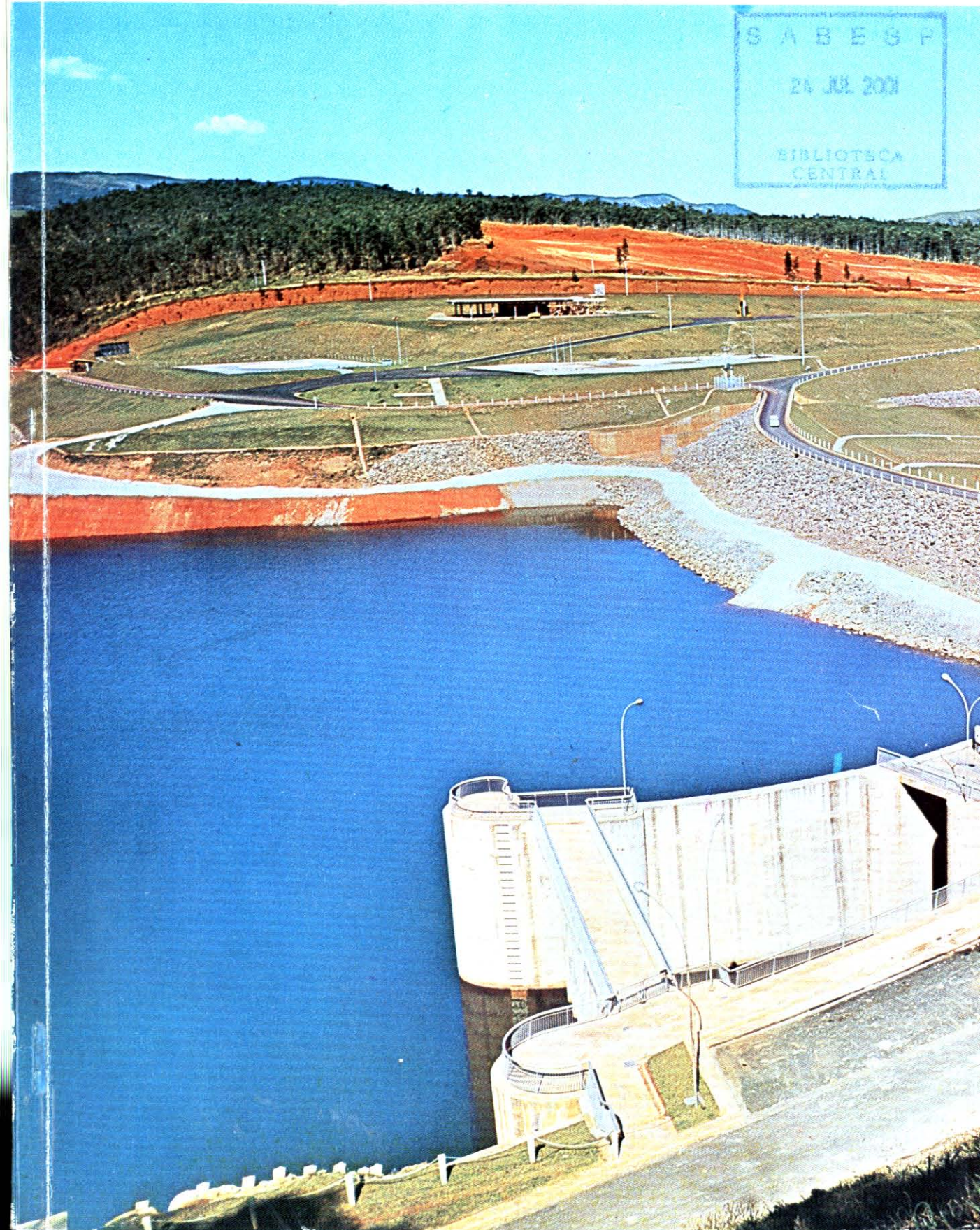


REVISTA DAE

COMPANHIA DE SANEAMENTO BASICO DO ESTADO DE SAO PAULO - SABESP
SECRETARIA DOS SERVICOS E OBRAS PUBLICAS DO ESTADO DE SAO PAULO

ANO XXXIV — N.º 97 — SETEMBRO 1974

SABESP
24 JUL 2008
BIBLIOTECA
CENTRAL



CONTRIBUIÇÃO AO PLANEJAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS

PROPOSIÇÃO DE UM MODELO DE PROGRAMAÇÃO LINEAR PARA O ESCALONAMENTO DE OBRAS

Eng^o ALVARO AUGUSTO DE OLIVEIRA BENTO (*)

I – INTRODUÇÃO

A finalidade deste trabalho é apresentar um modelo de programação linear para a solução de problemas do tipo de expansão de capacidade, nos quais se necessita um escalonamento das obras a serem executadas. Um exemplo típico para aplicação desta técnica seria o Planejamento Geral da Bacia do Alto Tietê que, de uma maneira simplificada, será objeto de discussão neste trabalho.

Nesse tipo de problemas, dois fatos importantes devem ser lembrados:

- a. As obras de engenharia obedecem a equações do tipo:

$$C(x) = a \cdot x^b \quad \text{com } 0 < b < 1 \\ 0 < a$$

onde $C(x)$ é o custo associado à capacidade de x , e a e b são parâmetros.

Geralmente o valor de b oscila entre 0,5 e 0,8, o que se traduz em acentuada economia de escala.

- b. Os benefícios e os custos devem referir-se a uma só origem de tempo, a fim de serem comparáveis.

Assim, sendo C_t e B_t respectivamente custos e benefícios no período t , teremos:

$$C_o = \frac{C_t}{(1+r)^t} \quad B_o = \frac{B_t}{(1+r)^t}$$

onde $r > 0$ é a taxa de desconto.

Levando-se em conta os fatores que regem tais problemas verifica-se que eles são ideais para a utilização das técnicas de programação linear, que discutiremos a seguir.

II – DESCRIÇÃO DO SISTEMA DO ALTO TIETÊ E CUBATÃO

O sistema Global das Bacias do Alto Tietê e Cubatão, tal como foi estudado pelo Convênio HIBRACE, é, representado por vários sub-sistemas a saber:

– **Sub-Sistema Alto Tietê** composto de:

- **barragens:** Ponte Nova, Paraitinga, Paraitinga III, Rio Claro, Biritiba.

(*) Gerente do Centro de Processamento de Dados da Diretoria de Planejamento e Controle do Departamento de Águas e Energia Elétrica.

Jundiaí, Taiapuêba, Itapanhaú, Itatinga, Camburú I, Camburú II, Camburú III (as cinco últimas pertencentes à vertente marítima e, portanto, haverá importação de água de outras bacias).

- **canais:** Rio Tietê, Rio Paraitinga, Rio Biritiba, Rio Jundiaí, Rio Camburú.
- **túneis e adutoras:** Itatinga-Jundiaí, Biritiba-Jundiaí, Itapanhaú-Biritiba, Casa Branca-Biritiba, Jundiaí-ETA Alto Tietê.
- **ETAS e EBS:** ETA Alto Tietê, EB Biritiba, EB Itapanhaú, EB Camburú, EB Jundiaí.
- **Sub-Sistema Juqueri** composto de:
 - **barragens:** Atibainha, Jaguari, Cachoeira, Juqueri.
 - **túneis e adutoras:** Jaguari-Cachoeira, Cachoeira-Atibainha, Atibainha-Juqueri, Santa Inês, Santa Inês-Guará.
 - **ETAS e EBS:** EB Santa Inês, ETA Guará.
- **Outros Sub-Sistemas** compostos de:
 - **barragens:** Pirapora, Edgard de Souza, Isolina, Graças, Pedro Beicht, Guarapiranga, Billings, Rio das Pedras.
 - **canais:** Rio Tietê, Rio Pinheiros, Rio Cotia.
 - **ETAS e EBS:** EB Traição, EB Pedreira, ETA Alto da Boa Vista.

Para efeito deste trabalho será estudado somente o sub-sistema Alto-Tietê afim de permitir uma comparação melhor com o que foi estudado pelo HIBRACE. Deve-se notar que o modelo pode ser facilmente expandido para todo o sistema, uma vez que quase todas as obras que não pertencem ao sub-sistema Alto Tietê estão prontas. Devemos ainda lembrar que, ainda que a notação seja complicada as equações são bastante simples e representam a contabilidade hídrica do sistema.

III – PROPOSIÇÃO DE UM MODELO

O modelo de escolamento proposto é um modelo de programação linear mista com algumas variáveis inteiras e restritas aos valores 0 ou 1. Esse tipo de modelo é adequado para expansão de capacidades e escalonamento de investimentos no tempo.

O modelo para maior facilidade foi dividido em 5 blocos de equações de condições, mais a equação objetivo.

1º Bloco

$$V_{m+1}^t - V_m^t - D_m^t \leq F_{i_m}^{-1} (1 - \alpha)$$

Equações de continuidade em reservatórios utilizando o insumo hidrológico na forma estocástica através de função cumulativa dos deflúvios levantada a partir do traço histórico e associada a um risco α .

$$V_m^t \leq \delta_{K_1}^t \cdot K_1 + \dots + \delta_{K_n}^t \cdot K_n$$

Equações de capacidade de reservatórios com a finalidade de escolha da capacidade ótima. No 4.º BLOCO veremos que só um dos $\delta_{K_i}^t$ é igual a um e os demais iguais a zero.

V_{m+1}^t = volume armazenado no reservatório no período t no início do mês m + 1

V_m^t = idem no mês m

D_m^t = vazão ou descarga no período t mês m

$F_{i_m}^{-1} (1 - \alpha)$ = função cumulativa de deflúvios (levantada a partir do traço histórico) associada a um risco α

$\delta_{K_i}^t$ = variável inteira restrita aos valores 0 ou 1 associada ao período t, à capacidade K e a determinada obra.

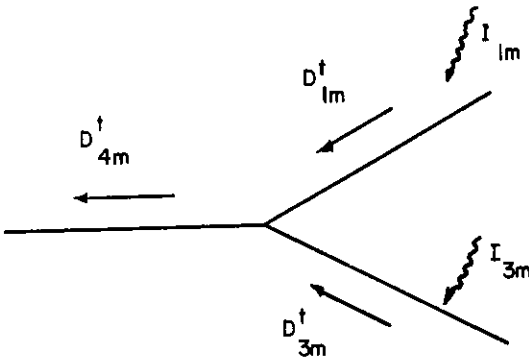
K_i = uma das capacidades possíveis associada à determinada obra.

2º Bloco

$$D_{1m}^t - D_{2m}^t - D_{3m}^t < F_{(I_{1m} + I_{3m})}^{-1} (1 - \alpha)$$

Equação da continuidade aplicada à nós, estações de tratamento de água (ETAS) e estações de bombeamento (EBS) com insumo hidrológico estocástico.

No exemplo representa-se um nó do tipo:



A função cumulativa dos desflúvios deverá ser calculada para a soma mês a mês dos desflúvios I_{1m} e I_{3m}

$$D_{1m}^t \leq \sum_{K_{ETA1}} \delta_{K_{ETA1}}^t + \dots + \delta_{K_{ETAN}}^t$$

Equações de escolha da capacidade ótima de ETAS e EBS. No 4.º BLOCO teremos equações que garantirão a construção de só uma das possibilidades de capacidade ou de ordem de construção dos estágios.

3º Bloco

$$Q_{min} - D_{3m}^t \leq F_{I_{3m}}^{-1} (1 - \alpha)$$

$$D_{1m}^t - Q_{max} \leq F_{I_{1m}}^{-1} (1 - \alpha)$$

Equações que utilizando a função cumulativa dos deflúvios garantem para cada trecho de canal uma vazão mínima para controle da poluição e uma vazão máxima para prevenção de cheias com risco associado α .

4º Bloco

$$\sum_{i < j} \delta_{G_{K_i}}^t \geq \delta_{F_{K_j}}^t$$

Equação que garante a construção da obra G com a capacidade K_i antes da obra F com capacidade K_j

$$\sum_i \sum_j \delta_{A_{K_i}}^t \leq 1$$

Equação que fazendo a somatória nos períodos e para as várias capacidades garante a existência de um só $\delta = 1$ e portanto a construção uma só vez da obra A.

$$\sum_{i < j} \delta_{K_{ETA1}}^t \geq K_{ETA2}$$

Equação que garante a construção do estágio 1 de uma ETA ou EB antes do estágio 2.

5º Bloco

$$D_{1m}^t + D_{2m}^t + \dots \geq D^t$$

D^t = Demanda de água no período t

Equações que satisfazem a demanda de água em cada período t, obrigando as vazões afluentes às ETAS a respeitarem a demanda global no período.

Equação Objetivo

$$\min \left\{ \sum_{\text{projetos A, B, C}} \left| \sum_{t=1}^T \delta^t \frac{C}{(1+r)^{nt + \frac{n}{2}}} \right| + \sum_{\text{projetos M, N, O}} \left| \sum_{t=1}^T (\delta^t - \delta^{t-1}) \frac{C}{(1+r)^{nt + \frac{n}{2}}} \right| \right\}$$

A equação objetivo consiste na minimização dos valores presentes dos custos das obras construídas sem estágios mais os valores presentes das obras construídas com estágios.

No ANEXO A temos para um diagrama simplificado do sub-sistema alto Tietê as equações para todas as obras.

IV – CONCLUSÕES

O modelo proposto oferece reais vantagens no atendimento às necessidades de planejamento de expansão de capacidade devido à sua flexibilidade e exatidão trazidos por:

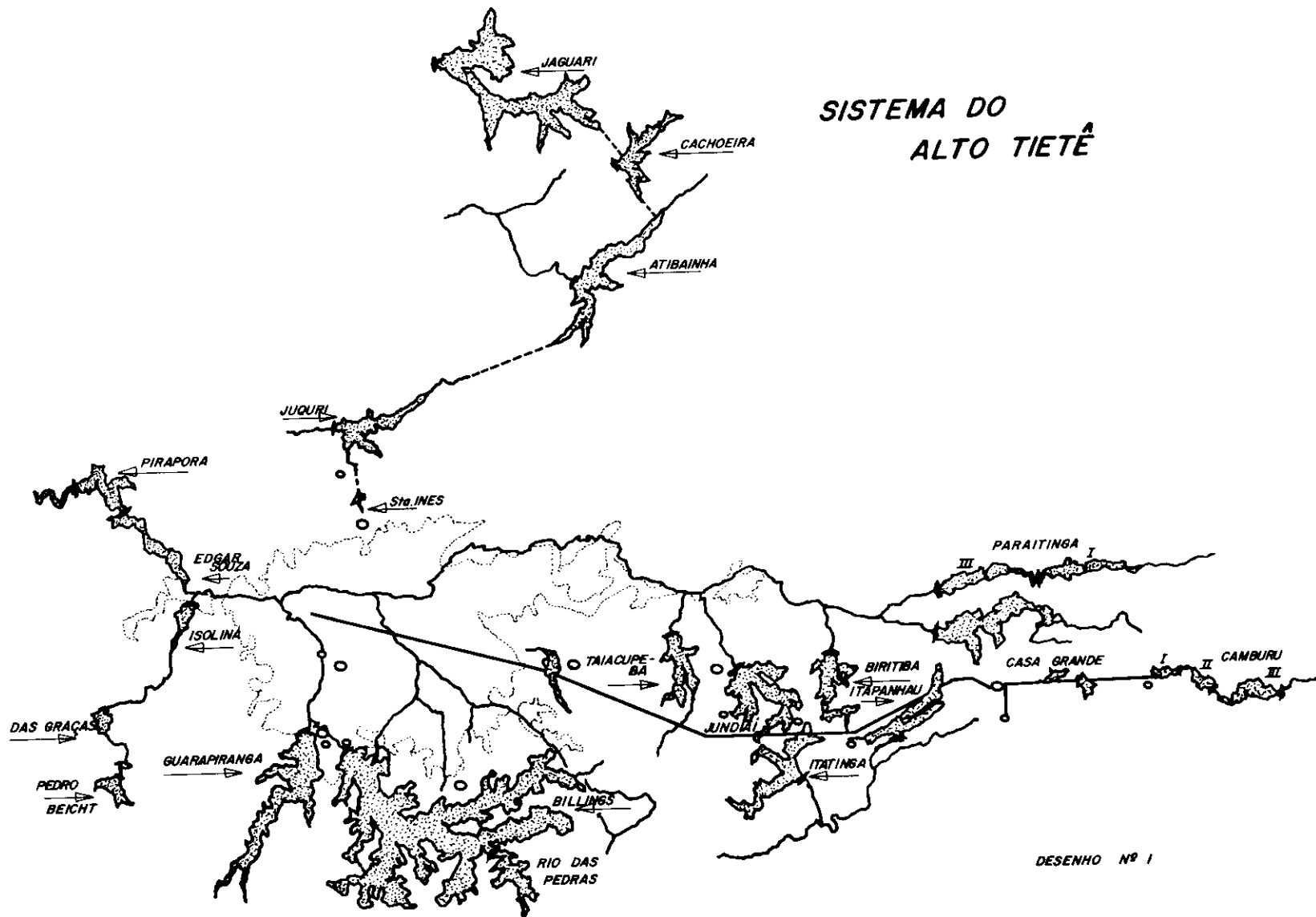
- 1 – Adoção do insumo hidrológico estocástico que além de aproximar o modelo da realidade permite a introdução do risco através do qual o planejador pode interferir no modelo.
- 2 – Algoritmo de Programação linear mista com variáveis inteiras restritas a valores 0 ou 1 que elimina o distanciamento da solução ótima causado pela aproximação de valores próximos de zero ou um, para esses valores. Já existe disponível no Brasil «hardware» de grande capacidade e velocidade (computadores IBM/370 modelos 145, 158, Burroughs 6.500 etc.) e «software» como por exemplo MPSX da IBM (Programação Linear) em conjunto com M.I.P. (Mixed Integer Linear Programming), que permitem a programação linear mista com variáveis inteiras restritas aos valores 0 ou 1.

Queremos lembrar que a programação linear é um instrumento de planejamento e não uma finalidade em si. Por mais interessante que o método seja a vivência pessoal, o sentimento e a criatividade do planejador são as verdadeiras armas na consecução dos objetivos pretendidos e devem ser usadas com bastante cuidado na análise dos resultados finais obtidos.

BIBLIOGRAFIA

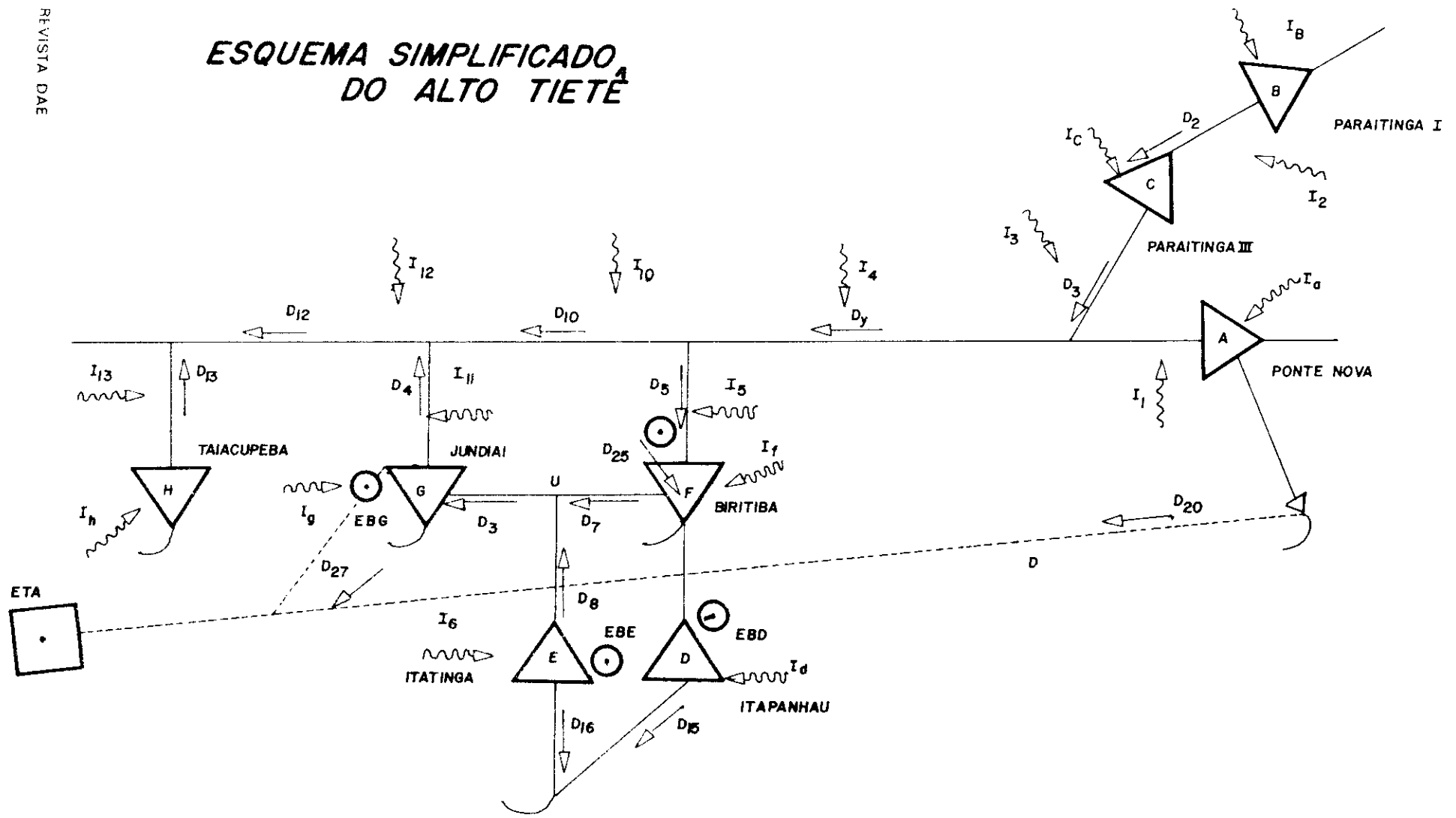
1. GASS, Saul I. — Linear Programming, McGraw-Hill, Book Company, 1965.
2. TORRES, Oswaldo Fadigas Fontes — Curso de Estatística, apostilas EPU SP, 1967.
3. HERMANN, Roberto Max — O método das Restrições Probabilísticas nos Dimensionamentos e Operação de Reservatórios. Revista do DAE, n.º 87, 1972.
4. HERMANN, Roberto Max — Modelos para Análise de Programas de Expansão de Capacidade. Revista do DAE, n.º 82, 1971.
5. CHOW, V. T. e MEREDITH, Dale-D. — Water Resources Systems Analysis. Review of Programming Techniques. U. Illinois, 1969.
6. OCHOA-ROSSO, F. — Optimization Techniques to Capital Investments and Network Synthesis Problems, Doctoral Dissertation, MIT-1968.
7. DAEE — Desenvolvimento Global dos Recursos Hídricos das Bacias do Alto Tietê e Cubatão. Convênio HIBRACE. Plano Diretor de Obras, 1969.

SISTEMA DO ALTO TIETÊ



DESENHO Nº 1

ESQUEMA SIMPLIFICADO DO ALTO TIETÉ



DIMENSIONAMENTO TÉCNICO-ECONÔMICO DAS REDES HIDRÁULICAS RAMIFICADAS

PROF. TUFI M. ASSY (*)

1. INTRODUÇÃO

Instalações de redes hidráulicas ramificadas de grande porte vem sendo executadas pela SABESP na área Metropolitana da Grande S. Paulo. O dimensionamento ótimo dessas redes tem sido obtido pela técnica da programação linear. O presente artigo descreve essa técnica, particularizada, a título de exemplo, à instalação do Sistema Adutor Metropolitano Extremo Norte (SAM-EN).

2. FUNDAMENTOS DO MÉTODO

O método é aplicável às redes hidráulicas ramificadas, de traçado conhecido, em que há uma única fonte de suprimento (seção de entrada da rede) e em que são dadas as demandas nas seções de saída da rede e, conseqüentemente, são facilmente obtidas as vazões em cada um de seus trechos. A adução pode ter lugar por recalque ou por gravidade a partir da fonte de suprimento.

Considere-se, então, uma rede formada por l trechos enumerados por $i = 1, 2, \dots, l$. Cada um desses trechos i pode ser dividido em J_i seções (sub-trechos) enumerados por $j = 1, 2, \dots, J_i$. Para cada uma das seções j do trecho i , de comprimento L_{ij} a determinar e onde a

vazão é $Q_i = Q_{ij}$, atribui-se um diâmetro D_{ij} e calcula-se a perda de carga distribuída unitária h_{ij} por qualquer fórmula de perda de carga. Com estes elementos, as seguintes equações podem ser escritas:

a) Os comprimentos L_{ij} , são tais que:

$$L_{ij} \geq 0$$

b) Para cada trecho i , a soma dos comprimentos das diversas seções em que o trecho foi subdividido, é igual ao comprimento total do referido trecho:

$$\sum_{j=1}^{J_i} L_{ij} = L_i \quad i = 1, 2, \dots, l \quad (2)$$

c) A carga piezométrica em cada seção de saída da rede e nas seções em que há necessidade de um mínimo de altura de pressão (por razões técnicas), não pode ser inferior à carga piezométrica exigida nessas seções. Indicando por H_0 a carga manométrica da bomba na seção de entrada da rede e por H_i a carga piezométrica na seção de jusante do trecho i , tem-se pela aplicação da equação de Bernoulli entre as referidas seções:

$$H_i = H_0 - \sum_{i=1}^l \sum_{j=1}^{J_i} h_{ij} L_{ij} \geq H_i \quad i = 1, 2, \dots, l \quad (3)$$

(*) Professor Titular da Escola Politécnica da Universidade de S. Paulo. Engenheiro da Consultoria de Estudos Especiais da Companhia de Saneamento Básico do Estado de S. Paulo (SABESP).

onde i' simboliza os trechos que ligam a seção de entrada da rede à seção ex-

trema de juzante do trecho i . Na Eq. 3, o plano horizontal de referência foi suposto, por comodidade, coincidente com o plano da superfície livre no reservatório da secção de entrada da rede.

d) A carga H_i é tal que:

$$H_i \geq 0$$

e) A função custo C , normalmente usada, é a soma do custo inicial da instalação convertido em custo anual C_1 e do custo operacional C_2 :

$$C = C_1 + C_2 \quad (5)$$

onde:

$$C_1 = A \left(C_0'' W + \sum_{i=1}^I \sum_{j=1}^{J(i)} C_{ij} L_{ij} \right) \quad (6)$$

$$C_2 = (12 C_0' + 8760 \alpha C_0'') W \quad (7)$$

Nestas expressões: A é o coeficiente de recuperação do capital para um dado número de períodos de tempo e para uma dada taxa de juros; W é a potência transmitida ao conjunto moto-bomba (em KW); C_0'' é o custo unitário do grupo moto bomba (em Cr/Ww); C_{ij} é o custo unitário da tubulação instalada (incluindo material, mão de obra, benefícios e despesas indiretas), da seção j do trecho i (em Cr/m); C_0' é o custo unitário da demanda de potência (em Cr/KW/mês); α é um coeficiente que caracteriza o tempo de funcionamento do grupo moto bomba (se contínuo, $\alpha = 1$); C_0'' é o custo unitário de energia consumida pelo grupo moto-bomba (em Cr/KWh).

Nas expressões (6) e (7) a potência do grupo moto-bomba deve ser feita igual a zero no caso em que a adução se faz por pravidade e igual a $W = \gamma Q_0 H_0 / \eta$ no caso em que a adução se faz por recalque. Na expressão de W , as variáveis γ e η significam respectivamente o peso específico do líquido e o rendimento do conjunto moto-bomba.

À vista do exposto, o problema admite o seguinte enunciado: determinar as variáveis L_{ij} e H_0 de modo que satisfaçam às Eqs. (1), (2), (3) e (4) e tornem mínima a função custo (5). Este problema pode ser resolvido pela técnica da programa-

ção linear, com o auxílio de um computador digital quando a instalação é de porte razoável.

3. SISTEMA ADUTOR METROPOLITANO EXTREMO NORTE (SAM-EN)

A Fig. 1 mostra, esquematicamente, o arranjo do SAM-EN. Para os efeitos da análise acima descrita, o arranjo da rede compreende 13 trechos, onde estão indicados os comprimentos, as vazões e as cotas geométricas das secções extremas de juzante. Cada um dos trechos foi subdividido em 4 secções de diâmetros e de custos unitários indicados na Tabela 1. Para os cálculos da perda de carga unitária foi utilizada a fórmula de Hazen-Williams com $C = 120$. Os demais custos unitários foram assumidos iguais a $C_0'' = 160$ Cr/KW, $C_0' = 0,02$ Cr/KWh, e $C_0' = 20$ Cr/KW/mês. O coeficiente de recuperação do capital adotado corresponde a um período de 20 anos e a uma taxa de juros de 10% a.a. O dimensionamento da rede hidráulica foi obtido para a seguinte condição operacional: as demandas (e, portanto, as vazões nos trechos) e as cargas mínimas requeridas nas diversas secções (com exceção da carga \bar{H}_1) são as indicadas na Fig. 1; Estudaram-se três casos de otimização: a carga H_1 , na secção extrema de juzante do trecho 1, foi relacionada à carga requerida na mesma secção, \bar{H}_1 , por: a) $H_1 \geq \bar{H}_1 = 70,0$ m; b) $H_1 = \bar{H}_1 = 85,0$ m; c) $H_1 = \bar{H}_1 = 100,0$ m. Os resultados obtidos para cada um desses casos estão indicados na Tabela 2 e as linhas piezométricas correspondentes foram traçadas na Figura 2. O caso a) revelou-se mais econômico, exigindo, em compensação, um estudo mais detalhado das implicações que as condições de operação, particularmente, em regime transitório, poderiam ter sobre o custo final da instalação. Os custos das soluções b) e c) são majorados com o custo decorrente da caixa de passagem na secção extrema de juzante do trecho 1. Esta caixa torna-se indispensável nestes casos em virtude da fixação da carga H_1 nos valores 85,0 m para o caso b) e 100,0 para o caso c). Entretanto, tais soluções podem oferecer a vantagem de ser operacionalmente mais flexíveis que a solução do caso a).

RESERVATÓRIOS

G = Guaraú
 GN = Brasília Norte
 PN = Piratuba Norte
 P = Peris
 C = Coelras
 FR = Franco da Rocha
 FM = Francisco Morato

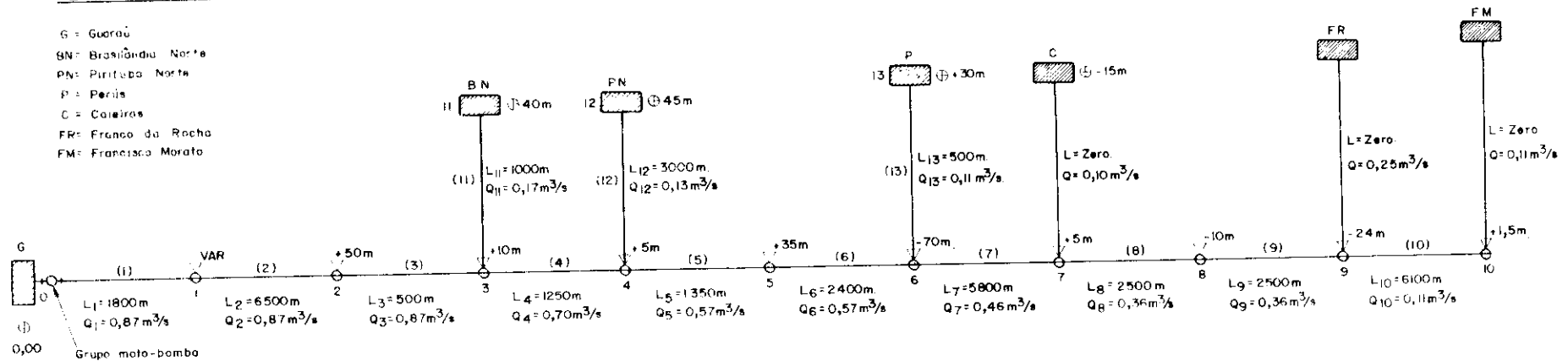


Fig 1 - Traçado esquemático da rede ramificada do Sistema Adutor Metropolitano Extremo Norte

4. RESUMO E CONCLUSÕES

A técnica de «otimização» aqui descrita só é aplicável às redes hidráulicas ramificadas, com vazões conhecidas em todos os seus trechos, mas com uma única fonte de suprimento. É indiferente a essa técnica que o escoamento se realize por gravidade ou por recalque. Onde for aplicável, é uma técnica simples e eficiente, podendo ser utilizada com vantagens em relação aos métodos usuais de cálculo. E do modo como foi apresentado neste artigo, o método pode ser utilizado com proveito para o dimensionamento de instalações diversas (sistemas de irrigação, instalações industriais e prediais, de grande porte) e transporte de outros tipos de fluido (como gás natural e petróleo).

BIBLIOGRAFIA CONSULTADA

- KARMELI D.; GADISH, Y. & MEYERS, S. — «Design of Optimal Water Distribution Systems» Journal of the Pipeline Division, Proceeding of ASCE Outubro de 1968
- CALHOUN, Charles A. — «Optimization of Pipe Systems by Linear Programming» Artigo apresentado em «Control of Flow in Closed Conduits», Colorado State University, Fort Collins Colorado, Agosto de 1970
- DOUGLAS James, L. & R. LEE, Robert — Economics of Water Resources Planning — McGraw Hill — 1971.
- Engineering Systems Analysis of the Primary Water Distribution Network of New York City — Technical Appendix — Vol 1 MIT — Department of Civil Engineering — Cambridge — Massachusetts, Julho de 1969.
- ASSY, Tufi M. — Análise da Elevatória do ABV — Parque do Estado — COMASP — 1973 (Pub Int)

TABELA - 1 DIÂMETROS E CUSTOS UNITÁRIOS ASSUMIDOS PARA O SISTEMA ADUTOR METROPOLITANO EXTREMO NORTE (SAM EN)

TRECHO Nº	SEÇÃO Nº	Q (m³/s)	D (m)	CUSTOS UNITÁRIOS C _U (Cr/m)
1	1	0,87	0,5	650,40
	2		0,6	839,30
	3		0,7	1054,40
	4		0,8	1287,20
2	1	0,87	0,6	839,30
	2		0,7	1054,40
	3		0,8	1287,20
	4		0,9	1540,60
3	1	0,87	0,6	839,30
	2		0,7	1054,40
	3		0,8	1287,20
	4		0,9	1540,60
4	1	0,7	0,5	650,40
	2		0,6	839,30
	3		0,7	1054,40
	4		0,8	1287,20
5	1	0,87	0,5	650,40
	2		0,6	839,30
	3		0,7	1054,40
	4		0,8	1287,20
6	1	0,57	0,5	650,40
	2		0,6	839,30
	3		0,7	1054,40
	4		0,8	1287,20
7	1	0,46	0,4	490,80
	2		0,5	650,40
	3		0,6	839,30
	4		0,7	1054,40
8	1	0,56	0,4	490,80
	2		0,5	650,40
	3		0,6	839,30
	4		0,7	1054,40
9	1	0,56	0,4	490,80
	2		0,5	650,40
	3		0,6	839,30
	4		0,7	1054,40
10	1	0,11	0,4	490,80
	2		0,5	650,40
	3		0,6	839,30
	4		0,7	1054,40
11	1	0,17	0,5	650,40
	2		0,6	839,30
	3		0,7	1054,40
	4		0,8	1287,20
12	1	0,13	0,5	650,40
	2		0,6	839,30
	3		0,7	1054,40
	4		0,8	1287,20
13	1	0,11	0,5	650,40
	2		0,6	839,30
	3		0,7	1054,40
	4		0,8	1287,20

TABELA 2 - RESULTADO DA OTIMIZAÇÃO PARA A REDE RAMIFICADA DO SAM - EXTREMO NORTE

CASO	CARGA MANOMÉTRICA (m)	CUSTO ANUAL (Cr/Ano)	VARIÁVEIS DETERMINADAS	TRECHO Nº														
				1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13		
a	165,90	$3,80 \times 10^6$	DIÂMETRO (mm)	700	700	700	600	600	600	600	600	500	500	400	300	300	300	
			COMPRIMENTO (m)	1800	6500	500	1250	1350	2400	5800	2500	2500	6100	1000	3000	500		
			CARGA PIEZOMÉTRICA* (m)	154,099	111,394	-	-	87,886	-	47,798	31,298	14,798	1,5	88,329	60,352	68,202		
b	96,80	$4,07 \times 10^6$	DIÂMETRO (mm)	700	800	800	700	700	700	700	600	600	600	400	300	400	300	300
			COMPRIMENTO (m)	1800	6500	500	1250	1350	2400	3947	1853	2500	2500	6100	1000	2824	176	500
			CARGA PIEZOMÉTRICA* (m)	85	62,705	-	-	51,452	-	28,348	21,573	14,798	1,5	41,20	45,00	39,836		
c	111,83	$3,97 \times 10^6$	DIÂMETRO (mm)	700	800	800	700	700	700	600	600	600	600	400	300	400	300	300
			COMPRIMENTO (m)	1800	6500	500	1250	1350	590	1810	5800	2500	2500	6100	1000	1170	1830	500
			CARGA PIEZOMÉTRICA* (m)	100	77,705	-	-	66,452	-	28,348	21,572	14,797	1,50	56,210	45,00	48,752		

* ENTENDIDA NA SECÇÃO EXTREMA DE JUZANTE DE CADA TRECHO

UM MODELO DE AMOSTRAGEM PARA O CONTROLE DA POTABILIDADE DE UM SISTEMA DE DISTRIBUIÇÃO DE ÁGUA

Engº ANTONIO CARLOS M. MATTOS (*)

SUMÁRIO

- a) Introdução
 - b) Hipóteses fundamentais do modelo de amostragem
 - c) O modelo de amostragem
 - c 1) Composição da amostra
 - c 2) Confiabilidade do modelo
 - c 3) Períodos de amostragem dos pontos
 - c 4) Dimensionamento da amostra
 - c 5) Dimensionamento dos estratos da amostra
 - d) Aplicações práticas do modelo
 - d 1) Controle da rede de uma cidade de 1.000.000 de habitantes
 - d 2) Controle da rede de uma cidade de 200.000 habitantes
 - e) Apêndice: O modelo da amostragem sem reposição
 - f) Bibliografia utilizada
- 1) Coleta das amostras de água da rede, de acordo com algum critério científico.
 - 2) Exames e análises físicos, químicos e bacteriológicos das amostras.
 - 3) Análise dos resultados, para determinar as amostras fora dos limites de potabilidade.
 - 4) Inspeção das áreas onde foram coletadas as amostras contaminadas, para a determinação das causas da contaminação.
 - 5) Estabelecimento de ações corretivas na rede de distribuição, para eliminar as causas da contaminação.

A primeira fase, onde é executada um plano de amostragem, é uma das mais importantes do Sistema de Controle, pois dela depende a confiabilidade de todo o Sistema. Um controle exercido a partir de um conjunto de amostras não suficientemente representativas da rede hidráulica, é um controle parcial e falho que não deve ser mantido.

O estabelecimento de um plano de amostragem confiável deve ser resultado de um estudo científico do problema, e do desenvolvimento de um modelo sustentável teoricamente e de fácil aplicação. É exatamente isto que o presente trabalho se propõe a realizar.

a) INTRODUÇÃO

Um sistema de controle da potabilidade da água em uma rede de distribuição deve ser constituído de cinco fases:

(*) Engenheiro Eletricista (EPUSP). Pós-graduado em Administração de Empresas (FGV), Analista de Sistemas (IRIA - França), Professor da Fundação Getúlio Vargas (S. Paulo), Consultor da CETESB.

b) HIPÓTESES FUNDAMENTAIS DO MODELO DE AMOSTRAGEM

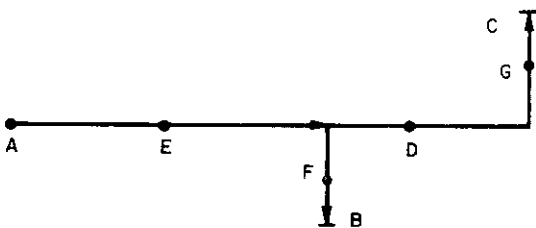
Qualquer modelo é sempre baseado em um conjunto de hipóteses que lhe garantem a validade. O não cumprimento na prática de uma dessas hipóteses, pode tornar o modelo completamente inadequado aos fins a que se destina.

