



AUTARQUIA ASSOCIADA À UNIVERSIDADE
DE SÃO PAULO

**RADIONUCLÍDEOS (^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{210}Po E ^{137}Cs) NO SISTEMA
COSTEIRO CANANÉIA-IGUAPE: ESTUDOS AMBIENTAIS**

ROBERTO TATSUYA SAITO

Tese apresentada como parte dos
requisitos para obtenção do Grau de
Doutor em Ciências na Área de
Tecnologia Nuclear - Aplicações.

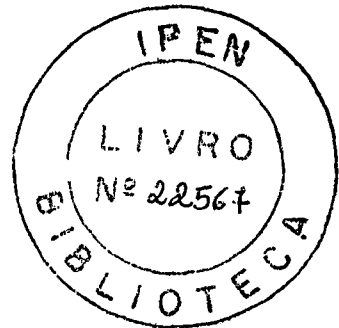
Orientadora:
Dra. Ieda Irma Lamas Cunha

**São Paulo
2002**

INSTITUTO DE PESQUISAS ENERGÉTICAS E NUCLEARES
Autarquia Associada à Universidade de São Paulo

**RADIONUCLÍDEOS (^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{210}Po e ^{137}Cs) NO SISTEMA COSTEIRO
CANANÉIA-IGUAPE: ESTUDOS AMBIENTAIS**

ROBERTO TATSUYA SAITO



Tese apresentada como parte dos requisitos para a obtenção do Grau de "Doutor em Ciências" na Área de Tecnologia Nuclear – Aplicações.

Orientadora:

Dra. Ieda Irma Lamas Cunha

SÃO PAULO

2002

INSTITUTO DE PESQUISAS ENERGÉTICAS E NUCLEARES
Autarquia Associada à Universidade de São Paulo

**RADIONUCLÍDEOS (^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{210}Po e ^{137}Cs) NO SISTEMA COSTEIRO
CANANÉIA-IGUAPE: ESTUDOS AMBIENTAIS**

ROBERTO TATSUYA SAITO

Tese apresentada como parte dos requisitos para a obtenção do Grau de “Doutor em Ciências” na Área de Tecnologia Nuclear – Aplicações.

Orientadora:

Dra. Ieda Irma Lamas Cunha

SÃO PAULO

2002

“...E tu para que queres um barco, pode-se saber, foi o que o rei de facto perguntou quando finalmente se deu por instalado, com sofrível comodidade, na cadeira da mulher da limpeza, Para ir à procura da ilha desconhecida, respondeu o homem, Que ilha desconhecida, perguntou o rei disfarçando o riso, como se tivesse na sua frente um louco varrido, dos que têm a mania das navegações, a quem não seria bom contrariar logo de entrada, A ilha desconhecida, repetiu o homem, Disparate, já não há ilhas desconhecidas, Quem foi que te disse, rei, que já não há ilhas desconhecidas, Estão todas nos mapas, Nos mapas só estão as ilhas conhecidas, E que ilha desconhecida é essa de que queres ir à procura, Se eu to pudesse dizer, então não seria desconhecida, A quem ouviste tu falar dela, perguntou o rei, agora mais sério, A ninguém, Nesse caso, por que teimas em dizer que ela existe, Simplesmente porque é impossível que não exista uma ilha desconhecida. ...”

(“O Conto da Ilha Desconhecida” - José Saramago)

A Deus, que ilumina
nossos caminhos.

Ao meu pai e irmãos.

"... A mulher da limpeza não está, deu a volta e saiu com o balde e a vassoura por outra porta, a das decisões, que é raro ser usada, mas quando o é, é. Agora sim, agora pode-se compreender o porquê da cara de caso com que a mulher da limpeza havia estado a olhar, foi esse o precioso momento em que ela resolveu ir atrás do homem quando ele se dirigisse ao porto a tomar conta do barco. Pensou ela que já bastava de uma vida a limpar e a lavar palácios, que tinha chegado a hora de mudar de ofício, que lavar e limpar barcos é que era a sua vocação verdadeira, no mar, ao menos, a água nunca lhe faltaria. O homem nem sonha que, não tendo ainda sequer começado a recrutar os tripulantes, já leva atrás de si a futura encarregada das baldeações e outros asseios, também é deste modo que o destino costuma comportar-se conosco, já está mesmo atrás de nós, já estendeu a mão para tocar-nos o ombro, e nós ainda vamos a murmurar, Acabou-se, não há mais que ver, é tudo igual. .."

("O Conto da Ilha Desconhecida" - José Saramago)

**A Fabi, meu amor, minha
companheira na busca
da Ilha Desconhecida.**

"... E os marinheiros, perguntou ela, Não veio nenhum, como podes ver, Disseram-me que já não há ilhas desconhecidas, e que, mesmo que as houvesse, não iriam eles tirar-se do sossego dos seus lares e da boa vida dos barcos de carreira para se meterem em aventuras oceânicas, à procura de um impossível..."

("O Conto da Ilha Desconhecida" - José Saramago)

**Aos amigos de longa data:
Wagner, Eduardo, Rubens, Rolf, Márcio e Héric,
parceiros na busca do impossível.**

AGRADECIMENTO ESPECIAL

A realização deste trabalho só foi possível por causa da colaboração fundamental de três ótimos profissionais e amigos, que me ensinaram, discutiram e ouviram. Com certeza, ainda tenho muito a aprender, mas acho que estou melhor do que há 5 anos. E devo muito disto a Ieda, Rubens e Moyses.

A Ilha Desconhecida fez-se enfim ao mar, e procura de si mesma.

(*"O Conto da Ilha Desconhecida"* - José Saramago)

AGRADECIMENTOS

À Dra. Marina B. A. Vasconcellos, chefe da Supervisão de Radioquímica, pela oportunidade de desenvolver este trabalho, nas dependências desta Instituição.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão de bolsa de doutorado.

Ao Msc. Jodir Pereira da Silva pelo importante auxílio na identificação das espécies de organismos coletadas, sempre que estive em Cananéia.

Ao corpo técnico da Base Sul do Instituto Oceanográfico (Cananéia/SP), pelo auxílio nas coletas.

A todo corpo científico (Débora, Ana, Vera, Rose, Mitiko, Casimiro, Tata) desta Supervisão.

A Marília, Andreza e Marcelo, amigos recentes, pelas risadas, conversas e, sobretudo, pela paciência nos momentos de mau-humor.

A todos os amigos e companheiros que já seguiram seus caminhos: Carla, Amilton (Amille), Sheila (Sheilinha), Daniela (Dani), Fábio (Pelegatti), que Deus ilumine suas jornadas.

A Cláudia, Edson Alves, Edson Moreira, Luciana, Regina, Ricardo, Suzana e outros companheiros pela agradável companhia diária.

A todos que me auxiliaram na realização deste trabalho.

RADIONUCLÍDEOS (^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{210}Po e ^{137}Cs) NO SISTEMA COSTEIRO CANANÉIA-IGUAPE: ESTUDOS AMBIENTAIS

ROBERTO TATSUYA SAITO

RESUMO

Este trabalho foi desenvolvido no Sistema Costeiro Cananéia-Iguape, litoral sul do Estado de São Paulo, com o intuito de monitorar os níveis de alguns radionuclídeos naturais (^{210}Pb , ^{210}Po , ^{226}Ra) e artificiais (^{137}Cs) e estudar a dinâmica sedimentar da região. Para isto foram realizados estudos e determinações de: taxas de sedimentação, fatores de concentração, bioindicadores e ingestão pela população humana destes radionuclídeos.

Para a obtenção dos níveis destes radionuclídeos foram utilizadas metodologias radioquímicas e instrumentais desenvolvidas e aferidas durante o transcorrer deste estudo, com amostras de referência da Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA) e que foram aplicadas em amostras de sedimentos, organismos aquáticos e água dos canais coletados em vários pontos.

Nos sedimentos, os níveis de ^{210}Pb total, ^{226}Ra e ^{137}Cs variaram de 6,1 a 167,5 Bq.kg^{-1} , 4,1 a 28,5 Bq.kg^{-1} e de 0,20 a 6,1 Bq.kg^{-1} , respectivamente. Foram observadas correlações mais significativas entre os teores de lama (silte-argila) nos sedimentos e os níveis destes radionuclídeos. Estes dados foram utilizados para estudos de taxa de sedimentação nos pontos amostrados no Sistema.

As taxas de sedimentação obtidas com os valores de ^{210}Pb não-suportado e ^{137}Cs para a Ponta do Arrozal (T1), Ponta do Frade (T2), Valo Grande (T3) e Rio Carapara-BOCA (T4) foram de 5,02 e 5,00 mm.a^{-1} ; 2,30 e 3,82 mm.a^{-1} ; 14,59 e 15,74 mm.a^{-1} ; 3,41 e 5,00 mm.a^{-1} , respectivamente. As taxas de sedimentação

obtidas com ^{210}Pb não suportado e o ^{137}Cs nos testemunhos T1, T2, T3 e T4 mostraram uma boa concordância.

As taxas de sedimentação obtidas ao longo do Sistema refletiram a dinâmica interna dos canais, que apresenta tendência geral a um acentuado processo de assoreamento (deposição), com pronunciado aporte de sedimentos de origem continental, pelas drenagens Mandira e do Rio Ribeira de Iguape, pela alta produção biológica interna ao Sistema e a erosão pronunciada dos barrancos arenosos das margens dos canais.

Os níveis de ^{210}Pb e ^{210}Po nas águas superficiais do Sistema variaram de 2,3 a 6,2 mBq.L^{-1} e de 1,1 a 4,1 mBq.L^{-1} , respectivamente. Os níveis mais altos também refletem a maior influência do Rio Ribeira, além de uma possível consequência da atividade agropecuária, próxima ao local.

Durante o estudo foram capturados 37 espécies de peixes, 3 de crustáceos e 3 de moluscos. A maioria destes organismos é utilizada para consumo humano. Em todos os indivíduos adultos das espécies analisadas, a quantidade de ^{210}Po foi maior do que a de ^{210}Pb . Em peixes, os níveis de ^{210}Pb variaram de CMD (0,17) a 1,84 Bq.kg^{-1} e os de ^{210}Po variaram de 0,15 a 7,76 Bq.kg^{-1} . Os níveis de ^{210}Pb e ^{210}Po em crustáceos variaram de 2,9 a 3,8 Bq.kg^{-1} e 10,4 a 33,4 Bq.kg^{-1} , respectivamente. Em moluscos, os níveis de ^{210}Pb variaram de 4,5 a 7,4 Bq.kg^{-1} e ^{210}Po de 52,5 a 148,6 Bq.kg^{-1} .

A comparação dos valores de ^{210}Pb e ^{210}Po , obtidos para peixes, crustáceos e moluscos, com outras regiões do mundo mostram que os dados aqui apresentados são concordantes com os valores da literatura e servem como referência para o Sistema Cananéia-Iguape. Moluscos foram os animais que mais acumularam estes radionuclídeos, principalmente ^{210}Po . A maior concentração observada no mexilhão pode estar relacionada com o habitat deste organismo, uma vez que a espécie estudada vive enterrada no mangue.

Os fatores de concentração obtidos para ^{210}Pb e ^{210}Po mostraram que a biota estuarina do Sistema concentrou níveis de ^{210}Pb entre 10^2 a 10^4 e de ^{210}Po entre 10^2 a 10^5 em relação à concentração destes radionuclídeos na água do estuário. Os moluscos e crustáceos são bons bioindicadores da poluição marinha para estes radionuclídeos. Alguns peixes também acumularam quantidades significativas dos radionuclídeos.

A estimativa de ingestão diária individual de ^{210}Pb e ^{210}Po pelo consumo de organismos marinhos de maior importância pela população do Sistema Cananéia-Iguape foi de 0,014 e 0,17 $\text{Bq}\cdot\text{d}^{-1}$, respectivamente, com maior contribuição dos moluscos filtradores. Embora as ingestões diárias de ^{210}Pb e ^{210}Po estejam abaixo dos limites recomendados pelo ICRP (1991) é necessário um monitoramento periódico dos níveis destes radionuclídeos, especialmente, para os organismos que foram definidos como bioindicadores, como os moluscos, crustáceos e alguns peixes.

Com o conjunto de dados aqui obtidos e com os estudos já realizados por vários pesquisadores no Sistema Cananéia-Iguape, também foi possível elaborar um modelo de sedimentação recente neste local.

RADIONUCLIDES (^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{210}Po AND ^{137}Cs) IN THE CANANEIA-IGUAPE COASTAL SYSTEM: ENVIRONMENTAL STUDIES

ROBERTO TATSUYA SAITO

SUMMARY

This work was developed in the Cananeia-Iguape Coastal System, coast south of the State of Sao Paulo, with the aim of monitoring the levels of some natural radionuclides (^{210}Pb , ^{210}Po , ^{226}Ra) and artificial (^{137}Cs) and to study the sedimentary dynamics of the area. For this, some studies and determinations were carried out, such as: sedimentation rates, concentration factors, bio-indicators and ingestion for the human population of some of these radionuclides.

For the obtaining of the levels of these radionuclides, radiochemical and instrumental methodologies were developed and applied in reference samples of the International Agency of Atomic Energy (IAEA). After this, the methodologies were applied in samples of sediments, aquatic organisms and water of the channels collected in several points.

In the sediments, the levels of ^{210}Pb total, ^{226}Ra and ^{137}Cs varied from 6.1 to 167.5 Bq.kg^{-1} , from 4.1 to 28.5 Bq.kg^{-1} and from MDC (0.28) to 6.1 Bq.kg^{-1} , respectively. More significant correlations were observed among the percentage of mud (silt-clay) in the sediments and the levels of these radionuclides. These data were used for sedimentation rate studies in the points of sampling in the System.

The sedimentation rates obtained with the values of unsupported ^{210}Pb and ^{137}Cs for the Ponta do Arrozal (T1), Ponta do Frade (T2), Valo Grande (T3) and Carapara-BOCA River (T4) were of 5.02 and 5.00 mm.a^{-1} ; 2.30 and 3.82 mm.a^{-1} ; 14.59 and 15.74 mm.a^{-1} ; 3.41 and 5.00 mm.a^{-1} , respectively. The sedimentation rates

obtained with unsupported ^{210}Pb and the ^{137}Cs in the cores (T1, T2, T3 and T4) showed a good agreement.

The sedimentation rates obtained along the System reflect the dynamics intern of the channels, that presents general tendency the one accentuated deposition process, with pronounced contribution of sediments of continental origin, for the drainages Mandira and Ribeira of Iguape Rivers, by the high biological production of the System as well as the pronounced erosion of the sandy ravines of the margins of the channels.

The ^{210}Pb and ^{210}Po levels in the superficial waters of the System varied from 2.3 to 6.2 mBq.L^{-1} and from 1.1 to 4.1 mBq.L^{-1} , respectively. The highest levels also reflect Ribeira's River bigger influence, besides a possible consequence of the agricultural activity, close to the place.

During the study 37 species of fish, 3 of crustaceans and 3 of mollusks were captured. Most of these organisms is used for human consumption. In all the adult individuals of the analyzed species, the amount of ^{210}Po was larger than the one of ^{210}Pb . In fish, the levels of ^{210}Pb varied from MDC (< 0.17) to 1.84 Bq.kg^{-1} and of ^{210}Po varied from 0.15 to 7.76 Bq.kg^{-1} . The levels of ^{210}Pb and ^{210}Po in crustaceans varied from 2.9 to 3.8 Bq.kg^{-1} and 10.4 to 33.4 Bq.kg^{-1} , respectively. In mollusks, the levels of ^{210}Pb varied from 4.5 to 7.4 Bq.kg^{-1} and ^{210}Po from 52.5 to 148.6 Bq.kg^{-1} .

The comparison of the values of ^{210}Pb and ^{210}Po obtained for fish, crustaceans and mollusks, with other areas of the world, shows that the data here presented they are in agreement with the values of the literature and they serve as reference for the Cananeia-Iguape System. Mollusks were the animals that more accumulated these radionuclides, mainly ^{210}Po . The largest concentration observed in the mussel can be related with the habitat of this organism, once the studied species lives buried at the swamp.

The concentration factors obtained for ^{210}Pb and ^{210}Po showed that the biota

of the System accumulated levels of ^{210}Pb from 10^2 to 10^4 and of ^{210}Po from 10^2 to 10^5 in relation to the concentration of these radionuclides in the water of the estuary. The mollusks and crustaceans are good bio-indicators of the sea pollution for these radionuclides. Some fish also accumulated significant amounts of the radionuclides.

The estimate of individual daily ingestion of ^{210}Pb and ^{210}Po by the consumption of sea organisms of larger importance for Cananeia-Iguape System's population was of 0.014 and 0.17 Bq.d^{-1} , respectively, with larger contribution of the filter mollusks. Although the daily ingestions of ^{210}Pb and ^{210}Po are below of the limits recommended by ICRP (1991), it is necessary a periodic monitoring of the radionuclide levels, specially, for the organisms that were defined as bio-indicators, as the mollusks, crustaceans and some fish.

With the data here obtained and with the studies already performed by several researchers in the Cananeia-Iguape System, it was also possible to elaborate a model of recent sedimentation in this place.

SUMÁRIO

	Página
Capítulo 1 – INTRODUÇÃO	01
Capítulo 2 - O SISTEMA CANANÉIA-IGUAPE	07
2.1 – FISIOGRAFIA DO SISTEMA	09
2.2 – DINÂMICA NOS CANAIS	12
2.3 – COMUNIDADES BIOLÓGICAS	15
Capítulo 3 - RADIONUCLÍDEOS NO MEIO MARINHO E SUAS APLICAÇÕES AMBIENTAIS	20
3.1 – UTILIZAÇÃO DE RADIONUCLÍDEOS EM ESTUDOS AMBIENTAIS	23
3.1.1 – <i>Taxa de Sedimentação</i>	25
3.2 – RADIONUCLÍDEOS NO AMBIENTE MARINHO	26
3.2.1. ^{210}Pb , ^{226}Ra e ^{137}Cs nos Sedimentos	27
3.3 – RADIONUCLÍDEOS NOS ORGANISMOS AQUÁTICOS	28
3.4 – INGESTÃO DE ^{210}Pb E ^{210}Po PELO CONSUMO DE ALIMENTOS	30
Capítulo 4 - PARTE EXPERIMENTAL	32
4.1 – MATERIAIS E EQUIPAMENTOS DE LABORATÓRIO	32
4.1.1 – <i>Reagentes</i>	32
4.1.2 – <i>Equipamentos</i>	33
4.1.3 – <i>Amostras de Referência</i>	34
4.2 – COLETA DE AMOSTRAS	34
4.2.1 – <i>Materiais e Equipamentos para Coleta</i>	34
4.2.2 – <i>Testemunhos</i>	35
4.2.3 – <i>Água dos Canais</i>	39
4.2.4 – <i>Organismos Marinhos</i>	41
4.3 – DESENVOLVIMENTO DA PARTE EXPERIMENTAL	45
4.3.1 – <i>Matéria Orgânica e Granulometria dos Sedimentos</i>	45
4.3.2 – <i>Análise de ^{210}Pb, ^{226}Ra e ^{137}Cs por Espectrometria Gama em Sedimentos</i>	46
4.3.2.1 – <i>Determinação de ^{210}Pb</i>	46
4.3.2.2 – <i>Determinação de ^{226}Ra</i>	48
4.3.2.3 – <i>Determinação de ^{137}Cs</i>	49
4.3.3 – <i>Preparação, Lixiviação e Dissolução das Amostras</i>	51
4.3.4 – <i>Análise de ^{210}Pb e ^{210}Po em Amostras de Organismos</i>	52
4.3.4.1 – <i>Análise de ^{210}Pb</i>	52
4.3.4.2 – <i>Análise de ^{210}Po</i>	54
4.4 – ESTUDO DA TAXA DE SEDIMENTAÇÃO	59

4.5 - FATOR DE CONCENTRAÇÃO (FC) E BIOINDICADORES	60
4.6 – NÍVEIS DE INGESTÃO DE ²¹⁰ Pb E ²¹⁰ Po PELO CONSUMO DE ORGANISMOS DO SISTEMA CANANÉIA-IGUAPE	61
4.7 – LIMITE INFERIOR DE DETECÇÃO (LID) E CONCENTRAÇÃO MÍNIMA DETECTÁVEL (CMD)	63
Capítulo 5 - RESULTADOS E DISCUSSÃO	64
5.1 – ESTUDO DO SEDIMENTO DO SISTEMA CANANÉIA-IGUAPE	64
5.1.1 – <i>Material de Referência</i>	64
5.1.2 – <i>²¹⁰Pb, ²²⁶Ra e ¹³⁷Cs, nos sedimentos dos Testemunhos</i>	66
5.1.3 - <i>Teor de Matéria Orgânica e Granulometria</i>	73
5.1.4 - <i>Taxas de Sedimentação</i>	82
5.2 – DETERMINAÇÃO DE ²¹⁰ Pb E ²¹⁰ Po EM ORGANISMOS MARINHOS E NA ÁGUA DO SISTEMA CANANÉIA-IGUAPE	94
5.2.1 – <i>Material de Referência</i>	94
5.2.2 – <i>Água</i>	94
5.2.3 – <i>Organismos Marinhos</i>	97
5.2.3.1 – <i>Organismos Capturados</i>	97
5.2.3.2 - <i>²¹⁰Pb e ²¹⁰Po em Amostras de Organismos</i>	100
A) <i>Peixes</i>	100
B) <i>Cathorops sp (Bagre Amarelo)</i>	105
C) <i>Crustáceos e Moluscos</i>	108
5.2.4 - <i>Fator de Concentração (FC) e Bioindicadores</i>	111
5.2.5 - <i>Correlações Entre ²¹⁰Pb e ²¹⁰Po, Dados Ecológicos e Morfológicos</i>	115
5.2.6 – <i>Níveis de Ingestão de ²¹⁰Pb e ²¹⁰Po Pelo Consumo de Organismos do Sistema Cananéia-Iguape</i>	125
5.4 – LIMITE INFERIOR DE DETECÇÃO (LID) E CONCENTRAÇÃO MÍNIMA DETECTÁVEL (CMD)	132
Capítulo 6 - CONCLUSÕES	133
CAPÍTULO 7 - CONSIDERAÇÕES FINAIS	139
7.1 – <i>²¹⁰Pb e ²¹⁰Po NO SISTEMA CANANÉIA-IGUAPE</i>	139
7.2 – <i>MODELO DE SEDIMENTAÇÃO RECENTE NO SISTEMA</i>	142
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	148
ANEXOS	

Capítulo 1

INTRODUÇÃO

O mar, com sua imensidão azul e seus mistérios, fascina o ser humano há muito tempo. O medo e o temor que este imenso ambiente podem causar refletem a falta de conhecimento e necessidade de domínio, inerentes à mente humana. Desta forma, parece natural o grande interesse em estudá-lo, principalmente quando se verifica que a costa brasileira possui uma extensão de cerca de 8000 km, com uma grande diversidade e riqueza de ambientes, que não são totalmente conhecidos.

A região costeira é a zona de interface entre o continente e o oceano, apresentando misturas dos dois ambientes. A interação entre estes ambientes pode ser variável. Em alguns pontos as bordas continentais podem formar reentrâncias (baías e lagunas), que permitem a entrada da água do mar. Em muitos destes locais ocorre a desembocadura de um rio, cujo aporte de água doce resulta num ambiente de transição, caracterizado pela ocorrência de uma interação de processos físicos, químicos e biológicos (MENDES, 1984).

As reentrâncias irregulares dos continentes e o aporte de água doce, com a conseqüente entrada de material continental (sedimentos e nutrientes), tornam estas áreas muito ricas e propícias ao desenvolvimento de uma série de organismos. Segundo MENDONÇA (1998), os ecossistemas costeiros, como os estuários, constituem-se em áreas de criação e refúgio para jovens de diversas espécies, devido a sua riqueza em nutrientes, sendo também responsáveis por parte considerável da biomassa dos recursos marinhos. A degradação destes ecossistemas diminui a disponibilidade das populações de espécies exploráveis, causando problemas econômicos e sociais para as comunidades locais. Desta

forma, estudar e conhecer a dinâmica dos estuários parece ser a melhor forma de se preservar estes ecossistemas tão importantes para a vida marinha.

Os estuários são corpos de água costeiros, semiprotégidos, onde a água doce, proveniente de um ou vários rios, mistura-se com a água salgada, criando um ambiente salobro. As águas dos rios trazem em suspensão material muito fino, constituído por partículas argilosas e orgânicas, que se precipitam em aglomerados coloidais quando entram em contato com a água salgada.

Os ecossistemas estuarinos apresentam diferentes comunidades bióticas ligadas pela ciclagem de minerais e cadeias alimentares. Para entender a estrutura trófica destes sistemas é necessário compreender de que maneira estes materiais estão disponíveis para os consumidores considerando a grande diversidade de produtores primários e o potencial de produção, uma vez que os estuários e lagunas costeiras fornecem cerca de 10% da produção mundial de alimentos, entre peixes, moluscos e crustáceos (LERMAN, 1986).

O Sistema Cananéia-Iguape localiza-se no litoral sul de Estado de São Paulo. A região apresenta lagoas costeiras e características de estuário, sendo considerada um complexo estuarino-lagunar (TUNDISI, 1969). É um ecossistema bastante diversificado, de grande importância, sendo um grande criadouro de diversas espécies aquáticas. Além disso, por causa da sua relativa preservação, esta região merece uma atenção especial, pois corre o sério risco de ser degradada, em virtude da ocupação sem planejamento e da grande exploração dos seus recursos naturais.

Este Sistema apresenta uma dinâmica muito intensa, sofrendo influência da grande carga de sedimentos e outros materiais provenientes do Rio Ribeira de Iguape e dos pequenos rios, além das oscilações das marés. Ao longo da região cada um destes fatores afetam a circulação dos sedimentos e a biodiversidade.

A grande planície costeira, que caracteriza a região, foi formada ao longo do último período geológico, em virtude da carga de sedimentos trazidos do continente e das ilhas. Esse material, depositado nos canais e reentrâncias, sofreu ao longo dos anos a ação modeladora das marés, além dos avanços e recuos periódicos do mar, que ocasionaram mudanças no nível das águas (BONETTI, 1995).

A deposição de sedimentos continua ocorrendo ainda hoje nos canais e mares internos, principalmente no Mar Pequeno e ao longo das ilhas dos canais. O assoreamento na região progride com tanta rapidez que há algumas décadas grandes navios chegavam a cidade de Iguape, penetrando pela Barra de Cananéia. Atualmente isso é impossível, devido à obstrução que vem acontecendo em dois sentidos: rumo à Barra de Icapara e em direção à Cananéia. Em consequência, a profundidade das lagunas e canais, no momento, não ultrapassa 15 m (TESSLER, 1982).

O Sistema Cananéia-Iguape por sua condição de ambiente de transição, com a ocorrência de várias áreas de deposição mostra-se um local adequado para os estudos relacionados às estimativas de taxas de sedimentação recente. Conhecer o ritmo desta deposição permite uma melhor compreensão da dinâmica de circulação nos canais internos do Sistema.

As técnicas que permitem estes estudos envolvem os radionuclídeos naturais e antropogênicos (SOMAYAJULU *et al.*, 1999; BORGES, 1998; IVANOVICH & HARMON, 1992; JOSHI *et al.*, 1988; BOWEN, 1988; EAKINS, 1982). Alguns destes elementos são utilizados para determinações em escalas entre milhares ou milhões de anos, como ^{14}C , ^{10}Be , U/Pb e Th/Pb. Para estudos de geocronologia mais recente utilizam-se outros radionuclídeos, como ^{210}Pb (cerca de 200 anos), ^{137}Cs e $^{239+240}\text{Pu}$ (últimos 60 anos), ^7Be (IVANOVICH & HARMON, 1992). Segundo EAKINS (1982), o estabelecimento de uma geocronologia mais precisa é de vital importância não apenas para a datação do

evento, mas para a determinação das taxas de sedimentação e, para isto, deve-se utilizar os radionuclídeos adequados para cada escala de tempo geológico. Nas últimas décadas, para estudos de sedimentação recente (entre 100 e 150 anos), têm-se utilizado os métodos com ^{210}Pb e ^{137}Cs (SOMMERFIELD & NITTROUER, 1999; SOMAYAJULU *et al.*, 1999).

As regiões costeiras, como a deste Sistema, apresentam uma grande variedade de organismos vivos, que podem concentrar alguns radionuclídeos dentro de seu corpo. Alguns estudos procuram estabelecer os níveis destes elementos nos diversos componentes da biota, sedimento ou água e seu comportamento ao longo das cadeias alimentares (McCARTNEY *et al.*, 2000; WILDGUST *et al.*, 2000; STEPNOWSKI & SKWARZEC, 2000; JEFFREE *et al.*, 1997; DAHLGAARD, 1996; GERMAIN *et al.*, 1995; CHERRY *et al.*, 1994; KADRO, 1993).

Além disso, alguns destes organismos, como os peixes, crustáceos e moluscos, são fontes de alimento dos seres humanos, principalmente para a população que vive ao longo das regiões litorâneas. Desta forma, estes radionuclídeos podem estar sendo ingeridos juntamente com esses alimentos (CLULOW *et al.*, 1998; CARVALHO, 1995a; YAMAMOTO *et al.*, 1994; McDONALD *et al.*, 1992; CARVALHO, 1988; HEYRAUD *et al.*, 1988). Portanto, é necessário conhecer os níveis de alguns radionuclídeos presentes nesta dieta alimentar, tentando estimar os possíveis riscos desta ingestão, uma vez, que este tipo de estudo é escasso no Brasil, principalmente em regiões costeiras.

Neste trabalho foram determinados os níveis dos radionuclídeos naturais (^{210}Pb , ^{226}Ra) em sedimentos, coletados em diferentes pontos da área de estudo. A partir dos níveis desses radionuclídeos foram estimadas as taxas de sedimentação para os pontos de coleta, que foram escolhidos por representarem locais com diferentes características de dinâmica de sedimentação. Foi incluído neste estudo o levantamento dos teores do radionuclídeo antropogênico ^{137}Cs ,

que está presente em amostras ambientais brasileiras, como resultado do processo de "fallout" atmosférico, conforme verificado por FIGUEIRA (2000); CUNHA *et al.* (1999); CUNHA & FABRA (1995); CUNHA *et al.* (1993). As taxas de sedimentação obtidas com ^{137}Cs foram comparadas com as obtidas com ^{210}Pb . Com os dados aqui observados, foi possível realizar o estudo da dinâmica sedimentar da região.

Além disso, foram determinados os teores de ^{210}Pb e ^{210}Po em algumas espécies de organismos marinhos e amostras de águas superficiais, visando avaliar os níveis destes radionuclídeos na região e definir os bioindicadores para esses elementos. Também foram estimadas as ingestões de ^{210}Pb e ^{210}Po pelo consumo dos organismos marinhos, pela população local.

Resumindo, pode-se enfatizar que os objetivos deste trabalho foram:

- 1) Desenvolver métodos de análise para ^{210}Pb , ^{226}Ra e ^{137}Cs em sedimentos marinhos, adaptando os métodos existentes na literatura, para a matriz em estudo;
- 2) Determinar os níveis de ^{210}Pb , ^{226}Ra e ^{137}Cs em sedimentos dos testemunhos coletados ao longo da área de estudo;
- 3) Estimar as taxas de sedimentação dos pontos de coleta, com os teores de ^{210}Pb e ^{226}Ra , e comparar com os resultados das taxas obtidas com o ^{137}Cs ;
- 4) Estudar a dinâmica sedimentar do Sistema;
- 5) Determinar os níveis de ^{210}Pb e ^{210}Po em água, sedimento, moluscos, crustáceos e peixes do Sistema, realizando um inventário da concentração destes radionuclídeos para o litoral sul paulista, uma vez que estes dados são inéditos na região;

- 6) Determinar os bioindicadores para estes elementos em organismos marinhos.
- 7) Estimar a ingestão de ^{210}Pb e ^{210}Po pelo consumo de organismos marinhos pela população humana que reside ao longo do Sistema Cananéia-Iguape.

Capítulo 2

O SISTEMA CANANÉIA-IGUAPE

O Sistema Cananéia-Iguape localiza-se no litoral sul de Estado de São Paulo (48° W - 25° S), com uma área aproximada de 200 km² (Figura 2.1). Este Sistema pertence ao Complexo Lagunar-Estuarino Iguape-Cananéia-Paranaguá, com uma área total de cerca de 5800 km², localizado na fronteira entre os Estados de São Paulo e Paraná, e que se estende por 200 km de litoral. Trata-se de um ecossistema bastante diversificado, que abrange um conjunto de lagunas, braços de mar, baías, estuários, restingas, ilhas e morros isolados. A disposição das baías e desembocaduras de rios permite a concentração de grande quantidade de plâncton, essencial para a manutenção das cadeias alimentares dos ecossistemas aquáticos (TUNDISI, 1969).

Fazem parte desse sistema vários canais, sendo os mais importantes o Valo Grande e os mares Pequeno, de Cubatão, de Cananéia, de Itapitanguí; algumas ilhas, como a Comprida, de Iguape, de Cananéia e do Cardoso; além de rios, como o Ribeira de Iguape, Taquari entre outros. O litoral paulista, ao longo da desembocadura do Rio Ribeira de Iguape, se apresenta como a mais bem desenvolvida planície costeira do Estado de São Paulo, com a presença de um conjunto de ilhas localizadas próximas ao continente, separadas entre si por uma série de estreitos canais que se interligam e deságuam no Oceano Atlântico através de três desembocaduras (Ararapira, Cananéia e Icapara). Na Ilha de Iguape, separando-a do continente, existe um canal artificial, denominado Valo Grande, que foi construído no século passado para facilitar o escoamento de produtos agrícolas da região ao porto da cidade de Iguape (MENDONÇA, 1998).

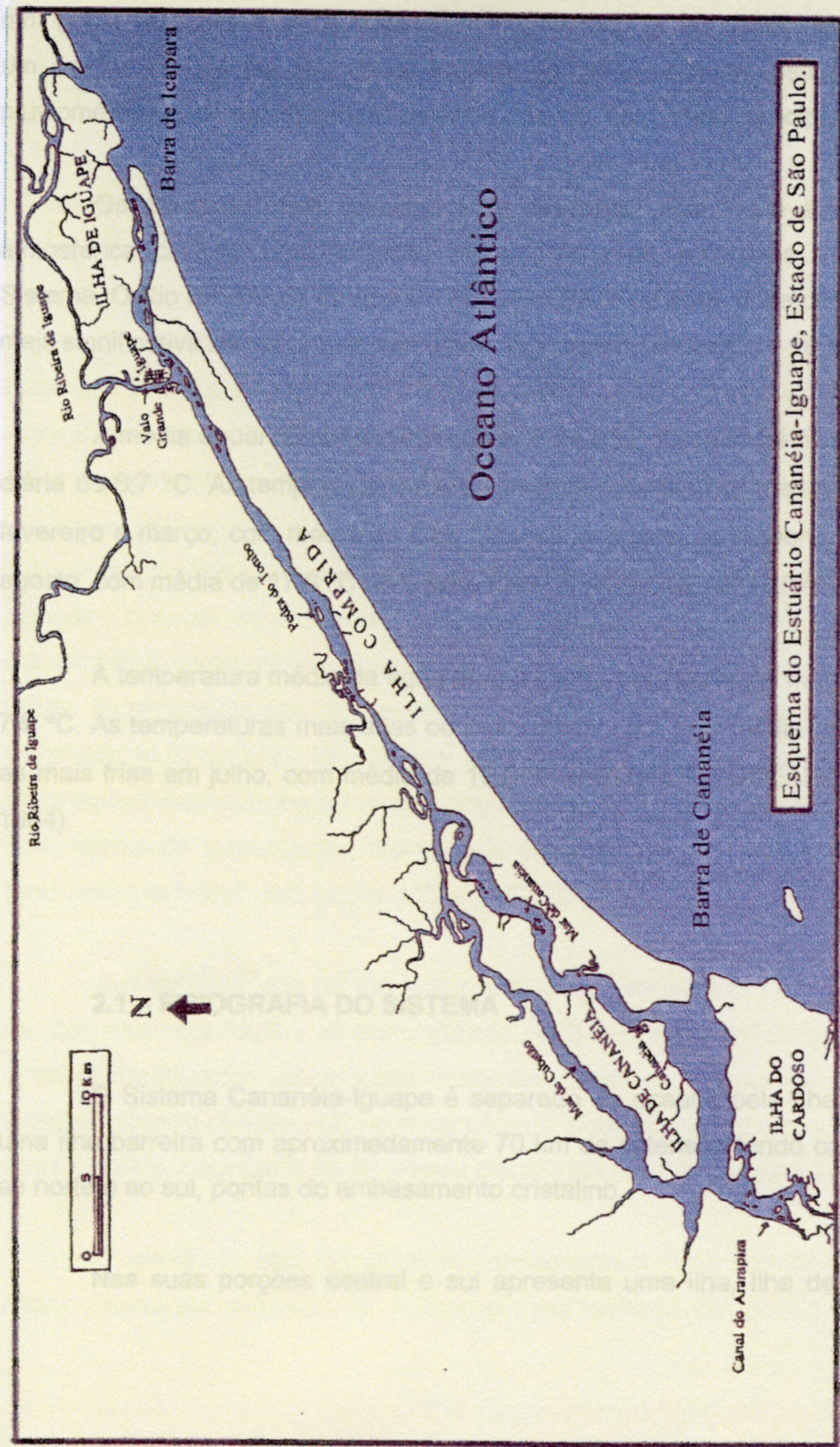


Figura 2.1 – O Sistema Costeiro Cananéia-Iguape.

No Sistema ocorre um alto índice de precipitação pluviométrica, com maior valor médio mensal em março, mínimo em agosto e média anual de 2270 mm (INSTITUTO OCEANOGRÁFICO, 1984; MIYAO *et al.*, 1986). Na região há um predomínio de massas de ar tropical no verão, com intensa precipitação pluviométrica e, de massas de ar polar no inverno, com menor precipitação.

Os ciclos de maré associados às descargas dos rios e à precipitação atmosférica causam uma variação na amplitude da salinidade ao longo do Sistema. O Rio Ribeira de Iguape é o principal curso de água doce com influência mais significativa na salinidade das águas lagunares (GALLUCCI, 1996).

A média anual da temperatura do ar é de 21,2 °C, com média de variação diária de 6,7 °C. As temperaturas mais elevadas ocorrem nos meses de janeiro, fevereiro e março, com média de 24,5 °C para janeiro e, as menores em julho e agosto, com média de 17,8 °C para julho (INSTITUTO OCEANOGRÁFICO, 1984).

A temperatura média da água é de 23,8 °C, com variação média diária de 7,9 °C. As temperaturas mais altas ocorrem em janeiro, com média de 27,7 °C, e as mais frias em julho, com média de 19,8 °C (INSTITUTO OCEANOGRÁFICO, 1984).

2.1 – FISIOGRAFIA DO SISTEMA

O Sistema Cananéia-Iguape é separado do oceano pela Ilha Comprida, uma ilha barreira com aproximadamente 70 km de extensão tendo como limites, ao norte e ao sul, pontas do embasamento cristalino.

Nas suas porções central e sul apresenta uma ilha, Ilha de Cananéia,

separada do continente por um canal denominado de Mar de Cubatão ou Mar de Dentro, e da Ilha Comprida por um outro canal, Mar de Cananéia ou Mar de Fora. Estes dois canais estão interligados, na porção mais ao sul do Sistema, por uma ampla área denominada Baía de Trapandé (TESSLER, 1982).

A Ilha de Cananéia possui extensão aproximada de 27 km com largura variando entre 1 e 5 km. Os canais que a circundam possuem larguras entre 1 e 3 km e profundidades máximas de 20 m, com média ao redor de 6 metros.

O Mar de Cananéia é constituído por um conjunto de meandros com um canal de circulação mais profundo (> 5 metros), se estendendo desde a Ponta do Arrozal, nas proximidades da desembocadura lagunar denominada de Cananéia, até a região mais a nordeste da Ilha de Cananéia.

As regiões mais rasas desse canal (< 5 m) ocupam, nos meandros, posições opostas as do canal mais profundo, apresentando como elemento característico, conjunto de ilhas onde se desenvolvem manguezais, que, por vezes, se prolongam para o interior dos canais de maré que cortam as ilhas de Cananéia e Comprida. As maiores profundidades no Mar de Cananéia são encontradas em sua porção mais estreita, Ponta do Frade, correspondendo a uma feição de crescimento arenoso, a partir da Ilha Comprida, no sentido transversal ao canal, em direção à Ilha de Cananéia.

Próximo à cidade de Cananéia, submerso entre a Ilha Comprida e a Ilha de Cananéia, ocorre a uma profundidade de 6 metros uma formação rochosa, possível interligação entre duas intrusões alcalinas aflorantes na Ilha de Cananéia, Morro de São João, com cerca de 120 metros de altitude e, Morrete, na Ilha Comprida, com cerca de 40 metros (TESSLER, 1982).

O canal do Mar de Cubatão, desaguadouro dos rios originados das regiões serranas próximas, é a porção mais estreita de todo o Sistema. A

profundidade média deste canal é de cerca de 5 metros, chegando a apresentar maiores valores apenas nas profundidades da região mais à sudeste da Ilha de Cananéia, na confluência com a Baía de Trapandé, onde junto ao rio Itapitangui, são encontradas profundidades superiores a 10 metros.

A porção mais à nordeste do Sistema apresenta um único canal de separação entre o continente e a Ilha Comprida denominado de Mar Pequeno, com largura variando entre 1 e 3 km, com profundidades médias ao redor de 6 metros e 12 m de profundidade máxima.

Este canal, de poucos meandros, apresenta, entre sua confluência com o Mar de Cananéia até a região próxima de um afloramento alcalino (Pedra do "Tombo" ou "Baliza"), características similares as observadas no canal do Mar de Cananéia, quais sejam, a da existência de um canal mais profundo acompanhando os meandros e regiões rasas onde se ressaltam um conjunto de ilhas arenosas de origem recente (Nanaú, Rodrigues, Galdinos, das Vacas e Grande), em processo de colonização pelo manguezal.

No sentido da desembocadura localizada à nordeste, Barra de Icapara, a partir da região da Pedra do Tombo, essa associação de regiões rasas e conjunto de ilhas é tão evidente, como também desaparece o canal único de circulação mais profundo (TESSLER, 1982).

Junto à cidade de Iguape, separando-a do continente, existe um canal artificial, denominado Valo Grande, que teve seu início de abertura entre os anos de 1828 e 1830. A conclusão da obra ocorreu, em 1852, com a abertura completa do canal, que tinha cerca de 4 metros de largura e 1,5 metros de profundidade, ligando o Rio Ribeira de Iguape diretamente com o canal do Mar Pequeno, no Sistema Cananéia-Iguape.

Em agosto de 1978, o canal, já com cerca de 250 metros de largura e 7

metros de profundidade, foi fechado pela construção de uma barragem. O canal permaneceu por alguns anos fechado e o Sistema Costeiro não sofreu, pelo menos diretamente, a influência do Rio Ribeira de Iguape, pois seu leito é paralelo à costa correndo por trás da Ilha de Iguape (TESSLER, 1982). Durante as enchentes ocorridas no ano de 1983, a barragem foi rompida e novamente reconstruída. Atualmente, a barragem está aberta e o rio segue desaguando no Sistema, transportando uma elevada carga de sedimentos e outros materiais.

2.2 – DINÂMICA NOS CANAIS

Segundo TESSLER (1982), o Sistema apresenta ao longo de seus canais, um padrão hidrodinâmico fortemente influenciado pelas correntes geradas pelas oscilações das marés e em menor proporção pela influência das descargas de água doce que adentram a região.

Os rios que compõem as bacias exibem alto gradiente só no trecho inicial e tornam-se muito suaves na planície, apresentando orientação muitas vezes paralela à linha de costa atual. É comum nesses cursos fluviais a influência marinha a montante de sua foz por distâncias de até duas dezenas de quilômetros da linha de costa. O Rio Ribeira de Iguape é o único a apresentar influência continental até bem próximo à foz, desempenhando um papel muito importante nos processos evolutivos da área durante o Quaternário (SUGUIO & TESSLER, 1992).

Este Sistema recebe águas marinhas através de duas barras, ao norte, a Barra de Icapara localizada entre as Ilhas Comprida e Iguape e, ao sul, a Barra de Cananéia localizada entre as Ilhas Comprida e do Cardoso, além de águas continentais e insulares por meio de inúmeros rios que ali desembocam. Segundo TESSLER (1982), esses cursos de água que desembocam nos canais lagunares

são de duas categorias: os rios propriamente ditos, que se localizam no continente e na Ilha do Cardoso, e canais de maré de água salobra existentes nas ilhas circunvizinhas.

O padrão hidrodinâmico é fortemente influenciado pelas correntes geradas pelas ações das marés. A onda de maré enchente, que ocorre a partir da Barra de Cananéia, ocasiona dois fluxos, um para o canal do Mar de Cananéia e outro para o Mar de Cubatão. Ao norte da Ilha de Cananéia, na junção dos mares de Cubatão e Cananéia, tem-se um fluxo único deslocando-se rumo à Ilha de Iguape, que se encontra com as águas do Rio Ribeira de Iguape e da corrente de maré enchente proveniente da Barra de Icapara. Essas correntes de sentidos contrários se encontram na Pedra do Tombo, gerando um fenômeno hidrodinâmico denominado de "Tombo das águas". O processo de vazante tem início nas saídas das desembocaduras com reflexos quase imediatos na região do "Tombo".

A ação da maré no Sistema é a principal responsável pelos processos de mistura e pelas trocas que se efetuam entre o oceano e o estuário, atuando efetivamente no transporte de sedimentos e na renovação das águas estuarinas (MYAO & HARARI, 1989).

A propagação da onda de maré em torno da Ilha de Cananéia ocorre a partir da desembocadura situada ao sul da cidade de Cananéia. Quando a onda de maré enchente penetra no Sistema, ao sul da região, ocorre uma divisão do fluxo com um dos ramos se propagando, rumo à NE, pelo canal do Mar de Cananéia.

Nos períodos de cheia, o Rio Ribeira de Iguape lança maior volume de água no Sistema Costeiro, através do Valo Grande. Desta forma, o fenômeno do "tombo" é revestido de maior significado, pois ocorre um aumento do volume de água na porção ao norte do Sistema. Uma parte adentra o Sistema durante a

onda de maré de enchente através da Barra de Icapara, sendo acrescido pelas águas continentais que afluem através do Valo Grande. Este fenômeno hidrodinâmico tem forte significado sobre a sedimentação do canal do Mar Pequeno, especialmente como condicionante do transporte e deposição dos sedimentos finos, carregados em suspensão pelas águas continentais, que adentram o Sistema Cananéia-Iguape (TESSLER *et al.*, 1987).

O Sistema Cananéia-Iguape se apresenta, de acordo com a classificação de SHEPARD & MOORE (1954), composto predominantemente por sedimentos arenosos dispostos ao longo das superfícies de fundo de todos os canais. Este padrão geral só se apresenta modificado nas faces côncavas dos meandros dos canais e no canal do Mar Pequeno, onde predominam os sedimentos pelíticos (argila-siltosa e silte-argiloso) junto à "Pedra do Tombo". Nesta área, são mapeadas misturas equivalentes de sedimentos grossos e finos ao lado de sedimentos arenosos, configurando uma alternância de fluxos de energia, resultante das alterações de sentido e intensidade das correntes, que possibilitam a deposição de sedimentos finos, carregados em suspensão, provenientes prioritariamente do Rio Ribeira de Iguape e também das áreas de manguezal (TESSLER, 1982).

A partir desta área, no rumo da cidade de Iguape, a faixa de sedimentos mistos vai cedendo lugar a sedimentos areno/argilosos, até o Valo Grande, onde são depositados sedimentos muito finos (siltes argilosos), de contribuição do Rio Ribeira de Iguape (TESSLER, 1982).

2.3 – COMUNIDADES BIOLÓGICAS

Os organismos que compõem as comunidades dos ambientes devem estar adaptados às variações sazonais do meio, principalmente temperatura, salinidade e nutrientes. Embora apresente tais flutuações, o Sistema Cananéia-Iguape, assim como a maioria das regiões estuarinas tropicais, é caracterizado pela grande disponibilidade de nutrientes e outros materiais, que permite o desenvolvimento de diversos organismos que habitam suas águas.

Segundo GRASSO (1994), a grande quantidade de biomassa aliada à alta produtividade primária, além dos baixos níveis de herbivoria, à alta produção de detritos e a interação com os habitats no entorno, são características comuns das áreas úmidas costeiras (manguezais e marismas), que são extremamente significantes para a manutenção de suas áreas adjacentes.

As regiões costeiras abrigadas das zonas tropicais e sub-tropicais são locais apropriados para o desenvolvimento de manguezais e marismas. No Sistema Cananéia-Iguape estes dois tipos de ecossistemas ocorrem em grande abundância. Em praticamente toda margem de sua extensão predominam bosques de mangue (SCHAEFFER-NOVELLI *et al.*, 1990).

Os manguezais desempenham importante função biótica e abiótica no Sistema. As folhas, troncos e raízes-escoras fornecem substrato aos organismos estuarinos, aumentando a produtividade do local, além do fato destes vegetais serem uma significativa fonte de alimento para peixes e invertebrados. As raízes e troncos também colaboram com a redução da velocidade das correntes, retardando a erosão e permitindo a sedimentação de uma série de materiais em suspensão (GRASSO, 1994).

Entre os canais e os manguezais ocorre uma vegetação intermediária, denominada marisma, que protege e mantém uma série de organismos. Este tipo

de vegetação é mais abundante na porção norte do Sistema, próximo ao Valo Grande, colonizando os bancos de sedimentos provenientes do Rio Ribeira de Iguape. Segundo WAKABARA *et al.* (1993), os marismas fornecem abrigo para muitos organismos, pois suas raízes diminuem a mobilidade do sedimento e suas folhas protegem contra as ondas e correntes de marés, permitindo que uma fauna, composta principalmente por crustáceos e alguns moluscos bivalves, se desenvolvam. Os mesmos autores observaram que alguns destes organismos constituem a principal fonte alimentar de peixes jovens, permitindo que os marismas formem um berçário para muitas espécies de peixes.

As comunidades de peixes que habitam o Sistema Cananéia-Iguape são muito significativas. WAKABARA *et al.* (1993) encontraram 30 espécies de peixes no estágio juvenil formando uma comunidade que se alimenta da macrofauna bentônica dos marismas da Ponta do Arrozal, Cananéia. ZANI-TEIXEIRA (1983) observou 68 espécies de peixes, pertencentes a 52 gêneros e 23 famílias, na baía de Trapandé. O número total de espécies de peixes da região ainda não é conhecido, variando de 85 a 123 espécies. A comunidade de peixes é dominada pelos bagres, mas também ocorrem paratis, tainhas, manjubas, pescadas, sardinhas, robalos, corvinas, betara, carapeva, carapicu, sororoca e salteira.

SCHAEFFER-NOVELLI *et al.* (1990) mostram os vários hábitos alimentares de algumas espécies de peixes da região. Assim, podem ser encontrados peixes planctônicos (*Sardinella brasiliensis*), bentônicos, detritivos (Ariidae, de diferentes espécies) e predadores de peixes menores (*Megalops atlanticus*). RIBEIRO *et al.* (1997) estudaram as relações tróficas entre as 17 espécies de peixes mais numerosas do infralitoral contínuo ao marisma de *S. alterniflora* e obtiveram resultados semelhantes aos de outras comunidades de peixes de estuários (divisão de nicho alimentar, flexibilidade temporal da dieta e predomínio de espécies onívoras). WAKABARA *et al.* (1996) estudando a presença de crustáceos suprabênticos no conteúdo estomacal de 12 espécies de peixes carnívoros jovens, da mesma área, observaram um comportamento

parecido, com separação dos nichos alimentares entre as espécies e flexibilidade temporal na dieta.

