



UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
ESCOLA DE NUTRIÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ALIMENTOS, NUTRIÇÃO E SAÚDE

LUÍS FERNANDES PEREIRA SANTOS

**Avaliação dos Teores de Cádmiu e Chumbo em Pescado
Proveniente de São Francisco do Conde, Bahia.**

Salvador
2011

LUÍS FERNANDES PEREIRA SANTOS

**Avaliação dos Teores de Cádmio e Chumbo em Pescado
Proveniente de São Francisco do Conde, Bahia.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Alimentos, Nutrição e Saúde da Escola de Nutrição da Universidade Federal da Bahia como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre.

**Orientador: Prof. Dr. Ivaldo Nidio Sitonio
Trigueiro**

Salvador
2011

Sistema de Bibliotecas - UFBA

Santos, Luís Fernandes Pereira.
Avaliação dos teores de cádmio e chumbo em pescado proveniente de São Francisco do Conde, Bahia / Luís Fernandes Pereira Santos. - 2011.
75 f. : il.

Inclui anexos

Orientador: Prof. Dr. Ivaldo Nídio Sítonio Trigueiro.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal da Bahia, Escola de Nutrição, Salvador, 2011.

1. Pescados - Contaminação - São Francisco do Conde (BA). 2. Cádmio - Bioacumulação - Análise. 3. Chumbo - Bioacumulação - Análise. 4. Espectroscopia de absorção atômica. 5. Grafita. I. Trigueiro, Ivaldo Nídio Sítonio. II. Universidade Federal da Bahia. Escola de Nutrição. III. Título.


CDD - 641.392
CDU - 639.2


TERMO DE APROVAÇÃO

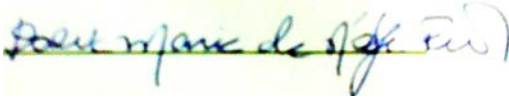
Luis Fernandes Pereira Santos

Avaliação dos Teores de Cádmio e Chumbo em Pescado
Proveniente de São Francisco do Conde, Bahia.

Trabalho aprovado como requisito parcial para obtenção do grau
de Mestre em Alimentos, Nutrição e Saúde do Programa de Pós-Graduação em Alimentos,
Nutrição e Saúde da Escola de Nutrição da Universidade Federal da Bahia,
pela seguinte banca examinadora:

Prof. Dr. Ivaldo Nídio Sítonio Trigueiro – Orientador 
Pós-Dr. em Ciências da Saúde pela Universidade de São Paulo – USP
Escola de Nutrição/ Universidade Federal da Bahia – UFBA

Prof. Dr. Valfredo Azevedo Lemos – Examinador 
Dr. em Química pela Universidade Federal da Bahia – UFBA
Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia – UESB

Profa. Dra. Dalva Maria da Nóbrega Furtunato - Examinadora 
Dra. em Química pela Universidade Federal da Bahia – UFBA
Escola de Nutrição/ Universidade Federal da Bahia – UFBA

Salvador, 31 de março de 2011.

AGRADECIMENTOS

A Deus, que me concede a vida;

Aos meus pais, Luiz e Livia, que guiaram os meus passos para a senda do bem;

À minha esposa Maitê e filhinha Duda, que preenchem minha vida de alegria e amor;

Aos meus irmãos João, Rogério e Ana, pela amizade;

Ao meu orientador, Prof. Ivaldo Trigueiro, pelos bons conselhos, empenho na pesquisa, paciência na correção da dissertação e pela extrema confiança;

À Professora Ryzia Cardoso, pela amizade e valorosa dedicação à coordenação do projeto de pesquisa;

Aos professores José Ângelo e Dalva Furtunato, pelas contribuições e apoio durante o trabalho;

Ao Professor Valfredo Azevedo, pela grande parceria que viabilizou a consecução deste trabalho e por disponibilizar todos os recursos laboratoriais possíveis visando o êxito da pesquisa;

Ao mestrando Uelber, por cooperar e participar ativamente na pesquisa;

Ao Professor Clarivaldo Souza, pela extensa amizade;

À ex-diretora da ENUFBA Professora Iracema Veloso e à atual diretora Professora Marilena Assunção, pela compreensão e apoio;

À minha grande amiga e colega de trabalho Ayse Barbosa, por todo apoio e incentivo desde o início do meu mestrado;

Aos meus colegas de mestrado Elma, Permínio e Simone, pelo companheirismo e pela participação conjunta no projeto de pesquisa;

A todos os bolsistas do projeto de pesquisa que se dedicaram intensamente, em especial Daniela, Fernanda, Ícaro, Larissa, Lila, Mariana e Milena;

A José Carlos, secretário da Pós-Graduação da ENUFBA;

À FAPESB - Fundação de Apoio a Pesquisa do Estado da Bahia -, pela colaboração na aquisição dos materiais indispensáveis na pesquisa e por garantir financeiramente a realização da mesma;

A todos os pescadores e à comunidade de São Francisco do Conde, para quem dedicamos este trabalho;

E a todos que direta ou indiretamente participaram deste estudo.

RESUMO

No município baiano de São Francisco do Conde, peixes e mariscos representam a principal fonte de renda da população. Porém, há algumas décadas, vêm ocorrendo contaminações ambientais que prejudicam a disponibilidade das espécies marinhas e comprometem a saúde humana. A maioria dessas contaminações tem origem em atividades industriais que utilizam principalmente dois elementos-traço: o cádmio e o chumbo. Esses metais possuem elevado potencial tóxico, causando, além de doenças graves, modificações em células e enzimas importantes no organismo humano. Utilizando-se o método de Espectrometria de Absorção Atômica em Forno Grafite (GFAAS), foi possível a determinação dos teores de cádmio e chumbo em quatro espécies de pescado (robalo, tainha, sururu e camarão) mais consumidas pela população, totalizando 46 amostras. Em relação ao cádmio, a única espécie que ultrapassou o limite desse metal estabelecido pela Anvisa (BRASIL/1998), que é de $1,0 \mu\text{g g}^{-1}$ foi o sururu (*Mytela guyanensis*), com teor máximo de $1,1 \mu\text{g g}^{-1}$. As outras três espécies atingiram, no máximo, $0,12 \mu\text{g g}^{-1}$, que foi o caso da tainha (*Mugil brasiliensis*). Na detecção do chumbo, foram encontrados índices acima do limite estabelecido pela Anvisa (BRASIL/1998) para produtos de pesca, definido em $2,0 \mu\text{g g}^{-1}$. Foi o que ocorreu principalmente em amostras de sururu (*Mytela guyanensis*), variando numa faixa de 0,28 a $5,4 \mu\text{g g}^{-1}$, e amostras de camarão (*Penaeus brasiliensis*), variando de 0,19 a $3,4 \mu\text{g g}^{-1}$. Amostras de tainha (*Mugil brasiliensis*) e robalo (*Centropomus undecimalis*) atingiram baixos teores de chumbo, respectivamente, de 0,10 a $0,81 \mu\text{g g}^{-1}$ e de 0,14 a $1,5 \mu\text{g g}^{-1}$. As análises de ambos os metais evidenciam que, entre as espécies estudadas, a tendência à acumulação de elementos-traço nos mariscos foi muito maior que nos peixes.

Palavras-chaves: Cádmio, Chumbo, GFAAS, Tainha, Robalo, Camarão, Sururu.

ABSTRACT

In the city of Bahia, São Francisco do Conde, fish and seafood are the major source of income of the population. However, some decades ago, have been occurring environmental contamination that harm the availability of marine species and threaten human health. Most of this contamination comes from industrial activities that primarily use two trace elements, cadmium and lead. These metals have a high toxic potential, causing serious illnesses in addition to, changes in cells and enzymes important in the human body. Using the method of Atomic Absorption Spectrometry Graphite Furnace (GFAAS), it was possible to determine the levels of cadmium and lead in four species of fish (sea bass, mullet, sururu and shrimp) more consumed by the population, totaling 46 samples. For cadmium, the only species that exceeded the limit established by this metal Anvisa (BRASIL/1998), which is $1.0 \mu\text{g g}^{-1}$ was the sururu (*Mytela guyanensis*) with a maximum of $1.1 \mu\text{g g}^{-1}$. The other three species reached a maximum of $0.12 \mu\text{g g}^{-1}$, which was the case of the mullet (*Mugil brasiliensis*). In the detection of lead levels were detected above the limit set by ANVISA (BRASIL/1998) for fishery products, set at $2.0 \mu\text{g g}^{-1}$. That is what occurred mainly in samples of sururu (*Mytela guyanensis*), ranging in age from 0.28 to 5, $4 \mu\text{g g}^{-1}$, and samples of shrimp (*Penaeus brasiliensis*), ranging from 0.19 to $3.4 \mu\text{g g}^{-1}$. Samples of mullet (*Mugil brasiliensis*) and sea bass (*Centropomus undecimalis*) achieved low levels of lead, respectively, from 0.10 to $0.81 \mu\text{g g}^{-1}$ and 0.14 to $1.5 \mu\text{g g}^{-1}$. Analyses of both metals showed that, among the species studied, the tendency to accumulation of trace elements in seafood was much higher than in fish.

Keywords: Cadmium, Lead, GFAAS, Bass, Mullet, Sururu, Shrimp.

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

- ALA-D – ácido δ -aminolevulínico desidratase
- ANOVA – *Analyses of Variances* (Análise de Variância entre Grupos)
- ANVISA – Agência Nacional de Vigilância Sanitária
- APA – Área de Proteção Ambiental
- BTS – Baía de Todos os Santos
- Cd – Cádmio
- CDC – *Center for Disease Control and Prevention* (Centro de Controle e Prevenção de Doenças)
- CETEM – Centro de Tecnologia Mineral
- CRA – Centro de Recursos Ambientais, atual IMA (Instituto do Meio Ambiente)
- D.O.U. – Diário Oficial da União
- ENUFBA – Escola de Nutrição da Universidade Federal da Bahia
- EPA – *Environmental Protection Agency* (Agência de Proteção Ambiental)
- FAO – *Food and Agriculture Organization* (Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação)
- OMS – Organização Mundial de Saúde
- FC – ferroquelatase
- GF AAS – *Graphite Furnace Atomic Absorption Spectrometry* (Espectrometria de Absorção Atômica em Forno de Grafite)
- IBAMA – Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
- IBMP – Índice Biológico Máximo Permitido
- IBE – Índices Biológicos de Exposição
- IEC – Instituto Evandro Chagas
- LTB – Limites de Tolerância Biológicos
- LOD – *Limit of Detection* (Limite de Detecção)
- LOQ – *Limit of Quantification* (Limite de Quantificação)
- MARC – *Monitoring and Assessment Research Center* (Centro de Monitoramento e Avaliação de Pesquisas)
- MERCOSUL – Mercado Comum do Sul
- N/R – Não realizada
- NIST – *National Institute of Standards & Technology* (Instituto Nacional de Normas e Tecnologia)
- OMS – Organização Mundial de Saúde
- Pb – Chumbo

PIB – Produto Interno Bruto
ppm – parte por milhão
ppb – parte por bilhão
PNUD – Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento
RLAM – Refinaria Landulfo Alves – Mataripe
SD – *Standard Deviation* (desvio padrão)
SVS/MS – Secretaria de Vigilância Sanitária do Ministério da Saúde
v/v – volume por volume
ZPP – zinco protoporfirina
UFBA – Universidade Federal da Bahia
UESB – Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Robalo (Ilustração: Jacinta Maria Castro Teixeira in ARAÚJO <i>et al</i> , 2004).....	16
Figura 2: Tainha (Ilustração: Jacinta Maria Castro Teixeira in ARAÚJO <i>et al</i> , 2004).	17
Figura 3: Camarão. (Foto: L.F.P. Santos, 11 jan. 2011, 15:43h)	17
Figura 4: Sururu. (Foto: Guy Nishida in NISHIDA <i>et al.</i> , 2006)	18
Figura 5: Peixes e mariscos coletados no desembarque em Muribeca. (Foto: L.F.P. Santos, 15, dez. 2010, 07:50h)	24
Figura 6: Pré-tratamento do camarão (<i>Penaeus brasiliensis</i>) e Sururu (<i>Mytella guyanensis</i>). (Foto: L.F.P. Santos, 20. Jan. 2011, 15:05h)	27
Figura 7: Digestão das amostras em forno de microondas. (Foto: L.F.P. Santos, Laboratório de Bioquímica dos Alimentos da Escola de Nutrição da Universidade Federal da Bahia, ENUFBA, 15 fev. 2011, 11:50h)	28
Figura 8: Espectrofotômetro de absorção atômica em forno de grafite, GFAAS. (Foto: L.F.P. Santos. 26, Jan. 2011, 18:13h – Laboratório de Química Analítica, Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, UESB)	29
Figura 9: Teores de cádmio e chumbo em amostras de sururu (<i>Mytella guyanensis</i>), oriundas de A (São Bento), B (Ilha do Pati) e C (Muribeca).	40
Figura 10: Teores de cádmio e chumbo em amostras de camarão (<i>Pnaeus brasiliensis</i>) oriundas de A (São Bento), B (Ilha do Pati) e C (Muribeca).	40
Figura 11: Teores de cádmio e chumbo em amostras de robalo (<i>Centropomus undecimalis</i>), oriundas de A (São Bento), B (Ilha do Pati) e C (Muribeca).	41
Figura 12: Teores de cádmio e chumbo em amostras de Tainha (<i>Mugil brasiliensis</i>), oriundas de A (São Bento), B (Ilha do Pati) e C (Muribeca).	41
Figura 13: Localização da área de estudo (Elaboração: Araori Coelho, Jan. 2011. Fonte: HADLICH <i>et al</i> , 2009; IBGE, 2004; idem, 2008)	i
Figura 14: Escória de resíduos industriais da antiga usina de beneficiamento de chumbo, às margens do Rio Subaé, Santo Amaro, BA (Foto: Jaqueline R. M. Braga).	ii
Figura 15: Curva de calibração para o cádmio, obtida em 26 jan. 2011.....	ix
Figura 16: Curva de calibração para o cádmio, obtida em 09 fev. 2011.....	ix
Figura 17: Curva de calibração para o chumbo, obtida em 24 jan. 2011.....	x
Figura 18: Curva de calibração para o chumbo, obtida em 08 fev. 2011.....	x

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1: Teores críticos de chumbo no sangue associadas a efeitos adversos em adultos e crianças.....	11
Tabela 2: Índices biológicos considerados normais e de tolerância na exposição ocupacional do chumbo.	11
Tabela 3: Efeitos do chumbo sobre a saúde de adultos e crianças.	12
Tabela 4: Interpretação clínica para níveis de chumbo no sangue.	13
Tabela 5: Cronogramas de coletas realizadas nos três pontos de amostragem em São Francisco do Conde.	23
Tabela 6: Programas de aquecimento do forno de microondas.....	27
Tabela 7: Protocolo utilizado para o modificador permanente tungstênio (1000 ppm)	29
Tabela 8: Condições técnicas do equipamento para realização das análises.....	29
Tabela 9: Protocolo utilizado para a leitura de amostras.....	30
Tabela 10: Valores certificados para os elementos no material de referência certificado Bovine Liver N° 1557b – NIST (NIST, 2001).	32
Tabela 11: Comparação dos resultados com os valores certificados pelo NIST (2001).	33
Tabela 12: Média dos teores de Cádmio e Chumbo nas espécies coletadas	iii
Tabela 13: Teores de metais encontrados na literatura.....	iv
Tabela 14: Estatística descritiva dos teores de cádmio e chumbo entre as espécies.	v
Tabela 15: Análise de variância dos teores de cádmio e chumbo entre as espécies.....	v
Tabela 16: Comparação entre as médias através dos testes de Bonferroni e Tukey dos teores de cádmio e chumbo entre as espécies.	v
Tabela 17: Teste de Homogeneidade da variância - Teste de Levene (Desvio absoluto) dos teores de cádmio e chumbo entre as espécies.	vi
Tabela 18: Teste de Homogeneidade da variância - Teste de Levene (Desvio dos quadrados) dos teores de cádmio e chumbo entre as espécies.	vi
Tabela 19: Estatística descritiva dos teores de cádmio e chumbo entre os locais de coleta....	vii
Tabela 20: Análise de variância dos teores de cádmio e chumbo entre os locais de coleta. ...	vii
Tabela 21: Comparação entre as médias através dos testes de Bonferroni e Tukey dos teores de cádmio e chumbo entre os locais de coleta.....	vii
Tabela 22: Teste de Homogeneidade da variância - Teste de Levene (Desvio absoluto) dos teores de cádmio e chumbo entre os locais de coleta.....	viii
Tabela 23: Teste de Homogeneidade da variância - Teste de Levene (Desvio dos quadrados) dos teores de cádmio e chumbo entre os locais de coleta.	viii

SUMÁRIO

1	Introdução.....	1
2	Referencial Teórico	3
2.1	Caracterização do Problema	3
2.2	Estudo dos Metais.....	6
2.2.1	Cádmio (Cd)	7
2.2.1	Chumbo (Pb)	8
2.3	Ocorrências de Contaminação em Pescado	14
2.4	Legislação sobre contaminantes em pescado	15
2.5	Espécies Pesquisadas	16
2.5.1	Robalo (<i>Centropomus undecimalis</i>)	16
2.5.2	Tainha (<i>Mugil brasiliensis</i>)	17
2.5.3	Camarão (<i>Penaeus brasiliensis</i>)	17
2.5.4	Sururu (<i>Mytella guyanensis</i>).....	18
3	Objetivos.....	21
3.1	Geral	21
3.2	Específicos.....	21
4	Materiais e Métodos	22
4.1	Materiais	22
4.1.1	Procedência das amostras	22
4.1.2	Coleta e cadastramento das amostras	22
4.1.3	Amostras.....	24
4.1.4	Reagentes e soluções	25
4.1.5	Preparo das soluções.....	25
4.1.6	Equipamentos e vidrarias	26
4.2	Métodos	26
4.2.1	Preparo das amostras	26
4.2.2	Abertura das amostras em forno de microondas	27
4.2.3	Análise dos metais	28
4.2.4	Determinação do limite de detecção e quantificação de Cd e Pb.....	31
4.2.5	Cálculo do teor de Cádmio e Chumbo em amostras de pescado.....	31
4.2.6	Equação para o cálculo do intervalo de confiança	31
4.2.7	Validação da metodologia utilizada	32
4.2.8	Tratamento dos dados	32
5	Resultados e discussão	33
5.1	Validação dos Resultados.....	33
5.2	Limite de Detecção (LOD) e Limite de Quantificação (LOQ) Encontrados	33
5.3	Curvas de Calibração.....	34
5.4	Teores Médios de Cádmio em Pescado.....	34

5.5 Teores Médios de Chumbo em Pescado.....	36
5.6 Discussão sobre os Impactos Ambientais.....	38
6 Conclusão	42
7 Referências	43

Anexos

Anexo I: Localização das áreas de estudo e pontos de coleta em São Francisco do Conde	i
Anexo II: Escória de resíduos industriais da antiga usina de beneficiamento de chumbo em Santo Amaro, BA	ii
Anexo III: Média dos teores de cádmio e chumbo nas espécies coletadas.....	iii
Anexo IV: Teores de metais encontrados na literatura	iv
Anexo V: Análise de variância sobre os teores de cádmio e chumbo entre as espécies.....	v
Anexo VI: Análise de variância sobre os teores de cádmio e chumbo entre os locais de coleta	vii
Anexo VII: Curvas de calibração para o cádmio e o chumbo.....	ix

1 INTRODUÇÃO

O município baiano de São Francisco do Conde, localizado na região metropolitana de Salvador, situa-se a 67 km da Capital, ao norte da Baía de Todos os Santos, e limita-se com as cidades Candeias, Madre de Deus, Santo Amaro da Purificação e São Sebastião do Passé, contando com uma área de 266,631 km² e 33.172 habitantes (IBGE, 2010). São Francisco do Conde faz parte da Área de Proteção Ambiental (APA) Joanes/Ipitanga, criada pelo Decreto Estadual Nº. 7.596, em 05/06/1999 (SETIN, 2010), por abrigar parte das Bacias Hidrográficas dos Rios Joanes e Ipitanga, que abrange suas nascentes, represas e estuário. Com grande abundância de rios e mangues, esse importante manancial é responsável por cerca de 40% do abastecimento de água da região metropolitana, o que justifica sua proteção ambiental. As suas belas praias associadas com a vegetação de restinga abrigam espécies da fauna e da flora com grande importância ambiental para o equilíbrio ecológico.

No Brasil Imperial, São Francisco do Conde foi um dos maiores pólos produtores de cana-de-açúcar. O sistema econômico, escravocrata e monocultor, permitiu o enriquecimento dos poucos senhores de engenho, tendo em Mem de Sá seu maior expoente. Se a riqueza concentrada não contribuiu para o desenvolvimento da população – que teve sua origem com a chegada dos monges beneditinos, no fim do século XVII, em contrapartida conferiu aos senhores de engenho uma notável força política (NOVA e NUNES, 2002).

