



“Avaliação das concentrações de Cd, Cu, Hg, Mn, Se e Zn em pequenos cetáceos da costa norte do estado do Rio de Janeiro, Brasil”

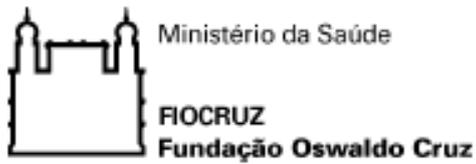
por

Leila Soledade Lemos

Dissertação apresentada com vistas à obtenção do título de Mestre em Ciências na área de Saúde Pública e Meio Ambiente

Orientador: Prof. Dr. Salvatore Siciliano

Rio de Janeiro, janeiro de 2012



Esta dissertação, intitulada

“Avaliação das concentrações de Cd, Cu, Hg, Mn, Se e Zn em pequenos cetáceos da costa norte do estado do Rio de Janeiro, Brasil”

apresentada por

Leila Soledade Lemos

Foi avaliada pela Banca Examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof. Dr. Aldo Pacheco Ferreira

Prof. Dr. José Marcus de Oliveira Godoy

Prof. Dr. Salvatore Siciliano (Orientador)

Catálogo na fonte

Instituto de Comunicação e Informação Científica e Tecnológica

Biblioteca de Saúde Pública

L557 Lemos, Leila Soledade

Avaliação das concentrações de Cd, Cu, Hg, Mn, Se e Zn em pequenos cetáceos da costa norte do estado do Rio de Janeiro, Brasil. / Leila Soledade Lemos. -- 2012.

x,104 f. : il. ; tab. ; graf. ; mapas

Orientador: Siciliano, Salvatore

Dissertação (Mestrado) – Escola Nacional de Saúde Pública
Sergio Arouca, Rio de Janeiro, 2012

Dedico este trabalho a meu pai Antonio Carlos,
Pelo companheirismo e amor de sempre
que me guiaram até aqui.
Pelo amor à natureza e aos animais,
herança preciosa que me deixou.
Minhas eternas saudades.

Agradecimentos

A minha mãe, minha irmã, meu sobrinho, meu namorado e meu cunhado por tantas horas escutando as minhas idéias e os meus sonhos, nem sempre tão confiantes, porém com toda a paciência, carinho e o respeito que poderiam me dar.

A meus amigos que estiveram presentes durante todo o processo me apoiando, torcendo por mim, me ouvindo falar sobre golfinhos e tornando meus momentos mais agradáveis sempre.

A meu orientador, Salvatore Siciliano, por sua atenção, orientação, apoio e pelas informações que me foram dadas ao longo da elaboração da dissertação. Muito obrigada pela grande e indispensável contribuição para o meu crescimento acadêmico.

Aos amigos Jailson e Hélio, integrantes do grupo GEMM-Lagos, que se dedicaram ao projeto, realizaram coletas de campo e souberam sempre, com muita alegria, me dar atenção e me apoiar no desenvolvimento deste estudo.

Aos professores Aldo Pacheco Ferreira, Reinaldo Calixto de Campos e José Marcus de Oliveira Godoy por terem aceitado fazer parte da minha banca.

Ao professor Reinaldo Calixto de Campos, em especial, que permitiu que as minhas análises fossem realizadas no Laboratório de Absorção Atômica da PUC-Rio.

Ao técnico do Laboratório de Absorção Atômica da PUC-Rio, Rodrigo Araújo Gonçalves, que me ensinou as técnicas a serem utilizadas no processo, sempre com muita paciência e dedicação.

Aos demais integrantes do Laboratório de Absorção Atômica da PUC-Rio, Douglas, Gabriela, Bruno e Luciano, pela presença constante e a ajuda de sempre com as análises.

À Rachel Hauser Davis pela ajuda no processo de liofilização das amostras.

À amiga Cláudia Vega, pelo apoio moral, ajuda no laboratório e sugestões durante todo o processo de análises.

Ao amigo de mestrado Adalberto Luiz Miranda Filho, pela paciência de sempre ao me ajudar com as análises estatísticas, pelas sugestões e pelo apoio durante todo o projeto.

Aos professores da ENSP/FIOCRUZ, Aldo Pacheco, Rosalina Koifman, Sérgio Koifman e Gina Torres, pelo apoio durante o meu projeto e as inúmeras sugestões recebidas durante as aulas de seminários, para a melhora do meu trabalho.

Aos alunos de mestrado da ENSP/FIOCRUZ pelas idéias e sugestões recebidas durante as aulas de seminários.

À FIOCRUZ pela bolsa cedida durante o mestrado.

Às amigas do ramo Debora Freitas, Julia Oshima, Claryana Araújo e Xênia Lopes pelas grandes amizades que se formaram durante o processo deste trabalho, pela companhia durante os eventos de mamíferos marinhos e pelo apoio prestado.

E a todos que de alguma maneira estiveram comigo ao longo destes dois anos e que torceram de alguma forma pelo sucesso deste trabalho.

“A compaixão para com os animais
é das mais nobres virtudes
da natureza humana”
(Charles Darwin)

Abstract

The state of Rio de Janeiro is in the southeast of Brazil, the most developed region of the country and, consequently, one of the most impacted regions by the introduction and intensification of different contaminants, such as metals, generated from urban and industrial effluents over several decades. And the marine organisms have been incorporating these contaminants through the food chain throughout their lives. This study evaluated the levels of essential elements (Cu, Mn, Se and Zn) and non-essential elements (Cd and Hg) in twenty two individuals of seven different species of small cetaceans (*Feresa attenuata*, n=1; *Orcinus orca*, n=1; *Pontoporia blainvillei*, n=1; *Sotalia guianensis*, n= 11; *Stenella frontalis*, n=3; *Steno bredanensis*, n=3; *Tursiops truncatus*, n=2), caught accidentally in fishing nets or found stranded along the north coast of the state of Rio de Janeiro, between 2001 and 2010. Thus, new data regarding the concentrations of these elements in hepatic tissue of small cetaceans from South Atlantic were generated. Elements were determined using three different methods: atomic absorption spectrometry with cold vapor (CV AAS) to determine the concentrations of mercury; atomic absorption spectrometry with graphite furnace (GF AAS) to determine the concentrations of cadmium, copper, manganese and selenium; and atomic absorption spectrometry with flame (F AAS) to determine the concentrations of zinc. *Stenella frontalis* showed the highest level of cadmium (20.23 µg/g, dry weight), while *Steno bredanensis* showed the highest levels of Hg (825.91 µg/g) and Se (221.95 µg/g), *Orcinus orca* showed the highest levels of Cu (64.80 µg/g) and Zn (2,219.93 µg/g), and *Sotalia guianensis* the highest level of Mn (13.05 µg/g). *Stenella frontalis* presents a particular diet, feeding mainly on oceanic cephalopods that are important vectors for the transfer of cadmium. *Steno bredanensis* feeds on carnivorous fishes, such as swordfishes and common dolphinfishes, and *Orcinus orca* has a diversified diet that includes since fishes until other marine mammals, bioaccumulating more metals throughout their lives. Differences could be observed in the bioaccumulation of elements between the analyzed species, mainly related to the diet of each one. By linking the accumulation of elements with the sex and sexual maturity of individuals, no correlation was found, however, when compared with the total body length, significant differences were observed between body length and the elements Hg and Se. An analyze of the interelemental relationship between all the species was also made and the more significant relationships found were: moderate positive correlation between Cd and Se, Cu and Mn, Cu and Zn, and Mn and Zn; and a very strong positive correlation between Hg and Se. When considering only the specimens of *Sotalia guianensis*, the most significant relationships found were: strong positive correlation between Cd and Se, Cu and Zn, and Hg and Se. Different variables can influence the bioaccumulation of metals and the interrelationship between these elements, for example, the total body length of individuals and the diet of each. Based on that, it is extremely important for the conservation of these animals that a monitoring on their levels of metals is carried out constantly.

Keywords: small cetaceans; metals; AAS; Rio de Janeiro; Brazil

Resumo

O estado do Rio de Janeiro se encontra na região sudeste do Brasil, a mais desenvolvida do país e, conseqüentemente, uma das mais impactadas pela introdução e intensificação de diversos contaminantes, como os metais, gerados por efluentes urbanos e industriais ao longo de diversas décadas. E os organismos marinhos vêm incorporando estes contaminantes através da cadeia alimentar ao longo de suas vidas. Este estudo avaliou os níveis de elementos essenciais (Cu, Mn, Se e Zn) e não essenciais (Cd e Hg) em vinte e dois exemplares de sete diferentes espécies de pequenos cetáceos (*Feresa attenuata*, n=1; *Orcinus orca*, n=1; *Pontoporia blainvillei*, n=1; *Sotalia guianensis*, n=11; *Stenella frontalis*, n=3; *Steno bredanensis*, n=3; *Tursiops truncatus*, n=2), capturados acidentalmente em redes de pesca ou encontrados encalhados ao longo da costa norte do estado do Rio de Janeiro, entre os anos de 2001 e 2010. Assim, foram gerados novos dados a respeito das concentrações destes elementos em tecido hepático de pequenos cetáceos oriundos do Atlântico Sul. Os elementos foram determinados através de três diferentes metodologias: espectrometria de absorção atômica com vapor frio (CV AAS) para a determinação das concentrações de mercúrio; espectrometria de absorção atômica com forno de grafite (GF AAS) para a determinação das concentrações de cádmio, cobre, manganês e selênio; e espectrometria de absorção atômica com chama (F AAS) para a determinação das concentrações de zinco. *Stenella frontalis* apresentou o maior nível de cádmio (20,23 µg/g, peso seco), enquanto que *Steno bredanensis* apresentou os maiores níveis de Hg (825,91 µg/g) e Se (221,95 µg/g), *Orcinus orca* apresentou os maiores níveis de Cu (64,80 µg/g) e Zn (2.219,93 µg/g), e *Sotalia guianensis* o maior nível de Mn (13,05 µg/g). *Stenella frontalis* apresenta uma dieta particular, se alimenta principalmente de cefalópodes oceânicos que são importantes vetores de transferência de cádmio. Já *Steno bredanensis* se alimenta de peixes carnívoros, como o peixe-espada e o dourado, e *Orcinus orca* tem uma dieta diversificada que inclui desde peixes a mamíferos marinhos, bioacumulando mais metais ao longo de suas vidas. Assim sendo, puderam ser observadas diferenças na bioacumulação dos elementos entre as espécies analisadas, principalmente relacionadas com a dieta alimentar de cada uma. Ao relacionar o acúmulo dos elementos com as variáveis sexo e a maturidade sexual dos indivíduos, nenhuma correlação foi encontrada, porém ao se comparar com o comprimento corpóreo total, foram observadas diferenças significativas entre comprimento total e os elementos Hg e Se. Também foram analisadas as relações interelementares entre todas as espécies e as relações mais significantes encontradas foram: correlação positiva moderada entre Cd e Se, Cu e Mn, Cu e Zn, e Mn e Zn; e correlação positiva muito forte entre Hg e Se. Já ao analisar somente os espécimes de *Sotalia guianensis*, as relações significativas encontradas foram: correlação positiva forte entre Cd e Se, Cu e Zn, e Hg e Se. Ou seja, diferentes variáveis podem influenciar na bioacumulação dos metais e na inter-relação entre estes elementos como o comprimento total dos indivíduos e a dieta alimentar de cada um. Baseado nisso, é extremamente importante para a conservação destes animais que um monitoramento sobre seus níveis de metais seja realizado constantemente.

Palavras-chave: pequenos cetáceos; metais; AAS; Rio de Janeiro; Brasil

Lista de Figuras

Figura 01: Exemplos de pequenos cetáceos coletados pelo projeto GEMM-Lagos no norte do estado do Rio de Janeiro	21
Figura 02: Litorais compreendidos na área de estudo: Região dos Lagos e Norte-fluminense, no norte do estado do Rio de Janeiro	24
Figura 03: Área de estudo compreendendo os municípios entre Saquarema e São João da Barra, no norte do estado do Rio de Janeiro	25
Figura 04: Boto-cinza	28
Figura 05: Golfinho-de-dentes-rugosos	29
Figura 06: Golfinho-nariz-de-garrafa	30
Figura 07: Golfinho-pintado-do-atlântico	31
Figura 08: Orca	32
Figura 09: Orca-pigméia	33
Figura 10: Toninha	34
Figura 11: Identificação do sexo em pequenos cetáceos	36
Figura 12: Medição do comprimento total em pequenos cetáceos	36
Figura 13: Processo metodológico para a determinação do peso seco	38
Figura 14: Processo metodológico para a determinação das concentrações de mercúrio	39
Figura 15: Processo metodológico para a determinação das concentrações de cádmio, cobre, manganês e selênio	41
Figura 16: Processo metodológico para a determinação das concentrações de zinco	42
Figura 17: Relação entre o sexo e o comprimento total de pequenos cetáceos da costa norte do estado do Rio de Janeiro	44
Figura 18: Concentrações de cádmio (ps) por espécie de pequeno cetáceo da costa norte do estado do Rio de Janeiro	51
Figura 19: Concentrações de cobre (ps) por espécie de pequeno cetáceo da costa norte do estado do Rio de Janeiro	53
Figura 20: Concentrações de mercúrio (ps) por espécie de pequeno cetáceo da costa norte do estado do Rio de Janeiro	54
Figura 21: Concentrações de manganês (ps) por espécie de pequeno cetáceo da costa norte do estado do Rio de Janeiro	55
Figura 22: Concentrações de selênio (ps) por espécie de pequeno cetáceo da costa norte do estado do Rio de Janeiro	55

Figura 23: Concentrações de zinco (ps) por espécie de pequeno cetáceo da costa norte do estado do Rio de Janeiro	56
Figura 24: Box plots relativos aos elementos ($\mu\text{g/g}$, ps) de todas as espécies analisadas neste estudo de pequenos cetáceos da costa norte do estado do Rio de Janeiro discriminados por sexo	64
Figura 25: Box plots relativos aos elementos ($\mu\text{g/g}$, ps) encontrados nos exemplares de <i>Sotalia guianensis</i> analisados neste estudo discriminados por sexo	67
Figura 26: Distribuição das concentrações de elementos nas fêmeas maduras e imatura de <i>Sotalia guianensis</i> , em escala logarítmica ($\mu\text{g/g}$, ps)	69
Figura 27: Distribuição das concentrações de elementos nos indivíduos maduros e imaturos de pequenos cetáceos da costa norte do estado do Rio de Janeiro, em escala logarítmica ($\mu\text{g/g}$, ps)	72
Figura 28: Relações interelementares entre todas as espécies analisadas neste estudo de pequenos cetáceos da costa norte do estado do Rio de Janeiro	76
Figura 29: Relações interelementares entre os indivíduos de <i>Sotalia guianensis</i> analisados neste estudo, provenientes da costa norte do estado do Rio de Janeiro	77

Lista de Tabelas

- Tabela 01:** Análise e recuperação do material de referência certificado (DOLT-3) pelos procedimentos seguidos neste estudo 43
- Tabela 02:** Dados biológicos dos pequenos cetáceos encontrados encalhados ou capturados acidentalmente ao longo da costa norte do estado do Rio de Janeiro 47
- Tabela 03:** Concentração de elementos ($\mu\text{g/g}$) de amostras de fígado, em peso úmido (pu), por espécie de pequeno cetáceo da costa norte do estado do Rio de Janeiro 49
- Tabela 04:** Concentração de elementos ($\mu\text{g/g}$) de amostras de fígado, em peso seco (ps) , por espécie de pequeno cetáceo da costa norte do estado do Rio de Janeiro 50
- Tabela 05:** Média e intervalo das concentrações de elementos ($\mu\text{g/g}$), em peso úmido (pu) e em peso seco (ps), de amostras de fígado de pequenos cetáceos ao redor do mundo 59
- Tabela 06:** Análise descritiva dos níveis de elementos estudados (ps) em todas as espécies analisadas neste estudo de pequenos cetáceos da costa norte do estado do Rio de Janeiro discriminados por sexo 63
- Tabela 07:** Análise descritiva dos níveis de elementos estudados (ps) encontrados nos exemplares de *Sotalia guianensis* analisadas neste estudo discriminados por sexo 66
- Tabela 08:** Relações interelementares existentes entre os elementos analisados neste estudo encontradas na literatura 73
- Tabela 09:** Distribuição das espécies de pequenos cetáceos da costa norte do estado do Rio de Janeiro através da média dos níveis de elementos ($\mu\text{g/g}$, ps) encontrados nas análises 78
- Tabela 10:** Razão molar entre Hg e Se e entre Se e Hg nas espécies analisadas de pequenos cetáceos da costa norte do estado do Rio de Janeiro deste estudo 79

Lista de Abreviações, Siglas e Símbolos

µg: micrograma

AAS: espectrometria de absorção atômica

Ag: prata

Al: alumínio

ANP: Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis

Ar: argônio

As: arsênio

Ba: bário

Be: berílio

Br: bromo

Ca: cálcio

Cd: cádmio

Cl: cloro

Co: cobalto

Cr: cromo

CRM: material certificado de referência

Cs: céσιο

CSN: Companhia Siderúrgica Nacional

CT: comprimento total

CV-AAS: espectrometria de absorção atômica com vapor frio

DNA: ácido desoxirribonucleico

DOLT-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

EPA: Environmental Protection Agency

Fe: ferro

Fl: Florida

GF-AAS: espectrometria de absorção atômica com forno de grafite

Hg: mercúrio

Hg_{inorg}: mercúrio inorgânico

Hg_{org}: mercúrio orgânico

HgSe: seleneto de mercúrio

Hg_{tot}: mercúrio total

IARC: International Agency for Research on Cancer

ICMBio: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

K: potássio

L: litro

LD: limite de detecção

Li: lítio

MeHg: metilmercúrio

Mg: magnésio

Mn: manganês

Mo: molibdênio

N: nitrogênio

Na: sódio

Ni: níquel

P: fósforo

Pb: chumbo

Ppm: partes por milhão

Ps: peso seco

Pu: peso úmido

PUC-Rio: Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro

Rb: rubídio

Sb: antimônio

Sc: Carolina do Sul

Se: selênio

Sn: estanho

Sr: estrôncio

Te: telúrio

Ti: titânio

Tl: tálio

V: vanádio

Zn: zinco

Índice

1.	Introdução	1
1.1.	A Poluição do Ambiente Marinho e a Saúde dos Oceanos	1
1.2.	Os Mamíferos Marinhos como Sentinelas	1
1.3.	Os Metais	2
1.3.1.	O cádmio	3
1.3.2.	O cobre	4
1.3.3.	O manganês	5
1.3.4.	O mercúrio	5
1.3.5.	O selênio	7
1.3.6.	O zinco	8
1.4.	Os mamíferos marinhos e a contaminação por metais	9
2.	Perguntas de Pesquisa	20
3.	Justificativas	21
4.	Objetivos	23
4.1.	Objetivo Geral	23
4.2.	Objetivos Específicos	23
5.	Área de Estudo	24
5.1.	A geração de carga de metais para a costa e as atividades desenvolvidas na área de estudo	26
6.	Os Mamíferos Marinhos	28
6.1.	Os Cetáceos estudados	28
6.1.1.	Boto-cinza (<i>Sotalia guianensis</i>)	28
6.1.2.	Golfinho-de-dentes-rugosos (<i>Steno bredanensis</i>)	29
6.1.3.	Golfinho-nariz-de-garrafa (<i>Tursiops truncatus</i>)	30
6.1.4.	Golfinho-pintado-do-atlântico (<i>Stenella frontalis</i>)	31
6.1.5.	Orca (<i>Orcinus orca</i>)	32
6.1.6.	Orca-pigméia (<i>Feresa attenuata</i>)	33
6.1.7.	Toninha (<i>Pontoporia blainvillei</i>)	34
7.	Metodologia	35
7.1.	Coleta de amostras	35
7.2.	Determinação do grau de decomposição das carcaças	35
7.3.	Identificação do sexo	35
7.4.	Medição de comprimento total	36
7.5.	Estimativa de maturidade	36
7.6.	Procedimento laboratorial para a determinação	37
7.6.1.	Determinação do peso seco	37
7.6.2.	Determinação das concentrações de mercúrio	38
7.6.3.	Determinação das concentrações de cádmio, cobre, manganês e selênio	40
7.6.4.	Determinação das concentrações de zinco	41
7.7.	Método de calibração e garantia da qualidade	42
7.8.	Análises estatísticas	43

8.	Resultados e discussão	44
8.1.	Sexagem dos indivíduos	44
8.2.	O sexo e o comprimento total	44
8.3.	Maturidade	45
8.4.	Metais	48
8.4.1.	Os níveis encontrados	48
8.4.2.	Comparação com outras regiões ao redor do mundo	57
8.4.3.	A concentração dos elementos entre os sexos	63
8.4.4.	A concentração dos elementos e o comprimento total	70
8.4.5.	A concentração dos elementos e a maturidade	71
8.4.6.	A relação interelementar	73
9.	Conclusões	80
10.	Referências Bibliográficas	81
11.	Anexos	98

1. Introdução

1.1. A Poluição do Ambiente Marinho e a Saúde dos Oceanos

O ambiente aquático corresponde a 2/3 da superfície do planeta e aproximadamente 71% da superfície da Terra é coberta pelo oceano. O oceano é habitado por uma grande diversidade de espécies que servem como fonte de alimento para o homem.

A população mundial, no ano de 2007, correspondia a cerca de 6,6 bilhões de pessoas e estima-se que esta aumente para 9,3 bilhões no ano de 2050 (Haub, 2007). Cerca de 60% desta vive a uma distância de até 100 km da costa (Cohen *et al.*, 1997) e tem um crescimento estimado em 75% até o ano de 2025 (Cohen, 1995).

Devido a este crescimento populacional, a urbanização, ao rápido desenvolvimento econômico e ao mau planejamento da ocupação das áreas costeiras, a pressão sobre os ecossistemas marinhos e costeiros vem crescendo cada vez mais e ocasionando diversos impactos.

Com isto, surge o termo: “saúde dos oceanos”, que pode ser definida como o estado em que o ambiente marinho se encontra frente aos efeitos adversos causados por atividades antropogênicas como a destruição dos habitats, a mobilização de contaminantes e a propagação de agentes patogênicos (IOC, 2002). Assim, potencializa-se o impacto sobre a saúde animal, humana e do ambiente (Porfírio, 2006).

A avaliação e mensuração da saúde dos oceanos não deve ser realizada apenas no próprio ambiente físico, pois assim não se saberá a respeito de efeitos adversos que estas substâncias possam causar em indivíduos vivos que se encontram nestes ambientes, sendo necessário portanto, realizar um biomonitoramento através de espécies sentinelas (ou bioindicadoras) (Freire *et al.*, 2008). Estes indivíduos indicam a qualidade de vida e da saúde do ambiente em que vivem, especialmente de áreas que apresentam ameaça a estas espécies, ou seja, áreas de grande impacto pelas atividades antropogênicas (IOC, 2002).

1.2. Os Mamíferos Marinhos como Sentinelas

Os mamíferos marinhos são espécies que habitam primariamente o oceano ou dependem deste para se alimentar. Dividem-se em três ordens: Carnivora, Cetacea e Sirenia (Jefferson *et al.*, 2008). Na ordem Carnivora há a subordem Pinnipedia, onde estão inclusas cinco diferentes famílias de mamíferos marinhos: Otariidae (leões marinhos e focas), Phocidae (focas verdadeiras), Odobenidae (morsas), Mustelidae (lontras) e Ursidae (ursos polares). Na ordem Cetacea há duas subordens: Odontoceti (golfinhos) e Mysticeti (baleias). Já a ordem Sirenia inclui os dugongos e os peixes-boi.

Os odontocetos, ou os pequenos cetáceos, possuem hábito alimentar carnívoro e ocupam o nível trófico mais alto da cadeia alimentar, sendo conhecidos como animais de topo

de cadeia. Assim, se localizam no mesmo nível trófico dos humanos. Além disso, apresentam uma alta proximidade filogenética aos humanos e a absorção de contaminantes é quase que exclusivamente devido à ingestão de alimentos, uma vez que absorção de poluentes pelas vias respiratórias é considerada insignificante (Augier *et al.*, 1993; Gray, 2002).

Assim sendo, são as vítimas finais dos processos de bioacumulação e biomagnificação, sendo potenciais indicadores do nível de contaminantes acumulados no ecossistema marinho, como os metais e os poluentes orgânicos persistentes.

Estes animais armazenam estes contaminantes em seus tecidos, mucosas e membranas biológicas ao longo de sua vida, refletindo as concentrações do ambiente. Possuem vida longa, demonstrando os efeitos desta exposição ao longo do tempo.

1.3. Os Metais

Os metais estão presentes no meio ambiente de forma natural; porém, processos naturais e atividades antropogênicas vêm aumentando a mobilização, a circulação e o despejo destes no ambiente, tornando-os disponíveis e potencializando assim seu impacto sobre a saúde humana (Porfírio, 2006). Uma vez disponíveis no ambiente, estes metais podem ser incorporados por plantas e animais, se bioacumulando e biomagnificando ao longo da cadeia alimentar.

Dentre os processos naturais que mobilizam estes metais para o ambiente podem ser citados as atividades vulcânicas e os processos geológicos e biológicos (Muniz e Oliveira-Filho, 2006). Um exemplo seriam as chuvas, que acabam lixiviando as rochas e os minérios para dentro dos rios e lagos e, conseqüentemente, oceanos.

As atividades industriais também mobilizam estes metais pelos processos de mineração, diminuindo o tempo de permanência destes nos minérios, e criação de novas formas como o latão (cobre e zinco), o bronze (cobre e estanho) e o aço (ferro e carbono), além das emissões atmosféricas, uso de fertilizantes, de pesticidas, etc. (Tavares e Carvalho, 1992).

Os metais podem ser considerados como essenciais e não essenciais, podendo apresentar caráter tóxico ou não. Porém, a toxicidade de cada metal está relacionada ao tempo de exposição e à dose aferida principalmente. Outros fatores como a forma química e via de incorporação do metal também devem ser levados em conta.

Dentre os elementos essenciais estão o cobalto, o cobre, o cromo, o ferro, o magnésio, o manganês, o níquel, o selênio e o zinco. A deficiência destes elementos no organismo pode provocar disfunções imunológicas e o seu excesso pode ser considerado tóxico (Santos *et al.*, 2005). E dentre os elementos não essenciais, ou tóxicos ao homem, estão o alumínio, o arsênio, o cádmio, o chumbo, o estanho e o mercúrio. O arsênio, o chumbo e o mercúrio são os três elementos mais tóxicos segundo a classificação realizada pela lista de prioridade de substâncias tóxicas (ATSDR, 2007).

1.3.1. O cádmio

O cádmio (Cd) é um metal não essencial, presente na crosta terrestre e não é encontrado em seu estado puro (Malavolta, 1994). Geralmente se encontra associado a outros metais, sendo obtido quase sempre como um subproduto de minérios de Zn, Pb e Cu (Cardoso e Chasin, 2001; Paim *et al.*, 2006).

A sua mobilização para o ambiente ocorre naturalmente, devido ao processo de vulcanização, erosão das rochas, pulverização da água do mar, processos biogênicos e incêndios florestais (ATSDR, 2008a). Processos como a mineração e o refino dos metais, a fabricação e a aplicação de fertilizantes, a combustão fóssil, incineração de lixo e eliminação de resíduos representam fontes de exposição antropogênicas.

Certas regiões no Reino Unido e nos Estados Unidos apresentam grandes depósitos de rochas metamórficas negras, com grandes concentrações de Cd, contaminando solos e água locais, podendo o Cd ser incorporado e acumulado em organismos aquáticos e em plantações agrícolas, entrando assim na cadeia alimentar e causando danos à saúde da população (WHO, 1992). A exposição prolongada ao Cd pode causar câncer nos rins, fígado, estômago e próstata; danos nos rins, pulmões e no sistema reprodutor; hipertensão, doenças do coração, efisema, catarata, porosidade nos ossos, dentre outros (Shigematsu *et al.*, 1979; Bako *et al.*, 1982; Hallenbeck, 1984; Souza *et al.*, 1998).

Nos oceanos o Cd se comporta de maneira diferenciada, onde se apresenta em menores concentrações próximo à superfície e maiores em águas profundas (Cardoso e Chasin, 2001). Este comportamento ocorre devido à incorporação do elemento pelo fitoplâncton junto à superfície e ao seu transporte para regiões mais profundas, sua incorporação e liberação ainda nesta zona.

Este metal pode ser utilizado na galvanização de outros metais, na produção de baterias, pigmentos, tintas, estabilizadores para plásticos, ligas, além de estar presente como impureza em fertilizantes fosfatados, entre outros (Malavolta, 1994; Mamani, 2003).

A presença do Cd no organismo leva à síntese da proteína metalotioneína que sequestra o metal e o inativa (Cardoso e Chasin, 2001). O Cd compete por esta mesma proteína com o Cu e o Zn. Órgãos como o fígado e o rim apresentam grande quantidade desta proteína, retendo então maior quantidade deste metal.

O Cd pode ter sua absorção afetada de acordo com interações com outros metais e proteínas (WHO, 1992). Se o organismo apresenta redução de proteínas, ele se torna mais suscetível à entrada de metais como o Cd. A absorção do cádmio também pode ser aumentada se o organismo se encontra deficiente de Fe (Flanagan *et al.*, 1980).

1.3.2. O cobre

O cobre (Cu) é um metal essencial que ocorre naturalmente em rochas, água, solo, sedimento, e nas camadas mais baixas da atmosfera (ATSDR, 2004). Estima-se que sua concentração média na crosta seja cerca de 60 µg/g ou 60 ppm e de 0,25 µg/L nos mares. Por ser um elemento essencial, também é normalmente encontrado em alimentos e água, plantas e animais, especialmente em animais filtradores como ostras e mexilhões (Pedrosa e Cozzolino, 2001). Assim sendo, a forma de incorporação do metal ocorre através da ingestão de alimentos como moluscos e também peixes, que apresentam concentrações significativas deste metal.

O seu uso é amplo na indústria, podendo servir como componente para manufatura de moedas, fiação elétrica e condutores, eletrodos, em galvanoplastia, ligas metálicas, como o latão e o bronze, inseticidas, fungicidas, algicidas, desinfetantes, tintas antiincrustantes e pigmentos, etc. (Padial, 2004).

As suas fontes naturais são os solos, vulcões, processos biogênicos, incêndios florestais, pulverização da água do mar e também a chuva ou a neve que trazem de volta o cobre emitido para a atmosfera (WHO, 1998). Os ventos possibilitam o transporte do metal, realizando a sua distribuição em até 65% das fontes naturais para a atmosfera. O metal então se liga fortemente às partículas em suspensão e sedimentos. Ao entrar em contato com a água, se acumula nos sedimentos de rios, lagos e estuários.

Fontes antropogênicas também mobilizam este metal ao ambiente. A mineração, de fábricas que fazem uso do metal, resíduos, águas residuais domésticas, a combustão de combustíveis fósseis e de resíduos, produção de madeira e a produção de fertilizantes fosfatados são exemplos destas fontes (ATSDR, 2004). Estima-se que mais de 75 mil toneladas de cobre sejam liberadas para a atmosfera todo ano, onde apenas um quarto deste decorre de fontes naturais e três quartos de atividades antropogênicas (Pelozato, 2008).

Há uma relação de antagonismo que ocorre entre o Cu e o Zn no organismo: as concentrações de Cu decrescem à medida que a concentração de Zn aumenta (Lukaski, 1995; Koury e Donangelo, 2003). Ainda há uma relação com o Fe e o Sn, que também competem com o Cu no processo de absorção intestinal, ou seja, à medida que aumenta a concentração de Fe ou de Sn, diminui a concentração de Cu (Wapnir *et al.*, 1993; Pekelharing *et al.*, 1994).

Em mamíferos, o fígado é o principal órgão de absorção do elemento. O Cu é absorvido e redirecionado a outros tecidos do corpo através do sangue (Pedrozo e Lima, 2001).

Embora seja um metal essencial, a exposição a altos níveis deste elemento pode se tornar tóxico. Já foram observados diferentes efeitos, como irritação nos olhos, nariz e boca, dores de cabeça, tonturas, náusea, diarreia, danos no fígado e no rim e morte (ATSDR, 2004). Ainda não se sabe se este é um metal que pode ser cancerígeno ou não, pois ainda não há estudos suficientes que possam comprovar esta hipótese. Estudos também sugerem que a sua alta dose possa causar um decréscimo na taxa de crescimento fetal.

1.3.3. O manganês

O manganês (Mn) é um elemento essencial que se encontra amplamente distribuído na crosta terrestre, sendo aí o quinto metal mais abundante (Martins e Lima, 2001). Ocorre naturalmente em diversos tipos de rochas, como as ígneas, sedimentárias e metamórficas, e em quase todos os solos (Mena, 1980; Barceloux, 1999). A erosão destas rochas e solos é a fonte natural mais importante do manganês.

Atividades antropogênicas como as industriais, descartes e a utilização de combustíveis fósseis podem aumentar a concentração deste metal no ambiente (ATSDR, 2008b). Assim, a exposição ao metal pode ocorrer ambientalmente, ocupacionalmente e também pela inalação de fumos e de soldaduras, ocorrendo principalmente pela via inalatória e também pelas vias de ingestão e dérmica.

É utilizado comercialmente para a produção de aço (a fim de melhorar seu grau de dureza, rigidez e força), baterias, aditivos em óleos combustíveis, suplementos alimentares, cosméticos, fogos de artifício, cerâmicas, praguicidas a base de manganês, tintas e fertilizantes.

O manganês se bioacumula preferencialmente em organismos de níveis tróficos mais baixos como algas e plâncton (WHO, 2004). Porém, este metal também pode se bioacumular em animais de nível trófico mais alto e os órgãos-alvo seriam o fígado, o pâncreas, os rins e o intestino (Martins e Lima, 2001). E embora seja um elemento essencial, a exposição a altos níveis de manganês pode ser tóxica, causando danos principalmente nos pulmões e no cérebro. Podem ser observados diversos efeitos tóxicos causados pelo “manganismo”, ou intoxicação crônica por manganês, como desordem neurológica, perda de memória, anorexia, apatia, tremores, dificuldade de comunicação, espasmos musculares faciais, rigidez muscular, agressividade, irritabilidade, alucinações, perda de memória, dores de cabeça, tosse, infecções no pulmão como bronquites e pneumonia, fibrose pulmonar, dentre outros.

Alguns estudos ainda vêm tentando relacionar o excesso de manganês com o surgimento de cânceres, porém a EPA e a IARC consideram o metal e seus compostos como não sendo carcinogênicos (EPA, 2007).

A falta de Fe no organismo faz com que a absorção do Mn seja aumentada (Siqueira, 1984). Sugere-se que o transporte por difusão facilitada é o mesmo para os dois elementos e, assim, na falta do Fe, há um aumento no transporte do Mn.

1.3.4. O mercúrio

O mercúrio (Hg) é um elemento não essencial e está presente naturalmente no meio ambiente, porém em baixas concentrações (Nascimento e Chasin, 2001). Se encontra na 16ª posição de abundância na crosta terrestre.

Advém de fontes naturais, como as erupções vulcânicas, a desgaseificação da crosta terrestre e a volatilização a partir de meios aquáticos (WHO, 1991). Quanto às fontes antrópicas, há a mineração, incluindo o refino do ouro, a combustão de combustíveis fósseis, a produção de cimento, incineração do lixo e várias aplicações industriais. Cerca de 2.000 a 3.000 toneladas por ano de mercúrio são emitidas por indústrias para a atmosfera, sendo que destes, cerca de 95% permanece no solo, 3% em águas superficiais e 2% na atmosfera (Micarone, 2000).

O Hg é utilizado comercialmente em células eletrolíticas, em baterias, lâmpadas elétricas, interruptores, retificadores e termostatos, bombas de difusão a vapor de mercúrio, manômetros, barômetros, tubos de raios-X, amálgamas dentários, pigmentos, explosivos, tratamento de minérios de ouro e prata, refino de metais, taxidermia, fotografia, pintura, conservantes de vacinas, dentre outras funcionalidades (Nascimento e Chasin, 2001).

Pode ser encontrado sob três principais grupos de formas: mercúrio elementar ou metálico, mercúrio inorgânico (Hg_{inorg}) e mercúrio orgânico (Hg_{org}) (ATSDR, 1999). A primeira pode se apresentar na forma líquida quando em temperatura ambiente, sendo a forma elementar ou pura do mercúrio. A forma inorgânica ocorre quando o Hg se combina com outros elementos como o cloro, o enxofre, ou o oxigênio, também sendo conhecidos como sais de mercúrio. Já a forma orgânica ocorre com a junção do mercúrio com o carbono, formando diferentes formas orgânicas. A forma orgânica mais comumente encontrada no ambiente é o metilmercúrio (MeHg), que é considerado de alta toxicidade ao homem e a outros seres devido a sua característica de neurotoxicidade e teratogenicidade, capaz de causar danos irreversíveis (Sweet e Zelikoff, 2001).

Os efeitos causados pela exposição ao Hg estão ligados fortemente a sua forma. Dentre os efeitos observados estão os danos nos sistemas nervoso, digestivo, respiratório e renal, insuficiência cardíaca, febre, fadiga, tremores, espasmos musculares, depressão, câibras, tosse, dores torácicas e abdominais, diarreia, sudorese, irritabilidade, nervosismo, cefaléia, distúrbios do sono, proteinúria, delírios, alucinações, tendência suicida, perda de memória, morte, dentre outros (WHO, 1991).

Processos naturais, envolvendo microorganismos (bactérias e fungos) podem alterar a forma do mercúrio pelo processo de metilação (Vonk e Sijpesteijn, 1973; Pak e Bartha, 1998). O mercúrio então é modificado, gerando o MeHg, que se torna biodisponível no ambiente e entra na cadeia alimentar, principalmente por meio da ingestão. Em contrapartida, estudos comprovam que bactérias do gênero *Pseudomonas* também são capazes de fazer o processo inverso, desmetilando o Hg (Spangler *et al.*, 1973).

Este metal apresenta uma alta capacidade de se bioacumular e biomagnificar, sendo transferido de um indivíduo ao outro ao longo da cadeia alimentar. Tende a se acumular em peixes e mamíferos marinhos e os seus níveis podem aumentar de acordo com a idade e com o hábito alimentar carnívoro ou onívoro.

