

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

**GUILDAS DE OCUPAÇÃO DE TETRAODONTIFORMES (TELEOSTEI,
ACANTHOPTERYGII) EM UM COMPLEXO ESTUARINO TROPICAL.**

Amanda Carvalho de Andrade

2009

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE POS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

Guildas de ocupação de Tetraodontiformes (Teleostei,
Acanthopterygii) em um complexo estuarino tropical.

AMANDA CARVALHO DE ANDRADE

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Orientador: Dr. José Roberto Verani (UFSCar)

Co-orientador: Dr. Marcelo Vianna (UFRJ)

São Carlos – SP
2009

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da
Biblioteca Comunitária da UFSCar**

A553go

Andrade, Amanda Carvalho de.

Guildas de ocupação de Tetraodontiformes (Teleostei, Acanthopterygii) em um complexo estuarino tropical / Amanda Carvalho de Andrade. -- São Carlos : UFSCar, 2009.

104 f.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal de São Carlos, 2009.

1. Ecologia da população. 2. Distribuição espacial. 3. Distribuição sazonal. 4. Ictiofauna. 5. Estuário. 6. Guanabara, Baía de (RJ). I. Título.

CDD: 574.5248 (20^a)

Amanda Carvalho de Andrade

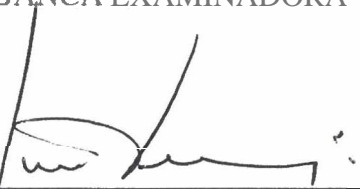
**GULDAS DE TETRAODONTIFORMES (TELEOSTEI, ACANTHOPTERYGII)
EM UM COMPLEXO ESTUARINO TROPICAL**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

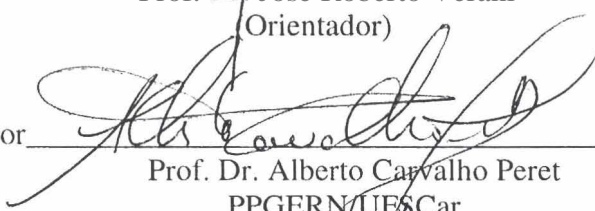
Aprovada em 09 de março de 2009

BANCA EXAMINADORA

Presidente


Prof. Dr. José Roberto Verani
(Orientador)

1º Examinador


Prof. Dr. Alberto Carvalho Peret
PPGERN/UFSCar

2º Examinador


Prof. Dr. Mário Barletta
UFPE/Recife-PE


Prof. Dra. Dalva Maria da Silva Matos
Coordenadora
PPGERN/UFSCar

“Get your facts first, then you can distort them as you please.”

Mark Twain

À minha melhor mãe e ao meu melhor pai.

AGRADECIMENTOS

Eu tinha prometido para mim mesma que encurtaria esta seção da dissertação, que seria profissional e me restringiria a mencionar apenas aqueles que haviam atuado diretamente na confecção do trabalho. Entretanto, após três anos e meio de coletas, triagem, relatórios, resumos, congressos, aulas, trabalhos de grupo, estatística, excel, derrotas e conquistas, me dei conta que tinha duas cidades para agradecer!

Começo agradecendo aos meus dois orientadores. Ao Marcelo que me atura desde a graduação e que é, em grande parte, responsável pela profissional que me tornei. Ao Verani que me acolheu de braços abertos, sempre oferecendo uma luz durante os momentos mais escuros. Não poderia pedir por uma dupla melhor de orientadores e amigos.

Agradeço também ao CENPES- Petrobrás por acreditar, coordenar e financiar esse projeto e à CAPES pela imprescindível bolsa de estudos.

Aos professores e funcionários do PPG ERN pela dedicação. Vocês tornaram o meu mestrado uma experiência enriquecedora e muito agradável. Destaco, no meio de tantos profissionais amáveis e competentes, a Profa. Odete Rocha, minha primeira professora na UFSCar, pelo carinho e pela contribuição a esse trabalho enquanto banca da qualificação; o Prof. Marcel Tanaka por me fazer parar e pensar sobre os aspectos mais básicos desse trabalho; Prof. Alberto Peret pela amizade, pelos conselhos e pelos momentos de descontração “roubando” o cafezinho do LAPA. Aproveito para agradecer ao Prof. José Eduardo pela hospitalidade e ao Osmar pelo melhor café de São Carlos. Agradeça também à Profa. Nelsy pelo carinho e por me tranquilizar quando o Verani não aparecia. Menção honrosa ao João e à Rose que tanto me ajudaram cuidando da burocracia sem perder o bom humor.

Aos meus colegas de pós-graduação que compartilharam momentos de estresse e alegria, sobriedade e bebedeira. Obrigada a todos vocês pelo apoio, discussões, conselhos e companhia ao longo dessa jornada. Desejo a todos muito sucesso e numerosas publicações!

Aos meus colegas de laboratório. Na verdade, são três equipes que merecem meus sinceros agradecimentos: às meninas e (poucos) meninos do Laboratório de Dinâmica de Populações (UFSCar) que me receberam de forma tão generosa que ficarei sempre enternecida; à equipe do Laboratório de Benthos (UFRJ) que compartilhou conosco a saga de explorar a Baía de Guanabara; e à fantástica equipe do Laboratório de Biologia e Tecnologia Pesqueira, me desculpem os ferimentos, desmaios e enjoos. Tentei escrever uma tese à altura do sacrifício de vocês. Este trabalho realmente não teria saído não fosse a colaboração de cada um de vocês. Considerem-se todos meus coautores.

Teria sido impossível coletar 14.837 baíacus-de-espinho sem uma extraordinária equipe de campo: Bruno, Rodrigo, Luiz, Demarques e Paulinho. Vocês são meus heróis! Também não posso deixar de honrar o homem que inseriu mais de 75 mil indivíduos no banco de dados, medidos, pesados e georeferenciados. Morcego, muito obrigada e eu juro sempre caprichar na letra.

Sou abençoada de ter muitos amigos que me dão força, carinho, álcool, abraços, ouvidos, ombros, beijos, doces e muito amor. Ao vivo, por telefone, por e-mail, todos os dias, uma vez por mês ou uma vez por ano vocês me dão a energia que eu preciso para me tornar uma pessoa cada vez melhor. Vocês sabem quem são, amo vocês! Nesta etapa específica da minha vida, no entanto, houve algumas atuações VIP. Às minhas novas aquisições, Fábio, Rose e Du, sou uma pessoa de sorte por ter encontrado vocês. Graças à amizade de vocês São Carlos será sempre um lar para mim. Obrigada por tudo e mais um pouco. Aos colegas, amigos e parceiros Demarques e Dulce, não sei o que seria de mim

sem vocês. Sou incapaz de formular uma frase que esteja à altura da minha gratidão e amor por vocês. Ao Luiz, fiel companheiro durante muitos anos, obrigada pela força e carinho durante mais uma etapa da minha vida.

Agradeço principalmente à minha família maravilhosa por ser uma fonte inesgotável de apoio, carinho e amor: à Leda que cuida tão bem de mim, aos primos encorajadores; à Madrinha que é meu exemplo de determinação; ao irmão inspirador; aos melhores pais do mundo, amo vocês e serei eternamente grata por permitirem que eu corra atrás da minha felicidade.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** - Mapa batimétrico da Baía de Guanabara indicando as estações de coleta (1-10) e a localização da APA de Guapimirim. (Fonte: CENPES - Petrobrás) **7**
- Figura 2** – Ilustração da embarcação empregada nas amostragens da ictiofauna demersal da Baía de Guanabara no presente estudo. **11**
- Figura 3** - Análise Hierárquica de Agrupamento aplicada a dados de CPUE das dez espécies de Tetraodontiformes capturadas na Baía de Guanabara entre julho de 2005 e junho de 2007. **20**
- Figura 4** - Curvas de dominância-diversidade das seis áreas da Baía de Guanabara (julho 2005 a junho 2007), com base nas frequências relativas das espécies de Tetraodontiformes. BOT = enseada de Botafogo; NIT = enseada de Jurujuba; CC = canal central; ME = médio estuário; AEO = alto estuário a oeste; AEL = alto estuário ao leste. **22**
- Figura 5** – Análise de Correspondência (CA) das amostras espaciotemporais de seis espécies de Tetraodontiformes na Baía de Guanabara entre julho de 2005 e junho de 2007. BOT = enseada de Botafogo; NIT = enseada de Jurujuba; CC = canal central; ME = médio estuário; AEL = alto estuário ao leste; AEO = alto estuário a oeste; I = inverno; P = primavera; V = verão; O = outono; 1 = ano 1; 2 = ano 2. **26**
- Figura 6** - Análise de Correspondência (CA) das amostras espaciotemporais de Tetraodontiformes na Baía de Guanabara entre julho de 2005 e junho de 2007, desconsiderando-se a espécie dominante *C. spinosus*. BOT = enseada de Botafogo; NIT = enseada de Jurujuba; CC = canal central; ME = médio estuário; AEL = alto estuário ao leste; AEO = alto estuário a oeste; I = inverno; P = primavera; V = verão; O = outono; 1 = ano 1; 2 = ano 2. **27**

Figura 7 - Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre as frequências absolutas de seis espécies de Tetraodontiformes e variáveis ambientais durante arrastos experimentais na Baía de Guanabara entre julho de 2005 e junho de 2007. Eixo 1 (abscissas) = 13,9 %; Eixo 2 (ordenadas) = 4,4 % da variabilidade dos dados. **28**

Figura 8 – Variação sazonal na abundância relativa de *Spherooides greeleyi* em número de espécimes (n) e massa (g) por hora de arrasto na Baía de Guanabara entre julho de 2005 e junho de 2007. I = inverno; P = primavera; V = verão; O = outono. **30**

Figura 9 – Variação sazonal na abundância relativa de *Spherooides testudineus* em número de espécimes (n) e massa (g) por hora de arrasto na Baía de Guanabara entre julho de 2005 e junho de 2007. I = inverno; P = primavera; V = verão; O = outono. **31**

Figura 10 – Variação sazonal na abundância relativa de *Spherooides tyleri* em número de espécimes (n) e massa (g) por hora de arrasto na Baía de Guanabara entre julho de 2005 e junho de 2007. I = inverno; P = primavera; V = verão; O = outono. **31**

Figura 11 – Variação sazonal na abundância relativa de *Lagocephalus laevigatus* em número de espécimes (n) e massa (g) por hora de arrasto na Baía de Guanabara entre julho de 2005 e junho de 2007. I = inverno; P = primavera; V = verão; O = outono **32**

Figura 12 – Variação sazonal na abundância relativa de *Stephanolepis hispidus* em número de espécimes (n) e massa (g) por hora de arrasto na Baía de Guanabara entre julho de 2005 e junho de 2007. I = inverno; P = primavera; V = verão; O = outono. **32**

Figura 13 – Variação sazonal na abundância relativa de *Chilomycterus spinosus* em número de espécimes (n) e massa (g) por hora de arrasto na Baía de Guanabara entre julho de 2005 e junho de 2007. I = inverno; P = primavera; V = verão; O = outono. **33**

- Figura 14** – Variação sazonal da precipitação em um ponto fixo na entrada da Baía de Guanabara (Estação meteorológica da Ponta da Armação – Niterói) entre julho de 2005 e junho de 2007 **34**
- Figura 15** – Distribuição sazonal de frequências por classes de comprimento total (cm) de *Sphoeroides greeleyi*, durante dois anos de coletas na Baía de Guanabara. Ano 1 = julho 2005 a junho 2006; Ano 2 = julho 2006 a junho 2007. **35**
- Figura 16** - Distribuição de frequências por classes de comprimento total (cm) de *Sphoeroides testudineus* na Baía de Guanabara entre julho 2005 e junho 2007. **37**
- Figura 17** - Distribuição de frequências por classes de comprimento total (cm) de *Sphoeroides tyleri* na Baía de Guanabara entre julho 2005 e junho 2007. **37**
- Figura 18** – Distribuição sazonal de frequências por classes de comprimento total (cm) de *Lagocephalus laevigatus*, durante dois anos de coletas na Baía de Guanabara. Ano 1 = julho 2005 a junho 2006; Ano 2 = julho 2006 a junho 2007. **38**
- Figura 19** – Distribuição sazonal de frequências por classes de comprimento total (cm) de *Stephanolepis hispidus*, durante dois anos de coletas na Baía de Guanabara. Ano 1 = julho 2005 a junho 2006; Ano 2 = julho 2006 a junho 2007. **39**
- Figura 20** – Distribuição sazonal de frequências por classes de comprimento total (cm) de *Chilomycterus spinosus*, durante dois anos de coletas na Baía de Guanabara. Ano 1 = julho 2005 a junho 2006; Ano 2 = julho 2006 a junho 2007. **41**
- Figura 21** – Distribuição espacial de *Sphoeroides greeleyi* na Baía de Guanabara (junho 2005 – julho 2007). BOT = enseada de Botafogo (Rio de Janeiro); NIT = enseada de Jurujuba (Niterói); CC = canal central; ME = médio estuário; AEL = alto estuário leste. **42**

Figura 22 – Distribuição de frequência por classe de comprimento de *Spherooides greeleyi* em cinco áreas da Baía de Guanabara (junho 2005 – julho 2007). BOT = enseada de Botafogo (Rio de Janeiro); NIT = enseada de Jurujuba (Niterói); CC = canal central; ME = médio estuário; AEL = alto estuário leste. **43**

Figura 23 – Distribuição espacial de *Spherooides testudineus* na Baía de Guanabara (junho 2005 – julho 2007). BOT = enseada de Botafogo (Rio de Janeiro); ME = médio estuário; AEL = alto estuário leste. **44**

Figura 24 – Distribuição espacial de *Spherooides tyleri* na Baía de Guanabara (junho 2005 – julho 2007). BOT = enseada de Botafogo (Rio de Janeiro); CC = canal central; ME = médio estuário; AEL = alto estuário leste. **45**

Figura 25 – Distribuição espacial de *Lagocephalus laevigatus* na Baía de Guanabara (junho 2005 – julho 2007). BOT = enseada de Botafogo (Rio de Janeiro); NIT = enseada de Jurujuba (Niterói); CC = canal central; ME = médio estuário; AEL = alto estuário leste; AEO = alto estuário oeste. **45**

Figura 26 – Distribuição de frequência por classe de comprimento de *Lagocephalus laevigatus* em cinco áreas da Baía de Guanabara (junho 2005 – julho 2007). BOT = enseada de Botafogo (Rio de Janeiro); CC = canal central; ME = médio estuário; AEL = alto estuário leste; AEO = alto estuário oeste. **46**

Figura 27 – Distribuição espacial de *Stephanolepis hispidus* na Baía de Guanabara (junho 2005 – julho 2007). BOT = enseada de Botafogo (Rio de Janeiro); NIT = enseada de Jurujuba (Niterói); CC = canal central; ME = médio estuário; AEL = alto estuário leste; AEO = alto estuário oeste. **47**

Figura 28 – Distribuição de frequência por classe de comprimento de *Stephanolepis hispidus* nas seis áreas da Baía de Guanabara (junho 2005 – julho 2007). **48**

- Figura 29** – Distribuição espacial de *Chilomycterus spinosus* na Baía de Guanabara (junho 2005 – julho 2007). BOT = enseada de Botafogo (Rio de Janeiro); NIT = enseada de Jurujuba (Niterói); CC = canal central; ME = médio estuário; AEL = alto estuário leste; AEO = alto estuário oeste. **49**
- Figura 30** – Distribuição de frequência por classe de comprimento de *Chilomycterus spinosus* nas seis áreas da Baía de Guanabara (junho 2005 – julho 2007). **50**
- Figura 31** – Comparação das curvas das relações peso-comprimento de *Sphoeroides greeleyi* entre o presente estudo e dados da literatura (Vaslet et al., 2007; Joyeux et al., 2008). **55**
- Figura 32** – Comparação das curvas das relações peso-comprimento de *Sphoeroides testudineus* entre o presente estudo e dados da literatura (Vianna et al., 2004; Vaslet et al., 2007; Joyeux et al., 2008). **55**
- Figura 33** – Comparação das curvas das relações peso-comprimento de *Lagocephalus laevigatus* entre o presente estudo e dados da literatura (Vianna et al., 2004). **56**
- Figura 34** – Comparação das curvas das relações peso-comprimento de *Stephanolepis hispidus* entre o presente estudo e dados da literatura (Abdallah, 2002; Vianna et al., 2004). **57**
- Figura 35** – Comparação das curvas das relações peso-comprimento de *Chilomycterus spinosus* entre o presente estudo e dados da literatura (Vianna et al., 2004; Joyeux et al., 2008). **57**
- Figura 36** – Tamanho de primeira maturação sexual de machos e fêmeas de *Chilomycterus spinosus* capturados na Baía de Guanabara entre março 2006 e fevereiro 2007. **58**

Figura 37 – Variação do Fator de Condição alométrico (FC), Índice Hepatosomático (IHS) e Índice Gonadosomático (IGS) de machos de *Chilomycterus spinosus* na Baía de Guanabara entre março de 2006 e fevereiro 2007. **60**

Figura 38 – Variação do Fator de Condição alométrico (FC), Índice Hepatosomático (IHS) e Índice Gonadosomático (IGS) de fêmeas de *Chilomycterus spinosus* na Baía de Guanabara entre março de 2006 e fevereiro 2007. **61**

LISTA DE TABELAS

- Tabela I** – Descrição macroscópica dos estádios de maturação gonadal observadas em machos e fêmeas de *Chilomycterus spinosus* capturados na Baía de Guanabara entre março de 2006 e abril de 2007. **13**
- Tabela II** – Frequência absoluta (N), peso total (P_T), frequência de ocorrência (FO) e Índice de Importância Relativa de Pinkas (IRI) das dez espécies de Tetraodontiformes capturadas na Baía de Guanabara entre julho de 2005 e junho de 2007. **19**
- Tabela III** – Frequência relativa e esforço de amostragem (horas de arrasto) por área das dez espécies de Tetraodontiformes capturadas na Baía de Guanabara entre Julho de 2005 e Junho de 2007. **21**
- Tabela IV** - Autovalor, variância e variância acumulada dos autovetores gerados pela Análise de Correspondência (CA) sobre dados espaciotemporais de CPUE de espécies de Tetraodontiformes capturados na Baía de Guanabara entre julho de 2005 e junho de 2007. **23**
- Tabela V** - Autovalor, variância, variância acumulada e significância (Teste de Monte Carlo) dos autovetores gerados pela Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre abundâncias das principais espécies de Tetraodontiformes capturados na Baía de Guanabara entre julho de 2005 e junho de 2007, e fatores abióticos. **25**
- Tabela VI** – Frequência (N), comprimento total (C_T) e peso total (P_T) das quatro espécies raras capturadas na Baía de Guanabara entre julho de 2005 e junho de 2007, com destaque para a área da baía e época em que foram coletadas. $C_T \text{ max}$ = comprimento total máximo registrado para a espécie no Sudeste brasileiro (Figueiredo e Menezes, 2000). L_{50} (amplitude do erro padrão) estimado com base no $C_T \text{ max}$ segundo equações empíricas ajustadas por Froese e Binohlan (2000). **29**

Tabela VII – Média ponderada e coeficiente de variação dos parâmetros abióticos no momento da captura das seis principais espécies de Tetraodontiformes na Baía de Guanabara entre julho de 2005 e junho de 2007. **52**

Tabela VIII – Distribuição de frequências absolutas e percentuais das seis principais espécies de Tetraodontiformes capturados na Baía de Guanabara (julho 2005 – junho 2007) por classe granulométrica segundo classificação textural de Folk. **52**

Tabela IX – Parâmetros da relação peso-comprimento (LWR) das seis principais espécies de Tetraodontiformes capturadas na Baía de Guanabara entre julho de 2005 e junho de 2007. IC = intervalo de confiança; r^2 = coeficiente de determinação. **54**

Tabela X – Tamanhos de primeira maturação sexual das principais espécies de Tetraodontiformes capturadas na Baía de Guanabara fornecidos na literatura especializada, estimados pelas equações empíricas de Froese e Binohlan (2000) e calculados no presente estudo segundo King (1996). e.p. = erro padrão **59**

RESUMO

A ictiofauna demersal da Baía de Guanabara foi amostrada quinzenalmente, durante dois anos, em dez pontos de coleta distribuídos ao longo de um gradiente hidrobiológico. Utilizou-se uma rede de arrasto com portas, a uma velocidade de 2 nós, durante 30 minutos, totalizando 240 horas de esforço de pesca entre julho de 2005 e junho de 2007. Coletou-se 16.081 espécimes de Tetraodontiformes, pertencentes a dez espécies das famílias Ostraciidae, Monacanthidae, Tetraodontidae e Diodontidae. O arrasto foi considerado um aparelho adequado para amostrar o grupo, apesar de subestimar a abundância de espécies associadas a substratos consolidados (*Acanthostracion* sp.) e áreas marginais (*Sphoeroides* spp.). Tetraodontiformes demonstram ser bem adaptados às variações hidrológicas e condições inóspitas decorrentes da intensa eutrofização. Entretanto, fatores abióticos tradicionalmente considerados importantes na estruturação da comunidade estuarina desempenham um papel secundário na regulação da distribuição dos Tetraodontiformes. O sedimento aparece como o fator físico mais importante, mas é apenas um indicador de domínios ecológicos. A baixa explicabilidade das variáveis físicoquímicas, aliada à relativa estabilidade da ictiofauna na baía, sugere a atuação de parâmetros biológicos. Os principais fatores biológicos relacionados com as variações sazonais da ictiocenose são a disponibilidade de itens alimentares, competição intra- e interespecífica, e os ciclos reprodutivos das espécies. Os Tetraodontiformes exibem uma larga variação de usos da Baía de Guanabara, utilizando-a como área de repouso, alimentação e crescimento. Entretanto, não foi possível estabelecer uma relação de dependência de nenhuma das espécies com o estuário, uma vez que os mesmos estratos populacionais ocorrem na região costeira do Sudeste-Sul. Dentre as dez espécies de Tetraodontiformes capturadas, oito foram categorizados como espécies marinhas estuarino-oportunistas, e duas como *marine stragglers*. A explosão populacional de *C. spinosus* indica um desequilíbrio ecológico e deve ser cuidadosamente investigada. Recomenda-se que estudos subsequentes abordem melhor a biologia populacional dessas espécies, e busquem elucidar as relações entre os estoques marinhos e estuarinos.

Palavras chave: distribuição, abundância, diversidade, ictiofauna, estuário, Baía de Guanabara.

ABSTRACT

The demersal ichthyofauna of Guanabara bay was sampled bimonthly, during two years, in ten stations distributed along a hydrobiological gradient. An otter trawl was employed, conducting 30 minute trawls, at a speed of 2 knots, summing up to 240 hours of fishing effort from July 2005 to June 2007. A total of 16,081 Tetraodontiformes specimens were collected, representing ten species divided among the families Ostraciidae, Monacanthidae, Tetraodontidae and Diodontidae. The otter trawl was considered an adequate technique to sample the group, although it may underestimate the abundances of species associated with hard bottoms (*Acanthostracion* sp.) and marginal areas (*Sphoeroides* spp.). Tetraodontiformes fishes appear to be well adapted to hydrological variations and to inhospitable conditions prompted by intense eutrophication. However, abiotic factors traditionally considered important in the structuring of estuarine communities play a secondary role in regulating the distribution of Tetraodontiformes. The type of sediment appears as the most important physical factor, but acts only as an indicator of ecological domain. The low explicability of physical-chemical variables, in addition to the relative stability of the bay's ichthyofauna, suggests the influence of biological parameters. The main biological factors related with the ichthyocenosis' seasonal variations are food items availability, intra- and interspecific competition and the species' reproductive cycles. Tetraodontiformes exhibited a wide variation of uses in Guanabara bay, utilizing it as a resting, feeding and growing area. However, it was not possible to establish a relation of dependence upon the estuary for any of the species, because the same population strata occur the in coastal regions of South-Southeastern Brazil. Among the ten species of Tetraodontiformes captured, eight were categorized as marine estuarine opportunists and two as marine stragglers. *Chilomycterus spinosus*' population boom indicated an ecological misbalance and must be carefully investigated. Subsequent studies should adopt a population approach of these species and attempt to elucidate the relationships between estuarine and marine stocks.

Keywords: distribution, abundance, diversity, ichthyofauna, estuary, Guanabara bay.

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	i
LISTA DE FIGURAS	iv
LISTA DE TABELAS	x
RESUMO	xii
ABSTRACT	xiii
INTRODUÇÃO	1
OBJETIVOS	5
MATERIAL E MÉTODOS	6
<i>ÁREA DE ESTUDO</i>	6
<i>CAMPO</i>	10
<i>LABORATÓRIO</i>	12
<i>ANÁLISE DE DADOS</i>	14
<i>Análises gerais</i>	14
<i>Análises populacionais</i>	16
RESULTADOS	19
<i>Distribuição espaciotemporal das espécies</i>	19
<i>Análises populacionais</i>	29
DISCUSSÃO	62
<i>AMOSTRAGEM</i>	62
<i>FATORES ABIÓTICOS</i>	68
<i>FATORES BIÓTICOS</i>	76
<i>GUILDAS DE USO E OCUPAÇÃO DO ESTUÁRIO</i>	82
CONCLUSÃO	87
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	89
ANEXO	101

INTRODUÇÃO

Os estuários são importantes áreas de transição entre o ambiente marinho e o continental. A mistura da água do mar com a água doce proveniente da drenagem continental resulta em um gradiente hidrológico que, por vezes, extrapola os limites desses corpos d'água semifechados, diluindo as águas costeiras adjacentes (Blaber, 2000). Nos trópicos, esses ambientes costumam estar associados a manguezais e são fortemente influenciados pelo regime pluviométrico. Conseqüentemente, a geomorfologia da bacia de drenagem e da região costeira, assim como a dinâmica local de correntes e marés, são os principais fatores que determinam as características físicoquímicas dos estuários (Blaber, 2000). Assim, a região nerítica está intimamente interligada a esses ecossistemas e a migração de peixes marinhos estuarino-relacionados é uma das principais interações (Fischer *et al.*, 2004).

Ambientes estuarinos são regiões abrigadas, rasas e altamente produtivas. Por conseguinte, elas representam áreas de repouso para muitos organismos, livres de predadores e abundantes em alimento (Blaber, 2000). Contudo, apenas algumas espécies são capazes de enfrentar as oscilações nos parâmetros abióticos, características das águas de transição (Seeliger *et al.*, 1998). Esses táxons desenvolvem estratégias comportamentais, morfológicas e/ou fisiológicas para evitar o estresse hídrico resultante da exposição a um ambiente hipotônico (Barletta *et al.*, 2000). Entretanto, os gastos energéticos com esses mecanismos devem ser compensados pelos recursos disponíveis nos estuários (Seeliger *et al.*, 1998). Desse modo, os ambientes estuarinos apresentam uma grande capacidade de sustentação, mas se tornam estressantes para a maioria dos peixes marinhos. A ictiocenose resultante desse antagonismo costuma ser dominada por poucas espécies mais tolerantes (Puente *et al.*, 2007).

Os Tetraodontiformes raramente figuram entre os táxons mais abundantes das comunidades nas áreas de transição. Essas ictiofaunas tendem a ser compostas, em grande parte, por espécies das famílias Ariidae, Sciaenidae, Engraulidae e Gerreidae (Blaber, 2000). Entretanto, a ordem é frequentemente citada como integrante das assembléias demersais em estuários tropicais. Alguns táxons chegam até a utilizar os estuários de forma mais sistemática, sendo considerados fortemente dependentes dos mesmos (Vendel *et al.*, 2002). Apesar de serem componentes importantes desses ecossistemas, poucos estudos visam elucidar aspectos ecológicos de Tetraodontiformes. A atenção de pesquisadores dedicada a esse grupo tem sido direcionada a outras áreas do conhecimento como citogenética (Brum, 2000; Brum e Mota, 2002), biologia molecular (Brainerd *et al.*, 2001), anatomia (Wainwright e Turnigan, 1997; Nakae e Sasaki, 2004) e aproveitamento econômico (Ghosh *et al.*, 2005; Senaratne *et al.*, 2006). Consequentemente, existe um déficit de conhecimento sobre o papel desses peixes no funcionamento de estuários. A grande diversidade morfológica e fisiológica do grupo, que engloba baiacus, peixes-porco e peixes-cofre, revela seu potencial para ocupar numerosos nichos, contribuindo direta e indiretamente para os processos ecológicos que ocorrem na região estuarina (Wootton, 1998).

Uma abordagem ao estudo de comunidades baseada em guildas leva a uma visão mais ampla e funcional das espécies como componentes ecossistêmicos, podendo servir como uma relevante ferramenta na avaliação ambiental dos estuários (Barletta e Blaber, 2007). Entretanto, para uma categorização adequada dos táxons, torna-se primordial o conhecimento de características mais básicas, como distribuição, abundância e a gama de tamanhos das espécies (Elliott *et al.*, 2007). Os principais fatores bióticos e abióticos que

regulam a variação desses parâmetros também são de grande interesse, mas a complexidade dos sistemas naturais ainda constitui um desafio.

A contribuição de cada fator para a abundância e composição específica varia de acordo com o táxon, o ambiente e a escala do trabalho. Regionalmente, fatores abióticos agem como filtros ambientais, selecionando o “pool” de espécies presentes. Localmente, no entanto, processos biológicos parecem imperar (Sosa-López *et al.*, 2007). Em estuários, os fatores considerados mais pertinentes para estruturação da comunidade biológica incluem salinidade, temperatura, turbidez, oxigênio dissolvido, complexidade estrutural e aspectos bióticos como competição e disponibilidade de alimento (Seeliger *et al.*, 1998; Blaber, 2000). Uma vez que esses parâmetros são resultantes de fenômenos que atuam em diversas escalas espaciais e temporais, a análise da interação entre esses fatores e a ictiofauna se torna extremamente complexa. Contudo, a compreensão dessa dinâmica é fundamental para o manejo de recursos e ambientes costeiros (Vianna, 1997).

O gerenciamento de estuários deve ser realizado com base no conhecimento científico do ecossistema, seus componentes e suas interações (Puente *et al.*, 2007). Caso contrário, os bens naturais e serviços ecológicos prestados correm o risco de serem perdidos ou permanentemente lesados, com repercussão negativa ao longo da costa. Haja vista que as margens dos grandes estuários e baías costumam ser densamente povoadas, os impactos sobre esses corpos d’água tornam-se crônicos e cumulativos, aumentando a urgência por medidas mitigadoras e conservacionistas.

Na Baía de Guanabara, um dos complexos estuarinos mais importantes da costa brasileira, a falta de informações sobre a ictiofauna dificulta desde o planejamento de monitoramentos e avaliação ambiental à resolução de conflitos pesqueiros e elaboração de legislação (Vianna *et al.*, 2004a; Jablonski *et al.*, 2006). Publicações com essa temática são

escassas e apresentam uma noção preliminar da riqueza e diversidade dos peixes da baía. Não conseguem, porém, contemplar a complexidade do sistema devido a coletas muito constrictas (Vianna *et al.*, 2004a) ou pouco frequentes (Rodrigues *et al.*, 2007). Esse quadro ressalta a importância de estudos mais amplos que representem as variações sazonais e estruturais da baía.

O presente estudo está inserido no programa “Avaliação Ambiental da Baía de Guanabara”, coordenado e financiado pelo CENPES-Petrobras em colaboração com a Universidade Federal do Rio de Janeiro, e visa gerar conhecimento acerca da ictiofauna demersal para subsidiar o manejo responsável deste corpo d’água. Ele vem preencher algumas lacunas no conhecimento acerca da Baía de Guanabara e sua ictiofauna, indicando a relevância dos Tetraodontiformes como componentes da comunidade demersal e o papel desempenhado pela baía no ciclo de vida dessas espécies.

OBJETIVOS

O objetivo principal deste estudo é caracterizar as espécies de Tetraodontiformes da Baía de Guanabara em relação a seu uso do complexo estuarino e categorizá-las em grupos funcionais. Para tal é necessário (1) obter uma lista das espécies da ordem que ocorrem na Baía de Guanabara; (2) observar alterações espaciais na riqueza e na equitabilidade (3) descrever a variação espaciotemporal na abundância dessas espécies; (4) relacionar essa variação com parâmetros abióticos e bióticos; (5) investigar aspectos populacionais das espécies mais representativas, incluindo a relação peso-comprimento, a estrutura da captura e os habitats preferenciais.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A Baía de Guanabara (**Figura 1**) é um estuário complexo de águas rasas, onde 56% do seu espelho d'água de 381 km² tem menos de cinco metros de profundidade. Este parâmetro varia de menos de um metro nas regiões marginais até 30 metros no canal central. O comprimento norte-sul da baía mede 28 km, sua maior largura leste-oeste 27 km e a abertura da boca tem 1,8 km (Andrade-Tubino, 2007). O volume d'água estimado em dois bilhões de metros cúbicos está sob influência do regime de chuvas da região e do ciclo semi-diurno das marés com amplitude máxima de 1,4 metro, resultando em um forte componente sazonal na qualidade da água (Mayr *et al.*, 1989).

Localizada na costa do Estado do Rio de Janeiro (latitude entre 22°24' e 22°57' S; longitude entre 42°33' e 43°19' W), a área de estudo apresenta um período chuvoso no verão (principalmente entre dezembro e fevereiro) e seco no inverno (julho e agosto). Em consequência da extensa bacia de drenagem de 4 mil km², esse padrão meteorológico tem grande influência sobre as condições hidrológicas nas águas da baía (Paranhos e Mayr, 1993). Durante o verão, ocorre uma estratificação vertical da coluna d'água devido à diluição das águas superficiais, formando termo e haloclinas. Já no inverno, as condições se tornam mais homogêneas (Paranhos e Mayr, 1993). Além disso, existe um gradiente hidrológico, das áreas mais externas ao interior da baía, resultante não somente das condições naturais de marés e chuvas, mas também do despejo de esgoto doméstico e industrial (Valentin *et al.*, 1999).

