

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

RENATO LUIZ BOT NETO

**UTILIZAÇÃO DE ÁREAS RASAS PELA ICTIOFAUNA NO COMPLEXO
ESTUARINO DE PARANAGUÁ, PARANÁ**

**PONTAL DO PARANÁ
2013**

RENATO LUIZ BOT NETO

**UTILIZAÇÃO DE ÁREAS RASAS PELA ICTIOFAUNA NO COMPLEXO
ESTUARINO DE PARANAGUÁ, PARANÁ**

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal do Paraná como requisito parcial para obtenção do título de mestre em Ecologia e Conservação.

Orientador: Dr. Henry Louis Spach.

**PONTAL DO PARANÁ
2013**

CATALOGAÇÃO NA FONTE:
UFPR / SIBI - Biblioteca do Centro de Estudos do Mar

B657u Bot Neto, Renato Luiz
Utilização de áreas rasas pela ictiofauna no Complexo Estuarino de Paranaguá,
Paraná. / Renato Luiz Bot Neto. – Curitiba, 2013.
104 f.; 29 cm.

Orientador: Dr. Henry Louis Spach.

Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e
Conservação, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná.

1. Ictiofauna. 2. Áreas rasas. 3. Complexo Estuarino de Paranaguá - Paraná.
I. Título. II. Henry Louis Spach. III. Universidade Federal do Paraná.

CDD 597



PARECER

Os abaixo-assinados, membros da banca examinadora da defesa da dissertação de mestrado, a que se submeteu **Renato Luiz Bot Neto** para fins de adquirir o título de Mestre em Ecologia e Conservação, são de parecer favorável à **APROVAÇÃO** do trabalho de conclusão do candidato.

Secretaria do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

Curitiba, 18 de fevereiro de 2013.

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. Henry Louis Spach
Orientador e Presidente

Prof. Dr. Paulo Schwingel
Membro

Prof. Dr. Paulo de Tarso da C. Chaves
Membro

Visto:

Prof.ª. Dra. Maria Regina Torres Boeger
Coordenadora do PPG-ECO

Dedico este trabalho aos meus pais
Otaner L. Bot e Filomena R. Bot

AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da UFPR.

Ao Reuni e CAPES pela concessão da bolsa.

Ao Centro de Estudos do Mar (CEM) pela disponibilidade da estrutura para realizar esse trabalho.

Ao Professor Doutor Henry Louis Spach pela orientação, pela paciência, pela amizade e pelo apoio na hora certa.

Aos meus pais Otaner L. Bot e Filomena R. Bot pelos valores ensinados, pelo apoio e pelo carinho.

A Ana C. dos Passos e Felipe Abbatepaulo por toda ajuda na realização das coletas, triagem e identificação do material.

À grande amiga Barbara M. Carvalho pela amizade e companhia no laboratório em todos esses anos.

Aos amigos Augusto L. Ferreira Júnior e Marco C. Brustolin grandes amigos durante tanto tempo.

À Guiullianna Carolina Quirino de Lima Drapczynski pelo incentivo, amor, carinho e compreensão nos momentos que me foram mais necessários.

E a todos aqueles de alguma forma me incentivaram e me ajudaram durante esse trabalho.

Obrigado!

Na guerra entre o mar e a pedra, quem se ferra é o marisco...

RESUMO

Possuir o conhecimento sobre a composição da ictiofauna e como ela varia tanto no espaço como no tempo é fundamental para a tomada de decisões para o manejo sustentável de espécies bem como para ações preservacionistas. Com o intuito de identificar os padrões temporais e espaciais de ocupação de peixes nas áreas entre marés, foram realizadas coletas mensais entre agosto de 2010 e julho de 2011 na maré de quadratura em 17 pontos do eixo norte-sul do Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. Em cada ponto de arrasto, também foram amostrados dados de salinidade, temperatura, clorofila, turbidez e sedimentos (granulometria e matéria orgânica). Foram capturados 49056 exemplares de 56 taxa, pertencentes a 26 famílias de peixes, com o domínio numérico de *Anchoa tricolor*, *Atherinella brasiliensis*, *Mugil* sp. e *Sphoeroides greeleyi*. Em média a densidade e a biomassa foram significativamente diferentes entre as estações do ano, sendo diferente entre setores somente a densidade. Um maior número de indivíduos esteve presente no setor interno, com um menor número nos setores médios e externo, padrão este que se repetiu para a biomassa. A média do número de espécies foi significativamente maior na estação chuvosa, especialmente no setor interno, seguido pelo setor médio. Nenhuma diferença estatística foi constatada entre os setores nas médias da riqueza de espécies de Margalef, no entanto a riqueza de espécies foi maior no final da estação chuvosa e início da seca. A diversidade de Shannon-Wiener não apresentou diferenças significativas entre os setores, mas foi maior na estação seca, já a equitatividade de Pielou não variou estatisticamente entre os setores e as estações seca e chuvosa. Com base na abundância de todos os taxa coletados, as análises MDS e ANOSIM mostraram diferenças entre a ictiofauna dos diferentes setores e estações de chuva e seca. Os resultados do BIOENV indicaram baixas correlações entre os parâmetros abióticos e bióticos analisados.

Palavras-chave: variação espacial, variação temporal, peixes estuarinos.

ABSTRACT

Have the knowledge about the composition of the ichthyofauna and how it varies both in time and space is fundamental to the decision-making for sustainable management of species and for good preservationists actions. In order to identify the temporal and spatial patterns of fish occupying in intertidal areas, samples were taken monthly between August 2010 and July 2011 at neap tide on 17 points of north-south Estuarine Complex of Paranaguá, Paraná. At each trawl, were also sampled data of salinity, temperature, chlorophyll, turbidity and sediment (granulometry and organic matter). 49,056 specimens were captured of 56 taxa, belonging to 26 families of fish, with the numerical dominance of *Anchoa tricolor*, *Atherinella brasiliensis*, *Mugil* sp. and *Sphoeroides greeleyi*. On average density and biomass were significantly different between the seasons, and between different sectors only the density. A larger number of individuals was present in inner sector, with a smaller number in the medium sector and outer sector, a pattern that was repeated for biomass. The average number of species was significantly higher in the rainy season, especially in inner sector, followed by the medium sector. No statistical difference was observed between the sectors in the Margalef's mean species richness, but species richness was higher at the end of the rainy season and early dry. The Shannon-Wiener showed no significant differences between sectors, but was higher in the dry season, as the evenness did not vary significantly among the sectors and the dry and rainy seasons. Based on the abundance of all taxa collected, MDS and ANOSIM analyzes showed differences between the fish fauna of the different sectors and seasons of rain and drought. The results indicated BIOENV low correlations between abiotic and biotic parameters analyzed.

Keywords: spatial variation, temporal variation, estuarine fish.

LISTA DE FIGURAS

- FIGURA 1 - Mapa do Complexo Estuarino Baía de Paranaguá, Paraná.....8
- FIGURA 2 - Mapa mostrando os pontos amostrais distribuídos no eixo norte-sul do Complexo Estuarino Baía de Paranaguá, Paraná. 10
- FIGURA 3 – Dendrograma resultante da análise de agrupamento para as distâncias entre os pontos amostrais e a entrada do Complexo Estuarino de Paranaguá (sendo que as distâncias dos pontos e IR1 a PC9 foram medidas em relação ao canal norte e as distâncias dos pontos de PI10 a RP17 foram medidas em relação ao canal da galheta). 12
- FIGURA 4 – Médias dos parâmetros do sedimento por setor. Onde a) seleção, b) percentagem de cascalho, c) percentagem de areia, d) percentagem de silte, e) percentagem de carbonato de cálcio e f) percentagem de matéria orgânica. As barras verticais indicam o erro padrão..... 15
- FIGURA 5 - Médias mensais de pluviosidade em milímetros do período do estudo (agosto de 2010 a julho de 2011) juntamente com a média das pluviosidades no período de 2005 a 2009 (a) e indicação das estações definidas (b)..... 18
- FIGURA 6 – Médias por estação (FS, IC, FC e IS) e por setor (I, II e III) dos parâmetros: Temperatura (a), Índice de estratificação salina (b), Clorofila (c), Turbidez (d) e Profundidade do arrasto (e). As barras verticais indicam o erro padrão.....20
- FIGURA 7 – Frequência da abundância percentual dos indivíduos por classe de tamanho para as espécies mais abundantes. A linha vertical contínua indica o tamanho máximo onde os indivíduos foram considerados recrutas e a linha vertical segmentada indica o tamanho máximo onde os indivíduos foram considerados pequenos adultos (Nagelkerken & Van der Velde, 2002).....26
- FIGURA 8 – Valores sazonais médios de densidade e biomassa em cada um dos setores do Complexo Estuarino de Paranaguá no período do estudo. As barras verticais indicam o erro padrão.30
- FIGURA 9 – Média do número de espécies estuarina (a), visitantes marinhas (b) e migrantes marinhas (c) nas estações final da seca (FS), início da chuvosa (IC), final da chuvosa (FC) e início da seca (IS) nas áreas rasas do eixo norte-sul do complexo estuarino de Paranaguá no período de agosto de 2010 a julho de 2011.36
- FIGURA 10 - Médias por estação (FS, IC, FC e IS) e por setor (I, II e III) dos descritores de assembléia: número de espécies (a), riqueza de Margalef (b), diversidade de Shannon-Wiener (c), equitatividade de Pielou (d) para as espécies de peixe coletadas nas áreas rasas do eixo norte-sul do complexo estuarino de Paranaguá no período de agosto de 2010 a julho de 2011. As barras verticais indicam o erro padrão.37
- FIGURA 11 - Valores médios de densidade e biomassa de *A. brasiliensis* por setor (I, II e III) em cada uma das estações de pluviosidade do Complexo Estuarino de Paranaguá no período do estudo. Onde FS – final da seca, IC – início da chuvosa, FC – final da chuvosa e IS – início da seca. As barras verticais indicam o erro padrão.....38

FIGURA 12 - Valores médios de densidade e biomassa de <i>O. saurus</i> por setor (I, II e III) em cada uma das estações de pluviosidade do Complexo Estuarino de Paranaguá no período do estudo. Onde FS – final da seca, IC – início da chuvosa, FC – final da chuvosa e IS – início da seca. As barras verticais indicam o erro padrão.....	39
FIGURA 13 - Valores médios de densidade e biomassa de <i>T. falcatus</i> por setor (I, II e III) em cada uma das estações de pluviosidade do Complexo Estuarino de Paranaguá no período do estudo. Onde FS – final da seca, IC – início da chuvosa, FC – final da chuvosa e IS – início da seca. As barras verticais indicam o erro padrão.....	40
FIGURA 14 - Valores médios de densidade e biomassa de <i>A. tricolor</i> por setor (I, II e III) em cada uma das estações de pluviosidade do Complexo Estuarino de Paranaguá no período do estudo. Onde FS – final da seca, IC – início da chuvosa, FC – final da chuvosa e IS – início da seca. As barras verticais indicam o erro padrão.....	41
FIGURA 15 - Valores médios de densidade e biomassa de <i>E. argenteus</i> por setor (I, II e III) em cada uma das estações de pluviosidade do Complexo Estuarino de Paranaguá no período do estudo. Onde FS – final da seca, IC – início da chuvosa, FC – final da chuvosa e IS – início da seca. As barras verticais indicam o erro padrão.....	42
FIGURA 16 - Valores médios de densidade e biomassa de <i>C. spilopterus</i> por setor (I, II e III) em cada uma das estações de pluviosidade do Complexo Estuarino de Paranaguá no período do estudo. Onde FS – final da seca, IC – início da chuvosa, FC – final da chuvosa e IS – início da seca. As barras verticais indicam o erro padrão.....	43
FIGURA 17 - Valores médios de densidade e biomassa de <i>S. greeley</i> por setor (I, II e III) em cada uma das estações de pluviosidade do Complexo Estuarino de Paranaguá no período do estudo. Onde FS – final da seca, IC – início da chuvosa, FC – final da chuvosa e IS – início da seca. As barras verticais indicam o erro padrão.....	44
FIGURA 18 - Valores médios de densidade e biomassa de <i>S. testudineus</i> por setor (I, II e III) em cada uma das estações de pluviosidade do Complexo Estuarino de Paranaguá no período do estudo. Onde FS – final da seca, IC – início da chuvosa, FC – final da chuvosa e IS – início da seca. As barras verticais indicam o erro padrão.....	45
FIGURA 19 – Resultado gráfico dá análise de agrupamento MDS por setor (a) e histograma de frequência das probabilidades do teste ANOSIM por setor (b) para as áreas rasas do eixo norte-sul do complexo estuarino de Paranaguá no período de agosto de 2010 a julho de 2011.	46
FIGURA 20 - Resultado gráfico dá análise de agrupamento MDS por estação (a) e histograma de frequência das probabilidades do teste ANOSIM por estação (b) para as áreas rasas do eixo norte-sul do complexo estuarino de Paranaguá no período de agosto de 2010 a julho de 2011. Onde FS – final da seca, IC – início da chuvosa, FC – final da chuvosa e IS – início da seca.	48

LISTA DE TABELAS

TABELA I – Parâmetros físicos, químicos e geológicos e seus métodos	9
TABELA II – Probabilidade resultante dos testes estatísticos aplicados aos parâmetros do sedimento.	14
TABELA III – Parâmetros resultantes das análises granulométricas do sedimento segundo o método adaptado de Carver, 1971 e Suguio 1973.	16
TABELA IV – Probabilidade resultante dos testes estatísticos aplicados aos parâmetros da coluna d'água (temperatura, índice de estratificação salina, clorofila, turbidez e profundidade do arrasto).....	19
TABELA V – Composição específica, abundância absoluta e percentual, biomassa absoluta e percentual, frequência de ocorrência, permanência no estuário (AM=anfídromo, AN=anádro, ES=estuarino, MM=migrante marinho e MS=visitante marinho), guilda trófica (DV=detrítivo, HV=herbívoro, OP= oportunista, PV=piscívoro, ZB=zoobentívoros e ZP=zooplactívoros), posição na coluna d'água (D=demersal e P=pelágico), importância comercial (N=não e S=sim) e estágio de vida (A=adulto e J=juvenil) nas áreas rasas do eixo norte-sul do complexo estuarino de Paranaguá no período de agosto de 2010 a julho de 2011. Os números sobrescritos indicam a referência bibliográfica, que se encontra ao final da tabela.	22
TABELA VI – Distribuição espacial dos percentuais de abundância (n), percentuais de biomassa (g), médias e amplitude (min-máx) do comprimento padrão (mm) das espécies de peixe coletadas nas áreas rasas do eixo norte-sul do complexo estuarino de Paranaguá no período de agosto de 2010 a julho de 2011.	32
TABELA VII – Resultados mais significativos da correlação (BIOENV) indicando a influência da temperatura da água (T), índice de inversão salina (I), clorofila (C), turbidez (Tu) e profundidade (P) sobre o padrão de ocorrência das espécies. Os valores são do coeficiente de Spearman para cada variável isolada e cada combinação.....	49

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS	5
2.1 OBJETIVO GERAL	5
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	5
3 MATERIAL E MÉTODO	5
3.1 ÁREA DE ESTUDO	5
3.2 AMOSTRAGEM	8
3.3 TRATAMENTO DOS DADOS	10
4 RESULTADOS	14
4.1 VARIÁVEIS AMBIENTAIS	14
4.2 COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DA ICTIOFAUNA	21
4.3 VARIAÇÕES ESPAÇO-TEMPORAIS DA ICTIOFAUNA	29
5 DISCUSSÃO	49
5.1 VARIÁVEIS AMBIENTAIS	49
5.2 COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DA ICTIOFAUNA	55
5.3 VARIAÇÕES ESPAÇO-TEMPORAIS DA ICTIOFAUNA	61
6 CONCLUSÕES	68
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	69
8 ANEXOS	88

1 INTRODUÇÃO

Por serem ambientes transicionais os estuários apresentam variações sazonais e entre o dia e a noite (Flores-Verdugo *et al.*, 1990), nos parâmetros abióticos como temperatura, salinidade, turbidez da água, composição química da coluna d'água incluindo a mudança na quantidade e tipos de nutrientes dissolvidos, na quantidade de oxigênio e outros gases dissolvidos, no pH, na composição dos sedimentos e maré (Flores-Verdugo *et al.*, 1990). Tais variações ocorrem continuamente no tempo e no espaço (Elliot & McLusky, 2002), sendo que espacialmente esses parâmetros oscilam horizontal e verticalmente em função do influxo de água doce oriundo do continente (Haedrich, 1983) que é condicionado por estações secas e chuvosas (Haedrich, 1983; Flores-Verdugo *et al.*, 1990)

Os estuários estão entre os mais importantes ambientes da zona costeira, pois são zonas de transição (ecótonos), onde a mistura entre águas provenientes do oceano e as águas fluviais oriundas das bacias de drenagem continental criam áreas de maior produção biológica (Kennish, 2002), em decorrência disso acontecem diferentes processos de produção e de consumo (Yañes-Arancibia, 1986). As águas estuarinas são em média biologicamente mais produtivas do que as do rio e do oceano adjacente, pois os nutrientes, algas e outras plantas são “aprisionados” pelas características hidrodinâmicas da circulação e estimulam a produtividade local (Miranda *et al.*, 2002), contribuindo com a produtividade primária nos oceanos através da exportação de nutrientes (Odum, 2004).

Ambientes estuarinos possuem grande dinâmica, pois neles convergem processos terrestres, oceânicos e atmosféricos que constantemente alteram suas características (Elliot & McLusky, 2002), isso os torna sistemas complexos que variam consideravelmente quanto à geomorfologia, hidrografia, salinidade, características da maré, sedimentação e energia de ecossistema, resultando em uma comunidade biótica substancialmente diferente (Kennish, 2002). Ou seja, as mudanças abruptas de salinidade, temperatura, oxigênio e turbidez, causam variações rápidas de suas propriedades, exigindo da biota ali existente uma grande demanda energética para que esta possa permanecer sob essas condições estressantes (Day *et al.*, 1989) fazendo com que esses locais sejam habitados por flora e fauna bem adaptadas e distintas (Odum, 2004), no entanto frágil às mudanças inseridas pelo homem (Yañez-Arancibia, 1986).

A variação dos fatores ambientais causa mudanças na produtividade primária e por consequência na composição da ictiofauna (Blaber *et al.*, 1995; Morrison *et al.*, 2002;

Oliveira Neto *et al.* 2004). No entanto a abundância e a composição específica da ictiofauna nos estuários estão fortemente ligadas a um conjunto de fatores: fisiológicos, disponibilidade de presas, sucesso de forrageamento, densidade de competidores, pressão de predação e sítios de desova (Baltz *et al.*, 1998; Taylor & Rand, 2003). Além da elevada produtividade, as áreas estuarinas são de grande importância para a ictiofauna, pois são utilizadas em todas as fases do desenvolvimento, da eclosão a vida adulta, podendo ser utilizadas como áreas de criação ou de migração sazonal. Para os juvenis de peixes estas áreas são de grande importância, já que nelas se encontra tanto abundância de alimentos quanto proteção contra predadores (McDowall, 1976; Layman, 2000; Elliot & Hemingway, 2002). Para as espécies que possuem hábito migratório esses locais são utilizados como via de deslocamento entre o ambiente marinho e o fluvial (Kennish, 2002).

A ictiofauna de um estuário é composta por baixa riqueza de espécies, já que poucas espécies estão adaptadas para tolerar as variações dos parâmetros ambientais dessas áreas, no entanto a abundância e a biomassa são elevadas. A maior parte dos peixes não está adaptada para realizar todo o seu ciclo de vida dentro dos estuários. Normalmente os peixes são membros sazonais nas comunidades estuarinas ou utilizam o estuário apenas como via de migração entre áreas de desova e alimentação (Potter *et al.*, 1986; Costa *et al.*, 1994). As assembleias de peixes estuarinos são dominantes frente a outros organismos tanto em abundância como em biomassa e por isso possuem um papel importante no fluxo de energia do sistema estuarino. O estágio de desenvolvimento mais abundante nos estuários são as formas juvenis (Kennish, 2002). Nos sistemas estuarinos o endemismo é baixo, o que gera questões sobre quais espécies realmente dependem dos estuários e quais utilizam esses habitats de maneira oportunista (Lenanton & Potter, 1987).

O número de espécies de peixes em estuários tropicais e subtropicais é geralmente maior do que em regiões temperadas e na maioria dos casos há dominância de peixes de origem marinha, sendo que estes representam mais da metade do número total de espécies e indivíduos da ictiofauna estuarina (Blaber, 2002). A diversidade de espécies em estuários tropicais está principalmente relacionada com a combinação entre o tamanho do estuário e a diversidade de habitats que o compõe (Blaber, 2002).

Nos estuários encontram-se diversos ambientes rasos tais como: marismas, manguezais, gamboas, planícies de maré, canais de maré, praias arenosas protegidas. Esses ambientes também são importantes para a distribuição dos organismos ao longo dos estuários (Vendel *et al.*, 2003). São utilizados como ambientes de refúgio contra predadores devido a sua baixa transparência (Paterson & Whitfield, 2000) e pelo fato de

que os predadores se concentram em áreas mais profundas, como os canais (Blaber *et al.*, 1995). Também são utilizados como áreas eficientes de criação, sendo selecionadas por algumas espécies durante a fase de crescimento (Flores-Verdugo *et al.*, 1990; Blaber, 1991; Manderson *et al.*, 2004).

Dos diversos fatores que influenciam a composição da ictiofauna nos estuários, destacam-se principalmente tipo de habitat, salinidade, temperatura, oxigênio dissolvido (Haedrich & Hall, 1976; Blaber & Blaber, 1980; Loneragan & Potter, 1990; Whitfield, 1999), competição interespecífica e predação (Kennish, 1990). No entanto além dos fatores já citados a distribuição da ictiofauna pode ser regida pelo clima da região, geomorfologia do ambiente, inclinação da costa, amplitude da maré, ciclo da maré, correntes de maré e ondas (Reise, 1985). Entretanto interações biológicas tais como competição (intra e interespecífica) e predação também assumem um papel importante na composição da ictiofauna (Kennish, 1990).

Segundo alguns autores a distribuição e a abundancia dos peixes em ambiente estuarino é influenciada principalmente por fatores ambientais, com grande destaque para a temperatura e a salinidade, e secundariamente por interações biológicas (Moyle & Cech, 1988; Vieira & Musick, 1993). Porém é evidenciado por outros autores que a turbidez da água é o fator que afeta de maneira mais significativa a distribuição dos juvenis de peixes (Blaber & Blaber, 1980; Hanekom & Baird, 1984; Vieira & Castello, 1996), além da capacidade dos peixes evitarem ativamente condições desfavoráveis (Hanekom & Baird, 1984). O fator temperatura é um dos mais importantes na intensidade e variação sazonal da postura da maioria das espécies de peixes (Ramos & Vieira, 2001), no entanto a salinidade pode ter grande influência na composição específica da ictiofauna (Jaureguizar *et al.*, 2003). As diferenças espaciais e temporais na temperatura e salinidade representam a diversidade de habitats que existem no sistema estuarino (Matic-Skoko *et al.*, 2005).

Os peixes são um dos principais componentes da macrofauna estuarina, por esse motivo vários estudos têm mantido o foco nos modelos de distribuição, pois é a interação entre vários fatores que define a distribuição da ictiofauna no estuário (Martino & Able, 2003). Os parâmetros ambientais possuem efeito significativo na estruturação da ictiofauna dentro de um sistema costeiro (Blanc *et al.*, 2001), sendo que os principais deles são: temperatura (Rogers & Miller, 1996; Laroche *et al.*, 1997), salinidade (Thiel *et al.*, 1995; Rogers & Miller, 1996; Laroche *et al.*, 1997), concentração de oxigênio dissolvido (Louis *et al.*, 1995; Deegan *et al.*, 1997), profundidade (Laedsgaard & Johnson,

1995) e características morfológicas do substrato (Jenkins & Wheatley, 1998; Garcia-Charton & Perez-Rufala, 1998).

A coexistência de peixes assemelhados em um ecossistema pode acontecer devido ao desenvolvimento de estratégias de vida que permitam separação temporal ou espacial no uso do ambiente. Assim espécies próximas podem viver em uma mesma área explorando distintos habitats ou micro habitats ou sendo ativas em diferentes períodos (Azevedo *et al.*, 1999). A distribuição espacial das espécies garante uma não uniformidade ao longo do estuário, no entanto há ainda a variação temporal que também age sobre a primeira. A variação temporal pode ter períodos longos ou curtos. As variações de curto prazo acontecem principalmente em função dos ciclos de maré, das fases da lua e da alternância entre dia e noite. Já as variações de longo prazo mais comuns e perceptíveis são as provocadas pelas estações do ano (variação sazonal). A maior parte da fauna íctica encontrada nos estuários possui seus ciclos migratórios e reprodutivos em sincronia e parcialmente regulados por variações de longo prazo (Oliveira Neto *et al.*, 2004).

As zonas costeiras estão sobre estresse devido a atividades antrópicas que incluem: sobrepesca, turismo, urbanização, agricultura e desenvolvimento industrial que causam poluição (Raz-Guzman & Huidobro, 2002). Os ambientes estuarinos localizados nas proximidades de centros urbanos possuem ação antrópica bem marcada, levando a uma pronunciada degradação dessas áreas (Miranda *et al.*, 2002). Essas alterações no ambiente aquático, oriundas de atividades antrópicas, podem comprometer a manutenção das espécies nestes ambientes (Fávaro, 2004).

É necessário identificar a estrutura da ictiofauna nos ambientes estuarinos para que seja possível o entendimento de como distúrbios naturais ou antrópicos alteram seus padrões de distribuição, abundância, diversidade, reprodução, crescimento, alimentação, sobrevivência e comportamento tanto de espécies residentes quanto de espécies transientes (Whitfield & Elliot, 2002; Vendel *et al.*, 2003). Possuir o conhecimento sobre a composição da ictiofauna e como ela varia tanto no espaço como no tempo é fundamental para a tomada de decisões para o manejo sustentável de espécies bem como para ações preservacionistas (Kupschus & Tremain, 2001). Muitos grupos de organismos têm sido utilizados como indicadores de alterações ecológicas e ambientais (Karr *et al.*, 1986). Apesar de na literatura científica as atenções estarem mais voltadas para o macrobentos, Whitfield (1996) afirma que este grupo possui inúmeros aspectos negativos. Apesar de que não há um grupo preferencial entre os pesquisadores, é notório que peixes, aves e

plantas têm recebido a maior parte das atenções (Schaeffer *et al.*, 1985; Morrinson, 1986; Fausch *et al.*, 1990; Dennison *et al.*, 1993).

A importância dos estuários é muito evidente, pois estão entre os ecossistemas mais produtivos do mundo e são críticos para várias espécies. Assim sendo a compreensão e avaliação do impacto que esses ambientes estão recebendo são de suma importância para a preservação dessas regiões (Champman & Wang, 2001).

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Descrever as variações espaço-temporais na estrutura e composição da assembléia de peixes em áreas rasas.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Identificar a composição específica da Ictiofauna no eixo norte-sul do Complexo Estuarino de Paranaguá.

Descrever a estrutura sedimentar nos pontos de coleta ao longo do eixo norte-sul do Complexo Estuarino de Paranaguá.

Definir estações de pluviosidade através da análise de uma série temporal em comparação com as médias mensais no período do estudo.

Classificar os peixes em guildas tróficas para facilitar comparações e identificar padrões.

Analisar e descrever efeitos dos parâmetros ambientais na distribuição e na estrutura da ictiofauna.

3 MATERIAL E MÉTODO

3.1 ÁREA DE ESTUDO

O litoral do Estado do Paraná possui 98 km de extensão com uma plataforma continental que varia de 175 a 190 km de extensão com a quebra do talude

aproximadamente a 150 metros de profundidade. Possui duas reentrâncias principais: a Baía de Guaratuba, localizada a sul e o Complexo Estuarino de Paranaguá a norte, ambas originadas por ingressão marinha (Bigarella, 1978). Essa região foi classificada por Angulo & Araujo (1996) como dominada por ondas, sob um regime de marés semidiurno (1,5 m na maré alta), apresentando importantes efeitos não lineares, com ressacas ocasionais associadas a frentes frias e ventos fortes e prisma de maré resultante de $7,5 \cdot 10^7 \text{ m}^3$ (Marone *et al.*, 2005). Caracteriza-se como plataforma interna à parte imersa da plataforma continental que se estende da linha da praia até 40-50 metros de profundidade (Bigarella, 1978; Rocha e Rossi-Wongtschowski, 1998) concentrando grande parte das atividades pesqueiras artesanais de plataforma.

O litoral do Paraná está inserido na região marítima sudeste do Brasil, localizada entre Cabo Frio (RJ) e Cabo de Santa Marta (SC) (Matsuura, 1986). Essa região é caracterizada por uma plataforma continental de grande extensão, que é coberta em grande parte por areia, lama e argila. Também apresenta uma variação hidrográfica dinâmica e complexa (Campos *et al.*, 1996).

A influência mútua da variabilidade de meso-escala da Corrente do Brasil, da circulação geostrófica e da ação dos ventos geram um fluxo de corrente na direção sul e para fora da costa e sobre a plataforma durante o verão sendo que no inverno o sentido é inverso com o fluxo se aproximando da costa e tomando a direção norte. A interação entre da ressurgência induzida e o transporte de Ekman (gerado pela ação dos ventos) resulta no aumento da ressurgência e uma forte intrusão da Água Central do Atlântico Sul (ACAS) sobre a região de quebra da plataforma. A ação sazonal dos ventos gera ressurgência de água fria e rica em nutrientes, influenciando a produtividade biológica. Também pode ser observada na região a formação de uma forte termoclina durante o verão (Borzzone *et al.*, 1999). Porém, no inverno este gradiente termal desaparece, pois há maior homogeneização da coluna da água.

O Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) (Figura 1) é o maior do litoral paranaense, localizando-se nas coordenadas $48^{\circ}25' \text{ W}$, $25^{\circ}30' \text{ S}$. Compreende as Baías de Paranaguá, Antonina, das Laranjeiras, Guaraqueçaba e Pinheiros. Possui uma área de $551,8 \text{ km}^2$ (Noernberg *et al.*, 2004), sendo que aproximadamente 200 km^2 são ocupados apenas pelas baías de Pinheiros e das Laranjeiras. No eixo leste-oeste possui extensão de 56 km com largura máxima de 7 km e no eixo norte-sul extensão de 40 km por 13 de largura máxima. O CEP também conta com a presença de dois portos o de Paranaguá e o de Antonina.

É classificado como um estuário parcialmente misturado do tipo B, ou seja, possui um gradiente vertical moderado de salinidade (Knoppers *et al.* 1987), com marés semidiurnas apresentando desigualdade diurna (Lana *et al.* 2001). Tanto o padrão de circulação quanto o de estratificação do estuário variam entre as estações, sendo que a média de temperatura e salinidade no verão são respectivamente 23-30°C e 12-29 enquanto no inverno são 18-25°C e 20-34 (Lana *et al.*, 2001).

O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é subtropical úmido, mesotérmico com verão quente, há a tendência de concentração de chuvas nos meses de verão, no entanto não há estação seca bem definida e a ocorrência pouco freqüente de geadas (tipo Cfa) (Lana *et al.*, 2001). A precipitação média anual é de 2.500 mm e a umidade do ar 85%, porém o clima da região é dependente do deslocamento do giro anti-ciclônico semi-permanente do Atlântico Sul e da passagem de massas polares de inverno.

Na sua maior parte o CEP é circundado por manguezal, composto por *Rhizophora mangle*, *Avicennia schaueriana*, *Laguncularia racemosa* e *Conocarpus erecta* (Lana *et al.*, 2001), e marismas de *Spartina alterniflora* (Netto & Lana 1997). O CEP possui diversas vilas de pescadores e algumas cidades, sendo a maior destas a cidade de Paranaguá. Devido a isso, diversas ações antrópicas ocorrem neste estuário, causando de alguma forma danos ao meio ambiente e conseqüentemente a fauna. Nesta área, coexistem diversas atividades: urbana, portuária, industrial (fertilizantes, estocagem de produtos químicos, granéis), dragagens, atividades pesqueiras e muitas outras.



FIGURA 1 - Mapa do Complexo Estuarino Baía de Paranaguá, Paraná.

3.2 AMOSTRAGEM

Com o intuito de identificar os padrões temporais e espaciais tanto de ocupação quanto de recrutamento de peixes nas áreas entre marés, as coletas foram realizadas entre agosto de 2010 a julho de 2011 em 17 pontos do eixo norte-sul do CEP. Coletas mensais, sempre durante a maré de quadratura, foram realizadas através de um arrasto de 30m paralelo a costa, até aproximadamente 1,5 m de profundidade. Para os arrastos foi utilizada uma rede de arrasto manual (puxada por suas pessoas) do tipo “picaré” com comprimento de 15 m, altura de 2 m e malha de 2,5 mm (distância entre nós).

Os exemplares da fauna íctica capturados foram armazenados em sacos plásticos etiquetados com a data, hora e ponto de coleta, transportados e congelados em laboratório. Posteriormente os exemplares foram descongelados e mensurados com auxílio de um ictiômetro (para a obtenção do comprimento total, medida do focinho até a

extremidade da nadadeira caudal e do comprimento padrão, medida do focinho até o pedúnculo caudal) com precisão de 0,001 m, pesados em balança com precisão de 0,01 g e identificados ao menor nível taxonômico possível com base em literatura especializada (Figueiredo e Menezes, 1978; Figueiredo e Menezes, 1980; Figueiredo e Menezes, 2000; Menezes e Figueiredo, 1980; Menezes e Figueiredo; 1985; Barletta e Corrêa, 1992).

Em cada ponto de arrasto foi realizado também a coleta de parâmetros físicos, químicos e geológicos. Os parâmetros amostrados foram: pluviosidade, salinidade, temperatura, clorofila, turbidez, profundidade do arrasto e sedimentos (granulometria e matéria orgânica). Esses parâmetros foram amostrados segundo tabela abaixo:

TABELA I – Parâmetros físicos, químicos e geológicos e seus métodos

Parâmetro	Método
Pluviosidade	Estações meteorológicas na área
Salinidade	CTD
Temperatura	CTD
Clorofila	CTD+Fluorímetro
Turbidez	CTD+Turbidímetro
Profundidade	Régua
Sedimentos	Carver, 1971 e Suguio, 1973



FIGURA 2 - Mapa mostrando os pontos amostrais distribuídos no eixo norte-sul do Complexo Estuarino Baía de Paranaguá, Paraná.

3.3 TRATAMENTO DOS DADOS

Com base em Elliot *et al.* (2007) as espécies de peixe foram classificadas quanto à utilização do estuário e posição na teia trófica. As guildas de uso do estuário baseiam-se nas migrações de curto e de longo prazo e na utilização das águas estuarinas. As guildas de uso do estuário estão divididas em: visitantes marinhos (MS; espécies que desovam em ambiente marinho, adentram ao estuário em pequenos grupos nas áreas de maior salinidade, em geral são estenoalinos e associados com águas marinhas costeiras),

marinhas migrantes (MM; espécies que desovam em ambiente marinho, adentram aos estuários em grandes números particularmente quando juvenis, podem se locomover por todo o estuário e podem ser subdivididas em marinha estuarino-oportunista (MMO) e marinha estuarino-dependente (MMD)), estuarinas (ES; subdividida em estuarina residente (ER) espécies que completam o seu ciclo de vida dentro do estuário e estuarina migrante (EM) espécies que completam o seu estágio larval fora do estuário), anádromas (AN; espécies que vivem em ambiente marinho e migram para desovar em ambientes dulcícolas), semi-anádromas (SA; espécies que vivem em ambiente marinho e desovam no estuário), catádromas (CA; espécies que vivem em ambiente dulcícola e migram para o ambiente marinho para desovar), semi-catádromas (SC; espécies que vivem em ambiente dulcícola e desovam nos estuários), anfídromas (AM; espécies que migram entre ambiente marinho e dulcícola sendo que a migração em ambas as direções está relacionada com a reprodução), migrantes dulcícolas (FM; espécies dulcícolas que podem ser encontradas regularmente nos estuários em áreas de menor salinidade) e visitantes dulcícolas (FS; espécies dulcícolas que podem ser encontradas nos estuários em pequenos números). As guildas tróficas se dividem em: zooplactívoros (ZP, se alimentam predominantemente de zooplâncton), detritívoros (DV, se alimentam de detritos e/ou microfítobentos), herbívoros (HV, se alimentam de macroalgas, macrófitas e fitoplâncton, subdivididos em herbívoros do fitoplâncton (HV-P) e herbívoros de macroalgas e macrófitas (HV-M)), omnívoros (OV, se alimentam de algas filamentosos, macrófitas, epifauna e infauna), piscívoros (PV, se alimentam de peixes e de invertebrados nectônicos), zoobentívoros (ZB, se alimentam de invertebrados associados com o substrato, subdivididos em zoobentívoros do hiperbentos (ZB-H), zoobentívoros da epifauna (ZB-E) e zoobentívoros da infauna (ZB-I)) e oportunistas (OP, se alimentam de diversas fontes e não se enquadram em nenhuma das categorias citadas anteriormente).

Com o intuito de facilitar o tratamento dos dados, os meses foram agrupados em estações e os pontos amostrais foram agrupados em setores. Para a determinação das estações foram utilizados dados mensais de pluviosidade para o período do estudo juntamente com uma série histórica mensal da pluviosidade dos cinco anos anteriores ao estudo (de 2005 a 2009) (SIMEPAR), foram definidas quatro estações: Início da estação chuvosa (IC; outubro, novembro e dezembro de 2010), Final da estação chuvosa (FC; janeiro, fevereiro e março de 2011), Início da estação seca (IS; abril, maio e junho de 2011) e Final da estação seca (FS; julho, agosto e setembro de 2011). Para a determinação dos setores, foram utilizados dados de distância entre os pontos amostrais e a entrada da baía, sendo que as distancias dos pontos de IR1 a PC9 foram medidos em

relação ao canal norte e de PI10 a RP17 em relação ao canal da galheta. Em seguida foi realizado o cálculo da matriz de similaridade pelo método da Distância Euclidiana e posteriormente foi realizada uma análise de agrupamento Cluster pelo método “Single linkage”. Esta análise revelou ao nível de significância de 4,5 a existência de três grupos (setores): Setor I (IR1, IR2, IR3, IR4, IR5, IR6 e IR7), Setor II (PPA8, PC9, PI10, IRC11, IRC12, IRC13 e IRC14) e Setor III (MP15, PP16 e RP17) (Figura 3).