Uma vez que o mercúrio é incorporado pelo organismo, seu transporte através de tecidos é mediado pela cisteína, que sequestra o mercúrio e o inativa (EPA, 1997). Reações de

desmetilação também ocorrem, principalmente no fígado, onde há a biotransformação do mercúrio orgânico em inorgânico (Wagemann *et al.*, 2000).

Em relação a outros elementos, o Hg pode se ligar ao Se e ao Te e ter sua toxicidade reduzida (Nascimento e Chasin, 2001; Feroci *et al.*, 2005). A presença de Zn no organismo também reduz os efeitos tóxicos do mercúrio (HSDB, 2000).

1.3.5. O selênio

O selênio (Se) é um elemento de ocorrência natural no ambiente, podendo ser encontrado em diferentes fontes, dependendo de sua forma química. A crosta terrestre, os solos e sedimentos, águas de rios e oceanos, os gases formados pelas plantas, bactérias e fungos, as partículas no ar, são exemplos de fontes naturais do selênio (Kölbl, 1995; Seixas e Kehrig, 2007). Já as fontes antropogênicas seriam a combustão de carvão e de outros combustíveis fósseis, a mineração, as refinarias, a produção de vidro e de equipamentos eletrônicos, águas de drenagem, efluentes e a produção industrial de selênio para o uso agrícola (Eisler, 1985; Seixas e Kehrig, 2007).

Quanto ao uso comercial, o Se e os seus compostos são utilizados na fabricação e produção de vidro, pigmentos, borracha, ligas de metal, nas indústrias química, têxtil e de petróleo, em medicamentos, antioxidantes de óleos lubrificantes, em componentes eletrônicos e de fotocopiadoras, emulsões fotográficas, etc. (EPA, 2012).

É um elemento essencial aos seres vivos, porém, em quantidades elevadas, pode se tornar tóxico, podendo ocasionar distúrbios à saúde (Chatterjee *et al.*, 2001; Hamilton, 2004). Exemplos dos efeitos tóxicos do selênio são mudanças e/ou perda de cabelo e unhas, danos nos sistemas nervoso e circulatório, fadiga, irritabilidade, danos nos tecidos renal e hepático, etc. (EPA, 2012).

Altas concentrações de Se no ambiente que possam causar toxicidade ao ser humano e aos animais são raras (ATSDR, 2003). Ocorrem apenas em alguns locais onde sua concentração no solo é muito alta, como em certos locais da China e dos Estados Unidos, podendo haver contaminação pela ingestão de água e de alimentos contaminados.

Também desempenha um importante papel na proteção do organismo contra alguns metais, como o Hg, o Cd, o Pb, o Ag e o Cu, reduzindo a sua toxicidade (Frost, 1972; Levander, 1982).

A respeito do Hg, o Se apresenta um efeito protetor, inibindo a excreção biliar do MeHg (forma orgânica e tóxica do mercúrio), ao mesmo tempo que a exposição ao Hg reduz a excreção urinária de Se em humanos (Gailer *et al.*, 2000). Foi observado que animais tratados com Se podiam permanecer inalterados (Skerfving, 1978) e que a proporção encontrada em fígados de mamíferos marinhos entre as duas substâncias era de 1:1 (Hansen, 1988).

Também foram realizados estudos diretamente com mamíferos marinhos, onde foi apresentado que as selenoproteínas proporcionam a desmetilação do metilmercúrio no fígado destes (Wagemann *et al.*, 1998, 2000).

O Se apresenta em mamíferos uma função relacionada à ação da selenocisteína, um aminoácido que atua na proteção dos lipídios de membrana, das proteínas e do DNA de danos por oxidantes e radicais livres (Azevedo e Chasin, 2003). A necessidade do Se no organismo está intimamente ligada a esta atividade antioxidante e à presença de outros metais como o Zn, o Cu, o Mn e o Fe. À medida que a concentração destes elementos aumenta, aumenta-se a necessidade de Se no organismo.

1.3.6. O zinco

O zinco (Zn) é um elemento presente na crosta terrestre e pode ser encontrado no solo, no ar e na água devido a processos naturais e atividades antropogênicas como a mineração, a produção de aço, a queima de carvão e a incineração (ATSDR, 2005).

A exposição a este metal se dá através no ambiente, pela ingestão ou inalação do Zn presente na água, no ar e no solo; ocupacionalmente, como os trabalhadores de mineradoras; e através da ingestão de qualquer alimento, uma vez que é um elemento essencial. O Zn tem um papel fundamental na manutenção do sistema imune, nos processos fisiológicos e metabólicos, como a síntese de enzimas e aminoácidos, apresenta propriedades antioxidantes, dentre outros (Koury e Donangelo, 2003; Maluf, 2009). Embora seja um elemento essencial, ele pode se tornar tóxico em altas concentrações, atuando no sistema nervoso, sendo capaz de provocar mutações e câncer (Marecek *et al.*, 1986).

Este metal apresenta grande importância na indústria, podendo ser utilizado no processo de galvanização, em ligas metálicas (como o latão e o bronze), borrachas, cerâmicas, tintas, indústria têxtil, enriquecimento de solos pobres em zinco, preservativo de madeiras, pilhas, etc. (Nascimento, 2006).

Ao se combinar com outros elementos como o cloro, o enxofre e o oxigênio, são formados os compostos de Zn que podem se tornar compostos perigosos como o cloreto de zinco, o óxido de zinco, o sulfato de zinco e o sulfeto de zinco (ATSDR, 2005).

Ao relacionar o Zn com outros metais, cabe lembrar que o aumento de Fe no organismo inibe a absorção de Zn; o aumento de Zn reduz a absorção de Cu, um outro metal essencial; e a presença de Zn e Cd no organismo resulta no aumento da toxicidade do Cd (Azevedo e Chasin, 2003).

Os cetáceos seriam capazes de regular as concentrações hepáticas de Zn entre 20 e 100 µg/g de pu aproximadamente, intervalo este similar às concentrações já encontradas em outros mamíferos, inclusive o homem (Hambidge *et al.*, 1986; Law *et al.*, 1991).

1.4. Os mamíferos marinhos e a contaminação por metais

Os mamíferos marinhos vêm sofrendo diversos tipos de ameaças, como a degradação e a contaminação de seus habitats, com a introdução de diferentes substâncias químicas, como os metais (Morales, 2007). Eles são utilizados como espécies bioindicadoras das condições ambientais de ecossistemas por todo o mundo e é justo onde há registros de intensa contaminação que eles têm apresentado níveis elevados destes contaminantes e outros desfechos causados por esta exposição (Tanabe, 2002; Siciliano *et al.*, 2005; Moura, 2009).

Já vem sendo comprovada a relação entre a exposição a metais com o aparecimento de doenças infecciosas, lesões teciduais, deficiência no sistema imune, falhas reprodutivas (com o consequente decréscimo das populações), e mortalidade destes animais (Siciliano *et al.*, 2005; Moura, 2009).

Amostras de fígado de golfinhos-pintados-do-atlântico (*Stenella attenuata*) da costa leste do pacífico tropical foram analisadas quanto à concentração de mercúrio, tendo sido encontrada uma concentração média de 28 µg/g (pu) (Andre *et al.*, 1990). No sul do Golfo da Califórnia, elevados níveis de mercúrio também puderam ser encontrados em amostras de fígado de golfinhos-rotadores (*Stenella longirostris*), sendo que as fêmeas apresentaram uma maior concentração que os machos (Ruelas *et al.*, 2000).

Foi realizado um estudo na Florida, Estados Unidos, com golfinhos-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) encontrados encalhados na costa, sendo observadas lesões hepáticas associadas a altas concentrações de Hg em amostras de fígado, atingindo um valor superior a 50 µg/g (pu) (Rawson *et al.* 1993). Desfecho este também encontrado em amostras de rins e fígado de ursos polares (*Ursus maritimus*) na Groenlândia, onde as concentrações encontradas foram de 1,1 a 35,6 µg/g (pu) (Sonne *et al.*, 2007).

Os golfinhos da costa da Argentina foram analisados quanto às concentrações de Hg, Zn, Cd e Cu, a fim de avaliar a condição ambiental quanto à contaminação por estes metais (Marcovecchio *et al.*, 1994). Níveis elevados puderam ser encontrados em amostras de cinco diferentes espécies de mamíferos marinhos: *Tursiops geophysicus*, *Pontoporia blainvillei*, *Kogia breviceps*, *Ziphius cavirostris*, *Otaria flavescens* e *Arctocephalus australis*; e de suas presas, confirmando a existência de uma contaminação no ambiente.

Determinados elementos (As, Cd, Cu, Hg, Se e Zn) foram determinados em amostras de fígado e rim de baleias-piloto (*Globicephala melas*) do Norte Atlântico, ao redor das Ilhas Faroe (Caurant *et al.*, 1994). Foram encontrados altos níveis de Cd (91 µg/g, pu, em fígado e 93 µg/g em rim) e Hg (84 µg/g, pu, em fígado) se comparados a níveis medidos em outros mamíferos marinhos ao redor do mundo. Foi observada uma grande correlação entre Hg e Se e entre Cd e Zn.

Altos níveis de mercúrio, cádmio e selênio também foram encontrados em golfinhos-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) em um estudo realizado com animais encalhados mortos no Golfo do México, no ano de 1995 (Kuehl e Haebler, 1995). Os autores investigavam a causa do encalhe em massa e mesmo não tendo relacionado as mortes às concentrações de metais encontrados, estes níveis foram bastante elevados.

Cu, Cd e Zn foram determinados em amostras de fígado, rim e músculo de espécimes de *Tursiops truncatus* encontrados encalhados na Florida, Estados Unidos (Wood e Van Vleet, 1996). Os valores dos metais estiveram de acordo com o já relatado anteriormente por outros autores. O Cu foi encontrado em maiores níveis nos neonatos. Já o Cd não pode ser detectado no músculo e nem nos neonatos, tendo sido, porém, detectado em fígado e rim, em valores baixos. Já o Zn esteve em concentrações acima de 100 µg/g (pu), valor este sugerido como o de um sistema de regulação comprometido. Porém, os autores acreditam que este valor esteja sendo subestimado e que a toxicidade do zinco não ocorra de fato neste nível.

Foram analisadas trinta e quatro amostras de fígado de golfinhos-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*), encontrados encalhados na costa da Carolina do Sul, Estados Unidos, quanto às concentrações de As, Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, Se e Zn (Beck *et al.*, 1997). Os valores de Zn foram os mais altos (média de 56,8 µg/g, pu), sendo seguidos por Hg e Cu. Foi observada pelos autores uma alta correlação positiva entre Hg e Se e uma significativa correlação positiva entre Hg e Cd e entre Se e Cd. Também foi observada uma maior concentração de Cu em espécimes juvenis, ao passo que maiores concentrações de Cd, Se e Hg foram encontradas em espécimes adultos. Foram encontradas correlações positivas entre o comprimento corpóreo e as concentrações de Cd, Hg e Se, e correlações negativas entre o comprimento corpóreo e as concentrações de Cu e Zn.

Foram determinados metais (Hg_{tot} , Hg_{org} , Ti, Cr, Cu, Zn, Cd e Pb) em amostras de músculo, fígado e rim em trinta e seis espécimes de odontocetos encalhados na costa francesa entre os anos de 1977 e 1990 (Holsbeek *et al.*, 1998). Estes espécimes pertenciam a três diferentes espécies: *Delphinus delphis* (n=29), *Tursiops truncatus* (n=5) e *Stenella coeruleoalba* (n=2). Foi observada uma correlação positiva entre Hg total e idade, enquanto que o MeHg diminuiu, comprovando a existência de um mecanismo de desmetilação. E não foi observada diferença na concentração dos metais quanto à variação temporal.

Concentrações de Hg em cinco espécies de golfinhos coletados no mar Mediterrâneo foram analisadas a partir de amostras de pulmão, fígado, rim, pele, músculo e osso (Frodello *et al.*, 2000). As maiores concentrações foram observadas no fígado de golfinhos-nariz-de-garrafa, com uma média de 4.250 µg/g (ps), e de golfinhos-de-Risso, com uma média de 3.298 µg/g (ps).

Hg_{tot} , Hg_{org} , Pb, Cd, Zn, Cu, Fe, Se e Mn foram determinados em sete diferentes tipos de amostras de seis espécimes de golfinhos-listrados (*Stenella coeruleoalba*) encontrados encalhados na costa sul da Itália entre fevereiro e junho de 1987 (Cardellicchio *et al.*, 2000). O fígado apresentou as maiores concentrações dos elementos, exceto para Cd e Cr. Os níveis encontrados neste estudo foram maiores do que os níveis já analisados anteriormente em golfinhos do Atlântico, e foram menores do que os níveis analisados em golfinhos de mesma espécie da costa francesa. Foi realizada a necrópsia dos indivíduos e pode ser observado que todos os espécimes apresentavam uma hemorragia gástrica, porém a causa não foi identificada. Por mais que este fator não possa ser relacionado com a morte dos espécimes, ou com a presença de metais e/ou contaminantes, sabe-se que o acúmulo destes representa um fator de risco para estes golfinhos.

Três espécimes de *Tursiops truncatus* foram coletados no sul da costa da China e analisados quanto a concentração de As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se, Sn e Zn em fígado (Parsons *et al.*, 2000). Foi observada uma variação considerável entre indivíduos e matrizes analisados. Segundo os autores, o mercúrio foi o único metal determinado que teve níveis toxicológicos significativos.

Na Inglaterra e no País de Gales foi realizada uma investigação acerca de doenças infecciosas ocasionadas pela exposição a metais (Bennett *et al.*, 2001). Foram coletadas 86 amostras de golfinhos-do-Porto (*Phocoena phocoena*) encontrados encalhados mortos ao longo da costa. Destes, 49 tinham morrido devido a impactos físicos, enquanto que os outros apresentaram doenças infecciosas causadas por parasitas, fungos e vírus. Os dois grupos foram comparados quanto à concentração de elementos e foi encontrado que os níveis médios de Hg, Se e Zn eram significativamente mais elevados no grupo que apresentava doenças infecciosas.

Foram analisadas amostras de rim de cinco golfinhos-de-laterais-brancas-do-atlântico (*Lagenorhynchus acutus*) das Ilhas Faroé quanto às concentrações de Cd (Gallien *et al.*, 2001). Os níveis encontrados em dois indivíduos imaturos analisados foram abaixo do limite de detecção do método e os níveis nos indivíduos maduros foram de 22,7 a 31,1 µg/g (pu). Puderam também ser observadas concreções minerais densas nas membranas basais dos túbulos proximais dos dois indivíduos que obtiveram as concentrações de Cd mais altas. Estas concreções são formações de cristais com diversas camadas de depósito mineral de cálcio (Ca) e fósforo (P) junto ao cádmio. A relação molar Ca:Cd encontrada foi de 10:1 nestas estruturas. Este foi o primeiro relato de presença destas concreções em vertebrados selvagens.

Hg e Se foram determinados em diferentes tecidos de dez espécimes de golfinhos-listrados (*Stenella coeruleoalba*) encontrados encalhados na costa sul da Itália entre abril e julho de 1991 (Cardellicchio *et al.*, 2002). O fígado foi o órgão que apresentou as maiores concentrações tanto de Hg quanto de Se, e não foi observada nenhuma correlação entre o sexo e o acúmulo dos elementos.

Amostras de músculo, fígado, gordura e pele de quinze indivíduos de *Delphinus delphis* e dois de *Tursiops truncatus*, encontrados encalhados na costa de Portugal, foram analisados quanto às concentrações de K, Ca, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Se, Br, Rb, Sr, Hg e Pb (Carvalho *et al.*, 2002). Foram observadas diferenças significativas entre músculo, gordura e pele. As concentrações de Co foram similares entre fígado, pele e músculo. Ni, Rb e Sr estiveram constantes em todos os tecidos analisados. Já Mn, Cu e Hg apresentaram níveis maiores no fígado, enquanto que Zn e Se foram na pele. Quanto ao Pb, ele foi encontrado em concentrações muito baixas em todos os tecidos analisados, exceto na pele. Fe e As estiveram mais altos em músculo e fígado. Os autores concluíram que não houve diferenças significativas entre as duas espécies analisadas.

Os elementos Hg_{tot}, Hg_{org} e Se foram determinados em amostras de músculo de quatro espécies de pequenos cetáceos da costa de Taiwan, coletados entre os anos de 1994 e 1995 (Chen *et al.*, 2002). Foram 55 espécimes de *Stenella attenuata*, 9 de *Stenella longirostris*, 5 de *Tursiops truncatus* e 4 de *Grampus griseus*. Esta é uma área de atividade vulcânica e os autores relacionam esta atividade como sendo a principal fonte de mercúrio na região. *S. attenuata*

apresentou as maiores concentrações para Hg_{tot} e para Hg_{org} , enquanto que *G. griseus* apresentou as maiores concentrações para Se. Não foi encontrada correlação entre o sexo e o acúmulo dos elementos. *S. attenuata* e *S. longirostris* apresentaram correlação entre o comprimento corpóreo e as concentrações de Hg_{tot} e para Hg_{org} . Os autores também mostraram que ocorreu o processo de desmetilação, dada a diminuição da porcentagem de Hg_{org} à medida que os níveis de Se aumentavam.

No dia 14 de dezembro de 1997, 62 golfinhos-de-dentes-rugosos (*Steno bredanensis*) encalharam no Golfo do México, Florida, nos Estados Unidos (Mackey *et al.*, 2003). Destes, aproximadamente 30 animais morreram e destes foram extraídas amostras de fígado, rim, músculo e gordura para se analisar os possíveis elementos acumulados nestes tecidos. Foi verificada a presença de Na, Mg, Cl, K, Ca, V, Mn, Fe, Co, Cu, Zn, As, Se, Br, Rb, Ag, Cd, Sn, Cs e Hg. A maioria dos níveis encontrados foram similares aos já encontrados em outras espécies de odontocetos, porém os níveis de Se, Ag e Hg foram superiores. Também foi identificada a presença de nódulos fibrosos nos rins destes animais.

Amostras de fígado, músculo e gordura de duas espécies de odontocetos, baleia-piloto-de-peitorais-curtas (*Globicephala macrorhynchus*) e cachalote pigmeu (*Kogia breviceps*), coletadas na costa da Nova Caledônia, foram analisadas quanto às concentrações de Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg_{org} , Hg_{tot} , Mn, Ni, Se, V e Zn (Bustamante *et al.*, 2003). O fígado foi a matriz de maior importância no acúmulo de elementos como Cd, Cu, Fe, Hg, Se e Zn nas duas espécies, porém a baleia-piloto-de-peitorais-curtas apresentou níveis mais altos apenas para Cd, Hg, Se e Zn. O Hg orgânico apresentou-se em baixas concentrações, participando apenas com uma pequena porcentagem do Hg total. Também foi observada uma correlação entre os níveis de Se e Hg no fígado, sendo que as concentrações de Ni, Cr e Co estiveram próximas ou abaixo do limite de detecção do método em fígado e músculo de todos os espécimes. Os autores concluíram que a atividade mineradora da região, que geralmente eleva os níveis destes contaminantes no ambiente marinho, não parecem ser a fonte de contaminação destes mamíferos marinhos.

Já no leste da Austrália, foram analisadas amostras de fígado e rim de três espécies de odontocetos da sua costa: *Tursiops truncatus* (n=2), *Delphinus delphis* (n=1), *Peponocephala electra* (n=3) quanto a sua concentração de Cr, Ni, Cu, Zn, As, Se, Ag, Cd, Hg e Pb (Law *et al.*, 2003). Todos os elementos apresentaram maiores concentrações em fígado, exceto o Cd, que mostrou maior nível em rim de *Peponocephala electra*, refletindo sua alimentação primária em lulas. Os níveis de Hg foram bem altos e apresentou menores concentrações nos indivíduos mais jovens em relação aos adultos. A concentração molar entre Hg e Se em fígado foi de 0.19 a 1.05, demonstrando o processo de desmetilação que ocorre nestes indivíduos. Os níveis de Pb estiveram muito baixos ou abaixo do limite de detecção. Já os níveis de Cr, Ni, Cu, Zn, e As estiveram similares ao já reportado na literatura.

Amostras de pele, gordura, músculo, fígado, rim e cérebro de *Tursiops truncatus* e de *Stenella coeruleoalba*, coletadas na costa de Israel, foram analisadas quanto a concentração de Hg, Cd, Cu, Zn, Fe e Mn (Roditi-Elasar *et al.*, 2003). Os resultados obtidos estiveram de acordo com o já relatado anteriormente por outros autores. *Stenella coeruleoalba* apresentou

maiores níveis de Cd, devido à sua dieta primária em lulas. Já o Hg apresentou aumento de concentração de acordo com a idade.

Foram determinados mercúrio e selênio em amostras de fígado, rim e músculo de orcas (adultas e filhotes) da costa do Japão (Endo *et al.*, 2006). A maior concentração encontrada foi de Hg em fígado de uma fêmea madura (62.2 µg/g, pu). A razão molar de Hg_{tot} para Se em fígado foi de aproximadamente 1, enquanto que nas amostras de rim e músculo a razão molar foi abaixo de 1. Os autores concluíram que a formação de HgSe aumenta com o acúmulo de Hg. Outra conclusão foi em relação a transferência de Hg de mãe para filhote, via amamentação.

Concentrações de chumbo e sua composição isotópica foram determinadas em amostras de osso e dente de pequenos cetáceos de águas europeias, contando com três espécies diferentes: *Delphinus delphis*, *Phocoena phocoena* e *Stenella coeruleoalba* (Caurant *et al.*, 2006). Os maiores níveis foram encontrados em dentes, mas mesmo assim houve uma alta correlação entre os dois tecidos. Já as variações entre os isótopos (²⁰⁶Pb/²⁰⁷Pb) nos ossos mostra que os cetáceos estão sofrendo influência atmosférica. Não foi observada diferença geográfica e a falta de correlação entre idade e os isótopos reflete queda de produção de gasolina contendo chumbo.

Foi realizado um estudo no nordeste do Atlântico e no noroeste do Mar Mediterrâneo, a fim de se investigar o bioacúmulo de Hg e de Cd, em duas espécies de cetáceos (*Tursiops truncatus* e *Stenella coeruleoalba*) e de suas presas, com a idade destes indivíduos (Lahaye *et al.*, 2006). As presas do Mediterrâneo apresentaram níveis mais altos de Hg, possivelmente devido ao enriquecimento natural da região pelo Hg. Ao analisar os predadores, *T. truncatus* apresentou maiores níveis de Hg. Quanto ao Cd, não foram observadas diferenças significativas entre os indivíduos das duas áreas.

Amostras de sangue (n = 51) e pele (n = 40) foram coletadas nos anos de 2002 a 2004 da população de golfinhos-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) da Baía de Sarasota, Florida, Estados Unidos, a fim de se obter um banco de dados para futuros estudos desta e de outras populações (Bryan *et al.*, 2007). Estas amostras foram então analisadas quanto às suas concentrações de elementos (Al, V, Cr, Mn, Cu, Zn, As, Se, Rb, Sr, Mo, Cd e Pb). As concentrações de todos os elementos foram maiores na pele, exceto o Cu que foi maior no sangue. Fortes correlações foram encontradas de V, As, Se, Rb, Sr e Hg entre sangue e pele demonstrando que estes tecidos podem ser usados como ferramentas de monitoramento de animais vivos. Também pode ser observada uma correlação entre o sexo e a concentração de metais: fêmeas apresentaram maiores concentrações de Hg no sangue e na pele, e Pb na pele. Filhotes apresentaram menores níveis de V, As e Hg no sangue e V e Hg na pele. Já os níveis de Rb e Cu em pele foram maiores em subadultos e filhotes, respectivamente. Ao comparar com as épocas do ano, V, Zn e As, em amostras de sangue, foram maiores no inverno e Rb e Sr foram maiores no verão. Já na pele, Cu e Zn foram maiores no inverno e Mn, Rb, Cd e Pb foram maiores no verão.

Amostras de fígado, rim e músculo de nove orcas da costa japonesa foram analisadas quanto aos teores de Hg, Cd, Fe, Mn, Zn e Cu (Endo *et al.*, 2007). As concentrações de Hg e Cd cresceram de acordo com a idade. O mesmo ocorreu com Fe em músculo. Já o Mn e o Cu no

músculo foram maiores nos filhotes. Quanto ao Zn, nenhuma relação com a idade foi observada. Os autores concluíram que há transferência de metais tóxicos (Hg e Cd) de mãe para filhote.

Foi observado em alguns países da América Latina (Equador, Colômbia, Peru, Chile, Argentina, Uruguai, Brasil e Venezuela) que diferentes espécies de cetáceos estavam apresentando uma pele de aparência aveludada, às vezes ulcerativa, e com presença de grandes lesões (Van Bresse *et al.*, 2007). Dentre estes, a população de *Sotalia guianensis*, presente na Baía de Sepetiba, sul do estado do Rio de Janeiro. Esta região contém dois grandes portos e é caracterizada pela poluição química e biológica, e pela eutrofização da água. Pode-se associar estes efeitos à exposição com os contaminantes químicos do local, dentre eles os metais.

Foi realizada uma análise sobre os efeitos tóxicos de metais (Hg, Al, Cd, Pb e Cr) sobre o sistema imunológico de golfinhos-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*), por um teste *in vitro* com sangue periférico (Pellissó *et al.*, 2008). Foi evidenciada uma significativa redução na resposta linfocítica a partir de determinadas concentrações: 1 mg/L de mercúrio, 10 mg/L de cádmio e 50 mg/L de chumbo. Também pode ser verificada uma diminuição de atividade fagocítica nas determinadas concentrações de 5 mg/L de Hg, 50 mg/L de Al e 10 mg/L de Cd. Os autores chegaram a conclusão de que a exposição ambiental a metais, principalmente Cd e Hg, pode reduzir a resistência destes animais a doenças infecciosas.

Foram analisadas as concentrações de dezenove elementos (V, Cr, Mn, Fe, Co, Cu, Zn, Se, Rb, Sr, Mo, Ag, Cd, Sb, Cs, Ba, Tl, Hg e Pb) em amostras de fígado de golfinhos-listrados (*Stenella coeruleoalba*), coletados na costa do Japão entre os anos de 1977 e 1982 (Agusa *et al.*, 2008). As concentrações de Se, Sr, Ag, Cd, Cs, Ba, Hg e Pb foram maiores nos indivíduos adultos, enquanto que as concentrações de Cr e Tl foram maiores nos fetos. Não foi observada diferença entre sexo e acúmulo de elementos. Pode ser observada uma correlação positiva entre idade e concentração de Ag, Se, Hg, V, Fe, Pb e Sr, e uma correlação negativa entre idade e concentração de Mn e Zn. Também puderam ser observadas correlações positivas entre o Se e outros metais (Hg, Ag, V, Fe e Sr).

Amostras de fígado e osso de três diferentes espécies de odontocetos (*Delphinus delphis*, n=71; *Tursiops truncatus*, n=12; e *Tursiops aduncus*, n=71), encontrados encalhados no sul da Austrália, entre os anos de 1998 e 2004, foram analisadas quanto aos níveis de Cd, Hg, Pb, Zn, Cu e Se (Lavery *et al.*, 2008). *T. aduncus* apresentou altos níveis no fígado de Pb, Cd, Hg, Se e Zn e no osso de Pb. Cu foi mais alto em *T. truncatus* e Cd em osso de *T. aduncus*. Também foi observada uma variação de níveis dos elementos de acordo com a área de encalhe: golfinhos do Golfo de Spencer apresentaram maiores níveis de Pb em fígado enquanto que os golfinhos do Golfo de St. Vincent apresentaram maiores níveis de Hg e Se em fígado e de Pb em osso. Os autores relacionaram os níveis encontrados ao fato de que nas regiões de encalhe há atividades antropogênicas que liberam Pb no Golfo de Spencer e Hg no Golfo de St. Vincent. Também houve relação de Cd, Hg, Se e Pb no fígado com o aumento da idade e Cu com o decréscimo da idade. Se e Hg também apresentaram uma correlação positiva.

Foram determinados Hg, Cd, Cu, Mn, Fe, Zn e Ni em amostras de rim, músculo e fígado de espécimes de *Tursiops truncatus* da costa israelense, coletados durante os anos de 2004-

2006 (Shoham-Frifer *et al.*, 2009). As concentrações encontradas estiveram de acordo com outras análises realizadas na região durante outros anos, concluindo-se assim que estes metais se encontram estáveis ao longo do tempo na base da cadeia alimentar.

Foram coletadas entre 1990 e 2000, na costa croata, amostras de músculo, rim e fígado de *Tursiops truncatus* e *Stenella coeruleoalba* para serem analisadas quanto a concentração de mercúrio (Pompe-Gotal *et al.*, 2009). Este foi o primeiro estudo realizado na costa da Croácia, no mar Adriático. Os níveis de Hg encontrados foram altos nas três matrizes, porém o nível no fígado foi cerca de dez vezes maior. Também foi observada uma forte correlação entre os níveis de Hg e idade. Os autores atribuíram os altos níveis de Hg às fontes antropogênicas.

Al, As, Ba, Be, Cd, Co, Cu, Fe, Li, Mn, Ni, Pb, Sb, Se, Sn, Hg, V e Zn foram determinados em pele e fígado de espécimes de *Tursiops truncatus* encontrados encalhados em dois locais: na costa da Carolina do Sul (SC) e na costa do complexo de lagoas de Indian River, na Florida (FL), Estados Unidos, durante os anos de 2000 a 2008 (Stavros *et al.*, 2011). O fígado apresentou as concentrações maiores de Cu, Fe, Mn e Hg nas duas localidades. As concentrações de Cu e Mn em pele foram maiores nos golfinhos de SC enquanto que Hg e V foram maiores nos golfinhos da FL. Já as concentrações observadas de As em fígado foram maiores nos golfinhos de SC, e Fe, Pb, Se, Hg e V foram maiores nos golfinhos da FL. Cu, Se, Hg, Zn e V no fígado, e Cu e Hg na pele, mostraram correlação positiva com a idade dos indivíduos. A concentração de Hg em fígado foi dez vezes maior nos golfinhos da FL e a razão média molar entre Hg e Se foi de 0,93 nos golfinhos de SC e de 1,08 nos golfinhos da FL. De todos os dezoito elementos analisados, somente o Hg teve uma correlação entre as duas matrizes e ao mesmo tempo uma correlação com a pele de animais vivos. Assim sendo, a pele pode ser um bom preditor da concentração do Hg no fígado em golfinhos vivos. Este foi o primeiro estudo a realizar este tipo de análise, com esta extrapolação.

Diversos estudos também vêm sendo realizados na costa brasileira nestes últimos anos. Uma descrição resumida destes estudos é realizada a seguir.

No estado do Rio de Janeiro foi realizado um estudo que visava analisar as concentrações de cádmio em amostras de fígado de golfinhos-de-Fraser (*Lagenodelphis hosei*), tendo sido observada uma alta concentração, de valor de 42,2 µg/g (pu) (Lailson-Brito *et al.*, 2000). Sabe-se que esta espécie alimenta-se de peixes, lulas e crustáceos, não tendo uma alimentação restrita a somente uma espécie de lula, podendo e devendo então aumentar o risco de contaminação via alimentação.

Foram analisadas as concentrações de Fe, Cu, Zn, Mn e Hg em amostras de fígado e de rim de toninhas (*Pontoporia blainvillei*), capturadas acidentalmente em redes de pesca na costa norte do estado do Rio de Janeiro (Lailson-Brito *et al.*, 2002). As concentrações encontradas foram consideradas baixas, se comparadas a valores na literatura, especialmente do hemisfério norte. Foi discutida a causa deste evento pelos autores, que acreditaram ter sido devido às presas desta espécie, que se alimenta apenas de pequenos peixes. Os níveis de mercúrio total e de cádmio tenderam a se elevar com a idade dos indivíduos.

Foram analisadas também as concentrações de Pb, Cd e Hg em amostras de fígado e rim de espécimes encalhados de *Sotalia guianensis*, encontrados na costa do Ceará, de 1996 a

1999 (Monteiro-Neto *et al.*, 2003). Foram encontradas concentrações inferiores ao limite de detecção de 0,10 µg/g para o Pb. Já as concentrações de Cd foram maiores em rim do que em fígado, com uma média de 0,78 µg/g (ps) nos rins. Em relação às concentrações de Hg, estas foram maiores em fígado, com uma média de 4,62 µg/g. Segundo os autores, estes níveis não foram considerados críticos, mas podem estar relacionados ao crescente desenvolvimento industrial local e as descargas de efluentes industriais, apresentando uma ameaça para estes animais.

Concentrações de diferentes elementos (V, Cr, Mn, Fe, Co, Cu, Zn, Ga, As, Se, Rb, Sr, Mo, Ag, Cd, Sb, Cs, Ba, Hg_{tot}, Hg_{org}, Tl e Pb) foram determinados a partir de amostras de fígado de vinte botos-cinza (*Sotalia guianensis*), vinte e três franciscanas (*Pontoporia blainvillei*), dois golfinhos-pintados-do-atlântico (*Stenella frontalis*), um golfinho comum (*Delphinus capensis*), e um golfinho listrado (*Stenella coeruleoalba*), todos capturados acidentalmente na costa de São Paulo e do Paraná, de 1997 a 1999 (Kunito *et al.*, 2004). As concentrações encontradas foram similares às encontradas na literatura para o hemisfério norte. Dentre os resultados, os de maior destaque foram as razões de Hg_{tot} e Hg_{org} terem sido significativamente maior em franciscanas do que em boto-cinza, sugerindo que a capacidade de desmetilação do metilmercúrio (Hg orgânico) seja menor na primeira espécie. Outro resultado importante foi a alta concentração de prata (Ag) e de selênio (Se) em franciscanas, podendo haver uma ação do Se no processo de desintoxicação da Ag.

A fim de se analisar a função de regulação do fígado no acúmulo do mercúrio, amostras de fígado e músculo de peixes onívoro e carnívoro e de boto-cinza da Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, foram analisados quanto às concentrações de mercúrio (total e orgânico) e selênio (Kehrig *et al.*, 2004). Os níveis de Hg no golfinho foram maiores em fígado do que em músculo e apresentou também níveis maiores do que os peixes. O peixe carnívoro apresentou maiores concentrações do que o peixe onívoro. De acordo com as concentrações molares entre Hg e Se, observadas pelos autores, o processo de desmetilação do Hg em fígado ocorre e é eficiente, sugerindo-se que haja a formação de seleneto de mercúrio (HgSe).

Amostras de espécies costeiras e oceânicas da região central-sul do Brasil (de Cabo Frio até Cabo de Santa Marta, compreendendo os estados do Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná e Santa Catarina) foram analisadas, quanto à concentração de cádmio (Dorneles *et al.*, 2007a). Foram analisados 24 cetáceos, de nove diferentes espécies: *Tursiops truncatus*; *Stenella frontalis*; *Stenella longirostris*; *Stenella attenuata*; *Stenella coeruleoalba*; *Steno bredanensis*; *Delphinus capensis*; *Sotalia guianensis*; e *Kogia sima*; e 32 lulas, de duas espécies: *Loligo plei*; e *Illex argentinus*. A concentração média encontrada nas glândulas digestivas de lulas argentinas (*Illex argentinus*) foi 1.002,9 µg/g, sendo o maior valor já registrado de cádmio para um cefalópode. Quanto aos golfinhos, as concentrações analisadas nas amostras de rins incluíram uma das maiores concentrações de cádmio em rins já descritos para esta espécie: 71,29 µg/g.

Concentrações de Cd foram determinadas em amostras de fígado de franciscanas (*Pontoporia blainvillei*) no estado do Rio Grande do Sul (Dorneles *et al.*, 2007b). Foram verificadas baixas concentrações desse contaminante, variando de 0,04 a 4,15 µg/g. Os autores atribuíram este fato à alimentação exclusiva das franciscanas por lulas da família Loliginidae, um cefalópode com baixo nível de transferência de cádmio para cetáceos. Porém,

outras análises realizadas de níveis de cádmio em outros cefalópodes, que não pertencentes a esta mesma família, registraram níveis bem mais altos.

Amostras de fígado e de rim de duas diferentes populações de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) foram analisadas quanto à concentração de elementos (Seixas *et al.*, 2007). Uma população era proveniente da costa norte do estado do Rio de Janeiro e a outra da costa do Rio Grande do Sul, e assim, os autores pretendiam avaliar a contaminação local de cada área estudada e pretendiam também propor mais evidências de diferenças específicas entre estas populações estudadas, que são geneticamente e morfológicamente distintas. Concentrações de Hg, Cd e Se foram quatro vezes maior em fígado de golfinhos da região sul do que da região sudeste, provavelmente devido às diferentes presas consumidas, a biodisponibilização destes elementos no ambiente, e às variáveis ambientais (temperatura da água e rede de produção primária). Apenas os níveis de As em amostras de fígado e rim se apresentaram similares nas duas populações.

Metais (Cd, Cu, Ni, Mn, Pb, Cr e Zn) foram analisados em amostras de rins, fígado e gordura de três espécies de odontocetos, encontrados encalhados no litoral da Bahia e de Sergipe nos anos de 2003, 2006 e 2007: *Sotalia guianensis* (n=4), *Stenella clymene* (n=1) e *Kogia sima* (n=1)(Morales *et al.*, 2007). Os níveis encontrados neste estudo foram similares a outros já relatados. Os autores concluíram que, devido ao baixo n-amostral, não foi possível verificar a influência de nenhuma variável (idade, sexo, espécie, hábito alimentar, tamanho, etc.), mas que o estudo é de grande importância por ser o primeiro estudo realizado no litoral de Sergipe e Bahia.

As concentrações de Hg, Cd e Zn foram determinadas em amostras de músculo e de fígado de duas diferentes espécies de cetáceos: franciscana (*Pontoporia blainvillei*) e boto-cinza (*Sotalia guianensis*); e uma espécie de peixe: o peixe-espada (*Trichiurus lepturus*), que é a presa principal do boto-cinza (Carvalho *et al.*, 2008). As espécies de cetáceos foram obtidas após captura acidental em redes de pesca, entre 1998 e 2000, e o peixe é uma espécie comum nas redes dos pescadores, e foram coletados entre 1999 e 2000. As amostras de fígado apresentaram as maiores concentrações de todos os metais analisados, exceto para o Cd na franciscana. Os autores discutem que isso possa ter ocorrido devido ao tamanho de preferência de presas de cada cetáceo. Quanto ao Hg, foi o único metal que apresentou relação com o tamanho do corpo e a idade de cada espécime, nas duas espécies. A presa apresentou uma relação entre o mercúrio e o seu peso e comprimento. É sugerida uma possível via de contaminação a mamíferos marinhos.