Os ricos solos de massapé permitiram que a, então, Vila de São Francisco desenvolvesse uma próspera agroindústria açucareira. Além de produzir cachaça e açúcar, São Francisco do Conde era também um centro pesqueiro, com especialidade em camarões, que eram comercializados com a capital e outros núcleos do recôncavo. A prosperidade era tão visível e o prestígio político tão acentuado, que em 1859 o Imperador D. Pedro II criou a primeira escola do Ensino Agrônomo da América Latina. Com uma das mais completas bibliotecas do continente americano, cujo acervo era constituído por trinta mil títulos, a Escola Agrícola São Bento das Lages tornou-se centro de excelência no ensino técnico e superior, contando, em seu quadro docente, com professores e alunos provenientes da França, Inglaterra e Alemanha. (ESPÍRITO SANTO, 1998 *apud* NOVA e NUNES, 2002)

Com o desaquecimento do mercado mundial para a cana-de-açúcar, São Francisco permaneceu pequeno economicamente, enquanto municípios como Santo Amaro e Cachoeira cresciam como entrepostos comerciais e com o turismo respectivamente. Mas, esse panorama mudou drasticamente após a descoberta do petróleo na região. Ao se constatar sua existência no subsolo, um novo horizonte de desenvolvimento se descortinou para a cidade. Antes mesmo da

criação da Petrobrás, a região ganhou em 1950 a primeira refinaria moderna de petróleo do País (NOVA e NUNES, 2002).

Hoje, a principal atividade econômica na região é a petrolífera, fato que torna São Francisco do Conde o município brasileiro com o maior Produto Interno Bruto *per capita* (IBGE, 2008).

Apesar disso, a população da cidade sofre com o agravamento das desigualdades sociais, enfrentando problemas associados à pobreza, falta de infra-estrutura sanitária e saneamento básico, analfabetismo, entre outros. Muitas famílias dependem da pesca e da mariscagem como fonte de subsistência, a atividade pesqueira é uma tradição e herança cultural.

As atividades petrolíferas representam um peso significativo em termos de emprego e de *royalties* transferidos aos municípios que abrigam as atividades da Petrobrás, porém, do ponto de vista do impacto ambiental causado por derramamento de óleo, este, deve ser avaliado, levando-se em conta as conseqüências acarretadas sobre os diferentes grupos sociais presentes nas áreas afetadas. Em caso de derramamento, as populações que têm um contato com a água são as mais vulneráveis aos efeitos negativos de um acidente (VEIGA e PROST, 2009).

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Caracterização do Problema

O Brasil possui cerca de 7.400 km de região costeira, abrangendo uma série de ecossistemas com condições específicas, dentre os quais os manguezais são considerados áreas de preservação permanente. Neste ecossistema, as raízes das árvores prendem e estabilizam o sedimento e fornecem substrato para algas, esponjas e moluscos, que, por sua vez, atraem peixes e crustáceos em busca de alimento. Os detritos das folhas e microrganismos associados formam a base da cadeia alimentar nos mangues, além de servirem de alimento quando transportados para águas adjacentes mais profundas (PRÓSPERI e NASCIMENTO, 2006 *apud* DAVID, 2007)

Os manguezais são conhecidos pela sua importância tanto ecológica quanto sócio-econômica, devido às atividades de mariscagem desenvolvidas por comunidades próximas, tornando-se recurso de grande valor econômico, cultural, científico e recreativo, cuja perda seria irreparável (SCHAEFFER-NOVELLI, 1999).

O ecossistema de manguezal predomina como unidade de paisagem na interface continente e ambiente marinho na área de estudo. Sua existência é fundamental para a sobrevivência dos pescadores em virtude dos múltiplos serviços ambientais por eles exercidos, assim como pelo que representa enquanto fonte de alimentos e espaço de trabalho onde se constroem as relações sociais e as inter-relações das comunidades (BARROS *et al.*, 2000).

A mistura de águas marinha e fluvial e a inundação freqüente a que são submetidos pelas marés impõem aos manguezais variações extremas de pH, além de proporcionarem condições permanentemente redutoras para os sedimentos e águas intersticiais. Nesses ambientes, a precipitação de metais é favorecida pelo alto pH e pela disponibilidade de sulfetos, devido às condições de redução na camada subsuperficial do sedimento (MASUTTI *et al.*, 2002).

Assim, os manguezais participam da dinâmica geoambiental nos ambientes litorâneos cuja evolução depende dos fluxos de matéria e energia associados aos processos hidrodinâmicos, derivados das oscilações de marés, vinculando trocas proporcionadas pela interação e interdependência entre os componentes do manguezal e de ecossistemas adjacentes. Nesse contexto, situam-se os apicuns (HADLICH, 2009), que correspondem a vastas áreas desnudas ou cobertas com vegetação rasa, podendo estar cobertos, em períodos de estação seca, por eflorações salinas; em todo o mundo, são encontrados em áreas litorâneas intertropicais, sempre associados a manguezais (MARIUS, 1985).

Essas áreas são de extrema importância para as comunidades tradicionais, uma vez que delas provém boa parte das proteínas (marisco e pescado), tão essenciais para a subsistência das comunidades ribeirinhas. Porém, a poluição marinha por resíduos tóxicos de elementos-traço tem comprometido a qualidade de vida da população, deixando um passivo ambiental, que se reflete na contaminação dos elementos naturais, incluindo a biota comestível.

Como forma de subsistência, grande parte da população tem como principal fonte de renda a atividade de pesca e mariscagem; além de comercializar, utilizam esses alimentos para o consumo próprio. Entre os principais recursos pesqueiros da localidade ressaltam-se o camarão (*Penaus brasiliensis*), sururu (*Mytella guyanensis*), tainha (*Mugil brasiliensis*) e robalo (*Centropomus undecimalis*), que são obtidos e comercializados no município e em cidades próximas. Aproximadamente uma centena de famílias vive da captura de sururu (*Mytilus perna*), abastecendo os restaurantes da cidade e de localidades próximas. Isto representa, por projeção, aproximadamente 30 a 50 marisqueiras que produzem diariamente, em média, “50 litros” de moluscos para comercialização ou, aproximadamente, 800 a 1.000 Kg de moluscos por dia.

Nestas extensas regiões de manguezal é que instalaram-se, ao longo de décadas, diversas indústrias que são importantes para o beneficiamento de matérias-primas, como os derivados de petróleo e os lingotes metálicos, mas que não têm aliado a essa produção, um comprometimento com a minimização dos impactos gerados por suas atividades.

Localizada em São Francisco do Conde, a Refinaria Landolfo Alves – Mataripe (RLAM) começou a ser construída em 1949 e está diretamente ligada à descoberta dos primeiros poços de petróleo no País. Nacionalmente, é a segunda maior refinaria e maior produtora de parafina e gasolina (MAIA, 2005).

À época da construção da refinaria, o entorno da planta petrolífera era extremamente inóspito e a ligação com a capital era feita através de barcaças. Não havia estradas o que levou os empregados a fixar residência nas imediações do local de trabalho. Essa circunstância promoveu a criação de casas e posteriormente toda a infra-estrutura de uma cidade (NOVA e NUNES, 2002).

Apesar de a produção de petróleo ter propiciado o desenvolvimento de toda a região, as condições de vida da maioria da população estão muito abaixo do esperado. O município enfrenta atualmente muitos problemas sociais, 56% da população está abaixo da linha de pobreza, sua taxa de mortalidade infantil está acima do máximo considerado aceitável pela OMS, não existe tratamento de esgotos no município e o acesso à água encanada chega para apenas cerca de metade da população (MACHADO, 2006).

Há mais de 25 anos, as instituições públicas e a sociedade têm conhecimento de impactos ambientais e suas conseqüências à saúde humana pelas emissões de contaminantes geradas pela atividade de beneficiamento de chumbo nas margens do Rio Subaé. Desde o início das operações de uma fábrica, atualmente desativada, ocorreram inúmeras reclamações dos moradores locais, relatando a morte de animais que pastavam no entorno da empresa. Nesta época, por solicitação de pecuaristas locais, Hans F. K. Dittimar realizou os primeiros estudos na área, elaborando um relatório técnico que apontava a empresa como responsável pela contaminação dos compartimentos ambientais da área e pela morte de animais (ANJOS, 2003). Nessa ocasião, ocorreu a primeira solicitação de encerramento da fábrica, baseado na infração do Decreto nº 50.877, de 29 de junho de 1961, referente à poluição dos cursos d'água. Porém, somente em 1993, a empresa encerrou suas atividades em Santo Amaro (CARNEIRO JR., 2010).

Segundo Anjos (2003), esta empresa produziu e depositou aleatoriamente 490.000 t de escória contaminada com elementos-traço – sobretudo cádmio (Cd) e chumbo (Pb). Além da deposição destes resíduos nas áreas de suas instalações, a empresa doou a escória que foi utilizada pela Prefeitura do município para pavimentar as vias públicas e pela população na pavimentação das vias de acesso e fundações de suas casas. Essa escória era utilizada por ser facilmente compactada e absorver pouca água, impermeabilizando bem o solo. A própria empresa admitiu ter lançado, por meio de emissões para a atmosfera, no período de 1960 a 1977, 400 t de Cd e uma média mensal de 1.152 t de SO₂, durante os 33 anos de funcionamento. As emissões de metais pesados no rio Subaé, por meio dos efluentes líquidos, são de quantificação imprecisa (CARNEIRO JR., 2010).

A deposição de material particulado suspenso contendo metais emitidos pela empresa pode ter ocorrido em áreas com baixa velocidade de fluxo, com condições existentes nos manguezais na zona estuarina do rio Subaé, em Santo Amaro, até sua foz na Baía de Todos os Santos, em São Francisco do Conde. Estas premissas são válidas principalmente para os elementos-traço de baixa mobilidade ambiental.

Na década de 70, quando as emissões de efluentes eram lançadas diretamente sem tratamento, estudos constataram a contaminação do rio Subaé pelos efluentes da usina metalúrgica em amostras de água analisadas, apresentando valores para os metais dissolvidos (Cd e Pb) que superavam os limites máximos permitidos para as águas estabelecidos pela Organização Mundial de Saúde (OMS) (REIS, 1975).

2.2 Estudo dos Metais

Considera-se metal tóxico todo aquele que pertence a um grupo de elementos que não possui características benéficas e nem essenciais para o organismo vivo, produzindo efeitos danosos para as funções metabólicas normais, mesmo quando presentes em quantidades traços. Por sua vez, metais essenciais podem tornar-se nocivos ao organismo humano quando ingeridos, através de alimentos, em quantidades muito acima das nutricionalmente desejáveis ou em casos de exposição por outras vias (GOBBI, 2007).

Alguns metais encontrados na natureza no solo, ar e água, além dos alimentos, são considerados como microelementos essenciais ao metabolismo dos organismos vivos. Entretanto, o excesso ou carência desses elementos pode levar a distúrbios no organismo, e em casos extremos, até a morte. Estes microelementos (ou micronutrientes) essenciais podem ser introduzidos nos tecidos vivos através da água, alimentos, respiração e até mesmo pela própria pele. Entretanto, de acordo com os organismos de saúde, 90% da ingestão de elementos-traço e outros contaminantes ocorrem por meio do consumo de alimentos (VIRGA *et al*, 2007).

Ocorre um acúmulo do metal quando a velocidade de absorção desse xenobionte, seja por exposição da água ou do alimento, excede à velocidade de sua eliminação. Em espécies marinhas, tal processo, conhecido como bioconcentração ou bioacumulação, depende de alguns fatores como: forma química do composto, concentração na água ou alimento, hábito alimentar, nicho ecológico, espécie envolvida, tempo de exposição e meia vida biológica nos tecidos (JOHNSON *et al*, 1993).

Uma vez absorvido por organismos, os metais tóxicos são geralmente retidos por proteínas e então transportados pelo sangue até tecidos onde podem ser estocados, ou biotransformados. Porém, os teores de metais encontrados em diferentes organismos expostos a um ambiente afetado por estes poluentes, depende também de fatores ambientais e biológicos do animal que vão interferir nos processos de biodisponibilidade. A bioconcentração ocorre mais intensamente em níveis tróficos superiores. Já o termo biomagnificação é reservado principalmente para uma bioacumulação associada aos diferentes níveis tróficos. Os peixes são suscetíveis a: bioconcentração diretamente, através da água ou do seu alimento, e biomagnificação, através da cadeia alimentar (HEATH, 1995 *apud* CURCHO, 2009).

Em ecossistemas aquáticos naturais, os metais ocorrem em baixos teores, mas em tempos recentes, a contaminação por metais, em particular elementos-traço, tem se tornado um problema preocupante. Esta situação é causada pelo crescimento populacional acelerado,

urbanização, expansão de atividades industriais, exploração de recursos naturais, extensão da irrigação e outras práticas da agricultura moderna, bem como a falta de regulamentação ambiental (BINEY *et al.*, 1994).

Dessa forma, as atividades antropogênicas têm introduzido esses metais na água numa quantidade superior ao que seria natural, causando poluições nesse ambiente. As atividades responsáveis por emissões de poluentes metálicos, tanto de cádmio quanto de chumbo vão desde as indústrias petroquímica, de cloro e hidróxidos a indústrias de veículos automotores e papéis. O cádmio e o chumbo não participam das reações bioquímicas necessárias à manutenção da vida, ou seja, são desprovidos de funções biológicas. Uma vez assimilados pelo organismo, através de contaminação exógena, são transportados para vários sítios e interagem com as células gerando diversos efeitos toxicológicos (SANTOS, 2009).

2.2.1 Cádmio (Cd)

Apesar de relativamente raro na natureza, o cádmio pode ser encontrado naturalmente em vegetais, na água, no solo e na atmosfera. Esse metal é um sub-produto da exploração do zinco e do chumbo, motivo pelo qual se torna uma das principais fontes de contaminação do meio ambiente. Descoberto em 1817, o cádmio vem sendo utilizado em uma variedade de aplicações, como na produção de pneus e plásticos, respondendo por 20% a 35% em banhos eletrólitos, e fabricação de baterias, dentre outros procedimentos industriais (PINTO *et al.*, 2005)

O cádmio é um metal de elevado potencial tóxico, que não possui função dentro dos organismos e sua acumulação pode provocar graves doenças mesmo em baixos teores (SANTOS, 2009). A contaminação de organismos aquáticos possibilita sua entrada na cadeia alimentar do homem. Assim, o cádmio atinge o corpo humano através da ingestão de alimentos, mas também através da respiração, e em raros casos por vias cutâneas (NRIAGU, 1987).

Os efeitos patológicos associados à toxicidade do cádmio são, além de severos, essencialmente irreversíveis, visto que lesa praticamente todas as células do organismo, atuando por bloqueio da respiração celular e de alguns sistemas enzimáticos fundamentais. Fixa-se nos pulmões, eritrócitos, baço, glândulas endócrinas e supra-renais, fígado e rim, sendo a dose letal estimada em $1\mu\text{g g}^{-1}$ de peso. A intoxicação aguda de Cd produz um quadro clínico característico: causa febre, cerca de quatro horas após a sua entrada no organismo, irritação nos olhos, nariz e garganta, tosse, dispnéia, fraqueza, náuseas, vômitos, cólicas abdominais, diarreia, e, após cerca de três dias, pode causar edema agudo de pulmão. Já na intoxicação crônica, pode-se ter o início dos sintomas anos

após a exposição, havendo o aparecimento de problemas respiratórios, cáries, amarelecimento dos dentes, anorexia, fadiga, perda de peso, palidez, anemia, proteinúria e dano tubular renal seguida de osteomalácia (PLUNKETT, 1987 e BRITO FILHO, 1988).

O cádmio circula na corrente sanguínea ligado a uma proteína, a tioneína. Este complexo cádmio-tioneína é filtrado pelo glomérulo e absorvido pelas células do túbulo proximal, onde a proteína é degradada e o cádmio passa a exercer seu efeito tóxico (BRITO FILHO, 1988).

A Norma Regulamentadora 7, do Ministério do Trabalho, determina o IBPM para o cádmio em $50\mu\text{g g}^{-1}$, devendo ser detectado através da urina (BRASIL, 1978).

A eliminação pelo organismo é muito lenta, e se dá através das vias renal e intestinal, sendo sua meia vida no corpo humano estimada na faixa de 10 a 30 anos. Não há nenhum tratamento efetivo para a remoção do cádmio dos tecidos (CAMPANHA FILHO, 2001).

2.2.1 Chumbo (Pb)

Do chumbo presente na Atmosfera, pode-se dizer que aproximadamente 96% é de origem antropogênica. Os principais usos dos compostos de Pb estão relacionados às indústrias extrativa, petrolífera, de baterias, tintas e corantes, cerâmica, cabos, tubulações e munições (SOUZA, 2005).

Apesar de relativamente abundante na crosta terrestre, o elemento chumbo não é encontrado naturalmente na forma de metal, pois está normalmente combinado com mais de um elemento químico, formando compostos de chumbo. Sendo um dos contaminantes mais comuns do ambiente, o chumbo causa efeitos toxicológicos tanto para homens quanto para animais (SANTOS, 2009). Esse metal tem sido extraído e utilizado pelo homem ao longo dos séculos, e a utilização de produtos à base de chumbo aumentou significativamente desde a Revolução Industrial (MOREIRA e MOREIRA, 2004).

O saturnismo é a intoxicação causada pelo chumbo e está na maioria das vezes relacionado à atividade profissional (DONA, 1999).

No homem, a ingestão de alimentos e o ar inalado são as principais fontes de chumbo no organismo humano, assim as vias digestivas e respiratórias são geralmente as rotas de absorção no organismo humano (GOES, 1991). Alguns fatores facilitam essa absorção, tais como carga corpórea e estado nutricional (deficiência de cálcio, ferro, potássio e zinco). Aproximadamente de 10 a 15% do chumbo presente em alimentos contaminados (comidas e bebidas) é absorvido no trato gastrointestinal dos adultos, sendo que este percentual pode atingir até 50% em se tratando de crianças, reflexo da tendência que as crianças têm de levar coisas à boca e da curiosidade em

manipular objetos, resultando num maior consumo de itens não comestíveis que podem vir a conter chumbo (TSALEV e ZAPRIANOV, 1985).

Nos pulmões fica retido de 25 a 30% da quantidade total de chumbo presente no ar inalado, dependendo do tamanho das partículas e da capacidade respiratória individual. Uma vez inalado e, de acordo com o tamanho das partículas, o chumbo é então depositado no trato respiratório. Apenas as partículas de chumbo menores que 1 μ m de diâmetro e os fumos alcançam os alvéolos pulmonares. O restante, correspondente às partículas de chumbo maiores que 5 μ m, é expelido por mecanismos mucociliares, sendo que parte deste chumbo é então absorvida pelo trato gastrointestinal (PIOTROWSKY e O'BRIEN, 1980).

No organismo, o chumbo é distribuído entre todos os tecidos e fluidos. O sangue e os órgãos representam um compartimento de troca rápida, uma vez absorvido na corrente sanguínea, parte do chumbo é filtrada e excretada e o restante é armazenado em diversos órgãos e no tecido ósseo, esse último representa compartimento de troca lenta. Segundo Boeckx (1986), o tempo de meia-vida do chumbo é estimado entre 28 e 36 dias no sangue e 46 dias nos tecidos macios. Em condições normais, o tempo de meia-vida biológico do chumbo no osso humano varia entre 10 a 20 anos (PIOTROWSKY e O'BRIEN, 1980 e BOECKX, 1986).

A principal via de excreção do chumbo pelo organismo ocorre através da urina (76%), em seguida, das fezes (16%) e, em menor escala, da descamação da pele, do suor, dos cabelos, as unhas e também o leite materno (TSALEV e ZAPRIANOV, 1985).

A exposição e o contato ao chumbo podem ocasionar grandes danos à saúde do homem. O chumbo age principalmente em três sistemas: sistema hematológico, sistema nervoso central e sistema renal. A exposição ao metal tem sido relacionada como causa de retardo mental e distúrbios no sistema reprodutor humano (DEMAYO *et al.*, 1982). Efeitos do chumbo são claramente observados em crianças, as quais possuem alta sensibilidade em seu sistema nervoso central, que ainda está em desenvolvimento. Investigações realizadas na Alemanha mostraram uma nítida associação entre o aumento da exposição do chumbo e o decréscimo da inteligência e distúrbios comportamentais em crianças (HUTTON, 1987).

Outras manifestações clínicas pela exposição ao chumbo são reprodutivas, neurológicas e carcinogênicas (MAVROPOULOS, 1999). A interferência do chumbo no funcionamento da membrana celular e de importantes enzimas leva à formação de complexos, tais como grupos -H₃PO₃, -NH₂, -OH e -SH, essa última é considerada a interação de maior importância do ponto de vista toxicológico devido à afinidade do chumbo com o enxofre (CHISOLM, 1971; TSALEV e ZAPRIANOV, 1985).

A ferroquelatase (FC) e o ácido δ -aminolevulínico desidratase (ALA-D) são duas enzimas que agem na formação da hemoglobina, por realizarem a síntese da heme, ambas têm suas ações afetadas pela presença do chumbo. A ferroquelatase pode ter sua ação inibida pelo chumbo, o que provoca um aumento de zinco protoporfirina (ZPP), molécula formada quando o íon ferro, essencial ao organismo, é impedido de ser fixado ao anel da protoporfirina para posterior formação da heme (COSTA, 2001). Num organismo deficiente de ferro, ocorre a ligação entre o zinco e a protoporfirina (ZPP), o zinco apresenta maior afinidade que o ferro. Assim, altos níveis de ZPP podem ocorrer nos casos de anemia por deficiência de ferro provocada pela intoxicação por chumbo (BOECKX, 1986 e CARVALHO *et al.*, 1986).

