

**UFRRJ
INSTITUTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL**

DISSERTAÇÃO

Mudanças a longo prazo na comunidade de peixes de uma baía tropical do sudeste do Brasil (1987-2013): perda gradativa da biodiversidade da zona interna para a zona externa.

Samara Macedo Pinto

2015



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

**MUDANÇAS A LONGO PRAZO NA COMUNIDADE DE PEIXES DE UMA BAÍA
TROPICAL DO SUDESTE DO BRASIL (1987-2013): PERDA GRADATIVA DA
BIODIVERSIDADE DA ZONA INTERNA PARA A ZONA EXTERNA.**

SAMARA MACEDO PINTO

Sob orientação do Professor Ph. D.
Francisco Gerson Araújo

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

Seropédica, RJ
Maio de 2015

597.098153

P659m

T

Pinto, Samara Macedo, 1988-

Mudanças a longo prazo na comunidade de peixes de uma baía tropical do sudeste do Brasil (1987-2013): perda gradativa da biodiversidade da zona interna para zona externa / Samara Macedo Pinto. - 2015.

51 f.: il.

Orientador: Francisco Gerson Araújo.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Curso de Pós-Graduação em Biologia Animal.

Bibliografia: f. 34-42.

1. Comunidades de peixes - Sepetiba, Baía de (RJ) - Teses. 2. Biodiversidade marinha - Sepetiba, Baía de (RJ) - Teses. 3. Biodiversidade - Conservação - Sepetiba, Baía de (RJ) - Teses. 4. Ecologia dos estuários - Sepetiba, Baía de (RJ) - Teses. I. Araújo, Francisco Gerson, 1954- II. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Curso de Pós-Graduação em Biologia Animal. III. Título.

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

SAMARA MACEDO PINTO

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau **de Mestre em Ciências**,
no programa de pós-graduação em Biologia Animal.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 28 /05/2015

Prof. Francisco Gerson Araújo Ph. D. UFRRJ
(Orientador)

Prof. Dr. Leonardo Mitrano Neves UFRRJ
(Co-orientador)

Prof. Dr. Marcelo Vianna UFRJ

Prof. Dr. Luciano Neves dos Santos UNIRIO

AGRADECIMENTOS

Agraço à Deus por me iluminar em toda esta caminhada. Aos meus pais e ao meu irmão pelo apoio dado à minha escolha.

Ao professor Francisco Gerson por ter me acompanhado em toda essa trajetória, com paciência e disponibilidade para atender à todas as minhas dúvidas. Obrigada por tudo!

À todos os companheiros do LEP, que me ajudaram direta ou indiretamente neste percurso e às novas amizades que eu adquiri durante esta temporada no laboratório.

Ao meu namorado Gerson por me apoiar também nesse percurso, aturando todos os meus momentos de estresse na reta final do trabalho.

Enfim, agradeço à todos que torceram por mim !

Gratidão!

RESUMO

PINTO, Samara Macedo. **Mudanças a longo prazo na comunidade de peixes de uma baía tropical do sudeste do Brasil (1987-2013): perda gradativa da biodiversidade da zona interna para a zona externa.** 2015. 42 p. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal). Instituto de Biologia, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2015.

As comunidades de peixes em países em desenvolvimento, em muitos casos, mostram uma diminuição na riqueza e abundância das espécies ao longo do tempo como resultado das evidências dos impactos antropogênicos. Nós analisamos as comunidades de peixes ao longo de três zonas (interna, central e externa) da Baía de Sepetiba (Sudeste do Brasil), utilizando métodos idênticos de amostragem (bottom trawl) de peixes durante quatro períodos temporais diferentes: 1987–1988; 1993–1995; 1998–2001 e 2012–2013. Registrou-se um total de 33.140 peixes representando 127 espécies em 88 gêneros e 41 famílias. Nossos resultados revelaram diferenças altamente significativas e consistentes na estrutura da comunidade de peixes entre as zonas da baía e uma diminuição na riqueza de espécies e abundância ao longo do período de estudo. As mudanças na riqueza de espécies e abundância foram relacionadas, principalmente, à uma forte queda que ocorreu na zona interna da baía, área esta mais afetada e, em menor medida, na zona central entre os dois primeiros (1987–1988 e 1993–1995) e os últimos dois períodos temporais (1998–2001 e 2012–2013), enquanto a zona exterior permaneceu relativamente estável ao longo do tempo. Mudanças espaciais na estrutura da comunidade de peixes entre as zonas da baía foram relacionadas às diferenças de salinidade, transparência e profundidade com este última variável, em conjunto com outros fatores, atuando como um “buffer” estabilizando mudanças na comunidade; no entanto, essas variáveis ambientais explicaram pouco a variação nas mudanças temporais. As mudanças mais importantes ao longo do tempo em espécies abundantes foi a diminuição numérica do Ariídeo *Cathorops spixii*, do Serranídeo *Diplectrum radiale* e do Sciaenídeo *Cynoscion leiarchus*, e o aumento do Sciaenídeo *Micropogonias furnieri* e o bagre marinho *Genidens genidens*, com esta última espécie restrita às zonas interna e central. Este estudo acrescenta informação de longo prazo sobre mudanças graduais nas comunidades de peixes ao longo de gradientes espaciais com influências ambientais e antrópicas no sistema de baía. Talvez seja oportuno vincular conservação e planejamento de gestão com informações históricas para proteger a biodiversidade de peixes em países tropicais em desenvolvimento.

Palavras-chave: peixes estuarinos, variáveis ambientais, Baía de Sepetiba, mudanças temporais, sistemas tropicais.

ABSTRACT

PINTO, Samara Macedo. **Long-term changes in fish communities of a tropical bay in Southeastern Brazil (1987-2013): gradative losses of biodiversity from the inner to the outer zone.** 2015. 42 p. Dissertation (Master of Science in Animal Biology). Instituto de Biologia, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2015.

Fish communities in developing countries have, in many cases, showed a decrease in the species richness and abundance over time as a result of anthropogenic impacts. We analyzed fish communities of three zones (inner, middle and outer) of the Sepetiba Bay (Southeastern Brazil) using identical sampling methods (bottom trawl) during four different time periods: 1987–1988; 1993–1995; 1998–2001 and 2012–2013. A total of 33,140 fish representing 127 species in 88 genera and 41 families were recorded. Our results revealed highly significant and consistent differences in the fish community structure among the bay zones, and a decreased in the fish richness and abundance over the time period. Changes in fish richness and abundance were related mostly to a sharp decrease that occurred in the inner bay zone, the most impacted bay area, and, to a lesser extent, in the middle zone between the two first (1987–1988 and 1993–1995) and the two latter time periods (1998–2001 and 2012–2013), whereas the outer zone remained comparatively stable over time. Spatial changes in the fish community structure among the bay zones were related to differences in salinity, transparency and depth with this latter variable, together with other factors, acting as a buffer for stabilizing community changes; however, these environmental variables explained little of the variation in the temporal changes. The most important changes over time in abundant species were the numerical decreases of the Ariid *Cathorops spixii*, the serranid *Diplectrum radiale* and sciaenid *Cynoscion leiarchus*, and increases of the sciaenid *Micropogonias furnieri* and the marine catfish *Genidens genidens*, with this latter species restricted to the inner and middle zones. This study adds long-term information on gradual fish community changes along spatial gradients of environmental and anthropogenic influences in embayment systems. It is perhaps timely to link conservation and management planning with historical information to protect fish biodiversity in tropical developing countries.

Keywords: estuarine fish, environmental variables, Sepetiba Bay, temporal changes, tropical systems.

ÍNDICES DAS TABELAS

Tabela 1. Número de amostras de peixes, realizada por ciclos anuais e zonas (interna, central e externa) da Baía de Sepetiba. Int.=interna; Cent.=central; Ext.=externa.....7

Tabela 2. F-valores do ANOVA (bifatorial) e as diferenças significativas (Teste de Tukey) para as variáveis ambientais entre os períodos anuais e zonas da Baía de Sepetiba. Média±erro padrão das variáveis ambientais entre parênteses. Int.=interna; Cent.=central; Ext.=externa.....11

Tabela 3. Lista de espécies de peixes e famílias na Baía de Sepetiba, com seus respectivos códigos, percentagem numérica (% N) e frequência de ocorrência (%)......12

Tabela 4. Espécies discriminantes para cada zona da Baía de Sepetiba, de acordo com análise SIMPER.....17

Tabela 5. Espécies que mais contribuíram para similaridade média (%) por períodos anuais para cada zona da Baía de Sepetiba, de acordo com análises SIMPER.....21

Tabela 6. Resultados do teste PERMANOVA testado por diferenças na estrutura da assembleia de peixes em resposta à temperatura, transparência, profundidade (co-variáveis) e anos (fator fixo).....22

Tabela 7. Resultados do PERMANOVA, comparações do número de espécies e número de indivíduos entre ciclos e zonas na Baía de Sepetiba.....23

ÍNDICE DAS FIGURAS

Figura 1. Baía de Sepetiba (RJ) – Imagem de Satélite LANDSAT – Escala – 1: 4.000.000.....	4
Figura 2. Mapa da área de estudo, mostrando as três zonas (interna, central e externa) da Baía de Sepetiba no Sudeste do Brasil.....	6
Figura 3. Rede utilizada para o arrasto.....	7
Figura 4. Portas de abertura.....	7
Figura 5. Material coletado.....	8
Figura 6. Triagem do material coletado.....	8
Figura 7. Diagrama de ordenação dos dois primeiros eixos da análise dos componentes principais sobre as variáveis ambientais da Baía de Sepetiba. Amostras codificadas amostras por zonas: asteriscos = zona interior; triângulos = zona central; círculos = zona exterior.....	12
Figura 8. Diagrama de ordenação em escala Multidimensional não-métrica na abundância das espécies, com amostras codificadas por zonas da baía: asteriscos = zona interior; triângulos = zona intermediária; circles = zona exterior.....	17
Figura 9. Diagramas de ordenação de não-Metric Escala Multidimensional sobre assemblage abundância de peixe para cada zona da baía, com amostras codificadas por períodos anuais. A zona, Inner; B, zona intermediária; e C, zona exterior. Períodos anuais: triângulos, 1987-1988; asteriscos, 1993-1995; quadrados = 1998-2001; círculos = 2012-2013.....	19
Figura 10. Médias (barras) e erro padrão (linhas) para o número de espécies (acima) e o número de indivíduos (abaixo) para cada ciclo anual nas três zonas da Baía de Sepetiba. As letras indicam diferenças significativas / igualdade entre os ciclos para cada zona.....	24

Figura 11. Médias (barras) e erro padrão (linhas) do número de indivíduos das espécies selecionadas para cada ciclo temporal nas três zonas da Baía de Sepetiba.....26

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVOS.....	3
2.1 Geral.....	3
2.2 Específicos.....	3
3. HIPÓTESES.....	3
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	4
4.1 Área de estudo.....	4
4.2 Amostragem da ictiofauna.....	5
4.3 Análises estatísticas.....	9
5. RESULTADOS.....	11
5.1 Variáveis ambientais.....	11
5.2 Composição da ictiofauna.....	12
5.3 Mudanças espaciais nas assembleias de peixes.....	16
5.4 Mudanças temporais na assembleia de peixes e influências ambientais.....	17
5.5 Descritores de riqueza e abundância.....	23
5.6 Espécies selecionadas.....	24
6. DISCUSSÃO.....	26
7. CONCLUSÕES.....	32
8. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	33
9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	34

1. INTRODUÇÃO

Áreas costeiras rasas, tais como baías e outros sistemas semi-fechados são altamente produtivas, capaz de sustentar grande diversidade e densidade de organismos (DE BEN *et al.*, 1990; NAGELKERKEN *et al.*, 2001; AZEVEDO *et al.*, 2007). A oferta abundante de recursos alimentares, juntamente com a alta disponibilidade de habitats e proteção, transforma esses ecossistemas estuarinos em um ponto focal em torno dos quais muitas comunidades costeiras desenvolvem-se e crescem (MARTÍNEZ *et al.*, 2007). No entanto, estes ecossistemas aquáticos também estão entre os mais modificados e ameaçados pelas atividades humanas (RIBEIRO *et al.*, 2008). A intensificação das atividades antrópicas nas zonas costeiras mudou os padrões de distribuição da comunidade/espécies de peixes, levando à mudanças na riqueza e composição das assembleias em várias escalas espaciais (VITOUSEK *et al.*, 1997; SAX & GAINES, 2003; JOHNSTON & ROBERTS, 2009; GIANI *et al.*, 2012; AZEVEDO *et al.*, 2013).

Mudanças a longo prazo nas comunidades foram registradas em muitos habitats costeiros e estão muitas vezes ligados à impactos antropogênicos, como a pesca (JACKSON *et al.*, 2001; LAST *et al.*, 2011.), poluição e degradação do habitat (HEWITT *et al.*, 2008; DEFEO *et al.*, 2009; ECOUTIN *et al.*, 2010). Há uma necessidade de compreender como mudanças a longo prazo afetam as comunidades de peixes e quais medidas de gestão devem ser implementadas para proteger a biodiversidade dos mesmos. Nesse sentido, os estudos sobre a distribuição dos peixes e estrutura da comunidade são fundamentais para a detecção de mudanças na ictiofauna, assim como para a compreensão da dinâmica e funcionamento desse sistema, a fim de colaborar com os gestores das políticas de conservação dos recursos naturais.

