

Ministério da Saúde

FIOCRUZ

Fundação Oswaldo Cruz



ESCOLA NACIONAL DE SAÚDE PÚBLICA
SERGIO AROUCA
ENSP

“Saúde pública e saúde dos oceanos: interface conceitual dos paradigmas e análise de elementos essenciais e não essenciais em organismos marinhos de um ecossistema de ressurgência”

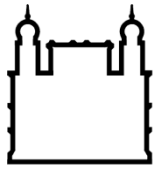
por

Jailson Fulgencio de Moura

Tese apresentada com vistas à obtenção do título de Doutor em Ciências na área de Saúde Pública e Meio Ambiente.

Orientador: Prof. Dr. Salvatore Siciliano

Rio de Janeiro, Janeiro de 2013



Ministério da Saúde

FIOCRUZ

Fundação Oswaldo Cruz



ESCOLA NACIONAL DE SAÚDE PÚBLICA
SERGIO AROUCA
ENSP

Esta tese, intitulada

“Saúde pública e saúde dos oceanos: interface conceitual dos paradigmas e análise de elementos essenciais e não essenciais em organismos marinhos de um ecossistema de ressurgência”

apresentada por

Jailson Fulgencio de Moura

foi avaliada pela Banca Examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof.^a Dr.^a Tercia Guedes Seixas
Prof.^a Dr.^a Rachel Ann Hauser Davis
Prof. Dr. Aldo Pacheco Ferreira
Prof.^a Dr.^a Gina Torres Rego Monteiro
Prof. Dr. Salvatore Siciliano – Orientador

Tese defendida e aprovada em 28 de janeiro de 2013.

Catálogo na fonte
Instituto de Comunicação e Informação Científica e Tecnológica
Biblioteca de Saúde Pública

M929 Moura, Jailson Fulgencio de
Saúde pública e saúde dos oceanos: interface conceitual dos
paradigmas e análise de elementos essenciais e não essenciais em
organismos marinhos de um ecossistema de ressurgência. / Jailson
Fulgencio de Moura. -- 2013.
xviii,127 f. : il. ; tab. ; graf. ; mapas

Orientador: Siciliano, Salvatore
Tese (Doutorado) – Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca,
Rio de Janeiro, 2013.

1. Metais. 2. Biologia Marinha. 3. Saúde Pública. 4. Brasil.
5. Ressurgência. I. Título.

CDD – 22.ed. – 363.7294

Primeiramente dedico esta obra a Deus por ter me dado a oportunidade e determinação para concluir mais esta etapa super importante da minha vida. Dedico especialmente este trabalho aos meus pais que sempre empenharam a vida à criação de seus três filhos. Aos meus irmãos, eternos companheiros. À minha esposa maravilhosa que sempre esteve ao meu lado, empregando todo suporte psicológico que foram primordiais neste processo. Ao meu filho, meu parceiro que tem me dado muita alegria. À minha super sogra querida. À Leila Lemos, minha companheira de análises. Ao meu amigo, orientador, conselheiro Dr. Salvatore Siciliano.

Agradecimentos

A todos os amigos que fiz durante a pós-graduação. Que tenham um futuro brilhante em todos os aspectos da vida;

A minha princesa, charmosa, linda e espetacular esposa Anne M. L. F. de Moura. A colaboração foi muito além da psicológica, poderia facilmente incluí-la como co-orientadora. Essa mulher é realmente espetacular!

Ao meu filhão Julian. Meu parceiro de aventuras e muitas ainda virão. Me apoiou muito, do jeito dele. Mesmo quando inesperadamente desligava o computador! Era mesmo a hora de parar um pouco.

Ao meu camarada Salvatore Siciliano. Temos história pra contar. Mas convenhamos, este cidadão nunca imaginou que aquele guarda-vidas/guarda municipal do pacífico distrito litorâneo de Araruama (Praia Seca) fosse chegar ao doutorado.

Ao meu pai Roberto F. de Moura e a minha mãe Pedrina M. F. de Moura. Eu gostaria de ser tão bom quanto vocês foram à criação de meu filho. Devo muito a vocês, meus heróis!

Aos meus ilustres irmãos Jaymison F. de Moura e Jonis F. de Moura. Agradeço a estes meus familiares pelo incentivo, confiança e companheirismo que tem tido comigo durante todos os dias de minha vida. Cativarei sempre este relacionamento bacana que temos.

Aos meus sogros, Klaus e Irmhild (*in memoriam*), que me aconselharam a cursar esta pós-graduação enquanto restavam dúvidas.

A Dr.^a Tatiana Dillenburg Saint'Pierre que abriu gentilmente as portas do Laboratório de Espectrometria Atômica da Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro (LABSPECTRO/PUC-RJ). Salvou minha vida.

A toda a equipe prévia do GEMM-Lagos pela aquisição de dados para esta pesquisa e também a equipe atual: Thais, Felipe, Martha, Luciano, Bruna, Vinícius, Bárbara, Éderson, Victor, Estéfane, Davi, André dentre tantos outros;

Ao professor doutor Reinaldo Calixto de Campos (*in memoriam*) por ter aberto as portas de seu laboratório de absorção atômica (PUC – RIO) para a análise de Zn presente neste trabalho. Serei eternamente grato!

Venho também agradecer a paciência e a ajuda que Rodrigo Araújo Gonçalves dedicou na fase laboratorial.

A todos os professores do Programa de Pós-graduação em Saúde Pública e Meio Ambiente da Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca /FIOCRUZ pela força e sugestões que me deram durante o curso de mestrado e doutorado. Em especial para a Rosalina e Sergio Koifman;

A todos os funcionários da ENSP que durante todo o tempo que estive no prédio da instituição proporcionaram respeito e amizade;

Não poderia me esquecer de agradecer a Dr.^a Isabel Moreira (PUC) por ter cedido o Laboratório Especializado em Meio Ambiente para processar as amostras.

Por último preciso agradecer aos excelentíssimos Ricardo Lavandier, Rachel Hauser, Raquel Lavradas e principalmente a Leila Lemos! Aprendi muito com vocês, desde informações científicas até histórias que não podemos escutar em outro lugar. E principalmente me ensinaram a manter a alta estima e otimismo mesmo em situações complexas.

*"Por vezes sentimos que aquilo que fazemos não é
senão uma gota de água no oceano. Mas o oceano
seria menor se lhe faltasse uma gota".*

(Madre Teresa de Calcuta)

Abstract

In this preset study it was evaluated the environmental and human health vulnerability as a result of the ocean disturbances observed in the last decades, including the focus on climate change, toxic algal blooms, microbial and chemical contamination in marine waters and bioinvasion by exotic species. Moreover, it was discussed about the beneficial effect of the oceans on human health and wellbeing. This first section of the manuscript showed the interface of the conservation status of the oceans with the human health. Further in this study a seasonal evaluation of the concentrations of toxic metals (Hg, Al e As), micro (Zn, Cu, Fe, Se e Sr) and macronutrients (Na, K, Ca e Mg) were conducted in muscle tissue of edible squid (*Loligo plei*) and edible pelagic fishes (*Sardinella brasiliensis*, *Trichiurus lepturus* e *Coryphaena hippurus*) considering the temporal variation of the Cabo Frio Upwelling system. The concentrations of As and Cu in Brazilian sardine and squid exceeded the maximum permissible limit established or these elements. Seasonal variations were found in some elements regarding the species, but some species presented high levels of elements during summer (period of intense upwelling) and other during winter for the same element. Significant differences in metal concentration were detected for the four species evaluated. In general, the sample of the squid and the Brazilian sardine presented the higher concentrations of the elements. The inter-element analyses were carried out for the studied species and some associations were found as for Mg-Se e Ca-Sr. Another approach was conducted in order to study the concentration of toxic metals (Hg, Al e As), micro (Zn, Cu, Fe, Se e Sr) and macronutrients (Na, K, Ca e Mg) in soft tissue of mussel (*Perna perna*) and muscle tissue of squid (*Loligo plei*), edible pelagic fishes (*Sardinella brasiliensis*, *Trichiurus lepturus* e *Coryphaena hippurus*), seaturtle (*Chelonia mydas*), coastal seabird (*Sula leucogaster*) and marine mammals, including two species of coastal dolphins (*Tursiops truncatus* e *Steno bredanensis*) and a species of baleen whale (*Balaenoptera brydei*). The samples were collected in the area influenced by the Cabo Frio upwelling system, and the species considered in this study are representative of this nutrient rich marine environment. Statistic differences were for the concentrations of the elements at the species. Perceptive trophic behaviors were observed in the species distribution of Hg and Fe. Brazilian sardines, squid and mussels presented concentration of As over the maximum limit established, and also of Cu for squids. The concentration of Al was also relevant mainly regarding the samples of squids and mussel. Statistic inter-element correlation were found and varied for each species. The concentrations of macronutrients were expressive when compared with the data from published studies with different species and conducted in different localities. The results presented here show that the region of Cabo Frio, under influence of coastal upwelling, seems to benefit the trophic system with the bioavailability of nutrients.

Keywords: metals, marine biodiversity, upwelling, public health, Brazil.

Resumo

Neste estudo foi avaliada a condição de vulnerabilidade ambiental e da saúde humana em decorrência dos impactos e alterações observados nos oceanos nas últimas décadas, incluindo o foco sobre as mudanças climáticas, florações de algas tóxicas, contaminação microbiológica e química nas águas marinhas e bioinvasão de espécies exóticas. Além disso, foi abordada a relação dos valores benéficos que os oceanos proporcionam à saúde e bem-estar da humanidade. Esta primeira fase do estudo mostrou a interface entre o estado de conservação dos oceanos e sua relação com a economia e saúde humana. Mais adiante neste manuscrito foi realizado um estudo sazonal das concentrações de metais tóxicos (Hg, Al e As), micro (Zn, Cu, Fe, Se e Sr) e macronutrientes (Na, K, Ca e Mg) em amostras de músculo de lula (*Loligo plei*) e peixes marinhos pelágicos (*Sardinella brasiliensis*, *Trichiurus lepturus* e *Coryphaena hippurus*) com importância para a pesca, considerando o fenômeno temporal (inverno e verão) da ressurgência de Cabo Frio. As concentrações de As e Cu ultrapassaram os limites máximos de tolerância para o consumo humano. Foram observadas diferenças sazonais em alguns indivíduos, porém associação antagônica temporal entre as espécies, algumas apresentando concentrações mais elevadas durante o verão enquanto outras mostraram concentrações maiores no inverno para um determinado elemento. Foram encontradas diferenças significativas entre as concentrações detectadas nas diferentes espécies. No geral a lula (*L. plei*) e a sardinha-verdadeira apresentaram concentrações superiores dos elementos. Foram detectadas correlações interelementares com destaque para associação entre Mg-Se e Ca-Sr. Uma outra abordagem foi empregada com a finalidade de se estudar as concentrações de elementos tóxicos (Hg, Al e As), micronutrientes (Zn, Cu, Fe, Sr e Se) e macronutrientes (Na, K, Ca e Mg) em amostras de mexilhão (*Perna perna*), lula (*Loligo plei*), peixes pelágicos (*Sardinella brasiliensis*, *Trichiurus lepturus* e *Coryphaena hippurus*), tartaruga marinha (*Chelonia mydas*), ave marinha (*Sula leucogaster*) e mamíferos marinhos, incluindo duas espécies de golfinhos (*Tursiops truncatus* e *Steno bredanensis*) e uma espécie de baleia (*Balaenoptera brydei*). As coletas foram conduzidas na área de influência da ressurgência costeira de Cabo Frio, sendo estas espécies representativas deste hábitat. Foram encontradas diferenças significativas entre as concentrações detectadas nas diversas espécies. Uma distribuição trófica na concentração dos elementos foi percebida para Hg e Fe. Concentrações de Al também foram expressivamente elevadas para as amostras de lula e mexilhão. Foram observadas correlações interelementares significativas entre as espécies avaliadas variando para cada espécie. As concentrações de macronutrientes foram expressivas se comparadas aos demais estudos publicados. Os resultados encontrados mostram que a região de ressurgência de Cabo Frio parece exercer papel importante na biodisponibilização de elementos para a estrutura trófica marinha.

Palavras-chave: metais, biodiversidade marinha, ressurgência, saúde pública, Brasil.

Lista de Figuras

Figura 1. Distúrbios globais na estabilidade dos oceanos promovidos pelas atividades humanas. Foram considerados dados de agravos do tipo: sobrepesca; nutrientes, poluentes orgânicos e inorgânicos, mudanças climáticas, etc.	2
Figura 2. Cenário da degradação costeira global como consequência da ocupação humana ao longo da costa. Fonte: PNUMA (2004).	4
Figura 3. Representação gráfica da relação entre as concentrações de elementos essenciais e não essenciais e seus efeitos nos organismos. Reelaboração gráfica de figura, fonte: (Lima & Merçon 2011).	6
Figura 4. Representação gráfica do processo de biomagnificação (1) e bioacumulação (2) de contaminantes nos organismos marinhos. Na imagem 1: (a) fitoplâncton, (b) zooplâncton, (c) peixes herbívoros), (d) peixes carnívoros, (e) predadores topo de cadeia; os grânulos representam os níveis de contaminantes. Na imagem 2: representação de acumulação de um contaminante em uma determinada espécie de peixe ao longo do tempo.	8
Figura 5. Relevo submarino nas proximidades de Arraial do Cabo - RJ. Fonte: (Elias 2009). ..	11
Figura 6. Imagem térmica da superfície da região costeira do sudeste do Brasil, identificando a ressurgência (água fria) ao largo do município de Arraial do Cabo. Fonte: Elias (2009).	12
Figura 7. Área de Estudo, mostrando os municípios de Cabo Frio, Arraial do Cabo e Armação dos Búzios, na costa leste do estado do Rio de Janeiro.	51
Figura 8. Concentrações médias, máximas e mínimas de Hg, Zn, Cu e As detectadas em músculo de <i>C. hippurus</i> , <i>T. lepturus</i> , <i>S. brasiliensis</i> e <i>L. plei</i> e os limites máximos de tolerância estabelecidos para o consumo humano. Fonte dos limites estabelecidos: (FAO 1983; ANVISA 1998; FAO/WHO 2011).	56
Figura 9. Comparação ilustrativa das concentrações médias (percentual; %) dos elementos entre as quatro espécies avaliadas. A soma das concentrações médias das espécies é igual a 100% nesta ilustração.	60
Figura 10. Imagem da área de estudo onde as amostras biológicas foram coletadas, na Região dos Lagos, abrangendo os municípios de Saquarema, Araruama, Arraia do Cabo, cabo Frio e Armação dos Búzios.	88
Figura 11. Concentrações médias, máximas e mínimas das concentrações de Sr, Al, Se, Cu, As e Hg em moluscos, aves, cetáceos, quelônios e peixes da costa leste do estado do Rio de Janeiro, Brasil.	94

Figura 12. Concentrações médias, máximas e mínimas das concentrações de Fe, Mg, Na, K, Ca e Zn em moluscos, aves, cetáceos, quelônios e peixes da costa leste do estado do Rio de Janeiro, Brasil. 95

Figura 13. Esquema trófico envolvendo as espécies analisadas quanto às concentrações de elementos-traço na costa leste do estado do Rio de Janeiro, Brasil. 106

Lista de Tabelas

Tabela 1. Relação das amostras de organismos marinhos avaliados no presente trabalho. Os valores de comprimento total estão apresentados em média, mínimo e máximo.	52
Tabela 2. Concentração dos elementos nas amostras de DORM-3.....	54
Tabela 3. Comparação sazonal das concentrações dos elementos (média e desvio padrão em $\mu\text{g.g}^{-1}$, peso seco) para as espécies de organismos marinhos estudados. (*) Comparação sazonal com significância ($p < 0,05$) para o teste de Mann-Whitney.....	58
Tabela 4. Média e desvio padrão das concentrações dos elementos por espécie. Teste de Kruskal-Wallis (Teste H) para comparação das médias para cada elemento e significância ($p < 0,05$).	59
Tabela 5. Correlação de Spearman para as relações interelementares, incluindo a variável comprimento para lulas (<i>Loligo plei</i>). Os valores em destaque (negrito) apresentaram significância estatística ($p < 0,01$).....	61
Tabela 6. Correlação de Spearman para as relações interelementares, incluindo a variável comprimento para o peixe-espada (<i>Trichiurus lepturus</i>). Os valores em destaque (negrito) apresentaram significância estatística ($p < 0,01$).....	61
Tabela 7. Correlação de Spearman para as relações interelementares, incluindo a variável comprimento para a sardinha-verdadeira (<i>Sardinella brasiliensis</i>). Os valores em destaque (negrito) apresentaram significância estatística ($p < 0,01$).....	62
Tabela 8. Correlação de Spearman para as relações interelementares, incluindo a variável comprimento para o dourado (<i>Coryphaena hippurus</i>). Os valores em destaque (negrito) apresentaram significância estatística ($p < 0,01$).....	63
Tabela 9. Comparação das concentrações (média e desvio padrão expressos em $\mu\text{g.g}^{-1}$) de metais tóxicos e micronutrientes em peixes e lulas (em cinza) de diferentes regiões.....	66
Tabela 10. Comparação de níveis de Na, Ca, K, e Mg ($\mu\text{g.g}^{-1}$ p.s.) em amostras de músculo de peixes e lulas (em cinza) coletados diferentes localidades.....	72
Tabela 11. Relação das amostras de organismos marinhos avaliados no presente trabalho. Valores de comprimento total em média, mínimo e máximo.	91
Tabela 12. Concentração dos elementos nas amostras de DORM-3.....	92

Tabela 13. Concentrações de elementos-traço em amostras de músculo (média e desvio padrão, $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ peso seco) de organismos marinhos amostrados na costa leste do estado do Rio de Janeiro.	96
Tabela 14. Comparação das concentrações de elementos-traço (média e desvio padrão, $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ peso seco) potencialmente perigosos com os respectivos limites máximos de tolerância para consumo humano.	97
Tabela 15. Correlação de Spearman para as relações interelementares, incluindo a variável comprimento para o golfinho-nariz-de-garrafa (<i>Tursiops truncatus</i>). Os valores em destaque (negrito) apresentaram significância estatística ($p < 0,01$).....	98
Tabela 16. Correlação de Spearman para as relações interelementares, incluindo a variável comprimento para o golfinho-de-dentes-rugosos (<i>Steno bredanensis</i>). Os valores em destaque (negrito) apresentaram significância estatística ($p < 0,01$).....	99
Tabela 17. Correlação de Spearman para as relações interelementares, incluindo a variável comprimento para o mexilhão (<i>Perna perna</i>). Os valores em destaque (negrito) apresentaram significância estatística ($p < 0,01$).....	100
Tabela 18. Correlação de Spearman para as relações interelementares, incluindo a variável comprimento para a lula (<i>Loligo plei</i>). Os valores em destaque (negrito) apresentaram significância estatística ($p < 0,01$).....	100
Tabela 19. Correlação de Spearman para as relações interelementares, incluindo a variável comprimento para a sardinha-verdadeira (<i>Sardinella brasiliensis</i>). Os valores em destaque (negrito) apresentaram significância estatística ($p < 0,01$).....	101
Tabela 20. Correlação de Spearman para as relações interelementares, incluindo a variável comprimento para o dourado (<i>Coryphaena hippurus</i>). Os valores em destaque (negrito) apresentaram significância estatística ($p < 0,01$).....	102
Tabela 21. Correlação de Spearman para as relações interelementares, incluindo a variável comprimento para o peixe-espada (<i>Trichiurus lepturus</i>). Os valores em destaque (negrito) apresentaram significância estatística ($p < 0,01$).....	103
Tabela 22. Correlação de Spearman para as relações interelementares, incluindo a variável comprimento para o atobá-marrom (<i>Sula leucogaster</i>). Os valores em destaque (negrito) apresentaram significância estatística ($p < 0,01$).....	104
Tabela 23. Correlação de Spearman para as relações interelementares, incluindo a variável comprimento para a tartaruga-verde (<i>Chelonia mydas</i>). Os valores em destaque (negrito) apresentaram significância estatística ($p < 0,01$).....	105

Tabela 24. Comparação de níveis de Na, Ca, K, e Mg ($\mu\text{g.g}^{-1}$ p.s.) em amostras de músculo de peixes e lulas (em cinza) coletados diferentes localidades.....	115
---	-----

Lista de Abreviações, Siglas e Símbolos

µg: micrograma

Al: alumínio

As: arsênio

Cu: cobre

Ca: cálcio

Rh: radônio

Cd: cádmio

Co: cobalto

Cr: cromo

CT: comprimento total

DNA: ácido desoxirribonucleico

DORM-3: “dogfish liver certified reference material for trace metals” (material de referência certificado para metais-traço: fígado de peixe cão)

FAAS: espectrometria de absorção atômica com chama

RCF: Ressurgência de Cabo Frio

HNO₃: ácido nítrico

ACAS: Água Central do Atlântico Sul

AC: Água Continental

Fe: ferro

Hg: mercúrio

IARC: International Agency for Research on Cancer

ICMBio: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

K: potássio

L: litro

MeHg: metil-mercúrio

Mg: magnésio

Na: sódio

Ni: níquel

Pb: chumbo

ppm: partes por milhão

P.s.: peso seco

P.u.: peso úmido

PUC-Rio: Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro

Se: selênio

Sn: estanho

Sr: estrôncio

Zn: zinco

ups: Unidades práticas de salinidade

IEAPM: Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira

Sumário

1. Capítulo	1
Contextualização	1
1.1. Elementos essenciais e não essenciais no ambiente marinho	5
1.2. Ressurgência de Cabo Frio	9
1.3. Revisão de Literatura	13
1.4. Justificativa	16
1.5. Objetivos..	18
1.6. Referências Bibliográficas	19
2. Capítulo	24
A interface da saúde pública com a saúde dos oceanos: produção de doenças, impactos socioeconômicos e relações benéficas	24
2.1.1. <i>Resumo</i>	24
2.1.2. <i>Abstract</i>	25
2.2. Introdução.....	26
2.3. Clima, fenômenos naturais e saúde.....	28
2.3.1. <i>El Niño/Oscilação Sul</i>	28
2.3.2. <i>Mudanças climáticas</i>	29
2.3.3. <i>Eventos extremos</i>	30
2.4. Microrganismos nocivos no ambiente marinho e espécies invasoras	32
2.4.1. <i>Algas tóxicas</i>	32
2.4.2. <i>Contaminação microbiana</i>	34
2.4.3. <i>Bioinvasão de espécies exóticas</i>	35
2.5. Contaminação química.....	36
2.6. Importância dos oceanos para a saúde e bem-estar humano	39
2.6.1. <i>Conclusões</i>	41
2.7. Referências Bibliográficas	42
3. Capítulo	47

Sazonalidade de metais tóxicos (Hg, Al, As), micronutrientes (Zn, Se, Cu, Fe, Sr) e macronutrientes (K, Ca, Mg, Na) em organismos marinhos do ambiente de ressurgência de Cabo Frio – implicações para a saúde pública	47
3.1.1. <i>Resumo</i>	47
3.2. <i>Introdução</i>	47
3.3. <i>Material e Métodos</i>	50
3.3.1. <i>Área de Estudo</i>	50
3.3.2. <i>Coleta de Amostras</i>	51
3.3.3. <i>Análise Laboratorial</i>	53
3.3.4. <i>Análise Estatística</i>	54
3.4. <i>Resultados</i>	55
3.4.1. <i>Comparação Sazonal</i>	56
3.4.2. <i>Diferenças Interespecíficas</i>	59
3.4.3. <i>Relações Interelementares</i>	60
3.5. <i>Discussão</i>	64
3.6. <i>Conclusões</i>	75
3.7. <i>Referências Bibliográficas</i>	76
4. Capítulo.....	85
Metais tóxicos (Hg, Al e As), micro (Zn, Cu, Fe, Se e Sr) e macronutrientes (Na, K, Ca e Mg) na biota marinha no ambiente de Ressurgência de cabo Frio – riscos a saúde pública e Ambiental	85
4.2. <i>Introdução</i>	86
4.3. <i>Material e Métodos</i>	88
4.4. <i>Resultados</i>	93
4.4.1. <i>Variações Interespecíficas</i>	93
4.4.2. <i>Exposição Humana</i>	97
4.4.3. <i>Relações Interelementares e de comprimento</i>	98
4.4.3.1. <i>Cetáceos</i>	98
4.4.3.2. <i>Moluscos</i>	99
4.4.3.3. <i>Peixes</i>	101

4.4.3.4. <i>Ave Marinha</i>	103
4.4.3.5. <i>Quelônio Marinho</i>	104
4.5. Discussão.....	106
4.6. Conclusões	115
4.7. Referências Bibliográficas	117
5. Considerações Finais.....	125
Anexo 1. Imagem das espécies avaliadas.	127

1. Capítulo

Contextualização

Os oceanos têm sofrido intensas e contínuas modificações que abrangem amplas áreas geográficas, não se limitando a episódios ou destruturações ecológicas em um determinado hábitat, mas afetando ecossistemas complexos e dinâmicos que desencadeiam prejuízos à saúde ambiental e humana (Trenberth 2010; Foresight 2011). As mudanças ambientais são parte da história de remodelação evolutiva dos oceanos com uma interação entre seus processos bióticos e abióticos, sendo as eras glaciais um exemplo de mudança global (Clapperton 1993). Entretanto, são as atividades decorrentes de comportamentos humanos recentes que têm causado, em uma breve escala de tempo, catástrofes oceânicas com tensão sobre as diversas formas de vida, e não se limitando somente ao ambiente marinho (Eissa & Zaki 2011; Iverson & Perrings 2012; Moura et al. 2012). De fato, foi durante a fase pós-moderna ou início do século 20 que as demandas energéticas, impulsionando uma revolução dos processos de produção e consumo, geraram grandes mudanças ambientais (Fischer 2003). Tais mudanças no processo de consumo associadas a um rápido crescimento populacional global têm pressionado a geração de novas tecnologias agrícolas e industriais e suas ramificações (Jacobs & Bell 1998; Benedick 2000; Fischer 2003; Pimentel & Pimentel 2006). Contudo, uma atenção mal empregada ou insatisfatória, tem sido direcionada a uma política de gerenciamento de rejeitos e subprodutos oriundos ao processo de produção. A falta de gestão dos rejeitos oriundos das novas tecnologias e produtos, assim como os desastres ambientais relacionados, têm modificado os ecossistemas, alterando sistemas ecológicos importantes para a manutenção de diversas espécies e hábitats, incluindo os humanos. Consequentemente, as alterações ecológicas observadas nas últimas décadas têm favorecido o surgimento de novas doenças infecciosas, assim como mudança na aquisição e qualidade da subsistência, perda de biodiversidade comprometendo importantes descobertas taxonômicas e biomédicas, etc. (Ash et al. 2007). Com base no cenário atual de mudanças ambientais em diversos níveis geográficos, tem sido reforçada a necessidade de se estudar os fenômenos naturais através de monitoramentos que gerem subsídios para gestão política (IOC 2002; Malone 2003). Tais intervenções visam à vigilância a fenômenos catastróficos, diminuição da vulnerabilidade humana, além de medidas para proteção dos ecossistemas comprometidos.

Considerando a complexidade ambiental e as alterações dos ecossistemas, que ultrapassam o esforço científico-tecnológico de identificação de riscos, as identificações específicas de alterações da saúde dos ecossistemas têm merecido êxito (Stolton & Dudley 2010). Em relação aos ecossistemas marinhos, aos quais se direciona e se dedica esta presente obra, pode-se destacar diversos problemas ambientais que se relacionam direta ou indiretamente com a saúde humana e a estabilidade da biodiversidade (NRC 1999; IOC 2002; Knap et al. 2002; Malone 2003; Fleming et al. 2006; Fleming & Laws 2006; Moura et al. 2012).

A Figura 1 destaca o cenário atual de conservação dos oceanos baseado em um estudo de modelagem espacial que mostra a amplitude das alterações neste bioma como resultado de diversas pressões antrópicas promovidas ao longo dos últimos anos, como sobrepesca, mudanças climáticas, poluição química e biológica (Halpern et al. 2008).

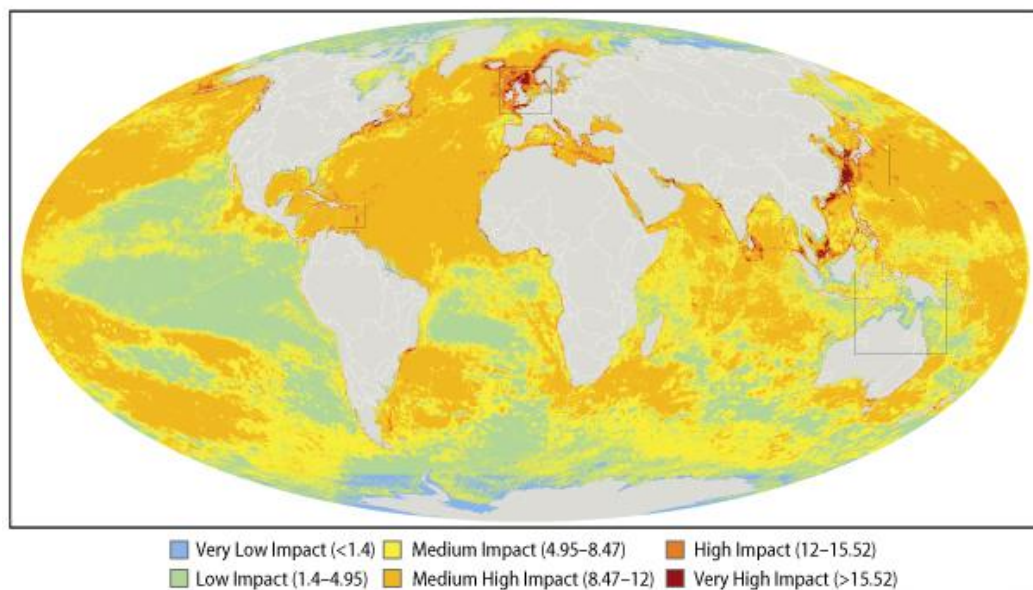


Figura 1. Distúrbios globais na estabilidade dos oceanos promovidos pelas atividades humanas. Foram considerados dados de agravos do tipo: sobrepesca; nutrientes, poluentes orgânicos e inorgânicos, mudanças climáticas, etc.

Ícones indicadores de impacto: Azul (*impacto muito baixo*); verde (*baixo impacto*); amarelo (*Impacto médio*); laranja-claro (*impacto médio/alto*); laranja-escuro (*impacto alto*); vermelho (*impacto muito alto*). Fonte: Halpern et al. (2008).

Os oceanos e seus processos físicos, químicos e ecológicos proporcionam incalculáveis benefícios para a sobrevivência de inúmeras formas de vida, incluindo o homem e suas atividades. Apesar do reconhecimento da importância dos oceanos, a grande maioria dos dejetos produzidos pelas atividades humanas durante séculos

continua a alcançar este bioma. Nas últimas décadas, têm sido evidente a vasta dimensão das mudanças do ambiente marinho causadas pelo homem, assim como as inúmeras respostas destas alterações que tendem a impactar os processos ecológicos (Worm et al. 2006; Halpern et al. 2008). Estas modificações ambientais não se restringem a escala oceânica, mas também atingem os continentes causando, conseqüentemente, impactos sobre a saúde dos ecossistemas, os fatores socioeconômicos e culturais, e por fim à saúde pública (PNUMA 1992; NRC 1999; GESAMP 2001; Fleming et al. 2006; Moura et al. 2012).

A preocupação com o estado de conservação dos oceanos, principalmente no contexto das alterações antrópicas empregadas neste bioma, tem sido discutida em diversas convenções internacionais como a de Estocolmo em 1972, das Nações Unidas sobre os direitos do mar em 1982, na conferência das Nações Unidas para o meio ambiente e o desenvolvimento, conhecido como Rio 92, dentre outros eventos (PNUMA 1992, 2004).

As pressões humanas sobre o ambiente marinho têm sido ampliadas em decorrência do adensamento populacional em zonas costeiras e de importância econômica e industrial. A densidade populacional global em regiões costeiras foi de aproximadamente três vezes (99,6 pessoas por km²) a densidade em regiões mais afastadas da costa (37,9 pessoas por km²) em 2000 (MEA 2006). Metade das cidades mais populosas do mundo (aquelas com mais 500.000 habitantes) está localizada a até 50 km da linha de costa (MEA 2006) (Figura 2).

Em 1995, mais de 2,2 bilhões de pessoas (39% da população mundial) viviam a até 100 km da costa. A região costeira conta com apenas 20% de toda a área continental, sendo que já se reconhece que 19% desta área (excluindo a Antártica e corpos d'água) são classificadas como alteradas, significando que estão sendo utilizados para uso de agricultura ou como área urbana (Burke et al. 2001). Os efeitos da mudança do padrão populacional vêm causando fortes impactos sobre os ecossistemas marinhos. Estas pressões ambientais vêm sendo conduzidas pelo modelo de desenvolvimento econômico, científico e tecnológico, principalmente nos dois últimos séculos. Este modelo, além de causar impactos em escalas globais sobre a saúde humana e ambiental, ainda não cumpre o seu papel na erradicação da pobreza (McMichael & Beaglehole 2000; Moura et al. 2012).

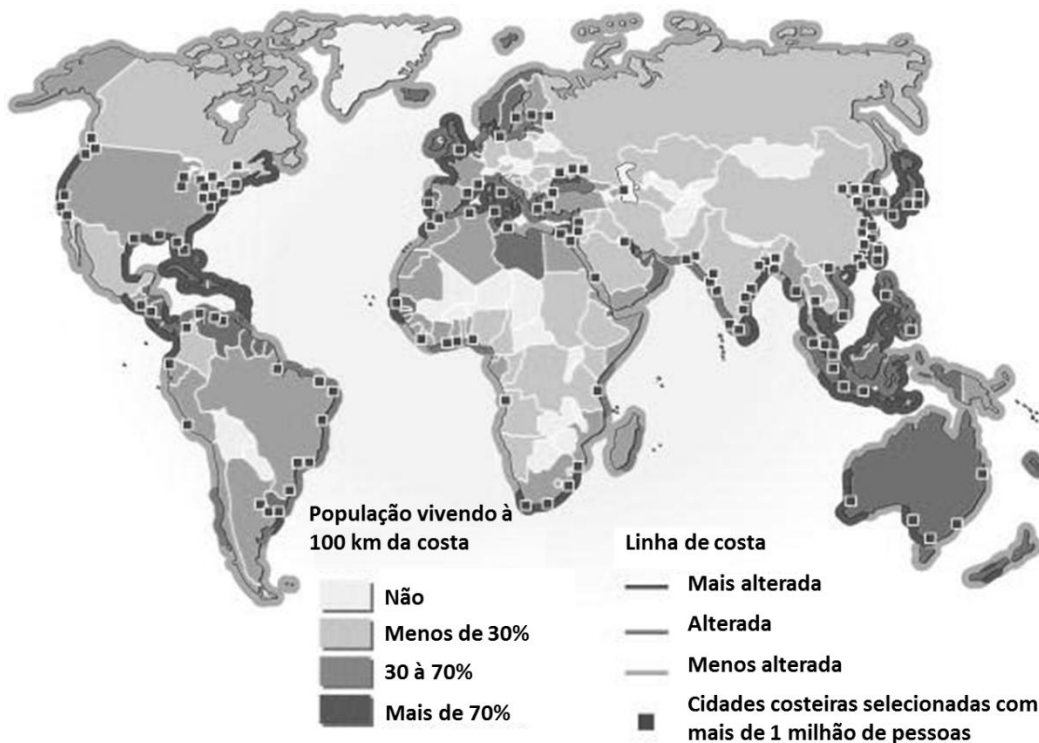


Figura 2. Cenário da degradação costeira global como consequência da ocupação humana ao longo da costa. Fonte: PNUMA (2004).

A contaminação marinha, em particular, é um dos principais desafios para a conservação dos oceanos. Os contaminantes ambientais, como os metais, têm comprometido a biodiversidade marinha e, conseqüentemente, têm afetado as populações humanas que necessitam de proteína de origem marinha como principal fonte alimentar (Schlundt et al. 2003; Dewailly & Knap 2006). Grande parte dos contaminantes ambientais relacionados com rejeitos das atividades antrópicas tem inevitavelmente alcançado os oceanos por diversas vias de transporte. A dispersão e a longa persistência ambiental de alguns poluentes possibilitam a acumulação em organismos que habitam áreas muito distantes de qualquer fonte de emissão (Aono et al. 1997). Além da persistência, muitos poluentes ambientais (ex. mercúrio) apresentam elevada função de bioacumulação e biomagnificação, afetando, principalmente, os organismos situados no topo da estrutura trófica, assim como os humanos, através do consumo de pescado. Vale ressaltar que o pescado marinho tem origem selvagem, sendo normalmente isento de um processo de fiscalização sanitária, sendo comercializado e consumido sem qualquer avaliação periódica e sistemática (Huss 1997). Um monitoramento das concentrações e efeitos de contaminação ambiental na biodiversidade marinha, principalmente nos organismos usados para o consumo

humano, deve ser empreendido, resultando em um progresso considerável para a saúde pública.

1.1. Elementos essenciais e não essenciais no ambiente marinho

Os metais são constituintes ambientais, sendo encontrados na natureza em diversas concentrações, variando geograficamente e conforme sua abundância específica (Caussy et al. 2003). São classificados como essenciais e não essenciais, dependendo de seu comportamento nos sistemas biológicos dos organismos (Caussy et al. 2003; McMeans et al. 2007; Guérin et al. 2011).

Os elementos essenciais são classificados em dois grupos principais, de acordo com suas concentrações nos organismos, são eles: macroelementos (ex. Ca, Mg, K, Na) e microelementos (ex. Fe, Zn, Mn, Cu, Co, Sn, Cr) (Tacon 1987). Embora os elementos essenciais desempenhem importante papel metabólico em baixas concentrações, estes podem desenvolver características tóxicas quando presentes em concentrações elevadas nos organismos.

Os elementos não essenciais não apresentam funções biológicas definidas, não participando dos processos bioquímicos e fisiológicos dos organismos. Quando assimilados pelos organismos em concentrações nocivas, estes elementos podem desencadear efeitos adversos, que variam conforme a atuação específica de um determinado elemento, de sua toxicidade e da exposição (Järup 2003; Zagatto & Bertolotti 2006; Valavanidis & Vlachogianni 2010).

Dentre os mecanismos de toxicidade conhecidos para os metais, destaca-se a inativação enzimática, pois todo metal de transição divalente reage com o grupo amino e com o grupo das sulfidrilas das proteínas. Outro comportamento tóxico importante dos metais é a competição de elementos não essenciais com essenciais de modo a desencadear um processo de substituição no metabolismo enzimático (Forstner & Wittmann 1979).

A Figura 3 apresenta a relação entre concentração e efeito de elementos essenciais e não essenciais nos organismos. Partindo teoricamente de uma concentração zero, observa-se um efeito benéfico nos organismos com o aumento das concentrações de elementos essenciais. Entretanto, ao atingir uma determinada faixa de concentração, tais

elementos assumem uma ação tóxica contra os organismos, tornando-se mesmo letal a uma determinada concentração, que varia para cada elemento e organismo em questão. Quanto aos elementos não essenciais há uma faixa de concentração em que o organismo tolera sua presença. Acima de determinados limites de concentração, este se torna tóxico e, em seguida, letal (Lima & Merçon 2011).

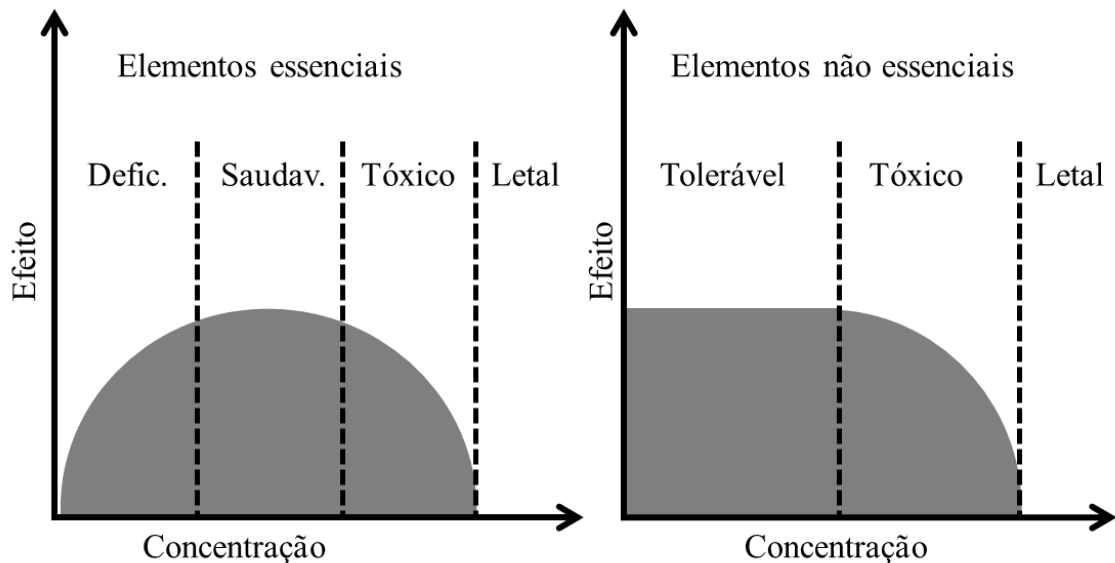


Figura 3. Representação gráfica da relação entre as concentrações de elementos essenciais e não essenciais e seus efeitos nos organismos. Reelaboração gráfica de figura, fonte: (Lima & Merçon 2011).

Os elementos essenciais e não essenciais são encontrados nos ecossistemas marinhos mesmo sem haver aporte associado a atividades antrópicas, podendo ainda apresentar concentrações variadas dependendo dos processos ambientais. Dentre os processos ambientais marinhos que contribuem para a mobilização dos elementos, pode-se citar o intemperismo de rochas, erosão de solos, aporte fluvial e fenômenos de ressurgência (Fleming et al. 2006; Valavanidis & Vlachogianni 2010; Silva et al. 2011). Geralmente, os impactos ambientais relacionados a uma exposição anômala de elementos são associados à emissões antrópicas vinculadas à diversas atividades. As fontes antrópicas de elementos essenciais e não essenciais incluem: atividades industriais e agrícolas, mineração, efluentes domésticos, atividade de produção de petróleo e desastres associados (Valavanidis & Vlachogianni 2010).

A via mais importante de incorporação de metais em condição de exposições ambientais é a oral, através da alimentação (Zagatto & Bertoletti 2006). Alguns metais como o mercúrio, podem apresentar a função de bioacumulação e biomagnificação ao longo da cadeia trófica (Jonnalagadda & Rao 1993; Reinfelder et al. 1998; Neff 2002; Chen et al. 2008). A bioacumulação é o processo em que os organismos assimilam e retêm substâncias químicas de uma via de exposição. Neste processo a capacidade de eliminação de uma substância é inferior à de assimilação e acumulação nos tecidos, que tende a variar conforme a substância e o organismo envolvido. A bioacumulação é um fator relacionado com o tempo. Organismos de longa vida são os mais afetados por este processo devido à concentração ao longo do tempo de vida. Outra característica importante deste processo é a capacidade de algumas substâncias serem transferidas das mães para os fetos (Figura 4). A biomagnificação é a capacidade de transferência de contaminantes ao longo da cadeia trófica, sendo as concentrações potencializadas e magnificadas na medida em que são transferidas para os organismos situados mais no topo da cadeia trófica (Figura 4). Os processos de bioacumulação e biomagnificação atuam em conjunto, potencializando os riscos nos organismos situados no topo da cadeia trófica, ressaltando que o homem, por consumir organismos predadores, está também vulnerável aos efeitos de alguns metais.

