

A IMPORTÂNCIA ECONÔMICA E SANITÁRIA  
DO PROCESSO DE COAGULAÇÃO-FLOCULA -  
ÇÃO EM TRATAMETNO DE ÁGUA

Carlos Alberto Oliveira Irion (\*)

Porto Alegre, fevereiro de 1978

(\*) Engenheiro Civil (UFRGS)

A IMPORTÂNCIA ECONÔMICA E SANITÁRIA  
DO PROCESSO DE COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO EM  
TRATAMENTO DE ÁGUA

A IMPORTÂNCIA ECONÔMICA E SANITÁRIA  
DO PROCESSO DE COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO  
EM TRATAMENTO DE ÁGUA

TRABALHO APRESENTADO COMO PARTE DOS REQUISITOS PARA  
OBTENÇÃO DO TÍTULO DE

M E S T R E E M C I Ê N C I A S E M  
H I D R O L O G I A A P L I C A D A

AUTOR: CARLOS ALBERTO OLIVEIRA IRION

ORIENTADOR: AMADEU DA ROCHA FREITAS

EXAMINADORES:

WALDEMAR CANTERGI \_\_\_\_\_

WERNER FRANZ SCHNARNDORF \_\_\_\_\_

AMADEU DA ROCHA FREITAS \_\_\_\_\_

Data do exame: 01/03/1978

Aprovado: \_\_\_\_\_

Presidente da Banca



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO E CULTURA  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS

ATA DE DISSERTAÇÃO

Às 08:30 horas do dia 01 de Março de 1978, no Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, reuniu-se a Comissão Examinadora de Dissertação do candidato ao grau de Mestre em Hidrologia Aplicada, Carlos Alberto Oliveira Irion para apreciação de seu trabalho intitulado " A IMPORTÂNCIA ECONÔMICA E SANITÁRIA DO PROCESSO DE COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO, EM TRATAMENTO DE ÁGUA"

Abertos os trabalhos sob a presidência de Prof. Werner Schnarndorf

e presente o candidato, foi-lhe dada a palavra para uma exposição sobre as premissas, estrutura e resultados do trabalho apresentado. A seguir foi o mesmo arguido, sucessivamente, pelos examinadores, sobre diferentes aspectos provocados pelo exame do texto e pela exposição precedente. Encerrados os trabalhos desta fase, após as respostas do candidato, reuniu-se a Comissão Examinadora, sem a presença do candidato e das demais pessoas que compareceram à fase inicial, para atribuir seu julgamento, que é transcrito a seguir:

Examinador	Conceito
- Prof. Werner Schnarndorf	B
- Prof. Waldemar Pinheiro Cantergi	B
- Prof. Amadeu da Rocha Freitas	B
-	
-	
-	

Resultou dos conceitos atribuídos o juízo final APROVADO ,  
conceito final B , ( Muito Bom ).

Observações:

Dada a importância do assunto a Banca sugere que novos trabalhos escolham como tema outros aspectos da coagulação-floculação ainda suscetíveis de estudos esclarecedores.

Ato contínuo, foi lavrada a presente ATA, que eu, Amadeu da Rocha Freitas, secretário da Comissão Examinadora, assino juntamente com a mesma Comissão.

Porto Alegre, 01 de Março de 1978.

-  
-  
-  
-  
-  
-

A memoria de meu pai

## AGRADECIMENTOS

O autor expressa profundos agradecimentos ao Prof. Amadeu da Rocha Freitas, pela sua grande compreensão e atuação como orientador do referido trabalho.

Ao Departamento Municipal de Águas e Esgotos de Porto Alegre (D.M.A.E.), pela cessão dos dados referentes as E.T.As dos Moinhos de Vento e São João (relatório anual de 1976), bem como pela utilização de suas instalações e laboratórios.

Ao Instituto de Pesquisas Hidráulicas (U.F.R.G.S.) e a Universidade Federal de Santa Maria, pela oportunidade de realização deste curso.

## A IMPORTÂNCIA ECONÔMICA E SANITÁRIA DO PROCESSO DE COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO EM TRATAMENTO DE ÁGUA

Autor: Carlos Alberto Oliveira Irion

Orientador: Prof. Amadeu da Rocha Freitas

### SINOPSE

Após fazer um histórico da evolução do processo de coagulação-floculação ao longo das últimas décadas, o autor se detém nos fundamentos científicos dos últimos avanços no setor, avaliando os fenômenos físicos e químicos envolvidos. Determina, então, as condições em que se processa a coagulação-floculação em duas Estações de Tratamento de Água diferentes, porém de igual capacidade e que usam a mesma água bruta. Discute as condições ideais de tempo de permanência e gradiente de velocidade, comparando-as com as das duas instalações. Faz após a comparação técnica e econômica entre as duas, mostrando a importância sanitária e econômica do atendimento aos requisitos da moderna tecnologia do processo.

(\*) Tese para obtenção do grau de MESTRE EM HIDROLOGIA APLICADA, (Área de concentração - Saneamento), Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, fevereiro de 1978.

THE ECONOMIC AND SANITARY IMPORTANCE OF THE  
COAGULATION-FLOCCULATION PROCESS IN WATER TREATMENT

Author: Carlos Alberto Oliveira Irion  
Advisor: Prof. Amadeu da Rocha Freitas

ABSTRACT

The author gives an historical account of the evolution of the coagulation-flocculation process over the last decades. Then he mentions the scientific foundations of the latest advances in the field and assesses the physical and chemical phenomena involved. Next the author establishes the conditions under which coagulation-flocculation occurs at two different Water Treatment Plants which are, however, of equal capacity and which use the same raw water. He discusses the ideal conditions of length of stay and velocity gradient, comparing them in the two facilities. Finally he makes a technical and economic comparison between the two plants, showing the sanitary and economic importance of fulfilling the requirements of modern technology used in this process.

(\*) MASTER'S DEGREE THESIS IN APPLIED HYDROLOGY (MAJOR IN SANITARY ENGINEERING), INSTITUTE FOR HYDRAULIC RESEARCH OF THE FEDERAL UNIVERSITY OF RIO GRANDE DO SUL, PORTO ALEGRE, FEBRUARY, 1978.

## Í N D I C E

1.	O Filtro Lento, Ingles, Prescindia da Flocu <u>l</u> ação .....	1
2.	A Necessidade de Aumento de Produtividade e do Uso de Águas Cada Vez Mais Turvas e Colo <u>r</u> idas. FULLER, BAYLIS, EVOLUÇÃO .....	3
3.	Teorias Aceitas Para os Fenômenos Físicos e Químicos, Até a Década de 40. Equações Quí <u>m</u> icas .....	11
4.	Teorias Modernas .....	21
4.1.	Impurezas da Água, Removidas Mais Frequent <u>e</u> mente Pela Coagulação-Floculação .....	21
4.1.1.	Turbidez da Água .....	21
4.1.2.	Cor da Água .....	24
4.2.	Conceitos Básicos da Química Coloidal .....	27
4.3.	Coagulação-Floculação .....	47
4.3.1.	Conceituação e Objetivos .....	47
4.3.2.	Teorias Aceitas Para Explicar os Fenômenos Físicos e Químicos Envolvidos na Coagulação .....	49
4.3.3.	Desestabilização das Partículas Coloidais (Coagulação) .....	49
4.3.3.1.	Teoria Física ou da Dupla Camada .....	49
4.3.3.2.	Potenciais dos Colóides .....	52
4.3.3.3.	Fatores de Estabilidade e Instabilidade dos Sistemas Coloidais .....	58
4.3.3.4.	Teoria Química (Modelo da Ponte Química) ..	62
4.4.	Fases da Coagulação .....	65
5.	Remoção da Turbidez .....	68



6.	Remoção da Cor .....	73
7.	Remoção de Virus .....	78
8.	Coagulantes Usados no Tratamento de Água ..	85
8.1.	Coagulantes Metálicos .....	85
8.1.1.	Coagulação Com Sais de Alumínio .....	88
8.1.2.	Coagulação Com Sais de Ferro .....	93
8.2.	Polieletrólitos ou Auxiliares da Coagulação	98
9.	Cinética da Coagulação .....	105
9.1.	Gradiente de Velocidade .....	105
9.2.	Equação de Camp e Stein .....	109
9.3.	Considerações Sobre os Mecanismos da Flocu- lação .....	110
9.4.	Taxa de Aglutinação das Partículas em Sus- pensão Com as Partículas de Floco .....	111
10.	Estudo Comparativo da Coagulação-Floculação Nas Estações de Tratamento de Água dos Moi- nhos de Vento e São João (Departamento Muni- cipal de Águas e Esgotos - Porto Alegre-RS)	115
10.1.	Introdução .....	115
10.2.	Características das E.T.As. Moinhos de Ven- to e São João .....	115
10.3.	Determinação do Gradiente de Velocidade e Tempo de Permanência, na Estação de Trata- mento dos Moinhos de Vento .....	119
10.4.	Determinação do Gradiente de Velocidade e Tempo de Permanência, na Estação de Trata- mento de São João .....	124
10.5.	Determinação das Dosagens Médias nas E.T.As. Moinhos de Vento e São João .....	131
10.6.	Determinação do Custo de Coagulante por m <sup>3</sup> de Água nas E.T.As. Moinhos de Vento e São João .....	133