Alterações nos níveis de ZPP no sangue, bem como na atividade do ácido δ -aminolevulínico desidratase (ALA-D), são estabelecidas como biomarcadores específicos da toxicidade do chumbo no sangue. Até 1985, o Center for Disease Control and Prevention (CDC) estabelecia em $25 \mu\text{g dL}^{-1}$ o nível de chumbo no sangue a partir do qual poderiam ser observados efeitos na saúde das crianças, associados à toxicidade deste elemento. Entretanto, evidências mostravam que alguns efeitos danosos ocorriam em níveis inferiores ao estabelecido, como pode ser visto na Tabela 1 (COSTA, 2001).

Aproximadamente 3% da carga corpórea total do chumbo circula no sangue. Mais de 50% desta está associada à hemoglobina e apenas uma pequena e variável fração está livre no plasma (VILLAMIL, 2009).

Em estudo, Boeckx (1986) concluiu que, quando teores de chumbo no sangue atingiam $15 \mu\text{g dL}^{-1}$, ocorria uma diminuição da atividade do ALA-D. Os mais baixos níveis de chumbo no sangue estabelecidos pelo WHO e pelo MARC (Tabela 1) como indicadores da inibição da ALA-D por exposição de crianças ao chumbo eram ainda inferiores ao valor indicado por Boeckx (1986).

Tabela 1: Teores críticos de chumbo no sangue associadas a efeitos adversos em adultos e crianças.

Efeitos	Pb no sangue ($\mu\text{g dL}^{-1}$)			
	Adultos		Crianças	
	WHO ^a	MARC ^b	WHO	MARC
Inibição da ALA-D ^c	10	9	10	11 (t) ^f
Inibição da incorporação do Fe à protoporfirina – Aumento nos níveis do eritrócito protoporfirina livre	30	19	20	21
Aumento da ALA-U ^d	40	34	40	38
Aumento da coproporfirinana na urina	-	37	-	41 (t)
Anemia	50-100 (f) ^e	63	40	25
Sistema nervoso central	60-70 (f)	-	50 (t)	40 (t)
Sistema nervoso periférico	40-50 (t)	37 (t)	-	-

(Fonte: PIOTROWSKY e O'BRIEN, 1980). *a.* WHO: World Health Organization; *b.* MARC: Monitoring and Assessment Research Center; *c.* Ácido δ -aminolevulinico desidratase; *d.* Ácido δ -aminolevulínico urinário; *e.* (f) – faixa de incerteza assumida; *f.* (t) tentativa estimada.

No Brasil existem normas apenas para a exposição ocupacional ao chumbo, que são estabelecidas através da portaria nº 3.214/78 do Ministério do Trabalho (COSTA, 2010). Esta portaria determina o limite de tolerância de exposição ao chumbo no ar em $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (BRASIL, 1978). O valor de referência da normalidade (valor encontrado em população não exposta), para o chumbo no sangue é de $40 \mu\text{g dL}^{-1}$ e o Índice Biológico Máximo Permitido (IBMP) é de $60 \mu\text{g dL}^{-1}$ (MINOZZO *et al*, 2009).

A utilização de índices de exposição, tais como os níveis de absorção (chumbo no sangue e na urina) e as alterações relacionadas à síntese da heme, permitem o controle biológico. Na Tabela 2 são apresentados os valores dos índices biológicos regulamentados pela Portaria nº 12, de 06/06/1983, da Secretaria de Segurança e Medicina do Trabalho (LARINI, 1993) e por esta norma técnica.

Tabela 2: Índices biológicos considerados normais e de tolerância na exposição ocupacional do chumbo.

Índices Biológicos de Exposição (IBE)	Valores normais	Limites de Tolerância Biológicos (LTB)
Chumbo no sangue	Até $40 \mu\text{g dL}^{-1}$	$60 \mu\text{g dL}^{-1}$
Chumbo na urina	Até $50 \mu\text{g dL}^{-1}$	$150 \mu\text{g dL}^{-1}$
ALA-D	$30-60 \text{ U L}^{-1*}$	10 U L^{-1*}
Zinco protoporfirina	Até $65 \mu\text{g dL}^{-1}$	$200 \mu\text{g dL}^{-1}$
Protoporfirinas livres	Até $60 \mu\text{g dL}^{-1}$	$300 \mu\text{g dL}^{-1}$
ALA-U	Até $4,5 \text{ mg L}^{-1}$	15 mg L^{-1}
Coproporfirina urinária	Até $150 \mu\text{g dL}^{-1}$	$200 \mu\text{g dL}^{-1}$

(Fonte: LARINI, 1993) * U L^{-1} = micromoles de ALA-D utilizado/min/L de eletrócitos.

Ainda segundo o CDC (1991), níveis de chumbo no sangue inferiores a $10 \mu\text{g dL}^{-1}$ em crianças são associados à diminuição da inteligência e prejuízo no desenvolvimento neurocomportamental, apesar de não causarem sintomas aparentes. Na Tabela 3 constam os efeitos associados a diferentes teores de chumbo sobre o organismo de adultos e crianças.

Tabela 3: Efeitos do chumbo sobre a saúde de adultos e crianças.

Teores de chumbo $\mu\text{g dL}^{-1}$ ($\mu\text{mol L}^{-1}$)	Efeitos na saúde	
	Crianças	Adultos
< 10 (0,48)	Transferência placentária	Limite do CDC.
10 (0,48)	Comprometimento de QI, audição e crescimento	-
> 10 (0,48) e < 20 (0,96)	Interferência no desenvolvimento de células cerebrais; Interferência na capacidade de produção de glóbulos vermelhos; Nascimento prematuro, redução do peso, dificuldade em manter o equilíbrio. Possível decréscimo na capacidade de absorção da vitamina D	Hipertensão; Interferência na capacidade de produção de glóbulos vermelhos em mulheres
> 20 (0,96) e \leq 30 (1,44)	Nervos afetados (tempo de reação lento, mal estar)	Aumento da pressão sanguínea, Perda da audição, Interferência na capacidade de produção de glóbulos vermelhos nos homens
> 30 (1,44) e \leq 40 (1,93)	Decréscimo na capacidade de absorção da vitamina D	Problemas nos nervos, diminuição da motilidade; Infertilidade nos homens; danos nos rins.
> 40 (1,93) e < 50 (2,41)	Decréscimo na capacidade de produção de glóbulos vermelhos	
> 50 (2,41) e \leq 100 (4,83)	Dores estomacais, câimbras; Anemia. Danos aos rins; Coma.	Decréscimo na capacidade de produção de glóbulos vermelhos; Decréscimo no tempo de vida; Coma.
150 (7,24)	Morte	Morte

(Fonte: ATSDR, 1988 *apud* PALAZUELOS-REDÓN, 1997)

O chumbo pode também causar encefalopatia em crianças. Estudos indicam que níveis de chumbo no sangue entre 90 e $400 \mu\text{g dL}^{-1}$ produzem sinais de encefalopatia aguda como hiperatividade, ataxia, convulsões e coma (CHISOLM, 1971 e SKERFVING, 1988). Para Boeckx (1986), crianças que sobreviveram à exposição a elevados níveis de chumbo apresentam efeitos irreversíveis como mudanças de comportamento e retardo mental. A Tabela 4, a seguir, apresenta as recomendações médicas em crianças que apresentam variadas taxas de chumbo no sangue.

Tabela 4: Interpretação clínica para níveis de chumbo no sangue.

Classe	Pb no sangue ($\mu\text{d dL}^{-1}$)	Recomendações
I	≤ 9	Não é considerada intoxicada pelo Pb
IIA	10-14	Ocorrência de muitos casos: Iniciar atividades de prevenção à intoxicação causada pelo chumbo na comunidade. Avaliações frequentes.
IIB	15-19	Orientação nutricional e preventiva. Reexame frequente. Havendo persistência, o ambiente deverá ser investigado e deve ser iniciada a intervenção do mesmo
II	20-44	Avaliação médica. Tratamento farmacológico para desintoxicação. O ambiente avaliado e as fontes de intoxicação eliminadas.
IV	45-69 ≥ 70	Caso de emergência. Intervenção médica, inclusive com quelação. O ambiente deve ser interditado. Gerenciamento médico e ambiental devem ser iniciados imediatamente.

(Fonte: Adaptado de CDC, 1991.)

Em gestantes, o chumbo passa através da membrana placentária chegando até o feto, o que pode levar a nascimentos prematuros, redução do peso dos bebês, defeitos no nascimento e até aumento da mortalidade perinatal. Estudos mostram que níveis de Pb no sangue fetal são quase os mesmos encontrados no sangue materno. (TSALEV e ZAPRIANOV, 1985; CDC, 1991)

Mesmo com indícios sugerindo que o chumbo pode causar aberrações cromossômicas, há ainda discordâncias entre alguns estudiosos sobre o assunto, o que dificulta a formação de conclusões definitivas (NORDBERG *et al*, 2007). Apesar dos estudos pouco conclusivos acerca dos efeitos carcinogênicos e teratogênicos causados pelo chumbo, a exposição a altos níveis deste elemento pode produzir efeitos gonadotóxicos e fetotóxicos

Segundo a ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA), o chumbo e seus compostos inorgânicos são classificados no grupo B2, como prováveis carcinógenos humanos por via oral, ou seja, onde a evidência da carcinogenicidade (alteração da expressão do gene e da sobrevivência das células) em humanos é inadequada ou quando dados em humanos são inexistentes, mas há evidência suficiente em cobaias (DUFFUS, 1993). Esta classificação foi baseada em experimentos feitos com cobaias expostas a sais solúveis de chumbo na dieta ou por injeção subcutânea, nos quais foram observados tumores renais, estatisticamente significativos (CALABRESE e KENYON, 1991).

Liu *et al* (2008) citam alguns estudos clínicos onde se observaram defeitos cromossômicos em trabalhadores exposto com níveis de chumbo no sangue superiores a $60\mu\text{g dL}^{-1}$. Em outro estudo, também citado por esses autores, trabalhadores de uma indústria de baterias de chumbo com níveis de $40\mu\text{g dL}^{-1}$ deste elemento em amostra de sangue apresentaram além de uma redução na quantidade, anormalidades na morfologia e mobilidade dos espermatozóides em

amostras de sêmen. Segundo Calabrese e Kenyon (1991), o chumbo é apontado como um agente capaz de induzir transformações celulares e afetar a transcrição DNA a DNA e DNA a RNA. (COSTA, 2001)

2.3 Ocorrências de Contaminação em Pescado

Pesquisadores, em várias partes do Brasil, vêm denunciando a contaminação por elementos-traço em pescado. No município de Itaituba (PA), estudo realizado pelo Centro de Tecnologia Mineral (Cetem) e Instituto Evandro Chagas (IEC) detectou a contaminação de mercúrio em centenas de peixes de 30 espécies diferentes do Rio Tapajós, todas bastante consumidas na Amazônia. Em 65% das amostras havia teores do metal acima do aceitável pela Organização Mundial de Saúde (OMS), que é 0,5%. Em determinadas áreas pesquisadas, o teor de mercúrio encontrado em peixes chegou a ser 40 vezes maior do que o estipulado pela OMS. Em outra etapa desse estudo, feita pelo Instituto Evandro Chagas, órgão do Ministério da Saúde, os resultados foram mais alarmantes: de 700 pessoas examinadas, 50% continham mercúrio no organismo em índices superiores aos aceitos pela OMS. Em 2003, outro levantamento do IEC atestou que 60% dos bebês que nasceram nas maternidades públicas do município de Itaituba (PA), entre fevereiro e dezembro de 2002, sofreram os impactos da contaminação (CAMPBELL, 2005).

Em amostras de mexilhões (*Anomalocardia brasiliiana*) coletadas no Estuário Potengi/Jundiaí (RN), Emerenciano *et al.* (2008), através do método de Espectrometria de absorção atômica, encontrou o teor de chumbo de $4,9\mu\text{g g}^{-1}$, ou seja, acima do nível estabelecido pela Anvisa (BRASIL/1998), que é de $2,0\mu\text{g g}^{-1}$.

Rocha *et al.* (1985), em análise de chumbo em *Tilápia rendalli*, em São Paulo (SP), encontraram de $0,25$ a $11,4\mu\text{g g}^{-1}$ nas vísceras do peixe e de $0,24$ a $0,94\mu\text{g g}^{-1}$ na musculatura, ultrapassando o limite de $0,8$ ppm, preconizado pela legislação nacional de 1977, em $3,4\mu\text{g g}^{-1}$. Em análise de elementos-traço em siris azuis (*Callinectes sp.*) do município de Cubatão (SP), Virga *et al.* (2007) obtiveram teores máximos de $2,47\mu\text{g g}^{-1}$ para o cádmio e de $12,7\mu\text{g g}^{-1}$ para o chumbo.

Santos *et al.* (2007), em estudo quantitativo de cádmio em espécies de atuns (*Scombridae*) provenientes do litoral do Rio de Janeiro, detectaram altos índices de cádmio no fígado de atum (*K. Pelamis*), $15\mu\text{g g}^{-1}$, chegando à conclusão de que grande quantidade de cádmio absorvido pelo peixe fica concentrada em seu fígado em detrimento do músculo, porção consumida.

Em Santo Amaro (BA), município vizinho a São Francisco do Conde, Reis (1975) realizou estudos ainda na época em que efluentes líquidos da antiga usina de chumbo eram emitidos diretamente no rio Subaé, assinalando a contaminação nas águas fluviais. Os valores encontrados para Cd^{+2} variaram entre 0,0042 e 0,0813 mg L^{-1} e para o Pb^{+2} entre 0,04 a 6,18 mg L^{-1} , superando os limites máximos para esses elementos na água estabelecidos pela Organização Mundial da Saúde – O.M.S. Também no rio Subaé, Donnier *et al.* (1977 *apud* CARVALHO *et al.*, 1986) encontraram teores de cádmio (em peso seco) variando de 80 a 135 $\mu\text{g g}^{-1}$ em amostras de ostra, de 13 a 40 $\mu\text{g g}^{-1}$ em amostras de siri e de 40 a 60 $\mu\text{g g}^{-1}$ em amostras de sururu.

Em São Francisco do Conde (Ba), Tavares (1996) analisou amostras de sururu, chegando a detectar elevados teores de até 33,7 $\mu\text{g g}^{-1}$ de chumbo.

2.4 Legislação sobre contaminantes em pescado

A ingestão de alimentos é uma das principais vias de contaminação de Cd e Pb no homem. Assim, a população é afetada quando o pescado a ser consumido é oriundo de águas contaminadas por algum composto bioacumulável na cadeia alimentar, tais como os abordados nesta pesquisa.

Em casos de contaminação marinha, as populações que têm contato com a água são mais vulneráveis aos efeitos negativos de um acidente, pois, na maioria das vezes, a contaminação não é visível, e só pode ser constatada após análise feita em laboratório; nem o consumidor nem o comerciante informal estão cientes do risco que correm.

Contaminantes inorgânicos, como elementos-traço (As, Cd, Cr, Cu, Hg e Pb), quando em quantidade superior ao limite de ingestão máxima preconizado por órgãos de saúde pública, são considerados tóxicos, pois podem causar problemas graves à saúde humana. Compostos ou elementos inorgânicos indesejáveis presentes nos alimentos são conceituados pela legislação brasileira como *aditivos incidentais*, que por definição é toda substância residual ou migrada presente no alimento, em decorrência de: 1) tratamento prévio a que tenha sido submetida a matéria-prima alimentar ou o alimento “in natura”; e 2) contato do alimento com artigos e utensílios empregados nas diversas fases de fabricação, manipulação, embalagem, transporte ou venda (Decreto-Lei nº 986 de 21/10/69 – D.O.U. de 21/10/69). Os aditivos incidentais são considerados **contaminantes**, segundo o Comitê Misto de Peritos da FAO/OMS sobre Aditivos para Alimentos da Comissão do *Codex Alimentarius*, sendo que o arsênio, o cádmio e o chumbo enquadram-se nessa definição: são *aditivos incidentais*, são contaminantes. (MANTOVANI, 2005)

Na legislação brasileira, o instrumento que estabelece os limites máximos de tolerância para os contaminantes inorgânicos em alimentos é o Decreto nº 55.871, de 26/03/65 (BRASIL, 1965). Já existem resoluções mais recentes alterando o decreto original. Atualmente, encontra-se em vigor no País a Portaria nº 685, de 27/08/98 (D.O.U, de 24/09/98) da SVS/MS, internalizando pontos já harmonizados no MERCOSUL sobre o tema e estabelecendo os limites máximos tolerados para contaminantes em alimentos. De acordo com esta Portaria, peixes e produtos de pesca possuem o limite tolerável para cádmio de $1\mu\text{g g}^{-1}$ e para chumbo $2\mu\text{g g}^{-1}$ (BRASIL, 1998).

2.5 Espécies Pesquisadas

2.5.1 Robalo (*Centropomus undecimalis*)

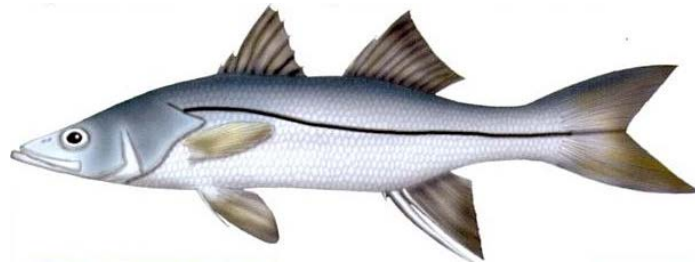


Figura 1: Robalo (Ilustração: Jacinta Maria Castro Teixeira *in* ARAÚJO *et al.*, 2004).

O *Centropomus undecimalis*, também conhecido como flecha, bicudo ou camorim, é um peixe marinho de águas costeiras que penetra em rios e estuários durante todas as fases do seu ciclo de vida em busca de boa qualidade ambiental e disponibilidade de alimento (BARROSO, 2007). Possui corpo alongado, nadadeiras enegrecidas ou amareladas, maxila inferior ultrapassando a superior e a linha lateral estendendo-se pela caudal (ARAÚJO *et al.*, 2004).

Durante o ciclo reprodutivo, os robalos buscam a foz de rios e estuários para acasalamento. Penetram em águas doces ou de baixa salinidade, utilizando esses locais como berçário, alimentam-se principalmente de camarões, caranguejos, siris e pequenos peixes. (GILMORE *et al.*, 1983; ARAÚJO *et al.*, 2004).

Esta espécie apresenta grande importância social, pois as capturas são basicamente provenientes da pesca artesanal (CERQUEIRA, 2002 *apud* BARROSO, 2007). No Brasil, é pescado, frequentemente, em praias, rios próximos ao mar e canais litorâneos. Sua carne é considerada de primeira qualidade e possui grande valor comercial (SZPILMAMN, 2000). São encontrados facilmente nos mercados, comercializados inteiros e fresco (ARAÚJO *et al.*, 2004).

2.5.2 Tainha (*Mugil brasiliensis*)

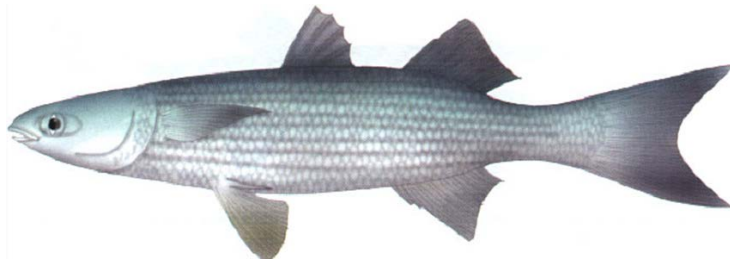


Figura 2: Tainha (Ilustração: Jacinta Maria Castro Teixeira in ARAÚJO *et al.*, 2004).

A tainha (família *Mugilidae*) é um tipo de peixe costeiro, abundante em águas estuarinas. Distribui-se por quase toda a costa do Brasil, sendo encontrada desde o estado do Amapá ao Paraná. É a maior espécie que ocorre no Brasil. Seu corpo é alongado e fusiforme. Não possui linha lateral e sua coloração é prata-azulada nos flancos, sendo o dorso mais escuro. Os indivíduos maiores alcançam mais de 1m de comprimento total e cerca de 9kg (MENEZES e FIGUEIREDO, 1985; IBAMA, 2006).

Desovam no mar e os juvenis, depois que adquirem a capacidade de nadar ativamente, locomovem-se para águas mais costeiras, penetrando então nos estuários, onde se estabelecem por algum tempo, subindo os rios por uma distância considerável. Ocorrem em grande número nas lagoas estuarinas e, ao que tudo indica, passam grande parte do seu ciclo de vida nesses ambientes, migrando depois para o mar (IBAMA, 2006). Alimentam-se de algas unicelulares (diatomáceas; dinoflagelados) ou filamentosas, detritos e animais (copépodes; poliquetas) (OLIVEIRA e SOARES, 1996; DEUS *et al.*, 2007).