Muitas espécies de peixes também utilizam o Sistema como berçário, são espécies costeiras ou oceânicas que entram no estuário durante o verão para desovar. Ovos de três famílias de peixes e larvas de dez famílias de peixes foram encontradas no local. As condições do local permitem que os ovos e as larvas flutuem junto ao fitoplâncton, que serve de fonte de alimento (SCHAEFFER-NOVELLI *et al.*, 1990).

Segundo GRASSO (1994), para que uma área seja importante como berçário, ela necessita prover proteção adequada contra predadores, substrato para ocupação pelos estágios sésseis de algumas espécies, além de uma fonte de alimento rica e abundante. No caso dos manguezais, os canais de água dão abrigo aos peixes e outros organismos jovens por possuírem uma malha de raízes fornecida pela árvores.

As regiões estuarinas são ecossistemas extremamente ricos e importantes para a manutenção de uma série de espécies de plantas e animais marinhos. Podem ser considerados como criadores naturais para uma grande quantidade de espécies de seres vivos. Desta forma, são locais apropriados à atividade humana, como pesca e aquicultura. Entretanto, devido à complexidade, este ecossistema é muito susceptível à interferência humana.

TOMMASI (1984) observou que o fechamento do canal do Valo Grande em 1978 causou algumas modificações no ecossistema local, como: aumento da salinidade, colonização de bancos de areia da região do Mar Pequeno por manguezais, alteração da macrofauna bentônica, com a introdução de algumas espécies de moluscos bivalves, e modificação da ictiofauna, na região sul do Sistema, com o aparecimento de espécies e diminuição quantitativa de algumas espécies anteriormente presentes. Segundo GRASSO (1994) muitos autores

observaram uma relação direta entre a degradação de áreas estuarinas com a queda na produção pesqueira, como a de camarões.

A dependência econômica da produção pesqueira sobre os estuários é muito grande. Mais de 70% das espécies de peixes, crustáceos e moluscos explorados comercialmente no mundo dependem dos sistemas estuarinos, em alguns casos esta dependência é maior que 80% (GRASSO, 1994).

Uma série de organismos de importância econômica para as populações humanas utiliza as águas calmas e ricas do Sistema Cananéia-Iguape para viver permanentemente ou passar algum estágio de desenvolvimento. Os camarões peneídeos, por exemplo, reproduzem-se no mar e suas larvas migram para os estuários, onde crescem em juvenis, que por sua vez, migram novamente para o mar onde passaram a vida adulta. No estágio juvenil, os camarões são alvo da pesca artesanal dentro do estuário (GALLUCCI, 1996). Segundo TARARAN (1994), as marismas de regiões estuarinas são utilizadas como berçário por muitas espécies de organismos de valor comercial, entre elas decápodes do gênero *Penaeus* e que a vegetação, além de abrigo, é local de fornecimento de alimento, gerado principalmente pela fauna que ocorre entre as plantas.

Os principais organismos explorados economicamente no Sistema Cananéia-Iguape são os moluscos (ostra, marisco), os crustáceos (camarão, siri e caranguejo) e os peixes. MENDONÇA (1998) estudou a atividade pesqueira na região de Cananéia entre os anos de 1995 e 1996. Segundo este autor, tainha, parati, robalo, corvina e carapeba foram os peixes mais capturados dentro do Sistema.

Dados do INSTITUTO DE PESCA (2000) mostram que entre 1997 e o 1º. Semestre de 2000 os principais organismos desembarcados em Cananéia e Iguape foram os peixes e os crustáceos (cerca de 95%, em média). Em Cananéia, os peixes mais capturados foram à pescada-foguete, betara, corvina, tainha,

parati, sororoca e salteira. E o camarão-sete-barba foi o crustáceo mais capturado. Em Iguape, o peixe predominante (mais de 90%) foi a manjuba e o siri-azul foi o crustáceo mais capturado. Nestes dados estão computados todas as capturas realizadas nos canais do Sistema Cananéia-Iguape e ao longo da costa, no mar aberto.

Capítulo 3

RADIONUCLÍDEOS NO MEIO MARINHO E SUAS APLICAÇÕES AMBIENTAIS

Os seres vivos podem entrar em contato com os radionuclídeos sem que isso represente um risco ou uma contaminação em grande escala, pois alguns destes elementos são encontrados em quantidades muito pequenas na natureza. Porém, o contato ou ingestão destes elementos em maiores quantidades pode ocasionar uma série de problemas. O estudo e a monitoração dos radionuclídeos no meio ambiente são muito importantes para garantir o controle destes em níveis aceitáveis, com o objetivo de não prejudicar o meio ambiente e conseqüentemente o ser humano.

Os radionuclídeos da série de decaimento do ^{238}U são elementos radioativos naturais e se encontram disseminados no ambiente em quantidades traços. ^{226}Ra , um elemento intermediário da série, presente na crosta terrestre decai para ^{222}Rn , que, após sucessivos decaimentos de elementos de meias-vidas curtas, decai para ^{210}Pb (Figura 3.1).

^{210}Pb ($t_{1/2} = 22,3$ anos) decai por emissão de partículas beta ($E_{\beta} = 17$ keV) e raios gama ($E_{\gamma} = 47$ keV) para ^{210}Bi ($t_{1/2} = 5,01$ dias, $E_{\beta} = 1,16$ MeV), que origina o ^{210}Po ($t_{1/2} = 138,4$ dias, $E_{\alpha} = 5,31$ MeV), que finalmente gera o elemento estável ^{206}Pb (Figura 3.2).

Além dos radionuclídeos naturais, passaram a ser lançados no ambiente de forma significativa, a partir dos anos 50, os radionuclídeos artificiais, também denominados antropogênicos. Estes elementos podem ser liberados por

acidentes nucleares e descarga de efluentes de reatores e usinas de reprocessamento, entretanto, a principal forma de liberação ocorre por meio da liberação de partículas radioativas por explosões nucleares, fenômeno denominado "fallout" atmosférico.

Segundo KATHEREN (1984), o fenômeno do "fallout" surge após uma explosão nuclear, pois todo material é instantaneamente vaporizado por causa do intenso calor produzido. No resfriamento, os principais óxidos condensam e são misturados ao material particulado constituído de sulfato e persulfato de amônio. Estas partículas sólidas, com uma atividade praticamente proporcional ao seu volume e diâmetro entre 0,1 a 1,0 μm , constituem os fragmentos do "fallout".

Os fragmentos nucleares alcançam a troposfera e a estratosfera e através das correntes atmosféricas são distribuídos pelo planeta entre duas a três semanas, e atingem a superfície terrestre por gravidade ou precipitação atmosférica. Os fragmentos encontrados no hemisfério sul são provenientes principalmente da estratosfera.

A fissão do ^{235}U produz os produtos de fissão, que compreendem mais de 200 núclídeos partindo dos elementos de número atômico 30 (zinco) até 66 (disprósio). Os principais produtos de fissão possuem meia-vida entre 2 meses e 30 anos. Quanto ao impacto ambiental, destacam-se o cézio-137 e o estrôncio-90, devido às características químicas e nucleares (alto rendimento de fissão e meia-vida longa, ^{137}Cs , por exemplo, possui meia-vida aproximada de 30 anos).

^{137}Cs ($t_{1/2} = 30$ anos, $E_{\beta} = 0,5$ MeV e $E_{\gamma} = 661$ keV), desde 1954, pode ser detectado globalmente no ambiente como resultado dos testes atômicos realizados na atmosfera, que tiveram um ápice no ano de 1963 e declínio nos anos seguintes (KIRCHNER & EHLERS, 1998).

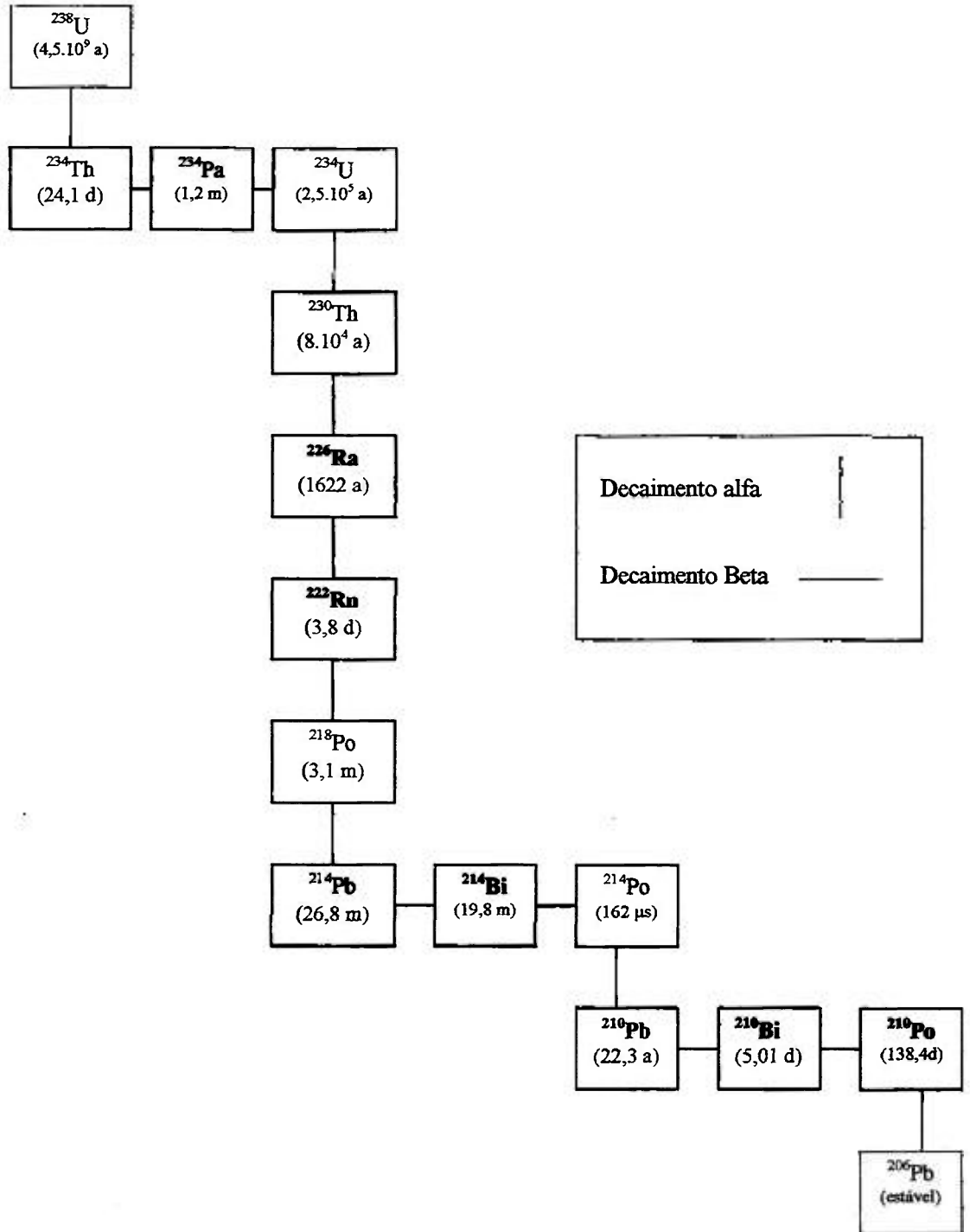


Figura 3.1 - Esquema do Decaimento Radioativo da Série do ^{238}U .

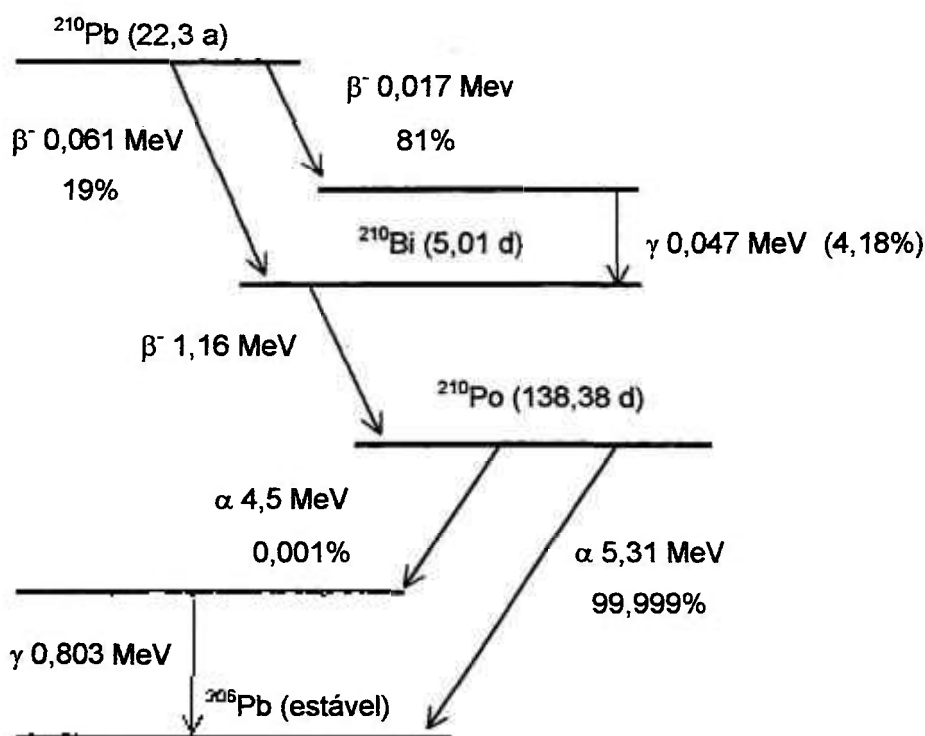


Figura 3.2 - Decaimento Radioativo do ^{210}Pb .

3.1 - UTILIZAÇÃO DE RADIONUCLÍDEOS EM ESTUDOS AMBIENTAIS

^{210}Pb e seus produtos de decaimento têm sido utilizado para estudos sobre a dinâmica de ecossistemas aquáticos, ao longo dos diversos mares e oceanos do planeta, sendo importantes traçadores naturais para estudos de processos oceânicos, com aplicação, por exemplo, nas pesquisas em oceanografia (CHARMASSON *et al.*, 1998a; KIRCHNER & EHLERS, 1998; FRANTSEVICH *et al.*, 1995; SMITH & BEWERS, 1993; BRAND & SHIMMIELD, 1991).

^{210}Pb pode ser encontrado na atmosfera, como resultado da seguinte seqüência de eventos:

1) ^{226}Ra , presente na crosta terrestre, decai para ^{222}Rn , que por ser um gás, move-se do local de geração na rocha ou solo para a atmosfera numa taxa média de 42 átomos.min.cm⁻² da superfície da terra (EAKINS & MORRISON, 1978).

2) Na atmosfera, o gás ^{222}Rn decai gerando produtos filhos quimicamente reativos, que rapidamente se associam aos particulados atmosféricos. Estes radionuclídeos podem ser detectados distantes do suposto local de liberação, como resultado da mobilidade desse gás e da circulação atmosférica.

Segundo EAKINS (1982) outras possíveis fontes de ^{210}Pb atmosférico são os testes de armas nucleares e acidentes em usinas nucleares.

Na atmosfera ^{210}Pb é adsorvido pelos aerossóis e retorna ao ambiente terrestre e aquático por deposição superficial ou por precipitação atmosférica, como chuva e neve. O tempo de residência do ^{210}Pb na atmosfera é relativamente curto, variando de 9,6 dias a algumas semanas (EAKINS & MORRISON, 1978; IVANOVICH & HARMON, 1992).

Com a grande interação entre hidrosfera e a atmosfera, elementos traços radioativos e estáveis são introduzidos no ambiente marinho através da deposição atmosférica ou erosão na superfície terrestre. A atividade humana, cada vez mais intensa principalmente nas últimas décadas, tem provocado alterações significativas nesta interação. Uma das formas para se verificar a intensidade deste impacto no ambiente é através do estudo de sedimentação recente e da datação dos sedimentos em ambientes aquáticos, e um dos melhores métodos para isto é pela determinação do ^{210}Pb (SMITH & WALTON, 1980; CHANTON *et al.*, 1983; SUBRAMANIAN *et al.*, 1985). Estudos sobre a taxa de sedimentação são considerados muito importantes para a compreensão da dinâmica que envolve a entrada de elementos, fornecida pelas diversas fontes,

nos ambientes aquáticos.

Segundo IVANOVICH & HARMON (1992), os estudos envolvendo a geocronologia, como a estimativa da idade absoluta de rochas e minerais, além da sedimentação, só foi possível após a descoberta dos fenômenos envolvendo o decaimento radioativo. Estes estudos baseiam-se no fato destes elementos decaírem com uma taxa conhecida, formando um “relógio” geológico. Em princípio, qualquer radionuclídeo pode ser utilizado como um “relógio radioativo”, pois apresentam uma meia-vida conhecida, com uma determinada taxa de decaimento e, portanto, de geocronológica duração.

3.1.1 – Taxa de Sedimentação

Em muitos ambientes aquáticos, o ^{210}Pb está presente em excesso em relação ao seu precursor o ^{226}Ra , por causa da emanção e movimentação do ^{222}Rn na atmosfera e posterior produção de ^{210}Pb . A erosão do solo dos continentes permite a entrada destes radionuclídeos no ambiente aquático, o ^{210}Pb proveniente da atmosfera se incorpora ao material particulado em suspensão e se deposita junto ao sedimento. Como resultado, ^{210}Pb está presente em excesso em relação à ^{226}Ra , sendo denominado ^{210}Pb não-suportado.

O ^{210}Pb formado no sedimento pelo decaimento do ^{226}Ra , está em equilíbrio radioativo, com o mesmo, sendo denominado ^{210}Pb suportado. Portanto, os níveis deste radionuclídeo em camadas de sedimento mais profundas correspondem à concentração do $^{210}\text{Pb}/^{226}\text{Ra}$ no solo, transportado para o estuário pelos rios, enquanto que as concentrações medidas para este radionuclídeo nas camadas superiores estão em excesso em relação ao ^{226}Ra , sugerindo que o ^{210}Pb não se originou somente do sedimento e minerais provenientes da crosta terrestre.

A concentração de ^{210}Pb não-suportado nos sedimentos diminui em relação à profundidade dos depósitos sedimentares, devido ao seu decaimento radioativo. O gradiente de tal diminuição fornece informações para a determinação da taxa de sedimentação, ou seja, o tempo transcorrido entre a deposição de uma camada superior para uma inferior (SMITH & WALTON, 1980; JOSHI & FOX, 1985; GÖKMEN, 1993).

Perfis anômalos de ^{210}Pb em testemunhos, como camadas caracterizadas pela ausência (camadas mais arenosas) ou excesso de ^{210}Pb não suportado, podem estar relacionados à diminuição da taxa de sedimentação ou entrada repentina de sedimento por eventos catastróficos, como desmoronamentos, ou de atividades antrópicas, como dragagens, construção de portos e estradas (SMITH & WALTON, 1980; BARNES *et al.*, 1978).

3.2 - RADIONUCLÍDEOS NO AMBIENTE MARINHO

O ambiente marinho, além de ocupar praticamente 71% da superfície da crosta terrestre, é considerado um vazadouro natural dos continentes, sendo que muitos elementos provenientes da atividade humana, que são lançados nos oceanos, têm-se aproximado ou até mesmo excedido os níveis naturais.

Muitos elementos são reciclados, acumulados e posteriormente liberados pelos oceanos, existindo uma grande interação entre os ecossistemas. Além do vulcanismo submarino, a lixiviação dos continentes e o transporte pelos aerossóis atmosféricos, provavelmente, são as principais rotas de entrada de elementos, incluindo os radionuclídeos, nos oceanos (YU *et al.*, 1994).

Os radionuclídeos, uma vez introduzidos no meio ambiente, são

dispersos, diluídos e redistribuídos, podendo permanecer em solução, serem ingeridos pelos organismos vivos ou adsorvidos em partículas dispersas no meio, dependendo das características ambientais, das suas diferentes propriedades químicas e do comportamento destes elementos em nível de traços, que são afetados por leis de adsorção, formação de colóides e outros processos. Além disso, as condições do ambiente também podem interferir neste acúmulo diferencial, por exemplo, os manguezais apresentam alta capacidade de retenção de material particulado, que ao entrar em contato com a água salobra do local formam “floculados”, que precipitam no substrato.

3.2.1. ^{210}Pb , ^{226}Ra e ^{137}Cs nos sedimentos

O comportamento químico de ^{210}Pb , ^{226}Ra e ^{137}Cs é típico dos isótopos estáveis das famílias ao qual pertencem (4A(14), 2A(2) e 1A(1), respectivamente).

Devido à alta afinidade de retenção em partículas, ^{210}Pb é retirado da coluna d'água pelo material particulado em suspensão e se deposita no sedimento, enquanto a maioria do ^{226}Ra e ^{222}Rn , precursores de ^{210}Pb , se dissolvem rapidamente na água. CHANTON *et al.* (1983) observaram que o ^{210}Pb associa-se preferencialmente ao material orgânico, silte e argila do sedimento, enquanto a sua concentração na areia é baixa. Segundo CARVALHO (1995b), a concentração de ^{210}Pb em sedimentos de estuários aumenta inversamente com o tamanho dos grãos do sedimento. Assim, sedimentos com grande porcentagem de areia apresentam menor quantidade deste radionuclídeo. Entretanto, a concentração de ^{210}Pb aumenta diretamente com a porcentagem de matéria orgânica.

Apesar de uma pequena quantidade do ^{137}Cs proveniente do “fallout” estar presente nos sedimentos oceânicos, 90% é encontrado na coluna d'água e a incorporação ocorre nesta interface por troca isotópica, iônica e pela biota.

No ambiente marinho, o ^{137}Cs também apresenta uma forte afinidade com o material particulado e pode ser transferido da coluna d'água para o sedimento por uma série de processos físico-químicos, como: sedimentação de partículas insolúveis provenientes do ciclo do combustível nuclear, adsorção ou precipitação de compostos inorgânicos (carbonatos, oxi-hidróxidos ou argilas), sedimentação com a matéria húmica, etc. (KANSANEN, 1991).

Nos sedimentos, ^{137}Cs permanece fortemente adsorvido nas partículas mais finas, principalmente silte e argila, e materiais húmicos. Entretanto, em áreas costeiras existem muitas controvérsias com relação ao comportamento deste radionuclídeo. Alguns pesquisadores acreditam que, uma vez incorporado pelo sedimento, o ^{137}Cs permanece imobilizado, apresentando baixa capacidade reativa, outros defendem idéias contrárias, atribuindo a este elemento uma grande capacidade de mobilidade nas águas intersticiais por troca iônica e pela reatividade das partículas (LIVINGSTON & BOWEN, 1979; SHOLKOVISTZ *et al.*, 1983; CALMET & FERNANDEZ, 1990).

3.3 – RADIONUCLÍDEOS NOS ORGANISMOS AQUÁTICOS

Segundo PARFENOV (1974), a presença de ^{210}Pb e ^{210}Po na água é resultado da deposição atmosférica e da lixiviação do solo e das rochas. Estes radionuclídeos são gerados pelo ^{222}Rn , que é solúvel em água, e pode estar presente em lençóis freáticos, assim como em águas superficiais (YU *et al.*, 1994).

A utilização de fertilizantes com fosfato pode aumentar a concentração destes radionuclídeos no solo, que são lixiviados para os rios e podem alcançar os oceanos, constituindo uma fonte adicional de ^{210}Pb e ^{210}Po , devido às altas

concentrações de radionuclídeos da série do urânio na rocha fosfática (PARFENOV, 1974).

Os radionuclídeos liberados no ambiente concentram-se em organismos vivos, durante as transferências na cadeia alimentar, por vários mecanismos classificados na categoria geral de "aumento biológico". Desta forma, uma quantidade aparentemente inócua de radioatividade no ambiente pode rapidamente tornar-se um problema mais sério.

Os radionuclídeos nos ambientes marinhos são incorporados pelo plâncton e algas bentônicas, e são transferidos para os outros organismos aquáticos ao longo da cadeia alimentar (CHARMASSON *et al.*, 1998b). Entretanto, não ocorre um acúmulo equivalente destes radionuclídeos nos seres vivos e no ambiente. De acordo com PARFENOV (1974), a razão $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ aumenta de acordo com a seqüência: precipitação atmosférica < água do mar < fitoplâncton < zooplâncton.

Os organismos aquáticos procuram manter um equilíbrio dinâmico com o meio ao redor, por meio de constantes trocas metabólicas com a água. Os elementos presentes nesses compartimentos também participam destas trocas, resultando numa alta concentração de alguns elementos nos organismos marinhos, incluindo os poluente. A espécie que mais concentra um determinado poluente é chamada de indicador biológico ou bioindicador. A razão entre a concentração do poluente no organismo e a concentração do mesmo na água é chamada de fator de concentração (FC). Este parâmetro fornece de forma mensurável, a diferença entre a quantidade do elemento no ambiente e nos organismos, permitindo o estabelecimento de uma correlação entre a concentração deste elemento nos diferentes componentes que formam o ecossistema, além de ser um parâmetro muitas vezes utilizado para verificação da capacidade de um determinado organismo de concentrar alguma substância (ODUM, 1980).

Neste trabalho, ao se determinar os níveis de ^{210}Pb e ^{210}Po , em vários organismos da cadeia trófica, pretende-se definir os bioindicadores para esses elementos.

Segundo HOLBY & EVANS (1996), os sedimentos são geralmente o local de depósito para os radionuclídeos no ambiente aquático. A adsorção dos radionuclídeos dissolvidos no material particulado é um importante mecanismo que reduz a disponibilidade destes elementos para a biota aquática que habita a coluna d'água e conseqüentemente seu acúmulo nas cadeias alimentares marinhas. Entretanto, para os organismos dos bentos, este acúmulo nos sedimentos pode representar um problema, além disso, muitos organismos bentônicos fazem parte da dieta alimentar de alguns peixes.

3.4 – INGESTÃO DE ^{210}Pb E ^{210}Po PELO CONSUMO DE ALIMENTOS

^{210}Pb e ^{210}Po contribuem de forma significativa com a ingestão de radionuclídeos naturais pelo consumo de alimentos (PARFENOV, 1974). Segundo os estudos da UNITED NATIONS SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION (UNSCEAR) (1988) a contribuição destes radionuclídeos no ser humano é de cerca de 10% da dose de radiação interna proveniente de fontes naturais. Os radionuclídeos podem ser transferidos do ambiente para o ser humano por meio da inalação, ingestão de alimentos ou água. O consumo de alimentos é uma das principais vias de entrada destes radionuclídeos para o corpo humano e varia de acordo com os hábitos alimentares das populações humanas (LANDINSKAYA *et al.*, 1973).

CLULOW *et al.* (1998); NARAYANA *et al.* (1995); YAMAMOTO *et al.* (1994); McDONALD *et al.* (1992); CARVALHO (1988); HEYRAUD *et al.* (1988) e

PARFENOV (1974) estudaram os níveis destes radionuclídeos em alguns organismos marinhos, que são consumidos pela população humana, principalmente moluscos, crustáceos e peixes. Entretanto, poucos estudos sobre a concentração destes radionuclídeos nestes organismos foram realizados no Brasil (SAITO & CUNHA, 1997, SAITO, 1996; GOUVEA *et al.*, 1992).

Segundo YAMAMOTO *et al.* (1994), o consumo de alimentos marinhos é a principal fonte de ingestão de ^{210}Pb e ^{210}Po para o ser humano. Os autores estudaram os níveis de acúmulo destes radionuclídeos em vários organismos marinhos que compõem a dieta alimentar dos japoneses e observaram que a população ingere anualmente uma grande quantidade destes radionuclídeos.

Segundo McDONALD *et al.* (1992), ^{210}Po contribui com cerca de 75% da dose de radiação proveniente de um consumo de alimentos marinhos, como peixes, crustáceos, moluscos e algas .

YAMAMOTO *et al.* (1992) estudaram os níveis de ^{210}Po em cabelos da população japonesa. Estes autores observaram níveis elevados deste radionuclídeo nas amostras analisadas e atribuíram este fato ao grande consumo de alimentos marinhos, pela população local.

Estimar os níveis destes radionuclídeos e a ingestão de ^{210}Pb e ^{210}Po pelo consumo de alimentos de origem marinha é importante, principalmente em populações que ingerem alimentos de origem marinha, como as populações humanas que residem ao longo do Sistema Cananéia-Iguape.

Capítulo 4

PARTE EXPERIMENTAL

Neste capítulo são apresentadas as atividades experimentais realizadas com a finalidade de atingir os objetivos propostos anteriormente.

4.1 - MATERIAIS E EQUIPAMENTOS DE LABORATÓRIO

4.1.1 - Reagentes

- Ácido ascórbico P. A.
- Ácido clorídrico P. A.
- Ácido nítrico (65%).
- Ácido sulfúrico (98%).
- Carbonato de sódio P. A.
- Hidróxido de amônio P. A.
- Nitrato de bário P. A.
- Nitrato de bismuto P. A.
- Nitrato de chumbo P. A.
- Nitrato de estrôncio P. A.
- Peróxido de hidrogênio P.A
- Resina de troca iônica DOWEX AG 1 X-8 (100 a 200 mesh, forma clorídrica).
- Traçador Radioativo de ^{208}Po (21,86 Bq.g⁻¹ data de referência:

10/03/1993).

- Traçador Radioativo de ^{210}Pb ($22,12 \cdot 10^3 \text{ Bq.g}^{-1}$, data de referência: 22/01/1996).

4.1.2 – Equipamentos

Além dos equipamentos mais utilizados em laboratórios, como balança analítica, centrífuga, chapa de aquecimento, estufa, dessecador, bomba de vácuo, agitador mecânico, entre outros, também foram utilizados os seguintes equipamentos .

a) Detector Geiger-Müller, Modelo RISO GM-25-5, dotado de sistema de anticoincidência, tipo “gas-flow”, gás hélio (99% de pureza), baixa radiação de fundo (menor que 0,7 cpm) e eletrônica associada.

b) Espectrômetro alfa da ORTEC (modelo 576^A), com Sistema Modular Bin, modelo 4001^A, SPECTRUM MASTERTM, modelo 919, NIM Bin, modelo 4002D 160 W, detector de silício com barreira de superfície, área do detector de 450 mm², baixa radiação de fundo (menor que $2,2 \times 10^{-5}$ cps na região de 4,9 a 5,4 MeV), analisador multicanal interno, sistema de bomba de vácuo portátil da ORTEC (modelo 576^A-PPS-115) e eletrônica associada.

c) Espectrômetro gama da EG&G ORTEC, com detector de germânio hiperpuro, série GMX 25190 P, analisador multicanal, série GMX-HPGM/92X-II, e eletrônica associada.

d) Espectrômetro gama da EG&G ORTEC, com detector de germânio hiperpuro, GEM de germânio hiperpuro, coaxial, modelo POP TOP (60120P), analisador multicanal, e eletrônica associada.

e) Digestor eletrônico por microondas, tipo aberto, com duas células para digestão, modelo STAR System 2™, da CEM Corporation, e uma bomba e vácuo, modelo UN726 TTP, da KNF Neuberger.

4.1.3 – Amostras de Referência

Foram utilizados os seguintes materiais de referência da Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA):

- a) Sedimento marinho (IAEA-300).
- b) Sedimento marinho (IAEA-315).
- c) Sedimento marinho (IAEA-368).
- d) Sedimento marinho (IAEA-384).
- e) Sedimento marinho (SD-N-2).
- f) Planta marinha (IAEA-307).
- g) Alga marinha (IAEA-308).
- h) Peixe (IAEA-352).
- i) Solo (IAEA/SOIL-6).
- j) Solo (IAEA-327).

4.2 – COLETA DE AMOSTRAS

4.2.1 – Materiais e Equipamentos para Coleta

- Galões de polietileno (20 L);
- Tubos de PVC (7 x 150 cm);
- Rede de arrasto de fundo com portas, tipo “Otter Trawl” (OT);

- Rede tipo picaré;
- Rede tipo tarrafa;
- Vara de pesca e molinete;
- Cercos-fixos de bambu (ou taquara) entrelaçado com arame;
- Aparelho gerival;
- Aparelho para localização por satélite (GPS);
- Barco de Pesquisa "Albacora" (BP-IO/USP);
- Barco de alumínio (6 m), com motor de polpa (Yamaha – 25 HP).

4.2.2 – Testemunhos

A definição dos pontos de coleta para as amostras de sedimentos procurou abranger os vários compartimentos deposicionais, relacionados às diferentes fontes de aporte de sedimentos para o sistema costeiro (TESSLER, 1982; TESSLER *et al.*, 1987). Desta forma, as colunas de sedimento foram coletadas em quatro pontos do Sistema Cananéia-Iguape (Figuras 4.1 e 4.2).

- T1 - Ponta do Arrozal (47°55,4'W; 25°02,0'S);
- T2 - Ponta do Frade (47°50,3'W; 24°54,5'S);
- T3 - Valo Grande (47°33,9'W; 24°43,4'S);
- T4 - Rio Carapara (48°02,4'W; 25°03,8'S).

Para a coleta dos testemunhos foram utilizados tubos de PVC, com 100 cm de comprimento e 7 cm de diâmetro. Os testemunhos foram coletados com tubos de PVC. Os tubos foram cravados manualmente, em sentido vertical, no sedimento, junto à margem exposta durante a maré baixa. Em cada ponto de estudo foram coletados testemunhos em duplicata.

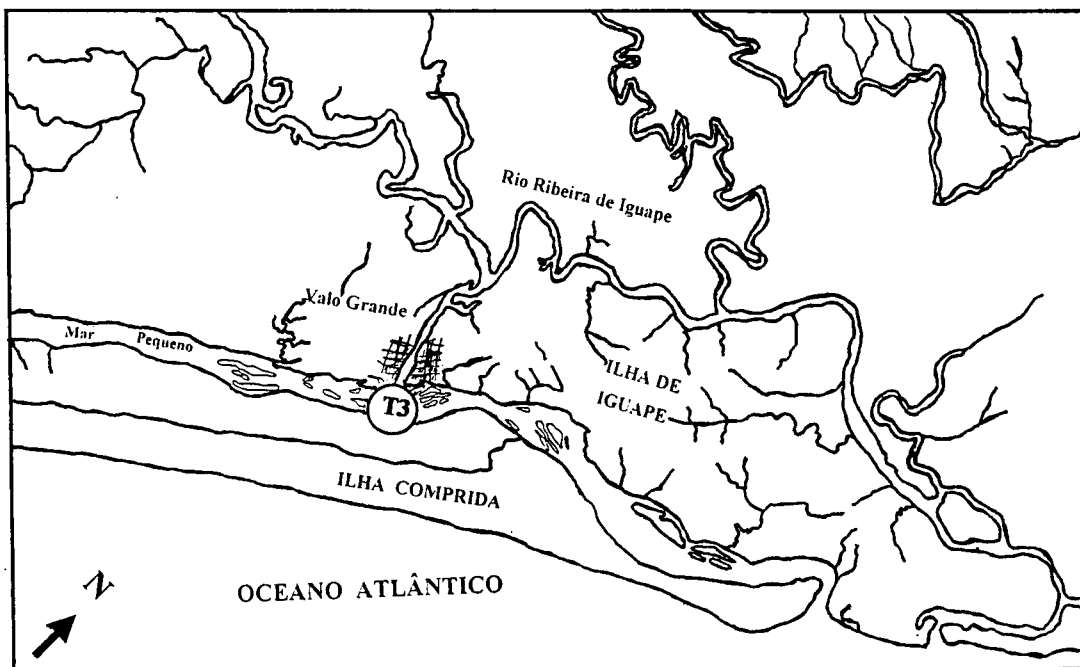
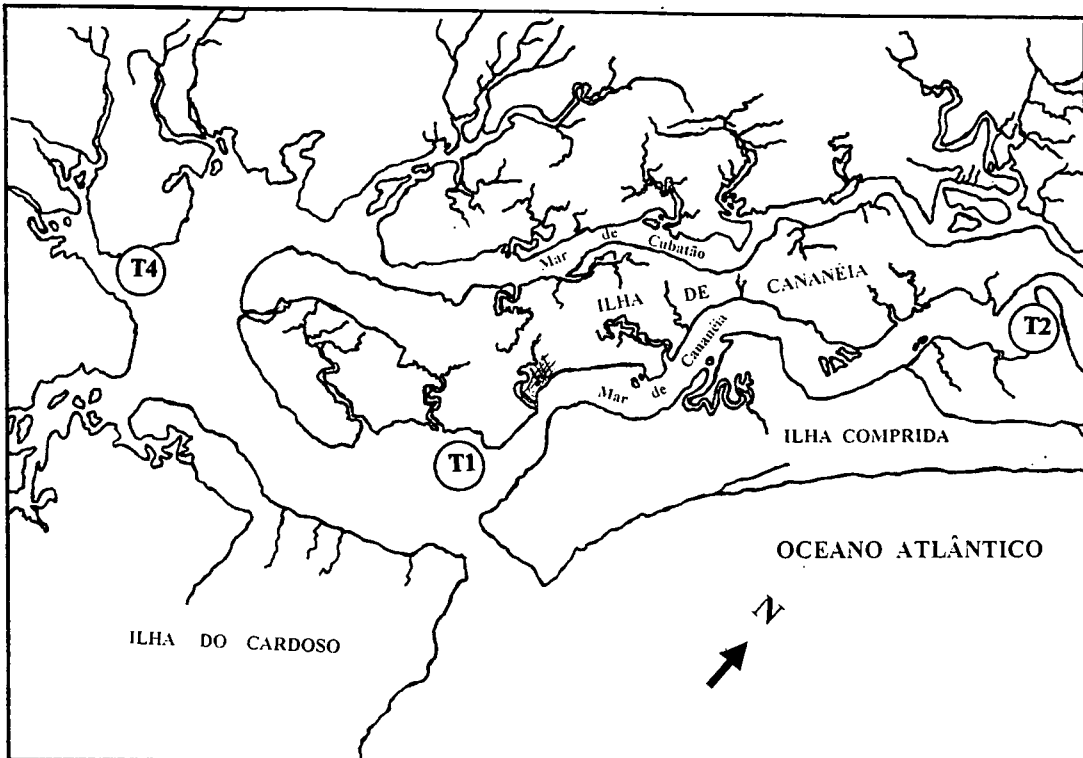


Figura 4.1 – Pontos de coletas dos testemunhos.



Figura 4.2(a) – Fotos dos locais de coleta dos testemunhos.

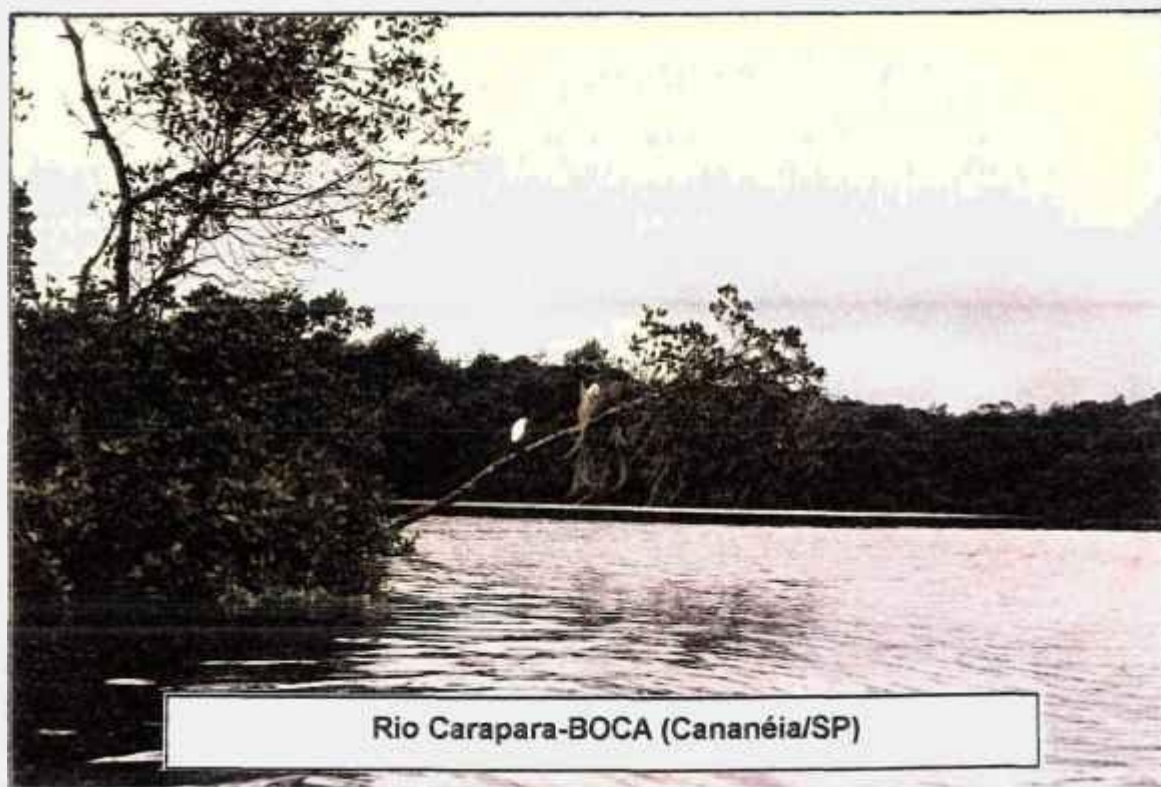


Figura 4.2(b) – Fotos dos locais de coleta dos testemunhos.

Cada testemunho foi caracterizado, quanto a litologia, estruturas e componentes biogênicos, antes de ser segmentado. Os testemunhos foram segmentados a cada 2 cm (Pontas do Arrozal, Frade e Carapara) ou 3 cm (Valo Grande). Em cada amostra, além do teor de umidade, foram analisados o teor de matéria orgânica e a granulometria do sedimento.

As amostras de sedimento foram obtidas por meio da segmentação dos testemunhos, sendo em seguida secas em estufa a 50° C, para determinação do teor de umidade, acondicionadas em recipientes de plástico e armazenadas até as análises. As datas das coletas foram anotadas e denominadas “tempo zero” (t_0).

4.2.3 – Água dos Canais

Durante os trabalhos de campo foram realizadas coletas de água superficiais em seis pontos da região estudada (Figura 4.3):

- A1 - Base sul do I. O. (47°54,9'W; 25°01,8'S);
- A2 - Mar de Cananéia (47°55,0'W; 25°01,4'S);
- A3 - Baía de Trapandé (47°55,6'W; 25°07,2'S);
- A4 - Barra de Cananéia (47°54,7'W; 25°07,0'S);
- A5 - Entrada do Valo Grande (47°34,3'W; 24°42,9'S);
- A6 - Saída do Valo Grande (47°33,9'W; 24°43,4'S).

Para a coleta de água foram utilizados baldes plásticos. Foram coletados cerca de 20 L de água superficial em cada um dos pontos. A água foi acondicionada em um galão de polietileno e acidificada, com ácido nítrico concentrado e armazenada até as análises. As datas das coletas foram anotadas e denominadas “tempo zero” (t_0).

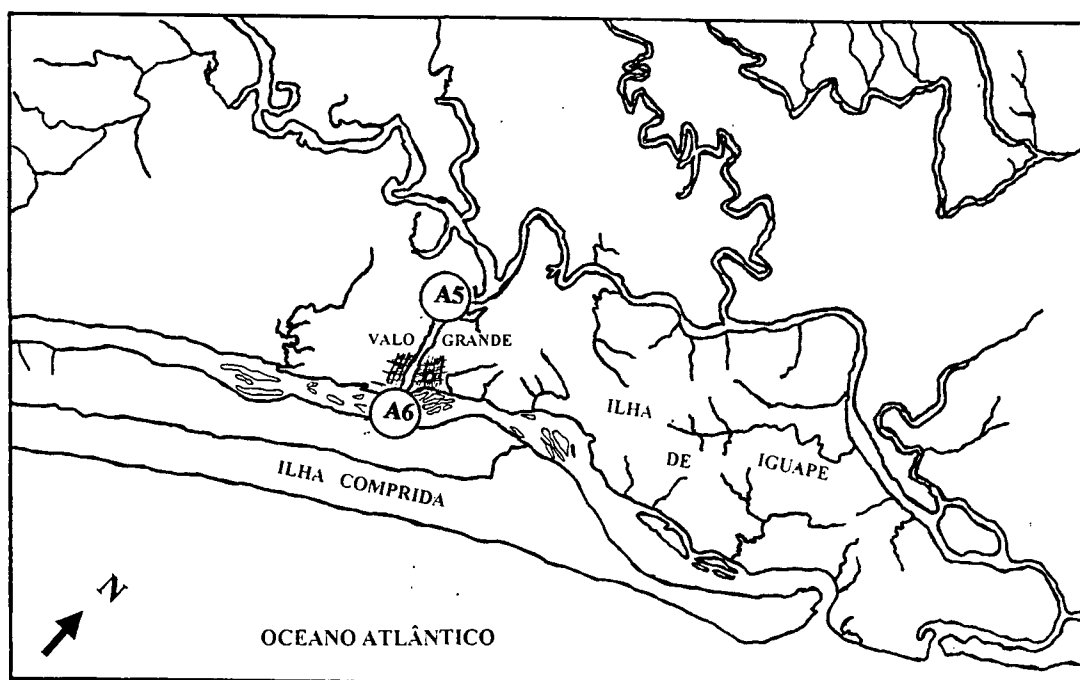
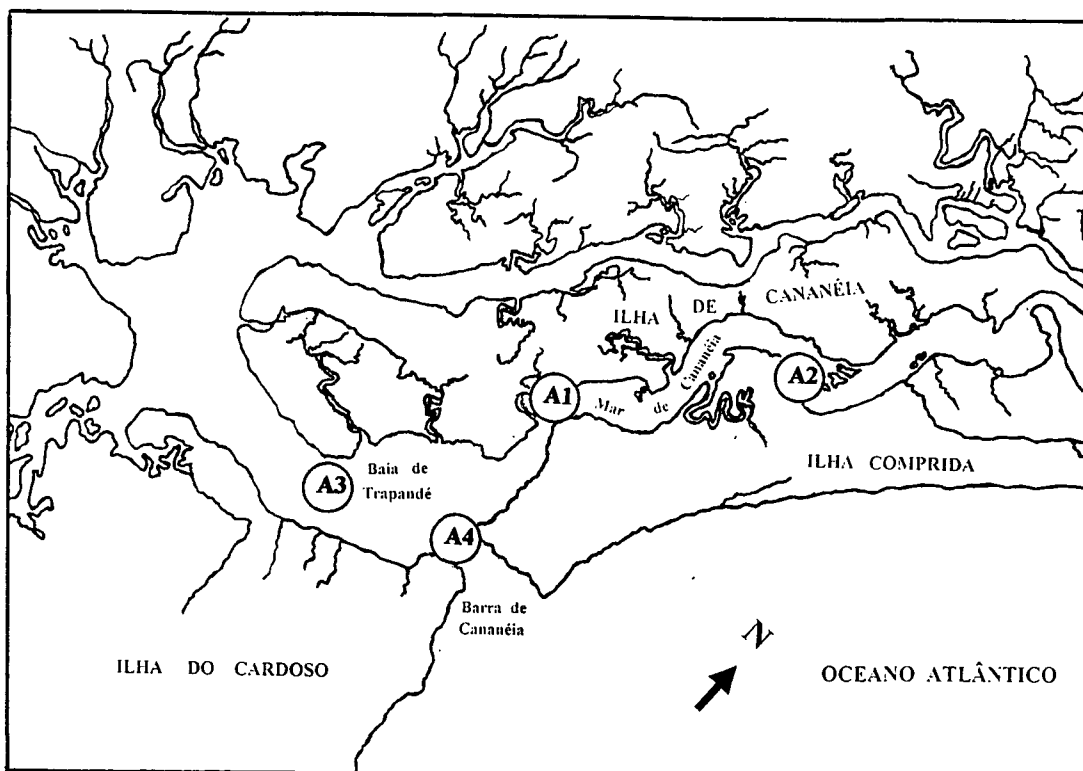


Figura 4.3 – Pontos de coletas de água dos canais.

4.2.4 – Organismos Marinhos.

Para a captura das diferentes espécies de organismos marinhos foram realizados cinco trabalhos de campo, dois no período mais frio (outono-inverno) e outros três no período mais quente (primavera-verão). Para a captura dos diferentes tipos de organismos foram utilizados diversos tipos de técnicas e equipamentos, com o objetivo de permitir uma amostragem mais significativa das espécies que ocorrem nas águas deste importante Sistema. Desta forma, foram coletadas espécies em diferentes estágios de vida (juvenil ou adulto) e que apresentam nichos ecológicos diversos. Os organismos foram capturados em vários pontos do Sistema Costeiro (Figura 4.4).

- Mar de Cananéia;
- Baía de Trapandé;
- Canal do Ararapira;
- Valo Grande;
- Mar Pequeno.

Além do aspecto ecológico, as coletas também consideraram a importância econômica dos organismos marinhos para a população local, através da atividade pesqueira ou consumo. Os principais organismos marinhos explorados na região são os peixes, moluscos e crustáceos.

Os peixes foram capturados por meio de várias técnicas, como vara e molinete, rede de arrasto de fundo, rede de espera; picaré, tarrafa e cerco-fixo de bambu (Figura 4.5).