Por essa razão, é importante destacar, inicialmente, que fatos serão admitidos como verdadeiros e reais.

— — — —

A rede urbana de distribuição de água possui infinitos pontos, onde pode ser coletada uma amostra para ser analisada, pois é contínua. No entanto, sendo uma rede **orientada**, ou seja, o sentido de percurso da água é único em cada instante, não é necessário considerar todos esses infinitos pontos como passíveis de serem amostrados; basta apenas um número limitado, para que se possa ter um conhecimento **total** do estado de potabilidade da água na rede.

Por exemplo, no sistema ABC abaixo, que contém infinitos pontos, apenas dois



são suficientes para se determinar o seu estado: os pontos de fim de linha B e C. Com efeito, qualquer contaminação introduzida na rede pelos pontos D, E, F ou G implicará na contaminação dos pontos B e/ou C. Por outro lado, se os pontos B e C não estiverem contaminados, então nenhum ponto da rede estará contaminado.

É claro que a determinação dos pontos que gozam da propriedade acima implica em um estudo detalhado das plantas da rede, pois inexitem regras gerais: cada trecho é um caso particular.

Esse conjunto de pontos significativos será chamado de **Cadastro dos Pontos de Amostragem**.

Podemos, então, estabelecer a

Hipótese n.º 1: «Existe um conjunto limitado de pontos da rede (Cadastro dos Pontos de Amostragem) tais que:

- Se nenhum desses pontos estiver contaminado, então nenhum ponto da rede estará contaminado; e
- Se pelo menos um desses pontos estiver contaminado, então pelo menos um ponto da rede estará contaminado».

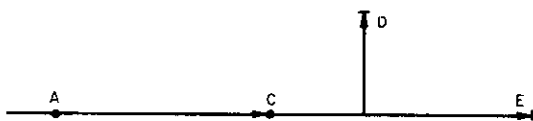
As condições da rede não são estáticas, mas estão em contínua mudança, ou devido às variações de consumo de água dos habitantes, ou às manobras da rede, ou às interrupções de fornecimento em alguns trechos. Em qualquer desses casos, a Hipótese 1 deve continuar válida.

Assim, é importante que os técnicos que forem realizar o cadastramento dos pontos, tenham em mente as características dinâmicas da rede, para evitar que, sob determinadas condições, algum trecho da rede fique fora de controle.

Chegamos, assim, à

Hipótese n.º 2: «A Hipótese n.º 1 deve ser válida quaisquer que sejam as condições hidráulicas da rede».

Consideremos o trecho mostrado abaixo:



Se, em um ponto A, houver introdução de material contaminado, a água que atingir esse ponto ficará também contaminada, mas apenas durante certo tempo, por exemplo duas horas, devido à ação do cloro. Supondo que, dada a vazão existente na linha, a água leve duas horas para atingir o ponto C, pode-se concluir que apenas o trecho AC estará contaminado. Ora, se os pontos de amostragem forem D e E, o trecho AC estará totalmente fora de controle. Para evitar tal eventualidade, o ponto C também deverá ser cadastrado, e a distância AC será a distância mínima entre dois pontos consecutivos (cerca de três quarteirões, v.g.).

Em outras palavras:

Hipótese n. 3: «Em qualquer linha da rede, dois pontos cadastrados não devem estar separados por uma distância superior a um certo limite, medida sobre essa linha».

Um sistema de controle de potabilidade ideal seria aquele em que existisse, em cada ponto cadastrado, um sensor eletrônico que estaria analisando continuamente a qualidade da água passante por esse ponto, e que emitisse um sinal de alarme e um sinal de controle a um computador central, tão logo fosse detetada uma irregularidade (Sistema de Controle em Tempo Real).(*) Como tal sistema ainda não se acha implantado, seja por razões de custo, seja devido ao estágio tecnológico atual, um trecho da rede pode permanecer contaminado, no mínimo, 48 horas. Isto porque a realização das cinco fases do sistema de controle (V. Introd.) não é instantânea, levando esse tempo para serem concluídas.

Isso nos leva à:

Hipótese n.º 4: «Em não havendo um Sistema de Controle em Tempo-Real, qualquer ponto da rede pode permanecer contaminado durante pelo menos 48 horas, salvo em casos acidentais e raros».

Desconsiderando a existência de um sistema em tempo-real, a limitação de recursos a serem aplicados em um plano de amostragem irá implicar em um intervalo de tempo máximo de contaminação. Assim, por exemplo, se tivermos um total de 1.000 pontos cadastrados em uma cidade, e a limitação de verbas permitir uma amostra diária de, no máximo, 200 pontos, serão necessários 5 dias para que todos os 1.000 pontos sejam analisados (amostra aleatória sem reposição). Ou seja, um ponto pode permanecer contaminado durante 7 dias no máximo (Cf. Hipót. 4).

Desse modo, podemos estabelecer a

Hipótese n.º 5: «Qualquer ponto da rede pode permanecer contaminado du-

rante um certo tempo máximo, que será tanto maior quanto menor for a disponibilidade de recursos financeiros para o processo de amostragem».

O controle da potabilidade da água é um problema de grande responsabilidade, que envolve uma série de implicações de saúde pública. Assim, como decorrência da Hipótese n.º 5 acima, seria de resultados imprevisíveis a permanência de pontos contaminados durante, digamos, 7 dias, como por exemplo pontos de entrada de água em hospitais, em escolas, em zonas de alto potencial epidemiológico, ou até mesmo em algumas residências. Deste modo, alguns pontos da rede serão de maior responsabilidade social que outros, devendo, portanto, ter uma frequência de amostragem maior. Tais pontos serão chamados de **críticos**.

Por outro lado, existem pontos da rede onde a probabilidade de contaminação é maior que nos demais. Como exemplos, temos os pontos cuja pressão é muito variável, os de pressão inferior à atmosférica local, os com baixo teor de cloro residual livre (abaixo de 0,2 ppm), e os pertencentes a zonas de grande probabilidade de contaminação.

Tais pontos, que serão denominados **notáveis**, deverão, igualmente, ter uma frequência de amostragem maior.

Por exclusão, os demais pontos serão chamados de **genéricos**, como por exemplo pontos de fim de linha, início de linha, bifurcações, etc.

Podemos resumir o acima exposto na

Hipótese n.º 6: «Os pontos críticos e notáveis da rede serão amostrados com uma frequência maior que os pontos genéricos».

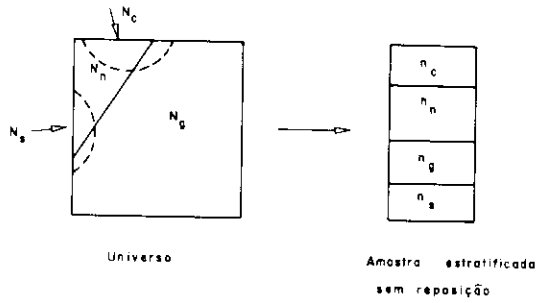
Uma vez constatado um ponto contaminado, torna-se necessário determinar as causas dessa irregularidade (Fase 4 da «Introdução»). Tal determinação implicará na amostragem de pontos **adicionais** da rede, de acordo com a experiência do responsável pelo Sistema de Controle. Ora, como existe uma limitação prática, que não permite o aumento indefinido de pontos por dia, é necessário prever uma «reserva» de pontos para tais eventualidades. Esses pontos serão chamados de **suspeitos**.

(*) Um tal sistema pode ser encontrado em «Hidrologic Information Systems», Bibliografia n.º 2.

Temos, então, a

Hipótese n.º 7: «Os pontos suspeitos, amostrados diariamente, deverão ser determinados pela pessoa responsável pelo Sistema de Controle».

Desse modo, cada amostra diária será constituída de quatro estratos: um para os pontos críticos, outro para os notáveis, um terceiro para os genéricos, e um quarto para os suspeitos.



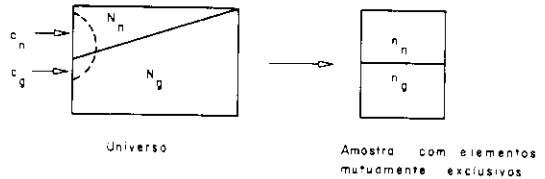
c 2) Confiabilidade do modelo

A confiabilidade de um sistema vem a ser a probabilidade desse sistema não falhar. (*) Em termos do presente modelo, sua confiabilidade R (de «reliability») será definida como «a probabilidade de se ter, em uma amostra, todos os pontos que estejam contaminados naquele instante, e que tenham sido cadastrados.»

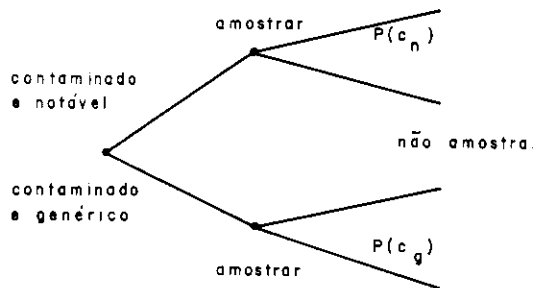
Assim, se em um certo dia, cinco pontos cadastrados estiverem contaminados, e se a probabilidade da amostra conter esses cinco pontos for de 60%, então a confiabilidade será de 60%.

Para determinar a expressão geral da confiabilidade do modelo em estudo, utilizamos as propriedades do «modelo de amostragem aleatória sem reposição.» (**)

Dividindo o universo dos pontos em notáveis e genéricos, denominaremos de c_n o total dos pontos contaminados e notáveis (valores médios históricos), e de c_g o total dos contaminados e genéricos, como indicado no esquema abaixo:



Construimos, a seguir, a árvore das probabilidades para o caso em estudo:



(*) V., por ex., Machol (Bibl. 1), pg. 33-2.

(**) Este modelo se encontra no Apêndice.

c) O MODELO DE AMOSTRAGEM

Uma vez estabelecidas as hipóteses fundamentais do plano de amostragem, torna-se necessário construir um modelo **operacional** que, satisfazendo às hipóteses, possa se constituir em uma rotina **prática**. Isto é o que será feito a seguir.

c 1) Composição da Amostra

O universo estatístico a ser estudado é o constituído pelo Cadastro dos Pontos de Amostragem. Seja N esse número de pontos.

Uma amostra **diária** (ou semanal, ou horária, etc.) será composta de quatro estratos:

- n_c pontos críticos
- n_n pontos notáveis
- n_g pontos genéricos
- n_s pontos suspeitos

sendo L o limite diário de pontos amostrados (obtido a partir de considerações econômicas, como veremos):

$$L = n_c + n_n + n_g + n_s$$

Por outro lado, sendo N_n o total dos pontos notáveis do universo estatístico, e N_g o total dos genéricos,

$$N = N_n + N_g$$

O esquema abaixo ilustra o processo de composição da amostra diária, onde N_c é o total dos pontos críticos e N_s o de suspeitos.

Notemos que a intersecção do conjunto dos pontos notáveis e genéricos é vazia, e que sua reunião é o universo.

As probabilidades associadas aos ramos da árvore são:

Probabilidade de	Valor
um ponto contaminado ser notável	$\frac{c_n}{c_n + c_g}$
um ponto contaminado ser genérico	$\frac{c_g}{c_n + c_g}$
serem amostrados os c_n pontos contaminados	$P(c_n) = \left(\frac{n_n}{N_n}\right)^{c_n}$
serem amostrados os c_g pontos contaminados	$P(c_g) = \left(\frac{n_g}{N_g}\right)^{c_g}$

Assim, a probabilidade de se amostrar todos os pontos contaminados será dado por:

$$R = \left(\frac{c_n}{c_n + c_g}\right) \left(\frac{n_n}{N_n}\right)^{c_n} + \left(\frac{c_g}{c_n + c_g}\right) \left(\frac{n_g}{N_g}\right)^{c_g}$$

Notemos que se $n_n = n_g = 0$, i.e., não existir amostra, a confiabilidade será zero, e se a amostra contiver todos os N pontos do universo estatístico, i.e., se $n_n = N_n$ e $n_g = N_g$, então a confiabilidade será total (100%). Por outro lado, se existir apenas um ponto contaminado e notável ($c_g = 0$ e $c_n = 1$), então $R = n_n/N_n$, e a confiabilidade será igual ao tamanho relativo da amostra dos pontos notáveis.

Observemos, também, que à medida que as amostras sem reposição vão sendo realizadas, a confiabilidade dessas amostras irá aumentando, até atingir 100%, ao fim de um período T_{max} (V. item c3). Assim, a expressão acima pode ser interpretada como sendo a confiabilidade mínima do modelo, ou então a sua confiabilidade diária (semanal, etc.).

c 3) Períodos de amostragem dos pontos

Um ponto qualquer da rede não deve permanecer contaminado por um período

maior que T_{max} . Ora, como a amostragem é aleatória **sem** reposição, isso implica em que todos os pontos devem ser amostrados durante esse período. Chamando

T_c = período de amostragem dos pontos críticos

T_n = idem, genéricos

T_g = ibidem, notáveis

teremos:

$$T_c = \frac{N_c}{n_c} \quad T_n = \frac{N_n}{n_n} \quad T_g = \frac{N_g}{n_g}$$

Estaremos supondo, ainda, que

$$T_{min} \leq T_c \leq T_n \leq T_g = T_{max}$$

que é a formalização das hipóteses 4, 5 e 6 (Cf. item b).

Desse modo, cada ponto crítico será amostrado uma vez a cada T_c dias, um notável a cada T_n dias, e um genérico a cada T_g dias. As frequências de amostragem são dadas pelos inversos dos períodos.

c 4) Dimensionamento da amostra

Como já foi mencionado (V. item c 1), o tamanho global L da amostra é decorrente de considerações econômicas. Veremos, agora, como estabelecer tal relação.

A cada ponto amostrado estão associados os seguintes custos:

p_c = custo para coletar uma amostra de água em um ponto

p_n = custo de um exame bacteriológico em uma amostra

p_g = custo de uma inspeção sanitária em um local.

A amostragem de $L = n_c + n_n + n_g + n_s$ pontos por dia custará, então:

$$C = L \cdot (p_c + p_n) + (c_g + c_n) \cdot p_s$$

Dai poderemos obter o tamanho L da amostra, uma vez fixados os preços cobrados pelos exames e análises e o custo máximo que se pretende aceitar.

c 5) Dimensionamento dos estratos da amostra

Dado um custo máximo C, o tamanho L da amostra será obtido a partir da expressão acima.

A seguir, estabelecendo-se um valor para a confiabilidade R, tem-se uma relação entre n_1 e n_2 .

Ficam então determinados os tamanhos dos estratos dos pontos notáveis e genéricos, e respectivos períodos.

Podemos, também, estabelecer um valor para T_{total}, calculando, então, n_1 e n_2 ; neste caso, a confiabilidade será uma decorrência.

Tais considerações serão a seguir aplicadas a um caso real, onde os parâmetros serão submetidos a uma análise conjunta.

d) APLICAÇÕES PRÁTICAS DO MODELO

d 1) Controle de potabilidade em uma cidade de 1.000.000 de habitantes

Suponhamos que os preços cobrados sejam da ordem de

p_1 = Cr\$ 6,00 — custo da coleta de uma amostra

p_2 = Cr\$ 30,00 — custo de um exame bacteriológico

p_3 = Cr\$ 50,00 — custo de uma inspeção sanitária em uma área.

Dados históricos fornecem os seguintes valores médios:

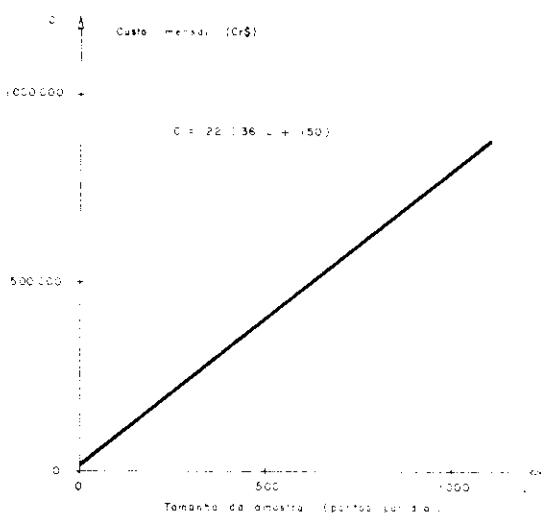
c_1 = 1 ponto genérico contaminado por dia na rede

c_2 = 2 pontos notáveis contaminados por dia na rede

O custo diario para amostrar L pontos e inspecionar três áreas suspeitas será, então:

$$C = 36 \cdot L + 150$$

O gráfico abaixo reflete a função acima:



Para o cálculo da confiabilidade temos os valores

N_1 = 300 pontos notáveis na rede

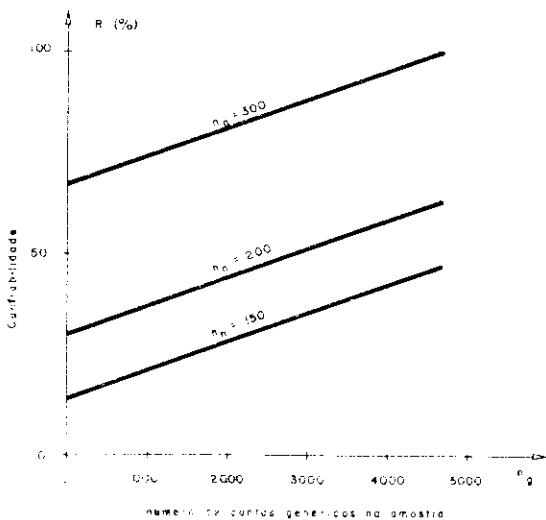
N_2 = 4700 pontos genéricos

N = 5000 pontos cadastrados

Temos daí que:

$$R = \frac{2}{3} \cdot \left(\frac{n_1}{300} \right) + \frac{1}{3} \cdot \left(\frac{n_2}{4700} \right)$$

Essa função está representada abaixo:



Para o cálculo dos períodos, temos:

$$N_c = 50 \text{ pontos críticos}$$

$$T'_c = 7 \text{ dias}$$

$$n_s = 5 \text{ pontos suspeitos por dia na rede.}$$

O valor de T_c corrigido é obtido multiplicando o valor T'_c por $22/30$, já que não há trabalho durante 8 dias por mês (no mínimo), e subtraindo-se 2 dias, que é o tempo mínimo decorrido entre a coleta da amostra e a obtenção dos resultados. Assim:

$$T_c = 22 \cdot 7/30 - 2 \cong 3 \text{ dias}$$

e, portanto,

$$n_c = 50/3 \cong 17 \text{ pontos por dia}$$

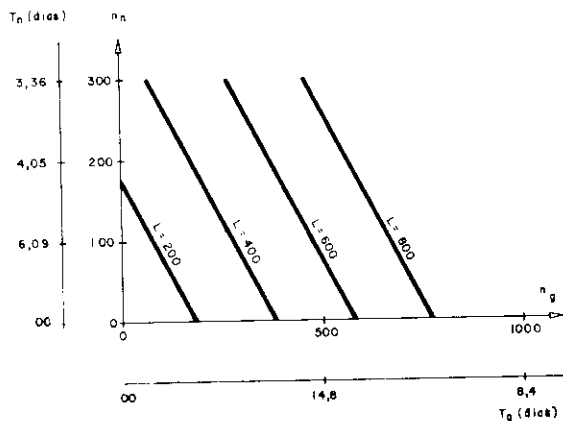
Como

$$L = n_c + n_s + n_n + n_g$$

vem

$$n_g = L - 22 - n_n$$

Abaixo se encontram esses pontos, com os respectivos períodos:



As considerações anteriores podem ser resumidas em um único gráfico, que poderá ser usado para **decidir** quais os valores de n_n e n_g que serão utilizados.

As relações usadas na construção desse gráfico foram as seguintes:

$$C = 22 \cdot (36 \cdot L + 150)$$

$$C: \text{Cr\$} \quad L: \text{pontos}$$

$$n_g = L - (22 + n_n)$$

$$n_c = 141 \cdot R - 0,1044444 \cdot n_n^2$$

R: %

$$T_n = 2 + 409/n_n$$

T_n : dias

$$T_g = 2 + 6409/n_n$$

T_g : dias

Com base nesse gráfico (V. abaixo), podemos, agora, realizar uma série de considerações em torno do custo, períodos e confiabilidade, até localizar um **ponto de trabalho**, i.e., os parâmetros do modelo a serem utilizados.

Admitamos que tenha sido escolhido o ponto de trabalho

$$n_g = 200 \quad \text{e} \quad n_n = 280$$

Consequentemente, o modelo terá as seguintes características:

a) A amostra diária será constituída de 502 pontos:

$$L = 200 + 22 + 280 = 502$$

b) O custo mensal desse plano de controle será de Cr\$ 400.884,00:

$$C = 22 \cdot (36 \cdot 502 + 150) = 400.884,00$$

c) A confiabilidade será de 59,5%:

$$R = 2 \cdot n_n^2/270.000 + n_g/14.100 = 0,581 + 0,014 = 59,5\%$$

Isto significa que para cada 100 amostras realizadas, em 59,5% estarão **todos** os três pontos contaminados (2 notáveis e 1 genérico). Em outras palavras, a cada 100 dias, a rede estará sob total controle durante 59,5 dias.

d) O período necessário para serem cobertos todos os pontos genéricos será de 34 dias:

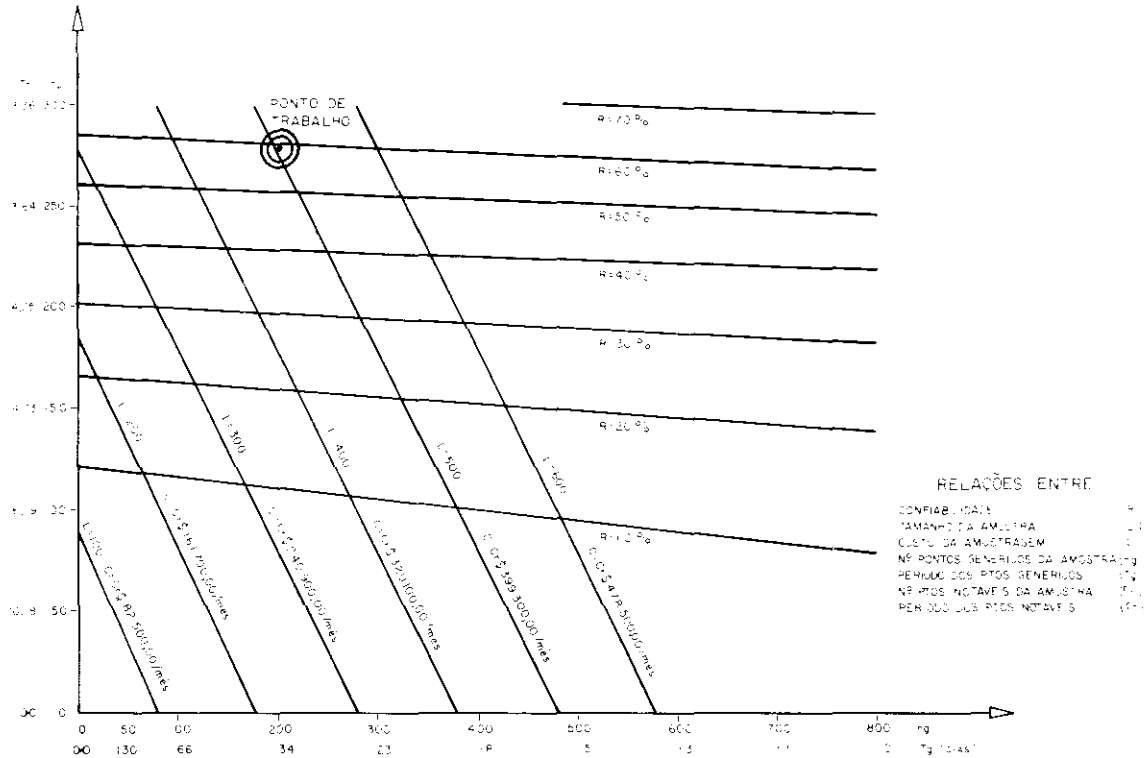
$$T_g = 2 + 6.409/200 = 34$$

Assim, um grupo de pessoas poderá ingerir água contaminada durante, no máximo, 34 dias, que é o tempo decorrido entre duas amostragens sucessivas de um mesmo ponto. Entretanto, como a amostragem é aleatória, o período médio será

de 18 dias ($1 + 34/2$); além do mais, como existe um ponto genérico contaminado para cada 3 contaminados, a probabilidade de ocorrência desses períodos é de 33,3%.

e) O período necessário para serem cobertos todos os pontos notáveis é de 3,46 dias:

$$T_n = 2 + 409/208 = 3,46 \text{ dias}$$



sendo 2 dias o tempo necessário para a análise da amostra, e 0,39 dias a correção devida à existência de 22 dias de trabalho por mês; se fizéssemos $3,46 - 2 - 0,39 = 1,07$, teríamos o número de dias mínimo para a detecção de um ponto contaminado, em condições ideais ($300/280 = 1,07$).

Assim, em 66,7% dos casos de contaminação na rede, o ponto será detectado em 3,46 dias no máximo, e em 2,73 dias em média (a amostra é aleatória, e $2,73 = 1 + 3,46/2$).

Esta é uma das grandes vantagens da estratificação da amostra: com apenas 6% dos pontos ($300/5.000$) conseguimos controlar 66,7% dos casos de contaminação em apenas 2,73 dias! É uma solução essencialmente econômica.

f) A composição diária da amostra será de

- 17 pontos críticos
- 280 pontos notáveis
- 200 pontos genéricos
- 5 pontos suspeitos

- 502 pontos por amostra diária

g) Quanto aos 5.000 pontos cadastrados, eles deverão ter sido obtidos de modo a serem satisfeitas as Hipóteses 1, 2 e 3 (V. item b) com um **mínimo** de pontos. Deverá, igualmente, estar indicado se o ponto é crítico, notável ou suspeito, além de sua localização física (rua, n.º, bairro, etc.). É importante que, ao ser feito o levantamento, esteja bem claro que os pontos serão amostrados com **frequências diferentes e variáveis**, e a satisfação das Hipóteses 1, 2 e 3 deverá ser a única preocupação; desse modo, o cadastramento não será constituído de mero «espalhamento» ao acaso de pontos em um mapa.

Um critério prático para verificar se o cadastramento está correto é o seguinte: 1) escolher um ponto ao acaso na rede supondo que esse ponto se contamine, então pelo menos um ponto já cadastrado deverá também se contaminar (notar que a rede poderá sofrer manobras, e que após ter percorrido 3 ou 4 quarteirões a água poderá se descontaminar). 2) observar se existem pontos cadastrados que podem ser suprimidos sem que se altere a condição 1 acima.

Embora ao serem cadastrados, os pontos tenham sido classificados em críticos, notáveis e genéricos, nada impede que seja mudada sua classificação com o tempo; aliás, isto **deve** ser feito. O melhor critério de classificação são os resultados históricos. Por exemplo, podemos estabelecer que todos os pontos que tenham se contaminado por mais de três vezes nos últimos seis meses, serão pontos notáveis. Ou então, os 300 pontos de maior incidência nos últimos quatro meses serão notáveis. É claro que, a cada redefinição, os cálculos anteriores deverão ser refeitos, para que o modelo funcione bem próximo da realidade, isto é, seja **dinâmico**.

h) Veremos, agora, quando e quais pontos serão amostrados, ou seja, o programa de amostragem. Destaquemos, logo de início, que, dado o volume de dados e cálculos, esta programação é melhor realizada por computador, embora nada impeça que seja feita manualmente.

A partir dos valores

$n_1 = 17$	$N_1 = 50$
$n_2 = 280$	$N_2 = 300$
$n_3 = 200$	$N_3 = 4700$

iremos construir um plano de amostragem para um determinado número de dias. Admitamos que seja para 100 dias.

O cadastro dos pontos será dado pelos vetores (NP = n.º do ponto):

CRIT(NP) = código do ponto crítico,
com NP = 1, 2, 3, ..., 50

NOT(NP) = código do ponto notável,
com NP = 1, 2, 3, ..., 300

GEN(NP) = código do ponto genérico,
com NP = 1, 2, ..., 4700

Notemos que os códigos de NOT, GEN e CRIT devem ser diferentes entre si, isto é (*)

$$\begin{aligned} \text{(CRITNOT)} &= \text{(CRITGEN)} = \\ &= \text{(NOTGEN)} = \dots \end{aligned}$$

Definamos a tabela abaixo:

ACRIT(NCD,ND) ANOT(NND,ND)
AGEN(NGD,ND)

onde

ND = 1, 2, 3, ..., 100 é o n.º de ordem do dia em que serão amostrados os pontos;

ACRIT(NCD,ND) é o número do NCDésimo ponto crítico a ser amostrado no dia ND, com NCD = 1, 2, ..., 17;

ANOT(NND,ND) é o n.º do NNDésimo ponto notável a ser amostrado no dia ND, com NND = 1, 2, ..., 280;

AGEN(NGD,ND) é o n.º do NGDésimo ponto genérico a ser amostrado no dia ND, com NGD = 1, 2, ..., 200.

Isto posto, iniciemos a geração dos pontos pelo método de Monte-Carlo, com distribuição equiprovável em cada estrato. Começando com ACRIT, geramos 50 números ao acaso entre 1 e 50, sem repetição. Como temos 100 dias a 17 pontos por dia, necessitamos de 1.700 pontos gerados, ou seja, essa geração deve ser repetida por 34 ciclos (1.700/50). Com isso a matriz ACRIT(NCD,ND) é preenchida.

O mesmo raciocínio é repetido para ANOT (94 ciclos) e AGEN (5 ciclos).

Com isso obtemos, finalmente, o plano de amostragem, num total de 49.700 pontos, que é o seguinte

(*) Embora no desenvolvimento do modelo, os pontos críticos estivessem incluídos nos genéricos e/ou notáveis, esta nova imposição, além de não alterar os resultados práticos, é uma medida simplificadora.

Dia	Códigos dos Pontos		
	Críticos	Notáveis	Genéricos
001	CRIT(ACRIT(1,1)) CRIT(ACRIT(2,1)) CRIT(ACRIT(17,1))	NOT(ANOT(1,1)) NOT(ANOT(2,1)) NOT(ANOT(280,1))	GEN(AGEN(1,1)) GEN(AGEN(2,1)) GEN(AGEN(200,1))
002 ...	CRIT(ACRIT(1,2))	NOT(ANOT(1,2))	GEN(AGEN(200,1))
100	CRIT(ACRIT(1,100)) CRIT(ACRIT(17,100))	NOT(ANOT(1,100)) NOT(ANOT(280,100))	GEN(AGEN(1,100)) GEN(AGEN(200,100))

Com esse plano em mãos, a **ordem** dos pontos em **cada** dia pode ser alterada, tendo em vista uma otimização dos percursos a serem seguidos para a coleta das amostras. Também deverão ser incluídos os pontos suspeitos, escolhidos pelo responsável pela coleta; se esses pontos já constarem do plano acima, deverão ser eliminados, para evitar repetições desnecessárias.

d 2) Controle na rede de uma cidade de 200.000 habitantes

Neste item, limitar-nos-emos a apresentar apenas os resultados, suprimindo a maioria dos comentários, já que a sistemática é a mesma que a do exemplo anterior.

Os dados históricos médios indicam:

$$c_g = 0,25 \quad c_n = 0,75$$

num total de 1 ponto contaminado por dia, na cidade.

O custo mensal é

$$C = 22 \cdot (36 \cdot L + 50) \quad C: \text{Cr\$}$$

Sendo

$$\begin{aligned} N_n &= 25 \\ N_g &= 475 \end{aligned}$$

$$N = 500 \text{ pontos cadastrados}$$

a confiabilidade se torna

$$R = 0,75 \left(\frac{n_n}{25} \right)^{0,75} + 0,25 \left(\frac{n_g}{475} \right)^{0,25}$$

Admitiremos

$$N_c = 0 \quad e \quad n_s = 4$$

donde

$$n_g = L - 4 - n_n$$

Para a construção do «gráfico decisorio», usaremos as relações:

$$C = 22 \cdot (36 \cdot L + 50)$$

$$n_g = L - (4 + n_n)$$

$$n_g = 475 \cdot \left[4 \cdot R - 3 \left(\frac{n_n}{25} \right)^{0,75} \right]^2$$

$$T_n = 2 + 34/n_n$$

$$T_g = 2 + 648/n_g$$

Como «ponto de trabalho», escolhemos o ponto (V. gráf. abaixo)

$$\boxed{n_g = 16} \quad e \quad \boxed{n_n = 19}$$

com as seguintes características:

$L = 16 + 19 + 5 = 40$
pontos amostrados por dia

$C = \text{Cr\$ } 32.780,00$
custo mensal do plano

$R = 50\%$
confiabilidade

$T_n = 2 + 648/16 = 42,5$
dias

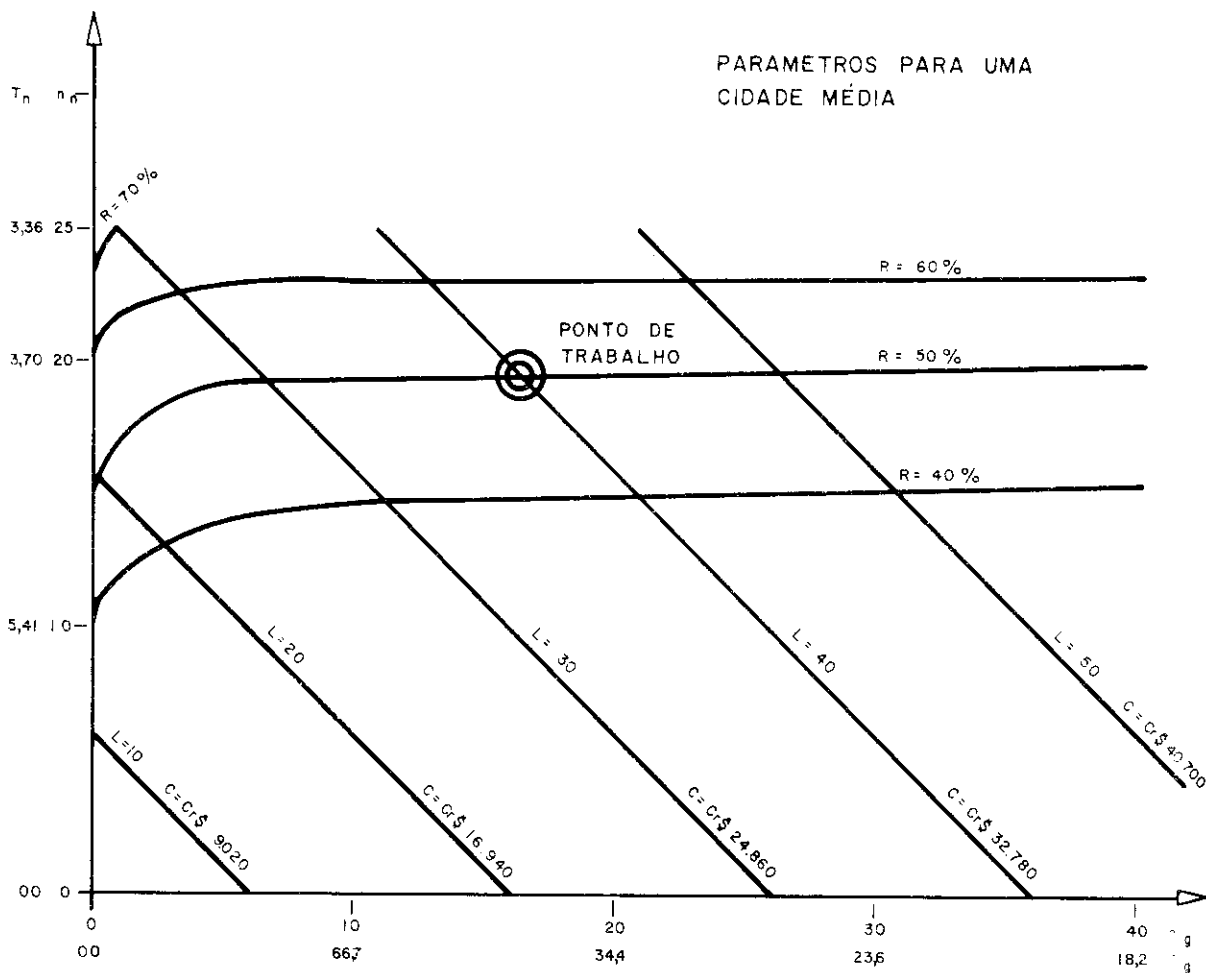
$T_n = 2 + 34/19 = 3,79$
dias

A composição da amostra será, então

0 pontos críticos
19 pontos notáveis
16 pontos genéricos
5 pontos suspeitos

40 pontos amostrados por dia

PARAMETROS PARA UMA
CIDADE MÉDIA



e) APÊNDICE: O MODELO DA AMOSTRAGEM SEM REPOSIÇÃO(*)

Consideremos um universo estatístico constituído dos cinco pontos A, B, C, D e E ($n = 5$).

Se tomarmos uma amostra de dois pontos ($a = 2$), teremos as possibilidades seguintes:

(*) V. bibliogr. 4 (Feller), pg. 59.