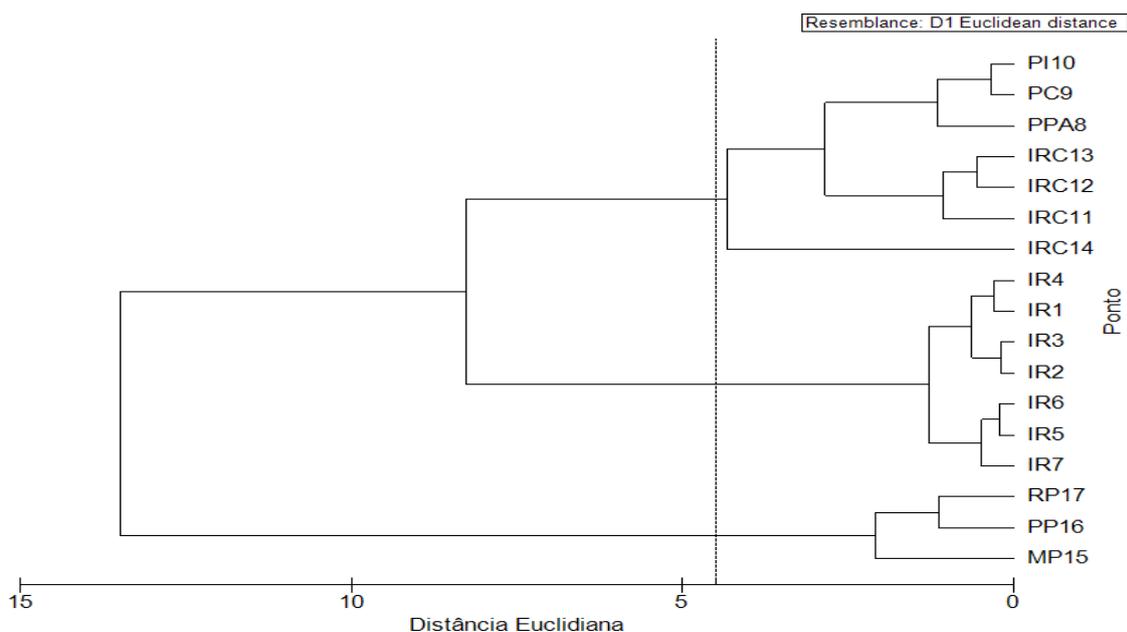


FIGURA 3 – Dendrograma resultante da análise de agrupamento para as distâncias entre os pontos amostrais e a entrada do Complexo Estuarino de Paranaguá (sendo que as distâncias dos pontos e IR1 a PC9 foram medidas em relação ao canal norte e as distâncias dos pontos de PI10 a RP17 foram medidas em relação ao canal da galheta).

O fator ambiental salinidade foi substituído pelo índice de estratificação salina, que foi obtido subtraindo-se o valor de salinidade obtido na superfície do obtido na maior profundidade da perfilagem com o CTD. A profundidade do arrasto foi calculada no início de cada arrasto com base nas profundidades medidas, a partir da margem, no começo, meio e fim da rede.

Tanto os fatores ambientais (temperatura, índice de estratificação salina, clorofila, turbidez e profundidade do arrasto) quanto os fatores biológicos (densidade, biomassa, número de indivíduos, número de espécies, índice de Riqueza de Margalef, índice de Diversidade de Shannon-Wiener e índice de Equitatividade de Pielou) foram analisados agrupados em função dos setores e estações previamente definidos.

As classes de tamanho foram definidas para cada espécie seguindo a fórmula de Sturges, definida pela fórmula: $k=1+3,322(\log_{10}n)$, onde k é o número de intervalos de classe e n o número de observações.

As divisões por tamanho dos estágios de vida foram baseadas no tamanho do comprimento total máximo (CTM) alcançado para cada espécie. Dividindo o CTM em três classes de tamanho, seguindo Nagelkerken & Velde (2002), onde: pequenos indivíduos (classe $<1/3$ do CTM) são considerados recrutas ou juvenis; indivíduos com tamanho médio (classe de $1/3$ a $2/3$ do CTM) são considerados pequenos adultos ou subadultos; e os maiores indivíduos (classe $>2/3$ do CTM) são considerados grandes adultos. O CTM das espécies foi baseado segundo Froese & Pauly (2012).

Tanto os fatores ambientais quanto os fatores biológicos (densidade, biomassa e os demais descritores da assembléia) foram testados quanto à homogeneidade da variância (Teste de Bartlett) e à normalidade (Teste de Shapiro-Wilk) para a utilização do teste de variância ANOVA. Nos casos em que os pressupostos do ANOVA (normalidade e homocedasticidade) não foram atendidos, foi realizado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis. Em caso de diferenças significativas no teste ANOVA, foi realizado o teste *a posteriori* de Tukey.

A técnica não métrica de escalonamento multidimensional (MDS) foi utilizada para o estudo das variações espaciais (setores) e temporais (estações de seca e chuva) na composição e abundância de todas as espécies capturadas (Log $x+1$ transformadas) ao longo dos doze meses de coleta (Clark & Warwick, 2001). A significância estatística entre os grupos foi avaliada através da análise de similaridade (ANOSIM). Além do nível de significância, o teste ANOSIM mostra o valor de R, que fornece o grau de separação entre os grupos. O valor de R varia de 0 a 1. Quando $R > 0.75$, os grupos são claramente distintos; $R > 0.5$, os grupos se sobrepõem, mas são claramente diferentes; $R > 0.4$ os grupos se sobrepõem e são razoavelmente diferentes entre si; $R > 0.2$ indica que os meios de separação são fracos; $R < 0.2$, os grupos são tipicamente indistinguíveis (Clarke & Gorley, 2006). A análise de similaridade das percentagens (SIMPER) foi usada para identificar quais espécies foram as principais responsáveis pelas similaridades dentro de cada grupo definido pelo MDS e para as dissimilaridades entre esses grupos (espécies mais discriminantes) (Clark & Warwick, 2001).

Para examinar até que ponto os dados abióticos, considerados individualmente e combinados, podem explicar o padrão de abundância das espécies, comparou-se através do coeficiente de correlação harmônico ponderado "Spearman rank" as matrizes de dissimilaridade dos dados bióticos e abióticos (BIOENVI) (Clarke & Warwick, 2001).

4. RESULTADOS

4.1 VARIÁVEIS AMBIENTAIS

O sedimento variou entre moderadamente e bem selecionado (Tabela II), apresentando diferenças estatísticas entre os setores (Figura 4a, Tabela III), com valor médio de seleção significativamente maior no setor II em relação ao setor III (Tabela III). As análises granulométricas evidenciaram que o sedimento nos pontos de coleta é formado por grande porcentagem de areia. A porcentagem de areia nas amostras variou entre 91 e 100%, com diversas amostras apresentando apenas areia na sua composição (Tabela II), não tendo sido observadas diferenças estatísticas entre os setores nas porcentagens de areia (Figura 4c, Tabela III). Devido à grande porcentagem de areia em sua composição os sedimentos foram classificados como areia fina e areia muito fina, com apenas duas amostras do setor II apresentando areia média (Tabela II)

Cascalho e silte também estiveram presentes nas amostras sendo que o cascalho variou entre 0,03 e 8,99% (Tabela II), não apresentando diferenças em relação aos setores (Figura 4b, Tabela II) e o silte entre 0,58 e 1,27% (Tabela II), também sem diferenças significativas entre os setores (Figura 4d, Tabela II). Foi também evidenciada a presença de matéria orgânica e carbonato de cálcio (CaCO_3) nos sedimentos coletados. O carbonato de cálcio variou entre 0,56 e 6,09% (Tabela II) e não foi significativamente diferente entre os setores (Figura 4e, Tabela III). Já a matéria orgânica variou entre 0,77 e 6,09% (Tabela II) com média significativamente maior no setor II em relação ao setor III (Tabela III, Figura 4f).

TABELA II – Probabilidade resultante dos testes estatísticos aplicados aos parâmetros do sedimento.

	H	p	F	p	Tukey HSD		
					I - II	I - III	II - III
Seleção			5,3816	*<0,01	>0,05	>0,05	*<0,05
% de Cascalho	5,1587	>0,05					
% de Areia	3,9565	>0,05					
% de Silte	4,0278	>0,05					
% de CaCO_3	0,7228	>0,05					
% de M.O.	9,0817	*<0,01					

* significativo

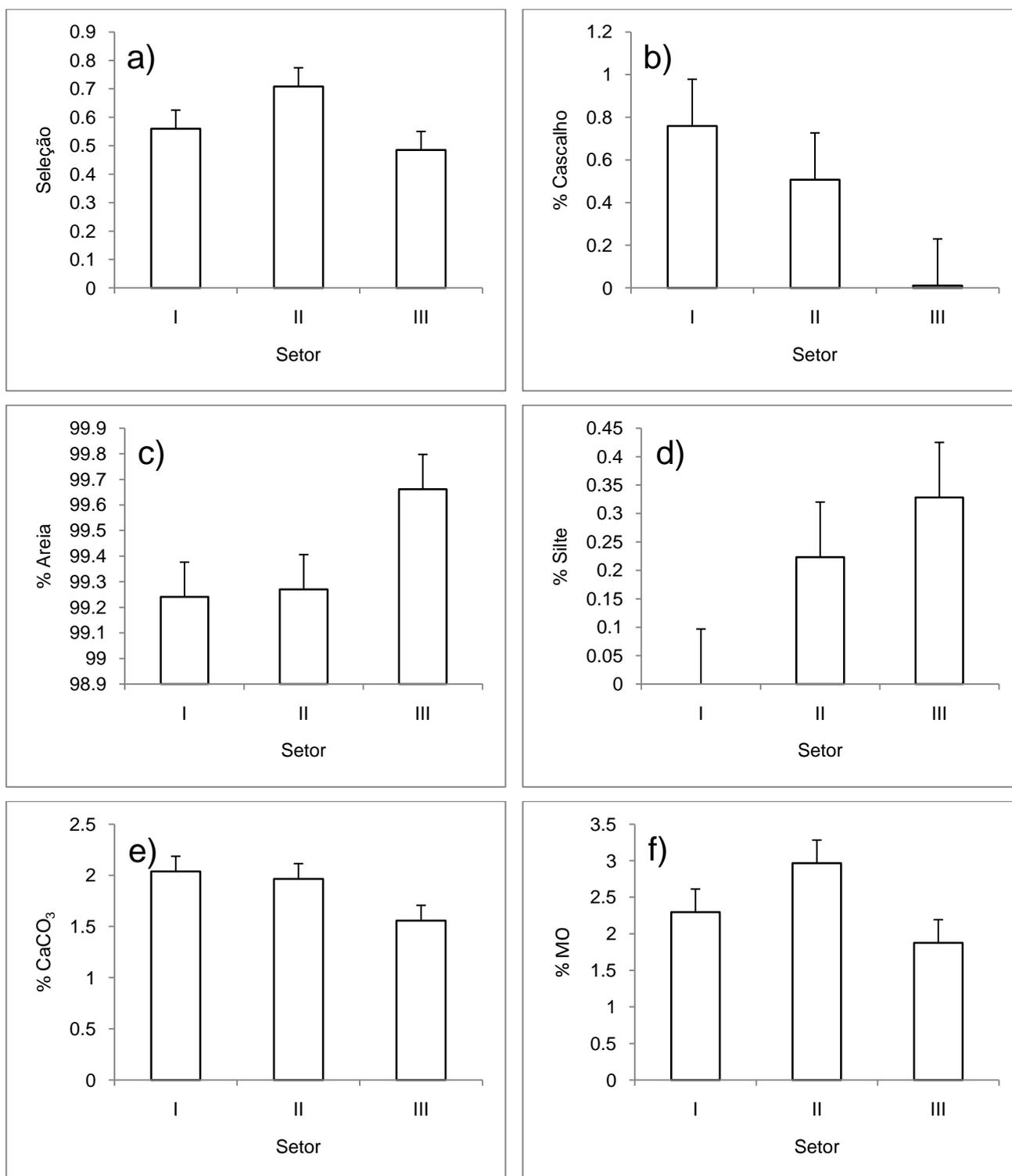


FIGURA 4 – Médias dos parâmetros do sedimento por setor. Onde a) seleção, b) percentagem de cascalho, c) percentagem de areia, d) percentagem de silte, e) percentagem de carbonato de cálcio e f) percentagem de matéria orgânica. As barras verticais indicam o erro padrão.

TABELA III – Parâmetros resultantes das análises granulométricas do sedimento segundo o método adaptado de Carver, 1971 e Suguio 1973.

(continua)

Setor	Média	Mediana	Seleção	Classificação	Classificação	% Cascalho	% Areia	% Silte	% Argila	% CaCO ₃	% MO
I	2,375	2,332	0,3879	Areia Fina	Bem Selecionado	0,000	100,000	0,000	0	0,570	1,220
I	2,569	2,599	0,4052	Areia Fina	Bem Selecionado	0,000	100,000	0,000	0	0,910	1,300
I	2,591	2,606	0,5296	Areia Fina	Moderadamente Selecionado	0,000	100,000	0,000	0	0,690	1,970
I	2,697	2,687	0,5436	Areia Fina	Moderadamente Selecionado	0,000	100,000	0,000	0	1,180	1,520
I	3,181	3,247	0,5539	Areia Muito Fina	Moderadamente Selecionado	0,000	100,000	0,000	0	0,56	2,08
I	2,444	2,521	0,8894	Areia Fina	Moderadamente Selecionado	8,998	91,000	0,000	0	4,600	1,970
I	2,594	2,617	0,5406	Areia Fina	Moderadamente Selecionado	0,000	100,000	0,000	0	1,260	1,680
I	2,347	2,371	0,4735	Areia Fina	Bem Selecionado	0,000	100,000	0,000	0	2,230	2,160
I	2,249	2,356	0,7107	Areia Fina	Moderadamente Selecionado	0,000	100,000	0,000	0	1,860	1,670
I	2,659	2,702	0,4412	Areia Fina	Bem Selecionado	0,000	100,000	0,000	0	6,090	3,260
I	2,622	2,68	0,4493	Areia Fina	Bem Selecionado	0,000	100,000	0,000	0	2,540	3,960
I	2,496	2,604	0,6397	Areia Fina	Moderadamente Selecionado	0,000	100,000	0,000	0	2,220	4,970
I	2,436	2,592	0,7123	Areia Fina	Moderadamente Selecionado	0,866	99,130	0,000	0	1,780	2,090
II	2,542	2,576	0,4639	Areia Fina	Bem Selecionado	0,199	98,530	1,274	0	1,900	3,190
II	2,542	2,576	0,4639	Areia Fina	Bem Selecionado	0,199	98,530	1,274	0	1,170	3,000
II	3,179	3,243	0,6735	Areia Muito Fina	Moderadamente Selecionado	0,552	99,450	0,000	0	2,370	2,470
II	2,545	2,656	0,9276	Areia Fina	Moderadamente Selecionado	0,031	99,970	0,000	0	1,800	2,590
II	2,537	2,56	0,459	Areia Fina	Bem Selecionado	0,000	100,000	0,000	0	2,380	2,660
II	2,866	2,849	0,514	Areia Fina	Moderadamente Selecionado	0,171	99,250	0,578	0	3,260	6,090
II	1,747	1,683	0,7691	Areia Média	Moderadamente Selecionado	0,148	99,850	0,000	0	3,180	2,680
II	1,926	1,805	0,9156	Areia Média	Moderadamente Selecionado	2,730	97,270	0,000	0	2,380	2,200
II	2,038	1,922	0,8013	Areia Fina	Moderadamente Selecionado	0,000	100,000	0,000	0	0,760	2,680
II	2,196	2,09	0,9123	Areia Fina	Moderadamente Selecionado	3,074	96,930	0,000	0	1,590	2,660
II	2,439	2,465	0,7172	Areia Fina	Moderadamente Selecionado	0,000	100,000	0,000	0	1,490	3,990
II	2,624	2,581	0,6678	Areia Fina	Moderadamente Selecionado	0,000	100,000	0,000	0	0,420	2,130
II	2,75	2,958	0,9898	Areia Fina	Moderadamente Selecionado	0,000	100,000	0,000	0	3,260	2,640
II	2,474	2,521	0,6449	Areia Fina	Moderadamente Selecionado	0,000	100,000	0,000	0	1,550	2,540
III	2,611	2,637	0,5117	Areia Fina	Moderadamente Selecionado	0,000	100,000	0,000	0	2,390	1,580

TABELA III – Parâmetros resultantes das análises granulométricas do sedimento segundo o método adaptado de Carver, 1971 e Suguio 1973.

											(conclusão)
Setor	Média	Mediana	Seleção	Classificação	Classificação	% Cascalho	% Areia	% Silte	% Argila	% CaCO ₃	% MO
III	2,663	2,662	0,5356	Areia Fina	Moderadamente Selecionado	0,000	100,000	0,000	0	1,080	1,670
III	2,95	2,877	0,5124	Areia Fina	Moderadamente Selecionado	0,062	99,940	0,000	0	1,060	1,420
III	2,912	2,838	0,5316	Areia Fina	Moderadamente Selecionado	0,000	98,970	1,025	0	1,180	2,340
III	2,974	2,97	0,3728	Areia Fina	Bem Selecionado	0,000	100,000	0,000	0	1,680	3,480
III	3,067	3,046	0,445	Areia Muito Fina	Bem Selecionado	0,000	99,060	0,944	0	1,960	0,770

A pluviosidade média no período do estudo seguiu a tendência observada entre os anos de 2005 e 2009 (Figura 5a). Com base nos dados de pluviosidade foram definidas quatro estações do ano: final da estação seca (Julho a Setembro), início da estação chuvosa (Outubro a Dezembro), final da estação chuvosa (Janeiro a Março) e início da estação seca (Abril a Junho) (Figura 5b).

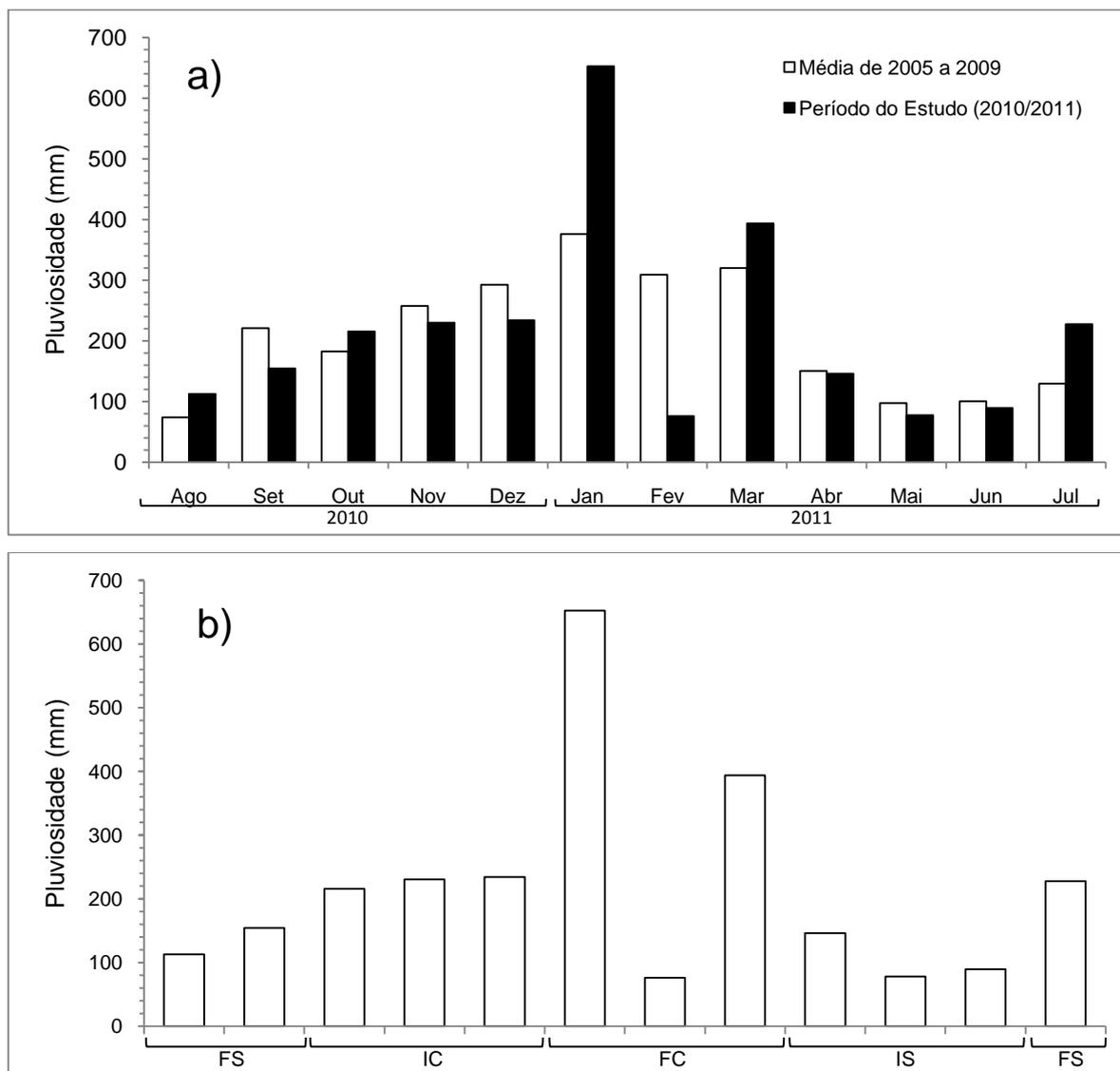


FIGURA 5 – Médias mensais de pluviosidade em milímetros do período do estudo (agosto de 2010 a julho de 2011) juntamente com a média das pluviosidades no período de 2005 a 2009 (a) e indicação das estações definidas (b). (FS=Final da estação seca; IC=Início da estação chuvosa; FC=Final da estação chuvosa; IS=Início da estação seca)

A temperatura no período do estudo variou entre 16,56 e 29,02 °C (Anexo 1), com médias significativamente maiores nas estações de início e final das chuvas em comparação as demais estações, no entanto, as médias não foram estatisticamente diferentes entre os setores (Figura 6a, Tabela IV). O índice de estratificação da salinidade esteve entre -0,808 e 19,258 (Anexo 1), com as estações do início e final das chuvas

apresentando médias significativamente maiores que as estações do início e final da seca somente no setor I (Figura 6b, Tabela IV). Em média o índice de estratificação da salinidade foi maior no setor I quando comparado com os setores II e III (Figura 6b, Tabela IV).

A variável clorofila apresentou valores entre 0,925 e 13,040 (Anexo 1), observando-se médias significativamente maiores nos período chuvoso em relação ao seco e no setor I comparado com os demais setores amostrados (Figura 6c, Tabela IV). Nas áreas amostradas a turbidez apresentou valores entre 1,418 e 107,968 (Anexo 1), sendo em média maior no final da estação chuvosa e no setor I (Figura 6d, Tabela IV). A profundidade média dos arrastos variou entre 0,10 e 1,20 m (Anexo 1). Em média a profundidade do arrasto não foi diferente entre as estações do ano, no entanto foram maiores nos setores II em comparação aos setores I e III (Figura 6e, Tabela IV).

TABELA IV – Probabilidade resultante dos testes estatísticos aplicados aos parâmetros da coluna d'água (temperatura, índice de estratificação salina, clorofila, turbidez e profundidade do arrasto).

	Estação				Setor				Tukey HSD		
	H	p	F	p	H	p	F	p	I - II	I - III	II - III
Temperatura	110,3239	*<0,01			2,3106	>0,05					
Estratificação salina	18,9039	*<0,01			27,9001	*<0,01					
Clorofila	40,2429	*<0,01			30,9788	*<0,01					
Turbidez	12,8324	*<0,01			51,6825	*<0,01					
Profundidade			1,2442	>0,05			41,208	*<0,01	*<0,01	>0,05	*<0,01

*significativo

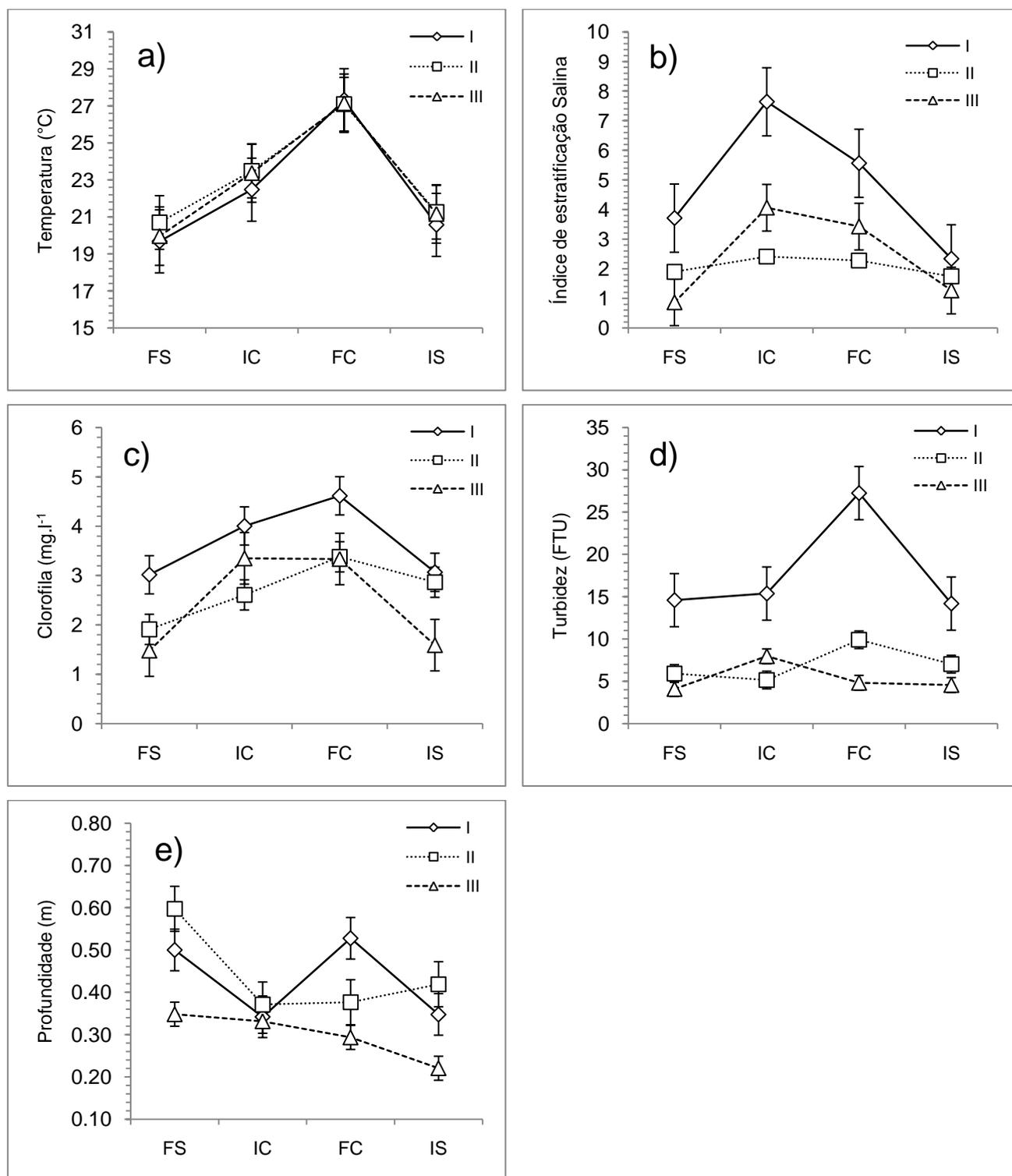


FIGURA 6 – Médias por estação (FS, IC, FC e IS) e por setor (I, II e III) dos parâmetros: temperatura (a), índice de estratificação salina (b), clorofila (c), turbidez (d) e profundidade do arrasto (e). As barras verticais indicam o erro padrão.

4.2 COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DA ICTIOFAUNA

Foram coletados 49056 exemplares de 56 taxa, 10 das quais não identificados até o nível de espécie, pertencentes a 26 famílias de peixes. A família Carangidae apresentou o maior número de espécies (6) seguida por Gerreidae (4) e Gobiidae (4). Em número de indivíduos foram mais abundantes as famílias Engraulidae (66,33%), Atherinopsidae (21,16%), Mugilidae (6,79%) e Tetraodontidae (2,2%) (Tabela V).

Na ictiofauna amostrada poucos taxa dominaram numericamente, com os taxa *Anchoa tricolor* (66,24%), *Atherinella brasiliensis* (21,16%), *Mugil* sp. (6,79%), e *Sphoeroides greeleyi* (1,69%) respondendo por 95,88% da captura total. Cada um dos demais taxa apresentou abundância relativa menor que 1% (Tabela V). Contribuíram para 84,95% da biomassa total amostrada as espécies *Atherinella brasiliensis* (26,48%), *Sphoeroides greeleyi* (26,29%), *Anchoa tricolor* (25,87%) e *Sphoeroides testudineus* (6,31%), com mais cinco taxa (*Strongylura marina*, *Diapterus rhombeus*, *Eucinostomus argenteus*, *Mugil* sp. e *Bairdiella ronchus*) apresentando biomassa relativa maior que 1%, enquanto todos os demais taxa responderam cada, por menos de 1% da biomassa total (Tabela V).

Foram mais frequentes nas amostras *Atherinella brasiliensis* (84,31%), *Sphoeroides greeleyi* (65,69%), *Anchoa tricolor* (46,57%), *Mugil* sp. (46,08%) e *Sphoeroides testudineus* (25,49%). Frequências de ocorrência entre 10 e 20% foram observadas em *Oligoplites saurus* (10,78%), *Trachinotus falcatus* (16,67%), *Chilomycterus spinosus* (13,73%), *Eucinostomus argenteus* (17,16%), *Eucinostomus melanopterus* (11,27%), *Bathygobius soporator* (12,75%), *Ctenogobius boleosoma* (14,22%), *Citharichthys spilopterus* (11,76%). Um total de 20 espécies esteve presente em menos de 1% das amostras (Tabela V).

Com relação ao uso do estuário, 15 espécies são estuarinas e responderam por 90% dos exemplares amostrados. A ocorrência de migrantes marinhos (13 espécies) e visitantes marinhos (13 espécies) representaram em conjunto menos 1,5% da captura total, com apenas duas espécies anfídrômas e uma anádroma presentes nas amostras (Tabela V).

Predominaram na área amostrada indivíduos zoobentívoros (26 espécies), porém estes representaram apenas 3,8% do número total de indivíduos capturados. Foram mais abundantes na região sete espécies de zooplânctívoros (66,7%) e duas espécies de oportunistas (21,2%). Os piscívoros (6 espécies), herbívoros (1 espécie) e detritívoros (1 espécie) contribuíram em conjunto com cerca de 0,5% da captura total (Tabela V).

O número de espécies demersais (27) foi maior em comparação com as pelágicas (18), no entanto, as pelágicas predominaram em número de exemplares (89%), com contribuição principalmente de *Atherinella brasiliensis* e *Anchoa tricolor* (Tabela V). Um total de 27 espécies não possui importância econômica na região, com 16 espécies apresentando importância econômica na atividade pesqueira do litoral do Paraná, estas representando menos de 1% dos exemplares coletados. Apesar desta baixa abundância, as áreas intertidais são áreas de criação de espécies com valor econômico, presentes principalmente no estágio juvenil. Considerando-se toda a ictiofauna, 22 espécies estiveram presentes nas amostras apenas como juvenis, 5 espécies apenas na fase adulto e 17 espécies nos dois estágios de vida (Tabela V).

TABELA V – Composição específica, abundância absoluta e percentual, biomassa absoluta e percentual, frequência de ocorrência, permanência no estuário (AM=anfídromo, AN=anádro, ES=estuarino, MM=migrante marinho e MS=visitante marinho), guilda trófica (DV=detrítivo, HV=herbívoro, OP= oportunista, PV=piscívoro, ZB=zoobentívoros e ZP=zooplantívoros), posição na coluna d'água (D=demersal e P=pelágico), importância comercial (N=não e S=sim) e estágio de vida (A=adulto e J=juvenil) nas áreas rasas do eixo norte-sul do complexo estuarino de Paranaguá no período de agosto de 2010 a julho de 2011. Os números sobrescritos indicam a referência bibliográfica, que se encontra ao final da tabela.

(continua)

taxa	n		biomassa (g)		frequência de ocorrência	permanência no estuário	guilda trófica	posição na coluna d'água	importância econômica	estágio de vida
	total	%	total	%						
Achiridae										
<i>Trinectes microphthalmus</i>	17	0,035	48,04	0,091	3,92	MM ²⁶	-	D ¹⁷	N ¹⁷	J/A
Albulidae										
<i>Albula vulpes</i>	15	0,031	2,07	0,004	4,41	AM ^{18,26}	ZB ¹⁸	D ¹⁸	N ¹⁸	J
Ariidae										
<i>Cathorops spixii</i>	6	0,012	179,04	0,340	0,98	ES ^{2,3}	ZB ^{1,3}	D ¹⁶	S ¹⁶	J/A
<i>Notarius grandicassis</i>	1	0,002	15,99	0,030	0,49	-	-	D ¹⁸	N ¹⁸	J
Atherinopsidae										
<i>Atherinella brasiliensis</i>	10382	21,164	13930,21	26,478	84,31	ES ^{18,19,26,34}	OP ^{13,18}	P ¹⁶	N ¹⁸	J/A
Belonidae										
<i>Strongylura marina</i>	56	0,114	1449,03	2,754	8,33	MM ^{26,34}	PV ^{18,25}	P ¹⁶	N ¹⁶	J/A
Belonidae										
<i>Strongylura sp.</i>	160	0,326	61,36	0,117	20,10	-	-	-	-	-
Carangidae										
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	2	0,004	2,35	0,004	0,49	MS ^{2,26,34}	OP ^{18,29}	P ¹⁸	S ¹⁸	J
<i>Oligoplites saliens</i>	92	0,188	9,84	0,019	4,90	MM ³⁴	ZP ^{18,29}	P ²²	S ¹⁸	J

TABELA V – Composição específica, abundância absoluta e percentual, biomassa absoluta e percentual, frequência de ocorrência, permanência no estuário (AM=anfídromo, AN=anádromo, ES=estuarino, MM=migrante marinho e MS=visitante marinho), guilda trófica (DV=detrítivo, HV=herbívoro, OP= oportunista, PV=piscívoro, ZB=zoobentívoros e ZP=zooplantívoros), posição na coluna d'água (D=demersal e P=pelágico), importância comercial (N=não e S=sim) e estágio de vida (A=adulto e J=juvenil) nas áreas rasas do eixo norte-sul do complexo estuarino de Paranaguá no período de agosto de 2010 a julho de 2011. Os números sobrescritos indicam a referência bibliográfica, que se encontra ao final da tabela.

(continua)

taxa	n		biomassa (g)		frequência de ocorrência	permanência no estuário	guilda trófica	Posição na coluna d'água	importância econômica	estágio de vida
	total	%	total	%						
Carangidae										
<i>Oligoplites saurus</i>	132	0,269	75,94	0,144	10,78	MM ^{26,34}	PV ^{1,18,25}	P ²²	N ²²	J
<i>Oligoplites sp.</i>	4	0,008	0,08	0,000	1,47	-	-	-	-	-
<i>Selene vomer</i>	2	0,004	3,29	0,006	0,98	MM ^{2,3,26,34}	ZB ^{1,3,8}	D ²²	N ¹⁸	J
<i>Trachinotus carolinus</i>	36	0,073	63,02	0,120	4,41	MS ³⁴	ZB ^{18,29,35}	P ¹⁸	S ¹⁸	J
<i>Trachinotus falcatus</i>	116	0,236	229,79	0,437	16,67	MS ^{26,34}	ZB ^{1,29,35}	P ¹⁸	S ¹⁸	J
Centropomidae										
<i>Centropomus parallelus</i>	2	0,004	28,02	0,053	0,98	ES ²⁶	ZB ^{1,12}	D ¹⁸	S ¹⁸	J
<i>Centropomus undecimalis</i>	4	0,008	145,27	0,276	0,98	ES ^{26,34}	PV ^{1,30}	D ¹⁸	S ¹⁸	J
Clupeidae										
<i>Harengula clupeola</i>	96	0,196	245,69	0,467	2,45	MS ^{26,34}	ZP ^{16,18,29}	P ¹⁶	N ¹⁶	J/A
<i>Sardinella brasiliensis</i>	58	0,118	13,79	0,026	2,94	MS ³⁴	ZP ^{18,27}	P ¹⁸	S ¹⁸	J
Diodontidae										
<i>Chilomycterus spinosus</i>	47	0,096	369,69	0,703	13,73	ES ³⁴	ZB ^{1,8,18}	D ¹⁸	N ⁶	J
Eleotridae										
<i>Guavina guavina</i>	1	0,002	18,98	0,036	0,49	ES ^{3,18}	ZB ^{3,18}	D ¹⁸	-	A
Engraulidae										
<i>Anchoa tricolor</i>	32495	66,241	13612,35	25,873	46,57	ES ³⁴	ZP ¹⁸	P ¹⁸	N ¹⁸	J/A
<i>Cetengraulis edentulus</i>	28	0,057	310,40	0,590	2,45	MM ^{3,26,34}	ZP ^{3,8,28}	P ⁵	N ¹⁶	A
<i>Lycengraulis grossidens</i>	16	0,033	129,66	0,246	2,45	AN ^{18,26,34}	ZP ^{1,4}	P ¹⁸	N ¹⁸	J/A
Ephippidae										
<i>Chaetodipterus faber</i>	22	0,045	14,48	0,028	5,39	MS ^{3,26,34}	HV ^{1,3,21}	P ¹⁸	N ²³	J
Gerreidae										
<i>Diapterus rhombeus</i>	120	0,245	842,38	1,601	9,80	ES ³⁴	ZB ^{1,9,18}	D ⁶	N ²²	J/A
<i>Eucinostomus argenteus</i>	182	0,371	597,61	1,136	17,16	MM ^{26,34}	ZB ^{1,11}	D ⁶	N ⁶	J/A
<i>Eucinostomus gula</i>	1	0,002	21,20	0,040	0,49	MM ^{18,26,34}	ZB ^{18,35}	-	N ¹⁸	A
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	43	0,088	233,36	0,444	11,27	MM ^{26,34}	ZB ^{11,18}	D ⁶	N ⁶	J/A
<i>Eucinostomus sp.</i>	80	0,163	3,55	0,007	3,94	-	-	-	-	-
Gobiidae										
<i>Bathygobius soporator</i>	55	0,112	254,92	0,485	12,75	MM ^{26,34}	ZB ^{1,14,18}	D ²³	N ¹⁸	J/A
<i>Ctenogobius boleosoma</i>	97	0,198	34,81	0,066	14,22	AM ^{18,26,34}	ZB ^{18,20}	D ²³	N ¹⁸	J/A
<i>Gobionellus oceanicus</i>	3	0,006	44,42	0,084	1,47	ES ^{3,26,34}	ZB ^{1,3}	D ²³	N ¹⁸	J/A

TABELA V – Composição específica, abundância absoluta e percentual, biomassa absoluta e percentual, frequência de ocorrência, permanência no estuário (AM=anfídromo, AN=anádromo, ES=estuarino, MM=migrante marinho e MS=visitante marinho), guilda trófica (DV=detrítivo, HV=herbívoro, OP= oportunista, PV=piscívoro, ZB=zoobentívoros e ZP=zooplantívoros), posição na coluna d'água (D=demersal e P=pelágico), importância comercial (N=não e S=sim) e estágio de vida (A=adulto e J=juvenil) nas áreas rasas do eixo norte-sul do complexo estuarino de Paranaguá no período de agosto de 2010 a julho de 2011. Os números sobrescritos indicam a referência bibliográfica, que se encontra ao final da tabela.