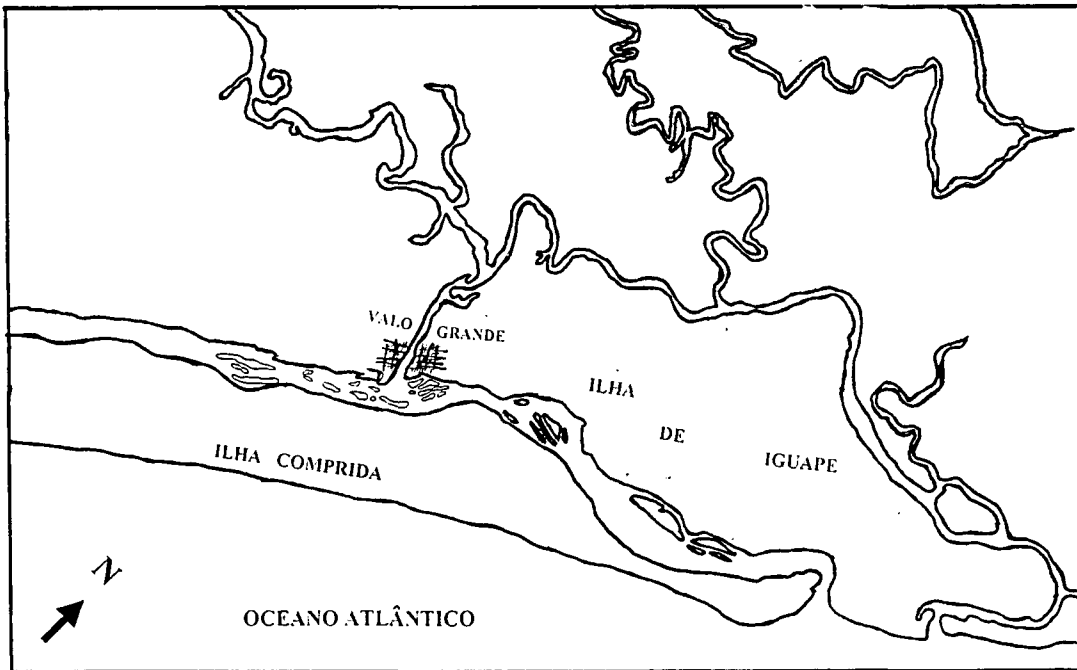
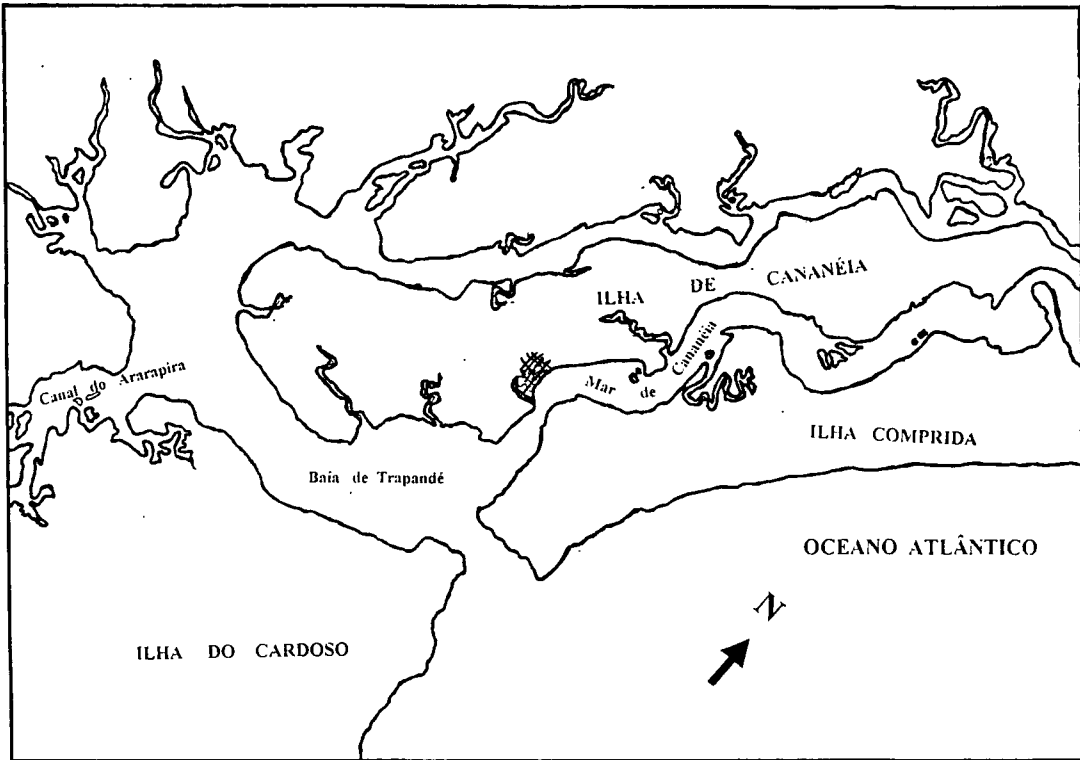


Figura 4.4 – Locais de coletas dos organismos aquáticos.

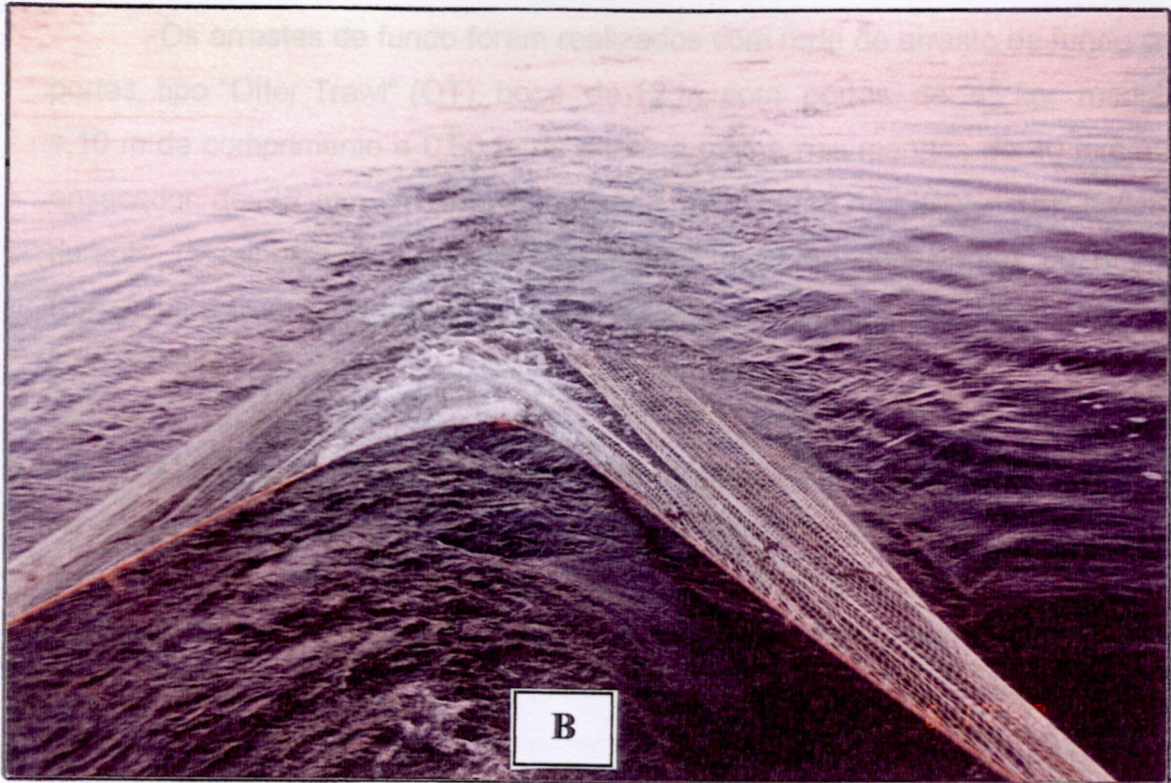


Figura 4.5 – Fotos da despesca de um cerco-fixo (a) e de uma rede de arrasto (b).

Os arrastes de fundo foram realizados com rede de arrasto de fundo com portas, tipo "Otter Trawl" (OT), boca de 12 m, com portas de 45 kg, medindo 1,10 m de comprimento e 0,60 m de altura e malha nas mangas de 40 mm e no ensacador de 25 mm. A rede foi puxada pelo barco "Albacora" (BP-IO/USP) durante 15 minutos, a uma velocidade de 2 nós, em dois pontos do Mar de Cananéia, próximo e paralelamente à Ilha Comprida (em frente à Ponta do Arrozal e do Hotel Glória).

O picaré é uma rede com cerca de 10 m de comprimento, 1,5 m de altura, panagem central de 3 m de comprimento e malha de 5 mm, com panos laterais de 3 m de comprimento cada e malha de 15 mm. Esta rede foi arrastada junto à margem da praia do Pereirinha (Ilha do Cardoso), próximo à Barra de Cananéia e no Valo Grande (Iguape).

As coletas com vara de pesca e molinete foram efetuadas em diferentes pontos do Mar de Cananéia e da Baía de Trapandé, com a utilização de iscas vivas (camarão) ou mortas (pedaços de peixes ou camarão).

Os cercos-fixos representam um tipo de pesca artesanal, muito empregado pelos pescadores locais, constituindo a principal arte pesqueira dentro do estuário (MENDONÇA, 1998). São produzidos com pedaços de bambu (ou taquara) entrelaçado com arame e colocados em locais estratégicos para a pesca nos canais. Os cercos formam uma espécie de labirinto seletivo, pois os peixes maiores conseguem entrar, mas não conseguem sair. As despescas dos cercos-fixos foram realizadas após uma semana de espera, com uma rede específica. Os maiores exemplares de peixes foram capturados desta forma.

A maioria dos peixes foi capturada na região de Cananéia, pois quase todos os peixes de maior importância econômica ocorrem neste local, exceto a manjuba, que foi coletada no Valo Grande, em Iguape.

Os crustáceos também foram coletados de diferentes formas. Os siris foram capturados com a rede de arrasto, como fauna acompanhante da pesca de peixe, e com puçás e isca. Outro organismo coletado na rede de arrasto foi a lula (molusco).

Para a captura de camarão foi utilizado um aparelho gerival com 2,50 m de boca e rede com malha de nylon de 24 mm (nó a nó). O gerival consiste de uma rede de forma cônica mantida junto ao fundo com chumbo entalhado na sua maior abertura (boca). É arrastado com a corrente de maré, capturando os camarões que sobem pela abertura da boca até um capuz onde são aprisionados. Os camarões foram capturados na Baía de Trapandé, em frente ao Morro Andrade (Ilha do Cardoso).

Algumas espécies de organismos foram coletadas no mangue do Pereirinha (Ilha do Cardoso). Os caranguejos e mexilhões, que vivem enterrados na lama, foram capturados manualmente e as ostras foram retiradas, com o auxílio de uma faca, durante a maré baixa, das raízes escoras das árvores que formam o manguezal.

Os animais coletados foram triados, identificados, acondicionados em sacos plásticos e congelados até a análise, em laboratório. As datas das coletas foram anotadas e denominadas "tempo zero" (t_0).

4.3 - DESENVOLVIMENTO DA PARTE EXPERIMENTAL

4.3.1 – Matéria Orgânica e Granulometria dos Sedimentos

Para a análise da matéria orgânica foram utilizados cerca de 10 g de cada

amostra. A cada sedimento seco, após a determinação de sua massa, foram adicionados 20 mL de peróxido de hidrogênio a 10% e a solução foi aquecida, em chapa a 60 °C, por um período que variou de 16 a 40 horas. Durante este procedimento a matéria orgânica foi totalmente degradada pelo peróxido. Após este período, o sedimento foi seco e por meio da diferença de massa antes e depois do experimento determinou-se o teor de matéria orgânica (SUGUIO, 1973).

A granulometria de cada amostra foi analisada através dos procedimentos de peneiramento e pipetagem, segundo a metodologia proposta em SUGUIO (1973).

4.3.2 – Análise de ^{210}Pb , ^{226}Ra e ^{137}Cs por Espectrometria Gama em Sedimentos

4.3.2.1 – Determinação de ^{210}Pb

^{210}Pb pode ser determinado por um método instrumental por meio da emissão de seus raios gama (47 keV). Este método requer um detector sensível a raios gama de baixa energia e que também possua baixa radiação de fundo e alta eficiência de detecção. Neste trabalho, as amostras de sedimento, coletadas e preparadas, como descrito no item 4.2.2, foram acondicionadas em recipientes de plástico com 7,5 cm de diâmetro e 1,0 cm de altura, até o limite (entre de 20 a 50 g) e cobertas com um duplo filme plástico, e colocadas sobre o detector de Germânio, para análise por cerca de 150000 s.

Introduziu-se um comando no software MAESTRO II (EG&G ORTEC), que permitiu detecções acumulativas da radiação gama do ^{210}Pb no material analisado e na amostra do branco, com acúmulo de detecções programáveis a

cada 10 000 s, a partir de 90 000 s. Todos os fotopicos dos espectros passaram por um processo de "alisamento" ("smoothing") dentro do próprio programa, antes da análise (FIGUEIRA *et al.*, 1997).

Para a detecção foi utilizado inicialmente um detector da série GEM de germânio hiperpuro, coaxial, modelo POP TOP (60120P), da EG&G ORTEC, e eletrônica associada, acoplados a um microcomputador, onde o programa de aquisição de dados MAESTRO II coleta os dados através de uma placa multicanal de 8192 canais.

Amostras de referência da Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA) foram utilizadas para o estabelecimento da eficiência de detecção do equipamento para as contagens do ^{210}Pb . A análise do branco foi realizada em paralelo às análises das amostras. Esta análise consistiu na detecção do radionuclídeo, como descrito acima, mas sem a utilização das amostras, ou seja, somente o recipiente para detecção com o filme plástico. A atividade de ^{210}Pb por espectrometria gama foi determinada como indicado na Equação 4.1.

$$A_{\text{Pb-210}} = \frac{C - R_f}{t \times m \times \epsilon_{\text{Pb-210}}} \quad (\text{Equação 4.1})$$

em que:

$A_{\text{Pb-210}}$ = atividade do material (Bq.kg^{-1}).

C = detecção do material (cps).

R_f = radiação de fundo (cps).

t = tempo de detecção (s).

m = massa do material (kg).

$\epsilon_{\text{Pb-210}}$ = eficiência do detector para ^{210}Pb ($\epsilon_{\text{Pb-210}} = 4,2189 \%$).

A detecção de ^{210}Pb é relativamente complexa. Um dos problemas é a

baixa intensidade de emissão gama, cerca de 4,18%. Além disso, emissões gamas de baixa energia, como a deste radionuclídeo, apresentam problemas de auto-absorção. A auto-absorção ocorre quando a própria geometria da amostra (espessura e densidade, por exemplo) interferem na detecção da radiação gama. Neste caso, uma parte da radiação é absorvida pela própria amostra, diminuindo a eficiência de detecção. Para evitar este problema foram realizadas correções para a auto-absorção em todas as análises.

Para a correção para auto-absorção foi utilizada uma fonte calibrada de ^{241}Am ($E = 59,5 \text{ keV}$), que emite radiação gama com energia próxima ao ^{210}Pb . Foram realizadas detecções das amostras com e sem a fonte por 100 s. Com estes valores foram obtidos os fatores de auto-absorção, que corrigiram as atividades obtidas em cada amostra.

4.3.2.2 - Determinação de ^{226}Ra

A análise direta de ^{226}Ra por meio da sua radiação gama é muito complexa pois, embora este emita um raio gama de 186 keV, a sua intensidade é baixa, cerca de 4%, além de sofrer a interferência do pico do ^{235}U , de 185,7 keV. Outra forma de se analisar o ^{226}Ra por espectrometria gama é por meio dos seus produtos de decaimento ^{214}Bi , com pico de 609 keV e ^{214}Pb , com picos de 352 keV e 295 keV. Esta análise requer um estudo detalhado para cada matriz, além do equilíbrio entre os radionuclídeos.

Para a determinação de ^{226}Ra , por meio da emissão gama do ^{214}Bi ($E_\gamma = 609 \text{ keV}$) é necessário que se estabeleça o equilíbrio entre o ^{222}Rn , intermediário na cadeia, e o ^{226}Ra . Segundo CANET & JACQUEMIN (1990) cerca de 80% do equilíbrio permanece em amostras sólidas e esta relação é obtida totalmente após 20 dias de preparação da amostra. Desta forma, após a secagem, homogeneização e acondicionamento das amostras nos recipientes para

detecção, essas foram guardadas por cerca de 20 dias e, em seguida, colocadas no detector para a determinação dos radionuclídeos.

A preparação das amostras, a sistemática para a detecção de ^{226}Ra , determinação da eficiência de detecção e análise do branco foi efetuada da mesma forma que a descrita no item 4.3.2.1. A atividade de ^{226}Ra por espectrometria gama foi obtida por meio da Equação 4.2.

$$A_{\text{Ra-226}} = \frac{C_{\text{Bi-214}} - R_f}{t \times m \times \varepsilon_{\text{Bi-214}}} \quad (\text{Equação 4.2})$$

em que:

$A_{\text{Ra-226}}$ = atividade do material de referência (Bq.kg^{-1}).

$C_{\text{Bi-214}}$ = detecção do material (cps).

R_f = radiação de fundo (cps).

t = tempo (s).

m = massa do material (kg).

$\varepsilon_{\text{Bi-214}}$ = eficiência do detector para Bi-214 ($\varepsilon_{\text{Bi-214}} = 2,823 \%$).

4.3.2.3 - Determinação de ^{137}Cs

A determinação de ^{137}Cs por espectrometria gama é feita diretamente pelo seu fotopico de 661 keV. Visando monitorar baixos níveis de radionuclídeos, muitos autores têm estudado formas de minimizar as interferências decorrentes da radiação de fundo, melhorar os limites de detecção, a precisão nas análises de diversos programas ("software") de análises e empregar detectores dotados de sistemas de anticoincidência (PASTERNAK & HARLEY, 1972; DAS & COMANS, 1990; FIGUEIRA *et al.*, 1997).

Segundo FIGUEIRA *et al.* (1997), os problemas para a detecção deste

radionuclídeo estão relacionados ao alto valor detectado para a radiação de fundo (amostra do branco) e a baixa capacidade de detecção dos equipamentos de contagem, quando são analisadas amostras que apresentam baixos níveis de ^{137}Cs . Esses autores minimizaram esses problemas com o uso de contagens acumulativas de ^{137}Cs na amostra em análise e na amostra correspondente à radiação de fundo (amostra de branco), por longos períodos, cerca de 150000 s e realizando o “alisamento” dos picos de radiação gama detectados.

O sistema de contagens acumulativas adotadas neste trabalho, leva em consideração, principalmente, a determinação de uma equação da reta. Por meio do coeficiente linear desta equação pode-se saber se a detecção obtida em cada amostra foi superior ao “background” do equipamento.

A preparação das amostras, a sistemática para a detecção de ^{137}Cs , a determinação da eficiência de detecção e análise do branco foram efetuadas da mesma forma que a aplicada para o ^{210}Pb , descrita no item 4.3.2.1. A atividade de ^{137}Cs por espectrometria gama foi obtida por meio da Equação 4.3.

$$A_{\text{Cs-137}} = \frac{C_{\text{Cs-137}} - R_f}{t \times m \times \varepsilon_{\text{Cs-137}}} \quad (\text{Equação 4.3})$$

em que:

$A_{\text{Cs-137}}$ = atividade do material de referência ($\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$).

$C_{\text{Cs-137}}$ = detecção do material (cps).

R_f = radiação de fundo (cps).

t = tempo (s).

m = massa do material (kg).

$\varepsilon_{\text{Cs-137}}$ = eficiência do detector para ^{137}Cs ($\varepsilon_{\text{Cs-137}} = 2,821 \%$).

Os métodos desenvolvidos para a análise de ^{210}Pb , ^{226}Ra e ^{137}Cs foram

aplicados em dez amostras de referência da Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA), para a certificação e, em seguida, aplicados nas amostras de sedimentos coletadas no Sistema Costeiro Cananéia-Iguape.

4.3.3 – Preparação, Lixiviação e Dissolução das Amostras

1 L de água foram pré-concentradas, em chapa aquecedora a 90° C, até o volume de 200 mL. Em seguida, foram realizados os procedimentos analíticos para a determinação de ^{210}Pb e ^{210}Po nesta matriz.

As amostras de sedimentos (cerca de 3 g) foram lixiviadas, enquanto as amostras de organismos marinhos (5 a 10 g para moluscos e crustáceos e 50 a 100 g para peixes) foram dissolvidas, ambos com ácido nítrico e água oxigenada concentrada em sistema de digestor por microondas (sistema aberto).

Foram definidos protocolos para lixiviação e dissolução de cada uma das amostras, estabelecendo os volumes de reagentes utilizados (HNO_3 e H_2O_2), a temperatura de aquecimento, o tempo de rampa para se atingir essa temperatura e o tempo de permanência nesta temperatura, sendo que o processo total de digestão envolveu três etapas de dissolução, com duração média de todo processo de cerca de 30 min. Procurou-se evitar o rápido aquecimento durante a aplicação do método, pois isto poderia causar a volatilização de alguns radionuclídeos, como o ^{210}Po .

Inicialmente, foram adicionados 5 a 30 mL de HNO_3 concentrado e elevou-se a temperatura até 70° C. A solução foi mantida nesta temperatura por 10 minutos. Em seguida, elevou-se a temperatura para 110° C, mantendo-a por 20 minutos, com adição periódica de 1 mL de H_2O_2 concentrado. Nestas condições praticamente toda musculatura e vísceras dos organismos analisados foram dissolvidas e o sedimento lixiviado.

Em todos os procedimentos de dissolução e lixiviação foram tomados cuidados especiais para desmineralização e descontaminação das vidrarias, para se evitar a contaminação das amostras analisadas. As vidrarias foram mantidas em solução de ácido nítrico 8 M, por 12 horas e, posteriormente, lavadas com água destilada e detergente desmineralizado.

As amostras de organismos marinhos foram descongeladas e limpas. A musculatura e as vísceras foram analisadas separadamente (quando possível). Em moluscos, as análises foram realizadas no animal inteiro, separando apenas a concha dos bivalves. As amostras foram digeridas em digestor eletrônico aberto conforme descrito anteriormente. Todas análises foram realizadas em triplicata.

4.3.4–Análise de ^{210}Pb e ^{210}Po em Amostras de Organismos

Os métodos radioquímicos para a análise de ^{210}Pb e ^{210}Po , desenvolvidos por SAITO (1996), foram aplicados nas amostras de organismos marinhos coletados para o desenvolvimento deste estudo.

4.3.4.1 - Análise de ^{210}Pb

Após a dissolução das amostras de sedimentos e organismos aquáticos no digestor por microondas, conforme o item 4.3.3, a solução resultante foi filtrada, por gravidade e foram adicionados carregadores de chumbo, bário, bismuto e estrôncio. Em seguida, foram realizadas as seguintes etapas radioquímicas: precipitação de chumbo, bário, rádio e estrôncio na forma de sulfato com ácido sulfúrico concentrado; conversão do sulfato em carbonato, com a adição de 1 g de carbonato de sódio; dissolução do carbonato com ácido nítrico 8 M; precipitação de hidróxido de chumbo com hidróxido de amônio concentrado;

dissolução do precipitado com ácido nítrico 8 M e precipitação final do sulfato de chumbo, com ácido sulfúrico concentrado. O precipitado final foi filtrado a vácuo e secado. Determinou-se o rendimento de recuperação para chumbo pelo método gravimétrico. A seguir, o precipitado foi acondicionado em suporte apropriado e coberto com uma folha de papel de alumínio, para barrar a emissão beta do próprio ^{210}Pb (SAITO & CUNHA, 1997; SAITO, 1996).

A atividade do ^{210}Pb foi determinada após 15 dias (t) pela medida da emissão das partículas beta do seu filho ^{210}Bi , que cresceu no precipitado de sulfato de chumbo, por meio da Equação 4.4.

$$A = \frac{C - Br}{60 \times r \times \varepsilon \times m \times (1 - e^{-\lambda t})} \quad (\text{Equação 4.4})$$

em que:

A = Atividade do $^{210}\text{Bi} = ^{210}\text{Pb}$ ($\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$);

C = Taxa de contagem da amostra (cpm);

Br = Taxa de contagem do branco (cpm);

r = Rendimento de recuperação para o chumbo;

ε = Eficiência de contagem beta do detector para o ^{210}Bi (24%);

m = Massa de amostra analisada (kg);

λ = Constante de decaimento do ^{210}Bi ($0,1383 \cdot \text{dias}^{-1}$);

t = Tempo decorrido entre a precipitação do PbSO_4 e a data de contagem (dias).

A medida da contagem beta foi efetuada com detector Geiger-Müller, de baixa radiação de fundo e boa eficiência de detecção. Para a determinação da eficiência de detecção do equipamento foi utilizado uma solução contendo o traçador de ^{210}Pb , fornecido pelo INSTITUTO DE RADIOPROTEÇÃO E DOSIMETRIA (IRD), que foi submetido às etapas radioquímicas descritas anteriormente. A Figura 4.6 mostra as etapas radioquímicas necessárias à análise

radioquímica de ^{210}Pb via ^{210}Bi .

A análise do branco foi realizada em paralelo às análises das amostras, utilizando-se uma solução inicial de água destilada, a qual foi submetida ao mesmo procedimento radioquímico das amostras. Os valores de atividades obtidos para o branco foram coincidentes com os da radiação de fundo do equipamento, mostrando que os reagentes utilizados estão isentos de ^{210}Pb .

4.3.4.2 - Análise de ^{210}Po

As amostras dos organismos marinhos foram dissolvidas conforme descrito no item 4.3.3 e a seguir filtradas, por gravidade, na presença de carregador de chumbo e traçador radioativo de ^{208}Po . A solução foi aquecida a 90°C , levada quase à secura e retomada com ácido clorídrico concentrado, várias vezes, até a eliminação completa do nitrato. O volume foi completado, com ácido clorídrico 0,5 N e foi adicionado 300 mg de ácido ascórbico, para evitar a interferência do ferro na deposição do polônio. Em seguida, o polônio foi depositado espontaneamente em disco de prata (sob agitação mecânica e aquecimento em chapa).

Para a deposição do polônio na prata foi utilizado uma célula de deposição constituída por um frasco de polietileno descartável (100 mL) com tampa, cujo gargalo tem o diâmetro de 20 mm, onde se colocam os discos de aço (21 mm de diâmetro) e de prata (21 mm de diâmetro). A solução foi transferida para o frasco de polietileno. O frasco foi colocado de "cabeça" para baixo e deixado em banho-maria a 70 a 90°C , por 6 a 8 horas, com agitação mecânica. O polônio, nestas condições, deposita-se espontaneamente no disco da prata.

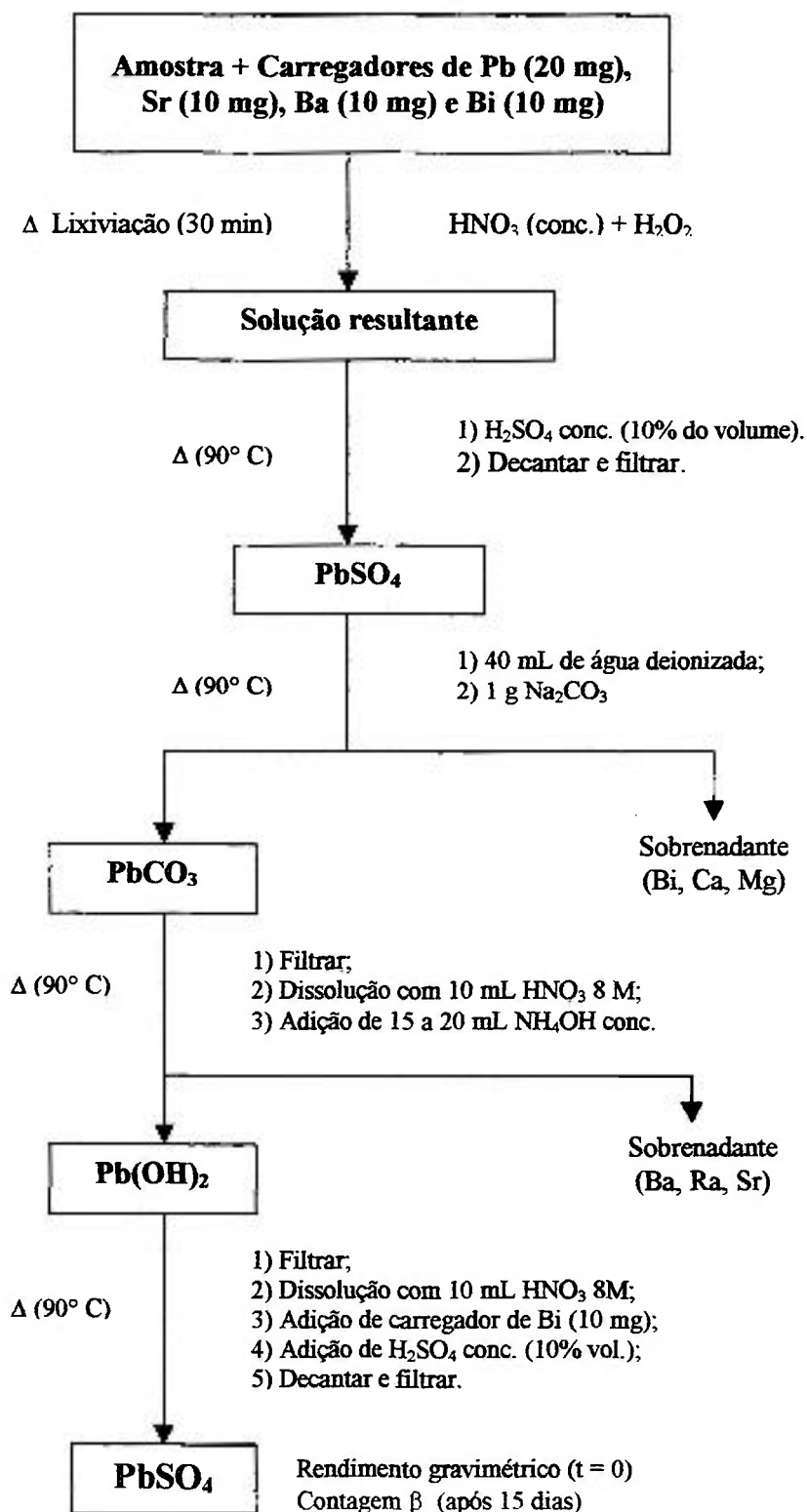


Figura 4.6 - Etapas Radioquímicas para Determinação de ²¹⁰Pb via ²¹⁰Bi.

Ao final do período, o disco de prata foi retirado, lavado com acetona e seco. A amostra foi colocada no suporte para detecção alfa e a atividade de ^{210}Po foi determinada por espectrometria alfa, em detector de silício, com barreira de superfície, da EG&G, por 100000 segundos. (SAITO & CUNHA, 1997; SAITO, 1996). A atividade de ^{210}Po foi calculada por meio da Equação 4.5.

$$A = \frac{C - Br}{r \times \varepsilon \times m} \quad (\text{Equação 4.5})$$

em que:

A = Atividade do ^{210}Po (Bq.kg^{-1});

C = Taxa de contagem da amostra (cps);

Br = Taxa de contagem do branco (cps);

r = Rendimento de recuperação do polônio;

ε = Eficiência de contagem do detector alfa (31%);

m = Massa de amostra analisada (kg);

A solução resultante da 1ª. deposição foi evaporada quase a secura e retomada com 20 mL de HNO_3 8M. Em seguida, esta solução foi percolada através de uma coluna de troca aniônica (Dowex AG 1 X-8, 6 cm de altura por 1 cm de diâmetro), pré-condicionada com 50 mL de HNO_3 8M. Parte do chumbo que ficou na resina foi eluído com 80 mL de ácido clorídrico 8M. Nestas condições o polônio fica fortemente retido na resina, enquanto o chumbo sai no efluente. Foi anotado o momento da separação do ^{210}Pb do ^{210}Po (t_1).

A solução contendo apenas ^{210}Pb foi levada a secura, retomada com ácido clorídrico 0,5 N e armazenada por 6 meses para o crescimento do ^{210}Po a partir do ^{210}Pb (SAITO & CUNHA, 1997; SAITO, 1996).

Realiza-se novamente a análise do ^{210}Po , como descrito anteriormente, com a adição de traçador de ^{208}Po , ácido ascórbico e uma nova deposição do

polônio na prata. A atividade de ^{210}Po , que é igual ao ^{210}Pb , foi calculada por meio da Equação 4.6.

$$A = \frac{C - Br}{R \times r \times \varepsilon \times m \times (1 - e^{-\lambda t_1})} \quad (\text{Equação 4.6})$$

em que:

A = Atividade do $^{210}\text{Po} = ^{210}\text{Pb}$ ($\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$);

C = Taxa de contagem da amostra (cps);

Br = Taxa de contagem do branco (cps);

R = Rendimento de recuperação do chumbo;

r = Rendimento de recuperação do polônio;

ε = Eficiência de contagem beta do detector alfa (31%);

m = Massa de amostra analisada (kg);

λ = Constante de decaimento do ^{210}Po ($0,00500795 \cdot \text{dias}^{-1}$);

t_1 = Tempo transcorrido entre a separação completa do $^{210}\text{Pb}/^{210}\text{Po}$ e a data de contagem (dias).

A análise do branco foi realizada em paralelo às análises das amostras, utilizando-se uma solução inicial de água destilada, a qual foi submetida ao mesmo procedimento radioquímico das amostras. Os valores de atividades obtidos para o branco foram coincidentes com os da radiação de fundo do equipamento, mostrando que os reagentes utilizados neste trabalho estão isentos de ^{210}Po . A Figura 4.7 mostra as etapas radioquímicas necessárias à análise deste radionuclídeo.

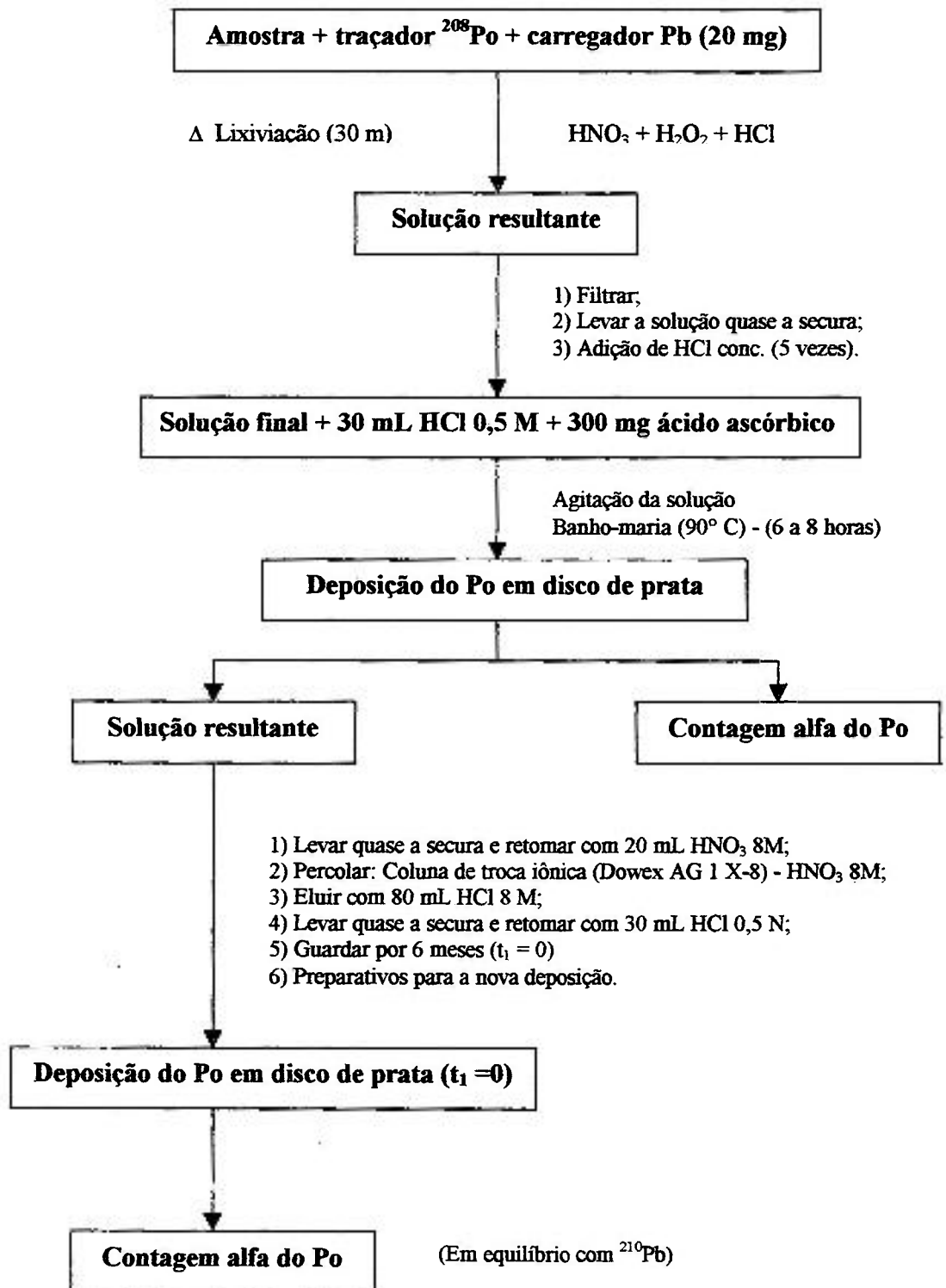


Figura 4.7 - Etapas Radioquímicas para a Análise de ²¹⁰Po e ²¹⁰Pb.

4.4 - ESTUDO DA TAXA DE SEDIMENTAÇÃO

A taxa de sedimentação foi calculada por meio da concentração de ^{210}Pb não suportado em função da profundidade do sedimento.

A atividade do ^{210}Pb não-suportado foi obtida por meio da Equação 4.7.

$$^{210}\text{Pb}_T = ^{210}\text{Pb}_S + ^{210}\text{Pb}_{NS} \quad (\text{Equação 4.7})$$

em que:

$^{210}\text{Pb}_T$ = Atividade total de ^{210}Pb ;

$^{210}\text{Pb}_S$ = atividade de ^{210}Pb igual à atividade de ^{226}Ra (^{210}Pb suportado);

$^{210}\text{Pb}_{NS}$ = atividade de ^{210}Pb em excesso (^{210}Pb não-suportado).

Por meio dos valores obtidos para ^{210}Pb não-suportado foi calculada a taxa de sedimentação na coluna de sedimento por meio da Equação 4.8.

$$S = \frac{D \times \lambda}{\ln \frac{C_0}{C}} \quad (\text{Equação 4.8})$$

em que:

S = taxa de sedimentação.

C, C_0 = atividade específica do ^{210}Pb não-suportado, nas profundidades D e 0 cm do sedimento, respectivamente;

D = profundidade (cm);

λ = constante de decaimento do ^{210}Pb ($3,15 \times 10^{-2} \text{ a}^{-1}$);

A partir dos valores das concentrações de ^{210}Pb não suportado construí-

se o gráfico da concentração em função da profundidade do sedimento, fazendo-se a extrapolação para a distância $d = 0$ cm.

Os níveis de ^{137}Cs foram utilizados para comparação com a taxa de sedimentação obtida por meio do ^{210}Pb em cada local de coleta do testemunho. Segundo KOIDE *et al.* (1973), DURHAM *et al.* (1980); BERGERIOUX *et al.* (1980); KIRCHNER & EHLERS (1998), o pico máximo de emissão atmosférica de ^{137}Cs , por explosões nucleares, ocorreu nos anos de 1963-1964 como resultado do "fallout atmosférico". Este radionuclídeo teve uma deposição máxima junto ao sedimento em diferentes partes do planeta. A partir deste biênio, a emissão atmosférica deste radionuclídeo diminuiu e sua deposição na crosta terrestre tem sido constante ao longo das últimas décadas. Desta forma, pode-se assumir que, um valor máximo de ^{137}Cs , observado no testemunho, seja referente aos anos de 63-64 e os valores subseqüentes, até a superfície, foram depositados com a mesma velocidade.

4.5 - FATOR DE CONCENTRAÇÃO (FC) E BIOINDICADORES

A partir do momento em que os radionuclídeos são acumulados pela biota ou transferidos através da cadeia alimentar é importante quantificar esses processos para prever riscos do consumo de alimentos de origem marinha. Isto envolve a identificação dos caminhos, as espécies bioindicadoras da poluição e a extensão do acúmulo em diferentes níveis tróficos.

A razão entre a concentração do radionuclídeo no organismo e a concentração do mesmo na água ou no sedimento é conhecida como Fator de Concentração (FC) e é um parâmetro utilizado para verificar a capacidade do organismo concentrar o radionuclídeo a partir da água ou sedimento (POLIKARPOV, 1966).

As espécies bioindicadoras, para um determinado radionuclídeo, são aquelas que apresentam os maiores fatores de concentração para uma determinada região. São características de um bom bioindicador: ser sésil (quando possível), de fácil coleta, possuir grande distribuição, estar presente a maior parte do ano e responder rapidamente às variações das concentrações dos elementos disponíveis no meio (RESENDE & LACERDA, 1986; BLACMORE *et al.*, 1998) e sua regulação metabólica de poluentes deve ser inexistente ou fraca o bastante para que interações internas não influenciem a assimilação do poluente pela espécie adotada (MASUTTI *et al.*, 2000).

Os fatores de concentração de ^{210}Pb e ^{210}Po nos organismos marinhos do Sistema Cananéia-Iguape foram calculados por meio da Equação 4.9.

$$FC = \frac{A_o}{A_M} \quad (\text{Equação 4.9})$$

Em que:

FC = Fator de concentração;

A_o = Atividade do radionuclídeo no organismo (Bq.kg^{-1});

A_M = Atividade do radionuclídeo na água (Bq.L^{-1}).

4.6 – NÍVEIS DE INGESTÃO DE ^{210}Pb e ^{210}Po PELO CONSUMO DE ORGANISMOS DO SISTEMA CANANÉIA-IGUAPE

As comunidades humanas ao redor do mundo, que vivem próximas às regiões costeiras, costumam consumir grande quantidade de alimentos provenientes dos mares e oceanos. No Brasil, o consumo de alimentos de origem marinha não é muito grande, cerca de 6 kg.a^{-1} (INSTITUTO BRASILEIRO DE

GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 1990). Entretanto, as comunidades humanas, que vivem dentro do Sistema Cananéia-Iguape, apresentam uma dieta alimentar constituída por muitos alimentos provenientes da pesca nos canais da região.

Como a produção pesqueira nos canais estuarinos na maioria das vezes é baixa, com algumas exceções que ocorrem durante determinadas épocas do ano (safras), como da tainha, do parati e da manjuba, praticamente todo produto da pesca é direcionado para o comércio local (MENDONÇA, 1998).

Para as estimativas de ingestão de ^{210}Pb e ^{210}Po foram analisadas apenas as espécies de organismos de maior importância comercial para a população local. Como não existem dados relacionados ao consumo destes organismos, foram utilizados os valores da atividade pesqueira local (MENDONÇA, 1998; INSTITUTO DE PESCA, 2000). O total de pescado desembarcado nos entrepostos proveniente da captura dentro do estuário foi considerado como sendo consumido exclusivamente pela população do Sistema Costeiro.

Para o cálculo da estimativa de ingestão de ^{210}Pb e ^{210}Po pela população humana do Sistema Cananéia-Iguape pelo consumo de diferentes organismos do estuário foi utilizado o mesmo critério adotado por YAMAMOTO *et al.* (1994). O nível de ingestão (Bq.ano^{-1}) para cada espécie analisada foi calculado multiplicando-se o consumo anual *per capita* pela atividade (Bq.kg^{-1}) apresentada pela espécie. Nestes valores foram descontadas as partes não comestíveis dos organismos (YAMAMOTO *et al.*, 1994).

4.7 –LIMITE INFERIOR DE DETECÇÃO (LID) E CONCENTRAÇÃO MÍNIMA DETECTÁVEL (CMD)

O Limite Inferior de Detecção (LID) exprime a sensibilidade do equipamento para os radionuclídeos analisados e corresponde a atividade que possui um grau de confiança de 95% de certeza da sua presença (INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, 1989). O Limite Inferior de Detecção pode ser calculado por meio da Equação 4.10.

$$LID = \frac{4,66 \times \sigma_{Br}}{\varepsilon} \quad (\text{Equação 4.10})$$

Em que:

LID = Limite Inferior de Detecção;

σ_{Br} = Desvio padrão da taxa de detecção para o branco na região do radionuclídeo analisado;

ε = Eficiência de contagem do detector para o radionuclídeo.

O LID indica somente a capacidade de operação do sistema de detecção. A Concentração Mínima Detectável (CMD) expressa a capacidade mínima de análise do equipamento. A CMD tem a mesma expressão do LID, mas leva em consideração a massa (ou volume) da amostra estudada, sendo expressa segundo a Equação 4.11.

$$CMD = \frac{4,66 \times \sigma_{Br}}{\varepsilon \times m} \quad (\text{Equação 4.11})$$

Em que:

CMD = Concentração mínima detectável;

σ_{Br} = Desvio padrão da taxa de detecção para o branco na região do radionuclídeo analisado;

ε = Eficiência de contagem do detector para o radionuclídeo;

m = Massa (ou volume) da amostra (kg ou L).

Capítulo 5

RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 – ESTUDO DO SEDIMENTO DO SISTEMA CANANÉIA-IGUAPE

5.1.1 – *Material de Referência*

Os métodos desenvolvidos para a análise instrumental de ^{210}Pb , ^{226}Ra e ^{137}Cs , por emissão de raios gama, foram aplicados em amostras de referência da AGÊNCIA INTERNACIONAL DE ENERGIA ATÔMICA (IAEA), para certificação das metodologias. A Tabela 5.1 indica que a precisão dos métodos variou de 1,8 a 15,1%, para ^{137}Cs , de 1,6 a 5,3%, para ^{210}Pb , e de 1,7 a 6,7%, para ^{226}Ra . As atividades obtidas nas análises dos materiais de referência foram, de modo geral, concordantes com os valores certificados, para os três radionuclídeos, indicando que as metodologias desenvolvidas apresentam uma exatidão satisfatória.

Durante o desenvolvimento deste trabalho, os métodos instrumentais foram aplicados em análises de intercomparação promovido pela Agência Internacional de Energia Atômica. Os resultados obtidos para a amostra IAEA-384 (sedimento marinho - Fangataufa) estão indicados na Tabela 5.2. Estes valores foram concordantes com os valores certificados, mostrando que os métodos desenvolvidos podem ser aplicados em análises instrumentais de ^{210}Pb e ^{137}Cs .

Após a certificação, as metodologias de análise instrumental para ^{210}Pb , ^{226}Ra e ^{137}Cs foram aplicadas nas amostras de sedimentos dos testemunhos

coletados ao longo do Sistema Cananéia-Iguape.

Tabela 5.1 – Níveis de ^{210}Pb , ^{226}Ra e ^{137}Cs em amostras de referência.

Amostra	^{210}Pb (Bq.kg ⁻¹)	^{226}Ra (Bq.kg ⁻¹)	^{137}Cs (Bq.kg ⁻¹)
Sedimento marinho (IAEA-300)	343 ± 8 360 (339-395)*	51 ± 2 56,5**	
Sedimento marinho (IAEA-315)		17,6 ± 0,3 14,2 (13,2-15,8)*	
Sedimento marinho (IAEA-368)	26 ± 1 23,2 (19,8-27,2)*		
Sedimento marinho (IAEA-384)		2,36 ± 0,11 2,23 (2,0-3,3)*	
Sedimento marinho (SD-N-2)			0,61 ± 0,09 0,8 (0,5-1,0)*
Planta marinha (IAEA-307)		3,0 ± 0,2 3,1 (2,1-4,4)*	4,7 ± 0,5 4,9 (4,5-5,2)*
Alga marinha (IAEA-308)	61 ± 1 73 (66-75)*		
Peixe (IAEA-352)			3,3 ± 0,5 2,7 (2,5-2,8)*
Solo (IAEA/Soil-6)			54 ± 1 53,65 (51,43-57,91)
Solo (IAEA-327)	57 ± 3 52,70 (46,98-58,42)*		

* Valores certificados e intervalo de confiança ($\alpha = 0,05$).

** Valor indicado.

Tabela 5.2 – Resultados das análises de intercomparação da amostra IAEA-384.

Radionuclídeo	Valor obtido (Bq.kg ⁻¹)	Valor Certificado (Bq.kg ⁻¹)
^{210}Pb	20,1 ± 0,7	20,4 (18,9-21,86)*
^{137}Cs	0,57 ± 0,03	0,31 (0,235-0,62)*

* Intervalo de confiança ($\alpha = 0,05$).

5.1.2 – ^{210}Pb , ^{226}Ra e ^{137}Cs nos Sedimentos dos Testemunhos

Os resultados obtidos na análise de ^{210}Pb (total e não-suportado), ^{226}Ra e ^{137}Cs , por espectrometria gama (método instrumental) nas amostras de sedimentos marinhos dos quatro testemunhos (T1, T2, T3 e T4) do Sistema Cananéia-Iguape estão expressos nas Tabelas de 5.3 a 5.6.

Tabela 5.3 - Níveis de ^{210}Pb (total e não-suportado), ^{226}Ra e ^{137}Cs do testemunho T1 (Data da coleta: 02/07/1997).

Profundidade (cm)	^{210}Pb total*	^{226}Ra *	^{210}Pb não-suportado *	^{137}Cs *
0 - 2	167,5 ± 15,1	13,7 ± 1,0	153,8 ± 15,1	2,6 ± 0,3
2 - 4	116,5 ± 11,5	12,9 ± 1,2	103,6 ± 11,5	1,9 ± 0,2
4 - 6	128,3 ± 11,9	13,5 ± 1,1	114,8 ± 11,9	2,5 ± 0,2
6 - 8	81,7 ± 8,1	12,8 ± 1,2	68,9 ± 8,2	2,0 ± 0,2
8 - 10	75,7 ± 5,1	14,1 ± 1,5	61,6 ± 5,3	2,4 ± 0,2
10 - 12	77,0 ± 7,8	12,5 ± 1,1	64,5 ± 7,9	2,9 ± 0,2
12 - 14	53,1 ± 5,3	11,2 ± 1,3	24,0 ± 5,6	2,1 ± 0,2
14 - 16	54,8 ± 5,4	9,1 ± 1,0	38,1 ± 5,5	4,8 ± 0,5
16 - 18	21,1 ± 2,0	9,4 ± 0,8	11,7 ± 2,2	6,1 ± 0,7
18 - 20	37,4 ± 3,4	7,3 ± 0,6	32,1 ± 3,5	4,9 ± 0,5
20 - 22	41,1 ± 4,0	8,0 ± 0,9	33,1 ± 4,1	4,1 ± 0,4
22 - 24	40,7 ± 4,0	9,8 ± 0,9	30,9 ± 4,1	2,4 ± 0,1
24 - 26	35,8 ± 2,8	10,8 ± 1,3	25,0 ± 3,0	1,1 ± 0,1
26 - 28	28,8 ± 2,8	8,3 ± 0,8	20,5 ± 2,9	1,8 ± 0,2
28 - 30	38,4 ± 2,5	10,1 ± 1,3	28,3 ± 2,8	2,8 ± 0,2
30 - 32	58,7 ± 4,9	12,1 ± 1,1	46,6 ± 5,0	1,5 ± 0,2
32 - 34	33,2 ± 3,0	12,9 ± 1,2	20,3 ± 3,2	3,1 ± 0,2
34 - 36	31,0 ± 3,4	14,7 ± 1,3	16,3 ± 3,6	2,4 ± 0,2
36 - 38	18,1 ± 1,7	9,2 ± 0,9	8,9 ± 1,9	1,1 ± 0,1
38 - 40	9,8 ± 0,9	8,2 ± 1,0	1,6 ± 1,3	1,2 ± 0,1
40 - 43	24,2 ± 2,4	8,0 ± 0,9	9,2 ± 2,6	1,0 ± 0,1

* Bq.kg⁻¹ (Peso seco).

Tabela 5.4 - Níveis de ^{210}Pb (total e não-suportado), ^{226}Ra e ^{137}Cs do testemunho T2 (Data da coleta: 02/07/1997).