A Baía de Sepetiba localiza-se na costa sudeste do Brasil e desempenha importante papel na ecologia das populações de peixes costeiros (ARAÚJO *et al.*, 2002; AZEVEDO *et al.*, 2007), abrigando manguezais, áreas de lama/areia e habitats de costões rochosos. A baía foi submetida à intensas pressões ambientais ligadas à sobrepesca (FREITAS & RODRIGUES, 2014), eutrofização (AMADO-FILHO *et al.*, 1999; MAGALHÃES *et al.*, 2003), construções civis (Cunha *et al.*, 2006; MOLISANI *et al.*, 2004), poluição (BARCELLOS *et al.*, 1991; BARCELLOS & LACERDA, 1994; LACERDA & MOLISANI, 2006; FONSECA *et al.*, 2013) e às degradações ambientais gerais (LACERDA *et al.*, 1987; KAREZ *et al.*, 1994; MOLISANI *et al.*, 2006). A Valorização recente do Porto de Sepetiba incluída à dragagem do canal de acesso a 20 m de profundidade, o que lhe permite receber

navios de até 150 000 toneladas (ARAÚJO *et al.*, 2002), a implantação de uma grande empresa de aço e da construção de um terminal para a construção de submarinos, foram os principais impactos humanos recentes sobre o litoral da baía. Todas essas mudanças contribuem para a ocupação das margens da baía, resultando em destruição do habitat e introdução de mais cargas poluidoras (BISI *et al.*, 2012; CARNEIRO *et al.*, 2013; RIBEIRO *et al.*, 2013). Supõe-se que tais alterações têm-se refletido na comunidade de peixes ao longo das últimas décadas, resultando no decréscimo da riqueza e mudanças na assembleia.

A Baía de Sepetiba pode ser dividida em três zonas (interna, média e externa) de acordo com gradientes de profundidade, salinidade e influência humana (ARAÚJO *et al.*, 2002; AZEVEDO *et al.*, 2006). A zona interna é influenciada pelas descargas dos pequenos rios perenes, aumento da turbidez e diminuição da temperatura e salinidade; o substrato é principalmente lodoso, com profundidades que são geralmente menores que 5 m e salinidade média de 28. Esta zona é a mais alterada por causa do crescente desenvolvimento industrial na costa da baía (LEAL NETO *et al.*, 2006). A zona externa, localizada próxima ao mar, possui condições ambientais contrastantes: um substrato principalmente arenoso, temperaturas relativamente mais baixas e maior salinidade e transparência; a profundidade máxima é de aproximadamente 28 m e a salinidade média é de 33. A zona central exhibe condições ambientais intermediárias entre as zonas interna e externa. A zona externa, próxima à conexão com o mar, tem, comparativamente, menor influência das atividades antrópicas do que a zona interna.

2. OBJETIVOS

2.1 Geral

O objetivo deste estudo foi comparar as assembleias de peixes ao longo de quatro períodos temporais (três décadas), assim como avaliar as mudanças na estrutura das assembleias, abundância e riqueza em relação às intervenções humanas que ocorreram e ainda ocorrem na Baía. Esta série de longo prazo de dados de peixes para a Baía de Sepetiba, utilizada no presente estudo, oferece uma rara oportunidade para estudar os efeitos das mudanças ambientais e outras influências antropogênicas em uma comunidade de peixes tropicais.

2.2 Específicos

- Verificar se a estrutura das assembleias de peixes mudou ao longo das três décadas (1987–1988, 1993–1995, 1998–2001 e 2012–2013);
- Determinar se possíveis alterações na estrutura da assembleia diferiu entre as zonas da baía;
- Verificar se a riqueza e a abundância de peixes diminuiu ao longo do tempo;
- Verificar se as espécies de peixes dominantes na baía modificaram sua abundância entre as três zonas e os quatro períodos anuais.

3. HIPÓTESES

- A hipótese nula, de que não houve nenhuma mudança na riqueza e abundância das espécies de peixes na baía durante o período de aproximadamente 30 anos;
- A nossa hipótese (alternativa) consiste-se em que a diminuição da qualidade do habitat e aumento do estresse antropogênico impactaria negativamente a composição da comunidade de peixes em termos de riqueza de espécies e abundância de espécies individuais.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

A Baía de Sepetiba ($22^{\circ}54'-23^{\circ}04' S$; $43^{\circ}34'-44^{\circ}10' O$) apresenta formato alongado, limitando-se a Norte e a Leste pelo continente, ao Sul pela Restinga da Marambaia e a Oeste pela Baía da Ilha Grande. A bacia hidrográfica ocupa uma área de cerca de 2500 Km^2 (Figura 1), e o espelho da água apresenta uma área de 520 Km^2 (SILVA *et al.*, 2003).

Deságuam na Baía vários rios e canais de drenagem que diluem suas águas trazendo aluviões e efluentes poluentes diversos. A maior contribuição de água doce é proveniente do Canal de São Francisco (Rio Guandu), que carrega águas originalmente desviadas do rio Paraíba do sul pelo sistema LIGHT-CEDAE, o qual é utilizado na geração de energia e posterior fornecimento de água para o município do Rio de Janeiro.



Figura 1. Baía de Sepetiba (RJ) – Imagem de Satélite LANDSAT
– Escala – 1: 4.000.000.

Embora as correntes marinhas na Baía de Sepetiba sejam relativamente fracas, a entrada de águas oceânicas frias e densas, dá-se a Oeste da Baía, sobretudo entre as ilhas de Itacuruçá e Jaguanum. Ao misturarem-se com as águas doces dos rios da Guarda, Itaguaí e Guandu, as correntes aquecem-se e tornam-se superficiais, contornando a Baía e saindo pelo canal entre as ilhas de Jaguanum e da Marambaia, onde existem uma sobreposição de correntes superficiais que saem e profundas que entram (COSTA, 1992).

Por ser uma zona de poucos batimentos devido à proteção da restinga, o substrato é predominantemente lamoso, com formações de silte, argila e poucas áreas de areia e cascalho. As praias são do tipo lodosas, areno-lodosas e pedregosas, com formações de cascalhos e/ou ainda da interseção destes vários tipos (BARROSO, 1989).

Climaticamente enquadra-se no grupo A da Classificação de Köeppen, definido como clima tropical, diferenciando-se em função do contraste de topografia entre a área plana da baixada e as encostas que a envolvem. O tipo Aw, clima tropical quente e úmido, caracterizado por verão úmido e inverno seco domina a área plana da baixada é predominante.

4.2 Amostragem da Ictiofauna

Foram realizadas amostras de arrasto de fundo em 3 zonas da Baía de Sepetiba (Figura 2), em função de um gradiente de profundidade e salinidade:

1. Zona Interna – Apresenta profundidade menor que 5 metros, localizando-se na região mais interna da Baía, com influência de aporte de rios e canais de marés, bem como a descarga de efluentes de origem urbano-industrial; a salinidade predominantemente é inferior a 29, transparência é a 2 m e a temperatura, um pouco mais elevada do que as outras zonas.

2. Zona Central – Apresenta profundidade entre 5 e 10 metros; apresenta valores intermediários das outras variáveis ambientais.

3. Zona Externa – Apresenta profundidade maior que 10 metros, localizando-se na área mais externa da Baía, com maior influência de águas oceânicas; a salinidade é superior a 30, a transparência predominante é superior a 3 m e a temperatura é um pouco mais baixa do que as duas outras zonas.

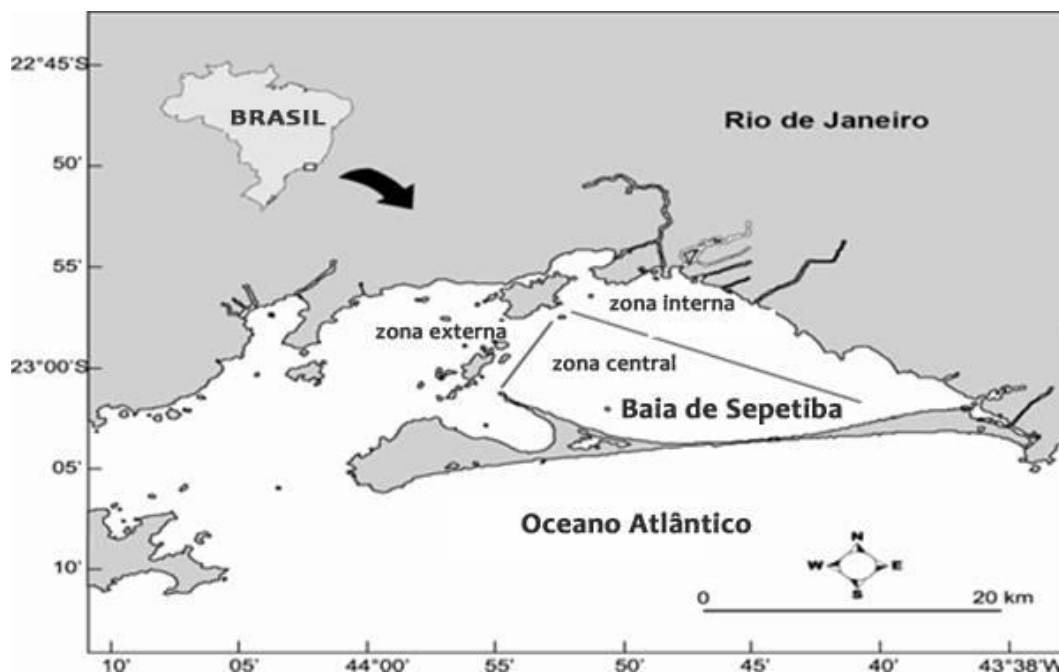


Figura 2. Mapa da área de estudo, mostrando as três zonas (interna, central e externa) da Baía de Sepetiba, no Sudeste do Brasil.

Amostragens bimensais em cada zona da baía foram realizadas a partir de junho de 1987 a junho de 1988 e de julho de 1994 a abril de 1995; coletas mensais a partir de junho de 1993 a junho de 1994 e de outubro de 1998 a setembro de 1999; e amostragem trimestral de junho de 1999 a maio de 2001 e de agosto de 2012 a junho de 2013. A amostragem foi feita em dois ou três locais de cada zona (Tabela 1). Foram calculadas médias das amostras mensais para cada zona da baía e este procedimento de agrupamento das amostras resultou em um total de 121 amostras, igualmente distribuídos entre as três zonas (39 amostras na interna, 40 na central e 42 na externa) com 17 amostras em 1987–1988, 48 em 1993–1995, 44 em 1998–2001 e 12 em 2012–2013.

Tabela 1. Número de amostras de peixes, realizada por ciclos anuais e zonas (interna, central e externa) da Baía de Sepetiba. Int.=interna; Cent.=central; Ext.=externa.

Anos	1987–1988			1993–1995			1998–2001			2012–2013		
Zonas	Int.	Cent.	Ext.	Int.	Cent.	Ext.	Int.	Cent.	Ext.	Int.	Cent.	Ext.
Número de amostras	10	9	17	32	32	45	45	44	44	12	12	12
Amostras (após agrupamento)	6	5	6	15	16	17	14	15	15	4	4	4
Frequência	Bimestral			Mensal/Bimestral			Mensal/Trimestral			Trimestral		
Períodos	Jun 1987–Jun 1988			Jul 1993–Abr 1995			Out 1998–Mai 2001			Ago 2011–Jun 2013		

Os peixes foram coletados com um barco tipo arrasteiro de 12m de comprimento, com malha de 20 mm de distância entre nós consecutivos nas asas, 12 mm na região do ensacador e boca com abertura de 6 m; portas de abertura com dimensões de 1,40 m x 0,75 m pesando 40 Kg cada (Figuras 3 e 4).



Figura 3. Rede utilizada para o arrasto.



Figura 4. Portas de abertura.

A distância percorrida foi obtida utilizando as coordenadas registradas no início e no final de cada arrasto com um sistema de posicionamento global (GPS, Garmin III) utilizado para determinar a área varrida. Para cada amostra, a área varrida (A) foi calculada: $A = D \times h \times X_2$, em que D é a distância varrida, h é o comprimento da tralha superior e X_2 é a fração da tralha superior que abrange a largura da trajetória varrida pelo arrasto (SPARRE & VENEMA, 1995). As amostras foram tomadas a velocidade de aproximadamente 2 nós,

durante 20 minutos, cobrindo uma extensão de aproximadamente 1,2 km, e assumiu-se que $X_2 = 0,6$, com a área varrida correspondente a cerca de 5.180 m^2 ($2 \times 1.852 \text{ m/h} \times 1/3 \text{ hora} \times 7 \text{ m} \times 0,6$).

Os peixes capturados em cada amostra foram acondicionados em bombonas de 30 litros, fixados em formol a 10%, e conduzidas ao Laboratório de Ecologia de Peixes da UFRuralRJ. (Figuras 5 e 6). No laboratório, os peixes foram identificados de acordo com as chaves de identificação e diagnoses propostas por FIGUEIREDO & MENEZES (1978; 1980; 2000) e MENEZES & FIGUEREDO (1980; 1985), e conservados em álcool a 70%. Todos os peixes foram identificados até espécie, contados e medidos para o comprimento total (CT) em milímetros. Em cada amostragem de peixes, medimos a temperatura e salinidade da água próximo ao fundo usando um modelo Multiprobe Horiba U-10 em 1987–1988 e 1993–1995, e um modelo W-23 (Horiba Trading Co. Ltd., Shanghai), em 1998–2001 e 2012–2013. A Transparência foi medida usando um disco de Secchi e a profundidade foi mensurada com uma linha ponderada marcada em intervalos de 10 cm em 1987–1988 e 1993–1995, e com uma sonda digital modelo Speedtech SM-5 em 1998–2001 e 2012–2013.



Figura 5. Material coletado.



Figura 6. Triagem do material coletado.

4.3 Análises estatísticas

Os dados ambientais foram transformados em $\text{Log}_{10}(x + 1)$ e os dados de abundância dos peixes foram transformados em raiz quadrada para atender os pressupostos de normalidade e homocedasticidade para os testes estatísticos paramétricos, assim como para reduzir o viés de diferentes unidades de medida (variáveis ambientais) e de abundância de espécies. A análise de variância (ANOVA - bifatorial) foi utilizada para comparar as variáveis ambientais entre as três zonas e os quatro diferentes períodos e um teste "a posteriori" de Tukey foi realizado para identificar diferenças significativas. Além disso, a análise de componentes principais (ACP) foi aplicada sobre as variáveis ambientais para detectar eventuais padrões espaciais/temporais sobre a comunidade de peixes.

