

ESTUDO COMPARATIVO DE COAGULAÇÃO PARA ESGOTOS SECUNDÁRIOS DE FILTRO BIOLÓGICO E LODOS ATIVADOS

Engº LUIZ AUGUSTO DA MOTTA PACHECO (*)

SUMÁRIO

Este trabalho apresenta o resultado de uma série de ensaios de teste de jarro, com efluentes secundários de filtros biológicos e lodos ativados utilizando-se Sulfato de Alumínio e Cloreto férrico, como coagulantes.

Os ensaios resultaram em quatro Topogramas de turbidez, Tekippe⁽¹⁾, os quais serviram de base para comparação entre as dosagens de Sulfato de Alumínio e Cloreto férrico, pH e turbidez, mostrando algumas vantagens favoráveis ao sulfato de alumínio.

A coagulação, floculação e sedimentação é um processo físico-químico que independe das estreitas faixas de condições ótimas para crescimento bacteriano responsável pelos tratamentos biológicos. Além disto, este é um eficiente processo de remoção de fosfatos⁽²⁾, um dos nutrientes responsável pela entrofização de corpos receptores, e portanto um dos possíveis processos de tratamento terciário para esgotos.

MECANISMOS DE COAGULAÇÃO

A teoria que envolve o fenômeno da coagulação por sais trivalentes está muito bem explicada por Stumm e O'Melia⁽³⁾.

Genericamente, a desestabilização dos colóides pode ser realizada através de diferentes mecanismos. La Mer dividiu-os em duas categorias:

- a) processos que reduzem a energia potencial total de interação entre as duplas camadas elétricas de duas partículas similares (coagulação);
- b) processos que agregam partículas coloidais em uma malha tri-dimensional (flocos) pela formação das pontes químicas ou pontes moleculares (floculação).

Para se compreender o processo de desestabilização dos colóides através dos sais de Fe e Al trivalentes é necessário se fazer rápidas considerações a respeito da química destes coagulantes.

Um sumário deste assunto foi apresentado por Stumm em 1967.

Todos os cátions metálicos são hidratados em presença de água. Átomos simples, como Al^{3+} , Fe^{3+} , Ca^{2+} e H^+ não existem nas águas naturais de nosso meio ambiente, embora seja conveniente representá-los desta maneira, e apesar dos mesmos não descreverem a espécie reais presentes na água. Eles são em geral representados por complexos hidratados tais como $Fe(H_2O)_6^{3+}$, $Al(H_2O)_6^{3+}$, $Ca(H_2O)_6^{+2}$, e $H(H_2O)^+$ ou talvez $H(H_2O)_4^+$.

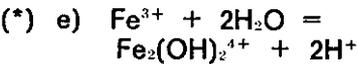
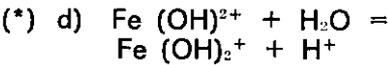
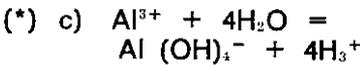
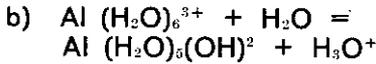
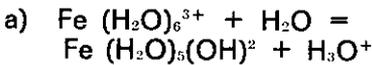
(*) Da SABESP - Coordenadoria de Produção - SEN-TRT.

Os íons ou moléculas, tais como moléculas de água que se ligam a um átomo metálico são chamados de ligantes.

Íons metálicos hidratados tais como $\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$ e $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$ são ácidos, isto é, são doadores de prótons. A adição de um sal de Fe ou de Al trivalentes na água em concentrações menores do que a solubilidade limite do hidróxido produzido pelo metal, leva a produção de monômeros ou dímeros solúveis e talvez alguns pequenos polímeros de hidróxido de complexos metálicos, além dos íons metálicos livres e hidratados.

Nestes casos os ânions OH^- são também ligantes.

Seguem abaixo alguns exemplos de reações típicas.



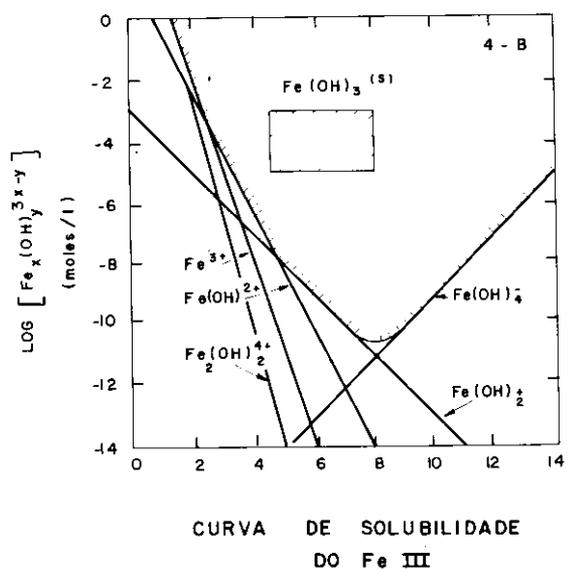
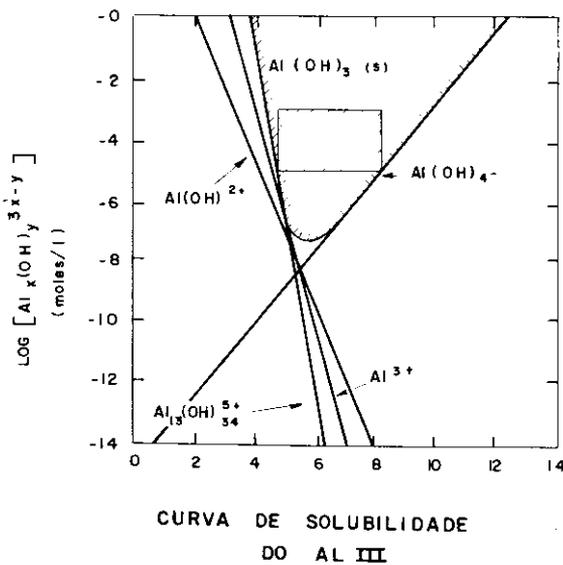
As máximas concentrações das espé-

cies de Alumínio e de ferro trivalentes existem n'água em equilíbrio com os respectivos precipitados hidróxidos, os quais estão representados em função do pH para a temperatura de 25°C. As áreas achuradas, nos gráficos de solubilidade de ferro e do alumínio, correspondem aproximadamente às dosagens de coagulante e pH comumente utilizados no tratamento de água.