AB, AC, AD, AE, BC, BD, BE, CD, CE e DE, com um total de 10 amostras; assim

$$\binom{n}{a} = 10$$

Por outro lado, se estivermos interessados em ter um (ou mais) determinado ponto na amostra ($c = 1$), como por exemplo o ponto A, deveremos ter uma das amostras

AB, ou AC, ou AD, ou AE,
num total de 4 amostras possíveis, dado
pela relação

$$\binom{n-c}{a-c} = 4$$

Assim, a probabilidade de, com uma
amostra de a pontos, tomados aleatoria-
mente em n pontos, se obter c pontos da-
dos, será

$$P = \frac{\binom{n-c}{a-c}}{\binom{n}{a}} \text{ com } n \geq a \geq c$$

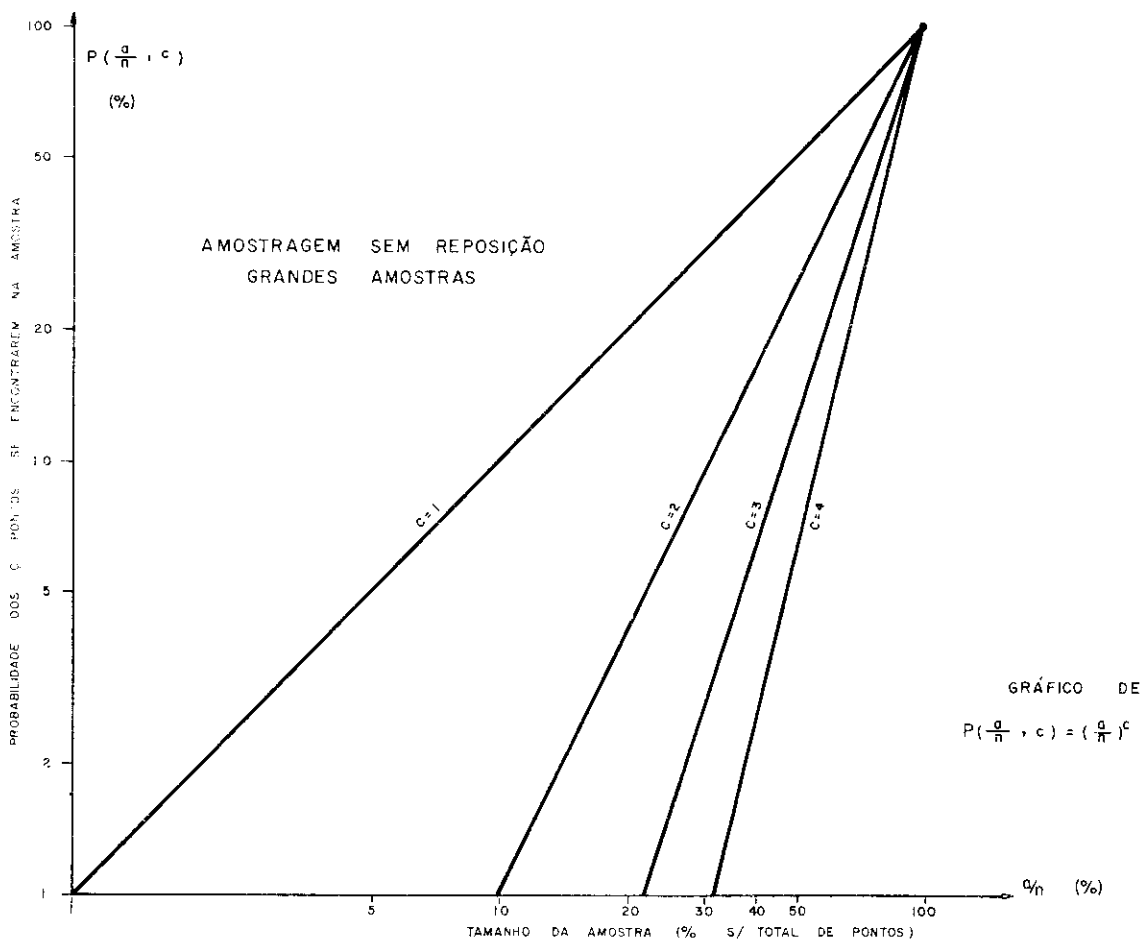
que, no exemplo acima é de $4/10 = 40\%$.

Se tanto o valor de n como o valor
de a forem grandes, poderemos usar a
propriedade:

Se $n \rightarrow \infty$ e $a \rightarrow \infty$
com $a/n \rightarrow K$,
então

$$\lim P \rightarrow K^c$$

No gráfico a seguir mostramos essa
função.



f) **BIBLIOGRAFIA UTILIZADA**

1. MACHOL, Robert E., ed. — «System Engineering Handbook», McGraw-Hill Co., New York, 1965.
2. WHETSTONE e GRIGORIEV, ed. — «Hydrologic Information Systems», UNESCO-WMO, Paris, 1972.
3. GARCEZ, L. Nogueira — «Elementos de Engenharia Hidráulica e Sanitária», E. Blücher edit., S. Paulo, 1960.
4. FELLER, W. — «An Introduction to Probability Theory and Its Applications», 3ª edição, Wiley, N.Y., 1968.
5. KAUFMANN, FUSTIER, DREVET — «L'Inventique», Entreprise Moderne d'Édition, Paris, 1970.
6. MEIER, NEWELL, PAZER — «Simulation in Business and Economics», Prentice-Hall, Inc., N.Y., 1969.
7. NAYLOR et al. — «Técnicas de Simulação em Computadores», Edit. Vozes Ltda., Rio, 1971.
8. «Plano de Controle de Potabilidade do Sistema de Abastecimento de Água de Guarulhos», public. interna do CETESB, S. Paulo, 1972.
9. MEICHES, J. — «Alguns problemas atuais de Saneamento Básico em São Paulo», Revista Politécnica, Ed. Especial, S. Paulo, 1973, p. 8.
10. VICTORETTI, B. A. — «Política de Controle de Poluição das águas no Estado de S. Paulo», Rev. Politécnica, Ed. Especial, S. Paulo, 1973, p. 14.
11. «Controle de Potabilidade da água do Sistema distribuidor de S. Paulo», publ. int. do CETESB, S. Paulo.
12. BRANCO, Samuel M. — «Poluição», Ao Livro Técnico S/A., GB, 1972.
13. LIPSCHUTZ, S. — «Theory and Problems of Probability», McGraw-Hill, N.Y., 1968.
14. COCHRAN, W. — «Técnicas de amostragem», Ed. Fundo de Cultura, Rio, 1965.

OBSERVAÇÕES SOBRE O FUNCIONAMENTO DE UMA LAGOA AERADA

ROBERTO E. B. CENTURIÓN (*)
ARISTIDES A. ROCHA (**)

1. INTRODUÇÃO

Encontra-se em atividade na cidade de Pacaembu, SP, localizada no denominado sertão do rio Paraná, uma estação de tratamento para despejos urbanos, que funciona à base de aeração mecânica.

O pioneirismo deste método entre nós, e suas peculiares condições de desempenho tem despertado o interesse de sanitaristas. Nestes termos, em atendimento a solicitação da Diretoria de Controle da Poluição das Águas — CPA, foram efetuados levantamentos e análises com o intuito de proceder a verificação das condições de funcionamento do referido sistema, usualmente conhecido como lagoa de estabilização mecanicamente aerada.

2. OBSERVAÇÕES SOBRE O SISTEMA E SUA OPERAÇÃO

2.1. Sistema e operação

O sistema de tratamento é constituído de grades, caixas de areia, medidor Parshall e lagoa aerada. O efluente desta célula aerada sofre cloração, sendo em seguida conduzido ao córrego receptor, de pequena vazão.

A lagoa apresenta forma de elipse, possuindo dois aeradores, cada qual ocupando um foco desta.

A aeração artificial é promovida por aeradores mecânicos iguais, também conhecidos por rotores de aeração de eixo vertical ou aeradores de superfície, empregando rotores do tipo «Vortair» da Infilco, classificados como do tipo turbina. Os dados de chapa dos dois aeradores de superfície empregados são:

Unidades tipo Vortair da Infilco (compostas de motor-redutor-rotor), onde:

- Motores elétricos
 - 2 unidades, marca Búfalo (modelo A-11), regime contínuo, cada uma com:
 - 20 cv
 - trifásico
 - 220/380 V
 - 50/60 Hz
 - 1720 RPM (60 Hz)
 - isolamento classe A
- Redutores de velocidade
 - 2 unidades
 - marca Cestari (tipo RDN-3)
 - capacidade: 18 HP
 - relação de redução: 1:23
- Rotores tipo Vortair da Infilco
 - 2 unidades
 - n.º de rotações no eixo de saída 75 rpm
 - rotor sem número de catálogo.

(*) Engº da Gerência de Estudos e Pesquisas da CETESB.

(**) Biologista da Gerência de Estudos e Pesquisas da CETESB e Docente da Faculdade de Saúde Pública da USP.

A população de projeto atinge 13.700 habitantes, sendo que atualmente o sistema recebe esgoto de 442 ligações, representando a contribuição de cerca de 2.200 habitantes. Os despejos, cuja vazão e temperatura são apresentados na Tabela n.º 1, têm acesso à lagoa, por intermédio de duas entradas submersas, abaixo dos aeradores.

A bacia de operação é escavada em terra, semi-eixos 14 e 27 m, taludes 1:1, borda livre 0,5 m, fundo arenoso, tendo

sido colocada camada de argila para diminuir perdas por infiltração.

As profundidades medidas na lagoa foram: média 1,80 m e máxima 2,50 m, junto a um dos aeradores. A altura de lodo em cerca de um ano e meio de operação, registrou uma média de 10 cm, concentrado na saída.

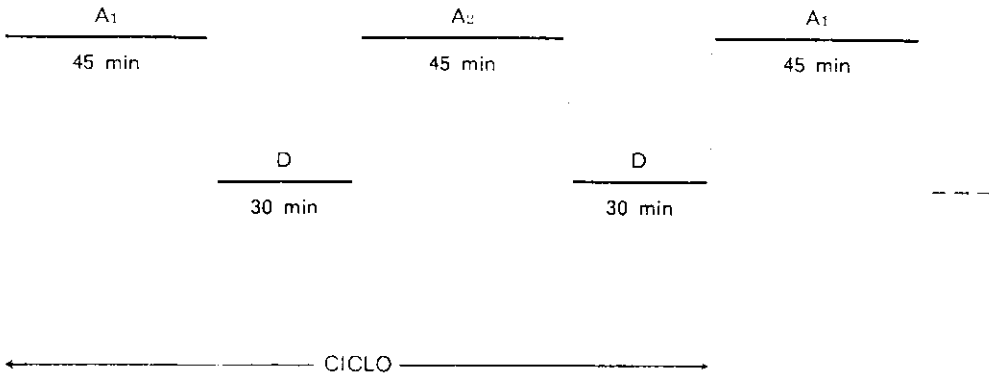
O regime de trabalho dos aeradores é descontínuo, permanecendo estes completamente parados durante 9 horas (pe-

TABELA N.º 1
Vazões e Temperaturas
Lagoa Aerada de Pacaembu

Hora	Vazões (l/s)		Temperaturas do Ar (°C)		Temperaturas dos Esgotos (°C)	
	10-4-72	13-9-72	10-4-72	13-9-72	10-4-72	13-9-72
5 h	—	0,8	—	22,0	—	23,0
6 h	—	1,2	—	23,0	—	23,0
7 h	4,3	2,9	22,0	20,5	27,0	23,0
8 h	7,5	8,5	20,0	21,0	27,0	24,0
9 h	6,7	8,5	21,0	22,0	27,0	24,0
10 h	7,5	6,7	23,0	21,0	27,0	24,0
11 h	6,7	6,7	26,0	21,0	28,0	24,0
12 h	5,0	7,5	28,0	21,0	28,0	24,0
13 h	6,7	9,4	29,0	20,0	28,0	24,0
14 h	6,7	8,5	29,5	21,5	28,0	24,0
15 h	5,8	5,0	29,0	21,5	28,0	23,0
16 h	6,7	5,0	30,0	21,0	28,0	23,0
17 h	3,5	4,3	29,5	21,0	28,0	23,0
18 h	4,3	4,3	26,5	21,0	28,5	23,0
19 h	4,3	3,5	21,0	20,0	27,0	23,0
20 h	2,3	2,3	20,0	20,0	27,0	23,0
21 h	2,3	—	19,5	—	27,5	—
22 h	0,8	—	18,0	—	27,0	—

riodo noturno). Nas restantes 15 horas o aerador 1 funciona 4 h 30 min o mesmo

ocorrendo com o aerador 2. O esquema de funcionamento é o que segue:



Durante 45 minutos, suponha-se que o aerador A 1, por exemplo, funcione. Em seguida, por 30 minutos, os dois aeradores permanecem desligados (D). Segue-se mais 45 minutos com o funcionamento do aerador A 2 e nova pausa de 30 minutos com os dois aeradores desligados (D). O ciclo, então, recomeça.

O comportamento da lagoa aerada, dentro das condições vigentes de operação, pode ser traduzido pela tabela que se segue apresentando valores médios de amostras compostas coletadas em três dias diferentes ao longo de 24 horas (tabela 2).

TABELA N.º 2

Quadro de Valores Médios
Lagoa Aerada de Pacaembu

Determinações	Entrada	Saída
DBO (mg/l) (amostra não filtrada)	233	50
DQO (mg/l)	378	212
NMP (Coliformes Totais/100 ml)	$33 \cdot 10^7$	$11 \cdot 10^6$
NMP (Coliformes Fecais/100 ml)	$81 \cdot 10^6$	$37 \cdot 10^5$
pH	7,06	7,33
Resíduo Total (g/l)	0,546	0,538
Resíduo Fixo (g/l)	0,267	0,269
Resíduo Solúvel (g/l)	0,384	0,402
Matéria Orgânica (g/l)	0,289	0,302
Matéria em Suspensão (ml/l)	0,178	0,139
Resíduo Sedimentável (ml/l)	2,8	0,1
Cor mg ^{Pt} /l)	100	250
Turbidez (U.J.T.)	56	54
Vazão (l/s)		5,19
Temperatura dos Esgotos na Lagoa (°C)		25
O.D. (mg/l) (com sol)		1,2

Observa-se, portanto, que a ETE apresenta as seguintes reduções:

$$\eta \text{ DBO} = 78,5\%$$

$$\eta \text{ DQO} = 43,9\%$$

$$\eta \text{ coli-fecais} = 95,5\% \text{ (antes da cloração)}$$

Relatam os operadores que há desprendimento de odores desagradáveis, quando, após 9 horas noturnas de parada, um aerador é ligado — o que se deve provavelmente a um desenvolvimento de anaerobiose na célula aerada. Deve-se ainda ressaltar que o efluente arrasta lodo em suspensão. Por outro lado, nas condições atuais, é impraticável um teste de reoxigenação para avaliação de transferência de oxigênio pelos aeradores de superfície. Entretanto, unidades de aeração mecânica são avaliadas, usualmente, pelo fabricante, como capazes de fornecer oxigênio na faixa de 1,8 a 2,1 kg O₂/CVh, em água limpa.

2.2. Aspectos biológicos

As lagoas de estabilização geralmente apresentam condições ideais para o desenvolvimento de organismos fotossintetizantes. A grande quantidade de nutrientes, a boa penetração da luz devido a pouca profundidade e, a característica do ambiente lêntico, propiciam a proliferação das algas fundamentais ao processo de estabilização do material orgânico constituinte do esgoto.

Em lagoas aeradas, as algas em geral ocorrem em pequeno número sendo, portanto, de influência pouco significativa na capacidade estabilizadora do sistema.

Na lagoa aerada de Pacaembu, em relação ao desenvolvimento de organismos do fitoplancton, observa-se o fenômeno oposto. O número de algas é bastante elevado (tabela n.º 3) sendo mesmo compatível ao que é normalmente encontrado em sistemas clássicos de lagoas de estabilização.

Os gêneros predominantes **Ankistrodesmus** e **Chlorella** são também típicos dessas lagoas.

Esse desenvolvimento de algas é porém perfeitamente explicável. Como há

TABELA N.º 3

Algas Encontradas

Gênero	Grupo
Ankistrodesmus	Verdes
Chlorella	Verdes
Scenedesmus	Verdes
Trachelomonas	Fitoflagelados
Oocystis	Verdes
Euglena	Fitoflagelados
Micractinium	Fitoflagelados
Selenastrum	Fitoflagelados
Lepocinclis	Fitoflagelados

Demais organismos encontrados: Protozoários. Lodo totalmente anaeróbico na saída da lagoa, não continha organismos bentônicos.

grande quantidade de sais minerais nutrientes e boa penetração da luz, pelo fato de os aeradores funcionarem apenas em certos períodos durante o dia, a lagoa funciona também como lagoa de fotossíntese.

Convém salientar, que embora não se tenha quantificado a taxa de oxigênio endógeno fornecida ao sistema, observou-se que o teor de oxigênio nos dias de maior intensidade luminosa foi sempre superior aqueles dos dias nublados (tabela 4).

TABELA N.º 4

Oxigênio Dissolvido

Dia/Hora	O.D. (mg/l)	Tempo
18-03-72/10 h	0,9	Sol
18-03-72/12 h	1,2	Sol
25-04-72/ 4 h	Zero	Noite
25-04-72/10 h	0,9	Sol
25-04-72/16 h	1,2	Sol
25-04-72/21 h	1,2	Noite
13-09-72/ 9 h	Zero	Encoberto
13-09-72/12 h	0,4	Tempo claro c/ chuva
13-09-72/15 h	Zero	Chuva
14-09-72/10 h	1,6	Sol

Na saída da lagoa, notou-se a existência de grande quantidade de larvas de insetos, predominando as de mosquitos (Diptera) Chironomidae. Tal proliferação,

é facilitada pelas gramíneas que afloram em toda a borda da lagoa e ainda, pelo arraste de lodo em suspensão no efluente.

3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Trata-se de um sistema de tratamento de esgotos sanitários que está recebendo uma carga poluidora, em termos de DBO, de cerca de seis vezes menos que aquela de projeto. Nestas condições, está apresentando boa eficiência, funcionando também como lagoa fotossintética.

A potência instalada apresenta características de super dimensionamento e no futuro, quando a carga poluidora atingir a população de projeto, poder-se-á verificar que o tempo de detenção irá acusar valor inferior ao comumente citado em bibliografia especializada.

Alternativas que se afiguram, e citadas como incrementadoras de eficiência

em estações de tratamento deste tipo, são: recirculação do lodo e tratamento do efluente da lagoa aerada, em série, com lagoa facultativa.

Cumprе sugerir, ainda, no caso de funcionamento intermitente, o uso de um dispositivo controlador de O.D. na lagoa. Esse monitor acoplado aos dispositivos de partida e parada dos aeradores, teria a função de garantir em qualquer instante um mínimo de O.D. de 1 a 2 mg/l.

B I B L I O G R A F I A

- BRANCO, S. M. — Aspectos Biológicos; o Plac-
ton in Lagoas de estabilização, USP/OPS/OMS,
1967.
- CENTURIÓN, R. E. B. e ROCHA, A. A. — Lagoa
aerada de Pacaembu — Relatório Interno CE-
TESB/CPA, S. Paulo, out. 1972 (mimeografado).
fado).
- GLOYNA, E. F. — Waste Stabilization Ponds, World
Health Organization, Geneva, 1971.

IMPORTÂNCIA DOS DETERGENTES NA ENGENHARIA SANITÁRIA

FERNANDO FUKUDA (*)

SINOPSE

O presente trabalho procura salienta a importância dos detergentes sintéticos no problema sanitário. Em breve discussão são apresentados os métodos principais utilizados no tratamento, na determinação quantitativa e estrutura molecular, bem como dados relativos à produção atual e estimativa futura de detergentes no Brasil.

1. INTRODUÇÃO

No fim da Segunda Guerra Mundial, nos Estados Unidos, os detergentes sintéticos começaram a invadir o mercado, constituindo, após 15 anos, 90% dos detergentes consumidos no país.

Embora não haja na produção de detergentes, despejos industriais consideráveis, seus lançamentos nos cursos d'água são ininterruptos, pois eles são insubstituíveis para as donas de casa. A quantidade de detergentes nos rios tende a aumentar, podendo assim, advir efeitos nefastos ao homem, do ponto de vista sanitário.

Seguem-se, pois, algumas considerações acerca da constituição, produção e problemas sanitários apresentados por estes produtos.

(*) Químico da Gerência de Estudos e Pesquisas da CETESB - São Paulo.

2. CONSTITUIÇÃO DOS DETERGENTES

Quaisquer que sejam os detergentes, existe sempre um agente superficial ativo. No sabão, o agente é constituído por sais alcalinos de ácidos graxos. Nos «sintéticos» podem ser substâncias orgânicas aniônicas, catiônicas ou neutras.

Usualmente no Brasil são adotados os aniônicos derivados do dodecil benzeno.

Assim, os constituintes de um dos detergentes sólidos atualmente encontrado no mercado do Brasil, são citados na Tabela n.º 1, que se segue:

TABELA N.º 1

Constituintes do Detergente Sintético em Pó e Suas Porcentagens Aproximadas

Constituinte	Porcentagem
Alquil Benzeno Sulfonato de Sódio	28 a 32
Tripoli Fosfato de Sódio	25 a 32
Hipoclorito de Sódio	0,35
Tinopal	0,013
Etanol Amida de Côco	2,5
Carboxi Metil Celulose	1
Tolueno Sulfonato de Sódio	3
Silicato de Sódio	9
Sulfato de Sódio	12
Etileno Touréia	0,05
Água	12
Perfume	0,1

Convém salientar que a maioria dos detergentes atualmente existentes e que aparecem com as mais variadas designações, apresenta praticamente a mesma constituição acima referida.

Nos Estados Unidos, atualmente, os maiores produtores de alquil benzeno sulfonato (ABS) mudaram suas linhas de fabricação para compostos biodegradáveis. Isto foi possível pela substituição da cadeia alquílica altamente ramificada por uma cadeia alquílica reta.

3. EFEITOS CAUSADOS PELOS DETERGENTES SINTÉTICOS

Devido ao fato dos detergentes sintéticos não se precipitarem com a dureza da água, podem permanecer longo tempo nos mananciais hídricos sem sofrer ação biológica.

Esta persistência se traduz em (4):

1. interferência na troca de oxigênio (principalmente nos processos de lodo ativo);
2. toxidez aos peixes de água doce;
3. dificuldade nos tratamentos de água;
4. formação de espumas.

4. TRATAMENTO DE DETERGENTES

4.1. Tratamento nas águas de abastecimento

Durante o tratamento de águas de abastecimento público surgem vários problemas, dentre os quais pode-se citar (10):

- a. dificuldade de coagulação;
- b. progressão de flocos;
- c. odor;
- d. gosto;
- e. inviabilidade na remoção de turbidez.

O tratamento adequado, adaptável e efetivo dos detergentes sintéticos é possível com o uso de carvão ativado.

Segundo RENN ⁽¹⁰⁾, ao se colocar 10 mg e 40 mg de carvão ativo em 1 litro de água e 1 g de alquil benzeno sulfonato de sódio, a redução deste será respectivamente de 50% e 90%.

Citam-se a seguir, alguns efeitos causados pela mudança de condições do meio:

1. **efeito da matéria orgânica:** toda água contendo matéria orgânica dissolvida ou em forma coloidal, não interfere na absorção do ABS pelo carvão ativo;
2. **efeito do pH:** a eficiência da absorção é maior em condições ácidas do que em meio alcalino;
3. **efeito da adição de alumen:** em águas contendo 0,2 a 2,0 ppm de ABS em pH maior do que 5, o efeito da adição do alumen é praticamente desprezível.

Apesar de não ser mencionado o limite permissível nas Normas do Public Health Service, a sub-comissão técnica da mesma, está considerando um limite não superior a 0,5 ppm ⁽²⁾, baseando-se em condições estéticas e a fim de evitar qualquer tendência à formação de espumas.

Testes efetuados no Robert A. Taft Sanitary Engineering Centre, em Cincinnati, Ohio, mostraram que o odor de ABS é raramente detectável em 1.000 ppm e que ainda poucos indivíduos conseguem sentir o sabor com 16 ppm ⁽³⁾.

4.2. Tratamento de ABS em estações depuradoras de esgotos

Em sistema de tratamento primário de esgoto, o detergente não é eliminado e passa pelos filtros, podendo causar certos transtornos. O alquil benzeno sulfônico nem sempre constitui, porém, fator adverso às bactérias, podendo até certo ponto estimular algumas espécies.

Nos sistemas de lodos ativados, o tratamento de esgoto elimina 50% dos detergentes sintéticos. Se o sistema for selecionado para oxidar especialmente o ABS, em certas condições poder-se-á obter até 80% de remoção ⁽¹¹⁾.

4.3. Tratamento de ABS em águas residuárias

Estudou-se o tratamento de detergentes sintéticos em águas residuárias mediante os seguintes processos:

1. adsorção;
2. extração em solventes;
3. troca iônica;
4. eletrodiálise e outros.

O processo de adsorção em que é empregado o carvão ativado parece ser o mais efetivo. Todavia, ainda que se possa reutilizar o carvão para tratamentos posteriores, o método é bastante oneroso.

Por processo convencional, é possível separar os detergentes quando o complexo catiônico, reagindo com o ânion, forma um complexo insolúvel, aparecendo então um precipitado.

5. DETERMINAÇÃO QUANTITATIVA DO ABS EM ÁGUA

Devido o consumo crescente, e em virtude dos efeitos que causam os detergentes aniônicos, foram utilizados, nos Estados Unidos, mais de 20.000 hora/homens para melhorar os métodos de determinação.

A título ilustrativo são citadas, brevemente, as características dos principais métodos de determinação quantitativa⁽¹⁾:

1. Método do Azul de Metileno

O método não é específico, mas pela sua simplicidade pode ser usado em laboratórios modestamente equipados.

2. Método Infra-Vermelho

SALLEE e colaboradores⁽¹¹⁾ descrevem várias «modificações» para eliminar as interferências.

O tratamento é complexo e requer instrumentação nem sempre possível de ser adquirida pelos laboratórios.

3. Método M. D. H.

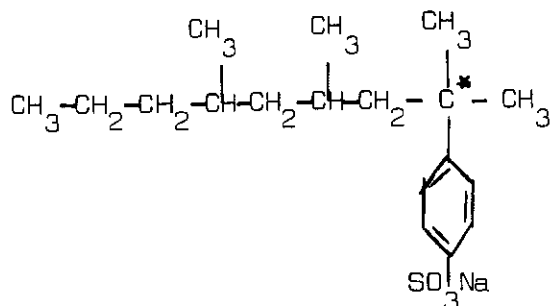
É utilizado para determinação rápida de ABS no campo, tendo sido desenvolvido pelo «The Michigan Department of Health»⁽⁶⁾.

6. ESTRUTURA MOLECULAR DO DODECIL BENZENO

Este composto, usado na indústria, consiste numa mistura de isômeros e homólogos que apresentam as seguintes características⁽¹⁰⁾:

1. e um mono alquil benzeno;
2. o grupo alquílico é altamente ramificado contendo grupos metilas;
3. o anel benzênico provavelmente não está no fim, isto é, na terminal da cadeia.

A estrutura molecular mais provável, elaborada pela Continental Oil Company⁽⁹⁾, é a seguinte:



A designação química desse isômero em particular é «para-dodecil benzeno sulfonato de sódio». Especificou-se acima «isômero», uma vez que todos os outros componentes que aparecem na mistura ao ser sintetizado este composto, seriam derivados do mesmo.

MC KINNEY e SIMON⁽¹⁰⁾, afirmam que a existência de C* quaternário bloqueia o ataque no metabolismo bacteriano, evitando a biodegradação dos detergentes sintéticos.

7. PRODUÇÃO ANUAL DE DETERGENTES SINTÉTICOS NO ESTADO DE SÃO PAULO

A Tabela n.º 2 mostra as produções anuais das duas principais indústrias de detergentes do Estado de São Paulo:

TABELA N.º 2

Produção Anual

Indústria	II		
	I	Sólido (t/ano)	Líquido (t/ano)
Estado físico do detergente	Líquido (t/ano)	Sólido (t/ano)	Líquido (t/ano)
Ano			
1964		12.000	6.000
1965	4.500		
1966	4.600	27.000	7.000
1967	5.600		
1968	8.350	50.000	15.000

Obs.: Aproximadamente 12% constituem as matérias primas na produção de detergentes líquidos.

Considerando a cifra anual de 2.000.000 toneladas de detergente sólido produzidos nos Estados Unidos e ainda 400.000 toneladas da indústria mexicana, quer nos parecer que a produção no Brasil ainda não atingiu altos índices. Tal assertiva pode ser corroborada atendo-se que uma das indústrias (II) representa 60% do total produzido no território nacional.

O Estado de São Paulo com um consumo de 40% e o Estado do Rio de Janeiro com 20%, representam os maiores consumidores nacionais.

Apresenta-se a seguir, nos gráficos n.ºs 1, 2, 3, a previsão das referidas indústrias para o próximo quinquênio.

Verifica-se pelos gráficos estimativos que a produção de detergentes sintéticos, no ano de 1974, atingirá a ordem de (Tabela n.º 3):

TABELA N.º 3

Produção de Detergentes Sintéticos - 1974 (estimativa)

Indústrias	Líquido (t)	Sólido (t)
I	17.10 ³	
II	23.10 ³	110.10 ³

A utilização de detergentes que se torna cada vez mais indispensável, nas atividades caseiras, industriais e para outros fins, deverá incrementar em ritmo acelerado a capacidade de produção atual.

8. DISCUSSÃO

Por volta de 1960, principalmente nos Estados Unidos, o consumo «per capita» de detergentes sintéticos atingia cerca de 8 kg/ano. Naquela época, 90% dos sabões foram substituídos pelos «sintéticos», causando ao tratamento de água, problemas tais como: dificuldades de coagulação, turbidez, odor, gosto, etc. Este fato alarmou de tal maneira as autoridades governamentais, que foram baixadas normas visando a minimizar a produção de detergentes que tinha como constituinte o alquil benzeno sulfônio (ABS).

A observação dos gráficos de produção das duas maiores indústrias do Brasil, que estão anexos, mostra que o problema poderá ser agravado, futuramente, mesmo levando-se em conta que em 1968, 80% dos detergentes produzidos foram elaborados à base de sabão de origem animal. Há no momento, porém, uma gradativa e crescente tendência para a substituição dos sabões por detergentes sintéticos.

Atualmente na área metropolitana do Grande São Paulo, estima-se que o consumo de detergente sintético seja da ordem de 2,5 kg «per capita»/ano. Deve-se considerar que, o aumento da produção acompanha em parte o crescimento demográfico, e o maior poder aquisitivo, fazendo com que o consumo «per capita» anual aumente em pequena proporção. É de se supor, todavia, que o acúmulo gradual de detergentes sintéticos nas águas de abastecimento público acarrete os mesmos problemas verificados na década de 60, nos Estados Unidos.

Tendo-se em conta o ocorrido em outros países bem como o crescente desenvolvimento da indústria brasileira, é conveniente que se esteja alerta para mais esta questão sanitária não só no presente, mas sobretudo com vistas ao futuro.

ESTIMATIVAS DA PRODUÇÃO DE DETERGENTES SINTÉTICOS

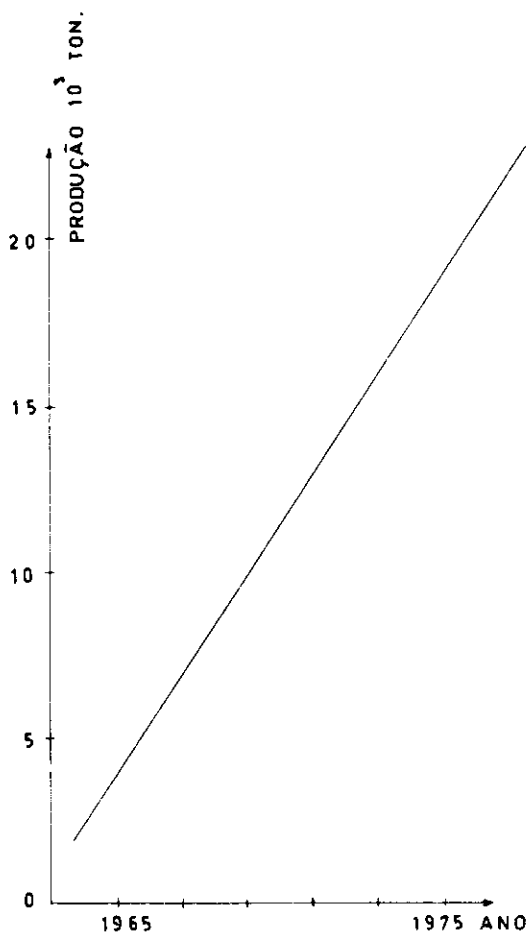


GRÁFICO Nº 1 - DETERGENTE LÍQUIDO
INDÚSTRIA 1, ATÉ O ANO 1974

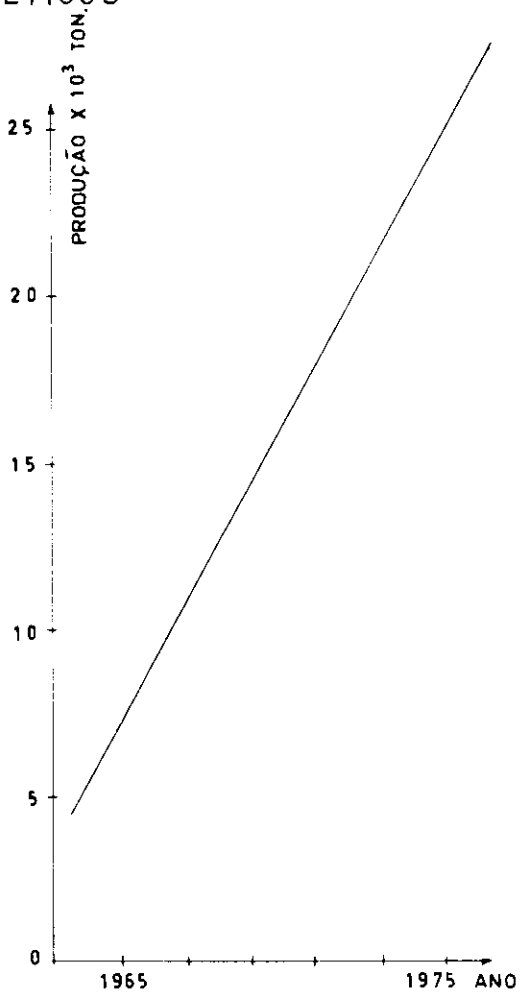


GRÁFICO Nº 2 - DETERGENTE INDÚSTRIA
2, ATÉ O ANO 1974

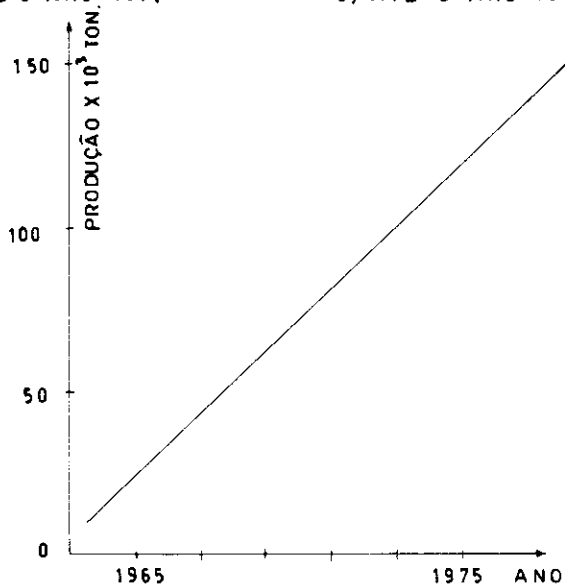


GRÁFICO Nº 3 DETERGENTE SÓLIDO
INDÚSTRIA 2, ATÉ O ANO 1974

SUMMARY

This work tries to emphasize the importance of synthetic detergents on the sanitary problem. In a short discussion we present the most important methods used in treatment, methods for quantitative determination, for determination of molecular structure, and also data referring to actual and future production of detergents in Brazil.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. CAUGHLIN, F. G. et alii — Components of household synthetic detergent in water and sewage. *J. Amer. Water Works Assoc.*, **55**(3): 369-399, Mar. 1963.
2. ESTADOS UNIDOS. Public Health Service — Drinking water standards. *Public Health Reports*, **61**:371, 1946. Apud WALTON, G. — ABS combination. *J. Amer. Water Works Assoc.*, **53**(11):1354-1362, Nov. 1960.
3. COHEN, J. M. — Determination of taste and odor thresholds for pure ABS. Report, Robert A. Taft Sanitary Engineering Center, Cincinnati, 1969 (unpublished, Apud WALTON, G. — ABS combination. *J. Amer. Water Works Assoc.*, **53**(11):1354-1362, Nov. 1960.
4. GRANSTON, M. L. — Soap and detergents. In: *Curso de tratamento de residuos industriales*. Santiago, Chile. 1967.
5. HANEY, P. D. et alii — Effects of synthetic detergents on water supply. *J. Amer. Water Works Assoc.*, **41**(10):1251-1254, Oct. 1959.
6. HILL, W. H.; SHAPIRO, M. & KOBAYASHI, Y. — Determination of ABS in water. *J. Amer. Water Works Assoc.*, **54**(4):409, Apr. 1962.
7. MC GAUHEY, P. H. & KLEIN — Removal of ABS from waste water effluent. *Sewage Ind. Wastes*, **31**(8):877-899, Aug. 1959.
8. MC GUIRE, K. MILLER & PEPENMER — Field test for detergents. *J. Amer. Water Works Assoc.*, **54**(6):665-670, Jun. 1962.
9. MC KINNEY, R. G. & SYMON, J. N. — Bacterial degradation of ABS. Part I — Fundamental biochemistry. *Sewage Ind. Wastes*, **31**(5):549-559, May 1959.
10. RENN, I. & BARADA, M. — Removal of ABS from heavily polluted water. *J. Amer. Water Works Assoc.*, **53**(2):129-134, Fev. 1961.
11. SALLEE, E. M. et alii — Determination of trace amounts of alkyl benzenesulfonate in water. *Anal. Chem.*, **28**:1822-1956. Apud HILL, W. H.; SHAPIRO, M. A. & KOBAYASHI, Y. — Determination of alkyl benzene sulfonate in water. *J. Amer. Water Works Assoc.*, **54**(4):407-416, Apr. 1962.
12. WALTON, G. — ABS combination. *J. Amer. Water Works Assoc.*, **53**(11):1354-1362, Nov. 1960.

A EXPERIÊNCIA BRITÂNICA NA ELIMINAÇÃO DE ESGOTOS PELO MAR

Dr. ROBERT M. BRADLEY (*)

Aqui serão feitas considerações sobre a filosofia Britânica concernente a descarga de esgotos sanitários no mar. Será dado especial destaque ao risco de se banhar em água do mar poluída por esgotos sanitários.

A descarga de esgotos sanitários não tratados no mar, introduz um número de riscos:

- 1) Depleção do oxigênio, causada pelo material orgânico consumidor desse elemento;
- 2) A formação de bancos de lodo mal-cheirosos;
- 3) A eutrofização do corpo receptor;
- 4) Poluição visível na forma de sólidos flutuantes;
- 5) Presença de organismos patogênicos.

A descarga de esgotos industriais tóxicos introduz ainda o risco adicional do envenenamento dos peixes, mas vamos aqui nos concentrar primariamente na descarga de esgotos domésticos.

Os riscos referentes a depleção de oxigênio e formação de bancos de lodo podem ser eliminados pelo cuidado de descarregar o esgoto num corpo d'água que seja o suficientemente grande para diluir as substâncias poluentes até limites satisfatórios.

Se supormos que a água do mar contém 8 mg/l de oxigênio dissolvido, poderemos calcular que o esgoto «in natura» de uma população de 4,5 milhões de ha-

bitantes, poderá ser satisfatoriamente descarregado num volume de água do mar de aproximadamente 30 milhões de metros cúbicos sem que haja efeito apreciável nesse oxigênio, fazendo-se a hipótese de que toda DBO seja exercida em 24,00 horas e que água do mar fresca substitua integralmente a água poluída em 24,00 horas.

Este volume é equivalente ao volume contido em um prisma de 800 metros por 800 metros por 50 metros de altura.

O problema da eutrofização é um que dificilmente irá ocorrer no oceano aberto, mas poderá ser um risco extremamente sério em baías fechadas ou em estuários. Um exemplo recente de eutrofização no mar, é o do fjord de Oslo que tem uma abertura muito estreita para o Mar Báltico. A contínua descarga de esgotos domésticos não tratados neste fjord, resultou no crescimento de algas, que tornaram-se o alimento principal dos moluscos existentes no fjord. Desafortunadamente as algas eram de um tipo particular que produz uma toxina que se acumula na carne dos moluscos e que tem como consequência paralisia muscular nas pessoas que os comam.¹¹

PERIGOS PARA A SAÚDE DEVIDO AO BANHO EM ÁGUA DO MAR POLUÍDA POR ESGOTOS

Antes de se discutir em maior detalhe a evidência existente de perigos para saúde devido ao banho em água do mar

(*) Consórcio BALFOUR-BRASCONSULT.

poluída por esgotos, é verdadeiro dizer que a primeira vista esse risco parece ser muito grave, apenas pelo fato de conter o esgoto doméstico organismos patogênicos.

Contudo o número de organismos patogênicos presentes no esgoto não é constante, depende ele bastante da distribuição de portadores de moléstias na comunidade que produz o esgoto.

A monitorização constante para identificar organismos patogênicos na água do mar que contém esgotos não é fácil, devido aos diversos fatores de diluição envolvidos, devido aos muitos tipos de organismos patogênicos, e devido as dificuldades práticas em se estabelecer um programa de amostragem que seja representativo.

