	6	0,04	11,16	0,05	3,33
<i>Sphoeroides spengleri</i>	Sphspe	7	0,05	9,90	0,05	3,33
<i>Stellifer rastrifer</i>	Steras	10	0,07	22,13	0,10	3,33
<i>Astroscopus ygraeum</i> ^E	Astygr	5	0,03	12,18	0,06	2,78
<i>Bathygobius soporator</i> ^E	Batsop	8	0,05	45,81	0,22	2,78
<i>Lagocephalus lagocephalus</i>	Laglag	5	0,03	42,95	0,20	2,78
<i>Mycteroperca microlepis</i>	Mycmic	27	0,18	9,50	0,04	2,78
<i>Sardinella brasiliensis</i>	Sarbra	9	0,06	24,96	0,12	2,78
<i>Micropogonias furnieri</i> ^E	Micfur	4	0,03	24,81	0,12	2,22
<i>Caranx latus</i> ^E	Carlat	3	0,02	5,73	0,03	1,67
<i>Jenynsia lineata</i>	Jenlin	5	0,03	3,09	0,01	1,67

Continuação						
Espécies	Código	Número	% N	Peso (g)	% P	FO
<i>Larva leptocephalus</i>	Larlep	3	0,02	0,94	0,00	1,67
<i>Scorpaena isthmensis</i> ^E	Scoist	3	0,02	0,80	0,00	1,67
<i>Anchoa lyoleps</i> ^E	Anclyo	3	0,02	1,16	0,01	1,11
<i>Etopus crossotus</i> ^E	Etrcro	2	0,01	4,51	0,02	1,11
<i>Gobionellus oceanicus</i>	Goboce	2	0,01	37,49	0,18	1,11
<i>Gymnothorax ocellatus</i> ^E	Gymoce	2	0,01	29,56	0,14	1,11
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	Hypuni	3	0,02	5,13	0,02	1,11
<i>Mugil gaimardianus</i>	Muggai	2	0,01	29,97	0,14	1,11
<i>Mycteroperca rubra</i> ^E	Mycrub	3	0,02	13,20	0,06	1,11
<i>Trachinotus carolinus</i>	Tracar	22	0,15	26,62	0,13	1,11
<i>Bairdiella ronchus</i>	Bairon	3	0,02	13,64	0,06	0,56
<i>Centropomus parallelus</i> ^E	Cenpar	1	0,01	2,21	0,01	0,56
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	Chlchr	1	0,01	0,08	0,00	0,56
<i>Citarichthys macrops</i>	Citmac	1	0,01	0,22	0,00	0,56
<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i> ^E	Ctegra	1	0,01	0,63	0,00	0,56
<i>Dactyloscopus volitans</i> ^E	Dacvol	1	0,01	42,41	0,20	0,56
<i>Dormitator maculatus</i> ^E	Dormac	1	0,01	0,12	0,00	0,56
<i>Elops saurus</i> ^E	Elosau	2	0,01	8,06	0,04	0,56
<i>Epinephelus guaza</i> ^E	Epigua	2	0,01	6,65	0,03	0,56
<i>Evorthodus lyricus</i> ^E	Evolyr	1	0,01	1,45	0,01	0,56
<i>Fistularia petimba</i> ^E	Fispet	1	0,01	29,08	0,14	0,56
<i>Gobionellus stigmaticus</i> ^E	Gobsti	2	0,01	2,79	0,01	0,56
<i>Ctenogobius shufeldti</i>	Cteshu	1	0,01	0,28	0,00	0,56
<i>Gobionellus stomatus</i>	Gobsto	2	0,01	10,52	0,05	0,56
<i>Lutjanus synagris</i> ^E	Lutsyn	1	0,01	1,27	0,01	0,56
<i>Menticirrhus americanus</i> ^E	Mename	1	0,01	5,89	0,03	0,56
<i>Mycteroperca bonari</i> ^E	Mycbon	1	0,01	0,52	0,00	0,56
<i>Mycteroperca interstitialis</i> ^E	Mycint	1	0,01	0,42	0,00	0,56
<i>Oligoplites palometa</i>	Olipal	1	0,01	0,50	0,00	0,56
<i>Oligoplites saliens</i>	Olisal	1	0,01	0,14	0,00	0,56
<i>Ophichthus gomesii</i> ^E	Ophgam	1	0,01	25,99	0,12	0,56
<i>Pomadasy s corvinaeformis</i> ^E	Pomcor	1	0,01	0,51	0,00	0,56
<i>Sphoeroides tyleri</i> ^E	Sphtyl	1	0,01	0,56	0,00	0,56
<i>Stellifer stellifer</i> ^E	Steste	1	0,01	3,15	0,01	0,56
<i>Strongylura timucu</i> ^E	Strtim	3	0,02	4,47	0,02	0,56
<i>Syngnathus elucens</i> ^E	Synelu	2	0,01	4,54	0,02	0,56
<i>Synodus intermedius</i> ^E	Synint	1	0,01	10,28	0,05	0,56
	TOTAL	14853	100,00	21273,48	100	

17.6. Espécies indicadoras

Algumas espécies ocorreram amplamente, enquanto outras tiveram distribuição mais restrita a determinados locais do mangue, estações do ano e/ou fotoperíodo. A partir da análise combinada da abundância relativa e frequência relativa, foi estabelecida uma tabela indicando quais espécies seriam indicadoras do ciclo dia/noite, locais de coleta, estações do ano e locais ao longo do dia e da noite.

Diferenças significativas entre as espécies indicadoras foram registradas para o ciclo dia/noite, sendo 3 espécies indicadoras do dia e 11 da noite; 9 espécies indicadoras do local mangue, 4 do local clube, 7 do local banco, 2 do local coroa e 4 do local ponte; 1 exclusiva da estação primavera, 10 do verão, 8 do outono e 3 do inverno; no dia 8 exclusivas do local mangue, 1 do clube, 4 do banco e 1 da ponte e durante a noite 6 exclusiva do mangue, 5 do clube, 4 do banco e 3 da ponte (Tabela 25).

Tabela 25. Espécies indicadoras baseadas na combinação dos valores proporcionais de abundância relativa e frequência relativa, seguida do teste de significância de Mont Carlo a 95 %(*) e 99 % (**) de confiança, no manguezal de Guaratiba durante o período de setembro de 2002 a agosto de 2003.

espécies	Dia/noite	Local	Estação	Dia	Noite
<i>Achirus lineatus</i>		Mangue **		Mangue *	Mangue *
<i>Anchoa januaria</i>		Mangue **	Outono **	Mangue **	Mangue *
<i>Anchoa tricolor</i>		Banco *	Inverno **	Banco **	
<i>Astroscopus ygraecum</i>		Coroa *			Clube *
<i>Atherinella brasiliensis</i>		Banco **	Verão **	Banco *	Banco *
<i>Bardiella ronchus</i>			Verão *		
<i>Caranx latus</i>		Ponte *			Ponte *
<i>Chaetodipterus faber</i>		Ponte *			
<i>Citharichthys arenaeus</i>	Noite **		Verão **		
<i>Citharichthys macrops</i>					
<i>Citharichthys spilopterus</i>	Noite **				
<i>Diapterus rhombeus</i>		Mangue **	Outono **	Mangue **	Mangue **
<i>Diplectrum radiale</i>	Noite *				
<i>Eucinostomus argenteus</i>	Noite **		Verão **		
<i>Eucinostomus gula</i>		Banco **	Verão *	Banco *	Banco *
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	Noite **		Outono **	Clube *	
<i>Genidens genidens</i>	Noite **	Ponte **			Ponte *
<i>Gobionellus boleosoma</i>	Noite **	Clube *	Verão *	Mangue *	Clube *
<i>Gobionellus stomatus</i>	Dia*	Mangue **	Outono *	Mangue **	
<i>Gobionellus oceanicus</i>		Mangue *		Mangue *	
<i>Harengula clupeiola</i>		Clube *	Outono *		
<i>Jenynsia lineata</i>		Mangue **		Mangue **	Mangue *
<i>Larva leptoccephalus</i>			Inverno *		
<i>Micropogonias furnieri</i>		Coroa *			
<i>Monacanthus ciliatus</i>		Banco **	Primavera *		Clube **
<i>Mugil curema</i>			Outono **		
<i>Mugil gaimardianus</i>			Verão *		
<i>Mugil liza</i>			Verão **		
<i>Mycteroperca microlepis</i>		Banco **			Clube **
<i>Oligoplites palometa</i>		Mangue *			

Continuação					
espécies	Dia/noite	Local	Estação	Dia	Noite
<i>Oligoplites saurus</i>		Mangue **	Outono **		Mangue *
<i>Poecilia vivipara</i>	Dia *	Banco *			
<i>Prionotus punctatus</i>	Noite **				
<i>Scorpaena isthmensis</i>		Clube *			Banco *
<i>Sphoeroides spengleri</i>		Clube **	Verão **		Clube *
<i>Sphoeroides testudineus</i>	Noite *	Banco *	Inverno **	Banco **	
<i>Stellifer rastrifer</i>			Outono *		
<i>Strongylura marina</i>			Verão *		
<i>Strongylura timucu</i>	Dia *				
<i>Symphurus tessellatus</i>	Noite **	Mangue **		Mangue *	Mangue *
<i>Synodus foetens</i>	Noite **				Banco *
<i>Trachinotus carolinus</i>		Ponte *			
<i>Trachinotus falcatus</i>		Ponte **		Ponte *	Ponte **

17.7. Espécies frequentes

Além das espécies indicadoras diferenças significativas também foram registradas nas 14 espécies mais frequentes, entre os locais de coleta, estação do ano e fotoperíodo.

Atherinella brasiliensis foi mais abundante nos locais intermediários (Banco) e externo (Ponte) em relação aos demais locais, nas estações de verão/outono durante o dia; o peso apresentou o mesmo padrão entre os locais e estação do ano. *Eucinostomus argenteus* não apresentou diferenças entre os locais de coleta, com maiores abundâncias no inverno e verão durante a noite. Em um dos locais intermediário (Banco) registrou-se maiores valores de peso, com o mesmo padrão ao longo do fotoperíodo. *Gobionellus boleosoma* foi mais abundante no local Clube, no verão e durante a noite; para variável peso o mesmo padrão foi verificado entre as variáveis independentes. *Eucinostomus melanopterus* não diferiu entre os locais de coleta, com maiores valores de abundância durante outono/inverno à noite; maiores valores de peso foram registrados no local intermediário (Banco) seguindo o mesmo padrão do número para as estações e ciclo dia/noite. *Mugil liza* apresentou maiores valores de número de indivíduos nos locais mais externos próximo do limite com o mar (Coroa e Ponte), no verão não diferindo entre o fotoperíodo; o peso apresentou o mesmo padrão espacial e temporal. *Sphoeroides testudineus* foi mais abundante no local Banco, no inverno e a noite; o peso apresentou um padrão semelhante de variação espacial e temporal. *Diapterus rhombeus* apresentou maiores abundâncias e peso no local mais interno (Mangue), no outono durante a noite. *Harengula clupeola* ocorreu em maior abundância e captura em peso nos locais intermediários (Clube, Banco e Coroa), durante o verão/outono, sem diferenças entre o fotoperíodo. *Anchoa januaria* foi mais abundante no local mais interno (Mangue), no outono/inverno a noite; o mesmo tendo sido observado para o peso. *Mugil curema* não diferiu quanto ao número de indivíduos entre os locais de coleta e fotoperíodo, com maiores abundâncias no outono/inverno; seu peso por outro lado foi maior no local mais externo (Ponte) em relação ao local mais interno (Mangue). *Synodus foetens* foi mais abundante nos locais centrais (Banco e Coroa), nas estações de primavera/outono/inverno durante a noite; com a variável peso seguindo o mesmo padrão. *Citharichthys arenaceus* e *C. spilopterus* não apresentaram diferenças significativas entre os locais de coleta e entre as estações para *C. spilopterus*, com a

primeira espécie sendo mais abundante no verão e a noite; seus pesos apresentaram o mesmo padrão da abundância. *Poecilia vivipara* apresentou maiores abundâncias e capturas em peso nos locais mais interno e central (Mangue e Banco) durante o dia, sem variar nas estações (Tabela 26).

Tabela 26. Valores de F da análise ANOVA e teste de Tukey para diferenças significativas entre as espécies mais freqüentes e os locais, fotoperíodo e estações do ano, no manguezal de Guaratiba durante o período de setembro de 2002 a agosto de 2003. L = local: M = Mangue, CL = Clube, B = Banco, C = Coroa e P = Ponte; E = estações: P = primavera, V = verão, O = outono e I = inverno.

Espécies	Locais	Estação	Foto	L x E	L x F	E x F	L x E x F
Athbra N	19,59 **	24,61 **	5,24 *	2,86 **	ns	3,79 *	2,89 **
	B,P > CL,C > M	V,O > I > P	D > N				
Athbra P	33,94 **	3,72 *	ns	2,82 **	ns	3,13 *	2,23 *
	B,P > C > CL > M	V,O > P					
Eucarg N	ns	49,40 **	35,73 **	ns	ns	3,20 *	ns
		I > V > O > P	N > D				
Eucarg P	7,62 **	20,90 **	45,49 **	ns	2,47 *	ns	ns
	B > M,CL,P	V,O > P > I	N > D				
Gobbol N	12,12 **	6,11 **	46,13 **	2,47 **	6,24 **	ns	ns
	CL > M,B,C,P	V > P, O	N > D				
Gobbol P	8,92 **	5,01 *	35,31 **	3,02 **	6,50 **	ns	ns
	CL,B > M > C,P	V > P,O,I	N > D				
Eucmel N	ns	33,04 **	23,12 **	2,37 *	4,58 **	ns	ns
		O,I > P,V	N > D				
Eucmel P	2,76 *	17,87 **	34,87 **	ns	4,98 **	ns	ns
	B > M	O,I > P,V	N > D				
Mugliz N	3,23 *	50,03 **	ns	2,57 *	ns	ns	ns
	C,P > CL	V > P,O,I					
Mugliz P	4,90 **	47,38 **	ns	3,31 **	ns	ns	1,90 *
	C,P > CL	V > O P,I					
Sphtes N	9,17 **	13,42 **	8,97 *	6,02 **	ns	ns	2,96 **
	B > CL,C,P > M	I > V,O > P	N > D				
Sphtes P	6,30 **	4,33 **	17,92 **	3,75 **	ns	ns	2,09 *
	CL,B,C,P > M	I > P	N > D				
Diarho N	19,21 **	45,10 **	12,36 **	5,43 **	ns	ns	2,27 *
	M > CL,B,C,P	O > V,I > P	N > D				
Diarho P	6,81 **	27,48 **	10,09 **	3,30 **	ns	ns	2,10 *
	M > CL,C,P	O > V,I > P	N > D				
Harclu N	8,11 **	15,49 **	ns	2,64 *	ns	ns	ns
	CL,B,C > M,P	V,O > P,I					
Harclu P	8,21 **	8,91 **	ns	2,83 **	ns	ns	ns
	CL,B,C > M,P	V,O > P,I					
Ancjan N	12,72 **	20,13 **	6,38 *	2,89 **	ns	ns	ns
	M > CL,B,C,P	O,I > P,V	N > D				
Ancjan P	8,94 **	8,47 **	5,69 *	2,34 *	2,99 *	ns	ns
	M > CL,B,C,P	O,I > P,V	N > D				
Mugcur N	ns	11,50 **	ns	ns	ns	3,56 *	ns
		O,I > P,V					
Mugcur P	2,42 *	11,86 **	ns	ns	ns	2,82 *	ns
	P > M	O,I > P,V					
Synfoe N	4,70 **	7,99 **	31,04 **	ns	3,13 *	2,70 *	ns
	B,C > M,P	P,O,I > V	N > D				
Synfoe P	7,78 **	5,37 **	25,29 **	2,51 *	3,74 *	ns	1,82 *
	B,C > CL > M,P	I > V	N > D				

Continuação							
Espécies	Locais	Estação	Foto	L X E	L x F	E x F	L x E x F
Citare P	ns	6,18 ** V > O,I	18,19 ** N > D	ns	ns	2,86 *	ns
Citspi N	ns	ns	29,66 ** N > D	3,51 **	ns	5,22 **	2,98 **
Citspi P	ns	ns	28,73 ** N > D	4,50 **	2,54 *	3,72 *	3,40 **
Poeviv N	10,28 ** M,B > CL > C,P	2,67 *	6,27 * D > N	ns	ns	4,10 *	1,99 *
Poeviv P	10,43 ** M,B > CL > C,P	ns	4,88 * D > N	1,85 *	ns	3,94 *	2,09 *

* = p < 0,05; ** = P < 0,01

17.8. Análise de similaridade

A análise da similaridade ANOSIM evidenciou que não há diferenças significativas na composição específica das amostras obtidas nos diferentes momentos amostrais, tanto durante o dia quanto a noite. O valor de R está dentro da amplitude do que é esperado ao acaso, significando que as similaridades dentro e entre os momentos amostrais são semelhantes. Portanto esta análise univariada de similaridade mostra que os locais de coleta dentro do manguezal de Guaratiba, não apresentam diferenças evidentes na sua composição em espécies, indicando que as cinco amostras tanto durante o dia como a noite, realizados em cada mês, podem ser considerados pseudoréplicas, ou seja, podem ser agrupadas para outros tipos de análises. Não obstante registrou-se uma pequena diferença entre as amostras dos locais Mangue e Ponte durante o período diurno, indicando uma sobreposição de espécies com pequena diferenciação entre as mesmas (Tabela 27).

Tabela 27. Resultado da análise de similaridade ANOSIM entre momentos amostrais no manguezal de Guaratiba durante o dia e a noite, no período de setembro 2002 a agosto de 2003. (M = Mangue, CL = Clube, B = Banco, C = Coroa e P = Ponte). R global = 0,151; p = 0,1%.

Teste pareado (grupos)	R estatístico		Nível de significância %	
	Dia	Noite	Dia	Noite
M x CL	0,24	0,229	0,6	0,2
M x B	0,198	0,297	0,8	0,2
M x C	0,329	0,114	0,1	4,3
M x P	0,515	0,116	0,1	6,0
CL x B	- 0,022	0,029	60,3	26,3
CL x C	0,029	- 0,018	25,1	58,0
CL x P	0,118	0,172	4,5	1,5
B x C	0,005	- 0,017	38,1	57,8
B x P	0,142	0,101	2,5	5,4
C X P	- 0,026	0,05	62,2	19,6

R > 0,70 = bem separados; 0,70 > R > 0,50 = sobreposto, mas diferente; R < 0,25 = quase não separados

A similaridade de percentagens (SIMPER) mostra que *A. brasiliensis* e *E. argenteus* foram às espécies mais comuns nas amostras realizadas durante o dia nos cinco locais de coletas (Tabela 28). Durante o período noturno observou-se o mesmo padrão em relação às espécies mais comuns com exceção do local Clube, para a

segunda espécie mais comum *G. boleosoma* (Tabela 29.). A análise SIMPER revelou também as maiores dissimilaridades (57,35 e 56,07 %) entre as assembléias de (M x C e M x P) respectivamente, sendo as espécies *A. brasiliensis* e *M. liza* as maiores responsáveis por essa dissimilaridade entre o par (M x C) e *E. argenteus* e *M. liza* entre o par (M x P), ao longo do dia (Tabela 28). *A. brasiliensis* e *M. liza* foram responsáveis pelas diferenças entre seis comparações, seguido de *E. argenteus* responsável pela dissimilaridade de quatro, *H. clupeola* de três e *D. rhombeus* de uma única comparação. À noite as maiores dissimilaridades (52,28 e 50,60 %) foram registradas entre os mesmos locais do dia (M x P e M x C) respectivamente, sendo *D. rhombeus* e *E. argenteus* responsáveis pela diferença entre (M x P) e *H. clupeola* e *E. argenteus* pela dissimilaridade entre (M x C) (Tabela 29.). *E. argenteus* foi à espécie que mais contribuiu para as dissimilaridades entre as assembléias, seguido de *H. clupeola*, *G. boleosoma*, *D. rhombeus* e *A. brasiliensis*, em ordem decrescente de contribuição para diferenças entre grupos.

Tabela 28. Contribuição percentual das espécies mais freqüentes nas capturas no manguezal de Guaratiba durante o dia, para a similaridade dentro de cada local de coleta e para a dissimilaridade entre os locais de coleta. (M = Mangue, CL = Clube, B = Banco, C = Coroa e P = Ponte).

	Mangue	Clube	Banco	Coroa	Ponte
Similaridade média dentro dos momentos (%)	55,92	51,10	51,39	46,01	59,82
<i>A. brasiliensis</i> - <i>Athbra</i>	34,06	54,75	51,21	66,04	79,62
<i>A. januaria</i> - <i>Ancjan</i>	6,10				
<i>D. rhombeus</i> - <i>Diarho</i>	8,80				
<i>E. argenteus</i> - <i>Eucarg</i>	18,00	17,74	20,70	12,60	9,48
<i>E. melanopterus</i> - <i>Eucmel</i>		8,41	2,93		
<i>G. boleosoma</i> - <i>Gobbol</i>	9,29	8,07			
<i>H. clupeola</i> - <i>Harclu</i>		4,16	7,23		
<i>M. curema</i> - <i>Mugcur</i>					
<i>M. liza</i> - <i>Mugliz</i>	4,87		3,83	11,14	4,84
<i>O. saurus</i> - <i>Olisau</i>					
<i>P. vivípara</i> - <i>Poeviv</i>	9,62				
<i>S. testudineus</i> - <i>Sphtes</i>			4,28	3,35	

	Mx CL	M x B	M x C	M x P	CLx B	CLx C	CLx P	B x C	B x P	CX P
Dissimilaridade média (%)	52,04	50,88	57,35	56,07	48,18	51,90	47,99	51,14	48,14	46,51
<i>Athbra</i>	12,72	14,21	13,46	11,39	13,24	15,55	11,52	15,66	11,63	17,08
<i>Ancjan</i>	7,62	8,00	7,60	7,92						
<i>Diarho</i>	11,29	10,22	10,77	11,19	7,04	5,09		6,36	5,96	
<i>Eucarg</i>	9,36	6,00	9,83	11,45	10,12	13,99	16,26	11,40	13,49	17,45
<i>Eucmel</i>	10,68	6,01	6,61	5,21	11,45	13,05	13,66	7,12	5,62	6,85
<i>Gobbol</i>	8,65	8,23	9,16	10,50	8,35	9,35	11,54		7,16	5,94
<i>Harclu</i>	10,22	12,01	7,26	6,71	15,42	11,65	12,11	13,70	14,56	7,71
<i>Mugcur</i>			5,33	4,92		6,04	5,78	6,28	5,84	8,86
<i>Mugliz</i>	8,22	9,96	11,81	12,63	10,28	13,80	14,50	14,60	15,69	21,59
<i>Olisau</i>										
<i>Poeviv</i>	10,01	11,12	10,69	10,93	7,41			7,60	6,90	
<i>Sphtes</i>	3,76	6,23			7,26	5,37	5,96	7,47	7,96	6,80

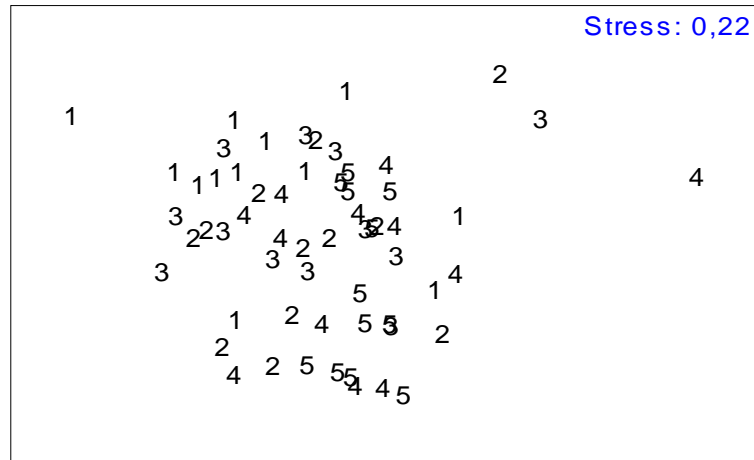
Tabela 29. Contribuição percentual das espécies mais frequentes nas capturas no manguezal de Guaratiba durante a noite, para a similaridade dentro de cada local de coleta e para a dissimilaridade entre os locais de coleta. (M = Mangue, CL = Clube, B = Banco, C = Coroa e P = Ponte).

	Mangue	Clube	Banco	Coroa	Ponte
Similaridade média dentro dos momentos (%)	50,25	60,30	62,45	53,48	50,84
<i>A. brasiliensis</i> – <i>Athbra</i>	34,87	35,62	33,74	34,20	51,39
<i>A. januaria</i> – <i>Ancjan</i>	8,60				
<i>A. lineatus</i> – <i>Achlin</i>	4,04				
<i>C. arenaceus</i> – <i>Citare</i>					
<i>C. spilopterus</i> – <i>Citspi</i>					
<i>D. rhombeus</i> – <i>Diarho</i>	10,07	2,75	2,59	3,92	
<i>E. argenteus</i> – <i>Eucarg</i>	15,25	17,00	20,13	21,42	16,89
<i>E. melanopterus</i> – <i>Eucmel</i>	5,07	6,07	7,39	7,20	6,59
<i>E. gula</i> – <i>Eucgul</i>					
<i>G. boleosoma</i> – <i>Gobbol</i>	8,33	19,81	11,60	9,61	6,57
<i>H. clupeola</i> – <i>Harclu</i>		6,26	4,19	7,96	
<i>M. curema</i> – <i>Mugcur</i>					3,31
<i>M. liza</i> – <i>Mugliz</i>	6,90		3,92		4,38
<i>P. punctatus</i> – <i>Pripun</i>					
<i>S. testudineus</i> – <i>Sphtes</i>		3,15	5,01	4,16	3,86
<i>S. foetens</i> – <i>Synfoe</i>			3,76	3,27	
<i>S. tessellatus</i> – <i>Symtes</i>					

	Mx CL	M x B	M x C	M x P	CLx B	CLx C	CLx P	B x C	B x P	CX P
Dissimilaridade média (%)	49,47	49,60	50,60	52,28	39,13	42,70	47,73	41,48	45,33	48,72
<i>Athbra</i>	8,70	10,00	9,17	7,56	7,59	9,77	6,74	9,97	7,22	9,07
<i>Ancjan</i>	7,67	7,04	7,15	7,94	5,69	6,02	5,29	4,46	3,45	4,11
<i>Achlin</i>	3,64	3,09	3,45	3,52						
<i>Citare</i>	4,16	4,20	4,33	4,95	4,10		4,20	4,02	4,23	4,29
<i>Citspi</i>	3,61		3,80	3,05	3,81	4,91	4,10	4,32	3,49	4,12
<i>Diarho</i>	10,10	8,72	9,59	10,98	7,61	7,84	8,03	6,35	7,19	7,57
<i>Eucarg</i>	10,03	9,79	9,66	11,59	9,40	9,07	11,01	8,76	11,18	10,63
<i>Eucmel</i>	8,93	8,77	9,39	9,66	9,17	9,21	9,14	9,27	9,44	9,67
<i>Eucgul</i>										
<i>Gobbol</i>	10,36	7,21	7,00	7,30	8,67	10,47	11,90	6,95	7,98	6,76
<i>Harclu</i>	9,36	8,03	9,78	4,01	10,61	11,28	9,72	10,60	8,46	10,31
<i>Mugcur</i>		3,41		4,92	4,38	3,70	5,29	4,80	5,57	5,71
<i>Mugliz</i>	7,88	7,99	8,46	9,86	7,75	6,70	8,10	8,14	9,17	8,63
<i>Pripun</i>										
<i>Sphtes</i>	4,32	6,02	5,43	6,29	6,47	6,29	7,15	6,86	7,67	7,86
<i>Synfoe</i>	3,20	4,66	4,63		4,98	5,17		5,54	5,35	5,08
<i>Symtes</i>		3,13								

Na análise MDS, os altos valores de estresse (0,22 e 0,24) registrados para o período diurno e noturno, respectivamente, indicam que as similaridades entre os grupos não resultaram em um padrão de separação das amostras em ambos os períodos. (Fig. 58).