Foram coletadas amostras de fígado e rim de toninhas (*Pontoporia blainvillei*), capturadas acidentalmente em redes de pesca, em duas regiões: Rio de Janeiro e Rio Grande do Sul (Seixas *et al.*, 2008). Foram medidas as concentrações de Hg_{tot}, Hg_{org} e Se, que se apresentaram em níveis mais elevados na região sul do país. Para os autores, as diferenças se deram devido a diferenças na dieta alimentar e a alta heterogeneidade genética e demográfica entre as duas populações. Também discutiram se a região sul não poderia estar tendo uma maior descarga destes elementos no ambiente. Nas amostras analisadas das duas populações, metade da concentração de Hg_{tot} se apresentava na forma de Hg_{org}, porém, ao analisar amostras de fígado, foi observado 38% de Hg_{org}. Os autores acreditam que seja atribuído a

ação de desintoxicação do Hg por parte do fígado, onde é possível que haja um mecanismo de desmetilação e eliminação de Hg_{org} pelo fígado.

Foi realizada a especiação do mercúrio (Hg_{oinorg}, metilmercúrio (MeHg), total de Hg_{org} e Hg insolúvel) em amostras de fígado de vinte e nove indivíduos de *Sotalia guianensis* capturados acidentalmente em redes de pesca na costa norte do estado do Rio de Janeiro, entre os anos de 1998 e 2005 (Kehrig *et al.*, 2008). O MeHg foi a menor fração encontrada em Hg total (média de 9%). Já o Hg insolúvel (considerado como sendo formação de seleneto de mercúrio – HgSe) correspondeu à maior média de fração do Hg total: 53%. A média das frações de Hg inorgânico e de total de Hg orgânico foram 30% e 39%, respectivamente. Foi concluído pelos autores que a diferença nas frações encontradas nos indivíduos está relacionada com diferentes capacidades ou estratégias de detoxificação do metilmercúrio no fígado.

Na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, foi realizado um estudo para determinar as concentrações de mercúrio total em amostras de músculo de vinte e três exemplares de boto-cinza (*Sotalia guianensis*) e de seis espécies de presas, coletados entre os anos de 2008 e 2009 (Bisi *et al.*, 2009). A concentração média encontrada para o cetáceo foi de 0,19 µg/g enquanto que as outras espécies de presas apresentaram valores inferiores a este. Os autores concluíram que os diferentes níveis encontrados apontam para a biomagnificação desse metal ao longo da cadeia alimentar e sugerem que o mercúrio pode ser usado como um indicativo do nível trófico das espécies.

Amostras de rins e fígado foram analisadas quanto às concentrações de selênio e de mercúrio (total e orgânico), em 31 indivíduos de franciscana (*Pontoporia blainvillei*) capturados acidentalmente em redes de pesca entre os anos de 2003 e 2004 (Moreira *et al.*, 2009). Foram encontrados maiores níveis nas amostras de fígado, que apresentaram as seguintes concentrações: 0,83 a 51,65 µg/g (ps) de Hg_{tot}, 0,84 a 54,33 µg/g de Se, e 0,06 a 0,82 de Hg_{org}. As concentrações em amostras de rins atingiram um intervalo de 0,45 a 5,11 µg/g de Hg_{tot}, 1,49 a 12,33 µg/g de Se, e de 0,19 a 0,95 µg/g de Hg_{org}.

Foram analisadas as concentrações de Hg_{tot} em amostras de músculo de vinte botos-cinza (*Sotalia guianensis*) da costa norte do Rio de Janeiro e vinte e nove da costa do Amapá (Moura, 2009). A concentração média de Hg foi 0,38 µg/g para a costa do Amapá e 1,07 µg/g para a costa do Rio de Janeiro. O autor atribuiu os baixos níveis da costa do Amapá à ausência de fontes antrópicas deste elemento para o ambiente, e os níveis mais altos detectados na costa do Rio de Janeiro, associados à liberação ambiental deste poluente ao longo da costa. Os níveis de ambas as regiões de estudo mostraram baixos níveis de Hg quando comparados com estudos em diversas regiões do mundo.

Elementos essenciais (Se e Cu) e não essenciais (Ag, Hg e Cd) foram analisados em amostras de fígado de dezenove espécimes de botos-cinza (*Sotalia guianensis*), na costa norte do estado do Rio de Janeiro (Seixas *et al.*, 2009a). Os maiores níveis encontrados neste estudo foram de Hg (27,77 µg/g, ps), seguidos de Cu, Se, Ag e Cd, respectivamente. Os autores observaram um aumento nas concentrações de Ag, Cd, Hg e Se de acordo com a idade dos espécimes; e uma correlação positiva entre os elementos Se e Hg e entre Se e Ag.

Um estudo realizado na costa norte do estado do Rio de Janeiro avaliou a influência de alguns parâmetros ecológicos e biológicos sobre a acumulação de elementos (As, Cd, Cu, Pb, Se e Ag) em amostras de fígado de três espécies de pequenos cetáceos: *Pontoporia blainvillei*, *Sotalia guianensis* e *Stenella frontalis* (Seixas *et al.*, 2009b). Puderam ser observadas diferenças no acúmulo de Cd e Pb ao se compararem as três espécies, enquanto que as concentrações de As, Cu e Ag foram similares. Não foi observada nenhuma correlação entre o sexo e o acúmulo dos elementos. Os autores concluíram que as condições ambientais e os parâmetros biológicos, tais como comprimento total e principalmente a preferência alimentar, influenciaram significativamente no acúmulo dos elementos no fígado dessas espécies de cetáceos.

Ou seja, ao longo das últimas décadas diversos estudos vêm sendo realizados a fim de se avaliar os níveis de metais encontrados em mamíferos marinhos. Mais recentemente, estes estudos também foram iniciados ao longo da costa brasileira. Estes estudos vêm demonstrando que os mamíferos marinhos vêm sofrendo com a degradação e a contaminação do ecossistema marinho.

2. Perguntas de Pesquisa

1. Os pequenos cetáceos da costa norte do estado do Rio de Janeiro revelam exposição a elementos (Cd, Cu, Hg, Mn, Se e Zn) em ambientes costeiros?
2. Os pequenos cetáceos da costa norte do estado do Rio de Janeiro revelam exposição a elementos (Cd, Cu, Hg, Mn, Se e Zn) em ambientes oceânicos?
3. Os pequenos cetáceos da costa norte do estado do Rio de Janeiro revelam maior, menor ou similar exposição a elementos (Cd, Cu, Hg, Mn, Se e Zn) quando comparados a outras regiões?

3. Justificativas

Os dados a serem utilizados neste estudo fazem parte do Projeto de Biomonitoramento do Grupo de Estudos de Mamíferos Marinhos da Região dos Lagos (GEMM-Lagos), que é um Programa de Avaliação e Vigilância.

O projeto conta com mais de 300 amostras coletadas de carcaças de cetáceos, desde julho de 1999, provenientes de encalhes, por mortes naturais ou não, e de captura acidental em redes de pesca, como é o caso dos dois exemplares na figura a seguir.

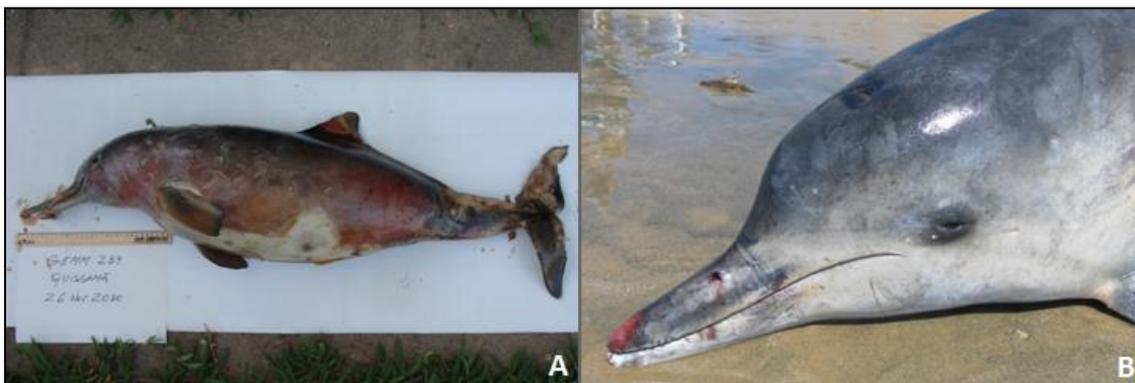


Figura 01: Exemplares de pequenos cetáceos coletados pelo projeto GEMM-Lagos no norte do estado do Rio de Janeiro

(A: espécime de *Pontoporia blainvillei*; B: espécime de *Sotalia guianensis*)

Fonte: GEMM-Lagos

Este é um estudo de longo prazo, onde uma resposta conclusiva sobre os níveis encontrados e a contaminação local só será obtida após anos de observação.

Os metais são elementos que estão presentes naturalmente no meio ambiente, porém a sua concentração vem aumentando desordenadamente devido às atividades antrópicas. Assim, estes elementos acabam sendo incorporadas pelos organismos aquáticos, entrando na cadeia alimentar.

Estudos anteriores mostram relação entre estes elementos químicos e diferentes efeitos adversos nestes animais, como deficiência no sistema imune, neoplasias e lesões na pele e em órgãos, infecções por patógenos associados à queda do sistema imune, falhas reprodutivas e consequente redução de suas populações e esporádicos eventos de mortalidade em massa (Luebke *et al.*, 1997; Fossi e Marsili, 2003).

Os animais analisados foram os pequenos cetáceos, ou odontocetos, devido à maior disponibilidade de material coletado (cerca de 60% das amostras coletadas pelo projeto GEMM-Lagos são de pequenos cetáceos) e pelas características destes animais que os tornam potenciais acumuladores destes metais.

A literatura nacional a respeito deste tema ainda é restrita, principalmente em relação a certas espécies, demonstrando assim a grande importância e a necessidade de se estudar a

fundo este tema, uma vez que o meio ambiente vem sendo afetado por diversas atividades, podendo assim trazer graves consequências para a saúde ambiental e, como resultado, para a saúde pública.

4. Objetivos

4.1. Objetivo Geral

O objetivo geral do trabalho foi avaliar a exposição a elementos em tecido hepático de pequenos cetáceos da costa norte do estado do Rio de Janeiro.

4.2. Objetivos Específicos

Os objetivos específicos do trabalho foram:

- Avaliar as concentrações de cádmio, cobre, manganês, mercúrio, selênio e zinco em tecido hepático de pequenos cetáceos da costa norte do estado do Rio de Janeiro
- Contribuir para uma avaliação da qualidade do ambiente marinho da costa norte do estado do Rio de Janeiro
- Comparar dados obtidos com dados presentes na literatura para a mesma região estudada e outras regiões do mundo

5. Área de Estudo

O estudo foi realizado no norte do estado do Rio de Janeiro, região sudeste do Brasil, compreendendo a Região dos Lagos e o Norte-fluminense (Figura 02), área de ação do GEMM-Lagos.

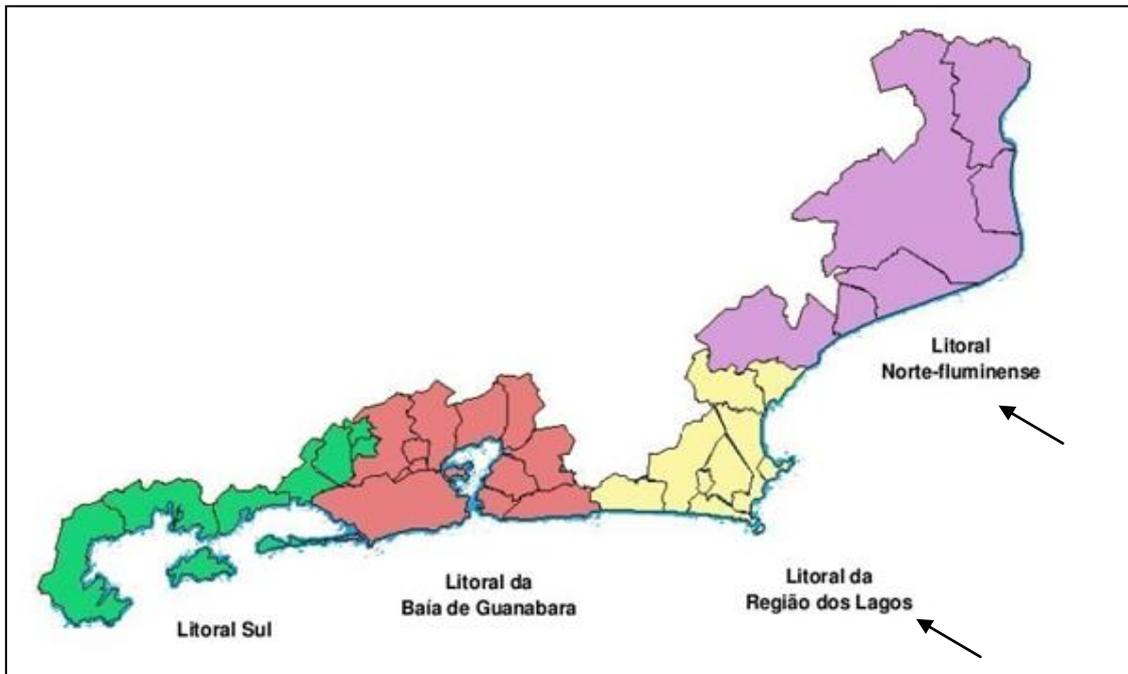


Figura 02: Litorais compreendidos na área de estudo: Região dos Lagos e Norte-fluminense, no norte do estado do Rio de Janeiro

Fonte: Modificado de IVIDES, 2010

A área de estudo abrange desde o município de Saquarema, na Região dos Lagos, até a praia de Atafona, no município de São João da Barra, no litoral Norte-fluminense, ao norte do estado do Rio de Janeiro (Figura 03).

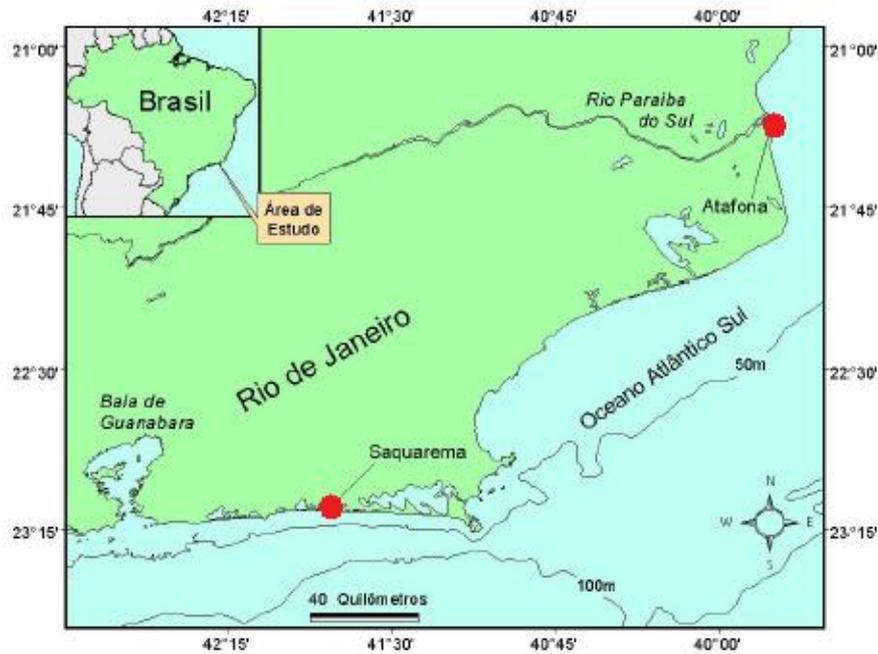


Figura 03: Área de estudo compreendendo os municípios entre Saquarema e São João da Barra, no norte do estado do Rio de Janeiro

Fonte: Modificado de MOURA, 2009

Um importante evento característico da região, principalmente nas estações da primavera e do verão, é o fenômeno da ressurgência, quando ocorre o encontro das águas quentes da Corrente do Brasil com as águas profundas, frias e ricas em nutrientes da massa de água ACAS (Água Central do Atlântico sul).

Este evento ocorre devido à geologia característica do local e devido aos ventos que ocorrem paralelos à costa, com direção nordeste, na região próxima a Arraial do Cabo e Cabo Frio. Estas características locais fazem com que a corrente superficial (Corrente do Brasil) seja forçada a ir para alto mar, evento conhecido como “Transporte de Ekman”. Assim, as águas profundas da ACAS afloram na superfície da costa trazendo uma baixa temperatura, uma alta salinidade, uma grande riqueza de nutrientes para a região costeira e conseqüentemente uma alta diversidade de espécies, tanto de fauna quanto de flora (Valentim, 1984; Valentim e Coutinho, 1990).

É muito importante atentar para o fato de que este fenômeno pode estar removendo o sedimento do fundo do oceano e mobilizando, assim, possíveis contaminantes para a coluna d’água. Dornelles (1993), ao estudar a concentração de metais associados aos sedimentos de fundo junto à costa do estado do Rio de Janeiro, observou maiores níveis de Cr, Cu, Fe, Pb e Zn próximo a Cabo Frio. Ou seja, há de fato indícios de que a ACAS possa estar removendo estes metais dos sedimentos e trazendo para a região de Cabo Frio, onde ocorre o fenômeno da ressurgência.

5.1. A geração de carga de metais para a costa e as atividades desenvolvidas na área de estudo

A área de estudo compreende o norte do estado do Rio de Janeiro que é uma região caracterizada pela presença de diferentes corpos aquáticos, como rios e lagoas, que apresentam importantes características que colaboram para a geração de aporte de água fluvial, de matéria orgânica e de cargas significativas de contaminantes para a costa.

O rio Paraíba do Sul, que é o principal rio da região sudeste, desemboca na região de estudo. A bacia de drenagem deste rio apresenta uma área aproximada de 58.400 km² e uma extensão de 1.145 km (DNAEE, 1983; Rosso *et al.*, 1991). A sua bacia situa-se ao longo do norte do estado de São Paulo e de todo o estado do Rio de Janeiro, estados de maior produção industrial e demanda hídrica do país (Almeida *et al.*, 2007). Ainda se situa na área de influência do município de Juiz de Fora, Minas Gerais, que representa uma potencial fonte de poluição hídrica (COPPETEC, 2006). Apresenta diversos afluentes vindos dos estados de São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro (CBH-PS, 2011).

Antigamente, nesta região, houve uso intenso de fungicidas organomercuriais na agricultura, principalmente em plantações de cana-de-açúcar, que ocorreu até o início dos anos 80, quando o uso de compostos a base de mercúrio foi proibido (Câmara, 1990; Almeida e Centeno, 2007). Outra atividade ocorrida na região foi a extração de ouro, onde o mercúrio era utilizado para se formar amálgamas com o ouro (Souza, 1994; Araújo *et al.*, 2010). As atividades ocorreram na década de 80, ao longo dos rios Pomba e Muriáe, afluentes do rio Paraíba do Sul.

Atualmente, diversas atividades industriais e urbanas ocorrem ao longo deste rio, gerando cargas significativas de contaminantes para a costa norte do Rio de Janeiro, área estudada, onde ocorre o deságue do rio na praia de Atafona, São João da Barra. As principais atividades industriais desenvolvidas são dos ramos de alimentos, aeronáutica, automobilística, papel e celulose, química, mecânica e eletroeletrônica (CBH-PS, 2011). A agropecuária também está presente na região, com produção de arroz, feijão, milho, mandioca, batata, caqui, pêra, limão e tangerina, além de culturas destinadas à pecuária. Também ocorrem atividades de mineração, com intensa extração de areia nas várzeas do Rio Paraíba do Sul. Houve um crescimento de 192% das áreas das cavas no período entre 1993 e 2003.

Um estudo realizado em São Paulo, com coletas e análises de água do rio Paraíba do Sul, durante três anos, mostrou que este apresenta efeitos nocivos decorrentes de sua carga poluidora (Barbério, 2009). Seus efeitos incluem riscos de danos genéticos e de câncer em organismos aquáticos e humanos. Os resultados apontaram para a presença de metais (principalmente alumínio e ferro), inseticidas e herbicidas.

Segundo o Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul, realizado no ano de 2006, diversas indústrias se situam no município de Juiz de Fora, Minas Gerais, onde se concentram indústrias metalúrgicas, químicas, têxteis, papelarias, alimentícias, de explosivos, na área de galvanização ou acabamento de metais (COPPETEC, 2006). Na maioria das

indústrias de galvanização ou acabamento de metais, parte dos resíduos são direcionados “in natura” para os corpos hídricos da bacia. Já no trecho correspondente ao estado de São Paulo, há a presença de mais de 2.500 indústrias, muitas destas são de grande porte e apresentam alto potencial poluidor. Existem, ainda, dois aterros industriais localizados bem próximos às margens do rio. Já no estado do Rio de Janeiro, somente no trecho fluminense, há mais de 700 indústrias (siderúrgicas, metalúrgicas, químicas, entre outras). A maior parte dos resíduos gerados na região é produzida pela CSN (Companhia Siderúrgica Nacional) e pela Companhia Siderúrgica Barra Mansa. Já próximo ao município de Campos dos Goytacazes, há indústrias sucro-alcooleiras, colaborando com intensa carga orgânica para o rio.

Outros rios importantes presentes na área de estudo seriam o Rio Macaé e o Rio São João, dentre outros, que também são fontes de contaminantes para a região costeira (PRONABIO, 1999).

Além dos rios, também há os sistemas lagunares como por exemplo as lagoas Feia, de Emboassica, de Araruama, de Saquarema, etc. Estas lagoas recebem intensa carga de efluentes urbanos das comunidades do seu entorno, que acabam atingindo a costa.

Outra fonte de contaminação local pertinente é a elevada atividade de exploração e produção de petróleo que ocorre junto ao município de Macaé. Hoje, a Bacia de Campos, situada na área de estudo, é responsável pela maior produção de petróleo e de gás natural nacional (ANP, 2010). Além da remoção e possível vazamento de hidrocarbonetos, também ocorreu uma intensa concentração de diversas empresas no município, ocasionando numa reestruturação espacial, afetando os ecossistemas naturais, dentre eles o costeiro (Costa e Ferreira, 2010).

6. Os Mamíferos Marinhos

Os mamíferos marinhos são espécies que habitam primariamente o oceano ou dependem deste para se alimentar. Dividem-se em três ordens: Carnivora, Cetacea e Sirenia (Jefferson *et al.*, 2008). Na ordem Carnivora há a subordem Pinnipedia, onde estão inclusas cinco diferentes famílias de mamíferos marinhos: Otariidae (leões marinhos e focas), Phocidae (focas verdadeiras), Odobenidae (morsas), Mustelidae (lontras) e Ursidae (ursos polares). Na ordem Cetacea há duas subordens: Odontoceti (golfinhos) e Mysticeti (baleias). Já a ordem Sirenia inclui os dugongos e os peixes-boi.

São animais de origem previamente terrestre que hoje são totalmente adaptados ao meio aquático apresentando corpo fusiforme, membros posteriores ausentes e membros anteriores (nadadeiras) em forma de remo (Di Benedetto *et al.*, 2010). Também apresentam uma espessa camada de gordura sob a pele funcionando como um isolante térmico e também como uma reserva de energia.

6.1. Os Cetáceos Estudados

6.1.1. Boto-cinza (*Sotalia guianensis*)

O boto-cinza apresenta hábito costeiro e se distribui desde Santa Catarina, Brasil, até Honduras, na América Central (Silva e Best, 1996)(Figura 04). O comprimento de seu corpo pode atingir até 220 cm e seu peso pode chegar a 80 kg (Flores e Silva, 2009).



Figura 04: Boto-cinza

Fonte: Marine Mammals of the World, 2008

Sua alimentação é composta preferencialmente de peixes e lulas, podendo também preda camarões (Santos *et al.*, 2002). Ao longo da costa do Rio de Janeiro, o boto-cinza é caracterizado como sendo primariamente piscívoro, se alimentando principalmente das espécies *Trichiurus lepturus*, *Cynoscion guatucupa*, *Isopisthus parvipinnis* e *Porichthys porossimus* (Di Benedetto e Siciliano, 2007). Os peixes consumidos teriam sido capturados na coluna d'água, sendo pelágicos, demersais ou pelágico-demersais enquanto que as lulas semipelágicas.

Esta espécie tem um alto grau de fidelidade com seu habitat (Azevedo *et al.*, 2007), sofrendo intensivamente com a contaminação que chega à costa. Geralmente estão associados a desembocaduras de rios e estuários, caracterizando uma água turva (Simão *et al.*, 2000). Na área de estudo são observados principalmente ao longo da costa dos municípios de Macaé, Carapebus, Quissamã e São João da Barra.

Esta espécie está incluída na lista de espécies ameaçadas da IUCN (2010d) e pode também ser encontrada no apêndice I da Convenção internacional de Espécies Ameaçadas (CITES, 2010). Mas, mesmo assim, sua conservação é dificultada pela degradação de seu habitat e pelas atividades pesqueiras na região, que acabam capturando estes animais acidentalmente em redes de pesca. Depois da toninha, é o golfinho com mais envolvimento em capturas por redes de pesca na região (Siciliano *et al.*, 2006).

6.1.2. Golfinho-de-dentes-rugosos (*Steno bredanensis*)

Espécie de hábito predominantemente oceânico, à borda da plataforma continental, que ocorre em águas mais quentes, tropicais e subtropicais ao redor do mundo, sendo comumente avistado em águas brasileiras (Klinowska, 1991; IUCN, 2010f)(Figura 05). Apresenta coloração escura e seu comprimento pode atingir 2,8 metros de comprimento e seu peso pode chegar a 155 kg (Jefferson, 2009).



Figura 05: Golfinho-de-dentes-rugosos

Fonte: Marine Mammals of the World, 2008

Geralmente formam grupos de um a trinta indivíduos da mesma espécie (Silva e Best, 1996). Sua dieta inclui cefalópodes e peixes, incluindo grandes peixes como o dourado (*Coryphaena hippurus*) e o peixe-espada (*Trichiurus lepturus*)(Pittman e Stinchcomb, 2002).

É um golfinho pouco estudado quanto a sua biologia, seu comportamento migratório, seu tamanho populacional e suas possíveis subpopulações, sendo classificado pela IUCN (2010f) como uma espécie de menor preocupação, porém estudos com a espécie devem ser incentivados.

6.1.3. Golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*)

A distribuição desta espécie ocorre em todos os mares tropicais e temperados do mundo e tanto em zonas costeiras quanto oceânicas (Reynolds III *et al.*, 2000)(Figura 06). Os machos geralmente medem de 2,50 a 3,50 metros e fêmeas entre 2,00 e 3,50 metros, embora já tenham sido avistados indivíduos com cerca de 4 metros, e o peso atinge entre 200 e 350 kg, porém já foram observados registros de até 600 kg (Bastida e Rodríguez, 2003).



Figura 06: Golfinho-nariz-de-garrafa

Fonte: Marine Mammals of the World, 2008

São animais sociáveis, que normalmente formam grupos pequenos, de dois a quinze indivíduos; porém, já foram avistados grupos com mais de mil indivíduos (Saayman e Tayler, 1973; Shane *et al.*, 1986)

Quanto à dieta, ela é composta por peixes, lulas e camarões, variando as espécies consumidas de acordo com a região que habitam e com a disponibilidade de cada item (Barros e Wells, 1998).

Segundo a lista vermelha da IUCN (2010g) é uma espécie de menor preocupação em relação à ameaças e o seu maior risco seria em relação a capturas acidentais em redes de pesca, uma vez que esta é uma espécie que apresenta hábitos costeiros (IBAMA, 2001).

6.1.4. Golfinho-pintado-do-atlântico (*Stenella frontalis*)

É um golfinho de porte médio e pode atingir até cerca de 2,3 metros de comprimento e 143 kg (Perrin, 2009)(Figura 07). Ocorre somente no oceano Atlântico, tanto em regiões temperadas quanto tropicais, sendo avistada geralmente na zona de plataforma continental (Rice, 1998).



Figura 07: Golfinho-pintado-do-atlântico

Fonte: Marine Mammals of the World, 2008

Normalmente formam grupos de até 50 indivíduos, porém já foram observados grupos menores na zona costeira, de até 15 indivíduos, e grupos maiores nas Ilhas Canárias, de cerca de 650 indivíduos (Perrin *et al.*, 1994; Ritter, 2003). E a dieta desta espécie é composta por peixes e lulas (Jefferson *et al.*, 1993).

Segundo a IUCN (2010e), os dados sobre esta espécie são insuficientes, caracterizando a importância de seus estudos.

6.1.5. Orca (*Orcinus orca*)

A orca é o maior golfinho encontrado atualmente, podendo o macho atingir 9 metros de comprimento e a fêmea 7,7 metros (Ford, 2009). Machos pesam até 6.600 kg e fêmeas até 4.700 kg (Figura 08). Os recém-nascidos apresentam um comprimento que supera os 2 metros e o peso de até 200 kg. A média de vida da espécie é de 50 anos e a longevidade acima de 90 anos.



Figura 08: Orca

Fonte: Marine Mammals of the World, 2008

É uma espécie cosmopolita, presente em todos os mares (Jefferson *et al.*, 1993). Concentram-se mais em áreas costeiras de clima temperado e frio, e de alta produção marinha. Sua dieta é composta por mamíferos marinhos, peixes, lulas, aves, tartarugas marinhas, e menos frequente os eslamobrânquios (Castello, 1977; Jefferson *et al.*, 1991; Fertl *et al.*, 1996).

A sua estrutura social é muito bem estudada no hemisfério norte, onde podem separá-las em três grupos: residentes, transientes e oceânicos (Bastida e Rodríguez, 2003). O primeiro grupo é constituído geralmente por grupos com um maior número de indivíduos (até 60) e apresentam uma dieta composta basicamente por peixes. Já os transientes apresentam-se em grupos menores (até quinze indivíduos) e têm uma dieta mais diversificada, composta principalmente por mamíferos marinhos. O terceiro grupo é composto por cerca de 30 a 60 orcas e são animais que não se aproximam da costa e nem se alimentam de peixes.

Os dados sobre a orca ainda são insuficientes segundo a IUCN (2010b). A falta de dados caracteriza a grande importância de se continuar estudando e coletando dados com a finalidade de se conservar esta espécie.

6.1.6. Orca-pigméia (*Feresa attenuata*)

A orca-pigméia é uma espécie pouco conhecida e ocorre em regiões oceânicas tropicais e sub-tropicais de água morna no mundo inteiro (Ross e Leatherwood, 1994)(Figura 09).



Figura 09: Orca-pigméia

Fonte: Marine Mammals of the World, 2008

Apresenta coloração negra e o seu tamanho pode atingir entre 2,10 e 2,60 metros de comprimento (Donahue e Perryman, 2009). Quanto ao peso, o máximo já registrado foi de 225 kg (Jefferson *et al.*, 2008).

Os indivíduos desta espécie geralmente apresentam hábitos gregários, formando grupos de cerca de 50 golfinhos (Ross e Leatherwood, 1994). E quanto a sua dieta, esta é composta por peixes e cefalópodes (Leatherwood e Reeves, 1983; Ross, 1984). Já no oceano Pacífico tropical foi registrada a perseguição, ataque e ingestão de pequenos golfinhos dos gêneros *Stenella* e *Delphinus* por esta espécie, assim sendo os mamíferos marinhos também constituem a sua dieta (Perryman e Foster, 1980).

Não se tem muita informação acerca do tamanho populacional desta espécie, sabendo-se apenas que é uma espécie pouco frequente e de hábito oceânico. A IUCN (2010a) considera que os dados que se têm sobre a orca-pigméia são insuficientes, assim sendo, há a necessidade de se continuar estudando esta espécie.

6.1.7. Toninha (*Pontoporia blainvillei*)

É um dos menores golfinhos que existem, podendo atingir entre 137 e 177 cm as fêmeas e entre de 121 e 158 cm os machos (Crespo, 2009). As fêmeas chegam a pesar 53 kg enquanto que os machos, 43 kg.

Apresenta hábitos solitários ou é encontrado em pequenos grupos de 2 a 5 indivíduos, porém podem ser avistados grupos maiores, com mais de dez indivíduos (Cremer e Simões-Lopes, 2005). A idade máxima já registrada foi de 21 anos (Pinedo e Hohn, 2000).



Figura 10: Toninha

Fonte: Marine Mammals of the World, 2008

Sua dieta é composta por peixes, lulas e crustáceos e sua distribuição ocorre desde o estado do Espírito Santo, no Brasil, até o norte da Patagônia, na Argentina (Crespo, 2009). Seu tamanho pequeno, sua cor uniforme, seu comportamento de natação lenta e seu habitat característico de águas costeiras, rasas e turvas tornam muito difícil a sua avistagem.

É a espécie mais ameaçada do Atlântico Sul ocidental, devido ao alto índice de captura acidental em redes de pesca (Corcuera *et al.*, 1994). Segundo a IUCN (2010c) seu status é de espécie vulnerável.

7. Metodologia

7.1. Coleta de amostras

De acordo com alguns estudos observados, a maioria dos metais se encontra em maiores concentrações no fígado. Assim sendo, as determinações das concentrações dos elementos foram realizadas a partir de amostras de fígado de pequenos cetáceos da costa norte do estado do Rio de Janeiro.

A coleta de amostras foi realizada com a autorização do ICMBio, sob a licença de número 19665-1. A coleta então se deu a partir de monitoramentos das praias da costa norte do estado do Rio de Janeiro realizados pelo projeto GEMM-Lagos, entre os anos de 2001 e 2010.

As amostras de fígado de vinte e dois exemplares foram extraídas com o auxílio de uma faca de aço inox, depositadas em tubos Falcon (50 ml) e armazenadas em freezer sob temperatura de -20° C, até o momento da análise em laboratório.

Estes vinte e dois exemplares a serem analisados pertencem a sete diferentes espécies: *Feresa attenuata* (n=1), *Orcinus orca* (n=1), *Pontoporia blainvillei* (n=1), *Sotalia guianensis* (n=11), *Stenella frontalis* (n=3), *Steno bredanensis* (n=3) e *Tursiops truncatus* (n=2).

7.2. Determinação do grau de decomposição das carcaças

O grau de decomposição de cada carcaça foi também definido no momento da coleta, em que foram utilizados os critérios para a avaliação do estado das carcaças estabelecidos por Geraci e Lounsbury (1993).

Segundo estes critérios, as carcaças são identificadas através de cinco diferentes códigos que podem ser observados a partir do anexo 01, com suas devidas definições e características.

Uma carcaça com um alto grau de decomposição pode caracterizar um determinado grau de perda dos metais. Assim, os indivíduos que apresentem grau 4 ou 5 de decomposição podem não revelar as concentrações reais de metais acumulados em seus organismos.

7.3. Identificação do sexo

Durante o procedimento de coleta foi realizada a sexagem, ou a identificação do sexo, de cada indivíduo. A identificação foi realizada através da observação da disposição das fendas genital, mamária e anal, como pode ser observado na figura 11 a seguir.

Os machos não possuem fendas das glândulas mamárias e a sua abertura anal é mais distante da fenda genital, em oposição às fêmeas, que além de apresentarem as fendas das

glândulas mamárias, ainda apresentam uma disposição mais próxima entre as fendas genital e anal.

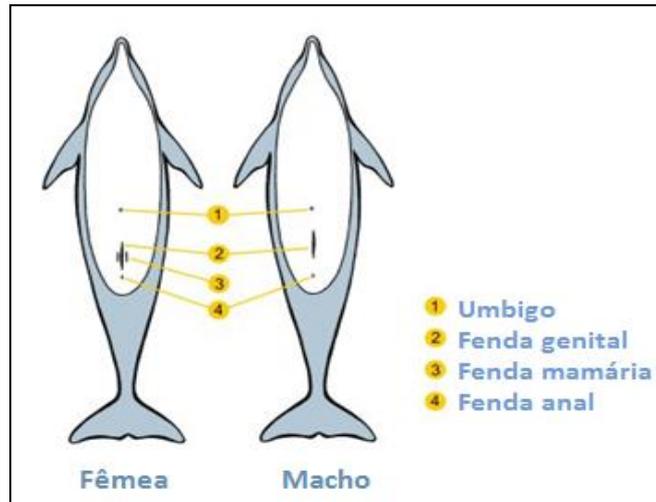


Figura 11: Identificação do sexo em pequenos cetáceos
Fonte: Modificado de ICNB, 2010

7.4. Medição de comprimento total

Durante o procedimento de coleta também foi realizada a medição do comprimento corpóreo total de cada indivíduo. O comprimento é medido desde o lábio superior até o entalhe da nadadeira caudal do animal (Figura 12).

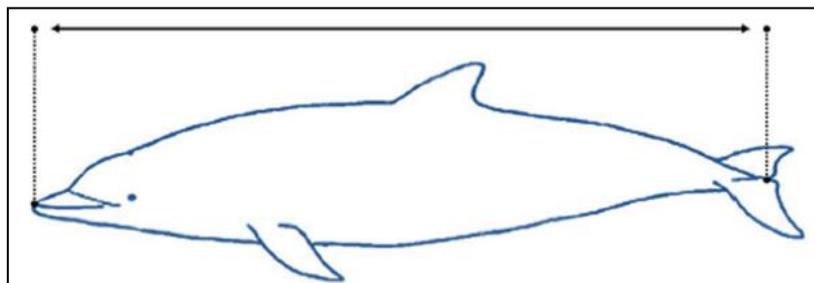


Figura 12: Medição do comprimento total em pequenos cetáceos
Fonte: Modificado de MOURA, 2009

7.5. Estimativa de maturidade

A estimativa de maturidade de cada indivíduo foi obtida através de seu comprimento total. Através de dados da literatura, foi feita uma relação entre o comprimento total medido e os registros já relatados para cada espécie. Assim, pode-se estimar o estágio de desenvolvimento de cada exemplar, sendo identificados como maduros ou imaturos.