Deve ser afirmado que mesmo que organismos patogênicos possam ser isolados da água do mar, isto não demonstra de forma conclusiva que o banho na água do mar envolva um risco mensurável para a saúde. O número de organismos patogênicos necessários para infectar uma pessoa não pode ser estabelecido dentro de limites exatos, pois depende tanto do tipo de organismo quanto da resistência natural do indivíduo. De forma geral uma dose grande tem mais probabilidade de infectar do que uma dose pequena, portanto o objetivo da eliminação marítima deverá ser a redução da concentração de organismos patogênicos em áreas de banho, a níveis tão baixos que o risco de se contrair uma doença seja mínimo.

Devido as dificuldades em se controlar a água do mar quanto a existência de organismos patogênicos, faz-se uso dos organismos coliformes. O uso do total de organismos coliformes inclui coliformes provenientes de fontes diversas, tais como por exemplo, do apodrecimento de vegetação. É mais confiável portanto, utilizar-se a contagem de coliformes fecais (Bacteria Coli tipo I, Escherichia Coli). Estas são fecais na origem e portanto excelentes indicadoras de poluição por esgotos. São geralmente não patogênicas, embora conheça-se alguns casos de problemas intestinais causados por algumas cepas, em crianças pequenas.

Os esgotos domésticos «in natura» contém de 10 a 100 milhões de organismos coli/100 ml de esgotos. A relação entre organismos coliformes fecais e totais é geralmente da ordem de 1 para 4. Pesquisas feitas em quatro bacias de drenagem de São Paulo, mostraram relações variando de 1,1 até 10,0²⁰.

A relação entre organismos coliformes e patogênicos varia, como mostram os elementos da Tabela 1, referentes a coliformes fecais e estreptococos fecais nos esgotos «in natura» de 4 comunidades Norte-Americanas.

A relação irá obviamente variar com a distribuição dos portadores de doença na comunidade, embora a variação exata tenha ainda que ser demonstrada.

Quando o esgoto é descarregado no mar, a concentração de organismos que voltam a praia é reduzida devido a um

TABELA 1

Densidades bacteriológicas nos esgotos «in natura»³

Cidade	Densidades bacterianas (número/100 ml esgotos)			
	Coliformes totais	E. Coli	Estreptococos fecais	Razão Ec : Ef
A	17.200.000	17.200.000	4.000.000	4,3
B	33.000.000	10.900.000	2.470.000	4,4
C	1.940.000	340.000	64.000	5,3
D	6.300.000	1.720.000	200.000	8,6

grande número de fatores, dois dos mais importantes sendo a diluição e a dispersão.

Diversos estudos foram feitos, demonstrando que organismos coliformes em misturas de esgotos com água do mar, geralmente decrescem logaritmicamente com o tempo. Não é certo quais são os processos mais importantes, mas é sabido que fatores tais como a luz do sol, salinidade, temperatura, a atividade bacteriófaga, a competição por nutrientes, o choque osmótico, etc., todos tem um papel importante no processo natural de redução. Estudos desenvolvidos na Inglaterra mostraram que o tempo necessário para matar 90% de organismos coliformes em água do mar a 20°C durante o dia é de cerca de 3,00 horas, mas esse tempo aumenta para tanto quanto 49,00 horas na ausência da luz²¹. Estudos ao largo das costas do Rio de Janeiro e de Santos sugerem que 1,00 hora é o tempo razoável para se considerar uma eliminação de 90% nas condições brasileiras⁷.

Não se sabe contudo com certeza, se as taxas de decaimento de coliformes são da mesma ordem de grandeza das taxas para os organismos patogênicos.

Um projeto de eliminação marítima projetado para limitar a concentração de coliformes nas praias, poderá não atingir

a mesma redução nos números de organismos patogênicos.

Por outro lado, qual é a evidência de que o banho em água do mar poluída por esgotos envolve um risco para a saúde?

Existe uma associação estatisticamente significante entre a exposição ao risco para a saúde e a doença em si?

Mesmo que exista tal associação, isto não prova por si mesmo a existência de uma relação de causa e efeito, pois poderá estar presente alguma outra influência não detectada.

A relação de causa e efeito somente pode ser provada pela demonstração de que outros fatores não estão presentes, pelo estudo da relação de tempo entre a exposição e a erupção da doença, a relação entre a exposição e a frequência da doença, etc.²¹

A experiência Britânica no controle da poluição das águas é tão avançada quanto a de qualquer outro país do mundo, como demonstram os elementos da Tabela 2.

A situação referente a descarga de esgotos domésticos no mar da Inglaterra e do País de Gales é de que hoje o esgoto de uma população de verão de aproximadamente 5 milhões de indivíduos, é lançado ao mar após apenas um tratamento preliminar, e que 85% do número

TABELA 2

Proporção da população doméstica servida por dispositivos de captação e eliminação de esgotos

País	Proporção da população doméstica (%)					Ano das Informações
	Rede de Esgotos	Eliminação Marítima	Tratamento			
			Primário	Primário + Secundário	Soma	
Reino Unido	>90	11	7	82	89	1973
Estados Unidos da América ¹²	62	—	14	36	50	1962
Alemanha Ocidental ⁴	75	—	21	38	59	1973
Holanda ¹¹	—	46	8	15	23	1973
França ¹³	44	—	—	—	9	1973
Itália ¹	—	—	—	—	5	1973

total de emissários descarrega em um ponto a menos de 100 metros abaixo do nível de águas mínimas.²

Embora o fato de que tantos emissários Britânicos descarregam relativamente próximo a costa, a opinião corrente naquele país é que embora a **possibilidade** de contrair uma doença entérica como resultado de se banhar em água do mar poluída por esgoto não possa ser inteiramente afastada, **quando não há objeções de ordem estética, a probabilidade** de se contrair uma doença é tão pequena, que é epidemiologicamente indemonstrável.¹¹

Esta filosofia é baseada nos resultados de uma pesquisa que foi desenvolvida de 1953 a 1959, e que estudou febre tifóide e paratifóide e poliomielite¹². Entre 1953 e 1959 houve na Inglaterra e no País de Gales 950 casos de tifo e 3.106 casos de paratifo e a análise de todos estes casos demonstrou que nenhum caso de tifo e apenas 4 casos de paratifo ocorreram em pessoas que haviam se banhado no mar anteriormente ao aparecimento da doença. Os 4 casos de paratifo foram associados a duas praias nas quais a poluição era visível e as condições podiam ser descritas como esteticamente revoltantes.

A possibilidade de uma associação entre o banho de mar e a poliomielite foi estudada durante 1957 e 1958 pela comparação do histórico de banhos de 150 casos confirmados da doença, com aquele de 150 pessoas sadias, garantindo-se que fatores tais como idade, sexo e classe social estivessem bem paralelos. O estudo mostrou que dos 150 pacientes de poliomielite, 45 haviam se banhado durante as três semanas que precederam o aparecimento dos sintomas. Dos 150 elementos de controle, 44 também haviam se banhado durante o mesmo período. Portanto se concluiu que não havia uma associação significativa entre o banho e o aparecimento da poliomielite.

A pesquisa Britânica não estudou doenças gastro-intestinais que são comumente acusadas de serem causadas por banho de mar, pois a gastro-enterite é toda uma coleção de doenças diferentes, com sintomas similares, que poderiam

também ser por exemplo causadas por contaminação de alimentos por salmonella, pela ingestão de água de fontes contaminadas ou pelo contato pessoal direto.

De forma similar doenças tais como sinusite e otite não foram estudadas. Aceita-se que quando alguém se banha, seja numa piscina ou na água do mar poluída por esgotos, existe um risco maior em se contrair uma ou mais variedades de doenças dos olhos, nariz, ouvido ou garganta¹³. Isto poderá ser tanto pela falta de adaptação do homem ao meio aquático quanto pela transferência por contato pessoal ou através da água de organismos originários da pele ou das membranas mucosas. O estudo dos riscos para saúde provenientes do banho em água do mar poluída por esgotos, preocupou-se com os organismos originários do intestino humano, e não de outras fontes

Não existe evidência nova de que a pesquisa Britânica de 1959 não seja aplicável hoje. A atitude Britânica oficial é de que não há risco para a saúde em se banhar em água do mar poluída por esgotos desde que as condições estéticas sejam satisfatórias.¹⁴

NORMAS DE QUALIDADE PARA ÁGUA DE BANHO

Devido a aparente falta de associação entre o banho em água do mar poluída por esgotos e a contração de uma doença como resultado, não há normas bacteriológicas para as áreas de banho na Grã-Bretanha.

A situação contudo em outros países é bastante diferente. Provavelmente os critérios mais detalhados que existem são aqueles existentes na África do Sul¹⁵, onde as áreas destinadas aos banhistas deverão obedecer aos seguintes critérios:

- 1) Não poderão ser encontradas salmonellas em amostras de 250 ml;
- 2) A água deverá ser esteticamente agradável;
- 3) A DBO não poderá exceder 5 mg/l;
- 4) A turbidez máxima deverá ser abaixo de 5 mg/l na escala de sílica.

As autoridades costeiras da Califórnia, por outro lado, geralmente limitam o nível máximo de coliformes nas áreas de banho em 1.000 coli/100 ml e a Comissão Federal Norte-Americana de Critérios de Qualidade das Águas recomenda uma norma de coliformes fecais, que exija uma média logarítmica de 200 coliformes fecais/100 ml com 90% das amostras caindo abaixo de 400 coliformes fecais/100 ml¹⁹. Estes números são extremamente precisos e é interessante verificar exatamente o que eles implicam:

As contagens bacterianas são altamente variadas e é muito difícil confirmar se a norma está sendo atingida. Não há muito sentido em se detalhar normas precisas se não é feita uma tentativa séria de verificar que ela não está sendo violada. A variação das contagens bacterianas pode ser demonstrada por uma pesquisa desenvolvida ao largo de um ponto da costa da Inglaterra, onde seis amostras foram coletadas de 8 estações de amostragem, diariamente, durante 85 dias, e se verificou que a média diária da contagem de coliformes variava de 3 a 2.860/100 ml⁴.

Estabeleceu-se também, com um estudo de elementos provenientes tanto da Grã-Bretanha quanto dos Estados Unidos, que de forma geral o percentual de 90% de uma amostra é cerca de 9 vezes maior que a média logarítmica para organismos coliformes. Portanto se a Norma Norte-Americana de 90% das amostras abaixo de 400 coliformes fecais/100 ml deve ser atingida, uma média logarítmica de 45 coliformes fecais/100 ml é obrigatória²⁴. Na prática isto implicará em atingir uma contagem 0 em substancial proporção do tempo, devido a variação do valor da média logarítmica.

Em outras palavras a Norma Norte-Americana é severa, e é necessário se verificar em que evidência epidemiológica ela se baseia.

A norma se baseia em três pesquisas²⁵.

Uma foi feita nos grandes lagos perto de Chicago. Depois de 3 dias de análise, durante os quais a contagem média de coliformes foi de 2.300/100 ml, 12,2% de uma amostra de banhistas contraiu doença na semana seguinte ao banho. Durante três dias com uma contagem de

coliformes de 43/100 ml, 8,5% de uma amostra de banhistas também contraiu doença após o banho. Não foram dadas informações quanto ao tipo de doenças.

As outras duas pesquisas foram desenvolvidas em rios interiores do Estado de Ohio, onde a contagem média de coliformes no rio era de 2.700/ml. Os investigadores calcularam, a partir de históricos médicos passados, que a incidência de doenças gastro-intestinais na comunidade era de aproximadamente 4%, supondo que as doenças não tinham relação com banhos. Uma pesquisa foi então desenvolvida entre banhistas no rio poluído e descobriu-se que a incidência de doenças gastro-intestinais era de 5,3%. Isto é na realidade um aumento muito pequeno. Neste caso particular a contagem de coliformes máxima e mínima encontrada no rio foi de 160.000 e 230/ml respectivamente.

Será que se pode correlacionar razões de incidências de doenças a um valor médio de uma gama tão ampla?

Nos parece portanto que as normas bacteriológicas existentes não são baseadas em evidência epidemiológica irretorquível.

A SITUAÇÃO BRASILEIRA

Concentrou-se até aqui na experiência Britânica. É claro, que é perigoso supor que a conclusão referente a poluição costeira e aos riscos de saúde naquele País possam ser aplicáveis ao Brasil. Os níveis de higiene são diferentes e a incidência de certas moléstias é consideravelmente mais alta no Brasil do que lá. Esse fato é ilustrado na Tabela 3 que compara o número de casos confirmados de febre tifóide, paratifóide, desintéria e poliomielite no Brasil e em quatro países que tem um nível mais alto de higiene pública e maiores níveis de controle sanitário.

Pode ser visto na Tabela 4, que de forma geral a incidência do tifo e paratifo no Brasil, é cerca de 20 vezes maior do que na Inglaterra e no País de Gales. Uma relação semelhante é visível para a desintéria, enquanto que no caso de poliomielite

TABELA 3

Incidência de algumas doenças transmissíveis pela água em diversos países

País	Ano	Casos confirmados Número/100.000 habitantes/Ano		
		Tifo e Paratifo	Desintéria	Poliomielite
Inglaterra e País de Gales ²²	1970	0,75	22,00	0,012
U.S.A. ²²	1970	10,95	8,18	0,031
Austrália ²²	1969	0,37	0,06	0,008
Nova Zelândia ²²	1970	0,82	12,94	0,071
Brasil ¹	1968	14,96	530,00	24,5

TABELA 4

Incidência de doenças no Brasil, em comparação com outros países

Doença	Incidência no Brasil/Incidência em:			
	Inglaterra e País de Gales	U. S. A.	Austrália	Nova Zelândia
Tifo e paratifo	20,0	1,4	40,5	18,3
Desintéria	24,1	64,8	8.840,0	40,9
Poliomielite	2.041,0	792,0	3.062,0	345,0

lite, o número brasileiro é duas mil vezes maior.

Será que esta maior incidência de doenças implica que o esgoto doméstico brasileiro contém similarmente maiores números de organismos patogênicos, e caso isto seja verdadeiro, será que a sua concentração é tão alta, a ponto de provar uma associação entre banhos de mar contendo esgotos e a incidência de moléstias?

Um outro ponto a ser considerado é a temperatura das águas e seu efeito no número de pessoas que se banha no mar. É óbvio que o brasileiro permanece no mar por um período de tempo superior ao que acontece na Grã-Bretanha. É também aparente que os locais de banho do Brasil são muito mais populosos. O risco de se contrair uma doença aumentará com o aumento do tempo de contato com água do mar, mas até hoje nós não temos números que provam isto. O risco de se contrair uma doença numa praia repleta é maior devido ao contato de pessoa a pessoa e devido a transmissão direta de pessoa a pessoa através da água.

Contudo, esta argumentação não tem nada a ver com o risco de se contrair uma doença devido ao banho em água do mar que contenha esgotos.

É interessante se observar rapidamente a norma que se propõe para o Brasil, de 5.000 coli totais e 1.000 coli fecais/100 ml ⁶. Se se supor que estes números se referem a porcentuais de 90%, deverão ser projetados sistemas de eliminação de esgotos calculados para produzirem níveis de coliformes fecais na praia, de cerca de 110/100 ml. Se considerarmos que o esgoto doméstico «in natura» contém 10 milhões de coli fecais/100 ml, uma diluição de cerca de 100.000 vezes é necessária para se obter esse número. É bom lembrar que o número de coliformes não se reduz apenas por diluição.

TRATAMENTO ANTERIOR A DESCARGA NO MAR

Já se declarou que embora não hajam normas bacteriológicas na Grã-Bretanha, os emissários marítimos devem ser

projetados para eliminar a poluição visível.

Um dos sistemas mais comuns é descarregar o esgoto «in natura» depois de desintegração e peneiramento. Esse grau de tratamento é mandatório para eliminar o problema de material flutuante retornar a praia¹³. A maceração do material sólido permite que a dispersão no mar seja conseguida de forma mais eficiente e garante que as propriedades desinfetantes naturais do mar e da luz solar reduzirão os números de bactérias em uma razão muito superior do que a que seria obtida pela descarga na sua forma natural.

A figura 1 mostra esquematicamente este sistema. O macerador reduz os sólidos a um diâmetro médio de 6 a 10 mm sem retirá-los do fluxo. Como garantia extra, o esgoto macerado passa através de uma peneira mecanicamente limpa com aberturas médias de 2,5 a 5 mm. O material retido é circulado por um desintegrador e retornado ao fluxo.

A especificação de sistema mais sofisticado de tratamento em terra traz consigo problemas, dos quais citamos a eliminação do lodo e os custos operacionais mais altos.

Como exemplo das quantidades envolvidas, temos para cada pessoa servida, por dia:

- 1) Material retido na peneira — 0,02 l/cabeça/dia; o material contendo geralmente 85% de matéria orgânica e cerca de 10% de sólidos secos;
- 2) Lodo — 0,04 kg sólido seco/cabeça/dia; geralmente menos de 5% de conteúdo sólido;
- 3) Lodo total, supondo-se que o esgoto seja tratado para remover 90% da DBO por sistemas biológicos — 0,07 kg sólido seco/cabeça/dia.

Mesmo um tratamento biológico total, apenas reduz a concentração bacteriana em 90%, deixando cerca de 1 milhão de coli fecais/100 ml no esgoto tratado.

Advoga-se comumente a utilização de desinfecção, mas é difícil calcular a quantidade de desinfetantes necessária para se chegar a redução bacteriana requerida, devido a demanda competitiva do desinfetante pelo material orgânico contido no esgoto. A cloração pode apenas ser realmente garantida quando se tratou anteriormente o esgoto sanitário a um alto nível, com nitrificação. A cloração de esgotos contendo material sólido não é muito eficiente, devido a possível presença de organismos no interior desses sólidos. O tipo de pré-tratamento deverá ser decidido para cada caso individual, podendo se gastar desnecessariamente grandes quantias em sistemas sofisticados, que poderão não ser necessários.

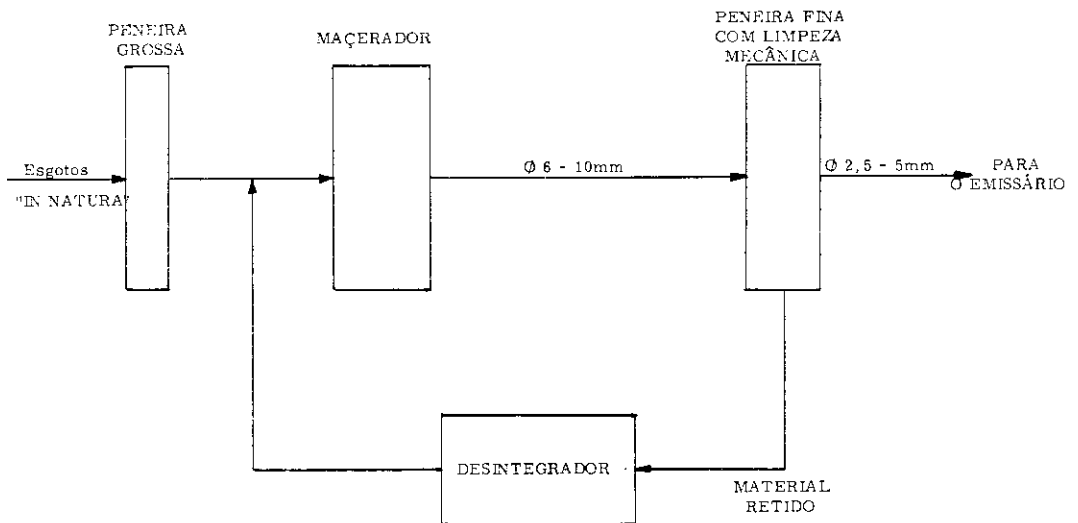


Fig. 1 — Pré-tratamento essencial, anterior ao lançamento de esgotos ao mar.

MOLUSCOS

Embora não hajam normas bacteriológicas na Grã-Bretanha para áreas de banho, as áreas de cultivo de moluscos são controladas, devido ao risco destes concentrarem vírus e bactérias patogênicas. Algumas das doenças que comumente são associadas com moluscos poluídos são: febre tifóide e paratifóide, hepatite infecciosa, cólera e gastro-enterite. Foram feitos estudos que mostram que alguns moluscos podem conter até 60 vezes mais organismos patogênicos do que os presentes na água ao seu redor. Na Grã-Bretanha realiza-se o controle por verificação regular dos moluscos. Se houver contaminação a venda dos moluscos na área afetada é proibida, e estes são purificados pela recolocação em água limpa ou por tratamento adicional, conforme seja necessário. Os moluscos são geralmente considerados aceitáveis para o consumo, caso contenham menos de 2 coliformes fecais/ml de tecido.

CONCLUSÕES

Discutiu-se a atitude prevalecente na Grã-Bretanha quanto a descarga de esgotos sanitários no mar. Sugere-se que as normas bacteriológicas existentes não são baseadas em evidência epidemiológica verdadeira, e que desde que as condições estéticas sejam satisfatórias o risco para a saúde devido ao banho nestas águas é negligível. A eliminação de esgotos no mar é um assunto emotivo e embora a situação no Brasil possa exigir um enfoque diferente do Britânico, na ausência de dados conclusivos, será economicamente desaconselhável gastar dinheiro na construção de estações terrestres de tratamento super sofisticadas ou emissários excessivamente longos, puramente para satisfazer uma suspeita pública, possivelmente não fundamentada.

Cada caso deve ser considerado individualmente, levando-se em conta as circunstâncias locais.

AGRADECIMENTOS

O autor fundamentou-se extensivamente em trabalhos publicados referentes à Grã-Bretanha em sua tentativa de apresentar o ponto de vista corrente naquele País para a ilustração dos sanitaristas bra-

sileiros. Recomenda-se ao leitor um estudo de bibliografia listada caso seja necessário em maior aprofundamento em qualquer aspecto.

O autor agradece aos Sócios de D. Balfour & Sons, Londres, e à Diretoria da BRASCONSULT — Engenharia de Projetos S. A., a sua permissão para publicar este trabalho. Os pontos de vista por ele expressados não representam necessariamente aqueles da Balfour-Brasconsult.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. BRADLEY, R. M. e SIMPSON, J. R. (1973) — Water Pollution Control in Italy and England and Wales, trabalho apresentado na 6ª Conferência de Engenharia Sanitária, British and Continental Practice in Water Pollution Control, Loughborough University of Technology, Janeiro 1973.
2. DEPARTMENT OF THE ENVIRONMENT (1973) — Report of a Survey of the Discharges of Foul Sewage to the Coastal Waters of England and Wales, H. M. Stationery Office, Londres.
3. ENVIRONMENTAL POLLUTION MANAGEMENT (1973) — Pollution Control within France, Environmental Pollution Management, 3, 3, 140-1.
4. GAMESON, A. L. H.; BUFTON, A. W. J. e GOULD, D. J. (1967) — Studies of the coastal distribution of coliform bacteria in the vicinity of a sea outfall, Water Pollution Control, 66, 1, 501.
5. GELDREICH, E. E. (1966) — Sanitary significance of faecal coliforms in the environment, Publ. WP-20-3, FWPCA, U.S. Dept. of the Int., Robert A. Taft. San. Eng. Center, Cincinnati, Ohio.
6. JORNAL DA TARDE (1974) — Poluição, cloro nos canais de Santos para limpar as praias poluídas, Jornal da Tarde, Sábado, 11 maio, 1974.
7. LUDWIG, R. G. (1973) — Lançamentos submarinos, Saneamento, nº 46, ano 27, 82-9.
8. MALZ, F. (1973) — Chemical and technical aspects of water pollution control in Germany, trabalho apresentado na 6ª Conferência de Engenharia Sanitária, British and Continental Practice in Water Pollution Control, Loughborough University, Janeiro 1973.
9. MINISTÉRIO DO PLANEJAMENTO E COORDENAÇÃO (1971) — Anuário Estatístico do Brasil, Geral Fundação IBGE — Instituto Brasileiro de Estatística.
10. MINISTRY OF HOUSING AND LOCAL GOVERNMENT (1970) — Taken For Granted Report of the Working Party on Sewage Disposal, H. M. Stationery Office, Londres.
11. MOORE, B. (1970) — Public health aspects, Proceedings of Inst. Wat. Pollution Control Symposium «Water Pollution Control in Coastal Areas», Bournemouth, Maio 1970, 22-33.

12. OKUN, D. A. (1968) — The future of water quality management, **Water Pollution Control**, 67:2, 127-42.
13. OLIFF, W. D.; LIVINGSTONE, O. J. e STONE, V. C. (1969) — Factors determining dilution in the marine environment and affecting the return of effluent to the shore, **Water Pollution Control**, 68:5, 460-8.
14. PIKE, E. B. and GAMESON, A. L. H. (1969) — Effects of marine sewage disposal, **trabalho apresentado na Conferência Anual do Inst. Wat. Pollut. Control**, Douglas, Ilha de Man, 19 Setembro 1969.
15. PUBLIC HEALTH LABORATORY SERVICE (1959) — Sewage contamination of coastal bathing waters in England and Wales. **J. Hyg., Camb.**, 57:4, 435.
16. ROYAL COMMISSION ON ENVIRONMENTAL POLLUTION (1972) — **Third Report: Pollution in Some British Estuaries and Coastal Waters**, H. M. Stationery Office, Londres.
17. SCHELTINGA, H. M. J. (1973) — Water Pollution Control in Holland, **trabalho apresentado na 6ª Conferência Sanitária, British and Continental Practice in Water Pollution Control**, Loughborough University of Technology, Janeiro 1973.
18. STEVENSON, A. H. (1953) — Studies of bathing water quality and health. **Am. J. public health**, 43, 529.
19. U. S. FEDERAL WATER POLLUTION CONTROL AGENCY (1968) — Water Quality Criteria, Relatório da Comissão Nacional de Assessoria Técnica ao Ministro do Interior, 1 Abril, 1968. Washington D. C.
20. VEIT, M. A. (1973) — Determinação das características dos esgotos da rede de coleta da Região metropolitana de São Paulo, **VII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária** — Salvador, Novembro 1973.
21. WHEATLAND, A. B.; AGG, A. R. e BRUCE, A. M. (1964) — Some observations on the dispersion of sewage from sea outfalls, trabalho apresentado no **Public Works and Municipal Services Congress**, Londres, 19 de Novembro 1964.
22. WORLD HEALTH ORGANISATION (1974) — Infectious Diseases, Cases, Deaths and Vaccinations, **World Health Statistics Annual**, 1970, Vol. 2, WHO, Genebra.

INTERPRETAÇÃO DAS ANÁLISES SANITÁRIAS DE DESPEJOS TENDO EM VISTA SEUS TRATAMENTOS(*)

Engº MANOEL HENRIQUE CAMPOS BOTELHO (***)
Engº PEDRO GOMES DE LYRA (***)

1. INTRODUÇÃO

1.1. Níveis de Trabalho de Laboratório ou Experimentais

Para apoio ao projeto de unidades de tratamento de águas residuárias três são os níveis principais em que se podem dividir as atividades experimentais:

Nível 1

- Análises Sanitárias (Físico-Químicas)
- Ensaios Auxiliares

Neste nível de atividade só se pode obter uma visão genérica das características do despejo e uma estimativa dos problemas sanitários de sua disposição. As análises sanitárias podem, quando associadas a pequenos ensaios auxiliares, fornecer também informações primárias sobre critérios gerais de tratamentos possíveis para a água residuária.

Nível 2

- Instalações Piloto

Neste nível de atividade estudam-se com maiores detalhes as características dos tratamentos possíveis de se aplicar a água residuária. Em princípio, todos os problemas a se enfrentar na futura estação deverão ser antevistos na estação piloto, resultando pois os critérios de «processo» da instalação final.

As instalações piloto são recomendadas principalmente quando da ocorrência de:

- despejos com processo de tratamento ainda não satisfatoriamente conhecido;
- despejos reunidos de várias indústrias mascarando suas características de origem;
- quando houver necessidade de grande eficiência no futuro tratamento;
- quando se prevê grande vazão de água residuária ocasionando instalações de grande porte e alto custo.

Nível 3

- Ensaios Biológicos

Neste nível de atividade, procura-se estudar (p. exemplo com uso de aquário com peixes e se possível com o maior número de espécies da microflora e microfauna do futuro corpo de água receptor) como o meio biológico do futuro corpo receptor responderá ao lançamento da água residuária.

(*) Trabalho apresentado à Companhia Estadual de Tecnologia de Saneamento Básico e de Controle de Poluição das Águas, CETESB, SP.

(**) Este trabalho recebeu, durante sua realização, sugestões e comentários do Limnologista Hideo Kawai e da Química Helga Bernhard de Souza da CETESB, SP.

(***) Promon Engenharia S. A.

(****) Palestra na CETESB dia 23-4-74.

Nas atividades do nível 1 reconhece-se o despejo. Nas do nível 2 determina-se com detalhes o melhor método de tratamento. No nível 3 verifica-se se ele é necessário... Nas atividades do nível 3, em vez da realização de ensaios biológicos, realizam-se às vezes somente levantamentos sanitários do curso receptor. A esmagadora maioria dos projetos de tratamento de águas residuárias realiza-se com apoio tão somente das atividades do nível 1. Suas limitações são patentes.

1.2. Amplitude das Análises

Para o trabalho de projeto de unidades de tratamento é de interesse relativo o conhecimento com detalhes da técnica laboratorial da realização das análises sanitárias dos efluentes.

Muito mais importante, e por vezes decisivo, é a correta condução da coleta das amostras, o diálogo com o laboratório sobre as características principais do despejo e suas possíveis influências na realização do teste e a interpretação final dos resultados das análises. Essas atividades devem estar mutuamente integradas para que se possa utilizar adequadamente dos seus resultados.

Devemos caracterizar dois tipos de solicitação de análises. O primeiro (e muito mais delicado) seria na fase inicial do estudo do tratamento, quando estamos na busca do conhecimento das «intimidades» da água residuária. Nessa fase, o programa deve ser o mais amplo possível procurando levantar todas as suas características. Quando pronta a unidade de tratamento e já na fase de operação, o escopo das análises pode ser bem diminuído e limitando-se a levantar características específicas da água residuária e já sabidamente mandatórias ou sejam as «realidades conduzentes» do processo de tratamento.

1.3. Escopo dos Testes

As análises dos efluentes para o campo de saneamento equivalem em significado o que as sondagens geotécnicas representam para a mecânica dos solos ou as análises clínicas para a medicina.

Algumas análises sanitárias procuram simular, em nível experimental, o que deverá ocorrer futuramente na instalação em verdadeira grandeza (o teste mais conhe-

cido dessa modalidade seria a DBO(***), ou então procura-se determinar quantitativamente a presença de determinada substância (por exemplo o teste de determinação do teor de cianetos).

Além dos testes desenvolvidos especificamente para o campo do saneamento (novamente como melhor exemplo o teste da DBO) são utilizadas intensamente análises consagradas de outros campos da engenharia química (o pH é talvez o exemplo mais patente).

Os testes para que possam ser de uso corrente devem gozar, entre outros, de duas características principais:

- a) de fácil realização e portanto baixo custo;
- b) de boa repetitividade, ou seja, aplicado o mesmo teste às mesmas situações, os resultados devem ser semelhantes (*).

No campo da engenharia sanitária as análises de águas residuárias seguem principalmente o «Standard Methods for the Examinations of Water and Waste Water» (**) editado pela primeira vez em 1905 e hoje estando sob a responsabilidade da «American Public Health Association, American Water Works Association e Water Pollution Control Federation». Atualmente essa publicação está na 13ª edição (1971), mostrando com isso o desenvolvimento desse ramo específico da engenharia sanitária.

2. PROGRAMAÇÃO DA COLETA E DA ANÁLISE—DIÁLOGO COM O LABORATÓRIO

2.1 Premissas Básicas

Diz um cauteloso adágio que só se deve pesquisar o que já se sabe.

Transportando isso para o tratamento de águas residuárias, poder-se-ia dizer que antes de se realizar um programa de

(*) A DQO é um exemplo de teste de boa repetitividade. Já o teste de sólidos dissolvidos (SD) tem uma menor repetitividade já que para sua determinação há muita influência do tipo (porosidade) do papel de filtro utilizado e este apresenta alguma variação. O teste de OC tem também pequena repetitividade.

(**) Essa publicação além de disciplinar as análises sanitárias orienta também os chamados «ensaios biológicos».

(***) O teste de DBO é pois um teste de «simulação».

análises de um tipo de despejo, em princípio já se deve antever os «grandes números» possíveis de se esperar do resultado das mesmas. Assim, para que o trabalho seja mais rendoso, e principalmente confiável, é vital que seja conhecido previamente o «processo» do qual a água residuária provém, os principais compostos que poderão estar nela presentes, suas concentrações limites, a presença de substâncias que mesmo presente em pequenas quantidades possam interferir com os testes a serem realizados, etc. Em última instância, não se pode, em um programa deste tipo, esquecer se os despejos são oriundos de um laticínio, de uma destilaria, de um frigorífico ou por extremo de uma galvanização...

O diálogo do projetista com o profissional que irá realizar as análises é algo fundamental. Tantos são os fatores que influenciam os resultados das mesmas que, em alguns casos, enviar uma amostra de água residuária para laboratório sem um prévio entendimento, é arriscar-se a receber de volta um número sem um significado maior. Se para algumas análises esse diálogo pode ser sumário, para outras, o laboratorista deve inclusive orientar o programa (e os cuidados) de coleta de amostras, e chegando mesmo, em alguns casos de águas residuárias, a modificar parcialmente a técnica laboratorial dos exames a serem feitos (uso de inibidores, sementeiras, catalisadores, etc.).

As determinações da DQO e da DBO são dois dos mais significativos testes que merecem os cuidados citados. Considerando, por outro lado, a importância do resultado desses dois testes nos critérios de projeto do tratamento, fica ressaltada a importância desse diálogo projetista x laboratório.

2.2. Testes mais importantes

Despejos sanitários, de matadouro, de laticínios e outros ocorrem em praticamente todos os países do mundo, qualquer que seja o seu nível de desenvolvimento industrial. Despejos radioativos são um sonhado privilégio de uma escassa minoria de países.

Cada tipo de despejo requer determinados tipos de testes. Neste trabalho, limitar-nos-emos à interpretação de alguns dos testes mais comumente realizados nos dias de hoje em nosso país e aqueles prin-

cipalmente que são os mais importantes no tocante à escolha dos processos de tratamento.

Entre os testes mais frequentes temos:

	Abreviaturas neste trabalho
— Sólidos totais	ST
— Sólidos fixos	SF
— Sólidos voláteis	SV
— Sólidos em suspensão	SS
— Sólidos em dissolvidos (filtráveis)	SD
— Sólidos sedimentáveis	SP
— Potencial hidrogênio iônico	pH
— Demanda Bioquímica de Oxigênio a 5 dias (*)	DBO ₅ ou DBO
— Demanda Química de Oxigênio (pelo dicromato)	DQO (K ₂ Cr ₂ O ₇)
— Oxigênio Consumido (pelo permanganato)	OC (KMnO ₄)
— Nitrogênio (nas várias formas)	N
— Fósforo (orgânico e inorgânico)	P
— Oxigênio Dissolvido	OD
— Óleos e Graxas (mat. solúvel em éter)	—
— Cloretos	Cl

Com menor freqüência temos:

— Estabilidade relativa	—
— Demanda Bioquímica de Oxigênio a 20 dias	DBO ₂₀
— Demanda de Cloro	—
— Detergentes	ABS (**)
— Carbono Orgânico Total) (***)	COT

Determinados testes só são realizados quando especialmente solicitados e correspondem em geral a determinados tipos específicos de despejos: Exemplos:

(*) Da amostra bruta, ou decantada e portanto sem o lodo (por exemplo 2 horas).

(**) O alquil-benzeno-sulfonato aparece como um dos exemplos de detergentes. Há outros.

(***) Determinação do elemento carbono presente no despejo através da medida, por meio de analisadores infra-vermelho do gás carbônico produzido pela oxidação em alta temperatura da água residuária.

- Cromo $\left\{ \begin{array}{l} Cr^{III} \\ Cr^{VI} \end{array} \right.$
- Cianetos CN^-
- Potencial de Oxidação rH

Os testes realizados mais rotineiramente correspondem em geral a análises de despejos sanitários ou de indústrias ligadas ao processamento animal ou vegetal e que correspondem na prática à maioria das ocorrências da disposição de rejeitos.

2.3. Diferentes Nomenclaturas

Na história do saneamento paulista três foram os mais importantes laboratórios que analisaram e analisam águas residuárias.

Vejamos para as mesmas determinações, as nomenclaturas utilizadas pela CETESB, o antigo CICPAA e o DT3 da SAEC (Estação Jesus Neto - Ypiranga).

CETESB e CICPAA	DT3	Correspondendo neste trabalho
Resíduo Total	Sólidos Totais	ST
Resíduo Fixo	Res. Mineral Total	SF
Mat. Orgânica	Perda por Calcinação	SV
Resíduo Solúvel	Sólidos Dissolvidos	SD
Mat. Suspensão	Sól. em Suspensão	SS
Res. Sedimentável	Sól. Sedimentáveis	SP

Vejamos agora como eram as análises há quarenta anos atrás (fig. 1).

3. INTERPRETAÇÃO DE CADA TESTE COM VISTAS AO TRATAMENTO

3.1. Sólidos Totais (ST) (expresso em mg/l)

O teste dos «Sólidos Totais» foi concebido para se interpretar quantitativamente a presença total de sólidos em um despejo, seja na forma de substâncias dissolvidas, mais os em forma coloidal mais os em suspensão.

O teor de sólidos totais é obtido pela pesagem do resíduo da evaporação de

uma amostra correspondendo, pois a sua fase seca (aquecimento contínuo da amostra entre 103 e 105°C).

O conhecimento do teor de «Sólidos Totais» de um despejo é de reduzido interesse para o conhecimento das características dos mesmos(*). Importantíssimos são os desdobramentos dos «Sólidos Totais» em «Sólidos Fixos» e «Sólidos Voláteis» e em «Sólidos em Solução» e «Sólidos em Suspensão» e resultando obrigatoriamente:

$$- \text{Sólidos Fixos} + \text{Sólidos Voláteis} = \text{Sólidos Totais}$$

$$SF + SV = ST$$

$$- \text{Sólidos em Solução} + \text{Sólidos em Suspensão} = \text{Sólidos Totais}$$

$$SD + SS = ST$$

Os SS e SD podem cada um deles ter analisada a sua parte volátil e fixa resultando SDV, SDF, SSF e SSV.

3.2. Sólidos Voláteis e Fixos (SV e SF) (mg/l)

Sólidos Voláteis são aqueles sólidos presentes em uma água residuária e que se volatilizam por calcinação (-600°C). Para a sua determinação pega-se uma amostra do despejo, evapora-se a mesma até se ficar só com o seu material seco, e que corresponde, como já visto, aos sólidos totais. Aquece-se fortemente esse material seco e parte da matéria presente é oxidada (combustão) sendo transformada em CO₂ que se evapora. O material restante que não foi volatilizado fica sendo definido como Sólidos Fixos (cinzas).

A diferença de SF em relação aos ST dá os SV. A grande maioria dos sólidos voláteis é material orgânico (biodegradável e não biodegradável) e a grande maioria dos sólidos fixos é de material mineral.

É possível fazer-se o acompanhamento do tratamento biológico de uma água residuária em suas várias fases e eficiências através do controle dos teores de SF

(*) Nos tratamentos biológicos, físicos e químicos há uma redução no teor de sólidos totais do líquido em tratamento já que parte da matéria orgânica é oxidada a CO₂ e H₂O, e parte dos sólidos é disposta na forma de lodos.

SEÇÃO DE TRATAMENTO

2.ª Secção Técnica
Esgotos e Drenagem

LABORATORIO

ANALISE DE ESGOTOS

Dia 27/4/933 ás 10,30' h.