(continua)

taxa	biomassa (g)		n		frequência de ocorrência	permanência no estuário	guilda trófica	Posição na coluna d'água	importância econômica	estágio de vida
	total	%	taxa	total						
Gobiidae										
<i>Microgobius meeki</i>	1	0,002	0,62	0,001	0,49	MS ^{26,34}	ZB ¹⁸	D ²³	N ¹⁸	A
Monacanthidae										
<i>Stephanolepis hispidus</i>	2	0,004	2,32	0,004	0,98	ES ²	ZB ¹⁸	P ¹⁸	S ¹⁸	J
Mugilidae										
<i>Mugil curema</i>	4	0,008	199,03	0,378	1,47	MM ^{19,26,34}	DV ^{1,24,33}	P ¹⁸	S ¹⁸	J
<i>Mugil</i> sp.	3331	6,790	833,59	1,584	46,08	-	-	-	-	-
Ophichthidae										
<i>Ophichthus gomesii</i>	4	0,008	14,76	0,028	1,47	MS	-	D ¹⁸	N ¹⁸	J
Paralichthyidae										
<i>Citharichthys spilopterus</i>	124	0,253	294,84	0,560	11,76	MS ^{2,26,34}	ZB ^{1,7,11}	D ¹⁷	N ⁶	J/A
<i>Citharichthys</i> sp.	109	0,222	6,82	0,013	9,31	-	-	-	-	-
<i>Etropus crossotus</i>	7	0,014	35,02	0,067	2,45	ES ^{2,26}	ZB ^{18,29}	D ¹⁸	N ¹⁸	J/A
<i>Paralichthys orbignyana</i>	1	0,002	2,69	0,005	0,49	MM ³⁴	ZB ¹⁸	D ¹⁸	-	J
Pomatomidae										
<i>Pomatomus saltatrix</i>	2	0,004	6,10	0,012	0,98	MS ³⁴	PV ^{15,18}	P ¹⁸	-	J
Sciaenidae										
<i>Bairdiella ronchus</i>	54	0,110	981,65	1,866	2,45	ES ²	ZB ^{1,18,32}	D ²²	S ¹⁸	J/A
<i>Cynoscion</i> sp.	2	0,004	1,00	0,002	0,49	-	-	-	-	-
<i>Menticirrhus americanus</i>	1	0,002	5,14	0,010	0,49	MM ^{2,18,26,34}	ZB ^{10,18,29}	D ²²	S ¹⁸	J
<i>Menticirrhus</i> sp.	12	0,024	1,76	0,003	3,43	-	-	-	-	-
<i>Pogonias cromis</i>	1	0,002	7,29	0,014	0,49	MS	ZB ¹⁸	D ²²	S ²²	J
<i>Stellifer</i> spp.	2	0,004	0,78	0,001	0,98	-	-	-	-	-
Scombridae										
<i>Sarda sarda</i>	2	0,004	1,36	0,003	0,98	-	PV	P ¹⁸	S ¹⁸	J
Sphyraenidae										
<i>Sphyraena</i> sp.	2	0,004	2,67	0,005	0,49	-	-	-	-	-
Syngnathidae										
<i>Hippocampus reidi</i>	1	0,002	2,46	0,005	0,49	ES ^{2,26}	ZP	P ¹⁸	S ⁵	A
Synodontidae										
<i>Synodus foetens</i>	28	0,057	60,16	0,114	7,35	MS ^{2,26,34}	PV ^{4,16,18}	D ¹⁶	N ⁵	J

TABELA V – Composição específica, abundância absoluta e percentual, biomassa absoluta e percentual, frequência de ocorrência, permanência no estuário (AM=anfídromo, AN=anádro, ES=estuarino, MM=migrante marinho e MS=visitante marinho), guilda trófica (DV=detrítivo, HV=herbívoro, OP= oportunista, PV=piscívoro, ZB=zoobentívoros e ZP=zooplantívoros), posição na coluna d'água (D=demersal e P=pelágico), importância comercial (N=não e S=sim) e estágio de vida (A=adulto e J=juvenil) nas áreas rasas do eixo norte-sul do complexo estuarino de Paranaguá no período de agosto de 2010 a julho de 2011. Os números sobrescritos indicam a referência bibliográfica, que se encontra ao final da tabela.

(conclusão)

taxa	n		biomassa (g)		frequência de ocorrência	permanência no estuário	guilda trófica	Posição na coluna d'água	importância econômica	estágio de vida
	total	%	total	%						
Tetraodontidae										
<i>Sphoeroides greeleyi</i>	831	1,694	13831,27	26,290	65,69	ES ^{18,26,34}	ZB ^{18,25}	D ⁶	N ⁶	J/A
<i>Sphoeroides</i> sp.	17	0,035	0,48	0,001	4,90	-	-	-	-	-
<i>Sphoeroides testudineus</i>	145	0,296	3321,63	6,314	25,49	ES ^{2,18,26,34}	ZB ^{1,8,18}	D ⁶	N ⁶	J/A
Triglidae										
<i>Prionotus punctatus</i>	2	0,004	7,29	0,014	0,98	MS ^{2,26,34}	ZB ^{1,18,31}	D ¹⁸	S ¹⁸	J
Total	49056	100	52611,36	100						
Número total de espécies	46									
Permanência no estuário										
ES	15									
MS	13									
MM	13									
AM	2									
AN	1									

1 - Alves & Filho (1996); 2 - Barletta *et al.* (2008); 3 - Barletta & Blaber (2007); 4 - Bortoluzzi *et al.* (2006); 5 - Carpenter (2002a); 6 - Carpenter (2002b); 7 - Castillo-Rivera *et al.* (2000); 8 - Chaves & Bouchereau (2004); 9 - Chaves & Otto (1998); 10 - Chaves & Umbria (2003); 11 - Contente (2008); 12 - Contente *et al.* (2009); 13 - Contente *et al.* (2011); 14 - Corrêa & Uieda (2007); 15 - Elliot *et al.* (2007); 16 - Figueiredo & Menezes (1978); 17 - Figueiredo & Menezes (2000); 18 - Froese & Pauly (2012); 19 - Garcia & Vieira (2001); 20 - Gegg & Fleeger (1997); 21 - Hayse (1990); 22 - Menezes & Figueiredo (1980); 23 - Menezes & Figueiredo (1985); 24 - Nagelkerken *et al.* (2001); 25 - Randall (1967); 26 - Reis Filho *et al.* (2010); 27 - Sacardo & Rossi-Wongtschowski (1991); 28 - Sergipense *et al.* (1999); 29 - Stefanoni (2007); 30 - Teixeira (1997); 31 - Teixeira & Haimovici (1989); 32 - Vendel & Chaves (1998); 33 - Vieira (1991); 34 - Vilar *et al.* (2011a); 35 - Zahorcsak *et al.* (2000).

Entre as espécies estuarinas, a distribuição em classes de tamanho revelou diferenças consideráveis na frequência relativa de recrutas, pequenos adultos e grandes adultos. As espécies *Anchoa tricolor* e *Atherinella brasiliensis* estiveram presentes na área principalmente como recrutas, seguido pelos pequenos adultos e uma ocorrência mínima de grandes adultos (Figura 7a, b). Por outro lado as espécies *Chilomycterus spinosus*

(Figura 7c) e *Sphoeroides testudineus* (Figura 7d) predominaram os recrutas. Diferentemente das demais espécies, em *Sphoeroides greeleyi* (Figura 7e) a maioria dos indivíduos eram de pequenos adultos, seguidos por recrutas e um número bem reduzido de grandes adultos.

Nenhum dos migrantes marinhos apareceu nas amostras com grandes adultos. Em *Bathygobius soporator* (Figura 7f) observou-se um maior número de pequenos adultos, seguido de recrutas. As espécies *Eucinostomus argenteus* (Figura 7g) e *Eucinostomus melanopterus* (Figura 7h) apresentaram um maior número de recrutas e pequena frequência de pequenos adultos, já *Oligoplites saurus* (Figura 7i) foi capturado apenas como recruta.

Todos os exemplares do visitante marinho *Trachinotus falcatus* (Figura 7j) eram recrutas. No outro visitante marinho (*Citharichthys spilopterus*, Figura 7k) os recrutas foram mais abundantes, com presença também de pequenos adultos e um número bem reduzido de grandes adultos. A espécie anfídroma *Ctenogobius boleosoma* (Figura 7l) foi coletada mais no estágio de pequeno adulto, com um bom número de recrutas representados nas amostras.

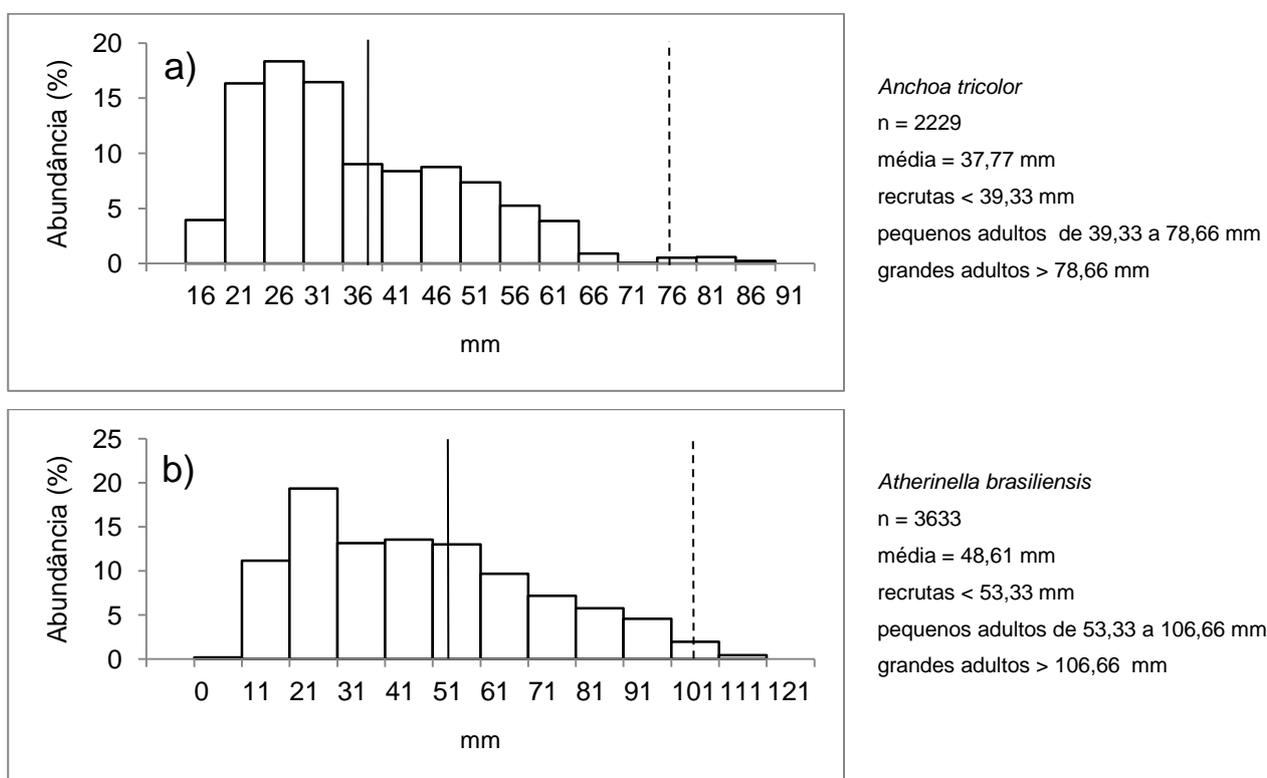
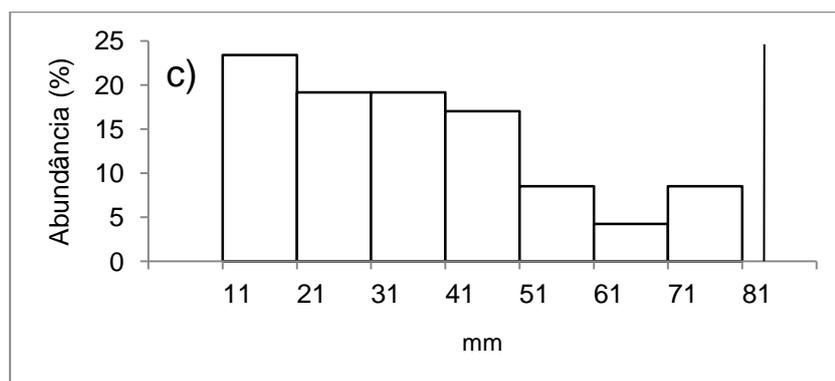


FIGURA 7 – Frequência da abundância percentual dos indivíduos por classe de tamanho para as espécies mais abundantes. A linha vertical contínua indica o tamanho máximo onde os indivíduos foram considerados recrutas e a linha vertical segmentada indica o tamanho máximo onde os indivíduos foram considerados pequenos adultos (Nagelkerken & Van der Velde, 2002).

(continua)

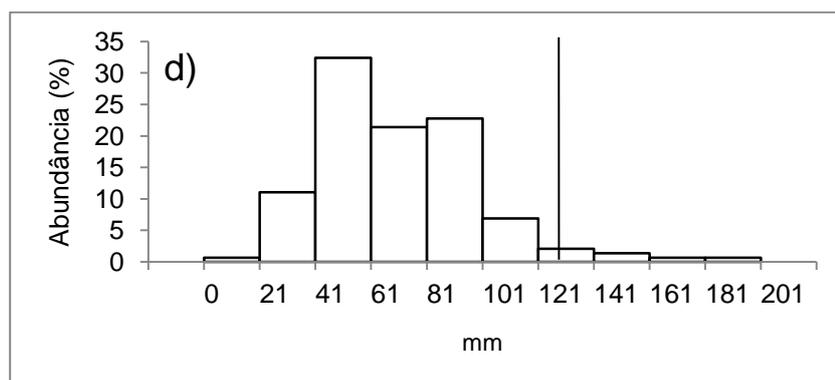


Chilomycterus spinosus

n = 47

média = 37,36 mm

recrutas < 83,33 mm



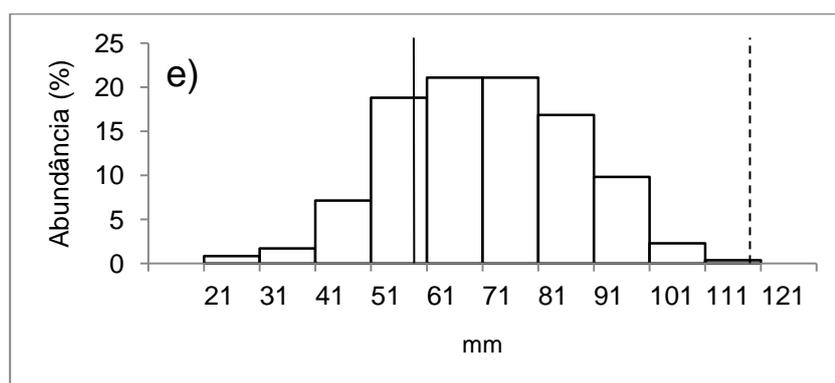
Sphoeroides testudineus

n = 145

média = 70,07 mm

recrutas < 129,33 mm

pequenos adultos de 129,33 a 258,66 mm



Sphoeroides greeleyi

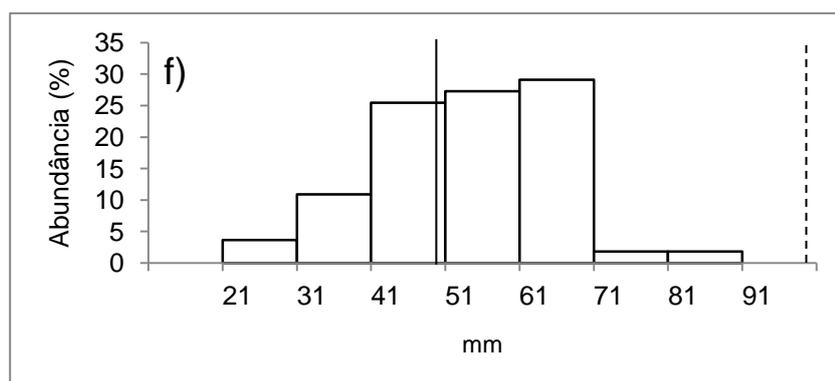
n = 825

média = 71,23 mm

recrutas < 60,00 mm

pequenos adultos de 60,00 a 120,00 mm

grandes adultos > 120,00 mm



Bathygobius soporator

n = 55

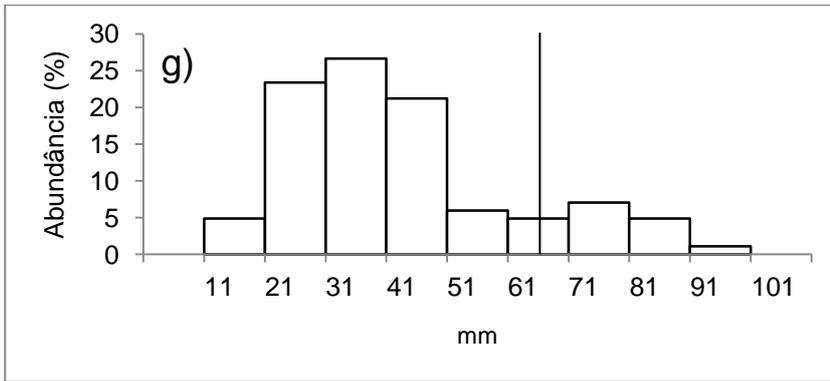
média = 53,51 mm

recrutas < 50,00 mm

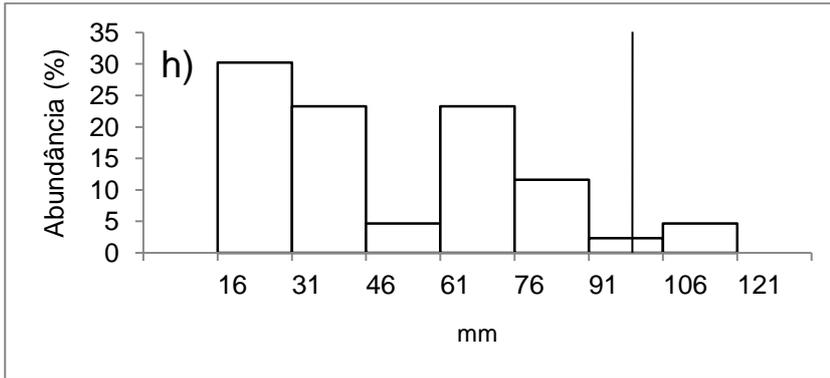
pequenos adultos de 50,00 a 100,00 mm

FIGURA 7 – Frequência da abundância percentual dos indivíduos por classe de tamanho para as espécies mais abundantes. A linha vertical contínua indica o tamanho máximo onde os indivíduos foram considerados recrutas e a linha vertical segmentada indica o tamanho máximo onde os indivíduos foram considerados pequenos adultos (Nagelkerken & Van der Velde, 2002).

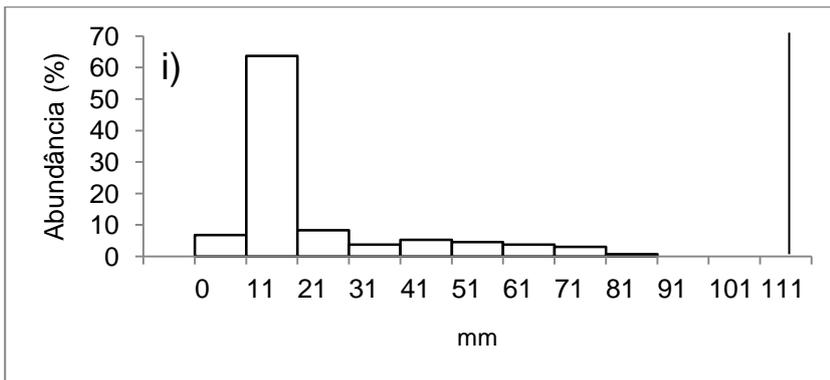
(continua)



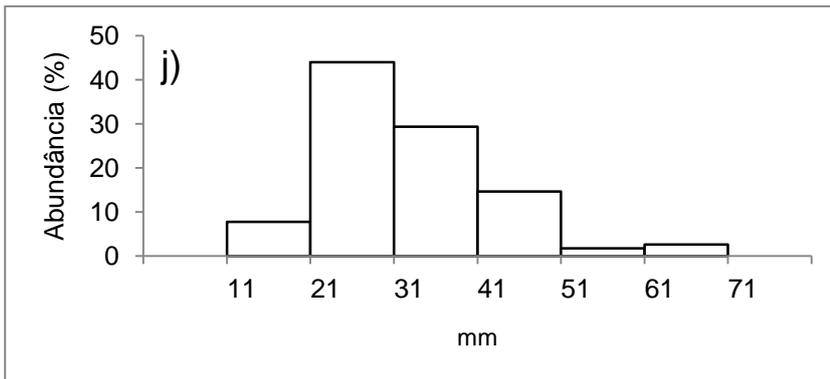
Eucinostomus argenteus
 n = 182
 média = 42,79 mm
 recrutas < 66,66 mm
 pequenos adultos de 66,66 a 133,33 mm



Eucinostomus melanopterus
 n = 43
 média = 51,53 mm
 recrutas < 100,00 mm
 pequenos adultos de 100,00 a 200,00 mm



Oligoplites saurus
 n = 132
 média = 23,46 mm
 recrutas < 116,66 mm



Trachinotus falcatus
 n = 116
 média = 32,16 mm
 recrutas < 406,66 mm

FIGURA 7 – Frequência da abundância percentual dos indivíduos por classe de tamanho para as espécies mais abundantes. A linha vertical contínua indica o tamanho máximo onde os indivíduos foram considerados recrutas e a linha vertical segmentada indica o tamanho máximo onde os indivíduos foram considerados pequenos adultos (Nagelkerken & Van der Velde, 2002).

(continua)

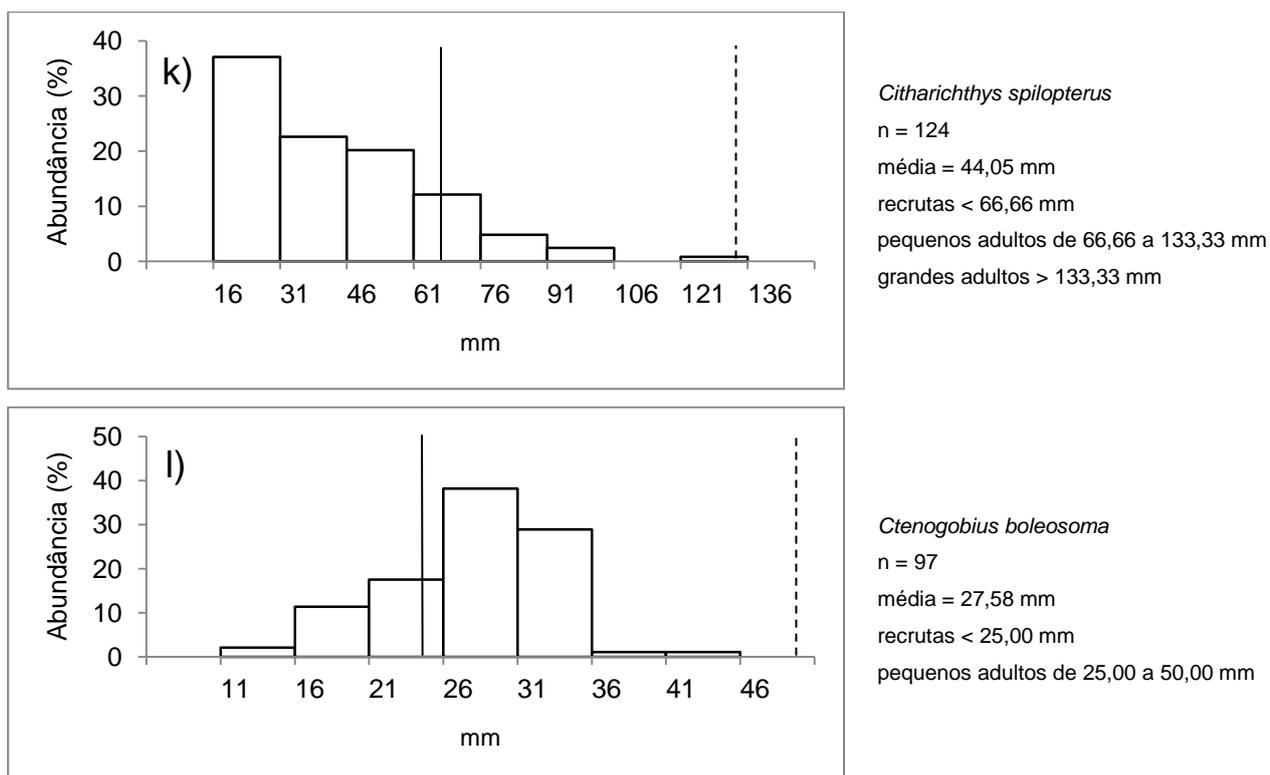


FIGURA 7 – Frequência da abundância percentual dos indivíduos por classe de tamanho para as espécies mais abundantes. A linha vertical contínua indica o tamanho máximo onde os indivíduos foram considerados recrutas e a linha vertical segmentada indica o tamanho máximo onde os indivíduos foram considerados pequenos adultos (Nagelkerken & Van der Velde, 2002).

(conclui)

4.3 VARIAÇÕES ESPAÇO-TEMPORAIS DA ICTIOFAUNA

Em média a densidade foi significativamente diferente entre as estações do ano ($H=47,582$ $p<0,01$) com médias maiores na estação chuvosa nos setores I e II (Figura 8). Entre setores também foram estatisticamente diferentes as densidades médias ($H=7,7671$ $p<0,05$), sendo maior no setor I, seguido em ordem decrescente pelos setores II e III (Figura 8). Apesar de existirem diferenças entre as médias estacionais da biomassa ($H=20,3353$ $p<0,01$), estas diferenças só foram significativas no setor I com biomassa maior no período chuvoso. Não foram significativas as diferenças entre as biomassas dos três setores ($H=1,9693$ $p>0,05$) (Figura 8).

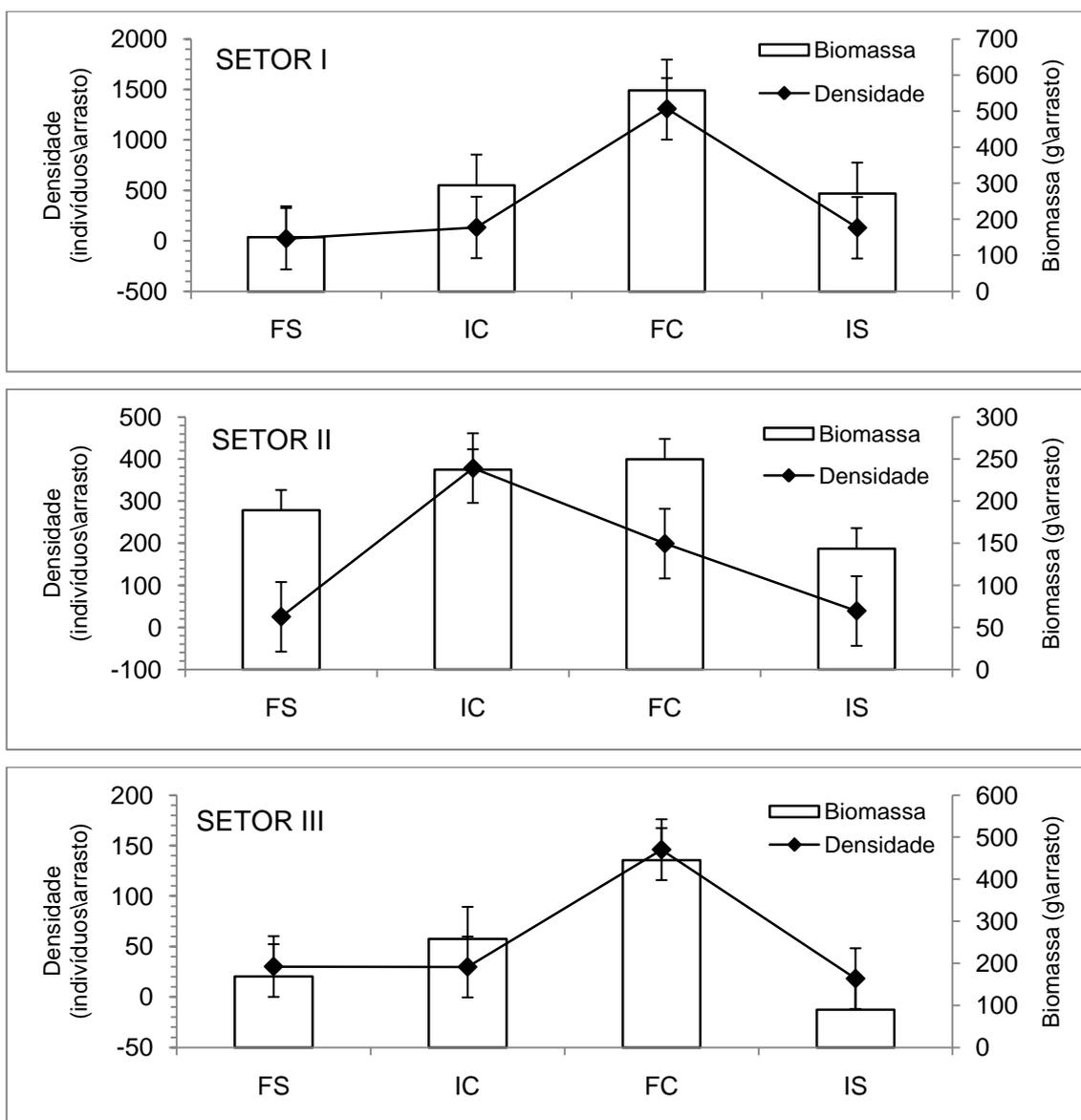


FIGURA 8 – Valores sazonais médios de densidade e biomassa em cada um dos setores do Complexo Estuarino de Paranaguá no período do estudo. As barras verticais indicam o erro padrão. Onde FS – final da seca, IC – início da chuvosa, FC – final da chuvosa e IS – início da seca.

Um maior número de indivíduos esteve presente no Setor I, com um menor número no setor II e III, padrão este que se repetiu para a biomassa (Tabela VI). Esta tendência deve ser interpretada levando-se em consideração o esforço amostral utilizado em cada setor, neste sentido é válido chamar a atenção para as reduções entre os setores I e II, áreas onde o esforço amostral foi idêntico.

Nos três setores estiveram presentes 15 espécies, duas anfídromas (*Albula vulpes*, *Ctenogobius boleosoma*) uma anádroma (*Lycengraulis grossidens*), quatro estuarinas (*Atherinella brasiliensis*, *Anchoa tricolor*, *Sphoeroides greeleyi*, *Sphoeroides testudineus*), quatro migrantes marinhas (*Strongylura marina*, *Oligoplites saurus*, *Eucinostomus argenteus*, *Eucinostomus melanopterus*) e quatro visitantes marinhas (*Trachinotus falcatus*, *Chaetodipterus faber*, *Citharichthys spilopterus*, *Synodus foetens*) (Tabela VI).

No Setor I foram capturadas 23 espécies com predomínio (em ordem decrescente) de espécies estuarinas, marinhas migrantes e visitantes marinhas. Um total de 34 espécies ocorreu no Setor II com o maior número de espécies visitantes marinhas, seguida de estuarinas e marinhas migrantes. Entre as 19 espécies coletadas no Setor III, a maioria das espécies eram marinhas migrantes (6 espécies) e visitantes marinhas (6 espécies) com apenas 4 estuarinas (Tabela VI).

A presença de espécies exclusivas foi observada nos setores I (10 espécies) e II (10 espécies), com apenas uma espécie exclusiva no setor III (Tabela VI). No Setor I as espécies exclusivas eram marinhas migrantes e estuarinas, enquanto que no Setor II o predomínio entre as espécies exclusivas foi de visitantes marinhos, com um menor número de espécies estuarinas e marinhas migrantes (Tabela VI).

Nos três setores a dominância numérica foi das espécies com a maior captura total, com *Atherinella brasiliensis* dominando nos Setores II e III e *Anchoa tricolor* no Setor I, sendo que esta última espécie a segunda mais abundante nos Setores II e III (Tabela VI). No Setor I a maior biomassa foi de *Anchoa tricolor*, seguida pelas biomassas de *Sphoeroides greeleyi* e *Atherinella brasiliensis*, já no Setor III a maior contribuição para a biomassa foi de *Sphoeroides greeleyi* e *Atherinella brasiliensis*. Mais de 70% da biomassa do setor III foi contribuição apenas de *Atherinella brasiliensis* e *Sphoeroides greeleyi* (Tabela VI).

Nas espécies com suficiente representatividade nos três setores amostrados foram observadas tendências espaciais de mudança no comprimento padrão médio. A partir do Setor I em direção ao Setor III, uma tendência de aumento no comprimento padrão médio foi observada em *Atherinella brasiliensis*, *Strongylura marina*, *Anchoa tricolor*, *Eucinostomus argenteus* e *Sphoeroides testudineus*. Por outro lado as espécies *Citharichthys spilopterus* e *Sphoeroides greeleyi*, apresentaram diminuição na medida do comprimento padrão entre os Setores I e III (Tabela VI).

