

**ESTIMATIVA DA DOSE NOS INDIVÍDUOS DO PÚBLICO  
DECORRENTE DA LIBERAÇÃO DE EFLUENTE  
LÍQUIDO PELO IPEN**

**FÁTIMA FERNANDES DELLA ROCCA**

**Dissertação apresentada como parte  
dos requisitos para obtenção do Grau  
de Mestre em Ciências na Área de  
Tecnologia Nuclear.**

**Orientador:  
Dr. Goro Hiromoto**

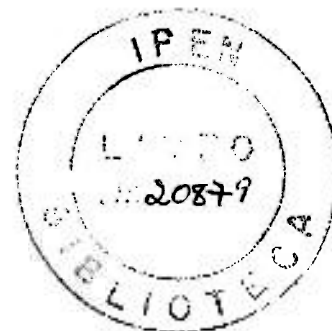
**São Paulo  
1995**

**ESTIMATIVA DA DOSE NOS INDIVÍDUOS DO PÚBLICO  
DECORRENTE DA LIBERAÇÃO DE EFLUENTE  
LÍQUIDO PELO IPEN**

**FÁTIMA FERNANDES DELLA ROCCA**

**Dissertação apresentada como parte  
dos requisitos para obtenção do grau  
de Mestre em Ciências na Área de  
Tecnologia Nuclear.**

**Orientador: Dr. Goro Hiromoto**



São Paulo  
1995

aos meus pais, Jacques e Therezinha

## AGRADECIMENTOS

Ao Dr. Goro Hiromoto, pela orientação deste trabalho.

Ao Dr. Gian-Maria A. A. Sordi, pela orientação na fase inicial deste trabalho.

Ao Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, na pessoa de seu superintendente, Dr. Spero Penha Morato, pela oportunidade de realização deste trabalho.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo auxílio financeiro fornecido na forma de bolsa de estudo.

À Secretaria Municipal de Habitação e Desenvolvimento Urbano de São Paulo e à Secretaria Municipal de Planejamento e Economia de São Bernardo do Campo, pelas informações acerca do uso e ocupação do solo na região do reservatório Billings.

À ELETROPAULO, pelo fornecimento de informações acerca do Sistema Alto Tietê.

Ao Fernando, pelo carinho e apoio.

Aos amigos, sempre presentes.

# ESTIMATIVA DE DOSE NOS INDIVÍDUOS DO PÚBLICO DECORRENTE DA LIBERAÇÃO DE EFLUENTE LÍQUIDO PELO IPEN

Fátima Fernandes Della Rocca

## RESUMO

Os efluentes líquidos radioativos gerados nas instalações do Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN) são, após monitoração, descarregados no canal do rio Pinheiros através da rede de esgoto sanitário.

No meio aquático os radionuclídeos passam por processos de mistura na água e posterior concentração nos compartimentos bióticos e abióticos do meio, tornando-se fonte potencial de exposição do homem à radiação.

Através da caracterização física e sócio-econômica do sistema aquático sob influência do IPEN, foram identificadas as possíveis vias de exposição do indivíduo do público e os grupos populacionais potencialmente críticos. As doses equivalentes efetivas individuais foram calculadas nos grupos populacionais por meio de modelos dosimétricos que relacionam o valor da concentração no compartimento ambiental com a dose resultante no homem. As concentrações dos radionuclídeos nos compartimentos ambientais foram estimadas pelo uso de um modelo matemático que simula o transporte dos radionuclídeos no meio ambiente.

Os resultados obtidos permitiram identificar os radionuclídeos críticos para cada via de exposição considerada. Não foi identificado um grupo crítico único, sendo que todos os grupos populacionais considerados recebem doses da mesma ordem de grandeza. Verificou-se ainda, que as quantidades descarregadas pelo IPEN ao meio aquático representam uma fração muito pequena da capacidade de recepção deste sistema, resultando em doses no indivíduo do público bastante inferiores ao limite primário estabelecido em norma.

# PUBLIC EXPOSURE DUE TO RADIOACTIVE LIQUID EFFLUENT DISCHARGES FROM IPEN

Fátima Fernandes Della Rocca

## ABSTRACT

The radioactive liquid effluents generated at Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN) are discharged into Pinheiros river after proper release control.

When introduced into water, radionuclides are dispersed and diluted, and they ultimately accumulate in biotic and abiotic components of the environment. On this way, they become potential source of radiation exposure to man.

The physical and social-economic characterization of aquatic environment influenced by IPEN was performed and possible exposure pathways were identified. The effective dose equivalent to the critical groups were estimated by using a mathematic model that simulate radionuclide transport through environment components, and dosimetric models that relate activity at environment components to public exposure.

This study has concluded that there isn't a single critical group that receives the highest dose equivalents from the source, but all the populational groups potentially exposed receive doses at the same level, and then all of them must be considered in a radiological assessment process. The results showed that the public exposure due to liquid discharges from IPEN remains below established dose limits.

## ÍNDICE

<b>1. INTRODUÇÃO.....</b>	<b>01</b>
1.1. Objetivos do Presente Trabalho.....	03
<b>2. O IPEN E O SISTEMA AQUÁTICO SOB SUA INFLUÊNCIA..</b>	<b>04</b>
2.1. Características da Região onde está Localizado o IPEN.....	12
2.2. Caracterização Física do Sistema Aquático sob Influência do IPEN.....	14
2.2.1. Canal do Rio Pinheiros.....	18
2.2.2. Rio Tietê.....	24
2.2.3. Reservatório Billings.....	26
2.3. Caracterização Sócio-Econômica do Sistema Aquático sob Influência do IPEN.....	33
<b>3. MODELAGEM AMBIENTAL.....</b>	<b>38</b>
3.1. Modelos de Transporte de Radionuclídeos em Corpos d'Água Superficiais.....	40
3.1.1. Teoria de Transporte.....	42
3.2. Modelagem do Sistema Aquático sob Influência do IPEN.....	48
3.2.1. Modelagem do Transporte no Canal do Rio Pinheiros.....	49
3.2.2. Modelagem do Transporte no Reservatório Billings.....	57

<b>4. MODELAGEM DOSIMÉTRICA.....</b>	<b>59</b>
<b>4.1. Vias de Exposição do Indivíduo do Público aos Efluentes Líquidos         Liberados pelo IPEN.....</b>	<b>61</b>
<b>4.2. Estimativa da Dose nos Indivíduos do Público.....</b>	<b>62</b>
<b>4.2.1. Equações para o Cálculo Dosimétrico Através das Vias de                 Exposição.....</b>	<b>63</b>
<b>5. RESULTADOS.....</b>	<b>68</b>
<b>5.1. Concentração nos Componentes Ambientais do Canal         Pinheiros.....</b>	<b>68</b>
<b>5.2. Concentração na Água do Reservatório Billings.....</b>	<b>85</b>
<b>5.3. Cálculo das Doses nos Grupos Críticos.....</b>	<b>87</b>
<b>6. DISCUSSÕES E CONCLUSÕES.....</b>	<b>97</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>100</b>

## CAPÍTULO 1

### INTRODUÇÃO

Uma instalação nuclear em atividade gera, inevitavelmente, efluentes radioativos que são liberados ao meio ambiente e se tornam fonte potencial de exposição do homem à radiação.

O comportamento ambiental dos radionuclídeos é dependente de características físicas, químicas e biológicas do meio e de características do próprio nuclídeo. De um modo geral, os radionuclídeos sofrem inicialmente processos de dispersão no meio receptor e, em seguida, passam a se concentrar nos vários compartimentos bióticos e abióticos do meio, sendo transferidos de um para outro por meio de processos físicos e químicos ou através da cadeia alimentar.

Dependendo de seus hábitos alimentares e da forma como utiliza o meio ambiente para habitação, trabalho e lazer, o homem pode vir a ser exposto aos radionuclídeos concentrados nos elementos do meio. As descargas de efluentes radioativos devem ser limitadas e controladas a fim de se minimizar os efeitos adversos ao meio ambiente e ao homem.

A limitação da descarga de efluentes deve ser realizada com base nos princípios básicos de radioproteção, de modo que as doses resultantes no homem sejam mantidas tão baixas quanto razoavelmente exequível, levando-se em conta fatores econômicos e sociais (Princípio da Otimização), e tendo como limite superior, em qualquer situação de rotina, os limites primários de dose para indivíduos do público estabelecidos em norma (Princípio da Limitação da Dose Individual) (CNEN, 1988).

A Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN) estabeleceu limites de descarga para vários radionuclídeos, que devem ser obedecidos por qualquer instalação dentro do território nacional (CNEN, 1985). Estes limites são considerados gerais pelo fato de não permitirem a diferenciação entre as várias situações possíveis de aplicação, sendo extremamente conservativos.

Sempre que considerar conveniente, a direção de uma instalação pode propor limites derivados de descarga a serem adotados pela instalação no lugar dos limites gerais recomendados pela CNEN. Estes novos limites devem obrigatoriamente ser obedientes aos princípios básicos de radioproteção, garantindo que em nenhuma situação regular os limites primários pertinentes sejam ultrapassados, e devem ser aprovados pela CNEN antes de adotados pela instalação.

Os limites derivados de descarga são definidos para uma dada fonte de radiação ou prática, com base na comparação da dose no indivíduo do público resultante de uma liberação de radionuclídeos ao meio ambiente com o limite primário de dose individual estabelecido em norma.

A estimativa da dose recebida pelo indivíduo devido a descarga de material radioativo no meio ambiente é baseada na avaliação da dose total recebida devido a exposição externa à radiação e a exposição interna por ingestão ou inalação de radionuclídeos concentrados nos elementos do meio.

De modo geral, a única grandeza conhecida no início do processo de avaliação de dose é a atividade de cada radionuclídeo liberada pela instalação, isto porque os efluentes radioativos são normalmente caracterizados por baixa atividade específica, dificultando a sua detecção direta nos compartimentos ambientais. A avaliação da dose no público é geralmente realizada relacionando-se a atividade liberada com a concentração resultante no meio, através de modelos matemáticos que simulam o transporte dos radionuclídeos no meio receptor, geralmente ar ou água, e a sua transferência para outros compartimentos bióticos e abióticos do meio ambiente.

Uma vez conhecidas as concentrações dos radionuclídeos nos vários elementos do meio, a dose no indivíduo do público é estimada por meio de modelos dosimétricos, considerando-se todas as vias de exposição a que está sujeito. O procedimento de avaliação de dose é realizado para os grupos críticos, definidos como grupos populacionais representativos dos indivíduos que recebem os maiores níveis de dose para uma fonte específica. Os grupos críticos devem ser homogêneos com respeito aos fatores que afetam a dose recebida, como idade, hábitos alimentares e local de residência, trabalho ou lazer.

Para se realizar a avaliação de dose resultante da liberação de efluentes por uma dada instalação, é necessário o conhecimento das características do meio ambiente sob sua influência, tanto em termos físicos quanto sócio-econômicos, a fim de que a modelagem matemática seja o mais realista possível. O uso de modelos e parâmetros muito gerais ou muito conservativos pode levar a uma avaliação errada da situação e impossibilitar a otimização da prática.

O Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN) utiliza atualmente modelos e parâmetros genéricos para avaliação da dose no público decorrente da descarga de efluentes líquidos pelas suas instalações, de modo que as especificidades do sistema aquático sob sua influência e dos grupos populacionais atingidos não são levadas em conta. Como consequência desta prática, os limites de descarga de efluentes líquidos em uso pelo IPEN são extremamente conservativos, não refletindo com fidelidade a situação real.

### **1.1. Objetivos do Presente Trabalho**

O presente trabalho tem como objetivo a avaliação da dose nos indivíduos do público decorrente da liberação de efluente líquido radioativo pelo IPEN, como contribuição para a definição de limites derivados de descarga. Incluídos no objetivo principal de avaliação da dose no público estão: a caracterização do sistema aquático sob influência do IPEN; a reavaliação das vias de exposição possíveis para a situação enfocada; e a elaboração de um modelo matemático que simule o transporte e a transferência dos radionuclídeos nos compartimentos ambientais aquáticos de interesse.

## CAPÍTULO 2

### O IPEN E O SISTEMA AQUÁTICO SOB SUA INFLUÊNCIA

Fundado há 38 anos, o Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares tem como meta o desenvolvimento científico e tecnológico na área nuclear. Engloba uma série de laboratórios de pesquisa e instalações radiativas e nucleares onde são realizadas atividades visando, entre outros, a pesquisa básica em física nuclear, radioquímica e radiobiologia, o desenvolvimento das etapas do ciclo do combustível nuclear e a produção de radioisótopos utilizados principalmente em tratamento e diagnóstico médico.

As áreas do IPEN e suas instalações principais são descritas sucintamente a seguir.

- **Departamento do Ciclo do Combustível**

Engloba as coordenadorias de Caracterização de Materiais (ME), de Tecnologia de Combustíveis (MC), de Engenharia e Ciência dos Materiais (MM), de Tecnologia Química (MQ), e Projeto Conversão (PROCON). Nestas áreas são realizadas pesquisas nas etapas do ciclo do combustível, tais como análises químicas e espectrográficas de materiais nucleares, metalurgia e confecção de elementos combustíveis, além de tratamento de rejeitos radioativos.

- **Departamento de Reatores**

Fazem parte deste departamento as coordenadorias de Mecânica de Reatores (RM), Tecnologia de Reatores (RT), Processos (RC), e de Reatores e Circuitos Experimentais (RE).

A principal instalação desta área é o reator nuclear IEA-R1, cujas atividades são voltadas à pesquisa básica em física nuclear e radioquímica e à produção de radioisótopos e fontes seladas, utilizadas em medicina e gamagrafia industrial, respectivamente.

- **Departamento de Aplicações de Técnicas Nucleares**

Engloba as coordenadorias de Bioengenharia (TB), Processamento de Material Radioativo (TP), Física e Química Nucleares (TF), e de Aplicações na Engenharia e Indústria (TE).

Esta área é responsável por instalações como os laboratórios de produção de substâncias marcadas, geradores de  $^{99m}\text{Tc}$  e radioisótopos primários para uso em medicina, laboratórios de física nuclear e radioquímica, além das instalações do acelerador de partículas ciclotron.

- **Serviço de Proteção Radiológica**

Inclui as áreas de Engenharia de Radioproteção (SPP), Monitoração Ambiental (SPA), Calibração e Dosimetria (SPD), e Engenharia e Segurança do Trabalho.

A atividade rotineira das instalações descritas acima leva a geração de efluentes radioativos nas formas líquida e gasosa, cuja liberação é controlada por meio do programa de monitoração de efluentes do IPEN.

Com relação aos efluentes líquidos, o programa de monitoração determina a sua retenção em tanques ou bombonas na própria área de geração. O material estocado é, após homogeneização, amostrado, e as amostras coletadas são enviadas à área de Monitoração Ambiental do Serviço de Proteção Radiológica, onde são analisadas por espectrometria gama e análise por ativação para se determinar a atividade dos elementos radioativos contidos no efluente (SMA, 1994).

Os resultados das análises são comparados com os limites de descarga adotados pelo IPEN (CNEN, 1985), sendo então tomada a decisão de liberação do efluente retido. Autorizada a descarga, o efluente é liberado ao meio ambiente através da rede de esgoto sanitário do IPEN, que se liga à rede da Cidade Universitária e desemboca na Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Pinheiros da SABESP.

Na ETE Pinheiros<sup>\*</sup>, o efluente misturado com o esgoto sanitário passa por um processo de decantação pelo qual é retirada uma pequena fração de material sólido - aproximadamente 0,03% do volume total de esgoto que entra na ETE. O tempo de permanência do esgoto no tanque de decantação é, em média, 2 horas. A parte líquida resultante do processo é descarregada continuamente no canal do rio Pinheiros a uma vazão média de 3m<sup>3</sup>/s, através de canal subterrâneo com saída superficial de seção quadrada (2x2m) localizada na altura da rua Sumidouro, a aproximadamente 6 km da confluência com o rio Tietê.

Os principais radionuclídeos, em termos de atividade liberada e risco radiológico, descarregados pelo IPEN são <sup>60</sup>Co, <sup>137</sup>Cs, <sup>134</sup>Cs, <sup>131</sup>I, <sup>228</sup>Ra, <sup>232</sup>Th, <sup>65</sup>Zn e urânio natural (SMA, 1994). Na Tabela 2.1 são apresentadas a forma físico-química dos principais radionuclídeos liberados pelo IPEN e as respectivas instalações geradoras (Departamento do Ciclo do Combustível, 1988), enquanto que na Tabela 2.2 estão a atividade média liberada nos últimos 5 anos e a meia vida física de cada um deles.

No meio ambiente, os radionuclídeos estão sujeitos a uma série de processos naturais que levam, inicialmente, a sua dispersão e, em seguida, a sua redistribuição espacial e acumulação nos componentes do meio. Muitos destes processos são comuns a um grande número de elementos radioativos; entretanto, a importância relativa de cada um deles depende de um conjunto de fatores, que engloba: propriedades físicas e químicas dos radionuclídeos; características e comportamento dos organismos biológicos; e atributos físicos, químicos e biológicos do ecossistema.

Individualmente, os radionuclídeos apresentam características únicas, que definem, em certa medida, o seu comportamento no ecossistema. Porém, certos grupos de radionuclídeos, por possuírem propriedades químicas importantes em comum, se comportam de maneira similar, e podem, portanto, ser discutidos em conjunto.

Os actínídeos são um exemplo deste tipo de comportamento; englobam os elementos de número atômico igual ou superior a 89 e caracterizam-se por serem todos radioativos. Dos radionuclídeos liberados pelo IPEN, incluem-

---

<sup>\*</sup> Eng. Milton Ushima (SABESP). Comunicação pessoal.

se neste grupo o urânio e o tório, que têm como característica comum o fato de darem ambos origem a séries radioativas, conforme apresentado na Tabela 2.3.

De um modo geral, os actinídeos formam compostos insolúveis no ambiente e são considerados biologicamente imóveis. O seu transporte ocorre principalmente por meio de processos físicos e químicos; sendo assim, tendem a se ligar fortemente a superfícies sólidas, acumulando-se em solos e sedimentos. A transferência destes elementos do solo para as plantas terrestres é considerada baixa, e normalmente a associação dos actinídeos à vegetação se dá por ligação à superfície externa.

Os organismos biológicos são expostos aos actinídeos principalmente por meio de contato superficial, inalação e ingestão. Uma vez incorporados, estes elementos apresentam tempo de retenção longo, com meia vida biológica da ordem de  $10^4$  dias ou mais, sendo exceção alguns compostos de urânio com meia vida biológica de  $10^2$  dias.

Segundo Whicker & Schultz (1982), os radionuclídeos podem ainda ser divididos de acordo com suas propriedades químicas em: não metais; metais leves; gases nobres; metais pesados; e terras raras.

Os elementos terras raras incluem a série dos lantanídeos e os elementos Sc e Y; dos radionuclídeos descarregados pelo IPEN fazem parte deste grupo o  $^{144}\text{Ce}$  e o  $^{152}\text{Eu}$ . Os radionuclídeos classificados como terras raras são produzidos em reatores nucleares como produtos de fissão ou pelo decaimento destes. São caracterizados por sua forma geralmente insolúvel no ambiente e pela ausência de função biológica no ecossistema; conseqüentemente exibem baixa taxa de incorporação nos elementos bióticos do meio e uma capacidade mínima de transporte através da cadeia alimentar. Normalmente, os nuclídeos pertencentes a este grupo apresentam forte retenção nos materiais de solo e sedimentares, sendo baixa a sua incorporação por plantas terrestres.

A assimilação das terras raras pelo homem se dá, principalmente, por meio de inalação de partículas insolúveis, ingestão de produtos contaminados por adsorção à superfície externa, e exposição externa. A retenção destes elementos no organismo é alta, com meia vida biológica característica entre  $10^2$  e  $10^4$  dias.

**Tabela 2.1.** Principais radionuclídeos liberados no efluente líquido do IPEN\*

<b>Instalações geradoras</b>	<b>Radionuclídeos liberados</b>	<b>Forma físico-química</b>	<b>Forma de retenção na inst. geradora</b>
Reator IEA-R1	$^{24}\text{Na}$ , $^{51}\text{Cr}$ , $^{60}\text{Co}$ , $^{122}\text{Sb}$ , $^{124}\text{Sb}$ , $^{131}\text{I}$ , $^{132}\text{Te}$ , $^{137}\text{Cs}$ .	sulfatos solúveis	tanque de retenção
M	$^{60}\text{Co}$ , $^{137}\text{Cs}$	soluções ácidas ou básicas	tanque de retenção e bombonas
MQ	$^{95}\text{Zr}/^{95}\text{Nb}$ , $^{106}\text{Ru}$ , $^{125}\text{Sb}$ , $^{137}\text{Cs}$ , $^{144}\text{Ce}$ . U e Th naturais	-	bombonas rede de esgoto
MC	U, $^{232}\text{Th}$ e descendentes	-	bombonas
ME	U natural $^{95}\text{Zr}$	água de lavagem	rede de esgoto
MM	U nat. e U 20%	água de lavagem	tanque de precipitação
Procon	U natural, $^{232}\text{Th}$ , $^{228}\text{Ra}$	-	tanque de retenção
RC	U, Th e descendentes	-	bombonas
Laboratório de descontaminação (SP)	$^{60}\text{Co}$ , $^{110}\text{Mg}$ , $^{121}\text{Te}$ , $^{121}\text{MTe}$ , $^{123}\text{MTe}$ , $^{131}\text{I}$ , $^{134}\text{Cs}$ , $^{137}\text{Cs}$ , $^{152}\text{Eu}$ , $^{192}\text{Ir}$ , $^{203}\text{Hg}$ , U e Th e descendentes	solução aquosa.	tanque de retenção
TP	$^{131}\text{I}$ , $^{51}\text{Cr}$ $^{65}\text{Zn}$ , $^{51}\text{Cr}$ , $^{99}\text{Tc}$ , $^{131}\text{I}$	-solução de NaCl 9% -solução aquosa.	bombonas rede de esgoto
TF	$^{60}\text{Co}$ , $^{137}\text{Cs}$ $^{152}\text{Eu}$ , $^{134}\text{Cs}$ $^{65}\text{Zn}$ , $^{22}\text{Na}$ , $^{203}\text{Hg}$	-sol. aquosa ácida, formas iônicas e complexos. -solução aquosa	-bombonas -rede de esgoto

\* As siglas das instalações geradoras estão em acordo com a descrição das áreas do IPEN feita anteriormente.

**Tabela 2.2.** Atividade liberada no efluente líquido do IPEN.

Nuclídeo	Atividade liberada (Bq/a)	T <sub>1/2</sub> (ano)
<sup>108</sup> MAg	4,0.10 <sup>5</sup>	1,27.10 <sup>2</sup>
<sup>110</sup> MAg	8,3.10 <sup>5</sup>	0,68
<sup>144</sup> Ce	1,3.10 <sup>6</sup>	0,78
<sup>58</sup> Co	3,2.10 <sup>6</sup>	0,19
<sup>60</sup> Co	3,7.10 <sup>8</sup>	5,27
<sup>51</sup> Cr	8,4.10 <sup>6</sup>	0,076
<sup>134</sup> Cs	5,0.10 <sup>6</sup>	2,06
<sup>137</sup> Cs	9,5.10 <sup>7</sup>	30,2
<sup>152</sup> Eu	8,1.10 <sup>5</sup>	13,3
<sup>203</sup> Hg	3,6.10 <sup>5</sup>	0,13
<sup>131</sup> I	3,2.10 <sup>7</sup>	0,022
<sup>192</sup> Ir	1,3.10 <sup>5</sup>	0,20
<sup>24</sup> Na	3,5.10 <sup>7</sup>	1,71.10 <sup>-3</sup>
<sup>95</sup> Nb	1,6.10 <sup>5</sup>	0,096
<sup>228</sup> Ra	1,3.10 <sup>7</sup>	5,75
<sup>106</sup> Ru	6,1.10 <sup>5</sup>	1,01
<sup>122</sup> Sb	5,0.10 <sup>5</sup>	0,007
<sup>124</sup> Sb	6,6.10 <sup>6</sup>	0,16
<sup>125</sup> Sb	8,7.10 <sup>4</sup>	2,77
<sup>99</sup> Tc	3,1.10 <sup>6</sup>	2.10 <sup>5</sup>
<sup>121</sup> Te	1,1.10 <sup>6</sup>	0,047
<sup>121M</sup> Te	8,4.10 <sup>5</sup>	0,422
<sup>123M</sup> Te	6,8.10 <sup>6</sup>	0,329
<sup>132</sup> Te	4,1.10 <sup>5</sup>	0,0089
<sup>232</sup> Th	1,9.10 <sup>7</sup>	1,4.10 <sup>10</sup>
<sup>234</sup> Th	2,5.10 <sup>8</sup>	0,066
<sup>238</sup> U	5,4.10 <sup>8</sup>	4,5.10 <sup>9</sup>
<sup>65</sup> Zn	1,2.10 <sup>7</sup>	0,668
<sup>95</sup> Zr	5,4.10 <sup>4</sup>	0,18

**Tabela 2.3.** Esquema de decaimento do  $^{238}\text{U}$  e  $^{232}\text{Th}$ .

Urânio-238			Tório-232		
Radionuclídeo	Meia vida	Radiação	Radionuclídeo	Meia vida	Radiação
$^{238}\text{U}$	$4,5 \cdot 10^9$ anos	$\alpha, \gamma$	$^{232}\text{Th}$	$1,4 \cdot 10^{10}$ anos	$\alpha, \gamma$
$^{234}\text{Th}$	24 dias	$\beta, \gamma$	$^{228}\text{Ra}$	6,7 anos	$\beta, \gamma$
$^{234}\text{Pa}$	1,2 min.	$\beta, \gamma$	$^{228}\text{Ac}$	6,1 horas	$\beta, \gamma$
$^{234}\text{U}$	$2,5 \cdot 10^5$ anos	$\alpha, \gamma$	$^{228}\text{Th}$	1,9 anos	$\alpha, \gamma$
$^{230}\text{Th}$	$8 \cdot 10^4$ anos	$\alpha, \gamma$	$^{224}\text{Ra}$	3,6 dias	$\alpha, \gamma$
$^{226}\text{Ra}$	1650 anos	$\alpha, \gamma$	$^{220}\text{Rn}$	55 seg.	$\alpha, \gamma$
$^{222}\text{Rn}$	3,8 dias	$\alpha, \gamma$	$^{216}\text{Po}$	0,16 seg.	$\alpha, \beta$
$^{218}\text{Po}$	3,1 min.	$\alpha, \beta$	$^{212}\text{Pb}$	11 horas	$\beta, \gamma$
$^{214}\text{Pb}$	27 min.	$\beta, \gamma$	$^{212}\text{Bi}$	61 min.	$\alpha, \beta, \gamma$
$^{214}\text{Bi}$	20 min.	$\alpha, \beta, \gamma$	$^{212}\text{Po}$	$3 \cdot 10^{-7}$ seg.	$\alpha$
$^{214}\text{Po}$	$1,6 \cdot 10^{-4}$ seg.	$\alpha$	$^{208}\text{Pb}$	estável	-
$^{210}\text{Pb}$	19 anos	$\beta, \gamma$			
$^{210}\text{Bi}$	5,0 dias	$\alpha, \beta, \gamma$			
$^{210}\text{Po}$	138 dias	$\alpha, \gamma$			
$^{206}\text{Pb}$	estável	-			

Alguns radionuclídeos são análogos quimicamente a elementos nutrientes essenciais, e tendem a acompanhá-los em suas trajetórias através do ecossistema. Dentre os radionuclídeos apresentados na Tabela 2.2 podemos destacar o  $^{228}\text{Ra}$ , que se comporta como o nutriente cálcio, o  $^{137}\text{Cs}$  e o  $^{134}\text{Cs}$ , que geralmente seguem o movimento do potássio, e o  $^{131}\text{I}$ , que acompanha o comportamento do iodo estável através dos compartimentos ambientais.

Os nuclídeos  $^{228}\text{Ra}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  e  $^{134}\text{Cs}$  pertencem ao grupo dos metais leves, sendo o cézio um metal alcalino e o rádio um metal alcalino terroso. Por ser análogo quimicamente ao nutriente potássio, o cézio apresenta grande mobilidade ambiental, podendo ser encontrado em concentrações detetáveis em basicamente todos os organismos biológicos. A assimilação do cézio por plantas terrestres ocorre tanto por deposição aérea ou adsorção superficial,

quanto por incorporação através da raiz. Em animais, ela pode ocorrer por meio de inalação, ingestão, e absorção ou adsorção superficial.

Os elementos do grupo dos metais alcalinos terrosos caracterizam-se por serem quimicamente reativos e raramente ocorrerem em estado livre. Deste grupo, os isótopos  $^{226}\text{Ra}$  e  $^{228}\text{Ra}$  constituem os radionuclídeos mais importantes, sendo gerados na série de decaimento do  $^{238}\text{U}$  e  $^{232}\text{Th}$ , respectivamente. Devido a sua similaridade ao cálcio, um nutriente essencial, caracterizam-se por uma considerável mobilidade no meio ambiente. A assimilação do Ra por plantas terrestres ocorre por incorporação através da raiz; normalmente, a concentração de rádio na maioria das plantas é 1 ou 2 ordens de magnitude menor do que no solo em que crescem; entretanto, esta proporção é bastante variável de acordo com o tipo e características do solo.

O iodo faz parte do grupo dos não metais, do qual fazem parte ainda vários elementos dos grupos IIIA até VIIA da tabela periódica, além do hidrogênio. O principal radioisótopo do iodo é o  $^{131}\text{I}$ , cujo comportamento ambiental é altamente afetado pela abundância e fisiologia do iodo estável. Devido a sua grande mobilidade, o iodo entra prontamente em sistemas biológicos, sendo que, normalmente, a ingestão é o modo mais crítico de incorporação.

A maior parte dos radionuclídeos que são liberados pelo IPEN estão classificados como metais pesados; dentre eles podemos citar:  $^{51}\text{Cr}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{65}\text{Zn}$ ,  $^{95}\text{Zr}$ ,  $^{95}\text{Nb}$ ,  $^{99}\text{Tc}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ,  $^{192}\text{Ir}$ ,  $^{203}\text{Hg}$ , e os isótopos da Ag. Neste grupo os elementos apresentam propriedades químicas complexas e variadas, sendo assim, poucas considerações podem ser feitas para o grupo como um todo.

Alguns radionuclídeos deste grupo se destacam em termos de risco radiológico. Comparativamente, o  $^{60}\text{Co}$  é o mais importante em decorrência da meia vida longa, da emissão de radiação gama de alta energia e do largo uso em áreas como medicina, indústria e pesquisa. Quando distribuídos no meio, os radionuclídeos do cobalto são prontamente acumulados por organismos biológicos. Em ambientes aquáticos, o sedimento de fundo é o principal compartimento de acumulação do cobalto e, segundo Murray & Murray (1973), o equilíbrio adsorção-desorção para o  $^{60}\text{Co}$  depende fortemente do pH do meio.