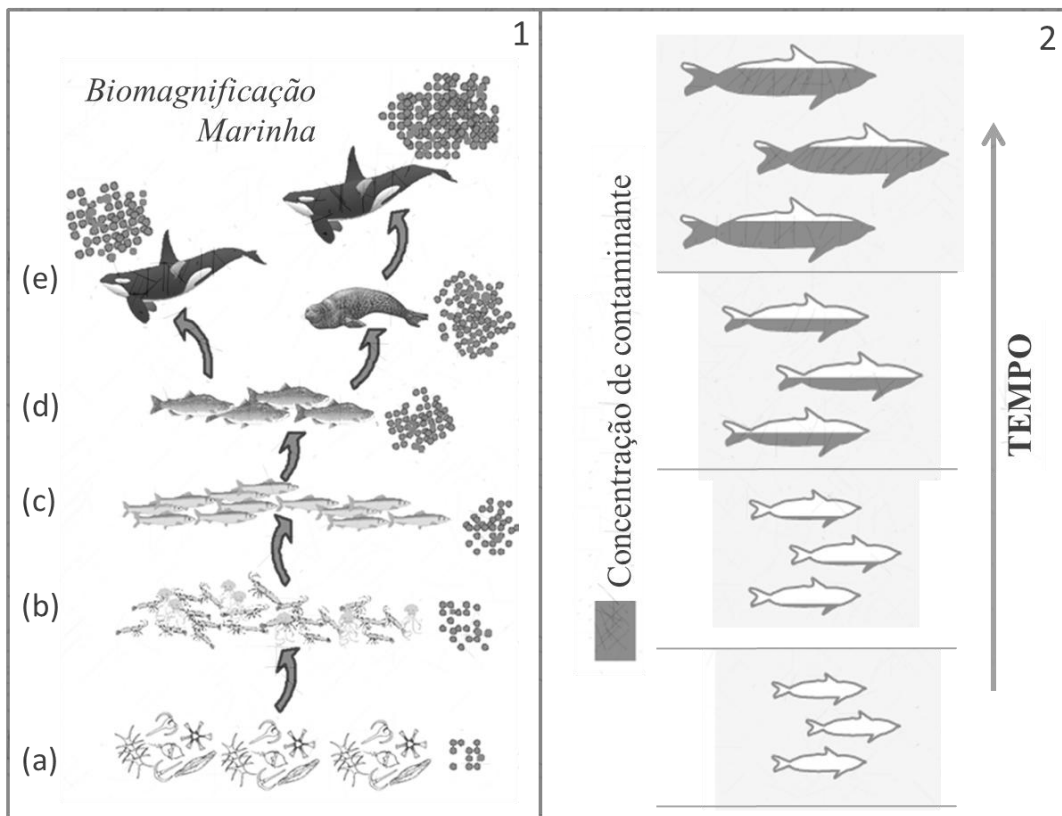


Figura 4. Representação gráfica do processo de biomagnificação (1) e bioacumulação (2) de contaminantes nos organismos marinhos. Na imagem 1: (a) fitoplâncton, (b) zooplâncton, (c) peixes herbívoros, (d) peixes carnívoros, (e) predadores topo de cadeia; os grânulos representam os níveis de contaminantes. Na imagem 2: representação de acumulação de um contaminante em uma determinada espécie de peixe ao longo do tempo.

Os organismos aquáticos são capazes de concentrar níveis de metais tóxicos muito acima das concentrações detectadas na água ou no sedimento, sendo desta forma, responsáveis por grande parte da dinâmica destes poluentes no ambiente aquático (Pfeiffer et al. 1985). Em adição, a biota aquática também proporciona significativa reciclagem de metais presentes nos compartimentos abióticos do sistema e, como consequência, constitui a principal via de exportação destes elementos do ambiente aquático ao terrestre, podendo chegar ao homem e causar efeitos adversos (Fleming et al. 2006).

O monitoramento de contaminantes ambientais se faz extremamente necessário para se avaliar a vulnerabilidade dos organismos expostos, principalmente aqueles presentes no topo da cadeia trófica que inclui o homem.

A exposição dos organismos a estes contaminantes é conhecida por causar efeitos adversos para a saúde humana e ambiental, e por isso, trata-se de uma questão importante para a saúde pública (Hacon et al. 2005).

1.2. Ressurgência de Cabo Frio

O fenômeno de Ressurgência de Cabo Frio (RCF) é caracterizado pelo afloramento de águas profundas, frias e ricas em nutrientes que são disponibilizados na zona eufótica marinha e assimilados pela biota, gerando uma produtividade primária elevada, e, conseqüentemente, beneficiando toda a estrutura trófica marinha, além da pesca (Valentin 2001; Silva et al. 2006). Devido às peculiaridades oceanográficas da RCF esta região também proporciona uma barreira biogeográfica para inúmeras espécies, porém possibilita a ocorrência de outras normalmente encontradas em regiões mais temperadas (Yonesshigue 1985; Valentin 2001; Elias 2009). A RCF se mostra atuante quando a temperatura da água está inferior a 19°C. (Yonesshigue 1985; Valentin 2001).

Ainda no período inicial da colonização do Brasil tal processo oceanográfico já era percebido, estando os sinais descritos em cartas náuticas portuguesas do século XVI (Valentin 2001; Elias 2009). Por exemplo, o nome do município de Cabo Frio, que na época abrangia outros municípios hoje emancipados (ex. Arraial do Cabo e Armação dos Búzios), faz menção às águas frias encontradas pelo navegador Florentino Américo Vespúcio durante a sua passagem e ancoragem na região de Arraial do Cabo em 1503 (Elias 2009). Vale ressaltar que, apesar da denominação do fenômeno como “Ressurgência de Cabo Frio” a área de abrangência cobre principalmente os municípios costeiros da Região dos Lagos (ex. Saquarema, Araruama, Arraial do Cabo, Cabo Frio e Armação dos Búzios), mas pode também ser percebido em áreas mais distantes, como o litoral norte de São Paulo (Elias 2009).

As regiões de ressurgência são encontradas predominantemente ao longo da costa oeste dos continentes, nas regiões das correntes marítimas de contorno leste (Valentin 2001; Anderson & Lucas 2008). Em raríssimas áreas, como na região de Cabo Frio acontece o contrário, sendo localizado a leste do continente, o que desperta o interesse dos pesquisadores (Valentin 2001).

Apesar de ser uma região de ressurgência em menor escala, inúmeros estudos têm sido realizados com a finalidade de se entender o processo e seus efeitos sobre a comunidade biológica, principalmente devido ao caráter atípico deste sistema (Ikeda 1974; Jen-Jeng 1978; Yonesshigue 1985; Torres Jr 1995; Moser & Giancesella-Galvão 1997; Carbonel 1998; Rodrigues & Lorenzetti 2001b; Valentin 2001; Mahiques et al. 2005; Coe et al. 2007; Franchito et al. 2008; Elias 2009).

Quatro fatores principais favorecem o mecanismo de ressurgência costeira de Cabo Frio: (1) a topografia do litoral; (2) a mudança na orientação da linha de costa; (3) a posição do núcleo da Corrente do Brasil; e o (4) regime de ventos (Elias 2009).

Na região norte do estado do Rio de Janeiro observa-se que as isóbatas acompanham predominantemente a linha de costa sendo observada uma ampla plataforma continental, em torno de 150 km de extensão. Na região próxima ao município do Rio de Janeiro, a plataforma continental apresenta uma extensão de aproximadamente 150 km, enquanto que na área de entorno de Cabo Frio e Arraial do Cabo esta extensão diminui drasticamente, para aproximadamente 82 km (Rodrigues & Lorenzetti 2001b). Desta forma, observa-se um estreitamento da plataforma continental na região do entorno de Cabo Frio, sendo percebidas pelas proximidades das isóbatas de 50 e 100 m (Figura 5). Além disso, o relevo marinho da área de Arraial do Cabo mostra um pronunciado gradiente batimétrico próximo da costa, normalmente percebidos na região de quebra da plataforma em outras localidades da costa do Brasil. Este estreitamento pronunciado da plataforma continental na região de Arraial do Cabo favorece a intrusão de águas superficiais (normalmente encontradas mais afastadas da costa) próximo da costa (Elias 2009). A massa de água aflorada durante o sistema de RCF é originária da Água Central do Atlântico Sul (ACAS), sendo esta utilizada como traçador para a ressurgência. A ACAS é caracterizada por temperaturas entre 6 e 20°C e salinidade variando de 34,6 a 36 ups. Esta constitui a termoclina do Oceano Atlântico Sul acompanhando a Corrente do Brasil de quebra de plataforma rumo a sul a partir da latitude 20° S (Elias 2009).

O estreitamento da plataforma continental na região de Arraial do Cabo faz com que a ACAS esteja disponível mais próximo à costa, em região mais profunda (Ikeda 1974; Carbonel 1998; Valentin 2001; Franchito et al. 2008).

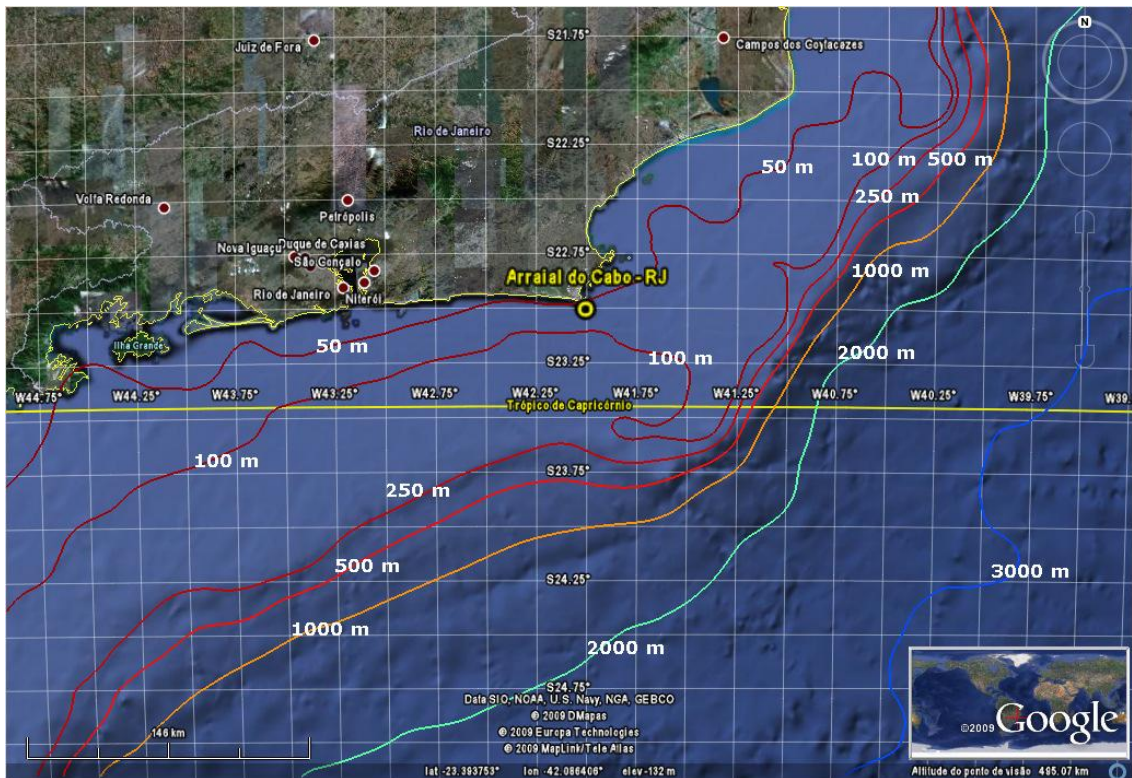


Figura 5. Relevo submarino nas proximidades de Arraial do Cabo - RJ. Fonte: (Elias 2009).

Outra característica marcante, acima mencionada, é a mudança significativa da orientação da linha de costa na região de Arraial do Cabo. A Ilha de Cabo Frio, situada na península de Arraial do Cabo, marca uma mudança no sentido da linha de costa de nordeste-sudoeste desde a região de Pernambuco (região nordeste do Brasil), para leste-oeste até o município do Rio de Janeiro (Elias 2009). A projeção de terra avante em direção ao mar (cabo) na região de Arraial do Cabo também parece influenciar no sistema de RCF (Valentin 2001).

Os ventos do quadrante norte-leste no sudeste do Brasil, induzidos pelo domínio do Anticiclone do Atlântico Sul (ASAS) sobre a circulação atmosférica da região, são os principais desencadeadores da RCF (Mächel et al. 1998). Este sistema de vento característico só é perturbado por passagens de frentes frias que invertem a direção de vento para sudoeste, sul e sudeste (Elias 2009).

Os ventos de leste/nordeste associados à linha de costa e topografia local impulsionam o mecanismo de deriva de Ekman associados à força inercial de Coriolis no hemisfério sul, resultando no afloramento da ACAS próximo à costa (Rodrigues & Lorenzetti 2001a). Os ventos de leste/nordeste são mais intensos durante o período de

primavera e verão, e mais fracos durante o período de inverno, o que contribui para a sazonalidade do sistema de RCF (Franchito et al. 2008).

Estudos têm mostrado que a ocorrência de ressurgência pode ser desencadeada em um período de atuação do vento de nordeste, que varia de 4 dias a, apenas, 24 horas (Ikeda 1974; Jen-Jeng 1978). Ventos com intensidade superior a 5 m/s podem resultar em um afloramento da ACAS após 24 horas de atividade. Além disso, tem sido observado um limite máximo de 100 km no alcance da água ressurgida e velocidades verticais máximas da ordem de 10-14 m/s ao largo de Ponta Negra no município de Maricá (Jen-Jeng 1978).

A Figura 6 mostra a ocorrência de águas superficiais de até 14 °C próximo da região de Arraial do Cabo com abrangência às áreas próximas da Baía de Guanabara.

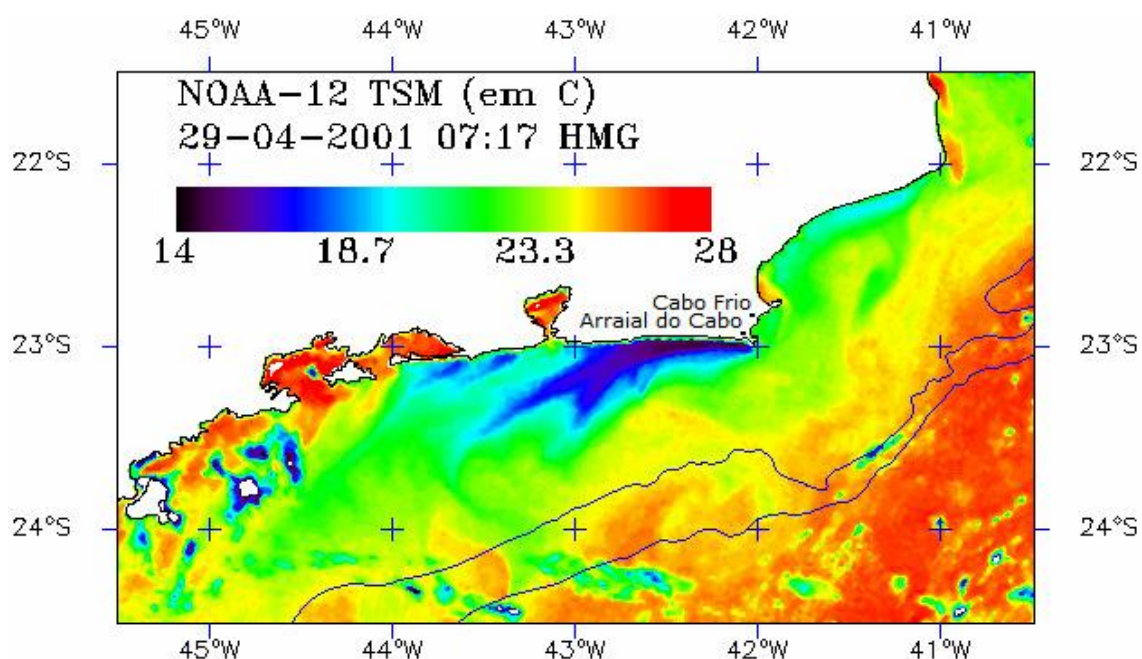


Figura 6. Imagem térmica da superfície da região costeira do sudeste do Brasil, identificando a ressurgência (água fria) ao largo do município de Arraial do Cabo. Fonte: Elias (2009).

A dinâmica da movimentação da ACAS e da corrente do Brasil também tem sido identificada como potencial para o desenvolvimento da sazonalidade da ressurgência (Torres Jr 1995; Elias 2009). Estudos têm mostrado uma grande disponibilização da ACAS para águas mais próximas da costa durante o verão e um afastamento para águas mais oceânicas durante o inverno, acarretando em uma reduzida ocorrência de ressurgência durante o verão, embora a RCF pode ser notada ao longo de todo o ano

(Valentin 2001; Elias 2009). No período de verão o tempo de resposta do sistema de ressurgência à ação da intensidade do vento é de aproximadamente dois dias, enquanto que no inverno este tempo aumenta consideravelmente, podendo mesmo não resultar na ocorrência da ressurgência em decorrência da indisponibilidade da ACAS (Elias 2009).

1.3.Revisão de Literatura

Estudos sobre os processos que envolvem a cadeia trófica e suas interações com fatores ambientais continuam sendo um foco importante de pesquisa em ecologia. Em especial, os ambientes de ressurgência possuem complexa interação trófica devido a sua alta produtividade (Valentin 2001).

No intuito de avaliar parte desta interação, alguns trabalhos têm sido desenvolvidos a fim de estabelecer melhor compreensão sobre a relação de contaminantes metálicos em diversos níveis tróficos e em compartimentos ambientais (Valentin 2001; Valdés et al., 2005). Além disso, os estudos têm objetivado verificar as possíveis fontes antrópicas ou não destes contaminantes, e também suas disponibilidades para os organismos, que tendem a se agravar ao longo da cadeia trófica devido ao processo de bioacumulação. Valdés et al. (2005) estudaram os níveis e distribuição de metais (Cd, Zn, Ni, Mn, V, Mo) em sedimento superficial e água da costa de Mejillones (Chile), local intensamente influenciado por ressurgência. Segundo estes autores, os níveis encontrados estão relacionados a fontes naturais, exceto no caso de Mn que poderia ter fonte nos processos antrópicos realizados no ambiente. Conclusões similares foram obtidas por Segovia-Zavala et al. (1998) que analisaram concentrações de cádmio (Cd) na coluna d'água na área costeira na divisa da Califórnia com o México, onde há a presença de ressurgência, além de liberação de efluentes expressivos. Entretanto, segundo os autores, a concentração de Cd obtida deve-se à disponibilidade ambiental natural deste elemento.

Deheyn e Latz (2006) analisaram a biodisponibilidade de metais para a cadeia trófica na Baía de San Diego, local com histórico de contaminação por metais e sob influência de ressurgência. Para o desenvolvimento do trabalho, os autores coletaram amostras de sedimento, água e uma espécie bem comum de ofiúro (*Ophiothrix spiculata* - espécie do mesmo filo das estrelas do mar), para inferir o processo de bioacumulação dos metais disponíveis pela biota. As amostras foram coletadas em diferentes locais da

Baía de San Diego para se inferir a influência de possíveis pontos críticos de contaminação. Segundo estes autores, os níveis de metais encontrados na água e no sedimento mostraram variações geográficas e estavam possivelmente relacionados à liberação de contaminantes na baía, sendo estes associados com os níveis detectados nos ofiúros.

Nygård et al. (2001) determinaram concentrações de cobre (Cu), cádmio (Cd), selênio (Se) e mercúrio (Hg) em ovos e diferentes tecidos da ave marinha: petrel-antártico (*Thalassoica antarctica*) e em seu predador, a gaivota-polar-do-sul (*Chataracta macconnicki*). Além disso, foram analisados níveis de metais em krill (*Euphausia superba*). A concentração relativamente elevada de Cd detectada no krill pareceu ser a maior razão para os níveis elevados deste elemento detectado nas duas aves, que tenderam a bioacumular em níveis tróficos mais elevados.

Booth e Zeller (2005) modelaram o fluxo de metil-mercúrio no sistema trófico do ecossistema marinho da Ilha de Faroe (Ártico) e compararam a média da exposição humana com o consumo de carne de baleias piloto e peixes, com base no consumo tolerável por semana. Sob as condições atuais e sob o cenário das mudanças climáticas, os níveis de metil-mercúrio elevaram-se no ambiente, levando a um acréscimo na exposição humana ao longo do tempo. Uma ampla porção da população geral excedeu os níveis toleráveis de assimilação de metil-mercúrio propostos pela OMS (Organização Mundial da Saúde) ou pela USEPA (*United States Environmental Protection Agency*). Na década de 1990, Grandjean et al. (1992) documentaram desordens cognitivas em uma coorte de crianças da Ilha de Faroe que foram expostos a elevados níveis de metil-mercúrio na fase pré-natal, baseado no consumo de carne de baleia durante a gravidez da mãe.

Jæger et al. (2007) acessaram os níveis de mercúrio total (Hg Total) e metil-mercúrio (MeHg) em espécies de diferentes níveis tróficos no ecossistema marinho de Kongsfjorden, região Ártica da Noruega. Dentre as espécies amostradas incluem: algumas espécies de zooplâncton, peixes, e nas aves marinhas. Foi possível detectar níveis de Hg Total e MeHg nos peixes e aves marinhas, enquanto nas espécies zooplânctônicas eles estavam abaixo do limite de detecção. Este estudo descreveu quantitativamente a posição trófica das espécies analisadas em escala contínua. Além disso, permitiu descrever com detalhamento a relação entre a biodisponibilidade de mercúrio, as espécies e suas posições tróficas. Os níveis de Hg tenderam a ser maiores

nas espécies situadas em níveis tróficos mais elevados, mostrando a biomagnificação ao longo da cadeia.

Francioni et al. (2004) analisaram concentrações de metais-traço em mexilhões (*Perna perna*) coletados em diversas áreas costeiras do Rio de Janeiro, incluindo a região de Arraial do Cabo que é intensivamente influenciada por ressurgência costeira. A espécie utilizada como bioindicadora é frequentemente consumida na região. As concentrações de metais detectadas estavam abaixo dos níveis toleráveis para assimilação humana, exceto para Cd em algumas áreas da Baía de Guanabara e também para Cr em diversas localidades da área de estudo, inclusive em Arraial do Cabo.

Carvalho et al. (1991) também estudaram as concentrações de metais pesados em biota marinha da costa do Rio de Janeiro e observaram altas concentrações de cádmio em ostras (*Crassostrea brasiliiana*) coletadas na região de Arraial do Cabo.

O IEAPM (1997) durante 1996-1997 determinou as concentrações de metais pesados em sedimento, algas e mexilhões em microrregiões da costa de Arraial do Cabo. Os níveis de metais pesados em algas e mexilhões apresentaram-se dentro da faixa de concentrações encontradas em regiões pouco contaminadas ou naturais. Entretanto, devido às concentrações elevadas de ferro, manganês e zinco, na biota o IEAPM propôs análises futuras na área de estudo. Todos os níveis obtidos estiveram abaixo dos níveis de tolerância para o consumo humano, exceto para Cr que apresentou valores próximos ao limiar estabelecido. Os resultados da análise em sedimento também apontaram níveis normalmente encontrados em locais pouco alterados.

Costa (2007) analisou a variação de metais pesados em diferentes espécies de peixes em quatro localidades da região sudeste do Brasil, que incluiu: Vitória, no Espírito Santo, em Atafona, Macaé e Arraial do Cabo, no Rio de Janeiro. Segundo a autora, os níveis elevados de Al e Fe em espécies da região de Vitória poderiam estar associados à influência das atividades antrópicas, como liberação de esgoto e devido à atividade portuária na região. As maiores concentrações de Cu e Zn foram encontradas em peixes da região de Arraial do Cabo, e emissões de esgoto na Praia dos Anjos poderia ser a fonte destes contaminantes. Com exceção do Cr, as concentrações dos metais analisados estiveram abaixo dos níveis permitidos pelo ministério da Saúde.

É interessante reportar que na maioria dos trabalhos realizados sobre metais em matrizes abióticas, tais como em água e sedimento, os estudos apontam as concentrações como normais do ambiente, o que de fato possui forte influência nas concentrações detectadas. Entretanto, estudos têm demonstrado elevados níveis de

metais algumas vezes associados a efeitos adversos em animais situados mais no topo da cadeia trófica, como golfinhos e aves marinhas (Siciliano et al. 2005). Por isso, é importante estudar os diversos níveis tróficos em um ambiente onde se queira avaliar, considerando as interações fisiológicas e ambientais em questão.

Monteiro-Neto *et al.* (2003) utilizaram o boto-cinza (*Sotalia guianensis*) como bioindicador da contaminação por Cd, Hg e Pb na costa da Ceará. Mesmo com níveis baixos se comparado com a literatura, os autores atribuíram as concentrações a possíveis emissões antrópicas no ambiente que tende a bioacumular nos níveis mais elevados da cadeia trófica.

Wiafe *et al.* (2008) investigaram os possíveis impactos das mudanças climáticas sobre a abundância de zooplâncton na região costeira do Golfo de Guiné, na África, área influenciada por intensa ressurgência. Estes autores estudaram a variação da abundância de zooplâncton no período de 1962 a 1992, sobre o aspecto da hidrologia, fatores climáticos, temperatura da superfície oceânica e variação do vento. No início do período observaram uma variação cíclica na biomassa de zooplâncton com picos durante intensa ressurgência. Entretanto, depois de um período de 24 anos ocorreu um declínio na biomassa de zooplâncton, possivelmente devido a um desequilíbrio na temperatura superficial dos oceanos ligado às mudanças climáticas. Wiafe *et al.* (2008) concluíram que os efeitos das mudanças climáticas sobre os ambientes de ressurgência, e consequentemente, sobre a produção de zooplâncton poderá influenciar as espécies situadas mais no topo da cadeia trófica.

1.4. Justificativa

O ambiente de ressurgência é de extrema importância devido à sua elevada taxa de produção biológica. A compreensão dos efeitos geradores deste fenômeno e suas consequências sobre o ecossistema torna-se cada vez mais necessária devido à crescente atividade humana nesta zona, e por ter influência sobre atividades socioeconômicas importantes, como a pesca. Devido à complexidade da cadeia trófica, o ambiente de ressurgência é extremamente vulnerável à introdução antrópica de poluentes como resultado dos processos industriais, agrícolas e urbanos que têm se concentrado cada vez mais em zonas litorâneas. Além disso, as mudanças climáticas globais afetam

negativamente o fenômeno da ressurgência, gerando desequilíbrio da estrutura trófica e também, podendo alterar o processo de bioacumulação e a produção de pescado.

A população humana depende da estabilidade do ambiente de ressurgência, tanto como manutenção do clima local quanto pelo valor socioeconômico e nutricional advindos da pesca. Embora representem menos de 1% da superfície total dos oceanos, as áreas de ressurgência, contribuem com 50% do estoque pesqueiro mundial, pois este fenômeno atua sobre os próprios mecanismos ecológicos de produção e aumentam a produtividade biológica local. Este estudo traz à tona a oportunidade de gerar respostas importantes sobre como se dá o processo da contaminação por metais em diversos níveis da cadeia trófica, no ambiente de ressurgência de Cabo Frio.

A pesca não só é uma importante fonte de proteína da população da região dos Lagos, mas principalmente é uma das principais fontes econômicas dessa população, juntamente com o turismo. A avaliação dos níveis de contaminação do pescado torna-se necessária para a formulação de políticas públicas, considerando a saúde pública em relação à exposição ambiental advinda deste. Desta forma, este estudo traz a oportunidade de realizar a avaliação ecotoxicológica do pescado relacionado à contaminação por metais na região de Cabo Frio e Arraial do Cabo, onde escassas pesquisas têm sido realizadas.

1.5. Objetivos

1.5.1. Objetivo Geral

- ✓ Avaliar a interação entre o ambiente marinho e a saúde humana com base em um modelo conceitual abrangendo diferentes impactos, e através de uma abordagem analítica sobre a determinação de elementos essenciais e não essenciais em organismos marinhos de um ambiente de ressurgência.

1.5.2. Objetivos Específicos

- ✓ Descrever e discutir a relação entre a saúde pública e a saúde dos oceanos e promover a importância desta linha de pesquisa no cenário atual de conservação dos ecossistemas marinhos;
- ✓ Analisar concentrações de elementos essenciais e não essenciais em organismos marinhos com hábitos ecológicos associados com a ressurgência de Cabo Frio;
- ✓ Analisar a possível influência do fenômeno da ressurgência de Cabo Frio na bioacumulação de elementos essenciais e não essenciais em organismos marinhos;
- ✓ Avaliar a vulnerabilidade humana e ambiental às concentrações de metais tóxicos no pescado marinho oriundo da área de da Ressurgência costeira de Cabo Frio/Arraial do Cabo.

1.6.Referências Bibliográficas

- Anderson T.R. & Lucas M.I. 2008. Upwelling Ecosystems, pp 3651-3661. In: Jorgensen S.E., Fath B. (eds), *Encyclopedia of Ecology*. Academic Press, Oxford, pp 3651-3661.
- Ash N., Fazel A., Assefa Y., Baillie J., Bakarr M., Bhattacharjya S., Cokeliss Z., Guhl A., Girot P., Hales S., Hirsch L., Idrisova A., Mace G., Maffi L., Mainka S., Migongo-Bake E., Muro J.G., Pena M., Woodley E., Zahedi k., Gemmill B., Loh J., Patz J., Seyani J., Soberon J., Stepp R., Vie J., Xue D., Morgan D., Harmon D., Zent S., Hodgkin T., McNeely J.A., Camara J.B.D. & Migongo-Bake E. 2007. Chapter 5 - Biodiversity, pp 157-192. In, *Global Environment Outlook 4 (GEO-4): Environment for Development*. United Nations Environment Programme (UNEP), Nairobi, pp 157-192.
- Benedick R.E. 2000. Human population and environmental stresses in the twenty-first century. *Environmanetal change & Security Project Report:5-18*.
- Booth S. & Zeller D. 2005. Mercury, food webs and marine mammls: implications of diet and climate change for human health. *Environmental Health Perspectives* **113**:521-526.
- Burke L.A., Kura Y., Kassem K., Revenga C., Spalding M. & Mcallister D. 2001. Pilot analysis of global ecosystems: coastal ecosystems. World Resources Institute - WRI, Washington, pp.
- Carbonel C. 1998. Modelling of upwelling in the coastal area of Cabo Frio (Rio de Janeiro - Brazil). *Brazilian Journal of Oceanography* **46**:1-17.
- Carvalho C., Lacerda L. & Gomes M. 1991. Heavy metal contamination of the marine biota along the Rio de Janeiro coast, SE-Brazil. *Water, Air, and Soil Pollution* **57-58**:645-653.
- Caussy D., Gochfeld M., Gurzau E., Neagu C. & Ruedel H. 2003. Lessons from case studies of metals: investigating exposure, bioavailability, and risk. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **56**:45-51.
- Chen C., Amirbahman A., Fisher N., Harding G., Lamborg C., Nacci D. & Taylor D. 2008. Methylmercury in Marine Ecosystems: Spatial Patterns and Processes of Production, Bioaccumulation, and Biomagnification. *EcoHealth* **5**:399-408.
- Clapperton C.M. 1993. Nature of environmental changes in South America at the Last Glacial Maximum. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* **101**:189-208.
- Coe H.H., Carvalho C.N., Souza L.O.F. & Soares A. 2007. Peculiaridades ecológicas da região de Cabo Frio, RJ. *Revista Tamoios* **4**:20 p.
- Costa J.R. (2007) Distribuição de metais em peixes marinhos ao longo do litoral sudeste do Brasil. Monography, Universidade Estadual do Norte Fluminense - UENF, Campos dos Goytacazes
- Deheyn D.D. & Latz M.I. 2006. Bioavailability of metals along a contamination gradient in San Diego Bay (California, USA). *Chemosphere* **63**:818-834.
- Dewailly E. & Knap A. 2006. Food from the oceans and human health: balancing risks and benefits. *Oceanography* **19**:84-93.

- Eissa A.E. & Zaki M.M. 2011. The impact of global climatic changes on the aquatic environment. *Procedia Environmental Sciences* **4**:251-259.
- Elias L.M.C. (2009) Variabilidade interanual da ressurgência de Cabo Frio - RJ. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro
- Fischer T.B. 2003. Strategic environmental assessment in post-modern times. *Environmental Impact Assessment Review* **23**:155-170.
- Fleming L.E., Broad K., Clement A., Dewailly E., Elmir S., Knap A., Pomponi S.A., Smith S., Solo Gabriele H. & Walsh P. 2006. Oceans and human health: Emerging public health risks in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* **53**:545-560.
- Fleming L.E. & Laws E. 2006. Overview of the oceans and human health. *Oceanography* **19**:18-23.
- Foresight (2011) Migration and Global Environmental Change: Future Challenges and Opportunities. vol Final Project Report. The Government Office for Science, London
- Forstner U. & Wittmann G.T.W. 1979. Metal pollution in aquatic environment, p 486. In. Springer-Verlag, p 486.
- Franchito S.H., Oda T.O., Rao V.B. & Kayano M.T. 2008. Interaction between coastal upwelling and local winds at Cabo Frio, Brazil: an observational study. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* **47**:1590-1598.
- Francioni E., Wagener A., Calixto R. & Bastos G. 2004. Evaluation of *Perna perna* (Linné, 1758) as a tool to monitoring trace metals contamination in estuarine and coastal waters of Rio de Janeiro, Brazil. *Journal of the Brazilian Chemical Society* **15**:103-110.
- GESAMP (2001) Land-based sources and activities affecting the quality and uses of the marine, coastal and associated freshwater environment. Protecting the oceans from land-based activities. Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection (GESAMP), The Hague
- Grandjean P., Nielsen G.D., Jorgensen P.J. & Horder M. 1992. Reference intervals for trace elements in blood: significance of risk factors. *Scandinavian Journal of Clinical & Laboratory* **52**:321-337.
- Guérin T., Chekri R., Vastel C., Sirot V., Volatier J.-L., Leblanc J.-C. & Noël L. 2011. Determination of 20 trace elements in fish and other seafood from the French market. *Food Chemistry* **127**:934-942.
- Hacon S., Barrocas P. & Siciliano S. 2005. Avaliação de risco para a saúde humana: uma contribuição para a gestão integrada de saúde e ambiente. *Cadenos Saúde Coletiva* **13**:811-835.
- Halpern B.S., Walbridge S., Selkoe K.A., Kappel C.V., Micheli F., D'Agrosa C., Bruno J.F., Casey K.S., Ebert C., Fox H.E., Fujita R., Heinemann D., Lenihan H.S., Madin E.M.P., Perry M.T., Selig E.R., Spalding M., Steneck R. & Watson R. 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* **319**:948-952.
- Huss H.H. 1997. Assurance of seafood quality. FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 169 pp.

- IEAPM (1997) Monitoramento do Ambiente Marinho. vol 10. Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira, Ministério da Marinha, Arraial do Cabo
- Ikeda Y. 1974. Observations on stages of upwelling in the region of Cabo Frio (Brazil) as conducted by continuous surface temperature and salinity measurements. *Boletim do Instituto Oceanográfico* **23**:33-46.
- IOC (2002) The final design plan for the HOTO module of GOOS. Intergovernmental Oceanographic Commission, Paris
- Iverson T. & Perrings C. 2012. Precaution and proportionality in the management of global environmental change. *Global Environmental Change* **22**:161-177.
- Jacobs J.D. & Bell T.J. 1998. Regional perspectives on 20th-century environmental change: introduction and examples from northern Canada. *Canadian Geographer* **42**:314-318.
- Jæger I., Hop H., Waaler T. & Gabrielsen G. (2007) Mercury levels in an Arctic marine food web. Statleg program for forureiningsovervaking. Utførande institusjon: Norsk Polarinstitut, Tromsø
- Järup L. 2003. Hazards of heavy metal contamination. *British Medical Bulletin* **68**:167-182.
- Jen-Jeng T. (1978) Contribuição ao estudo da ressurgência costeira na região de Cabo Frio (RJ). Universidade de São Paulo - USP, São Paulo
- Jonnalagadda S.B. & Rao P.V. 1993. Toxicity, bioavailability and metal speciation. *Comp Biochem Physiol C* **106**:585-595.
- Knap A., Dewailly E., Furgal C., Galvin J., Baden D., Bowen R.E., Depledge M., Duguay L., Fleming L.E., Ford T., Moser F., Owen R., Suk W.A. & Unluata U. 2002. Indicators of ocean health and human health: developing a research and monitoring framework. *Environmental Health Perspectives* **110**:839-845.
- Lima V.F. & Merçon F. 2011. Metais pesados no ensino de química. *Química nova na escola. Química Nova na Escola* **33**:199-205.
- Mächel H., Kapala A. & Flohn H. 1998. Behaviour of the centres of action above the Atlantic since 1881. Part I: Characteristics of seasonal and interannual variability. *International Journal of Climatology* **18**:1-22.
- Mahiques M.M., Bícigo M.C., Silveira I.C.A., Sousa S.H.M., Lourenço R.A. & Fukumoto M.M. 2005. Modern sedimentation in the Cabo Frio upwelling system, Southeastern Brazilian shelf. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* **77**:535-548.
- Malone T.C. 2003. The coastal module of the Global Ocean Observing System (GOOS): an assessment of current capabilities to detect change. *Marine Policy* **27**:295-302.
- McMeans B.C., Borgå K., Bechtol W.R., Higginbotham D. & Fisk A.T. 2007. Essential and non-essential element concentrations in two sleeper shark species collected in arctic waters. *Environmental Pollution* **148**:281-290.
- McMichael A.J. & Beaglehole R. 2000. The changing global context of public health. *The Lancet* **356**:495-499.
- MEA 2006. Marine and costal ecosystems and human well-being. United Nations Environment Programme (UNEP), Kenia, 64 pp.

- Moser G.A. & Gíanesella-Galvão S.M.F. 1997. Biological and oceanographic upwelling indicators at Cabo Frio (RJ). *Revista Brasileira de Oceanografia* **45**:11-23.
- Moura J.F., Roges E.M., Souza R.L., Siciliano S. & Rodrigues D.P. 2012. Marine Environment and Public Health, pp 264-284. In: Lameed G.A. (ed), *Biodiversity Conservation and Utilization in a Diverse World*. InTech, Rijeka, pp 264-284.
- Neff J.M. 2002. Bioaccumulation in marine organisms - effect of contaminants from oil well produced water Elsevier Massachusetts, pp.
- NRC 1999. From monsoons to microbes: understanding the ocean's role in human health. National Academic Press, Washington, 144 pp.
- Nygård T., Lie E., Røy N. & Steinnes E. 2001. Metal dynamics in an Antarctic food chain. *Marine Pollution Bulletin* **42**:598-602.
- Pfeiffer W.C., Lacerda L.D. & Fiszman N.R. 1985. Metais pesados no pescado da Baía de Sepetiba, Estado do Rio de Janeiro. *Ciência e Cultura* **37**:297-302.
- Pimentel D. & Pimentel M. 2006. Global environmental resources versus world population growth. *Ecological Economics* **59**:195-198.
- PNUMA (1992) Agenda 21 (global), Rio 92. Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento-UNCED. Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente, Rio de Janeiro
- PNUMA (2004) Perspectivas do Meio Ambiente Mundial 2002 GEO-3: Passado, presente e futuro. Integração entre o meio ambiente e o desenvolvimento: 1972-2002. Programa das Nações Unidas para Meio Ambiente, Brasília
- Reinfelder J.R., Fisher N.S., Luoma S.N., Nichols J.W. & Wang W.X. 1998. Trace element trophic transfer in aquatic organisms: A critique of the kinetic model approach. *Science of The Total Environment* **219**:117-135.
- Rodrigues R.R. & Lorenzetti J.A. 2001a. A numerical study of the effects of bottom topography and coastline geometry on the Southeast Brazilian coastal upwelling. *Continental Shelf Research* **21**:371-394.
- Rodrigues R.R. & Lorenzetti J.A. 2001b. A numerical study of the effects of bottom topography and coastline geometry on the Southeast Brazilian coastal upwelling. *Continental Shelf Research* **21**:371-394.
- Schlundt J., van Eck W. & Vallanjon M. 2003. WHO and FAO have a recipe for safer food. *Bulletin of the World Health Organization* **81**:315.
- Segovia-Zavala J., Delgadillo-Hinojosa F. & Alvarez-Borrego S. 1998. Cadmium in the coastal upwelling area adjacent to the California-Mexico border. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **46**:475-481.
- Siciliano S., Alves V.C. & Hacon S. 2005. Aves e mamíferos marinhos como sentinelas ecológicas da saúde ambiental: uma revisão do conhecimento brasileiro. *Cadernos Saúde Coletiva* **13**:927-946.
- Silva C.A.d., Tessier E., Kütter V.T., Wasserman J.C., Donard O.F.X. & Silva-Filho E.V. 2011. Mercury speciation in fish of the Cabo Frio upwelling region, SE-Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography* **59**:259-266.

- Silva G.L.O., Dourado M.S. & Candella R.N. 2006. Estudo preliminar da climatologia da ressurgência na região de Arraial do Cabo, RJ. Paper presented at the XIV Congresso Brasileiro de Meteorologia, Florianópolis,
- Stolton S. & Dudley N. 2010. Vital Sites - The contribution of protected areas to human health. WWF / Equilibrium Research, 104 pp.
- Tacon A.G.J. 1987. Essencial nutrients, p 117. In, The nutrition and feeding of farmed fish and shrimp. a training manual. FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations, Brasília, p 117.
- Torres Jr A.R. (1995) Resposta da ressurgência costeira de Cabo Frio a forçantes locais. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro
- Trenberth K.E. 2010. Global change: The ocean is warming, isn't it? *Nature* **465**:304.
- Valavanidis A. & Vlachogianni T. 2010. Metal pollution in ecosystems: ecotoxicology studies and risk assessment in the marine environment. *Science advances on Environment, Toxicology & Ecotoxicology issues* [www.chem-tox-ecotox](http://www.chem-tox-ecotox.com):14.
- Valdés J., Vargas G., Sifeddine A., Ortlieb L. & Guiñez M. 2005. Distribution and enrichment evaluation of heavy metals in Mejillones Bay (23°S), Northern Chile: Geochemical and statistical approach. *Marine Pollution Bulletin* **50**:1558-1568.
- Valentin J.L. 2001. The Cabo Frio upwelling system, Brazil, pp 97-105. In: Seeliger U., Kjerfve B. (eds), *Coastal Marine Ecosystems of Latin America*. Springer - Verlag, Berlin, pp 97-105.
- Wiafe G., Yaqub H.B., Mensah M.A. & Frid C.L. 2008. Impact of climate change on long-term zooplankton biomass in the upwelling region of the Gulf of Guinea. *Journal of Marine Science* **65**.
- Worm B., Barbier E.B., Beaumont N., Duffy J.E., Folke C., Halpern B.S., Jackson J.B.C., Lotze H.K., Micheli F., Palumbi S.R., Sala E., Selkoe K.A., Stachowicz J.J. & Watson R. 2006. Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science* **314**:787-790.
- Yonesshigue Y. (1985) Taxonomie et ecologie des algues marines dans la region de Cabo Frio (Rio de Janeiro, Bresil). Universite de Maerseille, Maerseille
- Zagatto P.A. & Bertoletti E. 2006. *Ecotoxicologia aquática: princípios e aplicações*. Rima, São Paulo, pp.

2. Capítulo

A interface da saúde pública com a saúde dos oceanos: produção de doenças, impactos socioeconômicos e relações benéficas

Artigo Publicado na Revista Ciência e Saúde Coletiva, volume 16, número 8. Páginas: 3469-3480 (2011)

Jailson Fulgencio de Moura¹; Marcelo Cardozo¹; Mariana Soares da Silva Peixoto Belo¹; Sandra Hacon²; Salvatore Siciliano²

¹Programa de Pós Graduação em Saúde Pública e Meio Ambiente, Escola Nacional de Saúde Pública, ENSP/Fiocruz

²Departamento de Endemias Samuel Pessoa, Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Fundação Oswaldo Cruz. Rua Leopoldo Bulhões 1480 térreo, Manguinhos. 21041-210 Rio de Janeiro RJ.

Contato: jailsonfm@gmail.com

2.1.1. Resumo

Nas últimas décadas, as atividades humanas têm causado forte impacto sobre o ambiente marinho, provocando alterações no seu processo ecológico. A relação entre a saúde dos oceanos, as atividades antrópicas e a saúde pública já é consenso; entretanto, seus mecanismos ainda estão sob os olhares da ciência. Essas relações incluem o foco sobre as mudanças climáticas, florações de algas tóxicas, contaminação microbiológica e química nas águas marinhas e bioinvasão de espécies exóticas. Além disso, existe a relação dos valores benéficos que os oceanos proporcionam à saúde e bem-estar da humanidade, tais como produtos naturais relevantes para a alimentação humana, o desenvolvimento da biomedicina, ou simplesmente, a satisfação humana derivada da recreação, esportes e outras interações dos seres humanos com os oceanos. A importância de se conhecer a relação entre saúde pública e a saúde dos oceanos dá-se, principalmente, devido ao crescente número de pessoas vivendo em zonas costeiras, nas regiões tropicais e subtropicais, tendo como pano de fundo as atividades antrópicas

produtoras de risco para a saúde do ambiente marinho, aumento da vulnerabilidade do homem, da biodiversidade e da iniquidade socioambiental.

Palavras-chave: Contaminação química e microbiana, Mudanças climáticas, Desastres naturais, Produtos naturais, Bioinvasão, Floração de algas tóxicas

2.1.2. Abstract

Over the past decades, human activities have had a heavy impact on the marine environment, causing alterations in ecological processes. The relationship between the health of the oceans, human activities and public healthcare is already generally accepted, though the mechanisms involved are still under scientific scrutiny. These relationships include a focus on climate change, toxic algal blooms, microbial and chemical contamination in marine waters and bioinvasion by exotic species. Moreover, there is the beneficial effect of the oceans on human health and wellbeing, such as natural products for the human diet, the development of biomedicine, or simply the satisfaction derived from human recreation, sports and other interactions of humans with oceans. The importance of appreciating the link between public healthcare and the health of the oceans is especially important due to the growing number of people living in coastal areas, mainly in tropical and subtropical regions. The backcloth to this is risk-related human activities that pose a danger to marine environmental health and the increase in the vulnerability of humans and biodiversity and socio-environmental iniquity.