TABELA VI – Distribuição espacial dos percentuais de abundância (n), percentuais de biomassa (g), médias e amplitude (min-máx) do comprimento padrão (mm) das espécies de peixe coletadas nas áreas rasas do eixo norte-sul do complexo estuarino de Paranaguá no período de agosto de 2010 a julho de 2011.

	n (%)			biomassa (%)			CP (mm) médio			CP (mm) mín-máx		
	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III
Achiridae												
<i>Trinectes microphthalmus</i>	0,051	-	-	0,180	-	-	34,0	-	-	13 - 56	-	-
Albulidae												
<i>Albula vulpes</i>	0,012	0,059	0,149	0,001	0,005	0,011	30,5	29,9	50,0	30 - 32	25 - 34	49 - 51
Ariidae												
<i>Cathorops spixii</i>	0,018	-	-	0,669	-	-	117,3	-	-	40 - 146	-	-
<i>Notarius grandicassis</i>	0,003	-	-	0,060	-	-	107,0	-	-	107	-	-
Atherinopsidae												
<i>Atherinella brasiliensis</i>	7,984	48,872	55,412	20,008	27,839	43,767	48,5	42,3	66,2	10 - 118	7 - 120	18 - 116
Belonidae												
<i>Strongylura marina</i>	0,045	0,059	1,639	2,567	1,686	5,456	168,4	276,8	220,7	20 - 550	150 - 387	157 - 296
<i>Strongylura sp.</i>	0,331	0,349	0,099	0,125	0,153	0,018	53,7	69,3	92,0	17 - 137	21 - 154	90 - 94
Carangidae												
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	-	0,006	-	-	0,014	-	-	36,5	-	-	36 - 37	-
<i>Oligoplites saliens</i>	0,274	-	-	0,037	-	-	16,3	-	-	9 - 23	-	-
<i>Oligoplites saurus</i>	0,289	0,252	0,050	0,036	0,378	0,015	15,5	45,2	62,0	10 - 49	8 - 82	62
<i>Oligoplites sp.</i>	0,009	0,007	-	-	-	-	11,0	14,0	-	9 - 14	14	-
<i>Selene vomer</i>	-	-	0,099	-	-	0,038	-	-	32,5	-	-	26 - 39
<i>Trachinotus carolinus</i>	-	0,074	1,291	-	0,034	0,661	-	31,4	37,5	-	17 - 46	16 - 56
<i>Trachinotus falcatus</i>	0,036	0,608	1,092	0,050	1,029	0,454	28,1	32,9	31,6	18 - 40	16 - 68	22 - 47
Centropomidae												
<i>Centropomus parallelus</i>	0,006	-	-	0,105	-	-	88,5	-	-	80 - 97	-	-
<i>Centropomus undecimalis</i>	0,012	-	-	0,543	-	-	127,0	-	-	96 - 148	-	-
Clupeidae												
<i>Harengula clupeola</i>	-	0,564	0,993	-	0,842	1,165	-	46,2	61,7	-	40 - 54	50 - 92
<i>Sardinella brasiliensis</i>	0,009	0,408	-	0,002	0,076	-	26,7	26,9	-	23 - 30	23 - 33	-

TABELA VI – Distribuição espacial dos percentuais de abundância (n), percentuais de biomassa (g), médias e amplitude (min-máx) do comprimento padrão (mm) das espécies de peixe coletadas nas áreas rasas do eixo norte-sul do complexo estuarino de Paranaguá no período de agosto de 2010 a julho de 2011.

	n (%)			biomassa (%)			CP (mm) médio			CP (mm) mín-máx		
	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III
Diodontidae												
<i>Chilomycterus spinosus</i>	0,116	0,059	-	1,219	0,253	-	39,6	26,4	-	15 - 75	12 - 49	-
Eleotridae												
<i>Guavina guavina</i>	-	0,007	-	-	0,110	-	-	92,0	-	-	92	-
Engraulidae												
<i>Anchoa tricolor</i>	86,013	23,946	19,712	39,751	12,405	9,746	37,0	35,8	54,7	17 - 70	19 - 68	21 - 90
<i>Cetengraulis edentulus</i>	0,033	-	0,844	0,670	-	1,515	86,4	-	77,5	60 - 164	-	68 - 85
<i>Lycengraulis grossidens</i>	0,036	0,022	0,050	0,363	0,080	0,217	68,7	65,7	116,0	50 - 176	64 - 67	116
Ephippidae												
<i>Chaetodipterus faber</i>	0,015	0,119	0,050	0,022	0,043	0,014	24,2	16,3	27,0	10 - 34	9 - 37	27
Gerreidae												
<i>Diapterus rhombeus</i>	0,265	0,230	-	2,724	0,660	-	55,1	41,4	-	22 - 96	30 - 120	-
<i>Eucinostomus argenteus</i>	0,286	0,586	0,348	0,675	1,876	1,091	36,5	47,5	76,0	15 - 100	18 - 86	28 - 94
<i>Eucinostomus gula</i>	0,003	-	-	0,079	-	-	92,0	-	-	92	-	-
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	0,077	0,119	0,050	0,524	0,499	0,085	54,5	46,0	64,0	24 - 107	23 - 113	64
<i>Eucinostomus sp.</i>	0,164	0,186	-	0,008	0,008	-	13,3	14,7	-	8 - 19	10 - 20	-
Gobiidae												
<i>Bathygobius soporator</i>	0,146	0,045	-	0,876	0,119	-	54,1	48,8	-	30 - 84	32 - 65	-
<i>Ctenogobius boleosoma</i>	0,220	0,163	0,050	0,105	0,037	0,005	28,1	25,6	30,0	15 - 42	15 - 35	30
<i>Gobionellus oceanicus</i>	0,009	-	-	0,166	-	-	102,0	-	-	27 - 154	-	-
<i>Microgobius meeki</i>	-	0,007	-	-	0,004	-	-	40,0	-	-	40	-
Monacanthidae												
<i>Stephanolepis hispidus</i>	0,003	0,007	-	0,006	0,003	-	32,0	20,0	-	32	20	-
Mugilidae												
<i>Mugil curema</i>	0,012	-	-	0,744	-	-	132,5	-	-	109 - 153	-	-
<i>Mugil sp.</i>	1,802	19,472	5,065	0,501	3,914	0,303	21,4	25,7	23,0	13 - 99	17 - 120	20 - 56

(continua)

TABELA VI – Distribuição espacial dos percentuais de abundância (n), percentuais de biomassa (g), médias e amplitude (min-máx) do comprimento padrão (mm) das espécies de peixe coletadas nas áreas rasas do eixo norte-sul do complexo estuarino de Paranaguá no período de agosto de 2010 a julho de 2011.

	n (%)			biomassa (%)			CP (mm) médio			CP (mm) mín-máx		
	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III
Ophichthidae												
<i>Ophichthus gomesii</i>	-	0,030	-	-	0,086	-	-	171,0	-	-	122 - 208	-
Paralichthyidae												
<i>Citharichthys spilopterus</i>	0,292	0,171	0,149	0,793	0,467	0,027	41,9	54,6	33,0	18 - 125	17 - 85	25 - 47
<i>Citharichthys</i> sp.	0,295	0,059	0,099	0,020	0,007	0,004	13,2	17,3	23,0	5 - 30	9 - 34	21 - 25
<i>Etropus crossotus</i>	0,006	0,037	-	0,070	0,094	-	77,5	55,6	-	75 - 80	43 - 62	-
<i>Paralichthys orbignyana</i>	-	0,007	-	-	0,016	-	-	53,0	-	-	53	-
Pomatomidae												
<i>Pomatomus saltatrix</i>	0,003	0,007	-	0,021	0,002	-	70,0	39,0	-	70	39	-
Sciaenidae												
<i>Bairdiella ronchus</i>	0,161	-	-	3,669	-	-	93,7	-	-	80 - 131	-	-
<i>Cynoscion</i> sp.	-	0,015	-	-	0,006	-	-	28,0	-	-	27 - 29	-
<i>Menticirrhus americanus</i>	-	0,007	-	-	0,030	-	-	67,0	-	-	67	-
<i>Menticirrhus</i> sp.	0,003	0,059	0,149	<0,001	0,006	0,006	18,0	19,6	22,0	18	10 - 25	19 - 24
<i>Pogonias cromis</i>	-	0,007	-	-	0,042	-	-	63,0	-	-	63	-
<i>Stellifer</i> sp.	-	0,015	-	-	0,005	-	-	27,0	-	-	23 - 51	-
Scombridae												
<i>Sarda sarda</i>	-	0,015	-	-	0,008	-	-	44,0	-	-	44	-
Sphyraenidae												
<i>Sphyraena</i> sp.	-	0,015	-	-	0,016	-	-	62,5	-	-	60 - 65	-
Syngnathidae												
<i>Hippocampus reidi</i>	-	0,007	-	-	0,014	-	-	-	-	-	-	-
Synodontidae												
<i>Synodus foetens</i>	0,018	0,126	0,248	0,043	0,210	0,145	56,8	55,1	63,8	37 - 96	35 - 100	45 - 80
Tetraodontidae												
<i>Sphoeroides greeleyi</i>	0,781	2,538	11,271	20,455	33,302	30,386	79,0	70,8	62,9	39 - 109	26 - 115	25 - 102

(continua)

TABELA VI – Distribuição espacial dos percentuais de abundância (n), percentuais de biomassa (g), médias e amplitude (min-máx) do comprimento padrão (mm) das espécies de peixe coletadas nas áreas rasas do eixo norte-sul do complexo estuarino de Paranaguá no período de agosto de 2010 a julho de 2011.

(conclui)

	n (%)			biomassa (%)			CP (mm) médio			CP (mm) mín-máx		
	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III
Tetraodontidae												
<i>Sphoeroides</i> sp.	0,030	0,015	0,248	<0,001	<0,001	0,002	6,0	6,5	6,8	5 - 8	6 - 7	4 - 9
<i>Sphoeroides testudineus</i>	0,134	0,616	0,844	2,109	13,580	4,868	59,3	75,2	73,4	21 - 109	13 - 190	28 - 135
Triglidae												
<i>Prionotus punctatus</i>	-	0,015	-	-	0,042	-	-	47,0	-	-	27 - 67	-
Número total de espécies												
	33	34	19									
Número total de taxas												
	40	44	24									
Permanência no estuário												
ES	13	10	4									
MS	6	13	6									
MM	10	7	6									
AM	2	2	2									
AN	1	1	1									

Em média o número de espécies estuarinas não variou significativamente entre os setores ($H=3,2557$ $p>0,05$, Figura 9a), apesar de ser ligeiramente menor no Setor III em relação aos demais (Figura 9a). Sazonalmente, o número de espécies estuarinas foi significativamente maior na estação chuvosa, principalmente no final dessa estação, em comparação com a estação seca ($H=41,6513$ $p<0,01$, Figura 9a).

Nos Setores II e III o número de espécies visitantes marinhas foi maior ($H=7,8386$ $p<0,05$, Figura 9b), principalmente devido a médias significativamente maiores no final da estação chuvosa e início da seca ($H=36,5423$ $p<0,01$, Figura 9b). Um maior número médio de espécies migrantes marinhas foi observada no Setor I ($H=12,9804$ $p<0,01$, Figura 9c) no final da estação chuvosa, seguido pelo início do período seco ($H=34,6917$ $p<0,01$, Figura 9c).

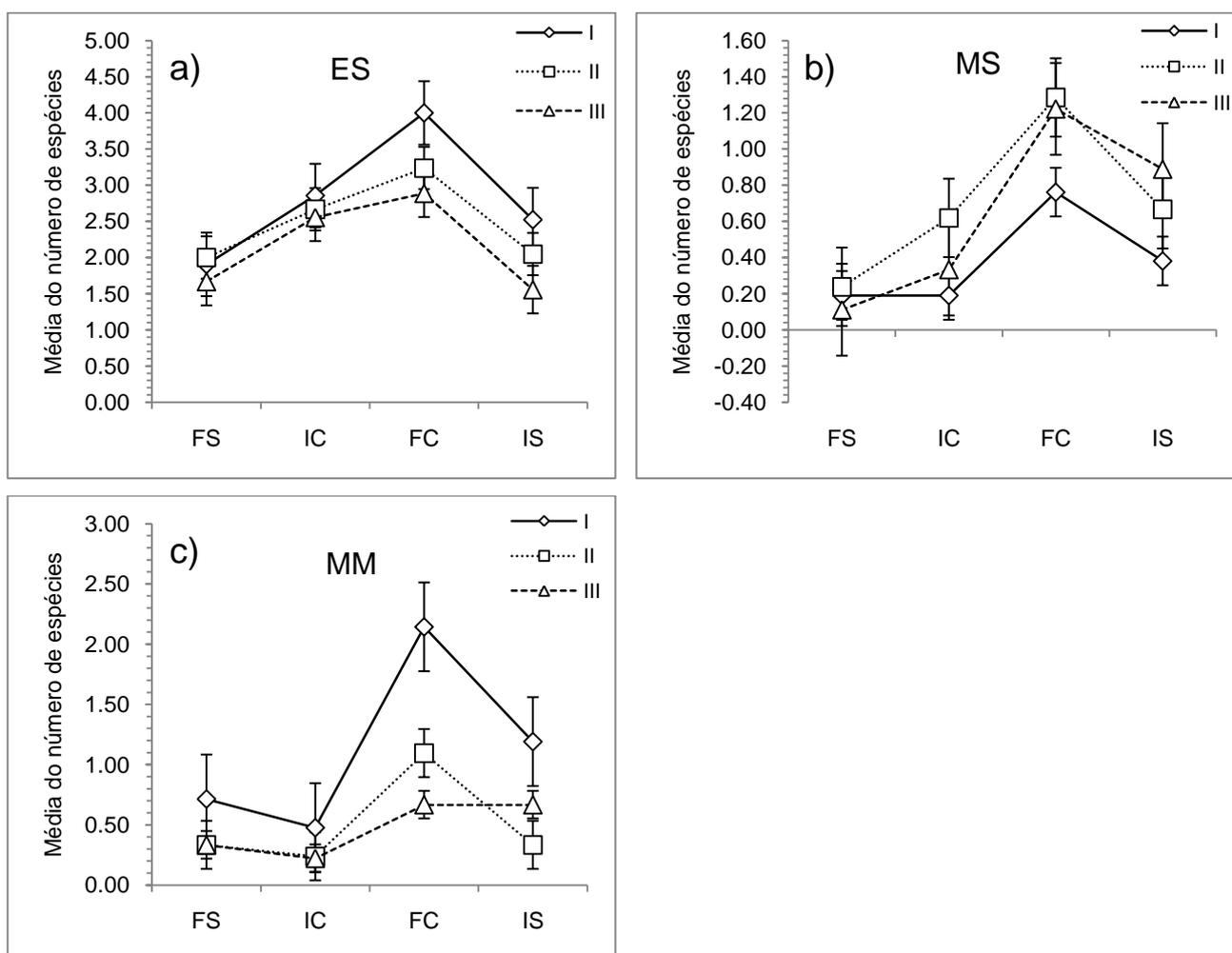


FIGURA 9 – Média do número de espécies estuarina (a), visitantes marinhas (b) e migrantes marinhas (c) nas estações final da seca (FS), início da chuvosa (IC), final da chuvosa (FC) e início da seca (IS) nas áreas rasas do eixo norte-sul do complexo estuarino de Paranaguá no período de agosto de 2010 a julho de 2011. (ES=Estuarinas; MS=Visitantes Marinhos; MM=Migrantes Marinhos)

Com relação aos descritores da assembléia de peixes observou-se variações espaciais e temporais. A média do número de espécies foi significativamente maior na estação chuvosa ($H=55,1394$ $p<0,01$) especialmente no Setor I, seguido pelo Setor II ($H=7,3314$ $p<0,05$, Figura 10a). Nenhuma diferença estatística foi constatada entre os setores nas médias do índice de riqueza de espécies de Margalef ($H=0,0659$ $p>0,05$), no entanto a riqueza de espécies foi maior no final da estação chuvosa e início da seca ($H=10,0855$ $p<0,05$, Figura 10b).

A diversidade expressada através do índice de Shannon-Wiener ($H' \log_e$) não apresentou diferenças significativas entre os setores ($H=5,1125$ $p>0,05$), porém a diversidade média foi maior na estação seca, especialmente no final dessa estação ($H=31,9548$ $p<0,01$, Figura 10c). A equitatividade de Pielou não variou estatisticamente entre os setores ($H=0,8821$ $p>0,05$) e entre as estações seca e chuvosa ($H=3,7896$ $p>0,05$, Figura 10d).

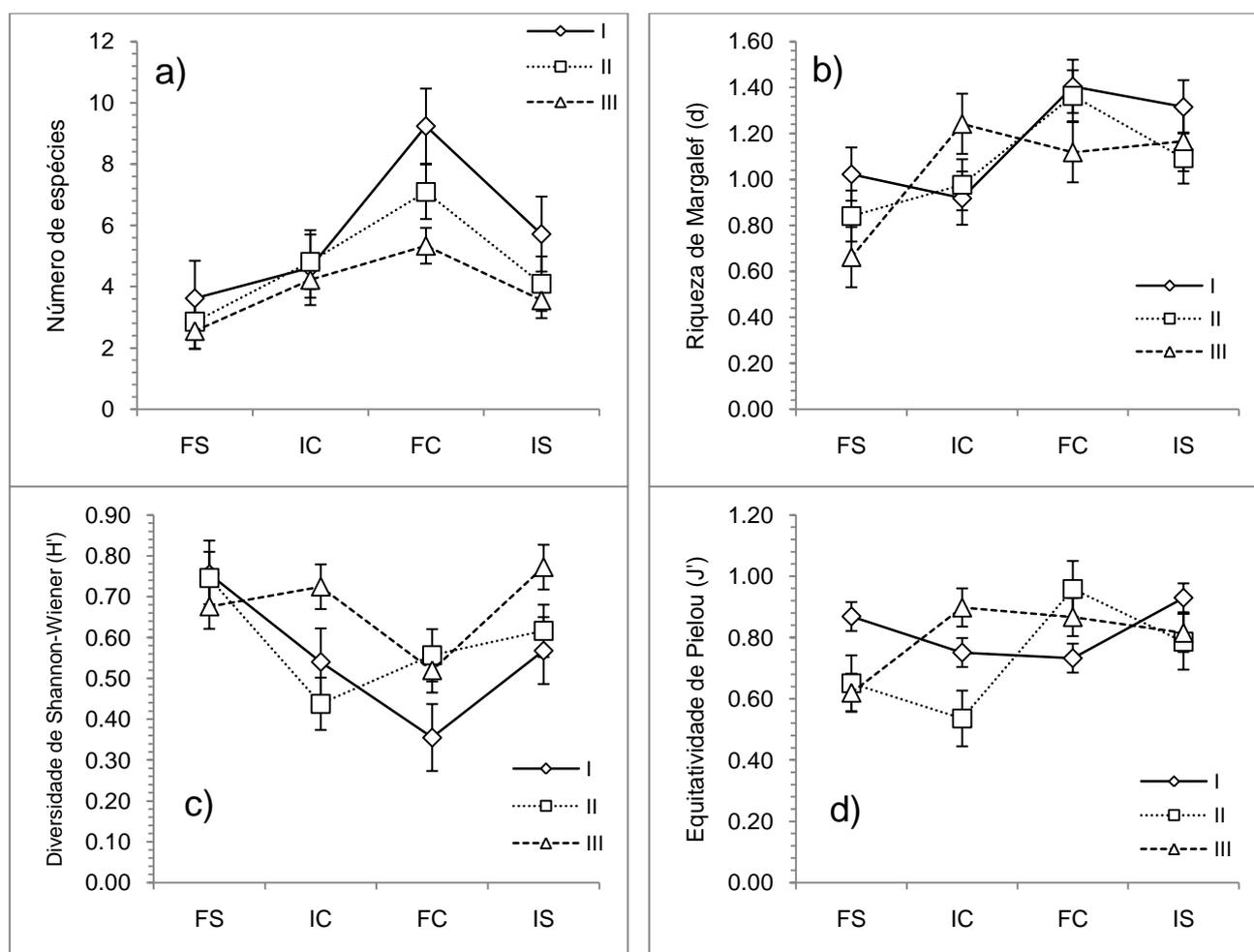


FIGURA 10 – Médias por estação (FS, IC, FC e IS) e por setor (I, II e III) dos descritores de assembléia: número de espécies (a), riqueza de Margalef (b), diversidade de Shannon-Wiener (c), equitatividade de Pielou (d) para as espécies de peixe coletadas nas áreas rasas do eixo norte-sul do complexo estuarino de Paranaguá no período de agosto de 2010 a julho de 2011. As barras verticais indicam o erro padrão.

Não foram evidenciadas diferenças significativas entre setores na densidade ($H=4,0615$ $p>0,05$) e biomassa ($H=3,0872$ $p>0,05$) da espécie estuarina *Atherinella brasiliensis*, por outro lado no período chuvoso a densidade ($H=33,5574$ $p<0,01$) e a biomassa ($H=16,9174$ $p<0,01$) foram significativamente maior do que no período seco (Figura 11).

Atherinella brasiliensis

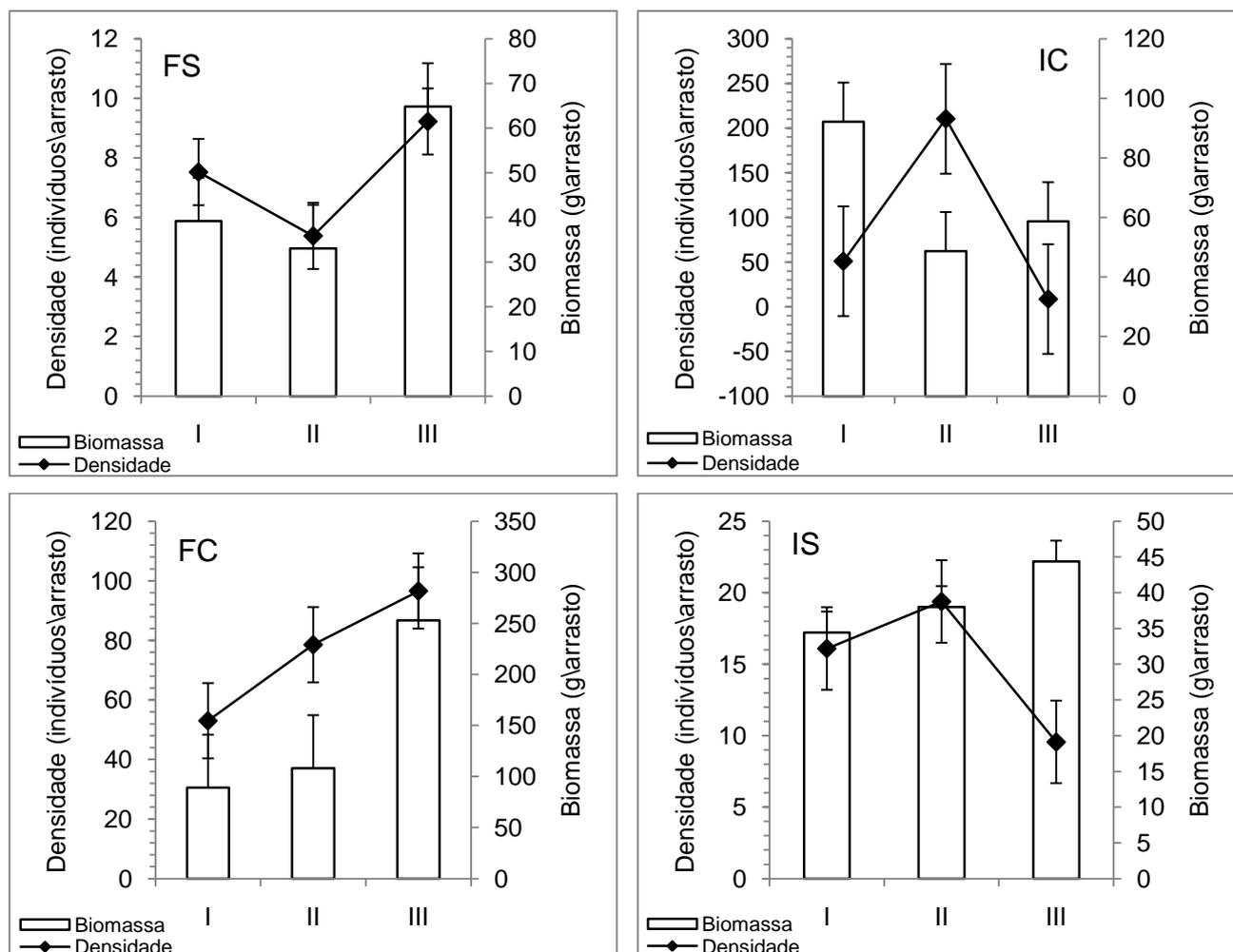


FIGURA 11 - Valores médios de densidade e biomassa de *A. brasiliensis* por setor (I, II e III) em cada uma das estações de pluviosidade do Complexo Estuarino de Paranaguá no período do estudo. Onde FS – final da seca, IC – início da chuvosa, FC – final da chuvosa e IS – início da seca. As barras verticais indicam o erro padrão.

A espécie migrante marinha *Oligoplites saurus* também não apresentou médias de densidade ($H=4,5266$ $p>0,05$) e biomassa ($H=4,0735$ $p>0,05$) estatisticamente diferentes entre os setores, com a densidade ($H=31,0661$ $p<0,01$) e biomassa médias ($H=31,6776$ $p<0,01$) maiores no final da estação chuvosa (Figura 12).

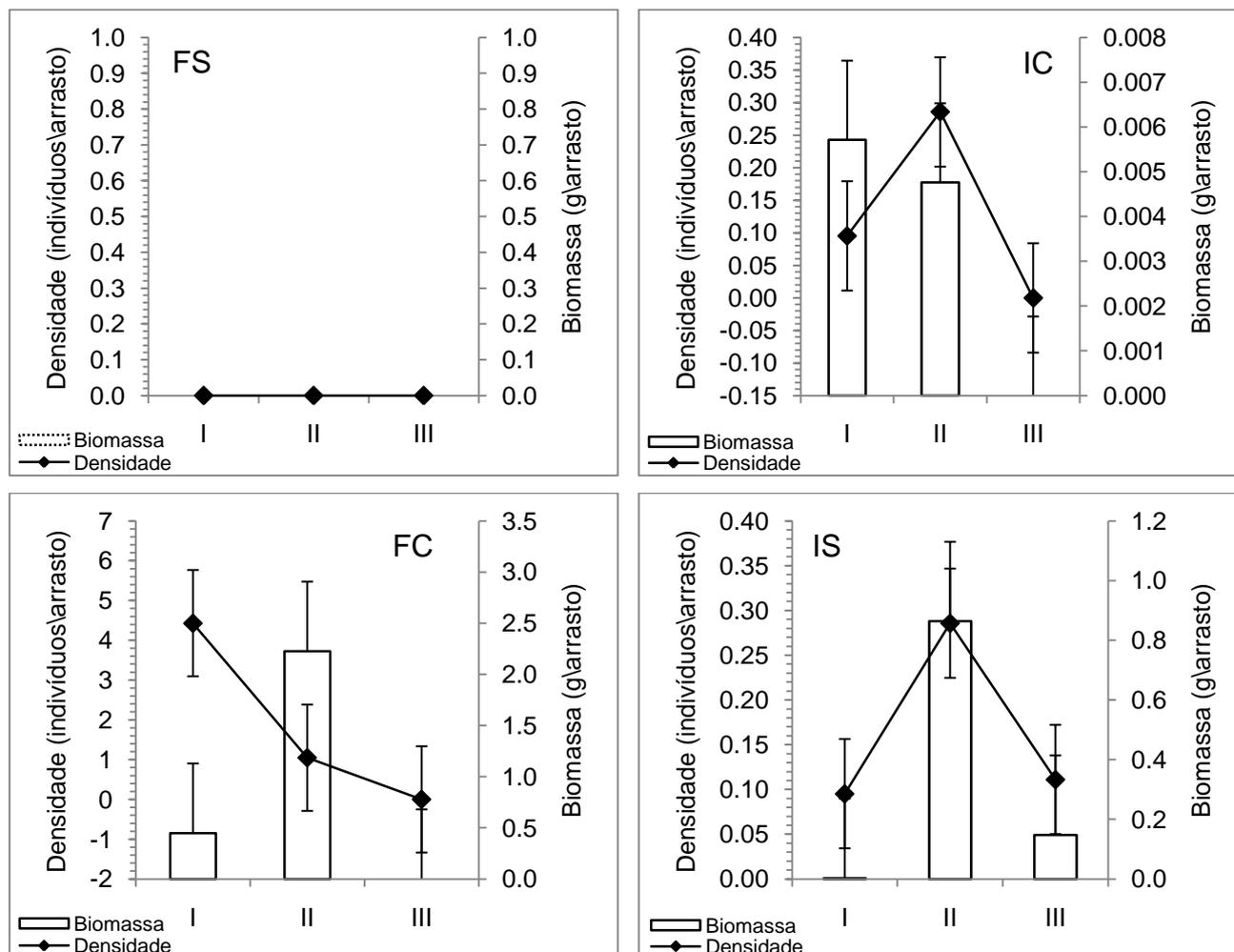
Oligoplites saurus

FIGURA 12 - Valores médios de densidade e biomassa de *O. saurus* por setor (I, II e III) em cada uma das estações de pluviosidade do Complexo Estuarino de Paranaguá no período do estudo. Onde FS – final da seca, IC – início da chuvosa, FC – final da chuvosa e IS – início da seca. As barras verticais indicam o erro padrão.

Entre os setores e as estações de chuva e seca foram observadas diferenças significativas na densidade e biomassa da espécie visitante marinha *Trachinotus falcatus*, com densidade ($H=10,0938$ $p<0,01$) e biomassa ($H=10,0617$ $p<0,01$) maiores nos setores II e III em relação ao Setor I e no final da estação chuvosa e início da seca em relação as demais estações (Densidade $H=42,3838$ $p<0,01$; Biomassa $H=41,5329$ $p<0,01$; Figura 13).

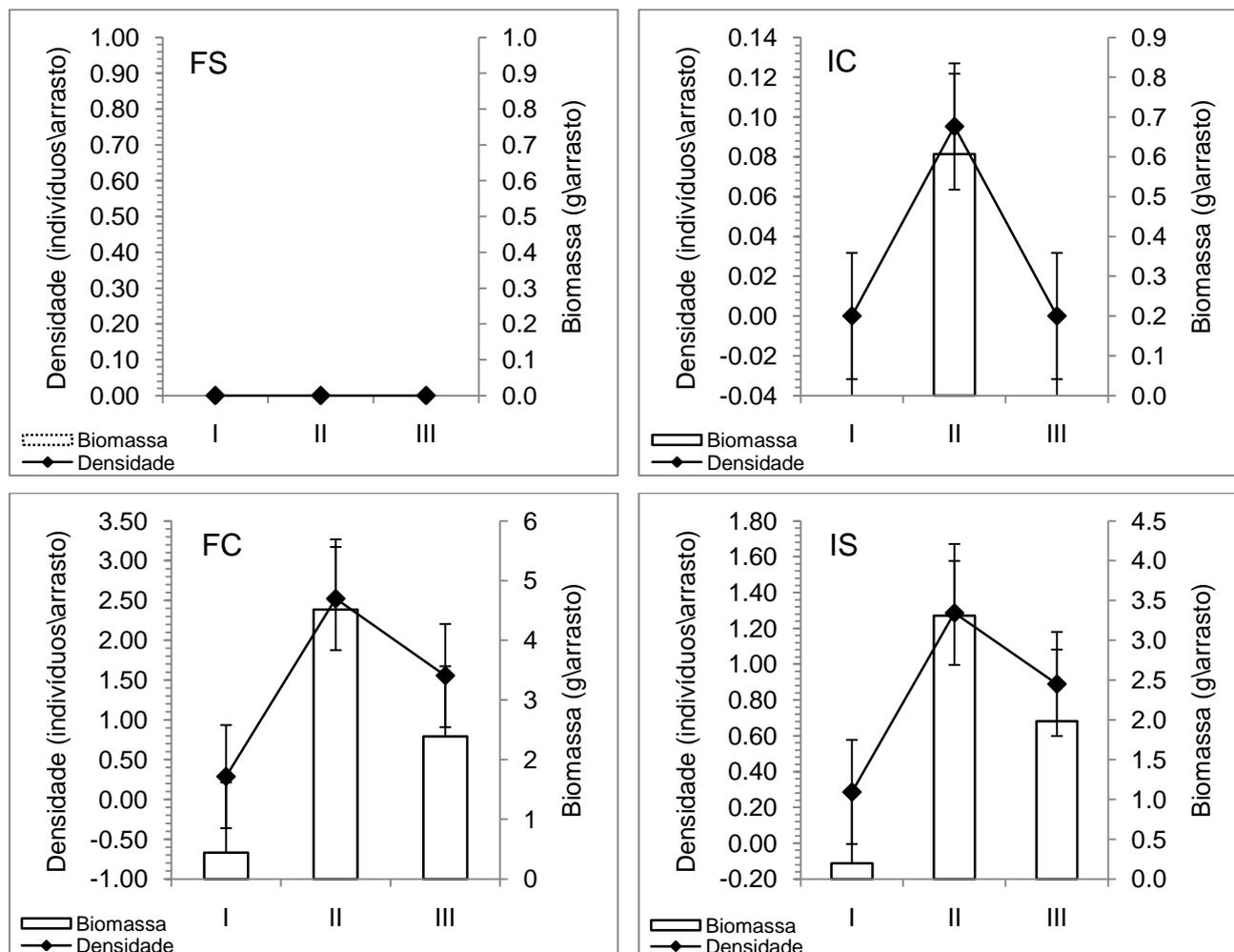
Trachinotus falcatus

FIGURA 13 - Valores médios de densidade e biomassa de *T. falcatus* por setor (I, II e III) em cada uma das estações de pluviosidade do Complexo Estuarino de Paranaguá no período do estudo. Onde FS – final da seca, IC – início da chuvosa, FC – final da chuvosa e IS – início da seca. As barras verticais indicam o erro padrão.

Em média a densidade ($H=12,0286$ $p<0,01$) e a biomassa ($H=11,3118$ $p<0,01$) da espécie estuarina *Anchoa tricolor* foi maior no Setor I. Considerando-se os períodos seco e chuvoso, a densidade ($H=51,3540$ $p<0,01$) e a biomassa ($H=45,7809$ $p=0,01$) foram maiores no período chuvoso, principalmente no final desse período (Figura 14).

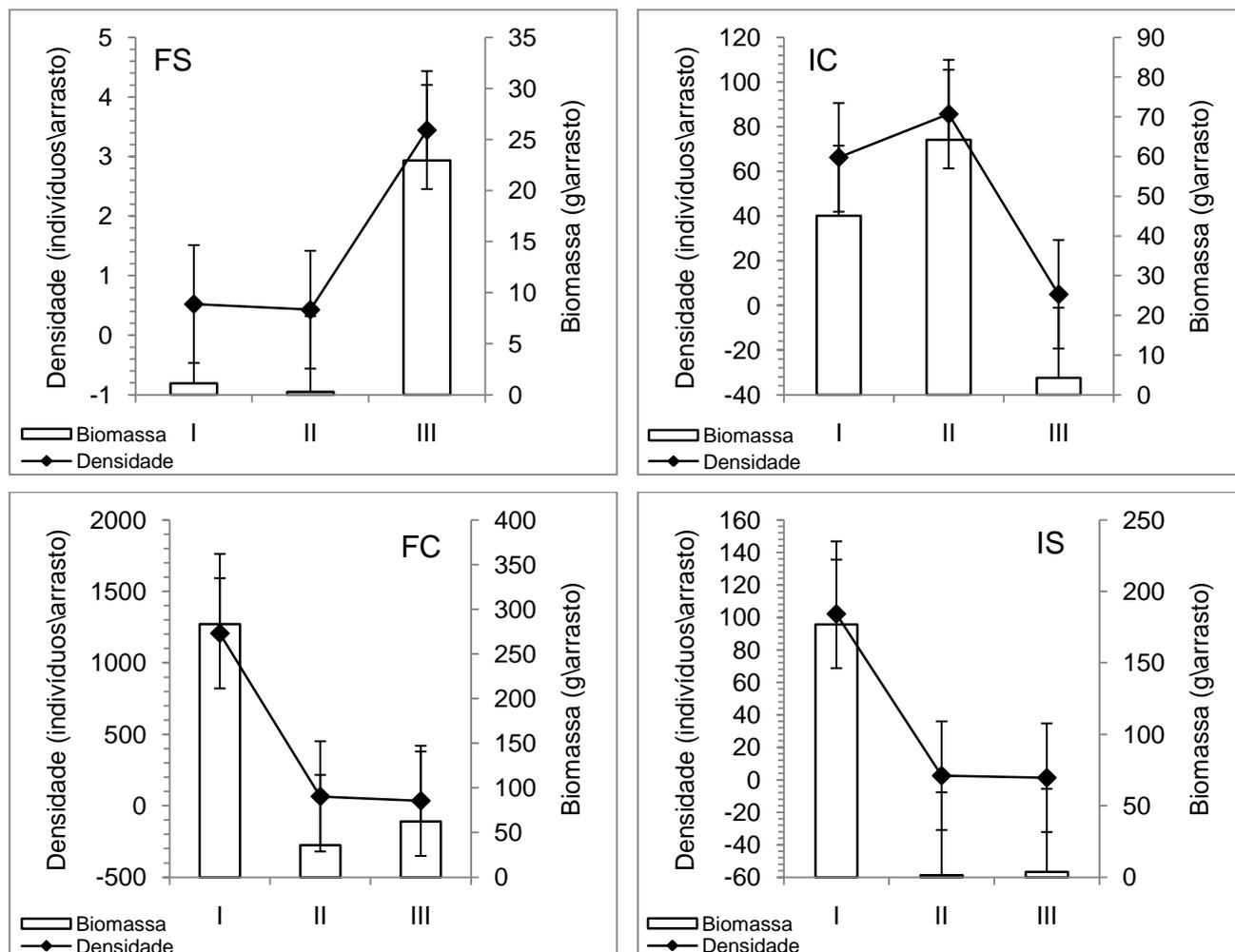
Anchoa tricolor

FIGURA 14 - Valores médios de densidade e biomassa de *A. tricolor* por setor (I, II e III) em cada uma das estações de pluviosidade do Complexo Estuarino de Paranaguá no período do estudo. Onde FS – final da seca, IC – início da chuvosa, FC – final da chuvosa e IS – início da seca. As barras verticais indicam o erro padrão.

As médias de densidade ($H=1,4201$ $p>0,05$) e biomassa ($H=1,0883$ $p>0,05$) da espécie migrante marinha *Eucinostomus argenteus* não diferiram entre setores, com densidades ($H=21,5071$ $p<0,01$) e biomassas ($H=19,4717$ $p<0,01$) maiores no final da estação chuvosa e início da seca (Figura 15).