A



B

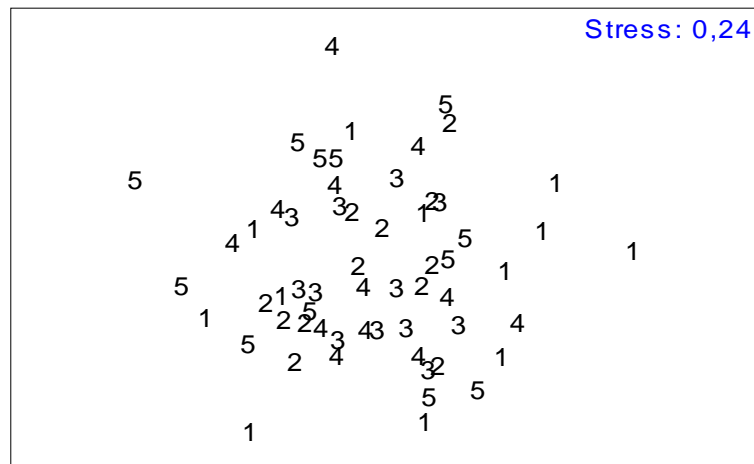


Figura 58. Diagrama de ordenação pelo método MDS baseado nos dados de abundancia numérica das espécies mais freqüentes durante o dia (A) e a noite (B), amostradas mensalmente no manguezal de Guaratiba.

17.9. Descritores da comunidade

Analisando as variações espaciais e temporais da comunidade, verificou-se que todos descritores apresentaram diferenças significativas entre os locais, estações do ano e fotoperíodo, com exceção da abundância e peso por fotoperíodo e equitabilidade e dominância por estação do ano (Tabela 30). A partir da análise destes índices, alguns padrões foram evidenciados, tais como o local Mangue que apresentou maiores diferenças entre os descritores utilizados, assim como o ciclo noturno e a estação de primavera.

As maiores abundâncias foram registradas nos locais intermediários (Banco e Clube), situados mais distantes da comunicação com mar aberto, onde predominam canais marés circundados por vegetação do tipo mangue; e as menores abundâncias foram observadas nos locais Mangue localizado na parte mais interna do manguezal, Coroa e Ponte, mais rasos e desprovido de vegetação abundante, próximos da

comunicação com o mar. Sazonalmente o verão foi apresentou maiores valores de abundância seguido do outono, inverno e primavera (Fig. 59). Entre o fotoperíodo não foram registradas diferenças significativas (Tabela 30).

Tabela 30. Valores de F da análise ANOVA e teste de tukey para diferenças significativas dos descritores da comunidade entre os locais, fotoperíodo e estações do ano, no manguezal de Guaratiba durante o período de setembro de 2002 a agosto de 2003. L = local: M = Mangue, CL = Clube, B = Banco, C = Coroa e P = Ponte; E = estações: P = primavera, V = verão, O = outono e I = inverno.

Variáveis	Locais	Foto	Estação	L x F	L x E	F x E	LxFxE
Abundância	8,36 ** B > CL > M,C,P	ns	56,60 ** V > O > I > P	ns	3,65 **	2,83 **	2,21 *
Peso	29,00 ** B,P > C > M,CL	ns	9,73 ** V,O,I > P	ns	2,29 *	ns	ns
Nº espécies	10,14 ** M,CL,B > C,P	76,30 ** N > D	37,02 ** V,O > I > P	7,42 **	2,01 *	ns	2,04 *
Shannon (H)	14,38 ** M > CL,B,C,P	99,80 ** N > D	13,33 ** V,O,I > P	9,42 *	2,83**	ns	3,32 *
Equitabilidade (J)	12,08 ** M > CL,B,C,P	38,40 ** N > D	ns	5,28 **	ns	ns	3,00 **
Dominância (λ)	10,58 ** B,C,P > CL > M	40,77 ** D > N	ns	5,74 **	2,52 *	4,83 *	2,50 *
Riqueza (D)	14,00 ** M > CL,B,C > P	110,71 ** N > D	12,89 ** O > V,I > P	11,25 **	2,34 *	NS	3,07 **

* = $p < 0,05$; ** = $P < 0,01$

O peso apresentou maiores valores médios para os locais intermeidiários (Banco) e mais externo (Ponte), devido provavelmente a maior profundidade deste primeiro local, que forma um dos principais canais de entrada e saída de água deste sistema, bem como o local Ponte que faz parte da comunicação entre a área de mangue e o mar aberto, permitindo pela sua localização a ocorrência de peixes de maior porte. Menores valores de peso foram registrados nos locais mais internos (Mangue) e central (Clube), onde existe uma maior complexidade de habitats além da ocorrência de peixes de menor porte. Sazonalmente o peso seguiu e mesmo padrão da abundância, não apresentando diferenças significativas entre o fotoperíodo (Tabela 30). Também foi detectado um padrão crescente desta variável da área mais interna do manguezal em direção ao local mais externo, próximo à comunicação com o mar aberto, com raras exceções para o local Banco, principal canal de entrada e saída de água (Fig. 60).

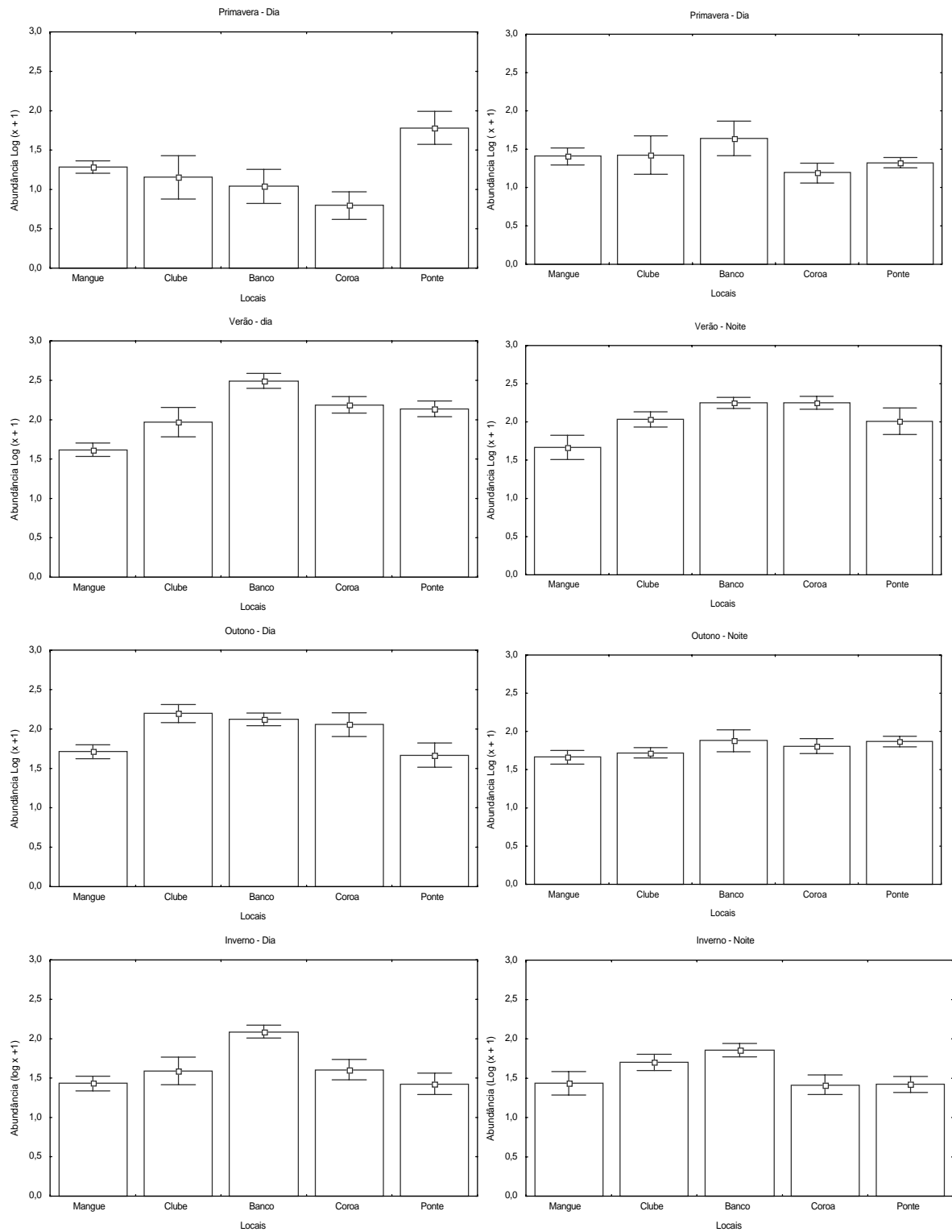


Figura 59. Médias e erros padrões (barras verticais) da abundância total entre os locais de coleta ao longo as estações do ano e do fotoperíodo, no manguezal de Guaratiba.

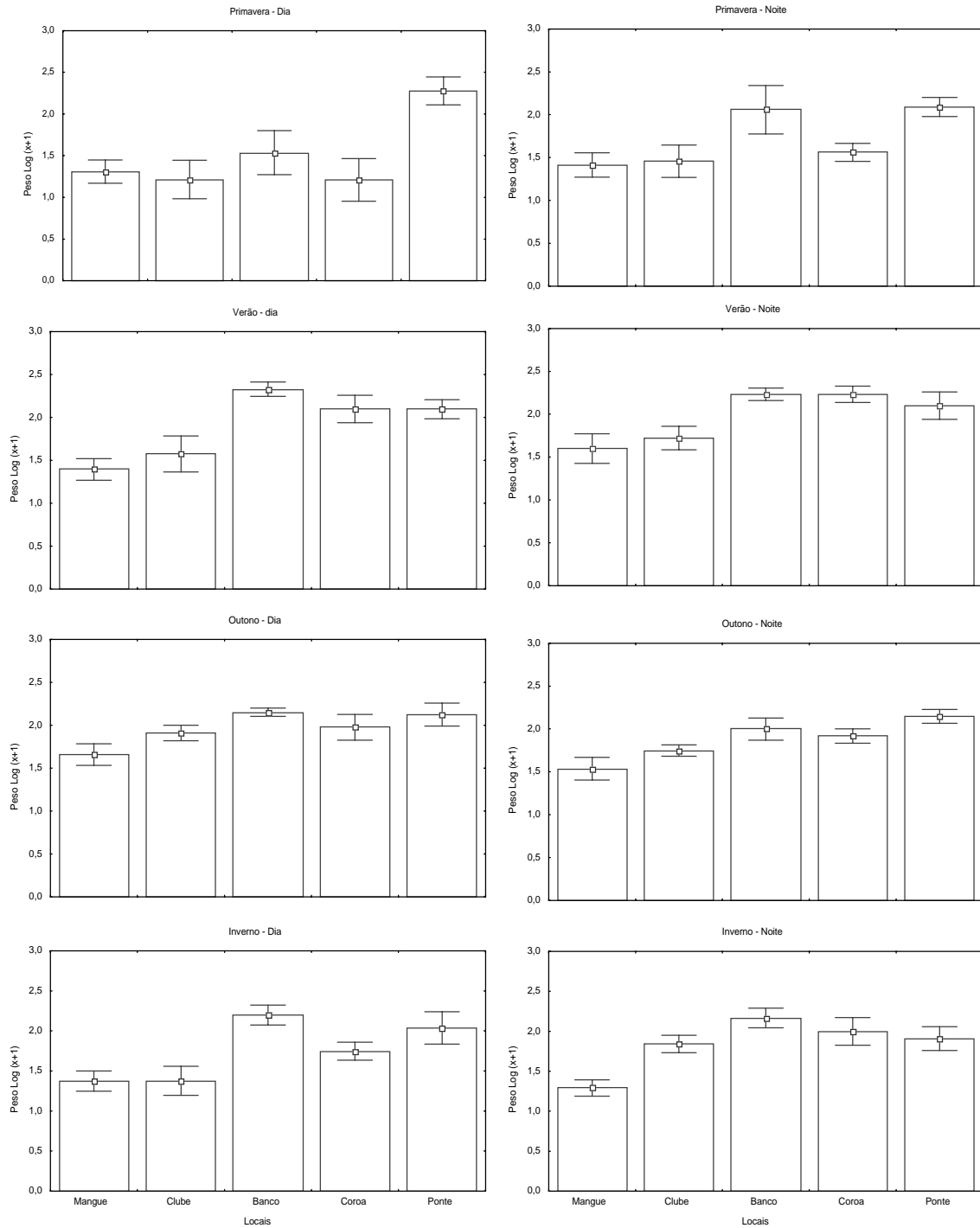


Figura 60. Médias e erros padrões (barras verticais) do peso total entre os locais de coleta ao longo as estações do ano e do fotoperíodo, no manguezal de Guaratiba.

O maior número de espécies capturadas ocorreu nos locais mais abrigados e com maior profundidade, respectivamente, Mangue, Clube e Banco, durante a noite nas estações de verão /outono. Nos locais Coroa e Ponte ao longo do dia durante a primavera/inverno, foram registrados os menores números de espécies capturadas (Tabela 30). O período noturno também apresentou um maior número de espécies quando comparado com o dia, principalmente nas estações de verão/outono, mantendo uma certa constância do número de espécies por locais, o que não foi observado durante o dia e entre as estações (Fig. 61).

O índice de diversidade de Shannon e equitabilidade apresentaram o mesmo padrão espacial e ao longo do ciclo dia/noite, com o local Mangue (mais interno) apresentando maiores valores que o restante dos locais durante o período noturno. Sazonalmente somente o índice de diversidade diferiu significativamente com maiores valores no verão, outono e inverno e menores na primavera (Tabela 30). Durante o período diurno registrou-se um padrão decrescente de diversidade dos locais mais internos com maior complexidade e habitats para os locais mais externos e expostos com pouca complexidade de habitats, com exceção da primavera no local central (Banco) que apresentou maior valor que os locais Clube, Coroa e Ponte; e do verão que registrou maiores valores para os locais externos Coroa e Ponte. O período noturno não mostrou claramente um padrão de diversidade, porém observa-se uma alternância de valores entre os locais ao longo das estações (Fig.62 e 63).

O índice de dominância apresentou diferenças significativas somente entre os locais e ao longo do ciclo dia/noite, com maiores valores nos locais intermediários (Banco e Coroa) e Ponte (mais externo) durante o dia, quando comparado com a noite que não apresentou um padrão definido entre os locais (Tabela 30). Ao longo do dia e entre as estações do ano, observou-se um padrão de crescente de dominância dos locais mais internos para os locais mais externos, refletindo a predominância de uma dada espécie nos diferentes habitats coletados, com exceção do verão que apresentou uma tendência diferente. Já durante o período noturno não foi registrado nenhum padrão evidente, provavelmente influenciada pela grande diversidade de espécies neste turno ao longo das estações (Fig. 64).

A riqueza de Margalef também apresentou diferenças entre os locais com maiores valores para o Mangue (mais interno) e menores para a Ponte (mais externo), durante a noite. Sazonalmente a estação outono registrou os maiores valores médios enquanto a primavera os menores valores (Tabela 30). Durante o período diurno entre as estações do ano, foi detectado que maiores valores riquezas ocorreram nos locais mais internos da área estudada, onde predomina uma maior complexidade de habitats quando comparados com os locais mais externos, pouco heterogêneos com relação a habitats. Já no período noturno observou-se uma homogeneidade entre a primavera e o outono, apresentando maiores valores de riqueza em relação ao inverno, considerado um período estressante, pois a maioria das espécies tem seu metabolismo alterado em função das variações físicas do meio e do fotoperíodo (Fig. 65).

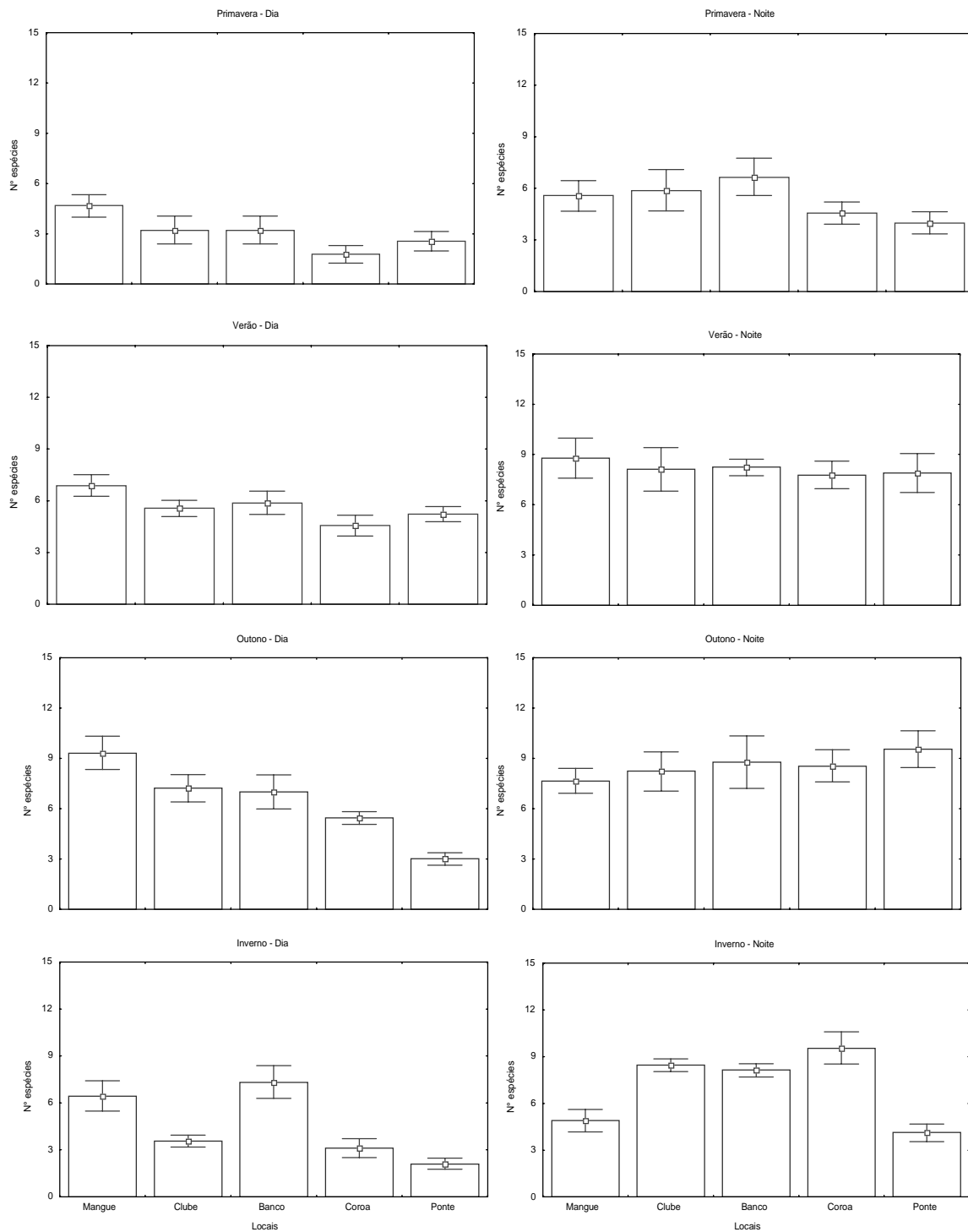


Figura 61. Médias e erros padrões (barras verticais) do número de espécies entre os locais de coleta ao longo as estações do ano e do fotoperíodo, no manguezal de Guaratiba.

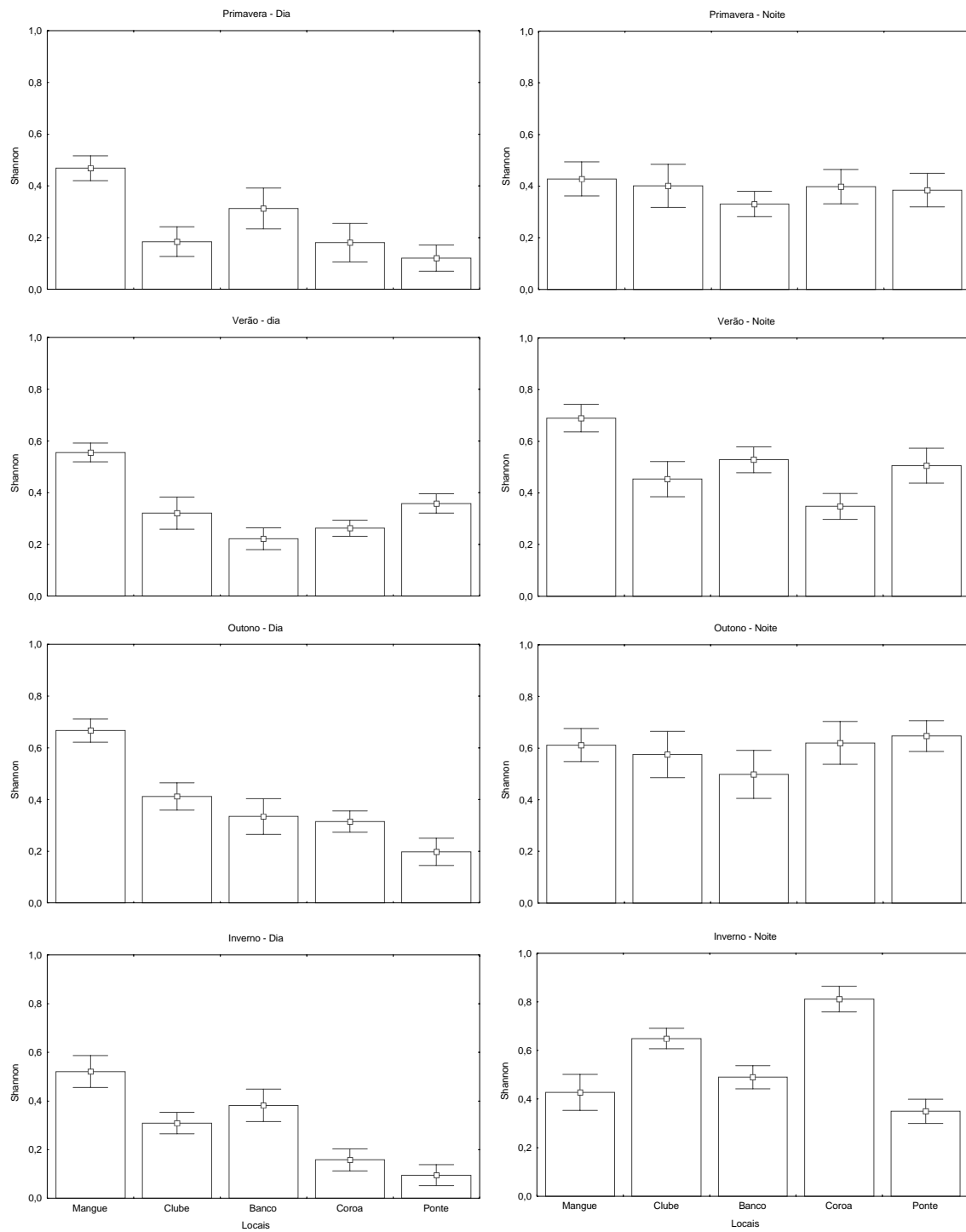


Figura 62. Médias e erros padrões (barras verticais) do índice de diversidade de Shannon entre os locais de coleta ao longo as estações do ano e do fotoperíodo, no manguezal de Guaratiba.

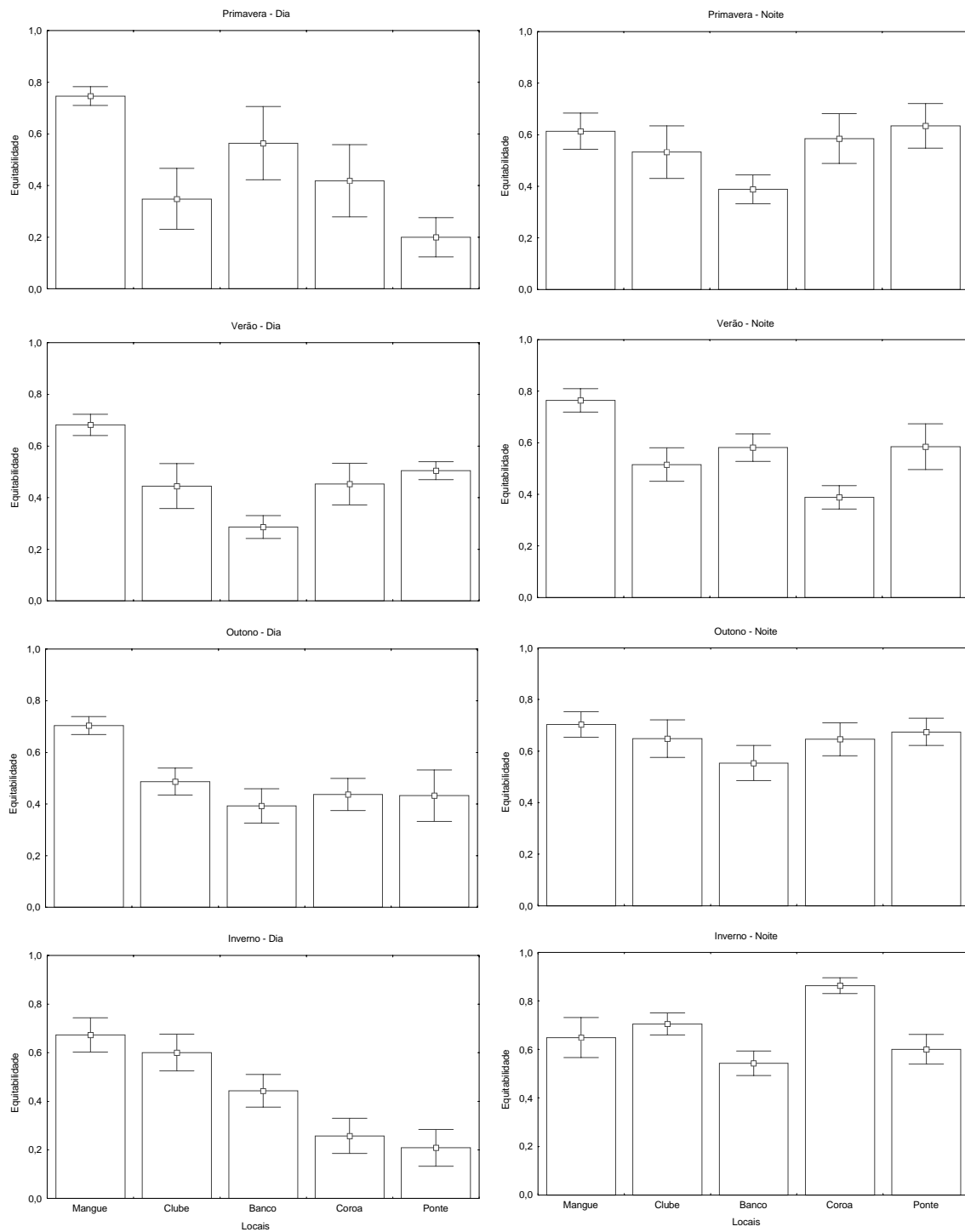


Figura 63. Médias e erros padrões (barras verticais) da equitabilidade entre os locais de coleta ao longo das estações do ano e do fotoperíodo, no manguezal de Guaratiba.

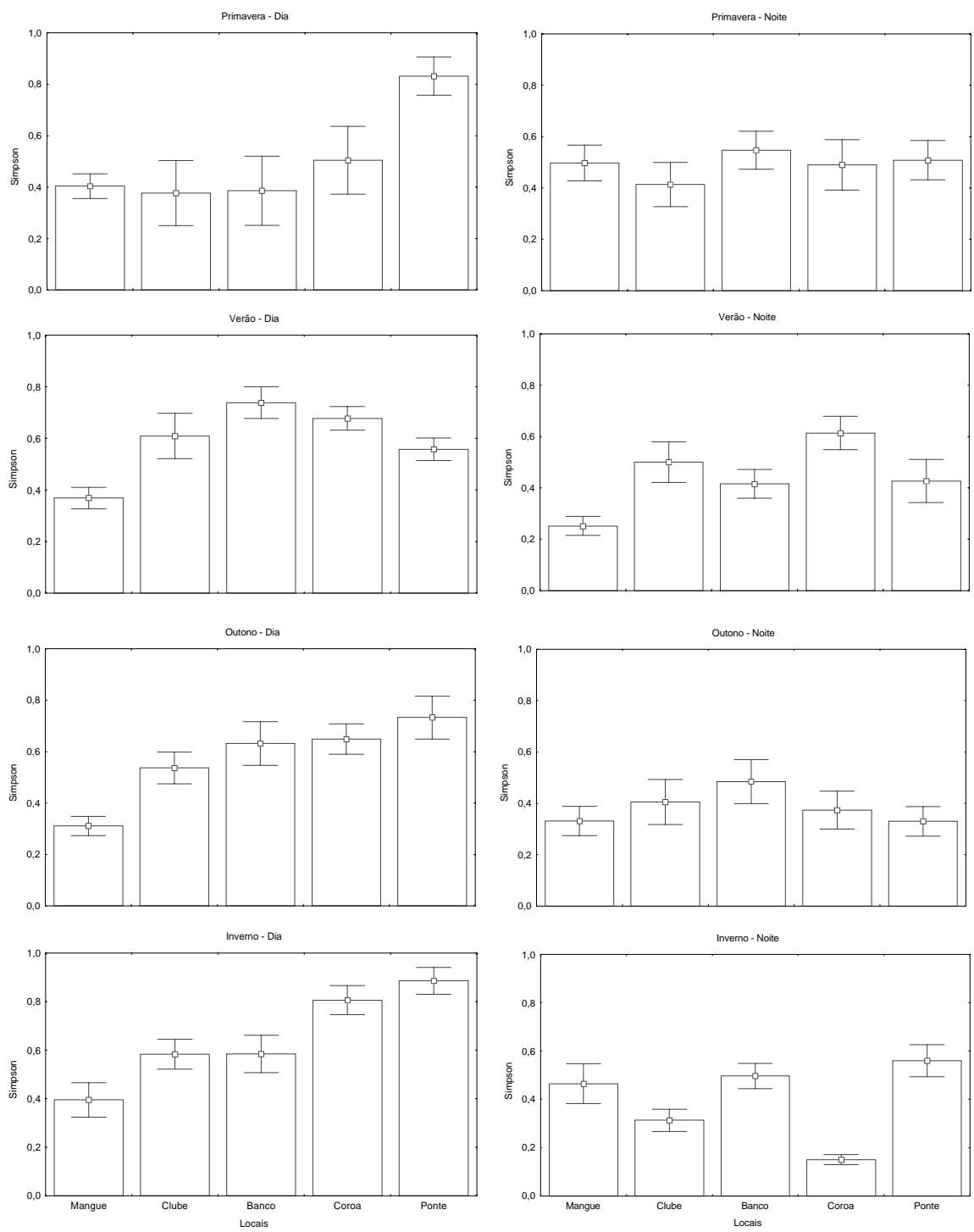


Figura 64. Médias e erros padrões (barras verticais) da dominância entre os locais de coleta ao longo das estações do ano e do fotoperíodo, no manguezal de Guaratiba.

