



AUTARQUIA ASSOCIADA À UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

**BIOACUMULAÇÃO E ELIMINAÇÃO DE MERCÚRIO  
(<sup>203</sup>Hg) NO MEXILHÃO ( perna perna ,Linné, 1758)  
MODELO CINÉTICO PARA AVALIAR O RISCO DE  
INGESTÃO NO HOMEM**

**WALDIR MALAGRINO**

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

Orientador:  
Dr. Carlos Henrique de Mesquita

São Paulo  
2003

**INSTITUTO DE PESQUISAS ENERGÉTICAS E NUCLEARES  
AUTARQUIA ASSOCIADA À UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO**

**BIOACUMULAÇÃO E ELIMINAÇÃO DE MERCÚRIO  
(<sup>203</sup>Hg) NO MEXILHÃO (*Perna perna*, Linné, 1758).  
MODELO CINÉTICO PARA AVALIAR O RISCO DE  
INGESTÃO NO HOMEM.**

**WALDIR MALAGRINO**



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

Orientador:  
Dr. Carlos Henrique de Mesquita

SÃO PAULO  
2003

AGRADECIMENTO ESPECIAL

AOS MEUS QUERIDOS (AS)

BARBARA  
KONRAD  
ANDREAS  
PETER  
CLAUDIA  
ERMELINDO

PELA CONFIANÇA DEPOSITADA, RESPEITO, CARINHO E POR  
ACREDITAREM NA MINHA COMPETÊNCIA

AOS MEUS PAIS

QUE NÃO DEIXARAM QUE EU ME AFASTASSE DAS MINHAS  
ORIGENS

## AGRADECIMENTOS

À Profa. Dra. Eduinetty Ceci M. Pereira de Sousa pela coorientação, colaboração, sugestões, inestimável apoio, estímulo, pelas facilidades oferecidas na utilização dos laboratórios; o que tornou possível esta pesquisa multidisciplinar.

Ao Prof. Dr. Carlos Henrique de Mesquita pelo companheirismo, pela boa orientação científica, pelas preciosas sugestões no aprimoramento desta pesquisa e pela transmissão de experiências de vida e profissional.

Ao Prof. Dr. Aristides Almeida Rocha pela amizade, colaboração e pelo incentivo durante a elaboração desta pesquisa, contribuindo de maneira decisiva para a minha formação científica.

À Profa. Dra. Nélide L. Del Mastro pelas sugestões, apoio e estímulo durante a minha qualificação.

Ao Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares pela oportunidade de estudo, aperfeiçoamento e profissionalização.

Aos Drs e Amigos Denis, Bauer, David, Márcia, Ylara e Leticia pela colaboração prestada ao longo da pesquisa.

À Maria Isabel Guilherme da Silva cuja coragem permitiu que a semente caísse em terra fértil

À Anette Marlene Fernandes de Melo que com sua experiência e sensibilidade mostrou o longo caminho do saber.

Ao Dr. Héctor Carlos Camilo Rocca pelo preparo das amostras com traçadores radioativos.

Ao Mestre Fabio Eduardo Costa pelo preparo e otimização do detetor e contador monocanal.

Ao Prof. Dr. George Lucki pelo incentivo, pela amizade e pelas dúvidas esclarecidas.

Aos Secretários Fernanda Alves de Oliveira e Marcos Cardoso da Silva pelo apoio material e logístico.

Aos Engenheiros Nelson Minoru Omi e Francisco Edmundo Sprenger pelo apoio, sugestões e tratamento dos dados experimentais .

Ao Mestre e amigo Alberto Marcus pela colaboração e ajuda inestimável.

À Profa. Roseli Felix Justiniano pela sugestões e apoio.

Ao Mestre e amigo Jose Maria Fernandes Neto pela colaboração e apoio.

À Dra Margarida M .Hamada pela colaboração e apoio.

**BIOACUMULAÇÃO E ELIMINAÇÃO DE MERCÚRIO ( $^{203}\text{Hg}$ ) NO MEXILHÃO (*Perna perna*, Linne, 1758) – MODELO CINÉTICO PARA AVALIAR O RISCO DE INGESTÃO NO HOMEM.**

**Waldir Malagrino**

**RESUMO**

O objetivo do trabalho foi estudar a biocinética da incorporação e eliminação mediante a utilização de mercúrio em mexilhões *Perna perna* e simular no ser humano a biocinética de incorporação do mercúrio através da dieta contendo mexilhões contaminados com mercúrio.

Ensaio biológicos, utilizando-se mexilhões, foram utilizados e o período de exposição foi de 10 dias (ensaio de bioacumulação) e 30 dias para a análise da fase de eliminação do mercúrio. Os ensaios foram realizados com  $^{203}\text{HgCl}_2$  ( $S = 2,304 \pm 0,797$  GBq/g ( $62,3 \pm 21,5$  mCi/g)).

Um modelo matemático contendo quatro compartimentos mostrou ser adequado para interpretar os dados cinéticos da acumulação e eliminação do mercúrio em mexilhões *Perna perna*. A partir dos parâmetros  $p_1$  (parâmetro de proporcionalidade da concentração de mercúrio na água que é transferido para o mexilhão) foi possível prever o fluxo de incorporação do mercúrio no mexilhão. O parâmetro  $p_1$  mostrou ser igual a  $8,21 \pm 8,52$ , isto é, o mexilhão incorpora cerca de 8 vezes a concentração de mercúrio inorgânico contido na água a cada hora.

A taxa fracional de eliminação do mercúrio no mexilhão foi estimada ser da ordem de  $k_{3,0} = (0,00797 \pm 0,00580) \text{ h}^{-1}$ , correspondendo a uma meia vida de  $87 \pm 63$  horas. Este mesmo parâmetro estimado num experimento mais simples no qual deixou-se o animal em água isenta do contaminante resultou em  $k_{4,0} = (0,00326 \pm 0,00171) \text{ h}^{-1}$  ( $T_{1/2} = 212 \pm 111$  horas).

O parâmetro fator de concentração,  $FC = \text{Hg}(g_{\text{mexilhão}})/\text{Hg}(g_{\text{água}})$ , para o  $^{203}\text{HgCl}_2$  foi igual a  $17,2 \pm 10,6$ . Uma estimativa conceitualmente mais elaborada foi discutida no trabalho (razão  $p_1/k_{3,0}$ ) que resultou em média de  $27,2 \pm 32,1$ , mediana de 6,14 [3,16<sub>(25%)</sub>; 37,6<sub>(75%)</sub>] (intervalo quartílico).

**BIOACCUMULATION AND ELIMINATION OF MERCURY ( $^{203}\text{Hg}$ ) BY MUSSEL (*Perna perna*, LINNÉ 1758) – KINETICS MODEL TO EVALUATE THE RISK FOR MAN.**

**Waldir Malagrino**

**ABSTRACT**

The objective of this work was to study in *Perna perna* mussels mercury uptake and elimination biokinetics, and to simulate, in the human being, the mercury uptake biokinetics, for whom consumes mussels contaminated with mercury.

Bioassays with mussels were used and the exposition period was 10 days (uptake assay) and 30 days for mercury elimination phase analysis. The assays used  $^{203}\text{HgCl}_2$  ( $S = 2.304 \pm 0.797$  GBq/g ( $62.3 \pm 21.5$  mCi/g)).

A mathematical model containing four compartments showed to be suitable to interpret the accumulation and elimination kinetics data of the mercury in *Perna perna* mussels. From the parameters  $p_1$  (proportionality parameter of the mercury concentration in the water that is transferred to the mussel) it was possible to foresee the incorporation rate of the mercury in the mussel. The parameter  $p_1$  showed to be equal to  $8.21 \pm 8.52$ , which means that the mussel incorporates 8 times the concentration of inorganic mercury contained in the water each hour.

The fractional rate of mercury elimination in the mussel of the  $k_{3,0}$  order resulted as being  $(0.00797 \pm 0.00580) \text{ h}^{-1}$ , corresponding to a half life of  $87 \pm 63$  hours. This same parameter, obtained in a simpler experiment in which the animal was left in water without the pollutant resulted in  $k_{4,0} = (0.00326 \pm 0.00171) \text{ h}^{-1}$  ( $T_{1/2} = 212 \pm 111$  hours).

The concentration factor parameter,  $CF \text{ Hg}(g_{\text{mussel}})/\text{Hg}(g_{\text{water}})$ , for the  $^{203}\text{HgCl}_2$  was  $17.2 \pm 10.6$ . A conceptually more elaborated value was discussed in the work (rate  $p_1/k_{3,0}$ ) that resulted on average  $27.2 \pm 32.1$ , median of 6.14 [ $3.16_{(25\%)}; 37.6_{(75\%)}$ ] (quartile range).

## ÍNDICE

<b>AGRADECIMENTOS</b>	I,II,III
<b>RESUMO / ABSTRACT</b>	IV,V
<b>ÍNDICE</b>	VI
<b>ÍNDICE ( TABELAS E FIGURAS )</b>	VII
<b>1 INTRODUÇÃO</b>	<b>1</b>
1.1 Problemática ambiental dos metais pesados	1
1.2 Fontes de lançamento de mercúrio	3
1.3 Biodinâmica do mercúrio	7
1.4 Metabolismo do mercúrio	11
1.4.1 Distribuição de Compostos Mercuriais	11
1.4.2 Modelos Cinéticos, Biodistribuição e eliminação do Mercúrio	12
1.4.2.1 Modelo Biocinético do Sistema Gastrointestinal	14
1.4.2.2 Modelos Biocinéticos Adotados pela ICRP	15
1.4.2.3 Modelo Biocinético do Mercúrio Inorgânico	16
1.4.2.4 Modelo Biocinético para o Mercúrio Orgânico	17
1.4.2.5 Modelo Biocinético para o Metilmercúrio	17
1.5 Concentração do mercúrio sobre a biota	23
1.6 Fator de concentração	24
1.7 Organismos Sentinela ou Bioindicadores	25
1.7.1 Um programa Americano de Biomonitoramento	26
1.7.2 Espécies que ocorrem no Brasil	28
<b>2 OBJETIVOS</b>	<b>31</b>
<b>3 MATERIAL E MÉTODOS</b>	<b>32</b>
3.1 Objeto de estudo	32
3.2 Métodos	32
3.2.1 Coleta Manutenção e aclimatação dos animais	32
3.2.2 Experimentos da exposição ao traçador radioativo	35
3.2.2.1 Ensaio relativo à bioacumulação do $^{203}\text{Hg}$	35
3.2.2.2 Ensaio relativo à bioeliminação $^{203}\text{Hg}$	37
3.2.2.3 O Traçador radioativo $^{203}\text{Hg}$	40
3.2.2.4 Dieta dos mexilhões	40
3.3 Processamento dos dados experimentais (programa Anacomp)	42
<b>4 RESULTADOS E DISCUSSÕES</b>	<b>44</b>
<b>5 CONCLUSÕES</b>	<b>65</b>
<b>6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>67</b>
<b>APÊNDICE ( figuras - gráficos )</b>	<b>76</b>

## ÍNDICE ( TABELAS E FIGURAS )

Tabela 1 – Consumo de mercúrio por ramo de atividades.	5
Tabela 2 – Taxa de absorção do mercúrio e tempo de eliminação (meia vida biológica).	12
Tabela 3 – Conteúdo de mercúrio em vários tecidos /órgãos no homem referência.	13
Tabela 4 – Dados biocinéticos do sistema gastrointestinal para o homem referência.	19
Tabela 5 – Atividade específica das amostras fornecidas pelo IPEN e a concentração final utilizada nos ensaios.	38
Tabela 6 – Entrada de dados no programa AnaComp relativo ao ensaio número 3	42
Tabela 7 – Parâmetros do modelo cinético da bioacumulação e bioeliminação calculados a partir do modelo compartimental da Figura 9 (dados gráficos referentes às Figuras 19 a 28 encontradas no anexo). Nos casos que os dados não apresentaram distribuição normal substituíram-se as médias e desvios-padrão pela mediana e os quartis 25% e 75%, respectivamente.	50
Tabela 8 – Fatores de concentração de mercúrio $FC_H$ nos principais tecidos de concentração no homem que ingere 100g de mexilhões por dia contaminado com mercúrio.	62

## FIGURAS

- Figura 1 Modelo biocinético para descrever o sistema gastrointestinal baseado no modelo biológico desenvolvido por Eve<sup>[24]</sup> e adotado pela ICRP<sup>[35]</sup>.  $k_{ij}$  representa a fração do conteúdo do i-ésimo compartimento que é transferido por dia para o j-ésimo compartimento. Nesse modelo é adotado que o processo de absorção ocorre somente no intestino delgado. 19
- Figura 2 Modelo biocinético geral para o homem referência, adotado pela ICRP<sup>[35]</sup>, para descrever o acúmulo e eliminação do mercúrio inorgânico ingerido. 20
- Figura:3 Modelo biocinético geral para o homem referência, adotado pela ICRP<sup>[35]</sup>, para descrever o acúmulo e eliminação do mercúrio orgânico ingerido. 21
- Figura:4 Modelo biocinético geral para o homem referência, adotado pela ICRP<sup>[35]</sup> para descrever o acúmulo e eliminação do metil-mercúrio ingerido. 22
- Figura:5 Exemplares de mexilhões *Perna perna* provenientes de costões rochosos do litoral norte do estado de São Paulo. 29
- Figura 6 – Região de procedência dos mexilhões utilizados nos ensaios biológicos. 33
- Figura 7: Aquário de manutenção dos organismos com filtro biológico acoplado, aeração constante e parâmetros ambientais controlados. 34
- Figura 8 – Instrumentos utilizados na monitoração biométrica dos mexilhões e separação da partes moles (comestível) e da concha. 35
- Figura 9 – Modelo cinético compartimental utilizado para interpretar a quantidade de <sup>203</sup>Hg na água, nos mexilhões (experimento da bioacumulação e da bioeliminação). 37

- Figura 10: Blindagem aberta mostrando parte dos dois detectores CsI (Diametralmente opostos) e na parte inferior a unidade eletrônica do analisador monocanal e contador. 39
- Figura 11: Bateria de testes de bioacumulação e eliminação do mercúrio, destacando-se os organismos sentinela e controle. 39
- Figura 12 - Frascos contendo cultivo misto de microalgas selecionadas como alimento para mexilhões. 41
- Figura 13 – Resultado típico (grupo experimental nº3) do estudo biocinético do  $^{203}\text{Hg}$ . Cada ponto experimental “■” e “▲” representa a média de medidas de 5 mexilhões. As curvas contínuas foram ajustadas aos pontos experimentais utilizando o programa AnaComp<sup>[64]</sup>. A curva do Fator de Concentração corresponde a razão entre o resultado teórico do  $^{203}\text{Hg}$  no Mexilhão pelo respectivo valor do  $^{203}\text{Hg}$  na Água. 45
- Figura 14 – Modelos cinéticos representativos para a bioacumulação e bioeliminação em mexilhões do  $^{203}\text{Hg}$  contido em água. Setas que partem dos compartimentos representam taxas fracionais de eliminação, setas com um \* representam a quantidade inicial de  $^{203}\text{Hg}$  maior do que zero no compartimento, seta apontada para o compartimento representa o fluxo de entrada de  $^{203}\text{Hg}$  e os triângulos ligados aos compartimentos correspondem as medidas experimentais. 48
- Figura 15 – Situações hipotéticas da contaminação de mercúrio na água. 55
- Figura 16 – Concentração de Hg inorgânico, na água (constante A;  $\uparrow 1\%/dia$  B e  $\downarrow 1\%/dia$  C), no mexilhão, nos rins e demais tecidos do homem. 58
- Figura 17 – Concentração de Hg orgânico, na água (constante A;  $\uparrow 1\%/dia$  B e  $\downarrow 1\%/dia$  C), no Mexilhão, nos rins, no cérebro e demais tecidos do homem 59

Figura 18 – Concentração de Hg metilado, na água (constante A;  $\uparrow 1\%/dia$  B e  $\downarrow 1\%/dia$  C), no Mexilhão, nos rins, no cérebro e demais tecidos do homem. 60

## APÊNDICE

Figura 19 – Resultados do estudo biocinético do  $^{203}\text{Hg}$  referente ao ensaio n° 1. 76

Figura 20 – Resultados do estudo biocinético do  $^{203}\text{Hg}$  referente ao ensaio n° 2. 77

Figura 21 – Resultados do estudo biocinético do  $^{203}\text{Hg}$  referente ao ensaio n° 3. 78

Figura 22 – Resultados do estudo biocinético do  $^{203}\text{Hg}$  referente ao ensaio n° 4. 79

Figura 23 – Resultados do estudo biocinético do  $^{203}\text{Hg}$  referente ao ensaio n° 5. 80

Figura 24 – Resultados do estudo biocinético do  $^{203}\text{Hg}$  referente ao ensaio n° 6. 81

Figura 25 – Resultados do estudo biocinético do  $^{203}\text{Hg}$  referente ao ensaio n° 7. 82

Figura 26 – Resultados do estudo biocinético do  $^{203}\text{Hg}$  referente ao ensaio n° 8. 83

Figura 27 – Resultados do estudo biocinético do  $^{203}\text{Hg}$  referente ao ensaio n° 9. 84

Figura 28 – Resultados do estudo biocinético do  $^{203}\text{Hg}$  referente ao ensaio n° 10. 85

## 1 - INTRODUÇÃO

### 1.1 - Problemática ambiental dos metais pesados

A crescente poluição que vem atingindo os corpos d'água em diferentes localidades, principalmente nas regiões estuarinas, junto às grandes concentrações urbanas ou em áreas de intensa prática agrícola e industrial, tem motivado a pesquisa de indicadores físico-químicos e biológicos no intuito de monitorar e mensurar as cargas poluentes e seus efeitos sobre a biota. Essas investigações visam subsidiar padrões experimentais alicerçados em metodologias de fácil aplicação, confiáveis e de baixo custo [80, 88, 95].

Muitos rios e regiões estuarinas na França, Inglaterra, Itália, Bélgica, Estados Unidos, Alemanha e em países em desenvolvimento como o Brasil, tornaram-se inadequados para a pesca devido à poluição por efluentes domésticos e industriais contendo concentrações consideráveis de metais pesados [1, 86, 92].

O Brasil é um país que tem concentrado esforços na expansão industrial objetivando melhor padrão econômico para seus habitantes, possuindo inúmeros centros industriais em crescimento. O desenvolvimento industrial tem levado ao despejo crescente de compostos químicos no ambiente aquático. Os metais pesados descartados na água têm ações lentas, graduais e imperceptíveis. As concentrações iniciais geralmente não são tóxicas para os organismos, porém um aumento na sua concentração eleva progressivamente esses níveis a subletais e letais para esses mesmos organismos ou para os seus consumidores. A principal via de entrada dos metais pesados na população humana geralmente é através do consumo de peixes, moluscos e crustáceos contaminados [39, 42].

Os exemplos de sistemas aquáticos afetados e mesmo em estágios avançados de degradação devido à concentração industrial se multiplicam, exigindo do governo concentração de esforços em determinadas áreas do país com o objetivo de corrigir e controlar os efeitos negativos da poluição industrial. A sua ação sobre os organismos só

será detectada após um período de tempo relativamente longo ( 10 anos) [71, 72]. As concentrações iniciais estariam em níveis não tóxicos para os organismos, porém os fenômenos de concentração no ambiente elevariam progressivamente esses níveis a subletais e letais para esses mesmos organismos ou para os seus consumidores [42].

Resíduos industriais contendo metais pesados fatalmente gerarão problemas a curto e ou em longo prazo. Episódios de efeitos retardados com poluentes industriais são notórios. Um desses é o caso de Minamata, no Japão, onde durante muitos anos lançou-se água residuárias contendo mercúrio inorgânico, na época considerado inofensivo, na baía de mesmo nome. Na década de 1950 surgiram casos de doenças neurológicas, que levavam à paralisia e à morte. Cientificamente comprovou-se que microrganismos aquáticos transformaram o mercúrio inorgânico na forma orgânica, o metilmercúrio, extremamente tóxico que se acumulou na cadeia trófica atingindo a população local por ingestão de peixes, moluscos e crustáceos contaminados [58, 90].

Outro episódio de extrema gravidade ocorrido também no Japão foi a intoxicação por cádmio, responsável por muitos casos de mortes (doença do Itai-Itai) que causa atrofia do esqueleto [90]. A estes acontecimentos acrescentam-se casos de "saturnismo" (intoxicação pelo chumbo) e o esverdeamento de ostras por zinco e cobre [48].

No caso do organismo humano não há dúvida de que os alimentos representam o meio mais comum de poluição química o que obviamente está relacionado com o envolvimento dos três componentes primários do meio ambiente: ar, água e solo [11].

O alimento chega ao consumidor como produto final após uma longa cadeia de operações durante as quais pode ser contaminado pelos metais pesados. Esses metais podem estar presentes como resultado inevitável de operações tecnológicas ou serem oriundos de poluição ambiental [22, 23].

## 1.2. - Fontes de lançamento de mercúrio

Conforme enfatizam PIRES et al <sup>[76]</sup> as contaminações por metais têm origem em diferentes fontes, a saber:

1. Dos insumos agrícolas; onde os metais podem ser componentes de agrotóxicos e fertilizantes. Exemplos de pesticidas dentre outros há o maneb, zineb, arsenato de chumbo, neantina. <sup>[52]</sup>.
2. Da atividade industrial: neste caso, as possibilidades são inúmeras, tendo em vista a quantidade de produtos desenvolvidos pela industrialização, por exemplo, a tecnologia de mineração <sup>[96]</sup>.
3. Na indústria de processamento de alimentos os quais podem conter metais pesados como o mercúrio <sup>[4]</sup>.
4. Das fontes geológicas: a presença natural do mercúrio nos solos e terrenos constitui um meio pelo qual este metal pode passar aos alimentos <sup>[89]</sup>.

Não se tem uma idéia muito clara do quanto essas fontes geológicas contribuem para o conteúdo total de metais em alimentos. No caso do mercúrio, estima-se que a descarga das rochas na água é da mesma ordem que a produzida pelo homem <sup>[23]</sup>.

Alguns tipos de agrotóxicos podem interagir com certos metais; estes vão ser metabolizados na planta, e de alguma forma nas frutas e alimentos, chegando ao consumo humano. Alguns desses metais são extremamente pesados e perigosos como o mercúrio, chumbo e cádmio. Uma provável ação no organismo é formar complexos com a hemoglobina e podendo interferir na cadeia respiratória, inibindo a passagem do oxigênio para as células <sup>[76]</sup>. Ou seja, quando a sua incorporação freqüente supera os mecanismos cinéticos de eliminação, isto é, quando o fluxo de entrada é maior que a depuração, essas substâncias vão se acumulando no organismo até atingir em níveis tóxicos <sup>[51]</sup>.

Um dos instrumentos de maior uso da população moderna é o telefone celular. Para que o mesmo seja portátil essas unidades são sustentadas eletricamente por baterias recarregáveis que contêm produtos tóxicos, como, por exemplo, o cádmio e o mercúrio. Não é apenas na fase de produção dessas baterias que o risco de contaminação ocorre. Os metais pesados nelas contidas são capazes de vazar e contaminar o solo, a água e finalmente chegar aos alimentos <sup>[7, 53]</sup>.

Só nos Estados Unidos são utilizadas por ano aproximadamente 2,5 bilhões de baterias contendo metais pesados enquanto dados da “National Geographic” <sup>[58, 100]</sup> estimam que cerca de 88% dos 635 mil toneladas de mercúrio das baterias foram lançados nos lixos urbanos, no ano de 1989. Aproximadamente 90% delas são lançadas em aterros sanitários e seus produtos químicos podem infiltrar-se no solo, migrar para o lençol freático e atingir a água potável. Outra via de contaminação é por meio das chuvas quando esses produtos tóxicos são carregados para o leito dos rios, onde poderá contaminar a água, sedimentos e organismos aquáticos.

No Brasil, o número de telefones celulares cresceu mais de dez vezes no período de 1992 a 2002. Na mesma proporção, cresce a quantidade de metais pesados altamente tóxicos, como chumbo, mercúrio e cádmio, lançados nos aterros sanitários das grandes cidades.

Segundo estimativa preliminar do Ministério do Meio Ambiente, onze toneladas por ano das baterias dos telefones celulares são descartadas. Embora essas baterias não se prestem mais ao uso primordial, os metais pesados nelas contidos poderão contaminar o meio ambiente e ameaçar a população <sup>[92]</sup>.

As baterias de celulares não são as únicas que deixam vazar metais pesados. Por ano, mais de um milhão de pilhas, usadas em rádios, lanternas e brinquedos, também são descartadas no lixo doméstico. A elas, se soma um número não calculado de baterias de relógios <sup>[80]</sup>.

Outras formas de contaminação por mercúrio foram também descritas, por exemplo, na Suécia o mercúrio foi empregado no processo de conservação de madeiras e

provocou contaminações em extensas áreas marinhas que foram interdidadas à pesca. Estimou-se que 500t de mercúrio foram lançadas em águas daquela região <sup>[46]</sup>.

Atualmente o problema do mercúrio atinge quase todo o Brasil, seja nos garimpos, nas indústrias, na agricultura (agrotóxicos à base mercurial), e outras fontes contaminadoras difusas, por exemplo, sua manipulação industrial de “fundo de quintal” e pelos dentistas. Estas últimas mostram pouca ou nenhuma possibilidade de controle, lançando o mercúrio diretamente na rede de esgotos e conseqüentemente entra no sistema aquático, comprometendo-o seriamente <sup>[39]</sup>.

TABELA 1 - Consumo de mercúrio por ramo de atividade

Atividade	Mundo *		Brasil	
	Toneladas.	%	Ton.	%
<b>Aparelhos elétricos</b>	1.426	31,7	9	2,6
<b>Soda cáustica/cloro</b>	1.237	27,5	26	7,6
<b>Tintas e vernizes</b>	-	-	34	10,0
<b>Odonto/farmac.</b>	369	8,2	14	4,2
<b>Outros</b>	1.468	32,6	257	75,0

\* ZAVARIZ et al <sup>[100]</sup>.