Quando as quantidades de sais de Al e de Fe trivalentes adicionados à água são suficientes para exceder o limite de solubilidade dos respectivos hidróxidos, uma série de reações (hidrólise) ocorrem, iniciando-se com a formação de complexos de hidróxidos (AlOH^{2+} , $\text{Fe}(\text{OH})_2^{2+}$), transformando-se em polímeros coloidais dos hidróxidos metálicos, para finalmente formarem o precipitado dos hidróxidos metálicos (Stumm e Morgan, 1962). Os complexos de hidróxidos metálicos são imediatamente adsorvidos nas interfaces (Matijevic et al., 1961; O'Melia e Stumm, 1968).

Os metais simplesmente hidrolizados não são absorvidos.

As dosagens dos sais de Al e Fe trivalentes utilizadas na prática para a desestabilização dos colóides são sempre maiores do que o limite de solubilidade dos hidróxidos destes metais, desta forma, é plausível considerar que esta desestabilização é devido aos polímeros de



(*) Nestas equações não apareceram as moléculas de água H_2O ligantes, por simplificação didática.

Fe e Al trivalente, que são produtos intermediários da reação de formação dos precipitados dos hidróxidos metálicos. Estes polímeros são absorvidos nas partículas coloidais. A quantidade de polímero adsorvida, e conseqüentemente a dosagem do coagulante Al^{3+} ou Fe^{3+} necessária para a desestabilização das partículas coloidais dependem da quantidade de colóide presente. Uma dependência deste tipo foi chamada de «dependência estequiométrica» entre a dosagem de coagulante e a concentração coloidal (Stumm e Omélia, 1968).

Na coagulação por polímeros de Fe e Al trivalentes seria de se esperar pelo fenômeno de reestabilização por excesso de dosagem, desde que haja predominância do fenômeno adsorção.

Isto foi observado e demonstrado (Hahn, 1968; Hahn e Stumm, 1968; Omélia e Stumm, 1968).

Segue abaixo a fig. 2, de curvas esquemáticas da turbidez residual em função da dosagem de coagulante a um determinado pH. São apresentadas quatro curvas cada qual contendo diferentes con-

centrações coloidais. A concentração dos colóides é representada no caso por área/unidade de volume tal como m^2/l .

Cada uma destas curvas esquemáticas de coagulação é subdividida em quatro zonas.

Zona 1 — dosagens baixas, o que significa que quantidades insuficientes de coagulante foram adicionadas para produzir a desestabilização dos colóides.

Zona 2 — a desestabilização ocorre permitindo agregação.

Zona 3 — um aumento da dosagem poderá reestabilizar dispersão em determinados níveis de pH.

Zona 4 — Ai ocorre um grau de super saturação suficiente para produzir uma rápida precipitação de grandes quantidades de hidróxido de Al^{3+} ou Fe^{3+} , fazendo uma malha que ao decantar arrasta as partículas coloidais.

Nas zonas de maior concentração de colóide S_2 e S_3 da fig. 3, menores quantidades de coagulante são necessárias do que para se obter a coagulação quando ocorre a precipitação do hidróxido férrico ou de Al^{3+} . Nesta região, onde não há