A estrutura da comunidade de peixes, expressa como o número de indivíduos por espécie, foi comparada entre as zonas e períodos utilizando a Análise de Similaridade ANOSIM (CLARKE, 1993). Comparações par a par através do ANOSIM foram feitas entre as zonas e períodos, utilizando 50.000 simulações em cada caso. Utilizou-se R-valores para avaliar mudanças na estrutura da comunidade entre os anos para cada zona da baía. A técnica não métrica de escalonamento multidimensional (MDS) foi utilizada para detectar padrões anuais e espaciais. Utilizou-se também a Análise de Porcentagem de Semelhança (SIMPER) para determinar as espécies que mais contribuíram para similaridade média dentro dos ciclos temporais e espaciais. As análises ANOSIM e SIMPER foram geradas a partir da matriz de similaridade de Bray-Curtis.

Utilizou-se a Análise de Variância Multivariada Permutacional - PERMANOVA (ANDERSON, 2001; MCARDLE & ANDERSON, 2001) sobre a raiz quadrada na matriz de similaridade Bray-Curtis através do Tipo I (sequencial) de soma dos quadrados para calcular os valores de P , onde a assembleia de peixes foi a variável resposta e as variáveis ambientais (temperatura, salinidade, transparência e profundidade) foram as covariáveis; ciclos temporais (4 níveis; 1987–1988, 1993–1995; 1998–2001; 2012–2013) e espaciais (3 níveis; interna, central e externa) foram fatores fixos. Quando um fator no modelo (principal efeito ou interações) não foi significativo, o valor de P foi maior do que 0,25 e a proporção da variabilidade explicada pelo fator foi menor que 5%, removeu-se o fator da análise e reanalizamos o modelo sem os fatores excluídos seguindo ENGQVIST (2005). A PERMANOVA, na distância Euclidiana, foi utilizada para avaliar as diferenças na riqueza de peixes e abundância entre os ciclos temporais e zonas (fatores fixos). Nós modelamos as

relações entre a estrutura da comunidade de peixes e as variáveis ambientais explicativas (temperatura, salinidade, transparência e profundidade) usando o modelo de regressão linear baseada na distância (DistLM). A análise DistLM foi utilizada para identificar qual dos potenciais preditores explicou a maior parte da variabilidade na estrutura de peixes em cada período anual. Os preditores mais significativos nos testes condicionais foram selecionados com o método de seleção “step-wise”, usando o Akaike Information Criterion (AIC). Todos esses procedimentos foram incluídos na versão 6.1.13 do software PRIMER e PERMANOVA + a versão 1.0.3. (ANDERSON *et al.*, 2008).

A abundância das espécies dominantes selecionadas que contribuem mais de 2,0% do número total de peixes que possuem tendência para aumento / diminuição ao longo dos ciclos temporais foi comparada entre os mesmos e para cada zona. Utilizou-se um teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis para os dados que não alcançaram os pressupostos de normalidade e homogeneidade de variância. Quando foram detectadas diferenças significativas, teste de Mann-Whitney foi aplicado, a fim de identificar quais grupos diferiram significativamente.

5. RESULTADOS

5.1 Variáveis ambientais

A temperatura da água variou entre 19,7 e 28,1°C. Não houve diferença significativa na temperatura ao longo dos ciclos temporais ($F = 1,27$; $P = 0,28$) e das zonas da baía ($F = 0,63$, $P = 0,54$) (Tabela 2). A salinidade variou 25,9 e 36,0. Foram encontradas diferenças significativas de salinidade entre as zonas ($F = 12,24$; $P = 0,001$) e ciclos ($F = 6,07$; $P = 0,001$). A zona externa tinha a maior salinidade enquanto a zona interior teve a mais baixa (Tabela 2).

A transparência da água variou entre 0,5 e 5,1 m. A zona externa tinha a maior transparência em comparação com a zona central, que por sua vez tinha maior transparência em comparação com a zona interna ($F = 40,54$; $P = 0,001$). Não houve diferença significativa na transparência da água ao longo dos ciclos temporais ($F = 2,65$; $P = 0,052$). Profundidade, onde foram realizadas as amostras que variaram de 2,0 a 23,7 m, teve diferenças significativas entre as zonas da baía ($F = 152,2$; $P = 0,001$) e ciclos ($F = 12,9$; $P = 0,001$). A zona externa teve as maiores profundidades, seguida da zona central, enquanto a zona interna apresentou as menores profundidades.

Tabela 2. F-valores do ANOVA (bifatorial) e as diferenças significativas (Teste de Tukey) para as variáveis ambientais entre os períodos anuais e zonas da Baía de Sepetiba. Média±erro padrão das variáveis ambientais entre parênteses. Int.=interna; Cent.=central; Ext.=externa.

Variáveis ambientais	Ano	Zona	Ano x Zona	Diferenças significativas (médias)
Temperatura (°C)	1.3ns	0.6ns	0.2 n.s.	—
Salinidade	6.1**	12.2**	2.6*	1999-01 (31.1±0.3) > 1987-88 (29.4 ±0.4) Ext. (31.7 ±0.3) > Cent. (30.5 ±0.3) > Int. (29.6 ±0.2)
Transparencia (m)	2.7ns.	40.5**	3.3*	Ext. (3.4±0.1) > Cent. (2.7±0.1) > Int. (1.5±0.1)
Profundidade (m)	17.9*	152.2**	29.8*	1999-01 (10.5±0.6) > 1993-95 (7.9±0.4) Ext. (14.3±0.7) > Cent. (8.9±0.2) > Int. (4.8±0.3)

**P < 0.01; * P < 0.05; n.s. =Não significante

Um padrão espacial bem definido na distribuição de amostras sobre as variáveis ambientais foi detectado ao longo do primeiro eixo da Análise de Componentes Principais

(Figura 7). As amostras da zona externa estavam localizadas no lado direito do diagrama, e as amostras da zona interna foram localizadas no lado esquerdo do diagrama. As amostras da zona central foram localizadas no meio do diagrama. Profundidade e transparência foram as principais variáveis ambientais responsáveis por tal padrão espacial definido.

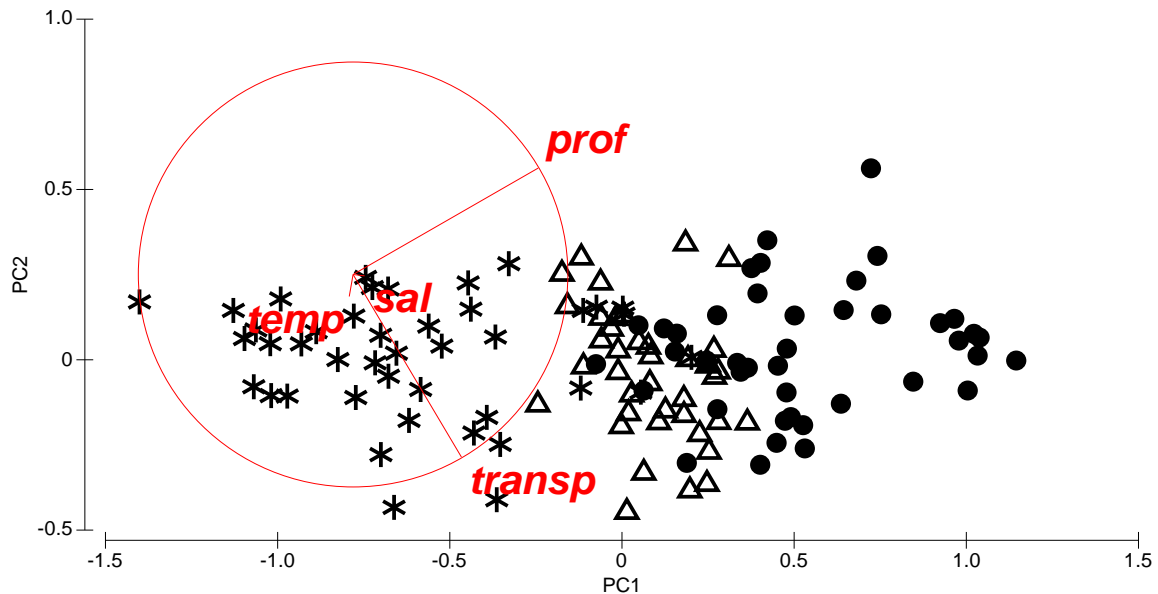


Figura 7. Diagrama de ordenação dos dois primeiros eixos da análise dos componentes principais sobre as variáveis ambientais da Baía de Sepetiba. Amostras codificadas amostras por zonas: asteriscos = zona interior; triângulos = zona central; círculos = zona exterior.

5.2 Composição da ictiofauna

No total, 127 espécies foram registradas para a baía no período de estudo, correspondendo à 33.140 indivíduos, distribuídos em 93 gêneros e 41 famílias (Tabela 3). As famílias de maior representatividade em número de espécies foram Carangidae (14 espécies) e Sciaenidae (12), seguidos por Engraulidae (9), Paralichthyidae (9) e Serranidae (8).

Tabela 3. Lista de espécies de peixes e famílias na Baía de Sepetiba, com seus respectivas percentagens numéricas (% N) e frequência de ocorrência (%).

FAMILIAS	ESPECIES	N %	FO %
Achiridae	<i>Achirus lineatus</i> (Linnaeus, 1758)	0.85	54.84
	<i>Achirus declivis</i> Chabanaud, 1940	0.68	31.45
	<i>Hypoclinemus mentalis</i> (Günther, 1862)	0.04	6.45

	<i>Trinectes paulistanus</i> (Miranda Ribeiro, 1915)	0.32	16.94
Antennariidae	<i>Histrio histrio</i> (Linnaeus, 1758)	0.00	0.81
	<i>Antennarius striatus</i> (Shaw, 1794)	0.00	1.61
Ariidae	<i>Aspistor luniscutis</i> (Valenciennes, 1840)	3.61	70.97
	<i>Bagre marinus</i> (Mitchill, 1815)	0.00	0.81
	<i>Cathorops spixii</i> (Agassiz, 1829)	6.75	66.13
	<i>Genidens barbatus</i> (Lacepède, 1803)	1.57	33.87
	<i>Genidens genidens</i> (Cuvier, 1829)	8.22	91.13
	<i>Genidens planifrons</i> (Higuchi, Reis & Araújo, 1982)	0.01	1.61
Atherinopsidae	<i>Atherinella brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1825)	0.00	0.81
Balistidae	<i>Balistes capricus</i> Gmelin, 1789	0.01	2.42
Batrachoididae	<i>Porichthys porosissimus</i> (Cuvier, 1829)	0.08	17.74
Bothidae	<i>Bothus ocellatus</i> (Agassiz, 1831)	0.02	4.03
	<i>Bothus robinsi</i> Topp & Hoff, 1972	0.01	2.42
Carangidae	<i>Caranx hippos</i> (Jenyns, 1842)	0.00	1.61
	<i>Caranx latus</i> Agassiz, 1831	0.00	1.61
	<i>Caranx crysos</i> (Mitchill, 1815)	0.00	1.61
	<i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus, 1766)	7.08	82.26
	<i>Hemicaranx amblyrhynchus</i> (Cuvier, 1833)	0.05	8.06
	<i>Oligoplites palometa</i> (Cuvier, 1832)	0.00	1.61
	<i>Oligoplites saurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	0.08	12.10
	<i>Parona signata</i> (Jenyns, 1841)	0.00	0.81
	<i>Selar crumenophthalmus</i> (Bloch, 1793)	0.08	3.23
	<i>Trachinotus falcatus</i> (Linnaeus, 1758)	0.00	0.81
	<i>Trachurus lathami</i> Nichols. 1920	0.01	4.84
	<i>Selene setapinnis</i> (Mitchill, 1815)	4.74	48.39
	<i>Selene vomer</i> (Linnaeus, 1758)	0.20	35.48
	<i>Trachinotus carolinus</i> (Linnaeus, 1766)	0.00	1.61
Centropomidae	<i>Centropomus parallelus</i> Poey, 1860	0.01	4.03
	<i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch, 1792)	0.01	3.23
Clupeidae	<i>Harengula clupeola</i> (Cuvier, 1829)	0.47	36.29
	<i>Opisthonema oglinum</i> (Lesueur, 1818)	0.02	6.45
	<i>Sardinella brasiliensis</i> (Steindachner, 1879)	0.11	13.71
Cynoglossidae	<i>Symphurus diomedeanus</i> (Goode & Bean, 1885)	0.01	3.23
	<i>Symphurus tessellatus</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	1.83	90.32
Dactylopteridae	<i>Dactylopterus volitans</i> (Linnaeus, 1758)	0.15	16.13
Diodontidae	<i>Chilomycterus spinosus</i> (Linnaeus, 1758)	0.06	19.35
Elopidae	<i>Elops saurus</i> Linnaeus, 1766	0.00	0.81
Engraulidae	<i>Anchoa filifera</i> (Fowler, 1915)	0.02	2.42
	<i>Anchoa januaria</i> (Steindachner, 1879)	0.21	22.58
	<i>Anchoa marinii</i> Hildebrand, 1943	0.00	0.81
	<i>Anchoa tricolor</i> (Spix & Agassiz, 1829)	3.17	60.48
	<i>Anchoa lyolepis</i> (Evermann & Marsh, 1900)	0.00	0.81