2.5.3 Camarão (*Penaeus brasiliensis*)



Figura 3: Camarão. (Foto: L.F.P. Santos, 11 jan. 2011, 15:43h)

O camarão é um artrópode, crustáceo, decápode com abdome longo. A Família de camarão mais comum, no Brasil, é a *Penaeidae*. Os camarões da família *Penaeidae* que vivem nas águas costeiras rasas e estuarinas de nosso litoral são muito semelhantes em padrão, com raras diferenciações. As fêmeas de camarão desovam no mar. As larvas, quando nascem passam por três fases de desenvolvimento, em profundidade (pelágica), num intervalo que varia de 10 a 20 dias, a depender da temperatura da água ou da espécie de camarão. A fase que se segue a larval é conhecida como pós-larva. E é nesta fase que o camarão, com algumas semanas de vida, se concentra mais próximo à costa e nos estuários, e os pré-adultos migram dos criadouros para as zonas de reprodução no mar (D'INCAO, 1985).

2.5.4 Sururu (*Mytella guyanensis*)



Figura 4: Sururu. (Foto: Guy Nishida in NISHIDA *et al.*, 2006)

O sururu é um molusco bivalve da ordem Mytiloidea, amplamente distribuído na América Latina encontrado no litoral do Oceano Atlântico e Pacífico (NARCHI e GALVÃO-BUENO, 1983). É muito consumido no nordeste brasileiro, muitas vezes sendo a única fonte de proteína de alguns povoados mais pobres (BOFFI, 1979).

Nishida *et al.* (1995) encontraram duas variedades de sururus, nominadas segundo um critério ecológico: o sururu-do-mangue (*M. guyanensis*) e o sururu-de-coroa (*M. charruana*).

Na Baía de Todos os Santos, as marisqueiras de sururus reconhecem três variedades (marcas) distintas destes bivalves: o “sururu” (*Mytella guyanensis* e *Mytella falcata*), o “machadinha” (*Brachidontes exustus*) e o “sururu-de-velho” (*Cyrtopleura costata*), não sendo este último membro da família *Mytilidae*.

O *Mytella guyanensis* é encontrado em todo litoral brasileiro. Possui como habitat natural as águas salobras, vivem enterrados em substratos lodosos de zona entremarés de ambientes estuarinos, preferencialmente em ecossistemas de bosques de manguezal formado por *Rhizophora mangle* e *Avicennia germinans*, que constituem a vegetação de mangue. O solo apresenta-se lodoso,

devido à mistura de silte com matéria orgânica decomposta do mangue e de outros organismos, cuja combinação favorece a distribuição do mitilídeo nesse tipo de ecossistema. (PEREIRA *et al.*, 2003)

É característica comum os moluscos bivalves da família *Mytilidae* fixarem-se nas rochas e no substrato através do bisso, formando densos bancos naturais expostos ao ambiente e submetendo-se às suas variações de marés e salinidade (BOFFI, 1979)

NISHIDA e LEONEL (1995) afirmam que esta espécie de molusco fica submetida a um regime semi-diurno de maré, com dois períodos diários de recobrimento dos bancos. BACON (1975) relata que *M. guyanensis* ocorre em substratos de manguezais, na zona entremarés, podendo enterrar-se até uma profundidade de 20 cm durante a maré baixa.

Em estudo, PEREIRA *et al.* (2003) relataram que *M. guyanensis* distribui-se desde a margem do eixo principal do estuário e dos rios, adentrando a planície da zona entremarés até 12 m de distância e vive enterrado de 1 a 2 cm abaixo da superfície do solo, apresentando a parte anterior das valvas voltada em direção à superfície do solo e o umbo direcionado para o subsolo em posição vertical, de maneira que os animais podem enterrar-se no substrato até uma profundidade de 15 cm, utilizando o bisso para se fixar em raízes subterrâneas. A espécie pode apresentar comprimento máximo de 80 mm (BOFFI, 1979).

Dessa forma, o “mexilhão de estuário”, como pode ser chamado, é extraído dos bancos naturais para comercialização, entrando também no cardápio dos pescadores caiçaras como fonte protéica (PEREIRA-BARROS, 1987 e PEREIRA e GRAÇA LOPES, 1995).

Comunidades tradicionais de extratores de bivalves marinhos dos municípios costeiros, além de extraírem e, recentemente, praticarem a engorda de ostra para comercializá-la, também extraem o mexilhão de bancos naturais do estuário para complementar a renda familiar (PEREIRA *et al.*, 2003)

Por viver semi-enterrada em regiões estuarinas é de grande interesse em estudos de biomonitoramento, fornecendo dados sobre as condições do sedimento (NARCHI e GALVÃO-BUENO, 1983). Assim, os moluscos bivalves são amplamente utilizados como animais testes para estudos ecotoxicológicos, pois são bons bioindicadores de poluição ambiental, devido a seu hábito sésil e filtrador, com a capacidade de acumular diversas substâncias. Ao realizarem a filtração da água, entram em contato também com substâncias que estão presentes no meio, sendo algumas destas prejudiciais aos indivíduos.

Considerando-se os riscos possíveis de serem veiculados pela comercialização de peixes e mariscos oriundos de estuários da região de São Francisco do Conde, BA, expostos à área de influência de indústrias petroquímicas, a pesquisa realizada se justifica pelo elevado consumo das

espécies de mariscos e peixes que são extraídos das regiões de manguezal de São Francisco do Conde, e estão expostos à contaminação por metais capazes de se acumular em seus organismos, entrando, assim, na cadeia alimentar do homem. Diante desse contexto, objetiva-se sugerir indicadores ambientais que propiciem uma avaliação do processo de contaminação observado em mariscos e peixes consumidos em São Francisco do Conde.

3 OBJETIVOS

3.1 Geral

Avaliar os teores de cádmio e chumbo em pescado proveniente de São Francisco do Conde, Bahia.

3.2 Específicos

- Avaliar os teores de cádmio e chumbo em robalo, tainha, camarão e sururu;
- Avaliar a relação existente entre os teores de cádmio e chumbo e as espécies estudadas;
- Avaliar a relação existente entre os teores de cádmio e chumbo e os locais de coleta;
- Verificar se os teores de metais nos alimentos estudados estão abaixo dos limites estabelecidos pela legislação vigente.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Materiais

4.1.1 Procedência das amostras

As amostras utilizadas na presente pesquisa foram oriundas do município de São Francisco do Conde, localizado na Baía de Todos os Santos, que é considerada uma das maiores reentrâncias e mais importante baía navegável da costa tropical do Brasil. Apresenta uma topografia de fundo relativamente plano, com profundidade média de 6m. As correntes de maré são principalmente bidirecionais, e mais fortes durante a maré vazante (ONOFRE *et al*, 2007), com uma abundância de fauna marinha; tendo como coordenadas geográficas, latitude 12°37'16''S e longitude 38°41'27.93''W. Em relação ao nível do mar, a altitude é de 11 metros.

Para a presente pesquisa, foram definidos três pontos de coleta de amostra, constituídos por três associações de pescadores. Esta definição se deveu especialmente à logística empregada que necessitava de pescadores comprometidos com o cumprimento do cronograma de pesca, e pelo fato de essas três associações, dentre as visitadas, reunirem a maior quantidade de pescadores realmente em atividade. A localização dos pontos de coletas encontra-se no Anexo I.

De modo a facilitar a identificação dos espécimes estudados e dos pontos de coleta, convencionou-se codificar como A, B e C as localidades de São Bento, Ilha do Pati e Muribeca, respectivamente, onde foram realizadas as coletas. As referidas são originalmente regiões de manguezal, que sofrem a influência das marés e possuem a tradição da pesca artesanal e da mariscagem.

4.1.2 Coleta e cadastramento das amostras

Após uma pesquisa prévia com as associações de pescadores, para a determinação das espécies a serem analisadas, chegou-se ao número de quatro espécies: duas de peixe (tainha e robalo) e duas de marisco (sururu e camarão), largamente consumidos na região e comercializados em larga escala no comércio das cidades circunvizinhas e até mesmo da capital.

Dessa forma, para cada um dos três pontos de amostragem, foram programadas cinco coletas, conforme a Tabela 5.

Tabela 5: Cronogramas de coletas realizadas nos três pontos de amostragem em São Francisco do Conde.

Espécie	Número da coleta	Data de coleta ^a /Local		
		A	B	C
Sururu	1	30/09/2010	13/11/2010	11/01/2011
	2	07/10/2010	27/11/2010	20/01/2011
	3	14/10/2010	20/01/2011	02/12/2010
	4	28/10/2010	09/12/2010	N/R
	5	17/01/2011	14/01/2011	15/12/2010
Tainha	1	30/09/2010	13/11/2010	13/11/2010
	2	N/R ^b	27/11/2010	29/11/2010
	3	14/10/2010	14/01/2011	02/12/2010
	4	25/01/2011	20/01/2011	09/12/2010
	5	N/R	14/01/2011	N/R
Robalo	1	N/R	13/11/2010	14/01/2011
	2	07/10/2010	N/R	29/11/2010
	3	14/10/2010	N/R	02/12/2010
	4	28/10/2010	09/12/2010	09/12/2010
	5	17/01/2011	N/R	N/R
Camarão	1	30/09/2010	02/12/2010	N/R
	2	17/01/2011	20/01/2011	11/01/2011
	3	14/10/2010	02/12/2010	02/12/2010
	4	N/R	09/12/2010	09/12/2010
	5	01/11/2010	N/R	N/R

a. Coletas realizada entre os meses de setembro de 2010 a janeiro de 2011; *b.* N/R: coleta não realizada.

As coletas realizadas com êxito totalizaram **47 amostras**. As coletas não realizadas justificam-se devido às más condições meteorológicas e de maré, já que, em dias de chuva intensa ou com relâmpagos, a pesca do camarão foi interrompida. A temperatura alta das águas no período do verão dificultou a pesca do robalo na Baía de Todos os Santos, causando sua escassez entre os meses de setembro de 2010 e fevereiro de 2011.

Durante o processo de coleta, ocorreu abundância de tainha (*Mugil brasiliensis*) em todos os três pontos de coleta, além do sururu (*Mytella guyanensis*), que pode ser encontrado em grande quantidade por todas as localidades do município de São Francisco do Conde.

Os pescadores costumavam pescar nas madrugadas de lua crescente ou minguante, quando a maré se encontrava baixa, este fato pode ser explicado já que nessas condições há uma quantidade maior de cardumes e um menor risco de se perder a rede de pesca.



Figura 5: Peixes e mariscos a serem coletados no desembarque em Muribeca.
(Foto: L.F.P. Santos, 15, dez. 2010, 07:50h)

Logo após o desembarque, ocorreu a aquisição do pescado, sendo o mesmo devidamente acondicionado, conforme protocolo da pesquisa para esta etapa da coleta.

Após cada coleta, as amostras foram devidamente identificadas, registrando-se em formulário próprio a data, horário e local da coleta, condições do tempo e maré e técnico responsável, em seguida, foram embaladas em sacos plásticos e acondicionadas fechadas em caixas isotérmicas com gelo e encaminhadas de imediato ao Laboratório de Bioquímica dos alimentos da ENUFBA, para seu pré-tratamento (item 4.2.1).

4.1.3 Amostras

As amostras utilizadas na presente pesquisa foram de quatro espécies de pescado, classificadas em dois grupos constituídos de: peixes e mariscos. Sendo que o marisco foi subdividido em crustáceo e molusco.

a) Peixe:

- Robalo (*Centropomus undecimalis*) e
- Tainha (*Mugil brasiliensis*).

b) Marisco:

Crustáceo:

- Camarão (*Penaeus brasiliensis*) e

Molusco:

- Sururu (*Mytella guyanensis*).

Como a oferta de “sururu de mangue” (*Mytella guyanensis*) é maior que o “sururu de pedra” (*Mytella falcata*) em São Francisco do Conde, optou-se por trabalhar a espécie mais comum, a *Mytella guyanensis*. Para se obter em torno de 250 mg dessa espécie, foram necessários 5L do marisco *in natura* ainda com casca, assim esta quantidade de camarão caracterizou uma amostra.

Para o camarão (*Penaeus brasiliensis*), foi planejada a aquisição de 1Kg de camarão *in natura*, com casca, a cada coleta realizada. Porém não foi possível obter essa quantidade em todas as coletas.

Em relação às amostras de tainha (*Mugil brasiliensis*), foram coletadas em torno de 20 (vinte) peixes por amostragem. Para o robalo (*Centropomus undecimalis*), foram adquiridos em torno de cinco indivíduos por amostra, o que viabilizou as análises.

A tomada da amostra sempre se referiu a cada rede, no entanto, quando a quantidade do pescado era pequena, havia a unificação do produto pescado das várias redes.

4.1.4 Reagentes e soluções

Todos os materiais utilizados, tais como bandejas plásticas e vidros, foram previamente descontaminados em solução de Extran neutro (Merck) a 5% (v/v) por 24 h, lavados com água ultrapura e logo depois colocados em banho de HNO₃ a 10 % (v/v) Quemis P.A. por 24 h, lavados novamente com água ultrapura do tipo Milli-Q (Millipore, Bedford, MA,USA) e em seguida secos em estufa a 60°C. O objetivo desta lavagem foi eliminar os eventuais cátions metálicos que pudessem estar adsorvidas nas paredes dos recipientes e que pudessem interferir na análise do conteúdo dos minerais presentes.

4.1.5 Preparo das soluções

Modificador químico

Como modificador químico, foi utilizada uma solução a 2% v/v de nitrato de magnésio da Sigma Aldrich, transferindo-se um alíquota de 100µL para 2 mL de solução.

Soluções-padrões

Solução padrão de cádmio:

A solução-padrão de cádmio foi preparada com o reagente J.T.Baker Baker Instra-Analyzed Reagent, ao teor de 5µg L⁻¹ em Ácido Nítrico 60 a 70% J.T.Baker (Baker Instra-Analyzed Reagent, for trace metal analysis).

Solução-padrão de chumbo:

A solução-padrão de chumbo foi preparada com o reagente Quimis (Rastreado ao SRM 1361, NIST-USA1000ppm) ao teor de $10\mu\text{g L}^{-1}$ em Ácido Nítrico 60 a 70% da J.T.Baker (Baker Instra-Analyzed Reagent, for trace metal analysis).

4.1.6 Equipamentos

Foram utilizados equipamentos e vidrarias de uso rotineiro em laboratório, ressaltando-se o emprego do forno de Microondas *DGT 100 Plus*, 750 W ($\pm 10\%$), e do Espectrofotômetro de absorção atômica com forno de grafite, modelo HGA 900 Grafite Furnace, da Perkin Elmer. As tomadas volumétricas foram realizadas com micropipetas de precisão, Eppendorf. As vidrarias, utensílios e os materiais colocados em contato com as amostras foram devidamente desmineralizados.

4.2 Métodos

4.2.1 Preparo das amostras

Após a conferência das amostras em laboratório, os materiais utilizados no seu pré-preparo foram separados de acordo com as espécies analisadas. Deste modo, as bandejas e facas passaram por uma separação e identificação prévias.

Quanto aos peixes, tainha (*Mugil brasiliensis*) e robalo (*Centropomus undecimalis*), foram-lhes retiradas a pele e a cabeça, sendo obtido o filé. Após esta etapa, o pescado foi disposto em bandejas plásticas descontaminadas, de acordo com as Normas Analíticas do Instituto Adolfo Lutz (IAL, 2005).

Do sururu (*Mytella guyanensis*), foi retirado todo o conteúdo das conchas para as bandejas, descartando-se a casca e garantindo que apenas o material comestível do molusco fosse analisado na presente pesquisa. Da mesma forma, o camarão (*Penaeus brasiliensis*) teve sua casca descartada, aproveitando-se suas partes moles.



Figura 6: Pré-tratamento de camarão (*Penaeus brasiliensis*) e Sururu (*Mytella guyanensis*).
(Foto: L.F.P. Santos, 20. Jan. 2011, 15:05h)

Para a obtenção das amostras desidratadas, todo o material foi disposto em bandejas plásticas, e levado à estufa a $105^{\circ}\text{C}\pm 2$, por aproximadamente 48h até completa desidratação. Durante este período, a amostra foi homogeneizada esporadicamente para favorecer seu processo de desidratação. Após a desidratação, as amostras foram pulverizadas num liquidificador doméstico, passadas em peneiras de *nylon* domésticas, e, quando necessário, trituradas em gral, a fim de se obter um pó homogêneo. Em seguida, as amostras foram devidamente identificadas e colocadas em frascos de polietileno de aproximadamente 250mL. Finalmente, essas amostras foram imediatamente colocadas em dessecadores sob vácuo contendo sílica gel até o momento das análises.

4.2.2 Abertura das amostras em forno de microondas

Para o procedimento de digestão em forno de microondas foi utilizado o equipamento DGT 100 Plus, Provecto Analítica Ltda., de acordo com o programa de aquecimento descrito na Tabela 6, após a realização de estudo piloto que determinou ser esta a melhor configuração para a obtenção de amostras com características ideais para a análise dos metais.

Tabela 6: Programas de aquecimento do forno de microondas.

Step	Tempo (min)	P_{mx} (W)
1°	06	330
2°	06	530
3°	12	660
4°	10	790
5°	03	0

Para a abertura das amostras foram pesadas 0,100 g do pescado nos frascos reacionais e acrescidos 5,0 mL de HNO_3 65% (v/v), e 1,0 mL de H_2O_2 30% (v/v). Em seguida, os frascos foram devidamente fechados e colocados no carrossel do microondas com cavidade (*Figura 7*).

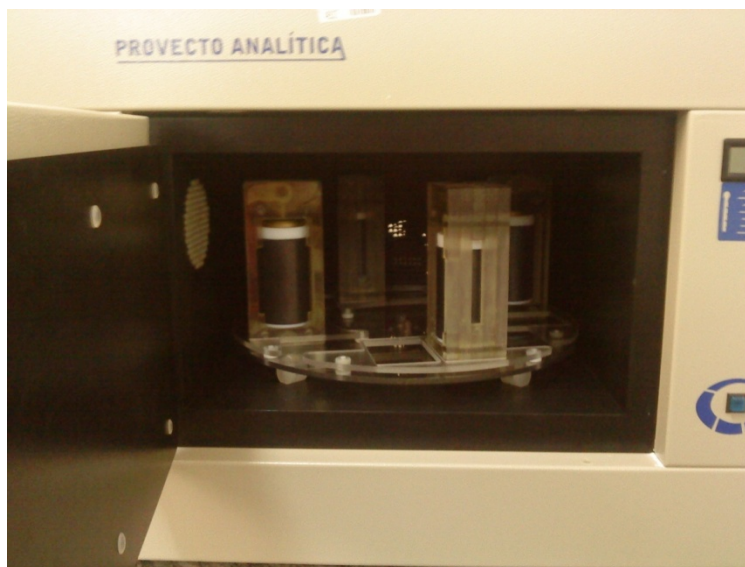


Figura 7: Digestão das amostras em forno de microondas.

(Foto: L.F.P. Santos, Laboratório de Bioquímica dos Alimentos da Escola de Nutrição da Universidade Federal da Bahia, ENUFBA, 15 fev. 2011, 11:50h)

Após o término do programa de aquecimento, os frascos reacionais foram retirados do carrossel do forno e deixou-se esfriá-los à temperatura ambiente. Em seguida, a pressão residual foi cuidadosamente desprendida em cada frasco, por abertura gradual em ambiente com exaustão. Esses frascos foram abertos, e os digeridos foram transferidos utilizando-se micropipetas previamente calibradas e avolumados com água ultrapura do tipo Milli-Q (Millipore, Bedford, MA,USA) para balões volumétricos de 10ml e por fim as soluções foram transferidas para frascos de vidro de 30 mL e mantidas sob refrigeração a $9^\circ\text{C} \pm 1$ até o momento das análises.

4.2.3 Análise dos metais

As determinações de Cd e Pb foram realizadas por Espectrometria de absorção atômica com forno de grafite, em triplicatas de amostra e de leitura. A leitura foi realizada em espectrofotômetro de absorção atômica com forno de grafite (GFAAS), modelo HGA 900 Grafite Furnace da Perkin Elmer (*Figura 8*), utilizando-se o modificador químico nitrato de magnésio Sigma Aldrich e o modificador permanente tungstênio (1000ppm), cujo protocolo de análise encontra-se estabelecido na Tabela 7. As análises dos metais foram realizadas no Laboratório de Química Analítica da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia (UESB).

Tabela 7: Protocolo utilizado para o modificador permanente tungstênio (1000 ppm).

Etapas	Temperatura (°C)	Rampa(s)	Patamar(s)	Fluxo de Gás (mL.min⁻¹)
Secagem 1	110	5	25	250
Secagem 2	150	10	25	250
Pirólise 1	600	10	20	250
Pirólise 2	1200	10	20	250
Atomização	2000	3	2	250
Limpeza	2200	0	5	0



Figura 8: Espectrofotômetro de absorção atômica em forno de grafite, GFAAS. (Foto: L.F.P. Santos. 26, Jan. 2011, 18:13h – Laboratório de Química Analítica, Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, UESB)

O equipamento utilizado foi calibrado em condições específicas de comprimento de onda, largura da fenda e gás para cada elemento, de acordo com a Tabela 8.

Para a presente pesquisa, foi utilizado o gás argônio 4.8, com pureza mínima de 99,998 % e, ABNT 245-1, CGA 580, volume 10 m³ e pressão 200 kgf/cm².

Tabela 8: Condições técnicas do equipamento para realização das análises.