O  $^{95}\text{Zr}$  e seu filho,  $^{95}\text{Nb}$ , apresentam pequena mobilidade no ambiente, sendo rapidamente fixados às partículas do solo quando dispersos no meio terrestre e ao material sólido em suspensão quando em ambientes aquáticos. Por emitirem radiação gama penetrante, são particularmente importantes em vias de exposição externa.

O risco radiológico devido ao  $^{65}\text{Zn}$  e ao  $^{99}\text{Tc}$  é associado às vias de exposição interna, principalmente a ingestão de plantas contaminadas. Ambos os radionuclídeos apresentam grande mobilidade ambiental e facilidade para entrar na cadeia alimentar, principalmente através da sua incorporação por plantas a partir do solo.

Na Tabela 2.4 são apresentados alguns parâmetros e características importantes em termos ambientais dos radionuclídeos liberados pelo IPEN.

### **2.1. Características da Região onde está Localizado o IPEN**

O IPEN está localizado dentro da Cidade Universitária Armando de Salles Oliveira, no bairro do Butantã em São Paulo, ocupando uma área de aproximadamente 524.000 m<sup>2</sup>.

A Cidade Universitária está situada à margem esquerda do canal do rio Pinheiros, limitada a oeste pelo ribeirão Jaguaré e a leste pelo rio Pirajussara, ambos afluentes do Pinheiros. Situa-se no planalto da Serra do Mar, numa região onde as cotas oscilam de 720 a 800 m. Segundo Marcelino (1983), o solo nesta região caracteriza-se por sedimentos terciários da Bacia de São Paulo, predominando argilas pouco arenosas.

A região apresenta clima tropical temperado, com período seco no inverno e chuvoso no verão, caracterizando-se pelos seguintes parâmetros (Palacios & Oliveira, 1976; Jacomino & Maduar, 1992):

**Tabela 2.4.** Características gerais dos radionuclídeos liberados pelo IPEN\*.

Nuclídeo	Fonte	Tipo de radiação	Pontos de acumulação no meio	Nutrientes análogos
$^{108}\text{M}_{\text{Ag}}$	Prod. de Ativação	$\beta^{-}, \gamma$	solo, sedimento <sup>†</sup>	-
$^{110}\text{M}_{\text{Ag}}$	Prod. de Ativação	$\beta^{-}, \gamma$	solo, sedimento <sup>†</sup>	-
$^{144}\text{Ce}$	Prod. de Fissão	$\beta^{-}, \gamma$	solo, sedimento	-
$^{58}\text{Co}$	Prod. de Ativação	$\beta^{+}, \gamma$	solo, sedimento	cobalto
$^{60}\text{Co}$	Prod. de Ativação	$\beta^{-}, \gamma$	solo, sedimento	cobalto
$^{51}\text{Cr}$	Prod. de Ativação	$\gamma$	solo, sedimento	-
$^{134}\text{Cs}$	Prod. de Fissão	$\beta^{-}, \gamma$	solo, sedimento	potássio
$^{137}\text{Cs}$	Prod. de Fissão	$\beta^{-}, \gamma$	solo, sedimento	potássio
$^{152}\text{Eu}$	Decaim. do $^{152}\text{Sm}$	$\beta^{-}, \gamma$	-	-
$^{203}\text{Hg}$	Prod. de Ativação	$\beta^{-}, \gamma$	-	-
$^{131}\text{I}$	Prod. de Fissão	$\beta^{-}, \gamma$	biota, solo	iodo
$^{192}\text{Ir}$	Prod. de Ativação	$\beta^{-}, \gamma$	-	-
$^{24}\text{Na}$	Prod. de Ativação	$\beta^{-}, \gamma$	biota <sup>†</sup>	sódio <sup>†</sup>
$^{95}\text{Nb}$	Decaim. do $^{95}\text{Zr}$	$\beta^{-}, \gamma$	solo, sedimento	-
$^{228}\text{Ra}$	Decaim. do $^{232}\text{Th}$	$\beta^{-}$	litosfera	calcio
$^{106}\text{Ru}$	Prod. de Fissão	$\beta^{-}, \gamma$	solo, sedimento	-
$^{122}\text{Sb}$	Prod. de Ativação	$\beta^{-}, \gamma$	-	-
$^{124}\text{Sb}$	Prod. de Ativação	$\beta^{-}, \gamma$	-	-
$^{125}\text{Sb}$	Decaim. do $^{125}\text{Sn}$	$\beta^{-}, \gamma$	-	-
$^{99}\text{Tc}$	Prod. de Fissão	$\beta^{-}$	biota, solo	-
$^{121}\text{Te}$	Prod. de Ativação	$\beta^{-}, \gamma$	biota, solo <sup>†</sup>	-
$^{121\text{M}}\text{Te}$	Prod. de Ativação	$\gamma$	biota, solo <sup>†</sup>	-
$^{123\text{M}}\text{Te}$	Prod. de Ativação	$\gamma$	biota, solo <sup>†</sup>	-
$^{132}\text{Te}$	Prod. de Ativação	$\beta^{-}, \gamma$	biota, solo <sup>†</sup>	-
$^{232}\text{Th}$	Natural	$\alpha, \gamma$	litosfera	-
$^{234}\text{Th}$	Decaim. do $^{238}\text{U}$	$\beta^{-}, \gamma$	litosfera	-
$^{238}\text{U}$	Natural	$\alpha, \gamma$	litosfera	-
$^{65}\text{Zn}$	Prod. de Ativação	$\beta^{+}, \gamma$	solo, sedimento	zinco
$^{95}\text{Zr}$	Prod. de Fissão	$\beta^{-}, \gamma$	solo, sedimento	-

\* Whicker & Schultz (1982); Eisembud (1987); Coughtrey e cols. (1985); Kocher (1981).

† Dados limitados.

- temperatura média anual do ar : 19,1°C
  - média das temperaturas máximas : 24,7°C
  - média das temperaturas mínimas : 15,3°C
- precipitação média anual : 1400 mm
- evaporação média anual : 900 mm
- umidade relativa : 79 %
- nebulosidade ( 0 - 10 ) : 7,2
- insolação total : 2102,3 horas
- pressão atmosférica : 926,2 mb

Apresenta ainda predominância de ventos na direção sudeste (SE), com frequência aproximada de 39,8% e velocidade média de 3,6 m/s, e calmarias de frequência aproximada de 2,0%, caracterizadas por velocidade do vento menor que 0,4 m/s (Jacomino & Maduar, 1992).

O IPEN encontra-se numa zona densamente povoada, alcançando aproximadamente 592.000 habitantes num raio de 5 km com centro no IPEN, segundo dados do censo de 1980 (Gordon & Jacomino, 1989).

## **2.2. Caracterização Física do Sistema Aquático sob Influência do IPEN**

O IPEN está localizado na região oeste de São Paulo, contida na Primeira Zona Hidrográfica do Estado, que abrange a parte superior do rio Tietê, desde as suas cabeceiras até a Barragem de Barra Bonita, numa extensão de 592 km (CETESB, 1990).

A Primeira Zona Hidrográfica é composta por 10 bacias, sendo que duas delas se encontram na região de influência do IPEN: Bacia Tietê Alto-Zona Metropolitana e Bacia Billings.

A Bacia Tietê Alto-Zona Metropolitana abrange o rio Tietê e seus afluentes desde a entrada de São Paulo até a barragem de Pirapora. É limitada ao norte pelas baixas encostas da Cantareira e ao sul pelos divisores de água das represas Billings e Guarapiranga. A Bacia Billings contém o reservatório Billings e seus contribuintes naturais.

Na década de 40, foi construído nos rios Pinheiros e Tietê o chamado Sistema Alto Tietê, com a finalidade de aproveitamento das águas das bacias hidrográficas dos rios Tietê e Guarapiranga para geração de energia elétrica e atenuação das cheias na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). É constituído de um conjunto elevatório formado por duas barragens, Edgard de Souza, localizada no rio Tietê no município de Santana de Parnaíba; e Estrutura do Retiro, no canal do Pinheiros junto à confluência com o rio Tietê; e duas usinas elevatórias : Usina Elevatória de Traição e Usina Elevatória Pedreira, ambas localizadas no canal do rio Pinheiros.

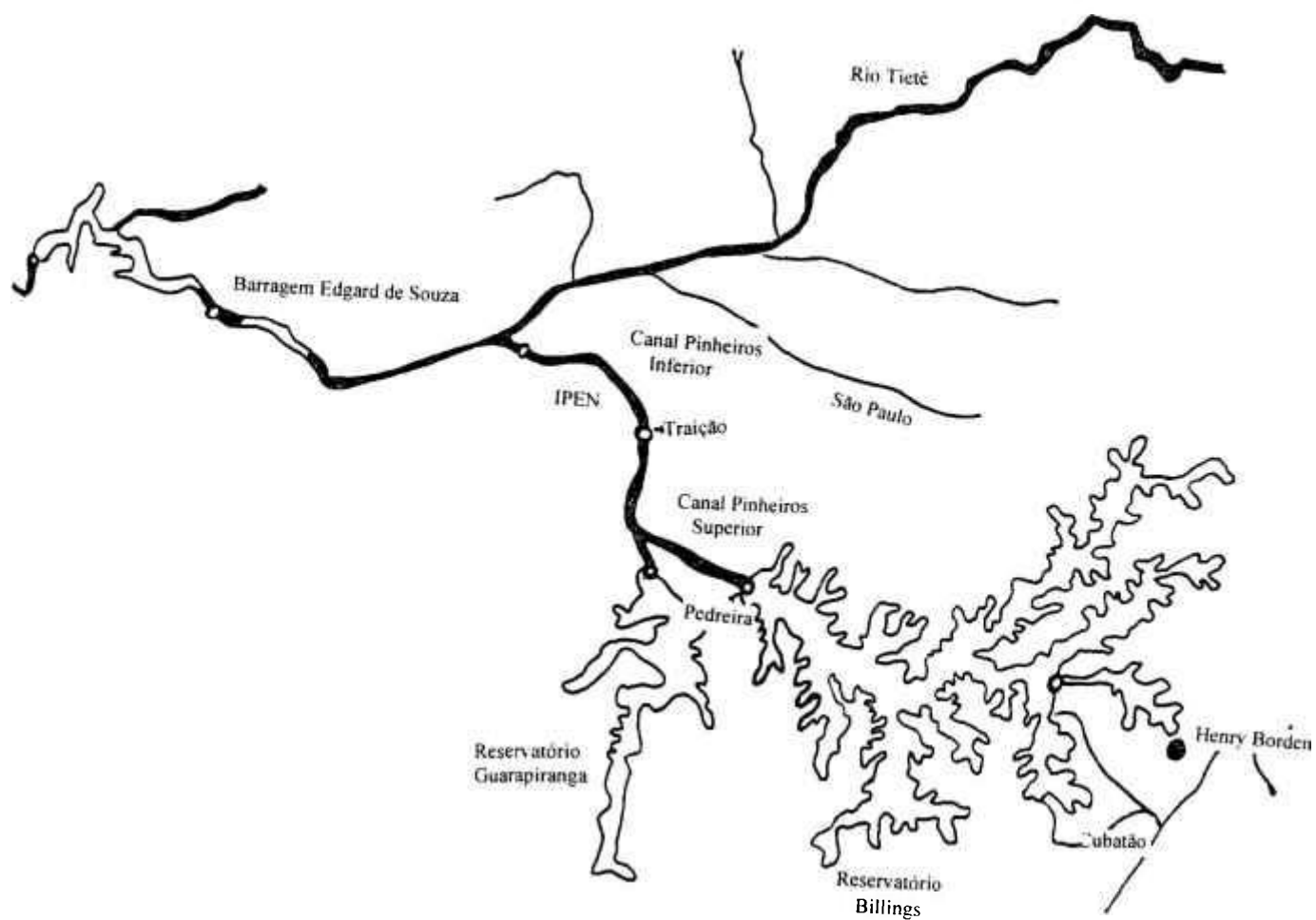
O Sistema Alto Tietê, representado na Figura 2.1, permite a reversão das águas da Bacia do Tietê Alto e a sua condução através do canal Pinheiros até o reservatório Billings, visando o seu aproveitamento para a geração de energia na Usina Hidrelétrica Henry Borden, em Cubatão.

Operando em conjunto, a Barragem Edgard de Souza e a Estrutura do Retiro têm a função de controlar os níveis e vazões d'água a fim de evitar que as cheias do rio Tietê e afluentes atinjam a sub-bacia do Pinheiros.

As elevatórias de Traição e Pedreira são usinas de bombeamento do tipo reversível. Foram construídas com a finalidade de propiciar o escoamento invertido das águas do rio Pinheiros; a Usina de Traição bombeia as águas do canal Pinheiros Inferior para o Superior, enquanto que a Usina de Pedreira bombeia as águas do canal Pinheiros Superior para o compartimento de Pedreira do reservatório Billings.

Existem três regras operacionais para o Sistema Alto Tietê (CETESB, 1994b):

- Operação Energética, na qual a ELETROPAULO mantém à jusante de Pirapora uma descarga mínima de  $1\text{m}^3/\text{s}$ , derivando para produção de energia elétrica, até  $270\text{m}^3/\text{s}$  para o reservatório Billings.



**Figura 2.1.** O Sistema Alto Tietê

- Operação Balanceada, na qual há a distribuição, em proporções variáveis, das águas do Tietê Alto entre a Billings e o Tietê Médio-Superior, sempre resultando vazões em Pirapora superiores a  $1\text{m}^3/\text{s}$ , em Edgard de Souza maiores que zero e vazões turbinadas em Henry Borden dependentes de fatores sanitários.

A Operação Enchente é um caso particular desta regra, e sempre prevalecerá por ocasião das grandes chuvas, independentemente de outros fatores.

- Operação Saneamento, na qual é interrompido o bombeamento na Usina Elevatória de Pedreira, encaminhando-se a totalidade das águas em direção ao Tietê Médio-Superior.

A partir de 05 de outubro de 1992 ficou suspenso por tempo indeterminado o bombeamento das águas do rio Pinheiros para a Billings, em cumprimento ao artigo 46 das Disposições Constitucionais Transitórias, estabelecido através da Resolução Conjunta SMA-SES nº 03/92 de 04/09/92 (artigo 1º).

De acordo com o artigo 2º desta Resolução, a retomada do bombeamento só poderá ocorrer sob autorização dos Secretários de Estado de Energia, de Recursos Hídricos, Saneamento e Obras e do Meio Ambiente, nas seguintes situações emergenciais (CETESB, 1994b):

- aumento da vazão do rio Tietê, junto à confluência com o canal Pinheiros, acima de  $160\text{m}^3/\text{s}$ , ou previsão de precipitações capazes de determinar enchentes na RMSP;
- formação e concentração de espumas de surfactantes extravasando o espelho d'água, no rio Tietê a jusante da barragem Edgard de Souza;
- florescimento e expansão de algas nos corpos hídricos da RMSP e Tietê Médio, comprometendo sua qualidade para fins de abastecimento público;
- queda da cota na tomada d'água da Usina de Henry Borden a níveis insuficientes para assegurar o fornecimento de energia elétrica em situações emergenciais;
- ocorrência de intrusão salina ou queda do nível da bacia do rio Cubatão, comprometendo o funcionamento do parque industrial local.

A Tabela 2.5 apresenta as regras operacionais adotadas desde 1981 para o escoamento das águas da Bacia Tietê Alto-Zona Metropolitana (CETESB. 1994b).

**Tabela 2.5.** Regras Operacionais no Sistema Alto Tietê.

<b>ANO</b>	<b>Operação predominante no Sistema Alto-Tietê</b>
1981/1982	Energética
1983	Saneamento
1984/1985	Balanceada
1986	Energética
1987/setembro de 1992	Balanceada
outubro 1992/dezembro 1993	Artigo 46

### 2.2.1. Canal do Rio Pinheiros

O canal Pinheiros foi formado na década de 40 pela canalização dos rios Grande e Pinheiros no trecho compreendido entre o reservatório Billings e a confluência com o rio Tietê, numa extensão de 26.200 m.

A Usina Elevatória de Traição divide o canal Pinheiros em dois trechos: Superior (entre Traição e Pedreira) e Inferior (entre Traição e a confluência com o rio Tietê). Suas principais características são :

#### **Canal Pinheiros Superior :**

- extensão : 15.461 m
- largura média : 87,40 m
- secção livre média de água : 333,8 m<sup>2</sup>

- principais contribuintes naturais : córrego da Olaria, córrego Julião, ribeirão Zavurus, córrego Poty, canal Guarapiranga, córrego Morro do 'S' e Galeria Maria Joaquina.

#### **Canal Pinheiros Inferior :**

- extensão : 10.740 m
- largura média : 81,70 m
- secção livre média de água : 336,0 m<sup>2</sup>
- principais contribuintes naturais : dreno Brooklin, córrego do Sapateiro; rio Pirajussara e ribeirão Jaguaré.

A construção do Sistema Alto Tietê e as altas taxas de crescimento urbano verificado nas duas últimas décadas na RMSP, são responsáveis por uma elevação dos níveis de erosão da bacia e, como consequência, do assoreamento do leito dos rios principais; Pinheiros e Tietê.

No caso do canal do rio Pinheiros, a porção da bacia situada à margem esquerda é responsável por uma parcela maior de aporte sólido, uma vez que esta região está em fase de consolidação e crescimento, sobretudo próximo às cabeceiras dos afluentes, onde as declividades são mais acentuadas. Além disto, esta porção da bacia é constituída predominantemente por terrenos do cristalino os quais, segundo estudos geológicos efetuados pelo Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT), apresentam substratos mais susceptíveis à erosão, constituídos basicamente por siltes.

A porção da bacia à margem direita do Pinheiros apresenta assentamento urbano mais antigo, estando praticamente consolidada. Nesta região predominam os terrenos terciários da formação São Paulo, mais resistentes à erosão.

O material erodido da bacia, constituído basicamente por silte e areia fina, é transportado pelos afluentes como carga de lavagem até atingir o canal do rio Pinheiros. A carga de lavagem é definida como a parcela mais fina do material transportado em suspensão, e que é inexistente ou encontrado em pequenas quantidades no leito.

No canal do Pinheiros, a carga de lavagem dos afluentes sofre deposição, devido a reduzida capacidade de transporte deste rio, vindo a constituir o material de leito do mesmo.

O estudo granulométrico do material de leito do canal do Pinheiros e de seus afluentes, realizado pelo IPT em 1984 (IPT, 1984), demonstrou uma clara correspondência entre o material que constitui o leito do rio Pinheiros e a carga de lavagem dos seus afluentes.

Num levantamento mais recente realizado pelo IPT em 1992, confirmou-se a predominância de areia fina e silte no material de leito do Pinheiros; observou-se ainda a presença de argila ao longo do canal e em geral uma quantidade muito pequena de areia média e grossa.

Uma análise da composição macroscópica do material de leito do rio Tietê demonstrou que o lixo - resíduos de construção, metais, borrachas, plásticos e outros materiais - tem uma contribuição inferior a 5% no total do material de desassoreamento (CTH, 1992). Para o canal do rio Pinheiros espera-se uma proporção um pouco maior, dada a sua baixa capacidade de transporte sólido, porém da mesma ordem de grandeza que a encontrada no rio Tietê.

Os principais pontos de assoreamento do canal Pinheiros estão em geral localizados próximos às entradas dos afluentes ou embaixo de pontes onde o rio sofre um estreitamento. Os pontos de maior afluência de material sólido são, em ordem crescente de contribuição, os seguintes afluentes : rio Pirajussara, córrego Morro do 'S', ribeirão Jaguaré, Dreno Brooklin, e córrego Ponte Baixa, este no canal Guarapiranga.

A limitada capacidade de transporte sólido do rio Pinheiros torna inevitável o desassoreamento do seu leito, serviço este realizado regularmente pela ELETROPAULO em pontos de perda de carga. Estes pontos são definidos com base em batimetrias realizadas periodicamente ao longo do canal e pelos ensaios de perda de carga, que são levantamentos de linhas d'água no canal para uma vazão conhecida.

O desassoreamento do canal é realizado de duas maneiras principais : *dragagem por sucção*, com transferência do material para botaforas localizados ao longo das margens do canal, e *dragagem por escavadeiras nas*

*margens*, acumulando-se o material dragado em montes nas margens do canal para posterior transporte por meio de caminhões.

O material dragado por sucção disposto nos botaforas ao longo das margens do canal, sofre decantação e secagem ao ar livre. Depois de seco, o sedimento dragado é retirado dos botaforas e transportado para aterros definitivos no município de São Paulo. Existem atualmente 10 botaforas em atividade junto ao canal do Pinheiros, cujos volume e localização são apresentados na Tabela 2.6 e Figura 2.2.

As Usinas Elevatórias de Traição e Pedreira possuem unidades geradoras reversíveis, podendo bombear as águas do canal Pinheiros tanto em sentido Billings quanto em sentido Tietê. A máxima capacidade de bombeamento da Usina de Pedreira para a Billings é de 320 m<sup>3</sup>/s. No período de 5 anos anteriores a outubro de 1992, a vazão média bombeada em Pedreira foi de 70 m<sup>3</sup>/s, sendo que em época de cheia a vazão média atingia 130 m<sup>3</sup>/s e em época de estiagem 40 m<sup>3</sup>/s (ELETROPAULO, 1993).

Após outubro de 1992, o bombeamento em Pedreira tem se dado basicamente em duas situações :

- em época de alta pluviosidade, quando há ameaça de inundação do rio Tietê na RMSP, e
- em época de estiagem, quando o nível do reservatório Billings reduz-se a níveis insuficientes para a tomada d'água em Henry Borden, prejudicando o abastecimento elétrico do parque industrial em Cubatão.

A vazão média recalçada em Pedreira nas situações citadas tem sido cerca de 70 m<sup>3</sup>/s. Excetuando-se estes casos, o escoamento do canal do rio Pinheiros tem se dado em direção ao rio Tietê numa vazão que não ultrapassa 10 m<sup>3</sup>/s (ELETROPAULO, 1993).

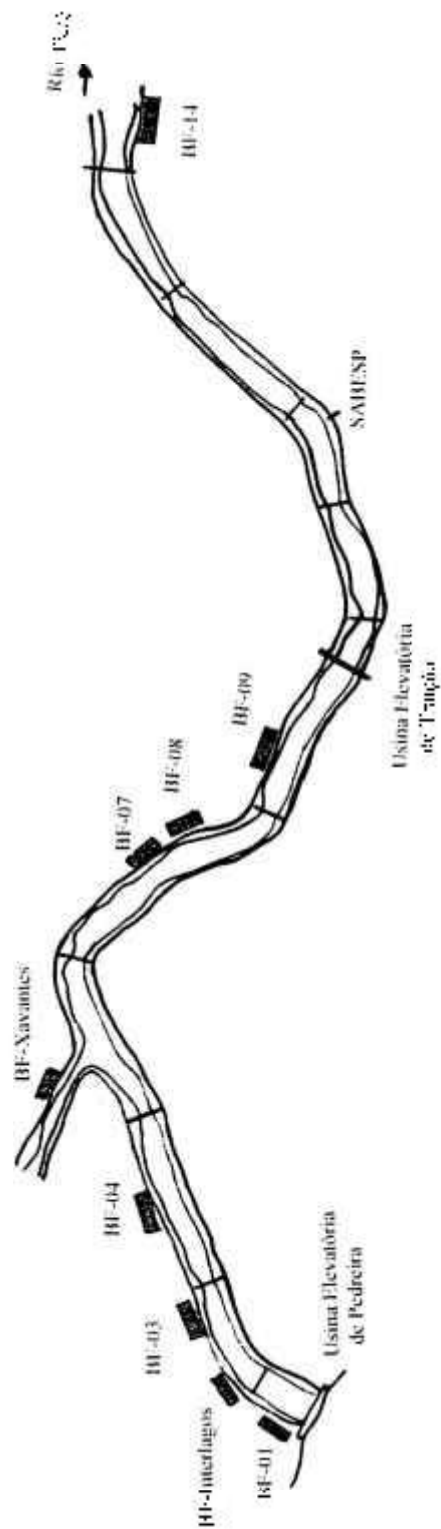


Figura 2.2. Canal do rio Pinheiros.

**Tabela 2.6.** Botaforas utilizados no desassoreamento do canal Pinheiros.

<b>Botafora</b>	<b>Volume (m<sup>3</sup>)</b>	<b>Localização</b>
BF 01	CXA = 435.000 CXB = 245.000	Margem Oeste do canal Pinheiros - Sto Amaro km 0 + 500m
BF Interlagos	CXA = 100.000 CXB = 260.000	Margem Oeste do canal Pinheiros - Interlagos km 1 + 800m
BF 03	CXA = 130.000 CXB = 155.000	Margem Oeste do canal Pinheiros - Interlagos km 2 + 200m
BF 04	CXA = 105.000 CXB = 105.000	Margem Oeste do canal Pinheiros - Interlagos km 4 + 000m
BF Xavantes	Única = 60.000	Margem Norte do canal Guarapiranga - Capela do Socorro. km 1 + 800m
BF 07	CXA = 120.000 CXB = 150.000	Margem Oeste do canal Pinheiros - Sto Amaro km 11 + 338m
BF 08	CXA = 240.000 CXB = 150.000	Margem Oeste do canal Pinheiros - Ibirapuera km 11 + 890m
BF 09	Única = 120.000	Margem Oeste do canal Pinheiros - Real Parque Ibirapuera. km 13 + 865m
BF 14	CXA = 180.000 CXB = 170.000 CXC = 60.000	Margem Leste do canal Pinheiros - Jaguaré km 25 + 544m
BF Confluência	CXA = 60.000 CXB = 20.000	Confluência do canal Pinheiros e rio Tietê Jaguaré

Garcia Agudo e cols. (1976) realizaram um estudo com traçadores radioativos nos rios Tietê e Pinheiros, no qual determinaram o tempo de trânsito das águas desde a Ponte de Guarulhos, no rio Tietê, até a Usina de Pedreira no canal do rio Pinheiros.

As medições foram realizadas entre novembro e dezembro de 1974, um período de alta pluviosidade no qual as águas do Pinheiros eram constantemente bombeadas para o reservatório Billings a vazão média de 70 m<sup>3</sup>/s. Neste estudo foi obtido o valor de 15 horas para o tempo de trânsito das águas desde a Ponte Cidade Universitária até a Usina de Pedreira.

Em termos de qualidade, as águas do canal do rio Pinheiros são enquadradas na classe 4 (CETESB, 1994a), que são águas destinadas aos

usos menos exigentes, segundo Resolução CONAMA nº 20, de 18 de junho de 1986 (CONAMA, 1986).

### 2.2.2. Rio Tietê

O rio Tietê nasce no leste do Estado de São Paulo, no município de Salesópolis, e segue sentido leste-oeste, atravessando a zona mais urbanizada de São Paulo.

Das nascentes até a Barragem de Barra Bonita, o rio Tietê está enquadrado na Primeira Zona Hidrográfica do Estado de São Paulo, formando três bacias hidrográficas : *Bacia Tietê Alto-Cabeceiras*, desde as nascentes até quase a entrada de São Paulo na divisa com Itaquaquecetuba; *Bacia Tietê Alto-Zona Metropolitana*, abrange o rio Tietê e seus afluentes desde a entrada de São Paulo até o reservatório de Pirapora; e *Bacia Tietê Médio-Superior*, desde a saída do reservatório de Pirapora até a Barragem de Barra Bonita.

Assim como no canal do rio Pinheiros, o escoamento das águas do Alto Tietê é dependente da operação do Sistema Alto Tietê, sendo que este pode se dar de três formas distintas : a totalidade das águas do Tietê Alto é encaminhada, via canal do rio Pinheiros, ao reservatório Billings; as águas do Tietê Alto são parte desviadas para o canal Pinheiros e parte descarregadas Tietê abaixo ou, as águas do Tietê seguem seu fluxo natural em direção ao interior do Estado de São Paulo, recebendo o canal do rio Pinheiros como seu contribuinte.

Após a interrupção do bombeamento em Pedreira, em outubro de 1992, esta última forma de escoamento do Tietê Alto tem sido a predominante. A vazão média anual do rio Tietê, registrada na entrada da barragem Edgard de Souza, é de 130 m<sup>3</sup>/s (ELETROPAULO, 1993). Ao longo de seu percurso, o rio Tietê apresenta largura média de 50 m e profundidade média de 5 m.

O rio Tietê, assim como o Pinheiros, sofre o problema do assoreamento devido a erosão na bacia e a grande quantidade de lixo que chega através de

seus afluentes. Na bacia do rio Tietê, as áreas de urbanização mais antigas e consolidadas estão em terrenos mais resistentes à erosão, enquanto que as áreas situadas nas cabeceiras dos afluentes, de maior declividade e com predominância de terrenos mais vulneráveis, apresentam assentamento mais recente.

Porém, a carga de lavagem dos seus afluentes, constituída de areia fina e silte, não se deposita, permanecendo como tal. O material de leito do rio Tietê é constituído basicamente de areias médias, que são também o componente principal do material de leito dos afluentes (CTH, 1992).

Uma análise macroscópica do material de desassoreamento do rio Tietê realizada pela Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica (CTH, 1992), mostrou que a proporção de sedimento é de 95,83% do total do material de dragagem e que a distribuição de composição do material de leito é bastante uniforme ao longo do percurso. A Tabela 2.7 apresenta um resumo dos resultados desta análise.

**Tabela 2.7.** Constituição média do material de desassoreamento do Tietê.

<b>Material</b>	<b>Porcentagem</b>
Sedimentos	95,83 %
Resíduos de construção	2,79 %
Metais	0,09 %
Borracha / Pneus	0,37 %
Plásticos	0,55 %
Outros elementos naturais	0,37 %

O serviço de desassoreamento do rio Tietê é realizado pelo DAEE, que utiliza basicamente as mesmas técnicas já apresentadas para o canal Pinheiros, *dragagem por sucção* e *dragagem por escavadeiras nas margens*.

Em termos de qualidade da água, nos primeiros 53 km, desde a nascente até a confluência com o rio Botujuru, em Mogi das Cruzes, os rios Tietê e afluentes estão enquadrados nas classes especial e 2, localizando-se na zona de proteção dos mananciais. Deste ponto em diante o rio começa a receber cargas poluidoras significativas, sendo enquadrado na classe 3 até a confluência com o rio Itaquera, já no município de São Paulo. Na RMSP até

o reservatório de Pirapora, o Tietê está enquadrado na classe 4 (CETESB, 1994a).

### 2.2.3. Reservatório Billings

O reservatório Billings foi formado pelo barramento do rio Grande em Pedreira e posteriormente aumentado pela construção das estruturas elevatórias do Sistema Alto Tietê, que proporcionou a reversão das águas da bacia do Tietê Alto e a sua condução pelo canal do rio Pinheiros.

Abrange áreas dos municípios de São Paulo, São Bernardo do Campo, Santo André, Diadema, Ribeirão Pires e Rio Grande da Serra. Possui capacidade de armazenamento útil de 1.148.750.000 m<sup>3</sup>, nível útil máximo de 747,65 m e inunda uma área de 126,8 km<sup>2</sup>, perfazendo um perímetro de 900km. A Figura 2.3 apresenta o reservatório Billings e suas estruturas principais.