	<i>Anchovia clupeioides</i> (Swainson, 1839)	0.00	0.81
	<i>Anchoviella brevirostris</i> (Günther, 1868)	0.01	1.61
	<i>Cetengraulis edentulus</i> (Cuvier, 1829)	3.28	50.81
	<i>Lycengraulis grossidens</i> (Spix & Agassiz, 1829)	0.01	1.61
Ephippidae	<i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet, 1782)	0.39	37.10
Fistulariidae	<i>Fistularia petimba</i> Lacepède, 1803	0.00	0.81
Gerreidae	<i>Diapterus auratus</i> Ranzani, 1842	0.35	2.42
	<i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier, 1829)	5.77	71.77
	<i>Eucinostomus argenteus</i> Baird & Girard, 1855	6.88	91.94
	<i>Eucinostomus gula</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	3.21	78.23
	<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863)	0.10	2.42
	<i>Eugerres brasiliensis</i> (Cuvier, 1830)	0.00	0.81
	<i>Ulaema lefroyi</i> (Goode, 1874)	0.04	2.42
Gobiidae	<i>Gobionellus oceanicus</i> (Pallas, 1770)	0.14	21.77
	<i>Parrella macropteryx</i> Ginsburg, 1939	0.00	0.81
	<i>Microgobius meeki</i> Evermann & Marsh, 1899	0.00	3.23
Haemulidae	<i>Anisotremus surinamensis</i> (Bloch, 1791)	0.00	0.81
	<i>Boridia grossidens</i> Cuvier, 1830	0.00	0.81
	<i>Conodon nobilis</i> (Linnaeus, 1758)	0.01	1.61
	<i>Haemulon steindachneri</i> Jordan & Gilbert, 1882	1.26	20.16
	<i>Pomadasys corvinaeformis</i> (Steindachner, 1868)	0.05	13.71
	<i>Pomadasys ramosus</i> (Poey, 1860)	0.00	0.61
	<i>Orthopristis ruber</i> (Cuvier, 1830)	2.92	75.81
Lutjanidae	<i>Lutjanus synagris</i> (Linnaeus, 1758)	0.01	2.42
Monacanthidae	<i>Monacanthus ciliatus</i> (Mitchill, 1818)	0.17	24.19
Mugilidae	<i>Mugil curema</i> Valenciennes, 1836	0.00	1.61
	<i>Mugil liza</i> Valenciennes, 1836	0.01	4.03
Mullidae	<i>Mullus argentinae</i> Hubbs & Marini, 1933	0.00	1.61
	<i>Upeneus parvus</i> Poey, 1852	0.07	11.29
Muraenidae	<i>Gymnothorax ocellatus</i> Agassiz, 1831	0.18	29.84
Ophichthidae	<i>Ophichthus gomesii</i> (Castelnau, 1855)	0.00	1.61
Paralichthyidae	<i>Citharichthys arenaceus</i> Evermann & Marsh, 1900	0.31	20.16
	<i>Citharichthys macrops</i> Dresel, 1885	0.00	1.61
	<i>Citharichthys spilopterus</i> Günther, 1862	0.82	58.06
	<i>Etropus crossotus</i> Jordan & Gilbert, 1882	2.85	91.13
	<i>Etropus longimanus</i> Norman, 1933	0.62	38.71
	<i>Paralichthys brasiliensis</i> (Ranzani, 1842)	0.10	10.48
	<i>Paralichthys patagonicus</i> Miranda Ribeiro, 1915	0.00	1.61
	<i>Paralichthys orbignyana</i> (Valenciennes, 1839)	0.04	16.13
	<i>Syacium papillosum</i> (Linnaeus, 1758)	0.03	6.45
Pomatomidae	<i>Pomatomus saltatrix</i> (Linnaeus, 1766)	0.09	9.68
Priacanthidae	<i>Priacanthus arenatus</i> Cuvier, 1829	0.01	4.84
Pristigasteridae	<i>Chirocentron bleekeri</i> (Poey, 1867)	0.07	5.56

	<i>Pellona harroweri</i> (Fowler, 1917)	0.18	10.48
Sciaenidae	<i>Bairdiella ronchus</i> (Cuvier, 1830)	0.00	2.42
	<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i> (Metzelaar, 1919)	2.20	60.48
	<i>Cynoscion jamaicensis</i> (Vaillant & Bocourt, 1883)	0.48	15.32
	<i>Cynoscion leiarchus</i> (Cuvier, 1830)	2.01	79.84
	<i>Cynoscion microlepidotus</i> (Cuvier, 1830)	0.12	4.84
	<i>Isopisthus parvipinnis</i> (Cuvier, 1830)	0.41	8.87
	<i>Larimus breviceps</i> Cuvier, 1830	0.00	2.42
	<i>Menticirrhus americanus</i> (Linnaeus, 1758)	0.90	82.26
	<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823)	7.83	99.19
	<i>Paralonchurus brasiliensis</i> (Steindachner, 1875)	0.02	6.45
	<i>Stellifer rastrifer</i> (Jordan, 1889)	0.86	8.87
	<i>Stellifer stellifer</i> (Bloch, 1790)	0.14	3.23
Scorpaenidae	<i>Scorpaena dispar</i> Longley & Hildebrand, 1940	0.00	0.81
	<i>Scorpaena isthmensis</i> Meek & Hildebrand, 1928	0.04	14.52
	<i>Scorpaena plumieri</i> Metzelaar, 1919	0.00	0.81
Serranidae	<i>Diplectrum formosum</i> (Linnaeus, 1766)	0.10	14.52
	<i>Diplectrum radiale</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	2.91	87.90
	<i>Dules auriga</i> (Cuvier, 1829)	0.02	6.45
	<i>Mycteroperca microlepis</i> (Goode & Bean, 1879)	0.00	0.81
	<i>Rypticus randalli</i> Courtenay, 1967	0.00	0.81
	<i>Hyporthodus nigratus</i> (Holbrook, 1855)	0.00	1.61
	<i>Hyporthodus niveatus</i> (Valenciennes, 1828)	0.01	3.23
Sparidae	<i>Archosargus rhomboidalis</i> (Linnaeus, 1758)	2.34	43.55
Sphyraenidae	<i>Sphyraena guachancho</i> Cuvier, 1829	0.07	10.48
	<i>Sphyraena sphyraena</i> (Linnaeus 1758)	0.00	0.81
	<i>Sphyraena tome</i> Fowler, 1903	0.01	1.61
Stromateidae	<i>Peprilus paru</i> (Linnaeus, 1758)	0.29	33.87
Syngnathidae	<i>Hippocampus erectus</i> Bean, 1906	0.00	0.81
	<i>Hippocampus reidi</i> Howell Rivero, 1934	0.00	0.81
	<i>Syngnathus folletti</i> Anderson, 1995	0.00	0.81
Synodontidae	<i>Synodus foetens</i> (Linnaeus, 1766)	0.56	47.58
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides greeleyi</i> Gilbert, 1900	1.19	38.71
	<i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus, 1758)	0.69	67.74
	<i>Sphoeroides spengleri</i> (Bloch, 1785)	0.01	3.23
	<i>Lagocephalus laevigatus</i> (Linnaeus, 1766)	0.09	16.94
Trichiuridae	<i>Trichiurus lepturus</i> Linnaeus, 1758	0.75	46.77
Triglidae	<i>Prionotus punctatus</i> (Bloch, 1793)	4.33	95.97

Um total de 96 espécies foi registrado na zona interna, com a maior contribuição numérica em ordem decrescente para *Genidens Genidens*, *Micropogonias funieri*, *Cathorops spixii*, *Diapterus rhombeus*, *Chloroscombrus chrysurus*, *Cetengraulis edentulus* e

Archosargus rhomboidalis, cada um responsável por mais de 5% do número total de peixes. Na zona central, 87 espécies foram registradas, com maior contribuição numérica (> 5% do número total de peixes) para *C. chrysurus*, *G. genidens*, *Eucinostomus argenteus*, *C. spxii*, *M. furnieri*, *Anchoa tricolor* e *Eucinostomus gula*, enquanto que na zona externa, um total de 108 espécies foram registradas com maiores contribuições para *Selene setapinnis*, *E. argenteus*, *P. punctatus*, *Orthopristis ruber* e *Ctenosciaena gracilicirrhus*.

5.3 Mudanças espaciais nas assembleias de peixes

Distintas assembleias de peixes foram detectadas para cada zona da baía, de acordo com o Método de Ordenação (MDS). As amostras da zona interna e externa foram claramente separadas umas das outras, enquanto as amostras da zona central foram localizadas entre as amostras da zona interna e externa (Figura 8). Diferenças na estrutura das assembleias foram detectadas pelo ANOSIM (R global = 0,41; P = 0,001), com cada comparação aos pares mostrando diferenças altamente significativas (zona interna *versus* zona central R = 0,26; P = 0,001; zona interna *versus* zona externa R = 0,66; P = 0,001; e zona central *versus* zona externa R = 0,33; P = 0,001). A similaridade média dentro de cada zona variou de 45 a 52% (Tabela 4). As espécies que mais contribuíram para a similaridade média na zona interna foram *G. Genidens*, *M. furnieri* e *C. chrysurus*, enquanto que, na zona central, foram *G. Genidens*, *M. furnieri* e *Prionotus punctatus*, e na zona exterior foram *P. punctatus* e *Diplectrum radiale*.

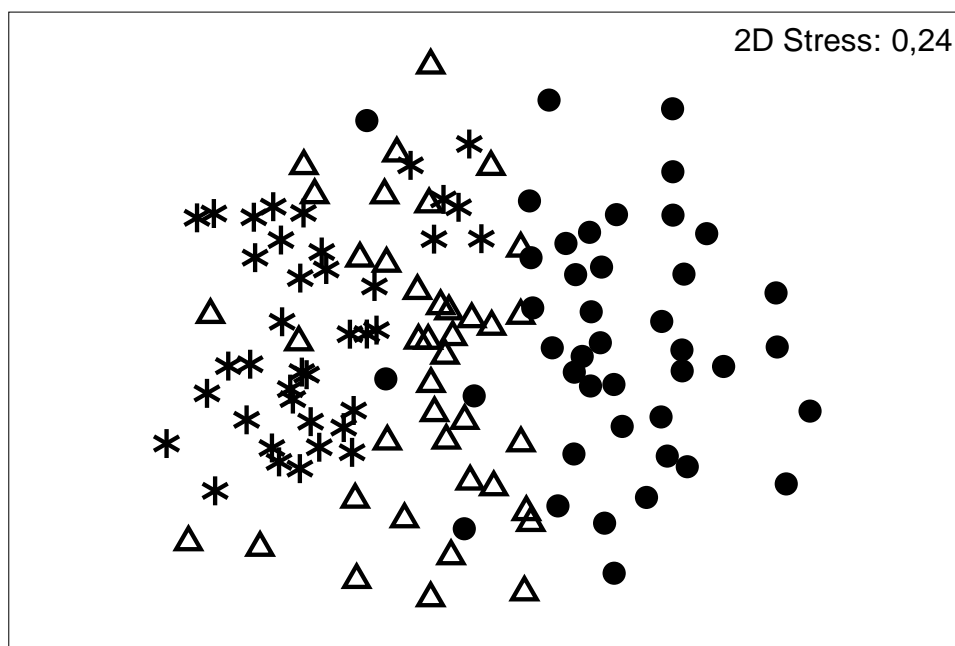


Figura 8. Diagrama de ordenação em escala Multidimensional não-métrica na abundância das espécies, com amostras codificadas por zonas da baía: asteriscos = zona interior; triângulos = zona intermediária; círculos = zona externa.

Tabela 4. Espécies discriminantes para cada zona da Baía de Sepetiba, de acordo com análise SIMPER.

Similaridade média (%)	Zona interna (52.16)	Zona central (47.10)	Zona externa (45.30)
<i>G. genidens</i>	14.84	13.58	
<i>M. furnieri</i>	14.11	10.00	
<i>C. chrysurus</i>	8.20		
<i>P. punctatus</i>		8.25	10.14
<i>D. radiale</i>			9.17

5.4 Mudanças temporais na assembleia de peixes e influências ambientais

Mudanças temporais na estrutura da comunidade de peixes foram encontradas de acordo com o método de ordenação MDS (Figura 9). A maioria das mudanças foram observadas para a zona interna, que apresentou clara separação entre as amostras dos dois primeiros períodos iniciais (1987–1988 e 1993–1995) e as amostras dos dois últimos períodos

(1998–2001 e 2012–2013). Uma mudança comparativamente menor na estrutura da comunidade foi encontrada entre os quatro períodos anuais para a zona central e externa.

Diferenças significativas na estrutura da comunidade entre os quatro períodos anuais para cada zona foi detectado por ANOSIM com o mais alto R global (0,911; $P = 0,001$) para a zona interna em comparação com a zona central (R global = 0,549; $P = 0,001$) e a zonas externa (R global = 0,314; $P = 0,001$). Todas as comparações anuais aos pares também foram significativas ($P < 0,05$) para cada zona, com exceção dos ciclos 1998–2001 e 2012–2013 na zona externa.