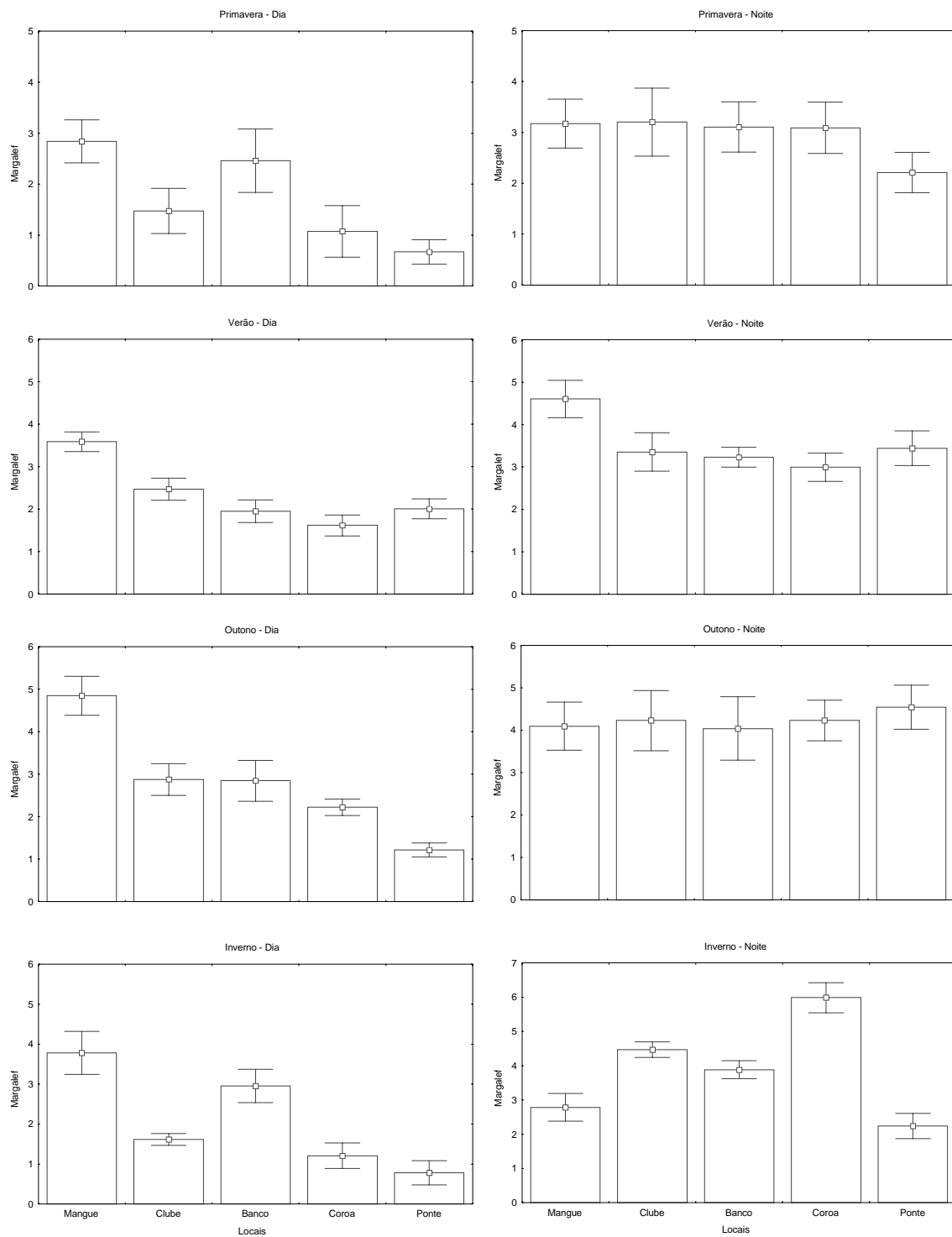


Figura 65. Médias e erros padrões (barras verticais) do índice de Margalef entre os locais de coleta ao longo as estações do ano e do fotoperíodo, no manguezal de Guaratiba.

17.10. Influência das variáveis ambientais na abundância dos peixes

A análise de correspondência canônica revelou que as variáveis ambientais da água mais significativas associadas com a abundância dos peixes durante o dia foram oxigênio dissolvido e salinidade. Correlações entre as espécies e os 4 eixos ambientais foram mais altos para o primeiro (0,57) e segundo (0,61), e menores para o terceiro (0,38) e quarto (0,29) eixos. Finalmente, apenas 17,3% do total da matriz de espécies foi explicado pelas 5 variáveis incluídas na análise (Tabela 31). A figura 66 representa a ordenação mostrando os locais de coleta e a distribuição das espécies em relação as variáveis ambientais, como determinado pela análise de correspondência canônica. Somente os eixos 1 e 2 foram plotados, pois representam 77,9 % da variância total explicada.

Os eixos 1 e 2 não evidenciaram uma clara separação espacial, porém ao longo do eixo 1 observa-se que a maioria das amostras referentes ao local mais interno (1-Mangue), e em menor proporção, o local mais externo (5-Ponte) encontram-se distribuídos na parte esquerda do diagrama, em oposição aos locais da zona intermediária do canal (2-Clube, 3- Banco e 4-Coroa) encontram-se amplamente distribuídos, com tendências à parte direita do diagrama, associados às maiores concentrações de oxigênio dissolvido, condutividade e temperatura. As espécies *Sphoeroides testudineus* e *Atherinella brasiliensis* foram associadas com maiores valores de oxigênio dissolvido, salinidade, condutividade e transparência, e menores profundidades. As espécies *Eucinostomus argenteus*, *Mugil liza* e *Harengula clupeola* foram associadas a maiores temperaturas. As espécies *Anchoa januaria*, *Oligoplites saurus*, *Gobionellus boleosoma* e *Diapterus rhombeus* foram associados com maiores profundidades e menores transparências, salinidade, condutividade e oxigênio dissolvido. *Mugil curema*, *Eucinostomus melanopterus* e *Poecilia vivípara* estiveram associadas com menores temperaturas (Fig. 66).

Tabela 31. Sumário da análise de correspondência canônica para os dados bióticos e abióticos durante o dia no manguezal de Guaratiba.

	Eixos			
	1	2	3	4
Correlação canônicas				
Profundidade	- 0,09	- 0,25	- 0,07	0,01
Temperatura	0,23	- 0,38	0,10	0,13
Salinidade	0,16	0,46	- 0,07	0,07
Oxigênio dissolvido	0,51	0,18	- 0,07	- 0,04
Condutividade	0,31	0,12	- 0,11	0,21
Transparência	0,12	0,17	0,14	0,02
Sumário da ordenação dos eixos				
Autovalores	0,084	0,078	0,024	0,011
Correlação espécie – ambiente	0,571	0,616	0,384	0,294
% Cumulativa da variância dos dados das espécies	4,8	9,4	10,8	11,4
Correlação espécie – ambiente	40,4	77,9	89,7	94,7
Soma dos autovalores				1,730
Soma dos autovalores canônicos				0,208

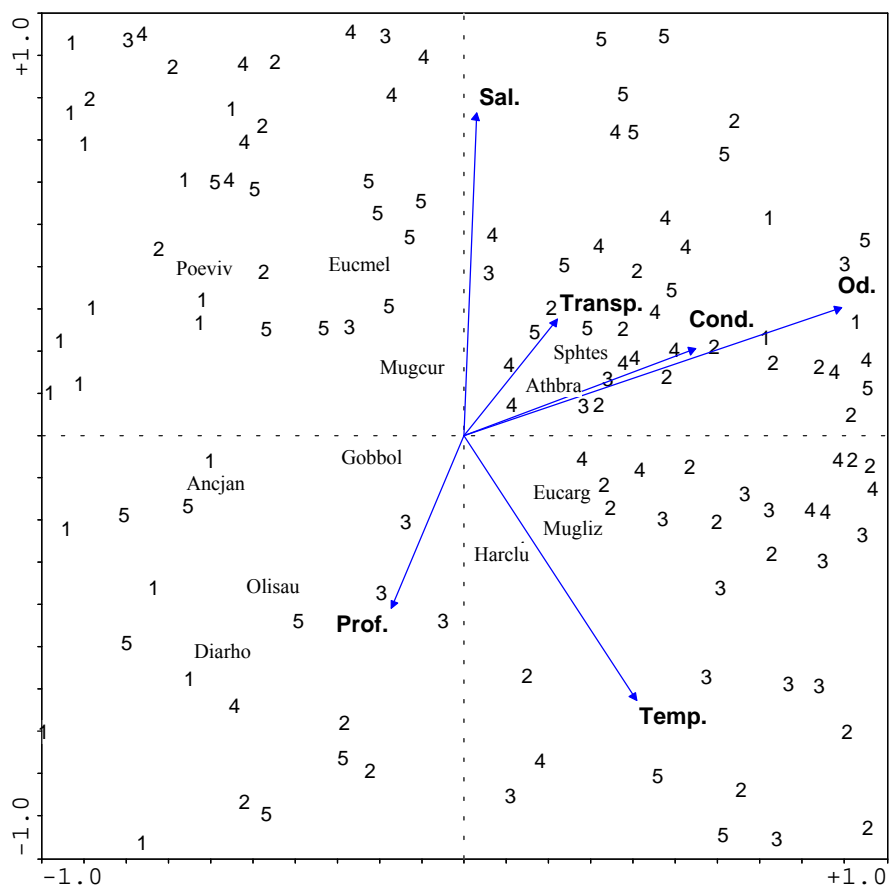


Figura 66. Diagrama de ordenação da análise de correspondência canônica da abundância de peixes e variáveis ambientais no manguezal de Guaratiba durante o dia. Amostras codificadas por locais de coleta: 1 = Mangue, 2 = Clube, 3 = Banco, 4 = Coroa e 5 = Ponte.

Este mesmo diagrama quando codificado por estação do ano demonstra uma separação temporal mais evidente ao longo do eixo 2, separando as estações de inverno na parte superior do diagrama e as estações do verão na parte inferior do diagrama (Fig. 67) .

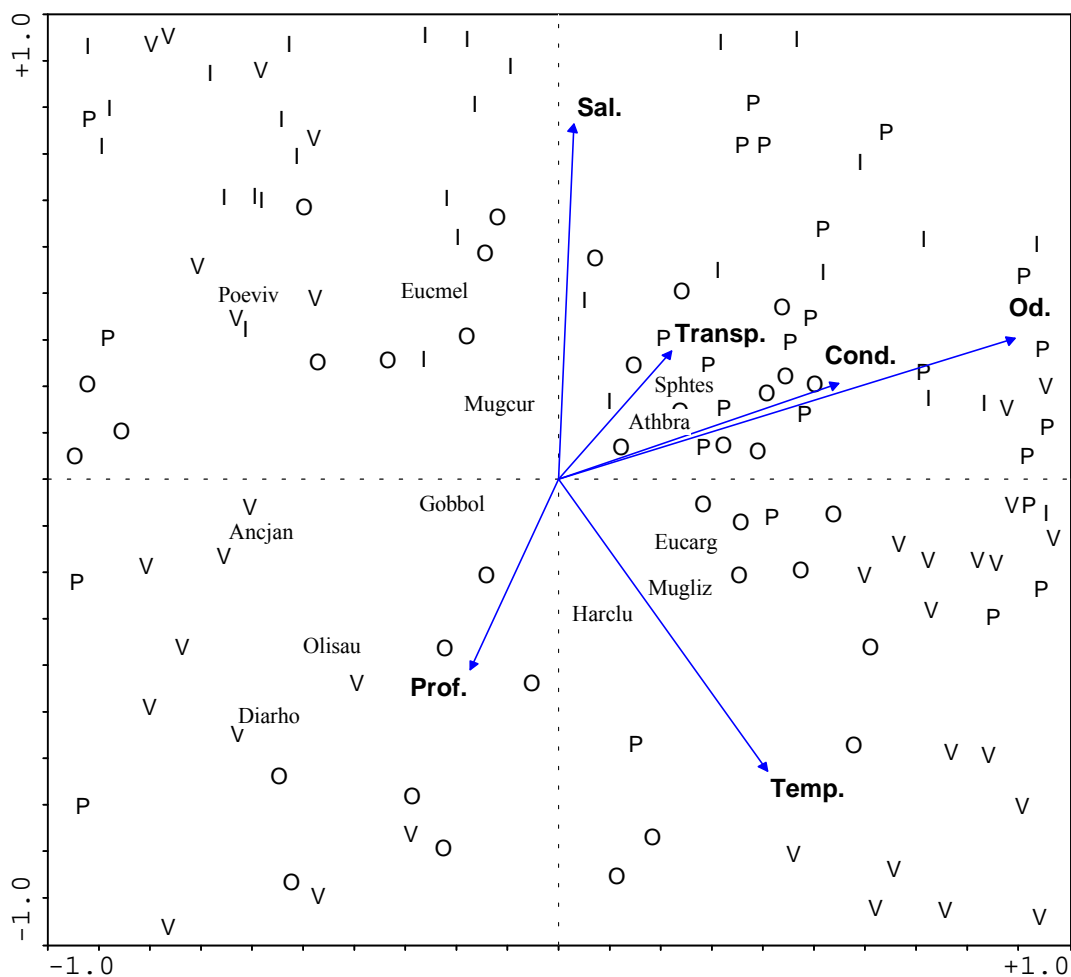


Figura 67. Diagrama de ordenação da análise de correspondência canônica da abundância de peixes e variáveis ambientais no manguezal de Guaratiba durante o dia. Amostras codificadas por estação do ano: P = primavera, V = verão, O = outono e I = inverno.

Durante o período noturno as variáveis ambientais mais significativas associadas com a abundância dos peixes, segundo a análise de correspondência canônica foram temperatura e oxigênio dissolvido. As correlações entre espécies - variáveis ambientais foram mais significantes para o primeiro (0,59) e segundo (0,49) eixos, e menos significante para o terceiro (0,38) e o quarto (0,20) eixos. O diagrama dos dois principais eixos determinados pela análise de correspondência representou 80,7 % da variância explicada (Tabela 32). A figura 68 representa a ordenação mostrando os locais de coletas e a distribuição das espécies em relação as variáveis ambientais, como determinado pelo canoco. Finalmente só 13,97 % do total da matriz de espécies foi explicado pelas 4 variáveis ambientais incluídas na análise.

Os eixos 1 e 2 mais uma vez não separaram claramente os locais de coletas, porém observa-se que a maioria das amostras referentes ao local Mangue, localizam-se a esquerda do diagrama enquanto que as amostras do local Ponte encontram-se a direita do diagrama. As espécies *Gobionellus boleosoma*, *Mugil curema* e *Atherinella brasiliensis* foram associadas com maiores valores de oxigênio dissolvido e salinidade, e menores profundidades. As espécies *Sphoeroides testudineus*, *Prionoptus punctatus*, *E. melanopterus*, *S. foetens* e *E.gula* foram associadas a menores temperaturas e

condutividade. *A. januaria*, *E. argenteus*, *C. spilopterus*, *D. rhombeus* e *S. tessellatus* estiveram associadas com maiores profundidades e menores salinidades e oxigênio dissolvido. As espécies *A. lineatus*, *H. clupeiola*, *C. arenaceus* e *M. liza* foram associadas com maiores temperaturas e condutividade (Fig. 68).

Tabela 32. Sumário da análise de correspondência canônica para os dados bióticos e abióticos durante a noite no manguezal de Guaratiba.

	Eixos			
	1	2	3	4
Correlação canônicas				
Profundidade	-0,18	-0,09	-0,32	0,08
Temperatura	-0,50	0,05	-0,03	-0,09
Salinidade	0,22	0,05	-0,29	-0,07
Oxigênio dissolvido	0,13	0,46	-0,05	-0,01
Condutividade	-0,05	0,03	-0,27	-0,10
Sumário da ordenação dos eixos				
Autovalores	0,053	0,034	0,015	0,004
Correlação espécie – ambiente	0,596	0,492	0,380	0,204
% Cumulativa da variância dos dados das espécies	3,8	6,3	7,3	7,6
Correlação espécie – ambiente	49,1	80,7	94,1	98,1
Soma dos autovalores				1,397
Soma dos autovalores canônicos				0,108

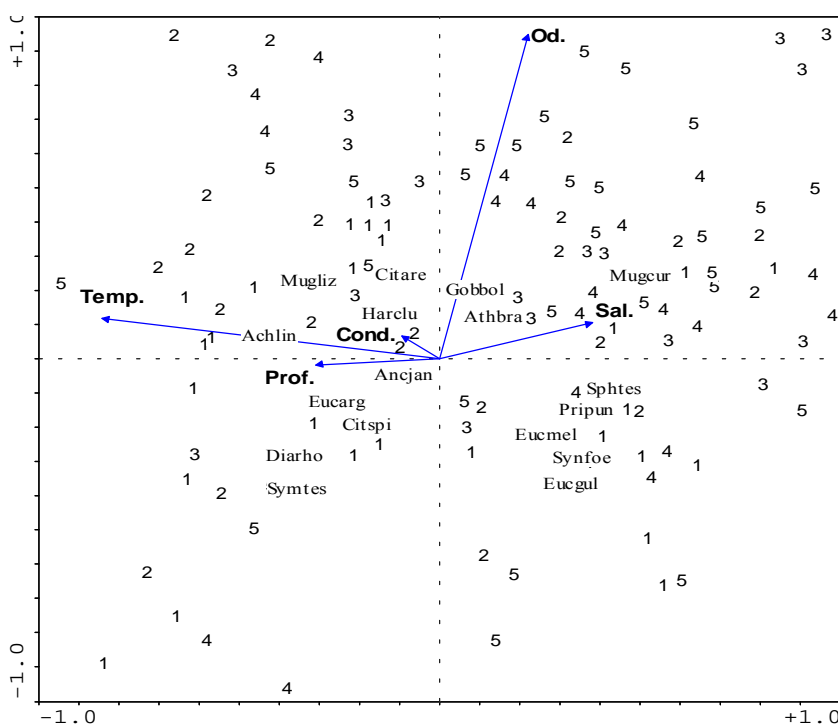


Figura 68. Diagrama de ordenação da análise de correspondência canônica da abundância de peixes e variáveis ambientais no manguezal de Guaratiba durante a noite. Amostras codificadas por locais de coleta: 1 = Mangue, 2 = Clube, 3 = Banco, 4 = Coroa e 5 = Ponte.

O mesmo diagrama quando codificado por estações do ano mostra uma separação temporal mais evidente que a separação espacial, ao longo dos dois eixos principais. O eixo 1 separou as amostras de inverno a direita do diagrama e em oposição a esta, estão as amostras de verão localizadas a esquerda do diagrama. O eixo 2 separou as amostras de primavera na parte superior em oposição as amostras de outono localizadas na parte inferior do diagrama (Fig. 69).

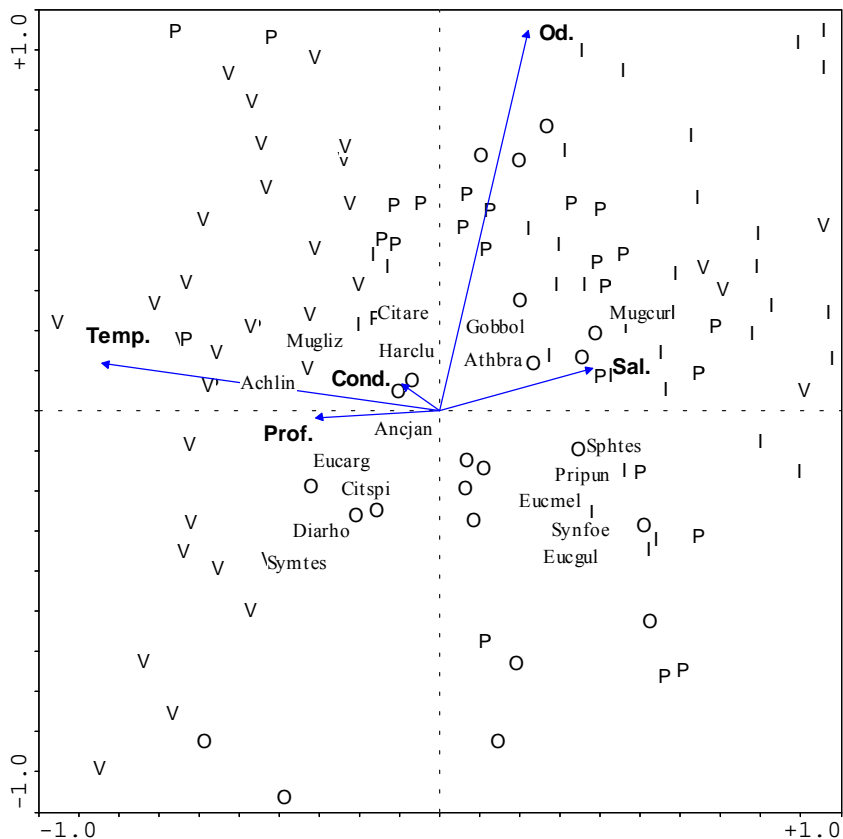


Figura 69. Diagrama de ordenação da análise de correspondência canônica da abundância de peixes e variáveis ambientais no manguezal de Guaratiba durante a noite. Amostras codificadas por estação do ano: P = primavera, V = verão, O = outono e I = inverno.

Os nutrientes contidos no sedimento e a granulometria, foram avaliados através do coeficiente de correlação de Spearman e análise de regressão múltipla a fim de medir o grau de associação das espécies mais frequentes no ambientes com estas variáveis, bem como identificar quais destas variáveis explicam melhor a distribuição destas espécies. A tabela 33. mostra diferentes tipos de interações entre as espécies e variáveis ambientais, onde as correlações negativas indicam que as espécies não se associam diretamente àquela variável, denotando um padrão de distribuição oposto sob pouca ou nenhuma influência das mesmas, enquanto as correlações positivas indicam certo grau de associação entre espécies e variáveis ao nível de 95 e ou 99 % de confiança, mostrando que ambas variáveis crescem no mesmo sentido.

Tabela 33. Valores significativos do coeficiente de correlação de Spearman, para as variáveis de nutrientes do sedimento e tipos de grãos durante o dia e a noite dentro do manguezal de Guaratiba, RJ. C = carbono, MO = matéria orgânica, N = nitrogênio, P = fósforo, k = potássio, MG = muito grosso, G = grosso, M = médio, F = fino, MF = muito fino, FF = finíssimo e S = silte. Significância: * (p < 0,05), ** (p < 0,01).

Dia	Nutrientes do sedimento						Tipos de grãos do sedimento					
Espécies	% C	% MO	% N	P	K	MG	G	M	F	MF	FF	S
<i>Ancjan</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Athbra</i>	- 0,29 *	- 0,29 *	ns	0,31 *	ns	- 0,26 *	ns	- 0,27 *	ns	ns	ns	ns
<i>Diarho</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0,25 *
<i>Eucarg</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Eucmel</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Gobbol</i>	ns	ns	0,35 **	ns	ns	ns	ns	0,42 **	ns	ns	- 0,31 *	ns
<i>Harclu</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Mugcur</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Mugliz</i>	- 0,31 *	- 0,31 *	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Olisau</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0,34 **
<i>Poeviv</i>	0,33 **	0,33 **	0,30 *	ns	ns	ns	ns	ns	ns	- 0,25 *	ns	ns
<i>Sphtes</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns

Noite	Nutrientes do sedimento						Tipos de grãos do sedimento					
Espécies	% C	% MO	% N	P	K	MG	G	M	F	MF	FF	S
<i>Achlin</i>	ns	ns	ns	ns	ns	0,33 *	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Ancjan</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Athbra</i>	ns	ns	ns	0,29 *	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Citare</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0,30 *	0,32 *	ns	0,26 *
<i>Citspi</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Diarho</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0,27 *
<i>Eucarg</i>	- 0,29 *	- 0,29 *	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Eucgul</i>	- 0,37 **	- 0,37 **	ns	ns	- 0,28 *	ns	ns	ns	ns	ns	0,27 *	ns
<i>Eucmel</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Harclu</i>	ns	ns	0,27 *	0,36 **	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Mugcur</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	- 0,35 **	ns	ns	ns	ns
<i>Mugliz</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Pripun</i>	ns	ns	ns	0,29 *	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Sphtes</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Syntes</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Synfoe</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Gobbol</i>	0,35 **	0,35 **	0,29 *	0,33 **	0,52 **	ns	ns	0,37 **	ns	ns	- 0,34 **	ns

A análise de regressão múltipla explica a interdependência entre as espécies e as variáveis ambientais a fim de estabelecer um modelo multilinear, onde variável explicativa (variáveis ambientais) e variável dependente (espécies) estejam fortemente correlacionadas, indicando que a abundância de determinadas espécies é influenciada diretamente pelas variáveis ambientais selecionadas pelo modelo. Tais variações podem ser positivas quando esta relação é direta, ou seja, à medida que uma aumenta a outra também aumentará, ou negativa quando esta relação é inversa. Com base nesta premissa cada modelo é explicado com base no coeficiente de correlação, onde o valor de “r” explica em porcentagem a variação da abundância das espécies em função das variáveis explicativas (Tabela 34).

Portanto a análise conjunta destas duas técnicas quando apresentam sobreposição de valores significativos que explicam a distribuição das espécies em relação as variáveis analisadas, podem ser consideradas consistentes e significativas. *Atherinella brasiliensis* durante o período diurno apresentou sobreposição das técnicas acima citadas para porcentagem de carbono e fósforo, indicando forte influência destes

variáveis em sua distribuição. *Diapterus rhombeus* esteve fortemente influenciado por grãos do tipo silte. Durante o período noturno *Atherinella brasiliensis* teve sua distribuição influenciada pela variável fósforo; *Eucinostomus argenteus* pela matéria orgânica; *Citharichthys arenaceus* por grãos do tipo fino; *Eucinostomus gula* por grãos do tipo finíssimo; *Harengula clupeola* pela porcentagem de nitrogênio; *Prionotus punctatus* pelo fósforo e *Gobionellus boleosoma* pelo potássio.

Tabela 34. Valores significativos dos coeficientes de regressão “forward stepwise”, para as variáveis de nutrientes do sedimento e tipos de grãos durante o dia e a noite dentro do manguezal de Guaratiba, RJ. C = carbono, MO = matéria orgânica, N = nitrogênio, P = fósforo, k = potássio, MG = muito grosso, G = grosso, M = médio, F = fino, MF = muito fino, FF = finíssimo e S = silte. r = correlação, * (p < 0,05), ** (p < 0,01).