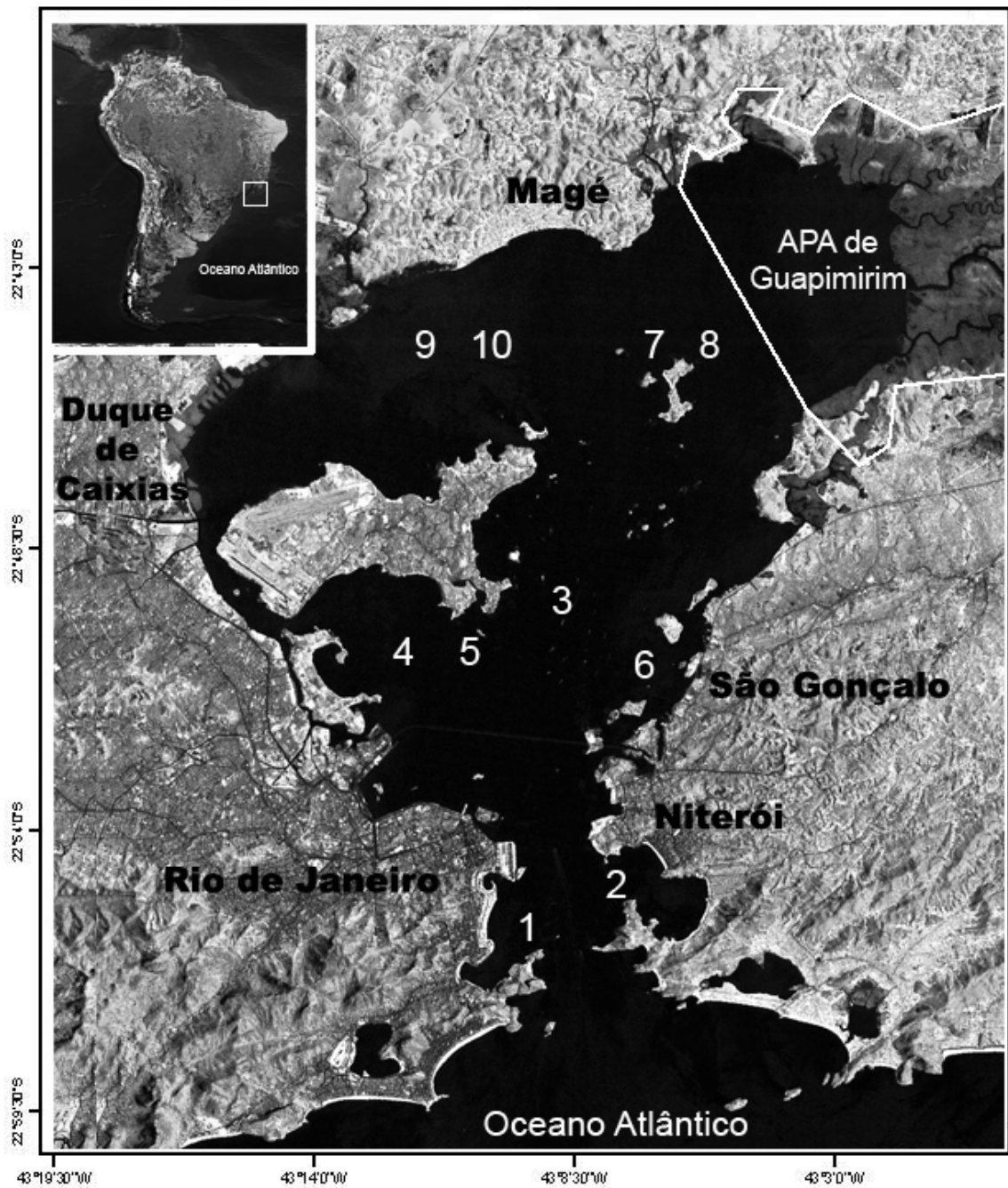


Figura 1 - Mapa da Baía de Guanabara indicando as dez estações de coleta (1-10) e a localização da APA de Guapimirim onde há remanescentes de manguezal (imagem modificada de Ab´Saber, 2002).

A baía é cercada por áreas urbanas, incluindo o segundo maior centro demográfico e complexo industrial do país na sua margem ocidental. Ela é explorada por diversas partes e apresenta potencial para múltiplos usos como pesca, navegação, recreação e atividade portuária, entre outros (Lavrado *et al.*, 1991). Apesar de conter a APA de Guapimirim, criada em 1986, que preserva um último trecho de manguezal funcional na sua porção nordeste, os extensivos impactos ao longo de seu perímetro (aterros, derramamentos de óleo, lixo sólido, esgoto e contaminação por metais pesados) tornam a Baía de Guanabara um dos ambientes mais poluídos e eutrofizados do mundo (Valentin *et al.*, 1999).

A qualidade ambiental da baía vem se deteriorando ao longo dos anos devido, principalmente, à redução da capacidade de depuração do sistema e do aumento da carga orgânica lançada como esgoto *in natura* (Lavrado *et al.*, 1991). No entanto, este ambiente é extremamente heterogêneo e apresenta um amplo gradiente de variáveis abióticas como temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido (OD), amônia e turbidez. A região noroeste da baía, por exemplo, é considerada a mais impactada devido à circulação restrita, resultante da construção de aterros na cidade do Rio de Janeiro (Mayr *et al.*, 1989). O aumento das concentrações de amônia e a redução do OD entre 1980 e 1991 já eram indícios da crescente eutrofização deste trecho da baía (Lavrado *et al.*, 1991). Desde então não houve nenhuma medida eficaz para reverter ou sequer estabilizar essa tendência (Coelho, 2007). Em outras áreas, contudo, o padrão não é tão alarmante. O manguezal da APA de Guapimirim parece atenuar os efeitos da eutrofização na porção nordeste, apesar dela também demonstrar sinais de enriquecimento (Lavrado *et al.*, 1991; Valentin *et al.*, 1999). O alto estuário, que compreende essas duas regiões (NE e NO), também é sujeito a periódicas florações de microalgas, principalmente de cianofíceas durante o verão (Mayr *et al.*, 1989). Em contrapartida, o canal central e seu entorno mostram sinais de estabilidade

ambiental ao longo dos anos, sugerindo uma maior renovação de água pelas fortes correntes de marés, tornando a área central menos suscetível aos efeitos cumulativos da poluição orgânica (Mayr *et al.*, 1989; Lavrado *et al.*, 1991). Mesmo assim, a elevada turbidez no médio estuário revela a grande descarga de material em suspensão, natural e antrópico, que por sua vez contribui para o assoreamento progressivo da baía (Paranhos e Mayr, 1993) restringindo o fluxo d'água, especialmente nas áreas marginais. Por isso, as melhores condições ambientais são encontradas no baixo estuário, próximo à boca da baía, onde há maior influência da água costeira (Contador e Paranhos, 1996). Essa região se diferencia das demais não apenas pelas maiores taxas de OD, menor temperatura, maior salinidade e água mais claras, mas também pela sua composição planctônica que apresenta menor densidade de microalgas e mais espécies tipicamente marinhas (Mayr *et al.*, 1989; Contador e Paranhos, 1996; Valentin *et al.*, 1999). Contudo, mesmo áreas mais externas vêm sentindo os efeitos da crescente poluição proveniente de metrópoles como o Rio de Janeiro na margem ocidental e Niterói e São Gonçalo na margem oriental da Baía de Guanabara (Contador e Paranhos, 1996).

Além da heterogeneidade hidrobiológica, a baía também apresenta uma grande diversidade estrutural. O alto estuário, devido à sua baixa hidrodinâmica e grande aporte de material em suspensão por rios e canais de esgoto, apresenta sedimento predominantemente fino composto por lama, silte e argila (Quaresma, *et al.*, 2000). Já o médio estuário sofre maior influência das correntes de maré e portanto, possuem um sedimento menos selecionado, com partículas mais finas e outras mais grosseiras. Ademais, essa região conta com lajes, ilhas e costões rochosos que oferecem uma extensa superfície de substrato consolidado. O canal central em si também apresenta sedimento pouco selecionado devido ao forte assoreamento na Baía de Guanabara (Quaresma, *et al.*, 2000). No entanto, uma

grande contribuição da granulometria é composta por areia e cascalho, condizente com as fortes correntes de maré que entram pelo fundo do canal. O assoalho do baixo estuário, por sua vez, também é principalmente areia, com partículas mais finas nas regiões mais abrigadas das enseadas (Quaresma, *et al.*, 2000). Entretanto, as suas margens são rochosas, o que contribui para uma maior riqueza de habitats de organismos bentônicos e demersais.

As diversas regiões da Baía de Guanabara são caracterizadas por conjuntos de variáveis ambientais que afetam, por sua vez, a distribuição da ictiofauna demersal. A fim de amostrar essa ictiocenose de forma representativa, é preciso contemplar a maior variedade de habitats logisticamente possível. Portanto, as dez estações de coleta foram distribuídas pelo alto, médio e baixo estuário, assim como o canal central e as duas margens da baía (**Figura 1**).

Campo

As amostragens foram realizadas quinzenalmente ao longo de dois anos (de julho de 2005 a junho de 2007), nos dez pontos da Baía de Guanabara. Cada arrasto foi programado para durar 30 minutos, totalizando 240 horas de esforço de pesca nas 48 campanhas (480 arrastos). A embarcação utilizada, *Dona Dulce*, atua na frota local de arrasto de camarão para isca viva (Vianna *et al.*, 2004a) (**Figura 2**). A traineira de casco de madeira tinha 9,5 metros de comprimento, 2,0 metros de largura de popa, um motor a diesel de 36 hp e um guincho para recolhimento da rede. A rede com portas (23 quilos cada) media sete metros de comprimento e 14 metros de tralha inferior, com malha 18mm entre nós. O arrasto era feito a uma velocidade de cerca de 1,5 nó. As coordenadas geográficas do início e fim de cada arrasto eram averiguadas usando um aparelho portátil de GPS. Após cada lance, a captura era separada em grandes grupos taxonômicos (ex: camarões, siris, peixes),

ensacada, etiquetada e armazenada em isopores com gelo. O material era então transportado até o laboratório onde era congelado até seu processamento.



Figura 2 – Ilustração da embarcação empregada nas amostragens da ictiofauna demersal da Baía de Guanabara no presente estudo.

Momentos após a coleta de material biológico, registrava-se dados referentes à qualidade da água em cada lance. A profundidade era medida com um profundímetro eletrônico. A temperatura, salinidade, saturação e o teor de oxigênio dissolvido na água de superfície e de fundo eram mensurados utilizando uma sonda multiparâmetros YSI. Ao final de cada arrasto, também se retirava amostras de sedimento com o auxílio de um busca fundo de Eckman para análise da composição granulométrica e do teor de matéria orgânica, realizada pelo Laboratório de Sedimentologia da Universidade Santa Úrsula, de acordo com os métodos descritos por Suguio (1973). Dados de precipitação local foram adquiridos junto à estação meteorológica da Ponta da Armação (Niterói) e agrupados em trimestres.

Laboratório

Uma vez descongelados, os peixes eram identificados ao nível de espécie, medidos (comprimento total - C_T - cm) e pesados (peso total - P_T - g). Para tal, empregou-se um ictiômetro e uma balança digital com precisão de 0,1 cm e 0,1 g, respectivamente. As principais referências bibliográficas utilizadas para a identificação/nomenclatura dos Tetraodontiformes foram: Chaplin e Bohlke (1968); Shipp (1974); Fischer (ed.)(1978); Randall (1983); Figueiredo e Menezes (2000); Fischer *et al.* (2004); Menezes *et al.* (2004), Leis (2006) e Nelson (2006). Exemplares testemunhos de cada espécie foram depositados na coleção referência do Laboratório de Biologia e Tecnologia Pesqueira (LBTP – IB – UFRJ) e na coleção ictiológica do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP). Em caso de dúvida de identificação, os espécimes eram fixados e comparados ao material de coleção do Museu Nacional do Rio de Janeiro (MNRJ - UFRJ) e do MZUSP, sob orientação de taxonomistas especialistas em ictiofauna: Dr. Gustavo Nunan e Dr. José Lima Figueiredo.

Uma sub-amostra de *Chilomycterus spinosus* foi selecionada mensalmente entre março de 2006 e abril de 2007 para um estudo da dinâmica reprodutiva da espécie. Quando possível, 30 dos maiores exemplares capturados eram separados após o processamento e dissecados. O trato digestório era removido e descartado. Em seguida o fígado e as gônadas eram pesados em separado (P_F e P_G respectivamente), assim como o peso eviscerado (P_E), todos até 0,1g. O sexo e estágio de maturação gonadal foram determinados segundo o aspecto macroscópico das gônadas, baseado nas descrições gerais de Vazzoler (1996) (**Tabela I**).

Tabela I – Descrição macroscópica dos estádios de maturação gonadal observados em machos e fêmeas de *Chilomycterus spinosus* capturados na Baía de Guanabara entre março de 2006 e abril de 2007 (adaptado de Vazzoler, 1996).

Estádio gonadal	Machos	Fêmeas
A “imaturo”	Testículos filiformes, esbranquiçados, lisos, translúcidos, cerca de 1mm de largura e menos de 1 cm de comprimento.	Ovários em forma de gota, róseos, lisos, translúcidos, menos de 1 cm de comprimento.
B “em maturação”	Testículos filiformes, brancos, lisos, opacos, mais de 1 cm de comprimento.	Ovários em forma de gota, alaranjados, opacos, mais de 1 cm de comprimento, primeiros ovócitos visíveis, textura ligeiramente granulosa.
C “maduro”	Testículos alongados e triangulares, túrgidos, brancos, opacos, mais de 5mm de largura e 3 cm de comprimento, ocupando de 10-30% da cavidade visceral (est.). Libera líquido leitoso quando pressionado.	Ovários disformes, túrgidos, laranjas, ocupando mais de 20% da cavidade visceral, ovócitos grandes visíveis, textura granulosa.
D “esvaziado”	Testículos alongados e triangulares, flácidos em alguns pontos, brancos com manchas vermelhas de vascularização, mantêm tamanho do estágio C.	Ovários disformes, flácidos, vermelhos ou roxos, mantêm tamanho do estágio C, grande vascularização.
E “repouso”	Testículos filiformes, brancos, lisos, opacos, mais de 3 cm de comprimento.	Ovários em forma de gota, alaranjados, opacos, mais de 2 cm de comprimento, poucos ovócitos visíveis, textura ligeiramente granulosa.

Análise de dados

Análises gerais

Para cada espécie identificada, foram calculados a Frequência de Ocorrência (FO - %) nas 48 campanhas e o Índice de Importância Relativa (IRI) em termos absoluto e percentual (Pinkas, 1971). A Captura-Por-Unidade-de-Esforço (CPUE) foi obtida dividindo-se a soma da captura (número de espécimes (n) e peso total (g)) pela soma do esforço (horas de arrasto), conforme a análise.

Os dados foram agrupados visando reduzir a variabilidade dos mesmos e favorecer a interpretação das análises. Sazonalmente, eles foram agrupados em trimestres denominados inverno (I: julho-setembro), primavera (P: outubro-dezembro), verão (V: janeiro-março) e outono (O: abril-junho), mantendo os dois anos de amostragem separados para respeitar as diferenças entre eles. Este foi considerado a melhor forma de agrupamento que permitiu a padronização de todas as análises temporais sem perder informação de variação dos parâmetros medidos. Uma Análise Hierárquica de Agrupamento (*Cluster Analysis*) foi aplicada em modo Q sobre dados de CPUE por ponto de coleta a fim de identificar os estratos espaciais dentro do estuário. Utilizou-se UPGMA como método de agrupamento e três coeficientes de associação: Distância Euclidiana, Bray-Curtis e Morisita (Valentin, 1995). A escolha do agrupamento mais adequado foi baseada nos coeficientes de correlação cofenéticos (valor mínimo > 0,85), na estabilidade dos agrupamentos pelo método de *Bootstrap* (100 réplicas), e na coerência biológica dos agrupamentos. Todas as análises espaciais posteriores foram calculadas com os dados de CPUE agrupados nas seis áreas determinadas pela Análise de Agrupamento: BOT (estação 1), NIT (estação 2), CC (estação 3), ME (estações 4, 5 e 6), AEL (estações 7 e 8) e AEO (estações 9 e 10).

As diversidades de Tetraodontiformes dessas seis áreas foram comparadas graficamente através de suas curvas de dominância-diversidade, também chamadas de curvas de rank-abundância, que utilizam dados de frequência relativa das espécies em cada área (Magurran, 2004). Nesta análise, o comprimento da curva indica a riqueza específica enquanto a inclinação da mesma revela a dominância ou equitabilidade. Optou-se por essa estratégia em detrimento de outras mais tradicionais, principalmente o uso de índices de diversidade, dominância e riqueza, devido à natureza dos dados. Além de serem métodos menos ilustrativos, esses índices são indicados para comparar ambientes distintos, em relação à comunidade como um todo. Neste caso, o objetivo é comparar áreas dentro de um mesmo ambiente e ilustrar um gradiente entre elas, considerando apenas uma fração da comunidade, o que pode interferir nos resultados dos índices matemáticos e sua interpretação. Além disso, a variabilidade dos ambientes dentro de um complexo estuarino é melhor representada por curvas do que números estanques.

A fim de melhor compreender os componentes ecológicos dessas áreas e identificar possíveis sobreposições nas distribuições das principais espécies de Tetraodontiformes, aplicou-se uma Análise de Correspondência (CA) sobre dados espaciotemporais standartizados de CPUE (n/trimestre/área), retirando-se as espécies raras (Legendre e Legendre, 1998). Esta análise foi executada em seguida sem considerar os dados de *C. spinosus* para detectar mais facilmente as relações entre as demais espécies.

As correlações entre as abundâncias espaciotemporais e os gradientes ambientais da baía foram analisadas empregando um Análise de Correspondência Canônica (CCA) (Legendre e Legendre, 1998). A matriz de abundância foi constituída do número de indivíduos das seis espécies mais abundantes capturados por arrasto. As espécies raras foram removidas dessa análise para minimizar desvios na mesma. A matriz de variáveis

ambientais incluiu medidas de profundidade, temperatura, salinidade, OD, teor de matéria orgânica no sedimento, teor de carbonatos no sedimento e granulometria. Utilizou-se apenas as medidas de água de fundo dos dados hidrológicos, já que buscava-se uma correlação com espécies demersais. Os dados de granulometria foram expressos em termos percentuais de cascalho, areia grossa, areia média, areia fina, silte e argila. Optou-se, após uma análise preliminar, por remover os dados de cascalho e areia grossa já que são sedimentos raros nas amostras e apresentaram baixa correlação com os eixos de ordenação. Foram consideradas para esta análise apenas aquelas amostras (arrastos) com captura de Tetraodontiformes e todos os dados abióticos correspondentes. A significância dos eixos foi testada através do teste de Monte Carlo (Legendre e Legendre, 1998).

Análises populacionais

Foram investigados aspectos populacionais das espécies de Tetraodontiformes mais representativas da Baía de Guanabara a fim de elucidar alguns pontos levantados nas análises gerais. As espécies raras não foram incluídas nestas análises devido à escassez de dados.

A variação sazonal da abundância foi avaliada usando dados de captura-por-unidade-de-esforço (CPUE) em número de indivíduos (n) e peso (g) por hora de arrasto, agrupados em trimestres. A estrutura da captura foi ilustrada, quando possível, pela distribuição de frequências por classe de tamanho, também por trimestre. A diferença entre os dois anos de amostragem foi testada usando o teste de Kolmogorov-Smirnov para comparação de duas distribuições de frequência (Siegel, 1956). No caso de amostras muito pequenas, a análise sazonal não foi realizada e os dados foram agrupados em um único histograma representando todo o período amostral. Todos os histogramas foram elaborados

com auxílio do algoritmo de Sturges (Sturges, 1926) para a determinação do número e amplitude das classes de C_T . O mesmo procedimento foi aplicado a dados agrupados por área para denotar a distribuição espacial da abundância e escala de tamanhos dos Tetraodontiformes.

A faixa de parâmetros ambientais ocupada pelas seis principais espécies foi calculada através da média ponderada e coeficiente de variação (CV - %) dos fatores abióticos registrados no momento das capturas (Zar, 1999). A proporção relativa de cada classe granulométrica (classificação textural de Folk) do sedimento ocupado pelas espécies também foi calculada. As classes de sedimentos pouco selecionados (*i.e.* areia siltosa, silte arenoso) foram agrupadas em uma única classe denominada “Misto”.

As relações peso-comprimento (LWR), foram ajustadas à equação potencial $P_T = a C_T^b$. Os parâmetros a e b foram estimados pelo método dos mínimos-quadrados sobre dados transformados (ln) de peso e comprimento totais. A isometria ($H_0: b = 3$) foi testada através do teste t-Student (Zar, 1999). Também foram calculados o coeficiente de determinação (r^2) das curvas e os intervalos de confiança dos seus parâmetros (a e b) (Zar, 1999). As LWR divulgadas em outros trabalhos para as espécies capturadas na Baía de Guanabara foram comparadas graficamente com as relações estabelecidas no presente estudo.

Tamanhos de primeira maturação sexual (L_{50}) foram obtidos na bibliografia especializada. Quando o dado não estava disponível, estimou-se o parâmetro com base nas equações empíricas de Froese e Binohlan (2000). O L_{50} de *C. spinosus* foi calculado para sexos separados ajustando os dados referentes à sub-amostra à equação logística $p = 1 / 1 + e^{[-r(L - L_{50})]}$ (onde p = proporção de indivíduos maduros, r = inclinação da curva logística, L = classe de tamanho e L_{50} é o tamanho no qual 50% dos indivíduos estão maduros)

(King, 1995). A variação do Fator de Condição alométrico ($F_C = P_T / C_T^b$; onde $b =$ expoente da relação peso-comprimento), do Índice Hepatosomático ($I_{HS} = P_F / P_T \times 100$) e do Índice Gonadosomático ($I_{GS} = P_G / P_T \times 100$) também foi analisada para o período entre março de 2006 e abril de 2007, excluindo-se os exemplares do estágio A de desenvolvimento gonadal (Vazzoler, 1996).

A classificação de cada espécie em guilda funcional referente ao uso do estuário considerou todos os resultados obtidos nas análises acima em conjunto com informações obtidas na literatura científica. Seguiu-se a classificação e as recomendações propostas por Elliot *et al.* (2007) por se tratar de um trabalho recente, de abrangência mundial, com uma ampla revisão de nomenclatura de guilda e classificações anteriores.

RESULTADOS

Distribuição espaciotemporal das espécies

Nestes dois anos de amostragem na Baía de Guanabara, foram identificadas dez espécies de Tetraodontiformes (ilustradas no **Anexo I**), distribuídas em quatro famílias (**Tabela II**). *Chilomycterus spinosus* foi a espécie dominante com mais de 95% da importância relativa.

Tabela II – Frequência absoluta (N), peso total (P_T), frequência de ocorrência (FO) e Índice de Importância Relativa de Pinkas (IRI) das dez espécies de Tetraodontiformes capturadas na Baía de Guanabara entre julho de 2005 e junho de 2007.

Espécies	N	%	P_T (g)	%	FO (%)	IRI	%
Monacanthidae	252	1,6	11.456,2	1,2	91,7	2,5	1,3
<i>Aluterus heudelotii</i> Hollard, 1855	2	0,0	38,8	0,0	4,2	0,0	0,0
<i>Aluterus schoepfii</i> (Walbaum, 1792)	3	0,0	17,3	0,0	6,3	0,0	0,0
<i>Stephanolepis hispidus</i> (Linnaeus, 1766)	247	1,5	11.400,1	1,2	91,7	2,5	1,3
Ostraciidae	1	0,0	2,2	0,0	2,1	0,0	0,0
<i>Acanthostracion</i> sp.	1	0,0	2,2	0,0	2,1	0,0	0,0
Tetraodontidae	990	6,2	20.836,8	2,2	100,0	7,1	3,6
<i>Lagocephalus laevis</i> (Linnaeus, 1766)	353	2,2	7.311,0	0,8	85,4	2,5	1,3
<i>Sphoeroides greeleyi</i> Gilbert, 1900	525	3,3	8.169,4	0,8	95,8	3,9	2,0
<i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus, 1758)	51	0,3	4.782,0	0,5	50,0	0,4	0,2
<i>Sphoeroides tyleri</i> Shipp, 1974	61	0,4	574,4	0,1	60,4	0,3	0,1
Diodontidae	14.838	92,3	935.220,1	96,7	100,0	188,9	95,2
<i>Chilomycterus reticulatus</i> (Linnaeus, 1758)	1	0,0	412,1	0,0	2,1	0,0	0,0
<i>Chilomycterus spinosus</i> (Linnaeus, 1758)	14.837	92,3	934.808,0	96,6	100,0	188,9	95,2
TOTAL	16.081	100,0	961.575,3	100,0		198,50	100,0

Seis áreas se destacaram na Baía de Guanabara em relação à abundância numérica de Tetraodontiformes (**Figura 3 e Tabela III**). No baixo estuário, as estações 1, 2 e 3 foram muito distintas entre si e não puderam ser agrupadas, sendo portanto tratadas como áreas independentes: **BOT** – enseada de Botafogo no Rio de Janeiro (estação 1); **NIT** –

enseada de Jurujuba em Niterói (estação 2); **CC** – canal central (estação 3). Em contrapartida, as estações 4, 5 e 6 formaram um grupo coeso e estável no médio estuário (**ME**). O alto estuário foi desmembrado em duas áreas: uma ao leste (**AEL**) incorporando as estações 7 e 8 e outra a oeste (**AEO**) formada pelas estações 9 e 10.

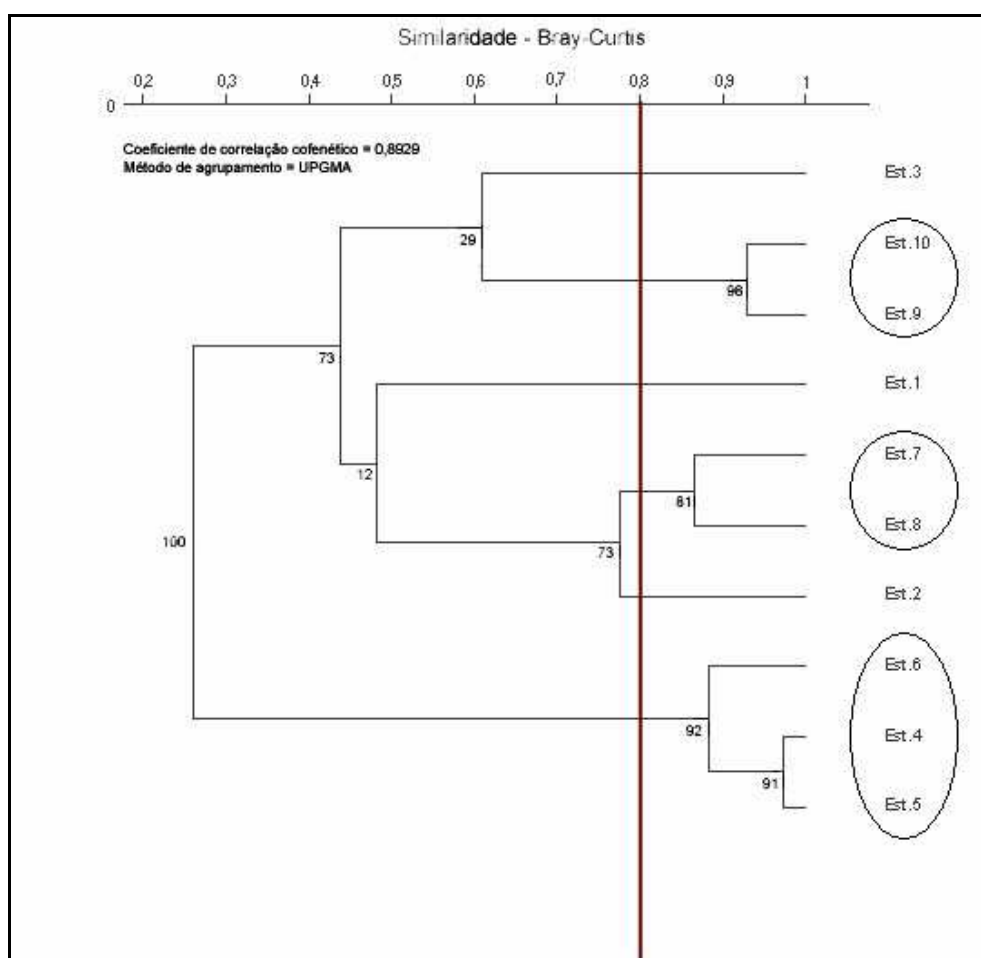


Figura 3 - Análise Hierárquica de Agrupamento aplicada a dados de CPUE-n das dez espécies de Tetraodontiformes capturadas na Baía de Guanabara entre julho de 2005 e junho de 2007.

As seis áreas estabelecidas no dendrograma apresentaram padrões ecológicos distintos, mas a forte dominância de uma única espécie (*C. spinosus*) se fez evidente em todas (**Tabela III** e **Figura 4**). A única estação onde a equitabilidade foi um pouco maior foi também a mais rica em número de espécies: BOT. As outras áreas do baixo estuário (NIT e CC), no entanto, foram notavelmente menos diversas. O médio estuário (ME) também apresentou uma riqueza específica elevada para o grupo (7 espécies), mas, diferentemente de BOT, sofreu forte dominância de *C. spinosus*. A separação do alto estuário em duas áreas pela análise de agrupamento foi corroborada pelos padrões ecológicos dessemelhantes entre AEL e AEO, onde a região leste mostrou a menor equitabilidade da baía, mas exibiu o dobro do número de espécies em relação à região oeste, que contou com apenas três táxons.

Tabela III – Frequência relativa e esforço de amostragem (horas de arrasto) por área das dez espécies de Tetraodontiformes capturadas na Baía de Guanabara entre Julho de 2005 e Junho de 2007.

Espécies	BOT	NIT	CC	ME	AEL	AEO	n TOTAL
<i>Acanthostracion</i> sp.	0,00						1
<i>Aluterus heudelotii</i>		0,00					2
<i>Aluterus schoepfii</i>	0,00	0,00					3
<i>Chilomycterus reticulatus</i>				0,00			1
<i>Chilomycterus spinosus</i>	0,46	0,89	0,72	0,95	0,98	0,92	14837
<i>Lagocephalus laevigatus</i>	0,01	0,00	0,08	0,02	0,01	0,08	353
<i>Sphoeroides greeleyi</i>	0,38	0,02	0,10	0,01	0,00		525
<i>Sphoeroides testudineus</i>	0,00			0,00	0,00		49
<i>Sphoeroides tyleri</i>	0,02		0,03	0,00	0,00		61
<i>Stephanolepis hispidus</i>	0,12	0,08	0,07	0,00	0,01	0,01	247
n TOTAL	855	780	199	11452	2126	667	16079
Esforço (horas de arrasto)	24,35	23,78	24,03	71,75	47,92	48,03	239,86

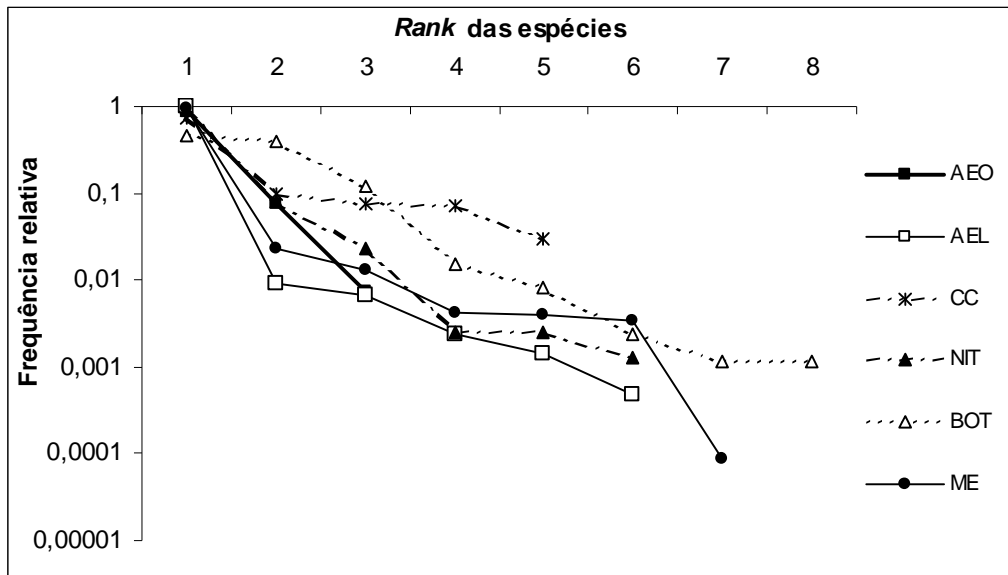


Figura 4 - Curvas de dominância-diversidade das seis áreas da Baía de Guanabara (julho 2005 a junho 2007), com base nas frequências relativas das espécies de Tetraodontiformes. BOT = enseada de Botafogo; NIT = enseada de Jurujuba; CC = canal central; ME = médio estuário; AEL = alto estuário ao leste; AEO = alto estuário a oeste.

A análise de ordenação (CA) considerou tanto o componente espacial quando temporal das amostras. A remoção de *C. spinosus* das análises pouco alterou a significância dos eixos cuja soma foi superior a 80% de explicabilidade em ambos os casos (**Tabela IV**). Optou-se por não incluir o terceiro eixo, que aumentaria a explicabilidade para além de 90%, devido ao seu baixo autovalor e à maior dificuldade de interpretação da ordenação em três dimensões.

Tabela IV – Autovalor, variância e variância acumulada dos autovetores gerados pela Análise de Correspondência (CA) sobre dados espaciotemporais de CPUE de espécies de Tetraodontiformes capturados na Baía de Guanabara entre julho de 2005 e junho de 2007.