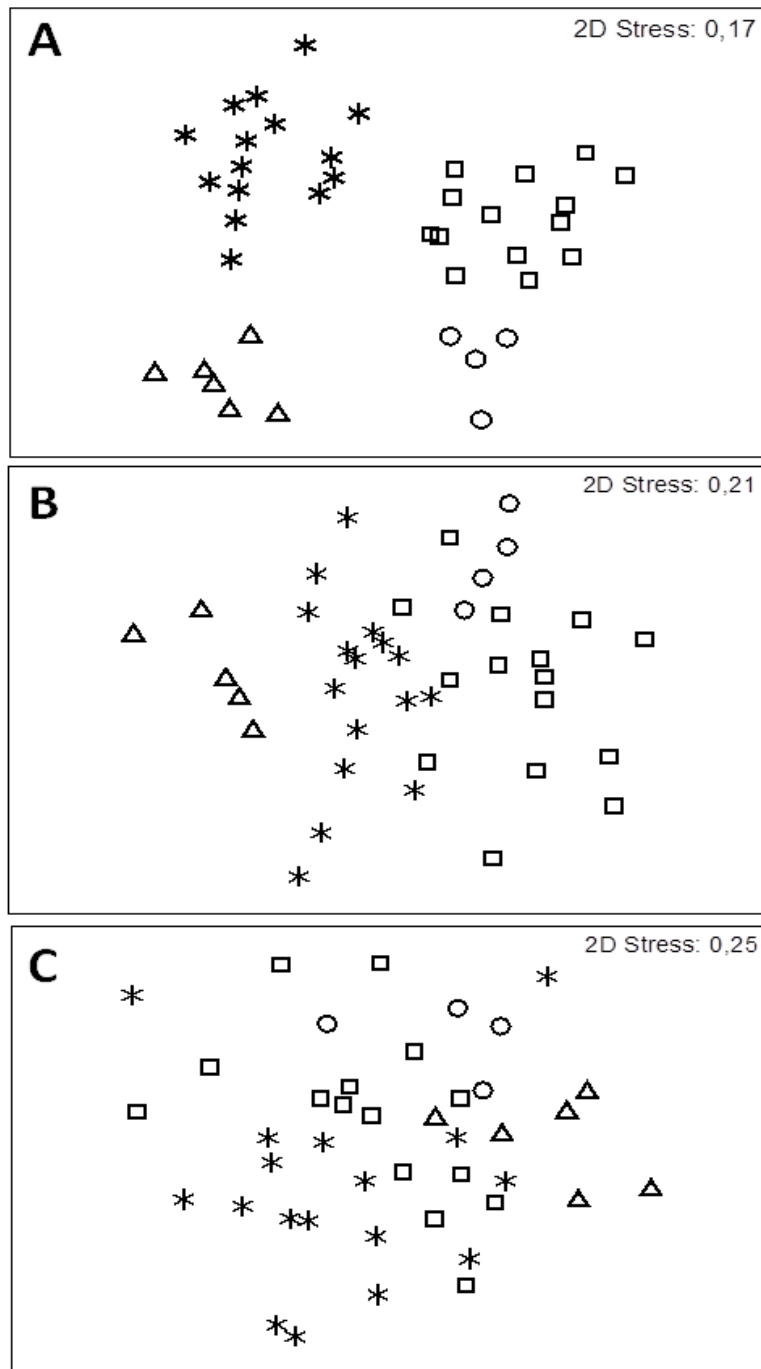


Figura 9. Diagramas de ordenação sobre abundância da assembleia de peixes para cada zona da baía, com amostras codificadas por períodos anuais. A, zona interna; B, zona central; e C, zona externa. Períodos anuais: triângulos, 1987-1988; asteriscos, 1993-1995; quadrados = 1998-2001; círculos = 2012-2013.

Na zona interna, a espécies que mais contribuíram para dentro da similaridade média foram *C. spixii*, *D. radiale* e *Cynoscion leiarchus* em 1987–1988, e *M. furnieri*, *G. Genidens* em 1993–1994, 1998–2001 e 2012–2013 (Tabela 5). Na zona central, *C. spixii*, *M. furnieri*, *C. leiarchus*, *D. radiale* e *Aspistor luniscutis* tiveram a maior contribuição em 1987–1988, enquanto que *E. argenteus*, *C. spixii* e *G. genidens* contribuíram principalmente em 1993–1995 , 1998–2001 e 2012–2013. Além disso, *P. punctatus* teve grande contribuição para dentro similaridade média em 1998–2001e *C. leiarchus* e *C. gracilicirrhus* em 2012–2013. Na zona externa, *P. punctatus* teve alta contribuição para dentro similaridade média ao longo de todos os anos, *Etropus crossotus* e *Symphurus tessellatus* apenas em 1987–1988, *C. leiarchus* em 1987–1988 e 1993–1005, *D. radiale* em 1987–1988, 1993–1995 e 1998–2001, *O. ruber* em 1998–2001, e *M. furnieri* em 1998–2001 e 2012–2013.

Tabela 5. Espécies que mais contribuíram para similaridade média (%) por períodos anuais para cada zona da Baía de Sepetiba, de acordo com a análise de SIMPER.

Período anual	1987-88	1993-95	1998-01	2012-2013
Zona interna	70.50%	62.64%	64.56%	75.89%
<i>C. spixii</i>	11.82	8.41		
<i>D. radiale</i>	9.37			
<i>C. leiarchus</i>	8.34			
<i>M. furnieri</i>		11.88	16.51	16.14
<i>G. genidens</i>		10.15	19.27	18.52
<i>C. chrysurus</i>			10.15	
<i>A. luniscutis</i>				10.55
Zona Central	71.78%	60.08%	58.05%	78.81%
<i>C. spixii</i>	26.46	10.98		
<i>M. furnieri</i>	15.42	8.07		14.84
<i>C. leiarchus</i>	12.63			9.58
<i>D. radiale</i>	11.88			
<i>A. luniscutis</i>	8.94			
<i>E. argenteus</i>		21.38	10.69	9.58
<i>G. genidens</i>		10.59	21.32	18.86
<i>P. punctatus</i>			14.41	10.81
<i>C. chrysurus</i>			11.61	
<i>C. gracilicirrhus</i>				18.28
Zona externa	64.71%	56.34%	58.90%	63.80%
<i>C. gracilicirrhus</i>	15.13		8.08	26.72
<i>C. leiarchus</i>	11.21	10.52		
<i>P. punctatus</i>	15.73	9.57	11.38	14.21
<i>D. radiale</i>	13.95	10.47	9.64	
<i>E. crossotus</i>	10.32		9.07	8,13
<i>S. tessellatus</i>	10.93			
<i>O. ruber</i>			14.82	
<i>M. furnieri</i>			10.65	16.52

A análise PERMANOVA detectou diferenças significativas na estrutura da comunidade de peixes entre os anos em cada uma das três zonas da baía ($p < 0,001$). No entanto, as alterações temporais foram mais evidenciadas na zona interna (ECV, porcentagem dos componentes estimados da variação = 48,1%) do que na zona central (ECV = 41,8%) e zona externa (ECV = 28,4%) (Tabela 6). As quatro variáveis ambientais explicativas mostraram uma pequena, mas significativa, proporção da variância (Pseudo-F variando entre 1,2 e 5,1). A profundidade foi a única variável que mostrou efeito significativo sobre as

mudanças temporais na comunidade de peixes para todas as três zonas, enquanto que a temperatura e transparência teve explicação significativa para a zona interna, a salinidade para a zona cetral, e temperatura, trasparência e salinidade para a zona externa (Tabela 6).

Tabela 6. Resultados PERMANOVA testado por diferenças na estrutura da assembleia de peixes em resposta à temperatura, transparência, profundidade (co-variáveis) e anos (fator fixo).

Zona interna						
Fonte	<i>Df</i>	SS	MS	ECV	Pseudo-F	<i>P</i>
Temperatura	1	1451.4	1451.4	1.2	2.1	**
Transparencia	1	2205.9	2205.9	2.6	3.2	***
Profundidade	1	2845.3	2845.3	5.1	4.1	***
Anos	3	16467	5488.8	48.1	8.0	***
Residuos	32	22179	693.11			
Total	38	45149				
Zona central						
Fonte	<i>Df</i>	SS	MS	ECV	Pseudo-F	<i>P</i>
Temperatura	1	1149.1	1149.1	0.7	1.5	Ns
Salinidade	1	1388.4	1388.4	1.2	2.1	*
Transparencia	1	868.06	868.06	0.2	1.2	Ns
Profundidade	1	1926.9	1926.9	2.4	2.6	**
Anos	3	14999	4999.8	41.8	6.7	***
Residuos	32	23768	742.74			
Total	39	44099				
Zona externa						
Fonte	<i>Df</i>	SS	MS	ECV	Pseudo-F	<i>P</i>
Temperatura	1	2397.8	2397.8	2.8	3.1	***
Salinidade	1	2946.5	2946.5	4.8	3.7	***
Transparencia	1	1558	1558	1.4	2.1	*
Profundidade	1	2021.3	2021.3	3.4	2.5	**
Anos	3	8398	2799.3	28.4	3.5	***
Residuos	34	27319	803.5			
Total	41	44641				

(*Df* = graus de liberdade, SS = soma dos quadrados (tipo I), MS = média da soma dos quadrados, ECV = percentuais dos componentes estimados de variação, F = pseudo-F, * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$, *** $p < 0,001$).

O modelo de regressão linear baseada na distância (DistLM) indicou relações significativas entre a comunidade de peixes e os preditores ambientais. A profundidade

(19,7% da variância), salinidade (10%) e transparência (8,3%) foram os preditores significativos da estrutura da comunidade em 1987–1988, enquanto a profundidade (27%), temperatura (4,2%) e transparência (4,2%) foram os preditores significativos em 1998–2001. Em 1993–1995 e 2012–2013 a profundidade foi o único preditor significativo, respondendo por 15,8% e 29,0% da variância, respectivamente.

5.5 Descritores de Riqueza e abundância

A riqueza de espécies alterou-se significativamente entre as zonas (Pseudo-F = 10,6; $P = 0,001$) e, em menor medida, entre os períodos anuais (Pseudo-F = 2,65; $P = 0,05$) de acordo com PERMANOVA (Tabela 7).

Tabela 7. Resultados do PERMANOVA. Comparações do número de espécies e número de indivíduos entre ciclos e zonas na Baía de Sepetiba.

Fonte	df	Pseudo-F	P (Perm)	Comparações aos pares significativas ($P < 0.05$)
número de espécies				
Anos	3	2.65	0.053	z. interna: 1987-88 > 1993-95 > 1998-01; 2012-13
Zona	2	10.57	0.001	z. central: 1993-94 > 1998-01; 2012-13
anos x zonas	6	1.33	0.244	z. externa: sem diferença significativa ao longo dos anos
número de indivíduos				
Anos	3	4.58	0.002	z. interna: 1987-88; 1993-95 > 1998-01; 2012-13
Zona	2	5.39	0.005	z. central: 1993-94; 1993-95 > 1998-01; 2012-13
anos x zonas	6	1.48	0.170	z. externa: sem diferença significativa ao longo dos anos

No geral, a zona interna teve maior riqueza de peixes comparada às zonas central e externa. Para a zona interna e central, o número de espécies diminuiu significativamente ao longo do tempo, com significativas médias mais elevadas para 1987–1988 comparado com os valores mais baixos em 1998–2001 e 2012–2013 (Figura 10 e Tabela 7). Por outro lado, não houve diferença significativa para o número de espécies entre os ciclos anuais ($P > 0,05$) para a zona externa.

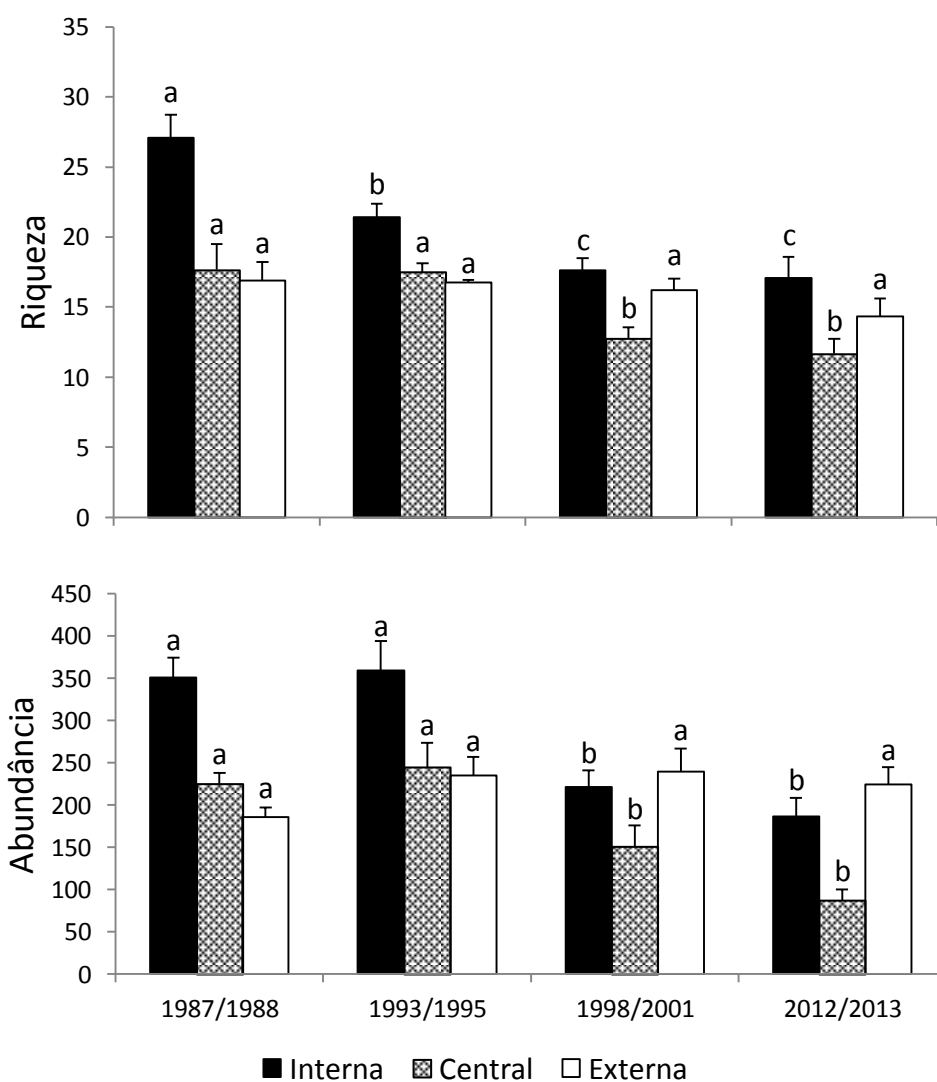


Figura 10. Médias (barras) e erro padrão (linhas) para o número de espécies (acima) e o número de indivíduos (abaixo) para cada ciclo anual nas três zonas da Baía de Sepetiba. As letras indicam diferenças significativas / igualdade entre os ciclos para cada zona.

