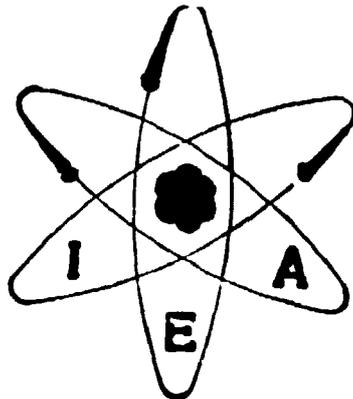


BRF7C1036



**TÉCNICAS RADIOISOTÓPICAS APLICADAS A ESTUDOS DE
CONTROLE DA POLUIÇÃO DO MEIO AMBIENTE**

**WLADIMYR SANCHEZ, EDMUNDO GARCIA AGUDO,
JOSÉ LEOMAX DOS SANTOS e AUGUSTO MERIGHI JUNIOR**

INFORMAÇÃO IEA N.º
Janeiro — 1976

48

INSTITUTO DE ENERGIA ATÔMICA
Caixa Postal 11049 (Pinheiros)
CIDADE UNIVERSITÁRIA "ARMANDO DE SALLES OLIVEIRA"
SAO PAULO — BRASIL

**TÉCNICAS RADIOISOTÓPICAS APLICADAS A ESTUDOS DE
CONTROLE DA POLUIÇÃO DO MEIO AMBIENTE**

**Wladimir Sanchez, Edmundo Garcia Agudo
José Leomax dos Santos e Augusto Merighi Junior**

**Coordenadoria de Aplicações de Radioisótopos e de
Radiações na Engenharia e na Indústria
Instituto de Energia Atômica
São Paulo - Brasil**

**Informação IEA Nº 48
Janeiro - 1976**

CONSELHO SUPERIOR

Eng^o Roberto N. Jafet – Presidente
Prof. Dr. Emilio Mattar – Vice-Presidente
Prof. Dr. José Augusto Martins
Dr. Ivano Humbert Marchesi
Eng^o Heicio Modesto de Costa

SUPERINTENDENTE

Prof. Dr. Rômulo Ribeiro Pieroni

INSTITUTO DE ENERGIA ATÔMICA
Caixa Postal 11.049 (Pinheiros)
Cidade Universitária "Armando de Salles Oliveira"
SÃO PAULO – BRASIL

ÍNDICE

I – Introdução	1
II – Medição da Descarga de Efluentes Poluidores	2
II.1 – Considerações Iniciais	2
II.2 – Medição de Vazão	3
II.2.1 – Técnica Radioisotópica	3
II.2.1.1 – Método da Contagem Total ou da Integração	4
II.2.1.2 – Método da Injeção Contínua	7
II.2.2 – Processos Operacionais	8
II.2.3 – Exemplos de Medição de Vazão de Efluentes Poluidores	11
III – Medição do Tempo de Trânsito das Águas de Rios e Lagos Poluídos	13
III.1 – Considerações Iniciais	13
III.2 – Medição do Tempo de Trânsito das Águas de Rios e Lagos	13
IV – Estudo da Dispersão Longitudinal nos Cursos d'Água	18
IV.1 – Considerações Iniciais	18
IV.2 – Bases Operacionais do Método de Medição	18
V – Investigações Necessárias a Localização de Emissários Submarinos de Esgoto	24
V.1 – Considerações Iniciais	24
V.2 – Simulação da Diluição Física do Campo de Esgoto por Misturação Oceânica ..	25
V.3 – Determinação dos Coeficientes de Difusão Turbulenta	26
V.3.1 – Considerações Iniciais	26
V.3.2 – Diagramas de Difusão	27
V.3.3 – Procedimentos Experimentais	29
VI – Perspectivas Futuras	29

TÉCNICAS RADIOISOTÓPICAS APLICADAS A ESTUDOS DE CONTROLE DA POLUIÇÃO DO MEIO AMBIENTE

Wladimir Sanchez, Edmundo Garcia Agudo
José Leomax dos Santos e Augusto Merighi Junior

RESUMO

A engenharia dos traçadores radioativos foi introduzida nos estudos de controle de poluição do meio ambiente em decorrência do grande sucesso obtido nas aplicações desses traçadores, nos últimos dez anos, em diferentes campos da ciência e da tecnologia. Ela possibilita a solução de problemas complexos por meios simples, seguros e baratos.

Uma parte importante das pesquisas de controle da poluição de corpos d'água receptores de efluentes domésticos e industriais diz respeito ao conhecimento das cargas poluidoras lançadas. Assim, torna-se importante obter parâmetros que caracterizam a dispersão de substâncias líquidas e sólidas lançadas nos cursos d'água, a vazão de lançamento e a vazão de transporte, em diversos regimes e condições.

Muitos efluentes são lançados em lagoas de estabilização para sofrerem processos de diluição física, de refrigeração, de redução da concentração bacteriana e para autodepuração. Esse tipo de solução exige um perfeito conhecimento do comportamento hidráulico do sistema, para garantir um projeto seguro.

Por meio do lançamento de uma solução radioativa, na entrada de um desses sistemas hídricos pode se obter dados que permitam medir diretamente quatro propriedades de interesse fundamental ao projetista, a saber:

- 1 — a diluição física do poluente considerado;
- 2 — a identificação das correntes principais e a determinação da dispersão lateral;
- 3 — a determinação dos coeficientes de difusão;
- 4 — a distribuição dos tempos de residência, parciais ou total.

Em estudo da poluição costeira a aplicação dos traçadores radioativos tem alcançado muito sucesso, porque:

- 1 — complementa os métodos clássicos de estudo de correntes. O transporte de massa d'água marcada pode ser acompanhado por longas distâncias dispensando o uso de corpos à deriva e de correntômetros;
- 2 — a diluição física pode ser determinada diretamente, permitindo o cálculo do declínio bacteriano;
- 3 — permite a escolha do local ideal de lançamento do esgoto, levando em conta os aspectos de segurança e de economia na construção do emissário submarino.

I — INTRODUÇÃO

A poluição dos cursos d'água é fenômeno conhecido de longa data, bem como as medidas de proteção desses mananciais que frequentemente exigem grandes recursos financeiros, por parte dos poderes públicos e dos proprietários industriais.

O desenvolvimento econômico de um país faz-se, fundamentalmente, por meio de seus recursos industriais. Por isso, frequentemente, surgem teses de "industrialização a qualquer custo" para fixar um polo de desenvolvimento regional ou global. Essa "industrialização a qualquer custo" pode trazer mais prejuízos econômicos advindos da poluição do que os gastos com sua prevenção, por meio de planejamento adequado. O desenvolvimento industrial de uma região não é incompatível com a manutenção do meio ecológico em que vive o homem.

Um centro industrial significa uma concentração de indústrias distribuídas em determinada área de terreno. Essas indústrias, quando não utilizam água como matéria prima (cervejaria, indústria de bebidas etc) necessitam dela para a refrigeração, para a lavagem de produtos etc. Por essas razões, as indústrias procuram instalar-se nas proximidades de rios ou de outra fonte de água, de fácil utilização. Muitas delas lançam suas águas servidas de volta para o centro fornecedor, sem nenhum tratamento para recuperar a qualidade dessas águas. A medida que um centro industrial cresce, a poluição dos recursos hídricos aumenta, chegando mesmo a limites intoleráveis.

O nível de poluição dos recursos hídricos de uma área industrial pode manter-se em valor perfeitamente aceitável, sem grandes prejuízos para a fauna e flora, dependendo essencialmente do planejamento de aproveitamento da água e das restrições para o lançamento dos despejos industriais e domésticos.

O uso racional dos recursos hídricos, segundo um planejamento detalhado, a avaliação da capacidade de autodepuração dos cursos d'água, baseando-se no conhecimento de suas vazões e nas disponibilidades de oxigênio, a redução do potencial poluidor dos esgotos domésticos e industriais, mediante tratamento adequado, são condições a serem rigorosamente observadas para a preservação dos corpos d'água receptores.

A preocupação das autoridades governamentais para a preservação do meio ambiente é um fato comprovado em todo o mundo. Essa preocupação deu origem a programas de pesquisas que por sua vez conduziram a novas técnicas para estudar e apresentar soluções que permitam melhorar o controle da poluição do meio ambiente.

Entre as novas técnicas introduzidas para o estudo do comportamento dos corpos d'água receptores de efluentes poluidores situa-se a dos traçadores radioativos.

Essa técnica, desenvolvida a partir de 1958, em escala mundial, é bem conhecida nos países desenvolvidos e muito pouco entre nós, provavelmente por falta de divulgação adequada.

Para acompanhar o desenvolvimento tecnológico mundial e obter dados mais precisos em investigações ligadas ao controle da poluição do meio ambiente o IEA organizou uma equipe de especialistas em condições de efetuar diversos tipos de trabalho com técnicas radioisotópicas. Descrevem-se a seguir algumas aplicações das técnicas utilizadas por essa equipe na solução de problemas ligados ao controle da poluição do meio ambiente.

II – MEDIÇÃO DA DESCARGA DE EFLUENTES POLUIDORES

II.1 – CONSIDERAÇÕES INICIAIS

O estudo do índice de poluição de um corpo d'água receptor, o cálculo do dimensionamento das estações de depuração e a determinação das condições de autodepuração exigem um bom conhecimento da carga poluidora lançada no escoamento. Para se determinar essa carga poluidora torna-se necessário conhecer:

- a concentração C dos elementos considerados poluentes;
- a vazão Q de lançamento desses poluentes.

Determina-se a carga poluidora P , relativa a um elemento específico i somando-se durante um intervalo de tempo dt o produto da vazão instantânea Q do escoamento pela concentração instantânea C_i , isto é,

$$[P_i] dt = \int Q \cdot C_i dt \quad (1)$$

A medição contínua da vazão de lançamento dos efluentes poluidores geralmente não apresenta dificuldades insuperáveis. O mesmo não ocorre com as medições contínuas de concentração de cada um dos múltiplos elementos poluidores lançados no escoamento.

Efetuando-se amostragens regulares em um escoamento poluído podem ser determinadas as concentrações e as vazões que permitirão estabelecer, ponto por ponto, o comportamento da carga poluidora. Evidentemente, a precisão dependerá da frequência da medição. Uma frequência elevada conduz a boa precisão mas onera o controle. Uma frequência baixa acarreta imprecisão acentuada.

Pode-se considerar, por exemplo, a medição de vazão durante um intervalo de tempo Δt durante o qual se procederá a uma amostragem instantânea. Admite-se que a concentração dessa amostra representa o valor médio durante o intervalo de tempo Δt . Obtém-se um valor aproximado da carga poluidora efetuando-se o produto da concentração média dos elementos poluidores pela vazão do escoamento.

II.2 – MEDIÇÃO DE VAZÃO

Existem vários métodos clássicos de medição de vazão que proporcionam bons resultados. Entre os mais comuns podem ser citados aqueles que conduzem as medições efetuadas a partir do nível da água (calhas medidoras, vertedores etc), medidores por pressão (venturi, pilot) e traçadores químicos (cloro de sódio, fluoresceína, bicromato de sódio etc)

No caso especial de medição de vazão de efluentes poluidores todos os métodos citados anteriormente podem apresentar resultados insatisfatórios pois o escoamento considerado possui características físicas e químicas especiais (grande concentração de materiais sólidos em suspensão, turbidez, altamente redutor etc) que tornam as medidas bem imprecisas.

Considerando-se esses inconvenientes desenvolveu-se a técnica dos radioisótopos que permite medições rápidas, possui alta sensibilidade e é de baixo custo.

II.2.1 – TÉCNICA RADIOISOTÓPICA

A técnica consiste em medir a taxa de diluição que experimenta uma solução radioativa lançada no escoamento. Conhecendo-se a quantidade lançada e medindo-se a taxa de diluição do radioisótopo em qualquer seção a jusante do ponto onde ela se homogeneizou com a água pode-se determinar a vazão desse escoamento por meio de um cálculo simples.

Ao contrário das técnicas convencionais, esse método de medição se aplica bem aos regimes turbulentos que favorecem uma rápida homogeneização do traçador com o escoamento.

Outras vantagens adicionais seriam:

- pode-se escolher seletivamente um radioisótopo que não sofre reações químicas com o meio onde ele é adicionado, não altere a viscosidade do escoamento, não seja absorvido e adsorvido e que os fenômenos de difusão e dispersão sejam semelhantes aos que ocorrem com as moléculas de água. O fenômeno de retenção do traçador radioativo e o mecanismo de troca iônica são em grande parte atribuídos a capacidade catiônica dos minerais argilosos ou dos colóides que constituem a maioria dos sedimentos e materiais em suspensão na água. Os melhores traçadores devem se apresentar, consequentemente, sob a forma aniônica ou não iônica;
- a sensibilidade dos contadores de cintilação utilizados na detecção dos traçadores, emissores de radiação gama permite medir concentrações de soluções radioativas bem inferiores aos valores das concentrações máximas permissíveis, fixados pela Comissão Internacional de Proteção Radiológica;
- as medições são relativamente simples, isentas de ambiguidades e acarretam um erro de ordem de 1%;

As desvantagens do uso da técnica dos traçadores radioativos são:

- não se prestam para medições contínuas, por longo período;
- os radioisótopos não podem ser armazenados por longos períodos, em função do decaimento inerente a todos os materiais radioativos;
- a técnica exige a participação de pessoal especializado em técnicas e medidas nucleares.

Entre os vários métodos de medição de vazão por meio de radioisótopos destacam-se dois: o da contagem total ou da integração e o da injeção contínua (Figura 1).

II.2.1.1 – MÉTODO DA CONTAGEM TOTAL OU DA INTEGRAÇÃO

Esse método é bem utilizado em medições de vazão de cursos d'água e de condutos onde a secção transversal do escoamento é desconhecida. A técnica consiste em injetar no escoamento, em forma instantânea e puntiforme um traçador radioativo, em forma de solução e com atividade A conhecida.