Por outro lado, não se pode desprezar o uso do mercúrio nas atividades da área odontológica. Pesquisadores estudando a manipulação desse metal em profissionais do ramo, não constataram nenhuma contaminação nas amostras de cabelo; entretanto nas amostras de unhas, encontraram teores acima dos níveis considerados “normais” para a população em geral, indicando uma contaminação externa desse elemento <sup>[62]</sup>.

Nos últimos anos, a exposição ocupacional tem sido investigada em nível mundial, nas indústrias de cloro-soda, refinaria, mineradoras de mercúrio, indústrias de termômetros e lâmpadas e clínicas dentárias. Níveis de mercúrio tem sido relatado em todas estas situações ocupacionais, porém, o mercúrio entre os diversos metais potencialmente tóxicos para o ambiente, apresenta características intrínsecas que maximizam sua toxicidade, sendo o único que comprovadamente sofre biomagnificação. Todo esse espectro envolvendo a atividade humana e a conseqüente poluição e contaminação necessitam de uma avaliação

objetiva dos riscos que o agente poluente pode trazer à saúde das populações ou à Saúde Pública em geral. Isto por consequência implica na determinação dos efeitos biológicos e concentração dos poluentes, exigindo um monitoramento e o rastreamento do meio ambiente <sup>[26, 100]</sup>

Este é o laudo de intoxicação de um operário da GTE Sylvania, que durante anos trabalhou no setor de lâmpadas fluorescentes da empresa, feito pelo Centro de Referência Gosto metálico, sialorréia, náuseas, epigastralgia, dentes amolecidos, conjuntivite, fraqueza muscular, caimbras, parestesia, redução da coordenação motora, tremores, gritos noturnos, abalos tônicos-crônicos, redução da atenção, nervosismo, irritabilidade, comportamento agressivo, redução da memória recente, impotência sexual, insegurança e desintegração da personalidade. <sup>[100]</sup>.

As estimativas globais de entradas antropogênicas de mercúrio para o ambiente, variam de 630 a 2.000 toneladas anuais <sup>[18, 19]</sup>.

Segundo LACERDA et al <sup>[45]</sup>, nos últimos dez anos, aproximadamente 900 a 1.200 toneladas de mercúrio foram lançadas ao meio ambiente na região amazônica. Segundo o mesmo autor cerca de 50 a 70 toneladas de mercúrio são lançadas anualmente no ambiente através da atividade de garimpos no Brasil. Por outro lado, para cada 1 kg de ouro produzido, cerca de 1,4 kg de Hg são perdidos para o ambiente. O Brasil contribui com cerca de 1 a 7% da entrada antropogênica global de mercúrio.

### 1.3 - Biodinâmica do mercúrio

O mercúrio é extremamente tóxico sendo capaz de acumular e se concentrar ao longo da cadeia alimentar, sobretudo dos peixes predadores. O mercúrio é encontrado com frequência em corpos d'água provindo de diversos efluentes industriais e dos rejeitos urbanos em geral e com o rápido crescimento populacional das áreas litorâneas pode aumentar sua emissão para o ambiente <sup>[33]</sup>.

Sabe-se atualmente que o mercúrio é convertido pela ação de bactérias. Com formação deste composto, o mercúrio torna-se lipofílico e pode ser absorvido pelo plâncton (algas e outros microrganismos aquáticos). Muitos peixes e moluscos se alimentam do plâncton promovendo um acúmulo progressivo do mercúrio orgânico na gordura desses animais <sup>[93]</sup>. Sua transferência para níveis tróficos superiores é acelerada por meio da reprodução periódica do fitoplâncton e sua utilização como item alimentar, por uma série de animais consumidores primários e de níveis tróficos superiores <sup>[46, 66]</sup>.

O mercúrio presente em alimentos marinhos se deve à incorporação através da alimentação e da água circundante. Os peixes que apresentam concentrações elevadas de mercúrio encontram-se no topo da cadeia alimentar. Desta forma esse metal é fixado pela mais tóxica de todas <sup>[97, 98, 99]</sup>.

As concentrações mais elevadas são observadas em peixes carnívoros de grande porte, tais como; peixe espada, atum e cação. Essas espécies apresentam concentrações entre 0,2 µg/g e 1,5µg/g, podendo atingir até 5,0 µg/g <sup>[2]</sup>.

Da mesma forma que outros países, a legislação brasileira estabelece o limite máximo de tolerância de 0,5 µg/g de mercúrio para o pescado. Conseqüentemente todo pescado com níveis acima do tolerado passa a ser impróprio ao consumo humano, pelo risco toxicológico representado pelo metal <sup>[3]</sup>.

Estudos efetuados por CHICOUREL et al <sup>[17]</sup>, com exemplares de cação-azul provenientes da costa brasileira, apontam valores de até 1,5  $\mu\text{g/g}$ , sendo que 87% das amostras analisadas apresentaram valores acima de 0,5  $\mu\text{g/g}$ .

No homem a quantidade de mercúrio incorporada diariamente é relativamente pouco conhecida apesar de ser um contaminante comum do ambiente. A ingestão de Hg varia de 2 a 31  $\mu\text{g/dia}$  e o valor de 15  $\mu\text{g/dia}$  pode ser adotado como representativo da média diária. Em geral, a ingestão diária do mercúrio para os europeus foi descrita como sendo inferior a dos nortes americanos <sup>[43]</sup>.

O mercúrio incorporado diariamente no homem provém da água potável, do ar respirado e do Hg liberado das amálgamas dentais. Na atmosfera, fora das áreas de mineração, a concentração do mercúrio varia de 3 a 9  $\text{ng/m}^3$ . Nas áreas de mineração, a sua concentração foi descrita ser de 7 a 53  $\text{ng/m}^3$ , entretanto nas minas de mercúrio foram encontradas concentrações no intervalo de 24 a 108  $\text{ng/m}^3$ . Alguns autores <sup>[36,79]</sup> descreveram valores tão altos quanto 4000  $\text{ng/m}^3$ , embora deixem dúvidas sobre a metodologia aplicada. As concentrações atmosféricas de mercúrio também mudam em função da altitude. No nível do mar foram relatados valores de 10 a 20 vezes mais elevados do que os encontrados a 122 m de altura.

Estima-se que no homem referência é incorporado 1  $\mu\text{g/dia}$  de mercúrio pela via aérea quando seu ambiente contém 50  $\text{ng/m}^3$  de mercúrio <sup>[37]</sup>.

Além da ingestão e da respiração o homem também incorpora o mercúrio pela absorção da pele.

A concentração de mercúrio na urina é variável e quando detectada por técnicas convencionais levanta-se a suspeita de eventos de contaminação. A concentração elevada de mercúrio na urina não fornece informações diretas dos eventos de contaminação, isto é, sua história <sup>[31]</sup>.

Dados da literatura <sup>[43]</sup> relatam que o mercúrio continua sendo excretado na urina por até 6 anos após o evento da contaminação. Pesquisas realizadas na região de Minamata, década de 70 <sup>[43]</sup> constataram que 80% das análises de urina da população não apresentavam valores significativos de mercúrio, isto é, as amostras de urina consideradas "normais", sem evidência de exposição ao contaminante, não continham mercúrio detectável. Na urina de 24 horas, no intervalo de 20 a 35 µg são consideradas normais e valores acima de 100 µg indicam contaminação do metal.

Vários estudos epidemiológicos da concentração urinária de mercúrio na população urbana foram relatados. JACOBS et al <sup>[36]</sup> descreveram ser de 0,5 a 1 µg/dia; ICRP – 23, <sup>[34]</sup>, em 1964, encontraram valores entre 5 a 90 µgHg/dia, com média de 31,5 µg/dia e KOJIMA & FUJITA <sup>[43]</sup> relatam intervalo de 5 a 90 µg/dia para os europeus e 8,4 a 22 µg/dia para os novaiorquinos.

É descrito por RAHOLA et al <sup>[79]</sup> que a eliminação do mercúrio pelas fezes é de 10µg/dia. A absorção intestinal do mercúrio <sup>[24]</sup>, elaborados no homem e em animais, mostraram que o mesmo praticamente não é absorvido na forma elementar, ao contrário, o metilmercúrio é praticamente todo absorvido e intermediariamente, outras formas de sais orgânicos de mercúrio são absorvidos entre 8 a 15%.

No homem a meia vida de eliminação biológica depende da composição da dieta e da estrutura química, a saber:

- ◆ Mercúrio inorgânico → T<sub>½</sub> de 30 a 60 dias;
- ◆ Metilmercúrio → T<sub>½</sub> de 70 a 90 dias;
- ◆ dos peixes →→ T<sub>½</sub> de 200 dias.

De um estudo feito pela Comissão Internacional de Proteção Radiológica ICRP. 30 <sup>[35]</sup> com cinco mulheres e cinco homens que receberam 6 µg de <sup>203</sup>Hg, contendo entre 148 a 518 kBq (4 a 14 µCi) constatou-se que 85% da atividade foi eliminada nas fezes durante os primeiros 4 a 5 dias. O remanescente (15%) foi eliminado com meia-vida biológica (T<sub>½</sub>) como segue:

- ◆ mulheres →  $T_{1/2}$  de  $42 \pm 3$  dias;
- ◆ homens →  $T_{1/2}$  de  $48 \pm 4$  5 dias;
- ◆ dos peixes →→  $T_{1/2}$  de 200 dias.

Estudos elaborados em animais demonstraram que a taxa de eliminação é também dependente da dose <sup>[31]</sup>.

Outras vias de eliminação devem também ser consideradas, a saber: a volatilização pelos pulmões, suor, lactação, e acúmulo nos cabelos <sup>[31]</sup>. Uma pequena quantidade ( $\sim 0,9$   $\mu\text{Hg}/\text{dia}$ ) é depositada nos cabelos, conforme estudos da ICRP n° 30 <sup>[35]</sup>. A concentração de mercúrio no cabelo encontra-se no intervalo de 2 a 7  $\mu\text{gHg}/\text{gCabelo}$  ICRP n° 30 <sup>[35]</sup>. No sangue as concentrações de mercúrio são baixas em indivíduos não expostos, mas após alguns anos de exposição ao mercúrio, a concentração no sangue pode alcançar 22,5  $\mu\text{gHg}/100\text{ml}_{\text{sangue}}$  ICRP n° 23 <sup>[34]</sup> que é suficiente para produzir diminuição na difusão do epitélio alveolar.

## 1.4 – Metabolismo do mercúrio

A absorção de mercúrio elementar pelo intestino é baixa. Experimentos elaborados em ratos demonstraram que a taxa de absorção do mercúrio elementar ingerido é da ordem de 10%.

NORDBERG e SHERFVING <sup>[67]</sup> demonstraram que a absorção fracionária de cloreto de mercúrio é menor que 0,02. Porém, dados da absorção fracionária de contaminação aguda de cloreto de mercúrio no homem indicaram ser superiores a 0,08. A diferença entre estes dois valores é explicada pelo efeito de rompimento da barreira de permeabilidade do trato intestinal por excesso de mercúrio.

No campo da dosimetria interna a taxa fracional de absorção, parâmetro denominado de  $f_1$ , é adotado ser igual a 0,02 para todos os compostos inorgânicos de mercúrio.

### 1.4.1 – Distribuição de compostos mercuriais.

A absorção de metilmercúrio pelo sistema gastrointestinal foi revisada por NORDBERG e SHERFVING <sup>[67]</sup>, e estudos japoneses mais recentes foram resumidos por KOJIMA e FUJITA <sup>[43]</sup>. Estas revisões sugerem que o metilmercúrio é praticamente todo absorvido no trato intestinal, enquanto que a fração de absorção do acetato de mercúrio é de aproximadamente 0,2 e os sais de fenil-mercúrio apresentam valores de 0,4.

Experimentos elaborados com mercúrio radioativo  $^{203}\text{Hg}$  na forma inorgânica e de metilmercúrio pela via oral mostraram que, durante os primeiros 250 dias pós-ingestão, o mercúrio inorgânico possui meia-vida biológica de  $42 \pm 3$  dias e o metilmercúrio, apresentou meia vida biológica de  $76 \pm 3$  dias.

A tab. 2 reúne dados compilados da literatura para os valores da taxa de absorção do mercúrio e a meia vida biológica de eliminação para diferentes compostos mercuriais.

Em função desses valores de literatura a ICRP – 30 <sup>[35]</sup> adotou os valores indicados na Tabela 2.

Tabela 2 – Taxa de absorção do mercúrio e tempo de eliminação (meia vida biológica).

MERCÚRIO	TAXA DE ABSORÇÃO		ELIMINAÇÃO (T½ Biológico)			
	LITERATURA	ICRP 30	RÁPIDA (dias)		LENTA (dias)	
			LITERATURA	ICRP 30	LITERATURA	ICRP 30
Metálico	≅ 0					
Inorgânico	0,08 a 0,15	0,02	30 a 60	40		
Dos Alimentos			28 a 70			
Acetato-Hg	0,2					
Fenil-Hg	0,4	0,4				10000
Orgânico				80		
Metil-Mercúrio	1	1	70 a 90			
			200*			

\* Quando ingerido de peixes

Para fins de radiodosimetria interna a ICRP – 30 <sup>[35]</sup> adota os seguintes valores da taxa de absorção do mercúrio no trato intestinal: 1 para o metil-mercúrio; 0,4 para outras combinações orgânicas do elemento e 0,02 para as formas inorgânicas do mercúrio.

#### 1.4.2 – Modelos cinéticos, biodistribuição e eliminação do mercúrio.

A tabela 3 mostra o conteúdo de mercúrio em vários órgãos e tecidos no homem-referência <sup>[34, 35]</sup>. Como se infere, os rins e o cérebro são os órgãos que apresentam maior concentração ( $\mu\text{g/g}$ ) de mercúrio. O cabelo é o que apresenta maior concentração entretanto praticamente não tem importância no contexto fisiológico do corpo mas a quantificação do metal no cabelo é um bom indicador de eventuais contaminações do mercúrio.

Tabela 3 – Conteúdo de mercúrio em vários tecidos e órgãos no homem referência.

Fonte: ICRP. 23 [34].

TECIDOS	Hg ( $\mu\text{g}$ )	MASSA TECIDO (g)	MASSA ESPECÍFICA ( $\mu\text{g/g}$ )	Hg <sub>Tecido</sub> ( $\mu\text{g}$ )	Tecido ( $\mu\text{g/g}$ )
				Hg <sub>Corpo Todo</sub> ( $\mu\text{g}$ )	Corpo Todo ( $\mu\text{g/g}$ )
				(%)	
<b>CORPO TODO</b>		70000			
Tecidos moles	13000	60000	0.217	100.00	1.00
<b>TECIDO ADIPOSEO</b>	4500	15000	0.300	34.62	1.38
Subcutâneo	2200	7500	0.293	16.92	1.35
Outro separável	1700	5000	0.340	13.08	1.57
Intersticial	340	1000	0.340	2.62	1.57
Sangue	1.2			0.01	<0.01
<b>SANGUE (TODO)</b>	26	5500	0.005	0.20	0.02
Plasma	9	3100	0.003	0.07	0.01
Eritrócitos	17	2400	0.007	0.13	0.03
<b>VASOS SANGUÍNEOS</b>	<0.1			0.00	<0.01
Sangue	14			0.11	<0.01
<b>SISTEMA NERVOSO CENTRAL</b>	140			1.08	<0.01
Cérebro	140	1400	0.100	1.08	0.46
Cerebelo	150	100	1.500	1.15	6.92
<b>INTESTINO</b>	75	1200	0.063	0.58	0.29
<b>DELGADO</b>	64	640	0.100	0.49	0.46
Duodeno	6	60	0.100	0.05	0.46
Jejuno	28	280	0.100	0.22	0.46
Ileum	30	300	0.100	0.23	0.46
<b>GROSSO SUPERIOR</b>	19	370	0.051	0.15	0.24
Parte Superior	11	210	0.052	0.08	0.24
Colon Ascendente e Cecum	4.5	90	0.050	0.03	0.23
Colon Transverso	6	120	0.050	0.05	0.23
<b>GROSSO INFERIOR</b>	7.7	160	0.048	0.06	0.22
Colon Descendente	4.5	90	0.050	0.03	0.23
Colon Sigmoidal	2.5	70	0.036	0.02	0.16
Reto	1.0			0.01	<0.01
<b>CABELO</b>	120	20	6.000	0.92	27.69
<b>CORAÇÃO</b>	45	332	0.136	0.35	0.63
No Sangue do Coração	2.4	750	0.003	0.02	0.01
<b>RINS</b>	870	299	2.910	6.69	13.43
<b>FÍGADO</b>	540	1910	0.283	4.15	1.30
<b>PULMÕES</b>	580	1000	0.580	4.46	2.68
Parênquima	580	440	1.32	4.46	6.08
Sangue	2.6	530	0.389	1.58	1.79
<b>MÚSCULO ESQUELÉTICO</b>	4200	58000	0.072	32.31	0.33
<b>PÂNCREAS</b>	5	100	0.050	0.04	0.23
<b>BAÇO</b>	9	180	0.050	0.07	0.23
<b>LÍNGUA</b>	3.7	70	0.053	0.03	0.24

### 1.4.2.1 – Modelo biocinético do sistema gastrointestinal.

A absorção gastrointestinal do mercúrio contido nos alimentos é dependente do tipo do composto mercurial. Em roedores, a absorção do mercúrio na forma de sal inorgânico é igual ou menor que 15% e no homem próximo de 7%. No homem a absorção G.I. do metilmercúrio é de 90% e 95%, independentemente de ser administrado como sal dissolvido ou como complexo protéico <sup>[31]</sup>. A biodistribuição do mercúrio é afetada também pelo tipo do composto mercurial e de forma idêntica pelo tempo de exposição. GOLDWATER e NICOLAU, <sup>[31]</sup>. Constataram que, após atingir o seu nível máximo no cérebro (5 a 6 dias depois da administração), o mercúrio apresenta concentração seis vezes maior em relação a do sangue ICRP – 30 <sup>[35]</sup>.

Numa população fortemente exposta ao metilmercúrio, como ocorreu no Iraque, em 1971/72, a distribuição do mercúrio nas hemácias é 10 vezes maior do que no plasma. Resultados similares foram obtidos com metilmercúrio radioativo, no homem.

Os compostos mercuriais orgânicos e inorgânicos têm distintas relações cabelo/sangue, em termos de distribuição, sendo de 250 no caso do mercúrio orgânico, o qual coincide com a observada para o mercúrio total referente a uma população fortemente exposta ao mercúrio, através do consumo de pescado. Da mesma forma que nos casos anteriores, os processos de bioacumulação, biotransformação e eliminação do mercúrio também são dependentes do tipo do composto mercurial..

Os compostos de alquil-mercúrio geralmente acumulam-se no músculo esquelético e no cérebro. Entretanto, os compostos aril e sais inorgânicos acumulam-se no fígado e nos rins. No sangue, o mercúrio concentra-se nas células vermelhas <sup>[79]</sup>.

A meia-vida dos sais inorgânicos e do metilmercúrio é de 40 e 70 dias, respectivamente. Estudos com quinze pessoas mostraram que a forma metilmercúrio apresenta períodos de meia-vida de 65 dias no sangue, 76 dias no corpo e 72 dias no cabelo. A meia vida do mercúrio inorgânico nos rins é de 64 dias, semelhantemente ao observado para o corpo <sup>[43]</sup>.

A transformação do mercúrio orgânico em inorgânico ocorre de maneira mais vagarosa nos compostos alquilmercuriais de cadeia curta, dos quais, o metilmercúrio é o que apresenta a transformação mais lenta, podendo ser detectado no tecido humano, meses após cessar a exposição.

A eliminação do mercúrio se dá principalmente através da urina e das fezes, sendo afetada pela forma mercurial, dose e o tempo após a exposição. No homem, a eliminação do metilmercúrio após uma intoxicação aguda ou crônica é realizada em 90% através das fezes e não muda em função do tempo.

Os compostos metilmercuriais atravessam a placenta com facilidade, sendo alta a relação entre a distribuição do mercúrio no sangue do cordão e a no sangue maternal. As hemácias do feto apresentam concentração 30% superior àquela encontrada nas da mãe.

O modelo biocinético do sistema gastrointestinal adotado pela ICRP -30 <sup>[35]</sup> foi baseado no modelo biológico desenvolvido por EVE <sup>[24]</sup> e está esquematizado na Figura 1. Seus parâmetros cinéticos são mostrados na tab. 4.

#### **1.4.2.2 – Modelos biocinéticos adotados pela ICRP.**

Uma prática dos modelos cinéticos utilizados pela ICRP -30 <sup>[35]</sup> é que seus modelos não são propriamente modelos fisiológicos. Têm a capacidade de predizer a concentração da substância de estudo nos tecidos ou órgãos de interesse sem ter o compromisso de explicar sua fisiologia. As equações matemáticas que traduzem esses modelos são obtidas em experimentos realizados com animais ou com o próprio homem.

Nesses experimentos, geralmente é fornecida uma quantidade conhecida da substância teste, marcada com um determinado radiotraçador e subseqüentemente a sua concentração nos vários órgãos e tecidos de interesse é medida. De posse desses resultados, procura-se ajustar, pelo método dos mínimos quadrados, para cada tecido ou órgão, os dados experimentais a uma função que combina um ou vários termos exponenciais. Cada termo exponencial é representado por um compartimento ou

simbolicamente, por um círculo com uma seta indicando a entrada da substância e outra para a sua saída.

A grande vantagem dessa abordagem é que praticamente todos os compostos podem seguir este mesmo procedimento e desse modo conferindo a essa abordagem o caráter da simplicidade e da generalização. Naturalmente, a simplificação adotada tem um custo: a incapacidade de explicar os detalhes fisiológicos. Outra limitação, é que esses modelos não servem para prever a concentração da substância teste no compartimento de distribuição ou dos fluídos de distribuição (sangue, plasma, linfa) pois, os modelos não prevêm retornos da substância para este compartimento (vide Figuras nº 2; 3 e 4), isto é, os modelos cinéticos adotados pela ICRP – 30 [35] são úteis somente para determinar a concentração nos demais compartimentos. Por outro lado, nem sempre estamos interessados em conhecer os detalhes fisiológicos pois é freqüente que já o conheçamos por outras fontes de estudo. Por exemplo, já temos um razoável conhecimento dos níveis tóxicos e da própria ação fisiológica da maioria dos metais pesados. Geralmente, estamos interessados em saber se determinada situação leva o nível de concentração no limite toxicológico. Estudar a ingestão de um agente tóxico a partir de ensaios programados que podem interferir na cadeia alimentar fazendo uso de experimentos que podem ser realizados com segurança no ambiente dos laboratórios constitui uma poderosa ferramenta de análise e previsão. Para isto não é preciso conhecer os detalhes da fisiologia do agente tóxico pois praticamente já o conhecemos. Nesse caso, a simples informação da variação da concentração no decorrer do tempo é suficiente e os modelos cinéticos adotados pela ICRP – 30 [35] são úteis para esta finalidade.

#### **1.4.2.3 – Modelo biocinético para o mercúrio inorgânico.**

No modelo biocinético do mercúrio em compostos inorgânicos o ICRP – 30 [35] adota que os compostos inorgânicos em geral são absorvidos somente 2% (absorção = 0,02) e que o compartimento dos fluídos de distribuição (sangue, plasma, linfa) transfere o mercúrio para os demais compartimentos com meia vida de 0,25 dia (*turnover* de 6 horas). Do compartimento dos fluídos, 8% do mercúrio é transferido para os rins e o restante 92% é transferido uniformemente por todos os demais órgãos e tecidos do corpo. Os rins e os

demais tecidos são bi-compartimentalizados em função da existência de dois componentes cinéticos de eliminação. Um dos compartimentos, corresponde a 95% do *pool* de mercúrio e representa a via de eliminação rápida com  $T_{1/2}$  de 40 dias. Outro compartimento é utilizado para representar os 5% do mercúrio eliminado por uma via metabólica lenta com  $T_{1/2}$  de 10000 dias. Esta descrição da ICRP - 30 <sup>[35]</sup> resulta no modelo biocinético mostrado na Figura 2.

#### 1.4.2.4 – Modelo biocinético para o mercúrio orgânico.

No modelo biocinético do mercúrio em compostos orgânicos o ICRP – 30 <sup>[35]</sup> adota que os compostos orgânicos em geral são 40% absorvidos (absorção = 0,4) e que o compartimento dos fluídos de distribuição (sangue, plasma, linfa) transfere o mercúrio para os demais compartimentos com meia vida de 0,25 dia. Do compartimento dos fluídos, 8% do mercúrio é transferido para os rins; 20% é transferido para o cérebro e o restante 72% é transferido uniformemente por todos os demais órgãos e tecidos do corpo. Os rins, o cérebro e os demais tecidos são bi-compartimentalizados em função da existência de dois componentes cinéticos de eliminação. Um dos compartimentos, correspondente a 95% do *pool* de mercúrio e representa a via de eliminação rápida com  $T_{1/2}$  de 80 dias. Outro compartimento é utilizado para representar 5% do mercúrio eliminado pela via metabólica lenta com  $T_{1/2}$  de 10000 dias. Esta descrição da ICRP – 30 <sup>[35]</sup> resulta no modelo biocinético mostrado na Figura 3.

#### 1.4.2.5 – Modelo biocinético para o metilmercúrio.

No modelo biocinético do mercúrio em compostos orgânicos o ICRP – 30 <sup>[35]</sup> adota que o metilmercúrio é praticamente todo absorvido (absorção = 1) e que o compartimento dos fluídos de distribuição (sangue, plasma, linfa) transfere o mercúrio para os demais compartimentos com meia vida de 0,25 dia. Do compartimento dos fluídos, 8% do mercúrio é transferido para os rins; 20% é transferido para o cérebro e o restante 72% é transferido uniformemente por todos os demais órgãos e tecidos do corpo. Os rins, o cérebro e os demais tecidos são bi-compartimentalizados em função da existência de dois componentes cinéticos de eliminação. Um dos compartimentos, correspondente a 95% do

*pool* de mercúrio e representa a via de eliminação rápida com  $T_{1/2}$  de 80 dias. Outro compartimento é utilizado para representar 5% do mercúrio eliminado pela via metabólica lenta com  $T_{1/2}$  de 10000 dias. Esta descrição da ICRP – 30 <sup>[35]</sup> resulta no modelo biocinético mostrado na Figura 4.