A abundância de peixes mudou significativamente entre as zonas (Pseudo-F = 5,39; $P = 0,005$) e ciclos (Pseudo-F = 4,56; $P = 0,002$) (Tabela 7). A zona interna tinha maior número de peixes do que as zonas central e externa. Para as zonas interna e central, valores significativamente mais elevados foram registrados nos dois primeiros períodos (1997-1998 e 1993-1995) em comparação com os dois últimos períodos (1998–2001 e 2012–2013). Para a zona externa, não foram encontradas diferenças significativas entre os ciclos temporais.

5.6 Espécies selecionadas

Um total de seis espécies abundantes foram escolhidas (cada uma representando > 2% do número total de peixes) mostrando tendência de aumento / redução de abundância ao longo da série temporal. *Diplectrum radiale* teve uma clara tendência de diminuição entre 1987–1988 e 2012–2013 em todas as três zonas (Figura 10). *Cathrops spixii* foi registrada basicamente na zona interna e central, com acentuada diminuição de 1987–1988 para 1993–1995, sendo rara nos dois últimos períodos. *Cynoscion leiarchus* diminuiu na zona interna e central de 1987–1988 para 1988–2001, com uma recuperação em 2012–2013; na zona externa, esta espécie apresentou estabilidade em abundância ao longo dos anos. *Genidens* estava restrita à zona interna e central, aumentando em ambas as zonas ao longo do tempo, principalmente na zona interna. *Micropogonias furnieri* foi amplamente distribuída ao longo das três zonas, e aumentou em abundância ao longo do tempo na zona interna e externa, mas nenhuma alteração na abundância foi mostrada na zona central. *Ctenosciaena gracilicirrhus* foi restrita a zona central e externa, atingindo a maior abundância em 2012–2013 em ambas as zonas (Figura 11).

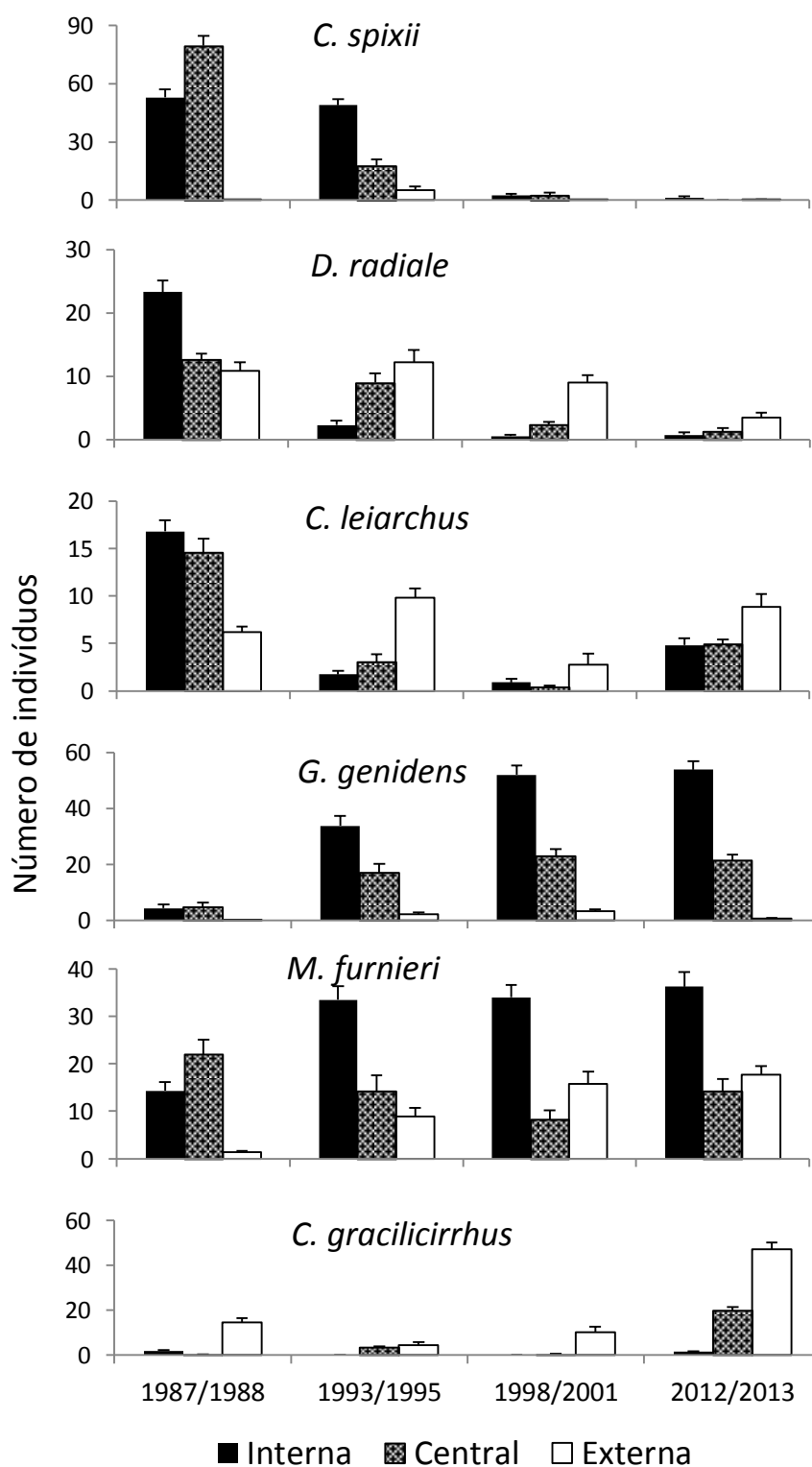


Figura 11. Médias (barras) e erro padrão (linhas) do número de indivíduos das espécies selecionadas para cada ciclo temporal nas três zonas da Baía de Sepetiba.

6. DISCUSSÃO

Este estudo fornece evidências de mudanças a longo prazo na comunidade de peixes na Baía Sepetiba, com quedas significativas da abundância de peixes e riqueza ao longo do tempo. Além disso, a estrutura da comunidade diferiu entre as três zonas da baía (interna, central e externa), que também mudou ao longo dos quatro períodos analisados. Embora o nosso conhecimento sobre os mecanismos para essas mudanças em resposta à perturbações seja limitado, várias conclusões deste estudo merecem discussão.

A distribuição espacial das comunidades de peixes ao longo dos gradientes ambientais que caracterizam as três zonas da baía foi um achado muito visível neste estudo. As diferenças na profundidade, transparência e, em menor medida, salinidade, formam um gradiente ambiental que coincidiu com as mudanças na estrutura da comunidade de peixes da zona interna para as zonas mais externas da baía, o que é uma indicação de que a distribuição das espécies é limitada por estas variáveis ambientais. Diferenças sobre estas variáveis ambientais e as relações com a estrutura da comunidade de peixes foram relatados em estudos anteriores realizados na Baía de Sepetiba (ARAÚJO *et al.*, 2002; AZEVEDO *et al.*, 2007). AZEVEDO *et al.*, (2006) relatou que a segregação no uso do habitat por espécies de peixes podem explicar o padrão de co-ocorrência de espécies entre as zonas, evidenciando, portanto, a presença de duas comunidades de peixes demersais (um na zona externa e outro na zona interna, com a zona central atuando como área de transição) associado a diferentes características abióticas da Baía de Sepetiba.

Padrões de uso da baía por espécies específicas foram observados. De acordo com COSTA & ARAÚJO (2003), juvenis de *M. furnieri*, uma espécie abundante na baía, recrutam-se nas praias e águas rasas no interior da baía e movendo-se para áreas mais profundas. Ao atingirem maior tamanho, deslocam-se para a zona externa, e, finalmente, para a plataforma adjacente para desovar. Esta espécie é classificada como estuarina dependente sendo um dos mais abundantes peixes de estuários da América do Sul, e um componente importante para a pesca comercial e de lazer no Brasil, Uruguai e Argentina (ISAAC, 1988; MENDOZA-CARRANZA & VIEIRA, 2008). OS bagres marinhos são abundantes na zona interna da Baía de Sepetiba. AZEVEDO *et al.*, (1998) encontrou indicação de segregação espacial entre os bagres marinhos, com *G. genidens* sendo abundante na zona interna da baía, *C. spixii* e *G. barbuis* próximo às bocas dos rios, e *A. luniscutis* sendo difundida em toda a baía. Acredita-se que *G. barbuis* e *A. luniscutis* movem-se para dentro e para regiões mais externas durante o seu ciclo de vida. AZEVEDO *et al.*, (1998) observou que

estas duas espécies migram para a boca dos rios que desembocam na baía durante seu período reprodutivo. Outro grupo abundante de peixes amplamente distribuído em toda a baía são os da família Gerreidae, que também são componentes importantes da ictiofauna em baías tropicais e recursos importantes na pesca artesanal em todo o mundo (CHEN *et al.*, 2007). FRANCO *et al.* (2011) estudando os padrões de distribuição de cinco espécies de gerreideos em um pequeno estuário tropical no sudeste do Brasil, encontrou indicação de particionamento espacial entre essas espécies, com *D. rhombeus* e *E. gula* sendo encontradas exclusivamente na região inferior do estuário, enquanto *Eucinostomus melanopterus* e *Eugerres brasilianus* foram encontrados na região central, e *E. argenteus* comum nas duas zonas estuarinas. Na Baía de Sepetiba, os membros da família Gerreidae são encontrados nas três zonas da baía (ARAÚJO & SANTOS, 1999).

Após a contabilização deste padrão espacial consistente, encontramos evidências de que a zona interna e, em menor medida, a zona central passaram por mudanças temporais mais conspícuas na comunidade de peixes em comparação com a zona externa, que teve a comunidade de peixes mais estável a partir da década de 1980 para década de 2000. As variáveis ambientais explicaram pouco a variação nas mudanças temporais. A profundidade foi a variável ambiental que melhor explicou o padrão consistente da comunidade de peixes durante os quatro períodos em todas as zonas de acordo com modelo DistLM. A salinidade e a temperatura tiveram maior influência na estruturação da comunidade de peixes ao longo dos ciclos apenas para a zona externa. A comunidade de peixes em áreas mais profundas da zona externa foram mais resistentes às mudanças ao longo dos ciclos, em comparação com a parte rasa da zona interna. Parece que, em as áreas mais profundas da zona externa e devido à distância da costa e, conseqüentemente, das fontes impactantes, a comunidade de peixes possui menor probabilidade de sofrer mudanças na sua estrutura, com a profundidade, em conjunto com outros fatores, atuando como um “buffer” protegendo a comunidade dos distúrbios.

A proximidade com o litoral, onde as influências antrópicas são mais suscetíveis de afetar a distribuição de peixes, provavelmente teve um efeito negativo sobre a ictiofauna, diminuindo riqueza e abundância ao longo dos ciclos. Algumas mudanças históricas que ocorreram na Baía de Sepetiba coincidiram com a diminuição da riqueza de espécies e abundância nas zonas interna e central da baía na década de 1990. A baía tem sido historicamente contaminada por Cd e Zn através uma grande fábrica de fundição de Zn, que foi fechada em 1996, bem como de cerca de 400 outras pequenas indústrias, associadas às

plantas metalúrgicas (LACERDA *et al.*, 1987). A população que habita a bacia de Sepetiba aumentou de cerca de 600 mil em 1980 para quase 2 milhões de pessoas em 2000 e a produção per capita de resíduos urbanos também aumentou de 0,5 kg / hab / dia em 1980 para 1,2 kg / hab / dia em 2004 (SILVA FILHO *et al.*, 2006). O Porto de Sepetiba, a maior instalação portuária no sul do Rio de Janeiro dobrou sua capacidade original de 20 milhões de t / ano. REZENDE *et al.*, (1991) verificou aumento da concentração de Zn nas areias entremarés de 7 praias ao longo da costa da Baía de Sepetiba, em 1990, quando comparado com as concentrações notificadas para 1980 (LACERDA *et al.*, 1985). CUNHA *et al.*, (2006) estimou que 70,000 kg DBO / dia é despejado sem tratamento nos rios e canais que transportam sobretudo resíduos sem tratamento na baía, principalmente em 2000 e previu que esta estimativa irá aumentar para 90,000 kg DBO / dia em 2015. RIBEIRO *et al.*, (2013) relatou que os metais estão concentrados na região nordeste da baía, o que corresponde à zona interna, onde eles tendem a ter sua menor mobilidade e não são biodisponíveis, pois eles tendem a associar-se com sulfeto e matéria orgânica originada no manguezal nas proximidades de Guaratiba. Portanto, tais aumentos das atividades antrópicas são mais suscetíveis de afetar a zona interna da baía, que recebe diretamente essas descargas. Há evidências teóricas e empíricas que a degradação do habitat (WHITFIELD & ELLIOTT, 2002; PIHL *et al.*, 2006; SOBOCINSKI *et al.*, 2013), poluição (ATTRILL & DEPLEDGE, 1997; WORM *et al.*, 2006; RIBEIRO *et al.*, 2008) e a sobrepesca (HUTCHINGS & REYNOLDS, 2004; ECOUTIN *et al.*, 2010) podem levar à mudanças nas populações de peixes. Por conseguinte, as alterações antrópicas na qualidade da água, a dinâmica predador-presa e a pesca na Baía de Sepetiba representaram os principais fatores estruturadores que orientaram os resultados deste trabalho. As alterações antrópicas na qualidade da água têm sido relatadas em outras baías como fatores subjacentes às mudanças a longo prazo nas comunidades de peixes (HUTCHINGS & REYNOLDS, 2004; RIBEIRO *et al.*, 2008; SOBOCINSKI *et al.*, 2013). Portanto, é razoável supor que a diminuição na riqueza e abundância de espécies ao longo dessas três décadas estão relacionadas à estas atividades antropogênicas.