7.6. Procedimento laboratorial para a determinação de elementos

A determinação dos elementos foi realizada no Laboratório de Absorção Atômica da Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro (PUC-Rio), pelo método de espectrometria de absorção atômica (AAS).

Foram utilizadas três diferentes técnicas: espectrometria de absorção atômica com vapor frio (CV AAS), para a determinação das concentrações de mercúrio, espectrometria de absorção atômica com forno de grafite (GF AAS), para a determinação das concentrações de cádmio, cobre, manganês e selênio, e espectrometria de absorção atômica com chama (F AAS), para a determinação das concentrações de zinco.

Os resultados foram expressos tanto em peso úmido (pu) quanto em peso seco (ps), para assim poder comparar com dados da literatura expressos das duas formas. Na análise entre amostras deste trabalho, os dados foram comparados em ps, para não apresentar uma variação diferenciada devido à porcentagem de umidade de cada amostra analisada.

7.6.1. Determinação do peso seco

A determinação do peso seco foi realizada no Laboratório de Absorção Atômica da PUC-Rio, pelo processo de liofilização das amostras.

As amostras foram pesadas inicialmente (em peso úmido) e seguiram para o freezer a -80° C por cerca de meia hora, até que as amostras fossem totalmente congeladas. Em seguida, seguiram para o liofilizador, por onde permaneceram por 24 horas ou até a secagem total do material (Figura 13).

A etapa seguinte foi a repesagem após a liofilização e subsequente redução do peso seco pelo peso úmido para assim se chegar a porcentagem de umidade de cada amostra. Após a determinação da concentração de cada amostra, este fator de umidade foi aplicado às concentrações para se chegar ao peso seco.

Apenas uma amostra não foi suficiente para se realizar este processo, o GEMM-143, aplicando-se assim o fator de umidade de 70%, recomendado por outros autores (Yang e Miyazaki, 2003).

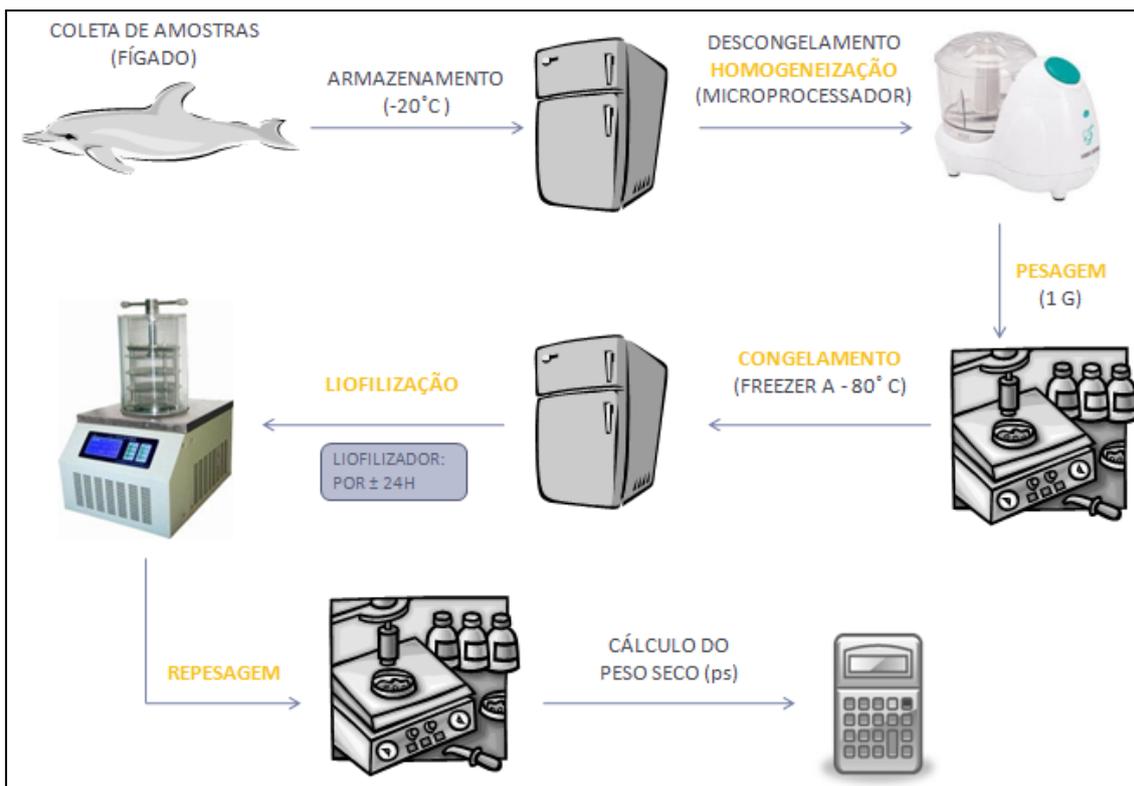


Figura 13: Processo metodológico para a determinação do peso seco

7.6.2. Determinação das concentrações de mercúrio

A determinação das concentrações de mercúrio nas amostras de fígado de pequenos cetáceos foi realizada no Laboratório de Absorção Atômica da PUC-Rio, pelo método de espectrometria de absorção atômica com vapor frio (CV AAS), através do uso de um espectrômetro de absorção atômica com vapor frio Perkin Elmer 3300, conforme pode ser observado na figura 14.

A primeira etapa do procedimento laboratorial ocorreu com o descongelamento das amostras de fígado, previamente coletadas e congeladas a -20° C. Após o descongelamento, as amostras foram homogeneizadas utilizando-se um microprocessador de alimentos.

Após a homogeneização de cada amostra, foi realizada a lavagem do equipamento com água, detergente extran e água Milli-Q a fim de se evitar a contaminação das amostras subsequentes. As amostras homogeneizadas foram depositadas em tubos Falcon (50 ml) e devidamente identificadas com o número GEMM.

A etapa seguinte foi a pesagem das amostras através de uma balança analítica, onde foram pesadas duplicatas de 0,5 g (pu) que foram então refrigeradas (a -4° C) até o momento do processo de digestão ácida das amostras.

Para o processo de digestão ácida, foram adicionados 10 ml de mistura sulfonítrica, composta por ácido sulfúrico (H₂SO₄) e ácido nítrico (HNO₃), na proporção de 1:1, e pentóxido de vanádio (V₂O₅) a 0,1%.

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. Foram feitos juntamente com as amostras nove brancos, compostos pela solução adicionada às amostras (mistura sulfonítrica), a fim de se comparar e garantir a não contaminação das amostras.

Após a digestão, as amostras foram resfriadas à temperatura ambiente e em seguida foram adicionados 5 ml de solução de permanganato de potássio (KMnO_4) a 5%, até que a solução adquirisse uma coloração violeta, representando um meio com excesso de oxidante e garantindo assim a permanência do mercúrio na amostra até o momento da leitura. Os tubos foram mantidos sob refrigeração até um período máximo de 72 horas, a fim de garantir uma leitura com a quantidade exata de mercúrio, sem perdas.

As amostras então foram preparadas para a leitura, adicionando-se a cada tubo 1 ml de solução redutora de hidroxilamina e água Milli-Q até que se alcançasse o volume de 50 ml, sendo posteriormente homogeneizadas. A leitura foi realizada utilizando-se cerca de 15 ml de cada solução. O gás de arraste utilizado no equipamento para a leitura foi o nitrogênio (N).

As concentrações de mercúrio foram obtidas através da comparação com curvas de calibração externas e os resultados foram expressos em peso úmido (pu) primeiramente e depois convertidas em peso seco (ps).

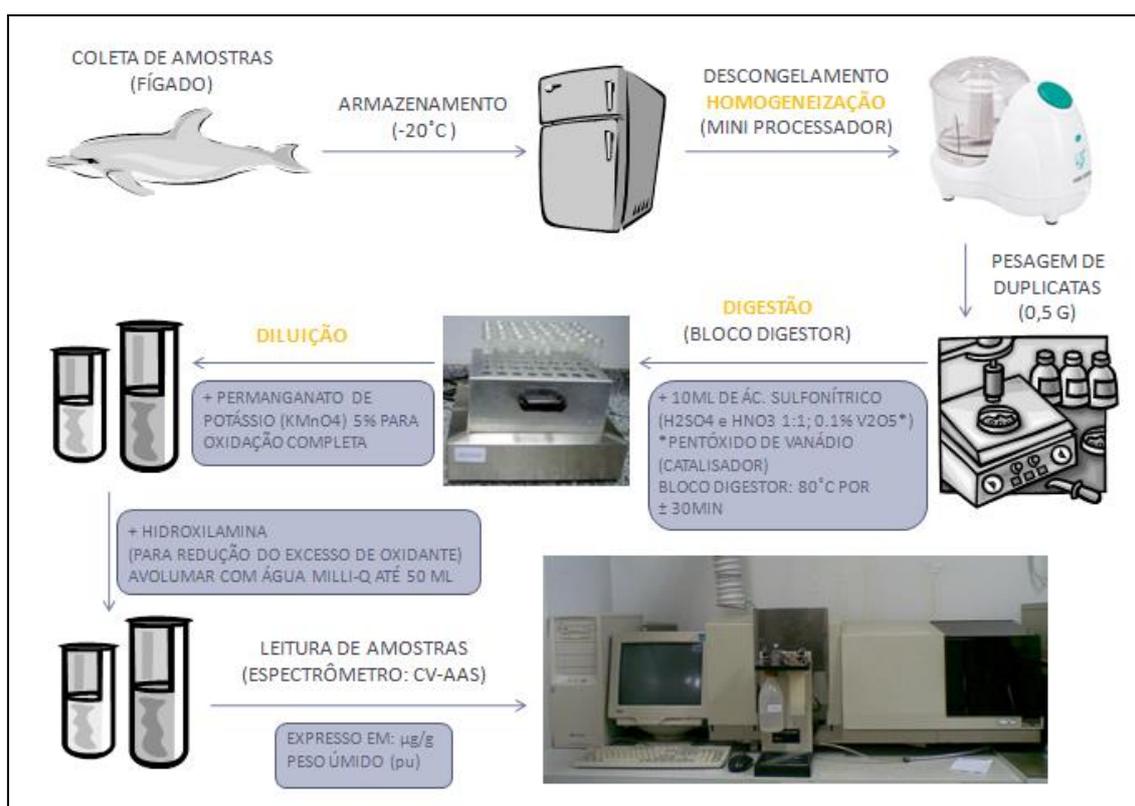


Figura 14: Processo metodológico para a determinação das concentrações de mercúrio

7.6.3. Determinação das concentrações de cádmio, cobre, manganês e selênio

A determinação das concentrações de cádmio, cobre, estanho, manganês e selênio nas amostras de fígado de pequenos cetáceos foi realizada no Laboratório de Absorção Atômica da PUC-Rio pelo método de espectrometria de absorção atômica com forno de grafite (GF AAS), através do uso de um espectrômetro de absorção atômica com forno de grafite Perkin Elmer Zeeman 3030, conforme pode ser observado na figura 15.

A primeira etapa do procedimento laboratorial ocorreu com o descongelamento das amostras de fígado, previamente coletadas e congeladas a -20°C . Após o descongelamento, as amostras foram homogeneizadas, utilizando-se um microprocessador de alimentos.

Após a homogeneização de cada amostra, foi realizada a lavagem do equipamento com água, detergente extran e água Milli-Q a fim de se evitar a contaminação das amostras subsequentes. As amostras homogeneizadas foram depositadas em tubos Falcon (50 ml) e devidamente identificadas com o número GEMM.

A etapa seguinte foi a pesagem das amostras através de uma balança analítica, onde foram pesadas triplicatas de 1,0 g (pu) que foram então refrigeradas (a -4°C) até o momento do processo de digestão das amostras.

Para o processo de digestão, foram adicionados 5 ml de ácido nítrico subdestilado (HNO_3) e as amostras ficaram por 20 minutos no banho ultra-sônico, a fim de se iniciar a digestão. Após o ultra-som as amostras ficaram descansando 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 .

Foram feitos juntamente com as amostras seis brancos, duas para cada batelada, compostos pela solução adicionada às amostras (HNO_3), a fim de se comparar e garantir a não contaminação das amostras.

Após a digestão, as amostras foram então refrigeradas (a -4°C) até o momento da leitura. As amostras então foram preparadas para a leitura, adicionando-se a cada tubo água Milli-Q até que se alcançasse o volume de 50 ml, sendo posteriormente homogeneizadas.

Para cada elemento foi utilizado um modificador e um programa de temperatura diferente no forno de grafite. Estas informações mais detalhadas se encontram nos Anexos 03, 04, 05 e 06. O gás de arraste utilizado no equipamento para a leitura foi o argônio (Ar), o oxidante/combustível utilizado na chama foi o ar/acetileno e a chama utilizada foi a redutora.

As concentrações dos elementos foram obtidas através da comparação com curva de calibração externa e os resultados foram expressos em peso úmido (pu) primeiramente e depois convertidas em peso seco (ps).

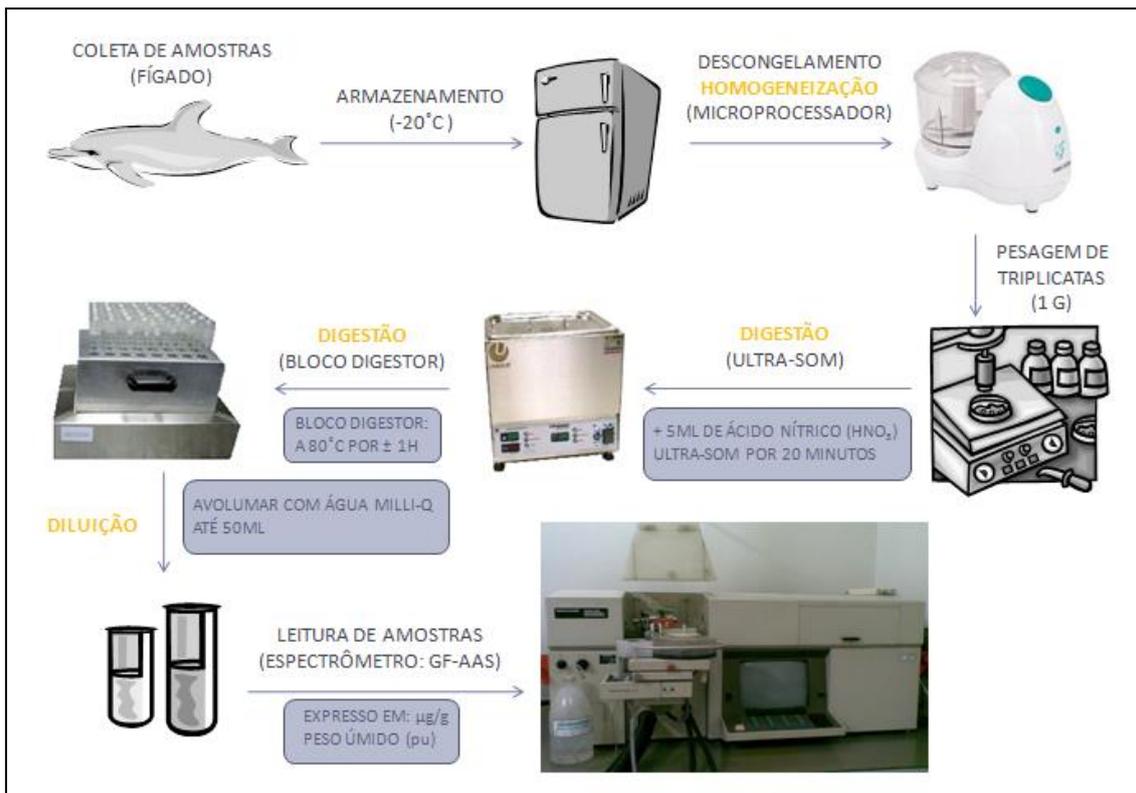


Figura 15: Processo metodológico para a determinação das concentrações de cádmio, cobre, manganês e selênio

7.6.4. Determinação das concentrações de zinco

A determinação das concentrações de zinco nas amostras de fígado de pequenos cetáceos foi realizada no Laboratório de Absorção Atômica da PUC-Rio pelo método de espectrometria de absorção atômica com chama (F AAS), através do uso de um espectrômetro de absorção atômica com chama Perkin Elmer 1100B, conforme pode ser observado na figura 16.

As etapas de todo o procedimento laboratorial para a determinação das concentrações de Zn ocorreram da mesma forma que as realizadas para a determinação das concentrações de Cd, Cu, Mn e Se. A única diferença deste processo em relação ao anterior foi no momento da leitura, onde esta foi realizada através de um espectrômetro de absorção atômica com chama.

As concentrações de zinco foram obtidas através da comparação com curva de calibração externa e os resultados foram expressos em peso úmido (pu) primeiramente e depois convertidas em peso seco (ps).

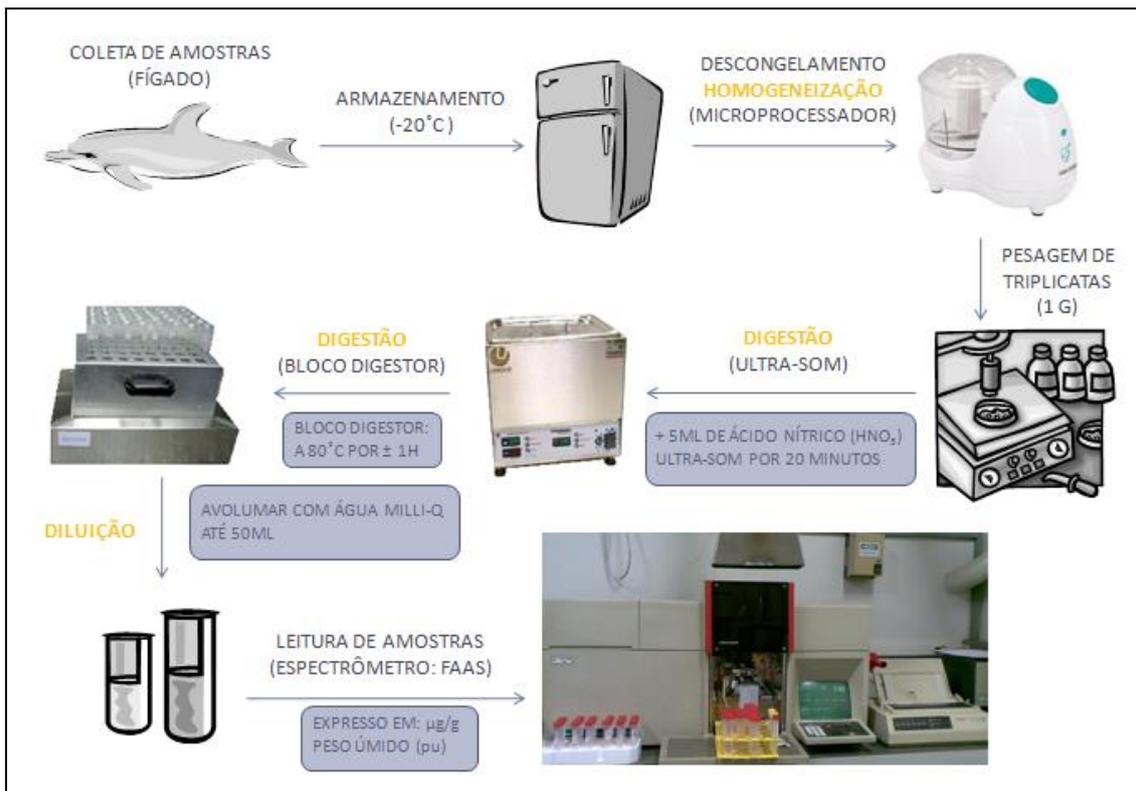


Figura 16: Processo metodológico para a determinação das concentrações de zinco

7.7. Método de calibração e garantia da qualidade

A fim de se garantir a exatidão dos resultados deste estudo, foram feitas curvas de calibração externas a partir de soluções padrão da Riedel-de Haen (Solução padrão de Zn) e da Merck (Solução padrão de Cd, Cu, Hg, Mn e Se) nas leituras.

Já para a garantia da qualidade, foram realizadas análises de um material de referência certificado (CRM) pela “National Research Council Canada”: o DOLT-3 (“Dogfish Liver” ou seja, fígado de peixe cão) que é o material certificado mais próximo do material analisado neste estudo. Este material passou pelos mesmos processos e equipamentos que as amostras analisadas, e foram feitas as leituras dos mesmos elementos: Cd, Cu, Hg, Mn, Se e Zn.

Infelizmente não existe neste CRM certificação para o Mn para o material certificado utilizado, ou seja um valor de referência de Mn, mas mesmo assim a análise foi realizada repetidas vezes, encontrando valores similares. E, uma vez que todos os processos realizados para a leitura do Mn foram os mesmos para a leitura de outros elementos, como o Cu e Se, e que estes outros elementos atingiram níveis muito bons de recuperação, acredita-se que o mesmo tenha ocorrido com o Mn.

Os valores certificados, encontrados e os níveis de recuperação são mostrados na tabela a seguir (Tabela 01):

Tabela 01: Análise e recuperação do material de referência certificado (DOLT-3) pelos procedimentos seguidos neste estudo.

Elemento	Valor de Referência (DOLT-3)		Valor Encontrado		Recuperação	n
	µg/g	DP	µg/g	DP	%	
Cd	19.40	± 0.6	17.90	± 1.0	92%	3
Cu	31.20	± 1.0	30.40	± 2.5	97%	3
Mn	-	-	0.81	± 0.11	-	3
Se	7.06	± 0.48	7.41	± 0.32	105%	3
Zn	86.60	± 2.4	92.30	± 4.9	107%	3
Hg	3.37	± 0.14	3.17	± 0.09	94%	3

Fonte: National Research Council Canada, 2002

Assim sendo, observa-se que a recuperação de todos os elementos ocorreu em uma margem de erro menor que de 10%, garantindo-se assim a qualidade analítica dos resultados.

7.8. Análises estatísticas

As análises estatísticas foram realizadas por meio do programa SPSS Statistics 17.0 (IBM). As variáveis utilizadas foram sexo, comprimento total, maturidade e concentração dos elementos. Foram calculados os valores de média, mediana, desvio-padrão, valores máximo e mínimo para as variáveis numéricas.

As análises estatísticas foram aplicadas primeiramente em todos os indivíduos analisados e após, somente no boto-cinza, pois esta é a única espécie que apresenta um número de amostras suficiente para se realizarem as análises estatísticas intra-espécies.

No que diz respeito aos metais, os dados foram testados quanto à distribuição normal através do teste Shapiro-Wilk e, desde que a concentração de todos os elementos, exceto Mn, ao analisar todas as espécies, e exceto Cu, ao analisar somente espécimes de *Sotalia guianensis*, não foram normalmente distribuídos, testes não paramétricos foram utilizados.

Pelo coeficiente de correlação de Spearman (r) foi verificada a força da associação entre o comprimento total (cm) e a concentração dos elementos analisados; e a associação entre os elementos (relações interelementares). Já o teste qui-quadrado de Pearson (X^2) foi utilizado para verificar a existência ou não de diferenças estatisticamente significativas entre as variáveis sexo e comprimento total, sexo e concentração dos elementos, maturidade e concentração dos elementos. O nível de significância estatística considerado neste estudo foi de $p < 0,05$.

Valores encontrados abaixo do limite de detecção foram substituídos pelo valor de leitura, para que os testes estatísticos pudessem ser aplicados.

8. Resultados e discussão

8.1. Sexagem dos indivíduos

No total foram analisados 22 exemplares de pequenos cetáceos. Destes, 10 foram sexados como fêmeas, 11 como machos e um não pode ser sexado, devido ao nível avançado de decomposição da carcaça encontrada (estágio 4 de decomposição, de acordo com o estipulado pelo anexo 01). Assim sendo, análises relacionadas ao sexo excluirão este indivíduo dos testes estatísticos realizados.

8.2. O sexo e o comprimento total

A fim de se verificar uma relação existente entre o comprimento total corpóreo dos indivíduos e o sexo foi aplicado o teste qui-quadrado de Pearson (χ^2). Primeiramente aplicado em todos os espécimes deste estudo ($n = 22$), um p-valor de 0,33 foi encontrado, caracterizando ausência de diferenças estatisticamente significativas de CT entre os sexos.

Já em um segundo momento, o teste qui-quadrado de Pearson (χ^2) foi aplicado apenas em *S. guianensis* ($n = 10$) e um p-valor de 0,19 foi encontrado, caracterizando ausência de diferenças estatisticamente significativas de CT entre os sexos.

A figura a seguir demonstra a variação de CT que ocorreu entre os sexos, podendo ser observada uma maior variação entre as fêmeas tanto ao analisar todas as espécies, quanto ao analisar somente *S. guianensis*.

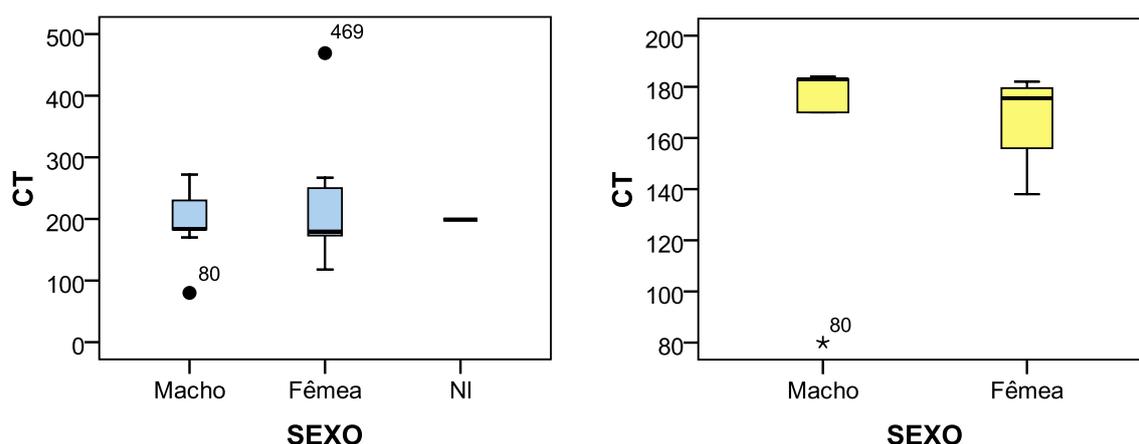


Figura 17: Relação entre o sexo e o comprimento total de pequenos cetáceos da costa norte do estado do Rio de Janeiro

Legenda: NI: Não identificado; ■ análise de todas as espécies; ■ análise dos espécimes de *Sotalia guianensis*

No primeiro gráfico puderam ser observados dois *outliers*: 469 cm, correspondente a orca, e 80 cm, correspondente a um espécime de boto-cinza. Dentre os outros botos-cinzas este *outlier* esteve abaixo da média dos outros indivíduos de mesma espécie, possivelmente devido ao fato de ser um indivíduo muito jovem.

8.3. Maturidade

A estimativa de maturidade se deu a partir de dados fisiológicos característicos das carcaças observados no momento da coleta. Estes dados então foram verificados através da comparação do comprimento total corpóreo de cada indivíduo com dados da literatura já relatados para cada espécie. Os indivíduos foram caracterizados como maduros ou imaturos, conforme pode ser observado na tabela 02.

Foi verificado que no boto-cinza (*S. guianensis*) os machos atingem a maturidade sexual aos sete anos de idade ou com um comprimento total de 170 a 175 cm, enquanto que as fêmeas maturam entre os 5 e os 8 anos de idade ou com o comprimento total de 164 a 169 cm (Rosas e Monteiro-Filho, 2003). Assim, dos onze indivíduos deste estudo, nove foram identificados como maduros, com comprimento corpóreo de 170 a 199 cm, e dois como imaturos, com comprimento corpóreo de 80 a 138 cm.

Quanto ao golfinho-pintado-do-atlântico (*S. frontalis*), os menores espécimes já caracterizados como sendo maduros tinham cerca de 188 cm os machos e 186 cm as fêmeas (Perrin *et al.*, 1987). Assim, dos três indivíduos estudados, um foi identificado como maduro, com comprimento de 200 cm, e dois como imaturos, com comprimento corpóreo de 173 a 186 cm.

Já o golfinho-de-dentes-rugosos (*S. bredanensis*) é caracterizado pela maturação sexual de machos aos 225 cm ou aos 14 anos de idade, e de fêmeas aos 210 cm ou aos 10 anos de idade (Miyazaki e Perrin, 1994). Todos os três indivíduos deste estudo foram identificados como maduros, com comprimento de 260 a 272 cm.

A toninha (*P. blainvillei*) atinge a maturidade sexual aos 130 cm de comprimento nas fêmeas e aos 115 cm nos machos (Ramos *et al.*, 2000). O único indivíduo utilizado neste estudo era uma fêmea de 118 cm, tendo sido identificada como imatura.

Já no golfinho-nariz-de-garrafa (*T. truncatus*), machos e fêmeas maturam aos 245 e 235 cm de comprimento, respectivamente (Sergeant *et al.*, 1973). Dos dois indivíduos deste estudo, um foi identificado como sendo imaturo, com 200 cm de comprimento, e o outro como maduro, com 250 cm.

Quanto à orca-pigméia (*F. attenuata*), os machos tendem a ser maiores que as fêmeas, com um comprimento máximo de 240 cm. Já os filhotes podem medir cerca de 80 cm (Bastida

e Rodríguez, 2003). O único indivíduo deste estudo é um macho de 270 cm de comprimento, tendo sido identificado como maturo.

Já na orca (*O. orca*), as fêmeas atingem a maturidade sexual entre os 4,6 e 5,4 m de comprimento (Perrin e Reilly, 1984). O único indivíduo deste estudo é uma fêmea com 469 cm de comprimento, porém ele foi identificado como imaturo devido às características físicas da carcaça, como a ausência de cicatrizes nas gônadas.

Assim sendo, de um total de 22 indivíduos sete foram identificados como imaturos e quinze como maturos.

Tabela 02: Dados biológicos dos pequenos cetáceos encontrados encalhados ou capturados acidentalmente ao longo da costa norte do estado do Rio de Janeiro.

Espécies	Maturidade	Sexo	n	CT (cm)
<i>Sotalia guianensis</i>	Imaturo	Macho	1	80
		Fêmea	1	138
	Maturado	Macho	5	170 – 184
		Fêmea	3	174 – 182
	Todos	NI	1	199
<i>Stenella frontalis</i>	Imaturo	Macho	1	186
		Fêmea	1	173
	Maturado	Fêmea	1	200
	Todos		3	
<i>Steno bredanensis</i>	Maturado	Macho	2	260 – 272
		Fêmea	1	267
	Todos		3	
<i>Tursiops truncatus</i>	Imaturo	Macho	1	200
	Maturado	Fêmea	1	250
	Todos		2	
<i>Pontoporia blainvillei</i>	Imaturo	Fêmea	1	118
<i>Feresa attenuata</i>	Maturado	Macho	1	270
<i>Orcinus orca</i>	Imaturo	Fêmea	1	469

Legenda: CT: comprimento total; NI: não identificado

8.4. Metais

8.4.1. Os níveis encontrados

Os resultados deste estudo visam contribuir com a caracterização ambiental da costa norte do estado do Rio de Janeiro acerca de uma possível contaminação ambiental por metais. Como bioindicadores foram utilizadas sete diferentes espécies de pequenos cetáceos presentes na área de estudo, caracterizadas por apresentarem diferentes hábitos, do costeiro ao oceânico.

Alguns dos elementos avaliados são essenciais (Cu, Mn, Se e Zn) e, a princípio, espera-se que os níveis sejam regulares, controlados, porém, este estudo é realizado com animais que foram encontrados encalhados na praia, não sendo então animais que necessariamente apresentam boas condições de saúde, podendo apresentar algumas debilitações (Capelli *et al.*, 2008). Outros elementos avaliados não são essenciais (Cd e Hg) e espera-se que os níveis das concentrações dos espécimes variem de acordo com diferentes variáveis como o hábito alimentar e a saúde ambiental da área em que vivem.

O grau de decomposição das carcaças pode influir na determinação das concentrações dos elementos, uma vez que pode haver perda dos elementos para o meio. Apenas dois espécimes deste estudo apresentavam um grau 4 de decomposição: GEMM-124 (*F. attenuata*) e GEMM-201 (*S. guianensis*).

Outro fator que pode influenciar é a relação interelementar. A presença ou a ausência de determinados elementos podem influir na redução ou aumento de outros elementos, conforme descrito no item 1.3.

As concentrações dos elementos, em peso úmido e em peso seco, podem ser observadas a seguir nas Tabelas 03 e 04.

Tabela 03: Concentração de elementos ($\mu\text{g/g}$) de amostras de fígado, em peso úmido (pu), por espécie de pequeno cetáceo da costa norte do estado do Rio de Janeiro.

Espécies	N	CT (cm)	$\bar{\text{Cd}} \pm \text{DP}$ Mediana Intervalo	$\bar{\text{Cu}} \pm \text{DP}$ Mediana Intervalo	$\bar{\text{Hg}} \pm \text{DP}$ Mediana Intervalo	$\bar{\text{Mn}} \pm \text{DP}$ Mediana Intervalo	$\bar{\text{Se}} \pm \text{DP}$ Mediana Intervalo	$\bar{\text{Zn}} \pm \text{DP}$ Mediana Intervalo
<i>Feresa attenuata</i>	1	270	0,85	5,96	297,83	3,30	72,31	75,06
<i>Orcinus orca</i>	1	469	1,83	28,79	120,69	5,54	26,56	986,27
<i>Pontoporia blainvillei</i>	1	118	0,16	1,74	0,33	0,52	0,91	30,04
<i>Sotalia guianensis</i>	11	80 – 199	<LD – 0,97	8,12 \pm 4,60 7,52 1,18 – 18,03	15,46 \pm 20,15 5,90 0,17 – 58,77	2,51 \pm 1,13 2,49 0,66 – 5,11	4,03 \pm 4,64 2,91 0,33 – 17,25	65,85 \pm 51,11 46,98 26,20 – 209,27
<i>Stenella frontalis</i>	3	173 - 200	2,55 \pm 3,27 0,86 0,47 – 6,32	8,70 \pm 3,49 8,00 5,61 – 12,48	40,27 \pm 19,16 43,90 19,55 – 57,36	2,85 \pm 0,44 2,64 2,55 – 3,35	16,54 \pm 9,98 17,25 6,22 – 26,15	65,88 \pm 50,26 38,54 35,20 – 123,88
<i>Steno bredanensis</i>	3	260 – 272	0,28 \pm 0,13 0,27 0,16 – 0,41	11,35 \pm 4,36 13,05 6,40 – 14,61	298,24 \pm 171,48 202,78 195,74 – 496,21	3,95 \pm 1,01 3,44 3,30 – 5,12	84,84 \pm 44,95 76,58 44,60 – 133,35	82,60 \pm 43,33 98,13 33,65 – 116,03
<i>Tursiops truncatus</i>	2	200 - 250	<LD – 0,73	4,57 \pm 1,56 4,57 3,46 – 5,67	42,63 \pm 46,51 42,63 9,74 – 75,51	2,87 \pm 1,20 2,87 2,02 – 3,71	14,86 \pm 15,53 14,86 3,88 – 25,84	58,59 \pm 61,98 58,59 14,76 – 102,42

Legenda: DP: desvio-padrão; CT: comprimento total do espécime; <LD: abaixo do limite de detecção (= 0,05 $\mu\text{g/g}$)

Tabela 04: Concentração de elementos ($\mu\text{g/g}$) de amostras de fígado, em peso seco (ps), por espécie de pequeno cetáceo da costa norte do estado do Rio de Janeiro

Espécies	N	CT (cm)	$\bar{\text{Cd}} \pm \text{DP}$ Mediana Intervalo	$\bar{\text{Cu}} \pm \text{DP}$ Mediana Intervalo	$\bar{\text{Hg}} \pm \text{DP}$ Mediana Intervalo	$\bar{\text{Mn}} \pm \text{DP}$ Mediana Intervalo	$\bar{\text{Se}} \pm \text{DP}$ Mediana Intervalo	$\bar{\text{Zn}} \pm \text{DP}$ Mediana Intervalo
<i>Feresa attenuata</i>	1	270	1,65	11,55	577,39	6,40	140,18	145,51
<i>Orcinus orca</i>	1	469	4,12	64,80	271,65	12,47	59,78	2219,93
<i>Pontoporia blainvillei</i>	1	118	0,53	5,80	1,10	1,73	3,03	100,13
<i>Sotalia guianensis</i>	11	80 – 199	$23,66 \pm 11,13$ 22,40 <LD – 2,67	$47,88 \pm 66,51$ 21,28 4,88 – 46,05	$7,34 \pm 2,53$ 6,81 0,70 – 211,94	$11,83 \pm 12,53$ 7,75 2,73 – 13,05	$192,64 \pm 124,09$ 160,78 0,84 – 47,09	$96,74 \pm 530,82$
<i>Stenella frontalis</i>	3	173 – 200	$8,13 \pm 10,47$ 2,28 1,89 – 20,23	$27,10 \pm 5,44$ 25,60 22,56 – 33,12	$137,34 \pm 74,09$ 176,57 51,89 – 183,56	$9,20 \pm 0,94$ 8,89 8,45 – 10,26	$56,53 \pm 35,39$ 69,38 16,51 – 83,69	$197,91 \pm 113,72$ 141,59 123,34 – 328,79
<i>Steno bredanensis</i>	3	260 – 272	$0,63 \pm 0,36$ 0,65 0,27 – 0,98	$24,07 \pm 10,01$ 21,72 15,44 – 35,04	$594,85 \pm 200,35$ 489,24 469,40 – 825,91	$8,24 \pm 0,28$ 8,25 7,96 – 8,52	$171,07 \pm 58,20$ 183,65 107,60 – 221,95	$169,87 \pm 79,65$ 193,12 81,19 – 235,31
<i>Tursiops truncatus</i>	2	200 - 250	$10,33 \pm 0,33$ 10,33 <LD – 2,23	$123,89 \pm 150,68$ 123,89 10,10 – 10,56	$6,39 \pm 0,31$ 6,39 17,35 – 230,44	$42,88 \pm 50,87$ 42,88 6,16 – 6,61	$113,72 \pm 97,12$ 113,72 6,91 – 78,86	$45,05 \pm 182,40$

Legenda: DP: desvio-padrão; CT: comprimento total do espécime; <LD: abaixo do limite de detecção (= 0,05 $\mu\text{g/g}$)

As concentrações de Cd variaram de abaixo do limite de detecção (LD = 0,05) a 20,23 µg/g (ps), tendo como média geral 1,98 µg/g, como mediana 0,77 µg/g e como desvio-padrão 4,21 µg/g. Já em Cu, as concentrações variaram de 4,88 a 64,80 µg/g, tendo como média geral 23,48 µg/g, como mediana 22,07 µg/g e como desvio-padrão 13,88 µg/g. O Hg variou de 0,70 a 825,91 µg/g, tendo como média geral 173,69 µg/g, como mediana 54,41 µg/g e como desvio-padrão 226,33 µg/g. O Mn variou de 1,73 a 13,05 µg/g, tendo como média geral 7,57 µg/g, como mediana 7,47 µg/g e como desvio-padrão 2,57 µg/g. Já o Se variou de 0,84 a 221,95 µg/g, tendo como média geral 50,08 µg/g, como mediana 15,37 µg/g e como desvio-padrão 63,28 µg/g. E o Zn variou de 45,05 a 2219,93 µg/g, tendo como média geral 268,88 µg/g, como mediana 153,14 µg/g e como desvio-padrão 447,69 µg/g.