Tabela 4 – Dados biocinéticos do sistema gastrointestinal para o homem-referência ICRP – 30 [35].

SECÇÃO DO INTESTINO	MASSA DA PAREDE (g)	MASSA DA SECÇÃO (g)	TEMPO MÉDIO DE RESIDÊNCIA (dias)	MEIA VIDA DE RESIDÊNCIA (dias)	$k_{i,j}$	TAXA FRACIONAL DE TRANSFERÊNCIA ( $\text{dia}^{-1}$ )
1-Estômago	150	250	1/24	0,693/24	1→2	24
2-Delgado	640	400	4/24	2,773/24	2→3	6
3-Grosso Superior	210	220	13/24	9,011/24	3→4	1,8
4-Grosso Inferior	160	135	24/24	0,693	4→0	1

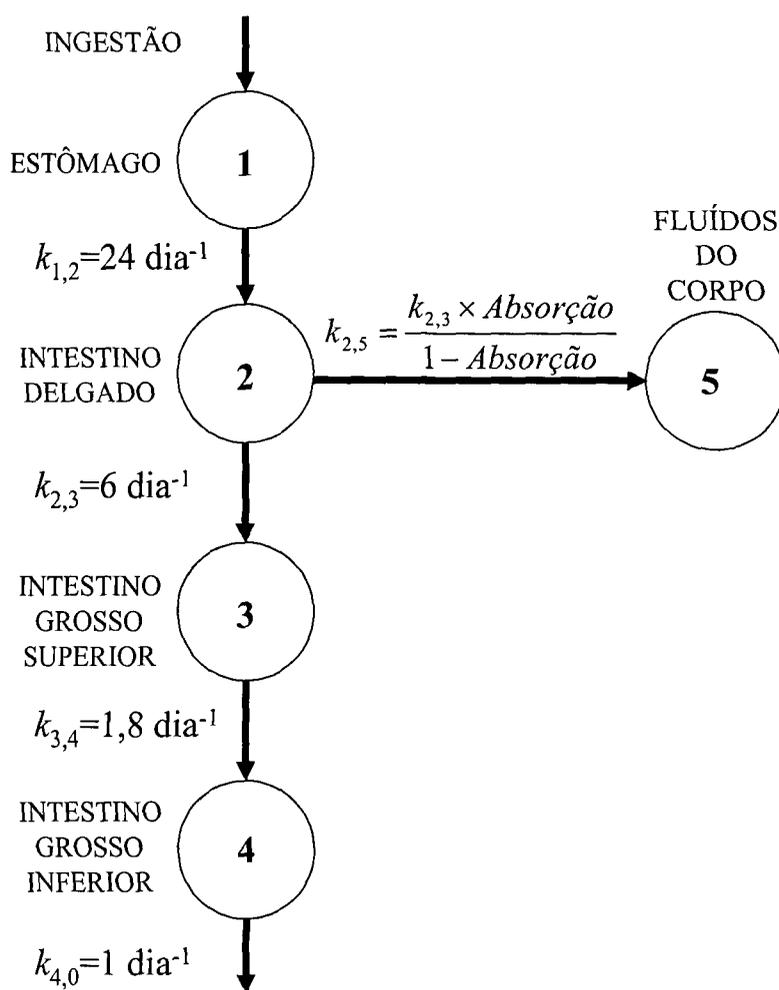


Figura 1 – Modelo biocinético para descrever o sistema gastrointestinal baseado no modelo biológico desenvolvido por EVE [24] e adotado pela ICRP – 30 [35].  $k_{i,j}$  representa a fração do conteúdo do  $i$ -ésimo compartimento que é transferido por dia para o  $j$ -ésimo compartimento. Nesse modelo é adotado que o processo de absorção ocorre somente no intestino delgado.

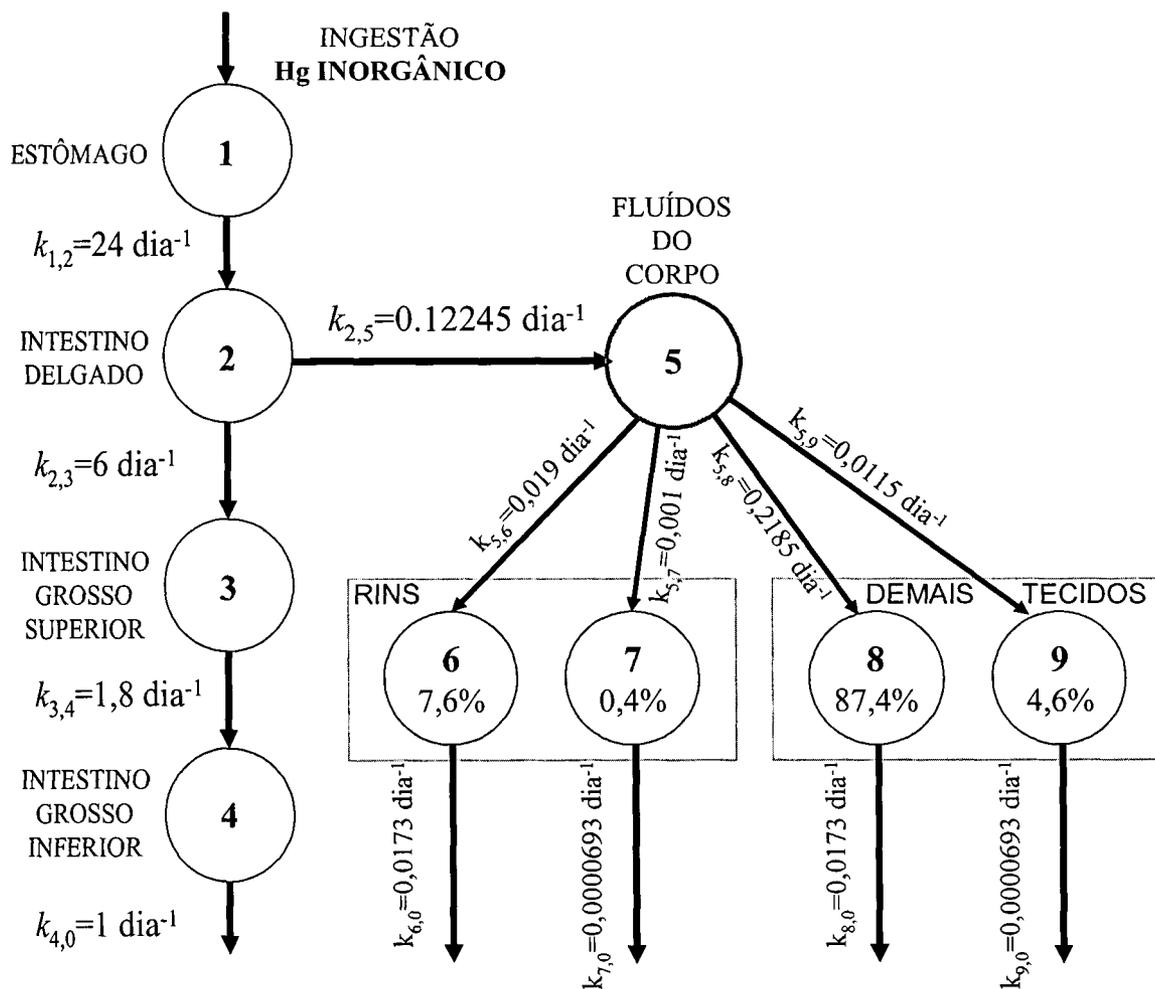


Figura 2 – Modelo biocinético geral para o homem-referência, adotado pela ICRP –30 <sup>[35]</sup>, para descrever o acúmulo e eliminação do **mercúrio inorgânico** ingerido. As constantes  $k_{i,j}$  representam as taxas fracionais de transferência diária do mercúrio contido no i-ésimo compartimento que se transfere para o j-ésimo compartimento.

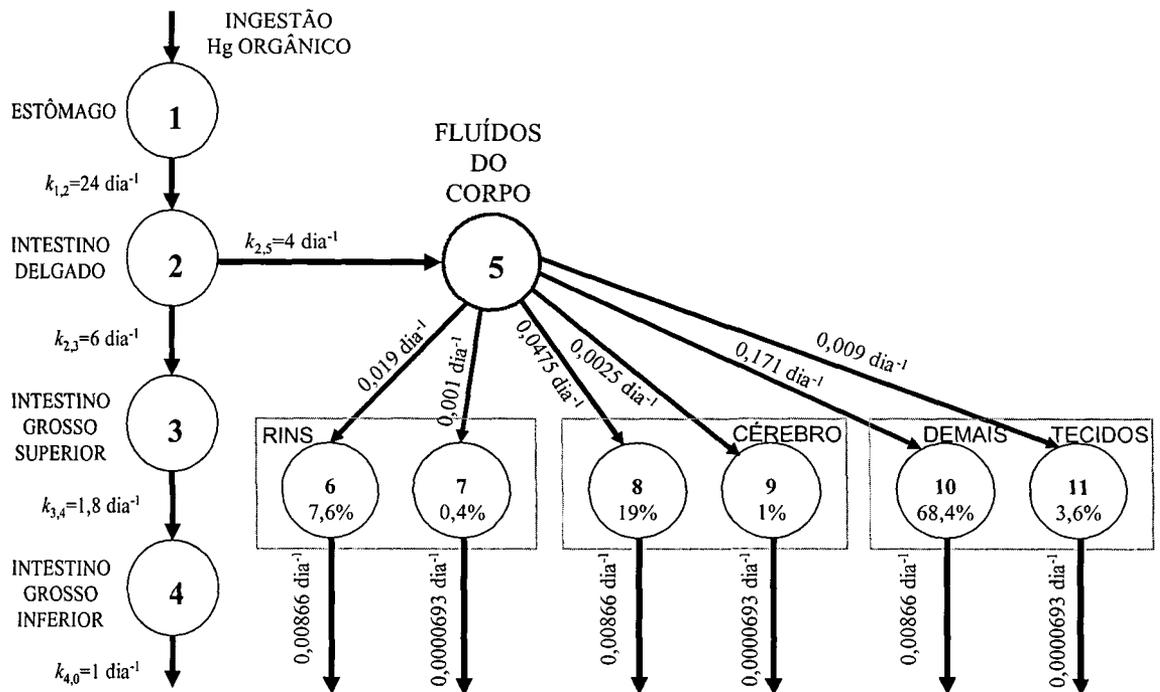


Figura 3 – Modelo biocinético geral para o homem-referência, adotado pela ICRP – 30 [35], para descrever o acúmulo e eliminação do mercúrio orgânico ingerido. Os valores próximos às setas representam as taxas fracionais  $k_{i,j}$  de transferência diária do mercúrio, contido no  $i$ -ésimo compartimento e que se transfere para o  $j$ -ésimo compartimento.

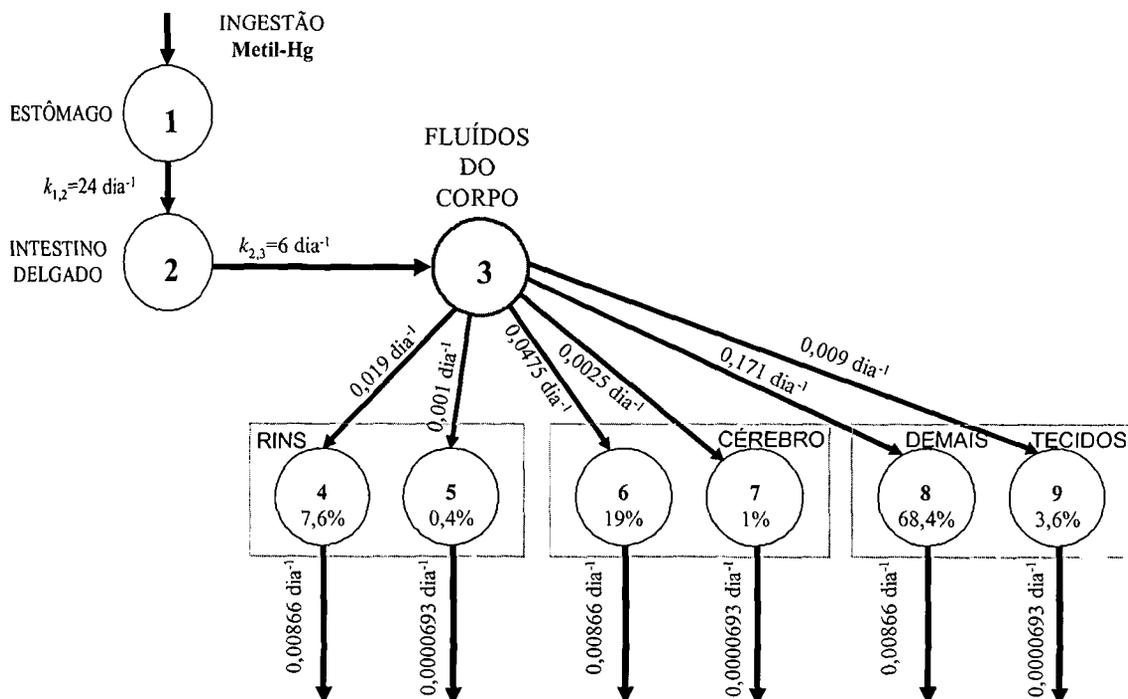


Figura 4 – Modelo biocinético geral para o homem-referência, adotado pela ICRP –30 [35], para descrever o acúmulo e eliminação do metilmercúrio ingerido. Os valores próximos às setas representam as taxas fracionais  $k_{ij}$  de transferência diária do mercúrio, contido no  $i$ -ésimo compartimento e que se transfere para o  $j$ -ésimo compartimento.

### 1.5 Concentração do mercúrio sobre a biota

Até o momento não existem dados suficientes para determinar os níveis de mercúrio na água que sejam seguros para os organismos aquáticos sob exposição crônica. Com base em dados disponíveis, a "Environmental Protection Agency" [13], sugeriu que concentrações iguais ou superiores a  $0,00010 \text{ mg L}^{-1}$  constituem perigo ao ambiente marinho.

No Brasil, acidentes com mercúrio vêm ocorrendo com certa frequência, comprometendo seriamente o ambiente aquático. Em 1975 a descarga contínua desse metal na enseada dos Tainheiros na Bahia contaminou peixes e crustáceos da região que servem de alimentos para a população local [71,72]. A contaminação do rio Botafogo, em Pernambuco, provocada pelos efluentes industriais, comprometeu a água e o sedimento do local e atingiu o estuário do canal de Santa Cruz. Como consequência desta contaminação, aproximadamente 54% da fauna aquática, (peixes e ostras) atingiu níveis acima dos limites permissíveis para o consumo humano [61].

Em 1976, um lançamento de grande porte de lixívia negra procedente de uma Indústria de Papel e Celulose, contendo mercúrio na sua composição, contaminou o rio Mogi-Guaçú, S.P. produzindo uma mortandade de peixes em época de desova, além de causar um aumento da presença desse metal no sistema aquático. Todas as espécies de peixes carnívoras apresentaram valores médios na musculatura acima do limite máximo permitido para o consumo humano [13, 81].

Estudos apresentados por PEREIRA et al [75] demonstraram que as águas da região de Cubatão, exceto suas cabeceiras, podem ser consideradas como altamente poluídas, pois nos bioensaios por eles efetuados foram obtidos efeitos tóxicos agudos sobre Daphnia similis, num período de 24 horas de exposição. Nos experimentos de laboratório, houve também uma rápida e completa remoção do mercúrio da água passando para o sedimento.. Foi demonstrada pelos mesmos autores que o mercúrio tem alta afinidade com a matéria orgânica, e que é rapidamente adsorvido pelos minerais argilosos e sólidos suspensos. Nos manguezais de Cubatão, segundo dados da CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental), são despejados anualmente mais de 9.000 toneladas de esgoto,

chumbo, mercúrio, cádmio, níquel, manganês e outros metais pesados<sup>[92]</sup>. Um exemplo é a Carbocloro que produz material tóxico como o cloro, soda caustica e ácido clorídrico; neste caso, o problema ambiental da empresa eram os efluentes líquidos que lançavam mercúrio no rio Cubatão<sup>[92]</sup>.

Segundo dados da FATMA (Fundação de Amparo à Tecnologia e Meio Ambiente) de Santa Catarina, anualmente são lançadas pelas indústrias da região do Vale do Itajaí, cerca de 380 kg de mercúrio e mais de 8 mil toneladas de cianeto. Em consequência desses despejos, o polo de Itajaí, que reúne cerca de 810 mil habitantes, está com uma poluição industrial que equivale aos esgotos sanitários de uma população de 1,034 milhão de habitantes<sup>[75, 92]</sup>.

Desde 1987, a CETESB IN: BOLDRINI e PEREIRA<sup>[13]</sup> vêm desenvolvendo um programa de monitoração, abrangendo todo o Sistema Alto e Médio Tietê, incluindo o estudo da Represa de Barra Bonita, no Estado de São Paulo. A partir desses dados, foi proposto o monitoramento desta represa, incluindo os níveis de contaminação por metais pesados, não só na ictiofauna, como também na água e no sedimento. Segundo BOLDRINI e PEREIRA<sup>[13]</sup>, em estudos realizados com espumas da Represa Billings na região do "Summit control" detectou-se a presença de metais pesados e, dentre eles, o mercúrio (água = 0.00017 mg/l e nas espumas 1,83 mg/kg).

Dados disponíveis em LACERDA et al<sup>[45]</sup>; BOISCHIO e HENSHEL<sup>[11]</sup> mostraram que em um lago no Rio Solimões próximo à foz do Rio Madeira, a cerca de 100 km a jusante da principal área garimpeira do rio madeira, foram encontrados concentrações elevadas de mercúrio em peixes, indicando assim, um enorme potencial de transporte do mercúrio por via fluvial.

## 1.6 O fator de concentração

Um número considerável de pesquisadores utiliza um parâmetro denominado fator de concentração (FC), que é definido pela razão entre a concentração do mercúrio na espécie (peso úmido) e a concentração média na água. É relatado que sais de metilmercúrio apresentam FC de até 82000. Valores elevados de FC podem estar associados com processos lentos de bioeliminação <sup>[30]</sup>.

Os metais pesados retiram ou tomam o lugar dos íons essenciais do composto das células vivas, comprometendo neste processo, por exemplo, os sistemas enzimáticos. Há casos em que um metal não essencial pode tomar o lugar de outro necessário ao organismo. É o que acontece com o cádmio que compete com o zinco. É sabido que em baixas concentrações certos metais são necessários aos organismos biológicos porém um pequeno aumento de seu conteúdo pode levá-los ao nível de toxicidade <sup>[21,54,55,77]</sup>. Por exemplo, excessos de chumbo, mercúrio ou cádmio, , podem provocar doenças no sistema nervoso e comprometer os ossos e os rins <sup>[7,53]</sup>.

PALMER e PRESLEY <sup>[74]</sup> estudaram a bioacumulação do mercúrio em pássaros que se alimentam de peixes. Constataram altos níveis de mercúrio em gaivota (*Larus spp*) e em *Haliaeetus albicilla*. O declínio de reprodução verificado nesta última espécie foi, provavelmente, devido aos altos índices de mercúrio (3,5 a 11 ppm), existentes nos ovos. Na Suécia, resultados de análises em aves ictiófagas que se encontravam em museus apresentaram índices elevados de mercúrio <sup>[13, 70]</sup>. O dimetilmercúrio foi detectado em ostras e moluscos do mar do norte.

O mercúrio é um elemento de efeito cumulativo, além de ser muito tóxico mesmo em baixas concentrações pois, forma compostos orgânicos altamente assimiláveis e passíveis de conduzir a efeitos mutagênicos <sup>[73]</sup>.

GIORDANO et al <sup>[30]</sup>, estudando a concentração de mercúrio contida em diferentes organismos marinhos que vivem em águas poluídas, ao longo da região costeira de Toscana, na Itália, encontraram altas concentrações de mercúrio (4,47 mg/l), no peso seco de caranguejos que viviam a 2 km do local de descarga do efluente proveniente da

indústria poluidora. Os autores concluíram que esta concentração deve estar relacionada com o hábito alimentar desses animais. Além disso, encontraram as mais altas concentrações de mercúrio na massa visceral comparativamente aos pés e outros órgãos.

A concentração de mercúrio em polvos *Eledone cirrhosa* capturados no Mar Tirreno foi estudada por ROSSI et al <sup>[87]</sup>, em relação ao seu ciclo de vida. A concentração de mercúrio (orgânico e inorgânico), encontrada nos tecidos musculares teve correspondência com o tamanho, independentemente do sexo e da maturidade. Eles sugerem que esta espécie, por acumular grandes quantidades de mercúrio, pode ser utilizada como um bioindicador de impacto ambiental.

Ainda, segundo ROSSI et al <sup>[87]</sup>, o consumo semanal de 500 g do tecido muscular desse cefalópodo, parte integrante da dieta da população que vive ao longo do Mar Tirreno, resultaria em uma quantidade média de 200 µg de metilmercúrio, que é o limite máximo semanal indicado pela WHO <sup>[98]</sup>, para uma pessoa de 60 kg.

A biocinética de eliminação do mercúrio nos animais aquáticos tem-se revelada confusa na literatura.

### **1.7. Organismos sentinela ou bioindicadores**

Organismos marinhos como os moluscos bivalves têm a capacidade de concentrar metais essenciais e não essenciais em seus tecidos. Esses organismos possuem a capacidade de acumular metais em concentrações muitas vezes superiores às encontradas na água, participando desta forma, na dinâmica destes poluentes. Esta característica torna estes organismos excelentes alternativas para monitoramento de poluição por metais pesados <sup>[90]</sup>.

Organismos sentinelas ou bioindicadores são espécies resistentes ao agente tóxico e que mantenha uma correlação entre a concentração do agente tóxico em seu corpo ou em algum tecido específico e a concentração do agente tóxico no seu habitat <sup>[32]</sup> .

São características essenciais a um bom monitor biológico: ser sésil, de fácil coleta, possuir vasta distribuição, estar presente ao longo de todo o ano e responder rapidamente às variações das concentrações de metais biodisponíveis no meio <sup>[10]</sup>.

Agências de controle ambiental como EPA, FDA e CETESB elegeram os moluscos aquáticos como bioindicadores de poluição <sup>[14, 59, 60]</sup>.

### 1.7.1 Um programa americano de biomonitoramento – “*The Mussel Watch Programme*”.

O programa de biomonitoramento denominado “*The Mussel Watch Programme*” foi concebido em 1976, nos Estados Unidos, por uma necessidade dos programas de monitoramentos ambientais, com o objetivo de padronizar, prevenir as situações potencialmente perigosas, determinar e avaliar o nível de contaminação das áreas costeiras.

O referido programa inicialmente utilizou espécies de mexilhões do gênero *Mytilus* e ostras *Ostrea* ou *Crassostrea* como organismos sentinela. Esse programa vem sendo também implementado em vários outros países <sup>[20,44, 65]</sup>. Inicialmente, foram utilizados os moluscos bivalves como organismos sentinela, para indicar os níveis de poluentes de quatro categorias de poluentes marinhos, a saber: (a) metais pesados, (b) elementos radioativos, (c) hidrocarbonetos de petróleo e (d) hidrocarbonetos halogenados <sup>[78, 91, 94]</sup>.

Dentre os moluscos bivalves os mexilhões se destacam especialmente, pois possuem (1º) ampla distribuição geográfica, (2º) são intertidais, eurialinos, adaptados a variações dos parâmetros ambientais (por exemplo, a temperatura, os níveis de oxigênio e a disponibilidade de alimentos), (3º) muitas espécies são boas para fins de estudos laboratoriais, (4º) suas características bioquímicas, fisiológicas e histológicas são suficientemente conhecidas, (5º) possuem hábitos sedentários e, principalmente, (6º) por

serem capazes de acumular contaminantes biologicamente disponíveis em concentrações acima das encontrados normalmente em águas ou em partículas em suspensão <sup>[69, 84]</sup>.

Os gêneros mais importantes do ponto de vista comercial são: Mytilus, Perna, Choromytilus, Mytella, Aulacomya, Crenomytilus, e Semimytilus <sup>[47, 49, 82]</sup>.

### 1.7.2 Espécies que ocorrem no Brasil

As espécies brasileiras de mitilídeos de maior interesse econômico são as seguintes:

#### a) Oceânicas

Perna perna, (LINNAEUS, 1758) que ocorre do Espírito Santo ao Rio Grande do Sul. <sup>[29, 72]</sup>

Mytilus edulis platensis, restrita ao Rio Grande do Sul. <sup>[29, 72]</sup>.

#### b) De águas salobras:

Mytella guyanensis, que ocorre do Amapá a Santa Catarina. <sup>[59, 60]</sup>.

No Brasil, os experimentos com o cultivo do mexilhão restringem-se até o presente, à espécie Perna perna (família Mytilidae), que é abundante na região de Ubatuba. Os aspectos tratados no presente trabalho, referem-se a essa espécie. Todavia o mexilhão Perna perna assemelha-se bastante às demais espécies oceânicas de mexilhões quanto à sua biologia e comportamento <sup>[56]</sup>

A espécie Perna perna habita costões rochosos da zona de entre marés até o infralitoral, podendo ser encontrada até 10 metros de profundidade. A maior densidade, porém, é encontrada na região inferior da zona meso-litoral, principalmente nas épocas de recrutamento maciço (maio e setembro). Vivem associados a diversas espécies vegetais e animais, principalmente poliquetas, crustáceos (caranguejos pequenos e anfípodos) e diversas espécies de algas verdes e marrons <sup>[59, 60]</sup>. São encontrados geralmente em litorais rasos fixando-se nos costões da faixa entre marés.

Como alimento, o mexilhão representa uma fonte de proteínas de alta qualidade nutritiva. É comumente encontrado no litoral do Estado do Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul. No Brasil, grande parte do consumo de mexilhões ainda depende da extração em bancos naturais, mas na Europa seu cultivo é acompanhado de técnicas conhecidas há mais de 700 anos [14, 15, 59, 60].