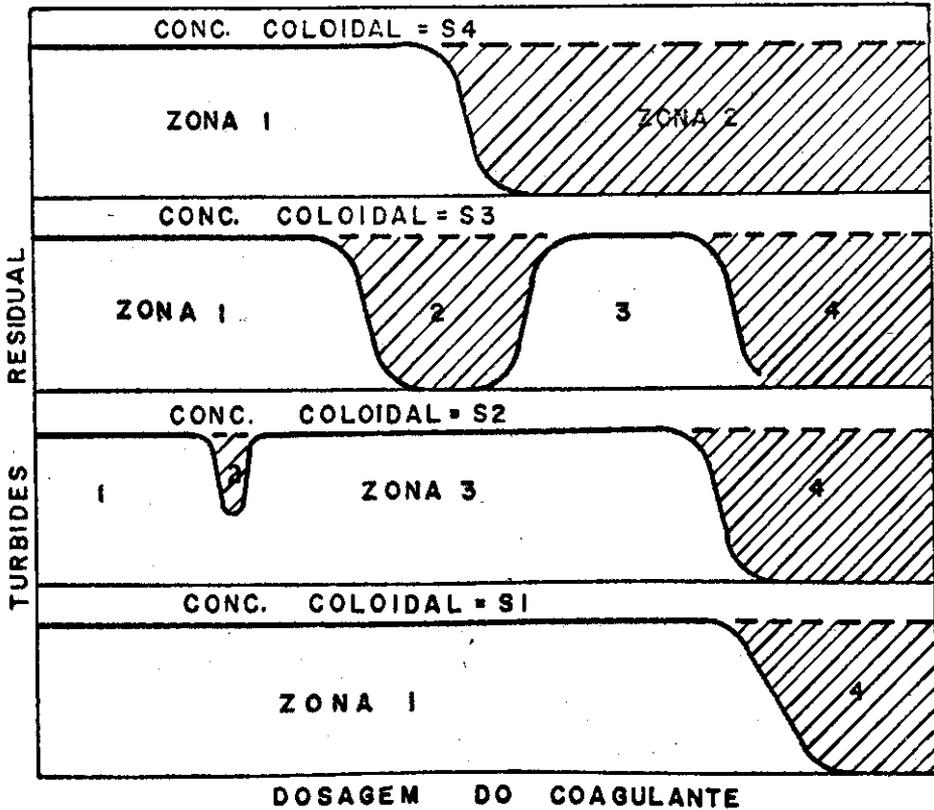


FIGURA - 2

precipitação dos hidróxidos para crescentes concentrações coloidais são necessários crescentes doses de coagulante, o que foi explicado por Stumm e Omélia, 1968, como dependência estequiométrica.

Altas concentrações de colóides dificilmente se restabilizam por super dosagem em qualquer pH.

Na fig. 2 e 3 verifica-se que a zona 2 se alarga com a crescente concentração coloidal.

A adição dos sais Al^{3+} e Fe^{3+} na água é equivalente a uma titulação acidimétrica da água. Portanto o pH do sistema depois da adição dos coagulantes dependerão da dosagem destes coagulantes e da alcalinidade da água (efeito tampão).

Quando Al^{3+} , Fe^{3+} ou CaO são utilizados na coagulação de suspensões contendo fosfatos, a dosagem do coagulante necessária para esta desestabilização dependerá da concentração de fósforo solúvel além da concentração de coloidal.

Al^{3+} , Fe^{3+} e Ca^{2+} adicionado a estes sistema tendem a reagir primeiramente com o fosfato solúvel e somente poderão desestabilizar a dispersão coloidal após a precipitação da maior parte do fósforo (Tenney e Stumm, 1965).

COLETA, TRANSPORTE E ARMAZENAMENTO DAS AMOSTRAS

As amostras foram coletadas junto as calhas «parshall» nas saídas do processo de filtro biológico e de lodos ativados, respectivamente, em vasilhame plástico de 20 l de capacidade. Os vasilhames foram colocados em caixas de isopor contendo gelo picado, até chegar ao laboratório de testes (1 hora de tempo de viagem).

Os vasilhames que foram coletados num dia e ensaiados em dias posteriores foram armazenados em geladeiras.

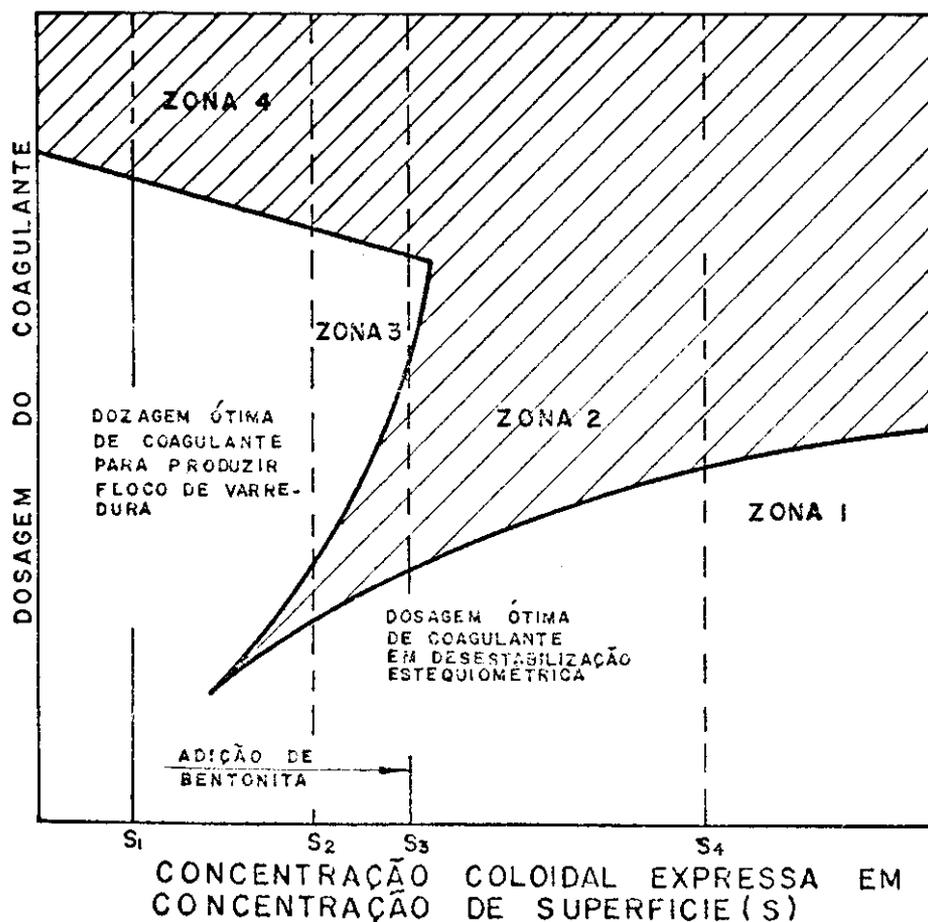


FIGURA - 3

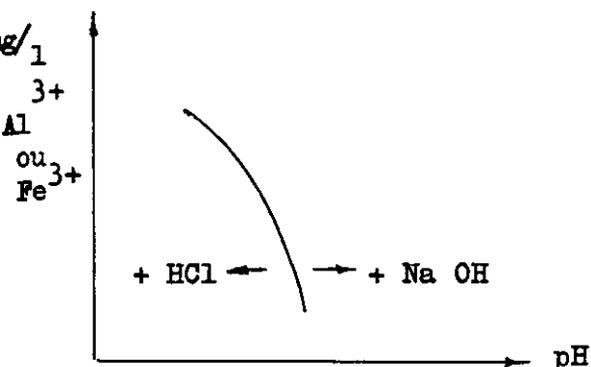
PROCEDIMENTO DO TESTE DE JARRO

Os jarros utilizados nos testes tinham volume de 1 litro.

