

IMPLICAÇÕES NOS RESULTADOS DAS DOSES EFETIVAS NOS INDIVÍDUOS DO PÚBLICO DECORRENTE DA LIBERAÇÃO DE EFLUENTES LÍQUIDOS DEVIDO AO AUMENTO DE POTÊNCIA DO REATOR IEA-R1

Sandra A. Bellintani e Vanusa M. F. Jacomino

Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares - IPEN-CNEN/SP
Caixa Postal 11049
05422-970, São Paulo, Brasil

RESUMO

Com o aumento da potência do reator IEA-R1 de 2 MW para 5 MW foi feita a reavaliação do impacto causado no meio ambiente decorrente do acréscimo na atividade dos efluentes líquidos radioativos a serem liberados pela instalação, durante condições normais de operação. A estimativa do incremento da dose efetiva nos indivíduos do público foi feita relacionando-se a atividade liberada com a concentração resultante no meio receptor, utilizando-se, para isso, um modelo matemático que simula o transporte dos radionuclídeos sistema Tietê-Pinheiros. A dose efetiva total obtida, levando-se em conta todos os caminhos críticos e radionuclídeos liberados nos efluentes líquidos do reator IEA-R1, operando a 5MW de potência, foi de $5,0 \times 10^{-3}$ mSv/ano. Este resultado levou a um incremento de dose quando comparado àquele resultante da operação a 2 MW, cujo valor médio dos últimos 5 anos foi de $4,0 \times 10^{-5}$ mSv/ano. Apesar de ter sido verificado um acréscimo na dose, o impacto radiológico ambiental causado pelo aumento da potência do reator durante operação normal ainda é desprezível, pois a dose efetiva final nos indivíduos do público permanece abaixo de um décimo do limite estabelecido pelas Normas de Proteção Radiológica (1 mSv).

I. INTRODUÇÃO

Com o aumento da potência do reator IEA-R1 de 2 para 5 megawatts, foi necessária a avaliação do incremento de dose nos indivíduos do público, decorrente do aumento da atividade dos efluentes líquidos radioativos liberados no canal Pinheiros.

Os efluentes líquidos radioativos gerados pelo reator IEA-R1 são, após monitoração e autorização para descarga, liberados 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 uma fonte potencial de exposição do homem à radiação. A avaliação da dose nos indivíduos do público é obtida relacionando-se a atividade liberada com a concentração resultante no meio. Para isso, são utilizados modelos matemáticos que descrevem o transporte e transferência dos radionuclídeos para outros compartimentos do ecossistema.

O modelo matemático utilizado para a simulação do transporte de poluentes no canal Pinheiros e conseqüente estimativa das doses naqueles grupos populacionais considerados críticos, em decorrência da liberação de efluentes líquidos gerados durante condições normais de operação do reator IEA-R1, foi proposto por Fischer e cols /1/ e adaptado por Della Rocca /2/, para aplicação no sistema Tietê-Pinheiros.

II. O MEIO AQUÁTICO SOB INFLUÊNCIA DO IPEN

Todo efluente líquido proveniente do reator IEA-R1 é liberado na rede de esgotos da Cidade Universitária, passando pela Estação de Tratamento de Águas e Esgoto da SABESP, a qual recebe uma parte significativa dos esgotos da zona sul da cidade de São Paulo. Nesta estação é feita a separação do material sólido, tal como lama sedimentada, areia e plásticos, sendo a parte líquida liberada diretamente no canal Pinheiros.

No canal Pinheiros, os radionuclídeos se distribuem entre o meio líquido e os sedimentos em suspensão e de fundo, sendo transportados em direção ao rio Tietê ou à represa Billings /2/.

No presente estudo considerou-se que o regime de escoamento se dá no sentido Billings-Tietê. Esta hipótese conservativa foi baseada no fato que de acordo com o artigo 46 das disposições transitórias estabelecidas através da Resolução Conjunta SMA-SES Nº 03/92 de 04/09/92, a partir de 05 de outubro de 1992 ficou suspenso, por tempo indeterminado, o bombeamento das águas do rio Pinheiros para a represa Billings /3/.

De acordo com o artigo 2 desta Resolução, a retomada do bombeamento só poderá ocorrer em condições especiais, principalmente durante os períodos de grandes enchentes, os quais acontecem durante os meses de janeiro

e fevereiro. Neste caso, a vazão média de escoamento é de $70 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, enquanto para o escoamento no sentido Billings-Tietê a vazão média é de $10 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, implicando portanto numa menor diluição dos poluentes no sistema fluvial em estudo.

III. MODELO DE TRANSPORTE

Como mencionado anteriormente, o modelo utilizado para a simulação do transporte de radionuclídeos no canal Pinheiros foi proposto por Fischer e cols /1/.

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

À 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 difusivos e advectivos. 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 /2/.