Decantação - 1 hora

(Bruta { entrada 21º C.
{ saída 21º C.

Temperatura {
{ Decantada 20º C.

Analises nºs 84 e 85

Diluição n.f.

Bruta { em 24 hs. 5.000.000
{ em 96 hs. 22.200.000

Germens {
p.c.c. { Dec. { em 24 hs. 6.000.000
{ em 96 hs. 17.900.000

Cultura { 24º - 37º C.
em agar { 76º - 20º

Local - P. Pequena Choveu? nae	BRUTA		DECANTADA	
	30'	5'	30'	5'
M.org. em K ₄ n04 (f.m.)	82,16	41,08	24,02	12,01
(d.f.)	121,97	60,98	49,29	24,64
M.org. em Ox. (f.m.)	20,80	10,40	6,08	3,04
(d.f.)	21,88	10,94	12,48	6,24
Os. susp. total	34,6		12,4	
Os. susp. min.	17,2		8,8	
Os. susp. org.	17,4		3,6	
Resid. total	56,2		36,0	
Resid. min.	38,0		23,8	
Resid. vol.	18,2		12,2	
Ox. Bio { 5 dias	19,335		5,135	
{ 10 dias	n.d.		n.d.	
Nitratos (N ² O ⁵)	1,00		0,380	
Am. salino	3,04		2,20	
Am. album.	1,40		0,720	
Reação (pH.)	7,1		6,7	

Oxigenio dissolvido { a montante do despejo - 0,696 (17º C.)
na agua do rio Tie-
tê { a jusante do despejo e 0,507 (17º5 C.)

MCV.

ESPECIALIZADO
E. Motta
LABORATORIO

Fig. 1

e SV. Devido à boa correspondência entre matéria orgânica e SV de um despejo, a eficiência da remoção daquela pode ser «estimada» pela remoção dos SV.

3.3. Sólidos em Suspensão (SS) (mg/l)

São todos os sólidos presentes na água residuária exceto os solúveis e os sólidos em fino estado coloidal. A grosso modo pode-se assim dividir os sólidos. Sólidos em suspensão são os que tem partículas superiores a 1 micron. São definidos como em «solução» para análise, os sólidos em solução verdadeira e os em estado coloidal, ambos com partículas inferiores a 1 microm. Na prática SS são aqueles possíveis de serem retidos em análise de laboratório por uma filtração. São pois todos os sólidos em estado grosseiro.

Os sólidos em suspensão de um despejo são removidos parcialmente nos decantadores primários (ai ficam especificamente os sólidos decantáveis SP). Todavia com os processos biológicos graças à floculação que ocorre, parte dos sólidos em solução e em estado coloidal, além dos de em suspensão, são transferidos para a massa de lodo sendo pois eliminados. Os SS de uma água residuária são também reduzidos em alta percentagem, quando em instalações de precipitação química, formando então o lodo.

A estimativa do volume do lodo nas instalações secundárias não pode ser estimado com base na estimativa de remoção de SS (ou ST) de um despejo, ao contrário das instalações primárias que podem fazer isso a partir de SP. Diferentes tipos de tratamentos secundários aplicados a despejos semelhantes podem gerar lodos em volumes (teor de água) e com características (drenabilidade) completamente diferentes.

3.4. Sólidos Dissolvidos (SD) (mg/l)(*)

São todos os sólidos que são obtidos após evaporação de uma amostra previamente filtrada em papel de filtro.

(*) Considerando que os «Sólidos Dissolvidos» compreendem os sólidos dissolvidos e coloidais melhor seria a definição como «Sólidos Filtráveis». Para se obter efetivamente os sólidos em solução verdadeira seria necessário usar «ultra filtros», equipamento esse não rotineiramente existente nos laboratórios.

Compreende sólidos em solução verdadeira e os em estado coloidal não retidos na filtração.

Em geral no tratamento de despejos o conhecimento do teor de SD tem dois interesses principais:

1. Se o despejo for biodegradável mas o teor de SD for muito grande, o tratamento biológico na prática poderá ser difícil devido a problemas de pressão osmótica; (**)
2. Se o despejo for de origem orgânica mas não biodegradável a matéria orgânica for solúvel de nada valerão os tratamentos de decantação simples tendo que se partir por ex. para a precipitação química. Vários compostos orgânicos solúveis são precipitados pelo uso do Al. (SO.) e polieletrólitos. Para se saber dessa situação da matéria orgânica solúvel, poder-se-ia determinar os sólidos voláteis e os sólidos dissolvidos voláteis. Se a proporção de SDV em SV for grande, então isso é uma indicação bastante boa da matéria orgânica estar solúvel.

3.5. Sólidos Sedimentáveis (SP) (expresso em ml/l)

Por definição o teor de sólidos sedimentáveis de um despejo é o volume de sólidos que se deposita no fundo de um cone IMHOFF após um tempo determinado de repouso do líquido (SP é pois parte de SS).

O teste procura pois medir a quantidade de sólidos em suspensão grosseira que pode ser retida por decantação simples correspondendo ao material que, quando da disposição do despejo nos rios, poderia ser o principal formador dos bancos de lodo. É talvez o mais simples de todos os testes.

O teor de sólidos sedimentáveis (e talvez por sua simplicidade de determinação) é usado por vezes na legislação antipoluição como uma das características dos despejos que deve ser limitada. Na legislação paulista o teor máximo aceito para a disposição dos despejos é de

(**) Um exemplo disso são os despejos de alguns frigoríficos que possuem alta concentração de NaCl, devido ao fato da matéria prima (carne) vir imersa em barris de salmoura para sua conservação.

1 ml/l após uma hora de detenção no cone (condição aliás bem severa).

Para o caso em que a unidade de tratamento se limita a um decantador, e cujo escopo seja tão somente a remoção de sólidos sedimentáveis prevista pela lei, o dimensionamento da unidade pode ser obtido a partir do próprio teste com o cone IMHOFF. De um conjunto de amostras cobrindo um período significativo de produção de despejos procura-se fazer com que estas fiquem em repouso por períodos de tempos diferentes (p. ex.: 15, 30, 45, 60, 90, 120 e 240 minutos). A seguir retiram-se da fase líquida das amostras, (terço médio superior p. exemplo) novas amostras que sofrerão o teste do cone IMHOFF. A amostra que apresente o menor tempo de repouso, com sua fase superior contendo sólidos sedimentáveis inferior a 1 ml/l (ou o teor que a legislação local explicitar), seria a «amostra padrão».

O decantador cuja função o teste tentou simular deverá ter um tempo de retenção igual ao tempo da «amostra padrão» (Por segurança costuma-se no projeto do decantador usar valores no mínimo duplos em relação ao achado no teste).

Continuando-se a admitir que uma instalação de tratamento vá constar somente de um decantador para remover os sólidos em suspensão grosseira (sólidos sedimentáveis — SP), então o critério de projeto dos leitos de secagem de lodo será feito a partir dos teores médios de sólidos que serão retidos no decantador e que são previstos pela retenção do cone IMHOFF. Para tratamentos que vão além da decantação simples (a esmagadora maioria vai além) a medida de SP é de interesse relativo, pois nesses tratamentos o lodo será formado, além de SP, dos SS e por parte de sólidos dissolvidos que se transformam em insolúveis durante as fases posteriores do tratamento (fenômeno da floculação no tratamento biológico ou da precipitação nos tratamentos químicos).

3.6. Estabilidade Relativa e Demanda de Cloro

Ambas as determinações estão em desuso nos laboratórios de análise. Na última edição do «Standard Methods» (13^a — 1971) o teste da estabilidade não era citado. Pelo menos até a 11.^a edição o método era ainda previsto nessa publica-

ção, sendo bastante útil no estudo e controle de estações pilotos ou mesmo de pequenas estações de tratamento. A indústria de papel utiliza ainda hoje o teste da Demanda de Cloro para estimativas de matéria orgânica nos seus processos industriais.

No teste da estabilidade a amostra do despejo é misturado com a solução de azul de metileno. A passagem da amostra para estado séptico (extinção do oxigênio dissolvido da amostra) faz com que o azul descore. O tempo necessário para descorar é a medida de estabilidade. Como se vê, não há uma «medida» quantitativa da matéria orgânica mas sim uma medida qualitativa. Efluentes facilmente degradáveis descoram o azul de metileno em algumas horas. Efluentes tratados levam dias para fazer isso.

O teste da «Demanda de Cloro» usa em geral o hipoclorito de sódio e determina a quantidade de cloro a ser adicionado a um despejo e necessário para que se tenha um residual padrão (por exemplo 0,3 mg/l) depois de 10 minutos de contato. A quantidade determinada de cloro é a estimativa do teor de matéria orgânica. Efluentes brutos portanto são mais ávidos de cloro do que os tratados.

A Demanda de Cloro não diferencia matéria orgânica biodegradável e a estável biologicamente. Por vezes, ao invés da determinação, utiliza-se Bromo sendo em tubo semelhante ao já exposto. O teste da Estabilidade é específico da matéria orgânica biodegradável.

Os testes da Estabilidade Relativa e da Demanda de Cloro foram substituídos respectivamente pela DBO e pela OC sendo que esta última foi substituída pela DQO que apresenta condições mais enérgicas de oxidação.

3.7. Demanda Química de Oxigênio — Oxigênio Consumido (DQO-OC) (mg/l)

Existem muitos despejos de origem orgânica que, sem serem biologicamente tratáveis, quando lançados em cursos de água causam mortandade a peixes (inseticidas) ou transferem gosto à água e causam efeitos estéticos (detergentes), além de outros problemas.

Dessa forma a sua poluição não é obrigatoriamente aquela típica que causa

grande consumo de oxigênio dissolvido no rio. Assim como no curso de água ele não causa depleção de oxigênio (mas causa todos os outros malefícios citados) se à sua amostra aplicarmos o teste da DBO esse teste não acusará valores significativos de consumo de oxigênio.

Há necessidade pois de outro teste que, além de medir a carga orgânica facilmente putrecível (biodegradável) eventualmente existente, meça também a matéria orgânica não biodegradável e por vezes causadora de outros tipos de poluição. O teste da DQO atende a esses objetivos.

O teste da DQO consiste em se oxidar energeticamente toda a amostra através do uso de dicromato de potássio, em meio ácido, medindo-se após o consumo de reagente utilizado. A DQO representa assim quase que um valor limite da possibilidade de oxidação total de um despejo. O teste dura cerca de 3 horas sendo pois bem rápido ao contrário da DBO que leva dias. Inúmeros processos de aceleração do teste da DQO tem sido propostos para se obter resultados bastante aproximados em 10 ou 15 minutos. Exemplo: Variante de Jeris (EUA), Variante Leithe (Áustria).

O resultado final do teste expressa a quantidade (em mg) de oxigênio (de $K_2Cr_2O_7$) que foi utilizada para a oxidação de um litro de despejo e pode assim ser entendida como uma «medida» de matéria orgânica e expressa pois em oxigênio (analogamente pois a DBO). Em alguns países em vez de exprimir a DQO em função do oxigênio consumido exprime-se em função do total de dicromato e é chamado «Valor de Dicromato» (VD). Idem para o permanganato (VP)(*).

Sem dúvida que no teste são oxidadas conjuntamente substâncias orgânicas facilmente putrecíveis, orgânicas de difícil decomposição e substâncias minerais redutoras (sulfetos, nitritos). Existem técnicas laboratoriais para medir separadamente a demanda inicial (a demanda inicial em geral se dá próxima a 5 minutos de reação), devido a reações com substâncias minerais, permitindo-se obter então a parcela devida especificamente a matéria orgânica.

(*) Um miligrama de oxigênio do teste de OC equivale a 3,9 mg/l de VP.

Como no curso de água as condições são bem menos severas os valores de consumo de oxigênio pela DQO são pois valores significativamente maiores, e as vezes enormemente maiores do que o consumo de oxigênio que se teria no rio no caso de lançamento do despejo.

Considerando-se que o teste da DBO só indica os resultados do consumo de oxigênio de parte das substâncias atacáveis pela DQO o valor da DBO é quase sempre inferior à aquele. Os dois testes aplicados a despejos facilmente degradáveis (açúcar p. ex.) devem apresentar valores próximos. Quando um despejo apresenta relação DQO/DBO (*) muito grande (digamos por exemplo 2 ou 3) isto indica a presença de matéria orgânica não biodegradável. Se esta «matéria orgânica estável» é causadora de poluição ou não só se pode saber ou através do conhecimento do «processo» da qual ela é originária ou através da realização dos «ensaios biológicos» ou de outro estudo.

Em certos despejos para que a ação oxidante do dicromato possa se desenvolver plenamente há a necessidade de introdução de catalisadores como por exemplo sulfato de prata. São esses despejos, e entre outros, os originários de destilarias e refinarias de petróleo. Despejos que possuem ácido acético e sais derivados exigem também para o teste da DQO o uso do catalisador citado. Para que esse cuidado seja tomado no teste, o laboratorista deve ser informado.

Algumas substâncias orgânicas como tolueno, piridina, não são atacadas fortemente pelo dicromato de potássio embora possam ser pela oxidação biológica (**). Normalmente o teste da DQO dá cerca de 90% do oxigênio teoricamente necessário segundo as reações estequiométricas da oxidação do composto puro.

O teste da DQO veio substituir o teste da OC (oxigênio consumido) em tudo igual ao teste do dicromato só que usa como oxidante o permanganato de potássio.

Entre outras, as desvantagens do uso do permanganato são de que:

(*) O ideal é que nessa relação a DBO seja a DBO_{20} , pois assim se tem a maior estimativa da matéria orgânica biodegradável. Na falta usa-se DBO_5 .

(**) Para a piridina o valor da DBO é cerca de 10% superior ao valor da DQO.

- é menos oxidante para o tipo de substâncias orgânicas presentes em despejos;
- é grande a gama de substâncias orgânicas que não são atacadas.

Para vários compostos o valor do teste da DBO é maior que o teste de OC (ao contrário da DQO).

Da ref. bibliográfica n.º 5 temos os valores de aplicação dos testes da DQO, OC e DBO a despejos de uma fábrica de plásticos antes e depois dos mesmos sofrerem tratamento biológico.

Teste (mg/l)	Despejo Bruto	Despejo Tratado	Eficiência %
OC (KMnO ₄)	1.075.0	39.8	96.0
DBO	1.035.0	55.7	84.5
DQO (K ₂ Cr ₂ O ₇)	2.106.0	299.0	86.0

Na ref. bibliográfica n.º 11 são apresentados entre outros os resultados percentuais dos mesmos testes aplicados a soluções puras dos seguintes compostos em relação à demanda teórica (estequiométrica).

	DQO (%)	OC (%)	DBO (%)
Acido ftálico	96,6	0	59,5
Acido maleico	97,3	83,8	65,3
Fenol	96,0	80,1	69,7
Alcool etílico	95,9	4,7	69,9

Na última edição (13^a) do Standard Methods o teste de OC já não era recomendado para análise de águas residuárias.

Talvez o teste da OC ainda perdesse para usos específicos tais como a medida de matéria orgânica de águas destinadas ao abastecimento público e onde esse teor é bastante baixo.

A experiência sueca de utilização para esgoto sanitário do teste da DQO em lugar do teste da DBO para verificação

da sua correlação chegou à seguinte equação:

$$DQO = 2,31 DBO_5 + 21,7$$

(DQO e DBO₅ em mg/l)

(ref. bibliográfica n.º 13).

3.8. Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO (mg/l)

Pelo teste da DBO procura-se determinar qual a máxima quantidade de oxigênio dissolvido na água, que uma água residuária em um tempo «t» poderia retirar, de um curso de água com o oxigênio mantido próximo à saturação, devido a sua degradação biológica. Os métodos operacionais para essa determinação são: por diluição (mais comum) e o manométrico (*). Os resultados pelos dois métodos, se não são sempre iguais, são pelo menos semelhantes em geral.

O princípio que norteia a análise é que no futuro manancial onde será feita a disposição do despejo encontrar-se-ão as condições naturais ideais de degradação. Isto é, procura-se controlar no teste todos os fatores que possam retardar ou inibir a velocidade das reações de degradação da matéria orgânica que ocorreria no curso de água.

Vejamos alguns desses cuidados necessários no teste e o seu significado e importância no resultado final da medida da máxima quantidade de oxigênio necessária à estabilização do efluente.

- Caso o efluente esteja a uma temperatura inferior ou superior a 20°C sua temperatura é corrigida para o valor citado, já que essa é a temperatura média dos cursos de água
- Caso as condições de pH do despejo sejam não adequadas, este é corrigido para 7 (adição de álcali ou ácido).
- O despejo é misturado com nutrientes principalmente ricos em N e P para que não se tenha que temer a falta dos mesmos e a demanda do teste não seja eventualmente inferior a aquela que ocorre nos rios onde esses nutrientes podem estar presentes.

(*) Um dos métodos manométricos e o de WARBURG.

O teste da DBO pelo método da diluição tem as seguintes vantagens:

- 1) Alguns despejos com carga orgânica extraordinariamente elevada poderiam apresentar no teste da DBO valor praticamente nulo pois a concentração anormalmente alta pode em alguns casos específicos inibir o meio biológico. Com a diluição o teor de matéria orgânica é pois diminuído para valores hábeis para o início de degradação biológica.
- 2) Caso o despejo apresente alto valor de sólidos dissolvidos e em teor que possa prejudicar a ação biológica devido a fenômenos celulares relativos à pressão osmótica, com a diluição esse problema é diminuído. Esta situação de alta pressão osmótica pode ser uma das explicações do fenômeno indicado no item anterior.
- 3) A presença de certos compostos, tóxicos e determinados teores, têm sua ação ou diminuída ou mesmo anulada com a diluição (por ex. presença de Cr, Co, etc.).

A diluição do teste portanto simula a diluição que o despejo terá no futuro no rio, ocasião em que com grande chance a atividade de degradação aeróbia será exercida com toda intensidade.

Em princípio para o teste da DBO aplicado a despejos industriais deve ser aclimatada uma cultura de microorganismos que possa, com alta eficiência, ser o mecanismo de ação biológica. Para se ter essa cultura no teste, duas são, entre outras, as possibilidades:

- 1) Recolher a água do rio a uma centena de metros a jusante do local do lançamento do despejo. Com grande chance deve ter se desenvolvido no rio um meio biológico apto a atacar a matéria orgânica do despejo. A existência nas proximidades de outros despejos pode eventualmente anular este procedimento. A CETESB realiza este procedimento de coleta de microorganismos assimilados.
- 2) Obter-se lodo biológico de uma estação de lodos ativados (o lodo em digestão anaeróbia também serve) e sob intensa aeração em um pequeno

dispositivo adicionar seguidamente cargas crescentes do despejo de molde a se desenvolver um meio biológico adequado. Após alguns dias retira-se parte desse lodo aclimatado para servir de cultura ao teste da DBO do despejo. Este segundo procedimento é mais prático por vezes.

Caso ocorra a presença no despejo de algumas substâncias inibidoras de ação biológica (por exemplo presença de cloro) deve-se previamente eliminar essa ação biocida (por exemplo com a ação de sulfito de sódio).

Com todos esses cuidados que o laboratorista deve tomar (e ele só poderá tomá-los após dialogar com o projetista do futuro tratamento), o despejo com suas características relativamente alteradas sobre o teste da DBO.

No início do teste há um consumo de oxigênio devido à oxidação de substâncias minerais redutoras eventualmente presentes (nitritos, sulfetos, etc.). Após, inicia-se o consumo de oxigênio devido a degradação biológica de matéria carbonácea (açúcares, amido, gorduras) e iniciando-se após o fim daqueles o ataque a compostos orgânicos nitrogenados (p. ex. aminoácidos).

A fixação de tempo do teste em 5 dias (ou 20 dias) para o esgoto sanitário não teve outras razões que senão históricas. A cinco dias, a maior parte da matéria orgânica devido a hidratos de carbono está satisfeita e a 20 dias idem para a matéria nitrogenada.

Em princípio, para cada tipo de despejo industrial, dever-se-ia determinar os pontos característicos de sua curva DBO x t. Na falta disso continua-se com a DBO a 5 e 20 dias. Uma pequena e útil modificação seria medir-se a DBO₇ e DBO₂₁, pois assim se a coleta fosse em dia útil a finalização do teste também o seria.

Analogamente ao teste da DBO, que procura determinar o máximo do teor de oxigênio solúvel que o despejo pode tirar de um rio, quando do projeto das unidades de tratamento biológico, deve-se procurar também em geral obter-se as condições ótimas de remoção da matéria orgânica. Entre outros, os seguintes cuidados são recomendáveis:

- Não deixar lançar aos despejos, certos tipos de águas residuárias com alto teor de sólidos dissolvidos. Essas águas deverão ser segregadas das outras e sofrer disposição própria;
- Não deixar lançar tóxicos aos despejos e se, obrigatoriamente existentes, tentar anular seu efeito antes da chegada ao tanque de aeração biológica.
- Corrigir o pH e manter a temperatura dos despejos dentro de uma faixa ótima para a ação das bactérias;
- Dosar substâncias ricas em elementos nutrientes (N e P);
- Procurar manter sempre em atividade o lodo biológico como fonte permanente de microorganismos assimilados;
- Através de tanques de homogeneização de vazões procurar evitar a chegada ao tratamento biológico de altas cargas orgânicas em curto prazo (descargas).

O resultado da curva DBO x t dá os critérios gerais das necessidades de aeração da futura estação de lodos ativados. Como praticamente, graças à floculação biológica, toda a matéria orgânica solúvel e insolúvel é incorporada ao lodo, será a «idade» deste na estação que determinará a quantidade de oxigênio necessário à estabilização da matéria orgânica e à eficiência a se esperar.

3.9. Nitrogênio (mg/l de N)

Nos despejos orgânicos o nitrogênio aparece combinado em quatro tipos de composto: amoniacais, orgânicos, sais nítricos e nitratos. A determinação do nitrogênio total (*) é feita pois a partir dos teores do elemento N nesses quatro compostos resultando:

$$N_{\text{total}} = N_{\text{orgânico}} + N_{\text{amoniacal}} + N_{\text{nitritos}} + N_{\text{nitratos}}$$

(para o tratamento não há necessidade de determinação de N₂ (gás) dissolvido pois este é inerte no tocante aos processos de tratamento).

(*) As vezes em laboratório usa-se a expressão N total só para o N amoniacal e orgânico. Deve-se em cada caso verificar o que compreende a expressão N total.

O chamado Nitrogênio Albuminoide é parte do nitrogênio orgânico e corresponde à parte da matéria orgânica de rápida degradação biológica.

Quando do projeto de estações de tratamento biológico para despejos industriais há necessidade de se saber se nesses desagües há compostos nitrogenados em quantidade suficiente já que o N é essencial para a proliferação e desenvolvimento (crescimento) do meio biológico. Nos esgotos sanitários há sempre compostos nitrogenados em concentração suficiente para a sua estabilização.

São encontrados normalmente nos esgotos sanitários os compostos nitrogenados a seguir: carbonato de amônia, hidróxido de amônia (NH₄OH (Hidróxido de amônia).

O nitrogênio orgânico encontra-se nas moléculas de proteínas ou dos aminoácidos que ainda não foram assimilados. Há ainda presente nos despejos, N₂, que se dissolve no líquido pela interface com a atmosfera. A determinação do nitrogênio em compostos orgânicos denomina-se Nitrogênio de KJELDAHL.

Os teores de nitritos e nitratos nos esgotos domésticos brutos são baixos (apenas traços). Os microorganismos responsáveis pela oxidação da matéria orgânica utilizam principalmente os hidróxidos de amônia e sais amoniais disponíveis como fonte direta de nitrogênio para formação de mat. celular, em se tratando de esgotos sanitários brutos. O nitrogênio orgânico só é utilizável após sua transformação em nitrogênio amoniacal.

Tratando-se de despejos industriais, biologicamente degradáveis, pode acontecer que haja total ausência de compostos nitrogenados para serem utilizados pelos microorganismos como fonte de nitrogênio. Nestes casos, há necessidade de se adicionar ao despejo, quantidade adequada de uma substância química ou de misturá-lo com um outro despejo rico em compostos nitrogenados (esgoto sanitário por exemplo).

Os produtos químicos comumente adicionados aos despejos para suprir as deficiências do nitrogênio são os fertilizantes. Há grande variedade de fertilizantes de fabricação nacional os quais se encontram relacionados no quadro a seguir apresentado:

Fórmula	Produto	utilizado por kg do produto bruto) Teor (kg de N)	Preço por tonelada de fertilizante em Cr\$ 1,00	Preço por kg de nitrogênio utilizável Cr\$ 1,00
$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	Sulfato de Amônio	20	500,00	2,50
$\text{CO}(\text{NH}_2)_2$	Ureia	47	784,00	1,67
CaCN_2 (**)	Cianamida			
(***)	Calcica (Nitrocal)(*)			Ref -- Julho/73

Obs.: A solubilidade de todos os compostos é bem alta (sempre maior que 200 g/l)

Com base no quadro apresentado pode estimar-se o dispêndio mensal com fertilizantes para se suprir a deficiência de um despejo completamente carente de nitrogênio. Sabe-se que o consumo de nitrogênio é de aproximadamente 5% da DBO a ser satisfeita. Considerando-se portanto uma descarga de 50 l/s, que tenha DBO₅ de 800 mg/l, o consumo mensal, em kg de nitrogênio será $4.147 = (0,8 \times 800 \times 50 \times 86.400 \times 0,05 \times 30 \times 10^{-3})$ para que a remoção da DBO atinja 80%. Tomando-se por base o produto comercial ureia, que é o mais rico em nitrogênio, resulta um gasto mensal de $6.925,49 = (4147 \times 1,67)$. No caso de se misturar 50 l/s do despejo, com as características anteriores, com o esgoto doméstico, haverá necessidade de se introduzir 125 l/s $(0,8 \times 800 \times 0,05 \times 50)/12$ de esgoto doméstico uma vez que a concentração média de nitrogênio amoniacal no esgoto bruto é cerca de 25 mg/l. Adotando-se este critério fica-se ao lado da segurança já que não se levou em consideração o teor de nitrogênio orgânico que também é utilizável após transformação em nitrogênio amoniacal.

Os resultados dos testes de laboratório, utilizados para a determinação dos teores dos compostos nitrogenados presentes nos despejos, são expressos em peso do elemento N. Esta prática torna fácil a comparação dos diversos compostos nitrogenados presentes num despejo, possibilitando, dentre outras informações

importantes, a identificação da origem. Por exemplo um despejo urbano com alto teor de nitratos, só pode ser proveniente de um estação de tratamento biológico. As vezes, em consequência do alto teor de nitrogênio em despejos, pode ocorrer proliferação de algas nas águas receptoras, o que pode torná-la imprópria ou onerosa para o abastecimento de água potável.

A bibliografia n. 6, mostra para despejos de matadouro a evolução do nitrogênio nas suas quatro formas nos vários processos de tratamento

Ao verificarmos o resultado de uma análise do despejo para verificar se o seu teor de N atende a relação $\text{DBO}/\text{N} < 20$, o nitrogênio que devemos considerar será a soma de N na forma de nitrogênio amoniacal. O nitrogênio orgânico só poderá ser considerado como também fonte de N utilizável pelas bactérias se for de substância orgânica biodegradável. Esta na sua degradação, transforma seu nitrogênio em formas amoniacais e depois em forma de nitratos.

3.10. Fósforo (P em mg/l)

O fósforo é um nutriente muito importante para o crescimento e reprodução dos microorganismos que promovem a estabilização da matéria orgânica presente nos esgotos sanitários e despejos industriais biodegradáveis (*). A expressão de fósforo nas análises de águas residuárias refere-se a quantidade do elemento P pre-

(*) Produto difícil de encontrar no mercado.

(**) Em laboratório, no teste da DBO pode-se utilizar como fonte de nitrogênio o cloreto de amônio (NH_4Cl) .

(***) Outra possibilidade seria o amoníaco NH_3OH .

(*) Analogamente pois ao nitrogênio.

Nitrogênio nas Formas (N em mg/l)	Despejo Bruto	Após passar Tanque IMHOFF	Alt. A Após passar por Filtro Biológico	Alt. B Após passar por Lodos Ativados
Nitrogênio Amoniacal	22,0	29,0	16,0	10,0
Nitrogênio Orgânico	79,0	60,0	20,0	10,0
Nitritos	0,5	0,2	2,2	1,0
Nitratos	3,0	1,7	16,4	5,0
T o t a l	104,5	90,9	54,6	26,0

Obs.: A perda do N total pode ser atribuída a compostos nitrogenados incorporados a massa de lodo que é disposta

sente. O fósforo nos esgotos sanitários aparece em duas formas: em compostos orgânicos (por exemplo proteínas) em compostos minerais (principalmente nos polifosfatos e ortofosfatos). Os polifosfatos se encontram principalmente em despejos com detergentes sintéticos. Por vezes aparecem ainda nas águas residuárias, fósforo em compostos minerais denominados pirofosfatos que são usados para o abrandamento de águas de abastecimento.

Anteriormente ao aparecimento dos detergentes o teor total do fósforo (orgânico ou inorgânico) encontrado nos esgotos domésticos era proveniente na sua maioria dos excretas humanos contidos nos esgotos. Com o desenvolvimento dos detergentes, em substituição aos sabões, a concentração de fósforo aumentou significativamente. Hoje em dia o teor de fósforo total dos esgotos sanitários ascende a 20 mg/l (em P) enquanto que antes do evento dos detergentes, a quantidade de fósforo variava entre 2 e 3 mg/l.

No caso de esgotos sanitários, o teor de fósforo preocupa não pela insuficiência mas sim pelo excesso, já que o efluente rico em fósforo pode provocar proliferação excessiva de algas no curso d'água receptor.

O que foi dito anteriormente não é, entretanto, válido para o caso de despejos industriais. Há casos que a carência de fósforos é total necessitando providências, no caso de tratamentos biológicos, no sentido de que a concentração de fósforo seja aumentada, e alcance níveis compatíveis ao bom desempenho dos processos bioquímicos de oxidação da matéria orgânica. Despejos de fecularia de

mandioca são um dos exemplos de águas residuárias carentes de adição de fósforo para melhorar seu tratamento biológico.

A necessidade de P para a remoção da DBO deve atender à relação $DBO/P < 100$ sendo P entendido como o determinado nas análises na forma inorgânica.

Essa relação é a estimada para tratamentos aeróbios. Para tratamento naeróbios pode ser também usada já que os requisitos de nutrientes são menores devido a menor taxa de desenvolvimento bacteriano deste processo em relação ao aeróbio (idem para o N).

Quando se registra carência de fósforo num despejo industrial biodegradável há necessidade da adição de nutrientes a fim de que a estabilização da matéria orgânica se torne possível. Para tal finalidade poder-se-á adicionar ao despejo um produto químico rico em P ou misturá-lo com esgoto doméstico. Um dos produtos químicos utilizados para tal fim são os fertilizantes. A seguir alinham-se alguns deles e seus respectivos teores de fósforo e custos.

Com base no quadro apresentado pode estimar-se, a exemplo do que foi feito no caso do nitrogênio, o dispêndio mensal com fertilizantes para se suprir a deficiência de um despejo completamente carente de fósforo. Com base num consumo de fósforo da ordem de 1% da DBO satisfeita e considerando-se uma descarga de 50 l/s, com DBO_5 de 800 mg/l, resulta um consumo mensal, em kg, de fósforo de $0,8 \times 800 \times 50 \times 36.400 \times 0,01 \times 30 \times 10^{-3} = 829$ para que a remoção da DBO atinja 80%.

Produtos	Teor de P 1 kg para 100 kg do produto bruto	Preço da tonelada de fertilizante Cr\$ 1,00	Custo do kg de P Utilizável Cr\$ 1,00
Superfosfato simples	18	402,00	2,25
Superfosfato enriquecido	30	612,00	2,04
Superfosfato triplo	46	962,00	2,13
Fosfato de amônia	46	1.140,00	2,47
(*)			
(**)		Ref. — Julho/73	

No caso de se desejar utilizar uma mistura desse despejo com esgoto sanitário funcionando essa última água residual como fonte de fósforo para se saber da relação da mistura pode-se efetuar o seguinte cálculo:

$$\text{DBO a ser removido} = 80\% \times 800 \text{ mg/l} = 640 \text{ mg/l}$$

$$\text{Vazão} = 50 \text{ l/s}$$

$$\text{DBO} = 640 \times 50 \text{ l/s}$$

$$\text{DBO} = 320,00 \text{ mg/s}$$

$$\text{Relação} = \frac{\text{DBO}}{\text{P}} < \frac{100}{1}$$

$$\frac{\text{DBO}}{\text{P}} = \frac{100}{1}$$

$$\text{Necessidade de P para despejo} = 320 \text{ mg/s.}$$

Um esgoto sanitário tem uma DBO média de 300 mg/l e um teor de P (orgânico + inorgânico) de 10 mg/l ou seja considerando que no tratamento a remoção seja de 80% a «disponibilidade» de fósforo será de:

$$10 \text{ mg/l} - \frac{80\% \times 300}{100} = 7, \text{ mg/l}$$

3.11. Condições Alcalinas e Ácidas (pH)

Didaticamente falando o pH é a «face externa» das condições alcalinas ou ácidas de um despejo.

(*) Fosfitos e hipofosfitos são em geral tóxicos.

(**) Outra possibilidade de uso seria o ácido fosfórico.

O que o pH não mede é a «face interna» do despejo ou sejam, as suas reservas ácidas ou alcalinas.

Assim dois despejos de origens diferentes e com pH = 3 poderão precisar de quantidades completamente diferentes de um álcali para elevar seus pH até 7. A diferença se prende, além dos tipos de substâncias que deram origem à acidez, à existência de outras substâncias denominadas «tampões» que conferem reservas alcalinas (ou ácidas) sem indicação ou influência no pH.

Dessa forma quando se necessita alterar o pH de um despejo é absolutamente incorreto tentar se fazer cálculos teóricos a partir do próprio conceito do pH, ou cálculos estequiométricos para se determinar as quantidades de ácidos (ou alcalis) para a correção devida. Somente o teste de laboratório estabelecendo-se na prática a relação entre gramas de reagente corretor, volume da amostra do despejo e o pH obtido é que pode orientar o projeto e estimativa de dosagem da futura unidade de correção de pH.

Como mera curiosidade pois, indicam-se a seguir as concentrações teóricas de soluções de soda cáustica e os seus pH.

pH	Concentração de NaOH mg/l
7	0
8	0,03
10	3
12	300

Para a mesma concentração de 300 mg/l de NaOH que gerou um pH igual a 12, usássemos uma base não tão forte como por exemplo a barrilha (Na_2CO_3), teríamos um pH de 11,45. Se usássemos um sal alcalino como a Na_3PO_4 e na concentração também de 300 mg/l o pH seria de 10,15.

O pH é de importância vital no controle de todos os tipos de tratamento de águas residuárias. Despejos biodegradáveis deixados envelhecer com a presença de micro organismos têm em geral seu pH abaixado. No tratamento biológico aeróbio o pH normalmente se desloca (ou se mantém) para a fase alcalina, sendo mesmo um dispositivo de verificação do bom funcionamento do sistema. Regra geral: o pH ótimo para todos os tratamentos biológicos se situa na faixa 6–9.

Nos digestores anaeróbios a digestão inicia-se na fase ácida (baixo pH) e evolui naturalmente após semanas para a fase alcalina (alto pH) aí devendo permanecer. A volta à fase ácida é prenúncio de problemas (presença de elementos tóxicos, sobrecarga do digestor, descarga excessiva de lodo digerido, etc.).

Despejos orgânicos com baixo pH devido à degradação (ácidos orgânicos produzidos pelo estado séptico) não necessi-

tam obrigatoriamente de recebimento de alcalis para aumentar seu pH pois o próprio tratamento biológico propicia as condições de alcalinização. O uso de alcalis nesses casos deve ser entendido como um reforço (aceleração) do processo.

3.12. Potencial de Oxiredução (rH)

O rH mede a capacidade de uma oxidação ou redução de uma substância. Equivale ao pH que faz o mesmo quanto a alcalinidade ou acidez. As condições de um rio não poluído são francamente oxidantes graças à presença de grande quantidade de oxigênio dissolvido.

Lodos ativados são misturas tipicamente oxidantes, ou sejam, são capazes de liberar oxigênio oxidando outras substâncias.

Substâncias tipicamente redutoras (ou ávidas de oxigênio) são os sulfetos (que tem a maior facilidade em passar a sulfatos), nitritos (passam a nitratos), sais ferrosos (passam a sais férricos) etc. Lodo em estado anaeróbio é tipicamente redutor.

A seguinte escala mostra qualitativamente as diferentes capacidades de oxidação e de redução de várias substâncias:

Tipicamente Oxidantes

Tipicamente Redutoras

solução com dicromato de potássio	solução com cloro	lodos ativados	solução com nitritos	sulfetos	lodo em digestão anaeróbia
-----------------------------------	-------------------	----------------	----------------------	----------	----------------------------

rH 42

rH 0

A capacidade de oxidar ou reduzir é relativa. Assim uma mistura com lodos ativados é oxidante junto com uma mistura com sulfetos (o lodo ativado é reduzido perdendo parte do seu oxigênio podendo passar a estado anaeróbio ao passo que os sulfetos passam a sulfatos). Já o lodo ativado em presença do dicromato de potássio é fortemente oxidado abreviando as reações de oxidação que seriam efetuadas pelas bactérias, funcionando pois então o lodo ativado como mistura redutora.

A tabela de W. M. Clarck procura exprimir numericamente a potencialidade de oxidação (ou redução) de várias soluções. A tabela varia entre 0 e 42. Para valores de 0 a 15 temos as substâncias franca-

mente redutoras enquanto de 25 a 42 as francamente oxidantes. A medida do rH é efetuada por meio de instrumentos (pilhas) especialmente calibradas.

Em estações de tratamento de esgotos bem modernas o controle da digestão do lodo pode ser feito por meio de instrumentos de pH e rH, embora o uso destes últimos apresente ainda problemas.

Adicionalmente lembre-se que potenciômetros de rH podem ser também utilizados em sistemas automáticos de tratamento de despejos de galvanização pois ali os compostos desejáveis de serem atacados (cianetos e cromatos) são tipicamente redutores e oxidantes enquanto que os reagentes a serem dosados são, como

seria mesmo de se prever, oxidantes (cloro) e redutores (bissulfito de sódio).

4. COMPARAÇÃO DOS RESULTADOS DAS ANÁLISES

De posse dos resultados das análises dos efluentes pode-se passar a interpretação global dos mesmos. É claro que já se deve saber de suas origens e o porque de suas características.

Como já visto pela importância a matéria orgânica é tentativamente «medida» por:

- sólidos voláteis (g de matéria volátil por litro de despejo);
- demanda bioquímica de oxigênio (g de oxigênio dissolvido gastos na oxidação de 1 litro de despejo);
- demanda química de oxigênio (ou o antigo OC) (g de O₂ gastos na oxidação de 1 litro do despejo);
- estabilidade relativa;
- demanda de cloro (g de cloro por litro de despejo).

Pela sua representatividade podemos nos preocupar principalmente com a DBO e a DQO como chave de interpretação inicial e de direcionamento da escolha dos tipos possíveis de tratamento.

4.1. A DQO é pouco maior que a DBO

$$\frac{DQO}{DBO} < 2 \quad (*) (**)$$

1º Caso

No caso dos teores da DBO e da DQO serem «próximos» temos uma alta possibilidade de que o despejo seja de características tais que permitam o seu tratamento em unidades convencionais usadas para tratamento de esgotos sanitários (fossas sépticas, filtros biológicos, lodos ativados convencionais, valos e células de aeração, lagoas, etc.). Parte-se pois da premissa, confirmada pela baixa relação, de que praticamente toda a maté-

ria orgânica seja biodegradável e que a remoção desta última seja o objetivo do tratamento.