Imediatamente após a adição do coagulante no jarro, a solução foi agitada, durante dois minutos a 120 rpm. Em seguida baixamos a rotação para 80 rpm a qual foi mantida durante 8 minutos. Finalmente a solução foi agitada a 60 rpm durante 10 minutos⁽⁴⁾ e deixada sedimentar por 30 minutos.

Amostras com volume aproximada de 100 ml foram retiradas do 1/4 superior do jarro. Em seguida medimos o pH e a turbidez de cada uma destas amostras.

Como variação do pH da solução com FeCl_3 e ou $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ varia segundo uma curva em relação a dosagem, foi necessário a adição de HCl e Na OH para respectivamente baixar e aumentar o pH.



A concentração da solução de sulfato de alumínio e cloreto férrico, usados como coagulante foi mantida 2,5 mg/l durante todos os testes, porque a concentração dos coagulantes parece alterar os resultados do teste (S. Kawamura).

DESCRIÇÃO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS

As amostras foram coletadas na Estação de Tratamento de Esgotos da cidade de Riverside. Inicialmente a E.T.E. tratava esgotos pelo processo de filtros biológicos com capacidade para 15 mgd. ou 0,66 m³/seg.

Na recente ampliação da E.T.E. foi construído paralelamente as unidades do processo existente, unidades do processo de lodos ativados, para a capacidade de 10 M.G.D. ou 0,438 m³/seg.

A estação recebe esgotos de uma população de 140.000 habitantes.

Para maior facilidade de descrição da E.T.E. veja o fluxograma da mesma anexo.

A média de sólidos em suspensão e B.D.O. removidos, para o esgoto final da E.T.E. (os dois processos juntos), é de 90% e 80% respectivamente.

O N.M.P. de contagem de coliformes no esgoto final é quase sempre entre 2 e 5.

Chegam a estação dois emissários de partes distintas da cidade. O processo de filtro biológico recebe maiores quantidades de esgoto industrial e o de lodos ativados maiores quantidades de esgoto doméstico.

Uma média da qualidade do esgoto bruto é:

	influyente		efluente	
	BOD	S.S.	BOD	S.S.
Filtro Biológico	200	300	30	25
Lodos Ativados	180	170	20	17

RESULTADOS

- Em todos os casos o pH ótimo encontrado variou entre 5,5 e 6,5.
- Na coagulação do efluente de filtro biológico o sulfato de alumínio foi mais eficiente do que o cloreto férrico. A dosagem ótima para o sulfato de Alumínio, quando expressa em moles/litro de Alumínio, por litro foi $2,67 \times 10^{-4}$ moles/l e a dosagem ótima de cloreto férrico, quando expressa em moles de ferro por litro foi $2,927 \times 10^{-3}$ moles/l.
- Na coagulação do efluente de lodos ativados as dosagens de ambos coagulantes foram semelhantes embora o pH ótimo para o sulfato de Alumínio tenha sido 6,5 e para o cloreto férrico tenham sido 5,5. Isto significa que para se obter o resultado ótimo com FeCl_3 é necessário o consumo adicional de cloro.
- Devido o pH do efluente secundário variar de 7,4 a 7,6 seria bastante interessante adicionar cloro na entrada

da E.T.E., pré-cloração) para além de desinfecção, ajustar o pH. Note-se que foi usado HCl para baixar o pH, nos ensaios de teste de jarro.

- e) Tanto o FeCl_3 como $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ tem a mesma dosagem ótima quando expressa em moles/litro como é demonstrado abaixo.

C-1 $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 1 Mol = 270,5 g

Em 1 mol de FeCl_3 há 1 mol de Fe.

logo: 1 M . Fe — 270,5 g

x — 80×10^{-3} g/l (dosagem como exemplo).

$$x = \frac{80 \times 10^{-3}}{270,5} = 2,96 \times 10^{-4} \text{ M de Fe/l}$$

C-2 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14 \text{H}_2\text{O}$ 1 Mol = 600 g.

E. 1 mol de sulfato de alumínio há 2 moles de Al.

log 2 M AL 600 g

80×10^{-3} g/l (dosagem como exemplo).

$$= x \frac{80 \times 10^{-3} \times 2}{600} = 2,67 \times 10^{-4} \text{ moles de Al/litro}$$

- f) O resultado de maior remoção de turbidez do efluente de lodos ativados foi:

turbidez inicial — 3.0 U.J.T.

turbidez final — 0,32 U.J.T.

% de turbidez removida $(3.0-0,032) \div 3 \times 100 = 89,4\%$

pH — 5.8

dosagem — 80 mg/l de $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$

- g) O resultado de maior remoção de turbidez do efluente de filtro biológico foi:

— turbidez inicial 7.0 U.J.T.

— turbidez final 0.5 U.J.T.

— % de turbidez removida = $(7.0-0,5) \div 7.0 \times 100 = 92,8\%$

— pH 6.2

— dosagem — 80 mg/l de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$

- h) Custo do melhores resultados:

h-1 — Lodos ativados x sulfato de alumínio.