As concentrações dos elementos variaram significativamente entre espécies e entre indivíduos de mesma espécie, quando o n amostral foi maior do que um. As diferenças entre indivíduos de mesma espécie podem ter ocorrido devido às variáveis sexo, idade e tamanho corpóreo enquanto que as diferenças entre espécies diferentes pode ter ocorrido devido a sua fisiologia e ao seu hábito alimentar diferenciado e característico de cada espécie (Rebello *et al.*, 1999; Monteiro-Neto *et al.*, 2003).

Na figura 18 observa-se bem a distribuição de cádmio por espécie. Maiores concentrações de cádmio foram observadas no golfinho-pintado-do-atlântico (*S. frontalis*) que é uma espécie que habita águas da plataforma continental, entre a zona costeira e a zona oceânica, e que apresenta um hábito alimentar diferenciado das outras espécies analisadas: é uma espécie teotófaga, tendo as lulas oceânicas como o principal item de sua dieta (Das *et al.*, 2003; Dorneles *et al.*, 2007). E, uma vez que os cefalópodes são capazes de acumular mais cádmio do que outros invertebrados marinhos, uma ingestão mais frequente destes organismos caracteriza um maior acúmulo do metal (Bustamante *et al.*, 1998).

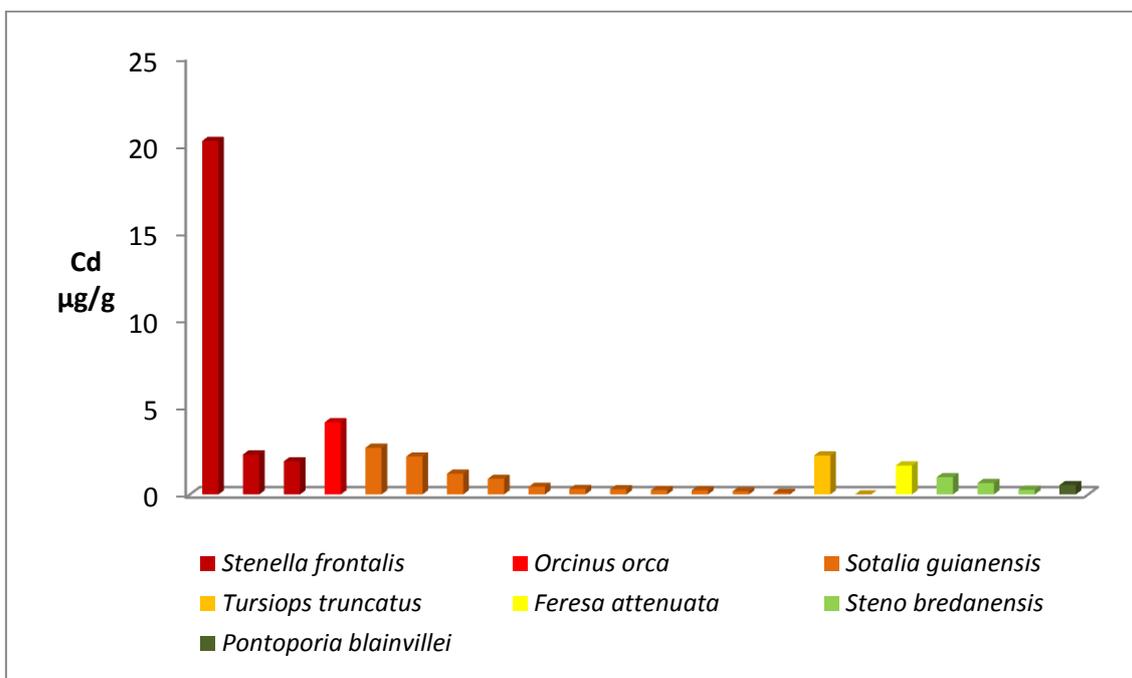


Figura 18: Concentrações de cádmio (ps) por espécie de pequeno cetáceo da costa norte do estado do Rio de Janeiro.

As concentrações de Cd em pequenos cetáceos no Brasil podem também estar relacionadas com os hábitos costeiros ou oceânicos de cada espécie, uma vez que isso está relacionado as suas presas preferenciais. As espécies oceânicas geralmente predam lulas da família Ommastrephidae enquanto que as costeiras predam lulas da família Loliginidae (Santos *et al.*, 2002; Dorneles *et al.*, 2007b). Esta segunda família não representa um importante vetor de transferência de cádmio para cetáceos.

Este fato pode ser observado em pelo menos três pequenos cetáceos: *P. blainvillei*, *S. guianensis* e *T. truncatus*. As baixas concentrações observadas provavelmente refletem seus hábitos costeiros e a preferência por lulas da família Loliginidae.

Quanto ao boto-cinza (*S. guianensis*), o seu hábito alimentar ao longo da costa do estado do Rio de Janeiro é caracterizado como primariamente piscívoro, sendo outro fator que explica o baixo acúmulo de cádmio (Di Benedetto e Siciliano, 2007).

Já a orca (*O. orca*) apresentou a segunda maior concentração de cádmio, sendo explicado também pelo seu hábito alimentar, onde consome itens diversificados, incluindo mamíferos marinhos, que são animais de topo de cadeia e, assim, apresentam maiores níveis de cádmio bioacumulados.

P. blainvillei apresentou concentrações muito baixas de Cd e também dos outros elementos, conforme pode ser observado no decorrer deste item. Fato este que seria explicado pela sua dieta que é composta primariamente por cefalópodes da família Loliginidae, havendo assim transferência do metal apenas por outros itens que não os cefalópodes como peixes e camarões (Di Benedetto, 2000). As presas consumidas por esta espécie são muito pequenas, geralmente não ultrapassam os 10 cm, não sendo então bons vetores de transferência de metais (Siciliano *et al.*, 2006). E além disso, a carcaça coletada era de um indivíduo jovem, que não teve tempo suficiente ao longo de sua vida para acumular metais. Estes fatores explicam o baixo acúmulo dos elementos em geral por esta espécie.

Já na figura 19 podem ser observadas as concentrações encontradas de cobre e a sua distribuição de acordo com as espécies. Maiores concentrações de cobre, que é um elemento essencial, foram observadas em *O. orca*. Já as segunda e terceira maiores concentrações foram encontradas em *S. guianensis*. Quanto as menores concentrações, estas foram observadas em *S. guianensis* e em *P. blainvillei*.

Os níveis baixos ou altos de cobre podem estar relacionados ao metabolismo de cada animal. Outro fator que também podem influenciar nos níveis de Cu seria a relação com outros elementos, como o Cd, Zn e o Se, conforme foi descrito no item 1.3 deste estudo, relativo aos metais. O Cu, o Zn e o Cd competem pela mesma classe de proteínas, as metalotioneínas, que se liga a estes metais. Já em relação ao Se, caso aumente a concentração de cobre no organismo, também se aumenta a necessidade de Se.

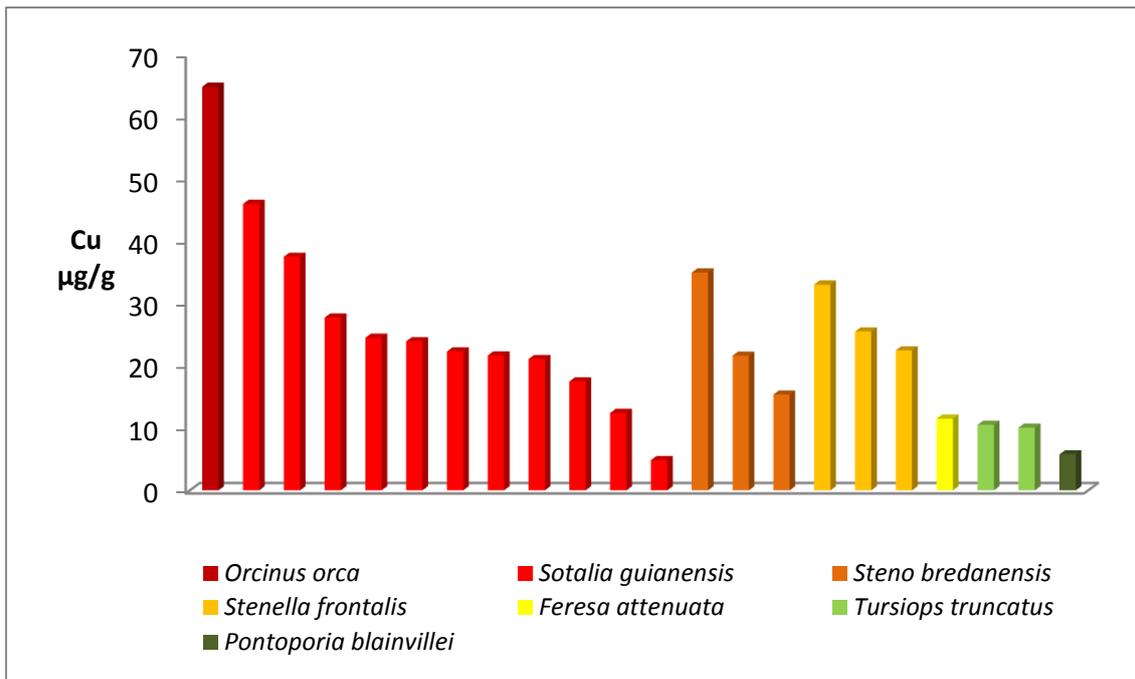


Figura 19: Concentrações de cobre (ps) por espécie de pequeno cetáceo da costa norte do estado do Rio de Janeiro.

Na figura 20 podem ser observadas as concentrações encontradas para mercúrio e a sua distribuição de acordo com as espécies. As maiores concentrações deste metal foram encontradas em *S. bredanensis*, *F. attenuata* e *O. orca*, respectivamente. Estas três espécies constituem indivíduos de maior porte do que as outras espécies analisadas. Elas habitam águas mais profundas e conseqüentemente se alimentam de presas maiores. E, uma vez que a transferência de mercúrio ocorre principalmente através da ingestão de peixes, e estas se alimentam de grandes peixes, principalmente carnívoros, esta transferência é mais intensa nestes espécimes, incorporando e acumulando maiores quantidades do metal (Kitahara *et al.*, 2000).

O golfinho-de-dentes-rugosos (*S. bredanensis*), em particular, é conhecido por se alimentar de peixes de maior porte como o peixe-espada (*Trichiurus lepturus*) e o dourado (*Coryphaena hippurus*) (Siciliano *et al.*, 2006). O peixe-espada é altamente carnívoro e realiza canibalismo, acumulando mais mercúrio que outros peixes, e assim ocorre a transferência de altos níveis do metal para esta espécie (Kehrig *et al.*, 2009). Outra característica observada em *S. bredanensis* é que ele apresenta um alto grau de fidelidade com o seu habitat, não realizando grandes migrações durante a sua vida, e assim, a sua saúde está vinculada às condições do ambiente em que ele vive.

Já *F. attenuata* e *O. orca* apresentam uma dieta diferenciada que abrange desde grandes espécimes de peixes até mamíferos marinhos, apresentando assim um grande acúmulo de mercúrio em seus organismos também.

Quanto aos níveis mais baixos de mercúrio, estes foram encontrados em boto-cinza e toninha, explicado por serem espécimes de pequeno porte que apresentam hábito costeiro e

que se alimentam de pequenos espécimes de peixes e também de outros itens, não acumulando assim, grandes quantidades deste metal.

O mercúrio também apresenta uma relação com o selênio, que possui efeito protetor contra a forma tóxica de Hg, ou seja, ao aumentar os níveis de Hg também são aumentados os níveis de Se (Gailer *et al.*, 2000). Ao observar as médias gerais por espécie, os níveis de Hg e Se foram equivalentes entre os dois elementos, conforme pode ser observado na discussão sobre os níveis encontrados de selênio e também no item 1.3 deste estudo, onde foram descritas as relações interelementares.

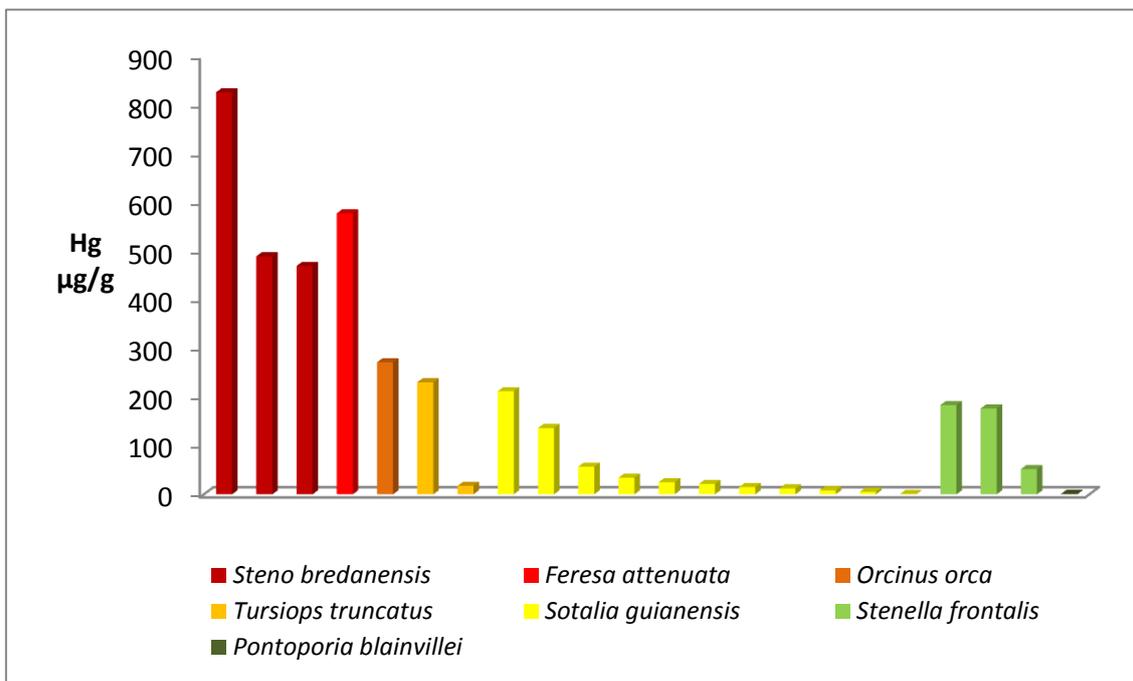


Figura 20: Concentrações de mercúrio (ps) por espécie de pequeno cetáceo da costa norte do estado do Rio de Janeiro.

Pode ser verificada também uma grande variação das concentrações de Hg entre indivíduos de mesma espécie, como é o caso de *T. truncatus*, *S. guianensis* e *S. frontalis*. Este fato poder estar relacionado a uma maior ou menor disponibilidade de alimento para determinado indivíduo ou então ao fato de que cada espécime apresenta um metabolismo diferenciado do outro, havendo assim um maior ou menor acúmulo do metal por parte de um indivíduo apenas.

Na figura 21 podem ser observadas as concentrações encontradas para manganês e a sua distribuição de acordo com as espécies. As maiores concentrações deste metal foram encontradas em *S. guianensis* e em *O. orca*. Já os níveis mais baixos foram encontrados em *P. blainvillei*.

Já os níveis mais baixos de Se foram encontrados em boto-cinza e toninha, da mesma forma que ocorreu ao observar os níveis de Hg.

E na figura 23 observa-se a distribuição de zinco por espécie. Ao analisar as concentrações de zinco, que é um metal essencial, observa-se um maior acúmulo por parte da orca e do boto-cinza, respectivamente.

O zinco apresenta uma relação de antagonismo com o Cd e o Cu, conforme descrito no item 1.3., e assim sendo, pode haver alguma relação entre estes elementos que caracterize esta distribuição das concentrações encontradas.

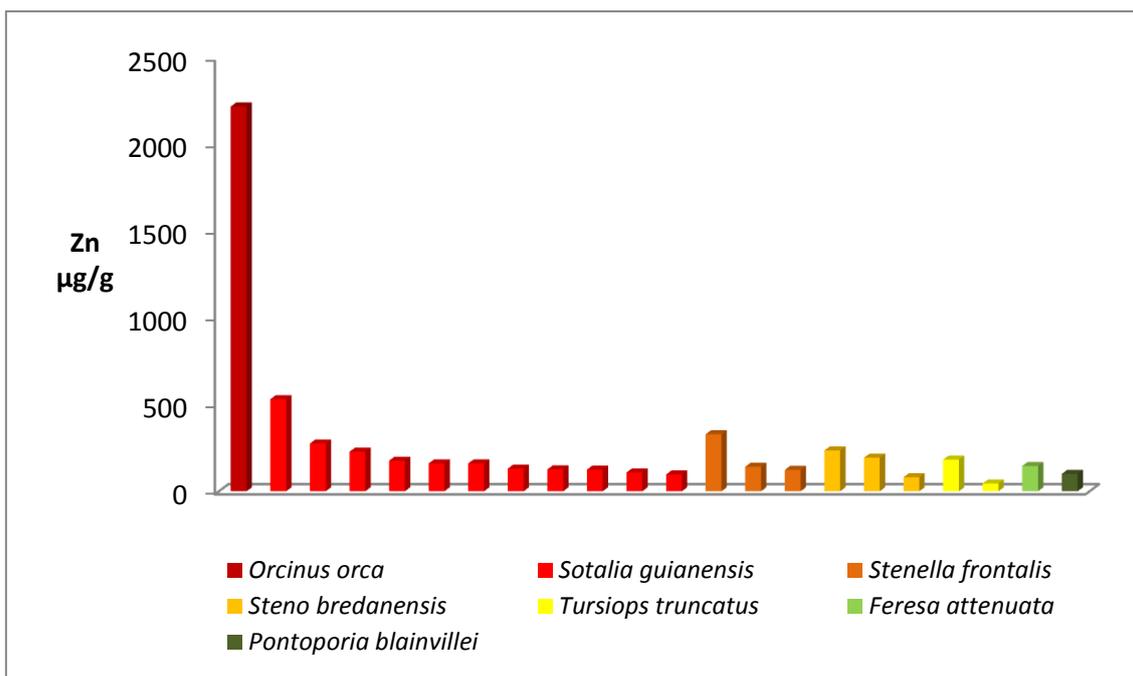


Figura 23: Concentrações de zinco (ps) por espécie de pequeno cetáceo da costa norte do estado do Rio de Janeiro.

Este alto valor encontrado na orca também é passível de discussão sobre a toxicidade do Zn. Segundo alguns autores os cetáceos seriam capazes de regular as concentrações hepáticas de Zn entre 20 e 100 µg/g de peso úmido (Hambidge *et al.*, 1986; Law *et al.*, 1991). Porém, este âmbito já foi discutido por outros autores que acreditam que este valor esteja sendo subestimado e que também pode variar de acordo com a espécie analisada (Wood e Van Vleet, 1996). Assim sendo, não é possível afirmar que o nível de Zn presente neste espécime de orca seja de fato tóxico.

8.4.2. Comparação com outras regiões ao redor do mundo

Ao comparar os resultados obtidos neste estudo com outros estudos já realizados anteriormente, em diversas partes do mundo, pode ser observado que os níveis foram similares em muitos casos, conforme pode ser observado na Tabela 05.

Ainda nesta tabela podem ser verificadas as concentrações obtidas neste estudo em pu e em ps, a fim de se comparar com estudos que expressaram suas concentrações das duas formas. Em algumas situações apenas o pu ou o ps foram empregados devido a presença de dados da literatura apenas em um destes formatos.

Por mais que a maioria das concentrações encontradas neste estudo tenham sido similares às já descritas na literatura, algumas diferenças importantes de serem relatadas também puderam ser verificadas com as concentrações de Cu, Hg, Mn, Se e Zn em *Orcinus orca*; de Cu, Hg, Mn, Se e Zn em *Steno bredanensis*; e de Cd e Zn em *Sotalia guianensis*.

Em relação à orca (*O. orca*), apenas dois estudos foram realizados anteriormente com esta espécie e utilizando o mesmo tecido (Endo *et al.*, 2006, 2007). O primeiro estudo obteve concentrações de Hg e Se em um grupo de indivíduos jovens e em outro grupo de indivíduos adultos. Já o segundo estudo obteve concentrações de Cd, Cu, Fe, Hg, Mn e Zn. Assim, só há um trabalho para comparar os dados de Cd, Cu, Mn, Se e Zn e dois para Hg e as variações encontradas entre as concentrações pode ser devido a este fato: a falta de informação existente na literatura. Mesmo assim, foram encontrados no presente estudo, as maiores concentrações já registradas nesta espécie em fígado de Cu (28,79 µg/g de pu), Hg (120,69 µg/g de pu), Mn (5,54 µg/g de pu), Se (26,56 µg/g de pu) e Zn (986,27 µg/g de pu). Este é um trabalho pioneiro no Brasil em relação a esta espécie, iniciando-se assim uma base de dados para futuras comparações.

Quanto ao golfinho-de-dentes-rugosos (*S. bredanensis*), apenas um trabalho foi realizado anteriormente utilizando fígado (Mackey *et al.*, 2003). Este estudo obteve concentrações de todos os elementos também analisados neste estudo e as variações de concentração também podem estar relacionadas com a falta de informação existente na literatura. O presente estudo encontrou as maiores concentrações já registradas para fígado desta espécie de Cu (14,61 µg/g de pu), Hg (496,21 µg/g de pu), Mn (5,12 µg/g de pu), Se (133,35 µg/g de pu) e Zn (116,03 µg/g de pu). Embora tenham sido relatadas as maiores concentrações já registradas de Mn e Se, estes valores se aproximaram muito do já registrado anteriormente, não tendo sido encontrada, assim, uma grande variação. Esta informação também é pioneira no Brasil em relação a este tecido nesta espécie, iniciando-se assim uma base de dados para futuras comparações.

Já em relação ao boto-cinza (*S. guianensis*), diversos estudos anteriores foram realizados, porém, ao compará-los, foi encontrado neste presente estudo os maiores níveis de Cd (2,67 µg/g de ps) e de Zn (530,82 µg/g de ps) já registrados em fígado nesta espécie.

A orca-pigméia (*F. attenuata*) não foi passível de comparação com estudos anteriores devido ao fato de que este foi o primeiro estudo realizado, onde se avaliou as concentrações

de elementos em amostra de fígado desta espécie. Esta análise é muito importante do ponto de vista de que este estudo iniciou uma base de dados para futuras comparações desta espécie ao redor do mundo.

Tabela 05: Média e intervalo das concentrações de elementos ($\mu\text{g/g}$), em peso úmido (pu) e em peso seco (ps), de amostras de fígado de pequenos cetáceos ao redor do mundo.

Espécie	n	$\bar{\text{Cd}}$ Intervalo	$\bar{\text{Cu}}$ Intervalo	$\bar{\text{Hg}}$ Intervalo	$\bar{\text{Mn}}$ Intervalo	$\bar{\text{Se}}$ Intervalo	$\bar{\text{Zn}}$ Intervalo	Pu / Ps	Local	Referência
<i>S. guianensis</i>	1	-	-	1.62 1.10 - 132.6	-	1.60 0.60 - 74.90	-	pu	Baía de Guanabara, RJ, Brasil	Kehrig <i>et al.</i> , 2004
<i>S. guianensis</i>	6	0.34 0.18 - 0.56	-	9.98 1.10 - 21.70	-	-	85.40 65.90 - 107.00	pu	RJ, Brasil	Carvalho <i>et al.</i> , 2008
<i>S. guianensis</i>	11	0.22 0.01 - 1.32	-	4.62 0.10 - 29.51	-	-	-	ps	CE, Brasil	Monteiro-Neto <i>et al.</i> , 2003
<i>S. guianensis</i>	20	0.65 0.01 - 2.19	157.00 14.50 - 1970.00	77.00 1.40 - 380.00	9.84 5.91-15.10	38.00 3.00 - 170.00	192.00 117 - 369	ps	SP / PR, Brasil	Kunito <i>et al.</i> , 2004
<i>S. guianensis</i>	4	-	28.59	-	6.00	-	147.73	ps	SE / BA, Brasil	Morales <i>et al.</i> , 2007
<i>S. guianensis</i>	29	-	-	8.67 0.84 - 87.9	-	-	-	ps	Costa norte do RJ, Brasil	Kehrig <i>et al.</i> , 2008
<i>S. guianensis</i>	19	0.41 0.01 - 1.48	26.48 13.44 - 83.77	27.77 3.60 - 72.98	-	14.31 1.54 - 45.32	-	ps	Costa norte do RJ, Brasil	Seixas <i>et al.</i> , 2009a
<i>S. guianensis</i>	21	0.39 0.001 - 1.48	26.48 13.44 - 83.77	-	-	20.70 1.38 - 115.32	-	ps	Costa norte do RJ, Brasil	Seixas <i>et al.</i> , 2009b
<i>S. guianensis</i>	11	0.26 <LD - 0.97	8.12 1.18 - 18.03	15.46 0.17 - 58.77	2.51 0.66 - 5.11	4.03 0.33 - 17.13	65.85 26.20 - 209.27	pu	Costa norte do RJ, Brasil	Este estudo
<i>S. guianensis</i>	11	0.79 <LD - 2.67	23.66 4.88 - 46.05	47.88 0.70 - 211.94	7.34 2.73 - 13.05	11.83 0.84 - 47.09	192.64 96.74 - 530.82	ps	Costa norte do RJ, Brasil	Este estudo
<i>P. blainvillei</i>	7	3.30	-	3.80	-	-	83.40	pu	Argentina	Marcovecchio <i>et al.</i> , 1990

<i>P. blainvillei</i>	17	0.36 0.003 - 1.70	8.21 1.80 - 21.00	5.37 0.90 - 47.00	3.34 0.45 - 8.20	-	36.35 11.00 - 61.00	pu	Costa norte do RJ, Brasil	Lailson-Brito <i>et al.</i> , 2002
<i>P. blainvillei</i>	23	0.40 0.004 - 3.87	44.5 14.7 - 446	3.50 1.10 - 8.60	14.80 10.4 - 20.2	9.10 3.5 - 30.0	152 111.00 - 522.00	ps	SP / PR, Brasil	Kunito <i>et al.</i> , 2004
<i>P. blainvillei</i>	44	0.58 0.04 - 4.14	-	-	-	-	-	pu	RS, Brasil	Dorneles <i>et al.</i> , 2007b
<i>P. blainvillei</i>	18	0.60	-	-	-	3.20	-	ps	RS / RJ, Brasil	Seixas <i>et al.</i> , 2007
<i>P. blainvillei</i>	7	0.11 0.05 - 0.17	-	1.13 0.30 - 2.70	-	-	37.50 21.70 - 46.60	pu	RJ, Brasil	Carvalho <i>et al.</i> , 2008
<i>P. blainvillei</i>	18	-	-	0.66 - 9.65	-	0.84 - 9.05	-	ps	RJ, Brasil	Seixas <i>et al.</i> , 2008
<i>P. blainvillei</i>	13	-	-	1.23 - 51.65	-	3.76 - 54.33	-	ps	RS, Brasil	Seixas <i>et al.</i> , 2008
<i>P. blainvillei</i>	31	-	-	5.98 0.83 - 51.65	-	6.52 0.84 - 54.33	-	ps	RS / RJ, Brasil	Moreira <i>et al.</i> , 2009
<i>P. blainvillei</i>	18	0.55 0.001 - 3.03	25.64 3.13 - 188.75	-	-	3.24 0.84 - 9.05	-	ps	Costa norte do RJ, Brasil	Seixas <i>et al.</i> , 2009b
<i>P. blainvillei</i>	1	0.16	1.74	0.33	0.52	0.91	30.04	pu	Costa norte do RJ, Brasil	Este estudo
<i>P. blainvillei</i>	1	0.53	5.80	1.10	1.73	3.03	100.13	ps	Costa norte do RJ, Brasil	Este estudo
<i>S. frontalis</i>	2	30.90 5.89 - 56.00	40.60 33.3 - 47.90	140.00 39.00 - 230.00	14.90 12.3 - 17.4	79.00 27 - 130	361.00 146 - 575	ps	SP / PR, Brasil	Kunito <i>et al.</i> , 2004
<i>S. frontalis</i>	4	5.12 4.25 - 6.04	25.74 17.84 - 36.39	-	-	15.92 4.58 - 30.41	-	ps	Costa norte do RJ, Brasil	Seixas <i>et al.</i> , 2009b
<i>S. frontalis</i>	3	8.13 1.89 - 20.23	27.10 22.56 - 33.12	137.34 51.89 - 183.56	9.20 8.45 - 10.26	56.53 16.51 - 83.69	197.91 123.34 - 328.79	ps	Costa norte do RJ, Brasil	Este estudo

<i>T. truncatus</i>	34	0.059 0.006 - 0.272	10.78 1.17 - 78.98	17.80 0.50 - 146.50	-	9.54 0.18 - 47.20	56.8 11.50 - 271.10	pu	Carolina do Sul, Estados Unidos	Beck <i>et al.</i> , 1997
<i>T. truncatus</i>	2	1.88	13.25	16.36	-	6.75	92.50	pu	Austrália	Law <i>et al.</i> , 2003
<i>T. truncatus</i>	14	0.49 0.12 - 1.10	8.90 4.30 - 24.00	97.00 0.97 - 491	3.50 1.30 - 6.50	-	44.00 15.00 - 115.00	pu	Mar Mediterrâneo, Israel	Roditi-Elasar <i>et al.</i> , 2003
<i>T. truncatus</i>	30	-	-	72.25 1.20 - 317.00	-	-	-	pu	Costa Atlântica, França	Lahaye <i>et al.</i> , 2006
<i>T. truncatus</i>	10	-	-	188.70 1.10 - 1033.00	-	-	-	pu	Mar Mediterrâneo, França	Lahaye <i>et al.</i> , 2006
<i>T. truncatus</i>	11	4.10 <LD - 20.00	21.18 4.94 - 85.04	213.94 2.50 - 771.90	-	70.19 ND - 253.38	40.20 26.16 - 68.00	pu	Costa Sul da Austrália	Lavery <i>et al.</i> , 2008
<i>T. truncatus</i>	7	<LD	11.40	35.60	2.30	-	49.50	pu	Mar Mediterrâneo, Israel	Shoham-Frider <i>et al.</i> , 2009
<i>T. truncatus</i>	14	-	-	227.01 <LD - 916.70	-	-	-	pu	Croácia	Pompe-Gotal <i>et al.</i> , 2009
<i>T. truncatus</i>	29	0.20 ND - 1.70	-	-	-	-	263.10 79.70 - 721.60	ps	Florida, Estados Unidos	Wood E Van Vleet, 1996
<i>T. truncatus</i>	5	0.36	14.60	421.20	-	-	117.40	ps	Costa Atlântica, França	Holsbeek <i>et al.</i> , 1998
<i>T. truncatus</i>	1	-	-	4250.00	-	-	-	ps	Mar Mediterrâneo, Corsica, França	Frodello <i>et al.</i> , 2000
<i>T. truncatus</i>	3	1.38 0.87 - 2.35	9.92 8.27 - 12.10	100.20 0.80 - 299.00	-	31.57 19.10 - 40.70	62.57 49.60 - 84.10	ps	China	Parsons <i>et al.</i> , 2000
<i>T. truncatus</i>	2	-	20.00 16.00 - 25.00	132.00 23.00 - 241.00	12.00 11.00 - 13.00	52.00 12.00 - 91.00	152.00 118.00 - 186.00	ps	Portugal	Carvalho <i>et al.</i> , 2002
<i>T. truncatus</i>	8	0.27 0.003 - 1.09	-	-	-	-	-	ps	Carolina do Sul, Estados Unidos	Stavros <i>et al.</i> , 2011

<i>T. truncatus</i>	12	-	43.70 13.0 - 132	34.30 0.98 - 205.00	15.00 7.21 - 27.20	14.50 1.14 - 63.00	253.00 54.50 - 860.00	ps	Carolina do Sul, Estados Unidos	Stavros <i>et al.</i> , 2011
<i>T. truncatus</i>	15	0.142 0.002 - 0.948	27.50 11.2 - 57.9	300.00 6.21 - 744.00	13.70 5.74 - 27.30	109.00 1.33 - 380.00	211.00 62.70 - 542.00	ps	Florida, Estados Unidos	Stavros <i>et al.</i> , 2011
<i>T. truncatus</i>	2	0.37 <LD - 0.73	4.57 3.46 - 5.67	42.63 9.74 - 75.51	2.87 2.02 - 3.71	14.86 3.88 - 25.84	58.59 14.76 - 102.42	pu	Costa norte do RJ, Brasil	Este estudo
<i>T. truncatus</i>	2	1.11 <LD - 2.23	10.33 10.10 - 10.56	123.89 17.35 - 230.44	6.39 6.16 - 6.61	42.88 6.91 - 78.86	113.72 45.05 - 182.40	ps	Costa norte do RJ, Brasil	Este estudo
<i>O. orca</i>	6	-	-	62.20	-	24.10	-	pu	Norte do Japão	Endo <i>et al.</i> , 2006
<i>O. orca</i>	3	-	-	0.35	-	1.30	-	pu	Norte do Japão	Endo <i>et al.</i> , 2006
<i>O. orca</i>	14	5.40 <LD - 11.50	10.83 6.02 - 16.30	40.08 0.29 - 97.80	2.42 1.42 - 3.64	-	75.23 59.80 - 93.50	pu	Norte do Japão	Endo <i>et al.</i> , 2007
<i>O. orca</i>	1	1.83	28.79	120.69	5.54	26.56	986.27	pu	Costa norte do RJ, Brasil	Este estudo
<i>F. attenuata</i>	1	0.85	5.96	297.83	3.30	72.31	75.06	pu	Costa norte do RJ, Brasil	Este estudo
<i>F. attenuata</i>	1	1.65	11.55	577.39	6.40	140.18	145.51	ps	Costa norte do RJ, Brasil	Este estudo
<i>S. bredanensis</i>	15	0.54 0.01 - 1.02	5.49 3.55 - 7.31	70.00 3.40 - 235.00	3.86 2.81 - 5.09	37.00 2.89 - 122.00	45.00 32.00 - 62.00	pu	Golfo do México, FL, Estados Unidos	Mackey <i>et al.</i> , 2003
<i>S. bredanensis</i>	3	0.28 0.16 - 0.41	11.35 6.40 - 14.61	298.24 195.74 - 496.21	3.95 3.30 - 5.12	84.84 44.60 - 133.35	82.60 33.65 - 116.03	pu	Costa norte do RJ, Brasil	Este estudo

Legenda:<LD: abaixo do limite de detecção

8.4.3. A concentração dos elementos entre os sexos

Diferentes estudos mostram que ocorre uma transferência de contaminantes da mãe para o feto, via placentária, e da mãe para o recém-nascido, via amamentação (Gerpe *et al.*, 2002; Moura *et al.*, 2009). Assim sendo, fêmeas maduras que já tenham dado à luz podem apresentar níveis de contaminantes significativamente reduzidos quando comparadas a outras fêmeas maduras. Assim, se comparadas aos machos, as fêmeas poderiam apresentar uma maior variação de níveis de contaminantes devido a esta transferência de mãe para filhote que ocorre.

Assim sendo, foi realizada uma análise discriminatória entre sexo e a concentração dos elementos estudados a fim de se verificar se estiveram presentes nas amostras deste estudo. Dos 22 espécimes amostrados, dez foram identificadas como fêmeas, onze como machos e um não pode ser sexado devido ao seu nível elevado de decomposição.

Os dados foram separados de acordo com o sexo e dados estatísticos como a média, o desvio-padrão, a mediana e o intervalo de cada elemento analisado foram levantados, conforme pode ser observado na tabela 06 a seguir.

Tabela 06: Análise descritiva dos níveis de elementos estudados (ps) em todas as espécies analisadas neste estudo de pequenos cetáceos da costa norte do estado do Rio de Janeiro discriminados por sexo

	<i>Cádmio</i>			<i>Cobre</i>			<i>Mercúrio</i>		
SEXO	F (10)	M (11)	F + M (21)	F (10)	M (11)	F + M (21)	F (10)	M (11)	F + M (21)
MÉDIA	3.62	0.65	2.07	25.40	23.43	24.37	140.30	219.78	181.93
DP	5.95	0.62	4.30	17.11	10.16	13.57	158.13	280.40	228.51
MEDIANA	2.20	0.31	0.89	24.31	21.75	22.40	94.13	56.93	56.93
MÁXIMO	20.23	1.89	20.23	64.80	46.05	64.80	489.24	825.91	825.91
MÍNIMO	0.18	<LD	<LD	5.80	10.10	5.80	1.10	8.17	1.10
	<i>Manganês</i>			<i>Selênio</i>			<i>Zinco</i>		
SEXO	F (10)	M (11)	F + M (21)	F (10)	M (11)	F + M (21)	F (10)	M (11)	F + M (21)
MÉDIA	7.74	7.85	7.80	41.81	61.85	52.31	397.78	166.29	276.52
DP	2.75	2.13	2.38	38.88	81.30	63.95	657.09	39.08	457.27
MEDIANA	8.21	6.81	7.50	31.80	15.26	15.48	149.77	160.78	160.78
MÁXIMO	12.47	13.05	13.05	107.60	221.95	221.95	2219.93	235.31	2219.93
MÍNIMO	1.73	6.17	1.73	0.84	4.87	0.84	45.05	125.03	45.05

Legenda: F: fêmea; M: macho; DP: desvio padrão

Ao analisar as concentrações obtidas de cádmio, foi encontrada uma maior média nas fêmeas, com um valor de 3,62 µg/g enquanto que os machos tiveram uma média de 0,65 µg/g de ps. Na figura 24 a seguir pode ser observada uma maior variação dos níveis de Cd nas fêmeas em relação aos machos. A maior parte dos valores esteve entre 0 e 5 µg/g de ps e foi

encontrado apenas um valor *outlier*: 20,23 $\mu\text{g/g}$, correspondente a um espécime de *Stenella frontalis*. E pelo teste qui-quadrado de Pearson (χ^2) foi encontrado um p-valor de 0,40 caracterizando ausência de diferenças estatisticamente significativas entre os sexos, para as concentrações de Cd.