Os machos possuem coloração esbranquiçada e as fêmeas são alaranjadas (Fig. 1) quando os órgãos de reprodução estão preenchidos por esperma e óvulos. A desova ocorre praticamente o ano todo. Após a fecundação externa, as larvas ficam à deriva por cerca de um mês, antes de se fixarem num substrato por meio dos filamentos do bisso. O intervalo de temperatura de desenvolvimento para essa espécie encontra-se entre 21°C a 28°C e a salinidade deve ser mantida entre 25 a 35 ‰ [44].

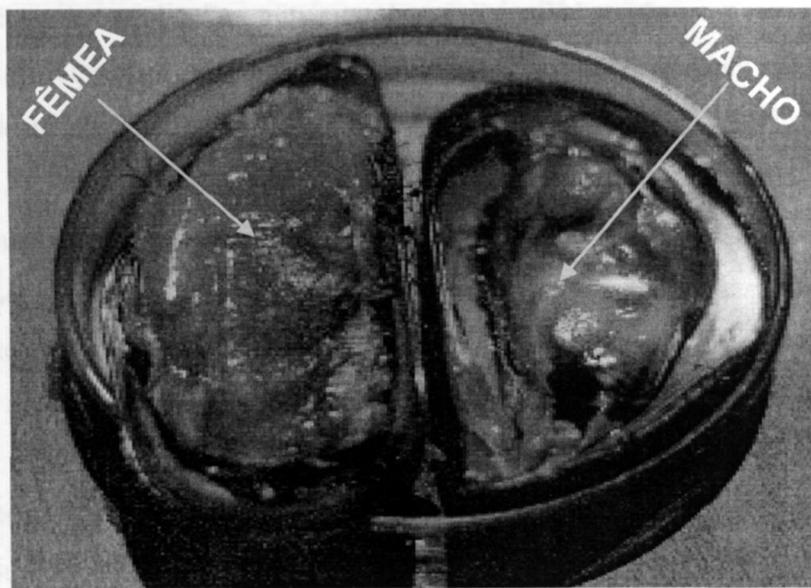


Figura 5 - Exemplos de mexilhões *Perna perna* provenientes de costões rochosos do litoral norte do Estado de São Paulo

Sua alimentação consiste em detritos orgânicos, microalgas e bactérias. As partículas são digeridas e eliminadas pelo sifão. O mexilhão chega a filtrar até 100L de água por dia. Fora da água, em temperatura moderada, o animal fecha a concha e consegue manter-se vivo por aproximadamente dezesseis horas, graças a água que é capaz de reter [44].

As principais áreas de cultivo são encontradas nas baías de Sepetiba e ilha Grande (RJ), em Ubatuba (SP) e enseadas próximas e regiões vizinhas e na ilha de Santa Catarina (SC).

A produção de mexilhões *Perna perna* foi de 8.500 toneladas no biênio de 1998-99, e de 12.000 toneladas no biênio de 2001-02 destacando-se o estado de Santa Catarina como o primeiro produtor nacional de moluscos cultivados [27, 28].

Estudos de avaliação nutricional em mexilhões da espécie *Mytilus edulis*, encontrados principalmente na Europa, relataram os seguintes valores nutricionais na parte comestível desidratada do animal: Proteínas; 58,7%, Carboidratos: 22,5%, Lipídeos: 7,0% e Cinzas: 11,8% e assim caracterizando-o como uma fonte protéica de excelente qualidade nutritiva. Na espécie *Perna perna*, encontrados no território brasileiro, foram descritos teores protéicos de 55,4% (relação ao peso fresco), verificando que animais sexualmente maduros apresentam um teor protéico maior. Esse valor é superior ao da ostra *Crassostrea brasiliana* e ao do berbigão (*Anomalocardia brasiliana*) [63].

O consumo de mexilhões no Brasil é relativamente modesto quando comparado com o consumo europeu. A criação nacional é muito recente, mas a possibilidade da oferta de um produto controlado higienicamente pode se transformar num estímulo ao seu consumo. Há estimativas de que a criação paulista chegue a duas toneladas mensais. Só na capital há um consumo de sete toneladas por mês [72].

Tendo em vista os riscos toxicológicos do mercúrio nos organismos como um todo e para os organismos marinhos em especial; levando-se em consideração que o mercúrio é acumulado nos organismos ao longo de uma cadeia trófica e, que finalmente atinge o homem por meio de alimentos marinhos; sabendo-se que o mercúrio acumula-se no organismo do homem provocando sérios danos ao seu sistema nervoso, podendo levar inclusive à morte. Em função desses riscos é proposto neste trabalho um estudo da cinética da bioacumulação do mercúrio, usando o ( $^{203}\text{Hg}$ ), como traçador. A partir dos resultados experimentais projeta-se para o homem padrão a incorporação de mercúrio de procedência da ingestão de mexilhões contaminados com mercúrio [5, 93].

## 2 - OBJETIVOS

1. Estudar a biocinética da incorporação de mercúrio em mexilhões *Perna perna* e simular no ser humano a biocinética de incorporação do mercúrio a partir de dieta contendo mexilhões contaminados com mercúrio.
2. Desenvolver um modelo matemático para prever a cinética de bioacumulação e eliminação do mercúrio a partir do nível de contaminação da água.
3. Determinar a taxa fracional de bioeliminação e projetar o tempo necessário para que o nível de contaminação de mexilhões contaminados retorne aos valores permitidos pela legislação.
4. Determinar o fator de concentração FC e analisar sua validade e as limitações deste parâmetro.
5. Projetar uma situação para o homem de uma população alvo que tenha em sua dieta diária 100 g de mexilhões provindos de águas contaminadas com mercúrio.

### 3- MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 – Objeto de estudo

O material de estudo do presente trabalho foi o estudo cinético da bioacumulação e eliminação do  $^{203}\text{Hg}$  em mexilhões da espécie *Perna perna*, retirados de bancos naturais e submetidos à contaminação controlada com o mercúrio radioativo ( $^{203}\text{Hg}$ ).

#### 3.2 – Métodos.

##### 3.2.1 – Coleta, manutenção e aclimatação dos animais.

As coletas dos mexilhões foram realizadas bimestralmente em costões rochosos da região de Ubatuba, no litoral Norte do Estado de São Paulo. (23 31' S e 45 06' w, Fig. 6). A coleta foi realizada com o auxílio de uma espátula para não causar traumatismos aos organismos retirados. Os organismos foram limpos com uma escova para a retirada de resíduos fixados em suas conchas e remover todas as algas ali presentes. Os filamentos do bisso dos animais foram cortados do substrato, para arrancá-los das rochas a fim de evitar lesões nos tecidos internos dos organismos. A seguir os animais foram acondicionados em recipientes térmicos e transferidos para o laboratório da base norte de Ubatuba. Após o término desta operação, procedeu-se o transporte dos animais para o laboratório de Ecotoxicologia do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo e desta forma foi iniciado o período de aclimatação ASTM <sup>[6]</sup>.



Figura 6 – Região de procedência dos mexilhões utilizados nos ensaios biológicos. Os animais foram coletados em duas posições ● e a água utilizada na manutenção dos aquários foram coletadas na região demarcada com ▲.

Em todas as operações experimentais tomou-se o cuidado de evitar submeter os animais a variações de temperatura que pudessem causar mudanças fisiológicas. Durante o transporte os animais foram mantidos em ambiente úmido utilizando-se papel tipo toalha devidamente umedecido com a água do próprio local de coleta. Antes de iniciar qualquer estudo, todos os animais coletados foram limpos de organismos epibentônicos que pudessem afetar os experimentos posteriores. Os mexilhões foram mantidos em aquários contendo água do mar de boa qualidade e areada antes do início dos procedimentos experimentais. Tendo em conta que os mexilhões filtram aproximadamente 3 litros de água por hora tomou-se o cuidado de conservar a qualidade da água do aquário. Devido a ação antrópica nas imediações do pier (Saco da Ribeira), coletou-se a água à distância de 1,5 milha do pier, onde existem correntes que promovem a circulação e renovação da massa d'água. Imediatamente após a coleta, os organismos foram colocados em tanques de 250 litros com água da mesma área da coleta. A temperatura e a salinidade da água dos tanques

foram monitoradas constantemente. Durante o transcorrer da aclimação (aproximadamente 10 dias) foi mantido o fotoperíodo sazonal. Os aquários receberam aeração constante por meio de um compressor de ar que promoveu a agitação e circulação da água durante o período de aclimação. Os aquários foram equipados com filtros biológicos e com dispositivos de filtração da água (filtro de lã de vidro) a fim de promover a adequada oxigenação do meio e a remoção dos restos de alimento e excretas. Para fins da dieta alimentar, diariamente, adicionou-se nos aquários uma cultura mista com 20 espécies diferentes de microalgas. A Fig. 7 ilustra um dos aquários disposto com os recursos e cuidados descritos LOURENÇO <sup>[50]</sup>.

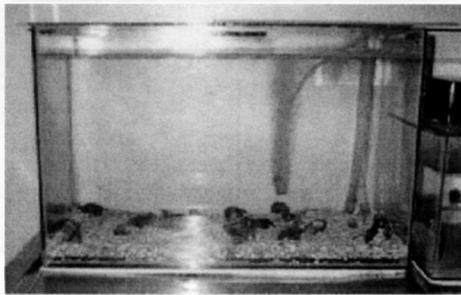


Figura 7 - Aquário de manutenção dos organismos com filtro biológico acoplado, aeração constante e parâmetros ambientais controlados.

Os animais foram selecionados de modo a formarem uma população experimental com pouca variação de peso e tamanho. Antes de iniciar a fase experimental da contaminação da água com o mercúrio, os mexilhões selecionados foram mantidos em aquários de aclimação por dez dias, conforme mostrado na Fig. 7.. A seguir foram transferidos para béqueres de dois litros tomando-se os mesmos cuidados e procedimentos já descritos para a fase de aclimação. Em cada béquer foi adicionado somente um animal com o propósito de evitar estresses que viesse alterar algum aspecto fisiológico e pudesse interferir na interpretação dos resultados. O peso e o comprimento dos animais foram freqüentemente controlados. A Figura 8 ilustra os dispositivos para esse controle.

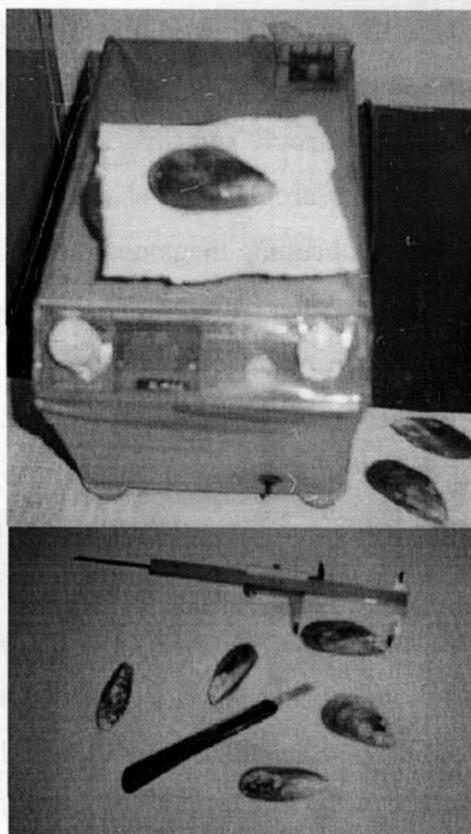


Figura 8 – Instrumentos utilizados na monitoração biométrica dos mexilhões e separação da partes moles (comestível) e da concha.

### 3.2.2 – Experimentos da exposição ao traçador radioativo ( $^{203}\text{Hg}$ )

Foi utilizado o tipo de ensaio estático na realização dos experimentos de biocinéticos. Após a introdução da substância teste ( $^{203}\text{Hg}$ ) os parâmetros físico-químicos foram mantidos constantes e a água não foi renovada até o final do ensaio [55, 56, 57].

Os ensaios biológicos foram subdivididos em duas fases: (1) bioacumulação e (2) bioeliminação do traçador radioativo.

#### 3.2.2.1 – Ensaios relativos à bioacumulação do $^{203}\text{Hg}$ .

Foram realizados no total 9 experimentos e em cada um deles foram utilizados 5 animais (resultados médios de 5 réplicas). Cada animal foi introduzido num béquer contendo o traçador radioativo ( $^{203}\text{Hg}$ ) diluído em água do mar (2 L) com as mesmas

características físico-químicas da água do local de coleta do animal. A atividade do  $^{203}\text{Hg}$  adicionada nos béqueres para cada experimento é mostrada na Tabela 5. Nos experimentos numerados de 1 a 8 foram utilizados organismos vivos, sem sacrificá-los. Após receberem três lavagens consecutivas para a retirada do  $^{203}\text{Hg}$  do envoltório dos animais os mesmos foram transferidos para os frascos de contagem contendo 25 mL de água sem o  $^{203}\text{Hg}$ . A atividade foi efetuada em um contador monocanal com dois detectores de iodeto de cézio diametralmente opostos (Fig. 10). Particularmente, no experimento número 9, os animais foram primeiramente medidos como o já descrito para os experimentos 1 a 8. A seguir, os animais foram sacrificados e a atividade foi medida no corpo todo (tecidos moles e da concha). A massa corpórea em cada uma das partes do animal foi também determinada.

Em todas as medidas dos animais foram tomadas uma alíquota de água (25 ml), coletada dos béqueres de experimentação e sua atividade determinada. Após esta medida a alíquota de água foi recolocada nos respectivos béqueres. Todas as medidas da atividade foram efetuadas durante um minuto.

Ao término das medidas da atividade a massa de cada animal foi determinada. Após essas operações os animais foram devolvidos para os béqueres de experimentação contendo o  $^{203}\text{Hg}$ .

### 3.2.2.2 – Ensaio relativo à bioeliminação do $^{203}\text{Hg}$ .

Nos experimentos de eliminação do mercúrio, os animais foram transferidos novos béqueres contendo água do ambiente marinho da coleta dos animais, sem traçador radioativo.

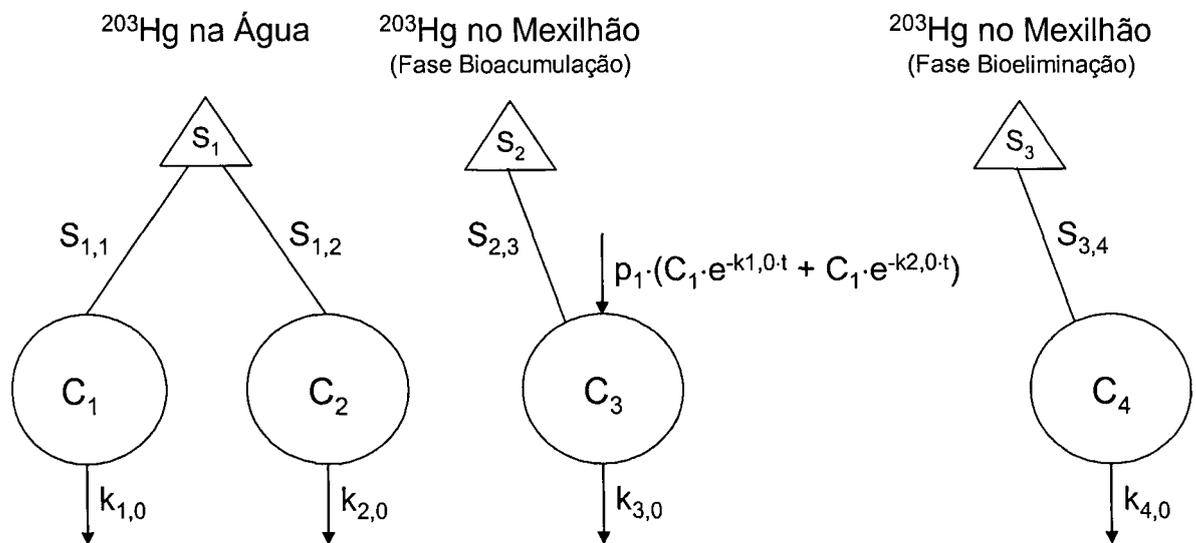


Figura 9 – Modelo cinético compartimental utilizado para interpretar a quantidade de  $^{203}\text{Hg}$  na água, nos mexilhões (experimento da bioacumulação e da bioeliminação).

Tabela 5 – Atividade específica das amostras fornecidas pelo IPEN e a concentração final utilizada nos ensaios.

ENSAIO	Atividade Específica S		Na Água de Experimentação		
	(GBq/g)	(mCi/g)*	Atividade (kBq/mL)	( $\mu$ Ci/mL)*	Concentração (ppm)
1	2,74	73,98	3,03	0,0819	1,11
2	2,74	73,98	3,03	0,0819	1,11
3	2,74	73,98	3,03	0,0819	1,11
4	3,27	88,35	3,62	0,0978	1,11
5	3,27	88,35	3,62	0,0978	1,11
6	1,57	42,55	1,74	0,0471	1,11
7	1,57	42,55	1,74	0,0471	1,11
8	1,42	38,48	1,58	0,0426	1,11
9	1,42	38,48	1,58	0,0426	1,11

\* A unidade especial Ci (curie) não pertence ao Sistema Internacional de Unidades, mas muitos profissionais ainda utilizam esta antiga unidade. (1Ci equivale a  $3.7 \times 10^{10}$  Bq).

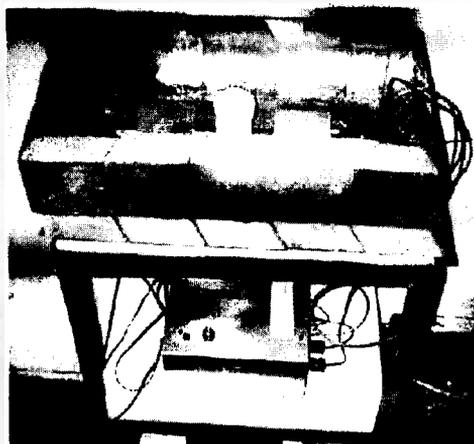


Figura 10 - Blindagem aberta mostrando parte dos dois detectores (diametralmente opostos) e na parte inferior a unidade eletrônica do analisador monocanal e contador.



Figura 11 - Bateria de testes de bioacumulação e eliminação do mercúrio, destacando-se os organismos sentinela e controle

Tanto nos experimentos de absorção, quanto os de eliminação os animais foram alimentados com cultura de algas diversas (20 espécies) .<sup>[50]</sup> .

### 3.2.2.3 O Traçador radioativo (<sup>203</sup>Hg)

O traçador (<sup>203</sup>Hg Cl<sub>2</sub>) , emissor  $\gamma$  e 279 keV, foi produzido no reator de pesquisa IEA - R1 do Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares pela irradiação do sal de HgCl<sub>2</sub> sob um fluxo de nêutrons de  $1,5 \times 10^{13} \text{ n}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ , por um período de 120 horas).

A meia vida do <sup>203</sup>Hg é de 46,6 dias. Após a irradiação, aguardou-se um período de decaimento de cerca de 30 dias para que os radioisótopos gerados das impurezas do sal de HgCl<sub>2</sub> e do próprio cloro decaíssem a um nível de atividade adequado. No final desse período de decaimento radioatividade do <sup>203</sup>Hg foi determinada. Os valores da atividade específica S (GBq/g) para cada um dos lotes utilizados estão descritos na Tabela 5.

### 3.2.2.4 Dieta dos mexilhões

Para fins da dieta alimentar, diariamente, adicionou-se nos aquários uma cultura mista com 20 espécies diferentes de microalgas. (fig. 12)

A aplicação de microalgas como alimento constitui a utilização mais antiga destes organismos. O uso das microalgas como alimento para animais aquáticos emprega um grande número de espécies, pertencentes a diversas categorias taxonômicas. Nesse uso, o conhecimento da composição bioquímica das espécies, em termos das substâncias de valor nutritivo, é muito importante. Considerando a alta variabilidade da composição bioquímica das microalgas, torna-se necessária a aplicação de condições bastante controladas, a fim de maximizar a produção das substâncias de maior importância para a nutrição do animal utilizado <sup>[50]</sup>.

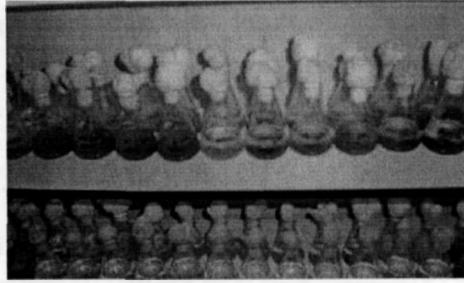


Figura 12 - Frascos contendo cultivo misto de microalgas selecionadas como alimento para os mexilhões.

### 3.3 Processamento dos Dados Experimentais (Programa AnaComp).

A Tabela 6 ilustra uma entrada típica dos dados no programa AnaComp <sup>[64]</sup>.

Tabela 6 – Exemplo da entrada de dados no programa AnaComp relativo ao ensaio n° 3

```

Texto para identificação do experimento
Ensaio n.3 Mexilhão Média dos 5 (Só bioacumulação)

Condicoes Inicias
i1 = 1
'i4 = 1

Dados das medidas da radioatividade na agua
qobs=(qobs/311261,6)/exp(-0.00061977*t) 'Correcao do decaimento radioativo
fsd=.1
0 311261
0.25 308127
1 304735
2 300268
3 294897
4 293625
5 290685
6 286869
24 285201
48 285568
72 270162
96 264904
120 260353

Dados medios de 5 mexilhoes grupo 8
qobs=(qobs/311261.6)/exp(-0.00061977*t) 'Correcao do decaimento radioativo
'fsd=.1
'horas media 5 mexilhoes contagens/min
sd
0 0 0
0.25 506 20
1 8577 334
2 16893 564
3 18982 728
4 26460 539
5 31185 1307
6 36696 1070
24 42751 744
48 46401 686
72 48814 682
96 41278 914
120 34597 740

```

Continua...

TABELA 6 - continuação

## Sigmas

s1,1 = 1 'Amostra n. 1 refere-se ao compart n. 1 (agua)

s2,2 = 1 'Amostra n. 2 refere-se ao compart n. 2 (Mexilhao)

## k PARAMETERS (Time-1)-----

'k4,0 1.097856E-03

k2,1 0.3' = k4,0\*x2/x1

k1,2 1.110543E-02

k1,0 8.784491E-04

## Funcoes Auxiliares

X1 =14.6 'massa em g corporea do mexilhão

X2 =2000 'volume de agua contaminada com 203Hg

## Calcule

w1 = w1

w2 = w2

'w3 = w3

coef1,1 =coef1,1

coef1,2 =coef1,2

'coef1,3 =coef1,3

coef2,1 =coef2,1

coef2,2 =coef2,2

'coef2,3 =coef2,3

'coef3,1 =coef3,1

'coef3,2 =coef3,2

'coef3,3 =coef3,3

Volume comp2=k1,2\*X2/k2,1

FC = k1,2\*X2/k2,1/X1

## 4- RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 4.1 – O Perfil Gráfico dos Dados Cinéticos.

A Fig. 13 ilustra um resultado típico do estudo cinético da bioacumulação e eliminação do  $^{203}\text{HgCl}_2$ . Os demais resultados, num total de 10 grupos, encontram-se no APÊNDICE.

A concentração do  $^{203}\text{Hg}$  (atividade/g de água ou da massa do mexilhão) aumenta bruscamente nas primeiras horas. Os resultados cinéticos evidenciam que a atividade específica do  $^{203}\text{Hg}$  nos mexilhões (atividade/g) é da ordem de 10 vezes superior ao da água contendo  $^{203}\text{Hg}$ . Após os animais serem retirados da água com  $^{203}\text{Hg}$  a biocinética de eliminação mostrou um comportamento monoexponencial.

Utilizou-se no presente trabalho a técnica do ensaio estático, isto é, o  $^{203}\text{Hg}$  foi introduzido na água, numa única vez, em volume constante de dois litros, não renovável. Em princípio, poder-se-ia esperar que a concentração de  $^{203}\text{Hg}$  na água fosse constante ao longo do tempo, entretanto para a grande maioria dos 10 experimentos (figuras 19 a 28, no apêndice) observou-se que o  $^{203}\text{Hg}$  foi diminuindo no decorrer do tempo. Este fato pode ser explicado pelos seguintes argumentos:

- (a) a absorção do  $^{203}\text{Hg}$  pelos animais foi significativa, pois alcançou valores da ordem de 10% do  $^{203}\text{Hg}$  adicionado nos dois litros de água;
- (b) efeitos de adsorção nas paredes do bequer de contenção, somado aos efeitos de deposição nos resíduos ou partículas de fundo do frasco e finalmente,
- (c) uma fração do  $^{203}\text{Hg}$  foi retirada do bequer (2 L) durante a operação de enxague com água limpa, exógena, em cada medida da radioatividade no animal.

Por todas estas razões é justificável que no estudo cinético, aqui apresentado, o  $^{203}\text{Hg}$ , na água, diminua ao longo do tempo e sua concentração na água tenha se ajustada a um modelo cinético contendo duas exponenciais para expressar o seu desaparecimento.