Segundo Rocha (1985), 7,5% do volume total do corpo central do reservatório Billings é ocupado por lodo, proveniente basicamente da sedimentação de algas da própria represa, do transporte de matéria sólida e coloidal pelas águas de escoamento superficial, e da entrada de esgotos diluídos através de Pedreira. A maior parte da matéria sedimentável existente nos esgotos da RMSP deposita-se nos próprios rios Tietê e Pinheiros; entretanto uma parcela do material mais fino, não sedimentável e de natureza coloidal, sofre aglutinação posterior devido a vários tipos de ação bioquímica e físico-química, formando flocos que se sedimentam na represa, de modo mais acentuado junto à Barragem de Pedreira.

Em 1981 o reservatório Billings foi dividido em dois compartimentos pela construção da Barragem Anchieta no rio Grande, no município de São Bernardo do Campo. Desta forma, separou-se o braço do rio Grande do restante do reservatório, obtendo-se uma melhora da qualidade das águas neste braço. As principais características dos dois compartimentos são:

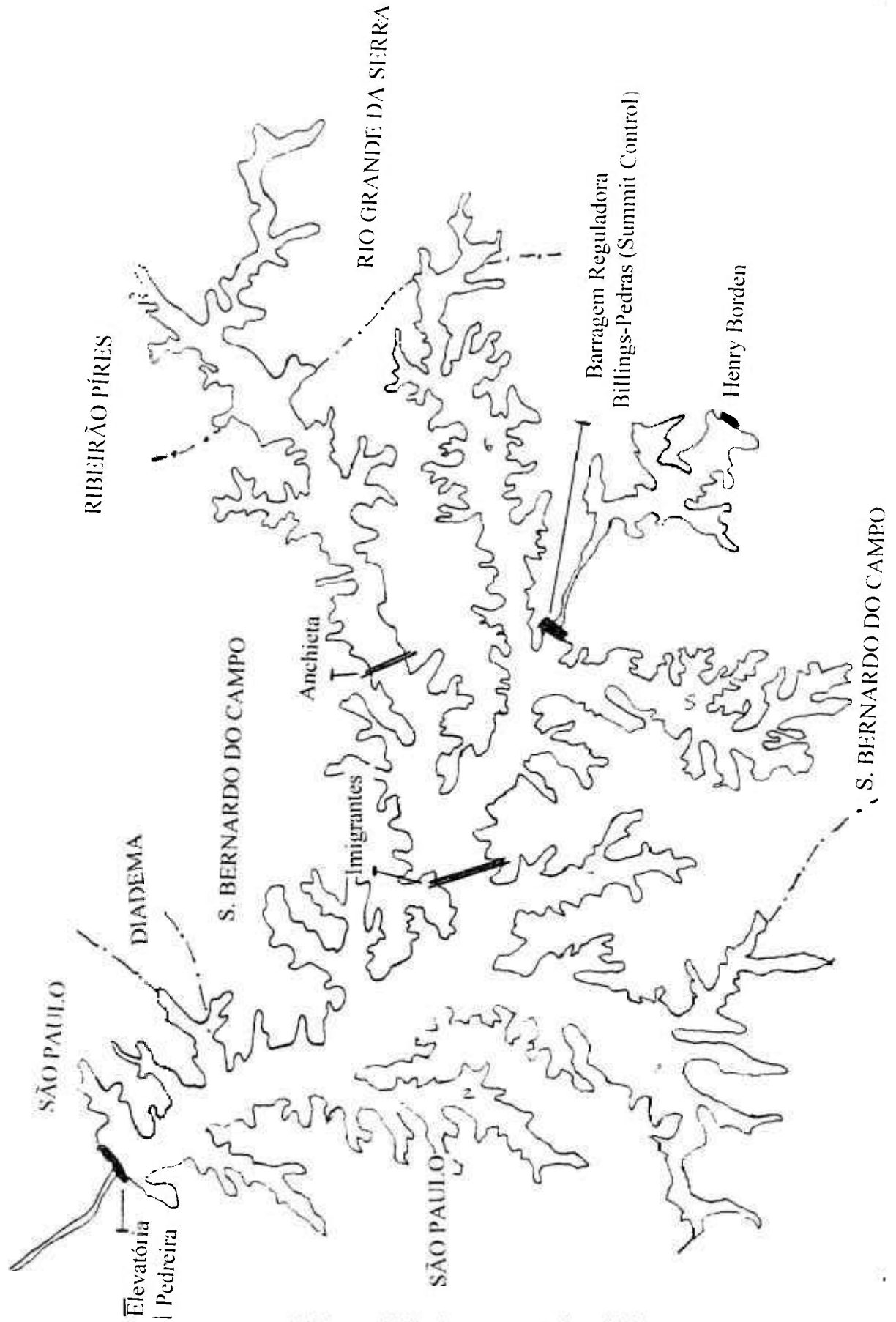


Figura 2.3. Reservatório Billings.

- Compartimento Rio Grande - Possui capacidade de armazenamento útil de 153.147.000 m<sup>3</sup> e inunda uma área de 20,25 km<sup>2</sup>.
- Compartimento de Pedreira - Possui capacidade de armazenamento útil de 995.603.000 m<sup>3</sup> e inunda uma área de 106,55 km<sup>2</sup>.

O reservatório Billings possui vários afluentes naturais, que formam os braços da represa e somam uma vazão afluente anual média de 20,7 m<sup>3</sup>/s. Os seus principais afluentes da margem direita são o Cocaia, Bororé, Taquacetuba, Pedra Branca, Capivari e Pequeno; e os da margem esquerda são o ribeirão dos Apuros, Guacuri, Alvarengas e ribeirão das Lavras. Além dos contribuintes naturais, a Billings recebe sazonalmente as águas do Sistema Alto Tietê através do bombeamento na Usina de Pedreira.

O sentido natural de escoamento das águas na Billings é dos braços para o corpo principal e neste, de Pedreira para a barragem Summit Control na entrada do reservatório do Rio das Pedras, que funciona como câmara de carga de tomada d'água para a usina Henry Borden, em Cubatão. No corpo central, as águas percorrem aproximadamente 21 km de Pedreira até o Summit Control.

Quando se dá o bombeamento em Pedreira, o movimento das águas no corpo principal da Billings é determinado pelo bombeamento e pela tomada d'água de Henry Borden, isto porque a vazão de bombeamento em Pedreira é muito maior do que a vazão afluente natural.

Garcia Agudo e cols. (1975), utilizando traçadores radioativos lançados na saída das bombas de recalque de Pedreira, determinaram parâmetros hidráulicos do reservatório Billings, tais como o tempo de trânsito entre diversas seções de controle, a velocidade de escoamento das águas e o tempo total de permanência das águas dentro da represa. As seções de controle estão representadas na Figura 2.4. Foram realizados dois ensaios de tomada de dados, o primeiro em época de estiagem, em agosto de 1974, e o segundo em janeiro de 1975, período de alta pluviosidade.

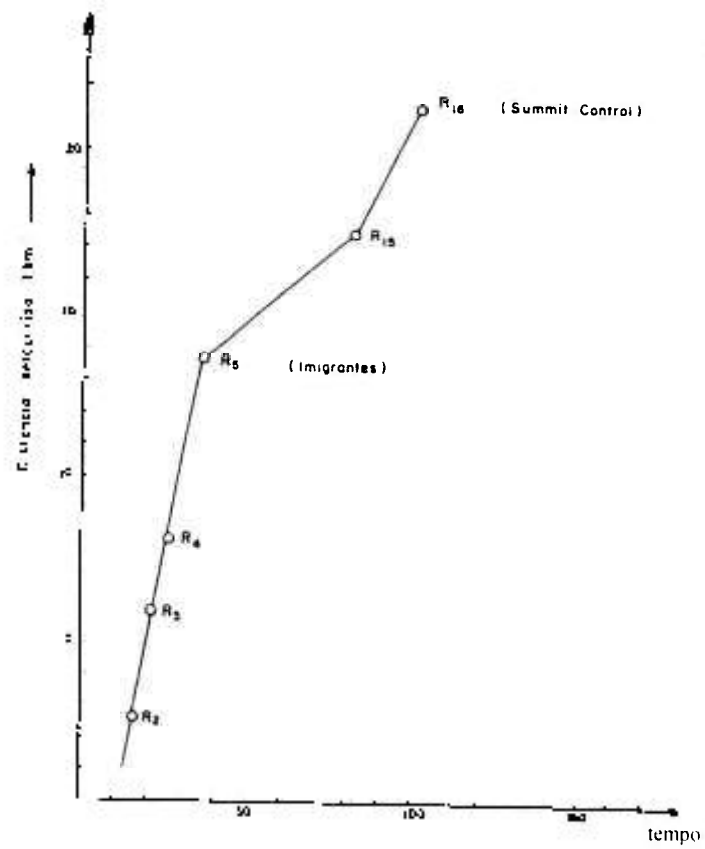
Próximo a Pedreira, as águas do canal Pinheiros são utilizadas pela Usina Térmica Piratininga para refrigeração, estando portanto a uma temperatura maior do que as águas da Billings.

Segundo o estudo de Garcia Agudo e cols, a saída das bombas de recalque de Pedreira está a 16 m de profundidade e orientada obliquamente com relação ao eixo da represa. As águas bombeadas em Pedreira atingem rapidamente a superfície, devido a sua maior temperatura, e se deslocam em direção oblíqua com relação ao eixo do reservatório, gerando uma corrente de recirculação na primeira seção da Billings, conforme mostrado na Figura 2.4.

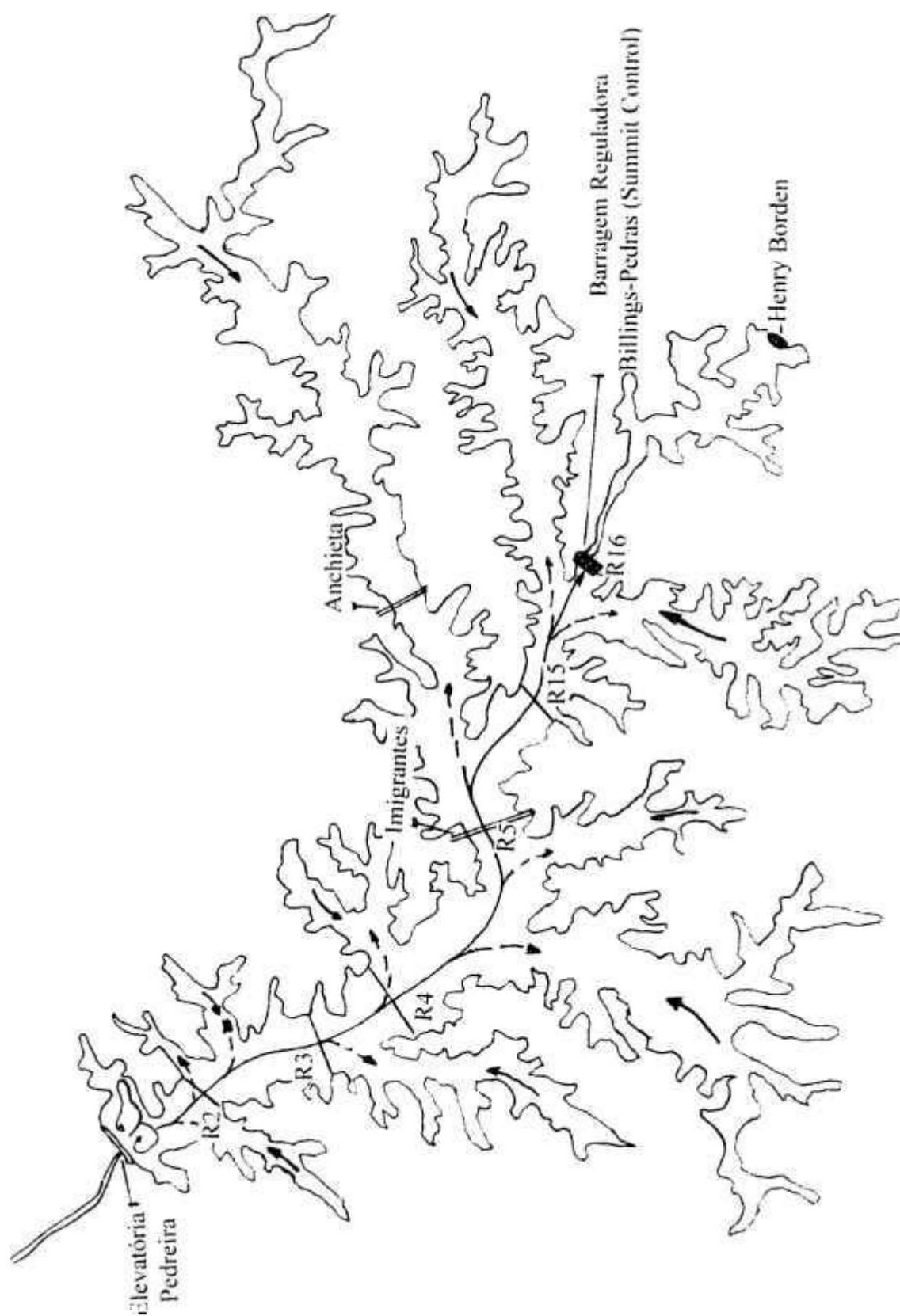
Com isso as águas bombeadas misturam-se com as já existentes, ficando retidas alguns dias nesta primeira seção de 2 km de extensão. As medições mostraram uma excelente homogeneização das águas bombeadas neste trecho inicial do reservatório, tanto em largura quanto em profundidade, evidenciando o comportamento de sistema de mistura completa. Foi determinada no primeiro ensaio a velocidade de escoamento de 7cm/s na saída deste trecho inicial.

A partir da saída desta primeira seção até a ponte da rodovia dos Imigrantes, a massa líquida se desloca com velocidade praticamente constante em todo o percurso, evidenciando um comportamento do tipo "plug flow". A passagem sob a rodovia dos Imigrantes representa uma singularidade no corpo central da Billings, que causa o aumento da velocidade de escoamento e o turbilhonamento da água no local. A Figura 2.5 apresenta o diagrama de velocidades das águas entre seções sucessivas obtido no segundo ensaio, de onde pode-se observar o comportamento hidráulico descrito para o corpo central da represa até a ponte da rodovia dos Imigrantes. Obteve-se a velocidade média de 590m/dia para o trecho entre as seções R<sub>2</sub> e R<sub>5</sub>.

No segundo ensaio foram obtidos o tempo de trânsito desde Pedreira até as diversas seções de controle; os resultados são apresentados na Tabela 2.8.



**Figura 2.4.** Movimento das águas no reservatório Billings.



**Figura 2.5.** Diagrama de velocidades das águas da represa Billings.

**Tabela 2.8.** Tempo de trânsito das águas da Billings a partir de Pedreira.

Seção	Tempo de trânsito (dias)
R <sub>2</sub>	16.3
R <sub>3</sub>	20.4
R <sub>4</sub>	26.4
R <sub>5</sub>	35.2
R <sub>15</sub>	81.8
R <sub>16</sub>	102.9

Pelo acompanhamento do traçador em dois períodos do ano observou-se comportamentos hidráulicos distintos na represa. No período de alta pluviosidade, correspondente aos meses de outubro a março, a vazão de entrada é maior do que a de saída e o nível da represa aumenta; como a vazão bombeada em Pedreira supera a vazão afluyente natural, as águas do corpo principal invadem os braços da Billings. Quando, na época de estiagem, a vazão de entrada é inferior a de saída, o nível d'água começa a descer e a água retida nos braços dirige-se ao corpo central do reservatório misturando-se com a água proveniente do canal do Pinheiros. Este período corresponde aos meses de abril a setembro.

Nos períodos em que o bombeamento em Pedreira é interrompido, situação predominante após outubro de 1992, o movimento das águas no reservatório é determinado pela vazão afluyente natural e pela tomada d'água da usina de Henry Borden, que é mantida a uma vazão média de 50 m<sup>3</sup>/s (CETESB, 1994a).

Em estudo realizado nos anos de 1977 e 1978 nos braços do rio Grande e do rio Pequeno, Xavier (1979) observou que não houve uma variação significativa na temperatura da água ( pontos de amostragem : superfície e a 2 m de profundidade) no período anual de coleta de dados. Segundo Xavier, esta ausência de estratificação térmica na Billings pode ser entendida pelo fato das estações não serem perfeitamente definidas nas regiões tropicais, apresentando pequena variação na temperatura do ar, e, além disso, a pequena profundidade do lago facilita a mistura das águas pela ação dos ventos.

Em termos de qualidade das águas, o corpo central do reservatório Billings está enquadrado na classe 2, que são águas destinadas, entre outros usos, ao abastecimento doméstico após tratamento convencional, à recreação de contato primário, e à irrigação de hortaliças e plantas frutíferas. Os braços dos rios Bororé, Taquacetuba, Pedra Branca, Capivari, e Pequeno estão enquadrados na classe 1 (CETESB, 1994a).

Esta classificação não demonstra a variabilidade da qualidade das águas da Billings decorrente de diferentes fatores conjugados, dos quais o bombeamento em Pedreira é o mais importante. Neste sentido, observa-se uma efetiva piora da qualidade da água do corpo principal da represa nos trechos iniciais até a ponte da rodovia dos Imigrantes, sempre que ocorre o bombeamento das águas do Pinheiros para a Billings. Outros fatores de significativa importância são os climatológicos naturais de variação sazonal, e os diversos processos que ocorrem no interior da massa líquida, como a variabilidade das vazões afluentes naturais. No ano de 1993 a maioria das amostras coletadas pela CETESB nos pontos da rodovia dos Imigrantes e no Summit Control apresentaram vários parâmetros com valores acima dos limites para a classe 2 (CETESB, 1994a), tais como concentrações de DBO e fosfato total.

### **2.3. Caracterização Sócio-Econômica do Sistema Aquático sob Influência do IPEN**

A Bacia do Tietê Alto-Zona Metropolitana, que inclui o rio Tietê na RMSP até a barragem de Pirapora e o canal do rio Pinheiros e seus afluentes, encontra-se numa área de ocupação tipicamente urbana, que abrange o mais amplo complexo urbano-industrial do país.

Suas águas são utilizadas para a recepção de efluentes líquidos domésticos e industriais, e para o abastecimento industrial, principalmente em sistemas de resfriamento e de combate a incêndios.

No canal do rio Pinheiros, as áreas destinadas aos botaforas que recebem o sedimento dragado são em muitos casos utilizados pela população

residente nas vizinhanças, principalmente em favelas, como área de lazer, onde crianças brincam em contato direto com o sedimento.

A Bacia Billings se encontra numa área de proteção aos mananciais, na qual o uso e ocupação do solo são regidos pela Legislação de Proteção aos Mananciais do Estado de São Paulo. Criada na década de 70, esta legislação basicamente veta a instalação nas áreas protegidas de determinadas atividades que produzem efluentes poluidores e permite a instalação de todas as demais atividades, porém obedecendo a certos parâmetros urbanísticos tais como : densidade populacional bruta, coeficiente de aproveitamento do solo, taxa de ocupação e índice de elevação.

A legislação classifica as áreas protegidas por níveis de restrição, sendo que apenas em algumas destas áreas é permitida a instalação de atividades tipicamente urbanas, como residências, indústrias, comércio, serviços e lazer. Além disso, apenas nestas áreas é permitido o oferecimento de serviços de saneamento básico, como rede de abastecimento de água e rede de esgoto.

O processo de urbanização da Bacia Billings é bastante anterior ao seu enquadramento como área de proteção aos mananciais. Considerando ainda as dificuldades de fiscalização na área, observa-se hoje extensa região cuja ocupação do solo não segue as diretrizes da legislação

A urbanização da região passou por fases com características de uso do solo que diferem entre si. Logo após o represamento, a ocupação das áreas em torno do reservatório se deu por meio de chácaras de recreio e clubes, caracterizando-se pela múltipla utilização da represa para balneabilidade, navegação e recreação. Com o início da operação do Sistema Alto Tietê, que encaminha as águas poluídas da bacia Tietê Alto-Zona Metropolitana para a Billings, a forma de ocupação do solo na região do manancial foi alterada. Com a deterioração da qualidade das águas da Billings, as propriedades próximas às margens do reservatório, especialmente junto à usina de Pedreira, sofreram uma grande desvalorização, inviabilizando a forma de ocupação até então observada e sendo frequentes as áreas densamente ocupadas.

Os principais agentes de ocupação do solo na região têm sido: loteamentos, que podem ser regulares, irregulares ou clandestinos; favelas; e associações. O processo de urbanização desta região, principalmente nas

proximidades do reservatório, é crescente e descontrolado. Sendo assim, a maior parte dos conjuntos habitacionais e favelas construídos não possuem sistemas de esgoto e/ou abastecimento de água.

As Figuras 2.6 e 2.7 apresentam um esboço da situação de ocupação das áreas mais próximas às margens do reservatório em termos de uso e ocupação do solo e densidade demográfica (SEHAB, 1991; Secretaria de Planejamento e Economia, 1992). Como pode ser observado na Figura 2.6, existem na região, além da utilização do solo para fins urbanos, atividades extrativas e hortifrutícolas.

As atividades extrativas baseam-se na exploração de areia, brita e caulim. Em 1980, segundo dados do Departamento Nacional de Produção Mineral, estavam cadastradas ao todo 15 jazidas, sendo 4 de granito (brita), 10 portos de areia e 1 fonte de água mineral (Rocha, 1984).

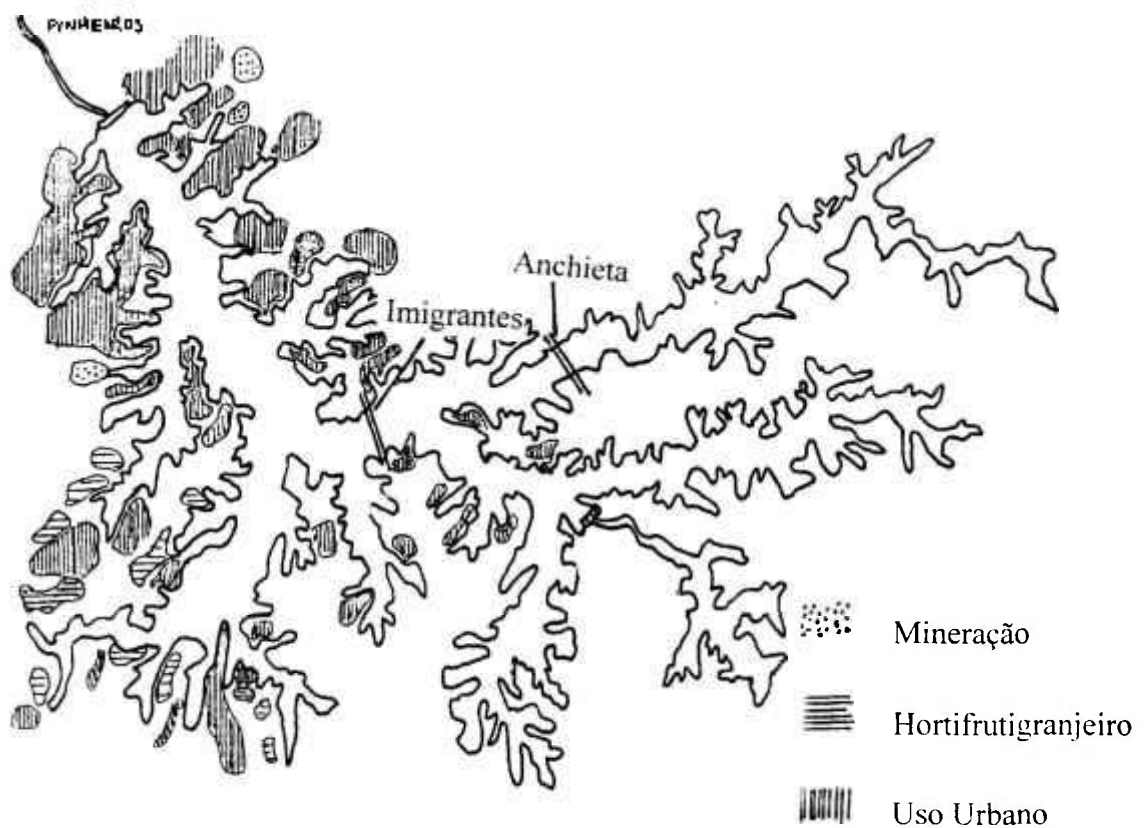
As atividades hortifrutícolas na região da Billings estão dispersas ao redor do reservatório; as culturas com fins comerciais concentram-se nas cabeceiras e às margens dos braços do Bororé e Taquacetuba, e as culturas menores, ao longo das margens do corpo central, próximo à rodovia dos Imigrantes. Fazem parte do chamado cinturão verde, que serve ao abastecimento da Grande São Paulo. Produz-se principalmente verduras e legumes, e com menor representatividade, algumas frutas, destacando-se o limão, a nectarina e o caqui.

Na região da Billings é comum a atividade hortifrutícola de subsistência, sendo verificada a sua ocorrência em sítios e residências ao redor do corpo principal.

As águas do reservatório Billings são destinadas aos seguintes fins:

- regularização das vazões da bacia do Tietê Alto-Zona Metropolitana, através do bombeamento das águas do canal do rio Pinheiros para a Billings;
- geração de energia elétrica em Cubatão, pela tomada d'água no reservatório Rio das Pedras para a Usina Henry Borden;
- manancial abastecedor da região do ABC pela captação d'água no braço seccionado do rio Grande pela SABESP, e da Baixada Santista, em situações emergenciais de abatecimento;

- corpo receptor e lagoa de estabilização de esgotos da RMSP, quando se dá o bombeamento em Pedreira;
- irrigação de culturas hortifrutícolas;
- pesca comercial, atualmente bastante reduzida devido a degradação da qualidade da água da represa, praticamente restrita às cabeceiras dos braços Capivari e Pequeno e nos braços dos rios Curucutu e Taquacetuba (Rocha e cols., 1985);
- pesca artesanal, no corpo central da represa, que se mantém principalmente junto à ponte da rodovia dos Imigrantes e junto às balsas de João Basso, Taquacetuba e Bororé;
- recreação e lazer, sendo comum as atividades de contato secundário, pesca recreativa, navegação; e as de contato primário, como a natação.



**Figura 2.6.** Reservatório Billings : Usos do Solo.

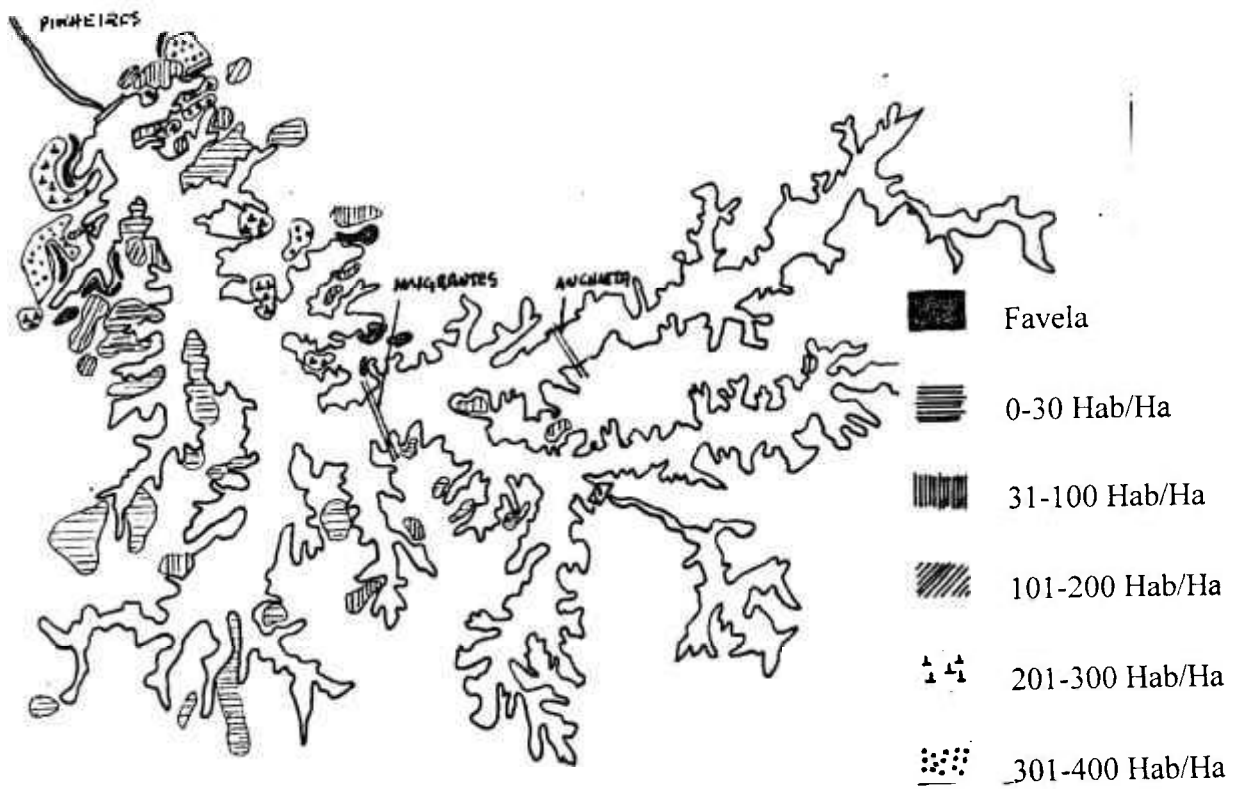


Figura 2.7. Reservatório Billings : Densidade Demográfica.

## CAPÍTULO 3

### MODELAGEM AMBIENTAL

Quando introduzidos no meio ambiente, seja de forma controlada ou acidental, os radionuclídeos ficam imediatamente sujeitos a um conjunto complexo de processos físicos, químicos e biológicos que levam à sua dispersão no meio abiótico, redistribuição espacial e posterior concentração em componentes do meio ambiente.

O efeito da dispersão dos radionuclídeos no meio abiótico, em geral ar ou água, é resultante da ação conjunta da difusão (molecular e/ou turbulenta) e da advecção diferenciada, que leva basicamente à redução da concentração do elemento com o aumento da distância ao ponto de liberação. Definindo melhor os processos de transporte hidrológico envolvidos na dispersão de poluentes (Eiger, 1991) :

- Na *difusão molecular*, o movimento natural decorrente da agitação térmica das partículas do fluido - ar ou água - promove o espalhamento das partículas do material poluente no meio, mesmo que este meio apresente velocidade média nula.
- A *difusão turbulenta* é um conceito análogo ao da difusão molecular mas com origem no movimento turbulento do fluido. É provocada por turbilhões dos mais variados tamanhos e orientações existentes no escoamento, sendo um movimento advectivo cujo resultado tem aparência difusiva.
- A *advecção* consiste no transporte de uma substância pelo campo de velocidades do meio fluido que o contém. A *advecção diferenciada* se refere à ocorrência do fenômeno de cisalhamento, ou seja, quando camadas adjacentes de um fluido apresentam deslocamento relativo entre si.