	F1	F2	F3	F4	F5
CA com <i>C. spinosus</i>					
Autovalor	0,447	0,113	0,066	0,058	0,010
Variância %	64,461	16,226	9,543	8,353	1,417
Var. acumulada %	64,461	80,687	90,230	98,583	100,000
CA sem <i>C. spinosus</i>					
Autovalor	0,526	0,329	0,118	0,053	-
Variância %	51,269	32,056	11,483	5,192	-
Var. acumulada %	51,269	83,325	94,808	100,000	-

As elevadas abundâncias de *C. spinosus* tiveram grande influência na Análise de Correspondência (**Figura 5**). Sua dominância na maior parte das amostras concentrou os pontos no canto inferior esquerdo da figura, especialmente aqueles correspondentes às amostragens nas áreas AEL, AEO, ME e NIT. Destacaram-se desse aglomerado, portanto, as áreas onde o baiacu-de-espinho foi menos abundante como BOT e CC, assim como P2 e V1 em AEO, estes últimos sob maior influência de *L. laevigatus*. Em BOT, notou-se uma alternância entre *S. greeleyi*, *S. hispidus* e *S. tyleri* ao longo das estações, porém sem padrão sazonal identificável. Ficou evidente, entretanto, a disparidade entre os dois anos de coleta, já que os pontos associados às mesmas áreas e estações nos dois anos encontram-se distantes um do outro.

Removendo-se os dados de *C. spinosus*, a segregação espacial entre as demais espécies tornou-se mais nítida (**Figura 6**). Observou-se um gradiente na composição específica ao longo do eixo principal (F1), das estações mais externas (BOT e NIT) no lado esquerdo da figura para as estações mais internas (AEL e AEO) à direita da figura, passando pelas regiões centrais da baía (ME e CC) ao centro do gráfico. As estações do

baixo estuário foram caracterizadas pela maior contribuição de *S. greeleyi* e *S. hispidus* nas suas amostras ao longo de todo o período de estudo. O segundo eixo, no entanto denunciou uma clara distinção entre BOT e NIT, onde *S. greeleyi* apresentou preferência pelo primeiro e *S. hispidus* pelo segundo. ME e CC apareceram realmente como áreas de transição entre o alto e baixo estuário, com maior participação dos outros três tetraodontídeos: *S. tyleri*, *S. testudineus* e *L. laevigatus*. Este último contribuiu de forma mais regular para as amostras provenientes do alto estuário (AEL e AEO).

O componente sazonal permaneceu discreto, entretanto, foi possível identificar uma segregação temporal entre as espécies que caracterizam o baixo estuário. Enquanto *S. hispidus* apareceu principalmente durante as épocas de verão e outono, *S. greeleyi* e *S. tyleri* predominam durante o inverno e a primavera. Nas estações mais internas da baía, o componente sazonal aparentou ser mais fraco.

As variáveis abióticas que mais influenciaram a assembléia de Tetraodontiformes, a julgar pelo comprimento dos vetores no CCA (**Figura 7**), foram areia média, %MO e silte, destacando a importância do sedimento para peixes demersais. Areia média ainda mostrou uma forte associação positiva com profundidade, OD, e areia fina e negativa com silte e %MO. Todos esses parâmetros apresentaram maior correlação com o eixo 1 (abscissas). Esse eixo, portanto, separou a ictiofauna segundo sua preferência relativa de sedimento. Com menor explicabilidade, o eixo 2 separou as espécies segundo fatores hidrológicos como salinidade e temperatura, além de % de carbonatos. A única espécie que se posicionou de forma clara em relação ao eixo das ordenadas, no entanto, foi *L. laevigatus* com uma tendência a ocupar áreas de menor salinidade. Junto à origem dos vetores, *C. spinosus* foi o único a não apresentar nenhuma preferência de condições ambientais, condizente com a sua dominância em todas as áreas da baía. Em contrapartida, *S. greeleyi* e

S. hispidus confirmaram sua tendência a permanecer no baixo estuário com uma forte associação a areia com baixo teor de matéria orgânica, OD elevado e baixas temperaturas. Os outros dois *Sphoeroides* mostraram maior tolerância a temperaturas e %MO mais elevadas mas permaneceram em áreas intermediárias. A relação com parâmetros abióticos, portanto, ajuda a compreender a distribuição espacial das espécies dentro da Baía de Guanabara.

Essa interação entre ictiofauna e variáveis físico-químicas, no entanto, pouco explica as variações na distribuição da assembleia. Apesar dos três eixos canônicos da CCA terem sido significativos no teste de Monte Carlo ($p > 0,01$ após 99 permutações) a sua explicabilidade total foi de apenas 19,5 % da variabilidade dos dados (**Tabela V**).

Tabela V - Autovalor, variância, variância acumulada e significância (Teste de Monte Carlo) dos autovetores gerados pela Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre abundâncias das principais espécies de Tetraodontiformes capturados na Baía de Guanabara entre julho de 2005 e junho de 2007, e fatores abióticos.

	F1	F2	F3
Autovalor	0,163	0,052	0,013
Variância %	13,9	4,4	1,1
Var. acumulada %	13,9	18,3	19,5
Teste Monte Carlo	$p = 0,01$	$p = 0,01$	$p = 0,01$

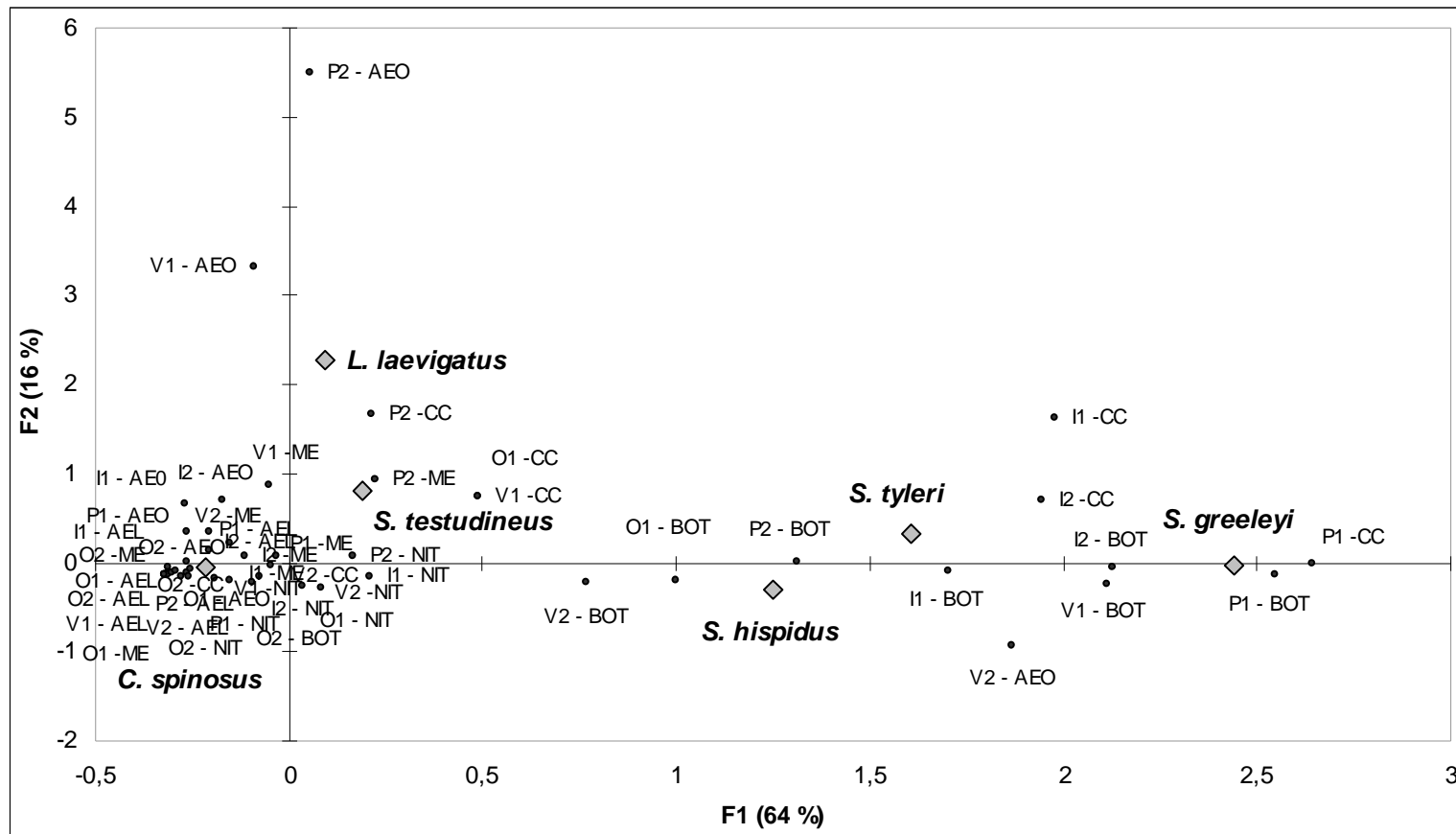


Figura 5 – Análise de Correspondência (CA) das amostras espaciotemporais de seis espécies de Tetraodontiformes na Baía de Guanabara entre julho de 2005 e junho de 2007. BOT = enseada de Botafogo; NIT = enseada de Jurujuba; CC = canal central; ME = médio estuário; AEL = alto estuário ao leste; AEO = alto estuário a oeste; I = inverno; P = primavera; V = verão; O = outono; 1 = ano 1; 2 = ano 2.

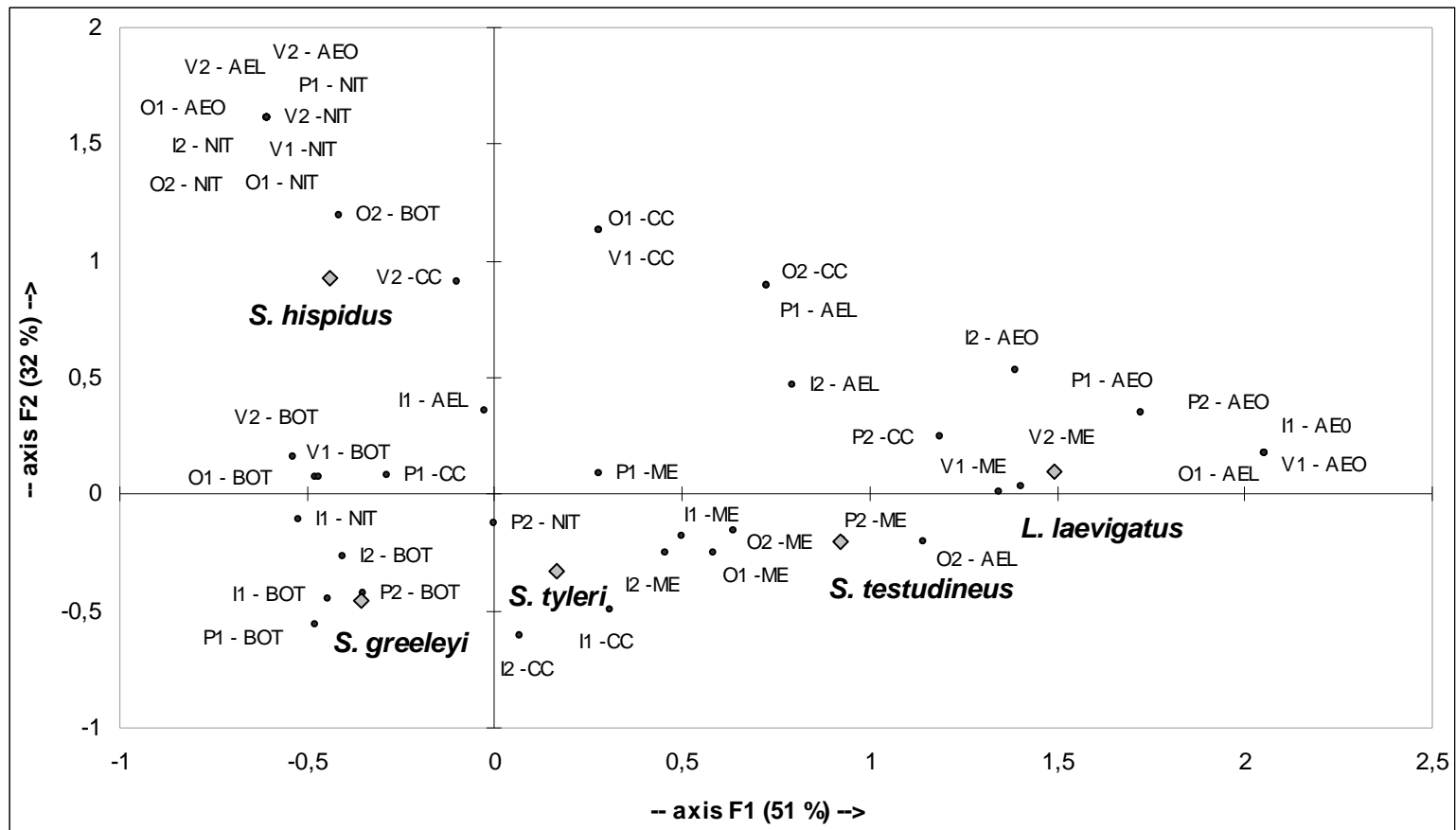


Figura 6 – Análise de Correspondência (CA) das amostras espaciotemporais de Tetraodontiformes na Baía de Guanabara entre julho de 2005 e junho de 2007, desconsiderando-se a espécie dominante *C. spinosus*. BOT = enseada de Botafogo; NIT = enseada de Jurujuba; CC = canal central; ME = médio estuário; AEL = alto estuário ao leste; AEO = alto estuário a oeste; I = inverno; P = primavera; V = verão; O = outono; 1 = ano 1; 2 = ano 2.

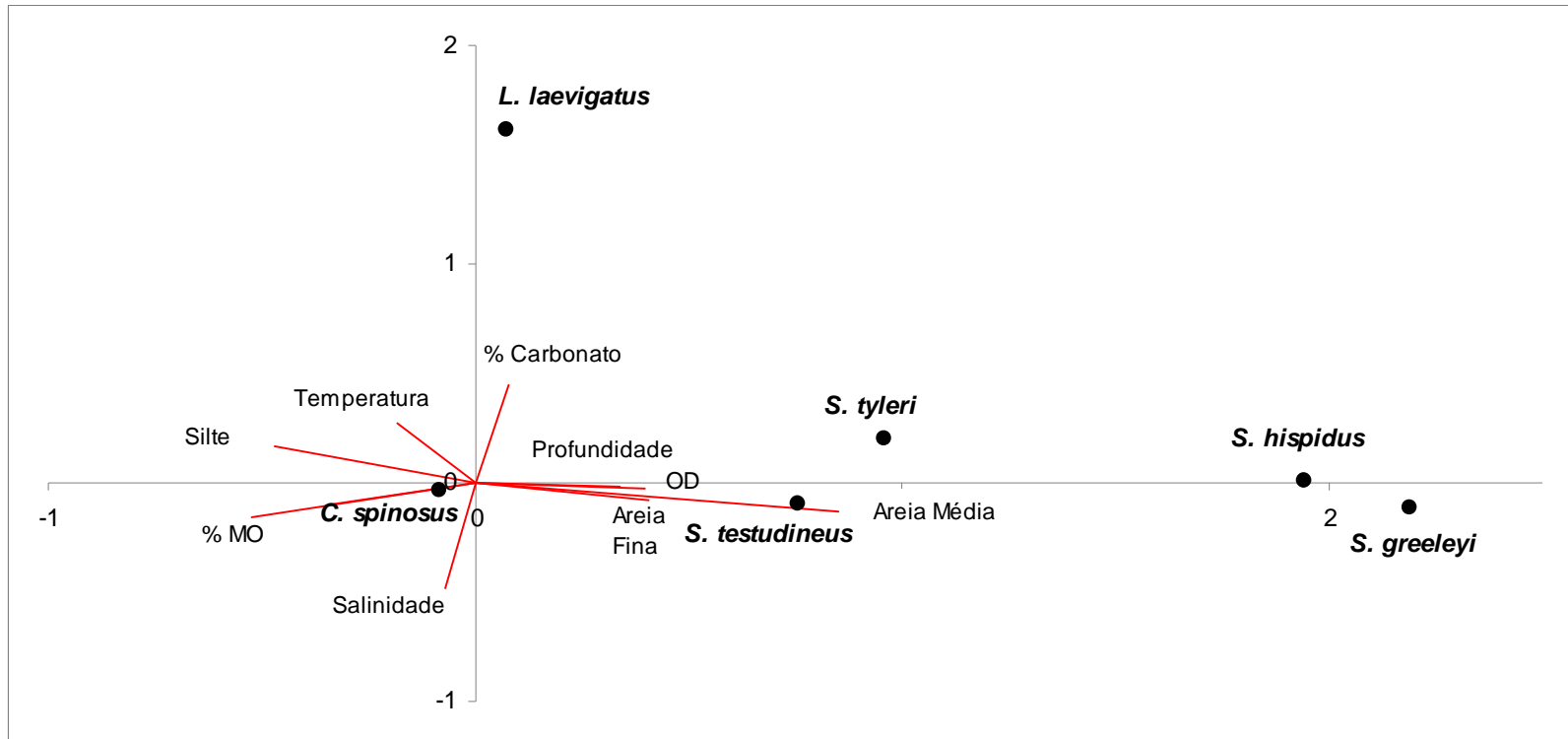


Figura 7 - Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre as frequências absolutas de seis espécies de Tetraodontiformes e variáveis ambientais durante arrastos experimentais na Baía de Guanabara entre julho de 2005 e junho de 2007. Eixo 1 (abscissas) = 13,9 %; Eixo 2 (ordenadas) = 4,4 % da variabilidade dos dados.

Análises populacionais

As quatro espécies consideradas raras apresentaram frequências numéricas muito pequenas para permitir uma análise populacional mais detalhada. Três delas ocorreram apenas na área mais externa da baía e foram representadas por espécimes abaixo do tamanho de primeira maturação estimado pelas equações de Froese e Binohlan (2000) e portanto assumidamente jovens (**Tabela VI**). A outra espécie (*C. reticulatus*) ocorreu no médio estuário e o único exemplar já tinha um porte maior, possivelmente um indivíduo adulto. Com exceção do exemplar de *Acanthostracion* sp. capturado no outono de 2006, as espécies raras apareceram nas amostras durante os meses de primavera e verão.

Tabela VI – Frequência (N), comprimento total (C_T) e peso total (P_T) das quatro espécies raras de Tetraodontiformes capturadas na Baía de Guanabara entre julho de 2005 e junho de 2007, com destaque para a área da baía e época em que foram coletadas. C_T max = comprimento total máximo registrado para a espécie no Sudeste brasileiro (Figueiredo e Menezes, 2000). L_{50} (amplitude do erro padrão) estimado com base no C_T max segundo equações empíricas ajustadas por Froese e Binohlan (2000).

Espécies	N	C_T (cm)	P_T (g)	Área	Trimestre	C_T max	L_{50} est.
<i>Acanthostracion</i> sp.	1	3,0	2,2	BOT	O1	50,0	21,7 - 38,9
<i>Aluterus heudelotii</i>	2	13,7; 14,9	15; 23,8	NIT	V1; V2	34,5	15,6 - 28,0
<i>Aluterus schoepfii</i>	3	11,4; 12,6; 10,3	4,6; 9,6; 3,1	NIT; NIT; BOT	P1; V2; V2	60,0	25,4 - 45,7
<i>Chilomycterus reticulatus</i>	1	25,6	412,1	ME	P2	55,0	23,6 - 42,3

Estas estações do ano também foram a época de maior abundância de outras espécies de Tetraodontiformes na Baía de Guanabara. Conforme já havia sido sinalizado nas análises multivariadas, *S. greeleyi* apresentou picos de frequência durante a primavera do primeiro ano (P1) e o inverno do segundo ano (I2) (**Figura 8**). Essa distinção entre os

dois anos de coleta também foi evidenciada pelas outras duas espécies de *Sphoeroides*. Enquanto *S. testudineus* (Figura 9) inverteu os picos apresentando maiores abundâncias em I1 e P2, *S. tyleri* (Figura 10) demonstrou um padrão similar ao de *S. greeleyi*. Em contrapartida, a variação na abundância de *L. laevigatus* (Figura 11) e *S. hispidus* (Figura 12) foi mais previsível, com picos no verão dos dois anos. Já *C. spinosus* (Figura 13) fugiu de qualquer padrão apresentando pequenas elevações de frequência em I1, O1 e V2 seguidas de uma explosão nas abundâncias em O2, alcançando 227,8 espécimes capturados por hora de arrasto na baía.

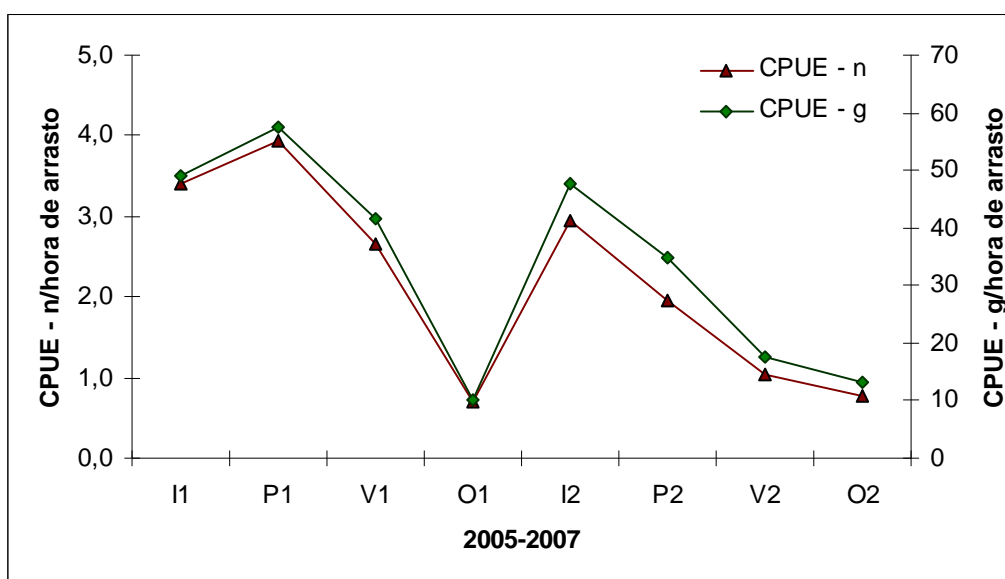


Figura 8 – Variação sazonal na abundância relativa de *Sphoeroides greeleyi* em número de espécimes (n) e massa (g) por hora de arrasto na Baía de Guanabara entre julho de 2005 e junho de 2007. I = inverno; P = primavera; V = verão; O = outono.

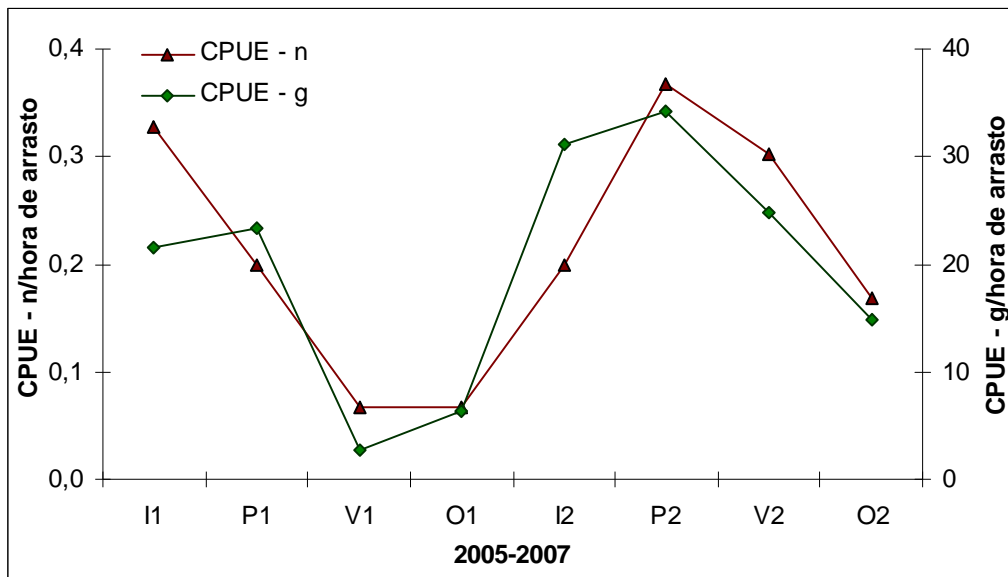


Figura 9 – Variação sazonal na abundância relativa de *Spherooides testudineus* em número de espécimes (n) e massa (g) por hora de arrasto na Baía de Guanabara entre julho de 2005 e junho de 2007. I = inverno; P = primavera; V = verão; O = outono.

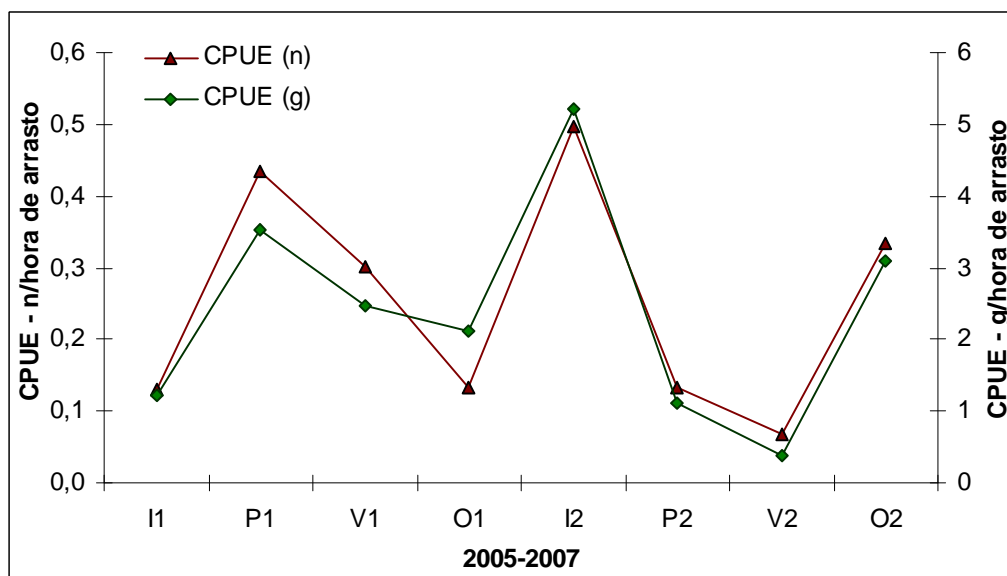


Figura 10 – Variação sazonal na abundância relativa de *Spherooides tyleri* em número de espécimes (n) e massa (g) por hora de arrasto na Baía de Guanabara entre julho de 2005 e junho de 2007. I = inverno; P = primavera; V = verão; O = outono.

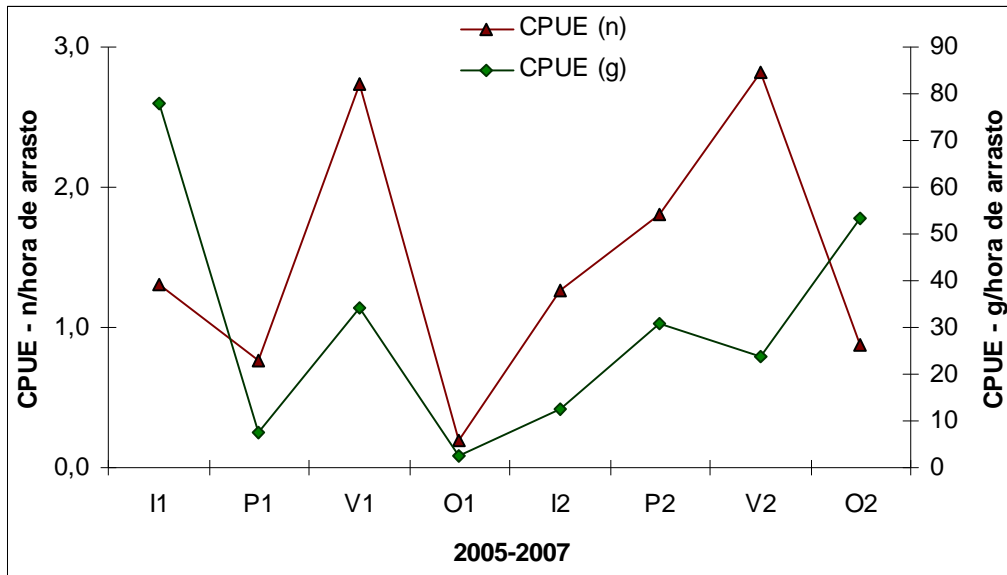


Figura 11 – Variação sazonal na abundância relativa de *Lagocephalus laevigatus* em número de espécimes (n) e massa (g) por hora de arrasto na Baía de Guanabara entre julho de 2005 e junho de 2007. I = inverno; P = primavera; V = verão; O = outono.

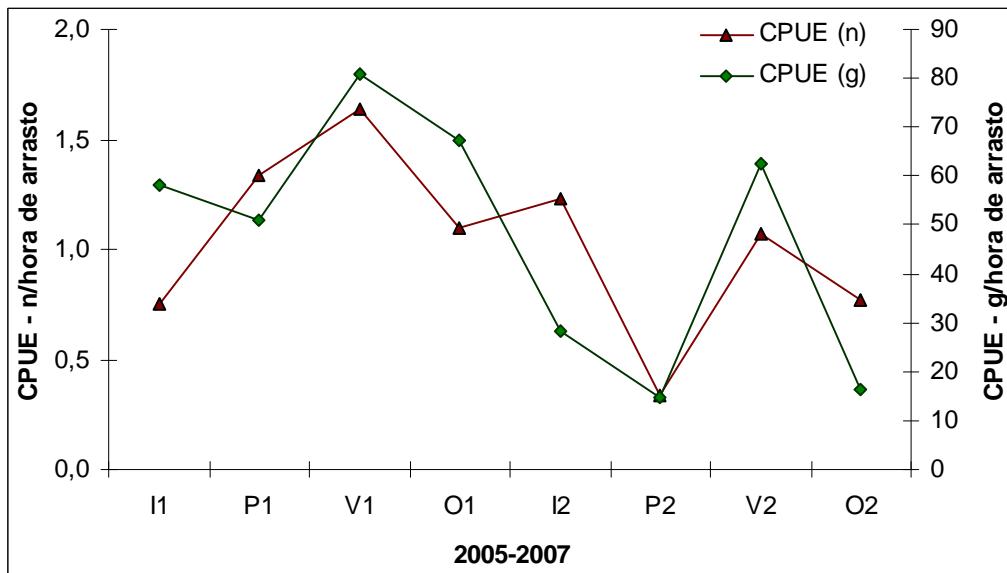


Figura 12 – Variação sazonal na abundância relativa de *Stephanolepis hispidus* em número de espécimes (n) e massa (g) por hora de arrasto na Baía de Guanabara entre julho de 2005 e junho de 2007. I = inverno; P = primavera; V = verão; O = outono.

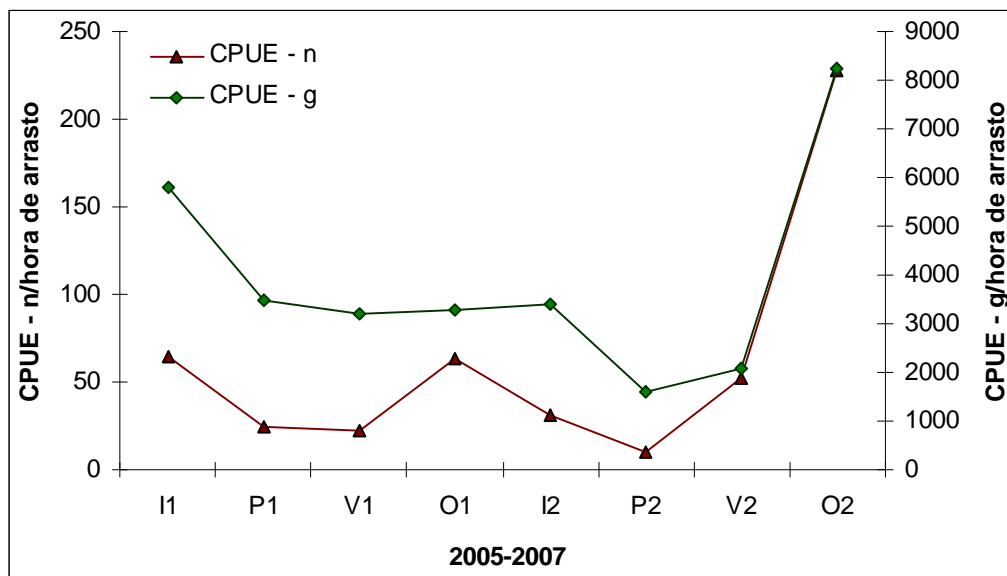


Figura 13 – Variação sazonal na abundância relativa de *Chilomycterus spinosus* em número de espécimes (n) e massa (g) por hora de arrasto na Baía de Guanabara entre julho de 2005 e junho de 2007. I = inverno; P = primavera; V = verão; O = outono.

A padrão de chuvas também variou de um ano para o outro (**Figura 14**). Além de a precipitação total ter sido maior no primeiro ano de estudo, o pico de pluviosidade foi mais tardio. Em relação ao ano 1, as maiores chuvas do ano 2 foram antecipadas em cerca de dois meses, tornando verão de 2007 relativamente seco, semelhante ao período de outono. Esse padrão deve ser interpretado como uma tendência geral das chuvas durante o período de estudo e não como o aporte total de água doce para o sistema da baía, uma vez que esses dados foram recolhidos de uma única estação meteorológica no baixo estuário. Talvez por isso, não tenha sido encontrada nenhuma correlação entre a variação da precipitação e a variação das abundâncias das seis principais espécies de Tetraodontiformes (não mostrado).