Profundidade (cm)	^{210}Pb total*	^{226}Ra *	^{210}Pb não-suportado*	^{137}Cs *
0 – 2	$47,5 \pm 3,9$	$5,8 \pm 0,4$	$41,7 \pm 3,9$	CMD
2 – 4	$41,9 \pm 4,1$	$6,3 \pm 0,6$	$35,6 \pm 4,1$	$0,62 \pm 0,05$
4 – 6	$52,6 \pm 5,0$	$8,5 \pm 0,8$	$44,1 \pm 5,0$	$0,69 \pm 0,06$
6 – 8	$35,6 \pm 3,1$	$6,1 \pm 0,6$	$29,5 \pm 3,2$	$0,25 \pm 0,02$
8 – 10	$29,7 \pm 2,6$	$7,3 \pm 0,8$	$22,4 \pm 2,7$	$0,49 \pm 0,05$
10 – 12	$26,2 \pm 2,7$	$8,8 \pm 0,7$	$17,4 \pm 2,8$	$0,44 \pm 0,08$
12 – 14	$28,0 \pm 2,7$	$5,8 \pm 0,3$	$22,2 \pm 2,7$	$0,94 \pm 0,09$
14 – 16	$26,5 \pm 2,6$	$4,8 \pm 0,4$	$21,7 \pm 2,6$	$0,47 \pm 0,04$
16 – 18	$18,2 \pm 1,8$	$4,2 \pm 0,4$	$14,0 \pm 1,8$	$0,48 \pm 0,04$
18 – 20	$16,2 \pm 1,6$	$5,3 \pm 0,5$	$10,9 \pm 1,6$	$0,26 \pm 0,03$
20 – 22	$7,2 \pm 0,7$	$4,9 \pm 0,5$	$2,3 \pm 0,9$	$0,39 \pm 0,03$
22 – 24	$10,2 \pm 1,0$	$4,6 \pm 0,4$	$5,6 \pm 1,1$	$0,20 \pm 0,03$
24 – 26	$10,5 \pm 0,9$	$5,3 \pm 0,5$	$5,2 \pm 1,0$	$0,24 \pm 0,03$
26 – 28	$9,6 \pm 1,0$	$4,1 \pm 0,4$	$5,5 \pm 1,1$	$0,28 \pm 0,05$
28 – 30	$8,5 \pm 0,9$	$4,5 \pm 0,5$	$4,0 \pm 1,0$	$0,62 \pm 0,07$
30 – 32	$15,9 \pm 1,6$	$4,8 \pm 0,4$	$11,1 \pm 1,6$	$0,35 \pm 0,02$
32 – 35	$6,1 \pm 0,6$	$5,2 \pm 0,6$	$0,9 \pm 0,8$	$0,21 \pm 0,02$

* Bq.kg^{-1} (Peso seco).

CMD – Concentração Mínima Detectável.

Tabela 5.5 - Níveis de ^{210}Pb (total e não-suportado), ^{226}Ra e ^{137}Cs do testemunho T3 (Data da coleta: 30/08/2000).

Profundidade (cm)	^{210}Pb total*	^{226}Ra *	^{210}Pb não-suportado*	^{137}Cs *
0 - 4	115,7 ± 10,5	26,7 ± 2,3	89,0 ± 10,7	2,1 ± 0,2
4 - 7	118,8 ± 11,2	23,8 ± 2,3	95,0 ± 11,4	2,3 ± 0,2
7 - 10	120,0 ± 9,7	25,4 ± 2,4	94,6 ± 10,0	2,0 ± 0,2
10 - 13	91,7 ± 8,8	28,5 ± 2,7	63,2 ± 9,2	2,2 ± 0,2
13 - 16	81,7 ± 7,9	22,3 ± 2,1	59,4 ± 8,2	2,5 ± 0,2
16 - 19	70,5 ± 7,2	20,1 ± 1,8	50,4 ± 7,4	2,2 ± 0,2
19 - 22	61,0 ± 6,2	19,2 ± 1,8	41,8 ± 6,5	1,6 ± 0,2
22 - 25	71,8 ± 7,0	21,7 ± 2,2	50,1 ± 7,3	1,3 ± 0,1
25 - 28	68,2 ± 6,9	20,2 ± 2,0	48,0 ± 7,2	1,7 ± 0,2
28 - 31	70,7 ± 6,8	23,0 ± 2,0	47,7 ± 7,1	2,6 ± 0,3
31 - 34	80,2 ± 7,5	18,9 ± 1,8	61,3 ± 7,7	2,0 ± 0,2
34 - 37	69,8 ± 6,7	25,4 ± 2,3	44,4 ± 7,1	1,9 ± 0,2
37 - 40	70,6 ± 6,8	22,4 ± 2,2	48,2 ± 7,1	1,9 ± 0,2
40 - 43	58,2 ± 5,2	18,6 ± 1,9	39,6 ± 5,5	2,9 ± 0,2
43 - 46	48,7 ± 4,2	19,2 ± 1,7	29,5 ± 4,5	3,1 ± 0,3
46 - 49	69,8 ± 5,5	23,0 ± 2,1	46,8 ± 5,9	3,4 ± 0,3
49 - 52	68,0 ± 6,6	18,9 ± 1,8	49,1 ± 6,8	3,9 ± 0,3
52 - 55	51,7 ± 5,5	25,4 ± 2,1	26,3 ± 5,9	5,9 ± 0,5
55 - 58	47,1 ± 4,2	22,2 ± 1,9	29,3 ± 4,6	3,8 ± 0,3
58 - 61	44,3 ± 4,2	19,4 ± 1,8	24,9 ± 4,6	4,4 ± 0,4
61 - 64	53,5 ± 4,1	15,1 ± 1,6	38,4 ± 4,4	3,2 ± 0,3
64 - 67	41,2 ± 4,2	15,0 ± 1,4	26,2 ± 4,4	1,9 ± 0,2
67 - 70	31,1 ± 3,0	18,4 ± 1,9	12,7 ± 3,6	2,1 ± 0,2
70 - 73	40,8 ± 3,9	20,6 ± 2,1	20,2 ± 4,4	1,4 ± 0,1
73 - 76	37,2 ± 4,2	18,7 ± 1,8	18,5 ± 4,6	1,1 ± 0,1

* Bq.kg⁻¹ (Peso seco).

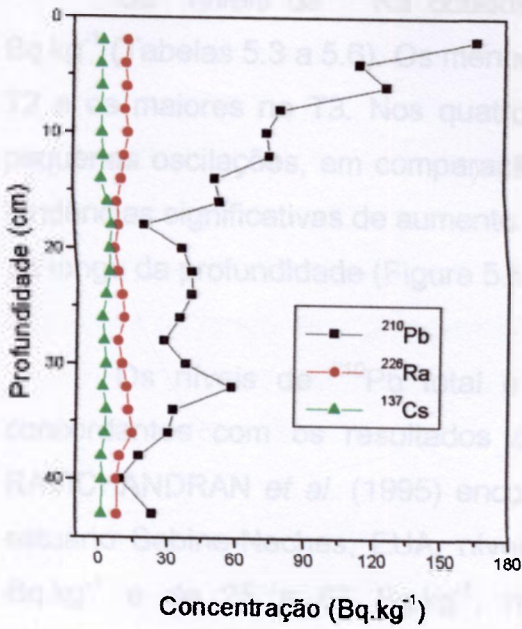
Tabela 5.6 - Níveis de ^{210}Pb (total e não-suportado), ^{226}Ra e ^{137}Cs do testemunho T4 (Data da coleta: 02/07/1997).

Profundidade (cm)	^{210}Pb total*	^{226}Ra *	^{210}Pb não-suportado*	^{137}Cs *
0 - 2	101,8 ± 9,5	12,4 ± 1,2	89,4 ± 9,6	1,31 ± 0,16
2 - 4	101,3 ± 10,2	12,4 ± 1,2	88,9 ± 10,3	1,13 ± 0,19
4 - 6	94,5 ± 9,2	13,2 ± 1,4	81,3 ± 9,3	0,90 ± 0,09
6 - 8	83,2 ± 8,2	12,8 ± 1,1	70,4 ± 8,3	1,19 ± 0,11
8 - 10	77,1 ± 7,2	15,2 ± 1,4	61,9 ± 7,3	0,82 ± 0,12
10 - 12	57,4 ± 4,9	12,7 ± 1,1	44,7 ± 5,0	1,51 ± 0,20
12 - 14	60,5 ± 6,2	13,8 ± 1,2	46,7 ± 6,3	1,42 ± 0,15
14 - 16	43,6 ± 4,2	13,2 ± 1,0	29,9 ± 4,3	1,35 ± 0,13
16 - 18	44,1 ± 4,2	15,5 ± 1,5	28,6 ± 4,6	2,12 ± 0,21
18 - 20	33,7 ± 4,0	13,8 ± 1,2	12,9 ± 4,2	0,67 ± 0,07
20 - 22	36,1 ± 2,9	11,6 ± 1,0	24,5 ± 3,1	0,84 ± 0,06
22 - 24	30,0 ± 3,6	12,4 ± 1,2	17,6 ± 3,8	0,76 ± 0,08
24 - 26	25,6 ± 2,5	12,9 ± 1,2	12,7 ± 2,8	0,86 ± 0,09
26 - 28	25,4 ± 2,7	11,6 ± 1,3	13,8 ± 3,0	0,52 ± 0,04
28 - 30	18,6 ± 1,8	14,8 ± 1,2	3,8 ± 2,2	1,03 ± 0,12
30 - 32	31,0 ± 2,2	13,5 ± 1,3	17,5 ± 2,6	0,69 ± 0,10
32 - 34	20,0 ± 2,2	12,5 ± 1,1	7,5 ± 2,5	0,46 ± 0,06
34 - 36	16,8 ± 1,5	11,5 ± 1,1	5,3 ± 1,9	0,66 ± 0,07
36 - 38	17,4 ± 1,6	12,2 ± 1,8	5,2 ± 2,4	0,94 ± 0,09
38 - 40	14,3 ± 1,5	11,8 ± 1,1	2,5 ± 1,9	0,61 ± 0,06
40 - 42	12,5 ± 1,2	9,3 ± 1,0	3,2 ± 1,6	0,45 ± 0,06
48 - 50	13,2 ± 1,2	11,5 ± 1,2	1,7 ± 1,7	CMD
58 - 60	11,7 ± 1,2	11,4 ± 1,3	0,3 ± 1,8	0,57 ± 0,04

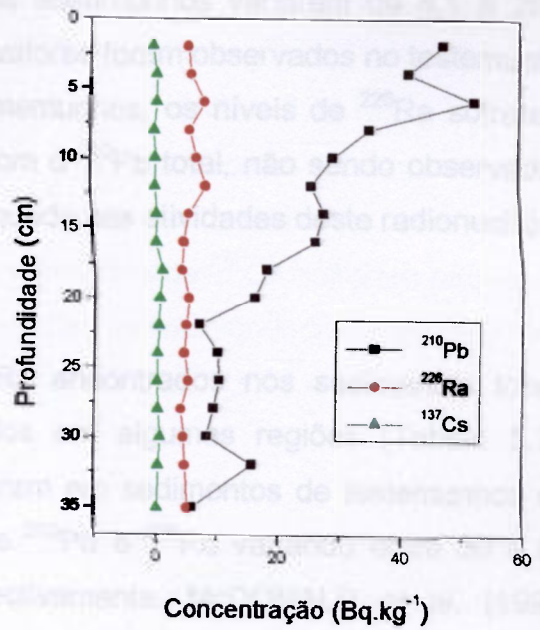
* Bq.kg^{-1} (Peso seco).

CMD - Concentração Mínima Detectável.

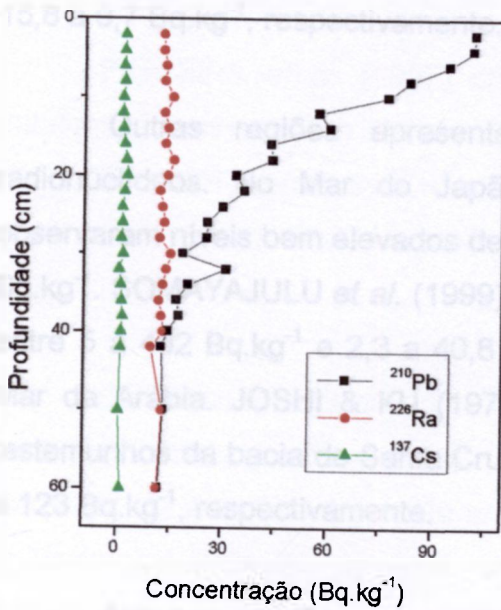
Os níveis de ^{210}Pb total obtidos nos testemunhos coletados no sistema Cananéia-Iguape variaram de 6,1 a 167,5 Bq.kg^{-1} (Tabelas 5.3 a 5.6). O menor valor foi observado no testemunho T2 e o maior no T1. Os níveis de ^{210}Pb em todos os testemunhos apresentaram uma diminuição ao longo da profundidade, com algumas oscilações (Figura 5.1).



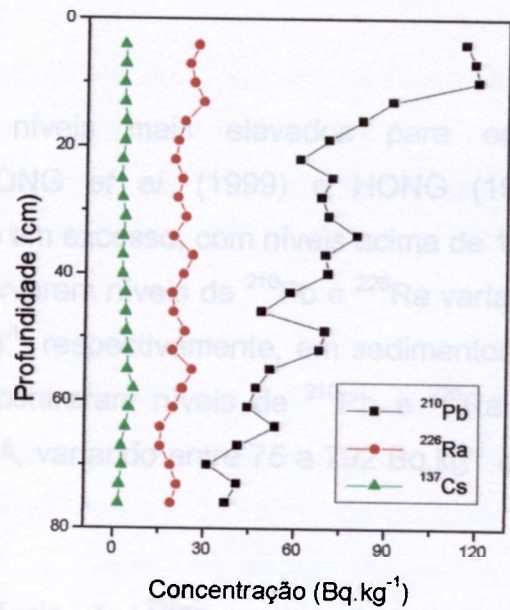
T1



T2



T4



T3

Figura 5.1 – ^{210}Pb total, ^{226}Ra e ^{137}Cs nos sedimentos dos testemunhos T1, T2, T3 e T4.

Os níveis de ^{226}Ra obtidos nos testemunhos variaram de 4,1 a 28,5 Bq.kg^{-1} (Tabelas 5.3 a 5.6). Os menores valores foram observados no testemunho T2 e os maiores no T3. Nos quatro testemunhos, os níveis de ^{226}Ra sofreram pequenas oscilações, em comparação com o ^{210}Pb total, não sendo observadas tendências significativas de aumento ou queda nas atividades deste radionuclídeo ao longo da profundidade (Figura 5.1).

Os níveis de ^{210}Pb total e ^{226}Ra encontrados nos sedimentos foram concordantes com os resultados obtidos em algumas regiões (Tabela 5.7). RAVICHANDRAN *et al.* (1995) encontraram em sedimentos de testemunhos do estuário Sabine-Neches, EUA, níveis de ^{210}Pb e ^{226}Ra variando entre 30 a 87 Bq.kg^{-1} e de 25 a 67 Bq.kg^{-1} , respectivamente. McDONALD *et al.* (1992) obtiveram valores para ^{210}Pb , em sedimentos da costa da Grã Bretanha, entre 1,9 a 33,7 Bq.kg^{-1} ; SMITH & WALTON (1980) encontraram níveis de ^{210}Pb e ^{226}Ra , em testemunho do Saguenay Fjord, Canadá, variando entre 96,5 a 20,3 Bq.kg^{-1} e 15,8 a 9,7 Bq.kg^{-1} , respectivamente.

Outras regiões apresentaram níveis mais elevados para esses radionuclídeos. No Mar do Japão, HONG *et al.* (1999) e HONG (1997) observaram níveis bem elevados de ^{210}Pb em excesso, com níveis acima de 1000 Bq.kg^{-1} . SOMAYAJULU *et al.* (1999) observaram níveis de ^{210}Pb e ^{226}Ra variando entre 5 a 402 Bq.kg^{-1} e 2,3 a 40,8 Bq.kg^{-1} , respectivamente, em sedimentos do Mar da Arábia. JOSHI & KU (1979) encontraram níveis de ^{210}Pb e ^{226}Ra em testemunhos da bacia de Santa Cruz, EUA, variando entre 75 a 792 Bq.kg^{-1} e 87 a 123 Bq.kg^{-1} , respectivamente.

Algumas regiões apresentam níveis de ^{210}Pb mais altos devido à descarga de efluentes industriais ricos em fertilizantes de fosfato, como foi observado por CARVALHO (1995b), que analisando sedimentos do estuário Tagus, Portugal, obteve níveis para ^{210}Pb variando entre 4 a 642 Bq.kg^{-1} .

As Tabelas 5.3 a 5.6 mostram que os níveis de ^{137}Cs variaram de 1,0 a 6,1 Bq.kg^{-1} , na Ponta do Arrozal (T1); de CMD a 0,94 Bq.kg^{-1} , na Ponta do Frade (T2); de 1,1 a 5,9 Bq.kg^{-1} , no Valo Grande (T3) e de CMD a 2,12 Bq.kg^{-1} , no Rio Carapara-BOCA (T4). Os valores mais altos foram obtidos nos testemunhos T1 e T3 e os mais baixos no T2, mostrando um comportamento similar ao obtido para o ^{226}Ra . Em todos os testemunhos, as concentrações de ^{137}Cs sofreram pequenas oscilações ao longo da profundidade (Figura 5.1), observando-se níveis máximos deste radionuclídeo nas profundidades de 16 a 18 cm (T1), 12 a 14 cm (T2), 52 a 55 cm (T3) e 16 a 18 cm (T4).

A presença de ^{137}Cs no sedimento do Sistema Cananéia-Iguape deve-se ao fenômeno do "fallout" atmosférico, onde o radionuclídeo proveniente de explosões nucleares foi distribuído pelo globo terrestre através das correntes atmosféricas (FIGUEIRA, 2000; FIGUEIRA *et al.*, 1997) e, posteriormente, distribuído pelas correntes de água, dentro dos canais estuarinos.

FIGUEIRA *et al.* (1997) obtiveram níveis de ^{137}Cs em sedimentos da plataforma continental do litoral sul do Brasil, variando entre 1,0 a 1,8 Bq.kg^{-1} . TESSLER (2001), encontrou níveis concordantes de ^{137}Cs em sedimentos de testemunhos coletados ao longo da plataforma continental sul do Estado de São Paulo.

Os dados encontrados por outros autores em outras regiões do planeta mostram valores bem variados, dependendo da proximidade de centrais nucleares, de áreas de testes de artefatos nucleares e da influência do acidente de Chernobyl (Rússia) na região estudada (Tabela 5.7). SOMAYAJULU *et al.* (1999) observaram níveis de ^{137}Cs variando entre 3,4 a 16,7 Bq.kg^{-1} , em sedimentos do Mar da Arábia. HONG *et al.* (1999) encontraram níveis variando entre 0,8 a 25,4 Bq.kg^{-1} , no Mar do Japão. OTHMAN *et al.* (1994) encontrou nível de ^{137}Cs em sedimentos do litoral da Síria variando entre 0,75 a 1,39 Bq.kg^{-1} . NEVISSI (1992) observou um nível de 40 Bq.kg^{-1} , em sedimentos do Pacífico

Central; McDONALD *et al.* (1992) obtiveram valores deste radionuclídeo, em sedimentos do litoral da Grã Bretanha, entre 0,2 a 130 Bq.kg⁻¹; PORTAKAL *et al.* (1991) encontraram no Mar Negro, Turquia, um valor de 14 Bq.kg⁻¹.

Tabela 5.7 – Comparação dos resultados obtidos para ²¹⁰Pb, ²²⁶Ra e ¹³⁷Cs, no Sistema Cananéia-Iguape, com outras regiões do mundo.

LOCAL	²¹⁰ Pb (Bq.kg ⁻¹)	²²⁶ Ra (Bq.kg ⁻¹)	¹³⁷ Cs (Bq.kg ⁻¹)
Este Trabalho	6,1 a 167,5	4,1 a 28,5	< 0,28 a 6,1
Estuario Sabine-Neche (USA)	30 a 87	25 a 67	
Grã Bretanha	1,9 a 33,7		0,2 a 130
Mar da Arábia	5 a 402	2,3 a 40,8	3,4 a 16,7
Mar do Japão	> 1000		0,8 a 25,4
Bacia de Santa Cruz (USA)	75 a 792	87 a 123	

5.1.3 - Teor de Matéria Orgânica e Granulometria

Os resultados obtidos para o teor de matéria orgânica e granulometria nos quatro testemunhos do Sistema Cananéia-Iguape estão indicados nas Tabelas 5.8 a 5.11 e nas Figuras 5.2 a 5.5.

Tabela 5.8 – Granulometria e teores de matéria orgânica no testemunho T1.

Profundidade (cm)	M. O. (%)	Granulometria		Profundidade (cm)	M. O. (%)	Granulometria	
		areia (%)	lama* (%)			areia (%)	lama* (%)
0 - 2	6,8	20,2	59,1	22 - 24	3,1	67,6	23,9
2 - 4	6,4	17,8	61,7	24 - 26	1,5	51,3	36,8
4 - 6	10,6	34,3	50,2	26 - 28	2,2	43,7	43,6
6 - 8	6,4	48,6	37,9	28 - 30	6,1	49,5	38,4
8 - 10	9,2	51,1	36,3	30 - 32	9,3	42,8	43,0
10 - 12	3,1	50,0	37,1	32 - 34	7,9	43,0	44,6
12 - 14	5,2	61,2	27,8	34 - 36	4,7	65,2	26,8
14 - 16	5,4	66,7	23,8	36 - 38	2,4	59,6	30,0
16 - 18	5,2	69,0	22,0	38 - 40	1,4	83,6	11,3
18 - 20	2,7	69,3	22,0	40 - 43	4,0	76,8	17,0
20 - 22	2,7	73,7	18,7				

M.O. – Matéria orgânica.

* Silte-argila (fração < 63 µm).

Tabela 5.9 – Granulometria e teores de matéria orgânica no testemunho T2.

Profundidade (cm)	M. O. (%)	Granulometria		Profundidade (cm)	M. O. (%)	Granulometria	
		areia (%)	lama* (%)			areia (%)	lama* (%)
0 - 2	1,0	91,1	4,7	18 - 20	4,3	92,8	2,8
2 - 4	2,9	90,7	3,8	20 - 22	2,8	90,7	3,6
4 - 6	3,2	87,0	5,3	22 - 24	4,0	91,6	3,9
6 - 8	3,5	72,2	5,3	24 - 26	3,4	91,3	3,5
8 - 10	1,4	72,4	3,0	26 - 28	2,4	92,3	2,9
10 - 12	1,2	85,3	4,3	28 - 30	3,7	93,4	2,9
12 - 14	5,0	89,9	4,4	30 - 32	5,1	93,0	2,1
14 - 16	4,2	87,9	5,2	32 - 35	2,7	93,3	2,2
16 - 18	2,9	87,5	6,6				

M.O. – Matéria orgânica.

* Silte-argila (fração < 63 µm).

Tabela 5.10 – Granulometria e teores de matéria orgânica no testemunho T3.

Profundidade (cm)	M. O. (%)	Granulometria		Profundidade (cm)	M. O. (%)	Granulometria	
		areia (%)	lama* (%)			areia (%)	lama* (%)
0 - 4	2,6	15,2	77,2	40 - 43	5,3	9,9	78,9
4 - 7	4,1	14,7	78,1	43 - 46	6,3	10,7	77,7
7 - 10	9,8	14,5	75,8	46 - 49	6,7	6,6	82,0
10 - 13	3,9	17,5	74,1	49 - 52	8,0	4,4	83,3
13 - 16	4,1	13,8	76,6	52 - 55	8,0	9,8	78,5
16 - 19	6,3	10,4	79,3	55 - 58	7,3	14,6	74,9
19 - 22	6,8	11,2	77,9	58 - 61	5,0	16,5	72,3
22 - 25	6,2	10,5	80,3	61 - 64	6,4	10,5	78,7
25 - 28	4,2	15,8	75,3	64 - 67	5,8	18,6	69,3
28 - 31	5,6	16,4	74,4	67 - 70	6,1	13,5	75,8
31 - 34	5,3	13,2	76,5	70 - 73	5,4	27,3	61,1
34 - 37	5,5	7,7	80,5	73 - 76	4,9	25,9	66,2
37 - 40	7,0	10,2	80,0				

M.O. – Matéria orgânica.

* Silte-argila (fração < 63 µm).

Tabela 5.11 – Granulometria e teores de matéria orgânica no testemunho T4.

Profundidade (cm)	M. O. (%)	Granulometria		Profundidade (cm)	M. O. (%)	Granulometria	
		areia (%)	lama* (%)			areia (%)	lama* (%)
0 - 2	1,1	59,2	28,6	24 - 26	0,6	82,6	10,9
2 - 4	3,8	47,8	36,9	26 - 28	0,8	84,2	9,8
4 - 6	2,8	60,6	29,2	28 - 30	0,4	83,4	10,3
6 - 8	1,7	56,7	30,2	30 - 32	5,7	85,8	7,9
8 - 10	0,7	72,8	16,2	32 - 34	3,1	91,6	3,3
10 - 12	0,7	80,9	11,3	34 - 36	2,6	91,8	3,1
12 - 14	0,6	77,7	14,2	36 - 38	2,0	93,4	2,0
14 - 16	1,0	76,3	16,4	38 - 40	2,1	89,7	4,1
16 - 18	1,6	72,2	17,9	40 - 42	3,1	88,5	5,3
18 - 20	0,4	74,5	17,1	48 - 50	3,0	90,4	3,6
20 - 22	1,6	76,1	16,3	58 - 60	1,8	91,2	3,8
22 - 24	0,6	79,5	13,9				

M.O. – Matéria orgânica.

* Silte-argila (fração < 63 µm).

Os teores de lama (fração < 63 μm) variaram de 2,0 a 83,3% (Tabelas 5.8 a 5.11). Os menores valores foram encontrados no testemunho T2 e os maiores no T3. Os sedimentos dos testemunhos T1 apresentaram predomínio de lama apenas nos 6 cm iniciais, depois ocorre um aumento gradual de areia fina. O testemunho T2 apresentou predomínio de areia fina ao longo de toda a coluna de sedimentos. O testemunho T3 foi o único que apresentou predomínio de lama em toda a coluna de sedimentos. O testemunho T4 apresentou predomínio de areia fina, com aumento gradual deste componente ao longo da coluna de sedimentos (Tabelas 5.8 a 5.11).

Os teores de matéria orgânica apresentaram uma grande variação ao longo de todos os testemunhos analisados, com níveis entre 0,4 a 10,6%. O menor e o maior valor foram observados nos testemunhos T4 e T1, respectivamente (Tabelas 5.8 a 5.11).

Alguns autores consideram os teores de lama e matéria orgânica, como fatores que influenciam diretamente a presença ^{210}Pb nos sedimentos (BASKARAN *et al.*, 1999; HONG *et al.*, 1999; VAN GEEN *et al.*, 1999; CARVALHO, 1995b; CHANTON *et al.*, 1983). Segundo CARVALHO (1995b), o aumento na porcentagem de areia nos sedimentos acarreta um efeito diluidor na adsorção dos radionuclídeos pelos sedimentos. A concentração de radionuclídeos naturais aumenta inversamente com o tamanho dos grãos do sedimento, assim sedimentos com grande porcentagem de areia apresentam menor quantidade destes radionuclídeos. CHANTON *et al.* (1983) que observaram que ^{210}Pb associa-se preferencialmente ao material orgânico e a lama do sedimento, enquanto sua concentração na areia é muito baixa.

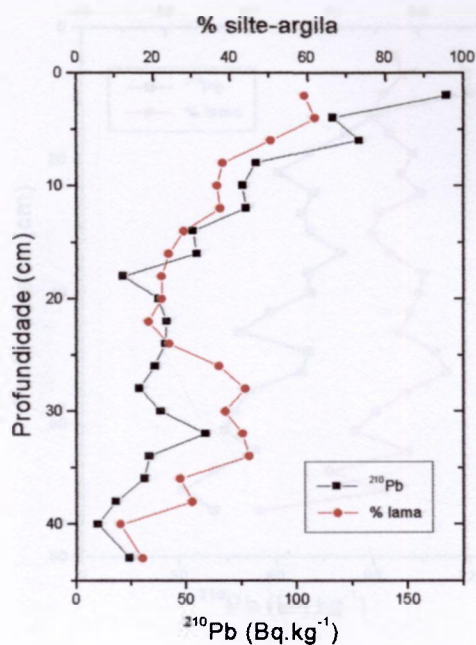
Desta forma, foram realizados estudos relacionando os teores de lama e matéria orgânica com os níveis de ^{210}Pb total nos sedimentos dos testemunhos. As Figuras 5.2 a 5.9 mostram as regressões lineares entre os níveis de ^{210}Pb total e os teores de lama e matéria orgânica.

Os resultados indicam que para os testemunhos T1 e T4 houve correlação entre o teor de lama e o radionuclídeo, porém, para o testemunho T2 a correlação foi de $R = 0,527$. O testemunho T3 não apresentou correlação entre estes dois fatores. Ao contrário, os teores de matéria orgânica e ^{210}Pb total não apresentaram correlação, exceto no testemunho T1. Os valores de R variaram de 0,119 a 0,581.

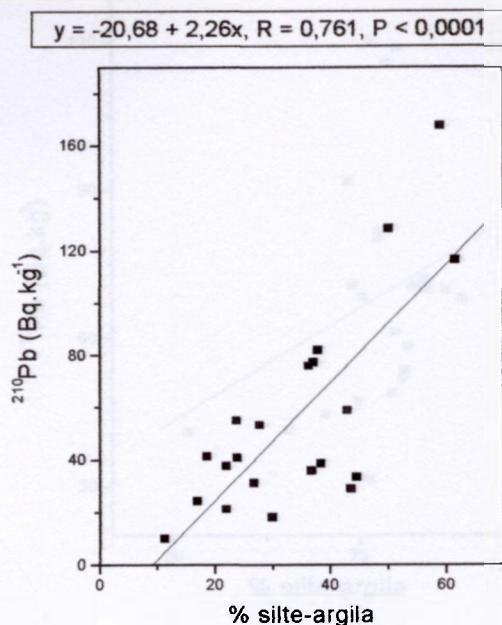
A composição granulométrica dos testemunhos seguiu, de forma geral, o padrão observado por outros autores. Assim, os sedimentos com maiores teores de lama apresentaram maiores concentrações do radionuclídeo.

Além disso, os teores de lamas obtidos nos testemunhos refletiram a dinâmica de circulação dos canais internos do Sistema Cananéia-Iguape. O testemunho T4 recebe a maior carga de sedimentos finos provenientes do rio Ribeira de Iguape. Ao contrário, os outros três pontos localizam-se no parte oposta do Sistema Cananéia-Iguape e praticamente não sofrem influência deste rio, recebendo provavelmente a carga dos pequenos rios locais (TESSLER, 1982).

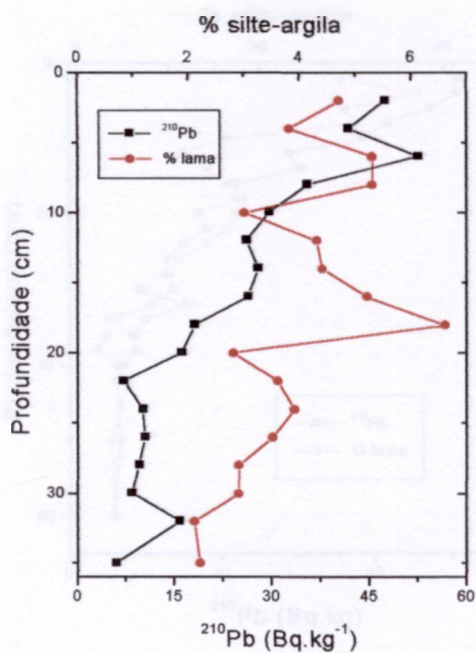
Os teores de matéria orgânica mais elevados refletem a intensa atividade biológica, que é uma das características dos manguezais. Além disso, como os testemunhos foram coletados próximos aos manguezais ou aos bancos de espartinas, as raízes destas vegetações podem ter sido coletados juntamente com os sedimentos, contribuindo para o aumento na concentração de matéria orgânica do material analisado.



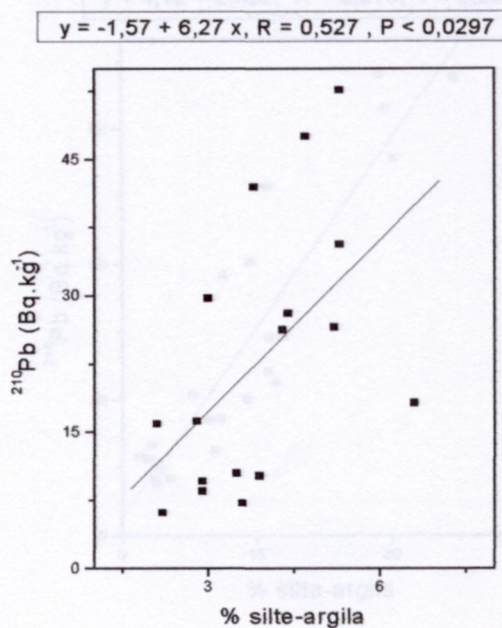
T1



T1

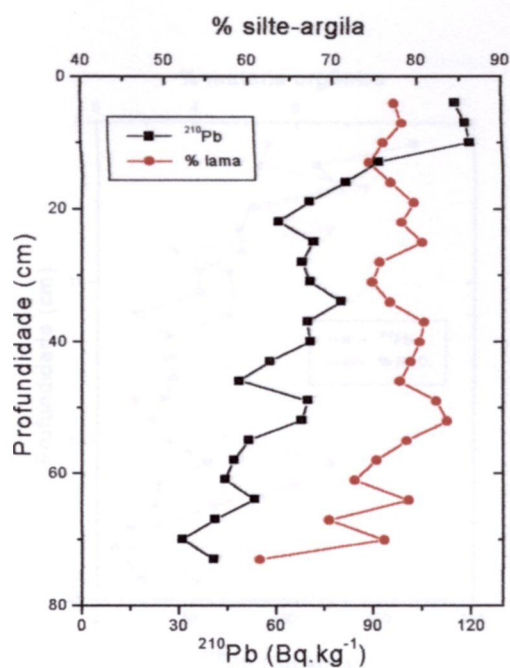
Figura 5.2 – ^{210}Pb e teor de lama no testemunho T1.

T2

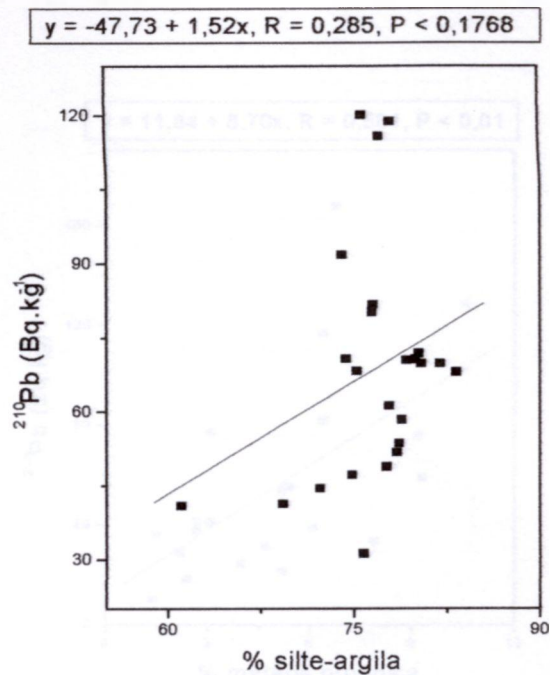


T2

Figura 5.3 – ^{210}Pb e teor de lama no testemunho T2.

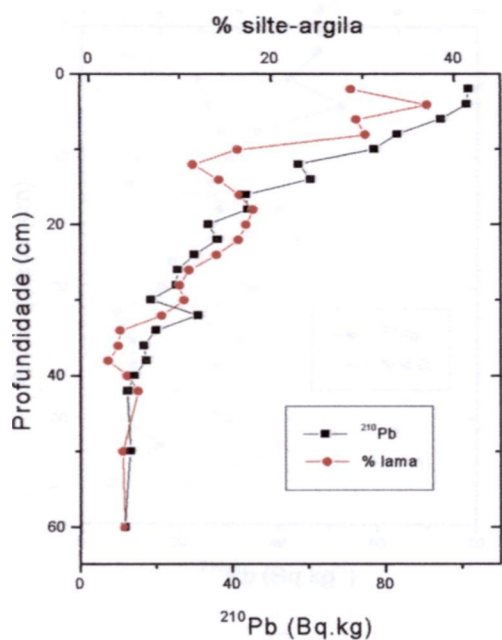


T3

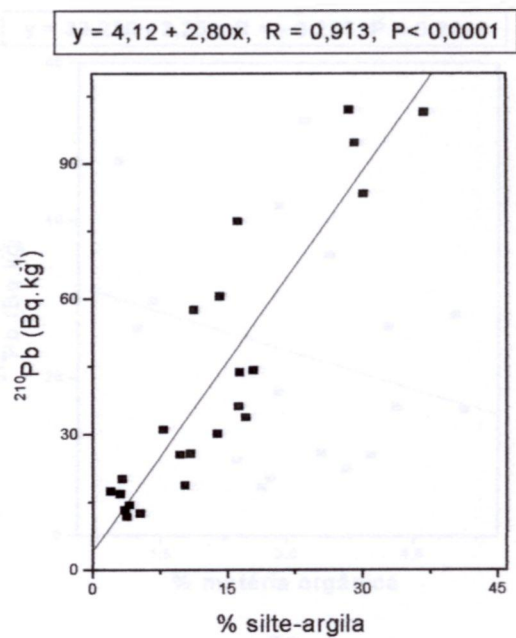


T3

Figura 5.4 – ^{210}Pb e teor de lama no testemunho T3.

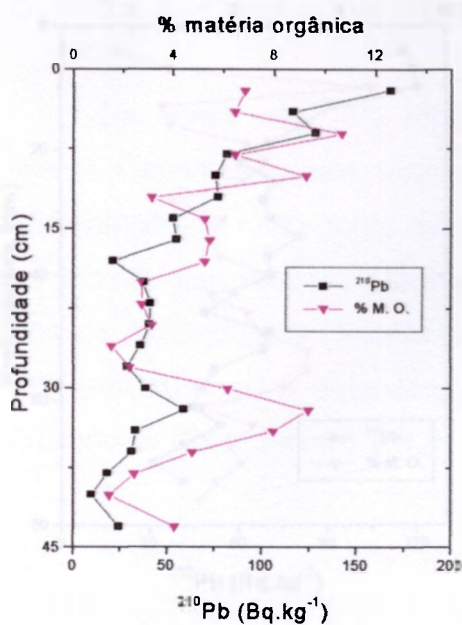


T4

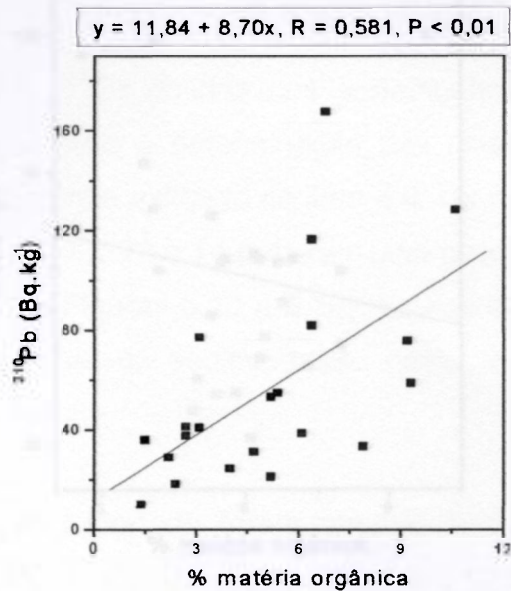


T4

Figura 5.5 – ^{210}Pb e teor de lama no testemunho T4.

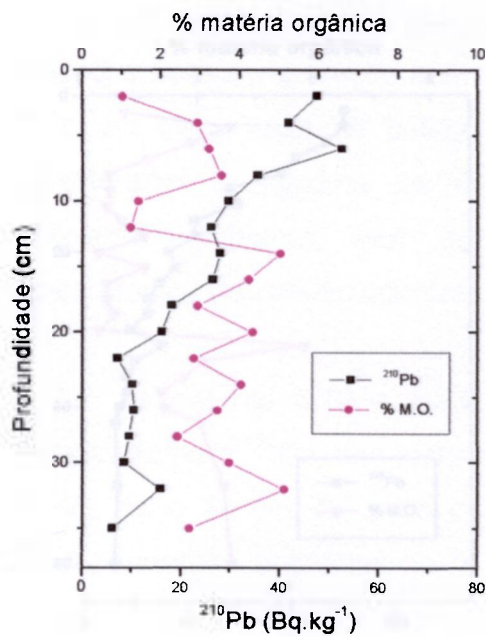


T1

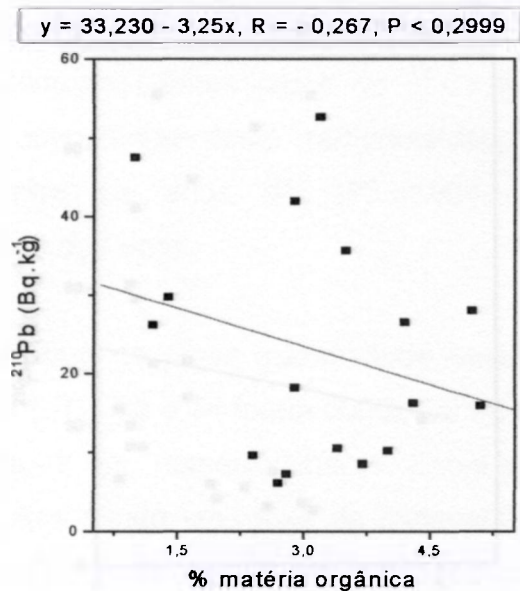


T1

Figura 5.6 – ^{210}Pb e teor de matéria orgânica no testemunho T1.

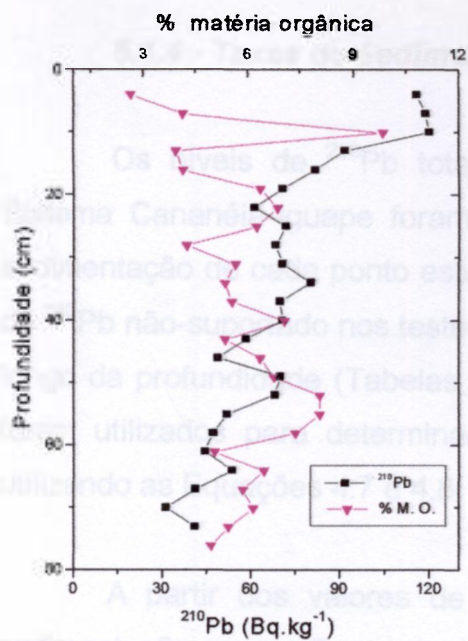


T2

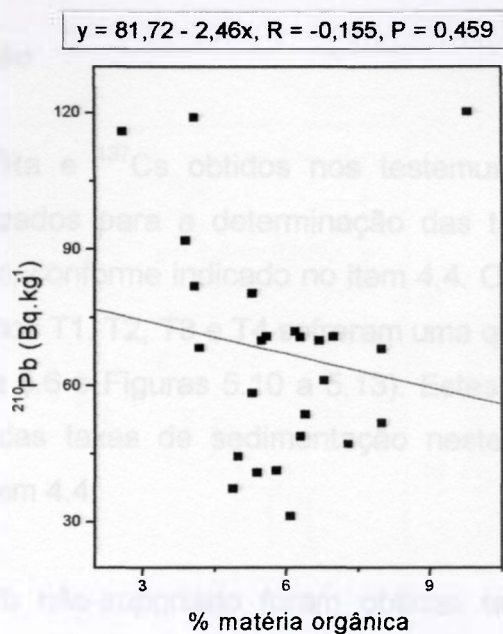


T2

Figura 5.7 – ^{210}Pb e teor de matéria orgânica no testemunho T2.

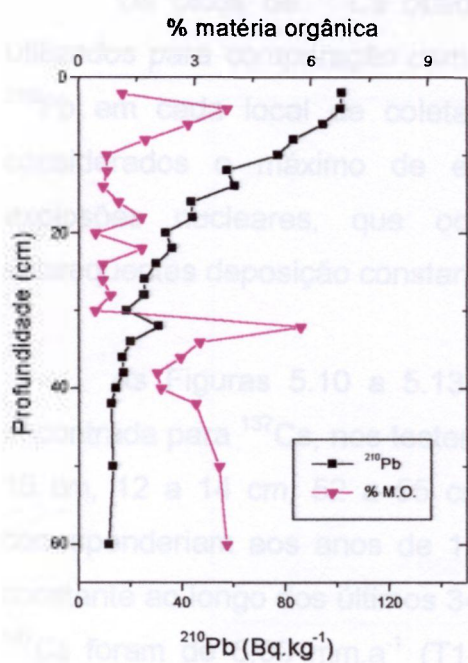


T3

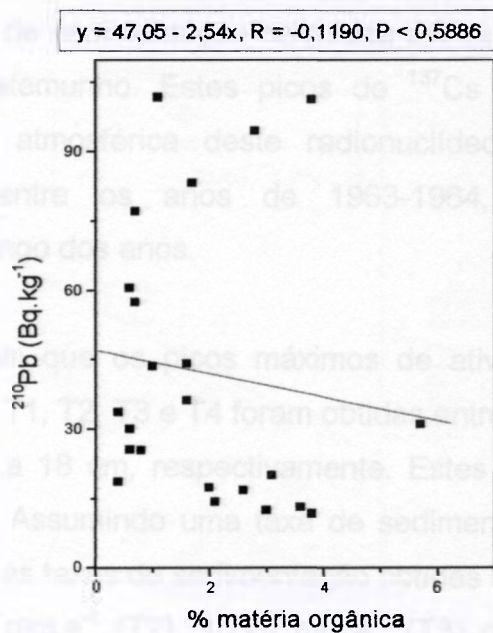


T3

Figura 5.8 – ^{210}Pb e teor de matéria orgânica no testemunho T3.



T4



T4

Figura 5.9 – ^{210}Pb e teor de matéria orgânica no testemunho T4.

5.1.4 - Taxas de Sedimentação

Os níveis de ^{210}Pb total, ^{226}Ra e ^{137}Cs obtidos nos testemunhos do Sistema Cananéia-Iguape foram utilizados para a determinação das taxas de sedimentação de cada ponto estudado, conforme indicado no item 4.4. Os níveis de ^{210}Pb não-suportado nos testemunhos T1, T2, T3 e T4 sofreram uma queda ao longo da profundidade (Tabelas 5.3 a 5.6 e Figuras 5.10 a 5.13). Estes valores foram utilizados para determinação das taxas de sedimentação nestes locais, utilizando as Equações 4.7 e 4.8, do item 4.4.

A partir dos valores de ^{210}Pb não-suportado foram obtidas taxas de sedimentação para a Ponta do Arrozal (T1), Ponta do Frade (T2), Valo Grande (T3) e Rio Carapara-BOCA (T4) de $5,02 \text{ mm.a}^{-1}$, $2,30 \text{ mm.a}^{-1}$, $14,59 \text{ mm.a}^{-1}$ e $3,41 \text{ mm.a}^{-1}$, respectivamente.

Os picos de ^{137}Cs obtidos nos testemunhos (Tabela 5.3 a 5.6) foram utilizados para comparação com a taxa de sedimentação calculada por meio do ^{210}Pb em cada local de coleta do testemunho. Estes picos de ^{137}Cs foram considerados o máximo de emissão atmosférica deste radionuclídeo, por explosões nucleares, que ocorreu entre os anos de 1963-1964, com subseqüentes deposição constante ao longo dos anos.

As Figuras 5.10 a 5.13 mostram que os picos máximos de atividade encontrada para ^{137}Cs , nos testemunhos T1, T2, T3 e T4 foram obtidas entre 16 a 18 cm, 12 a 14 cm, 52 a 55 cm e 16 a 18 cm, respectivamente. Estes picos corresponderiam aos anos de 1963-64. Assumindo uma taxa de sedimentação constante ao longo dos últimos 34 anos, as taxas de sedimentação obtidas com o ^{137}Cs foram de $5,00 \text{ mm.a}^{-1}$ (T1), $3,82 \text{ mm.a}^{-1}$ (T2), $15,74 \text{ mm.a}^{-1}$ (T3) e $5,00 \text{ mm.a}^{-1}$ (T4).

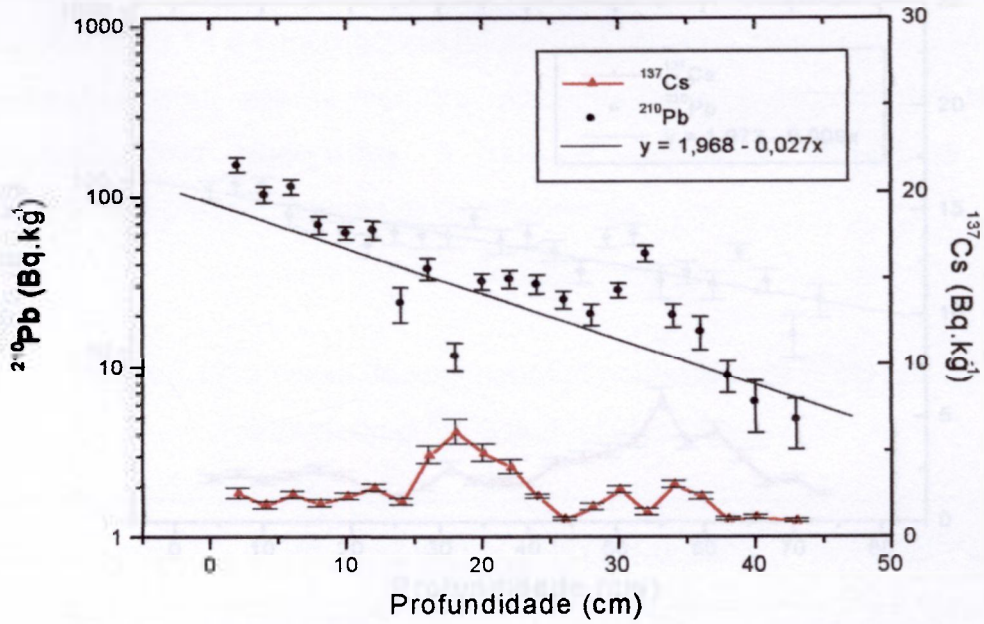


Figura 5.10 - Níveis de ^{210}Pb não-suportado e ^{137}Cs no testemunho T1.

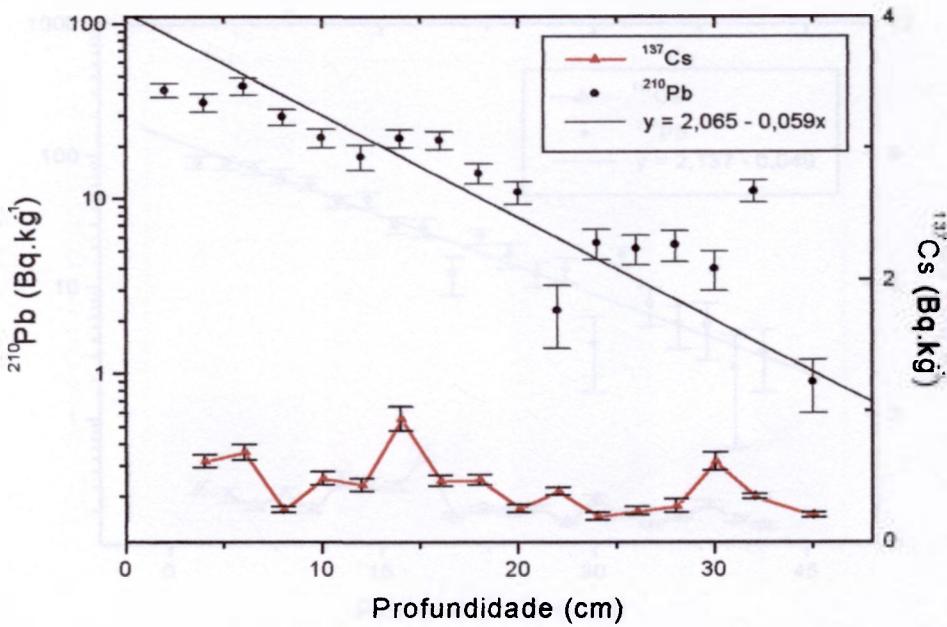


Figura 5.11 - Níveis de ^{210}Pb não-suportado e ^{137}Cs no testemunho T2.