Bem mais a jusante o poluente tende a se distribuir de forma aproximadamente uniforme ao longo das secções transversais ao escoamento, sendo razoável considerar o mecanismo de transporte como unidimensional, uma vez que, nesta etapa, as distribuições espacial e temporal do poluente, apresentam uma correlação desprezível com as condições iniciais do ponto de descarga /4/.

O modelo matemático adotado para a simulação dos radionuclídeos no canal Pinheiros baseia-se na resolução analítica do modelo de transporte proposto por Fischer e cols./1/ adotadas certas hipóteses simplificadoras de modo a se obter uma equação de transporte bidimensional válida para escoamentos unidimensionais.

Estas hipóteses são:

- o poluente se distribui muito mais rapidamente na direção vertical de 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. Esta aproximação é bastante razoável para rios e canais, onde a largura é geralmente maior que a profundidade;

- a descarga de efluentes pelo IPEN, para fins de avaliação radiossanitária, é considerada contínua;

- o fenômeno de difusão molecular é desprezível quando comparado ao de difusão turbulenta;

- os efeitos de margens e do leito na distribuição das velocidades internas do fluido podem ser desprezados.

Desta forma, o escoamento turbulento se dá em regime permanente, ou seja, as velocidades nas direções transversal e vertical são consideradas desprezíveis com relação à velocidade longitudinal, portanto, o escoamento é considerado unidimensional.

Logo, tem-se que a equação bidimensional de transporte de um poluente não conservativo num escoamento unidimensional, levando-se em conta a geração e extinção de poluentes durante o processo de transporte é dada por /1/:

$$\frac{\partial \bar{C}}{\partial t} + \bar{u} \frac{\partial \bar{C}}{\partial x} = \bar{\varepsilon}_y \frac{\partial^2 \bar{C}}{\partial y^2} + S \quad (1)$$

onde o segundo termo da equação representa o efeito de advecção decorrente da velocidade média do escoamento e o terceiro termo, o efeito de difusão turbulenta representada pelos fluxos de flutuações turbulentas. O termo S engloba a geração e extinção do poluente do meio. No caso de um radionuclídeo, ele pode, a qualquer momento, sofrer decaimento espontâneo ou interagir com constituintes abióticos e bióticos do meio, reduzindo, desta forma, a concentração no meio fluido.

No presente estudo, a redução da concentração do radionuclídeo na água foi tratada como consequência de dois efeitos principais: o decaimento radioativo e a ligação com as partículas de sedimento em suspensão e de fundo /2/.

Neste caso, o termo de geração e extinção de poluentes pode ser escrito como:

$$S_i = -(\lambda_i \bar{C}_i + Kd_i S_s \frac{\partial \bar{C}_i}{\partial t}) \quad (2)$$

Nesta equação o primeiro termo representa o efeito de decaimento radioativo e o segundo o efeito de transferência do radionuclídeo do meio líquido para o sedimento em suspensão /1/.

Fischer e cols./1/ apresentaram a solução analítica deste problema, utilizando para isso o método das imagens /4/. Adotando-se que o lançamento dos efluentes se dá na origem do sistema de coordenadas ($x_0=0$ e $y_0=0$), a solução da equação (1), em forma adimensional, é dada por:

$$\bar{C}_i = \frac{2 \dot{M}_i}{\bar{u} h T} \frac{\exp\left(\frac{-\lambda_i x}{\bar{u}(1 + K d_i S_s)}\right)}{\sqrt{\frac{4 \pi x \bar{\epsilon}_y}{\bar{u} T^2 (1 + K d_i S_s)}}} \quad (3)$$

sendo:

\bar{C}_i - valor médio da concentração do radionuclídeo i na água num intervalo de tempo Δt ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$);

\dot{M}_i - taxa de descarga ($\text{Bq}\cdot\text{s}^{-1}$);

\bar{u} - velocidade média de escoamento na direção longitudinal (m/s);

$\bar{\epsilon}_y$ - coeficiente de difusão turbulenta transversal médio (m^2/s);

x - coordenada na direção de escoamento (m);

Kd_i - coeficiente de distribuição entre as concentrações do radionuclídeo i nos meios sólido e líquido em condições de equilíbrio ($\text{L}\cdot\text{kg}^{-1}$) /5/;

S_s - concentração do sedimento em suspensão na água (g/L);

h - profundidade do canal (m);

T - largura do canal (m);

λ_i - constante de decaimento radioativo (s^{-1}).

Definida a concentração dos radionuclídeos na água, a atividade adsorvida no material sedimentar pode ser definida a partir de uma concentração inicial na água, considerando-se que, no equilíbrio, estas grandezas estão relacionadas por meio do coeficiente de distribuição Kd_i , definido como /6/:

$$Kd_i = \frac{\bar{C}_{s,i}}{\bar{C}_i} \quad (4)$$

sendo:

$\bar{C}_{s,i}$ - concentração do radionuclídeo i no sedimento (Bq/kg de sedimento seco);

\bar{C}_i - concentração do radionuclídeo i na água (Bq/L).

