



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOLOGIA E GEOQUÍMICA

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**ESTUDO DA COMPOSIÇÃO ISOTÓPICA DE Pb EM
ORGANISMOS BENTÔNICOS, POLIQUETAS (*Namalycastis
abiuma*) E OLIGOQUETAS, DA BAÍA DO GUAJARÁ E RIO
GUAMÁ**

Dissertação apresentada por:

SIMONE PEREIRA DE OLIVEIRA

BELÉM

2009

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação(CIP)
Biblioteca Geól. Rdº Montenegro G. de Montalvão

O48e Oliveira, Simone Pereira de
Estudo da composição isotópica de Pb em organismo bentônicos, poliquetas (*Namalycastis abiuma*) e oligoquetas, da Baía do Guajará e rio Guamá / Simone Pereira de Oliveira – 2009

xi, 81 f. : il.

Dissertação (Mestrado em Geoquímica e Petrologia) – Programa de Pós-Graduação em Geologia e Geoquímica, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém, 2009.

Orientador; Cândido Augusto Veloso Moura, Co-Orientador; José Souto de Rosa Filho.

1. Sedimentos (Geologia). 2. Isótopos de Pb. 3. Indicadores ambientais. 4. Poliqueta. 5. Oligoqueta. 6. Guajará, Baía de (PA). I. Universidade Federal do Pará. II. Moura, Cândido Augusto Veloso, Orient. III. Rosa Filho, José Souto, Co-orient. IV. Título.

CDD 20. ed.: 551.354098115



Universidade Federal do Pará
Instituto de Geociências
Programa de Pós-Graduação em Geologia e Geoquímica

ESTUDO DA COMPOSIÇÃO ISOTÓPICA DE Pb EM
ORGANISMOS BENTÔNICOS, POLIQUETAS (*Namalycastis
abiuma*) E OLIGOQUETAS, DA BAÍA DO GUAJARÁ E RIO
GUAMÁ

DISSERTAÇÃO APRESENTADA POR
SIMONE PEREIRA DE OLIVEIRA

Como requisito parcial à obtenção do Grau de Mestre em
Ciências na Área de GEOQUÍMICA E PETROLOGIA.

Data de Aprovação: 24/06/2009

Comitê de Dissertação:

CANDIDO AUGUSTO VELOSO MOURA (UFPA)
(Orientador)

MARIA LÍDIA MEDEIROS VIGNOL LELARGE (UFRGS)
(Membro)

JEAN MICHEL LAFON (UFPA)
(Membro)

Belém

Aos amores de minha vida, meus pais e meus irmãos, dos quais estive longe enquanto desenvolvia este trabalho.

Simone de Oliveira

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por ter me concedido o dom do conhecimento, e ter me dado força e coragem necessárias para superar obstáculos.

Aos meus pais e aos meus irmãos por me amarem e me darem força mesmo não estando por perto nos momentos mais complicados.

Ao Prof. e Orientador: Dr. Candido Augusto e Ao Co-orientador: Dr. José Souto por suas colaborações no desenvolvimento deste trabalho.

A CNPQ pelo apoio financeiro e ao PPGG/UFGA pela oportunidade de concretizar mais um importante passo na minha vida profissional e acadêmica.

A Casa de Estudante Universitária do Pará por ter me acolhido durante a vida acadêmica

A Daiane Silva, pelo apoio aos trabalhos de campo

A todos os outros professores e técnicos do programa de Pós-graduação em Geologia e Geoquímica pelos conhecimentos a mim transmitidos no decorrer do curso.

E a todos os amigos e amigas que colaboraram na vitória contra os obstáculos, e a conclusão de mais uma etapa.

SUMÁRIO

	p.
DEDICATÓRIA -----	iv
AGRADECIMENTOS -----	v
LISTA DE FIGURAS -----	ix
LISTA DE TABELAS -----	xi
RESUMO -----	1
ABSTRACT -----	3
1- INTRODUÇÃO -----	5
2 - OBJETIVO GERAL -----	7
2.1 - OBJETIVOS ESPECÍFICOS -----	7
3 - AREA DE ESTUDO -----	8
3.1 - LOCALIZAÇÃO -----	8
3.2 - CARACTERÍSTICAS FISIAGRÁFICAS DA ÁREA -----	8
3.2.1 – Clima e vegetação -----	8
3.2.2 – Hidrologia -----	9
4 – REVISÃO DA LITERATURA -----	11
4.1 – UTILIZAÇÃO DE BIOINDICADORES COMO FERRAMENTA PARA ESTUDOS AMBIENTAIS -----	11
4.1.1 - Poliquetas Bioindicadores -----	14
4.1.2 - Oligoquetas Bioindicadores -----	17
4.2 - COMPOSIÇÃO ISOTÓPICA COMO PARÂMETRO DE ESTUDOS AMBIENTAIS -----	20
4.3 – METAIS PESADOS EM AMBIENTES ESTUARINO -----	25

4.4 – CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL DO CHUMBO NA BAÍA DO GUAJARÁ E RIO GUAMÁ-----	27
5- METODOLOGIA-----	31
5.1 - LEVANTAMENTO BIBLIOGRÁFICO-----	31
5.2 - TRABALHOS DE CAMPO-----	33
5.2.1 - Coleta de amostras de Oligoquetas e <i>Namalycastis abiuma</i> -----	33
5.2.2 - Coletas de amostras de sedimentos.-----	35
5.3 - PROCEDIMENTOS LABORATORIAIS-----	35
5.3.1 – Preparação do Material Biológico-----	35
5.3.2 – Determinação da Composição Isotópica do Chumbo-----	40
5.3.3 – Preparação do Sedimento de Fundo-----	43
5.4 - TRABALHOS DE ESCRITÓRIO-----	46
5.4.1 – Método de Avaliação dos Poliquetas e Oligoquetas como bioindicadores através da Composição Isotópica do Chumbo-----	46
6 – APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS-----	47
6.1 – CONCENTRAÇÃO DO CHUMBO NOS ORGANISMOS-----	47
6.2 - IGARAPÉ TUCUNDUBA-----	48
6.3 - CANAL DO UNA-----	48
6.4- MIRAMAR-----	49
7 - DISCUSSÕES DOS RESULTADOS-----	54
7.1- AVALIAÇÃO DOS OLIGOQUETAS E POLIQUETAS COMO BIOINDICADORES ATRAVÉS DA CONCENTRAÇÃO DE CHUMBO-----	54
7.1.1 – Avaliação dos oligoquetas-----	54
7.1.2 – Avaliação dos poliquetas (<i>Namalycastis abiuma</i>)-----	60
7.2 - CONTEXTUALIZAÇÃO AMBIENTAL DAS ASSINATURAS ISOTÓPICAS DOS SEDIMENTOS DA BAÍA DO GUAJARÁ E RIO GUAMÁ-----	63

7.3 - AVALIAÇÃO DOS OLIGOQUETAS E POLIQUETAS (<i>Namalycastis abiuma</i>) COMO BIOINDICADORES ATRAVÉS DA COMPOSIÇÃO ISOTÓPICA DO CHUMBO -----	65
7.4 – CONCLUSÕES -----	68
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS -----	70

LISTA DE FIGURAS

	p.
Figura 3.1: Mapa de localização das áreas de estudo	10
Figura 4.1: Foto do Poliqueta - <i>Namalycastis abiuma</i>	16
Figura 4.2: Foto de um oligoqueta aquático (Clitelatta)	19
Figura 4.4: Teores de chumbo nos sedimentos de fundo da baía do Guajará (orla de Belém).....	29
Figura 5.1: A, B e C são passos da coleta de amostras biológica e sedimento com draga tipo Petersen	34
Figura 5.2: Malha com amostra biológica.....	34
Figura 5.3: Foto da lupa binocular de triagem do material biológico	37
Figura 5.4: Foto do aparelho Liofilizador Edwards	37
Figura 5.5: Foto das chapas de digestão de amostras biológica e sedimento	41
Figura 5.6: Foto da chapa de evaporação no <i>Clean box</i>	41
Figura 5.7: Foto do sistema de separação: coluna, resina, suporte e coletor	42
Figura 5.8: Foto do procedimento de lavagem das colunas.....	42
Figura 5.9: Foto do procedimento de desagregação em gral de ágata	44
Figura 6.1: Mapa de distribuição dos valores da razão $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ nos sedimentos (S), poliquetas (P) e oligoquetas (O) da baía do Guajará e rio Guamá.	51
Figura 6.2 – Foto da margem direita do rio Guamá mostrando empresas instaladas à jusante da desembocadura do igarapé Tucunduba	52
Figura 6.3: Foto da margem direita da baía do Guajará mostrando fluxo de embarcações no trecho entre a desembocadura do canal do Una e Porto Petrolífero de Miramar.....	52
Figura 6.4: Foto do Terminal Petrolífero de Miramar localizado na margem direita da baía do Guajará.....	53
Figura 6.5: Foto da margem direita da baía do Guajará mostrando ausência de mata ciliar no trecho entre a desembocadura do canal do Una e Porto Petrolífero de Miramar	53

Figura 7.1: Concentração de chumbo nos oligoquetas e sedimento da baía do Guajará, rio Ebro (Espanha) e lagos indianos.	58
Figura 7.2: Comparação entre o percentual de chumbo nos organismos em relação ao teor de chumbo quantificado nos sedimentos do seu habitat.....	59
Figura 7.3: Concentração de chumbo nos poliquetas e sedimento da baía do Guajará e nos Estuários de Mersey (Reino Unido), Sena e Authie (França) e Bilbao (Espanha).....	62

LISTA DE TABELAS

	p.
Tabela 4.1: Teores de chumbo nos sedimentos de fundo da baía do Guajará	30
Tabela 5.1 - Distribuição dos pontos de amostragem na baía do Guajará e no rio Guamá	32
Tabela 6.1: Dados de Concentrações (organismos) e composição isotópica (organismo e sedimento).	50
Tabela 7.1: Dados de concentração de chumbo nos sedimentos e nos oligoquetas encontrados no presente trabalho em relação a outros trabalhos realizados.	58
Tabela 7.2: Dados de concentrações de chumbo nos sedimentos e nos poliquetas encontrados no presente trabalho em relação a outros estudos realizados com poliquetas.	62
Tabela 7.3: Associação entre os valores da razões isotópicas do chumbo dos organismos e sedimentos	67

RESUMO

Na baía de Guajará (Terminal do Miramar e desembocadura do canal do Una) e no rio Guamá (desembocadura do Igarapé do Tucunduba), foram coletadas tr amostras de sedimentos de fundo, tr de poliquetas (*Namalycastis abiuma*) e cinco amostras de oligoquetas (Tubificidae). Nas amostras biológicas foram realizadas análises para a determinação da concentração e sua composição isotópica de chumbo, enquanto que nas amostras de sedimentos foi analisada apenas a composição isotópica do chumbo. O teor de chumbo quantificado em uma amostra representativa de oligoquetas foi de 5 mg.kg⁻¹ e em uma amostra representativa de poliquetas foi de 3 mg.kg⁻¹. Em termos percentuais, a concentração de chumbo determinado nos oligoquetas equivale a 13% do teor de chumbo quantificado nos sedimentos de fundo do seu habitat (38 mg.kg⁻¹) em trabalhos anteriores. Levando em consideração que o teor de chumbo nos sedimentos da baía do Guajará sugere que eles são moderadamente poluídos, este percentual pode ser elevado quando comparado com a relação percentual de 1,7% dos oligoquetas em ambientes muito poluídos (p. ex. os sedimentos dos lagos indianos com teor de chumbo de até 2.260 mg.kg⁻¹ e contendo oligoquetas com até 23 mg.kg⁻¹). Este fato sugere que, proporcionalmente, os oligoquetas assimilam maiores teores de chumbo do seu habitat em ambientes menos poluídos. Não obstante, o chumbo nos oligoquetas comparado com o chumbo dos sedimentos de seu habitat, mostrou um comportamento linear o que indica que os oligoquetas podem ser utilizados como bioindicador. Quanto aos poliquetas (*Namalycastis abiuma*) os resultados indicaram comportamentos aleatórios e incoerentes, sem mostrar uma tendência que indique algum tipo de conexão ou correlação entre o teor de chumbo nos organismos e o teor chumbo dos sedimentos. Este fato praticamente inviabiliza a sua utilização como bioindicador da concentração de chumbo (e metais) em seu habitat. Na determinação da composição isotópica do chumbo nos sedimentos de fundo, os valores da razão ²⁰⁶Pb/²⁰⁷Pb dos sedimentos do rio Guamá foi de 1,193; o valor 1,194 foi sugerido, em trabalho anterior, como o valor natural (geogênico) desta razão nos sedimentos de fundo do rio Guamá. Essa redução indica que há origem não geognica para o chumbo do rio Guamá no ponto amostrado. Na baía do Guajará, o sedimento amostrado na desembocadura do canal do Una apresentou o valor de 1,167 para a razão ²⁰⁶Pb/²⁰⁷Pb; valor próximo ao sugerido em trabalhos anteriores como indicativo de chumbo de origem antropogênica. Este valor da razão ²⁰⁶Pb/²⁰⁷Pb mostra que o canal do Una está contribuindo com chumbo para os

sedimentos da baía do Guajará através dos despejos de efluentes domésticos e resíduos sólidos. Por sua vez, na amostra de sedimento coletada no Terminal do Miramar, também na baía do Guajará, o valor da razão $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ foi de 1,188. Este valor é ligeiramente mais baixo do que aquele sugerido como valor natural da razão $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ para os sedimentos de fundo da Região Metropolitana de Belém, que é de 1,200. Essa redução, possivelmente, está relacionada às atividades do Porto Petrolífero de Miramar, haja vista, que produtos originados de petróleo têm potencial de disseminação de chumbo para meio ambiente. Para comparar a assinatura isotópica do chumbo nos organismos com aquela dos sedimentos, foi adotado um procedimento que consistiu em dividir os valores da razão isotópica $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ dos organismos pelos valores dessa mesma razão dos sedimentos. Para efeitos didáticos, o quociente resultante foi representado como R, sendo adotado o valor de R com tolerância de $1 \pm 0,004$ ($0,996 \leq R \leq 1,004$), para indicar que a assinatura dos organismos refletia a assinatura dos sedimentos de fundo de seu habitat. Os resultados de R em 75% das amostras biológicas ficaram com os valores dentro do intervalo tolerável ($0,997 \leq R \leq 1,001$). Enquanto que os restantes 25% que ficaram fora do intervalo de tolerância, foram as duas amostras de oligoquetas coletadas próximo a desembocadura do Una ($R=1,015$). Assim as três amostras de poliquetas coletadas em Miramar e as três amostras de oligoquetas coletados no rio Guamá próximo à desembocadura do igarapé Tucunduba, ficaram dentro do intervalo de tolerância. Os resultados dos valores de R indicam que os poliquetas (*Namalycastis abiuma*) e os oligoquetas refletiram a assinatura isotópica de chumbo do ambiente no qual estavam inseridos, mostrando que esses organismos se comportaram como bons bioindicadores da composição isotópica do chumbo de seu habitat. Esse percentual de 75%, segundo a metodologia de avaliação utilizada no presente estudo, é um percentual significativo, e sugere que esses macroinvertebrados podem ser utilizados como bioindicadores em monitoramento ambiental, usando a composição isotópica do chumbo.

PALAVRAS-CHAVE: Sedimentos, Isótopos de Pb. Indicadores ambientais, Poliqueta, Oligoqueta, Baía do Guajará (PA).

ABSTRACT

In *Guajará bay* (Terminal Petroliferous do Miramar and mouth of *Una Canal*) and in *Guamá river* (mouth of Tucunduba creek), three samples of bottom sediments, three of polychaetes (*Namalycastis abiuma*) and five samples of oligochaetes (Tubificidae) were collected. In the biological samples lead (Pb) concentration and isotope composition were determined, whereas in the sediments samples only the Pb isotope composition was. Pb content was quantified in two representative samples of oligochaetes and polychaetes. Concentrations of 5 mg.kg⁻¹ and 3 mg.kg⁻¹, was obtained for these organisms, respectively. Pb concentration determined in oligochaetes was equivalent to 13% of the lead's level of the bottom sediments of its habitat (38 mg kg⁻¹). In spite of the Pb content of the bottom sediments of *Guajará bay* may suggest moderate pollution, this proportion can be considered high when it is compared with the percentual relation of 1,7% of oligochaetes and sediments of very polluted environments (p. ex. bottom sediment lakes of India with lead content reaching 2.260 mg.kg⁻¹ and oligochaetes with until 23 mg.kg⁻¹). This result suggests that, proportionally, oligochaetes may assimilate greater amount of lead of its habitat in less polluted environments. However, the lead level in oligochaetes compared with the lead level in sediments of its habitat, showed a positive correlation, and it indicates that oligochaetes can be used as a bioindicator. The polychaetes (*Namalycastis abiuma*), did not show a trend that indicates any type of connection or correlation between lead level in organisms and lead level in sediments. This result indicates that polychaetes cannot be used as bioindicator of the enrichment of lead (and metals) in its habitat. Lead isotope composition of the bottom sediments in *Guam river*, gave the value of 1,193 for the ²⁰⁶Pb/²⁰⁷Pb ratio which is different to the suggested a value of 1,194 for the bottom sediment of the *Guam river*, and interpreted as the natural value (geogenic). This indicates a anthropogenic origin of lead in *Guam river* in the sampled point (mouth of the Tucunduba creek). In *Guajará bay*, the sample of sediment in the mouth of the *Una Canal*, presented a value of 1,167 for the reason ²⁰⁶Pb/²⁰⁷Pb. In previous works, this value had been suggested as indicative of lead of anthropogenic origin. This value of ²⁰⁶Pb/²⁰⁷Pb ratio shows that the *Una canal* is contributing to lead level in the sediments of the *Guajará bay*, through of discharge of domestic effluent and solid residues. Finally, in a sediment sample collected in the Terminal Petroliferous do Miramar, also in the *Guajará bay*, the value of the ²⁰⁶Pb/²⁰⁷Pb ratio was 1,188. This value is lower than that suggested as natural value of the ²⁰⁶Pb/²⁰⁷Pb ratio in the bottom sediments of the Metropolitan Region of *Belém*,

which is of 1,200. This lower value can be related to activities of the Terminal Petroliferous do Miramar. The products originated in oil have an important potential of heavy metal (including lead) dissemination to environment. In order to compare the lead isotope signature of the organisms with that of the sediments the values of the isotopic ratio $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ of the organisms were divided by the respective values of this ratio in the sediments. If the resultant quotient, represented as R, had a value of $1 \pm 0,004$ ($0,996 \leq R \leq 1,004$), it was considered as indicative that the lead isotope signature of the organisms reflected the signature of the bottom sediments of its habitat. The values of R in 75% of the biological samples were within the interval ($0,997 \leq R \leq 1,001$). The other 25% that remain outside of this tolerance interval, correspond to the two samples of oligoquetas collected in the mouth of *Una Canal*. Thus, the three samples of polichaetes collected next to the Terminal Petroliferous do Miramar, and the three samples of oligoquetas collected in the *Guamá* river next to the mouth of *Tucunduba* creek show values of R within the tolerance interval. This suggests that the polichaetes (*Namalycastis abiuma*) and oligochaetes reflected the lead isotope signature of the environment in which they are inserted, and are good bioindicators of lead isotope composition in its habitat.