10.7.	Determinação da Redução da Turbidez e da Cor, Após a Coagulação-Floculação, nas E.T.As. Moinhos de Vento e São João. Estudo Prático de Laboratório .....	134
10.8.	Determinação do Tempo Ótimo de Floculação da Água Bruta .....	135
10.9.	Conclusões .....	135

## RELAÇÃO DAS TABELAS

1 - Superfície Específica de Alguns Minerais de Argila, Secos a Diferentes Temperaturas ...	25
2 - Densidade de Alguns Minerais de Argila ....	26
3 - Tipos de Dispersões Coloidais .....	30
4 - Aumento da Superfície Total Que Ocorre com a Subdivisão de um Cubo de 1 cm de Lado ...	39
5 - Classificação das Dispersões de Acordo com o seu Comportamento na Coagulação .....	72
6 - Variação da Cor com o p.H. ....	75
7 - Coagulantes e Faixas de p.H. que são Utilizados .....	87
8 - Características Físico-Químicas da Água Bruta na Estação de Tratamento de Água dos Moinhos de Vento, Durante o Ano de 1976. (Médias Mensais) .....	116
9 - Características Físico-Químicas da Água Bruta na Estação de Tratamento de Água de São João, Durante o Ano de 1976. (Médias Mensais)	117
10 - Volume de Água Aduzida e Tratada nas Estações de Tratamento dos Moinhos de Vento e São João, Durante o Ano de 1976 (m <sup>3</sup> ) .....	118
11 - Volume de Água Aduzida e Tratada e Consumo de Sulfato de Alumínio (Dados Mensais), Nos Moinhos de Vento e em São João, Durante o Ano de 1976 .....	132

12 - Resultados Obtidos na Estação de Tratamento de Água dos Moinhos de Vento .....	136
13 - Resultados Obtidos na Estação de Tratamento de Água de São João .....	137
14 - Ensaio de "Jart Test" .....	138
15 - Ensaio de "Jart Test" .....	139

## RELAÇÃO DAS FIGURAS

- Fig. nº 1: Turbidez do Efluente do Decantador para Vários Coagulantes (Estação Experimental de Chicago).
- Fig. nº 2: Relação entre o Período de Retenção e a Remoção da Turbidez (Estação Experimental de Chicago).
- Fig. nº 3: Relação entre a Velocidade de Filtração e a Duração da Carreira de Filtração para Diferentes Tratamentos (Estação Experimental de Chicago).
- Fig. nº 4: Processo de Formação do Coágulo.
- Fig. nº 5: Cristal de Argila - Estrutura Atômica.
- Fig. nº 6: Cristal de Argile - Estrutura Atômica.
- Fig. nº 7: Classificação das Dispersões.
- Fig. nº 8: Remoção ou Substituição Isomórfica.
- Fig. nº 9: Exemplo de Adsorção Preferencial.
- Fig. nº 10: Exemplo de Adsorção Preferencial.
- Fig. nº 11: Modelos Físicos.
- Fig. nº 12: a) Potenciais da Partícula Coloidal.  
b) Composição das Forças Atrativas e Repulsivas.
- Fig. nº 13: Diferenças entre as Técnicas de Eletroforese, Eletroosmose e Potencial de Corrente da Partícula Coloidal (Segundo VOLD e VOLD).
- Fig. nº 14: Remoção da Turbidez.
- Fig. nº 15: Coagulação de  $\text{SiO}_2$  com Alume a Diferentes p.H.

- Fig. nº 16: Relação entre a Dose de Sulfato de Alumínio e a Concentração de Colóides.
- Fig. nº 17: Coagulação de  $\text{SiO}_2$  com Sal Férrico.
- Fig. nº 18: Efeito do Sulfato Férrico na Coagulação das Águas B e C, a p.H. Constante.
- Fig. nº 19: Mínima Dose de Sulfato Férrico em Função da Cor da Água Bruta.
- Fig. nº 20: Remoção do Bacteriófago T4 e Turbidez de Argila por Coagulação e Floculação.
- Fig. nº 21: Remoção do Bacteriófago MS2 por Coagulação e Floculação.
- Fig. nº 22: Remoção do Bacteriófago MS2 e Turbidez de Argila por Coagulação e Floculação.
- Fig. nº 23: Complexo Contendo vários Íons de Alumínio Ligados por Dois Grupos Hidróxilos.
- Fig. nº 24: Potencial Zeta das Partículas de Caolinita a Diferentes p.H. (Segundo HALL e PACKHAM).
- Fig. nº 25: Concentração de Diferentes Produtos de Hidrólise em Equilíbrio com  $\text{Al(OH)}_3$ .
- Fig. nº 26: Efeitos do p.H. e  $\text{SO}_4^{=}$  na Formação do Floco de Alume (Segundo BLACK, RICE, OWEN e BARTOW).
- Fig. nº 27: Complexo Contendo vários Íons de Ferro Ligados por Dois Grupos Hidróxilos.
- Fig. nº 28: Concentração dos Produtos de Hidrólise em Equilíbrio com  $\text{Fe(OH)}_3$ .

Fig. nº 29: Efeitos de p.H. e  $\text{SO}_4^=$  na Formação do Floco com Sulfato Férrico (Segundo BARTOW, BLACK e SANS-BULY).

Fig. nº 30: Exemplos de Polieletrólitos.

Fig. nº 31: Acrilamida.

Fig. nº 32: Forças que Atuam Sobre um Cubo Elementar de Água.

Fig. nº 33: Detalhe Esquemático do Floculador Hidráulico da E.T.A. dos Moinhos de Vento.

Fig. nº 34: Detalhe Esquemático dos Floculadores da E.T.A. de São João.

Fig. nº 35: Detalhe Esquemático da Câmara de Floculação com o Agitador de Eixo Vertical (São João).

A IMPORTÂNCIA ECONÔMICA E SANITÁRIA  
DO PROCESSO DE COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO  
EM TRATAMENTO DE ÁGUA

1. O filtro lento, ingles, prescindia da floculação.

Muito antes de terem sido iniciadas as tentativas de tratamento de água, nas estações de tratamento, já se sabia que a simples percolação da água através de leitos de areia, melhorava grandemente a sua qualidade.

O primeiro filtro lento foi construído em 1829, pela CHELSEA WATER COMPANY OF LONDON, com o objetivo de eliminar a turbidez da água (1).

O filtro lento de areia era intensamente empregado na Europa antes de sua introdução na América, onde inicialmente foi empregado no tratamento de águas com baixa cor e turbidez.

A matéria coloidal indesejável e matéria finamente dividida existentes nas águas não tratadas, podem incluir a argila, silte, matéria orgânica (geralmente conferem cor), algas e bactérias. Uma redução satisfatória destas impurezas pode ser conseguida com a filtração lenta, independente do uso da coagulação, quando a concentração destas impurezas não ultrapassa a limites bastante baixos.

A remoção da matéria orgânica finamente dividida e das bactérias, é realizada principalmente por meio de uma camada gelatinosa, que se forma sobre e ao redor dos grãos de areia próximos a superfície dos filtros, chamada "SCHMUTZDECKE". As partículas de matéria em suspensão e coloidal, bem como as bactérias aderem a esta camada e são removidas durante a passagem da água pelo filtro. A eficiência do filtro lento depende principalmente desta camada.

As características sanitárias de uma água após a sua passagem através de um filtro lento de areia, no tratamento sem o emprego de produtos químicos (coagulação-floculação), dependem das características da água bruta e das condições de operação do sistema.



Os filtros lentos são eficientes para águas com turbidez inferior a 50 p.p.m. e com pequeno teor de matéria orgânica. Águas com turbidez e cor superiores devem ser coaguladas, para depois passarem pelo processo de filtração.

Os filtros lentos, quando não estão sobrecarregados, são altamente eficientes na remoção de bactérias (98% a 99% de remoção); removem matéria em suspensão e decantável e produzem efeitos benéficos sobre os gostos e odores, particularmente os devidos a algas ou matéria em suspensão. Os filtros lentos apenas não apresentam rendimento elevado na remoção da cor, mas tem a possibilidade de fornecer efluente com turbidez igual a zero (reduzem apenas 20% a 50% da cor).

2. A necessidade de aumento de produtividade e do uso de águas cada vez mais turvas e coloridas. FULLER, BAYLIS, EVOLUÇÃO.

A demanda cada vez maior de água, que já se observava no fim do século passado, bem como a necessidade do aproveitamento de águas turvas e coloridas foram as causas dos estudos iniciais e do desenvolvimento dos métodos de clarificação de águas, iniciado neste período. Como os filtros lentos apresentavam baixa taxa de filtração e baixo rendimento, quando a água bruta apresentava turbidez e cor acima de determinados limites, e havia a necessidade de um aumento de produtividade e do uso de tais águas é que começaram a aparecer os filtros rápidos de areia em combinação com a coagulação, para o tratamento das águas turvas dos rios.