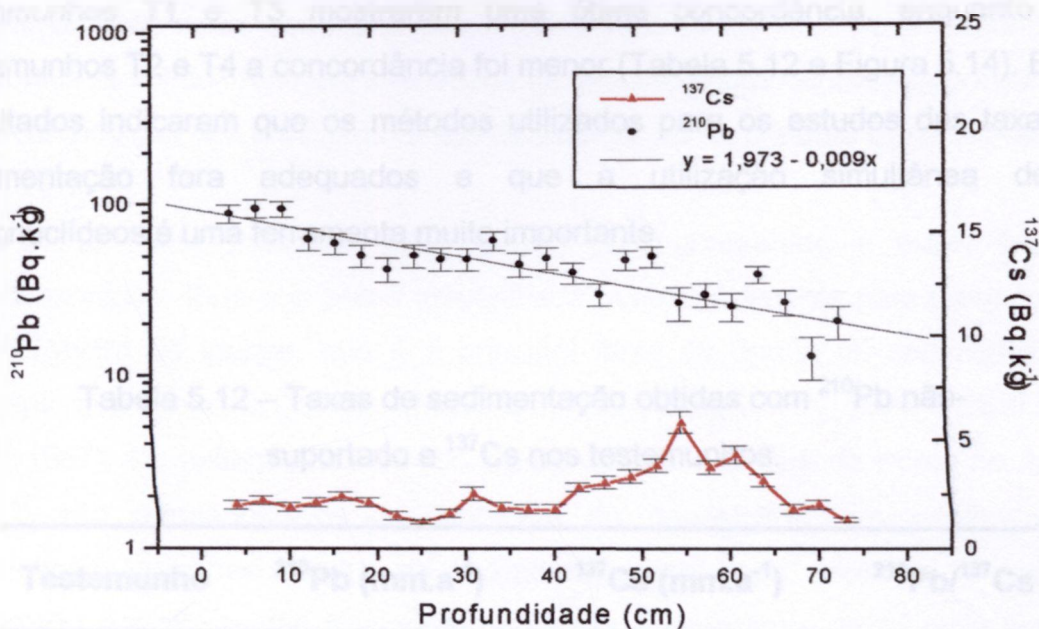


Figura 5.12 - Níveis de ^{210}Pb não-suportado e ^{137}Cs no testemunho T3.

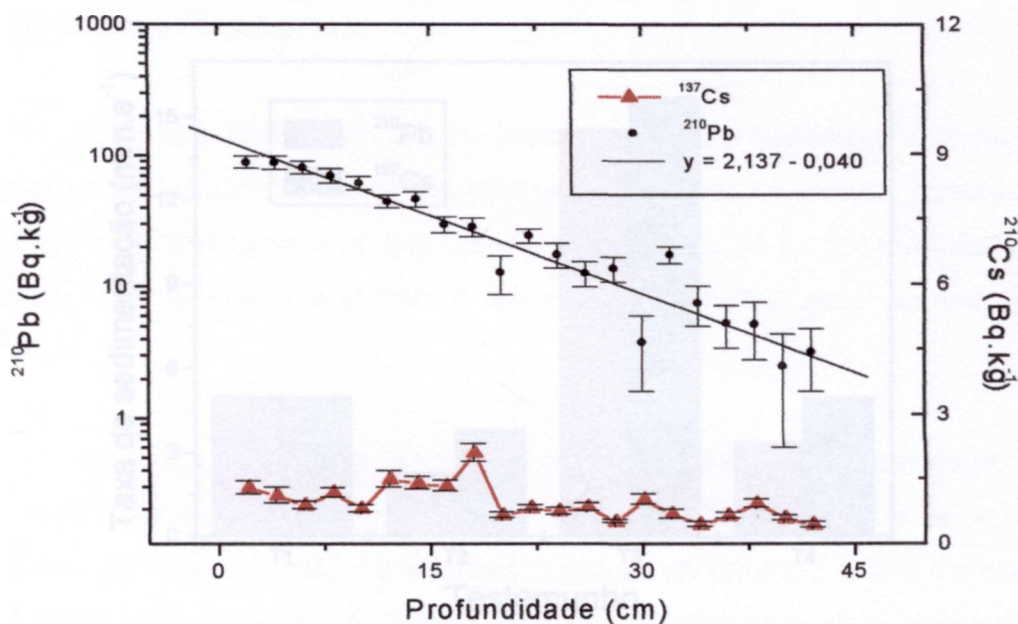


Figura 5.13 - Níveis de ^{210}Pb não-suportado e ^{137}Cs no testemunho T4.

As taxas de sedimentação obtidas com ^{210}Pb não suportado e o ^{137}Cs nos testemunhos T1 e T3 mostraram uma ótima concordância, enquanto nos testemunhos T2 e T4 a concordância foi menor (Tabela 5.12 e Figura 5.14). Estes resultados indicaram que os métodos utilizados para os estudos das taxas de sedimentação fora adequados e que a utilização simultânea destes radionuclídeos é uma ferramenta muito importante.

Tabela 5.12 – Taxas de sedimentação obtidas com ^{210}Pb não-suportado e ^{137}Cs nos testemunhos.

Testemunho	^{210}Pb (mm.a ⁻¹)	^{137}Cs (mm.a ⁻¹)	$^{210}\text{Pb}/^{137}\text{Cs}$
T1	5,02	5,00	1,00
T2	2,30	3,82	0,60
T3	14,59	15,74	0,93
T4	3,41	5,00	0,68

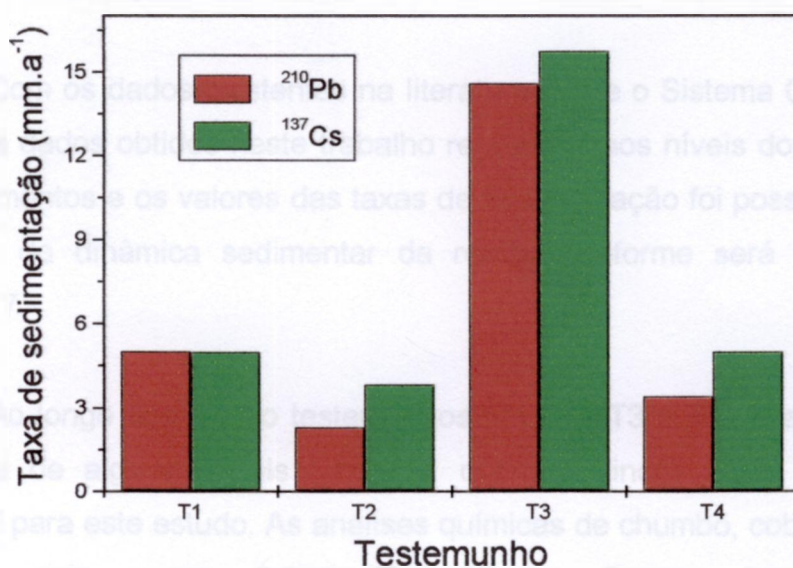


Figura 5.14 – Taxas de sedimentação nos testemunhos do Sistema Cananéia-Iguape.

A Tabela 5.12 e a Figura 5.14 mostram que as maiores taxas de sedimentação foram obtidas no testemunho T3 e as menores no testemunho T2. Os valores obtidos refletem a dinâmica de circulação dos canais estuarinos, além da contribuição das principais fontes de sedimentos no Sistema Cananéia-Iguape.

O testemunho do Valo Grande (T3) apresentou a maior taxa de sedimentação. Este é o ponto influenciado mais diretamente pela drenagem do Rio Ribeira de Iguape, que é a principal fonte de aporte de sedimentos que adentram o Sistema Costeiro (MORAES, 1997; FERREIRA, 1994; TESSLER *et al.*, 1987). Os testemunhos do Rio Carapara-BOCA (T4) e da Ponta do Arrozal (T1) são representativos de ambiente de deposição, com predomínio de condições marinhas atuais e de sedimentos continentais, oriundos do complexo serrano costeiro e das formações arenosas quaternárias da planície costeira. Estas fontes continentais originaram menores quantidades de sedimentos, comparativamente aos depositados no Valo Grande. A Ponta do Frade (T2) localiza-se num ponto intermediário do Sistema e os resultados indicam que não está sofrendo grande influência do Ribeira e a contribuição dos pequenos rios locais não é tão significativa.

Com os dados existentes na literatura sobre o Sistema Cananéia-Iguape e com os dados obtidos neste trabalho referentes aos níveis dos radionuclídeos nos sedimentos e os valores das taxas de sedimentação foi possível elaborar um modelo da dinâmica sedimentar da região conforme será apresentado no Capítulo 7.

Ao longo dos quatro testemunhos (T1, T2, T3 e T4) foram determinados os níveis de alguns metais (chumbo, cobre e zinco) como uma ferramenta adicional para este estudo. As análises químicas de chumbo, cobre e zinco foram efetuadas pela empresa Actilab (Canadá), em alíquotas das amostras totais obtidas a partir do seccionamento dos testemunhos. As amostras foram digeridas com solução de Água Régia ($\text{HCl} + \text{HNO}_3$, 3:1). As soluções resultantes das

lixiviações foram analisadas por espectrometria de absorção atômica.

Os resultados obtidos nas análises de chumbo, cobre e zinco nos testemunhos T1, T2, T3 e T4 estão expressos nas Tabelas 5.13 a 5.16.

Tabela 5.13 – Níveis de chumbo, cobre e zinco no testemunho T1
(Data da coleta: 02/07/1997).

Profundidade (cm)	Chumbo ($\mu\text{g.g}^{-1}$)	Cobre ($\mu\text{g.g}^{-1}$)	Zinco ($\mu\text{g.g}^{-1}$)
0 - 2	26	15	55
2 - 4	25	15	57
4 - 6	19	11	41
6 - 8	17	10	40
8 - 10	16	11	40
10 - 12	18	10	39
12 - 14	16	9	32
14 - 16	13	8	29
16 - 18	12	8	28
18 - 20	11	7	25
20 - 22	12	8	26
22 - 24	12	9	28
24 - 26	13	9	33
26 - 28	10	17	43
28 - 30	16	10	41
30 - 32	23	12	47
32 - 34	19	10	44
34 - 36	13	7	30
36 - 38	15	10	37
38 - 40	9	9	24
40 - 43	7	7	20

Tabela 5.14 – Níveis de chumbo, cobre e zinco no testemunho T2
(Data da coleta: 02/07/1997).

Profundidade (cm)	Chumbo ($\mu\text{g.g}^{-1}$)	Cobre ($\mu\text{g.g}^{-1}$)	Zinco ($\mu\text{g.g}^{-1}$)
0 - 2	8	8	14
2 - 4	12	7	18
4 - 6	11	8	18
6 - 8	12	7	19
8 - 10	12	7	18
10 - 12	8	7	18
12 - 14	11	7	19
14 - 16	9	7	18
16 - 18	9	7	18
18 - 20	5	6	15
20 - 22	6	7	16
22 - 24	4	6	11
24 - 26	4	7	14
26 - 28	4	6	13
28 - 30	3	6	12
30 - 32	4	6	14
32 - 35	5	6	13

Tabela 5.15 – Níveis de chumbo, cobre e zinco no testemunho T3*
(Data da coleta: 02/07/1997).

Profundidade (cm)	Chumbo ($\mu\text{g.g}^{-1}$)	Cobre ($\mu\text{g.g}^{-1}$)	Zinco ($\mu\text{g.g}^{-1}$)
0 - 2	101	37	120
2 - 4	113	39	126
4 - 6	114	39	127
6 - 8	84	32	113
8 - 10	106	36	127
10 - 12	132	41	133
12 - 14	120	35	123
14 - 16	105	35	117
16 - 18	101	32	108
18 - 20	110	34	115
20 - 22	127	37	123
22 - 24	131	36	121
24 - 26	141	39	129
26 - 28	151	41	126
28 - 30	144	39	124
30 - 32	153	41	121
32 - 34	150	40	121
34 - 36	163	43	124
36 - 38	159	41	120
38 - 40	150	38	118
40 - 42	166	44	133

* Duplicata do testemunho T3 (Valo Grande).

Tabela 5.16 – Níveis de chumbo, cobre e zinco no testemunho T4
(Data da coleta: 02/07/1997).

Profundidade (cm)	Chumbo ($\mu\text{g.g}^{-1}$)	Cobre ($\mu\text{g.g}^{-1}$)	Zinco ($\mu\text{g.g}^{-1}$)
0 - 2	14	9	31
4 - 6	12	7	29
8 - 10	8	6	22
12 - 14	35	7	24
16 - 18	13	7	28
18 - 20	9	8	25
22 - 24	8	7	18
26 - 28	7	9	22
30 - 32	5	8	16
34 - 36	2	8	12
38 - 40	4	8	13
40 - 42	4	7	15
44 - 46	4	5	12
48 - 50	3	5	10
52 - 54	LID	5	9
56 - 58	LID	4	9
60 - 62	LID	4	9
66 - 68	LID	3	9

LID – Limite Inferior de Detecção ($<2 \mu\text{g.g}^{-1}$).

Os sedimentos analisados apresentaram níveis de chumbo, cobre e zinco variando entre < 2 a $166 \mu\text{g.g}^{-1}$, 3 a $44 \mu\text{g.g}^{-1}$ e 8 a $133 \mu\text{g.g}^{-1}$, respectivamente (Tabelas 5.13 a 5.16).

MORAES (1997) determinou a concentração de metais pesados na região do Vale do Rio Ribeira de Iguape. No Vale Grande, o valor médio encontrado para chumbo foi de $90 \mu\text{g.g}^{-1}$, para cobre de $21 \mu\text{g.g}^{-1}$ e para zinco de $101 \mu\text{g.g}^{-1}$, valores estes concordantes com os obtidos neste trabalho.

Os níveis de metais pesados encontrados no Sistema Cananéia-Iguape são da mesma ordem de grandeza dos encontrados na Baía de Aratú, Bahia, uma região que se encontra bastante contaminada, devido ao Centro industrial de

Aratú. Segundo dados de RIBEIRO (1979) os níveis de chumbo nos primeiros 5 cm de testemunho, coletado na Baía de Aratú, variaram de 108 a 246 $\mu\text{g.g}^{-1}$ e para profundidades até 90 cm cerca de 28 a 46 $\mu\text{g.g}^{-1}$. Os níveis de zinco variaram de 35 a 89 $\mu\text{g.g}^{-1}$ e os de cobre de 17 a 43 $\mu\text{g.g}^{-1}$. Esses níveis e os encontrados no Valo grande são mais altos que os encontrados na Baixada Santista onde a contaminação provém do complexo industrial de Cubatão.

Segundo dados da COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB, 1988), os níveis de zinco em sedimentos da região da Baixada Santista variaram de 5,41 a 55 $\mu\text{g.g}^{-1}$. Em 75,8% das estações de estudo foram atingidos valores acima do limite recomendado. Os teores de cobre variaram de 1,5 a 12,9 $\mu\text{g.g}^{-1}$ e os de chumbo de 1,04 a 29,8 $\mu\text{g.g}^{-1}$. Em 69,2 % das estações da área de São Vicente, 36,4 % da área do Estuário de Santos e 22,2 % da área de Bertioga os níveis de chumbo superaram a 20 $\mu\text{g.g}^{-1}$.

Os maiores níveis de metais obtidos nos sedimentos dos testemunhos foi consequência da mineração do Alto Vale do Rio Ribeira de Iguape. Segundo MORAES (1997), a província mineral do alto vale do Rio Ribeira tem sido minerada desde os tempos coloniais, acarretando um incremento na drenagem deste rio de partículas enriquecidas de metais provenientes da lixiviação de rejeitos ou da lavagem do minério. As atividades de extração e beneficiamento de minério na região encontram-se paralisadas desde o final de 1995.

Essas partículas de textura fina freqüentemente associadas à matéria orgânica, carregadas em suspensão, pela drenagem do Ribeira do Iguape, apenas passaram a adentrar e serem depositadas nas canais do sistema costeiro, a partir da abertura do Valo Grande.

Dessa forma, um incremento dos teores de elementos metálicos da seqüência sedimentar holocênica das canais, em especial do chumbo, que representa um dos elementos mais abundantes e intensamente minerados no alto

vale deste rio, indica o início da influência, mais acentuada, da drenagem continental sobre o sistema costeiro, permitindo, ainda, além de estimar a espessura do pacote de sedimentos depositados nos últimos 160 anos, também compreender a distribuição espacial dos sedimentos continentais que aportam no sistema através do Valo Grande.

Os teores de chumbo encontrados em sedimentos do Valo Grande variaram de 84 a 166 $\mu\text{g.g}^{-1}$ e estão muito acima do "background" Regional (Bg), que é de 16 $\mu\text{g.g}^{-1}$, determinado pela COORDENADORIA DE PESQUISAS DE RECURSOS NATURAIS (CRPN, 1974) e acima da concentração de 40 $\mu\text{g.g}^{-1}$, limiar utilizado por BOWDEN apud PRATER & ANDERSON (1977), para o sedimento ser considerado como altamente contaminado. Verificou-se que há uma diminuição dos teores de chumbo nas camadas superiores, o que estaria correlacionado com o decréscimo das atividades minero-metalúrgicas na região do Alto Vale do Ribeira (MORAES, 1997). Para os outros pontos de coleta, os teores deste metal ficaram próximos ao "Background" Regional.

O comportamento das concentrações de zinco e cobre para o sedimento coletado no testemunho T3 também acompanha, no geral, o do chumbo. As concentrações de zinco variaram de 108 a 133 $\mu\text{g.g}^{-1}$, valores esses muito elevados ("Background" Regional de 46 $\mu\text{g.g}^{-1}$). Os teores encontrados para cobre variaram de 32 a 44 $\mu\text{g.g}^{-1}$ e também estão acima do valor de "Background" (18 $\mu\text{g.g}^{-1}$).

Os sedimentos do Valo Grande apresentaram as maiores concentrações dos três metais. Este é o ponto influenciado mais diretamente pela drenagem do Rio Ribeira de Iguape, que é a principal fonte de aporte de sedimentos em suspensão e enriquecidos, que adentram o Sistema Costeiro (MORAES, 1997; FERREIRA, 1994; TESSLER *et al.*, 1987).

Na maioria dos sedimentos dos testemunhos T1 e T4 os níveis dos três metais ficaram abaixo dos valores de "Background" Regional, enquanto no testemunho T2, todos os sedimentos ficaram abaixo do "Background". A Ponta do Frade (T2) localiza-se num ponto intermediário do Sistema e os resultados indicam que não está sofrendo grande influência do Ribeira e a contribuição dos pequenos rios locais não é tão significativa.

A Ponta do Arrozal (T1) e o Rio Carapara (T4) são representativos de ambiente de deposição, com predomínio de condições marinhas atuais e de sedimentos continentais, oriundos do complexo serrano costeiro e das formações arenosas quaternárias da planície costeira. Estas fontes continentais originaram sedimentos com menores teores de metais, comparativamente aos depositados no Valo Grande, portanto, a presença dos maiores níveis dos metais observada nestes dois pontos representa um indicativo da influência do Rio Ribeira de Iguape sobre a região mais a SE do Sistema Cananéia-Iguape.

Os dados preliminares obtidos com os metais (chumbo, cobre e zinco) nos sedimentos dos testemunhos mostraram uma dinâmica sedimentar concordante com as taxas de sedimentação obtidas nos quatro pontos analisados, auxiliando na compreensão do principal mecanismo hidrodinâmico do Sistema.

5.2 - DETERMINAÇÃO DE ^{210}Pb e ^{210}Po EM ORGANISMOS MARINHOS E NA ÁGUA NO SISTEMA CANANÉIA-IGUAPE

5.2.1 – Material de Referência

Durante o desenvolvimento deste trabalho, os métodos radioquímicos para ^{210}Po foi aplicado em análise de intercomparação promovido pela Agência Internacional de Energia Atômica. O resultado obtido para a amostra IAEA-384 (sedimento marinho - Fangataufa) está indicado na Tabela 5.17. Este valor foi concordante com o valor certificado.

Tabela 5.17 – Resultados das análises de intercomparação da amostra IAEA-384.

Radionuclídeo	Valor obtido (Bq.kg^{-1})	Valor Certificado (Bq.kg^{-1})
^{210}Po	$24,2 \pm 2,3$	23,15 (22,2-24,05)*

* Intervalo de confiança ($\alpha = 0,05$).

5.2.2 - Água

Para a análise de ^{210}Pb e ^{210}Po foi utilizado o método descrito no item 4.3.4, pois os níveis destes radionuclídeos na água é muito baixo e a detecção alfa é o método mais adequado para estes radionuclídeos. Os resultados estão expressos na Tabela 5.18 e na Figura 5.15.

Tabela 5.18 – Níveis de ^{210}Pb e ^{210}Po em amostras de água dos canais do Sistema Cananéia-Iguape.

Amostras	^{210}Pb (mBq.L ⁻¹)	^{210}Po (mBq.L ⁻¹)
A1	2,1 ± 0,2	1,6 ± 0,1
A2	3,3 ± 0,2	2,1 ± 0,1
A3	3,7 ± 0,3	2,9 ± 0,2
A4	2,5 ± 0,2	1,7 ± 0,1
A5	6,2 ± 0,6	4,1 ± 0,4
A6	5,8 ± 0,5	3,6 ± 0,3

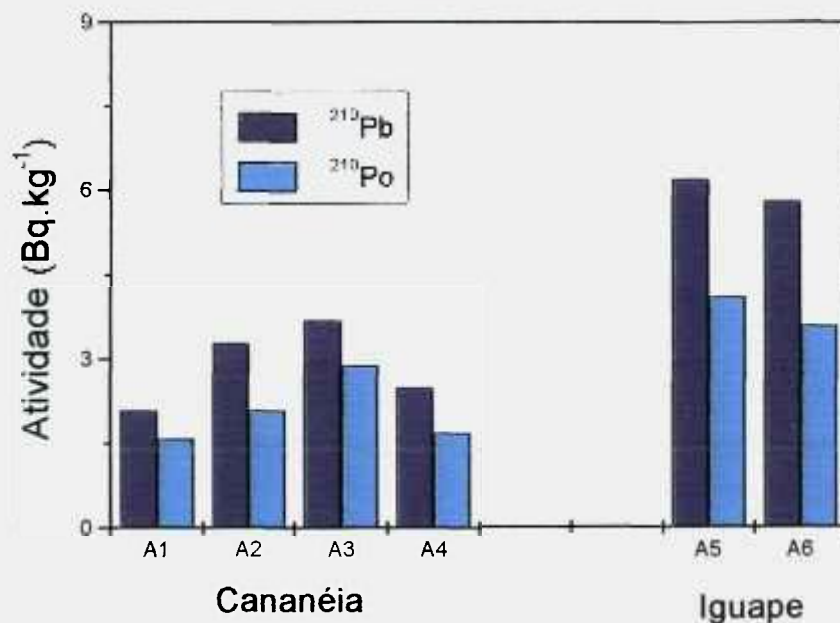


Figura 5.15 – Concentração de ^{210}Pb e ^{210}Po em águas do Sistema Cananéia-Iguape.

A Tabela 5.18 e a Figura 5.15 mostram que foram obtidos níveis para ^{210}Pb variando de 2,1 a 6,2 mBq.L⁻¹ e para ^{210}Po valores de 1,6 a 4,1 mBq.L⁻¹. Os maiores níveis de ^{210}Pb e ^{210}Po foram encontrados no Valo Grande (A5 e A6),

valor médio de 6,0 e 3,9 mBq.L⁻¹, respectivamente, e os mais baixos na região de Cananéia (A1, A2, A3 e A4), valor médio de 2,9 e 2,1 mBq.L⁻¹, respectivamente.

Os valores obtidos no Valo Grande (Figura 5.15) devem estar associados a maior contribuição do Rio Ribeira de Iguape. Além disso, a atividade humana desenvolvida ao longo do rio, com a utilização de fertilizantes na agricultura, pode colaborar para a liberação destes radionuclídeos no ambiente. Segundo PARFENOV (1974) a utilização de fertilizantes com fosfatos pode aumentar a concentração de ²¹⁰Pb e ²¹⁰Po no solo, devido às altas concentrações de radionuclídeos da série do urânio na rocha fosfática.

A utilização de fertilizantes na atividade agrícola no Vale do Ribeira pode aumentar a concentração destes radionuclídeos no solo, que são carregados pelas chuvas freqüentes e atingir o Rio Ribeira de Iguape, chegando até o Valo Grande.

Embora tenha sido verificado uma variação na concentração de ²¹⁰Pb e ²¹⁰Po ao longo do Sistema Cananéia-Iguape, os valores obtidos estão próximos dos valores obtidos por outros autores. OTHMAN *et al.* (1994) obteve valores para ²¹⁰Po entre 4 e 6 mBq.L⁻¹, em águas marinhas do litoral da Síria. KÖSTER *et al.* (1993) obtiveram valores de ²¹⁰Po variando de 2,5 a 14 mBq.L⁻¹, no litoral do norte da França. McDONALD *et al.* (1991) obtiveram níveis de ²¹⁰Pb e ²¹⁰Po, na costa da Grã Bretanha, entre 0,8 a 32 mBq.L⁻¹ e 0,7 a 8,7 mBq.L⁻¹, respectivamente. Segundo estes autores, os níveis mais altos destes radionuclídeos estão relacionados à atividade industrial. CARVALHO (1988) encontrou níveis de ²¹⁰Po na camada superior da água, da costa de Portugal e da Ilha da Madeira, variando entre 1 a 4 mBq.L⁻¹, com média de 1,1 mBq.L⁻¹, esse mesmo autor CARVALHO (1995b) observou níveis de ²¹⁰Pb e ²¹⁰Po, em águas do Estuário Tagus, Portugal, variando entre 0,02 e 0,49 mBq.L⁻¹ e de 0,01 a 0,31 mBq.L⁻¹, respectivamente.

Para os organismos aquáticos, a presença de determinados radionuclídeos na água, mesmo em baixas concentrações, pode representar um risco, uma vez que alguns destes elementos podem ser absorvidos e permanecer dentro do corpo destes organismos, ocorrendo um acúmulo ao longo do tempo.

5.2.3 – Organismos Marinhos

5.2.3.1 – Organismos Capturados

Foram realizados alguns trabalhos de campo para a captura de peixes, crustáceos e moluscos coletados no Sistema Cananéia-Iguape, entre os anos de 1998 a 2000. As Tabelas 5.19 e 5.20 expressam os resultados obtidos na coleta destes organismos. Os dados destas tabelas mostram que foram coletadas 37 espécies de peixes, 3 de crustáceos e 3 de moluscos ao longo da área de estudo.

Embora a fauna desta região apresente uma diversidade maior de espécies de organismos, como observado por ZANI-TEIXEIRA (1983); DINIZ-FILHO (1997) e SAUL (1994), o interesse principal das coletas foram às espécies de maior importância econômica que ocorrem no Sistema Cananéia-Iguape e as de maior importância para o consumo humano, como os peixes crustáceos e moluscos.

Os componentes mais abundantes das coletas variaram de acordo com a época do ano, mas ocorreu uma diversidade maior de captura no verão para todos os grupos. Os moluscos bivalves (ostras e mexilhões), por exemplo, foram capturas apenas nos meses mais quentes.

Entre os peixes, o bagre amarelo (*Cathorops* sp) foi mais abundante, nas coletas com rede de arrasto, representando cerca de 50% da biomassa total. A abundância desta espécie também foi observada por ZANI-TEIXEIRA (1983) e DINIZ-FILHO (1997).

Tabela 5.19 – Peixes coletados no Sistema Cananéia-Iguape (Data das coletas: Junho de 1998 a Agosto de 2000).

Espécie	Nome popular
TELEÓSTEOS	
<i>Anchoviella lepidentostole</i>	Manjuba
<i>Cathorops</i> sp	Bagre amarelo
<i>Centropomus paralellus</i>	Robalo peva
<i>Centropomus undecimalis</i>	Robalo flecha
<i>Chaetodipterus faber</i>	Paru
<i>Chloroscombrus chysurus</i>	Palombeta
<i>Cynoscion acoupa</i>	Pescada amarela
<i>Cynoscion leiarchus</i>	Pescada branca
<i>Cynoscion microlepdontus</i>	Pescada olhuda
<i>Diapterus rhombeus</i>	Carapeba
<i>Eucinostomus gula</i>	Carapicu
<i>Eugerres brasilianus</i>	Caratinga
<i>Genidens genidens</i>	Bagre urutu
<i>Harengula clupeola</i>	Sardinha cascuda
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	Peixe-agulha
<i>Lagocephalus laevigatus</i>	Baiacu arara
<i>Larimus breviceps</i>	Oveva
<i>Menticirrhus americanus</i>	Betara
<i>Micropogonias furnieri</i>	Corvina
<i>Mugil curema</i>	Parati
<i>Mugil platanus</i>	Tainha
<i>Mycteroperca</i> sp	Badejo
<i>Ogcocephalus vespertilio</i>	Peixe-morcego
<i>Oligoplites saurus</i>	Salteira
<i>Opisthonema oglinum</i>	Sardinha-bandeira
<i>Pomadasys croco</i>	Corcoroca
<i>Sardinella brasiliensis</i>	Sardinha
<i>Sciadeichthys luniscutis</i>	Bagre
<i>Scomberomorus brasiliensis</i>	Sororoca
<i>Selene setapinnis</i>	Peixe-galo
<i>Selene vomer</i>	Peixe-galo de penacho
<i>Sphoeroides testudineus</i>	Baiacu pintado
<i>Sphyaena guachancho</i>	Bicuda
<i>Trachinotus carolinus</i>	Pampo
<i>Trinects paulistanus</i>	Linguado
<i>Atherinella brasiliensis</i>	Peixe-rei
ELASMOBRÂNQUIOS	
<i>Narcine brasiliensis</i>	Raia treme-treme

Tabela 5.20 – Crustáceos e moluscos coletados no Sistema Cananéia-Iguape (Data das coletas: Junho de 1998 a Agosto de 2000).

Espécie	Nome popular
CRUSTÁCEOS	
<i>Penaeus</i> sp	Camarão
<i>Callinectes</i> sp	Siri-azul
<i>Ucides</i> sp	Caranguejo
MOLUSCOS	
<i>Mytilus</i> sp	Mexilhão
<i>Crassostrea</i> sp	Ostra
<i>Loligo</i> sp	Lula

A captura com rede de arrasto também foi a mais significativa, com relação à diversidade, pois a maioria das espécies de peixes e de alguns crustáceos foi coletada desta forma. Para SAUL (1994) a rede de arrasto representou cerca de 66% do total das espécies de peixe capturada.

Os cercos-fixos também apresentaram boa eficiência para a captura de peixes, principalmente tainha, parati, robalo, paru, carapeba. Segundo MENDONÇA (1998), no Complexo Estuarino-lagunar de Cananéia e Iguape, o cerco-fixo constitui a principal arte pesqueira empregada pelos pescadores locais.

Este mesmo autor analisando a pesca na região de Cananéia, entre os anos de 1995 e 1996, observou que 41 espécies de peixes e 4 de crustáceos do capturados dentro do estuário foram desembarcadas e comercializadas nos principais entrepostos da região.

No setor pesqueiro, principal atividade econômica da região, empregando cerca de 25% da população, destacam-se a captura da manjuba e do camarão.

Dados do INSTITUTO DE PESCA (2000) mostram que foram desembarcados e comercializados nos principais entrepostos das cidades de Cananéia, Iguape e Ilha Comprida, entre os anos de 1997 e o 1º semestre de 2000, cerca de 70 espécies de peixes, 10 de crustáceos e 6 de moluscos.

5.2.3.2 - ^{210}Pb e ^{210}Po em Amostras de Organismos

Os organismos aquáticos são capazes de acumular de forma diferencial alguns elementos presentes na água. Desta forma, foram realizadas análises de ^{210}Pb e ^{210}Po em algumas espécies de organismos coletados ao longo deste Sistema.

A) Peixes

Foram realizadas análises de ^{210}Pb e ^{210}Po em adultos das outras espécies de peixes. A Tabela 5.21 e a Figura 5.16 mostram os resultados obtidos na análise de ^{210}Pb e ^{210}Po em espécies de peixes do Sistema Cananéia-Iguape.

Os dados da Tabela 5.21 mostram que em todas as espécies de peixes analisadas a quantidade de ^{210}Po foi maior que a de ^{210}Pb , com precisão variando de 6 a 13%. Os níveis de ^{210}Pb variaram de CMD ($< 0,17$) a $1,84 \text{ Bq.kg}^{-1}$ e os de ^{210}Po variaram de $0,15$ a $7,76 \text{ Bq.kg}^{-1}$.

A comparação destes valores com outras regiões do mundo mostram que os dados aqui apresentados são concordantes com os valores da literatura e servem como referência para o litoral sul do Estado de São Paulo (Tabela 5.22). CARVALHO (1995a) observou níveis de ^{210}Pb e ^{210}Po , em peixes do litoral de Portugal, variando entre $0,01$ a 14 Bq.kg^{-1} e $0,07$ a 66 Bq.kg^{-1} , respectivamente.

Tabela 5.21 – Níveis de ^{210}Pb e ^{210}Po em peixes no Sistema de Cananéia-Iguape.

Espécie	$^{210}\text{Pb}^*$	$^{210}\text{Po}^*$	$^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$
<i>A. lepidentostole</i> (manjuba)	0,33 ± 0,03	2,73 ± 0,22	8
<i>Cathorops</i> sp (bagre amarelo)	1,84 ± 0,18	5,76 ± 0,45	3
<i>C. paralellus</i> (robalo peva)	CMD	0,87 ± 0,04	—
<i>C. undecimalis</i> (robalo flecha)	CMD	0,51 ± 0,05	—
<i>C. faber</i> (paru)	0,27 ± 0,02	1,56 ± 0,09	6
<i>C. chysurus</i> (palombeta)	0,22 ± 0,02	2,18 ± 0,19	4
<i>C. acoupa</i> (pescada amarela)	0,71 ± 0,09	2,15 ± 0,11	3
<i>C. leiarchus</i> (pescada branca)	0,62 ± 0,07	3,01 ± 0,20	5
<i>C. microlepdontus</i> (pescada olhuda)	0,22 ± 0,02	1,56 ± 0,11	7
<i>D. rhombeus</i> (carapeba)	0,36 ± 0,03	4,26 ± 0,26	12
<i>E. gula</i> (carapicu)	0,87 ± 0,08	4,30 ± 0,38	5
<i>E. brasilianus</i> (caratinga)	CMD	2,45 ± 0,21	—
<i>G. genidens</i> (bagre urutu)	0,79 ± 0,07	2,54 ± 0,20	3
<i>H. clupeola</i> (sardinha cascuda)	1,52 ± 0,12	4,90 ± 0,34	3
<i>H. brasiliensis</i> (peixe agulha)	0,63 ± 0,07	2,88 ± 0,20	5
<i>L. laevigatus</i> (baiacu arara)	0,54 ± 0,06	2,05 ± 0,18	4
<i>L. breviceps</i> (oveva)	0,23 ± 0,03	6,94 ± 0,42	30
<i>M. americanus</i> (betara)	0,23 ± 0,02	3,68 ± 0,37	16
<i>M. furnieri</i> (corvina)	0,77 ± 0,09	2,87 ± 0,21	4
<i>M. curema</i> (parati)	CMD	4,23 ± 0,38	—
<i>M. platanus</i> (tainha)	0,38 ± 0,04	3,12 ± 0,26	8
<i>Mycteroperca</i> sp (badejo)	CMD	0,15 ± 0,01	—
<i>N. brasiliensis</i> (raia treme treme)	CMD	2,64 ± 0,24	—
<i>O. vespertilio</i> (peixe morcego)	0,45 ± 0,05	1,53 ± 0,10	3
<i>O. saliens</i> (salteira)	0,17 ± 0,02	1,32 ± 0,09	3
<i>O. oglinum</i> (sardinha bandeira)	1,01 ± 0,09	7,76 ± 0,79	8
<i>P. crocro</i> (corcoroca)	0,21 ± 0,02	1,96 ± 0,16	9
<i>S. brasiliensis</i> (sardinha)	0,92 ± 0,08	3,22 ± 0,42	4
<i>S. luniscutis</i> (bagre)	0,19 ± 0,02	1,22 ± 0,10	6
<i>S. brasiliensis</i> (sororoca)	1,31 ± 0,14	7,32 ± 0,46	6
<i>S. setapinnis</i> (peixe galo)	0,41 ± 0,05	1,98 ± 0,08	5
<i>S. vomer</i> (peixe galo de penacho)	0,88 ± 0,09	2,45 ± 0,16	3
<i>S. testudineus</i> (baiacu pintado)	0,63 ± 0,07	1,85 ± 0,15	3
<i>S. guachancho</i> (bicuda)	0,34 ± 0,04	2,54 ± 0,20	7
<i>T. carolinus</i> (pampo)	0,91 ± 0,14	3,57 ± 0,19	4
<i>T. paulistanus</i> (linguado)	1,34 ± 0,11	5,61 ± 0,48	4
<i>A. brasiliensis</i> (peixe rei)	0,77 ± 0,08	3,20 ± 0,25	4

* Bq.kg⁻¹ (peso úmido).

CMD – Concentração Mínima Detectável (< 0,17 Bq.kg⁻¹).

SAITO (1996) encontrou níveis de ^{210}Po em peixes do litoral norte do Estado de São Paulo variando de 0,5 a 5,3 Bq.kg^{-1} . NARAYANA *et al.* (1995) obtiveram valores de ^{210}Po em músculo de peixes da Costa Kamataka, Índia, variando de 1,8 a 5,1 Bq.kg^{-1} .

CARVALHO (1988) estimou a concentração de ^{210}Po na musculatura de diferentes espécies de peixes do litoral de Portugal e Ilha da Madeira, obtendo valores entre 0,08 a 21 Bq.kg^{-1} . YAMAMOTO *et al.* (1994), determinaram a concentração de ^{210}Po e ^{210}Pb em peixes coletados no Mar do Japão, encontrando para esses radionuclídeos, os níveis de 0,6 a 26 Bq.kg^{-1} e de 0,04 a 0,54 Bq.kg^{-1} , respectivamente.

A Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA), por meio do Projeto MARDOS (1994), publicou um relatório contendo a concentração de ^{210}Po em peixes de vários oceanos. Os valores variaram de 0,1 a 5,8 Bq.kg^{-1} , podendo-se considerar um valor médio geométrico global de 2,4 Bq.kg^{-1} em peixes.

Tabela 5.22 – Comparação dos níveis de ^{210}Pb e ^{210}Po em peixes do Sistema Cananéia-Iguape, com outras regiões do mundo.

LOCAL	^{210}Pb (Bq.kg^{-1})	^{210}Po (Bq.kg^{-1})
Este Trabalho	CMD (< 0,17) a 1,84	0,15 a 7,76
Portugal	0,01 a 14,00	0,07 a 66,00
Litoral Norte de São Paulo		0,5 a 5,3
Mar do Japão	0,04 a 0,54	0,6 a 26

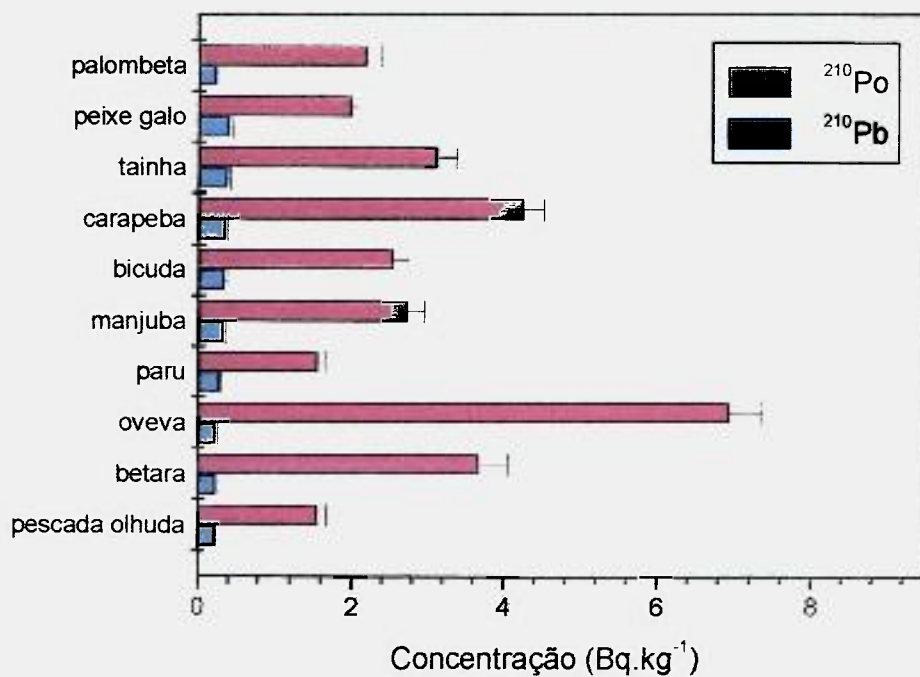
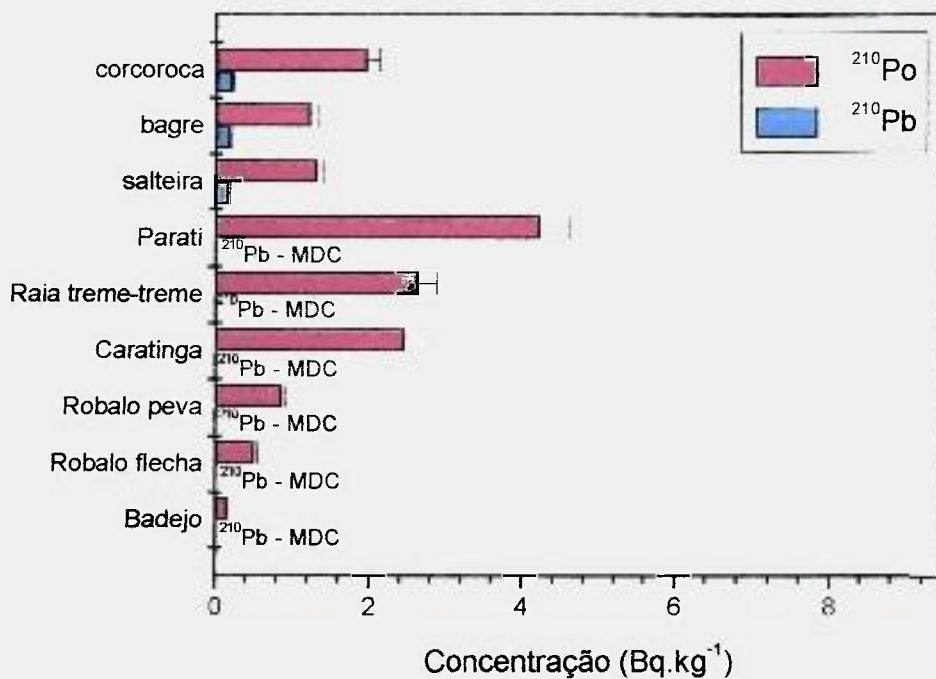


Figura 5.16 (a) – Níveis de ^{210}Pb e ^{210}Po em peixes do Sistema.

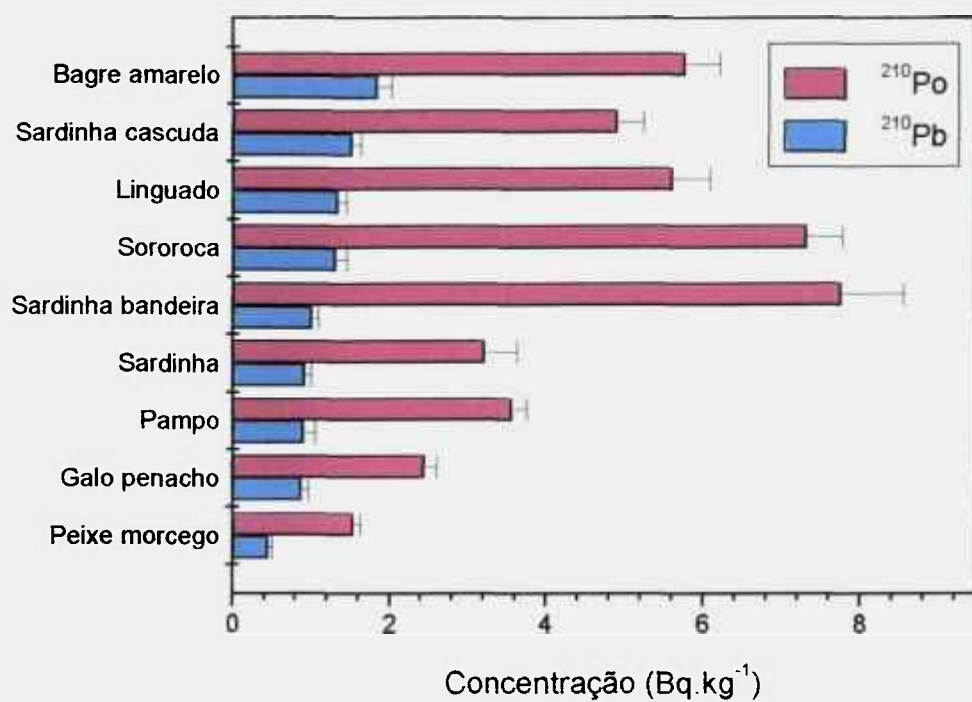
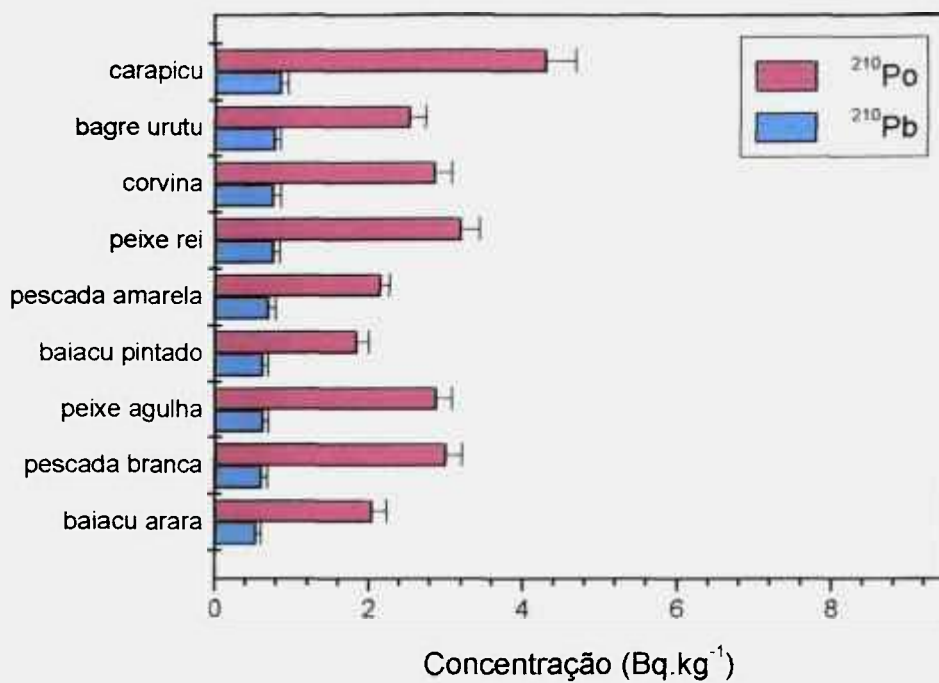


Figura 5.16 (b) – Níveis de ^{210}Pb e ^{210}Po em peixes do Sistema.

B) *Cathorops* sp (Bagre Amarelo)

Durante as coletas foram obtidos muitos espécimes de *Cathorops* sp em estágio juvenil e adulto. Desta forma, os níveis de ^{210}Pb e ^{210}Po foram analisados em exemplares desta espécie nestes dois estágios. Os estudos foram realizados na musculatura e nas vísceras, com o objetivo de se verificar um possível acúmulo diferencial deste radionuclídeos. Os resultados obtidos estão expressos na Tabela 5.23 e na Figura 5.17.

Tabela 5.23 – Níveis de ^{210}Pb e ^{210}Po nos músculos e vísceras de *Cathorops* sp, em diferentes estágios de desenvolvimento.

	^{210}Pb	^{210}Po	$^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$
Estágio Juvenil (Bq.kg⁻¹)			
Músculo	3,5 ± 0,3	8,8 ± 0,7	3
Vísceras	15,1 ± 2,3	32,7 ± 2,5	2
Estágio Adulto (Bq.kg⁻¹)			
Músculo	1,8 ± 0,2	5,8 ± 0,5	3
Vísceras	7,4 ± 0,8	22,3 ± 1,8	3

Os dados da Tabela 5.23 mostram que os níveis de ^{210}Pb e ^{210}Po na musculatura de *Cathorops* sp variaram entre 3,5 a 8,8 Bq.kg⁻¹, nos jovens, e entre 2,4 a 5,8 Bq.kg⁻¹, nos adultos, respectivamente. Nas vísceras foram encontrados valores mais altos para estes radionuclídeos, tanto nos jovens como nos adultos, com níveis de ^{210}Pb e ^{210}Po variando entre 15,1 a 32,7 Bq.kg⁻¹, nos jovens, e entre 7,4 a 22,3 Bq.kg⁻¹, nos adultos.

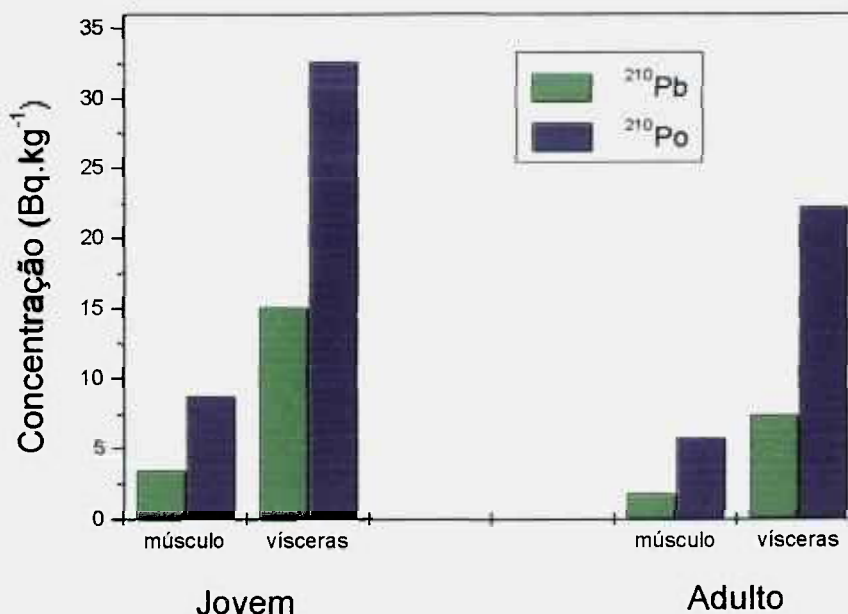


Figura 5.17 – Concentração de ^{210}Pb e ^{210}Po em *Cathorops* sp, na musculatura e nas vísceras, em diferentes estágios de desenvolvimento.

As concentrações de ^{210}Pb e ^{210}Po observada nas vísceras foram maiores do que a nos músculos, tanto nos jovens como nos adultos (Figura 5.16). A maior capacidade de concentração destes radionuclídeos observada nos órgãos internos dos bagres amarelos está de acordo com dados obtidos por outros autores.