Key Words: Sediment, Pb Isotope, Environment Indicators, Polichaeta, Oligochaete, Guajará bay (PA) ,

1- INTRODUÇÃO

O chumbo foi um dos primeiros metais que o homem aprendeu a usar. Há evidências que já era utilizado na Ásia Menor em 4000 a.C. Por ser utilizado de forma tão intensiva e por tão longo tempo, a história de intoxicação por esse metal é extensa (NAKAMURA, 2002).

Todos os seres humanos têm chumbo em seus organismos como resultado da exposição às fontes exógenas. A ingestão diária média de um adulto é de 0,1 a 2 mg de chumbo. No entanto, esse metal não possui nenhuma função fisiológica já identificada no organismo e seus efeitos são extremamente tóxicos, afetando praticamente todos os órgãos e sistemas do corpo humano, causando danos crônicos, tais como hematológicos e neurológicos (MOREIRA et al., 2002; NAKAMURA, 2002; SARYAN e ZENZ, 1994).

A absorção de chumbo pelo trato gastrointestinal é de aproximadamente de 10% nos adultos, já que a maior parte do chumbo ingerido é excretada *in natura*, mas o índice de absorção pode chegar a 50% quando ingerido como solução. Nas crianças esta absorção chega a 40% do total do chumbo ingerido com os alimentos (NAKAMURA, 2002, p. 37).

O chumbo é um metal abundante na crosta terrestre, onde é amplamente distribuído, sendo encontrado livre e em associação com outros elementos. Este elemento químico tem quatro isótopos estáveis que ocorrem naturalmente, com massa atômica de 208, 206, 207 e 204 (WHO, 2001). A composição isotópica do chumbo pode ser diferente para fontes minerais distintas, esta propriedade tem sido explorada em estudos ambientais de áreas sujeitas a alterações das condições geoquímicas.

Segundo Carvalho (2001), diversos estudos vêm utilizando as razões isotópicas de chumbo para investigar a contribuição antropogênica deste metal no ambiente. A determinação da composição isotópica do chumbo pode ser utilizada como ferramenta para determinar a procedência das suas diferentes fontes sejam elas naturais ou antrópicas.

A contaminação em ambientes aquáticos tem sido uma crescente preocupação, devido às freqüentes ocorrências de inúmeros compostos inorgânicos e orgânicos nos compartimentos bióticos e abióticos. Deste modo, é importante avaliar a distribuição destes contaminantes e também sua biodisponibilidade aos organismos. Assim, a biota e o sedimento são os compartimentos mais utilizados para monitorar o ambiente (LANA et al., 2006).

O chumbo e os demais metais pesados são fixados preferencialmente nos sedimentos de fundo onde podem ser mobilizados geoquimicamente pelas mudanças físico-químicas dos sedimentos. Alguns organismos pertencentes ao filo dos anelídeos são representantes da fauna bentônica e bastantes recorrentes em áreas criticamente afetadas por contaminantes (LANA et al., 2006). Os Polichaetas e Oligochaetas, classes de vermes aquáticos, devido ao seu habitat (vida sobre ou dentro do sedimento de fundo) e alimentação (predominantemente comedores de depósito) são potencialmente bons bioindicadores da contaminação por metais pesados no sedimento (GRAY et al., 1992).

No presente trabalho, foram utilizadas técnicas que envolveram determinação da concentração e da composição isotópica do chumbo no tecido de oligoquetas (Tubificidae) e poliquetas (*Namalycastis abiuma*), e determinação da composição isotópica do chumbo no sedimento de fundo de seus habitats, para avaliar a viabilidade da associação destes parâmetros como ferramenta para a utilização em estudos de qualidade ambiental, que visam o biomonitoramento de áreas aquáticas susceptíveis a contaminação por chumbo.

Neste caso, o trabalho se deteve em propor e avaliar a ferramenta para o biomonitoramento em áreas de clara influência antropogênica como de descarregamento de derivados de petróleo ou desembocadura de canais que cortam parte da cidade de Belém. Foram analisados os organismos e sedimentos de fundo de dois pontos de amostragem localizados no estuário Guajará e um no rio Guamá, ambos no município de Belém. Os pontos de coletas foram próximos ao porto de descarregamento de derivado de petróleo (Miramar), e próximos a desembocadura do canal do Una e igarapé Tucunduba.

2 - OBJETIVO GERAL

De forma geral, esse trabalho busca implementar no Laboratório de Geologia Isotópica da UFPA a análise isotópica de chumbo em tecido de oligoquetas (Tubificidae) e poliquetas (*Namalycastis abiuma*), visando avaliar a utilização da composição isotópica de chumbo nestes organismos como ferramenta para o monitoramento ambiental em áreas estuarinas impactadas antropogenicamente.

2.1 - OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Implementar a metodologia de coleta, acondicionamento e abertura de amostras de tecidos de organismos bentônicos visando à análise isotópica de chumbo;
- Determinar a concentração de chumbo em oligoquetas e poliquetas da baía do Guajará e do rio Guamá para conhecer o comportamento desses organismos em relação à bioacumulação desse metal.
- Avaliar a utilização de macroinvertebrados bentônicos (oligoquetas e poliquetas) como bioindicadores da qualidade de ambientes susceptíveis a contaminação por metais pesados;
- Determinar a composição isotópica do chumbo nos organismos bentônicos e em sedimentos de fundo do seu habitat;
- Contribuir com o desenvolvimento de novas ferramentas para avaliação ambiental do ambiente aquático.
- Contribuir com informações para bancos de dados sobre a situação ambiental da zona costeira paraense.

3 - AREA DE ESTUDO

3.1 - LOCALIZAÇÃO

A área de estudo compreende dois pontos de amostragem próximos à margem direita da baía de Guajará e um na margem direita do rio Guamá, ambos no município de Belém. A cidade de Belém está localizada a 173 km do oceano Atlântico, na margem direita do estuário Guajará (Figura 3.1).

3.2 - CARACTERÍSTICAS FISIAGRÁFICAS DA ÁREA

3.2.1 – Clima e vegetação

Na classificação de Koppen, o clima de Belém se enquadra no tipo Af, correspondendo ao clima de floresta tropical úmido, sem estação fria. A precipitação pluviométrica total anual para a região está compreendida entre 2400 a 3330 mm e temperatura variando entre 21,9 e 32,4 °C (MORAES et al, 2005).

A variação sazonal da precipitação é caracterizada por uma estação chuvosa que, em geral, compreende os meses de dezembro a maio. O período de seca se apresenta entre os meses de junho e novembro. No entanto, a umidade relativa do ar é bastante elevada durante todo o ano, oscilando entre 81% a 92%, com média anual de 87%. A evaporação média anual é 634 mm e insolação média anual de 3,135 horas (EIA/RIMA-SESAN, 1991; LIMA, 1995).

A cobertura vegetal do município de Belém compõe-se de Florestas secundárias ou capoeiras que substituíram a antiga floresta densa das terras firmes, da qual alguns testemunhos ainda são encontrados em localidades como Mosqueiro, Caratateua e áreas adjacentes.

3.2.2 – Hidrologia

Em Belém os elementos hidrológicos de maior extensão são: o rio Guamá, a baía do Guajará e vários igarapés que cortam a cidade (SAUMA FILHO, 1996). Segundo Pinheiro (1987) esta hidrografia faz parte do estuário Guajará, que é formado, principalmente, pela confluência dos rios Guamá e Acará e, em frente à parte noroeste da cidade de Belém, tem a denominação local de baía do Guajará (Figura 3.1). Esta baía tem largura de aproximadamente 4 Km, e comprimento que se prolonga até próximo à ilha do Mosqueiro, onde se encontra com a baía de Marajó.

O estuário Guajarino é classificado como um sistema com padrão de circulação uniforme, que no período entre a preamar e baixa-mar tende a ser homogêneo e com baixas concentrações iônicas na superfície. Neste sistema de elevada energia hidráulica, a dinâmica das águas, a sazonalidade e, sobretudo a entrada da maré salina provocam alterações nas propriedades físico-químicas dessas águas e na concentração das partículas em suspensão (CORDEIRO, 1987; PINHEIRO, 1987).

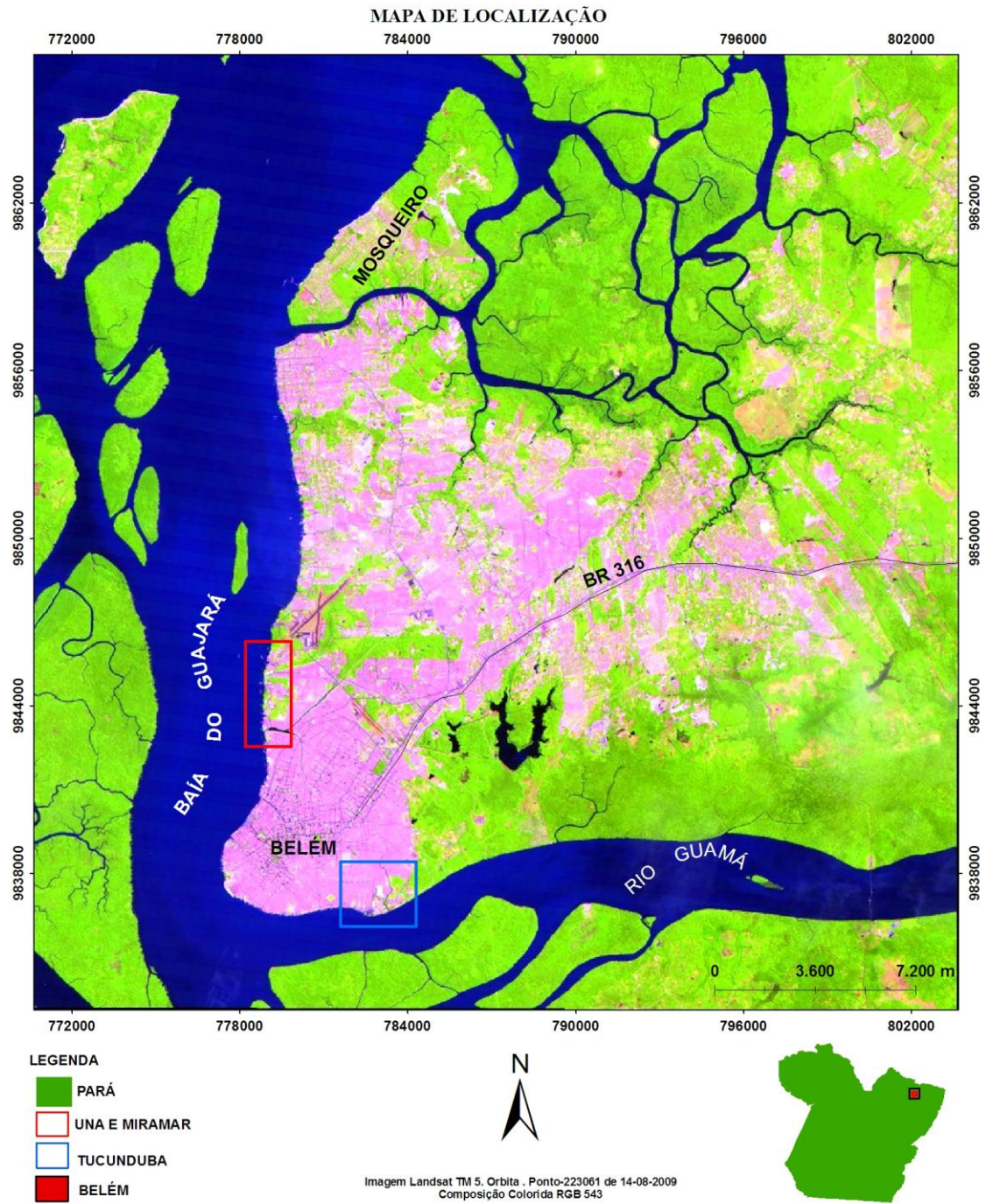


Figura 3.1: Mapa de localização das áreas de estudo

4 – REVISÃO DA LITERATURA

4.1 – UTILIZAÇÃO DE BIOINDICADORES COMO FERRAMENTA PARA ESTUDOS AMBIENTAIS

Em virtude do cenário progressivo de degradações nos ecossistemas aquáticos e terrestres, estudos científicos têm investido cada vez mais na avaliação da eficácia de ferramentas de análise ambiental, com intuito de encontrar formas que apresentem resultados concisos e mais rápidos para investigar áreas com prováveis impactos antropogênicos.

Entre essas ferramentas, os bioindicadores estão cada vez mais sendo utilizados em função de alguns organismos possuírem a capacidade de refletir (histológica, bioquímica e comportamentalmente) alterações no meio em que vivem. Tal capacidade é chamada de bioindicação, definida por Klumpp (2001), no sentido ecotoxicológico, como o uso de seres vivos para a verificação e avaliação dos efeitos da poluição ambiental, seja no ar, na água ou no solo.

Os processos bioquímicos básicos são muito semelhantes em diversos organismos sendo por isso razoável utilizar invertebrados como bioindicadores, dado que estes reagem mais rapidamente do que o homem, à presença de toxinas ambientais (LIMA, 2001).

A utilização de sistema biológico em estudos ambientais se divide em duas terminologias muito semelhantes, bioindicação e biomonitoramento. Embora vários pesquisadores utilizem estes termos como sinônimos, alguns preferem distingui-los. Biomonitoramento é o uso sistemático de respostas biológicas na avaliação de alterações no ambiente, dentro de um programa de controle de qualidade (KUHLMANN et al., 2001). E, bioindicação é a reação visível que o organismo apresenta diante de um contaminante (LIMA 2001).

O biomonitor é a espécie utilizada para registrar a substância monitorada ao longo do tempo, o qual pode ser biomonitor ativo (que já está no ambiente) ou passivo

(precisa ser introduzido no ambiente). O indicador é a espécie que reflete mudanças visíveis diante de uma substância, podendo ser bioindicador sensitivo (apresenta reações) ou acumulativo (biomonitor).

Considerando o procedimento técnico e os objetivos dos estudos com bioindicadores Klumpp (2001) distinguiu três grupos de organismos:

- ✓ Os organismos apontadores e indicadores ecológicos, que indicam o impacto da poluição através de mudanças no tamanho de sua população ou através da sua ocorrência ou desaparecimento sob certas condições ambientais;
- ✓ Os organismos testes, que são indicadores altamente padronizados e utilizados em testes (bioensaios) de laboratório toxicológico e ecotoxicológico;
- ✓ Os organismos monitores (biomonitores), os quais mostram qualitativamente e quantitativamente o impacto da poluição ambiental sobre organismos vivos.

Kuhlmann (2001) estabeleceu que para ser um bom bioindicador ou biomonitor o organismo deve ser de fácil amostragem e identificação, devendo ainda apresentar distribuição geográfica ampla, para possibilitar estudos comparativos. Moreno e Callisto (2005), preconizam o uso de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores em programas de biomonitoramento, dado que estes possuem especificidade que os classificam como excelentes bioindicadores, compatíveis com os requisitos descritos na literatura (ROSENBERG e WIENS, 1976; LYNCH et. al, 1988; HARE, 1992; CARDOSO, 2001) para animais bioindicadores, que são:

- ✓ Cosmopolitas e abundantes;
- ✓ Grande tamanho de corpo (muitos são visíveis a olho nu);
- ✓ A maioria possui características ecológicas bem conhecidas;
- ✓ Viabilidade de utilização em estudos laboratoriais;
- ✓ São sedentários (ou com mobilidade restrita) sendo representativos de condições locais;
- ✓ São bentônicos, permitindo a associação com as condições do sedimento;
- ✓ Alguns podem acumular metais pesados, permitindo avaliar o nível de impacto através de bioacumulação e biomagnificação;

- ✓ Têm a vantagem de caracterizar a qualidade das águas não apenas no instante de sua coleta, mas refletindo também sua situação em um período de tempo consideravelmente mais longo, permitindo avaliar os efeitos de um poluente de forma segura e precisa em diferentes escalas temporais;
- ✓ Participam das cadeias alimentares e cadeia de detritos, podendo atuar como agentes vitais de entrada de metais pesados ou outros contaminantes nas cadeias alimentares aquáticas.

Como a bioindicação pode ocorrer de diferentes formas em um estudo de áreas susceptíveis a contaminação por metais pesados, por exemplo, é possível que a investigação seja focada no monitoramento do processo de extinção ou redução de algumas espécies, quando essas são submetidas a níveis que ultrapassaram sua tolerância fisiológica, ou seja, uma provável alteração ambiental do seu habitat natural (LIMA, 2001). Outro método é o exame laboratorial no corpo do animal, permitindo que através da análise de concentração e/ou da composição isotópica dos metais no tecido ou em seu trato digestivo indique a situação biogeoquímica da área em que vive.

Alguns bioindicadores utilizados no processo de biomonitoramento de áreas contaminadas, têm sido analisados através de parâmetros como composição isotópica. Por exemplo, Flegal (1987) estudou a composição isotópica do chumbo em mexilhões próximo a baía de Monterey na Califórnia, EUA, observando que a composição isotópica do chumbo nos mexilhões e sedimentos de fundo estava correlacionada positivamente com o metal originado do depósito de chumbo, demonstrando que este era a fonte predominante de contaminação deste metal nesses organismos e nos sedimentos. As análises dos tratos digestivos dos mexilhões indicaram ingestão de partículas do depósito, o que esclareceu suas elevadas concentrações de chumbo (valores maiores que 1.826 µg/g).

Neste estudo ficou demonstrado que a composição isotópica associada à bioindicadores permite identificar a presença e a origem dos metais pesados de uma área, muito antes que as concentrações destes metais cheguem a níveis caracterizados como contaminantes. Não sendo necessário aguardar que os fatores que exercem

influência sobre os organismos vivos cheguem a altas concentrações, ultrapassando sua tolerância fisiológica para poder ser detectada.

4.1.1 - Poliquetas Bioindicadores

O Polichaeta é uma classe de vermes marinhos (com mais de 8 mil espécies) que habitam o fundo dos mares e estuários, sendo um dos grupos zoológicos com maior radiação adaptativa em termo de forma do corpo, hábito alimentar e habitat ocupado (STORER, 1999). A maioria tem menos de 10 cm de comprimento, com um diâmetro que varia de 2 a 10 mm (RUPPERT et al., 1996). Estes são os animais mais abundantes encontrados nos primeiros 10 cm dos fundos marinhos e estuarinos, ocorrendo desde zonas entre marés até as profundidades abissais (FAUCHALD e JUMARS, 1979).

Essa classe freqüentemente é dividida em dois subgrupos, os poliquetas errantes e sedentários. O primeiro grupo reúne aqueles que vivem livres e rastejam sob o fundo ou nadam em mar aberto. O outro é constituído por espécies que vivem confinadas em galerias temporárias ou em tubos permanentes (STORER, 1999), como a espécie *Namalycastis abiuma* (Figura 4.1) que tem baixa mobilidade e forma galerias no fundo. Dado que muitas espécies desta classe se alimentam de material depositado no fundo, ingerindo quantidades significativas de sedimentos. Possui ciclo de vida longo (superior a 6 anos), e tendo elevada importância ecológica (LANA et al, 2006), a mesma tem sido cada vez mais utilizada em estudo sobre bioacumulação de metais pesados.