A filtração da água bruta através da areia grossa, a taxas elevadas não remove a turbidez fina, a matéria coloidal, as substâncias produtoras de gosto e odor e as bactérias como num filtro lento de areia, além disso se a água bruta entregue ao filtro rápido for turva a superfície de areia é rapidamente colmatada, o que diminui a produção do filtro. Por tudo isto conclui-se, que um pré-tratamento adequado da água é uma parte fundamental de uma estação de tratamento com filtros rápidos.

O pré-tratamento incluindo a coagulação com compostos químicos, a mistura, floculação e sedimentação reduz a matéria em suspensão que vai para os filtros e muda o material fino para uma forma que é removida pela filtração em areia grossa. O preparo da água, antes da filtração, é importante porque permite a remoção da maior parte da turbidez e das bactérias, existentes nas águas poluídas.

O objetivo básico dos leitos filtrantes, após um bom pré-tratamento, é remover a matéria coagulada em suspensão que não foi removida pela sedimentação.

Embora existissem desde os tempos antigos, vários métodos de purificação da água, caracterizados geralmente como coagulação, os fatores que intervêm no processo da coagulação são de conhecimento relativamente recente.

O uso mais antigo da coagulação em tratamento de águas municipais ocorreu em BOLTON, Inglaterra em 1881. A primeira patente em coagulação foi concedida em 1884, a Isaiiah Smith Hyatt (2) que, segundo sugestão do Coronel L. H. Gardner, Superintendente da Companhia de Águas de Nova Orleans, descreveu o uso do perclorato de ferro como coagulante com o seu sistema de filtração rápida de areia no tratamento de águas turvas. Um ano depois, a Sommerville & Raritan Water Company de Nova Jersey adotou o sistema coagulação-filtração de Hyatt, iniciando assim o uso da coagulação em combinação com a filtração rápida como um processo completo de tratamento.

Em 1885, Austin e Wilber da Universidade de Rutgers publicaram os resultados da primeira investigação científica feita na América acerca do alume como coagulante. Após testarem vários sais os autores concluíram que nenhum deles oferecia as vantagens do alume (3).

A utilização dos coagulantes em combinação com a filtração rápida em filtros de areia, foi estabelecida cientificamente após os exitosos estudos de coagulação e filtração rápida em areia, realizados por George W. Fuller de 1895 a 1897. A equipe de trabalho de Fuller era composta de engenheiros, químicos e biólogos que conduziram com grande sucesso os estudos experimentais para tratar as águas turvas do rio Ohio, em Louisville. Fuller e seus companheiros realizaram uma série de importantes experiências com vários coagulantes, mas o alume foi considerado o mais eficiente.

Estas experiências é que fixaram a coagulação como um auxiliar da filtração rápida com areia. A coagulação tornou-se comum em combinação com filtração rápida,

de modo que na mudança do século já estava em pleno funcionamento neste país.

O primeiro projeto de tamanho considerável, de coagulação em combinação com a filtração rápida com areia, foi feito em 1909, por Fuller para Little Falls, N. Jersey (4).

Outro passo importante no estudo da clarificação da água, foi dado em 1928 com o funcionamento da estação experimental de Chicago, sob a direção do Dr. John R. Baylis. Esta estação experimental foi criada com o objetivo de obter dados técnicos, para o projeto de uma estação de tratamento para a cidade de Chicago, que possuía como fonte de água bruta o Lago Michigan.

A estação experimental era constituída pelas seguintes instalações:

- Câmaras de Condicionamento do Coágulo
  - a) Uma câmara hidráulica de corrente horizontal
  - b) Uma câmara hidráulica de corrente vertical
  - c) Uma câmara mecânica com palhetas de eixo vertical (8 seções).
- Decantação
  - a) Dois decantadores de escoamento horizontal, que podem funcionar em série ou em paralelo.
- Filtros Rápidos
  - a) Uma bateria de duas unidades com  $9,30m^2$  de superfície cada uma
  - b) Dez unidades de tamanho médio com  $0,93m^2$  de superfície cada uma
  - c) Uma bateria de filtros pequena ( tubos de vidro) com seções variando entre  $13,6$  a  $17,4 cm^2$ .

- Desinfecção
  - a) Um dosificador gravimétrico de coagulante, a seco
  - b) Um dosificador de coagulante em solução
  - c) Um dosificador de carvão ativo, a seco.
- Um Equipamento Gerador de CO<sub>2</sub>

Existiam dois laboratórios químicos e também haviam a disposição um grande número de instrumentos e conexões de todo o tipo, que proporcionavam grande elasticidade de funcionamento a estação.

Nestas experiências foi encontrada uma fórmula aproximada, que podia ser utilizada como uma primeira indicação da quantidade de coagulante (sulfato de alumínio), a ser empregada em função da turbidez da água natural. É lógico, que esta fórmula é específica para a água bruta proveniente do lago Michigan e é a seguinte:

$$C = \frac{5(T^{0.8} + 30)}{30}$$

Onde:

C = sulfato de alumínio em p.p.m.

T = turbidez da água natural em p.p.m.

Na estação experimental de Chicago foram realizados vários estudos, e foram testados vários coagulantes. Os resultados destas experiências estão representados nas figuras nº 1, nº 2 e nº 3.

Os resultados das investigações experimentais de Chicago, não só atingiram seus objetivos, bem como contribuíram grandemente para o desenvolvimento da Engenharia Sanitária, com a fixação de novos rumos de capital importância.

Apesar de ter sido o percloroeto de ferro, o primeiro coagulante utilizado no tratamento da água pela

TURBIDEZ DO EFLUENTE DO DECANTADOR PARA VÁRIOS COAGULANTES(1).

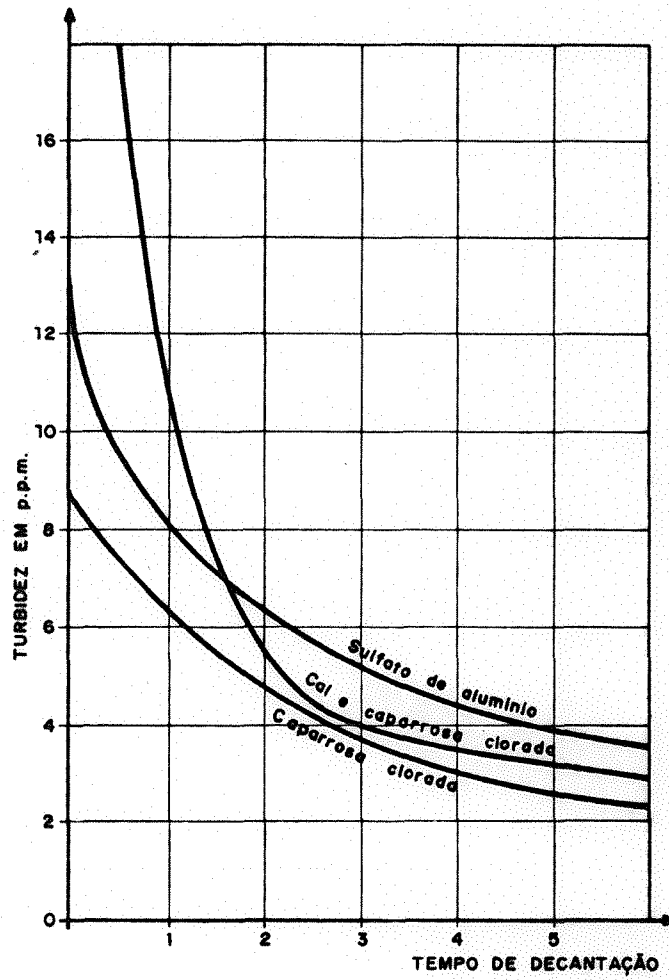


Fig. 1

RELAÇÃO ENTRE PERÍODO DE RETENÇÃO E A REMOÇÃO DA TURBIDEZ (1)