Levando-se em conta o princípio da conservação da massa essa mesma atividade atravessará qualquer secção do conduto, a jusante do ponto de lançamento e suficientemente distante para permitir boa homogeneização do traçador com o meio considerado. Assim,

$$A = \int_{t_1}^{t_2} Q(t) \cdot C(t) \cdot dt \quad (2)$$

A – atividade injetada (mCi);

Q(t) – vazão do escoamento, durante o tempo t (m³/s).

C(t) – concentração do traçador radioativo na secção transversal de medição (mCi/m³);

dt – intervalo de tempo durante o qual nuvem radioativa passa pela secção de medição S.

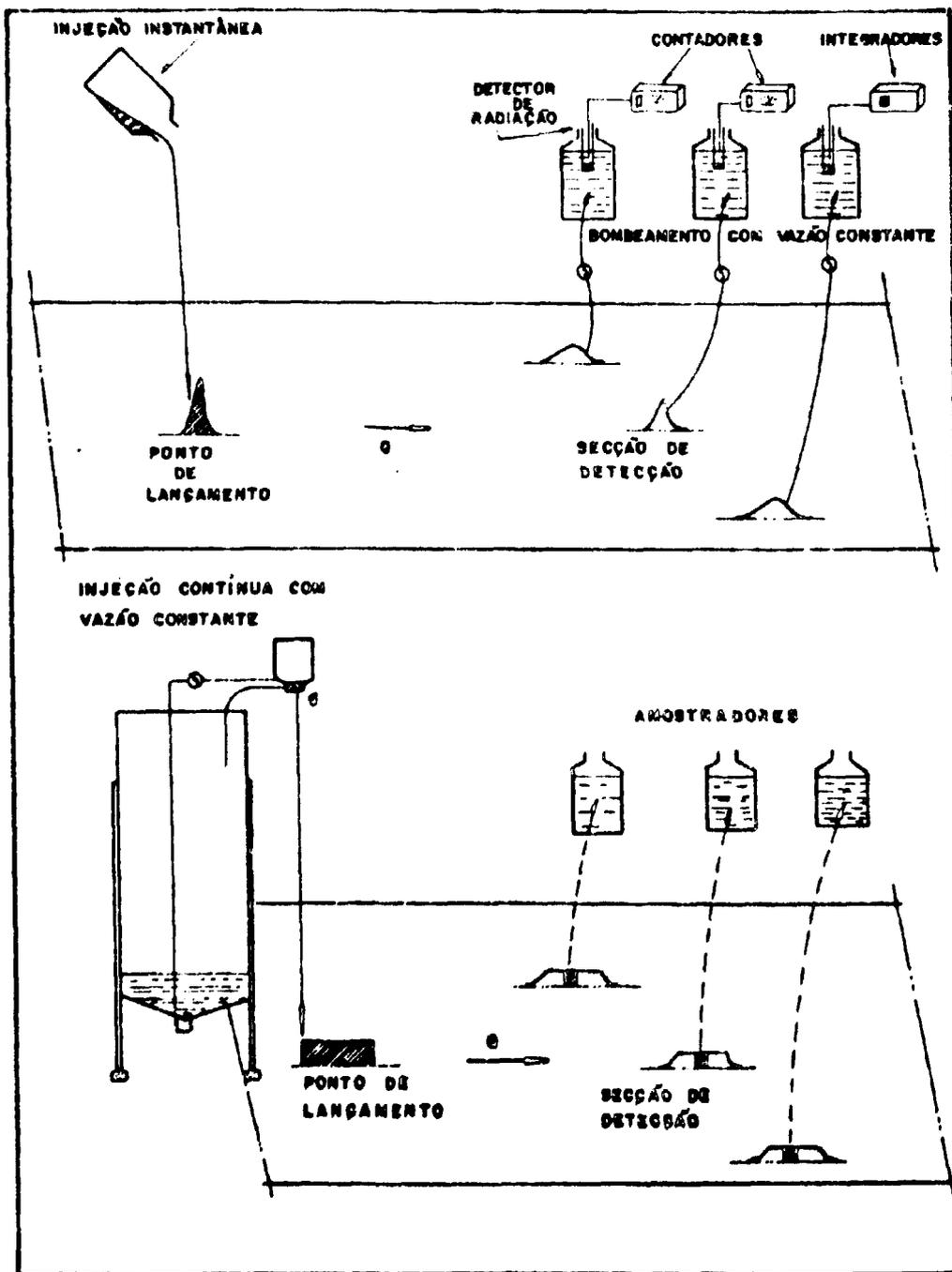


Figura 1 — Representação esquemática das duas técnicas de lançamento da solução radioativa para medição de vazão.

8

Mantendo-se constante a vazão $Q(t)$ do escoamento, durante o intervalo de tempo em que se afeta a medição tem-se:

$$Q = \frac{A}{\int_{t_1}^{t_2} C(t) \cdot dt} \quad (\text{m}^3/\text{s}) \quad (3)$$

Colocando-se um detector apropriado na secção de medição, a intensidade da radiação detectada $n(t)$, expressa em contagens por unidade de tempo, será diretamente proporcional a concentração $C(t)$ do traçador radioativo nesta mesma secção, isto é,

$$n(t) = F C(t) \quad (4)$$

F — representa a sensibilidade do detector; depende do traçador radioativo usado e da geometria de medição.

Substituindo-se o valor de $C(t)$ da equação (4) na equação (3) tem-se:

$$Q = \frac{F \cdot A}{\int_{t_1}^{t_2} n(t) dt} \quad (5)$$

A integral da equação (5) indica a contagem líquida N , acumulada durante a passagem da nuvem radioativa pela secção de medição e corresponde a área sob a curva que representa a variação da concentração em função do tempo.

$$N = \int_{t_1}^{t_2} n(t) dt \quad (6)$$

Substituindo-se o valor de N da equação (6) na equação (5) tem-se:

$$Q = \frac{F \cdot A}{N} \quad (7)$$

Essa equação mostra que o cálculo da vazão independe do conhecimento da secção transversal de medição ou do perímetro molhado.

Essa técnica tem uma precisão intrínseca limitada a 1%, pelo número de contagens registrado durante a passagem da onda radioativa pela secção de medição e pela reprodutibilidade do sistema de detecção utilizado, quando forem mantidas as condições seguintes:

- a atividade injetada no escoamento chega a secção de medição sem perdas no caminho, por adsorção, troca iônica ou outro processo qualquer;
- a concentração do traçador (atividade por unidade de volume, em um instante dado) é a mesma em qualquer ponto da secção de medição;
- a constante F é determinada nas mesmas condições das medições;
- o intervalo de contagem é superior ao tempo de passagem da nuvem radioativa.

Para que a concentração do traçador radioativo seja a mesma em qualquer ponto da secção de medição deve se obter:

$$\int_{t_1}^{t_2} C(t) dt = \text{constante} \quad (8)$$

Significa que o ponto de lançamento da solução radioativa e o de medição devem estar separados por uma distância suficiente para assegurar boa homogeneização do traçador com o escoamento. A distância mínima de homogeneização pode ser calculada "a priori", aproximadamente, mediante formulas empíricas, como por exemplo:

$$L_{\min} = a Q^{1/3} \quad (9)$$

- L_{\min} – distância mínima de homogeneização;
- a – coeficiente igual a 50 quando o lançamento se processa a meia altura do escoamento e igual a 200 para lançamentos superficiais;
- Q – vazão estimada do escoamento.

II.2.1.2 – MÉTODO DA INJEÇÃO CONTÍNUA

Sendo Q a vazão do escoamento a ser medido, q a vazão constante de lançamento da solução radioativa de concentração C_1 e C_2 a concentração existente na secção transversal de medição tem-se:

$$q C_1 = (Q + q) C_2 \quad (10)$$

$$Q = q \left(\frac{C_1 - C_2}{C_2} \right) \quad (11)$$

Sendo o valor de q desprezível em relação a Q (em geral sua relação é inferior a 1 : 10.000) a equação (10) pode ser simplificada e com isso obtém-se:

$$Q = q \frac{C_1}{C_2} \quad (12)$$

ou seja, as vazões Q e q são inversamente proporcionais as suas concentrações C_1 e C_2 :

Os erros que se cometem na medição de vazão do escoamento considerado, dependem diretamente dos erros cometidos nas medições de q , de C_1 e de C_2 .

II.2.2 – PROCESSOS OPERACIONAIS

Esses dois métodos são equivalentes pois a injeção contínua pode ser considerada como uma sucessão de injeções instantâneas. Em outras palavras, a injeção instantânea pode ser considerada como a "diferencial" da injeção contínua. Observa-se pela figura 2 que a injeção contínua origina um patamar de concentração depois de passar por um regime de transição.

As medidas de atividade na secção de controle poderiam ser realizadas com o detector submerso no escoamento. Isto dificulta, muitas vezes, a reprodutibilidade da geometria em laboratório, durante a calibração do detector. Assim sendo, pode-se derivar uma fração xQ do escoamento principal para um tambor de medição, por meio de um motor-bomba, (figura 3). Essa fração xQ do escoamento arrastará uma fração xA da atividade total injetada, e por isso a equação (7) permite escrever:

$$xQ = \frac{x\Lambda \cdot F}{N} \quad (13)$$

ou simplesmente:

$$Q = \frac{F A}{N} \quad (14)$$

No caso de um lançamento contínuo de solução radioativa, com vazão constante, o operador deve tomar precauções para que a determinação da concentração seja efetuada na região que corresponde ao patamar da curva concentração versus tempo de passagem da nuvem radiativa.

No caso do lançamento instantâneo o operador deve iniciar a medição junto ao tambor antes da chegada da nuvem radioativa e encerrá-la somente depois da passagem total. Deve-se cuidar para que a vazão de bombeamento da fração do escoamento para o tambor seja mantida constante, durante todo o tempo de medição.

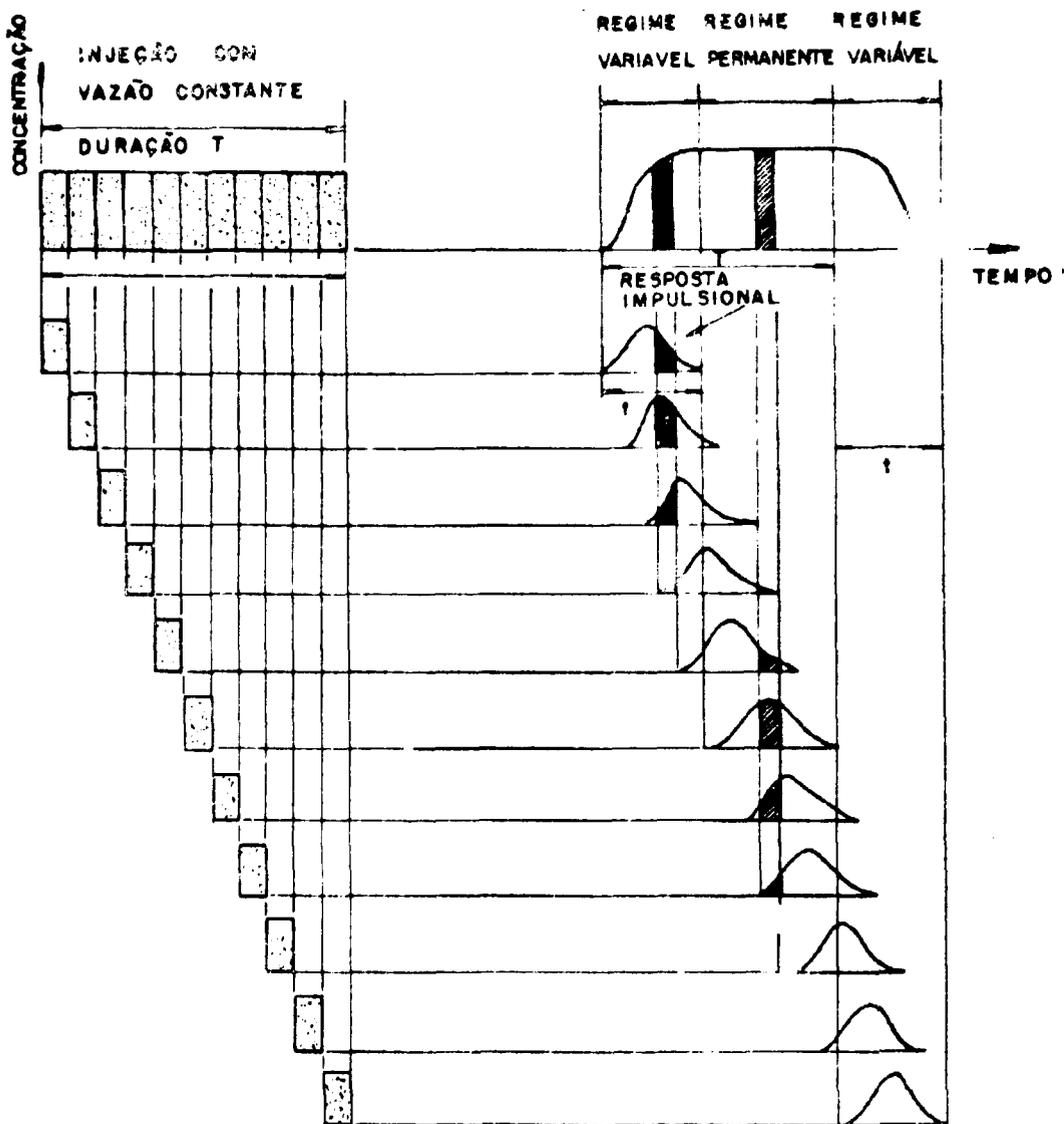
Para uma precisão idêntica de medição de vazão, a quantidade de traçador radioativo necessária é praticamente igual nos dois processos de lançamento. Assim, os critérios de escolha são essencialmente de ordem tecnológica. Em caso de cursos d'água com vazão superior a $1 \text{ m}^3/\text{s}$ dá-se preferência ao método da injeção instantânea. Quando se mede a contribuição de efluentes industriais com vazão inferior a $1 \text{ m}^3/\text{s}$ prefere-se a técnica da injeção contínua.