As mudanças nos sistemas estuarinos são particularmente importantes, funcionando como viveiros para peixes costeiros, incluindo muitas espécies comerciais importantes. Pequenas alterações na estrutura da comunidade de peixes entre 1987–1988 e 1993–1995 foram registradas, seguida por uma mudança mais acentuada nos períodos seguintes. Essas mudanças detectadas pelo método de ordenação (MDS) é surpreendente, quando observa-se

que o índice de Bray-Curtis leva em conta tanto magnitude das espécies, bem como a sua presença. Ambos, a abundância de peixes e riqueza de espécies foram maiores em 1987–1988 diminuindo nos anos seguintes, atingindo os valores mais baixos em 2012–2013, revelando que a estrutura da comunidade de peixes mudou significativamente ao longo do tempo. Novamente, essas diferenças foram mais evidentes para as zonas interna e central. A diminuição significativa da abundância de peixes e riqueza ao longo da série temporal pode estar, pelo menos em parte, associada à degradação e destruição do habitat devido às atividades humanas que ocorreram nos primeiros anos do século 21. Em particular, a instalação da segunda fábrica metalúrgica mais importante no Rio de Janeiro na costa da Baía e do reforço do Porto de Itaguaí (MOLISANI *et al.*, 2004), com a dragagem do principal canal de acesso ao porto. Estas são evidências claras de destruição direta do habitat causado pelo aumento das atividades humanas no litoral da baía que tem contribuído para degradar o ambiente e aumentar a poluição na área (LEAL NETO *et al.*, 2006; MOLISANI *et al.*, 2006; CUNHA *et al.*, 2009). Além disso, calcula-se que quase todas as cidades costeiras de toda a Baía de Sepetiba não possuem estações de tratamento de esgoto e descarga de águas residuais não tratadas diretamente no meio ambiente marinho (COPELAND *et al.*, 2003; CUNHA *et al.*, 2006).

Diminuições consistentes da riqueza de espécies e abundância de peixes registradas no presente estudo sugerem diminuição da qualidade ambiental na Baía de Sepetiba, no período de 30 anos. A diminuição da riqueza de espécies provavelmente corresponde às alterações na diversidade funcional e pode reduzir a comunidade em geral, o funcionamento do ecossistema, a estabilidade e resistência às mudanças ambientais que estreitam a gama disponível de respostas das espécies (OLDEN & POFF, 2003; CASSEY *et al.*, 2008; BAISER & LOCKWOOD, 2011). TILMAN (1996; 1999) apoia a hipótese de estabilidade-resiliência onde o aumento da diversidade pode aumentar a estabilidade, reduzindo a variabilidade populacional. Nossos resultados revelam tendências de perdas de biodiversidade observadas em escala local, principalmente entre 1993–1995 e 1998–2001, o que é uma preocupação principal para uma baía importante sob pressão de atividades antrópicas.

Mudanças na abundância de algumas espécies de peixes abundantes numericamente foram registradas; no entanto, o sentido da alteração diferiu entre as espécies, o que era esperado, dada cada espécie com diferentes respostas às perturbações. *Diplectrum radiale*, *C. spixii* e *C. leiarchus* tinham tendência de queda na abundância numérica ao longo dos anos nas zonas interna e central. *Cynoscion leiarchus* parece estar se movendo da zona interna,

onde era abundante em 1987–1988, para a zona externa, enquanto que *D. radiale* diminuiu notavelmente ao longo dos ciclos em todas as três zonas. *Cynoscion leiarchus* é um importante recurso pesqueiro, que ocorre, principalmente, nas condições ambientais mais estáveis favorecidas pelas influências marítimas da zona externa (ARAÚJO *et al.*, 2006). Por outro lado, outras espécies dominantes, tais como *G. Genidens*, *M. furnieri* e *C. gracillicirrhus* aumentaram sua abundância numérica ao longo do tempo. *Ctenosciaena gracillicirrhus* está associada a áreas rasas das zonas costeiras da plataforma continental e a zona externa da baía (ARAÚJO *et al.*, 2006; AZEVEDO *et al.*, 2007), onde as condições ambientais são mais estáveis, com ligeiras mudanças observadas ao longo das estações. Na zona externa da Baía de Sepetiba, com menor influência das atividades antrópicas, esta espécie parece ter um habitat favorável para explorar. *Genidens Genidens* e *M. furnieri* são espécies generalistas oportunistas típicas bem adaptadas às condições adversas do ambiente estuarino, aproveitando os recursos disponíveis que ocorrem comumente na zona interna da baía (AZEVEDO *et al.*, 1999; COSTA & ARAÚJO, 2003; ARAÚJO *et al.*, 2006). Eles podem tirar proveito do aumento do incremento de material orgânico na zona interna nos últimos anos (MOLISANI *et al.*, 2004; 2006; CUNHA *et al.*, 2009) para aumentar sua abundância. O Aumento de *G. genidens* nas zonas interna e central da baía coincidiu com a forte queda de outro bagre marinho (*C. spixii*) nos dois primeiros períodos anuais. As causas para essa mudança pode estar relacionada à partilha de recursos, uma vez que elas são espécies relacionadas que coexistem nas zonas interna e central da baía, portanto, suscetíveis de competir por espaço e recursos. AZEVEDO *et al.*, (1988) detectou relação inversa entre a ocorrência de *G. Genidens* e *C. spixii*, atribuindo à possível concorrência entre estas duas espécies, uma vez que co-ocorrem e exploram recursos semelhantes. No entanto, mais estudos são necessários para esclarecer as causas de tais alterações.

Atividades de pesca também podem ter uma influência direta sobre a composição e abundância de espécies e permanece como a principal fonte de impacto sobre os ambientes marinhos e costeiros, contribuindo para a perda de biodiversidade global (WATSON & PAULY, 2001; FAO e UNEP, 2009). Na área de estudo, *M. furnieri*, *E. argenteus*, *Trachinotus carolinus* e *A. tricolor* são importantes recursos de pesca que classificam-se entre as espécies mais abundantes com padrões distintos de uso estuarino, bem como associação diferenciada com vários recursos ambientais. Há indícios de que a sobrepesca pode ter sido responsável pela diminuição das populações de algumas destas espécies. No geral, as capturas

no Brasil caiu de cerca de 230.000 toneladas em 1973 para 33.000 toneladas em 1990 (paiva, 1997).

Apesar de não serem distribuídos uniformemente ao longo dos quatro períodos anuais, o nosso programa de amostragem mostrou-se eficiente para tirar conclusões sobre as mudanças da comunidade de peixes na Baía de Sepetiba. Normalizar o esforço de amostragem e métodos irá reforçar a capacidade de tirar conclusões sobre as mudanças a longo prazo (SMITH *et al.*, 2008).

Este conjunto de dados nos permite relatar a dramática da riqueza e abundância dos peixes na baía de Sepetiba, coincidindo com o aumento das atividades antrópicas no litoral da baía. Vários fatores aumentaram a robustez dos dados para as comparações ao longo de diferentes períodos anuais: (1) o investigador principal (FGA) participou de todas as pesquisas, garantindo a coerência nos métodos de amostragem entre os anos; (2) o esforço anual foi padronizado entre os inquéritos; e (3) ferramentas idênticas foram utilizadas em todas as pesquisas.

7. CONCLUSÕES

1. As comunidades de peixes da baía são restringidas por variáveis ambientais e atividades antrópicas que ocorrem ao longo de escalas espaciais em diferentes graus de alteração. Tal gradiente é, pelo menos em parte, relacionada com as diferenças nas suas condições ambientais, especialmente a profundidade, que em conjunto com outros fatores, atuando como um estabilizador das mudanças na comunidade.
2. A maioria das mudanças temporais estão ocorrendo nas áreas internas da baía, devido à sua maior proximidade às fontes de impacto em relação às áreas próximas a conexão com o mar, que apresentou-se mais estável.
3. Ocorreram diminuições consistentes da riqueza de espécies e abundância de peixes neste presente estudo devido à diminuição da qualidade ambiental e à sobrepesca na Baía de Sepetiba no período de 30 anos.

4. Mudanças na abundância de algumas espécies de peixes abundantes numericamente foram registradas, diferindo entre as espécies, com cada uma tendo diferentes respostas às perturbações que ocorrem na baía.

8. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Preocupações devem ser abordadas pelos gestores ambientais, porque a perda de biodiversidade progressiva sabota a estabilidade dos ambientes marinhos e sua capacidade de recuperar de tensões.

Tais baías tendem a ter gradientes ambientais em escala espacial que mantêm diferença consistente em suas comunidades de peixes. Este estudo acrescenta informação de longo prazo sobre a comunidade de peixes em uma importante área de baía do sudeste do Brasil que está em crescente pressão de atividades antrópicas. Talvez seja oportuno para vincular o planejamento da conservação e gestão, com informações históricas. Degradação do habitat e descargas poluentes na baía são as principais preocupações que devem ser abordadas para recuperar as comunidades de peixes. Além disso, como essas pesquisas foram realizadas em uma área que não é coberta por pesquisas do governo como os simples Sites de Pesquisa de Longo Prazo (LTR), eles fornecem uma visão de mudança a longo prazo dentro de um habitat potencialmente importante nas águas costeiras do sudeste do Brasil. Para entender como as comunidades de peixes respondem às perturbações antropogênicas induzidas, é crucial o desenvolvimento e estabelecimento de programas de monitoramento multidisciplinar de longo prazo que avaliem tanto a qualidade da água e das comunidades, a fim de documentar as variações naturais nas comunidades, contra a qual muda devido à degradação ambiental. O monitoramento contínuo da fauna de peixes nestes habitats vai melhorar nossa capacidade de detectar mudanças antropogênicas de variabilidade natural.

Um método para selecionar métricas de espécie-específicos para cumprir vários papéis indicadores específicos foi proposto para as comunidades de peixes demersais no Mar do Norte (GREENSTREET *et al.*, 2012). Isto é particularmente relevante em sistemas como Baía de Sepetiba, que desempenha um papel importante para um grande número de espécies de peixes, mas está sofrendo crescente influência antropogênica, resultando em mudanças na estrutura da comunidade e decrescente riqueza e abundância. Isso pode garantir que a gestão de corretivas necessárias para assegurar que a recuperação possa ser implementada no futuro

próximo. No entanto, para alcançar este objectivo, precisamos de pesquisa de longo prazo nesta e em outras áreas costeiras ameaçadas.

9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMADO-FILHO, G. M., ANDRADE, L. R., KAREZ, C. S., FARINA M., & PFEIFFER, W. C. 1999. Brown algae species as biomonitors of Zn and Cd at Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Marine Environmental Research*, 48:213–224.
- ANDERSON, M. J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26:32–46.
- ANDERSON, M. J., GORLEY, R. N., & CLARKE, K. R. 2008. *Permanova + for Primer: Guide to software and statistical methods*. PRIMER-E, Plymouth, UK. 214 pp.
- ARAÚJO, F. G., & SANTOS, A. C. A. 1999. Distribution and recruitment of mojarra (Perciformes, Gerreidae) in the continental margin of Sepetiba Bay, Brazil. *Bulletin of Marine Science*, 65:431–439.
- ARAÚJO, F. G., AZEVEDO, M. C. C., SILVA, M. A., PESSANHA, A. L. M., GOMES, I. D., & CRUZ-FILHO, A. G. 2002. Environmental influences on the demersal fish assemblages in the Sepetiba Bay, Brazil. *Estuaries*, 15:441–450.
- ARAÚJO, F. G., GUIMARÃES, F. J. C., & COSTA, M. R. 2006. Environmental influences on distribution of four Sciaenidae species (Actinopterygii, Perciformes) in a tropical bay at Southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23:497–508.
- ATTRILL, M. J. AND DEPLEDGE, M. H. 1997. Community and population indicators of ecosystems health: targeting links between levels of biological organization. *Aquatic Toxicology*, 38:183–197.
- AZEVEDO, I., RAMOSA, S., MUCHA, A. P., & BORDALO, A. A. 2013. Applicability of ecological assessment tools for management decision-making: A case study from the Lima estuary (NW Portugal). *Ocean & Coastal Management*, 72:54–63.

- AZEVEDO, M. C. C., ARAÚJO, F. G., CRUZ-FILHO, A. G., & SANTOS, A. C. A. 1998. Distribution and relative abundance of marine catfishes (Siluriformes, Ariidae) in the Sepetiba, Bay, RJ. *Revista Brasileira de Zoologia*, 15:853–865.
- AZEVEDO, M. C. C., ARAÚJO, F. G., CRUZ-FILHO, A. G., PESSANHA, A. L. M., SILVA, M. A., & GUEDES, A. P. P. 2007. Demersal fishes in a tropical bay in southeastern Brazil: partitioning the spatial, temporal and environmental components of ecological variation. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 75:468–480.
- AZEVEDO, M. C. C., ARAÚJO, F. G., PESSANHA, A. L. M., & SILVA, M. A. 2006. Co-occurrence of demersal fishes in a tropical bay in southeastern Brazil: a null model analysis. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 66:315–322.
- BAISER, B., & LOCKWOOD, J. L. 2011. The relationship between functional and taxonomic homogenization. *Global Ecology and Biogeography*, 20:134–144.
- BARCELLOS, C., & LACERDA, L. D. 1994. Cadmium and zinc source assessment in Sepetiba Bay and basin region. *Environmental Monitoring and Assessment*, 29:183–189.
- BARCELLOS, C., REZENDE, C. E., & PFEIFFER, W. C. 1991. Zinc and cadmium production and pollution in a Brazilian coastal region. *Marine Pollution Bulletin*, 22:558–561.
- BISI, T. L., LEPOINT, G., AZEVEDO, A. F., DORNELES, P. R., FLACH, L., DAS, K., OLAF MALM O., & LAILSON-BRITO, J. 2012. Trophic relationships and mercury biomagnification in Brazilian tropical coastal food webs. *Ecological Indicators*, 18:291–302.
- CARNEIRO, C. S., MÁRSICO, E. T., RIBEIRO, R. O. R. & JESUS, E. F. O. 2013. Total mercury bioaccumulation in tissues of carnivorous fish (*Micropogonias furnieri* and *Cynoscion acoupa*) and oysters (*Crassostrea brasiliiana*) from Sepetiba Bay, Brazil. *Journal of Aquatic Food Product Technology*, 22:96–102.