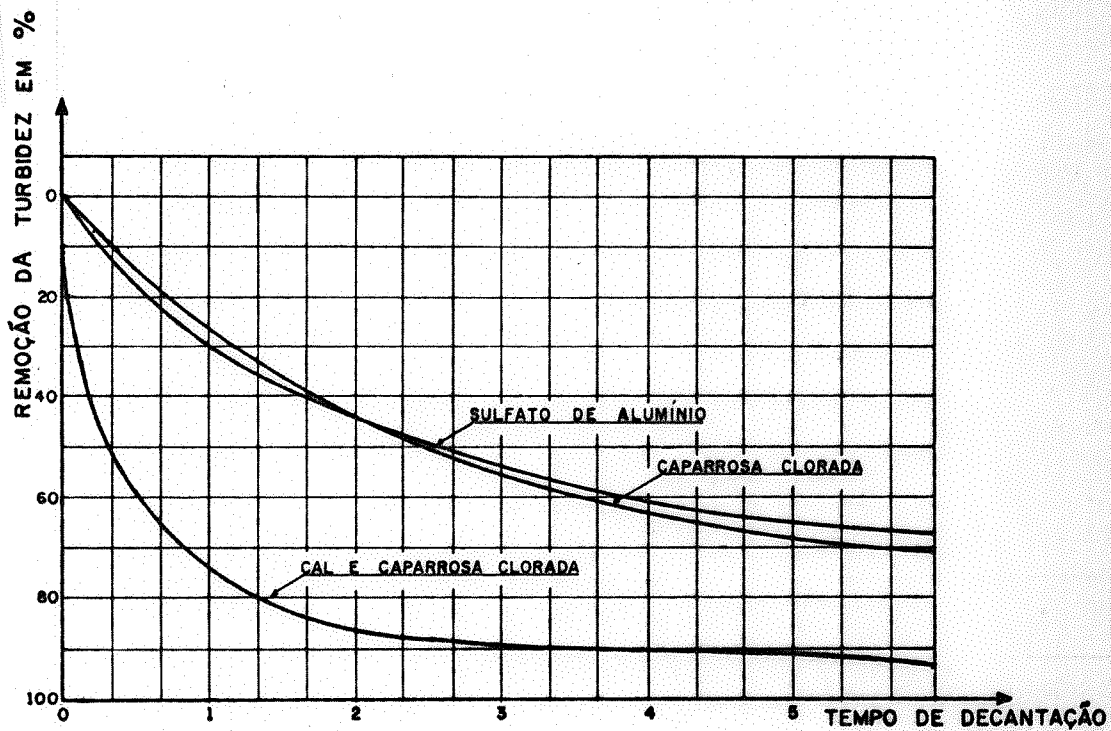
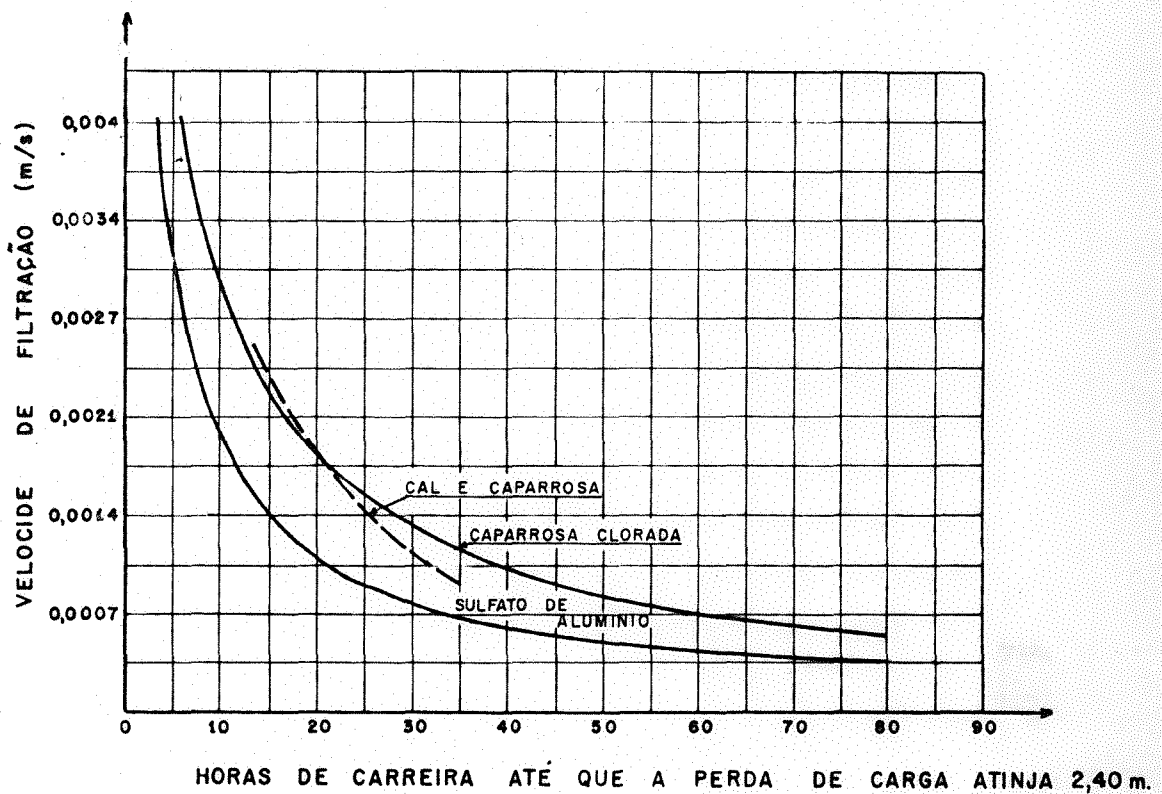


Fig.: 2

# RELAÇÃO ENTRE A VELOCIDADE DE FILTRAÇÃO E A DURAÇÃO DA CARREIRA PARA DIFERENTES TRATAMENTOS





coagulação, foi o sulfato de alumínio que dominou o campo dos coagulantes, desde os primeiros anos. Contudo, apesar dos conhecimentos da coagulação terem aumentado muito, relativamente poucos coagulantes foram introduzidos na prática. O ferro, seja como metal ou como parte de um sal, foi empregado como coagulante em várias estações de tratamento de água, nos fins do século XIX.

Em 1898, William B. Bull introduziu o uso de uma solução de sulfato ferroso e cal (2), obtendo o sulfato ferroso necessário queimando enxofre e tratando sucata de ferro com ácido sulfuroso, mas foi em 1902 que foi registrado o uso do sulfato ferroso comercial. Em 1912, E.V. Bull (2), relatou a primeira aplicação do sulfato ferroso clorado (caparrosa clorada) e embora este coagulante só tivesse utilização em 1928, foi considerado útil na coagulação de águas altamente coloridas. Em 1937, Olin e Peterson relataram experiências bem sucedidas com argilas de Bentonita e no mesmo período um outro produto começou a ser utilizado nos Estados Unidos, graças as experiências do Dr. Baylis. Este produto era o silicato de sódio, que proporcionava a formação rápida de um floco denso e grande.

Como vemos, foi evidente desde o início do século a procura de um produto químico, coagulante, que proporcionasse um bom pré-tratamento para a água, pois já era do conhecimento geral que o pré-tratamento era condição essencial no tratamento de águas turvas e poluídas.

3. Teorias aceitas para os fenômenos físicos e químicos,  
até a década de 40. Equações químicas.

No tratamento e purificação das águas, denomina-se coagulação a precipitação e aglomeração dos sólidos finamente divididos, que normalmente se encontram em suspensão na água.

As pequenas partículas de uma suspensão coloidal se mantem neste estado porque são continuamente bombardeadas pelas moléculas do meio e também pelo fato de possuírem cargas elétricas do mesmo sinal, elas não se atraem mutuamente. Entretanto se misturarmos na solução coloidal, outra solução cujas partículas possuam cargas de sinal contrário, estas se atraem, descarregam-se e sedimentam. Este fenômeno é que denomina-se "Coagulação de um Colóide".

As partículas em suspensão de uma solução coloidal são extremamente sensíveis ao efeito de certas substâncias que fazem elas juntarem-se, coagularem-se, formando massas maiores chamadas "flocos", que logo sedimentam.

Os eletrólitos em geral causam a coagulação dos colóides e a sua atividade é proporcional a valencia do íon que tem carga contrária a do colóide. Devem ser levados em conta no processo da coagulação, os íons que possuem carga do mesmo sinal do colóide, pois muitas vezes estes íons possuem propriedades estabilizadoras.

A quantidade de coagulante que deve ser utilizado é de muita importância, pois uma dose fraca não é suficiente para descarregar todas as partículas coloidais e uma dose elevada faz com que as partículas adsorvam íons e fiquem carregadas com eletricidade de sinal contrário ao que tinham antes.

Na purificação das águas, especialmente águas turvas e coloridas, o processo de coagulação é de importância fundamental. A cor algumas vezes é devida a substâncias que se encontram em estado de verdadeira solução, mas na

maioria dos casos trata-se de matéria coloidal como a turbidez devido a partículas de argila finamente divididas, carregadas negativamente. Estas são as impurezas que a coagulação elimina quase que completamente.

As condições ideais de coagulação são aquelas em que todas estas impurezas são convertidas em partículas de tamanho e densidade suficiente para uma rápida sedimentação, fazendo com que chegue aos filtros somente uma pequena quantidade delas como tal consistência e tamanho, que fique impossível sua passagem através do material que constitui o filtro. Estas condições ideais são conseguidas, devido ao uso de produtos químicos apropriados para cada caso, e também devido ao desenvolvimento da técnica da coagulação, obtendo-se desta maneira, águas decantadas de melhor qualidade que águas filtradas de outros tempos.