Num corpo d'água superficial, os processos físicos que determinam a dispersão do elemento no meio englobam a difusão e advecção induzidas pelas características da descarga; a difusão e advecção definidas pelas

condições ambientes do meio receptor; e a convecção, que é um tipo de advecção vertical induzida por gradientes verticais de densidade. Simultaneamente à dispersão no meio líquido, os radionuclídeos estão sujeitos a processos físicos, químicos e biológicos que promovem a sua transferência para outros compartimentos bióticos e abióticos do sistema aquático, como material sólido em suspensão e elementos da fauna e flora aquática.

Dentre os processos químicos, destaca-se a sorção em material sólido em suspensão, termo que engloba os processos de adsorção, caracterizado pela adesão superficial do elemento ao material sólido, e de absorção, que corresponde à penetração do elemento através do sólido (Lima, 1992). Ambos são processos complexos que dependem das propriedades físicas e químicas do elemento e do sólido com o qual ele interage. O grau de adsorção num sólido é tão superior quanto maior for a área superficial do sólido por unidade de massa ou volume, sendo assim um material sedimentar fino acumulará uma maior quantidade de radioatividade por adsorção a partir de um meio líquido do que um material grosso (Whicker & Schultz, 1982).

Num sistema aquático, outros processos que levam os radionuclídeos a se fixarem à superfície de materiais sedimentares são a precipitação na forma de óxidos e hidróxidos; a troca iônica; a quelação por matéria orgânica, principalmente ácidos húmicos e fúlvicos; e a retenção mecânica (Lima, 1992).

O acúmulo de radionuclídeos no sedimento de fundo de um corpo d'água representa um dos principais fatores que promovem a redução da concentração no meio líquido e é determinado pelo movimento do sedimento no leito e pelos processos de troca entre solução aquosa e material sedimentar, entre eles, a sedimentação dos radionuclídeos ligados a sólidos em suspensão, a ressuspensão do material do leito devido a turbulência do fluxo d'água, e a dessorção dos radionuclídeos ligados à matéria sedimentar.

Outro fator que leva à redução da concentração de radionuclídeos na água corresponde à sua incorporação por elementos da fauna e flora aquática através de assimilação ou de fixação à superfície dos organismos. Estes processos são quantificados por meio de modelos matemáticos que descrevem a transferência dos elementos através da cadeia alimentar.

Os processos citados definem o transporte e a acumulação dos radionuclídeos no meio ambiente aquático. São complexos e dependem de propriedades físicas e químicas dos radionuclídeos; de características dos organismos biológicos como metabolismo, morfologia externa e hábitos alimentares; além de atributos do próprio ecossistema. Conhecer e prever o comportamento ambiental dos radionuclídeos é tema de grande relevância para a proteção radiológica, já que permite a previsão dos níveis de contaminação ambiental resultante da liberação, acidental ou controlada, de material radioativo ao meio.

O propósito da modelagem matemática do transporte dos radionuclídeos no meio ambiente é, então, o de estimar as concentrações dos elementos radioativos nos diversos compartimentos abióticos do meio, como água e sedimento no caso de sistemas aquáticos, através da simulação do movimento dos radionuclídeos no interior e entre os compartimentos ambientais de interesse.

### **3.1. Modelos de Transporte de Radionuclídeos em Corpos d'Água Superficiais**

A modelagem completa do comportamento de radionuclídeos no meio ambiente requer o conhecimento de uma série de fatores relativos aos radionuclídeos liberados, à forma como esta liberação ocorre, e aos processos de transporte e acumulação a que estes elementos estarão sujeitos.

Levar em conta todos estes fatores torna a modelagem algo complexa e, em muitas situações, injustificada. A definição da quantidade e tipo dos fatores, e em consequência do grau de complexidade, que uma aplicação específica exige na modelagem ambiental, deve se dar a partir de uma análise particular da situação.

Muitos modelos tem sido desenvolvidos para a previsão do comportamento de poluentes no meio ambiente, cada um tratando a questão de um modo particular. A escolha do modelo que melhor se adapta a uma situação específica depende do tipo de descarga (superficial ou submersa), do

tipo de corpo d'água receptor (rios, lagos ou oceanos), dos usos que são feitos da água, dos tipos de processos de transferência que o poluente em questão pode estar sujeito no meio aquático e da acurácia necessária na quantificação da concentração do poluente nos compartimentos ambientais de interesse.

Os modelos usualmente empregados na simulação do transporte e concentração de radionuclídeos no meio ambiente aquático variam em complexidade desde modelos unidimensionais, que levam em conta apenas a diluição instantânea do efluente no corpo d'água e a perda por decaimento radioativo, até modelos tridimensionais de transporte, que tratam de forma realística o escoamento e levam em conta os processos de transferência dos radionuclídeos do meio líquido para os compartimentos bióticos e abióticos do sistema.

Yotsukura & Cobb (1972) desenvolveram um modelo hidráulico simples baseado na difusão e advecção para a simulação do transporte de poluentes em rios. A geometria do canal é descrita por meio de um sistema de coordenadas curvilíneas ortogonais. Este modelo foi recomendado pela U.S. Nuclear Regulatory Commission (USNRC, 1977) para a modelagem do transporte de radionuclídeos em rios, sujeitos apenas ao decaimento radioativo como mecanismo de redução da concentração na água.

Murray & Avagadro (Nair e cols., 1988) propuseram um modelo no qual o efluente sofre diluição instantânea no volume total do rio e a seguir a concentração na água é reduzida pelo efeito da adsorção em sedimento. O modelo recomendado pela Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA, 1982) trata a diluição inicial dos radionuclídeos da mesma maneira que no modelo de Murray & Avagadro, porém considera apenas o decaimento radioativo na redução da concentração no meio líquido, tratando em separado a perda por adsorção em material sólido.

Schaeffer (1975) desenvolveu um modelo semi-empírico que também trata a diluição inicial como instantânea sobre todo o volume do rio, mas considera a redução da concentração no meio líquido por meio de decaimento radioativo e transferência para sedimento. Além disso, o modelo inclui a determinação da concentração no sedimento levando em conta o seu movimento ao longo do rio. O modelo de Schaeffer é recomendado pela Comissão das Comunidades Européias (CEC, 1979) para a modelagem do transporte de radionuclídeos em rios.

Um modelo tridimensional foi desenvolvido por Nair e cols. (1988) para a previsão da concentração de radionuclídeos descarregados continuamente num rio. Este modelo considera a deposição do material sólido em suspensão contaminado no leito do rio e a migração dos radionuclídeos por meio do transporte de sedimento de fundo e em suspensão. Além disso, leva em conta os efeitos da reflexão nos contornos laterais e verticais do canal.

Além dos citados acima, muitos são os modelos desenvolvidos para a simulação do transporte em corpos d'água superficiais. Uma descrição sucinta dos vários tipos de modelos pode ser encontrada em coletâneas publicadas, podendo ser citadas, entre elas, a realizada por Onishi e cols. (1981) e a apresentada pela Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA, 1985).

### **3.1.1. Teoria de Transporte**

O transporte de poluentes descarregados num corpo d'água superficial pode ser dividido em três fases distintas de acordo com suas características hidrodinâmicas particulares (Fischer e cols., 1979).

Se o efluente descarregado possui densidade igual à da água do meio receptor, o poluente espalha-se rapidamente de forma tridimensional na região próxima ao ponto de descarga. Nesta etapa do processo de transporte, a mistura é caracterizada por um alto nível de turbulência e é controlada por características do efluente, como densidade, solubilidade, e composição química; características do próprio corpo d'água receptor, como profundidade e fluxo; e também pela estrutura da descarga, em termos de configuração e localização da saída no corpo d'água.

A medida que o poluente se desloca para jusante e se distribui espacialmente, o fenômeno de transporte tende a se tornar bidimensional, ocorrendo uma uniformização da concentração ao longo da direção vertical ao escoamento. Neste ponto inicia-se a segunda fase de mistura do poluente,

na qual a descarga não influencia mais o transporte e este se dá segundo os processos advectivos e difusivos do meio receptor.

Bem mais a jusante, o poluente tende a se distribuir de forma aproximadamente uniforme ao longo das seções transversais ao escoamento, sendo razoável considerar o fenômeno de transporte como unidimensional.

A distância que a nuvem de poluente deve percorrer para que as condições características de cada etapa sejam alcançadas depende de características físicas e hidrodinâmicas do corpo d'água receptor. Sendo assim, são parâmetros importantes a vazão e o grau de turbulência do escoamento, além das dimensões do corpo d'água. Formas de se quantificar as distâncias que caracterizam o início de cada etapa do transporte serão descritas mais adiante.

Como citado acima, o escoamento em corpos d'água superficiais é turbulento, caracterizando-se por ser desorganizado, tridimensional e variável no tempo. O conceito de desorganização está ligado à incapacidade de se prever como variam as propriedades hidrodinâmicas nos escoamentos turbulentos, incluindo-se nesta situação a concentração de um poluente. A fim de superar a dificuldade imposta pela desorganização do escoamento turbulento, Reynolds propôs, no século passado, um modelo conceitual para tratar a turbulência, que continua sendo muito empregado até o presente (Tennekes & Lumley, 1983). Este modelo é baseado na hipótese de que uma variável turbulenta em um dado ponto do espaço pode ser decomposta em um valor médio temporal bem definido e uma flutuação turbulenta que oscila de forma imprevisível em torno deste valor médio.

O objetivo básico desta abordagem é o de obter equações para o valor médio da variável, definido como aquele valor que é observado em um período de tempo longo o suficiente para que as variações turbulentas tenham valor médio nulo, mas curto o suficiente para que o valor médio da variável seja constante. A seguir será apresentada a aplicação deste modelo conceitual à equação de transporte de um poluente sujeito aos processos de difusão molecular e advecção simples, de modo a obter a equação geral de transporte do poluente sujeito também à turbulência do escoamento.

Segundo Fischer e cols. (1979), a equação de transporte de um poluente sujeito a efeitos de difusão molecular e advecção pode ser escrita, em coordenadas cartesianas, como

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} + v \frac{\partial C}{\partial y} + w \frac{\partial C}{\partial z} = D \left[ \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \right] \quad (3.1)$$

onde  $C(x,y,z,t)$  é a concentração do poluente variável no tempo;  $u, v, w$  são as componentes do vetor velocidade  $\mathbf{U}$  do fluido, nas direções  $x, y, z$  respectivamente; e  $D$  é o coeficiente de difusão molecular, introduzido por Fick para descrever o fluxo difusivo de massa num fluido causado pela agitação térmica das partículas constituintes do fluido.

Decompondo-se as variáveis da equação (3.1) em valores médios  $(\bar{C}, \bar{u}, \bar{v}, \bar{w})$  e em flutuações turbulentas  $(c', u', v', w')$ , conforme o modelo conceitual de Reynolds, obtém-se

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial t} (\bar{C} + c') + (\bar{u} + u') \frac{\partial}{\partial x} (\bar{C} + c') + (\bar{v} + v') \frac{\partial}{\partial y} (\bar{C} + c') + (\bar{w} + w') \frac{\partial}{\partial z} (\bar{C} + c') = \\ D \cdot \left[ \frac{\partial^2}{\partial x^2} (\bar{C} + c') + \frac{\partial^2}{\partial y^2} (\bar{C} + c') + \frac{\partial^2}{\partial z^2} (\bar{C} + c') \right] \end{aligned} \quad (3.2)$$

A seguir a equação (3.2) é integrada num intervalo de tempo tal que ocorram os seguintes resultados

$$\frac{1}{\Delta t} \int_t^{t+\Delta t} \frac{\partial}{\partial t} (\bar{C} + c') dt = \frac{\partial \bar{C}}{\partial t} \quad (3.3)$$

$$\frac{1}{\Delta t} \int_t^{t+\Delta t} (\bar{u} + u') \frac{\partial}{\partial x} (\bar{C} + c') dt = \bar{u} \frac{\partial \bar{C}}{\partial x} + \overline{u' \frac{\partial c'}{\partial x}} \quad (3.4)$$

$$\frac{1}{\Delta t} \int_t^{t+\Delta t} \frac{\partial^2}{\partial x^2} (\bar{C} + c') dt = \frac{\partial^2 \bar{C}}{\partial x^2} \quad (3.5)$$

Substituindo-se os resultados acima na equação (3.2), obtém-se

$$\frac{\partial \bar{C}}{\partial t} + \bar{u} \frac{\partial \bar{C}}{\partial x} + \bar{v} \frac{\partial \bar{C}}{\partial y} + \bar{w} \frac{\partial \bar{C}}{\partial z} = D \cdot \left[ \frac{\partial^2 \bar{C}}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 \bar{C}}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 \bar{C}}{\partial z^2} \right] - \left[ \overline{u' \frac{\partial c'}{\partial x}} + \overline{v' \frac{\partial c'}{\partial y}} + \overline{w' \frac{\partial c'}{\partial z}} \right]$$

que pode ser escrita como

$$\frac{\partial \bar{C}}{\partial t} + \bar{u} \frac{\partial \bar{C}}{\partial x} + \bar{v} \frac{\partial \bar{C}}{\partial y} + \bar{w} \frac{\partial \bar{C}}{\partial z} = D. \left[ \frac{\partial^2 \bar{C}}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 \bar{C}}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 \bar{C}}{\partial z^2} \right] - \overline{\left[ \frac{\partial u' c'}{\partial x} + \frac{\partial v' c'}{\partial y} + \frac{\partial w' c'}{\partial z} \right]} \quad (3.6)$$

Na equação (3.6), o último parênteses corresponde à equação de conservação de massa para as flutuações turbulentas de velocidade, sendo aproximadamente igual a zero (Eiger, 1991). Desta forma a equação de transporte pode ser escrita como

$$\frac{\partial \bar{C}}{\partial t} + \bar{u} \frac{\partial \bar{C}}{\partial x} + \bar{v} \frac{\partial \bar{C}}{\partial y} + \bar{w} \frac{\partial \bar{C}}{\partial z} = D. \left[ \frac{\partial^2 \bar{C}}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 \bar{C}}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 \bar{C}}{\partial z^2} \right] - \overline{\left[ \frac{\partial u' c'}{\partial x} + \frac{\partial v' c'}{\partial y} + \frac{\partial w' c'}{\partial z} \right]} \quad \dots\dots\dots(3.7)$$

O último termo da equação (3.7) representa o efeito da turbulência no transporte do poluente. Este efeito aparece na forma de gradientes espaciais de valores médios de produtos de flutuações turbulentas de velocidade, e é tratado admitindo-se que os fluxos de flutuações turbulentas apresentam caráter difusivo. Introduce-se, desta forma, o conceito de difusão turbulenta. Numa analogia à lei de difusão de Fick, representa-se tais fluxos por

$$\overline{u' c'} = -\epsilon_x \frac{\partial \bar{C}}{\partial x} \quad (3.8)$$

$$\overline{v' c'} = -\epsilon_y \frac{\partial \bar{C}}{\partial y} \quad (3.9)$$

$$\overline{w' c'} = -\epsilon_z \frac{\partial \bar{C}}{\partial z} \quad (3.10)$$

onde  $\epsilon_x$ ,  $\epsilon_y$ ,  $\epsilon_z$  correspondem aos coeficientes de difusão turbulenta nas direções  $x$ ,  $y$ ,  $z$  respectivamente. Estes coeficientes apresentam dependência direcional, espacial e temporal, ou seja, a turbulência é, geralmente, anisotrópica, não homogênea e não estacionária. Os coeficientes de difusão turbulenta podem ser determinados, para cada caso específico, por meio de modelos matemáticos ou medições *in situ*.

Substituindo na equação (3.7) as representações dos fluxos difusivos turbulentos dadas pelas equações (3.8), (3.9) e (3.10), obtém-se

$$\frac{\partial \bar{C}}{\partial t} + \bar{u} \frac{\partial \bar{C}}{\partial x} + \bar{v} \frac{\partial \bar{C}}{\partial y} + \bar{w} \frac{\partial \bar{C}}{\partial z} =$$

$$\frac{\partial}{\partial x} [(D + \varepsilon_x) \frac{\partial \bar{C}}{\partial x}] + \frac{\partial}{\partial y} [(D + \varepsilon_y) \frac{\partial \bar{C}}{\partial y}] + \frac{\partial}{\partial z} [(D + \varepsilon_z) \frac{\partial \bar{C}}{\partial z}] \quad (3.11)$$

A equação (3.11) simula o transporte de um poluente conservativo sujeito a efeitos de advecção devido à velocidade média do escoamento, representada pelos termos  $\bar{u} \cdot \nabla \bar{C}$  no primeiro membro da equação, a efeitos de difusão molecular, dados na equação pelos termos  $D \cdot \nabla^2 \bar{C}$ , e de difusão turbulenta representada pelos fluxos de flutuações turbulentas.

Cabe ressaltar que a resolução da equação (3.11) leva a um valor de  $\bar{C}$  que representa a média de um grande número de eventos realizados sob as mesmas condições, e não à ocorrência física de um único evento (Fischer e cols., 1979). Isto decorre do fato de os escoamentos turbulentos serem desorganizados, o que impossibilita a previsão exata da variação das grandezas associadas.

Um poluente conservativo é aquele cuja distribuição espacial e temporal não é afetada por reações com outros constituintes ou com o meio fluido envolvente (Eiger, 1991). Um radionuclídeo não se enquadra nesta categoria já que pode a qualquer momento sofrer decaimento espontâneo ou interagir com constituintes bióticos e abióticos do meio, resultando destas reações uma redução da concentração no meio fluido. No caso de poluentes não conservativos, como os radionuclídeos, deve-se acrescentar à equação (3.11) um termo que englobe a geração ou extinção do poluente no meio. Este termo é representado na equação de transporte por  $S$  e sua forma matemática depende do tipo de reação em que o poluente em questão está envolvido.

A equação de transporte tridimensional de um poluente não conservativo pode ser escrita como

$$\frac{\partial \bar{C}}{\partial t} + \bar{u} \frac{\partial \bar{C}}{\partial x} + \bar{v} \frac{\partial \bar{C}}{\partial y} + \bar{w} \frac{\partial \bar{C}}{\partial z} =$$

$$\frac{\partial}{\partial x} [(D + \epsilon_x) \frac{\partial \bar{C}}{\partial x}] + \frac{\partial}{\partial y} [(D + \epsilon_y) \frac{\partial \bar{C}}{\partial y}] + \frac{\partial}{\partial z} [(D + \epsilon_z) \frac{\partial \bar{C}}{\partial z}] + S \quad (3.12)$$

Estabelecida a equação de transporte, dada pela equação (3.12), é importante identificar-se as condições de aplicabilidade da mesma, já que a analogia entre os conceitos de difusão molecular e difusão turbulenta não é completa. Taylor (1921), trabalhando no conceito de difusão turbulenta com base na teoria do movimento browniano, estabeleceu que para um escoamento turbulento unidimensional com velocidade média igual a zero, apresentando turbulência homogênea e estacionária, apenas é possível definir um coeficiente de difusão turbulenta decorrido um tempo suficientemente longo após a liberação, de modo que o processo de transporte não seja mais afetado pelas condições iniciais, ou seja, pelas características da descarga.

Fischer e cols. (1979), estudando a distância que uma nuvem de poluente conservativo deveria percorrer após o ponto de descarga para que a sua distribuição espacial e temporal apresentasse uma correlação desprezível com as condições iniciais, propuseram equações para estimar a distância necessária para a ocorrência de mistura completa entre poluente e meio fluido ao longo da direção transversal ao escoamento. Analisando um canal retangular com distribuição uniforme de velocidade longitudinal ao longo da direção transversal e injeção contínua de poluente conservativo, e considerando que a uniformidade transversal da concentração é estabelecida quando esta varia menos que 5% em relação ao valor médio de uma dada seção transversal, formularam as seguintes equações:

- para lançamento de poluente no centro do canal

$$L_F = \frac{0,1 \bar{u} T^2}{\bar{\epsilon}_y} \quad (3.13)$$

- para lançamento na margem do canal

$$L_F = \frac{0,4 \bar{u} T^2}{\epsilon_y} \quad (3.14)$$

onde  $\bar{u}$  é a velocidade longitudinal média do escoamento,  $T$  é a largura do canal e  $\bar{\epsilon}_y$  é o valor médio do coeficiente de difusão turbulenta na direção transversal ao escoamento.

As equações (3.13) e (3.14) definem a distância a partir da qual o fenômeno de transporte pode ser tratado como unidimensional, variando apenas na direção longitudinal. Em canais naturais, segundo Fischer, a advecção diferenciada ao longo da direção transversal deve causar uma redução desta distância.

Tsai & Holley (1978), estudando o comportamento de um traçador descarregado por injeções instantâneas num canal retangular, confirmaram a dependência de  $L_F$  com relação aos adimensionais encontrados por Fischer e cols. A expressão sugerida por Tsai & Holley pode ser expressa como

$$L_F = \lambda \frac{\bar{u} T^2}{\bar{\epsilon}_y} \quad (3.15)$$

onde  $\lambda$  é um coeficiente que varia de 0,05 a 0,13. O intervalo de variação de  $\lambda$  foi obtido experimentalmente alterando-se a forma de injeção do traçador (fonte plana uniforme transversal ou fonte linear vertical no centro do canal) e o perfil de velocidades de escoamento ao longo da direção transversal (triangular, parabólico e suave).

Eiger (1992), analisando o comportamento de poluentes não conservativos em canais, mostrou que as expressões apresentadas acima para se estimar o comprimento da zona de mistura, são válidas também para poluentes com decaimento de primeira ordem.

### 3.2. Modelagem do Sistema Aquático sob Influência do IPEN

Do exposto no capítulo 2, é possível identificar os corpos d'água de relevância para a avaliação da dose no indivíduo do público decorrente da liberação de efluentes líquidos pelas instalações do IPEN; são eles: o canal do rio Pinheiros e o reservatório Billings.

No canal Pinheiros o efluente liberado sofre os processos que caracterizam o transporte num meio fluido, sendo distribuído espacialmente na água. Além da dispersão no meio líquido, parte dos radionuclídeos liberados se liga a matéria sólida em suspensão e sofre deposição no leito do canal.

Conforme detalhado no capítulo 2, as águas do canal Pinheiros podem escoar em dois sentidos; o primeiro, predominante até final de 1992 e em épocas de grandes chuvas mesmo após este período, encaminha as águas do Pinheiros para o reservatório Billings; e o segundo corresponde ao escoamento das águas do Pinheiros para o rio Tietê.

Em termos radiológicos, como discutido com mais detalhes no capítulo 4, a primeira forma de escoamento é mais crítica, sendo necessário estimar a concentração de radionuclídeos na água em certos pontos do reservatório Billings.

### **3.2.1. Modelagem do Transporte no Canal do Rio Pinheiros**

Como discutido anteriormente, existem diversos tipos de modelos matemáticos que podem ser utilizados para a simulação do processo de transporte num corpo d'água superficial. A escolha do modelo a ser utilizado numa dada aplicação exige uma análise da situação específica em termos do nível de detalhamento necessário na modelagem, e do tipo e qualidade dos dados disponíveis.

O canal do rio Pinheiros é um corpo d'água com muitas particularidades. Por ser um canal artificialmente formado, a inclinação de seu leito é nula, sendo assim, o movimento das águas e do sedimento de fundo no canal é governado pela operação de estruturas hidráulicas construídas para este fim. O escoamento não natural do Pinheiros torna a modelagem detalhada algo mais complexa, pois exige um completo trabalho de campo para obtenção do valor dos parâmetros hidráulicos do canal, além de métodos numéricos para a resolução das equações. Por outro lado, o controle do escoamento permite estabelecer valores médios para os

parâmetros do canal e utilizar uma modelagem aproximada da realidade, pela resolução analítica da equação de transporte.

O nível de detalhamento e os erros envolvidos neste tipo de modelagem se adaptam de forma razoável às exigências da avaliação radiológica que se busca realizar na região de influência do IPEN. Além disso, os dados hidráulicos disponíveis são suficientes para a aplicação deste tipo de modelo.

Sendo assim, o modelo adotado para a simulação do transporte dos radionuclídeos no canal do rio Pinheiros baseia-se na resolução analítica da equação (3.12), adotadas certas hipóteses simplificadoras.

Partindo-se da equação tridimensional de transporte, dada pela equação (3.12), algumas hipóteses podem ser adotadas para o escoamento do canal Pinheiros e para a descarga de efluentes do IPEN, que levam a uma simplificação desta equação de modo a se obter uma equação bidimensional de transporte válida para escoamentos unidimensionais.

Segundo Fischer e cols. (1979), um poluente descarregado pontualmente em um escoamento, cujo fluido tem densidade igual a do efluente, tende a se distribuir muito mais rapidamente na direção vertical ao escoamento do que ao longo da direção transversal. Desta forma, é razoável supor que o poluente mistura-se instantaneamente na direção vertical, e o transporte pode ser tratado de forma bidimensional considerando-se a incidência pontual de poluente a uma taxa expressa pela razão entre a vazão de descarga, em unidades de atividade por tempo, e a profundidade do escoamento. Esta aproximação se mostra bastante razoável para rios e canais, onde a largura é geralmente maior do que a profundidade.

A descarga de efluentes pelo IPEN, para fins de avaliação radiológica, pode ser considerada contínua. Sob esta condição, o termo de difusão longitudinal pode ser descartado da equação (3.12), já que os gradientes longitudinais de concentração são pequenos, principalmente no trecho em que o poluente está distribuído de forma homogênea ao longo da seção transversal ao escoamento (Eiger, 1991). Esta costuma não ser uma boa aproximação na região anterior à homogeneização transversal da concentração; entretanto os erros introduzidos por ela não são significativos do ponto de vista prático.

Uma outra hipótese aceitável para o transporte de poluentes em canais, é a eliminação da difusão molecular da modelagem. Esta aproximação é razoável visto que vários experimentos tem demonstrado ser a intensidade da difusão turbulenta ordens de magnitude superior à intensidade da difusão molecular (Fischer e cols., 1979).

Com relação ao escoamento em canais, é comum desconsiderar-se os efeitos das margens e do leito na distribuição de velocidades internas do fluido. Desta forma, o escoamento turbulento se dá em regime permanente, ou à vazão constante, e uniforme em relação às variáveis médias, ou seja, escoamento com velocidade longitudinal média constante. Além disso, a velocidade nas direções transversal e vertical são consideradas desprezíveis com relação à velocidade longitudinal, portanto o escoamento é considerado unidimensional.

Introduzindo-se todas as hipóteses apresentadas acima na equação (3.12), obtém-se

$$\frac{\partial \bar{C}}{\partial t} + \bar{u} \frac{\partial \bar{C}}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial y} \left[ \epsilon_y \frac{\partial \bar{C}}{\partial y} \right] + S \quad (3.16)$$

que é uma equação bidimensional de transporte num escoamento unidimensional.

A dependência espacial de  $\epsilon_y$  não é bem conhecida, de modo que a necessidade de se resolver a equação (3.16) levou a obtenção de uma relação funcional para o valor médio  $\overline{\epsilon_y}$  ao longo da direção transversal ao escoamento. Fisher e cols. (1979), a partir de medidas realizadas em laboratório, propuseram a seguinte relação para aplicações práticas em canais naturais

$$\frac{\overline{\epsilon_y}}{u_* h} = 0,6 \pm 50\% \quad (3.17)$$

onde,  $u_*$  representa a velocidade de atrito, e  $h$  a profundidade total do escoamento.

O erro indicado na equação (3.17) demonstra as dificuldades envolvidas na determinação de  $\overline{\epsilon_y}$ . A adoção de um valor para este

parâmetro depende da análise da situação específica e, quando possível, de medidas *in situ*.

Na equação (3.16), o parâmetro  $\varepsilon_y$  é substituído pelo seu valor médio ao longo da direção transversal ao escoamento dado por

$$\overline{\varepsilon_y} = \frac{1}{h} \int_0^h \varepsilon_y dy \quad (3.18)$$

sendo  $\overline{\varepsilon_y}$  constante com relação a  $y$ , a equação (3.16) pode ser escrita como

$$\frac{\partial \bar{C}}{\partial t} + \bar{u} \frac{\partial \bar{C}}{\partial x} = \overline{\varepsilon_y} \frac{\partial^2 \bar{C}}{\partial y^2} + S \quad (3.19)$$

Para resolver a equação (3.19) é necessário definir-se a forma matemática do termo  $S$ , que representa a geração e extinção de poluente durante o processo de transporte. No caso do transporte do efluente líquido do IPEN no canal Pinheiros, os efeitos que poderiam ser considerados fontes secundárias de radionuclídeos para o meio líquido, como ressuspensão do material contaminado de fundo, e dessorção de radionuclídeos ligados a material sedimentar depositado ou em suspensão, não foram considerados na modelagem.

A redução da concentração na água foi tratada como consequência de dois efeitos principais : o decaimento radioativo e a ligação a material sólido em suspensão e de fundo.

Feitas estas considerações, o termo de geração e extinção de poluentes pode ser escrito como

$$S_i = - \left( \lambda_i \bar{C}_i + K_{di} S_s \frac{\partial \bar{C}_i}{\partial t} \right) \quad (3.20)$$

onde

$(\lambda_i \bar{C}_i)$  representa o efeito do decaimento radioativo.  $\lambda_i$  é o coeficiente de decaimento radioativo do radionuclídeo  $i$ ;

$(K_{di} S_s \frac{\partial \bar{C}_i}{\partial t})$  representa o efeito da transferência de radionuclídeos do meio líquido para o sedimento em suspensão (IAEA, 1985),

$Kd_i$  é o coeficiente de distribuição entre o sedimento e a água para o radionuclídeo  $i$ ,

$S_s$  é a concentração de sedimento em suspensão na água.

Substituindo-se a equação (3.20) na equação (3.19), esta pode ser escrita como

$$\frac{\partial \bar{C}_i}{\partial t} + \bar{u} \frac{\partial \bar{C}_i}{\partial x} = \frac{\bar{\varepsilon}_y}{\varepsilon_y} \frac{\partial^2 \bar{C}_i}{\partial y^2} - (\lambda_i \bar{C}_i + Kd_i S_s \frac{\partial \bar{C}_i}{\partial t}) \quad (3.21)$$

A equação (3.21) pode ser resolvida analiticamente como segue.

Passando o termo de derivada temporal para o primeiro membro da equação (3.21), e dividindo-se todos os termos da equação por  $(1 + kd_i S_s)$  obtém-se

$$\frac{\partial \bar{C}_i}{\partial t} + \frac{\bar{u}}{(1 + Kd_i S_s)} \frac{\partial \bar{C}_i}{\partial x} = \frac{\bar{\varepsilon}_y}{(1 + Kd_i S_s)} \frac{\partial^2 \bar{C}_i}{\partial y^2} - \frac{\lambda_i}{(1 + Kd_i S_s)} \bar{C}_i \quad (3.22)$$

Fazendo a seguinte transformação de variáveis:

- $x' = x - \frac{\bar{u}}{(1 + Kd_i S_s)} \tau$
- $\tau = t$ ,

onde  $x'$  representa uma coordenada que se move com relação a  $x$ ; a equação (3.22) torna-se

$$\frac{\partial \bar{C}_i}{\partial t} = \frac{\bar{\varepsilon}_y}{(1 + Kd_i S_s)} \frac{\partial^2 \bar{C}_i}{\partial y^2} - \frac{\lambda_i}{(1 + Kd_i S_s)} \bar{C}_i \quad (3.23)$$

Escrevendo-se  $\bar{C}_i$  como:  $C_i(y, t) = F_i(y, t) \cdot \frac{\exp(-\lambda'_i t)}{\lambda'_i}$ ,

onde:  $\lambda'_i = \frac{\lambda_i}{(1 + Kd_i S_s)}$ ,

a equação (3.23) reduz-se a:

$$\frac{\partial \bar{F}_i}{\partial t} = \frac{\bar{\varepsilon}_y}{\varepsilon_y}, \frac{\partial^2 \bar{F}_i}{\partial y^2} \quad (3.24)$$

onde  $\bar{\varepsilon}_y = \frac{\varepsilon_y}{(1 + K_{di} S_s)}$

A equação (3.24) possui a mesma forma da equação de difusão de Fick e pode ser resolvida analiticamente para um canal de largura finita,  $T$ , pelo método das imagens (Fischer e cols., 1979), considerando-se descarga contínua de efluente, a uma taxa temporal  $M/h$ , num ponto de coordenadas  $x = 0$  e  $y = y_0$ .