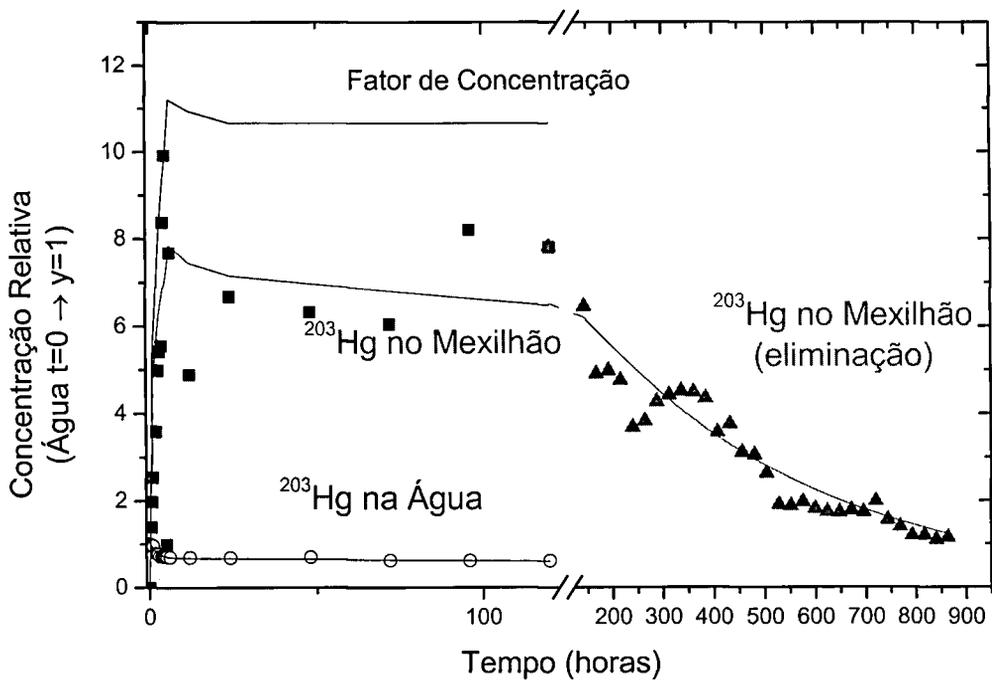


Figura 13 – Resultado típico (grupo experimental n° 3) do estudo biocinético do  $^{203}\text{Hg}$ . Cada ponto experimental “■” e “▲” representa a média de medidas de 5 mexilhões. As curvas contínuas foram ajustadas aos pontos experimentais utilizando o programa AnaComp <sup>[64]</sup>. A curva do Fator de Concentração corresponde à razão entre o resultado teórico do  $^{203}\text{Hg}$  no Mexilhão pelo respectivo valor do  $^{203}\text{Hg}$  na Água.

A incorporação do  $^{203}\text{Hg}$  deve obedecer a um processo dinâmico no qual o animal: (1<sup>ª</sup>) incorpora uma quantidade disponível do  $^{203}\text{Hg}$  da água a cada unidade de tempo, (2<sup>ª</sup>) elabora fisiologicamente o metal e (3<sup>ª</sup>) elimina subseqüentemente. A representação gráfica do modelo cinético que explica este comportamento deve conter a fase primária do processo de acumulação seguida de um valor máximo.

O perfil gráfico, na maioria dos 10 ensaios realizados, mostraram que a atividade no mexilhão, ao longo do tempo (Fig. 19 a 28) iniciou-se em zero, aumentou rapidamente até atingir um nível máximo e subseqüentemente decaiu com pequeno declive.

A ausência do patamar constitui um aparente conflito com o equilíbrio esperado. Explica-se a ausência do patamar pelo fato que a disponibilidade do mercúrio na água foi sendo diminuída, no decorrer do tempo, de acordo com o já exposto acima (item c) e assim a radioatividade corpórea no mexilhão também foi sendo diminuída ao logo do tempo, pois a concentração do mercúrio incorporado é um reflexo da quantidade de  $^{203}\text{Hg}$  na água.

#### 4.2 – Justificativas para o Uso do Modelo Adotado.

Um dos principais critérios para a seleção do modelo cinético, a ser utilizado no estudo da bioacumulação e bioeliminação, é que o modelo deve explicar a variação dos dados experimentais. Neste sentido, os dados experimentais apresentaram as seguintes características:

- a) durante o experimento da bioacumulação a quantidade do  $^{203}\text{Hg}$  no mexilhão inicia-se em zero,
- b) é aumentada no decorrer do tempo,
- c) atinge o máximo,
- d) em seguida diminui devido à absorção do  $^{203}\text{Hg}$  pelo mexilhão e pelas perdas de  $^{203}\text{Hg}$  no processo de lavagem do animal e
- e) na fase experimental da bioeliminação a concentração  $^{203}\text{Hg}$  no animal deve diminuir ao longo do tempo.

Supondo que os fenômenos envolvidos nos processos de bioacumulação e bioeliminação sejam regidos por reações de primeira ordem, o modelo da Figura 14A representa um modelo mais próximo e intuitivo do experimento realizado. Entretanto, este modelo é limitado à característica própria do experimento realizado, a saber, está limitado ao volume de água utilizada (2L). Em situação real o mercúrio está distribuído num volume infinito (oceano) e conseqüentemente o modelo A (Figura 14) é pouco prático para fins de extrapolações. Na prática, é desejável que, ao se conhecer a concentração de  $^{203}\text{Hg}$  ( $\text{ng}^{203}\text{Hg}/\text{L}_{\text{Água}}$ ) na água seja possível conhecer a respectiva concentração do  $^{203}\text{Hg}$  ( $\text{ng}^{203}\text{Hg}/\text{kg}_{\text{Mexilhão}}$ ) no mexilhão. Para isto, o modelo B (Figura 14) é mais útil. Neste modelo, o fluxo de incorporação de  $^{203}\text{Hg}$  é diretamente proporcional ( $p_1$ ) à concentração do  $^{203}\text{Hg}$  na água.

Na Tabela 7 encontram-se reunidas todas as constantes cinéticas estimadas a partir do modelo da Fig 14B e Fig. 9. (págs. 37 e 48).

#### 4.3 – Os Parâmetros Cinéticos do $^{203}\text{Hg}$ na Água (Béquer de 2L).

A radioatividade do  $^{203}\text{Hg}$  na água, tomando-se a radioatividade inicial como valor unitário, foi ajustada a um modelo biexponencial definido por  $C_{1,1} \cdot e^{-k_{1,0} \cdot t} + C_{2,1} \cdot e^{-k_{2,0} \cdot t}$ . A primeira componente contribui praticamente com 29,4% ( $\frac{C_{1,1}}{C_{1,1} + C_{2,1}}$ ) do desaparecimento

do  $^{203}\text{Hg}$  na água e apresenta meia vida  $T_{\frac{1}{2}\text{ELIMINAÇÃO}} = 3,6$  horas ( $0,693/k_{1,0}$ ). O segundo componente contribui com 70,6% ( $\frac{C_{2,1}}{C_{1,1} + C_{2,1}}$ ) com  $T_{\frac{1}{2}\text{ELIMINAÇÃO}} = 1257\text{h}$  ( $0,693/k_{2,0}$ ).

Como já foi mencionado, o desaparecimento do  $^{203}\text{Hg}$  na água é devida (a) a sua absorção pelos mexilhões e (b) pelo repetitivo processo de lavagem dos mexilhões antes das medidas da radioatividade corpórea.

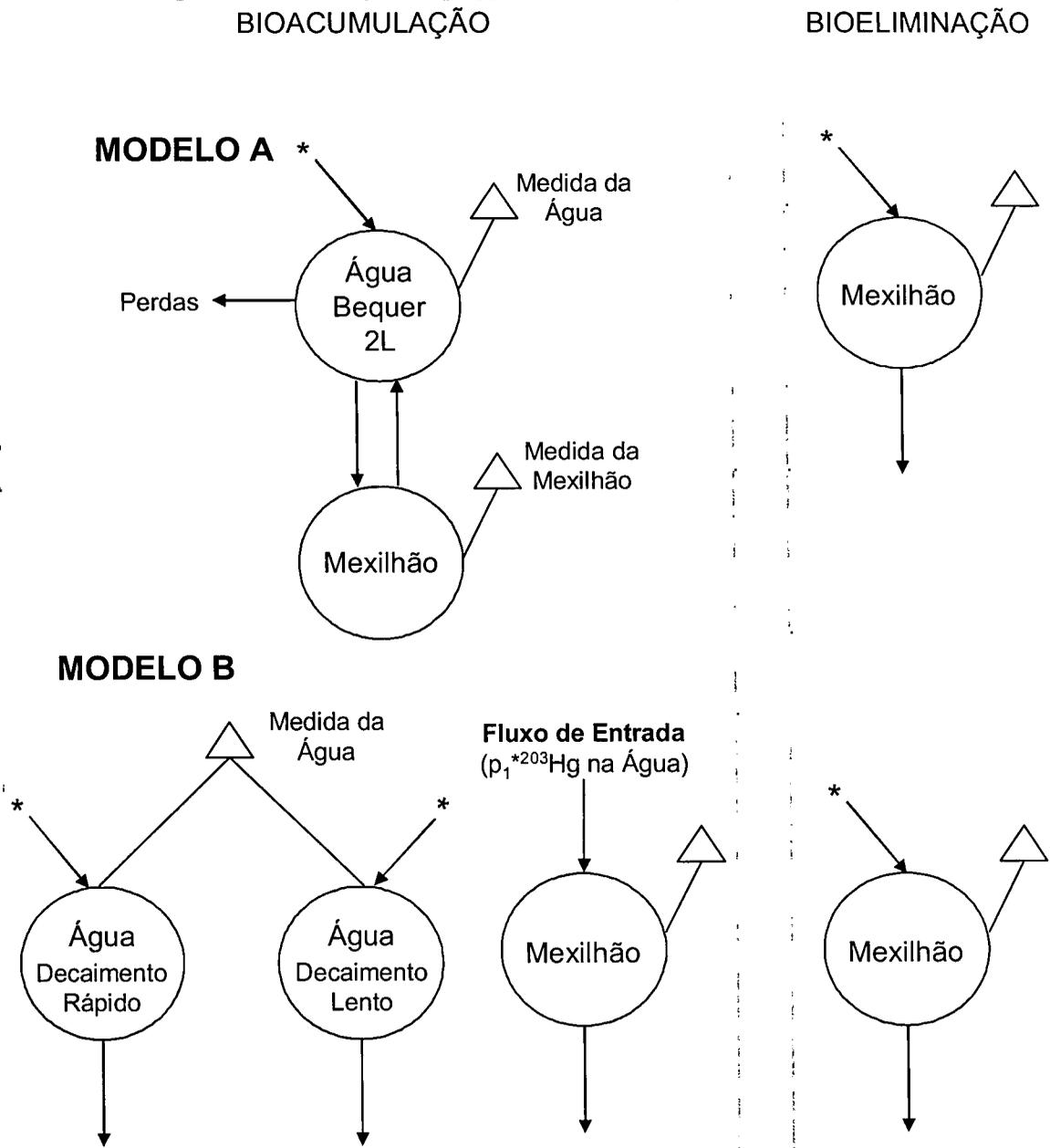


Figura 14 – Modelos cinéticos representativos para a bioacumulação e bioeliminação em mexilhões do  $^{203}\text{Hg}$  contido em água. Setas que partem dos compartimentos representam taxas fracionais de eliminação, setas com um \* representam a quantidade inicial de  $^{203}\text{Hg}$  maior do que zero no compartimento, seta apontada para o compartimento representa o fluxo de entrada de  $^{203}\text{Hg}$  e os triângulos ligados aos compartimentos correspondem as medidas experimentais.

#### 4.4 – Componentes do Modelo Cinético da Bioacumulação versus Bioeliminação: Taxas Fracionais de Bioeliminação $k_{3,0}$ e $k_{4,0}$ .

Nos estudos fisiológicos, idealmente, é importante estudar seus fenômenos na forma experimental mais simples. No modelo fisiológico aqui adotado (Fig. 9, p. 37), a constante  $k_{3,0}$  ( $0,00797 \pm 0,00580 \text{ h}^{-1}$ ) representa a taxa fracional de eliminação e é calculada num contexto de um modelo complexo que inclui as variações do  $^{203}\text{Hg}$  na água e no próprio mexilhão (Fig. 9). Por outro lado, na segunda fase experimental, procurou-se isolar, no processo da eliminação, a interferência de novas incorporações de  $^{203}\text{Hg}$ . Isto foi alcançado retirando-se os animais do meio contendo o  $^{203}\text{Hg}$ . Neste caso, a taxa fracional de eliminação do  $^{203}\text{Hg}$  no mexilhão,  $k_{4,0}$  ( $0,00326 \pm 0,00171 \text{ h}^{-1}$ ) foi estimada usando um modelo mais simples, isto é, esperou-se ocorrer a acumulação do  $^{203}\text{Hg}$  no animal e em seguida o mesmo foi transferido para um ambiente aquático desprovido de  $^{203}\text{Hg}$  fazendo-se cessar os efeitos do fluxo de entrada do  $^{203}\text{Hg}$  no animal, ocorrendo a partir desse momento somente os processos fisiológicos da sua eliminação. Aplicando-se o teste estatístico “t<sub>Student</sub>” pareado ao conjunto de dados de  $k_{3,0}$  e  $k_{4,0}$  conclui-se não haver uma diferença significativa ( $t_{\text{Student}} = 2,32$ ;  $P = 0,0593$ ) entre os dois valores. A diferença numérica entre as duas estimativas da taxa fracional de eliminação do mercúrio pode ser atribuída às flutuações aleatórias da medida da radioatividade.

Taxas fracionais de eliminação (parâmetros  $k_{i,j}$ ) estão relacionadas com o tempo de meia vida pela expressão:  $T_{1/2} = 0,693/k_{i,j}$  e portanto se  $k_{3,0} = 0,00797 \pm 0,00580 \text{ h}^{-1}$  implica que  $T_{1/2 k_{3,0}} = 87,0 \pm 63,3 \text{ h}$ . Do mesmo modo, se  $k_{4,0} = 0,00326 \pm 0,00171 \text{ h}^{-1}$  resulta  $T_{1/2 k_{4,0}} = 212,6 \pm 111,5 \text{ h}$ . Segundo a legislação brasileira, do Mercosul e da União Européia [3,4,75] o limite máximo permissível de mercúrio em moluscos e pescados é de 0,5 mg/kg. Hipoteticamente, numa contaminação aguda em que mexilhões sejam (a) contaminados no nível de 5 mg/kg, isto é, 10 vezes superior ao limite permitido e (b) a contaminação na água cesse imediatamente, seriam necessários aproximadamente de 289 dias (~1 ano) a 706 dias (~2 anos)<sup>§</sup>.

---

<sup>§</sup> estimado a partir de  $t = \frac{\log_e(0,5 \text{ mg/kg} / 5 \text{ mg/kg})}{k_{3,0} \text{ ou } k_{4,0}} \text{ h}$

Tabela 7 – Parâmetros do modelo cinético da bioacumulação e bioeliminação calculados a partir do modelo compartimental da Figura 9 (dados gráficos referentes às Figuras 19 a 28 encontradas no anexo). Nos casos que os dados não apresentaram distribuição normal substituíram-se as médias e desvios-padrão pela mediana e os quartis 25% e 75%, respectivamente.

PARÂMETROS	ENSAIOS										CV(%)		
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10		Media	±SD
Massa <sup>§</sup> (g)	14,6	22,2	23,5	13,9	11,3	11,6	25,0	23,8	7,67	3,7	17,06	7,49	43,9
COMPARTIMENTO 1 ( <sup>203</sup> Hg na água, fase experimental da bioacumulação) → $C_1 = c_{1,1} \cdot e^{-k_1 \cdot t(\text{horas})}$													
$C_{1,1}$ ( <sup>203</sup> Hg)	0,0785	0,4221	0,3456	0,0875	0,1230	0,1022	0,0000	0,9972	0,9981	0,9981	0,350	0,391	111,5
$k_{1,0}$ (h <sup>-1</sup> )	0,3146	0,2055	0,5071	0,1138	0,0825	0,0218	0,5027	0,0011	0,0008	0,0008	0,194419	0,2034	104,6
COMPARTIMENTO 2 ( <sup>203</sup> Hg na água, fase experimental da bioacumulação) → $C_2 = c_{2,1} \cdot e^{-k_{2,0} \cdot t(\text{horas})}$													
$C_{2,1}$ ( <sup>203</sup> Hg)	0,9211	0,5855	0,6877	0,9200	0,8711	0,8948	1,0000				0,840	0,147	17,6
$k_{2,0}$ (h <sup>-1</sup> )	0,000185	0,000319	0,001032	0,000201	0,000506	0,000000	0,001612				0,000551	0,000573	104,1
COMPARTIMENTO 3 ( <sup>203</sup> Hg nos mexilhões, fase experimental da bioacumulação) → $C_3 = \frac{P_1 \cdot ({}^{203}\text{Hg na Água})}{k_{3,0}} \cdot (1 - e^{-k_{3,0} \cdot t(\text{horas})})$													
$P_1$ ( <sup>203</sup> Hg)	37,56	1,17	3,39	8,88	34,34	74,94	0,00	81,04	3,16	3,16	27,2	32,1	118,1
$k_{3,0}$ (h <sup>-1</sup> )	0,00469	0,00599	0,00941	0,01277	0,00326	0,0074	0,02209	0,0022	0,0060	0,0059	6,14	[3,16; 37,6]	
$P_1^D$	25,73	1,56	7,49	15,79	12,63	6,38	0,00	4,15	0,15	0,07	8,21	8,52	103,8
COMPARTIMENTO 4 ( <sup>203</sup> Hg na água, fase experimental da bioeliminação) → $C_4 = c_{4,1} \cdot e^{-k_{4,0} \cdot t(\text{horas})}$													
$C_{4,0}$ (h <sup>-1</sup> )		8,90	8,68	8,99	43,14	94,89	8,27	3,09			25,1	33,6	133,5
$k_{4,0}$ (h <sup>-1</sup> )		0,00220	0,00210	0,00266	0,00408	0,00625	0,00426	0,00124			8,90	[8,37; 34,6]	
$FC^U$	21,3	16,7	10,7	11,6	36,4	27,8	4,5	4,7	10,1	120,8	17,2	10,6	61,9

Os parâmetros:  $c_{1,1}$ ;  $k_{1,0}$  e  $P_1$  foram calculados pelo programa AnaComp.

§ Massa corporal do animal, incluindo partes moles e conchas

□ Fator de Concentração estimado pela leitura gráfica das Figuras xx a yy (no Apêndice)

□ Quantidade do <sup>203</sup>Hg contido na água e incorporado no mexilhão. A razão entre este parâmetro e  $k_{3,0} \left( \frac{P_1({}^{203}\text{Hg})}{k_{3,0}(\text{h}^{-1})} \right)$  constitui uma forma de estimar FC.

~ Mediana [quartil 25%; quartil 75%]

#### 4.5 – O Parâmetro de Proporcionalidade “ $p_1$ ” e a Razão “ $\frac{p_1}{k_{3,0}}$ ”

Na cinética de incorporação do  $^{203}\text{Hg}$  pelos mexilhões foi utilizado um compartimento com fluxo de entrada definido por “ $p_1 \times (\text{concentração do } ^{203}\text{Hg na Água})$ ”. O parâmetro  $p_1$  representa um fator de proporcionalidade. Quando a concentração de  $^{203}\text{Hg}$  na água permanecer constante ao longo do tempo, por exemplo, num grande volume de água, e considerando que a concentração do  $^{203}\text{Hg}$  seja igual a  $1 \mu\text{g}_{\text{Hg}}/\text{g}_{\text{água}}$ , o patamar da quantidade de mercúrio no mexilhão fica reduzido à expressão: “ $\frac{p_1}{k_{3,0}}$ ” que representa a concentração máxima de mercúrio no mexilhão.

Nos 10 experimentos realizados, a razão  $\frac{p_1}{k_{3,0}}$  resultou em média aritmética de 27,2  $\pm$  32,1. A variação entre os resultados foi relativamente grande sugerindo que a distribuição da amostragem não segue a distribuição normal. Submetendo-se os dados experimentais ao teste de normalidade de Kolmogorov-Smirnov constata-se que a razão  $\frac{p_1}{k_{3,0}}$  não segue à distribuição normal (distancia K-S = 0.2947, P = 0,0139) e portanto ao invés de representá-la pela média aritmética e desvio padrão é mais apropriado representar o parâmetro patamar,  $\frac{p_1}{k_{3,0}}$ , por meio da mediana e do intervalo quartílico (25% e 75%; Tabela 7 ).

#### 4.6 – O Parâmetro $FC$ (Fator de Concentração).

O fator de concentração,  $FC$ , é um parâmetro muito utilizado na literatura.<sup>[8,30,40,51]</sup> para expressar o grau de contaminação no organismo do animal exposto à contaminação. O fator de concentração é definido pela razão:  $(\mu\text{g}^{203}\text{Hg}/\text{g}_{\text{animal}})/(\mu\text{g}^{203}\text{Hg}/\text{g}_{\text{água}})$ . Este parâmetro sofre distorções no seu valor numérico quando o sistema água-animal não se encontra em

equilíbrio dinâmico. Por exemplo, se a meia vida de bioeliminação for muito grande comparativamente ao tempo de vida do animal, a concentração do elemento no animal sempre aumentará ao longo do tempo e como conseqüência o fator de concentração não será variável. Talvez, essa situação seja um dos itens responsáveis para que o fator de concentração, *FC*, varie tanto na literatura.

GIORDANO *et al.* [30] em estudo da região costeira de Toscana, na Itália, descreveram que os sais de metilmercúrio apresentam *FC* de até 82.000 e que a bioeliminação em águas poluídas é extremamente lenta, em torno do intervalo de 400 a 1000 dias.

Dados inferidos de BEIRAS *et al.* [8], em análise de mexilhões nativos da costa da Galícia, permitem inferir que *FC* apresentam média aritmética e desvio padrão de  $49477 \pm 65700$ . Os dados desses autores também apresentam grande variação.

Estudos realizados por KEHRIG *et al.* [41] em 2001 na Baía de Guanabara, com mexilhões, permitem inferir que o *FC* para mercúrio total variou no intervalo de [10229 a 16111] e para o metilmercúrio o intervalo de *FC* foi de [1956 a 22377].

Um estudo elaborado por COSTA *et al.* [19] ao longo de 10 anos (1988 a 1998) no estuário da baía da Guanabara revelou que a concentração de mercúrio em mexilhões do gênero-espécie *perna perna* encontra-se no intervalo de [17300 a 74100] ng/kg. Nesse trabalho os autores não relataram a concentração de mercúrio na água. Em contrapartida, KEHRIG *et al.* [40, 41] relataram a concentração de mercúrio na baía de Guanabara como sendo [0,72 a 5,23] ng/L. Dos dados obtidos por COSTA *et al.* [19] e KEHRIG *et al.* [40, 41] conclui-se que *FC* estavam no intervalo de [14168 a 24028] para mexilhões que habitam a baía de Guanabara.

Medidas da concentração de mercúrio em bivalves (mexilhões, ostras e mariscos) na baixada Santista, elaborados por PEREIRA *et al.* [75] forneceram valores de  $0,02 \pm 0,01$  mg/kg. Na mesma região, BOLDRINI e PEREIRA [13] descreveram que a concentração de mercúrio na baía de Santos e São Vicente, na água de superfície, apresentou concentração média de mercúrio de 0,00018 ml/L. Dessas duas fontes de dados infere-se que o *FC*, na baixada Santista, é da ordem de 111.

Uma outra fonte de dados sobre o *FC* do mercúrio em mexilhões, conferida de especial valor histórico e científico, é a de HARAGUCHI et al.<sup>[33]</sup> sobre a baía de Minamata. Esses autores descreveram que a concentração de mercúrio na baía de Minamata, na região mais impactada (Myojin) foi de  $2,29 \pm 0,59$  ng/L enquanto em mexilhões foram encontradas concentrações médias de  $53671 \pm 8952$  ng/kg, podendo-se concluir que  $FC \cong 23437 \pm 7193$ .

O parâmetro *FC*, no presente trabalho, foi determinado graficamente, dividindo-se o valor teórico da concentração de  $^{203}\text{Hg}$  nos animais pela respectiva concentração teórica na água, isto é,  $FC = \frac{\text{Concentração Teórica do } ^{203}\text{Hg no mexilhão}}{\text{Concentração Teórica do } ^{203}\text{Hg na água}}$ , adotando-se um ponto do patamar ou, na ausência do patamar, o ponto de máximo da curva do fator de concentração (Figuras 19 a 28, apêndice), obtendo-se assim, um valor representativo para *FC*. O valor médio da estimativa de *FC* calculada graficamente foi de  $17,2 \pm 10,6$ . Este procedimento para estimar o *FC* apresenta algumas incertezas na sua determinação principalmente causada quando o sistema não alcança o equilíbrio.

Como se observa, os valores de *FC* descritos na literatura são muito maiores do que os encontrados no presente trabalho ( $FC = 17,2 \pm 10,6$  ou  $\frac{P_1}{k_{3,0}} \rightarrow \bar{X} = 27,2 \pm 32,1$  ou  $\bar{X} = 6,14$  [3,16; 118,1]. Provavelmente, a discrepância desses valores deve ser atribuída a forma química do mercúrio utilizado e o tempo de exposição dos mexilhões ao poluente (10 dias). No presente trabalho, utilizou-se o mercúrio inorgânico, na forma de  $\text{HgCl}_2$ , o qual é pouco absorvido (menor que 2%). Ao contrário, o mercúrio na forma orgânica, principalmente o metilmercúrio é praticamente todo absorvido pelos animais<sup>[67]</sup>. Assim, o fator de concentração varia de acordo com a forma química do mercúrio. Por exemplo, no homem, aproximadamente 4% do mercúrio incorporado é eliminado com uma meia vida biológica da ordem de 10000 dias, ICRP n° 30<sup>[35]</sup>. Para definir o fator de concentração, com exatidão, seriam necessárias várias décadas para que o sistema entrasse em equilíbrio e assim, *FC* atingisse um valor constante de equilíbrio e *FC* pudesse ser determinado com exatidão.

Observam-se muitos conflitos entre os valores de *FC* descritos na literatura. Um desses exemplos constitui os dados inferidos de RICHARDSON et al. [85], trabalho realizado em águas do sul da Austrália, em Port Pirie, nos meses de janeiro a março de 1982, mostrando que o fator de concentração *FC* médio foi de  $8,1 \pm 1,6$ , valor próximo dos resultados aqui encontrados ( $\frac{P_1}{k_{3,0}}$  e *FC*, Tabela 7).

Provavelmente, o presente trabalho apresentasse valores de *FC* mais elevados se fosse utilizado o mercúrio na forma orgânica. O uso do  $\text{HgCl}_2$  deveu-se ao fato de que as fontes geradoras da contaminação de mercúrio lancem na água o mercúrio inorgânico e que o mesmo posteriormente é transformado na forma orgânica.