Outras impurezas tais como bactérias e produtos que dão gosto e odor desagradável à água, somente são eliminadas parcialmente pela coagulação, sendo portanto necessário recorrer-se a cloração, ao carvão ativo ou a outros produtos adequados para a obtenção de uma água realmente potável. Atualmente está sendo mais indicado a técnica de ozonização para a desinfecção da água.

Os coagulantes mais utilizados podem ser divididos em dois grupos:

- Os constituídos por sais de alumínio
- Os constituídos por sais de ferro

A escolha do coagulante é de muita importância e depende entre outros fatores do p.H. da água a tratar, pois cada coagulante deve ser utilizado dentro de uma determinada faixa de p.H.

Os principais coagulantes pertencentes ao primeiro grupo são: sulfato de alumínio, sulfato de alumínio e potássio e aluminato de sódio. O sulfato de alumínio é de uso mais conhecido e generalizado devido ao seu baixo preço, embora o aluminato de sódio apresente algumas vanta-

gens para certas águas.

A utilização dos coagulantes constituídos por sais de ferro começou a ter um incremento muito grande, durante a década de 30 nos Estados Unidos. O sulfato ferroso possui grande utilização em águas com p.H. muito baixo ou muito alto.

A escolha do coagulante apropriado para a coagulação da água, deve ser baseada no fato dos compostos de alumínio apresentarem a zona máxima de precipitação do hidróxido (zona que apresenta menos alumínio residual), numa faixa de p.H. compreendida entre 5,8 e 6,8; enquanto que os compostos de ferro apresentam uma zona mais ampla, numa faixa de p.H. compreendida entre 3,5 e 13, sendo que na faixa de p.H. compreendida entre 6,5 e 8,5 a precipitação efetua-se lentamente e as vezes é incompleta. A zona ótima de coagulação é alcançada quando se obtém um coágulo grande e facilmente sedimentável, nesta zona ótima pode ser observado que a remoção da cor também é satisfatória.

Geralmente se pode afirmar que para águas turvas não muito carregadas de cor os sais de alumínio são mais eficientes que os sais de ferro.

A turbidez é mais facilmente eliminada a p.H. alto ao passo que a cor é removida mais facilmente a p.H. mais baixo.

Existem tabelas que mostram de uma maneira geral o coagulante que deve ser utilizado de acordo com o tipo de água bruta.

Existem certas substâncias que favorecem a coagulação e a obtenção de um floco mais pesado, facilitando desta maneira a sedimentação, principalmente quando se tratam águas com pouca matéria em suspensão e cuja turbidez é quase toda devida a substâncias coloidais.

A adição de cal junto com o coagulante, em quantidade suficiente para que precipite carbonato de cálcio produz um coágulo denso, porém tem o inconveniente de

elevar demasiadamente o p.H., não sendo por isto apropriado para águas altamente coloridas.

Foi constatado que a adição de argila produz um coágulo denso e dá bons resultados, mas apresenta o inconveniente de aumentar o lodo nos decantadores.

No fim da década de 30 um novo produto começou a ser utilizado nos Estados Unidos, graças as investigações do Dr. Baylis. Este produto é o silicato de sódio, que proporciona um meio muito eficiente para a formação de um floco grande e denso na coagulação com o sulfato de alumínio.

O processo de coagulação deve compreender duas etapas bem distintas e fundamentais, que são denominadas: "Dispersão do Coagulante" e "Condicionamento do Coágulo".

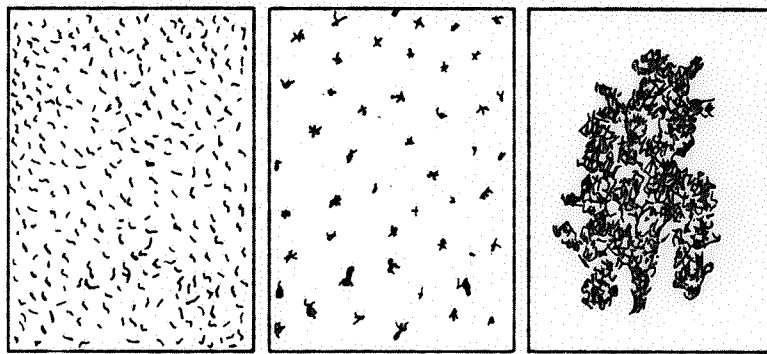
Dispersão do coagulante é a operação pela qual obtém-se uma homogeneização do coagulante na água, através de uma mistura rápida, violenta e de pouca duração.

Condicionamento do coágulo é o processo que segue a dispersão, e tem por objetivo a aglutinação das pequenas partículas, para formar outras maiores em tamanho, peso e propriedades adsorventes. O condicionamento é o resultado de uma agitação da água a velocidades baixas e decrescentes, durante um período de tempo relativamente longo.

A dispersão do coagulante deve ser realizada num curto período de tempo (de alguns segundos até um minuto no máximo), pois a partir deste momento a agitação violenta não é conveniente, devido ao aparecimento dos primeiros e pequenos coágulos, o que provocaria inevitavelmente a quebra destes coágulos e um conseqüente aumento do tempo de condicionamento posterior ou a necessidade de empregar-se maior quantidade de coagulante, o que implica em qualquer dos casos num maior custo.

A figura nº 4 ilustra o processo de formação do coágulo.

## PROCESSO DE FORMAÇÃO DO COÁGULO(I).



AS PARTÍCULAS COAGULADAS APARECEM DE 1 A 10 SEGUNDOS APÓS A MISTURA DO COAGULANTE.

PRIMEIRA COAGULAÇÃO DE 1 A 5 MINUTOS DE AGITAÇÃO.

PARTÍCULA COAGULADA GRANDE DEPOIS DE 10 A 30 MINUTOS DE CONDIÇÃOAMENTO.

De acordo com a ilustração conclue-se que existem 3 estágios na formação do coágulo.

O primeiro estágio ocorre nos primeiros 10 segundos. As primeiras diminutas partículas começam a aparecer. Este é o período de tempo durante o qual deve-se efetuar a dispersão, na qual a agitação violenta é benéfica.

O segundo estágio, corresponde a primeira fase de aglutinação das pequenas partículas, o qual ocorre num período de tempo que varia de 1 a 5 minutos a contar desde a introdução do coagulante na água. Durante este período é prejudicial uma agitação violenta, porque evita a aglutinação rompendo os primeiros coágulos, logo seria um gasto de energia com resultados negativos.

O terceiro estágio, corresponde a um coágulo bem formado, que ocorre depois de um período de condicionamento que vai de 10 a 30 minutos.

No início da utilização de coagulante no tratamento da água pensou-se que somente a dispersão do coagulante era suficiente, mas posteriormente comprovou-se a eficácia indiscutível do condicionamento que passou a ser uma etapa integrante e imprescindível no processo do tratamento da água por coagulação.

O reconhecimento da importância do condicionamento do coágulo, bem como o tempo necessário para a sua formação aparece na técnica sanitária americana depois de 1915 (1).

O coágulo adsorve as partículas em suspensão, a matéria coloidal existente na água, as bactérias e microorganismos, de modo que ao sedimentar produz uma clarificação do líquido bem como também uma redução do conteúdo bacteriano da água.

O objetivo do condicionamento é obter um coágulo resistente e forte, pois do contrário se romperia facilmente ao ser arrastado nos canais ou nas passagens através de comportas. Após o rompimento do coágulo é muito difí

cil a sua recomposição, implicando desta forma uma perda de eficiência no tratamento.

Entre as diversas vantagens de um bom condicionamento pode-se citar:

- Melhor efluente de decantação.
- Redução na dosagem do coagulante, com economia no tratamento.
- Aumento de eficiência dos volumes de instalação destinados a decantação e filtração, o que corresponde um maior rendimento da estação e de outro lado um menor custo inicial das obras.
- Redução apreciável na água gasta para a lavagem dos filtros, o que representa uma economia efetiva na exploração.

Um condicionamento ideal procura obter com o mínimo custo inicial e de exploração, um coágulo de ótimas qualidades e que se precipite no mínimo de tempo.

Os dispositivos para condicionar o coágulo, tem como objetivo principal proporcionar a água proveniente da etapa da dispersão um movimento relativamente lento, com velocidades decrescentes, durante um período de tempo que varia de 20 a 45 minutos, na média.

Nos primeiros estudos e trabalhos de filtração rápida estabeleceu-se como norma, que a água deveria ir aos filtros com certa quantidade de matéria coagulada a qual supunha-se indispensável ao bom funcionamento dos filtros, isto foi sem dúvida o resultado da comparação dos filtros rápidos com os filtros lentos, de uso tão generalizado nos primeiros tempos. Posteriormente os estudos e experiências vieram demonstrar a necessidade da eliminação da maior quantidade possível de matéria coagulada, na decantação, obtendo-se assim um maior rendimento nos filtros rápidos.