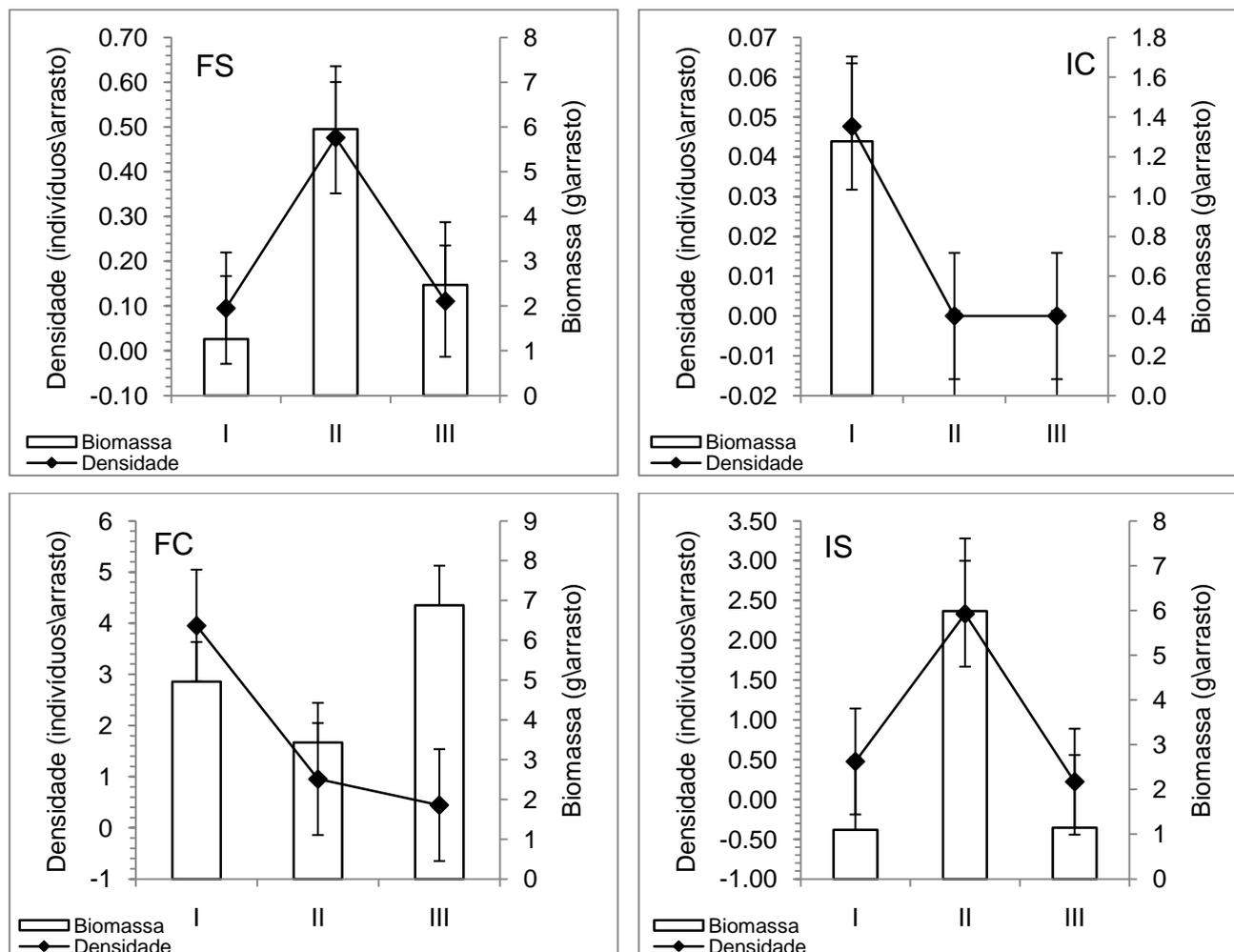
Eucinostomus argenteus

FIGURA 15 - Valores médios de densidade e biomassa de *E. argenteus* por setor (I, II e III) em cada uma das estações de pluviosidade do Complexo Estuarino de Paranaguá no período do estudo. Onde FS – final da seca, IC – início da chuvosa, FC – final da chuvosa e IS – início da seca. As barras verticais indicam o erro padrão.

A espécie *Citharichthys spilopterus* (visitante marinha) não apresentou diferenças espaciais na densidade ($H=2,5064$ $p>0,05$) e biomassa ($H=2,2314$ $p>0,05$) e nem entre as estações de chuva e seca (Densidade $H=4,9376$ $p>0,05$; Biomassa $H=5,1800$ $p>0,05$; Figura 16).

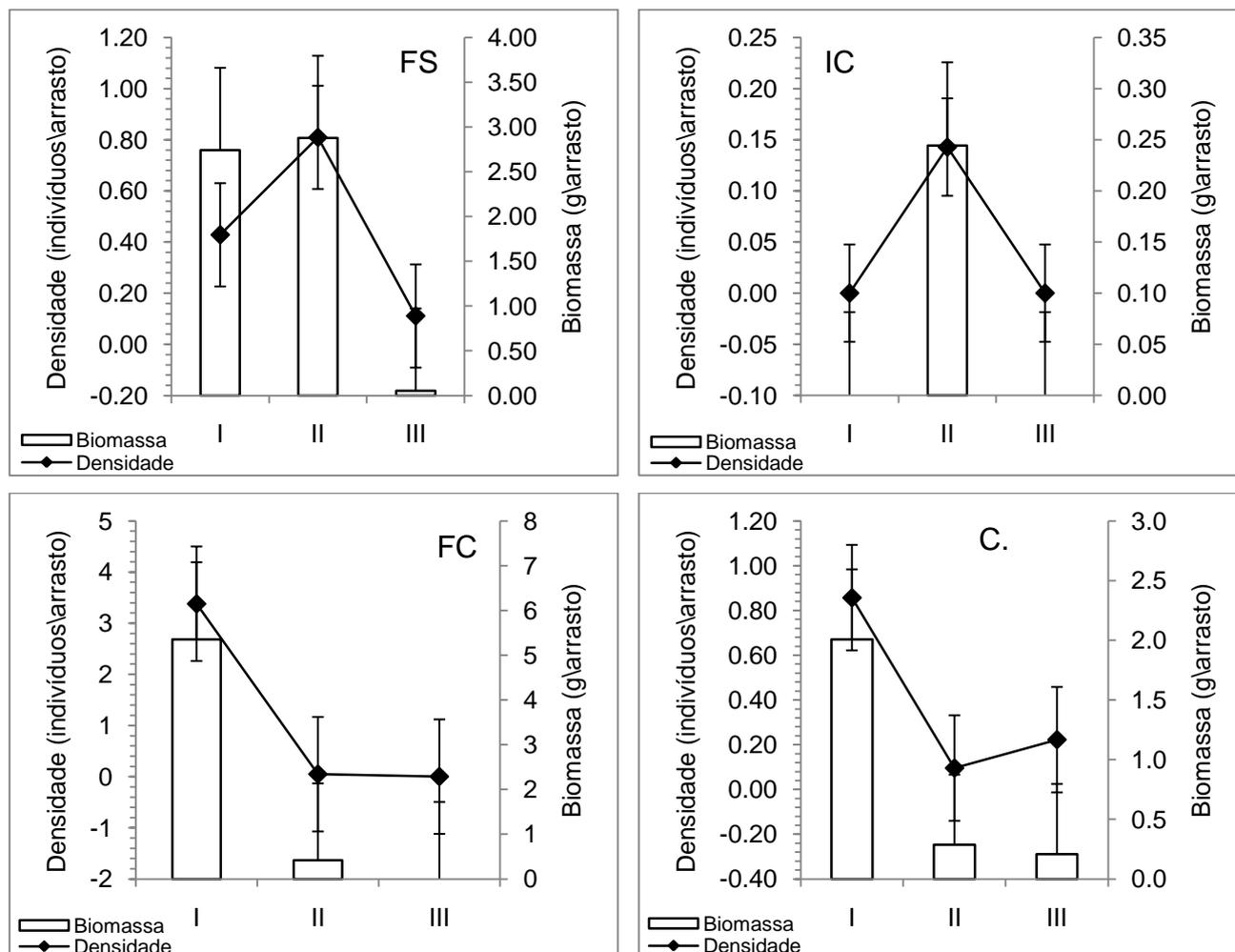
Citharichthys spilopterus

FIGURA 16 - Valores médios de densidade e biomassa de *C. spilopterus* por setor (I, II e III) em cada uma das estações de pluviosidade do Complexo Estuarino de Paranaguá no período do estudo. Onde FS – final da seca, IC – início da chuvosa, FC – final da chuvosa e IS – início da seca. As barras verticais indicam o erro padrão.

Sphoeroides greeleyi, uma espécie estuarina, foi mais abundante ($H=10,6873$ $p<0,01$) no setor II e III e no período chuvoso ($H=15,2046$ $p<0,01$), com biomassa não diferindo entre os setores ($H=3,0702$ $p>0,05$) mas significativamente maior no período chuvoso ($H=19,3197$ $p<0,01$, Figura 17).

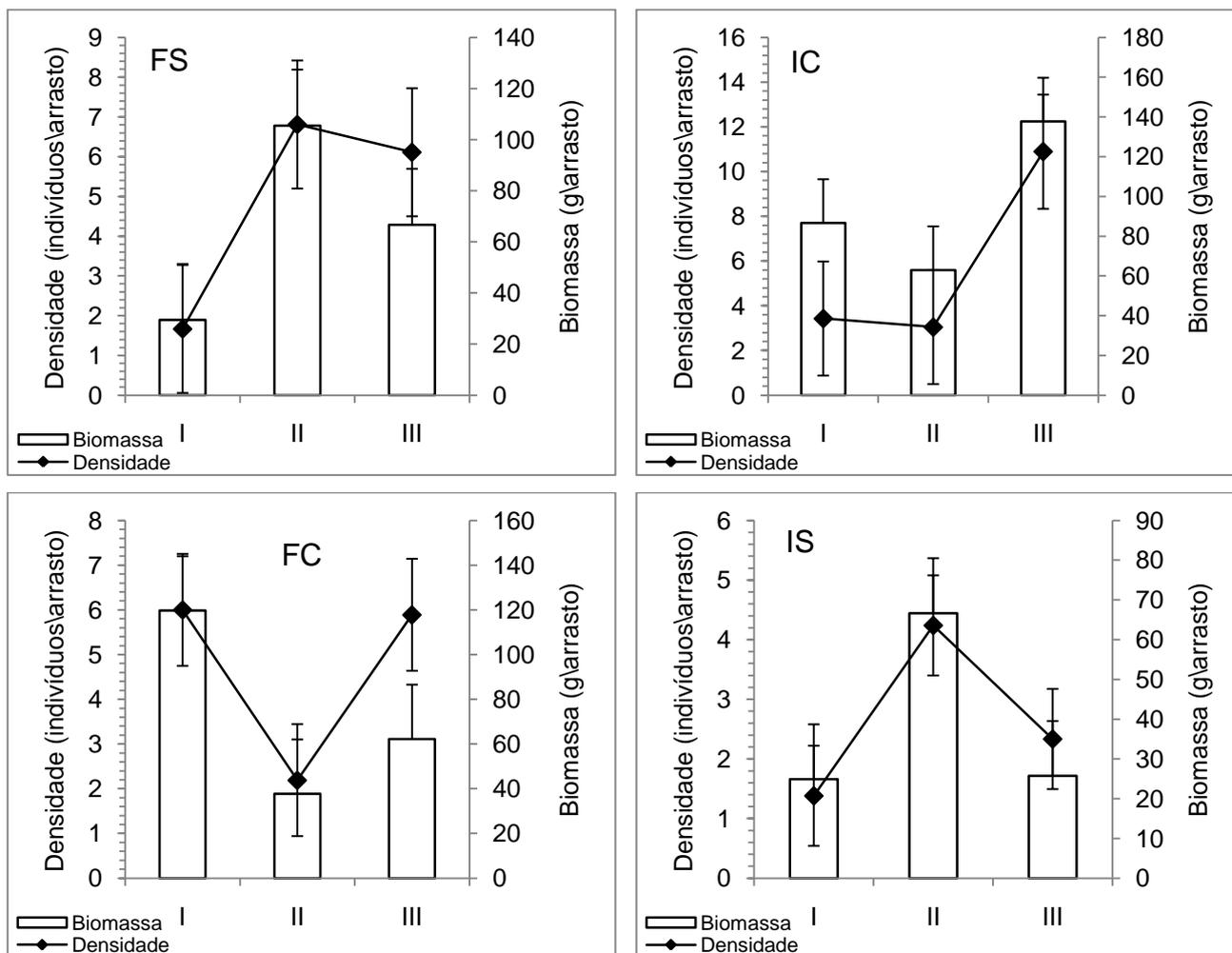
Spherooides greeleyi

FIGURA 17 - Valores médios de densidade e biomassa de *S. greeley* por setor (I, II e III) em cada uma das estações de pluviosidade do Complexo Estuarino de Paranaguá no período do estudo. Onde FS – final da seca, IC – início da chuvosa, FC – final da chuvosa e IS – início da seca. As barras verticais indicam o erro padrão.

Maiores densidades ($H=8,6826$ $p<0,05$) e biomassas ($H=10,7537$ $p<0,01$) nos setores II e III e no final da estação chuvosa (Densidade $H=15,5330$ $p<0,01$; Biomassa $H=11,8310$ $p<0,01$) foram observadas na espécie estuarina *Spherooides testudineus* (Figura 18).

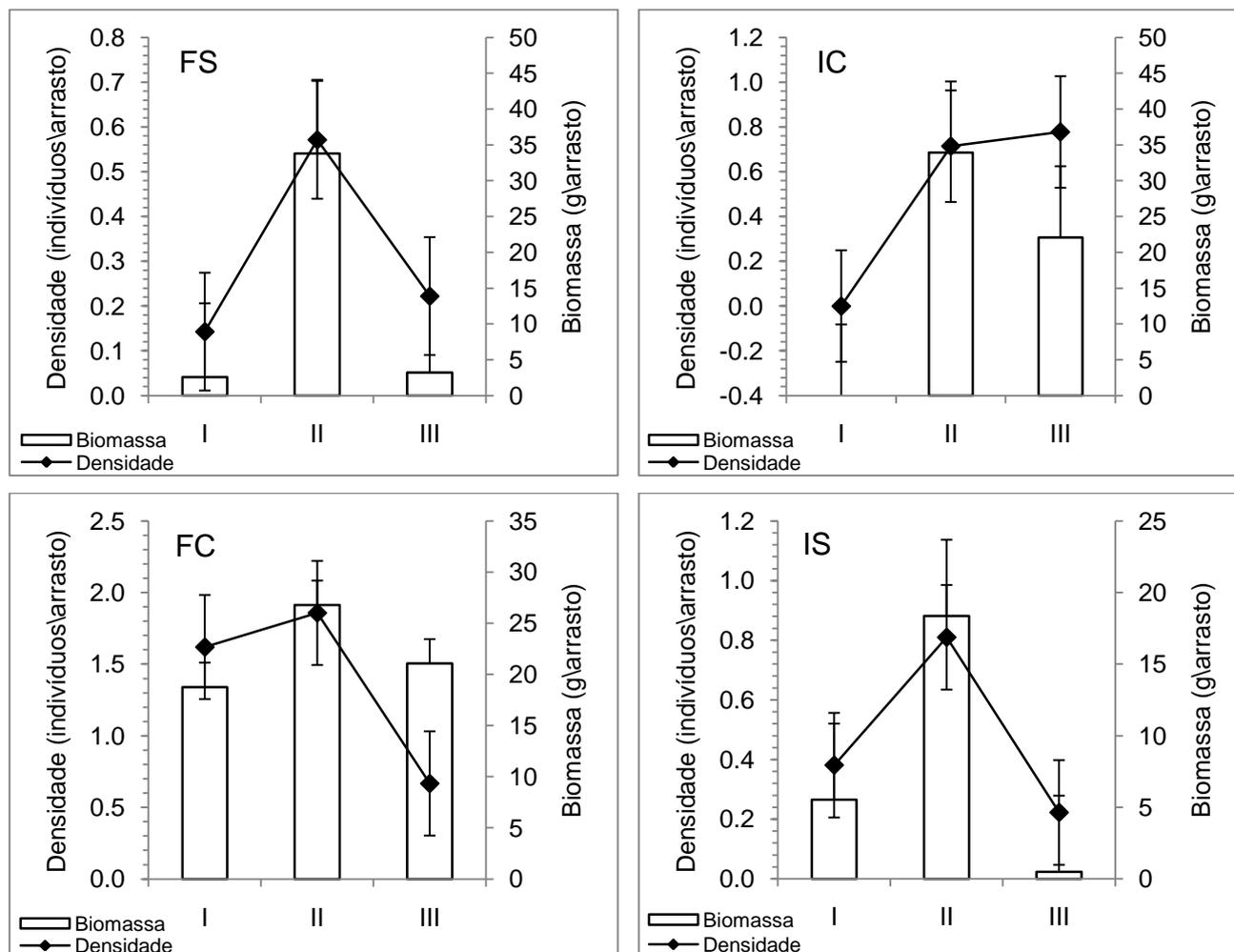
Sphoeroides testudineus

FIGURA 18 - Valores médios de densidade e biomassa de *S. testudineus* por setor (I, II e III) em cada uma das estações de pluviosidade do Complexo Estuarino de Paranaguá no período do estudo. Onde FS – final da seca, IC – início da chuvosa, FC – final da chuvosa e IS – início da seca. As barras verticais indicam o erro padrão.

Com base na abundância de todos os taxa coletados, a análise de ordenamento MDS mostrou diferenças entre a ictiofauna dos diferentes setores (Figura 19a), com a análise de similaridade (ANOSIM) indicando que os meios de separação foram em geral fracos ($R_{\text{global}}=0,329$ $p<0,01$, Figura 19b), inexistindo diferenças ictiofaunísticas entre os Setores I e II ($R=0,098$ $p>0,05$), com fraca separação entre os setores II e III ($R=0,253$ $p<0,01$), e grupos claramente diferentes, apesar da sobreposição entre os Setores I e III ($R=0,620$ $p<0,01$). A análise de similaridade das percentagens (SIMPER) mostrou que os taxa *Anchoa tricolor*, *Mugil* sp., *Atherinella brasiliensis*, *Sphoeroides testudineus*, *Eucinostomus argenteus* e *Trachinorus carolinus*, todas com maior abundância média no Setor II, foram as principais responsáveis pela dissimilaridade entre os Setores II e III. Para a dissimilaridade entre os Setores I e III a maior contribuição foi dos taxa *Anchoa tricolor*, *Mugil* sp., *Atherinella brasiliensis*, *Strongylura* sp., *Diapterus rhombeus*,

Bathygobius soporator, *Ctenogobius boleosoma*, *Cyharichthys spilopterus* e *Chylomicterus spinosus* com maiores abundâncias médias dessas espécies no setor I e de *Sphoeroides greeleyi*, mais abundante no setor III.

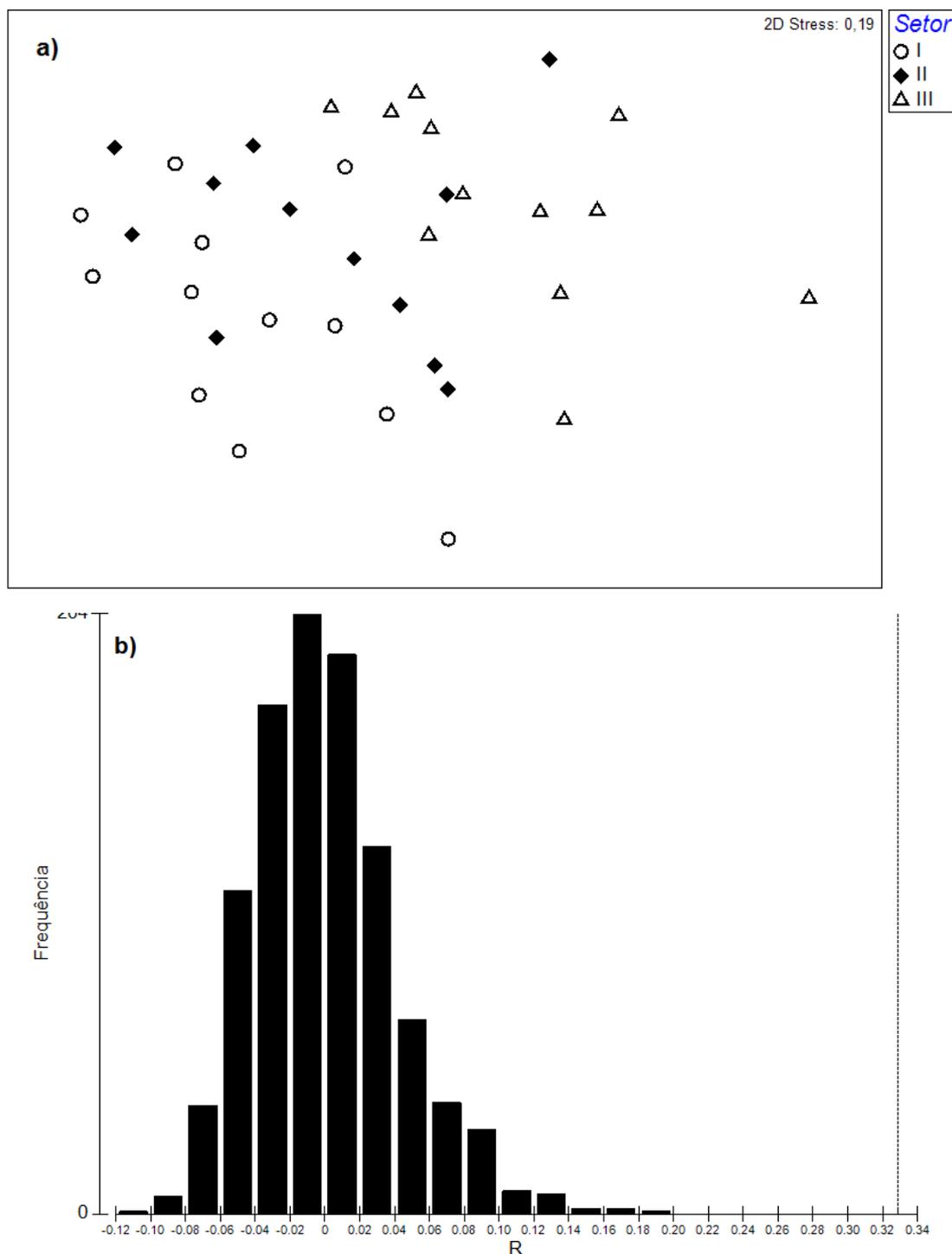


FIGURA 19 – Análise de agrupamento MDS por setor (a) e histograma de frequência das probabilidades do teste ANOSIM por setor (b) para as áreas rasas do eixo norte-sul do complexo estuarino de Paranaguá no período de agosto de 2010 a julho de 2011.

A análise de ordenamento MDS e ANOSIM aplicados aos dados de abundância dos taxa amostrados também indicaram diferenças entre os períodos de chuva e seca ($R_{\text{global}}=0,253$ $p<0,01$, Figura 20a, Figura 20b). Não foram observadas diferenças significativas entre as ictiofaunas capturadas no início da estação chuvosa em comparação com o fim da chuvosa ($R=0,145$ $p>0,05$) e início da seca ($R=0,167$ $p>0,05$), assim como entre o final da chuvosa e o início da seca ($R=0,065$ $p>0,05$). Entre o final da seca e o início da chuvosa ($R=0,297$ $p<0,01$) e entre final da seca e início da seca ($R=0,238$ $p<0,01$), são fracos os meios de separação das faunas de peixes amostradas. A maior abundância média de *Anchoa tricolor*, *Atherinella brasiliensis*, *Sphoeroides greeleyi* e *Strongylura* sp. no início da chuvosa foi responsável pela pequena diferença entre esta estação e o final da seca, enquanto que, entre o final da seca e o início da seca a diferença se deve principalmente a maiores abundâncias médias de *Anchoa tricolor*, *Atherinella brasiliensis*, *Trachinotus falcatus* e *Eucinostomus argenteus* no início da seca e de *Mugil* sp. e *Sphoeroides greeleyi* no final da seca. Apesar da sobreposição, a ictiofauna do final da seca e final da chuvosa são claramente diferentes ($R=0,595$ $p<0,01$), contribuindo para tal principalmente a maior abundância média de *Anchoa tricolor*, *Mugil* sp., *Atherinella brasiliensis*, *Trachinotus falcatus*, *Sphoeroides testudineus*, *Sphoeroides greeleyi*, *Eucinostomus argenteus* e *Strongylura* sp. no período do final da estação chuvosa.

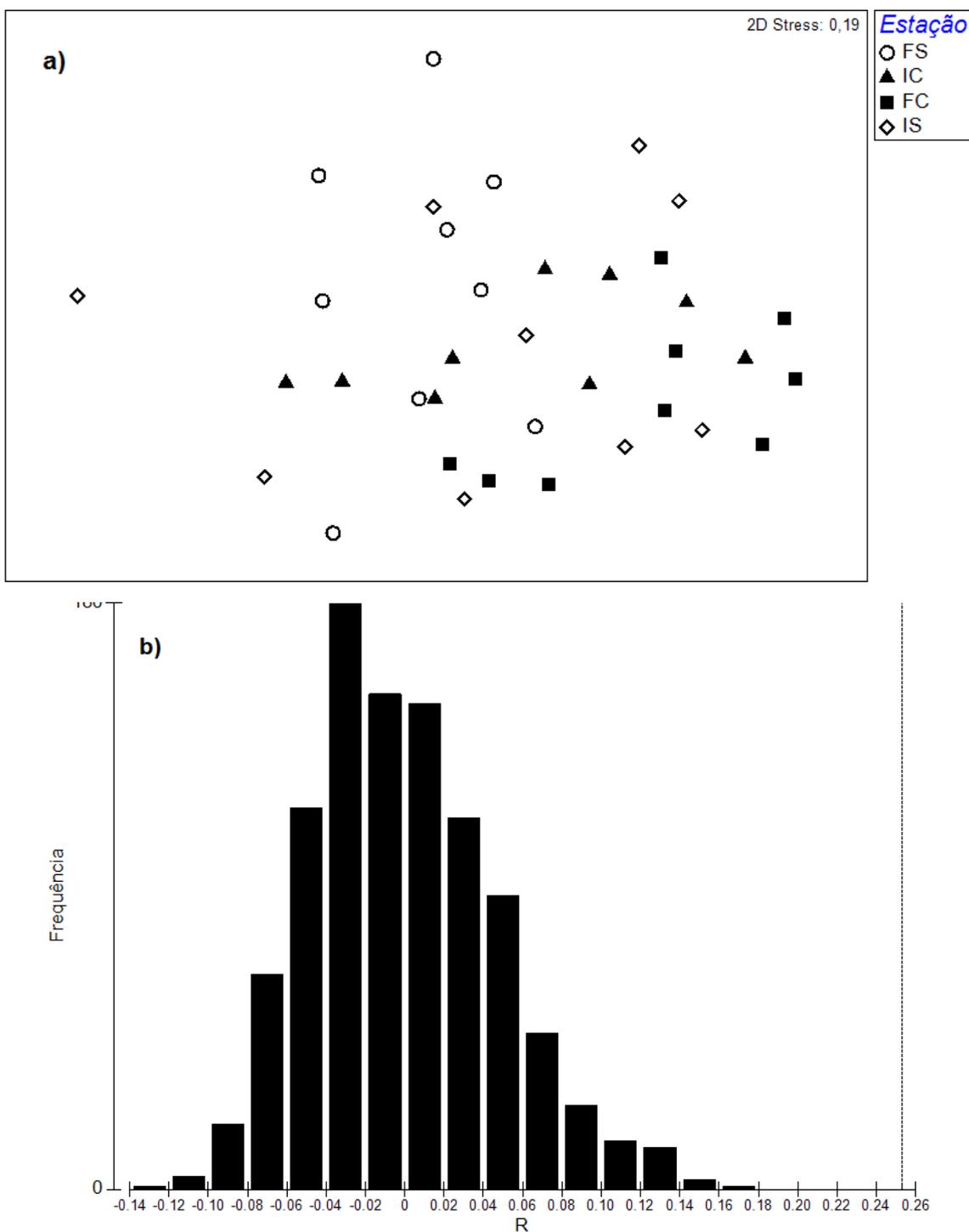


FIGURA 20 - Análise de agrupamento MDS por estação (a) e histograma de frequência das probabilidades do teste ANOSIM por estação (b) para as áreas rasas do eixo norte-sul do complexo estuarino de Paranaguá no período de agosto de 2010 a julho de 2011. Onde FS – final da seca, IC – início da chuvosa, FC – final da chuvosa e IS – início da seca.

A provável influência das variáveis ambientais sobre o padrão de ocorrência das espécies foi examinada através do coeficiente de correlação de Spearman. Os resultados revelaram baixas correlações entre os parâmetros abióticos e bióticos analisados (Tabela VII.)

TABELA VII – Resultados mais significativos da correlação (BIOENV) indicando a influência da temperatura da água (T), índice de inversão salina (I), clorofila (C), turbidez (Tu) e profundidade (P) sobre o padrão de ocorrência das espécies. Os valores são do coeficiente de Spearman para cada variável isolada e cada combinação.

TTuP	0,166
TP	0,163
T	0,127
TITuP	0,127
TCP	0,122
TTu	0,119
TCTuP	0,117
TIP	0,112
TuP	0,100
TICTuP	0,088

5. DISCUSSÃO

5.1 VARIÁVEIS AMBIENTAIS

Os resultados das análises sedimentológicas apresentaram diferenças significativas para o parâmetro seleção sendo que as principais diferenças se deram entre o setor II e III mesmo com grande parte dos pontos de coleta apresentando sedimentos moderadamente selecionados. Apesar de não haver diferenças estatísticas entre os setores I – II e I – III é possível verificar uma tendência decrescente de seleção dos pontos mais expostos para os pontos mais protegidos da ação de forças hidrológicas. Essa tendência vista na seleção aponta a existência de um gradiente energético (que varia juntamente com o gradiente salino) tanto no eixo norte-sul quanto no eixo leste-oeste do CEP, com sedimentos de áreas mais protegidas sendo menos selecionados e sedimentos de áreas mais expostas sendo mais selecionados (Lana *et al.*, 2001). Segundo Lamour *et al.* (2004) a área da desembocadura é a região que possui a maior taxa energética dentro do CEP e por isso possui sedimentos mais bem selecionados, enquanto na área da Baía das Laranjeiras o sedimento possuiu menor seleção devido a menor taxa energética. Netto & Lana (1997) evidenciaram que as diferenças no tipo de sedimento associados a locais vegetados e não vegetados da Baía de Paranaguá foram positivamente correlacionados com o gradiente de energia ambiental.

A composição do sedimento baseado no diâmetro médio do grão não apresentou diferenças estatísticas entre os setores, pois no sedimento das planícies onde foram realizadas as coletas são encontradas grandes taxas (de 91 a 100%) da fração grossa do

sedimento (areias). Este resultado entra em acordo com o encontrado por Lamour *et al.* (2004) para o eixo norte-sul do CEP onde a fração grossa foi predominante no sedimento tanto na Baía das Laranjeiras como na desembocadura do CEP. Mesmo não havendo diferenças estatísticas em relação os setores, é possível observar uma leve tendência, com os Setores I e II apresentando percentagens menores de areias na composição dos sedimentos em relação ao Setor III. A predominância de areias nas planícies intertidais da região já foi documentada anteriormente (Fávaro, 2004; Falcão, 2005; Queiroz, 2005), pois as áreas intertidais rasas apresentam um padrão de aumento do grão com o afastamento do canal, por esse motivo a percentagem de areia tende a aumentar com a elevação (Postma, 1988 *apud* Netto & Lana, 1997).

Apesar das análises granulométricas evidenciarem que grande parte do sedimento amostrado é composto pela fração arenosa, outras frações também estiveram presentes nas amostras (cascalho e silte). As percentagens de silte no sedimento foram sempre inferiores a 2% e não apresentaram diferenças estatísticas significativas em relação aos setores, porém pode ser visto uma tendência crescente do setor I para o setor III. A maior presença de silte no setor III pode ser explicada pelo fato de que este é o setor com menor seleção possibilitando a deposição desta parcela de sedimentos mais finos juntamente com as frações mais grossas. A percentagens de silte na Baía das Laranjeiras são inferiores as encontradas por Lamour *et al.* (2004) (23,7%) já as percentagens encontradas na desembocadura do CEP concordam com as encontradas por este autor (1,6%). Em seu trabalho Fávaro (2004) evidencia que os pontos mais próximos a Guaraqueçaba (mais internos) possuem as maiores percentagens da fração fina do sedimento e conclui que há uma tendência de aumento da fração fina dos sedimentos na direção do “fundo” do eixo norte-sul do CEP. Essa tendência não pode ser vista em nosso trabalho, pois a área escolhida para o presente estudo não contempla as regiões mais internas do eixo norte-sul do CEP.

A fração do sedimento mais grossa que areia (cascalho) não apresentou diferenças estatísticas significativas em relação aos setores e foi sempre inferior a 9%. Porém é possível observar uma tendência decrescente do setor I para o setor III. A presença de frações mais grossas que areia nesse estudo pode ser explicada por outro parâmetro do sedimento: a percentagem de carbonato de cálcio (CaCO_3), que apesar de também não apresentar diferença estatística em relação aos setores possui a mesma tendência decrescente do cascalho sugerindo que a fração cascalho do sedimento pode ter origem biogênica (fragmentos de concha). Lamour *et al.* (2004) evidenciou percentagens de carbonato de cálcio para a Baía das Laranjeiras inferiores a 5%, em nosso estudo apenas

um dos pontos amostrais não concorda com esse autor apresentando percentagem de carbonato de cálcio superior. Em suas análises sedimentológicas Falcão (2005) não encontrou tendências no CaCO_3 que variou de 1,69 a 5,93% e Queiroz (2005) encontrou valores variando entre 1,26 a 4,11%, valores próximos aos encontrados em nosso estudo.

As percentagens de matéria orgânica no sedimento apresentaram diferenças estatísticas em relação aos setores, sendo que a provável causa dessa diferença foram as médias dos setores II e III. Falcão (2005) encontrou para a Baía das Laranjeiras percentagens de matéria orgânica no sedimento variando entre 0,17 a 5,53% e Queiroz (2005) encontrou valores variando entre 1,26 a 6,35%, tais valores se aproximam dos encontrados no presente estudo (0,77 a 6,09%). Enquanto Falcão (2005) encontrou os maiores valores de matéria orgânica no sedimento em pontos localizados no setor I (próximos a Ilha Rasa) no presente estudo os maiores valores de matéria orgânica no sedimento foram registrados para pontos no setor II. Lamour *et al.* (2004) encontrou valores de percentagem de matéria orgânica variando de 0 a 5% na região da Baía das Laranjeiras (valores que concordam com os encontrados no presente estudo) e com uma concentração próxima a 10% na margem norte da Baía de Paranaguá na região próxima a cidade de Paranaguá o que explica a maior percentagem de matéria orgânica do presente estudo ter ocorrido no ponto PI10 (6,09%). A quantidade de matéria orgânica está relacionada com a ocorrência e composição da fauna local (Lana *et al.*, 2001).

Este padrão energético evidenciado pela organização sedimentos também foi evidenciado em áreas adjacentes como a Baía dos Pinheiros, que apresenta cascalho, silte em pequenas percentagens e grandes percentagens de areia. No entanto a Baía dos Pinheiros se diferencia pela maior quantidade sedimentos finos e presença de sedimento argiloso, que provavelmente conseguem se depositar nesse local por possuir dinâmica menor que a Baía das Laranjeiras (Pichler, 2005; Schwarz Júnior, 2005). Essas tendências na distribuição do sedimento também são observadas para áreas não adjacentes a Baía das Laranjeiras como a Baía de Guaratuba (PR) e a Baía da Babitonga (SC) que apresentam sedimentos mais grossos e melhor selecionados nas regiões a jusante e sedimentos mais finos e menos selecionados a montante (Vendel, 2004; Vilar, 2009).

Através das médias mensais de precipitação e de uma série histórica dos 5 anos anteriores ao estudo foi possível verificar que as médias mensais de precipitação apresentaram (no período de agosto de 2010 a julho de 2011) uma tendência sazonal similar a vista em outros trabalhos (Brandini, 2000; Lana *et al.*, 2001; Spach *et al.*, 2004b; Vilar *et al.*, 2011a; Silva, 2008; Contente *et al.*, 2011). No entanto, no presente estudo não

foi possível verificar um pico de precipitação no mês de setembro que é apontado por outros autores (Godefroid, 1997; Lana *et al.*, 2001; Godefroid *et al.*, 2003; Spach *et al.*, 2004a,b). Com base nesses dados foram definidas quatro estações: final da estação seca (Julho a Setembro), início da estação chuvosa (Outubro a Dezembro), final da estação chuvosa (Janeiro a Março) e início da estação seca (Abril a Junho) em acordo com o que foi definido por Contente *et al.* (2011) que também evidenciou a presença de quatro estações relativamente distintas. Já Pichler (2009) sugere a presença de apenas três estações de precipitação para a região sendo: pré-chuvosa (outubro, novembro), chuvosa (dezembro a março) e seca (abril a setembro). Essas diferenças entre classificações de períodos de precipitação não podem ser atribuídas à ocorrência do fenômeno El Niño/La Niña, pois Pichler (2009), Contente *et al.* (2011) e o presente estudo foram anos que sofreram a influência do fenômeno El Niño (INPE/CPTEC, 2012). A estação que apresentou as maiores precipitação foi FC (janeiro, fevereiro e março), pois mesmo com o mês de fevereiro atípico, possuindo a menor média de precipitação de todo o período do estudo, os meses de janeiro e março apresentaram grandes precipitações fazendo com que a média da estação fosse superior as demais assim como em outros estudos que apresentam com pequenas variações o final da primavera e o verão como os períodos com as maiores precipitações (Godefroid, 1997, Pinheiro, 1999; Brandini, 2000; Corrêa, 2001; Lana *et al.*, 2001; Godefroid, 2002; Fávares, 2004; Vendel, 2004; Ignácio, 2008; Silva, 2008; Vilar *et al.*, 2011a). No entanto, alguns realizados durante o acontecimento do fenômeno La Niña (INPE/CPTEC, 2012), que provoca seca intensa na região sul do Brasil, não encontraram um padrão sazonal claro de precipitação com médias baixas e mais de um pico por ano (Santos *et al.*, 2002; Spach *et al.*, 2003; Spach *et al.*, 2004a).

As médias de temperatura apresentaram um padrão muito parecido com o presente em outros trabalhos, com as médias diferindo significativamente entre as estações e homogêneas entre as áreas. A diferença significativa entre as estações com as maiores médias de temperatura nas estações chuvosas (IC e FC) e as menores nas estações secas (IS e FC) onde os meses de maior temperatura coincidem com os meses de maior pluviosidade reflete um nítido padrão sazonal visto por outros autores para áreas rasas (planícies costeiras e gamboas) em toda a região do CEP e para áreas próximas a desembocadura (Godefroid, 1997; Brandini, 2000; Corrêa, 2001; Santos *et al.*, 2002; Vendel *et al.*, 2002; Godefroid *et al.*, 2003; Spach *et al.*, 2003; Vendel *et al.*, 2003; Oliveira Neto, 2004; Spach *et al.*, 2004b; Pichler, 2005; Schwarz Júnior, 2005; Queiroz *et al.*, 2006; Santos, 2006; Falcão *et al.*, 2006; Félix *et al.*, 2006; Félix *et al.*, 2007a,b; Spach *et*

al., 2007; Stefanoni, 2007; Ignácio, 2008; Oliveira, 2008; Hackradt, *et al.* 2009; Pichler, 2009; Schwarz Júnior, 2009; Contente *et al.*, 2011; Félix-Hackradt *et al.*, 2010).