Key words: Chemical and microbial contamination, Climate change, Natural disasters, Natural products, Bioinvasion, Toxic algal blooms

2.2. Introdução

Os oceanos representam uma fonte expressiva de diversidade biológica, água, produção de biomassa, oxigênio, além de outros aspectos importantes para a saúde humana. A qualidade dos oceanos é indispensável para a manutenção do planeta, e, deste modo, à saúde pública (NRC 1999; Sandifer et al. 2004). Entretanto, a grande maioria dos dejetos produzidos pelas atividades humanas durante séculos inevitavelmente tem alcançado os oceanos, mesmo em longas distâncias e lugares inóspitos.

Nas últimas décadas, têm sido evidente a vasta dimensão das alterações do ambiente marinho causadas pelas atividades antrópicas, assim como as inúmeras respostas destas alterações que tendem a impactar os processos ecológicos, pondo em risco de extinção várias espécies sensíveis e produzindo doenças na população humana (Fleming et al. 2006; Mora et al. 2007). Estas alterações não se restringem à escala oceânica, mas são fortemente associadas aos continentes causando, conseqüentemente, fortes pressões sobre a saúde dos ecossistemas terrestres, com reflexos nas atividades socioeconômicas e culturais e, por fim, à saúde pública (PNUMA 1992; Knap et al. 2002; PNUMA 2004; Fleming et al. 2006).

Recentemente, tem crescido a tendência de incorporar o termo saúde dentro das definições de saúde ambiental. O termo saúde dos oceanos, segundo definição do Painel sobre Saúde dos Oceanos (HOTO/GOOS), refere-se à condição do ambiente marinho dentro de uma perspectiva de efeitos adversos causados pelas atividades antrópicas, em particular: destruição do habitat, mudanças na proporção de sedimentação e mobilização de contaminantes (Andersen 1997; IOC 2002; Malone 2003). O cenário corrente sobre a conservação dos oceanos tem sido refletido em inúmeras doenças humanas relacionadas com a vida marinha.

A relação dos oceanos com as atividades humanas e a saúde pública já é consenso, porém, os seus mecanismos ainda não foram bem esclarecidos devido a sua complexidade (Andersen 1997; NRC 1999; IOC 2002; Fleming & Laws 2006). Estas relações incluem o foco sobre as mudanças climáticas, intoxicações por algas nocivas e contaminação microbiana e química de águas marinhas e pescado. Além disso, existe a relação benéfica dos oceanos para a saúde humana, como os produtos naturais de alto valor nutricional e fonte de matérias essenciais para o desenvolvimento da biomedicina

(NRC 1999; Knap et al. 2002; Fleming et al. 2006; Fleming & Laws 2006; Gossel & Walsh 2006).

As relações entre a saúde pública e a saúde dos oceanos são crescentes devido ao número também crescente de pessoas vivendo em áreas costeiras, principalmente em regiões tropicais e subtropicais. Nestas regiões, eleva-se a vulnerabilidade socioambiental decorrente das relações entre os desastres naturais que envolvem o oceano e a saúde (NRC 1999).

Estima-se que a população mundial tenha atingido 6,6 bilhões em 2007, com um crescimento projetado para 9,3 bilhões em 2050, sendo os países em desenvolvimento os principais responsáveis por este acréscimo (PRB 2007). Aproximadamente 65% da população humana vivem em até 159 km da linha da costa com um crescimento estimado em 75% para 2025 (Cohen 1995). Nas regiões costeiras os oceanos permanecem como importante fonte de proteína, qualidade de vida, recreação, além de ser parte integral das atividades econômicas em diversas localidades (Dewailly & Knap 2006). As populações costeiras são altamente vulneráveis às variações climáticas e aos eventos extremos. Como exemplo, o evento de tsunami (ondas gigantes, vagalhões) na Indonésia, em 2005, que causou 175 mil mortes. Além dos impactos físicos sobre a saúde decorrentes destes eventos, epidemias ocorrem com frequência devido às condições favoráveis que seguem fenômenos extremos, e que acabam sendo ampliadas graças às condições de vulnerabilidade sócio-ambientais das populações atingidas (NRC 1999; Fleming et al. 2006).

Vários agentes infecciosos presentes em hospedeiros marinhos, incluindo agentes bacterianos, virais e protozoários, resultam em doenças infecciosas em humanos (Knap et al. 2002; Sogin et al. 2006).

Os efeitos do clima e da temperatura sobre vetores de doenças, tal como o crescimento da prevalência de malária seguindo eventos de El Niño, têm sido sugeridos (Kovats 2000). Nesta perspectiva, a presente revisão tem como objetivo descrever e discutir a relação entre a saúde pública e a saúde dos oceanos, e promover a importância desta linha de pesquisa, onde escassos estudos têm sido realizados, principalmente na América Latina.

2.3. Clima, fenômenos naturais e saúde

2.3.1. *El Niño/Oscilação Sul*

As interações entre as correntes oceânicas e os ventos atmosféricos atuam na regulação do clima. Sem os oceanos a Terra seria intoleravelmente quente durante o dia e congelada durante a noite. Os oceanos possuem papel fundamental na capacidade de armazenamento e de transporte de calor ao redor do globo, que tende a administrar a variabilidade inter-anual do clima. Da mesma forma, os processos ecológicos marinhos são dependentes da variação da temperatura assim como o fluxo de nutrientes que é fortemente associado a este fator, que tende a manter a estabilidade ecológica (NRC 1999). Uma das formas de variação inter-anual mais drástica é o fenômeno de El Niño/Oscilação Sul (ENSO do inglês El Niño Southern Oscillation). O ENSO é uma variabilidade climática natural semi-periódica que ocorre em intervalos de 2-7 anos em decorrência da descontinuidade da ressurgência no leste do Pacífico Equatorial, em resposta a uma mudança no padrão dos ventos alísios (Kovats 2000; Kovats et al. 2003). Este fenômeno resulta em mudanças na temperatura oceânica e na pressão atmosférica na bacia do Pacífico. Os impactos climáticos do ENSO não são confinados ao oceano Pacífico, mas influenciam diversas regiões continentais ao longo do globo terrestre, via mudança na circulação atmosférica, que afeta o padrão de precipitação, podendo causar secas e chuvas intensas em áreas diferenciadas (Kovats 2000; Kovats et al. 2003; Fleming et al. 2006). As variações climáticas desencadeadas pelos eventos do El Niño têm associação com variações ecossistêmicas que causam impactos sobre a saúde pública. Estas variações climáticas produzidas por eventos de ENSO influenciam a densidade e a dispersão populacional de vetores, como exemplo, de mosquitos e roedores, que tendem a carrear doenças infecciosas em proporções epidêmicas, tais como malária, dengue e hantavirose (Kovats 2000; Anyamba et al. 2001; Confalonieri 2003; Kovats et al. 2003). Além disso, outras doenças como a leishmaniose e os surtos de cólera têm sido frequentemente associadas a esse evento climático (Kovats 2000; Anyamba et al. 2001; Confalonieri 2003; Kovats et al. 2003).

Além dos problemas relacionados aos eventos de ENSO, outros extremos, como a seca, têm efeitos mais insidiosos na saúde pela perda na produção agrícola e, conseqüentemente, por severos distúrbios nutricionais (NRC 1999). Portanto, não se

trata somente de impactos diretos, mas também por tender a agravar a estrutura socioeconômica das sociedades atingidas, o que provoca uma amplificação dos impactos sobre a saúde pública. Com os casos de seca desencadeados pelas variações climáticas associadas à ENSO as florestas tendem a se tornar mais vulneráveis a queimadas, tendo como consequência a enorme perda de biodiversidade e as doenças respiratórias vinculadas à má qualidade do ar (Confalonieri et al. 2002).

A ocorrência de eventos de El Niño em 1997/1998 resultou na morte de mais de 21 mil pessoas em 27 países ao redor do mundo. Ao todo, 117 milhões de pessoas foram afetadas. As ocorrências de morbidades como resultado das pressões destes fenômenos afetaram cerca 540 mil pessoas, ao passo que 4,9 milhões de pessoas foram deslocados de suas residências, ficando sem moradia (GESAMP 2001).

2.3.2. Mudanças climáticas

Assim como as variações, entendidas como uma propriedade intrínseca do sistema climático, responsável por oscilações naturais nos padrões observados nas escalas geográficas, as mudanças climáticas globais ocorrem devido ao aumento de temperatura provocado por emissões antrópicas de gases causadores do efeito estufa durante décadas. As mudanças climáticas globais podem ter tanto efeitos diretos quanto indiretos sobre a saúde pública (NRC 1999; Confalonieri 2003; Fleming et al. 2006; Few 2007). Os gases do efeito estufa, naturalmente presentes em baixas concentrações na atmosfera, mantêm a temperatura média da Terra em torno de 15° C. Sem este mecanismo de regulação da temperatura atmosférica global, a média da Terra poderia ser -18° C e o planeta seria congelado, impedindo a extensa biodiversidade existente (Haines et al. 2000). Entretanto, a liberação antrópica desses gases tem elevado a temperatura global resultando em efeitos catastróficos sobre a saúde ambiental e humana, além de causar abalos socioeconômicos e culturais (Wilkinson et al. 2003).

Focando nos distúrbios causados pelos efeitos das mudanças do clima em longo prazo nos oceanos, o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) aponta como principais influências a elevação do nível dos oceanos, o aumento da temperatura global, variações dos níveis de salinidade, mudança na circulação de massas de água, decréscimo da concentração de oxigênio, aumento do nível no mar e

provável aumento na intensidade e na frequência de furacões e de ciclones (Bindoff et al. 2007). Um dos efeitos mais discutidos do aquecimento global sobre os oceanos é o aumento do nível do mar. Este pode ter o efeito catastrófico de introduzir água salgada em sistemas de água fresca nos continentes, afetando a qualidade e a disponibilidade desta para o consumo (Fleming et al. 2006). Além disso, segundo o quarto relatório do IPCC, há evidências observáveis de que um aumento no número de ciclones tropicais no Atlântico Norte, iniciado por volta de 1970, tem associação com o aumento da temperatura da superfície do mar (Bindoff et al. 2007). O aquecimento global poderá também promover mudanças no padrão generalizado de infecções fecal-oral e de doenças alimentares. Espera-se que a ampla distribuição geográfica (tanto pela altitude como por latitude) de organismos que transmitem doenças (vetores) aumentará não só o potencial de transmissão, mas também mudará a dinâmica do ciclo de vida (por exemplo, reprodução, sobrevivência e potencial de infecção) de organismos vetores de parasitas infecciosos (Haines et al. 2000; Patz 2002; Confalonieri 2003; Few 2007). O desequilíbrio das relações ecológicas, devido à mudança do clima, pode alterar os mecanismos naturais de controle de vetores e seus organismos de acolhimento, bem como de populações parasitas (GESAMP 2001; Patz 2002). Além disso, secas mais frequentes e a elevação do nível do mar podem forçar as populações humanas a migrarem para áreas onde estão localizados organismos infecciosos, mas que atualmente produzem pouco impacto sobre as pessoas. Efeitos adicionais das mudanças globais incluem repercussões na agricultura, reduções na camada de ozônio, impactos socioeconômicos e aumento da vulnerabilidade a doenças e a subnutrição (Few 2007). Os inúmeros efeitos da mudança do clima afetarão todas as formas de vida na Terra, incluindo toda a biodiversidade e seus processos ecológicos, sendo umas espécies mais resistentes e outras mais vulneráveis aos fenômenos e às tendências dos impactos globais.

2.3.3. Eventos extremos

Devido às populações humanas estarem cada vez mais se concentrando em regiões costeiras, os eventos extremos, tais como os tsunamis, os tornados, os ciclones,

as tempestades e as inundações, tendem a mobilizar a atenção pública internacional devido ao aumento da vulnerabilidade social pelos efeitos que causam (Costanza et al. 1997; MEA 2006; Costanza & Farley 2007). Fenômenos extremos, de mesma magnitude e de características similares, impactam diferentemente os distintos grupos populacionais, dependendo de seu nível de vulnerabilidade (NRC 1999; Waring & Brown 2005; Fleming et al. 2006). Enquanto as nações ricas e industrializadas sofrem mais por perda econômica como consequência aos desastres naturais, os países pobres e em desenvolvimento frequentemente sofrem com extensa perda de vida, incidência de doenças, além dos prejuízos sociais e nas estruturas físicas (NRC 1999; Costanza & Farley 2007). Como exemplo, pode-se citar o maremoto do Índico, em 2004, que desencadeou uma sequência de tsunamis responsável por aproximadamente 220 mil mortes, sendo a Indonésia um dos países mais afetados com mais de 400 mil desabrigados. Desastres naturais forçam uma condição temporária de pessoas vivendo em aglomerados com condições sanitárias inadequadas, mau gerenciamento de dejetos humanos, nutrição empobrecida, incidência de doenças de veiculação hídrica, baixo nível de imunidade e vulnerabilidade a doenças infecciosas como pneumonia, cólera, dengue, malária, além de traumas resultantes da magnitude dos eventos (NRC 1999; Waring & Brown 2005). Em adição, também podem interferir na continuidade de serviços de saúde devido a impactos na infra-estrutura, ou forçar mudanças de prioridade nas políticas de saúde. Algumas doenças infecciosas podem ser agravadas pela má nutrição ou relacionadas à fome como resultado de migrações humanas (Kovats et al. 2003). Estudos recentes mostram que o poder destrutivo de furacões tem crescido ao redor do mundo, elevando drasticamente sua frequência nas últimas duas décadas no Atlântico (Emanuel 2005; Webster et al. 2005).

Frequentemente a habilidade de antecipar e de responder aos desastres naturais apoia-se em entender os sistemas do clima, que dependem da interação complexa da atmosfera, dos continentes e dos oceanos (NRC 1999; Fleming et al. 2006). Entretanto, geralmente a importância principal está focada no desenvolvimento e no aprimoramento de medidas de prevenção populacional a eventos extremos ambientais, havendo a necessidade de melhoria das condições socioeconômicas de populações pobres com a finalidade de redução dos impactos sobre estas.

Microrganismos nocivos no ambiente marinho e espécies invasoras

2.3.4. Algas tóxicas

As toxinas produzidas por floração de algas tóxicas (HAB - Harmful Algal Bloom) possuem a capacidade de bioconcentrar ao longo da cadeia trófica. Portanto, o homem, assim como diversos outros animais que ocupam escalas mais altas desta cadeia, está vulnerável aos efeitos adversos destas toxinas (Van Dolah 2000; Fleming et al. 2006). Os maiores riscos de envenenamentos e de infecções gastrointestinais estão vinculados ao consumo de pescado, principalmente o de moluscos bivalvos (mexilhões e ostras), devido a serem filtradores, o que faz com que estes organismos acumulem grande quantidade de HABs. Banhistas também estão expostos aos efeitos das florações de algas tóxicas pela ingestão e inalação de "spray" produzido pela ação da quebra das ondas contendo HABs (NRC 1999; WHO 2003). Em todo o mundo, toxinas de algas marinhas têm sido associadas com casos de intoxicações e de fatalidades humanas e animais (Shuval 1999; Van Dolah 2000). Outrossim, florações massivas de algas tóxicas e não tóxicas podem causar decréscimo acentuado de oxigênio (hipóxia) no local de ocorrência, acarretando em morte massiva da fauna marinha e afetando a recreação, o comércio pesqueiro, o turismo e a saúde pública (Fristachi et al. 2007).

De 5.000 espécies de fitoplânctons, aproximadamente 300 ocorrem em florações massivas e pouco mais de 80 são conhecidamente tóxicas (Hackney & Pierson 1994; Van Dolah 2000). Entretanto, uma vez estabelecidas, algumas florações de algas tóxicas podem persistir no ambiente devido ao poder inibitório das toxinas sobre o crescimento de outras espécies de fitoplâncton, ou reduzir a predação dos zooplânctons. Os envenenamentos humanos causados por exposição às HABs provocam sérios problemas à saúde humana, que podem levar ao óbito ou produzir sequelas (Van Dolah 2000). Porém, não é raro médicos em regiões costeiras, onde a maioria dos casos ocorre, diagnosticar erroneamente os sintomas de envenenamento ou então atribuir outros fatores a estes (Oliveira & Freitas 2001). Em adição, existem evidências de que o câncer colo-retal esteja fortemente associado à ingestão de biotoxinas produzidas por microalgas marinhas através do consumo de moluscos bivalvos (Manerio et al. 2008).

São reconhecidos cinco tipos de envenenamentos causados pela ingestão de algas tóxicas: envenenamento paralisante (*Paralytic Shellfish Poisoning*), envenenamento

neurotóxico (*Neurotoxic Shellfish Poisoning*), envenenamento diarreico (*Diarrhetic Shellfish Poisoning*), envenenamento amnésico (*Amnesic Shellfish Poisoning*) e envenenamento por ciguatera (*Ciguatera Fish Poisoning*) (NRC 1999; Van Dolah 2000; Oliveira & Freitas 2001; Knap et al. 2002; Fleming et al. 2006). Embora, exista registro de HABs antes do início da transformação dos ecossistemas costeiros pelas atividades antrópicas, nas últimas décadas tem crescido drasticamente o número de problemas associados à HABs em todo o globo. Entretanto, parte deste crescimento está associado ao crescimento do monitoramento ambiental (Van Dolah 2000). Uma via potencial de dispersão destes microrganismos reside no transporte de água de lastro em navios, e outra está nos moluscos bivalvos comercialmente introduzidos nos países para aquicultura que podem carrear o microrganismo de diversas formas (Wallentinus & Nyberg 2007).

Mudanças ambientais globais, como a destruição de recifes, o enriquecimento nutricional de águas costeiras por nitrogênio e fósforo, e também as alterações climáticas globais, podem servir para explicar os aumentos das marés vermelhas relatados a nível mundial, assim como o crescimento de doenças humanas relacionadas com a exposição a toxinas marinhas ou associadas com os eventos (Fleming et al. 2006). Além disso, surtos de cólera têm sido associados às HABs desde o conhecimento de que copépodos marinhos são capazes de transportar a bactéria *Vibrio cholerae* e de se alimentar de florações de algas. Portanto, estas florações podem levar a disseminação de cólera e a surtos associados com a frequência de inundações e de eventos extremos (Epstein et al. 1994).

Shuval (1999) estimou que biotoxinas marinhas associadas principalmente com florações de algas tóxicas causam cerca de 100 mil a 200 mil casos graves de envenenamento por ano a nível mundial e cerca de 10 mil a 20 mil mortes e um número semelhante de casos muito graves com sequelas neurológicas, como as paralisias. Além disso, eventos de HABs podem produzir mortes massivas de organismos marinhos e provocar fortes perdas econômicas, principalmente no extrativismo pesqueiro, na aquicultura e no turismo (NRC 1999; Van Dolah 2000; Oliveira & Freitas 2001; Fleming et al. 2006).

2.3.5. Contaminação microbiana

As atividades microbiológicas são de grande importância para diversos processos ecológicos no ecossistema marinho, assim como suas funções são fundamentais para a manutenção dos ciclos biogeoquímicos necessários à manutenção da vida (Hunter-Cevera et al. 2005). A comunidade microbiana marinha pode revelar uma diversidade complexa potencial, principalmente em águas oceânicas profundas (Hunter-Cevera et al. 2005; Sogin et al. 2006).

No ecossistema marinho, a distribuição de um patógeno viral ou bacteriano é diretamente determinada pela sua virulência, assim como o número de hospedeiros susceptíveis disponíveis. Este balanço entre hospedeiro e patógeno gera e mantém a diversidade de ambos os grupos. Entretanto, em algumas ocasiões, esta relação delicada e normal se quebra, principalmente devido a forças agressoras sobre o meio ambiente ou a desequilíbrios ambientais, o que resulta na abundância dos patógenos e no aumento da vulnerabilidade sobre a biodiversidade marinha e sobre a saúde pública (Hunter-Cevera et al. 2005). Variáveis físicas, químicas e biológicas no ambiente marinho podem influenciar no número e na diversidade de micróbios marinhos. Mudanças e variações climáticas e poluição marinha (principalmente liberação antropogênica de nitrogênio) podem promover a dispersão e a propagação de organismos microbianos presentes no ambiente marinho (NRC 1999; Hunter-Cevera et al. 2005; Fleming et al. 2006). A maioria das doenças parece resultar da ingestão de pescado contaminado, embora a de água marinha também seja uma importante rota para infecções, podendo, alguns agentes infecciosos, introduzirem-se no corpo hospedeiro através de feridas na epiderme (NRC 1999).

A comunidade microbiana marinha geralmente é usada como indicadora da qualidade da água para recreação e pesca (NRC 1999; Fleming et al. 2006). Estes microorganismos utilizados como indicadores são aqueles geralmente encontrados em fezes humanas em concentrações elevadas, e que tipicamente entram no ambiente marinho. Uma concentração elevada destes indicadores reflete a contaminação por dejetos humanos, tornando assim um local impróprio para a recreação e a pesca e resultando em perdas econômicas severas e em agravos à saúde (NRC 1999; Knap et al. 2002). Esta situação agrava-se em regiões que necessitam extremamente do turismo e também para populações que precisam primordialmente da pesca para a subsistência

(Fleming et al. 2006). Apesar da indicação do uso de *Enterococcus* como indicadores da qualidade do ambiente marinho (USEPA 1986, 1999), estes organismos microbianos podem sobreviver e se multiplicar em ambientes tropicais quentes, fora do trato intestinal humano.

Shuval (1999) estimou que a cada ano cerca de 2,5 milhões de casos clínicos de infecções por hepatite ocorram a nível global, com cerca de 25 mil mortes e 25 mil casos de deficiências hepáticas associadas ao consumo de pescado contaminado, principalmente mexilhões. Além disso, este autor estimou um impacto econômico global de 7,2 bilhões de dólares por ano associados a estes agravos. O número de infecções parece ter se elevado entre indivíduos expostos a águas marinhas, incluindo infecção gastrointestinal, dermal, respiratória, ocular, auricular e nasal, principalmente em crianças e em pessoas idosas, as quais têm maior risco a infecções (Knap et al. 2002).

2.3.6. Bioinvasão de espécies exóticas

A bioinvasão, também chamada de contaminação biológica, refere-se a algumas espécies exóticas introduzidas em um novo ambiente, e que por ausência de controles naturais, como parasitas e doenças, tornam-se extremamente nocivas à biodiversidade local, principalmente em ambientes alterados (Medeiros & Nahuz 2006; Drake et al. 2007). Quando uma espécie introduzida em um novo ambiente tem sucesso em estabelecer-se e aumenta sua população, esta tende a competir e a eliminar espécies nativas, ou a causar danos socioeconômicos e à ecologia local, e a afetar a saúde pública (Wallentinus & Nyberg 2007). A bioinvasão é considerada uma das mais importantes ameaças à biodiversidade e à integridade dos ecossistemas marinhos, principalmente os costeiros. Entretanto, esta causa só teve merecida atenção após a assinatura da Convenção sobre a Diversidade Biológica em junho de 1992. Bioinvasões marinhas têm ocorrido em todas as regiões do mundo, e o maior carreador de espécies exóticas a novas áreas é a navegação, na qual a água de lastro de navios atua como vetor das espécies (Medeiros & Nahuz 2006). As mudanças climáticas, a deposição de nitrogênio e os contaminantes no ambiente marinho parecem auxiliar no sucesso de acomodação

de espécies invasoras em um novo habitat (Occhipinti-Ambrogi 2007), principalmente microrganismos (Drake et al. 2007).

Diversas espécies marinhas têm causado fortes perdas econômicas e ecológicas no habitat invadido. Uma vez estabelecida, a eliminação da espécie exótica no novo habitat é muito custosa ou mesmo impossível, portanto, as políticas relacionadas à bioinvasão vêm sendo vinculadas a medidas de prevenção de introdução de espécies exóticas (Hewitt & Campbell 2007). Principalmente, pelo gerenciamento da troca de água de lastro de navios, que é o principal vetor destas espécies (Medeiros & Nahuz 2006; Drake et al. 2007). Um dos principais problemas da bioinvasão relacionados com a saúde pública é a introdução de algas tóxicas causadoras de envenenamentos e outros microrganismos patogênicos, como o *Vibrio cholerae*, causador da cólera (ANVISA 2003; Medeiros & Nahuz 2006; Occhipinti-Ambrogi 2007).

Em 1991, a cólera surgiu na América Latina, e até recentemente causou mais de 1,2 milhões de casos e 12 mil mortes. Acredita-se que o Peru serviu como porta de entrada no continente Sulamericano. Entretanto, o Brasil alcançou o maior número de casos em todo o continente nos anos de 1993 e 1994, e mais recentemente em 1999 no litoral do Paraná, com 467 casos confirmados (ANVISA 2003). Existem evidências científicas mostrando que os primeiros casos de cólera aconteceram na região costeira dos portos, o que sugere que os surtos, ou epidemias, poderiam ter sido provocados pela água de lastro de navios provenientes de áreas endêmicas (Medeiros & Nahuz 2006). Em estudo realizado pela ANVISA, em 2002 (ANVISA 2003), foi detectada a presença de *Vibrio cholerae* e de *Escherichia coli*, em elevadas proporções, nas amostras coletadas de água de lastro de navios em diversos portos do Brasil, corroborando à hipótese de navios como carreadores do patógeno.

2.4. Contaminação química

Nas últimas décadas têm-se presenciado um significativo crescimento na indústria química e, conseqüentemente, no número de poluentes químicos manufaturados.

Todos os anos centenas de substâncias químicas de toxicidade e efeitos desconhecidos para a saúde são liberados no ambiente. Isso tem comprometido a qualidade da água e do ar, afetando a biodiversidade nos ecossistemas, contaminando

alimentos e comprometendo a saúde humana (Franco & Druck 1998; Porto 1998; Hacon et al. 2005).

A grande maioria dos dejetos produzidos pelas atividades antrópicas inevitavelmente alcança os oceanos e se dispersa amplamente, podendo chegar até regiões livres da liberação de poluentes, como a região Antártica (Aono et al. 1997; IOC 2002). Aproximadamente 80% da contaminação que alcança os oceanos têm suas fontes de emissões nos continentes, através de rotas atmosféricas, descargas diretas nos oceanos por efluentes urbanos, industriais e agrícolas, além de outras fontes (Sandifer et al. 2004). O problema da contaminação dos oceanos é amplificado pelo fato de a maioria das atividades humanas está concentrada em regiões costeiras (Cohen 1995).

Os contaminantes que causam maior preocupação são aqueles que possuem persistência ambiental, biodisponibilidade, tendência de bioacumulação na cadeia trófica e efeitos tóxicos (Hacon et al. 2005). As fontes e a quantidade de emissões também são extremamente importantes. Os poluentes orgânicos persistentes (POPs), os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) e os metais são classificados pelas características acima citadas (Netto et al. 2000; Grisolia 2005).

Os poluentes orgânicos persistentes (POPs) representam riscos potenciais para a saúde humana e ambiental. Devido à facilidade de entrar na cadeia alimentar e a baixa degradação química e biológica, os contaminantes incluídos nesta categoria afetam a saúde dos organismos expostos, principalmente aqueles incluídos no topo da cadeia trófica, como é o caso do homem (Grisolia 2005; Fleming et al. 2006). A principal exposição humana aos POPs nos oceanos é através do consumo de pescado (Dewailly et al. 2001). Um dos mais relevantes POPs ainda na atualidade é o inseticida DDT (diclodifeniltricloroetano), que apesar de ter sua comercialização e aplicação proibida na maioria dos países, ainda é utilizado em algumas nações tropicais e subtropicais para controle de vetores, como a malária (Flores et al. 2004; Grisolia 2005). Segundo a Agência Internacional de Pesquisa Sobre Câncer, o DDT é possivelmente carcinogênico e exposições subagudas podem causar problemas no sistema nervoso central e também prejudicar a integridade imunológica (IARC 2004). Similarmente, os PCBs (bifenilas policloradas) têm causado severos impactos sobre os organismos expostos e à saúde pública, principalmente através de consumo de pescado (Dewailly et al. 2001; Snedeker 2001; Flores et al. 2004).

Os HPAs são poluentes de grande persistência ambiental e, juntamente com seus derivados, possuem importantes efeitos carcinogênicos, mutagênicos e genotóxicos

(Netto et al. 2000). Os HPAs são formados através da transformação térmica de combustíveis fósseis (Netto et al. 2000). Desta forma, incêndios florestais, processos industriais e atividades petroquímicas são os principais contribuintes para a contaminação ambiental por HPAs (Fleming et al. 2006; Meire et al. 2007). Estes também podem ser formados naturalmente, mas a origem antropogênica é que vem causando preocupações. Os HPAs são altamente lipossolúveis e rapidamente absorvidos pelos pulmões, pelos intestinos e pela pele de animais experimentais, independente da rota de administração. Os efeitos carcinogênicos de alguns HPAs são de primordial importância para a saúde pública e ambiental, sendo o consumo de pescado a principal fonte de exposição humana referente à contaminação oceânica (Netto et al. 2000; Fleming et al. 2006).

Os metais pesados são constituintes naturais da biosfera, da litosfera, da atmosfera e da hidrosfera. Os processos naturais que controlam e modulam a transferência entre os diferentes compartimentos interagem entre si ao longo do tempo. Entretanto, com o aumento das atividades humanas, os ciclos geoquímicos e biogeoquímicos têm sido substancialmente alterados especialmente durante o século passado e o corrente. Uma vez no ambiente, os elementos metálicos podem ocorrer sob diversas formas químicas e, conseqüentemente, podem aumentar ou reduzir suas propriedades tóxicas (Knap et al. 2002; Fleming et al. 2006).

O mercúrio, que tem sido associado a diversos agravos à saúde humana, é utilizado em extensa gama de processos industriais e em práticas de minerações. Quando liberado no ambiente, bactérias podem rapidamente transformar sua forma inorgânica em orgânica (metil-mercúrio) (Fleming et al. 2006). O metil-mercúrio pode ser bioacumulado e biomagnificado no meio ambiente podendo causar efeitos citotóxicos, problemas renais e no cérebro daqueles expostos (Dewailly et al. 2001). Concentrações de 1 a 2 mg/kg no tecido cerebral pode causar prejuízos neurológicos. Além disso, devido à capacidade de atravessar a barreira placentária, o metil-mercúrio torna-se extremamente maléfico aos fetos expostos (Moura et al. 2012). Devido à extensa contaminação por mercúrio, indivíduos que consomem pescado com certa frequência apresentam os mais altos níveis de metil-mercúrio em seus tecidos. Entretanto, a vulnerabilidade populacional está fortemente vinculada à origem dos pescados consumidos, com os oriundos de ambientes contaminados afetando a população com níveis mais elevados de metil-mercúrio. Um exemplo disso são indivíduos no Iraque e no Japão, que podem apresentar níveis de 50-100 ppm de metil-

mercúrio em amostras de cabelo, quando a média da concentração deste composto em humanos é de menos de 1ppm (Harada 1995).

O cádmio também possui a capacidade de bioacumular no ambiente marinho, sendo frequentemente encontrado em amostras biológicas oriundas deste ambiente. O cádmio é reconhecido como carcinógeno humano, entretanto, o maior risco humano está relacionado à exposição a este elemento é à proteinúria e à falha renal (IARC 2004).

O arsênio e o chumbo também são potencialmente danosos à saúde ambiental e humana. Estes são geralmente encontrados nos organismos vivos e no sedimento marinho, sendo as descargas industriais uma das principais fontes de emissões ambientais.

Diversos contaminantes relacionados com atividades antrópicas têm sido encontrados em tecidos de organismos marinhos, e, em alguns casos, estes têm sido associados a efeitos adversos nos organismos expostos (Ross & Birnbaum 2003; Siciliano et al. 2005). Em contrapartida, a ausência de associações causais entre os níveis de contaminantes específicos e os efeitos adversos encontrados em organismos marinhos pode ser devido a variáveis no estudo. Uma das variáveis que pode causar confundimento e escassez de associações causais nos estudos é a presença de misturas de uma gama considerável de contaminantes específicos presentes atualmente nos oceanos. Esta mistura poderia causar efeitos adversos atuando em conjunto, e talvez em baixos níveis, o que poderia obscurecer as associações nos estudos utilizando apenas contaminantes específicos (Ross & Birnbaum 2003).

2.5. Importância dos oceanos para a saúde e bem-estar humano

Os oceanos possuem uma valorosa relação com o bem-estar humano através de serviços ecossistêmicos, fonte de descobertas para a farmacologia e biomedicina, valores culturais, e simplesmente a satisfação de pessoas, a qual deriva da harmonia dos oceanos saudáveis e de sua biodiversidade estável. Os serviços ecossistêmicos marinhos incluem a estabilização da costa, a regulação de nutrientes e do clima, o gerenciamento de poluentes, os recursos energéticos, os produtos naturais de valores para a biomedicina, o turismo e a recreação. Portanto, além da importância da qualidade dos oceanos para manter a integridade da biodiversidade residente neste bioma, os oceanos

também produzem efeitos benéficos e essenciais para a manutenção e a estabilidade dos ecossistemas terrestres, para o bem-estar e para a saúde humana (Dewailly & Knap 2006; MEA 2006). Atualmente tem crescido a tendência de incluir valores econômicos sobre os recursos naturais, sendo que na maioria dos casos, a conservação dos ecossistemas avaliados é mais economicamente rentável do que o valor econômico advindo da aquisição e utilização de seus recursos, que geralmente deixam severos passivos ambientais. Costanza et al. (1997) mostraram que enquanto as zonas costeiras cobrem apenas 8% da superfície continental mundial, os serviços e os benefícios provenientes desta zona são responsáveis por aproximadamente 43% do valor total estimado de serviços ecossistêmicos globais, com valor de 12,6 trilhões de dólares.

Nas últimas seis décadas houve um crescente interesse por substâncias com propriedades bioativas oriundas de organismos marinhos (Jack 1998; NRC 1999; Oliveira & Freitas 2001; Fleming et al. 2006). Já na década de 1950 Bergman e Feeney (1951) descobriram duas drogas de extrema importância para a medicina (ARA-C e ARA-A), baseadas em nucleosídeos presentes em esponjas marinhas (*Tectilethya crypta* e *Streptomyces antibioticus*). Formulado sinteticamente a partir da descoberta desses pesquisadores, o ARA-C é indicado no tratamento de leucemia não linfocítica e crônica mielocítica, enquanto que o ARA-A é indicado no tratamento de viroses provocadas por *Herpes simplex* e *Herpes zoster* (McConnell et al. 1994; NRC 1999; Oliveira & Freitas 2001). Outra contribuição de valiosa importância para a medicina foi a descoberta da azidotimidina, o AZT. Este derivado sintético, originário de esponjas marinhas, atualmente ainda é uma das drogas mais eficazes no tratamento da imunodeficiência adquirida (AIDS) (McConnell et al. 1994; Oliveira & Freitas 2001). A partir dos trabalhos destes pesquisadores, cientistas começaram a explorar a biodiversidade marinha e seu potencial para a descoberta de novos compostos bioativos, objetivando o avanço da farmacologia e da biomedicina no tratamento de doenças conhecidas por causar danos severos sobre a população (Fleming et al. 2006; Moura et al. 2012). O sucesso da descoberta de novos compostos bioativos, e seus efeitos farmacológicos, extraídos de organismos marinhos têm sido demonstrados a partir de formulações de novos tratamentos anticâncer, e contra doenças infecciosas e inflamações (Schwartzmann 2000). Entretanto, grande ênfase tem sido atribuída à descoberta de compostos anticancerígenos derivados de organismos marinhos devido, em grande parte, à disponibilidade de financiamento para apoiar estudos que objetivem a descoberta de novos compostos (NRC 1999; Fleming et al. 2006).

Os oceanos são fonte rica de diversidade química e biológica, com centenas de milhares, talvez mesmo milhões de novas espécies ainda desconhecidas, principalmente os microrganismos que representam grande oportunidade para a descoberta de novas espécies e de novas substâncias químicas (NRC 1999; Sogin et al. 2006).

Outra abordagem de extrema importância é o estudo de organismos marinhos como base das descobertas para a biomedicina. A pesquisa sobre a história natural, a taxonomia, a fisiologia e a bioquímica de organismos marinhos tem servido como modelo de investigação biomédica para elucidar questões pertinentes sobre a fisiologia, a bioquímica e as patologias humanas (Deming 1998; NRC 1999; Knap et al. 2002; Fleming et al. 2006; Grossel & Walsh 2006; Moura et al. 2012).

2.5.1. Conclusões

Este artigo pretendeu demonstrar brevemente a complexa interação dos oceanos com a saúde e o bem-estar humano. As atividades antrópicas, ensejadas em incertezas, têm promovido fortes pressões sobre o meio ambiente marinho. As quais têm causado alterações ambientais tanto a nível local, regional como global, impactando a biodiversidade e o ciclo ecológico marinho, e afetando de forma negativa a saúde pública.

Atualmente existe uma necessidade de melhor compreensão da interface da saúde dos oceanos com a saúde pública. Entretanto, é fato de que grande parte dos agravos dos oceanos sobre a saúde humana seja devido à deterioração deste bioma, causada por pressões humanas. Portanto, pode-se concluir que medidas de proteção dos oceanos seriam uma prática de saúde pública, promovendo com isso a saúde das gerações futuras e atuais e dos demais organismos. Além disso, proteger a biodiversidade também significa a defesa de fonte importante de proteínas, de descobertas de novos medicamentos e de modelos a partir de organismos marinhos, que por ventura são perdidos devido à contaminação antropogênica.

2.6.Referências Bibliográficas

- Andersen N.R. 1997. An early warning system for the health of the oceans. *Oceanography* **10**:14-23.
- ANVISA (2003) Brasil água de lastro ANVISA. Projeto GGPAF 2002. Agência Nacional de Vigilância Sanitária - ANVISA-MS, Brasília
- Anyamba A., Linthicum K.J. & Tucker C.J. 2001. Climate-disease connections: Rift Valley Fever in Kenya. *Cadernos de Saúde Pública* **17 Suppl**:133-140.
- Aono S., Tanabe S., Fujise Y., Kato H. & Tatsukawa R. 1997. Persistent organochlorines in minke whale (*Balaenoptera acutorostrata*) and their prey species from the Antarctic and the North Pacific. *Environmental Pollution* **98**:81-89.
- Bergman W. & Feeney R.J. 1951. Contributions to the study of marine products. XXXII. The nucleosides of sponges. *Journal of Organic Chemistry* **16**:981-987.
- Bindoff N.L., Willebrand J., Artale V., Cazenave A., Gregory J., Gulev S., Hanawa K., Quéré C.L., Levitus S., Nojiri Y., Shum C.K., Talley L.D. & Unnikrishnan A. (2007) Observations: Oceanic Climate Change and Sea Level. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge/United Kingdom/New York
- Cohen J.E. 1995. Population growth and earth's human carrying capacity. *Science* **269**:341-346.
- Confalonieri U.E.C. 2003. Variabilidade climática, vulnerabilidade social e saúde no Brasil. *Terra Livre* **1**:193-204.
- Confalonieri U.E.C., Chame M., Najar A., Chaves S.A.M., Krug T., Nobre C., Miguez J.D.G., Cortesão J. & Hacon S. 2002. Mudanças globais e desenvolvimento: importância para a saúde. *Informe Epidemiológico do SUS* **11**:139-154.
- Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V. & Paruelo J. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* **387**:253-260.
- Costanza R. & Farley J. 2007. Ecological economics of coastal disasters: Introduction to the special issue. *Ecological Economics* **63**:249-253.
- Deming J.W. 1998. Deep ocean environmental biotechnology. *Current Opinion in Biotechnology* **9**:283-287.
- Dewailly E., Ayotte P., Bruneau S., Lebel G., Levallois P. & Weber J.P. 2001. Exposure of the Inuit Population of Nunavik (Arctic Québec) to Lead and Mercury. *Archives of Environmental Health* **56**:350-357.
- Dewailly E. & Knap A. 2006. Food from the oceans and human health: balancing risks and benefits. *Oceanography* **19**:84-93.
- Drake L.A., Doblin M.A. & Dobbs F.C. 2007. Potential microbial bioinvasions via ships' ballast water, sediment, and biofilm. *Marine Pollution Bulletin* **55**:333-341.

- Emanuel K. 2005. Increasing destructiveness of tropical cyclones over the past 30[thinsp]years. *Nature* **436**:686-688.
- Epstein P.R., Ford T.E. & Colwell R.R. 1994. Marine ecosystems, pp 14-17. In: Epstein P.R., Sharp D. (eds), *Health and Climate Change*. The Lancet, London, pp 14-17.
- Few R. 2007. Health and climatic hazards: Framing social research on vulnerability, response and adaptation. *Global Environmental Change* **17**:281-295.
- Fleming L.E., Broad K., Clement A., Dewailly E., Elmir S., Knap A., Pomponi S.A., Smith S., Solo Gabriele H. & Walsh P. 2006. Oceans and human health: Emerging public health risks in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* **53**:545-560.
- Fleming L.E. & Laws E. 2006. Overview of the oceans and human health. *Oceanography* **19**:18-23.
- Flores A.V., Ribeiro J.N., Neves A.A. & Queiroz E.L.R. 2004. Organoclorados: um problema de saúde pública. *Ambiente & Sociedade* **7**:111-125.
- Franco T. & Druck G. 1998. Padrões de industrialização, riscos e meio ambiente. *Ciência e Saúde Coletiva* **3**:61-72.
- Fristachi A., Sinclair J.L., Hall S., Berkman J.A.H., Boyer G., Burkholder J., Burns J., Carmichael W., Dufour A., Frazier W., Morton S.L., O'Brien E. & Walker S. 2007. Proceedings of the Interagency, International Symposium on Cyanobacterial Harmful Algal Blooms, pp 37-93. In: Hudnell H. (ed), *Workshop Report*. Springer, pp 37-93.
- GESAMP (2001) Land-based sources and activities affecting the quality and uses of the marine, coastal and associated freshwater environment. Protecting the oceans from land-based activities. Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection (GESAMP), The Hague
- Grisolia C.K. 2005. Agrotóxicos: mutações, reprodução & câncer ; riscos ao homem e ao meio ambiente, pela avaliação de genotoxicidade, carcinogenicidade e efeitos sobre a reprodução. Universidade de Brasília, Brasília, 392 pp.
- Grossel M. & Walsh P.J. 2006. Benefits from the sea: sentinel species and animal models of human health. *Oceanography* **19**:126-133.
- Hackney C.R. & Pierson M.D. 1994. *Environmental Indicators and Shellfish Safety*. Chapman & Hall, New York, 523 pp.
- Hacon S., Barrocas P. & Siciliano S. 2005. Avaliação de risco para a saúde humana: uma contribuição para a gestão integrada de saúde e ambiente. *Cadenos Saúde Coletiva* **13**:811-835.
- Haines A., McMichael A.J. & Epstein P.R. 2000. Environment and health: 2. Global climate change and health. *Canadian Medical Association Journal* **163**:729-734.
- Harada M. 1995. Minamata Disease: Methylmercury Poisoning in Japan Caused by Environmental Pollution. *Critical Reviews in Toxicology* **25**:1-24.
- Hewitt C.L. & Campbell M.L. 2007. Mechanisms for the prevention of marine bioinvasions for better biosecurity. *Marine Pollution Bulletin* **55**:395-401.