Cardoso (2006) utilizou diversos organismos bentônicos como bioindicadores para estudar ambientes do estuário do rio Tejo, Portugal. Poliquetas (*Nereis diversicolor*), bivalves (*Scrobicularia plana*), crustáceos (*Crangon crangon* e *Carcinus maenas*) e peixes (*Pomatochistus minutus*, *Liza ramada* e *Solea senegalensis*) foram coletados ao longo de um gradiente de influência antropogênica, e então determinadas as concentrações dos metais Cu, Pb, Zn e Cd no sedimento e nos organismos. Os resultados obtidos indicaram influência antrópica sobre as comunidades de macroinvertebrados e peixes, e a transferência dos metais pesados ao longo da teia trófica.

No estuário do rio Mersey na Inglaterra, a investigação da morte de 2400 pássaros através da determinação da concentração de chumbo nos poliquetas (*Nereis diversicolor*) e bivalves (*Macoma balthica*), encontrou concentrações médias de $0,2 \text{ mg.kg}^{-1}$ e 1 mg.kg^{-1} , respectivamente. Essas concentrações sugeriram que o estuário estava contaminado por chumbo oriundo do efluente de uma indústria petroquímica, explicando a razão da morte dos pássaros que se alimentavam desses animais (LANGSTON, 1986; CLARK, 2001).

Na Espanha, Saiz-Salinas e Zubillaga (1997), ao avaliar o poliqueta (*Nereis diversicolor*) como biomonitor, compararam as concentrações dos organismos e sedimentos de fundo de dois estuários, a ría de Bilbao (poluído) e a ría de Plencia (referência). Eles encontraram concentrações de chumbo nas amostras de poliquetas para o estuário poluído entre $0,3 \text{ mg.kg}^{-1}$ e $0,5 \text{ mg.kg}^{-1}$, e não detectaram chumbo nas amostras do estuário de referência. Com isso, eles consideraram que essa espécie não foi o biomonitor ideal para o estudo. No entanto, Bryan (1974) ao comparar as concentrações entre poliquetas e sedimentos de fundo de vários estuários ingleses, observou que eles se correlacionavam positivamente, defendendo o uso destes como bioindicador do enriquecimento de chumbo no seu habitat.

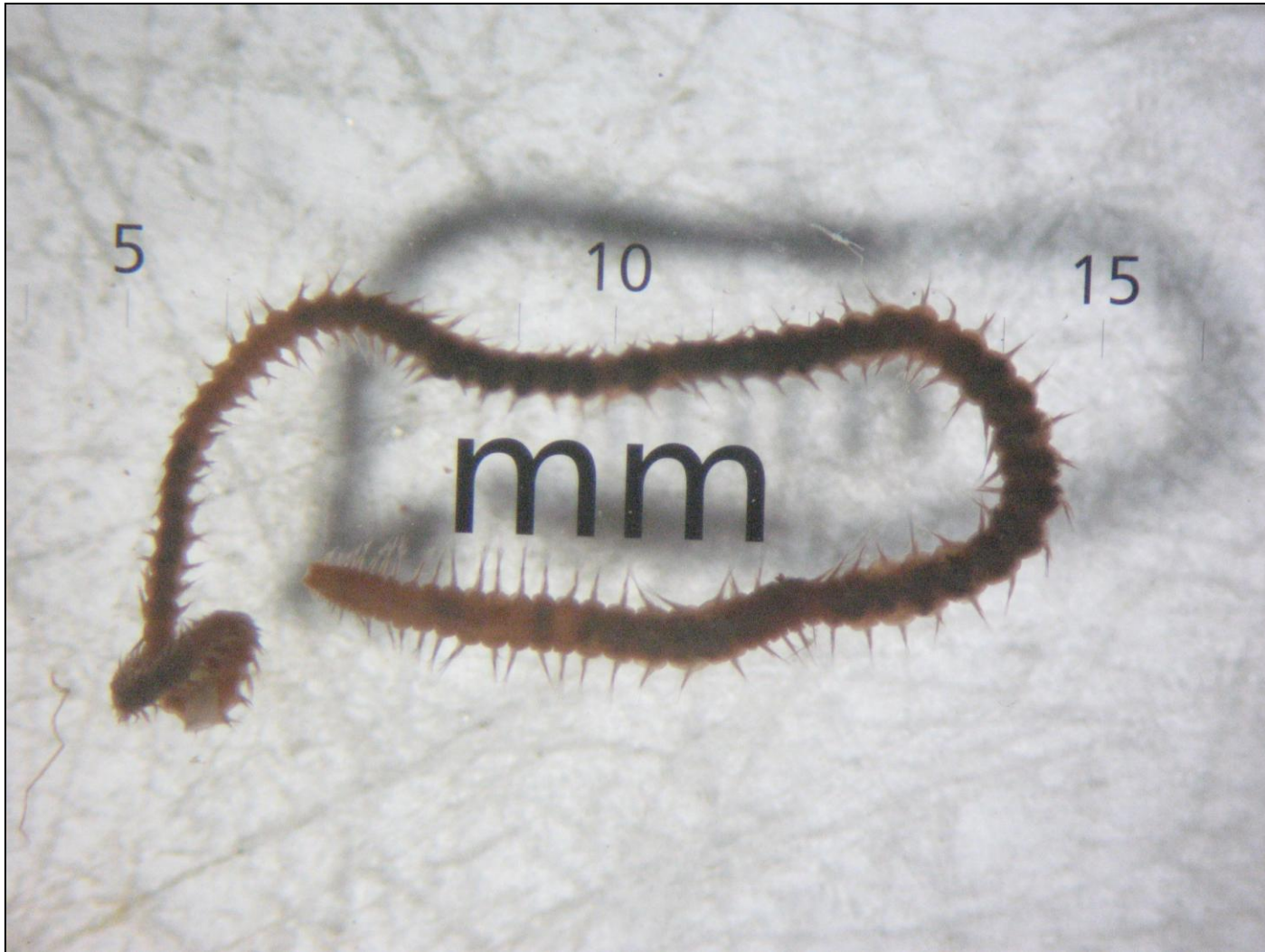


Figura 4.1: Foto do Poliqueta - *Namalycastis abiuma*

4.1.2 - Oligoquetas Bioindicadores

A classe Oligochaeta, também formada por vermes, possui cerca de 3.100 espécies (RUPPERT et al., 1996). Os oligoquetas de biótopos marinhos e salobros apresentam ampla distribuição, desde as regiões polares e temperadas até as subtropicais e tropicais. Ocorrendo desde o supralitoral até a zona hadal, e também em lagos salgados interiores (GIERE e PFANNKUCHE, 1982).

Dos organismos dessa classe, cerca de 70% das espécies são membros da macrofauna¹, apresentando de 1 a 6 mm de comprimento e diâmetro de até 300 µm (LASSÈRRE, 1971). Possuem o hábito de escavação da lama e dos sedimentos de fundo por meio de contrações peristálticas ou vivem entre a vegetação submersa (em profundidades de até 10 cm). Sua alimentação ocorre durante o processo de escavação, ingerindo a matéria orgânica adsorvida ao sedimento (STORER, 1999).

A elevada diversidade de alguns grupos de oligoquetas aquáticos pode ser uma indicação da poluição da água (RUPPERT et al., 1996). Oligoquetas como *Tubifex* vivem em tubos no fundo de áreas poluídas, alimentando-se dos detritos depositados. Muitas espécies destas classes são capazes de extrair oxigênio de água com concentração muito baixa deste elemento, insuficiente para sustentar a maioria dos animais (STORER, 1999). Tais características levam a que muitos estudos realizados sobre biomonitoramento da contaminação por metais pesados optem por utilizar estes organismos como biomonitores ou indicador das condições ambientais.

Em Mumbai na Índia, Singh et al. (2007), investigaram a concentração de metais pesados em água, sedimento e no tecido do corpo de oligoquetas (usados como alimento para peixes de aquário), em locais que recebiam efluentes domésticos e industriais. Os dados revelaram o processo de bioacumulação de metais pesados no tecido animal, e as concentrações registradas (zinco, 60,20 a 166,60 mg. kg⁻¹; ferro, 672 a 5.738 mg. kg⁻¹; chumbo, 15,95 a 33,49 mg. kg⁻¹; cádmio, 2,38 a 7,21 mg. kg⁻¹) sugeriram a contaminação da área. Estes autores concluíram que devido o grau de

¹Macrofauna é o conjunto dos animais que vivem no substrato dos ecossistemas aquáticos e que são visíveis a olho nu.

acumulação de metais pesados, os organismos não poderiam ser utilizados como alimento para peixes ou crustáceos.

No norte da Finlândia, os oligoquetas terrestres foram utilizados para diagnosticar a situação ambiental do solo próximo de áreas industriais (PULLIANEN et al. 1986). As concentrações de chumbo (2 e 22,5 mg.kg⁻¹) encontradas nesses bioindicadores deram respostas seguras de que o solo estava contaminado por esse metal.



Figura 4.2: Foto de um oligoqueta aquático (Clitelatta)
Fonte: Jason Neuswanger

4.2 - COMPOSIÇÃO ISOTÓPICA COMO PARÂMETRO DE ESTUDOS AMBIENTAIS

No fim da década de 80 o Brasil deixou de adicionar o chumbo à gasolina, mas algumas fontes ainda continuaram contribuindo com o aumento na concentração deste metal (BAIRD, 2002). A intoxicação aguda em humanos provocada pelo chumbo geralmente tem sua fonte facilmente detectável, já a exposição prolongada deve-se a várias fontes – petróleo, processos industriais, tintas, soldas em enlatados, canos de água, ar, poeira, sujeira das ruas e vias, solo, água e alimentos. Sendo o chumbo proveniente do petróleo o maior contribuinte para a exposição corpórea e a maior forma de distribuição do metal no meio ambiente, fato que o torna em um grande problema ambiental (WHO, 2000).

Na investigação da contribuição antropogênica desse metal, um número crescente de pesquisadores está utilizando a composição isotópica do chumbo em estudos ambientais. Elementos químicos como o chumbo possuem isótopos que são caracterizados pelo mesmo número atômico e diferentes números de massa. Esta diferença no número de massa é provocada pela variação do número de nêutrons do elemento, e a abundância relativa dos isótopos de um dado elemento pode variar na natureza devido ao fracionamento isotópico (SILVEIRA e SILVA JÚNIOR, 2002). Segundo Clark e Fritz (1997) quanto maior a diferença de massa entre os isótopos em relação à massa total do elemento, maior o fracionamento. O fracionamento isotópico pode ocorrer por mudança de fase ou estado, diferença na taxa de reação química e diferença na velocidade de difusão molecular. Os isótopos podem ser radioativos (sujeitos a desintegração por emissão de radioatividade) ou estáveis.

O chumbo possui quatro isótopos estáveis, que ocorrem na natureza: ^{204}Pb (abundância: 1,4%); ^{206}Pb (~24,1%); ^{207}Pb (~22,1%) e ^{208}Pb (~52,4). Os três últimos isótopos são radiogênicos, pois se formam a partir do decaimento radioativo de três isótopos ^{238}U , ^{235}U e ^{232}Th , respectivamente. Estes elementos encabeçam uma série ou família radioativa natural, onde o último elemento produzido de cada série é um isótopo estável de chumbo. Apenas o ^{204}Pb não é radiogênico (YIP, 2008; DICKIN, 2005).

No meio ambiente, os isótopos do chumbo podem ser utilizados como traçadores de fontes de contaminação deste metal, pois as mudanças nas razões isotópicas variam em função da mistura de chumbo proveniente de outras fontes (GAUDETTE, 1999). As razões isotópicas naturais do chumbo apresentam valores médios de $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$, $^{207}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ e $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ de 16,97, 15,56 e 36,9, respectivamente (FAURE, 1986). Estas razões podem variar por contribuição de fontes antropogênicas pontuais e difusas de poluentes contendo chumbo na sua composição; fato que o torna útil na identificação de fontes de contaminação e alteração das características naturais do meio de interesse.

Estudos realizados aplicando a razão isotópica do chumbo, como os trabalhos de Chaudary-Webb et al. (2003) e Moura et al. (2004), têm mostrado que é possível empregar este parâmetro em vários tipos de materiais, o que torna possível a sua utilização no monitoramento de áreas susceptíveis a alterações das qualidades ambientais.

A seguir são relacionadas diferentes aplicações da composição isotópica do chumbo em estudos ambientais:

- **Sedimento**

A composição isotópica de chumbo têm sido amplamente utilizada como ferramenta para investigar a história da poluição nos sedimentos. Carvalho (2002) investigou o impacto da ação antrópica no lago Água Preta em Belém, através da determinação do registro histórico da composição isotópica do chumbo ($^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$) e da concentração de metais pesados em testemunhos de sedimentos deste lago. O estudo demonstrou que os teores de metais encontrados refletem valores regionais e que o lago possui diferentes registros de composições isotópicas: valor de 1,200-1,204 corresponderia à assinatura isotópica regional onde o chumbo é proveniente da erosão e lixiviação das rochas sedimentares do entorno do lago. O valor de 1,162 - 1,176 representaria contribuições antropogênicas (área metropolitana de Belém) e valor de 1,192 estaria relacionado com a influência do material em suspensão do rio Guamá (rio que alimenta o lago).

Moura et. al. (2004), estudou a composição isotópica do chumbo em sedimentos e solos para investigar os impactos antropogênicos nos ambientes da Região Metropolitana de Belém (RMB), estado do Pará. Nesse estudo, Moura et al. sugeriram que valores de razão $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ encontrados na RMB em torno de 1,20 são originados de fontes geogênicas, e que as assinaturas isotópicas de fontes antropogênicas dessa região apresentam valores da razão $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ em torno de 1,160. Com a análise realizada nos sedimentos em suspensão do rio Guamá, estes autores sugeriram que os sedimentos desse rio apresentam o valor natural da razão $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ em torno de 1,192.

Goia (2004), aplicou esta ferramenta ao estudar os sedimentos depositados no Lago Paranoá, um reservatório artificial em Brasília. Foram determinadas a concentração e a composição isotópica do chumbo em três diferentes frações de amostras: lixiviada, residual e total. A fase lixiviada se mostrou a mais eficiente para distinguir entre composições de origem antropogênica e natural. No lago foi reconhecida uma importante fonte de contaminação (descarga de esgoto tratado), gerando elevadas concentrações de chumbo (max. $37,68 \text{ mg.kg}^{-1}$) e modificações significativas na composição isotópica deste elemento, comparativamente ao background geogênico regional. A contaminação nos sedimentos ocasionada por atividade antrópica, produziu composições isotópicas de chumbo menos radiogênicas ($^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}=1,15-1,17$) em relação a composição natural da região ($^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}=1,19-1,25$).

Nascimento (2007), realizou a caracterização da assinatura isotópica do chumbo atual, associada ao estudo da distribuição da concentração de Pb e de outros metais em sedimentos de fundo do sistema hidrográfico da cidade de Belém (PA). O rio Guamá apresentou assinatura isotópica homogênea e baixos valores de teor de chumbo (18 a 23 mg.kg^{-1}). Os valores da razão $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ permitiram definir que a assinatura natural dos sedimentos desse rio têm valores entre 1,20 e 1,194. A baía do Guajará apresentou teores de chumbo (28 a 46 mg.kg^{-1}) mais altos do que o rio Guamá, e os valores de razão $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ variaram de 1,188 a 1,172, sendo sugerido contribuição antropogênica para explicar os valores mais baixos dessa razão.

- **Sangue**

Chaudhary-Webb et al. (2003) determinaram a concentração e a composição isotópica do chumbo no sangue de 16 mulheres na Cidade do México. Posteriormente, compararam as razões isotópicas obtidas com as razões isotópicas dos utensílios domésticos de cerâmica (envernizados com chumbo) das casas dessas mulheres e da gasolina da região. Eles verificaram que a concentração média do chumbo no sangue era de 10 µg/dl, e que a alta correlação entre as razões isotópicas ($^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$, $^{207}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$, e $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$) dos sangues com as razões isotópicas analisadas na cerâmica, sugeria que a cerâmica era a principal fonte de exposição ao chumbo por essas mulheres.

- **Tecido Vegetal**

A composição isotópica do chumbo também já foi determinada em tecidos vegetais em vários estudos. Carigan e Geriépy (1995) utilizaram a composição isotópica do chumbo, em tecidos vegetais de algas simples (liquens epifíticos) e sedimentos lacustres, como um traçador de fontes de emissões atmosféricas de chumbo no sul de Quebec, Canadá. Através desse estudo foi possível identificar que essas algas detectam a presença de chumbo, num raio de até 500 km distante da fonte de emissão.

Notten et al. (2008) investigaram a composição isotópica do chumbo para traçar a origem do chumbo no solo, folhas das plantas (*Urtica dioica*), caracol (*Cepaea nemoralis*) e material particulado transportada por via aérea. As amostras foram coletadas em dois locais poluídos dos rios Meuse e Rhine (Parque Nacional de *Biesbosch*) e uma área de referência também localizada nos Países Baixos. A composição isotópica do chumbo nos solos dos três locais estudados foi similar, e o chumbo antropogênico foi considerado proveniente dos sedimentos poluídos dos dois rios que são carregados durante a inundação. A poluição de chumbo nas plantas e nos caracóis foi explicada por uma mistura de chumbo do sedimento dos rios e de chumbo atmosférico.

- **Tecido Animal**

Existe um número reduzido de estudos voltado para a determinação da composição isotópica do chumbo em Annelida. Scheuhammer et al. (2003) obtiveram sucesso em sua pesquisa ao investigarem a composição isotópica em oligoquetas (*Aporrectodea tuberculata* e *Lumbricus rubellus*). Estes autores estudaram a contaminação de um tipo de pássaros migratórios (*Scolopax minor*), e concluíram que pássaros com concentração de chumbo mais baixas ($<20 \text{ mg.kg}^{-1}$) possuíam a mesma composição isotópica dos oligoquetas terrestres e do solo, onde esses retiravam seu alimento. Todavia, os pássaros com concentrações altas ($>20 \text{ mg.kg}^{-1}$) possuíam assinatura consistente com ingestão de balas de chumbo.

Outras espécies como os filtradores (ostras, mexilhões e cracas, etc.) filtram vários litros de água por hora, e conseqüentemente, podem concentrar de 10 a 10^5 vezes vários contaminantes em seus tecidos em relação à água do mar (LANA et al., 2006). Esse processo permite que uma boa parte de espécies aquáticas possa concentrar metais pesados como o chumbo em seu organismo. Raimundo (2006) monitorou no período de 1999 a 2004 as possíveis alterações na composição isotópica do chumbo no tecido de mexilhões (*Mytilus galloprovincialis*) e sedimento de fundo, para identificar as fontes de onde era originado o chumbo presente no estuário do Tejo, Portugal. As razões isotópicas $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ determinadas nos mexilhões (ponte: 1,1689 - 1,1781; saída do estuário: 1,1665 - 1,1692; zona costeira: 1,1740-1,1848), estavam próximas dos valores registados nos sedimentos ($^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb} = 1,1795$), indicando a baixa influência das escorrências provenientes das estradas ($^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb} = 1,1173$). Próximo a Lisboa a razão $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ nestes organismos apresentou maior influência da assinatura das partículas provenientes das estradas. Estes resultados indicam que existe uma mudança na composição isotópica de chumbo nos tecidos de mexilhão, mas estas diferenças só são observadas em zonas de maior contaminação.

4.3 – METAIS PESADOS EM AMBIENTES ESTUARINO

Os estuários são ecótonos, um ecossistema de transição entre ambientes de rio e o mar, apresentando importante papel na economia, lazer e ecologia (KENNISH, 1992; SANT'ANNA et al., 2007). Day Jr. et al (1989) citam que humanos têm prosperado utilizando estuários por milhares de anos, estando atualmente muitas cidades do mundo localizadas nas bordas de estuário, como Nova York, Londres, Cairo, Xangai e inclusive a cidade Belém.