No presente trabalho fez-se uso de um modelo biocinético (Fig. 9) no qual o fator de concentração é estimado sem os problemas acima mencionados. No modelo utilizado o parâmetro  $p_1$  representa a fração do mercúrio, contido na água ( $\mu\text{g}^{203}\text{Hg}$  Água), que é transferido para o mexilhão e o parâmetro  $k_{3,0}$  representa a taxa fracional de bioeliminação do mercúrio no mexilhão. A razão  $\frac{p_1}{k_{3,0}}$  representa o nível de patamar de equilíbrio da incorporação do mercúrio e constitui numa fórmula alternativa para estimar o fator de concentração *FC*, com a vantagem de ser livre da interferência do equilíbrio cinético. Tem a vantagem adicional de estimar o parâmetro *FC* calculado pelo valor extrapolado ao infinito. Ao contrário, adotar o *FC* por meio de uma única medida da concentração do mercúrio na água e no animal, antes de alcançar o equilíbrio dinâmico, incorre em subestimação do parâmetro *FC*.

Comparando-se  $\frac{p_1}{k_{3,0}}$  com os dados de  $FC = \frac{\text{Concentração Teórica do } ^{203}\text{Hg no mexilhão}}{\text{Concentração Teórica do } ^{203}\text{Hg na água}}$

(Tabela 7) e fazendo-se uso do teste não paramétrico de Wilcoxon para avaliar a diferença entre as duas populações de dados, conclui-se que a diferença observada nos valores

medianos ( $\frac{p_1}{k_{3,0}}=6,14$  e  $FC=14,15$ ) entre os dois parâmetros ( $\frac{p_1}{k_{3,0}}$  e *FC*) não foi grande o

suficiente para excluir a possibilidade de que a diferença observada tenha sido devida ao acaso; conseqüentemente, a diferença entre as duas medianas não foi significativa estatisticamente no nível de aceitação de  $P \leq 0,05$ .

#### 4.6 – Análise da Repercussão no Homem da Ingestão de Mexilhões Contaminados com Mercúrio.

Na análise da repercussão no homem da ingestão de mexilhões contaminados serão adotadas as seguintes hipóteses:

- 1) O efeito da ingestão de mexilhão contaminado é projetado para o homem referência definido no ICRP n° 23 <sup>[34]</sup>;
- 2) A ingestão diária de mexilhão é de 100 g;
- 3) A contaminação de mercúrio na água será considerada nas situações seguintes:
  - (a) contaminação em nível constante, a água sofre um pulso de contaminação aguda mantendo concentração de 1 unidade de Hg/L;
  - (b) contaminação exponencialmente crescente, à taxa de 1% ao dia;
  - (c) contaminação exponencialmente decrescente, à taxa de 1% ao dia.

A Fig. 15 ilustra as três situações de contaminação da água.

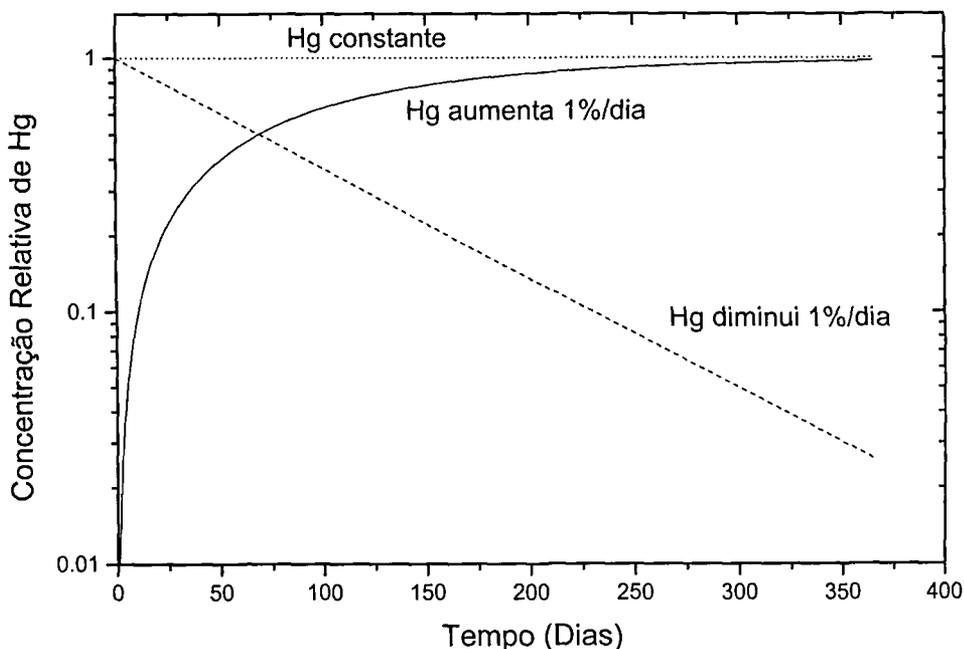


Figura 15 – Situações hipotéticas da contaminação de mercúrio na água.

#### 4.6.1 – Hipótese: Água e Mexilhão Contêm Mercúrio Inorgânico.

A Figura 16 mostra o efeito de acumulação do mercúrio inorgânico no homem considerando três hipóteses de contaminação:

- a) a concentração de Hg na água é constante ( $=1$ ), (Figura 16A)
- b) a concentração de Hg na água cresce exponencialmente com taxa de 1% ao dia (Figura 16B) e finalmente
- c) a concentração de Hg na água decresce exponencialmente com taxa de 1% ao dia, (Figura 16C) conforme esquemas mostrados na Figura 15.

O mercúrio inorgânico é pouco absorvido pela ingestão, sendo da ordem de 2%, ICRP nº 30<sup>[35]</sup>. Um homem padrão que ingere diariamente 100 g de mexilhão, provindo de água contaminada com mercúrio, ao longo do tempo acumula mercúrio principalmente nos rins<sup>[35]</sup>, conforme Figura 16A.

Nas duas projeções gráficas da Figura 16 (A e B) é mostrado que a quantidade de mercúrio no homem permanece abaixo do nível de contaminação em relação ao mexilhão e da água contaminada, indicativo de um fator de concentração  $FC_H$ , no homem, menor que a unidade. Isto se deve ao fato que o mercúrio inorgânico é pouco absorvido no trato gastrointestinal. Deve-se ter cautela com estas inferências, pois é provável que o mercúrio inorgânico contido na água possa ser biorganificado no mexilhão e, neste caso, a absorção intestinal no homem ser aumentada. Nesta hipótese, o fator de concentração  $FC_H$ , no homem, deveria seguir a biocinética do mercúrio organificado (Figuras 17 e 18). Outro aspecto a ser considerado está relacionado com a biodisponibilidade do mercúrio inorgânico incorporado em mexilhões. Neste caso, a biodisponibilidade do mercúrio inorgânico poderá ser maior que a biodisponibilidade do mercúrio ingerido na forma de sais.

No caso em que a contaminação decresce na água é esperado que a concentração de mercúrio nos rins ultrapasse a concentração na água contaminada (Figura 16C).

#### 4.6.2 – Hipótese: A Água Contêm Mercúrio Inorgânico e Mexilhão Contêm Mercúrio Orgânico.

Na Figura 16 é mostrado o efeito de acumulação do mercúrio inorgânico no homem considerando as três hipóteses de contaminação:

- a) a concentração de Hg na água é constante (=1), (Figura 16A)
- b) a concentração de Hg na água cresce exponencialmente com taxa de 1% ao dia (Figura 16B) e finalmente
- c) a concentração de Hg na água decresce exponencialmente com taxa de 1% ao dia, (Figura 16C) conforme esquemas mostrados na Figura 15.

A absorção do mercúrio organificado, de acordo com o ICRP n° 30<sup>[35]</sup>, é da ordem de 40% (0,4). Um homem padrão que ingere 100 g de mexilhão diariamente, provindo de água contaminada com mercúrio, ao longo do tempo acumula mercúrio principalmente nos rins e no cérebro, conforme Figura 17.

Nos gráficos mostrados na Figura 17A (quando a concentração de Hg na água é constante = 1), tomando-se a água como referência, o fator de concentração de mercúrio no homem ( $FC_{H,Rins} \cong 15,4$ ,  $FC_{H,Cérebro} \cong 8,2$  e  $FC_{H, Demais Tecidos} \cong 6,9$ ) sendo os dois últimos praticamente semelhantes ao mexilhão ( $FC_{mexilhão} \cong 7,2$ ).

Quando a contaminação de mercúrio cresce na água, exponencialmente com taxa 1% ao dia, (Figura 17B), os fatores de concentração calculados ao final de um ano são: ( $FC_{H,Rins} \cong 14$ ,  $FC_{H,Cérebro} \cong 7,3$  e  $FC_{H, Demais Tecidos} \cong 6,2$ ) valores próximos daqueles descritos quando a contaminação da água é constante.

As estimativas para  $FC$  esperadas quando a contaminação de mercúrio na água decresce exponencialmente com taxa 1% ao dia, (Figura 17C) são maiores do que os casos anteriores. Neste caso, os fatores de concentração calculados ao final de um ano são: ( $FC_{H,Rins} \cong 80,6$ ,  $FC_{H,Cérebro} \cong 44,1$  e  $FC_{H, Demais Tecidos} \cong 4$ ) valores maiores daqueles descritos quando a contaminação da água é constante.

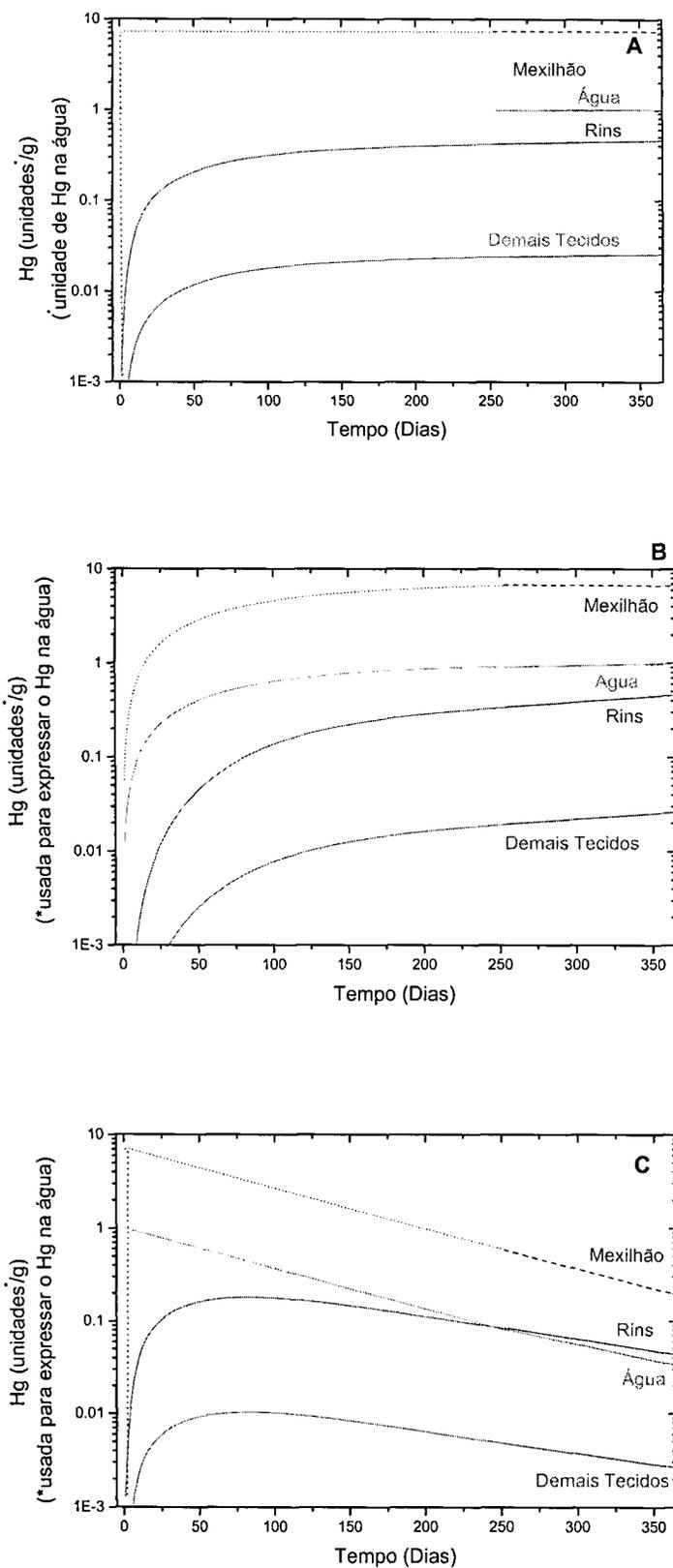


Figura 16 – Concentração de Hg inorgânico, na água (constante A;  $\uparrow$ 1%/dia B e  $\downarrow$ 1%/dia C), no mexilhão, nos rins e demais tecidos do homem.

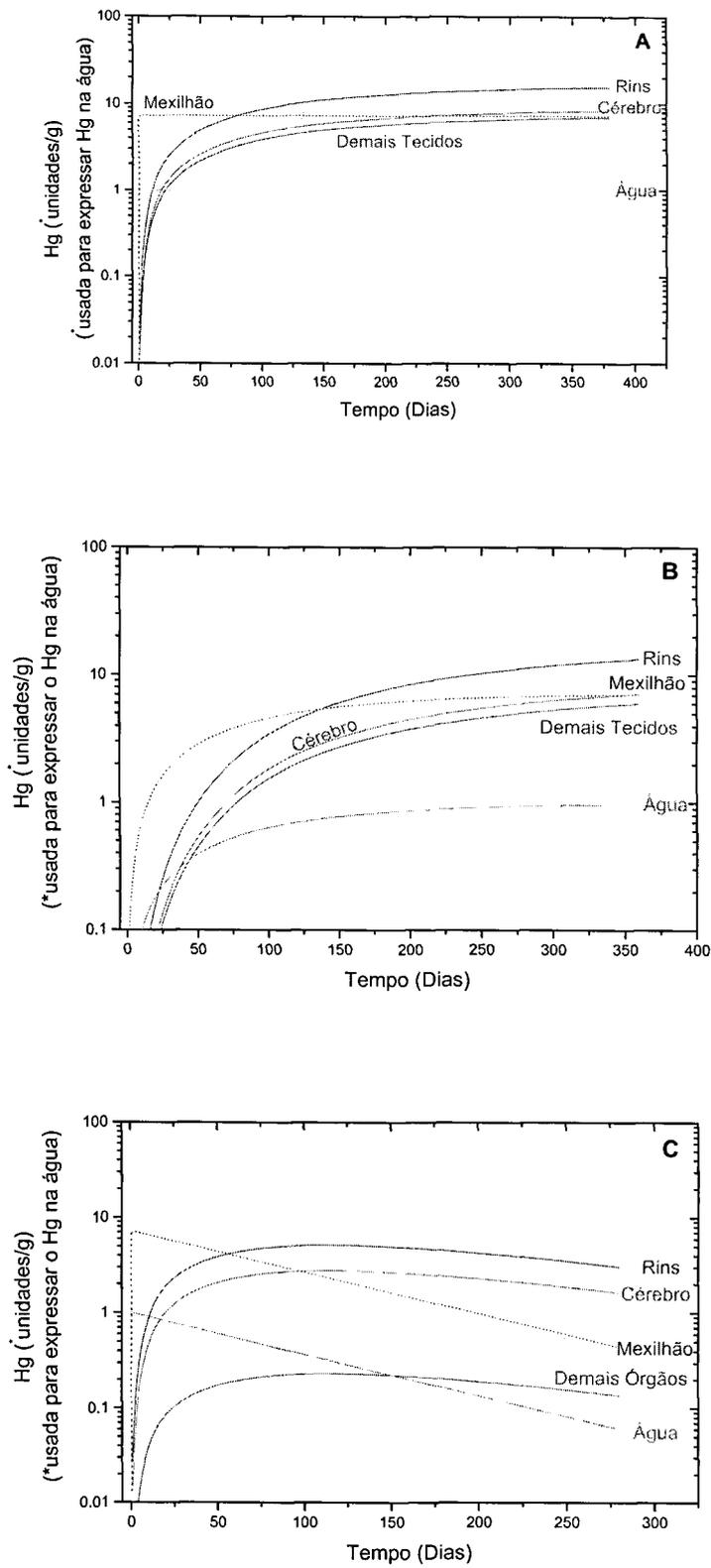


Figura 17 – Concentração de Hg orgânico, na água (constante **A**;  $\uparrow$ 1%/dia **B** e  $\downarrow$ 1%/dia **C**), no mexilhão, nos rins, no cérebro e demais tecidos do homem.

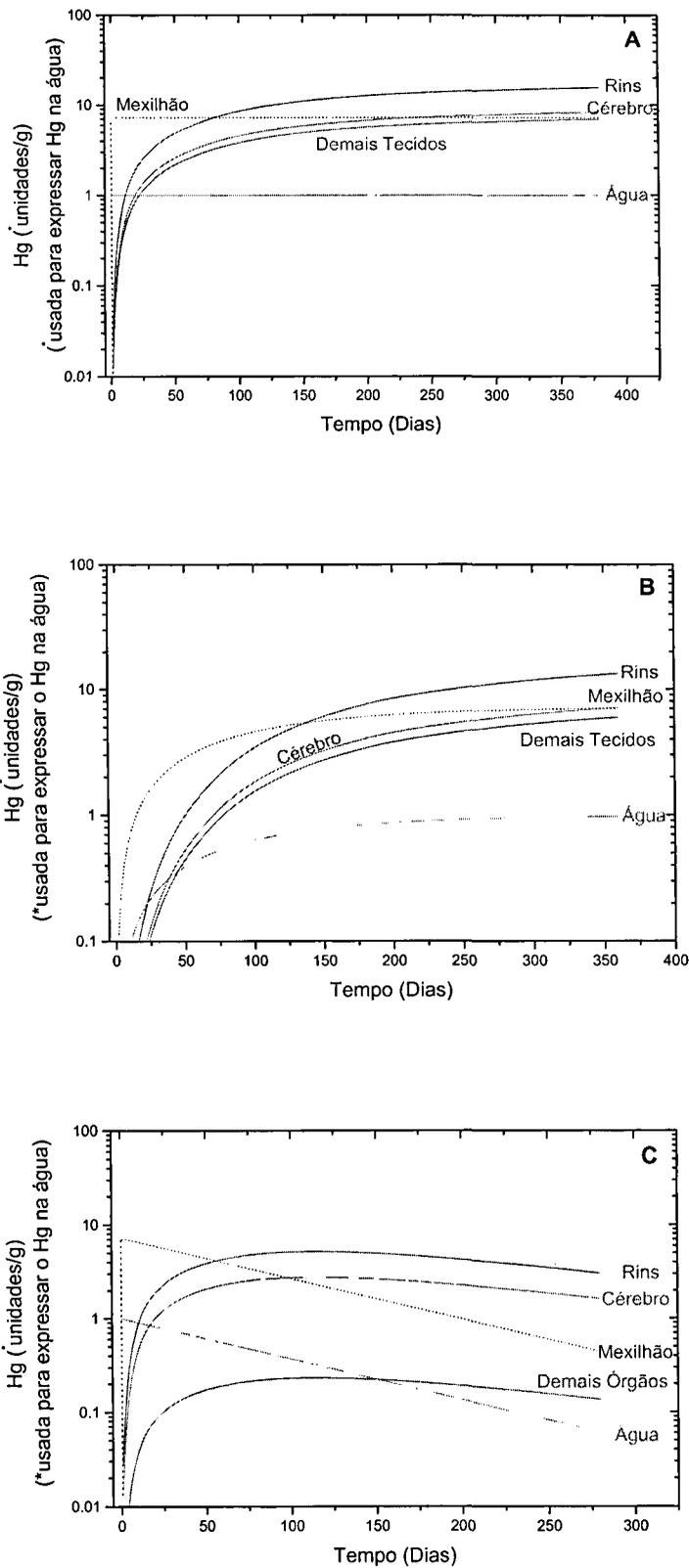


Figura 18— Concentração de Hg metilado, na água (constante A;  $\uparrow$ 1%/dia B e  $\downarrow$ 1%/dia C), no mexilhão, nos rins, no cérebro e demais tecidos do homem.

Conforme se infere dos gráficos mostrados na Figura 17A (quando a concentração de Hg na água é constante = 1), tomando-se a água como referência, o fator de concentração de mercúrio no homem ( $FC_{H,Rins} \cong 16$ ,  $FC_{H,Cérebro} \cong 8$  e  $FC_{H, Demais Tecidos} \cong 7$ ) é praticamente semelhante ao do mexilhão ( $FC_{mexilhão} \cong 7,2$ ), com exceção dos rins (Tabela 8).

A análise para os casos em que a contaminação do mercúrio na água não é constante ao longo do tempo, por exemplo, quando a contaminação cresce exponencialmente com taxa 1% ao dia, os fatores de concentração calculados ao final de um ano são: ( $FC_{H,Rins} \cong 80$ ,  $FC_{H,Cérebro} \cong 44$  e  $FC_{H, Demais Tecidos} \cong 4$ ) cujos valores diferem dos respectivos valores quando a contaminação da água é constante.

As diferenças de  $FC_H$  para as três situações de contaminação da água mostram que o fator de concentração, tão comumente usado na literatura, é susceptível às diversas variações experimentais e ambientais. Talvez seja por esta razão que o parâmetro "fator de concentração  $FC$ " descritos na literatura GIORDANO, COSTA, KEHRIG, RICHARDSON<sup>[30, 19, 41, 85]</sup> sejam tão discrepantes e imprecisos.

#### 4.6.3 – Hipótese: A Água Contém Mercúrio Inorgânico e Mexilhão Contém Mercúrio Metilado.

Na Figura 17 é mostrado o efeito de acumulação do mercúrio orgânico no homem considerando as três hipóteses de contaminação:

- a) a concentração de Hg na água é constante (=1), (Figura 17A)
- b) a concentração de Hg na água cresce exponencialmente com taxa de 1% ao dia (Figura 17B) e finalmente
- c) a concentração de Hg na água decresce exponencialmente com taxa de 1% ao dia, (Figura 17C) conforme esquemas mostrados na Figura 14.

A absorção do mercúrio metilado de acordo com o ICRP n° 30<sup>[35]</sup> é praticamente 100%. Um homem padrão que ingere 100 g de mexilhão diariamente, provindo de água

Tabela 8 – Fatores de concentração de mercúrio  $FC_H$  nos principais tecidos de concentração no homem que ingere 100g de mexilhões por dia contaminado com mercúrio.

Hg na Água	Forma Química do mercúrio	$FC_{H,Rins}$	$FC_{H,Cérebro}$	$FC_{H,DemaisTecidos}$
<b>Constante</b> <b>= 1</b>	Inorgânico	0,46	-	0,025
	Orgânico	15,4	8,2	6,9
	Metilado	39	21	2
<b>1-e<sup>-1%*dia</sup></b> <b>Crescente</b> <b>1% dia<sup>-1</sup></b>	Inorgânico	0,48	-	0,026
	Orgânico	14	7,3	6,2
	Metilado	34,4	18,4	15
<b>e<sup>-1%*dia</sup></b> <b>Decrescente</b> <b>1% dia<sup>-1</sup></b>	Inorgânico	1,34	-	0,081
	Orgânico	39	21	2
	Metilado	203	115	10

contaminada com mercúrio, ao longo do tempo o homem acumula o mercúrio de origem metilada principalmente nos rins e no cérebro, conforme Figura 18.

Nos gráficos mostrados na (Figura 18A) (quando a concentração de Hg na água é constante = 1), tomando-se a água como referência, o fator de concentração de mercúrio no homem ( $FC_{H,Rins} \cong 39$ ,  $FC_{H,Cérebro} \cong 21$  e  $FC_{H, Demais Tecidos} \cong 2$ ) Tab. 8.

A análise para os casos em que a contaminação do mercúrio na água não é constante ao longo do tempo, por exemplo, quando a contaminação cresce exponencialmente com taxa 1% ao dia, os fatores de concentração calculados ao final de um ano são: ( $FC_{H,Rins} \cong 34,4$ ,  $FC_{H,Cérebro} \cong 18,4$  e  $FC_{H, Demais Tecidos} \cong 1,5$ ) cujos valores diferem pouco dos respectivos valores quando a contaminação da água é constante ao longo do tempo (Figura 18B).

As estimativas para  $FC$  esperadas quando a contaminação de mercúrio na água decresce exponencialmente com taxa 1% ao dia, (Figura 18C) são maiores do que os casos anteriores. Neste caso, os fatores de concentração calculados ao final de um ano são: ( $FC_{H,Rins} \cong 203$ ,  $FC_{H,Cérebro} \cong 115$  e  $FC_{H, Demais Tecidos} \cong 10$ ) valores maiores daqueles descritos quando a contaminação da água é constante ou cresce exponencialmente à taxa de 1% ao dia.

#### 4.7 – Considerações Finais sobre o Parâmetro $FC$

Da análise vertente evidenciou-se que o fator de concentração é muito dependente das circunstâncias dinâmicas da contaminação de mercúrio, pois para a mesma quantidade de mercúrio lançada na água projetam-se valores diferentes de  $FC$ .

Esta análise ganha sentido principalmente com as observações de MASON et al, <sup>[58]</sup>, que sugerem que a contaminação mercurial pode perdurar por 10 a 100 anos, a menos que este íon se torne inativo por algum processo biológico.

As diferenças de  $FC_H$  para as três situações de contaminação da água e do tipo de composto mercurial mostram que o fator de concentração, tão comumente usado na literatura, é susceptível às diversas variações experimentais e ambientais. Talvez seja por esta razão que o parâmetro "fator de concentração  $FC$ " descritos na literatura por GIORDANO, et al <sup>[30]</sup>; KEHRIG, et al. <sup>[41]</sup>; COSTA, et al<sup>[19]</sup> e RICHASRDSON, et al <sup>[85]</sup> sejam tão discrepantes e imprecisos.

## 5 – CONCLUSÕES

O modelo matemático contendo quatro compartimentos mostrou ser adequado para interpretar os dados cinéticos da acumulação e eliminação do mercúrio em mexilhões *Perna perna*. A partir dos parâmetros  $p_1$  (parâmetro de proporcionalidade da concentração de mercúrio na água que é transferido para o mexilhão) é possível prever o fluxo de incorporação do mercúrio no mexilhão. O parâmetro  $p_1$  mostrou ser igual a  $8,21 \pm 8,52$ , isto é, o mexilhão incorpora em média 8 vezes a concentração de mercúrio inorgânico contido na água a cada hora.