IV. ESTIMATIVA DA DOSE EQUIVALENTE EFETIVA NOS INDIVÍDUOS DO PÚBLICO

As doses equivalentes efetivas nos grupos críticos foram calculadas por meio de modelos dosimétricos que relacionam o valor da concentração no compartimento ambiental com a dose resultante no homem.

Como mencionado anteriormente, no presente estudo foi adotado que o escoamento do canal Pinheiros se dá no sentido Billings-Tietê. A péssima qualidade da água

do canal Pinheiros impossibilita o seu uso para consumo humano, 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 humano com o material sedimentar. Estas características particulares fazem do sedimento o compartimento ambiental mais importante /2/.

O canal Pinheiros é caracterizado por uma baixa capacidade de transporte; sendo assim, a maior parte do material em suspensão deposita-se neste corpo de água. Por este motivo, o material dragado do seu leito é, em termos radiológicos, mais importante do que aquele retirado do rio Tietê.

Portanto, os principais caminhos críticos de exposição do homem à radiação decorrente da liberação de efluentes líquidos radioativos pelo reator IEA-R1 são:

- exposição externa ao sedimento dragado do leito do canal Pinheiros e depositado nos botaforas existentes ao longo de suas margens;
- exposição externa ao material sedimentar das margens do canal Pinheiros;

O grupo crítico é constituído por trabalhadores adultos que retiram o sedimento do leito do rio para colocá-lo em botaforas existentes ao longo do canal, para posterior disposição em aterros definitivos. O grupo exposto ao sedimento das margens do rio Pinheiros é constituído por funcionários da ELETROPAULO que, por conta de suas obrigações profissionais, permanecem junto às margens do canal.

Para a estimativa da concentração dos radionuclídeos na água, foi assumido que o ponto de descarga se dá na margem direita do canal, junto à estação de Tratamento de Esgotos da SABESP, o qual se encontra a uma distância de 6000 m da confluência com o rio Tietê.

A concentração dos radionuclídeos no sedimento foi estimada levando-se em conta a concentração média de cada radionuclídeo de interesse na água ao longo do trecho em estudo. Este procedimento foi adotado levando-se em conta que os trabalhadores que executam o serviço de dragagem do sedimento e posterior deposição nos botaforas podem permanecer em qualquer ponto, não existindo portanto uma posição preferencial ao longo da extensão de 6000 m.

A dose equivalente efetiva anual H_E foi calculada de acordo com as equações descritas abaixo /2, 6/:

- a) Exposição externa ao sedimento depositado em botaforas no canal do rio Pinheiros:

$$H_E = \sum_i \bar{C}_{s,i} I_S FCD_{i,w,p} \quad (5)$$

sendo:

H_E - dose equivalente efetiva anual ($\text{Sv}\cdot\text{ano}^{-1}$);

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

FCD_i - fator de conversão de dose externa para o radionuclídeo i ($Sv.h^{-1}$ por $Bq.m^{-2}$) /7/;

w_s - fator de modificação para a geometria da fonte para atividades no botafora (adimensional);

I_s - taxa de ocupação por atividade no botafora ($h.ano^{-1}$);

p - densidade superficial efetiva do sedimento (kg/m^2).

b) Exposição externa ao sedimento nas margens do canal do rio Pinheiros:

$$H_E = \sum_i \bar{C}_{s,i} \rho 0,025 I_M FCD_i w_M \quad (6)$$

sendo:

ρ - densidade do material sedimentar (kg/m^3);

0,025 - corresponde à espessura, em metros, da camada de sedimento considerada para o cálculo da contaminação superficial;

w_m - fator de geometria da fonte para atividades na margem do canal (adimensional);

I_M - taxa de ocupação para atividades nas margens do rio (h/ano).

Na tabela 1 são apresentados os valores do termo-fonte para cada radionuclídeo de interesse, conforme documento fornecido pela Divisão de Física de Reatores do IPEN - CNEN/SP, assim como as doses equivalentes efetivas calculadas.

Os valores deste termo fonte foram obtidos considerando-se tres ciclos de operação do reator a 5 MW de potência, sendo os dois primeiros ciclos de 120 horas de operação com 48 horas de interrupção e um último ciclo de 120 horas de operação com interrupção de 15 dias.

Levando-se em conta o esquema apresentado, ter-se-á, portanto, a geração deste termo fonte num período de 41 dias. Supondo-se que após cada período todo o efluente gerado seja liberado no meio ambiente de forma contínua, durante todo o ano, teremos, na hipótese mais conservativa, nove liberações por ano.