Estuários podem ser descritos também como sistemas costeiros semi-fechados, com uma conexão livre com o oceano aberto, onde a água do mar é diluída pela água doce proveniente de uma bacia de drenagem (PRITCHARD, 1995) Portanto, trata-se de um ecossistema de transição entre o oceano e o continente, complexo e sujeito à influência do homem (MIRANDA et. al. 2002).

A entrada de metais pesados nos estuários pode provocar modificações ambientais. Dado que os organismos acumulam os metais biodisponíveis nos sedimentos. No rio Gannel no norte de Cornwall (Inglaterra), existe a entrada natural de chumbo dos depósitos existentes deste metal, por essa razão, os sedimentos estuarinos contêm aproximadamente 2.175 mg.kg^{-1} de chumbo, e os bivalves (*Scrobicularia plana*) que vivem neles contêm 991 mg.kg^{-1} (CLARK, 2001).

A dinâmica do ambiente estuarino e a capacidade de importação ou exportação de matéria formam um sistema de mistura que mantêm uma grande associação entre componentes físicos, químicos e biológicos, gerando altas taxas de produtividade biológica e teores elevados de biomassa (NIXON, 1981). Durante os processos de mistura nesse ambiente, os materiais dissolvidos passam por reações de troca e de complexação, como consequência, os elementos são removidos e liberados para a solução ou para sedimentos de fundo (SALOMONS e FORSTNER, 1984). Vários metais são constituintes naturais desses sedimentos (Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Pb, etc.), e concentrações destes metais precipitados em sedimentos de fundo de rios, geralmente refletem a ocorrência e abundância de certas rochas ou depósitos mineralizados (ANDRADE et al., 2006).

No entanto, os maiores problemas de qualidade da água associados a metais pesados são atribuídos ao escoamento superficial de centros urbanos (SALOMONS e FORSTNER, 1995). Confirma Pereira (2001) ao estudar o grau de contaminação do estuário Guajarino, observando que as concentrações dos metais pesados nos sedimentos de fundo aumentaram na medida em que se aproximava do canal do Una. Esse canal drena o escoamento superficial e o esgoto doméstico de uma das maiores bacias hidrográficas do centro urbano de Belém (bacia do Una), ocupada por mais de dez bairros e todos bastantes populosos.

Todavia, o sedimento pode desempenhar diferentes papéis nos corpos hídricos; um atuando como fixador de metais, outro liberando estes para a coluna d'água, ocorrendo devido a modificações das condições físico-químicas ambientais, tais como: pH, potencial redox (Eh), complexos orgânicos, potencial iônico (MOZETO, 1996; SALOMONS e FORSTNER, 1984; FORSTNER, 1987). Assim, ele pode atuar ora como agente descontaminante ora como fonte de contaminação. Essas condições podem ser interpretadas como um possível fator de influência nos resultados analíticos de um monitoramento ambiental da qualidade de um corpo hídrico, realizada através da determinação da concentração de alguns metais e/ou da composição isotópica do chumbo em sedimentos. Essa vulnerabilidade do sedimento demonstra que nem sempre os sedimentos de fundo vão representar as condições verdadeiras do corpo d'água em determinado momento, estando os resultados analíticos condicionados a fatores ambientais.

4.4 – CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL DO CHUMBO NA BAÍA DO GUAJARÁ E RIO GUAMÁ

As bacias hidrográficas ocupadas pelos bairros populosos da cidade de Belém contribuem com o cenário de degradação da qualidade ambiental do estuário Guajarino, através dos canais e igarapés que drenam o escoamento superficial, esgoto doméstico e resíduos sólidos da cidade para a baía do Guajará. Essa rede de drenagem transporta a maior parte da carga de poluentes produzida pela cidade de Belém (NASCIMENTO, 1995), inclusive metais pesados.

Através da literatura e análise visual, foi possível observar que o rio Guamá possui sua situação ambiental mais preservada que a baía do Guajará, com influência antrópica mais notável no perímetro que vai da desembocadura do igarapé Tucunduba até o encontro com o estuário Guajarino.

Estudo realizado no rio Guamá evidencia que ainda é baixa a influencia antrópica nos sedimentos de fundo desse rio em relação a metais pesados. Nascimento (2007) encontrou teor médio de chumbo total de 16 mg.kg^{-1} para a margem direita e 18 mg.kg^{-1} para margem esquerda do rio Guamá. Esses valores estão abaixo do teor de chumbo de 20 mg.kg^{-1} sugerido por Salamons e Forstner (1984) como *background* de sedimentos de ambientes não contaminados.

A situação ambiental da margem direita da baía do Guajará com base na compilação dos teores de chumbo em seu sedimento de fundo (PEREIRA, 2001), apontou que todos os pontos amostrados apresentam concentrações acima dos limites máximos permitidos, sugerindo tratar-se de um ambiente já alterado (Tabela 4.1 e Figura 4.1). A concentração média de chumbo encontrado por Pereira (2001), foi de 38 mg.kg^{-1} , valor superior a 18 mg.kg^{-1} adotado por Nascimento (2007) como *background* da margem esquerda da baía do Guajará; e 1,9 vezes superior ao valor de 20 mg.kg^{-1} sugerido por Salamons e Forstner (1984) como *background* para sedimentos de fundo de ambientes não contaminadas.

Quanto à fração de chumbo remobilizável no sedimento da baía do Guajará, Pereira (2001) encontrou na desembocadura do Una a concentração de 23 mg.kg^{-1} e para Miramar de 24 mg.kg^{-1} (Tabela 4.1). Essa fração remobilizável representa um total de chumbo biodisponível de 46 % na desembocadura do canal do Una (Ponto 2) e 69 % no terminal do Miramar (ponto 3). Este percentual significa que uma quantidade potencial de chumbo poderá ser eventualmente bioacumulada pela biota desse estuário. Esse fato sugere que as condições geoquímicas dos sedimentos de fundo do estuário Guajarino também podem ser investigadas através de sua biota.

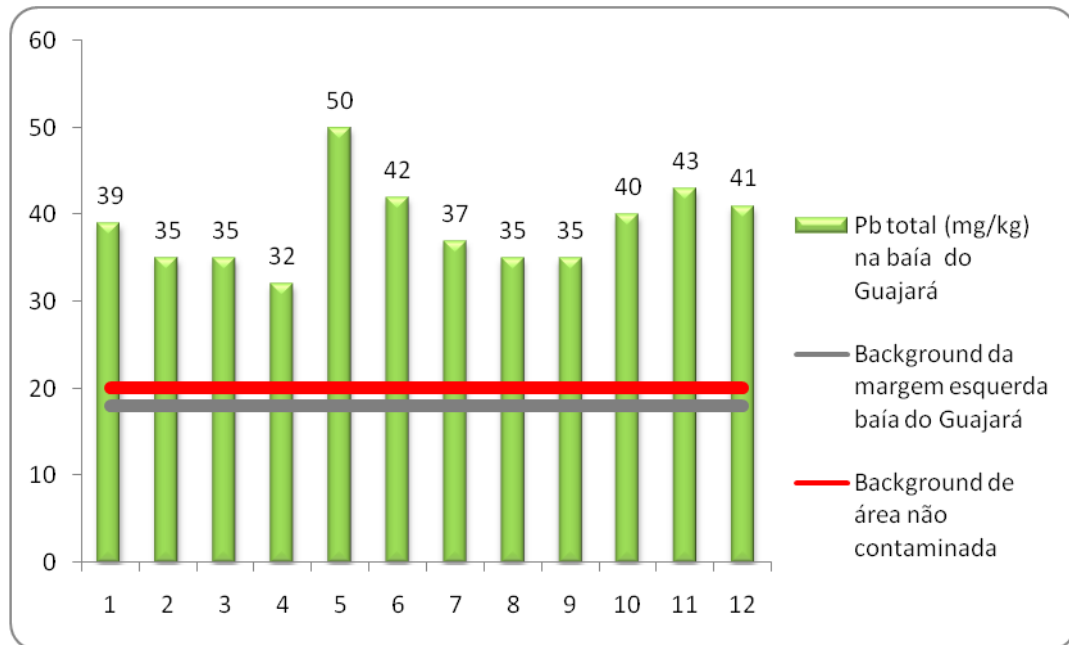


Figura 4.4: Teores de chumbo nos sedimentos de fundo da baía do Guajará (orla de Belém)

Fonte: Pereira (2001); ver tabela 7.1

Tabela 4.1: Teores de chumbo nos sedimentos de fundo da baía do Guajará

Pontos	[Pb] Total mg/kg-1	[Pb] Biodisponível mg.kg ⁻¹	Local	Fonte
1	39	29	área de lazer	Pereira (2001)
2	35	28	Empresa de Navegação SANAVE	Pereira (2001)
3	35	26	Próximo ao Porto da Empresa JONASA	Pereira (2001)
4	32	23	Presença de balsas	Pereira (2001)
5	50	23	Desembocadura do canal do UNA	Pereira (2001)
6	42	22	Área próxima a estaleiros e navios de pesca abandonados	Pereira (2001)
7	37	22	Desembocadura do canal do Jacaré	Pereira (2001)
9	35	24	Porto Petrolífero de Miramar	Pereira (2001)
8	35	21	Canal de Val-de-Cans	Pereira (2001)
10	40	27	Próximo ao Porto da Marinha	Pereira (2001)
11	43	26	Próximo a base aérea	Pereira (2001)
12	41	20	Fábrica CERPASA	Pereira (2001)
	Referência			
	18	ND	<i>Background</i> baía do Guajará	Nascimento (2007)
	20	ND	<i>Background</i> de ambientes não contaminados	Salamons e Forstner (1984)

LEGENDA: ND é não determinado

5- METODOLOGIA

Este estudo foi desenvolvido no estuário Guajará e no rio Guamá, ambos localizados no município de Belém, capital estado do Pará. A distribuição dos três pontos de coletas foi realizada levando em consideração à proximidade do porto Miramar, e a desembocadura do canal do Una e do igarapé Tucunduba (Figura 3.1). O trabalho proposto foi concretizado em quatro etapas metodológicas:

5.1 - LEVANTAMENTO BIBLIOGRÁFICO

Nesta etapa inicial, aconteceram a caracterização ambiental e a identificação do uso e ocupação do solo da área de estudo. Este levantamento foi realizado através de revisão bibliográfica e visitas as áreas circunvizinhas da baía do Guajará e rio Guamá. Com as informações adquiridas foram determinados os pontos de amostragem (Tabela 5.1), tendo como principal requisito áreas onde o aporte antropogênico era intenso.

Tabela 5.1 - Distribuição dos pontos de amostragem na baía do Guajará e no rio Guamá

PONTOS	BIOLÓGICA	SEDIMENTO	LOCALIZAÇÃO	COORDENADAS
1	O1-A	SED1	Desembocadura do canal Igarapé Tucunduba	01°28'34.9" S
	O1-B			48°27'11.4" W
	O1-C			
2	O2-A	SED2	Desembocadura do canal Una	01°25'07.3"S
	O2-B			48°29'35.5"W
3	P3-A	SED3	Próximo ao Porto Miramar	01°24'31.3"S
	P3-B			48°29'37.2"W
	P3-C			

LEGENDA: O: Oligoqueta e P:Poliqueta

5.2 - TRABALHOS DE CAMPO

5.2.1 - Coleta de amostras de Oligoquetas e *Namalycastis abiuma*

Devido ao presente estudo ter como objetivo avaliar se os organismos (poliqueta e oligoqueta) registram a assinatura da composição isotópica do chumbo da área onde foram coletados, esse trabalho escolheu realizar apenas uma campanha de coleta, não considerando fatores ambientais como salinidades e sazonalidade. Assim, foram coletadas três amostras biológicas por pontos de amostragem. Inicialmente a draga tipo Petersen (0,039 m²) foi lançada para a coleta de sedimento (Figura 5.1A). Essa draga foi retirada com material oriundo de aproximadamente 10 cm de profundidade dos sedimentos de fundo, onde os macroinvertebrados estudados se encontravam (Figuras 5.1B e C).

Para facilitar o processo de triagem, as amostras eram derramadas, lentamente sobre uma malha náilon de 0,3 mm de abertura (Figura 5.2) e lavadas com água da baía para retirar parte do sedimento. O material retido da malha foi acondicionado em sacos plásticos com água do local, e então, etiquetados e levados para posterior triagem no laboratório (LANA et al. 2006).

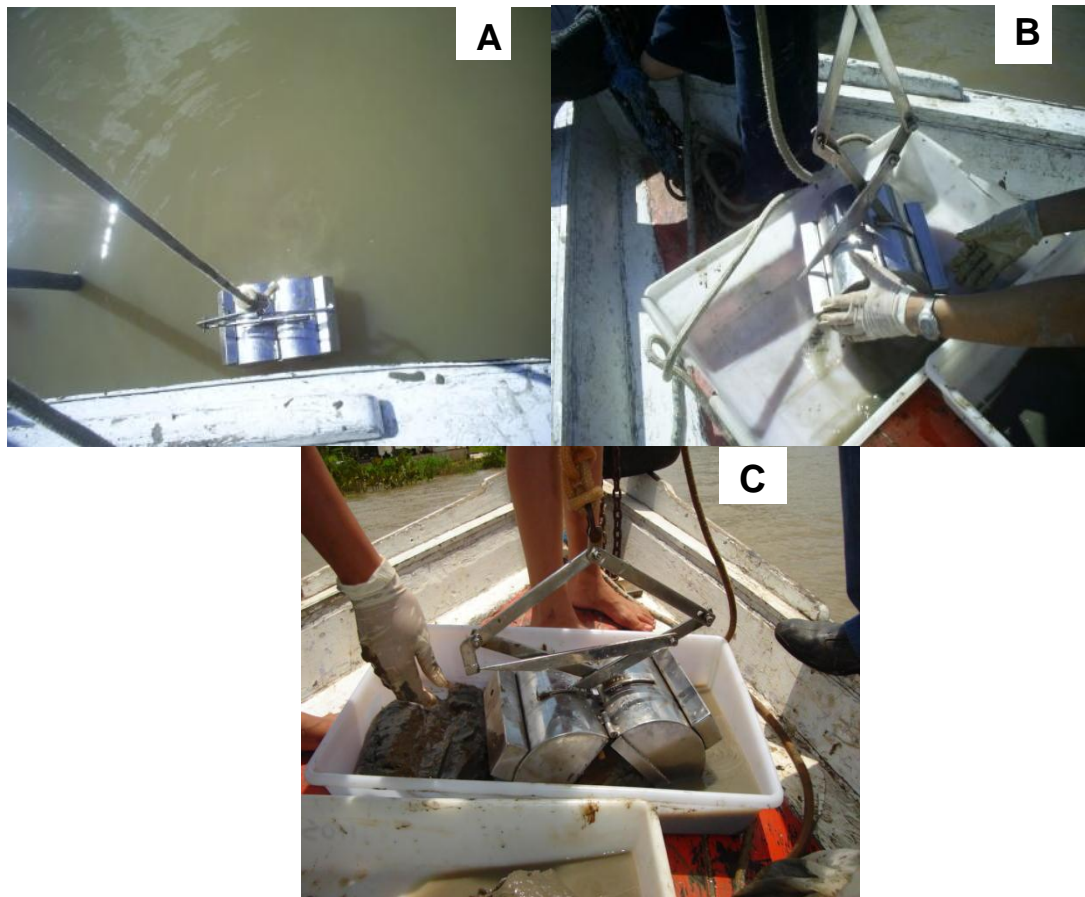


Figura 5.1: A, B e C são passos da coleta de amostras biológica e sedimento com draga tipo Petersen



Figura 5.2: Malha com amostra biológica

5.2.2 - Coletas de amostras de sedimentos.

Exatamente na área de amostragem onde foram obtidas as amostras biológicas foram coletadas, também, amostras de sedimento de fundo, utilizando a mesma draga para ambas as coletas (Figura 5.1). As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos tipo *zip loc*, resfriadas e transportadas para o laboratório onde foram submetidos ao processo de secagem.

5.3 - PROCEDIMENTOS LABORATORIAIS

Todos os instrumentos utilizados nessa fase passaram por processo de lavagem, utilizando conforme o material HNO₃ 50%, HCl 50%, Água Régia e Água Milli-Q.

5.3.1 – Preparação do Material Biológico

5.3.1.1 - Triagem e Liofilização

No laboratório de Bentologia da Faculdade de Oceanografia (UFPA), as amostras destinadas para a retirada da parte biológica de interesse, foram passadas em peneira 0,3 mm, com objetivo de retirar as partículas mais finas e deixar o material mais limpo para o processo de triagem. Em seguida, com o auxílio de uma lupa binocular (Figura 5.3) e de uma pinça, foram retirados e transferidos para uma placa de petri de plástico os *Namalycastis abiuma* e os Oligochaetas com tamanhos iguais.

Essas amostras foram homogeneizadas (utilizando o gral de ágata para macerar), pesadas e acondicionadas em cadinhos de Teflon para serem congeladas, depois de congeladas foram liofilizadas por 24 horas no aparelho Liofilizador tipo Edwards do Laboratório de Dinâmica Costeira da UFPA (Figura 5.4).

No processo de liofilização as amostras passaram por secagem que envolveu redução de temperatura e de pressão. Este procedimento evita problemas causados pela secagem convencional por aquecimento, preservando as características originais do material. A liofilização leva a sublimação da água contida nos organismos, ou seja, a passagem do estado sólido diretamente para o estado gasoso devido ao vácuo que a

câmara é submetida. Para isso, o material que estava congelado (em torno de $-80\text{ }^{\circ}\text{C}$), foi transportado até o liofilizador em um recipiente com nitrogénio líquido para evitar o descongelamento. Após liofilizado o material foi submetido a pesagem.



Figura 5.3: Foto da lupa binocular de triagem do material biológico



Figura 5.4: Foto do aparelho Liofilizador Edwards

5.3.1.2 - Abertura do Tecido Animal

Inicialmente as amostras destinadas tanto para análise de concentração de chumbo como para a separação cromatográfica deste elemento, foram preparadas com procedimento similares.

Após a liofilização, foram adotadas massas que variaram de 100 mg a 500 mg de amostra. Os recipientes contendo as amostras foram agitados em torno de 2 minutos e deixados em descanso por um tempo de aproximados 3 minutos, para então poder ser retiradas às tampas. O processo de abertura foi iniciado com a adição de 5 ml de HNO_3 (tridestilado) 5N aos cadinhos com amostra, depois disso, eles foram deixados em temperatura ambiente por pelo menos 1 hora, e então, fechados e colocados sobre a chapa de abertura (Figura 5.5) a 100°C por aproximadas 3 horas.

Com o termino desse procedimento, as amostras foram divididas e tiveram tratamentos diferenciados de acordo com o objetivo final, como mostra itens a e b:

a) Concentração

Após a abertura, duas amostras (*N. abiuma* e oligoqueta) foram retiradas da chapa e resfriada a temperatura ambiente, depois transferidas para tubos de polipropileno graduados, diluídas para 25 ml com água Milli-Q e posteriormente submetidas à agitação por 1 hora.