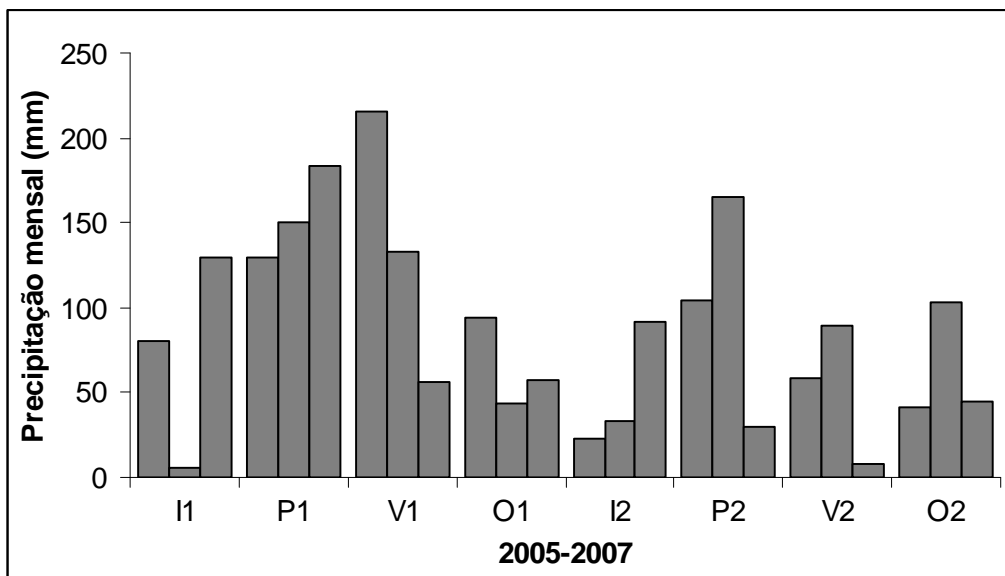


Figura 14 – Variação sazonal da precipitação em um ponto fixo na entrada da Baía de Guanabara (Estação meteorológica da Ponta da Armação – Niterói) entre julho de 2005 e junho de 2007.

A relação entre a CPUE-n e CPUE-g indicou uma pequena variação sazonal no tamanho médio dos espécimes de *S. greeleyi* ao longo do período amostral (**Figura 8**). Uma análise da distribuição de frequências por classes de tamanho (**Figura 15**), no entanto, revelou que apesar da moda ter permanecido entre duas classes de comprimento total (8,1 – 10,0 cm), houve diferenças significativas entre o ano 1 e o ano 2 nas amostras de inverno e primavera. Além da redução da frequência total no segundo ano, também houve um deslocamento da moda da primavera da classe 8,1 - 9,0 cm para a classe 9,1 – 10,0 cm. As modas do V2 e O2 também foram em classes maiores em relação aos mesmos períodos do ano 1, mas o teste Kolmogorov-Smirnov não detectou essa diferença, provavelmente devido ao tamanho reduzido das amostras.

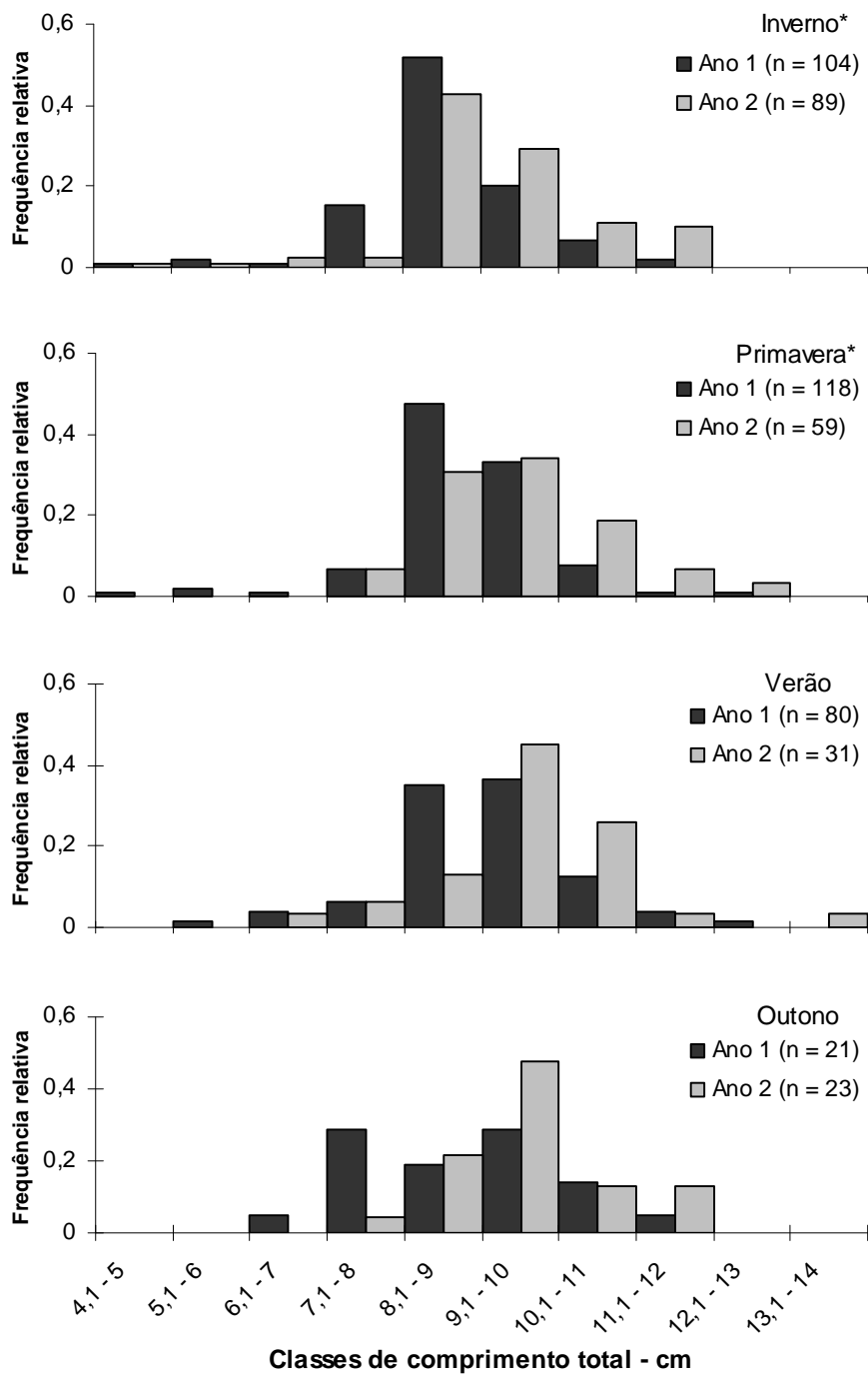


Figura 15 – Distribuição sazonal de frequências por classes de comprimento total (cm) de *Sphaeroides greeleyi*, durante dois anos de coletas na Baía de Guanabara. Ano 1 = julho 2005 a junho 2006; Ano 2 = julho 2006 a junho 2007. (*Ano 1 \neq Ano 2; Kolmogorov-Smirnov, $p < 0,05$)

As outras duas espécies de *Spherooides* demonstraram maior heterogeneidade no tamanho médio dos indivíduos coletados. Os dois picos de abundância de *S. testudineus* foram compostos de espécimes de porte reduzido enquanto os maiores exemplares foram capturados em P1 e I2 (**Figura 9**). Esses dois estratos populacionais foram retratados na distribuição bimodal de frequências por classe de C_T da espécie (**Figura 16**). Já *S. tyleri* apresentou uma única moda, apesar de uma grande amplitude de tamanhos (**Figura 17**). A assimetria do histograma revelou uma grande contribuição de indivíduos de pequeno porte para as amostras.

A assimetria na distribuição de frequências de *L. laevigatus* foi ainda mais evidente, devido a uma forte leptocurtose (**Figura 18**). A moda se manteve na classe 4,1 – 8,0 cm ao longo do ano e não foi detectada nenhuma distinção entre os dois anos de estudo. O predomínio de indivíduos pequenos foi menor durante o outono mas a abundância geral também foi reduzida durante este período. No I1, dois exemplares de 38,6 e 40,8 cm de C_T foram capturados o que aumentou a CPUE em massa do trimestre (**Figura 11**).

A falta de padrão na variação sazonal do tamanho médio dos exemplares de *S. hispidus* (**Figura 12**) foi melhor compreendida diante da ampla distribuição de tamanhos presentes na baía o ano inteiro e a permanência da distribuição bimodal ao longo do período amostral (**Figura 19**). A moda principal foi sempre composta de espécimes pequenos, contidos dentro de uma das quatro primeiras classes de C_T . Identificou-se um deslocamento modal dentre essas classes de tamanho entre a primavera e o outono nos dois anos de coleta. Em contrapartida, as modas secundárias eram de indivíduos de grande porte aleatoriamente distribuídos entre as quatro maiores classes de comprimento. As amostras de inverno e verão diferiram significativamente de um ano para o outro.

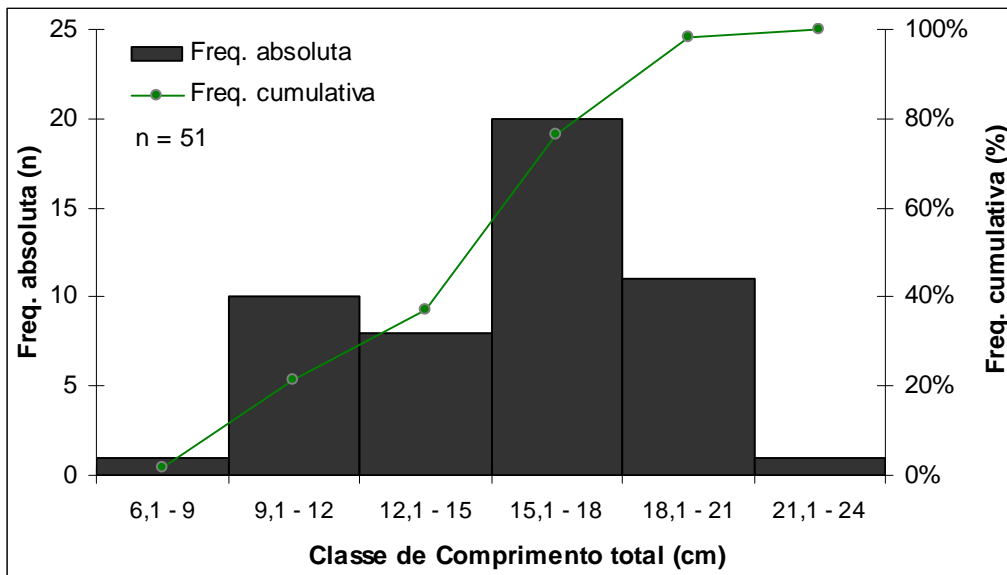


Figura 16 - Distribuição de frequências por classes de comprimento total (cm) de *Spherooides testudineus* na Baía de Guanabara entre julho 2005 e junho 2007.

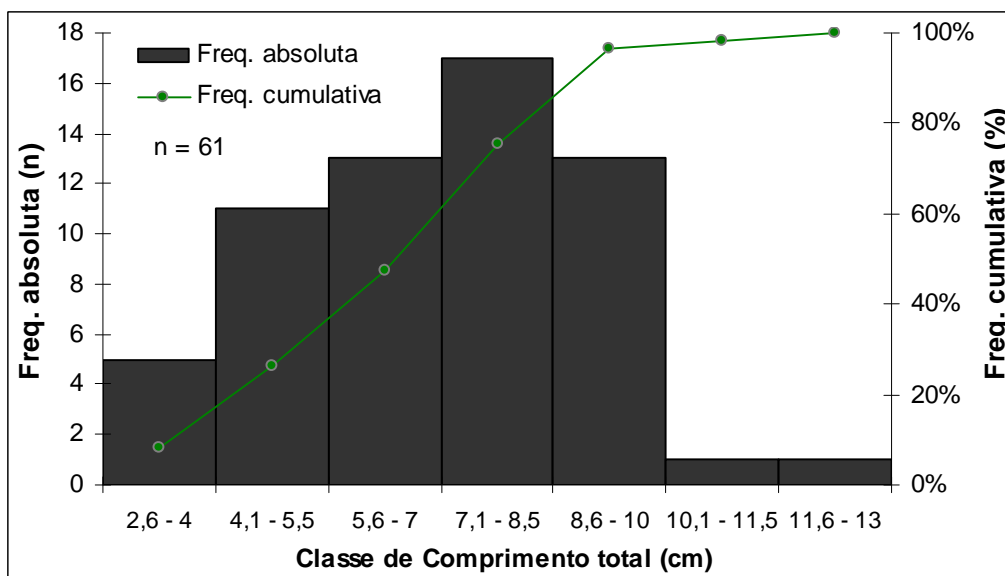


Figura 17 - Distribuição de frequências por classes de comprimento total (cm) de *Spherooides tyleri* na Baía de Guanabara entre julho 2005 e junho 2007.

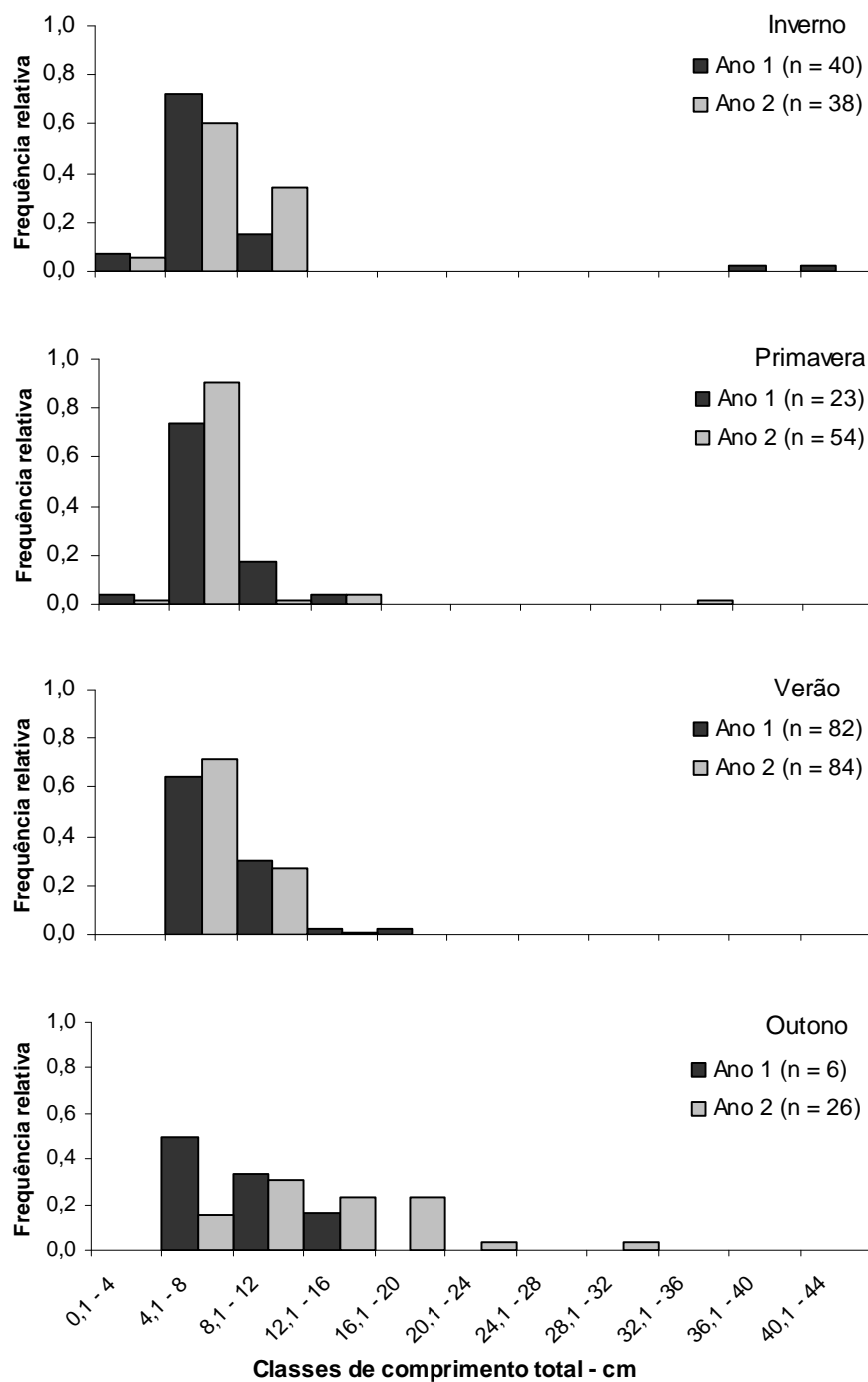


Figura 18 – Distribuição sazonal de frequências por classes de comprimento total (cm) de *Lagocephalus laevigatus*, durante dois anos de coletas na Baía de Guanabara. Ano 1 = julho 2005 a junho 2006; Ano 2 = julho 2006 a junho 2007.

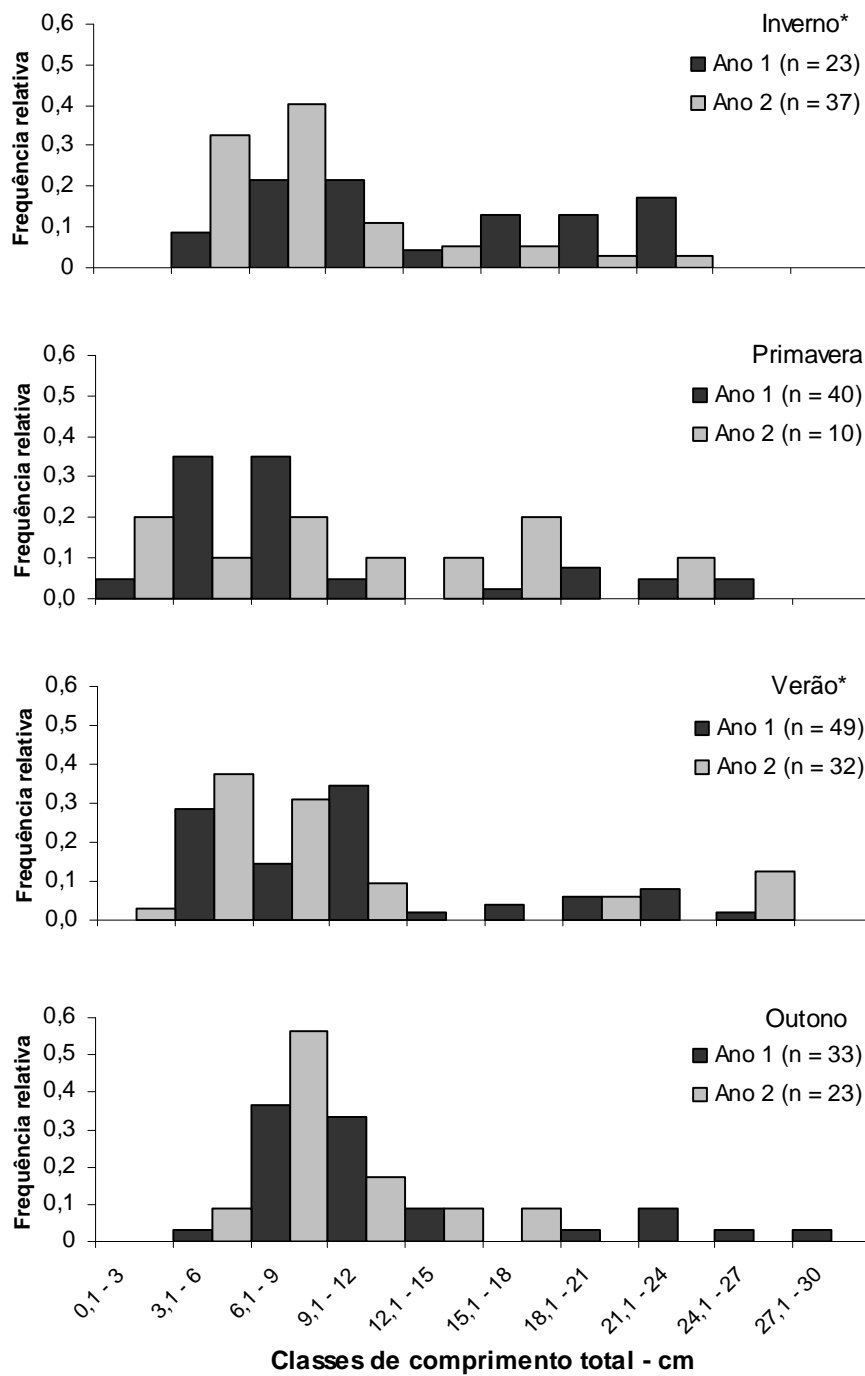


Figura 19 – Distribuição sazonal de frequências por classes de comprimento total (cm) de *Stephanolepis hispidus*, durante dois anos de coletas na Baía de Guanabara. Ano 1 = julho 2005 a junho 2006; Ano 2 = julho 2006 a junho 2007. (*Ano 1 \neq Ano 2; Kolmogorov-Smirnov, $p < 0,05$)

A diferença entre as amostras de *C. spinosus* do ano 1 e ano 2 foi significativa para os quatro trimestres, indicando uma forte distinção entre os dois anos de estudo (**Figura 20**). No primeiro ano, identificou-se um deslocamento da moda principal da classe 7,6 – 10,0 cm no inverno para a classe 12,6 – 15,0 cm no verão, passando pela classe intermediária na primavera. O outono foi marcado pela grande contribuição de indivíduos pertencentes às menores classes de tamanho (5,1 – 7,5 cm e 7,6 – 10,0 cm). No segundo ano, o deslocamento modal foi menos evidente. A moda permaneceu na classe 10,1 – 12,5 cm mas a distribuição passou de uma assimetria à esquerda (inverno) para uma assimetria à direita (primavera), evidenciando a crescente participação de exemplares de maior porte. A moda de espécimes pequenos que só apareceu no último trimestre do ano 1, surgiu já no verão do ano 2 e se manteve no outono. Exemplares acima de 20 cm C_T foram relativamente raros e só apareceram na primavera e no verão.

A antecipação do outono (ano 1) para o verão (ano 2) do surgimento da moda composta pelos menores exemplares de *C. spinosus* (**Figura 20**) foi concomitante com a antecipação do período de seca na baía (**Figura 14**). Além disso, *S. greeleyi* teve um incremento na contribuição de exemplares de maior porte nas suas amostras de inverno e primavera durante o ano mais seco (**Figura 15**). Ao contrário, as amostras de *S. hispidus* referentes ao ano 2, de menor precipitação, apresentaram maiores frequências relativas de exemplares de pequeno porte durante o inverno e o verão (**Figura 19**). Contudo, apesar da variação conjunta desses parâmetros, não foi possível estabelecer uma relação de causa-efeito entre a chuva e a estrutura da captura dos Tetraodontiformes na Baía de Guanabara.

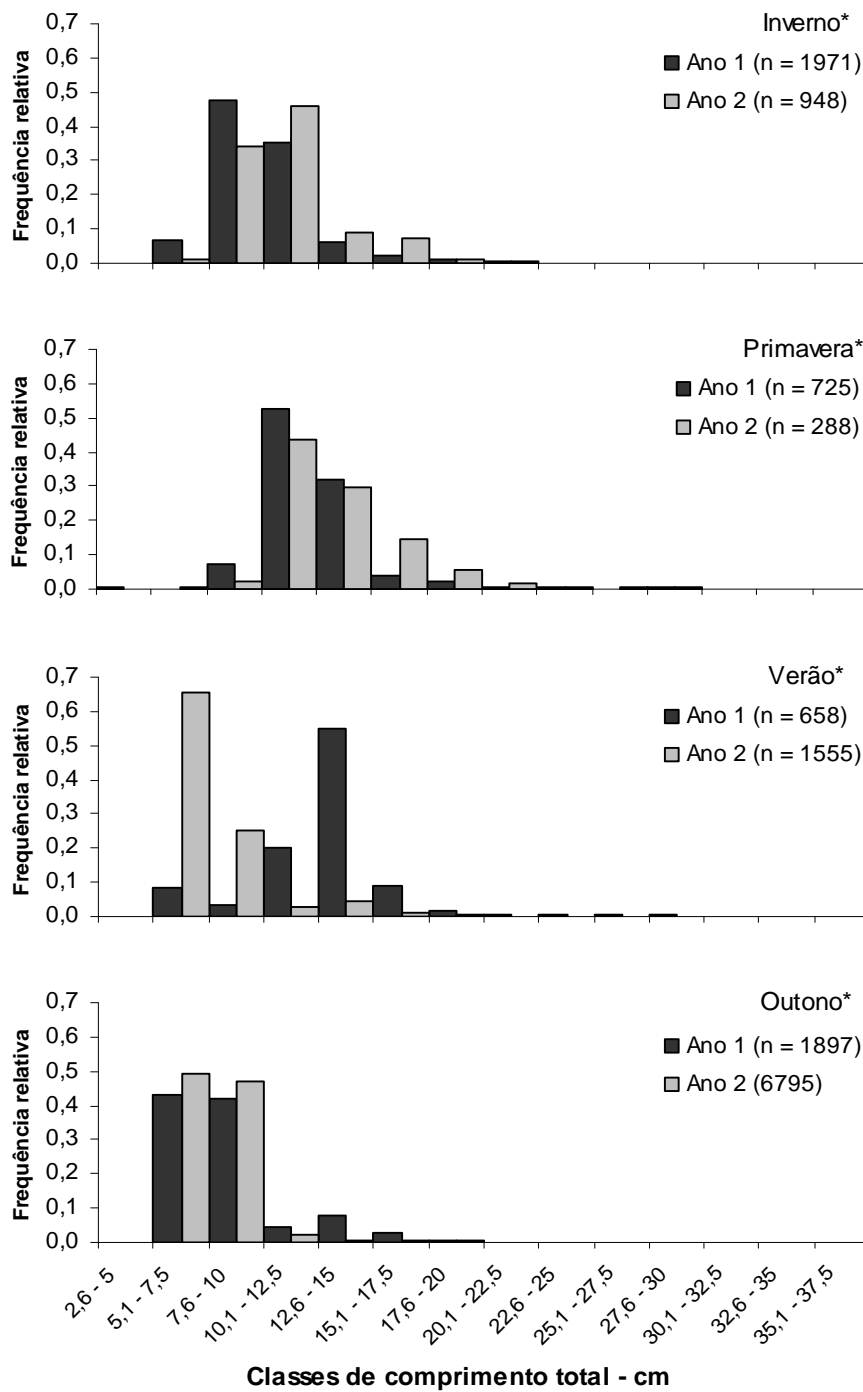


Figura 20 – Distribuição sazonal de frequências por classes de comprimento total (cm) de *Chilomycterus spinosus*, durante dois anos de coletas na Baía de Guanabara. Ano 1 = julho 2005 a junho 2006; Ano 2 = julho 2006 a junho 2007. (*Ano 1 \neq Ano 2; Kolmogorov-Smirnov, $p < 0,05$)

Além das diferenças sazonais e anuais na distribuição dos Tetraodontiformes na Baía de Guanabara, houve também uma forte segregação espacial, conforme já indicado nas análises multivariadas. *Sphoeroides greeleyi* ocorreu principalmente na enseada de Botafogo (BOT) e, em menor grau, no médio estuário (ME) (**Figura 21**). Além da abundância relativa, a estrutura da captura também diferiu entre essas duas estações (Kolmogorov-Smirnov, $p < 0,05$), sendo a moda em ME composta por indivíduos maiores que a moda em BOT (**Figura 22**). As abundâncias nas outras estações do baixo estuário (NIT e CC) foram muito inferiores à registrada em BOT mas seguiram a mesma estrutura em termos de tamanho dos exemplares. Apesar das menores classes aparecerem principalmente em AEL, a ocorrência de apenas cinco espécimes nessa área foi considerada pouco representativa.

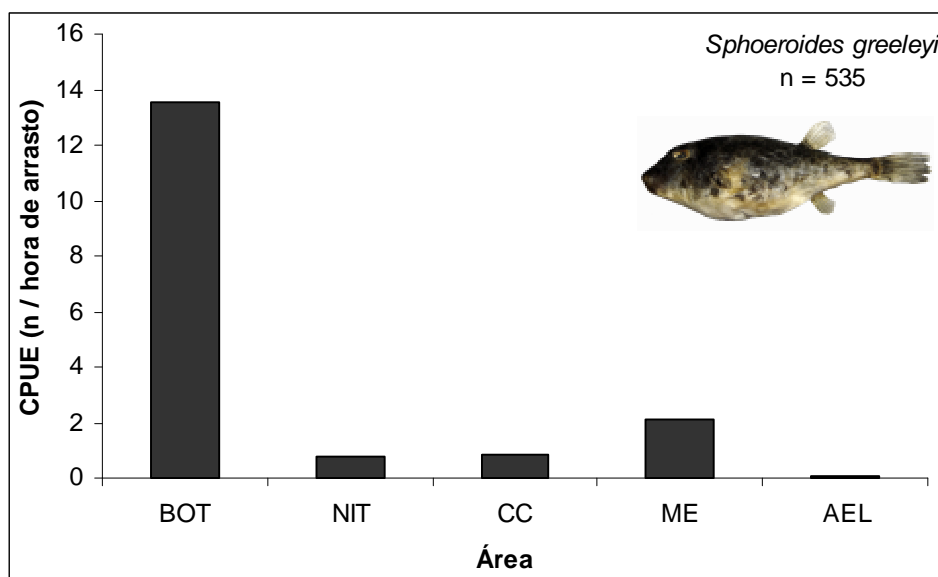


Figura 21 – Distribuição espacial de *Sphoeroides greeleyi* na Baía de Guanabara (junho 2005 – julho 2007). BOT = enseada de Botafogo (Rio de Janeiro); NIT = enseada de Jurujuba (Niterói); CC = canal central; ME = médio estuário; AEL = alto estuário leste.

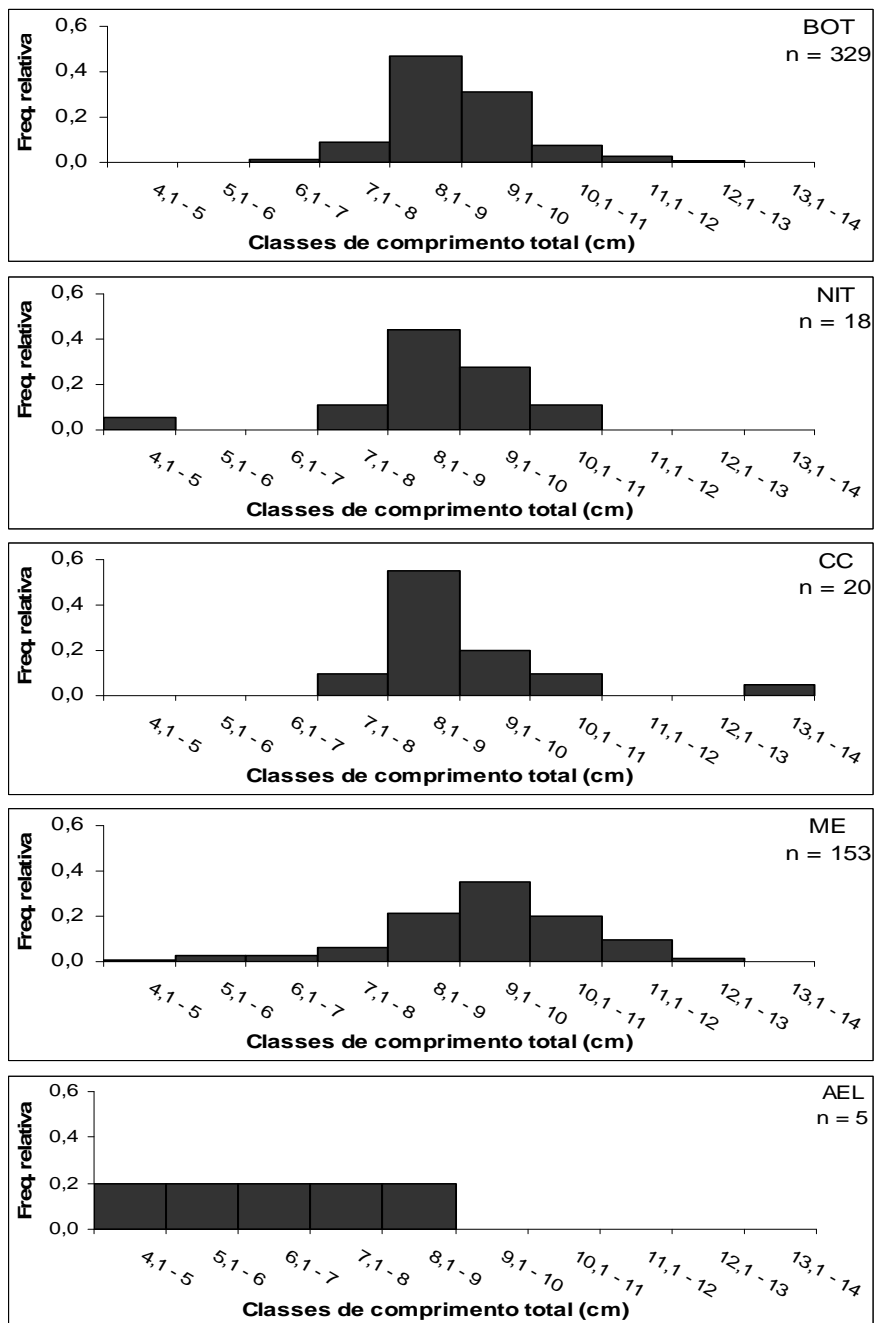


Figura 22 – Distribuição de frequência por classe de comprimento de *Spherooides greeleyi* em cinco áreas da Baía de Guanabara (junho 2005 – julho 2007). BOT = enseada de Botafogo (Rio de Janeiro); NIT = enseada de Jurujuba (Niterói); CC = canal central; ME = médio estuário; AEL = alto estuário leste.