Serviriam como confirmações dessas premissas da biodegradabilidade a ocorrência de algumas das seguintes situações:

- O despejo bruto depois de deixado envelhecer deverá ficar com o seu pH reduzido (parte-se da idéia de que o despejo já tenha microorganismos hábeis ao início da degradação).
- Seu OD, se inicialmente existente, deverá diminuir podendo até desaparecer.
- Para o caso em questão o fato da matéria orgânica estar solúvel ou em suspensão é secundária para todos os tipos de tratamento biológico (com exceção da «estabilização por contato» que é mais adequada para o caso da matéria orgânica estar em suspensão).
- Para se saber se a matéria orgânica está em solução ou em suspensão poder-se-ia ou fazer o teste da DBO da amostra bruta e amostra decantada (por exemplo 2 horas) ou verificar se a matéria volátil (SV) está na maior parte em SS ou SD ou seja, a relação entre SSV e SDV.

2º Caso

A DQO é sensivelmente maior que a DBO

$$\frac{DQO}{DBO} >> 2$$

A situação mostrada pela análise mostra a presença nos despejos de grande quantidade de matéria orgânica não atacável biologicamente.

Duas serão as alternativas:

1º Alternativa

Se a matéria orgânica não atacável biologicamente não tiver maior importância sanitária (como por exemplo: for celulose) e houver interesse (quase sempre há) de remover a parte biodegradável então poderemos pensar em usar os tratamentos convencionais de esgotos sanitários.

(*) Se possível DBO₂₀, se não DBO₅.

(**) Não existe maneira ideal de fixar um quociente único, fixo. O número 2 é simplesmente orientativo.

O efluente do tratamento terá baixa DBO, e a DQO será reduzida apenas parcialmente no que corresponde a sua parte biodegradável. Parte da matéria orgânica não biodegradável e que esteja em suspensão poderá ser também removida pela floculação que naturalmente ocorre nos tratamentos biológicos. A matéria não biodegradável em solução não será praticamente atacada. O efluente do futuro tratamento poderá ter ainda uma alta DQO mas isso não preocupará pelas premissas que essa matéria não putrecível não fará dano ao rio.

2ª Alternativa

Se a matéria orgânica não biodegradável de um despejo for um dos óbices a sua disposição praticamente pouca coisa se poderá fazer com tratamentos biológicos. Ter-se-á que partir para tratamentos físicos ou químicos específicos e não obrigatoriamente utilizados nas estações de tratamento de esgotos sanitários.

1ª Hipótese — Grande Porcentagem de SSV em relação a SV

Como em boa chance a matéria orgânica pode ser estimada em águas residuárias em forma de sólidos voláteis, se fizermos o teste dos sólidos em suspensão de matéria volátil e este participar em grande porcentagem em relação aos sólidos voláteis totais (SV) pode-se admitir que as substâncias causadoras da DQO estejam em suspensão sendo pois possível de ser removida por exemplo por decantação. Os seguintes testes seriam recomendados:

- Deixar uma amostra do despejo (o famoso garrafão de 5 l) em decantação por 2, 3 ou 4 horas. Depois disso retirar a fase líquida e aplicar a ela o teste da DQO, SS e SV. Caso tenha havido uma redução significativa em todos esses teores então a decantação simples poderia ser o tratamento recomendado para a remoção da DQO e eliminação dos problemas de poluição relacionados à descarga do efluente (infelizmente isso raramente acontece).
- Caso a decantação simples não apresente resultados significativos pode-

mos admitir que a matéria orgânica não biodegradável, não esteja em suspensão grosseira. Algumas vezes consegue-se a precipitação de algumas substâncias nessas condições por uma alteração violenta do pH. O teste acima deveria ser repetido cada vez para cada amostra que teve seu pH previamente alterado cobrindo uma faixa de 4 a 12 por exemplo. Medindo-se outra vez o teor de DQO e SV da fase líquida verificam-se as reduções conseguidas. Em algumas estações de tratamento de cidades com forte concentração industrial é comum encontrar-se antes de qualquer tratamento biológico um tanque de reação para elevação do pH (a zona alcalina é em geral mais favorável a precipitação).

- Caso a alteração do pH não surta efeito no auxílio à decantação a solução seria a decantação com auxílio de floculantes (sulfato de Al, cloreto férrico, sulfato ferroso, polieletrólitos, etc.) Pelo menos em nível de laboratório é quase sempre possível flocular e decantar praticamente todo o material em suspensão. Isso posto deve-se medir a DQO da fase líquida e ainda os SV. Caso a redução tenha sido satisfatório o tratamento químico por precipitação e auxílio de floculantes poderá ser o escolhido. (O processo da precipitação química pode atingir tanto a matéria orgânica em suspensão como parte em solução).

2ª Hipótese — Grande Porcentagem de Sólidos Dissolvidos Voláteis em Relação aos Sólidos Voláteis Totais

- No caso da matéria orgânica não biodegradável estar na forma solúvel a relação SDV/SV deve ser alta. Para esse tipo de despejos os tratamentos são talvez os mais variados e os mais sofisticados (exemplo: filtração em leito de carvão ativado, oxidação química por cloro ou por permanganato de potássio, etc.). Para esses casos também as vezes resulta adequada a precipitação química. A lignina por exemplo, produto existente em despejos de ind. de papel, encontra-se dissolvida nos despejos e pode ser precipitada quando de forte alcalinização dos mesmos (pH = 12).

QUADRO SINÓPTICO

<p>1º Caso</p> $\frac{DQO}{DBO} < 2 (*)$	<p>Tratamento recomendado</p>		<p>Biológico convencional (filtros biológicos, lodos ativados (**), convencionais, estabilização por contato, aeração prolongada, lagoas, etc.)</p> <p>DQO afluente ~ DQO efluente DBO ~ DBO</p>
<p>2º Caso</p> $\frac{DQO}{DBO} >> 2$	<p>1ª Alternativa</p> <p>A parte não biodegradável não é importante do ponto de vista poluição</p>		<p>Recomendado tratamento biológico convencional</p> <p>DQO/DBO afluente < DQO/DBO efluente do tratamento</p>
<p>2ª Alternativa</p> <p>a parte não biodegradável é também causadora de poluição</p>		<p>1ª hipótese</p> $\frac{SSV}{SV} > 0,8 (*)$	<p>Decantação com alteração de pH. Decantação com auxílio de floculantes (precipitação química), flotação, etc.</p>
		<p>2ª hipótese</p> $\frac{SDV}{SV} > 0,8$	<p>Adsorção em leitos de carvão ativado. Oxidação química, combustão, etc.</p>

(*) Os números 2 e 0,8 são meramente orientativos.

(**) A escolha entre filtros biológicos e lodos ativados (e seus processos modificados) para despejos que possam receber despejos tóxicos, ou com variação muito rápida de características deve ter em consideração a maior «estabilidade» de resultados dos filtros biológicos. Estes são mais «inertes» a choques por duas razões principais: (1) a sua massa de lodo (e portanto quantidade de microorganismos) é maior que os processos de lodos ativados, absorvendo melhor as sobrecargas ou efeitos danosos; (2) a exposição do lodo ao líquido em tratamento nos filtros biológicos é gradual (superficial) permitindo a regeneração da película atacada pela ação de tóxicos (desde que a ação tóxica seja rápida). Nos lodos ativados a exposição do lodo é total.

5.1. Despejos Tipo 1

Enquadram-se nessa classificação os esgotos sanitários, despejos de laticínios de fábrica de produtos alimentícios, matadouros, frigoríficos, laticínios, etc.

Ex.: Fecularia de Mandioca (Água do lavador) (Ref. Bibliog. nº 9)

pH = 5,0
SS = 1.200 mg/l
SD = 1.800 mg/l
OC = 1.000 mg/l
DBO = 1.500 mg/l

$\frac{OC}{DBO} < 2$ despejo biodegradável

O tratamento biológico é possível devendo reduzir tanto a DBO como a DQO (no caso a determinação usada foi a OC).

Ex.: Despejos de Cervejaria (Ref. Bibliog. nº 7)

5. EXEMPLOS ILUSTRATIVOS

Seguem-se alguns exemplos brasileiros dos mais variados tipos de despejos e seu enquadramento segundo suas análises. Quase todos os dados citados são públicos, tendo sido publicados em Congressos, Seminários ou Revistas Técnicas.

	Afluente ao Tratamento (mg/l)	Efluente do Tratamento (mg/l)
ST	3.898	1.415
SF	3.749	1.354
SV	149	61
DQO	3.258	1.388
DBO	1.529	103

A análise do efluente bruto mostra que a maior parte da matéria era biodegradável DQO/DBO ~ 2. O tratamento biológico usado foi eficiente na remoção da matéria orgânica biodegradável e reduziu parcela da DQO principalmente da parte da matéria putrecível. O efluente do tratamento tem pois baixa DBO e média DQO.

5.2. Despejo Tipo 2

Enquadram-se neste tipo os despejos de indústria de café e alguns tipos de despejos textéis.

A tônica em todas essas águas residuárias é a presença da celulose, substância orgânica não biodegradável e não tóxica.

Ex.: Despejo Industrial de Café Solúvel — Efluente da Borra (Ref. Bibliog. n.º 8)

pH	=	4,25
ST	=	15.821 mg/l
SF	=	809 mg/l
SV	=	15.012 mg/l
SS	=	14.537 mg/l
SD	=	1.284 mg/l
DQO	=	17.811 mg/l
DBO	=	7.543 mg/l

$\frac{DQO}{DBO} > 2$ existência de matéria orgânica não biodegradável.

O tratamento recomendado é o biológico convencional. O efluente tratado terá grande redução de DBO e redução parcial de DQO.

5.3. Despejos Tipo 3

Os despejos de refinaria, os que em geral possuem alto teor de óleos, são típicos deste caso ou seja, grande teor de matéria orgânica não facilmente biodegradável e em suspensão.

Tratamentos possíveis: Flotação simples ou Flotação com pressurização e outros.

5.4. Despejos Tipo 4

São despejos típicos desta classe os de alguns tipos de indústria de papel, de tinturaria, despejos com inseticidas e detergentes e outros.

Ex.: Despejo de Indústria de Papel — Água do Licor Negro 1.º Estágio de Lavagem.

pH	=	10
SD	=	200.000 mg/l
SS	=	5.000 mg/l
OC	=	200.000 mg/l
DBO	=	16.000 mg/l

$\frac{OC}{DBO} >> 2$ Se usada a DQO em vez de OC a relação seria ainda maior, indicando grande quantidade de matéria orgânica não biodegradável.

$\frac{SD}{ST} >> \frac{SS}{ST}$ a matéria orgânica apresenta boa possibilidade de estar solúvel. A verificação melhor seria através de SSV e SDV.

Soluções: Oxidação química, evaporação, recuperação e queima do composto, outros.

Obs.:

- Os tratamentos biológicos não são em princípio recomendáveis. Sabe-se entretanto que até para casos de despejos com inseticidas é possível (mas com dificuldades) desenvolver-se meios biológicos que assimilam a matéria orgânica presente nas águas residuárias.
- A rigor, como não foi fornecida SSV e SDV não se sabe com certeza se a matéria orgânica está solúvel ou não. Poderia acontecer que toda a matéria orgânica que produziu uma DBO de 16.000 mg/l estivesse em suspensão (5.000 mg/l), e os SD (200.000 mg/l) fossem só de substâncias minerais. Todavia manda o bom senso admitir que a maior parte da matéria orgânica corresponda a SD.

5.5. Uma análise geral

Um exemplo de análise físico-química de um despejo bruto:

pH	--	6,5
ST	--	10.000 mg/l
SSV	--	6.500 mg/l
SSF	--	1.000 mg/l
SDV	--	1.500 mg/l
SDF	--	1.000 mg/l
SP	--	40 ml/l
DBO	--	8.000 mg/l
DBO decantada (2 h)	--	4.500 mg/l
DBO ₅	--	10.000 mg/l
DQO	--	11.000 mg/l
DQO (decantada)	7.500 mg/l	
OC	--	9.000 mg/l
N _{orgânico}		200 mg/l
N _{amoniaco}		100 mg/l
N _{itrato}		30 mg/l
N _{itrito}		10 mg/l
P _{orgânico}		30 mg/l
P _{inorgânico}		30 mg/l
rH	--	13
Estabilidade relativa		6 horas

NOTA DOS AUTORES:

— Os autores coletaram extenso material bibliográfico para preparação deste trabalho. Esse material está a disposição dos colegas eventualmente interessados.

BIBLIOGRAFIA BÁSICA

1. MANCY, K. H. e WEBER W. J. — Analysis of Industrial Watewaters. John Willey & Sons Inc., New York, 1971.
2. ECKENFELDER, W. W. — Water Quality Engineering, Barnes & Noble, Inc., New York, 1970.
3. SAWYER, C. N. & Mc CARTY, P. L. — Chemistry for Sanitary Engineers, Kogakusha Company, Ltd. Japan, 1967.
4. IMHOFF, Karl — Tradução de Max Lothar Hess, Manual de Tratamento de Águas Residuárias, Edgard Blücher Ltda., 1966.
5. ISAAC, Peter C. G. — Waste Treatment, Pergamon Press, London, 1960.
6. An industrial Waste Guide to the Meat Industry, U. S. Department of Health, Education and Welfare, 1958, Public Health Service Publication n° 386.
7. CAVALCANTI, José Eduardo Wanderley de Albuquerque — Pesquisas sobre tratamento de despejos de cervejaria, Anais VI Congresso Brasileiro de Engenharia, São Paulo, 1971
8. DORIA, Alir — Tratamento de Resíduos provenientes da Fabricação de Café Solúvel, Anais VI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária, São Paulo, 1971.
9. HESS, Max Lothar — Tratamento de Despejos de Fecularias de Mandioca por Oxidação Biológica. Revista DAE n° 46, Setembro, 1962.
10. KYNIA SONO e MASAYUKI MAEDA — Procedimentos e Ensaio para Tratamento de Despejos Industriais — Revista PPM (Japão), n° 8 — Vol. 2, 1971.
11. MEINCK, F.; STOOFF, H. & KOHLSCHUTTER — Les Eaux Residuaires Industrielles, Masson et Cie., Paris, pág. 50 — Tradução de André Gasser — 1970.
12. Standard Methods for the Examination of Water, and Wate Water — 11ª e 13ª edição. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation.
13. NORDQVIST, Karl Gustav e Jan E. HJORTH — Automatic Measurement of Chemical Oxygen Demand in Water and Waste Water — Anais Semana Brasil-Suécia, 1973.

CAMPO CENTRAL

Engº EDUARDO GOMES DOS REIS (*)

Chama-se Campo Central aquele em que a resultante de todas as forças externas aplicadas ao conjunto de corpos que constitui o sistema, passa constantemente por um ponto fixo, denominado foco.

Assim sendo, a trajetória descrita pelo centro de gravidade dos corpos em movimento, é sempre uma curva plana, porque o momento resultante das forças externas em relação ao foco é sempre nulo.

Como se sabe, num campo central, a velocidade areolar é constante, isto é, o raio vetor varre áreas iguais em intervalos de tempos iguais. Baseando-nos nessas premissas, faremos o estudo da trajetória de um único corpo em movimento, sujeito a um campo central atrativo que passa pelo foco F, como mostra a figura 1.

Vamos ainda denominar os diversos elementos da figura 1, como seja:

- V_0 — velocidade do corpo no vértice da trajetória
- ρ_0 — distância mínima do corpo ao foco F
- V — velocidade do corpo num ponto qualquer P_1 da trajetória
- ρ — distância do ponto qualquer P_1 ao foco F
- φ — ângulo formado entre os raios vetores ρ_0 e ρ . Esse ângulo será contado positivamente no sentido horário.

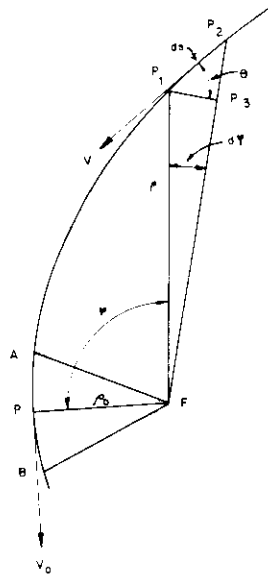


Fig. 1

Se considerarmos um intervalo de tempo infinitesimal dt , os raios vetores ρ_0 e ρ varrerão áreas iguais, e assim poderemos escrever:

$$\frac{\rho_0 \cdot V_0 \cdot dt}{2} = \frac{\rho V \cos \theta \cdot dt}{2}$$

ou

$$\rho_0 \cdot V_0 \cdot dt = \rho V dt \cos \theta$$

Mas

$$V = \frac{ds}{dt} \quad \text{e} \quad \cos \theta = \frac{\rho \cdot d\theta}{ds}$$

Levando esses valores à fórmula (1), temos

(*) Diretor Técnico de Serviço do QE-SSOP à disposição da SABESP.

$$\rho \cdot V \cdot dt = \rho^2 d\psi$$

e a fórmula genérica do tempo será:

$$t = \int \frac{\rho^2 d\psi}{\rho \cdot V}$$

Como se vê, essa fórmula dará o intervalo de tempo decorrido entre dois pontos quaisquer da trajetória, admitindo-se ρ_0 e V_0 como elementos conhecidos.

Por outro lado a fórmula (1) permitirá conhecer a velocidade em qualquer ponto da trajetória, uma vez conhecidos V_0 e ρ_0 . Assim:

$$\rho \cdot V = \rho_0 \cdot V_0 \cos \theta$$

mas a figura n.º 1 nos diz que:

$$\cos \theta = \frac{P_1 P_2}{P_1 P_2} = \frac{\rho d\psi}{ds}$$

Mas

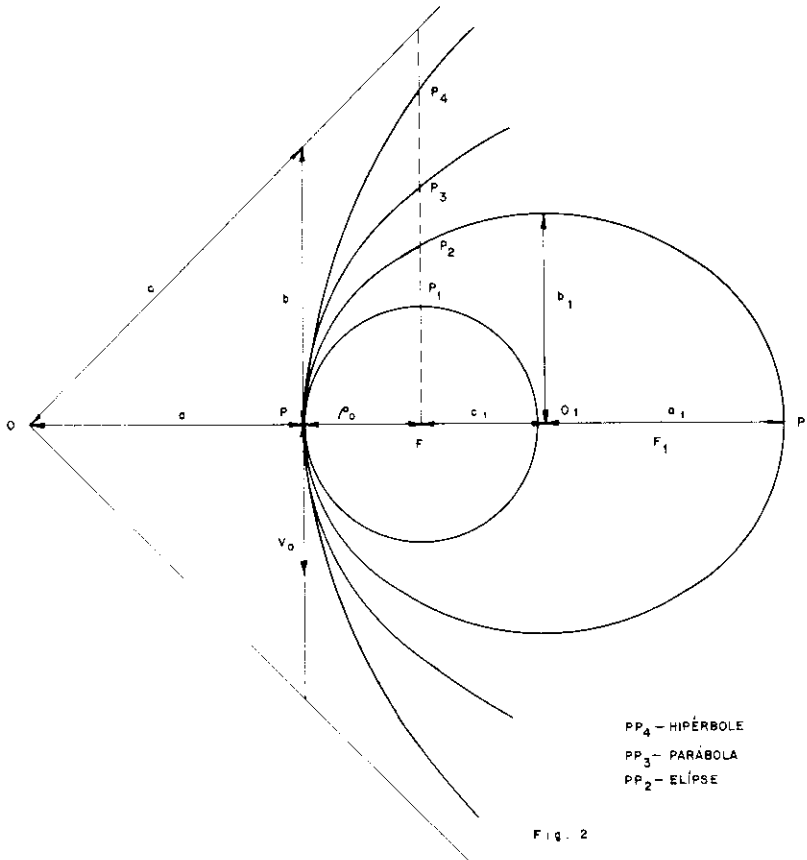
$$\frac{d\psi}{ds} = \frac{d\psi}{\sqrt{\rho^2 + \left(\frac{d\rho}{d\psi}\right)^2} d\psi} = \frac{1}{\sqrt{\rho^2 + \left(\frac{d\rho}{d\psi}\right)^2}}$$

Finalmente, a velocidade em um ponto qualquer da trajetória, uma vez conhecidos ρ_0 e V_0 , será:

$$V = \rho_0 \cdot V_0 \frac{\sqrt{\rho^2 + \left(\frac{d\rho}{d\psi}\right)^2}}{\rho^2}$$

A figura n.º 2 mostra quatro das trajetórias que o corpo poderá percorrer em torno do foco F. Dessas quatro trajetórias, apenas duas são constantes, isto é, a parábola e a circunferência. Haverá, portanto, um número ilimitado de hipérbolos e elipses.

Como se sabe, a equação de cada uma dessas trajetórias referida ao foco será:



Hipérbole

$$\rho = \frac{b^2}{a + c \cos \psi}$$

Parábola

$$\rho = \frac{2\rho_0}{1 + \cos \psi}$$

Elipse

$$\rho = \frac{b_1^2}{a_1 + c_1 \cos \psi}$$

Circunferência

$$\rho = \rho_0$$

Portanto, conhecida a equação da trajetória, a velocidade máxima V_0 do corpo no vértice da curva, e a sua distância mínima ρ_0 ao foco, a velocidade em um ponto qualquer da trajetória será obtida das equações (5), (6), (7), (8) e (9), como segue:

Hipérbole

$$V = \rho_0 V_0 \sqrt{\frac{a^2 + c^2 + 2ac \cos \psi}{b^2}}$$

sendo

$$\rho_0 = c - a \quad b^2 = c^2 - a^2 \quad c > a$$

Parábola

$$V = V_0 \cos \frac{\psi}{2}$$

onde

$$c = a$$

Elipse

$$V = \rho_0 V_0 \sqrt{\frac{a_1^2 + c_1^2 + 2a_1c_1 \cos \psi}{b_1^2}}$$

sendo

$$\rho_0 = a_1 - c_1 \quad b_1^2 = a_1^2 - c_1^2 \quad c_1 < a_1$$

Circunferência

$$V = V_0$$

e

$$c = 0$$

O intervalo de tempo decorrido entre dois pontos quaisquer da trajetória poderá ser obtido na equação (3), substituindo-

-se o valor de ρ dado nas equações (6), (7), (8) e (9).

Para a hipérbole teremos:

$$t = \frac{b^4}{\rho_0 V_0} \int \frac{d\psi}{(a + c \cos \psi)^2}$$

Para a parábola:

$$t = \frac{4\rho_0}{V_0} \int \frac{d\psi}{(1 + \cos \psi)^2}$$

Para a elipse:

$$t = \frac{b_1^4}{\rho_0 V_0} \int \frac{d\psi}{(a_1 + c_1 \cos \psi)^2}$$

Para a circunferência:

$$t = \frac{\rho_0}{V_0} \int d\psi$$

A integração da fórmula (14) é fácil, e a da fórmula (16) é imediata. Mas a integração das fórmulas (13) e (15) referentes à hipérbole e à elipse é muito penosa, necessitando várias mudanças da variável. Por isto daremos apenas os resultados finais já devidamente simplificadas.

Para a hipérbole, segundo a fórmula (13) teremos:

$$t = \frac{a}{V_0} \left(\frac{2 \frac{c}{a} \operatorname{tg} \frac{\psi}{2}}{1 - \frac{c-a}{c+a} \operatorname{tg}^2 \frac{\psi}{2}} - \sqrt{\frac{c+a}{c-a}} \operatorname{tg} \frac{\psi}{2} \sqrt{\frac{c-a}{c+a} \operatorname{tg} \frac{\psi}{2}} \right) + C$$

Para a parábola, segundo a fórmula (14) teremos:

$$t = \frac{2\rho_0}{3V_0} \operatorname{tg} \frac{\psi}{2} \left(\operatorname{tg}^2 \frac{\psi}{2} + 3 \right) + C$$

Para a elipse, segundo a fórmula (15) teremos:

$$t = \frac{a_1 + c_1}{V_0} \sqrt{\frac{a_1 + c_1}{a_1 - c_1}} \left(\frac{2 a_1}{a_1 + c_1} \operatorname{ar} c \operatorname{tg} \sqrt{\frac{a_1 - c_1}{a_1 + c_1}} \operatorname{tg} \frac{\psi}{2} - \frac{c_1 \operatorname{sen} \psi}{a_1 + c_1 \cos \psi} \right) + C$$

Para a circunferência, segundo a fórmula (16) teremos:

$$t = \frac{p \cdot \psi}{V_0} + c$$

Uma vez estabelecidas as equações fundamentais da velocidade e do tempo de percurso em cada trajetória, vamos aplicá-las a um caso concreto. Supunhamos um bólido de massa desprezível, descrevendo em relação ao planeta Terra, uma das órbitas indicadas na figura 2. Vamos ainda admitir o ponto P distando do ponto F (centro da Terra) de uma grandeza igual a 2 raios médios terrestres, ou seja, 12.735.300 m. Nessas condições o bólido estará totalmente fora da atmosfera terrestre.

A trajetória descrita pelo corpo dependerá da sua velocidade máxima V_0 no ponto P ou perigeu. Como foi dito anteriormente, haverá apenas duas trajetórias constantes, a parábola e a circunferência. Vamos então determinar a velocidade em cada uma, em função dos dados estabelecidos anteriormente, como seja

$$p_0 = PF = 2 R_0 = 12.735.300 \text{ m}$$

Sendo g_0 a aceleração da gravidade na superfície da terra, na intersecção da linha PF; a uma altura x acima desse ponto será:

$$g_x = g_0 \frac{R^2}{(R+x)^2}$$

O trabalho elementar realizado pela queda vertical de uma massa m colocada nesse ponto, será:

$$dE = mg_0 \frac{R^2}{(R+x)^2} dx$$

Se essa massa cair de uma altura infinita até à altura do ponto P, isto é, quando x for igual a R , o trabalho realizado em valor absoluto será:

$$E = \int_R^{\infty} mg_0 \frac{R^2}{(R+x)^2} dx = \frac{1}{2} mg_0 R$$

Sendo v a velocidade de chegada no ponto P, podemos escrever:

$$\frac{1}{2} m v^2 = \frac{1}{2} mg_0 R$$

ou

$$v = \sqrt{g_0 R}$$

que, como se sabe, será a velocidade V da órbita parabólica que passa pelo ponto P. Vamos calculá-la, admitindo

$$g_0 = 9,8 \text{ m/s}^2$$

Assim:

$$V = \sqrt{9,8 \times 6367650} = 7899,55 \text{ m/s}$$

A velocidade da órbita circular passando pelo ponto P, é facilmente determinada pela fórmula:

$$\frac{mV^2}{2R} = mg_0 \frac{R^2}{(R+R)^2}$$

ou

$$V = \sqrt{\frac{g_0 R}{2}} = \sqrt{31201485} = 5585,83 \text{ m/s}$$

Determinadas essas duas velocidades fundamentais, poderemos estabelecer as diversas trajetórias do bólido relativamente à terra em função da sua velocidade V_0 no ponto P, como mostra a figura 2. Assim, quando:

$V_0 > 7.899,55 \text{ m/s}$ — trajetória hiperbólica

$V_0 = 7.899,55 \text{ m/s}$ — trajetória parabólica

$V_0 = 5.585,83 \text{ m/s}$ — trajetória circular

Para todos os valores de V_0 compreendidos entre as trajetórias parabólica e circular, teremos trajetórias elípticas. Ainda quando

$V_0 < 5.585,83 \text{ m/s}$ — trajetória de queda em espiral

e quando

$V_0 = 0$ — queda vertical

Assim sendo, vamos supor inicialmente

$$V_0 = 10.000 \text{ m/s,}$$

o que corresponderá a uma trajetória hipérbólica.

Quando o bólido estiver a uma distância infinita da terra, a sua velocidade residual será evidentemente a diferença entre a sua velocidade V_0 e a velocidade parabólica no ponto P. Então:

Mas quando o bólido estiver a uma distância infinita da terra, a fórmula (10)

para quando $\cos \varphi = -\frac{a}{c}$, dará:

$$V_r = \frac{\rho_0 V_0}{b}$$

Sendo agora conhecidos V_0 , V_1 e ρ_0 , obteremos facilmente o valor de b, como seja:

$$b = \frac{12735300 \times 10000}{2100,45} = 60631293 \text{ m}$$

Mas

$$b^2 = c^2 - a^2 = (c+a)(c-a) = \rho_0 (c+a)$$

Portanto

$$c+a = \frac{b^2}{\rho_0} = 288658586 \text{ m}$$

Sendo conhecidos $c+a$ e $\rho_0 = c-a$, obteremos facilmente os valores de c e de a. Assim:

$$c = 150.696.943 \text{ m}$$

e

$$a = 137.961.643 \text{ m}$$

Assim, a equação polar da trajetória hipérbólica do bólido referida ao centro da terra será:

$$\rho = \frac{60631293^2}{137961643 + 150696943 \cos \psi} \text{ m}$$

Vamos agora supor que a velocidade V_0 no ponto P seja igual a 7.899,55 m/s. Nesse caso a trajetória será parabólica e a sua equação polar terá a forma:

$$\rho = \frac{25470600}{1 + \cos \psi} \text{ m}$$

Passaremos a seguir à determinação dos elementos da trajetória elíptica. Como se sabe, num campo central, a soma das energias cinéticas de um corpo em movimento, em dois pontos diametralmente opostos de uma trajetória fechada, é igual à energia cinética correspondente à velocidade parabólica na abcissa do foco. No nosso caso, sendo V_0 a velocidade parabólica no perigeu, V_0 a velocidade real no ponto P, e V_1 a velocidade no ponto P', diametralmente oposto ao ponto P, ou apogeu, teremos:

$$\frac{1}{2} m V_p^2 = \frac{1}{2} m V_0^2 + \frac{1}{2} m V_1^2$$

ou

$$V_1 = \sqrt{V_p^2 - V_0^2}$$

Vamos assim admitir uma trajetória elíptica, onde

$$V_0 = 6.500 \text{ m/s.}$$

Portanto:

$$V_1 = \sqrt{62.402.970 - 42.250.000} = 4489,22 \text{ m/s}$$

Da figura n.º 2, pela lei da velocidade areolar, obtemos:

$$V_0 (a_1 - c_1) = V_1 (a_1 + c_1)$$

ou

$$a_1 + c_1 = \frac{V_0 \rho_0}{V_1}$$

Mas

$$a_1 - c_1 = \rho_0$$

Portanto

$$a_1 = \frac{\rho_0}{2} \left(\frac{V_0 + V_1}{V_1} \right) = \frac{12735.300}{2} \left(\frac{6500 + 4489,22}{4489,22} \right)$$

ou

$$a_1 = 15.587.453 \text{ m}$$

e

$$c_1 = 15.587.453 - 12735.300 = 2.852.153 \text{ m}$$

e

$$b_1 = \sqrt{a_1^2 - c_1^2} = 15324290 \text{ m}$$

Assim, a equação da trajetória elíptica do bólido será:

$$\rho = \frac{15324240^2}{15587453 + 2852153 \cos \psi} \text{ m}$$

Quanto às trajetórias de queda em espiral e queda vertical, num campo central onde a força atrativa é função da distância ao foco, para não prolongar demasiadamente este trabalho, serão estudadas em outra ocasião.

A título de curiosidade, passaremos à determinação do tempo decorrido a partir do perigeu, até a vertical que passa pelo foco, em cada trajetória, como mostra a figura n.º 2, isto é, entre os pontos PeP_1 , PeP_2 , PeP_3 e PeP_4 .

Para tanto, estabeleceremos de zero a $-\frac{\pi}{2}$, os limites de integração das fórmulas do tempo, números (17), (18), (19) e (20), substituindo também as constantes a , b , c , ρ_0 , a_1 , b_1 e c_1 pelos seus valores achados anteriormente. Daremos apenas os valores numéricos achados.

Para a hipérbole —

$$t = 58 \text{ m e } 46 \text{ s.}$$

Para a parábola —

$$t = 1 \text{ h., } 11 \text{ m. e } 39 \text{ s.}$$

Para a elipse —

$$t = 56 \text{ m. e } 17 \text{ s.}$$

Para a circunferência —

$$t = 59 \text{ m. e } 41 \text{ s.}$$

O tempo de uma revolução completa na trajetória elíptica será:

$$V_0 \rho t = 2 \pi a_1 b_1$$

ou

$$t = \frac{2 \pi a_1 b_1}{V_0 \rho_0} = 5 \text{ h., } 2 \text{ m e } 11 \text{ s}$$

E o tempo de uma revolução completa na trajetória circular será:

$$t = \frac{2 \pi \rho_0}{V_0} = 3 \text{ h., } 59 \text{ m e } 45 \text{ s}$$

Do mesmo modo, pelas fórmulas (10), (11) e (12), poderemos facilmente determinar a velocidade em qualquer ponto da trajetória, o que faremos para os pontos P_2 , P_3 e P_4 , correspondentes à ordenada do foco. Encontramos assim os seguintes valores:

Para a hipérbole —

$$V = 7.078,00 \text{ m/s.}$$

Para a parábola —

$$V = 5.585,83 \text{ m/s.}$$

Para a elipse —

$$V = 5.585,83 \text{ m/s.}$$

A velocidade do bólido em qualquer ponto da trajetória circular é constante, e igual a

$$V = 5.585,83 \text{ m/s.}$$

Acabamos de constatar que as três últimas velocidades do bólido são iguais nos pontos estabelecidos anteriormente, isto é, na intersecção das suas trajetórias, com a vertical que passa pelo foco, o que pode também se demonstrar analiticamente. Na realidade, a variação da energia cinética do corpo em movimento, fará com que varie também a sua massa, alterando assim as trajetórias estudadas anteriormente. Entretanto, com as velocidades admitidas neste trabalho são muito pequenas em relação à velocidade da luz, a influência daquele fenômeno poderá ser considerada nula.

CRITÉRIOS DE AVALIAÇÃO DE DESAPROPRIAÇÕES PARCIAIS URBANAS

Eng^o HUMBERTO CARLOS MARTINS FADIGA (*)

1 – INTRODUÇÃO

Em nossa vivência profissional no campo da engenharia de avaliações, temos deparado com situações bastante diversas no tocante ao modo em que uma determinada obra pública atinge um imóvel urbano, sendo, igualmente, bastante diversos os critérios com que os Peritos enfrentam o problema. Em decorrência desses critérios, resultam diferentes as indenizações a serem recebidas pelos proprietários atingidos, inclusive em casos bastante semelhantes, o que causa descontentamento dos menos favorecidos, que não podem aceitar a dualidade dos tratamentos; o raciocínio do expropriado é simples: «Se fulano recebe tanto por tantos metros quadrados de seu terreno, porque deverei receber menos unitariamente?» E, realmente, há razão nos reclamos, pois o leigo, sem os conhecimentos especializados de que dispuzeram os Peritos que analisaram os casos tratados, deixam, ou não querem compreender as razões que levaram os avaliadores aos diferentes resultados unitários dos terrenos atingidos.

Para que houvesse maior uniformidade de tratamento, evitando-se que cada técnico resolvesse cada problema segundo sua experiência e análise exclusivamente pessoais, os peritos judiciais de São Paulo, sob a inspiração de antigo Juiz das Varas Municipais, o Dr. Ennio Bastos de Barros (atual Juiz do 2.^o Tribunal de Alçada Civil do Estado), elaboraram «Nor-

mas Gerais de Avaliações em Desapropriações», após debates, sugestões e críticas feitas em reuniões diversas. Tais «Normas» foram seguidas de «Comissões de Peritos» que estudavam e procuravam fixar os preços dos terrenos das várias ruas atingidas por melhoramentos, de modo a que se tivesse, o quanto possível, uniformidade de tratamento aos vários expropriados, facilitando, também, a tarefa dos Peritos, e, conseqüentemente, dos Julgadores dos processos.

No entanto, as referidas «Normas» e as atuais, aprovadas pelo Instituto Brasileiro de Avaliações e Perícias de Engenharia — I.B.A.P.E., tratam pouco dos casos de desapropriações parciais, preferindo encarar mais a avaliação dos casos genéricos, o que, aliás, é o correto, visto que as obras públicas podem atingir os imóveis de modos específicos, que exigem, também, tratamento específicos, que não poderiam caber em uma «Norma Geral».

Sendo certo, porém, que uma obra pública atinge muito mais parcialmente os terrenos que intercepta do que totalmente, será de interesse que se enfrentem os casos de acontecimento mais habituais, nas desapropriações parciais, estabelecendo-se certas regras que poderão levar a um maior equilíbrio no tocante aos pagamentos devidos aos expropriados.

Isso será proposto no presente trabalho, em que se apontarão os critérios que nos norteiam em avaliações, apontando-se, também opiniões de outros colegas no mesmo sentido, e, inclusive julgados em vários casos, procurando-se,

(*) Assistente Técnico do Secretário dos Serviços e Obras Públicas do Estado de São Paulo.

assim, o debate e a definição para os assuntos levantados.

Para maior facilidade de compreensão, esclarecemos que em São Paulo, de um modo geral, ainda são utilizadas fórmulas matemáticas para avaliações dos terrenos (e são elas da mais alta valia especialmente às desapropriações parciais); e, dentre as fórmulas matemáticas, a que se apresenta mais facilmente utilizável, é a Harper-Berrini, que se baseia na idéia de que, em um mesmo terreno, seus metros quadrados valem mais quanto mais próximo estiverem da via pública. Leva em conta a frente e a área do lote, além do fundo básico (ou padrão), que é o fundo ideal de um lote de terreno de aproveitamento máximo. Em São Paulo, esse fundo geralmente é de 40 metros.

A expressão mais usual da fórmula de Harper-Berrini é a que segue:

$$V_t = p \sqrt{\frac{S \cdot f}{N}}$$

onde

V_t = valor do terreno

S = área do terreno

f = frente (ou testada) do terreno

N = fundo básico

b = valor do metro de frente local, referido ao fundo básico.

Existem outras expressões dessa mesma fórmula, baseadas no fato de que o valor do metro de frente é igual ao produto do metro quadrado de pesquisa, referido a um determinado fundo padrão, por esse mesmo fundo padrão, ou

$$p = m \cdot N$$

em que m é o valor do metro quadrado de pesquisa referido ao fundo padrão N .

Para maiores esclarecimentos sobre a fórmula de Harper-Berrini, sugere-se outro trabalho nosso, «Avaliações de Terrenos Urbanos», onde, inclusive, se ponderou a necessidade de fixar limites de utilização da fórmula, eis que os resultados obtidos por ela, para terrenos de profundidades muito longos ou curtos, apresenta-se destoante do que seria adequado. Esses limites, de um modo razoável, e simplificada, situam-se entre o dobro e a metade do fundo padrão, fora dos quais o valor unitário ficaria constante.

Como neste trabalho também nos referiremos a terrenos com mais de uma

frente, convém que se apresente a fórmula de Harper-Berrini para tais casos:

$$T = \sqrt{\frac{S}{N} \left((f_1 P_1)^2 + (f_2 P_2)^2 + \dots + (f_n P_n)^2 \right)}$$

onde $f_i P_i$ são, respectivamente, as testadas e os valores de testadas padrões, às várias ruas a que o terreno tenha frente.

2 – CONCEITOS

Dá-se a desapropriação parcial quando uma obra pública atinge o imóvel em parte, privando-o de parte frontal, de parte dos fundos ou atingindo-o pelo centro.

É mais comum o caso de alargamento de uma via pública, onde são atingidas partes fronteiras dos imóveis; em seguida acontece o caso de ocupação de parte dos fundos, geralmente com canalização de córrego; e, finalmente, vem a obra pública, pelo centro do terreno, em que, os casos mais comuns, são os de lotes de grande profundidade.

Parece claro que os três casos devem merecer, do perito, avaliações por diferentes critérios, já que, no primeiro, houve uma perda de área útil, que seria compensada apenas pelo alargamento da via; enquanto que, nos dois outros, houve geralmente, ganho de nova (ou novas) frentes, havendo perda de área praticamente inútil no caso do córrego, ou de área dispensável no caso de lotes de grande profundidade, significando, no mor das vezes, uma valorização direta, imediata e específica do lote atingido pelo melhoramento.