Depois da diluição as soluções foram destinadas para análise de determinação da concentração do chumbo realizada no laboratório do Instituto Evandro Chagas com o aparelho ICP-OES Modelo Vista-MPX CCD simultâneo.

b) Processo de Pré-Separação

Quanto às amostras destinadas à separação, após as 3 horas na chapa os cadinhos foram abertos e transferidos para a chapa de evaporação no *Clean Box* (Figura 5.6), onde foram retirados da chapa depois que as amostras estavam completamente secas. Ao resíduo seco remanescente (depois de frios a temperatura ambiente) foram adicionado 5 ml de HBr (tridestilado) 5N e levados para evaporar na

chapa à 100 °C. Os resíduos resultantes foram submetidos à separação cromatográfica do chumbo

O procedimento de abertura das amostras biológicas e a separação do chumbo foram realizados no laboratório de Geocronologia da Universidade de Brasília (UnB).

5.3.1.3 - Separação do Chumbo Biodisponível por Cromatografia de Resina de Troca Iônica

Nas amostras secas oriundas do processo de abertura ácida (amostras biológicas e sedimentos de fundo), foram adicionado 1,5 ml de HBr (tridestilado) 0,5 N, e então, levados ao ultrassom por 10 minutos, após esse período, as amostras foram transferidas para um microtubo tipo Eppendorf (2 ml) e centrifugadas por 20 minutos. Esse processo preparou as amostras para o procedimento de separação.

A metodologia utilizada para a separação foi realizada de acordo com o método proposto pelo laboratório Pará-ISO da UFPA. A coluna utilizada é de teflon com dimensões em torno de 20 mm de altura e 4 mm de diâmetro e resina, tipo DOWE AG 1x8, 240-400 mesh. Depois de montado o sistema de separação, coluna; resina; suporte e coletor (Figura 5.7), foi iniciado o processo de lavagem da coluna com enchimento total dessa com água Milli-Q e HCl (tridestilado) 6N, sendo 10 vez cada um de forma intercalada (Figura 5.8).

Com as colunas limpas, adicionou 0,9 ml de HCl (tridestilado) 6 N, até o preenchimento completo da coluna, e o mesmo processo foi realizado posteriormente com água milli-Q. Com o final da passagem da água, foi depositado 3 gotas (0,09 ml) de HBr (tridestilado) 0,5 N; e depois mais 0,45 ml do mesmo ácido (meia coluna).

Por fim, foi adicionado 1 ml de amostra, depois de descer completamente, foi adicionado 0,09 ml de HBr (tridestilado) 0,5N. Com a passagem do HBr, o chumbo ficou retido na resina e os demais elementos químicos foram para coletor. Com isso, o coletor foi retirado, então, colocado o cadinho de teflon para coletar após a adição e passagem do HCl (tridestilado) 6N (90 µl + 0,9 ml), o material a ser analisado. A função do HCl foi de retirar o chumbo antes retido na resina.

Terminado a separação, aos cadinhos colocados para coletar o chumbo foram adicionados 20 µl de H₂PO₃ 0,125 N, o que promoveu a aglutinação deste elemento após evaporação a 100 °C na chapa.

5.3.2 – Determinação da Composição Isotópica do Chumbo

Os resíduos obtidos da separação foram misturados a sete gotas de sílica gel, a qual provocou a formação de uma película vítrea de chumbo na superfície do filamento simples de Re pré-aquecido. A formação desta película permitiu que durante a análise no espectrômetro de massa, as temperaturas necessárias (1100-1400 °C) fossem alcançadas sem grandes perdas do chumbo e, a ionização favorecida pela natureza oxidante da nova superfície emissiva.

Após o depósito, as amostras foram introduzidas no tambor e então analisadas no espectrômetro de massa de Termionização, do modelo FINNIGAN MAT 262 do Laboratório de Geologia Isotópica da UFPA (Pará-Iso). As análises isotópicas do chumbo das amostras de sedimentos de fundo e da parte biológica foram realizadas com mesmo equipamento.



Figura 5.5: Foto das chapas de digestão de amostras biológica e sedimento



Figura 5.6: Foto da chapa de evaporação no Clean box



Figura 5.7: Foto do sistema de separação: coluna, resina, suporte e coletor



Figura 5.8: Foto do procedimento de lavagem das colunas

5.3.3 – Preparação do Sedimento de Fundo

Uma porção das amostras, em torno de 40g foram secas em estufa durante 24 horas a uma temperatura de 80-90 °C, e posteriormente submetidas à pesagem.

Depois de verificado o peso das amostras, estas foram desagregadas em gral de ágata (Figura 5.9) e passadas em peneira com malha de abertura de 63 µm. Esse procedimento propôs a obtenção da parte fina do sedimento que posteriormente foi submetido à lixiviação ácida.



Figura 5.9: Foto do procedimento de desagregação em gral de ágata

5.3.3.2 - Extração ácida para análise de chumbo no sedimento

Foram retirados aproximadamente 3 g de cada amostra (da parte fina) e colocados em tubos de polipropileno de 50 ml. Adicionados a seguir cerca de 20 ml de HNO_3^{***} 5N, depois de tampados os frascos, estes foram levados para o agitador automático por um período de 24 horas. Com o término desta etapa, as amostras foram filtradas em papel de filtro qualitativo PA, e aferidas em balões volumétricos de teflon de 50 ml. Das soluções resultante foram retirado 3 ml de cada amostra para a separação química do chumbo biodisponível, que estava misturado aos demais metais presente na solução.

Os 3 ml retirados das soluções lixiviadas foram colocados em cadinho de teflon e submetidos a 100 °C na chapa em torno de 3 horas para evaporação. Aos resíduos secos remanescentes foram adicionado 5 ml de HBr^{***} 8N e levados novamente para evaporação a 100 °C. Finalizando esse processo os resíduos resultantes da lixiviação foram submetidos à separação cromatográfica do chumbo conforme descrito no item 5.3.1.3. Após a separação do chumbo biodisponível, foi efetivado o método para a obtenção da composição isotópica deste elemento, conforme descrito no item 5.3.2.

5.4 - TRABALHOS DE ESCRITÓRIO

Na última fase, foi empregado o método de avaliação das composições isotópicas do chumbo nos poliquetas e oligoquetas. E, as concentrações do chumbo nesses organismos foram analisadas através de ferramentas estatísticas. Posteriormente foi elaborado o documento conclusivo sobre o estudo.

5.4.1 – Método de Avaliação dos Poliquetas e Oligoquetas como bioindicadores através da Composição Isotópica do Chumbo

Para definir se os oligoquetas e os poliquetas (*Namalycastis abiuma*) são ou não organismos capazes de representar as condições ambientais da área de seu em torno, foi utilizado o valor da razão $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ como parâmetro de avaliação.

A metodologia aplicada pelo presente trabalho consiste em uma associação da composição isotópica do chumbo dos organismos com os sedimentos de fundo de seu habitat, através da divisão entre os valores da razão $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ dos organismos com os valores dessa mesma razão dos sedimentos (Tabela 7.3). O quociente resultante dessa divisão é denominado de R. Os valores de R que estejam entre $1 \pm 0,004$; ou seja, valores mudando entre $0,996 \leq R \leq 1,004$; são entendidos como uma associação positiva entre organismo e sedimento. Associação positiva é o termo adotado para identificar quando os organismos possuíam assinatura isotópica similar ao do sedimento de seu habitat.

Um percentual superior a 60% de organismos com composição isotópica correspondente ou similar a composição isotópica do sedimento de fundo de seu habitat ($0,996 \leq R \leq 1,004$) é indicação que os organismos (*Namalycastis abiuma* e/ou os oligoquetas) são bons bioindicadores. Percentual inferior (<60%) indica que esses organismos não representam à assinatura isotópica dos sedimentos seu ambiente natural.

O intervalo de tolerância ($0,996 \leq R \leq 1,004$) tomado para R, foi adotado após a leitura das razões isotópica das amostras (organismo e sedimento), o qual foi observado que o erro analítico situava em torno de $\pm 0,0003$.

6 – APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS

O presente trabalho foi desenvolvido na baía do Guajará e no rio Guamá (Figura 6.1). Foram coletadas três amostras de sedimentos e oito amostras biológicas, sendo três de poliquetas e cinco de oligoquetas.

Inicialmente, o estudo foi proposto para ser realizado somente com a espécie *Namalycastis. abiuma*, mas esse poliqueta apresentou distribuição geográfica desigual ao longo da baía do Guajará e do rio Guamá. Assim, nos pontos selecionados para coleta próximos ao canal do Una e igarapé Tucunduba, ele estava ausente. Com isso, optou-se por analisar nesses dois pontos (1 e 2) o oligoqueta, que pertence ao mesmo filo (Annelida) dos poliquetas. No ponto 3 foram analisados apenas os *N. abiuma*, pois os oligoquetas estavam ausentes.

Nas amostras biológicas foram realizadas análises para a determinação da concentração de chumbo e a sua composição isotópica, enquanto que nas amostras de sedimentos foi analisada apenas a composição isotópica do chumbo. Os valores da razão $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$, empregada neste trabalho, foram obtidos através da inversão da razão $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ fornecidos diretamente pelo espectrômetro de massa. Esse procedimento facilita a interpretação dos resultados, já que permite trabalhar com valores superiores a 1, prática comumente utilizada em estudos ambientais.

As composições isotópicas do chumbo nos organismos foram determinadas para serem comparadas com as composições isotópicas do chumbo dos sedimentos coletados no seu ambiente. Os resultados das concentrações de chumbo nos *N. abiuma* e nos oligoquetas, junto com os valores das razões isotópicas do chumbo dos sedimentos e nos organismos analisados, são descritos a seguir.

6.1 – CONCENTRAÇÃO DO CHUMBO NOS ORGANISMOS

O teor de chumbo foi determinado em uma amostra de oligoquetas e em uma amostra de poliquetas. Cada uma dessas amostras foram compostas a partir de uma mistura de organismos coletados em vários pontos localizados na baía do Guajará, no

trecho entre o Porto Petrolífero de Miramar até o encontro com o rio Guamá (Figura 6.1). Os oligoquetas apresentaram concentração de chumbo de 5 mg.kg^{-1} e os poliquetas de 3 mg.kg^{-1} . Os resultados dessas concentrações foram comparados com dados de estudos realizados em outras regiões, objetivando conhecer o comportamento dos oligoquetas e poliquetas na acumulação do chumbo.

6.2 - IGARAPÉ TUCUNDUBA

O ponto 1 é localizado no rio Guamá próximo a desembocadura do igarapé do Tucunduba (figura 6.1). Nessa área foram coletadas uma amostra de sedimento de fundo e três amostras de oligoquetas.

Nos arredores do ponto de coleta existem três características ambientais: 1) a margem direita do rio Guamá em direção a montante da desembocadura do igarapé, o rio é protegido por mata ciliar e aparenta ser um ambiente sem muitas perturbações ambientais; 2) ainda na margem direita, mas em direção a jusante da desembocadura do igarapé, não existe mata ciliar e as margens são ocupadas por edificações, nas quais são desenvolvidas variados tipos de atividades (Figura 6.2); 3) o igarapé Tucunduba têm as suas margens povoadas e boa parte dos resíduos sólidos e efluentes domésticos produzidos pela população são jogados no canal e posteriormente carreados para o rio Guamá.

Os valores da razão $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ no sedimento foi de 1,193 e as amostras de oligoquetas apresentaram valores de 1,189; 1,190 e 1,193 nas três amostras coletadas (Tabela 6.1 e Figura 6.1).

6.3 - CANAL DO UNA

O Ponto 2 é localizado na margem direita da baía do Guajará, na desembocadura do canal do Una (Figura 6.1). Foram coletadas nesse ponto uma amostra de sedimento e duas amostras de oligoquetas.

Nessa área da baía do Guajará, as condições ambientais já não são mais naturais, sendo possível observar que há empresas situadas na margem direita, um grande fluxo de embarcações de variados portes (Figura 6.3), atividades de venda de combustíveis em postos flutuantes (balsas) e, a ausência de mata ciliar. O canal do Una drena o esgoto doméstico, gerado em uma parte da cidade de Belém, diretamente para a baía do Guajará.

O sedimento apresentou valor da razão $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ de 1,167 e as amostras de oligoquetas apresentaram valores de 1,183 e 1,184 (Tabela 6.1 e Figura 6.1).

6.4- MIRAMAR

O ponto 3 é localizado próximo ao Terminal Petrolífero de Miramar. Nesse ponto foram coletadas uma amostra sedimento e três amostras de poliquetas (*Namalycastis abiuma*).

Na área de amostragem ocorrem atividades de estocagem e armazenamento de derivado de petróleo (Figura 6.4). A baía de Guajará, nesse perímetro, também possui fluxo de embarcações e ausência de mata ciliar (Figura 6.5).

O valor da razão $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ nos sedimentos desse ponto foi de 1,188, e as amostras de poliquetas apresentaram valores dessa mesma razão de 1,185; 1,188 e 1,189 (Tabela 6.1 e Figura 6.1).

Tabela 6.1: Dados de Concentrações (organismos) e composição isotópica (organismo e sedimento).

PONTOS	ID	[Pb] mg.kg ⁻¹	²⁰⁶ Pb/ ²⁰⁴ Pb		²⁰⁷ Pb/ ²⁰⁴ Pb		²⁰⁶ Pb/ ²⁰⁷ Pb	
			ORG	SED	ORG	SED	ORG	SED
1	O1-A		18,67	18,70	15,69	15,68	1,190	1,193
	O1-B	5	18,66	18,70	15,69	15,68	1,189	1,193
	O1-C		18,70	18,70	15,68	15,68	1,193	1,193
2	O2-A	5	18,54	18,23	15,66	15,63	1,184	1,167
	O2-B		18,52	18,23	15,65	15,63	1,183	1,167
3	P3-A		18,55	18,60	15,65	15,65	1,185	1,188
	P3-B	3	18,59	18,60	15,65	15,65	1,188	1,188
	P3-C		18,63	18,60	15,67	15,65	1,189	1,188

LEGENDA: O: Oligoqueta, P: Poliqueta; SED: Sedimento (fração < 63 mμ) e ORG: organismo.

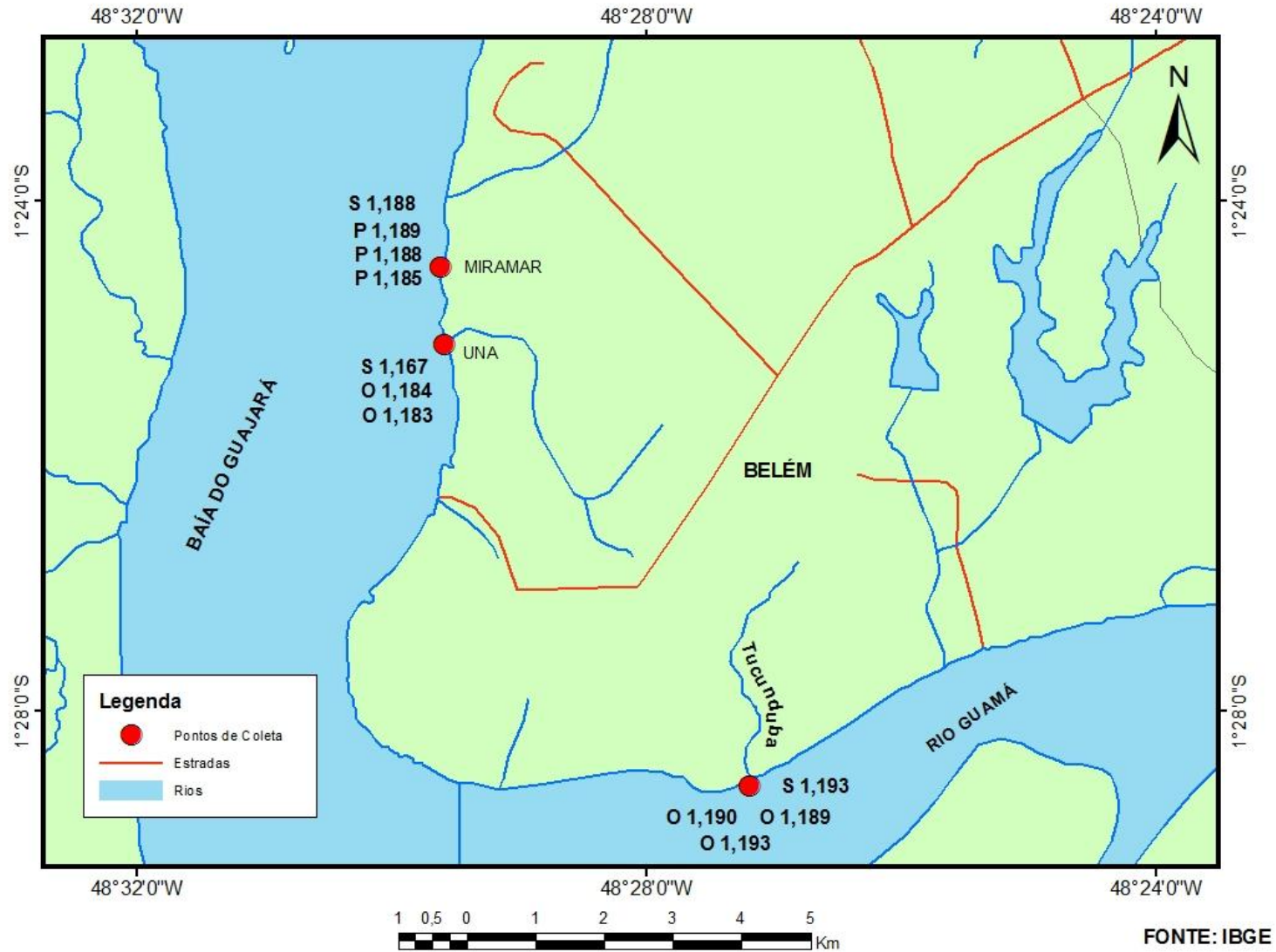


Figura 6.1: Mapa de distribuição dos valores da razão $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ nos sedimentos (S), poliquetas (P) e oligoquetas (O) da baía do Guajará e rio Guamá.



Figura 6.2 – Foto da margem direita do rio Guamá mostrando empresas instaladas à jusante da desembocadura do igarapé Tucunduba



Figura 6.3: Foto da margem direita da baía do Guajará mostrando fluxo de embarcações no trecho entre a desembocadura do canal do Una e Porto Petrolífero de Miramar



Figura 6.4: Foto do Terminal Petrolífero de Miramar localizado na margem direita da baía do Guajará



Figura 6.5: Foto da margem direita da baía do Guajará mostrando ausência de mata ciliar no trecho entre a desembocadura do canal do Una e Porto Petrolífero de Miramar

7 - DISCUSSÕES DOS RESULTADOS

7.1- AVALIAÇÃO DOS OLIGOQUETAS E POLIQUETAS COMO BIOINDICADORES ATRAVÉS DA CONCENTRAÇÃO DE CHUMBO

Os metais pesados são um importante fator de influência na composição e distribuição diferenciadas de organismos bentônicos em áreas sujeita a contaminação, pois esses ambientes apresentam baixa diversidade e densidade de organismos sensíveis a poluentes (SILVA, 2006; MUCHA et al., 2004).

Na baía do Guajará existe baixa diversidade da macrofauna, sendo os grupos taxonômicos dominantes os poliquetas e oligoquetas (SILVA, 2006). Estes organismos são citados na literatura como tolerantes à contaminação (CHAPMAN et al, 1979; WARWICK e CLARKE, 1994). A distribuição geográfica desigual dos poliquetas e oligoquetas na baía do Guajará e rio Guamá observado durante a coleta, indica que existem condições ambientais distintas ao longo desses corpos d'água. Este fato definiu que em alguns pontos de amostragem os oligoquetas estivessem presentes e, em outro, os poliquetas.