Para se conseguir melhor precisão trabalha-se diretamente com peso de solução e não com a atividade injetada. A atividade está diretamente relacionada com a massa da solução, isto é,

$$A = K m \text{ (mCi)} \quad (15)$$

K – atividade específica da solução (mCi/g);

m – massa da solução (g)



Obs: - AS ESCALAS DAS CONCENTRAÇÕES, PARA INJEÇÃO E PARA RESPOSTA DO DETECTOR SÃO DIFERENTES.

Figura 2 - Injeção de traçador radioativo com vazão constante e contínua e resposta impulsional.

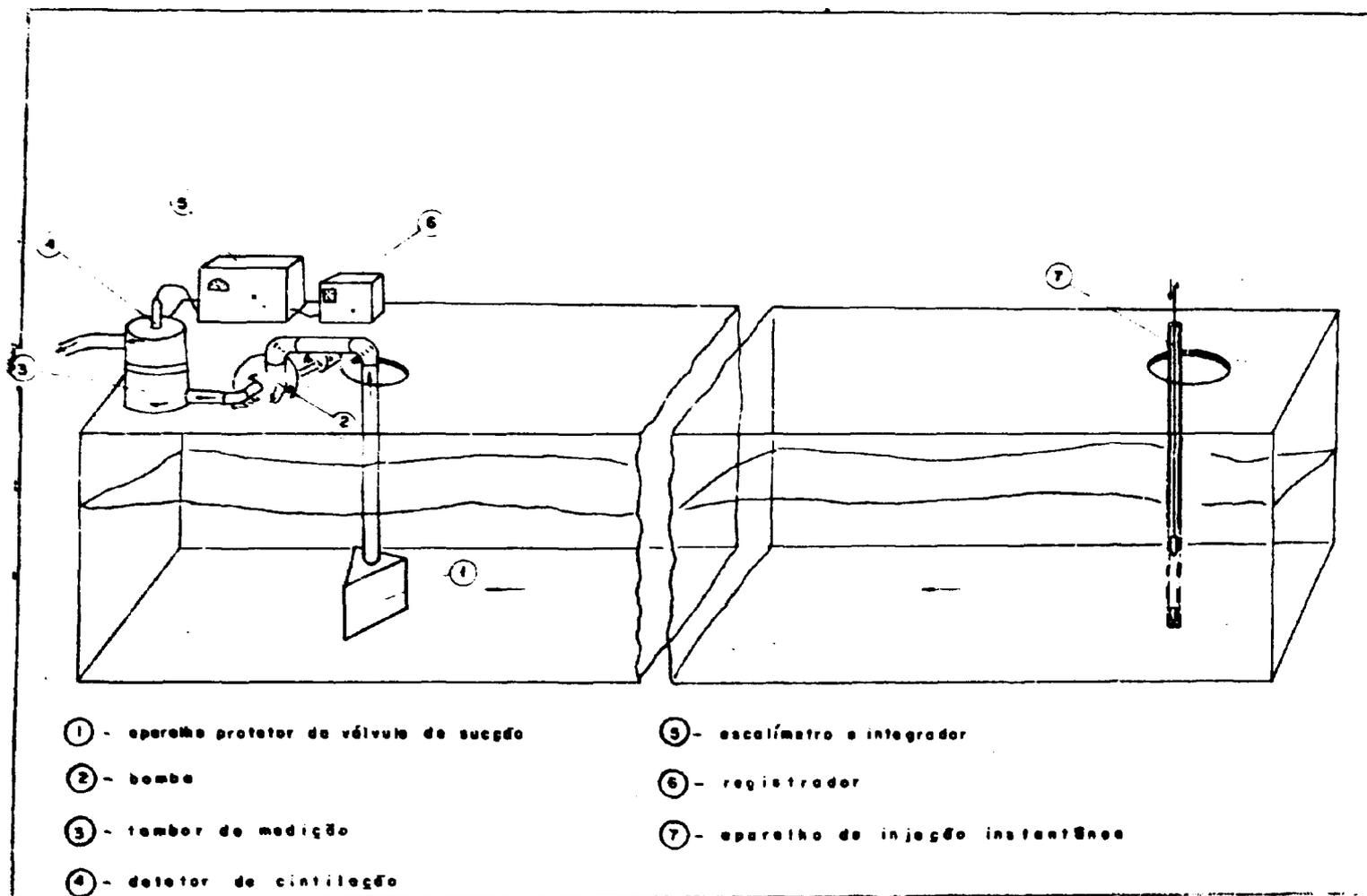


Figura 3 — Representação esquemática de medição de vazão por derivação do escoamento principal.

Lembrando que a concentração é expressa em atividade por unidade de volume e que a contagem da radioatividade é proporcional a sua concentração tem-se:

$$C(t) = \frac{A_c}{V_c} n(t) = F C(t) A_c = K m_c \quad (16)$$

$$F = n(t) \frac{V_c}{A_c} = n(t) \frac{V_c}{K m_c} \quad (17)$$

$n(t)$ – representa a taxa de contagem obtida durante a calibração (contagem/segundo);

V_c – representa o volume do tambor de medição (m^3).

A_c – representa a atividade do traçador no tambor de medição, durante a calibração (mCi)

Assim, a equação (14) assume a forma

$$Q = \frac{n(t) V_c}{A_c} \cdot \frac{A}{N} = \frac{n(t) V_c}{m_c} \cdot \frac{m}{N}$$

$$Q = F' \frac{m}{N} \text{ e } F' = \frac{n(t) V_c}{m_c} \quad (18)$$

Determina-se o fator F' em laboratório, utilizando-se o mesmo tambor empregado nas medições de campo, sendo perfeitamente conhecido seu volume V_c . Enche-se o tambor com água e adiciona-se a ela uma fração m_c da mesma solução radioativa utilizada na medição de vazão, medindo-se essa concentração com o mesmo detector de cintilação.

II.2.3 – EXEMPLOS DE MEDIÇÃO DE VAZÃO DE EFLUENTES POLUIDORES

Entre os numerosos isótopos radioativos disponíveis para a medição de vazão de líquidos, dois (2) deles apresentam-se como mais adequados: o bromo-82 (^{82}Br) e o iodo-131 (^{131}I).

As qualidades de traçador do ^{82}Br utilizado sob as formas de brometo de amônia ou de brometo de potássio irradiados são superiores as do ^{131}I , excepto no caso das meias vidas (meia vida do ^{82}Br = 36 horas e meia vida do ^{131}I = 8 dias). O ^{82}Br presta-se a medir vazão de escoamento com grande concentração de sólidos em suspensão.

Em 1975, os técnicos da CARREI efetuaram 300 medições de vazão, aproximadamente, utilizando as técnicas radioisotópicas. Desse total cerca de 100 relacionam-se com a técnica de injeção instantânea.

Representam-se na figura 4, as flutuações de concentração do traçador radioativo, medida

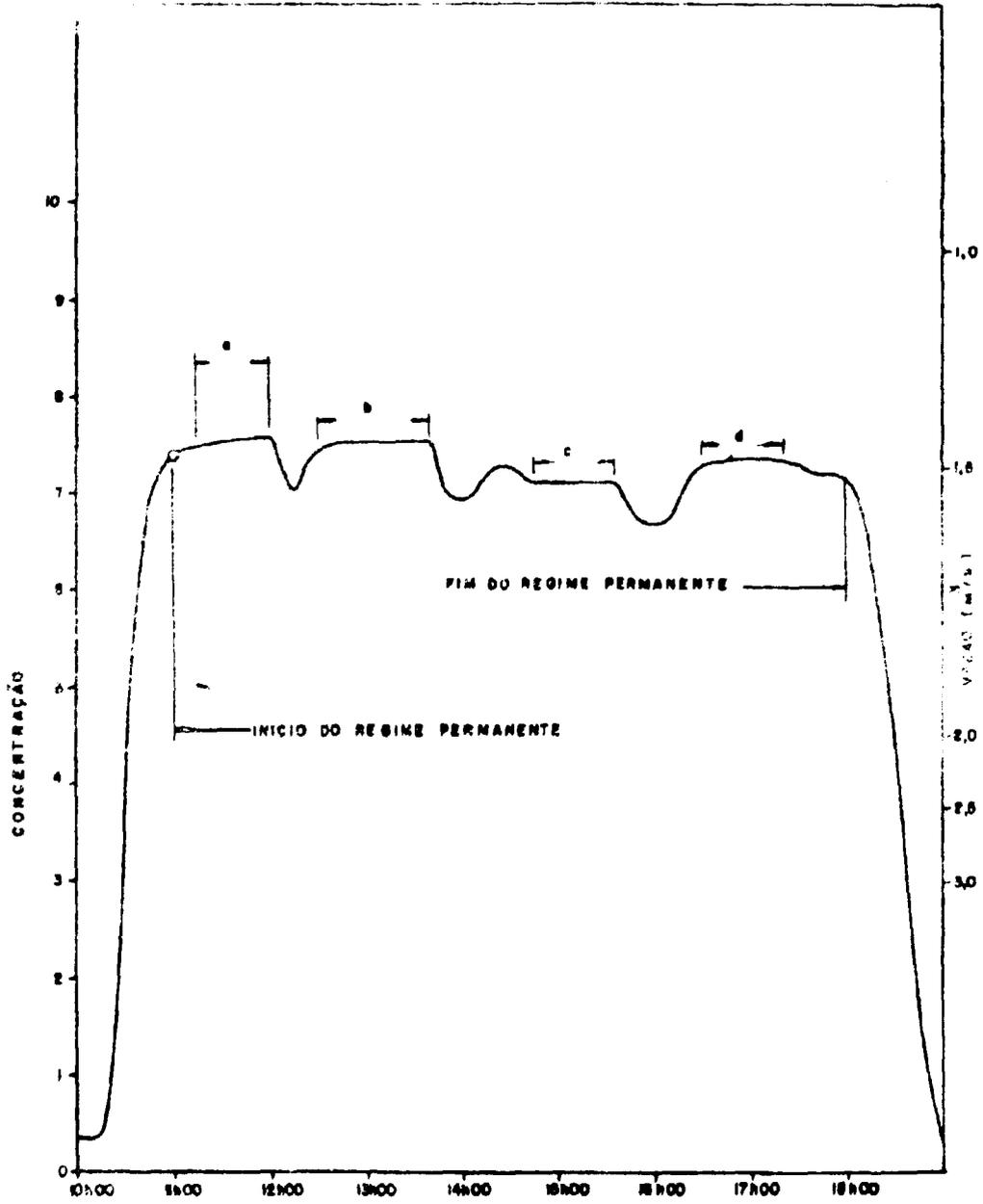


Figura 4 — Medição de vazão por meio de lançamento contínuo.

em um curso d'água altamente poluído e que recebe vários efluentes industriais. As características desse curso d'água são as seguintes:

Vazão média = 1,5 m³/s;
 Resistividade, a 20°C = 600Ω/cm;
 Materiais em Solução (resíduo seco): 1,2 g/l (do qual 1,0 g corresponde a fração mineral);
 Materiais em Suspensão: 1,0 g/l;
 DBO₅ = 80 mg/l
 Fenóis: 5 a 7 mg/l
 Cloretos: 30 mg/l

Representa-se na figura 5 a curva de calibração de uma regua linimétrica instalada em secção de contróle da vazão de esgoto (figura 6) proveniente de Santos e São Vicente, lançada junto ao Costão do Morro do Itaipu, obtido por meio de medição com radioisótopos, método da injeção puntiforme e instantânea.

III – MEDIÇÃO DO TEMPO DE TRANSITO DAS ÁGUAS DE RIOS E LAGOS POLUIDOS

III.1 – CONSIDERAÇÕES INICIAIS

A simulação do comportamento de um curso d'água, por meio de modelos matemáticos exige a coleta de informações precisas sobre as características físicas, químicas e biológicas do escoamento. Entre os vários modelos matemáticos existentes o de Streeter e Phelps ainda é muito usado. Uma das variáveis principais desse modelo é o coeficiente de reaeração K₂, definido por O' Connor e Dobbins por meio das relações:

$$K_2 = 1,71 \frac{V^{1/2}}{H^{3/4}} \text{ para } 20^\circ \text{C} \quad (19)$$

V = velocidade média (m/s)

H = profundidade média (m)

$$K_2(T) = K_2(20^\circ\text{C}) 1,024^{(T-20)} \quad (20)$$

As equações de Streeter e Phelps não são aplicáveis em todos os trechos de um rio, em virtude das numerosas hipóteses efetuadas no desenvolvimento do modelo. Assim, torna-se necessário colher informações precisas de trechos bem determinados para serem utilizadas no modelo matemático. Entre essas informações situa-se a velocidade média de transporte da massa d'água no trecho estudado.

Uma das técnicas que permite obter valores médios precisos, de deslocamento de uma massa d'água é a dos traçadores radioativos.