Parâmetro	Cd	Pb
Comprimento de Onda	$\lambda = 228,8 \text{ nm}$	$\lambda = 283,3 \text{ nm}$
Largura da fenda	2.7/1.35	2.7/1.05
Corrente da lâmpada	4 mA	10 mA
Tempo de integração	5s	5s
Gás Inerte	Argônio	Argônio
Volume de Injeção	20 μL	20 μL
Volume do Modificador Permanente	50 μL	50 μL
Registro de Sinal	Altura de Pico (mm)	Altura de Pico (mm)

(Fonte: PERKIN ELMER, 2005).

O GFAAS foi programado para realizar as análises, considerando o processo de secagem, pirólise, atomização e limpeza, onde cada um exerce sua função no condicionamento da amostra para a leitura. Deste modo, o aumento da temperatura de pirólise favorece um bom sinal, porque oxida toda a matéria orgânica restando apenas o analito, porém o aumento da temperatura pode evaporar o metal de interesse, sendo a função do modificador exatamente proporcionar uma atomização regular. Na atomização, o fluxo é desligado para que não haja o arraste da amostra. A Tabela 9 apresenta o protocolo de análise utilizado na presente pesquisa.

Tabela 9: Protocolo utilizado para a leitura de amostras.

Etapas	Temperatura (°C)	Rampa (s)	Patamar (s)	Fluxo Interno (mL min⁻¹)
Secagem	100	5	20	250
Secagem	140	15	15	250
Pirólise	700	10	20	250
Atomização	1800	0	5	0
Limpeza	2600	1	5	250

Os protocolos utilizados para validação do método e construção das curvas de calibração foram realizados conforme orientações descritas por THOMPSON *et al.* (2002). Para tal, utilizou-se a metodologia do padrão interno, onde foi empregada a própria amostra como branco. A amostra Tainha 1C foi utilizada como branco para a análise do cádmio e Tainha 2B para análise do chumbo.

O método do uso de padrão interno foi utilizado devido à complexidade das amostras, que possuem espécies que afetam as propriedades da substância a ser determinada. A grande vantagem deste método é que torna a técnica bastante seletiva, não permitindo interferências da matriz na determinação do analito de interesse.

Para o chumbo, também foram realizadas duas curvas de calibração, utilizando-se o mesmo protocolo de diluição nas duas ocasiões, como consta na Tabela 12. Os pontos da curva foram determinados a partir da faixa do teor de chumbo, que variou de 2,5 a 10 $\mu\text{g L}^{-1}$.

Para aplicação da metodologia foram realizadas três leituras de cada réplica, Sendo os resultados expressos em $\mu\text{g g}^{-1}$ de peso seco, para comparação com os valores máximos de metais permitidos pelos órgãos sanitários.

4.2.4 Determinação do limite de detecção e quantificação de Cd e Pb

Os limites de detecção e quantificação foram obtidos fazendo-se a leitura do branco analítico das amostras em triplicatas e utilizando-se o desvio padrão (S_{branco}). Para melhor compreender a variação no teor dos metais em cada ponto, foi analisado um conjunto de variáveis que poderiam estar correlacionadas com os teores de metais em cada ponto. Para testar se houve diferenças significativas entre parâmetros analisados e as unidades amostrais, foi realizado tratamento dos dados, considerando-se o nível de significância $\alpha < 0,05$.

Para o cálculo do limite de detecção (LOD) e do limite de quantificação (LOQ), foram empregadas as equações a seguir:

$$LOD = \frac{3 \times sd}{b} \quad \text{e} \quad LOQ = \frac{10 \times sd}{b}$$

Onde,


sd = desvio padrão de 10 leituras do branco;

b = coeficiente angular da curva de calibração.

4.2.5 Cálculo do teor de Cádmio e Chumbo em amostras de pescado

O cálculo do teor de Cd e Pb nas amostras analisadas foi realizado de acordo com a seguinte equação:

$$C \text{ (}\mu\text{g/g)} = \frac{C \text{ (}\mu\text{g/L)} \times V_{\text{sol}}}{m \times 1000}$$


 Conversão de ml para L

Onde:

$C \text{ (}\mu\text{g/L)}$ = Teor do metal em $\mu\text{g L}^{-1}$ obtida a partir da equação da curva analítica de calibração: $C \text{ (}\mu\text{g/L)} = \frac{H(mm) - a}{b}$ (tendo: $H(mm)$ = Altura do pico em milímetros; a = coeficiente linear e b = coeficiente angular); $y = a + bx$.

V_{sol} = Volume de diluição da amostra;

m = Massa da amostra em g.

4.2.6 Equação para o cálculo do intervalo de confiança

O intervalo de confiança foi calculado a partir da seguinte equação:

$$X \pm t \times \frac{S}{\sqrt{N}}$$

Onde,

X = teor médio

t = valor de t-Student para $\alpha = 0,05 \rightarrow t = 2,92$

S = desvio padrão da média

N = número de determinações, nesse caso N = 3

4.2.7 Validação da metodologia utilizada

Para a validação da metodologia de análise foram utilizados os valores certificados da amostra – padrão *Bovine Liver* (Nº 1557b) do *National Institute of Standards and Technology* (NIST, 2001).

Tabela 10: Valores certificados para os elementos no material de referência certificado Bovine Liver Nº 1557b – NIST (NIST, 2001).

Elementos	Valores certificados ^a ($\mu\text{g g}^{-1}$)
Cd	$0,50 \pm 0,03$
Pb	$0,129 \pm 0,003$

4.2.8 Tratamento dos dados

Análise Estatística:

Para a validação dos resultados, os valores obtidos das triplicatas de cada metal estudado foram comparados utilizando-se análise de variância (*one-way analyses of variance - ANOVA*) através do Programa Origin Pro, versão 8.0 (VIEIRA, 1997). Nesta etapa, foram realizados os testes de Tukey e Bonferoni, para comparação das médias, e testes de Levene (do desvio absoluto e do desvio dos quadrados), para a homogeneidade da variância. Todos os testes foram feitos a 95% de nível de confiança ($\alpha = 0,05$).

Com isso, foi possível a realização de comparação da variação dos teores dos metais, entre as quatro espécies (Robalo, Tainha, Sururu e Camarão), e entre as localidades (São Bento, Ilha do Pati e Muribeca).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Validação dos Resultados

Para a realização do procedimento analítico (THOMPSON *et al.*, 2002), é recomendado realizar-se inicialmente a validação dos resultados através da análise do material certificado pelo NIST (2001), cuja análise para cádmio e chumbo com valores expressos na Tabela 14, apresenta baixos desvios padrões, indicando uma excelente reprodutibilidade.

Tabela 11: Comparação dos resultados com os valores certificados pelo NIST (2001).

Elementos	Valores certificados ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Valores encontrados ($\mu\text{g g}^{-1}$)
Cd	$0,50 \pm 0,03$	$0,43 \pm 0,01$
Pb	$0,129 \pm 0,003$	$0,117 \pm 0,002$

5.2 Limite de Detecção (LOD) e Limite de Quantificação (LOQ) Encontrados

O Limite de Detecção representa a menor concentração de substância em exame que pode ser detectada, mas não necessariamente quantificada, utilizando um determinado procedimento experimental. Para métodos analíticos instrumentais, o critério adotado é a relação sinal/ruído de 3:1 (BARROS, 2002).

O limite de quantificação representa a menor concentração da substância em exame que pode ser medida com precisão e exatidão, aceitáveis, sob determinadas condições experimentais (ABNT, 2005). É calculado como a concentração do analito para o qual a relação sinal/ruído é de 10:1 (BARROS, 2002)

O LOD e o LOQ foram definidos como três e dez vezes, respectivamente, o desvio padrão de dez leituras do branco, dividido pela inclinação da curva de calibração (RIBANI *et al.*, 2004). Assim, os valores de LOD e LOQ obtidos foram de $4,54 \times 10^{-5} \mu\text{g g}^{-1}$ e $1,51 \times 10^{-3} \mu\text{g g}^{-1}$ para o cádmio, e $7,32 \times 10^{-3} \mu\text{g g}^{-1}$ e $2,44 \times 10^{-2} \mu\text{g g}^{-1}$ para o chumbo.

Os limites de detecção (LOD) encontrados a partir dos brancos dos reagentes, submetidos aos mesmos procedimentos que as amostras, demonstraram que o método apresenta-se bastante sensível para a determinação de cádmio e chumbo, nas soluções de digeridos de cada espécie estudada.

5.3 Curvas de Calibração

As curvas de calibração para cádmio e chumbo, obtidas a partir das soluções padrões de 5 e 10 $\mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente, de cada metal, estão representadas no Anexo VII. O coeficiente de correlação (r), para as curvas obtidas podem ser classificadas da seguinte forma: $0,90 < r < 0,95$ indica uma curva razoável, $0,95 < r < 0,99$, uma boa curva, e $r > 0,99$ indica uma curva excelente (SKOOG *et al.*, 2006). Portanto, três curvas obtidas nesta pesquisa (Figuras 15, 16 e 18) estão classificadas como excelentes e apenas uma como boa (Figura 17).

5.4 Teores Médios de Cádmio em Pescado

Na Tabela 15 (Anexo III), podem ser observadas as médias relativas aos teores de cádmio em amostras de peixes e mariscos ($\mu\text{g g}^{-1}$) das localidades de São Bento (A), Ilha do Pati (B) e Muribeca (C), todas pertencentes ao município de São Francisco do Conde, BA, podendo-se melhor observar esses valores nas Figuras 9 a 12. Os teores de cádmio obtidos nas amostras analisadas (camarão, robalo, sururu e tainha) oriundas de São Bento (A) variaram de 0,073 a 1,045 $\mu\text{g g}^{-1}$; em Ilha do Pati (B) entre 0,014 e 0,106 $\mu\text{g g}^{-1}$ e em Muribeca (C) de 0,014 a 0,076. Confrontando-se esses valores com a legislação brasileira, cujo teor máximo de cádmio em pescado é de 1 $\mu\text{g g}^{-1}$ (BRASIL, 1998), observa-se que o distrito de São Bento apresentou ao menos quatro amostras acima do limite preconizado pela legislação variando de 1,004 a 1,043 $\mu\text{g g}^{-1}$.

Resultados obtidos para o teor de cádmio em Sururu (*Mytella guyanensis*) por outros pesquisadores, como Donnier *et al.* (1977 *apud* CARVALHO *et al.*, 1986), indicam que, no período em que o beneficiamento de chumbo esteve ativo no Rio Subaé, os valores encontrados estavam entre 40 e 60 $\mu\text{g g}^{-1}$, ou seja, extremamente altos, durante os anos de 1977 até 1996.

Resultados encontrados para o cádmio, entre 0,10 e 0,97 $\mu\text{g g}^{-1}$ em trabalho realizado por Gonçalves (2006), e entre 0,25 e 0,86 $\mu\text{g g}^{-1}$ por AMBIOS (2003), na região de origem das contaminações ao serem comparados aos da presente pesquisa ratificam a tendência desses metais migrarem para a região da foz do rio. Prova disso é que os resultados para as amostras de sururu (*Mytella guyanensis*) em São Bento estiveram entre 1,00 e 1,04 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Tabela 15 do Anexo III). Assim, os teores desses metais podem apresentar-se mais elevados nos pontos coletados nesta pesquisa do que no próprio local de origem das contaminações.

A aplicação da análise de variância, conforme pode ser observada na Tabela 23 (Anexo VI), sobre as médias obtidas para os teores cádmio nos pontos de coleta revelam que a um nível de significância de 0,05, as médias são significativamente diferentes ($p < 0,01$). Ao se aplicar os testes de Bonferroni e de Tukey (VIEIRA, 1997), conforme Tabela 24 do Anexo VI, fica claro

que essa diferença pode ter sido influenciada pelos altos valores obtidos para as médias dos teores de sururu (*Mytella guyanensis*) e camarão (*Penaeus brasiliensis*) na localidade de São Bento (A), no entanto, a única combinação que apresenta homogeneidade nas médias obtidas para o cádmio se dá entre B e C ($p = 0,936$), teste de Tukey e ($p = 1$) teste de Bonferroni, provavelmente em função da proximidade entre os locais, e das mesmas condições ambientais.

Em relação às espécies estudadas (robalo, tainha, camarão e sururu), a análise de variância descrita na Tabela 18 (Anexo V), demonstrou que a 95% de confiança ($\alpha = 0,05$), ocorreu uma diferença estatisticamente significativa entre as médias do teor de cádmio no pescado ($p < 0,01$). Essa diferença pode ter sido influenciada pelos altos teores de cádmio no sururu (*Mytella guyanensis*) de São Bento (A), dado que este ponto localiza-se na foz do Rio Subaé, próximo à antiga usina de beneficiamento de chumbo, hoje desativada. Sabe-se que a escória residual dessa usina (Anexo II) possui alto teor de cádmio, e que esse metal pode estar sendo absorvido pelo pescado coletado nos locais estudados.

A resposta obtida da presença de cádmio em camarões (*Penaeus brasiliensis*) em São Bento variou em quatro coletas de 0,073 a 0,081 $\mu\text{g g}^{-1}$, conforme Tabela 15 (Anexo III). Os resultados obtidos podem ser um indicador de que os crustáceos (camarão) apresentam uma menor capacidade acumulativa desse metal do que os moluscos, apresentando, porém, teores homogêneos entre si, em específico para os meses de setembro a fevereiro, conforme os valores acima citados.

O teor de cádmio obtidos na análise do Sururu (*Mytella guyanensis*) da Ilha do Pati (B) permaneceu entre as cinco coletas no intervalo de 0,038 a 0,069 $\mu\text{g g}^{-1}$, conforme a Tabela 15 (Anexo III) e a Figura 9, níveis totalmente distintos daqueles encontrados na região estuarina do Rio Subaé (São Bento) que variaram de 1,004 a 1,045 $\mu\text{g g}^{-1}$, também conforme a mesma tabela e figura. Essa diferença tratada pela análise de variância revelou que o cádmio pode ter um comportamento distinto ao do chumbo em ambiente marinho, haja vista que nessa mesma localidade os teores de chumbo em sururu (*Mytella guyanensis*) foram de 2,7 a 5,4 $\mu\text{g g}^{-1}$ – Tabela 15 (Anexo III) e a Figura 9.

Vale ressaltar que apesar dos resultados obtidos para os teores de Cd em robalo na Ilha do Pati (B) se apresentarem bem abaixo do permitido pela legislação vigente, há uma grande escassez deste peixe em toda região costeira de São Francisco do Conde. Segundo relato dos pescadores, isto nem sempre foi assim, este peixe ocorria com grande abundância nos diversos períodos sazonais. Não se sabe a causa dessa diminuição; se ocorreu por questões naturais ou se é resultante de aquecimento ou poluição das águas costeiras da Baía de Todos os Santos.

Os resultados obtidos para os teores de cádmio em tainhas (*Mugil brasiliensis*) da Ilha do Pati (B) variaram de 0,014 a 0,079 $\mu\text{g g}^{-1}$, conforme Tabela 15 do Anexo III e Figura 12. Foram encontrados resultados muito semelhantes nas quatro coletas de Robalo realizadas em São Bento, estando os valores entre 0,073 a 0,075 $\mu\text{g g}^{-1}$. Esta similaridade foi, como já foi dita, corroborada pelos testes de homogeneidade entre as espécies Tukey e Bonferroni (Tabela 19 do Anexo V).

5.5 Teores Médios de Chumbo em Pescado

Quanto aos valores relativos a teores de chumbo obtidos nas amostras de peixes e mariscos das três localidades estudadas, temos que: em São Bento (A) estes variaram de 0,13 a 5,40 $\mu\text{g g}^{-1}$; na Ilha do Pati (B) de 0,12 a 4,10 $\mu\text{g g}^{-1}$ e em Muribeca (C) de 0,10 a 4,90 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Tabela 15 do Anexo III e Figuras 9 a 12). Comparando-se os resultados obtidos com a legislação brasileira (BRASIL/98), que estabelece em 2 $\mu\text{g g}^{-1}$ o limite de chumbo em pescado, observa-se que na localidade de São Bento (A) as cinco amostras de sururu (*Mytella guyanensis*) ultrapassaram esse limite, alcançando teores de 2,7 a 5,4 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Figura 9) e três amostras de camarão (*Penaeus brasiliensis*) alcançaram teores entre 2,2 e 3,4 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Figura 10). Já na Ilha do Pati (B), apenas uma amostra de Sururu (4,1 $\mu\text{g g}^{-1}$) excedeu o limite permitido referido anteriormente. Em Muribeca (C), duas amostras de Sururu (*Mytella guyanensis*) apresentaram teor acima do valor permitido, em 2,35 e 4,90 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Tabela 15 do Anexo III).

Através da análise de variância dos teores de chumbo entre os três locais de coleta (Tabela 23 do Anexo VI), pode-se observar que ao nível de significância de 0,05, houve diferença estatisticamente significativa entre as médias ($p < 0,01$). No entanto, avaliando-se os pontos de coleta de maneira agrupada, através dos testes de Tukey e Bonferroni, observou-se que não houve diferença significativa entre as médias ($\alpha = 0,05$) dos pontos B e C. A homogeneidade destas médias pode estar relacionada à proximidade entre as localidades, tendo em vista que os pescadores da Ilha do Pati (B) e de Muribeca (C) costumam pescar em locais semelhantes.

Quando se promoveu a análise de variância entre as espécies estudadas, constatou-se que, ao nível de 0,05 de significância, ocorreu diferença estatisticamente significativa nas médias utilizadas ($p < 0,01$). Através da comparação entre as médias nas espécies, utilizando-se os testes de Tuckey e de Bonferroni, observou-se que o Sururu (*Mytella guyanensis*) associado a qualquer outra espécie apresentava uma diferença estatisticamente significativa entre as médias ($p < 0,05$). O mesmo já não ocorria entre os peixes (tainha x robalo), e entre peixes e camarão (camarão

x robalo; camarão x tainha), onde se percebe claramente uma homogeneidade das médias ($p > 0,05$), conforme Tabela 19 (Anexo V).

O alto teor de chumbo verificado no camarão ($3,4\mu\text{g g}^{-1}$) e no sururu ($5,4\mu\text{g g}^{-1}$) da localidade de São Bento (A), em comparação com o teor detectado nas outras localidades em que foi realizada a pesquisa, conforme Tabela 15 (Anexo III) e Figuras 9 e 10, pode estar relacionado com sua maior proximidade em relação às fontes de contaminação direta deste metal, em particular a usina desativada de beneficiamento de chumbo localizada às margens do Rio Subaé, que pode ainda estar descartando a escória residual do processo de fabricação diretamente na corrente fluvial.

Em pesquisa realizada por Tavares (1996) em São Brás (distrito de Santo Amaro) e São Bento (distrito de São Francisco do Conde), observaram-se valores de chumbo em Sururu (*Mytella guyanensis*) de $1,36$ e $33,7\mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente, corroborando para a suposição de uma tendência à acumulação desses elementos-traço em marisco próximo à foz do Rio. Os teores obtidos na pesquisa não são indicativos da diminuição da contaminação, mas de que o chumbo residual, que ainda permanece na escória produzida pela empresa, continua sendo carregado para o leito do Rio Subaé em quantidades constantes. Provavelmente, por esse motivo é que os valores detectados são muito semelhantes na mesma espécie num período de quatro meses de coleta.

Praticamente inexitem estudos realizados com peixes no estuário do Rio Subaé, por isso, as comparações entre os teores encontrados para as espécies estudadas só podem ser feitas com Robalo e Tainha de regiões mais distantes. Os pesquisadores dão preferência a organismos bioacumuladores, e nesse contexto os moluscos, especialmente o sururu (*Mytella guyanensis*) e o chumbinho (*Anomalocardia brasiliiana*) têm sido preteridos como indicador potencial de acumulação dos elementos-traço nos organismos marinhos (JOHNSON *et al*, 1993).

Comparando-se os teores de chumbo detectados em tainha, na Baía de Vitória/ES, por Campanha Filho (2001), com os valores encontrados na presente pesquisa, observa-se que a faixa compreendida entre $0,10$ e $0,78\mu\text{g g}^{-1}$ observada nesta pesquisa é muito próxima daquela encontrada pelo referido pesquisador ($0,15$ e $0,41\mu\text{g g}^{-1}$). Por isso, é fundamental compreender a dinâmica de cada sistema estuarino. Geralmente, as baías vivem cercadas por redes portuárias e pólos industriais, que influenciam na contaminação da biota aquática, através do lançamento de efluentes líquidos industriais sem tratamento prévio, resíduos sólidos de alta toxicidade e emissões gasosas resultante das combustões incompletas das matérias-primas e da purificação dos elementos-traço de interesse industrial.