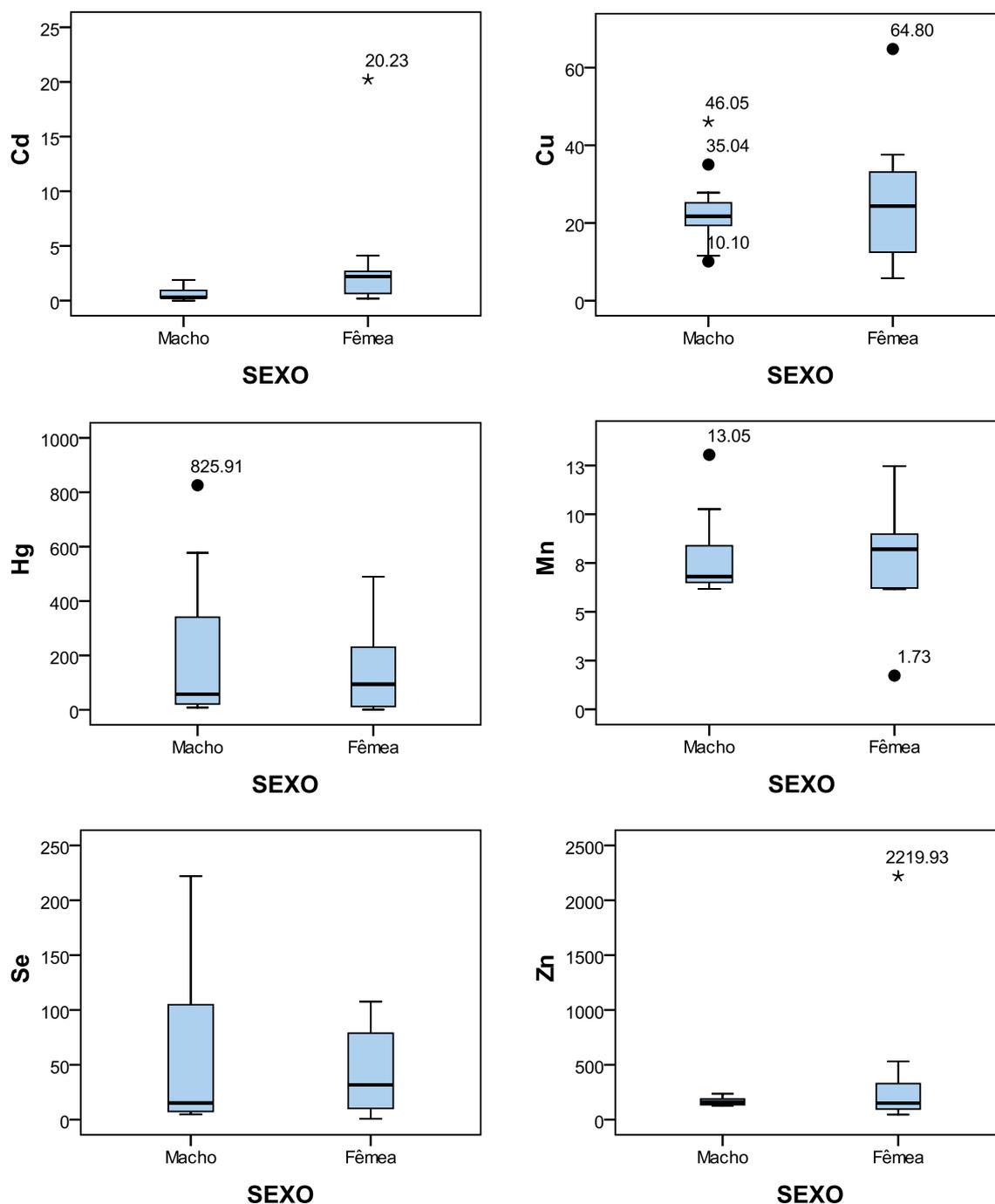


Figura 24: Box plots relativos aos elementos ($\mu\text{g/g}$, ps) de todas as espécies analisadas neste estudo de pequenos cetáceos da costa norte do estado do Rio de Janeiro discriminados por sexo.

Quanto às concentrações obtidas de cobre, foi encontrada uma maior média para as fêmeas, com um valor de 25,40 µg/g enquanto que os machos tiveram uma média de 23,43 µg/g de ps. Também pode ser observada uma maior variação dos níveis de Cu nas fêmeas do que nos machos (Figura 24). A maior parte dos valores esteve entre 10 e 40 µg/g de ps e foram encontrados quatro valores *outliers*: 10,10 µg/g, correspondente a um espécime de *T. truncatus*, 35,04 µg/g, correspondente a um espécime de *S. bredanensis*, 46,05 µg/g, correspondente a um espécime de *S. guianensis* e 64,80 µg/g, correspondente a um espécime de *O. orca*. E pelo teste qui-quadrado de Pearson (X^2) foi encontrado um p-valor de 0,40 caracterizando ausência de diferenças estatisticamente significativas entre os sexos, para as concentrações de Cu.

Quanto às concentrações obtidas de mercúrio, foi encontrada uma maior média para os machos, com um valor de 219,78 µg/g enquanto que as fêmeas tiveram uma média de 140,30 µg/g de ps. Também pode ser observada uma maior variação dos níveis de Hg nos machos do que nas fêmeas (Figura 24). A maior parte dos valores esteve entre 0 e 400 µg/g de peso seco e foi encontrado apenas um valor *outlier*: 825,91 µg/g, correspondente a um exemplar de *S. bredanensis*. E pelo teste qui-quadrado de Pearson (X^2) foi encontrado um p-valor de 0,40 caracterizando ausência de diferenças estatisticamente significativas entre os sexos, para as concentrações de Hg.

Quanto às concentrações obtidas de manganês, foi encontrada uma maior média para os machos, com um valor de 7,85 µg/g enquanto que as fêmeas tiveram uma média de 7,74 µg/g de ps. Pôde ser observada uma maior variação dos níveis de Mn nas fêmeas do que nos machos (Figura 24). A maior parte dos valores esteve entre 5 e 10 µg/g de ps e foram encontrados dois valores *outliers*: 1,73 µg/g, correspondente a um espécime de *P. blainvillei* e 13,05 µg/g, correspondente a um espécime de *S. guianensis*. E pelo teste qui-quadrado de Pearson (X^2), foi encontrado um p-valor de 0,34 caracterizando ausência de diferenças estatisticamente significativas entre os sexos, para as concentrações de Mn.

Ao analisar as concentrações obtidas de selênio, foi encontrada uma maior média para os machos, com um valor de 61,85 µg/g enquanto que as fêmeas tiveram uma média de 41,81 µg/g de ps. Também pôde ser observada uma maior variação dos níveis de Se nos machos do que nas fêmeas (Figura 24). A maior parte dos valores esteve entre 0 e 110 µg/g de ps e não foram encontrados valores *outliers*. E pelo teste qui-quadrado de Pearson (X^2) foi encontrado um p-valor de 0,40 caracterizando ausência de diferenças estatisticamente significativas entre os sexos, para as concentrações de Se.

Quanto às concentrações obtidas de zinco, foi encontrada uma maior média para as fêmeas, com um valor de 397,78 µg/g enquanto que os machos tiveram uma média de 166,29 µg/g de peso seco. Também pode ser observada uma maior variação dos níveis de Zn nas fêmeas do que nos machos (Figura 24). A maior parte dos valores esteve entre 0 e 500 µg/g de ps e foi encontrado apenas um valor *outlier*: 2.219,93 µg/g, correspondente a um espécime de *Orcinus orca*. E pelo teste qui-quadrado de Pearson (X^2) foi encontrado um p-valor de 0,40 caracterizando ausência de diferenças estatisticamente significativas entre os sexos, para as concentrações de Zn.

Devido ao número amostral ter sido muito pequeno em espécies que não *Sotalia guianensis*, as análises também foram realizadas apenas nesta espécie, que apresentou um número amostral suficiente para as análises estatísticas.

Dos onze espécimes de boto-cinza, quatro foram identificadas como fêmeas, seis como machos e um não pode ser sexado devido ao alto grau de decomposição em que a carcaça se encontrava. Assim sendo, este espécime não entrou nas análises estatísticas. Os dados foram separados de acordo com o sexo e dados estatísticos como a média, o desvio-padrão, a mediana e o intervalo de cada metal analisado foram levantados, conforme pode ser observado na tabela 07 que segue.

Tabela 07: Análise descritiva dos níveis de elementos estudados (ps) encontrados nos exemplares de *Sotalia guianensis* analisadas neste estudo discriminados por sexo

	<i>Cádmio</i>			<i>Cobre</i>			<i>Mercúrio</i>		
SEXO	F (4)	M (6)	F + M (10)	F (4)	M (6)	F + M (10)	F (4)	M (6)	F + M (10)
MÉDIA	1.55	0.40	0.86	24.66	26.12	25.54	43.77	58.49	52.60
DP	1.10	0.25	0.89	10.25	10.30	9.72	62.08	77.08	68.14
MEDIANA	1.67	0.30	0.37	24.31	22.07	23.21	16.72	29.48	23.08
MÁXIMO	2.67	0.89	2.67	37.56	46.05	46.05	136.36	211.94	211.94
MÍNIMO	0.18	0.23	0.18	12.48	17.56	12.48	5.28	8.17	5.28
	<i>Manganês</i>			<i>Selênio</i>			<i>Zinco</i>		
SEXO	F (4)	M (6)	F + M (10)	F (4)	M (6)	F + M (10)	F (4)	M (6)	F + M (10)
MÉDIA	7.93	15.31	7.81	17.16	15.93	12.69	269.85	155.20	201.06
DP	1.33	2.65	10.97	20.45	4.51	13.88	188.75	39.36	127.44
MEDIANA	8.24	6.76	8.98	10.36	7.69	10.49	225.92	145.64	160.86
MÁXIMO	9.00	13.05	13.05	47.09	15.48	47.09	530.82	228.04	530.82
MÍNIMO	6.22	6.17	6.17	0.84	4.87	0.84	96.74	125.03	96.74

Ao analisar as concentrações obtidas de cádmio, foi encontrada uma maior média nas fêmeas, com um valor de 1,55 µg/g enquanto que os machos tiveram uma média de 0,40 µg/g de ps. Na figura 25 a seguir pode ser observada uma maior variação dos níveis de Cd nas fêmeas do que nos machos. A maior parte dos valores esteve entre 0,00 e 2,50 µg/g de ps e foi encontrado apenas um valor *outlier*: 0,89 µg/g. Pelo teste qui-quadrado de Pearson (X^2) foi encontrado um p-valor de 0,35 caracterizando ausência de diferenças estatisticamente significativas entre os sexos para este elemento.

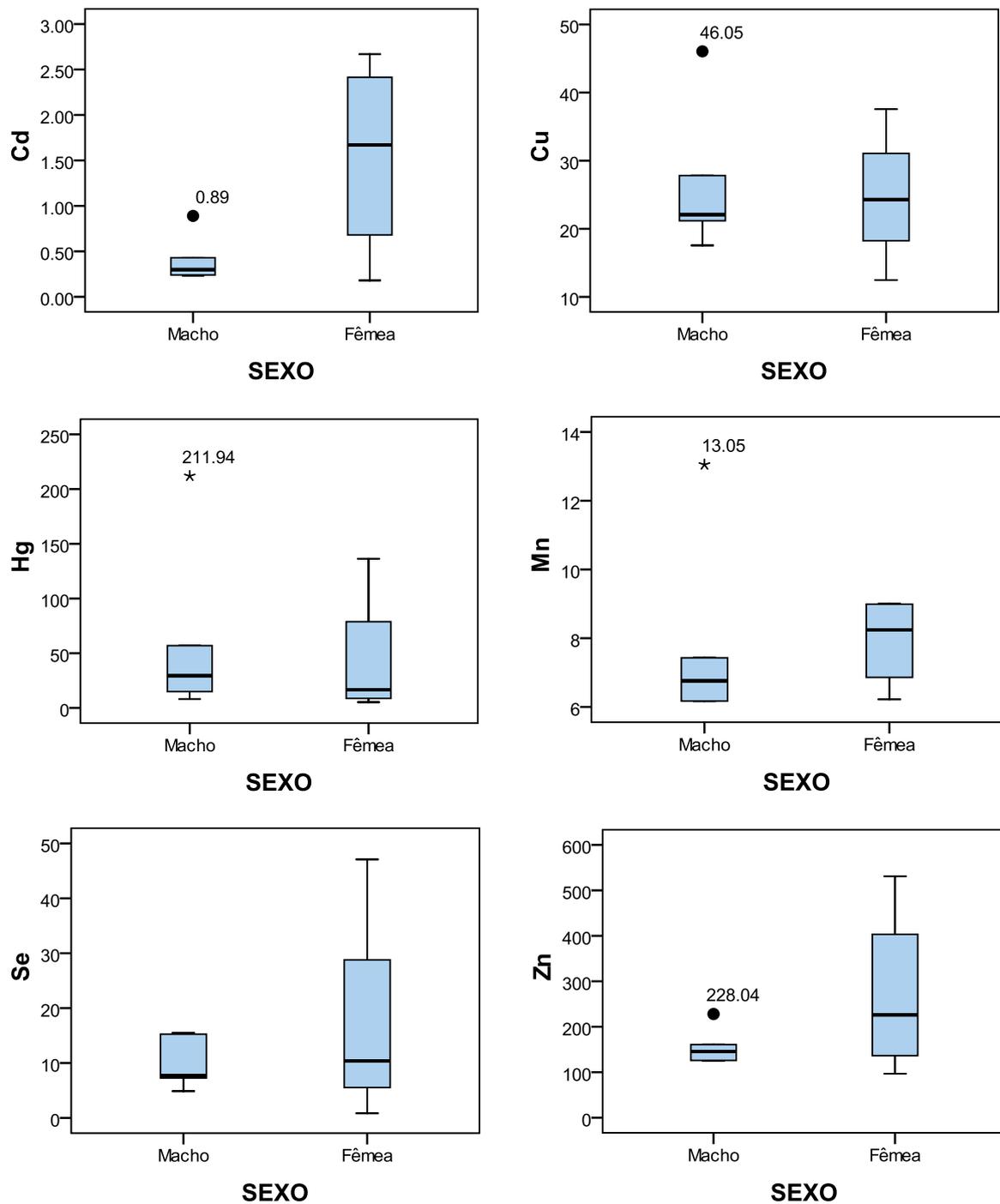


Figura 25: Box plots relativos aos elementos ($\mu\text{g/g}$, ps) encontrados nos exemplares de *Sotalia guianensis* analisados neste estudo discriminados por sexo.

Ao analisar as concentrações obtidas de cobre, foi encontrada uma maior média para os machos, com um valor de $26,12 \mu\text{g/g}$ enquanto que as fêmeas tiveram uma média de $24,66 \mu\text{g/g}$ de ps. Pôde ser observada uma maior variação dos níveis de Cu nas fêmeas do que nos machos (Figura 25). A maior parte dos valores esteve entre 15 e $35 \mu\text{g/g}$ de ps e foi encontrado

apenas um valor *outlier*: 46,05 µg/g. E pelo teste qui-quadrado de Pearson (X^2) foi encontrado um p-valor de 0,35 caracterizando ausência de diferenças estatisticamente significativas entre os sexos, para as concentrações de Cu.

Quanto às concentrações obtidas de mercúrio, foi encontrada uma maior média para os machos, com um valor de 58,49 µg/g enquanto que as fêmeas tiveram uma média de 43,77 µg/g de ps. Pôde ser observada uma maior variação dos níveis de Hg nas fêmeas do que nos machos (Figura 25). A maior parte dos valores esteve entre 0 e 100 µg/g de ps e foi encontrado um valor *outlier*: 211,94 µg/g. E pelo teste qui-quadrado de Pearson (X^2) foi encontrado um p-valor de 0,35 caracterizando ausência de diferenças estatisticamente significativas entre os sexos, para as concentrações de Hg.

Quanto às concentrações obtidas de manganês, foi encontrada uma maior média para os machos, com um valor de 15,31 µg/g enquanto que as fêmeas tiveram uma média de 7,93 µg/g de ps. Pôde ser observada uma maior variação dos níveis de Mn nas fêmeas do que nos machos (Figura 25). A maior parte dos valores esteve entre 6 e 10 µg/g de ps e foi encontrado apenas um valor *outlier*: 13,05 µg/g. E pelo teste qui-quadrado de Pearson (X^2) foi encontrado um p-valor de 0,26 caracterizando ausência de diferenças estatisticamente significativas entre os sexos, para as concentrações de Mn.

Ao analisar as concentrações obtidas de selênio, foi encontrada uma maior média para as fêmeas, com um valor de 17,16 µg/g enquanto que os machos tiveram uma média de 15,93 µg/g de ps. Também pôde ser observada uma maior variação dos níveis de Se nas fêmeas do que nos machos (Figura 25). A maior parte dos valores esteve entre 0 e 30 µg/g de ps e não foram encontrados valores *outliers*. E pelo teste qui-quadrado de Pearson (X^2) foi encontrado um p-valor de 0,35 caracterizando ausência de diferenças estatisticamente significativas entre os sexos, para as concentrações de Se.

Já em relação às concentrações obtidas de zinco, foi encontrada uma maior média para as fêmeas, com um valor de 269,85 µg/g enquanto que os machos tiveram uma média de 155,20 µg/g de ps. Também pode ser observada uma maior variação dos níveis de Zn nas fêmeas do que nos machos (Figura 25). A maior parte dos valores esteve entre 100 e 500 µg/g de ps tanto nos machos quanto nas fêmeas, e foi encontrado apenas um valor *outlier* (nas fêmeas): 228,04 µg/g. E pelo teste qui-quadrado de Pearson (X^2) foi encontrado um p-valor de 0,35 caracterizando ausência de diferenças estatisticamente significativas entre os sexos, para as concentrações de Zn.

Ao analisar tanto fêmeas quanto machos, esperava-se uma tendência de maior acúmulo por parte de indivíduos mais velhos, que apresentassem um maior comprimento total corpóreo e que fossem maduros, uma vez que os indivíduos acumulam os metais em seus organismos ao longo da vida. Porém, ao analisar as fêmeas, espera-se que as que são maduras e que já tenham dado à luz apresentem níveis menores do que as que não deram à luz, devido à transferência de metais para os seus filhotes. Porém, não foi observada nenhuma tendência em nenhum dos dois sexos.

As análises também foram realizadas apenas nas fêmeas de *S. guianensis*. Era esperado que pelo menos parte das fêmeas maduras apresentassem níveis dos elementos abaixo dos

níveis dos indivíduos imaturos, caracterizando assim a transferência de metais para as suas crias. Mas, foi observado que o indivíduo imaturo apresentou concentrações muitas vezes menores do que os indivíduos maduros, conforme pode ser observado na figura a seguir.

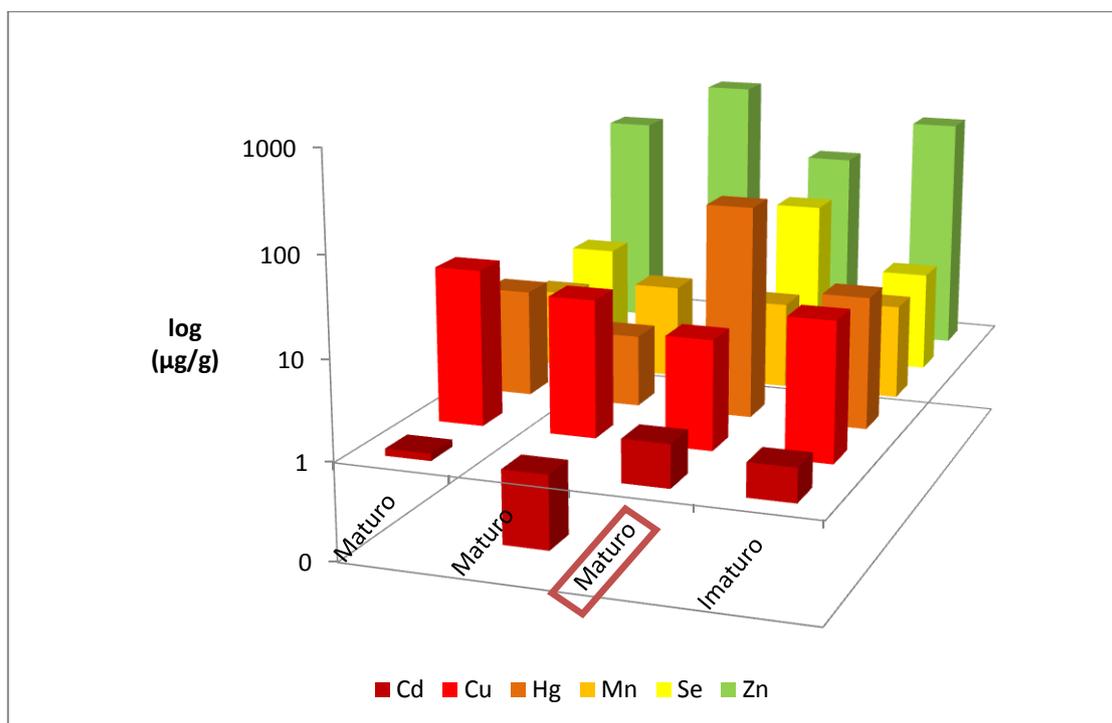


Figura 26: Distribuição das concentrações de elementos nas fêmeas maduras e imatura de *Sotalia guianensis*, em escala logarítmica ($\mu\text{g/g}$, ps).

Legenda: *Sotalia guianensis* GEMM-114

O indivíduo destacado na figura acima é o GEMM 114, onde foram observadas estruturas características de uma fêmea pós prenhez, como a presença de um útero muito dilatado, presença de placenta e de gônadas com cicatriz de prenhez. Assim sendo, eram esperados níveis mais baixos de elementos pelo menos neste indivíduo, se comparados às outras fêmeas maduras de mesma espécie. Pôde ser observado que este indivíduo apresentou concentrações mais baixas de Cu, Mn e Zn e mais altas de Cd, Hg e Se, quando comparado às outras fêmeas maduras. Já ao comparar com o indivíduo imaturo, apresentou concentrações mais baixas de Cu, Mn e Zn, de acordo com o já observado por outros estudos (Agusa *et al.*, 2008; Endo *et al.*, 2007).

Foi aplicado então o teste qui-quadrado de Pearson (X^2) a fim de se verificar esta possível relação, porém um p-valor de 0,26 foi encontrado, caracterizando uma ausência de diferenças estatisticamente significativas entre as concentrações dos elementos e a maturidade nas fêmeas de boto-cinza.

De acordo com O'Shea (1999) geralmente não ocorrem diferenças no acúmulo de elementos entre os sexos para os mamíferos marinhos. As análises estatísticas também mostraram uma ausência de diferenças estatisticamente significativas, corroborando com o já

observado por outros autores em diferentes espécies e em diversas partes do mundo (O'Shea, 1999; Cardellicchio *et al.*, 2002; Gerpe *et al.*, 2002; Lailson-Brito *et al.*, 2002; Monteiro-Neto *et al.*, 2003; Kunito *et al.*, 2004).

8.4.4. A concentração dos elementos e o comprimento total

A fim de se comparar o comprimento total corpóreo (cm) com as concentrações de elementos encontrados, foi aplicado o coeficiente de correlação de Spearman (r). Além de se aplicar este teste para todos os indivíduos, de uma forma geral, também foi aplicado apenas para o boto-cinza (*S. guianensis*) em função do número significativo de amostras disponíveis.

A correlação (r) foi identificada como muita fraca quando $0,00 < r < 0,19$; fraca quando $0,20 < r < 0,39$; moderada quando $0,40 < r < 0,69$; forte quando $0,70 < r < 0,89$; e muito forte quando $0,90 < r < 1,00$ (Byrman e Cramer, 2011).

Assim, ao analisar as concentrações de Cd e o CT dos indivíduos, foi encontrada uma correlação positiva muito fraca ($r = 0,15$), com ausência de diferenças estatisticamente significativas ($p > 0,05$) para todas as espécies. Para *Sotalia guianensis*, foi encontrada uma correlação negativa fraca ($r = - 0,36$), com ausência de diferenças estatisticamente significativas ($p > 0,05$).

Para o Cu foi encontrada uma correlação negativa muito fraca ($r = - 0,02$), com ausência de diferenças estatisticamente significativas ($p > 0,05$) para todas as espécies. Para *Sotalia guianensis*, foi encontrada uma correlação negativa fraca ($r = - 0,22$), com ausência de diferenças estatisticamente significativas ($p > 0,05$).

Para o Hg foi encontrada uma correlação positiva moderada ($r = 0,63$), com presença de diferenças estatisticamente significativas ($p < 0,05$) para todas as espécies. Para *Sotalia guianensis*, foi encontrada uma correlação negativa fraca ($r = - 0,21$), com ausência de diferenças estatisticamente significativas ($p > 0,05$).

Para o Mn foi encontrada uma correlação positiva muito fraca ($r = 0,14$), com ausência de diferenças estatisticamente significativas ($p > 0,05$) para todas as espécies. Para *Sotalia guianensis*, foi encontrada uma correlação negativa fraca ($r = - 0,32$), com ausência de diferenças estatisticamente significativas ($p > 0,05$).

Para o Se, foi encontrada uma correlação positiva moderada ($r = 0,67$), com presença de diferenças estatisticamente significativas ($p < 0,05$) para todas as espécies. Para *Sotalia guianensis*, foi encontrada uma correlação negativa muito fraca ($r = - 0,05$), com ausência de diferenças estatisticamente significativas ($p > 0,05$).

Para o Zn, foi encontrada uma correlação positiva muito fraca ($r = 0,02$), com ausência de diferenças estatisticamente significativas ($p > 0,05$) para todas as espécies. Para *Sotalia guianensis*, foi encontrada uma correlação negativa fraca ($r = - 0,26$), com ausência de diferenças estatisticamente significativas ($p > 0,05$).

Assim sendo, as correlações mais significantes encontradas foram: correlação positiva moderada entre Hg e CT para todas as espécies, com significância estatística; e correlação positiva moderada entre Se e CT para todas as espécies, com significância estatística.

Ou seja, ao analisar todas as espécies, pode ser observado que à medida que o comprimento total dos indivíduos aumenta, as concentrações de Hg e de Se também aumentam, moderadamente.

Outros estudos já observaram uma correlação positiva significativa entre concentração de elementos como o Cd, o Se e o Zn e o comprimento total (Gerpe *et al.*, 2002; Lailson-Brito *et al.*, 2002; Monteiro-Neto *et al.*, 2003; Kunito *et al.*, 2004).

Também já foi observado por outros autores correlações negativas entre idade e metais, como o Mn, Cu, Zn e Rb (Honda *et al.*, 1983; Kunito *et al.*, 2004). Uma vez que a idade está relacionada com o comprimento total do indivíduo, esta relação era esperada neste estudo, porém, as correlações encontradas foram fracas e sem significância estatística. Este fato que era esperado poderia ter sido encontrado caso o número amostral fosse maior.

Há também estudos que não encontraram estas relações ou então tenham encontrado de forma diferente (Kunito *et al.*, 2002; Ikemoto *et al.*, 2004). Esta inconsistência dos dados na literatura pode estar relacionada com a individualidade de cada espécime, uma vez que o metabolismo e a dieta de cada indivíduo podem ser os responsáveis por um maior acúmulo ou não destes metais.

8.4.5. A concentração dos elementos e a maturidade

Dos 22 espécimes amostrados, sete foram identificados como imaturos e quinze como maduros, conforme discutido no item 8.3.

Ao analisar a distribuição ao longo dos indivíduos maduros e imaturos não foi observado nenhum padrão de variação (Figura 27).

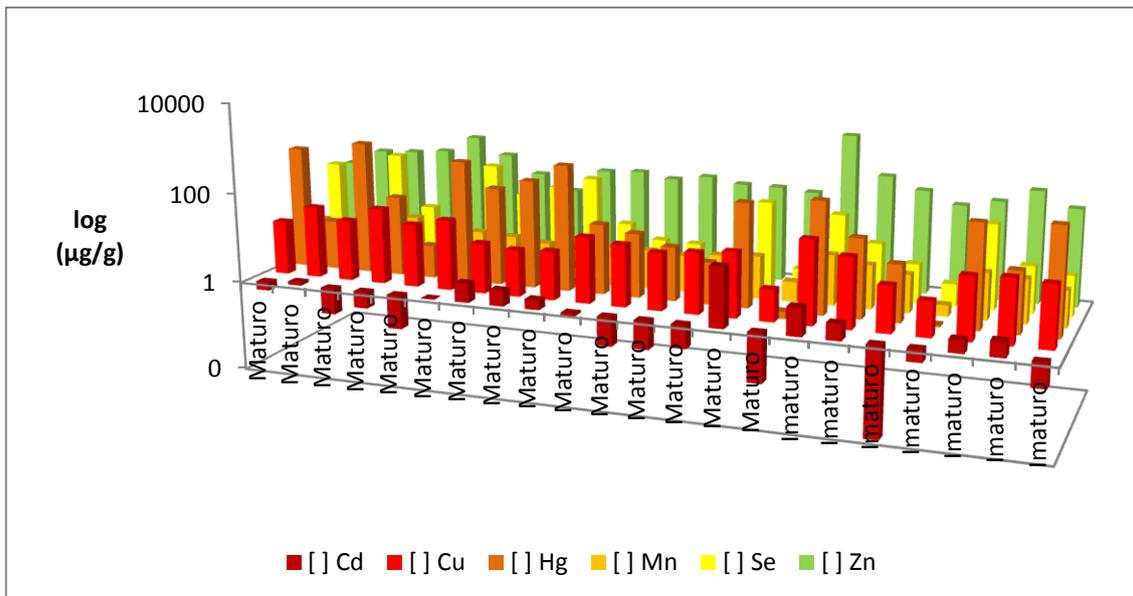


Figura 27: Distribuição das concentrações de elementos nos indivíduos maduros e imaturos de pequenos cetáceos da costa norte do estado do Rio de Janeiro, em escala logarítmica (µg/g, ps).

Foi realizado o teste qui-quadrado de Pearson (χ^2) a fim de se verificar a existência de uma relação entre a concentração dos elementos e a maturidade. O teste foi aplicado de duas formas: comparando todas as espécies e comparando apenas *Sotalia guianensis*, que apresenta um número amostral maior.

Ao se comparar todas as espécies, não foi encontrada nenhuma relação entre os elementos analisados e a maturidade. Não houve significância estatística ($p > 0,05$) e este fato pode estar relacionado ao número amostral baixo.

Já ao se comparar apenas indivíduos de *Sotalia guianensis*, o mesmo resultado foi obtido: nenhuma relação entre os elementos analisados e a maturidade foi encontrada. Também não houve significância estatística nos testes ($p > 0,05$).

Alguns estudos realizados observaram uma tendência na concentração de alguns metais de acordo com a maturidade, como por exemplo maiores níveis de Cu e Mn em indivíduos mais jovens, ou imaturos (Endo *et al.*, 2007), e maiores níveis de Mn e Zn também em indivíduos mais jovens, ou imaturos (Agusa *et al.*, 2008). Porém, o que foi observado neste estudo é que ao se analisar os indivíduos de mesma espécie, muitas vezes os níveis de Cu, Mn e Zn estiveram similares entre espécimes maduros e imaturos. Assim sendo, esta tendência não foi observada.

8.4.6. A relação interelementar

Conforme mencionado anteriormente no item 1.3, os elementos se relacionam entre si, podendo influenciar no aumento ou na redução dos níveis de outros elementos. Dentre os elementos analisados neste estudo, as relações que ocorrem entre eles encontradas na literatura são:

Tabela 08: Relações interelementares existentes entre os elementos analisados neste estudo encontradas na literatura

↑ Cd ↓ Cu	↑ Hg ↑ Se	↑ Se ↑ Cu
↑ Cd ↓ Zn	↑ Hg ↑ Zn	↑ Se ↑ Mn
↑ Zn ↓ Cu	↑ Se ↑ Zn	↑ Se ↑ Cd

Fonte: Azevedo e Chasin, 2003

A fim de se comparar os elementos analisados e se verificar se de fato ocorreram estas relações citadas anteriormente, nas amostras deste estudo, foi aplicado o coeficiente de correlação de Spearman (r). Além de se aplicar este teste para todos os indivíduos, de uma forma geral, também foi aplicado apenas para o boto-cinza (*S. guianensis*) que é a única espécie que há um número suficiente de amostras que se possa correlacionar.

Ao relacionar Cd e Cu, foi encontrada uma correlação positiva fraca ($r = 0,38$), sem significância estatística ($p > 0,05$) para todas as espécies. E ao analisar somente *Sotalia guianensis*, foi encontrada uma correlação positiva fraca ($r = 0,35$), também sem significância estatística ($p > 0,05$).

Ao relacionar Cd e Hg, foi encontrada uma correlação positiva moderada ($r = 0,44$), com presença de diferenças estatisticamente significativas ($p < 0,05$) para todas as espécies. E ao analisar somente *Sotalia guianensis*, também foi encontrada uma correlação positiva moderada ($r = 0,51$), porém sem significância estatística ($p > 0,05$).

Ao relacionar Cd e Mn, foi encontrada uma correlação positiva fraca ($r = 0,32$), sem significância estatística ($p > 0,05$) para todas as espécies. E ao analisar somente *Sotalia guianensis*, foi encontrada uma correlação positiva fraca ($r = 0,35$), também sem significância estatística ($p > 0,05$).

Ao relacionar Cd e Se, foi encontrada uma correlação positiva moderada ($r = 0,59$), com significância estatística ($p < 0,05$) para todas as espécies. Já ao analisar somente *Sotalia guianensis*, foi encontrada uma correlação positiva forte ($r = 0,84$), também com significância estatística ($p < 0,05$).

Ao relacionar Cd e Zn, foi encontrada uma correlação negativa muito fraca ($r = - 0,02$), sem significância estatística ($p > 0,05$) para todas as espécies. Já ao analisar somente *Sotalia*

guianensis, foi encontrada uma correlação positiva muito fraca ($r = 0,04$), sem significância estatística ($p > 0,05$).

Ao relacionar Cu e Hg, foi encontrada uma correlação positiva muito fraca ($r = 0,18$), sem significância estatística ($p > 0,05$) para todas as espécies. E ao analisar somente *Sotalia guianensis*, também foi encontrada uma correlação positiva fraca ($r = 0,20$), sem significância estatística ($p > 0,05$).

Ao relacionar Cu e Mn, foi encontrada uma correlação positiva moderada ($r = 0,68$), com significância estatística ($p < 0,05$) para todas as espécies. E ao analisar somente *Sotalia guianensis*, também foi encontrada uma correlação positiva moderada ($r = 0,48$), porém sem significância estatística ($p > 0,05$).

Ao relacionar Cu e Se, foi encontrada uma correlação positiva fraca ($r = 0,24$), sem significância estatística ($p > 0,05$) para todas as espécies. E ao analisar somente *Sotalia guianensis*, foi encontrada uma correlação positiva moderada ($r = 0,40$), também sem significância estatística ($p > 0,05$).

Ao relacionar Cu e Zn, foi encontrada uma correlação positiva moderada ($r = 0,67$), com significância estatística ($p < 0,05$) para todas as espécies. Já ao analisar somente *Sotalia guianensis*, foi encontrada uma correlação positiva forte ($r = 0,73$), e com significância estatística ($p < 0,05$).

Ao relacionar Hg e Mn, foi encontrada uma correlação positiva fraca ($r = 0,31$), sem significância estatística ($p > 0,05$) para todas as espécies. E ao analisar somente *Sotalia guianensis*, foi encontrada uma correlação positiva muito fraca ($r = 0,15$), sem significância estatística ($p > 0,05$).

Ao relacionar Hg e Se, foi encontrada uma correlação positiva muito forte ($r = 0,92$), com significância estatística ($p < 0,05$) para todas as espécies. E ao analisar somente *Sotalia guianensis*, foi encontrada uma correlação positiva forte ($r = 0,78$), também com significância estatística ($p < 0,05$).

Ao relacionar Hg e Zn, foi encontrada uma correlação positiva muito fraca ($r = 0,01$), sem significância estatística ($p > 0,05$) para todas as espécies. E ao analisar somente *Sotalia guianensis*, foi encontrada uma correlação negativa muito fraca ($r = - 0,13$), sem significância estatística ($p > 0,05$).

Ao relacionar Mn e Se, foi encontrada uma correlação positiva fraca ($r = 0,35$), sem significância estatística ($p > 0,05$) para todas as espécies. E ao analisar somente *Sotalia guianensis*, também foi encontrada uma correlação positiva fraca ($r = 0,32$), sem significância estatística ($p > 0,05$).

Ao relacionar Mn e Zn, foi encontrada uma correlação positiva moderada ($r = 0,60$), com significância estatística ($p < 0,05$) para todas as espécies. Já ao analisar somente *Sotalia guianensis*, foi encontrada uma correlação positiva moderada ($r = 0,46$), sem significância estatística ($p > 0,05$).

E ao relacionar Se e Zn, foi encontrada uma correlação positiva muito fraca ($r = 0,00$), sem significância estatística ($p > 0,05$) para todas as espécies. E ao analisar somente *Sotalia guianensis*, foi encontrada uma correlação negativa muito fraca ($r = - 0,03$), sem significância estatística ($p > 0,05$).