III.2 – MEDIÇÃO DO TEMPO DE TRANSITO DAS ÁGUAS DE RIOS E LAGOS

Define-se o tempo de trânsito, entre o ponto de lançamento de uma solução radioativa no curso d'água em estudo e um ponto da secção transversal de controle, como sendo o intervalo entre o instante de lançamento e o de passagem do centro de gravidade da distribuição que

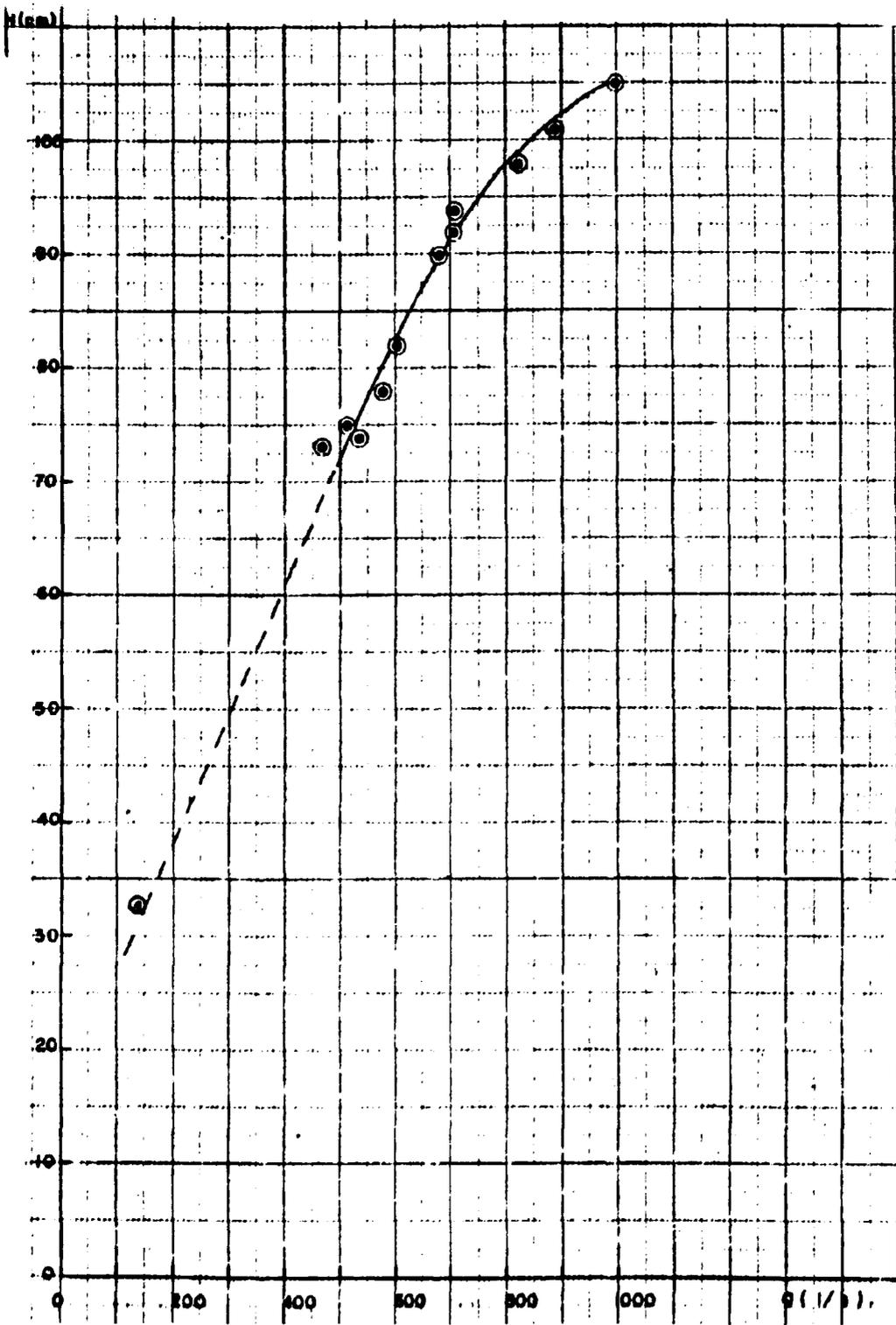
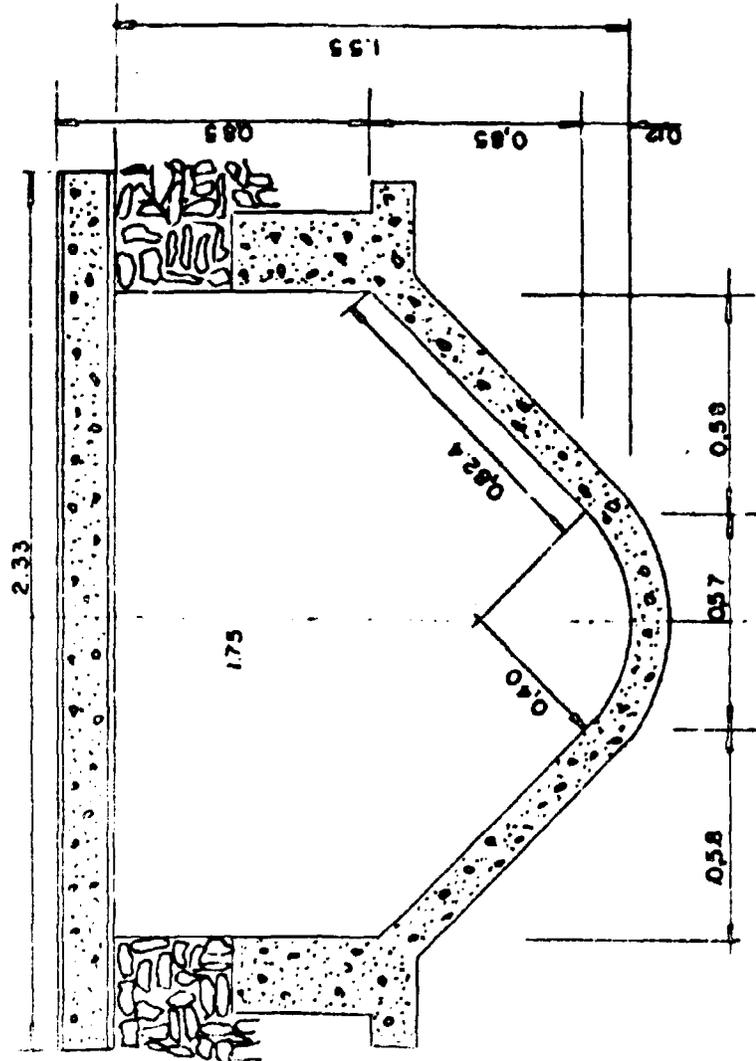


Figura 5 — Curva de calibração da régua limnográfica.



OBS.: MEDIDAS EM METROS

Figura 6 – Seção de canalização no trecho onde foram feitas as medições

representa a passagem da nuvem radioativa pela secção de controle. Representa-se o centro de gravidade de uma função $C_i = f(t_i)$ pela equação:

(21)

$$G = \frac{\int_0^{\infty} C_i t_i dt}{\int_0^{\infty} C_i dt}$$

C_i é a concentração do traçador no tempo t_i .

Quando a origem do sistema de coordenadas coincidir com o instante do lançamento da solução radioativa, o valor de G representado pela equação (21), corresponde ao tempo de trânsito T .

Para resolver a equação (21) dividem-se as curvas de variação da concentração em função do tempo e que representam a passagem do traçador pelas secções de controle, em intervalos de tempos Δt , iguais, transformando-se as integrais em somatórios. Assim,

$$T = \frac{\sum_{i=0}^{\infty} C_i t_i \Delta t}{\sum_{i=0}^{\infty} C_i \Delta t} \quad (22)$$

$$T = \frac{\sum_{i=0}^{\infty} C_i t_i}{\sum_{i=0}^{\infty} C_i} \quad (23)$$

C_i é a concentração média do traçador radioativo entre o intervalo de tempo t_i e $t_i + \Delta t$.

Simultaneamente com os estudos de tempo de trânsito entre duas secções consecutivas devem ser efetuadas as medições de vazão correspondentes, aproveitando-se o mesmo lançamento e a detecção da passagem da nuvem radioativa.

Como a velocidade da água varia em função da profundidade, muitas vezes torna-se interessante medir o tempo de trânsito para diferentes profundidades. Colocando-se detectores de radiação nas profundidades correspondentes a $\frac{1}{3}$, $\frac{1}{2}$ e $\frac{2}{3}$ da profundidade total, esses tempos de trânsito podem ser determinados.

Vimos que a vazão em qualquer secção pode ser obtida dividindo-se a atividade injetada

pela área sob a curva que representa a passagem do traçador pela secção de controle, corrigida para o efeito de decaimento radioativo e assumindo regime permanente

Quando se mede simultaneamente vazão e tempo de trânsito, em diversas secções distante uma das outras, pode se extrapolar a parte final da curva que representa a variação da concentração em função do tempo, permitindo deslocar o detector para jusante antes do término da passagem de toda a nuvem radioativa, principalmente quando sua cauda é muito longa. Uma boa precisão exige sempre a passagem de toda a nuvem pela secção, antes da retirada do detector

A parte exponencial da curva pode ser representada por uma função do tipo,

$$C_t = a e^{-bt} \quad (24)$$

cujos coeficiente a e b podem ser obtidos facilmente

Representam-se nas figuras 7, 8 e 9 a passagem de uma nuvem radioativa por três (3) profundidades diferentes, em uma secção transversal de controle do Rio Juqueri, por onde escoava uma vazão média de $5,0 \text{ m}^3/\text{s}$. Essa secção de controle estava situada a 3,6 quilômetros do ponto de lançamento. As medições destinavam-se ao estudo das condições de transporte de poluentes pelo Rio Juqueri, admitindo-se um futuro lançamento de esgoto da cidade de São Paulo em suas águas.

Para se medir tempos de trânsito em lagos e reservatórios utilizam-se como traçadores radioativos o ^{131}I ou o ^3H (trítio), dependendo das dimensões e das características hidráulicas desses sistemas hídricos

A escolha do traçador depende da estimativa do tempo de trânsito que se faz "a priori". Quando o tempo de trânsito se apresenta como inferior a 40 dias e o volume do reservatório é relativamente pequeno, prefere-se o uso do ^{131}I ($T_{1/2} = 8$ dias). Para tempo de trânsito superior a esse valor ou para reservatório de grande volume deve-se escolher o trítio ($T_{1/2} = 12,3$ anos)

As técnicas de medição desses dois traçadores são bem diferentes. O ^{131}I é um emissor de radiação gama, detectada por meio dos contadores de cintilação, portáteis ou de laboratório. O ^3H é emissor de radiação beta que só pode ser detectada, nas amostras de água com o auxílio dos cintiladores líquidos, aparelhos de laboratório. Nessas condições, as amostras de água coletadas em secções escolhidas, ao longo do reservatório, devem ser encaminhadas ao laboratório para a medição da concentração de trítio

Analogamente, a curva de variação da concentração do traçador, em função do tempo de passagem da nuvem radioativa pela secção considerada, permite determinar o tempo de trânsito da água marcada

As lagoas de oxidação são usualmente utilizadas para atuarem como um amortecedor de choque entre o efluente poluidor lançado em suas águas e o ambiente receptor, em sentido mais amplo. Entre as funções dessas lagoas incluem-se a diluição dos efluentes, a refrigeração, a

sedimentação e o declínio bacteriano, contribuindo efetivamente para uma autodepuração, por processos naturais. Assim, além do tempo de trânsito, tempo de residência ou de detenção, o lançamento de uma solução radioativa na entrada da lagoa, permite obter informações relativas a:

- diluição física dos efluentes;
- correntes principais e coeficientes de difusão horizontal;
- coeficientes de dispersão longitudinal

IV – ESTUDO DA DISPERSÃO LONGITUDINAL NOS CURSOS D'ÁGUA.

IV.1 – CONSIDERAÇÕES INICIAIS

O estudo da dispersão longitudinal em rios, canais e reservatórios deve ser efetuado em conexão com a determinação da carga poluidora proveniente de efluentes industriais e domésticos. A maioria dos efluentes pode ser considerada como solúvel ou mixível na água e por isso seu comportamento está associado aos parâmetros característicos do curso d'água. A possibilidade do reaproveitamento da água depende da diluição do agente poluidor acrescido ao escoamento e que se encontra ligada diretamente aos parâmetros seguintes:

- vazão do escoamento;
- coeficientes de dispersão e de difusão;
- distância ao ponto de lançamento;
- regime do escoamento

De todos esses parâmetros o coeficiente de dispersão é o que apresenta maiores dificuldades de obtenção. No caso de rios e canais, em virtude da elevada velocidade do fluxo da água, a difusão desempenha um papel secundário, podendo ser calculada teoricamente. Ao contrário, no caso de águas represadas, a difusão é frequentemente o fator que determina a diluição dos materiais dissolvidos.

Os traçadores radioativos podem ser usados com absoluta segurança e confiabilidade para estudos de dispersão. A injeção puntiforme e instantânea de uma solução radioativa, no escoamento considerado, origina uma nuvem que se desloca para jusante, acompanhando o movimento da água.

Em diversas seções de controle, suficientemente afastadas para permitir boa homogeneização do traçador com o escoamento, determinam-se as curvas de passagem da nuvem radioativa e que traduzem a variação da concentração em função do tempo. A forma dessas curvas, que é do tipo mostrado na figura 10 permite determinar os coeficientes de dispersão para distintos trechos do escoamento.