As outras três espécies da família Tetraodontidae apresentaram uma maior abundância relativa no médio estuário. Enquanto *S. testudineus* foi praticamente exclusivo dessa região da baía (**Figura 23**), *S. tyleri* demonstrou uma distribuição mais equitativa entre ME e BOT (**Figura 24**). Esta última ainda teve uma participação mais expressiva de exemplares no canal central. Já *L. laevigatus* ocorreu de forma mais ampla, nas seis áreas da baía (**Figura 25**). A distribuição de frequências por classes de tamanho dessa espécie mostrou que em todas as áreas as amostras foram dominadas por exemplares muito pequenos (**Figura 26**). Nas áreas mais internas, indivíduos com mais de 12,0 cm foram ausentes. Os maiores espécimes, acima de 28,0 cm, foram escassos e capturados apenas no baixo estuário, sendo um de 34,9 cm o único indivíduo a ocorrer em NIT.

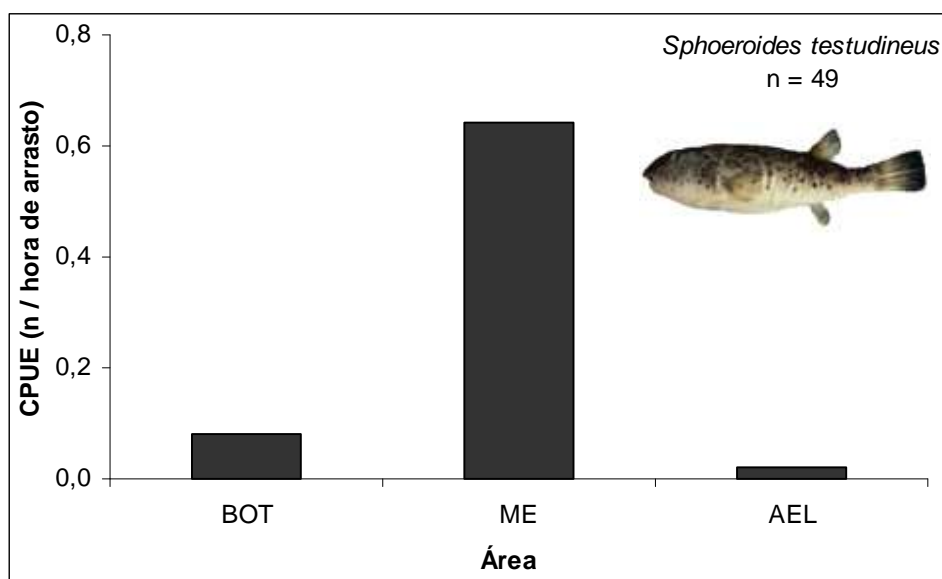


Figura 23 – Distribuição espacial de *Sphoeroides testudineus* na Baía de Guanabara (junho 2005 – julho 2007). BOT = enseada de Botafogo (Rio de Janeiro); ME = médio estuário; AEL = alto estuário leste.

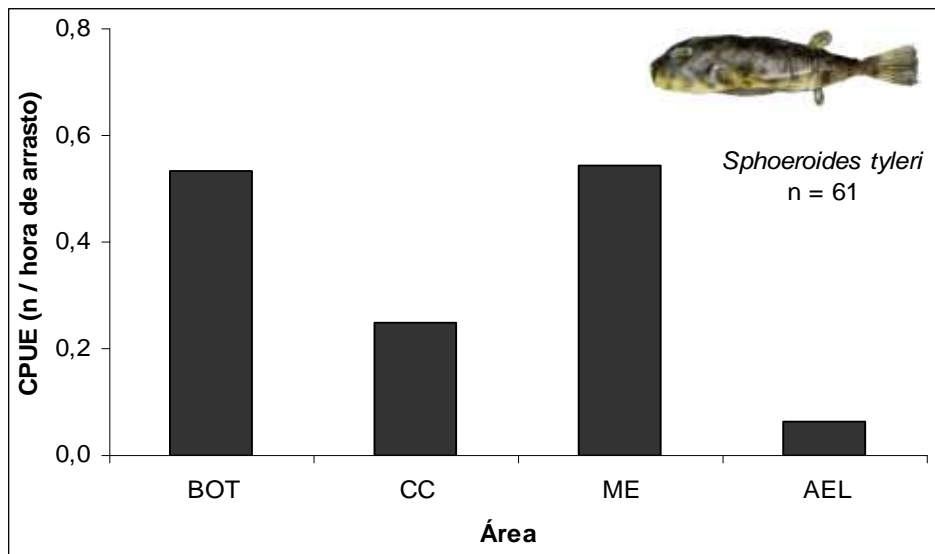


Figura 24 – Distribuição espacial de *Spherooides tyleri* na Baía de Guanabara (junho 2005 – julho 2007). BOT = enseada de Botafogo (Rio de Janeiro); CC = canal central; ME = médio estuário; AEL = alto estuário leste.

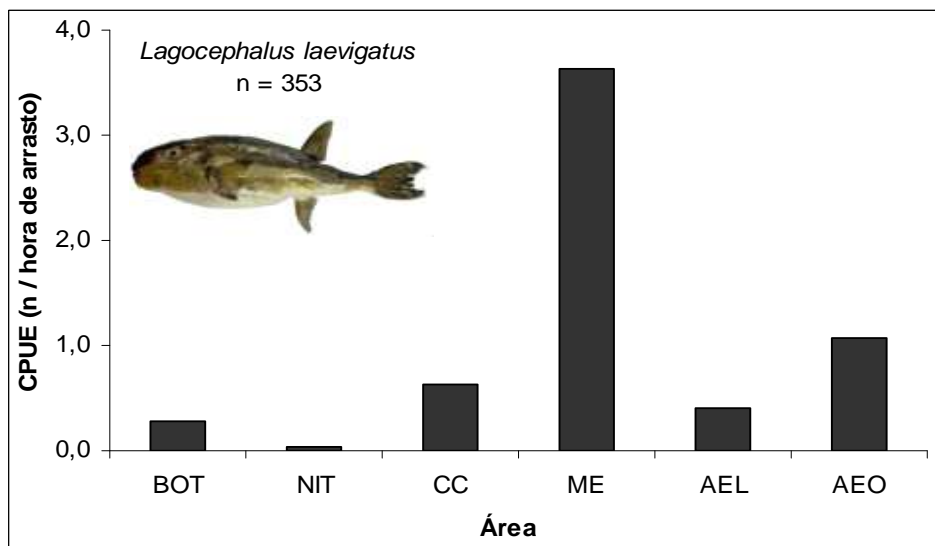


Figura 25 – Distribuição espacial de *Lagocephalus laevigatus* na Baía de Guanabara (junho 2005 – julho 2007). BOT = enseada de Botafogo (Rio de Janeiro); NIT = enseada de Jurujuba (Niterói); CC = canal central; ME = médio estuário; AEL = alto estuário leste; AEO = alto estuário oeste.

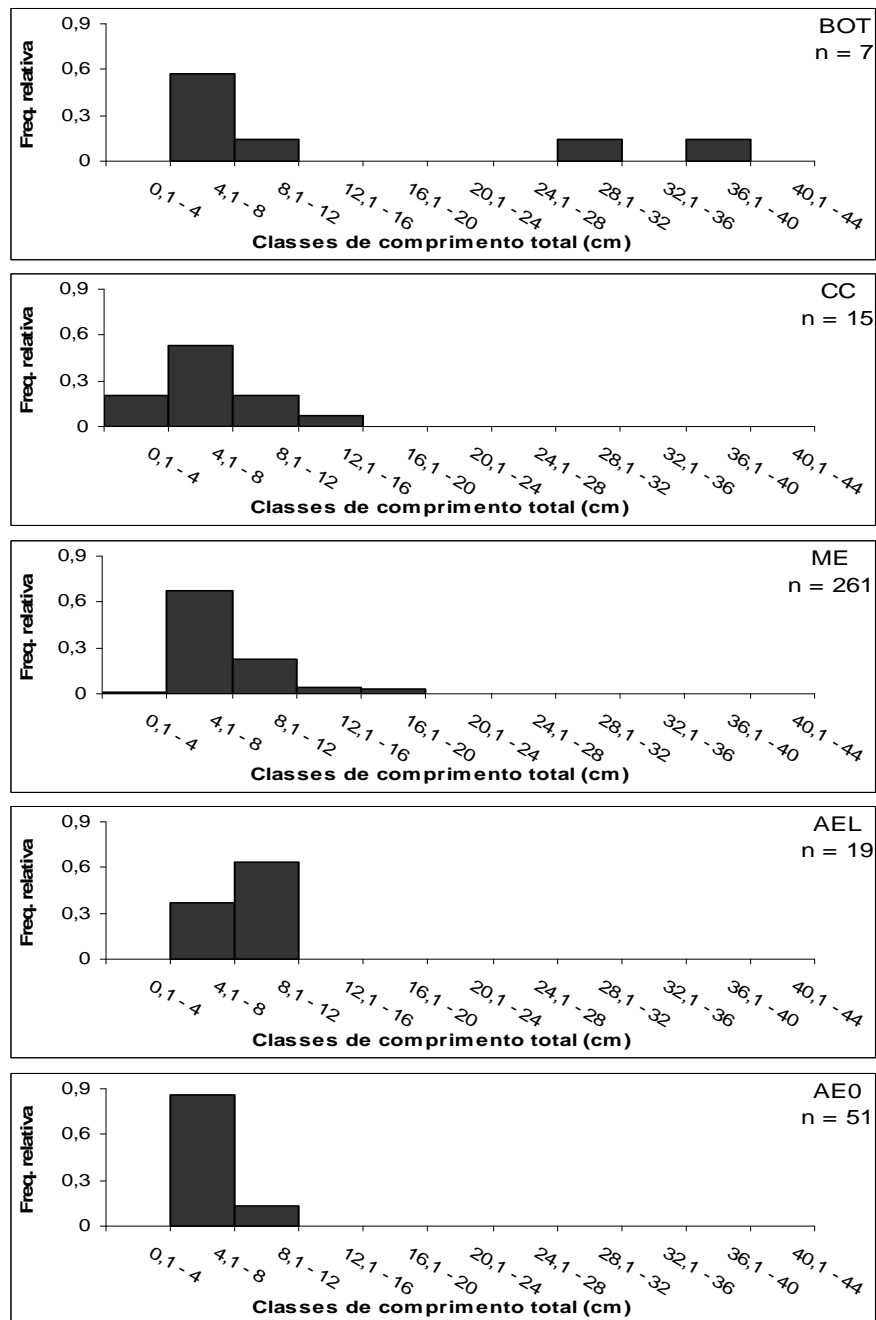


Figura 26 – Distribuição de frequência por classe de comprimento de *Lagocephalus laevigatus* em cinco áreas da Baía de Guanabara (junho 2005 – julho 2007). BOT = enseada de Botafogo (Rio de Janeiro); CC = canal central; ME = médio estuário; AEL = alto estuário leste; AEO = alto estuário oeste.

Stephanolepis hispidus também ocorreu nas seis áreas da Baía de Guanabara mas concentrou-se primordialmente no baixo estuário, principalmente BOT (**Figura 27**). Nessa região, a distribuição de frequências foi bimodal com uma moda principal na classe 6,1 – 9,0 cm e uma moda secundária na classe 21,1 – 24,0 cm (**Figura 28**). Detectou-se no entanto uma diferença significativa entre as estruturas das capturas de BOT e NIT com maior amplitude de tamanhos em BOT e maior contribuição da classe 3,1 – 6,0 cm nas amostras de NIT (Kolmogorov-Smirnov, $p < 0,05$). Nas outras áreas, não houve capturas de indivíduos maiores que 16,0 cm, com exceção de um exemplar no médio estuário. A moda nessas regiões mais internas oscilou entre a classe 3,1 – 6,0 cm e a classe 6,1 – 9,0 cm.

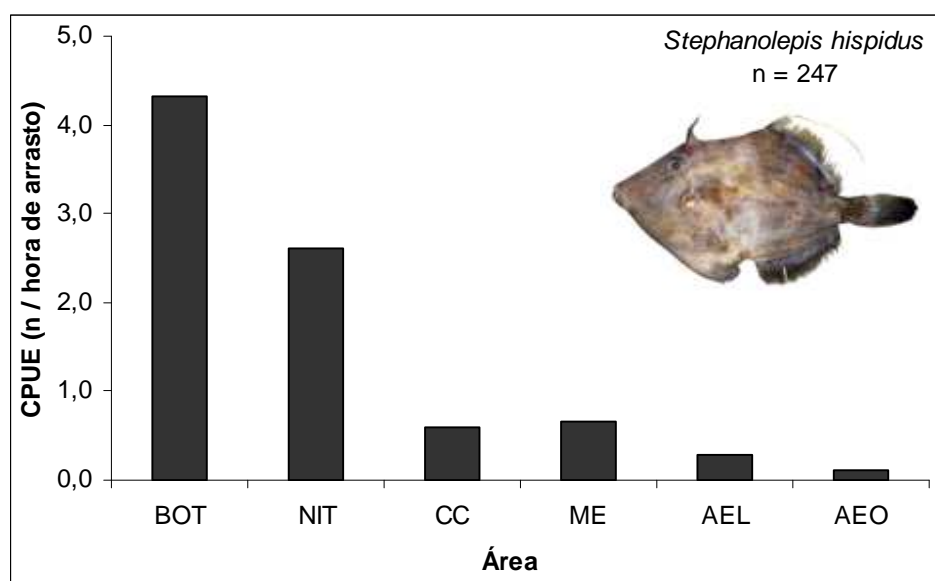


Figura 27 – Distribuição espacial de *Stephanolepis hispidus* na Baía de Guanabara (junho 2005 – julho 2007). BOT = enseada de Botafogo (Rio de Janeiro); NIT = enseada de Jurujuba (Niterói); CC = canal central; ME = médio estuário; AEL = alto estuário leste; AEO = alto estuário oeste.

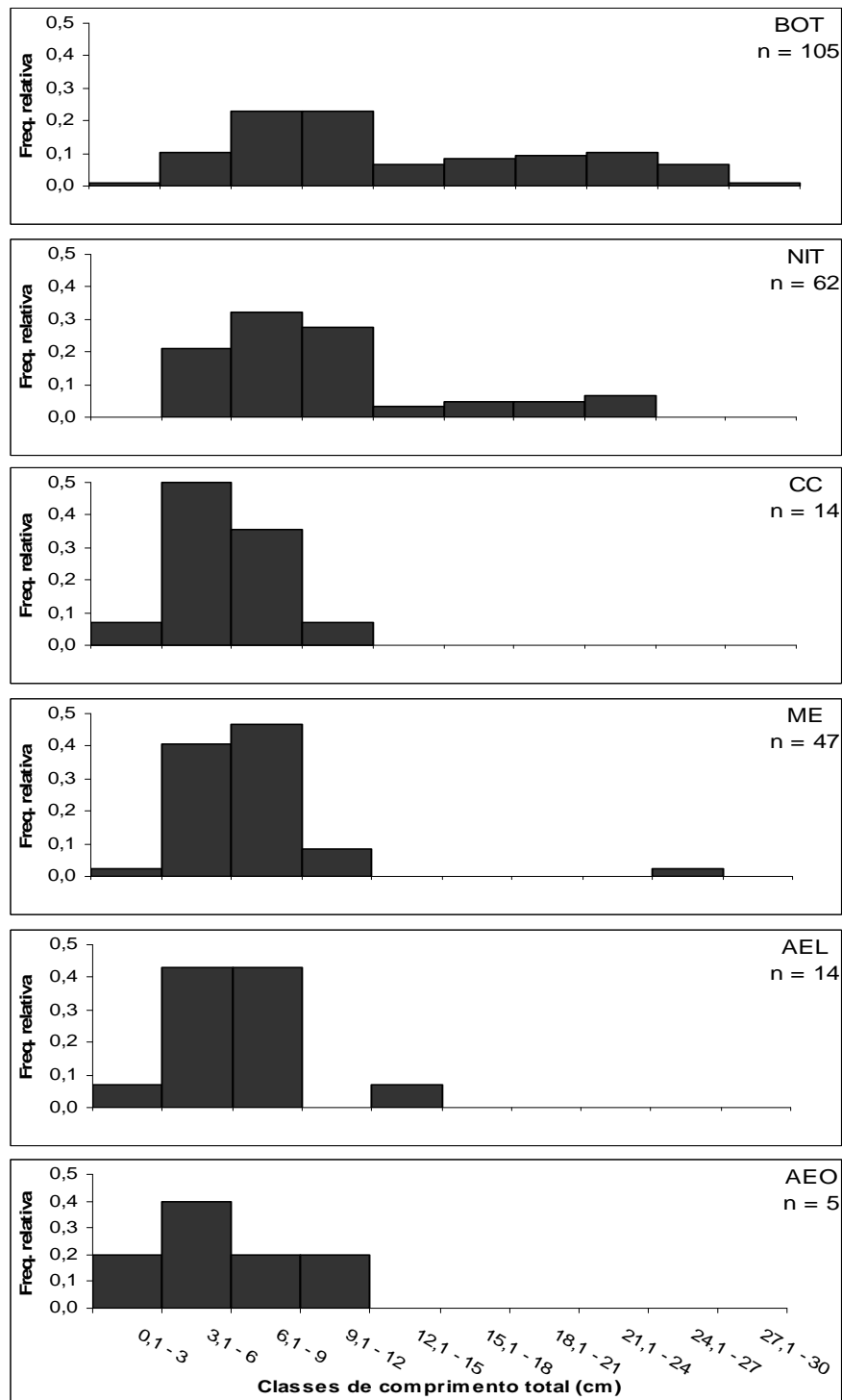


Figura 28 – Distribuição de frequência por classe de comprimento de *Stephanolepis hispidus* nas seis áreas da Baía de Guanabara (junho 2005 – julho 2007).

A espécie dominante, *C. spinosus*, exibiu as maiores abundâncias em todas as áreas da baía mas esteve densamente concentrada no médio estuário (ME) (**Figura 29**). Ela também apresentou grande frequência em AEL, diferentemente das demais espécies. Entretanto, espécimes com C_T s superiores a 20,0 cm estiveram praticamente restritos ao baixo estuário (BOT e NIT) (**Figura 30**). No médio e alto estuário, a moda foi composta por indivíduos da classe 7,6 – 10,0 cm enquanto que espécimes ainda menores (5,1 – 7,5 cm) formaram a moda no CC. Enquanto a distribuição de frequências mostrou uma tendência para a platicurtose no baixo estuário, nas demais regiões ela foi fortemente leptocúrtica.

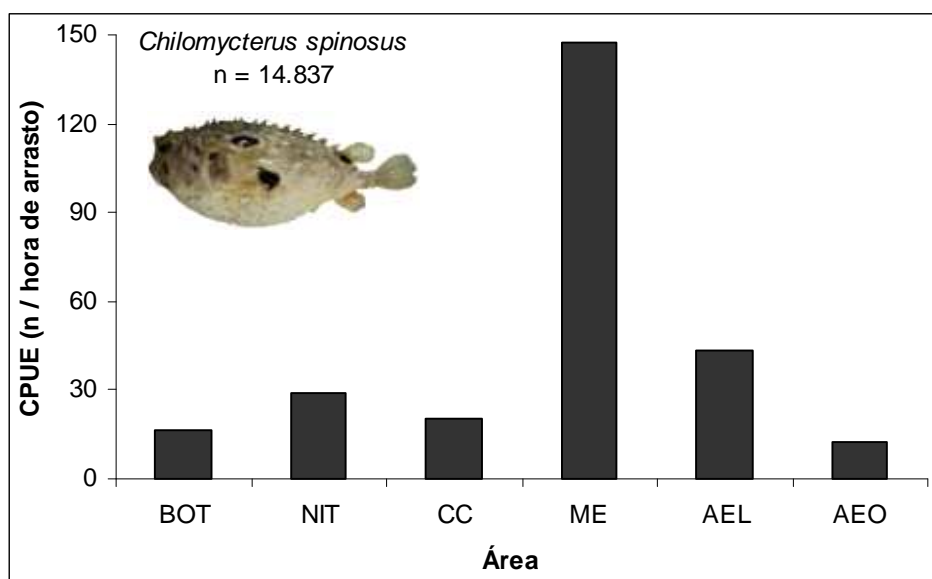


Figura 29 – Distribuição espacial de *Chilomycterus spinosus* na Baía de Guanabara (junho 2005 – julho 2007). BOT = enseada de Botafogo (Rio de Janeiro); NIT = enseada de Jurujuba (Niterói); CC = canal central; ME = médio estuário; AEL = alto estuário leste; AEO = alto estuário oeste.

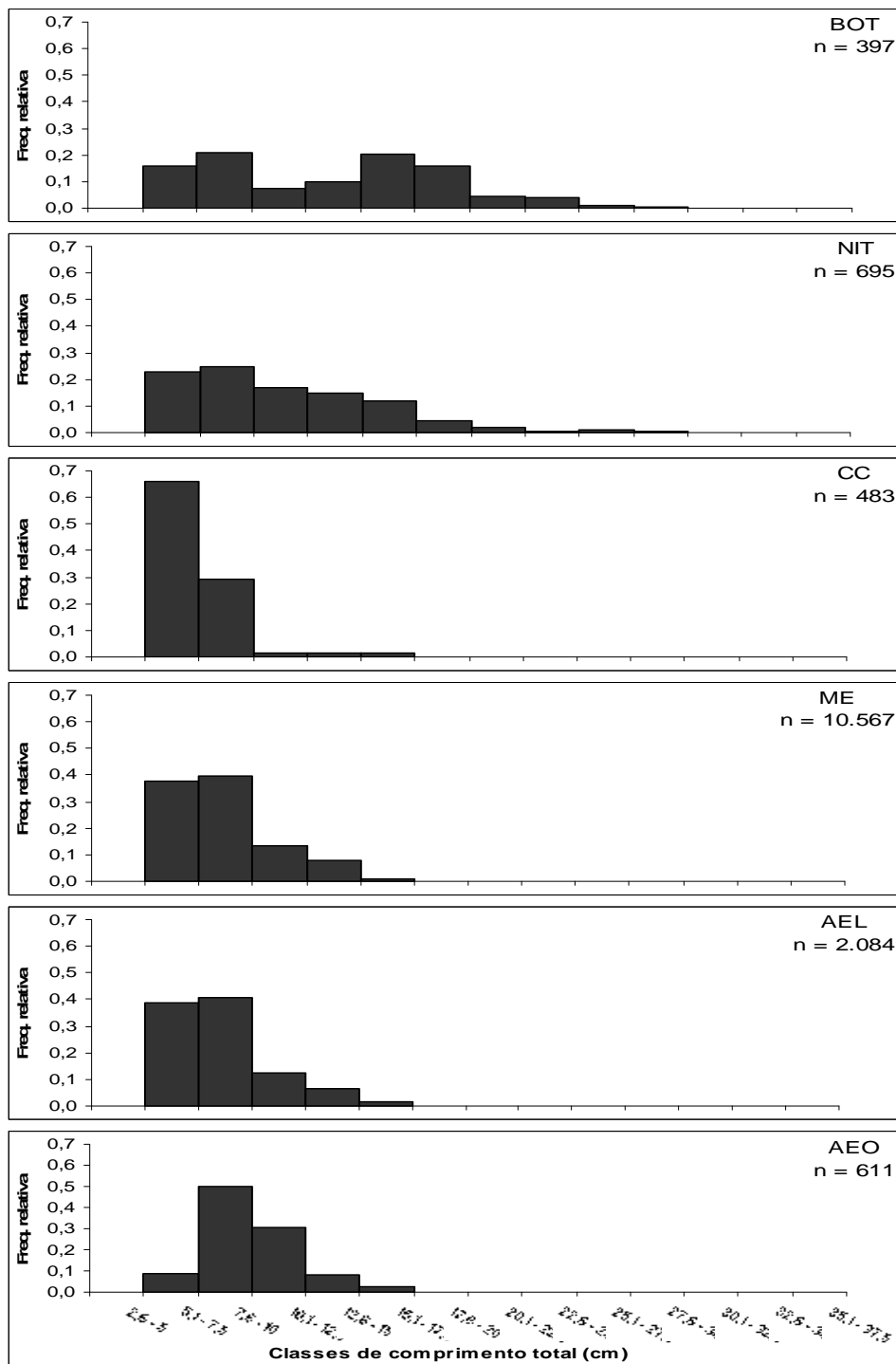


Figura 30 – Distribuição de frequência por classe de comprimento de *Chilomycterus spinosus* nas seis áreas da Baía de Guanabara (junho 2005 – julho 2007).

Apesar da segregação espaciotemporal entre as espécies, não foi possível caracterizar, em termos abióticos, os habitats preferenciais das mesmas. A baixa explicabilidade do CCA (**Figura 7**) tornou-se mais compreensível diante da ampla variação em parâmetros como profundidade, OD, saturação, carbonatos e matéria orgânica ($CV \geq 40\%$, alcançando 169%) (**Tabela VII**). Portanto, os valores centrais apresentados na tabela foram pouco informativos e não puderam ser utilizados para caracterizar o habitat ocupado por cada Tetraodontiformes. Entretanto, o grande desvio forneceu uma importante informação acerca da amplitude de tolerância dessas espécies a fatores indicativos de eutrofização. Em contrapartida, temperatura e salinidade apresentaram CV inferiores a 10% tornando a média mais representativa como medida centralizadora. Contudo, as médias em si variaram pouco de espécie para espécie, independentemente da distribuição espaciotemporal das mesmas, indicando uma certa homogeneidade da massa d'água junto ao fundo da baía, à qual a ictiofauna demersal foi exposta.

A distribuição de frequências em relação à granulometria (**Tabela VIII**) é mais heterogênea. Espécies relacionadas principalmente ao baixo estuário como *S. greeleyi* e *S. hispidus* demonstraram uma clara preferência (67% dos espécimes capturados) por um sedimento mais grosso composto basicamente por areia. Em contraste, *S. testudineus*, *L. laevigatus* e *C. spinosus*, mais comuns no médio estuário mostraram predileção por um sedimento pouco selecionado (> 70% “misto”) composto de uma mistura de silte, lama e areia. *Sphoeroides tyleri* apresentou valores intermediários congruentes com a sua distribuição espacial dentro da baía. Já *L. laevigatus* foi pouco capturado em fundo de areia mas teve uma presença expressiva sobre sedimentos mais finos como silte.

Tabela VII – Média ponderada e coeficiente de variação dos parâmetros abióticos no momento da captura das seis principais espécies de Tetraodontiformes na Baía de Guanabara entre julho de 2005 e junho de 2007.

(Água de fundo)	<i>S. greeleyi</i>			<i>S. testudineus</i>			<i>S. tyleri</i>			<i>L. laevigatus</i>			<i>S. hispidus</i>			<i>C. spinosus</i>		
	Média	CV %	n	Média	CV%	n	Média	CV %	n	Média	CV %	n	Média	CV%	n	Média	CV %	n
Prof. Média (m)	7,5	47,6	525	6,2	65,6	51	7,9	71,5	61	5,7	63,2	353	7,9	53,0	247	6,01	61,72	14.837
Temperatura (°C)	23,1	7,1	199	23,6	8,8	20	23,3	6,9	31	24,2	7,0	178	23,2	8,9	136	23,7	5,7	9.706
Salinidade	32,5	4,4	199	30,9	5,1	20	32,4	4,8	31	31,7	6,4	178	32,5	4,3	136	32,5	4,2	9.706
OD (mg/l)	5,05	40,87	199	5,06	42,77	20	4,04	48,66	31	3,33	43,33	175	5,34	39,02	136	3,53	62,19	9.706
Saturação (%)	65,3	42,8	175	71,5	47,0	19	53,6	43,8	27	41,5	53,7	169	71,4	41,3	127	48,2	61,4	9.308
Carbonatos (%)	5,60	126,47	501	4,33	169,61	46	4,59	116,15	57	4,43	156,33	338	4,17	154,52	221	2,72	152,22	13.610
MO (%)	3,03	136,06	501	7,64	58,92	46	7,38	72,34	57	9,17	49,59	337	3,65	143,34	221	9,00	54,76	13.610
n TOTAL	525			51			61			353			247			14.837		

Tabela VIII – Distribuição de frequências absolutas e percentuais das seis principais espécies de Tetraodontiformes capturados na Baía de Guanabara (julho 2005 – junho 2007) por classe granulométrica segundo classificação textural de Folk.

Class. textural de Folk	<i>S. greeleyi</i>		<i>S. testudineus</i>		<i>S. tyleri</i>		<i>L. laevigatus</i>		<i>S. hispidus</i>		<i>C. spinosus</i>	
	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%
Areia	334	66,7	8	22,9	14	24,6	17	5,0	147	66,5	1335	9,8
Argila	8	1,6	-	-	-	-	-	-	-	-	39	0,3
Lama	13	2,6	-	-	5	8,8	26	7,7	20	9,0	1097	8,1
Silte	1	0,2	2	5,7	3	5,3	48	14,2	10	4,5	1477	10,9
"Misto"	145	28,9	25	71,4	35	61,4	247	73,1	44	19,9	9662	71,0
TOTAL	501		35		57		338		221		13610	

As relações peso-comprimento (LWR) dessas seis espécies revelaram uma predominância de crescimento alométrico negativo entre os Tetraodontiformes (**Tabela IX**). Apenas *S. testudineus* apresentou um desenvolvimento isométrico. Todos os coeficientes de determinação (r^2) foram superiores a 0,9. A amplitude de tamanhos foi larga para as seis espécies e permitiu um bom ajuste das curvas, representativo de toda a gama de C_{TS} de cada uma.

As curvas de LWR para *S. greeleyi* calculadas no Caribe (Vaslet *et al.*, 2007), no estuário do Piraquê-açú (ES) e na Baía de Paranaguá (PR) (Joyeux *et al.*, 2008) foram muito semelhantes entre si, revelando pouca distinção no desenvolvimento da espécie dentro de estuários ou na região costeira (**Figura 31**). Entretanto, essas relações indicaram uma condição ligeiramente inferior dos exemplares da Baía de Guanabara, relativo a essas outras localidades, que apresentaram indivíduos mais pesados para o mesmo comprimento, a partir de 10,0 cm de C_T , aproximadamente. Essa discrepância foi atribuída principalmente ao expoente já que o fator de condição foi maior para a presente amostra em relação as demais. Além disso, o crescimento de *S. greeleyi* foi isométrico no Paraná e alométrico positivo no Espírito Santo (Joyeux *et al.*, 2008). Como os estudos englobam amplitudes de C_T equivalentes, é pouco provável que a alometria ontogenética seja responsável pelas diferenças entre as amostras. Uma tendência distinta foi observada para *S. testudineus*, cuja LWR calculada para a costa do Sudeste (Vianna *et al.*, 2004b) apresentou uma inclinação inferior às relações calculadas dentro de ambientes estuarinos ao longo da costa brasileira (Joyeux *et al.*, 2008) (**Figura 32**). Novamente, essa distinção foi atribuída ao menor valor de b estimado por Vianna *et al.* (2004). Não foi encontrada nenhuma publicação contendo a LWR de *S. tyleri* tornando a equação ajustada no presente estudo inédita para essa espécie.

Tabela IX – Parâmetros da relação peso-comprimento (LWR) das seis principais espécies de Tetraodontiformes capturadas na Baía de Guanabara entre julho de 2005 e junho de 2007. IC = intervalo de confiança; r^2 = coeficiente de determinação.

Espécie	n	Comprimento Total (cm)			a ± IC	b ± IC	r ²	t - Student
		min	max	max*				
<i>Sphoeroides greeleyi</i>	525	3,8	13,3	17,0	0,0278 ± 0,0052	2,8404 ± 0,0772	0,9090	p < 0,05; b < 3
<i>Sphoeroides testudineus</i>	51	5,1	21,4	25,0	0,0184 ± 0,0047	3,0575 ± 0,0836	0,9910	p > 0,05; b = 3
<i>Sphoeroides tyleri</i>	61	3,3	11,8	12,0	0,0341 ± 0,0097	2,7826 ± 0,1303	0,9687	p < 0,05; b < 3
<i>Lagocephalus laevigatus</i>	353	3,9	40,8	60,0	0,024 ± 0,0023	2,8746 ± 0,0455	0,9778	p < 0,05; b < 3
<i>Stephanolepis hispidus</i>	247	2,6	27,2	27,5	0,0228 ± 0,0017	2,938 ± 0,0321	0,9925	p < 0,05; b < 3
<i>Chilomycterus spinosus</i>	14.837	2,6	35,6	25,0	0,1211 ± 0,0047	2,7422 ± 0,0173	0,9016	p < 0,05; b < 3

* Maior C_T registrado para o Sudeste brasileiro segundo Figueiredo e Menezes, 2000

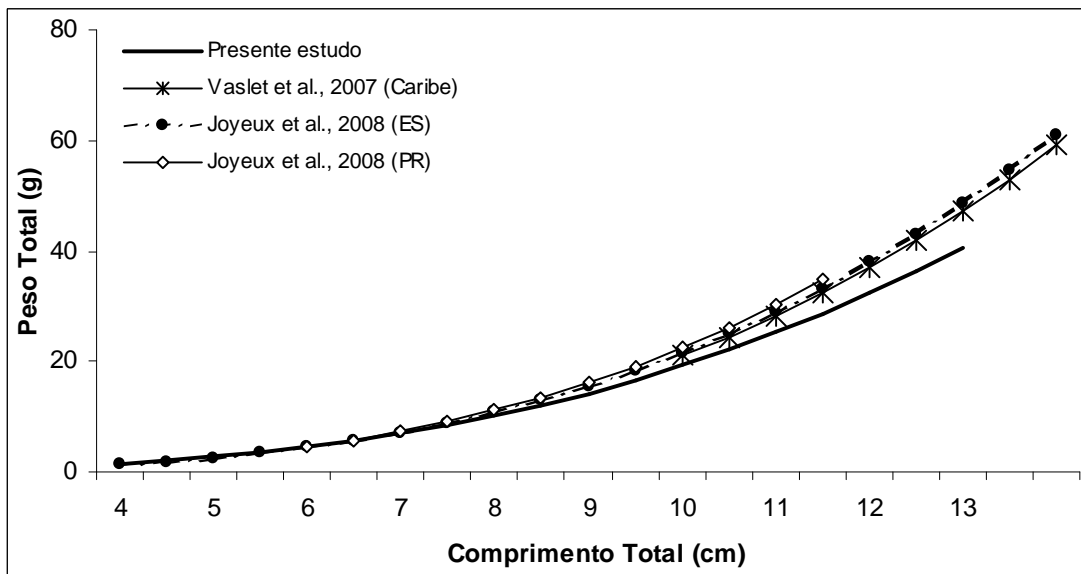


Figura 31 – Comparação das curvas das relações peso-comprimento de *Spherooides greeleyi* entre o presente estudo e dados da literatura (Vaslet *et al.*, 2007; Joyeux *et al.*, 2008).