A abundância dos oligoquetas e poliquetas e sua boa distribuição geográfica a nível global, associada as suas características como a pouca mobilidade, a alimentação por sedimento e a capacidade de bioacumulação de metais (chumbo), permitiram que os resultados encontrados nesta pesquisa (baía do Guajará) fossem comparados aos resultados obtidos em estudos realizados em outras partes do mundo.

7.1.1 – Avaliação dos oligoquetas

No processo de triagem das amostras biológicas do presente estudo, os oligoquetas eram os organismos mais abundantes nos sedimentos coletados nas desembocaduras do igarapé Tucunduba e do canal do Una (pontos 1 e 2). Como já citado, Silva (2006) fez a mesma observação ao estudar a variação espaço-temporal das associações macrobentônicas do estuário Guajarino, onde encontrou a abundância relativa de oligoquetas superior a 70% do total de organismo da macrofauna na desembocadura do igarapé Tucunduba e 80% para a desembocadura do canal do Una. A abundância dos oligoquetas pode se relacionar ao fato dessas duas drenagens serem

utilizadas para o despejo de efluentes ricos em matéria orgânica. Essa afinidade por ambientes ricos em resíduos orgânicos mais fortemente observado nos oligoquetas foi confirmado por Piedras et al. (2006), que classificou estes organismos como um dos invertebrados bentônicos mais tolerantes à poluição orgânica e, conseqüentemente, com alta resistência à ambientes com baixa teor de oxigênio.

A concentração de chumbo determinada na amostra composta de oligoquetas coletada na baía do Guajará, foi de aproximadamente 5 mg.kg^{-1} . A tabela 7.1 compara as concentrações de chumbo encontradas nos oligoquetas do rio Ebro na Espanha (RAMOS,1999) e de alguns lagos da Índia (SINGH,2006), com aquelas obtidas na baía do Guajará. Observa-se que o teor de chumbo nos oligoquetas aumenta na medida em que aumenta a concentração de chumbo nos sedimentos (Figura 7.1). Importante ressaltar que as concentrações de chumbo nas amostras de sedimentos dos lagos indianos foram extremamente superiores à concentração média encontrada nos sedimentos da baía do Guajará e do sedimento do rio Ebro. É necessário destacar ainda, que a quantidade de chumbo encontrado nos oligoquetas de ambientes poluídos, como o caso das amostras da Índia, é bem maior do que o encontrado nos oligoquetas da baía do Guajará (presente trabalho) e do rio Ebro, ambos considerados pouco poluídos segundo a classificação de Salomons e Forstner (1984).

Tomando como referência os teores de chumbo nos sedimentos ($\sim 38 \text{ mg.kg}^{-1}$) e nos oligoquetas ($\sim 5 \text{ mg.kg}^{-1}$) da baía do Guajará, observa-se que as concentrações de chumbo nos oligoquetas da Índia são 4,8 a 6 vezes maiores que às encontradas nos oligoquetas da baía do Guajará, enquanto que nos sedimentos esse enriquecimento chegar a ser 59 vezes maior (Tabela 7.1). Era esperado que o enriquecimento em chumbo encontrado nos oligoquetas dos ambientes poluídos da Índia fosse proporcional ao teor do chumbo nos sedimentos de seu habitat. Caso isso fosse verdadeiro, os oligoquetas dos lagos da Índia teriam que apresentar um teor de aproximadamente 300 mg.kg^{-1} de chumbo, bem maior que o valor de 23 mg.kg^{-1} encontrado nesses macroinvertebrados.

A diferença na concentração de chumbo encontrado nos organismos em relação com a concentração de chumbo nos sedimentos de seu habitat, nos lagos indianos,

sugere que estes macroinvertebrados não acumulam chumbo na mesma proporção em que os sedimentos vão se enriquecendo desse elemento. Esse resultado indica que esses organismos não seriam bons bioindicadores da concentração de chumbo em ambientes com sedimentos com altos níveis desse metal. O fato pode ser explicado pelo observado por Fleming e Richards (1982) depois de expor os oligoquetas terrestres (*Eisenia*) a concentrações extremamente elevadas de chumbo, e concluíram que a camada externa de muco secretado pelos oligoquetas adsorve quantidades significativas de chumbo e ferro, e serve como uma barreira para a entrada destes metais. O mesmo foi observado por Bindra e Hall (1978) depois de realizar testes laboratoriais de exposição dos oligoquetas aquáticos a taxas elevadas de metais (cobre, ferro, chumbo e zinco), onde concluíram que estes macroinvertebrados regulam o nível de metais em seu tecido, o que pode ter ocorrido com os oligoquetas dos lagos indianos.

Em termos quantitativos, a concentração de chumbo encontrado nos oligoquetas da Índia só representam 1,3 a 1,7% do chumbo quantificado nos sedimentos de seu habitat (Tabela 7.1). Esses valores são menores que os obtidos para os oligoquetas da baía do Guajará, que apresentaram teor de chumbo ($\sim 5 \text{ mg.kg}^{-1}$) equivalente a 13% da concentração desse elemento nos sedimentos onde foram coletados ($\sim 38 \text{ mg.kg}^{-1}$). Esses resultados mostram que a proporção entre o teor de chumbo nos organismos e nos sedimentos da baía do Guajará é aproximadamente 9 vezes maior que a proporção observada na Índia (Figura 7.2), embora, os sedimentos dos lagos indianos tenham teor de chumbo aproximadamente 59 vezes maior do que os valores encontrados nos sedimentos da baía (Tabela 7.1).

A figura 7.2 mostra que a proporção entre o teor de chumbo nos oligoquetas e nos sedimentos da baía do Guajará (13%) é similar aos apresentados pelos oligoquetas do rio Ebro na Espanha, que mostraram uma variação de 9,5 a 15%. Essa proporção sugere que essa classe de organismo pode ser utilizada com segurança em biomonitoramento de ambientes moderadamente poluídos por metais.

Devido às diferenças entre os teores de chumbo encontrados nos organismos e nos sedimentos do seu habitat, as figuras 7.1 e 7.2 foram geradas em escala

logarítmica. Esta escala permite visualizar e comparar em um mesmo gráfico valores muito discrepantes. Entretanto, é necessário advertir que a escala logarítmica minimiza a visualização de diferenças significativas, como é caso da concentração de chumbo do sedimento da baía do Guajará ($\sim 38 \text{ mg.kg}^{-1}$) e dos lagos da Índia ($\sim 2260 \text{ mg.kg}^{-1}$).

Tabela 7.1: Dados de concentração de chumbo nos sedimentos e nos oligoquetas encontrados no presente trabalho em relação a outros trabalhos realizados.

LOCAL	SEDIMENTOS [Pb] mg.kg ⁻¹	OLIGOQUETAS [Pb] mg.kg ⁻¹	P	RELAÇÃO À BAÍA	
			%	Sedimento	Oligoqueta
a) Estuário Guajará	38	5	13	1	1
b) Espanha	10,2	1,53	15	0,3	0,3
b) Espanha	40	3,78	9,45	1,1	0,8
c) Índia	1387	23,92	1,72	36,5	4,8
c) Índia	2260	29,90	1,32	59,5	6,0
c) Índia	1849	25,71	1,39	48,7	5,1

LEGENDA: P é o percentual de Pb no organismo em relação ao teor Pb do sedimento, coluna 5 e 6 trata da relação de grandeza entre as concentrações (organismo e sedimento) determinadas em outros ambientes (coluna 2 e 3) em relação ao quantificado na baía de Guajará.

Fonte: a) o presente trabalho, b) Ramos (1999); c) Singh (2006).

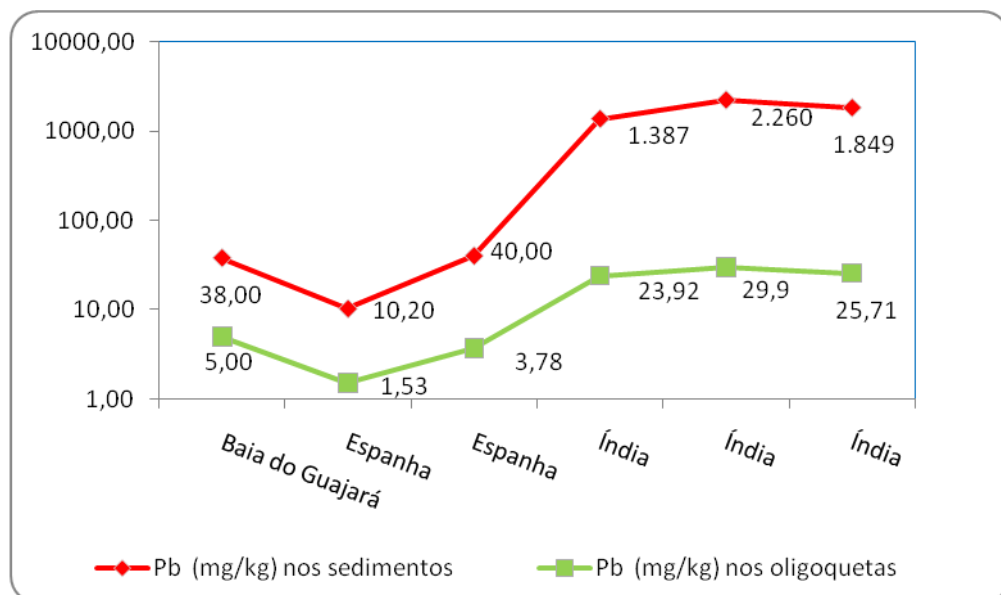


Figura 7.1: Concentração de chumbo nos oligoquetas e sedimento da baía do Guajará, rio Ebro (Espanha) e lagos indianos.

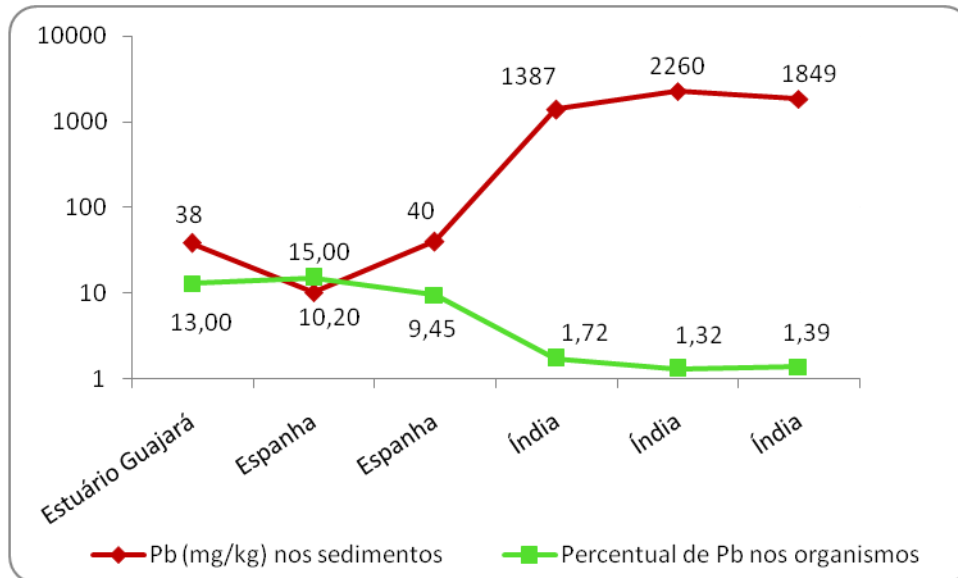


Figura 7.2: Comparação entre o percentual de chumbo nos organismos em relação ao teor de chumbo quantificado nos sedimentos do seu habitat.

7.1.2 – Avaliação dos poliquetas (*Namalycastis abiuma*)

O gênero *Namalycastis* tem sido encontrado em locais poluídos por efluentes industriais (ricos em metais pesados) e mostra-se relativamente resistente em teste de toxicidade envolvendo bioacumulação de metais pesados Glasby (1999).

A amostra composta de poliquetas do estuário Guajarino apresentou concentração de chumbo de aproximadamente $0,3 \text{ mg.kg}^{-1}$. A compilação dos resultados de análises em poliquetas de outros estuários, como os estuários dos rios Mersey (BRYAN e LANGSTON, 1992); Sena e Authie (POIRIER et. al., 2006) e da ría de Bilbao (SAIZ-SALINAS e FRACÉS-ZUBILLAGA, 1997), mostram que a bioacumulação de chumbo pelos poliquetas é pequena. As médias de concentração encontradas nesses organismos varia entre $0,2$ e $1,1 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Tabela 7.2), o que sugerem menor capacidade de bioacumulação do que os oligoquetas em relação a este metal.

Analisando a figura 7.3 é possível observar que não há uma correlação definida entre as concentrações de chumbo dos sedimentos e dos organismos. Existem casos em que poliquetas encontrados em sedimentos com mais alta concentração de chumbo apresentaram menor concentração deste metal, do que poliquetas encontrados em sedimentos com mais baixa concentração de chumbo (Tabela 7.2). Por exemplo, os sedimentos e os poliquetas do estuário do rio Sena (França) possuem, respectivamente, 26 mg.kg^{-1} e $0,7 \text{ mg.kg}^{-1}$ de chumbo, enquanto que no estuário do rio Authie, onde os sedimentos apresentam teores mais baixos de chumbo ($9,44 \text{ mg.kg}^{-1}$), a concentração deste metal nos poliquetas é mais alta ($1,11 \text{ mg.kg}^{-1}$).

A proporção entre o teor de chumbo dos sedimentos e nos poliquetas, tampouco guarda qualquer relação. Os poliquetas da ría de Bilbao, por exemplo, apresentaram um teor de chumbo equivalente a $0,16\%$ daquele presente no sedimento (313 mg.kg^{-1}), enquanto que os poliquetas do estuário do rio Authie apresentam um valor proporcional de $11,76\%$ do teor de chumbo do sedimento do seu habitat ($9,44 \text{ mg.kg}^{-1}$). Neste

caso, a concentração de chumbo do sedimento no estuário do rio Authie é 33 vezes menor que a do sedimento da ría de Bilbao.

Também há casos em que sedimentos com concentração de chumbo distinta, os poliquetas apresentaram concentrações similares. Isso pode ser notado na figura 7.2, nas amostras da baía do Guajará (sedimento; 38 mg.kg^{-1} e poliqueta; $0,3 \text{ mg.kg}^{-1}$) e no estuário do Mersey (sedimento; 138 mg.kg^{-1} e poliqueta; $0,2 \text{ mg.kg}^{-1}$). Estes dados sugerem que a acumulação de chumbo por esse organismo é aleatória.

Segundo Saiz-Salinas e Zubillaga (1997) a pouca relação entre a concentração de metais nos poliquetas e nos sedimentos de seu habitat, ocorrem devido estes organismos durante a escavação liberar secreções mucosas por glândulas, essas secreções recobrem toda a superfície da epiderme, e são empurrados contra as paredes escavadas, consolidando-as. Desse modo, os poliquetas criam um ambiente que pode ser tamponado pela camada de muco contra os poluentes nos sedimentos circundantes. Logo, a proteção natural desses vermes justifica os resultados aleatórios e incoerentes encontrados no presente trabalho quando os níveis de chumbo nos poliquetas (*N. abiuma*) foram comparados aos dos sedimentos de seu habitat. Não obstante, essa característica de autoproteção apresentada pelo poliqueta inviabiliza sua utilização como bioindicador da concentração de chumbo em seu habitat.

Tabela 7.2: Dados de concentrações de chumbo nos sedimentos e nos poliquetas encontrados no presente trabalho em relação a outros estudos realizados com poliquetas.

LOCAL	SEDIMENTO mg.kg ⁻¹	POLIQUETA mg.kg ⁻¹	P	Relação à baía	
			%	Sedimento	Poliqueta
Baía do Guajará	38	0,3	0,79	1	1
a)Estuário Mersey	138	0,2	0,14	3,63	0,67
b)Estuário Seine	26	0,7	2,69	0,68	2,33
b)Estuário Authie	9,44	1,11	11,76	0,25	3,70
c)Estuário Ría Bilbao	313	0,5	0,16	8,24	1,67

LEGENDA: P é o percentual de Pb no organismo em relação ao teor Pb no sedimento, coluna 5 e 6 trata da relação de grandeza entre as concentrações (organismo e sedimento) determinadas em outros ambientes (coluna 2 e 3) com o Pb quantificado na baía de Guajará

Fonte: a) Bryan e Langston (1992); b) Poirier et al (2006); c) Saiz-Salinas e Fracés-Zubillaga (1997).

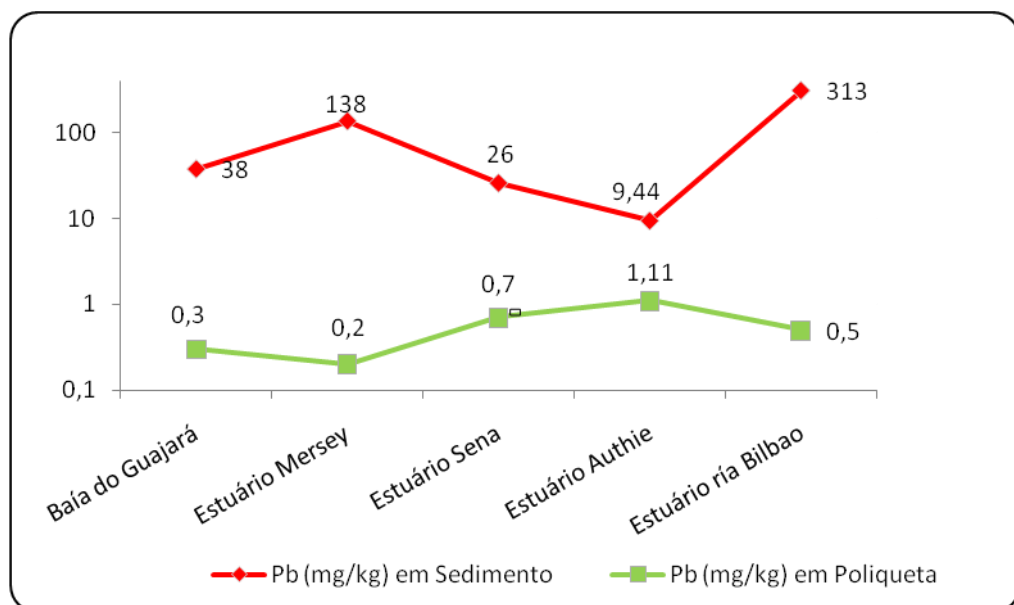


Figura 7.3: Concentração de chumbo nos poliquetas e sedimento da baía do Guajará e nos Estuários de Mersey (Reino Unido), Sena e Authie (França) e Bilbao (Espanha).

7.2 - CONTEXTUALIZAÇÃO AMBIENTAL DAS ASSINATURAS ISOTÓPICAS DOS SEDIMENTOS DA BAÍA DO GUAJARÁ E RIO GUAMÁ

O presente trabalho determinou a composição isotópica do chumbo nos sedimentos de fundo de pontos de amostragem selecionados na baía do Guajará e no rio Guamá (Figura 6.1).