As conceituações aqui expendidas e os produtos químicos empregados na coagulação, ainda são válidos nos



nossos dias. Embora o processo de coagulação seja muito antigo e esteja sendo usado continuamente nos últimos cem anos, tem-se verificado a falta de conhecimento exato do seu mecanismo. O mecanismo original postulava que logo após a adição de sais de alumínio ou de ferro na água contendo turbidez, a ionização produzia alumínio tripositivo ou íons fêrricos, esta hipótese admitia que os íons de carga positiva do coagulante neutralizavam as partículas negativas de turbidez, eliminando as forças de repulsão mútua existente entre as partículas, resultando então a aglomeração.

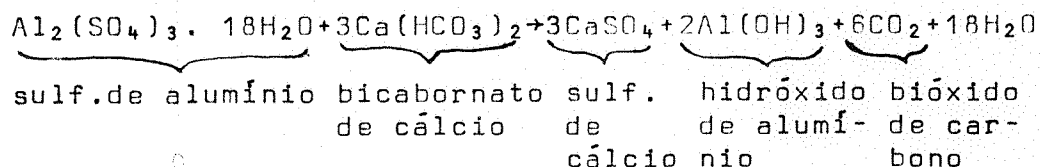
Apesar de Mattson (3) ter salientado, em 1929, a importância dos produtos de hidrólise dos sais de alumínio e ferro na coagulação, as teorias de coagulação baseadas nos íons metálicos tripositivos continuaram a ser expressas até inícios de 1960. Atualmente, sabe-se que os produtos de hidrólise do alumínio e ferro, e não os íons metálicos em si, devem ser considerados agentes de coagulação.

#### EQUAÇÕES QUÍMICAS.

Quando os coagulantes começaram a ser usados acreditava-se que eles reagiam com a alcalinidade, natural ou adicionada na água, de acordo com as leis comuns da combinação química.

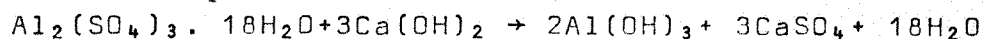
O sulfato de alumínio para formar o floco requer a presença de alcalinidade na água. Em muitas águas naturais a alcalinidade presente é suficiente para reagir com o sulfato de alumínio, mas em outras esta alcalinidade é insuficiente e deve ser adicionada. Geralmente a cal é adicionada à água.

A reação química do sulfato de alumínio com a alcalinidade natural da água, pode ser expressa da seguinte maneira:



O hidróxido de alumínio,  $2Al(OH)_3$ , é o floco; nesta reação todo o alumínio lançado se precipita e enquanto a dureza temporária ou dureza de carbonato (causada pelo bicarbonato de cálcio) é reduzida, a dureza permanente ou dureza de não carbonato (causada pelo sulfato de cálcio) aumenta. Outro resultado indesejável é a adição de dióxido de carbono, que é corrosivo para os metais.

Quando a alcalinidade natural é insuficiente para reagir com o sulfato de alumínio, a cal em geral é adicionada. A cal une-se a água para formar o hidróxido de cálcio,  $Ca(OH)_2$ , que reage com o alume, como segue:

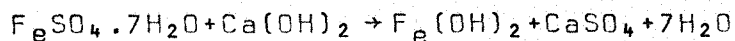


sulf. de	hidróxido	hidróxido	sulf.
alumínio	de cálcio	de alumí-	de
		nio	cálcio

Os resultados desta reação são praticamente os mesmos da reação anterior, somente o dióxido de carbono não é formado.

Reações semelhantes tinham lugar após o emprego de coagulantes férricos, com a diferença da ocorrência do floco insolúvel de  $Fe(OH)_3$  em lugar do  $Al(OH)_3$ , estas reações podem ser representadas da seguinte maneira:

- Reação do sulfato ferroso com a cal (adicionada previamente)



Nesta reação o sulfato ferroso reage com a alcalinidade cáustica (causada pela adição de cal à água) rapidamente. O sulfato ferroso reage com o bicarbonato de cálcio na água, mas por ser muito lenta a reação, não oferece segurança.

O hidróxido ferroso,  $Fe(OH)_2$ , relativamente insolúvel é oxidado pelo oxigênio dissolvido na água, a va-

lores de p.H. relativamente altos como segue:



O floco final é o hidróxido férrico,  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ .

Na realidade a coagulação não ocorre tão simplesmente, de acordo com as leis normais da química. Na reação do sulfato de alumínio com a alcalinidade natural, observa-se que para cada 2 p.p.m de sulfato de alumínio comercial adicionado exigiria-se 1 p.p.m. de alcalinidade, expressa como carbonato de cálcio, e a dose de dióxido de carbono livre formado seria proporcional à dose de coagulante. Na prática esta reação não ocorre, sendo geralmente a quantidade de álcali necessária e a quantidade de dióxido de carbono livre formado, menor do que a quantidade teórica. Geralmente na prática é comum adicionar quantidades maiores do que o máximo que poderia ser precipitado pela alcalinidade presente na água, e após a coagulação ainda restar alcalinidade que não sofreu reação. Isto indica, que outros fatores devem estar envolvidos, além dos incluídos nas reações químicas.

A complexa composição dos flocos formados na coagulação com o sulfato de alumínio, explica em parte o fato da reação com a alcalinidade não se realizar nas proporções moleculares, mas não explica a verdadeira natureza do mecanismo da coagulação.

Vários estudos mostraram que as reações que ocorrem durante a coagulação são complexas, não interessando somente a ligação direta dos ions coagulantes com as impurezas, mas também a formação de óxidos hidratados complexos. Além disso, devido ao fato de cada um dos demais ions presentes na água exercer seu próprio efeito dependendo da sua concentração, da natureza e da quantidade de sua carga, é fácil reconhecer que vai haver uma variação no comportamento das águas de características diferentes.

#### 4. Teorias Modernas

##### 4.1 - Impurezas da água, removidas mais frequentemente pela coagulação-floculação

A água na sua forma molecular pura, não existe na natureza, e contém diversas substâncias que podem estar em suspensão ou em solução verdadeira, de acordo com o tamanho de suas partículas na água.

As impurezas que são removidas mais frequentemente pela coagulação são as que originam a turbidez e a cor. A água natural pode apresentar-se túrbida ou colorida, ou em muitos casos, túrbida e colorida, de acordo com o tipo de impurezas presentes na água.

##### 4.1.1 - Turbidez da água

A água túrbida nada mais é do que a água que contém material suspenso, que interfere com a passagem da luz.

A turbidez pode ser causada por uma grande quantidade de materiais suspensos que podem variar de tamanho, podendo ir desde coloidais até suspensões grosseiras. A turbidez devida a dispersões coloidais extremamente finas, é característica de águas de lagos ou de águas que apresentam condições relativamente tranquilas; enquanto que a turbidez devida a dispersões relativamente grosseiras, é característica de rios em condições de enchente.

As substâncias que conferem turbidez à água vão desde substâncias inorgânicas quase puras, principalmente, até aquelas que são da natureza inorgânica. Esse material que confere turbidez à água, pode ser resultante da erosão do solo, do crescimento de algas ou bactérias, ou de pequenas partículas carregadas pela água da chuva, etc.

A grande disparidade de natureza dos materiais, que causam a turbidez, tornam impossível o estabelecimento de regras fixas para a sua remoção da água.

A turbidez é formada principalmente por argilas dispersas na água. As argilas compreendem uma grande variedade de compostos, mas geralmente a argila é terra fina (diâmetro dos grãos menores que 0,002 mm), as vezes coloridas e com grande plasticidade quando misturadas com certa quantidade de água.

Características principais das argilas:

Quimicamente são silicatos de alumínio, que apresentam fórmulas bastante complexas, e podem ser classificadas em:

- Caolinita
- Montmorilonita
- Ilita
- Muscovita

Fisicamente são constituídas por cristais com estrutura atômica reticular definida. Grim (13) estabelece dois tipos de cristais que caracterizam a maioria delas:

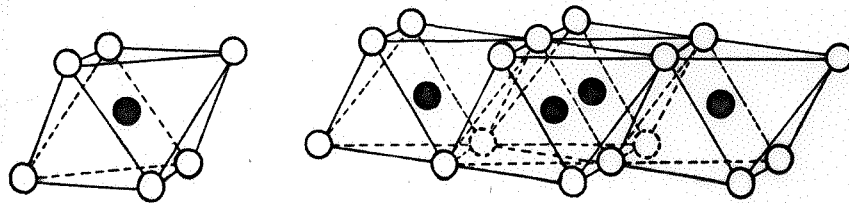
a) Um átomo de alumínio (Al), ferro ( $F_e$ ) ou magnésio (Mg) no centro geométrico de um octaedro em cujos nós há oxigênio (O) ou hidróxidos (OH), figura nº 5.

b) Um átomo de silício incluído dentro de um tetraedro equidistante dos quatro oxigênios (O) ou hidróxidos (OH) dos nós. Figura nº 6.

A dimensão dos cristais varia entre  $2,6 \times 10^{-8}$  e  $5,05 \times 10^{-8}$  cm, de nó a nó. Deve-se salientar que nem sempre a estrutura reticular dos cristais é perfeita.