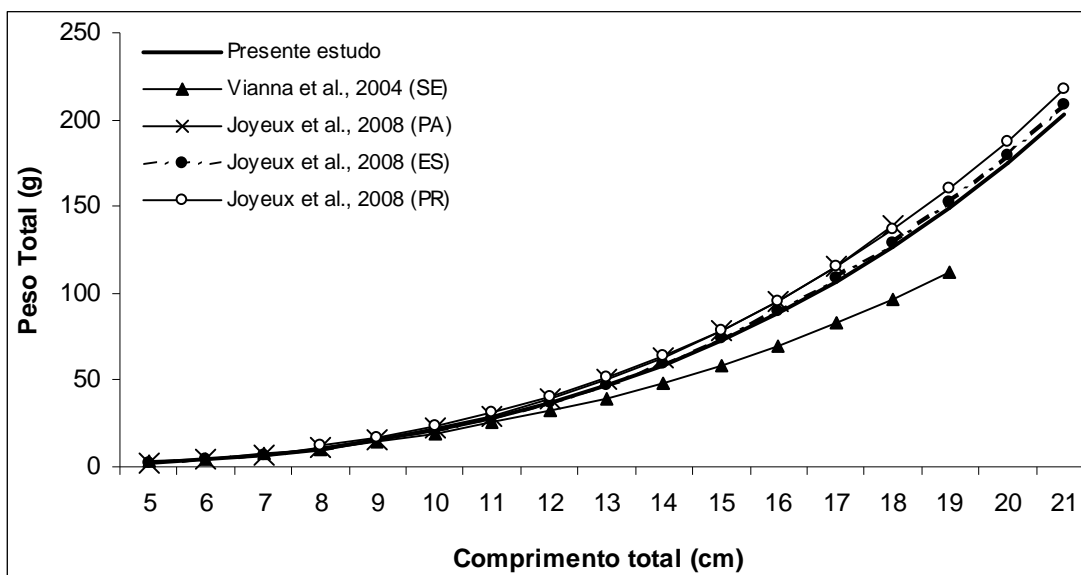


Figura 32 – Comparação das curvas das relações peso-comprimento de *Spherooides testudineus* entre o presente estudo e dados da literatura (Vianna *et al.*, 2004b; Joyeux *et al.*, 2008).

A relação peso-comprimento de exemplares costeiros de *L. laevigatus* se sobrepôs à curva ajustada para a Baía de Guanabara (**Figura 33**). Em contrapartida, *S. hispidus* a curva calculada por Abdallah (2002) na costa do Egito se posicionou acima da relação estabelecida no presente estudo (**Figura 34**). Mais uma vez, o expoente foi o principal responsável por essa diferença entre as curvas, já que o outro parâmetro estimado foi maior na Baía de Guanabara do que no Mediterrâneo. Entretanto, a LWR para a costa do Sudeste (Vianna *et al.*, 2004b) foi mais próxima à relação aqui estimada, com um fator de condição ligeiramente inferior na região costeira. As curvas calculadas para *C. spinosus* na costa Sudeste (Vianna *et al.*, 2004b) e no estuário Piraquê-açu (ES) (Joyeux *et al.*, 2008) também se mostraram semelhantes à relação estabelecida no presente estudo (**Figura 35**) e o ligeiro desvio foi atribuído à maior amplitude de comprimentos contemplada no presente estudo, afetando o comportamento da curva.

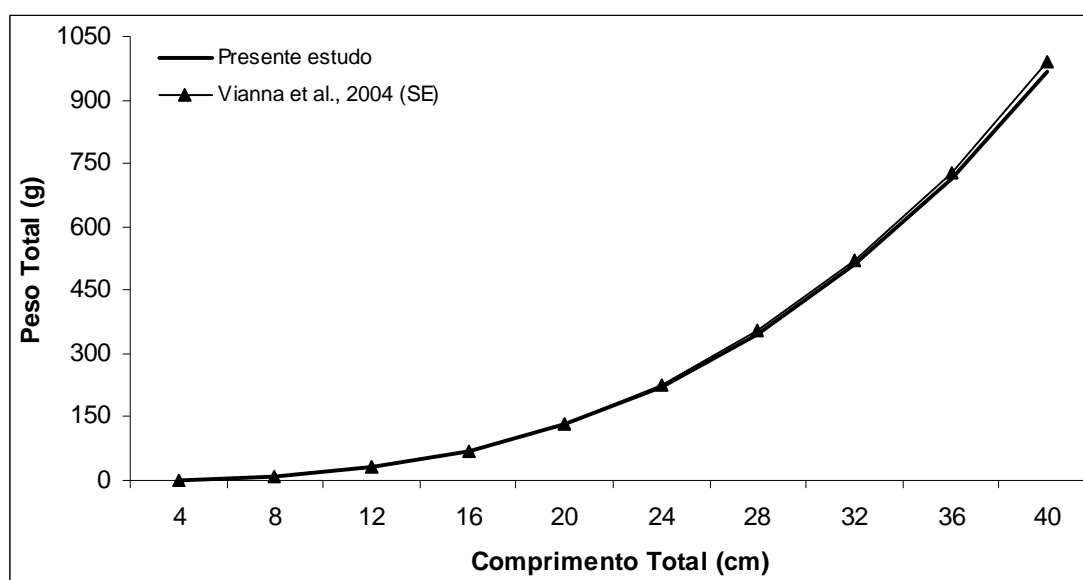


Figura 33 – Comparação das curvas das relações peso-comprimento de *Lagocephalus laevigatus* entre o presente estudo e dados da literatura (Vianna *et al.*, 2004b).

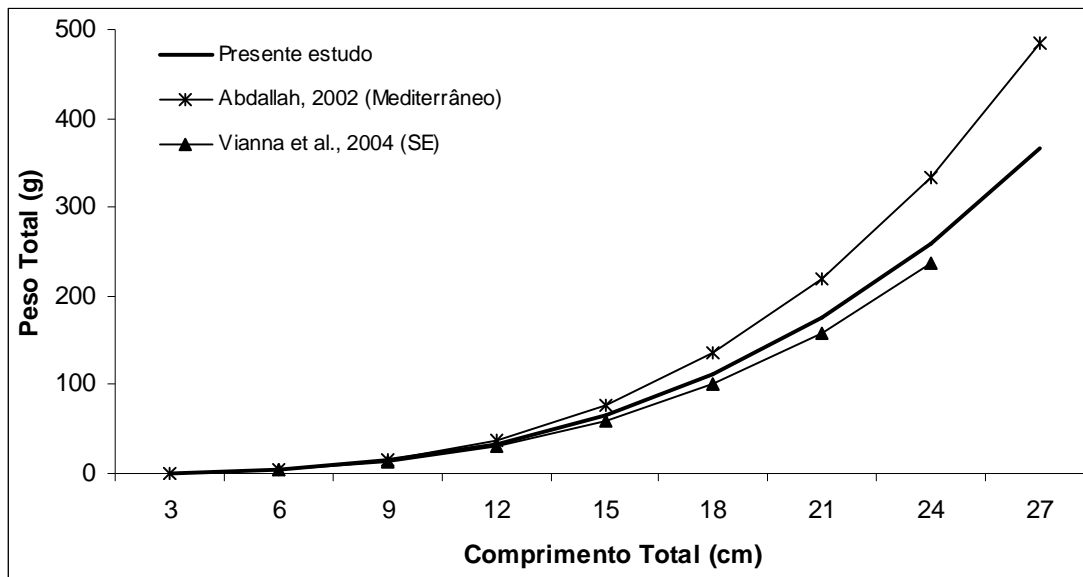


Figura 34 – Comparação das curvas das relações peso-comprimento de *Stephanolepis hispidus* entre o presente estudo e dados da literatura (Abdallah, 2002; Vianna *et al.*, 2004b).

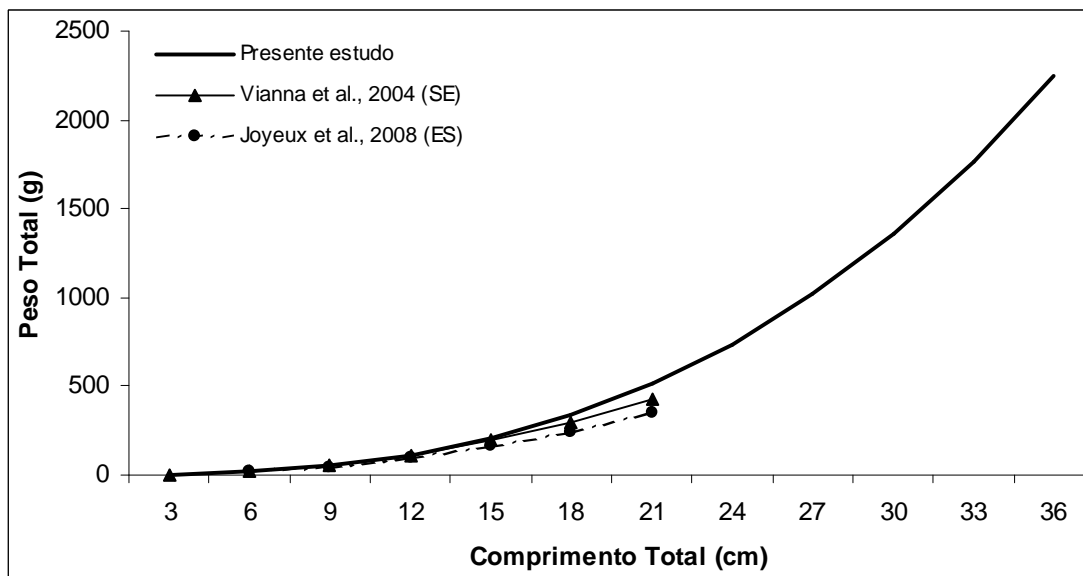


Figura 35 – Comparação das curvas das relações peso-comprimento de *Chilomycterus spinosus* entre o presente estudo e dados da literatura (Vianna *et al.*, 2004b; Joyeux *et al.*, 2008).

Dentre as espécies de Tetraodontiformes amostradas no presente estudo, apenas *S. greeleyi* e *S. hispidus* tinham o tamanho de primeira maturação sexual (L_{50}) conhecido e disponível na literatura (Schultz *et al.*, 2002; Mancera-Rodríguez e Castro-Hernandez, 2004, respectivamente) (**Tabela X**). A estimativa do L_{50} de *C. spinosus* no presente estudo foi baseada no ajuste com quatro pontos para fêmeas e cinco para machos (**Figura 36**). O tamanho de primeira maturação sexual das fêmeas foi ligeiramente superior ao dos machos. Considerando-se as estimativas de L_{50} para essas três espécies supracitadas, as equações empíricas de Froese e Binohlan (2000) parecem ter sido pouco adequadas para peixes Tetraodontiformes. Além de resultarem uma amplitude muito extensa de erro padrão, elas superestimaram o L_{50} , que esteve mais próximo do limite inferior do erro padrão do que da estimativa centralizada (**Tabela X**).

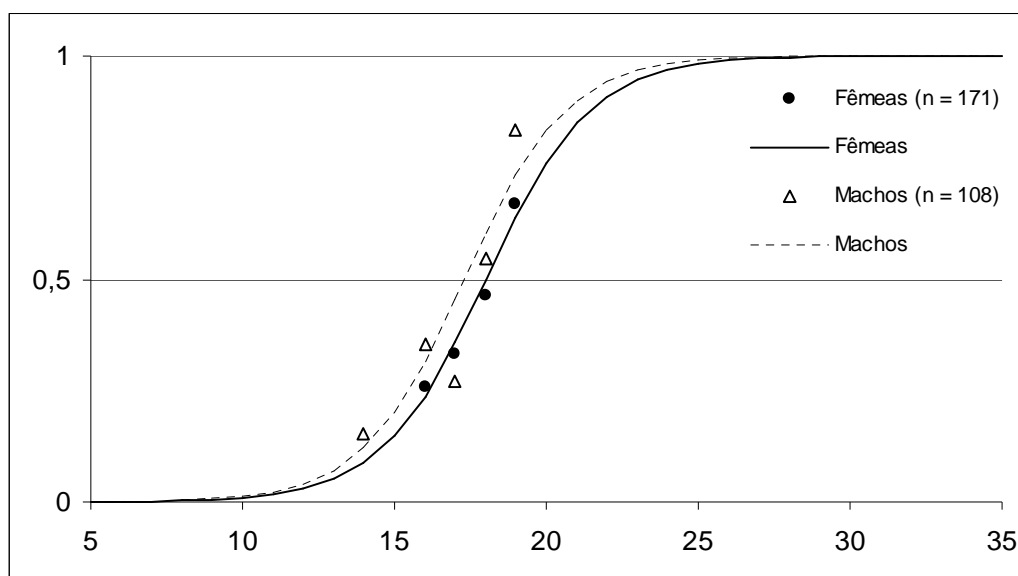


Figura 36 – Tamanho de primeira maturação sexual de machos e fêmeas de *Chilomycterus spinosus* capturados na Baía de Guanabara entre março 2006 e fevereiro 2007.

Tabela X – Tamanhos de primeira maturação sexual das principais espécies de Tetraodontiformes capturadas na Baía de Guanabara fornecidos na literatura especializada, estimados pelas equações empíricas de Froese e Binohlan (2000) e calculados no presente estudo segundo King (1996). e.p. = erro padrão

Espécies	L ₅₀ Bibliografia	L ₅₀ estimado ***		L ₅₀ calculado ****
		L ₅₀	± e.p.	
<i>Chilomycterus spinosus</i>	-	21,5	16,0 - 28,8	18,0 ♀; 17,3 ♂
<i>Lagocephalus laevigatus</i>	-	34,1	25,4 - 45,7	-
<i>Sphoeroides greeleyi</i>	7,2 ♀*	11,2	8,3 - 15,0	-
<i>Sphoeroides testudineus</i>	-	15,7	11,7 - 21,1	-
<i>Sphoeroides tyleri</i>	-	8,2	6,1 - 11,0	-
<i>Stephanolepis hispidus</i>	13,9 ♀; 14,9 ♂ **	17,0	12,7 - 22,8	-

* Schultz *et al.* (2002); ** Mancera-Rodriguez e Castro-Hernández (2004); *** Froese e Bonohlan (2000); **** King (1996)

A variação no IHS e IGS tanto de fêmeas quanto de machos de *C. spinosus* foi muito ampla ao longo do ano. Isso mascarou as médias mensais, impossibilitando uma análise baseada nessa medida centralizadora. Portanto, optou-se por retratar a distribuição dos valores individuais por bimestre, o que permitiu uma maior precisão na análise (**Figuras 37 e 38**). O desenvolvimento gonadal parece ser sincronizado entre machos e fêmeas e foram identificados cerca de quatro picos de atividade reprodutiva ao longo do ano. Apesar de não haver uma sazonalidade bem definida, houve uma maior concentração de indivíduos com gônadas maduras ao longo de verão e início do outono (novembro a fevereiro). Também não foi detectado nenhum padrão sazonal na variação do Fator de Condição ou IHS. Entretanto, observou-se que indivíduos com IGS elevado tendiam a apresentar baixos IHS e vice-versa. Como a variação do FC foi menor do que aquela observada para os dois índices, estipula-se que o peso do fígado esteja sendo transferido para as gônadas quando o indivíduo começa a se reproduzir. Ressalta-se que as amostras de *C. spinosus* para essas análises foram reduzidas, principalmente de machos, devido à baixa ocorrência de exemplares adultos nas águas da Baía de Guanabara.

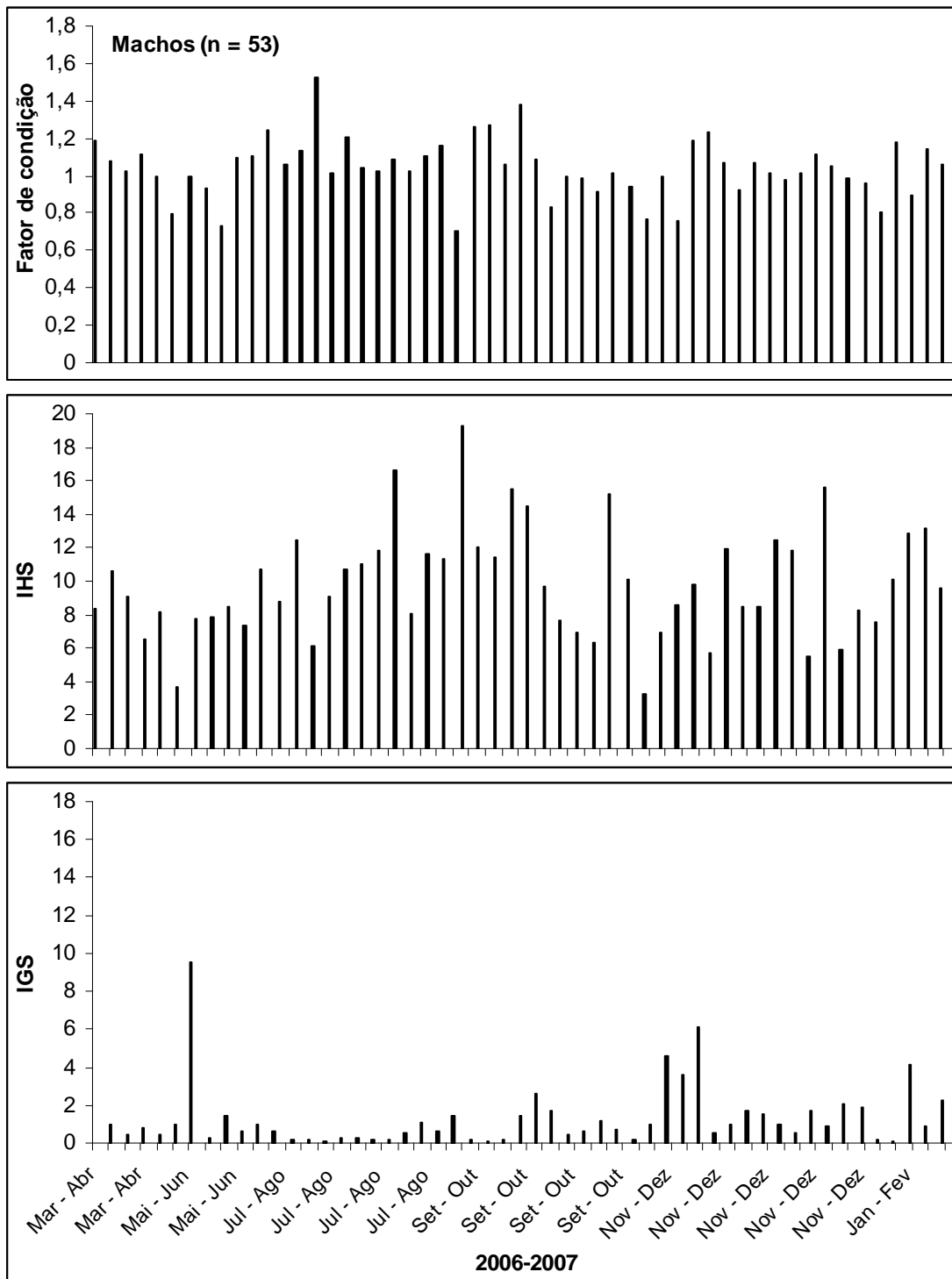


Figura 37 – Variação do Fator de Condição alométrico (FC), Índice Hepatosomático (IHS) e Índice Gonadosomático (IGS) de machos de *Chilomycterus spinosus* na Baía de Guanabara entre março de 2006 e fevereiro 2007.

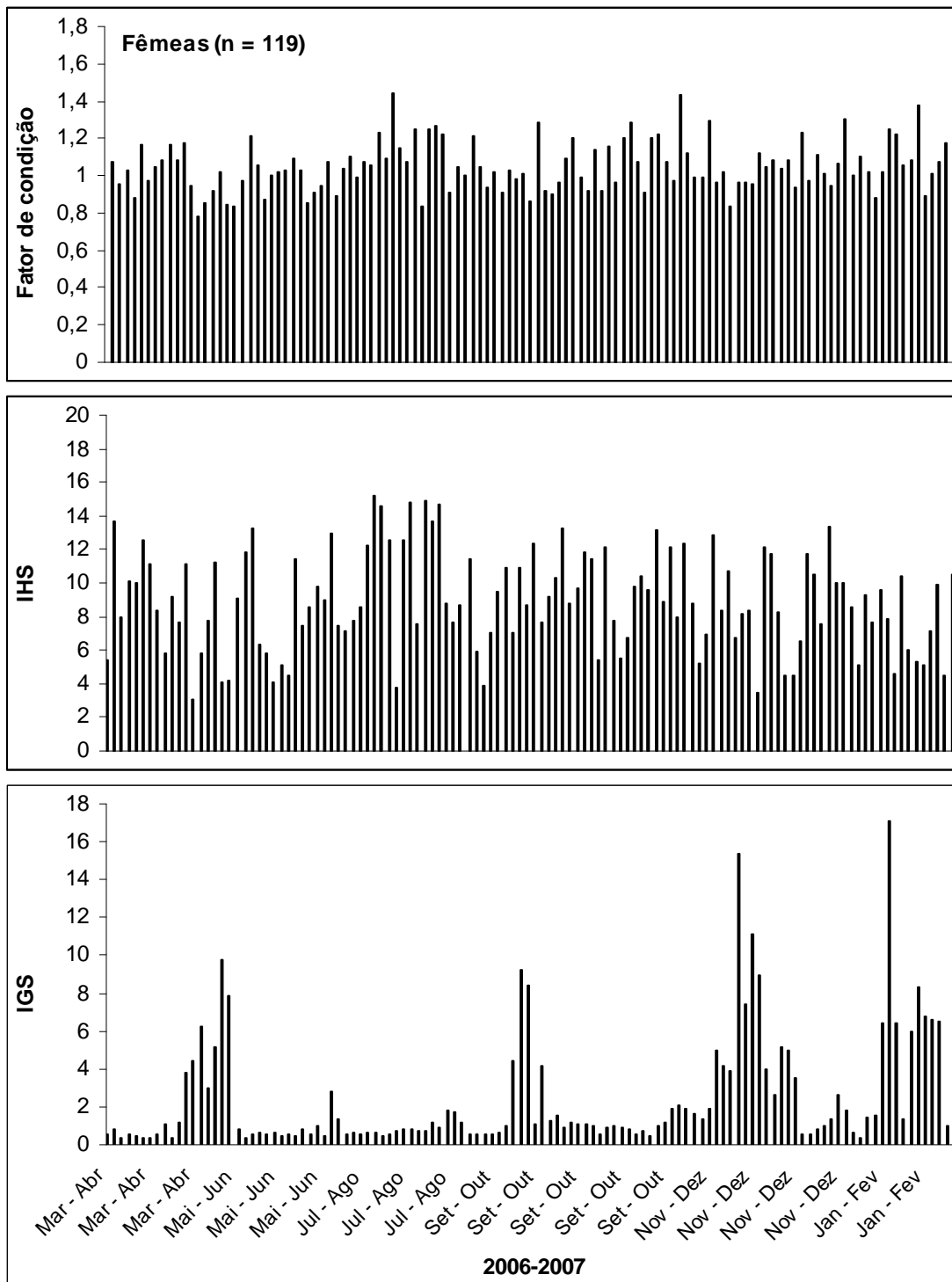


Figura 38 – Variação do Fator de Condição alométrico (FC), Índice Hepatosomático (IHS) e Índice Gonadossomático (IGS) de fêmeas de *Chilomycterus spinosus* na Baía de Guanabara entre março de 2006 e fevereiro 2007.

DISCUSSÃO

A ocorrência, distribuição e abundância de peixes em estuários tropicais são controladas por uma complexa combinação de fatores que agem simultaneamente, direta ou indiretamente, sobre a ictiofauna (Sosa-López *et al.*, 2007). O tipo e tempo de resposta a esses parâmetros são peculiares à espécie e geram as variações espaciotemporais de diversidade, assim como os padrões de uso do estuário de cada táxon (Barletta-Bergan *et al.*, 2002a). As dez espécies de Tetraodontiformes capturadas na Baía de Guanabara exibiram modelos bem diversificados de ocupação do complexo estuarino. As distinções registradas no presente estudo podem ser reflexo da variedade de adaptações morfológicas, fisiológicas e comportamentais exibidas pelos peixes da ordem, mas também podem ter sido influenciadas por algum artefato de método. Segue, portanto, uma exposição das limitações metodológicas identificadas ao longo do estudo, acompanhada de uma análise dos principais fatores abióticos e bióticos que podem ter influenciado a estrutura da ictiocenose em questão.

Amostragem

O registro de uma espécie depende tanto da sua presença no ambiente quanto da sua vulnerabilidade à metodologia de coleta. O arrasto com portas (*otter trawl*) é uma arte de pesca que captura com eficiência a ictiofauna demersal de substrato inconsolidado (Vianna e Almeida, 2005). Sua baixa seletividade garante a amostragem de uma ampla gama de formas e tamanhos. Entretanto, a capturabilidade da rede é reduzida em regiões densamente vegetadas devido à colmatação da malha. O aparelho tampouco pode ser empregado sobre fundos rochosos, uma vez que se agarra com facilidade nas pedras, o que acaba resultando na perda da amostra e danos ao equipamento. Além disso, não atinge áreas muito rasas ou

canais estreitos porque depende de boa navegabilidade, já que utiliza uma embarcação para rebocar a rede. Portanto, espécies pelágicas, demersais associadas a substrato duro, ou relacionadas a áreas marginais são subamostradas com esse método.

Dentre os táxons registrados neste trabalho, o gênero *Aluterus* é o único associado ao ambiente pelágico de regiões costeiras ou oceânicas. O grupo é capturado na pesca comercial (Vianna *et al.*, 2007) nestas regiões, compõe a dieta de grandes predadores pelágicos como *Istiophorus platypterus* (Shaw, 1792) (Rosas-Alayola *et al.*, 2002) e se abriga em bancos flutuantes de *Sargassum* (Rooker *et al.*, 2006). No entanto, espécimes de *Aluterus* spp. também são capturados junto a recifes da plataforma continental interna (López-Peralta e Arcila, 2002), próximo a ilhas litorâneas (Monteiro-Neto *et al.*, 2008) e em arrastos camaroneiros costeiros (Graça-Lopes *et al.*, 2002). Isso indica que essas espécies apresentam um hábito mais demersal em algum momento do seu ciclo de vida, possivelmente uma segregação ontogenética, e sua presença na pesca acessória do camarão atesta a sua vulnerabilidade para a rede de arrasto de fundo. Além disso, em estuários rasos como a Baía de Guanabara, o arrasto com portas captura uma porção significativa da comunidade pelágica devido à pequena coluna d'água (Selleslagh e Amara, 2008). Por conseguinte, caso *Aluterus* spp. estivessem utilizando a Baía de Guanabara de forma mais regular e expressiva, elas estariam sujeitas a serem capturadas pelas redes do *Dona Dulce*. Entretanto, o gênero não consta em nenhuma listagem de ictiofauna estuarina no Brasil, o que ilustra a sua pobre associação com esse tipo de ambiente.

Em contrapartida, as demais espécies consideradas raras neste estudo já foram registradas em outras baías do Sudeste brasileiro. Os peixes-cofre (Ostraciidae) fazem parte da comunidade da Baía da Ribeira (RJ) (Andreato *et al.*, 2002) e da Baía de Vitória (ES) (Chagas *et al.*, 2006). No Espírito Santo, *Acanthostracion polygonius* (Poey, 1876), A.

quadricornis e *Lactophrys trigonus* (Linnaeus, 1758) foram capturados com arrasto nas estações mais profundas do estuário. Assim como na Baía de Guanabara, as abundâncias foram diminutas. Isso pode ser explicado pela associação que esses peixes têm com costões rochosos, registrada no interior da Baía da Ribeira, para *Acanthostracion quadricornis* (Linnaeus, 1758), por censo visual (Andreato *et al.*, 2002). Esses autores também utilizaram o arrasto como equipamento de coleta nesse mesmo estudo, mas não amostraram nenhum Ostraciidae, o que indica a inadequação do método para capturar peixes-cofre. Em contraste, *C. reticulatus* também foi avistada junto ao costão da Baía da Ribeira, mas ela foi capturada com arrasto de fundo em outros trechos desse ambiente (Andreato *et al.*, 2002) o que sugere maior susceptibilidade ao método de pesca. Portanto, a captura de um único exemplar da espécie em dois anos de amostragem deve refletir sua real ausência/escassez no sistema da Baía de Guanabara.

Esse mesmo raciocínio parece se aplicar às duas espécies de Tetraodontiformes previamente registradas na nesta baía, porém ausentes das presentes amostras: *M. ciliatus* e *S. spengleri*. Além da Baía de Guanabara, essas duas espécies foram citadas por autores trabalhando em diversos ambientes estuarinos e costeiros. *Monacanthus ciliatus* foi registrada na Lagoa dos Patos (RS) (Seeliger *et al.*, 1998), nas baías da Ribeira (Andreato *et al.*, 2002) e Sepetiba (Araújo *et al.*, 1998), além da região costeira do Sudeste-Sul do Brasil associada à pesca do camarão (Graça-Lopes *et al.*, 2002). Similarmente, *S. spengleri* também aparece em listas ictiofaunísticas de diversas baías incluindo da Guanabara (RJ) (Brum *et al.*, 1995; Vianna *et al.*, 2004a), Ribeira (RJ) (Andreato *et al.* 2002), Sepetiba (RJ) (Pessanha *et al.*, 2000), Paranaguá (PR) (Queiroz *et al.*, 2006), Vitória (ES) (Chagas *et al.*, 2006) e o estuário do rio Pinheiros (PR) (Schwarz *et al.*, 2006), além de estuários da região Nordeste (Andrade-Tubino *et al.*, 2008). Um hábito de vida ligado a substratos

consolidados é atribuído a ambas as espécies (Vianna, 1997; Rocha *et al.*, 1998), o que diminui sua vulnerabilidade ao arrasto mas não evita a sua captura, uma vez que a maioria dos trabalhos supracitados empregou esse equipamento. Na área de estudo, *M. ciliatus* foi capturada tanto no seu estágio larval (Castro, 1998) quanto como adulto (Rodrigues *et al.*, 2007), sugerindo uma boa adaptação ao ambiente estuarino. Já *S. spengleri* foi encontrada não apenas no interior da baía mas também na região costeira adjacente, próximo às ilhas costeiras (Monteiro-Neto *et al.*, 2008), reforçando sua presença na região. Portanto, diante do grande esforço de pesca deste trabalho, é pouco provável que esses táxons não fossem capturados, caso estivessem utilizando a Baía de Guanabara durante este período. Consequentemente, atribui-se a sua ausência a uma migração para a região costeira ou áreas marginais, próximas a pedras e costões, que não foram contempladas por este desenho amostral.

Apesar da ausência de *S. spengleri*, o gênero *Sphoeroides* foi bem representado neste estudo, com três espécies comumente encontradas em estuários (Araújo *et al.*, 1998; Andreatta *et al.*, 2002; Chaves e Bouchereau, 2004; Chagas *et al.*, 2006; Queiroz *et al.*, 2006; Schwarz *et al.*, 2006). Entretanto, na Baía de Paranaguá, essas espécies são mais abundantes em canais marginais do baixo estuário do que nas áreas centrais (Spach *et al.*, 2003; Queiroz *et al.*, 2006). Canais semelhantes não estão presentes no baixo estuário da Baía de Guanabara, sendo encontrados apenas a partir do médio estuário e em maior número do alto estuário, principalmente próximos à APA de Guapimirim (Ab´Sáber, 2001). Em contrapartida, o baixo e médio estuário são ricos em pequenas enseadas, ilhas, lajes e costões rochosos que também podem servir de hábitat para esses pequenos baiacus. Essas áreas mais rasas, contudo, não foram amostradas o que pode ter resultado em uma subestimativa da abundância do grupo.

Além da abundância, a estrutura da captura também deve ter sido mascarada pela falta de amostras provenientes dessas áreas ripárias. As três espécies de *Sphoeroides* spp. foram representadas por uma ampla gama de tamanhos, incluindo exemplares jovens e adultos. Todavia, a predominância de adultos nas amostras de *S. greeleyi* e *S. testudineus* e a distribuição unimodal das classes de tamanho de *S. tyleri*, indicam a ocorrência de uma segregação espacial etária das populações. As margens de rios e baías costumam ser habitats preferenciais de jovens peixes que apresentam maior eurihalinidade que os adultos das mesmas espécies. Esses últimos tendem a ocupar regiões de maior estabilidade ambiental (Barletta *et al.*, 2003). Assim sendo, é plausível assumir que, assim como ocorre na Baía de Paranaguá, jovens *Sphoeroides* spp. estejam presentes em áreas mais rasas da Baía de Guanabara, além da área varrida no presente estudo.