IV.2 – BASES OPERACIONAIS DO MÉTODO DE MEDIÇÃO

Considerando-se um fluxo uniforme e estacionário, a dispersão de um traçador ideal em regime turbulento pode ser representada pela equação:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + V \frac{\partial C}{\partial x} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (25)$$

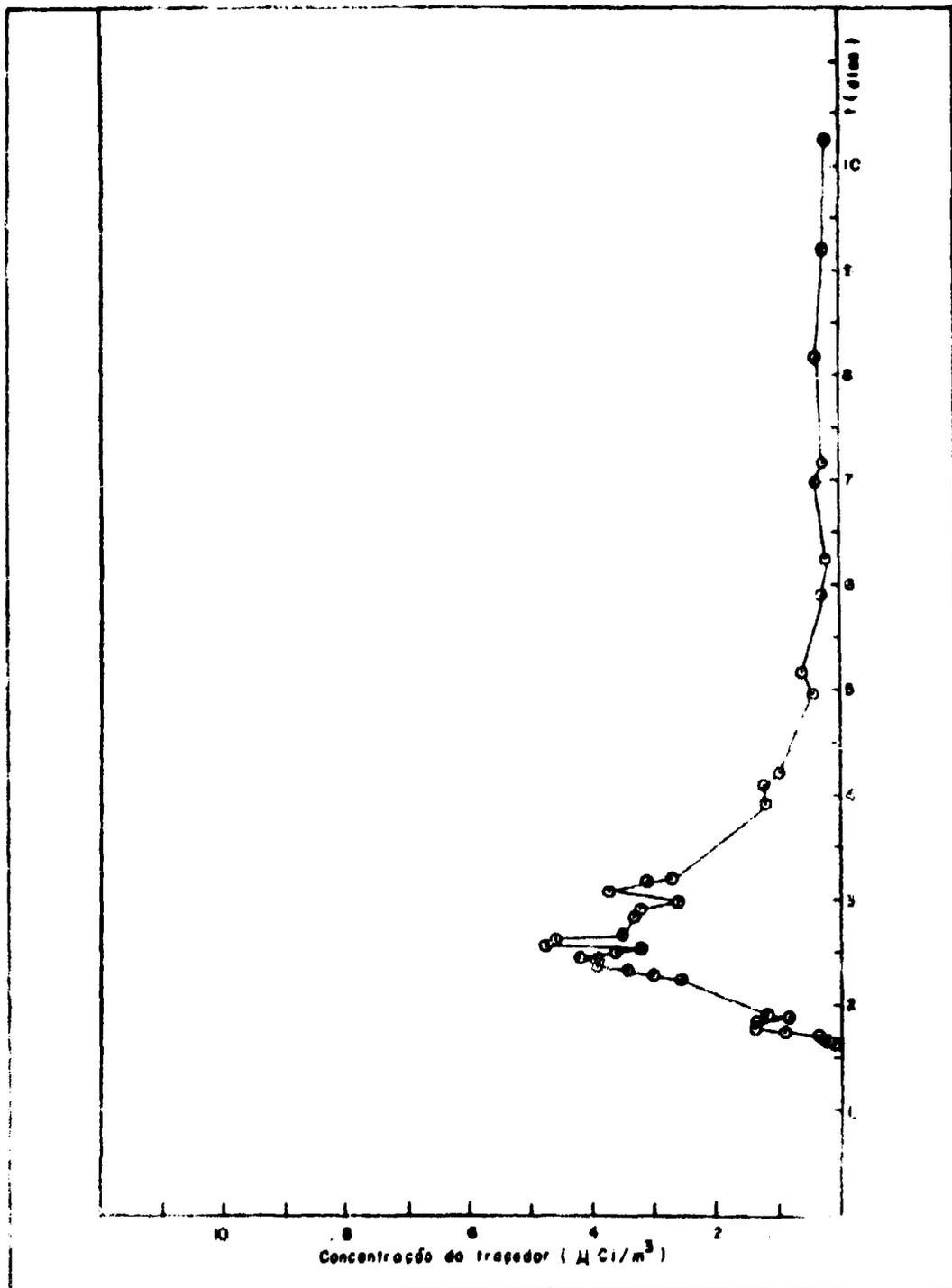


Figura 7 – Concentração do traçador a 0,5m de profundidade no ponto 2

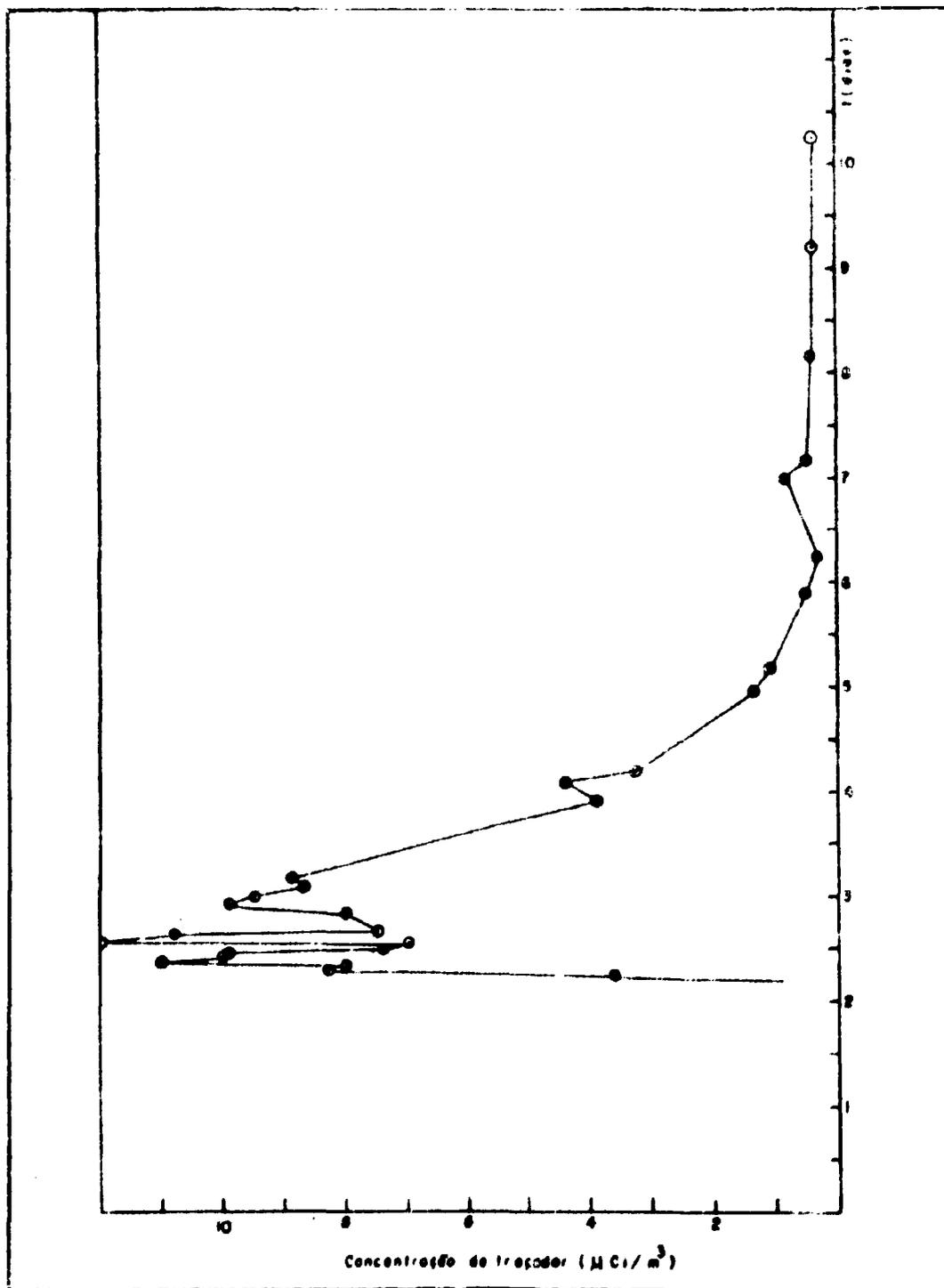


Figura B — Concentração do traçador a 2m de profundidade, no ponto 2.

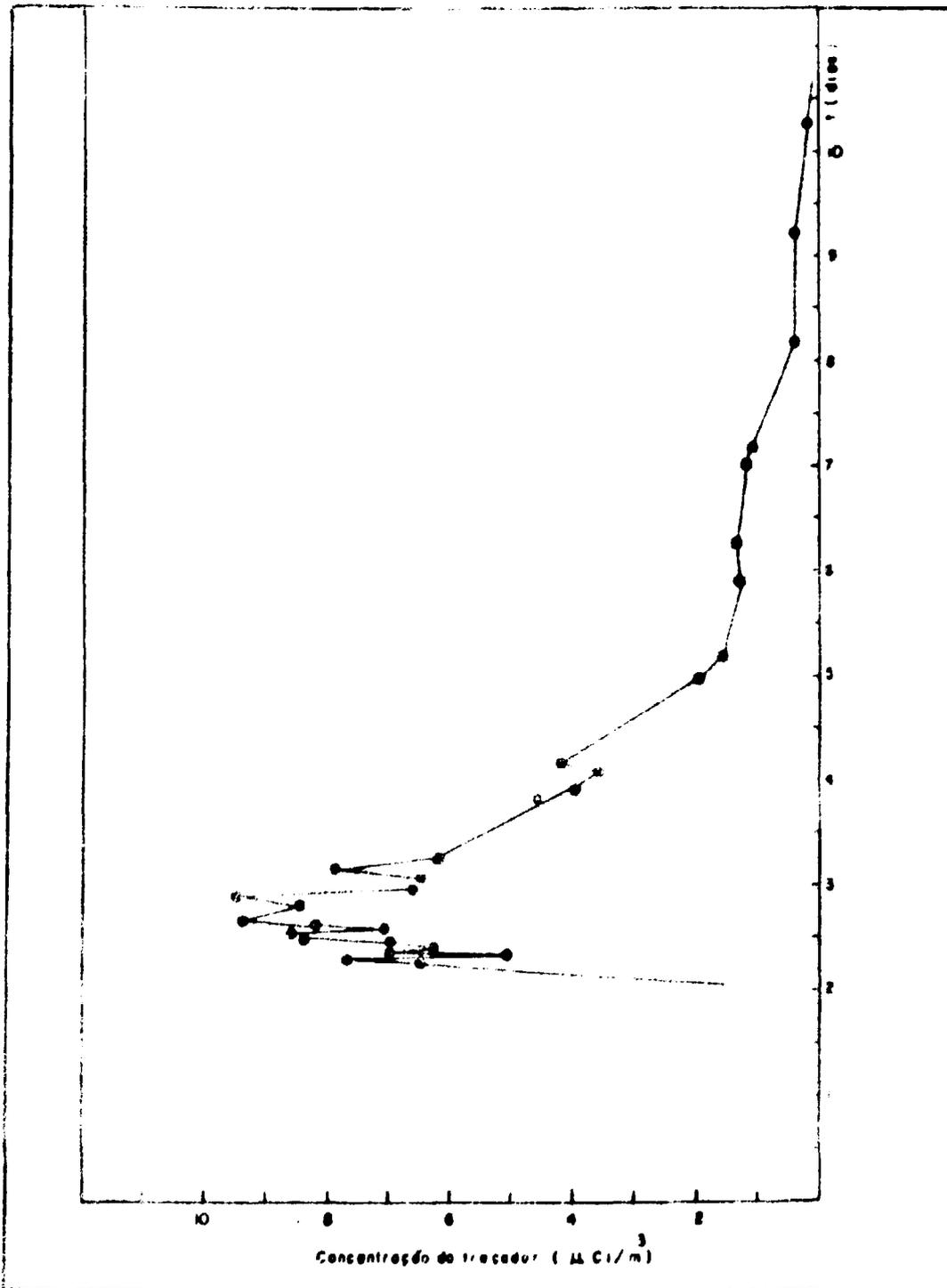


Figura 9 — Concentração do traçador a 3m de profundidade, no ponto 2.

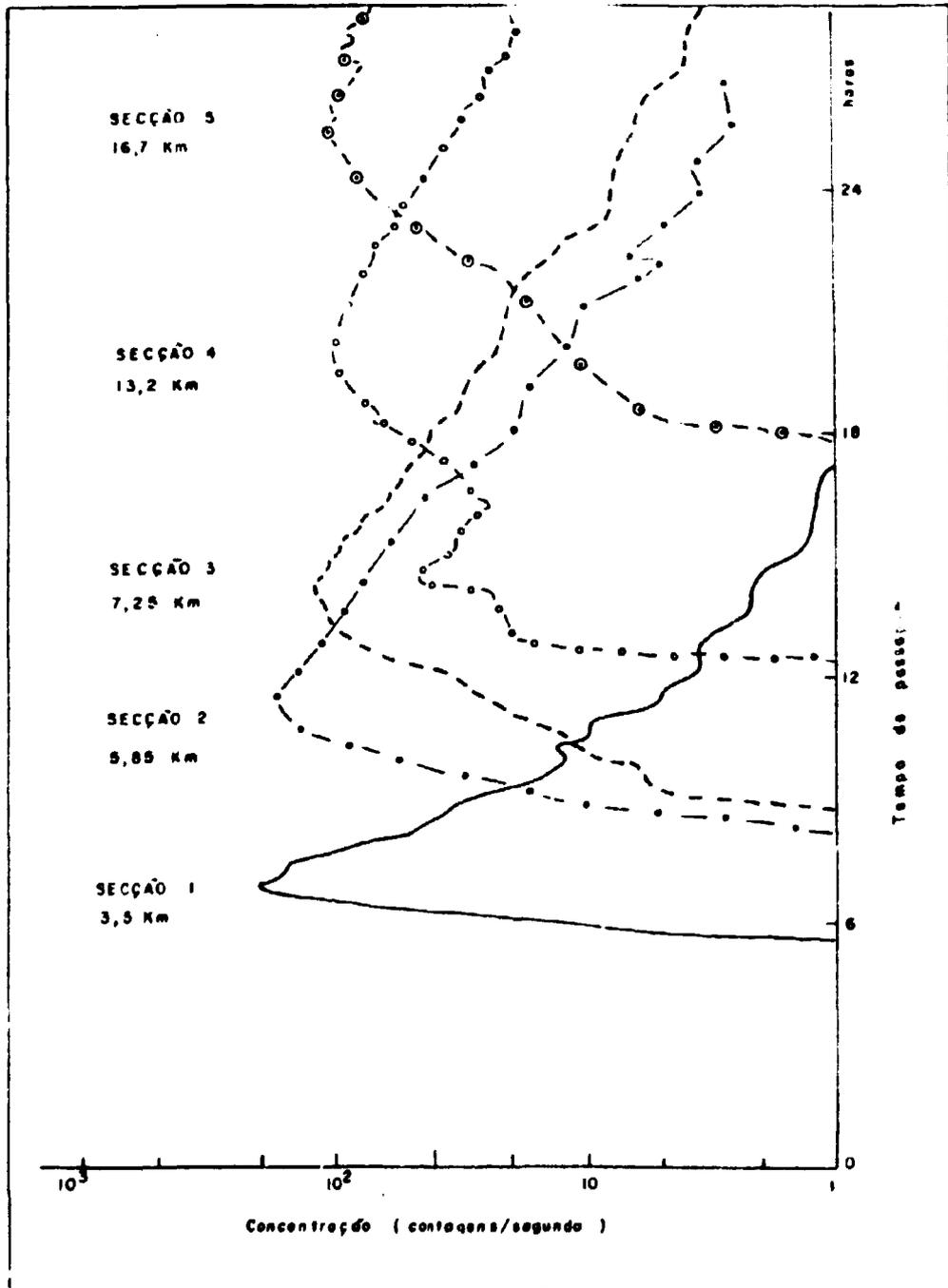


Figura 10 - Representação da passagem de uma nuvem de ^{82}Br por diferentes secções a jusante do lançamento.