- Hunter-Cevera J., Karl D. & Buckley M. 2005. Marine microbial diversity: the key to Earth's habitability. American Academy of Microbiology, Washington, 22 pp.
- IARC (2004) Overall Evaluations of Carcinogenicity to Humans: List of all agents, mixtures and exposures evaluated to date. International Agency for Research on Câncer,
- IOC (2002) The final design plan for the HOTO module of GOOS. Intergovernmental Oceanographic Commission, Paris
- Jack D. 1998. Combing the oceans for new therapeutic agents. *Lancet* **352**:794-795.
- Knap A., Dewailly E., Furgal C., Galvin J., Baden D., Bowen R.E., Depledge M., Duguay L., Fleming L.E., Ford T., Moser F., Owen R., Suk W.A. & Unluata U. 2002. Indicators of ocean health and human health: developing a research and monitoring framework. *Environmental Health Perspectives* **110**:839-845.
- Kovats R.S. 2000. El Nino and human health. *Bulletin of the World Health Organization* **78**:1127-1135.
- Kovats R.S., Bouma M.J., Hajat S., Worrall E. & Haines A. 2003. El Nino and health. *Lancet* **362**:1481-1489.
- Malone T.C. 2003. The coastal module of the Global Ocean Observing System (GOOS): an assessment of current capabilities to detect change. *Marine Policy* **27**:295-302.
- Manerio E., Rodas V.L., Costas E. & Hernandez J.M. 2008. Shellfish consumption: a major risk factor for colorectal cancer. *Medical Hypotheses* **70**:409-412.
- McConnell O.J., Longley R.E. & Koehn F.E. 1994. The discovery of marine natural products with therapeutic potential. Butterworth-Heinemann, Boston, 461 pp.
- MEA 2006. Marine and costal ecosystems and human well-being. United Nations Environment Programme (UNEP), Kenia, 64 pp.
- Medeiros D.S. & Nahuz M.A.R. 2006. Avaliação de risco da introdução de espécies marinhas exóticas por meio de água de lastro no Terminal Portuário de Ponta Ubu (ES). *InterfacEHS* **1**:21.
- Meire R.O., Azevedo A. & Torres J.P.M. 2007. Aspectos ecotoxicológicos de hidrocarbonetos policíclicos Aromáticos. *Oecologia Brasiliensis* **11**:188-201.
- Mora C., Metzger R., Rollo A. & Myers R.A. 2007. Experimental simulations about the effects of overexploitation and habitat fragmentation on populations facing environmental warming. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **274**:1023-1028.
- Moura J.F., Roges E.M., Souza R.L., Siciliano S. & Rodrigues D.P. 2012. Marine Environment and Public Health, pp 264-284. In: Lameed G.A. (ed), Biodiversity Conservation and Utilization in a Diverse World. InTech, Rijeka, pp 264-284.
- Netto A.D.P., Moreira J.C., Dias A.E.X.O., Arbilla G., Ferreira L.F.V., Oliveira A.S. & Berek J. 2000. Avaliação da contaminação humana por hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) e seus derivados nitrados (NHPAs): uma revisão metodológica. *Química Nova* **23**:765-773.
- NRC 1999. From monsoons to microbes: understanding the ocean's role in human health. National Academic Press, Washington, 144 pp.

- Occhipinti-Ambrogi A. 2007. Global change and marine communities: Alien species and climate change. *Marine Pollution Bulletin* **55**:342-352.
- Oliveira J.S. & Freitas J.C. 2001. Produtos naturais marinhos: características dos envenenamentos alimentares e substâncias de interesse farmacológico. *Higiene alimentar* **15**:22-33.
- Patz J.A. 2002. A human disease indicator for the effects of recent global climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **99**:12506-12508.
- PNUMA (1992) Agenda 21 (global), Rio 92. Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento-UNCED. Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente, Rio de Janeiro
- PNUMA (2004) Perspectivas do Meio Ambiente Mundial 2002 GEO-3: Passado, presente e futuro. Integração entre o meio ambiente e o desenvolvimento: 1972–2002. Programa das Nações Unidas para Meio Ambiente, Brasília
- Porto M.F. 1998. Saúde, ambiente e desenvolvimento: reflexões sobre a experiência da COPASAD – Conferência Pan-Americana de Saúde e Ambiente no Contexto do Desenvolvimento Sustentável. *Ciência e Saúde Coletiva* **3**:33-46.
- PRB 2007. World population highlights: key findings from PRB's 2007 world population data sheet. Population Reference Bureau, pp.
- Ross P.S. & Birnbaum L.S. 2003. Integrating human and ecological risk assessment: a case of persistent organic pollutants (POPs) in humans and wildlife. *Human and Ecological Risk Assessment* **9**:303-324.
- Sandifer P.A., Holland A.F., Rowles T.K. & Scott G.I. 2004. The ocean and human health. *Environmental Health Perspectives* **112**:A454-A455.
- Schwartzmann G. 2000. A natureza como fonte de novas drogas anticâncer: a contribuição dos oceanos. *Anais da Academia Nacional de Medicina* **160**:95-103.
- Shuval H.I. 1999. Scientific, Economic and Social Aspects of the Impact of Pollution in the Marine Environment on Human Health. A Preliminary Quantitative Estimate of the Global Disease Burden (GDB). GESAMP/ World Health Organization - WHO, pp.
- Siciliano S., Alves V.C. & Hacon S. 2005. Aves e mamíferos marinhos como sentinelas ecológicas da saúde ambiental: uma revisão do conhecimento brasileiro. *Cadernos Saúde Coletiva* **13**:927-946.
- Snedeker S.M. 2001. Pesticides and breast cancer risk: a review of DDT, DDE, and dieldrin. *Environmental Health Perspectives* **109**:35-47.
- Sogin M.L., Morrison H.G., Huber J.A., Mark Welch D., Huse S.M., Neal P.R., Arrieta J.M. & Herndl G.J. 2006. Microbial diversity in the deep sea and the underexplored "rare biosphere". *Proc Natl Acad Sci U S A* **103**:12115-12120.
- USEPA 1986. Ambient water quality criteria for bacteria. US Environmental Protection Agency (USEPA), Cincinnati, 18 pp.

- USEPA (1999) Action plan for beaches and recreational waters. Reducing exposures to waterborne pathogens. vol EPA/600/R-98/079. US Environmental Protection Agency (USEPA), Washington
- Van Dolah F.M. 2000. Marine algal toxins: origins, health effects and their increased occurrence. *Environmental Health Perspectives* **108**:133-141.
- Wallentinus I. & Nyberg C.D. 2007. Introduced marine organisms as habitat modifiers. *Marine Pollution Bulletin* **55**:323-332.
- Waring S.C. & Brown B.J. 2005. The Threat of Communicable Diseases Following Natural Disasters: A Public Health Response. *Disaster Management and Response* **3**:41-47.
- Webster P.J., Holland G.J., Curry J.A. & Chang H.-R. 2005. Changes in Tropical Cyclone Number, Duration, and Intensity in a Warming Environment. *Science* **309**:1844-1846.
- WHO 2003. Algae and cyanobacteria in coastal and estuarine waters, pp 128-135. In, *Guidelines for Safe Recreational Water Environments: Coastal and fresh waters*. World Health Organization, Geneva, pp 128-135.
- Wilkinson P., Campbell-Lendrum D.H. & Bartlett C.L. 2003. Monitoring the health effects of climate change, pp 204-219. In: McMichael A.J., Campbell-Lendrum D.H., Corvalan C.F. et al. (eds), *Climate Change and Human Health: risks and responses*. World Health Organization (WHO), Geneva, pp 204-219.

3. Capítulo

Sazonalidade de metais tóxicos (Hg, Al, As), micronutrientes (Zn, Se, Cu, Fe, Sr) e macronutrientes (K, Ca, Mg, Na) em organismos marinhos do ambiente de ressurgência de Cabo Frio – implicações para a saúde pública

3.1.1. Resumo

Neste estudo foram determinadas as concentrações de elementos tóxicos (Hg, Al e As), micronutrientes (Zn, Cu, Fe, Sr e Se) e macronutrientes (Na, K, Ca e Mg) em amostras de músculo de lula (*Loligo plei*) e peixes pelágicos (sardinha-verdadeira *Sardinella brasiliensis*, peixe-espada *Trichiurus lepturus* e dourado *Coryphaena hippurus*) de importância para o consumo. As concentrações de As e Cu ultrapassaram os limites máximos de tolerância para o consumo humano. As coletas foram conduzidas na área de influência maior da ressurgência de Cabo Frio em duas estações, considerando a sazonalidade do fenômeno oceanográfico (verão e inverno). Foram observadas diferenças sazonais em alguns indivíduos, porém com associação antagônica temporal entre as espécies, algumas apresentando concentrações mais elevadas durante o verão para um determinado elemento. Foram encontradas diferenças significativas entre as concentrações detectadas nas diferentes espécies. No geral a lula (*L. plei*) e a sardinha-verdadeira apresentaram concentrações superiores dos elementos (Zn, Sr, Al, Mg, As e Cu). Foram detectadas correlações interelementar com destaque para associação entre Mg-Se e Ca-Sr.

3.2. Introdução

A progressiva atividade antropogênica em regiões costeiras, principalmente vinculada aos processos agrícolas, industriais e de urbanização tem elevado consideravelmente o fluxo de diversos contaminantes químicos (ex. elementos-traço) que são direcionados em grande parte aos oceanos (Neff 2002; Järup 2003; Moura et al.

2012b). Uma vez no compartimento marinho em concentrações anômalas, alguns elementos podem entrar na cadeia trófica e resultar em uma condição de estresse crônico e efeitos adversos a saúde dos organismos, principalmente daqueles situados mais ao topo da cadeia trófica, incluindo o homem (Neff 2002; Järup 2003). Alguns elementos (ex. Cu, Ni, Cr e Zn) são essenciais para os processos vitais, participando em importantes processos bioquímicos (Tacon 1987; Sunda 2001; Wood et al. 2005; Azmat et al. 2006; Li & Zheng 2011; Medeiros et al. 2012). Por outro lado, outros elementos não essenciais (ex. Pb, Hg, Cd e As) não apresentam função biológica conhecida, mas possuem a capacidade de acumular nos organismos e causar efeitos tóxicos, resultando em extinção de algumas espécies não tolerantes (Järup 2003). Em humanos, alguns metais podem desencadear efeitos neurotóxicos e carcinogênicos constituindo, desta forma, uma necessidade de monitoramento ambiental (Järup 2003; U.S.EPA 2007).

O pescado marinho possui elevado valor nutricional, sendo fonte expressiva de ácidos graxos poli-insaturados, levando a uma tendência de consumo associada a uma busca por alimentação mais saudável (Dewailly & Knap 2006). Além disso, os peixes são fontes importantes de proteína animal para algumas populações humanas. Entretanto, diversos estudos têm identificado o pescado como uma importante via de transferência de metais nocivos à saúde humana, como o Hg (Dewailly & Knap 2006).

Na costa do Brasil, alguns estudos têm avaliado os níveis de metais, sendo encontradas concentrações médias que superam o limiar seguro para o consumo estabelecido por órgãos nacionais e internacionais (IEAPM 1997; Lima Junior et al. 2002; Costa 2007; Medeiros et al. 2012). As concentrações elevadas encontradas em estudos prévios na costa brasileira estão possivelmente relacionadas a uma condição histórica de poluição local como, por exemplo, nas baías de Sepetiba e Guanabara (Lima Junior et al. 2002; Kehrig et al. 2007; Kehrig et al. 2009b; Kehrig et al. 2009c; Seixas et al. 2012).

Poucos estudos têm sido desenvolvidos com o objetivo de entender o processo de bioacumulação de metais em organismos marinhos que servem para o consumo humano, considerando fenômenos ambientais que interferem na biodisponibilização, como fenômenos de ressurgências costeiras (Valdés et al. 2005; Deheyn & Latz 2006; Valdés et al. 2008). Embora, ocupem cerca de 1% da área oceânica os sistemas de ressurgência, representam 11% da estimativa de produção biológica global dos oceanos (7.2 Gt C y^{-1}) resultando em cerca de 50 % da produção pesqueira global (Lalli & Parsons 1993; Monteiro 2009). A região de Cabo Frio é influenciada por ressurgência

costeira causada pelo transporte de Ekman associado a indução dos ventos de leste-nordeste. A ressurgência de Cabo Frio (RCF) induz a realocação de massa d'água superficial por camadas de águas profundas (ACAS) ricas em nutrientes e caracteristicamente frias (Valentin 2001). A suspensão de nutrientes para a camada eufótica tende a ser incorporada pela cadeia trófica marinha, sendo percebida em diferentes estruturas biológicas marinhas da região. A RCF exhibe uma variabilidade sazonal em virtude das mudanças da intensidade e duração dos ventos indutores do sistema (Carbonel 1998; Valentin 2001; Silva et al. 2006).

Dentre os organismos marinhos representantes da região costeira de Cabo Frio e da pesca regional, podemos destacar a sardinha-verdadeira (*Sardinella brasiliensis*), o peixe-espada (*Trichiurus lepturus*), o dourado (*Coryphaena hippurus*) e a lula (*Loligo plei*) (Valentin 2001). Estas quatro espécies juntas representaram mais de 28% do desembarque pesqueiro marinho do estado do Rio de Janeiro em 2007 (IBAMA 2007), mas só a sardinha representou 22,7% desta proporção. O peixe-espada está entre as seis espécies com maior volume de desembarque mundial (Bittar et al. 2008). A sardinha, o dourado e a lula possuem hábitos pelágicos, enquanto o peixe-espada é uma espécie demerso-pelágica (Oxenford 1999; Schneider & Schwingel 1999; Bittar et al. 2008). A sardinha-verdadeira se alimenta de diatomáceas, copépodos e demais invertebrados marinhos (Schneider & Schwingel 1999). O dourado e o peixe-espada são organismos mais vorazes se alimentando de peixes, incluindo sardinhas e lulas (Aguilar-Palomino et al. 1998; Bittar et al. 2008). O peixe espada inclusive possui hábito canibal, assim como a lula (*L. plei*). Além disso a lula se alimenta de pequenos peixes, incluindo sardinha e outros invertebrados (Gasalla et al. 2010).

A identificação de variações sazonais significativas de elementos-traço em organismos marinhos é uma importante medida de avaliação de risco, podendo resultar em políticas de vigilância ambiental de exposição aos contaminantes. A compreensão da variabilidade sazonal pode fornecer informações úteis sobre os fatores limitantes que afetam a taxa de bioacumulação. O objetivo deste trabalho foi determinar se as concentrações de micro e macroelementos (Ca, Na, K, Mg, Zn, Sr, Fe, Cu e Se) e metais tóxicos (Hg, As e Al) em tecido de organismos marinhos de importância para o consumo humano variam significativamente em virtude a sazonalidade da ressurgência de Cabo Frio.

3.3. Material e Métodos

3.3.1. Área de Estudo

O presente estudo foi empreendido em águas costeiras da Região dos Lagos, limitando-se entre os municípios de Cabo Frio e Arraial do Cabo, situados na costa leste do estado do Rio de Janeiro (Figura 7). A área de estudo foi determinada devido à influência potencial do fenômeno da Ressurgência de Cabo Frio.

Mudanças na orientação da costa do Brasil (norte-sul para leste-oeste) na região de Cabo Frio e a proximidade isobatimétrica de 100 m, aliados aos padrões de vento na região promovem, de modo geral, as condições propícias para a funcionalidade do sistema de RCF.

O gradiente hidrográfico da região de Cabo Frio é constituído pelo encontro de três massas de água: Água Continental (AC) e Água Tropical (oriunda da Corrente do Brasil), na superfície e Água Central do Atlântico Sul (ACAS) no fundo. A intensidade e constância de ventos E/NE empurra as águas superficiais para águas abertas, induzindo o afloramento da ACAS, fria (18°C) e rica em nutrientes, para a zona eufótica costeira através do transporte de Ekman direcionado pela ação da força de Coriolis.

O afloramento da ACAS para zonas superficiais resulta em uma importante biodisponibilização de nutrientes que favorecem a manutenção biológica da região, e consequentemente desenvolve um importante sítio pesqueiro regional. Por exemplo, em 2007 o estado do Rio de Janeiro foi o segundo maior extrativista de pescado marinho do Brasil, sendo a sardinha-verdadeira (*Sardinella brasiliensis*) e o dourado (*Coryphaena hippurus*) as espécies com maior representatividade. Vários estudos têm mostrado, ou sugerido, uma relação de favorecimento de diversas espécies marinhas, incluindo plâncton, algas, peixes, esponjas marinhas, corais, aves marinhas e peixes, com a RCF (Valentin 1984; Yonesshigue 1985; Moser & Giancesella-Galvão 1997; Valentin 2001). Além disso, a região demarca uma transição climática tropical/temperada perceptível nas comunidades de espécies.



Figura 7. Área de Estudo, mostrando os municípios de Cabo Frio, Arraial do Cabo e Armação dos Búzios, na costa leste do estado do Rio de Janeiro.

A região de estudo apresenta uma forte importância turística, sendo observado um expressivo aumento populacional nos meses de verão que não é acompanhado pelos sistemas de gerenciamento de resíduos municipais. A proximidade de áreas com histórico de poluição, como a Baía de Guanabara e Rio Paraíba do Sul, parece influenciar a qualidade do ambiente devido à capacidade de deposição sedimentar destas áreas por transporte sedimentar marinho.

3.3.2. Coleta de Amostras

Foram coletadas 77 amostras de músculo obtidas de cinco espécies de organismos marinhos com representatividade para o consumo humano e com relevância pesqueira e ecológica na região do entorno de Cabo Frio. As cinco espécies avaliadas correspondem a dois grupos biológicos, a saber: peixes (sardinha-verdadeira: *Sardinella brasiliensis*; dourado: *Coryphaena hippurus* e peixe-espada: *Trichiurus lepturus*) e cefalópodes (*Loligo plei*). As amostras de peixes e lulas foram coletadas por pescadores locais na

região de Cabo Frio e Arraial do Cabo. Somente indivíduos pescados nesta localidade foram elegíveis para o presente estudo.

Tabela 1. Relação das amostras de organismos marinhos avaliados no presente trabalho. Os valores de comprimento total estão apresentados em média, mínimo e máximo.

Táxon	Espécies ¹	N/V ²	N/I ²	Local de Coleta	CT ³ (cm)
Cefalópodes	<i>Loligo plei</i>	09	09	Arraial do Cabo	13,90 (12,3 - 15,7)
Peixes	<i>Sardinella brasiliensis</i>	10	10	Cabo Frio / Arraial do Cabo	17,85 (16,5 - 19)
	<i>Coryphaena hippurus</i>	09	10	Cabo Frio / Arraial do Cabo	79,31 (68 - 96)
	<i>Trichiurus lepturus</i>	10	10	Cabo Frio / Arraial do Cabo	115,05 (100 - 125)

¹Nome comum das espécies: *Loligo plei*: lula; *Sardinella brasiliensis*: sardinha-verdadeira;

Coryphaena hippurus: dourado; *Trichiurus lepturus*: peixe-espada;

²N/V: Número de amostras verão / N/I: Número de amostras inverno

³CT: Comprimento total

Com a finalidade de diminuir a variabilidade individual de elementos-traço nas espécies estudadas foram escolhidos grupos de espécimes com diferenças mínimas possíveis no tamanho.

As campanhas de amostragens foram conduzidas em dois períodos sazonais com base nos estudos da variabilidade anual da RCF. A primeira campanha de amostragem ocorreu durante o mês de agosto de 2010, sendo este período marcado pelo final da fase de pouca atividade de ressurgência. A segunda campanha de coleta, por outro lado, ocorreu durante o mês de fevereiro de 2011. Este mês foi escolhido por marcar um período prévio de atividade de RCF. Desta forma, será testado se a variabilidade da RCF influencia na biodisponibilização de metais para a biota marinha, e consequentemente, na assimilação dos elementos-traço.

As amostras de músculo foram coletadas com auxílio de lâminas de bisturi esterilizadas e armazenadas em tubos tipo falcon de 50 mL e armazenados sob

temperatura de -20°C . As medidas de comprimento total (CT) dos peixes foram compreendidas retilineamente desde a extremidade da maxila até o entalhe da nadadeira caudal em centímetros. As medidas de CT em lulas foram conduzidas no manto no eixo longitudinal dos espécimes.

3.3.3. Análise Laboratorial

As amostras de músculo foram liofilizadas e posteriormente pesadas com a utilização de balança de precisão digital com capela. Foram pesadas triplicatas (em tubos falcons de 50 mL) de todas as amostras, mantendo uma variação entre 0,2 e 0,3 gramas, considerando e registrando sempre quatro dígitos decimais. Para o processo de digestão, foram adicionados 5 mL de ácido nítrico subdestilado (HNO_3). Posteriormente, as amostras ficaram reservadas por 12 horas, a fim de se obter uma maior reação com o ácido nítrico. As amostras, então, seguiram para um bloco digestor onde ficaram por cerca de uma hora, ou até a sua digestão completa, a uma temperatura de 80°C . A fim de se garantir a ausência de contaminação do processo analítico foram adicionados dois brancos, compostos apenas por 5 mL de HNO_3 , a cada batelada de digestão no bloco digestor.

Após um período de quatro horas, que garantiu o resfriamento completo das soluções, foi adicionada água ultra-pura a cada tubo falcon contendo as amostras até que alcançasse o volume de 30 mL.

A determinação do zinco nas amostras das espécies avaliadas foi realizada no Laboratório de Absorção Atômica da Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro (LAATOM/PUC-RJ) pela técnica de espectrometria de absorção atômica com chama (FAAS).

A determinação dos demais elementos (As, Se, Hg, Na, Mg, Al, K, Ca, Sr) foi empreendida no Laboratório de Espectrometria Atômica da Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro (LABSPECTRO/PUC-RJ) a partir de espectrometria de massa ICP-MS (PerkinElmer NexION 300). Para este processo analítico, as amostras em triplicata foram diluídas em água ultra-pura na proporção 1:4 em um volume de 5 mL em tubos de polipropileno de 15mL. Para o processo analítico no ICP-MS foi utilizado o ^{103}Rh como padrão interno, na concentração de $20 \mu\text{g L}^{-1}$, para monitorar o

processo de nebulização e a estabilidade do plasma. A exatidão do método foi avaliada através do uso de material de referência certificado DORM-3 (material padrão composto de proteína de peixe impregnada com traços de metal; Tabela 2). A recuperação das concentrações de Fe, Cu, As, Hg no material de referência foi satisfatório (Tabela 2). As curvas analíticas para os elementos analisados foram realizadas com dois brancos e 6 pontos de concentrações 2, 5, 10, 20, 40, 60 PPL utilizando os padrões Merck 23 e de Hg a 1000 PPL para os pontos de 1-5, sendo o último ponto elaborado somente com o Merck 23. Os resultados foram expressos em peso seco.

Tabela 2. Concentração dos elementos nas amostras de DORM-3.

Elemento	Valor certificado ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	Valor obtido ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	Recuperação Percentual
Fe	347 \pm 20,00	339,16 \pm 30,91	97,7
Cu	15,5 \pm 0,63	16,25 \pm 1,33	104,8
As	6,88 \pm 0,30	6,52 \pm 0,53	94,8
Hg	0,382 \pm 0,06	0,380 \pm 0,09	99,5

3.3.4. Análise Estatística

As variáveis utilizadas para as análises estatísticas foram comprimento total, sazonalidade e concentrações de elementos-traço. As análises estatísticas foram realizadas com auxílio do programa SPSS Statistics 17.0 (IBM). As concentrações de elementos-traço foram avaliadas quanto à normalidade através do teste de Shapiro-Wilk. Devido à distribuição não normal das concentrações, esperado para dados de estudos ambientais, foram aplicados testes não paramétricos para a análise estatística dos dados. Para se testar a possível influência da variação do tamanho das espécies na sazonalidade médias das concentrações de elementos-traço, foi realizado um teste de comparação Mann-Whitney (Teste U). O teste Mann-Whitney foi também usado para se

inferir a variação sazonal das concentrações para todas as espécies estudadas considerando uma significância inferior a 0,5 ($p < 0,05$).

O teste de Kruskal-Wallis (Teste H; $p < 0,05$) foi empregado para verificar a significância estatística das concentrações entre as quatro espécies estudadas, e também somente para as três espécies de peixes.

A força de associação entre os elementos (relação interelementar) e também entre as medidas de comprimento e as concentrações dos elementos foram avaliadas para cada espécie por meio do coeficiente de Correlação de Spearman (ρ), considerando $p < 0,01$.

3.3.5. Limites Máximos de Tolerância (LMT)

As concentrações de Hg, Cu, As, Zn e Se detectadas nas amostras das espécies avaliadas foram comparadas com limites máximos de tolerância (LMT) para estes elementos segundo protocolos da ANVISA e FAO/OMS. Foram apresentados LMT diferentes para peixes e lula devido ao padrão de acumulação natural de cada grupo taxonômico. Além disso, a umidade no tecido pode pôde influenciar na comparação dos resultados. Como os protocolos existentes apresentam os LMTs geralmente em peso úmido, foi utilizado o fator de conversão de peso seco para peso úmido de '5' para peixes e '2' para cefalópodes.

3.4. Resultados

Os resultados mostram a presença dos elementos-traço avaliados em todos os organismos avaliados nesta pesquisa. Revelando a disponibilidade dos elementos selecionados para os organismos representantes da fauna marinha do ambiente de RCF.

Foram observadas concentrações acima do LMT para o consumo humano nas amostras de sardinha-verdadeira, peixe-espada e lula (Figura 8). As amostras de lula excederam o LMT para Cu e As. Embora a média dos níveis de Hg tenha ficado abaixo do LMT para o peixe-espada algumas amostras apresetaram concentrações superiores a

este limite. O mesmo ocorreu para o elemento As em amostras de tecido muscular de dourado. As amostras de sardinha-verdadeira excederam o LMT para As.

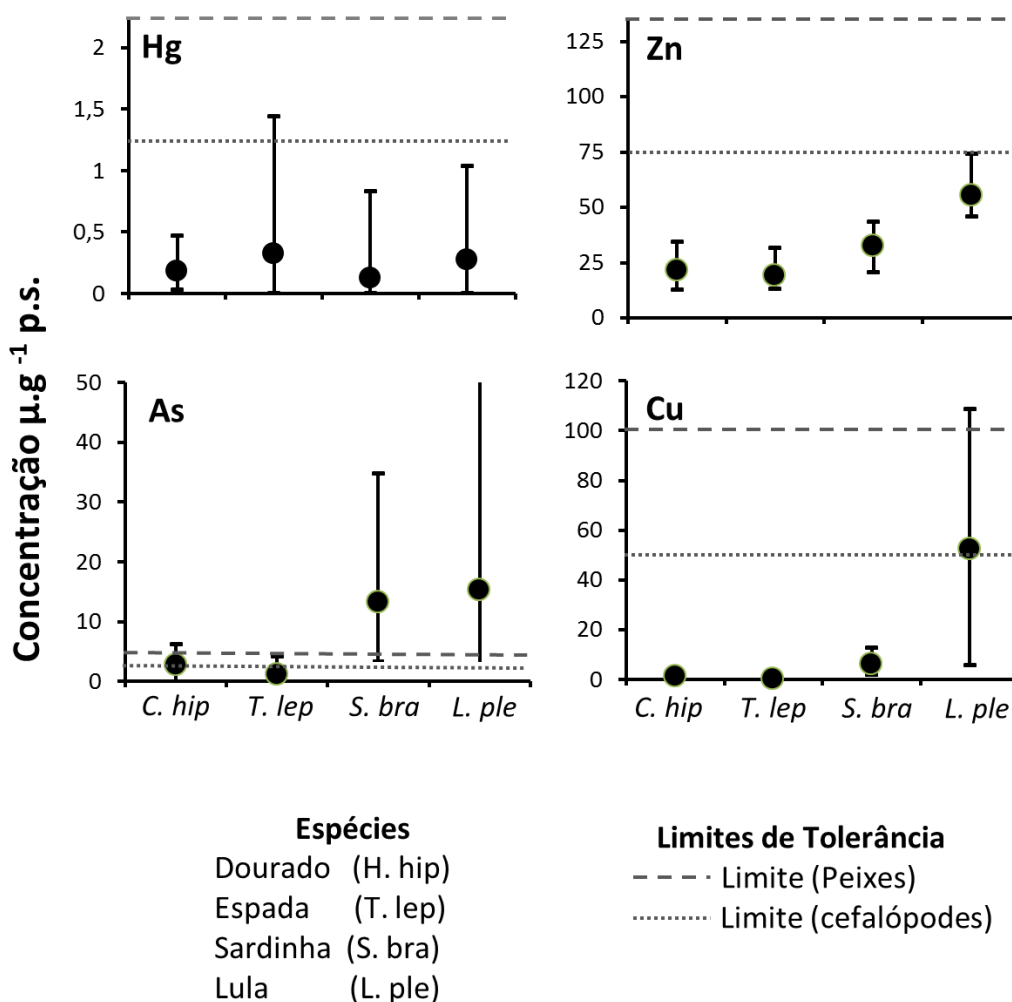


Figura 8. Concentrações médias, máximas e mínimas de Hg, Zn, Cu e As detectadas em músculo de *C. hippurus*, *T. lepturus*, *S. brasiliensis* e *L. plei* e os limites máximos de tolerância estabelecidos para o consumo humano. Fonte dos limites estabelecidos: (FAO 1983; ANVISA 1998; FAO/WHO 2011).

3.4.1. Comparação Sazonal

Variações sazonais significativas (Teste U, $p < 0,05$) nas concentrações dos elementos-traço foram observadas em todas as quatro espécies avaliadas (Tabela 3). As lulas apresentaram variação sazonal significativa no nível médio de concentração em

dez dos doze elementos estudados, superando as demais espécies: sardinha (6/12), dourado (5/12) e peixe-espada (3/12).

As maiores frequências de diferenças elementares sazonais estatisticamente significativas para as espécies avaliadas, foram observadas para K (*L. plei*, *C. hippurus*, *S. brasiliensis* e *T. lepturus*) e Al (*L. plei*, *C. hippurus* e *T. lepturus*) (Tabela 3). Houve elevada divergência sazonal estatisticamente significativa para os elementos para as espécies avaliadas. Por exemplo, para K as maiores concentrações médias foram observadas durante o verão em *L. plei* e *T. lepturus* durante o inverno em *C. hippurus* e *S. brasiliensis*. Da mesma forma, elevadas concentrações médias de Al foram encontradas no período de verão para *C. hippurus* e *T. lepturus* e durante o inverno para *L. plei*. Tal divergência temporal foi também observada para Fe (> Verão = *T. lepturus*; > inverno = *L. plei*), As, Mg, As (> verão = *L. plei*; > inverno = *S. brasiliensis*), Ca (> verão = *C. hippurus*; > inverno = *L. plei*) e Zn (> verão = *C. hippurus*; > inverno = *S. brasiliensis*). Tal divergência só não ocorreu para Sr que manteve uma elevada concentração média no período de inverno para *C. hippurus* e *L. plei*. Metade das concentrações médias elementares com validade estatística para as espécies foi mais elevada durante o período de verão.

As diferenças médias mais expressivas dos elementos foram encontradas para Hg em *L. plei*, sendo a concentração média no inverno mais de nove vezes superior àquela observada no verão. Da mesma forma, observaram-se diferenças sazonais conspícuas das concentrações médias de Fe e Na para lula, sendo as concentrações mais elevadas representando respectivamente 137% e 431% da menor média. Também foram observadas diferenças sazonais discrepantes entre Ca em *C. hippurus* (> verão = 72%) e *S. brasiliensis* (> inverno = 72%) e em As em *S. brasiliensis* (> inverno = 327%).

Tabela 3. Comparação sazonal das concentrações dos elementos (média e desvio padrão em $\mu\text{g.g}^{-1}$, peso seco) para as espécies de organismos marinhos estudados. (*) Comparação sazonal com significância ($p < 0,05$) para o teste de Mann-Whitney.

Elementos	<i>C. hippurus</i>		<i>L. plei</i>		<i>S. brasiliensis</i>		<i>T. lepturus</i>	
	Inverno N = 10	Verão N = 09	Inverno N = 09	Verão N = 09	Inverno N = 10	Verão N = 10	Inverno N = 10	Verão N = 10
CT #	78,20±9,85	80,56±6,48	13,71±1,10	14,09±0,78	17,97±0,72	17,74±0,53	114,10±8,43	116,00±5,29
Hg	0,16±0,07	0,21±0,11	0,50±0,36	0,05±0,06*	0,09±0,06	0,16±0,29	0,41±0,39	0,24±0,11
Al	5,61±4,59	9,83±3,01*	96,76±126,40	11,43±7,91*	14,71±28,03	10,09±8,88	15,54±9,31	35,68±19,99*
As	2,20±0,89	3,24±2,28	4,77±1,14	25,69±11,00*	21,54±8,50	5,04±1,96*	1,50±1,05	0,78±1,31
Zn	18,22±4,27	25,21±5,82*	59,08±10,63	51,41±3,96	35,99±3,70	28,99±5,15*	19,65±5,25	18,60±3,80
Cu	1,70±1,53	0,83±0,94	63,66±22,31	41,13±40,29	4,51±1,34	8,00±3,11	0,25±0,56	0,30±0,41
Fe	35,64±7,95	37,58±8,50	92,54±77,51	38,91±33,62*	91,69±22,38	95,52±36,41	32,77±8,08	51,22±16,77*
Sr	2,07±5,82	1,94±1,38*	16,47±3,14	11,42±3,16*	9,33±7,01	8,40±4,38	7,94±3,39	5,17±5,91
Se	2,51±0,70	2,08±0,53	1,92±0,72	3,96±2,27*	4,34±1,33	2,69±1,38	2,37±1,21	1,74±0,60
Ca	261,82±76,53	452,59±141,54*	673,11±220,90	376,68±69,20*	1997,81±1234,18	1870,41±717,03	438,52±92,55	443,13±153,99
Mg	2267,27±168,40	2040,35±382,13	2621,94±574,07	4108,64±769,35*	2600,03±485,99	2031,48±511,31*	2900,50±579,85	2700,62±311,54
Na	4468,87±2602,50	5277,49±382,13	1755,14±329,79	9324,72±3146,74*	2908,50±1049,33	2560,28±585,98	6357,23±2165,37	4633,93±2023,73
K	45474,12±5996,69	37266,84±7486,496*	2060,00±735,20	36094,97±2627,52*	43282,94±6603,67	25119,69±11519,43*	27550,37±12900,44	36974,65±14159,29*

#CT = Comprimento Total.

3.4.2. Diferenças Interespecíficas

As variações interespecíficas das concentrações de elementos foram estatisticamente significativas, considerando todas as espécies avaliadas e os dados sazonais agrupados (Teste H; $p < 0,05$; Tabela 4). Entretanto, a associação não se manteve para Hg e Na quando consideradas apenas as três espécies de peixe. A Figura 9 mostra uma comparação percentual das médias dos elementos entre as espécies. As amostras de lula apresentaram a concentração média mais elevada para sete dos doze elementos analisados (Se, Na, Mg, Al, Sr, Zn, Cu). As maiores concentrações médias secundárias detectadas entre as espécies estudadas também foram atribuídas para *L. plei* para Fe, Se, Hg, e Ca. As maiores concentrações de Fe, Se e Ca foram observadas nas amostras de sardinha-verdadeira, e Hg e K em amostras de peixe-espada e dourado, respectivamente.

Dentre as três espécies de peixes avaliadas, a sardinha-verdadeira apresentou concentrações mais elevadas de Fe, Cu, As, Se, Ca, Sr e Zn. Já o peixe-espada apresentou maiores concentrações de Hg, Na, Mg e Al e o dourado de K.

Tabela 4. Média e desvio padrão das concentrações dos elementos por espécie. Teste de Kruskal-Wallis (Teste H) para comparação das médias para cada elemento e significância ($p < 0,05$).

Elemento	<i>C. hippurus</i> (n = 19)	<i>T. lepturus</i> (n = 20)	<i>S. brasiliensis</i> (n = 20)	<i>L. plei</i> (n = 18)	Teste (H) ¹
Hg*	0,18±0,09	0,32±0,29	0,12±0,20	0,27±0,34	H =16,039; $p < 0,01$
Al	7,60±4,27	25,61±18,36	12,40±20,37	54,09±97,34	H =58,757; $p < 0,01$
As	2,69±1,72	1,14±1,22	13,28±10,37	15,22±13,16	H =63,717; $p < 0,01$
Zn	21,53±6,07	19,12±4,49	32,49±5,65	55,24±8,73	H =81,068; $p < 0,01$
Cu	1,28±1,28	0,27±0,48	6,25±2,94	52,39±33,65	H =78,189; $p < 0,01$
Fe	36,56±7,93	41,99±15,93	93,60±29,48	65,72±64,19	H =62,026; $p < 0,01$
Sr	2,00±4,02	6,55±4,90	8,86±5,71	13,94±4,01	H =69,528; $p < 0,01$
Se	2,30±0,63	2,05±0,98	3,51±1,57	2,93±1,94	H =51,764; $p < 0,01$
Ca	352,18±148,41	440,82±123,67	1934,10±984,54	524,89±220,17	H =69,772; $p < 0,01$
Mg	2159,78±312,15	2800,56±464,49	2315,75±566,37	3365,29±1009,30	H =60,741; $p < 0,01$
Na*	4851,90±2178,06	5495,57±2223,18	2734,38±846,25	5539,92±4458,50	H =8,835; $p < 0,05$
K	41586,46±7722,16	32262,50±14041,75	34201,31±13051,05	19077,48±17610,6	H =45,309; $p < 0,01$

*Para Na e Hg não foi observado significância estatística ($p > 0,5$) na diferenciação média das concentrações considerando somente as três espécies de peixes.

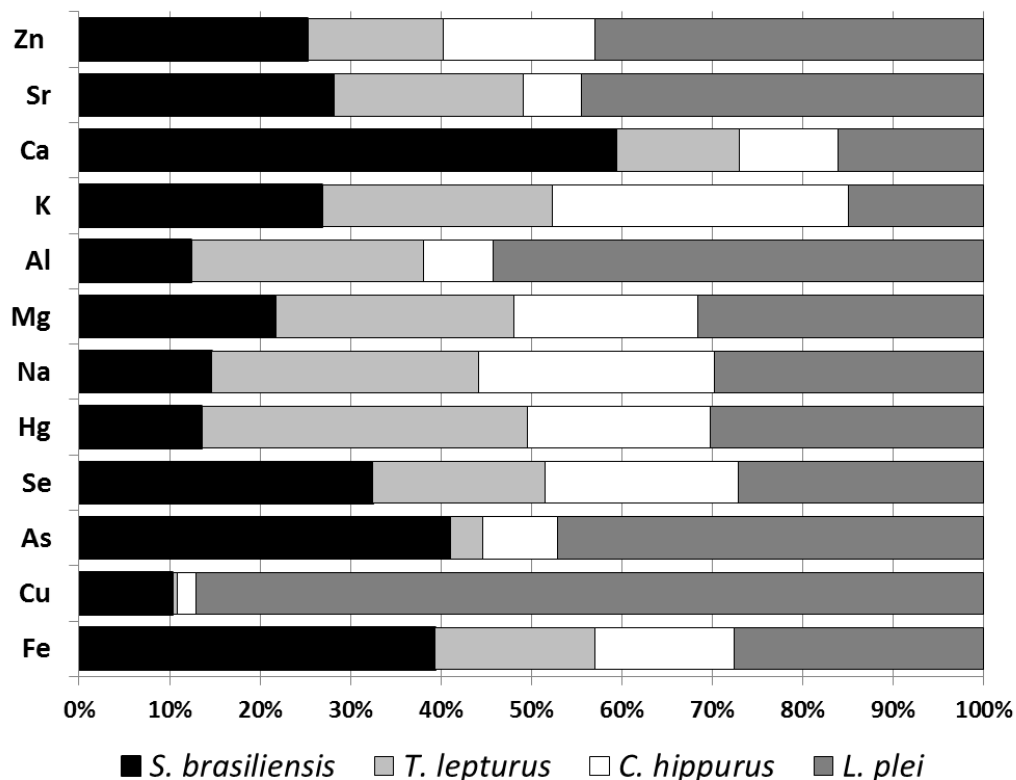


Figura 9. Comparação ilustrativa das concentrações médias (percentual; %) dos elementos entre as quatro espécies avaliadas. A soma das concentrações médias das espécies é igual a 100% nesta ilustração.

3.4.3. Relações Interelementares

Foram observadas correlações interelementares altamente significativas (Spearman; $p < 0,01$) entre as concentrações obtidas para as espécies. Entretanto, não houve um padrão bem definido de associação entre todas as espécies avaliadas. As lulas mostraram maior frequência de relações ($N = 25$), sendo as associações mais fortes aquelas entre Sr-Ca ($\rho = 0,971$), K-Na ($\rho = 0,860$) e Hg-Na ($\rho = -0,806$) (Tabela 5). Onze das 24 relações interelementares para *L. plei* mostraram associação negativa. Os elementos mais representativos quanto ao número de correlações observadas para *L. plei* foram: Ca ($n = 07$), K ($n = 07$), As ($n = 06$), Na ($n = 06$), Al ($n = 05$), Sr ($n = 05$), Hg ($n = 04$) e Mg ($n = 04$).

Também foram detectadas 24 associações interelementares para o peixe-espada, sendo nove associações negativas (Tabela 6). As correlações elementares mais fortes foram obtidas para Na-As ($\rho = 0,868$), Ca-Sr ($\rho = 0,0854$) e Sr-Na ($\rho = 0,824$). Os

elementos mais frequentes quanto ao número de correlações observadas para *T. lepturus* foram: Na (n = 08), K (n = 07), As (n = 06), Sr (n = 05), Al (n = 04), Ca (n = 04) e Mg (n = 04).

Tabela 5. Correlação de Spearman para as relações interelementares, incluindo a variável comprimento para lulas (*Loligo plei*). Os valores em destaque (negrito) apresentaram significância estatística ($p < 0,01$).

	Fe	Cu	As	Se	Hg	Na	Mg	Al	K	Ca	Sr	Zn
CT	-	-0,167	0,232	-0,151	-0,272	0,211	0,064	-0,295	0,331	-0,338	-0,293	-0,498
Fe		0,311	-0,351	0,156	0,311	-0,412	-0,230	0,761	-0,574	0,626	0,575	0,353
Cu			-0,223	0,130	0,056	-0,028	-0,142	0,172	-0,291	0,249	0,290	0,365
As				0,416	-0,614	0,781	0,681	-0,565	0,786	-0,728	-0,666	-0,500
Se					-0,341	0,589	0,649	-0,267	0,342	0,002	0,106	0,198
Hg						-0,806	-0,729	0,508	-0,665	0,408	0,358	0,505
Na							0,773	-0,744	0,860	-0,633	-0,564	-0,381
Mg								-0,558	0,663	-0,400	-0,290	-0,112
Al									-0,779	0,795	0,710	0,321
K										-0,751	-0,701	-0,512
Ca											0,971	0,575
Sr												0,638

Tabela 6. Correlação de Spearman para as relações interelementares, incluindo a variável comprimento para o peixe-espada (*Trichiurus lepturus*). Os valores em destaque (negrito) apresentaram significância estatística ($p < 0,01$).

	Fe	Cu	As	Se	Hg	Na	Mg	Al	K	Ca	Sr	Zn
CT	0,142	-0,204	-0,514	-0,440	-0,042	-0,404	-0,683	0,321	-0,048	0,126	-0,102	0,030
Fe		0,474	-0,525	-0,344	-0,160	-0,647	-0,212	0,780	0,612	-0,302	-0,540	-0,364
Cu			0,204	0,433	-0,189	-0,005	0,444	0,156	0,133	-0,064	-0,002	-0,026
As				0,776	-0,065	0,868	0,734	-0,734	-0,610	0,516	0,741	0,411
Se					0,043	0,716	0,639	-0,558	-0,356	0,241	0,439	0,218
Hg						-0,009	-0,268	-0,191	-0,283	-0,046	0,013	0,305
Na							0,636	-0,672	-0,589	0,633	0,824	0,552
Mg								-0,466	-0,191	0,111	0,423	0,020
Al									0,609	-0,263	-0,501	-0,214
K										-0,644	-0,818	-0,716
Ca											0,854	0,707
Sr												0,771

Para a sardinha-verdadeira foram detectadas treze relações interespecíficas estatisticamente significativas ($p < 0,01$), sendo a relação mais forte observada entre Sr-Ca ($\rho = 0,890$) (Tabela 7). As maiores frequências elementares entre as relações observadas para *S. brasiliensis* foram obtidas para Se ($n = 06$), K ($n = 04$) e Mg ($n = 03$). Não foi observada correlação negativa entre os elementos para a sardinha-verdadeira.

Tabela 7. Correlação de Spearman para as relações interelementares, incluindo a variável comprimento para a sardinha-verdadeira (*Sardinella brasiliensis*). Os valores em destaque (negrito) apresentaram significância estatística ($p < 0,01$).

	Fe	Cu	As	Se	Hg	Na	Mg	Al	K	Ca	Sr	Zn
CT	0,142	0,042	0,530	0,583	0,139	0,167	0,160	0,026	0,261	-0,026	-0,114	0,169
Fe		0,502	0,174	0,301	-0,174	0,382	0,424	0,469	0,389	0,699	0,667	0,368
Cu			-0,289	-0,098	-0,488	0,168	0,155	0,131	-0,232	0,377	0,405	-0,305
As				0,580	-0,059	0,191	0,532	-0,053	0,782	0,116	0,168	0,487
Se					0,214	0,629	0,651	-0,220	0,627	0,146	0,130	0,615
Hg						-0,042	-0,193	-0,143	-0,140	-0,056	-0,285	0,329
Na							0,710	-0,203	0,537	0,495	0,420	0,549
Mg								-0,123	0,791	0,456	0,443	0,508
Al									0,050	0,182	0,232	0,123
K										0,283	0,330	0,651
Ca											0,890	0,317
Sr												0,340

Foram encontradas seis correlações interelementares para o dourado, sendo uma correlação negativa (Tabela 8). A correlação interelementar mais expressiva foi observada entre Sr-Ca ($\rho = 0,868$), seguido de Z-Sr ($\rho = 0,791$). Zinco e Sr foram os elementos com maior número de associações ($n = 03$) para *C. hippurus*.