Através da perfilagem realizada com o CTD foi possível obter os valores de salinidade tanto na superfície quanto no fundo em cada um dos pontos amostrais, a partir dessas medidas foi calculado o índice de estratificação salina que indica tanto a diferença de salinidade entre os pontos quanto à homogeneidade em que se encontra a coluna d'água em relação salinidade. A diferença de salinidade entre fundo e superfície ocorre na região devido ao fenômeno da cunha salina, onde a água salgada (de maior densidade) proveniente do oceano adjacente penetra próximo ao fundo do estuário enquanto a água doce (de menor densidade) procedente dos rios e das chuvas escorre próxima a superfície (McLusky, 1974) vista por Schwarz Júnior (2009) na desembocadura do CEP. As diferenças significativas entre as estações no setor I são provavelmente causadas pela precipitação sazonal, fazendo com que os valores de salinidade diminuam na superfície durante os períodos chuvosos e resultando em maiores valores para o índice de estratificação salina, nos períodos de seca esse índice apresenta valores menores devido à homogeneidade entre fundo e superfície. O padrão sazonal de chuvas é provavelmente o fator que mais influencia a salinidade dentro dos estuários, pois diversos autores relatam diferenças entre os meses de coleta que acompanham o padrão sazonal de precipitação no CEP, com médias de salinidade maiores nos meses com menor precipitação (inverno) e com médias menores nos meses de maior precipitação (verão) (Godefroid, 1997; Brandini, 2000; Corrêa, 2001; Vendel *et al.*, 2002; Vendel *et al.*, 2003; Godefroid *et al.*, 2003; Fávaro, 2004; Oliveira Neto, 2004; Falcão, 2005; Pichler, 2005; Schwarz Júnior, 2005; Félix *et al.*, 2006; Félix *et al.*, 2007 a,b; Spach *et al.*, 2007; Stefanoni, 2007; Ignácio, 2008; Hackradt *et al.*, 2009; Pichler, 2009; Contente *et al.*, 2011; Félix-Hackradt *et al.*, 2010). Apesar de bem documentado, o padrão sazonal de salinidade não está presente em alguns trabalhos realizados no CEP e em suas mediações, no entanto esse comportamento pode ser explicado por esses trabalhos terem sido realizados em anos com a ocorrência do fenômeno La Niña (INPE/CPTEC, 2012) modificando o regime de chuvas que é forte influenciador do padrão sazonal de salinidade (Santos *et al.*, 2002; Spach *et al.*, 2003; Spach *et al.*, 2004 a,b; Santos, 2006). O setor I foi diferente dos demais, pois possui médias do índice de estratificação salina maiores que as dos setores II e III. Esse efeito de diferenças espaciais pode ter sido causado pelos pontos que formam o setor I estarem localizados uma parte da baía das Laranjeiras que sofre forte influência da drenagem continental, pois estão exatamente à frente das enseadas do Benito e Itaqui e por isso recebem diretamente a influência da água

continental mesmo em períodos menos chuvosos. O setor II possui pontos de coleta que recebem influência direta das correntes de maré já que estão próximos a entrada do estuário, mesmo os pontos localizados na Ilha Rasa da Cotinha estando próximos a uma fonte de drenagem continental estes não sofrem grande influência, pois estão em uma área de sombra (protegidos) pela Ilha da Cotinha e pela Ilha rasa da Cotinha. Esse padrão de gradiente salino decrescente em direção as partes mais internas do estuário (mais próximas a fontes de drenagem continental) gerando diferenças espaciais na salinidade também já foi evidenciado para a região e corrobora o encontrado para esse estudo (Brandini, 2000; Corrêa, 2001; Schwarz Júnior, 2005; Falcão *et al.*, 2006; Félix *et al.*, 2006; Stefanoni, 2007; Queiroz *et al.*, 2006; Cortellete, 2007; Pichler, 2009; Contente *et al.*, 2011).

O parâmetro clorofila acompanha a variação sazonal da temperatura e precipitação com os maiores valores na estação chuvosa e no setor I. Como visto por Brandini (2000) tanto clorofila como a produção primária bruta aumentam nos períodos chuvosos na baía das Laranjeiras indicando que esses são os períodos mais produtivos desta região que provavelmente são causados pelo aumento da temperatura e pelo pelos nutrientes carregados pela drenagem continental nos períodos de maior precipitação. Brandini & Thamm (1994) relatam o mesmo padrão sazonal para o CEP com os maiores picos ocorrendo durante as estações mais chuvosas. A diferença espacial na clorofila, com os maiores valores no setor I, pode ter sido causada pelo fato de que os pontos deste setor estarem diretamente expostos a influência da drenagem continental como citado anteriormente.

A transparência da água medida com o disco de secchi é inversamente proporcional a quantidade de material em suspensão na coluna d'água ou turbidez da água, sendo que menores transparências indicam maiores valores de turbidez (Brandini, 2000). No presente estudo houve diferenças significativas entre as estações com os maiores valores ocorrendo durante as estações chuvosas, pois a drenagem continental está diretamente relacionada com o aumento da turbidez em áreas rasas (Brandini, 2000). Este padrão com os maiores valores de turbidez nas estações chuvosas já foi visto anteriormente para a região e concorda com os desse trabalho (Brandini, 2000; Corrêa, 2001; Fávaro, 2004; Queiroz *et al.*, 2006). Porém em outros trabalhos os menores valores de transparência (maiores de turbidez) não ocorreram durante os meses considerados chuvosos, no entanto as coletas de dados desses trabalhos foram realizadas em anos de acontecimento do fenômeno meteorológico La Niña (CEPTEC, 2012) que muda o regime de chuvas descaracterizando a sazonalidade local e influenciando diretamente a turbidez

da água como citado anteriormente (Godefroid, 2002; Spach *et al.*, 2003; Spach *et al.*, 2004a; Santos, 2006; Cortellete, 2007). As diferenças espaciais vistas em nosso trabalho (com os maiores valores de turbidez ocorrendo nos setor I) foram provavelmente causadas pela diferença no grau de exposição dos pontos amostrais a drenagem continental, sendo que é relatado por outros autores que pontos localizados mais próximos de locais de com forte influência da drenagem continental (mais internos) possuem maiores valores de turbidez (Brandini, 2000; Santos *et al.*, 2002; Queiroz *et al.*, 2006; Shwarz Júnior, 2005).

A profundidade dos arrastos pode ser relacionada diretamente com a altura da coluna d'água no momento das coletas (profundidade) devido ao tipo de coleta realizado (rede picaré). A profundidade apresentou diferenças significativas apenas em função do espaço (setores), no entanto essas diferenças podem ter sido causadas por variações de maré e de morfologia das planícies onde foram realizados os arrastos, outros trabalhos também relatam a ocorrência de diferenças no espaço para arrastos em áreas rasas na região do CEP assim como no presente estudo (Corrêa, 2001, Shwarz Júnior, 2005; Queiroz *et al.*, 2006).

5.2 COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DA ICTIOFAUNA

O número de taxas encontrado em outros estudos realizados em diferentes ambientes rasos do litoral paranaense como rios de maré (Vendel *et al.*, 2002; Spach *et al.*, 2003; Spach *et al.* 2010), planícies de maré (Spach *et al.*, 2006) e praias estuarinas (Félix *et al.*, 2006; Félix *et al.*, 2007) apresentou-se semelhante ao encontrado no presente estudo. Porém Godefroid *et al.* (1997) encontrou um maior número de taxas (70) que foi resultado apenas de um incremento do esforço amostral.

As famílias com maior número de espécies capturadas no presente estudo (Carangidae, Gerreidae e Gobiidae) estão citadas entre as famílias predominantes para as regiões tropicais (Yañes-Arancibia 1986) e apesar do CEP estar localizado em uma região subtropical as famílias que apresentaram maior diversidade encontram-se entre aquelas apontadas como as mais diversas para a região tropical assim como visto por Santos *et al.* (2002).

As famílias com maior dominância numérica foram Engraulidae e Atherinopsidae em acordo com outros trabalhos realizados em áreas rasas onde essas famílias foram abundantes (Santos *et al.*, 2002; Vendel *et al.*, 2003; Spach *et al.*, 2004a,b; Pichler, 2005; Falcão *et al.*, 2006; Cortellete, 2007; Falcão *et al.* 2008; Vilar *et al.* 2011a,b), segundo Ramos & Vieira (2001) a dominância dessas famílias é comum para o Atlântico sudeste. A

família Sciaenidae esteve entre as famílias dominantes em vários outros estudos realizados em diversas áreas rasas do CEP (Godefroid et al, 1997; Godefroid et al., 1999; Spach et al., 2004a,b; Schwarz Júnior, 2005; Queiroz et al., 2006; Queiroz et al., 2007; Cortellete, 2007; Félix et al., 2007; Ignácio & Spach, 2009; Hackradt et al, 2009; Félix-Hackradt et al., 2010; Ignácio & Spach, 2010) assim como em áreas próximas como a Baía Guaratuba (Chaves & Bouchereau, 1999), da Babitonga (Bordin, 2010) e Laguna (Monteiro-Neto et al., 1990), no entanto, em nosso estudo a família Sciaenidae não apresentou grande diversidade ou dominância.

Em relação ao número de indivíduos capturados é possível verificar a dominância concentrada em poucas espécies, pois o somatório das percentagens dos três taxas mais abundantes (*Anchoa tricolor*, *Atherinella brasiliensis* e *Mugil* sp.) ultrapassa 90% do total de indivíduos em acordo com o estudo realizado por Vendel et al. (2003) onde apenas os dois taxas (*Harengula clupeola* e *Atherinella brasiliensis*) somavam mais de 60% do total de indivíduos capturados. A presença de poucos taxas dominantes e de vários raros é uma característica comum das áreas estuarinas rasas (Kennish, 1990; Chaves & Bouchereau, 1999) e leva uma distribuição pouco uniforme dos indivíduos da comunidade (Spach et al., 2007). Esse padrão irregular para áreas rasas, onde poucas espécies são dominantes como visto em nosso estudo já foi documentado anteriormente por outros autores para ambientes rasos da costa paranaense (Godefroid, 1997; Vendel, 1997; Abilhôa, 1998; Pinheiro, 1999; Cunha, 1999; Nardi, 1999; Corrêa, 2001; Vendel et al., 2002; Schwarz Júnior, 2005; Ignácio & Spach, 2010), em outros locais da costa brasileira o padrão tem se demonstrado o mesmo (Paiva Filho & Toscano, 1987; Teixeira & Falcão, 1992; Garcia & Vieira, 1997). Esse padrão de dominância também é descrito para diversos tipos de ambientes rasos como zonas entre marés (Santos et al., 2002; Vendel et al., 2003; Spach et al., 2004a), rios de maré (Spach et al., 2003; Spach et al., 2004b), zona de arrebentação de praias (Godefroid et al., 1997; Pinheiro, 1999; Godefroid et al., 2003; Spach et al., 2007) e na plataforma interna rasa (Godefroid et al., 2004; Gomes, 2005). A presença de poucas espécies dominantes demonstra que poucos grupos de peixes evoluíram para permanecer exclusivamente nos estuários, pois estes ambientes são muito dinâmicos, assim sendo várias espécies de peixes evoluíram para passar apenas parte do seu ciclo dentro dos estuários (Day et al., 1989).

Das quatro espécies que foram mais representativas para a biomassa duas também foram dominantes para número de indivíduos capturados (*Atherinella brasiliensis* e *Anchoa tricolor*) essa dominância em peso é reflexo do grande número de indivíduos capturados. As outras duas espécies (*Sphoeroides greeleyi* e *Sphoeroides testudineus*)

provavelmente se destacaram em biomassa, pois foram capturadas em classes de tamanho maiores como ocorreu no trabalho de Spach *et al.* (2004a) onde a dominância por peso também influenciada pela captura de indivíduos de maior porte de algumas espécies inclusive de *Sphoeroides testudineus*. Sendo que as demais espécies contribuiriam menos de 1% do total de biomassa. Em seu trabalho Pinheiro (1999) constatou que cinco das espécies mais numericamente mais abundantes também foram dominantes em biomassa. Segundo Pichler (2005) a dominância das espécies *Atherinella brasiliensis*, *Sphoeroides testudineus* e *Sphoeroides greeleyi* na baía dos Pinheiros sugere que eles permanecem nos ambientes estuarinos rasos. Outros estudos realizados em áreas rasas entram em acordo com o presente estudo mostrando essas espécies entre as dominantes para a biomassa (Félix *et al.*, 2006; Spach *et al.*, 2007).

Os peixes coletados no presente estudo se dividiram principalmente em três guildas de uso do estuário sendo elas: estuarinas (15 espécies), migrantes marinhos (13 espécies) e visitantes marinhos (13 espécies). As guildas migrantes e visitantes marinhos são compostas por espécies que passam apenas parte do seu ciclo de vida dentro do estuário e se somadas são responsáveis pela maior número de espécies encontradas no período total do estudo. Este padrão com um maior número de espécies “visitantes” e um menor número de espécies “residentes” é esperado para sistemas estuarinos, pois os sistemas estuarinos são muito dinâmicos (o que pode gerar muito estresse para os indivíduos ali presentes), por isso poucas são as espécies que estão adaptadas para passar todo o seu ciclo em seu interior. Esse padrão pode ser visto em outros estudos realizados em áreas rasas estuarinas (Godefroid *et al.*, 1997; Valesini *et al.*, 1997; Abilhôa, 1998; Cunha, 1999; Lin & Shao, 1999; Nardi, 1999; Pinheiro, 1999; Vidy, 2000; Corrêa, 2001; Félix *et al.*, 2006; Spach *et al.*, 2004a,b; Schwarz Júnior, 2005; Queiroz *et al.*, 2006; Félix *et al.*, 2007; Ignácio & Spach, 2009; Bordin, 2010). Apesar de o número de espécies visitantes ser maior, as espécies estuarinas somaram cerca de 90% dos espécimes capturados durante o estudo principalmente pela grande captura de *Anchoa tricolor* e *Atherinella brasiliensis*, assim como visto por Vilar *et al.* (2011a,b) que encontrou na Baía da Babitonga um predomínio numérico de espécies estuarinas. Valesini *et al.* (1997) indica que há uma relação inversa no número de captura de indivíduos em relação às guildas de uso do estuário, sendo que as guildas com maiores números de espécies (visitantes) possuem as menores capturas e as com menores números de espécies (residentes) possuem as maiores capturas assim como visto para o presente estudo.

Espécies que apresentam número de indivíduos mais abundantes em geral são aquelas que pertencem a níveis tróficos mais próximos de base (e.g. consumidores

primários como filtradores e planctívoros). Isso foi observado em nosso estudo já que mais de 65% da captura total foi classificada como zooplânctívoro. Esse resultado entra em acordo com outros trabalhos realizados na região e em outros estuários onde as espécies numericamente mais abundantes foram aquelas com menor nível trófico (Blaber *et al.*, 1984; Ross *et al.*, 1987; Chaves *et al.*, 2000; Spach *et al.*, 2003; Spach *et al.*, 2004a,b; Barreiros *et al.*, 2005; Félix *et al.*, 2006; Félix *et al.*, 2007) e por isso são diretamente favorecidos por incrementos na produção primária (Spach *et al.*, 2004a). Apesar de ser realizado em uma área tropical o estudo conduzido por Louis *et al.* (1995) também observou esse padrão na Martinica (Antilhas francesas). Este padrão é comumente encontrado em outros sistemas ecológicos, onde os níveis tróficos mais próximos da base precisam ser mais abundantes para sustentar os níveis superiores, pois há perda energética entre os níveis e a formação de uma pirâmide gera o equilíbrio (Odum, 2004).

Do total de espécies capturadas neste estudo obtivemos um número maior de espécies consideradas demersais, esta maior ocorrência provavelmente foi causada pelo estudo ter sido realizado em ambientes rasos. No entanto apesar de o número de espécies demersais terem sido maior do que a de espécies pelágicas, numericamente temos que as espécies pelágicas somam cerca de 89% do total de indivíduos capturados, essa dominância se deu principalmente pela captura de *Atherinella brasiliensis* durante o período do estudo. Lin & Shao (1999) em um trabalho realizado em áreas rasas de um estuário também constataram grande percentagem de espécies demersais bem como visto por Bordin (2010) na baía da Babitonga e por Félix *et al.* (2007) em áreas rasa na entrada do CEP.

As espécies capturadas durante o período do estudo foram em sua maioria consideradas sem importância comercial (27 espécies), porém estiveram presentes nas zonas rasas estudadas mesmo que em menor número espécies com importância comercial (16 espécies). Ignácio & Spach (2010) também observaram a menor ocorrência de espécies comerciais em áreas rasas, sendo que 1/3 do total de espécies capturadas foi de importância comercial.

Apesar de não possuir a identificação do estágio de desenvolvimento dos indivíduos por verificação do estágio gonadal foi utilizado à divisão de estágios baseada no tamanho total da espécie, metodologia proposta por Nagelkerken & Velde (2002). Poucas espécies foram capturadas nas áreas rasas apenas em suas fases adultas (5 espécies), a maior parte das espécies foi encontrada apenas em sua fase juvenil (22), porém um número considerável de espécies foi encontrado tanto em sua fase juvenil

quanto em sua fase adulta (17). A presença de várias espécies apenas na fase juvenil e de um número considerável de espécies na fase adulta e juvenil pode ser indicativo de que as zonas rasas estão sendo utilizadas como áreas de reprodução (Vendel *et al.*, 2003) sendo que Félix *et al.* (2007) propõe que áreas de arrebentação por serem rasas funcionam como habitats acessórios a ambientes estuarinos com função de berçário as espécies transientes, pois a ictiofauna de praias é dominada por juvenis e larvas assim como nos estuários (Godefroid *et al.* 1999). Das espécies mais representativas (aquelas que foram mais frequentes) as que foram capturadas tanto na fase juvenil quanto na fase adulta foram consideradas tipicamente estuarinas como visto por Spach *et al.* (2010). As capturas tiveram a grande presença de indivíduos juvenis (de pequeno porte) o que é visto por outros autores como um padrão para as áreas rasas e estuários (Godefroid *et al.*, 1997; Abilhôa, 1998; Godefroid *et al.*, 1998; Cunha, 1999; Godefroid *et al.*, 1999; Lin & Shao, 1999; Nardi, 1999; Pinheiro, 1999; Lopes, 2000; Pessanha *et al.*, 2000; Vidy, 2000; Corrêa, 2001; Santos *et al.*, 2002; Vendel *et al.*, 2002; Spach *et al.*, 2003; Vendel *et al.*, 2003; Godefroid *et al.*, 2004; Spach *et al.*, 2004a,b; Falcão *et al.*, 2006; Spach *et al.*, 2007; Ignácio & Spach, 2009; Bordin, 2010; Ignácio & Spach, 2010; Vilar *et al.*, 2011a,b). Esse padrão com as comunidades de áreas rasas dominadas por juvenis já foi vista por outros autores em outros estuários pelo mundo (Whitfield, 1999; Blaber, 2000; Elliot & Hemingway, 2002; Lazzardi *et al.*, 2003). Sendo que os estuários e zonas rasas rasas (e com maior complexidade de habitat) são considerados por diversos autores como importantes áreas de berçário para diversas espécies de importância comercial e recreacional (Blaber, 2002; Layman, 2000, Ramos & Vieira 2001) frente à presença de espécies residentes, migrantes e estuarino dependentes (Hackradt *et al.*, 2009). É sabido que a complexidade de habitat é diretamente proporcional a abundância e diversidade como visto por Lazzari *et al.* (2003) na costa leste dos EUA. A profundidade é um fator limitante para a ocupação de ambientes rasos por peixes maiores (Suda *et al.*, 2002; Spach *et al.*, 2010) assim áreas rasas vem sendo utilizada por principalmente por formas juvenis que encontram nesses locais refúgio contra predadores (Pichler, 2005; Falcão *et al.*, 2006) devido à alta disponibilidade de alimento e a proteção conferida pela baixa visibilidade, pouco dinamismo e presença de microhabitats (Clark *et al.*, 1994; Clark *et al.*, 1996; Nash & Santos, 1998; Spach *et al.*, 2010).

A grande presença de indivíduos de menores tamanhos pode estar relacionada com a seletividade do petrecho utilizado para as coletas (rede picaré), pois este tipo de petrecho possui baixa velocidade e pode ser percebido e evitado por indivíduos maiores já que estes possuem em geral maior percepção e velocidade natatória (Horn, 1980). No

entanto alguns trabalhos realizados com diversos petrechos de pesca utilizados em planícies de maré (Morrison *et al.*, 2002) e em ambientes praias (Monteiro Neto & Musick, 1994) corroboram que ambientes rasos possuem uma grande abundância de indivíduos nas fases juvenis independente do petrecho de pesca utilizado para as coletas. A grande abundância de indivíduos juvenis, independente da seletividade das redes, indica a importância da preservação dos ambientes rasos, pois estes são utilizados como locais para crescimento e alimentação de várias espécies (Félix *et al.*, 2006). A presença de muitos engraulídeos, clupeídeos, mugilídeos, centropomídeos e carangídeos, comuns da pesca regional, em ambientes rasos e em muitos estágios que precedem o recrutamento à população adulta mostra a importância das áreas rasas para espécies residentes e visitantes para reprodução e recrutamento (Vendel *et al.*, 2003), pois as formas juvenis se beneficiam das condições ambientais (e.g. turbidez) encontradas nessas áreas (Ignácio & Spach, 2010).

Na família Atherinopsidae (uma das mais abundantes numericamente) destaca-se a grande presença da espécie *Atherinella brasiliensis* também registrada como a dominante para a família em outros estudos realizados em áreas rasas no sul do Brasil (Garcia & Vieira, 1997; Ramos & Vieira, 2001), no CEP (Cunha, 1999; Pinheiro, 1999; Santos *et al.*, 2002; Vendel *et al.*, 2002; Vendel *et al.*, 2003; Oliveira Neto *et al.*, 2004; Spach *et al.*, 2004b) e também na Flórida (Ley *et al.*, 1999). Essa dominância se deve ao fato que *Atherinella brasiliensis* passa a maior parte de seu ciclo de vida em áreas marginais dos estuários, geralmente planícies de maré associadas a marismas (Santos *et al.*, 2002; Vendel *et al.*, 2003; Spach *et al.*, 2004b; Falcão *et al.*, 2006) como já visto em outros estudos sobre áreas rasas no sul do Brasil (Garcia & Vieira 1997, Santos *et al.*, 2002, Spach *et al.*, 2004b).

Assim como *Atherinella brasiliensis* a espécie *Sphoeroides testudineus*, espécies que foram constantes durante o estudo, são consideradas espécies tipicamente estuarinas (Spach *et al.*, 2010). Esse padrão é corroborado por Cunha (1999) que relata a dominância numérica por parte de clupeídeos e atherinopsídeos com presença marcante de tetraodontiformes.

O tipo de reprodução com estratégia “r” e a característica de formar cardumes, podem estar relacionados com a grande captura de juvenis de mugilídeos, atherinopsídeos e engraulídeos no presente estudo. O domínio numérico dessas famílias também encontrado por Spach *et al.* (2010) é esperado para as regiões estuarinas subtropicais (Headrich, 1983; Chaves *et al.*, 2000).

Os gobídeos estiveram presentes no presente estudo tanto como juvenis quanto como adultos, pois a família Gobiidae é representada por indivíduos territorialistas, crípticos e de pequeno porte (Lee & Graham 2002). Vendel *et al.* (2002) em acordo com o presente estudo encontrou indivíduos adultos da família Gobiidae habitando as áreas rasas do CEP. Spach *et al.* (2010) aponta a associação da família Gobiidae a ambientes lamosos em planícies do CEP baseado na ocorrência apresentada por outros estudos (Fávaro, 2004; Falcão *et al.*, 2006; Spach *et al.*, 2006). No entanto a presença de Gobídeos em todas as fases de desenvolvimento nas áreas rasas pode se dever ao fato de que essas áreas possuem maior complexidade de hábitat (Lazzari *et al.* 2003) e como visto por Bot Neto (2010) o aumento na complexidade dos habitats (mesmo que de maneira artificial) aumenta a abundância de espécies crípticas como Blenídeos e Gobídeos.

5.2 VARIAÇÕES ESPAÇO-TEMPORAIS DA ICTIOFAUNA

As maiores médias de densidade e biomassa foram registradas no Setor I durante os períodos de chuva, essa diferença entre os setores e as estações pode ter sido causada pela junção da influência de fatores abióticos da região com a de fatores sazonais criando condições mais propícias para o estabelecimento de algumas espécies. Isso se deve ao fato de que a distribuição da ictiofauna é influenciada por fatores como salinidade, turbidez, temperatura, disponibilidade de alimento (Blaber, 1987; Cyrus & Blaber, 1987a,b; Cyrus, 1992; Cyrus & Blaber, 1992; Harris *et al.*, 2001; Lazzari *et al.*, 2003; Martino & Able, 2003; Greenwood *et al.*, 2007; Fávaro *et al.*, 2009; Vilar *et al.*, 2011a). O Setor I possui águas mais calmas (menos energia), como evidenciado anteriormente pelas análises sedimentológicas, indicando que este setor está na região de menor energia e salinidade do gradiente (pois os gradientes de energia e salinidade variam juntos) (Lana *et al.*, 2001). Este setor também está sujeito a forte influência da drenagem continental, recebendo grande aporte de nutrientes e outros materiais principalmente na estação chuvosa, como mostram os valores encontrados para a clorofila e transparência da água. Essa condição de baixa energia, baixa salinidade, alta disponibilidade de alimento e alta turbidez torna esses ambientes rasos (nos períodos chuvosos) bons locais para algumas espécies, pois como visto em outros trabalhos nos períodos de maior temperatura (chuvosos) temos o aumento tanto do número de indivíduos quanto da biomassa em ambientes rasos (Ayvazian *et al.*, 1992; Godefroid *et al.*, 2001; Spach *et al.*, 2003; Spach *et al.*, 2004a,b; Vendel & Chaves, 2006; Lin & Shao, 1999; Ignácio & Spach 2010; Hackradt *et al.*, 2010; Spach *et al.*, 2010).

Greenwood *et al.* (2007) na Flórida (EUA), verificou que a salinidade (influenciada pelo aporte de água doce no sistema) é um fator de grande importância para a comunidade íctica principalmente em áreas mais internas dos sistemas estuarinos, sendo que mesmo pequenas mudanças no aporte de água doce geram mudanças na ictiofauna, fato observado pelo aumento na densidade e biomassa nos períodos chuvosos principalmente na área mais interna (Setor I), porém esses mesmos autores afirmam neste trabalho que em áreas com maior influência da água salgada (mais próximas das desembocaduras) o aporte de água doce pouco importa para a ictiofauna, sendo que o recrutamento sazonal é fator mais importante.

Outros trabalhos demonstram que a turbidez da água também é um parâmetro importante para a estruturação da ictiofauna (Cyrus & Blaber, 1987a,b; Cyrus, 1992; Cyrus & Blaber, 1992; Harris *et al.*, 2001), tão importante que pode agir como fator isolado sobre a ictiofauna (Cyrus & Blaber, 1987a), pois áreas com a alta turbidez oferecem proteção contra predadores (Cyrus e Blaber, 1987a,b; Kupschus & Tramain, 2001) não só contra outros peixes mas também contra aves piscívoras (Cyrus & Blaber, 1987b), além de possuírem grande quantidade de alimentos (Cyrus & Blaber, 1987b; Cyrus, 1992), o que explicaria, no presente trabalho, as maiores densidades e biomassa coincidente, tanto no espaço quanto no tempo, com os maiores valores de turbidez e clorofila no Setor I. No entanto, no ambiente natural as variáveis não agem isoladas e sim em conjunto sobre a ictiofauna sendo visto que de mais de uma variável abiótica se correlaciona diretamente com a ictiofauna (positiva ou negativamente) (Blaber, 1987; Cyrus e Blaber, 1992; Lin & Shao, 1999; Harris *et al.*, 2001; Fávaro *et al.*, 2009; Vilar *et al.*, 2011a), nesse sentido, no Setor I durante o período chuvoso além dos maiores valores de clorofila e turbidez, os menores valores de salinidade (superficial) também podem ter contribuído para o aumento da densidade e biomassa dos peixes. Porém, aumentos podem ainda estar relacionados com outras variáveis que não foram medidas e também estão relacionados com a sazonalidade como, por exemplo, do fotoperíodo (Kupschus & Tremain, 2001).

O número total de espécies diferiu entre os setores com o maior número de espécies ocorrendo no Setor II com os setores I e III possuindo um número de espécies bem próximo. Essa distribuição no número total de espécies pode ter sido causada por diferenças no gradiente de energia como visto por Clark (1997) onde as áreas localizadas no gradiente de onda considerado mediano, apresentaram maior número de espécies em comparação com áreas localizadas nos extremos do gradiente (alta e baixa perturbação). Esse trabalho assim como o nosso entram em acordo com a teoria do distúrbio

intermediário que indica que tanto em áreas com frequentes perturbações quanto em áreas com baixa frequência de perturbações residem poucas espécies, sendo que o maior número de espécies ocorre em áreas com frequência média de perturbações, pois esse distúrbio intermediário permite maior competitividade entre os organismos (Begon, 2006). Em áreas com perturbação constante “estabelecem-se”, geralmente, espécies com tendência r estrategista, pois para sua manutenção no ambiente há a necessidade de rápido crescimento e grande reprodução devido ao distúrbio constante. Já em áreas com frequência muito baixa de perturbação as comunidades podem chegar a seu estágio de clímax onde, geralmente, estão estabelecidas espécies de tendência K estrategistas. No entanto em áreas de distúrbio intermediário as comunidades estão em um estágio da sucessão onde podem se estabelecer tanto espécies r quanto K estrategistas, o que acaba gerando ambientes com maior riqueza, diversidade e menor dominância.

No total do número de espécies o Setor I apresentou um número maior de espécies estuarinas seguido por espécies marinhas migrantes e um menor número de visitantes marinhas (ES>MM>MS). O Setor II foi maior número de espécies visitantes marinhas seguidas por estuarinas e em menor número marinhas migrantes (MS>ES>MM). No Setor III o número de espécies marinhas migrantes e visitantes foi igual, com a presença de um menor número de espécies estuarinas (MS=MM>ES). Vilar et al. (2011a) na Baía da Babitonga também encontrou diferença na composição das guildas de uso do estuário em relação a distância da entrada do estuário, dividindo o estuário em três setores foi relatado que a porção mais externa é dominada por espécies visitantes e migrantes marinhos (com a presença de espécies estuarinas) enquanto os setores médio e interno são dominados por espécies estuarinas (com presença de espécies migrantes marinhas). Essa distribuição de espécies por guilda de uso do estuário se deu provavelmente por diferenças dos parâmetros ambientais em relação ao espaço (Setores), pois como é relatado por Harris et al. (2001) as espécies estuarinas se correlacionam positivamente com turbidez e negativamente com salinidade enquanto espécies marinhas (MS e MM) se correlacionam negativamente com turbidez e positivamente com salinidade.

Tanto a abundância numérica como a abundância de biomassa foi exercida por espécies tipicamente estuarinas (*Anchoa tricolor*, *Atherinella brasiliensis*, *Sphoeroides testudineus* e *Sphoeroides greeleyi*), com grande destaque para *Anchoa tricolor* como visto por Hofstaetter et al. (2002). Isso ocorre provavelmente por essas espécies estarem bem adaptadas as condições estuarinas e estarem presentes no estuário em todas as fases do seu desenvolvimento enquanto que as espécies migrantes e visitantes estão

presentes no estuário com maior diversidade, no entanto com menor abundância (Observação pessoal).

Observando o comprimento padrão médio (CP) dos indivíduos é possível notar alguns padrões de distribuição por tamanho nos setores do CEP. As espécies *Atherinella brasiliensis* (ES), *Strogylura marina* (MM), *Anchoa tricolor* (ES), *Eucinostomus argenteus* (MM) e *Sphoeroides testudineus* (ES) apresentam aumento no comprimento padrão do Setor I para o Setor III. Esse padrão é provavelmente resultado da procura pelos jovens dessas espécies, por áreas mais internas mais favoráveis a sobrevivência em função de maior proteção contra predadores (maior turbidez) e maior disponibilidade de alimentos (Cyrus & Blaber, 1987a,b). Hackdrat *et al.* (2009) relata a ocorrência dos menores tamanhos nas áreas internas como visto em nosso estudo. No entanto o fator sazonal também é importante para a distribuição de tamanho dentro do estuário visto que os menores comprimentos são encontrados nas estações chuvosas (Hofstaetter *et al.*, 2002; Ignácio & Spach, 2010), pois os peixes realizam suas desovas após o pico da estação seca para que os juvenis possam “aproveitar” o conjunto de condições ótimas durante a estação chuvosa. Essa distribuição dos menores tamanhos localizados em áreas mais internas e nas estações chuvosas e com os maiores tamanhos localizados em áreas mais externas e nos períodos mais secos visto em nosso trabalho já foi visto em espécies estuarinas por outros autores (Bemvenuti, 1987; Hofstaetter *et al.*, 2002; Fávaro *et al.*, 2009; Hackradt *et al.*, 2009; Ignácio & Spach, 2010) e essa distribuição dos tamanhos pode ser uma estratégia para evitar a competição intra-específica. No entanto as espécies *Citharichthys spilopterus* e *Sphoeroides greeleyi* apresentaram um padrão inverso com os menores indivíduos mais próximos a desembocadura e os maiores encontrados em áreas mais internas. Essa distribuição de *Sphoeroides greeleyi* já foi visto anteriormente em outros trabalhos (Fávaro *et al.*, 2009; Hackradt *et al.*, 2009) e pode ser uma estratégia para evitar a competição inter-específica. Para espécies migrantes marinhas como o caso de *Citharichthys spilopterus* essa distribuição é esperada já que os indivíduos de menor tamanho (juvenis) permanecem no estuário nas áreas mais externas e adentram ao estuário quando maiores (Hackradt *et al.*, 2009), pois como visto anteriormente as espécies migrantes marinhas se correlacionam positivamente com a salinidade (Harris *et al.*, 2001).

Ao compararmos a média do número de espécies por guilda de uso do estuário, temos as espécies estuarinas não diferindo significativamente em número entre os setores (com uma tendência de diminuição do Setor I para o Setor III) indicando que essas espécies estão presentes em todos os setores igualmente (estatisticamente), já em

relação ao caráter temporal temos diferenças significativas indicando o maior número de espécies estuarinas no período chuvoso principalmente no seu final. As espécies visitantes marinhas tiveram média do número de espécies maior nos setores II e III e nos períodos final da chuvosa e início da seca. Já as espécies migrantes marinhas apresentaram o número médio de espécies maior no setor I e nos períodos final do chuvoso e início da seca. Essa distribuição do número médio de espécies por guilda de uso do estuário é provavelmente influenciada pelos fatores abióticos como turbidez e salinidade (Harris *et al.*, 2001). Espécies estuarinas e migrantes marinhas ocupando os setores mais internos enquanto as espécies visitantes marinhas ocupando a área mais externa do estuário. Temporalmente a média de espécies foram mais abundantes principalmente no período chuvoso o qual possui mais disponibilidade alimento.

Para os descritores da assembléia temos que o número de espécies foi diferente significativamente entre setores e estações com médias maior no Setor I e menor no Setor III (I>II>III) e maior na estação chuvosa em relação às demais, o mesmo tendo sido observado para estações mais quentes (chuvosas) em outros trabalhos (Ayvazian *et al.*, 1992; Spach *et al.*, 2003; Spach *et al.*, 2004b; Vendel & Chavez, 2006; Ignácio e Spach, 2010) este maior número de espécies nos pontos mais internos seria resultado da maior influencia direta da drenagem continental, como discutido anteriormente. No entanto Falcão *et al.* (2006) encontrou um número de espécies menor nos pontos mais internos, no entanto essa diferença pode ter sido causada pela distribuição dos pontos amostrais.

Quanto a Riqueza de Margalef as médias não foram diferentes entre meses e setores com uma leve tendência de aumento no final da chuvosa e início da seca. Lazzari *et al.* (2003) evidenciaram que a riqueza diminui nas áreas onde a dominância de águas salinas é maior e aumenta das áreas mais profundas para as rasas, o que pode explicar a falta de diferença entre as áreas amostradas em nosso trabalho, uma vez que todas as amostras foram obtidas em ambientes rasos. A falta de uma tendência significativa também foi constatada na Gamboa do Sucuriú, Baía de Paranaguá (Spach *et al.* 2003), enquanto que outros trabalhos também evidenciaram o aumento da riqueza durante os períodos mais quentes (Lin & Shao, 1999; Lazzari *et al.*, 2003; Spach *et al.*, 2004b; Vendel & Chaves, 2006; Ignácio & Spach, 2010).

Tal como Spach *et al.* 2003 no presente estudo não foram observadas diferenças significativas na diversidade de Shannon-Wiener, apesar de se observar uma tendência de aumento nas estações secas (mais frias) assim como visto por Spach *et al.* (2004b). No entanto outros trabalhos apontam para um padrão diferente com aumento nos índices de diversidade nos meses mais quentes (Lin & Shao, 1999; Falcão *et al.*, 2006; Félix *et*

al., 2007; Ignácio & Spach, 2010; Spach *et al.*, 2010). Não foi possível observar um padrão espacial para a diversidade no presente estudo, no entanto, Lazzari *et al.* (2003) sugere que a diversidade de espécies é menor nas áreas mais internas dos estuários, isso pode ser devido ao fato de que essas áreas possuem maior número de espécies estuarinas e como já discutido anteriormente poucas espécies estão adaptadas a completar todo o seu ciclo dentro dos sistemas estuarinos, já as áreas mais externas do estuário tendem a ser mais diversas pois segundo Greenwood *et al.* (2007) recebem os juvenis de várias espécies.