A condição de contorno para este problema é dada por

$$\frac{\varepsilon_y}{(1 + K_{di} S_s)} \left. \frac{\partial \bar{C}_i}{\partial y} \right|_{y=0, T} = 0, \quad \text{ou seja, não existe fluxo difusivo nos contornos laterais.}$$

Sob as condições descritas acima, a solução da equação (3.23) é dada por

$$\frac{\bar{C}_i}{\bar{C}_{\infty i}} = \frac{\exp(-\lambda''_i x''_i)}{\sqrt{4\pi x''_i}} \sum_{n=-\infty}^{\infty} \left\{ \exp - \frac{(y' - 2n - y'_0)^2}{4x''_i} + \exp - \frac{(y' - 2n + y'_0)^2}{4x''_i} \right\} \dots\dots\dots(3.25)$$

com

$$\bar{C}_{\infty i} = \frac{M_i}{\bar{u} h T} \quad (\text{Bq.m}^{-3}),$$

$$\lambda''_i = \frac{\lambda'_i T^2}{\varepsilon_{y'i}} = \frac{\lambda_i T^2}{\varepsilon_y} \quad (\text{adimensional}),$$

$$x'' = \frac{x \varepsilon_{y'}}{\bar{u} T^2} = \frac{x \varepsilon_y}{\bar{u} T^2 (1 + K_{di} S_s)} \quad (\text{adimensional}),$$

$$y' = \frac{y}{T} \quad (\text{adimensional}),$$

$$y'_o = \frac{y_o}{T} \quad (\text{adimensional}),$$

onde

$\bar{C}_i(x,y)$  é o valor médio da concentração do radionuclídeo  $i$  na água num período de tempo  $\Delta t$  ( $\text{Bq.m}^{-3}$ ),

$\bar{C}_{\infty i}(x,y)$  representa a concentração que existiria caso todo o efluente fosse uniformemente distribuído na seção transversal,

$h$  é a profundidade do canal (m),

$T$  é a largura do canal (m),

$M_i$  é a taxa de descarga ( $\text{Bq.s}^{-1}$ ),

$\bar{u}$  é a velocidade média de escoamento na direção longitudinal ( $\text{m.s}^{-1}$ ),

$\lambda_i$  é a constante de decaimento radioativo do radionuclídeo  $i$  ( $\text{s}^{-1}$ ),

$\bar{\varepsilon}_y$  é o coeficiente de difusão turbulenta transversal médio, dado pela equação (3.17) (Fischer e cols., 1979):

$$\frac{\bar{\varepsilon}_y}{u_* h} = 0,6 \pm 50\% \Rightarrow \bar{\varepsilon}_y = 0,6 u_* h = 0,6 h^{5/6} \sqrt{g} \bar{u} n \quad (\text{m}^2.\text{s}^{-1}),$$

$n$  é o coeficiente de rugosidade de Manning,

$x$  é a coordenada na direção do escoamento (m),

$K_{di}$  é o coeficiente de distribuição entre as concentrações do radionuclídeo  $i$  nos meios sólido e líquido no equilíbrio ( $\text{L.kg}^{-1}$ ),

$S_s$  é a concentração de sedimento em suspensão na água ( $\text{kg.L}^{-1}$ ),

$y$  é a coordenada na direção transversal ao escoamento,

$y_o$  é a posição transversal do ponto de descarga.

A série na equação (3.25) converge rapidamente o que, na prática, faz com que poucos termos sejam necessários na sua resolução.

Definida a concentração de radionuclídeos na água, é necessário estimar a atividade concentrada no material sedimentar. Não foram considerados efeitos de transporte do sedimento de fundo ao longo do canal e nem de perda de atividade por meio de ressuspensão ou dessorção.

De um modo simplificado, a concentração no material sedimentar pode ser obtida a partir de uma concentração inicial na água, considerando-se que no equilíbrio estas grandezas estão relacionadas por meio do coeficiente de distribuição,  $K_d$ , definido como

$$K_{di} = \frac{\bar{C}_{s,i}}{\bar{C}_i} \quad (3.26)$$

onde

$\bar{C}_{s,i}$  é a concentração do radionuclídeo  $i$  no sedimento (Bq/kg sed.seco),

$\bar{C}_i$  é a concentração do radionuclídeo  $i$  na água, dada pela equação (3.25) (Bq/L água).

A concentração no sedimento obtida pela equação (3.26) pode estar sendo superestimada, uma vez que não leva em conta vários processos importantes tais como a distribuição não homogênea da atividade nas partículas do material sedimentar e o transporte físico do sedimento de leito. Pela sua simplicidade, este modelo tem sido muito aplicado para uma primeira estimativa, resultando num limite superior de concentração para um dado tipo de sedimento (IAEA, 1982; Onishi, 1981; Till & Meyer, 1983).

Uma outra forma de se estimar a concentração de atividade no sedimento, é através do balanço de massa do sistema água-sedimento, que pode ser escrito como

$$C_s M_s + C V = Q \quad (3.27)$$

onde

$C_s$  é a concentração média anual total de radionuclídeos no sedimento (Bq.kg<sup>-1</sup>),

$M_s$  é a massa total de sedimento em suspensão e de fundo existente no corpo d'água no período de 1 ano ( $\text{kg.ano}^{-1}$ ),

$C$  é a concentração média anual total de radionuclídeos na água ( $\text{Bq.m}^{-3}$ ),

$V$  é volume total do corpo d'água ( $\text{m}^3.\text{ano}^{-1}$ ),

$Q$  é a atividade total descarregada no corpo'água no período de 1 ano ( $\text{Bq.ano}^{-1}$ ).

### 3.2.2. Modelagem do Transporte no Reservatório Billings

Conforme discutido no capítulo 2 deste trabalho, o escoamento das águas no corpo central do reservatório Billings pode ser dividido em duas fases bem definidas. A primeira corresponde ao comportamento de sistema de mistura completa observado na primeira seção da represa, que se estende por 2 km desde Pedreira até a 1ª seção de controle, denominada  $R_2$  (Figura 2.6); neste trecho observou-se a homogeneização das águas bombeadas, tanto em largura quanto em profundidade.

A partir da saída desta 1ª seção inicia-se a 2ª fase do escoamento na Billings, correspondente a um comportamento do tipo "plug flow". Este comportamento se mantém desde a seção  $R_2$  até a passagem sob a ponte da rodovia dos Imigrantes, e se caracteriza pelo deslocamento das águas com velocidade praticamente constante.

Considerando-se que o bombeamento em Pedreira se dá a uma vazão média constante,  $Q_p$ , a concentração nas águas da Billings numa posição localizada junto à seção de controle  $R_2$ , pode ser determinada aplicando-se um fator de diluição ( $F_d$ ) à concentração do radionuclídeo  $i$  bombeada em Pedreira, sendo dada por

$$\bar{C}_{B,i} = \bar{C}_{P,i} F_d \exp(-\lambda_i t_p) \quad (3.28)$$

$$F_d = \frac{Q_P}{Q_S} \quad (3.29)$$

onde

$\bar{C}_{P,i}$  é a concentração do radionuclídeo  $i$  na água bombeada em Pedreira ( $\text{Bq.m}^{-3}$ ),

$Q_P$  representa a vazão média bombeada em Pedreira ( $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ ),

$Q_S$  é a vazão média de saída do 1º trecho do reservatório Billings ( $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ ),

$t_p$  tempo de trânsito das águas desde Pedreira até o ponto de interesse (s).

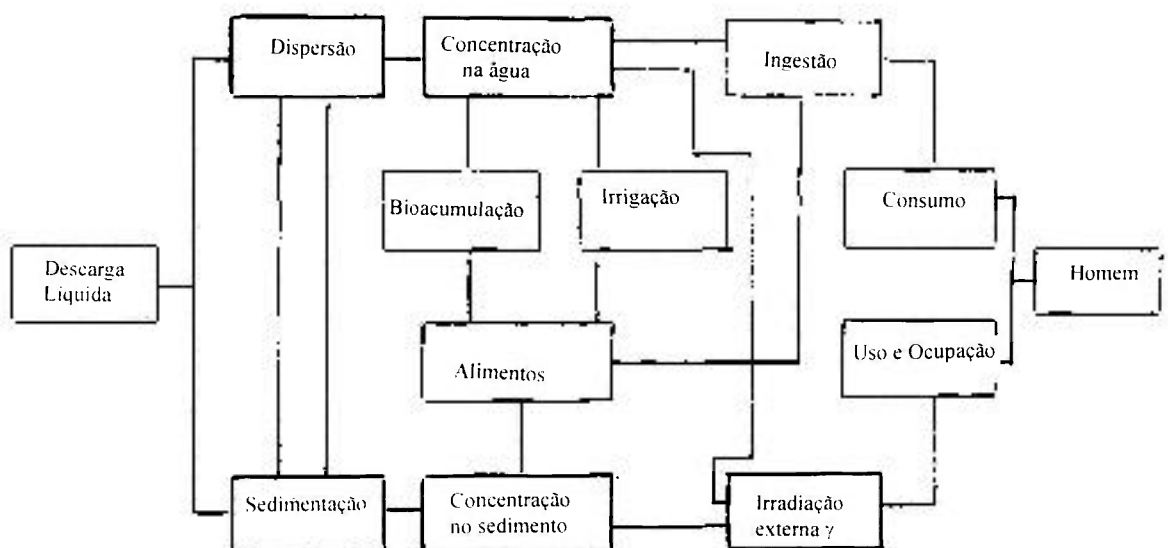
A aplicação da equação (3.28) pode levar a uma superestimativa da concentração na água da Billings, já que não considera processos de perda tais como a fixação de radionuclídeos a elementos bióticos e a matéria sólida em suspensão. A aplicação do fator de diluição,  $F_d$ , à concentração de radionuclídeos que entra no reservatório pelo bombeamento em Pedreira objetiva simular o efeito da diluição no volume d'água já existente nesta região, que contribui para a redução da concentração na água.

## CAPÍTULO 4

### MODELAGEM DOSIMÉTRICA

Radionuclídeos presentes nos efluentes liberados por instalações nucleares ou radiativas tendem a se distribuir entre os elementos do meio ambiente receptor. Como esta distribuição se dará, ou ainda, em que elementos do meio um dado radionuclídeo terá maior concentração, dependerá tanto das características físico-químicas do elemento radioativo quanto de propriedades físicas, químicas e biológicas do meio receptor.

Com os radionuclídeos dispersos no meio ambiente, muitas são as vias pelas quais o homem pode ser exposto. A Figura 4.1 apresenta esquematicamente as vias de exposição potencialmente relevantes após uma descarga de radionuclídeos num sistema aquático.



**Figura 4.1.** Vias de exposição aquáticas (IAEA, 1982).

Num ambiente aquático os radionuclídeos inicialmente se dispersam no meio líquido, podendo se ligar ao material sólido em suspensão e sofrer sedimentação. Uma vez depositado no leito e nas margens do corpo d'água, o material sedimentar contaminado pode ser ressuspenso, retornando ao meio líquido ou entrando na atmosfera.

A água contaminada pode se tornar um meio de exposição direta do homem pelo consumo e pelo uso recreacional (natação, esportes náuticos e pescaria embarcada), e também um meio de exposição indireta pelo seu uso na irrigação de culturas agrícolas e pela contaminação de plantas e animais aquáticos que fazem parte da dieta alimentar do homem.

O uso das margens dos rios e lagos para fins recreativos acarreta a exposição externa do homem ao sedimento contaminado. Além disso, a ressuspensão do material sedimentar pelo vento ou pela ação humana, pode levar a exposição interna por inalação do particulado.

Do exposto acima, verifica-se que o uso que o homem faz do seu ambiente e os seus hábitos particulares, em termos profissionais, alimentares, residenciais, e de lazer, interferem nos modos de exposição aos radionuclídeos liberados. Estes fatores, somados às características particulares dos radionuclídeos liberados e às do meio ambiente, não só definem as possíveis vias de exposição numa dada situação, mas também estabelecem o grau de significância de cada uma delas para a dose final no indivíduo ou população.

Sendo assim, a caracterização do meio ambiente sob influência da instalação e dos radionuclídeos liberados, permite uma seleção inicial das vias de exposição de importância para a avaliação radiológica, o que, por sua vez, permite a identificação preliminar dos possíveis grupos críticos da população com relação à situação específica de liberação de efluentes radioativos.

#### **4.1. Vias de Exposição do Indivíduo do Público aos Efluentes Líquidos Liberados pelo IPEN**

O efluente líquido liberado pelo IPEN é descarregado, através da rede de esgoto sanitário, no canal do rio Pinheiros . Neste corpo d'água, os radionuclídeos se distribuem entre o meio líquido e o sedimento em suspensão e de fundo, sendo transportados em direção ao rio Tietê ou ao reservatório Billings, dependendo da regra operacional do Sistema Alto Tietê em vigor.

A péssima qualidade das águas do canal Pinheiros e do rio Tietê, este no trecho próximo à confluência com o Pinheiros, impossibilita o seu uso para consumo e também a existência de vida aquática; por outro lado, a dragagem do sedimento de fundo destes rios e a sua posterior disposição nas margens permite o contato do homem com o material sedimentar. Estas características particulares fazem do sedimento o compartimento ambiental mais importante do ponto de vista radiológico nestes corpos d'água.

Conforme apresentado no capítulo 2, o canal Pinheiros é caracterizado por uma baixa capacidade de transporte sólido, sendo assim, a maior parte do material em suspensão deposita-se ainda neste corpo d'água. Por este motivo, o material dragado do seu leito é, em termos radiológicos, mais importante do que aquele retirado do rio Tietê.

No reservatório Billings a situação é outra. A qualidade de suas águas permite, em certa medida, o uso para fins diversos, que vão desde a recreação até a irrigação de culturas e a pesca, cujo produto é consumido pelas populações que residem nas margens da represa. Neste caso, a água é o compartimento ambiental de maior significado radiológico e dá origem a uma série de caminhos de exposição do indivíduo do público.

Com base na discussão realizada acima e nas informações apresentadas no capítulo 2, é possível identificar as seguintes vias de exposição do público decorrente da liberação de efluentes líquidos radioativos pelas instalações do IPEN:

- Exposição externa ao sedimento dragado do leito do canal Pinheiros e depositado em botaforas nas suas margens.

- Exposição interna pela inalação de material sedimentar ressuspenso pela ação de ventos ou do próprio homem.
- Exposição externa ao material sedimentar das margens do canal Pinheiros.
- Exposição externa devido às atividades recreativas de contato primário no reservatório Billings (natação).
- Exposição interna por ingestão de peixes da represa Billings.
- Exposição interna por ingestão de produtos irrigados com a água da Billings.

Nas últimas três vias de exposição o grupo populacional atingido é o de residentes nas margens do reservatório Billings; enquanto que os grupos expostos ao sedimento dragado correspondem a crianças que brincam nas áreas de botafora e a trabalhadores adultos que retiram o sedimento destas áreas para serem dispostos em aterros definitivos. O grupo exposto ao sedimento das margens do Pinheiros é constituído por funcionários da ELETROPAULO, que por conta de seus hábitos profissionais permanecem junto às margens do canal.

As idades consideradas para cada grupo populacional foram as seguintes (IAEA, 1994): crianças de 10 anos, com intervalo de aplicação de 7 a 12 anos e adultos de 20 anos, aplicável para idade superior a 17 anos.

#### **4.2. Estimativa da Dose nos Indivíduos do Público**

A estimativa da exposição dos indivíduos do público foi realizada pelo cálculo da dose equivalente efetiva anual,  $H_E$ , nos grupos populacionais considerados críticos levando-se em conta todas as vias de exposição possíveis para cada um deles.

Tanto a dose equivalente efetiva para exposições externas quanto a dose equivalente comprometida efetiva para incorporações são estimadas a partir do produto da concentração do radionuclídeo no compartimento

ambiental, por fatores que levam em conta o tempo e a forma de exposição do indivíduo ao meio contaminado. O resultado deste produto é convertido para unidades de dose equivalente efetiva por meio de fatores de conversão de dose, específicos para cada faixa etária e para cada forma de exposição do indivíduo à radiação.

#### 4.2.1. Equações para o Cálculo Dosimétrico Através das Vias de Exposição

São apresentadas a seguir as equações utilizadas na estimativa da dose equivalente efetiva anual,  $H_E$ , para as vias de exposição dos indivíduos do público identificadas na situação de liberação de efluentes líquidos radioativos pelo IPEN (Amaral, 1992; IAEA, 1982).

##### Exposição externa devido a atividades recreacionais aquáticas

- Natação

$$H_E = \sum_i \bar{C}_{B,i} I_N FCD_i \quad (4.1)$$

onde

$\bar{C}_{B,i}$  é a concentração do radionuclídeo  $i$  na água do reservatório Billings (Bq.dm<sup>-3</sup>),

$I_N$  é a taxa de ocupação anual para natação (h.ano<sup>-1</sup>),

$FCD_i$  é o fator de conversão de dose externa para o radionuclídeo  $i$  (Sv.h<sup>-1</sup> por Bq.dm<sup>-3</sup>).

### Exposição externa ao sedimento depositado em botaforas no canal do rio Pinheiros

$$H_E = \sum_i \bar{C}_{S,i} I_S FCD_i w_S \rho \quad (4.2)$$

onde

$\bar{C}_{S,i}$  é a concentração do radionuclídeo  $i$  no sedimento dragado do canal do rio Pinheiros ( $\text{Bq.kg}^{-1}$ ),

$FCD_i$  é o fator de conversão de dose externa para o radionuclídeo  $i$  ( $\text{Sv.h}^{-1}$  por  $\text{Bq.m}^{-2}$ ),

$w_S$  é o fator de modificação para a geometria da fonte para atividades no botafora (adimensional),

$I_S$  é a taxa de ocupação para atividades no botafora ( $\text{h.ano}^{-1}$ ),

$\rho$  é a densidade superficial efetiva do sedimento ( $\text{kg.m}^{-2}$ ).

### Exposição externa ao sedimento nas margens do canal do rio Pinheiros

$$H_E = \sum_i \bar{C}_{S,i} \rho 0,025 I_M FCD_i w_M \quad (4.3)$$

onde

$\rho$  é a densidade do material sedimentar ( $\text{kg.m}^{-3}$ ),

$0,025$  corresponde à espessura em metros da camada de sedimento considerada no cálculo da contaminação superficial,

$w_M$  é o fator de geometria da fonte para atividades na margem do canal (adimensional),

$I_M$  é a taxa de ocupação para atividades na margem ( $\text{h.ano}^{-1}$ ).

### Exposição interna devido a inalação de particulados ressuspensos

$$H_E = \sum_i C_{a,i} I_{r,ex} F_{ex} FCD_{in,i} \quad (4.4)$$

$$C_{a,i} = M \bar{C}_{S,i} \quad (4.5)$$

onde

$C_{a,i}$  é a concentração do radionuclídeo  $i$  no ar ( $\text{Bq.m}^{-3}$ ),

$M$  é a massa de particulado ressuspenso por  $\text{m}^3$  de ar ("mass-loading") ( $\text{kg.m}^{-3}$ ),

$\bar{C}_{S,i}$  é a concentração do radionuclídeo  $i$  no sedimento apto a ressuspensão ( $\text{Bq.kg}^{-1}$ ),

$I_{r,ex}$  é a taxa de respiração no exterior de residências ( $\text{m}^3.\text{ano}^{-1}$ ),

$F_{ex}$  é o fator de ocupação no exterior de residências (adimensional),

$FCD_{in,i}$  é o fator de conversão de dose por inalação para o radionuclídeo  $i$  ( $\text{Sv.Bq}^{-1}$ ).

### Exposição interna por ingestão de peixes do reservatório Billings

$$H_E = \sum_i \bar{C}_{B,i} B_i I_{ig,p} FCD_{ig,i} \quad (4.6)$$

onde

$\bar{C}_{B,i}$  é a concentração do radionuclídeo  $i$  na água do reservatório Billings ( $\text{Bq.dm}^{-3}$ ),

$B_i$  é o fator de bioacumulação do radionuclídeo  $i$  no peixe ( $\text{dm}^3.\text{kg}^{-1}$ ),

$I_{ig,p}$  é a taxa de consumo anual de peixes ( $\text{kg.ano}^{-1}$ ),

$FCD_{ig,i}$  é o fator de conversão de dose por ingestão para o radionuclídeo  $i$  ( $\text{Sv.Bq}^{-1}$ ).

**Exposição interna por ingestão de produtos agrícolas irrigados com a água da represa Billings**

$$H_E = \sum_i C_{pr,i} I_{ig,pr} FCD_{ig,i} \quad (4.7)$$

$$C_{pr,i} = \bar{C}_{B,i} \left\{ \frac{I_{ir} R [1 - \exp(-\lambda_{e,p,i} t_e)]}{Y \lambda_{e,p,i}} + \frac{I_{ir} B_{v,i} F [1 - \exp(-\lambda_{e,s,i} t_b)]}{P \lambda_{e,s,i}} \right\} \exp(-\lambda_i t_h) \quad \dots\dots\dots(4.8)$$

onde

$I_{ig,pr}$  é a taxa de consumo anual do produto agrícola ( $\text{kg}\cdot\text{ano}^{-1}$ ),

$FCD_{ig,i}$  é o fator de conversão de dose por ingestão para o radionuclídeo  $i$  ( $\text{Sv}\cdot\text{Bq}^{-1}$ ),

$C_{pr,i}$  é a concentração do radionuclídeo  $i$  no produto agrícola irrigado ( $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ),

$I_{ir}$  é a taxa de irrigação ( $\text{dm}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ ),

$R$  é a fração da atividade depositada que é interceptada pela folhagem (adimensional),

$\lambda_{e,p,i}$  é a constante de remoção efetiva do radionuclídeo  $i$  das plantas ( $\text{s}^{-1}$ ).  
É dada por

$$\lambda_{e,p,i} = \lambda_i + \lambda_p, \text{ onde}$$

$\lambda_i$  é a constante de decaimento radioativo do radionuclídeo  $i$  ( $\text{s}^{-1}$ ), e

$\lambda_p$  é a constante de remoção efetiva do radionuclídeo  $i$  das plantas devido a outros processos que não o decaimento radioativo ( $\text{s}^{-1}$ ).

$Y$  representa a produtividade agrícola ( $\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$ ),

$t_e$  é o período de tempo de exposição das plantas durante o crescimento (s),

$\lambda_{e,s,i}$  é a constante de remoção efetiva do radionuclídeo  $i$  do solo ( $\text{s}^{-1}$ ).  
É dada por

$$\lambda_{e.s.i} = \lambda_i + \lambda_s, \text{ onde}$$

$\lambda_s$  é a constante de remoção efetiva do radionuclídeo  $i$  do solo devido a outros processos que não o decaimento radioativo ( $s^{-1}$ ).

$t_b$  é o período de deposição do radionuclídeo  $i$  no solo (s),

$B_v$  é o fator de concentração para assimilação do radionuclídeo  $i$  presente no solo por partes comestíveis das plantas  
( $Bq.kg^{-1}$  planta por  $Bq.kg^{-1}$  solo),

$F$  corresponde à fração do ano em que há irrigação (adimensional),

$P$  é a densidade superficial efetiva do solo ( $kg.m^{-2}$ ),

$t_h$  é o intervalo de tempo entre colheita e consumo do alimento (s).

## CAPÍTULO 5

### RESULTADOS

A dose equivalente efetiva decorrente da liberação de efluentes líquidos pelo IPEN foi estimada para os grupos populacionais potencialmente críticos definidos no capítulo 4 deste trabalho, levando-se em conta todas as vias com potencial para acarretar a exposição dos indivíduos.

Foi considerada a maior parte dos radionuclídeos liberados pelo IPEN entre 1988 e 1993, excluindo-se apenas aqueles cuja liberação tenha sido esporádica e/ou desprezível em termos de atividade. As características principais destes elementos, assim como a atividade média liberada, foram apresentadas no decorrer do capítulo 2; outros parâmetros necessários aos cálculos serão definidos a seguir, juntamente com a apresentação dos resultados obtidos em cada etapa da avaliação radiológica.

#### 5.1. Concentração nos Componentes Ambientais do Canal Pinheiros

As duas formas de escoamento do canal Pinheiros, permitidas pela operação do Sistema Alto Tietê, foram simuladas como segue:

- Caso 1. O escoamento do canal Pinheiros se dá no sentido Billings-Tietê.

Considerou-se uma vazão média de  $10\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ . O ponto de descarga dos efluentes do IPEN junto à margem direita do canal, identificado como SABESP na Figura 2.3, foi considerado origem do sistema de coordenadas ( $x_0=0$ ;  $y_0=0$ ). A extensão total de 6000m desde o ponto de descarga até a confluência com o rio Tietê foi dividida em seções de 1000m cada; a concentração na água foi determinada nos seus pontos longitudinais extremos, em três posições transversais: junto à margem direita ( $y=0$ ), junto à margem esquerda ( $y=T$ ) e no centro do canal ( $y=T/2$ ).

- Caso 2. Escoamento do canal Pinheiros se dá no sentido Tietê-Billings.

A vazão de escoamento considerada foi de  $70\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ ; a concentração na água foi calculada a partir do ponto de descarga ( $x_0=0$ ;  $y_0=0$ ) em várias seções transversais do canal. Novamente, em cada seção a concentração foi determinada para três pontos na direção transversal ao escoamento: junto à margem direita ( $y=0$ ), junto à margem esquerda ( $y=T$ ) e no centro do canal ( $y=T/2$ ). O canal Pinheiros foi tratado em dois trechos com características hidrológicas particulares: Inferior e Superior.

A concentração no material sedimentar foi determinada a partir da concentração média na água no trecho do canal em questão, pela equação 3.26; a equação 3.25 foi utilizada para o cálculo da concentração na água. Os valores dos parâmetros hidrológicos do canal e dos parâmetros relativos aos radionuclídeos são apresentados, respectivamente, nas Tabelas 5.1 e, 5.2 e 2.2.

Os resultados estão apresentados na Figura 5.1, na forma gráfica, para a concentração na água ao longo do canal, e na Tabela 5.3 para a concentração no material sedimentar do canal determinada pela equação 3.26.

A concentração no sedimento de fundo do canal Pinheiros foi medida a partir de amostras coletadas ao longo do canal em campanha realizada em 1992 em cooperação com o Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo (IPT) e ELETROPAULO (Della Rocca e cols., 1993). Os resultados obtidos para alguns radionuclídeos estão apresentados na Tabela 5.4.

A maior parte dos radionuclídeos não naturais descarregados rotineiramente pelo IPEN apresentaram concentração abaixo do limite de detecção e por este motivo não aparecem na Tabela 5.4.

**Tabela 5.1.** Parâmetros hidrológicos do canal Pinheiros.

Parâmetro	Canal Pinheiros Superior	Canal Pinheiros Inferior
Largura média T (m)	87,40	81,70
Profundidade média h (m)	3,82	4,11
Seção livre média (m <sup>2</sup> )	333,8	336,0
Volume médio de água (m <sup>3</sup> )	5,16.10 <sup>6</sup>	3,61.10 <sup>6</sup>
Velocidade média, $\bar{u}_1$ escoamento Tietê-Billings (m/s)	0,21	0,21
Velocidade média, $\bar{u}_2$ escoamento Billings-Tietê (m/s)	0,03	0,03
* $\bar{\epsilon}_y$ para $\bar{u}_1$ (m/s <sup>2</sup> )	3,65.10 <sup>-2</sup>	3,88.10 <sup>-2</sup>
* $\bar{\epsilon}_y$ para $\bar{u}_2$ (m/s <sup>2</sup> )	5,22.10 <sup>-3</sup>	5,54.10 <sup>-3</sup>
**S <sub>s</sub> (g/dm <sup>3</sup> )	0,4	0,4

\*  $\bar{\epsilon}_y = 0,6 h^{5/6} \sqrt{g} \bar{u}_i n$ , com  $g = 10\text{m/s}^2$  e  $n = 0,030$ .

\*\* (Lima, 1993)

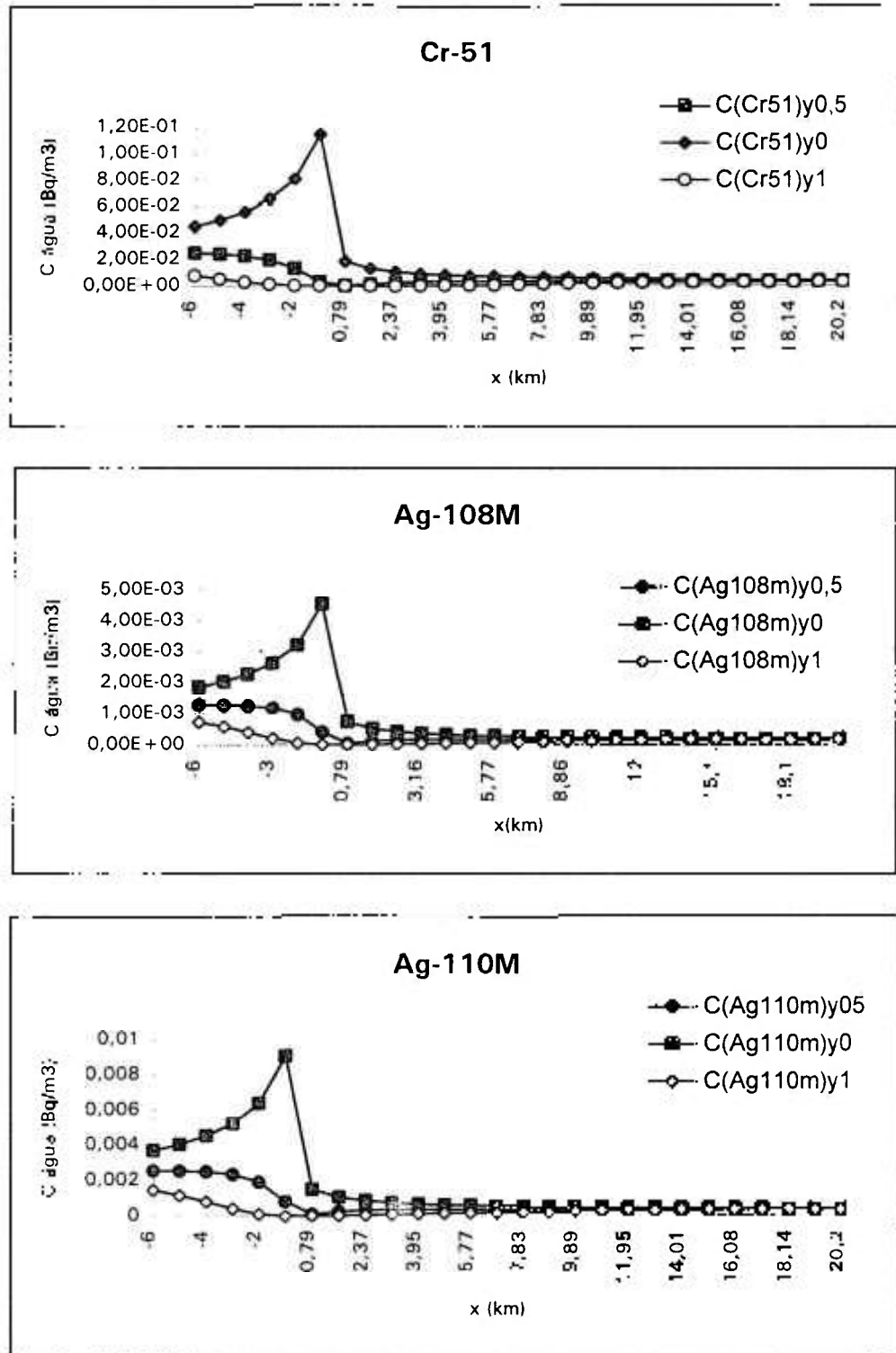
Tabela 5.2. Parâmetros dos radionuclídeos utilizados nos cálculos.