CARVALHO (1988) obteve concentrações de ^{210}Po bem mais elevadas nas vísceras, em comparação com a musculatura, de duas espécies de peixes marinhos da costa continental de Portugal, os valores variaram entre 0,32 a 10,4 kBq.kg $^{-1}$, nas gônadas e intestino, respectivamente. SMITH & TOWLER (1993) analisaram fígado de algumas espécies de peixes cartilagosos do litoral da Austrália, por causa da alta capacidade que este órgão apresenta de acumular ^{210}Pb e ^{210}Po e observaram níveis entre 0,1 a 1,1 Bq.kg $^{-1}$ e 1 a 180 Bq.kg $^{-1}$,

respectivamente. Estes mesmos autores não observaram uma correlação entre os níveis de ^{210}Po , o tamanho e biomassa do peixe. Segundo dados do relatório do UNSCEAR (1982), o excesso de ^{210}Po , em relação ao ^{210}Pb , nas vísceras é consequência, provavelmente, da alimentação e pode ser parcialmente atribuída a alta taxa de incorporação deste radionuclídeo por estes órgãos.

Os dados indicam que os bagres amarelos jovens acumularam mais radionuclídeos que os adultos. Alguns fatores podem explicar este acúmulo diferencial, como metabolismo e hábitos alimentares. Por exemplo, *Cathorops* sp juvenil alimenta-se principalmente de animais bentônicos, como anfípodos, isópodos e copépodos. O adulto por sua vez, alimenta-se principalmente de crustáceos, moluscos e pequenos peixes.

CHERRY & HEYRAUD (1995) estudaram as relações alométricas em alguns organismos marinhos e observaram que a concentração de ^{210}Po em alguns destes organismos diminui com o aumento da massa corpórea, ou seja, quanto maior o ser vivo menor a concentração do radionuclídeo.

Entretanto, não se pode afirmar que isto também ocorra com a maioria das espécies de peixes ou outros organismos aquáticos, pois uma série de fatores podem influenciar este acúmulo, como hábitos alimentares, fisiologia e habitat.

Para confirmar a maior capacidade de concentração de ^{210}Pb e ^{210}Po pelos peixes jovens são necessárias análises destes radionuclídeos em outras espécies desses organismos aquáticos, em diferentes estágios de desenvolvimento.

C) Crustáceos e Moluscos

A Tabela 5.24 e a Figura 5.18 mostram os resultados obtidos na análise de ^{210}Pb e ^{210}Po nas espécies de crustáceos e moluscos do Sistema Cananéia-Iguape.

Tabela 5.24 – Níveis de ^{210}Pb e ^{210}Po em crustáceos e moluscos no Sistema de Cananéia/Iguape – SP.

Espécie	$^{210}\text{Pb}^*$	$^{210}\text{Po}^*$	$^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$
CRUSTÁCEOS			
<i>Callinectes</i> sp (sirih)	2,9 ± 0,2	21,3 ± 1,9	7
<i>Penaeus</i> sp (camarão)	3,2 ± 0,5	10,4 ± 0,8	3
<i>Ucides</i> sp (caranguejo)	3,8 ± 0,3	33,4 ± 2,9	9
MOLUSCOS			
<i>Crassostrea</i> sp (ostra)	5,1 ± 0,6	77,4 ± 6,9	15
<i>Loligo</i> sp (lula)	4,5 ± 0,6	52,5 ± 3,2	12
<i>Mytilus</i> sp (mexilhão)	7,4 ± 0,9	148,6 ± 8,9	20

* Bq.kg⁻¹ (peso úmido).

Os dados da Tabela 5.24 e a Figura 5.18 mostram que os níveis de ^{210}Pb e ^{210}Po em crustáceos variaram de 2,9 a 3,8 Bq.kg⁻¹ e 10,4 a 33,4 Bq.kg⁻¹, respectivamente. Em moluscos, os níveis de ^{210}Pb variaram de 4,5 a 7,4 Bq.kg⁻¹ e ^{210}Po de 52,5 a 148,6 Bq.kg⁻¹. A comparação dos valores obtidos para estas espécies de crustáceos e moluscos com outras regiões do Brasil e do mundo mostram que os dados aqui apresentados são concordantes com os valores da literatura e servem como referência para o litoral sul de São Paulo (Tabela 5.25).

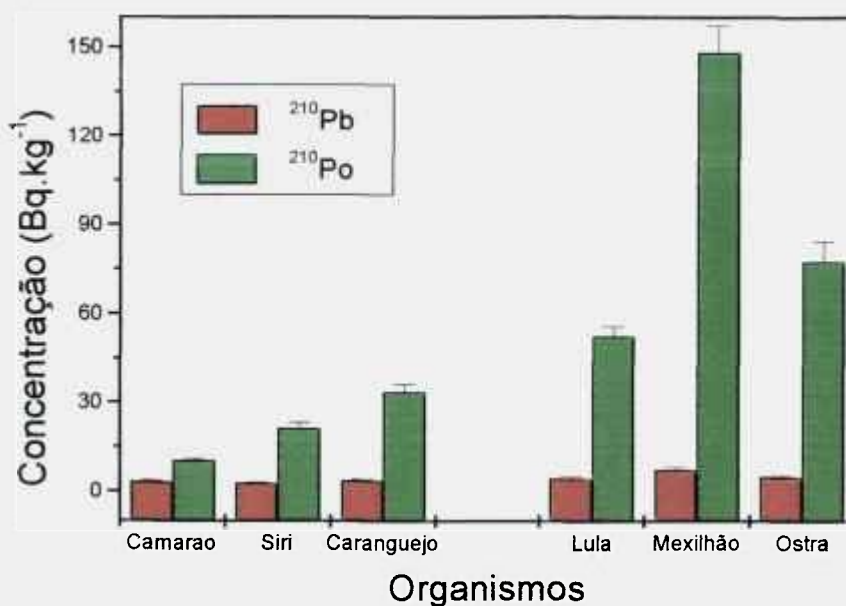


Figura 5.18 – Níveis de ^{210}Pb e ^{210}Po em crustáceos e moluscos.

Tabela 5.25 – Comparação dos níveis de ^{210}Pb e ^{210}Po em crustáceos e moluscos do Sistema Cananéia-Iguape, com outras regiões do mundo.

LOCAL	Crustáceos		Moluscos	
	$^{210}\text{Pb}^*$	$^{210}\text{Po}^*$	$^{210}\text{Pb}^*$	$^{210}\text{Po}^*$
Este Trabalho	2,9 a 3,8	10,4 a 33,4	4,5 a 7,4	52,5 a 148,6
Portugal	0,15 a 2,8	4 a 75	0,3 a 16	1,1 a 152
MARDOS		0,8 a 57		0,4 a 100
Portugal e Ilha da Madeira		16,5**		122**

* Bq.kg⁻¹;

** Valor médio.

CARVALHO (1995a) observou níveis de ^{210}Pb e ^{210}Po em crustáceos variando entre 0,15 a 2,8 Bq.kg^{-1} e 4 a 75 Bq.kg^{-1} , respectivamente. Este mesmo autor, também obteve níveis de ^{210}Pb e ^{210}Po em moluscos variando entre 0,3 a 16 Bq.kg^{-1} e 1,1 a 152 Bq.kg^{-1} , respectivamente.

A Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA), por meio do Projeto MARDOS (1994), publicou um relatório contendo a concentração de ^{210}Po em crustáceos e moluscos de vários oceanos. Os valores variaram entre 0,8 a 57 Bq.kg^{-1} e 0,4 a 100 Bq.kg^{-1} , respectivamente, com média geométrica global de 6 e 15 Bq.kg^{-1} , para crustáceo e molusco, respectivamente.

OTHMAN *et al.* (1994) estudaram níveis de ^{210}Po em uma espécie de caranguejo da costa da Síria, obtendo um nível de 12 Bq.kg^{-1} , para este radionuclídeo. CARVALHO (1988) observou níveis de ^{210}Po , em algumas espécies de crustáceos e moluscos, com média de 16,5 e 122 Bq.kg^{-1} , respectivamente.

YAMAMOTO *et al.* (1994) também observaram uma grande concentração de ^{210}Pb e ^{210}Po em várias espécies de moluscos, equinodermes e protocordados, do litoral japonês, com níveis variando de 0,2 a 43 Bq.kg^{-1} e 0,5 a 220 Bq.kg^{-1} , respectivamente. ISHIKAWA *et al.* (1995) encontraram níveis de ^{210}Pb em ostras da costa noroeste do Japão variando entre 0,54 a 1,5 Bq.kg^{-1} .

As Tabelas 5.21 e 5.24 mostram que, entre os três tipos de organismos marinhos estudados (peixes, crustáceos e moluscos), os moluscos são os seres que mais acumularam ^{210}Pb e ^{210}Po , principalmente o polônio. Em todas as análises a razão $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ obtidas foram maiores do que 1 (2 a 30). Isto indica uma diferença na origem e na capacidade de incorporação de ^{210}Po e ^{210}Pb , dentro do corpo dos organismos estudados.

Segundo o relatório do UNSCEAR (1988) ^{210}Po acumula-se preferencialmente nas vísceras e músculos, enquanto ^{210}Pb concentra-se nos ossos dos organismos.

As maiores concentrações observadas nos moluscos podem estar relacionados aos nichos ecológicos ocupados por estes animais. Além disso, os moluscos foram analisados por inteiro (musculatura mais as vísceras), enquanto para as análises de peixes e crustáceos foram utilizados somente os músculos.

5.2.4 - Fator de Concentração (FC) e Bioindicadores

O fator de concentração de ^{210}Pb e ^{210}Po nos organismos marinhos do Sistema Cananéia-Iguape foi calculado por meio da Equação 4.9 (item 4.5). As atividade médias obtidas para ^{210}Pb e ^{210}Po na água do estuário da região de Cananéia variaram entre 2,9 a 2,1 mBq.L⁻¹, respectivamente. Para o Valo Grande foram obtidos valores para ^{210}Pb e ^{210}Po entre 6,0 a 3,9 mBq.L⁻¹, respectivamente. Estes valores foram utilizados para calcular os fatores de concentração destes radionuclídeos nos organismos marinhos do Sistema Cananéia-Iguape.

Os resultados estão expressos nas Tabelas 5.26 e 5.27. Os dados destas tabelas mostram que os fatores de concentração de ^{210}Pb para peixes, crustáceos e moluscos variaram entre $0,7 \times 10^2$ a $0,8 \times 10^3$, $0,5 \times 10^3$ a $0,2 \times 10^4$ e $0,2 \times 10^4$ a $0,3 \times 10^4$, respectivamente. Os fatores de concentração de ^{210}Po variaram entre $0,9 \times 10^2$ a $0,5 \times 10^4$ (peixes) $0,5 \times 10^4$ a $0,2 \times 10^5$ (crustáceos) e $0,3 \times 10^5$ a $0,9 \times 10^5$ (moluscos). Portanto, a biota estuarina do Sistema concentrou níveis de ^{210}Pb entre 10^2 a 10^4 e de ^{210}Po entre 10^2 a 10^5 em relação à concentração destes radionuclídeos nas águas dos canais do estuário.

CARVALHO (1988) cita que a biota marinha é capaz de concentrar ^{210}Po

em altos níveis, de 10^3 a 10^5 em relação à concentração da água do mar, cujo valor médio é de $1,1 \text{ mBq.L}^{-1}$, na camada superior do oceano. SMITH & TOWLER (1993) observaram fatores de concentração para peixes cartilagosos entre 10^3 e 10^5 . O Projeto MARDOS (1994) estabelece um fator de concentração de ^{210}Po para peixe, crustáceos e moluscos de 2×10^3 , 5×10^4 e 1×10^4 , respectivamente.

Os resultados obtidos para os valores de FC indicam que, entre os organismos analisados, moluscos e crustáceos são os melhores bioindicadores para os radionuclídeos estudados. A maioria dos peixes também acumula quantidades significativas dos radionuclídeos, sendo bons indicadores biológicos para estes elementos.

Dentre os organismos mais comumente utilizados no monitoramento de ambientes marinhos estão alguns invertebrados, como os moluscos, que possuem as características associadas a um bom bioindicador. Além dos moluscos, podem também ser considerados algumas espécies de vertebrados, como os peixes (FERREIRA *et al.*, 2000).

Segundo MASUTTI *et al.* (2000), moluscos bivalves são conhecidos por acumularem altas concentrações de elementos-traços em seu corpo. Estes organismos são filtradores que incorporam rapidamente esses elementos do meio e que em regiões costeiras representam um importante recurso nutricional para as populações humanas (FERREIRA *et al.*, 2000), assim como, alguns crustáceos e peixes.

Tabela 5.26 – Fatores de concentração de ^{210}Pb e ^{210}Po nos crustáceos e moluscos coletados no Sistema Cananéia-Iguape.

Espécie	^{210}Pb		^{210}Po	
	Atividade*	F.C.	Atividade*	F.C.
CRUSTÁCEOS				
Camarão	3,2	$1,4 \times 10^3$	10,4	$6,1 \times 10^3$
Siri azul	2,9	$4,8 \times 10^2$	21,3	$5,5 \times 10^3$
Caranguejo	3,8	$1,7 \times 10^3$	33,4	$2,0 \times 10^4$
MOLUSCOS				
Lula	4,5	$2,0 \times 10^3$	52,5	$3,1 \times 10^4$
Mexilhão	7,4	$3,2 \times 10^3$	148,6	$8,7 \times 10^4$
Ostra	5,1	$2,2 \times 10^3$	77,4	$4,6 \times 10^4$

F.C. = Fator de Concentração;

* Bq.kg^{-1} .

Tabela 5.27 – Fatores de concentração de ^{210}Pb e ^{210}Po nos peixes coletados no Sistema Cananéia-Iguape.

Espécie	^{210}Pb		^{210}Po	
	Atividade*	F.C.	Atividade*	F.C.
Badejo	CMD	—	0,15	$8,8 \times 10^1$
Bagre amarelo	1,84	$8,0 \times 10^2$	5,76	$3,4 \times 10^3$
Bagre escuro	0,19	$8,3 \times 10^1$	1,22	$7,2 \times 10^2$
Bagre urutu	0,79	$3,4 \times 10^2$	2,54	$1,5 \times 10^3$
Baiacu arara	0,54	$2,3 \times 10^2$	2,05	$1,2 \times 10^3$
Baiacu pintado	0,63	$2,7 \times 10^2$	1,85	$1,1 \times 10^3$
Betara	0,23	$1,0 \times 10^2$	3,68	$2,2 \times 10^3$
Bicuda	0,34	$1,5 \times 10^2$	2,54	$1,5 \times 10^3$
Carapeba	0,36	$1,6 \times 10^2$	4,26	$2,5 \times 10^3$
Carapicu	0,87	$3,8 \times 10^2$	4,30	$2,5 \times 10^3$
Caratinga	CMD	—	2,45	$1,4 \times 10^3$
Corcoroca	0,21	$9,1 \times 10^1$	1,96	$1,2 \times 10^3$
Corvina	0,77	$3,4 \times 10^2$	2,87	$1,7 \times 10^3$
Linguado	1,34	$5,8 \times 10^2$	5,61	$3,3 \times 10^3$
Manjuba	0,33	$5,5 \times 10^1$	2,73	$7,0 \times 10^2$
Oveva	0,23	$1,0 \times 10^2$	6,94	$4,1 \times 10^3$
Palombeta	0,22	$9,6 \times 10^1$	3,57	$2,1 \times 10^3$
Pampo	0,91	$4,0 \times 10^2$	3,57	$2,1 \times 10^3$
Parati	CMD	—	4,23	$2,5 \times 10^3$
Paru	0,27	$1,2 \times 10^2$	1,56	$9,2 \times 10^2$
Peixe-agulha	0,63	$2,7 \times 10^2$	2,88	$1,7 \times 10^3$
Peixe-rei	0,77	$3,4 \times 10^2$	3,20	$1,9 \times 10^3$
Peixe galo	0,41	$1,8 \times 10^2$	1,98	$1,2 \times 10^3$
Peixe galo de penacho	0,88	$3,8 \times 10^2$	2,45	$1,4 \times 10^3$
Peixe morcego	0,45	$2,0 \times 10^2$	1,53	$9,0 \times 10^2$
Pescada amarela	0,71	$3,1 \times 10^2$	2,15	$1,3 \times 10^3$
Pescada branca	0,62	$2,7 \times 10^2$	3,01	$1,8 \times 10^3$
Pescada olhuda	0,22	$9,6 \times 10^1$	1,56	$9,2 \times 10^2$
Raia treme-treme	CMD	—	2,64	$1,6 \times 10^3$
Robalo flecha	CMD	—	0,51	$3,0 \times 10^2$
Robalo peva	CMD	—	0,87	$5,1 \times 10^2$
Salteira	0,17	$7,4 \times 10^1$	1,32	$7,8 \times 10^2$
Sardinha	0,92	$4,0 \times 10^2$	3,22	$1,9 \times 10^3$
Sardinha bandeira	1,01	$4,4 \times 10^2$	7,76	$4,6 \times 10^3$
Sardinha cascuda	1,52	$6,6 \times 10^2$	4,90	$2,9 \times 10^3$
Sororoca	1,31	$5,7 \times 10^2$	7,32	$4,3 \times 10^3$
Tainha	0,38	$1,7 \times 10^2$	3,12	$1,8 \times 10^3$

F.C. = Fator de Concentração;

* Bq.kg⁻¹;

CMD = < 0,17 Bq.kg⁻¹.

5.2.5 - Correlações Entre ^{210}Pb e ^{210}Po , Dados Ecológicos e Morfológicos

Os níveis de ^{210}Pb e ^{210}Po observados nos organismos analisados e a capacidade de acúmulo podem estar relacionados a vários aspectos morfológicos, fisiológicos e ecológicos. Desta forma, para tentar compreender melhor o comportamento destes radionuclídeos nos peixes foram realizadas algumas análises de correlação, utilizando dados quantitativos, como comprimento, massa dos peixes analisados e as concentrações obtidas para ^{210}Pb e ^{210}Po (Tabela 5.28). Os resultados obtidos foram analisados à luz de alguns dados ecológicos dos peixes, como distribuição espacial e hábito alimentar (Tabelas 5.29 e 5.30).

Para as análises estatísticas foi utilizado o Programa SPSS-WINDOWS. As análises de agrupamento foram realizados utilizando a distância euclidiana ou o quadrado da distância euclidiana. Os dendogramas foram construídos usando a média de ligação entre os grupos. Os resultados obtidos estão expressos nas Figuras 5.19, 5.20, 5.21 e 5.22.

Tabela 5.28 – Comprimento e massa dos peixes analisados.

ESPÉCIE	Comprimento (cm)	Massa (g)
<i>A. lepidentostole</i> (Manjuba)	10,6	20,3
<i>Cathorops</i> sp (Bagre amarelo)	20,0	100,7
<i>C. paralellus</i> (Robalo peva)	32,7	625,3
<i>C. undecimalis</i> (Robalo flecha)	50,2	982,7
<i>C. faber</i> (Paru)	35,7	559,4
<i>C. chysurus</i> (Palombeta)	16,4	49,8
<i>C. acoupa</i> (Pescada amarela)	47,9	611,0
<i>C. leiarchus</i> (Pescada branca)	32,9	473,5
<i>C. microlepdontus</i> (Pescada olhuda)	37,2	487,6
<i>D. rhombeus</i> (Carapeba)	28,7	143,5
<i>E. gula</i> (Carapicu)	19,1	91,3
<i>E. brasiliensis</i> (Caratinga)	24,3	155,5
<i>G. genidens</i> (Bagre urutu)	31,0	168,3
<i>H. clupeola</i> (Sardinha cascuda)	12,5	24,3
<i>H. brasiliensis</i> (Peixe-agulha)	35,2	128,0
<i>L. laevigatus</i> (Baiacu arara)	23,5	297,6
<i>L. breviceps</i> (Oveva)	19,4	195,6
<i>M. americanus</i> (Betara)	33,9	254,3
<i>M. furnieri</i> (Corvina)	37,2	558,0
<i>M. curema</i> (Parati)	40,1	947,6
<i>M. platanus</i> (Tainha)	52,3	1345,9
<i>Mycteroperca</i> sp (Badejo)	44,5	778,1
<i>N. brasiliensis</i> (Raia treme-treme)	27,8	334,6
<i>O. vespertilio</i> (Peixe-morcego)	30,5	172,6
<i>O. saliens</i> (Salteira)	41,2	481,2
<i>O. oglinum</i> (Sardinha-bandeira)	15,7	78,1
<i>P. croco</i> (Corcoroca)	17,2	162,9
<i>S. brasiliensis</i> (Sardinha)	11,8	34,1
<i>S. luniscutis</i> (Bagre)	14,2	226,0
<i>S. brasiliensis</i> (Sororoca)	48,7	584,3
<i>S. setapinnis</i> (Peixe-galo)	22,1	405,9
<i>S. vomer</i> (Peixe-galo de penacho)	19,2	290,5
<i>S. testudineus</i> (Baiacu pintado)	17,0	175,3
<i>S. guachancho</i> (Bicuda)	52,2	456,7
<i>T. carolinus</i> (Pampo)	33,9	606,2
<i>T. paulistanus</i> (Linguado)	15,7	219,9
<i>A. brasiliensis</i> (Peixe-rei)	12,3	91,6

Tabela 5.29 – Distribuição espacial e hábitos alimentares dos peixes coletados no Sistema Cananéia-Iguape.

ESPÉCIE	Distribuição Espacial	Hábito Alimentar
<i>A. lepidentostole</i> (Manjuba)	Pelágico	Plânctófago
<i>Cathorops</i> sp (Bagre amarelo)	Demersal	Carnívoro (peixes e crustáceos)
<i>C. paralellus</i> (Robalo peva)	Demersal	Carnívoro (peixes e crustáceos)
<i>C. undecimalis</i> (Robalo flecha)	Demersal	Carnívoro (peixes e crustáceos)
<i>C. faber</i> (Paru)	Demersal	Carnívoro (invertebrados bentônicos)
<i>C. chysurus</i> (Palombeta)	Pelágico	Carnívoro e Detritívoro
<i>C. acoupa</i> (Pescada amarela)	Demersal	Carnívoro (peixes e crustáceos)
<i>C. leiarchus</i> (Pescada branca)	Demersal	Carnívoro (peixes e crustáceos)
<i>C. microlepdontus</i> (Pescada olhuda)	Demersal	Carnívoro (peixes e crustáceos)
<i>D. rhombeus</i> (Carapeba)	Demersal	Carnívoro (invertebrados bentônicos)
<i>E. gula</i> (Carapicu)	Demersal	Carnívoro (invertebrados bentônicos)
<i>E. brasilianus</i> (Caratinga)	Demersal	Carnívoro (invertebrados bentônicos)
<i>G. genidens</i> (Bagre urutu)	Demersal	Carnívoro (peixes e crustáceos)
<i>H. clupeiola</i> (Sardinha cascuda)	Pelágico	Plânctófago
<i>H. brasiliensis</i> (Peixe-agulha)	Pelágico	Peixes e Plantas
<i>L. laevigatus</i> (Baiacu arara)	Pelágico	Carnívoro (peixes e crustáceos)
<i>L. breviceps</i> (Oveva)	Demersal	Carnívoro (invertebrados bentônicos)
<i>M. americanus</i> (Betara)	Demersal	Carnívoro (invertebrados bentônicos)
<i>M. furnieri</i> (Corvina)	Demersal	Carnívoro (peixes e bentos)
<i>M. curema</i> (Parati)	Bento-Pelágico	Plânctófago
<i>M. platanus</i> (Tainha)	Demersal	Plânctófago
<i>Mycteroperca</i> sp (Badejo)	Demersal	Carnívoro (peixes e bentos)
<i>N. brasiliensis</i> (Raia treme-treme)	Demersal	Carnívoro (invertebrados bentônicos)
<i>O. vespertilio</i> (Peixe-morcego)	Demersal	Carnívoro (invertebrados bentônicos)
<i>O. saliens</i> (Salteira)	Demersal	Peixes e Plâncton
<i>O. oglinum</i> (Sardinha-bandeira)	Pelágico	Plânctófago
<i>P. croco</i> (Corcoroca)	Demersal	Carnívoro (peixes e crustáceos)
<i>S. brasiliensis</i> (Sardinha)	Pelágico	Plânctófago
<i>S. luniscutis</i> (Bagre)	Demersal	Carnívoro (peixes e invertebrados)
<i>S. brasiliensis</i> (Sororoca)	Pelágico	Carnívoro (peixes e crustáceos)
<i>S. setapinnis</i> (Peixe-galo)	Demersal	Carnívoro (invertebrados bentônicos)
<i>S. vomer</i> (Peixe-galo de penacho)	Demersal	Carnívoro (invertebrados bentônicos)
<i>S. testudineus</i> (Baiacu pintado)	Demersal	Carnívoro (invertebrados bentônicos)
<i>S. guachancho</i> (Bicuda)	Pelágico	Carnívoro (peixes e crustáceos)
<i>T. carolinus</i> (Pampo)	Bento-Pelágico	Carnívoro (peixes e bentos)
<i>T. paulistanus</i> (Linguado)	Demersal	Carnívoro (peixes e crustáceos)
<i>A. brasiliensis</i> (Peixe-rei)	Bento-Pelágico	Crustáceos e plâncton

Tabela 5.30 – Distribuição espacial e hábitos alimentares dos crustáceos e moluscos coletados no Sistema Cananéia-Iguape.

ESPÉCIE	Distribuição Espacial	Hábito Alimentar
CRUSTÁCEOS		
<i>Penaeus</i> sp (Camarão)	Bentônico	Detritívoro
<i>Callinectes</i> sp (Siri azul)	Bentônico	Detritívoro
<i>Ucides</i> sp (Caranguejo)	Bentônico	Detritívoro
MOLUSCOS		
<i>Mytilus</i> sp (Mexilhão)	Bentônico	Filtrador
<i>Crassostrea</i> sp (Ostra)	Bentônico	Filtrador
<i>Loligo</i> sp (Lula)	Pelágico	Carnívoro

As análises de agrupamento obtidas para os peixes do sistema Cananéia-Iguape, correlacionando os níveis de ^{210}Pb e ^{210}Po , comprimento e massa (Figura 5.19) mostraram a formação de 4 grupos:

Grupo 1 – corvina, paru, sororoca, pampo, pescada amarela, robalo peva, pescada olhuda, salteira, pescada branca, bicuda e peixe galo.

Grupo 2 – parati, robalo flecha e badejo.

Grupo 3 – bagre, betara, linguado, peixe galo de penacho, baiacu arara, raia treme-treme, manjuba, sardinha cascuda, sardinha, palombeta, caratinga, corcoroca, bagre urutu, peixe morcego, baiacu pintado, oveva, bagre amarelo, carapicu, sardinha bandeira, carapeba, peixe agulha, peixe rei.

Grupo 4 – tainha.

O Grupo 1 reuniu peixes que apresentaram massa média de 531,7 g (precisão de 13,2%). Os outros dados apresentaram variações bem maiores (precisão acima de 20%). Comparando com os dados ecológicos (Tabela 5.29) observou-se que a maioria dos peixes deste agrupamento eram demersais e carnívoros.

O Grupo 2 reuniu 3 peixes que apresentaram níveis de ^{210}Pb abaixo do limite de detecção (MDC), massa e comprimento médio de 869,5 g e 44,9 cm, respectivamente, com precisão abaixo de 10%. Comparando com os dados ecológicos (Tabela 5.29) observou-se que a maioria dos peixes deste agrupamento eram demersais e carnívoros.

O grupo 4 é formado apenas por uma espécie (tainha), que provavelmente se destacou dos demais por ter apresentado maior massa. Aparentemente, a principal variável que permitiu a formação destes grupos (1, 2 e 4) foi a massa corpórea. Isto ficou mais evidente quando foram realizadas análises individualizadas dos fatores considerados (Figuras 5.20, 5.21 e 5.22).

Entretanto, a análise do Grupo 3, que é o maior de todos, mostra que ocorreu a formação de um agrupamento completamente aleatório, com a reunião de peixes de tamanho, massa e concentração dos radionuclídeos bastante distintos. Esta diversidade também pode ser observada, quando se analisa os dados ecológicos das espécies deste grupo.

Os agrupamentos de peixes formados neste trabalho não mostram correlações claras entre as concentrações de ^{210}Pb e ^{210}Po , massa e comprimento dos animais. A utilização de algumas variáveis ecológicas, como distribuição espacial e hábitos alimentares, também não ajudaram a elucidar os agrupamentos formados.

Estes resultados podem ser consequência da profundidade dos canais estuarinos do Sistema (média de 7 m), assim como da constante ressuspensão e mistura de água e sedimento por causa das correntes de maré e aporte dos rios locais. Estas características provavelmente impedem uma segmentação bem definida da coluna d'água. Além disso, a pequena profundidade observada ao longo dos canais facilitam o deslocamento vertical de alguns peixes, permitindo o deslocamento ao longo da coluna d'água.

CARVALHO (1988) sugere uma relação entre a concentração de ^{210}Po nos peixes, que vivem na plataforma continental de Portugal e Ilha da Madeira, e a profundidade. Este autor observou diferenças nas concentrações de ^{210}Po nos peixes das regiões epipelágica (0-100/150 m), mesopelágica (100-700 m), bathipelágica (700 – 2500 m) e demersal (junto ao fundo), com maiores níveis encontrados nas espécies de superfície, indicando uma maior capacidade de retenção dos radionuclídeos em suspensão pelos organismos das regiões superficiais.

TANAKA *et al.* (1983) sugerem que a remoção dos radionuclídeos da água do mar é acelerada pela atividade biológica. Estes mesmo autores observaram que a concentração de ^{210}Pb e ^{210}Po na água e no material em suspensão, na baía Funka (Japão), aumentaram com a profundidade, mostrando uma forte estratificação da coluna d'água (cerca de 90 m de profundidade).

Provavelmente em regiões estuarinas rasas, como os canais do Sistema Cananéia-Iguape, onde ocorre ressuspensão constante do sedimento, aumentando a biodisponibilidade de alguns elementos, ^{210}Pb e ^{210}Po se concentram de forma aleatória na musculatura dos peixes adultos. Desta forma, a segmentação da coluna d'água destes canais para estes radionuclídeos não foi bem definida.

Para organismos filtradores, como os moluscos (Tabela 5.30), o hábito alimentar, aparentemente, exerceu maior influência na concentração destes radionuclídeos.

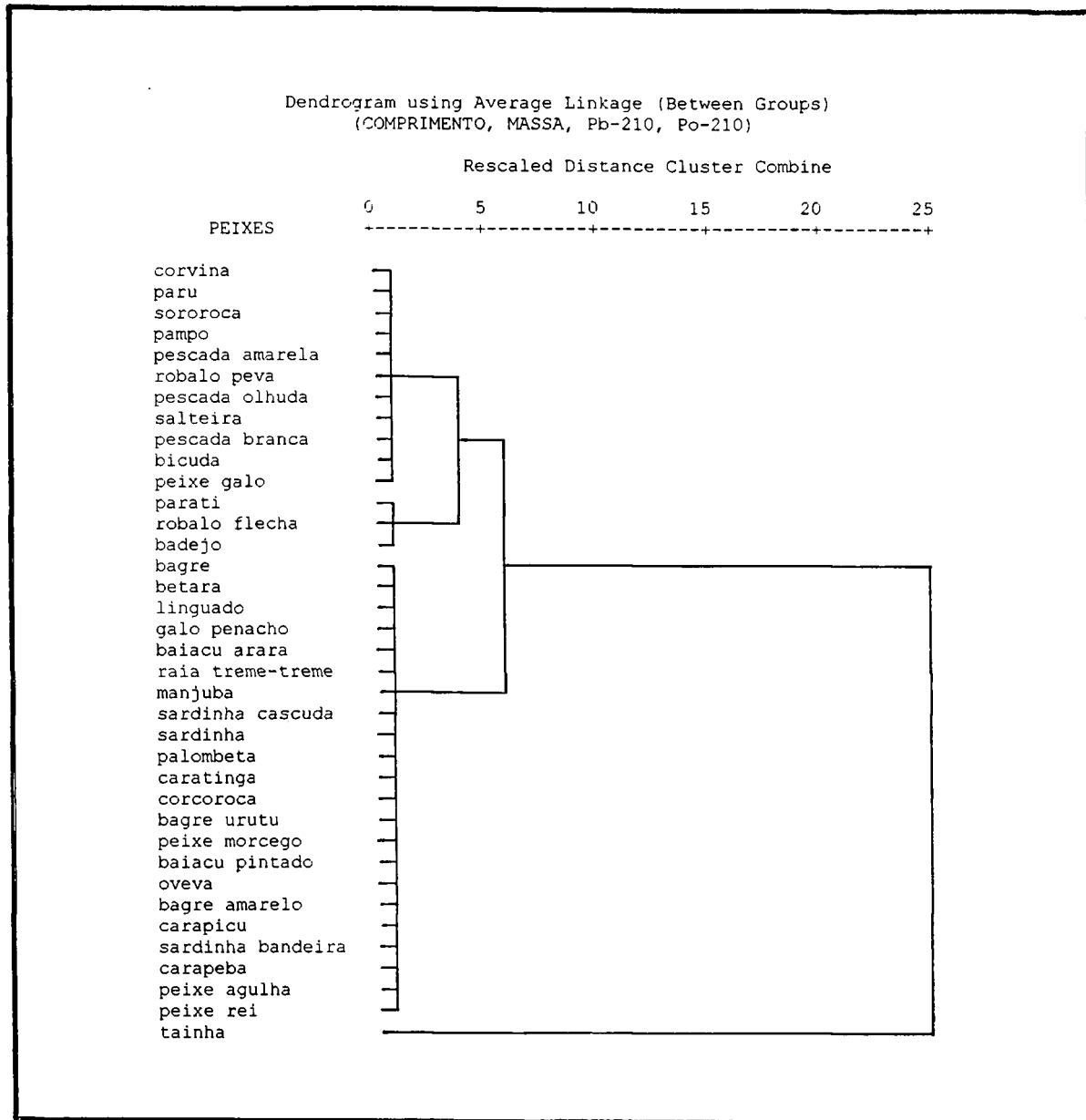


Figura 5.19 – Dendrograma resultante da análise de agrupamento dos níveis de ^{210}Pb e ^{210}Po , comprimento e massa dos peixes.

Dendrogram using Average Linkage (Between Groups)

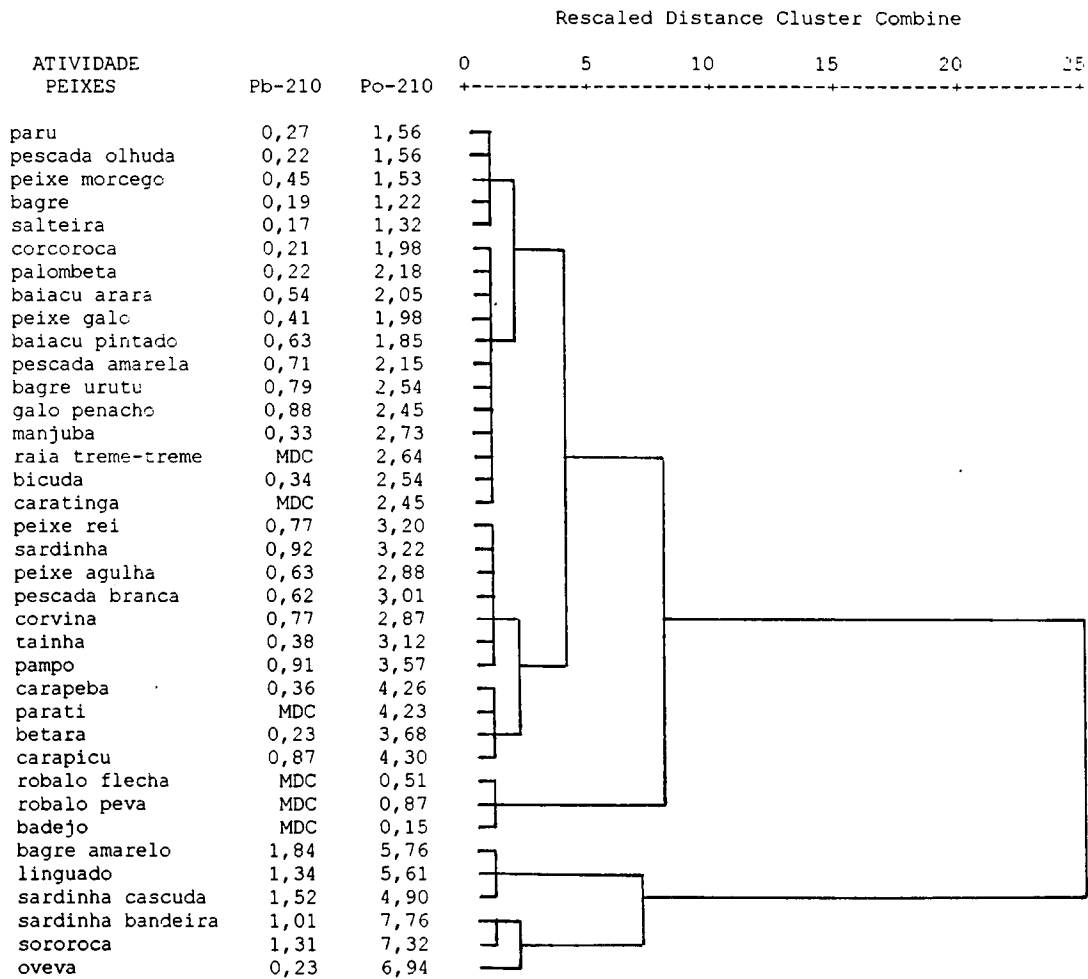


Figura 5.20 – Dendrograma resultante da análise de agrupamento dos níveis de ^{210}Pb e ^{210}Po dos peixes.

Dendrogram using Average Linkage (Between Groups)

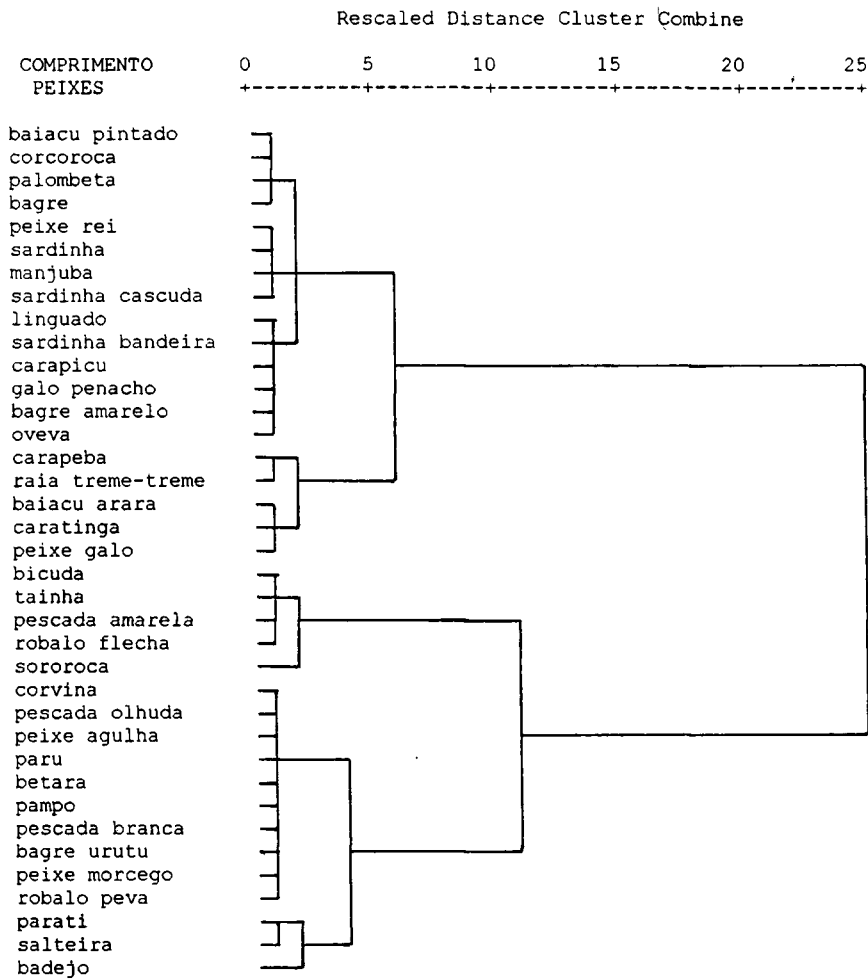


Figura 5.21 – Dendrograma resultante da análise de agrupamento dos níveis de ^{210}Pb e ^{210}Po e o comprimento dos peixes.

Dendrogram using Average Linkage (Between Groups)

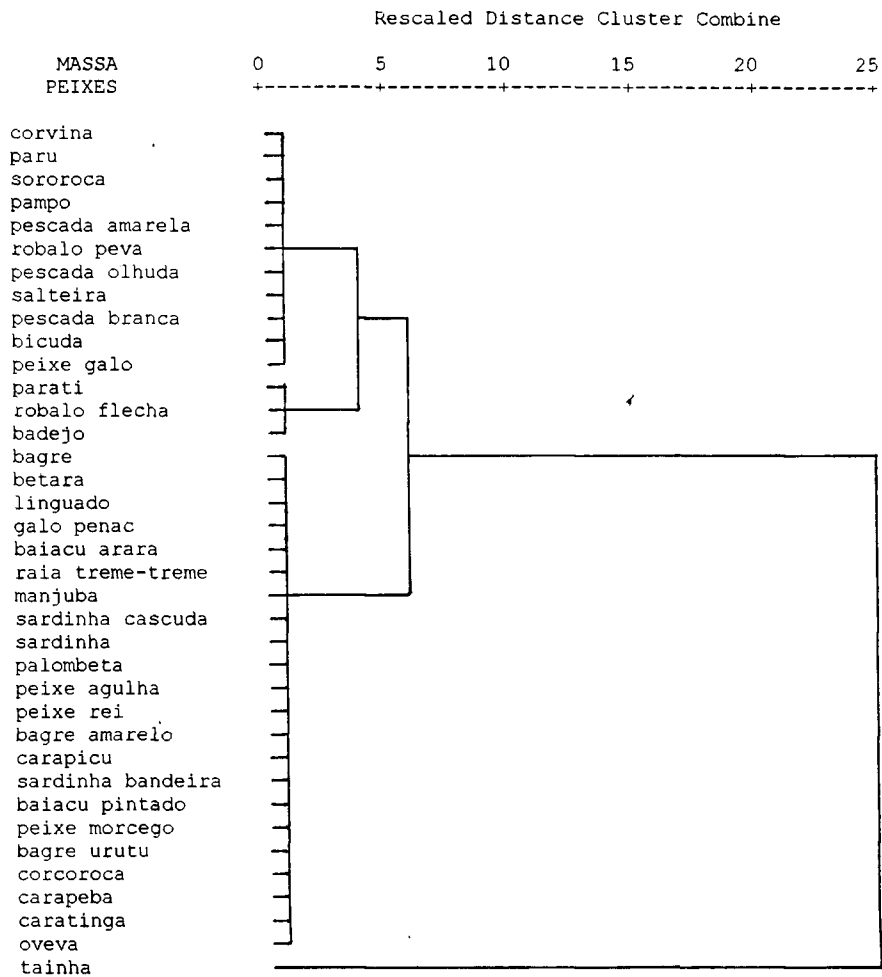


Figura 5.22 – Dendrograma resultante da análise de agrupamento dos níveis de ^{210}Pb e ^{210}Po e a massa dos peixes.

5.2.6 – Níveis de Ingestão de ^{210}Pb e ^{210}Po Pelo Consumo de Organismos do Sistema Cananéia-Iguape

Os resultados obtidos para a estimativa de ingestão destes radionuclídeos pela população local estão expressos nas Tabelas 5.31 e 5.32 e nas Figuras 5.23, 5.24 e 5.25. Os dados desta tabela mostram que a estimativa de ingestão individual de ^{210}Pb e ^{210}Po pelo consumo de organismos estuarinos de maior importância econômica pela população humana do Sistema Cananéia-Iguape foi de 0,014 e 0,17 $\text{Bq}\cdot\text{d}^{-1}$, respectivamente. Embora a captura de peixes represente cerca de 75% da produção pesqueira local, estes animais contribuem com 29% e 21% da ingestão de ^{210}Pb e ^{210}Po , respectivamente. Os moluscos, por sua vez, são menos capturados, cerca de 22%, mas contribuem com a maior ingestão de ^{210}Pb e ^{210}Po , cerca de 66% e 77%, respectivamente (Figuras 5.23, 5.24 e 5.25).

O ICRP-61 (1991) recomenda um Limite de Incorporação Anual (LIA) para ^{210}Pb e ^{210}Po por ingestão de alimentos de 2×10^4 Bq e 9×10^4 Bq, respectivamente. Neste trabalho foram estimados valores abaixo deste limite (513 e 6116 Bq, respectivamente). Além disso, os níveis de dose anual equivalente para a população de Cananéia pelo consumo de organismos marinhos foram concordantes com outras populações.

CARVALHO (1995a) observou níveis de ingestão diária de ^{210}Pb e ^{210}Po pelo consumo de alimentos marinhos, pela população portuguesa, de 0,049 e 0,855 Bq, respectivamente. Este autor verificou também que, embora o consumo de alimentos de origem marinha represente apenas 5% da dieta, estes alimentos contribuem com cerca de 70% e 10% da entrada diária de ^{210}Po e ^{210}Pb , respectivamente, no corpo humano.

Tabela 5.31 – Estimativa da ingestão diária individual de ^{210}Pb pelo consumo de organismos aquáticos do Sistema Cananéia-Iguape.

Espécie	Consumo anual (kg.a ⁻¹)*	Parte comestível (%)	^{210}Pb	
			Nível (Bq.kg ⁻¹)	Ingestão diária (10 ⁻² Bq)
PEIXES				
Badejo	0,85.10 ⁻²	60	MDC	—
Betara	15,08.10 ⁻²	60	0,23	2,08
Carapeba	2,35.10 ⁻²	60	0,36	0,51
Corvina	39,99.10 ⁻²	60	0,77	18,48
Linguado	1,06.10 ⁻²	60	1,34	0,85
Manjuba	447,56.10 ⁻²	60	0,33	88,62
Parati	72,89.10 ⁻²	60	MDC	—
Paru	42,92.10 ⁻²	60	0,27	6,95
Pescada amarela	2,93.10 ⁻²	60	0,71	1,25
Pescada branca	10,19.10 ⁻²	60	0,62	3,79
Pescada olhuda	32,78.10 ⁻²	60	0,22	4,33
Robalo**	5,68.10 ⁻²	60	MDC	—
Salteira	12,62.10 ⁻²	60	0,17	1,29
Sardinha bandeira	6,21.10 ⁻²	60	1,01	3,76
Sororoca	12,70.10 ⁻²	60	1,31	9,98
Tainha	23,47.10 ⁻²	60	0,38	5,35
Total	7,29			147,24
CRUSTÁCEOS				
Camarão	14,76.10 ⁻²	40	3,2	18,89
Siri azul	5,75.10 ⁻²	30	2,9	5,00
Caranguejo	3,49.10 ⁻²	30	3,8	3,98
Total	0,24			27,87
MOLUSCOS				
Lula	44,40.10 ⁻²	80	4,5	159,84
Mexilhão	21,14.10 ⁻²	20	7,4	31,29
Ostra	143,80.10 ⁻²	20	5,1	146,68
Total	2,09			337,81
TOTAL GERAL	9,62			512,92
Bq/d				
				0,014

* Consumo anual individual;

** Robalo peva e robalo flecha = media das atividades para as duas espécies.

População total (Iguape, Cananéia e Ilha Comprida) = 39.077 habitantes.

Tabela 5.32 – Estimativa da ingestão diária individual de ^{210}Po pelo consumo de organismos aquáticos do Sistema Cananéia-Iguape.

Espécie	Consumo anual (kg.a ⁻¹)*	Parte comestível (%)	^{210}Po	
			Nível (Bq.kg ⁻¹)	Ingestão diária (10 ⁻² Bq)
PEIXES				
Badejo	0,85.10 ⁻²	60	0,15	0,08
Betara	15,08.10 ⁻²	60	3,68	33,30
Carapeba	2,35.10 ⁻²	60	4,26	6,01
Corvina	39,99.10 ⁻²	60	2,87	68,86
Linguado	1,06.10 ⁻²	60	5,61	3,58
Manjuba	447,56.10 ⁻²	60	2,73	733,10
Parati	72,89.10 ⁻²	60	4,23	184,99
Paru	42,92.10 ⁻²	60	1,56	40,17
Pescada amarela	2,93.10 ⁻²	60	2,15	3,78
Pescada branca	10,19.10 ⁻²	60	3,01	18,40
Pescada oihuda	32,78.10 ⁻²	60	1,56	30,68
Robalo**	5,68.10 ⁻²	60	0,69*	2,35
Salteira	12,62.10 ⁻²	60	1,32	10,00
Sardinha bandeira	6,21.10 ⁻²	60	7,76	28,91
Sororoca	12,70.10 ⁻²	60	7,32	55,78
Tainha	23,47.10 ⁻²	60	3,12	43,94
Total	7,29			1263,93
CRUSTÁCEOS				
Camarão	14,76.10 ⁻²	40	10,4	61,40
Siri azul	5,75.10 ⁻²	30	21,3	36,74
Caranguejo	3,49.10 ⁻²	30	33,4	34,97
Total	0,24			133,11
MOLUSCOS				
Lula	44,40.10 ⁻²	80	52,5	1864,80
Mexilhão	21,14.10 ⁻²	20	148,6	628,28
Ostra	143,80.10 ⁻²	20	77,4	2226,02
Total	2,09			4719,10
TOTAL GERAL	9,62			6116,14
Bq/d				
				0,17

* Consumo anual individual;

** Robalo peva e robalo flecha = media das atividades para as duas espécies.

População total (Iguape, Cananéia e Ilha Comprida) = 39.077 habitantes.

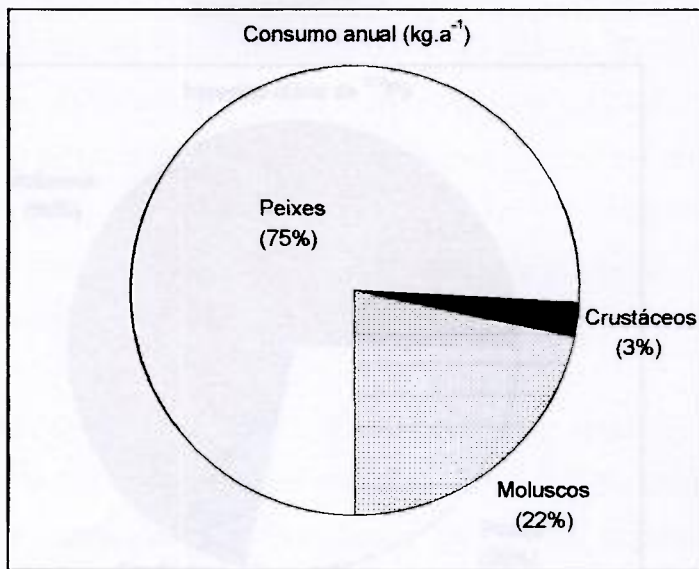


Figura 5.23 – Estimativa do consumo anual de organismos aquáticos do Sistema Cananéia-Iguape.