- CASSEY, P., BLACKBURN, T. M., DUNCAN, R. P., & LOCKWOOD, J. L. 2008. Lessons from introductions of exotic species as a possible information source for managing translocations of birds. *Wildlife Research*, 35:193–201.
- CHEN, W. J., RUIZ-CARUS R. & ORTI, G. 2007. Relationships among four genera of mojarras (Teleostei: Perciformes: Gerreidae) from the western Atlantic and their tentative placement among percomorph fishes. *Journal of Fish Biology* 70:202–218.
- CLARKE, K. R. 1993. Non parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18:117–143.
- CLARKE, K. R., & GORLEY, R. N. 2006. PRIMER V6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth.
- COPELAND, G., MONTEIRO, T., COUCH, S., & BORTHWICK, A. 2003. Water quality in Sepetiba Bay, Brazil. *Marine Environmental Research*, 55:385–408.
- COSTA, R. N. L. T. R. *Pensar o mar para poder pescar: o espaço da pesca de litoral na Baía de Sepetiba, RJ*. 1992. p. 181. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, UFRJ, Rio de Janeiro.
- COSTA, M. R., & ARAÚJO, F. G. 2003. Use of a tropical bay in southeastern Brazil by juvenile and subadult *Micropogonias furnieri* (Perciformes, Sciaenidae). *ICES Journal of Marine Science*, 60: 268–277.
- CUNHA, B. C. A., ROCHA, D. S., GERALDES, M. C., PEREIRA, S. D., & ALMEIDA, A. C. 2009. Pb isotopic signatures in sediments of a subtropical coastal lagoon: Anthropogenic source for metal contamination in the Sepetiba Bay (SE – Brazil). *International Coastal Symposium. Journal of Coastal Research (Special Issue)*, 56:797–801.
- CUNHA, C. L. N., ROSMAM, P. C. C., FERREIRA, A. P., & MONTEIRO, T. C. N. 2006. Hydrodynamics and water quality models applied to Sepetiba Bay. *Continental Shelf Research*, 26:1940–1953.

- DE BEN, W. A., CLOTHIER, W. D., DITSWORTH, G. R., & BAUMGARTNER, D. J. 1990. Spatio-temporal fluctuations in the distribution and abundance of demersal fish and epibenthic crustaceans in Yaquina Bay, Oregon. *Estuaries*, 13:469–478.
- DEFEO, O., MCLACHLAN, A., SCHOEMAN, D. S., SCHLACHER, T. A., DUGAN, J., JONES, A., LASTRA, M., & SCAPINI, F. 2009. Threats to sandy beach ecosystems: A review. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 81:1–12.
- ECOUTIN, J. M., SIMIER, M., ALBARET, J. J., LAË, R., & TITO DE MORAIS, L. 2010. Changes over a decade in fish assemblages exposed to both environmental and fishing constraints in the Sine Saloum estuary (Senegal). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 87:284–292.
- ENGQVIST, L. 2005. The mistreatment of covariate interaction terms in linear model analyses of behavioural and evolutionary ecology studies. *Animal Behaviour*, 70: 967–971.
- FAO & UNEP. 2009. Report of the FAO/UNEP Expert Meeting on Impacts of Destructive Fishing Practices, Unsustainable Fishing, and Illegal, Unreported and Unregulated (IUU) Fishing on Marine Biodiversity and Habitats. FAO Fisheries and Aquaculture Report No. 932. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- FIGUEIREDO, J.L. & N.A. MENEZES. 1978. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. II. Teleostei (1). São Paulo, Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 110p.
- FIGUEREDO, J. L. & MENEZES N. A. 1980. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. III. Teleostei (2). São Paulo, Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 90p.
- FIGUEREDO, J. L. & MENEZES N. A. 2000. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. VI. Teleostei (5). São Paulo, Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 116p.
- FONSECA, E. F, BAPTISTA NETO, J. A., & SILVA, C. G. 2013. Heavy metal accumulation in mangrove sediments surrounding a large waste reservoir of a local metallurgical plant, Sepetiba Bay, SE, Brazil. *Environmental Earth Sciences*, 70:643–650.

- FRANCO, T. P., NEVES, L. M., TEIXEIRA, T. P., & ARAÚJO, F. G. 2012. Patterns of spatial distribution of five species of mojarras (Actinopterygii: Gerreidae) in a small tropical estuary in south-eastern Brazil. *Journal of The Market Research Society*, 92:1217–1225.
- FREITAS, M. B., & RODRIGUES, S. C. A. 2014. Deterritorialization of artisanal fisheries in Sepetiba Bay (State of Rio de Janeiro, Brazil): an overview of occupational health and environmental issues. *Ciência & Saúde Coletiva*, 19:4001–4009.
- GIANI, M., DJAKOVAC, T., DEGOBBIS, D., COZZI, S., SOLIDORO, C., & UMANI, S. F. 2012. Recent changes in the marine ecosystems of the northern Adriatic Sea. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 115:1–13.
- GOMES, I. D., ARAÚJO, F. G., AZEVEDO, M. C. C., & PESSANHA, A. L. M. 2001. Maturation scale and spawning season of three marine catfishes (Siluriformes, Ariidae) in the Sepetiba Bay, RJ. *Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS*, 14:3–21.
- GREENSTREET, S. P. R., FRASER, H. M., ROGERS, S. I., TRENKEL, V. M., SIMPSON, S. D., & PINNEGAR, J. K. 2012. Redundancy in metrics describing the composition, structure, and functioning of the North Sea demersal fish community. *ICES Journal of Marine Science*, 69: 8–22.
- HEWITT, M., KOVACS, T., DUBÉ, M., MACLATCHY, D., MARTEL, P., MCMASTER, M., PAICE, M., PARROTT, J., VAN DEN HEUVE, M. R., & VAN DER KRAAK, G. 2008. Altered reproduction in fish exposed to pulp and paper mill effluents: A review of the roles of individual compounds and mill operating Conditions. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 27:682–697.
- HUTCHINGS, J. A., & REYNOLDS, J .D. 2004. Marine fish population collapses: consequences for recovery and extinction risk. *Bioscience*, 54:297–309.
- ISAAC, V. J. 1988. Synopsis of biological data on the whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823). *FAO Fisheries Synopsis*. 150:35 pp.

- JACKSON, A. D., PERES-NETO, P. R., & OLDEN, J. D. 2001. What controls who is where in freshwater fish communities e the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58:157–170.
- JOHNSTON, E. L., & ROBERTS, D. A. 2009. Contaminants reduce the richness and evenness of marine communities: a review and meta-analysis. *Environmental Pollution*, 157:1745–1752.
- KAREZ, C. S., MAGALHAES, V. F., & PFEIFFER, W. C. 1994. Trace metal accumulation by algae in Sepetiba Bay, Brazil. *Environmental Pollution* 83:351–356.
- LACERDA, L. D. DE, & PFEIFFER, W. C. 1987. Heavy metal distribution, availability and fate in Sepetiba Bay, SE, Brazil. *Science of the Total Environment*, 65:163–173.
- LACERDA, L. D. & MOLISANI, M. M. 2006. Three decades of Cd and ZN contamination in Sepetiba Bay, SE Brazil: evidence from the mangrove oyster *Crassostrea rhizophorae*. *Marine Pollution Bulletin*, 52:974–977.
- LAST, P. R., WHITE, W. T., GLEDHILL, D. C., HOBDDAY, A. J., BROWN, R., EDGAR, G. J., & PECL, G. 2011. Long-term shifts in abundance and distribution of a temperate fish fauna: a response to climate change and fishing practices. *Global Ecology and Biogeography*, 20:58–72.
- LEAL NETO, A. C., LEGEY, L. F. L., GONZÁLEZ-ARAYA, M. C., & JABLONSKI, S. 2006. A system dynamics model for the environmental management of the Sepetiba Bay watershed, Brazil. *Environmental Management*, 38:879–888.
- MAGALHÃES, M. M., MARINHO, P., DOMINGOS, A. C., OLIVEIRA, S. M., COSTA, L. O., & AZEVEDO, S. F. O. 2003. Microcystins (*Cyanobacteria hepatotoxins*) bioaccumulation in fish and crustaceans from Sepetiba Bay, (Brazil, RJ). *Toxicon* 42:289–295.
- MARTÍNEZ, M. L., INTRALAWAN, A., VÁZQUEZ, G., PÉREZ-MAQUEO, O. M., SUTTON, P., & LANDGRAVE, R. 2007. The coasts of our world: ecological, economic and social importance. *Ecological Economics*, 63:254–272.

- MCARDLE, B. H., & M. J. ANDERSON. 2001. Fitting multi- variate models to community data: a comment on distance- based redundancy analysis. *Ecology*, 82:290–297.
- MENDOZA-CARRANZA, M., & VIEIRA, J. P. 2008. Whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* (Desmarest 1823) feeding strategies across four southern Brazilian estuaries. *Aquatic Ecology*, 42: 83–93.
- MENEZES, N. A. & J.L. FIGUEIREDO. 1980. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. IV. Teleostei (3). São Paulo, Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 96p.
- MENEZES, N.A. & IL. FIGUEIREDO. 1985. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. V. Teleostei (4). São Paulo, Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 105p.
- MOLISANI, M. M., KJERFVE, B., SILVA, A. P., & LACERDA, L. D. 2006. Water discharge and sediment load to Sepetiba Bay from an anthropogenically-altered drainage basin, SE Brazil. *Journal of Hydrology*, 331:425–433.
- MOLISANI, M. M., MARINS, R. V., MACHADO, W., PARAQUETTI, H. H. M., BIDONE, E. D., & LACERDA, L. D. 2004. Environmental changes in Sepetiba Bay, SE Brazil. *Regional Environmental Change*, 4:17–27.
- NAGELKERKEN, I., KLEIJNEN, T. S., KLOP, T., VAN DEN BRAND, R. A. C. J., COCHERET DE LA MORINIÈRE, E., & VAN DER VELDE, G. 2001. Dependence of Caribbean reef fishes on mangroves and seagrass beds as nursery habitats: a comparison of fish faunas between bays with and without mangroves/ seagrass beds. *Marine Ecology-Progress Series*, 214:225–235.
- OLDEN, J. D., & POFF, N. L. 2003. Toward a mechanistic understanding and prediction of biotic homogenization. *American Naturalist*, 162:442–460.
- PAIVA, M. P. 1997. Recursos Pesqueiros Estuarinos e Marinhos do Brasil. UFC Edições, Fortaleza-CE.
- PIHL, L., BADEN, S., KAUTSKY, N., RÖNNBÄCK, P., SÖDERQVIST, T., TROELL, M. & WENNHAGE, H. 2006. Shift in fish assemblage structure due to loss of seagrass *Zostera marina* habitats in Sweden. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 67:123–132.

- RIBEIRO, A. P., FIGUEIREDO, A. M. G., SANTOS, J. O., DANTAS, E., COTRIM, M. E. B., FIGUEIRA, R. C. L., SILVA FILHO, E. V., & WASSERMAN, J. C. 2013. Combined SEM/AVS and attenuation of concentration models for the assessment of bioavailability and mobility of metals in sediments of Sepetiba Bay (SE Brazil). *Marine Pollution Bulletin*, 68:55–63.
- RIBEIRO, J., MONTEIRO, C. C., MONTEIRO, P., BENTES, L., COELHO, R., GONÇALVES, J. M. S., LINO, P. G., & ERZINI, K. 2008. Long-term changes in fish communities of the Ria Formosa coastal lagoon (southern Portugal) based on two studies made 20 years apart. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 76:57–68.
- SAX, D. F., & GAINES, S. D. 2003. Species diversity: from global decreases to local increases. *Trends in Ecology & Evolution*, 18:561–566.
- SILVA, M. A.; ARAÚJO, F. G.; AZEVEDO, M. C. C.; MENDONÇA, P. Distribuição espacial e temporal de *Cetengraulis edentulus* (Cuvier) (Actinopterygii, Engraulidae) na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 20, n. 4, p. 577–581. 2003.
- SMITH, K. L., FLORES, I. C., & PRINGLE, C. M. 2008. A comparison of current and historical fish assemblages in a Caribbean island estuary: conservation value of historical data. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 18:993–1004.
- SOBOCINSKI, K. L., ORTH, R. J., FABRIZIO, M. C., & LATOUR, R. J. 2013. Historical Comparison of fish community structure in lower Chesapeake Bay seagrass habitats. *Estuaries and Coasts*, 36:775–794.
- SPARRE P, & VENEMA, S. C. 1995. Introduction to evaluation of tropical fisheries resources. Part 1 – Manual, FAO Technical Paper, 306/1, 339–344.
- TILMAN, D. 1996. Biodiversity: population versus ecosystem stability. *Ecology* 77:350–363.
- TILMAN, D. 1999. The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. *Ecology*, 80:1455–1474.

- VITOUSEK, P. M., ABER, J. D., HOWARTH, R. W., LIKENS, G. E., MATSON, P. A., SCHINDLER, D. W., SCHLESINGER, W. H., & TILMAN, D. G. 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications*, 7:737–750.
- WATSON, R., & PAULY, D. 2001. Systematic distortions in world fisheries catch trends. *Nature* ,414:534–536.
- WHITFIELD, A. K., & ELLIOTT, M. 2002. Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. *Journal of Fish Biology*, 61:229–250.