Os melhores resultados foram obtidos com dosagens entre 80 e 160 mg/l, o que dá uma dosagem média de 120 mg/l (veja topograma n.º 1).

$$120 \times 10^{-6} \text{ (kg)} \times 3.785 \times 10^{+6} \text{ (M.G.)} = 455 \text{ kg/M.G.}$$

$$\text{ou seja } 455 \times 0.001102 = 0.501 \text{ US Tons/M.G.}$$

$$\text{ou } 0.12 \text{ kg/m}^3$$

Custo por US ton é de 67,27 dólares (informação da revista «Chemical Marketing Report», de 16 de julho de 1973).

$$\text{Custo por M.G.} = \text{US\$ } 67.27 \times 0.501 = \text{US\$ } 33.70/\text{M.G.}$$

O custo deste produto no Brasil em 1 de abril de 1974 é de Cr\$ 0,265 p/kg.

Custo por m³ tratado = Cr\$ 0,03.

h-2 — Lodos ativados x cloreto férrico

Os melhores resultados foram obtidos com uma média de dosagem de 200 mg/l veja topograma n.º 2:

$$200 \times 10^{-6} \text{ kg} \times 3.785 \times 10^6 \text{ (MG)} = 756 \text{ kg/MG.}$$

$$\text{ou } 0.847 \text{ US tons./MG.}$$

Custo por US ton é de 88,00 dólares (informação obtida na revista «Chemical Marketing Report», de 16 de julho de 1973).

$$\text{Custo por MG. de esgoto tratado} = 88.00 \times 0.847 = \text{US\$ } 74.54/\text{MG.}$$

Custo deste produto no Brasil em abril de 1974 é de *Cr\$. /kg.

Custo por m³ de esgoto tratado =

h-3 — Filtro Biológico x Sulfato de Alumínio — a média de melhores dosagens, veja topograma n.º 3 é de 120 mg/l.

ou seja US\$ 37.70/MG.

no Brasil Cr\$ 0,03/m³.

h-4 — Filtro Biológico x Cloreto férrico — a média dos melhores resultados foi 300 mg/l veja topograma n.º 4

$$300 \times 10^{-6} \times 3.785 \times 10^6 = 1,133 \text{ kg/MG}$$

$$\text{ou } 1,248 \text{ US ton/MG.}$$

Custo por MG. de esgoto tratado
1,248 x 88,00 = 109.87 dólares.

* Brasil Cr\$. /m³.

A comparação de custos mostrou que para ambos os casos, tratamento de efluente de filtros biológicos e lodos ativado, o sulfato de alumínio se mostrou mais econômico do que o cloreto férrico.

A comparação de custos foi baseada na média das dosagens ótimas que é relativamente mais alta do que a dosagem prática. Na realidade, devido a última parte do processo, a filtração, não é necessário reduzir tanto a turbidez no estágio de sedimentação. Deverá ser feito um estudo econômico entre as quantidades de coagulante dosadas, turbidez e quantidade de água de lavagem de filtros. Recomendamos que estudos sejam feitos, então, com o sobre-nadante do «jartest» em filtros pilotos.

Deve ser considerado também a diferença na sedimentação no jarro e em um decantador de tamanho real, o qual é afetado por: a) movimentos circulares devido a entrada do líquido no decantador «eddy currents»; b) correntes superficiais, induzidas por ventos; c) correntes verticais por convexão devido as variações de temperatura; d) densidade de correntes; e) também o arraste de flocos nos dispositivos de saída do decantador deve ser considerado. Isto pode ser melhorado bastante com as novas técnicas de coleta de água decantada (Fair & Geyer & Okum).

Existem também algumas diferenças no tempo de detenção e o valor G (seg⁻¹) entre o ensaio do teste de jarro e os misturadores e floculadores na estação em escala 1:1 (S. Kawamura).

Portanto a extrapolação do «jar-test» para uma Estação em tamanho real varia de estação para estação, devido a seus respectivos critérios de projeto.

AGRADECIMENTOS

O autor agradece a Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP) Brasil e a Pan American Health Organization (PAHO) que possibilitaram a execução destes estudos.

A experiência foi orientada pelo Professor Dr. Kenneth Chen da «University

of Southern California» do Departamento de Engenheiro do Meio Ambiente.

Os testes foram realizados no laboratório de pesquisas da James M. Montgomery Consulting Engineers Inc., o autor agradece ao Dr. Rudy TeKippe, Dr. Raymond Zehnpfennig e Dr. Rhodes Trussell por sua valiosa orientação.

O autor também agradece a Mr. Robert L. Wortman engenheiro sanitarista do Departamento de Obras Públicas da Cidade de Riverside e Mr. Carl Corner Superintendente do Sistema de Esgotos da Cidade e chefe da Estação de Tratamento de Esgotos.