- C** – concentração média do traçador;
V – velocidade média da corrente;
t – tempo transcorrido desde a injeção;
x – a distância percorrida pela nuvem radioativa desde o ponto de lançamento;
D – coeficiente de dispersão longitudinal, na direção do fluxo.

Nessa equação admite-se que o coeficiente de dispersão se mantém constante, o que é correto depois que o traçador se homogeneiza com o escoamento.

Introduzindo-se um sistema de coordenadas variáveis com v , e portanto, uma nova variável $x_i = x - vt$, a equação (25) toma a forma seguinte:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x_i^2} \quad (26)$$

Uma solução para essa equação que satisfaça a condição de injeção instantânea e puntiforme de material radioativo é da forma:

$$C = K \sqrt{t} \exp \left(-\frac{x_i^2}{4Dt} \right) \quad (27)$$

A constante K pode ser determinada a partir da quantidade total A de traçador injetada na corrente e da sua seção transversal S . Assim,

$$C = \frac{A}{S \sqrt{2\pi} \sqrt{2Dt}} \exp \left(-\frac{(x-vt)^2}{4Dt} \right) \quad (28)$$

A concentração máxima do traçador, C_{\max} ocorre quando $x = vt$, resultando,

$$C_{\max} = \frac{A}{S \sqrt{4\pi Dt}} \quad (29)$$

onde \bar{t} corresponde ao tempo em que se obteve o valor de C_{\max} .

O valor dessa concentração máxima C_{\max} diminui com o tempo e conseqüentemente com a distância x .

A equação (28) corresponde a uma distribuição normal (ou de Gauss) da dispersão com relação a um valor médio $x = vt$ e com um desvio padrão de $\sigma_x = (2Dt)^{1/2}$.

$$\sigma_x = (2Dt)^{1/2}$$

Calcula-se o coeficiente de dispersão a partir dos dados obtidos da curva que representa a passagem da nuvem radioativa por uma determinada seção transversal.

O coeficiente de dispersão pode ser calculado com boa aproximação, a partir da equação, (29), isto é,

$$C^2_{\max} = \left(\frac{A}{S}\right)^2 \cdot \frac{1}{4\pi D\bar{t}}$$

$$D = \left(\frac{A}{C_{\max}}\right)^2 \cdot \frac{1}{S^2 4\pi\bar{t}}$$

Para se eliminar o erro introduzido por possíveis perdas do traçador entre a secção de lançamento e as secções de controle, calcula-se a atividade A pela integração da curva de passagem da nuvem radioativa por essas secções.

O coeficiente de dispersão depende muito dos gradientes de velocidade do fluxo d'água. Assim, em cursos d'água com meandros e corredeiras proporcionando grandes variações nos gradientes de velocidade linear, de uma secção para outra, o coeficiente de dispersão longitudinal só pode ser obtido, com boa aproximação, pela técnica dos traçadores radioativos.

Efetuar-se medições do coeficiente de dispersão longitudinal, no Rio Paraíba do Sul, no trecho compreendido entre Cachoeira e Queluz, para fornecimento de dados necessários a elaboração de um modelo matemático de simulação da qualidade da água desse rio.

Existe outra metodologia de cálculo do coeficiente de dispersão longitudinal, baseada no fato da variação da concentração em função do tempo obedecer uma distribuição de Pearson, tipo III.

V – INVESTIGAÇÕES NECESSÁRIAS A LOCALIZAÇÃO DE EMISSÁRIOS DE ESGOTO

V.1 – CONSIDERAÇÕES INICIAIS

As grandes comunidades brasileiras litorâneas estão optando pelo lançamento de seus esgotos ao mar, por meio de emissários submarinos. A capacidade do oceano em assimilar os efluentes do esgoto pelos mecanismos de mistura oceânica, diluição física e poder bactericida pode conflitar com a crescente demanda do uso benéfico das águas costeiras para recreação, esportes aquáticos e pesca esportiva.

O projeto de um emissário submarino de esgoto necessita de dados sobre o poder bactericida das águas receptoras associado a distribuição estatística da capacidade de diluição, de difusão e de transporte de massa. As condições oceanográficas das águas litorâneas são influenciadas pela combinação de diversos fatores como os ventos, as marés, as ondas, as correntes, a topografia do fundo, a estrutura vertical das águas e a contribuição de bacias costeiras.

A avaliação dos fatores oceanográficos que influenciam o lançamento submarino de esgoto deve estar baseada em observações locais, bem programadas, para cobrir todas as variações possíveis. Os estudos teóricos ou empírico teóricos devem ser levados em conta apenas

na fase de pré-dimensionamento.

Essas observações oceanográficas constituem um trabalho muito especializado, necessitando ser bem planejadas e executadas. A duração de cada campanha oceanográfica deve ser suficiente para permitir o estudo das principais variações cíclicas das variáveis de interesse. Cada campanha deve durar cerca de 10 horas e o programa prever um número suficientemente grande de campanhas ao longo do período mínimo de um ano. Somente assim será possível caracterizar um número mínimo desejável de condições meteorológico-oceanográficas típicas.

O objetivo principal desses estudos oceanográficos é a determinação do local mais seguro e econômico para o lançamento do esgoto, evitando que a concentração de bactérias chegue às praias, em valores superiores aos estipulados pelos padrões de balneabilidade.

São considerados fundamentais os fenômenos seguintes:

- 1 – mecanismo de transporte do campo de esgoto;
- 2 – diluição física do campo de esgoto;
- 3 – declínio bacteriano durante o transporte.

Os mecanismos, 1, 2 e 3 são altamente dependentes de mudanças bruscas das condições climáticas e devem ser expressos em termos estatísticos. Geralmente se propõe estudos desses mecanismos por meio de cartões à deriva e de membranas dializadoras.

É lógico admitir-se que os cartões à deriva podem simular perfeitamente o transporte de material flutuante. Entretanto, é muito improvável que os cartões à deriva simulem o transporte de materiais em suspensão, tais como as bactérias e que as membranas dializadoras reproduzam as condições reais do declínio bacteriano.

Os traçadores radioativos, ao contrário, depois de homogeneizados com água do mar simulam muito bem o transporte de materiais em suspensão e solúvel, permitindo um estudo racional do declínio bacteriano.

V.2 – SIMULAÇÃO DA DILUIÇÃO FÍSICA DO CAMPO DE ESGOTO, POR MISTURAÇÃO OCEÂNICA.

Vamos analisar a sequência de fatos que ocorrem quando o esgoto é lançado continuamente no oceano, com vazão de $Q \text{ m}^3/\text{s}$ e concentração inicial C_0 , coli/ m^3 . A partir do estabelecimento do campo de esgoto, no instante $t = 0$, uma taxa de $Q C_0$ colis/segundo começa a se difundir tanto no sentido lateral como no sentido longitudinal de propagação do campo de esgoto. A difusão lateral conduz a diluição do fluxo contínuo de coliformes, enquanto a advecção longitudinal contribui para que as bactérias cheguem a determinado local.

A distribuição no tempo, da diluição e da advecção, expressa como fração do poluente que chega a um determinado local B, pode ser representada por uma função do tempo de advecção t , isto é, $f(t)_B$. Assim, a concentração total de bactérias do grupo coliformes que chega a B pode ser representada pela equação:

$$C_B = Q C_0 \int_0^{\infty} f(t)_B dt \text{ coliformes/m}^3 \quad (30)$$

Tomando-se os valores relativos, a equação acima passa a ser independente do agente poluidor, isto é,

$$R_B = \frac{C_B}{C_0} = Q \int_0^{\infty} f(t)_B \cdot dt \quad (31)$$

Admitindo-se que no instante $t = 0$ saia pelo difusor uma solução radioativa de ^{82}Br , a taxa de contagem da radioatividade $\Gamma(t)_B$, detectada por um contador de cintilação, com cristal de NaI(TP), posicionado no local B, também é uma função do tempo de advecção e pode ser representada assim:

$$F(t)_B = K f(t)_B \quad (32)$$

A constante K leva em conta a sensibilidade S do detector ($\text{cpm}/\mu\text{Ci}/\text{m}^3$) e a atividade A (μCi) lançada através do difusor. Assim,

$$K = A \cdot S \text{ cpm} \cdot \text{m}^3 \quad (33)$$

Utilizando-se as equações (31), (32) e (33) pode-se determinar R_B , no caso de um lançamento contínuo.

$$R_B = \frac{C_B}{C_0} = Q \int_0^{\infty} f(t)_B \cdot dt = \frac{Q}{AS} \int_0^{\infty} F(t)_B \cdot dt$$

$$R_B = \frac{C_B}{C_0} = \frac{Q}{AS} \int_0^{\infty} F(t)_B \cdot dt \quad (34)$$

A integral $\int_0^{\infty} F(t)_B \cdot dt$ representa a área sob a curva que indica a variação da taxa de contagem em função do tempo de advecção, no local B. A sensibilidade S é determinada em laboratório, calibrando-se o detector em uma geometria definida e a atividade A é conhecida no instante do lançamento. Pode-se assumir para Q o valor unitário de $1 \text{ cm}^3/\text{s}$.

Como no caso da medição de vazão, o lançamento contínuo de material radioativo pode ser substituído por um lançamento instantâneo e puntiforme.

V.3 – DETERMINAÇÃO DOS COEFICIENTES DE DIFUSÃO TURBULENTA.

V.3.1 – CONSIDERAÇÕES INICIAIS

O processo de difusão oceânica é complexo e sua interpretação depende ainda de muitas hipóteses e aproximações provenientes de dados experimentais obtidos em diferentes condições oceanográficas.

A teoria proposta por OKUBO, baseada nos trabalhos de JOSEPH e SENDNER tem apresentado bons resultados, com concordância do tratamento teórico com os valores experimentais.

Os traçadores radioativos são indispensáveis para o estudo da difusão turbulenta que experimenta o campo de esgôto. Para esse tipo de estudo admitem-se as hipóteses seguintes:

- 1 — o lançamento da solução radioativa no mar deve ser instantâneo e puntiforme;
- 2 — o ponto de lançamento deve coincidir com a origem do sistema de coordenadas (x, y), sendo o eixo x coincidente com a direção da corrente e o eixo y perpendicular a esse deslocamento;
- 3 — o centro de gravidade da distribuição que representa a nuvem radioativa gerada pelo lançamento puntiforme e instantâneo desloca-se com a mesma velocidade da corrente;
- 4 — a distribuição superficial da concentração da solução radioativa obedece a uma distribuição bidimensional de Gauss e os picos dela coincidem com o centro da nuvem.

V.3.2 – DETERMINAÇÃO DOS DIAGRAMAS DE DIFUSÃO

Diagrama de difusão é um gráfico onde se correlaciona duas propriedades características do fenômeno, como por exemplo, a variância de uma distribuição horizontal de concentração e o tempo de difusão dela.

No caso dos traçadores radioativos a variância da distribuição superficial da concentração pode ser considerada como uma medição conveniente do espalhamento de um poluente lançado no mar.

A variância pode ser calculada a partir de medições da variação horizontal da concentração da solução radioativa, a profundidade de 1,0 metro, utilizando-se de um barco que cruza a nuvem ao longo da sua trajetória, varrendo-a totalmente. Como a distribuição horizontal de substância, e normalmente assimétrica, sendo maior no sentido da corrente, deve-se considerar duas variâncias (σ_x^2 e σ_y^2 , tal que $\sigma^2 = \sigma_x^2 + \sigma_y^2$) para descrever o fenômeno adequadamente.

Por facilidade de cálculo e por ser um procedimento normalmente utilizado, as distribuições assimétricas são transformadas em distribuições simétricas equivalentes. Experimentalmente constata-se que a distribuição radial é melhor representada pela equação:

$$S(r_e, t) = S(t, \sigma) \exp \left[-\frac{r_e}{\sigma_{rc}(t)} \right]^m \quad (35)$$

- $S(t, 0)$ — concentração máxima do traçador radioativo, no pico;
 m — expoente real e positivo;
 $\sigma_{rc}^2(t)$ — variância da distribuição radialmente simétrica;
 r_e — raio equivalente da distribuição radialmente simétrica

Para se calcular $\sigma_{rc}(t)$ pela equação (35) é necessário conhecer $S(t, 0)$. isto é, a máxima

concentração de atividade em cada mancha radialmente simétrica. Esse dado é de difícil obtenção experimental, pelo fato das medições de atividade no mar serem realizadas ao longo das trajetórias de um barco que cruza a nuvem radioativa. Como existe certo espaçamento entre essas trajetórias, é pequena a probabilidade de que uma das trajetórias coincida exatamente com a máxima atividade da nuvem. Assim, para se obter $S(t, 0)$ recorre-se a uma correlação estatística.