Tabela 8. Correlação de Spearman para as relações interelementares, incluindo a variável comprimento para o dourado (*Coryphaena hippurus*). Os valores em destaque (negrito) apresentaram significância estatística ($p < 0,01$).

	Fe	Cu	As	Se	Hg	Na	Mg	Al	K	Ca	Sr	Zn
CT	0,063	-0,306	0,436	0,086	0,180	0,288	-0,005	-0,047	-0,135	0,261	0,320	-0,078
Fe		0,462	0,205	0,123	-0,145	-0,249	0,005	0,042	-0,051	0,105	0,150	0,346
Cu			-0,101	0,372	-0,489	-0,218	-0,008	-0,498	-0,099	-0,231	0,029	0,203
As				0,416	-0,124	0,479	0,302	0,056	-0,307	0,516	0,628	0,404
Se					-0,357	0,307	0,582	-0,563	0,035	0,263	0,470	0,349
Hg						0,099	-0,129	0,274	0,279	0,016	-0,164	-0,116
Na							0,286	0,111	-0,349	0,319	0,476	0,332
Mg								-0,256	0,418	-0,016	0,156	0,039
Al									-0,323	0,168	-0,041	0,182
K										-0,472	-0,540	-0,591
Ca											0,868	0,695
Sr												0,791

Como previamente mencionado, houve divergência no comportamento das associações observadas entre as espécies. Enquanto a correlação entre Ca-Na, Sr-K e K-Na foi positiva e estatisticamente significativa para o peixe-espada, para a lula estas correlações foram negativas e significativas. A situação oposta ocorreu entre K-Al para estas mesmas espécies. Situação semelhante ocorreu para a correlação entre Sr-As (positiva para *C. hippurus* e *T. lepturus* e negativa para *L. plei*), Zn-K (positiva para *S. brasiliensis* e negativa para *C. hippurus* e *T. lepturus*) e K-As (positiva para *S. brasiliensis* e *L. plei* e negativa para *T. lepturus*).

As correlações interelementares positivas entre Mg-Se e Sr-Ca foram observadas para todas as espécies avaliadas. Também foram observadas correlações positivas compartilhadas entre espécies para Zn-Sr e Zn-Ca (*C. hippurus*, *T. lepturus* e *L. plei*), Se-As e Na-Se (*S. brasiliensis* e *T. lepturus*), Mg-As, Na-As e Al-Fe (*T. lepturus* e *L. plei*), K-Mg, K-As e Ca-Fe (*S. brasiliensis* e *L. plei*), Mg-Na (*S. brasiliensis*, *T. lepturus* e *L. plei*) e Sr-As (*C. hippurus* e *T. lepturus*). Foram também observadas relações negativas entre Ca-K e Al-Na para *T. lepturus* e *L. plei* e entre Zn-K para *C. hippurus* e *T. lepturus*.

3.5. Discussão

Os resultados mostram a bioacumulação de elementos essenciais e não essenciais no tecido muscular dos organismos selecionados. Dentre os elementos avaliados incluem aqueles não essenciais que causam risco potencial aos organismos expostos a concentrações anômalas (Seixas et al. 2009). Com base nas informações de vulnerabilidade ambiental e humana devido à exposição ambiental a metais, uma atenção especial deve ser empregada às concentrações de As em sardinha-verdadeira ($13,28 \pm 10,37 \mu\text{g.g}^{-1}$ p.s.) e lula ($15,22 \pm 13,16 \mu\text{g.g}^{-1}$ p.s.) e Cu em amostras de lula ($52,39 \pm 33,65 \mu\text{g.g}^{-1}$ p.s.). É importante mencionar que a sardinha-verdadeira é um dos maiores alvos da pesca no Brasil, sendo esta intensivamente comercializada e consumida (Paiva & Falcão 2002).

Concentrações ainda superiores de As foram reportadas para o peixe jaguriça (*Holocentrus adscensionis*; média $27,7 \mu\text{g.g}^{-1}$ p.s.) no arquipélago do Havaí (Miao et al. 2001) e também elevadas concentrações para o bagre-titânico (*Arius thalassinus*; $12,58 \pm 0,80 \mu\text{g.g}^{-1}$ p.s.) coletado em Kapar, na Malásia. (Bashir et al. 2012). Na costa do Rio de Janeiro, Medeiros et al. (2012) detectaram concentrações baixas de As para diversos peixes comercializados, incluindo, a sardinha-verdadeira (média: $1,0 \pm 0,2 \mu\text{g.g}^{-1}$ p.s.) e demais peixes predadores, como a corvina (*Microponias furnieri*; média: $1,2 \pm 0,5 \mu\text{g.g}^{-1}$ p.s.) e a anchova (*Pomatomus saltatrix*; média: $0,4 \pm 0,2 \mu\text{g.g}^{-1}$ p.s.) (Medeiros et al. 2012). As diferenças encontradas entre os resultados apresentados neste estudo com aqueles repostados por Medeiros et al. (2012) podem refletir diferenças interespecíficas e temporais nas amostragens.

Em lulas *Loligo forbesi* da costa da Escócia as concentrações de As no manto de fêmeas grávidas apresentaram uma média de $2,55 \mu\text{g.g}^{-1}$ p.u., enquanto que nos ovos e nos filhotes apresentaram concentrações médias de 6,5 e $9,18 \mu\text{g.g}^{-1}$ p.u. respectivamente (Craig & Overnell 2003). Em fígado das fêmeas as concentrações chegaram a $124,28 \mu\text{g.g}^{-1}$ p.u. Este estudo, na Escócia, mostrou o potencial de transferência da fêmea para os ovos e a diferença tecidual de As.

O As é um elemento com importância para a vigilância em saúde, principalmente na forma inorgânica (ATSDR 2007; WHO 2010; IARC 2012). As concentrações mais elevadas de As em alimento têm sido reportadas para o pescado marinho, atingindo níveis elevados em peixes, moluscos e principalmente crustáceos (Eisler 2010a; IARC 2012). Por outro lado, o As encontrado em amostras de pescado marinho é

predominantemente constituído pela forma orgânica, sendo menos tóxica aos organismos expostos (ATSDR 2007; WHO 2010). Além disso, diferenças regionais na assimilação diária de As têm sido relacionada ao consumo de pescado. Como exemplo, a assimilação diária de As no Japão é mais elevada do que na Europa. Estudos epidemiológicos têm demonstrado os efeitos adversos de arsênio relacionados com o consumo de água contaminada, carecendo de informações relacionadas com a exposição a consumo de pescado (WHO 2010). Desta forma, é de extrema importância a elaboração de estudos de avaliação de risco e efeito da assimilação de As para se entender a vulnerabilidade vinculada à exposição pelo consumo de pescado.

A **Tabela 9** apresenta uma comparação das concentrações de metais tóxicos e micronutrientes em peixes e lulas (em cinza) de diferentes regiões e espécies.

As concentrações de cobre em amostras de lula deste estudo também ultrapassaram os limites máximos de tolerância estabelecidos. Entretanto, concentrações mais elevadas de Cu são esperadas em cefalópodes, assim como aqui reportados (ATSDR 2004a). As concentrações de Cu em lula representaram quase 90% da comparação percentual entre as demais espécies de peixe avaliadas.

Tabela 9. Comparação das concentrações (média e desvio padrão expressos em $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) de metais tóxicos e micronutrientes em peixes e lulas (em cinza) de diferentes regiões.

Espécies	Local	Metais tóxicos			Micronutrientes					Refer [#]
		Hg	Al	As	Zn	Cu	Fe	Sr	Se	
<i>Microponias furnieri</i>	Arraial do Cabo, Brasil.	---	3,75 ± 0,51	---	9,66 ± 0,68	< 0,2	2,95 ± 0,46	---	---	(1)*
<i>Microponias furnieri</i>	São Sebastião, Brasil.	---	4,47 ± 0,98	---	7,77 ± 2,66	0,36 ± 0,19	4,97 ± 1,90	---	---	(1)*
<i>Microponias furnieri</i>	Vitória, Brasil.	---	19,4 ± 1,86	---	6,96 ± 0,08	0,32 ± 0,04	13,9 ± 2,46	---	---	(1)*
<i>Sardinella brasiliensis</i>	Pescado, Rio de Janeiro, Brasil.	---	92,2 ± 6,93	1,0 ± 0,2	9,3 ± 1,4	2,6 ± 1,2	7,0 ± 2,4	---	01 ± 0,1	(2)*
<i>Pomatomus saltatrix</i>	Pescado, Rio de Janeiro, Brasil.	---	103,2 ± 87,4	04 ± 0,2	5,6 ± 1,2	2,3 ± 1,7	3,5 ± 1,8	---	0,07 ± 0,05	(2)*
<i>Microponias furnieri</i>	Baia de Guanabara, Brasil.	0,3 0,2	---	---	3,2 ± 0,5	0,6 ± 0,3	2,1 ± 0,6	---	---	(3)
<i>Merluccius hubbsi</i>	Arraial do Cabo, Brasil.	---	52,1	---	19	1,28	75,2	---	---	(4)
<i>Trichiurus lepturus</i>	Costa de Pernambuco, Brasil.	0,501 ± 0,247	---	---	---	---	---	---	---	(5)
<i>Trichiurus lepturus</i>	Baia de Guanabara, Brasil.	0,30 ± 0,15	---	---	---	---	---	---	1,01 ± 0,17	(6)
<i>Trichiurus lepturus</i>	Armação dos Búzios	0,13 ± 0,08	---	---	---	---	---	---	0,88 ± 0,55	(6)
<i>Triglia lucerna</i>	Baia de Iskenderun, Turquia.	---	---	1,38 ± 0,72	28,2 ± 9,39	4,19 ± 3,65	45,5 ± 12,5	0,97 ± 0,17	---	(7)*
<i>Solea lascaris</i>	Baia de Iskenderun, Turquia.	---	---	1,74 ± 0,21	27,5 ± 5,22	5,64 ± 3,92	76,7 ± 24,5	1,58 ± 0,73	---	(7)*
<i>Gerres argyreus</i>	Costa de Townsville, Austrália.	0,056 - 0,116*	---	4,17 - 15,9	25,1 - 48,9	0,33 - 1,74	---	---	---	(8)
<i>Xiphias gladius</i>	Canal de Moçambique, Índico	0,38 ± 0,26	---	---	9,92 ± 8,26	0,15 ± 0,08	5,33 ± 4,55	---	0,58 ± 0,29	(9)*
<i>Coryphaena hippurus</i>	Canal de Moçambique, Índico.	0,17 ± 0,16	---	---	7,96 ± 8,42	0,14 ± 0,04	2,24 ± 2,99	---	0,33 ± 0,32	(9)*
<i>Coryphaena hippurus</i>	Ilhas Reunião, Oceano Índico.	0,01 ± 0,05	---	---	16,4 ± 9,5	0,22 ± 0,15	5,83 ± 4,73	---	0,79 ± 0,80	(9)*
<i>Thunnus thynnus</i>	Mar da Arábia	0,08 ± 0,01	---	---	1,27 ± 0,47	0,21 ± 0,01	2,18 ± 0,41	---	--	(10)
<i>Sardinella brasiliensis</i>	Leste do Rio de Janeiro, Brasil.	0,12 ± 0,21	12,40 ± 20,38	13,29 ± 10,38	32,49 ± 5,66	6,25 ± 2,94	93,60 ± 29,49	8,86 ± 5,71	3,51 ± 1,57	(11)
<i>Coryphaena hippurus</i>	Leste do Rio de Janeiro, Brasil.	0,18 ± 0,10	7,61 ± 4,28	2,69 ± 1,72	21,53 ± 6,07	1,29 ± 1,29	36,56 ± 7,94	2,01 ± 4,03	2,30 ± 0,64	(11)
<i>Trichiurus lepturus</i>	Leste do Rio de Janeiro, Brasil.	0,32 ± 0,30	25,61 ± 18,36	1,14 ± 1,22	19,12 ± 4,50	0,27 ± 0,48	42,00 ± 15,94	6,56 ± 4,91	2,06 ± 0,99	(11)
Lulas	Pescado, costa da França.	---	1,95	---	6,69	2,56	4,57	2,29	0,030	(12)
<i>Loligo duvauceli</i>	Costa de Cochim, Índia.	0,042	---	---	6,94 ± 4,34	2,31 ± 2,91	3,50 ± 3,20	---	---	(13)*
<i>Sthenoteuthis oualaniensis</i>	Golfo de Bengala, Bangladesh.	33,96 ± 0,90	---	---	19,35 ± 3,12	23,23 ± 17,95	---	---	---	(14)
<i>Loligo plei</i>	Leste do Rio de Janeiro, Brasil.	0,27 ± 0,39	461,17 ± 150,61	17,26 ± 5,74	78,90 ± 10,55	6,06 ± 2,75	65,72 ± 64,19	65,42 ± 31,53	18,83 ± 6,42	(11)

[#]1: Costa (2007); 2: Medeiros et al. (2012); 3: Kehrig et al. (2007); 4: Carvalho (2000), 5: Costa et al. (2009); 6: Seixas et al. (2012); 7: Yılmaz et al. (2010); 8: Denton et al. (2006); 9: Kojadinovic et al. (2007a); 10: Jaffar e Ashraf (1988); **11: Presente estudo**; 12: Guérin et al. (2011); 13: Prafulla (2002); 14: Panutrakul et al. (2007). *Concentrações em peso úmido (p.u.).

Apesar de sua essencialidade orgânica nas plantas e animais, incluindo homem, a exposição a níveis elevados de Cu pode resultar em efeitos adversos a saúde, como lesões teciduais, irritabilidade respiratória, problemas gastrointestinais, e mesmo associação com distúrbios neurológicos, como a doença de Alzheimer (Georgopoulos et al. 2001; Stern et al. 2007; Quigg 2008). A deficiência de Cu, por outro lado, altera a funcionalidade e o papel de outros constituintes celulares envolvidos em atividades antioxidantes, como Se e Fe, desta forma desencadeando doenças em que o estresse oxidativo é elevado (Stern et al. 2007). Nenhuma correlação foi encontrada entre Cu com Se e Fe neste estudo. Devido a sua maior acumulação em fígado é provável que tal relação seja observada neste órgão. Prafulla et al. (2002) detectaram concentrações relativamente mais baixas de Cu em lulas oceânicas (média: 8,2; 2,6-14,6 $\mu\text{g.g}^{-1}$ p.u.) e neríticas (*Loligo* spp.; média: 4,4; 0,3 – 22,9 $\mu\text{g.g}^{-1}$ p.u.) da costa da Índia. Elevadas concentrações foram reportadas para polvos (*Octopus vulgaris*) do Mar Mediterrâneo ($26 \pm 2,0 \mu\text{g.g}^{-1}$ p.s.) (Miramand & Guary 1980) e uma média de 21,80 $\mu\text{g.g}^{-1}$ p.s. na lula *Illex argentinus* da costa da Argentina (Gerpe et al. 2000). Em peixes as concentrações foram similares às aquelas observadas nas espécies avaliadas neste trabalho (Tabela 9).

As concentrações de mercúrio estavam abaixo dos níveis de tolerância estabelecidos para o consumo humano (ANVISA 1998). O peixe-espada apresentou os níveis mais elevados de Hg dentre as espécies avaliadas, seguido da lula, mostrando o potencial de bioacumulação deste metal em peixes com hábito carnívoro voraz de topo de cadeia (Carvalho et al. 2008; Cardoso et al. 2009; Costa et al. 2009; Ferreira et al. 2012; Seixas et al. 2012). Estudos prévios têm identificado o peixe-espada como um dos principais transferidores deste metal para golfinhos costeiros (ex. *Sotalia guianensis*) (Carvalho et al. 2008; Kehrig et al. 2009a; Moura et al. 2012a). Por outro lado, baixos níveis em músculo têm sido observados em peixes-espada coletados ao longo do estado do Rio de Janeiro (Kehrig et al. 2007; Carvalho et al. 2008; Cardoso et al. 2009; Kehrig et al. 2009a; Rodrigues et al. 2010). Medeiros et al. (2012) encontraram níveis baixos de Hg em tecido muscular de *T. lepturus* (média: $0,078 \pm 0,034 \mu\text{g.g}^{-1}$ p.u.), corvinas (*Microponias furnieri*; média: $0,124 \pm 0,054 \mu\text{g.g}^{-1}$ p.u.) e mesmo atum (média: $0,124 \pm 0,054 \mu\text{g.g}^{-1}$ p.u.) coletados em peixarias do Rio de Janeiro. Na costa de Pernambuco foram detectadas concentrações de $0,50 \pm 0,24 \mu\text{g.g}^{-1}$ p.s. de Hg em peixes-espada. No arquipélago da Madeira e nos Açores foram detectadas concentrações superiores às aquelas relatadas para músculo de peixes da costa do Brasil. Foram encontradas

concentrações médias de 0,90 (0,19 – 1,44) e 0,89 (0,45 – 1,43 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.u.) em músculo de peixe-espada-preto (*Aphanopus carbo*) da Madeira e Açores respectivamente (Afonso et al. 2007).

A toxicidade de Al em humanos é principalmente relacionada à neurotoxicidade e sua associação com doenças neurodegenerativas (Krewski et al. 2007). A atuação como disruptor endócrino tem sido relatada, além de gerar alterações cardiovasculares, hematológicas, reprodutivas, respiratórias etc (Krewski et al. 2007; Correia et al. 2010). Como é potencialmente tóxico para os organismos expostos a concentrações mesmo baixas, não há níveis de tolerância para humanos estabelecidos. As concentrações de Al foram elevadas em amostras de *L. plei* ($54,09 \pm 97,34 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s.), seguidas de peixe-espada ($25,61 \pm 18,36 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s.). Estudos realizados no estado do Rio de Janeiro com amostras de anchova (*Pomatomus saltatrix*; 14,3 – 257,5 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s.), corvinas (76,1 – 46,8 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s.) e mesmo sardinhas-verdadeiras (média: 394 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s.) apresentaram níveis ainda mais elevados para este metal.

O estrôncio é um elemento essencial encontrado em grande abundância no solo, água do mar e tecido de diversos organismos, incluindo o homem (ATSDR 2004b). Em baixas concentrações o Sr pode ocasionar aumento da taxa de formação óssea e da densidade óssea trabecular. Entretanto, uma dieta exacerbada deste elemento ($> 4 \text{ gL}^{-1}$) pode resultar em hipocalcemia devido à inibição da síntese da 1,25 dihidroxivitamina D e de absorção de cálcio no intestino, afetando o metabolismo ósseo (Rocha et al. 2005). O Sr possui similaridade química com o cálcio, sendo desta forma acumulado principalmente em matrizes ósseas e afetando o crescimento ósseo em pessoas (principalmente crianças) com uma dieta pobre em cálcio (ATSDR 2004b; Höllriegl & München 2011). Foram observadas correlações positivas e significativas entre Sr e Ca em todas as espécies avaliadas.

Não há evidência sobre efeitos tóxicos de Sr em concentrações normalmente encontradas nos ambientes (Höllriegl & München 2011). Entretanto, o cromato de estrôncio é tóxico, mas devido à toxicidade do crômio e não do estrôncio. Uma exposição a níveis elevados de Sr, principalmente considerando uma deficiência orgânica de cálcio, resulta em efeitos negativos sobre a formação óssea, como raquitismo e osteomalácia (Höllriegl & München 2011). A lula apresentou as maiores concentrações dentre as espécies avaliadas, seguida da sardinha-verdadeira. As concentrações de Sr em manto de cefalópodes parecem mesmo apresentar concentrações superiores àquelas observadas em peixes. Seixas e Pierce (2005)

estudaram a relação entre as concentrações de Sr, Ca e Pb em tecido de polvo-comum (*Octopus vulgaris*) da costa de Cascais, Portugal. Os autores detectaram concentrações acima de 20 $\mu\text{g.g}^{-1}$ p.s. em amostras de manto, além de relatarem a correlação entre Sr e cálcio e a variação sazonal deste elemento entre as coletas de primavera comparadas aquelas do outono. Neste trabalho também foram detectadas variações significativas para lulas e dourados. Com exceção da sardinha-verdadeira, as concentrações de Sr em amostras de peixe estão similares às aquelas reportadas em outras espécies de peixes de diferentes localidades (**Tabela 9**).

O ferro é o metal de transição mais abundante no corpo, sendo este um elemento essencial para a utilização de oxigênio, através da formação da hemoglobina e mioglobina e na formulação de diversas enzimas, incluindo os citocromos, catalases e peroxidases (Tacon 1987). Em humanos, 60-70% da carga total de Fe (35 mg.kg^{-1} em mulheres adultas) está presente em hemoglobinas em eritrócitos circulantes. Outros 10% estão na forma de mioglobinas, citocromos e enzimas contendo ferro (Lieu et al. 2001). Uma dieta rica em ferro é extremamente importante para a manutenção das funções biológicas vitais para os organismos. Uma dieta deficiente em ferro é geralmente associada à anemia, e conseqüentemente gera uma redução na capacidade de trabalho e distúrbios no desenvolvimento intelectual. Por outro lado, uma exposição a elevadas concentrações de Fe pode possivelmente resultar em neoplasias, aterosclerose, cardiomiopatias e doenças crônicas do fígado (Puntarulo 2005). As sardinhas apresentaram as maiores concentrações entre os organismos avaliados. As concentrações de Fe em amostras de lulas no inverno foram 2,3 vezes superiores às concentrações observadas no verão, mas uma associação inversa foi detectada para peixes-espada. Concentrações similares ou superiores de Fe têm sido reportadas em amostras de manto de cefalópodes de diversas localidades ao redor do mundo (Eisler 2010b), embora Prafulla (2002) tenha detectado concentrações muito baixas deste elemento em amostras de *Loligo duvauceli* da costa da Índia (**Tabela 9**). Em peixes, as concentrações determinadas neste estudo estão relativamente acima daquelas encontradas em outros peixes de outras localidades do Brasil e do mundo (Eisler 2010a). Concentrações muito baixas de Fe foram encontradas em amostras de músculo de dourado (*C. hippurus*) coletadas no Canal de Moçambique (0,33 $\mu\text{g.g}^{-1}$ p.u.) na costa das Ilhas Reunião (0,78 $\mu\text{g.g}^{-1}$ p.u.), no oceano Índico (Kojadinovic et al. 2007b). Na Baía de Ilha Grande, Rio de Janeiro, foram encontradas concentrações médias de Fe de $16,21 \pm 8,27$ em amostras de músculo de peixe-espada (*T. lepturus*) e de $26,58 \pm 17,93$

$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s. em corvina (*Microponias furnieri*) (Lavradas 2012). Em peixes demersais da Baía de İskenderun, na Turquia, foram detectadas concentrações elevadas de Fe, como no linguado *Solea lascaris* ($226 \pm 42,9 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.u.) e em cabrinha (*Triglia lucerna*; $134 \pm 51,6 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.u.). Os organismos com hábitos bentônicos e demersais parecem exibir concentrações mais elevadas dentro de um determinado ecossistema marinho.

O zinco é um micronutriente com papel fundamental nas funções biológicas dos organismos, sendo cofator de mais de 300 enzimas em organismos vivos. O Zn é essencial para as atividades sistema imunológico, prevenção de formação de radicais livres, crescimento corporal, desenvolvimento sexual e cognitivo e síntese de DNA (NAP 2001; Pereira & Hessel 2009; Nriagu 2011). A deficiência de Zn tem se tornado uma questão relevante de investigação na área da saúde pública (Nriagu 2011). As recomendações nutricionais (RNs) de Zn são de 11 mg/dia para homens e 8 mg/dia para mulheres. Níveis 10 a 15 vezes superiores as RNs assimilados em curto tempo podem causar náuseas, cólicas estomacais, e vômito. Já uma exposição crônica a níveis elevados pode resultar em lesões no pâncreas, e diminuição dos níveis de lipoproteínas de altas densidades (HDL) (ATSDR 2005). As concentrações de Zn detectadas nas amostras de lula e de peixes estão abaixo do limite máximo de tolerância. Os níveis deste micronutriente em amostras de peixe neste estudo estão similares às concentrações geralmente encontradas em organismos da costa do Brasil e do mundo (IEAPM 1997; Eisler 2010a; Lavradas 2012; Medeiros et al. 2012). Medeiros et al. (2012) reportaram uma concentração média de $9,3 \pm 1,4 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.u. para sardinha-verdadeira e de $5,6 \pm 1,2 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.u. em anchova (*Pomatomus saltatrix*) comercializadas no estado do Rio de Janeiro. Na Baía de Ilha Grande, Lavradas (2012) registrou níveis de Zn variando de 12,56 a 19,18 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s. em músculo de peixe-espada. Em mostras de músculo de peixes-espada da costa nordeste da Índia foram encontradas concentrações variando de 8 – 59,7 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s. (Kumar et al. 2012).

O selênio é um micronutriente com características essenciais para os organismos vivos, apresentando propriedades antioxidantes, além de proferir ação protetora contra elementos tóxicos (ex. Hg), câncer e doenças cardiovasculares (Brenneisen et al. 2005; Hartikainen 2005; Seixas et al. 2012). O pescado tem sido identificado como uma importante fonte nutricional para este micronutriente. Tanto a deficiência quanto a assimilação exacerbada podem desencadear efeitos adversos para os organismos, incluindo o homem. Estudos epidemiológicos têm encontrado associação entre deficiência de Se com doenças cardiovasculares e neurodegenerativas, assim como risco

elevado de desenvolvimento de câncer (Brenneisen et al. 2005). As concentrações de Se detectadas neste trabalho estão abaixo dos limites máximos de tolerância para o consumo. Em peixes as concentrações foram comparadas com demais estudos realizados com espécies em diversas localidades ao redor do mundo (Eisler 2010b), mas relativamente maiores do que os resultados apresentados por Medeiros et al. (2012), que estudaram as concentrações de elementos-traço em pescado comercializado no Rio de Janeiro. As concentrações de Se em amostras de lula estão expressivamente superiores àquelas reportadas em outros estudos com cefalópodes. Napoleão et al. (2005) detectaram concentrações variando de 1,3 – 1,7 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s. de Se em amostras de manto de polvo-comum (*Octopus vulgaris*) coletados na costa de Portugal. Waska et al. (2008) também reportaram concentrações baixas deste micronutriente (média: 1,6 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s.) em amostras de manto de lulas-japonesas-voadoras (*Todarodes pacificus*) do Mar do Japão.

Foi observada correlação entre Se e Mg em todas as quatro espécies estudadas. Um estudo realizado com ratos de laboratório apresentou uma correlação entre estes elementos, mostrando ainda que uma deficiência crônica de Mg pode resultar em um decréscimo na absorção e retenção de Se, aumentando a concentração de Se no plasma e rim (Jiménez et al. 1997).

O ambiente de ressurgência possui concentrações naturalmente elevadas de macronutrientes que são carregados até a zona eufótica e assimilados pelo fitoplâncton marinho. Conseqüentemente, os elementos essenciais, assim como não essenciais, são transferidos para a cadeia trófica marinha. As concentrações mais elevadas foram observadas para os macroelementos avaliados (K, Na, Mg e Ca). Este resultado é esperado, considerando a essencialidade destes elementos e sua necessidade em grandes concentrações devido às importantes funções fisiológicas e bioquímicas que exercem para os organismos, que incluem ativação enzimática, controle osmótico intracelular, formação e recomposição estrutural (ossos, cartilagens e exoesqueleto), contração muscular, etc (Tacon 1987; Wood et al. 2005). Além disso, estes macronutrientes são naturalmente encontrados em grandes concentrações no ecossistema marinho, o que justifica os resultados observados (Culkin & Cox 1976). Concentrações similares destes macroelementos foram observadas em amostras de peixes da Baía de Benguela (Sharif et al. 1993). Embora tenham sido observadas diferenças intraespecíficas significativas para todos estes macroelementos, a concentração média de Ca em sardinhas-verdadeiras representou quase 60% da comparação percentual entre as espécies. As sardinhas têm

sido indicadas como importante fonte de cálcio, sendo desta um suprimento nutricional relevante para a nutrição humana.

A Tabela 10 mostra uma comparação das concentrações de macronutrientes encontrados neste trabalho com aquelas encontradas em estudos conduzidos com outras espécies em diferentes regiões.

Tabela 10. Comparação de níveis de Na, Ca, K, e Mg ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s.) em amostras de músculo de peixes e lulas (em cinza) coletados diferentes localidades.

Espécies	Local	Na	Ca	K	Mg	Ref.
<i>Pampus argentus</i>	Mar Árábico.	444	125	3320	284	(1)
<i>Argyrops spinifer</i>	Mar Árábico.	451	541	2651	468	(1)
<i>Triglia lucerna</i> *	Baía de Iskenderun, Turquia.	32,3	254	3,45	17,9	(2)
<i>Solea lascaris</i> *	Baía de Iskenderun, Turquia.	34,2	275	3,46	23,3	(2)
<i>Scomber scombrus</i>	Costa da Nigeria.	---	102,29 -140,42	159,75 -177,0	109,12 -125,79	(3)
<i>Trachurus trachurus</i>	Costa da Nigeria.	---	120,47 -125,8	150 -156,09	160 -176,7	(3)
<i>Katsuwonus pelamis</i>	Costa da Nigeria.	---	143,87- 156,5	16,93 -173,5	18,33 -20,28	(3)
<i>S. brasiliensis</i>	Arraial do cabo	2734,39	1934	34201	2315	(4)
<i>S. brasiliensis</i>	Santa Catarina, Brasil.	1450	824	---	---	(5)
<i>M. furnieri</i>	Santa Catarina, Brasil.	1600	219	---	---	(5)
<i>C. hippurus</i>	Arraial do cabo, Brasil.	4851,90	352,19	41586,46	2159,78	(4)
<i>T. lepturus</i>	Arraial do cabo, Brasil.	5495,58	440,82	32262,51	2800,56	(4)
<i>Loligo opalescens</i> *	Costa de Monterrey e Califórnia, E.U.A.	3300	38	5300	520	(6)
<i>Loligo vulgaris</i>	Mediterrâneo, costa da Espanha.	8392	1562	18462	1720	(7)
<i>L. plei</i>	Arraial do cabo, Brasil.	5539,93	524,90	19077,48	3365,29	(4)

¹Jaffar et al. (1995); ²Yilmaz et al. (2010); ³Achionye-Nzeh et al. (2011); ⁴Presente estudo; ⁵Oliveira (2003); ⁶Falandysz (1992); ⁷Villanueva e Bustamante (2006); *Concentrações em peso úmido

De modo geral, observa-se que as espécies avaliadas neste trabalho mostraram concentrações elevadas em comparação com demais estudos. As concentrações de K estão nitidamente acima das concentrações apresentadas nos estudos selecionados para comparação. O mesmo foi identificado para Mg em amostras de peixe e Na

considerando todas as espécies. As concentrações de Ca se mostraram similares aos níveis reportados em demais trabalhos científicos. Com base nestes resultados podem-se considerar os organismos avaliados como fontes potenciais destes macronutrientes. O sistema de ressurgência na região de Cabo Frio e entorno pode ter papel fundamental na biodisponibilização destes nutrientes para as comunidades marinhas e consequentes dinâmicas na organização trófica.

Variações temporais na bioacumulação de elementos-traço têm sido avaliadas em diversos estudos conduzidos no ambiente aquático (Snodgrass & Halver 1971; Boalch et al. 1981; Dobson 2000; Lares et al. 2002; Bhattacharya et al. 2003; Oliveira 2003; Elsdon & Gillanders 2006; Chouba et al. 2007; Costa et al. 2009; Polak-Juszczak 2009; Ersoy & Çelik 2010; Mendil et al. 2010; Nakayama et al. 2010; Onger et al. 2012).

Costa et al. (2009) encontraram variações sazonais nos níveis de Hg em *T. lepturus* coletados no estuário de Goiana, litoral de Pernambuco, e atribuíram tais diferenças ao padrão pluviométrico. Segundo os autores, a precipitação pluviométrica atua na diluição da descarga de Hg para o estuário resultando em um decréscimo de sua biodisponibilização para biota marinha. Chouba et al. (1981) estudaram a sazonalidade de Cd, Pb e Hg em tecidos de peixe *Mugil cephalus* em lagoas costeiras da Tunísia e não encontraram variações significativas. Boalch et al. (1981) observaram variações mensais nos níveis de Ca, Co, Mn, Hg, Ni e Zn no mexilhão *Mytilus edulis* da costa de Paignton, no sudoeste da Inglaterra. Os autores atribuíram as diferenças sazonais observadas a variações individuais e fenômenos ambientais. Mendil et al. (2010) analisaram concentrações de Fe, Zn, Pb, Cr, Mn, Cu, Cd e Co em amostras de peixes com valor comercial do Mar Negro, Turquia. Os autores encontraram variações expressivas, sendo observadas concentrações mais elevadas no período de verão. Lares et al. (2002) estudaram as variações sazonais de Cd, Hg, Zn, Mn e Al em tecido mole de mexilhão (*Mytilus californianus*) e kelp-gigante (*Macrocystis pyrifera*) em Baixa Califórnia, México. O efeito da sazonalidade testado foi o regime de ressurgência e precipitação. As concentrações de Cd foram maiores durante o período de verão, sendo este padrão correlacionado com intensificação do sistema de ressurgência neste período. Segundo os autores, a fração dissolvida de Cd é suspensa até a superfície pelo mecanismo de ascensão da ressurgência. Já as concentrações de Hg, Zn, Mn e Al foram mais elevadas e correlacionadas com a precipitação pluvial.

No presente estudo, as variações sazonais estatisticamente significativas mostraram comportamento antagônico entre as espécies, ou seja, alguns organismos

apresentaram concentrações mais elevadas de um determinado elemento no verão e outros no inverno. A ausência de padronização dos resultados pode estar relacionada a aspectos específicos que contribuem para a assimilação e eliminação de elementos. Variações sazonais de elementos-traço podem estar relacionadas com liberação antrópica de poluentes; biodisponibilização atrelada a fatores ambientais, como ressurgências e precipitação, além de fatores ecológicos e biológicos, como a mudança periódica na composição de presas, reprodução e mudança na distribuição das espécies. Organismos de longa vida e de movimentação migratória ativa podem apresentar variações espaço-temporais relacionados a períodos reprodutivos e a variações físico-químicas da água. Por exemplo, a sardinha-verdadeira realiza migração no sudeste e sul do Brasil relacionada a ciclos reprodutivos (Paiva & Falcão 2002; Moraes et al. 2012). Além disso, esta espécie tem vida relativamente curta, atingindo três anos. O tamanho médio das sardinhas verdadeiras foi 17 cm neste estudo, sendo, portanto no geral, indivíduos no início do período de desova, com aproximadamente um ano de vida (Paiva & Falcão 2002), tendo, até o momento da captura, apresentado diferenças na bioacumulação devido às mudanças temporais da dieta e assimilação de elementos. Contudo, as sardinhas apresentaram as maiores concentrações de K, Ca, Zn, Se, As e Fe. Da mesma forma, *L. plei* entre 13 e 14 cm de comprimento do manto parece atingir a maturidade sexual para fêmeas durante a primavera (Rodrigues & Gasalla 2008). Por outro lado, estudos têm demonstrado a importância trófica destes dois organismos como predadores e presas para uma vasta gama de espécies, o que requer uma alta taxa de crescimento.

As diferenças sazonais significativas observadas nas concentrações de elementos foram mais frequentes para *L. plei* e *S. brasiliensis*. As lulas exibem um rápido padrão de crescimento e conseqüentemente uma necessidade de requisição de presas, sendo seu tempo de vida estimado em nove meses para indivíduos com 23 cm de manto (Perez et al. 2006), ultrapassando largamente as medidas de comprimento dos espécimes avaliados neste estudo.

3.6. Conclusões

- ✓ Este estudo acrescenta novas informações e complementa as já existentes na literatura no que diz respeito à análise de concentração de elementos essenciais e não essenciais em amostras de músculo de organismos marinhos para o consumo humano em águas brasileiras;
- ✓ Foram observadas variações sazonais entre as espécies avaliadas. Entretanto, enquanto umas espécies apresentaram concentrações elevadas de um determinado elemento no verão outras mostraram concentrações elevadas no inverno;
- ✓ As concentrações de elementos essenciais e não essenciais determinadas nos organismos avaliados nesta pesquisa mostrou uma variabilidade conforme a espécie estudada, mas a lula e a sardinha-verdadeira apresentaram as maiores concentrações no geral;
- ✓ Dentre os elementos tóxicos avaliados somente o arsênio mostrou concentrações superiores ao limite máximo de tolerância para o consumo humano em amostras de sardinha-verdadeira e lula, mas também foram encontradas concentrações elevadas e acima do limite de tolerância mencionado para Cu em amostras de lula;
- ✓ Os macroelementos (Na, K, Ca, Mg) avaliados mostraram concentrações muito elevadas para as espécies avaliadas, indicando provavelmente um favorecimento nutricional da biota marinha em detrimento de uma biodisponibilização desencadeada pela ressurgência de Cabo Frio.

Neste estudo pôde-se concluir que as espécies de peixes selecionadas, assim como a lula, apresentam um grande potencial nutricional para a dieta humana, mas é necessário um monitoramento das concentrações principalmente dos elementos tóxicos para se avaliar a vulnerabilidade para a saúde ambiental e pública. A ausência de padronização na comparação da variação sazonal dos elementos entre as espécies avaliadas sugere que organismos pelágicos podem apresentar níveis de metais diferentes em decorrência da sazonalidade. Possivelmente os padrões de migração, crescimento, sexo, mudança na composição de presas e outros fatores

podem influenciar na concentração dos elementos. Com base nos resultados obtidos, considera-se importante a realização de estudos para se compreender o padrão de consumo de pescado para se avaliar o risco mais efetivo de assimilação de poluentes, principalmente em um momento em que o governo realiza um incentivo de aprimoramento da pesca para o Brasil. Tal incentivo baseia-se no reconhecimento do valor nutricional do pescado e sua importância como geração de emprego e renda. De fato, neste trabalho mostrou o potencial nutricional das espécies utilizadas para o consumo na costa sudeste do Brasil.

3.7.Referências Bibliográficas

- Achionye-Nzeh C.G., Adedoyin O.M., Oyebanji S. & O. M.M. 2011. Mineral composition of some marine and freshwater fishes. Agriculture and Biology Journal of North America **Online**:2151-7525.
- Afonso C., Lourenço H.M., Dias A., Nunes M.L. & Castro M. 2007. Contaminant metals in black scabbard fish (*Aphanopus carbo*) caught off Madeira and the Azores. Food Chemistry **101**:120-125.
- Aguilar-Palomino B., Galván-Magafia F., Abitia-Cárdenas L.A., Muhlia-Melo A.F. & Rodríguez-Romero J. 1998. Aspectos alimentarios del dourado *Coryphaena hippurus* Linnaeus, 1758 em Cabo de San Lucas, Baja Califórnia Sur, México. Ciencias Marinas **24**:253-265.
- ANVISA (1998) Agência Nacional de Vigilância Sanitária. vol Portaria nº 685/98, 27 de agosto de 1998. Diário Oficial da União,
- ATSDR (2004a) Public Health Statement - Copper. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ASTDR), Atlanta
- ATSDR (2004b) Toxicological profile for strontium. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta,
- ATSDR (2005) Toxicological profile for Zinc. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta
- ATSDR (2007) Public Health Statement - Arsenic. Agency for toxic Substances and disease registry (ASTDR), Atlanta
- Azmat R., Rizvi S.S., Talat R. & Uddin F. 2006. Macronutrients found in some edible herbivorous and carnivorous fishes of Arabian Sea. Journal of Biological Sciences **6**:301-304.

- Bashir F.A., Shuhaimi-Othman M. & Mazlan A.G. 2012. Evaluation of trace metal levels in tissues of two commercial fish species in kapar and mersing coastal waters, peninsular Malaysia. *Journal of Environmental and Public Health* **2012**:10.
- Bhattacharya B., Sarkar S.K. & Das R. 2003. Seasonal variations and inherent variability of selenium in marine biota of a tropical wetland ecosystem: implications for bioindicator species. *Ecological Indicators* **2**:367-375.
- Bittar V., Castello B.F.L. & Di Benedetto A.P.M. 2008. Hábito alimentar do peixe-espada adulto, *Trichiurus lepturus*, na costa norte do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil. *Biotemas* **21**:83-90.
- Boalch R., Chan S. & Taylor D. 1981. Seasonal variation in the trace metal content of *Mytilus edulis*. *Marine Pollution Bulletin* **12**:276-280.
- Brenneisen P., Steinbrenner H. & Sies H. 2005. Selenium, oxidative stress, and health aspects. *Molecular Aspects of Medicine* **26**:256-267.
- Carbonel C. 1998. Modelling of upwelling in the coastal area of Cabo Frio (Rio de Janeiro - Brazil). *Revista Brasileira de Oceanografia* **46**:1-17.
- Cardoso T.P., Mársico E.T., Medeiros R.J., Tortelly R. & Sobreiro L.G. 2009. Concentração de mercúrio e análise histopatológica em músculo, rim e cérebro de peixe-espada (*Trichiurus lepturus*) coletados na praia de Itaipu - Niterói, Rio de Janeiro, Brasil. *Ciência Rural* **39**:540-546.
- Carvalho C.E.V. 2000. Trace metals in muscle tissue from southern Brazilian coast fish. Paper presented at the International Conference on Heavy Metals in the Environment, Michigan,
- Carvalho C.E.V., Di Benedetto A.P.M., Souza C.M.M., Ramos R.M.A. & Rezende C.E. 2008. Heavy metal distribution in two cetacean species from Rio de Janeiro State, southeastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **88**:1117-1120.
- Chouba L., Kraiem M., Njimi W., Tissaoui C.H., Thompson J.R. & Flower R.J. 2007. Seasonal variation of heavy metals (Cd, Pb and Hg) in sediments and in mullet, *Mugil cephalus* (Mugilidae), from the Ghar El Melh Lagoon (Tunisia). *Transitional Waters Bulletin* **4**:45-52.
- Correia T.G., Narcizo A.M., Bianchini A. & Moreira R.G. 2010. Aluminum as an endocrine disruptor in female Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology* **151**:461-466.
- Costa J.R. (2007) Distribuição de metais em peixes marinhos ao longo do litoral sudeste do Brasil. Monography, Universidade Estadual do Norte Fluminense - UENF, Campos dos Goytacazes
- Costa M., Barbosa S.T., Barletta M., Dantas D., Kehrig H., Seixas T. & Malm O. 2009. Seasonal differences in mercury accumulation in *Trichiurus lepturus* (Cutlassfish) in relation to length and weight in a Northeast Brazilian estuary. *Environmental Science and Pollution Research* **16**:423-430.
- Craig S. & Overnell J. 2003. Metals in squid, *Loligo forbesi*, adults, eggs and hatchlings. No evidence for a role for Cu- or Zn-metallothionein. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology* **134**:311-317.

- Culkin F. & Cox R.A. 1976. Sodium, potassium, magnesium, calcium and strontium in sea water. *Deep Sea Research and Oceanographic Abstracts* **13**:789-804.
- Deheyn D.D. & Latz M.I. 2006. Bioavailability of metals along a contamination gradient in San Diego Bay (California, USA). *Chemosphere* **63**:818-834.
- Denton G.R.W., Concepcion L.P., Wood H.R. & Morrison R.J. 2006. Trace metals in marine organisms from four harbours in Guam. *Marine Pollution Bulletin* **52**:1784-1804.
- Dewailly E. & Knap A. 2006. Food from the oceans and human health: balancing risks and benefits. *Oceanography* **19**:84-93.
- Dobson J. 2000. Long Term Trends in Trace Metals in Biota in the Forth Estuary, Scotland, 1981–1999. *Marine Pollution Bulletin* **40**:1214-1220.
- Eisler R. 2010a. Fishes, pp 39-220 In: Eisler R. (ed), *Compendium of Trace Metals and Marine Biota*. Elsevier Amsterdam, pp 39-220
- Eisler R. 2010b. Plants and Invertebrates - Molluscs, pp 143-397. In, *Compendium of Trace Metals and Marine Biota*. Elsevier, Amsterdam, pp 143-397.
- Elsdon T.S. & Gillanders B.M. 2006. Temporal variability in strontium, calcium, barium, and manganese in estuaries: Implications for reconstructing environmental histories of fish from chemicals in calcified structures. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **66**:147-156.
- Ersoy B. & Çelik M. 2010. The essential and toxic elements in tissues of six commercial demersal fish from Eastern Mediterranean Sea. *Food and Chemical Toxicology* **48**:1377-1382.
- Falandysz J. 1992. Macroelements content of common pacific squid (*Loligo opalescens*). *Zeitschrift für Lebensmittel-Untersuchung und Forschung* **195**:423-425.
- FAO (1983) *Compilation of legal limits for hazardous substances in fish and fishery products*. vol FAO Fishery Circular No. 463. Food and Agriculture Organization of the United Nations - FAO,
- FAO/WHO (2011) *Joint FAO/WHO food standards programme CODEX Committee on contaminants in foods - Working document for information and use in discussions related to contaminants and toxins in the GSCTFF*. vol CF/5 INF/1. Food and Agriculture Organization of United Nations - FAO / WHO, Hague, Netherlands
- Ferreira M.S., Mársico E.T., Marques Junior A.N., Mano S.B., São Clemente S.C. & Conte Junior C.A. 2012. Mercúrio total em pescado marinho do Brasil total mercury in marine fish traded in Brazil. *Revista Brasileira de Ciência Veterinária* **19**:50-58.
- Gasalla M.A., Rodrigues A.R. & Postuma F.A. 2010. The trophic role of the squid *Loligo plei* as a keystone species in the South Brazil Bight ecosystem. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* **67**:1413-1424.
- Georgopoulos P.G., Roy A., Yonone-Lioy M.J., Opiekun R.E. & Lioy P.J. 2001. Environmental copper: its dynamics and human exposure issues. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B* **4**:341-394.
- Gerpe M.S., de Moreno J.E.A., Moreno V.J. & Patat M.L. 2000. Cadmium, zinc and copper accumulation in the squid *Illex argentinus* from the Southwest Atlantic Ocean. *Marine Biology* **136**:1039-1044.