REFERÊNCIAS

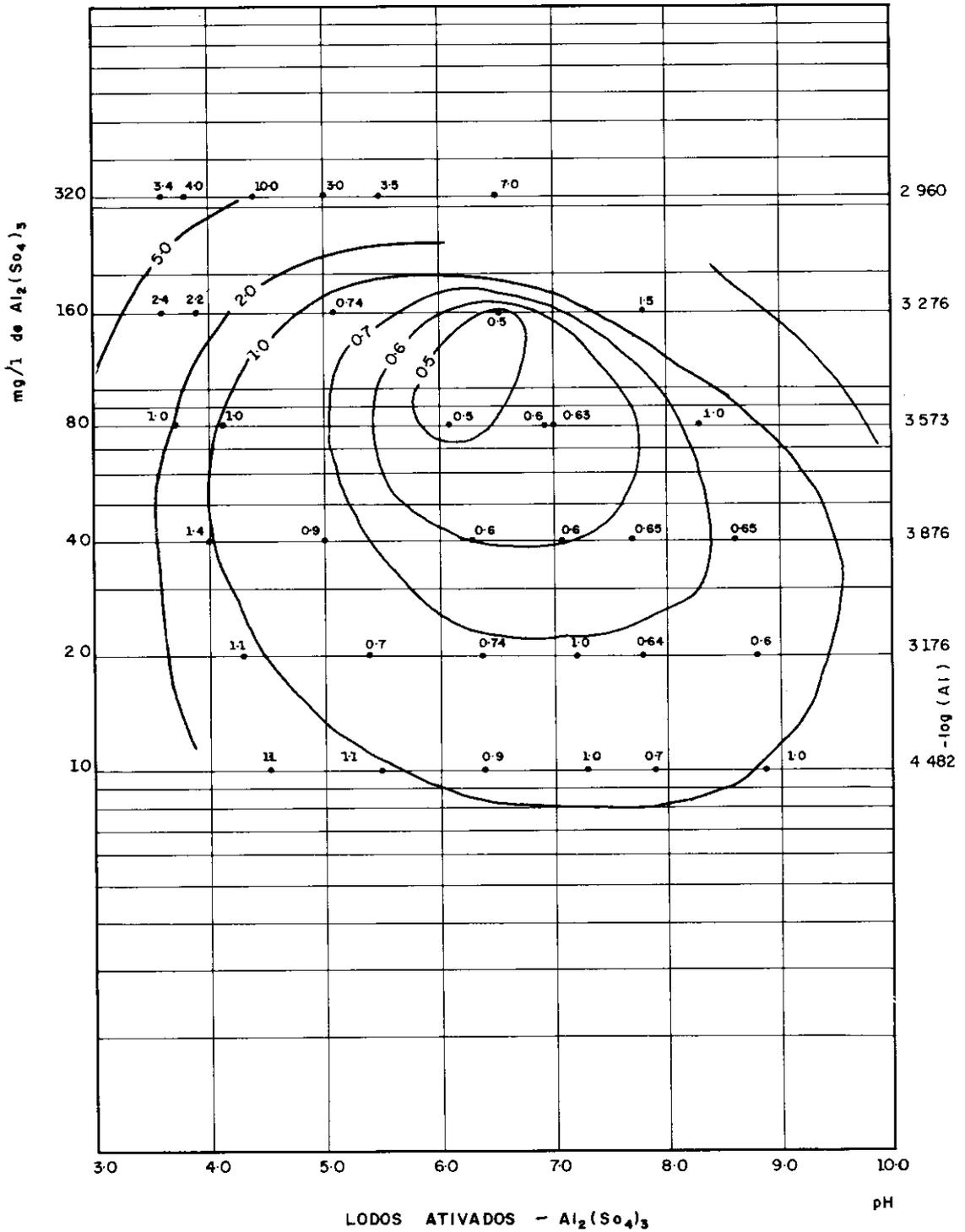
1. TeKIPPE, R. J. & HAM, R. K. — Coagulation Testing: A Comparison of Techniques. Journal AWWA, Vol. 62, No. 9, September 1970 and no. 10, October 1970.
2. DIRECTO, L. S. — Phosphate Removal by Mineral Addition to Secondary and Tertiary Treatment Systems. Presented at the 27th Purdue Industrial Waste Conference — Purdue University, May 2-4, 1972.
3. STUMM, W. & O'MELIA, C. R. — Stoichiometry of Coagulation — Journal AWWA — Vol. 60, no. 5, May 1968.
4. KAWAMURA, S. — Coagulation Considerations. Journal AWWA, Vol. 65, no. 6, June 1973.
5. TeKIPPE, R. J. & HAM, R. K. Velocity-Gradient Paths in Coagulation — Journal AWWA, Vol. 63, no. 7, July 1971.
6. ARGAMAN, Y. A. — Pilot Plant Studies of Flocculation. Journal AWWA, Vol. 63, no. 12, December 1971.
7. PACKHAM, R. F. — The Coagulation Process II. Water Research Association, Tech. Paper no. 15, May 1960.
8. PACKHAM, R. F. — The Coagulation Process I. Journal of Applied Chemistry 12:556, December 1962).
9. KAWAMURA, S.; HANNA, G. P., JR. & SHUMATE, K. S. — Application of Colloid Titration Technique to Flocculation Control. Journal AWWA 59:8 1003 (August 1967).