3 – OBRA PÚBLICA PELA FRENTE DOS LOTES

Havendo alargamento de uma via, são atingidas as partes fronteiras aos imóveis a ela adjacentes, em ambos os lados, ou apenas em um, dependendo de que o alargamento se faça nos dois, ou em apenas um dos lados da rua.

Decorre então uma perda de área frontal aos lotes atingidos, perda essa que, embora propiciando testada a uma rua mais larga, realmente não causa melhoria específica, direta e imediata aos lotes atingidos, havendo no local, apenas uma melhoria no sistema viário, que, logicamente, é geral à toda a zona.

Isso é tanto mais notado nos casos em que o alargamento for feito em apenas um dos lados, quando, então, um dos

lados arca com todo o ônus da perda da área, enquanto que o outro apenas usufrui do alargamento feito.

Lógico, então, que o avaliador deva considerar o fato, avaliando a parte perdida sem qualquer consideração da eventual melhoria que será trazida ao local da obra, eis que, repete-se a melhoria é absolutamente geral, tendo-a também os imóveis das cercanias e, especialmente, os do outro lado da via pública atingida, quando o alargamento for em apenas um dos lados.

Quando o alargamento não prejudicar a capacidade construtiva do lote, isto é, quando o remanescente ainda permite aproveitamento compatível com o local, a indenização devida pela ocupação parcial deve ser calculada pelo critério do metro quadrado médio, obtido por divisão do valor total do terreno pela sua área, respeitados os limites superior e inferior de aplicabilidade das fórmulas matemáticas de avaliação (por exemplo, nos casos em que o fundo básico é de 40 metros, os valores extremos seriam os referidos aos fundos de 80 metros e 20 metros, respectivamente o dobro e a metade do fundo básico de pesquisa).

Esse, também, o critério indicado, quando o terreno estiver benfeitorizado, e a obra pública atingir o recuo, deixando a benfeitoria no alinhamento da via pública ou quase, eis que o recuo, além de proteção ao ruído e movimento da rua, geralmente ainda emoldura a construção com ajardinamento, dando-lhe um cunho estético que não é possível de ignorar, em qualquer caso. E, mesmo que não haja jardim, e o recuo seja totalmente pavimentado, esse afastamento ainda será de grande valia, inclusive pela possibilidade de aproveitá-lo para estacionamento, o que adquire grande interesse para comércio. Veja-se, à respeito, as antigas moradias da Rua Estados Unidos, Av. Brasil, e outras das cercanias, hoje utilizadas para comércio, com amplo aproveitamento do recuo do alinhamento da via.

No caso em que o alargamento prejudica a capacidade construtiva do lote, isto é, quando o fundo médio do remanescente ficar abaixo do que seria recomendável ao local, a indenização deverá também prever verba referente à desvalia do lote remanescente, pela perda dessa capacidade construtiva. Essa desvalia é calculada, geralmente, de modo totalmente

pessoal pelo avaliador, já que não existe regra fixa para sua obtenção; desse modo, vale bastante a experiência e a ponderação do perito. No entanto, pode ser apontado um critério, que dá resultados razoáveis na maioria dos casos — a consideração, como fator de desvalorização, da raiz quadrada da relação entre os fundos do remanescente e do lote primitivo. Por exemplo, em um terreno que tenha fundo médio de 60 metros ou até mais, em zona de incorporação especial, onde geralmente se esgotam totalmente as capacidades construtivas dos lotes, a perda de uma faixa de 10 metros pode representar prejuízo ao remanescente, pela redução de sua possibilidade em receber construção, isto é, de produzir renda, que é o que dá valor a um terreno. Em outros locais, uma perda de 20 metros em uma profundidade de 40 metros, por exemplo, praticamente nada representa em termos de mutilação do lote. A respeito, convém ao avaliador o exame do vulto das construções das cercanias, e, especialmente, da própria via pública em que se dá o alargamento, para que se cientifique das áreas reais das construções em relação às possibilidades dos lotes; da condição do bairro, etc. Evidente que, quando o terreno já está totalmente ocupado com edifícios de grande porte em zonas de incorporação (ou outro tipo de construção em outras zonas), e onde não haverá, em prazo razoável, a demolição do existente para que dê lugar a outra edificação mais compatível com o local, não há que se cogitar da depreciação do lote, que, assim, deve ser avaliado simplesmente pela regra acima.

Como exemplo do que acima foi consignado, sobre aplicação do metro quadrado médio, respeitado o limite superior nas fórmulas matemáticas de avaliação em zona bem valorizada, pode ser apontado o caso da Ação Ordinária movida pela Fundação de Amparo à Pesquisa contra a Municipalidade de São Paulo, autos n.º 98/70 da 3.ª Vara Municipal, terreno primitivo com 122,50 metros de profundidade, perda de faixa na frente, de largura igual a 24,15 metros, imóvel da Rua Consolação n.º 268, junto à Av. São Luiz. O signatário como assistente da Prefeitura, à vista do nenhum prejuízo do remanescente, que ainda ficou com área suficiente para construir edifício maior que os existentes na Rua, aplicou, diretamente o metro quadrado referido ao fundo básico de 80 me-

tros, limite superior de aplicabilidade da fórmula de Harper-Berrini ao fundo local, de 40 metros. O assistente da Autora, eng.º Ernesto Carneiro concluiu pela aplicação direta do metro quadrado básico de pesquisa, isto é, referido ao fundo de 40 metros. O perito desempatador, eng.º Joaquim Medeiros entendeu que as duas soluções seriam possíveis ao caso. Em Acórdão do 1.º Tribunal de Alçada Civil (Drs. Aniceto Aliende e Agripino Vieira de Souza), foi sentenciada a opinião do signatário, havendo, porém, voto discordante, do Dr. Marzagão Barbutto, que dava solução intermediária. Fase de novo recurso.

4 — OBRA PÚBLICA PELOS FUNDOS DO LOTE

Geralmente, acontece esse caso em terrenos confinados com córregos, que deverão ser retificados, ou canalizados; ou, então, quando haja necessidade de abertura de vias para melhoria do sistema viário local.

No caso em que os lotes confinem com córrego, a retificação ou canalização, além de geralmente representar valorização do remanescente, ainda normalmente ocupa parte inútil desse mesmo lote, ou seja, o próprio álveo, ou parte inundável, devendo aí ser lembrada, também, a indicação do Código de Obras sobre córregos, onde são exigidos afastamentos do leito. No caso de São Paulo, a Lei 4.615/55, pelo seu artigo 4.17 define o afastamento a ser observado pelas construções.

A avaliação, nesses casos, deve, então, ser feita pelo critério do «antes e depois» (ou «long and short»), pelo qual se avalia a parte perdida pela diferença dos valores entre os terrenos «antes» e «após» os cortes sofridos em decorrência da obra pública. Claro que existem casos particulares em que a capacidade construtiva do lote, razoável ao local, é comprometida pela obra pública, quando, então a avaliação pode considerar também uma desvalorização do remanescente, aí valendo o equilíbrio e a experiência do avaliador, que deve analisar os fatores locais a serem computados — construções aí e das cercanias, tipo e amplitude do aproveitamento dos terrenos, etc. O que se deve ter sempre em mente, porém, é que, em um lote, a parte comprometida pelo curso d'água (álveo e adjacências) tem evidente menor valor que a parte

seca, isto é, entre dois terrenos idênticos de uma mesma rua, um em frente do outro, por exemplo, tem maior valor total o que não possui córrego nos fundos. Evidente também que, havendo um terreno seco, e outro praticamente leito de um córrego em uma mesma rua, o primeiro deve valer bem mais que o segundo.

No caso em que o Poder Público ocupe faixa dos fundos de um lote «seco», a avaliação poderá ser feita tanto pelo critério do «metro quadrado médio» como pelo critério «antes e depois», cabendo o segundo normalmente aos casos de lotes de profundidade ampla, incompatível com o bairro e a rua, a obra pública não causando qualquer prejuízo maior ao uso total do terreno, de acordo com as características e possibilidades locais; é esse o caso, também de abertura de nova rua pelos fundos, quando a profundidade remanescente ainda permite a subdivisão do terreno restante em dois lotes de profundidades adequadas ao lugar, cada qual com testada para via pública, valendo aí também a justa ponderação do perito.

Quando o corte sofrido pelo terreno, porém, apesar de propiciar uma nova frente, não admitir a sub-divisão em dois lotes adequados à rua, a avaliação deve ser feita pelo critério do metro quadrado médio, eis que, se, às vezes, a nova via resulta em interesse ao expropriado, que terá outra frente, que pode ser útil para acesso de veículos, também sempre resultará em ônus, pelo pagamento dos impostos relativos a essa nova testada.

Uma praxe usual para a consideração ou não da sub-divisão do terreno, é o fato de que as profundidades médias dos dois lotes resultantes sejam, no mínimo, iguais a metade do fundo básico da zona. Acrescentaremos, aí, a necessidade de análise do local, eis que é evidente que tal regra não deve ser aplicada em zonas de incorporação ou de residências de alto padrão, em que há necessidade ou interesse em fundos relativamente extensos — aí, todos os metros quadrados de um terreno valem igualmente, o que não é considerado pelas fórmulas matemáticas, que dão maiores índices às partes mais próximas das testadas dos lotes.

5 — OBRA PÚBLICA PELO MEIO DOS LOTES

Aí existem três tipos de obras que devem ser analisadas — abertura de rua;

passagem de tubulação: passagem de linhas de transmissão.

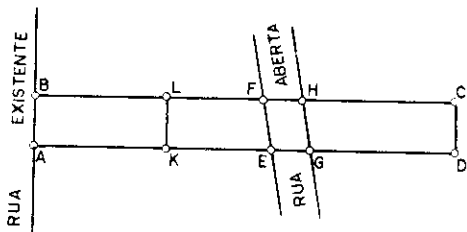
Quando o lote é pequeno, a obra pública realmente o inutiliza, e, assim, a indenização deve ser total.

Interessa-nos, então, especialmente, o caso de lotes de grande profundidade, que aqui serão analisados.

5.1 — Abertura de rua

Nesse caso, a nova via pública pode estabelecer a subdivisão do antigo lote em dois outros mais compatíveis com o local e, portanto, mais facilmente comercializáveis, coisa que, anteriormente, era impossível.

Claro, então, que essa obra pública causará uma melhoria ao lote, melhoria essa especial e direta, que deve ser devidamente considerada na avaliação, o que se consegue com a aplicação do critério «antes e depois» aos lotes primitivos e todos os resultantes da subdivisão — apenas os dois lotes remanescentes ou três, se, porventura, a nova frente permitir a consideração de dois lotes ao primeiro remanescente, analisadas as profundidades de cada um deles em relação ao local.



A figura acima ilustra as hipóteses — um terreno inicialmente de grande profundidade, ABCD é seccionado por uma nova rua, de modo que resultem dois menores ABFE e GHCD, o primeiro com duas frentes (antiga e nova via) e o segundo com frente GH à nova via. No caso, ainda, que a extensão do primeiro remanescente permita a consideração de dois outros lotes menores, compatíveis ao local, resultam três lotes novos com a abertura da via pública — ABLK; EFLK; GHCD.

Evidente que, se uma das partes (ABFE ou GHCD), resultar, ao invés de melhorada, bastante restringida quanto ao aproveitamento, essa parte poderá ser incluída na desapropriação ou, então, avaliada com a depreciação correspondente.

5.2. — Passagem de tubulação

Normalmente, as tubulações são enterradas, e, assim, dependendo do local de sua passagem, podem não representar impedimento maior à utilização do terreno. Nesse caso, há que se avaliar a faixa necessária como «servidão de passagem», com os descontos correspondentes. À respeito, assinale-se que, em recente desapropriação de grande vulto feita nesta Capital pela Prefeitura, terreno da Av. Ibirapuera, com frente também para a Av. República do Libano e Pedro de Toledo (desapropriação contra Michel Mattar e outros, autos n.º 191/71, 3.ª Vara Municipal) demos Parecer Técnico, nada considerando, como fator desvalorizante, ao fato de o terreno ser cortado, em pequena parte, por uma tubulação de águas, da extinta SAEC. No caso, a área é extensa (mais de 40.000 m²) e, realmente, a tubulação apenas atravessa parte pequena, que poderia, perfeitamente, ser deixada livre, ajardinada ou utilizada em estacionamento, nada representando de prejudicial à gleba, considerada em um só todo, que era, aliás, a destinação que lhe estudavam os proprietários — construção de um Shopping Center.

5.3 — Passagem de linhas de transmissão

Aí, decorre, inequivocamente, o caso de desapropriação também da faixa final do terreno (caso a linha passe razoavelmente distante da via pública, permitindo o aproveitamento racional da parte contígua à rua), prevendo-se, também, depreciação desse lote menor então resultante eis que, apesar do teórico nenhum perigo que advenha da obra, existem os efeitos psicológicos e a interferência com televisão e rádio.

Essa depreciação, também, é do arbítrio do avaliador, em função das características do bairro e da própria via pública a que o terreno remanescente tenha frente.

6 — CASOS ESPECIAIS

Além dos casos normais, acima existem outros em que as regras apontadas não são bem indicadas, por resultarem em indenizações não condizentes com a realidade, ou em desacordo com a sensibilidade do avaliador.

Tais são certos terrenos industriais; as áreas de clubes esportivos; supermercados; e lotes de profundidades razoáveis.

mente amplas, em certas ruas de incorporação privilegiada, onde as construções existentes sempre esgotam as possibilidades construtivas dos lotes (por exemplo, na Capital, as Avenidas Paulista e Faria Lima, especialmente).

Em tais casos, onde cada metro quadrado produz renda direta (construção), ou indireta (estacionamento, quadras esportivas, paisagismo, etc.), o critério mais indicado é o metro quadrado básico de pesquisa, aplicado diretamente à área ocupada. Se a desapropriação ou ocupação for total, ainda assim é indicado esse critério, como pode ser exemplificado à seguir:

- a) Desapropriação parcial — Prefeitura Municipal de São Paulo contra o Shopping Center Iguatemi — autos n.º 305/69; Perito Enio A. Neves; área de 123,00 m²; critério, metro quadrado de pesquisa. Sentença e Confirmação. Local — Av. Iguatemi, área de Posto de Gasolina.
- b) Desapropriação total — Prefeitura Municipal de São Paulo contra Michel Mattar e outros — autos n.º 191/71 — 3.ª Vara Municipal — Perito Joaquim R. Medeiros Jr., área de 40.722,25 m² e testadas totais de 708,25 metros. Critério — metro quadrado de pesquisa. O signatário deu Parecer Técnico ao desapropriado, que instruiu o Recurso à Superior Instância, pelo mesmo critério. Sentença e Confirmação. Local — Av. Ipirapuera, onde seria executado um Shopping Center.
- c) Desapropriação parcial — Prefeitura Municipal de São Paulo contra S.A.E.B. — Sociedade Anônima Empreendimentos Bens — 3.ª Vara Municipal, autos 78/73 — Perito Humberto Carlos Martins Fadiga — faixa de 665,00 m²; área total de 3,557 m²; critério metro quadrado de pesquisa. Sentença. Local — Av. João Dias, Super-Mercado, área de estacionamento.
- d) Desapropriação total — Prefeitura Municipal de São Paulo contra a Cia. Boa Vista de Seguros; 1.ª Vara Municipal; autos n.º 471/71; área de 3.384,00 m². Testada para a Rua Itapeva — Perito Enio A. Neves. Critério — metro quadrado de pesquisa diretamente. Assistente da Autora — Ernesto Carneiro, Concordante. Sentença; confirmação.

- e) Desapropriação parcial — Prefeitura Municipal de São Paulo contra o Esporte Clube Pinheiros; 3.ª Vara; autos n.º 2.759/68; área de 4.596 m². Rua Iguatemi n.º 883. Perito — Joaquim Rocha Medeiros Jr. Assistente da Autora — Dagmar M. Andrade, concordante. Critério — metro quadrado de pesquisa.

Quando se tratar de áreas ou lotes industriais, em zonas industriais, a pesquisa do valor unitário deve, em princípio, se ater a lotes com grandeza aproximada da área avaliada, aplicando-se o valor assim obtido, diretamente, à faixa ocupada com a obra pública.

Por exemplo, pode ser apontado o caso da desapropriação promovida pelo DERMU contra a Comercial Agrícola Taquarituba, Apelação Civil n.º 10.431, onde, os três peritos da 1.ª Instância; e o signatário, como 4.º Perito, pelo Egrégio 2.º Tribunal da Alçada Civil, utilizaram-se desse critério, na avaliação de uma faixa na frente de grande terreno industrial.

Quando não houver possibilidade de serem obtidos os valores de áreas de grandeza próximas, geralmente quando o terreno industrial se localizar em zonas não especificamente industriais, a avaliação é, usualmente, feita pelo critério do metro quadrado básico, mas referida ao fundo máximo de aplicabilidade das fórmulas matemáticas. É o caso, por exemplo, da Desapropriação contra a Igreja Evangélica Pentecostal — 1.ª Vara Municipal, área superior a 20.000 m², e testada de 100 metros que perdeu faixa de 700 m² no alinhamento, imóvel da Rua Carlos Vicari, Vila Pompéia, onde o signatário, como 4. Perito de 1.ª Instância, aplicou, diretamente, o valor do metro quadrado referido ao fundo de 80 metros (dobro do fundo básico local), acolhido pelo v. Acórdão.

Há também, a cogitar, o caso das desapropriações de faixas em glebas urbanizáveis — chácaras de legumes e flores; grandes áreas «in-natura», etc. Nesse caso, havendo possibilidade de apenas serem conseguidos valores de lotes, a avaliação da faixa poderá, para maior simplificação, ser feita, diretamente, com o valor do metro quadrado básico de pesquisa, mas com aplicação, também, do «fator gleba», tabelado nas Plantas de Valores Fiscais da Prefeitura. Por exemplo, há que se apontar o caso da Desapropriação pro-

movida pelo DERMU contra João Rinaldi Neto, 3.ª Vara Municipal, autos n.º 42/73, imóvel de 150.000 m², que perdeu faixa de 1.388 m², na frente (alargamento da Estrada de Campo Limpo), avaliada pelo signatário pelo «fator gleba», em pesquisas de fundo básico de 40 metros.

Registre-se que o uso de «fator gleba» deve respeitar as instruções do Código de Obras sobre parte loteável independentemente (com frente já para logradouros existentes anteriormente), isto é artigo 733 § 1.º do Ato Municipal n.º 663/34.

Ainda, finalmente, pode ser cogitado o caso de amplos terrenos, em zonas valorizadas, totalmente cercados de vias públicas, que perdem faixas decorrente do alargamento de uma delas, ou decorrente de abertura de rua. Nesses casos, a indenização poderá ser feita pela fórmula de Harper-Berrini para frentes múltiplas, avaliando-se a faixa necessária a partir do metro quadrado médio resultante da avaliação do terreno total. Geralmente, não deve ser concedida qualquer depreciação ao remanescente, a menos que condições especialíssimas a justifiquem, quando o avaliador deve fundamentar plenamente a depreciação, justificando, inclusive, o «quantum» realmente indicado ao caso, evitando-se, assim, dificuldades de aferição ou até de compreensão por parte dos M. Julgadores.

Apontaremos alguns casos onde a avaliação foi feita pelo referido critério, um dos quais com depreciação dada por peritos e na sentença de 1.ª Instância, mas não confirmada no Acórdão respectivo.

a) Desapropriação contra a Cia. Paulista de Aniagens e Armazéns Gerais Tamboré — autos n.º 54/69 — 2.ª Vara Municipal — imóvel de 34.114,89 m² com testadas para a Av. do Estado, Av. Prefeito Passos, Rua Antonio de Sá, Rua Piedade e Rua Pedro Severiano. Faixa necessária de 1.723,00 m², resultante do alargamento da Av. Prefeito Passos. Perito — eng.º Nelson Machado Costa; critério — metro quadrado resultante da avaliação do terreno total pela fórmula de Harper Berrini para cinco frentes e correspondente divisão pela área total.

O signatário, como Assistente da Prefeitura, concordou com o critério. Sentença; Confirmação.

b) Desapropriação contra S. A. Institutos Terapêuticos Reunidos Labofarma — 2.ª Vara Municipal — autos n.º 158/69 — Terreno com várias frentes — Rua Glicério; Rua Teixeira Leite; Rua Piedade — área total de 8.208,20 m²; faixa perdida de 783,50 m². Perito — Carlos Alberto Barros Coelho — mesmo critério. Sentença; Confirmação.

c) Desapropriação contra Wall Investment Trust — autos 670/70 — 3.ª Vara Municipal — imóvel com 22.093,39 m² de área total; frentes para a Rua Peixoto Gomide, Rua Antonio Carlos e Al. Ministro Rocha Azevedo. Perda de 5.185,39 m² pelo prolongamento da Al. Ministro Rocha Azevedo (que findava no terreno), a abertura da ligação da Rua São Carlos do Pinhal com a Rua Antonio Carlos. Perito — Amaury L. Toledo. Critério — metro quadrado médio resultante da aplicação da fórmula de frentes múltiplas mais depreciação remanescente; critério também defendido pelo Assistente do Ré, Ernesto Carneiro, e em Parecer Técnico, pelo eng.º Joaquim Medeiros. Sentença de 1.ª Instância na base de Cr\$ 3.193.187,00 ao terreno ocupado, mais Cr\$ 2.105.680,00 de depreciação. Acórdão de 2.ª Instância, unânime, pela 6.ª Câmara do 1.º Tribunal de Alçada Civil, indenização só do terreno, ou Cr\$ 3.193.187,00, sem qualquer depreciação.

7 — CONSIDERAÇÕES FINAIS

Evidentemente, não se pretendeu aqui, esgotar todos os casos de desapropriações parciais, eis que ainda restam inúmeras formas em que uma obra pública atinge um terreno de modo especial, fazendo com que o avaliador tenha necessidade de analisar bem a situação criada ao imóvel, para que a indenização correspondente seja, realmente, a mais adequada, equidistante das partes em litígio. Para isso, claro que a fórmula melhor é ainda, a ponderação, o equilíbrio e a experiência do perito no enfoque e solução da questão, de resto, repete-se, condições sempre indispensáveis para quem intente bem avaliar um imóvel.

RESÍDUOS SÓLIDOS(*)

PROF. WALTER ENGRACIA DE OLIVEIRA (**)

Desejamos inicialmente cumprimentar a Comissão Organizadora deste Congresso por ter escolhido como seu tema central o «Homem e o Meio Ambiente», pela oportunidade do mesmo. As interrelações entre o homem e o meio assumiram, notadamente na segunda metade deste século, uma grande importância, pelos aspectos relacionados à saúde pública e ao desenvolvimento sócio-econômico de um país, estado ou região, e com implicações na conservação dos recursos naturais.

Agradecemos à Comissão Organizadora, através do seu ilustre Presidente, Eng.^o Domingos Lavigne de Lemos, pelo honroso convite que nos foi formulado, para apresentar o tema sobre «Resíduos Sólidos», um dos objetivos básicos do saneamento do meio.

IMPORTÂNCIA DA SOLUÇÃO DO PROBLEMA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS

O problema dos resíduos sólidos, co-

mumente denominados lixo (*), na maioria dos países e particularmente em determinadas regiões, vem se agravando, em consequência do acentuado crescimento demográfico dos centros urbanos, principalmente das áreas metropolitanas, criação ou mudança de hábitos, melhoria do nível de vida, desenvolvimento industrial, e uma série de outros fatores. No Brasil, cujo processo de desenvolvimento vem se acentuando de alguns anos para cá, particularmente em várias áreas metropolitanas, tais como São Paulo, Rio de Janeiro, Belo Horizonte, Porto Alegre, Salvador, Recife, Fortaleza e Curitiba, este problema vem se agravando. O progresso de qualquer região, infelizmente, em geral é acompanhado pela maior produção de resíduos e aumento do grau de poluição, prejudicando portanto a qualidade do meio; contudo, é conveniente ressaltar que é possível harmonizar o desenvolvimento sócio-econômico de uma região, com a proteção da qualidade do meio, controlando adequadamente a poluição do ar, água e solo, sem deixar de mencionar a poluição acústica e a visual.

Este problema vem trazendo preocupações, principalmente nos países desenvolvidos, como Estados Unidos, Sue-

(*) Conferência proferida no VII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária, realizado de 18 a 23-11-1973, em Salvador, pela Associação Brasileira de Engenharia Sanitária - Seção Estadual da Bahia sob os auspícios da Associação Brasileira de Engenharia Sanitária.

(**) Diretor e Professor Catedrático de Saneamento do Meio da Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo. Engenheiro Civil e Sanitarista. Ex-Secretário Geral da Associação Interamericana de Engenharia Sanitária. Ex-Professor Visitante na West Virginia University, Morgantown, West Virginia, Estados Unidos. Secretário da Associação Brasileira de Resíduos Sólidos e Limpeza Pública. Membro da «International Solid Wastes and Public Cleansing Association».

(*) LIXO: são os resíduos das atividades humanas. Por outro lado, assinalamos que qualquer material se torna um «resíduo» quando seu proprietário ou produtor não o considera mais com valor suficiente para conservá-lo.

LIMPEZA PÚBLICA OU URBANA: é o conjunto de atividades que permitam o adequado estado de limpeza de uma cidade, sem prejudicar a qualidade do ambiente, inclusive na região que a circunda, e remoção, tratamento e/ou destino do lixo constitui uma das principais atividades da limpeza pública.

cia, Alemanha e outros, que vem dedicando grandes esforços na procura de soluções adequadas. Muitos países em fase de desenvolvimento vêm também se preocupando em solucionar adequadamente os problemas relacionados aos resíduos sólidos; estes países deveriam procurar aproveitar melhor a experiência do que vem ocorrendo nos países desenvolvidos, para não cair nos mesmos erros.

A solução do problema do acondicionamento, coleta, transporte, tratamento e/ou destino dos resíduos sólidos está intimamente ligada à sua composição qualitativa e quantitativa —, bem como às suas características físicas, químicas e biológicas. A composição e as características dos resíduos sólidos, vem sofrendo ponderáveis modificações, principalmente oriundas do desenvolvimento e do progresso em muitas regiões; a título de exemplo, citemos a quantidade de papel e plásticos, que vem crescendo acentuadamente. Por outro lado, há outros aspectos a considerar, que é a própria necessidade de conservar e proteger os recursos naturais; assim, por exemplo, a recuperação de papel é um aspecto interessante a ser considerado em muitas regiões, pois deve redundar em menor número de árvores abatidas para a produção de papel, o que é importante, apesar das medidas de reflorestamento, adotadas em muitos países; particularmente os países desenvolvidos estão procurando soluções adequadas para a reutilização dos resíduos sólidos.

Entre os vários fatores que aconselham ou mesmo determinam um maior cuidado com relação ao problema dos resíduos sólidos, cumpre destacar os relacionados à proteção da saúde da comunidade, incluindo o bem-estar da população; este aspecto da proteção de saúde, por si só, constitui um motivo preponderante para que sejam procuradas soluções adequadas para o problema da remoção, tratamento e/ou destino dos resíduos sólidos.

A limpeza pública é um dos problemas do saneamento do meio que está a exigir uma maior atenção, notadamente por parte das autoridades governamentais, bem como por parte das entidades de financiamento e das que se ocupam do ensino e da pesquisa. Vários fatores têm ocorrido para a situação inadequada em que se encontram as nossas cidades, em

relação ao problema dos resíduos sólidos e da limpeza pública:

- a solução do problema tem sido entregue, frequentemente, a pessoas leigas ou políticas, sem o devido preparo;
- é um problema que exige conhecimentos, investigações, estudos, projetos e construções ou instalações adequadas, e bem mantidas e operadas;
- a noção tradicional de que os resíduos sólidos são uma riqueza;
- as limitações econômicas das municipalidades e os exíguos recursos financeiros destinados à limpeza pública.

No tocante à poluição ambiental, assinalamos que o lixo pode contribuir para a poluição do solo. Por outro lado, a poluição do ar pode ser agravada com a incineração inadequada do lixo; a disposição do lixo no solo, sem os devidos cuidados, ou seja, sem as técnicas aplicadas nos aterros sanitários, pode criar problemas de poluição das águas — subterrâneas ou superficiais. Estas considerações mostram por outro lado, que os problemas relacionados à poluição ambiental estão interrelacionados entre si, exigindo solução em conjunto, conforme já mencionamos.

No tocante à importância da solução do lixo, apresentamos a seguir algumas considerações.

O problema do lixo surgiu desde quando os homens começaram a abandonar a vida nômade para se tornarem sedentários, fixando-se em determinados lugares.

Os primeiros processos de eliminação do lixo, desde as antigas civilizações, visavam afastar para bem distante, tudo o que sobrasse das atividades humanas, daí é que deve ter surgido a prática dos lançamentos do lixo ao ar livre (céu aberto), bem como em cursos de água. Há menção também na história antiga ao uso do fogo para a destruição dos restos inaproveitáveis, bem como de seu enterramento.

Há aproximadamente um século e que começaram a aparecer as soluções consideradas racionais para a solução do problema do lixo, através de processos e sistemas capazes de atenderem, não ape-

nas às questões de higiene, conforto e estética, mas também o aspecto econômico.

Atualmente, em consequência do crescimento das populações urbanas e do desenvolvimento industrial, acompanhados por outros fatores, conforme já mencionamos, o saneamento dos resíduos sólidos constitui um dos sérios problemas de saúde pública. A sua solução depende de estudos e projetos em que as condições locais e regionais devem ser devidamente equacionadas; deve ser encarado como um problema de engenharia, que exige a colaboração de outros profissionais tais como advogados, economistas, médicos, planejadores, estatísticos, educadores em saúde pública, para o estabelecimento de ampla campanha educativa, junto à população em geral, bem como junto aos próprios funcionários do serviço de limpeza pública; assinalamos também o grande papel que os técnicos de nível médio, como os inspetores de saneamento têm na solução do problema do lixo e limpeza pública.

A importância da solução do problema do lixo pode ser encarada sob diversos ângulos, dos quais, se destacam os aspectos sanitário, econômico, de bem-estar e social.

Importância sanitária

Devemos assinalar inicialmente que o lixo nada mais é que um dos fatores da estrutura epidemiológica da comunidade, exercendo sua ação sobre a incidência das doenças, ao lado de outros fatores.

Do ponto de vista sanitário assinalamos que a importância do lixo, como causa direta de doenças não está muito bem comprovada. Porém, como fator indireto, o lixo tem grande importância na transmissão de doenças como por exemplo através de vetores como artrópodes — moscas, mosquitos e baratas, e roedores, que encontram no lixo alimento e condições adequadas para proliferação.

Assinalamos ainda o papel do lixo na transmissão de triquinose ou da cisticercose, através da carne de porco infectada e mal cozida ou crua, quando este animal foi indevidamente alimentado com lixo cru. A importância do lixo na saúde

pública pode também se fazer sentir através da poluição do ar e da água, conforme já mencionamos. Certos aspectos relacionados à coleta do lixo, como por exemplo, o ruído oriundo da manipulação dos recipientes de lixo, pode causar incômodo à população. Devemos mencionar ainda as alterações de saúde que podem ocorrer, por exemplo, nos coletores de lixo, como resultado de esforços físicos dissimétricos, continuados e intensos, além das possibilidades de acidentes a que os mesmos estão sujeitos.

Importância econômica

A importância econômica da solução do problema do lixo está relacionada a diversos fatores, tais como:

- a — possibilidade de recuperação de diversos materiais contidos nos resíduos: papel, metais, trapos, plásticos, etc.
- b — produção de composto, que é um tipo de adubo de aplicação principalmente na agricultura, ou também como ração em certos casos;
- c — produção de vapor d'água e de energia elétrica através da incineração do lixo;
- d — execução de aterros sanitários, utilizando o lixo, ou os resíduos resultantes da sua incineração; pode-se com esta prática recuperar terrenos inaproveitáveis.

Assinalamos contudo que o lixo em geral não representa o valor econômico que se lhe pretende atribuir, e os resultados financeiros que se pode tirar do lixo devem ser encarados como contribuição parcial para a solução do problema econômico-financeiro do custo da instalação, operação e manutenção do sistema. Por outro lado, assinalamos também que o aproveitamento econômico do lixo, que está correlacionado com o seu destino final, está intimamente ligado às condições urbanas e regionais. Assim, num município, a produção de composto pode ser muito conveniente e em outro não ser.

Importância relacionada ao bem-estar

A importância da solução do problema do lixo, sob o ponto de vista do bem-estar, encarando-se bem-estar sob o pris-

ma estético e de conforto, é facilmente compreensível, bastando assinalar que o aspecto físico do lixo é desagradável à vista, em geral apresenta maus odores, ao par de atrair moscas domésticas, baratas e ratos, animais estes que causam repulsão à maioria das pessoas. Junte-se a isto o desconforto causado pelas poeiras e ciscos levantados pelo vento, e já se teria motivos suficientes para insistir na oportunidade da solução do problema do lixo.

Assinalamos, por outro lado, que a limpeza dos logradouros públicos deveria constituir uma das preocupações das autoridades municipais, não só por razões sanitárias, como também pelo reflexo estético na beleza de uma cidade, ocasionada por uma cidade limpa. Oportuno relembrar um antigo axioma: «Cidade limpa é cidade civilizada».

Importância social

No equacionamento da solução do problema do lixo e, em particular, do seu tratamento e/ou destino, cumpre mencionar o que poderíamos denominar de aspectos sociais do problema do lixo; em geral, principalmente no caso da condenável prática de disposição final do lixo ao ar livre, uma população de baixo nível social é atraída, promovendo a prática de recolher certos refugos do lixo, em condições insanitárias, expondo-se ao risco de adquirir certas doenças, como também sofrer ferimentos com objetos cortantes, como garrafas quebradas. O fenômeno se agrava com a criação de verdadeiras «favelas» ao lado do local de disposição do lixo, com todos os males que advém desses conjuntos de habitações sub-humanas. A «catação» durante a coleta de lixo é outro problema a ser também enfrentado.

SOLUÇÃO DO PROBLEMA

No tocante à solução do problema dos resíduos sólidos e limpeza pública, transcrevemos do artigo de nossa autoria, sob o título «Lixo», publicado na Revista «BASES», n.º 13 — Maio — 1972 — pgs. 14/16, o seguinte:

«A solução do problema dos resíduos sólidos somente deve ser procurada, encarando-o como qualquer outro problema

de engenharia; em outras palavras, devem ser utilizados os mesmos princípios empregados na análise de um problema de engenharia e no equacionamento da sua solução, ou soluções, pesquisando então a alternativa mais conveniente. Assim, o estudo da solução do problema dos resíduos sólidos, deve ser conduzido da mesma forma que no caso do problema do abastecimento de água, ou de coleta e tratamento de esgotos, ou de outros problemas de engenharia; repousa assim num planejamento adequado, com o conhecimento da composição e das características dos resíduos sólidos, de sua projeção no futuro, seguido, do dimensionamento da frota de coleta e os requisitos dos veículos, dos projetos bem estudados, e de execução de instalações ou construções, ao par de adequados serviços de manutenção e conservação.»

Alguns dos fatores importantes a serem considerados para o melhor equacionamento da solução do problema dos resíduos sólidos em nosso meio, citamos os seguintes:

A — Em nível municipal ou regional

1. Planejar o sistema de limpeza pública, de uma forma global, com base na composição e características dos resíduos sólidos, e na elaboração de projetos e na execução de serviços de coleta, e transporte e de instalações e de construções, de uma forma adequada, seguidas de eficiente manutenção e conservação das mesmas, e sem agravar as condições da qualidade do ambiente em geral, aumentando a poluição do ar e das águas;
2. Projetar, executar e manter sistemas de tratamento e/ou destino de resíduos, quando possível e conveniente, em bases regionais, notadamente nas áreas metropolitanas;
3. Estruturar os serviços de limpeza pública, em órgãos com a necessária autonomia técnico-administrativa e financeira, e portanto com a necessária e conveniente flexibilidade de ação;
4. Estabelecer um sistema de taxas e tarifas que permita que o serviço seja auto-suficiente;

5. Promover o treinamento ou aperfeiçoamento do pessoal técnico e administrativo, através de cursos e estágios;
6. Organizar programas de caráter educativo, destinados à população em geral, bem como aos funcionários do serviço de limpeza pública;

B – Em nível federal ou estadual

1. Estabelecer, através da Secretaria Especial do Meio Ambiente, recentemente criada junto ao Ministério do Interior, normas gerais a serem seguidas pelos Estados e Municípios;
2. Implantar, através de entidades financeiras ligadas ao governo federal, como o Banco Nacional de Habitação, bem como através de órgãos subordinados aos governos estaduais, sistemas de financiamento para serviços de limpeza pública, exigindo como princípio básico inicial, o estudo global da solução do problema;
3. Criar, em âmbito estadual, através, por exemplo, das Secretarias de Saúde, órgãos de assistência técnica aos Municípios;
4. Incentivar, por parte de universidades, escolas em geral, organismos especializados e serviços de limpeza pública, a realização de pesquisas, principalmente de caráter aplicado, visando basicamente aperfeiçoar os processos tecnológicos existentes, ou encontrar novas soluções.

A título de exemplo, citemos os esforços que vêm sendo dispendidos no Rio de Janeiro, São Paulo, Porto Alegre, Curitiba, Belo Horizonte, Fortaleza, Brasília e nos Municípios de Santo André, São Bernardo do Campo e São Caetano do Sul, no Estado de São Paulo, no sentido de melhorar as condições dos serviços de limpeza pública em geral, mediante a implantação de várias medidas.

SITUAÇÃO PASSADA, PRESENTE E FUTURA NO BRASIL

Ainda do mesmo artigo de nossa autoria, acima assinalado, transcrevemos o seguinte:

«Segundo dados extraídos do Anuário Estatístico do Brasil — 1971, da Fundação IBGE — Instituto Brasileiro de Estatística, em linhas gerais a situação é a seguinte: 81% das sedes municipais (3.198 das 3.950), e 100% das capitais dos estados, possuem um serviço de coleta e remoção de lixo, servindo a uma população de 28.000.000 de habitantes, ou seja, 52% da população urbana. As soluções adotadas para o acondicionamento do lixo, em geral são inadequadas. No tocante ao transporte, existem 17.722 veículos de tração animal ou humana, e 3.755 veículos motorizados; nestes encontramos desde caminhões sem compactação, com 4 m³ de capacidade, até caminhões compactadores modernos, com 30 m³ de capacidade. Com respeito ao destino final predominam as práticas não recomendáveis de lançamento no terreno a céu aberto, bem como em cursos de água ou no mar; existem no país 15 incineradores e 16 instalações de produção de composto.» Assinalamos que, segundo acreditamos, a maioria dos incineradores e usinas de composto mencionados são de capacidade pequena e operando em condições relativamente precárias.

A administração dos serviços em geral está a cargo direto das municipalidades; em poucos casos está entregue a entidades tipo autárquico, e em alguns casos existem contratos com empresas de caráter privado, para a coleta e transporte total ou parcialmente. Existe um movimento, em alguns locais, para a implantação de sociedades de economia mista, a operar como sociedades anônimas, de caráter privado; a título de exemplo, citamos que no Rio de Janeiro foi criada uma companhia. Em geral a cobrança dos serviços de limpeza pública está incluída nos impostos municipais, com tentativas, em alguns locais, para implantação de taxas e tarifas que permitem a auto-suficiência do serviço. No tocante ao pessoal, em geral os serviços de limpeza pública, não dispõem de pessoal em número suficiente e qualidade adequada; isto é uma decorrência de geral falta de interesse das municipalidades em melhor organizar e equipar os serviços de limpeza pública, que ocupam posição secundária na organização municipal. De uma maneira geral, não é conhecida a composição e as características dos resíduos sólidos pro-

duzidos nas comunidades, o que, ao par de outros fatores, não permite o adequado equacionamento da solução do problema.