- Guérin T., Chekri R., Vastel C., Sirot V., Volatier J.-L., Leblanc J.-C. & Noël L. 2011. Determination of 20 trace elements in fish and other seafood from the French market. *Food Chemistry* **127**:934-942.
- Hartikainen H. 2005. Biogeochemistry of selenium and its impact on food chain quality and human health. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* **18**:309-318.
- Höllriegl V. & München H.Z. 2011. Strontium in the Environment and Possible Human Health Effects, pp 268-275. In: Jerome O.N. (ed), *Encyclopedia of Environmental Health*. Elsevier, Burlington, pp 268-275.
- IARC 2012. Arsenic and Arsenic Compounds, pp 41-93. In: IARC (ed), *Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans - A review of human carcinogens: arsenic, metals, fibres, and dusts*. IARC Press (International Agency for Research on Cancer), Lyon, pp 41-93.
- IBAMA (2007) Estatística da pesca 2007 - Grandes regiões e unidades da federação. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis IBAMA/MMA, Brasília
- IEAPM (1997) Monitoramento do Ambiente Marinho. vol 10. Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira, Ministério da Marinha, Arraial do Cabo
- Jaffar M. & Ashraf M. 1988. Selected trace metal concentrations in different tissues of fish from coastal waters of Pakistan (Arabian Sea). *Indian Journal of Marine Sciences* **17**:231-234.
- Jaffar M., Ashraf M. & Tariq J. 1995. Marine trace metal pollution assessment by fish as indicator species. *International Journal of Environmental Studies* **47**:197-201.
- Järup L. 2003. Hazards of heavy metal contamination. *British Medical Bulletin* **68**:167-182.
- Jiménez A., Planells E., Aranda P., Sánchez-Viñas M. & Llopis J. 1997. Changes in bioavailability and tissue distribution of selenium caused by magnesium deficiency in rats. *Journal of the American College of Nutrition* **16**:175-180.
- Kehrig H.A., Costa M. & Malm O. 2007. Estudo da contaminação por metais pesados em peixes e mexilhões da Baía de Guanabara - Rio de Janeiro. *Tropical Oceanography* **35**:32-50.
- Kehrig H.A., Fernandes K.W.G., Malm O., Seixas T.G., Di Benedetto A.P.M. & Souza C.M.M.d. 2009a. Transferência trófica de mercúrio e selênio na costa norte do Rio de Janeiro. *Química Nova* **32**:1822-1828.
- Kehrig H.A., Palermo E.F.A., Seixas T.G., Branco C.W.C., Moreira I. & Malm O. 2009b. Trophic transfer of methylmercury and trace elements by tropical estuarine seston and plankton. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **85**:36-44.
- Kehrig H.A., Seixas T., Palermo E., Baêta A., Castelo-Branco C., Malm O. & Moreira I. 2009c. The relationships between mercury and selenium in plankton and fish from a tropical food web. *Environmental Science and Pollution Research* **16**:10-24.
- Kojadinovic J., Le Corre M., Cosson R.P. & Bustamante P. 2007a. Trace elements in three marine birds breeding on Reunion Island (western Indian Ocean): part 1—factors influencing their bioaccumulation. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **52**:418-430.

- Kojadinovic J., Potier M., Le Corre M., Cosson R.P. & Bustamante P. 2007b. Bioaccumulation of trace elements in pelagic fish from the western Indian Ocean. *Environmental Pollution* **146**:548–566.
- Krewski D., Yokel R.A., Nieboer E., Borchelt D., Cohen J., Harry J., Kacew S., Lindsay J., Mahfouz A.M. & Rondeau V. 2007. Human Health Risk Assessment for Aluminium, Aluminium Oxide, and Aluminium Hydroxide. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B* **10**:1-269.
- Kumar B., Sajwan K.S. & Mukherjee D.P. 2012. Distribution of heavy metals in valuable coastal fishes from north east coast of India. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **12**:81-88.
- Lalli C.M. & Parsons T.R. 1993. *Biological oceanography: an Introduction*. Pergamon Press, Oxford, 301 pp.
- Lares M.L., Flores-Muñoz G. & Lara-Lara R. 2002. Temporal variability of bioavailable Cd, Hg, Zn, Mn and Al in an upwelling regime. *Environmental Pollution* **120**:595-608.
- Lavradas R.T. (2012) Determinação de metais (Cu, Fe, Zn, Pb, Cd e Ni) em tecidos de organismos marinhos da Baía da Ilha Grande, RJ, Brasil. Dissertation, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro PUC-RJ, Rio de Janeiro
- Li S.-X. & Zheng F.-Y. 2011. Effect of macronutrient enrichment on the size distribution, sorption, and bioconcentration factor of iron by coastal phytoplanktonic diatoms. *Marine Environmental Research* **72**:89-95.
- Lieu P.T., Heiskala M., Peterson P.A. & Yang Y. 2001. The roles of iron in health and disease. *Molecular Aspects of Medicine* **22**:1-87.
- Lima Junior R.G.S., Araujo F.G., Maia M.F. & Pinto A.S.S.B. 2002. Evaluation of heavy metals in fish of the Sepetiba and Ilha Grande Bays, Rio de Janeiro, Brazil. *Environmental Research Section A* **89**:171-179.
- Medeiros R.J., dos Santos L.M.G., Freire A.S., Santelli R.E., Braga A.M.C.B., Krauss T.M. & Jacob S.d.C. 2012. Determination of inorganic trace elements in edible marine fish from Rio de Janeiro State, Brazil. *Food Control* **23**:535-541.
- Mendil D., Demirci Z., Tuzen M. & Soylak M. 2010. Seasonal investigation of trace element contents in commercially valuable fish species from the Black sea, Turkey. *Food and Chemical Toxicology* **48**:865-870.
- Miao X.S., Ann Woodward L., Swenson C. & Li Q.X. 2001. Comparative Concentrations of Metals in Marine Species from French Frigate Shoals, North Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin* **42**:1049-1054.
- Miramand P. & Guary J.C. 1980. High concentrations of some heavy metals in tissues of the mediterranean octopus. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **24**:783-788.
- Monteiro P.M.S. 2009. Carbon fluxes in the Benguela Upwelling System, pp 65-78. In: Liu K.K., Atkinson L., Quiñones R., Talaue-McManus L. (eds), *Carbon and nutrient fluxes in continental margins: a global synthesis*. Springer, Berlin, pp 65-78.
- Moraes L.E.S., Gherardi D.F.M., Katsuragawa M. & Paes E.T. 2012. Brazilian sardine (*Sardinella brasiliensis* Steindachner, 1879) spawning and nursery habitats: spatial-scale

partitioning and multiscale relationships with thermohaline descriptors. ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil.

- Moser G.A. & Giancesella-Galvão S.M.F. 1997. Biological and oceanographic upwelling indicators at Cabo Frio (RJ). *Revista Brasileira de Oceanografia* **45**:11-23.
- Moura J.F., Hacon Sde S., Vega C.M., Hauser-Davis R.A., de Campos R.C. & Siciliano S. 2012a. Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*, Van Beneden 1864) as indicators of the bioaccumulation of total mercury along the coast of Rio de Janeiro state, Southeastern Brazil. *Bull Environ Contam Toxicol* **88**:54-59.
- Moura J.F., Roges E.M., Souza R.L., Siciliano S. & Rodrigues D.P. 2012b. Marine Environment and Public Health, pp 264-284. In: Lameed G.A. (ed), Biodiversity Conservation and Utilization in a Diverse World. InTech, Rijeka, pp 264-284.
- Nakayama Y., Kuma K., Fujita S., Sugie K. & Ikeda T. 2010. Temporal variability and bioavailability of iron and other nutrients during the spring phytoplankton bloom in the Oyashio region. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* **57**:1618-1629.
- NAP 2001. Dietary Reference Intakes for Vitamin A, Vitamin K, Arsenic, Boron, Chromium, Copper, Iodine, Iron, Manganese, Molybdenum, Nickel, Silicon, Vanadium, and Zinc. National Academy Press, Washington, D.C., pp.
- Napoleão P., Pinheiro T. & Sousa Reis C. 2005. Elemental characterization of tissues of *Octopus vulgaris* along the Portuguese coast. *Science of The Total Environment* **345**:41-49.
- Neff J.M. 2002. Bioaccumulation in marine organisms - effect of contaminants from oil well produced water Elsevier Massachusetts, pp.
- Nriagu J. 2011. Zinc Deficiency in Human Health, pp 789-800. In: Editor-in-Chief: Jerome O.N. (ed), *Encyclopedia of Environmental Health*. Elsevier, Burlington, pp 789-800.
- Oliveira S.K. (2003) Efeito da sazonalidade sobre o valor químico de peixes marinhos do litoral catarinense: sardinha (*Sardinella brasiliensis*), atum (*Katsuwonus pelamis*), corvina (*Micropogonias furnieri*) e pescada (*Cynoscion steindacheri*). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis
- Ongeri D.M.K., Lalah J., Wandiga S., Schramm K.-W. & Michalke B. 2012. Seasonal Variability in Cadmium, Lead, Copper, Zinc and Iron Concentrations in the Three Major Fish Species, *Oreochromis niloticus*, *Lates niloticus* and *Rastrineobola argentea* in Winam Gulf, Lake Victoria: Impact of Wash-Off into the Lake. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **88**:166-171.
- Oxenford H.A. 1999. Biology of the dolphinfish (*Coryphaena hippurus*) in the western central Atlantic: a review. *Scientia Marina* **63**:277-301.
- Paiva M.P. & Falcão A.P.C. 2002. Estrutura de cardumes da sardinha-verdadeira, *Sardinella brasiliensis* (Steindachner, 1879), no estado do Rio de Janeiro (Brasil). *Revista Brasileira de Zoologia* **19**: 85-92.
- Panutrakul S., Krishantha Jayasinghe R.P.P.K. & Chookong C. 2007. Heavy metal contents in purpleback squid (*Sthenoteuthis oualaniensis*) from the Bay of Bengal, pp 233-244. In, *The ecosystem - based fishery management in the Bay of Bengal*. SEAFDEC - Southeast Asian Fisheries Development Center, Bangkok, pp 233-244.

- Pereira T.C. & Hessel G. 2009. Zinc deficiency in children and adolescents with chronic liver diseases. *Revista Paulista de Pediatria* **27**:322-328.
- Perez J.A.A., Aguiar D.C.d. & Santos J.A.T. 2006. Gladius and statolith as tools for age and growth studies of the squid *Loligo plei* (Teuthida: Loliginidae) off southern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* **49**:747-755.
- Polak-Juszczak L. 2009. Temporal trends in the bioaccumulation of trace metals in herring, sprat, and cod from the southern Baltic Sea in the 1994–2003 period. *Chemosphere* **76**:1334-1339.
- Prafulla V. (2002) Investigations on the distribution characteristics of heavy metals in squid (*Loligo* spp.) in relation to levalves in food fishes from the west coast of India with a perspective on seafood safety. Cochin University of Science and Technology, Cochin
- Puntarulo S. 2005. Iron, oxidative stress and human health. *Molecular Aspects of Medicine* **26**:299-312.
- Quigg A. 2008. Trace Elements, pp 3564-3573. In: Jørgensen S.E., Fath B.D. (eds), *Ecological Stoichiometry in the Encyclopedia of Ecology*. Elsevier, Oxford, pp 3564-3573.
- Rocha O.G.F., Lima E.M., Oliveira A.S., Reis F.A. & Leite E.M.A. 2005. Teores de estrôncio sérico em pacientes portadores de insuficiência renal crônica em tratamento hemodialítico. *Jornal Brasileiro de Nefrologia* **27**:15-21.
- Rodrigues A.P.d.C., Carvalheira R.G., Cesar R.G., Bidone E.D., Castilhos Z.C. & Almosny N.R.P. 2010. Bioacumulação de mercúrio em quatro espécies de peixes tropicais oriundos de ecossistemas estuarinos do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Anuário do Instituto de Geociências* **33**:54-62.
- Rodrigues A.R. & Gasalla M.A. 2008. Spatial and temporal patterns in size and maturation of *Loligo plei* and *Loligo sanpaulensis* (Cephalopoda: Loliginidae) in southeastern Brazilian waters, between 23°S and 27°S. *Scientia Marina* **72**:631-643.
- Schneider F. & Schwingel P.R. 1999. Estudo preliminar da ecologia trófica da *Sardinella brasiliensis* na costa sudeste do Brasil. *Notas Técnicas da FACIMAR* **3**:67-72.
- Seixas S. & Pierce G. 2005. Bioaccumulation of Lead, Calcium and Strontium and their Relationships in the Octopus *Octopus vulgaris*. *Water, Air, and Soil Pollution* **163**:137-152.
- Seixas T.G., Kehrig H.A., Di Benedetto A.P.M., Souza C.M.M., Malm O. & Moreira I. 2009. Essential (Se, Cu) and non-essential (Ag, Hg, Cd) elements: What are their relationships in liver of *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae)? *Marine Pollution Bulletin* **58**:629-634.
- Seixas T.G., Moreira I., Malm O. & Kehrig H.A. 2012. Bioaccumulation of mercury and selenium in *Trichiurus lepturus*. *Journal of the Brazilian Chemical Society* **23**:1280-1288.
- Sharif A.K.M., Mustafa A.I., Amin M.N. & Safiullah S. 1993. Trace element concentrations in tropical marine fish from the Bay of Bengal. *Science of The Total Environment* **138**:223-234.

- Silva G.L.O., Dourado M.S. & Candella R.N. 2006. Estudo preliminar da climatologia da ressurgência na região de Arraial do Cabo, RJ. Paper presented at the XIV Congresso Brasileiro de Meteorologia, Florianópolis,
- Snodgrass P.J. & Halver J.E. 1971. Potassium, sodium, magnesium and calcium contents of Chinook salmon tissues during various stages of the life cycle. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology* **38**:99-119.
- Stern B.R., Solioz M., Krewski D., Aggett P., Aw T.-C., Baker S., Crump K., Dourson M., Haber L., Hertzberg R., Keen C., Meek B., Rudenko L., Schoeny R., Slob W. & Starr T. 2007. Copper and Human Health: Biochemistry, Genetics, and Strategies for Modeling Dose-response Relationships. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B* **10**:157-222.
- Sunda W.G. 2001. Trace Element Nutrients, pp 75-86. In: Editors-in-Chief: John H.S., Karl K.T., Steve A.T. (eds), *Encyclopedia of Ocean Sciences (Second Edition)*. Academic Press, Oxford, pp 75-86.
- Tacon A.G.J. 1987. Essencial nutrients, p 117. In, *The nutrition and feeding of farmed fish and shrimp. a training manual*. FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations, Brasília, p 117.
- U.S.EPA (2007) Framework for Metals Risk Assessment. vol EPA 120/R-07/001. U.S.EPA, Washington
- Valdés J., Román D., Alvarez G., Ortlieb L. & Guiñez M. 2008. Metals content in surface waters of an upwelling system of the northern Humboldt Current (Mejillones Bay, Chile). *Journal of Marine Systems* **71**:18-30.
- Valdés J., Vargas G., Sifeddine A., Ortlieb L. & Guiñez M. 2005. Distribution and enrichment evaluation of heavy metals in Mejillones Bay (23°S), Northern Chile: Geochemical and statistical approach. *Marine Pollution Bulletin* **50**:1558-1568.
- Valentin J. 1984. Spatial structure of the zooplankton community in the Cabo Frio region (Brazil) influenced by coastal upwelling. *Hydrobiologia* **113**:183-199.
- Valentin J.L. 2001. The Cabo Frio upwelling system, Brazil, pp 97-105. In: Seeliger U., Kjerfve B. (eds), *Coastal Marine Ecosystems of Latin America*. Springer - Verlag, Berlin, pp 97-105.
- Villanueva R. & Bustamante P. 2006. Composition in essential and non-essential elements of early stages of cephalopods and dietary effects on the elemental profiles of *Octopus vulgaris* paralarvae. *Aquaculture* **261**:225-240.
- Waska H., Kim S., Kim G., Kang M.R. & Kim G.B. 2008. Distribution patterns of chalcogens (S, Se, Te, and ²¹⁰Po) in various tissues of a squid, *Todarodes pacificus*. *Science of The Total Environment* **392**:218-224.
- WHO (2010) Preventing Disease through healthy environments - Exposure to arsenic: a major public health concern. World Health Organization, Geneva
- Wood C.W., Adams J.F. & Wood B.H. 2005. MACRONUTRIENTS, pp 387-393. In: Daniel H. (ed), *Encyclopedia of Soils in the Environment*. Elsevier, Oxford, pp 387-393.

Yılmaz A.B., Sangün M.K., Yağlıoğlu D. & Turan C. 2010. Metals (major, essential to non-essential) composition of the different tissues of three demersal fish species from İskenderun Bay, Turkey. *Food Chemistry* **123**:410-415.

Yonesshigue Y. (1985) *Taxonomie et ecologie des algues marines dans la region de Cabo Frio (Rio de Janeiro, Bresil)*. Universite de Maerseille, Maerseille.

4. Capítulo

Metais tóxicos (Hg, Al e As), micro (Zn, Cu, Fe, Se e Sr) e macronutrientes (Na, K, Ca e Mg) na biota marinha no ambiente de Ressurgência de cabo Frio – riscos a saúde pública e Ambiental

4.1.1. Resumo

Neste estudo foram determinadas as concentrações de elementos tóxicos (Hg, Al e As), micronutrientes (Zn, Cu, Fe, Sr e Se) e macronutrientes (Na, K, Ca e Mg) em amostras de mexilhão (*Perna perna*), lula (*Loligo plei*), peixes pelágicos (*Sardinella brasiliensis*, *Trichiurus lepturus* e *Coryphaena hippurus*), tartaruga marinha (*Chelonia mydas*), ave marinha (*Sula leucogaster*) e mamíferos marinhos, incluindo duas espécies de golfinhos (*Tursiops truncatus* e *Steno bredanensis*) e uma espécie de baleia (*Balaenoptera brydei*). As coletas foram conduzidas na área de influência da ressurgência costeira de Cabo Frio, sendo estas espécies representativas deste hábitat. Foram encontradas diferenças significativas entre as concentrações detectadas nas espécies avaliadas. Uma distribuição trófica na concentração dos elementos foi percebida para Hg e Fe. As espécies com importância para o consumo humano mostram concentrações de As e Cu acima dos limites máximos permitidos. Concentrações de Al também foram expressivamente elevadas para as amostras de lula e mexilhão. Concentrações também elevadas foram reportadas para concentrações de As e Se em tartarugas marinhas e Ca em sardinhas-verdadeiras. Foram observadas correlações interelementares significativas entre as espécies avaliadas. As concentrações de macronutrientes foram expressivas se comparadas com demais estudos publicados. Os resultados aqui apresentados mostram que a região de ressurgência de Cabo Frio parece exercer papel importante na biodisponibilização de elementos para a estrutura trófica marinha.

4.2. Introdução

A poluição dos ecossistemas marinhos tem recebido grande atenção científica devido ao inevitável aporte antropogênico de substâncias químicas potencialmente tóxicas para os oceanos (Neff 2002; Moura et al. 2012b). Conseqüentemente, a poluição marinha desencadeia efeitos adversos na biodiversidade, além de gerar impactos na economia e principalmente na saúde humana (Fleming et al. 2006; MEA 2006). Neste último século, tem sido observada uma intensificação das atividades agrícolas, industriais e de mineração, assim como o crescimento populacional global é proporcionalmente superior em zonas costeiras (PNUMA 2004; MEA 2006). Com isso, inúmeros contaminantes, incluindo os metais, têm sido extensivamente mobilizados e liberados para os oceanos, colocando em situação de vulnerabilidade ambiental os organismos de áreas costeiras (Neff 2002).

Uma vez no compartimento marinho em concentrações anômalas e/ou em formas químicas mais tóxicas, alguns elementos podem entrar na cadeia trófica, colocando a biodiversidade marinha sob o risco eminente de desenvolver efeitos adversos, principalmente os organismos situados mais ao topo desta estrutura ecológica, incluindo o homem (Neff 2002; Järup 2003). Os organismos aquáticos são capazes de concentrar metais tóxicos em níveis muito superiores àqueles encontrados na água, desta forma são responsáveis pela dinâmica destes no ambiente marinho além de atuarem na reciclagem de metais retidos nos compartimentos abióticos (Pfeiffer et al. 1985; de Mora et al. 2004; Chatterjee et al. 2007; Ferreira et al. 2010; Alhashemi et al. 2012). Os organismos situados mais no topo da organização trófica marinha são vulneráveis à biomagnificação de certos metais (ex. mercúrio), valendo ressaltar que o pescado marinho constitui uma via importante de transferência destes poluentes para o homem (Dewailly et al. 2001; Dewailly & Knap 2006; Fleming et al. 2006; Fraser et al. 2012).

Alguns elementos-traço (ex. Cu, Ni, Cr e Zn) são essenciais para os processos vitais dos organismos, participando em importantes processos bioquímicos; entretanto podem assumir um perfil tóxico quando apresentam concentrações elevadas (Tacon 1987; Sunda 2001; Wood et al. 2005; Azmat et al. 2006; Li & Zheng 2011; Medeiros et al. 2012). Já os elementos não essenciais (ex. Pb, Hg, Al e As) não apresentam função biológica conhecida, mas possuem a capacidade de acumular nos organismos e causar efeitos tóxicos resultando em extinção de algumas espécies não tolerantes (Järup 2003).

Em humanos alguns metais podem desencadear efeitos neurotóxicos e carcinogênicos constituindo desta forma uma necessidade de monitoramento ambiental (Järup 2003; U.S.EPA 2007).

A avaliação de contaminantes em águas costeiras, principalmente em áreas sob a influência de ressurgências, é de grande relevância, uma vez que estas representam a principal fonte de proteína animal de origem marinha para uma parcela significativa da população.

Poucos estudos têm sido desenvolvidos com o objetivo de entender o processo de bioacumulação e biomagnificação de metais em organismos em áreas de ressurgências costeiras (Valdés et al. 2005; Deheyn & Latz 2006; Valdés et al. 2008). Embora, ocupem cerca de 1% da área oceânica os sistemas de ressurgência, representam 11% da estimativa de produção biológica global dos oceanos (7.2 Gt C y⁻¹), resultando em cerca de 50 % da produção pesqueira global (Lalli & Parsons 1993; Monteiro 2009). A região de Cabo Frio é influenciada por ressurgência costeira causada pelo transporte de Ekman associado com a indução dos ventos de norte-nordeste. A ressurgência de Cabo Frio (RCF) induz a realocação de massa d'água superficial por camadas de águas profundas (ACAS) ricas em nutrientes e caracteristicamente frias (Valentin 2001). A suspensão de nutrientes para a camada eufótica tende a ser incorporada pela cadeia trófica marinha, sendo percebida, em diferentes estruturas biológicas da região. A RCF exhibe uma variabilidade sazonal em virtude das mudanças da intensidade e duração dos ventos indutores do sistema (Carbonel 1998; Valentin 2001; Silva et al. 2006).

Este trabalho tem como objetivo estudar as concentrações de elementos tóxicos (Hg, As e Al), micronutrientes (Zn, Cu, Se, Fe e Sr) e macronutrientes (K, Na, Mg e Ca) em amostras de músculo de organismos marinhos representantes da região de ressurgência de Cabo Frio e da pesca regional. Este estudo tem alta relevância devido aos resultados singulares sobre a distribuição e comportamento destes elementos supracitados em representantes tróficos do sistema de ressurgência e os riscos a saúde humana mediante a assimilação de elementos em concentrações nocivas.

4.3. Material e Métodos

4.3.1. Área de Estudo

O presente estudo foi empreendido em águas costeiras da Região dos Lagos, limitando-se entre os municípios de Armação dos Búzios e Saquarema, situados na costa leste do estado do Rio de Janeiro (Figura 10). A área de estudo foi determinada devido á influência potencial do fenômeno da Ressurgência de Cabo Frio.

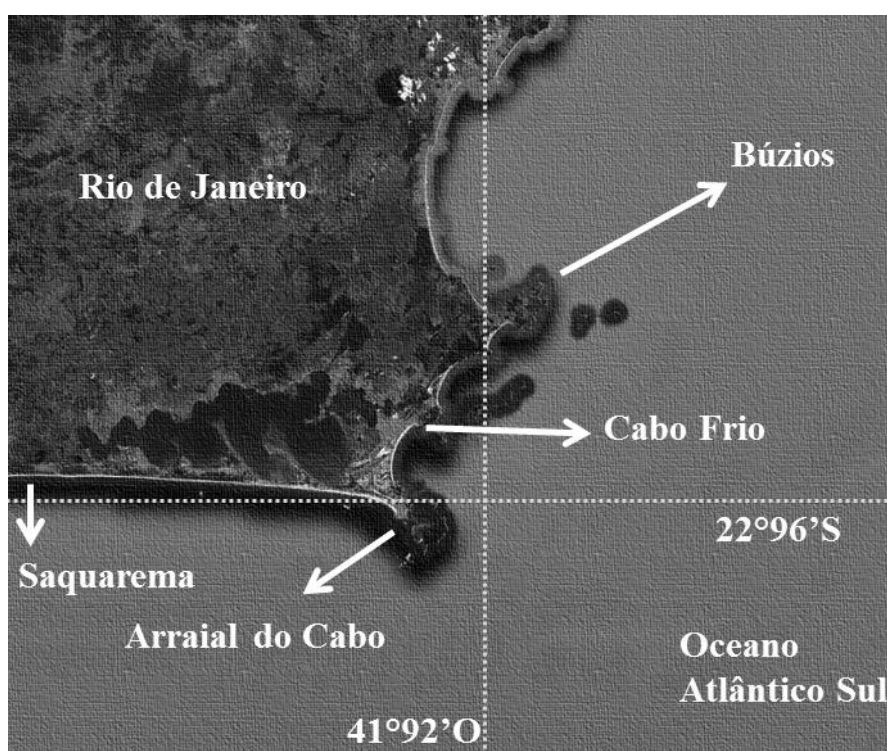


Figura 10. Imagem da área de estudo onde as amostras biológicas foram coletadas, na Região dos Lagos, abrangendo os municípios de Saquarema, Araruama, Arraia do Cabo, cabo Frio e Armação dos Búzios.

Mudanças na orientação da costa do Brasil (norte-sul para leste-oeste) na região de Cabo Frio e a proximidade isobatimétrica de 100 m, aliados aos padrões de vento na região promovem, de modo geral, as condições propícias para a funcionalidade do sistema de RCF.

O gradiente hidrográfico da região de Cabo Frio é constituído pelo encontro de três massas de água: Água Continental (AC) e Água Tropical (oriunda da Corrente do

Brasil), na superfície e Água Central do Atlântico Sul (ACAS) no fundo. A intensidade e constância de ventos E/NE movem as águas superficiais para águas abertas, induzindo o afloramento da ACAS, fria (18°C) e rica em nutrientes, para a zona eufótica costeira através do transporte de Ekman direcionado pela ação da força de Coriolis.

O afloramento da ACAS para zonas superficiais resulta em uma importante biodisponibilização de nutrientes que favorece a manutenção biológica da região, e conseqüentemente desenvolve um importante sítio pesqueiro regional. Diversos estudos têm mostrado, ou sugerido, uma relação de favorecimento de diversas espécies marinhas, incluindo, plâncton, algas, peixes, esponjas marinhas, corais, aves marinhas e peixes com a RCF. Além disso, a região demarca uma transição climática tropical/temperada perceptível nas comunidades de espécies (Valentin 2001).

A região de estudo apresenta uma forte importância turística, sendo observado um expressivo aumento populacional nos meses de verão que não é acompanhado pelos sistemas de gerenciamento de resíduos municipais. A proximidade de áreas com histórico de poluição, como a Baía de Guanabara e Rio Paraíba do Sul parece influenciar na qualidade do ambiente devido à capacidade de deposição sedimentar na região oriunda destas áreas através de transporte sedimentar marinho.

4.3.2. Coleta de Amostras

Foram coletadas 145 amostras de músculo distribuídas em 10 espécies marinhas com representatividade para o ecossistema regional devido ao enriquecimento das águas costeiras promovido pela RCF (Valentin 2001). Além disso, foram selecionados organismos com importância para o consumo humano. Dentre as dez espécies selecionadas para esta pesquisa incluem: molusco bivalvo (*Perna perna*), molusco cefalópode (*Loligo plei*), peixes (*Sardinella brasiliensis*, *Coryphaena hippurus* e *Trichiurus lepturus*), ave marinha (*Sula leucogaster*), quelônio marinho (*Chelonia mydas*) e cetáceos (golfinhos: *Steno bredanensis* e *Tursiops truncatus*; baleia: *Balaenoptera brydei*).

As amostras de molusco bivalvo foram coletadas no costão rochoso na extremidade esquerda da praia Grande, no município de Arraial do Cabo. As amostras de cefalópodes e peixes foram coletadas por pescadores locais da região de Cabo Frio e

Arraial do Cabo, devidamente instruídos a repassarem amostras resultantes de esforço de pesca na região do entorno de Cabo Frio e Arraial do Cabo. Somente indivíduos pescados nesta localidade foram elegíveis para o presente estudo. As amostras de aves, quelônios e cetáceos marinhos foram extraídas de carcaças de organismos encontrados mortos ao longo das praias entre os municípios de Saquarema e Armação dos Búzios. As carcaças foram encontradas a partir de monitoramentos de praia regulares conduzidos pelo GEMM-Lagos/ENSP/Fiocruz (Grupo de Estudos de Mamíferos Marinhos da Região dos Lagos) que atua na região com pesquisa da megafauna marinha desde 1999, atuando atualmente sob a licença SISBIO/ICMBio nº 32550-1.

A Tabela 11 apresenta o número de amostras para cada espécie, assim como o local de coleta, comprimento total e sexo. O comprimento total do mexilhão foi aferido pela média retilínea do maior comprimento da concha. Os exemplares de lula foram medidos através do comprimento do manto na orientação anteroposterior do corpo. Os comprimentos totais dos peixes foram medidos a partir do entalhe da nadadeira caudal até a extremidade da maxila. As carcaças da ave *S. leucogaster* foram medidas retilíneamente desde a extremidade da cauda até a extremidade do bico. Os exemplares de tartaruga foram medidos curvilíneamente através do comprimento do casco na orientação anteroposterior do corpo. Por fim, os comprimentos totais das carcaças de cetáceos foram aferidos com base na medida retilínea que se estende do entalhe da nadadeira caudal até a extremidade da maxila.

Amostras de músculo foram retiradas dos organismos incluídos neste trabalho, sendo estas coletadas com auxílio de lâminas de bisturi esterilizadas, e posteriormente armazenadas em tubos tipo falcon de 50 mL sob temperatura de -20 °C. As amostras de cetáceos foram coletadas ao longo dos últimos sete anos, entretanto foram mantidas em boas condições de armazenamento. As amostras de quelônios foram coletadas durante o ano de 2010 e 2011 e as aves durante os últimos cinco anos. As amostras de moluscos e peixes foram coletadas em 2010 e 2011.

Tabela 11. Relação das amostras de organismos marinhos avaliados no presente trabalho. Valores de comprimento total em média, mínimo e máximo.

Táxon	Espécies ¹	N	Local de Coleta	CT ² (cm)	Sexo ³
Molusco Bivalvo	<i>Perna perna</i>	18	Arraial do Cabo	7,02 (5,3 - 8,5)	n.a.
Cefalópodes	<i>Loligo plei</i>	19	Arraial do Cabo	13,90 (12,3 - 15,7)	n.a.
Peixes	<i>Sardinella brasiliensis</i>	20	Cabo Frio / Arraial do Cabo	17,85 (16,5 - 19)	n.a.
	<i>Coryphaena hippurus</i>	19	Cabo Frio / Arraial do Cabo	79,31 (68 - 96)	n.a.
	<i>Trichiurus lepturus</i>	20	Cabo Frio / Arraial do Cabo	115,05 (100 - 125)	n.a.
Aves	<i>Sula leucogaster</i>	14	Búzios - Saquarema	71,07 (64 - 78)	3M, 3F
Quelônios	<i>Chelonia mydas</i>	15	Búzios - Saquarema	34,33 (29 - 41)	n.a.
Cetáceos	<i>Steno bredanensis</i>	11	Búzios - Saquarema	255,90 (200 - 280)	4M, 3F
	<i>Tursiops truncatus</i>	08	Búzios - Saquarema	220,75 (160 - 280)	2M, 3F
	<i>Balaenoptera brydei</i>	01	Arraial do Cabo	1300	n.a.

¹Nome comum das espécies:

Perna perna: mexilhão-perna-perna; *Loligo plei*: lula; *Sardinella brasiliensis*: sardinha-verdadeira; *Coryphaena hippurus*: dourado; *Trichiurus lepturus*: peixe-espada; *Sula leucogaster*: atobá-marrom; *Chelonia mydas*: tartaruga-verde; *Steno bredanensis*: golfinho-de-dentes-rugosos; *Tursiops truncatus*: golfinho-nariz-de-garrafa; *Balaenoptera brydei*: baleia-de-Bryde.

²CT = comprimento total. ³M = macho, F = fêmea, n.a. = não avaliado.

4.3.3. Análise Laboratorial

As amostras de músculo foram liofilizadas e posteriormente pesadas com a utilização de balança de precisão digital com capela. Foram pesadas triplicatas (em tubos falcons de 50 mL) de todas as amostras, mantendo uma variação entre 0,2 e 0,3 gramas, considerando e registrando sempre quatro dígitos decimais. Para o processo de digestão, foram adicionados 5 mL de ácido nítrico subdestilado (HNO₃). Posteriormente, as amostras ficaram reservadas por 12 horas, a fim de se obter uma maior reação com o ácido nítrico. As amostras, então, seguiram para um bloco digestor onde ficaram por cerca de uma hora, ou até a sua digestão completa, a uma temperatura de 80 °C. A fim de se garantir a ausência de contaminação do processo analítico foram adicionados dois brancos, compostos apenas por 5 mL HNO₃, a cada batelada de digestão no bloco digestor.

Após um período de quatro horas, que garantiu o resfriamento completo das soluções, foi adicionada água ultra-pura a cada tubo falcon contendo as amostras até que alcançasse o volume de 30 mL.

A determinação do zinco nas amostras das espécie avaliadas foi realizada no Laboratório de Absorção Atômica da Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro (LAATOM/PUC-RJ) pelo método de espectrometria de absorção atômica com chama (FAAS).

A determinação dos demais elementos (As, Se, Hg, Na, Mg, Al, K, Ca, Sr) foi empreendida no Laboratório de Espectrometria Atômica da Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro (LABSPECTRO/PUC-RJ) a partir de espectrometria de massa ICP-MS (PerkinElmer NexION 300). Para este processo analítico, as amostras em triplicata foram diluídas em água ultra-pura na proporção 1:4 em um volume de 5 mL em tubos de polipropileno de 15mL. Para o processo analítico no ICP-MS foi utilizado o ^{103}Rh como padrão interno, na concentração de $20 \mu\text{g L}^{-1}$, para monitorar o processo de nebulização e a estabilidade do plasma. A exatidão do método foi avaliada através do uso de material de referência certificado DORM-3 (material padrão composto de proteína de peixe impregnada com traços de metal; Tabela 12). As curvas analíticas para os elementos analisados foram realizadas com dois brancos e 6 pontos de concentrações 2, 5, 10, 20, 40, 60 PPL utilizando os padrões Merck 23 e de Hg a 1000 PPL para os pontos de 1-5, sendo o último ponto elaborado somente com o Merck 23. Os resultados foram expressos em peso seco.

Tabela 12. Concentração dos elementos nas amostras de DORM-3.

Elemento	Valor certificado ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	Valor obtido ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	Recuperação Percentual
Fe	$347 \pm 20,00$	$339,16 \pm 30,91$	97,7
Cu	$15,5 \pm 0,63$	$16,25 \pm 1,33$	104,8
As	$6,88 \pm 0,30$	$6,52 \pm 0,53$	94,8
Hg	$0,382 \pm 0,06$	$0,380 \pm 0,09$	99,5

4.3.4. Análise Estatística

As variáveis utilizadas para as análises estatísticas foram, comprimento total, sazonalidade e concentrações de elementos-traço. As análises estatísticas foram realizadas com o auxílio do programa SPSS Statistics 17.0 (IBM). As concentrações de elementos traço foram avaliadas quanto à normalidade através do teste de Shapiro-Wilk. Devido à distribuição não normal das concentrações, esperado para dados de estudos ambientais, foi aplicado testes não paramétricos para a análise estatística dos dados. O teste de Kruskal-Wallis (Teste H; $p < 0,05$) foi empregado para verificar a significância estatística das concentrações entre nove das dez espécies estudadas (excluindo a baleia-de-Bryde).

A força de relação entre os elementos-traço (relação interelementar) e também entre as medidas de comprimento e as concentrações dos elementos foi avaliada para cada espécie através do coeficiente de Correlação de Spearman (r), considerando $p < 0,01$.

4.4. Resultados

4.4.1. Variações Interespecíficas

As concentrações de elementos-traço foram detectadas em todos os organismos marinhos avaliados, com exceção de Na em mexilhão, já que este elemento não foi avaliado para esta espécie (Tabela 13; Figura 11 e 12). Entretanto, a variação das concentrações não apresentou um padrão definido entre as espécies. No geral, considerando todos os elementos estudados, o mexilhão apresentou concentrações médias mais elevadas para Sr, Ca, Mg e Al. Elevada concentração média de Cu foi detectada em amostras de lula ($52,40 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s.), seguido do atobá-marrom (11,12). As concentrações de Fe foram mais elevadas nos organismos situados mais ao topo da cadeia trófica marinha (*B. brydei*, *T. truncatus*, *S. bredanensis* e *S. leucogaster*), mas o mexilhão também apresentou concentrações expressivas deste elemento.

Foram encontradas altas concentrações de As em tartarugas-verde, seguido de lulas, mexilhões e sardinhas-verdadeiras. Elevados níveis de Se foram reportados para tartarugas-verde e subsequentemente para mexilhões, atobá-marrom e golfinhos-dentes-rugosos. Os níveis de Hg foram detectados em maiores concentrações nos organismos predadores, situados nos níveis mais elevados da estrutura trófica marinha, incluindo as aves e cetáceos, entretanto um baixo valor foi detectado na amostra de

baleia-de-Bryde. Para Na as maiores concentrações foram observadas nas amostras de tartaruga, ave e golfinhos. O mexilhão não foi avaliado quanto a bioacumulação de Na. As amostras do golfinho-nariz-de-garrafa e de tartaruga-verde apresentaram concentrações máximas de 29968,45 e 19497,55 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s. respectivamente. As concentrações médias mais elevadas de Mg foram encontradas em amostras de mexilhão, seguido de lula e peixe-espada, mas concentrações máximas deste elemento foram detectadas em altos níveis também em amostras de golfinhos.

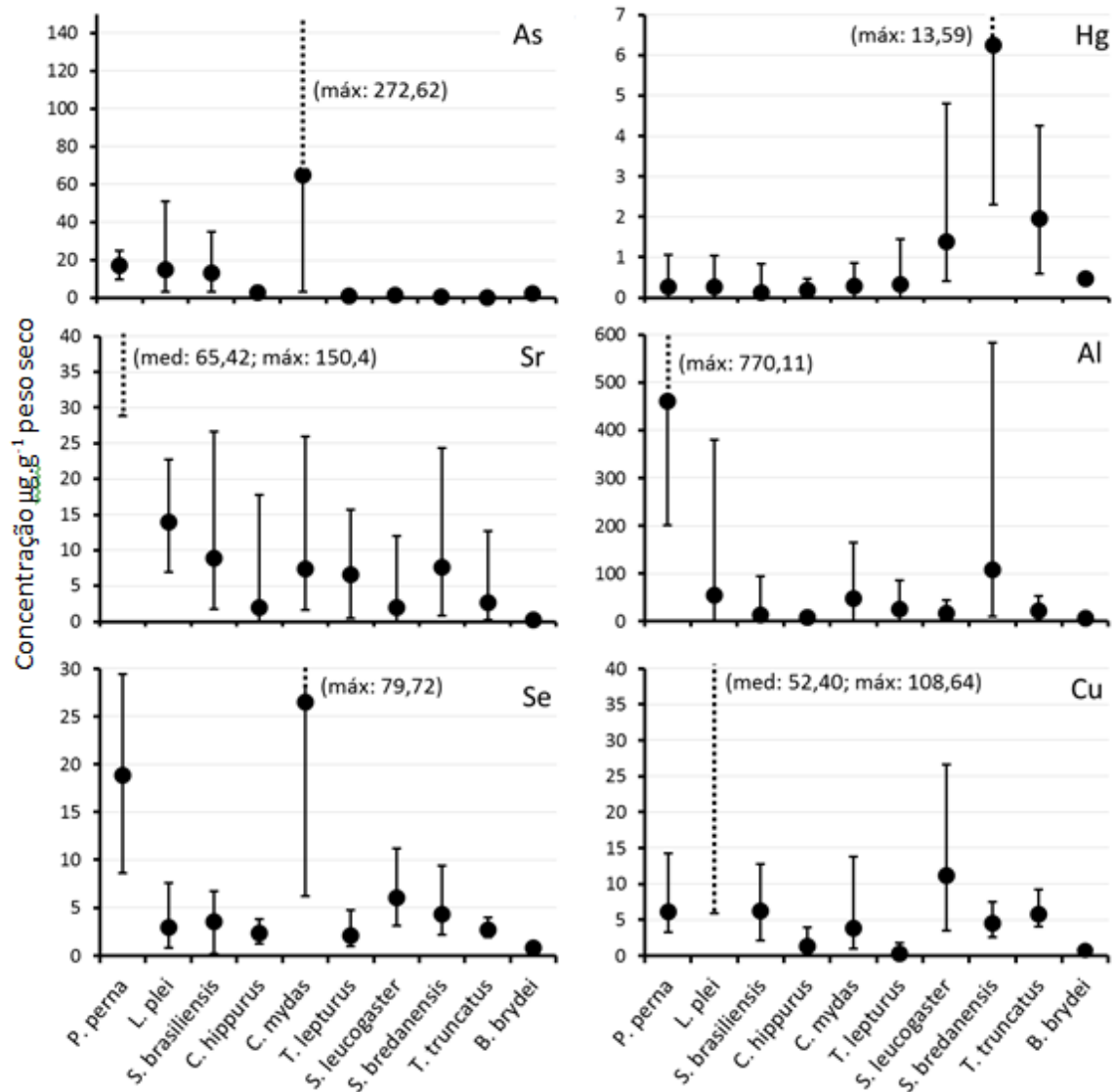


Figura 11. Concentrações médias, máximas e mínimas das concentrações de Sr, Al, Se, Cu, As e Hg em moluscos, aves, cetáceos, quelônios e peixes da costa leste do estado do Rio de Janeiro, Brasil.

Para K, as concentrações mais expressivas foram detectadas nas amostras dos três peixes avaliados e em lula, sendo observadas concentrações comparavelmente inferiores nas aves, quelônios e cetáceos. O mexilhão e, principalmente, a sardinha-verdadeira mostraram concentrações bastante expressivas de Ca, alcançando um nível máximo de 5.000,66 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s. nas sardinhas. As concentrações de Zn foram detectadas em amostras de golfinho-de-dente-rugoso, atobá-marrom e tartaruga-verde, mostrando elevados níveis médios e máximos. Em mexilhões e lulas também foram observados elevados níveis médios.