BIBLIOGRAFIA

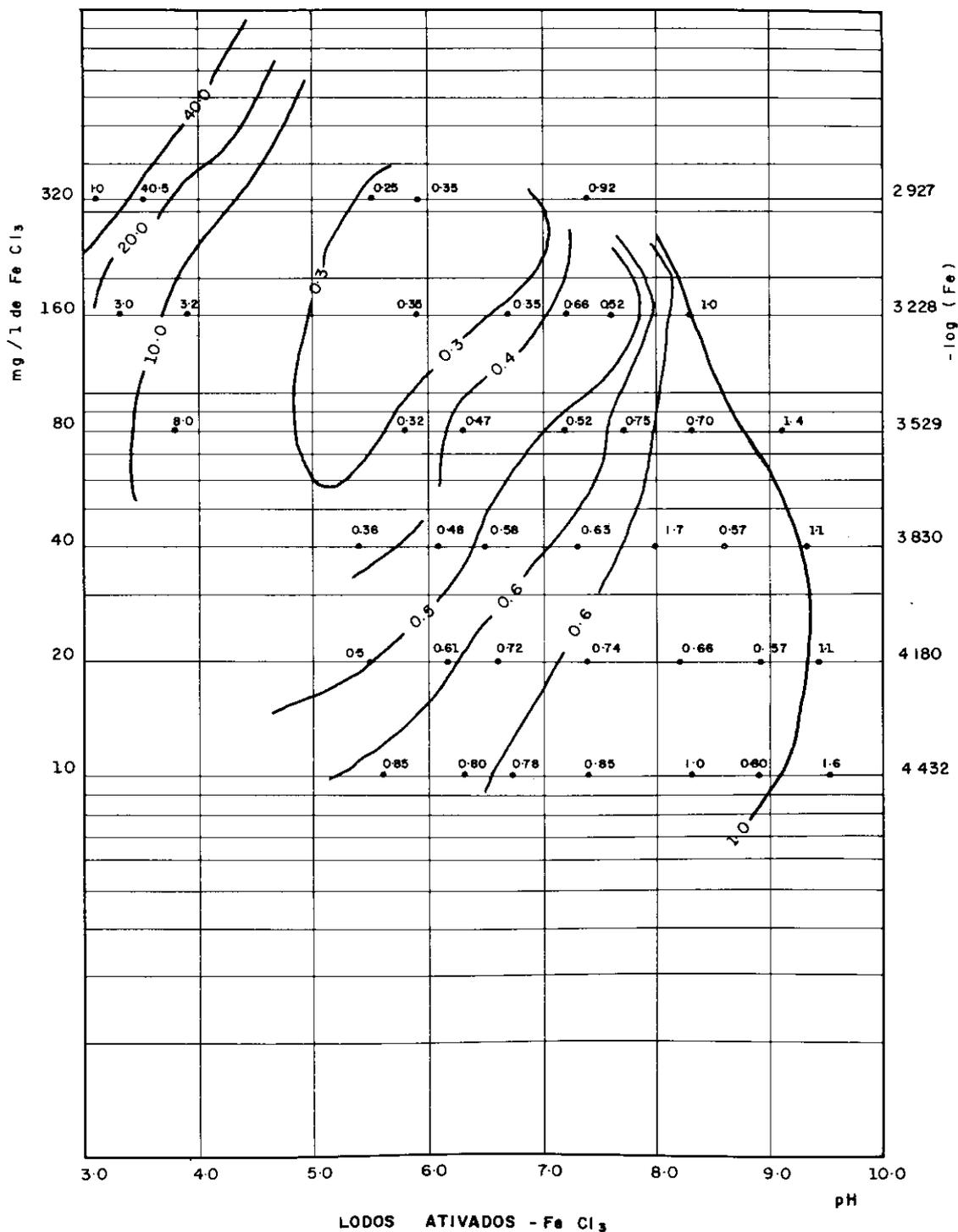
1. FAIR and Geyer and Okum — Water Purification and Wastewater Treatment Disposal. Chapters 25 and 26.
2. Russell L. Culp/Gordon L. Culp — Advanced Wastewater Treatment. Chapters 2 and 3.
3. Walter J. Weber, Jr. — Physicochemical Processes for Water Quality Control. Chapter 2 (C. R. O'Melia).

(*) Não há a venda em quantidades industriais.