A equitatividade de Pielou não apresentou diferenças significativas entre setores e estações, sem nenhuma tendência de variação clara como visto por Spach *et al.* (2003). A equitatividade tende a ser maior nos períodos mais secos (frios), pois nesses períodos há tendência a baixa dominância fazendo com que a equitatividade de Pielou aumente nos períodos frios e diminua nos períodos quentes (Spach *et al.*, 2004b; Vendel & Chaves, 2006; Ignácio & Spach, 2010). No entanto alguns trabalhos encontram um padrão inverso de equitatividade como Félix *et al.* (2007) que encontrou valores de equitatividade menores no período seco (devido a coleta de cardumes) e Spach *et al.* (2010) que encontrou valores de equitatividade maiores no período chuvoso.

Observando a abundância e a biomassa das espécies mais frequentes podemos notar algumas diferenças nos modos com que as espécies ocupam o estuário. A espécie estuarina *Atherinella brasiliensis* foi abundante durante todo o período do estudo e não apresentou um padrão claro de uso do estuário, porém, no final da estação chuvosa (FC) é possível notar um aumento tanto da densidade quanto da biomassa do Setor I para o Setor III, que pode ter sido causada pelo fato de que os juvenis ocupam as áreas mais internas do estuário enquanto indivíduos maiores ocupam áreas mais próximas da desembocadura como visto por Bemvenuti (1987). Outro fator que colabora para essa tendência no final do período chuvoso é a época reprodutiva dessa espécie que atinge seu máximo no início do período chuvoso (IC) (Bemvenuti, 1987), permitindo que os indivíduos juvenis encontrem boas condições de proteção e disponibilidade de alimentos.

Outra espécie estuarina freqüente a *Anchoa tricolor* apresentou densidade e biomassa maiores no período chuvoso e no Setor I. Como visto por outros autores a maior ocorrência de engraulídeos acontece nos períodos chuvosos (quentes), pois máximo do período reprodutivo ocorre no início da estação chuvosa (IC) (Bervian & Fontoura, 1997; Hofstaetter *et al.*, 2002) para que os juvenis tenham boas condições de sobrevivência assim como visto anteriormente, por se tratar de uma espécie de pequeno

porte e zooplanctívora é de se esperar que a espécie ocupe preferencialmente áreas mais internas.

As duas espécies de baiacu encontradas no presente estudo *Sphoeroides greeley* e *Sphoeroides testudineus* apresentaram um padrão parecido de distribuição no estuário, com densidade e biomassa maiores nos Setores II e III durante o período chuvoso. A alta densidade nos períodos chuvosos já foi documentada para as duas espécies, pois o período reprodutivo é como o das outras espécies estuarinas discutido anteriormente (Rocha *et al.*, 2002; Schultz *et al.*, 2002; Fávoro *et al.* 2009) onde os juvenis são mais abundantes justamente na época mais propícia para proteção e alimentação. No entanto a distribuição espacial encontrada não concorda com Fávoro *et al.* (2009) que encontrou uma distribuição diferente para cada espécie com a espécie *Sphoeroides greeleyi* apresentando os maiores tamanhos nas áreas mais externas do estuário e os menores tamanhos nas áreas mais internas enquanto a espécie *Sphoeroides testudineus* apresentou um padrão inverso.

As espécies migrantes marinhas *Oligoplites saurus* e *Eucinostomus argenteus* apesar de estarem entre as espécies mais frequentes apresentaram baixa densidade e baixa biomassa em todo o período do estudo em todos os setores possuindo maior abundância e biomassa no final da estação chuvosa e início da seca, mas sem apresentar um padrão claro. Assim também ocorreu com as espécies visitantes marinhas *Trachinotus falcatus* que foi abundante nos setores II e III no final do período chuvoso e início do seco e *Citharichthys spilopterus* que não apresentou tendência dentro do estuário, essas espécies também foram frequentes, porém pouco abundantes. Como discutido anteriormente, poucas espécies estão adaptadas a permanecer dentro do estuário durante todo o seu ciclo e provavelmente essas espécies que apresentaram baixa abundância e biomassa adentram ao estuário em suas formas juvenis em busca de alimento e proteção assim como acontece com os mugilídeos como descrito por Blaber (1987).

Os resultados apontados pelo MDS e ANOSIM (baseados nas abundâncias das espécies) indicam não haver diferença faunística entre os Setores I e II, pois a composição das espécies mais abundantes nesses setores é muito parecida provavelmente devido às semelhanças dos fatores ambientais entre esses dois setores. A separação apontada pelas análises entre os Setores II e III é fraca e ocorre principalmente pela maior abundância de diversas taxas abundantes no Setor II. Já a separação entre os setores I e III é mais forte, já que o setor I há diversas espécies estuarinas abundantes e o Setor III tem como principal taxa abundante *Sphoeroides*

greeleyi. Para a separação temporal temos a separação fraca do final do período seco (FC) em relação ao início do período seco (IC) e do início do período chuvoso (IC). Essas diferenças provavelmente foram causadas por diferenças na disponibilidade de alimentos entre os períodos, pois a disponibilidade de alimentos influencia diretamente a abundância das espécies (Brandini, 2000). A diferença foi mais forte entre o final do período seco (FS) e o final do período chuvoso (FC) provavelmente por influencia dos parâmetros ambientais que tendem a ser mais diferentes entre esse dois períodos (e.g. turbidez, salinidade, clorofila) e como visto anteriormente possuem grande influência na ictiofauna.

As baixas correlações encontradas pela análise BIOENVI não dão suporte aos padrões encontrados no presente estudo. Isso pode ter ocorrido, pois as estações de coleta não capturaram completamente o gradiente espacial das variáveis ambientais, sendo talvez necessário espaçar mais as estações para captar melhor as o gradiente ambiental e aumentar o valor das correlações. No entanto Martino & Able (2003) afirma que a estrutura da ictiofauna em escalas próximas ou maiores a 10 km é fortemente influenciada pelas variáveis ambientais.

6. CONCLUSÕES

Com os resultados do presente estudo é possível inferir que as áreas rasas do Complexo Estuarino de Paranaguá são locais de grande importância para os juvenis de peixes estuarinos e de pequeno porte (principalmente estuarinos), pois estas áreas agregam um conjunto de características como turbidez e disponibilidade de alimentos que é de grande importância para a sobrevivência desses indivíduos.

Também foi possível observar que as estações chuvosas (mais quentes) possuem um papel de grande importância na distribuição e abundancia da ictiofauna, já que são nos períodos chuvosos que se encontram as melhores condições ambientais para a ictiofauna.

A distribuição das espécies foi provavelmente causada por diferenças (espaciais e temporais) nos parâmetros ambientais, já que a ictiofauna é fortemente influenciada pelos parâmetros ambientais tais como temperatura, salinidade e turbidez.

Informações sobre a distribuição e composição da fauna íctica são de grande importância tanto para gestão dos recursos como para a conservação, que pode ser feita com a proteção das áreas rasas que são utilizadas como berçários por diversas espécies.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABILHÔA, V. **Composição e estrutura da ictiofauna em um banco areno-lodoso na Ilha do Mel, Paraná, Brasil.** Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1998.

ALVES M. I. M. & FILHO, A. A. S. **Peixes do estuário do rio Jaguaribe (Ceará - Brasil): aspectos fisioecológicos.** Ciências Agrônômicas, v. 27, p. 5-16, 1996.

ANGULO, R. J. & ARAÚJO, A. D. **Classificação da costa paranaense com base na sua dinâmica, como subsídio à ocupação da orla litorânea.** Boletim Paranaense de Geociências, v. 44, p. 7-17, 1996.

AYVAZIAN, S. G.; DEEGAN, L. A.; FINN, J. T. **Comparison of habitat use by estuarine fish assemblages in Arcadian and Virginian Zoogeographic Provinces.** Estuaries, v. 15(3), p. 368-383, 1992.

AZEVEDO, M. C. C.; ARAÚJO, F. G.; CRUZ-FILHO, A. G.; GOMES, I. D.; PESSANHA, A. L. M. **Variação espacial e temporal de bagres marinhos (siluriformes, ariidae) na baía de Sepetiba, Rio de Janeiro.** Revista Brasileira de Biologia, v. 59(3), p. 443-454, 1999.

BALTZ, D. M.; FLEEGER, J. W.; RAKOCMSKI, C. F.; MacCALL, J. N. **Food, density, and microhabitat: factors affecting growth and recruitment potential of juvenile saltmarsh fishes.** Environmental Biology Fishes, v. 53, p. 89-103, 1998.

BARLETTA M. & BLABER S. J. M. **Comparison of fish assemblages and guilds in tropical habitats of the Embley (Indo-West Pacific) and Caeté (Western Atlantic) estuaries.** Bulletin of Marine Science, v. 80, n. 3, p. 647-680. 2007.

BARLETTA, M. & CORRÊA, M. F. M. **GUIA PARA IDENTIFICAÇÃO DE PEIXES DA COSTA DO BRASIL.** CURITIBA: UFPR, P. 131, 1992.

BARLETTA M.; AMARAL C. S.; CORRÊA M. F. M.; GUEBERT F.; DANTAS D. V.; LORENZI L.; SAINT-PAUL U. **Factors affecting seasonal variations in demersal fish assemblages at an ecocline in a tropical-subtropical estuary.** Journal of Fish Biology, v. 73, p. 1314-1336, 2008.

BARREIROS, J. P.; FIGNA, V.; HOSTIN-SILVA, M.; SANTOS, R. S. **Diel seasonality of a shallow water fish assemblage in a sandy beach at Canto Grande, Santa Catarina, Brazil.** Journal of Coastal Research, v. 42, p. 343-347, 2005.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER J. L. **Ecology - from individuals to ecosystems.** Blackwell Publishing, Oxford, p. 738, 2006.

BEMVENUTI, M. A. **Abundância, distribuição e reprodução de peixe-rei (Atherinidae) na região estuarina da Lagoa dos Patos, RS, Brasil.** Atlântica, v. 9(1), p. 5-32, 1987.

BERVIAN, G. & FONTOURA, N. F. **Reprodução de *Atherinella brasiliensis* no estuário do rio Tramandaí, Imbé, Rio Grande do Sul, Brasil (Teleostei, Athrinopsidae).** Biociencias, v. 5(2), p. 19-32, 1997.

BIGARELLA, J. J. **A SERRA DO MAR E A PORÇÃO ORIENTAL DO ESTADO DO PARANÁ - CONTRIBUIÇÃO À GEOGRAFIA, GEOLOGIA E ECOLOGIA REGIONAL.** CURITIBA: SECRETARIA DO ESTADO DO PLANEJAMENTO - ASSOCIAÇÃO DE DEFESA E EDUCAÇÃO AMBIENTAL, P. 248, 1978.

BLABER, S. J. M. **Factors affecting recruitment and survival of mugilids in estuaries and coastal waters of Southern Africa.** American Fisheries Society Symposium, v. 1, p. 507–518, 1987.

BLABER, S. J. M. **Deep sea, estuarine and freshwater fishes: life history strategies and ecological boundaries.** South African Journal of Aquatic Science, v. 17, p. 2-11, 1991.

BLABER, S. J. M. **Tropical estuarine fishes. Ecology, exploitation and conservation.** Blackwell Science, London, 2000.

BLABER, S. J. M. **'Fish in hot water': the challenges facing fish and fisheries research in tropical estuaries.** Journal of Fish Biology, v. 61, (Supplement A): 1–20, 2002.

BLABER, S. J. M. & BLABER T. G. **Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish.** Journal of Fish Biology, v. 17, p. 143-162, 1980.

BLABER, S. J. M.; HAY, D. G.; MARTÍN, T. J. **The ecology of two degraded estuaries of the north coast of Natal, South Africa.** South African Journal of Zoology, n.19, p. 224-240, 1984.

BLABER, S. J. M.; BREWER, D. T.; SALINI, J. P. **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, v. 40, p. 177-193, 1995.

BLANC, L.; ALIAUME, C.; ZEBRI, A.; LASSERRE, G. **Spatial and temporal co-structure analyses between ichthyofauna and environmental: an example in tropics.** Life Science, v. 324, p. 635-646, 2001.

BORDIN, D. **Peixes de áreas rasas de diferentes setores da baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil.** Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Paraná, Pontal do Paraná, 2010.

BORTOLUZZI T.; ASCHENBRENNER A. C.; DA SILVEIRA C. R.; ROOS D. C.; LEPKOSKI E. D.; MARTINS J. A.; GOULART M. G.; QUEROL E.; QUEROL M. V. **Hábito alimentar da Sardinha Prata, *Lycengraulis grossidens* (Spix & Agassiz, 1829), (Pices, Engraulidae), rio Uruguai Médio, sudoeste do Rio Grande do Sul, Brasil.** Biodiversidade Pampeana, v. 4, p. 11-23, 2006.

BORZONE, C. A.; PEZZUTO, P. R.; MARONE, E. **Oceanographic Characteristics of a Multi-Specific Fishing Ground of The Central South Brazil Bight.** Marine Ecology, v. 20(2), p. 131-146, 1999.

BOT NETO, R. L. **Ictiofauna associada às lanternas de cultivo de ostras do gênero *Cassostrea* na Baía de Guaratuba – PR – Brasil.** Monografia, Universidade Federal do Paraná, Pontal do Paraná, 2010.

BRANDINI, N. **Variação especial e sazonal da produção primária do fitoplâncton em relação às propriedades físicas e químicas na Baía das Laranjeiras e áreas adjacentes (Complexo Estuarino da Baía de Paranaguá – PR/BR).** Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2000.

BRANDINI, F. P.; THAMM, C. A. C. **Variações diárias e sazonais do fitoplâncton e parâmetros ambientais na Baía de Paranaguá.** Nerítica, Curitiba, v. 8(1-2), p. 55-72, 1994.

CAMPOS, E. J. D.; LORENZZETTI, J. A.; STEVENSON, M. R.; STECH, J. L.; SOUZA, R. **Penetration of waters from the Brazil-Malvinas confluence region along the South American continental shelf up to 28°S.** Ann. Acad. Bras. Cienc., v. 68, p. 49–58, 1996.

CARPENTER, K. E. (ed.). **The living marine resources of the Western Central Atlantic – Volume 3: Bony fishes part 2 (Opistognathidae to Molidae), sea turtles and marine mammals.** FAO, Rome, p. 1375-2127. 2002a.

CARPENTER, K. E. (ed.). **The living marine resources of the Western Central Atlantic – Volume 2: Bony fishes part 1 (Acipenseridae to Grammatidae).** FAO, Rome, p. 601-1374. 2002b.

CASTILLO-RIVERA M.; KOBELKOWSKY A.; CHÁVEZ A. M. **Feeding biology of the flatfish *Citharichthys spilopterus* (Bothidae) in a tropical estuary of Mexico.** Journal of Applied Ichthyology, n. 16, p. 73-78, 2000.

CHAPMAN, P. M. & WANG, F. **Assessing sediment contamination in estuaries.** Environ. Toxicol. Chem., v. 20(1), p. 3-23, 2001.

CHAVES, P. T. & BOUCHEREAU, J.L. **Biodiversity and dynamics of ichthc communities in the mangrove of Guaratuba, Brazil.** Oceanologica Acta, França, v. 22(3), p. 353-364, 1999.

CHAVES P. & BOUCHEREAU J. L. **Trophic organization and functioning of fish populations in the Bay of Guaratuba, Brazil, on the basis of a trophic contribution factor.** Acta Adriatica, v. 45(1), p. 83-94, 2004.

CHAVES P. T. & OTTO G. **Aspectos biológicos de *Diapterus rhombeus* (Cuvier) (Teleostei, Gerreidae) na Baía de Guaratuba, Paraná, Brasil.** Revista Brasileira de Zoologia, v. 15(2), p. 289-295, 1998.

CHAVES P. T. & UMBRIA S. C. **Changes in the diet composition of transitory fishes in coastal systems, estuary and continental shelf.** Brazilian Archives of Biology and Technology, v. 46, p. 41-46, 2003.

CHAVES, P.; BOUCHEREAU, J.-L.; VENDEL, A. L. **The Guaratuba Bay, Paraná, Brazil (25o52´S; 48o39´W) in the life cycle of coastal fish species.** CD-ROM in Biodiversity in estuaries by Universidade Federal Rural de Pernanbuco and International Society for Mangrove Ecosystems, Recife, 2000.

CLARK, B. M. **Variation in surf-zone fish community structure across a wave exposure gradient.** Estuarine, coastal and shelf science, London, v.44, p. 659-674, 1997.

CLARK, B. M.; BENNET, B. A.; LAMBERTH, S. J. **A comparison of the ichthyofauna of two estuaries and their adjacent surf-zones, with as assessment of the effects of beach-seining on the nursery fuction on the estuaries for fish.** South African Journal of Marine Science, Cape Town, v.14, p. 121-131, 1994.

CLARK, B. M.; BENNET, B. A.; LAMBERTH, S. J. **Factors affecting spatial variability in seine net catches of fishes in surf-zone of False Bay, South Africa.** Marine Ecology Progress Series, Oldendorf, v.131, p. 17-34, 1996.

CLARKE, K. R.; GORLEY, R. N. **Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation.** Plymouth, PRIMER-E, UK, 2nd ed., 172p. 2006.

CLARKE K. R. & WARWICK R. M. **Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation.** Plymouth, PRIMER-E, UK, 2nd ed., 172p. 2001.

CONTENTE R. F. **Partição inter-específica e efeitos sazonais, espaciais e ontogenéticos no uso de recursos tróficos por seis Teleostei em um sistema estuarino sub-tropical.** Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2008.

CONTENTE R. F.; STEFANONI M. F.; GADIG, O. B. F. **Size-related shifts in dietary composition of *Centropomus parallelus* (Perciformes: Centropomidae) in an estuarine ecosystem of the southeastern coast of Brazil.** Journal of Applied Ichthyology, v. 25, p. 335-342, 2009.

CONTENTE R. F.; STEFANONI M. F.; SPACH H. L. **Feeding ecology of the Brazilian silverside *Atherinella brasiliensis* (Atherinopsidae) in a sub-tropical estuarine ecosystem.** Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, v. 91, n. 6, p. 1197-120, 2011.

CORRÊA, M. F. M. **Ictiofauna demersal da Baía de Guaraqueçaba (Paraná, Brasil). Composição, estrutura, distribuição espacial, variabilidade temporal e importância como recurso.** Tese de doutorado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2001.

CORRÊA M. O. D. A. & UIEDA V. **Diet of the ichthyofauna associated with marginal vegetation of a mangrove Forest in southeastern Brazil.** Iheringia Série Zoologia, v. 97, p. 486-497. 2007.

CORTELLETE, G. M. **Descrição comparativa da assembléia de peixes de um banco não vegetado formado pela disposição de material dragado e uma planície natural, Baía de Antonina (Paraná, Brasil).** Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007.

COSTA, M. J.; COSTA, J. L.; de ALMEIDA, P. R.; ASSIS, C. A. **Do eel grass beds and salt marsh borders act as preferential nurseries and spawning grounds for fish? An example of the Mira estuary in Portugal.** Ecological Engineering, v. 3, p. 187-195, 1994.

CUNHA, F. 1999. **Estrutura das assembléias de peixes na Gamboa do Sucuriú, Ilha Rasa da Coatinga, Baía de Paranaguá: Agosto/98 a Janeiro/99.** Pontal do Sul-PR. 55 p. Monografia Setor Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná.

CYRUS, D. P. **Turbidity gradients in two indo-pacific estuaries and their influence on fish distribution.** South African Journal of aquatic science, v.18(1/2), p. 51-63, 1992.

CYRUS, D. P. & BLABER, S. J. M. **The influence of turbidity on juvenile marine fishes in estuaries. Part 1. Field studies in Lake St. Lucia on the southeastern coast of Africa.** Journal of experimental marine Biology and ecology, v. 109, p. 53-70, 1987a.

CYRUS, D. P. & BLABER, S. J. M. **The influence of turbidity on juvenile marine fishes in estuaries. Part 2. Laboratory studies, comparisons with field data and conclusions** Journal of experimental marine Biology and ecology, v. 109, p. 71-91, 1987b.

CYRUS, D. P. & BLABER, S. J. M. **Turbidity and salinity in a tropical Northern Australian estuary and their influence on fish distribution.** *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 35, p. 545–563, 1992.

DAY JR, J. W.; HALL, C. A. S.; KEMP, W. M.; YAÑEZ-ARANCIBIA A. **Estuarine Ecology.** Wiley, New York, 1989.

DEEGAN, L. A.; FINN, J. T.; AYVAZIAN, S. G.; RYDER-KIEER, C. A.; BUONACCORSI, J. **Development and validation of an Estuarine Biotic Integrity Index.** *Estuaries*, v. 20, p. 601-617, 1997.

DENNISON, W. C.; ORTH, R. J.; MOORE, K. A.; STEVENSON, J. C.; Carter, V.; KOLLAR, S.; BERGSTROM, P. W.; BATIUK, R. A. **Assessing water quality with submerged aquatic vegetation.** *BioScience*, v. 43, p. 86-94, 1993.

ELLIOT, M. & HEMINGWAY, K. L. **Fishes in estuaries.** USA: Blackwell Science, p. 636, 2002.

ELLIOT, M. & McLUSKY, D. S. **The need for definitions in understanding estuaries.** *Estuarine, coastal and shelf science*, v. 55, p. 815-827, 2002.

ELLIOT M.; WHITFIELD A. K.; POTTER I. C.; BLABER S. J. M.; CYRUS D. P.; NORDLIE F. G.; HARRISON T. D. **The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review.** *Fish and Fisheries*, v. 8, p. 241-268, 2007.

FALCÃO, M. G. **A ictiofauna em planícies de maré nas Baías das Laranjeiras e de Paranaguá, Paraná.** Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

FALCÃO, M. G.; SARPÉDONTI, V.; SPACH, H. L.; OTERO, M. E. B.; QUEIROZ, G. M. L. N.; SANTOS, C. **A ictiofauna em planícies de maré das baías Laranjeiras e de Paranaguá, Paraná, Brasil.** *Revista Brasileira de Zociências*, Curitiba, V.8(2), p. 125-138, 2006.

FALCÃO, M. G.; PICHLER, H. A; FÉLIX, F. C.; SPACH, H. L.; BARRIL, M. E.; ARAUJO, K. C. B.; GODEFROID, R. S. **A ictiofauna como indicador de qualidade ambiental em planícies de maré do Complexo Estuarino de Paranaguá, Brasil.** *Cadernos da Escola de Saúde*, v.1, 2008.

FAUSCH, K. D.; LYONS, J.; KARR, J. R.; ANGERMEIR, P. L. **Fish communities as indicators of environmental degradation.** In: **Biological Indicators of Stress Fish** (Marshal Adams, S., Ed.). Bethesda, MD: American Fisheries Society. p. 123-144, 1990.

FÁVARO, L. F. **A ictiofauna de áreas rasas do Complexo Estuarino Baía de Paranaguá, Paraná.** Tese de doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2004.

FÁVARO, L. F.; OLIVEIRA, E. C.; VENTURA, A. O. B.; VERANI, N. F. **Environmental influences on the spatial and temporal distribution of the puffer fish *Sphoeroides greeleyi* and *Sphoeroides testudineus* in a Brazilian subtropical estuary.** Neotropical Ichthyology, n. 7(2), p. 275-282, 2009.

FÉLIX, F. C.; SPACH, H. L.; HACKRADT, C. W.; MORO, P. S.; ROCHA, D. C. **Abundância sazonal e a composição da assembléia de peixes em duas praias estuarinas da Baía de Paranaguá, Paraná.** Revista Brasileira de Zoociências, v.8(1), p. 35-47, 2006.

FÉLIX, F. C.; SPACH, H. L.; MORO, P. S.; SCHWARZ, R., HACKRADT, C. W.; HOSTIM-SILVA, M. **Utilization patterns of surf zone inhabiting fish from beaches in southern Brazil.** Pan-american Journal of aquatic science, v.2, p. 27-39, 2007a.

FÉLIX, F. C.; SPACH, H. L.; MORO, P. S.; HACKRADT, C. W.; QUEIROZ, G. M. L.; HOSTIM-SILVA, M. **Ichthyofauna composition across a wave-energy gradient on southern Brazil beaches.** Brazilian journal of Oceanography, v.55, p. 281-292, 2007b.

FÉLIX-HACKRADT, F. C.; SPACH, H. L.; MORO, P. S.; PICHLER, H. A.; MAGGI, A. S.; HOSTIM-SILVA, M.; HACKRADT, C. W. **Diel and tidal variation in surf zone fish assemblages of a sheltered beach in southern Brazil.** Latin American Journal of Aquatic Resources, v. 38(3), 2010.

FIGUEIREDO, J. L. & MENEZES, N. **MANUAL DE PEIXES MARINHOS DO SUDESTE DO BRASIL. II. TELEOSTEI (1).** SÃO PAULO: MUSEU DE ZOOLOGIA DA USP. 110P. 1978.

FIGUEIREDO, J. L. & MENEZES, N. **MANUAL DE PEIXES MARINHOS DO SUDESTE DO BRASIL. III. TELEOSTEI (2).** SÃO PAULO: MUSEU DE ZOOLOGIA DA USP. 90P.1980.

FIGUEIREDO, J. L. & MENEZES, N. **MANUAL DE PEIXES MARINHOS DO SUDESTE DO BRASIL. VI. TELEOSTEI (5).** SÃO PAULO: MUSEU DE ZOOLOGIA DA USP. 116 P. 2000.

FLORES-VERDUGO, F.; GONZÁLES-FARÍAS, F.; RAMÍREZ-FLORES, O.; AMEZCUA-LINARES, F.; YAÑES-ARANCIBIA, A.; ALVAREZ-RUBIO, M. & DAY JR, J. W. **Mangrove ecology, aquatic primary productivity, and fish community dynamics in the Teacapán-Agua brava Lagoon-estuarine System (Mexican Pacific).** Estuaries, [S. I.], v. 13-2, p. 219-230, 1990.

FROESE, R. & PAULY D. Editors. **FishBase**. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (10/2012), 2012.

GARCIA, A. M.; VIEIRA, J. P. **Abundância e diversidade da assembléias de peixes dentro e fora de uma pradaria de *Ruppia marítima* L., no estuário da Lagoa dos Patos (RS-Brasil)**. Atlântica, n. 19. p. 161-181, 1997.

GARCIA A. M.; VIEIRA J. P. **O aumento da diversidade de peixes no estuário da Lagoa dos Patos durante o episódio El Niño 1997-1998**. Atlântica, v. 23, p. 133-152, 2001.

GARCIA-CHARTON, J. A. & PEREZ-RUFAZA, A. **A correlation between habitat structure and a rocky reef fish assemblages in the southwest Mediterranean**. Marine Ecology, v. 19, p. 111-129, 1998.

GODEFROID, R. S. **A composição e a abundância de peixes em ambientes rasos**. Tese de doutorado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2002.

GODEFROID, R. S. **Estrutura da comunidade de peixes da zona de arrebentação da praia de Pontal do Sul, Paraná, Brasil**. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1997.

GODEFROID, R. S.; HOFSTAETTER, M.; SPACH, H. L. **Structure of the fish assemblage in the surf zone of the beach at Pontal do Sul, PR**. Neritica, v. 11, p. 77-93, 1997.

GODEFROID, R. S.; HOFSTAETTER, M.; SPACH, H. L. **Moon, tidal and diel influences on catch composition of fishes in the surf one of Pontal do Sul beach, Paraná**. Revista brasileira de zoologia, v. 15, p. 697-701, 1998.

GODEFROID, R. S.; HOFSTAETTER, M.; SPACH, H. L. **Larval fish in the surf zone of Pontal do Sul beach, Paraná PR**. Revista brasileira de zoologia, Curitiba, v.16(4), p. 1005-1011, 1999.

GODEFROID, R. S.; SANTOS, C.; HOFSTAETTER, M.; SPACH, H.L. **Occurrence of Larvae and Juveniles of *Eucinostomus argenteus*, *Eucinostomus gula*, *Menticirrhus americanus*, *Menticirrhus littoralis*, *Umbrina coroides* and *Micropogonias furnieri* at Pontal do Sul beach, Paraná**. Brazilian Archives of Biology and Technology, v. 44 (4), p. 411-418, 2001.

GODEFROID, R. R.; SPACH, H. L.; SCHWARZ Jr., R.; QUEIROZ, G. M. L. N.; OLIVEIRA NETO, J. F. **Efeito da lua e da maré na captura de peixes em uma planície de maré da Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil**. Boletim do Instituto de Pesca, São Paulo, v. 29(1), p. 47-55, 2003.

GODEFROID, R. S.; SPACH, H. L.; SANTOS, C.; MACLAREN, G.; SCHWARZ JR., R. **Mudanças temporais na abundância e diversidade da fauna de peixes do infralitoral raso de uma praia, sul do Brasil.** Ilheringia, Série Zoologia, v. 94(1), p. 95-104, 2004.

GOMES, I. D. **A estrutura da ictiofauna demersal do Paraná, entre os sistemas de Baía de Guaratuba e a Foz do Rio Saí-Guaçu.** Tese de doutorado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

GREENWOOD, M. F. D.; MATHESON Jr., R. E.; McMICHAEL Jr.; R. H.; MACDONALD, T. C. **Community structure of shoreline nekton in the estuarine portion of the Alafia River, Florida: Differences along a salinity gradient and inflow-related changes.** Estuarine, coastal and shelf science, v. 74, p. 223-238, 2007.

GREGG J. C. & FLEEGER J. W. **Importance of emerged and suspended meiofauna to the diet of the darter goby (*Gobionellus boleosoma* Jordan and Gilbert).** Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, v. 209, p. 123-142. 1997.

HACKRADT, C. W.; PICHLER, H. A.; FÉLIX, F. C.; SCHWARZ JR., R.; SILVA, L. O.; SPACH, H. L. **A estrutura da comunidade de peixes em praias de baixa energia do complex estuarino da Baía de Paranaguá, Brasil.** Revista brasileira de zoociências, v. 11(3), p. 231-242, 2009.

HACKRADT, C. W.; FÉLIX-HACKRADT, F. C.; PICHLER, H. A.; SPACH, H. L.; SANTOS, L. O. **Factors influencing spatial patterns of the ichthyofauna of low energy estuarine beaches in southern Brazil.** Journal of the marine association of the United Kingdom, p. 1-13, 2010.

HAEDRICH, R. L. In: KETCHUM, B. H. (ed.). **Ecosystem of the world – Estuaries and enclosed areas.** Amsterdam: Elsevier Science Publishers B. V., p. 183-207. 1983.

HAEDRICH, R. L.; HALL, C. A. S. **Fishes and estuaries.** Estuaries, 19, p. 55-63. 1976.

HANEKOM, N. & BAIRD, D. **Fish community structures in *Zostera* and non-*Zostera* regions of the Kromme estuary, St Francis Bay.** South African journal of zoology, v. 19, p. 295-301, 1984.

HARRIS, S. A.; CYRUS, D. P.; BECKLEY, L. E. **Horizontal trends in larval fish diversity and abundance along an ocean-estuarine gradient on the northern KwaZulu-Natal coast, South Africa.** Estuarine, coastal and shelf science, v. 53, p. 221-235, 2001.

HAYSE J. W. **Feeding habits, age, growth, and reproduction of atlantic spadefish *Chaetodipterus faber* (Pices: Ehippidae) in South Carolina.** Fishery Bulletin, v. 88, p. 67-83, 1990.

HOFSTAETTER, M.; GODEFROID, R. S.; SPACH, H. L. **Ocorrência de larvas de juvenis de *Anchoa parva* e *Anchoa tricolor* (Engraulidae) das Baías de Guaraqueçaba e das Laranjeiras – Paraná.** Revista Uniandrade, v.3(2), p. 83-96, 2002.

HORN, R. L. **Diel and seasonal variation in abundance and diversity of shallow-water fish population in Morro Bay, California.** Fishery Bulletin, [S.I.], v. 78(3) p. 759-770, 1980.

IGNÁCIO, J. M. **Mudança sazonal e entre o dia e a noite nas características da ictiofauna do infralitoral raso do Maciel, Baía de Paranaguá, Paraná.** Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Paraná, Pontal do Paraná, 2008.

IGNÁCIO, J. M.; SPACH, H. L. **Variação entre o dia e a noite nas características da ictiofauna do infralitoral raso do Maciel, Baía de Paranaguá, Paraná.** Revista brasileira de zoociências, v.11(1), p. 25-37, 2009.

IGNÁCIO, J. M.; SPACH, H. L. **Variação sazonal da ictiofauna do infralitoral raso do Maciel, Baía de Paranaguá, Paraná.** Atlântica, v.32(2), p. 163-176, 2010.

INPE/CPTEC. <http://enos.cptec.inpe.br/> acesso outubro de 2012.

JAUREGUIZAR, A. J.; MENNI, R.; BREMEC, C.; MIANZAN, H.; LASTA, C. **Fish assemblage and environmental patterns in the Río de la Plata estuary.** Estuarine, Coastal and Shelf Science, v. 56, p. 921-933, 2003.

JENKINS, G. P. & WHEATLEY, M. J. **The influence of habitats structure on near shore fish assemblage in a southern Australian embayment: Comparison of shallow sea grass, reef-algal and unvegetated sand habitats, with emphasis on their importance to recruitment.** Journal Experimental Marine Biology Ecology, v. 221, p. 147-172, 1998.

KARR, J. R.; FAUSCH, K. D.; ANGERMEIER, P. L.; YANT, P. R; SCHLOSSER, I. J. **Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale.** Illinois Natural History Survey Special Publication, v. 5, p. 1-28, 1986.

KENNISH, M. J. **Ecology of estuaries.** CRC Press, Boca Raton, Boston, 391 p. 1990.

KENNISH, M. J. **Environmental threats and environmental future of estuaries.** Environmental Conservation, v. 29(1), p. 78-107, 2002.

KNOPPERS, B. A.; BRANDINI, F. P.; THAMM, C. A. **Ecological studies in the Bay of Paranaguá. II. Some physical and chemical characteristics.** *Nerítica*, v. 2(1), p. 1-36, 1987.

KUPSCHUS, S. & TREMAIN, D. **Associations between fish assemblages and environmental factors in nearshore habitats of a subtropical estuary.** *Journal of Fish Biology*, v. 58, p. 1383-1403, 2001.

LAEGDSGAARD, P. & JOHNSON, C. R. **Mangrove habitats as nurseries: unique assemblages of juvenile fish in subtropical mangroves in eastern Australia.** *Ecology Marine Progress Series*, v. 126, p. 67-81, 1995.

LAMOUR, M. R.; SOARES, C. R.; CARRILHO, J. C. **Mapas dos parâmetros texturais dos sedimentos de fundo do Complexo Estuarino de Paranaguá – Pr.** *Boletim Paranaense de Geociências*, Curitiba, v. 55, p. 77-82, 2004.

LANA, P. C., MARONE, E. LOPES, R. M.; MACHADO, E. C. **The Subtropical Estuarine Complex of Paranaguá Bay, Brazil.** *In: Seeliger, U. & Kjerfve, B. (Eds), Coastal Marine Ecosystems of Latin America.* Springer-Verlag, Berlin, pp. 131–145. 2001.

LAROUCHE, J.; BARAN, E.; RASOANANDRASANA, N. B. **Temporal patterns in a fish assemblage of semiarid mangrove zone in Madagascar.** *Journal of Fish Biology*, v. 51, p. 3-20, 1997.

LAYMAN, C. A. **Fish assemblage structure of the shallow ocean surf zone on the eastern shore of Virginea barrier islands.** *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 51, p. 201-213, 2000.

LAZZARI, M. A.; SHERMAN, S.; KANWIT, J. K. **Nursery use of shallow habitats by epibentic fishes in marine nearshore waters.** *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 56, p. 73-84, 2003.

LEE, H. J. & GRAHAM, J. B. **Their game is mud.** *Natural history*, v. 111(7), p. 42-47, 2002.

LENANTON, R. C. J.; POTTER, I. C. **Contribution of estuarine to commercial fisheries in temperate western Australia and the concept of estuarine dependence.** *Estuaries*, v. 10, p. 28-35, 1987.

LEY, J. A.; McIVOR, C. C.; MONTAGUE, C. L. **Fishes in mangrove prop-root habitats of northeastern Florida Bay: distinct assemblages across an estuarine gradient.** *Estuarine, coastal and shelf Science*, v. 48, p. 701-723, 1999.

LIN, H. J. & SHAO, K. T. **Seasonal and diel changes in a subtropical mangrove fish assemblage.** *Bulletin of Marine Science*, v. 65(3), p. 775-794, 1999.

LONERAGAN, N. R.; POTTER, I. C. **Factors influencing community structure and distribution of different life-cycle categories of fishes in shallow waters of a large Australian estuary.** Marine Biology, v. 106, p. 25-37, 1990.

LOPES, S. C. G. **Ictiofauna de uma planície de maré adjacente à gamboa do Baguaçu, Baía de Paranaguá.** Monografia, Universidade Federal do Paraná. Pontal do Sul-PR, 2000.

LOUIS, M.; BOUCHON, C.; BOUCHON-NAVARO, Y. **Spatial and temporal variations of mangrove fish assemblages in Martinique (French West Indies).** Hydrobiologia, v. 295, p. 275-284, 1995.

MANDERSON, J. P.; PESSUTTI, J.; HILBERT, J. G.; JUANES, F. **Shallow water predation risk for a juvenile flatfish (winter flounder; *Pseudopleuronectes americanus*, Walbaum) in a northwest Atlantic estuary.** Journal of experimental marine biology and ecology, v. 304, p. 137-157, 2004.

MARONE E.; MACHADO E. C.; LOPES R. M.; SILVA E. T. **Land–ocean fluxes in the Paranaguá Bay estuarine system, Southern Brazil.** Brazilian Journal of Oceanography, v. 53, p. 169-181, 2005.