A análise da assinatura isotópica do chumbo nos sedimentos da baía do Guajará, identificou valores da razão $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ de 1,167 (Una - ponto 2) e 1,189 (Miramar - ponto 3) (Tabela 6.1). Segundo Moura et al (2004) os valores naturais da razão $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ nos sedimentos da região metropolitana de Belém (RMB) estão situados em torno de 1,20. O estudo das composições isotópicas do chumbo nos sedimentos nas proximidades das ilhas da baía do Guajará (margem esquerda) e na desembocadura do canal de Val-de-cans (margem direita) realizado por Nascimento (2007), encontrou valores da razão $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ variando de 1,172 até 1,188. Esses valores foram atribuídos a chumbo proveniente de contribuição antropogênica, já que a baía é um corpo receptor de grande aporte de efluentes doméstico *in natura* e resíduos sólidos gerados de diferentes tipos de atividades antrópicas.

O valor de 1,167 encontrado na desembocadura do canal do Una foi o valor mais baixo da razão $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ encontrado em sedimento de fundo por este trabalho. Para Moura et al. (2004), os valores da razão $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ em torno de 1,160 em sedimentos de fundo da RMB, indicam contribuição expressiva de chumbo proveniente de fontes antropogênicas. É importante destacar que o ponto 2 foi onde o sedimento de fundo da baía do Guajará apresentou uma das maiores concentração de chumbo total, 50 mg.kg^{-1} (Tabela 4.1). Analisando os dados de chumbo biodisponível referentes ao canal do Una, observou-se que Nascimento e Fenzl (1997) ao estudarem os canais de Belém (Quintino, Reduto, Tamandaré e Una) encontraram apenas 2 % de chumbo biodisponível. Quatro (4) anos depois, Pereira (2001) encontrou na desembocadura do canal do Una um teor de 23 mg.kg^{-1} (Tabela 4.1), que representa um total de 46 % de chumbo biodisponível. Durante esse período até a atualidade, a população da cidade

de Belém continuou a crescer e aumentou a ocupação da cidade de forma desordenada. Como consequência houve o aumento da quantidade de efluentes domésticos e resíduos sólidos que são descartados pela população nos canais, o que pode ter refletido no aumento do teor de chumbo antropogênico no canal do Una, e conseqüentemente, o mais baixo valor da razão $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ neste ponto.

No ponto 3, localizado na área de Miramar, onde ocorrem mais frequentemente o descarregamento de derivado de petróleo na baía do Guajará, o valor da razão $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ dos sedimentos de 1,188 é mais elevado do que os valores desta razão, determinados por Lima (em preparação), para o biodiesel (1,152) e para a gasolina (1,137) utilizados em Belém.

Entretanto, o valor da razão $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ encontrado nesse ponto do estuário, comparado com o seu valor natural para a RBM ($^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb} = 1,20$), indica a redução do valor da razão natural, o que sugere a entrada de chumbo não geogênico, possivelmente, oriundo das atividades do Terminal Petrolífero de Miramar.

O sedimento coletado na desembocadura do igarapé do Tucunduba, no rio Guamá (ponto 1), apresentou valor da razão $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ de 1,193. Esse valor é superior àqueles da razão $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ encontrados nos sedimentos da baía do Guajará (Tabela 6.1). Moura et al. (2004) obtiveram para os sedimentos em suspensão do rio Guamá um valor de 1,192 para a razão $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$, e sugeriram que este era o valor natural destes sedimentos. Por sua vez, Nascimento (2007) encontrou valores da razão $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ variando de 1,20 a 1,186 nos sedimentos de fundo deste rio, e atribuiu os valores situados entre 1,20 e 1,194 a chumbo de origem geogênico, baseado nas baixas concentrações de chumbo determinados nestes sedimentos (18 e 23 mg.kg^{-1}). Dessa forma, considerando o valor da razão $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ de 1,193 obtido neste trabalho, acredita-se que os sedimentos de fundo do rio Guamá apresentam uma leve diminuição do valor natural dessa razão, o que evidencia uma contribuição de chumbo de origem antropogênica, que possivelmente pode ser devido ao esgoto que é drenado pelo igarapé do Tucunduba.

7.3 - AVALIAÇÃO DOS OLIGOQUETAS E POLIQUETAS (NAMALYCASTIS ABIUMA) COMO BIOINDICADORES ATRAVÉS DA COMPOSIÇÃO ISOTÓPICA DO CHUMBO

A comparação da composição isotópica do chumbo dos organismos com os sedimentos de fundo de seu habitat foram avaliados no presente trabalho através da divisão entre os valores das razões $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ dos organismos pela respectiva razão do sedimento do seu habitat. Se os quocientes resultantes dessa divisão, denominados de R, se situarem no intervalo entre 0,996 e 1,004 ($0,996 \leq R \leq 1,004$), a assinatura isotópica do organismo é considerada como correspondente com aquela do ambiente onde foram retirados. Com esta metodologia buscou-se definir se os oligoquetas e os poliquetas (*Namalycastis abiuma*) eram ou não organismos capazes de representar as condições ambientais da área em que foram coletados.

Os valores da $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ dos organismos comparados aos valores dessa mesma razão dos sedimentos de fundo de seus respectivos habitat, aponta que as duas amostras de oligoquetas coletadas na desembocadura do canal do Una (ponto 2), apresentaram os valores de R resultante das divisões da razão $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ fora do intervalo acima definido, com valor de R igual a 1,015 para os dois organismos (Figuras 7.3).

O valor da razão $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ mais radiogênico apresentado pelo sedimento desse ponto pode ser atribuído às mudanças ambientais que ocorreram mais recentemente na bacia do Una, que levaram a uma contribuição antropogênica mais acentuada de chumbo. Ressalta-se que foi observado no momento da coleta das amostras um aporte grande de efluentes com cor escura e resíduos provenientes da pavimentação asfáltica, desaguando na baía do Guajará através do canal. Esta contribuição antropogênica mais recente e intensa pode ter influenciado nas diferenças das assinaturas isotópicas, já que os organismos acumulam chumbo através de sua alimentação por sedimento, o que faz com que necessitem de mais tempo de contato com o sedimento para registrar as condições ambientais da área.

Considerando a velocidade de sedimentação determinada na baía do Guajará por Lafon et al. (2008), que é de 0,7 cm/ano, e a possibilidade desses organismos se alimentarem de sedimentos captados tanto na superfície quanto a 10 cm de profundidade do sedimento de fundo, podemos concluir que, provavelmente, para que os oligoquetas registrem as mudanças ocorridas no sedimento, estes necessitariam esperar no mínimo dois meses para que o sedimento em suspensão se depositem formando uma camada de aproximadamente 1 mm de espessura, para então começarem ser ingerido por eles. Haja vista, que estes não retiram seu alimento diretamente da coluna d'água.

Das três amostras de oligoquetas coletadas na área da desembocadura do Igarapé do Tucunduba (Ponto 1), nota-se que a relação entre os valores das razões $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$, dos oligoquetas e respectivo sedimento de fundo do rio Guamá, forneceram valores resultante (R) situado entre 0,997 e 1 (Tabela 7.3). Estes valores estão dentro do intervalo de tolerância definido para uma associação positiva ($0,996 \leq R \leq 1,004$). Isso mostra que os oligoquetas desse ponto incorporaram a assinatura isotópica do seu habitat.

Ainda observando a tabela 7.3, as amostras de *N. abiuma* do ponto 3 (Miramar), apresentam os valores de R no intervalo de 0,997 a 1,003. Todos os valores de R situam-se dentro do intervalo de tolerância aceitável. Deste modo, conclui-se que os poliquetas também representam a assinatura isotópica do chumbo do seu habitat.

O estudo considera que os *N. abiuma* e os oligoquetas tiveram suas razões correlacionadas positivamente com as razões dos sedimentos das áreas onde foram coletados. Portanto, de todas as amostras biológicas que tiveram suas razões associadas com as respectivas razões do sedimento de seu habitat, 75% ficaram com os valores de R dentro do intervalo tolerável ($0,996 \leq R \leq 1,004$). Os demais 25% que não atenderam esse intervalo foram às amostras do Una (ponto 2). A obediência dessa tolerância remete que tanto *Namalycastis abiuma* como os oligoquetas refletiram a assinatura isotópica de chumbo do ambiente o qual estavam inseridos, comprovando a hipótese que esses organismos podem ser utilizados como bioindicadores em monitoramento ambiental, usando a composição isotópica do chumbo.

Tabela 7.3: Associação entre os valores da razões isotópicas do chumbo dos organismos e sedimentos

PONTOS	ID	ORG	$^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$			R
			σ	SED	σ	
1	O1-A/S1	1,190	$\pm 0,00033$	1,193	$\pm 0,00034$	0,997
	O1-B/S1	1,189	$\pm 0,00033$	1,193	$\pm 0,00034$	0,997
	O1-C/S1	1,193	$\pm 0,00033$	1,193	$\pm 0,00034$	1
2	O2-A/S2	1,184	$\pm 0,00033$	1,166	$\pm 0,00034$	1,015
	O2-B/S2	1,183	$\pm 0,00034$	1,166	$\pm 0,00034$	1,015
3	P3-A/S3	1,185	$\pm 0,00034$	1,188	$\pm 0,00034$	0,997
	P3-B/S3	1,188	$\pm 0,00034$	1,188	$\pm 0,00034$	1
	P3-C/S3	1,189	$\pm 0,00033$	1,188	$\pm 0,00034$	1,001

LEGENDA: O/S: oligoqueta/sedimento e P/S: poliqueta/sedimento, R: quociente resultante das razões organismo/sedimento

7.4 – CONCLUSÕES

A avaliação dos oligoquetas e poliquetas (*Namalycastis abiuma*) como bioindicadores, através da determinação da concentração e composição isotópica do chumbo, permitiu identificar que esses organismos possuem comportamentos diferenciados quando analisados através da concentração de chumbo, porém possuem comportamentos semelhantes ao serem avaliados utilizando a composição isotópica desse metal.

As amostras biológicas oriundas da baía do Guajará e do rio Guamá, apresentaram concentrações de chumbo para os oligoquetas de 5 mg.kg^{-1} e para os poliquetas (*Namalycastis abiuma*) de 3 mg.kg^{-1} .

O teor de chumbo dos oligoquetas comparado aos dados de estudos realizados em outras regiões (Espanha e Inglaterra) permitiu concluir que quando aumenta o teor de chumbo nos sedimentos, também aumenta nos oligoquetas. Mas, devido a sua capacidade de regular os metais em seu organismo, em sedimentos muito poluídos esses invertebrados não se enriquecem na mesma proporção que os sedimentos. Demonstrando ser bons bioindicadores apenas em ambientes moderadamente poluídos por metais.

A comparação do valor da concentração de chumbo dos *N. abiuma* estudados com a de outros estuários (Authie, Sena, Mersey e ria de Bilbao) mostra que o teor deste metal nos poliquetas não apresenta relação com o enriquecimento de chumbo no sedimento. Essa baixa relação é provocada pela defesa natural dos poliquetas contra poluentes, o que levou os resultados a serem aleatórios entre o teor de chumbo no sedimento e no organismo, indicando que os *N. abiuma* não são bons bioindicadores da concentração de chumbo de seu habitat.

Os valores da razão $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ dos sedimentos de fundo do rio Guamá de 1,193 foi ligeiramente inferior ao 1,194 sugerido por Nascimento (2007) para o valor natural da razão $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ nos sedimentos de fundo desse rio. A leve diminuição do valor natural dessa razão indicou que provavelmente o esgoto drenado pelo igarapé Tucunduba está contribuindo com chumbo de origem antropogenica para o rio Guamá.

Na baía do Guajará, o ponto 2 (desembocadura do Canal do Una) apresentou o valor da razão $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ de 1,167; valor próximo ao sugerido por Moura et al (2004) como chumbo de origem antropogênica para a região metropolitana de Belém. Este dado permite inferir que o canal do Una, está contribuindo com chumbo para os sedimentos da baía do Guajará através dos despejos de efluentes domésticos. Em Miramar (ponto 3), também na baía do Guajará, apresentou o valor da razão $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ de 1,188. Esse valor é menor que o sugerido por Moura et al (2004) como o valor natural da razão $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ dos sedimentos de fundo da RMB, que é de 1,200. Essa redução, possivelmente, está relacionada às atividades do Terminal Petrolífero de Miramar, haja vista, que produtos originados de petróleo têm potencial de disseminação de chumbo para meio ambiente.

Na avaliação da questão se os organismos estudados incorporariam a composição isotópica do chumbo de seu habitat verificou-se que os oligoquetas e os *N. abiuma* apresentaram todos os valores de R, resultante da associação entre os valores da razão isotópica $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$, dentro do intervalo tolerável ($0,997 \leq R \leq 1,001$), com exceção dos oligoquetas do ponto 2, que apresentaram valores de R fora desse intervalo (1,015 para ambas as amostras), devido a contribuição antropogênica mais recente no local de coleta.

Os resultados que atenderam a tolerância, representam que as assinaturas isotópicas dos organismos são similares aos dos sedimentos os quais estavam inseridos. Os 75% de organismos que tiveram associação positiva com os sedimentos, significa dizer que tanto os oligoquetas quanto os *N. abiuma* são bons bioindicadores das condições geoquímica do Pb em seu habitat. Os dados confirmam a hipótese que esses organismos podem ser utilizados em biomonitoramento da composição isotópica do chumbo em áreas que apresentam evidências de ação antropogênica.

A conclusão obtida neste trabalho sobre os organismos estudados não descarta a necessidade de uma pesquisa futura mais aprofundada sobre o potencial de bioindicação da espécie *Namalycastis abiuma* e da classe Oligochaeta.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDRADE, R. S. G.; ANDRADE, M. R.; ALVES, J. P. H. 2006 **Determinação de Pb e Cu no Sedimento do Estuário do Rio Japaratuba – SE**. In: I Congresso de Pesquisa e Inovação da Rede Norte Nordeste de Educação Tecnológica Natal-RN. Anais. Natal p. 1- 9.
- BAIRD, C. 2002. **Química Ambiental**. 2.ed. Porto Alegre: Bookman. p. 417-430.
- BINDRA, K.S.; HALL, K.J. 1978. **Bioaccumulation of selected trace metals by in benthic invertebrates in laboratory bioassays**. Unpublished report prepared for NRC, Ottawa (contract- 032-1082/6073) p. 25.
- BRYAN, G. W. e LANGSTON, W. J. 1992. **Bioavailability, Accumulation and Effects of Heavy Metal in Sediments with Special Reference to the United Kingdom Estuaries: a review**. *Pollut.* 76: 89-131.
- BRYAN, G.W. 1974. **Adaptation of an estuarine polychaete to sediments containing high concentrations of heavy metals**. In: *Pollution and Physiology of Marine Organisms*, F.J. Vernberg and W.B. Vernberg (Eds.). Academic Press London, p.123–135.
- CALLISTO, M.; FRANÇA, J.S. 2004. **Bioindicadores de Qualidade de Água: Transmissão de Metodologias para o Ensino Fundamental e Médio**. Anais do 2º Congresso Brasileiro de Extensão Universitária.
- CALLISTO, M.; GONÇALVES JÚNIOR, F. 2005. **Bioindicadores Bentônicos**. In: Fabio Roland, Dionéia Cesar e Marcelo Marinho (Eds). *Lições de Limnologia*. p. 371-379.
- CALLISTO, M.; GONÇALVES JUNIOR, F.; MORENO, P. 2004. **Invertebrados Aquáticos como Bioindicadores**. In: Goulart, E.M.A. (Eds). *Navegando o Rio das Velhas das Minas aos Gerais*. p.555-567.

- CARDOSO, I.; VINAGRE, C., FRANÇA, S., CABRAL, H. 2006. **Contaminação por Metais Pesados em Vários Elos da Teia Trófica do Estuário do Tejo**. X III Seminário Ibérico de Química Marinha. Disponível em: http://www.horta.uac.pt/intradop/noticias6/20060516/XIII%20SIQM_Pt.pdf.
- CARDOSO, Z. M. 2001. **Los Insectos como Bioindicadores de Calidad de Agua**. Universidad del valle. Departamento de Procesos químicos y Biológicos. Colombia. p. 22.
- CARIGAN J. e GAPIERY C. 1995. **Isotopic composition of epiphytic lichens as a tracer of the sources of atmospheric lead emissions in southern**. Quebec, Canada. *Geochim. Cosmochim. Acta*. 59: 4427-4433.
- CARVALHO, C. M.; 2001. **Investigação do Registro Histórico da Composição Isotópica do Chumbo e da Concentração de Metais Pesados em Testemunhos de Sedimentos no Lago Água Preta, Região Metropolitana de Belém – Pará**. Belém: Universidade Federal do Pará. Instituto de Geociencias (Dissertação de Mestrado).
- CARVALHO, Z. L. 2002. **Concentração Geoquímica de sedimentos de fundo nas proximidades do Distrito de Icoraci-Pa**. Belém: Universidade Federal do Pará. Instituto de Geociencias (Dissertação de Mestrado).
- CHAPMAN, P.M; CHURCHLAND, L.M. THOMSON, P.A.; MICHNOWSKY, E. 1980. **Heavy Metal studies with Oligochaetes** In: R. O. Brinkhurst & D. G. Cook (Eds.), *Aquatic Oligochaete Biology*. New York, p. 476-501.
- CHAUDHARY-WEBB, M.W; PASCHAL, D.C.; I, R. TING, B; ELLIOT,C.; HOPKINS, H.; SANIN, L..H.; GHAZI, M. A. 2003. **Determination lead sources in México using the lead isotope ratio**. *Salud Publica Mex*; Suplemento 45: 183-188. Disponível em: <http://www.insp.mx/salud/index.htm>. Acesso em: 19 julho 2007.
- CLARK, I.; FRITZ, P. 1997. **Environmental Isotopes in Hydrogeology**. New York, CRC Press. p.328.

CLARK, R. B.; 2001. **Marine Pollution**. New York, OXFORD, ed 5. p. 117-118.

CORDEIRO, C. A. 1987. **Estudo da salinização no estuário do Rio Pará no trecho Belém- Mosqueiro**. Dissertação (Mestrado em Geologia e Geoquímica) – Universidade Federal do Pará, Instituto de Geociências, Belém-PA.

CPIE PROJECT. 2002. **Annelida**. Disponível em: www.aecos.com/CPIE/Polych.jpg
Acesso em: 19 julho 2007.

DAY Jr., J. C.; HALL, M.; KEMP, A.; YEZ-ARANCIBIA. 1989. **Estuarine Ecology**. *Wiley Interscience*, New York. p.576.

DICKIN, A. P. 2005. **Radiogenic Isotope Geology**, ed 2, Cambridge. p. 101-110.

DUNLAP, C.E.; STEINNES, E.; FLEGAL, A. R. 1999. **A synthesis of lead isotopes in two millennia of European air**. *Earth and Planetary Science Letters*. Disponível em : http://www.elsevier.com/wps/find/homepage.cws_home. Acesso em: 25 junho 2007.

EIA/RIMA-SESAN. 1991. **Estudo de Impacto Ambiental Complexo de Destino Final de Resíduo Sólido da Região Metropolitana de Belém**. v.1 e 2. FADESP. p.279.

FAUCHALD, K; JUMARS. 1997. The Diet of Worms: a Study of Polychaete Feeding Guilds. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 17:193-284.

FAURE G. 1986. Principles of Isotope Geology. 2ª edição. John Wiley & Sons. New York, p. 589.