Não obstante essa separação intrínseca, espécimes podem migrar de um habitat para o outro em resposta a estímulos ambientais (Barletta *et al.*, 2005; 2008). Na Baía de Guanabara, essa migração foi ilustrada pela variação sazonal da CPUE das principais espécies de Tetraodontiformes. Entretanto, não há como saber de onde e para onde essas espécies estão imigrando/emigrando. Para melhor compreender a dinâmica de deslocamento dessas espécies, recomenda-se uma amostragem mais abrangente, diversificando o aparelho de captura e ampliando a região de estudo para áreas marginais dentro da baía (possivelmente até a APA de Guapimirim) e a região costeira adjacente.

Além da diversidade de métodos de captura e habitats amostrados, a riqueza de espécies também depende do esforço de pesca. Na área de estudo, este foi o maior investimento em amostragem ictiofaunística, independente de pescarias, registrado até o momento. Isso aumenta as chances de captura de espécies pouco associadas ao ambiente estuarino, como *Aluterus* spp., e a regularidade das amostragens permite o registro de

espécies que utilizam o estuário de forma mais sazonal, como *L. laevigatus*. Essa última, apesar de ocorrer em numerosos estuários e trechos do litoral brasileiro (Garcia *et al.*, 2001; Araújo *et al.*, 1998; Andreatta *et al.*, 2002; Graça-Lopes *et al.*, 2002; Vendel *et al.*, 2002; Chaves e Bouchereau 2004; Vianna e Almeida, 2005; Chagas *et al.*, 2006; Queiroz *et al.*, 2006), e estar amplamente distribuída pela baía, sequer constava como integrante da ictiofauna na Baía de Guanabara (Vianna *et al.*, 2004a; Rodrigues *et al.*, 2007). Esse fato ilustra a falta de monitoramentos contínuos nesse importante corpo d'água.

O período de estudo teve a sorte de coincidir com uma explosão populacional de *C. spinosus*, mas foi a sua longa duração que permitiu que esse fenômeno fosse identificado. Os poucos estudos prévios na baía indicam que se trata de um acontecimento recente, já que, apesar de ocorrer anteriormente, essa espécie jamais apresentou tamanha magnitude nas amostras (Vianna *et al.*, 2004a; Rodrigues *et al.*, 2007). Além disso, a ausência de registro de um comportamento similar de Diodontidae em outros estuários, no Brasil e no mundo, indica que, por ora, esse é um fato exclusivo da Baía de Guanabara. Esse quadro é alusivo a algum tipo de desequilíbrio ambiental na baía que favoreceu essa espécie, normalmente menos expressiva. O diagnóstico dos fatores que levaram a esse estado, contudo, é dificultado pela falta de conhecimento acerca da ictiofauna e suas interações com esse complexo estuarino tropical. Portanto, esta primeira investigação da distribuição dos Tetraodontiformes e dos fatores que regulam essa dinâmica na Baía de Guanabara ajuda a elucidar alguns pontos, mas serve principalmente para levantar novos questionamentos e hipóteses sobre a ecologia do grupo em ambientes estuarinos.

Fatores abióticos

A ocorrência e distribuição de peixes dentro de um estuário dependem de uma ampla gama de fatores, muitas vezes interligados. Em estuários tropicais, a salinidade é frequentemente tida como o parâmetro de maior relevância para a estruturação da diversidade ictiofaunística devido aos diferentes níveis de tolerância ao gradiente salino exibidos pelas espécies (Spach *et al.*, 2003; Whitfield e Harrison, 2003; Veja-Cendejas e Santillana, 2004; Sosa-López *et al.*, 2007). Tais estudos, no entanto, costumam apresentar uma ampla faixa de variação desse parâmetro, incluindo situações extremas de hipo- e hipersalinidade. A Baía de Guanabara não chega a exibir esses quadros extremos. A salinidade mais baixa registrada está em torno de 15, a mais alta 34 e a sua variação sazonal acompanha o regime de chuvas (inversamente relacionados) (Paranhos e Mayr, 1993). Entretanto, a diluição da água da baía no período de maior precipitação se restringe às camadas mais superficiais, gerando um gradiente vertical na coluna d'água, muitas vezes resultando em uma haloclina. Portanto, a salinidade mínima junto ao assoalho marinho não chega a 26 e tampouco apresenta uma sazonalidade marcada (Paranhos e Mayr, 1993). Consequentemente, a influência da salinidade sobre variações temporais na ictiofauna é reduzida, sendo mais nítida a sua contribuição para a distribuição espacial das espécies.

O presente estudo revela, no entanto, que as principais espécies de Tetraodontiformes se expuseram a uma amplitude ainda menor de variação de salinidade. Isso sugere que, além de serem bons osmorreguladores, esses peixes possuem mecanismos para evitar águas diluídas. Uma possibilidade é a migração para regiões mais estáveis em resposta a fortes descargas de água doce durante o período de chuvas (Barletta *et al.*, 2008) ou o acompanhamento dos movimentos de marés, explorando regiões mais internas apenas durante a maré cheia (Chiaverini, 2008). O efeito da maré não foi investigado no presente

estudo e deve ser incluído como objetivo em futuros trabalhos na baía. Na Baía de Sepetiba (RJ), entretanto, *S. greeleyi* e *S. testudineus* foram associados à maré baixa e transparência elevada (Pessanha e Araújo, 2003), sugerindo que essas espécies usam principalmente o baixo estuário, independentemente da maré. Já a emigração para regiões mais hidrologicamente estáveis, como a área costeira adjacente, pode ser uma explicação para as reduções de abundância de *Sphoeroides* spp. no final do período chuvoso. A ausência de correlação entre chuvas e abundância das espécies, no entanto, indica que outros fatores devem estar regulando essa emigração ao longo do verão.

Essas variações sazonais não interferem na preferência das espécies por determinadas regiões da baía, tornando o componente espacial da sua distribuição mais evidente do que o sazonal. A segregação geográfica das espécies de *Sphoeroides*, por exemplo, pode ser atribuída a diferenças fisiológicas entre elas. *Sphoeroides greeleyi* tem uma tolerância menor a baixas salinidades em relação a *S. testudineus* (Prodocimo e Freire, 2001; Prodocimo *et al.*, 2008), o que normalmente a limita a regiões mais externas ou de alcance da maré. Sua congênere, ao contrário, ocupa não apenas águas interiores mais diluídas, mas também aparece como um importante componente da ictiofauna de ambientes hipersalinos (Veja-Centejas e Santillana, 2004), revelando sua ampla versatilidade em termos de ocupação do gradiente de salinidade. Na Baía de Guanabara, a preferência de *S. greeleyi* pelo baixo estuário, notadamente a enseada de Botafogo, e a concentração de *S. testudineus* no médio estuário vieram reforçar o padrão. Os hábitos de *S. tyleri* são menos conhecidos porém, neste estudo, ela mostrou um padrão de ocorrência muito semelhante ao de *S. testudineus* e um nível de tolerância aos parâmetros ambientais equivalente. Isso demonstra que *S. tyleri* tem o potencial fisiológico de explorar o estuário assim como as demais espécies do gênero.

Embora todas as espécies associadas a estuários exibam algum grau de eurihalidade, a distribuição da riqueza reflete os diferentes níveis de tolerâncias fisiológicas. Dada a origem marinha dos Tetraodontiformes da Baía de Guanabara, era esperado que estações mais externas apresentassem maiores riquezas com uma gradativa redução em direção ao alto estuário (Blaber, 2000). Realmente, BOT exibiu a maior riqueza com a participação de espécies raras e estenohalinas e AEO a menor, com espécies robustas e amplamente distribuídas pelo estuário. Essas espécies, *L. laevigatus*, *S. hispidus* e *C. spinosus*, parecem ser excelentes osmorreguladores e, assim como *Sphoeroides* spp., reduzem a competição intraespecífica através da segregação etária. No caso desses três táxons, os adultos permanecem no baixo estuário, sob influência da massa d'água costeira, enquanto os jovens ocupam o estuário de forma mais integral. Ressalta-se que, dentre elas, o peixe-porco, *S. hispidus*, deve ser a espécie menos adaptada ao ambiente estuarino já que exibiu uma abundância decrescente conforme se distanciava da boca da baía. A maior penetração de *L. laevigatus* no alto estuário parece estar associada à ampla eurihalidade de seus jovens. Entretanto, a distribuição de *C. spinosus* no alto estuário, não deve estar relacionada à salinidade, uma vez que há pouca distinção halina entre AEL e ME. Portanto outros fatores beneficiam essa espécie no alto estuário.

A distribuição geográfica dos Tetraodontiformes na baía é relativamente estável e se assemelha ao que Bouchereau e Chaves (2003) denominaram de confinamento em domínios parahalinos. Os limites entre esses domínios são dinâmicos e muitas vezes se confundem com a divisão tradicional de ambientes estuarinos em alto, médio e baixo estuário (Blaber, 2000). Considerando os domínios, no entanto, atribui-se à renovação da água do mar a influência sobre a ictiofauna, e não à salinidade em si (Bouchereau e Chaves, 2003). Essa abordagem pode ser mais informativa já que a salinidade está correlacionada

com uma miríade de outras variáveis e a sua ação individual tende a ser superestimada (Kupschus e Tremain, 2001).

A temperatura costuma ser inversamente correlacionada com a salinidade, já que a água marinha que entra no estuário provém de regiões mais abertas, profundas e dinâmicas, tornando-a menos suscetível à ação da radiação solar. Em ambientes temperados, a variação sazonal na distribuição da ictiocenose estuarina é frequentemente associada à temperatura, (Selleslagh e Amara, 2008). Nos trópicos, contudo, esse parâmetro parece ser menos crítico uma vez que a sua amplitude de oscilação é muito mais restrita (Casto, 2001). Entretanto, a ictiofauna tropical é menos adaptada a mudanças de temperatura e, mesmo em estuários, a maioria das espécies emigra de regiões termicamente estressantes. Na Baía de Guanabara, a temperatura tem um gradiente menos marcado que a salinidade (Mayr *et al.*, 1989). Rodrigues *et al.* (2007) não registraram nenhuma diferença maior de 2°C entre estações ao longo de seu período de estudo (1997-2000). Ao longo de dez anos de amostragens mensais (1980-1990), Paranhos e Mayr (1993) observaram uma amplitude máxima de 10°C (21-31°C) na temperatura do fundo, considerando diversos pontos de coleta ao longo do gradiente hidrológico da baía. Assim sendo, a baixa correlação desse parâmetro com a distribuição das espécies de Tetraodontiformes já era esperada. Contudo, durante os meses mais quentes, as espécies parecem evitar o alto estuário, onde as menores profundidades potencializam a atuação da intensa irradiação. É provável que, nesses períodos, a temperatura se eleve além da faixa de tolerância dessas espécies que, conseqüentemente, emigram para outras regiões. Entretanto, essas regiões mais distantes da boca do estuário são também aquelas mais vulneráveis aos efeitos da eutrofização. Portanto, o êxodo do alto estuário durante o verão pode estar atrelado, não a elevadas temperaturas, mas a outros

componentes associados a esse parâmetro como, por exemplo, baixas taxas de oxigênio dissolvido.

A eutrofização é um fenômeno natural em estuários tropicais. A estação chuvosa traz o aumento da carga de matéria orgânica decorrente da drenagem continental. Aliado ao aumento da temperatura durante o verão, isso estimula o metabolismo microbiano, aumentando assim a DBO e, conseqüentemente reduzindo o OD. A degradação da matéria orgânica fertiliza a água com nutrientes, favorecendo a produção primária, por sua vez, turvando a água devido à maior densidade de plâncton e matéria em suspensão. A intensa radiação solar contribui ainda mais para a fotossíntese, resultando em altas taxas de saturação na água. Em contraste, elevadas temperaturas reduzem a solubilidade do oxigênio levando a uma menor disponibilidade do gás para a ictiofauna. Essas modificações afetam principalmente as estações no fundo da baía devido à menor profundidade, pior circulação e maior distância do mar.

A eutrofização antrópica, contudo, agrava, amplia e acelera esse processo cíclico natural. O esgoto doméstico e industrial lançado na Baía de Guanabara já alcançava 465 toneladas por dia duas décadas atrás (Mayr *et al.*, 1989) e representa uma considerável fonte de matéria orgânica e material em suspensão. Desta forma, os efeitos da eutrofização antrópica crônica são sentidos em todas as áreas da baía. Todavia, a região oeste da baía, englobando o alto e médio estuário, é a mais afetada pelos efeitos da poluição (Mayr *et al.*, 1989). Tais condições podem ser consideradas inóspitas para muitas espécies de peixes, mas não parecem atrapalhar a dinâmica dos Tetraodontiformes na baía.

O fator de condição (derivado da LWR) das principais espécies na Baía de Guanabara foi maior ou igual ao de outros estuários e regiões costeiras. Portanto, o grau de higidez dos peixes não aponta para um possível estresse decorrente da poluição. Pelo

contrário, todas as seis espécies deste trabalho exibiram uma ampla tolerância a sintomas de eutrofização, como variações de OD, saturação e %MO no sedimento. Contudo, a maioria das espécies evita condições extremas, evidenciado pela maior concentração da abundância no médio e baixo estuário. É possível que a maior ocupação do baixo estuário por *S. hispidus* e *S. greeleyi* e do médio estuário por *S. testudineus*, *L. laevigatus* e *C. spinosus* seja reflexo de variações nos níveis de tolerância a essas condições inóspitas. Isso remete novamente à teoria de que a renovação da água e não as variáveis isoladas é que condiciona a distribuição das espécies estuarinas (Bouchereau e Chaves, 2003). Seguindo esse raciocínio, *L. laevigatus* e *C. spinosus* são as espécies mais indulgentes de condições eutróficas, já que penetram de forma representativa nas regiões mais comprometidas da baía. Diante de um quadro de agravamento das condições ambientais na baía (Lavrado *et al.*, 1991), essa característica fisiológica pode trazer grandes vantagens ecológicas para essas espécies. Entretanto, a região do canal central, apesar de sofrer constante renovação de água e ser a menos suscetível aos efeitos cumulativos da poluição crônica, apresenta abundâncias compatíveis com essas áreas internas e eutrofizadas.

O canal central da Baía de Guanabara apresenta uma intensa correnteza. O afunilamento das margens da baía na altura dos fortes de São João (Rio de Janeiro) e Santa Cruz (Niterói), aliado à profundidade do leito marinho nesse ponto, resulta no aumento da velocidade de entrada da água costeira (Quaresma *et al.*, 2001). Durante a maré enchente, esse movimento é ainda mais potencializado. No caso dos Tetraodontiformes, é provável que essa elevada hidrodinâmica seja mais determinante na sua ocorrência do que os padrões hidrológicos favoráveis. Apesar dos baiacus serem nadadores extremamente estáveis, a forma de seus corpos (especialmente Diodontidae) gera atrito, o que aumenta o gasto energético da natação (Wiktorowicz *et al.*, 2007). Logo, o canal central se torna um

ambiente inabitável para esses peixes, resultando em baixas abundâncias, assim como ocorre em relação à baixa qualidade da água do alto estuário. Essa característica do canal central ajuda a explicar a sua diferenciação das demais estações do baixo estuário. Entretanto, as duas enseadas dessa região apresentam águas mais calmas e igualmente expostas à renovação pela corrente de maré. Assim, outros fatores devem estar associados às distinções ictiofaunísticas dessas duas áreas.

Algumas diferenças entre os pontos de coleta nas enseadas do baixo estuário foram observadas em campo. As coletas em NIT foram efetuadas muito próximas ao ponto de descarga do emissário submarino de Icaraí. Esse enriquecimento concentrado pode ter propiciado o adensamento da vegetação e da fauna bentônica no local, já que macroalgas e briozoários frequentemente eram coletados junto com a ictiofauna nesse ponto. A abundância do bentos, contudo, promovia a colmatagem da rede de arrasto, reduzindo a sua eficiência na captura dos peixes. Conseqüentemente, a menor riqueza e abundância de espécies nesse lado da baía pode ter sido derivado de um problema metodológico associado à complexidade estrutural da enseada de Jurujuba.

No entanto, essas condições de fundo são extremamente relevantes para a ictiofauna bentônica fornecendo maior diversidade de habitats para esse componente (Bussotti e Guidetti, 1999). A ocorrência dessas algas e animais, por sua vez, indica a proximidade de substrato consolidado como pedras, costões ou lajes ao transecto arrastado. Logo, a combinação desses fatores cria condições bióticas e abióticas distintas entre as enseadas, às quais as espécies de Tetraodontiformes respondem de forma heterogênea.

Os peixes-porco, por exemplo, são atraídos pela complexidade estrutural do baixo estuário, já que eles exibem uma grande afinidade por estruturas intrincadas (Brotto e Araújo, 2001). As lajes e costões presentes nas enseadas de Botafogo e Jurujuba

providenciam um habitat que abriga vários estratos populacionais de *S. hispidus*. Os bancos de algas e briozoários em NIT ainda servem como abrigo ou fonte de alimento (invertebrados associados às algas) (Garcia e Vieira, 1997; Vianna, 1997; Fischer et al., 2004; Rooker et al., 2006). A variação sazonal desse tipo de ambiente também pode ser um dos motivos pela maior abundância de *S. hispidus* no verão. Presumindo que a estação chuvosa traz maior enriquecimento da água, favorecendo o desenvolvimento da vegetação e da fauna agregada, assim como maior turbidez, providenciando a melhor cobertura contra predadores, as condições ambientais na entrada da baía no verão estariam propícias para a ocupação dos peixes-porco.

Essa região mais externa também se diferencia das demais áreas da baía por ser a única a apresentar um sedimento mais grosseiro. A granulometria foi atributo mais relevante na distribuição da ictiocenose, o que reforça a relação entre espécies demersais e o substrato. Contudo, esse parâmetro está intimamente relacionado com a hidrodinâmica do corpo d'água e com o distanciamento da entrada da baía. Por sua vez, o tipo de sedimento é fator regulador da quantidade de matéria orgânica acumulada no local, que também afeta a oxigenação de sedimento e a abundância e riqueza da fauna bentônica. Portanto, assim como Bouchereau e Chaves (2003) discutiram a utilidade de se lidar com domínios parahalinos, aqui, o sedimento é que está sendo o fator indicador da qualidade ambiental das áreas da baía. Portanto, a preferência de *S. testudineus* e *S. tyleri* por um sedimento menos selecionado, por exemplo, deve ser apenas um reflexo da melhor adaptação dessas espécies para as condições causadoras e resultantes dessa granulometria.

O baixo poder dos parâmetros abióticos para explicar a distribuição da ictiofauna estuarina já foi registrado até em ambientes onde as variações nesses fatores são mais nítidas e sazonais (Maes *et al.*, 2004; Selleslagh e Amara, 2008). No caso dos

Tetraodontiformes da Baía de Guanabara, a pequena variação espaciotemporal de parâmetros como salinidade e temperatura, aliada a uma ampla tolerância das espécies à oscilação nos demais fatores, bastou para minimizar a influência dessas variáveis sobre a ictiocenose. Além disso, tal baixa explicabilidade é tida como indicativa que outros elementos, muitas vezes mais difíceis de serem medidos, estão tendo um papel mais relevante na estruturação da comunidade. A estabilidade na estrutura da ictiocenose, como foi o caso aqui, é um indício da participação de fenômenos bióticos nesse processo determinante (Kupschus e Tremain, 2001).

Fatores bióticos

Os fatores bióticos mais importantes para a estruturação da ictiocenose estuarina incluem a reprodução, o recrutamento, a disponibilidade de alimento e a competição (Maes et al., 2004; Selleslagh e Amara, 2008). A baixa ocorrência de espécies ictiófagas nesses ambientes torna a predação um parâmetro de menor influência, a não ser nas regiões mais expostas do baixo estuário (Seeliger *et al.*, 1998). Assim, os Tetraodontiformes ocupam uma posição elevada na cadeia trófica estuarina já que se alimentam principalmente de invertebrados marinhos (Nelson, 2006). Desta forma, o papel ecológico desses peixes no ecossistema é de grande importância, incluindo a transferência de matéria e energia para sistemas adjacentes.

Estuários são ambientes muito produtivos e, portanto, apresentam uma elevada capacidade de suporte. Por isso, são usados por muitos organismos como locais de alimentação e crescimento (Blaber, 2000). Nesse contexto, é plausível que a abundância da ictiofauna varie em função da disponibilidade dos recursos alimentares. Itens comuns na alimentação de Tetraodontiformes incluem caranguejos (*Uca* spp.), siris (*Callinectes* spp.),

gastropodas (*Heleobia australis*), bivalves (Lucinidae), poliquetos (Nereididae), camarões (Penaeidae) e outros invertebrados marinhos (Ralston e Wainwright, 1997; Chiussi e Diaz, 2002; Chiaverini, 2008). Todos esses organismos estão presentes na Baía de Guanabara em abundâncias variáveis. *Callinectes* spp., por exemplo, ocorrem em vários tamanhos e estágios de maturação, com uma reprodução contínua ao longo do ano. As duas espécies, no entanto, apresentam picos distintos na atividade reprodutiva: *C. danae* no inverno e na primavera e *C. ornatus* no verão (Keunecke, 2006). Considerando que esses picos de *C. danae* coincidem com os períodos de maior abundância dos *Spherooides* spp. e que jovens recrutas de *Callinectes* spp. são presas comuns desses baiacus, não se refuta a possibilidade de interação entre eles. Os camarões *Farfantepenaeus brasiliensis* e *F. paulensis* também apresentam um aumento de frequência nesse mesmo período (primavera) e sua emigração do estuário ocorre simultaneamente à queda nas CPUEs dos baiacus (verão) (Golodne, 2008). Já *H. australis* tem o padrão inverso apresentando grandes densidades no alto e médio estuário durante o verão (Neves, 2008). Esse pequeno molusco é especialista em regiões fortemente eutrofizadas de fundos de baías e se torna uma importante presa em potencial para *L. laevigatus* e *C. spinosus*. É até possível que as intensas concentrações desse item alimentar seja o motivo pelo qual essas duas espécies se expõem a condições de hipoxia no alto estuário.

Mesmo face ao tamanho e à produtividade da Baía de Guanabara, a disponibilidade de recursos dentro do estuário pode ser tornar um fator limitante diante de uma explosão populacional, como a de *C. spinosus* registrada no presente estudo. Uma vez que essa espécie apresenta as maiores abundâncias no médio estuário, é presumível que ele tenha um forte impacto sobre as populações das suas presas nessa área. Uma redução na abundância de invertebrados marinhos devido ao aumento da pressão predatória de *C. spinosus* pode

resultar em danos expressivos para o ambiente e para a pesca na baía. Apenas os invertebrados chegam a render R\$700.000,00 para os pescadores locais (Jablonski *et al.*, 2006). Em casos extremos, a redução no número de invertebrados filtradores do ambiente pode até levar a um agravamento do quadro de eutrofização no estuário (Jackson *et al.*, 2001). Além do impacto direto da predação, a alta abundância de *C. spinosus* também inibe a presença de outros peixes na baía.

Variações espaciotemporais na assembléia de peixes costumam refletir os picos de abundância das principais espécies (Selleslagh e Amara, 2008). A interferência negativa de *C. spinosus* sobre as frequências das demais espécies de Tetraodontiformes é nítida. Durante o outono dos dois anos de estudo, o pico dos baiacus-de-espinho foi acompanhado da queda na CPUE das outras espécies. Até *S. greeleyi* e *S. hispidus*, que se concentram no baixo estuário onde *C. spinosus* exerce uma dominância mais branda, se tornaram escassos nesses períodos. A outra espécie da família Diodontidae, *C. reticulatus*, mesmo apresentando um bom grau de eurihalidade, foi completamente excluída do sistema. Tamanha incompatibilidade deve existir em decorrência de uma interação competitiva entre as espécies incluindo disputa por alimento e espaço. No que diz respeito à Baía de Guanabara, *C. spinosus* parece tirar vantagem tanto da sua ampla tolerância a variações ambientais quanto do seu maior porte e características morfológicas. Os seus espinhos permanentemente eretos e a grande capacidade de se inflar tornam improvável a convivência com esse baiacu em cardumes multiespecíficos. Em menor grau, algumas das outras espécies também parecem interagir de forma competitiva. Entretanto, o fato de nenhuma das áreas ter abrigado todas as dez espécies revela um alto grau de segregação espacial entre elas.

A segregação espacial e temporal entre espécies acarreta na diminuição de partilha de recursos e conseqüentemente em uma menor chance de competição entre elas, caso esses recursos venham a ser tornar escassos (Wootton, 1998). Portanto, os táxons que compartilham as áreas mais densamente ocupadas raramente se sobrepõem no tempo. *Stephanolepis hispidus*, por exemplo, parece evitar BOT quando *S. greeleyi* está muito abundante, ocupando o outro lado no baixo estuário (NIT) nessas épocas do ano. *Spherooides testudineus* também se torna mais escasso no médio estuário durante o verão quando *L. laevigatus* aparece em grandes números nessa região. Padrões de movimento sazonais, no entanto, costumam ter uma motivação reprodutiva ou ontogenética (Wootton, 1998). Para peixes marinhos que utilizam o estuário, isso significa que seu padrão de ocorrência dentro do ambiente estuarino depende tanto de variações em parâmetro dentro desse ecossistema quanto de fenômenos que ocorrem ao longo da costa.

A maioria das espécies marinhas associadas a estuários se reproduz no mar, com uma fase juvenil estuarina, conseqüentemente dependendo de correntes de maré para o recrutamento (Kupschus e Tremain, 2001). Além da maré, a dinâmica de correntes costeiras também influencia a movimentação de massas d'água dentro da baía. Essas correntes superficiais são regidas por ventos locais que, no caso da costa do Rio de Janeiro, afasta as camadas superficiais de água costeira costa-largo durante o verão. Já no inverno, os ventos mudam de direção e reaproximam a Água Tropical da zona nerítica (Valentin *et al.*, 1987). Essa dinâmica condiciona a interação costa-estuário, facilitando ou dificultando a migração de espécies (adultos, jovens ou larvas) entre os dois ambientes, o que resulta em flutuações sazonais de abundância e riqueza no interior do estuário (Barletta-Bergan *et al.*, 2002a). Por outro lado, o maior aporte de água doce e matéria orgânica durante o verão também se reflete na costa. Logo, é provável que a reprodução e o recrutamento costeiro

sejam estimulados pelo aumento da produtividade do sistema, sinalizados pela maior drenagem continental atingindo a zona nerítica (Barletta-Bergan *et al.*, 2002b).

Um padrão de ocorrência compatível com essa dinâmica costeira foi observado para *L. laevigatus*, *S. hispidus* e *C. spinosus*. Entretanto, a falta de informações acerca da biologia e da dinâmica dessas espécies na costa e em outros estuários atrapalha a interpretação das variações de distribuição observadas na baía. Jovens de *L. laevigatus*, entre 4,0 e 8,0 cm CT, estão constantemente presentes no estuário o que evidencia um longo período reprodutivo, possivelmente uma estratégia de desova contínua. Contudo, o período de chuvas resulta em um aumento de abundância desse estrato populacional no médio e alto estuário. Esse evento pode ser um reflexo do aumento da atividade reprodutiva na costa, sinalizada pela maior influência continental. Também pode ser interpretado como apenas um aumento de recrutamento desses jovens para o estuário, diante da elevada produtividade do sistema nessa época. Outra alternativa é que a mudança de correntes na costa do Rio de Janeiro facilite a entrada de larvas e jovens provenientes das regiões costeiras. O fim do período chuvoso, contudo, traz uma forte queda na abundância dessa espécie. É possível que esses jovens voltem para a costa uma vez que os efeitos do enriquecimento do verão se dissipam ou que passem a habitar regiões marginais, conforme sugerido para *Sphoeroides* spp. À luz da estrutura da captura dessa espécie, no entanto, a primeira opção parece mais provável, já que não há evidências de que os jovens permaneçam na baía durante muito tempo. Em contrapartida, o inverso foi observado para *S. hispidus* e *C. spinosus*.

O peixe-porco e o baiacu-de-espinho utilizam a Baía de Guanabara como uma área de berçário até atingirem o tamanho de primeira maturação. É provável que esse estrato populacional esteja sendo exportado para a área costeira após um ano no estuário,

aproximadamente ao mesmo tempo em que a próxima coorte entra no ambiente. Além disso, os adultos de ambas as espécies se restringem ao baixo estuário, reduzindo a partilha de recursos com os jovens. O crescimento alométrico negativo registrado para essas duas espécies é compatível com a acelerada taxa de crescimento durante o primeiro ano de vida desses peixes (Mancera-Rodriguez e Castro-Hernández, 2004). Apesar de usarem a baía da mesma forma, os dois táxons habitam preferencialmente regiões diferentes do estuário e também entram no sistema em momentos distintos. Enquanto *S. hispidus* recruta antes das chuvas, na primavera, jovens de *C. spinosus* começam a ser capturados em maior número no início da seca. Esse estrato populacional mostrou-se bem associado ao padrão de chuvas, evidenciando a importância desse fenômeno cíclico sobre sua reprodução.

Estas informações preliminares sobre a dinâmica reprodutiva de *C. spinosus* são oriundas de amostras estuarinas, mas como os adultos se limitam ao baixo estuário, elas refletem condições existentes ao longo da costa do Rio de Janeiro. O período de maior atividade reprodutiva de *C. spinosus* é no final de verão. Nesse período, tanto fêmeas quanto machos exibem os maiores valores médios de IGS. Contudo, os numerosos picos de IGS e as largas variações nesse índice sugerem a presença de indivíduos maduros ao longo do ano todo. Por sua vez, esse padrão é indicativo de desova parcelada e de um longo período reprodutivo. A reserva energética do baiacu-de-espinho, acumulada no fígado do animal, é fortemente investida na reprodução. Como o fígado dessa espécie alcança proporções muito superiores a muitos táxons de peixes, isso pode se traduzir em uma grande vantagem competitiva. Não foi possível, contudo, investigar a fecundidade de *C. spinosus*.

A julgar pela escala da explosão populacional do baiacu-de-espinho, assume-se que ele apresente uma estratégia reprodutiva condizente com espécies oportunistas. Durante o

outono do primeiro ano de estudo, as abundâncias relativas de *C. spinosus* já eram muito superiores ao registrado em todos os trabalhos ictiofaunísticos encontrados, referentes a regiões estuarinas e costeiras no Brasil (Pessanha *et al.*, 2000; Vianna *et al.*, 2004a; 2004b; Queiroz *et al.*, 2006; Schwarz Jr. *et al.*, 2006; Rodrigues *et al.*, 2007). A alta frequência desses jovens não apenas ilustra a saúde da população na costa do Rio de Janeiro mas também contribui para ela, gerando uma abundância três vezes maior no ano seguinte. A descontinuidade do estudo não permitiu um acompanhamento dessa tendência para verificar se o aumento do estoque reprodutivo continuou em 2008. É provável que sim, muito embora a população não possa crescer indefinidamente e algum fator densidade-dependente deva atuar em breve para diminuir a abundância dos baiacus-de-espinho, dentro ou fora do estuário.

As espécies marinhas que utilizam o estuário, de forma obrigatória ou facultativa, são afetadas tanto pela dinâmica estuarina quanto por eventos que ocorrem no mar (Blaber, 2000). A interação entre os fatores bióticos e abióticos aumenta a complexidade dessas análises. As espécies de Tetraodontiformes exibem padrões distintos de uso do complexo estuarino da Baía de Guanabara, cada táxon sendo regido por diferentes combinações de parâmetros ambientais. A intensidade da interação peixe-estuário também varia de espécie para espécie. Entretanto, nenhuma das espécies capturadas na baía demonstrou depender do estuário para fechar o seu ciclo de vida.

Guildas de uso e ocupação do estuário

Guildas de uso do estuário são determinadas, principalmente, pela ocorrência espacial e sazonal das espécies nesses ambientes. Esses padrões de ocupação refletem migrações de curto e longo prazo, adaptações fisiológicas e as múltiplas interações entre os

peixes e o ecossistema (Elliot *et al.*, 2007). A análise de comunidades através de grupos funcionais tem sido uma abordagem bastante popular na comunidade científica nas últimas décadas e simplificam a análise de informações sobre o funcionamento, estrutura hierárquica e conectividade em sistemas complexos, como estuários (Elliot *et al.*, 2007). Entretanto, os critérios empregados na classificação dos organismos em guildas de ocupação variam de autor para autor e só recentemente houve uma ênfase nas interações entre o estuário e ambientes adjacente, especificamente na comprovação da dependência das espécies dessas regiões de transição.

Uma vez que se estabelece a dependência da espécie do estuário, isso traz graves consequências no que diz respeito a sua conservação (Elliot *et al.*, 2007). Segundo esses autores, espécies estuarino-residentes e estuarino-dependentes não conseguem fechar seu ciclo de vida na ausência desses ambientes. Consequentemente, caso houvesse um fenômeno que tornasse o estuário inóspito, elas se extinguiriam localmente (residentes) ou sofreriam fortes quedas nos estoques, segundo o grau de dependência (dependentes). Em contrapartida, as espécies estuarino-oportunistas, nesse mesmo cenário, não sofreriam tanto e simplesmente deixariam de usar o estuário para se concentrar na região costeira. Todavia, se as condições do estuário estiverem propícias, essas espécies podem chegar a fechar o ciclo de vida em suas águas (Elliot *et al.*, 2007). Por isso é preciso prosseguir com cautela ao se classificar uma espécie em guildas de uso e ocupação de estuários, haja vista as distintas repercussões de cada categoria.