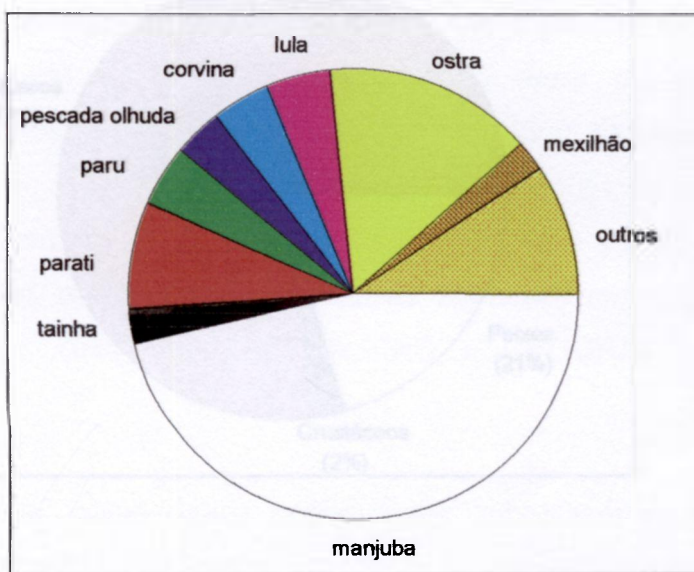


Figura 5.24 – Estimativa dos principais organismos consumidos pela população humana do Sistema Cananéia-Iguape.

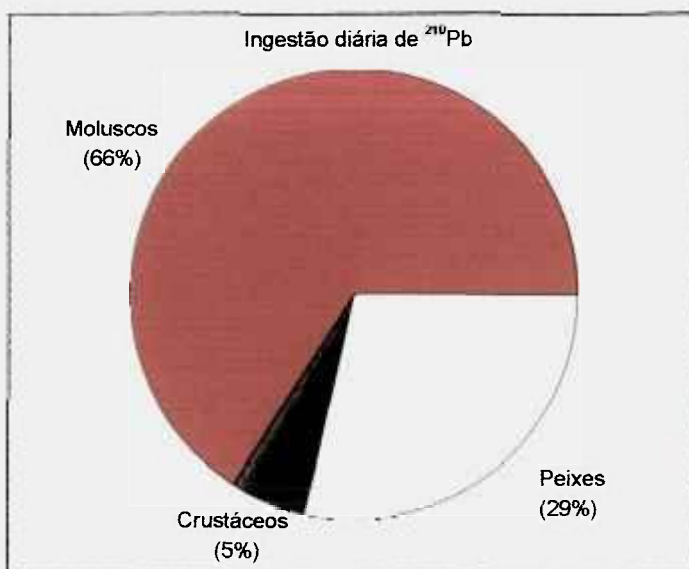


Figura 5.25 – Estimativa da contribuição para a ingestão diária de ^{210}Pb e ^{210}Po pelo consumo de peixes, crustáceos e moluscos.

RADHAKRISHNA *et al.* (1996) obtiveram níveis de ingestão diária para ^{210}Pb e ^{210}Po no Sul da Índia, pelo consumo de peixes, de 0,105 Bq e 0,20 Bq, respectivamente. YAMAMOTO *et al.* (1994) encontraram níveis de ingestão diária de ^{210}Pb e ^{210}Po pelo consumo de organismos marinhos, na população japonesa, variando entre 0,042 a 0,022 Bq e 0,69 a 0,48 Bq, respectivamente. YU & MAO (1999) obtiveram um valor mais baixo para ingestão diária de ^{210}Pb somente pelo consumo de peixes, cerca de 0,0023 Bq, em Hong Kong.

Segundo o relatório do UNSCEAR (1982) a ingestão de ^{210}Pb e ^{210}Po pelas populações humanas que consomem grande quantidades de alimentos de origem marinha normalmente é bem maior do que as populações que utilizam outros tipos de alimentos. Ingestões mais elevadas destes radionuclídeos são observadas apenas em populações próximas ao Ártico, que consomem carnes de renas e caribus. Estes indivíduos apresentam níveis de ingestão diária de ^{210}Pb e ^{210}Po de 0,38 Bq e 3,83 Bq, respectivamente.

O consumo individual de alimentos marinhos pela população humana que mora ao longo do Sistema Cananéia-Iguape não é grande, cerca de $9,6 \text{ kg.a}^{-1}$, quando comparado às outras populações ao redor do planeta. Segundo CARVALHO (1995a) em Portugal o consumo individual de alimentos marinhos é de cerca de 60 kg.a^{-1} . Comparável ao consumo da população japonesa, cerca de 72 kg.a^{-1} , mas bem acima dos Estados Unidos (21 kg.a^{-1}) e do Reino Unido (20 kg.a^{-1}). No Brasil, o consumo individual de alimentos marinhos é bem menor, cerca de $5,8 \text{ kg.a}^{-1}$ (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 1990).

Entretanto, estes dados podem estar subestimados, uma vez que as populações residentes no Sistema Cananéia-Iguape utilizam outras espécies de peixes para o consumo, como a ovelha, corcoroca, pampo, peixe galo e, principalmente, o bagre, que representou a espécie mais capturada durante as coletas. Estas espécies não são muito exploradas comercialmente na região

(baixa abundância, carne pouco apreciada), sendo utilizadas pelos próprios pescadores ou outras pessoas para a alimentação. Portanto dados sobre a captura e o consumo destes peixes são incompletos ou não existem, embora constem da dieta alimentar da população local.

Embora os níveis de ingestão individual de ^{210}Pb e ^{210}Po pela população obtidas neste trabalho estejam bem abaixo dos níveis recomendados é aconselhável um monitoramento periódico destes radionuclídeos em amostras estuarinas, especialmente, para os organismos, que foram definidos como bioindicadores de ^{210}Pb e ^{210}Po , como os moluscos, crustáceos e alguns peixes.

5.3 - LIMITE INFERIOR DE DETECÇÃO (LID) E CONCENTRAÇÃO MÍNIMA DETECTÁVEL (CMD)

Os valores de LID e CMD foram calculados conforme indicado no item 4.7. Os resultados estão expressos nas Tabelas 5.33 e 5.34.

Tabela 5.33 - Limite Inferior de Detecção e Concentração Mínima Detectável para o ^{210}Pb , ^{226}Ra e ^{137}Cs , por espectrometria gama.

Radionuclídeo	LID	CMD
^{210}Pb	85 mBq	1,70 Bq.kg ⁻¹
^{226}Ra , via ^{214}Bi	65 mBq	1,30 Bq.kg ⁻¹
^{137}Cs	10 mBq	0,28 Bq.kg ⁻¹

Tabela 5.34 - Limite Inferior de Detecção e Concentração Mínima Detectável para ^{210}Pb e para ^{210}Po .

Amostra	^{210}Pb via ^{210}Bi		^{210}Pb via ^{210}Po	
	LID ⁽¹⁾	CMD ⁽²⁾	LID ⁽¹⁾	CMD
Peixe ⁽³⁾	29,1	0,17	0,23	11,7
Crustáceo ⁽³⁾	29,1	0,47	0,23	11,7
Molusco ⁽³⁾	29,1	1,46	0,23	23,3
Água ⁽⁴⁾	—	—	0,23	0,06

⁽¹⁾ mBq; ⁽²⁾ Bq.kg⁻¹; ⁽³⁾ mBq.kg⁻¹; ⁽⁴⁾ mBq.L⁻¹.

Os dados das Tabelas 5.33 e 5.34 indicam que os LID e CMD obtidos para os radionuclídeos estudados, utilizando os três métodos analíticos (espectrometria gama, espectrometria alfa e decaimento beta), são adequados à análise de amostras ambientais com baixos teores destes radionuclídeos, como é o caso das matrizes utilizadas (sedimento, água, peixes, moluscos e crustáceos).

Capítulo 6

CONCLUSÕES

Os métodos desenvolvidos para a análise de ^{210}Pb , ^{226}Ra e ^{137}Cs foram aplicados em amostras de referência da Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA), para certificação das metodologias desenvolvidas. As precisões dos métodos de análise variaram de 1,8 a 15,1%, para ^{137}Cs , de 1,6 a 5,3%, para ^{210}Pb , e de 1,7 a 6,7%, para ^{226}Ra .

As atividades obtidas nas análises dos materiais de referência foram concordantes com os valores certificados, para os três radionuclídeos, indicando que as metodologias desenvolvidas apresentam uma exatidão satisfatória, podendo ser utilizadas na análise dos radionuclídeos aqui estudados.

Com relação às metodologias desenvolvidas durante o transcorrer do projeto, essas foram aferidas em vários programas de intercomparação realizados pela IAEA, onde participaram vários laboratórios do mundo. Nos anexos está apresentado o relatório da IAEA referente a nossa participação na análise de um sedimento marinho. Os nossos resultados para ^{210}Pb e ^{210}Po estão dentro do intervalo de confiança recomendado. Cabe ressaltar que, para a análise de ^{210}Po , somente 9 laboratórios participaram da intercomparação e, desses, 7 apresentaram dados dentro do intervalo de confiança. Para ^{210}Pb , dos 33 laboratórios participantes só 8 obtiveram teores concordantes para este radionuclídeo.

Foram coletados 4 testemunhos (T1, T2, T3 e T4) ao longo do Sistema Cananéia-Iguape, que procuraram abranger alguns compartimentos deposicionais, relacionados às diferentes fontes de aporte de sedimentos.

Os níveis de ^{210}Pb total, ^{226}Ra e ^{137}Cs nos sedimentos dos testemunhos variaram de 6,1 a 167,5 Bq.kg^{-1} , 4,1 a 28,5 Bq.kg^{-1} e CMD a 6,1 Bq.kg^{-1} , respectivamente.

A presença de ^{137}Cs no sedimento deve-se ao fenômeno do "fallout" atmosférico, onde o radionuclídeo proveniente de explosões nucleares foi distribuído pelo globo terrestre através das correntes atmosféricas.

Os níveis de ^{210}Pb , ^{226}Ra e ^{137}Cs encontrados nos sedimentos foram concordantes com os resultados obtidos em outras regiões. A granulometria, aparentemente, influenciou mais a concentração de ^{210}Pb nos sedimentos do que o teor de matéria orgânica.

A composição granulométrica dos testemunhos reflete a dinâmica de circulação dos canais. O testemunho T3 recebeu a maior carga de sedimentos finos provenientes do rio Ribeira de Iguape.

Os teores de matéria orgânica mais elevados refletem a intensa atividade biológica local, além disso, os testemunhos foram coletados próximos aos manguezais ou aos bancos de espartinas, que com suas raízes podem ter sido coletados juntamente com os sedimentos.

As taxas de sedimentação obtidas com os valores de ^{210}Pb não-suportado e ^{137}Cs para a Ponta do Arrozal (T1), Ponta do Frade (T2), Valo Grande (T3) e Rio Carapara-BOCA (T4) foram de 5,02 e 5,00 mm.a^{-1} ; 2,30 e 3,82 mm.a^{-1} ; 14,59 e 15,74 mm.a^{-1} ; 3,41 e 5,00 mm.a^{-1} , respectivamente. As taxas de sedimentação obtidas com ^{210}Pb não suportado e o ^{137}Cs nos testemunhos T1, T2, T3 e T4

mostraram uma boa concordância. Desta forma, a utilização simultânea destes radionuclídeos fornecem dados mais apurados.

Dados preliminares mostram que os sedimentos dos testemunhos apresentaram níveis de chumbo, cobre e zinco variando entre CMD a $166 \mu\text{g.g}^{-1}$, 3 a $44 \mu\text{g.g}^{-1}$ e 8 a $133 \mu\text{g.g}^{-1}$, respectivamente. Os maiores níveis foram obtidos no testemunho T3 e os menores no testemunho T2. Foram observados no Valo Grande (T3) níveis, destes metais, acima do "Background" regional.

Os dados das taxas de sedimentação e dos metais no testemunho (T3) mostraram que o Valo Grande foi o ponto mais influenciado pela drenagem do Rio Ribeira de Iguape, que é a principal fonte de aporte de sedimentos que adentram o Sistema.

Os testemunhos do Rio Carapara-BOCA (T4) e da Ponta do Arrozal (T1) são representativos de ambiente de deposição, com predomínio de condições marinhas atuais e de sedimentos continentais, oriundos do complexo serrano costeiro e das formações arenosas quaternárias da planície costeira. Estas fontes continentais originaram menores quantidades de sedimentos, comparativamente com o Rio Ribeira. Desta forma, nestes dois pontos foram obtidas taxas de sedimentação menores em relação ao testemunho T3.

A Ponta do Frade (T2) localiza-se num ponto intermediário do Sistema e os resultados indicam que não está sofrendo grande influência do Ribeira e a contribuição dos pequenos rios locais não é tão significativa.

Os dados preliminares obtidos com os metais (chumbo, cobre e zinco) nos sedimentos dos testemunhos mostraram uma dinâmica sedimentar concordante com as taxas de sedimentação obtidas nos quatro pontos analisados, auxiliando na compreensão do principal mecanismo hidrodinâmico do Sistema.

Os níveis de ^{210}Pb e ^{210}Po nas águas superficiais do Sistema variaram de 2,3 a 6,2 mBq.L^{-1} e de 1,1 a 4,1 mBq.L^{-1} , respectivamente. Os níveis mais altos foram encontrados no Valo Grande e os mais baixos na região de Cananéia. Os valores encontrados estão próximos dos valores observados por outros autores, conforme discutido no Capítulo 5 (item 5.2.2).

Os valores mais altos encontrados no Valo Grande devem estar associados a maior contribuição do Rio Ribeira de Iguape e a atividade humana na região (utilização de fertilizantes com fosfato na agricultura e mineração) que colabora para a liberação destes radionuclídeos no ambiente.

Durante o estudo foram coletados 37 espécies de peixes, 3 de crustáceos e 3 de moluscos. A maioria destes organismos é utilizada para consumo humano. Capturar espécies de maior importância econômica foi o principal objetivo destas coletas.

Na musculatura de peixes, os níveis de ^{210}Pb variaram de CMD ($< 0,17$) a 1,84 Bq.kg^{-1} e os de ^{210}Po variaram de 0,15 a 8,76 Bq.kg^{-1} . Os níveis de ^{210}Pb e ^{210}Po em crustáceos variaram de 2,9 a 3,8 Bq.kg^{-1} e 10,4 a 33,4 Bq.kg^{-1} , respectivamente. Em moluscos, os níveis de ^{210}Pb variaram de 4,5 a 7,4 Bq.kg^{-1} e ^{210}Po de 52,5 a 148,6 Bq.kg^{-1} .

Os níveis de ^{210}Pb e ^{210}Po no bagre amarelo (*Cathorops* sp) observados nas vísceras foram maiores do que a nos músculos, tanto nos jovens como nos adultos (Jovens – musculatura: 3,5 Bq.kg^{-1} (^{210}Pb) e 8,8 Bq.kg^{-1} (^{210}Po); vísceras: 15,1 Bq.kg^{-1} (^{210}Pb) 32,7 Bq.kg^{-1} (^{210}Po). Adultos – musculatura: 2,4 Bq.kg^{-1} (^{210}Pb) e 5,8 Bq.kg^{-1} (^{210}Po); vísceras: 7,4 Bq.kg^{-1} (^{210}Pb) e 22,3 Bq.kg^{-1} (^{210}Po). Os dados foram concordantes com os obtidos por outros autores. Alguns fatores podem explicar este acúmulo diferencial, como fisiologia (capacidade de incorporação dos órgãos) e nicho ecológico diferentes (hábitos alimentares e habitat).

A comparação destes valores com outras regiões do mundo (Capítulo 5, item 5.2) mostraram que os dados aqui apresentados foram concordantes com os valores da literatura e servem como referência para o litoral sul de São Paulo.

Os moluscos são os seres que mais acumulam ^{210}Pb e ^{210}Po , principalmente o polônio. Em todas as análises a razão $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ obtidas foram maiores do que 1. Isto indica uma provável diferença na origem e na capacidade de incorporação de ^{210}Po e ^{210}Pb , dentro do corpo dos organismos estudados.

Os fatores de concentração obtidos para ^{210}Pb e ^{210}Po nos organismos do Sistema Cananéia-Iguape mostraram que a biota costeira do Sistema concentrou níveis de ^{210}Pb entre 10^2 a 10^4 e de ^{210}Po entre 10^2 a 10^5 em relação à concentração destes radionuclídeos nas águas dos canais do estuário.

Os resultados obtidos para os valores de FC indicaram que entre os organismos analisados, moluscos e crustáceos foram os melhores bioindicadores para os radionuclídeos estudados. A maioria dos peixes também acumularam quantidades significativas dos radionuclídeos, sendo também bons indicadores biológicos para estes elementos.

Os agrupamentos de peixes formados neste estudo não mostraram correlações claras entre as concentrações de ^{210}Pb e ^{210}Po , massa e comprimento dos animais. A utilização de algumas variáveis ecológicas, como distribuição espacial e hábitos alimentares, também não ajudaram a elucidar os agrupamentos formados.

Estes resultados podem ser consequência da pequena profundidade dos canais estuarinos do Sistema (média de 7 m), assim como da constante re-suspensão e mistura dos sedimentos mais finos por causa das correntes de maré e aporte de água doce dos rios locais. Estas características provavelmente

impedem uma segmentação bem definida da coluna d'água e os organismos podem movimentar-se constantemente ao longo da coluna, por causa da pouca profundidade dos canais.

A estimativa de ingestão individual de ^{210}Pb e ^{210}Po pelo consumo de organismos estuarinos de maior importância econômica pela população humana do Sistema Cananéia-Iguape foi de 0,014 e 0,17 $\text{Bq}\cdot\text{d}^{-1}$, respectivamente.

Embora a captura de peixes represente cerca de 75% da produção pesqueira local, estes animais contribuem com 29% e 21% da ingestão de ^{210}Pb e ^{210}Po , respectivamente. Os moluscos, por sua vez, são menos capturados, cerca de 22%, mas contribuem com a maior ingestão de ^{210}Pb e ^{210}Po , cerca de 66% e 77%, respectivamente.

Embora os níveis de ingestão individual de ^{210}Pb e ^{210}Po pela população obtidas neste trabalho estejam bem abaixo dos níveis recomendados é aconselhável um monitoramento periódico destes radionuclídeos em amostras estuarinas, especialmente, para os organismos que foram definidos como bioindicadores de ^{210}Pb e ^{210}Po , como os moluscos, crustáceos e alguns peixes.

CAPÍTULO 7

CONSIDERAÇÕES FINAIS

7.1 – ^{210}Pb e ^{210}Po NO SISTEMA CANANÉIA-IGUAPE

O estudo da distribuição e o comportamento de elementos traços ou radionuclídeos, como ^{210}Pb e ^{210}Po , nas regiões costeiras é importante para as populações humanas, pois muitas culturas utilizam largamente os alimentos de origem marinha para consumo. Além disso, a maioria das grandes cidades do planeta localizam-se em áreas costeiras.

Os dados referentes aos níveis dos radionuclídeos (^{210}Pb , ^{210}Po , ^{226}Ra e ^{137}Cs) obtidos nos sedimentos, assim como os valores das taxas de sedimentação e dos níveis dos metais (chumbo, cobre e zinco) mostraram a grande influência do Rio Ribeira de Iguape, fato que também foi observado com os níveis de ^{210}Pb e ^{210}Po nas águas dos canais, pois os maiores níveis foram obtidos no canal do Valo Grande. Estes valores mais elevados podem estar associados às atividades humanas, como a utilização de fertilizantes com fosfato, ao longo do Vale do Ribeira. Este material é lixiviado do solo e transportado pelo rio, que adentra o Sistema pelo Valo Grande e pode ser absorvido pelos organismos ou depositado junto ao sedimento, sofrendo, provavelmente, uma diluição ao longo do Sistema em direção às desembocaduras a NE e, principalmente, a SE.

Embora ocorram em baixa quantidade na água, ^{210}Pb e ^{210}Po se concentram nos organismos vivos, principalmente os animais aquáticos. Estes radionuclídeos podem se acumular de forma diferencial dentro do corpo destes

organismos, principalmente nas vísceras (principalmente no fígado, rins e pâncreas). Os resultados obtidos na análise do bagre amarelo (*Cathorops spixii*) mostraram que os níveis de ^{210}Pb e ^{210}Po foram maiores nas vísceras do que na musculatura. Estes acúmulo diferencial pode estar associado a diferentes propriedades físico-químicas destes elementos.

Além das propriedades físico-químicas, alguns fatores fisiológicos, morfológicos e ecológicos também podem determinar um acúmulo diferencial destes elementos. Neste estudo, também foi observado que os bagres amarelos jovens acumularam mais ^{210}Pb e ^{210}Po do que os bagres adultos, tanto nas vísceras como na musculatura.

Nas fases iniciais de vida dentro do Sistema, os peixes ocupam as áreas mais rasas dos canais, junto às pedras e à vegetação, para proteção contra os peixes maiores e para obtenção de alimento. Segundo WAKABARA *et al.* (1993) os bancos de marismas junto à margem dos canais formam um berçário para muitas espécies de peixes. Nestes locais ocorre uma abundância de organismos bentônicos e bentopelágicos, que são utilizados pelos peixes jovens como alimento. Na fase adulta, os peixes maiores passam a ocupar outros locais da coluna d'água e, também, podem alterar seu hábito alimentar. O bagre amarelo, por exemplo, na fase jovem, alimenta-se principalmente de pequenos animais bentônicos (copépodes, anfípodes, moluscos), enquanto, o adulto alimenta-se de pequenos peixes, crustáceos e detritos.

Determinações de ^{210}Pb e ^{210}Po em alguns organismos aquáticos do Sistema Cananéia-Iguape, como peixes, crustáceos e moluscos, mostraram níveis variados para estes radionuclídeos. Os maiores níveis foram encontrados nos moluscos e os menores nos peixes. Algumas variáveis quantitativas (tamanho e massa) e qualitativas (distribuição espacial e hábitos alimentares) foram utilizados para tentar correlacionar as concentrações dos radionuclídeos na

musculatura dos peixes. Entretanto, não foram observadas correlações significativas entre as variáveis analisadas.

Provavelmente, em canais rasos e lodosos, como os deste Sistema, a biodisponibilidade seja mais homogênea, permitindo que outros fatores não analisados, como salinidade, variação sazonal, turbidez, correntes de marés, migração dos organismos e fisiologia tenham maior influência na concentração de ^{210}Pb e ^{210}Po , nestes organismos.

Os organismos que apresentaram os maiores fatores de concentração (FC) foram os moluscos. Os moluscos bivalves apresentaram os maiores níveis e fatores de concentração para ^{10}Pb e ^{210}Po . Isto ocorreu, provavelmente, por estes animais serem filtradores. BRINKE *et al.* (1995) observaram a grande importância do molusco bivalve *Mytilus edulis* (L.) na filtração e biodeposição dos sedimentos em suspensão.

A ação das correntes de marés permite a entrada da água do mar, mais fria e salgada, portanto, mais densa. Esta massa de água ao penetrar e sair do Sistema Cananéia-Iguape pelas desembocaduras a SE e NE, durante os ciclos de enchentes e vazantes, permite uma ressuspensão dos sedimentos. Este fenômeno, associado a baixa profundidade dos canais do Sistema, pode aumentar a disponibilidade de ^{210}Pb e ^{210}Po , com conseqüente transferência e concentração destes radionuclídeos nos organismos filtradores, como os moluscos.

Muitos autores têm uma atenção especial com os moluscos, considerando-os ótimos bioindicadores para a poluição, pois são fáceis de serem coletados, manejados em laboratório, além da alta capacidade de acumular metais e radionuclídeos rapidamente do ambiente.

A ingestão de ^{210}Pb e ^{210}Po pelo consumo de peixes, crustáceos e moluscos pela população humana do Sistema Cananéia-Iguape estão abaixo do limite recomendado, pelo ICRP. Entretanto, é aconselhável um monitoramento periódico destes radionuclídeos nos organismos aquáticos, especialmente, para os organismos que foram definidos como bioindicadores destes radionuclídeos.

Radionuclídeos são elementos presentes nos ecossistemas costeiros. Os manguezais podem se comportar como reservatórios ou como transportadores destes elementos para as cadeias alimentares, devido às suas características particulares e em função das condições físico-químicas do ambiente.

Como resultado dos processos de imobilização dos elementos nos sedimentos de mangue, suas concentrações nas plantas e animais são relativamente baixas. Entretanto, esses mecanismos só funcionam quando o manguezal é mantido sob condições de preservação, alterações em suas características podem afetar drasticamente sua função como barreira biogeoquímica (MASUTTI et al., 2000).

7.2 – MODELO DE SEDIMENTAÇÃO RECENTE NO SISTEMA

Com os estudos realizados por vários pesquisadores (TESSLER, 1982; TESSLER, 2001; SOUZA, 1995, BONETTI, 1995) e os dados obtidos neste trabalho foi possível estudar a dinâmica sedimentar da região.

Atualmente, as fontes de sedimentos para os canais do sistema Cananéia-Iguape estão relacionadas a três origens principais: os sistemas de drenagem que deságuam diretamente nos canais (Sistema de drenagem Mandira e Sistema Ribeira de Iguape), a produção biológica interna ao sistema, e os sedimentos arenosos originados da erosão dos cordões litorâneos da Formação

Cananéia, que correspondem aos barrancos das margens côncavas dos canais.

A bacia de drenagem do Mandira, com área bastante reduzida, deságua na porção mais interna do Sistema Costeiro, no Mar de Cubatão, canal entre a Ilha de Cananéia e o continente. A baixa declividade na planície e a proximidade do Complexo Serrano determinam pouca capacidade de transporte destes cursos fluviais, que contribuem predominantemente com sedimentos em suspensão (lama e matéria orgânica) para as porções mais ao sul do Sistema.

Por outro lado, a grande bacia de drenagem do Rio Ribeira de Iguape, que se comunica com os canais deste Sistema Costeiro exclusivamente através do canal do Valo Grande nas proximidades da cidade de Iguape, desde a primeira metade do século XIX, é fonte significativa de sedimentos mais finos (siltes e argilas) carregados em suspensão, associados a elevados teores de matéria orgânica (TESSLER, 1982).

Desta forma, a distribuição dos sedimentos ao longo dos canais do sistema Costeiro é fortemente condicionada pelos processos de dinâmica interna dos canais e da presença de meandros, em cujas faces convexas, são criadas zonas de baixa circulação (regiões deposicionais) dos sedimentos em suspensão carregados pelas correntes de maré associadas aos eventos de enchente e vazante (Item 2.2 – Dinâmica nos Canais).

As correntes de enchente e vazante, com sentidos de propagação contrários a partir das interligações dos canais internos com o Oceano (desembocaduras de Cananéia e Icapara), acarretam no canal do Mar Pequeno, nas proximidades da cidade de Iguape, uma extensa área de deposição de lamas (siltes e argilas) ricas em matéria orgânica. Esta área de sedimentação mais intensa, descrita por TESSLER (1982) como resultado do encontro das correntes de enchente com sentidos de propagação contrários, foi ampliada em extensão nos estudos de SOUZA (1995), que além de prolongar esta área deposicional

para o sul da região, indicou também existir uma resultante de transporte de sedimentos, junto ao fundo do canal, direcionada no sentido da desembocadura de Cananéia (SE) resultado da defasagem, em tempo, de cerca de 40 minutos, entre o início dos processos de enchente e vazante, na desembocadura de Cananéia em relação a desembocadura de Icapara (NE).

Desta forma, os sedimentos em suspensão provenientes do Valo Grande, que não se depositam na região do "Tombo das águas" (Item 2.2 – Dinâmica nos Canais) no processo de maré enchente, são carreados em direção à desembocadura a SE, através dos canais que contornam a Ilha de Cananéia (Mares de Cubatão e Cananéia).

As características meandrantas destes canais conferem as suas áreas côncavas a existência de zonas de baixa circulação propícias à deposição de lamas. Atualmente, as áreas de expansão dos manguezais estão associadas, predominantemente, a estas zonas, onde o substrato arenoso está sendo acrescido de lamas continentais e, também, nas ilhas arenosas do meio dos canais, resultado da erosão dos barrancos das faces convexas, estas ilhas desenvolvidas no meio dos canais criam obstáculos à circulação das águas, propiciando a queda da energia do transporte das correntes e, conseqüentemente, a deposição das lamas de suspensão.

TESSLER (1982) e BONETTI (1995) demonstraram que o Sistema Costeiro não possui capacidade de exportar, para a área oceânica, sedimentos arenosos transportados junto aos fundos dos canais, mas apenas de plumas de sedimentos em suspensão. Devido às características de dinâmica interna do Sistema, a maioria da exportação dos sedimentos em suspensão aportados pela drenagem do rio Ribeira de Iguape ocorre pela desembocadura de Icapara (NE), visto que a maior parte dos sedimentos em suspensão carreados para a desembocadura de Cananéia (SE) são depositados nos meandros dos canais de Cananéia e Cubatão, antes de atingirem a conexão com o Oceano.

As relações entre os teores de areia fina, lama (silte-argila) e matéria orgânica obtidas ao longo dos testemunhos da Ponta do Arrozal (T1) e do Rio Carapara-BOCA (T4) (Tabelas 5.3 e 5.6) evidenciaram o predomínio deposicional das frações arenosas e de teores oscilantes de matéria orgânica, ao longo das colunas amostradas, como características do predomínio dos sedimentos arenosos de fundo, retidos no interior do Sistema, nas proximidades das desembocaduras, em especial da desembocadura a SE (Cananéia).

O testemunho obtido na Ponta do Frade (T2) apresentou predomínio de sedimentos arenosos, porém com teores de matéria orgânica mais elevados que os obtidos em T4 e pouco inferiores aos de T1. Estas variações e oscilações ao longo dos testemunhos amostrados representam as características evolutivas da coluna sedimentar de cada ponto amostrado. Pois, se em T4 os teores menos elevados de matéria orgânica são indicativos do forte controle deposicional, ao longo do tempo, da drenagem do Mandira, o testemunho T1, próximo à desembocadura de Cananéia, reflete as oscilações laterais dos bancos arenosos. Estes bancos, por vezes, em função das mudanças dos canais mais profundos de circulação, são recobertos por filmes de camadas de sedimentos lamosos, permitindo a expansão das espécies pioneiras da vegetação aquática (manguezais e espartina) e, conseqüentemente, o aumento dos teores de matéria orgânica. Por outro lado, o deslocamento lateral destes bancos, em fases de circulação mais intensa, retorna com o predomínio da sedimentação arenosa. Em situações de grande variação na intensidade do fluxo, estes bancos podem até ser submetidos a eventos erosivos que retiram superficialmente as camadas lamosas e a matéria orgânica, anteriormente depositados.

A Ponta do Frade (T2) embora represente uma face deposicional (meandro) do canal do Mar de Cananéia e, portanto, uma área preferencial de deposição de sedimentos lamosos de suspensão ao longo deste canal, tem em sua coluna amostrada o predomínio de sedimentos arenosos e teores não

elevados de matéria orgânica. Estas características representam menos as condições deposicionais da área e mais as condições de formação desta reentrância. Esta feição não é gerada pela formação dos meandros do canal, mas, principalmente, pelo crescimento perpendicular à Ilha Comprida de um pontal arenoso, que além de criar à retaguarda uma área abrigada, também desloca o canal de circulação mais profundo para a margem oposta (Ilha de Cananéia), diminuindo a seção do canal e, conseqüentemente, aumentando a velocidade do fluxo, gerando um incremento de erosão na margem da Ilha de Cananéia.

Os sedimentos finos que se depositam nesta área à retaguarda da feição arenosa (Ponta do Frade) representam apenas o material transportado por uma corrente de giro (vórtice), de pequena intensidade de fluxo, que se desprende da corrente de vazante, quando da aceleração do fluxo pelo estreitamento do canal.

Este mecanismo foi evidenciado quando se compararam as taxas de sedimentação da Ponta do Frade ($2,30 \text{ mm.a}^{-1}$ – Ano 1) com a Ponta do Arrozal ($5,02 \text{ mm.a}^{-1}$ – Ano 1) e do rio Carapara-BOCA ($3,41 \text{ mm.a}^{-1}$ – Ano 1).

Já a porção mais a nordeste do Sistema Costeiro, fortemente influenciado pelos sedimentos provenientes do Rio Ribeira de Iguape, através do canal do Valo Grande, apresenta características deposicionais distintas. O testemunho (T3) analisado apresentou uma coluna sedimentar composta por sedimentos lamosos (siltes e argilas) com teores elevados de matéria orgânica.

O alto valor da taxa de sedimentação obtida para o Valo Grande ($14,59 \text{ mm.a}^{-1}$ – Ano 1), em comparação com os outros pontos, confirma três eventos locais: a expansão acelerada nas últimas décadas dos bancos argilo/arenosos, do canal do Mar Pequeno, o crescimento das áreas de manguezal e a diminuição da profundidade do canal principal de navegação, fato que tem acarretado sérios danos à livre navegação na área. Os elevados níveis de alguns metais (chumbo,

cobre e zinco) observados neste ponto (T3) demonstrou a grande influência do Rio Ribeira de Iguape, como principal fornecedor de sedimentos para o Sistema.

O Sistema Cananéia-Iguape apresenta tendência geral a um acentuado processo de assoreamento (deposição), com pronunciado aporte de sedimentos de origem continental, pelas drenagens Mandira e Ribeira, pela alta produção biológica interna ao Sistema e a erosão pronunciada dos barrancos arenosos das margens dos canais. Entretanto, a porção mais a NE do Sistema está mais fortemente submetida às influências da contribuição continental do que a porção a SE da área de estudo.

Nas análises preliminares de chumbo, cobre e zinco nos sedimentos dos testemunhos da Ponta do Arrozal (T1) e do Rio Carapara (T4) foram obtidos, em algumas amostras, níveis mais elevados destes metais, representando um indicativo da influência do Rio Ribeira na porção SE do Sistema.

O incremento mínimo de fator dois no valor de taxa de sedimentação entre as regiões opostas do sistema, associados aos mecanismos de dinâmica de circulação da área e a interligação do Rio Ribeira de Iguape com o Sistema Cananéia-Iguape, com a barragem do Valo Grande permanentemente aberta, implicará na progressiva transferência dos fenômenos de assoreamento pronunciado para regiões mais ao sul do canal do Mar Pequeno e do Mar de Cananéia, com reflexos mais limitados no canal mais interno (Mar de Cubatão).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BARNES, R. S.; BIRCH, P. B.; SPYRIDAKIS, D. E.; SCHELL, W. R. Changes in the sedimentation histories of lakes using Lead-210 as a tracer of sinking particulate matter. In: PROCEEDINGS OF AN INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ISOTOPE HYDROLOGY, 19-23 June, 1978, p. 875-898.
- BASKARAN, M. M.; ASBILL, S.; SANTSCHI, P.; BROOKS, J.; CHAMP, M.; ADKINSON, D.; COLMER, M. R.; MAKEYEV, V. Pu, ^{137}Cs and excess ^{210}Pb in Russian Arctic sediments. *Earth Planet. Sci. Lett.*, v. 32, p. 277-296, 1996.
- BERGERIOUX, C.; RAPIN, F.; HAERDI, W. Lead-210 geochronology in marine and lacustrine sediments using high resolution low energy photon spectrometry. *Radiochem. Radioanal. Letters*, v. 45 n. 4, pp. 241-250, 1980.
- BLACKMORE, G.; MORTON, B.; HUANG, Z. G. Heavy metal in *Balanus amphitrite* and *Tetraclita squamosa* (Crustacea: Cirripedia) collected from the coastal waters of Xiamen, China. *Mar. Pollut. Bull.*, v. 36, n. 1, p 32-40, 1998.
- BONETTI FILHO, J. **Transporte de sedimentos por suspensão nas proximidades da Barra de Cananéia – São Paulo.** São Paulo: 1995. Dissertação (Mestrado) – Instituto Oceanográfico - Universidade de São Paulo.
- BORGES, H. V. **Holocene Geological Evolution of Sepetiba Bay and Marambaia Barrier Island, Brazil.** - Dissertation (Degree of Doctor) – University of New York, 120 p., 1998.
- BOWEN, R. **Isotopes in the Earth Sciences.** Elsevier Applied Science, London and New York, 647 p., 1988.

- BRAND, T.; SHIMMIELD, G. The use of ^{210}Pb as an indicator of biological processes affecting the flux and sediment geochemistry of organic carbon in the NE Atlantic. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON RADIONUCLIDES IN THE STUDY OF MARINE PROCESSES, sept. 10-13, 1991. Norwich (United Kingdom), p. 222-233.
- BRINKE, W. B. M.; AUGUSTINUS, P. G. E. F.; BERGER, G. W. Fine-grained sediment deposition on mussel beds in the Oosterschelde (The Netherlands), determined from echosoundings, radio-isotopes and biodeposition field experiments. **Estuaries, Coastal and Shelf Science**. v. 40, p. 195-217, 1995.
- CALMET, D.; FERNANDEZ, J. M. Caesium distribution in northwest Mediterranean seawater, suspended particles and sediments. **Cont. Shelf Res.**, v.10, n. 9-11, p. 895-913, 1990.
- CANET, A.; JACQUEMIN, R. Methods for measuring radium isotopes: Gamma spectrometry. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. **The Environmental Behaviour of Radium**. Vienna, 1990. v. 1, c. 3-4 (Technical Report Series, 310).
- CARVALHO, F. P. ^{210}Po in marine organisms: a wide range of natural radiation dose domains. **Radiat. Prot. Dosimetry**, v. 24 n. 1-4, p. 113-117, 1988.
- CARVALHO, F. P. (a) ^{210}Po and ^{210}Pb intake by the Portuguese population: the contribution of seafood in the dietary intake of ^{210}Po and ^{210}Pb . **Health Physics**. v. 69, n. 4, p. 469-480, 1995.
- CARVALHO, F. P. (b) ^{210}Pb and ^{210}Po in sediments and suspended matter in the Tagus estuary, Portugal. Local enhancement of natural levels by wastes from phosphate ore processing industry. **Sci. Total Environ.**, v. 159, p. 201-214, 1995.
- CHANTON, J.P.; MARTENS, C.S.; KIPPHUT, G.W. Lead-210 sediment geochronology in a changing coastal environment. **Geochim. Cosmochim. Acta**, v. 47, p. 1791-1804, 1983.

- CHARMASSON, S.; BOUISSET, P.; RADA KOVICH, O.; PRUCHON, A. S.; ARNAUD M. Long-core profiles of Cs-137, Cs-134, Co-60 and Pb-210 in sediment near the Rhone River (Northwestern Mediterranean Sea). *Estuaries*, v. 21, n. 3, p. 367-378, 1998.
- CHARMASSON, S.; GERMAIN, P.; LECLERC, G. Po-210 as a tracer of variations of trophic input to deep-sea benthic ecosystems. A study of the deep-sea amphipod *Erythenes gryllus* from the tropical Atlantic. *Radiat. Prot. Dosim.*, v. 75, n. 1-4, p. 131-138, 1998.
- CHERRY, R. D.; HEYRAUD, M. Polonium-210 and lead-210 in marine organisms: allometric relationships and their significance. *J. Environ. Radioactivity*, n. 31, n. 5, p. 309-318, 1995.
- CHERRY, R. D.; HEYRAUD, M. Po-210 in teleost fish and in marine mammals – interfamily differences and a possible association between Po-210 and red muscle content. *J. Environ. Radioactivity*, v. 24, n. 3, p. 273-291, 1994.
- CLULOW, F. V.; DAVÉ, N. K.; LIM, T. P.; AVADHANULA, R. Radionuclides (lead-210, polonium-210, thorium-230, and -232) and thorium and uranium in water, sediments and fish from lakes near the city of Elliot Lake, Ontario, Canada. *Environ. Pollut.*, v. 99, p. 199-213, 1998.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB)
Estudo dos manguezais da Baixada Santista. Relatório final. Março de 1988, Cetesb, 1988.
- COORDENADORIA DE PESQUISAS DE RECURSOS NATURAIS (CRPN)
Relatório técnico: **Projeto Geoquímica no Vale do Ribeira – relatório final.** São Paulo, 326 p., 1978.
- CUNHA, I. I. L.; MUNITA, C. S.; PAIVA, R. P.; TEIXEIRA, A. Levels of Cs-137 in seawater and fish from the Brazilian coast. *Sci. Tot. Environ.*, v. 139-140, p. 431-35, 1993.

- CUNHA, I. I. L.; FIGUEIRA, R. C. L.; SAITO, R. T. Application of radiochemical methods and dispersion model in the study of environmental pollution in Brazil. **J. Radioanal. Nucl. Chem.**, v.239, n.3, p. 477-82, 1999.
- CUNHA, I. I. L.; FABRA, E. L. Cs-137 radioactivity data in Brazil. **Fresen. Environ. Bull.**, v. 4, n. 1, p. 19-24, 1995.
- DAHLGAARD, H. Polonium-210 in mussels and fish from the Baltic-North Sea estuary. **J. Environ. Radioactivity**, V. 32, n. 1-2, p. 91-96, 1996.
- DAS, N. H.; COMANS, R. N. J. On the limits of low level measurements of ^{137}Cs as a natural radiotracer. **J. Radioanal. Nucl. Chem.** v. 138, n. 2, p. 407-416, 1990.
- DINIZ FILHO, A M. **Composição e variação espaço-temporal da fauna íctica do Canal do Ararapira (Cananéia-SP)**. São Paulo: 1997. Dissertação (Mestrado) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo.
- DURHAM R. W.; JOSHI, S. R. Recent sedimentation rates, ^{210}Pb fluxes, and particle setting velocities in lake Huron, Laurentian Great Lakes, **Chem. Geology**. V. 31, pp. 53-66, 1980.
- EAKINS, J. D. Radioisotopes in sediment studies. **IAEA-TECDOC-298**, p. 31-47, 1982.
- EAKINS, J. D.; MORRISON, R. T. New procedure for the determination of Lead-210 in lake and marine sediments. **J. Appl. Radiat. Isot.**, v. 29 p. 531-536, 1978.
- FERREIRA, N. S. **Aspectos da geoquímica ambiental da Mina do Rocha**. São Paulo, 1994. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, 94 p.
- FERREIRA, A. G.; MACHADO, A. L. S.; ZALMON, I. R. Metais pesados em moluscos bivalves no litoral norte do Estado do Rio de Janeiro. In:

Ecotoxicologia, Perspectivas para o século XXI. Rima Editora, São Carlos, p 167-182, 2000.

FIGUEIRA, R.C.L. **Determinação de Sr-90 em amostras ambientais.** São Paulo: 1994. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Universidade de São Paulo.

FIGUEIRA, R. C. L.; SILVA, L. R. N.; FIGUEIREDO, A. M. G.; CUNHA, I. I. L. Análise instrumental de baixos níveis de céσιο-137 em amostras marinhas por espectrometria gama. *In: CONFERÊNCIA INTERNACIONAL – “GOIÂNIA – 10 ANOS DEPOIS”*, Goiânia, Brasil, 1997

FIGUEIRA, R. C. L. **Inventário de radionuclídeos artificiais em sedimentos e água do mar da Costa Sul do Brasil.** São Paulo: 2000. Tese (Doutorado) - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Universidade de São Paulo.

FRANTSEVICH, L. I.; PANKOV, I. V.; ERMAKOV, A. A.; KORNUSHIN, A. V.; ZAKHARCHUK, T. N. Mollusks as indicators of environmental pollution by radionuclides. **Russ. J. Ecol.**, v. 26, n. 1, p. 47-55, 1995.

GALLUCCI, R. R. **Descrição e análise da pesca de camarão e fauna acompanhante, com o aparelho gerival, na região estuarino-lagunar de Cananéia – São Paulo – Brasil.** São Paulo, 1996. Dissertação (Mestrado) - Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo.

GERMAIN, P.; LECLERC, G.; SIMONS, S. Transfer of Po-210 into *Mytilus edulis* (L) and *Fucus vesiculosus* (L) from the Baie-de Seine (channel coast of France). **Sci. Total Environ.**, v. 164, n. 2, p. 109-123, 1995.

GÖKMEN, A.; YILDIZ, M.; ERTEN, H.N.; YEMENICIOGLU, S.; ERGIN, M.24. Radiochronology of Marmara Sea Sediments by Natural ²¹⁰Pb and a Uniform Mixing Model. *In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON APPLICATIONS OF ISOTOPE TECHNIQUES IN STUDYING PAST AND CURRENT ENVIRONMENTAL CHANGES IN THE HYDROSPHERE AND*

ATMOSPHERE, apr. 19-23, 1993, Vienna (Austria), **Proceedings Series**, p. 505-507 (IAEA -SM-329/9P).

GOUVEA, R. C.; SANTOS, P. L.; DUTRA, I. R. Lead-210 and polonium-210 concentrations in some species of marine molluscs. **Sci. Total Environ.**, v. 112, p. 263-267, 1992.

GRASSO, M. **Avaliação econômica do ecossistema manguezal: Complexo Estuarino-Lagunar de Cananéia, um estudo de caso.** São Paulo, 1994. Dissertação (Mestrado) - Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo.

HEYRAUD, M.; CHERRY, R. D.; OSCHADLEUS, H-D; AUGUSTIN, C. J.; CHERRY, M. I.; SEALY, J. C. Polonium-210 and Lead-210 in edible molluscs from near the Cape of Good Hope: sources of variability in polonium-210 concentrations. **J. Environ. Radioactivity**, v. 24, p. 253-272, 1994.

HEYRAUD, M.; DOMANSKI, P.; CHERRY, R. D.; FASHAM Natural tracers in dietary studies: data for ^{210}Po and ^{210}Pb in decapod shrimp and other pelagic organisms in the Northeast Atlantic Ocean. **Marine Biology**, v. 97, p. 507-519, 1988.

HOLBY, O.; EVANS, S. The vertical distribution of Chernobyl - derived radionuclides in a Baltic sea sediment. **J. Environm. Radioactivity**, v.33, n.2, p.129-145, 1996.

HONG, G-H.;S-H.; KIM, S-H.; CHUNG, C-S. Pb-derived sediment accumulation rates in the southwestern East Sea (Sea of Japan). **Geo-Mar. Lett.**, v. 17, p. 126-132, 1997.

HONG, G-H.; LEE, S-H.; KIM, S-H.; CHUNG, C-S.; BASKARAN, M. Sedimentary fluxes of ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$ and ^{210}Pb in the East sea (Sea of Japan). **Sci. Total Environ.**, n. 237/238, p. 225-240, 1999.

- INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY (IAEA) **Sources of radioactivity in the marine environment and their relative contributions to overall dose assessment from marine radioactivity (MARDOS)**. (IAEA-MEL-R2/94), IAEA, Vienna, 1994.
- INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY (IAEA) Measurement of radionuclides in food and in the environment. **Technical Reports Series**, n. 295, p. 47-69, Vienna, 1989.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE) **Anuário Estatístico**, 1990.
- INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION –ICRP 1991 **Recommendations of the International commission on Radiological Protection**. Pergamon Press, 11/1990 (ICRP-61).
- INSTITUTO OCEANOGRÁFICO, UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO Dados climatológicos de Cananéia e Ubatuba (Estado de São Paulo). **Bolm. Climat., Inst. Oceanogr.**, vol. 5, p. 1-18., 1984.
- INSTITUTO DE PESCA – **Núcleo de Pesca e Aquicultura de Cananéia – Projeto Pesca Sul Paulista**. Produção total desembarcada em Cananéia, Iguape e Ilha Comprida, entre os anos de 1997 e 2000, 2000.
- ISHIKAWA, Y.; KIKUCHI, T.; SEKINE, T. YOSHIHARA, K. Concentrations of ^{108m}Ag , ^{137}Cs and ^{210}Pb in oyster (*Crassostrea gigas*) on the japanese coast in relation to the distribution and behavior of radionuclides in sea water. **J. Radioan. Nucl. Chem.**, v. 197, n. 2, p 343-355, 1995.
- IVANOVICH, M.; HARMON, R. S. **Uranium-series disequilibrium: applications to earth, marine, and environmental sciences**. 2nd ed., Oxford Clarendon Press, Oxford, New York, 910 p., 1992.
- JEFFREE, R. A.; CARVALHO, F.; FOWLER, S. W.; FARBER-LORDA, J. Mechanism for enhanced uptake of radionuclides by zooplankton in French

- Polynesian oligotrophic waters. **Environ. Sci. Technol.**, v. 31, n. 9, p. 2584-2588, 1997.
- JOSHI, S. R.; FOX, M. E. The ^{210}Pb and ^{137}Cs profiles in sediment cores from Bay of Quinte, Lake Ontario. **J. Radioanal. Nucl. Chem.**, v. 90, n. 1, p. 207-215, 1985.
- JOSHI, L. U.; KU, T. L. Measurements of ^{210}Pb from a sediment core off the coast of California. **J. Radioanal. Chem.**, v. 52, n. 2, p. 329-334, 1979.
- JOSHI, S. R.; SHUKLA, B. S.; McNEELY, R. The calculation of lead-210 dates for Mckay Lake Sediments. **J. Radioanal. Nucl. Chem.**, v. 125, n. 2, p. 341-349, 1988.
- KADRO, D. Excess ^{210}Po and nutrient recycling within the California Coastal transition zone. **J. Geophys. Res.**, v. 98, n. C1, p. 857-864, 1993.
- KANSANEN, P. H.; JAAKKOLA, T.; KULMALA, S.; SUUTARINEN, R. Sedimentation and distribution of gamma-emitting radionuclides in bottom sediments of Southern lake Paijanne, Finland, after the Chernobyl accident. **Hidrobiologia**, v. 222, n. 2, p. 121-140, 1991.
- KATHEREN, R. L. **Radioactivity in the environment: sources, distribution and surveillance.** Harwood Academic Publishers, 397 p. New York, USA, 1984.
- KIRCHNER, G.; EHLERS, H. Sediment Geochronology in changing coastal environments: Potentials and limitations of the ^{137}Cs and ^{210}Pb methods. **J. Coastal Research**, V. 14, No. 2, 483-492, 1998.
- KOIDE, M.; BRULAND, K. W.; GOLDBERG, E. D.; Th-228/Th-232 and Pb-210 geochronologies in marine and lake sediments. **Geochim. Cosmochim. Acta**, v. 37, pp. 1171-1187, 1973.

- KÖSTER, H. N.; GUEGUENIAT, P.; DUURMA; GALVÃO, J. P. **Behaviour of polonium-210 and lead-210 in european marine environments. Application of bioindicators.** (EUR-14927), p. 347-358, 1993.
- KUTNER, M. B. B. Seasonal variation and phytoplankton distribution in Cananéia region, Brazil, p. 153-169. *In*: G. Walsh, S. Snedaker, and H. Teas (eds.), **PROCEEDING OF INTERNAIONAL SYMPOSIUM ON BIOLOGY AND MANAGEMENT. OF MANGROVES.** IFAS, Univ. Florida, Gainesville, Florida, 1975.
- KUTNER, M. B. B. **Variação estacional e distribuição do fitoplâncton na região de Cananéia,** São Paulo: 1972. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo.
- LANDINSKAYA, L. A.; PARFENOV, Y. D.; POPOV, D. K.; FEDOROVA, V. ^{210}Pb and ^{210}Po content in air, water, foodstuffs, and the humam body. **Arch. Environ. Health,** n. 27, 254-258, 1973.
- LERMAN, M. **Marine Biology.** Benjamin/Cummings Publishing Company, Inc. California/USA, 535 p., 1986.
- LIVINGSTON, H. D.; BOWEN, V. T. Pu-239+240 and Cs-137 in coastal sediments. **Earth and Planet.Sci., letters,** v.43, p.29-45, 1979.
- MASUTTI, M. B.; PANITZ, C. M. N.; PEREIRA, N. C. Biodisponibilidade e bioconcentração de metais-traços no manguezal do Itacorubi (Florianópolis, SC). *In*: **Ecotoxicologia, Perspectivas para o século XXI.** Rima Editora, São Carlos, p 207-228, 2000.
- MATKAR, V. M.; NARAYANAN, U.; BHAT, J. S. Geochemical association of plutonium in sediments of the Trombay coast environment. **J. Radioanal. Nucl. Chem.,** v. 138, n. 1, p. 119-127, 1992.
- McCARTNEY, M; DAVIDSON, C. M.; HOWE, S. E.; KEATING, G. E. Temporal changes in distribution of natural radionuclides along the Cumbrian coast

following the reduction of discharges from a phosphoric acid production plant. **J. Environ. Radioactivity**, v. 49, p. 279-291, 2000.