As relações interelementares consideráveis foram classificadas como moderada, forte ou muito forte (Bryman e Cramer, 2011). Ao observar todas as espécies, as relações encontradas foram: correlação positiva moderada entre Cd e Hg; correlação positiva moderada entre Cd e Se; correlação positiva moderada entre Cu e Mn; correlação positiva moderada entre Cu e Zn; correlação positiva moderada entre Mn e Zn; e correlação positiva muito forte entre Hg e Se; todos com significância estatística. A figura 28 mostra estas relações e corrobora com o já encontrado através do coeficiente de correlação de Spearman.

Já ao observar apenas os indivíduos de *Sotalia guianensis*, as relações encontradas foram: correlação positiva moderada entre Cd e Hg; correlação positiva moderada entre Cu e Mn; correlação positiva moderada entre Cu e Se; correlação positiva moderada entre Mn e Zn; todos sem significância estatística; e correlação positiva forte entre Cd e Se; correlação positiva forte entre Cu e Zn; correlação positiva forte entre Hg e Se; todos com significância estatística. A figura 29 mostra estas relações e corrobora com o já encontrado através do coeficiente de correlação de Spearman.

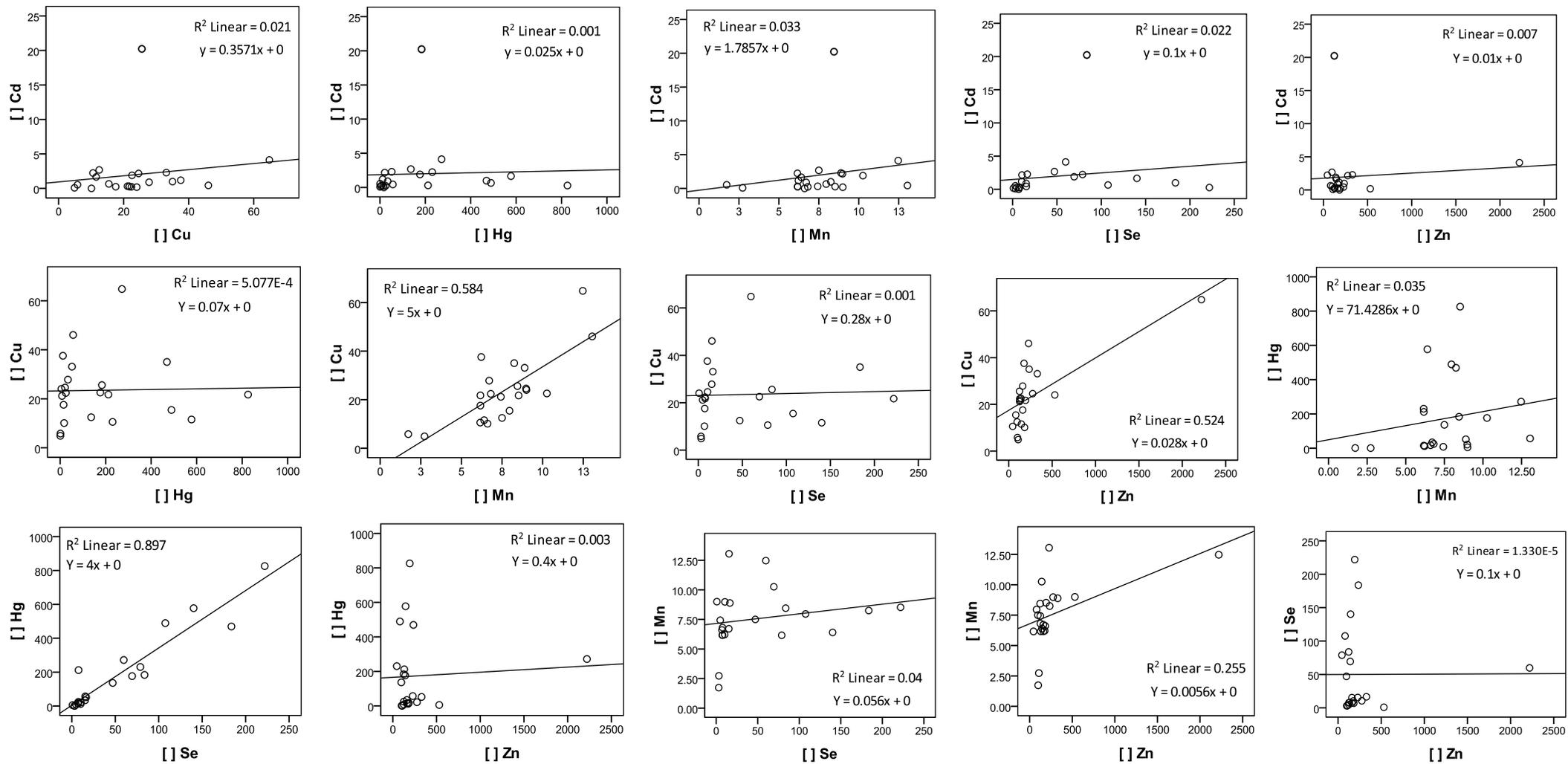


Figura 28: Relações interelementares entre todas as espécies analisadas neste estudo de pequenos cetáceos da costa norte do estado do Rio de Janeiro.

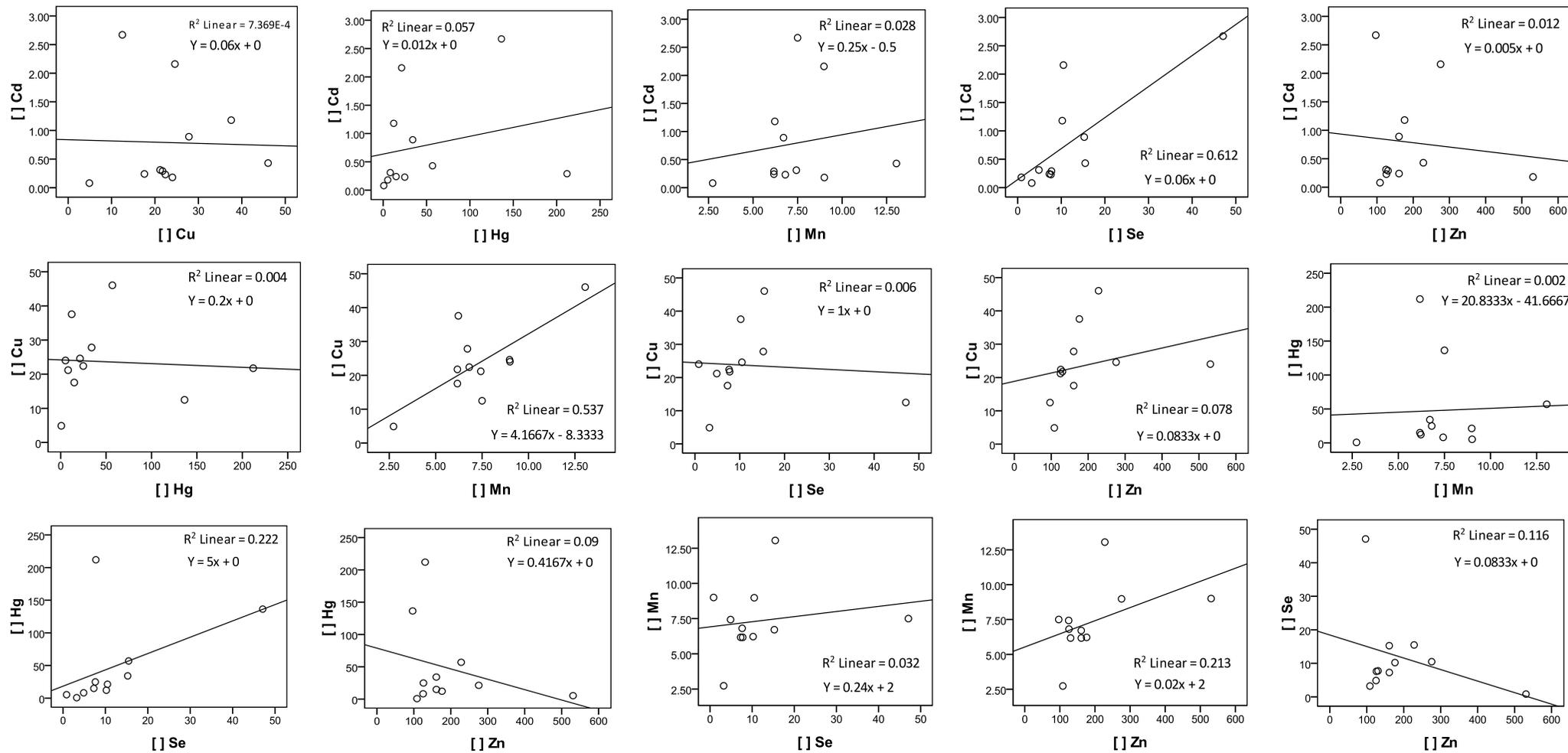


Figura 29: Relações interelementares entre os indivíduos de *Sotalia guianensis* analisados neste estudo, provenientes da costa norte do estado do Rio de Janeiro.

Assim sendo, das relações que eram esperadas, foi comprovado que de fato ocorreu uma forte correlação positiva entre Cd e Se e entre Hg e Se. Outro recurso que também comprova esta relação é o ranqueamento por espécies que pode ser observado a seguir (tabela 09).

Já a correlação positiva forte que ocorreu entre Cu e Zn, que não era esperada, pode servir de um elemento importante para um futuro estudo a fim de se verificar esta relação. Esta correlação também poderia ter sido encontrada de forma diferente caso um n amostral maior tivesse sido analisado.

Tabela 09: Distribuição das espécies de pequenos cetáceos da costa norte do estado do Rio de Janeiro através da média dos níveis de elementos ($\mu\text{g/g}$, ps) encontrados nas análises

Posição	Cd	Cu	Hg	Mn	Se	Zn
1º	<i>S. frontalis</i>	<i>O. orca</i>	<i>S. bredanensis</i>	<i>O. orca</i>	<i>S. bredanensis</i>	<i>O. orca</i>
2º	<i>O. orca</i>	<i>S. frontalis</i>	<i>F. attenuata</i>	<i>S. frontalis</i>	<i>F. attenuata</i>	<i>S. frontalis</i>
3º	<i>F. attenuata</i>	<i>S. bredanensis</i>	<i>O. orca</i>	<i>S. bredanensis</i>	<i>O. orca</i>	<i>S. guianensis</i>
4º	<i>T. truncatus</i>	<i>S. guianensis</i>	<i>S. frontalis</i>	<i>S. guianensis</i>	<i>S. frontalis</i>	<i>S. bredanensis</i>
5º	<i>S. guianensis</i>	<i>F. attenuata</i>	<i>T. truncatus</i>	<i>F. attenuata</i>	<i>T. truncatus</i>	<i>F. attenuata</i>
6º	<i>S. bredanensis</i>	<i>T. truncatus</i>	<i>S. guianensis</i>	<i>T. truncatus</i>	<i>S. guianensis</i>	<i>T. truncatus</i>
7º	<i>P. blainvillei</i>					

A distribuição das espécies permaneceu da mesma maneira quando são analisados os ranqueamentos dos elementos Hg e Se. Esse fato comprova que a distribuição de Hg e Se ocorre positivamente e equivalentemente entre os pequenos cetáceos.

Já ao observar os ranqueamentos dos metais Cu e Mn, verifica-se que ocorre uma distribuição das espécies também da mesma maneira. Ao incluir o ranqueamento do Zn nesta análise, verifica-se que a distribuição permanece quase que igual, havendo apenas uma troca nas 3ª e 4ª posições correspondentes a *S. guianensis* e *S. bredanensis*, respectivamente. Este fato comprova também que há uma relação muito forte que ocorre entre estes outros elementos essenciais.

E, por fim, pode ser verificado que *P. blainvillei* apareceu na última posição em todos os ranqueamentos de todos os elementos. Conforme já explicado anteriormente, este era um indivíduo muito jovem que não teve tempo suficiente ao longo de sua vida para acumular estes elementos.

Outros estudos realizados também puderam observar as mesmas relações encontradas neste estudo, corroborando com o que foi observado e discutido. Por exemplo, Seixas e colaboradores (2008) observaram uma relação positiva linear entre as concentrações de Hg e

Se em amostras de fígado de toninhas ao longo da costa das regiões sudeste e sul do Brasil. Outros estudos também apontaram uma correlação positiva forte e significativa entre Hg e Se (Caurant *et al.*, 1994; Kunito *et al.*, 2004).

Alguns estudos apontam também uma relação molar de 1:1 entre Hg e Se para diferentes espécies de mamíferos marinhos (Cardellicchio *et al.*, 2002; Law *et al.*, 2003; Kehrig *et al.*, 2004). Assim sendo, a fim de comparação, foi também realizado o cálculo da média por espécie da razão molar entre Hg e Se e entre Se e Hg nas espécies analisadas, conforme pode ser verificado na tabela a seguir.

Tabela 10: Razão molar entre Hg e Se e entre Se e Hg nas espécies analisadas de pequenos cetáceos da costa norte do estado do Rio de Janeiro deste estudo

Razão Molar Hg:Se		Razão Molar Se:Hg	
<i>O. orca</i>	5:1	<i>O. orca</i>	---
<i>S. bredanensis</i>	4:1	<i>S. bredanensis</i>	---
<i>S. frontalis</i>	3:1	<i>S. frontalis</i>	---
<i>S. guianensis</i>	5:1	<i>S. guianensis</i>	---
<i>T. truncatus</i>	3:1	<i>T. truncatus</i>	---
<i>F. attenuata</i>	4:1	<i>F. attenuata</i>	---
<i>P. blainvillei</i>	---	<i>P. blainvillei</i>	3:1

Foi verificado que as concentrações de Hg estavam maiores do que as concentrações de Se, na maioria dos casos. Foi verificada uma razão molar entre Hg e Se de 5:1 em orca e em boto-cinza, de 4:1 em golfinho-de-dentes-rugosos e orca-pigméia, e de 3:1 em golfinho-pintado-do-atlântico e golfinho-nariz-de-garrafa. Já na toninha foi verificada uma maior concentração de Se do que de Hg, apresentando uma razão molar entre Se e Hg de 3:1.

Seixas e colaboradores (2008) também encontraram esta relação inversa, onde o Se se encontra maior do que o Hg em toninha. A razão molar encontrada por eles foi de 4:1, maior do que a verificada neste estudo.

9. Conclusões

O presente estudo acrescenta novas informações e complementa as já existentes na literatura, no que diz respeito à análise das concentrações de elementos (Cd, Cu, Hg, Mn, Se e Zn) em amostras de fígado de pequenos cetáceos do Atlântico Sul.

Foram encontradas concentrações muitas vezes similares às já descritas em outros estudos ao redor do mundo. Porém, também foram encontradas diferenças de concentração importantes de serem relatadas, como as concentrações mais altas já registradas de Cu, Hg, Mn, Se e Zn em *Orcinus orca*; de Cu, Hg, Mn, Se e Zn em *Steno bredanensis*; e de Cd e Zn em *Sotalia guianensis*. Este estudo também apresenta os primeiros dados já relatados em fígado para a espécie *Feresa attenuata*.

Pode se concluir com este estudo que os pequenos cetáceos da costa norte do estado do Rio de Janeiro revelam sim a exposição a elementos (Cd, Cu, Hg, Mn, Se e Zn), tanto em ambientes costeiros quanto em ambientes oceânicos, cada espécie e cada indivíduo com suas particularidades.

A análise dos resultados obtidos permitiu concluir que diversos fatores influenciam na bioacumulação de metais em fígado de pequenos cetáceos como as condições ambientais, o histórico da região, o comprimento corpóreo total, a relação interelementar e, principalmente, o hábito alimentar. Em contrapartida, não foi observada relação com as variáveis sexo e maturidade.

Também pode ser observada uma correlação positiva muito forte entre os elementos Hg e Se, indicando um sistema muito eficiente de desmetilação do Hg pelo Se, realizado pelo órgão hepático nos pequenos cetáceos.

Assim sendo, é de extrema importância para o monitoramento ambiental e para a conservação destes animais que uma vigilância sobre os seus níveis de metais seja realizada constantemente. Este monitoramento pode caracterizar a elevação ou a redução destes níveis e determinar se a área é contaminada ou não.

10. Referências Bibliográficas

- Agusa, T., Nomura, K., Kunito, T., Anan, Y., Iwata, H., Miyazaki, N., Tatsukawa, R. e 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*, v. 57, p. 807-815.
- Almeida, F.V. e Centeno, A.J., 2007. Substâncias tóxicas persistentes (STP) no Brasil. *Química Nova*, v. 30, n. 8, p. 1976-1985.
- Almeida, M.G., Rezende, C.E. e Souza, C.M.M., 2007. Variação temporal, transporte e partição de Hg e carbono orgânico nas frações particulada e dissolvida da coluna d'água da Bacia inferior do Paraíba do Sul, RJ, Brasil. *Geochimica Brasiliensis*, v. 21, n. 1, p. 111-128.
- Araújo, B.F., Carvalho, C.E., Andrade, D.R., Gomes, R.S. e Souza, C.T., 2010. J. Distribuição de Mercúrio Total em Tecido Muscular de *Hypostomus affinis* (Steindachner, 1877) e *Hypostomus c.f. luetkini* (Barlenger, 1887) do Rio Muriaé, Itaperuna – RJ. *Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology*, v. 5, n. 1, p. 49-54.
- Andre, J.M., Ribeyre, F. e Boudou, A., 1990. Mercury contamination levels and distribution in tissues and organs of Delphinids (*Stenella attenuata*) from the Eastern Tropical Pacific, in relation to biological and ecological factors. *Marine Environmental Research*. v. 30, p. 43-76.
- ANP, 2010. Anuário Estatístico Brasileiro do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis 2010. Seção 2: Indústria Nacional do Petróleo e Gás Natural. Em: <http://www.anp.gov.br/?pg=31286#Se__o_2> Acesso em: 18/07/2011.
- ATSDR, 1999. Toxicological Profile for Mercury. U.S. Department of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. p. 617.
- ATSDR, 2003. Toxicological Profile for Selenium. U.S. Department of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. p. 418.
- ATSDR, 2004. Toxicological Profile for Copper. U.S. Department of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. p. 272.
- ATSDR, 2005. Toxicological Profile for Zinc. U.S. Department of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. p. 307.
- ATSDR, 2007. CERCLA Priority List os Hazardous Substances. Em: <<http://www.atsdr.cdc.gov/cercla/07list.html>> Acesso em: 21/11/2010
- ATSDR, 2008a. Draft Toxicological Profile for Cadmium. U.S. Department of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. p. 454.
- ATSDR, 2008b. Draft Toxicological Profile for Manganese. U.S. Department of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. p. 490.

- Augier, H., Park, W.K. e Ronneau, C., 1993. Mercury contamination of the striped dolphin, *Stenella coeruleoalba*, from the French Mediterranean coasts. *Marine Pollution Bulletin*, v. 26, n. 6, p. 306-310.
- Azevedo, F.A. e Chasin, A.A.M., 2003. *Metais: gerenciamento da toxicidade*. São Paulo: Atheneu, p. 554.
- Azevedo, A.F., Oliveira, A.M., Viana, S.C. e Sluys, M V, 2007. Habitat use by marine tucuxis (*Sotalia fluviatilis*) (Cetacea: Delphinidae) in Guanabara Bay; South-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, v. 87, p. 201-205.
- Bako, G., Smith, E.S., Hanson, J. e Dewar, R., 1982. The geographical distribution of height cadmium concentrations in the environment and prostate cancer in Alberta. *Canadian Journal of Public Health*, v. 73, p. 92-94.
- Barbério, A., 2009. Efeitos Citotóxicos e Genotóxicos no Meristema Radicular de *Allium cepa* exposta à água do Rio Paraíba do Sul – Estado de São Paulo – Regiões de Tremembé e Aparecida. Tese de Doutorado, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas. São Paulo, p. 86.
- Barceloux, D.G., 1999. Manganese. *Clinical Toxicology*, v. 37, n. 2, p. 293-307.
- Barros, N.B. e Wells, R.S., 1998. Prey and feeding patterns of resident bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Sarasota Bay, Florida. *Journal of Mammalogy*, v. 79, n. 3, p. 1045-1059.
- Bastida, R. e Rodríguez, D., 2003. *Mamíferos Marinos de Patagonia y Antartida*. Buenos Aires: Vazquez Mazzini Editores, p. 206.
- Beck, K.M., Fair, P., Mcfee, W. e Wolf, D., 1997. Heavy Metals in Livers of Bottlenose Dolphins Stranded along the South Carolina Coast. *Marine Pollution Bulletin*, v. 34, n. 9, p. 734-739.
- Bennett, P.M., Jepson, P.D., Law, R.J., Jones, B.R., Kuiken, T., Baker, J.R., Rogan, E. e Kirkwood, J.K., 2001. Exposure to heavy metals and infectious disease mortality in harbor porpoises from England and Wales. *Environmental Pollution*, v. 112, p. 33-40.
- Bisi, T. L., Lailson-Brito, J.Jr., Moreira, V. A., Azevedo, A. F., Flach, L.; Dorneles, P. R. e Malm, O., 2009. Transferência Trófica de Mercúrio Total no boto-cinza (*Sotalia guianensis*), na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. *Anais do III Congresso Latino Americano de Ecologia*. São Lourenço – MG.
- Bryan, C.E., Christopher, S.J., Balmer, B.C. e Wells, R.S., 2007. Establishing baseline levels of trace elements in blood and skin of bottlenose dolphins in Sarasota Bay, Florida: Implications for non-invasive monitoring. *Science of the Total Environment*, v. 388, p. 325-342.
- Bryman, A. e Cramer, D., 2011. *Quantitative data analysis with IBM SPSS Statistics 17, 18 and 19: A guide for social scientists*. Hove: Psychology Press, p. 377.

- Bustamante, P., Caurant, F., Fowler, S.W. e Miramand, P., 1998. Cephalopods as a vector for the transfer of cadmium to top marine predators in the north-east Atlantic Ocean. *The Science of the Total Environment*, v. 220, p. 71-80.
- Bustamante, P., Garrigue, L.B., Caurant, F., Dabin, W., Greaves, J. e Dodemont, R., 2003. Trace elements in two odontocete species (*Kogia breviceps* and *Globicephala macrorhynchus*) stranded in New Caledonia (South Pacific). *Environmental Pollution*, v. 124, p. 263-271.
- Câmara, V.M., 1990. O caso de Campos, R.J.: Estudo do quadro de morbidade causado pela exposição pregressa dos trabalhadores aos fungicidas mercuriais. Em: Riscos e consequências do uso do mercúrio. FINEP/CNPq/MS/IBAMA, Rio de Janeiro.
- Capelli, R., Das, K., Pellegrini, R., Drava, G., Lepoint, G., Miglio, C., Minganti, V. e Poggi, R., 2008. Distribution of trace elements in organs of six species of cetaceans from the Ligurian Sea (Mediterranean), and the relationship with stable carbon and nitrogen ratios. *Science of the Total Environment*, v. 390, p. 569-578.
- Cardellicchio, N., Decataldo, A., Di Leo, A. e Misino, A., 2002. Accumulation and tissue distribution of mercury and selenium in striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*) from the Mediterranean Sea (southern Italy). *Environmental Pollution*, v. 116, p. 265-71.
- Cardellicchio, N., Giandomenico, S., Ragone, P. e Di Leo, A., 2000. Tissue distribution of metals in striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) from the Apulian coasts, Southern Italy. *Marine Environmental Research*, v. 49, p. 55-66.
- Cardoso, L.M.N. e Chasin, A.A.M., 2001. Ecotoxicologia do cádmio e seus compostos. *Série Cadernos de Referência Ambiental*, v. 6, p. 121
- Carvalho, M.L., Pereira, R.A. e Brito, J., 2002. Heavy metals in soft tissues of *Tursiops truncatus* and *Delphinus delphis* from west Atlantic Ocean by X-ray spectrometry. *The Science of the Total Environment*, v. 292, p. 247-254.
- Carvalho, C.E.V., Di Benedetto, A.P., Souza, C.M.M., Ramos, R.M.A. e Rezende, A.C.E., 2008. Heavy metal distribution in two cetacean species from Rio de Janeiro State, south-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, v. 88, n. 6, p. 1117–1120.
- Castello, H.P., 1977. Food of a killer whale: Eagle sting-ray *Myliobatis* found in the stomach of a stranded *Orcinus orca*. *Scientific Reports of the Whales Research Institute: Tokyo*, v. 29, p. 107-111.
- Caurant, F., Amiard, J.C., Amiard-Triquet, C. e Sauriau, P.G., 1994. Ecological and biological factors controlling the concentrations of trace elements (As, Cd, Cu, Hg, Se, Zn) in delphinids *Globicephala melas* from the North Atlantic Ocean. *Marine Ecology Progress Series*, v. 103, p. 207-219.

- Caurant, F., Aubail, A., Lahaye, V., Van Canneyt, O., Rogan, E., López, A., Addink, M., Churlaud, C., Robert, M. e Bustamante, P., 2006. Lead contamination of small cetaceans in European waters – The use of stable isotopes for identifying the sources of lead exposure. *Marine Environmental Research*, v. 62, p. 131–148.
- CBH-PS, 2011. Comitê das Bacias Hidrográficas do Rio Paraíba do Sul. Em: <<http://www.comiteps.sp.gov.br/quem-somos>> Acesso em: 19/07/2011.
- Chatterjee, A., Bhattacharya, B. e Das, R., 2001. Temporal and organ-specific variability of selenium in marine organisms from the eastern coast of India. *Advances in Environmental Research*, v. 5, p. 167-174.
- Chen, M., Shih, C., Chou, C.L. e Chou, L., 2002. Mercury, organic-mercury and selenium in small cetaceans in Taiwanese waters. *Marine Pollution Bulletin*, v. 45, p. 237-245.
- CITES, 2010. Appendix I. Em: <<http://www.cites.org/eng/app/E-Feb12.pdf>> Acesso em: 20/11/2010.
- Cohen, J.E., 1995. Population growth and Earth's human carrying capacity. *Science*, v. 269, p. 341-346.
- Cohen, J.E., Small, C., Mellunger, A., Gallup, J. e Sachs, J., 1997. Estimates of coastal populations. *Science*, v. 278, p. 1211-1212.
- COPPETEC, 2006. Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul – Resumo. Diagnóstico dos Recursos Hídricos, Relatório Final, p. 9.
- Corcuera, J., Monzón, F., Crespo, E.A., Aguilar, A. e Raga, J.A., 1994. Interactions between marine mammals and coastal fisheries of Necochea and Claromecó (Buenos Aires Province, Argentina). Em: Perrin, W.P., Donovan, G.P. e Barlow, J. (eds.) *Gillnets and cetaceans*, IWC special issue, v. 15. Red House: Cambridge, p. 283-290.
- Costa, R.N. e Ferreira, M.I.P., 2010. O impacto secundário da atividade petrolífera na cidade de Macaé com base na foto interpretação de imagens aéreas. Conferência da Terra 2010 – Fórum Internacional do Meio Ambiente. Realização: Universidade Federal da Paraíba (UFPB), Olinda.
- Cremer, M.J. e Simões-Lopes, P.C., 2005. The occurrence of *Pontoporia blainvillei* (Gervais & d'Orbigny)(Cetacea, Pontoporiidae) in an estuarine area in southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 22, n. 3, p. 717-723.
- Crespo, E.A., 2009. Franciscana - *Pontoporia blainvillei*. Em: *Encyclopedia of marine mammals*, 2a ed. (Perrin, W.F., Würsig, B. e Thewissen, J.G.M. eds.) Academic Press: Amsterdam, p. 466-469.
- Das, K., Debacker, V., Pillet, S. e Bouquegneau, J.M., 2003. Heavy metals in marine mammals. Em: Vos, J.G., Bossart, G.D., Fournier, M., O'Shea, T.J. (Ed.), *Toxicology of Marine Mammals*. Taylor and Francis Group, London, p. 135-167.

- Di Benedetto, A.P.M, 2000. Ecologia alimentar de *Pontoporia blainvillei* e *Sotalia fluviatilis* (Cetacea) na costa norte do estado do Rio de Janeiro, Brasil. Tese de Doutorado, Universidade Estadual do Norte Fluminense. Campos dos Goytacazes, RJ.
- Di Benedetto, A.P.M, Siciliano, S., 2007. Stomach contents of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia guianensis*) from Rio de Janeiro, south-eastern Brazil. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, v. 87, p. 253-254.
- Di Benedetto, A.P.M, Siciliano, S. e Ramos, R.M.A., 2010. Cetáceos: introdução à biologia e a metodologia básica para o desenvolvimento de estudos. Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública, Rio de Janeiro, p. 100.
- DNAEE, 1983. Boletim Fluviométrico F-5.02. Bacia do Paraíba do Sul, p. 786.
- Donahue, M.A. e Perryman, W.L., 2009. Pygmy Killer Whale - *Feresa attenuata*. Em: Encyclopedia of marine mammals 2ª ed. (Perrin, W.F., Würsig, B. e Thewissen, J.G.M. eds.) Academic Press: Amsterdam, p. 938-939.
- Dorneles, P.R., Lailson-Brito, J.Jr., Santos, R.A., Costa, P.A.S., Malm, O., Azevedo, A.F. e Torres, J.P.M., 2007a. Cephalopods and cetaceans as indicators of offshore bioavailability of cadmium off Central South Brazil Bight. Environmental Pollution, v. 148, p. 352-359.
- Dorneles, P.R., Lailson-Brito, J.Jr., Secchi, E.R., Bassoi, M., Pereira, C., Lozinsky, C., Torres, J.P.M. e Malm, O., 2007b. Cadmium concentrations in franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) from South Brazilian Coast. Brazilian Journal of Oceanography, v. 55, n. 3, p. 179-186.
- Dornelles, L.M.A., 1993. Metais Pesados nos Sedimentos da Plataforma Continental entre Ilha Grande e Cabo Frio (RJ) e suas Associações com a Granulometria, Conteúdo de Carbonato de Cálcio e Matéria Orgânica. Tese de Mestrado, Universidade Federal Fluminense. Rio de Janeiro, p. 155.
- Eisler, R., 1985. Selenium hazards to fish, wildlife and invertebrates: a synoptic review. U.S. Fish and Wildlife Service Biological Report, v. 85, n. 1.5, p. 57.
- Endo, T., Kimura, O., Hisamichi, Y., Minoshima, Y. e 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, v. 67, p. 51-59.
- Endo, T., Kimura, O., Hisamichi, Y., Minoshima, Y., Haraguchi, K., Kakumoto, C. e Kobayashi, M., 2006. Distribution of total mercury, methyl mercury and selenium in pod of killer whales (*Orcinus Orca*) stranded in the northern area of Japan: Comparison of mature females with calves. Environmental Pollution, v. 144, p. 145-150.
- EPA, 1997. Mercury Study Report to a Congress. Volume V: Health Effects of Mercury and Mercury Coumpounds. Em: <<http://www.epa.gov/ttn/oarpg/t3/reports/volume5.pdf>> Acesso em 10/01/2012.

- EPA, 2007. Manganese: TEACH Chemical Summary. Em: <http://www.epa.gov/teach/chem_summ/manganese_summary.pdf> Acesso em 10/01/2012.
- EPA, 2012. Consumer Factsheet on: Selenium. Em: <<http://water.epa.gov/drink/contaminants/basicinformation/historical/upload/Archived-Technical-Fact-Sheet-on-Selenium.pdf>> Acesso em: 05/01/2012.
- Feroci, G., Badiello, R. e Fini, A., 2005. Interactions between different selenium compounds and zinc, cadmium and mercury. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, v. 18, p. 227-234.
- Fertl, D., Acevedo-Gutierrez, A. E Darby, F.L., 1996. A report of killer whales (*Orcinus orca*) feeding on a carcharhinid shark in Costa Rica. *Marine Mammal Science*, v. 12, n. 4, p. 606-611.
- Flanagan, P.R., Haist, J. e Valberg, L.S., 1980. Comparative effects of iron deficiency induced by bleeding and a low-iron diet on the intestinal absorptive interactions of iron, cobalt, manganese, zinc, lead and cadmium. *Journal of Nutrition*, v. 110, p. 1754-1763.
- Flores, P.A.C. e Silva, V.M.F., 2009. Tucuxi and guiana Dolphin - *Sotalia fluviatilis* and *S. guianensis*. Em: Encyclopedia of marine mammals (Perrin WF, Würsig B, Thewissen JGM, eds.). Segunda Edição. Academic Press, Amsterdam, p. 1188-1192.
- Ford, J.K.B., 2009. Killer whale - *Orcinus orca*. Em: Encyclopedia of marine mammals 2ª ed. (Perrin, W.F., Würsig, B. e Thewissen, J.G.M. eds.) Academic Press: Amsterdam, p. 650-657.
- Fossi, M.C. e Marsili, L., 2003. Effects of endocrine disruptors in aquatic mammals. *Pure and Applied Chemistry*, v. 75, p. 2235-2247.
- Freire, M.M., Santos, V.G., Ginuino, I.S.F. e Arias, A.R.L., 2008. Biomarcadores na Avaliação da Saúde Ambiental dos ecossistemas aquáticos. *Oecologia brasiliensis*, v. 12, n. 3, p. 347-354.
- Frodello, J.P., Roméo, M. e Viale, D., 2000. Distribution of mercury in the organs and tissues of five toothed- whale species of the Mediterranean. *Environmental Pollution*, v. 108, p. 447-452.
- Frost, D.V., 1972. The two faces of selenium - Can selenophobia be cured? *CRC Critical Reviews in Toxicology*, v. 1, p. 467-514.
- Gallien, I., Caurant, F., Bordes, M., Bustamante, P., Miramand, P., Fernandez, B. Quellard, N. e Babin, P., 2001. Cadmium-containing granules in kidney tissue of the Atlantic white-sided dolphin (*Lagenorhynchus acutus*) off the Faroe Islands. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C*, v. 130, p. 389-395.
- Gailer, J., George, G.N. e Pickering, I.J., 2000. Structural basis of the antagonism between inorganic mercury and selenium in mammals. *Chemical Research in Toxicology*, v. 13, p. 1135-1142.