Os resultados obtidos para os teores de chumbo em camarões (*Penaeus brasiliensis*) em São Bento (máximo: $3,4\mu\text{g g}^{-1}$) (Figura 10) foram elevados comparativamente ao dos peixes na

mesma localidade (Robalo: $1,5 \mu\text{g g}^{-1}$ e Tainha: $0,3\mu\text{g g}^{-1}$ - Tabela 15 do Anexo III). Em três das coletas realizadas, foram observados altos teores desse metal em camarões, variando de 2,2 a $3,4 \mu\text{g g}^{-1}$. Esta observação pode estar relacionada ao fato de que no período do verão as chuvas nessa localidade são intensas e acompanhadas de relâmpagos, assim, sob tais condições, o crustáceo tende a se esconder no leito lamoso do Rio, e esse contato com o sedimento por longos períodos pode gerar acumulação de chumbo, já que as pesquisas realizadas para o sedimento na foz do Rio Subaé acusaram teores extremamente altos de elementos-traço, especialmente para o chumbo, com valores em torno de $143 \mu\text{g g}^{-1}$ (AMBIOS, 2003). Este mesmo estudo afirma que o teor de elementos-traço no sedimento diminui com a proximidade da foz, neste sentido é necessário pesquisar se os sedimentos mais contaminados pelos metais estão sendo carregados para a Baía de Todos os Santos.

Em relação ao marisco, é fundamental compreender sua relação com os sedimentos, já que essas espécies costumam retirar nutrientes diretamente do solo lodoso dos manguezais. Em rios contaminados por efluentes domésticos, há um aumento do pH da água e conseqüente capacidade redutiva desse sistema, nessas condições os elementos-traço, como o cádmio, tendem a ser adsorvidos pelos sedimentos. (AMBIOS, 2003).

Precipitação e adsorção na superfície de componentes minerais, óxidos, hidróxidos de metais e matéria orgânica são os processos mais importantes de remoção do cádmio pelos sedimentos. Os ácidos húmicos são os principais componentes responsáveis pela adsorção. A adsorção aumenta com o aumento do pH, sendo que a medida que aumenta a profundidade maior se torna o pH. Em meio básico ocorre a redução do metal e sua deposição no sedimento. Em ambientes estuarinos a presença de cloretos pode oferecer condições de mobilização do cádmio. O revolvimento dos sedimentos pode criar situações de oxidação e mobilização dos metais. A salinidade das águas na zona estuarina a partir de Santo Amaro pode representar outro fator de mobilidade para o cádmio para as águas e sedimentos da Baía de Todos os Santos. (AMBIOS, 2003)

O chumbo possui uma tendência a formar compostos de baixa solubilidade com uma grande quantidade de ânions normalmente encontrados em águas naturais. Em ambientes estuarinos, os sedimentos anaeróbicos, geralmente ricos em sulfetos, fixam os metais e são reconhecidos como seu maior depositário, ou seja, os sedimentos anaeróbicos dos manguezais propiciam uma maior deposição dos elementos-traço. (AMBIOS, 2003)

5.6 Discussões sobre os Impactos Ambientais

Nessa pesquisa, durante as coletas, as quais foram realizadas entre os meses de setembro de 2010 e fevereiro de 2011, muitos pescadores relataram que o alimento ao ser cozido

apresentava coloração e gosto característicos do óleo automotivo, isso pode estar ligado ao fato de que, mesmo passado algum tempo após um derramamento de óleo, parte da biota ainda conserva os derivados de petróleo que são lançados ao mar, muita vezes proveniente de limpezas de cargueiros marítimos e de derramamentos acidentais que ocorrem nas proximidades da refinaria.

Mas, se distritos de São Francisco do Conde, como Muribeca, Ilha do Pati e Caípe, estão expostos a danos causados pela exploração petrolífera, a sede municipal e o distrito de São Bento enfrentam igualmente exposição à contaminação ambiental, devido ao crescimento urbano nas regiões de manguezal e à contaminação por elementos-traço provenientes de indústrias instaladas nas margens do Rio Subaé. (NOVA e NUNES, 2002)

Para se compreender melhor os resultados obtidos pelo estudo de metais em pescado de São Francisco do Conde, torna-se imprescindível o conhecimento da exploração industrial nas margens do Rio Subaé, que possui sua foz na Baía de Todos os Santos, especificamente envolvendo os distritos de São Bento e a própria sede São Francisco do Conde.

O rio Subaé é fortemente impactado pelas emissões, sem qualquer tratamento, das águas servidas das residências, indústrias e hospitais, estabelecidas ao longo de todo seu percurso. No seu médio curso e em sua zona estuarina, o rio Subaé recebe contribuições de matadouros, efluentes sanitários e indústrias de papel. Essas emissões têm provocado a redução da biodiversidade e da produtividade aquática local (CARVALHO *et al*, 1986).

Durante as coletas que foram realizadas no canal de São Bento, verificou-se que o movimento das marés deposita uma grande quantidade de bambu, utilizado pelas fábricas de papel, que escoam diretamente para o rio Subaé, causando eutrofização das águas do canal e degradação do manguezal.

Nesse contexto, foi possível uma avaliação dos impactos ambientais gerados pela industrialização crescente nas imediações dos pontos de coleta, no que concerne à presença de elementos-traço na biota aquática e através da comparação com outras pesquisas de mesmo âmbito.

Para esse estudo foi fundamental a presença de pontos de coleta que ainda não tenham sofrido diretamente a intervenção humana e os efeitos da exploração industrial, a despeito da proximidade da Ilha do Pati com a Refinaria de Petróleo (RLAM), onde diversas características ainda asseguram a qualidade do pescado no local. Percebe-se claramente que o entorno da ilha ainda permanece preservado e que a oferta de peixes é maior que nos outros dois pontos de coleta da presente pesquisa. Há ainda diversos dutos pertencentes às companhias petrolíferas que atravessam a ilha, causando uma preocupação constante devido aos vazamentos que propiciam, ainda assim, o número de pescadores ativos na região é muito maior que nos outros pontos de coleta. Por esses

motivos, os teores dos metais cádmio e chumbo nessas localidades mantiveram-se baixos comparados com a foz do Rio Subaé.

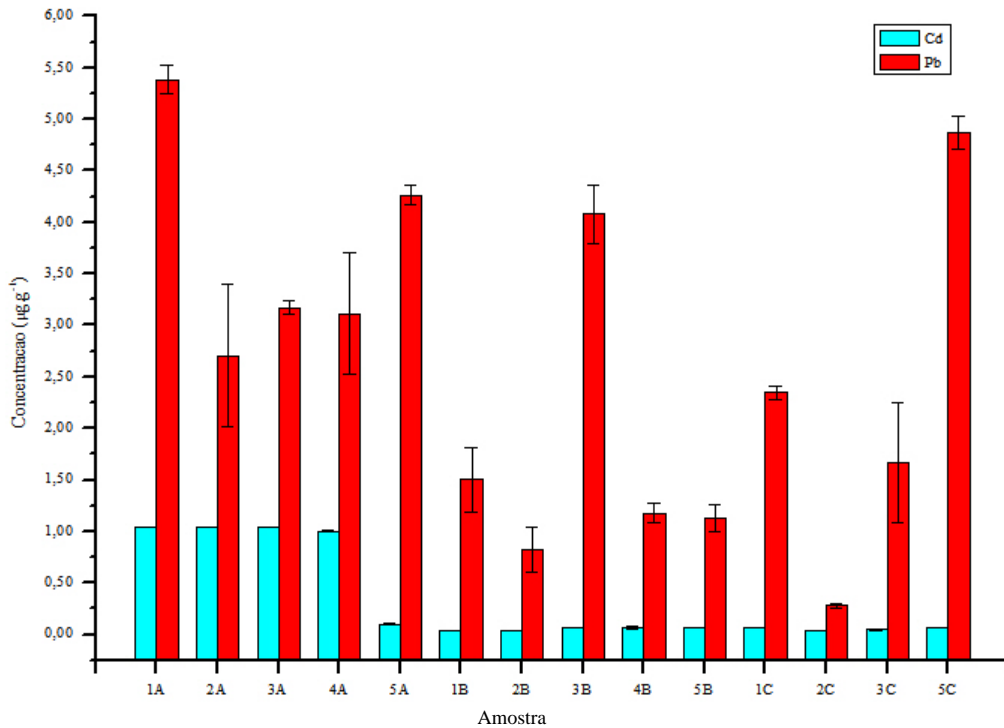


Figura 9: Teores de cádmio e chumbo em amostras de sururu (*Mytella guyanensis*), oriundas de A (São Bento), B (Ilha do Pati) e C (Muribeca).

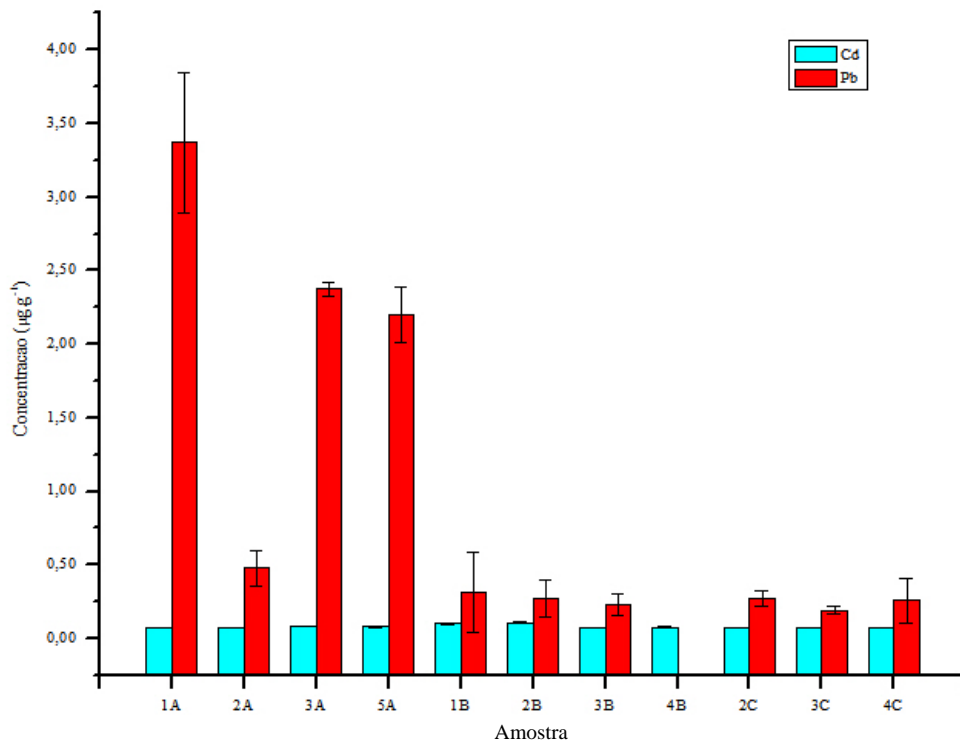


Figura 10: Teores de cádmio e chumbo em amostras de camarão (*Pnaeus brasiliensis*) oriundas de A (São Bento), B (Ilha do Pati) e C (Muribeca).

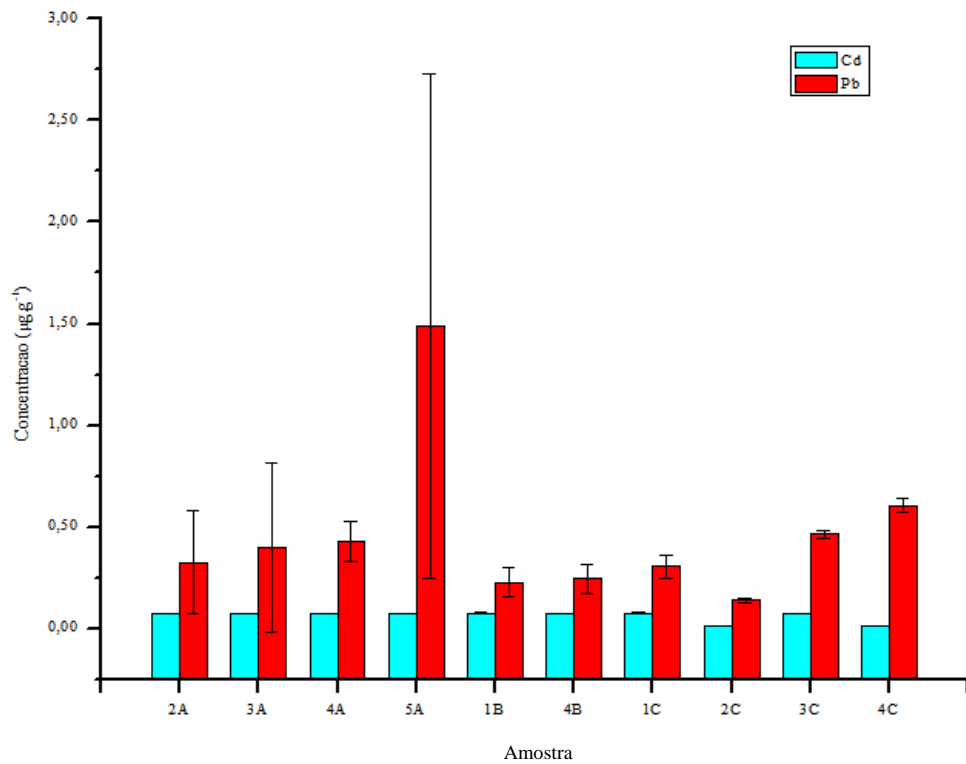


Figura 11: Teores de cádmio e chumbo em amostras de robalo (*Centropomus undecimalis*), oriundas de A (São Bento), B (Ilha do Pati) e C (Muribeca).

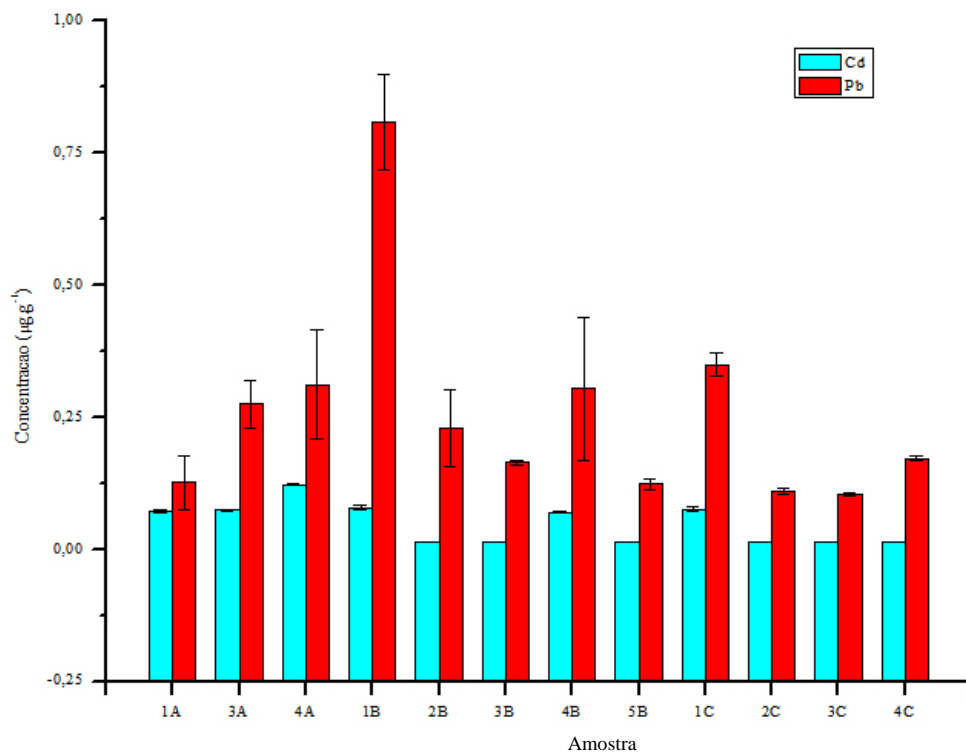


Figura 12: Teores de cádmio e chumbo em amostras de Tainha (*Mugil brasiliensis*), oriundas de A (São Bento), B (Ilha do Pati) e C (Muribeca).

6 CONCLUSÃO

- Foi observado, através da análise de variância dos teores de cádmio e chumbo encontrados, que houve diferença estatisticamente significativa entre as espécies (robalo, tainha, camarão e sururu) e entre os locais estudados (São Bento, Ilha do Pati, Muribeca);
- A espécie que apresentou maior tendência à acumulação de cádmio e de chumbo foi o sururu (*Mytella guyanensis*), possuindo teores acima do limite previsto pela legislação vigente (BRASIL, 1998);
- Os peixes (tainha e robalo) apresentaram menor tendência à acumulação dos metais, tanto de cádmio quanto de chumbo, ao contrário dos mariscos (camarão e sururu);
- A localidade que apresentou maior quantidade de contaminações dos metais foi São Bento;
- A localidade de Muribeca apresentou somente duas contaminações, que foram de chumbo em sururu (*Mytella guyanensis*). Já a Ilha do Pati apresentou apenas uma contaminação, também de chumbo em sururu (*Mytella guyanensis*);
- Houve maior homogeneidade entre as médias obtidas para o cádmio entre Ilha do Pati e Muribeca, que são locais relativamente próximos e com semelhantes condições ambientais.
- Por todos esses fatores, é que entende-se a importância da presente pesquisa a fim de garantir a continuidade no monitoramento das condições ambientais na Baía de Todos os Santos e subsidiar outras pesquisas referentes à saúde da biota aquática e da população a que se destinam esses produtos de pescado.

7 REFERÊNCIAS

- AMBIOS Engenharia e Processos Ltda. **Avaliação de Risco à Saúde humana por metais pesados no município de Santo Amaro da Purificação, Bahia.** Resumo executivo, 2003. 84p.
- ANJOS, J. A. S. A. **Avaliação da eficiência de uma zona alagadiça (Wetland) no controle da poluição por metais pesados: o caso da Plumbum em Santo Amaro da Purificação/Ba.** Tese (doutorado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003, p.129-144.
- ARAÚJO, M. E.; TEIXEIRA, J. M. C.; OLIVEIRA, A. M. E.. **Peixes estuarinos marinhos do Nordeste Brasileiro.** Edições UFC: Fortaleza, e Editora Universitária UFPE: Recife, 2004, 260 p.
- BACON, P. R. Shell form, byssal development and habitat of *Mytella guyanensis* (Lamarck, 1819) and *M. falcata* (Orbigny) (Pelecypoda: Mytilidae). *In:* TRINIDAD, W. I. (ed). **Proceedings Malacological Society of London.**, v. 41, p. 511-520, 1975.
- BARROS, C.B. Validação de métodos analíticos. **Biológico**, n.64, p. 175-177. 2002
- BARROS, H. M., ESKINAZI-LEÇA, E., MACEDO, S.J., LIMA, T. **Gerenciamento participativo de estuários e manguezais.** Recife: Ed. Universitária da UFPE. 2000. 252p.
- BARROSO, M. V.; SOUZA, G. A. P.; THOMÉ, J. C. A.; LEITE JÚNIOR, N. O.; MOREIRA, L. M. P.; SANGALIA, C.; SALES, E. F.; DURÃO, J. N. Estratégias de conservação das populações de robalos *Centropomus spp.* na foz do Rio Doce, Linhares, Espírito Santo, Brasil. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v.2, n.2, p.1465-1468, Out. 2007.
- BINEY, C., AMUZU, A. T., CALAMARI, D., KABA, N., MBONE, I. L., NAEVE, H., OCHUMBA, P. B., OSIBANJO, O., RADEGONDE, V.; SAAD, M. A., Review of heavy metals in the Africa aquatic environment. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 28, p.134-159, 1994.
- BOECKX, R. L. Lead poisoning in children. **Analytical Chemistry**, v. 58, n. 2, p. 274-287, 1986.

BOFFI, A. V. **Moluscos brasileiros de interesse médico e econômico**. São Paulo: HUCITEC; 1979, 182p.

BRASIL. Leis, Decretos, etc. **Decreto nº 55.871, de 26 de março de 1965, do Ministério da Saúde**. Estabelece limites máximos para contaminantes inorgânicos em alimentos. Diário Oficial, Brasília, DF, de 29 de maio de 1965.

BRASIL. Leis, Decretos, etc. **Portaria nº 685, de 27 de agosto de 1998, da Agência Nacional de Vigilância Sanitária do Ministério da Saúde**. Princípios gerais para o estabelecimento de níveis máximos de contaminantes químicos em alimentos. Diário Oficial, Brasília, DF, de 24 de setembro de 1998.

BRASIL. Ministério do Trabalho e Emprego. **Portaria nº 3.214, de 08 de junho de 1978**. NR 7.

BRITO FILHO, D. **Toxicologia Humana e Geral**, 2. ed., Rio de Janeiro e São Paulo: Livraria Atheneu, 1988, 678 p.

CALABRESE, E. J.; KENYON, E. M. **Air toxic risk assessment and management**. Chelsea, MI, EUA: Lewis Publishers Inc., 1979, p.622-625.

CAMPANHA FILHO, E. A. **Avaliação preliminar dos níveis de cádmio, cromo, cobre, chumbo e zinco em peixes do sistema estuarino da Baía de Vitória-ES**. Monografia (Curso de Especialização) – Departamento de Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2001. 56p.

CARNEIRO JR., I. N. **Relatório do Grupo de Trabalho/ Justiça Ambiental**. GT Justiça Ambiental – Frente Parlamentar Ambientalista. Avicca (Associação das Vítimas da Contaminação por Chumbo, Cádmio, Mercúrio e outros Elementos Químico)/COJEF: Santo Amaro da Purificação, 2010, 74p.

CARVALHO, F. M.; TAVARES, T. M.; SILVANY-NETO, A. M.; LIMA, M. E. C.; ALT, F. Cadmium concentrations in blood of children living near a lead smelter in Bahia, Brazil. **Environmental Research**, v. 40, p. 437-449, 1986.