Os cristais de argila possuem a forma muito variada.

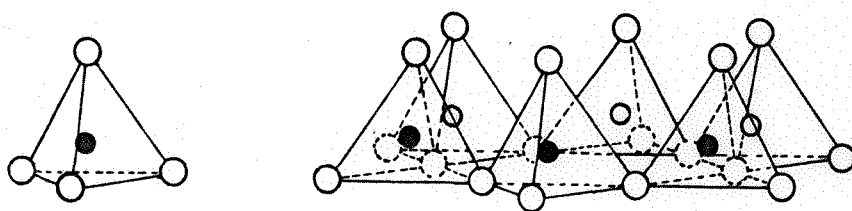
Entre as diferentes propriedades das argilas, existe uma que é específica, "superfície específica". Superfície específica é a sua superfície total por unidade de peso, as argilas possuem grande superfície específica. A superfície específica geralmente é expressa em  $m^2/g$ . A tabe-



○ e ○ = Hidróxidos

● = Aluminio, Magnesio, etc.

Fig. nº 5



○ e ○ = Oxigenio

○ e ● = Silicio

Fig. nº 6

la 1 apresenta a superfície específica de algumas argilas, que foram secas a diferentes temperaturas.

A densidade das argilas é função do grau de umidade da amostra. Quanto maior é a umidade menor é a sua densidade, devido a este fato as argilas dispersas na água possuem densidade relativamente baixa e em consequência baixa velocidade de sedimentação. A tabela 2 apresenta a densidade de alguns minerais de argila.

#### 4.1.2 - Cor da água

As águas de superfície, principalmente as oriundas de áreas pantanosas, são muito coloridas a tal ponto de não serem aceitas, para usos domésticos ou industriais, sem um tratamento para a remoção de sua cor.

A cor está constituída por substâncias químicas, na maioria das vezes, provenientes da desagregação da matéria orgânica, tais como folhas e plantas aquáticas com as quais a água entra em contato. A cor pode provir também de certos íons dissolvidos:  $F_2^+$  confere cor vermelha,  $Cu^+$  confere cor azulada e o  $Mn^+$  confere cor escura.

As águas de superfície poderão parecer altamente coloridas, devido ao material suspenso colorido, quando na realidade não são. A cor causada pelo material suspenso é denominada cor aparente e deve ser diferenciada da cor devida aos extratos orgânicos vegetais que são coloidais e é chamada cor verdadeira.

Em muitos casos, as águas de superfície tornam-se coloridas, devido a poluição de esgotos altamente coloridos, tais como os esgotos das indústrias têxteis (coloração) e os esgotos das indústrias do papel (fabricação de celulose). Uma grande parte destes esgotos recebe sua destinação em cursos d'água naturais, acrescentando uma cor adicional à água que persiste por grandes distâncias. Muitas pesquisas estão sendo realizadas a fim de ser encontrada uma

MINERAL	Tratamento de Calor, °C	Perda de Peso %	Superfície específica, m <sup>2</sup> /g
Caolinita, 0.3μ	30	---	15.5
	200	0.2	15.3
	500	12.7	18.1
	700	14.3	16.5
	900	14.6	1.5
Ilita, 0.3μ	30	---	97.1
	200	0.4	92.2
	500	5.8	91.6
	700	7.7	80.4
Montmorilonita	30	---	15.5
Haloisita	30	---	43.2

Tabela nº 1: Superfície específica de alguns minerais de argila, secos a diferentes temperaturas.(13)



Mineral	Conteúdo de Umidade %	Densidade
Montmorilonita	0.0	2.348
	46.0	1.772
Ilita (Holanda)	0.0	2.649
	18.0	2.128
Ilita (Illinois)	0.0	2.642
	7.6	1.480
Caolinita	0.0	2.667
	6.5	2.427

Tabela nº 2: Densidade de alguns minerais de argila (13)

maneira econômica para a remoção da cor dos efluentes oriundos da fabricação de celulose.

#### 4.2 - Conceitos básicos da química coloidal

A química coloidal trata fundamentalmente das dispersões. Dispersão é todo o sistema de duas ou mais espécies químicas uniformemente distribuídas entre si, a fase contínua do sistema é chamada fase dispersante e a fase descontínua do sistema é chamada fase dispersa.

Existem dispersões em sólidos, líquidos e em gases; no caso presente, trataremos das dispersões em líquidos por ser o tipo que se apresenta na prática de tratamento de água.

As dispersões podem ser classificadas de acordo com o tamanho das partículas dispersas; o diferente tamanho das partículas condiciona um diferente comportamento físico-químico das dispersões.

As dispersões são classificadas em 3 categorias:

a) Solução verdadeira ou simplesmente solução.

É o caso de uma molécula da substância "A" estar desagregada dentro de uma substância "B", neste caso pode-se dizer que a substância "A" está dissolvida dentro da substância "B".

As partículas não são visíveis com o auxílio do microscópio comum e nem com o auxílio do ultramicroscópio. As dimensões das partículas (soluto) é sempre menor ou igual a 1  $\mu$ .

b) Dispersão coloidal ou estado coloidal.

É o caso de partículas ou gotículas muito pequenas da substância "A" estarem dispersas dentro da substância "B", neste caso pode-se dizer que a substância "A" está em estado coloidal dentro da substância "B".

As partículas não são visíveis com o micros-

cópio comum, mas são visíveis com o ultramicroscópio. As dimensões das partículas (colóides) variam entre 1 $\mu$  e 1000 $\mu$ .

c) Suspensão grosseira.

É o caso de partículas ou gotículas, relativamente grandes da substância "A" estarem flutuando dentro da substância "B", neste caso pode-se dizer que a substância "A" está em suspensão na substância "B".

As partículas suspensas são visíveis com o auxílio do microscópio comum. As dimensões das partículas são sempre maiores ou iguais a 1 $\mu$ .

A figura nº 7 (13), ilustra a classificação das dispersões.

Deve-se notar que não existe um rigorismo nos limites fixados para as 3 categorias de dispersões, podendo as mesmas confundirem-se ou intercalarem-se principalmente nos seus limites.

Das categorias vistas acima, vamos dar atenção especial ao estado coloidal com suas características específicas, para melhor compreendermos o processo da coagulação.

Existem oito tipos de dispersões coloidais, ver tabela nº3 (13), (14), (15) e (17). As categorias, a partir da 4ª são encontradas frequentemente na prática da Engenharia Sanitária (14), mas para o nosso caso, a que vai interessar é a dispersão de sólido em líquido, por ser a que forma boa parte da turbidez e da cor normal da água.

Classificação dos sistemas coloidais.

Os sistemas coloidais podem ser classificados da seguinte maneira:

a) Colóides moleculares ou não moleculares (moleculares).

A classificação dos sistemas coloidais em moleculares ou não moleculares leva em conta a estrutura das partículas.

## CLASSIFICAÇÃO DAS DISPERSÕES

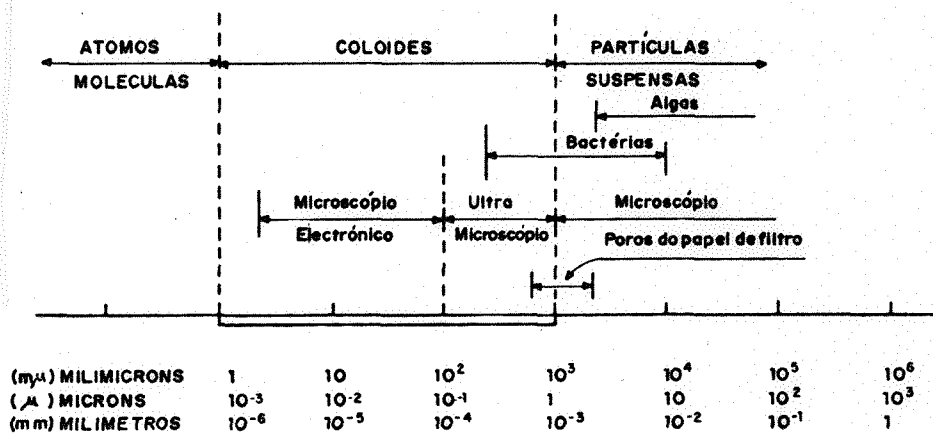


Fig. 7(13)

Categoria	Fase dispersa Disperso	Meio de dispersão Dispersante	Nome comum	Exemplo
1	Sólido	Sólido	Sol Sólido	Vidro
2	Líquido	Sólido	Gel	Geléias
3	Gás	Sólido	Espuma	Pedra-Pomes
4	Sólido	Líquido	Sol	Turbidez da água
5	Líquido	Líquido	Emulsão	Azeite na água
6	Gás	Líquido	Espuma	Espuma de sabão
7	Sólido	Gás	Aerosol sólido	Pó, Fumaça
8	Líquido	Gás	Aerosol líquido	Neblina

Tabela nº 3: Tipos de dispersões coloidais.