MARTINO, E. J. & ABLE, K. W. **Fish assemblages across the marine to low salinity transition zone of a temperate estuary.** Estuarine, Coastal and Shelf Science, v. 56, p. 969-987, 2003.

MATIC-SKOKO, S.; PEHARDA, M.; PALLAORO, A.; FRANI_EVI_, M. **SPECIES COMPOSITION, SEASONAL FLUCTUATIONS, AND RESIDENCY OF INSHORE FISH ASSEMBLAGES IN THE PANTAN ESTUARY OF THE EASTERN MIDDLE ADRIATIC.** ACTA ADRIATICA, V. 46(2), P. 201-212, 2005.

MATSUURA, Y. **Contribuição ao estudo da estrutura oceanográfica da região sudeste entre Cabo Frio – RJ e Cabo de Santa Marta Grande – SC.** Ciência e Cultura, v. 38(8), p. 1439-1450, 1986.

McDOWALL, R. M. **The role of estuaries in the life cycles of fishes in New Zealand.** Proceedings of the New Zealand Ecological Society, vol. 23. 1976.

McLUSKY, D. S. **Ecology of estuaries.** Heinemann Educational, 144 p., 1974.

MENEZES, N. & FIGUEIREDO, J. L. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. IV. Teleostei (3).** São Paulo: museu de zoologia da USP. 90p.1980.

MENEZES, N. & FIGUEIREDO, J. L. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. V. Teleostei (4).** São Paulo: museu de zoologia da USP. 90p.1985.

MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B. **Princípios de Oceanografia Física de Estuários**. Edusp, São Paulo. 424p. 2002.

MONTEIRO-NETO, C.; BLACHER, C.; LAURENT, A. A. S.; SNISCK, F. N.; CANOZZI, M. B.; TABAJARA, L. L. C. A. **Estrutura da comunidade de peixes em águas rasas na região de Laguna, SC, Brasil**. Atlântica, Rio Grande, v. 12(2), p. 53-69, 1990.

MONTEIRO-NETO, C.; MUSICK, J. A.; **Effects of beach seine on the assessment of surf zone fish communities**. Atlântica, Rio Grande, v. 16, p. 23-29, 1994.

MORRISON, M. A.; FRANCIS, M. P.; HARTILL, B. W.; PARKINSON, D. M. **Diurnal and tidal variation in the abundance of the fish fauna of temperate tidal mudflat**. Estuarine, coastal and shelf science, v. 54, p. 793-80, 2002.

MORRISON, M. G. **Bird populations as indicators of environmental change**. Current Ornithology, v. 3, p. 429-451, 1986.

MOYLE, P. B. & CECH Jr., J. J. **Fishes an introduction to ichthyology**. 2 ed. Prentice Hall, New Jersey, USA. 560 p. 1988.

NAGELKERKEN I.; VELDE G. V. D.; MORINIÈRE E. C. D. L. **Fish feeding guilds along a gradient of bay biotopes and coral reef depth zones**. Aquatic Ecology, v. 35, p. 73-86, 2001.

NAGELKERKEN I. & VELDE G. V. D. **Do non-estuarine mangroves harbour higher densities of juvenile fish than adjacent shallow-water and coral reef habitats in Curaçao (Netherlands Antilles)?** Marine Ecology Progress Series, v. 245, p. 191-204, 2002.

NARDI, M. **Assembléia de peixes em um ambiente de gamboa**. Monografia, Universidade Federal do Paraná, Pontal do Sul-PR, 1999.

NASH, R. D. M.; SANTOS, R. S. **Seasonality in diel catch rate of small fishes in a shallow-water fish assemblage at Porto Pim Bay, Faial, Azores**. Estuarine, coastal and shelf science, London, v.47, p. 319-328, 1998.

NETTO, S. A. & LANA, P. C. **Influence of *Spartina alterniflora* on Superficial Sediment Characteristics of Tidal Flats in Paranaguá Bay (South-eastern Brazil)**. Estuarine, Coastal and Shelf Science, v. 44, p. 641-648, 1997.

NOERNBERG M. A.; LAUTERT L. F. C.; ARAÚJO A. D.; MARONE E.; ANGELOTTI R.; NETTO JR., J. P. B.; KRUG L. A. **Remote Sensing and GIS Integration for Modelling the Paranaguá Estuarine Complex – Brazil**. Journal of Coastal Research v. 39 (SI), p. 1627-1631, 2004.

ODUM, E. P. **Fundamentos de Ecologia**. 7ª edição, editora Guanabara Koogan, Rio de Janeiro, 927p. 2004.

OLIVEIRA, E. C. **Ictiofauna da face norte da Ilha Rasa da Cotinga, Baía de Paranaguá, Paraná: composição, estrutura da assembléia e reprodução**. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2008.

OLIVEIRA NETO, J. F.; GODEFROID, R. S.; QUEIROZ, G. M. L. N.; SCHWARZ JR., R. **Variação diuturna na captura de peixes em uma planície de maré da Baía de Paranaguá, PR**. Acta Biologica Leopoldensia. v. 26-1, p. 125-138, 2004.

PAIVA-FILHO, A. M. & TOSCANO, A. P. **Estudo comparativo e variação sazonal da ictiofauna na zona entremarés do Mar Casado – Guarujá e Mar Pequeno – São Vicente, São Paulo**. Boletim do Instituto Oceanográfico, São Paulo, v. 35(2), p. 153-165, 1987.

PATERSON, A. W. & WHITFIELD, A. K. **Do Shallow-water Habitats Function as Refugia for Juvenile Fishes?** Estuarine, coastal and shelf science, v. 51, p. 359-364, 2000.

PICHLER, H. A. **Ictiofauna em planícies de maré da Baía dos Pinheiros, Paraná**. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Paraná, Pontal do Paraná, 2005.

PICHLER, H. A. **Utilização de planícies de maré pela ictiofauna em dois setores do estuário de Paranaguá, Sul do Brasil**. Tese de doutorado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2009.

PINHEIRO, P. C. **Dinâmica das comunidades de peixes em três áreas amostrais, da Ilha do Mel, Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil**. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1999.

POSTMA, H. **Tidal flats areas**. In B. O. Jansson (ed.), Coastal Offshore Ecosystem Interaction, SpringerVerlag, Berlin: 102–121. 1988.

POTTER, I. C.; CLARIDGE, P. N.; WARWICK, R. M. **Consistency of seasonal changes in an estuarine fish assemblage**. Mar. Ecol. Prog. Ser., [S. I.], v. 32, p. 217-226, 1986.

QUEIROZ, G. M. L. N. **Caracterização da ictiofauna demersal de duas áreas do Complexo estuarino de Paranaguá, Paraná**. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Paraná, Pontal do Paraná, 2005.

QUEIROZ, G. M. L. N.; SPACH, H. L.; SOBOLEWSKI-MORELOS, M.; SANTOS, L. O.; SCHWARZ JR., R. **Caracterização da ictiofauna demersal de duas áreas do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil.** Biociências, v. 14(2), p. 112-124, 2006.

QUEIROZ, G. M. L. N.; SPACH, H. L.; SOBOLEWSKI-MORELOS, M.; SCHWARZ JR., R. **A ictiofauna demersal de áreas com diferentes níveis de ocupação humana, no estuário de Paranguá.** Arquivos de ciências do mar, v. 40(2), p. 80-91, 2007.

RAMOS, L. A. & VIEIRA, J. P. **COMPOSIÇÃO ESPECÍFICA E ABUNDÂNCIA DE PEIXES DE ZONAS RASAS DOS CINCO ESTUÁRIOS DO RIO GRANDE DO SUL, BRASIL.** BOLETIM DO INSTITUTO DE PESCA, V. 27(1), P. 109-121, 2001.

RANDALL J. E. **Food habits of reef fishes of the West Indies.** Studies in Tropical Oceanography, v. 5, p. 665-847, 1967.

RAZ-GUZMAN, A. & HUIDOBRO, L. **Fish communities in two environmental different estuarine systems of Mexico.** Journal of Fish Biology, v. 60, p. 1-14, 2002.

REIS-FILHO J. A.; NUNES J. A. C. C.; FERREIRA A. **Estuarine ichthyofauna of the Paraguaçu River, Todos os Santos Bay, Bahia, Brazil.** Biota Neotropica, v. 10(4), p. 301-312, 2010.

REISE, K. **Tidal flat ecology.** Berlin: Spring-Verlag, 191 p. 1985.

ROCHA, C.; FÁVARO, L. F.; SPACH, H. L. **Aspectos reprodutivos de *Sphoeroides testudineus* (Linnaeus) (Pisces, Osteichthyes, Tetraodontidae) da gamboa do Bagaçu, Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil.** Revista brasileira de zoologia, Curitiba, v. 19(1), p. 57-63, 2002.

ROCHA, G. R. A. & ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C. L. D. B. **Demersal fish community on the inner shelf of Ubatuba, southeastern Brazil.** Revista Brasileira de Oceanografia, v. 46(2), p. 93-109, 1998

ROGERS, S. I. & MILLER, R. S. **Factors affecting annual abundance on regional distribution of English inshore demersal fish populations: 1973 to 1995.** ICES Journal of Marine Science, v. 53, p. 1094-1112, 1996.

ROSS, S. W.; McMICHAEL, R. H.; RUPLE, D. L. **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, London, v.25, p. 391-412, 1987.

SACCARDO S. A. & ROSSI-WONGTSCHOWSKI C. L. D. B. **Biologia e avaliação do estoque da Sardinha *Sardinella brasiliensis*: uma compilação.** Atlântica, v. 13, p. 29-43, 1991.

SANTOS, C. **Comunidade de peixes demersais e ciclo reprodutivo de quatro espécies da família Sciaenidae na plataforma interna entre Superagüi e Praia de Leste, PR.** Tese de doutorado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

SANTOS, C.; SCHWARZ Jr., R.; OLIVEIRA NETO, J. F.; SPACH, H. L. **A ictiofauna em duas planícies de maré do setor euhalino da Baía de Paranaguá, PR.** Boletim do Instituto de Pesca, v. 28(1), p. 49-60, 2002.

SCHAEFER, D. W.; ETTINGER, W. H.; TUCKER, W. J.; KERSTER, H. W. **Evaluation of community-based index using benthic-indicator organisms classifying stream quality.** Journal of Water Pollution Control Federation, v. 57, p. 167-171, 1985.

SCHULTZ, Y. D.; FÁVARO, L. F.; SPACH, H. L. **Aspectos reprodutivos de *Sphaeroides greeleyi* (Gilbert), Pisces, Osteichthyes, Tetraodontidae, da gamboa do Bagaçu, Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil.** Revista Brasileira de Zoologia, Curitiba, v. 19(1), p. 65-76, 2002.

SCHWARZ JÚNIOR, R. **A ictiofauna demersal da Baía dos Pinheiros, Paraná.** Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

SCHWARZ JÚNIOR, R. **Composição, estrutura e abundância da ictiofauna capturada com redes de arrasto de portas na plataforma continental interna rasa do litoral do Paraná.** Tese de doutorado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2009.

SERGIPENSE S.; CARAMASHI E. P.; SAZIMA I. **Morfologia e hábitos alimentares de duas espécies de Engraulidae (Teleostei-Clupeiformes) na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro.** Boletim do Instituto Oceanográfico, v. 47, p. 173-188, 1999.

SILVA, F. F. G. **Composição e distribuição da ictiofauna do rio Guaraguaçu (Paranaguá, Paraná-Br) e biologia alimentar de três espécies.** Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2008.

SPACH, H. L.; SANTOS, C.; GODEFROID, R. S. **Padrões temporais na assembléia de peixes na gamboa do Sucuriú, Baía de Paranaguá, Brasil.** Revista Brasileira de Zoologia, v.20(4), p. 591-600, 2003.

SPACH, H. L.; SANTOS, C.; GODEFROID, R. S.; NARDI, M.; CUNHA, F. **A study of the fish community structure in a tidal creek.** Brazilian Journal of Biology, v. 64(2), p. 337-351, 2004a.

SPACH, H. L.; GODEFROID, R. S.; SANTOS, C.; SCHWARZ Jr., R.; QUEIROZ, G. M. L. **Temporal variation in fish assemblage composition on tidal flat.** Brazilian Journal of Biology, v.52(1), p. 47-58, 2004b.

SPACH, H. L.; FÉLIX, F. C.; HACKRADT, C. W.; LAUFER, D. C.; MORO, P. S.; CATTANI, A. P. **Utilização de ambientes rasos por peixes na Baía de Antonina, Paraná.** Biociências, v.14 (2), p. 125-135, 2006.

SPACH, H. L.; SANTOS, C.; PICHLER, H. A.; IGNÁCIO, J. M.; STOIEV, S. B.; BERNARDO, C. **Padrões estruturais da assembléia de peixes em duas áreas do Canal da Cotinga, Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil.** Bioikos, v.21(2), p. 57-67, 2007.

SPACH, H. L.; SILVA, A. L. C.; BERTOLLI, L. M.; CATTANI, A. P.; BUDEL, B. R.; SANTOS, L. O. **Assembléias de peixes em diferentes ambientes da desembocadura do rio Saí Guaçu, Sul do Brasil.** Pan-american journal of aquatic sciences, v.5(1), p. 126-138, 2010.

STEFANONI M. F. **Inter-relações tróficas e ictiofauna de uma praia da Ilha das Peças, Paraná.** Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2007.

SUDA, Y.; INOUE, T.; UCHIDA, H. **Fish communities in the surf zone of protected sandy beach at Doihahama, Yamaguchi Prefecture, Japan.** Estuarine, coastal and shelf science, London, v. 55, p. 81-96, 2002.

TAYLOR, J. C. & RAND, P. S. **Spatial overlap and distribution of anchovies (*Anchoa spp.*) and copepods in a shallow stratified estuary.** Aquatic Living Resources, v. 16, p. 191–196, 2003.

TEIXEIRA R. L. **Distribution and feeding habits of the young common snook, *Centropomus undecimalis* (Pisces: Centropomidae), in the shallow waters of a tropical Brazilian estuary.** Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão, v. 6, p. 35-46, 1997.

TEIXEIRA R. L. & HAIMOVICI M. **Distribuição, reprodução e hábitos alimentares de *Prionotus punctatus* e *P. nudigula* (Pices: Triglidae) no litoral do Rio Grande do Sul, Brasil.** Atlântica, v. 11, p. 13-45, 1989.

TEIXEIRA, R. L. & FALCÃO, G. A. F. **Composição da fauna nectônica do complexo lagunar Mundaú-Manguaba, Maceió, Al., Brasil.** Atlântica, Rio Grande, v. 4, p. 43-58 1992.

THIEL, R.; SEPULVEDA, A.; KAFEMANN, R.; NELLEN, W. **Environmental factors as forces structuring the fish community of the Elbe Estuary.** Journal of Fish Biology, v. 46, p. 47-69, 1995.

VALESINI, F. J.; POTTER, I. C.; PLATELL, M. E.; HYNDES, G. A. **Ichthyofaunas of a temperate estuary and adjacent marine embayment. Implications regarding choice of nursery area and influence of environmental changes.** Marine Biology, v. 128(2) , p. 317-328, 1997.

VENDEL, A. L. **Dinamica e estrutura da assembléia de peixes na gamboa do Baguaçu, Baía de Paranaguá, Paraná.** Monografia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1997.

VENDEL, A. L. **Áreas rasas abertas e semi-fechadas em ambientes estuarinos: uma análise ictiofaunística.** Tese de doutorado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2004.

VENDEL, A. L. & CHAVES, P. T. C. **Alimentação de *Bairdiella ronchus* (Cuvier) (Teleostei, Sciaenidae) na Baía de Guaratuba, Paraná, Brasil.** Revista Brasileira de Zoologia, v. 15(2), p. 297-305, 1998.

VENDEL, A. L. & CHAVES, P. T. **Use of an estuarine environment (Barra do Saí lagoon, Brazil) as nursery by fish.** Revista Brasileira de Zoologia, v. 23(4), p. 1117-1122, 2006.

VENDEL, A. L.; SPACH, H. L.; LOPES, S. G.; SANTOS, C. **Structure and dynamics of the fish assemblages in a tidal creek environment.** Brazilian Archives of Biology and Technology, v. 45(3), p. 365-373, 2002.

VENDEL, A. L.; LOPES, S. G.; SANTOS, C. & SPACH, H. L. **Fish assemblages in tidal flat.** Brazilian Archives an Biology and Technology. v. 46(2), p. 233-242, 2003.

VIDY, G. **Estuarine and mangrove systems and the nursery concept: which is which? The case of the Sine Saloum system (Senegal).** Wetlands Ecology and Management. v. 8, p. 37-51, 2000.

VIEIRA J. P. **Juvenile Mulletts (Pisces: Mugilidae) in the estuary of Lagoa dos Patos, RS, Brazil.** Copeia, v. 2, p. 409-418. 1991.

VIEIRA, J.P. & CASTELLO, J.P. **Fish fauna.** In: SEELIGER, U. ODEBRECHT, C. & CASTELLO, J. (eds.). **Subtropical convergence marine ecosystem. The coast and the sea in the warm temperate southwestern atlantic.** Springer Verlag, Heidelberg, New York. Chapter 4.13:56:61. 1996.

VIEIRA, J. P & MUSICK, J. A. **Latitudinal patterns in diversity of fishes in warm-temperate and tropical estuarine waters of the Western Atlantic.** Atlântica v. 15, p. 115-133, 1993.

VILAR, C. C. **Estrutura, dinâmica espacial e sazonal da ictiofauna de áreas entremarés da Baía da Babitonga, Santa Catarina.** Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2009.

VILAR C. C., SPACH H. L.; JOYEUX J. C. **Spatial and temporal changes in the fish assemblage of a subtropical estuary in Brazil: environmental effects.** Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, V. 91, n. 3, p. 635-648, 2011a.

VILAR, C. C.; SPACH, H. L.; SANTOS, L. O. **Fish fauna of Baía da Babitonga (southern Brazil), with remarks on species abundance, ontogenic stage and conservation status.** Zootaxa (Auckland. Print), v. 2734, p. 40-52, 2011b.

WHITFIELD, A. K. **Fishes and the environmental status of South African estuaries.** Fisheries Management and Ecology, v. 3, p. 45-57, 1996.

WHITFIELD, A. K. **Ichthyofaunal assemblages in estuaries: A South African case study.** Reviews in Fish Biology and Fisheries, v. 9, p. 151-186, 1999.

WHITFIELD, A. K. & ELLIOTT, M. **Fishes as indicators of environment and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future.** Journal of Fish Biology 61 (Supplement A): 229 – 250. 2002.

YAÑES-ARANCIBIA, A. **Ecología de la zona costeira.** AGT Editor, México, DF. 197p. 1986.

ZAHORCSAK P.; SILVANO R. A. M.; SAZIMA I. **Feeding biology of a guild of benthivorous fishes in a sandy shore on south-eastern Brazilian coast.** Revista Brasileira de Biologia, v. 60, p. 511-518, 2000.

8. ANEXOS

ANEXO 1 - Planilha com os valores das variáveis ambientais para cada ponto de coleta nas áreas rasas do eixo norte-sul do complexo estuarino de Paranaguá no período de agosto de 2010 a julho de 2011. Onde FS – final da seca, IC – início da chuvosa, FC – final da chuvosa e IS – início da seca.

(continua)

Mês	Estação	Ponto	Setor	Temperatura	Estratificação salina	Clorofila	Turbidez	Profundidade do arrasto
Agosto	FS	IR1	I	20,799	3,355	4,504	14,686	0,70
Agosto	FS	IR2	I	20,886	2,393	4,583	14,717	0,65
Agosto	FS	IR3	I	20,987	1,191	3,844	12,673	0,70
Agosto	FS	IR4	I	21,328	0,021	3,670	15,001	0,75
Agosto	FS	IR5	I	21,404	1,779	3,415	20,809	0,77
Agosto	FS	IR6	I	21,635	0,942	3,088	16,611	0,48
Agosto	FS	IR7	I	21,797	1,241	3,237	15,945	0,63
Agosto	FS	PPA8	II	21,840	4,703	2,131	3,997	0,57
Agosto	FS	PC9	II	21,959	0,219	1,755	3,561	0,42
Agosto	FS	PI10	II	22,917	-0,007	1,857	9,115	0,32
Agosto	FS	IRC11	II	21,851	2,810	1,635	2,025	0,29
Agosto	FS	IRC12	II	22,108	2,822	1,585	3,097	0,50
Agosto	FS	IRC13	II	21,964	2,385	1,699	2,929	0,46
Agosto	FS	IRC14	II	21,327	0,776	1,559	1,486	0,49
Agosto	FS	MP15	III	20,884	1,956	1,413	1,806	0,53
Agosto	FS	PP16	III	20,886	1,274	1,418	1,418	0,61
Agosto	FS	RP17	III	22,710	1,761	1,405	1,422	0,48
Setembro	FS	IR1	I	20,646	12,617	3,174	9,837	0,55
Setembro	FS	IR2	I	21,052	1,599	3,223	9,251	0,45
Setembro	FS	IR3	I	20,936	2,913	3,287	14,417	0,38
Setembro	FS	IR4	I	20,943	0,112	3,480	30,416	0,35
Setembro	FS	IR5	I	21,053	0,152	3,619	25,613	0,29
Setembro	FS	IR6	I	21,138	0,073	4,189	40,953	0,10
Setembro	FS	IR7	I	21,154	0,575	5,508	43,019	0,27
Setembro	FS	PPA8	II	21,765	0,044	2,910	6,198	0,14
Setembro	FS	PC9	II	21,666	0,056	2,609	7,960	0,25
Setembro	FS	PI10	II	24,056	-0,808	3,063	20,006	0,24
Setembro	FS	IRC11	II	21,593	-0,018	1,468	4,090	0,40
Setembro	FS	IRC12	II	21,778	-0,009	1,546	3,728	0,32
Setembro	FS	IRC13	II	23,466	0,904	1,654	5,902	0,55
Setembro	FS	IRC14	II	21,100	1,817	4,537	23,060	0,46
Setembro	FS	MP15	III	20,781	0,894	1,688	8,691	0,50
Setembro	FS	PP16	III	20,440	0,530	1,391	6,078	0,50
Setembro	FS	RP17	III	20,199	0,019	0,925	4,098	0,22

ANEXO 1 - Planilha com os valores das variáveis ambientais para cada ponto de coleta nas áreas rasas do eixo norte-sul do complexo estuarino de Paranaguá no período de agosto de 2010 a julho de 2011. Onde FS – final da seca, IC – início da chuvosa, FC – final da chuvosa e IS – início da seca.

(continua)

Mês	Estação	Ponto	Setor	Temperatura	Estratificação salina	Clorofila	Turbidez	Profundidade do arrasto
Outubro	IC	IR1	I	20,059	0,110	9,812	13,603	0,52
Outubro	IC	IR2	I	20,883	6,266	3,789	10,474	0,50
Outubro	IC	IR3	I	20,977	4,935	4,655	15,153	0,47
Outubro	IC	IR4	I	20,740	1,776	2,668	6,656	0,56
Outubro	IC	IR5	I	21,401	2,181	3,351	17,962	0,53
Outubro	IC	IR6	I	20,533	9,329	3,547	15,928	0,35
Outubro	IC	IR7	I	20,933	4,101	2,990	11,365	0,41
Outubro	IC	PPA8	II	21,339	0,182	2,038	3,802	0,33
Outubro	IC	PC9	II	21,400	0,884	2,314	5,435	0,27
Outubro	IC	PI10	II	20,895	0,261	4,303	5,373	0,23
Outubro	IC	IRC11	II	21,174	2,461	2,973	4,770	0,31
Outubro	IC	IRC12	II	21,156	4,280	2,402	3,567	0,34
Outubro	IC	IRC13	II	21,214	3,758	3,203	5,056	0,18
Outubro	IC	IRC14	II	21,332	0,013	2,510	2,030	0,18
Outubro	IC	MP15	III	21,153	-0,001	2,400	7,138	0,32
Outubro	IC	PP16	III	21,055	1,350	2,596	14,839	0,58
Outubro	IC	RP17	III	20,821	0,878	3,560	15,128	0,23
Novembro	IC	IR1	I	24,814	7,658	4,388	33,297	0,54
Novembro	IC	IR2	I	25,182	5,032	5,914	15,630	0,43
Novembro	IC	IR3	I	25,294	5,465	3,814	18,541	0,68
Novembro	IC	IR4	I	25,065	4,416	3,013	10,361	1,20
Novembro	IC	IR5	I	25,151	9,281	9,767	32,180	0,88
Novembro	IC	IR6	I	25,183	7,553	6,246	52,035	0,82
Novembro	IC	IR7	I	25,313	4,057	5,555	28,523	0,66
Novembro	IC	PPA8	II	26,132	0,285	2,108	7,397	0,46
Novembro	IC	PC9	II	25,957	1,273	2,343	5,643	0,26
Novembro	IC	PI10	II	25,664	1,382	4,148	7,512	0,23
Novembro	IC	IRC11	II	25,177	2,749	3,629	4,905	0,20
Novembro	IC	IRC12	II	25,240	1,483	2,516	9,758	0,17
Novembro	IC	IRC13	II	25,372	1,703	2,566	12,044	0,17
Novembro	IC	IRC14	II	25,890	0,015	2,348	6,400	0,32
Novembro	IC	MP15	III	25,247	1,048	2,446	8,385	0,35
Novembro	IC	PP16	III	25,134	4,232	2,866	10,350	0,50
Novembro	IC	RP17	III	28,057	10,146	4,393	6,263	0,32

ANEXO 1 - Planilha com os valores das variáveis ambientais para cada ponto de coleta nas áreas rasas do eixo norte-sul do complexo estuarino de Paranaguá no período de agosto de 2010 a julho de 2011. Onde FS – final da seca, IC – início da chuvosa, FC – final da chuvosa e IS – início da seca.

(continua)

Mês	Estação	Ponto	Setor	Temperatura	Estratificação salina	Clorofila	Turbidez	Profundidade do arrasto
Dezembro	IC	IR1	I	21,083	14,632	2,050	5,994	0,53
Dezembro	IC	IR2	I	21,240	13,967	1,954	5,574	0,49
Dezembro	IC	IR3	I	21,309	14,409	2,344	11,033	0,49
Dezembro	IC	IR4	I	21,503	10,566	2,671	6,317	0,79
Dezembro	IC	IR5	I	21,685	12,841	1,757	3,892	0,75
Dezembro	IC	IR6	I	21,721	9,867	2,160	4,757	0,71
Dezembro	IC	IR7	I	21,956	11,998	1,661	3,549	0,58
Dezembro	IC	PPA8	II	23,239	3,616	1,888	2,646	0,73
Dezembro	IC	PC9	II	23,131	1,493	2,551	5,595	0,54
Dezembro	IC	PI10	II	22,759	0,893	2,860	5,334	0,50
Dezembro	IC	IRC11	II	23,917	7,277	3,547	2,734	0,48
Dezembro	IC	IRC12	II	23,814	8,875	1,509	2,104	0,22
Dezembro	IC	IRC13	II	24,181	7,599	1,508	1,962	0,30
Dezembro	IC	IRC14	II	24,196	0,203	1,522	4,036	0,35
Dezembro	IC	MP15	III	23,385	9,145	2,001	2,409	0,39
Dezembro	IC	PP16	III	23,737	1,761	2,455	1,752	0,57
Dezembro	IC	RP17	III	21,788	8,012	7,425	5,340	0,27
Janeiro	FC	IR1	I	28,576	5,501	3,271	9,554	0,70
Janeiro	FC	IR2	I	28,194	6,726	3,232	8,771	0,78
Janeiro	FC	IR3	I	28,340	6,201	3,389	11,731	0,61
Janeiro	FC	IR4	I	28,512	4,385	3,082	9,356	1,20
Janeiro	FC	IR5	I	27,944	8,829	2,825	7,879	0,92
Janeiro	FC	IR6	I	28,381	5,502	2,747	7,616	0,77
Janeiro	FC	IR7	I	28,331	4,508	2,911	9,998	0,48
Janeiro	FC	PPA8	II	28,594	2,602	3,472	12,517	0,70
Janeiro	FC	PC9	II	27,983	6,654	3,105	8,273	0,40
Janeiro	FC	PI10	II	27,857	2,726	4,295	15,020	0,25
Janeiro	FC	IRC11	II	28,431	0,348	3,353	5,269	0,13
Janeiro	FC	IRC12	II	28,422	3,464	3,332	5,358	0,39
Janeiro	FC	IRC13	II	28,417	5,372	2,748	4,835	0,24
Janeiro	FC	IRC14	II	28,181	-0,164	2,840	6,247	0,27
Janeiro	FC	MP15	III	28,223	2,967	2,948	8,945	0,48
Janeiro	FC	PP16	III	27,803	5,183	3,444	7,194	0,55
Janeiro	FC	RP17	III	27,263	5,231	8,340	5,800	0,42

ANEXO 1 - Planilha com os valores das variáveis ambientais para cada ponto de coleta nas áreas rasas do eixo norte-sul do complexo estuarino de Paranaguá no período de agosto de 2010 a julho de 2011. Onde FS – final da seca, IC – início da chuvosa, FC – final da chuvosa e IS – início da seca.

(continua)

Mês	Estação	Ponto	Setor	Temperatura	Estratificação salina	Clorofila	Turbidez	Profundidade do arrasto
Fevereiro	FC	IR1	I	28,057	4,693	3,976	10,228	0,53
Fevereiro	FC	IR2	I	28,241	5,010	4,733	43,727	0,51
Fevereiro	FC	IR3	I	28,098	19,258	6,839	28,294	0,43
Fevereiro	FC	IR4	I	28,749	1,722	7,034	107,968	0,34
Fevereiro	FC	IR5	I	28,946	3,821	3,651	20,592	0,29
Fevereiro	FC	IR6	I	28,750	2,465	4,664	35,008	0,36
Fevereiro	FC	IR7	I	28,850	3,062	6,094	37,119	0,28
Fevereiro	FC	PPA8	II	29,302	0,303	2,331	6,504	0,31
Fevereiro	FC	PC9	II	-	-	-	-	0,39
Fevereiro	FC	PI10	II	-	-	-	-	0,15
Fevereiro	FC	IRC11	II	-	-	-	-	0,25
Fevereiro	FC	IRC12	II	-	-	-	-	0,22
Fevereiro	FC	IRC13	II	-	-	-	-	0,26
Fevereiro	FC	IRC14	II	-	-	-	-	0,30
Fevereiro	FC	MP15	III	-	-	-	-	0,49
Fevereiro	FC	PP16	III	-	-	-	-	0,45
Fevereiro	FC	RP17	III	-	-	-	-	0,45
Março	FC	IR1	I	25,008	8,865	4,652	18,820	0,36
Março	FC	IR2	I	24,717	8,519	4,727	14,038	0,29
Março	FC	IR3	I	24,871	7,262	4,249	10,093	0,32
Março	FC	IR4	I	24,962	3,004	6,857	64,381	0,20
Março	FC	IR5	I	25,171	3,626	6,571	53,121	0,47
Março	FC	IR6	I	25,500	2,251	5,901	36,145	0,34
Março	FC	IR7	I	25,404	1,636	5,541	27,794	0,28
Março	FC	PPA8	II	26,103	1,788	3,111	6,642	0,30
Março	FC	PC9	II	26,533	-0,259	3,094	12,350	0,25
Março	FC	PI10	II	25,929	1,563	6,319	25,234	0,22
Março	FC	IRC11	II	26,065	3,874	3,088	13,003	0,21
Março	FC	IRC12	II	22,091	2,164	2,723	3,494	0,18
Março	FC	IRC13	II	26,273	3,683	3,902	20,105	0,25
Março	FC	IRC14	II	26,240	0,038	2,998	3,804	0,28
Março	FC	MP15	III	26,259	0,768	1,797	2,056	0,52
Março	FC	PP16	III	26,225	1,031	1,796	3,269	0,55
Março	FC	RP17	III	27,122	5,384	1,693	1,674	0,38

ANEXO 1 - Planilha com os valores das variáveis ambientais para cada ponto de coleta nas áreas rasas do eixo norte-sul do complexo estuarino de Paranaguá no período de agosto de 2010 a julho de 2011. Onde FS – final da seca, IC – início da chuvosa, FC – final da chuvosa e IS – início da seca.

(continua)

Mês	Estação	Ponto	Setor	Temperatura	Estratificação salina	Clorofila	Turbidez	Profundidade do arrasto
Abril	IS	IR1	I	-	-	-	-	0,58
Abril	IS	IR2	I	-	-	-	-	0,52
Abril	IS	IR3	I	-	-	-	-	0,47
Abril	IS	IR4	I	-	-	-	-	0,32
Abril	IS	IR5	I	-	-	-	-	0,52
Abril	IS	IR6	I	-	-	-	-	0,48
Abril	IS	IR7	I	-	-	-	-	0,35
Abril	IS	PPA8	II	-	-	-	-	0,33
Abril	IS	PC9	II	-	-	-	-	0,30
Abril	IS	PI10	II	-	-	-	-	0,18
Abril	IS	IRC11	II	-	-	-	-	0,22
Abril	IS	IRC12	II	-	-	-	-	0,22
Abril	IS	IRC13	II	-	-	-	-	0,25
Abril	IS	IRC14	II	-	-	-	-	0,30
Abril	IS	MP15	III	-	-	-	-	0,47
Abril	IS	PP16	III	-	-	-	-	0,70
Abril	IS	RP17	III	-	-	-	-	0,35
Maio	IS	IR1	I	20,297	5,597	4,222	10,525	0,44
Maio	IS	IR2	I	20,836	3,325	5,518	15,687	0,43
Maio	IS	IR3	I	21,003	3,184	5,900	18,007	0,53
Maio	IS	IR4	I	21,074	1,611	2,776	14,492	0,25
Maio	IS	IR5	I	21,074	0,782	3,408	33,126	0,35
Maio	IS	IR6	I	21,083	1,018	3,205	21,409	0,24
Maio	IS	IR7	I	20,978	2,002	3,428	20,987	0,27
Maio	IS	PPA8	II	21,653	0,361	1,594	2,300	0,24
Maio	IS	PC9	II	21,898	2,306	1,216	2,604	0,19
Maio	IS	PI10	II	23,729	4,235	1,820	11,938	0,18
Maio	IS	IRC11	II	22,057	1,032	1,872	3,445	0,18
Maio	IS	IRC12	II	22,091	2,164	2,723	3,494	0,20
Maio	IS	IRC13	II	22,156	2,338	2,197	3,357	0,23
Maio	IS	IRC14	II	22,225	2,663	13,040	5,110	0,20
Maio	IS	MP15	III	21,696	1,713	1,899	4,429	0,30
Maio	IS	PP16	III	22,200	1,592	2,198	10,175	0,57
Maio	IS	RP17	III	22,286	1,283	1,760	6,319	0,17

ANEXO 1 - Planilha com os valores das variáveis ambientais para cada ponto de coleta nas áreas rasas do eixo norte-sul do complexo estuarino de Paranaguá no período de agosto de 2010 a julho de 2011. Onde FS – final da seca, IC – início da chuvosa, FC – final da chuvosa e IS – início da seca. (conclui)

Mês	Estação	Ponto	Setor	Temperatura	Estratificação salina	Clorofila	Turbidez	Profundidade do arrasto
Junho	IS	IR1	I	20,123	2,828	1,718	5,828	0,47
Junho	IS	IR2	I	20,053	5,236	2,284	9,691	0,53
Junho	IS	IR3	I	20,150	2,764	2,923	19,714	0,54
Junho	IS	IR4	I	20,387	0,070	1,555	4,970	0,82
Junho	IS	IR5	I	20,332	3,008	2,072	15,009	0,77
Junho	IS	IR6	I	20,331	1,122	1,828	5,360	0,67
Junho	IS	IR7	I	20,331	0,179	2,096	3,805	0,37
Junho	IS	PPA8	II	20,361	0,523	2,933	2,578	0,97
Junho	IS	PC9	II	20,191	1,403	1,403	2,379	0,45
Junho	IS	PI10	II	20,114	0,792	4,177	36,172	0,40
Junho	IS	IRC11	II	20,279	3,591	1,744	4,424	0,31
Junho	IS	IRC12	II	20,263	0,166	1,597	6,572	0,25
Junho	IS	IRC13	II	20,276	2,905	1,874	5,920	0,22
Junho	IS	IRC14	II	20,349	-0,080	1,917	8,057	0,15
Junho	IS	MP15	III	20,244	0,323	1,268	1,895	0,25
Junho	IS	PP16	III	20,270	0,397	1,197	2,427	0,50
Junho	IS	RP17	III	20,305	2,291	1,218	2,120	0,35
Julho	FS	IR1	I	16,791	11,954	1,415	2,463	0,43
Julho	FS	IR2	I	16,569	11,255	1,470	2,551	0,43
Julho	FS	IR3	I	16,695	9,818	1,343	2,539	0,47
Julho	FS	IR4	I	16,758	3,933	1,469	3,108	0,67
Julho	FS	IR5	I	16,840	4,819	1,441	3,590	0,42
Julho	FS	IR6	I	16,905	4,087	1,489	4,296	0,30
Julho	FS	IR7	I	17,027	3,132	1,891	3,901	0,27
Julho	FS	PPA8	II	17,379	4,370	1,404	1,422	0,18
Julho	FS	PC9	II	17,528	3,498	1,505	2,203	0,20
Julho	FS	PI10	II	17,773	0,549	1,888	6,585	0,15
Julho	FS	IRC11	II	17,873	5,387	1,103	2,756	0,13
Julho	FS	IRC12	II	17,982	4,076	1,293	3,198	0,13
Julho	FS	IRC13	II	18,135	3,648	1,333	6,495	0,15
Julho	FS	IRC14	II	18,737	2,579	1,557	4,480	0,15
Julho	FS	MP15	III	17,706	0,601	1,626	4,629	0,30
Julho	FS	PP16	III	18,029	0,535	1,728	4,473	0,47
Julho	FS	RP17	III	18,071	0,241	1,718	4,217	0,30