- Geraci, J.R. e Lounsbury, V., 1993. Marine mammals ashore: a field guide for strandings. Texas: Texas A&M Sea Grant Publications, p. 305.
- Gerpe, M.S., Rodríguez, D.H., Moreno, V.J., Bastida, R.O. e Moreno, J.A.E., 2002. Accumulation of heavy metals in the franciscana (*Pontoporia blainvillei*) from Buenos Aires Province, Argentina. The Latin American Journal of Aquatic Mammals, Special Issue 1, v. 1, n. 1, p. 95-106.
- Gray, J.S., 2002. Biomagnification in marine Systems: the perspective of an ecologist. Marine Pollution Bulletin, v. 45, p. 46-52.
- Hallenbeck, W.H., 1984. Human health effects of exposure to cadmium, Journal Cellular and Molecular Life Sciences, v. 40, n. 2, p. 136-142.
- Hambidge, K.M., Casey, C.E. e Krebs, N.F., 1986. Zinc. Em: Mertz, W. (ed.). Trace elements in human and animal nutrition. Academic Press, Orlando, v. 2, p. 1-137.
- Hamilton, S.J., 2004. Review of selenium toxicity in the aquatic food chain. Science of the Total Environment, v. 326, p. 1-31.
- Hansen, J.C., 1988. Has selenium a beneficial role in human exposure to inorganic mercury? Medical Hypotheses, v. 25, n. 1, p. 45-53.
- Haub, C., 2007. 2007 World Population Data Sheet. Em: <http://www.ipsr.mahidol.ac.th/ipsr-th/download/07wpds_Eng_2.pdf> Acesso em: 10/03/2011.
- Holsbeek, L., Siebert, U. e Joiris, C.R., 1998. Heavy metals in dolphins stranded on the French Atlantic coast. The Science of the Total Environment, v. 217, p. 241-249.
- Honda, H., Tatsukawa, R. e Itano, K., 1983. Heavy Metal Concentrations in Muscle, Liver and Kidney Tissue of Striped Dolphin, *Stenella coeruleoalba*, and Their Variations with Body Length, Weight, Age and Sex. Agricultural and Biological Chemistry, v. 47, n. 6, p. 1219-1228.
- HSDB, 2000. Hazardous Substances Data Bank. Mercury. Em: TOMES CPS SYSTEM. Toxicology, occupational medicine and environmental series. Englewood: Micromedex, 2000.
- IBAMA, 2001. Mamíferos Aquáticos do Brasil: Plano de Ação – Versão II. Brasília, p. 61.
- ICMBio, 2010. Plano de Ação Nacional para a Conservação do pequeno cetáceo Toninha *Pontoporia blainvillei*: Série Espécies Ameaçadas nº 10. Instituto Chico Mendes MMA: Brasília, p. 75.
- ICNB, 2010. Macho ou fêmea. Roazes do estuário do Sado. Em: <<http://roazesdosado.icnb.pt/content.aspx?menuid=43E&submenuid=0>> Acesso em: 10/04/2010.
- Ikemoto, T., Kunito, T., Watanabe, I., Yasunaga, G., Baba, N., Miyazaki, N., Petrov, E.A. e Tanabe, S., 2004. Comparison of trace element accumulation in Baikal seals (*Pusa sibirica*),

- Caspian seals (*Pusa caspica*) and northern fur seals (*Callorhinus ursinus*). Environmental Pollution, v. 127, p. 83–97.
- IOC, 2002. Implementation Plan for the Health of the Oceans Panel of the Global Ocean Observing System. GOOS Report No. 99. United Nations Educational Scientific and Cultural Organization (UNESCO), Intergovernmental Oceanographic Commission (IOC), Global Ocean Observing System (GOOS), Paris, France, p. 75. Em: <http://ioc.unesco.org/goos/docs/GOOS_099_HOTO_design_plan_3.pdf> Acesso em: 01/07/2010.
- IUCN, 2010a. The IUCN Red List - Threatened Species: *Feresa attenuata*. Em: <<http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/8551/0>> Acesso em: 17/03/2011.
- IUCN, 2010b. The IUCN Red List - Threatened Species: *Orcinus orca*. Em: <<http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/15421/0>> Acesso em: 17/03/2011.
- IUCN, 2010c. The IUCN Red List - Threatened Species: *Pontoporia blainvillei*. Em: <<http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/17978/0>> Acesso em: 20/11/2010.
- IUCN, 2010d. The IUCN Red List - Threatened Species: *Sotalia guianensis*. Em: <<http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/181359/0>> Acesso em: 20/11/2010.
- IUCN, 2010e. The IUCN Red List - Threatened Species: *Stenella frontalis*. Em: <<http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/20732/0>> Acesso em: 20/11/2010
- IUCN, 2010f. The IUCN Red List - Threatened Species: *Steno bredanensis*. Em: <<http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/20738/0>> Acesso em: 20/11/2010
- IUCN, 2010g. The IUCN Red List - Threatened Species: *Tursiops truncatus*. Em: <<http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/22563/0>> Acesso em: 20/11/2010
- IVIDES, 2010. Atlas de Indicadores de Sustentabilidade para os Municípios Costeiros do Estado do Rio de Janeiro. Em: <http://www.ivides.org/atlas/localiza_mun.php> Acesso em: 01/04/2010
- Jefferson, T.A., 2009. Rough-toothed dolphin - *Steno bredanensis*. Em: Encyclopedia of marine mammals (Perrin WF, Würsig B, Thewissen JGM, eds.). Segunda Edição. Academic Press, Amsterdam, p. 990-992.
- Jefferson, T.A., Leatherwood, S. e Webber, M.A., 1993. FAO Species identification guide: Marine mammals of the world. UNEP/FAO: Roma, p. 320.
- Jefferson, T.A., Stacey, P.J. e Baird, R.W., 1991. A review of killer whale interactions with other marine mammals: Predation to co-existence. Mammal Review, v. 21, p. 151-180.
- Jefferson, T.A., Webber, M.A. e Pitman, R.L., 2008. Marine Mammals of the World: A Comprehensive Guide to their Identification. London: Academic Press, p. 592.
- Kehrig, H.A., Seixas, T.G., Baeta, A.O., Lailson-Brito, J.Jr., Moreira, I. e Malm, O., 2004. Total mercury, methylmercury and selenium in the livers and muscle of different fishes and a

- marine mammal from a tropical estuary-Brazil. 7th International Conference on Mercury as a Global Pollutant, p. 1111-1114.
- Kehrig, H.A., Seixas, T.G., Palermo, E.A., Di Benedetto, A.P.M., Souza, C.M.M. e Malm, O., 2008. Different Species of Mercury in the Livers of Tropical Dolphins. *Analytical Letters*, v. 41, p. 1691-1699.
- Kehrig, H.A., Fernandes, K.W.G., Malm, O., Seixas, T.G., Di Benedetto, A.P.M. e Souza, C.M., 2009. Transferência trófica de mercúrio e selênio na costa norte do Rio de Janeiro. *Química Nova*, v. 32, n. 7, p. 1822-1828.
- Kitahara, S.E., Okada, I.A., Sakuma, A.M., Zenebon, O., Jesus, R.S. e Tenuta Filho, A., 2000. Mercúrio total em pescado de água-doce. *Ciência e Tecnologia de Alimentos*, v. 20, p. 267-273.
- Klinowska, M., 1991. *Dolphins, Porpoises and Whales of the World*. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN, p. 429.
- Koury, J.C. e Donangelo, C.M., 2003. Zinco, estresse oxidativo e atividade física. *Revista de Nutrição*, Campinas, v. 16, n. 4, p. 433-441.
- Kölbl, G., 1995. Concepts for the identification and determination of selenium compounds in the aquatic environment. *Marine Chemistry*, v. 48, p. 185-197.
- Kuehl, D.W. e Haebler, R., 1995. Organochlorine, organobromine, metal and selenium residues in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) collected during an unusual mortality event in the Gulf of Mexico, 1990. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 28, p. 494-499.
- Kunito, T., Nakamura, S., Ikemoto, T., Anan, Y., Kubota, R., Tanabe, S., Rosas, F.C.W., Fillmann, G. e Readman, J.W., 2004. Concentration and subcellular distribution of trace elements in liver of small cetaceans incidentally caught along the Brazilian coast. *Marine Pollution Bulletin*, v. 49, n. 7-8, p. 574-587.
- Kunito, T., Watanabe, I., Yasunaga, G., Fujise, Y. e Tanabe, S., 2002. Using trace elements in skin to discriminate the populations of minke whales in southern hemisphere. *Marine Environmental Research*, v. 53, p. 175-197.
- Lahaye, V., Bustamante, P., Dabin, W., Canneyt, O.V., Dhermain, F., Cesarini, C., Pierce, G.J. e Caurant, F., 2006. New insights from age determination on toxic element accumulation in striped and bottlenose dolphins from Atlantic and Mediterranean waters. *Marine Pollution Bulletin*, v. 52, p. 1219-1230.
- Lailson-Brito, J.Jr., Azeredo, M.A.A., Malm, O., Ramos, R.A., Di Benedetto, A.P.M. e Saldanha, M.F.C., 2002. Trace metal concentrations in liver and kidney of franciscana, *Pontoporia blainvillei*, of the North coast of the Rio de Janeiro State, Brazil. *The Latin American Journal of Aquatic Mammals*, v. 1, p. 107-114.

- Lailson-Brito, J.Jr., Azeredo, M.A.A., Saldanha, M.F.C., Fernandez, M.A. e Herms, F., 2000. Estudo ecotoxicológico das concentrações de cádmio em tecidos de golfinhos (Cetacea, Delphinidae) de hábitos costeiros e oceânicos de águas do Estado do Rio de Janeiro. Em: Espíndola, E.L.G., Paschoal, C.M.R.B., Rocha, O., Bohrer, M.B.C. e Neto, A.L.O., 2000 (organizadores). Ecotoxicologia: Perspectivas para o século XXI. São Carlos: Editora RIMA, p. 183-197.
- Lavery, T.J., Butterfield, N., Kemper, C.M., Reid, R.J. e Sanderson, K., 2008. Metals and selenium in the liver and bone of three dolphin species from South Australia, 1988-2004. *Science of the Total Environment*, v. 390, p. 77-85.
- Law, R.J., Fileman, C.F., Hopkins, A.D., Baker, J.R., Harwood, J., Jacksons, D.B., Kennedy, S., Martin, A.R. e Morris, R.J., 1991. Concentrations of trace metals in the livers of marine mammals (seals, porpoises and dolphins) from waters around the British Isles. *Marine Pollution Bulletin*, v. 22, p. 183-191.
- Law, R.J., Morris, R.J., Allchin, C.R., Jones, B.R. e Nicholson, M.D., 2003. Metals and organochlorines in small cetaceans stranded on the east coast of Australia. *Marine Pollution Bulletin*, v. 46, p. 1200-1211.
- Leatherwood, S. e Reeves, R.R., 1983. *The Sierra Club Handbook of Whales and Dolphins*. Sierra Club Books: San Francisco, p. 302.
- Levander, O.A., 1982. Selenium: Biochemical actions, interactions, and some human health implications. Em: *Clinical, biochemical, and nutritional aspects of trace elements*. New York, NY: Alan R. Liss, Inc., p. 345-368.
- Luebke, R.W., Hodson, P.V., Faisal, M., Ross, P.S., Grassmann, K.A. e Zelikoff, 1997. J. Aquatic pollution-induced immunotoxicity in wildlife species. *Fundamental and Applied Toxicology*, v. 37, p. 1-15.
- Lukaski, H.C., 1995. Micronutrients (Mg, Zn, Cu): are mineral supplements needed for athletes? *Journal of the International Society of Sports Nutrition*, v. 5, p. 574-583.
- Mackey, E.A., Oflaz, R.D., Epstein, M.S., Buehler, B., Porter, B.J., Rowles, T., Wise, S.A. e Becker, P.R., 2003. Elemental Composition of Liver and Kidney Tissues of Rough-Toothed Dolphins (*Steno bredanensis*). *Archives of Environmental Contamination Toxicology*, v. 44, 523-532 (2003)
- Malavolta, E., 1994. Fertilizantes e seu impacto ambiental, micronutrientes e metais pesados: Mitos, Mistificação e Fatos. São Paulo: ProduQuímica, p. 153.
- Maluf, J.C.C., 2009. Estudo dos Metais-traço (zinco, cádmio e chumbo) em duas regiões do complexo estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape (SP) sob diferentes pressões antrópicas. Tese de Mestrado, Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo. São Paulo, p. 125.

- Mamani, M.C.V., 2003. Determinação qualitativa e quantitativa de metais em plantas medicinais por fluorescência de raios-x e voltametria de redissolução anódica. Tese de Mestrado, Instituto de Química UNICAMP. Campinas, p. 113.
- Marecek, V., Jänchenová, H., Samec, Z. e Brezna, M., 1986. Voltammetric determination of nitrate, perchlorate and iodide at a hanging electrolyte drop electrode. *Analytica Chimica Acta*, v. 185, p. 359-362.
- Marcovecchio, J.E., Gerpe, M.S., Bastida, R.O., Rodriguez, D.H. e Moron, S.G., 1994. Environmental contamination and marine mammals in coastal waters from Argentina: an overview. *The Science of the Total Environment*. v. 154, n. 2-3, p. 141-151.
- Marcovecchio, J.E., Moreno, V.J., Bastida, R.O., Gerpe, M.S. e Rodriguez, D.H., 1990. Tissue distribution of heavy metals in small cetaceans from the Southwestern Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, v. 21, p. 299-304.
- Martins, I. e Lima, I.V., 2001. Ecotoxicologia do manganês e seus compostos. *Série Cadernos de Referência Ambiental*, v. 7, p. 121.
- Mena, I., 1980. Manganese. Em: Waldron, H.A. (ed.) *Metals in the environment*. Academic Press: Londres, p. 199-220.
- Micaroni, R.C.C.M., Bueno, M.I.M.S., e Jardim, W.F., 2000. Compostos de mercúrio. Revisão de métodos de determinação, tratamento e descarte. *Química Nova*, v.23, n.4, p. 487-495.
- Miyazaki, N. e Perrin, W.F., 1994. Rough-toothed dolphin (*Steno bredanensis*). Em: Ridgeway, S.H., Harrison, R. (Eds.), *Handbook of Marine Mammals*, vol. 5: *The First Book of Dolphins*. Academic Press, London, p. 416.
- Monteiro-Neto, C., Itavo, R. V. e Moraes, L.E.S., 2003. Concentrations of heavy metals in *Sotalia fluviatilis* (Cetacea: Delphinidae) off the coast of Ceará, northeast Brazil. *Environmental Pollution*, v. 123, p. 319–324.
- Morales, S.J.D., Garcia, C.A.B., Lailson-Brito, J.Jr., Santos, D.B., Jesus, A.H. e Farias, R.C., 2007. Análise de elementos-traço em tecidos de odontocetos encalhados na costa de Sergipe e Bahia, Brasil. *Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil*. Caxambu – MG.
- Moreira, I., Seixas, T.G., Kehrig, H.A., Fillmann, G., Di Benedetto, A.P., Souza, C.M. e Malm, O., 2009. Selenium and Mercury (Total and Organic) in Tissues of a Coastal Small Cetacean, *Pontoporia blainvillei*. *Journal of Coastal Research*, v. 56, p. 866-870.
- Moura, J.F., 2009. O boto-cinza (*Sotalia guianensis*) como sentinela da saúde dos ambientes costeiros: estudo das concentrações de mercúrio no estuário Amazônico e costa norte do Rio de Janeiro. Tese de Mestrado, Fundação Oswaldo Cruz. Rio de Janeiro, p. 124.
- Muniz, D.H.F. e Oliveira-Filho, E.C., 2006. Metais pesados provenientes de rejeitos de mineração e seus efeitos sobre a saúde e o meio ambiente. *Universitas: Ciências da Saúde*, v. 4, n. 1 / 2, p. 83-100.

- Nascimento, E.S. e Chasin, A.A.M., 2001. Ecotoxicologia do mercúrio e seus compostos. Série Cadernos de Referência Ambiental, v. 1, p. 176.
- Nascimento, T.C.F., 2006. Gerenciamento de resíduos sólidos da indústria de galvanização. Tese de Mestrado, Universidade federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, p. 157.
- National Research Council Canada, 2002. Certified Reference Material DOLT-3: Dogfish Liver Certified Reference Material for Trace Elements. Em: <<http://www.docstoc.com/docs/7598172/DOLT-3-certificatepmd>> Acesso em: 12/12/2012.
- O'Shea, T.J., 1999. Environmental contaminants and marine mammals. Em: Reynolds III, J.E., Rommel, S.A. (eds.) Biology of marine mammals. Amiksonian Institution Press, Washington, USA, p. 485-563.
- Padial, P.R., 2008. Qualidade, heterogeneidade espacial e biodisponibilidade de metais no sedimento de um reservatório tropical urbano eutrofizado (Reservatório Guarapiranga, SP). Tese de Mestrado, Universidade de São Paulo. São Paulo, p. 109.
- Paim, L.A., Carvalho, R., Abreu, M.P. e Guerreiro, M.C., 2006. Estudo dos efeitos do silício e do fósforo na redução da disponibilidade de metais pesados em área de mineração. Química Nova, v. 29, n. 1, p. 28-33.
- Pak, K.R. e Bartha, R., 1998. Mercury Methylation and Demethylation in Anoxic Lake Sediments and by Strictly Anaerobic Bacteria. Applied and Environmental Microbiology, v. 64, p. 1013-1017.
- Parsons, E.C.M. e Chan, H.M., 2000. Organochlorine and Trace Element Contamination in Bottlenose Dolphins (*Tursiops truncatus*) from the South China Sea. Marine Pollution Bulletin, v. 42, n. 9, p. 780-786.
- Pedrosa, L.F.C. e Cozzolino, S.M.F., 2001. Composição centesimal e de minerais de mariscos crus e cozidos da cidade de Natal/RN. Ciência e Tecnologia de Alimentos, v. 21, n. 2, p. 154-157.
- Pedrozo, M.F.M. e Lima, I.V., 2001. Ecotoxicologia do cobre e seus compostos. Série Cadernos de Referência Ambiental, v. 2, p. 127.
- Pekelharing, H.L.M., Lemmens, A.G. e Beynen, A.C., 1994. Iron, copper and zinc status in rats fed on diets containing various concentrations of tin. British Journal of Nutrition, v. 71, p. 103-109.
- Pellisso, S.C., Munoz, M.J., Carballo, M. e Sanchez-Vizcaino, J.M., 2008. Determination of the immunotoxic potential of heavy metals on the functional activity of bottlenose dolphin leukocytes in vitro. Veterinary Immunology and Immunopathology, v. 121, n. 3-4, p. 189-98.
- Pelozato, M., 2008. Valores de referência de cádmio, cobre, manganês e zinco para solos de Santa Catarina. Tese de Mestrado, Universidade do Estado de Santa Catarina. Santa Catarina, p. 69.

- Perrin, W.F., 2009. Atlantic spotted dolphin - *Stenella frontalis*. Em: Encyclopedia of marine mammals (Perrin WF, Würsig B, Thewissen JGM, eds.). Segunda Edição. Academic Press, Amsterdam, p. 54-56.
- Perrin, W.F., Caldwell D.K. e Caldwell, M.C., 1994. Atlantic spotted dolphin - *Stenella frontalis* (Gray, 1828). Em: Handbook of marine mammals (Ridgway SH, Harrison SR, eds.) Vol. 5: The first book of dolphins. Academic Press: Londres, p. 173-190.
- Perrin, W.F. e Reilly, S.B., 1984. Reproductive parameters of dolphins and small whales of the family Delphinidae. Report of the International Whaling Commission, Special Issue 6, p. 97-134.
- Perrin, W.F., Mitchell, E.D., Mead, J.G., Caldwell, D.K., Caldwell, M.C., Van Bree, P.J.H. e Dawbin, W.H., 1987. Revision of the Spotted Dolphins, *Stenella* spp.. Marine Mammal Science, v. 3, n. 2, p. 99-170.
- Perryman, W.L. e Foster, T.C., 1980. Preliminary report on predation by small whales, mainly the false killer whales (*Pseudorca crassidens*) on dolphins (*Stenella* spp. and *Delphinus delphis*) in the eastern tropical Pacific. South West Fisheries Centre Administration Report, L J 8005, v. 9.
- Pinedo, M.C. e Hohn, A., 2000. Growth layer patterns in teeth from the franciscana, *Pontoporia blainvillei*: developing a model for precision in age estimation. Marine Mammal Science, v. 16, p. 1-27.
- Pittman, R. e Stinchcomb, C., 2002. Rough-toothed dolphins (*Steno bredanensis*) as predators of Mahimahi (*Coryphaena hippurus*). Pacific Science, v. 56, p. 447-450.
- Pompe-Gotal, J., Srebocan, E., Gomercic, H e Prevendar Crnic, A., 2009. Mercury concentrations in the tissues of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) and striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) stranded on the Croatian Adriatic coast. Veterinarni Medicina, v. 54, n. 12, p. 598-604.
- Porfírio, D.A., 2006. Avaliação dos teores de cádmio, cobre, chumbo, zinco e cromo em mexilhões Perna perna na Ilha do Frade – Vitória, ES. Monografia, Universidade Federal do Espírito Santo. Espírito Santo, p. 30.
- PRONABIO, 1999. Programa Nacional da Diversidade Biológica. Relatório de sistematização de informações para os estados do Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo e Paraná. Ministério da Ciência e Tecnologia / PRONABIO, p. 124.
- Ramos, R., Di Benedetto, A.P.M. e Lima, N.R.W., 2000. Growth parameters of *Pontoporia blainvillei* in northern Rio de Janeiro, Brazil. Aquatic Mammals, v. 26, n. 1, p. 65-75.
- Rawson, A.J., Patton, G.W., Hofmann, S., Pietra, G.G. e Johns, L., 1993. Liver abnormalities associated with chronic mercury accumulation in stranded Atlantic bottlenose dolphins. Ecotoxicology and Environmental Safety, v. 25, p. 41-47.

- Rebello, M.F., Di Benedetto, A.P.M., Pinto, F.N., Malm, O. e Ramos, R.M.A., 1999. Concentração de metais pesados em golfinhos da costa norte do Rio de Janeiro, Brasil. Em: Resúmenes del VIII Congreso Latinoamericano de Ciencias del Mar, Trujillo, Peru, 17–21 October 1999, p. 866–867.
- Reynolds III, J.E., Wells, R.S. e Eide, S.D., 2000. The Bottlenose Dolphin: Biology and Conservation. University Press of Florida, p. 289.
- Rice, D.W., 1998. Marine mammals of the world: systematics and distribution. Society for Marine Mammalogy Special Publication 4, v. 1, p. 231.
- Ritter, F., 2003. Interactions of cetaceans with whale watching boats-implications for the management of whale watching tourism. M.E.E.R. e.V., Berlin, p. 91.
- Roditi-Elasar, M., Kerem, D., Hornung, H., Kress, N., Shoham Frider, E., Goffman, O. e Spanier, E., 2003. Heavy metal levels in bottlenose and striped dolphins off the Mediterranean coast of Israel. Marine Pollution Bulletin, v. 46, p. 503-512.
- Rosas, F.C.W. e Monteiro-Filho, E.L.A., 2003. Reproduction of the estuarine dolphin (*Sotalia guianensis*) on the coast of Parana, Southern Brazil. Journal of Mammalogy, v. 83, p. 507-515.
- Ross, G.J.B., 1984. The smaller cetaceans of the south east coast of southern Africa. Annals of the Cape Provincial Museum (Natural History), v. 15, p. 173-410.
- Ross, G.J.B. e Leatherwood, S., 1994. Pygmy Killer Whale *Feresa attenuata* Gray, 1874, Em: S. Hidgway E R. Harrison (eds.) Handbook of Marine Mammals, v. 5, p. 387-404.
- Rosso, T.C.A., Neves, C.F. e Rosman, P.C.C., 1991. O Estuário do Paraíba do Sul: Perspectivas em um cenário de variação de nível do mar. Anais do IX Congresso Brasileiro de Recursos Hídricos e V Simpósio Luso-Brasileiro de Hidráulica e Recursos Hídricos, Rio de Janeiro, v. 3, p. 578-586.
- Ruelas, J.R., Paez-Osuna, F. e Perez-Cortes, H., 2000. Distribution of Mercury in Muscle, Liver and Kidney of the Spinner Dolphin (*Stenella longirostris*) Stranded in the Southern Gulf of California. Marine Pollution Bulletin, v. 40, n. 11, p. 1063-1066.
- Saayman, G.S. e Tayler, C.K., 1973. Social organization of inshore dolphins (*Tursiops aduncus* and *sousa*) in the Indian ocean. Journal of Mammalogy, v. 54, n. 4, p. 993-996.
- Santos, M.A.V., Brabo, E.S., Carneiro, B.S., Faial, K.F. e Rodrigues, I.R.C., 2005. Estudo quantitativo de metais presentes na hemolinfa de *Biomphalaria glabrata* (Gastropoda), infectadas e não infectadas com *Schistosoma mansoni*. Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical, v. 38, n. 2, p. 157-160.
- Santos, M.C.O., Rosso, S., Santos, R.A., Lucato, S.H.B. e Bassoi, M., 2002. Insights on small cetacean feeding habits in southeastern Brazil. Aquatic Mammals, v. 28, n. 1, p. 38-45.
- Seixas, T.G. e Kehrig, H.A., 2007. O selênio no meio ambiente. Oecologia Brasiliensis, v.11, n. 2, p. 264-276.

- Seixas, T.G., Kehrig, H.A., Costa, M., Fillmann, G., Di Benedetto, A.P., Secchi, E.R., Souza, C.M.M., Malm, O. e Moreira, I., 2008. Total mercury, organic mercury and selenium in liver and kidney of a South American coastal dolphin. *Environmental Pollution*, v. 154, p. 98-106.
- Seixas, T.G., Kehrig, H.A., Di Bebeditto, A.P.M., Souza, C.M.M., Malm, O. e Moreira, I., 2009a. Essential (Se, Cu) and non-essential (Ag, Hg, Cd) elements: What are their relationships in liver of *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae)? *Marine Pollution Bulletin*, v. 58, p. 601-634.
- Seixas, T.G., Kehrig, H.A., Di Benedetto, A.P.M., Souza, C.M.M., Malm, O. e Moreira, I., 2009b. Trace Elements in Different Species of Cetacean from Rio de Janeiro Coast. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, v. 20, n. 2, p. 243-251.
- Seixas, T.G., Kehrig, H.A., Fillmann, G., Di Benedetto, A.P., Souza, C.M.M., Secchi, E.R., Moreira, I. e Malm, O., 2007. Ecological and biological determinants of trace elements accumulation in liver and kidney of *Pontoporia blainvillei*. *Science of the Total Environment*, v. 385, p. 208-220.
- Sergeant, D.E., Caldwell, D.K. e Caldwell, M.C., 1973. Age, Growth, and Maturity of Bottlenose Dolphin (*Tursiops truncatus*) from Northeast Florida. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, v. 30, n. 7, p. 1009-1011.
- Shane, S.H., Wells, R.S. e Würsig, B., 1986. Ecology, behavior and social organization of the bottlenose dolphin: a review. *Marine Mammal Science*, v. 2, n. 1, p. 34-63.
- Shigematsu, I., Minowa, M. e Yoshida, T., 1979. Recent results of health examinations on the general population in cadmium-polluted and control areas in Japan. *Environmental Health Perspectives*, v. 28, p. 205-210.
- Shoham-Frider, E., Kress, N., Wynne, D., Ssheinin, A., Roditi-Elasar, M. e Kerem, D., 2009. Persistent organochlorine pollutants and heavy metals in tissues of common bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) from the Levantine Basin of the Eastern Mediterranean. *Chemosphere*, v. 77, p. 621-627.
- Siciliano, S., Alves, V.C. e Hacon, S., 2005. Aves e mamíferos marinhos como sentinelas ecológicas da saúde ambiental: uma revisão do conhecimento brasileiro. *Cadernos Saúde Coletiva*, v. 13, p. 927-946.
- Siciliano, S., Moreno, I.B., Silva, E.D. e Alves, V.C., 2006. Baleias, botos e golfinhos na Baía de Campos. *Série Guias de Campo fauna marinha da Baía de Campos*. ENSP/FIOCRUZ, Rio de Janeiro, p. 99.
- Silva, V.M.F. e Best, R.C., 1996. *Sotalia fluviatilis*. *Mammalian Species*, v. 527, p. 1-7.
- Simão, S.M., Pizzorno, J.L.A., Perry, V.N. e Siciliano, S., 2000. Aplicação da técnica de fotoidentificação do boto-cinza, *Sotalia fluviatilis* (Cetacea, Delphinidae) da baía de Sepetiba. *Floresta e Ambiente*, v. 7, n. 1, p. 31-39.

- Siqueira, M.E.P.B., 1984. Avaliação do ácido homovanílico urinário e da adenosina desaminase plasmática como índice de exposição ocupacional ao manganês. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo. São Paulo, p. 86.
- Skerfving, S., 1978. Interaction between selenium and methylmercury. *Environmental Health Perspectives*, v. 25, p. 57-65.
- Sonne, C., Dietz, R., Leifsson, P.S., Asmund, G., Born, E.W. e Kirkegaard, M., 2007. Are liver and renal lesions in the east Greenland polar bears (*Ursus maritimus*) associated with high mercury levels? *Environmental Health*, v. 6, n. 11, 9 p.
- Souza, S.N., Silva, M.S., Lenzi, E. e Luchese, E.B., 1998. Avaliação de parâmetros referentes ao cádmio como contaminante do lodo de esgoto aplicado num latossolo vermelho escuro. Em: I Seminário sobre Gerenciamento de Biossólidos do Mercosul, Curitiba/PR. Anais do I Seminário sobre Gerenciamento de Biossólidos do Mercosul, p. 155-162.
- Souza, C.M.M., 1994. Avaliação Ambiental dos Riscos do Mercúrio, em Áreas de Garimpo no Brasil. Tese - IBCCF, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, p. 127.
- Spangler, W.J., Spigarelli, J.L., Rose, J.M., Flippin, R.S. e Miller, H.H., 1973. Degradation of Methylmercury by Bacteria Isolated from Environmental Samples. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 25, n. 4, p. 488-493.
- Stavros, H.W., Stolen, M., Durden, W.N., Mcfee, W., Bossart, G.D. e Fair, P.A., 2011. Correlation and toxicological inference of trace elements in tissues from stranded and free-ranging bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Chemosphere*, v. 82, p. 1649-1661.
- Sweet, L. e Zelikoff, J., 2001. Toxicology and Immunotoxicology of mercury: a comparative review in fish and humans. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, part B, v.4, p. 161-205.
- Tanabe, S., 2002. Contaminations and toxic effects of persistent endocrine disruptors in marine mammals and birds. *Marine Pollution Bulletin*, v. 45, p. 69-77.
- Tavares, T.M. e Carvalho, F.M., 1992. Avaliação da exposição de populações humanas a metais pesados no ambiente: Exemplos no Recôncavo Baiano. *Química Nova*, v. 5, n. 2, p. 147-153.
- Valentim, J.L., 1984. Analyse des paramètres hydrobiologiques dans la remontée de Cabo Frio (Brésil). *Marine Biology*, v. 82, p. 259-276.
- Valentim, J.L. e Coutinho, R., 1990. R. Modelling maximum chlorophyll in the Cabo Frio (Brazil) upwelling: a preliminary approach. *Ecological Modelling*, v. 52, p. 103-113.
- Van Bresseem, M., Waerebeek, K. V., Reyes, J.C., Félix, F., Echegaray, M., Siciliano, S., Di Benedetto, A.P., Flach, L., Viddi, F., Avila, I.C., Herrera, J.C., Tobón, I.C., Bolaños-Jimenez, J., Moreno, I.B., Ott, P.H., Sanino, G.P., Castineira, E., Montes, D., Crespo, E., Flores, P.A.C., Haase, B., Souza, S.M.F.M., Laeta, M. e Fragoso, A.B.A, 2007. Preliminary overview of skin and skeletal diseases and traumata in small cetaceans from south american waters. *The Latin American Journal of Aquatic Mammals*, v. 6, n. 1, p. 7-42.

- Vonk, J.W. e Sijpesteijn, A.K., 1973. Studies on the methylation of mercury chloride by pure cultures of bacteria and fungi. *Antonie van Leeuwenhoek*, v. 39, n. 1, p. 505-513.
- Wagemann, R., Trebacs, E., Boila, G. e Lockhart, W.L., 1998. Methylmercury and total mercury in tissues of arctic marine mammals. *Science of the Total Environment*, v. 218, p. 19-31.
- Wagemann, R., Trebacs, E., Boila, G. e Lockhart, W.L., 2000. Mercury species in the liver of ringed seals. *Science of the Total Environment*, v. 261, p. 21–32.
- Wapnir, R.A., Devas, G. E Solans, C.V., 1993. Inhibition of intestinal copper absorption by divalent cations and low-molecular-weight ligands in the rat. *Biological Trace Element Research*, v. 36, p. 291-305.
- WHO, 1991. Environmental Health Criteria 118: Inorganic Mercury. Geneva: World Health Organization, p. 168.
- WHO, 1992. Environmental Health Criteria 134: Cadmium. Geneva: World Health Organization, p. 280.
- WHO, 1998. Environmental Health Criteria 200: Copper. Geneva: World Health Organization, p. 364.
- WHO, 2004. Manganese and its Compounds: Environmental Aspects. Concise International Chemical Assessment Document 63, p. 63.
- Wood, C.M. e Van Vleet, E.S., 1996. Copper, Cadmium and Zinc in liver, Kidney and Muscle Tissues of Bottlenose Dolphins (*Tursiops truncatus*) stranded in Florida. *Marine Pollution Bulletin*, v. 32, n. 2, p. 886-889.
- Yang, J. e Miyazaki, N., 2003. Moisture content in Dall's porpoise (*Phocoenoides dalli*) tissues: a reference base for conversion factors between dry and wet weight trace element concentrations in cetaceans. *Environmental Pollution*, v. 121, p. 345–347.

Anexos

Anexo 01: Critérios para a avaliação do estado das carcaças, baseados na classificação estabelecida por Geraci e Lounsbury (1993):

Código	Definição	Características
1	Animal vivo	---
2	Carcaça em boas condições (fresca)	Aparência normal, geralmente com poucos danos causados por animais necrófagos; cheiro fresco; mínima desidratação e pouco enrugamento da pele, olhos e mucosas; ausência de inchaço da carcaça, língua e pênis não se encontram protundidos; gordura firme e clara; músculos firmes, bem definidos e de coloração vermelho-escuro; células sangüíneas intactas, passíveis de serem coletadas em tubo de ensaio; soro não hemolisado; vísceras intactas e bem definidas; intestino contendo pouco ou nenhum gás; cérebro firme, sem descoloração, com formato superficial distinto e passivo de ser removido intacto
3	Carcaça em estado razoável (decomposta, mas órgãos ainda intactos)	Carcaça intacta; inchaço evidente (língua e pênis protundidos); pele rachada e despregada; possíveis danos por necrófagos; odor moderado característico; mucosas desidratadas, olhos fundos ou faltando; gordura tingida de sangue e oleosa; musculatura macia e mal definida; sangue hemolisado, vermelho-escuro; vísceras macias, friáveis, manchadas, mas ainda intactas; intestino dilatado pela presença de gás; cérebro mole, aspecto superficial distinto, frágil, mas geralmente ainda pode ser removido intacto.
4	Carcaça decomposta (decomposição avançada)	A carcaça pode estar intacta, mas colapsada; pele solta, a epiderme dos cetáceos pode estar completamente perdida; freqüentemente se encontram danos severos ocasionados por necrófagos; odor forte; gordura macia, freqüentemente com bolsas de gás e poças de óleo; musculatura próxima da liquefação e facilmente rasgável, destacando-se facilmente dos ossos; sangue ralo e escuro; vísceras freqüentemente podem ser reconhecidas, mas estão friáveis, facilmente rasgáveis e de difícil dissecação; intestino preenchido com gás; cérebro mole, vermelho-escuro, contendo bolsas de gás e consistência semelhante a um pudim; limitado histórico do animal.
5	Carcaça mumificada ou restos de esqueleto	A pele pode estar cobrindo partes do esqueleto remanescente; qualquer tecido restante está desidratado

Fonte: Geraci e Lounsbury, 1993

Anexo 02: Informações gerais acerca dos exemplares de pequenos cetáceos da costa norte do estado do Rio de Janeiro utilizados neste estudo.

N	Código GEMM	Espécie	Nome vulgar	Local de coleta	Data de coleta	Sexo	CT (cm)	Estágio de decomposição da carcaça
1	GEMM-22	<i>Orcinus orca</i>	Orca	Arraial do Cabo	23/07/2001	Fêmea	469	3
2	GEMM-80	<i>Steno bredanensis</i>	Golfinho-de-dentes-rugosos	Búzios	24/06/2005	Fêmea	267	2
3	GEMM-89	<i>Sotalia guianensis</i>	Boto-cinza	Casimiro de Abreu	24/09/2005	Fêmea	177	3
4	GEMM-99	<i>Steno bredanensis</i>	Golfinho-de-dentes-rugosos	Cabo Frio	30/04/2006	Macho	260	3
5	GEMM-102	<i>Stenella frontalis</i>	Golfinho-pintado-do-atlântico	Praia Seca	12/05/2006	Fêmea	173	2
6	GEMM-104	<i>Sotalia guianensis</i>	Boto-cinza	Búzios	21/06/2006	Macho	183	3
7	GEMM-105	<i>Sotalia guianensis</i>	Boto-cinza	Squarema	28/06/2006	Fêmea	174	3
8	GEMM-107	<i>Steno bredanensis</i>	Golfinho-de-dentes-rugosos	Arraial do Cabo	08/07/2006	Macho	272	2
9	GEMM-114	<i>Sotalia guianensis</i>	Boto-cinza	Quissamã	14/10/2006	Fêmea	182	2
10	GEMM-120	<i>Tursiops truncatus</i>	Golfinho-nariz-de-garrafa	Squarema	07/03/2007	Macho	200	3
11	GEMM-122	<i>Tursiops truncatus</i>	Golfinho-nariz-de-garrafa	Arraial do Cabo	02/04/2007	Fêmea	250	3
12	GEMM-124	<i>Feresa attenuata</i>	Orca-pigméia	Squarema	07/06/2007	Macho	270	4
13	GEMM-128	<i>Sotalia guianensis</i>	Boto-cinza	São Francisco do Itabapoana	31/07/2007	Macho	183	3
14	GEMM-129	<i>Sotalia guianensis</i>	Boto-cinza	São João da Barra	01/08/2007	Macho	183	2
15	GEMM-133	<i>Sotalia guianensis</i>	Boto-cinza	Rio das Ostras	30/08/2007	Macho	184	2
16	GEMM-137	<i>Sotalia guianensis</i>	Boto-cinza	Rio das Ostras	04/10/2007	Macho	170	3
17	GEMM-143	<i>Pontoporia blainvillei</i>	Toninha	Rio das Ostras	17/01/2008	Fêmea	118	3
18	GEMM-149	<i>Stenella frontalis</i>	Golfinho-pintado-do-atlântico	Praia Seca	06/08/2008	Fêmea	200	2
19	GEMM-201	<i>Sotalia guianensis</i>	Boto-cinza	Quissamã	04/08/2010	----	199	4
20	GEMM-208	<i>Stenella frontalis</i>	Golfinho-pintado-do-atlântico	Búzios	31/08/2010	Macho	186	1
21	GEMM-210	<i>Sotalia guianensis</i>	Boto-cinza	Macaé	31/08/2010	Fêmea	138	2
22	GEMM-226	<i>Sotalia guianensis</i>	Boto-cinza	Quissamã	29/09/2010	Macho	80	3

Legenda: CT: comprimento total do espécime (em centímetros)

Anexo 03: Informações acerca da leitura das concentrações de cádmio no espectrômetro com forno de grafite

- **Comprimento de Onda (λ):** 228,8 nm
- **Fenda:** 0,7 nm
- **Modificador:** 150 μL Pd (NO_3)₂ + 100 μL Mg (NO_3)₂ + até 1 mL HNO_3 (a 0,2%)

Programa de Temperatura - Cd

Passo (Step)	Temperatura (Temperature) (°C)	Rampa (Ramp)	Manter (Hold)	Parar o fluxo (Stop Flow)	Leitura (Read)
1	90	5	5		
2	120	5	10		
3	900	10	30		
4	20	1	5		
5	1600	0	5	0	Leitura
6	2650	1	3		
7	20	1	5		

Anexo 04: Informações acerca da leitura das concentrações de cobre no espectrômetro com forno de grafite

- **Comprimento de Onda (λ):** 324,8 nm
- **Fenda:** 0,7 nm
- **Modificador:** não tem

Programa de Temperatura - Cu

Passo (Step)	Temperatura (Temperature) (°C)	Rampa (Ramp)	Manter (Hold)	Parar o fluxo (Stop Flow)	Leitura (Read)
1	90	5	5		
2	120	5	10		
3	1000	10	30		
4	20	1	5		
5	2300	0	5	0	Leitura
6	20	1	5		
7	2650	1	3		
8	20	1	5		

Anexo 05: Informações acerca da leitura das concentrações de manganês no espectrômetro com forno de grafite

- **Comprimento de Onda (λ):** 279,5 nm
- **Fenda:** 0,2 nm
- **Modificador:** 150 μ L Pd (NO₃)₂ + 100 μ L Mg (NO₃)₂ + até 1 mL HNO₃ (a 0,2%)

Programa de Temperatura – Mn

Passo (Step)	Temperatura (Temperature) (°C)	Rampa (Ramp)	Manter (Hold)	Parar o fluxo (Stop Flow)	Leitura (Read)
1	90	1	15		
2	120	10	20		
3	1300	10	15		
4	20	1	10		
5	2300	0	5	0	Leitura
6	20	1	5		
7	2650	1	3		
8	20	1	5		

Anexo 06: Informações acerca da leitura das concentrações de selênio no espectrômetro com forno de grafite

- **Comprimento de Onda (λ):** 196,0 nm
- **Fenda:** 0,7 nm
- **Modificador:** 150 μ L Pd (NO₃)₂ + até 1 mL HNO₃ (a 0,2%)

Programa de Temperatura - Se

Passo (Step)	Temperatura (Temperature) (°C)	Rampa (Ramp)	Manter (Hold)	Parar o fluxo (Stop Flow)	Leitura (Read)
1	90	10	10		
2	120	10	10		
3	900	10	30		
4	20	1	10		
5	2200	0	5	0	Leitura
6	20	1	5		
7	2650	1	3		
8	20	1	15		