A taxa fracional de eliminação do mercúrio no mexilhão foi estimado ser da ordem de  $k_{3,0} = (0,00797 \pm 0,00580) \text{ h}^{-1}$ , correspondendo a uma meia vida de  $87 \pm 63$  horas. Este mesmo parâmetro estimado por um experimento mais simples, deixando-se o animal que previamente incorporou o  $^{203}\text{Hg}$  em água isenta do contaminante resultou em  $k_{4,0} = 0,00326 \pm 0,00171) \text{ h}^{-1}$  ( $T_{1/2} = 212 \pm 111$  horas).

Hipoteticamente, numa contaminação aguda em que mexilhões sejam (a) contaminados no nível de 5 mg/kg, isto é, 10 vezes superior ao limite permitido e (b) a contaminação na água cessasse imediatamente (concentração zero de mercúrio), seriam necessários aproximadamente 289 dias (~1 ano) a 706 dias (~2 anos)<sup>§</sup> para que a concentração específica do mercúrio nos mexilhões permitissem seu consumo.

O parâmetro fator de concentração  $\left( \frac{^{203}\text{Hg} / \text{g}_{\text{Mexilhão}}}{^{203}\text{Hg} / \text{g}_{\text{Água}}} \right) FC$  para o  $^{203}\text{HgCl}_2$  foi estimado ser igual a  $17,2 \pm 10,6$ . Uma estimativa conceitualmente mais elaborada foi discutida no trabalho (razão  $\frac{p_1}{k_{3,0}}$ ) resultou em média de  $27,2 \pm 32,1$ , mediana de 6,14 [3,16<sub>25%</sub>; 37,6<sub>75%</sub>] (intervalo quartílico).

---

<sup>§</sup> estimado a partir de  $t = \frac{\log_e(0,5 \text{ mg} / \text{kg} / 5 \text{ mg} / \text{kg})}{k_{3,0} \text{ ou } k_{4,0}} h$

A análise da projeção do efeito da contaminação de Hg na água e repercutida no homem que se alimenta com 100 g de mexilhões/dia mostrou que os fatores de concentração (no homem, considerando a água contaminada como referência) são dependentes do tempo de permanência da presença do mercúrio na água nas seguintes estimativas:

Tabela 8 – Fatores de concentração de mercúrio  $FC_H$  nos principais tecidos de concentração no homem que ingere 100g de mexilhões por dia contaminado com mercúrio.

Hg na Água	Forma Química do mercúrio	$FC_{H,Rins}$	$FC_{H,Cérebro}$	$FC_{H, Demais Tecidos}$
<b>Constante</b> <b>= 1</b>	Inorgânico	0,46	-	0,025
	Orgânico	15,4	8,2	6,9
	Metilado	39	21	2
<b>1-e<sup>-1%*dia</sup></b> <b>Crescente</b> <b>1% dia<sup>-1</sup></b>	Inorgânico	0,48	-	0,026
	Orgânico	14	7,3	6,2
	Metilado	34,4	18,4	15
<b>e<sup>-1%*dia</sup></b> <b>Decrescente</b> <b>1% dia<sup>-1</sup></b>	Inorgânico	1,34	-	0,081
	Orgânico	39	21	2
	Metilado	203	115	10

As diferenças de  $FC_H$  para as três situações de contaminação da água e do tipo de composto mercurial mostram que o fator de concentração, tão comumente usado na literatura, é susceptível às diversas variações experimentais e ambientais.

## 7 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

(De acordo com ABNT. SP – 2001 adaptada e normatizada pelo IPEN)

1. ABEL, P. D.; V. AXIAK, (*Ecotoxicology and The Marine Environment.*) London.: ELLIS HORWOOD, 1990.( series in aquaculture and fisheries support). [s.p]
2. AIZPURUA, I.C.M. - *Mercúrio em cação - Quantificação e efeito da Salga e Dessalga e da Cisteína*, 1993 Dissertação (Mestrado) USP, Faculdade de Ciências Farmacêuticas. São Paulo.
3. ANGELLUCI, E.; Y., YOKOMIZO, Y.1980. *Contaminantes metálicos e resíduos de pesticidas em alimentos*. Relatório técnico, Instituto de Tecnologia de Alimentos, Secretaria de Agricultura e Abastecimento, Campinas, São Paulo: 1980, p. 132.
4. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS INDÚSTRIAS DA ALIMENTAÇÃO. *Compêndio Mercosul*. 1995. In; Legislação alimentos e Bebidas/São Paulo/ABIA; 134 p., (Compêndio nº 221).
5. ASTORGA-ESPAÑA, M. S., E. M. PEÑA MÉNDEZ, O. LECAROS PALMA and F. J. GARCIA MONTELONGO. Heavy Metals in *Mytilus chilensis* from the Strait of Magallanes (Chile). *Mar. Pol. Bull.* v. 36, n. 7, p. 542-546, 1998.
6. ASTM, Designation: E - 1022 Standard Practice for conducting Bioconcentration Tests With Fishes and Salt Water Bivalve Molluscs. *Annual Bull of ASTM Standards*, v. 11.01 - 1988.
7. BARREGÄRD, L. ;CHRISTIAN SVALANDER; ANDREJS SCHÜTZ; GUNNAR WESTBERG; GERD SÄLLSTEN; INGEMAR BLOHMÉ; JOHAN MÖLNE; PER-OLA ATTMAN and PER HAGLIND. Cadmium, Mercury and Lead in Kidney Cortex of the General Swedish Population: A Study of Biopsies from Living Kidney Donors. *Environmental Health Perspectives*. v. 107, n. 11, November 1999.
8. BEIRAS, R.; E. HIS. .N. FERNANDEZ, J.J.GONZALEZ, V. BESADA, F. SCHULTZE. Mercury Concentrations in Seawater, sediments and wild mussels from the coast of Galicia (NW Spain) *Mar. Poll.Bull.* v.44, 340-349, 2002 .
9. BECKVAR, N.; SANDRA SALAZAR,; MICHAEL SALASAR; KEN FINKELSTEIN. An in situ assessment of mercury contamination in the Sudbury River, Massachusetts, using transplanted freshwater mussels (*Elliptio complanata*).*Can. J. Fish. Aquat. Sci.* v. 57, p. 1103-1112, 2000.
10. BLACKMORE, G.; MORTON, B.; HUNANG, Z.G. . Heavy metals in *Balanus amphitrite* and *Tetraclita squanusa* (Crustacea: Cirripedia) collected from the coastal waters of Xiamen, China, *Mar. Pol. Bull.*, v.36, n. 1, p. 32-40, 1998.
11. BOISCHIO, A. A. P. ; HENSHEL, D. S. Risk assessment of mercury exposure through fish consumption by the Riverside people in the Madeira Basin Amazon, *Neurotoxicology* v. 17, n. 1, p. 169-176c, 1996.

12. BOISSON, F.; MARK, G.J.; HARTL, SCOTT W. FOWLER and CLAUDE AMIARD-TRIQUET. Influence of Chronic Exposure to Silver and Mercury in the Field on the Bioaccumulation Potential of the Bivalve *Macoma baltica*. *Marine Environmental Reserch*, v. 45, n. 4/5, p. 325-340, 1998.
13. BOLDRINI, C.V. ; PEREIRA, D. N. Metais pesados na Baía de Santos e estuários de Santos e São Vicente. (Bioacumulação) *Ambiente, Revista CETESB Tecnol.* v. 1, n. 3, p. 118-27, 1987.
14. CALLIL, C.T. *Utilização de Moluscos como Indicadores de Mercúrio: Proposta de Biomonitoramento*. 5º ECOTOX 1998. Encontro Brasileiro de Ecotoxicologia 05 a 08 10/98 Itajaí - SC - Brasil.
15. CARVALHO, C.E.V.; CAVALCANTE, M.P.O.; GOMES, M.P.; FARIA, V.V; REZENDE, C.E. *Distribuição de Metais Pesados em Mexilhões (Perna perna, L.) da Ilha de Santana (Macaé R.J)*. 5º ECOTOX 1998. Encontro Brasileiro de Ecotoxicologia 05 a 08 10/98 Itajaí - SC – Brasil.
16. CATTANNI, OTELLO; DANIELE FABRE; MARCOS SALVATI; CLAUDIO TROMBINI; IVANO VASSURA. Biomonitoring of mercury pollution in a wetland near Ravenna, Italy by translocated bivalves (*mytilus galloprovincialis*) *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 18, n.8, p. 1801-1805, 1999.
17. CHICOUREL, E.L., ; TENUTA FILHO, A., ; SAKUMA, A. M. A.; ZENEBON, O.; AMOKIM, A. R. *Mercúrio em Pescado Consumido em São Paulo, S.P.* In: Congresso Brasileiro da Ciência e Tecnologia de Alimentos. v. 13 S.P., 1992a Programa e Resumos. p. 295.
18. COSTA M. ; P. LISS. Photoreduction and evolution of mercury from seawater. *The Science of the Total Environment* v.261, p. 125-135, 2000
19. COSTA, MONICA; ELIZABETH PAIVA; ISABEL MOREIRA. Total mercury in *Perna perna* mussels from Guanabara Bay - 10 years later. *The Science of the Total Environment* , v.261, p. 69-73, 2000.
20. CUNNINGHAM, P. A. ; TRIPP, M. R. Accumulation, Tissue Distribution and Elimination of  $^{203}\text{HgCl}_2$  and  $\text{Ch}_3^{203}\text{HgCl}$  in the tissues of the American Oyster *Crassostrea virginica*. *Marine Biology* v. 31, p. 321-334, 1975.
21. CURREY, N.A .; BENKO, W.I.; YARU, B.T.; KABI, R. Determination of heavy metals, arsenic and selenium in barramundi (*Lates calcarifer*) from Lake Murray, Papua New Guinea. *Trace Metals in the aquatic Environment*, v 125, p. 305-320, 1992
22. DICKMAN, M. D. ; LEUNG, K. M. C. Mercury and Organochlorine Exposure From Fish Consumption in Hong Kong. *Chemosphere*, v.. 37, n. 5, p. 991-1015, 1998.
23. DICKMAN, M. D., K. M. C. LEUNG ; L.C.L. KOO. Mercury in Human Hair and Fish: is there a Hong Kong Male Subfertility Connection? *Mar.Pol. Bull.* v. 3, n. 1-12, p. 352-356, 1999.

24. EVE, I. S.. A Review of the Physiology of the Gastro-Intestinal Tract in Relations to Radiation Doses From Radioactive Materials. *Health Physics Pergamon Press* , v..12, p.131-161, 1966.
25. FENG, Q.; YASUO SUZUKI; AKINORI HISASHIGE. Hair Mercury Levels of Residents in China, Indonésia, and Japan. *Archives of Environmental Health* , v. 53, n. 1, 1998.
26. FERNANDES, R. S.; GUIMARÃES, A. F. ;BIDONE, E. D. Monitoramento do mercúrio na área do Projeto Carajás: *ABES - Revista Bio.*, ano 2, n.3, p. 37 -44, 1990.
27. FERREIRA, A. G., MACHADO, A.L.S. e ZALMON, I.R. *Metais Pesados em Moluscos Bivalves noLitoral Norte do Estado do Rio de Janeiro*.VI Encontro de Ecotoxicologia de 3 a 6 de setembro de 2000. São Carlos SP.
28. FERREIRA, J. R. ; RODRIGUES, N. S. ; SGRILLO, R.B. Uptake and cleaning of mercury ( $^{203}\text{Hg}$  ( $\text{NO}_3$ ) $_2$ ) in the guppie (*Lebistes reticulatus*) *In:International Atomic Energy Agency*. Agrochemicals: fate in food and the environment using isotope techniques: proceedings of an international symposium of held in Rome, 7-11, june 1982, Vienna, p. 268 -71, 1982.
29. FURLEY, T.H. ; OLIVEIRA, A C. *Monitoramento do Efluente da Aracruz Celulose S/A Através do uso de Mexilhões como Indicadores de Metais Pesados e Organoclorados*. 5º ECOTOX 1998. Encontro Brasileiro de Ecotoxicologia 05 a 08 10/98 Itajaí - SC - Brasil.
30. GIORDANO, R.; ARATA, P.; CIARELLI, L.; RINALDI, S.GIANI,M.;CÍCERO, A.M.; CONSTANTINI, S. Heavy Metals in Mussels and Fish from Italian Costal Waters. *Mar. Bul. Poll.*, v. 22, n. 1, p. 10-14, 1991.
31. GOLDWATER, L. J. & NICOLAU, A. *Absorption and Excretion of Mercury in Main:IX Persistence of Mercury in Blood and Urine following Cessation of Exposure*. *Arch. Environ. Health*. v. 12, p. 196-198, 1966.
32. GREGORY, M. A.; R. C. GEORGE; D. J. MARSHALL; A. ANANDRAJ and T. P. MCCLURG. The Effects of Mercury Expisure on the Surface morphology of Gill Filaments in *Perna perna* (*Mollusca: Bivalvia*). *Mar. Pol. Bull* v. 39, n. 1-12, p. 116-121, 1999.
33. HARAGUCHI, K.; TETSUO ANDO; MASANORI SATO; CHIKAKO KAWAGUCHI; TAKASHI TOMIYASU; MILENA HORVAT; HIROKATSU AKAGI. Detection of localized methylmercury contamination by use of the musel adductor muscle in minamata bay and kagoshima bay, Japan. *The Science of Total Environment* ,v.261 p.75-89, 2000.
34. ICRP PUBLICATION 23. *Report of the ICRP Task Group on Reference Man*. Pergamon Press, Oxford, 1975.

35. ICRP PUBLICATION 30. *Limits for Intakes of Radionuclides by Workers*. Pergamon Press, Oxford, (part 2) 1980.
36. JACOBS, M.B.; Ladd, A.C. & Goldwater, L.J.: Absorption and Excretions of Mercury in Man: *VI. Significance of Mercury in Urine, Arch Environ Health*. v.9, p. 454, 1964.
37. JOHNSON, J.E & JOHNSON, J.A. A New Value for the long Component of the Effective Half-Retention Time of  $^{203}\text{Hg}$  in the Human. *Health Phys.* v.14, p. 265-266, 1968.
38. JOHANSEN, P.; T. PARS; P. BJERREGAARD. Lead, Cadmium, Mercury and Selenium Intake by Greenlanders From Local Marine Food. *The Sci.of the Total Environ.* v.245, p.187-194, 2000.
39. KEHRIG, H.A.; MALM, O. - Mercúrio: uma avaliação na costa brasileira. *Rev. Ciência Hoje*, Vol. 22/nº 132, 1997.
40. KEHRIG, H. A; ISABEL MOREIRA; OLAF MALM; WOKLFGANG, CHRISTIAN PFEIFFER. Especificação e Acumulação de Mercúrio pela Biota da Baía de Guanabara (RJ). *II "Workshop" efeitos de Poluentes em Organismos Marinhos*, 7-9 de maio de 2001, Rio de Janeiro RJ.
41. KEHRIG, H. A.; COSTA, M.; MOREIRA, I. & MALM, O. Total and Methylmercury in a Brazilian Estuary, Rio de Janeiro. *Mar. Pol. Bull.* v. 44, n.10, p. 1018-1023, 2002.
42. KOBLITZ, J. L. et al. *Análise dos Metais Pesados, Granulometria e Matéria Orgânica dos sedimentos Recentes da Lagoa Rodrigo de Freitas, Rio de Janeiro*. Trab. Apresentado no VII COLACMAR Congresso Latino Americano sobre Ciências do Mar, 1997.
43. KOJIMA, K. & FUJITA, M. Summary of recent studies in Japan on methyl mercury poisoning. *Toxicology*. v. 1, p. 43-62, 1973.
44. KUROSHIMA, K.N; RESGALLA JR.,; TOMAZELLI, F.F.; MANZONI, G.; REIS FO. R.W.; LAITANO, K. CTTMar/UNIVALI. *Monitoramento Ambiental através dos Mexilhões Cultivados e suas Relações com os Processos fisiológicos em Sítios de Cultivo de Santa Catarina*. 5º ECOTOX 1998. Encontro Brasileiro de Ecotoxicologia 05 a 08 10 1998 Itajaí - SC - Brasil.
45. LACERDA, D. L. ; PFEIFFER; W.; SILVEIRA; E. G.; BASTOS; W. R. Mercúrio no Meio Ambiente: Risco Potencial das Áreas garimpeiras no Brasil. *Act Limnol. Brasil*. v. 3, p.969 - 977, 1990.
46. LASORSA, B.; ALLEN-GIL, S. The methylmercury to total mercury ratio in selected marine, freshwater, and terrestrial organisms. THIRD INTERNATIONAL-CONFERENCE-ON-MERCURY-AS-A-GLOBAL-POLLUTANT. Porcella, D. Huckabee, J., Wheatley, b. - eds. 1995 v. 80, n 1-4 p. 905-913.

47. LAUENSTEIN, G. GUNNAR; ANDREW ROBERTSON ; THOMAS P. O'CONNOR. Comparison of Trace Metal Data in Mussels and Oysters from a Mussel Watch Programme of the 1970s with those from a 1980s Programme *Mar. Pol. Bull.* V. 21, n. 9, p. 440-447, 1990.
48. LIN, S;& HSIEH, I.JY. Occurences of Green Oyster and Heavy Metals Contaminant Levels in the Sien-San Area, Taiwan. *Mar. Pol. Bull.*, v. 38, n. 11 p. 960-965, 1999.
49. LOCATELLI, C.; FRANCESCO FAGIOLI. Determination at Trace Level of Heavy Metals in Mussels and Clams. *Annali di Chimica*, v. 86, 1996, by *Società Chimica Italiana*.
50. LOURENÇO, O.S. *Variação da composição bioquímica de microalgas marinhas em cultivos, com ênfase nos efeitos da disponibilidade do elemento nitrogênio*. São Paulo, 1996. Tese apresentada no Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo.
51. MALAGRINO, W. - *Utilização do zinco 65 como elemento traçador no estudo da bioacumulação do zinco por organismos aquáticos.*, 1992. Dissertação (mestrado) USP Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo.
52. MALAGRINO, W., B. MAZZILLI. Use of <sup>65</sup>Zn as a Radioactive Tracer in the Bioaccumulation Study of Zinc by *Poecilia reticulata*. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, Articles*, v. 183, n. 2, p. 389-393, 1994.
53. MALAGRINO, W ; ROCHA, A.A. *Estudos Comparativos sobre a Etologia de Moluscos de Praias de Ubatuba S.P. sob a Ação de Detergentes Aniônicos*. Trabalho Apresentado no III- Simpósio sobre Oceanografia - IOUSP - 2 a 6 de dezembro de 1996.
54. MALAGRINO, W; MESQUITA; C.H; SOUSA,E.C.P.M; *Uso do Alimento Marcado com Zinco - 65 no Estudo da Bioacumulação do Zinco pela Espécie Poecilia reticulata*. Trabalho Apresentado no 5º Simpósio de Biologia da UNISANTA /24 a 29 de julho de 2000.
55. MALAGRINO,W; MESQUITA; C.H; SOUSA,E.C.P.M; *Bioacumulação de Metais Pesados por Organismos Aquáticos pela Técnica dos Radiotraçadores*. Trabalho Apresentado no VI - Encontro de Ecotoxicologia e III - Reunião da SETAC Latino-Americana de 3 a 6 de setembro de 2000b, São Carlos,São Paulo.
56. MALAGRINO, W; MESQUITA, C.H; SOUSA,E.C.P.M; *Técnica dos Radiotraçadores na Bioacumulação e Eliminação do Mercúrio em Organismos Aquáticos*. Trabalho Apresentado no V - ENAN (Encontro Nacional de Aplicações Nucleares). Rio de Janeiro 13 a 20 de 2000 c. RESUMOS pág. 405.
57. MALAGRINO, W; MESQUITA, C.H; SOUSA,E.C.P.M; *Bioacumulação e Eliminação de Mercúrio por "peixe-rei" (Xenomelanires brasiliensis) - Técnica dos Radiotraçadores*. Trabalho Apresentado no VI - ENAN (Encontro Nacional de Aplicações Nucleares). Rio de Janeiro agosto de 2002. c. RESUMOS.

58. MASON, R.P.; REINFELDER, J.R.; MOREL, F.M.M. Bioaccumulation of mercury and methylmercury - *Third-International-Conference-on-Mercury-as-a-Global-Pollutant*. Porcella,-Huckabee, Wheatley, B.-eds, v 80, n 1-4 p. 915-921, 1995.
59. MASUTTI, M.B. ; PANITZ, C.M.N. & PEREIRA, N.C. *Bioacumulação de Metais Pesados no Manguezal do Itacorubi (Florianópolis, SC) Em um Molusco (Mytella guayanensis) e um Crustáceo (Chasmagnatus granulata)*. 5° ECOTOX 1998. Encontro Brasileiro de Ecotoxicologia 05 a 08 10/98 Itajaí - SC – Brasil.
60. MASUTTI, M. B. ; PANITZ, C.M.N. ; PEREIRA , N.C. *Biodisponibilidade e Bioconcentração de Metais-Traço no Manguezal do Itacorubi (Florianópolis, S.C.)*. VI - Congresso de Ecotoxicologia São Carlos S.Paulo, p. 207-219, 2000.
61. MAURO, J. B. N. - *Metilação e Incorporação de Mercúrio pela Biota da Baía de Guanabara (RJ) - Brasil. Trab. Apresentado no VII COLACMAR -Congresso Latino-Americano sobre Ciências do Mar*. 1997.
62. MAZZILLI, B ; CASIMIRO S. MUNITA. Mercury Determination in Dentists's Hair and Nails by Instrumental Nêutron Activation Analysis. *Ciência e Cultura* v.38 n.3, Março de 1986.
63. MEDEIROS, I.D.; ALMEIDA, E.A; VENTURA, E.C.; MÜLLER, I.C.; MEZZARI, M.P.; BAINY, A.C.D. *Biomonitoramento da Contaminação Aquática na Baía Norte da Ilha de Santa Catarina Utilizando Mexilhões Perna perna como Organismos Sentinela*. 5° ECOTOX 1998. Encontro Brasileiro de Ecotoxicologia 05 a 08 10/98 Itajaí - SC – Brasil.
64. MESQUITA, C. H. ; *Manual do Programa AnaComp*. Versão 4.1 São Paulo, IPEN/CNEN USP, Maio/97.
65. MICALLEF, S. ; P. A. TYLER. Effect of Mercury and Selenium on the Gill Function of *Mytilus edulis*. *Mar. Pol. Bull.*, v 21, n. 6, p. 288-292, 1990.
66. MONTGOMERY, S.; MUCCI, A.; LUCOTTE, M.; PICHET, P. Total dissolved mercury in the water column of several natural and artificial aquatic systems of northern Quebec (Canada) *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* v. 52, n. 11, p. 2483-2492, 1995.
67. NORDBERG, G. F.& SHERFERING, S. Metabolism In: *Mercury in the Environment* Eds.Friberg, L.T. & Vostal, J.J. CRC, 1972.
68. OH,Y.& O.K. Studies on Environmental Factors Affecting the Bioconcentration of Mercury in Water-an Example in Fish. *Bull. Natl. Fish. Res. Dev. Agency Korea*. n. 43: p. 57-89, 1989.
69. O'CONNOR, THOMAS P. Mussel Watch Results from 1986 to 1996. *Mar. Poll. Bull.*, v. 37. n 1-2, p. 14-19,1998.
70. ODZAK, N.;; T. ZVONARIC; Z. KLJAKOVIC GASPIC; M. HORVAT; A. BARIC. Biomonitoring of Mercury in the Kastela Bay using Transplanted Mussels. *The Science of the Total Environment* , v. 261,p. 61-68,2000.

71. OLIVEIRA RIBEIRO, C. A.; E. PELLETIER; W. C. PFEIFFER; C.ROULEAU. Comparative Uptake, Bioaccumulation, and Gill Damages of Inorganic Mercury in Tropical and Nordic Freshwater Fish. *Environmental Research Section A*. n.. 83, p. 286-292, 2000.
72. OLIVEIRA FILHO, R. R.;BRESSAN, R.A.; SILVA FILHO,. *V.Contaminação por Metais Pesados no Sedimento e em Compartimentos Bióticos de Manguezais da Baía de Guanabara*, R. J. Anais do IV Simpósio de Ecossistemas Brasileiros, 2-7 abril 1998. Águas de Lindóia, Brasil.
73. PAASIVIRTA, J. Chemical Ecotoxicology. *Lewis Publication* 1991 (Environmental Pollutants - Toxicity).
74. PALMER, J.S. ; PRESLEY, B.J. ) Mercury Bioaccumulation by Shrimp (*Penaeus aztecus*) Transplanted to Lavaca Bay, Texas. *Mar. Pol. Bull.* v. 26, n.10, p. 564-566, 1993.
75. PEREIRA O. M. ; L. A. ZAMARIOLI; M. B. HENRIQUES; J. S. FAUSTINO;O ZENEBON ; A. M. SAKUMA, . *Estudo de ocorrência de metais pesados (HgPb e Cd) no tecido mole em Crassostrea brasiliana, Perna perna e Mytella falcata provenientes dos bancos naturais do litoral da Baixada Santista. In: Anais do IV Simpósio Brasileiro de Ecossistemas – Águas de Lindóia, SP, v.2: p.277-286, 1997.*
76. PIRES, A. J. ; MACHADO; P.E.; BITTAR, N.. Riscos à saúde ao ambiente por mercúrio. *Engenharia Sanitária R.J.* v. 27 n.4, p.317-319, 1988.
77. PROTASOWICK,I.; MORSY, G. Preliminary studies on heavy metal contents in aquatic organisms from the Hornsund area, with a particular reference to the Artic chan *Salvelinus alpinus (L.)*. *Acta Ichthyol.* Pis. 1993, v. 23, n. Suppl., p. 115-131.
78. RADENAC, G.; P. MIRAMAND ; J.TARDY. Search for Impact of a Dredged Material Disposal Site on Growth and Metal Contamination of *Mytilus edulis (L.)* in Charente-Maritime (France). *Mar. Pol. Bull.*, v. 34, n. 9, p. 721-729,1997.
79. RAHOLA, T.; AARAN, R. K. & MIETTINEN, J. K. Half-Life Studies and Cadmium by Whole-body Counting. In: *Assessment of Radioactive Contamination in Man. IAEA Vienna*. p. 553-562, 1972.
80. RAMADE, F. , Ecotoxicology- JOHN WILEY & SONS 1987. Manchester-New York- Brisbane-Toronto- Singapore.
81. REBELO, M.F.; AMANDO-FILHO,G.M.; CORREA JR., J.D.; BASTOS, W.R. & PFEIFFER, W.C.. *Bioindicadores of heavy metal contamination in the Sepetiba bay, Rio de Janeiro*. Trabalho apresentado no 5º Ecotox, Encontro Brasileiro de Ecotoxicologia, Itajaí, SC, 1998.