McDONALD, P.; COOK, G. T.; BAXTER, M. S. Natural and artificial radioactivity in coastal regions of UK. **Radiat. Prot. Dosimetry**, v. 45, n. 1-4, p. 707-710, 1992.

MENDES, J. C. **Elementos de Estratigrafia**. T. A. Queiroz (Biblioteca de Ciências Naturais, V. 12), São Paulo, 566 p., 1984.

MENDONÇA, J. T. **A pesca na região de Cananéia-Iguape, nos anos de 1995 e 1996**. São Paulo: 1998. Dissertação (Mestrado). Instituto Oceanográfico – Universidade de São Paulo, 90 p.

MISHIMA, M.; YAMANAKA, N.; PEREIRA, O. M.; SOARES, F. C.; SINQUE, C.; AKABOSHI, S.; JACOBSEN, O. Hidrografia do complexo estuarino-lagunar de Cananéia (25° S – 48° W), São Paulo, Brasil. I – salinidade e temperatura (1973 a 1980). **B. Inst. Pesca**, v. 12, n. 3, p. 109-121, 1985.

MORAES, R. P. **Transporte de chumbo e metais associados no Rio Ribeira de Iguape**. São Paulo, Brasil. Campinas: 1997. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Geociências, da Universidade de Campinas (IG/UNICAMP).

MIYAO, S. Y.; NISHIHARA, L.; SARTI, C. C. Características físicas e químicas do sistema estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape. **Bolm. Inst. Oceanogr.**, v. 34, p. 23-26, 1986.

MYAO, S. Y.; HARARI, J. Estudo preliminar da maré e das correntes de maré da região estuarina de Cananéia (25° S - 48° W). **Bolm. Inst. Oceanogr.**, v. 37, n. 2, p. 107-123. 1989.

NARAYANA, Y; RADHAKRISHNA, A. P.; SOMASHEKARAPPA, H. M.; KARUNAKARA, N.; BALAKRISHNA, K. M.; SIDDAPPA, K. Distribution of some natural and artificial radionuclides in the environment of coastal

- Karnataka of south India. **J. Environ. Radioactivity**, v. 28, n. 2, p. 113-139, 1995.
- NEVISSI, A. E. Measurement of actinides and long-lived radionuclides in large coral samples. **J. Radioanal. Nucl. Chem.**, v. 156, n. 2, p. 243-251, 1992.
- ODUM, E. P. **Ecologia**. Editora Guanabara Koogan. Rio de Janeiro. 434 p., 1980.
- OTHMAN, I.; YASSINE, T.; BHAT, I. S. The measurement of some radionuclides in the marine coastal environment of Syria. **Sci. Total Environ.**, n. 153, p. 57-60, 1994.
- PARFENOV, Y. D. Polonium-210 in the environment and in the human organism. **At. Energy Rev.**, v. 12, p. 75-143, 1974.
- PASTERNAK, B. S.; HARLEY, N. H. Detection limits for radionuclides in the analysis of multi-component gama ray spectrometer data. **Nucl. Instr. Meth.**, v. 91, p. 533-540, 1971.
- POLIKARPOV, G. G. **Radioecology of Aquatic Organisms**. Amsterdam: North-Holland, 1966.
- PORTAKAL, S.; VARINLIOGLU, A. **Plutonium Level in Black Sea Sediment**. Taek, Cekmece Nuclear Research and Training Centre, Instambul, Turkey, 1991.
- PRATER, B. L.; ANDERSON, M. A. A. **96-hour bioassays of Otter Creek**. J. Water Pollution Control Federation. 49(Oct):2099-2106, 1977.
- RADHAKRISHNA, A. P; SOMASHEKARAPPA, H. M.; NARAYANA, Y.; SIDDAPPA, K. Distribution of some natural and artificial radionuclides in Mangalore environment of South India. **J. Environ. Radioactivity**, v. 30, n. 1, p. 31-54, 1996.

- RAVICHANDRAN, M.; BASKARAN M.; SANTSCI, P. H.; BIANCHI, T. S.
Geochronology of sediments in the Sabine-Neches estuary, Texas, USA.
Chem. Geology, v. 125, p. 291-306, 1995.
- RESENDE, C. E.; LACERDA, L. D. Metais pesados em mexilhões *Perna perna* no litoral do Estado do Rio de Janeiro. **Rev. Bras. Bio.**, v. 46, 239-247, 1986.
- RIBEIRO, M. A. G.; WAKABARA, Y.; FLYNN, M. N. Trophic relationships of small-sized estuarine fishes of Cananeia (Southeastern Brazil). **Oceánides**, v. 12, n. 1, p. 29-40, 1997.
- RIBEIRO, R. F. **Um estudo sobre os metais pesados nos sedimentos recentes da baía de Aratú (Ba)**. Bahia: 1979. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal da Bahia, 96 p.
- SAITO, R. T.; CUNHA, I. I. L. Determination of ^{210}Po in marine samples. **J. Radioanal. Nucl. Chem.**, v. 220, n. 1, 117-119, 1997.
- SAITO, R. T. **Determinação de ^{210}Pb e ^{210}Po em amostras marinhas e aerossóis**. São Paulo: 1996. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Universidade de São Paulo.
- SAUL, A C. **Comunidade ictiofaunística da Ilha do Bom Abrigo, Cananéia, São Paulo, Brasil**. São Paulo: 1994. Dissertação (Mestrado) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo.
- SCHAEFFER-NOVELLI, Y; MESQUITA, H. S. L.; CINTRÓN-MOLERO, G. The Cananéia lagoon-estuarine system, São Paulo, Brazil. **Estuaries**, v. 2, n. 13, 193-203, 1990.
- SHEPARD, F. D.; MOORE, D. G. Sedimentary environments differentiated by coarse fraction studies. **Bull. Amer. Assoc. Petrol. Geol.**, v. 38, p. 1792-1802, 1954.

- SHOLKOVITZ, E. R. The geochemistry of plutonium in fresh and marine water environments. **Earth-Sci.Rev.**, v. 19, n. 2, p. 95-161, 1983.
- SMITH, J.D.; TOWLER, P.H. Polonium-210 in cartilaginous fishes (chondrichthyes) from south-eastern Australian waters. **Aust. J. Mar. Freshwater Res.**, n. 44, p. 727-733, 1993.
- SMITH, J.N; BEWERS, J.M. Radionuclides in the marine environment - uses and concerns. **Canad. Chem. New**, October, p. 23-25, 1993.
- SMITH, J.N. e WALTON, A. Sediment accumulation rates and geochronologies measured in the Saguenay Fjord using the Pb-210 dating method. **Geochim. Cosmochim. Acta**, v. 44, p. 225-240, 1980.
- SOMAYAJULU, B. L. K.; BHUSHAN, R.; ASHISH SARKAR; BURR, G. S.; JULL, A. J. T. Sediment deposition rates on the continental margins of the eastern Arabia Sea using ^{210}Pb , ^{137}Cs and ^{14}C . **Sci. Total Environ.**, v. 237/238, p. 429-439, 1999.
- SOMMERFIELD, C. K.; NITTROUER, C. A. Modern accumulation rates and a sediment budget for the Eel Shelf: a flood-dominated depositional environment, **Marine Geology**, v. 154, p. 227-241, 1999.
- SOUZA, L. A. P. **A planície costeira Cananéia-Iguape, litoral sul do Estado de São Paulo: um exemplo de utilização de métodos geofísicos no estudo de áreas costeiras.** São Paulo: 1995. Dissertação (Mestrado) – Instituto Oceanográfico - Universidade de São Paulo.
- STEPNOWSKI, P.; SKWARZEC, B. A comparison of ^{210}Pb accumulation in molluscs from the southern Baltic, the coast of Spitsbergen and Sasek Wielki Lake in Poland. **J. Environ. Radioactivity**, v. 49, p. 201-208, 2000.
- SUBRAMANIAN, V.; SITASAWARD, R.; JOSHI, L.U. Rate of sedimentation in the Yamuna River around Delhi using the ^{226}Ra - ^{210}Pb method. **J. Radioanal. Nucl. Chem.**, v. 90, n. 2, p. 271-276, 1985.

- SUGUIO, K. **Introdução à sedimentologia**. São Paulo, Edgard Blucher/EDUSP. 317 p. (1973)
- SUGUIO, K.; TESSLER, M. G. Depósitos quaternários da planície costeira de Cananéia - Iguape (SP) (1992). Roteiro de excursões. *In*: 37º. CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA. São Paulo, 9 a 15 de dezembro, 1992. v. 1.
- TANAKA, N.; TAKEDA, Y.; TSUNOGAI, S. Biological effect on removal of Th-234, Po-210 and Pb-210 from surface water in Funka Bay, Japan. **Geochim. Cosmochim. Acta**, v. 47, p. 1783-1790, 1983.
- TARARAM, A. S.; WAKABARA, Y.; FLYNN, M. N. Suprabenthic community of the Cananéia lagoon estuarine region, Southeastern Brazil. **Cah. Biol. Mar.**, v. 37, p. 295-308, 1996.
- TARARAM, A. S. **Distribuição espacial e temporal da macrofauna bentopelágica em marisma da região de Cananéia (SP, Brasil)**. São Paulo: 1994. Tese (Livre-Docente) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 169 p.
- TESSLER, M. G. **Taxas de sedimentação holocênica na Plataforma Continental Sul do Estado de São Paulo**. São Paulo: 2001 Tese (Livre-Docência) - Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo.
- TESSLER, M. G. **Sedimentação atual na região lagunar de Cananéia - Iguape, Estado de São Paulo**. São Paulo: 1982. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, 2 vol..
- TESSLER, M. G.; SUGUIO, K.; ROBILOTTA, P. R. Teores de alguns elementos traços metálicos em sedimentos pelíticos da superfície de fundo no Sistema Cananéia-Iguape (SP). *In*: SIMPÓSIO SOBRE ECOSISTEMAS DA COSTA SUL E SUDESTE BRASILEIRA. Vol. 2, p. 255 - 263, 1987

- TOMMASI, L. R. **Projeto Valo Grande – SOMA/CIRM**. Relatório parcial apresentado ao Secretário de Estado de Obras e do Meio Ambiente. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 30 p., 1984.
- TUNDISI, J. G. Ecological studies of the lagunar region of Cananéia: A review, p. 298-304. *In*: J. M. Martin, J. D. Burton, and D. Eisma (eds.), RIVER INPUTS TO OCEAN SYSTEMS. UNEP/IOC/SCOR. UNEP/UNESCO, Switzerland, 1981.
- TUNDISI, J. G.; TEIXEIRA, T. M.; TUNDISI, T. M.; KUTNER, M. B.; KINOSHITA, L. Plankton studies in a mangrove environment. IX. Comparative investigations with coastal oligotrophic waters. **Rev. Bras. Bio.**, v. 38, p. 301-320, 1978.
- TUNDISI, J. G. **Produção primária “standing-stock” e fracionamento do fitoplâncton na região lagunar de Cananéia**. São Paulo, 1969. Tese (Doutorado) – Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras, Universidade de São Paulo.
- TUNDISI, T. **Aspectos ecológicos do zooplâncton no Sistema Costeiro de Cananéia com especial referência aos Copepodas (Crustacea)**. São Paulo: 1972. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo.
- UNITED NATIONS SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION (UNSCEAR) **Sources, Effects and Risk of Ionizing Radiation** (United Nations Report, New York, USA, 1988).
- UNITED NATIONS SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION (UNSCEAR) **Sources, Effects and Risk of Ionizing Radiation** (United Nations Report, New York, USA, 1982).
- VAN GEEN, A.; VALETTE-SILVER, N. J.; LUOMA, S. N.; FULLER, C. C.; BASKARAN, M.; TERA, F.; KLEIN, J. Constraints on the sedimentation

history of San Francisco Bay from ^{14}C and ^{10}Be . **Marine Chemistry**, v. 64, p. 29-38, 1999.

YAMAMOTO, M.; ABE, T.; KUWABARA, J.; KOMURA, K.; UENO, K.; TAKIZAWA, Y. Polonium-210 and Lead-210 in marine organisms: intake level for Japanese. **J. Radioanal. Nucl. Chem.**, v. 178, n. 1, p. 81-90, 1994.

YAMAMOTO, M.; YAMAUCHI, Y.; KAWAMURA, H.; KOMURA, K.; UENO, K. Measurements of Pb-210 and Po-210 in Japanese human hair. **J. Radioanal. Nucl. Chem.**, v. 157, n. 1, p. 37-45, 1992.

YU, K. N.; GUAN Z. J.; STOKES, M. J.; YOUNG, E. C. M. A preliminary study on the Radon concentrations in water in Hong Kong and the associated health effects. **Appl. Radiat. Isot.**, v. 45, n. 7, p. 809-810, 1994.

YU, K. N.; MAO, S. Y. Assessment of radionuclide contents in food in Hong Kong. **Health Physics**. v. 77, n. 6, p. 686-696, 1999.

WAKABARA, Y.; FLYNN, M.; N. TARARAM, A. S. Ingestion and selection of suprabenthic crustaceans by small-sized fishes in a lower saltmarsh system. **Rev. Bras. Oceanogr.**, v. 44, n. 2, p. 89-103, 1996.

WAKABARA, Y.; TARARAM, A. S.; FLYNN, M. N. Importance of the macrofauna for the feeding of young fish species from infralitoral of Arrozal – Cananéia lagoon estuarine region. **Bolm. Inst. Oceanogr.**, v. 41, n. 1/2, p. 39-52, 1993.

WILDGUST, M. A.; McDONALD, P.; WHITE, K. N. Assimilation of Po by the mussel *Mytilus edulis* from the alga *Isochrysis galbana*. **Marine Biology**, v. 136, p. 49-53, 2000

ZANI-TEIXEIRA, M. L. **Contribuição ao conhecimento da ictiofauna da Baía de Trapandé, Complexo estuarino-lagunar de Cananéia, SP.** São Paulo: 1983. Dissertação (Mestrado) - Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 83 p.

ANEXOS

IAEA/AL/126
IAEA/MEL/68

**REPORT ON THE INTERCOMPARISON
RUN**

IAEA-384

RADIONUCLIDES

IN

FANGATAUFA LAGOON SEDIMENT

REPORT ON THE INTERCOMPARISON RUN

IAEA-384

RADIONUCLIDES

IN

FANGATAUFA LAGOON SEDIMENT

P. P. Povinec & M. K. Pham

**International Atomic Energy Agency
Marine Environment Laboratory
4, Quai Antoine 1er
MC 98000 MONACO**

Monaco, 2000

CONTENTS

1. INTRODUCTION	4
2. SCOPE OF THE INTERCOMPARISON	4
3. DESCRIPTION OF THE MATERIAL	4
4. HOMOGENEITY TESTS	5
5. SAMPLE DISPATCH AND DATA RETURN	5
6. EVALUATION OF RESULTS	6
6.1. Data treatment	6
6.2. Statistical evaluation	6
6.3. Explanation of tables	7
6.3.1. Laboratory code	7
6.3.2. Method code	7
6.3.3. Number of results	8
6.3.4. Massic activity	8
6.4. Explanation of figures	9
6.5. Criteria for certification	9
7. RESULTS AND DISCUSSION	9
7.1. Anthropogenic radionuclides	9
7.1.1. ⁶⁰ Co	10
7.1.2. ⁹⁰ Sr	10
7.1.3. ¹³⁷ Cs	10
7.1.4. ¹⁵⁵ Eu	10
7.1.5. ²³⁷ Np	10
7.1.6. Plutonium isotopes	10
7.1.7. ²⁴¹ Am	11
7.2. Natural radionuclides	12
7.2.1. ⁴⁰ K	12
7.2.2. Thorium isotopes	12
7.2.3. Uranium isotopes	12
7.2.4. Radium and actinium isotopes	13
7.2.5. ²¹⁴ Pb and ²¹⁴ Bi	13
7.2.6. ²¹⁰ Pb and ²¹⁰ Po	14
7.3. Isotope ratios	14
7.4. Less frequently reported radionuclides	14
8. CONCLUSIONS AND RECOMMENDATIONS	15
REFERENCES	16
ACKNOWLEDGEMENTS	16
ANNEX I: DATA REPORT – TABLES	17
ANNEX II: DATA EVALUATION – GRAPHS	42
ANNEX III: Z-SCORE – GRAPHS	69
ANNEX IV: LIST OF PARTICIPATING LABORATORIES	81

SUMMARY

The results of an intercomparison exercise on a Fangataufa lagoon sediment sample, IAEA-384, designed for the determination of anthropogenic and natural radionuclides in sediment, are reported. The data received from 94 laboratories have been evaluated.

The following are the recommended and information values (medians), with confidence intervals, for the set of radionuclides determined in the study. All the values are given for the reference date 1 August 1996 and expressed in Bq kg⁻¹ dry weight.

Radionuclide	Median	Confidence interval ($\alpha = 0.05$)
<u>Recommended value</u>		
⁴⁰ K	6.9	6.5 - 7.3
⁶⁰ Co	2.50	2.40 - 2.60
¹⁵⁵ Eu	7.0	6.6 - 7.3
²¹⁰ Pb	20.9	19.0 - 21.9
²¹⁰ Po	23.5	22.2 - 24.2
²³⁰ Th	2.5	2.4 - 2.7
²³⁴ Th	32.5	31.4 - 35.1
²³⁴ U	40.3	35.2 - 43.0
²³⁵ U	1.76	1.69 - 2.00
²³⁸ U	36.4	33.4 - 37.3
²³⁸ Pu	39.0	38.1 - 40.1
²³⁹⁻²⁴⁰ Pu	108	105 - 110
²⁴¹ Am	7.1	6.7 - 7.6
<u>Information value</u>		
⁹⁰ Sr	1.5	0.9 - 3.2
¹³⁷ Cs	0.32	0.23 - 0.62
²¹⁴ Bi	2.0	1.6 - 2.8
²¹⁴ Pb	2.3	1.9 - 2.8
²²⁶ Ra	2.4	2.0 - 2.9
²²⁸ Ac	1.5	0.8 - 2.0
²³² Th	0.023	0.008 - 0.024
²³⁷ Np	0.010	0.009 - 0.010
²³⁹ Pu	100	85 - 109
²⁴⁰ Pu	18.0	14.0 - 19.2
²⁴¹ Pu	66	48 - 188

evaluation represents a simple method which gives participating laboratories a normalized performance score for bias.

The selection of the right target value depends on the objectives of the exercise. For radionuclide analysis, laboratories are required to have a relative bias below 20% ($s_b < 10\%$). The uncertainty of the assigned value should be taken into account using the formula:

where

$$Z = (X_i - X_a) / \sqrt{s_b^2 + s_{tu}^2}$$

s_{tu} is the uncertainty of the assigned value [3].

Z-score graphs are given in Annex III.

6.3. EXPLANATION OF TABLES

6.3.1. Laboratory code

Each laboratory was assigned an individual code number to ensure anonymity.

6.3.2. Method code

The analytical techniques employed by the participants are:

Alpha spectrometry

<i>Code</i>	<i>Method</i>
A	Not specified or not enough information
A2	Treatment, evaporation/precipitation, ion exchange, electrodeposition
A10	Treatment, ion exchange, electrodeposition
A11	Ca oxalate, TRU resins, SCN- anion exchange, electrodeposition
A12	Double columns : UTEVA + TRU resins, electrodeposition
A13	Fe(OH) ₃ coprecipitation, electrodeposition on silver or nickel discs, alpha-counting
A14	Sulphate/iron hydroxide precipitations, Fe extraction with di-isopropyl ether, anion exchange in HCl, electrodeposition
A15	Treatment, ion exchange, NdF ₃ coprecipitation, electrodeposition
A16	Treatment, UTEVA resins, electrodeposition
A17	Pu separation and purification with anionite (Av-17, Russian reagent), electrodeposition
A18	Treatment, extraction by TBP, anion-exchange resin, electrodeposition
A19	Treatment, TOPO extraction in cyclohexane, LaF ₃ coprecipitation, anion exchange, electrodeposition
A21	LaF ₃ coprecipitation, extraction with TAA in Benzene, electrodeposition
A22	Anion exchange, UTEVA resins, electrodeposition
A23	Leaching, double columns, UTEVA + TRU resins, electrodeposition
A24	Total dissolution, Fe(OH) ₃ , double columns, UTEVA + TRU resins, electrodeposition

Beta counting

<i>Code</i>	<i>Method</i>
B	Not specified or not enough information

B3	Plutonium separation, liquid scintillation counting
B4	⁹⁰ Y extraction (TBP, HDEHP), ⁹⁰ Y oxalate ppt, beta counting of Y ₂ O ₃
B5	Precipitation (hydroxide, oxalate, carbonate, sulphate), separation with conc. or fuming nitric acid, scavenging of Ra and Fe, 2 weeks ingrowth period, precipitation (hydroxide, oxalate, carbonate), beta counting of ⁹⁰ Y (as Y oxalate, Y ₂ O ₃ ,...) or liquid scintillation counting
B7	Precipitation (oxalate, hydroxide), scavenging, beta counting of Y oxalate
B9	Precipitation (oxalate), Sr separation on resins, beta counting
B11	Precipitation (oxalate), cationic resin with DCTA, sodium molonate, atomic absorption
B12	Coprecipitation (calcium phosphate), cation-exchange chromatography, beta counting
B13	Alkaline fusion, ion-separation and precipitation, beta counting
B14	Sr separation in presence of EDTA, SrSO ₄ precipitation, scintillation, beta counting
B15	Oxalate precipitation, Sr crown ether resin, Sr carbonate precipitation, beta counting
B16	Digestion in HCl, ion exchange separation, Cs chloroplatinate, beta spectrometry

Gamma spectrometry

<i>Code</i>	<i>Method</i>
G	Not specified
G1	High resolution Ge spectrometry

Mass spectrometry

<i>Code</i>	<i>Method</i>
M1	Treatment, ion exchange, electrodeposition, leaching, ICPMS
M2	Double columns : UTEVA + TRU resins, ICPMS
M3	Treatment, ICPMS
M4	Total digestion, co-precipitation, ion exchange chromatography, ICPMS
M5	Extraction, purification using TBP CC14 solvent, ICPMS
M6	Treatment, leaching, TIMS
M7	Digestion, iron oxide matrix, evaporation and baking to Fe ₂ O ₃ , mixing with Al powder, AMS

Other methods

<i>Code</i>	<i>Method</i>
N	No information
NAA	Neutron Activation Analysis

6.3.3. Number of results

The number of determinations corresponds to the number of individual results from which the laboratory mean was calculated. When no mention was made in a participant's report as to the number of measurements made, it has been assumed to be one.

6.3.4. Massic activity

The activity corresponds to the weighted mean computed from all the individual results obtained from the participants with the corresponding standard deviation or weighted uncertainty.

7.1.1. ^{60}Co

Data were reported from 64 laboratories (Table III, Fig. 1). Twelve laboratories submitted outlying results. The rest of the data show very good homogeneity, all data fall less than two standard deviations from the distribution mean. Z-score values are below 2.2 showing good performances by the laboratories (Fig. 27). The median given as the recommended value is 2.50 Bq kg^{-1} dry weight (95% confidence interval is $(2.40 - 2.60) \text{ Bq kg}^{-1}$).

7.1.2. ^{90}Sr

Data were reported from 20 laboratories (Table IV, Fig. 2). Seven laboratories reported detection limits only. Three laboratories submitted outlying results. The rest of the data show reasonable homogeneity, all fall less than two standard deviations from the distribution mean. Z-score values are below 1.7, showing good performances by the laboratories (Fig. 28). The median, given as the information value, is $1.5 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ dw}$ (95% confidence interval is $(0.9 - 3.2) \text{ Bq kg}^{-1}$).

7.1.3. ^{137}Cs

Data were reported from 47 laboratories (Table V, Fig. 3). The laboratories mainly used direct gamma spectrometry for ^{137}Cs analysis. Four results were identified as outliers. Seventeen laboratories reported detection limits only. The rest of the data is homogenous within two standard deviations of the distribution mean. Z-score values are below 2.2, showing good performances by the laboratories (Fig. 29). The median, given as the information value, is $0.32 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ dw}$ (95% confidence interval is $(0.23 - 0.62) \text{ Bq kg}^{-1}$).

7.1.4. ^{155}Eu

Data were reported from 35 laboratories (Table VI, Fig. 4). Five results were identified as outliers. Non-destructive gamma-spectrometry was used in analyses. The rest of the data is homogeneous, within two standard deviations of the distribution mean. Z-score values are below 2.0, showing good performances by the laboratories (Fig. 30). The median given as a recommended value is $7.0 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ dw}$ (95% confidence interval is $(6.6 - 7.3) \text{ Bq kg}^{-1} \text{ dw}$).

7.1.5. ^{237}Np

Five data sets were available for the evaluation (Table VII). Two results did not pass the outlier test. The median given as the information value is $0.010 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ dw}$ (95% confidence interval is $(0.009 - 0.010) \text{ Bq kg}^{-1}$).

7.1.6. Plutonium isotopes

The majority of participants used a rather conventional method based on sample treatment, ion-exchange separation followed by electrodeposition and alpha-spectrometry. Some laboratories combined ion-exchange separation with liquid-liquid extraction, or used only liquid-liquid extraction. Resins (a single TRU column or double UTEVA + TRU columns) for separation and subsequent electrodeposition alpha-spectrometry (^{238}Pu) or for direct ICPMS, TIMS or AMS analysis (^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{241}Pu , ^{242}Pu) have also been used. The samples for mass spectrometry were either leached from stainless steel discs after alpha-spectrometry measurements, or analysed directly by ICPMS and/or AMS. Generally, good

7.2.6 ^{210}Pb and ^{210}Po

Thirty-five means (27 accepted) were reported for ^{210}Pb and 10 laboratory means (7 accepted) were reported for ^{210}Pb (Table XX, Figs. 22 and 23). Mostly gamma and alpha-spectrometry (^{210}Po ingrowth) were used for ^{210}Pb and alpha-spectrometry for ^{210}Po . The Z-score values (Figs. 47 and 48) for ^{210}Pb and ^{210}Po were below 1.5 and 1.7, respectively. The medians given as recommended values were $20.9 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ dw}$ (95% confidence interval (19.0 – 21.9) Bq kg^{-1}) for ^{210}Pb and $23.5 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ dw}$ (95% confidence interval is (22.2 – 24.2) Bq kg^{-1} for ^{210}Po .

Taking into account the time elapsed between collection and analysis of the samples, it seems reasonable to assume that ^{210}Pb and ^{210}Po are in secular equilibrium, i.e. $A(^{210}\text{Po})/A(^{210}\text{Pb}) = 1.017$.

7.3. ISOTOPE RATIOS

$^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ activity ratios are shown in Fig. 24 and Table XXI. The mean value is 0.339 ± 0.009 (much higher as a global fallout value 0.028) documenting that the plutonium found in the lagoon is of nuclear weapons test origin.

$^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ activity ratios are shown in Fig. 25 and Table XXI. The mean value is 0.064 ± 0.001 , much smaller than the global fallout ratio (0.37) due to enhancement concentration of ^{239}Pu in Fangataufa lagoon.

$^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ mass ratios from 8 different measurements made by ICPMS and AMS are shown in Fig. 26 and Table XXII. The mean value is 0.049 ± 0.001 documenting that the origin of plutonium in Fangataufa lagoon is from nuclear weapons tests.

Other activity, mass and atom ratios are given in Table XXII.

7.4. LESS FREQUENTLY REPORTED RADIONUCLIDES

Results for the less frequently reported radionuclides (^{152}Eu , ^{242}Pu , $^{243+244}\text{Cm}$, ^{208}Tl , ^{212}Pb , $^{234\text{m}}\text{Pa}$, ^{228}Th and ^{236}U) in IAEA-384 Fangataufa lagoon sediment sample are given in Table XXIII.

^{155}Eu

One result was reported giving a massic activity (0.9 ± 0.1) $\text{Bq kg}^{-1} \text{ dw}$.

^{242}Pu

Two results obtained by ICPMS and AMS gave values (1.93 ± 0.46) $\text{Bq kg}^{-1} \text{ dw}$ and (0.66 ± 0.03) $\text{Bq kg}^{-1} \text{ dw}$, respectively.

$^{234+244}\text{Cm}$

One alpha-spectrometry result showed a massic activity (0.66 ± 0.14) $\text{Bq kg}^{-1} \text{ dw}$.

ANNEX I

Data report - tables

TABLE I. HOMOGENEITY TESTS FOR TRANSURANICS IN IAEA-384.

No. of sample	²⁴¹ Am	²³⁸ Pu	²³⁹⁻²⁴⁰ Pu
1	1.03	1.07	1.08
2	1.04	1.06	1.07
3	0.99	0.87	0.89
4	1.02	1.10	1.11
5	0.93	1.06	1.15
6	1.01	0.98	0.98
7	0.90	1.06	1.05
8	0.93	1.06	1.04
9	1.00	0.87	0.88
10	0.93	0.96	0.90
11	1.05	0.97	1.02
12	0.97	0.86	0.92
13	1.00	1.09	1.02
14	1.14	1.32	1.21
15	1.09	0.95	0.95
16	1.05	0.96	0.97
17	0.91	0.94	0.93
18	0.98	0.97	0.91
19	1.12	0.83	0.91
20	0.91	1.01	0.98
21	1.05	0.99	0.98
22	0.94	1.01	1.02
Minimum	0.89	0.83	0.88
Maximum	1.14	1.32	1.21
Mean	1.00	1.00	1.00
Median	1.00	0.98	0.98
Standard dev	0.07	0.1	0.09
Coef. var. (%)	7	10	9

* = σ /X (individual/mean values): initially expressed in this manner to assure confidentiality of results

TABLE II. RADIONUCLIDES REPORTED FOR IAEA-384.

Radionuclide	No. of results	Radionuclide	No. of results
⁴⁰ K	47(7)*	²³⁴ U	19
⁶⁰ Co	64	²³⁵ U	41(2)
⁹⁰ Sr	20(7)	²³⁵ U (gamma)	23(1)
²⁰⁸ Tl	4	²³⁵ U (alpha, ICPMS)	16(1)
¹³⁷ Cs	46(17)	²³⁶ U	(4)
¹⁵² Eu	1	²³⁸ U	36
¹⁵⁵ Eu	35	²³⁸ U (gamma)	16
²¹⁰ Po	10	²³⁸ U (alpha, ICPMS)	20
²¹⁰ Pb	36(1)	²³⁷ Np	5
²¹² Pb	3(2)	²³⁸ Pu	39
²¹⁴ Pb	16(2)	²³⁹ Pu	7
²¹⁴ Bi	17(1)	²⁴⁰ Pu	7
²²⁶ Ra	34(3)	²⁴² Pu	2
²²⁸ Ac	9(3)	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	44
²²⁸ Ra	2(1)	²⁴¹ Pu	9(1)
²²⁸ Th	5	²⁴² Pu	1
²³⁰ Th	10	²⁴¹ Am	70(2)
²³² Th	19(9)	²⁴¹ Am (gamma)	45(2)
²³⁴ Th	16	²⁴¹ Am (alpha)	23(1)
^{234m} Pa	2	²⁴³⁺²⁴⁴ Cm	3(2)

*) "Less than" values are shown in parenthesis.

TABLE V. RESULTS FOR ^{137}Cs IN IAEA-384.
(Reference date: 1 August, 1996, unit: Bq kg⁻¹ dry weight)

Lab code	Method code	No. of results	Weight (g)	^{137}Cs
1	G1	1	100	0.32 ± 0.19
2	G1	1	70.34	0.24 ± 0.05
3	G1	7	100.7	0.14 ± 0.01
4	G1	4	55	0.78 ± 0.04
5	G1	1	81.578	<0.3
6	G1	1	67.162	<1.5
7	G1	1	23.5	<2.4
8	G1	2	26	1.34 ± 0.10
9	G1	1	63.6	<0.7
11	G1	4	30	9.6 ± 1.5*
12	G1	1	100.87	<187
14	G1	2	54.16	<0.5
18	G1	1	5.3	0.94 ± 0.13
19	G1	2	34-39	<0.6
23	G1	1	100	0.22 ± 0.03
24	G1	1	10	3.39*
27	G1			1.0 ± 0.4
31	G1	5	95.6	0.3 ± 0.1
32	G1	1	50	0.2 ± 0.1
33	G1	3	32.82	<0.44
35	G1	1	64.8-69.2	0.2 ± 0.1
36	G1	1	44.56	0.11 ± 0.01
38	G1	4	99	2.8 ± 1.8*
39	G1	3	102	0.19 ± 0.08
41	G1	1	50.1	5.10 ± 1.8*
43	G1	1	100	1.0 ± 0.7
45	G1	1	86.34	0.2 ± 0.1
46	G1	1	73.1	<0.55
48	G1	1	44.956	<0.87
49	G1	5	100	0.57 ± 0.03
50	G1	6	101.2	0.62 ± 0.43
51	G1		73.8	<0.35
53	G1	1	9.733	<3.0 ± 0.7
55	G1	2	98.7	0.77 ± 0.10
63	G1	2	65	1.2 ± 0.2
68	G1	1	97.544	0.23 ± 0.05
73	G1	1	94.62	<0.5
73	G1	1	102.33	<0.9
75	G1	1	15	0.3 ± 0.1
76	G1	1	100	0.5 ± 0.2
77	G1	2	87.2	<0.65
79	G1	1	82.88	0.9 ± 0.3
80	G1	2	99.182	0.9 ± 0.4
82	G1	30	5-60	0.22 ± 0.02
86	G1	5	84.452	<0.4
87	G1	1	85-781	<0.2
89	B16	2	50	0.36 ± 0.12

Number of reported lab. means	30
Number of accepted lab. means	26
Median	0.32
Confidence interval ($\alpha = 0.05$)	0.23 - 0.62

* Results rejected by the test for outliers

TABLE XX. RESULTS FOR ^{210}Pb AND ^{210}Po IN IAEA-384.
(Reference date: 1 August 1996, unit: Bq kg⁻¹ dry weight)

Lab code	Method code	No. of results	Weight (g)	^{210}Pb	^{210}Po
2	G1	1	70.34	15.0 ± 2.7	-
3	G1	7	100.7	26.2 ± 1.2	-
11	A13	2	5	-	956 ± 100*
13	G1	1	85	25.6 ± 6.3	-
15	A13	2	3	23.5 ± 5.9	*
16	G1	3	62.19	24.1 ± 5.1	-
18	G1	1	5.3	12.1 ± 0.6	-
19	A10	2	1.021-1.029	56 ± 7*	-
20	NAA	2	2.07-2.08	48.9 ± 4.2*	-
21	G1	1	76.9	19.0 ± 1.9	-
21	A	4	10.17-10.44	21.8 ± 2.8	-
23	G1	1	100	18.1 ± 0.4	-
26	A2	2	2.1-2.3	26.3 ± 2.6	-
28	A2	5	2.0	21.2 ± 1.1	28.4 ± 1.1*
29	A11	3	0.1625	21.9 ± 2.6	22.7 ± 1.9
30	G1	3	60.3	17.8 ± 7.4	-
31	G1	3	95.6	18 ± 5	*
32	G1	1	50.0	61 ± 13*	-
33	G1	3	32.82	24.9 ± 2.6	-
35	G1	1	64.8-69.2	8.9 ± 3.1*	*
36	G1	1	44.56	16.3 ± 5.2	-
37	G1	2	87.13	21 ± 8	-
41	A13	6	5.0	20.7 ± 6.9	-
42	G1	1	99.16	0.6 ± 0.1*	-
46	G1	1	73.1	1.06*	-
49	GLA13	3	10-50	20.1 ± 0.7	24.2 ± 2.3
51	G1	1	73.8	<70	-
54	G1	1	70.2	36 ± 4*	-
56	A2	3	1.16-1.3	18.5 ± 1.1	23.6 ± 0.9
62	G1	3	51.5	20 ± 7	-
69	G1	1	6.558	27.9 ± 3.9	-
70	G1	1	30	27.6 ± 3.3	*
71	G1	1	50	28.8 ± 2.6	-
73	A16	3	3.63-5.23	22.0 ± 1.8	22.8 ± 0.9
77	A	2	2.0	-	22.2 ± 2.3
79	G1	1	82.88	14 ± 4	-
82	A13	4	0.3195-0.3528	-	24.0 ± 1.7
83	G1, A2	2	0.7-50	18.9 ± 1.5	23.5 ± 1.3
87	G1	1	85.781	40 ± 17*	-
94	A13	4	0.5	-	27.5 ± 3.6*
Number of reported lab. means				35	10
Number of accepted lab. means				27	7
Median				20.9	23.5
Confidence interval (α = 0.05)				19.0 - 21.9	22.2 - 24.2

* Results rejected by the test for outliers

^{137}Cs

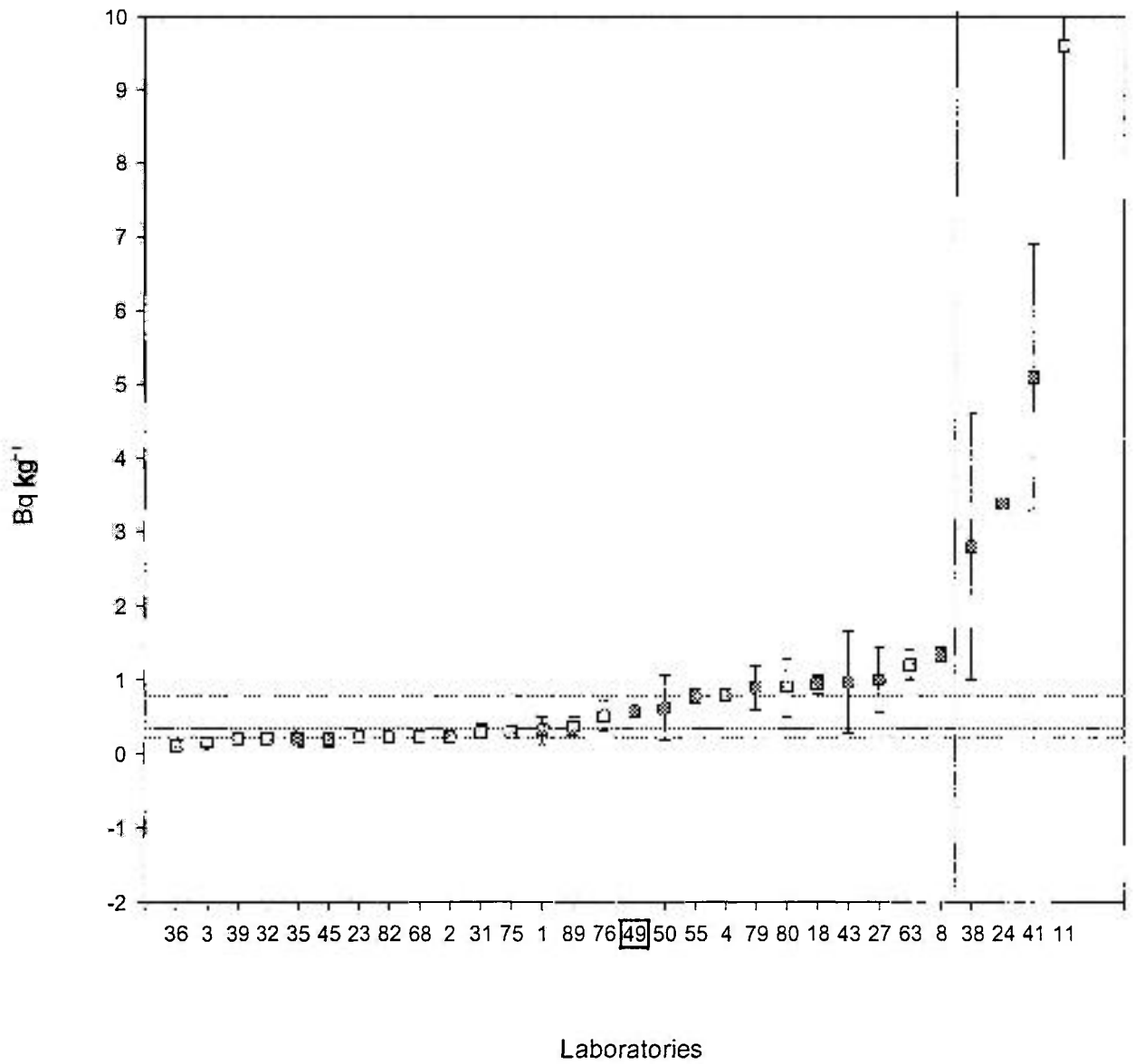


Fig. 3. Data evaluation for ^{137}Cs

^{210}Po

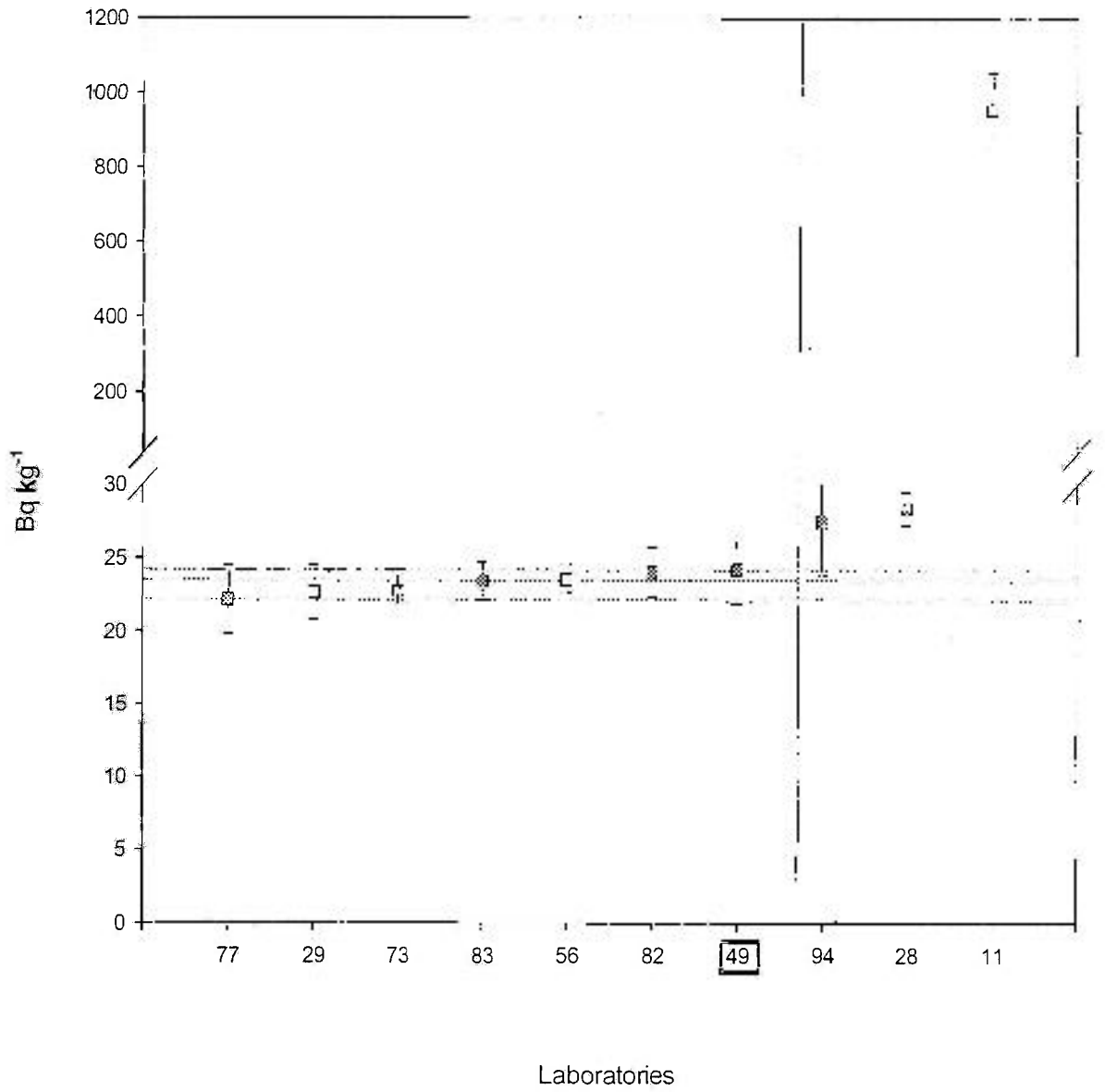


Fig. 23. Data evaluation for ^{210}Po

^{210}Pb

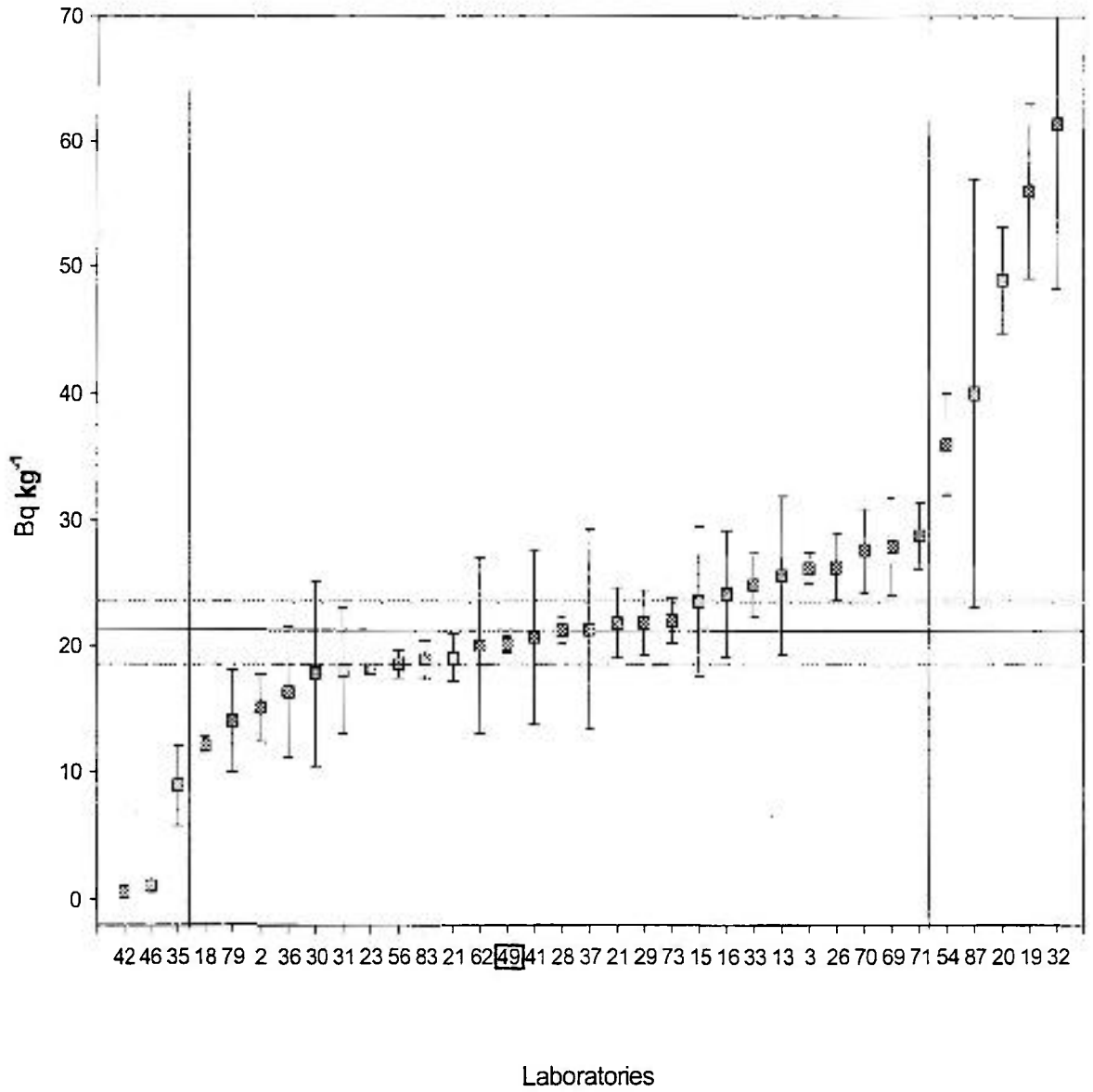


Fig. 22. Data evaluation for ^{210}Pb

LIST OF PARTICIPANTS

Dr. Suzana Backa, Dr. Luan Qafmolla
Institute of Nuclear Physics
Academy of Sciences
Tirana
ALBANIA

Dr. A. Nouredine
Centre de Radioprotection et de Surete (CRS)
2, Bd. Frantz Fanon
B.P. 399 Alger-gare 16000
ALGERIA

Dr. Franz Josef Maringer
BVFA Arsenal
Geotechnisches Institut Isotopengeophysik
Faradaygasse 3 - P.O. Box 8
A-1031 Wien
AUSTRIA

Prof. Carlos Roberto Appoloni
Dept. de fisica/CCE
Univeridade Estadual de Londrina
Campus Universitario
Caixa postal 6001
BR-86051-970 Londria P.R.
BRAZIL

Dr. Ieda I.L. Cunha
IPEN-CNEN/SP, Rua do Matao
Trav. R No.400 - CEP 05508
Caixa Postal 11049 (Pinheiros)
Sao Paulo
BRAZIL

Dr. V. Badulin
Radiation Protection Division
132 St. Climent Ohridsky Blvd.
BG-1756 Sofia
BULGARIA

Dr. Nikolai Galabov
National Institute of Meteorology
And Hydrology
Bulgarian Academy of Sciences
Hadgy Dimitar 60, 5800 Pleven
BULGARIA

Dr. Ivailo Asenov, Dr. T. Gueorguieva
RIOS-Lab.complex
1 Perushtica str.
Plovdiv 4002
BULGARIA
Dr. D. Kantardjiev, Dr. L. Nikolchev
National Center for Environment
and Sustainable Development
1618 Sofia, 136 Tzar Boris III blv.
BULGARIA

Dr. L. Minev, Mrs. T. Boskhova
Lab. of Dosimetry and Radiation Protection
Faculty of Physics, Sofia University
5 James Bourchier blvd., Sofia 1146
BULGARIA

Dr. N. Nikolov
Civil Protection of Rep. Bulgaria
30 Nikola Gabrovsky str.
1172 Sofia
BULGARIA

Dr. Plamen Mishev
Institute of Nuclear Research and
Nuclear Energy
Laboratory of Radioecology
72 Tzarigradsko Chaussee
BG-1784 Sofia
BULGARIA

Dr. Ken Gilmer
Ontario Ministry of Labour
Radiation Protection Service
81A Resources Road
Weston M9P 3T1, Ontario
CANADA

Dr. L. Zikovsky
Ecole Polytechnique
C.P. 6079 - Succ. "Centre Ville"
Montreal - QC H3C 3A7
CANADA

Dr. Richard Nelson
Bedford Institute of Oceanography
Dept. of Fisheries and Oceans
Marine Chemistry Division
P.O. Box 1006, Dartmouth - N.S. B2Y 4A2
CANADA