Representado-se $\log S(t, r_e) \times f(r_e^2)$ obtém-se uma curva bem comportada que extrapolada para $r_e^2 = 0$ permite obter $\log S(t, 0)$. Esse valor substituído na equação (36) permite calcular m e σ_{rc} .

$$\ln S(t, r_e) = \ln S(t, 0) - \left(\frac{r_e}{\sigma_{rc}}\right)^m$$

$$\ln \frac{S(t, 0)}{S(t, r_e)} = \left[\frac{r_e}{\sigma_{rc}(t)}\right]^m$$

Aplicando-se log decimal a ambos membros tem-se,

$$\log \ln \frac{S(t, 0)}{S(t, r_e)} = m \log r_e - m \log \sigma_{rc}(t) \quad (36)$$

Representado-se graficamente $\log \ln \frac{S(t, 0)}{S(t, r_e)} = f(\log r_e)$ obtém-se uma reta cujo coeficiente angular é m e a ordenada na origem, $m \log \sigma_{rc}(t)$, o que permite calcular $\sigma_{rc}(t)$.

A correlação de $\sigma_{rc}(t)$ com o tempo de difusão é da forma,

$$\sigma_{rc}^2 = a t^b \quad (37)$$

No modelo de difusão de FIK, que supõe a difusividade constante, b seria igual a unidade. Como esse modelo não é adequado para explicar a difusão turbulenta nos oceanos, b deve ser maior que a unidade, pois é fato comprovado que a difusividade aumenta com o tempo de difusão.

Utilizando-se os valores de $\sigma_{rc}(t)$ obtidos a partir da equação (37) é possível estabelecer as condições reinantes para o campo de esgoto lançado em uma área oceânica particular. Representado-se $\log(\sigma_{rc}^2) = f(t)$ e utilizando o método dos mínimos quadrados determinam-se os valores de a e b.

A difusividade aparente K_a , definida como,

$$K_a = \frac{1}{4} \frac{\sigma_{rc}^2}{t} \quad (38)$$

esta correlacionada com a escala de difusão λ , definida pela relação,

$$\lambda = 3 \sigma_{rc} \quad (39)$$

por uma equação do tipo,

$$K_a = \alpha \lambda^\beta$$

Calculam-se os coeficientes α e β representando-se $\log K = f(\lambda)$ e ajustando-se a reta pelo método dos mínimos quadrados.

V.3.3 – PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

Depois do lançamento da solução radioativa no mar, misturada com corante (fluoresceína ou rodamina) para facilitar a visualização inicial da nuvem, espera-se 1 hora, aproximadamente, para começar as medições. Ainda, para facilitar a visualização inicial da nuvem radioativa, no instante da injeção jogam-se corpos à deriva, no centro da distribuição.

Após suficiente diluição, o movimento do barco para dentro e para fora da nuvem radioativa não perturbará o fenômeno de mistura oceânica e as medições podem ser iniciadas. Geralmente usam-se dois contadores de cintilação para medir a concentração de radioatividade, posicionados a cerca de 1,0 metro abaixo da superfície da água. Tempo de cruzamento da nuvem, localização do barco e taxa de contagem da radioatividade são registradas a bordo. As posições do barco, no início e no fim de cada trajetória de cruzamento da nuvem são determinadas com o auxílio de dois (2) sextantes e os pontos desenhados em carta náutica por meio de estaciôgrafos. Um exemplo do movimento do barco durante o cruzamento da nuvem é mostrado na figura 11.

Cada trajetória é posteriormente corrigida para a posição correspondente ao instante médio de cruzamento da mancha.

Em cada trajetória registram-se continuamente as variações de atividade que depois da correção da influência do decaimento radioativo e da radiação de fundo permite o traçado de curvas de isoatividade, representativas da distribuição espacial e temporal a solução injetada.

Mostram-se nas figuras 12 a 13 exemplos de distribuição espacial da nuvem radioativa e representação dos fatores de diluição; nas figuras 14 e 15, valores relativos a determinação dos coeficientes de difusão turbulenta, obtidos durante as investigações oceanográficas efetuadas para o estudo do lançamento submarino de esgoto das cidades de Santos e São Vicente.

VI – PERSPECTIVAS FUTURAS

Em 1971, constituiu-se um grupo de trabalho formado por especialistas do Instituto de Energia Atômica e da CETESB, coordenado pelo professor Dr. Antonio Garcia Occhipinti, da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, para desenvolver pesquisas e elaborar especificações sobre os materiais e as técnicas construtivas disponíveis em nosso meio, indispensáveis à instalação de emissários submarinos de esgoto. Esses trabalhos foram iniciados

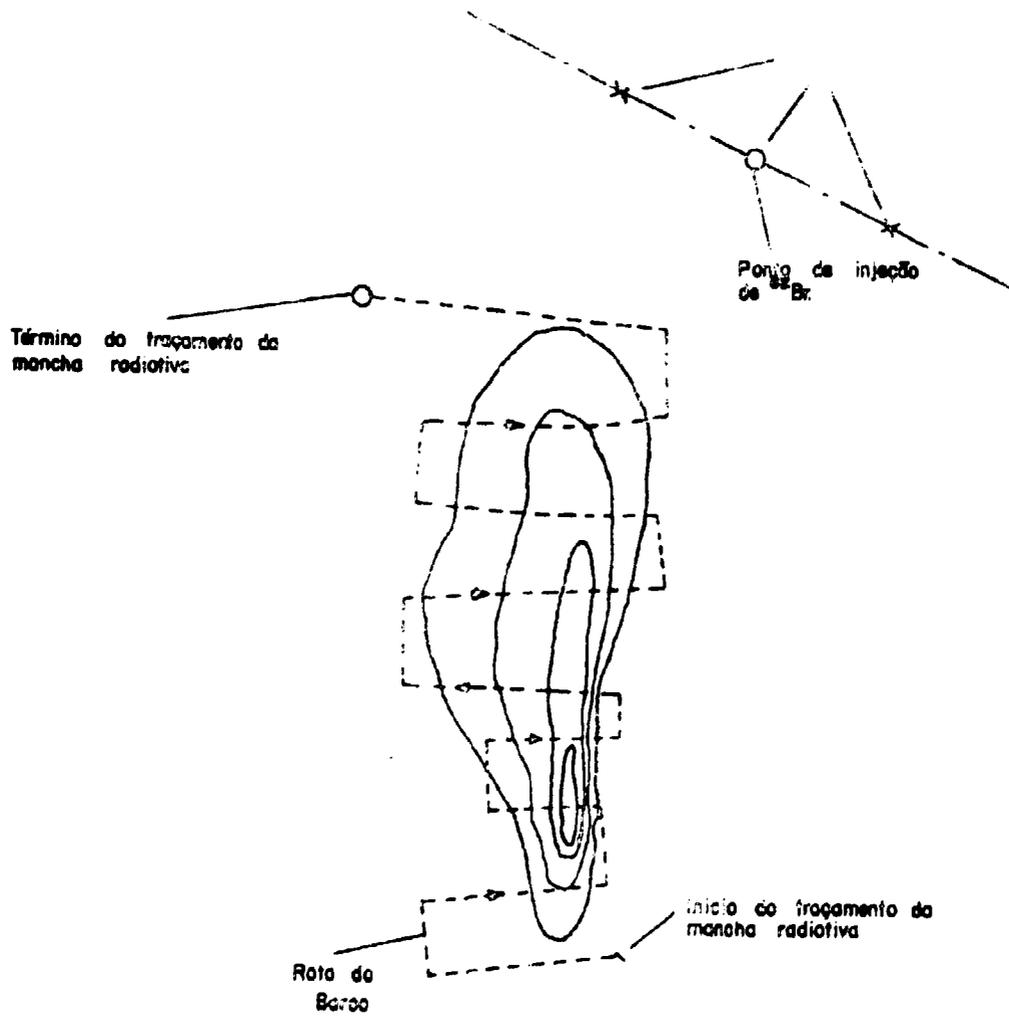


Figura 11 — Representação do movimento do barco durante o cruzamento da nuvem radiativa.

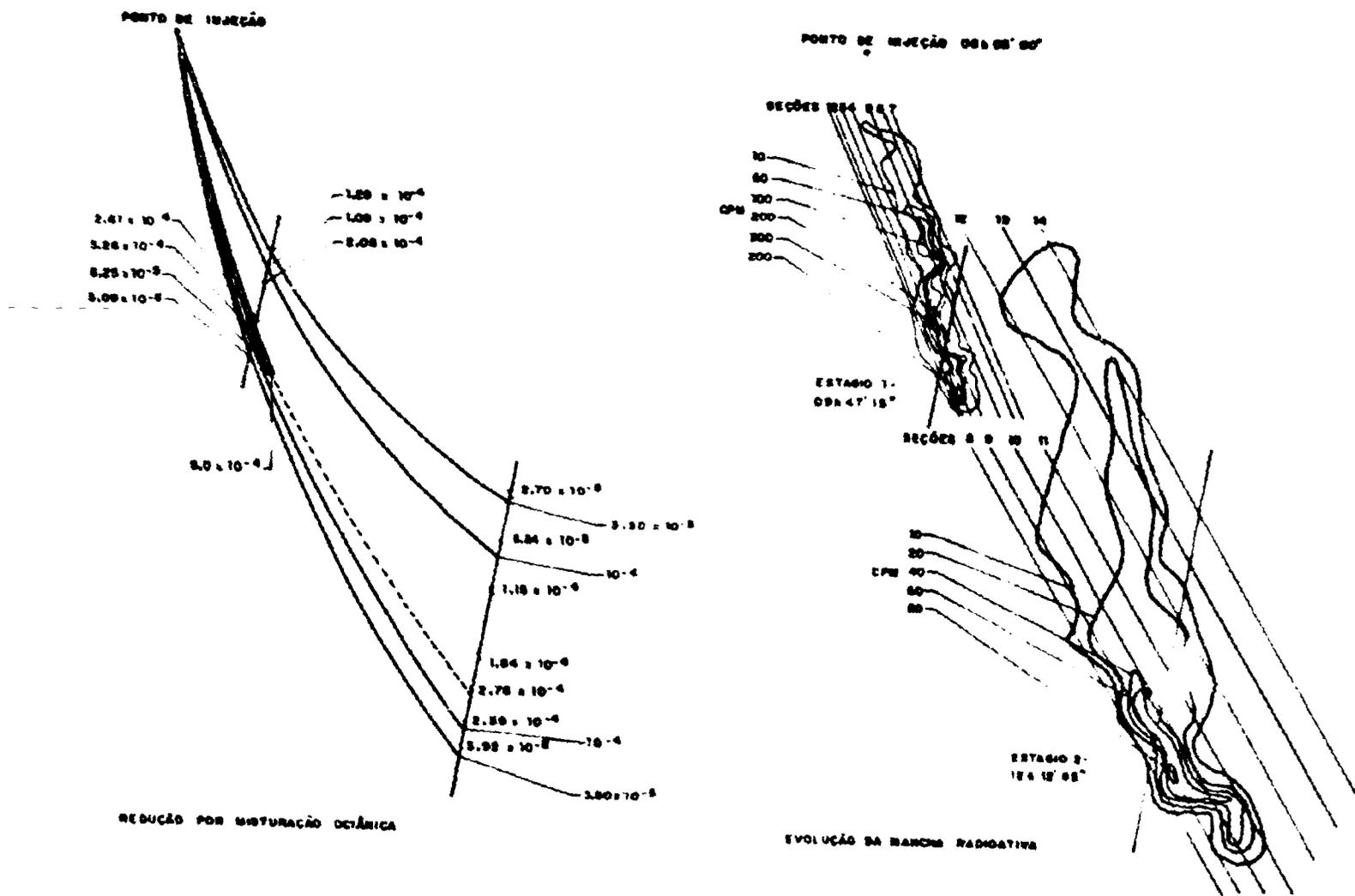


Figura 12 — Representação da evolução de uma nuvem radioativa e dos fatores de diluição.

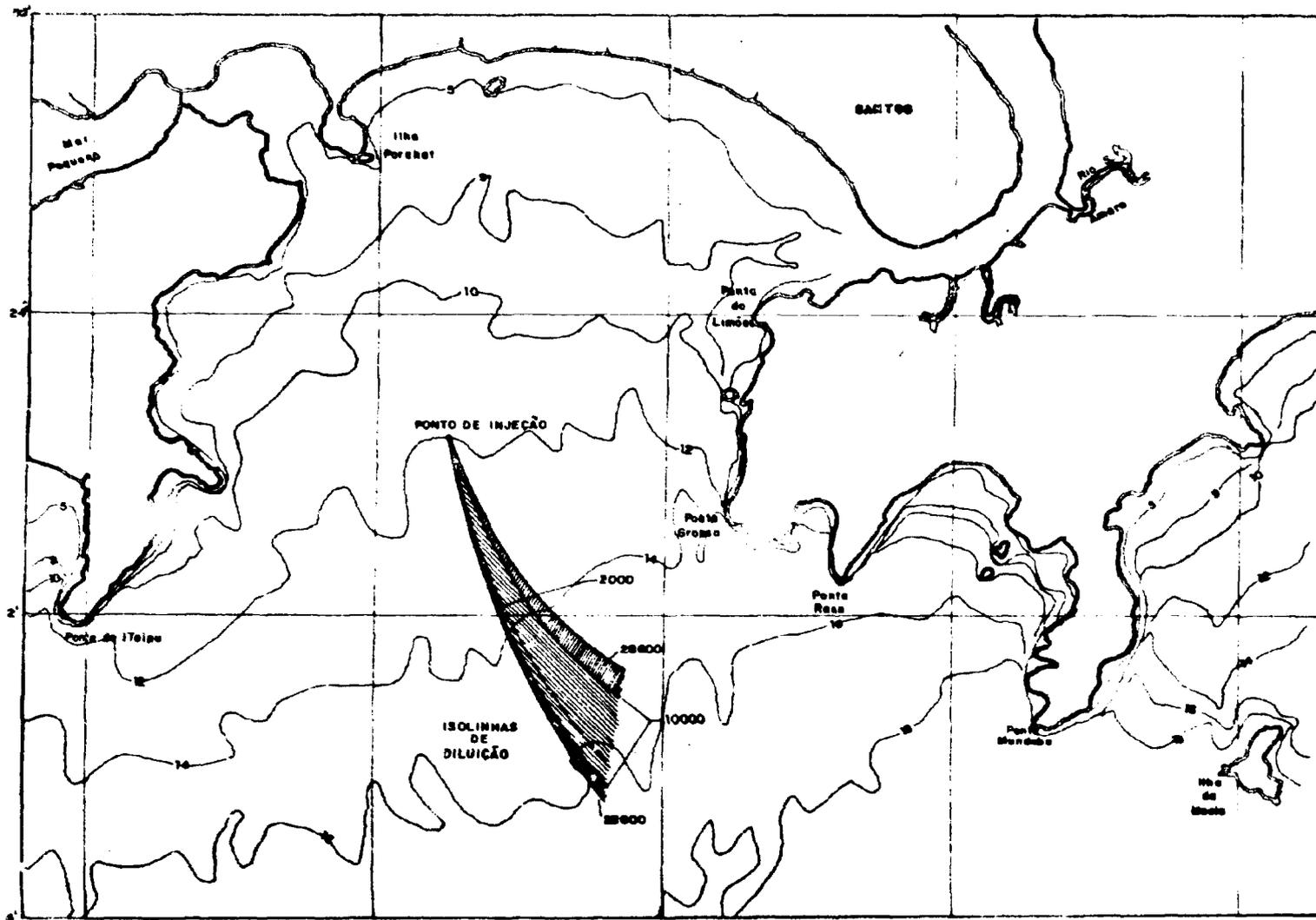


Figura 13 – Representação de isolinhas de diluição na Baía de Santos.