A maioria dos peixes associados a estuários utiliza esses ambientes de forma oportunista e os Tetraodontiformes não fugiram à regra no que diz respeito ao seu uso da Baía de Guanabara. Não foi possível detectar em nenhum dos táxons analisados, uma relação de dependência com o estuário uma vez que mesmo as espécies mais intimamente

associadas ao ambiente são igualmente capturadas na região costeira (Graça-Lopes *et al.*, 2002; Vianna *et al.*, 2004b; Vianna e Almeida, 2005; Gomes e Chaves, 2006). Portanto, oito das dez espécies se encaixaram na guilda de espécies marinhas estuarino-oportunistas. Apenas *A. heudelotii* e *A. schoepfii* foram considerados espécies marinhas “errantes” (*marine stragglers*) devido a sua forte associação com o ambiente pelágico costeiro, sua restrição a estações do baixo estuário e sua total ausência de qualquer outra lista consultada de ictiofauna estuarina no Brasil.

Apesar de pertencerem ao mesmo grupo funcional, as oito espécies estuarino-oportunistas demonstraram utilizar o estuário de formas bem distintas. Todas, entretanto, já haviam sido registradas em outros estuários nacionais, (Araújo *et al.*, 1998; Chaves e Corrêa, 1998; Andreatta *et al.*, 2002; Fischer *et al.*, 2004; Chagas *et al.*, 2006; Queiroz *et al.*, 2006; Andrade-Tubino *et al.*, 2008) evidenciando que a sua relação com o ambiente estuarino não é exclusivo à Baía de Guanabara. *Spherooides* spp. foram até denominadas estuarino-residentes na Baía de Paranaguá (Spach *et al.*, 2003). Realmente, esses pequenos baiacus parecem ser capazes de fechar seu ciclo de vida no estuário, exibindo um complexo sistema de segregação etária por profundidade e migrações entre o canal principal e regiões marginais. Na Baía de Guanabara, *S. testudineus* já foi até registrado no seu estágio larval (Castro, 1998) indicando que a reprodução pode estar ocorrendo dentro do estuário. A larva de *Acanthostracion* sp. também foi coletada por essa autora no canal central da baía. Entretanto, esse ponto fixo de coleta na entrada da baía não comprova que a reprodução tenha ocorrido no seu interior. Pelo contrário, aponta que esses estágios iniciais de vida dos Tetraodontiformes devem fazer a migração mar-estuário usando as fortes correntes de maré do canal central.

O baiacu-arara, *L. laevigatus*, é considerado estuarino-dependente na Lagoa dos Patos. A sua distribuição na Baía de Guanabara poderia reforçar essa classificação caso a ocorrência do estrato de jovens amostrado aqui fosse exclusivo de ambientes estuarinos. Não é (Vianna *et al.*, 2005). Isso não exclui o fato dessa espécie usar a baía como área de alimentação de uma forma extensa, indicando uma boa adaptabilidade dos jovens às condições estuarinas. Assim como para *S. hispidus* e *C. spinosus*, a forte associação da espécie com o estuário, não é por si só indicativa de dependência.

Esses dois táxons utilizam a baía como berçário, permanecendo no seu interior cerca de um ano, até atingirem seus comprimentos de primeira maturação sexual. Os peixes-porcos apresentam alguma sensibilidade à progressiva piora das condições ambientais com o distanciamento da boca da baía, mas *C. spinosus* utiliza amplamente os diferentes domínios ecológicos desse corpo d'água. As condições ambientais, bióticas e abióticas, dentro da baía ao longo desses dois anos de pesquisa foram extremamente favoráveis ao baiacu-de-espinho, permitindo a sua interação com um complexo estuarino de forma jamais reportada.

A estado atual da baía reflete, além da complexa dinâmica hidrobiológica própria de um estuário do seu porte, séculos de interferência antrópica. Assim sendo, espécies mais sensíveis a poluição e pressão pesqueira diminuem de importância relativa na ictiofauna ao longo do tempo. Em contrapartida, espécies robustas e resistentes como os Tetraodontiformes, e principalmente *C. spinosus*, passam a dominar as comunidades. Essa tendência é indicativa de um desequilíbrio na dinâmica do ecossistema ou possivelmente na costa do Rio de Janeiro como um todo.

O diagnóstico das causas e consequências de um fenômeno como a explosão populacional de uma espécie de Diodontidae em ambiente estuarino demanda um

conhecimento científico ainda insipiente. Dados referentes a Tetraodontiformes em estudos ictiofaunísticos normalmente se limitam a presença/ausência. Sua baixa abundância e falta de interesse pesqueiro raramente inspiram trabalhos direcionados. Entretanto, a diversidade de relações que esses peixes exibem com o ambiente estuarino e a amplitude de usos que uma única guilda demonstrou indica que o grupo tem grande potencial ecológico. A falta de monitoramentos contínuos na Baía de Guanabara e de uma estatística pesqueira representativa das capturas do Estado ainda dificulta a compreensão da complexa interação entre esses dois sistemas. Logo, fica clara a necessidade de maiores investigações acerca dos mais variados aspectos desse grupo de peixes que representam o ápice da evolução dos Teleostei.

CONCLUSÕES

- O arrasto de fundo é uma arte de pesca adequada para amostrar Tetraodontiformes em baías e estuários. Entretanto, a abundância de espécies com hábitos de vida mais pelágicos (*Aluterus* spp.), relacionados a costões rochosos (*Acanthostracion* spp.), ou a regiões marginais (*Sphoeroides* spp.) pode ser subestimada. Além disso, uma amostragem restrita ao interior do corpo d'água limita a análise de interação estuário-costa. Para futuros estudos na Baía de Guanabara, recomenda-se uma abordagem mais abrangente de coleta, diversificando a arte de pesca e incluindo algumas estações de amostragem costeiras.
- Tetraodontiformes demonstram ser bem adaptados às variações hidrológicas e condições inóspitas decorrentes da forte eutrofização da Baía de Guanabara. Entretanto, fatores abióticos tradicionalmente considerados importantes na estruturação da comunidade estuarina desempenham um papel secundário na regulação da distribuição dos Tetraodontiformes na Baía de Guanabara. O sedimento aparece como o fator físico mais importante para esta ictiocenose, mas é provável que ele seja apenas um indicador de domínios ecológicos dentro do estuário. A baixa explicabilidade das variáveis físicoquímicas, aliada à relativa estabilidade da ictiofauna na baía, sugere que parâmetros bióticos estejam atuando com maior influência sobre os Tetraodontiformes.
- Os principais fatores bióticos associados à distribuição de Tetraodontiformes na Baía de Guanabara são a disponibilidade de itens alimentares, competição intra- e interespecífica, e os ciclos reprodutivos das espécies. Assim como as variáveis

físicoquímicas contribuem para a zonação dos táxons dentro do estuário, esses parâmetros bióticos parecem ser os principais reguladores das oscilações sazonais nas abundâncias da ictiofauna. Entretanto, essas interações são difíceis de mensurar, o que demanda uma metodologia mais direcionada para a coleta desse tipo de dado.

- Os Tetraodontiformes exibem uma larga variação de usos da Baía de Guanabara, utilizando as diversas regiões da baía como áreas de repouso, alimentação e crescimento. Entretanto, não foi possível estabelecer uma relação de dependência de nenhuma das espécies com o estuário, uma vez que os mesmos estratos populacionais ocorrem na região costeira do Sudeste-Sul. Portanto, dentre as dez espécies de Tetraodontiformes capturadas, oito foram categorizados como espécies marinhas estuarino-oportunistas, e duas como *marine stragglers*.
- A explosão populacional de *C. spinosus* na baía é um reflexo de um desequilíbrio ecológico ao longo de toda a costa do Rio de Janeiro. Esse quadro é resultante de ano de impactos em múltiplas escalas e deve ser cuidadosamente avaliado. As consequências desse fenômeno podem trazer sérios danos ao ambiente e à economia pesqueira local.
- Este trabalho teve como objetivo instigar a curiosidade científica acerca desses peixes Tetraodontiformes e alertar pesquisadores para o potencial ecológico do grupo, principalmente no ambiente estuarino. Recomenda-se que estudos subsequentes investiguem melhor a biologia populacional dessas espécies, e busquem elucidar as relações entre os estoques marinhos e estuarinos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ab´Sáber, A.N. (2001) *Litoral do Brasil*. Metalivros, São Paulo.
- Abdallah, M. (2002) Length-weight relationships of fishes caught by trawl off Alexandria, Egypt. *Naga, WorldFish Center Quarterly* **25**, 19-20.
- Andrade-Tubino, M.F., Ribeiro, A.L.R., & Vianna, M. (2008) Organização espaço-temporal das ictiocenoses demersais nos ecossistemas estuarinos brasileiros: uma síntese. *Oecologia Brasiliensis* **12**, 640-661.
- Andrade-Tubino, M.F. (2007) *A ictiofauna acompanhante da pesca de arrasto de camarão, na Baía de Guanabara, Estado do Rio de Janeiro*. Tese de doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro. 123p.
- Andreato, J.V., Meurer, B.C., Baptista, M.G.S., Manzano, F.V., Teixeira, D.E., Longo, M.M., & Freret, N.V. (2002) Composição da assembléia de peixes da Baía da Ribeira, Angra dos Reis, Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* **19**, 1139-1146.
- Araújo, F.G., Cruz-Filho, A.G., Costa de Azevedo M.C., & Alcântara-Santos, A.C. (1998) Estrutura da comunidade de peixes demersais da Baía de Sepetiba, RJ. *Revista Brasileira de Biologia* **58**, 417-430.
- Barletta, M., Saint-Paul, U., Barletta-Bergan, A., Ekau, W. & Schories, D. (2000) Spatial and temporal distribution of *Myrophis punctatus* (Ophichthidae) and associated fish fauna in a northern Brazilian intertidal mangrove forest. *Hydrobiologia* **426**, 65-74.
- Barletta, M., Barletta-Bergan, A., Saint-Paul, U. & Hubold, G. (2003) Seasonal changes in density, biomass, and diversity of estuarine fishes in tidal mangrove creeks of the lower Caeté estuary (Northern Brazilian coast, East Amazon). *Marine Ecology Progress Series* **256**, 217-228.

- Barletta, M., Barletta-Bergan, A., Saint-Paul, U. & Hubold, G. (2005) The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. *Journal of Fish Biology* **66**, 45-72.
- Barletta, M. & Blaber, S.J.M. (2007) Comparison of fish assemblages and guilds in tropical habitats of the Embly (Indo-West Pacific) and Caeté (Western Atlantic) estuaries. *Bulletin of marine science* **80**(3), 647-680.
- Barletta, M., Amaral, C.S., Corrêa, M.F.M., Guebert, D., Dantas, D.V., Lorenzi, L. & Saint-Paul, U. (2008) Factors affecting seasonal variations in demersal fish assemblages at an ecocline in a tropical-subtropical estuary. *Journal of Fish Biology* **73**(6), 1314-1336.
- Barletta-Bergan, A., Barletta, M. & Saint-Paul, U. (2002a) Community structure and temporal variability of ichthyoplankton in North Brazilian mangrove creeks. *Journal of Fish Biology* **60**(sup. A), 33-51.
- Barletta-Bergan, A., Barletta, M. & Saint-Paul, U. (2002b) Structure and seasonal dynamics of larval fish in the Caeté river estuary in North Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **54**, 193-206.
- Blaber, S.J.M. (2000) *Tropical Estuarine Fishes - Ecology, exploitation and conservaton*. Blackwell Science, London.
- Brainerd, E.L., Slutz, S.S., Hall, E.K. & Phillis, R.W. Patterns of genome size evolution in Tetraodontiform fishes. *Evolution* **55**, 2363-2368.
- Brotto, D.S. & Araújo, F.G. (2006) Habitat selection by fish in an artificial reef in Ilha Grande Bay, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Tecnology* **44**, 319-324.

- Brum, M.J.I., Oliveira, C.C., & Galetti-Jr., P.M. (1995) Cytogenetic studies of two puffer species (*Sphoeroides*, Tetraodontidae) from Rio de Janeiro Coast, Brazil. *Cytologia* **60**, 369-374.
- Brum, M.J.I. (2000) Cytogenetic studies in tetraodontiforms *Sphoeroides tyleri* (Tetraodontidae) and *Chilomycterus spinosus* (Diodontidae) from Rio de Janeiro, Brazil. *Chromosome Science* **4**, 103-105.
- Brum, M.J.I. & Mota, L.C.G. (2002) C-banding and nucleolar organizer regions of *Sphoeroides greeleyi* (Tetraodontidae, Tetraodontiformes). *Caryologia* **55**, 171-174.
- Bussotti, S. & Guidetti, P. (1999) Fish community associated with different seagrass systems in the Mediterranean sea. *Naturalistica Siciliana* **23**(sup), 245-259.
- Castro, M.S. (1998) *Variação temporal das larvas de peixes em um ponto fixo na entrada da Baía de Guanabara – RJ (Brasil)*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal Fluminense. 62p.
- Chagas, L.P., Joyeux, J.C., & Fonseca, F.R. (2006) Small-scale spatial changes in estuarine fish: subtidal assemblages in tropical Brazil. *Journal of the Marine Biology Association of the United Kingdom* **86**, 861-875.
- Chaplin, C.C.G. & Bohlke, J.E. (1968) *Fishes of the Bahamas and adjacent tropical water*. Livingston Publishing, Wynnewood.
- Chaves, P.T. & Corrêa, M.F.M. (1998) Composição ictiofaunística da área de manguezal da Baía de Guaratuba, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* **15**, 195-202.
- Chaves, P.T. & Bouchereau, J.L. (2004) Trophic organization and functioning of fish populations in the Bay of Guaratuba, Brazil, on the basis of a trophic contribution factor. *Acta Adriatica* **45**, 83-94.

- Chiaverini, A.P. (2008) *Ecologia trófica de Spherooides testudineus Linnaeus 1758 e Spherooides greeleyi Gilbert, 1900 da gamboa do Perequê, Pontal do Sul, Paraná, Brasil*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná. 54p.
- Chiussi, R. & Diaz, H. (2002) Orientation of the fiddler crab, *Uca cumulanta*: responses to chemical and visual cues. *Journal of Chemical Ecology* **28**, 1787-1796.
- Coelho, V. (2007) *Baía de Guanabara - uma história de agressão ambiental*. Casa da Palavra, Rio de Janeiro.
- Contador, L. & Paranhos, R. (1996) Water quality trends in Urca inlet (Guanabara bay, Brazil) from 1986 to 1992. *Arquivos de Biologia e Tecnologia* **39**, 735-744.
- Elliott, M., Whitfield, A.K., Potter, I.C., Blaber, S.J.M., Cyrus, D.P., Nordlie, F.G., & Harrison, T.D. (2007) The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fisheries* **8**, 241-268.
- Figueiredo, J.L. & Menezes, N.A. (2000) *Manual de peixes do sudeste do Brasil VI. Teleostei (5)*. Museu de Zoologia Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Fischer, W. (ed.) (1978) *FAO species identification sheets for fishery purposes – Eastern Central Atlantic (Fishing area 31)*. Vol. II. FAO, Rome.
- Fischer, L.G., Pereira, L.E.D. & Vieira, J.P. (2004) *Peixes Estuarinos e Costeiros*. Ecocientia. Rio Grande.
- Froese, R. & Binohlan, C. (2000) Empirical relationships to estimate asymptotic length, length at first maturity and length at maximum yield per recruit in fishes, with a simple method to evaluate length frequency data. *Journal of Fish Biology* **56**, 758-773.
- Garcia, A.M. & Vieira, J.P. (1997) Abundância e diversidade da assembléia de peixes dentro e fora de uma pradaria de *Rupia maritima* L., no estuário da Lagoa dos Patos (RS, Brasil). *Atlântica, Rio Grande* **19**, 161-181.

- Garcia, A.M., Vieira, J.P., & Winemiller, K.O. (2001) Dynamics of the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon estuary (Brazil) during cold and warm ENSO episodes. *Journal of Fish Biology* **59**, 1218-1238.
- Ghosh, S., Hazra, A.K., Banerjee, S. & Mukherjee, B. (2005) Ecological monitoring for ascertaining the bio-safety of liver lipids from some Indian marine puffer fishes. *Fisheries Science* **71**, 29-37.
- Golodne, P.M. (2008) *Distribuição, estrutura populacional e crescimento das espécies de camarão-rosa Farfantepenaeus brasiliensis (Latreille, 1817) e Farfantepenaeus paulensis (Pérez-farfante, 1967) (Decapoda, Penaeidae) na Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brasil*. Dissertação de Mestrado. Museu Nacional do Rio de Janeiro. 102 p.
- Gomes, I.D. & Chaves, P.T. (2006) Ictiofauna integrante da pesca de arrasto camaroeiro no litoral sul do estado do Paraná, Brasil. *Bioikos, Campinas* **20**, 9-13.
- Jablonski, S., Azevedo, A.F., & Moreira, L.H.A. (2006) Fisheries and conflicts in Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Tecnology* **49**, 79-91.
- Jackson, J.B.C., Kirby, M.X., Berger, W.H., Bjorndal, K.A., Botsford, L.W., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R., Erlandson, J., Estes, J.A., Hughes, T.P., Kidwell, S., Lenihan, H.S., Pandol, J.M., Peterson, C.H., Steneck, R.S., Tegner, M.J., & Warner, R.R. (2001) Historical Overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* **293**, 629-637.
- Joyeux, J.C., Giarrizzo, T., Macieira, R.M., Spach, H.L., & Vaske-Júnior, T. (2008) Length-weight relationships for Brazilian estuarine fishes along a latitudinal gradient. *Journal of Applied Ichthyology*, 1-6.

- Keunecke, K.A. (2006) *Efeito da pesca de arrasto do camarão-rosa sobre a dinâmica populacional de Callinectes danae e Callinectes ornatus (Crustácea, Portunidae) na Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brasil*. Tese de doutorado. Universidade Federal de São Carlos. 125 p.
- King, M. (1995) *Fisheries biology, assessment and management*, pp. 1-341. Fishing News Books, London.
- Kupschus, S. & Tremain, D. (2001) Associations between fish assemblages and environmental factors in nearshore habitats of a subtropical estuary. *Journal of Fish Biology* **58**, 1383-1403.
- Lavrado, H., Mayr, L.M., Carvalho, V., & Paranhos, R. (1991) Evolution (1980-1990) of ammonia and dissolved oxygen in Guanabara bay, RJ, Brazil. IN Maggon, O.T., Convex, H., Tippie, V., Tobon, L.T., and Clarke, D. *Proceedings of the 7th Symposium of coastal and ocean management - Coastal zone 91*, 3234-3245.
- Leis, J.M. (2006) Nomenclature and distribution of the species of the porcupinefish family Diodontidae (Pisces, Teleostei). *Memoirs of Museum Victoria* **63**, 77-90.
- Legendre, P. & Legendre, L. (1998) *Numerical Ecology*. Elsevier, Amsterdam.
- López-Peralta, R.H. & Arcila, C.A.T. (2002) Diet Composition of fish species from the southern continental shelf of Colombia. *Naga, WorldFish Center Quarterly* **25**, 23-29.
- Lyczkowski-Shultz, J. (2006) *Chapter 208 – Order Tetraodontiformes* IN Richards, W.J. (ed.) *Early stages of Atlantic fishes: an identification guide for the Western North Atlantic*. Taylor & Francis Group.
- Maes, J., Van Damme, S., Meire, P., & Ollevier, F. (2004) Statistical modeling of seasonal and environmental influences on the population dynamics of an estuarine fish community. *Marine Biology* **145**, 1033-1042.

- Magurran, A.E. (2004) *Measuring Biological Diversity*. Blackwell, Oxford.
- Mancera-Rodríguez N.J. & Castro-Hernández J.J. (2004) Age and growth of *Stephanolepis hispidus* (Linnaeus, 1766) (Pisces: Monacanthidae), in the Canary Islands area. *Fisheries Research* **66**, 381-386.
- Mayr, L.M., Tenenbaum, D.R., Villac, M.C., Paranhos, R., Nogueira, C., Bonecker, S., & Bonecker, A. (1989) Hydrobiological characterization of Guanabara bay. IN Neves, C. (ed) *Coastlines of Brazil*. American society of civil engineers, New York, 124-138.
- Menezes, N.A., Buckup, P.A., Figueiredo, J.L. & Moura, R.L. (eds) (2004) *Catálogo das espécies de peixes marinhos do Brasil*. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. São Paulo.
- Monteiro-Neto, C., Tubino, R.A., Moraes, L.E.S., Mendonça-Neto, J.P., Esteves, G.V., & Fortes, W.L. (2008) Associação de peixes na região costeira de Itaipu, Niterói, RJ. *Iheringia* **98**, 50-59.
- Nakae, M. & Sasaki, K. (2004) Homologies of the adductor mandibulae muscles in Tetraodontiformes as indicated by nerve branching patterns. *Ichthyological Research* **51**, 327-336.
- Nelson, J.S. (2006) *Fishes of the world*. 4th edition. John Wiley & sons. New York.
- Neves, R.A.F. (2008) *Dinâmica populacional e distribuição de Heleobia australis (Gastropoda, Hydrobiidae) em um sistema estuarino eutrofizado*. Monografia de Bacharelado. Universidade Federal do Rio de Janeiro. 73 p.
- Paranhos, R. & Mayr, L.M. (1993) Seasonal patterns of temperature and salinity in Guanabara bay. *Fresenius Environmental Bulletin* **2**, 647-652.

- Pessanha, A.L.M., Araújo, F.G., Azevedo, M.C.C., & Gomes, I.D. (2000) Variações temporais e espaciais na composição e estrutura da comunidade de peixes jovens da Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Zoologia* **17**, 251-261.
- Pessanha, A.L.M. & Araújo, F.G. Spatial, temporal and diel variations of fish assemblages in two sandy beaches in the Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **57**, 817-828.
- Pinkas, L., Oliphant, M.S., Iverson, I.L.K. (1971) Food habits of albacore, bluefin tuna and bonito in California Waters. *Calif. Fish Game* **152**, 1-105.
- Prodocimo, V. & Freire, C.A. (2001) Ionic regulation in aglomerular tropical estuarine pufferfishes submitted to sea water dilution. *Journal of Experimental Biology and Ecology* **262**, 243-253.
- Prodocimo, V., Souza, C.F., Pessini, C., Fernandes, L.C., & Freire, C.A. (2008) Metabolic substrates are not mobilized from the osmoregulatory organs (gill and kidneys) of the estuarine pufferfishes *Sphoeroides greeleyi* and *S. testudineus* upon short-term salinity reduction. *Neotropical Ichthyology* **6**, 613-620.
- Puente, A., Juanes, J.A., García, A., Álvarez, C., Revilla, J.A., & Carranza, I. (2008) Ecological assessment of soft bottom benthic communities in northern Spanish estuaries. *Ecological Indicators* **8**, 373-388.
- Quaresma, V.S., Dias, G.T.M. & Baptista Neto, J.A. (2000) Caracterização da ocorrência de padrões de sonar de varredura lateral e sísmica de alta frequência (3,5 e 7,0 kHz) na porção sul da Baía de Guanabara – RJ. *Brazilian Journal of Geophysics* **18**(2), 201-214.

- Queiroz, G.M.L.N., Spach, H.L., Sobolewski-Morelos, M., Santos, L.O. & Schwarz-Junior, R. (2006) Caracterização da ictiofauna demersal de duas áreas do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. *Biociências* **14**(2), 112-124.
- Ralston, K.R. & Wainwright, P.C. Functional consequences of trophic specialization in pufferfishes. *Functional Ecology* **11**, 43-52
- Randall, J.E. (1983) *Caribbean reef fishes*. 2nd edition. TFH Publications. Neptune city.
- Rocha, L.A., Rosa, I.L., & Rosa, R.S. (1998) Peixes recifais da costa da Paraíba, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* **15**, 553-566.
- Rodrigues, C., Lavrado, H.P., Falcão, A.P.C., & Silva, S.H.G. (2007) Distribuição da ictiofauna capturada em arrastos de fundo na Baía de Guanabara - Rio de Janeiro, Brasil. *Arquivos do Museu Nacional, Rio de Janeiro* **65**, 199-210.
- Rooker, J.R., Turner, J.P., & Holt, S.A. (2006) Trophic ecology of *Sargassum*-associated fishes in the Gulf of Mexico determined from stable isotopes and fatty acids. *Marine Ecology Progress Series* **313**, 249-259.
- Rosas-Alayola, J., Hernández-Herrera, A., Galvan-Magaña, F., Abitia-Cárdenas, L.A., & Muhlia-Melo, A.F. (2002) Diet composition of sailfish (*Istiophorus platypterus*) from the southern Gulf of California, Mexico. *Fisheries Research* **57**, 185-195.
- Senaratne, L.S., Park, P.J. & Kim, S.K. (2006) Isolation and characterization of collagen from brown backed toadfish (*Lagocephalus gloveri*) skin. *Bioresource Technology* **97**, 191-197.
- Schultz, Y.D., Favaro, L.F., & Spach, H.L. (2002) Aspectos reprodutivos de *Sphoeroides greeleyi* (Gilbert), Pisces, Osteichthyes, Tetraodontidae, da gamboa do Bagaçu, Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* **19**, 65-76.

- Schwarz-Junior, R., Franco, A.C.N.P., Spach, H.L., Sarpedonti, V., Pichler, H.A., & Queiroz, G.M.L.N. (2006) Composição e estrutura da ictiofauna demersal na Baía dos pinheiros, Paraná. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology* **10**, 27-39.
- Seeliger, U., Odebrecht, C., & Castello, J.P. (1998) *Os ecossistemas costeiro e marinho do Extremo Sul do Brasil*. Ecoscientia, Rio Grande.
- Selleslagh, J. & Amara, R. (2008) Environmental factors structuring fish composition and assemblages in a small macrotidal estuary (eastern English Channel). *Estuarine, coastal and shelf science* **79**, 507-517.
- Shipp, R.L. (1974) *The pufferfishes (Tetraodontidae) of the Atlantic Ocean*. Gulf Coast Research Laboratory, Biloxi.
- Siegel, S. (1956) *Nonparametric statistics for the behavioral sciences*. McGraw-Hill, New York.
- Sosa-López, A., Mouillot, D., Ramos-Miranda, J., Flores-Hernandez, D., & Do Chi, T. (2007) Fish species richness decreases with salinity in tropical coastal lagoons. *Journal of Biogeography* **34**, 52-61.
- Spach, H.L., Santos, C., & Godefroid, R.S. (2003) Padrões temporais na assembleia de peixes na gamboa do Sucuriú, Baía de Paranaguá, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* **20**, 591-600.
- Sturges, H. (1926) The choice of a class-interval. *Journal of the American Statistical Association* **21**, 65-66.
- Valentin, J.L., André, D.L. & Jacob, S.A. (1987) Hydrobiology in the Cabo Frio (Brazil) upwelling: two-dimensional structure and variability during wind cycle. *Continental Shelf Research* **7**(1), 77-88.

- Valentin, J.L. (1995) Agrupamento e ordenação. *Oecologia Brasiliensis II - tópicos em tratamento de dados biológicos*, 27-55.
- Valentin, J.L., Tenenbaum, D.R., Bonecker, A., Bonecker, S., Nogueira, C., Paranhos, R., & Villac, M.C. (1999) Caractéristiques hydrobiologiques de la Baie de Guanabara (Rio de Janeiro, Brésil). *J. Recherche Océanographique* **24**, 33-41.
- Vaslet, A., Bouchon-Navaro, Y., Louis, M., & Bouchon, C. (2007) Weight-length relationship for 20 fish species collected in the mangroves of Guadeloupe (Lesser Antilles). *Journal of Applied Ichthyology*, 1-2.
- Vazzoler, A.E.A.de M. (1996) *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. Maringá.
- Vega-Cendejas, M.E. & Santillana, M.H. (2004) Fish community structure and dynamics in a coastal hypersaline lagoon: Rio Lagartos, Yucatan, Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **60**, 285-299.
- Vendel, A.L., Spach, H.L., Lopes, S.G., & Santos, C.P. (2006) Structure and Dynamics of fish assemblages in a Tidal Creek Environment. *Brazilian Archives of Biology and Technology* **45**, 365-373.
- Vianna, M. (1997) Physiographic influence in the structure of the suprabenthic fish assemblage in the rocky shore of Arraial do Cabo, Rio de Janeiro, Brazil. *Boletim do Instituto de Pesca (São Paulo)* **24**, 25-35.
- Vianna, M., Keunecke, K.A., Matos, F.J.P., Almeida, H.L., Kassuga, A.D., & Arantes, C.C. (2004a) Caracterização da pesca camaroneira com rede de arrasto na Baía de Guanabara, Rio de Janeiro: Resultados parciais e sugestões de manejo. *Anais do IV Congresso Brasileiro de Defesa do Meio Ambiente*, n^o 73.

- Vianna, M., Costa, F.E.S., & Ferreira, C.N. (2004b) Length-weight relationships of fish caught as by-catch by shrimp fishery in the southeastern coast of Brazil. *Boletim do Instituto de Pesca (São Paulo)* **30**, 81-85.
- Vianna, M. & Almeida, T. (2005) Bony fish bycatch in the Southern Brazil Pink Shrimp (*Farfantepenaeus brasiliensis* and *F. paulensis*) Fishery. *Brazilian Archives of Biology and Technology* **48**, 611-623.
- Vianna, M., Rodrigues, A.M.T., & Lin, C.F. (2007) Descrição da pescaria de peroá (*Balistes capriscus*) com utilização do puçá-grande no sudeste do Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca (São Paulo)* **33**, 229-236.
- Wainwright, P.C. & Turnigan, R.G. (1997) Evolution of pufferfish inflation behavior. *Evolution* **51**(2), 506-518.
- Whitfield, A.K. & Harrison, T.D. (2003) River flow and fish abundance in South African estuary. *Journal of Fish Biology* **62**, 1467-1472.
- Wiktorowicz, A.M., Lauritzen, D.V., & Gordon, M.S. (2007) Powered control mechanisms contributing to dynamically stable swimming in porcupine puffers (Teleostei: *Diodon holocanthus*). *Experiments in Fluids* **43**, 725-735.
- Wootton, R.J. (1998) *Ecology of Teleost Fishes*, 2nd edition. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Zar, J.H. (1999) *Biostatistical Analysis*, 4th edition. Prentice Hall, Upper Sadle River.

ANEXO I



Figura 1 - Exemplar de *Aluterus heudelotii* coletado na Baía de Guanabara.
 $C_T = 13,5$ cm; MZUSP 94704



Figura 2 - Exemplar de *Aluterus schoepfii* coletado na Baía de Guanabara.
 $C_T = 10,9$ cm; MZUSP 94705, 94706, 94707.

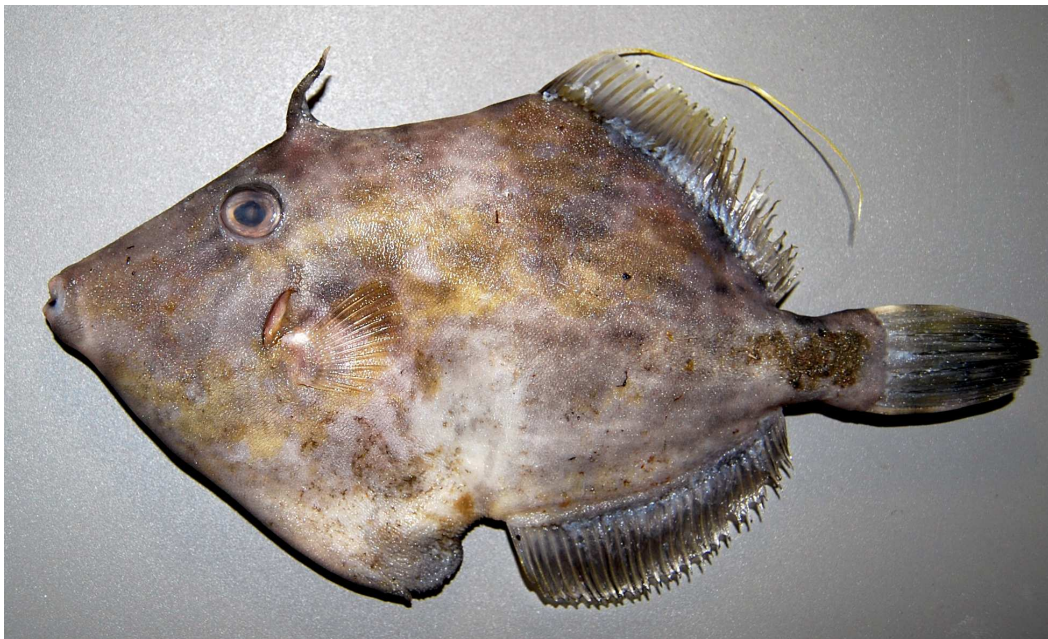


Figura 3 - Exemplar de *Stephanolepis hispidus* coletado na Baía de Guanabara.
 $C_T = 17,6$ cm; MZUSP 94709.



Figura 4 - Exemplar de *Acanthostracion* sp. coletado na Baía de Guanabara.
 $C_T = 3,0$ cm; MZUSP 94708.



Figura 5 - Exemplar de *Lagocephalus laevigatus* coletado na Baía de Guanabara.
 $C_T = 40,9$ cm; MZUSP 94714.



Figura 6 - Exemplar de *Sphoeroides greeleyi* coletado na Baía de Guanabara.

$C_T = 10,3$ cm; MZUSP 94715.



Figura 7 - Exemplar de *Sphoeroides testudineus* coletado na Baía de Guanabara.

$C_T = 21,4$ cm; MZUSP 94713.



Figura 8 - Exemplar de *Sphoeroides tyleri* coletado na Baía de Guanabara.

$C_T = 9,6$ cm; MZUSP 94716, 94717.



Figura 9 - Exemplar de *Chilomycterus reticulatus* coletado na Baía de Guanabara.
 $C_T = 25,6$ cm; MZUSP 94712.



Figura 10 - Exemplar de *Chilomycterus spinosus* coletado na Baía de Guanabara.
 $C_T = 24,6$ cm; MZUSP 94710, 94711.