TABELA 1. TERMO-FONTE DO REATOR IEA-R1 EM OPERAÇÃO A 5MW, E TAXAS DE DOSE EQUIVALENTE EFETIVA

Radionuclídeo	Termo-Fonte Bq/ano	taxas de dose efetiva mSv/ano
Co-60	$4,68 \times 10^{10}$	$4,23 \times 10^{-3}$
Cs-137	$4,64 \times 10^8$	$4,15 \times 10^{-5}$
Na-24	$6,56 \times 10^4$	$3,38 \times 10^{-9}$
Co-58	$8,96 \times 10^9$	$7,38 \times 10^{-4}$
I-131	$1,02 \times 10^9$	$2,39 \times 10^{-5}$
I-132	$1,06 \times 10^8$	$2,49 \times 10^{-8}$
I-133	$1,95 \times 10^4$	$2,82 \times 10^{-10}$
Te-132	$1,02 \times 10^8$	$1,65 \times 10^{-5}$
Mo-99	$1,32 \times 10^8$	$1,72 \times 10^{-6}$
W-187	$5,34 \times 10^5$	$6,84 \times 10^{-9}$
Np-239	$2,21 \times 10^8$	$1,27 \times 10^{-6}$
Ba-137m	$4,39 \times 10^8$	*
TOTAL		$5,05 \times 10^{-3}$

V. RESULTADOS E DISCUSSÕES

A dose equivalente efetiva total obtida, levando-se em conta todos os caminhos críticos e radionuclídeos gerados pelo reator IEA-R1 operando a 5MW de potência em condições normais, foi de $5,05 \times 10^{-3}$ mSv/ano. Na Tabela 1 são mostradas as doses equivalentes efetivas para cada radionuclídeo e pode-se observar que o ^{60}Co contribui com cerca de 83% para a dose equivalente efetiva total. Verificou-se que ambas as vias de exposição do homem à radiação (a exposição externa ao sedimento depositado em botaforas existentes ao longo do rio Pinheiros e a exposição externa ao sedimento nas margens do canal) contribuem com a mesma fração para a dose equivalente efetiva total.

Este resultado levou a um incremento de dose, quando comparado àquele resultante da operação a 2 MW, cujo valor medio dos últimos 5 anos foi de $4,0 \times 10^{-5}$ mSv/ano. Apesar de ter sido verificado um aumento na dose, o impacto radiológico ambiental causado pelo aumento da potência do reator durante operação normal ainda é desprezível, pois a dose efetiva final nos indivíduos do público é de 0,5% do limite e portanto permanece abaixo de um décimo do limite estabelecido pelas Normas de Proteção Radiológica (1 mSv) /8/.

REFERÊNCIAS

/1/ 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.

/2/ DELLA ROCCA, F. *Estimativa da dose nos indivíduos do público decorrente da liberação de efluente líquido pelo IPEN*. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1995.

/3/ COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Efeitos das regras operacionais no Tietê Alto Zona Metropolitana, no Tietê Médio Superior e no reservatórios Billings.** (Informe nº 8, de 08/09/94), São Paulo, set. 1994.

/4/ EIGER, S., **Qualidade da água em rios e estuários**, In: PORTO, R.L., org. **Hidrologia Ambiental**. Edusp São Paulo, S.P., p. 69-163, 1991.

/5/ SHEPPARD, M.I. & THIBAUT, D.H. **Default soil/liquid partition coefficients, K_d , for major soil types: a compendium**, Health Physics, 59(4): 471-82, 1990.

/6/ INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY (IAEA). **Generic models and parameters for assessing ground. Part I. Simple time dependences**. Health Physics, 54(6): 617-33. 1988.

/7/ JACOB, P.; PARETZKE, H.G.; ROSENBAUM, H.; ZANKI, M. **Organ doses from radionuclides on the ground, Part I**, Health Physics, 54(6): 617-33, 1988.

/8/ COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR (CNEN). **Diretrizes Básicas de Radioproteção**, (CNEN-NE-3.01-88), 1988.

ABSTRACT

In order to evaluate the consequences in the environment surrounding IPEN/CNEN-SP facilities, due to the increase of the IEA-R1 power from 2 to 5 MW, the effective equivalent dose received by the public individuals was estimated. This study was carried out using a mathematical model that simulates the transport of pollutants in the Tiete-Pinheiros watershed, as well as information about the local system and the source term for liquid effluents. The final result showed that although the final dose has increased from $4,0 \times 10^{-5}$ mSv/year to $5,0 \times 10^{-3}$ mSv/year, the environmental impact due to the normal operation of the IEA-R1 is still negligible. The annual dose estimated for the new condition of operation was below 1/10 of the primary limit for the public, as established by the International Commission of Radiological Protection, which is 1 mSv/year.