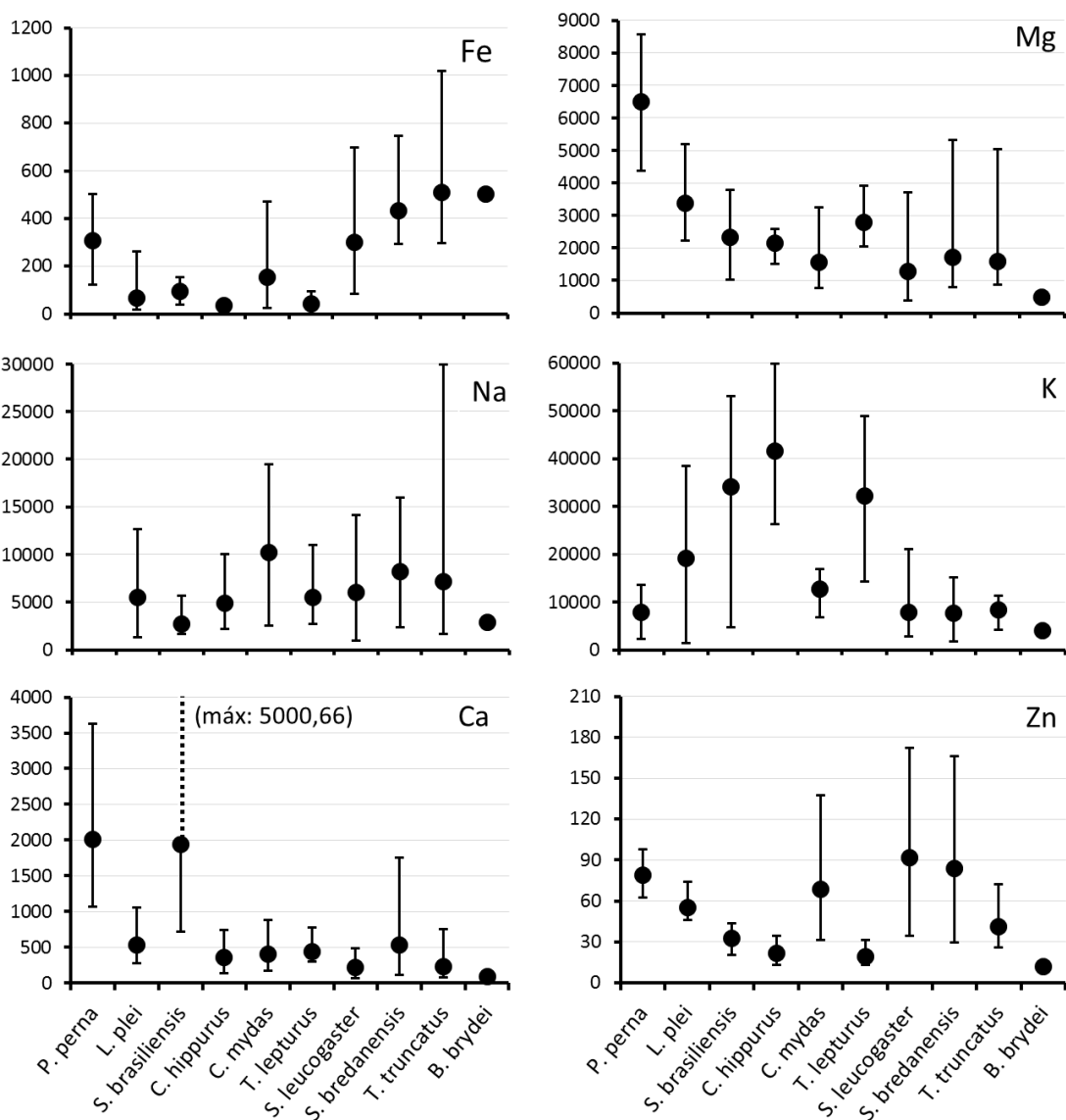


Figura 12. Concentrações médias, máximas e mínimas das concentrações de Fe, Mg, Na, K, Ca e Zn em moluscos, aves, cetáceos, quelônios e peixes da costa leste do estado do Rio de Janeiro, Brasil.

Tabela 13. Concentrações de elementos-traço em amostras de músculo (média e desvio padrão, $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ peso seco) de organismos marinhos amostrados na costa leste do estado do Rio de Janeiro.

Espécies	CT	Metais tóxicos			Micronutrientes					Macronutrientes			
		Hg	Al	As	Zn	Cu	Fe	Sr	Se	Ca	Mg	Na	K
<i>P. perna</i> n = 18	7,03 ±0,87	0,27 ±0,39	461,17 ±150,61	17,26 ±5,74	78,90 ±10,55	6,06 ±2,75	306,92 ±124,70	65,42 ±31,53	18,83 ±6,42	2010,30 ±715,22	6493,75 ±1646,98	---	7830,04 ±4718,53
<i>L. plei</i> n = 19	13,90 ±0,95	0,27 ±0,34	54,10 ±97,35	15,23 ±13,17	55,25 ±8,73	52,40 ±33,66	65,73 ±64,19	13,95 ±4,02	2,94 ±1,94	524,90 ±220,18	3365,29 ±1009,31	5539,93 ±4458,50	19077,48 ±17610,60
<i>S. brasiliensis</i> n = 20	17,86 ±0,63	0,12 ±0,21	12,40 ±20,38	13,29 ±10,38	32,49 ±5,66	6,25 ±2,94	93,60 ±29,49	8,86 ±5,71	3,51 ±1,57	1934,11 ±984,55	2315,76 ±566,38	2734,39 ±846,25	34201,31 ±13051,05
<i>C. hippurus</i> n = 19	79,32 ±8,29	0,18 ±0,10	7,61 ±4,28	2,69 ±1,72	21,53 ±6,07	1,29 ±1,29	36,56 ±7,94	2,01 ±4,03	2,30 ±0,64	352,19 ±148,42	2159,78 ±312,16	4851,90 ±2178,07	41586,46 ±7722,16
<i>T. lepturus</i> n = 20	115,05 ±6,92	0,32 ±0,30	25,61 ±18,36	1,14 ±1,22	19,12 ±4,50	0,27 ±0,48	42,00 ±15,94	6,56 ±4,91	2,06 ±0,99	440,82 ±123,68	2800,56 ±464,50	5495,58 ±2223,18	32262,51 ±14041,75
<i>C. mydas</i> n = 15	34,33 ±2,76	0,28 ±0,29	48,46 ±64,18	64,85 ±74,17	68,85 ±26,67	3,85 ±3,44	154,29 ±127,27	7,38 ±6,42	26,50 ±20,63	404,02 ±249,11	1566,95 ±703,50	10221,37 ±6265,65	12653,48 ±2942,37
<i>S. leucogaster</i> n = 14	710,79 ±43,03	1,38 ±1,15	17,00 ±15,78	1,70 ±0,88	91,86 ±45,31	11,12 ±6,18	300,71 ±186,19	2,02 ±3,24	6,05 ±2,28	217,61 ±108,52	1278,87 ±822,40	6010,51 ±3671,74	7777,27 ±4903,85
<i>S. bredanensis</i> n = 11	255,91 ±21,67	6,26 ±3,77	107,67 ±171,33	0,56 ±0,49	83,82 ±47,60	4,52 ±1,61	432,77 ±131,89	7,65 ±9,29	4,33 ±1,94	534,12 ±537,78	1721,01 ±1347,11	8198,48 ±4345,56	7717,70 ±3444,70
<i>T. truncatus</i> n = 08	220,75 ±46,41	1,96 ±1,29	22,50 ±15,34	0,40 ±0,38	41,36 ±14,89	5,74 ±1,76	509,65 ±241,55	2,71 ±4,14	2,67 ±0,72	226,88 ±228,38	1580,69 ±1406,02	7135,21 ±9503,39	8312,59 ±2780,12
<i>B. brydei</i> n = 01	1300,00	0,46	5,97	2,55	12,11	0,73	501,02	0,22	0,80	83,74	492,03	2861,69	4100,01

4.4.2. Exposição Humana

Limites máximos de tolerância (LMT) de elementos-traço em pescado foram utilizados com a finalidade de verificar se as espécies avaliadas no presente trabalho podem contribuir para um elevado risco à saúde pública. Os riscos à saúde pública neste contexto tratam-se da vulnerabilidade atribuída à exposição a elementos em concentrações nocivas, através do consumo de pescado. Os LMTS estabelecidos para Hg e As segue o protocolo da ANVISA e FAO/OMS e os limites para Zn e Cu seguiram o protocolo da OMS (FAO/OMS). Foram apresentados no presente trabalho LMTs diferenciados para cefalópodes (lulas), peixes e mexilhões. Como os protocolos que apresentam LMT geralmente disponibilizam as informações em peso úmido foi utilizado o fator de conversão de peso seco para peso úmido de ‘5’ para peixes e ‘2’ para cefalópodes a fim de gerar uma comparação mais realística dos LMTs com as concentrações obtidas neste trabalho. Foram observadas concentrações acima do LMT para o consumo humano em algumas amostras avaliadas (Tabela 14). As amostras de lula excederam o LMT de Cu e principalmente de As. As concentrações de As em sardinhas e mexilhão também foram superiores ao LMT.

Tabela 14. Comparação das concentrações de elementos-traço (média e desvio padrão, $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ peso seco) potencialmente perigosos com os respectivos limites máximos de tolerância para consumo humano.

Espécies	Hg		As		Cu	
	Pres. Est.	ref.	Pres. Est.	ref.	Pres. Est.	ref.
<i>S. brasiliensis</i>	0,12 ± 0,21		13,29 ± 10,38		6,25 ± 2,94	
	a.d. – 0,83	2,5*	3,43 – 34,83	10*,5 [#]	2,08 – 12,73	100*
<i>T. lepturus</i>	0,32 ± 0,30		1,14 ± 1,22		0,27 ± 0,48	
	a.d. – 1,44	5*	a.d. – 4,17	10*,5 [#]	a.d. – 1,74	100*
<i>C. hippurus</i>	0,18 ± 0,10		2,69 ± 1,72		1,29 ± 1,29	
	0,03 – 0,47	5*	0,18 – 6,20	10*,5 [#]	a.d. – 3,92	100*
<i>L. plei</i>	0,27 ± 0,34		15,23 ± 13,17		52,40 ± 33,66	
	a.d. – 1,04	2*	3,21 – 51,19	8*	5,87 - 60	50*
<i>P. perna</i>	0,27 ± 0,39		17,26 ± 5,74		6,06 ± 2,75	
	a.d. – 1,06	5,5*	9,94 – 25,16	22*	3,19 – 14,27	330*

Ref.: referência para os limites máximos estabelecidos. Fonte dos Limites: (FAO 1983; ANVISA 1998; FAO/WHO 2011)

4.4.3. Relações Interelementares e de comprimento

4.4.3.1. Cetáceos

Em golfinhos-nariz-de-garrafa (*T. truncatus*) foi observada uma relação positiva e estatisticamente significativa entre comprimento total (CT) e Hg ($\rho = 0,905$; $p < 0,01$) (Tabela 15). Também foi identificada uma relação relativamente forte ($\rho = 0,762$) entre CT e Fe considerando uma significância de $p < 0,05$. Para esta espécie foi detectada apenas um relação interelementar para Ca: entre Ca e As ($\rho = 0,952$; $p < 0,01$) (Tabela 15).

Nas matrizes musculares do golfinho-de-dentes-rugosos (*S. bredanensis*) não foi observada correlação entre CT e elementos-traço a um p-valor de 0,01, mas considerando uma significância de $p < 0,05$ foi encontrada uma relação entre CT e K (Tabela 16). Três interações interelementares positivas foram identificadas envolvendo Fe com Mg, Ca e Sr, e também relacionando Mg com Fe, As, Ca e Sr (Tabela 16). Considerando uma significância de $p < 0,05$ foram identificadas quatro correlações interelementares envolvendo Se com Hg e Na, e entre Ca com Al e Sr.

Tabela 15. Correlação de Spearman para as relações interelementares, incluindo a variável comprimento para o golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*). Os valores em destaque (negrito) apresentaram significância estatística ($p < 0,01$).

	Fe	Cu	As	Se	Hg	Na	Mg	Al	K	Ca	Sr	Zn
CT	0,762	-0,381	-0,024	-0,143	0,905	0,119	-0,167	-0,333	-0,190	0,095	0,381	0,619
Fe		0,024	0,049	0,381	0,738	0,333	0,048	-0,214	-0,548	0,024	0,476	0,714
Cu			0,244	0,381	-0,357	0,167	0,690	0,429	-0,024	0,190	-0,119	-0,143
As				0,073	-0,220	0,610	0,708	0,830	-0,073	0,952	0,805	0,000
Se					0,143	0,595	-0,071	0,238	-0,762	-0,095	0,190	0,429
Hg						0,238	-0,405	-0,429	-0,333	-0,143	0,190	0,690
Na							0,190	0,405	-0,286	0,429	0,595	0,143
Mg								0,595	0,167	0,690	0,357	-0,167
Al									-0,238	0,833	0,548	0,024
K										-0,048	-0,429	-0,833
Ca											0,762	0,095
Sr												0,405

Tabela 16. Correlação de Spearman para as relações interelementares, incluindo a variável comprimento para o golfinho-de-dentes-rugosos (*Steno bredanensis*). Os valores em destaque (negrito) apresentaram significância estatística ($p < 0,01$).

	Fe	Cu	As	Se	Hg	Na	Mg	Al	K	Ca	Sr	Zn
CT	0,560	0,376	-0,073	-0,349	-0,138	-0,404	0,321	0,220	0,697	0,651	0,349	0,119
Fe		0,045	0,600	-0,164	-0,245	0,364	0,845	0,536	0,345	0,882	0,745	-0,282
Cu			-0,182	0,027	0,064	-0,164	0,127	-0,155	0,427	-0,045	-0,109	-0,227
As				-0,100	-0,136	0,482	0,736	0,218	-0,118	0,491	0,718	-0,318
Se					0,700	0,664	-0,127	0,245	-0,436	-0,064	-0,173	0,309
Hg						0,355	-0,100	0,127	-0,364	-0,073	-0,227	0,427
Na							0,491	0,564	-0,536	0,282	0,355	-0,127
Mg								0,536	0,082	0,764	0,818	-0,182
Al									-0,336	0,655	0,682	0,091
K										0,227	-0,109	-0,045
Ca											0,836	0,091
Sr												-0,082

4.4.3.2. *Moluscos*

Para os mexilhões (*P. perna*) foram destacadas sete relações interelementares significativas ($p < 0,01$) envolvendo os elementos Fe, As, Mg, Ca e Sr, seis para Cu e Al, cinco para K, um relacionando Hg com Se e nenhuma relação envolvendo Zn (Tabela 17). As relações elementares identificadas para esta espécie foram as seguintes: Fe com Cu, As, Mg, Al, K, Ca e Sr, também para Cu com As, Mg, Al, Ca e Sr, relações de As com Mg, Al, K, Ca, Sr, Se com Hg, além de relações envolvendo Mg com Al, K, Ca e Sr, K com Ca e Sr e por fim uma relação entre Ca e Sr (Tabela 17).

As amostras de lula (*L. plei*) apresentaram sete relações interespecíficas envolvendo os elementos K e Ca, seis associações para As e Na, cinco para Mg, Al e Sr quatro envolvendo o Hg, dois para Fe e Zn e um para selênio (Tabela 18). Não foi identificada relação interelementar significativa envolvendo Cu. Também não foi observada relação estatisticamente significativa entre CT e os elementos avaliados. As relações elementares identificadas para as lulas foram as seguintes: Fe com Al e Ca, As com Hg, Na, Mg, K, Ca e Sr, entre Se e Mg, para Hg com Na, Mg e K, para Na com

Mg, Al, K e Ca, entre Mg e K, também para Al com K, Ca e Sr, K com Ca e Sr, para Ca com Sr e Zn e finalmente entre Sr e Zn (Tabela 18).

Tabela 17. Correlação de Spearman para as relações interelementares, incluindo a variável comprimento para o mexilhão (*Perna perna*). Os valores em destaque (negrito) apresentaram significância estatística ($p < 0,01$).

	Fe	Cu	As	Se	Hg	Mg	Al	K	Ca	Sr	Zn
CT	-0,012	-0,003	-0,219	-0,434	-0,577	0,028	-0,099	0,151	0,004	0,178	-0,341
Fe		0,711	0,765	0,139	-0,136	0,750	0,864	0,756	0,849	0,851	0,273
Cu			0,775	0,385	0,064	0,626	0,649	0,581	0,744	0,746	0,261
As				0,540	0,222	0,686	0,711	0,666	0,829	0,732	0,418
Se					0,833	0,232	0,393	-0,088	0,350	0,075	0,247
Hg						-0,010	0,163	-0,407	0,140	-0,261	0,062
Mg							0,713	0,839	0,740	0,688	0,333
Al								0,531	0,849	0,717	0,313
K									0,600	0,744	0,348
Ca										0,870	0,201
Sr											0,307

Tabela 18. Correlação de Spearman para as relações interelementares, incluindo a variável comprimento para a lula (*Loligo plei*). Os valores em destaque (negrito) apresentaram significância estatística ($p < 0,01$).

	Fe	Cu	As	Se	Hg	Na	Mg	Al	K	Ca	Sr	Zn
CT	-	-0,167	0,232	-0,151	-0,272	0,211	0,064	-0,295	0,331	-0,338	-0,293	-0,498
Fe		0,311	-0,351	0,156	0,311	-0,412	-0,230	0,761	-0,574	0,626	0,575	0,353
Cu			-0,223	0,130	0,056	-0,028	-0,142	0,172	-0,291	0,249	0,290	0,365
As				0,416	-0,614	0,781	0,681	-0,565	0,786	-0,728	-0,666	-0,500
Se					-0,341	0,589	0,649	-0,267	0,342	0,002	0,106	0,198
Hg						-0,806	-0,729	0,508	-0,665	0,408	0,358	0,505
Na							0,773	-0,744	0,860	-0,633	-0,564	-0,381
Mg								-0,558	0,663	-0,400	-0,290	-0,112
Al									-0,779	0,795	0,710	0,321
K										-0,751	-0,701	-0,512
Ca											0,971	0,575
Sr												0,638

4.4.3.3. Peixes

As sardinhas (*S. brasiliensis*) mostraram uma correlação positiva e estatisticamente significativa entre CT e Se (0,583; $p < 0,01$) (Tabela 19). Houve uma relação interelementar negativa para a sardinha correlacionando K com Zn. As amostras de músculo nesta espécie apresentaram seis relações interelementares envolvendo o elemento Se, quatro envolvendo K, três para Mg e dois envolvendo cada elemento a seguir: Fe, Na, Ca, Sr e Zn. Não foi observada correlação significativa para Cu, Hg e Al (Tabela 19).

Considerando as análises em dourado (*C. hippurus*), não foi observada relação significativa entre CT e os elementos avaliados (Tabela 19). Três relações interelementares foram observadas para Sr e Zn, duas para Ca e uma para As, Se, Mg e K. Não foram identificadas correlações estatisticamente significativas envolvendo Fe, Cu, Hg, Na e Al (Tabela 19). As seis correlações significativas observadas para o dourado envolveram As com Sr, Se com Mg, K com Zn, Ca com Sr e Zn e Sr com Zn.

Tabela 19. Correlação de Spearman para as relações interelementares, incluindo a variável comprimento para a sardinha-verdadeira (*Sardinella brasiliensis*). Os valores em destaque (negrito) apresentaram significância estatística ($p < 0,01$).

	Fe	Cu	As	Se	Hg	Na	Mg	Al	K	Ca	Sr	Zn
CT	0,142	0,042	0,530	0,583	0,139	0,167	0,160	0,026	0,261	-0,026	-0,114	0,169
Fe		0,502	0,174	0,301	-0,174	0,382	0,424	0,469	0,389	0,699	0,667	0,368
Cu			-0,289	-0,098	-0,488	0,168	0,155	0,131	-0,232	0,377	0,405	-0,305
As				0,580	-0,059	0,191	0,532	-0,053	0,782	0,116	0,168	0,487
Se					0,214	0,629	0,651	-0,220	0,627	0,146	0,130	0,615
Hg						-0,042	-0,193	-0,143	-0,140	-0,056	-0,285	0,329
Na							0,710	-0,203	0,537	0,495	0,420	0,549
Mg								-0,123	0,791	0,456	0,443	0,508
Al									0,050	0,182	0,232	0,123
K										0,283	0,330	0,651
Ca											0,890	0,317
Sr												0,340

Tabela 20. Correlação de Spearman para as relações interelementares, incluindo a variável comprimento para o dourado (*Coryphaena hippurus*). Os valores em destaque (negrito) apresentaram significância estatística ($p < 0,01$).

	Fe	Cu	As	Se	Hg	Na	Mg	Al	K	Ca	Sr	Zn
CT	0,063	-0,306	0,436	0,086	0,180	0,288	-0,005	-0,047	-0,135	0,261	0,320	-0,078
Fe		0,462	0,205	0,123	-0,145	-0,249	0,005	0,042	-0,051	0,105	0,150	0,346
Cu			-0,101	0,372	-0,489	-0,218	-0,008	-0,498	-0,099	-0,231	0,029	0,203
As				0,416	-0,124	0,479	0,302	0,056	-0,307	0,516	0,628	0,404
Se					-0,357	0,307	0,582	-0,563	0,035	0,263	0,470	0,349
Hg						0,099	-0,129	0,274	0,279	0,016	-0,164	-0,116
Na							0,286	0,111	-0,349	0,319	0,476	0,332
Mg								-0,256	0,418	-0,016	0,156	0,039
Al									-0,323	0,168	-0,041	0,182
K										-0,472	-0,540	-0,591
Ca											0,868	0,695
Sr												0,791

Para o peixe-espada (*T. lepturus*) foi observada uma correlação negativa e estatisticamente significativa entre CT e Mg ($\rho = -0,683$; $p < 0,01$) (Tabela 21). Foram encontradas oito correlações interelementares significativas ($p < 0,01$) envolvendo Na, cinco envolvendo Sr, 4 para Mg, Al e Ca e três envolvendo Fe, Se e Zn. Tais correlações, foram observadas associando as variáveis das concentrações encontradas para Fe com Na, Al e K, também envolvendo As com Se, Na, Mg, Al, K e Sr, Se com Na e Mg, Na com Mg, Al, K, Ca e Sr, relação entre Al e K, K com Ca, Sr e Zn, Ca com Sr e Zn e finalmente uma relação entre Sr e Zn (Tabela 21).

As relações interelementares positivas e estatisticamente significativas entre Se e Mg e entre Ca e Sr foram observadas nas três espécies de peixe avaliadas neste trabalho. A correlação significativa entre K e Zn também foi encontrada para as três espécies de peixes, entretanto a relação entre estes elementos foi negativa para *T. hippurus* e *T. lepturus* e positiva para *S. brasiliensis*. O peixe-espada e o dourado compartilharam correlações interelementares entre As e Sr e entre Sr e Zn. Já o peixe-espada e a sardinha-verdadeira compartilharam as correlações significativas entre As e Se, Se e Mg e entre Na e Mg. O peixe-espada apresentou correlação negativa significativa entre As e K, enquanto esta mesma correlação elementar apresentou comportamento positivo para a sardinha.

Tabela 21. Correlação de Spearman para as relações interelementares, incluindo a variável comprimento para o peixe-espada (*Trichiurus lepturus*). Os valores em destaque (negrito) apresentaram significância estatística ($p < 0,01$).

	Fe	Cu	As	Se	Hg	Na	Mg	Al	K	Ca	Sr	Zn
CT	0,142	-0,204	-0,514	-0,440	-0,042	-0,404	-0,683	0,321	-0,048	0,126	-0,102	0,030
Fe		0,474	-0,525	-0,344	-0,160	-0,647	-0,212	0,780	0,612	-0,302	-0,540	-0,364
Cu			0,204	0,433	-0,189	-0,005	0,444	0,156	0,133	-0,064	-0,002	-0,026
As				0,776	-0,065	0,868	0,734	-0,734	-0,610	0,516	0,741	0,411
Se					0,043	0,716	0,639	-0,558	-0,356	0,241	0,439	0,218
Hg						-0,009	-0,268	-0,191	-0,283	-0,046	0,013	0,305
Na							0,636	-0,672	-0,589	0,633	0,824	0,552
Mg								-0,466	-0,191	0,111	0,423	0,020
Al									0,609	-0,263	-0,501	-0,214
K										-0,644	-0,818	-0,716
Ca											0,854	0,707
Sr												0,771

4.4.3.4. Ave Marinha

Não foi observada correlação estatisticamente significativa entre as medidas de CT e as concentrações de elementos-traço avaliados neste estudo para o atobá-marrom (*S. leucogaster*) (Tabela 22). Foram encontradas sete correlações interelementares significativas, sendo três destas associações antagônicas. As correlações positivas foram identificadas entre Fe e Cu, Na e Ca, Na e Zn e entre Ca e Zn (Tabela 22). Já as correlações negativas foram observadas envolveram as concentrações de As com Na, Ca e Zn.

Tabela 22. Correlação de Spearman para as relações interelementares, incluindo a variável comprimento para o atobá-marrom (*Sula leucogaster*). Os valores em destaque (negrito) apresentaram significância estatística ($p < 0,01$).

	Fe	Cu	As	Se	Hg	Na	Mg	Al	K	Ca	Sr	Zn
CT	0,048	0,332	0,246	-0,207	0,163	-0,234	0,062	-0,187	-0,053	-0,132	-0,141	-0,427
Fe		0,745	-0,354	-0,099	0,365	0,368	0,657	0,481	0,371	0,385	-0,037	0,538
Cu			-0,033	-0,130	0,504	-0,044	0,437	-0,086	0,345	-0,015	-0,475	0,270
As				-0,521	-0,156	-0,742	-0,560	-0,464	-0,086	-0,877	-0,513	-0,815
Se					0,119	0,258	-0,099	-0,073	-0,178	0,525	0,436	0,279
Hg						-0,245	0,154	-0,051	0,642	0,053	-0,480	0,304
Na							0,462	0,253	-0,324	0,780	0,616	0,692
Mg								0,657	0,415	0,446	0,284	0,459
Al									0,345	0,499	0,499	0,305
K										0,029	-0,304	0,235
Ca											0,568	0,714
Sr												0,139

4.4.3.5. Quelônio Marinho

Não houve correlação estatisticamente significativa ($p < 0,01$) entre as medidas de comprimento do casco de tartarugas-verde (*C. mydas*) e as concentrações dos elementos analisados (Tabela 23). Também não foram observadas correlações interelementares negativas significativas. Foram identificadas oito correlações envolvendo Fe, Se, e Sr, sete envolvendo Cu e Mg, seis para Na, Ca e Zn, cinco para Al e um envolvendo o elemento As. Não foram encontradas tais associações para Hg e para K (Tabela 23). As correlações significativas foram identificadas para as seguintes associações: Fe com Cu, Se, Na, Mg, Al, Ca, Sr e Zn, também para Cu com Se, Na, Mg, Ca, Sr e Zn, entre As e Na, para Se com Na, Mg, Al, Ca, Sr e Zn, ainda para Na com Mg e Sr, para Mg com Al, Ca e Sr, e também para Al com Sr e Zn, Ca com Sr e Zn e por fim uma relação entre Sr e Zn (Tabela 23).

Tabela 23. Correlação de Spearman para as relações interelementares, incluindo a variável comprimento para a tartaruga-verde (*Chelonia mydas*). Os valores em destaque (negrito) apresentaram significância estatística ($p < 0,01$).

	Fe	Cu	As	Se	Hg	Na	Mg	Al	K	Ca	Sr	Zn
CT	-0,460	-0,027	0,378	-0,248	-0,163	0,106	-0,004	-0,291	-0,292	-0,013	-0,043	-0,273
Fe		0,686	0,150	0,879	-0,176	0,825	0,739	0,796	-0,288	0,700	0,793	0,821
Cu			0,279	0,704	-0,043	0,734	0,729	0,450	-0,402	0,779	0,764	0,757
As				0,425	-0,067	0,839	0,307	0,179	-0,064	0,071	0,232	0,107
Se					-0,109	0,951	0,811	0,757	-0,354	0,704	0,800	0,668
Hg						0,084	-0,231	-0,255	0,042	-0,091	-0,128	-0,049
Na							0,804	0,629	-0,300	0,678	0,825	0,671
Mg								0,771	-0,451	0,721	0,871	0,596
Al									-0,055	0,529	0,668	0,682
K										-0,587	-0,578	-0,284
Ca											0,871	0,779
Sr												0,796

4.5. Discussão

As concentrações de metais tóxicos, micro e macronutrientes foram detectadas em todas as espécies avaliadas, sendo observadas variações interespecíficas de acordo com o elemento em questão. As concentrações dos elementos são influenciadas por fatores ambientais, como emissão antrópica ou natural. Em adição, deve ser considerada a capacidade de bioacumulação das espécies e suas relações de assimilação, excreção, posição trófica, preferência de hábitat, e também variações individuais dentro de uma determinada espécie (ex. sexo, tamanho, estágio de vida) (Neff 2002). A principal via de assimilação de macro e micronutrientes e elementos tóxicos é o consumo de alimento. Organismos situados mais ao topo da cadeia trófica marinha exibem uma tendência de bioacumulação de certos elementos, principalmente os organismos de longa vida (Neff 2002).

A Figura 13 ilustra a categorização trófica das espécies avaliadas neste estudo com base em estudos de dieta das espécies. Observa-se que a sardinha (*S. brasiliensis*) e a lula (*L. plei*) são organismos chave na dieta de uma variedade de espécies de peixes predadores de maior porte, além de aves e cetáceos. Já os peixes predadores situados mais acima na escala trófica, servem de presas potenciais para pequenos cetáceos odontocetos (*S. bredanensis* e *T. truncatus*). A tartaruga-verde (*C. mydas*) no estágio juvenil, por outro lado, tem uma dieta preferencialmente voltada para macroalgas marinhas. O mexilhão (*P. perna*) se alimenta principalmente de fitoplâncton conforme o seu hábito filtrador.

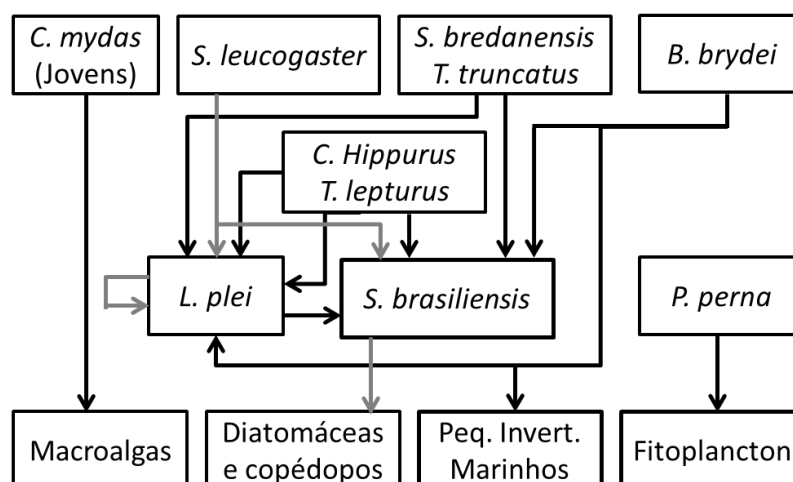


Figura 13. Esquema trófico envolvendo as espécies analisadas quanto às concentrações de elementos-traço na costa leste do estado do Rio de Janeiro, Brasil.

Apesar de apresentarem grande porte, podendo medir até 16 m e pesar aproximadamente 20 toneladas, as baleias-de-Bryde se alimentam principalmente de pequenos organismos situados mais a base da organização trófica marinha no sudeste do Brasil, como o camarão-aviú (*Acetes americanos*) (Moura & Siciliano 2012). Esta interação trófica justifica as concentrações baixas encontradas para este grande cetáceo neste estudo, apesar de ter tido apenas uma amostra analisada. Demais espécies de baleia também mostram esta tendência de baixas concentrações em cetáceos mysticetos (baleias de barbatanas). Diferentemente, as duas espécies de cetáceos odontocetos analisados apresentam hábitos costeiros, ocupando a plataforma continental marinha e se alimentando de peixes predadores, como o peixe-espada, dourado, corvina (*Microponias furnieri*) e lulas (*L. plei*) (Di Benedetto et al. 2001; Pitman & Stinchcomb 2002; Moura et al. 2013). Desta forma, é muito comum encontrar concentrações elevadas de elementos-traço em golfinhos, principalmente onde há histórico de contaminação ambiental de origem antrópica (Moura et al. 2012a). As concentrações de Hg, por exemplo, estão muito mais elevadas em golfinhos se comparado com as demais espécies avaliadas, alcançando $13,59 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s. em músculo de golfinhos-de-dentes-rugosos. Elevadas concentrações de Hg em golfinhos e aves tem sido relacionadas com deficiências do sistema imunológico e doenças relacionadas, além de outras alterações patológicas (Michael & Joanna 2001; Krishna et al. 2003; Ikemoto et al. 2004). O mercúrio é reconhecidamente tóxico para humanos, podendo causar alterações neurológicas, principalmente durante a fase pré-natal devido à transferência transplacentária de metil-mercúrio (Khaniki et al. 2005; Moura et al. 2011; Moura et al. 2012b). O consumo de lula, mexilhão e peixes avaliados neste estudo parece não exercer uma exposição significativa de Hg. Os níveis de Hg observados para peixes, mexilhão e lula neste estudo parece não resultar em um risco potencial para a saúde humana. O selênio tem papel fundamental na desintoxicação de Hg no fígado (Ikemoto et al. 2004), entretanto em músculo parece não haver uma relação tão clara. Os demais organismos analisados mantiveram baixos níveis em de Hg, com médias abaixo de $1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s.

Baixos níveis de As foram detectados em amostras musculares de aves e cetáceos, mas concentrações relevantes em termos de exposição humana foram encontradas em amostras de lula, mexilhão e sardinha e ainda mais expressivas na tartaruga. As tartarugas-verdes consideradas para este estudo são todas classificadas como juvenis. Neste estágio de vida as tartarugas se alimentam principalmente de macroalgas

marinhas de águas costeiras (Awabdi et al. 2013). Elevadas concentrações de As também foram reportadas para tartarugas-de-pente (*Eretmochelys imbricata*; $140 \pm 120 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s.) e tartarugas-verdes ($59 \pm 33 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s.) da costa da Ilha de Ishisaki, no Japão (Agusa et al. 2007). Elevadas concentrações também foram identificadas em amostras de músculo de *C. mydas* ($24,1 \pm 13,1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s.) e *E. imbricata* ($153 \pm 65,1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s.) (Saeki et al. 2000). Altas concentrações de As foram encontradas em macroalgas marinhas, podendo ser, desta forma, potencialmente transferidas para as tartarugas-verdes, como observado para a costa de São Diego, EUA (Komoroske et al. 2012). Por outro lado, as tartarugas-de-pente se alimentam principalmente de esponjas marinhas e os níveis detectados nestes organismos parecem não explicar os resultados observados. Geralmente o As é bioacumulado, mas não biomagnificado em organismos marinhos, portanto é comum encontrar níveis elevados em criaturas representantes mais da base da estrutura trófica marinha (Francesconi & Edmonds 1993; Kunito et al. 2008). A bioconcentração de As é mais expressiva em músculo (Kunito et al. 2008). As tartarugas marinhas da costa do estado do Rio de Janeiro são acometidas por ingestão de plástico e apresentam uma prevalência de 5% de fibropapilomatosis (Reis et al. 2010). As concentrações elevadas de As pode estar relacionadas com algum mecanismo relacionado à condição atual de saúde das tartarugas costeiras do Brasil. As concentrações de As em amostras de lula, mexilhão e sardinha ultrapassaram o limite de tolerância para o consumo humano. Sendo assim, é recomendado o monitoramento ambiental e caracterização do padrão de consumo de pescado e exposição a este elemento para se avaliar a vulnerabilidade humana.

As concentrações de Cu em amostras de lula foram extremamente elevadas quando comparadas com os demais organismos avaliados e ultrapassaram os limites de tolerância para o consumo humano nas amostras de cefalópodes. Não foi encontrada uma relação trófica muito clara para este micronutriente. Provavelmente os hábitos e características de cada espécie estão mais relacionados com as concentrações observadas. Barwick e Maher (2003) também não encontraram relação de biomagnificação de Cu em análise de organismos representantes do sistema trófico marinho da lagoa do estuário de Macquarie, na Austrália. Apesar de sua essencialidade orgânica para a biodiversidade, incluindo o homem, uma exposição a níveis elevados de Cu pode resultar em efeitos adversos à saúde humana, como lesões teciduais, irritabilidade respiratória, problemas gastrointestinais, e mesmo associação com desordens neurológicas, como a doença de Alzheimer (Georgopoulos et al. 2001; Stern

et al. 2007; Quigg 2008). Prafulla (2002) detectou concentrações relativamente mais baixas de Cu em lulas oceânicas (média: 8,2; 2,6-14,6 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.u.) e neríticas (*Loligo* spp.; média: 4,4; 0,3 – 22,9 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.u.) da costa da Índia. Elevadas concentrações também foram reportadas para polvos (*Octopus vulgaris*) do Mar Mediterrâneo ($26 \pm 2,0$ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s.) (Miramand & Guary 1980) e uma média de 21,80 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s. na lula *Illex argentinus* da costa da Argentina (Gerpe et al. 2000). Em peixes, as concentrações foram similares às aquelas observadas nas espécies avaliadas neste trabalho (Eisler 2010d).

As concentrações de Al foram mais elevadas em amostras de mexilhão seguido de golfinhos-de-dentes-rugosos. Resultados comparáveis foram identificados em amostras de lula. Não há relação clara de biomagnificação deste elemento em ambientes terrestres, mas nos ecossistemas marinhos esta função ecológica também parece limitada (ATSDR 2008). Apesar da toxicidade elevada de Al para os organismos, incluindo efeitos neurotóxicos e associação com doenças neurodegenerativas em humanos (Krewski et al. 2007), não há níveis máximos de tolerância para o consumo humano. Apesar das concentrações extremamente elevada de Al no mexilhão, se comparado com aquelas observadas nas demais espécies, diversos estudos em localidades ao redor do mundo têm reportado concentrações comparáveis ou superiores a estas (Eisler 2010e). Como exemplo, os níveis de Al em ostras-americanas (*Crassostrea virginica*) do estuário do Rio Savanna, na Geórgia (E.U.A.) variaram de 309 a 1460 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s. (Sajwan et al. 2008). Em mexilhões (*Modiolus modiolus*) foram detectadas quantidade de Al variando de 210 – 260 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s. (Segar et al. 1971). Em mexilhões (*Mytilus edulis*) do Mar Báltico foram encontradas concentrações variando de 119-214 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s. (Protasowicki et al. 2008). Em amostras de músculo de golfinhos-de-Commerson (*Cephalorhynchus commersonii*) coletados na Terra do Fogo, na Argentina, foram detectados níveis variando de < 6 até 40 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s. (Cáceres-Saez et al. 2012). Em golfinhos-nariz-de-garrafa (*T. truncatus*) amostrados na costa de Carolina do Sul, E.U.A., Stavros et al. (2011) encontraram concentrações médias de $21,2 \pm 22,4$ (2,30 – 80,8) em pele e $19,6 \pm 14,2$ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s. (6,19 – 55,8) em fígado. Apesar da escassez de estudos sobre a avaliação de Al em cetáceos, os níveis determinados para golfinhos-de-dentes-rugosos estão entre as mais elevadas já reportadas. Os níveis de Al determinados em amostras de peixes estão entre aqueles encontrados em outros estudos em outras localidades (Eisler 2010d). Em manjubas (*Engraulis mordax*) do Golfo de Farallones, California, E.U.A, Sydeman e Jarman (1998) detectaram níveis de Al variando de 20 a 63 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s. Também foram encontradas quantidades similares ou

inferiores de Al em amostras de peixes comercializados no Rio de Janeiro (Medeiros et al. 2012), como concentrações médias em xerelete (*Caranx crysos*; 64.7 ± 42.4), corvinas (*M. furnieri* ; 76.1 ± 46.8), anchova (*Pomatomus saltatrix*; 103.2 ± 87.4) e sardinhas-verdadeiras ($92.2 \pm 69.3 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.u.).

O estrôncio é um elemento essencial encontrado em grande abundância no solo, água do mar e tecido de diversos organismos, incluindo o homem (ATSDR 2004). Devido a sua similaridade química com o cálcio o Sr exerce comportamento similar a este nos organismos, sendo, portanto acumulado principalmente em matrizes ósseas (ATSDR 2004; Höllriegl & München 2011). Foram observadas correlações positivas e expressivas em todos os organismos avaliados neste estudo. Não há evidência sobre efeitos tóxicos de Sr em concentrações normalmente encontradas nos ambientes (Höllriegl & München 2011). Uma exposição a níveis anormalmente elevados de Sr resulta em efeitos negativos sobre a formação óssea, como raquitismo e osteomalácia (Höllriegl & München 2011).

As concentrações de Sr nos organismos avaliados neste estudo parece não mostrar qualquer padrão de biomagnificação. Os níveis deste elemento-traço em amostras de peixes e lulas estão entre aqueles normalmente observados em estudos prévios (Eisler 2010d) e parece não apresentar um risco de exposição através do consumo de pescado. Entretanto, os resultados analíticos para Sr no mexilhão *Perna perna* foram expressivos e mais elevados do que aqueles detectados em estudos prévios, em diversos locais, conduzidos em tecido mole de mexilhões (Eisler 2010e). Quantidades extremamente elevadas de Sr têm sido detectadas em conchas de moluscos bivalvos e gastrópodos (ex. $536 - 1261 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s. em *Bathymodiolus azoricus*) (Cravo et al. 2008; Eisler 2010e). Goldberg et al. (1978) reportaram concentrações de Sr variando de $18 - 40 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s. em amostras de tecido mole de mexilhão-da-Califórnia (*Mytilus californianus*) da costa de Bodega Head, Califórnia, e de 19 a $56 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s. em amostras de mexilhão-azul (*Mytilus edulis*). No Mar do Norte e Báltico foram determinados níveis variando de 18 a $100 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s. em amostras de tecido mole de mexilhão-azul (*M. edulis*) (Karbe et al. 1977). No mexilhão *Modiolus modiolus* coletado no Mar da Irlanda foram detectadas concentrações de Sr variando de $30 - 47 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s. (Segar et al. 1971).

O selênio é um elemento com características essenciais para os organismos vivos, apresentando propriedades antioxidantes, além de proferir ação protetora contra elementos tóxicos (ex. Hg), câncer e doenças cardiovasculares (Brenneisen et al. 2005; Seixas et al. 2012). Tanto a deficiência quanto a assimilação exacerbada pode

desencadear efeitos adversos para os organismos, incluindo o humano. O pescado tem sido identificado como uma importante fonte nutricional para este micronutriente. Os níveis de Se detectados neste trabalho estão abaixo dos limites máximos de tolerância para o consumo. A tartaruga-verde e o mexilhão apresentaram maior expressividade nos resultados analíticos dentre as espécies avaliadas. As concentrações em *C. mydas* estão entre as mais elevadas reportadas na literatura para a espécie. Foram detectadas médias de 0,79 em fígado e 0,46 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.u. em *C. mydas* da costa do Havá (Aguirre et al. 1994). No mar do Sul da China foi determinada uma média de $4,49 \pm 1,08$ em músculo e $25,65 \pm 28,60$ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s. em fígado de tartarugas-verdes em estágio juvenil (Lam et al. 2004). Neste último trabalho citado os autores detectaram uma média superior em músculo ($17,02 \pm 20,17$ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s.) de indivíduos adultos desta espécie. No mexilhão *Perna perna* as concentrações foram extremamente elevadas quando comparadas com resultados de demais estudos realizados em outros ambientes marinhos. Na Baía de Guanabara, local com histórico de contaminação ambiental associado à entrada de efluentes urbanos e industriais, foram detectados níveis muito baixos de Se para o mexilhão *P. perna*, variando de 0,12 a 0,27 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.u. (média: 0,71 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s.) (Seixas et al. 2007). Esta diferença discrepante sugere variações ambientais deste elemento, e indica uma biodisponibilização acentuada na região de Arraial do Cabo para organismos filtradores, sésseis e bentônicos. No Golfo de St. Vicent, no sul da Austrália foram encontradas concentrações variando de 1,1 a 2,3 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s. em tecido do mexilhão *Mytilus edulis planulatus* (Maher 1983). Em ostras (*Crassostrea virginica*) da costa da Flórida foi encontrada uma quantificação máxima de 0,95 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.u. (Karouna-Renier et al. 2007). Em mexilhões da costa da Ilha de Adak, no Alaska, foram detectados níveis de Se variando de 2,2 - 8,8 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s. (Burger & Gochfeld 2006). Em peixes os níveis foram comparados com demais estudos realizados com peixes em diversas localidades ao redor do mundo (Eisler 2010e), mas relativamente maiores do que os resultados apresentados por Medeiros et al. (2012), que estudaram a presença de elementos-traço em pescado comercializado no Rio de Janeiro. Foi observada uma correlação entre Se e Mg em todas as quatro espécies estudadas.