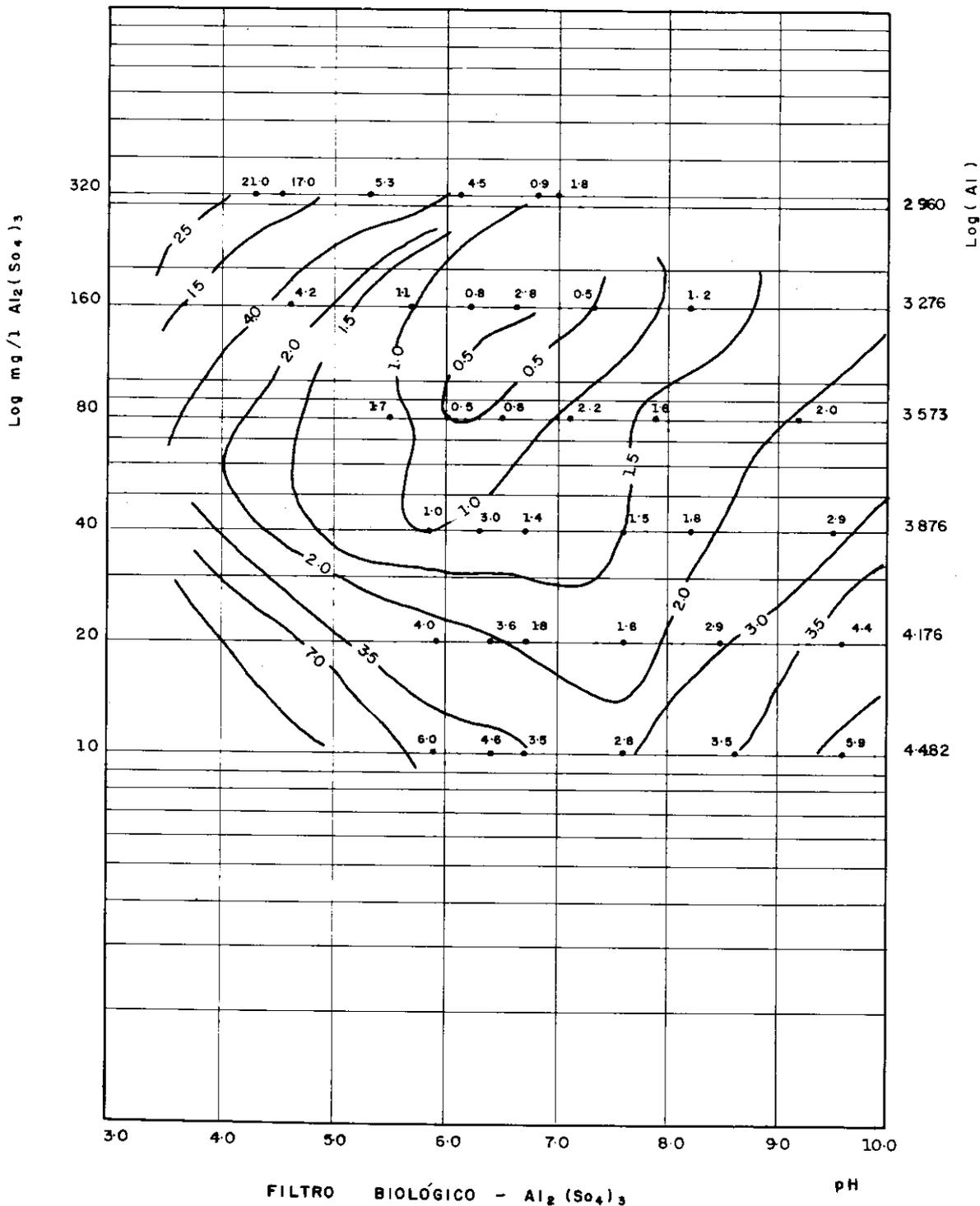
TOPOGRAMA DE TURBIDEZ TEKIPPE Nº 1



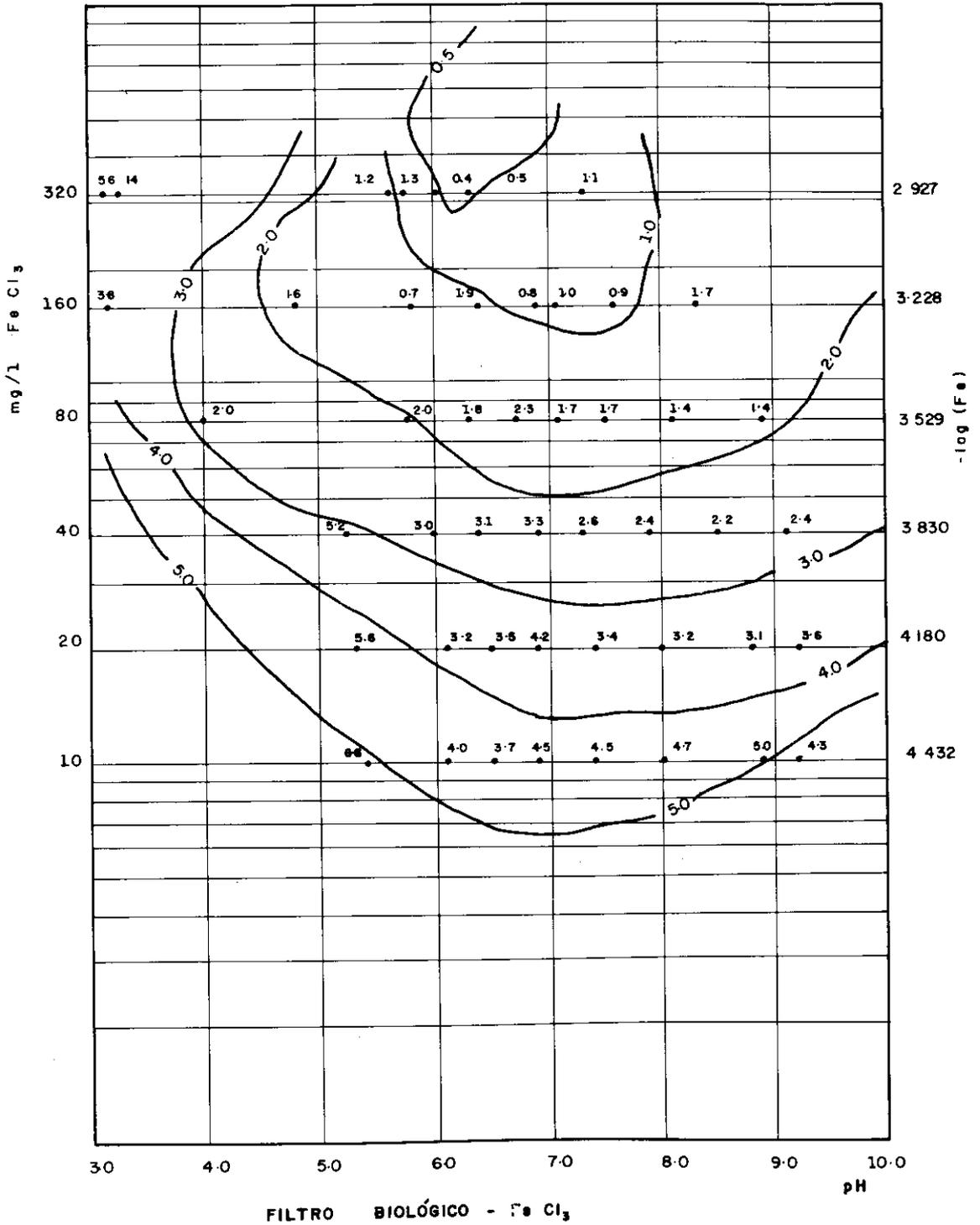
TOPOGRAMA DE TURBIDEZ TEKIPPE Nº 2



TOPOGRAMA DE TURBIDEZ TEKIPPE Nº 3



TOPOGRAMA DE TURBIDEZ TEKIPPE Nº.4



FLUXOGRAMA DA E.T.E DE RIVERSIDE