FLEGAL, A.R., ROSMAN, K.J.R., STEPHENSON, M.D. 1987. **Isotope systematic of contaminant leads in Monterey Bay**. *Environ Science Technol.* 21: 1075-1079.

- FLEMING T.P, RICHARDS K.S 1982. **Localization of adsorbed heavy metals on the earthworm body surface and their retrieval by chelation.** *Pedobiologia* 23:415–418.
- FORSTNER U. 1987. **Changes in Metal Mobilities in Aquatic and Terrestrial Cycles.** In: Patterson JW, Passino R (eds) *Metals Speciation, Separation, and Redoveru*, lewis publ, chelsea, Michigan, p. 3-26.
- FRITZ, P.; FONTES, J. CH. 1980. **Handbook of environmental isotope geochemistry.** Elsevier, Amsterdam. p.322.
- GAUDETTE, H. E. 1999. **Introdução à amostragem e metodologia analítica em estudos ambientais.** Belém: Curso especial. Instituto de Geociências. Universidade Federal do Pará. (Apostila).
- GIERE, O. e PFANNKUCHE, O. 1982. **Biology and ecology of marine Oligochaeta, a review.** *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, 20: 173-308.
- GLASBY, C.J. 1999. **The namanereidinae (Policheta: Nereididae), Part. 1** Records of the Australian Museum Suplemento, 25: 1-129.
- GOIA, S. M. C. L. 2004. **Fontes de Chumbo Antropogênico em Sedimentos de um Lago Artificial em Brasília, Brasil Central.** Disponível em: [ftp://ftp.unb.br/pub/download/ig/ProdCient/Resumos/2004 CBG 16 953 GIOIASM CL.pdf](ftp://ftp.unb.br/pub/download/ig/ProdCient/Resumos/2004%20CBG%2016%20953%20GIOIASM%20CL.pdf)
- GRAY, J.S. MCINTYRE, A.O.; STIM, J. 1992. *Manual of Methods in Aquatic Environment Research. Part. 11. Biological Assessment of Marine Pollution with Particular Reference to Bentos.* Nº 324, Roma: Fao
- HARBINSON, P. 1986. **Mangrove muds-a sink and a source for trace metals.** *Marine Polution Bulletin.* Great Britain, 17 (6): 246-250.

HARE, L. 1992 **Aquatic insects and trace metals: bioavailability, bioaccumulation and toxicology.** *Critical Reviews in Toxicology*, 22: 327-369.

IBGE 2005. Shape. Disponível em: ftp://geofp.ibge.gov.br/mapas/Carta_Internacional_ao_Milionesimo/shape/. Acesso em: 10 outubro 2007

KENNISH, M.J. 1992. **Ecology of estuaries: anthropogenic effects.** Marine Science Series, CRC Press. NY. p. 494.

KLUMPP, A.. 2001. **Utilização de Bioindicador de Poluição em Condições Temperadas e Tropicais.** In: MAIA, N. B.; MARTOS, H. L., BARRELLA, W.; **Indicadores ambientais : conceitos e aplicações.** São Paulo. Ed. EDUC. p 77-91.

KUHLMANN, M. L-; BRANDIMARTE, A. L.; SHIMIZU, G. Y.; ANAYA, M. 2001. **Invertebrados bentônicos como Indicadores de Impactos antropicos sobre Ecosystemas Aquáticos Continentais.** In: MAIA, N. B.; MARTOS, H. L., BARRELLA, W.; **Indicadores ambientais : conceitos e aplicações.** São Paulo. Ed. EDUC. p. 236-248.

LAFON, J.M.; NASCIMENTO, S.M.; CÔRREA, J.A.M. BABINSKI, M.; DIAS, F.F. TADDEI M.H.T. 2008. **Heavy Metal Distribution, ²⁰⁶Pb/²⁰⁷Pb Signature and ²¹⁰Pb Geochronology of Bottom Sediments from the Guamá River and Guajará Bay, Belém Pa – Brazil.** San Carlos Bariloche- Argentina. In: VI South American Symposium on Isotope Geology.

LANA, P.C.; BIANCHINI, A.; RIBEIRO, C.; NIENCHESKI, L.F.H.; FILLMAN, G.; SANTOS, G.C.S. 2006. **Avaliação ambiental de Estuário Brasileiro: Diretrizes Metodológicas.** RJ: Museu Nacional, p. 63-85.

LANGSTON, W. J. , 1986. **Metal in Sediments and Benhic Organisms in the Mersey estuary.** *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 23: 239-261.

LASSÈRRE, P. 1971. **Oligochaeta from the marine meiobenthos: taxonomy and ecology.** *Smithsonian Contributions to Zoology*, 76: 71-86.

- LEVENT BAT 1998. **Influence of Sediment on Heavy Metal Uptake by the Polychaete renicola marina.** *Tr. J. of Zoology* 22: 341–350.
- LIMA, C. S. (Em preparação). **Determinação da composição isotópica do Pb e Sr em petróleo e derivados: uma ferramenta para o monitoramento ambiental.** Início: 2006. Universidade Federal do Pará, Instituto de Geociência (Dissertação de Mestrado).
- LIMA, J.S. 2001. **Bioindicação, Biomonitoramento: aspectos bioquímicos e morfológicos.** In: MAIA, N. B.; MARTOS, H. L., BARRELLA, W.; **Indicadores ambientais : conceitos e aplicações.** São Paulo. Ed. EDUC.p 95-115.
- LIMA, L.M. Q. 1995. **Lixo, tratamento e biorremediação. 3ª ed.** São Paulo. 266p.
- LYNCH, T. R.; POPP, C. J.; JACOBI, G. Z. 1988. **Aquatic insects as environmental monitors of trace metal contamination: Red River, New Mexico.** *Water, Air, e Soil Pollution*, 42: 19-31.
- MAIA, C.B.; ALMEIDA, A. C.M. e MOREIRA, F.R. 2006. **Avaliação do Teor de Chumbo em Mexilhões da Espécie *Perna perna* na Região Metropolitana da Cidade do Rio de Janeiro..** Disponível em: www.rimaeditora.com.br/JBSE/Vol1Num2/v2%20n51%20CB%20Maia.pdf. Acesso em: 18 agosto 2007.
- MEDEIROS, L.R.A. 1990. **Meiofauna de praias arenosas marinhas.** Publicação ACIESP, 71 (4): 160-196.
- MENEZES, L.B. 1985. **Estudo de águas destinadas ao consumo da população das baixadas da cidade de Belém-PA (Bairro da Sacramento). Avaliação da qualidade sob os aspectos físico-químico, bioquímico e bacteriológico.** Belém. Universidade Federal do Pará. Instituto de Geociências. 145p. (Dissertação de Mestrado).

- MILLIAM, J. D. e MEADE, R. M. 1983. **World-wide delivery of river sediment to the oceans**, *J. Geol.* 91 (1): 1 - 21.
- MIRANDA, L.B.; DE CASTRO, B.M.; KJERFVE, B. 2002. **Princípios de oceanografia física de estuário**. São Paulo, Editora da Universidade de São Paulo. 27p.
- MONKOLSKI, A.; HIGUTI, J.; VIEIRA, L. A.; MORMUL, R. P.; PRESSINATTE JUNIOR, S. 2006. **Invertebrados Bênticos como Indicadores de Qualidade da água do Rio dos Papagaios – Campo Mourão**. Disponível em: <http://www.revista.grupointegrado.br/sabios>. Acesso em: 10 outubro 2007
- MONTGOMERY, J.; EVANS, J.A.; POWLESLAND, D.; ROBERTS, C.A. 2005. **The application of isotope analysis in tooth enamel to the study of population migration and movement**. British Geological Survey. Disponível em: http://www.bgs.ac.uk/nigl/SBA_Methodology.htm . Acesso em: 10 outubro 2008.
- MORAES, B. C.; COSTA, J. M. N.; COSTA, A. C.L. e COSTA, M. H. 2005. **Variação espacial e temporal da precipitação no Estado do Pará** . *Acta Amazônia*, 35: 207-214.
- MOREIRA, F. R.; MOREIRA, J. C.; PIVETTA, F.; COUTADA, L. 2002. **Influência da Geometria da Plataforma da Determinação de Chumbo em Zidovudina (Azt) por et AAS**. *Quim. Nova*, 25 (3): 379-383.
- MOREIRA; F. R.; MOREIRA, J. C. 2004. **A cinética do chumbo no organismo humano e sua importância para a saúde**. *Ciência e Saúde Coletiva*, 9:167-181.
- MORENO, P.; CALLISTO, M., 2005. **Bioindicadores de qualidade de água ao longo da bacia do Rio das Velhas**. In: Ferracini V.L.; Queiroz S.C.N. e Silveira M.P.. (Eds). *Bioindicadores de Qualidade da Água*, p. 95-116.

- MOURA, C..A.V.; GAUDETTE, H. E.; CARVALHO, M. C.; MORALES, G.P. 2004. **The use of lead isotope composition as a tool to investigate the anthropogenic impacts on the environment in the metropolitan region of Belém (PA)**. *Terrae..* Disponível em: http://www.ige.unicamp.br/terrae/scientific/vol1_n1/mouraa.htm. Acesso em: 10 outubro 2007.
- MOZETO, A. A. O. 1996 **Manejo da qualidade da água e da dinâmica do sedimento e do particulado da represas do guarapiranga e do rio Grande**, RMSP. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos (Projeto RHAÉ, Processo nº610419/95-1).
- MUCHA, A. P.; TERESA, M. S. D.; VASCONCELO, A. A. B. 2004. Macrobenthic Community in the Douro Estuary: relation with trace metals and natural sediment Characteristics. *Environment Pollution*. 121: 169-180.
- MYSLINSKI, E.; GINSBURG, W., 1977. **Macro-invertebrates as indicators of pollution**. *Journal of the American Water Works Association*, 69: 538-544.
- NAKAMURA, M.S. 2002. **Intoxicação por Chumbo**. *Rev. Oxidologia*. Disponível em: <http://www.segurancaetrabalho.com.br/download/intoxicacao-sadao.pdf>. Acesso em: 10 dezembro 2008.
- NASCIMENTO, F.S., 1995 **Dinâmica da Distribuição dos Poluentes Metálicos e Orgânicos nos Sedimentos de Fundo dos Canais de Drenagem de Belém, Pa**. Belém: Universidade Federal do Pará. Instituto de Geociencias (Dissertação de Mestrado).
- NASCIMENTO, F.S.; FENZL, N. 1997. **Geoquímica de Metais Pesados em Sedimentos do Rio Guamá e dos Principais Canais de Drenagem de Belém, Pará, Brasil**. Disponível em: <http://acta.inpa.gov.br/fasciculos/27-4/PDF/v27n4a03.pdf>. Acesso em: 10 outubro 2007.
- NASCIMENTO, S. M., 2007. **Caracterização da assinatura isotópica do Pb atual e da concentração de metais pesados em sedimentos de fundo da foz do rio Guamá e da baía do Guajará, Belém-PA**. Belém: Universidade Federal do Pará. Instituto de Geociencias (Dissertação de Mestrado).

- NEUSWANGER, J. 2009. **Oligochaeta**. Disponível em: http://www.troutnut.com/fullsize/picture-im_regspec/1229. Acesso em: 25 maio 2009.
- NIXON, S.W. 1981. **Remineralization and Nutrient Cycling in Coastal Marine Ecosystems**. In: Neilson, BJ & LE Crolin, Estuaries and Nutrients. New York: Human Press, p.111-138.
- NOTTEN, M.J.M.; WALRAVEN, N.; BEETS, C.J.; VROON, P.; ROZEMA, J.; AERTS, R. 2008. **Investigating the origin of Pb pollution in a terrestrial soil-plant-snail food chain by means of Pb isotope ratios**. *Applied Geochemistry*. 23: 1581-1593.
- ONOFRE, C. R. E. CELINO, J. J.; NANO, R. M. W.; QUEIROZ, A. F. S., 2007. **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*. 3 (7): 65-82.
- PEREIRA, K. R. B. 2001. **Caracterização geoquímica de sedimentos de fundo da orla de Belém-PA**. Belém. Universidade Federal do Pará – Instituto de Geociências (Dissertação de Mestrado).
- PIEDRAS, S.R.N.; BAGER, A.; MORAES, P.R.R.; ISOLDIZ, L. A., FERREIRA, O. G.L. e HEEMANN, C. 2006. **Macroinvertebrados Bentonicos como Indicadores de Qualidade da Água na Barragem de Santa Bárbara, Pelotas, RS, Brasil**. *Ciência Rural*. 36 (2): 494-500.
- PINHEIRO, R. V. L. 1987. **Estudo hidrodinâmico e sedimentológico do Estuário Guajará – Belém (PA)**. Belém: Universidade Federal do Pará. Instituto de Geociências (Dissertação de Mestrado).
- POIRIER, L.; BERTHET, B.; AMIARD, J.C.; JEANTET, A.Y. ; AMIARD-TRIQUET, C. 2006. **A suitable model for the biomonitoring of trace metal bioavailabilities in estuarine sediments: the annelid polychaete *Nereis diversicolor***. In: *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 86: 71-82.
- PRITCHARD, DW. 1955. **Estuarine circulation patterns**. *Proc. Amer. Soc.*, 81: 1-11.

- PROHASKA, T.; WATKINS, M.; LATKOCZY, C.; WNZEL, W.W.; STINGEDER, G., 2000. **Lead isotope ratio analysis by inductively coupled plasma sector field mass spectrometry (ICP- SMS) in soil digests of a depth profile.** S. Anal At. Spectrom. Disponível em: <http://www.rsc.org/Publishing/Journals/JA/article.asp?doi=a907203i>. Acesso em: 25 outubro 2008
- PULLIAINEN, E.; LAJUNEN, L. H. J. e ITAMIES, J. 1986. Lead and Cadmium in Earthworms (Oligochaeta, Lumbricidae) in northern Finland. Ann. Zool. Fennici v. 23: p. 303-306.
- RAIMUNDO, J.; CAETANO, M.; VALE, C.; FONSECA 2006. **N. A Assinatura Isotópica de Pb em Organismos Costeiros Reflete Alterações Recentes nas Fontes de Pb?** In: XIII SEMINÁRIO IBÉRICO DE QUÍMICA MARINHA. Disponível em: <http://www.horta.uac.pt>. Acesso em: 10 agosto 2008
- RAMOS, L.; FERNÁNDEZ, M. A.; GONZÁLEZ, M. J.; HERNÁNDEZ, L.M. 1999. **Heavy Metal Pollution in Water, Sediments, and Earthworms from the Ebro river, Spain.** New York. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 63: 305-311.
- ROSENBERG, D. M.; WIENS, A. P. 1976 **Community and species responses of Chironomidae (Diptera) to contamination of freshwaters by crude oil and petroleum products, with special reference to the trail river, Northwest Territories.** *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 33: 1955-1963.
- ROSENBERG, D. M. e RESH, V. H. 1993 **Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates.** In: ROSENBERG, D. M. e RESH, V. H.(e.). *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates* . New York, Chapman e Hall.
- RUPPERT, E.E.; FOX, R.S.; BARNES, R.D. 1996. *Zoologia dos Invertebrados.* Tradução Paulo Marcos Oliveira. 6 ed. São Paulo:Roca.
- SAIZ-SALINAS, J. I.; ZUBILLAGA, G. F. 1997. ***Nereis diversicolor*: an Unreliable Biomonitor of Metal Contamination in the Ría Bilbao (Spain).** *Marine Ecology*, 18:113-125.

- SALOMONS, W.; FÖRSTNER, U. 1984. **Metals in the hydrocycle**. Berlim: Springer-Verlag, 349 p.
- SALOMONS, W.; FÖRSTNER, U. 1995. **Heavy Metals: Problems and Solutions**. Berlim: Springer-Verlag, 53 p.
- SANT'ANNA, E.B., CAMARGO, A.F.M. e BONOCCHI, K.S.L. 2007. **Effects of domestic sewage discharges in the estuarine region of the Itanhaém River basin (SP, Brazil)**. Acta Limnol. Bras., 2 (19): 221-232. Disponível em: http://www.sblimno.org.br/pdf/acta19_vol2_09.pdf. Acesso em: 10 outubro 2007
- SARYAN, L. A; ZENZ, C 1994. **Lead and its compounds**, p. 506-541. In C Zenz, OB Dickerson e EP Horvath (eds.). Occupational medicine. Editora Mosby-Year Book, Inc., EUA.
- SAUMA FILHO, M. 1996. **As águas subterrâneas de Belém e adjacências: influência de Formação Pirabas e parâmetros físico-químicos para medidas de qualidade**. Belém. Universidade Federal do Pará. Instituto de Geociências. 128p. (Dissertação de mestrado).
- SCHEUHAMMER A. M.; BOND, DELLA E.; BURGESS NEIL M.; RODRIGUES, J. 2003. **Lead and stable lead isotope ratios in soil, earthworms, and bones of American woodcock (Scolopax minor) from Eastern Canada**. Canada. Journal Environ. Toxicology and Chemistry, 22 (11):2585-2591.
- SEPOF, 2005. **Secretaria Executiva de Estado de Planejamento, Estatística municipal, Belém, Belém, PA, SEPOF. P. 25-26.** http://www.sepof.pa.gov.br/estatistica/ESTATISTICAS_MUNICIPAIS/Mesor_Belém/Belém.pdf . Acesso em: 10 abril 2008.
- SILVA, D.E.A, 2006. **Variações Espaços-temporais das associações macrobentônicas em áreas sujeitas à Contaminação ambiental – Belém**. Universidade Federal do Pará. Campos de Bragança (Dissertação Biologia Ambiental).

- SILVEIRA, C. S.; SILVA JÚNIOR, G. C.; O. 2002. **Uso de Isótopos Ambientais em Estudos Hidrogeológicos no Brasil: Uma Resenha Crítica.** UFRJ. 25: 25-43. Disponível em: www.igeo.ufrj.br/anuario_2002/vol25_25_43.pdf. Acesso em: 10 outubro 2007.
- SINGH, R. K.; CHAVAN, S. L.; SAPKALE, P.H. 2007. **Heavy Metal Concentrations in Water, Sediments and Body Tissues of Red Worm (*Tubifex spp.*) Collected from Natural Habitats in Mumbai, India.** *Environ Monit Assess* 129:471–481.
- STORER, T. 1999. **Zoologia Geral.** Rio de Janeiro, IBP – Instituto Brasileiro Ed. Pedagógicas LTDA. p. 444 - 462.
- WARWICK, R. M. e CLARKE, K.R. 1994. **Relearning the ABC: Taxonomic changes and abundance/biomass relationship in disturbed benthic communities.** *Marine Biology*. 118: 738-744.
- WHO, World Health Organization 2001. **Lead**, Chapter 6.7. Denmark. Disponível em: http://www.euro.who.int/document/aicq/6_7lead.pdf. Acesso em: 20 maio 2008.
- WHO, World Health Organization. 2000. v. 78 In: BOASAÚDE; **Exposição Ambiental ao Chumbo: Um Problema Global.** Disponível em: <http://boasaude.uol.com.br/lib/showdoc.cfm?LibCatID=1eSearch=Exposicao%20ao%20chumboeLibDocID=3859>. Acesso em: 14 maio 2008.
- YIP, Y. C.; LAM, J. C.W.; TONG, W.F. 2008. **Applications of lead isotope ratio Measurements.** In: *Trends in Analytical Chemistry*, 20 (10) 1-21. Acesso em: 14 maio 2009.