CENTER FOR DISEASE CONTROL (CDC). Preventing lead poisoning in young children. **A statement by the Centers for Disease Control**. U. S. Department of Health and Human Service, USA, p. 99-2230, October, 1991.

CENTRO DE RECURSOS AMBIENTAIS (CRA). **Avaliação da qualidade das águas costeiras superficiais – Baía de Todos os Santos-Praias de Salvador**. Relatório Técnico. 2001, 69 p.

CHISOLM, J.J. Lead poisoning. **Scientific American**, p. 224-315, Feb. 1971.

COSTA, A. C. A. **Avaliação de alguns aspectos do passive ambiental de uma metalurgia de chumbo em Santo Amaro da Purificação, Bahia**. Dissertação (mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Química. Instituto de Química, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2001. 91p.

CURCHO, M. R. S. M. **Avaliação de micro e macroelementos, elementos tóxicos (Cd, Hg e Pb) e ácido graxos em peixes disponíveis comercialmente para consumo em Cananéia e Cubatão, Estado de São Paulo**. Dissertação (mestrado) – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Universidade de São Paulo: São Paulo, 2009. 224p.

D'INCAO, F. Camarões de alto valor comercial do Rio Grande do Sul. **Cadernos da Pesca**, SUDEPE – Departamento de Pesca da Secretaria de Agricultura/RS, 1985. 10p.

DAVID, J. A. O. **Estudo de *Mytella Falcata* (Mollusca, Bivalvia) como indicadora de efeitos genotóxicos e citotóxicos no estuário de Santos, SP**. Tese (doutorado). Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas – Biologia Celular e Molecular. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro-SP, 2007. 205p.

DEMAYO, A.; TAYLOR, M. C.; TAYLOR, K. W.; HODSON, P. V. Toxic Effects of lead and lead compounds on human health, aquatic life, wildlife plants and livestock. **Guidelines for Surface Water Quality**, v. 12., Inorganic Chemical Substances, EPA, 1982. p. 257-305.

DEUS, A. A. L.; ROCHA, D. F.; RIBAS, D. T.; NOVELLI, R. Estudo do conteúdo estomacal da tainha *Mugil curema* Valenciennes, 1836 (Pisces; Mugilidae) na Lagoa do Açú, norte do Estado do Rio de Janeiro. **Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil**, Caxambu – MG. p.1-2, 2007.

DONA, A.; DOURAKIS, S.; PAPADIMITROPOULOS B.; MARAVELIAS, C.; KOUTSELINIS, A. Flour contamination as a source of lead intoxication. **Journal of Toxicology Clinical Toxicology**. v. 37, n. 1, p. 109-12, 1999.

DUFFUS, J. H. **Glossary for chemists of terms used in toxicology** (IUPAC recommendations, 1993). Chemistry Division Commission on Toxicity, v. 65, n.9, p.2003-2122, 1993.

EMERENCIANO, D.P; SILVA, H.F.O.; CARVALHO, G.C., CRUZ, A.M.F, MOURA, M.F.V. Análise da ocorrência de metais: bário, cádmio, chumbo, cobre, cromo, estanho, níquel e zinco, em mexilhão (*Anomalocardia brasiliiana*) coletados no Estuário Potengi/Jundiaí – RN. **Revista Publica**, n. 4, p. 01-09, 2008.

GILMORE, R. G.; C. J. DONAHOE; D. W. COOKE. Observations on the distribution and biology of the common snook, *Centropomus undecimalis* (Bloch). **Florida Scientist**, v. 46, p.313-336, 1983.

GOBBI, J. M. **Estudo sobre a presença de metais em diferentes tecidos de peixes surubins (*Pseudoplatystoma coruscans*) capturados no Rio São Francisco (MG)**. Dissertação (mestre) – Escola de Veterinária. Universidade Federal de Minas Gerais: Belo Horizonte, 2007. 60p.

GOES, R. C. S. **Manual de toxicologia do refino de petróleo**. Rio de Janeiro: PETROBRAS, 1991. 92 p.

GONÇALVES, R.S.L. **Avaliação biogeoquímica de metais pesados em moluscos bivalves de áreas da Baía de Todos os Santos – BA, e rios Cocó e Ceará – CE**. Dissertação (mestado) – Pós-graduação em Geologia, Universidade Federal do Ceará, Brasil. 2006. 194p.

HADLICH, G. M.; UCHA, J. M.; OLIVEIRA. T. L. Distribuição de apicuns e de manguezais na Baía de Todos os Santos, Bahia, Brasil. **Anais do XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Natal, abr.2009, INPE, p.4607-4614.

HEATH, A.G. **Water pollution and fish physiology**. Florida, USA: Lewis Publishers, 1995. p.16-21.

HUTTON, M. Human Health Concerns of Lead, Mercury, Cadmium and Arsenic. In: M. HUTCHINSON, T. C.; MEEMA, K. (edits.) **Lead, mercury, cadmium and arsenic in the Environment**. Chichester: John Wiley & Sons, 1987. p.53-68.

Instituto Adolfo Lutz – São Paulo (IAL). **Métodos físico-químicos para análise de alimentos**. ZENEBO, O.; PASCUET, N. S. (coords.). 4. ed. Brasília: Ministério da Saúde. Agência Nacional de Vigilância Sanitária, 2005. 1020p.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Carta Internacional ao Milionésimo Digital (Salvador). In: **Mapa Índice do Brasil**. Rio de Janeiro, 2004. p.SD24.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). **Malha de Setor Censitário Rural 2007**. Rio de Janeiro, 2008.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Posição ocupada pelos 100 maiores municípios, em relação ao Produto Interno Bruto per capita e população, segundo os municípios e as respectivas Unidades da Federação. In: **Produto interno bruto dos municípios 2004-2008, nº 33**, 2008. p.1.

Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA); Ministério do Meio Ambiente (MMA). **Guia de pesca amadora: peixes marinhos**. Programa Nacional de Desenvolvimento da Pesca Amadora – PNDPA. 2006. 116p.

JOHNSON, L. L.; STEHR, A. M; OLSON, O. P; MYERS, M. S.; PIERCE, S. M.; WIGREN, C. A.; McCAIN, B. B; VARANASI, U. Chemical contaminants and hepatic lesions in winter flounder (*Pleuronectes americanus*) from the northeast coast of the United States. **Environmental Science and Technology**, v. 27, n.13, p. 2759-2771, 1993.

LARINI, L. **Toxicologia**, 2. ed. Editora Manoele LTDA, 1993, 281p.

LIU, J.; GOYER, R. A.; WAALKES, M. P. Toxic effects of metals. In.: KLASSEN, C. D. (edit.), **Cassaret & Doull's Toxicology: The Basic Science of poisons**. 7th.ed, p. 931-1054, New York: McGraw Hill, 2008, 1288p.

MACHADO, K.M. O uso de indicadores sociais como instrumento de focalização das políticas públicas em municípios. **II Encontro de Economia Baiana** – Set./2006. p.11-12.

MAIA, M. G. S. F. **A integração universidade/empresa como fator de desenvolvimento regional: um estudo da Região Metropolitana de Salvador**. Tese (Doutorado) - Programa de Doutorado em Planificação Territorial e Desenvolvimento Regional, Faculdade de Geografia e História da Universidade de Barcelona, Barcelona, 2005. 195p.

MANTOVANI, D. M. B. Contaminantes inorgânicos na cadeia produtiva do pescado. In: Simpósio de Controle do Pescado: Qualidade e Sustentabilidade, 2005, São Vicente-SP. **Anais...** São Vicente: Instituto de Pesca, 2005. p. 13-23.

MARIUS, C. **Mangroves du Sénégal et de la Gambie**. Ecologie, Pédologie, Géochimie. Mise en valeur et aménagement. ORSTOM, 1985. 357p.

MASUTTI, M. B.; PANITZ, C. M. N.; PEREIRA, N. C. Biodisponibilidade e bioconcentração de metais-traço no manguezal do Itacorubi (Florianópolis, SC). In: ESPÍNDOLA, E. L. G., PASCHOAL, C. M.; ROCHA, O., BOHRER, M. B.; NETO A. O. (eds.). **Ecotoxicologia: Perspectivas para o Século XXI**. RIMA: São Carlos, 2002. p 207-219.

MAVROPOULOS E. **A Hidroxiapatita como removedora de chumbo**. Tese (mestrado) – Escola Nacional de Saúde Pública. Rio de Janeiro: Fiocruz, 1999. 105p.

MENEZES, N.A.; FIGUEIREDO, J. L. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil**. Vol. V, Teleostei. São Paulo: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 1985. 105p.

MINOZZO, R.; WAGNER, S. C.; DEIMLING, L. I.; MELLO, R. S. Prevalência de anemia em trabalhadores expostos ocupacionalmente ao chumbo. **Revista Brasileira de Hematologia e Hemoterapia**, v. 31, n. 2, p.94-97, 2009.

MIRANDA, M. S.; REBOUÇAS, M. O.. Determinação dos Teores de Arsênio em Moluscos Procedentes da Baía de Todos os Santos, Ba. In: XXI Seminário Estudantil de Pesquisa, 2002, Salvador. **Anais...**, 2002. v. 1. p.11.

MOREIRA, F. R.; MOREIRA, J. C. Os efeitos do chumbo sobre o organismo humano e seu significado para a saúde. **Revista Panamericana Salud Pública**, SciELO Health, v. 15, p. 119-129, 2004.

NARCHI, W.; GALVÃO-BUENO. M. S. Anatomia funcional de *Mytella charruana* (D'Orbigny, 1846) (Bivalvia: Mytilidae). **Boletim de Zoolologia da Universidade de São Paulo**, São Paulo, v. 6, p.113-14, 1983.

National Institute of Standards and Technology (NIST). **Standard Reference Material N° 1557b - Bovine Liver**. USA, p.1-8, 2001.

NISHIDA, A.K; NORDI, N.; ALVES, R.R.N. The lunar-tide cycle viewed by crustacean and mollusc gatherers in the State of Paraíba, Northeast Brazil and their influence in collection attitudes. **Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine**. v.2, n.1. Jan., 2006, 12p.

NISHIDA, A.K; LEONEL, R.M.V. Occurrence, population dynamics and habitat characterization of *Mytella guyanensis* (Lamarck, 1819) (Mollusca, Bivalvia) in the Paraíba do Norte river estuary. **Boletim do Instituto de Oceanografia**, São Paulo, v.43, n.1, p.41-49, 1995.

NORDBERG, G.F.; GERHARDSSON, L.; BROBERG, K.; MUMTAZ, M.; RUIZ, P.; FOWLER, B. A. Interactions in Metal Toxicology. *In*: NORDBERG, G. F.; FOWLER, B. A.; NORDBERG, M.; FRIBERG, L. (eds.) **Handbook on the toxicology of metals**. 3th ed. p. 117-146. Burlington, MA, USA: Academic Press – Elsevier, 2007, 976p.

NOVA, L. C.; NUNES, R. A. **Responsabilidade Fiscal – Os Impactos no Município de São Francisco do Conde e os Reflexos na Administração Municipal**. Trabalho de conclusão do curso de Especialização em Administração de Empresas da Escola de Administração da Universidade Federal da Bahia. Salvador, 2002. 62p.

NRIAGU, J. O. Cadmium in the aquatic environmental. *In*. **Advances in Environmental Science and Tecnology**. New York: John Wiley & Sons, 1987. 272p.

OLIVEIRA, I. R.; SOARES, L. S. H. Alimentação da tainha *Mugil platanus* Guenther, 1880 (Pisces: Mugilidae), da região estuarino-lagunar de Cananéia, São Paulo, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 23, p. 95-104, 1996.

ONOFRE, C. R. E.; CELINO, J. J.; NANO, R. M. W. Q.; SOUZA, A. F. Biodisponibilidade de metais traços nos sedimentos de manguezais da porção norte da Baía de Todos os Santos, Bahia, Brasil. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**. v. 7, n. 2, p. 67. Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, Jun., 2007.

PALAZUELOS-RENDÓN, E. Effects of lead on children's health. In. HOWSON, C. O.; HERNANDEZ-AVILA, M.; RALL, D. P. (eds.). **Lead in the Americas: A Call for Action**. 2nd. ed., p. 59-65, Washington, DC, USA: Institute of Medicine – Cuernavaca, Morelos, MEX, National Institute of Public Health, 1997.

PEREIRA, O. M.; GRAÇA LOPES, R. Fixação de sementes de *Mytella falcata* (sururu) em coletores artificiais no Canal de Bertiooga, Estuário de Santos, Estado de São Paulo, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 22, n.1, p.165-173, 1995.

PEREIRA, O. M.; HILBERATH, R. C.; ANSARAH, P. R. A. C.; GALVÃO, M. S. N. Estimativa da produção de *Mytella falcata* e de *M. guyanensis* em bancos naturais do estuário de Ilha Comprida – SP – Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v.29, n.2, p.139-149, 2003.

PEREIRA-BARROS, J. B. Pesca produtiva do sururu. **Boletim Estadual de Pesca**, v. 7, n.1, p.38-58, 1967.

PETERSON, C. L.; KLAWE, W. L.; SHARP, G. D. Mercury in tunas: a review. **Fishery Bulletin**, v. 71, n. 3, p.603-613, 1973.

PERKIN ELMER. **HGA 900 Graphite Furnace** – Production Notes, 2005. 3p.

PINTO, F.; REY, U.; ANSALONI, L.; ANDRADA, D.; SILVA, J. Determinação de cádmio em amostras de urina e soro humano por espectrometria de absorção atômica em forno de grafite usando irídio como modificador permanente. **Eclética Química**, p. 59–65, 2005.

PIOTROWSKY, J.K.; O'BRIEN, B.J. Analysis of the effects of lead in tissue upon human health using dose-response relationships. **MARC Reports**. London: Monitoring and Assessment Research Center, 1980, p.16-18.

PLUNKETT, E.R., **Handbook of Industrial Toxicology**, 3. Chemical Publishing Company Incorporation, 1987, 95p.

REIS, J. O. N. **Determinação polarográfica de Pb^{2+} e Cd^{2+} em águas do rio Subaé – Sto. Amaro – Bahia**. Departamento de Química Geral do Instituto de Química da Universidade Federal da Bahia. 1975. 81 p.

RIBANI, M.; BOTTOLI, C.; COLLINS, C.; JARDIM, I.; MELO, L. Validação em métodos cromatográficos e eletroforéticos. **Química Nova**, SciELO Brasil, v. 27, n. 5, p. 771–780, 2004.

ROCHA, A. A.; PEREIRA, D. N.; PADUA, H. B. Fishing yield and chemical contamination of the water of the Billings Reservoir, S. Paulo (Brazil). **Revista de Saúde Pública**, v. 19, n. 5, p. 406-407, São Paulo, Oct. 1985.

SANTOS, G.L. **Determinação de Cádmio e Chumbo em Tecidos de Cetáceos por Espectrometria de Absorção Atômica com Forno de Grafite**. Dissertação (mestrado) – Instituto de Química, Salvador: Universidade Federal da Bahia, 2009, 92p.

SANTOS, N.M.; TOLEDO, M.C.F.; FURTUNATO, D.M.N. Avaliação da exposição de crianças ao chumbo e o cádmio em área de contaminação química ambiental na Baía de Todos os Santos, Salvador- Ba. *In: Congresso Brasileiro de Toxicologia Anais Digitais*, 2007.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. **Grupo de ecossistemas: manguezal, marisma e apicum**. Programa Nacional da Diversidade Biológica – Pronabio. Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira – Probio. Subprojeto Avaliação e Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade da Zona Costeira e Marinha. São Paulo, 1999. 119p.

Secretaria Municipal dos Transportes Urbanos e Infraestrutura (SETIM). Prefeitura Municipal de Salvador. **Plano Municipal de Saneamento Básico**. 1ª Etapa – Diagnostico da situação do

saneamento básico em Salvador; Serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário. agosto de 2010. p.255.

SKERFVING, S. Biological monitoring of exposure to inorganic lead. In: CLARKSON, T. W.; FRIBERG, L.; NORDBERG, G. F.; SAGER, P. R. (editors). **Biological Monitoring of Toxic Metals**. Rochester Series on Environmental Toxicity. Plenum Press, New York, 1988. p. 169-197.

SKOOG, D.A; WEST, D.M.; HOLLER, F.J.; CROUCH, S.R. **Fundamentos de Química Analítica**. Tradução da 8.ed. norte-americana. GRASSI, M. T. (Trad.). São Paulo: Cengage Learning, 2009, p.195-198.

SOUZA, N. R. **Avaliação da formação de piromorfita em solos contaminados com Pb através de espectroscopia no infravermelho**. Dissertação (mestrado) – Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira. Ilha Solteira-SP: Universidade Estadual Paulista, 2005. p.19.

TAVARES, T.M. **Programa de Monitoramento dos Ecossistemas ao Norte da Baía de Todos os Santos**. Relatório Técnico Final – Projeto 8, v. 1, UFBA, Salvador, 1996. 85p.

THOMPSON, M.; ELLISON, S.LR.; WOOD, R. Harmonized Guidelines for Singler laboratory validation of methods of analysis. **Pure and Applied Chemistry**, v. 74, n. 5, p. 835-855, 2002.

TSALEV, D. L.; ZAPRIANOV, Z. K. Lead. In: **Atomic absorption spectrometry in occupational and environmental health practice**. Flórida: CRC Press, 1985. p.137-150.

VEIGA, M. B. ; PROST, C. A pesca artesanal e os riscos derivados por transporte de óleo no município de Madre de Deus – BA. In: **12º Encuentro de Geógrafos de América Latina**, Montevideo: Easy Planners, v. 1. p. 1-15, 2009.

VIEIRA, M. F.P. **Determinação de Ba, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sn e Zn em tainha (*Mugil brasiliensis*) nos estuários potiguares**. Tese (doutorado) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Centro de Ciências Exatas e da Terra. Programa de Pós-Graduação em Química. 2007.

VIEIRA, S. **Introdução à Bioestatística**. Rio de Janeiro: Campus, 1997. p. 125-131.

VILLAMIL, J. R. Effects of Lead on Adult Health. *In*: HOWSON, C. O.; HERNANDEZ-AVILA, M.; RALL, D. P. (eds.). **Lead in the Americas: A Call for Action**. 2nd. ed., p. 66-74, Washington, DC, USA: Institute of Medicine – Cuernavaca, Morelos, MEX, National Institute of Public Health, 1997.

VIRGA, R.H. P.; GERALDO, L. P.; SANTOS, F. H. Avaliação de contaminação por metais pesados em amostras de siris azuis. **Ciência e Tecnologia dos Alimentos**, Campinas, v. 27, p.779-785, out.-dez. 2007.

ANEXO I

Localização das áreas de estudo e pontos de coleta em São Francisco do Conde



Figura 13: Localização da área de estudo (Elaboração: Araori Coelho, Jan. 2011. Fonte: HADLICH *et al*, 2009; IBGE, 2004; idem, 2008)

ANEXO II

Escória de resíduos industriais da antiga usina de beneficiamento de chumbo em Santo Amaro, BA



Figura 14: Escória de resíduos industriais da antiga usina de beneficiamento de chumbo, às margens do Rio Subaé, Santo Amaro, BA (Foto: Jaqueline R. M. Braga).

ANEXO III

Média dos teores de cádmio e chumbo nas espécies coletadas

Tabela 12: Média dos teores de Cádmio e Chumbo nas espécies coletadas

Local	Espécie	Coleta	Cd ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Pb ($\mu\text{g g}^{-1}$)
A São Bento	Camarão	1A	0,073 \pm 0,002	3,4 \pm 0,5
		2A	0,076 \pm 0,001	0,5 \pm 0,1
		3A	0,081 \pm 0,002	2,37 \pm 0,05
		5A	0,081 \pm 0,003	2,2 \pm 0,2
	Robalo	2A	0,074 \pm 0,002	0,3 \pm 0,3
		3A	0,075 \pm 0,002	0,4 \pm 0,4
		4A	0,073 \pm 0,001	0,4 \pm 0,1
	Sururu	5A	0,075 \pm 0,002	1,5 \pm 1,2
		1A	1,043 \pm 0,003	5,4 \pm 0,1
		2A	1,043 \pm 0,003	2,7 \pm 0,7
		3A	1,045 \pm 0,003	3,2 \pm 0,1
		4A	1,004 \pm 0,004	3,1 \pm 0,6
	Tainha	5A	0,102 \pm 0,008	4,3 \pm 0,1
		1A	0,073 \pm 0,003	0,13 \pm 0,05
		3A	0,074 \pm 0,002	0,27 \pm 0,05
B Ilha do Pati	Camarão	4A	0,123 \pm 0,002	0,3 \pm 0,1
		1B	0,101 \pm 0,007	0,3 \pm 0,3
		2B	0,106 \pm 0,006	0,3 \pm 0,1
		3B	0,074 \pm 0,001	0,2 \pm 0,1
	Robalo	4B	0,078 \pm 0,001	-
		1B	0,077 \pm 0,003	0,2 \pm 0,1
	Sururu	4B	0,076 \pm 0,002	0,2 \pm 0,1
		1B	0,042 \pm 0,000	1,5 \pm 0,3
		2B	0,038 \pm 0,001	0,8 \pm 0,2
		3B	0,069 \pm 0,001	4,1 \pm 0,3
		4B	0,067 \pm 0,008	1,2 \pm 0,1
	Tainha	5B	0,062 \pm 0,002	1,1 \pm 0,1
		1B	0,079 \pm 0,005	0,8 \pm 0,1
		2B	0,014 \pm 0,000	0,2 \pm 0,1
		3B	0,014 \pm 0,000	0,16 \pm 0,01
4B		0,070 \pm 0,002	0,3 \pm 0,1	
C Muribeca	Camarão	5B	0,015 \pm 0,000	0,12 \pm 0,01
		2C	0,072 \pm 0,004	0,27 \pm 0,05
		3C	0,072 \pm 0,003	0,19 \pm 0,02
	Robalo	4C	0,070 \pm 0,001	0,3 \pm 0,1
		1C	0,076 \pm 0,002	0,31 \pm 0,06
		2C	0,014 \pm 0,000	0,14 \pm 0,01
		3C	0,075 \pm 0,001	0,47 \pm 0,02
	Sururu	4C	0,015 \pm 0,000	0,61 \pm 0,03
		1C	0,067 \pm 0,004	2,35 \pm 0,07
		2C	0,038 \pm 0,000	0,28 \pm 0,02
		3C	0,046 \pm 0,002	1,7 \pm 0,6
		5C	0,064 \pm 0,002	4,9 \pm 0,2
	Tainha	1C	0,076 \pm 0,003	0,350 \pm 0,021
		2C	0,014 \pm 0,001	0,109 \pm 0,006
		3C	0,015 \pm 0,000	0,104 \pm 0,002
4C		0,014 \pm 0,000	0,172 \pm 0,003	

ANEXO IV

Teores de metais encontrados na literatura

Tabela 13: Teores de metais encontrados na literatura.