Dia		Nutrientes do sedimento					Tipos de grãos do sedimento						
Spp / Sig.	r	% C	% MO	% N	P	K	MG	G	M	F	MF	FF	S
<i>Ancjan</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Athbra</i> **	0,60	ns	- 0,33	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0,307	ns	ns
<i>Diarho</i> **	0,52	ns	ns	- 0,25	ns	ns	ns	ns	ns	ns	- 0,37	ns	0,575
<i>Eucarg</i> **	0,48	ns	- 0,48	0,283	ns	ns	ns	ns	0,364	ns	ns	ns	ns
<i>Eucmel</i> *	0,32	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	- 0,31	ns	ns	ns
<i>Gobbol</i> **	0,52	ns	ns	ns	ns	0,444	ns	ns	ns	ns	0,301	ns	ns
<i>Harclu</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Mugcur</i> *	0,43	ns	ns	ns	ns	ns	ns	- 0,33	- 0,36	- 0,31	ns	ns	ns
<i>Mugliz</i> **	0,50	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0,618	ns	ns	ns
<i>Olisau</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Poeviv</i> **	0,44	ns	ns	ns	ns	0,279	ns	0,339	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Sphtes</i> *	0,45	ns	ns	ns	ns	0,365	ns	0,275	ns	ns	ns	ns	ns

Noite		Nutrientes do sedimento					Tipos de grãos do sedimento						
Spp / Sig.	r	% C	% MO	% N	P	K	MG	G	M	F	MF	FF	S
<i>Achlin</i> **	0,55	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0,467	ns	ns	0,353
<i>Ancjan</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Athbra</i> **	0,43	ns	- 0,35	ns	0,408	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Citare</i> **	0,40	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0,308	ns	ns	ns
<i>Citspi</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Diarho</i> **	0,51	ns	ns	0,329	ns	- 0,45	ns	0,387	ns	ns	- 0,25	ns	ns
<i>Eucarg</i> **	0,51	ns	- 0,44	ns	ns	ns	ns	ns	0,426	0,340	ns	ns	ns
<i>Eucgul</i> *	0,40	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0,358	ns
<i>Eucmel</i> *	0,29	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0,289	ns
<i>Harclu</i> **	0,52	ns	- 0,59	0,370	ns	ns	ns	ns	0,382	ns	ns	ns	ns
<i>Mugcur</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Mugliz</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Pripun</i> **	0,52	ns	- 0,38	- 0,29	0,437	ns	ns	ns	0,350	ns	ns	ns	ns
<i>Sphtes</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Symtes</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Synfoe</i> **	0,56	ns	ns	- 0,35	0,373	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0,556	ns
<i>Gobbol</i> **	0,62	ns	ns	ns	ns	0,44	ns	- 0,36	ns	- 0,39	0,378	ns	ns

Todas as associações e correlações aqui analisadas concordam com as análises de variância e com os dados do diagrama de ordenação das variáveis ambientais ao longo do espaço.

A subrotina “BIOENV” do programa PRIMER também foi utilizada para confirmar a influência das variáveis ambientais individualmente ou combinadas, que melhor explicam os padrões biológicos observados. Baixos valores de correlação foram obtidos, com a máxima correlação ocorrendo no período noturno combinando as seguintes variáveis do sedimento: matéria orgânica, nitrogênio, potássio, grãos dos tipos muito grosso e muito fino (0,172) e mínima correlação também no período noturno entre a assembléia e a variável temperatura da água (0,076) (Tabela 35).

Tabela 35. Valores significativos da análise BIOENV, indicando as 5 melhores combinações entre as variáveis. Profundidade (P), temperatura (T), salinidade (S), oxigênio dissolvido (O), condutividade (C), transparência (Tr); % carbono (%C), matéria orgânica (MT), % nitrogênio (%N), fósforo (F), potássio (K); grão muito grosso (GG), grosso (G), médio (M), fino (F), muito fino (MF), finíssimo (FF) e silte (Si).

Mangue (Dia + Noite)	P, S, OD 0,084	P, S 0,075	S, OD 0,074	P, T, S, OD 0,070	P, OD 0,068
Mangue - Dia	P, S, OD 0,159	S, OD 0,149	P, T, S, OD 0,142	P, S, OD, Tr 0,142	S, OD, Tr 0,138
Mangue - Noite	T 0,076	T, C 0,058	P 0,057	P, T 0,055	P, T, C 0,051
Sedimento - Dia	K, M, F, MF 0,165	M, MF 0,165	P, k, M, MF 0,162	P, M, MF 0,162	P, K, M, MF 0,161
Sedimento - noite	MT, N, K, MG, MF 0,172	N, K, MG, MF 0,172	C, N, K, MG, MF 0,172	N, K, MG, F, MF 0,170	N, P, K, F, MF 0,169

Tais evidências indicam que as variáveis utilizadas neste estudo parecem não ter grande influência na estruturação destas comunidades, porém quando avaliadas em separado para cada espécie, algumas variáveis parecem influenciar no padrão de ocorrência dessas espécies.

17.11. Estrutura de tamanho

Atherinella brasiliensis: A população de *A. brasiliensis* no manguezal de Guaratiba apresentou indivíduos com tamanho variando entre 15 e 150 mm comprimento total (CT). Menores indivíduos foram registrados no local central (Banco) e maiores no local mais externo (Ponte). Uma maior frequência entre 40 e 55 mm CT foi registrada em todos os locais amostrados em ambos os períodos. Tais evidências indicam um amplo período de recrutamento desta espécie dentro do manguezal, enquanto indivíduos maiores (CT > 100 mm) ocorrem em maior abundância preferencialmente no local Ponte, mais próximos da comunicação com o mar e em menor quantidade nos locais Coroa e Banco (Fig. 70).

Eucinostomus argenteus: Ao longo do fotoperíodo foram registrados indivíduos com CT variando entre 12 e 260 mm. Durante o período diurno foi registrado uma maior frequência entre 30 a 45 mm CT em todos locais com maiores abundância nos locais (Clube, Coroa e Ponte). Durante o período noturno diferentes frequências de ocorrência foram registradas com o local mais interno (Mangue) apresentando maior frequência 40 a 55 mm CT, os locais intermediários (Clube e Banco) com 25 a 40 mm CT e os locais mais externos (Coroa e Ponte) com 35 a 55 mm CT. Tanto durante o dia quanto a noite indivíduos com CT menor que 60 mm parecem ocorrer em todos locais, enquanto indivíduos com CT > 65 mm ocorrem preferencialmente nos locais Banco e Coroa em maiores abundância principalmente a noite (Fig. 71).

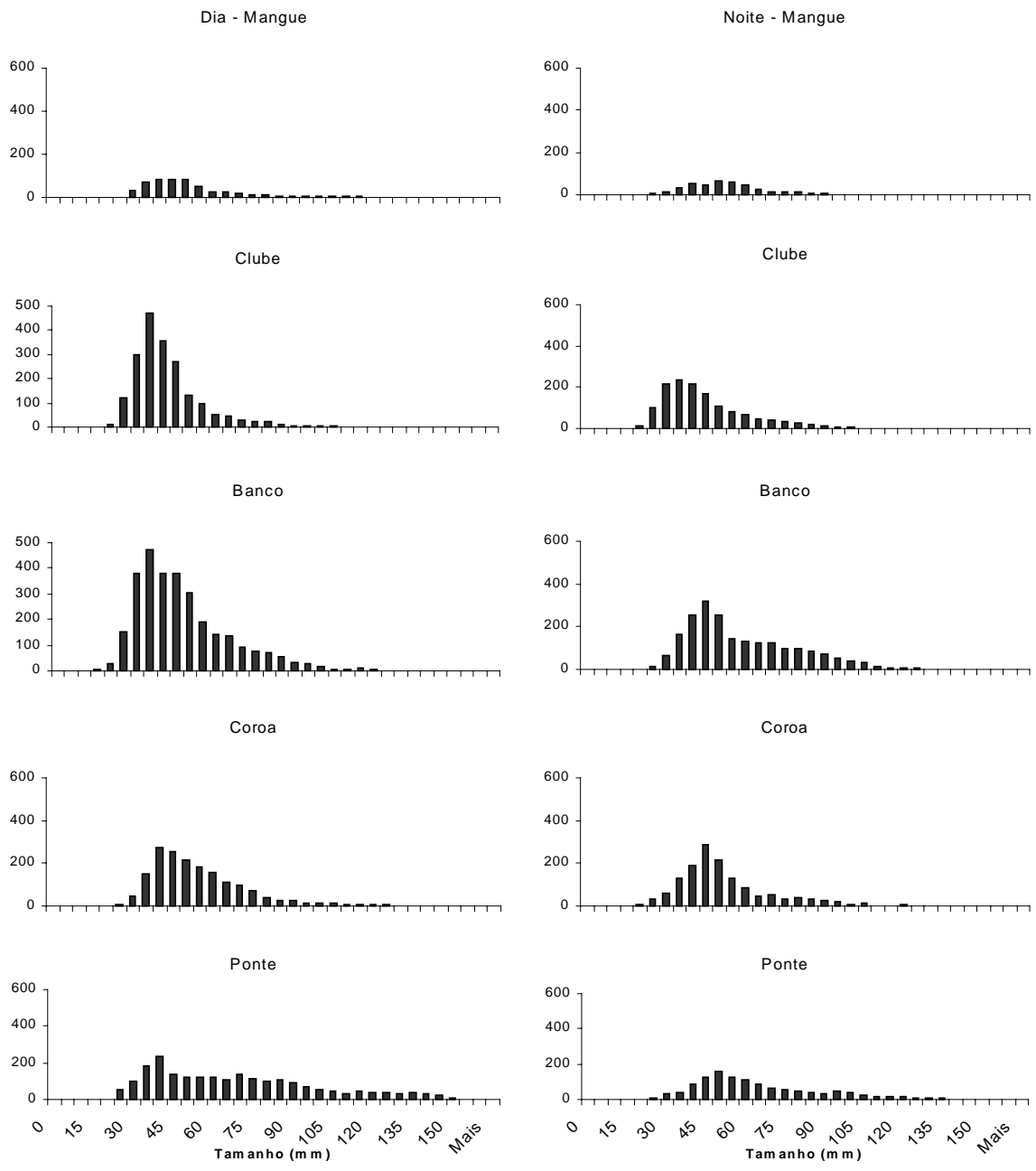


Figura 70. Distribuição espacial de freqüências de comprimento de *A. brasiliensis* no manguezal de Guaratiba, baía de Sepetiba, RJ.

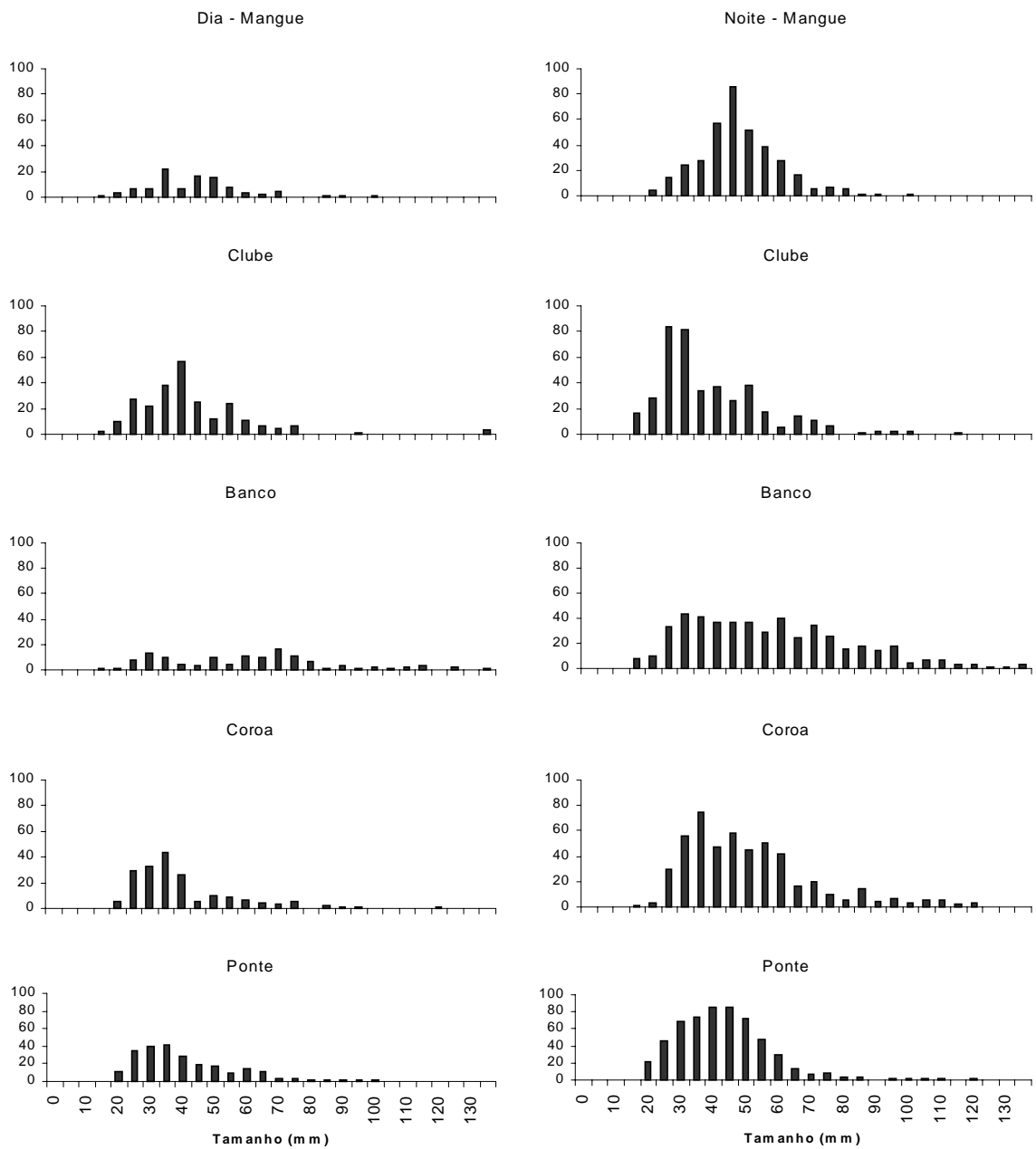


Figura 71. Distribuição espacial de freqüências de comprimento de *E. argenteus* no manguezal de Guaratiba, baía de Sepetiba, RJ.

***Gobionellus boleosoma*:** No interior do manguezal registraram-se indivíduos com CT variando de 20 a 70 mm. Durante o dia foram observados indivíduos em todos locais, porém as maiores ocorrências estiveram restritas aos locais Mangue e Clube, com uma amplitude de tamanho variando de 25 a 45 mm CT. Já no período noturno foram registradas as maiores abundâncias nos locais Mangue, Clube, Banco e Coroa, com as maiores freqüências em torno de 35-40 mm CT e uma amplitude de tamanho entre 20 e 55 mm CT (Fig. 72).

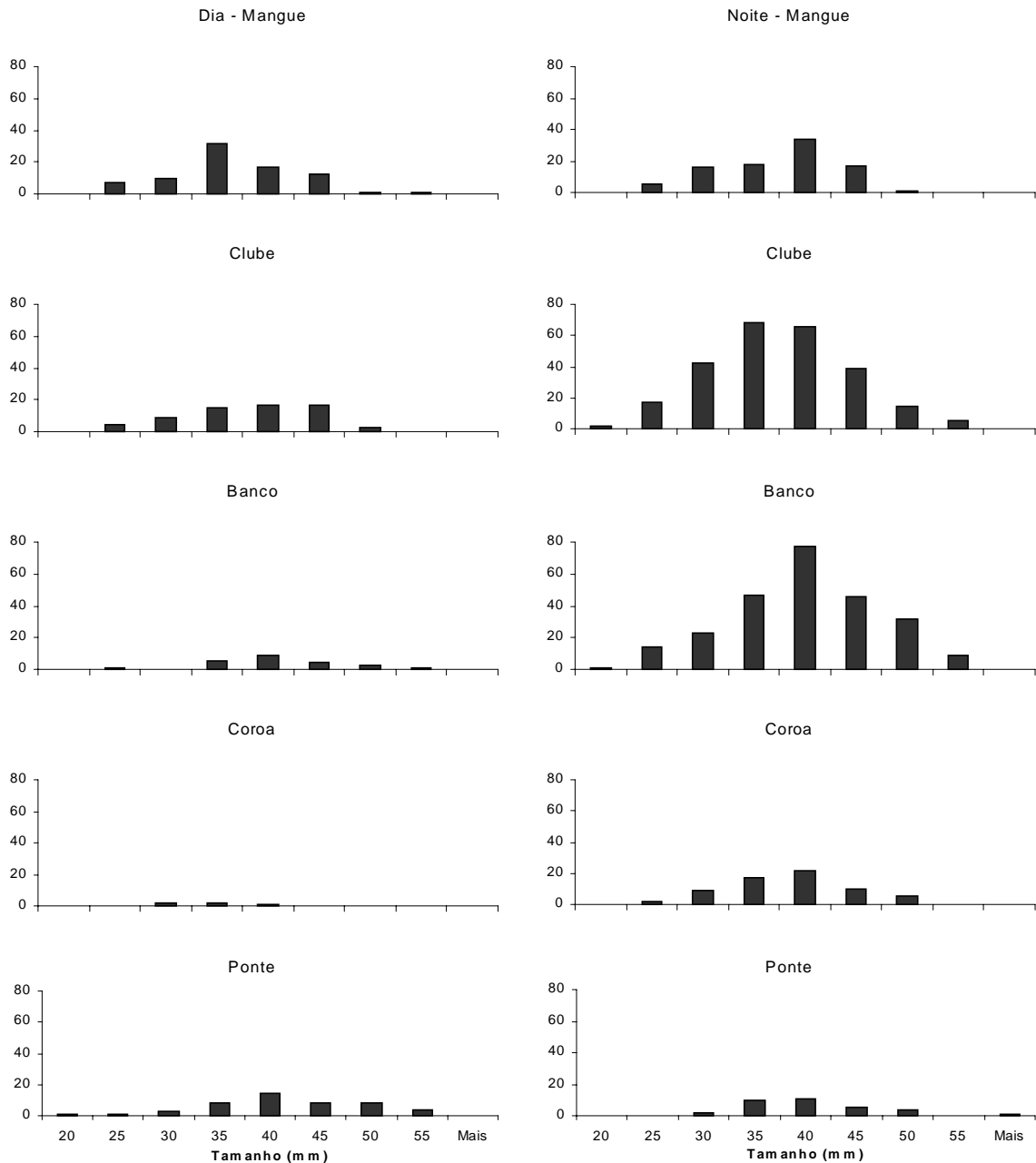


Figura 72. Distribuição espacial de freqüências de comprimento de *G. boleosoma* no manguezal de Guaratiba, baía de Sepetiba, RJ.

***Eucinostomus melanopterus*:** A população de *E. melanopterus* apresentou indivíduos com tamanho variando entre 13 a 105 mm CT. Durante o dia as maiores abundâncias foram entre 30 a 40 mm CT, nos locais Clube e Coroa. Durante a noite a espécie amplia sua área de distribuição com registros significativos de ocorrência em todos locais, além de apresentar uma maior freqüência de 30 a 45 mm CT. A noite também observou-se uma ocorrência mais expressiva de indivíduos de maior tamanho (CT > 50 mm) ao longo dos locais de coleta. Esta espécie parecer ter hábitos noturnos em função das maiores abundância neste período, e durante o dia parece estar associada à habitats com maior complexidade e ou disponibilidade de recursos (Fig. 73).

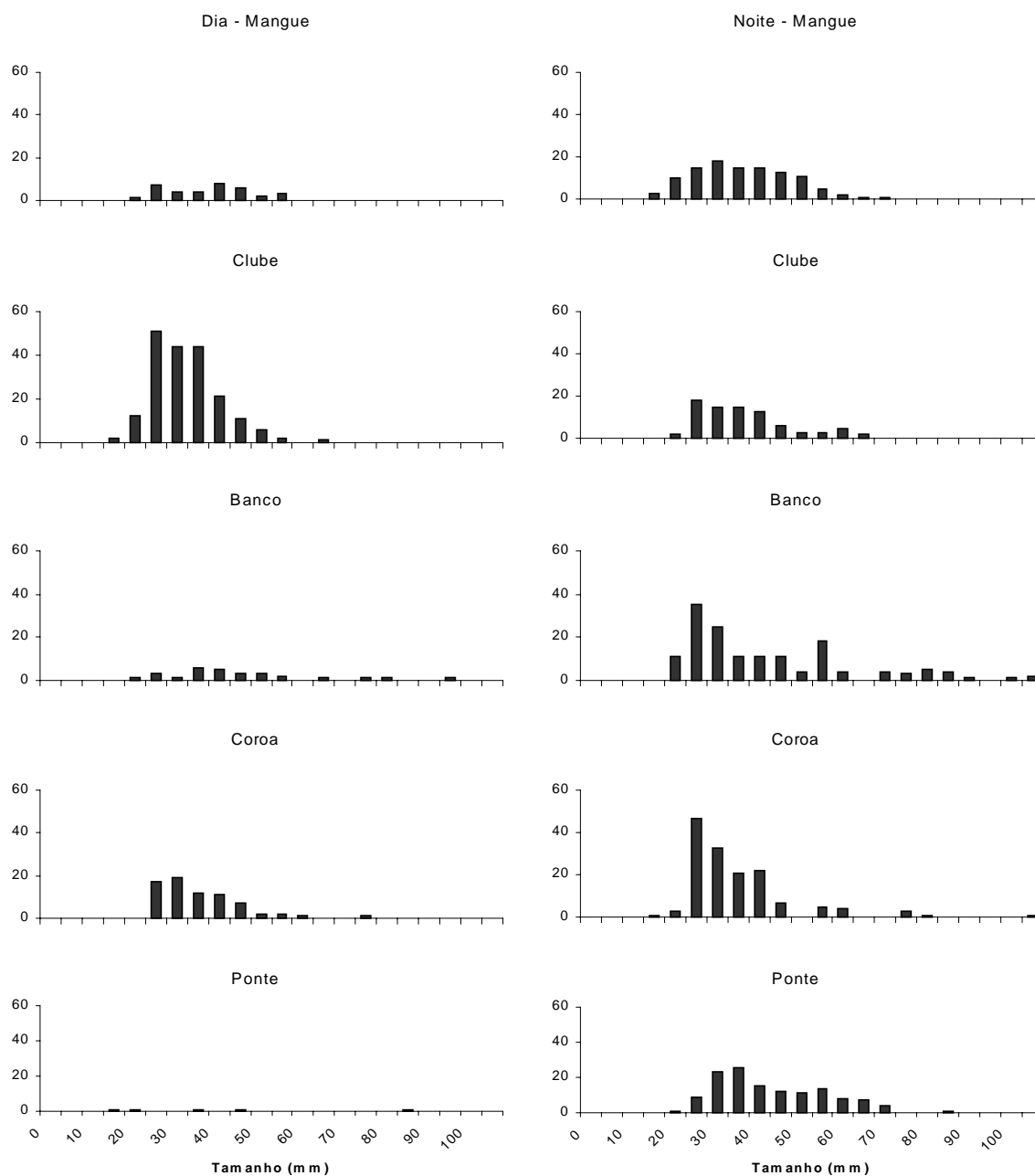


Figura 73. Distribuição espacial de freqüências de comprimento de *E. melanopterus* no manguezal de Guaratiba, baía de Sepetiba, RJ.

***Spherooides testudineus*:** Foram registrados indivíduos de *S. testudineus* com uma amplitude de tamanho variando entre 17 e 150 mm CT. Tanto durante o dia quanto a noite foram observados as maiores abundâncias entre as classes de tamanho de 20 a 70 mm CT, com raros registros de indivíduos maiores. Durante o dia *S. testudineus* ocupa principalmente o local central (Banco) com menores registros nos locais Clube, Coroa e Ponte. Já a noite a espécie ocupa todos os locais amostrados com exceção do local interno (Mangue), onde sua presença parece ser esporádica. Maiores abundâncias foram registradas nos locais mais externos (Coroa e Ponte), localizados mais próximos da

comunicação com o mar. Peixes com CT < 50 mm parecem ocupar os mesmos habitats independentemente do fotoperíodo e o local Mangue parece ser um habitat pouco explorado pela espécie (Fig. 74).

Mugil liza: Foram registrados indivíduos com CT variando de 21 a 105 mm. As maiores abundâncias foram observadas tanto durante o dia quanto a noite nas classes de tamanho de 30 e 35 mm CT. Ao longo do período diurno a espécie distribuiu-se por todos locais, com maiores registros de ocorrência nos locais mais externos (Coroa e Ponte). Durante o período noturno as maiores ocorrências foram observadas nos extremos da área (locais Mangue e Ponte). Os locais Coroa e Ponte apresentaram as maiores amplitudes de tamanho quando comparados com os demais locais (Fig. 75).

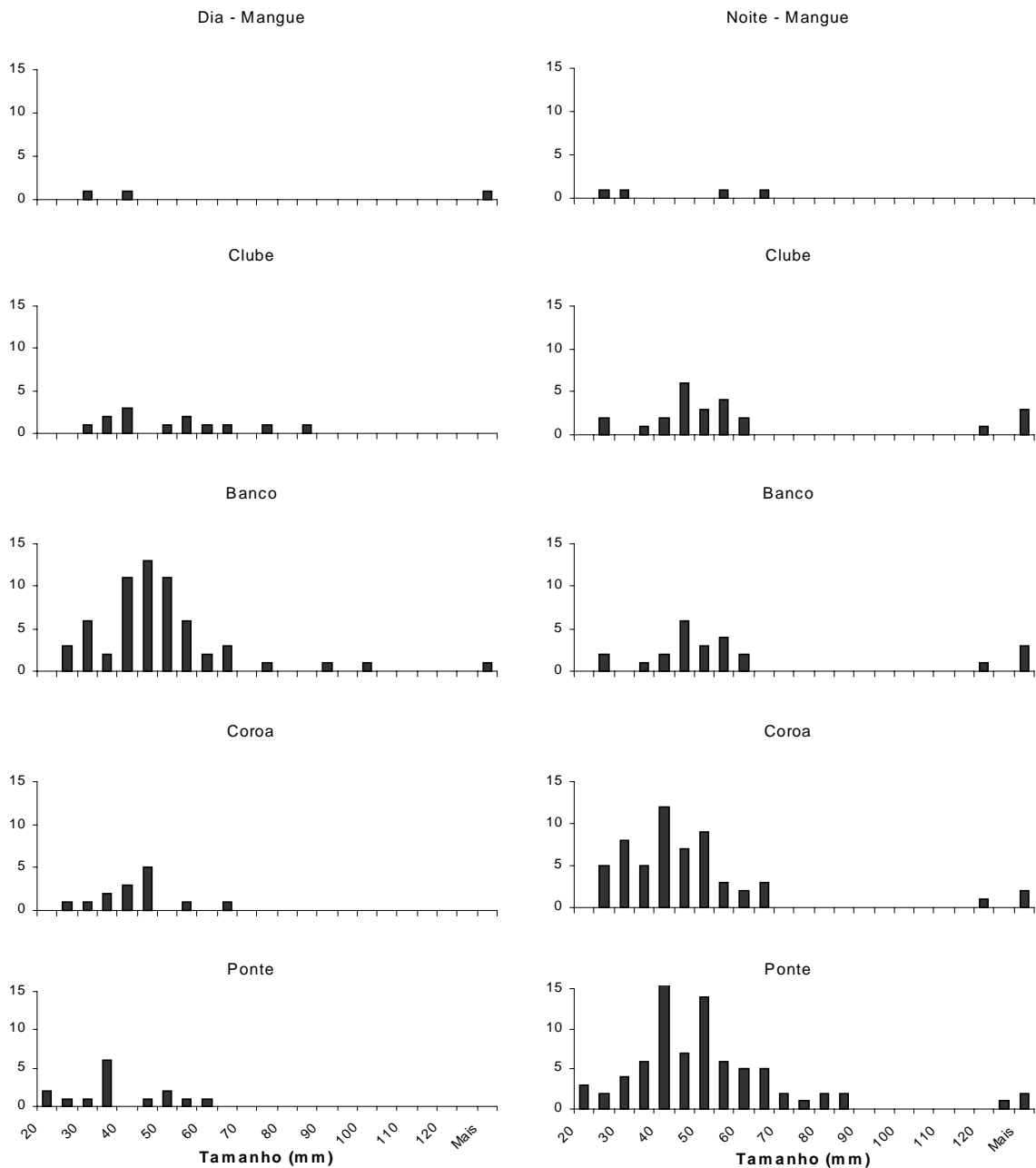


Figura 74. Distribuição espacial de freqüências de comprimento de *Sphaeroides testudineus* no manguezal de Guaratiba, baía de Sepetiba, RJ.