O ferro é um microelemento com importantes funções biológicas nos organismos, incluindo seu papel na composição da hemoglobina e mioglobina e na formulação de diversas enzimas, incluindo os citocromos, catalases e peroxidases (Tacon 1987). Uma dieta deficiente em ferro é geralmente associada à anemia, e conseqüentemente gera uma redução na capacidade de trabalho e distúrbios no desenvolvimento intelectual. Os

níveis de Fe apresentados neste estudo mostram um padrão importante de biomagnificação entre os organismos avaliados. Por outro lado, a assimilação deste microelemento em moluscos bivalvos parece ser expressiva, como observado neste estudo para o *P. perna*. Estudos prévios realizados na costa de Arraial do Cabo em local próximo à estação de coleta deste estudo, também mostram concentrações similares de Fe em amostras de tecido mole de *P. perna* ($317 \mu\text{g.g}^{-1}$ p.s.) (IEAPM 1997). Níveis comparáveis também foram detectados em mexilhão-da-Califórnia (*M. californianus*; $59 - 630 \mu\text{g.g}^{-1}$ p.s.), da costa da Califórnia, E.U.A. (Goldberg et al. 1978) e em amostras de mexilhão *Modiolus modiolus* ($300 - 350 \mu\text{g.g}^{-1}$ p.s.) coletado no Mar da Irlanda (Segar et al. 1971). Concentrações relativamente semelhantes ou mesmo superiores têm sido reportadas em amostras de manto de cefalópodes de diversas localidades ao redor do mundo (Eisler 2010e). Em peixes, as quantificações determinadas neste estudo estão ligeiramente acima daquelas encontradas em outras localidades do Brasil e do mundo (Eisler 2010d). Concentrações muito baixas de Fe foram encontradas em amostras de músculo de dourado (*C. hippurus*) coletadas no Canal de Moçambique ($0,33 \mu\text{g.g}^{-1}$ p.u.) na costa das Ilhas Reunião ($0,78 \mu\text{g.g}^{-1}$ p.u.), no oceano Índico (Kojadinovic et al. 2007b). Na Baía de Ilha Grande, Rio de Janeiro, foram encontradas concentrações médias de $16,21 \pm 8,27$ em amostras de músculo de peixe-espada (*T. lepturus*) e de $26,58 \pm 17,93 \mu\text{g.g}^{-1}$ p.s. em corvina (*Microponias furnieri*) (Lavradas 2012). Em peixes demersais da Baía de İskenderun, na Turquia, foram detectadas concentrações elevadas de Fe, como no linguado *Solea lascaris* ($226 \pm 42,9 \mu\text{g.g}^{-1}$ p.u.) e em cabrinha (*Triglia lucerna*; $134 \pm 51,6 \mu\text{g.g}^{-1}$ p.u.). Os organismos com hábitos bentônicos e demersais parecem exibir níveis mais elevadas dentro de um determinado ecossistema marinho. Uma média de $5,36 \mu\text{g.g}^{-1}$ p.u. em amostras de músculo de tartarugas-verdes foi identificada para populações da costa de Okinawa, Japão (Sakai et al. 2000). Em amostras de rim de tartarugas-verdes da costa de Baixa Califórnia as concentrações de Fe variaram de $93 - 547 \mu\text{g.g}^{-1}$ p.s. (Talavera-Saenz et al. 2007). Níveis mais elevados em aves marinhas costeiras também têm sido identificadas (Lande 1977; Santos et al. 2006; Kojadinovic et al. 2007a). Santos et al. (2006) reportaram uma média de $2426,6 \mu\text{g.g}^{-1}$ p.s. em amostras de gaivotão (*Larus dominicanus*) coletadas na costa da Ilha Rei George, na península Antártica. Na costa de Trondheimsfjord, na Noruega, foi detectada uma concentração média de $229 \mu\text{g.g}^{-1}$ p.s. em amostras de músculo da gaivota-de-asa-escura (*Larus fuscus*) (Lande 1977). Em músculo de petrel-de-Barau (*Pterodroma barau*) coletados nas Ilhas Reunião (Oceano

Índico) foram determinadas médias de 201 em juvenis e 440 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s. em aves adultas (Kojadinovic et al. 2007a).

As concentrações deste microelemento em amostras de músculo de cetáceos deste estudo foram elevadas, mas comparadas com aquelas reportadas em outras espécies e em diversas localidades (Eisler 2010c). Carvalho et al. (2002) detectaram concentrações médias de 450 (270 – 830 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s.) de Fe em amostras de músculo de golfinhos-comuns (*Delphinus delphis*) e 571 (460 – 675 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s.) e também em músculo de golfinho-nariz-de-garrafa (*T. truncatus*) na costa de Portugal. Em golfinhos-listrados machos (*Stenella coeruleoalba*) amostrados na costa do Japão foi encontrada uma média de 830 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s. nas concentrações detectadas (Agusa et al. 2008). Endo et al. (2007) reportaram uma média de 140 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.u. em músculo de orcas (*Orcinus orca*) adultas e 56,3 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.u. em juvenis encalhadas na costa do Japão.

O zinco é um elemento essencial, atuando em diversos processos bioquímicos nos organismos. Uma dieta pobre em Zn pode desencadear perda de apetite, perda de paladar e olfato, diminuição da função imunológica e lentidão na cicatrização (ATSDR 2005). As recomendações nutricionais (RNs) de Zn são 11 mg/dia para homens e 8 mg/dia para mulheres. Níveis 10 a 15 vezes superiores as RNs assimilados em curto tempo podem causar náuseas, cólicas estomacais, e vômito. Já uma exposição crônica a níveis elevados pode resultar em lesões no pâncreas, e diminuição dos níveis de lipoproteínas de altas densidades (HDL) (Tacon 1987; ATSDR 2005). As concentrações de Zn detectadas em peixes, na lula e no mexilhão estão abaixo do limite máximo de tolerância. Os níveis deste micronutriente em amostras de peixe deste estudo estão similares às concentrações geralmente encontradas em organismos da costa do Brasil e do mundo (IEAPM 1997; Eisler 2010d; Lavradas 2012; Medeiros et al. 2012). Medeiros et al. (2012) reportaram uma concentração média de $9,3 \pm 1,4$ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.u. para sardinha e de $5,6 \pm 1,2$ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.u. em anchova (*Pomatomus saltatrix*) comercializadas no estado do Rio de Janeiro. Na baía de Ilha Grande Lavradas (2012) registraram níveis de Zn variando de 12,56 a 19,18 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s. em músculo de peixe-espada. Em amostras de músculo de peixes-espada da costa nordeste da Índia foram encontradas concentrações variando de 8 – 59,7 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s. (Kumar et al. 2012). Resultados similares aos aqui apresentados para amostras de mexilhão (*P. perna*) foram também reportados para a costa de Arraial do Cabo, próximo ao local de amostragem deste organismo para este trabalho (IEAPM 1997). As concentrações superiores em cetáceos reportadas neste estudo estão de acordo com aquelas apresentadas em estudos prévios conduzidos com

organismos de outras localidades (Eisler 2010c). Foi detectada concentração média de 53 (315-130) para amostras musculares de golfinho-comum (*D. delphis*) e de 45 (44-47 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s) para amostras de golfinho-nariz-de-garrafa amostrados na costa de Portugal (Carvalho et al. 2002). Resultados comparáveis foram também obtidos para análises em amostras de músculo de golfinhos-listrados (*S. coeruleoalba*; média: 94,6 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s.) coletados na costa do Japão e golfinhos-de-Commerson (*C. commersonii*; 52,1 – 77,8 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s.) encalhados na costa da Terra do Fogo, Argentina (Agusa et al. 2008; Cáceres-Saez et al. 2012). Os níveis obtidos para músculo de aves marinhas com hábitos costeiros e quelônios marinhos estão de acordo com os resultados apresentados previamente em estudos conduzidos em outras localidades (Eisler 2010a, b).

Os macronutrientes (Mg, Na, Ca, K) apresentaram níveis elevadas em quase todos os organismos avaliados, exceto para a amostra de baleia-de-Bryde. Este resultado é esperado considerando a essencialidade destes elementos e sua necessidade em grandes quantidades devido as importantes funções fisiológicas e bioquímicas que exercem para os organismos, que incluem ativação enzimática, controle osmótico intracelular, formação e recomposição estrutural (ossos, cartilagens e exoesqueleto), contração muscular, etc (Tacon 1987; Wood et al. 2005). Além disso, estes elementos são naturalmente encontrados em níveis expressivos no ecossistema marinho, o que justifica os resultados observados (Culkin & Cox 1976). As concentrações de Na, K e Mg em peixes avaliados neste estudo estão acima daquelas reportadas para peixes marinhos de outras localidades (Tabela 24). Entretanto, os níveis elevadas de Na e Ca mostram que peixes da costa brasileira apresentam elevado teor de macronutrientes (Oliveira 2003). As discrepâncias de concentrações observadas para Na, K e Mg pode revelar uma elevada biodisponibilização destes na costa do estado do Rio de Janeiro vinculada com a fatores ambientais, como o sistema de ressurgência.

Tabela 24. Comparação de níveis de Na, Ca, K, e Mg ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s.) em amostras de músculo de peixes e lulas (em cinza) coletados diferentes localidades.

Espécies	Local	Na	Ca	K	Mg	Ref.
<i>Pampus argentus</i>	Mar Árábico.	444	125	3320	284	(1)
<i>Argyrops spinifer</i>	Mar Árábico.	451	541	2651	468	(1)
<i>Triglia lucerna*</i>	Baía de Iskenderun, Turquia.	32,3	254	3,45	17,9	(2)
<i>Solea lascaris*</i>	Baía de Iskenderun, Turquia.	34,2	275	3,46	23,3	(2)
<i>Scomber scombrus</i>	Costa da Nigeria.	---	102,29 -140,42	159,75 -177,0	109,12 -125,79	(3)
<i>Trachurus trachurus</i>	Costa da Nigeria.	---	120,47 -125,8	150 -156,09	160 -176,7	(3)
<i>Katsuwonus pelamis</i>	Costa da Nigeria.	---	143,87- 156,5	16,93 -173,5	18,33 -20,28	(3)
<i>S. brasiliensis</i>	Arraial do cabo	2734,39	1934	34201	2315	(4)
<i>S. brasiliensis</i>	Santa Catarina, Brasil.	1450	824	---	---	(5)
<i>M. furnieri</i>	Santa Catarina, Brasil.	1600	219	---	---	(5)
<i>C. hippurus</i>	Arraial do cabo, Brasil.	4851,90	352,19	41586,46	2159,78	(4)
<i>T. lepturus</i>	Arraial do cabo, Brasil.	5495,58	440,82	32262,51	2800,56	(4)
<i>Loligo opalescens*</i>	Costa de Monterrey e Califórnia, E.U.A.	3300	38	5300	520	(6)
<i>L. plei</i>	Arraial do cabo, Brasil.	5539,93	524,90	19077,48	3365,29	(4)

¹Jaffar et al. (1995); ²Yılmaz et al. (2010); ³Achionye-Nzeh et al. (2011); ⁴Presente estudo
⁵Oliveira (2003); ⁶Falandysz (1992); *Concentrações em peso úmido

4.6. Conclusões

- ✓ Este estudo acrescenta novas informações e complementa às já existentes na literatura no que diz respeito à análise de concentração de elementos essenciais e não essenciais em amostras de músculo de organismos marinhos representantes do ecossistema de ressurgência de Cabo Frio, incluindo espécies potencialmente pescadas na região sudeste;
- ✓ As concentrações de elementos essenciais e não essenciais determinadas nos organismos avaliados nesta pesquisa mostrou uma variabilidade conforme as espécies e grupos taxonômicos avaliados;
- ✓ Dentre os elementos tóxicos avaliados somente o arsênio mostrou concentrações superiores ao limite máximo de tolerância para a sardinha-verdadeira, lula e

mexilhão. Concentrações muito elevadas deste elemento foram detectadas para tartarugas-verdes;

- ✓ A distribuição das concentrações de Hg e Fe nas espécies avaliadas parece mostrarem uma tendência de biomagnificação. Como exemplo, as maiores concentrações de Hg foram detectadas em amostras de atobá-marrom e as espécies de cetáceos;
- ✓ As concentrações de Cu ultrapassaram o limite máximo de tolerância para lulas, sendo este microelemento normalmente encontrado em níveis elevados em cefalópodes;
- ✓ As concentrações de Al em amostras de mexilhão e golfinhos-de-dentes-rugosos estão entre as mais elevadas já repostadas para moluscos bivalvos e cetáceos, respectivamente;
- ✓ Os macroelementos (Na, K, Ca, Mg) avaliados mostraram concentrações muito elevadas para as espécies avaliadas, indicando provavelmente um favorecimento nutricional da biota marinho em detrimento de uma biodisponibilização desencadeada pela ressurgência de Cabo Frio.

Este estudo avaliou a variabilidade interespecífica de elementos essenciais e não essenciais em diferentes espécies marinhas e mostrou a vulnerabilidade das concentrações observadas para a biodiversidade marinha e para humanos. Os níveis elevados de Cu e As ultrapassando os limites máximos seguros para o consumo, além das concentrações elevadas de Al, mostram a necessidade de implementação de um sistema de monitoramento ambiental de espécies sentinelas para se avaliar a vulnerabilidade humana e ambiental a metais tóxicos e outros poluentes ambientais. Além disso, considera-se importante a realização de estudos para se compreender o padrão de consumo de pescado para se avaliar o risco mais efetivo de assimilação de poluentes, principalmente em um momento em que o governo realiza um incentivo de aprimoramento da pesca para o Brasil. Tal incentivo baseia-se no reconhecimento do valor nutricional do pescado e sua importância como geração de emprego e renda. Este trabalho mostrou o potencial de nutricional das espécies utilizadas para o consumo na costa sudeste do Brasil.

4.7.Referências Bibliográficas

- Achionye-Nzeh C.G., Adedoyin O.M., Oyebanji S. & O. M.M. 2011. Mineral composition of some marine and freshwater fishes. Agriculture and Biology Journal of North America **Online**:2151-7525.
- Aguirre A.A., Balazs G.H., Zimmerman B. & Galey F.D. 1994. Organic contaminants and trace metals in the tissues of green turtles (*Chelonia mydas*) afflicted with fibropapillomas in the Hawaiian islands. Marine Pollution Bulletin **28**:109-114.
- Agusa T., Kunito T., Sudaryanto A., Monirith I., Kan-Atireklap S., Iwata H., Ismail A., Sanguansin J., Muchtar M., Tana T.S. & Tanabe S. 2007. Exposure assessment for trace elements from consumption of marine fish in Southeast Asia. Environmental Pollution **145**:766-777.
- Agusa T., Nomura K., Kunito T., Anan Y., Iwata H., Miyazaki N., Tatsukawa R. & Tanabe S. 2008. Interelement relationships and age-related variation of trace element concentrations in liver of striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) from Japanese coastal waters. Marine Pollution Bulletin **57**:807-815.
- Alhashemi A.H., Sekhavatjou M.S., Hassanzadeh Kiabi B. & Karbassi A.R. 2012. Bioaccumulation of trace elements in water, sediment, and six fish species from a freshwater wetland, Iran. Microchemical Journal **104**:1-6.
- ANVISA (1998) Agência Nacional de Vigilância Sanitária. vol Portaria nº 685/98, 27 de agosto de 1998. Diário Oficial da União,
- ATSDR (2004) Toxicological profile for strontium. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta,
- ATSDR (2005) Toxicological profile for Zinc. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta
- ATSDR (2008) Toxicological profile for Aluminum. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta
- Awabdi D., Siciliano S. & Di Benedetto A.P.M. 2013. First information about the stomach contents of juvenile green turtles, *Chelonia mydas*, in Rio de Janeiro, southeastern Brazil. Marine Biodiversity Records:No Prelo.
- Azmat R., Rizvi S.S., Talat R. & Uddin F. 2006. Macronutrients found in some edible herbivorous and carnivorous fishes of Arabian Sea. Journal of Biological Sciences **6**:301-304.
- Barwick M. & Maher W. 2003. Biotransference and biomagnification of selenium copper, cadmium, zinc, arsenic and lead in a temperate seagrass ecosystem from Lake Macquarie Estuary, NSW, Australia. Marine Environmental Research **56**:471-502.
- Brenneisen P., Steinbrenner H. & Sies H. 2005. Selenium, oxidative stress, and health aspects. Molecular Aspects of Medicine **26**:256-267.

- Burger J. & Gochfeld M. 2006. Seasonal differences in heavy metals and metalloids in Pacific blue mussels *Mytilus [edulis] trossulus* from Adak Island in the Aleutian Chain, Alaska. *Science of The Total Environment* **368**:937–950.
- Cáceres-Saez I., Ribeiro Guevara S., Dellabianca N., Goodall R.N. & Cappozzo H.L. 2012. Heavy metals and essential elements in Commerson's dolphins (*Cephalorhynchus c. commersonii*) from the southwestern South Atlantic Ocean. *Environmental Monitoring and Assessment*:1-12.
- Carbonel C. 1998. Modelling of upwelling in the coastal area of Cabo Frio (Rio de Janeiro - Brazil). *Revista Brasileira de Oceanografia* **46**:1-17.
- Carvalho M.L., Pereira R.A. & Brito J. 2002. Heavy metals in soft tissues of *Tursiops truncatus* and *Delphinus delphis* from west Atlantic Ocean by X-ray spectrometry. *Science of The Total Environment* **292**:247–254.
- Chatterjee M., Silva Filho E.V., Sarkar S.K., Sella S.M., Bhattacharya A., Satpathy K.K., Prasad M.V.R., Chakraborty S. & Bhattacharya B.D. 2007. Distribution and possible source of trace elements in the sediment cores of a tropical macrotidal estuary and their ecotoxicological significance. *Environment International* **33**:346-356.
- Cravo A., Foster P., Almeida C., Bebianno M.J. & Company R. 2008. Metal concentrations in the shell of *Bathymodiolus azoricua* from contrasting hydrothermal vent fields on the mid-Atlantic ridge. *Marine Environmental Research* **65**:338-348.
- Culkin F. & Cox R.A. 1976. Sodium, potassium, magnesium, calcium and strontium in sea water. *Deep Sea Research and Oceanographic Abstracts* **13**:789-804.
- de Mora S., Fowler S.W., Wyse E. & Azemard S. 2004. Distribution of heavy metals in marine bivalves, fish and coastal sediments in the Gulf and Gulf of Oman. *Marine Pollution Bulletin* **49**:410-424.
- Deheyn D.D. & Latz M.I. 2006. Bioavailability of metals along a contamination gradient in San Diego Bay (California, USA). *Chemosphere* **63**:818-834.
- Dewailly E., Ayotte P., Bruneau S., Lebel G., Levallois P. & Weber J.P. 2001. Exposure of the Inuit Population of Nunavik (Arctic Québec) to Lead and Mercury. *Archives of Environmental Health* **56**:350-357.
- Dewailly E. & Knap A. 2006. Food from the oceans and human health: balancing risks and benefits. *Oceanography* **19**:84-93.
- Di Benedetto A.P.M., Ramos R.M.A., Siciliano S., Santos R.A., Bastos G. & Fagundes-Netto E. 2001. Stomach contents of delphinids from Rio de Janeiro, southeastern Brasil. *Aquatic Mammals* **27**:24-28.
- Eisler R. 2010a. Chapter 4 - Reptiles, pp 221-251. In, *Compendium of Trace Metals and Marine Biota*. Elsevier, Amsterdam, pp 221-251.
- Eisler R. 2010b. Chapter 6 - Birds, pp 253-361. In, *Compendium of Trace Metals and Marine Biota*. Elsevier, Amsterdam, pp 253-361.
- Eisler R. 2010c. Chapter 6 - Mammals, pp 363-489. In, *Compendium of Trace Metals and Marine Biota*. Elsevier, Amsterdam, pp 363-489.

- Eisler R. 2010d. Fishes, pp 39-220 In: Eisler R. (ed), Compendium of Trace Metals and Marine Biota. Elsevier Amsterdam, pp 39-220
- Eisler R. 2010e. Plants and Invertebrates - Molluscs, pp 143-397. In, Compendium of Trace Metals and Marine Biota. Elsevier, Amsterdam, pp 143-397.
- Endo T., Kimura O., Hisamichi Y., Minoshima Y. & Haraguchi K. 2007. Age-dependent accumulation of heavy metals in a pod of killer whales (*Orcinus orca*) stranded in the northern area of Japan. *Chemosphere* **67**:51-59.
- Falandysz J. 1992. Macroelements content of common pacific squid (*Loligo opalescens*). *Zeitschrift für Lebensmittel-Untersuchung und Forschung* **195**:423-425.
- FAO (1983) Compilation of legal limits for hazardous substances in fish and fishery products. vol FAO Fishery Circular No. 463. Food and Agriculture Organization of the United Nations - FAO,
- FAO/WHO (2011) Joint FAO/WHO food standards programme CODEX Committee on contaminants in foods - Working document for information and use in discussions related to contaminants and toxins in the GSCTFF. vol CF/5 INF/1. Food and Agriculture Organization of United Nations - FAO / WHO, Hague, Netherlands
- Ferreira A.P., Horta M.A.P. & Cunha C.L.N. 2010. Avaliação das concentrações de metais pesados no sedimento, na água e nos órgãos de *Nycticorax nycticorax* (Garça-da-noite) na Baía de Sepetiba, RJ, Brasil. *Revista da Gestão Costeira Integrada* **10**:229-241.
- Fleming L.E., Broad K., Clement A., Dewailly E., Elmir S., Knap A., Pomponi S.A., Smith S., Solo Gabriele H. & Walsh P. 2006. Oceans and human health: Emerging public health risks in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* **53**:545-560.
- Francesconi K.A. & Edmonds J.S. 1993. Arsenic in the sea. *Oceanography and Marine Biology - An Annual Review* **31**:111-151.
- Fraser M., Surette C. & Vaillancourt C. 2012. Fish and seafood availability in markets in the Baie des Chaleurs region, New Brunswick, Canada: a heavy metal contamination baseline study. *Environ Sci Pollut Res Int*.
- Georgopoulos P.G., Roy A., Yonone-Lioy M.J., Opiekun R.E. & Lioy P.J. 2001. Environmental copper: its dynamics and human exposure issues. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B* **4**:341-394.
- Gerpe M.S., de Moreno J.E.A., Moreno V.J. & Patat M.L. 2000. Cadmium, zinc and copper accumulation in the squid *Illex argentinus* from the Southwest Atlantic Ocean. *Marine Biology* **136**:1039-1044.
- Goldberg E.D., Bowen V.T., Farrington J.W., Harvey G., Martin J.H., Parker P.L., Risebrough R.W., Robertson W., Schneider E. & Gamble E. 1978. The mussel watch. *Environmental Conservation* **5**:101-125.
- Höllriegel V. & München H.Z. 2011. Strontium in the Environment and Possible Human Health Effects, pp 268-275. In: Jerome O.N. (ed), *Encyclopedia of Environmental Health*. Elsevier, Burlington, pp 268-275.
- IEAPM (1997) Monitoramento do Ambiente Marinho. vol 10. Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira, Ministério da Marinha, Arraial do Cabo

- Ikemoto T., Kunito T., Tanaka H., Baba N., Miyazaki N. & Tanabe S. 2004. Detoxification Mechanism of Heavy Metals in Marine Mammals and Seabirds: Interaction of Selenium with Mercury, Silver, Copper, Zinc, and Cadmium in Liver. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **47**:402-413.
- Jaffar M., Ashraf M. & Tariq J. 1995. Marine trace metal pollution assessment by fish as indicator species. *International Journal of Environmental Studies* **47**:197-201.
- Järup L. 2003. Hazards of heavy metal contamination. *British Medical Bulletin* **68**:167-182.
- Karbe L., Schnier C. & Siewers H.O. 1977. Trace elements in mussels (*Mytilus edulis*) from coastal areas of the North Sea and the Baltic. Multielementar analyses using instrumental neutron activation analysis. *Journal of Radioanalytical Chemistry* **37**:927-943.
- Karouna-Renier N.K., Snyder R.A., Allison J.G., Wagner M.G. & Ranga Rao K. 2007. Accumulation of organic and inorganic contaminants in shellfish collected in estuarine waters near Pensacola, Florida: Contamination profiles and risks to human consumers. *Environmental Pollution* **145**:474-488.
- Khaniki G.R.J., Alli I., Nowroozi E. & Nabizadeh R. 2005. Mercury contamination in fish and public health aspects: a review. *Pakistan Journal of Nutrition* **4**:276-281.
- Kojadinovic J., Le Corre M., Cosson R.P. & Bustamante P. 2007a. Trace elements in three marine birds breeding on Reunion Island (western Indian Ocean): part 1—factors influencing their bioaccumulation. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **52**:418–430.
- Kojadinovic J., Potier M., Le Corre M., Cosson R.P. & Bustamante P. 2007b. Bioaccumulation of trace elements in pelagic fish from the western Indian Ocean. *Environmental Pollution* **146**:548–566.
- Komoroske L.M., Lewison R.L., Seminoff J.A., Deustchman D.D. & Deheyn D.D. 2012. Trace metals in an urbanized estuarine sea turtle food web in San Diego Bay, CA. *Science of The Total Environment* **417–418**:108-116.
- Krewski D., Yokel R.A., Nieboer E., Borchelt D., Cohen J., Harry J., Kacew S., Lindsay J., Mahfouz A.M. & Rondeau V. 2007. Human Health Risk Assessment for Aluminium, Aluminium Oxide, and Aluminium Hydroxide. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B* **10**:1-269.
- Krishna D., Virginie D., Stéphane P. & Jean-Marie B. 2003. Heavy metals in marine mammals, pp 135-167. In: Vos J.V., Bossart G.D., Fournier M., O’Shea T. (eds), *Toxicology of Marine Mammals*. Taylor and Francis, Washington D.C, pp 135-167.
- Kumar B., Sajwan K.S. & Mukherjee D.P. 2012. Distribution of heavy metals in valuable coastal fishes from north east coast of India. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **12**:81-88.
- Kunito T., Kubota R., Fujihara J., Agusa T. & Tanabe S. 2008. Arsenic in Marine Mammals, Seabirds, and Sea Turtles, pp 31-69. In: Whitacre D. (ed), *Rev Environ Contam Toxicol*. Springer New York, pp 31-69.
- Lalli C.M. & Parsons T.R. 1993. *Biological oceanography: an Introduction*. Pergamon Press, Oxford, 301 pp.

- Lam J.C.W., Tanabe S., Chan S.K.F., Yuen E.K.W., Lam M.H.W. & Lam P.K.S. 2004. Trace element residues in tissues of green turtles (*Chelonia mydas*) from South China Waters. *Marine Pollution Bulletin* **48**:174-182.
- Lande E. 1977. Heavy metal pollution in trondheimsfjorden, Norway, and the recorded effects on the fauna and flora. *Environmental Pollution (1970)* **12**:187-198.
- Lavradas R.T. (2012) Determinação de metais (Cu, Fe, Zn, Pb, Cd e Ni) em tecidos de organismos marinhos da Baía da Ilha Grande, RJ, Brasil. Dissertation, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro PUC-RJ, Rio de Janeiro
- Li S.-X. & Zheng F.-Y. 2011. Effect of macronutrient enrichment on the size distribution, sorption, and bioconcentration factor of iron by coastal phytoplanktonic diatoms. *Marine Environmental Research* **72**:89-95.
- Maher W.A. 1983. Selenium in marine organisms from St. Vincent's Gulf, South Australia. *Marine Pollution Bulletin* **14**:35-36.
- MEA 2006. Marine and coastal ecosystems and human well-being. United Nations Environment Programme (UNEP), Kenia, 64 pp.
- Medeiros R.J., dos Santos L.M.G., Freire A.S., Santelli R.E., Braga A.M.C.B., Krauss T.M. & Jacob S.d.C. 2012. Determination of inorganic trace elements in edible marine fish from Rio de Janeiro State, Brazil. *Food Control* **23**:535-541.
- Michael G. & Joanna B. 2001. Effects of Chemicals and Pollution on Seabirds, pp 485-526. In: Schreiber E.A., Burger J. (eds), *Biology of Marine Birds*. CRC Press, pp 485-526.
- Miramand P. & Guary J.C. 1980. High concentrations of some heavy metals in tissues of the mediterranean octopus. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **24**:783-788.
- Monteiro P.M.S. 2009. Carbon fluxes in the Benguela Upwelling System, pp 65-78. In: Liu K.K., Atkinson L., Quiñones R., Talaue-McManus L. (eds), *Carbon and nutrient fluxes in continental margins: a global synthesis*. Springer, Berlin, pp 65-78.
- Moura J.F., Cardozo M., Belo M.S.d.S.P., Hacon S. & Siciliano S. 2011. A interface da saúde pública com a saúde dos oceanos: produção de doenças, impactos socioeconômicos e relações benéficas. *Ciência e Saúde Coletiva* **16**:3469-3480.
- Moura J.F., Hacon Sde S., Vega C.M., Hauser-Davis R.A., de Campos R.C. & Siciliano S. 2012a. Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*, Van Beneden 1864) as indicators of the bioaccumulation of total mercury along the coast of Rio de Janeiro state, Southeastern Brazil. *Bull Environ Contam Toxicol* **88**:54-59.
- Moura J.F., Roges E.M., Souza R.L., Siciliano S. & Rodrigues D.P. 2012b. Marine Environment and Public Health, pp 264-284. In: Lameed G.A. (ed), *Biodiversity Conservation and Utilization in a Diverse World*. InTech, Rijeka, pp 264-284.
- Moura J.F., Secco H.K.C. & Siciliano S. 2013. Bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*, Montagu 1821) in central-northern coast of Rio de Janeiro State, Brazil: stranding patterns and insights into feeding habits. *Latin American Journal of Aquatic Mammals* **In Press**.
- Moura J.F. & Siciliano S. 2012. Stranding pattern of Bryde's whales along the south-eastern coast of Brazil. *Marine Biodiversity Records* **5**:null-null.

- Neff J.M. 2002. Bioaccumulation in marine organisms - effect of contaminants from oil well produced water Elsevier Massachusetts, pp.
- Oliveira S.K. (2003) Efeito da sazonalidade sobre o valor químico de peixes marinhos do litoral catarinense: sardinha (*Sardinella brasiliensis*), atum (*Katsuwonus pelamis*), corvina (*Micropogonias furnieri*) e pescada (*Cynoscion steindacheri*). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis
- Pfeiffer W.C., Lacerda L.D. & Fiszman N.R. 1985. Metais pesados no pescado da Baía de Sepetiba, Estado do Rio de Janeiro. *Ciência e Cultura* **37**:297-302.
- Pitman R.L. & Stinchcomb C. 2002. Rough-Toothed Dolphins (*Steno bredanensis*) as Predators of Mahimahi (*Coryphaena hippurus*). *Pacific Science* **56**:447-450.
- PNUMA (2004) Perspectivas do Meio Ambiente Mundial 2002 GEO-3: Passado, presente e futuro. Integração entre o meio ambiente e o desenvolvimento: 1972–2002. Programa das Nações Unidas para Meio Ambiente, Brasília
- Prafulla V. (2002) Investigations on the distribution characteristics of heavy metals in squid (*Loligo* spp.) in relation to levels in food fishes from the west coast of India with a perspective on seafood safety. Cochin University of Science and Technology, Cochin
- Protasowicki M., Dural M. & Jaremek J. 2008. Trace metals in the shells of blue mussels (*Mytilus edulis*) from the Poland coast of Baltic Sea. *Environmental Monitoring and Assessment* **141**:329–337.
- Quigg A. 2008. Trace Elements, pp 3564-3573. In: Jørgensen S.E., Fath B.D. (eds), *Ecological Stoichiometry in the Encyclopedia of Ecology*. Elsevier, Oxford, pp 3564-3573.
- Reis E.C., Pereira C.S., Rodrigues D.P., Secco H.K.C., Lima L.M., Rennó B. & Siciliano S. 2010. Condição de saúde das tartarugas marinhas do litoral centro-norte do estado do Rio de Janeiro, Brasil: avaliação sobre a presença de agentes bacterianos, fibropapilomatose e interação com resíduos antropogênicos. *Oecologia Australis* **14**:756-765.
- Saeki K., Sakakibara H., Sakai H., Kunito T. & Tanabe S. 2000. Arsenic accumulation in three species of sea turtles. *BioMetals* **13**:241-250.
- Sajwan K.S., Kumar K.S., Paramasivam S., Compton S.S. & Richardson J.P. 2008. Elemental status in sediment and American oyster collected from Savannah marsh/estuarine ecosystem: a preliminary assessment. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **54**:245–258.
- Sakai H., Saeki K., Ichihashi H., Kamezaki N., Tanabe S. & Tatsukawa R. 2000. Growth-related changes in heavy metal accumulation in green turtle (*Chelonia mydas*) from Yaeyama Islands, Okinawa, Japan. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **39**:378–385.
- Santos I.R., Silva-Filho E.V., Schaefer C., Sella S.M., Silva C.A., Gomes V., Passos M.J. & Van Ngan P. 2006. Baseline mercury and zinc concentrations in terrestrial and coastal organisms of Admiralty Bay, Antarctica. *Environmental Pollution* **140**:304–311.
- Segar D.A., Collins J.D. & Riley J.P. 1971. The distribution of the major and some minor elements in marine animals - Part II. Molluscs. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **51**:131–136.

- Seixas T.G., Moreira I., Kehrig H.d.A. & Malm O. 2007. Distribuição de selênio em organismos marinhos da Baía de Guanabara/ RJ. *Química Nova* **30**:554-559.
- Seixas T.G., Moreira I., Malm O. & Kehrig H.A. 2012. Bioaccumulation of mercury and selenium in *Trichiurus lepturus*. *Journal of the Brazilian Chemical Society* **23**:1280-1288.
- Silva G.L.O., Dourado M.S. & Candella R.N.2006. Estudo preliminar da climatologia da ressurgência na região de Arraial do Cabo, RJ. Paper presented at the XIV Congresso Brasileiro de Meteorologia, Florianópolis,
- Stavros H.-C.W., Stolen M., Durden W.N., McFee W., Bossart G.D. & Fair P.A. 2011. Correlation and toxicological inference of trace elements in tissues from stranded and free-ranging bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Chemosphere* **82**:1649-1661.
- Stern B.R., Solioz M., Krewski D., Aggett P., Aw T.-C., Baker S., Crump K., Dourson M., Haber L., Hertzberg R., Keen C., Meek B., Rudenko L., Schoeny R., Slob W. & Starr T. 2007. Copper and Human Health: Biochemistry, Genetics, and Strategies for Modeling Dose-response Relationships. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B* **10**:157-222.
- Sunda W.G. 2001. Trace Element Nutrients, pp 75-86. In: Editors-in-Chief: John H.S., Karl K.T., Steve A.T. (eds), *Encyclopedia of Ocean Sciences (Second Edition)*. Academic Press, Oxford, pp 75-86.
- Sydeman W.J. & Jarman W.M. 1998. Trace metals in seabirds, Steller sea lion, and forage fish and zooplankton from central California. *Marine Pollution Bulletin* **36**:828-832.
- Tacon A.G.J. 1987. Essencial nutrients, p 117. In, *The nutrition and feeding of farmed fish and shrimp. a training manual*. FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations, Brasília, p 117.
- Talavera-Saenz A., Gardner S.C., Rodriguez R.R. & Vargas B.A. 2007. Metal profiles used as environmental markers of green turtle (*Chelonia mydas*) foraging resources. *Science of The Total Environment* **373**:94-102.
- U.S.EPA (2007) Framework for Metals Risk Assessment. vol EPA 120/R-07/001. U.S.EPA, Washington
- Valdés J., Román D., Alvarez G., Ortlieb L. & Guiñez M. 2008. Metals content in surface waters of an upwelling system of the northern Humboldt Current (Mejillones Bay, Chile). *Journal of Marine Systems* **71**:18-30.
- Valdés J., Vargas G., Sifeddine A., Ortlieb L. & Guiñez M. 2005. Distribution and enrichment evaluation of heavy metals in Mejillones Bay (23°S), Northern Chile: Geochemical and statistical approach. *Marine Pollution Bulletin* **50**:1558-1568.
- Valentin J.L. 2001. The Cabo Frio upwelling system, Brazil, pp 97-105. In: Seeliger U., Kjerfve B. (eds), *Coastal Marine Ecosystems of Latin America*. Springer - Verlag, Berlin, pp 97-105.
- Wood C.W., Adams J.F. & Wood B.H. 2005. MACRONUTRIENTS, pp 387-393. In: Daniel H. (ed), *Encyclopedia of Soils in the Environment*. Elsevier, Oxford, pp 387-393.

Yılmaz A.B., Sangün M.K., Yağlıođlu D. & Turan C. 2010. Metals (major, essential to non-essential) composition of the different tissues of three demersal fish species from İskenderun Bay, Turkey. *Food Chemistry* **123**:410-415.

5. Considerações Finais

Este estudo contribui para o avanço científico na avaliação da saúde dos ecossistemas e as relações com a saúde pública e ambiental. No capítulo 2 pretendeu-se demonstrar brevemente a complexidade da interação dos oceanos com a saúde e o bem-estar humano. As atividades antrópicas, ensejadas em incertezas, têm promovido fortes pressões sobre o meio ambiente marinho. As quais têm causado alterações ambientais tanto a nível local, regional como global, impactando a biodiversidade e o ciclo ecológico marinho, e afetando de forma negativa a saúde pública. Neste contexto é de extrema necessidade o avanço da compreensão da interface da saúde dos oceanos com a saúde pública. Políticas de conservação dos ecossistemas marinhos tanto em escalas regionais, e principalmente globais, podem reduzir, de modo geral, os agravos sobre as atividades humanas e as estruturas ecológicas marinhas e continentais.

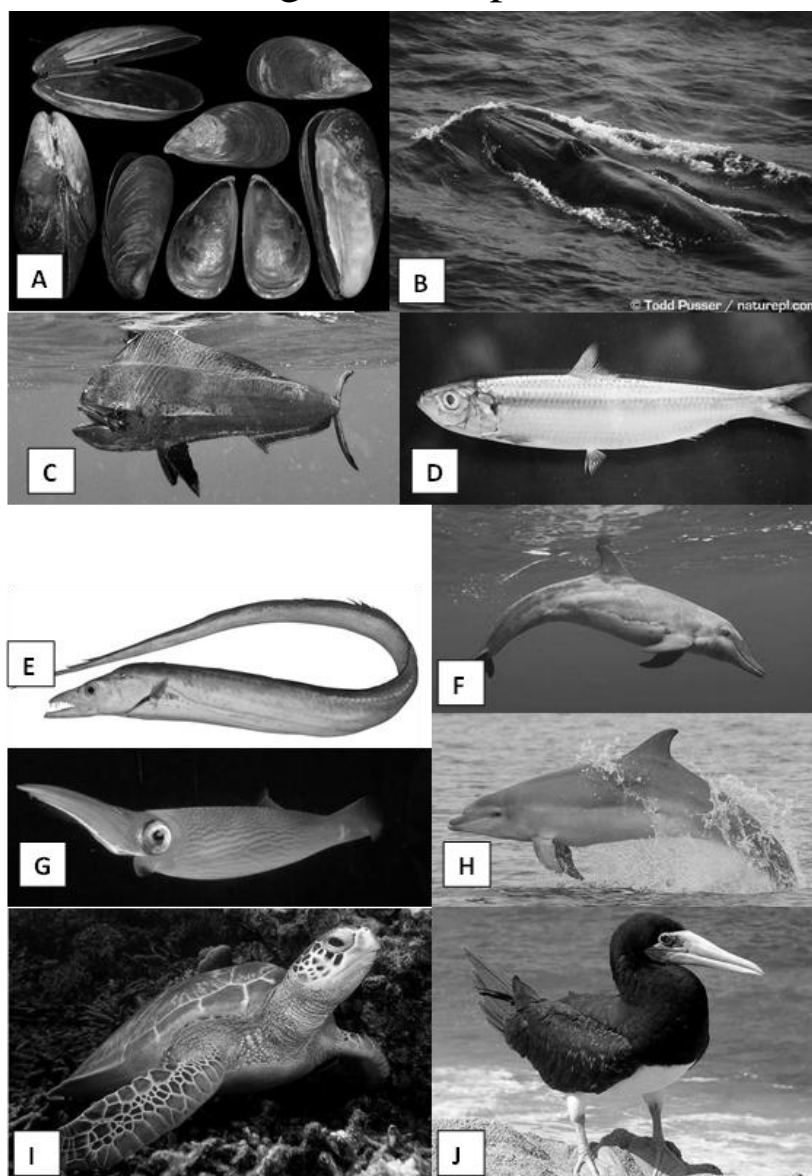
O capítulo 3 apresenta uma avaliação da sazonalidade das concentrações de elementos essenciais e não essenciais em lula e peixes com importância para a dieta humana. Enquanto algumas espécies apresentaram concentrações mais elevadas de certos elementos durante o verão, outras mostraram níveis superiores no inverno. Estes resultados sugerem que a biologia das espécies estudadas e seus processos ecológicos podem desempenhar uma complexa atividade de assimilação de elementos na área de estudo. Embora o fenômeno de ressurgência seja importante para a biodisponibilização de nutrientes principalmente durante o período da primavera e verão, esta influência sazonal parece não ser expressivamente percebida nos organismos avaliados. Considera-se, desta forma, importante a condução de novos estudos sazonais considerando produtores primários. A lula (*L. plei*) e a sardinha-verdadeira (*S. brasiliensis*) apresentaram os níveis mais elevados dos elementos estudados, no geral. As concentrações de Cu e As em lula e As em sardinha estavam acima do limite máximo de tolerância para humanos. Os níveis de macronutrientes (K, Na, Mg, Ca) nos organismos selecionados estavam muito acima daqueles reportados em demais estudos conduzidos no Brasil e outras áreas do mundo.

No capítulo 4 foi realizada uma avaliação das concentrações de elementos essenciais e não essenciais em diversos organismos marinhos, incluindo peixes, lula, mexilhão, ave marinha, tartaruga marinha, golfinhos e baleia. As espécies avaliadas são representantes da biota marinha no ecossistema de ressurgência de Cabo Frio. As concentrações de elementos essenciais e não essenciais determinadas nos organismos

avaliados nesta pesquisa mostrou uma variabilidade conforme as espécies e grupos taxonômicos avaliados; As concentrações de As ultrapassaram os limites máximos de tolerância estabelecidos para assimilação humana. Os níveis de Cu também estavam acima do limite para lulas. As concentrações de Al em amostras de golfinho-de-dentes-rugosos e mexilhão estão entre as mais elevadas já repostadas para estes grupos taxonômicos. Foram observadas variações interespecíficas para todos os elementos avaliados, mas somente alguns (ex. Hg, Fe) elementos mostraram uma possível relação trófica de biomagnificação dos elementos. Neste capítulo os níveis de macronutrientes (K, Na, Mg, Ca) nos organismos selecionados também estavam muito acima daqueles reportados em demais estudos conduzidos no Brasil e outras áreas do mundo.

Recomendam-se monitoramentos periódicos das concentrações de metais e demais elementos nos organismos marinhos da costa do estado do Rio de Janeiro, para se avaliar os riscos de impactos ambientais e na saúde humana. Embora, os resultados indiquem que os peixes, lulas e mexilhões são fontes expressivas de elementos essenciais, os níveis de As e Cu ultrapassaram os limites de tolerância. Desta forma, considera-se importante a realização de estudos para se compreender o padrão de consumo de pescado para se avaliar o risco mais efetivo de assimilação de poluentes.

Anexo 1. Imagem das espécies avaliadas.



A, Mexilhão (*Perna perna*). Fonte:

http://www.idscaro.net/sci/04_med/class/fam5/species/perna_perna1.htm

B, Baleia-de-Bryde (*Balaenoptera brydei*). Fonte:

<http://www.arkive.org/brydes-whale/balaenoptera-edeni/image-G41002.html>;

C, Dourado (*Coryphaena hippurus*). Fonte:

http://www.jjphoto.dk/fish_archive/warm_saltwater/coryphaena_hippurus.htm;

D, Sardinha-verdadeira (*Sardinella brasiliensis*). Fonte:

<http://www.fishbase.org/Photos/PicturesSummary.php?ID=1505&what=species>

E, Peixe-espada (*Trichiurus lepturus*). Fonte:

<http://www.dpi.nsw.gov.au/fisheries/recreational/saltwater/sw-species/hairtail>;

F, Golfinho-de-dentes-rugosos (*Steno bredanensis*). Fonte:

http://www.delphinidae.ru/publ/zubatye_kity_odontoceti/delphinidae/morshhinistozubyj_delfin/10-1-0-330;

G, Lula (*Loligo plei*). Fonte:

<http://cifonauta.cebimar.usp.br/photo/7375/>;

H, Golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*). Fonte:

<http://www.flickr.com/photos/75417681@N00/8014938213/>;

I, Tartaruga-verde (*Chelonia mydas*). Fonte:

<http://evsmersinturtles.blogspot.com.br/p/about-chelonia-mydas.html>;

J, Atobá-marrom (*Sula leucogaster*). Fonte:

http://www.birding.in/birds/Pelecaniformes/Sulidae/brown_booby.htm.