Nuclídeo	Kd *	FCDi†	FCDi‡	FCDin,i§	FCDig,i§
	L.kg <sup>-1</sup>	Sv.h <sup>-1</sup> /Bq.L <sup>-1</sup>	Sv.h <sup>-1</sup> /Bq.m <sup>-2</sup>	Sv.Bq <sup>-1</sup>	Sv.Bq <sup>-1</sup>
108MAg	180	7,47E-09	3,1E-13†	3,80E-08	2,30E-09
110MAg	180	9,59E-07	6,48E-12	1,30E-08	2,80E-09
144Ce	2,0.10 <sup>4</sup>	6,58E-09	1,19E-13	5,30E-08	5,20E-09
58Co	550	3,41E-07	2,34E-12	2,10E-09	7,40E-10
60Co	550	8,8E-07	5,76E-12	3,10E-08	3,40E-09
51Cr	1,5.10 <sup>3</sup>	1,08E-08	7,92E-14	3,70E-11	3,80E-11
134Cs	1,9.10 <sup>3</sup>	5,41E-07	3,6E-12	6,60E-09	1,90E-08
137Cs	1,9.10 <sup>3</sup>	1,95E-07	1,37E-12	4,60E-09	1,30E-08
152Eu	6,5.10 <sup>2</sup>	4,02E-07	1,76E-12	4,20E-08	1,40E-09
203Hg	10	7,91E-08	7,92E-12†	2,40E-09	1,90E-09
131I	1	1,31E-07	9,36E-13	7,40E-09	2,20E-08
192Ir	1,5.10 <sup>2</sup>	2,81E-07	2,81E-11†	6,60E-09	1,40E-09
24Na	1,0.10 <sup>2</sup>	1,6E-06	8,64E-12	2,70E-10	4,30E-10
95Nb	9,0.10 <sup>2</sup>	2,68E-07	1,84E-12	1,80E-09	5,90E-10
228Ra	9,1.10 <sup>3</sup>	2,43E-07	2,41E-11	1,40E-06	2,90E-07
106Ru	8,0.10 <sup>2</sup>	7,53E-08	5,04E-13	6,70E-08	7,00E-09
122Sb	2,5.10 <sup>2</sup>	1,53E-07	1,51E-11†	1,00E-09	1,70E-09
124Sb	2,5.10 <sup>2</sup>	6,72E-07	4,32E-12	6,50E-09	2,60E-09
125Sb	2,5.10 <sup>2</sup>	1,45E-07	1,04E-12	4,80E-09	1,10E-09
99Tc	1	6,54E-11	3,13E-13	4,10E-09	6,40E-10
121Te	7,2.10 <sup>2</sup>	1,92E-07	1,91E-11†	3,90E-10	4,30E-10
121MTe	7,2.10 <sup>2</sup>	7,27E-08	7,2E-12†	4,50E-09	2,30E-09
123MTe	7,2.10 <sup>2</sup>	5,05E-08	3,6E-13	4,10E-09	1,40E-09
132Te	7,2.10 <sup>2</sup>	7,59E-08	5,76E-12	1,80E-09	2,30E-09
232Th	5,8.10 <sup>3</sup>	7,18E-11	6,48E-13¥	5,00E-05	1,20E-06
234Th	5,8.10 <sup>3</sup>	2,87E-09	2,84E-13†	7,70E-09	3,40E-09
238U	1,6.10 <sup>3</sup>	6,45E-11	6,48E-15	8,00E-06	4,40E-08
65Zn	2,4.10 <sup>3</sup>	2,05E-07	1,37E-12†	2,90E-09	3,90E-09
95Zr	3,3.10 <sup>3</sup>	2,57E-07	1,01E-13¥	5,90E-09	9,50E-10

\* Sheppard &amp; Thibault (1990) § IAEA (1994) † Kocher (1983)

‡ Jacob e cols. (1988a)

¥ Jacob e cols. (1988b)



**Figura 5.1.** Concentração na água do canal Pinheiros.  
Ponto de descarga (SABESP):  $x = 0$ .

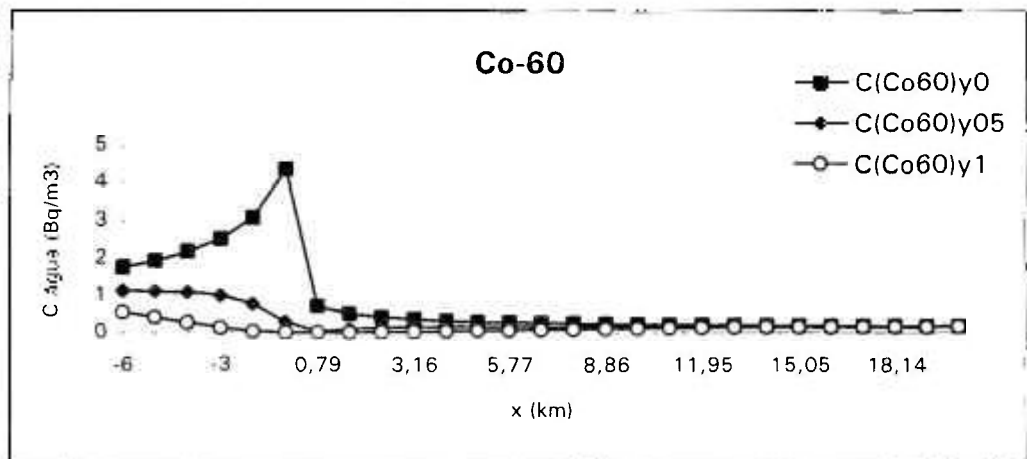
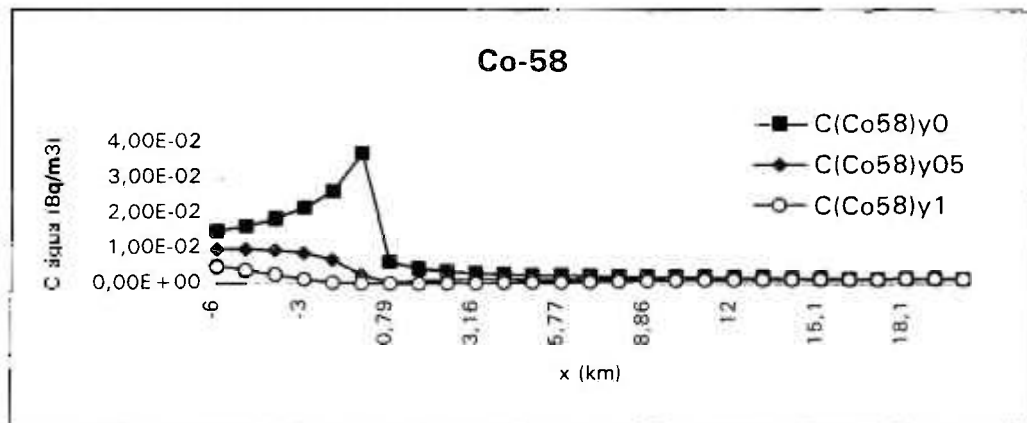
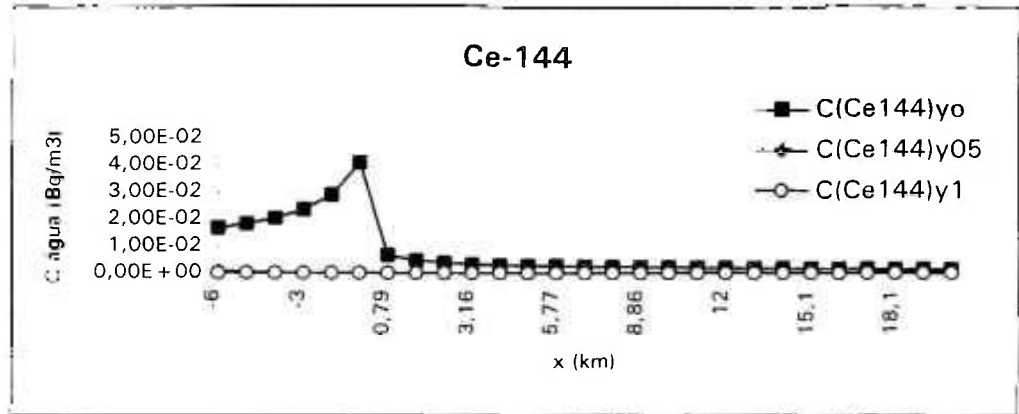


Figura 5.1. (Continua).

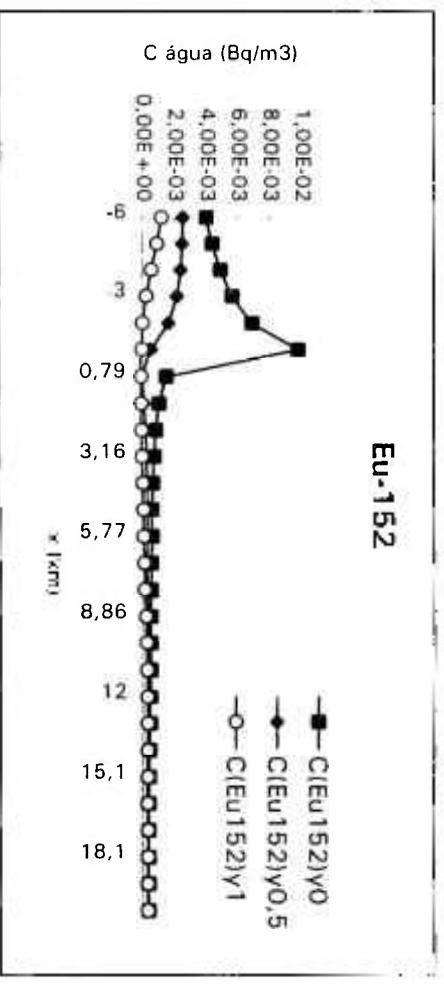
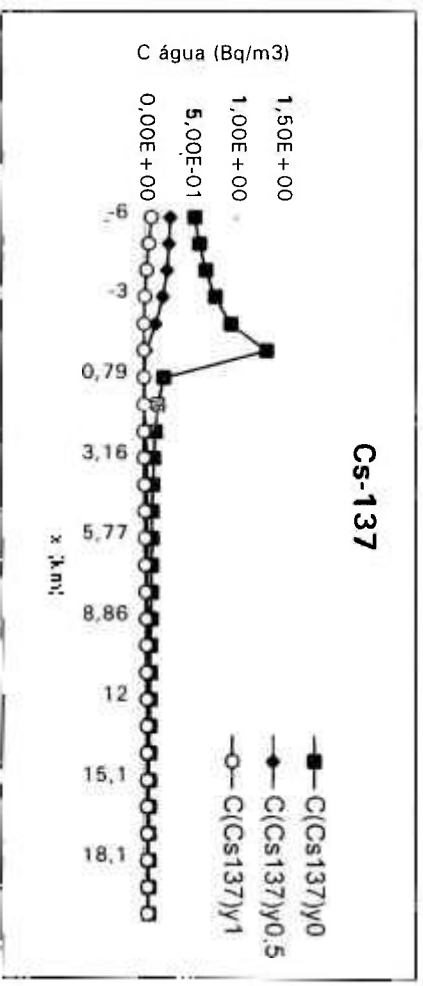
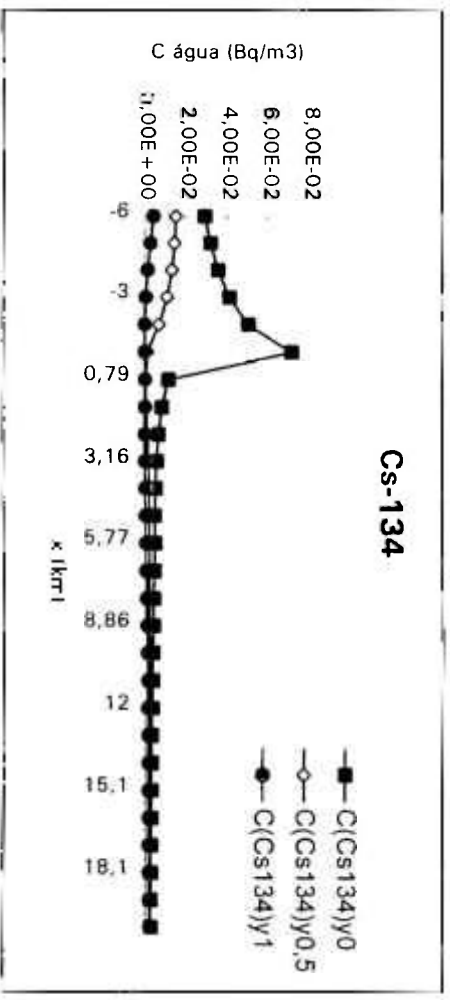


Figura 5.1. (Continua).

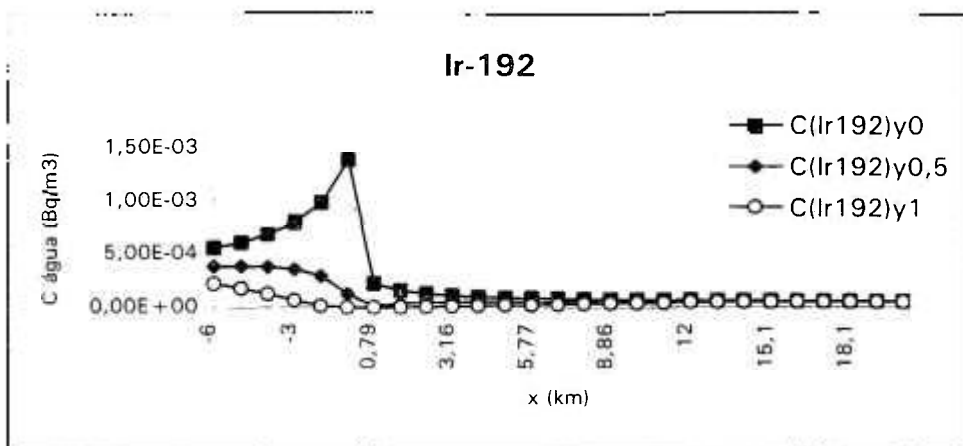
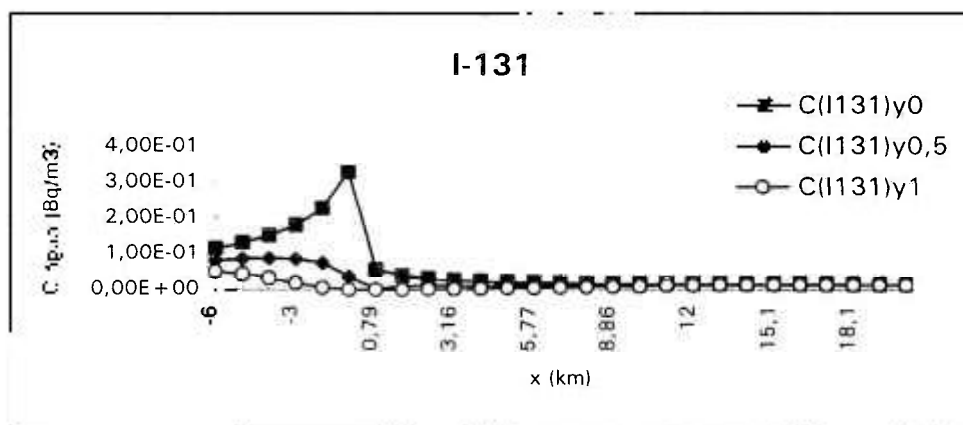
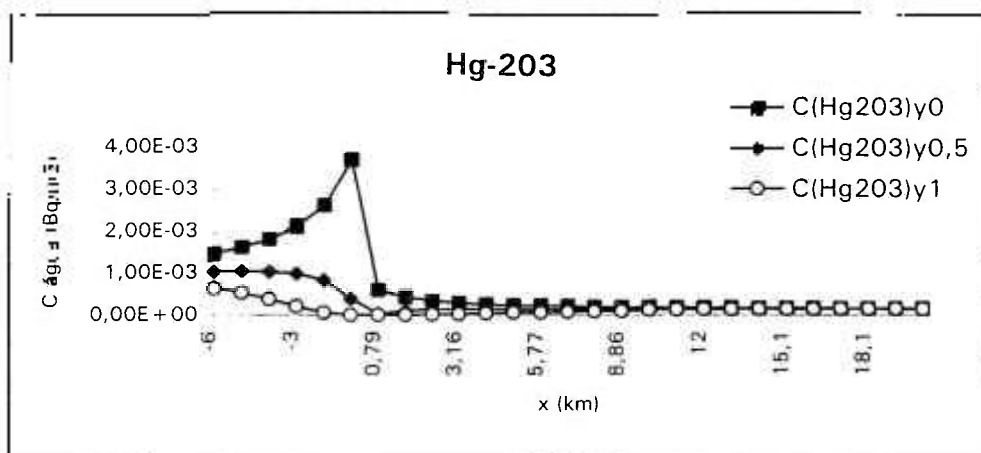


Figura 5.1. (Continua).

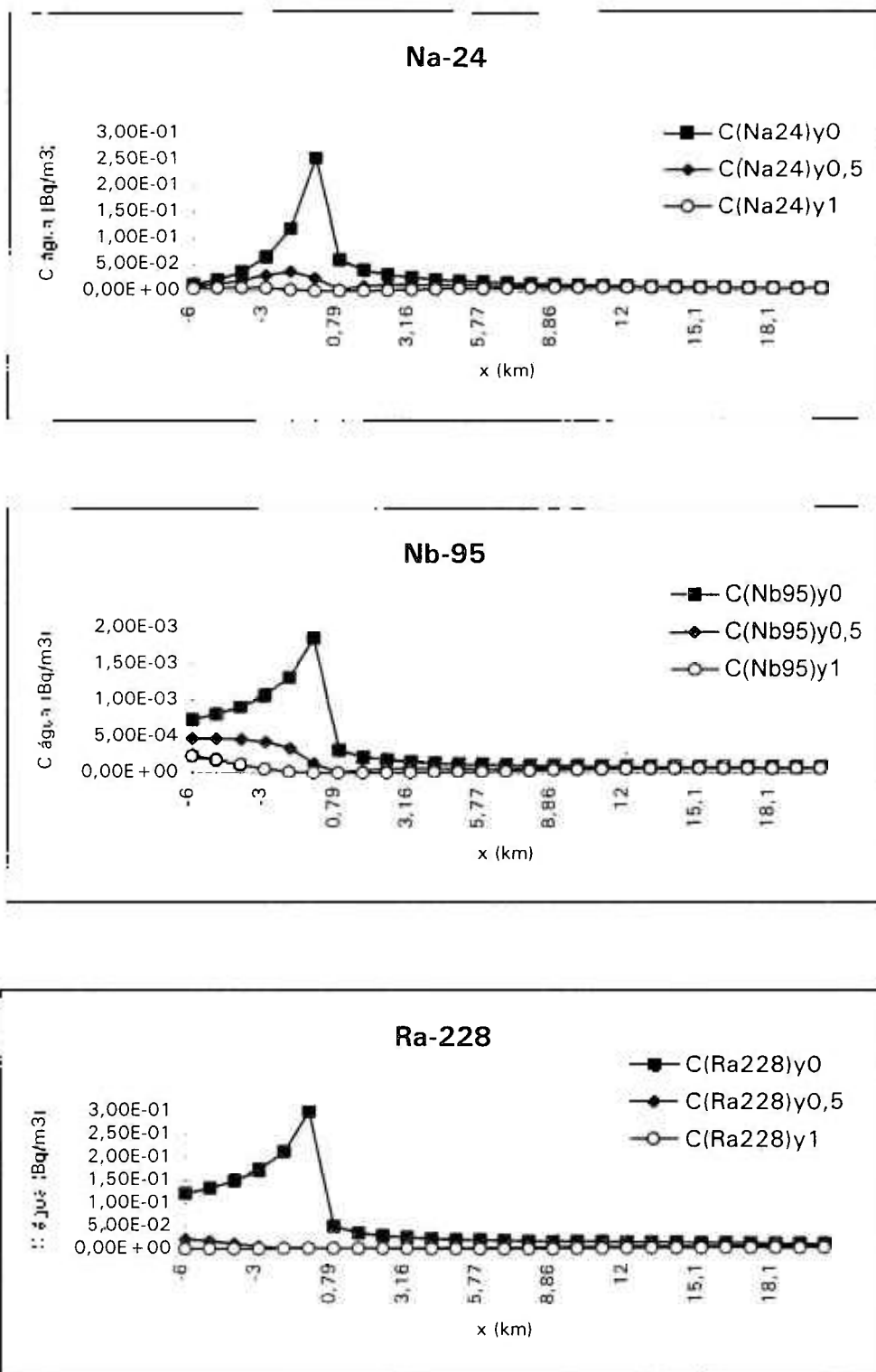


Figura 5.1. (Continua).

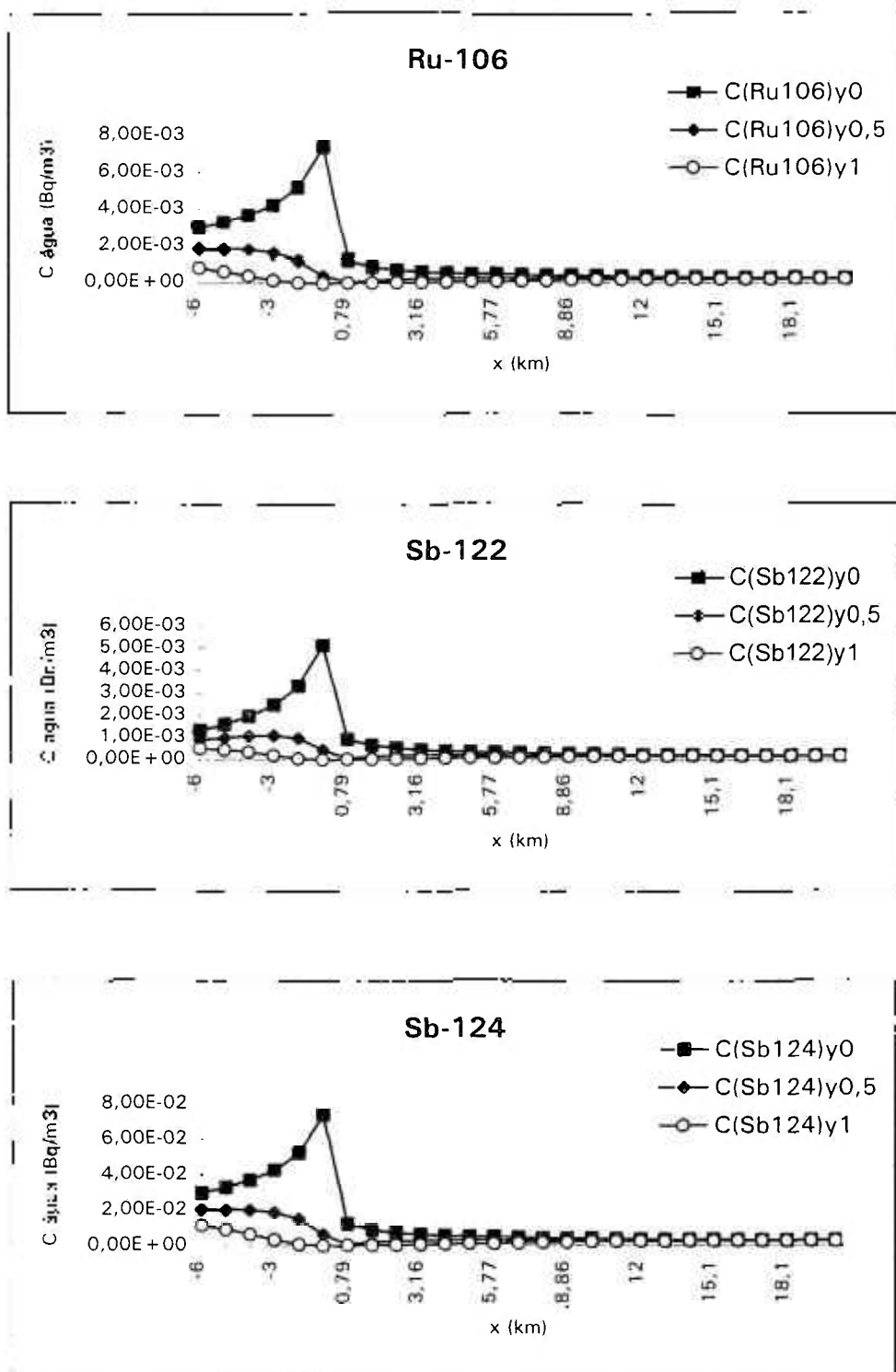


Figura 5.1. (Continua).

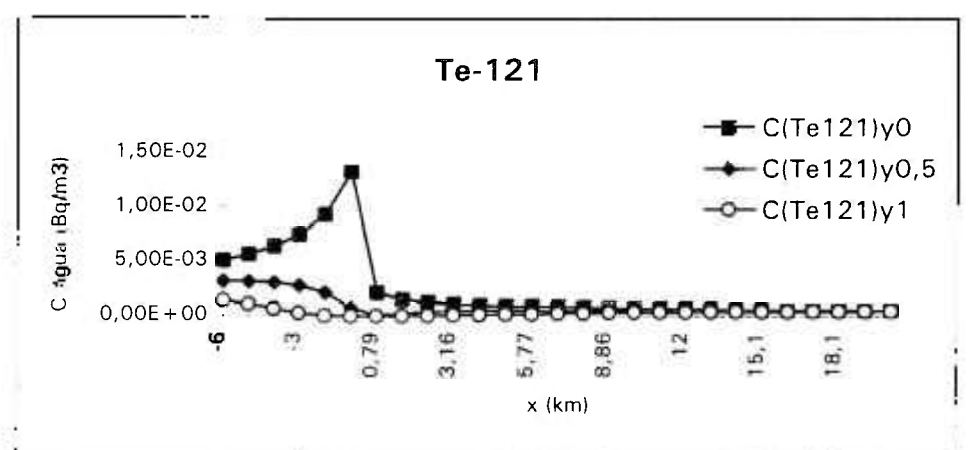
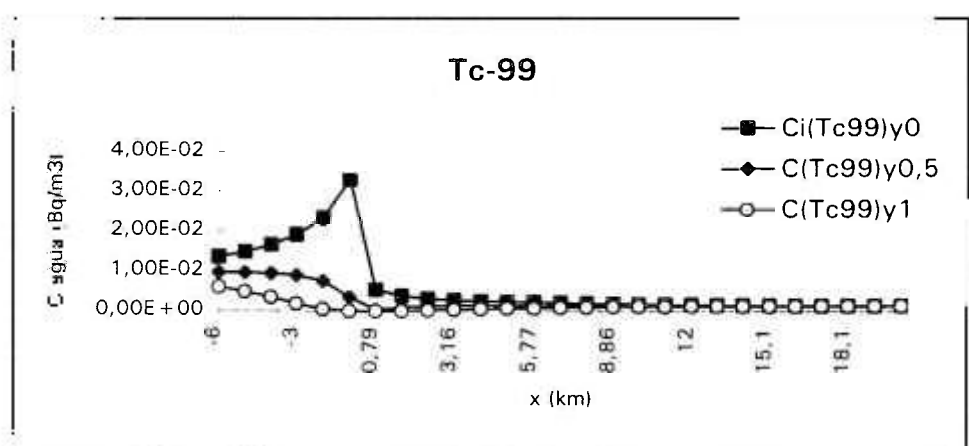
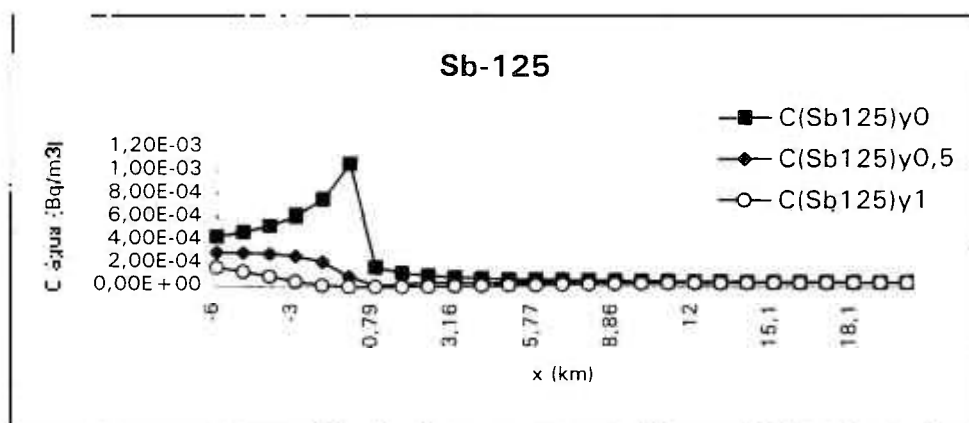


Figura 5.1. (Continua).