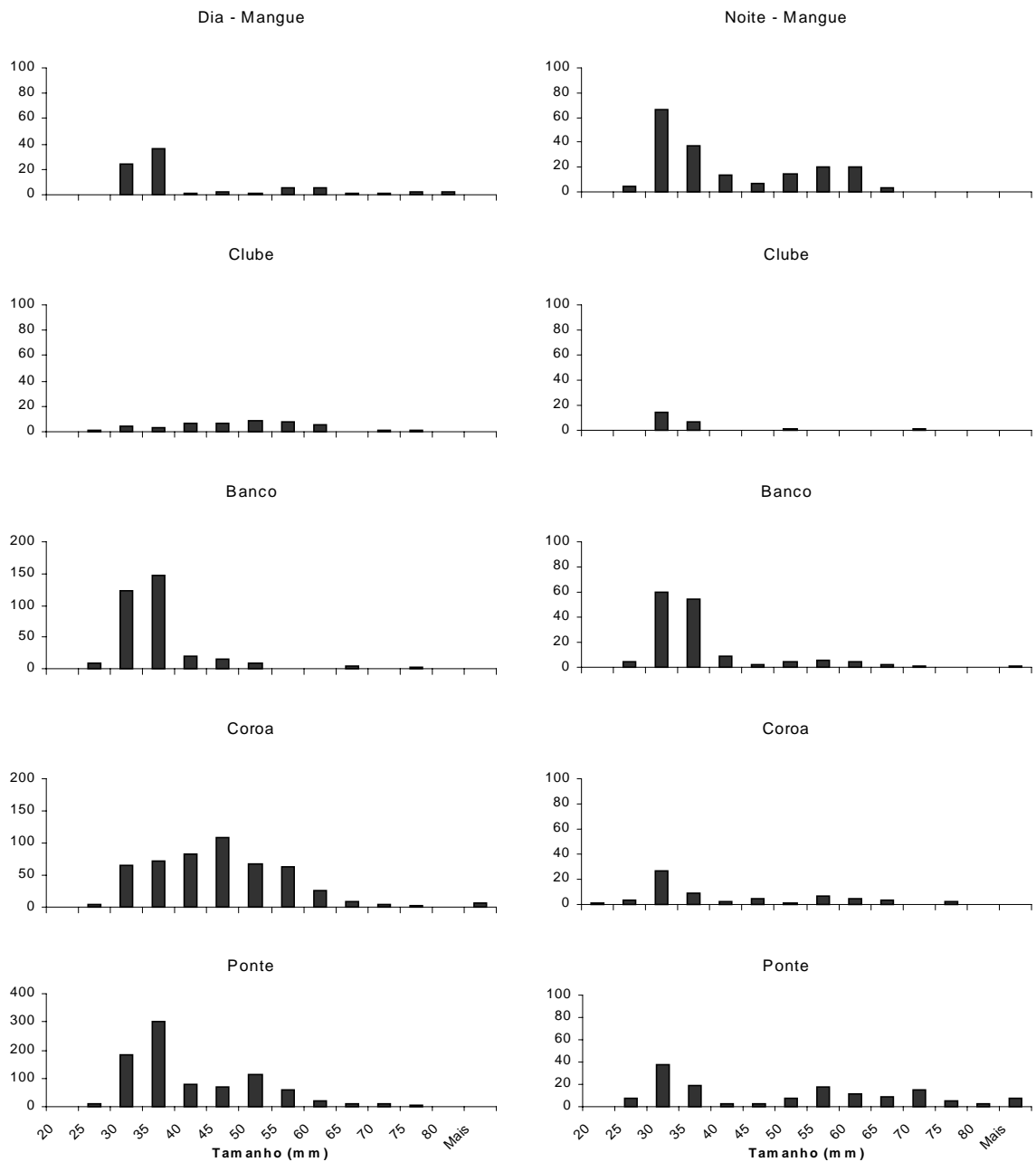


Figura 75. Distribuição espacial de freqüências de comprimento de *M. liza* no manguezal de Guaratiba, baía de Sepetiba, RJ.

Diapterus rhombeus: Ao longo do fotoperíodo foram registrados indivíduos com CT variando de 15 a 90 mm. Durante o dia a espécie apresentou uma distribuição com maiores abundâncias restrita aos locais mais internos (Mangue e Clube), seguida dos locais centrais (Banco e Coroa) com menores valores de abundância, além do local Ponte com dois registros. Uma moda de 35 a 40 mm CT também foi observado nos locais mais interno do manguezal, enquanto registros de maiores peixes CT > 50 mm foram raros, ocorrendo principalmente no local Banco. A noite observou-se uma presença mais expressiva da espécie no local Mangue, seguido dos demais locais com menores valores. A amplitude de tamanho dos espécimes a noite é maior que o dia ao

longo de todos locais amostrados, indicando uma maior especialização desta espécie para explorar os distintos ambientes (Fig. 76).

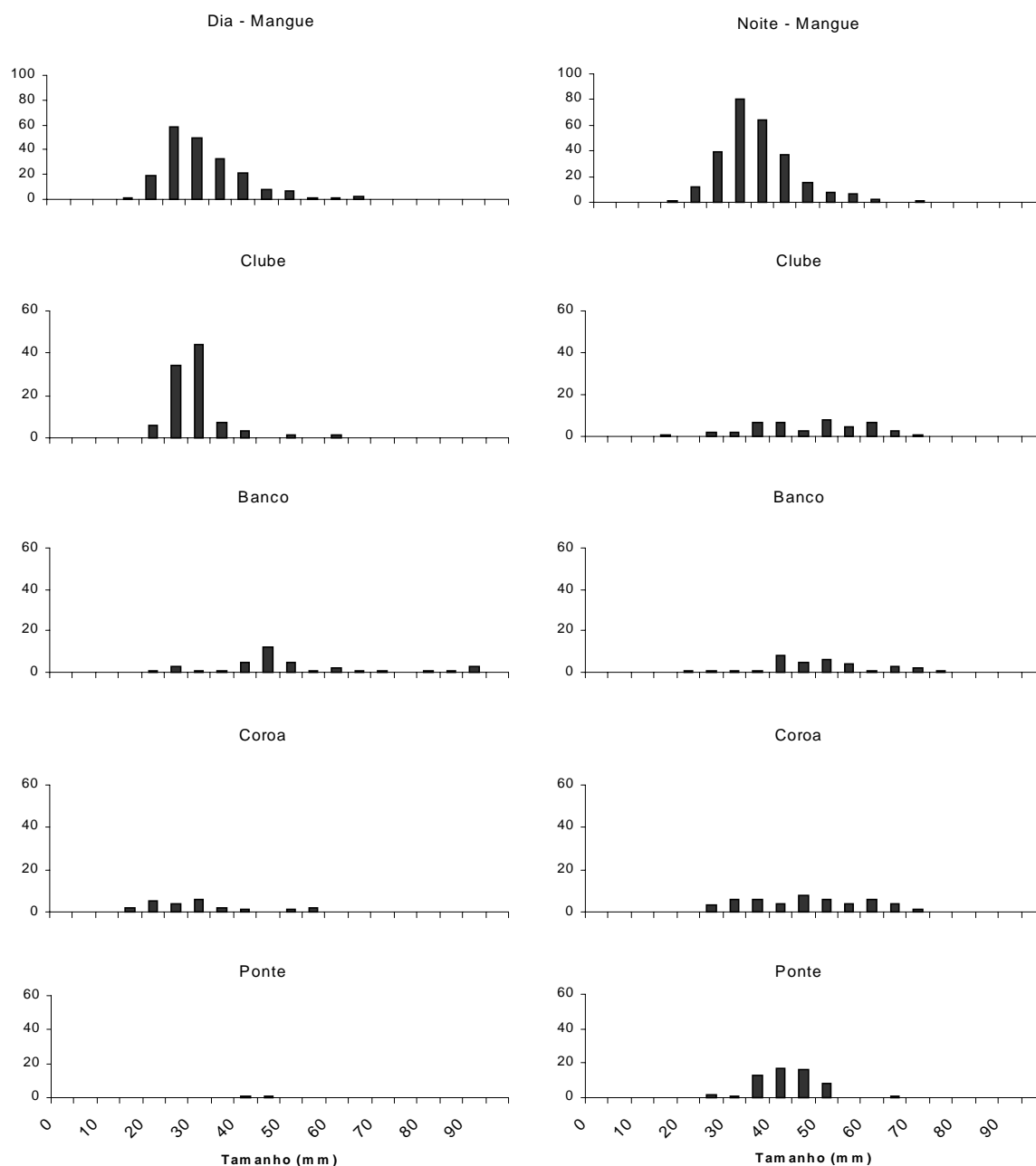


Figura 76. Distribuição espacial de freqüências de comprimento de *D. rhombeus* no manguezal de Guaratiba, baía de Sepetiba, RJ.

***Harengula clupeiola*:** A população de *H. clupeiola* apresentou indivíduos com tamanho variando entre 25 a 123 mm CT. O período diurno apresentou maiores abundâncias nos locais intermediários (Clube e Banco), seguido do local Coroa. Os locais extremos (Mangue e Ponte) não são muito explorados pela espécie, enquanto que indivíduos com CT < 50 mm só foram registrados nos locais mais internos e central do manguezal (Mangue, Clube e Banco). Maiores amplitudes de tamanhos foram registradas no local

Banco, provavelmente associados a maior profundidade deste local. Já a noite maiores abundâncias foram observadas no local Coroa seguido dos locais Mangue, Clube e Banco. Indivíduos com CT < 50 mm foram registrados em todos os locais, e maiores amplitudes de tamanho foram restritas aos locais Banco e Coroa, também associados a variável profundidade (Fig. 77).

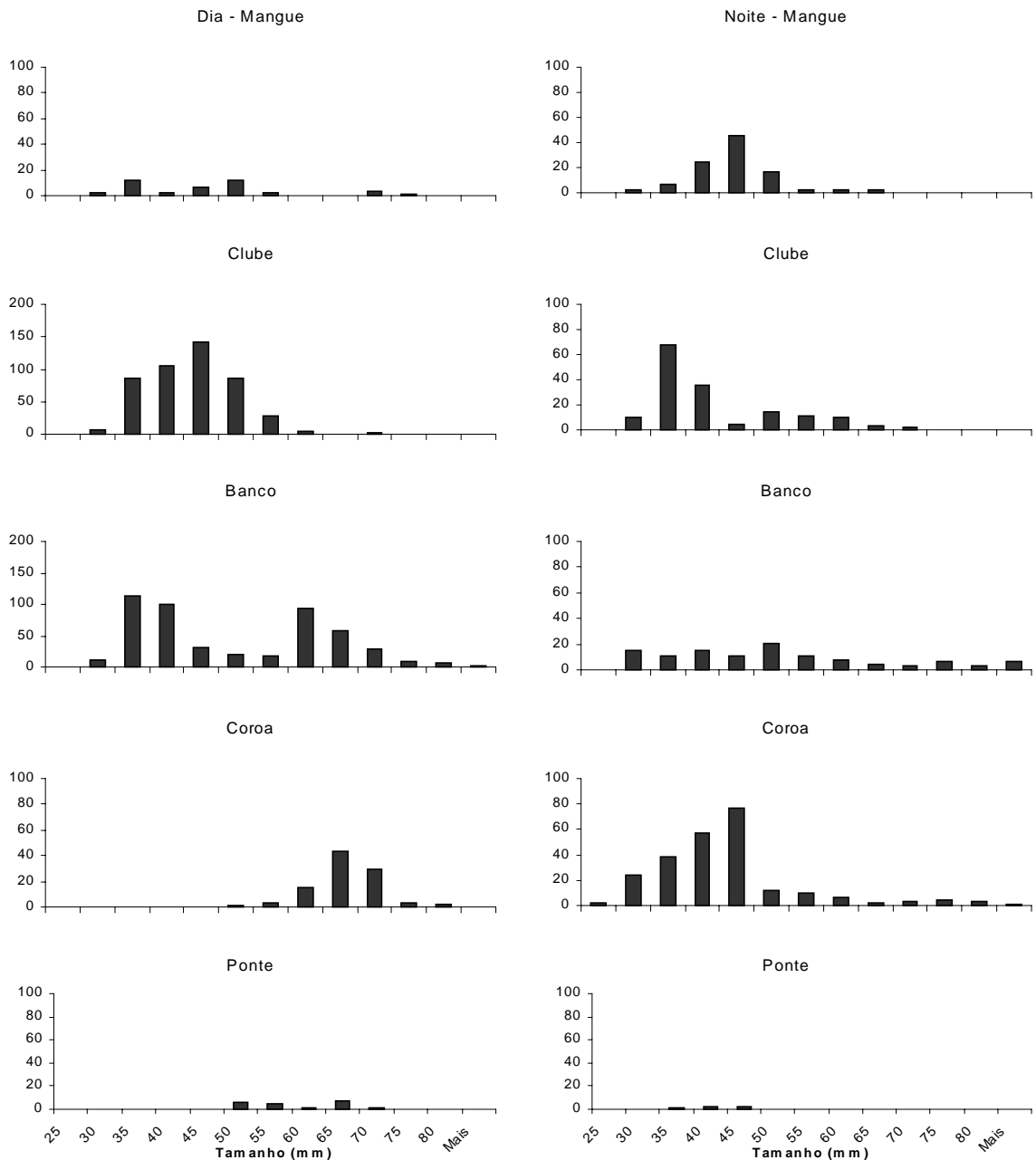


Figura 77. Distribuição espacial de freqüências de comprimento de *H. clupeiola* no manguezal de Guaratiba, baía de Sepetiba, RJ.

Anchoa januaria: No interior do manguezal de Guaratiba foram registrados indivíduos de *A. januaria* com tamanho variando entre 26 a 83 mm CT. Tanto de dia quanto a noite as maiores abundâncias foram observadas no local Mangue, seguido do local Banco durante o dia e do local Clube a noite. Há indícios de uma pequena progressão modal

entre os locais Mangue e Banco ao longo do período diurno e Mangue e Coroa durante o período noturno. A ausência destes peixes nos locais Coroa e Ponte durante o dia e as inexpressivas capturas nos mesmos locais a noite, indicam que *A. januaria* utiliza mais a parte central e interna do mangue independente do fotoperíodo (Fig. 78).

Mugil curema: Foram capturados indivíduos com tamanho variando entre 63 a 350 mm CT. Em ambos períodos nenhum peixe com CT < 60 mm foi registrado, porém sua distribuição foi esparsa com maiores abundâncias no local Ponte à noite. *M. curema* parece explorar todos ambientes dentro do manguezal em pequenos grupos uma vez que todas classes de tamanhos registradas apresentaram poucos espécimes (Fig 79).

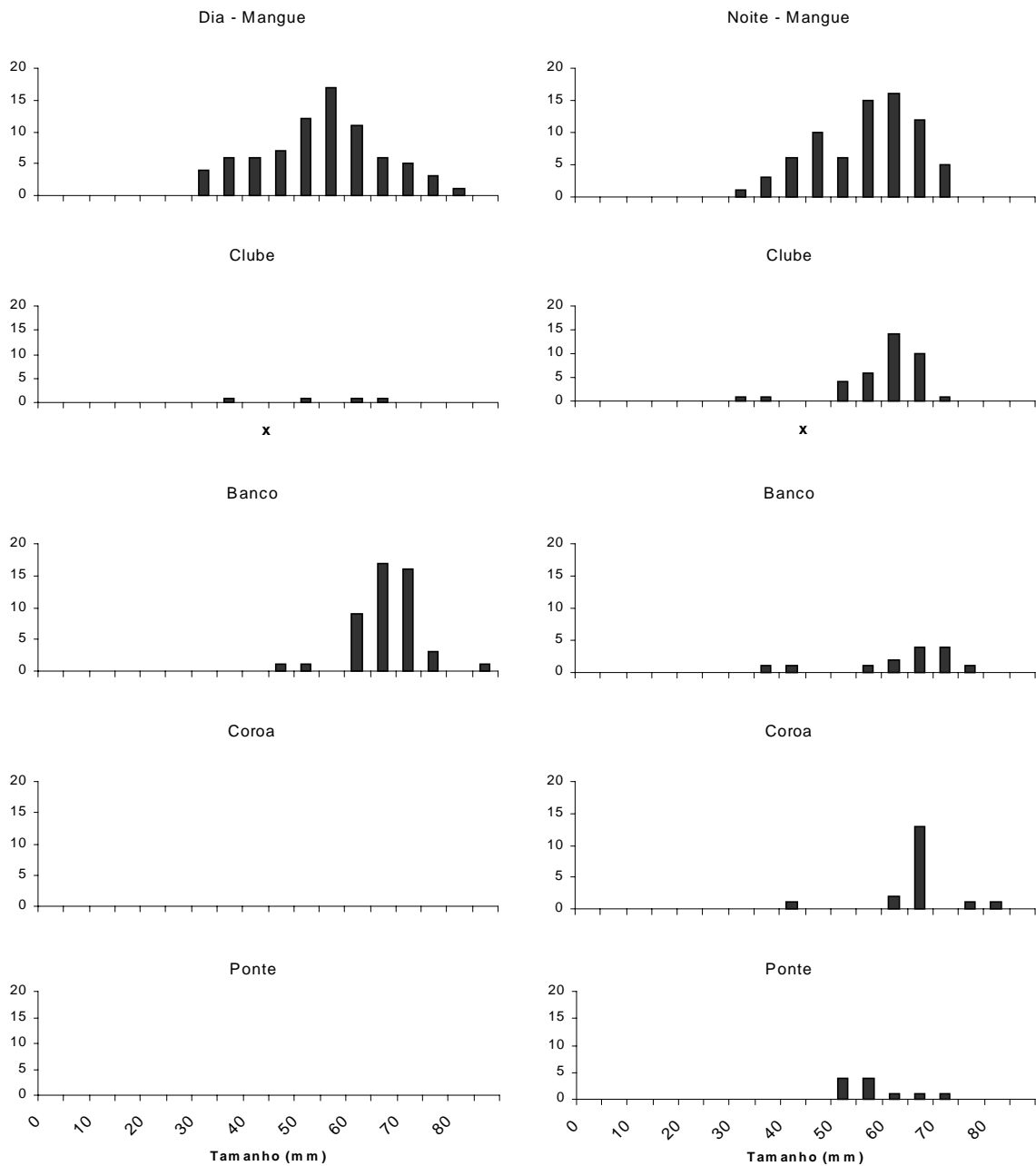


Figura 78. Distribuição espacial de freqüências de comprimento de *A. januaria* no manguezal de Guaratiba, baía de Sepetiba, RJ.

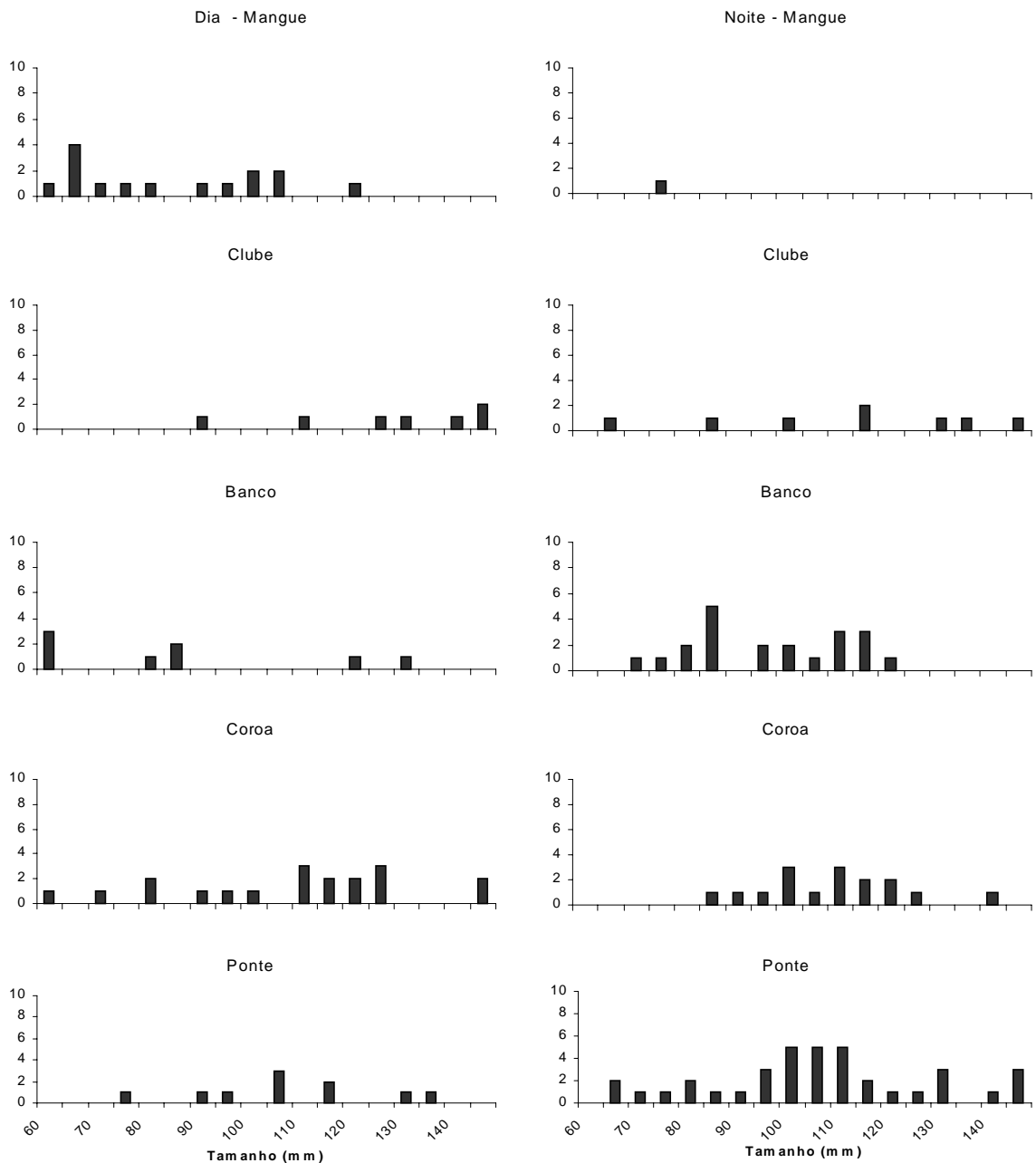


Figura 79. Distribuição espacial de freqüências de comprimento de *M. curema* no manguezal de Guaratiba, baía de Sepetiba, RJ.

Synodus foetens: A o longo do fotoperíodo foram registrados peixes com tamanhos variando entre 30 e 179 mm CT. O período diurno apresentou alguns registros esparsos da espécie entre os locais Mangue e Coroa. No período noturno os locais Banco e Coroa apresentaram as maiores ocorrências de *S. foetens* com os demais locais também apresentando alguns registros esparsos entre as classes de tamanhos observadas (30 a 130 mm CT). Tais evidências indicam que a espécie explora preferencialmente a parte central quase externa do manguezal (Fig. 80).

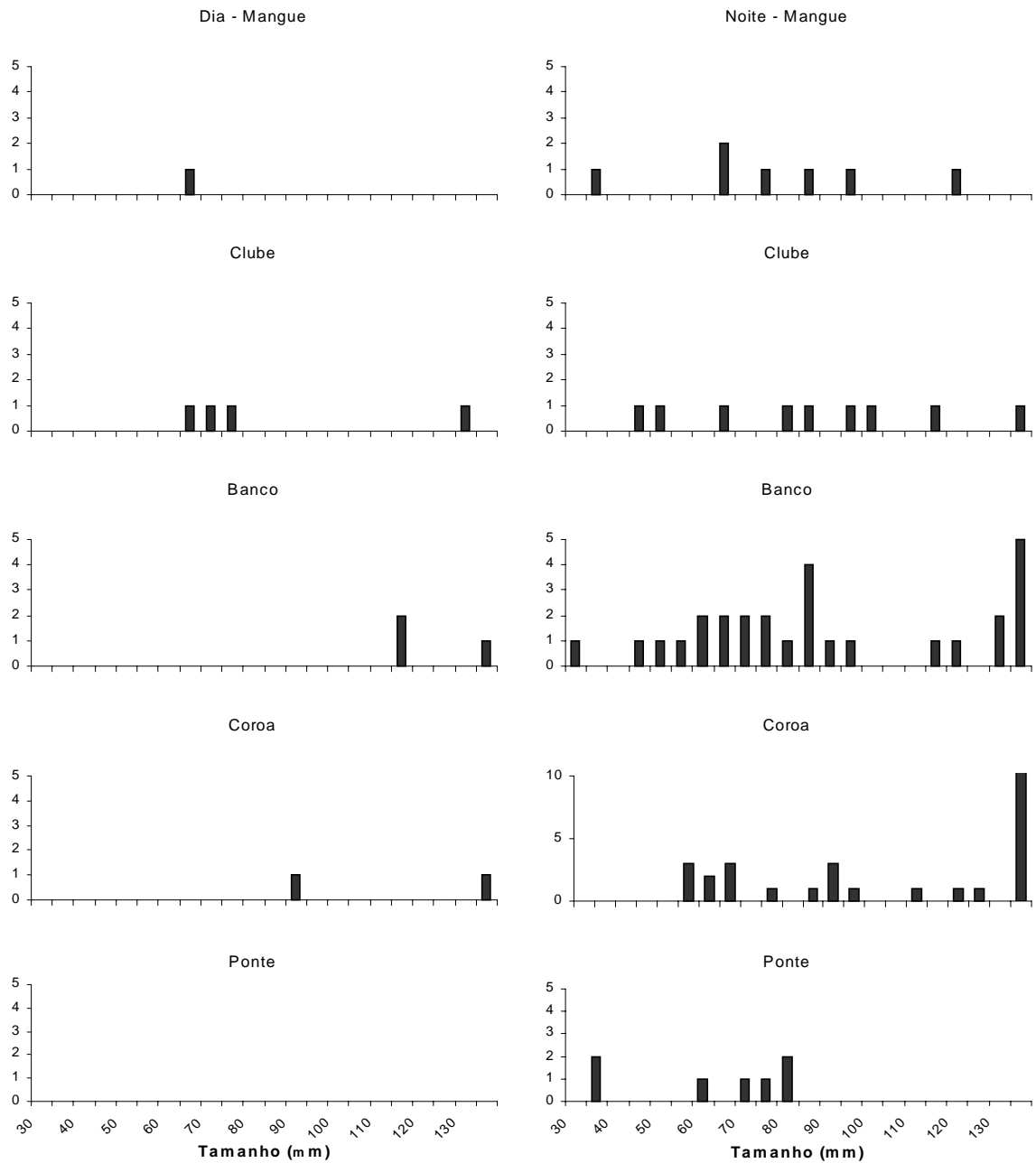


Figura 80. Distribuição espacial de freqüências de comprimento de *S. foetens* no manguezal de Guaratiba, baía de Sepetiba, RJ.

Citharichthys arenaceus e *C. spilopterus*: As populações de *C. arenaceus* e *C. spilopterus* apresentaram respectivamente tamanhos variando entre 12 a 110 mm CT e 35 a 154 mm CT. Ambas espécies apresentam hábitos noturnos, pois durante o dia só foram registrados alguns poucos indivíduos, entre as diferentes classes tamanhos e entre os distintos locais. No período noturno foram registradas as maiores abundância para ambas espécies com uma grande amplitude de classes de tamanhos ocorrendo em todos os locais de coleta. Como estas espécies estão intimamente associadas ao fundo, sua

distribuição está relacionada ao tipo de substrato predominante em cada local e os recursos aí existentes para que as mesmas possam explorar. A ampla ocorrência destas espécies ao longo dos distintos locais denota uma ampla especialização em explorar diferentes habitats com características semelhantes (Fig 81 e 82).