O problema dos resíduos sólidos é bastante mais sério no meio urbano do que no meio rural. No Brasil, como na maioria dos países, a população urbana

vem crescendo muito mais do que a população rural; transcrevemos a seguir alguns dados expostos pelo Economista Rubens Costa, Presidente do Banco Nacional da Habitação, no artigo «Demografia e Poluição», publicado na Revista «BASES» — n.º 13 — Maio — 1973 — pgs 18/37:

Ano	P o p u l a ç ã o				
	Total	Urbana	%	Rural	%
1970	94.509.000	52.905.000	55.8	41.604.000	44.2
1980	120.000.000	80.000.000	66.7	40.000.000	33.3

Portanto, por volta de 1980, 2/3 da população no Brasil estará concentrada na área urbana. Considerando uma média de produção de lixo de 1 kg por dia e por habitante, vamos ter necessidade de manipular no Brasil cerca de 80.000 toneladas de lixo por dia; naturalmente este é um dado estimativo, que possivelmente irá ser maior, e que depende ainda de muitos estudos para sua confirmação. De qualquer maneira, os dados acima mostram a gravidade do problema e a necessidade da sua solução ser devidamente equacionada.

Para ressaltar melhor a problemática da solução do problema no Brasil, consideremos a seguinte meta, aprovada na reunião dos Ministros de Saúde dos países das Américas, realizada em outubro de 1972, em Santiago, Chile, sob os auspícios da Organização Panamericana da Saúde, e a ser cumprida na década de 1.º de janeiro de 1971 a 1980; «Estabelecimento de sistemas satisfatórios e adequados para a coleta, transporte, tratamento e disposição de resíduos sólidos em um mínimo de 70% das cidades com mais de 20 000 habitantes». No caso do Brasil, considerando que segundo os dados do censo de 1970 possuímos 528 cidades com população superior a 20.000 habitantes, devemos melhorar as condições do problema dos resíduos sólidos em pelo menos 370 cidades.

O equacionamento da solução do problema está condicionado intimamente a dois fatores básicos, financiamento e recursos humanos. A respeito do primeiro, cremos que com a colaboração de orga-

nismos como o Banco Nacional de Habitação, o Banco Interamericano de Desenvolvimento, e outros, poderíamos encontrar a resposta adequada para os problemas econômico-financeiros. Com relação ao problema dos recursos humanos, há necessidade do preparo de profissionais técnicos — engenheiros e outros, bem como de pessoal administrativo, especializado em problemas relacionados ao lixo e limpeza pública.

A respeito do que já vem sendo realizado no Brasil, em termos de preparo de pessoal, citamos a seguir o seguinte:

Na formação de pessoal, cumpre-nos mencionar o que vem sendo feito na Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, onde, desde 1965, tem-se dedicado ponderáveis esforços no setor do aperfeiçoamento de técnicos no campo dos resíduos sólidos e da limpeza pública em geral; assinalamos que em nossa Faculdade, possivelmente pela primeira vez numa universidade latino americana, existe um curso regular de lixo e limpeza pública a partir de 1970. Em 20 de fevereiro de 1973, juntamente com outros órgãos do Governo do Estado de São Paulo, a Faculdade assinou compromisso através do Fundo de Desenvolvimento das Nações Unidas, para desenvolver um programa de controle da poluição do solo, com destaque no tocante aos resíduos sólidos. No setor de pesquisas já iniciamos também as nossas atividades. A Faculdade de Saúde Pública deverá também promover outro curso sobre lixo e limpeza pública, de 3 a 21 de dezembro

de 1973. Ainda no setor da formação de pessoal para serviços de limpeza pública, assinalamos que o Instituto de Engenharia Sanitária, do Rio de Janeiro, Estado da Guanabara, promoveu de 11/7 a 4/8 de 1973, um curso sobre lixo e limpeza pública, destinado a engenheiros, e com a cooperação da Organização Panamericana da Saúde.

Entidades diversas como o Instituto Brasileiro de Administração Municipal, tem promovido cursos de lixo e limpeza pública; a entidade privada Instituto Nacional de Assessoria aos Municípios, promoveu em 1969 um seminário e uma exposição sobre equipamentos utilizados em lixo e limpeza pública.

Ainda sobre as atividades promovidas no Brasil no tocante ao problema dos resíduos sólidos, assinalamos que em novembro de 1970 foi fundada em São Paulo a Associação Brasileira de Resíduos Sólidos e Limpeza Pública — ABLP. Esta associação, como entidade representante do Brasil, está filiada à «International Solid Wastes and Public Cleansing Association», com sede em Londres.

Demonstrando a crescente motivação do problema dos resíduos sólidos e da limpeza pública entre nós, assinalamos a realização de 3 a 8/3/1974, do I Congresso Brasileiro de Limpeza Pública, em Brasília, sob os auspícios da Associação Brasileira de Resíduos Sólidos e Limpeza Pública, com a cooperação do Serviço de Limpeza Urbana do Governo do Distrito Federal, e com a colaboração de várias entidades.

No âmbito federal destacamos a colaboração que o Ministério da Educação e Cultura, através do Programa Intensivo de Preparação de Mão de Obra, tem prestado à Faculdade de Saúde Pública da

Universidade de São Paulo em cursos diversos, entre os quais os relacionados ao lixo e limpeza pública. Assinalamos o interesse do Ministério da Saúde, em dar maior destaque aos problemas dos resíduos sólidos, no programa da Política Nacional da Saúde. Assinalamos que o próprio Governo Federal também promoveu em 1972 uma campanha em prol da limpeza pública. Ressaltamos ainda no âmbito federal, a assinatura em 30/10/1973 do Decreto criando a Secretaria Especial do Meio Ambiente, junto ao Ministério do Interior, conforme já mencionamos, a qual, segundo nos parece, deverá impulsionar a solução dos problemas relacionados aos resíduos sólidos, pela suas implicações na poluição ambiental.

Aproveitamos a oportunidade para assinalar a atenção que a solução do problema dos resíduos sólidos e limpeza pública tem merecido por parte de organismos internacionais, como a Organização Mundial da Saúde, e nas Américas, a Organização Panamericana da Saúde, sem deixar de mencionar o interesse das próprias Nações Unidas. Em muitos países das Américas, como Brasil, Panamá, Venezuela, Perú, Chile, Uruguai, Argentina, Estados Unidos, Colômbia e Costa Rica, têm sido realizados cursos curtos sobre lixo e limpeza pública, sob o patrocínio da Organização Panamericana da Saúde.

Contudo, apesar dos vários esforços que vem sendo dedicados no Brasil e outros países, para a melhoria da situação do problema dos resíduos sólidos e da limpeza pública, muito ainda há por fazer no sentido de um melhor equacionamento da solução deste problema, o que exigirá uma maior atenção por parte dos governos federal, estaduais e municipais, bem como da iniciativa privada, e mesmo de cada um de nós.

APONTAMENTOS SOBRE A REPRESSÃO LEGAL DA POLUIÇÃO

PAULO AFFONSO LEME MACHADO *

«O Direito de viver e de trabalhar em meio-ambiente sadio deve ser considerado como um dos direitos fundamentais do homem, impondo-se ao respeito de todos e exigindo uma proteção vigilante do legislador e do juiz.» **

1. POLUIÇÃO DAS ÁGUAS

1.1. Repressão penal

1.1.1. Conceito

O conceito de poluição é amplo, abrangendo todos os meios de adulterações do meio-ambiente (solo, água e ar), tornando-o prejudicial à saúde e ao bem-estar das populações, ou alterações que causem dano à flora e à fauna.

A conceituação referida não restringe ao homem, portanto, os efeitos da poluição.

O Código Penal de 1940 (Decreto-lei n.º 2.848, de 7-12-1940), em seu art. 271, estipula a figura da poluição da água: «Corromper ou poluir água potável, de uso comum ou particular, tornando-a imprópria para o consumo ou nociva à saúde: pena — reclusão de dois a cinco anos. Parágrafo único. Se o crime é culposo:

pena — detenção de dois meses a um ano».

Consoante essa orientação legal, poluir a água é «conspurcá-la, deitar-lhe alguma sujidade, de modo a torná-la imprópria para ser bebida pelo homem». ¹ «É sujar a água, lançando-lhe imundícia e tornando-a, assim, imprópria para o consumo» ².

O texto da lei citada refere-se à corrupção ou poluição de «água potável». Surgiram discrepantes entendimentos acerca da conceituação de «água potável». Néelson Hungria diz ser a «imune de elementos insalubres ou própria para beber, permitindo o uso alimentar, mas não é necessário que seja irrepreensivelmente pura, bastando que seja ingerida habitualmente por indeterminado número de pessoas». ³

No mesmo sentido, Magalhães Drumond assevera: «Não nos parece que a expressão «potável» se possa, no caso, tomar na especial acepção de pureza e inocuidade bioquímica. Não é incrível que o legislador cuidasse só da defesa de água assim potável, isso num país como o nosso, no qual, em geral, tanto deixa a desejar, desse ponto-de-vista, a água de beber. Vários são, necessariamente, os graus de potabilidade. Mesmo não absolutamente inócua, do ponto-de-vista bio-

(*) Promotor Público em Piracicaba.

(**) Carta de Brasília, 25-8-1971. Colóquio sobre o «Jurista e os problemas do meio-ambiente» — VII Reunião do Conselho Central da União Internacional dos Magistrados.

1. Néelson Hungria, «Comentários ao Código Penal», vol. IX/106, ed. Forense, 1958.

2. Heleno Cláudio Fragoso, «Lições de Direito Penal», 3ª vol., pág. 692, José Bushatsky Editor, 1958.

3. Ob. cit., pág. 107.

químico, a água serve a saciar a sede e a administrar ao organismo elementos indispensáveis a seu desenvolvimento e duração. Nossas populações não dispõem de outra. Limitar a proteção penal simplesmente à água bioquimicamente potável, seria o mesmo que o Estado se declarar indiferente ao envenenamento ou poluição da única água acessível às pessoas e animais. Assim, potável, no caso, deve abranger não só a potabilidade bioquímica, mas, também, a potabilidade menos rigorosa, mas incomparavelmente mais encontrada no Brasil e consistente em servir para beber e cozinhar, segundo a apreciação popular. Água de que se possa razoavelmente utilizar é água potável, para os fins da lei penal». ⁴

Já Hely Lopes Meirelles disserta dizendo: «a definição deste delito contra a saúde pública só alcança a poluição da água potável, isto é, da água destinada ao consumo humano. Não constitui crime, portanto, a poluição das águas não potáveis, utilizadas na indústria, na agricultura, na pecuária ou na recreação. A poluição destas águas só é reprimível pelas sanções administrativas — multa e interdição da atividade poluidora — não o sendo pela sanção penal.» ⁵

Tratando do art. 271 do CP de 1940, salienta o Prof. Eurico de Andrade Azevedo: «esse dispositivo do Código Penal não teve maior aplicação por causa dessa restrição, relacionada com a água potável.» ⁶

Na poluição dos rios tornou-se costumbre a fuga da responsabilidade penal, alegando-se que a água, antes de adentrar o município, onde as indústrias se acham instaladas, já se encontrava intensamente poluída, deixando de ser potável. Nesse sentido, a impetração de «habeas corpus» por usineiros da comarca de Piracicaba — SP, negada, contudo, por maioria de votos, pelo Tribunal de Justiça de São Paulo. ⁷

Considerando os tormentosos problemas suscitados pela presença do termo «potável», o Código Penal de 1969 (Decreto-lei n.º 1.004, de 21-10-1969), no art.

303 excluiu o requisito de potabilidade para a ocorrência do delito de poluição das águas. Nestes termos foi redigido o artigo referenciado: «Poluir lagos e cursos de água ou, nos lugares habitados, as praias e a atmosfera, infringindo prescrições legais ou regulamentares federais: pena — reclusão até três anos e pagamento de cinco a vinte e cinco dias — multa. Parágrafo único. Se o crime é culposo a pena é de detenção de dois meses a um ano».

1.1.2. Legislação comparada

Na Itália, dispõe o art. 440 do CP: «qualquer pessoa que corromper ou adulterar água ou substância destinada à alimentação ... pena — reclusão de três a dez anos».

O Código Penal do Japão abrange a matéria em diversos dispositivos.

Art. 142: «Poluir água destinada a consumo humano, tornando-a imprópria ao consumo: pena — prisão com trabalhos forçados até seis meses ou multa até 50 ienes».

Art. 143: «Poluir água tratada, fornecida ao público, ou poluir a nascente dessa água, tornando-a imprópria ao consumo: pena — prisão com trabalhos forçados de seis meses a sete anos».

Art. 147: «Danificar, destruir ou obstruir uma fonte de água destinada a consumo público: pena — prisão com trabalhos forçados de um a 10 anos».

No Japão, há, também, leis especiais para o combate à poluição. A Lei n.º 142, de 1970, previu para os crimes dolosos, que coloquem em perigo a vida ou a saúde da população, pena de prisão até três anos, com trabalhos forçados e multa até 3.000.000 de ienes (art. 2.º, § 1.º). Se o lançamento dos resíduos poluidores resulta na morte de alguém ou em lesão corporal, é cominada pena de prisão até sete anos, com trabalhos forçados, ou multa até 5.000.000 de ienes. Os crimes culposos são punidos com prisão até dois anos, com ou sem trabalhos forçados, ou multa não excedente a 2.000.000 de ienes. Quando das descargas de poluentes resultar a morte de alguém ou lesão corporal culposa a pena será prisão até cinco anos, com ou sem trabalhos forçados, ou multa não excedente a 3.000.000 de ienes (art. 3.º, §§ 1.º e 2.º).

A lei japonesa de controle da poluição da água (Lei n.º 138, de 1970, emen-

4. «Comentários ao Código Penal», pág. 111.

5. In «Estudos e Pareceres de Direito Público», págs. 122-123, Ed. Revista dos Tribunais, 1971.

6. Conferência em Simpósio sobre a Poluição realizado em 1971, na Câmara Federal, em Brasília.

7. In RT 238/72, julgamento ocorrido em 29-3-1955.

dada pelas Leis ns. 88, de 1971, e 84, de 1972) pune a desobediência às ordens do prefeito no sentido de modificar os métodos de trabalho, para evitar o lançamento de resíduos poluidores, com pena de prisão, com trabalhos forçados, até um ano ou multa até 200.000 ienes. As fábricas ou os estabelecimentos que despejam resíduos na água de uso público devem apresentar um relatório especificando, entre outras coisas, o tipo, a estrutura das instalações e o método de tratamento da água. A não apresentação do relatório ou a sua inexatidão acarretará para o responsável pena de prisão até três meses ou multa não superior a 50.000 ienes (art. 32 combinado com os arts. 5.º e 7.º).

Na Inglaterra legislou-se o «Water Resources Act of 1963», tendo sido a matéria prevista em outras leis, como «The Public Health Act of 1961». Como salienta o Juiz Douglas Hughes, os poderes dos magistrados ingleses «são amplos e incluem não somente a possibilidade de impor multa ou pena de prisão, como, também, quando conveniente, a prolação de ordem para demolir um edifício ou repará-lo ou impor o pagamento de indenização».⁸

Nos Estados Unidos da América do Norte, pela Lei n.º 92.500, de 18-10-1972, são previstas penalidades para a poluição das águas. Qualquer pessoa que «propositadamente ou por negligência» infrinja as disposições dessa lei deverá ser punida com multa não inferior a 2.500 dólares, nem superior a 25.000 dólares, por dia de violação, ou com prisão não superior a um ano, ou ambas as sanções. Em caso de reincidência a multa terá o limite máximo de 50.000 dólares, por dia de violação, ou prisão até dois anos, ou ambas as penalidades (Sec. 309, «c», 1).

1.1.3. Elementos do crime

Com sua nova redação, o art. 303 do CP de 1969 dispõe: «Poluir lago, curso de água, o mar ou, nos lugares habitados, a atmosfera, infringindo prescrições de lei federal: pena — reclusão até três anos e pagamento de cinco a 25 dias-multa. Parágrafo único. Se o crime é culposo, a pena é de detenção de dois meses a um ano».

Seria redundância, o texto prever a incriminação de represas, pois, estas, implicitamente, estão tipificadas, uma vez que, geralmente, são os cursos de água que sofrem represamento.

A redação do art. 303 foi feliz na denominação «curso de água», pois, assim não só os rios, como os ribeirões, córregos, igarapés etc. estão arrolados como passíveis de poluição, independentemente do seu volume de água. Destarte, não se cogitou da perenidade ou efemeridade desses cursos d'água (como acontece no Nordeste). Qualquer que seja o espaço temporal do curso d'água, ele estará protegido pela norma penal.

No Decreto-lei n.º 1.004, de 1969, o mar não houvera sido resguardado penalmente contra a poluição. Somente as praias foram protegidas. Com a mensagem modificadora, o mar passou a ser beneficiado, excluindo-se as praias da previsão legal. Teria sido mais eficaz a continuidade do texto anterior, com a inovação realizada. As praias não são poluídas somente pela corrupção da água do mar. Quantas vezes, os usuários das praias funcionam, também, como agentes poluidores.

Com a previsão da punição da poluição marítima, vem à baila a questão da soberania sobre o mar territorial. Acertadamente, o Brasil fixou em 200 milhas os limites do mar territorial (Decreto-lei n.º 1.098, de 1970). A norma legal surgiu, como acentua Clóvis Ramalhete, membro da Corte Permanente de Haia, «da necessidade da efetiva preservação dos recursos do mar contra a superexploração, espoliativa e predatória, praticada por terceiros, um pouco fora de nossas raias.»⁹ Os atos poluidores registrados no limite das 200 milhas serão julgados pelos Tribunais pátrios, com evidente aplicação da legislação antipoluidora brasileira (art. 7.º, § 2.º, do CP de 1969).

O texto do art. 303 não teve o elástico desejável, pois não incriminou a poluição do solo. Como medida punitiva, no terreno administrativo, pode ocorrer a desapropriação da área poluída. Nesse sentido estipulou o Estatuto da Terra (Lei n.º 4.504, de 30-11-1964, art. 20, n.º III): «As áreas cujos proprietários desenvolverem atividades predatórias recusando-se a pôr em prática normas de conserva-

8. Colóquio sobre «O Jurista e os problemas do meio-ambiente» (ob. cit.).

9. In RT 439/58.

ção dos recursos naturais» poderão ser prioritariamente desapropriadas pelo Poder Público.

A ocorrência do crime de poluição depende da infração de «prescrições de lei federal». Trata-se, pois, de uma norma penal em branco. É uma disposição penal, cujo «preceito é indeterminado quanto ao seu conteúdo e onde só se fixa, com precisão, a parte sancionadora». ¹⁰ O dispositivo penal resultou incompleto, sendo de se desejar, à semelhança de países desenvolvidos na matéria (por exemplo, Japão, Estados Unidos), fosse a normal penal prevista na mesma lei que contivesse a descrição dos atos poluidores. Assim se evitariam «intrincadas averiguações para positivar-se a existência ou não do crime», como afirma Basileu Garcia. ¹¹

A adequação típica somente ocorre com a violação de «prescrições de lei federal». O art. 303 somente enquadró os atos em desacordo com a lei federal. A redação anterior desse artigo (Decreto-lei n.º 1.004, de 1969) abrangia na figura delituosa, não só a infração à lei, como ao regulamento federal. Essa redação estava mais consentânea com a rapidez da mutação das formas de poluição.

De outro lado, considerada a amplitude do território nacional e as peculiaridades regionais concernentes à poluição, facilitaria a atuação antipoluidora, se o art. 303 tivesse obrigado a observância das normas estaduais sobre poluição. Os conceitos básicos continuariam a emanar da União, não havendo, pois, dispersão, nem entrechoques normativos. As adaptações às nuances locais seria tarefa da lei e do regulamento estadual. Pelo art. 8.º, parágrafo único, da Emenda Constitucional n.º 1, de 1969, decorre a competência supletiva dos Estados para legislar em matéria de poluição, inserida na «defesa e proteção da saúde» (alínea «c» do n.º XVII do art. 8.º).

Como sujeito ativo do crime de poluição das águas não se encontra somente o particular. Os responsáveis diretos e indiretos pelas empresas lançadoras de poluentes responderão obviamente pelo delito, a título de dolo ou de culpa, conforme a prova. Oportuno dizer que, na órbita do art. 303, estão os organismos públicos, as autarquias, as empresas públicas, as so-

ciudades de economia mista, que venham a poluir lagos ou cursos d'água. É comum encontrarem-se prefeituras municipais ou autarquias responsáveis por «águas e esgotos» como ativas poluidoras, lançando, sem o tratamento adequado, toda a carga dos esgotos em lagos e cursos d'água adjacentes.

A parte sancionadora do art. 303 previu para o crime doloso pena de reclusão e de multa. «O indivíduo sabe o que quer e decide realizá-lo, consciente de que o seu querer é ilícito». ¹² A imposição concomitante de ambas as penas (reclusão e multa) é de alta eficácia. A alternativa das penas acabaria por frustrar os objetivos legais, pois se permitisse só a imposição de multa, a punição resultaria inócua perante o poderio econômico de certos infratores. Entretanto, é possível a concessão da suspensão condicional da pena «se o réu era, ao tempo do crime, menor de 21 anos ou, ao tempo da sentença, maior de 70», desde que não tenha sofrido condenação anterior por crime ou contravenção reveladora de má índole e os seus antecedentes e personalidade, os motivos e as circunstâncias do crime, bem como a conduta posterior a este, autorizem a presunção que não tornará a delinqüir, consoante o art. 71 do CP de 1969.

O limite máximo da pena do delito de poluição está expresso no próprio art. 303. Quanto ao mínimo, é de se aplicar o art. 37, § 1.º, do CP citado, isto é, um ano de reclusão.

A modalidade culposa é punida com a pena de detenção de dois meses a um ano. «A previsibilidade é nota distintiva da culpa. Não sendo possível a previsão do evento, a ocorrência deste decorre de caso fortuito». ¹³ «Previsível é o fato cuja possível superveniência não escapa à perspicácia comum». ¹⁴

Por força do art. 17, n.º II, do CP de 1969, «diz-se o crime culposos, quando o agente, deixando de empregar a cautela, a atenção ou a diligência ordinária, ou especial, a que estava obrigado em face das circunstâncias, não prevê o resultado que podia prevenir, ou prevenindo-o, supõe

10. Sebastian Soler, «Derecho Penal», I, pág. 133.

11. «Instituições de Direito Penal», vol. I, tomo 1/154.

12. Aníbal Bruno, «Direito Penal», vol. I, tomo 2º/60, ed. Forense.

13. José Frederico Marques, «Curso de Direito Penal», vol. 2/212, ed. Saraiva.

14. Néilson Hungria, «Comentários ao Código Penal», vol. I, tomo 2º/185, ed. Forense.

levianamente que não se realizaria ou que poderia evitá-lo».

Ocorrendo os requisitos já mencionados do art. 71 do estatuto penal, será concedida a suspensão condicional da pena.

Elogiável, portanto, o passo dado pela lei penal brasileira, que fará repressão da poluição sair do âmbito da consciência individual para o campo de sanções eficazes e realmente intimidadores daqueles que postergam o bem-estar e a saúde da coletividade, visando, somente, a poludos e inescrupulosos rendimentos. Com a nova forma delituosa, não só o homem está diretamente protegido. Flora e à fauna, afinal, todo o meio-ambiente brasileiro terá meios legais de ser preservado.

1.2. Repressão administrativa da poluição dos recursos hídricos

A poluição das águas pode ser entendida «como qualquer alteração de suas propriedades físicas, químicas ou biológicas, que possa importar em prejuízo à saúde, à segurança e ao bem-estar das populações, causar dano à flora e à fauna, ou comprometer o seu uso para fins sociais e econômicos».

Essa conceituação está expressa no recente decreto federal em que se criou a Secretaria Especial do Meio-Ambiente (SEMA), órgão autônomo de administração direta do Ministério do Interior.

Como ressaltou a exposição de motivos do mencionado decreto, «administrar corretamente o potencial de ar, água, solo, subsolo, flora e fauna significa assegurar, para a atual geração e para os nossos descendentes, padrões de qualidade de vida condizentes com os altos objetivos nacionais e possibilitar entre outros aspectos, a ocupação efetiva e permanente do território brasileiro, a exploração planejada daqueles recursos de valor econômico e o levantamento e estudo, em tempo hábil do patrimônio vivo ou inerte da natureza do Brasil».

A punição administrativa dos poluidores era prevista pelo Decreto-lei n.º 303, de 28-2-1967, em seu art. 14, com multa de um a 100 salários mínimos e interdição da atividade causadora de poluição. Contudo, a Lei n.º 5.318, de 26-9-1967, revogou esse decreto-lei, criando um vazio na área sancionadora da poluição no plano federal, com exceção da poluição marítima.

A Lei federal n.º 5.357, de 17-11-1967, pune a poluição marítima, estabelecendo penalidades para embarcações e terminais marítimos ou fluviais que lançarem detritos ou óleo em águas brasileiras. Às embarcações será aplicada a multa de 2% do maior salário mínimo vigente no território nacional, por tonelada de arqueação ou fração (art. 1.º, «a»). Os terminais marítimos e fluviais serão sujeitos à multa de 200 vezes o salário mínimo vigente no território nacional (art. 2.º, «b»). Em caso de reincidência, a multa será aplicada em dobro. As Capitânicas de Portos são competentes para aplicar as penalidades, podendo haver recurso para a Diretoria de Portos e Costas, do Ministério da Marinha.

No plano estadual, pode-se citar, por exemplo, a legislação do Estado de São Paulo.

O Fomento Estadual de Saneamento Básico — FESB — foi criado pelo Decreto-lei estadual n.º 195-A, de 19-2-1970 (*). No elenco de atribuições desse órgão está a de impor sanções das exigências estabelecidas no decreto-lei. As penalidades podem ser: advertência, multa (de 1/3 a 10 vezes o valor do maior salário mínimo vigente no Estado) e interdição da atividade causadora da poluição (art. 8.º). Reduzidas revelam-se as multas em confronto com as estabelecidas pela lei federal de coibição da poluição marítima.

Para a aplicação da pena de advertência é competente o agente fiscal credenciado. Para a imposição de multas o diretor da Diretoria de Controle da Poluição das Águas (Diretoria da CETESB). A interdição da fonte poluidora será decretada, por proposta da CETESB, pelo Secretário dos Serviços e Obras Públicas.

Em todas as áreas de opinião sente-se a necessidade do reforço legal das medidas antipoluidoras. Expressivamente manifesta-se o Professor de Saneamento Básico da Escola Politécnica de São Paulo, Dr. José Meiches, ao tratar do controle da poluição, de que há premente necessidade da introdução dos «dentes da lei» para colocar os poluidores no «passo certo com outros de boa vontade que já começaram a andar no passo certo».¹⁵

(*) De acordo com a Lei n.º 118, de 29-06-1973, a Diretoria de Controle da Poluição das Águas, passou a fazer parte da CETESB. O FESB, de acordo com a Lei n.º 119, de 29-06-1973, foi absorvido pela SABESP e extinto.

15. Conferência proferida em Piracicaba, publicada no «Jornal de Piracicaba» de 1º-6-73.

Estando o ato punitivo eivado de manifesta ilegalidade, lesando direito líquido e certo, o remédio judicial, pronto e eficaz, será a impetração de mandado de segurança.

2. POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA

2.1. Repressão penal

A poluição atmosférica pode ser conceituada como a «alteração da composição ou das propriedades do ar atmosférico produzida pela descarga de poluentes ou de outras substâncias de maneira a torná-lo impróprio, nocivo ou ofensivo à saúde; inconveniente ao bem-estar público; danoso aos materiais e à vida animal e vegetal; prejudicial à segurança, ao uso e gozo da propriedade e das atividades normais da comunidade».¹⁶

A norma legal que permite ao Judiciário intervir através do procedimento contravençional é a estatuída no art. 38 da Lei das Contravenções Penais (Decreto-lei n.º 3.688, de 3-10-1941): «Provocar, abusivamente, emissão de fumaça, vapor ou gás, que possa ofender ou molestar alguém: pena — multa de Cr\$ 0,20 a Cr\$ 2,00. Como se patenteia da simples leitura da penalidade prevista, essa norma legal, que entrou em vigor, em 1.º-1-1942, está totalmente superada e desatualizada.

O Código Penal de 1940, em seu art. 252 previa a poluição pelo uso de gás tóxico ou asfixiante, de modo a expor a perigo de vida a integridade física ou o patrimônio de outrem. Entretanto, tal dispositivo foi reduzidamente aplicado, pois a poluição mais encontrada é a que degrada o ambiente de maneira contínua, mas pouco perceptível nos seus resultados imediatos contra saúde da população.

Com o advento do Código Penal de 1969, em seu art. 303, deu-se um grande e marcante passo: a poluição atmosférica passou a figurar como delito. Deixou de ser catalogada simplesmente como contravenção. A pena não será mais, somente, de multa. Na modalidade dolosa, a sanção será de reclusão até três anos e multa de cinco a 25 dias-multa. O crime culposos será punido com detenção de dois meses a um ano.

O enfoque dado pelo art. 303 do CP vem realçar que a poluição «é uma nova

forma de criminalidade contra as fontes de vida», na expressão de Salvatore Messina, presidente do Instituto Internacional de Estudos Jurídicos e Sociais, com sede em Roma.¹⁷

Ocorrerá o delito de poluição atmosférica, quando for produzida nos «lugares habitados». Lugar habitado não é somente a cidade. Pode-se entender como lugar habitado os núcleos humanos existentes na zona rural. A redação do art. 303 merece aplauso, pois não se restringiu a termos que poderiam gerar uma delimitação prejudicial, como cidades, povoados, distritos etc. Onde estiver morando, o homem será protegido. Ainda que essa permanência não seja em caráter definitivo e contínuo, enquanto viver em determinado lugar, o ser humano receberá a guarda antipoluidora.

Além disso, circunscrita a punição atmosférica aos lindes citadinos, nada impediria a poluição nas vizinhanças do seu perímetro urbano, atingindo-o pela ação dos ventos.

Valem para a poluição atmosférica os conceitos emitidos com referência à poluição dos recursos hídricos, no que tange à ocorrência da norma penal em branco e à maneira da aplicação da lei penal.

2.1.1. Legislação comparada

No Japão, a Lei n.º 97, de 1968, dá disciplina a poluição atmosférica. Mencionaremos alguns artigos, como o art. 33, que estabelece sanções.

Art. 33. «Qualquer pessoa que viole a ordem estabelecida pelo art. 9.º, ou o § 1.º do art. 14, deverá ser submetido à prisão, com trabalho, até um ano ou multa não superior a 200.000 ienes» («art. 9.º. Quando o Prefeito descobrir que o volume estimado de fuligem e de fumaça, que serão produzidas ou lançadas pela instalação geradora, não segue o padrão de emissão, poderá ordenar, dentro de 60 dias, após o recebimento do relatório, a modificação da planta com relação à estrutura, ao método de operação ou ao método de lançamento de fuligem e fumaça, constantes da proposta de instalação, ou a eliminação da planta» — «art. 14, § 1.º.

16. Art. 363 do Decreto n.º 52.497, de 21-7-1970, do Estado de São Paulo.

17. Declarações ao Jornal «O Estado de S. Paulo de 22-10-1971.

18. Emendada pelas Leis ns. 18, 108 e 134, de 1970, 88 de 1971, e 84, de 1972.

Quando o prefeito reconhecer que a pessoa responsável pela emissão de fuligem e de fumaça tende a emití-la continuamente, em volume e densidade que possam causar danos à saúde humana e ao meio-ambiente, poderá ordenar a modificação, dentro de um período prescrito, da estrutura, do método de operação, ou do método de lançamento de fuligem e fumaça, ou suspender temporariamente o funcionamento da empresa».)

É de se atentar para o casuismo da lei japonesa, tratando detalhadamente a matéria. A ausência da prévia comunicação da instalação da empresa, emissora de fuligem e fumaça (ainda que dentro dos padrões permissíveis) ou a modificação da planta da instalação ou método de operação, sem prévia autorização, sujeita o responsável à prisão, com trabalho, até três meses ou multa até 50.000 ienes (art. 34 combinado com o art. 6.º, § 1.º, combinado com o art. 8.º, § 1.º).

Nos Estados Unidos da América do Norte está em vigor «The Clean Air Act».¹⁹ Prevê a punição da poluição atmosférica com multa até 25.000 dólares, por dia de violação, ou prisão até um ano, ou ambas as penas aplicadas cumulativamente. Na reincidência a pena passa a ser: multa até 50.000 dólares, por dia de violação ou prisão até dois anos, ou ambas as penalidades. (Sec. 113, «c», 1, C). A falsificação de documentos relacionados com a problemática da poluição atmosférica, inclusive a inveracidade no julgamento da adequação de dispositivos de controle da poluição ou dos métodos apresentados acarretará punição de multa de 10.000 dólares ou prisão até seis meses, ou ambas as penas (Sec. 113, «c», 2).

2.2. Repressão administrativa da poluição atmosférica

Como já ficou salientado, com a promulgação da Lei n.º 5.318, de 1967, a poluição ambiental permaneceu quase impune por ausência de normas incriminadoras, visto ter essa lei revogado os Decretos-leis ns. 248 e 303, de 1967. Sc-

mente continuou a vigorar a sanção inscrita na Código Nacional de Trânsito. Espera-se, com o advento da Secretaria Especial do Meio-Ambiente, possam ser, com urgência, baixadas normas coibidoras da corrupção do equilíbrio ecológico.

No tráfego de veículo automotor é proibida a produção de fumaça em níveis superiores ao fixado pelo Conselho Nacional de Trânsito, consoante a redação dada pelo Decreto-lei n.º 912, de 1969, ao art. 89, n.º XXX, («a», do Código Nacional de Trânsito. A pena estipulada se insere no grupo 3: multa no valor de 10% a 20% do salário mínimo vigente na região (art. 107, n.º III, do Código Nacional de Trânsito e retenção do veículo para regularização).

Analisando a intervenção dos Estados e dos Municípios no combate à poluição, sustenta Hely Lopes Meirelles ser necessário «um órgão normativo central — da União — e um órgão estadual e municipal, sem prejuízo de que a União em determinados casos, por falta de recursos, principalmente técnicos e financeiros, pudesse, também, interferir supletivamente para realizar aquelas atividades antipoluidoras, que muitos Estados e Municípios não estariam em condição de realizar eficientemente».²⁰ Na esteira do acatado jurista, importa não pulverizar os recursos existentes.

As normas básicas deve ser exclusivamente estabelecidas pela União, mas a execução e a fiscalização deve ser descentralizada. De caráter programático, no sentido mencionado, é o art. 13, § 3.º, do decreto criador da SEMA (Secretaria Especial do Meio-Ambiente), Decreto federal n.º 73.030, de 30-10-1973.

Na esfera estadual, é de apontar-se a experiência da SUSAM (Superintendência do Saneamento Ambiental), em São Paulo. Esse organismo possui, entre outras atribuições, a de reprimir administrativamente a poluição ambiental. O Decreto estadual n.º 52.497, de 21-7-1970, aprovando o «regulamento da promoção, preservação e recuperação da saúde no campo de competência da Secretaria de Estado da Saúde», tratou da matéria.

No art. 601 são discriminadas as infrações de natureza sanitária. O n.º VI

19. A lei referida inclui «The Clean Air Act of 1963» (P.L. 88-206) e as emendas: «Motor Vehicle Air Pollution Act» (P.L. 89-272, de 20-10-1965), «The Clean Air Act Amendments of 1966» P.L. 89-675, de 15-10-1966, «The Air Quality Act of 1967» P.L. 90-148, de 21-11-1967 e «The Clean Air Amendments of 1970» P.L. 91-604, de 31-12-1970.

20. Conferência em Simpósio sobre a Poluição, realizado em 1971, na Câmara Federal, em Brasília.

classifica como infração sanitária «contrariar normas legais pertinentes: b) controle da poluição do ar, solo e das radiações: Pena — multa de quatro a seis vezes o maior salário mínimo vigente no Estado e interdição temporária ou definitiva do estabelecimento ou intervenção, conforme o caso».

Na aplicação da penalidade será levada em conta a sua maior ou menor gravidade, as suas circunstâncias atenuantes e agravantes e os antecedentes do infrator com relação às disposições das leis sanitárias e demais normas complementares.

Comentando essas penalidades cominadas à poluição ambiental, manifestou-se o Prof. Salvatore Messina: «é preciso punir as pessoas jurídicas, intervindo na própria organização econômica, para evitar a poluição».²¹

No entendimento de Celso Antônio Bandeira de Mello, perfeitamente legal e legítima a atuação da Administração Pública pelo «poder de polícia», que em sentido restrito, relaciona-se com as intervenções quer gerais e abstratas, como os regulamentos, quer concretas e específicas, como as autorizações e as licenças do Poder Executivo, destinadas a alcançar o mesmo fim de prevenir e obstar o desenvolvimento de atividades particulares, que contrastem e conflitem com os interesses sociais.²²

Empresas, cujas atividades poluem a atmosfera, têm sido interdidas, aplicando-se a legislação citada. Por sua vez, os Tribunais não têm dado apoio aos que degradam o meio-ambiente, pois têm confirmado a imposição das penas de multa e de interdição. Nesse sentido as decisões proferidas nos agravos de petição ns. 203.345-SP (julgado em 18-11-1971, 3.^a Câmara Civil do TJSP) e 206.404-SP (julgado em 10-3-1972, 6.^a Câmara Civil do mesmo Tribunal).

A XVIII Conferência Interamericana de Advogados declarou ser função legítima do Poder Judiciário impedir a poluição ambiental por meio de medidas legais que

concilie a evolução técnica com a salvaguarda da vida comunitária.²³

Só a utilização dos meios repressivos não solucionará o complexo problema da poluição. Medidas fiscais, incentivos e facilidades para a aquisição e instalação de aparelhos antipoluidores, distribuição racional e planejada de recursos para pesquisas de novos métodos, tudo isso há de trazer um apreciável contingente para a melhoria das condições ambientais. Não há negar, contudo, que as punições concretas e adequadas aos poluidores serão, desde já, válidas e eficazes instrumentos de defesa social.

Tanto a Administração Pública como a Justiça Penal (juizes, promotores, delegados e advogados) têm pela frente um vasto campo de atuação lastreada na firmeza e na serenidade.

A separação entre o ilícito administrativo e o ilícito penal «atende apenas a critérios de conveniência ou de oportunidade, afeiçoados à medida do interesse da sociedade e do Estado, variável no tempo e no espaço»²⁴ pois a ilicitude jurídica é uma só, do mesmo modo que um só, na sua essência, o dever jurídico.

Como arremate destes estudos, voltamos às lições da «Carta de Brasília» da União Internacional de Magistrados.

Se o legislador deve, neste domínio, fixar os princípios fundamentais, a gravidade e a complexidade do problema exigem que o juiz disponha, de um lado, de um conjunto de medidas apropriadas e eficazes e, de outro lado, de um largo poder de apreciação. Se o juiz deve, com efeito, poder pronunciar sanções penais e ordenar reparações civis, deve, também, ter a possibilidade de intervir preventivamente com o fim de impedir o nascimento do abuso, obtendo a sua cessação ou limitando seus efeitos.

O juiz deve abordar os problemas do meio-ambiente de um modo criador e, na ausência de disposições legislativas adequadas, desenvolver regras jurisprudenciais, ao lado dos princípios tradicionais da responsabilidade fundada na falta e na concepção estreita do abuso do direito.

21. Ob. cit.

22. «Apontamentos sobre o poder de polícia», in RDP 9/57.

23. Realizada em agosto de 1973, «Comitê de Recursos Naturais».

24. Nélson Hungria, «Novas Questões Jurídico-Penais», Ed. Nacional de Direito.