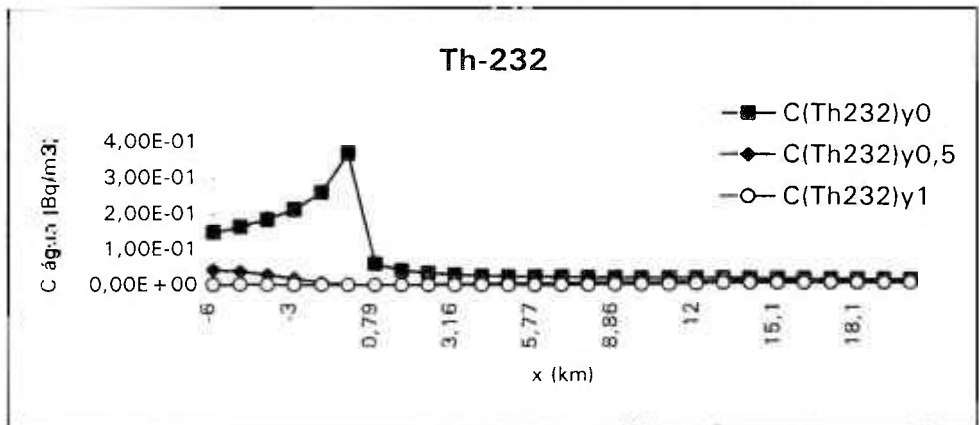
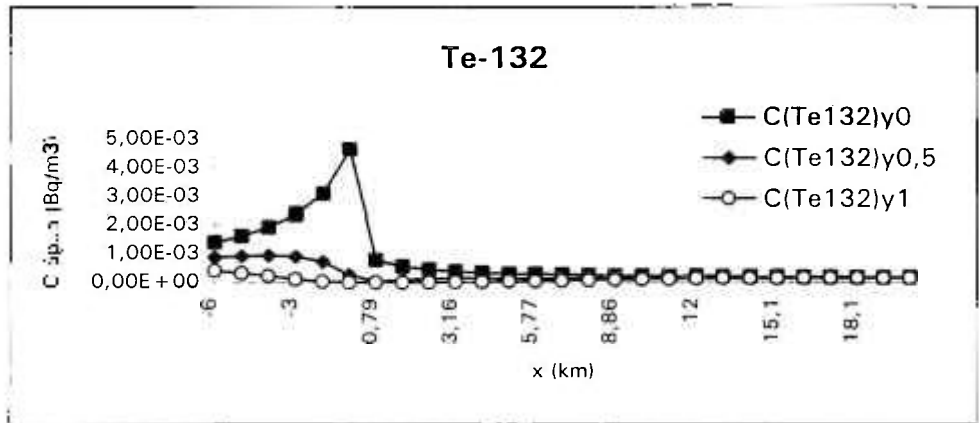
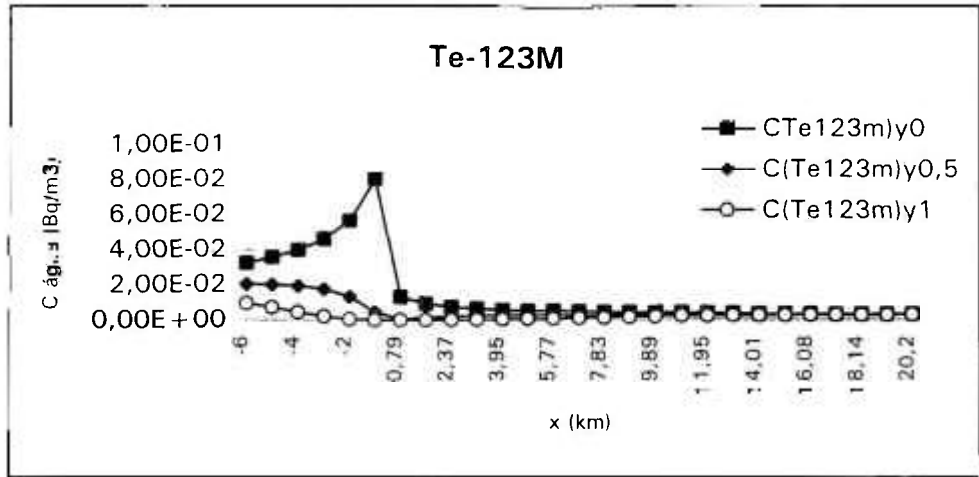


Figura 5.1. (Continua).

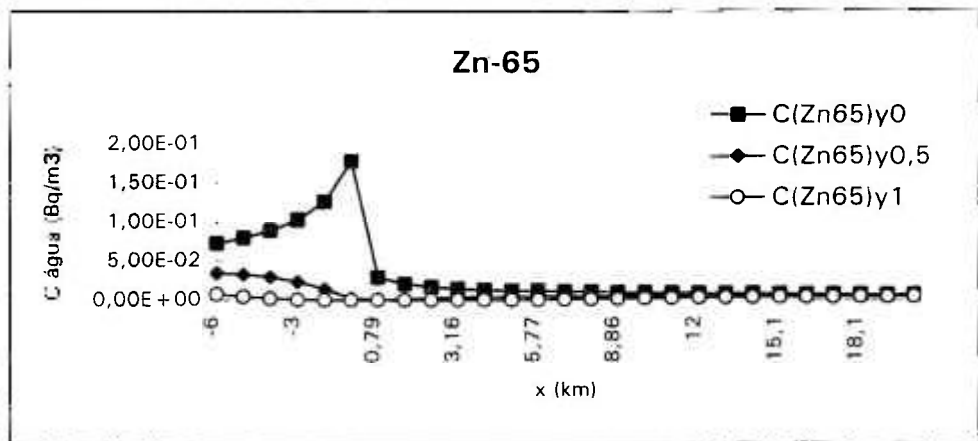
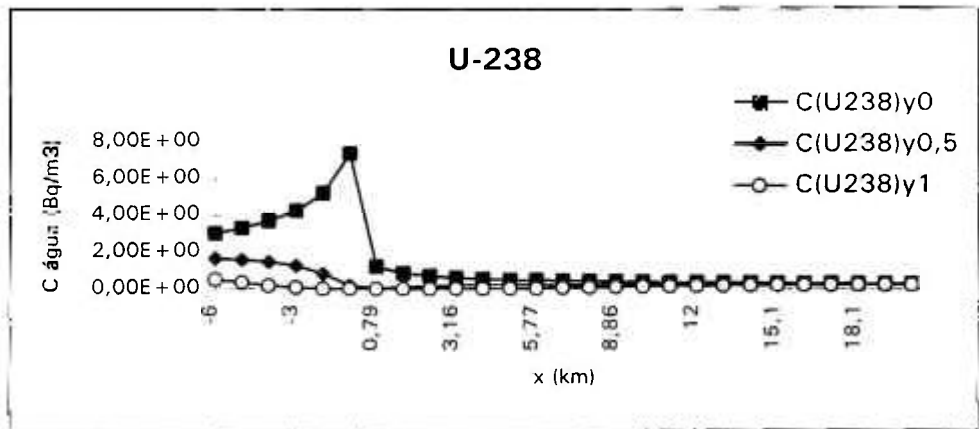
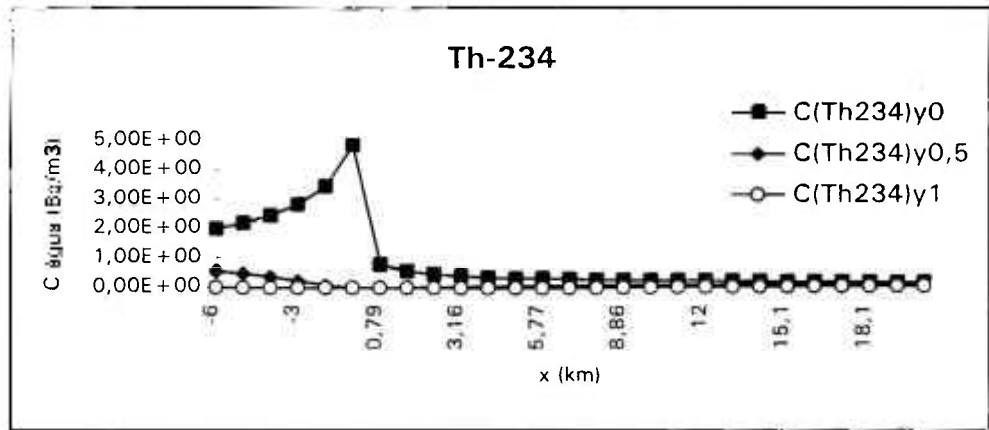
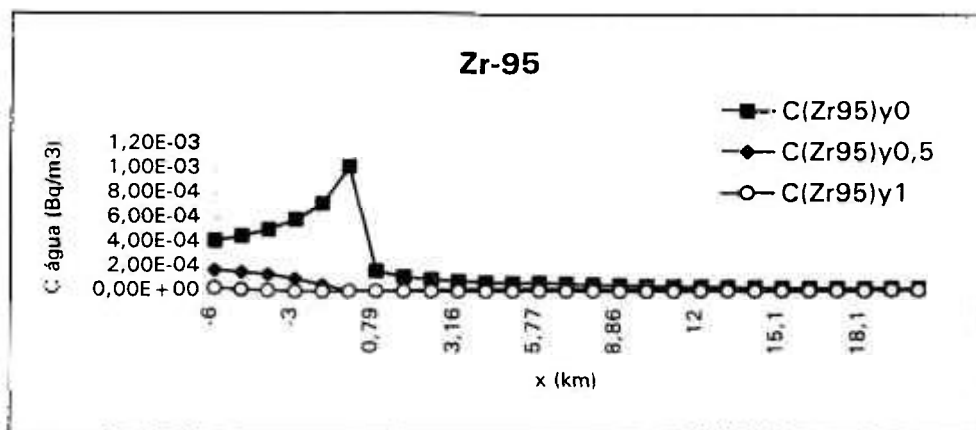


Figura 5.1. (Continua).



**Figura 5.1. (Continua).**

**Tabela 5.3.** Concentração no material sedimentar do canal Pinheiros.

Nuclídeo	Cs,i (Bq.kg <sup>-1</sup> ) SABESP-Tietê	Cs,i (Bq.kg <sup>-1</sup> ) SABESP-Traição	Cs,i (Bq.kg <sup>-1</sup> ) Traição-Pedreira	Cs,i (Bq.kg <sup>-1</sup> ) em y=0,Traição
<sup>108</sup> MAg	2,48E-04	3,66E-05	3,34E-05	2,98E-04
<sup>110</sup> MAg	4,95E-04	7,32E-05	6,67E-05	5,95E-04
<sup>144</sup> Ce	1,69E-01	2,70E-02	1,45E-02	2,72E-03
<sup>58</sup> Co	5,87E-03	8,79E-04	7,81E-04	2,44E-03
<sup>60</sup> Co	6,94E-01	1,03E-01	9,19E-02	2,86E-01
<sup>51</sup> Cr	4,48E-02	6,84E-03	5,74E-03	7,52E-03
<sup>134</sup> Cs	3,49E-02	5,27E-03	4,36E-03	4,69E-03
<sup>137</sup> Cs	6,57E-01	9,92E-02	8,21E-02	8,82E-02
<sup>152</sup> Eu	1,83E-03	2,72E-04	2,41E-04	6,45E-04
<sup>203</sup> Hg	1,14E-05	1,70E-06	1,55E-06	2,43E-04
<sup>131</sup> I	9,52E-05	1,54E-05	1,36E-05	2,18E-02
<sup>192</sup> Ir	6,28E-05	9,36E-06	8,51E-06	9,08E-05
<sup>24</sup> Na	3,71E-03	1,49E-03	7,64E-04	1,89E-02
<sup>95</sup> Nb	2,90E-04	4,39E-05	3,88E-05	1,22E-04
<sup>228</sup> Ra	5,75E-01	9,04E-02	5,74E-02	1,95E-02
<sup>106</sup> Ru	1,65E-03	2,47E-04	2,17E-04	4,82E-04
<sup>122</sup> Sb	3,13E-04	6,07E-05	4,80E-05	3,48E-04
<sup>124</sup> Sb	5,51E-03	8,24E-04	7,44E-04	4,85E-03
<sup>125</sup> Sb	7,97E-05	1,18E-05	1,07E-05	6,95E-05
<sup>99</sup> Tc	1,03E-05	1,52E-06	1,40E-06	2,17E-03
<sup>121</sup> Te	2,15E-03	3,09E-04	2,73E-04	8,71E-04
<sup>121M</sup> Te	2,63E-03	4,05E-04	3,52E-04	6,76E-04
<sup>123M</sup> Te	1,63E-02	2,44E-03	2,15E-03	5,26E-03
<sup>132</sup> Te	8,27E-04	1,48E-04	1,19E-04	3,12E-04
<sup>232</sup> Th	4,75E-01	7,38E-02	5,15E-02	2,42E-02
<sup>234</sup> Th	6,27E+00	9,75E-01	6,80E-01	3,19E-01
<sup>238</sup> U	3,10E+00	4,67E-01	3,92E-01	4,84E-01
<sup>65</sup> Zn	1,07E-01	1,63E-02	1,31E-02	1,17E-02
<sup>95</sup> Zr	8,05E-04	1,24E-04	9,52E-05	6,72E-05

**Tabela 5.4.** Concentração (em Bq.kg<sup>-1</sup>) de alguns radionuclídeos medidos no sedimento de fundo do Pinheiros.  
(D-margem direita, C-centro do canal, E-margem esquerda)

Distância (m)	U-238	Ra-226	Ra-228	Th-228	Be-7	K-40	Co-60	Cs-137
1000 E	482 72	30.7 0.6	48.1 1.5	45.4 1.3	10.4 0.5	309.7 4.6	0.38 0.06	<0.28
2000 D	ND	79.4 3.5	117.5 4.4	107.4 4.5	<41.5	490.0 8.2	<0.91	1.3 0.2
2500 D	ND	66.3 1.0	98.8 1.6	95.4 1.0	6.8 0.1	422.2 5.9	<0.39	0.33 0.05
3000 C	71.2 10.7	56.9 0.8	110.6 2.4	100.2 2.5	35.4 1.2	391.3 5.8	0.85 0.07	<0.44
3500 C	ND	52.4 0.6	85.7 2.1	77.4 3.5	16.6 1.4	432.2 6.4	<0.37	0.47 0.06
4000 D	74.9 11.2	66.0 1.6	109.2 2.4	106.5 1.5	22.2 0.6	386.5 6.8	0.30 0.07	0.31 0.03
4500 C	ND	58.2 1.2	84.5 2.1	75.9 3.0	9.9 0.7	342.3 4.8	0.34 0.28	0.34 0.05
5000 E	90.3 13.5	76.2 1.7	86.3 2.1	79.1 1.0	61.0 2.0	378.0 5.3	<0.50	0.46 0.06
5500 C	ND	85.1 1.9	121.1 1.5	120.7 3.6	5.9 0.5	317.3 4.7	<0.32	<0.22
6000 C	ND	28.8 1.6	42.3 3.7	38.3 5.2	<94.2	321.8 15.8	<0.67	<0.56
6500 D	ND	70.6 1.1	83.0 2.2	76.1 3.2	64.5 1.6	379.5 5.0	<0.30	0.32 0.09
7000 C	95.2 14.3	63.3 4.4	77.5 1.0	74.1 1.7	8.3 1.0	309.6 7.3	<0.22	<0.23
7500 E	ND	68.4 1.5	81.7 1.8	79.3 2.0	<4.0	339.9 5.4	<0.38	<0.25
8000 C	ND	72.3 1.0	81.1 2.1	76.5 1.5	9.9 0.4	350.1 6.0	<0.28	<0.29
8500 D	ND	78.7 1.2	79.5 2.1	76.8 1.9	43.2 1.6	375.1 6.0	<0.30	<0.40
9000 C	ND	64.2 1.2	78.4 1.4	70.9 2.1	15.7 0.5	378.0 4.4	<0.32	<0.30
9500 E	ND	52.5 1.2	91.4 1.8	89.3 2.2	11.2 0.2	306.9 4.0	0.29 0.09	<0.27
10000 C	79.1 11.9	69.4 1.0	97.6 1.6	86.5 2.6	41.8 0.7	362.5 9.5	0.43 0.04	0.32 0.06
10500 D	ND	54.1 1.0	82.4 2.0	73.5 1.7	17.9 0.6	309.0 4.5	<0.47	0.31 0.06
11000 C	70.9 10.6	71.5 1.4	110.6 2.4	90.1 1.7	22.7 0.7	394.2 6.8	<0.44	0.44 0.06
11500 E	ND	82.1 1.6	102.0 2.0	100.6 3.3	9.5 0.8	361.4 1.9	<0.50	0.30 0.07
12000 C	96.5 14.5	90.8 1.7	126.6 1.7	103.7 4.5	39.4 1.6	379.6 7.5	0.60 0.06	0.54 0.06
12500 D	ND	61.9 1.2	82.6 1.6	77.8 4.3	21.1 1.8	358.8 5.4	<0.50	<0.30
13000 C	66.7 10.0	61.6 1.1	85.9 1.5	74.0 1.8	15.4 1.2	376.2 6.0	<0.45	0.39 0.08
13500 E	ND	71.7 1.4	103.4 2.4	96.7 3.4	21.7 1.6	447.8 4.5	<0.34	0.44 0.07
14000 C	87.2 13.1	67.7 1.3	87.7 2.2	84.0 1.4	3.8 1.3	421.2 6.1	<0.48	<0.49
14500 D	ND	82.8 1.2	112.9 2.3	107.3 2.2	5.6 0.2	408.2 6.2	<0.29	0.45 0.08
15000 C	102 15.4	78.8 0.9	113.2 2.5	93.0 1.8	48.0 1.0	403.3 6.5	0.66 0.37	0.42 0.10
16000 C	ND	33.3 0.7	54.6 1.4	51.9 1.2	3.8 0.7	232.6 4.7	<0.20	<0.43

Tabela 5.4. (continua...).

Distância (m)	U-238	Ra-226	Ra-228	Th-228	Be-7	K-40	Co-60	Cs-137
16500 D	ND	74.9 1.2	93.1 2.4	92.3 2.3	12.4 0.5	277.4 1.6	<0.30	<0.45
17000 C	85.9 12.9	78.8 1.6	107.2 2.4	94.5 4.6	15.7 0.8	399.7 6.0	0.41 0.08	0.38 0.07
17500 C	ND	25.6 0.8	31.6 1.1	30.0 1.0	<5.1	181.8 2.7	<0.23	<0.30
18000 E	ND	127.9 2.4	169.7 2.6	170.3 5.0	8.4 1.2	244.4 6.1	<0.38	0.57 0.08
18500 C	ND	98.4 2.2	109.3 2.5	97.6 3.3	80.2 3.7	342.9 5.9	<0.32	0.42 0.07
19000 D	108 16.1	81.5 1.6	89.3 2.2	85.6 3.0	21.1 1.6	299.2 4.7	<0.46	<0.44
19500 C	ND	80.3 1.4	107.3 2.5	95.1 2.6	19.4 0.5	350.1 6.1	0.28 0.06	0.58 0.09
21000 C	ND	75.6 1.5	108.8 2.0	103.1 1.8	8.0 0.9	253.1 6.1	0.20 0.06	<0.26
21500 D	ND	80.7 1.4	103.3 2.7	95.6 2.6	8.8 1.9	32.4 18.1	<0.63	0.57 0.11
22500 E	ND	80.3 1.6	100.0 2.3	95.5 3.5	7.3 1.7	374.1 6.6	<0.38	0.59 0.06
23000 R	ND	87.6 4.9	128.8 3.3	107.8 3.2	25.6 6.9	391.7 6.5	<0.49	0.35 0.08
23500 C	ND	83.4 1.9	97.2 2.4	95.2 3.9	11.9 1.4	382.1 4.1	<0.30	0.35 0.06
24000 E	100.2 15	90.7 4.6	138.3 6.9	112.6 7.3	<99.4	497.7 5.6	<1.1	<0.96
A1	ND	46.5 1.1	64.4 1.7	62.1 1.6	<18.9	381.4 4.3	<0.25	<0.38
A2	77.4 11.6	71.8 2.3	109.3 6.0	99.3 5.3	<88.0	543.1 7.4	<1.4	<0.85
B1	ND	39.8 2.4	55.8 3.7	52.1 2.4	<76.6	256.3 7.1	<0.62	<0.56
B2	ND	101.8 4.5	133.7 3.4	123.4 3.7	<51.6	432.2 8.3	<0.90	0.98 0.11

- A distância é contada a partir da confluência com o rio Tietê.
- A e B são, respectivamente, os botaforas 03 e 14.

## 5.2. Concentração na Água do Reservatório Billings

A concentração na água do reservatório Billings foi calculada para um ponto junto à margem na extremidade da primeira seção do reservatório; por meio da equação 3.28.

A concentração na água em Pedreira utilizada foi a média na seção transversal para cada radionuclídeo. Os valores dos outros parâmetros necessários para o cálculo são apresentados na Tabela 5.5. O fator de diluição na primeira seção do reservatório foi estimado considerando-se a vazão de saída das águas desta seção a partir da velocidade de escoamento das águas obtido por Garcia Agudo e cols. (1975).

Os resultados obtidos para cada radionuclídeo e para a concentração total estão apresentados na Tabela 5.6.

**Tabela 5.5.** Parâmetros do Reservatório Billings.

<b>Fd</b>	<b>tp (d)</b>
0,20	16,3

Tabela 5.6. Concentração na água do reservatório Billings.

Nuclídeo	$C_{\text{Pedreira}} (\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3})$	$C_{\text{B,i}} (\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3})$
$^{108}\text{M}_{\text{Ag}}$	1,85E-04	3,70E-05
$^{110}\text{M}_{\text{Ag}}$	3,70E-04	7,07E-05
$^{144}\text{Ce}$	6,37E-04	1,22E-04
$^{58}\text{Co}$	1,41E-03	2,40E-04
$^{60}\text{Co}$	1,67E-01	3,32E-02
$^{51}\text{Cr}$	3,79E-03	5,02E-04
$^{134}\text{Cs}$	2,28E-03	4,49E-04
$^{137}\text{Cs}$	4,29E-02	8,58E-03
$^{152}\text{Eu}$	3,71E-04	7,40E-05
$^{203}\text{Hg}$	1,54E-04	2,42E-05
$^{131}\text{I}$	1,31E-02	6,34E-04
$^{192}\text{Ir}$	5,65E-05	9,67E-06
$^{24}\text{Na}$	4,82E-03	1,16E-11
$^{95}\text{Nb}$	7,01E-05	1,01E-05
$^{228}\text{Ra}$	5,93E-03	1,18E-03
$^{106}\text{Ru}$	2,71E-04	5,26E-05
$^{122}\text{Sb}$	1,73E-04	4,02E-07
$^{124}\text{Sb}$	2,96E-03	4,88E-04
$^{125}\text{Sb}$	4,28E-05	8,46E-06
$^{99}\text{Tc}$	1,40E-03	2,80E-04
$^{121}\text{Te}$	3,82E-04	3,93E-05
$^{121\text{M}}\text{Te}$	4,82E-04	8,95E-05
$^{123\text{M}}\text{Te}$	2,98E-03	5,42E-04
$^{132}\text{Te}$	1,54E-04	9,26E-07
$^{232}\text{Th}$	8,58E-03	1,72E-03
$^{234}\text{Th}$	1,13E-01	1,41E-02
$^{238}\text{U}$	2,44E-01	4,88E-02
$^{65}\text{Zn}$	5,41E-03	1,03E-03
$^{95}\text{Zr}$	2,84E-05	4,78E-06

### 5.3. Cálculo das Doses nos Grupos Populacionais

As doses equivalentes efetivas,  $H_E$ , foram estimadas para cada um dos grupos populacionais, levando-se em conta todas as vias de exposição possíveis. Os cálculos foram realizados utilizando-se as equações apresentadas no capítulo 4 deste trabalho.

A dose equivalente efetiva devido a exposição externa dos trabalhadores da ELETROPAULO ao sedimento depositado nas margens do canal Pinheiros, foi estimada a partir da concentração no sedimento à margem direita ( $y=0$ ) do canal, apresentada na quinta coluna da Tabela 5.3. As doses, externa e interna, devido ao sedimento nos botaforas no trecho entre o ponto de descarga (SABESP) e a Usina de Pedreira foram obtidas a partir da concentração média ponderada no sedimento do Pinheiros no trecho em questão.

Foram utilizados valores "default" recomendados pela IAEA (1982) para os fatores de bioacumulação dos radionuclídeos em peixes,  $B_i$ , e para os fatores de concentração dos radionuclídeos do solo em partes comestíveis das plantas,  $B_v$ . Os valores dos outros parâmetros utilizados nos cálculos estão apresentados nas Tabelas 2.2, 5.2 e 5.7.

Os resultados obtidos são apresentados na Tabela 5.8 para cada via de exposição isoladamente e na Tabela 5.9 em termos da dose total resultante para cada grupo populacional pela soma das contribuições de todas as vias.

Tabela 5.7. Parâmetros para os cálculos da dose.

$I_N$ (h/ano)*	180	$I_M$ (h/ano)*	2000
$I_{S,crianças}$ (h/ano)*	1000	$I_{S,adulto}$ (h/ano)*	500
$I_{ig,pr}$ , (kg/ano)* vegetais frondosos	5	$I_{ig,pr}$ , (kg/ano)* outros vegetais	40
$I_{ig,p}$ (kg/ano)*	20	$I_{r,ex}$ (m <sup>3</sup> /ano)†	8,4.10 <sup>3</sup>
$F_{ex,crianças}$ *	0,06	$F_{ex,adultos}$ *	0,11
$p$ (kg/m <sup>2</sup> )	40	$\rho$ (kg/m <sup>3</sup> )	1600
$w_s$ *	1,0	$w_M$ *	0,2
$I_{ir}$ (m/a)†	0,15	$F$	1
$R$	0,25	$t_h$ (s)*	0
$t_b$ (ano)*	10	$t_e$ (dias)†	60
$\lambda_s$ (s <sup>-1</sup> )†	2,2.10 <sup>-10</sup>	$\lambda_p$ (s <sup>-1</sup> )†	5,3.10 <sup>-7</sup>
$Y$ (kg/m <sup>2</sup> )† vegetais frondosos	2,0	$Y$ (kg/m <sup>2</sup> )† outros vegetais	0,60

\* Dados específicos da região.

• ORNL, 1992.

† IAEA, 1982.

**Tabela 5.8.** Dose equivalente efetiva nos indivíduos do público devido às diferentes vias de exposição\*.

Nuclídeo	$H_{E,e,c}$ (Sv.a <sup>-1</sup> )	$H_{E,e,a}$ (Sv.a <sup>-1</sup> )	$H_{E,e,c}$ (Sv.a <sup>-1</sup> )	$H_{E,e,a}$ (Sv.a <sup>-1</sup> )
	SABESP-Tietê	SABESP-Tietê	SABESP-Pedreira	SABESP-Pedreira
<sup>108</sup> MAg	3,07E-12	1,54E-12	4,23E-13	2,11E-13
<sup>110</sup> MAg	1,28E-10	6,41E-11	1,77E-11	8,84E-12
<sup>144</sup> Ce	8,01E-10	4,01E-10	8,29E-11	4,14E-11
<sup>58</sup> Co	5,49E-10	2,75E-10	7,53E-11	3,76E-11
<sup>60</sup> Co	1,60E-07	7,99E-08	2,18E-08	1,09E-08
<sup>51</sup> Cr	1,42E-10	7,09E-11	1,9E-11	9,5E-12
<sup>134</sup> Cs	5,03E-09	2,51E-09	6,59E-10	3,29E-10
<sup>137</sup> Cs	3,59E-08	1,80E-08	4,71E-09	2,36E-09
<sup>152</sup> Eu	1,29E-10	6,46E-11	1,75E-11	8,77E-12
<sup>203</sup> Hg	3,6E-12	1,8E-12	5,03E-13	2,52E-13
<sup>131</sup> I	3,56E-12	1,78E-12	5,24E-13	2,62E-13
<sup>192</sup> Ir	7,06E-11	3,53E-11	9,78E-12	4,89E-12
<sup>24</sup> Na	1,28E-09	6,40E-10	3,23E-10	1,61E-10
<sup>95</sup> Nb	2,13E-11	1,07E-11	2,94E-12	1,47E-12
<sup>228</sup> Ra	5,55E-07	2,77E-07	6,29E-08	3,14E-08
<sup>106</sup> Ru	3,34E-11	1,67E-11	4,52E-12	2,26E-12
<sup>122</sup> Sb	1,89E-10	9,47E-11	3,08E-11	1,54E-11
<sup>124</sup> Sb	9,52E-10	4,76E-10	1,32E-10	6,59E-11
<sup>125</sup> Sb	3,33E-12	1,67E-12	4,58E-13	2,29E-13
<sup>99</sup> Tc	1,29E-13	6,46E-14	1,79E-14	8,94E-15
<sup>121</sup> Te	1,64E-09	8,21E-10	2,15E-10	1,07E-10
<sup>121M</sup> Te	7,58E-10	3,79E-10	1,05E-10	5,25E-11
<sup>123M</sup> Te	2,35E-10	1,18E-10	3,2E-11	1,6E-11
<sup>132</sup> Te	1,90E-10	9,52E-11	2,9E-11	1,45E-11
<sup>232</sup> Th	1,23E-08	6,16E-09	1,47E-09	7,36E-10
<sup>234</sup> Th	7,14E-08	3,57E-08	8,52E-09	4,26E-09
<sup>238</sup> U	8,04E-10	4,02E-10	1,06E-10	5,31E-11
<sup>65</sup> Zn	5,86E-09	2,93E-09	7,58E-10	3,79E-10
<sup>95</sup> Zr	3,25E-12	1,62E-12	4,11E-13	2,06E-13
TOTAL	8,53E-07	4,27E-07	1,02E-07	5,10E-08

\* $H_{E,e,c}$  representa a dose equivalente efetiva devido a exposição externa de crianças ao sedimento nos botaforas.

$H_{E,e,a}$  representa a dose equivalente efetiva devido a exposição externa de adultos ao sedimento nos botaforas.

Tabela 5.8. (continua...)\*.