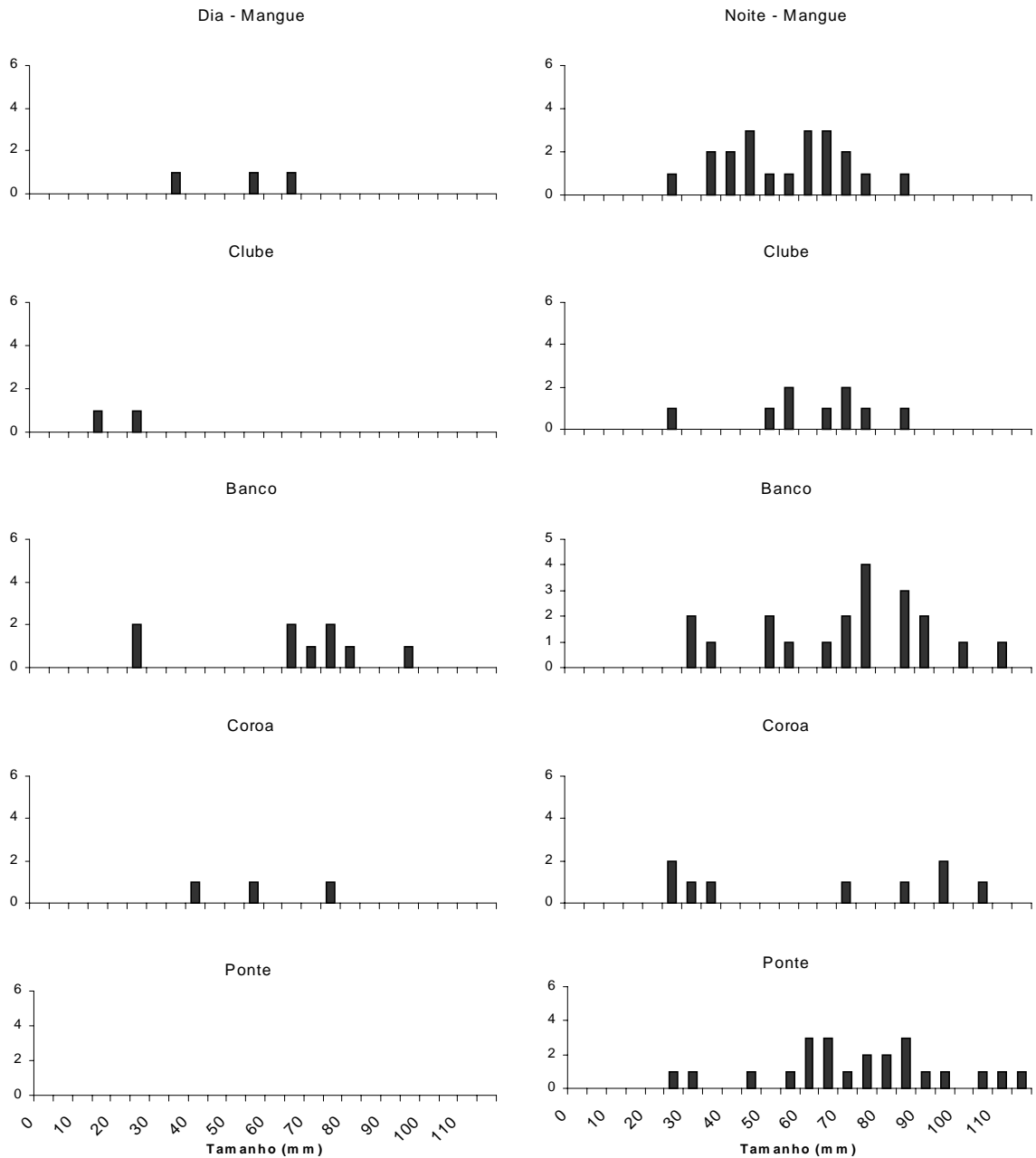


Figura 81. Distribuição espacial de freqüências de comprimento de *C. arenaceus* no manguezal de Guaratiba, baía de Sepetiba, RJ.

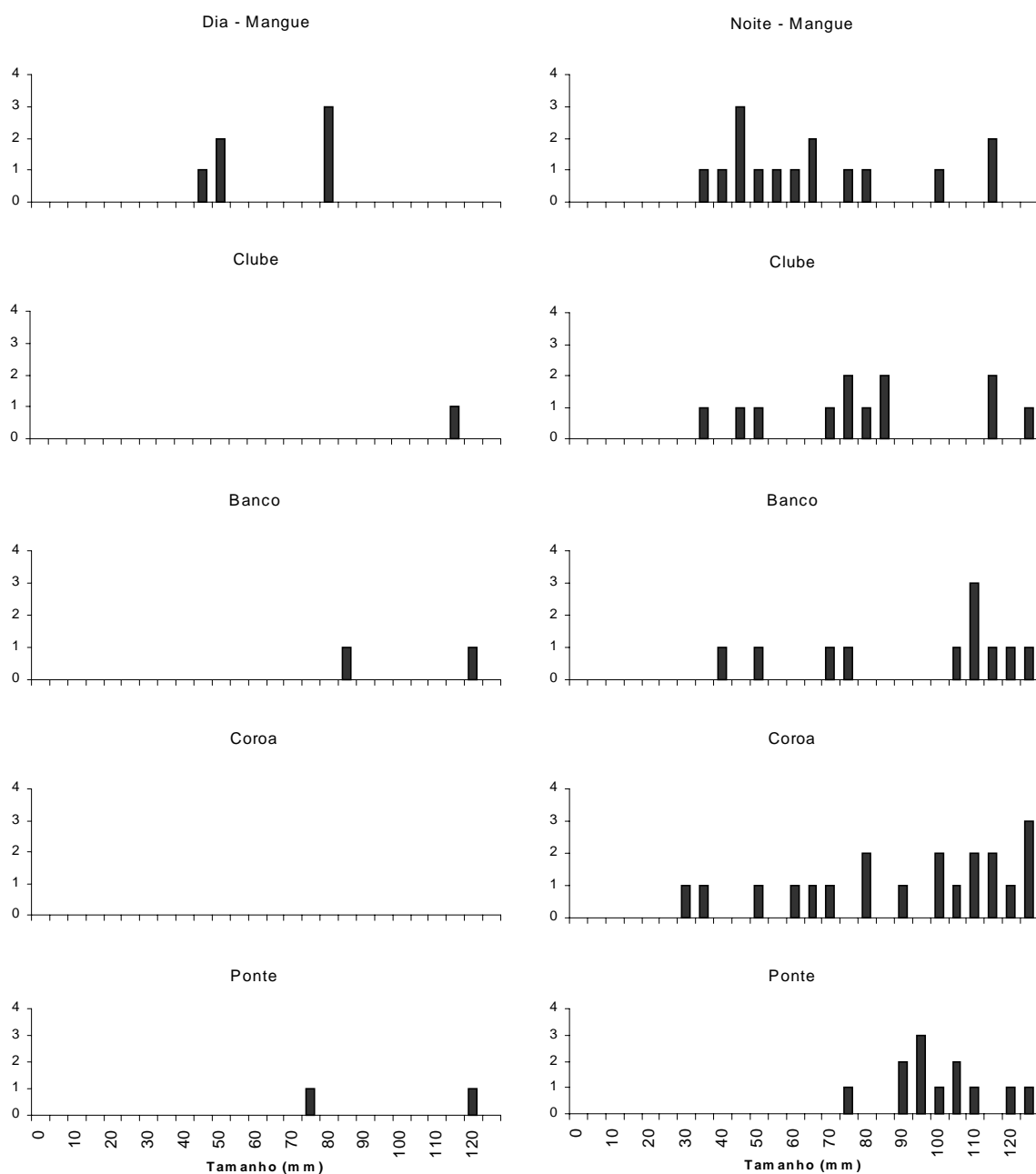


Figura 82. Distribuição espacial de freqüências de comprimento de *C. spilopterus* no manguezal de Guaratiba, baía de Sepetiba, RJ.

***Poecília vivípara*:** A população de *P. vivípara* apresentou peixes com tamanho variando entre 25 a 78 mm CT. As fêmeas apresentaram uma amplitude de tamanho maior que os machos, assim como maiores abundâncias durante o dia. A ocorrência dos espécimes foi maior nos locais Mangue e Banco em ambos períodos diurno e noturno, com um registro de menor intensidade nos locais Coroa e clube ao longo do dia. Durante o período diurno observa-se uma distribuição bimodal de machos e fêmeas nos locais Mangue e Banco, indicando uma possível movimentação deste peixes entre as partes central e interna do manguezal. A noite possivelmente ocorra o mesmo padrão de

movimentação, embora a distribuição de freqüências de comprimentos não evidencie nenhum grupo modal subsequente e ou progressão (Fig. 83).

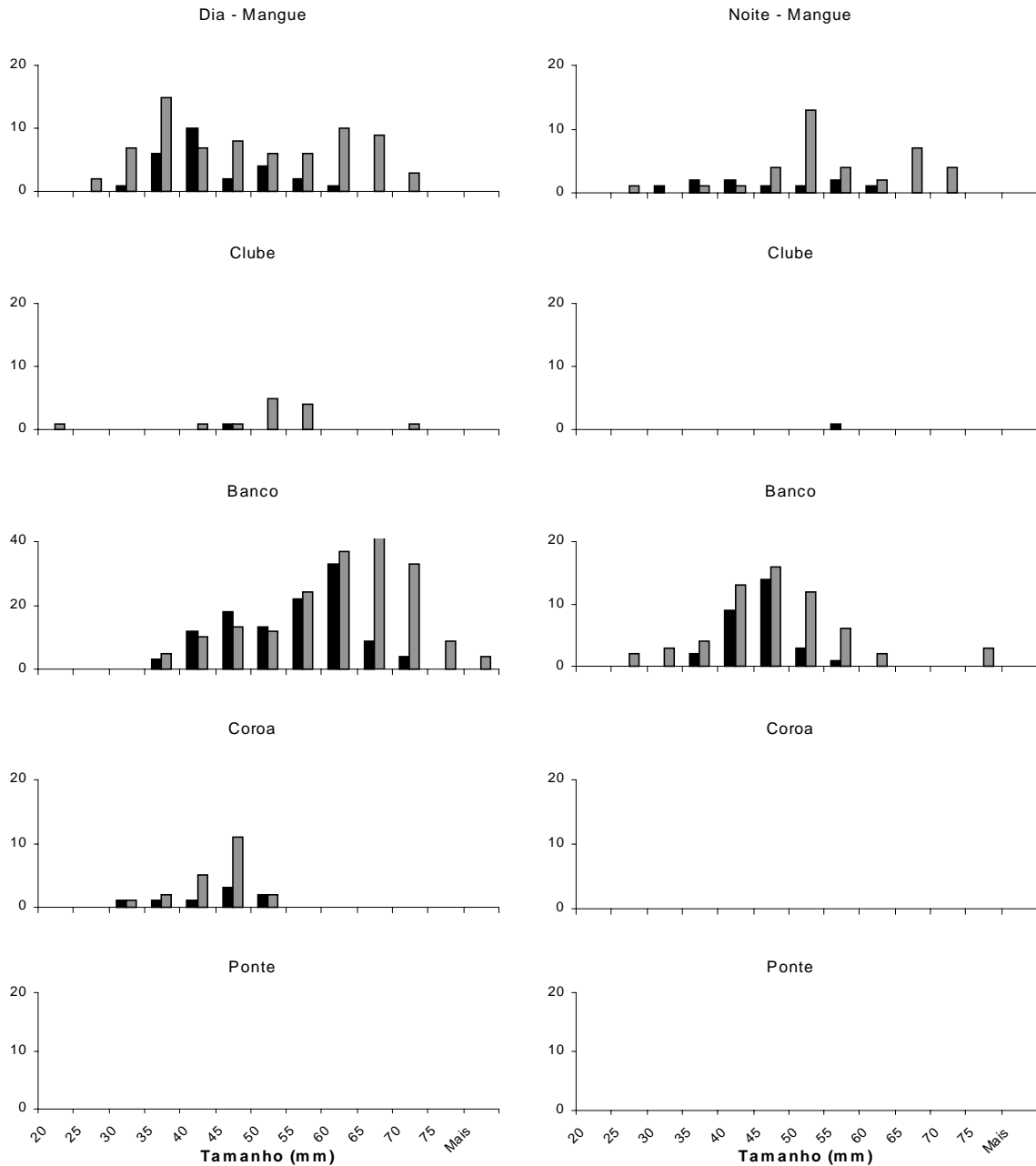


Figura 83. Distribuição espacial de freqüências de comprimento de *P. vivípara* no manguezal de Guaratiba, baía de Sepetiba, RJ. ■ macho; ■ fêmea.

Com base nas distribuições de freqüência de comprimento das espécies mais freqüentes fica claro que cada espécie usa preferencialmente um, dois ou todos os locais amostrados dentro do manguezal, independentemente de coexistir com outras espécies ou não, buscando melhores condições para seu desenvolvimento, além de evitar competições intra e interespecíficas não só dos recursos disponíveis mas também da complexidade de habitats ofertados por este ecossistema. Jovens do ano de A.

brasiliensis distribuem-se por todos os locais de coleta, sendo que os peixes de maiores tamanhos ocupam os locais Banco, Boroa e Ponte, com maior influência do mar aberto, durante todo fotoperíodo.

Eucinostomus argenteus também apresenta uma ampla distribuição de jovens ao longo de todos locais enquanto indivíduos de maior tamanho ocorrem principalmente nos locais Banco e Coroa a noite. A coexistência de ambas nos mesmos locais pode ser explicada pela grande dimensão e profundidade dos locais Coroa e Banco respectivamente, que propiciam diferentes habitats para as espécies ali residentes.

Gobionellus boleosoma apresenta outro tipo de especialização exploratória de ocupação de habitats, ocorrendo na parte mais interna do manguezal principalmente durante a noite, evitando assim competir com outras espécies mais adaptadas a parte mais externa do manguezal, embora tenham-se alguns registros da espécie nestas áreas.

Eucinostomus melanopterus mostrou-se uma espécie de ampla distribuição ao longo do manguezal com maiores atividades no período noturno, onde registraram-se ocorrências de diferentes tamanhos explorando os diferentes tipos de habitats.

Sphoeroides testudineus é outra espécie associada a parte mais externa do manguezal sob maiores influências do mar aberto, coexistindo com *A. brasiliensis* e *E. argenteus* nos mesmo locais tanto durante o dia quanto a noite. As diferentes formas corporais também podem ser consideradas fatores que segregam as populações dentro de determinada área, justificando a coexistência de mais de uma espécie dentro do habitat.

Mugil liza apresentou uma ampla distribuição dentro do manguezal com maiores ocorrências nos locais Coroa e Ponte durante o dia, indicando ser mais uma espécie que explora os habitats da parte externa principalmente ao longo do dia.

Diapterus rhombeus embora tenha sido registrado em todos os locais é uma espécie que explora mais a parte interna da área de estudo, coexistindo com *G. boleosoma* no local mangue durante todo período.

Harengula clupeola tem sua distribuição associada aos locais centrais do manguezal provavelmente influenciados pelas dinâmicas das correntes de entrada e saída de água dos canais de marés, além da profundidade destes locais que maior em relação aos demais.

Anchoa januaria também apresentou uma distribuição mais freqüente no local Mangue parte mais interna da área de estudo, embora tenha sido registrado a presença de indivíduos em todos outros locais a noite. Durante o dia sua ocorrência foi restrita aos locais Mangue, Clube e Banco. Sua coexistência com outras espécies pode ser explicada pelos seus hábitos alimentares diferentes dos hábitos de *D. rhombeus* e *G. boleosoma*.

Mugil curema, *Synodus foetens*, *Citarichthys arenaceus* e *C. spilopterus* não apresentaram uma distribuição consistente para podermos avaliar sua ocupação definida dentro dos diferentes habitats, porém demonstram ser mais ativos no período noturno.

Poecilia vivípara é outra espécie que tem preferência em ocupar os habitats mais internos do manguezal, local Mangue e principalmente o canal central onde predominam as maiores profundidades e conseqüentemente apresentam uma maior complexidade de habitats e de recursos para seu desenvolvimento.

18. DISCUSSÃO

As assembléias de peixes não diferiram entre os locais do manguezal de Guaratiba, embora indicações de mudanças tenham sido encontradas ao longo do ciclo dia/noite, com maiores riquezas no local mais interno da área de manguezal (Mangue), e em geral no período noturno. Sazonalmente, o verão, seguindo pelo outono, apresentaram maiores riquezas, uma indicação de maiores entradas de peixes no manguezal.

Quinze espécies foram consideradas componentes reais deste sistema apresentando maiores ocorrências, enquanto os períodos diurno e noturno apresentaram respectivamente, 12 e 17 espécies consideradas componentes reais destes períodos. Além destas espécies outras consideradas indicadoras, demonstraram ter preferências por locais específicos dentro do mangue, como por exemplo, *Caranx latus*, *Chaetodipterus faber*, *Genidens genidens*, *Trachinotus carolinus* e *Trachinotus falcatus* que ocorreram preferencialmente em locais mais próximos da conexão com o mar, enquanto outras ocorreram mais no interior do mangue, *Symphurus tessellates*, *Oligoplites saurus*, *Oligoplites palometa*, *Jenynsia lineata*, *Gobionellus oceanicus*, *Gobionellus stomatus*, *Diapterus rhombeus*, *Anchoa januaria* e *Achirus lineatus*.

As análises das variáveis hidrográficas não mostraram padrões discrepantes entre os locais de coleta, porém diferenças significativas foram registradas para os locais Mangue e Ponte, quando comparados com os demais. Diferentemente das variáveis hidrográficas, os nutrientes do sedimento apresentaram um padrão claro de menores valores de % de matéria orgânica, carbono, nitrogênio e potássio para o local mais externo (Ponte), enquanto o local mais interno (Mangue) apresentou os maiores valores, com exceção da variável fósforo que foi maior no local Clube. Espacialmente a composição granulométrica também apresentou um padrão similar aos nutrientes do sedimento, com uma tendência de granulometria mais grosseira nos locais Mangue e Clube, localizados na parte mais interna do manguezal, e mais fina nos locais mais próximos da comunicação com o mar aberto (Banco, Coroa e Ponte).

Estes padrões estão relacionados com a localização de cada local de coleta, pois os canais de mangue objetos do presente estudo, tem uma extensão relativamente pequena de aproximadamente 2 km, com densas formações de vegetação do tipo mangue, onde o movimento das marés constitui um importante fator estruturador do sistema, além de influenciar a dinâmica do substrato que tende a ser mais arenoso nas áreas próximas da conexão com o mar e lodoso, nas áreas mais internas do manguezal.

Os diferentes padrões das marés impõem variações comportamentais em peixes, além de determinar variações na abundância e no número de espécies, tornando-as mais ativas em correntes de baixa velocidade e menos ativas quando a corrente apresenta maior velocidade, sendo que seus efeitos são mais marcantes nas planícies de marés e nos peixes ali residentes. Na maioria dos casos, os indivíduos entram nestas áreas com a maré enchente, alimentam-se e saem com a maré vazante; além disso, há o movimento de peixes pequenos que procuram estas áreas para proteção, resultando assim em diferenças de composição e abundância de espécies nestes locais (GODEFROID et al., 2003).

Segundo ROBERTSON & BLABER (1992) a riqueza de espécies de um sistema de manguezal depende primordialmente do tamanho deste sistema, da diversidade de habitats, proximidade com outros sistemas, além dos próprios componentes do meio ambiente costeiro.

As diferenças espaciais registradas entre os locais de coleta dentro do manguezal podem ser atribuídas as características físicas deste local, por possuir águas

relativamente calmas e transparentes ao longo de um gradiente contínuo, favorecendo o desenvolvimento de juvenis de algumas espécies. Por outro lado à existência de condições mais estressantes causadas pelas entradas de nutrientes provenientes do próprio sistema, dinâmica dos sedimentos e variações ambientais prevalecentes na área também podem favorecer o desenvolvimento de outras espécies juvenis. Aliado a isso podemos acrescentar um gradiente de temperatura e salinidade, que estaria atuando na distribuição das espécies, concomitantes com as variações das marés.

Em geral, as diferenças espaciais e temporais na estrutura da assembléia de peixes no manguezal são resultantes tanto dos processos endógenos dos peixes, como das condições específicas resultantes da ação diferencial de forçantes ambientais (variáveis bióticas e abióticas). Na maioria dos estudos, as comparações entre habitats estuarinos levam em consideração principalmente espécies dominantes, no entanto, a caracterização funcional de uma região, como área de criação para peixes, deve além de levar em conta a distribuição diferencial das densidades das espécies dominantes, a ocorrência de espécies raras, algumas das quais com exigências ambientais bem específicas. A grande maioria das espécies capturada no presente estudo apresentou uma baixa frequência de ocorrência, o que foi anteriormente observado em vários estudos na região (ARAÚJO et al., 1997; PESSANHA et al., 2000, 2003), e em outras regiões com características similares (GODEFROID et al., 1997; ABILHÔA, 1998; PINHEIROS, 1999; VENDEL et al., 2002).

A pesar de toda semelhança na assembléia de peixes, há diferenças em termos de riqueza de espécies, diversidade, equitabilidade, dominância e entre as espécies que constituem a assembléia de peixes nos dois turnos, onde algumas espécies que ocorrem num turno, no outro são raras. As famílias mais abundantes em número de indivíduos foram Atherinopsidae, Gerreidae, Mugilidae, Clupeidae, Carangidae e Poecilidae. As famílias mais abundantes em número de espécies foram Carangidae, Serranidae, Gobiidae, Sciaenidae, Tetraodontidae, Engraulidae, Gerreidae, Mugilidae e Paralichthyidae.

Segundo YAÑEZ-ARANCIBIA (1985, 1986) nas áreas tropicais predominam peixes das famílias Clupeidae, Engraulidae, Ariidae, Synodontidae, Mugilidae, Polynemidae, Sciaenidae, Gobiidae, Cichlidae, Dasyatidae, Tetraodontidae, Gerreidae, Pomadasyidae, Bothidae, Soleidae e Cynoglossidae. Nas planícies de marés do litoral paranaense (baía de Paranaguá), SANTOS et al. (2002) registraram as famílias Atherinidae, Clupeidae, Tetraodontidae e Sciaenidae, como as mais abundantes. CASTRO (2001) estudando a comunidade de peixes em igarapés do estuário do rio Paciência (São Luis do Maranhão) registrou as famílias Ariidae, Mugilidae, Sciaenidae e Engraulidae como as mais abundantes tanto em número de espécies e indivíduos. VIEIRA & MUSIC (1994) estudando a ocorrência de peixes entre as latitudes de 8° N (Colômbia) e 11°S (Nordeste do Brasil), observaram uma dominância numérica das famílias Ariidae, Sciaenidae, Mugilidae, Haemulidae e Gerreidae. Outros autores têm registrado as famílias Engraulidae, Leiognathidae, Gerreidae, Atherinidae e Gobiidae, como as mais abundantes em manguezais de outras regiões geográficas (BLABER, 1997; ROBERTSON & BLABER, 1992). Não obstante as famílias registradas no presente estudo estão em conformidade com outros trabalhos realizados em diferentes regiões subtropicais e tropicais, e embora seja difícil comparar a diversidade de espécies e abundância relativa em diferentes áreas, devido à heterogeneidade de habitats, diferenças e variabilidade das variáveis ambientais, bem como diferenças no esforço de pesca, está evidente que esta área de manguezal apresenta um importante papel no ciclo de vida destas espécies.

O número de espécies registrado no presente estudo foi relativamente alto (87) quando comparado com outros ecossistemas costeiros do Estado do Rio de Janeiro: BRUM et al. (1994) encontraram 34 espécies para o sistema lagunar de Marica, ANDREATA et al. (1989, 1990) 37 espécies para a laguna de Marapendí, ANDREATA et al. (1994), 56 espécies na Baía da Ribeira, ARAÚJO et al. (1997) e PESSANHA et al. (2000) registraram 55 e 80 espécies nas praias da Baía de Sepetiba, respectivamente. Portanto o elevado número de espécies registrado no manguezal de Guaratiba pode ser considerado um fator adaptativo positivo, em função da alta complexidade estrutural de habitats encontrado neste ecossistema, enquanto que as variações no número de espécies dos sistemas adjacentes podem estar relacionadas a uma série de efeitos deletérios a que vem sendo submetida à ictiofauna, onde a poluição e a modificação gradativa dos seus ambientes ocasionam um decréscimo na qualidade de suas águas, com conseqüências diretas sobre a comunidade de peixes.

Embora a diversidade específica tenha sido alta, e a dominância baixa, a maioria das espécies estiveram presentes no manguezal em pequenas quantidades, o que é uma característica dos ambientes estuarinos (KENNISH, 1990) com presença de vegetação do tipo mangue e em canais de mangue (VENDEL et al., 2002; IKEJIMA et al., 2003). Este padrão também foi observado em outros trabalhos realizados no estuário da Baía de Paranaguá (GODEFROID, 1997; VENDEL, 1997; ABILHÔA, 1998; PINHEIRO, 1999; CUNHA, 1999; NARDI, 1999), no sistema estuarino-lagunar da região de Laguna (MONTEIRO-NETO et al., 1990), na região estuarina de Tramandaí (SILVA, 1982) e nas zonas rasas de cinco estuários do Rio Grande do Sul (RAMOS & VIEIRA, 2001).

A grande maioria das espécies consideradas freqüentes foram capturadas nos dois turnos nas quatro estações do ano, o que está de acordo com a maioria dos trabalhos de outros autores, exceto o de ROOKER & DENNIS (1991) que quase não encontraram espécies diurnas à noite. A análise independente dos turnos mostrou que 17,3 % do número total de indivíduos capturados durante o dia (59), foi exclusivo deste período, enquanto que 38,2% do número total de indivíduos capturados a noite (77), foram exclusivos deste turno. Poucas espécies foram responsáveis pelas grandes contribuições de número total de indivíduos capturados no manguezal de Guaratiba. No geral oito espécies foram relacionadas: *A. brasiliensis*, *E. argenteus*, *E. melanopterus*, *D. rhombeus*, *M. liza*, *H. clupeola*, *G. boleosoma* e *P. vivípara*. Destas apenas *E. melanopterus* e *G. boleosoma*, não haviam sido relatadas como mais abundantes em áreas adjacentes ao manguezal de Guaratiba (ARAÚJO et al., 1997; PESSANHA et al., 2000, 2003). Tais evidências demonstram que estas espécies utilizam o manguezal como área de criação, sendo habitat temporário durante alguma fase do ciclo de vida e/ou sendo um habitat permanente para algumas espécies, independente do fotoperíodo.

A dominância de *A. brasiliensis* e *E. argenteus* observado na área de mangue, durante todo período amostral, foi anteriormente constatada em praias arenosas do interior da baía de Sepetiba, adjacentes a área de estudo (ARAÚJO et al., 1997; PESSANHA et al., 2000). Estas espécies parecem estar adaptadas as condicionantes ambientes locais, pois segundo NARDI (1999) e ANDREATA et al. (1989) *A. brasiliensis* e *E. argenteus* apresentam padrões de distribuição associados as maiores valores de salinidade, fato este também observado ao longo de toda área de estudo.

Estuários, baías costeiras, praias arenosas e manguezais são sistemas que funcionam como importantes áreas de criação para peixes, principalmente na primavera e verão, quando os índices de ocupação e as produções primárias e secundárias são amplificados (ALLEN, 1982; FLORES-VERDUGO et al., 1990; ONUF & QUAMMEN, 1983). Então a coincidência sazonal dos picos de abundância de peixes e

secundariamente a produção sugerem que a disponibilidade de alimentos possa ser um dos principais fatores a influenciar a distribuição das espécies nestas áreas internas, seguido da complexidade estrutural do ambiente, que funciona como áreas de abrigo contra possíveis predadores.

A abundância de espécies apresentou variações sazonais significativas, sugerindo sucessivas entradas e saídas ao longo do tempo. Tais padrões heterogêneos de variações temporárias foram também influenciadas pela presença da população da espécie dominante *A. brasiliensis*. Tais variações temporárias observadas no manguezal de Guaratiba, em abundância, peso, número de espécies e índices descritores, parecem estar associados com o período reprodutivo e/ou a dinâmica de recrutamento. Pois segundo LOWE-MCCONNELL (1999) a maioria das espécies registradas na área, obedecem a um padrão de atividades reprodutivas com maiores intensidades na primavera e verão, com o recrutamento sendo prolongado até o outono. Então os maiores valores registrados no verão e outono poderiam ser resultantes de uma entrada de recrutas na área.

Este mesmo padrão sazonal de variações temporárias dos descritores da comunidade, associados ao período de reprodução e recrutamento, também foram evidenciados por GODEFROID et al. (1997) na zona de arrebentação da praia do Pontal do Sul, ABILHÔA (1998) e PINHEIROS (1999) em planícies de marés da ilha do Mel e por VENDEL et al. (2003) em canais de mangue da baía de Paranaguá.

As assembléias observadas no presente estudo, tanto em composição como em estrutura, são bastante similares às observações feitas em áreas adjacentes, embora ocorram diferenças nas estratégias de amostragens (ARAÚJO et al., 1997; PESSANHA et al., 2000, 2003). Tais padrões de similaridade podem estar associados a variações na abundância e diversidade observadas no manguezal, além dos processos migratórios. As assembléias de peixes que utilizam o infralitoral como habitats que são conectados com o sistema de manguezal ou bocas de estuários, formam geralmente um subgrupo das assembléias dos sistemas de manguezais adjacentes (CATTRJSSE et al., 1994).

VIEIRA & MUSIC (1993) sugerem que a variação sazonal na composição da fauna de peixes estuarinos está diretamente vinculada ao habitat específico amostrado e aos métodos e técnicas de pesca empregados na amostragem. Todavia, convém ressaltar, que o local de desova, hábito alimentar e tolerância à temperatura e salinidade, são fatores críticos na determinação da riqueza e uniformidade numérica de espécies estuarinas. Esses mesmos autores consideram que os estuários tropicais seriam menos sujeitos a variações de temperatura. As variações de salinidade e os fenômenos associados a esta, seriam responsáveis pelo controle de abundância das espécies potencialmente dominantes, sem, contudo restringir a presença de espécies potencialmente competitivas. A diversidade ictiofaunística do manguezal de Guaratiba está provavelmente associada à seletividade do petrecho de pesca utilizado e às características biológicas e comportamentais das espécies que habitam esta área de mangue, relacionadas provavelmente a migrações tróficas e reprodutivas, pois mesmo com registros de diferenças significativas para temperatura e salinidade observou-se que as mesmas não apresentaram grandes variações entre os locais.