Espécie	Cd ($\mu\text{g g}^{-1}$)		Pb ($\mu\text{g g}^{-1}$)		Cidade	Fonte	Técnica
	Min	Máx	Min	Máx			
Sururu (<i>Mytella guyanensis</i>)	0,1	0,97	0,477	3,75	-	Gonçalves, 2006	-
	40	60	-	-	Santo Amaro/Ba	Donnier <i>et al</i> , 1977 (<i>apud</i> Carvalho <i>et al.</i> , 1986)	-
	-	0,86	-	1,36	São Braz, Santo Amaro/Ba	Tavares, 1996	-
	-	0,25	-	33,7	São Francisco do Conde	Tavares, 1996	-
	-	1,06	-	1,15	São Braz, Santo Amaro/Ba	Cunha e Araújo, 2001	-
	0,25	0,86	ND	5,73	Rio Subaé, Santo Amaro/Ba	AMBIOS, 2003	-
Tainha (<i>Mugil brasiliensis</i>)	-	-	0,00257	0,2151	Natal/RN	Vieira, 2007	Espectroscopia de Absorção Atômica Instituto Adolfo Lutz, item 3.2.6 (1985)
	0,020	0,040	0,15	0,41	Baía de Vitória/ES	Campanha Filho, 2001	Absorção atômica em forno de grafite (Varian Gemini 12/1475 GTA-96)
Robalo (<i>Centropomus undecimalis</i>)	0,010	0,039	0,09	0,37	Baía de Vitória/ES	Campanha Filho, 2001	Absorção atômica em forno de grafite (Varian Gemini 12/1475 GTA-96)

ANEXO V

Análise de variância sobre os teores de cádmio e chumbo entre as espécies

Tabela 14: Estatística descritiva dos teores de cádmio e chumbo entre as espécies.

Metal	Espécie	Contagem	Média	Desvio padrão	Erro padrão da média
Cd	Camarão	33	0,08044	0,01172	0,00204
	Robalo	30	0,06321	0,02483	0,00453
	Sururu	39	0,33782	0,44444	0,07117
	Tainha	35	0,04949	0,03716	0,00628
Pb	Camarão	27	1,07625	1,19797	0,23055
	Robalo	27	0,43691	0,37021	0,07125
	Sururu	40	2,53983	1,65035	0,26094
	Tainha	34	0,23889	0,16996	0,02915

Tabela 15: Análise de variância dos teores de cádmio e chumbo entre as espécies.

Metal		Graus de liberdade	Soma dos quadrados	Média dos quadrados	Valor de F	Prob>F
Cd	Modelo	3	2,1062	0,70207	12,32649	3,64x10 ⁻⁷
	Erro	133	7,57513	0,05696		
	Total	136	9,68132			
Pb	Modelo	3	119,27711	39,75904	33,29977	7,77x10 ⁻¹⁶
	Erro	124	148,05268	1,19397		
	Total	127	267,32979			

Hipótese nula: todas as médias são iguais.

Hipótese alternativa: pelo menos uma das médias possui diferença significativa.

Até 0,05, as medias populacionais têm diferença significativa.

Tabela 16: Comparação entre as médias através dos testes de Bonferroni e Tukey dos teores de cádmio e chumbo entre as espécies.

Teste de Bonferroni							
Metal	Comparação	Diferença das médias	Erro padrão das médias	Valor de t	Prob	α	Sig
Cd	Robalo Camarão	-0,01723	0,0602	-0,28617	1	0,05	0
	Sururu Camarão	0,25737	0,05645	4,55948	6,90 x 10 ⁻⁵	0,05	1
	Sururu Robalo	0,2746	0,05796	4,73806	3,28 x 10 ⁻⁵	0,05	1
	Tainha Camarão	-0,03095	0,05791	-0,53453	1	0,05	0
	Tainha Robalo	-0,01372	0,05938	-0,23114	1	0,05	0
	Tainha Sururu	-0,28833	0,05557	-5,18877	4,63 x 10 ⁻⁶	0,05	1
Pb	Robalo Camarão	-0,63934	0,29739	-2,14981	0,20107	0,05	0
	Sururu Camarão	1,46359	0,27216	5,37769	2,17 x 10 ⁻⁶	0,05	1
	Sururu Robalo	2,10292	0,27216	7,72682	1,93 x 10 ⁻¹¹	0,05	1
	Tainha Camarão	-0,83736	0,28167	-2,97283	0,02128	0,05	1
	Tainha Robalo	-0,19802	0,28167	-0,70302	1	0,05	0
	Tainha Sururu	-2,30094	0,25488	-9,02739	1,69 x 10 ⁻¹⁴	0,05	1

Continuação da Tabela 16: Comparação entre as médias através dos testes de Bonferroni e Tukey dos teores de cádmio e chumbo entre as espécies.

Teste de Tukey							
Metal	Comparação	Diferença das médias	Erro padrão das médias	Valor de t	Prob	α	Sig
Cd	Robalo Camarão	-0,01723	0,0602	0,40471	0,9918	0,05	0
	Sururu Camarão	0,25737	0,05645	6,44808	$6,74 \times 10^{-5}$	0,05	1
	Sururu Robalo	0,2746	0,05796	6,70063	$3,22 \times 10^{-5}$	0,05	1
	Tainha Camarão	-0,03095	0,05791	0,75594	0,95049	0,05	0
	Tainha Robalo	-0,01372	0,05938	0,32688	0,99563	0,05	0
	Tainha Sururu	-0,28833	0,05557	7,33803	$4,57 \times 10^{-6}$	0,05	1
Pb	Robalo Camarão	-0,63934	0,29739	3,04029	$1,43 \times 10^{-1}$	0,05	0
	Sururu Camarão	1,46359	0,27216	7,6052	$2,16 \times 10^{-6}$	0,05	1
	Sururu Robalo	2,10292	0,27216	10,92737	0	0,05	1
	Tainha Camarão	-0,83736	0,28167	4,20421	$1,84 \times 10^{-2}$	0,05	1
	Tainha Robalo	-0,19802	0,28167	0,99422	$8,96 \times 10^{-1}$	0,05	0
	Tainha Sururu	-2,30094	0,25488	12,76666	0	0,05	1

Significância igual a 1 indica que a diferença das médias é significativa a 0,05.

Significância igual a 0 indica que a diferença das médias não é significativa a 0,05

Tabela 17: Teste de Homogeneidade da variância - Teste de Levene (Desvio absoluto) dos teores de cádmio e chumbo entre as espécies.

Metal		Graus de liberdade	Soma dos quadrados	Média dos quadrados	Valor de F	Prob>F
Cd	Modelo	3	3,89039	1,2968	117,57806	0
	Erro	133	1,46689	0,01103		
Pb	Modelo	3	41,3271	13,7757	48,10675	0
	Erro	124	35,50825	0,28636		

Até 0,05, a variância das populações possui diferença significativa.

Tabela 18: Teste de Homogeneidade da variância - Teste de Levene (Desvio dos quadrados) dos teores de cádmio e chumbo entre as espécies.

		Graus de liberdade	Soma dos quadrados	Média dos quadrados	Valor de F	Prob>F
Cd	Modelo	3	1,02581	0,34194	33,5067	$3,3310^{-16}$
	Erro	133	1,35727	0,01021		
Pb	Modelo	3	162,89701	54,299	21,52301	$2,74 \times 10^{-11}$
	Erro	124	312,83154	2,52283		

ANEXO VI

Análise de variância sobre os teores de cádmio e chumbo entre os locais de coleta

Tabela 19: Estatística descritiva dos teores de cádmio e chumbo entre os locais de coleta.

Metal	Local	Contagem	Média	Desvio Padrão	Erro Padrão da Média
Cd	A	46	0,30963	0,41219	0,06077
	B	47	0,06573	0,03376	0,00492
	C	44	0,04831	0,02687	0,00405
Pb	A	44	1,95401	1,67975	0,25323
	B	42	0,7979	1,06282	0,16400
	C	42	0,74005	1,20031	0,18521

Tabela 20: Análise de variância dos teores de cádmio e chumbo entre os locais de coleta.

Metal		Graus de liberdade	Soma dos quadrados	Média Quadrática	Valor de F	Prob>F
Cd	Modelo	2	1,95232	0,97616	16,92399	2,80 x 10 ⁻⁷
	Erro	134	7,729	0,05768		
	Total	136	9,68132			
Pb	Modelo	2	40,6198	20,30989	11,19816	3,36 x 10 ⁻⁵
	Erro	125	226,71	1,81368		
	Total	127	267,33			

Hipótese nula: todas as médias são iguais.

Hipótese alternativa: pelo menos uma das médias possui diferença significativa.

Até 0,05, as medias populacionais têm diferença significativa.

Tabela 21: Comparação entre as médias através dos testes de Bonferroni e Tukey dos teores de cádmio e chumbo entre os locais de coleta.

Teste de Bonferroni							
Metal	Comparação	Diferença das médias	Erro padrão média	Valor de q	Prob	α	Sig
Cd	B A	-0,24391	0,04981	-4,89667	8,28 x 10 ⁻⁶	0,05	1
	C A	-0,26133	0,05064	-5,1601	2,61 x 10 ⁻⁶	0,05	1
	C B	-0,01742	0,05038	-0,34577	1	0,05	0
Pb	B A	-1,15611	0,29052	-3,97942	3,49 x 10 ⁻⁴	0,05	1
	C A	-1,21396	0,29052	-4,17856	1,64 x 10 ⁻⁴	0,05	1
	C B	-0,05785	0,29388	-0,19687	1	0,05	0

Teste de Tukey							
Metal	Comparação	Diferença das médias	Erro padrão média	Valor de t	Prob	α	Sig
Cd	B A	-0,24391	0,04981	6,92493	8,19 x 10 ⁻⁶	0,05	1
	C A	-0,26133	0,05064	7,29749	2,57 x 10 ⁻⁶	0,05	1
	C B	-0,01742	0,05038	0,489	9,36 x 10 ⁻¹	0,05	0
Pb	B A	-1,15611	0,29052	5,62775	3,41 x 10 ⁻⁴	0,05	1
	C A	-1,21396	0,29052	5,90938	1,61 x 10 ⁻⁴	0,05	1
	C B	-0,05785	0,29388	0,27841	0,97886	0,05	0

Significância igual a 1 indica que a diferença das médias é significativa a 0,05.

Significância igual a 0 indica que a diferença das médias não é significativa a 0,05.

Tabela 22: Teste de Homogeneidade da variância - Teste de Levene (Desvio absoluto) dos teores de cádmio e chumbo entre os locais de coleta.

Metal		DF	Soma dos quadrados	Média Quadrática	Valor de F	Prob>F
Cd	Modelo	2	3,19376	1,59688	100,89939	0
	Error	134	2,12075	0,01583		
Pb	Modelo	2	14,5929	7,29646	10,67105	5,26 x 10 ⁻⁵
	Erro	125	85,4702	0,68376		

Até 0,05, a variância das populações possui diferença significativa

Tabela 23: Teste de Homogeneidade da variância - Teste de Levene (Desvio dos quadrados) dos teores de cádmio e chumbo entre os locais de coleta.

Metal		Graus de Liberdade	Soma dos quadrados	Média Quadrática	Valor de F	Prob>F
Cd	Modelo	2	0,83478	0,41739	29,28056	2,82 x 10 ⁻¹¹
	Erro	134	1,91014	0,01425		
Pb	Modelo	2	67,1538	33,57688	3,15947	0,04586
	Erro	125	1328,42	10,62738		

ANEXO VII

Curvas de calibração para o cádmio e o chumbo

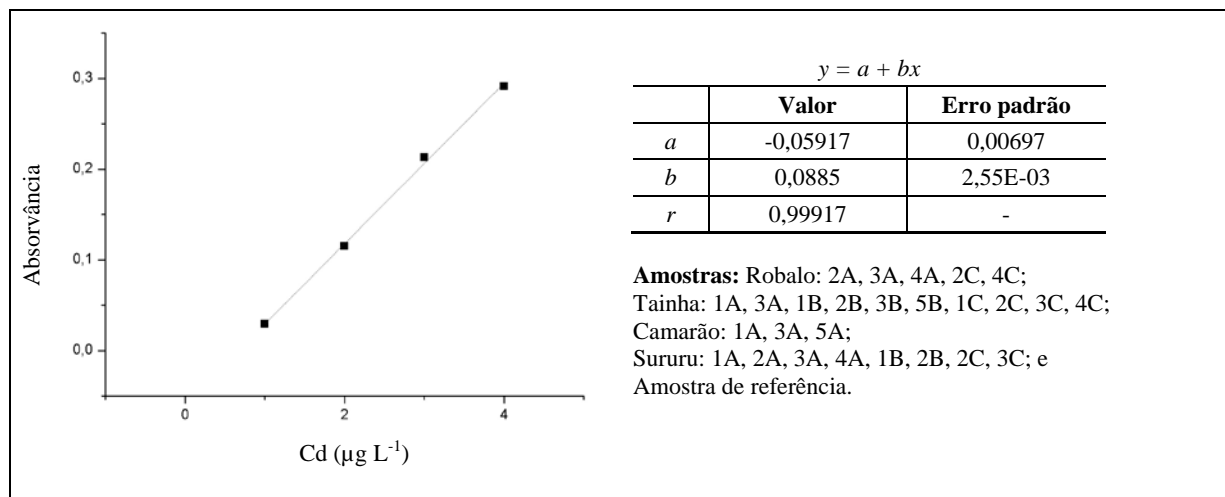


Figura 15: Curva de calibração para o cádmio, obtida em 26 jan. 2011.

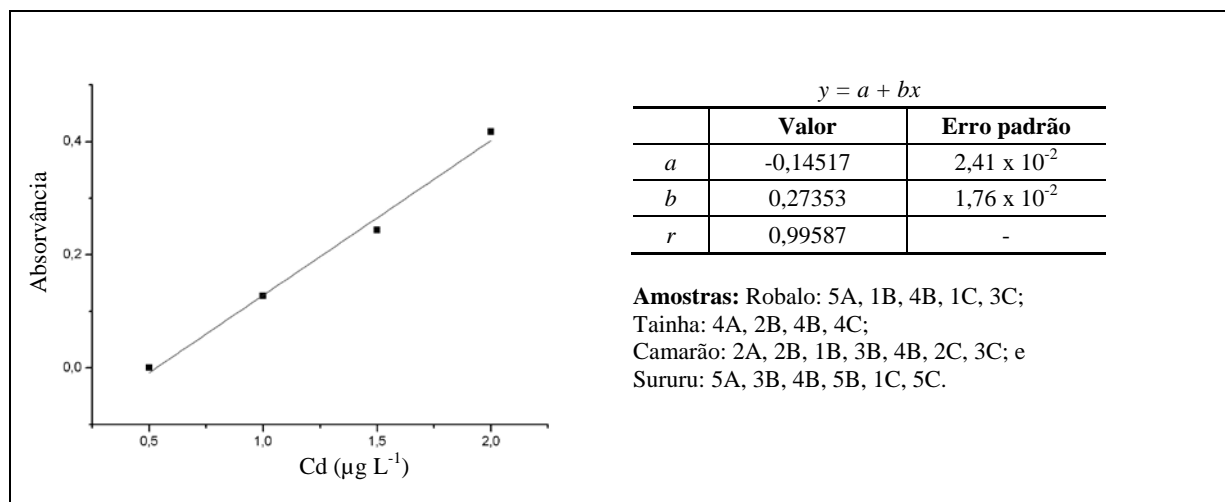


Figura 16: Curva de calibração para o cádmio, obtida em 09 fev. 2011.

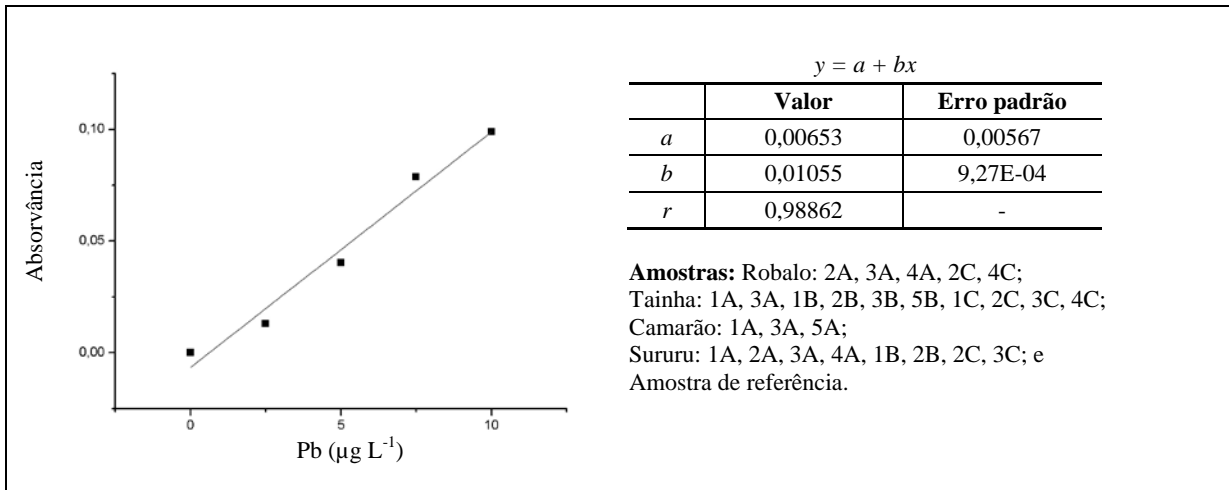


Figura 17: Curva de calibração para o chumbo, obtida em 24 jan. 2011.

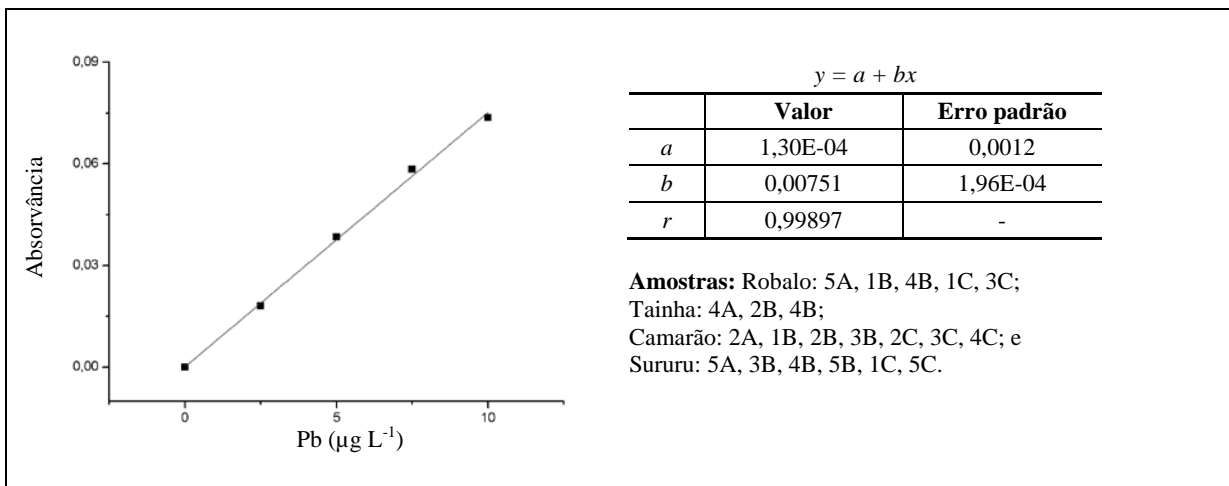


Figura 18: Curva de calibração para o chumbo, obtida em 08 fev. 2011.