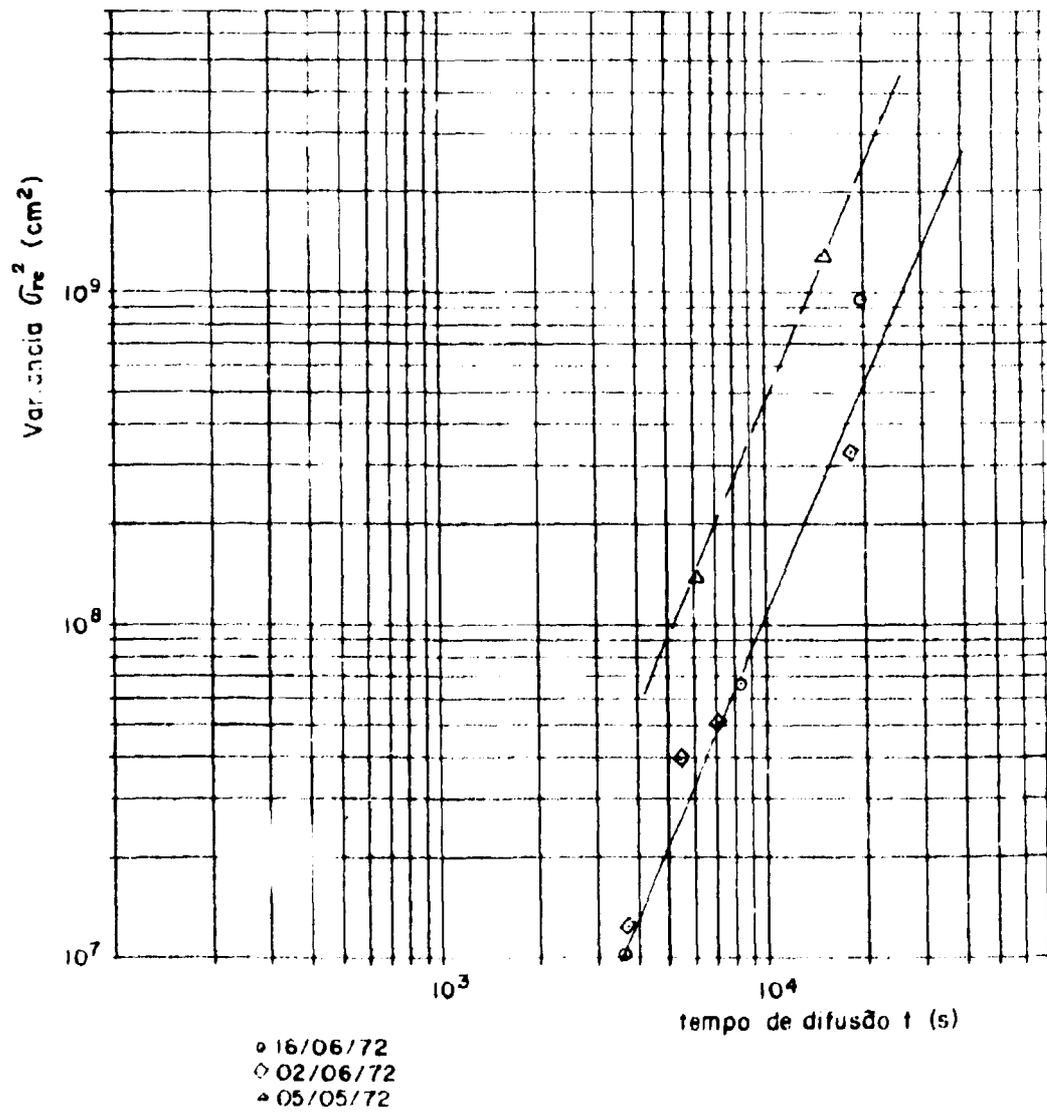


Figura 14 — Condições: correntes fortes. As manchas se dirigem para fora da Baía.

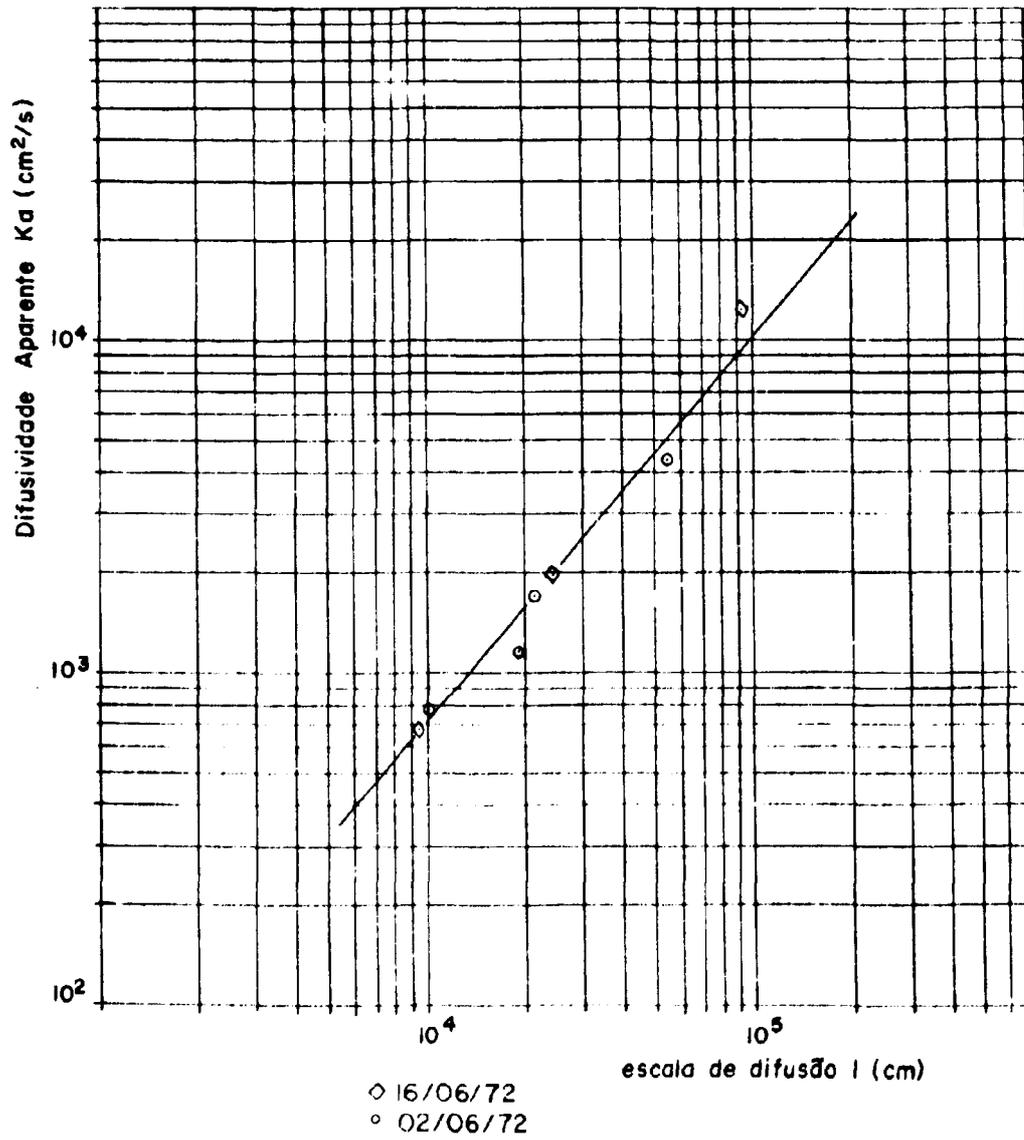


Figura 15 — Condições; correntes fortes. A mancha radioativa se dirige para fora da Baía.

com as investigações oceanográficas e bacteriológicas indispensáveis ao projeto do lançamento submarino de esgoto das cidades de Santos, São Vicente e Guarujá com o objetivo de constituírem um avanço tecnológico, servindo de padrão para os estudos análogos.

Depois do êxito alcançado em Santos, São Vicente e Guarujá vieram outros projetos de emissários submarinos, das cidades de Maceió (Alagoas) e Fortaleza (Ceará), que contaram com a otimização das técnicas e do pessoal treinado no litoral Santista.

Posteriormente novas aplicações da técnica dos traçadores radioativos na solução de problemas ligados a engenharia sanitária, a defesa do meio ambiente e a hidrologia foram sendo desenvolvidos. Estudaram-se o comportamento hidráulico da Represa Billings; o comportamento do Rio Juqueri ao longo do braço leste da Represa Pirapora; o tempo de trânsito das cargas poluidoras provenientes da cidade de São Paulo, lançadas nos rios Tietê e Pinheiros, de Guarulhos até a Represa Billings; forneceram-se dados para o estabelecimento de um modelo matemático de simulação das condições de reaeração do Rio Paraíba do Sul, e mediram-se cerca de 300 vazões de rios e de efluentes industriais, para estudo do controle das cargas poluidoras.

Esses trabalhos foram desenvolvidos em curto tempo, e proporcionaram dados precisos e importantes para projetos, com custo relativamente baixo.

Preveem-se que as atividades futuras relativas a utilização das técnicas radioisotópicas, desenvolvam-se em ritmo mais acelerado ainda, a partir de 1976, contribuindo para a solução de problemas ligados a:

- 1 — localização de emissários submarinos para a disposição de resíduos provenientes de fábricas de papel e celulose;
- 2 — estudos de simulação física de descarga de água quente no mar, em decorrência da presença de reatores nucleares de potência no litoral;
- 3 — estudos de compartimentação em estações de tratamento de água;
- 4 — determinação da vida útil de grandes barragens, por meio da medição do transporte sólido de arraste de fundo e em suspensão, proveniente dos cursos d'água afluentes;
- 5 — estudo do comportamento hidráulico e sedimentológico de estuários e represas;
- 6 — investigações oceanográficas para estudo do lançamento submarino de esgotos domésticos;
- 7 — determinação da carga poluidora de rios e estudos das condições de reaeração;
- 8 — estudo da fuga de água em represas destinadas ao abastecimento populacional.

ABSTRACT

Radioactive tracer engineering has been introduced in the environmental pollution studies, as a result of the successful tracer applications carried out during the last decade in many different fields of science and technology. As other improvements in human knowledge and methodology it represented a simple and powerful mean of solving several advanced technical problems.

An important branch of water pollution research is concerned with the study and prediction of the effects of polluting discharges on receiving waters, and for such studies it is essential to measure the flow rate and the dispersion of liquids in natural water systems.

Lagoons and purification lakes are usually used to act as a buffer stage between a polluted discharge and

the receiving environment. Their functions may include dilution, cooling, settlement of solids, reduction in bacterial numbers or self purification by natural processes. The way this type of delay systems behave, hydraulically, will have a direct influence on how well they perform. By injecting radioactive tracer into the input feed of any lake, four properties of fundamental interest can be followed directly

- 1 – physical dilution;
- 2 – main currents identification and horizontal diffusion rates;
- 3 – longitudinal diffusion rates;
- 4 – residence-time distribution of the lake as a whole or of any section of it.

Tracer engineering in coastal pollution control gives an example of a particularly successful tracer application, because.

- 1 – It is complementary to classic methods for current studies. The true motion of the tagged water body is followed over longer distances and the use of current meters and floats can be reduced.
- 2 – Sewage dispersion is determined directly from the measurements and these results are directly applicable to the interpretation of bacteria measurements.
- 3 – It demonstrates directly the consequences of alternative outfall proposals and this makes rational outfall site selection possible.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. GARCIA AGUDO, E. et alii. *Estudos para o sistema de disposição oceânica de esgotos de Santos e São Vicente: relatório parcial nº 3 – Medição de vazão do esgoto*. São Paulo, Instituto de Energia Atômica, dez. 1973. (IEA-319).
2. GARCIA OCCHIPINTI, A. et alii. *Estudos para o sistema de disposição oceânica de esgotos de Santos e São Vicente: relatório parcial nº 1*. São Paulo, Instituto de Energia Atômica, ago. 1973. (IEA-300).
3. PLATA BEDMAR, A. *Isótopos em hidrologia*. Madrid, Ed. Alhambra, 1972. 372 p. (ZAIROS, 8 – Sección II. Control y aprovechamiento de las aguas, 4).
4. SANCHEZ, W. et alii. *Estudos para o sistema de disposição oceânica de esgotos de Santos e São Vicente – Misturação oceânica: relatório parcial nº 3*. São Paulo, Instituto de Energia Atômica, ago. 1973. (IEA-301).