ROMER (1990) estudando a comunidade de peixes da baía de Algoa na África do Sul verificou que apenas 16 espécies foram comuns nos locais de coleta, atribuindo esta diferença aos fatores abióticos, principalmente a exposição das ondas. GARCIA & VIEIRA (1997) comparando a assembléia de peixes juvenis de uma pradaria de *Ruppia marítima* na Lagoa dos Patos, verificaram que algumas espécies eram mais abundantes no interior de áreas com vegetação, enquanto outras espécies nas áreas sem vegetação. PESSANHA et al (2003) estudando a comunidade de peixes juvenis de áreas rasas do

interior da baía de Sepetiba, verificaram que os movimentos sazonais estão relacionados às mudanças ontogenéticas das espécies, enquanto os movimentos diários parecem mais relacionados aos requerimentos fisiológicos (alimentação, crescimento, proteção), do que as condições físico-químicas. CASTRO (2001) estudando as assembléias de peixes em igarapés do estuário do rio Paciência, concluiu que os processos e fatores locais (salinidade, precipitação) e características estruturais do habitat associadas às interações intra e interespecíficas, são variáveis importantes na estruturação das assembléias de peixes deste estuário.

BLABER & WHITFIELD (1977) concluíram que a presença de águas calmas e alimento nos estuários são provavelmente os mais importantes fatores na distribuição de juvenis de Mugilídeos e Gobídeos. BLABER & BLABER (1980) destacam a turbidez como principal fator que afetaria a distribuição dos juvenis nos estuários, relacionando-o com o tipo de substrato e a profundidade. MILLER & DUNN (1980) destacam o gradiente de temperatura e salinidade como fator estressante para espécies de juvenis, que teriam que se adaptar as condições estuarinas, além de desenvolverem modelos generalizados de hábitos alimentares e seleção de habitat.

Um outro fator que poderia explicar as variações dentro de uma comunidade nas latitudes médias e altas é a invasão periódica das áreas rasas de estuários e manguezais pela prole de espécies de peixes que desovam a centenas de quilômetros da área, e/ou próximo à mesma. Pois as larvas, alevinos e juvenis de peixes parecem ocupar habitats críticos específicos dentro dos estuários (DEEGAN & THOMPSON, 1985; YÁÑEZ-ARANCIBIA et al., 1988a, 1990), sendo os mecanismos utilizados por estes peixes para localizar estes habitats, depois do seu transporte e dispersão através da boca dos estuários, pouco conhecidos. Aparentemente as larvas selecionam uma localidade específica por respostas fisiológicas e de comportamento, interagindo com a profundidade, localidade e direção das correntes. Já os juvenis são controlados principalmente em sua distribuição pelas interações tróficas (YÁÑEZ-ARANCIBIA et al., 1990).

Estas espécies podem ser consideradas transientes, no sentido de serem somente residentes temporárias no habitat, embora, em termos sazonais possam frequentemente dominar a comunidade (WENSTEN & HECK, 1979) com as suas populações apresentando grandes oscilações devido à imigração e à emigração (KNUDSEN & HERKE, 1978). As variações sazonais na abundância e na diversidade observadas no manguezal parecem traduzir a alternância no processo migratório. O maior número de exemplares e de espécies nos períodos mais quentes do ano estaria sendo ocasionado pela entrada mais acentuada de formas juvenis no manguezal, enquanto a redução no outono e inverno corresponde ao período de maior recrutamento dos juvenis para as populações adultas e/ou subadultas presentes em outros habitats adjacentes.

A análise de similaridade aplicada aos locais de coleta mostrou que não existe diferença significativa na composição da ictiofauna dentro do manguezal, porém evidenciou alguns padrões onde as espécies *A. brasiliensis* e *E. argenteus* foram as mais comuns registradas nas amostras de ambos períodos. Durante o período diurno pequenas diferenças na composição de espécies foram observadas entre os locais Mangue, Coroa e Ponte, sendo *A. brasiliensis*, *E. argenteus* e *M. liza* as principais espécies responsáveis por tais diferenças. Já à noite as diferenças também foram registradas nos mesmos locais, porém sob influência de outras espécies tais como *D. rhombreus*, *E. argenteus* e *H. clupeola*. Outras espécies também contribuíram para as dissimilaridades entre os locais em menores porcentagens. Essas diferenças na distribuição da ictiofauna normalmente são determinadas por uma série de complexas respostas as características físicas e biológicas do ambiente, auxiliando as espécies a selecionar aqueles habitats

que oferecem um melhor potencial reprodutivo e /ou de crescimento (GIBSON et al., 1996).

Um padrão geral de separação espacial das espécies mais frequentes pode ser observada com juvenis de *A. brasiliensis* mais distribuídos por toda área enquanto indivíduos subadultos e adultos preferem os locais mais centrais do manguezal durante todo período, *E. argenteus* apresentou o mesmo padrão de *A. brasiliensis* principalmente durante a noite, *G. boleosoma* ocorreu principalmente na parte interna da área mais à noite, *D. rhombeus*, *A. januarina* e *P. vivípara* também apresentaram maiores ocorrências na parte mais interna do mangue em ambos períodos, *E. melanopterus* ocorreu em toda área com maiores abundâncias à noite, *S. testudineus* foi mais abundantes na parte mais externa da área durante o dia e a noite, assim como *M. liza* que também abundou mais na parte externa durante o dia, *H. clupeola* ocorreu principalmente na parte central da área durante todo período. As demais espécies *M. curema*, *S. foetens*, *C. arenaceus* e *C. spilopterus* não apresentaram um padrão consistente de distribuição à ponte de caracterizar um local específico de sua preferência. Essas diferenças observadas na distribuição espacial podem estar relacionadas a características que são peculiares a cada local de coleta, sejam elas bióticas ou abióticas, gerando desta forma uma pequena diferença na composição e abundância das populações que habitam e/ou utilizam a área estudada, durante os ciclos diários e do fotoperíodo.

O estudo da variação diurna entre os locais de coleta demonstrou que a composição e a estrutura da ictiofauna não foi à mesma ao longo das estações do ano, com flutuações ocorrendo em todos os descritores da comunidade. Nenhuma diferença significativa foi registrada entre a abundância e o peso dos indivíduos ao longo do fotoperíodo, contrapondo-se aos estudos de YÁÑEZ-ARANCIBIA & LARA-DOMINGUEZ (1983), LASIAK (1984b), BLABER et al. (1995) e GIBSON et al. (1996), que destacaram maiores capturas durante o período noturno e maiores biomassas durante o período diurno.

Uma das hipóteses que estes autores destacam para as maiores capturas serem noturnas, esta no fato de durante o dia as redes de arrasto são visíveis, proporcionando uma fuga dos peixes, principalmente os de maior tamanho. O estímulo visual e a capacidade de resposta motora são fatores fundamentais na determinação da captura de indivíduos (HAIMOVICI et al., 1993). CASEY & MYERS (1998) também destacam que o aumento da visibilidade durante o período diurno poderá resultar em menores capturas de espécies.

O padrão registrado no presente estudo embora não tenha apresentado diferenças significativas entre o dia e a noite foi de maiores capturas e biomassa durante o dia e maior número de espécies durante a noite, discordando do observado por PESSANHA (2000) nas praias arenosas da baía de Sepetiba, a poucos quilômetros da região de estudo, onde houve maiores capturas e maior diversidade de espécies durante o dia e maiores valores de biomassa durante a noite, o que pode estar associado não só à menor eficiência na captura das amostras durante o dia, mas também à migração de peixes maiores para determinado local ao anoitecer e para fora deste ao amanhecer (NASH et al., 1994). Tais peixes devem ocorrer em quantidades relativamente menores e não interferem na média do número de indivíduos, porém, possuem pesos equivalentes à maioria dos peixes menores, e acabam interferindo na biomassa total. Os resultados aqui levantados corroboram com o encontrado nas baías de Porto Erin e Porto Pim (Portugal), onde as capturas diurnas foram, na maioria dos casos, superior em biomassa, concordando também, com os resultados para número de espécies, que foram maiores durante a noite quando comparados ao dia (NASH et al., 1994).

QUINN & KOJIS (1987) observaram que o número de indivíduos, a biomassa e o número de espécies foram maiores durante a noite, independente das variações de maré, contudo estas mudanças nas capturas foram mais associadas a mudanças na iluminação do que as variações hidrológicas. Segundo os autores as razões para tais diferenças estão associadas à eficiência dos equipamentos de amostragens e/ou ao comportamento das espécies. Por causa do comportamento, algumas espécies têm sido categorizadas como noturnas ou diurnas (HOBSON, 1965). Essa classificação está relacionada principalmente ao hábito alimentar: espécies noturnas são geralmente predadoras, enquanto as que têm comportamento herbívoros e onívoros são predominantemente diurnas.

No presente estudo foram registradas 10 espécies exclusivas do dia e 28 exclusivas do turno noite. Esta dinâmica na comunidade de peixes ocorre devido a certas espécies possuírem o comportamento de migrarem para procurarem abrigos durante o período da noite, e reaparecerem ao amanhecer, quando o nível de luz é adequado para eles começarem novamente as atividades relacionadas à alimentação (POTTS, 1990). Com isso durante estes horários, acaba ocorrendo uma transição entre espécies diurnas e noturnas, aumentando assim, o número de indivíduos e espécies ao amanhecer ou anoitecer. Não obstante os resultados registrados no presente estudo podem ter sido influenciados por estes movimentos entre o fotoperíodo, uma vez que todas amostras foram realizadas logo após o amanhecer e/ou anoitecer, sempre de acordo com a maré baixa a fim de facilitar as réplicas em cada ponto de coleta. YÁÑEZ-ARANCIBIA & LARA-DOMINGUEZ (1983) encontraram este padrão na Laguna dos Términos, México. SPYKER & BERGHE (1995) destacam no seu trabalho abundância máxima ocorrendo no período da manhã, enquanto GODEFROID et al. (1998) verificaram as maiores abundâncias no final do dia.

HOBSON (1965, 1973, apud LOWE-MCCONNELL, 1999) estudando as atividades nictimerais dos peixes marinhos, concluiu que os padrões de migração são fortemente influenciados pela ameaça relativa de predação em diferentes partes de seu ciclo nictimeral. Normalmente a maioria dos predadores que ameaçam suas presas, é de peixes que se alimentam utilizando-se da visão, modo de ataque que se torna menos efetivo quando a luz cai abaixo de um determinado nível; muitos deles são comedores crepusculares; isto é, mostram-se mais ativos ao alvorecer e ao anoitecer. Durante o dia a maior parte dos peixes menores permanece relativamente segura nas proximidades de abrigos ou formando cardumes, mecanismos que são menos evidentes à noite, quando os peixes são fracamente definidos. Tais evidências também podem explicar as variações nas capturas, biomassa e número de espécies registradas na área de estudo, uma vez que diferentes classes de tamanhos foram observadas ao longo dos locais de coleta, indicando uma repartição espacial entre indivíduos considerados jovens do ano e peixes subadultos e/ou adultos que poderiam estar atuando como predadores oportunistas durante as movimentações dos peixes menores, induzida ou não pelas variações de maré dentro dos canais de mangue. É importante ressaltar ainda que os padrões ecológicos de utilização dos recursos pelos peixes de áreas rasas da zona costeira, referem-se à forma pela qual as espécies utilizam os vários espaços costeiros ao longo de seu ciclo de vida e do ciclo sazonal do ecossistema, em função de seus deslocamentos migratórios.

YÁÑEZ-ARANCIBIA & SANCHEZ-GIL (1988) mostram que as espécies dominantes dos ecossistemas costeiros e estuarinos passam pelas diferentes etapas de seu ciclo vital em épocas e ambientes diferentes, otimizando o uso dos recursos do meio, o que explica a marcante sazonalidade encontrada nestes ecossistemas, corroborando com o registrado no presente estudo através dos descritores da

comunidade.

Como as variações em larga escala temporal (sazonal) das variáveis ambientais foram mais marcantes que as em curta escala (fotoperíodo), porém não suficientes para provocar uma alteração significativa ao longo dos canais de marés do manguezal de Guaratiba no período amostrado, as capturas na sua maioria não foram tão diferentes entre os momentos amostrais. De um modo geral os canais de mangue na sua extensão, parecem oferecer um contínuo ambiental, cujo gradiente é insuficiente para estabelecer taxas de ocupação diferenciadas. Considerando-se a relativa homogeneidade ambiental, e as diferenças observadas na captura em número, não se excluindo a influência das variáveis ambientais, ou até mesmos processos cíclicos endógenos selecionados ao longo da história de vida das espécies, a variação temporal e espacial pode também estar associada ao caráter aleatório do processo amostral.

A partir das análises de correlação de Spearman e coeficiente de regressão múltipla foi possível detectar quais variáveis relacionadas ao sedimento que melhor explicam as tendências de distribuição das espécies dentro da área de estudo. Foram consideradas verdadeiramente variáveis influentes aquelas que apresentaram resultados correlatos de significância das duas análises, para determinada espécie. Durante o período do dia, *A. brasiliensis* apresentou correlação negativa com a percentagem de matéria orgânica e *D. rhombeus* que apresentou correlação positiva com grãos do tipo silte. Já a noite *A. brasiliensis* apresentou-se correlata às quantidades de fósforo presentes no meio, *C. arenaceus* apresentou correlação positiva com grãos do tipo fino, *E. argenteus* correlacionou-se negativamente com a percentagem de matéria orgânica, *E. gula* apresentou correlação positiva com grãos do tipo finíssimo, *H. clupeola* apresentou correlação positiva com a percentagem de nitrogênio, *P. punctatus* correlacionou-se positivamente com o fósforo e *G. boleosoma* apresentou correlação positiva com a variável potássio contido no sedimento. As demais espécies também apresentaram outras correlações que poderiam explicar seus padrões de preferência por um ou outro local, porém não foram aqui consideradas em virtude da ausência de significância de uma das análises utilizadas.

Segundo ALLEN (1982) é difícil identificar quais são os mais importantes fatores ambientais que influenciam a ictiofauna em estuários e/ou zonas tropicais, podendo incluir fatores bióticos tais como disponibilidade de presas, competição e predação, além dos fatores abióticos. As interações bióticas são importantes em sistemas estuarinos, contudo suas influências gerais sobre as assembléias de peixes podem às vezes ser suprimidas por grandes flutuações do ambiente físico.

BLABER et al. (1995) estudando áreas rasas do estuário do Golfo da Carpentaria (Austrália), indicaram os fatores abióticos como sendo importantes na determinação da distribuição diária e sazonal das espécies dominantes desta zona rasa. ARAÚJO et al. (1999) estudando a população de peixes do estuário do rio Tamisa, sugeriram que os fatores ambientais foram os responsáveis pelos modelos da distribuição dos peixes. CASTRO (2001) verificou que os fatores locais tais como variações de salinidade e precipitação, podem ser importantes fatores estruturadores das assembléias de peixes do estuário do rio Paciência (MA). MARSHALL & ELLIOT (1998) registraram a variável salinidade como sendo a mais influente na estruturação da composição de espécies no estuário do rio Humber, no norte da Inglaterra, devido à tolerância das espécies a este fator. HARRIS et al. (1999) através da análise de regressão mostraram que o fator dominante a afetar as densidades de larvas de peixes foi a temperatura. MARTIN (1988) afirma que a temperatura pode afetar a distribuição dos peixes através da tolerância termal entre as diferentes espécies. WHEELER (1969) noticiou que a temperatura afetava a sazonalidade e a variabilidade da migração,

crescimento e padrões de recrutamento dentro de uma determinada área. THIEL et al. (1995) observaram que a temperatura foi a melhor variável a explicar a abundância de peixes no estuário de Elbe, enquanto a salinidade influenciou a riqueza de espécies. A salinidade tem sido mencionada como uma variável ambiental que influencia a distribuição das espécies (WAGNER & AUSTIN, 1999; WHITFIELD, 1999), entretanto, tal efeito isolado desta variável é pouco provável, devido a sua multicolinearidade com as outras variáveis ambientais (LANKFORD & TARGETT, 1994). KRAIEM & PATTEE (1980) estudando o comportamento da variável oxigênio dissolvido, concluíram que severas condições anoxia podem ocorrer na camada água-sedimento, quando acontece uma elevada taxa de sedimentação de matéria orgânica, onde concentrações de oxigênio dissolvido menores que 1 mg/l são consideradas letais; porém tal situação não foi verificada no manguezal de Guaratiba embora existam grandes quantidades de matéria orgânica neste local.

Dessa forma, vemos que a composição e distribuição das principais espécies registradas no manguezal de Guaratiba apresentam correlações tanto positivas quanto negativas com as variáveis analisadas, indicando uma provável importância destes fatores na estruturação das assembléias de peixes deste sistema, além da confirmação da importância das variáveis salinidade, oxigênio dissolvido e temperatura como boas preditoras das comunidades de peixes ao longo do fotoperíodo. Tais evidências foram baseadas na análise conjunta das variáveis ambientais, através da subrotina BIOENV do programa PRIMER, que corroborou com a análise de correspondência canônica onde estas três variáveis foram as que melhor explicaram os padrões das espécies, porém com valores estatísticos baixos.

Diversos estudos mostram que os mecanismos de recrutamento de peixes costeiros dependentes estuarinos, "dependentes do habitat" ou de um tipo específico de ambiente, e seus vínculos com a dinâmica destes ambientes ou habitats, podem estar controlados por dois principais tipos de processos: processos físicos (força das marés, gradiente de salinidade, descargas de rios, ventos, etc) e processos biológicos (tolerância ao estresse, disponibilidade de alimento, amplitude de nicho, etc); ambos atuando em sincronia durante as primeiras etapas de desenvolvimento. O processo físico tem sua principal influência durante as etapas de ovos e larvas, sobre a plataforma continental, e parte no estuário ou manguezal. O processo biológico tem sua principal influência durante a distribuição e abundância de juvenis dentro do estuário ou manguezal (MILLER et al., 1984; SOBERÓN-CHÁVEZ & YÁÑEZ-ARANCIBIA, 1985; YÁÑEZ-ARANCIBIA et al., 1990).

A grande abundância de peixes marinhos no estágio juvenil no manguezal de Guaratiba confirma a importância deste habitat como área de crescimento e alimentação. Várias espécies de Engraulídeos, Clupeídeos, Mugilídeos, Carangídeos, Pleuronectiformes entre outras comumente capturadas na pesca regional (artesanal e comercial), estiveram presentes no mangue, na maioria dos casos em estágios que antecedem ao recrutamento para população adulta. Os resultados deste trabalho mostram que o manguezal é igualmente importante para as espécies estuarinas residentes e as visitantes ocasionais, inclusive como provável área de reprodução para algumas espécies e de criação/desenvolvimento e alimentação para outras.

A estrutura de tamanho de uma população fornece indicativos qualitativos do desenvolvimento da espécie, através do crescimento e de relações com variáveis ambientais bióticas e abióticas, podendo também refletir as condições ambientais presentes e as pregressas nas quais a população se desenvolveu. Portanto ainda que se possa teoricamente afirmar que o crescimento é contínuo, existem fases com taxas distintas, pois o crescimento inicial é mais rápido e está associado com a "construção"

do corpo, suavizando-se após o início da maturidade sexual (crescimento em peso), quando a velocidade é menor, se associando mais com o acúmulo de ácidos graxos, tornando, desse modo, o crescimento uma variável adaptativa ao longo do ciclo de vida das espécies.

As medidas de comprimentos registrados no presente estudo geralmente foram superiores à noite, o que discorda com o que LIN & SHAO (1999) encontraram em seus estudos em Taiwan, onde não houve diferenças no comprimento dos espécimes capturados. A maioria dos peixes maiores que são capturados predominantemente à noite são predadores e/ou exploradores do fundo (principalmente os Scienídeos, Gerreídeos e Carangídeos), o que pode confirmar a hipótese de que o período noturno e crepuscular é mais favorável para sua atividade. No entanto tal resultado pode estar sendo mascarado pela grande agilidade desses peixes em escapar das redes que visualizam melhor durante o dia. *S. rastrifer* é um bom exemplo de espécie capturada principalmente à noite e em grandes quantidades, porém no presente e em outros trabalhos (PEREIRA, 1994; SANTOS et al., 2002), houve poucas capturas.

Embora a estrutura de tamanho das espécies, nas capturas, possa ter sido influenciada pela eficiência de captura da rede utilizada neste estudo, e, em especial pelo escape de peixes de maior porte, que em geral, tem maior capacidade de percepção da arte de pesca e velocidade de natação, isto parece não ser significativo, uma vez que os exemplares que ocorrem nestas áreas são de tamanhos pequenos a médios em função da baixa profundidade encontrada nestes locais.

Segundo TOKESHI (1999) o tamanho diferenciado do corpo ou de parte dele pode ser o mantenedor da coexistência das espécies pela partição de recursos e pode ser considerado como um dos fatores que definem o nicho das espécies. Entretanto, esse não deve ser o fator exclusivo, como observado no manguezal, onde outras espécies do mesmo gênero, com tamanhos semelhantes ocorrem juntas. Os peixes que habitam um determinado ecossistema repartem os recursos do ambiente entre si de várias maneiras. Esta repartição ocorre tanto entre diferentes espécies como entre organismo de uma mesma espécie, particularmente entre indivíduos de classes etárias diferentes (LIVINGSTONE, 1980). A repartição dos recursos não implica na existência, de competição por recursos escassos no ecossistema, podendo ocorrer através de processos de seleção segregadora (NILSSON, 1967), isto é, as espécies se adaptaram ao longo de seu processo evolutivo, a explorarem recursos diferentes, e não entram em competição, como observado por WOOTON (1998).

Partindo ainda de um outro enfoque, pode-se considerar que o mecanismo básico de repartição dos recursos em qualquer comunidade biológica é o processo de irradiação adaptativa das espécies ao longo de sua evolução. De fato, ROSS (1986) constata que quanto maior a distância taxonômica entre pares de espécies, maior a probabilidade de apresentarem algum processo de repartição dos recursos entre eles. Portanto a presença ou ausência de uma ou mais espécies em determinados ambientes não depende somente das condições específicas de um habitat particular, mas também das disponibilidades de outras áreas apropriadas para alimentação, reprodução e refúgios adjacentes a esse habitat.

Numa outra abordagem, os resultados aqui levantados de certa homogeneidade ambiental, pequena influência das variáveis ambientais como fortes preditores dos padrões de abundância e distribuição, dominância de poucas espécies ao longo de toda área de estudo e similaridade nas assembléias entre os diferentes locais, podem também estar refletindo interações competitivas atuais ou passadas, pois a competição pode causar modificações no uso do habitat, levando a exploração de diferentes recursos por parte das espécies. Segundo RIBEIRO-NETO (1993) que realizou análises

ecomorfológica em assembleias de peixes verificou que o aumento da complexidade estrutural do ambiente foi o único fator correlacionado ao aumento do número de grupos ecomorfológicos e de espécies no complexo Baía-estuário de Santos e São Vicente.

WILBUR & TRAVIS (1984) afirmam que diferentes espécies podem ter desenvolvido preferência de habitat independentemente, sendo a competição ou predação responsáveis pelo direcionamento da seleção de habitat no passado, ou por estar mantendo a segregação de habitat no presente. Em relação à predação, a complexidade do habitat tem influência na viabilidade das populações de presas em risco de predação, uma vez que a ausência de áreas de refúgio para as presas podem levar a sua extinção local. Assim, predadores podem afetar a escolha do habitat pelas presas, que pode conduzir ao movimento de espécies de presas para locais que provêm menos risco de predação, onde predadores tem dificuldades de acesso, podendo ser diferentes daqueles selecionados quando predadores não estão presentes. Em relação a competição, muitos estudos sugerem que partição de recursos entre peixes, mais que exclusão competitiva, é o resultado predominante de interações competitivas (ROSS, 1986; JACKSON et al., 2001).

Portanto, a segregação de habitats parece ser o mecanismo que prevalece em ecossistemas onde as espécies co-ocorrem, diferentemente do encontrado no presente estudo, onde não foram detectadas variações nas assembleias de peixes entre os diferentes locais (habitats), indicando que tais assembleias encontrarem-se associadas ao ambiente como um todo e não as especificidades do habitat em particular. Se a hipótese de que as espécies são dependentes do habitat, fosse verdadeira, estes padrões deveriam ter sido encontrados e estariam refletindo as diferenças de habitats. A ausência de separação das assembleias entre os locais podem ser atribuídas às variações sazonais ou ao longo do ciclo dia e noite, que corroboram para a baixa definição dos padrões, acrescentando variabilidade quando se observam os padrões espaciais. Um outro aspecto a ser considerado é a dinâmica das marés, que na área de estudo apresentam amplitude de cerca de 1 m, misturando assim as comunidades, facilitadas pela relativa proximidade dos locais.

19. CONCLUSÕES

A área de mangue de Guaratiba apresentou homogeneidade e estabilidade das variáveis ambientais com pequenas flutuações temporais (sazonais e diurnas);

As assembléias de peixes, compostas principalmente por juvenis ou espécies de pequeno porte, não variaram entre os locais de coleta, corroborando a hipótese de dependência da área de mangue;

Em geral um maior número de espécies utiliza o manguezal durante a noite: *Citharichthys arenaeus*, *Citharichthys spilopterus*, *Diplectrum radiale*, *Eucinostomus argenteus*, *Eucinostomus melanopterus*, *Genidens genidens*, *Gobionellus boleosoma*, *Prionotus punctatus*, *Sphoeroides testudineus*, *Symphurus tessellates* e *Synodus foetens*;

Algumas espécies ocorreram preferencialmente em locais mais próximos da conexão com o mar, como *Caranx latus*, *Chaetodipterus faber*, *Genidens genidens*, *Trachinotus carolinus* e *Trachinotus falcatus*, enquanto outras mais no interior do mangue, *Symphurus tessellates*, *Oligoplites saurus*, *Oligoplites palometa*, *Jenynsia lineata*, *Gobionellus oceanicus*, *Gobionellus stomatus*, *Diapterus rhombeus*, *Anchoa januaria* e *Achirus lineatus*;

Atherinella brasiliensis foi a espécie mais comum na área, dominando tanto em número como em peso, em quase todos os locais, períodos do ciclo dia/noite e estações do ano;

Ao longo do fotoperíodo observou-se uma alternância entre 2 espécies abundantes; durante o dia foram mais abundantes *Mugil liza* e *Harengula clupeola* em número e peso; à noite *Eucinostomus argenteus* e *Gobionellus boleosoma* foram abundantes em número e *Eucinostomus argenteus* e *Sphoeroides testudineus* em peso;

Maiores valores de diversidade e riqueza ocorreram na área mais interna (local Mangue) à noite, quando comparado com os demais locais; Menores valores foram registrados para a local Ponte;

Padrões diferenciados de distribuição e abundância evidenciaram que diferentes espécies podem ocupar os mesmos habitats da área de estudo, demonstrando algumas preferências:

- a. *Atherinella brasiliensis* – ocorrem em toda área em todos períodos.
- b. *Eucinostomus argenteus* – ocorre em toda área, com maior abundância durante a noite.
- c. *Gobionellus boleosoma* & *E. melanopterus* – mais freqüente a noite.
- d. *Diapterus rhombeus* – ocorre na área mais interna durante o dia e noite.
- e. *Sphoeroides testudineus* – mais freqüente a noite e na área mais próxima da comunicação com mar aberto.
- f. *Harengula clupeola* – mais freqüente na parte central do canal de mangue, tanto de dia quanto a noite.
- g. *Citharichthys arenaeus* & *C. spilopterus* – mais freqüente a noite em todos locais.
- h. *Poecilia vivípara* - ocorre no interior e parte central da área, de dia e a noite.

20. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABILHÔA, V. 1998. *Composição e estrutura da ictiofauna em um banco arenoso-lodoso na Ilha do Mel, Paraná, Brasil*. Dissertação de mestrado da Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil.
- ALLEN, L. G. 1982. Seasonal abundance, composition and productivity of the littoral fish assemblage in upper Newport Bay, California. *Fisheries Bulletin*, U. S., 80:769-790.
- ANDREATA, J. V.; SAAD, A. M. & BARBIÉRI, L. R. R. 1989. Associação e distribuição das espécies de peixes na laguna de Marapendi, RJ, no período de março de 1985 a fevereiro de 1987. *Mem. Inst. Oswaldo Cruz*, RJ, vol. 84, supl. IV, 45-51.
- ANDREATA, J. V.; SAAD, A. M. & MORAES, L. A. F. 1994. Contribuição à ecologia da comunidade de peixes da região da Baía da Ribeira, nas proximidades da central nuclear de Angra I, Angra dos Reis, RJ. *Acta Biológica Leopoldensia*, 16(2): 57-68.
- ANDREATA, J. V.; BARBIÉRI, L. R. R.; SEBÍLIA, A. S. C.; SILVA, M. H. C.; SANTOS, M. A. & SANTOS, R. P. 1990. relação dos peixes da laguna de Marapendi, Rio de Janeiro, Brasil. *Atlântica*, 12(1):5-17.
- ARAÚJO, F. G. & SANTOS, A. C. A. 1999. Distribution and recruitment of mojarras (Perciformes, Gerreidae) in the continental margin of Sepetiba bay, Brazil. *Bulletin of Marine Science* 65(2): 431-439.
- ARAÚJO, F. G.; CRUZ-FILHO, A. G.; AZEVEDO, M. C. C.; SANTOS, A. C. A. & FERNANDES, L. A. M. 1997. Estrutura da comunidade de peixes jovens da margem continental da Baía de Sepetiba, RJ. *Acta Biológica Leopoldensia*, 19(1): 61-83.
- ARAÚJO, F. G.; WILLIAMS, W. P. & BAILEY, R. G. 2000. Fish assemblages as indicators of water quality in the middle Thames Estuary, England (1980-1989). *Estuaries*, 23(3): 305-317.
- BARLETTA-BERGAN, A.; BARLETTA, M. & SAINT-PAUL, U. 2002. Community structure and temporal variability of ichthyoplankton in north Brazilian mangrove creeks. *J. Fish Biol.*, 61:33-51.
- BARLETTA-BERGAN, A.; BARLETTA, M. & SAINT-PAUL, U. 2002^a. Structure and seasonal dynamics of larval in the Caeté River estuary in north Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 54: 193-206.
- BELL, J. D.; POLLARD, D. A.; BURCHMORE, J. J.; PEASE, B. C. & MIDDLETON, M. J. 1984. Structure of a fish community in a temperate tidal mangrove creek in Botany Bay, New South Wales, Australia. *Journal Marine Freshwater Research*, 35: 33-46.
- BLABER, S. J. M. & BLABER, T. G. 1980. Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. *Journal Fish Biology*, 17: 143-162.
- BLABER, S. J. M. & WHITFIELD, A. K. 1977. The feeding ecology of juvenile Mugilidae in south east African estuaries. *Biological Journal of the Linnean Society*, 9:227-284.
- BLABER, S. J. M. 1997. *Fish and fisheries of tropical estuaries*. London: Chapman and hall 367pp.
- BLABER, S. J. M.; BREWER, D. T. & SALINI, J. P. 1989. Species composition and biomasses of fishes in different habitats of a tropical northern Australian estuary:

- their occurrence in the adjoining sea and estuarine dependence. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 29:509-531.
- BLABER, S. J. M.; BREWER, D. T. & SALINI, J. P. 1995. Fish communities and the nursery role of the shallow inshore waters of a tropical Bay in the Gulf of Carpentaria, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 40: 177-193.
- BRUM, M. J. I.; MURATORI, C. F. M. L.; LOPES, P. R. D. & VIANNA, P. R. F. G. 1994. Ictiofauna do sistema lagunar de Marica, RJ. *Acta Biológica Leopoldensia*, 16(2):45-55.
- CASEY, J. M. & MYERS, R. A. 1998. Diel variation in trawl catchability: is it as clear as day and night? *Canadian journal fisheries Aquatic Science*, 55:2329-2340.
- CASTRO, A. C. L. 2001. Diversidade da assembléia de peixes em igarapés do estuário do rio Paciência (MA – Brasil). *Atlântica*, Rio Grande, 23:39-43.
- CATTRJSSE, A; MAKWAIA, E. S.; DANKWA, H R.; HAMERLYNK, O. & HEMMINGA, M. A. 1994. Nekton communities of na intertidal creek of a European estuarine brackish marsh. *Marine Ecology Progress Series*, 109:195-208.
- CHAPMAN, M. G. & UNDERWOOD, A. J. 1995. *Mangrove forests*. In: Underwood, A. J. & Chapman, M. G. (eds). Coastal marine ecology of temperate Australia. University of New South Wales Press, Sydney, 187-204p..
- CHONG, V. C.; SASEKUMAR, A.; LEH, M. U. C. & CRUZ, R. D. 1990. The fish and prawn communities of a Malaysian coastal mangrove system, with comparisons to adjacent mudflats and inshore water. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 31: 703-722.
- CLARKE, K. R. & WARWICK, R. W. 1994. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Plymouth Marine Laboratory. 859 p.
- CLYNICK, B. & CHAPMAN, M. 2002. Assemblages of small fish in patchy mangrove forests in Sydney Harbour. *Marine Freshwater Research*, 53: 669-677.
- CUNHA, F. 1999. *Estrutura das assembléias de peixes na gamboa do sucuriú, Ilha Rasa da Cotinga, Baía de Paranaguá: agosto/98 a janeiro/99*. BSc Monografia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil, 44 p.
- DEEGAN, L. A. & THOMPSON, B. A. 1985. The ecology of fish communities in the Mississippi river deltaic plain, chap. 4:35-56. In: A. Yáñez-Arancibia (Ed.) *Fish community Ecology in Estuaries and Coastal Lagoons: Towards an Ecosystem Integration*. UNAM press México, 654p..
- DUFRENE, M. & LEGENDRE, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*. 67:345-366.
- FIGUEIREDO, J. L. & MENEZES, N. A. 1978. *Manual dos peixes marinhos do Sudeste do Brasil*. II. Teleostei (1). São Paulo, Museu de Zoologia, USP, 110 p.
- FIGUEIREDO, J. L. & MENEZES, N. A. 1980. *Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil*. III. Teleostei (2). São Paulo, Museu de Zoologia USP, 90 p.
- FIGUEIREDO, J. L. & MENEZES, N. A. 2000. *Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil*. VI. Teleostei (5). São Paulo, Museu de Zoologia USP, 116 p.
- FIGUEIREDO, J. L. 1977. *Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil.I. Introdução. Cações, Raias e Quimeras*. São Paulo, Museu de Zoologia USP, 104p
- FLORES-VERDUGO, F.; GONZÁLEZ-FARIAS, F.; RAMÍREZ-FLORES, O.; AMESCUA-LINARES, F; YÁNEZ-ARANCIBIA, A.; ALVAREZ-RUBIO, M. & DAY, J. W. Jr. 1990. Mangrove ecology, aquatic primary productivity, and fish community dynamics in the Teacapn-Agua Brava lagoon-estuarine system (Mexican pacific). *Estuaries*, 13:219-230.

- GARCIA, A. M. & VIEIRA, J. P. 1997. Abundância e diversidade da assembléia de peixes dentro e fora de uma pradaria de *Ruppia marítima* L., no estuário da Lagoa dos Patos (RS- Brasil). *Atlântica*, Rio Grande, 19:161-181.
- GIBSON, R. N.; ROBB, L.; BURROWS, M. T. & ANSELL, A. D. 1996. Tidal, diel and longer term changes in the distribution of fishes on a Scottish sandy beach. *Marine Ecology Progress Series*, 130: 1-17.
- GODEFROID, R. S. 1997. *Estrutura da comunidade de peixes da zona de arrebenção da praia de Pontal do Sul, Paraná, Brasil*. Dissertação de mestrado da Universidade federal do Paraná, Curitiba, Brasil, 128 p.
- GODEFROID, R. S.; HOFSTAETTER, M. & SPACH, H. L. 1998. Moon, tidal and diel influences on catch composition of fishes in the surf zone of Pontal do Sul beach, Paraná. *Revista Brasileira de Zoologia*, 15(3): 647-701.
- GODEFROID, R. S.; SPACH, H. L.; SCHWARZ, R. JR.; QUEIROZ, G. M. L. & OLIVEIRA NETO, J. F. 2003. Efeito da lua e da maré na captura de peixes em uma planície de maré da Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil. *Bol. Inst. Pesca*, São Paulo, 29(1):47-55.
- GONZALEZ-ACOSTA, A.; DE LA CRUZ-AGÜERO, G; DE LA CRUZ-AGÜERO, J. & RUIZ-CAMPOS, G. 1999. Ichthyofauna associated to El Conchalito mangrove swamp, Ensenada de La Paz, Baja California Sur, México. *Oceanides*, 14: 121-131.
- HAIMOVICI, M.; UMPIERRE, R. G.; KOTAS, J. & RAHN, E. 1983. Variação dia-noite nas capturas e descartes de corvina, pescada, pescadinha e castanha (sciaenidae, Teleostei) na pesca de arrasto no sul do Brasil. *Atlântica*, Rio Grande, 15:5-16.
- HALLIDAY, I. A. & YOUNG, W. R. 1996. Density, biomass, and species composition of fish in a subtropical *Rhizophora stylosa* mangrove forest. *Mar. Freshw. Res.*, 47:609-615.
- HARRIS, S. A.; CYRUS, D. P. & BECKLEY, L. E. 1999. The larval fish assemblage in nearshore coastal waters off the St Lucia estuary, south Africa. *Estuarine Coastal and shelf Science*, 49:789-811.
- HINDELL, J. S. & JENKINS, G. P. 2004. Spatial and temporal variability in the assemblage structure of fishes associated with mangroves (*Avicennia marina*) and intertidal mudflats in temperate Australian embayments. *Marine Biology*, 144: 385-395.
- HOBSON, E. S. 1965. Diurnal-nocturnal activity of some inshore fishes in the Gulf of Califórnia. *Copeia*, 3:291-302.
- HOGARTH, P. 1999. *The biology of mangroves*. Oxford University Press, New York.
- IKEJIMA, K; TONGNUNUI, P.; MEDEJ, T. & TANIUCHI, T. 2003. Juvenile and small fishes in a mangrove estuary in Tang province, Thailand: seasonal and habitat differences. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 56: 447-457.
- JACKSON, A. D.; PERES-NETO, P. R. & OLDEN, J. D. 2001. GAT controls who is where in freshwater fish communities – the roles of biotic, abiotic and spatial factors. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 58:157-170.
- KATHIRESAN, K. 2000. A review of studies on Pichavam mangrove, southeast India. *Hydrobiologia*, 430:185-205.
- KATHIRESAN, K. & BINGHAM, B. 2001. Biology of mangroves and mangrove ecosystems. *Adv. Mar. Biol.*, 40:84-136.
- KENNISH, M. J. 1990. *Ecology of estuaries*. CRC Press, Boston.
- KNUDSEN, E. E. & HERKE, W. H. 1978. Grow rate of marked juvenile atlantic croakers, *Micropogon undulatus*, and length of stay in a coastal marsh nursery in

- southwest Louisiana. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 107:12-20.
- KRAÏEM, M. & PATTEE, E. 1980. La tolerance á la temperatura et au déficit en oxygene chez le barbeau (*Barbus barbu* L.) et d'autres especesprovenant de zones piscicoles voisines. *Arch. Hydrobiol.*, 88:250-261.
- KUO, S.; LIN, H. & SHAO, K. 1999. Fish assemblages in the mangrove creeks of northern and southern Taiwan. *Estuaries*, 22: 1004-1015.
- LAEGDSGAARD, P. & JOHNSON, C. R. 1995. Mangrove habitats as nurseries: unique assemblages of juveniles fish in subtropical mangroves in eastern Australia. *Marine Ecology Progress Series*, 126: 67-81.
- LAEGDSGAARD, P. & JOHNSON, C. R. 2001. Why do juvenile fish utilize mangrove habitats? *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 257:229-253.
- LANKFORD, JR. T. E. & TARGETT, T. E. 1994. suitability of estuarine nursery zones for juvenile weakfish (*Cynoscion regalis*): effects of temperature and salinity on feeding, growth and survival. *Marine Biology*, 119:611-620.
- LAROCHE, J.; BARAN, E. & RASOANANDRASANA, N. B. 1997. Temporal patterns in a fish assemblage of a semiarid mangrove zone in Madagascar. *Journal of Fish Biology*, 51: 3-20.
- LASIAK, T. A. 1984^b. Structural aspects of the surf-zone fish assemblage at King's beach, Algoa Bay, South Africa: Short-term fluctuations. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 18: 347-360.
- LIN, H. J. & SHAO, K. T. 1999. Seasonal and diel changes in a subtropical mangrove fish assemblage. *Bulletin of Marine Science*, 65: 775-794.
- LITTLE, C. 2000. *The biology of soft shores and estuaries*. Oxford University Press, New York.
- LITTLE, M. C.; REAY, P. J. & GROVE, S. J. 1988. The fish community of an east African mangrove creek. *Journal of Fish Biology*, 32: 729-747.
- LIVINGSTONE, R. J. 1980. Ontogenetic trophic relationship and stress in a coastal seagrass system in Florida. In: Kennedy, V. S. (ed.). *Estuarine Perspectives*. Academic Press Inc., New York, 554 p.
- LOUIS, M.; BOUCHON, C. & BOUCHON-NAVARO, Y. 1995. Spatial and temporal variations of mangrove fish assemblages in Martinique (French West Indies). *Hydrobiologia*, 295: 274-284.
- LOWE-MCCONNELL, R. H. 1999. *Ecological studies in tropical fish communities*. Cambridge University Press, Cambridge, England.
- MARSHALL, S. & ELLIOTT, M. 1998. Environmental influences on the fish assemblage of the Humber estuary, U. K.. *Estuarine Coastal and shelf Science*, 46:175-184.
- MARTIN, T. J. 1988. Interaction of salinity and temperature as a mechanism for spatial separation of three co-existing species of Ambassidae (Cuvier) (teleostei) in estuaries on the south-east coast of Africa. *Journal of Fish Biology*, 33 supplement A:9-15.
- MENEZES, N. A. & FIGUEIREDO, J. L. 1980. *Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil*. VI. Teleostei (3). São Paulo, Museu de Zoologia USP, 96 p.
- MENEZES, N. A. & FIGUEIREDO, J. L. 1985. *Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil*. VI. Teleostei (4). São Paulo, Museu de Zoologia USP, 105 p.
- MILLER, J. M. & DUNN, M. L. 1980. *Feedeing strategies and patterns of movement in juvenile estuarine fishes*. In: Percpectives – edited by Victor S. Kennedy – University of Mariland – Center for environmental and estuarine Studies. Academic Press, Inc. London, 437-448 pp.
- MILLER, J. M.; REED, J. P. & PIETRAFESA, L. J. 1984. Patterns, mechanisms and

- approaches to the study of migrations of estuarine-dependent fish larvae and juveniles, p. 209-225. In: McCleave, J. D.; Arnold, G. P.; Dodson, J.J. & Neil, W. H. (eds). Mechanisms of migration in fishes. Nato Conference Series. Series IV: *Marine Sciences*, 14:574 p.
- MONTEIRO-NETO, C. 1990. *Comparative community structure of surf-zone fishes the Chesapeake Bight and Southern Brazil*. PhD. Thesis. Virginia Institute of Marine Science, Faculty of the School of marine Science. 150p.
- MORTON, R. M. 1990. Community structure, density and standing crop of fishes in a subtropical Australian mangrove area. *Marine Biology*, 105: 385-394.
- NARDI, M. 1999. *Assembléia de peixes em um ambiente de gamboa*. BSc Monografia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil, 55 p.
- NASH, R. D. M.; SANTOS, R. S. & HAWHINS, S. J. 1994. Diel fluctuations of sandy beach fish assemblage at Porto Pim bay, Faial Island, Azores. *Arquipélago Boletim da Universidade dos Açores Ciências Biológicas e Marinhas*, 12^A:75-86.
- NILSSON, N. A. 1967. Interactive segregation between fishes species. In: Gerking, S. D. (Ed.). *The biological basis of freshwater fish production*. Balckwell, Oxford, p 295-313.
- ONUF, C. P. & QUAMMEN, M. I. 1983. Fishes in a California coastal lagoon. Effects of major storms on distribution and abundance. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 12:1-14.
- PEREIRA, L. E. 1994. Variação diurna e sazonal dos peixes demersais na barra do estuário da Lagoa dos Patos, RS. *Atlântica*, 16:5-21.
- PESSANHA, A. L. M. 2000. *Variações espaciais, temporais e diurnais nas assembleias de peixes jovens da Baía de Sepetiba, RJ*. Dissertação de mestrado. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal. 96 p.
- PESSANHA, A. L. M.; ARAÚJO, F. G.; AZEVEDO, M. C. C. & GOMES, I. D. 2003. Diel and seasonl changes in the distribution of fish on a southeast Brazil sandy beach. *Marine Biology*, 143:1047-1055.
- PIELOU, E. C. 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *J. Theor. Biol.*, 10:370-383.
- PINHEIRO, P. C. 1999. *Dinâmica das comunidades de peixes em três áreas amostrais da Ilha do Mel, Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil*. Dissertação de mestrado da Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil.
- PINTO, L. & PUNCHIHEWA, N. N. 1996. Utilisation of mangroves and seagrass by fishes in the Negombo estuary, Sri Lanka. *Marine Biology*, 126: 333-345.
- PINTO, L. 1988. Population dynamics and community structure of fish in the mangroves of Pagbilao, Philippines. *Journal Fish Biology*, 33 (suppl. A): 35-43.
- POTTS, G. W. 1990. *Crepuscular behaviour of marine fishes*, 221-227. In: Herring, P. J; A. K. Campebell; M. Whitfield & L. Maddock (Ed.). *Light and life in the sea*. Cambridge University Press.
- QUINN, N. J. & KOJIS, B. L. 1987. The influence of diel cycle, tidal direction and trawl alignment on beam trawl catches in a equatorial estuary. *Environmental Biology of Fishes*, 19(4): 297-308.
- RAMOS, L. A. & VIEIRA, J. P. 2001. Composição específica e abundância de peixes de zonas rasas dos cincos estuários do Rio Grande do Sul. *Bol. Inst. Pesca*, São Paulo, 27(1):109-121.
- RIBEIRO NETO, F. B. 1993. *Análise ecomorfológica das comunidades de peixes do complexo Baía-estuário de Santos e São Vicente*. Tese de Doutorado, Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo.
- ROBERTSON, A. I. & BLABER, S. J. M. 1992. Plankton, epibenthos and fish

- communities. In: Robertson, A. I. & Alongi, D. M. (eds). *Tropical mangrove Ecosystems*. American Geophysical Union, Washington, D. C., 173-224.
- ROBERTSON, A. I. & DUKE, N. C. 1987. Mangroves as nursery sites: comparisons of the abundance and species composition of fish and crustaceans in mangroves and other nearshore habitats in tropical Australia. *Marine Biology*, 96: 193-205.
- ROBERTSON, A. I. & DUKE, N. C. 1990. Mangrove fish-communities in tropical Queensland, Australia: spatial and temporal patterns in densities, biomass and community structure. *Marine Biology*, 104: 369-379.
- ROMER, G. S. 1990. Surf zone fish community and species response to a wave energy gradient. *Journal of Biology*, 36: 279-287.
- ROOKER, J. R. & DENNIS, G. D. 1991. Diel, lunar and seasonal changes in a mangrove fish assemblage off southwestern Puerto Rico. *Bull. Mar. Sci.*, 49(3):684-698.
- ROSS, S. T. 1986. Resource partitioning in fish assemblages: a review of field studies. *Copeia*, 352-388.
- RUEDA, M. 2001. Spatial distribution of fish species in a tropical estuarine lagoon: a geostatistical appraisal. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 222:217-226.
- SANTOS, C.; SCHWARZ, R.; OLIVEIRA NETO, J. F. & SPACH, H. L. 2002. A ictiofauna em duas planícies de maré do setor euhalino da Baía de Paranaguá, PR. *Bol. Inst. Pesca*, São Paulo, 28(1):49-60.
- SATAPOOMIN, U. & POOVACHIRANON, S. 1997. Fish fauna of mangroves and seagrass beds in the west coast of Thailand, the Andaman Sea. Phuket Marine Biology Center, *Technical Paper*, 2: 1-63.
- SILVA, F. C. 1999. Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. Embrapa comunicação para transferência de tecnologia, Brasília, DF, 370 p.
- SILVA, C. P. 1982. Ocorrência, distribuição e abundância de peixes na região estuarina de Tramandaí, Rio Grande do Sul. *Atlântica*, Rio Grande, 5:49-66.
- SOBERÓN-CHAVEZ, G. A. & YÁNEZ-ARANCIBIA, A. 1985. Controle ecológico dos pezes demersales: Variabilidad ambiental de la zona costera y su influencia en la producción natural de los recursos pesqueros. In: Yánez-Arancibia, A. (Ed.). Recursos Pesqueros Potenciales de México: La Pesca Acompañante del Camarón. Prog. Univ. de Alimentos, Inst. Cienc. Del Mar y Limnol., Inst. Nac. de Pesca. UNAM, México D.F., Cap. 9: 399-386.
- SOKAL, R. R. & ROHLF, F. J. 1995. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. W. H. Freeman and Co., 3d. ed. San Francisco, 887 p.
- SPYKER, K. A. & BERGHE, E. P. V. D. 1995. Diurnal abundance patterns of Mediterranean fishes assessed of fixed transects by scuba divers. *Transactions of the American Fisheries Society*, 124: 216-224.
- Ter Braak, C. J. F. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector method for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*. 67, 1167-1179.
- Ter Braak, C. J. F. 1991. Update notes: CANOCO version 3.1 Wageningen, The Netherlands.
- THAYER, G. W.; CLOBY, D. R. & HETTLER, JR. W. F. 1987. Utilization of the red mangrove prop root habitat by fishes in South Florida. *Marine Ecology Progress Series*, 35: 25-38.
- THIEL, R.; SEPÚLVIDA, A.; KAFEMANN, R. & NELLEN, W. 1995. Environmental factors as forces structuring the fish community of the Elbe estuary. *Journal of Fish Biology*, 46:47-69.
- TOKESHI, M. 1999. *Species coexistence. Ecological and evolutionary perspectives*. Oxford, Blackwell Science, 454 p.

- TONGNUNUI, P.; IKEJIMA, K.; YAMANE, T.; HORINOUCI, M.; MEDEJ, T.; SANO, M.; KUROKURA, H. & TANIUCHI, T. 2002. Fish fauna of the Sikao creek mangrove estuary, Trang, Thailand. *Fisheries Science*, 68: 10-17.
- VALENTIN, J. L. 1995. Agrupamento e ordenação, p. 27-55. In: *Tópicos em tratamentos de dados biológicos*. Vol II. Editores: Peres-Neto, P. R.; Valentin, J. L. & Fernández, F.. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia, Programa de Pós-graduação em Ecologia.
- VENDEL, A. L. 1997. *Dinâmica e estrutura da assembléia de peixes na gamboa do baguaçu, Baía de Paranaguá, Paraná*. BSc monografia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil.
- VENDEL, A. L.; SPACH, H. L.; LOPES, S. G. & SANTOS, C. 2002. Structure and dynamics of fish assemblages in a tidal creek environment. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 43(3): 365-373.
- VENDEL, A. L.; LOPES, S. G.; SANTOS, C. & SPACH, H. L. 2003. Fish assemblages in a tidal flat. *Braz. Arq. Biol. Tecn.*, 46(2):233-242.
- VIEIRA, J. P. & MUSIC, J. A. 1993. Latitudinal patterns in diversity of fishes in warm temperature and tropical estuarine waters of the western Atlantic. *Atlântica*, 15(u):115-133.
- VIEIRA, J. P. & MUSIC, J. A. 1994. Fish faunal composition in warm-temperate and tropical estuaries of western atlantic. *Atlântica*, (16):31-53.
- WAGNER, C. M. & AUSTIN, H. M. 1999. Correspondence between environmental gradients and summer fish littoral assemblages in low salinity reaches of the Chesapeake Bay, USA. *Marine Ecology Progress Series*, 177:197-212.
- WEINSTEIN, M. P. & BROOKS, V. 1983. Comparative ecology of nekton residing in a tidal creek and adjacent seagrass meadow: community composition and structure. *Marine Ecology Progress Series*, 12: 15-27.
- WENSTEN, M. P. & HECK, K. 1979. Ichthyofauna of seagrass meadows along the caribbean coast of Panama and in the Gulf of Mexico: composition, structure and community ecology. *Mar. Biol.*, 50:97-108.
- WHEELER, A. 1969. Fish-life and pollution in the lower Thames: a review and preliminary report. *Biological conservation*, 2:25-30.
- WHITFIELD, A K. 1999. ichthyofaunal assemblages in estuaries: a South African case study. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 9: 151-186.
- WILBUR, H. M. & TRAVIS, J. 1984. An experimental approach to understanding pattern in natural communities. In: *Ecological communities: Conceptual Issues and Evidence*. Edited by Strong, D. R. Jr.; Simberloff, D.; Abele, G. L. & Thistle, A. B. Princeton university Press, New Jersey, 613 p.
- WOOTON, J. R. 1998. *Ecology of teleost fishes*. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers, II+386 p.
- WRIGHT, J. M. 1986. The ecology of fish occurring in shallow water creeks of a Nigerian mangrove swamp. *Journal Fish Biology*, 29: 431-441.
- YÁÑEZ-ARANCIBIA, A 1985. Recursos demersales de alta diversidad en las costas tropicales: perspectiva ecológica, Cap. 1:17-38. In: Yáñez-Arancibia, A. (Ed.). Recursos Pesqueros Potenciales de México: La Pesca Acompañante del Camarón. Progr. Univ. de Alimentos, Inst. Cienc. Del Mar y Limnol., Inst. Nal. de Pesca. UNAM, México D. F. 748p.
- YÁÑEZ-ARANCIBIA, A. & LARA-DOMINGUEZ, A. L. 1983. Dinamica ambiental de la boca de Estero Pargo y estructura de sus comunidades de peces en cambios estacionales y ciclos 24 horas (laguna de Términos, sur del Golfo de México). *An. Inst. Ciên. del Mar y Limnol.*, Univ. Nat. Auton. México, 10(1):85-116.

- YÁÑEZ-ARANCIBIA, A. & SANCHEZ-GIL, P. 1986. Los peces demersales de la plataforma continental del sur de Golfo del Mexico. 1. Caracterización ambiental, ecología y evaluación de las especies, poblaciones y comunidades. Publicaciones Especiales Inst. Cien. Mar. Limnol., UNAM. 230 p.
- YÁÑEZ-ARANCIBIA, A. & SANCHEZ-GIL, P. 1988. Ecología de los recursos demersales marinos. Fundamentos en costas tropicales. AGT Editor, México, 228p.
- YÁÑEZ-ARANCIBIA, A., LARA-DOMINGUEZ, A. L., SÁNCHEZ-GIL, P. & ALVAREZ-GUILLEN, H. 1988^a. Evaluación ecológica de las comunidades de peces de la Laguna de Términos y Sonda de Campeche, Chap. 18:323-356. In: Yáñez-Arancibia, A., Y DAY Jr., J.W. (Eds.) Ecology of coastal Ecosystems in the Southern Gulf of México: The Terminos Lagoon Region. Inst. Cien. Del Mar y Limnol. UNAM, Coast. Ecol. Inst. LSU. UNAM Press México, 518p.
- YÁÑEZ-ARANCIBIA, A., SÁNCHEZ-GIL, P. & LARA-DOMINGUEZ, A. L., 1990. Interacciones ecológicas estuario-mar: Estructura funcional de bocas estuarinas y su efecto en la productividad del ecosistema. In: II Simpósio sobre Ecossistemas da costa Sul e Sudeste Brasileira: Estrutura, função e manejo. Sessão II Ecossistemas Costeiros: estuários, lagunas, manguezais e marismas. Águas de lindóia, São Paulo, Brasil, 49-83p.
- ZAR, J. H. 1996. *Biostatistical Analysis*. 3rd edition. Prentice may, Englewoods Cliffs. 662 p.

21. CONSIDERAÇÕES FINAIS

1. As praias da baía de Sepetiba, da baía da Ilha Grande e do manguezal de Guaratiba são importantes áreas de criação de peixes; um total de 98 espécies utilizam estes ambientes pelo menos durante parte de seus ciclos de vida, o que denota a importância da conservação de tais habitats visando a preservação desta biodiversidade e a manutenção da pesca, uma vez que parte dos peixes são importantes recursos pesqueiros.
2. O mangue apresentou maior diversidade de espécies, o que confirma as expectativas de áreas mais estruturadas e protegidas, oferecem condições mais propícias para o desenvolvimento de espécies; as praias arenosas, não obstante apresentarem maior homogeneidade de habitats também suportam elevada riqueza de espécies e são os ambientes que, no caso em estudo, encontram-se mais ameaçados de alteração.
3. A baía de Sepetiba apresentou maior riqueza e abundância quando comparada com a baía da Ilha Grande, o que pode ser devido ao maior aporte de nutrientes indicados pelos nutrientes do sedimento analisados, o que pode ser atribuído à contribuição das drenagens continentais que são maiores nesta primeira baía.
4. A dependência da área foi confirmado para o mangue e para a baía de Ilha Grande, e só parcialmente para a baía de Sepetiba que apresentou maior dependência do local. A maior heterogeneidade dos locais (habitats) na baía de Sepetiba, cujos sites mais internos e protegidos pela restinga da Marambaia e influência da área de mangue adjacente, contribui para assembleias diferenciadas dos locais mais desprotegidos e próximos do limite com a baía de Ilha Grande, indicando alguma dependência do local.