82. REGOLI, F & ENZO ORLANDO - Accumulation and Subcellular Distribution of metals ( Cu, Fe, Mn, Pb, and Zn ) in the Mediterranean Mussel *Mytilus galloprovincialis* During a Field Transplant Experiment. *Mar. Pol. Bull.*, v. 28. 10 p. 592-600, 1994.
83. REZENDE, C. E. et al. *Metais Pesados em Macroalgas e Bivalves em Arraial do Cabo*. R.J. Trab. Apresentado no VII COLACMAR. Congresso Latino Americano sobre Ciências do Mar. 1997.
84. RIISGAARD, H.U.; HANSEN, S. , Biomagnification of mercury in a marine grazing food chain algal cells *Phaeodactylum tricornutum*, mussels *Mytilus edulis* and flounders *Platichthys flesus* studied by means of as stepwise reduction CVAA method. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 1990. v.62, n. 3, p. 259-270.
85. RICHARDSON, B. J., J. S. GARNHAM ; J. G. FABRIS. Trace Metal Concentrations in Mussels (*Mytilus edulis planulatus* L.) Transplanted into Southern Australian Waters. *Mar. Pol. Bull.*, v. 28, n. 6, p. 392-396, 1994.
86. ROMEO, M.; GNASSIA - BARELLI, M.; LAFAURIE, M. - Heavy metals pollution in marine food chains - DEVITALISATION-OF-THE-WATER-DISTRIBUTION-NETWORKS-AND-THE-REMOVAL-OF-THE-WATER-ORGANIC-MATTERS. v. 26, n. 2 p. 227-238, 1995.
87. ROSSI, A. ; PELLEGRINI, D. BELCARI, P. ; BARBHIGIANI, C.. Mercury in *Eledone cirrhosa* from the Northern Tyrrhenian Sea: contents and relations with life cycle. *Mar.Pol. Bull.*, v.26, n.12, p.683-686, 1993.
88. SORENSEN ELSA, M; Metal Poisoning In Fish – *Environmental and Sciences Associates-Austin*, Texas. CRC Press, Inc.1991,pag: 285-331.
89. SZEFER, P.;GELDON, J.;ALI, A. A.; PÁEZ-OSUNA, E.; RUIZ-FERNANDES, A .C.; GALVAN, S.R.G. . Distribution and Association of Trace Metals in Soft Tissue and Byssus of *Mitella strigata* and Other Benthic Organisms From Mazatlan Harbour , Mangrove Lagoon of the Northwest Coast of Mexico . *Environ. Inter.*, v.24 n.3, p. 359-374, 1998.
90. TAKEUCHI, T.; ETO, K. – The pathology of Minamata disease – A tragic story of water pollution, *Kyushu University Press, Inc.*, 1999.
91. TKALIN, A. V., T. S. LISHAVSKAYA ; V. M. SHULKIN. Radionuclides and Trace Metals in Mussels and Bottom Sediments Around Vladivostok, Russia. *Mar. Pol. Bull.*, v. 36, n. 7, p. 551-554, 1998.
92. TOMMASI, L.R. . *Efeitos antrópicos sobre o ecossistema marinho das regiões Sudeste-Sul do Brasil*. In: II SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS DA COSTA SUL E SUDESTE BASILEIRA. ESTRUTURA, FUNÇÃO E MANEJO. Publicação CIESP n. 71-1. Resumos, v. 1, p. 53 – 54, 1990.
93. VEIGA, M.; MARCELO, JOHN, A. MEECH ; RAPHAEL HYPOLITO. Educational Measures to address mercury pollution from Gold – mining activities in the Amazon. *AMBIO*. v. 24 – n 4 june 1995. *Royal Swedish Academy of Sciences* 1995.

94. VIARENGO, A ; CANESI, I. (1991). Mussel as biological indicators of pollution. *Aquaculture*, v. 94, p. 225 – 243.
95. VON OSTEN, J.R.; GUAL, L.A. . The science of ecotoxicology and its use as a environmental management tool Jaina, *Bol. Inf. EXPOMEX*; v. 07; n. 02; p. 10 - 11, 1996.
96. WAKABAYASHI, - M.; KIKUCHI,-M.; OH.- Y.- K.; YOSHIDA, -T.; OJIMA,-H.; SAITO,-H. Bioconcentration of super (203) HgCl sub(2) in rainbow trout and carp at low concentrations. *Nippon-suisan-gakkaishi-bull.-jap.-soc.-sci.-fish..* vl 53, n. 5, p. 841-845, 1987.
97. WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO), *Environ. Health Criteria*. v.101: Methyl Mercury, WHO, Geneva, Switzerland, 144 p,1990.
98. W.H.O. World Health Organization.. *Study Group Recomendded Health-Based Limits in Occupational Exposure to Heavy Metals*. Geneve. p.102-126, 1980
99. W.H.O. World Health Organization. 1991. Inorganic Mercury. *Environ. Health Criteria*, 118. Geneve.
100. ZAVARIZ, C. DEBORA, M. R. GLINA. - Avaliação clinico-neuropsicológica de trabalhadores expostos a mercúrio metálico em indústrias de lâmpadas elétricas. *Revista Saúde Pública*. S. Paulo –v. 26, n.5, p. 356-365, 1992.

## APÊNDICE

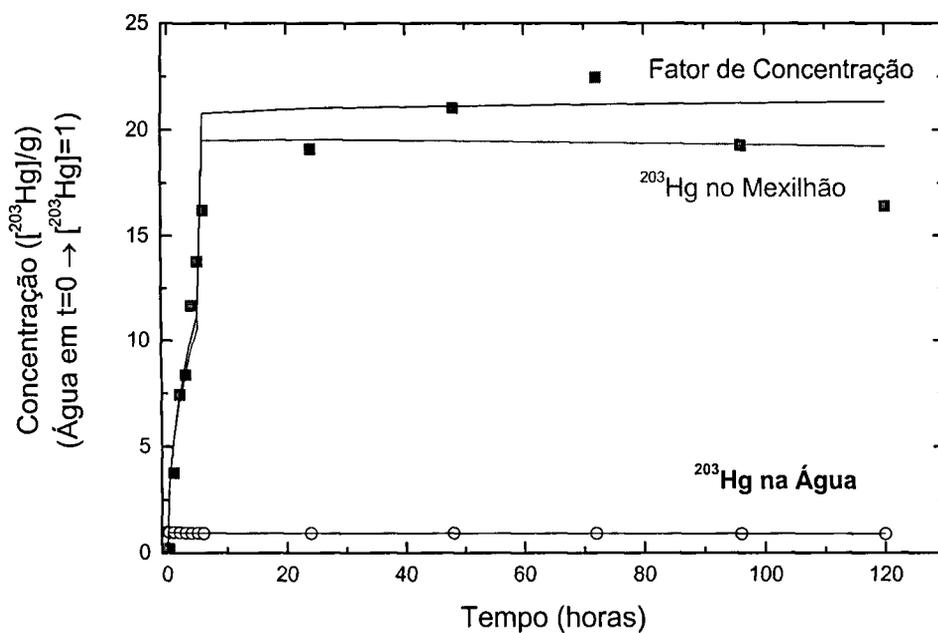


Figura 19 – Estudo biocinético do  $^{203}\text{Hg}$  referente ao ensaio n° 1. Cada ponto experimental “■” representa a média das medidas de 5 mexilhões. A unidade de concentração é a mesma daquela adotada para o mercúrio na água.

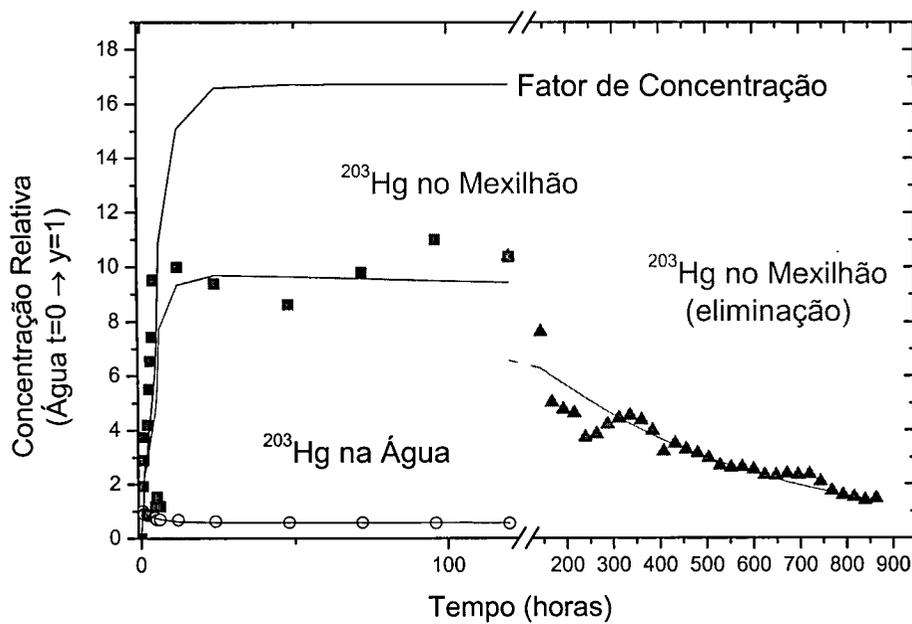


Figura 20 – Resultados do estudo biocinético do  $^{203}\text{Hg}$  referente ao ensaio n° 2. Cada ponto experimental “■” e “▲” representa a média das medidas de 5 mexilhões. A unidade de concentração é a mesma daquela adotada para o mercúrio na água.

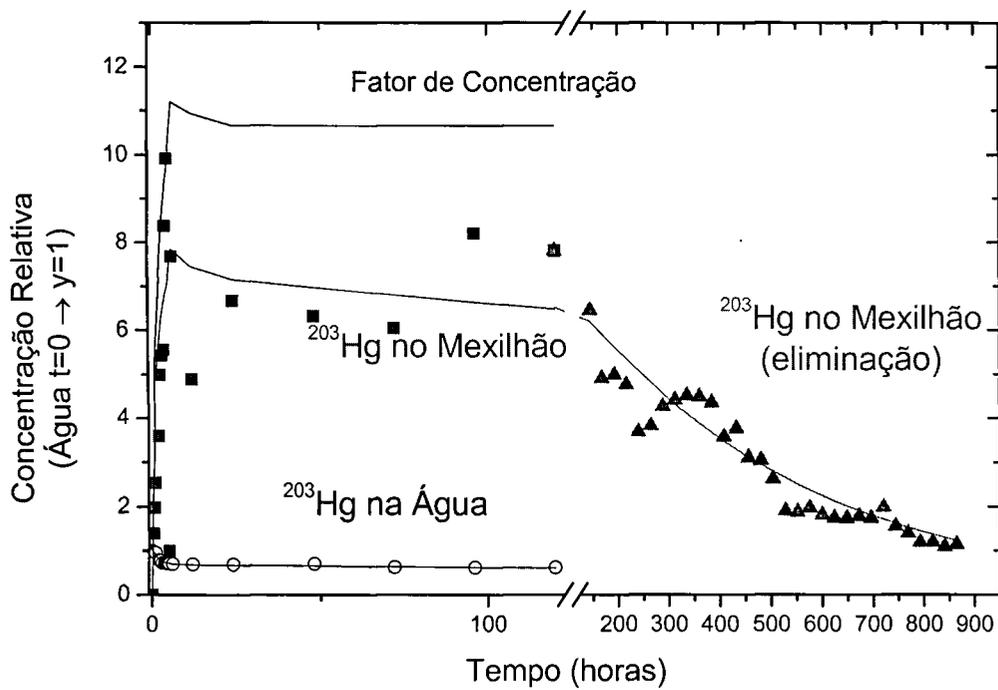


Figura 21 – Resultados do estudo biocinético do  $^{203}\text{Hg}$  referente ao ensaio nº 3. Cada ponto experimental “■” e “▲” representa a média das medidas de 5 mexilhões. A unidade de concentração é a mesma daquela adotada para o mercúrio na água.

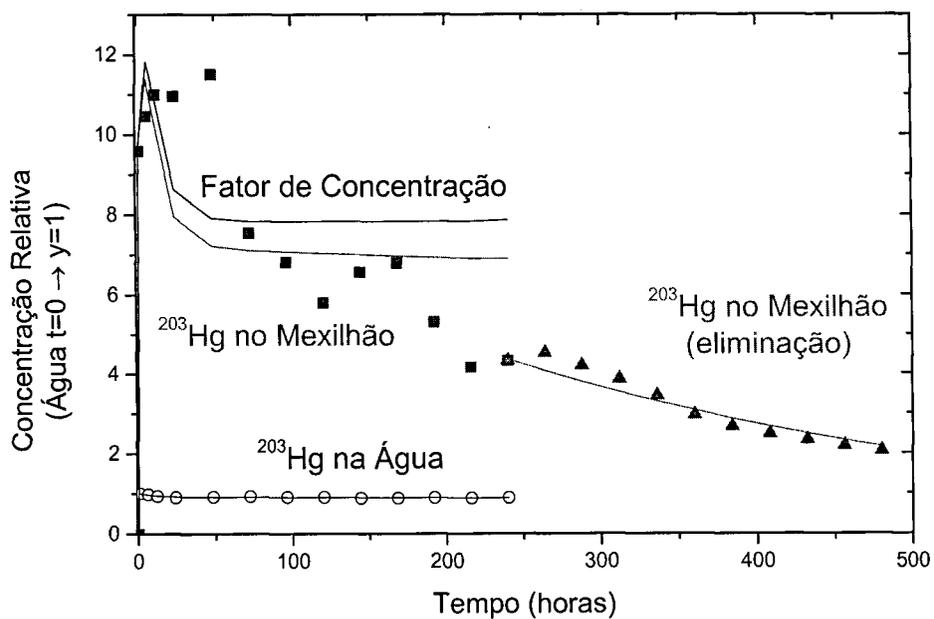


Figura 22 – Resultados do estudo biocinético do  $^{203}\text{Hg}$  referente ao ensaio n° 4. Cada ponto experimental “■” e “▲” representa a média das medidas de 5 mexilhões. A unidade de concentração é a mesma daquela adotada para o mercúrio na água.

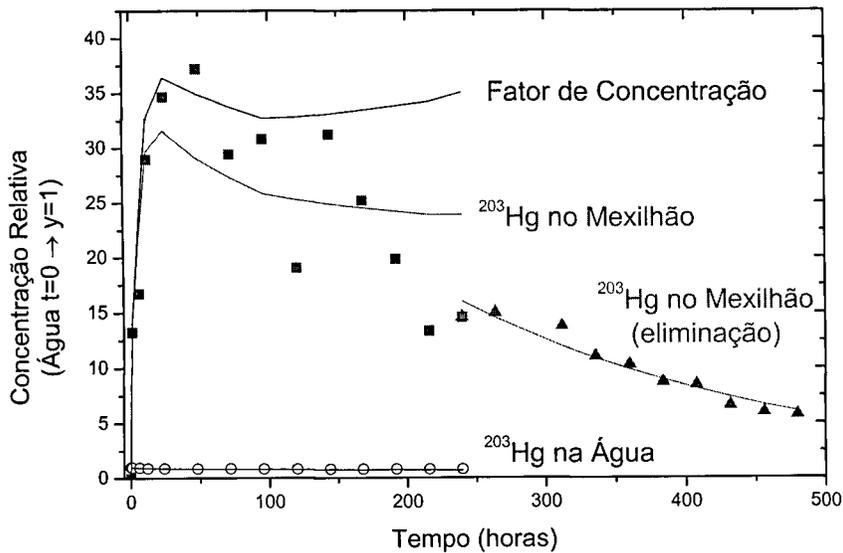


Figura 23 – Resultados do estudo biocinético do  $^{203}\text{Hg}$  referente ao ensaio n° 5. Cada ponto experimental “■” e “▲” representa a média das medidas de 5 mexilhões. A unidade de concentração é a mesma daquela adotada para o mercúrio na água.

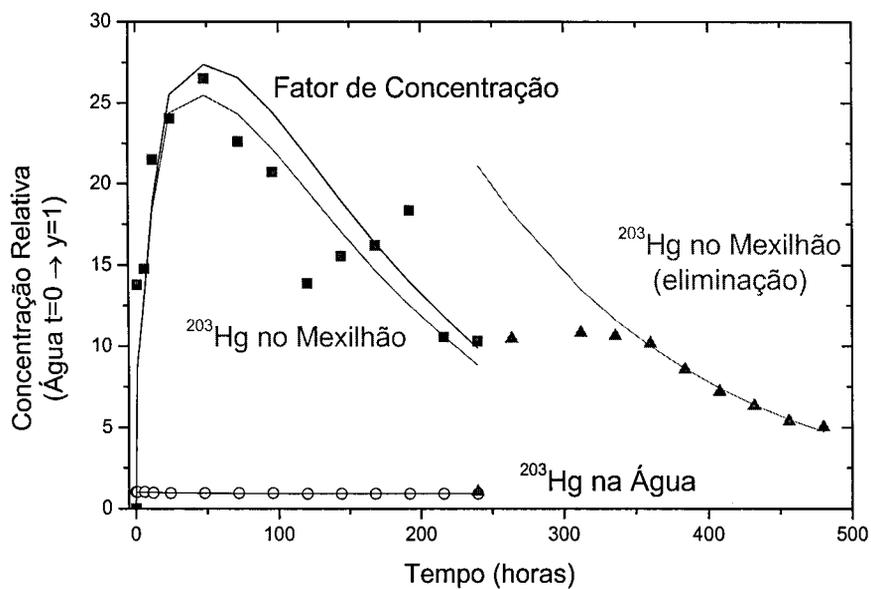


Figura 24 – Resultados do estudo biocinético do  $^{203}\text{Hg}$  referente ao ensaio n° 6. Cada ponto experimental “■” e “▲” representa a média das medidas de 5 mexilhões. A unidade de concentração é a mesma daquela adotada para o mercúrio na água.

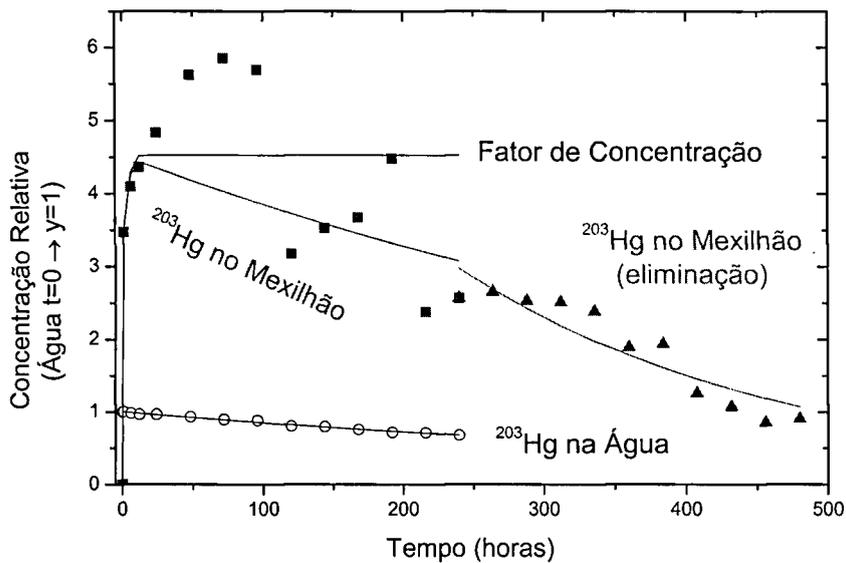


Figura 25 – Resultados do estudo biocinético do  $^{203}\text{Hg}$  referente ao ensaio n° 7. Cada ponto experimental “■” e “▲” representa a média das medidas de 5 mexilhões. A unidade de concentração é a mesma daquela adotada para o mercúrio na água.

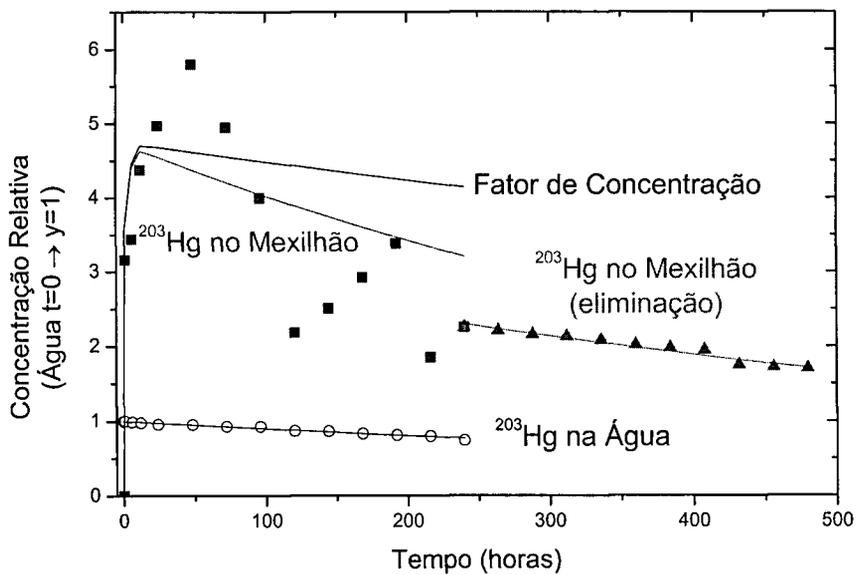


Figura 26 – Resultados do estudo biocinético do  $^{203}\text{Hg}$  referente ao ensaio n° 8. Cada ponto experimental “■” e “▲” representa a média das medidas de 5 mexilhões. A unidade de concentração é a mesma daquela adotada para o mercúrio na água.

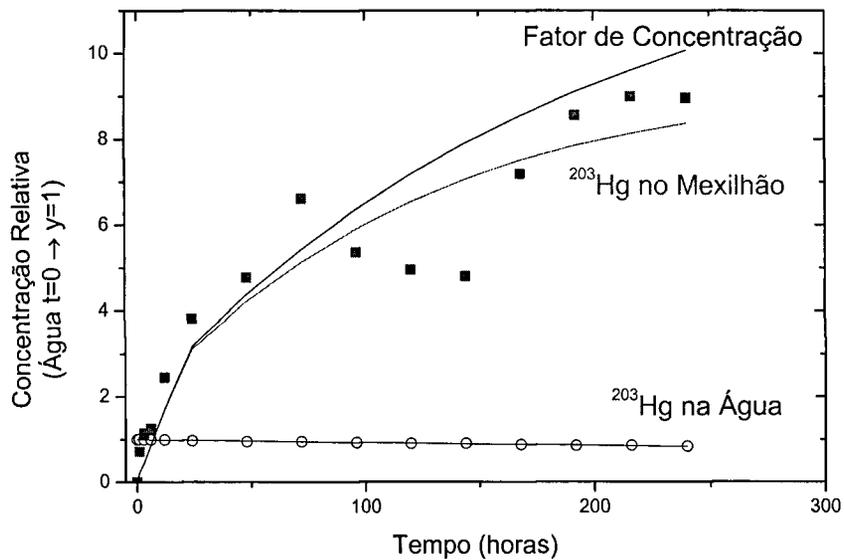


Figura 27 – Resultados do estudo biocinético do  $^{203}\text{Hg}$  referente ao ensaio n° 9. Cada ponto experimental “■” representa a média das medidas de 5 mexilhões. A unidade de concentração é a mesma daquela adotada para o mercúrio na água.

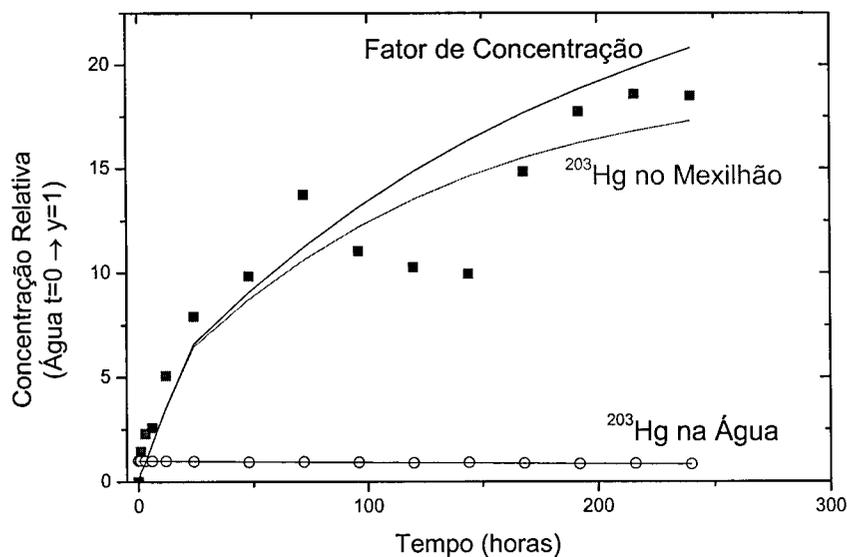


Figura 28 – Resultados do estudo biocinético do  $^{203}\text{Hg}$  referente ao ensaio n° 10. Cada ponto experimental “■” representa a média das medidas de 5 mexilhões. A unidade de concentração é a mesma daquela adotada para o mercúrio na água.