Nuclídeo	$H_{E,in,c}$ (Sv.a <sup>-1</sup> ) SABESP-Tietê	$H_{E,in,a}$ (Sv.a <sup>-1</sup> ) SABESP-Tietê	$H_{E,in,c}$ (Sv.a <sup>-1</sup> ) SABESP-Pedreira	$H_{E,in,a}$ (Sv.a <sup>-1</sup> ) SABESP-Pedreira
<sup>108</sup> MAg	2,06E-15	9,5E-16	2,84E-16	1,31E-16
<sup>110</sup> MAg	1,65E-15	6,48E-16	2,27E-16	8,94E-17
<sup>144</sup> Ce	2,28E-12	9,01E-13	2,35E-13	9,32E-14
<sup>58</sup> Co	3,58E-15	1,24E-15	4,9E-16	1,7E-16
<sup>60</sup> Co	5,51E-12	2,17E-12	7,51E-13	2,95E-13
<sup>51</sup> Cr	5,46E-16	1,67E-16	7,31E-17	2,24E-17
<sup>134</sup> Cs	3,42E-14	2,32E-14	4,48E-15	3,04E-15
<sup>137</sup> Cs	4,49E-13	3,05E-13	5,89E-14	3,99E-14
<sup>152</sup> Eu	1,66E-14	7,75E-15	2,25E-15	1,05E-15
<sup>203</sup> Hg	7,14E-18	2,75E-18	9,98E-19	3,84E-19
<sup>131</sup> I	3,34E-16	7,1E-17	4,91E-17	1,04E-17
<sup>192</sup> Ir	1,1E-16	4,18E-17	1,53E-17	5,79E-18
<sup>24</sup> Na	3,9E-16	1,01E-16	9,84E-17	2,54E-17
<sup>95</sup> Nb	1,4E-16	5,27E-17	1,92E-17	7,26E-18
<sup>228</sup> Ra	2,34E-10	8,12E-11	2,65E-11	9,2E-12
<sup>106</sup> Ru	2,78E-14	1,12E-14	3,77E-15	1,51E-15
<sup>122</sup> Sb	1,1E-16	3,16E-17	1,79E-17	5,14E-18
<sup>124</sup> Sb	9,77E-15	3,61E-15	1,35E-15	5E-16
<sup>125</sup> Sb	1,02E-16	3,86E-17	1,4E-17	5,3E-18
<sup>99</sup> Tc	1,11E-17	4,26E-18	1,53E-18	5,9E-19
<sup>121</sup> Te	2,74E-16	8,46E-17	3,59E-17	1,11E-17
<sup>121M</sup> Te	3,26E-15	1,19E-15	4,51E-16	1,65E-16
<sup>123M</sup> Te	1,81E-14	6,75E-15	2,46E-15	9,18E-16
<sup>132</sup> Te	5,19E-16	1,5E-16	7,9E-17	2,28E-17
<sup>232</sup> Th	4,57E-09	2,4E-09	5,45E-10	2,86E-10
<sup>234</sup> Th	1,39E-11	4,87E-12	1,66E-12	5,81E-13
<sup>238</sup> U	5,73E-09	2,5E-09	7,58E-10	3,31E-10
<sup>65</sup> Zn	9,1E-14	3,13E-14	1,18E-14	4,05E-15
<sup>95</sup> Zr	1,25E-15	4,79E-16	1,58E-16	6,06E-17
TOTAL	1,06E-08	4,99E-09	1,33E-09	6,27E-10

\* $H_{E,in,c}$  representa a dose equivalente efetiva em crianças devido a inalação de material sedimentar nos botaforas.

$H_{E,in,a}$  representa a dose equivalente efetiva em adultos devido a inalação de material sedimentar nos botaforas.

Tabela 5.8. (continua...)\*

Nuclídeo	$H_{E,m,i}$ (Sv.ano <sup>-1</sup> )	$H_{E,Nat,i}$ (Sv.ano <sup>-1</sup> )	$H_{E,ig,p,i}$ (Sv.ano <sup>-1</sup> )	$H_{E,ig,pr,i}$ (Sv.ano <sup>-1</sup> )
<sup>108</sup> M <sub>Ag</sub>	1,47E-12	4,97E-14	3,4E-15	1,76E-14
<sup>110</sup> M <sub>Ag</sub>	6,17E-11	1,22E-11	7,92E-15	2,86E-14
<sup>144</sup> Ce	5,17E-12	1,45E-13	3,82E-13	8,83E-14
<sup>58</sup> Co	9,12E-11	1,47E-11	1,07E-12	2,18E-14
<sup>60</sup> Co	2,63E-08	5,26E-09	6,77E-10	1,68E-11
<sup>51</sup> Cr	9,52E-12	9,81E-13	7,64E-14	1,88E-15
<sup>134</sup> Cs	2,7E-10	4,38E-11	3,42E-10	1,24E-12
<sup>137</sup> Cs	1,93E-09	3,01E-10	4,46E-09	1,71E-11
<sup>152</sup> Eu	1,82E-11	5,35E-12	6,22E-14	1,5E-14
<sup>203</sup> Hg	3,08E-11	3,45E-13	1,84E-15	5,31E-15
<sup>131</sup> I	3,27E-10	1,5E-11	1,12E-11	7,5E-13
<sup>192</sup> Ir	4,08E-11	4,9E-13	5,41E-16	1,7E-15
<sup>24</sup> Na	2,62E-09	3,34E-18	1,99E-21	3,07E-23
<sup>95</sup> Nb	3,57E-12	4,89E-13	3,59E-14	6,34E-16
<sup>228</sup> Ra	7,53E-09	5,16E-11	3,42E-10	5,18E-11
<sup>106</sup> Ru	3,89E-12	7,13E-13	7,36E-14	5,51E-14
<sup>122</sup> Sb	8,41E-11	1,11E-14	1,37E-17	1,53E-17
<sup>124</sup> Sb	3,36E-10	5,9E-11	2,54E-14	1,51E-13
<sup>125</sup> Sb	1,16E-12	2,21E-13	1,86E-16	1,34E-15
<sup>99</sup> Tc	1,09E-11	3,29E-15	7,16E-14	3,12E-13
<sup>121</sup> Te	2,66E-10	1,36E-12	1,35E-13	1,41E-15
<sup>121M</sup> Te	7,79E-11	1,17E-12	1,65E-12	3,01E-14
<sup>123M</sup> Te	3,03E-11	4,93E-12	6,07E-12	1,07E-13
<sup>132</sup> Te	2,88E-11	1,27E-14	1,7E-14	5,89E-17
<sup>232</sup> Th	2,5E-10	2,22E-14	1,24E-09	2,98E-10
<sup>234</sup> Th	1,45E-09	7,26E-12	2,87E-11	4,5E-12
<sup>238</sup> U	5,02E-11	5,67E-13	4,3E-10	3,12E-10
<sup>65</sup> Zn	2,57E-10	3,82E-11	8,06E-11	6,07E-13
<sup>95</sup> Zr	1,08E-13	2,21E-13	2,72E-14	5,51E-16
TOTAL	4,21E-08	5,82E-09	7,62E-09	7,04E-10

\* $H_{E,m,i}$  representa a dose equivalente efetiva devido a exposição externa de adultos ao sedimento da margem.

$H_{E,Nat,i}$  representa a dose equivalente efetiva devido a exposição externa de adultos na prática da natação.

$H_{E,ig,p,i}$  representa a dose equivalente efetiva devido a exposição interna de adultos por consumo de peixes.

$H_{E,ig,pr,i}$  representa a dose equivalente efetiva devido a exposição interna de adultos por consumo de produtos irrigados.

**Tabela 5.9.** Dose total nos grupos populacionais (Sv/ano).

	<b>Crianças Botafora</b>	<b>Trabalhador Botafora</b>	<b>Trabalhador Margens</b>	<b>População Billings</b>
$H_{E,e}$ (SABESP-Pedreira)	1,02E-07	5,10E-08	-	-
$H_{E,in}$ (SABESP-Pedreira)	1,33E-09	6,27E-10	-	-
$H_{E,e}$ (SABESP-Tietê)	8,53E-07	4,27E-07		
$H_{E,in}$ (SABESP-Tietê)	1,06E-08	4,99E-09		
$H_{E,m}$	-	-	4,21E-08	-
$H_{E,Nat}$	-	-	-	5,82E-09
$H_{E,ig,p}$	-	-	-	7,62E-09
$H_{E,ig,pr}$	-	-	-	7,04E-10
<b>TOTAL</b>	S-P: 1,03E-07 S-T: 8,64e-07	S-P: 5,16E-08 S-T: 4,32E-07	4,21E-08	1,41E-08

A partir dos resultados apresentados na Tabela 5.8 é possível identificar os radionuclídeos radiologicamente importantes para cada uma das vias de exposição consideradas. A contribuição de cada radionuclídeo para a dose total na via foi obtida pela razão da dose devido ao nuclídeo pela dose total. Os resultados estão apresentados nas Tabelas 5.10 e 5.11.

**Tabela 5.10.** Contribuição dos radionuclídeos para a dose total nas vias de exposição.

Nuclídeo	%H <sub>E,e,c</sub>	%H <sub>E,e,a</sub>	%H <sub>E,e,c</sub>	%H <sub>E,e,a</sub>
	SABESP-Tietê	SABESP-Tietê	SABESP-Pedreira	SABESP-Pedreira
<sup>108</sup> M <sub>Ag</sub>	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<sup>110</sup> M <sub>Ag</sub>	0,02%	0,02%	0,02%	0,02%
<sup>144</sup> Ce	0,09%	0,09%	0,08%	0,08%
<sup>58</sup> Co	0,06%	0,06%	0,07%	0,07%
<sup>60</sup> Co	18,74%	18,71%	21,37%	21,37%
<sup>51</sup> Cr	0,02%	0,02%	0,02%	0,02%
<sup>134</sup> Cs	0,59%	0,59%	0,65%	0,65%
<sup>137</sup> Cs	4,21%	4,21%	4,62%	4,63%
<sup>152</sup> Eu	0,02%	0,02%	0,02%	0,02%
<sup>203</sup> Hg	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<sup>131</sup> I	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<sup>192</sup> Ir	0,01%	0,01%	0,01%	0,01%
<sup>24</sup> Na	0,15%	0,15%	0,32%	0,31%
<sup>95</sup> Nb	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<sup>228</sup> Ra	65,05%	64,97%	61,67%	61,57%
<sup>106</sup> Ru	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<sup>122</sup> Sb	0,02%	0,02%	0,03%	0,03%
<sup>124</sup> Sb	0,11%	0,11%	0,13%	0,13%
<sup>125</sup> Sb	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<sup>99</sup> Tc	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<sup>121</sup> Te	0,19%	0,19%	0,21%	0,21%
<sup>121M</sup> Te	0,09%	0,09%	0,10%	0,10%
<sup>123M</sup> Te	0,03%	0,03%	0,03%	0,03%
<sup>132</sup> Te	0,02%	0,02%	0,03%	0,03%
<sup>232</sup> Th	1,44%	1,44%	1,59%	1,44%
<sup>234</sup> Th	8,37%	8,36%	9,20%	8,35%
<sup>238</sup> U	0,09%	0,09%	0,10%	0,10%
<sup>65</sup> Zn	0,69%	0,69%	0,74%	0,74%
<sup>95</sup> Zr	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%

Tabela 5.10. (continua...).

Nuclídeo	%HE,in,c	%HE,in,a	%HE,in,c	%HE,in,a
	SABESP-Tietê	SABESP-Tietê	SABESP-Pedreira	SABESP-Pedreira
<sup>108</sup> MAg	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<sup>110</sup> MAg	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<sup>144</sup> Ce	0,02%	0,02%	0,02%	0,02%
<sup>58</sup> Co	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<sup>60</sup> Co	0,05%	0,04%	0,06%	0,05%
<sup>51</sup> Cr	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<sup>134</sup> Cs	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<sup>137</sup> Cs	0,00%	0,01%	0,00%	0,01%
<sup>152</sup> Eu	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<sup>203</sup> Hg	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<sup>131</sup> I	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<sup>192</sup> Ir	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<sup>24</sup> Na	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<sup>95</sup> Nb	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<sup>228</sup> Ra	2,21%	1,63%	2,12%	1,57%
<sup>106</sup> Ru	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<sup>122</sup> Sb	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<sup>124</sup> Sb	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<sup>125</sup> Sb	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<sup>99</sup> Tc	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<sup>121</sup> Te	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<sup>121M</sup> Te	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<sup>123M</sup> Te	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<sup>132</sup> Te	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<sup>232</sup> Th	43,09%	48,01%	43,64%	48,90%
<sup>234</sup> Th	0,13%	0,10%	0,13%	0,10%
<sup>238</sup> U	54,08%	50,13%	60,61%	56,51%
<sup>65</sup> Zn	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<sup>95</sup> Zr	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%

Tabela 5.10. (continua...).

Nuclídeo	%H <sub>E,m</sub>	%H <sub>E,nat</sub>	%H <sub>E,ig,p</sub>	%H <sub>E,ig,pr</sub>
<sup>108</sup> M <sub>Ag</sub>	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<sup>110</sup> M <sub>Ag</sub>	0,15%	0,21%	0,00%	0,00%
<sup>144</sup> Ce	0,01%	0,00%	0,01%	0,01%
<sup>58</sup> Co	0,22%	0,25%	0,01%	0,00%
<sup>60</sup> Co	62,51%	90,31%	8,88%	2,39%
<sup>51</sup> Cr	0,02%	0,02%	0,00%	0,00%
<sup>134</sup> Cs	0,64%	0,75%	4,48%	0,18%
<sup>137</sup> Cs	4,59%	5,18%	58,55%	2,43%
<sup>152</sup> Eu	0,04%	0,09%	0,00%	0,00%
<sup>203</sup> Hg	0,07%	0,01%	0,00%	0,00%
<sup>131</sup> I	0,78%	0,26%	0,15%	0,11%
<sup>192</sup> Ir	0,10%	0,01%	0,00%	0,00%
<sup>24</sup> Na	6,22%	0,00%	0,00%	0,00%
<sup>95</sup> Nb	0,01%	0,01%	0,00%	0,00%
<sup>228</sup> Ra	17,89%	0,89%	4,49%	7,35%
<sup>106</sup> Ru	0,01%	0,01%	0,00%	0,01%
<sup>122</sup> Sb	0,20%	0,00%	0,00%	0,00%
<sup>124</sup> Sb	0,80%	1,01%	0,00%	0,02%
<sup>125</sup> Sb	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<sup>99</sup> Tc	0,03%	0,00%	0,00%	0,04%
<sup>121</sup> Te	0,63%	0,02%	0,00%	0,00%
<sup>121M</sup> Te	0,19%	0,02%	0,02%	0,00%
<sup>123M</sup> Te	0,07%	0,08%	0,08%	0,02%
<sup>132</sup> Te	0,07%	0,00%	0,00%	0,00%
<sup>232</sup> Th	0,59%	0,00%	16,22%	42,39%
<sup>234</sup> Th	3,45%	0,12%	0,38%	0,64%
<sup>238</sup> U	0,12%	0,01%	5,64%	44,37%
<sup>65</sup> Zn	0,61%	0,66%	1,06%	0,09%
<sup>95</sup> Zr	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%

**Tabela 5.11.** Radionuclídeos críticos por via de exposição.

Via de Exposição	Radionuclídeo Crítico
Exposição externa ao sedimento no botafora	$^{60}\text{Co}$ ; $^{137}\text{Cs}$ ; $^{228}\text{Ra}$
Inalação de sedimento ressuspenso no botafora	$^{232}\text{Th}$ ; $^{234}\text{Th}$ ; $^{228}\text{Ra}$ ; $^{238}\text{U}$
Exposição externa ao sedimento na margem do Pinheiros	$^{60}\text{Co}$ ; $^{137}\text{Cs}$ ; $^{228}\text{Ra}$ ; $^{234}\text{Th}$
Natação na Billings	$^{60}\text{Co}$ ; $^{137}\text{Cs}$
Ingestão de peixes	$^{232}\text{Th}$ ; $^{238}\text{U}$ ; $^{60}\text{Co}$ ; $^{137}\text{Cs}$ ; $^{134}\text{Cs}$ ; $^{228}\text{Ra}$
Ingestão de produtos irrigados	$^{232}\text{Th}$ ; $^{228}\text{Ra}$ ; $^{238}\text{U}$ ; $^{60}\text{Co}$ ; $^{137}\text{Cs}$

Os radionuclídeos considerados não críticos contribuíram com menos de 5% da dose total na maioria das vias de exposição, exceção feita à exposição externa ao sedimento nos botaforas onde representaram cerca de 15% do total.

## CAPÍTULO 6

### DISCUSSÕES E CONCLUSÕES

As instalações do IPEN geram uma larga gama de radionuclídeos que são liberados ao meio ambiente na forma de efluente líquido. Do estudo realizado foi possível identificar quais destes radionuclídeos contribuem efetivamente para a dose final no indivíduo do público. De um modo geral os radionuclídeos do termo fonte do IPEN que podem ser considerados críticos são o  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{228}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{234}\text{Th}$  e  $^{238}\text{U}$ ; a ordem de grandeza da contribuição dos radionuclídeos em cada uma das vias de exposição pode ser visualizada na Tabela 5.10. Verifica-se que para a exposição externa ao sedimento, o rádio e o cobalto são os elementos principais, somando juntos cerca de 80% da dose total; o  $^{60}\text{Co}$  é também o radionuclídeo mais significativo para a dose por natação, representando sozinho 90% do total para esta via.

Para as vias relacionadas à ingestão de produtos contaminados, os radionuclídeos críticos são o  $^{137}\text{Cs}$ , o  $^{232}\text{Th}$  e o  $^{238}\text{U}$ ; e para a inalação de sedimento ressuspenso o urânio é o elemento mais representativo para a dose final.

Os radionuclídeos identificados neste estudo como críticos devem ser tratados prioritariamente em avaliações radiológicas futuras, já que representam sozinhos cerca de 80% da contribuição total para a dose por via de exposição.

Embora os radionuclídeos radiologicamente críticos para cada via de exposição tenham sido identificados, não foi possível definir um grupo populacional crítico, que seja representativo dos indivíduos que recebem os maiores níveis de dose em decorrência da descarga rotineira de efluente radioativo líquido pelo IPEN. A grande variedade dos radionuclídeos considerados, com propriedades ambientais e dosimétricas particulares, e a diversidade de usos que o sistema aquático permite, são os principais responsáveis pela distribuição praticamente homogênea da dose entre vários grupos populacionais, e a conseqüente impossibilidade de se definir um único grupo crítico para a fonte em questão. Sendo assim, em futuras

avaliações radiológicas é recomendável que todos os grupos identificados neste estudo sejam considerados igualmente.

Verificou-se que a quantidade de efluente radioativo descarregada pelo IPEN ao meio aquático representam uma fração muito pequena da capacidade de recepção deste sistema, resultando em doses no indivíduo do público bastante inferiores ao limite primário estabelecido em norma.

Uma etapa importante do processo de avaliação radiológica diz respeito à análise das incertezas associadas aos modelos matemáticos empregados nos cálculos. Vários parâmetros são fortemente dependentes de características físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, e por este motivo, caracterizam-se por uma grande variabilidade de valores. Na ausência de dados específicos do sistema ambiental considerado, a escolha de valores "default" para estes parâmetros pode levar a resultados de dose irreais.

A análise de incertezas associadas aos modelos empregados neste estudo não foi realizada, estando prevista para um trabalho complementar. Ainda assim, é possível tecer certas considerações acerca da aplicabilidade dos modelos empregados a partir da análise comparativa dos resultados teóricos e experimentais para a concentração no sedimento do canal Pinheiros. Conforme discutido no capítulo 5 deste trabalho, é possível comparar os resultados para os radionuclídeos não naturais, cobalto e cério, cujas concentrações foram detetáveis, verificando-se a coerência entre os valores medidos e os obtidos pela modelagem de transporte. Esta coerência foi também observada para os outros radionuclídeos não naturais do termo fonte, já que todos apresentaram concentração abaixo do limite de detecção experimental (da ordem de 0,1 Bq/kg). A coerência observada não é suficiente para a validação da modelagem empregada mas, demonstra de certa forma a sua aplicabilidade para a situação específica de liberação de efluentes líquidos pelo IPEN.

As particularidades do Sistema Alto Tietê, que se apresentam em termos da variabilidade da situação de escoamento dos corpos d'água principais, e da discussão política em torno da questão da gestão dos recursos hídricos do Estado de São Paulo, fazem da avaliação radiológica através do sistema aquático um processo dinâmico, que deve ser revisado regularmente a fim de incorporar qualquer alteração hidrológica ou social ocorrida no sistema.

O projeto de despoluição dos rios Tietê e Pinheiros, que implica na mudança do trajeto percorrido pelo efluente líquido da fonte até o meio ambiente ( o efluente do IPEN, juntamente com o esgoto sanitário seria encaminhado à Estação de Tratamento de Esgoto de Barueri e em seguida descarregado no rio Tietê), além da evidente alteração das formas de uso e ocupação dos corpos d'água, é um exemplo de possibilidade real de alteração do sistema aquático sob influência do IPEN que depende basicamente de decisões políticas.

A variabilidade característica do Sistema Alto Tietê reflete basicamente a necessidade de o IPEN, por meio do setor de proteção radiológica ambiental, manter contato estreito com órgãos estaduais como SABESP, CETESB e ELETROPAULO, de modo que as decisões a nível de controle de descargas radioativas estejam de acordo com um planejamento hídrico mais amplo e atualizadas com relação às características físicas e sociais do meio sob sua influência.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMARAL, E.C.S. *Modificação da exposição a radiação natural devido a atividades agrícolas e industriais numa área de radioatividade natural elevada no Brasil*. Rio de Janeiro, 1992. (Tese de doutoramento, Univ. Federal do Rio de Janeiro).

CETESB. *Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo - 1989*. São Paulo, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, jun. 1990. (Série Relatórios).

CETESB. *Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo - 1993*. São Paulo, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, jun. 1994a (Série Documentos).

CETESB. *Efeitos das regras operacionais do Sistema Tietê Alto - Zona Metropolitana, no Tietê Médio - Superior e no reservatório Billings*. São Paulo, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, set. 1994b. (Informe n° 8, de 08/09/94).

COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR (CNEN). *Diretrizes básicas de radioproteção*. 1988. (CNEN-NE-3.01-88).

COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR (CNEN). *Gerência de rejeitos radiativos em instalações radioativas*. Nov., 1985. (CNEN-NE-6.05)

COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES (CEC). *Methodology for evaluating the radiological consequences of radioactive effluents released in normal operations*. Jul., 1979.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). *Resoluções do CONAMA 1984/86*. Brasília, Ministério do Desenvolvimento Urbano e do Meio Ambiente, 1986.

COUGHTREY, P.J.; JACKSON, D.; THORNE, M.C. *Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems. A compendium of data*. Boston, A.A. Balkema, 1985.

DELLA ROCCA, F.F.; HIROMOTO, G.; SANTOS, A.J.G. Radionuclide determination in bottom sediment of the Pinheiros river - São Paulo. In: SOCIEDAD MEXICANA DE SEGURIDAD RADIOLÓGICA A. C. *Seguridad radiológica y nuclear: anais de II Congreso Regional de... realizado em Zacatenas, México, 22-26 nov., 1993*. Zacatenas, 1993. v.II, p.365-367.

DEPARTAMENTO DO CICLO DO COMBUSTÍVEL. *Relatório preliminar sobre efluentes e rejeitos radioativos gerados pelo IPEN-CNEN/SP*. São Paulo, Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, 1988.

EIGER, S. Qualidade da água em rios e estuários. In: PORTO, R.L, org. *Hidrologia ambiental*. São Paulo, S.P., Edusp, 1991. p.69-163.

EIGER, S. Análise bidimensional de constituintes apresentando decaimento de primeira ordem em rios e canais. In: ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE RECURSOS HÍDRICOS. *Recursos Hídricos: anais do IX Simpósio Brasileiro de... realizado no Rio de Janeiro, 10-14 novembro, 1991*. Rio de Janeiro, 1992. v.2, p.270-279.

EISEMBUD, M. *Environmental Radioactivity*. 3.ed. Orlando, Academic Press, 1987.

ELETROPAULO. *Boletins diários de operação do Sistema Alto Tietê*. São Paulo, 1993.

FISCHER, H.B.; LIST, E.J.; KOH, R.C.Y.; IMBERGER, J.; BROOKS, N.H. *Mixing in inland and coastal waters*. New York, N. Y., Academic, 1979.

FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE HIDRÁULICA (CTH). *Tietê e Pinheiros, rios. Estudo sedimentológico na RMSP*. São Paulo, Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica, 1992. (Relatório Final).

GARCIA AGUDO, E.; SANTOS, J.L.; MERIGHI Jr, A.; SANCHEZ, W. Determinação das características hidráulicas da represa Billings utilizando traçadores radioativos. In: ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIA SANITÁRIA. *Engenharia Sanitária: anais do VIII congresso brasileiro de...* realizado no Rio de Janeiro, 14-19 dezembro, 1975.

GARCIA AGUDO, E.; SANTOS, J.L.; MERIGHI Jr, A.; SANCHEZ, W.; ALBUQUERQUE, A.M. *Estudo do tempo de trânsito das águas dos rios Tietê e Pinheiros*. São Paulo, Instituto de Energia Atômica, mar. 1976. (Publicação IEA 404).

GORDON, A.M.P.L. & JACOMINO, V.M.F. *Estimativa da dose de radiação nos indivíduos do público em virtude da eventual liberação de urânio em águas subterrâneas*. São Paulo, Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, dez. 1989. (Publicação IPEN 283).

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS (IPT). *Retirada de amostras deformadas de solos do leito do rio Pinheiros e realização de ensaios geotécnicos de laboratório sobre o material de assoreamento*. Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo S/A, 1984. (Relatório 20.711).

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY (IAEA). *Generic models and parameters for assessing the environmental transfer of radionuclides from routine releases: exposures of critical groups*. Aug., 1982. (IAEA-SS-57).

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY (IAEA). *Hydrological dispersion of radioactive material in relation to nuclear power plant siting*. Mar., 1985. (IAEA-SS-50-SG-S6).

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY (IAEA). *International basic safety standards for protection against ionizing radiation and for the safety of radiation sources*. 1994. (IAEA-SS-115-I).

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY (IAEA). *Principles for limiting releases of radioactive effluents into the environment*. Jul., 1986. (IAEA-SS-77).

JACOB, P.; PARETZKE, H.G.; ROSENBAUM, H.; ZANKL, M. Organ doses from radionuclides on the ground. Part I. Simple time dependences. *Health Physics*, 54(6):617-33, 1988a.

JACOB, P.; PARETZKE, H.G.; ROSENBAUM, H. Organ doses from radionuclides on the ground. Part II. Non-trivial time dependences. *Health Physics*, 55(1):37-49, 1988b.

JACOMINO, V.M.F.; GORDON, A.M.P.L.; VENTURINI, L. *Avaliação radiossanitária do sistema aquático sob influência do IPEN-CNEN/SP*. São Paulo, Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, dez. 1989. (Publicação IPEN 282).

JACOMINO, V.M.F. & MADUAR, M.F. *Monitoração ambiental nas imediações de instalações nucleares*. São Paulo, Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, fev. 1992. (Publicação IPEN 363).

KOCHER, D.C. *Radioactive decay data table*. United States, Technical Information Center, 1981. (DOE/TIC-11026).

KOCHER, D.C. Dose-rate conversion factors for external exposure to photons and electrons. *Health Physics*, 45(3):665-86, 1983.

LIMA, M.F. *Determinação dos coeficientes de distribuição para os radionuclídeos  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{60}\text{Co}$  e  $^{234}\text{Th}$  no sedimento do rio Pinheiros*. São Paulo, 1992. (Dissertação de mestrado, Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares).

LIMA, M.F.; NIETO, W.; MAZZILLI, B.P. *Avaliação do tempo de persistência e da migração dos radionuclídeos liberados nos efluentes líquidos do IPEN, no rio Pinheiros, através da determinação dos seus coeficientes de distribuição*. São Paulo, Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, ago., 1993. (Relatório técnico de prestação de contas à FAPESP).

MARCELINO, S. *Avaliação geohidrológica do local para a estocagem dos rejeitos radioativos do IPEN-CNEN/SP*. São Paulo, 1983. (Dissertação de mestrado, Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares).

MURRAY, C.N. & MURRAY, L. Adsorption - desorption equilibria of some radionuclides in sediment - freshwater and sediment - seawater systems. In:

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Radioactive contamination of the marine environment: proceedings of symposium on... held in Seattle, 1972*. Viena, 1973. p.105.

NAIR, R.N.; KRISHAMOORTHY, T.M.; SARMA, T.P. Role of sediment on migration of radionuclides in rivers. *Indian J. Environ. Hlth.*, 31(1):60-71, 1988.

OAK RIDGE NATIONAL LABORATORY (ORNL). *Risc computer code collection. GENII Environmental radiation dosimetry software system*. Washington, Pacific Northwest Laboratory, April, 1992. (PNL-6584).

ONISHI, Y.; SERNE, R.I.; ARNOLD, E.M.; COWAN, C.E.; THOMPSON, F. *Critical review: radionuclide transport, sediment transport, and water quality mathematical modeling; and radionuclide adsorption/desorption mechanisms*. Richland, Washington, Pacific Northwest Laboratory, 1981. (NUREG/CR-1322, PNL-2901).

PALACIOS, E. & OLIVEIRA, P.L.C. *Determinação da capacidade radiológica da zona de influência do IEA*. São Paulo, Instituto de Energia Atômica, dez. 1976. (Publicação IEA 454).

ROCHA, A.A. *A ecologia, os aspectos sanitários e de saúde pública da represa Billings na Região Metropolitana de São Paulo, uma contribuição à sua recuperação*. São Paulo, 1984. (Tese de livre docência, Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo).

ROCHA, A.A.; PEREIRA, D.N. ; PÁDUA, H.B. Produtos de pesca e contaminantes químicos na água da represa Billings. *Rev. Saúde Pública*, 19: 401-10, 1985.

SCHAEFFER, R. Conséquences du déplacement des sédiments sur la dispersion des radionucléides. In: INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Impacts of nuclear releases into the aquatic environment: proceedings of conference on... held in Otaniemi, 30 jun.- 04 jul., 1975*. Vienna, 1975. p.263-276.

SECRETARIA DE HABITAÇÃO E DESENVOLVIMENTO URBANO (SEHAB). *Adequação de projeto habitacional (glebas Chácara do Conde) aos objetivos de proteção dos mananciais. Reservatório Billings*. São Paulo, Prefeitura do Município de São Paulo, fev. 1991. (Relatório R1).

SECRETARIA DE PLANEJAMENTO E ECONOMIA. *Consultoria técnica para elaboração de estudos referentes ao plano diretor de São Bernardo do Campo*. São Paulo, Prefeitura de São Bernardo do Campo, jun. 1992. (Relatório R2. Setor Mananciais vol.II).

SERVIÇO DE MONITORAÇÃO AMBIENTAL (SMA). *Relatório anual - 1993*. São Paulo, Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, 1994.

SHEPPARD, M.I. & THIBAUT, D.H. Default soil/liquid partition coefficients,  $k_{ds}$ , for four major soil types : a compendium. *Health Physics*, 59(4):471-82, 1990.

TAYLOR, G.I. Diffusion by continuous movements. *Proceedings of London Mathematical Society, Series A*, 20 : 196-211, 1921.

TENNEKES, H. & LUMLEY, J.L. *A first course in turbulence*. Cambridge, Massachusetts, The MIT Press, 1983.

TILL, J. E. & MEYER, H. R. *Radiological assessment: a textbook on environmental dose analysis*. Washington, D.C., 1983. (NUREG/CR-3332).

TSAI, Y.H. & HOLLEY, E.R. Temporal moments for longitudinal dispersion. *Journal of the Hydraulics Division, ASCE, HY12*, 103: 1617-34, 1978.

U.S. NUCLEAR REGULATORY COMMISSION (USNRC). *Estimating aquatic dispersion of effluents from accidental and routine reactor releases for the purpose of implementing appendix I*. April, 1977. (Regulatory Guide 1.113).

WHICKER, F.W. & SCHULTZ, V. *Radioecology: nuclear energy and the environment*. Florida, CRC Press, 1982.

XAVIER, M.B. *Contribuição ao estudo da variação sazonal do fitoplâncton na represa Billings - São Paulo*. São Paulo, 1979. (Dissertação de mestrado, Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo).

YOTSUKURA, N. & COBB, E.D. Transverse diffusion of solutes in natural streams. *U.S. Geological Survey, Professional Paper 582-C*, 1972.