Colóides moleculares - são constituídos por substâncias polímeras, formadas por largas cadeias orgânicas com elevado peso molecular (15.000 - 100.000) e tamanho variando entre  $10^2$  e  $5.10^2$   $\mu$  de comprimento por 0,2 $\mu$  a 1 $\mu$  de espessura. Estes polímeros, tais como a gelatina, as proteínas e o amido, apesar de estarem dispersados molecularmente, não constituem verdadeiras soluções e sim colóides. Os colóides moleculares é que podem ser considerados como verdadeiros colóides porque suas soluções são sempre coloidais.

O termo colóide foi dado pelo inglês, Thomas Graham, para as dispersões de proteínas, ao comprovar que as mesmas não se comportavam como verdadeiras soluções, estas dispersões tinham o aspecto de cola (gelatinoso) e por isto foram chamadas de colóides.

Colóides não-moleculares - Os colóides não-moleculares são estruturalmente diferentes. As partículas são constituídas de agregados de muitas moléculas ou átomos, que espontaneamente se aglutinam em presença de um dispersante em partículas de tamanho coloidal. Dependendo de certas condições, estas substâncias poderão formar tanto soluções coloidais, como soluções verdadeiras. Exemplos: colóides formados pela associação de moléculas pequenas de minerais ou compostos orgânicos (sabões e detergentes).

b) Colóides orgânicos ou inorgânicos.

Esta classificação leva em conta a composição química da fase dispersa.

Colóides orgânicos - são as proteínas e as graxas.

Colóides inorgânicos - ouro e as argilas minerais.

c) Colóides liófilos (hidrófilos) ou colóides liófilos (hidrófilos).

A classificação dos colóides em liófilos ou liófilos é devida a afinidade relativa entre as substâncias que cons

tituem a fase dispersa e o meio de dispersão.

No caso do meio de dispersão ser a água os termos hidrófobos e hidrófilos são usados respectivamente, em lugar dos termos liófobos e liófilos.

Colóides hidrófobos - são os colóides cujas partículas possuem pequena afinidade pelo meio de dispersão (água), e são todas carregadas eletricamente. São constituídos por substâncias insolúveis no dispersante (água) e devido a isto são menos estáveis que os colóides hidrófilos.

É o tipo de dispersão coloidal que mais interessa no tratamento de águas potáveis. São exemplos de colóides hidrófobos a argila, os sulfetos, os metais. A maior parte dos colóides inorgânicos são hidrófobos (15).

Colóides hidrófilos - são os colóides cujas partículas possuem uma pronunciada afinidade pelo meio de dispersão (água). São constituídos por dispersões moleculares de substâncias poliméricas ou substâncias aglutinadas de tamanho coloidal, e reacionam quimicamente com a água (meio de dispersão). Sua estabilidade depende mais da capa de hidratação que os rodeia (moléculas de água), que constitui uma película lubrificante que dificulta o contato entre partículas para a formação do floco, do que da sua pequena carga (geralmente negativa), que eles possuem. Esta propriedade torna difícil a sua remoção da suspensão aquosa. Um exemplo importante é a cor natural da água.

Formam sistemas coloidais hidrófilos: sabões, proteínas solúveis, produtos de degradação de proteínas, de detergentes sintéticos, albumina, matéria orgânica encontrada na água suja. A maior parte dos colóides orgânicos são hidrófilos.

O sabão comum geralmente é precipitado por íons de cálcio e de magnésio e não ocorre frequentemente como suspensão coloidal, salvo em esgotos provenientes de lavagem de roupa (14).

Alguns colóides hidrófilos, como as proteínas

e produtos de degradação de proteínas, formam sais metálicos que são insolúveis na água e assim sua remoção é efetuada por sais de alumínio e de ferro. A maioria dos colóides hidrófilos, atuam protegendo os colóides hidrófobos, eles envolvem os colóides hidrófobos e os protegem, por isto são chamados "colóides protetores" (14). A coagulação de tais sistemas exige um tratamento com elevadas doses de coagulantes (10 a 20 v $\hat{e}$ zes mais que a quantidade usada para águas convencionais).

#### Forma dos colóides.

As propriedades coloidais, dependem muitas vezes da forma do colóide, mas não existe entretanto uma classificação adequada para as formas coloidais.

A classificação que pode ser dada é a seguinte:

a) Forma isométrica (esférica) - Apresentam a mesma dimensão em todas as direções (esferas e poliedros).

b) Forma anisométrica - Apresentam a tendência a um desenvolvimento maior em uma ou duas direções (cilindros, lâminas).

No interior de um líquido turbulento, as formas filamentosas ou cilíndricas tem mais oportunidade de contato que as formas esféricas ou poliédricas, característica que influencia na possibilidade de aglutinação das partículas e na taxa de formação do floco.

#### Propriedades dos colóides.

Como veremos a seguir, além da forma dos colóides a dimensão das partículas coloidais exercerá influência marcante sobre certos fenômenos característicos dos sistemas coloidais (fenômeno de Tyndall, movimento Browniano e principalmente nas propriedades de superfície).

Entre as propriedades dos colóides as mais importantes são:



Propriedades cinéticas:

- Movimento Browniano
- Difusão
- Pressão Osmótica

Propriedades óticas:

- Efeito Tyndall-Faraday
- Coloração

Propriedades de superfície:

- Adsorção

Movimento Browniano

A característica mais importante das dispersões coloidais, é o fato das partículas não sedimentarem mesmo sendo mais densas que o líquido que as rodeia.

Ao observar-se uma suspensão destas partículas num ultramicroscópio, verifica-se que as partículas coloidais estão animadas de um movimento constante e desordenado. Este movimento foi observado pela primeira vez, pelo Botânico Inglês Brown, em 1827, numa suspensão de grãos de pólen. Devido a este fato, o movimento das partículas recebeu o nome de Movimento Browniano.

A primeira explicação correta do fenômeno foi dada por Wiener (15), que apontou como causa do movimento incessante das partículas, o bombardeio feito pelas moléculas do líquido no qual as partículas estão em suspensão, pois de acordo com a teoria cinética-molecular as partículas do meio de dispersão se acham em contínuo movimento. Nestas condições as partículas em suspensão sofrem um constante bombardeio pelas partículas do meio. O bombardeio irregular das moléculas do meio é capaz de por em movimento as pequenas partículas. As partículas grosseiras não são afetadas por possuírem superfícies muito grande, as colisões de moléculas de uma dada direção são compensadas por colisões em direção oposta.

O movimento Browniano é mais rápido em partículas menores, isto é quanto menores as partículas mais rápido é o Movimento Browniano.

O estudo completo do Movimento Browniano foi desenvolvido por Einstein e Smoluchowski, em 1906, cada um independentemente, e serviu para calcular o número de Avogadro.

A velocidade média  $\bar{V}$  da partícula é dada pela seguinte fórmula (13):

$$\bar{V} = \sqrt{\frac{R}{N} \cdot \frac{T}{m}}$$

Onde: R - Constante dos gases  $R = \frac{P \cdot V}{T}$

N - número de Avogadro ( $6,02 \times 10^{23}$ )

T - temperatura absoluta em  $^{\circ}K$

m - massa da partícula em Dinias/g

$\frac{R}{N} = K$  - constante de Boltzman, representa o valor da constante dos gases por molécula.

### Difusão

O movimento incessante das partículas coloidais, no meio da dispersão, faz com que as partículas coloidais se difundam, isto é se distribuam uniformemente no solvente (água).

A velocidade de difusão das partículas coloidais é pequena, e muito menor que a velocidade média da partícula no Movimento Browniano. Quanto maior é o tamanho da partícula coloidal menor é a velocidade de difusão.

Fick, estudou o fenômeno da difusão de dois líquidos, contidos em cilindros ou prismas de eixo vertical, e chegou a uma lei, que é chamada "1ª Lei de Fick". Esta lei estabelece que a quantidade de substância  $dm$ , que se difunde na direção  $x$ , em um tempo  $dt$ , através de uma área  $S$ , é proporcional ao gradiente de concentração  $\frac{dc}{dx}$ , da seguinte

maneira (13):

$$\frac{dm}{dt} = -D.S. \frac{dc}{dx}$$

Onde: D → coeficiente de difusão, é o material que passa em 1 segundo através de 1cm<sup>2</sup> de área (cm<sup>2</sup>/seg).

### Pressão osmótica

Quando a concentração de partículas em um líquido, não é uniforme devido ao movimento Browniano, vai ocorrer um fluxo de material das zonas de alta concentração até as zonas de baixa concentração até atingir um equilíbrio. Por esta razão, se introduzirmos uma célula feita de uma membrana semipermeável (permitem a difusão apenas no sentido solvente-solução), que contenha certa dispersão coloidal, no interior de um líquido puro, este tende a se introduzir dentro dela a fim de estabelecer uma pressão uniforme, diluindo a dispersão coloidal e produzindo um aumento de líquido no interior da célula. O aumento de volume no interior da célula produz uma pressão, que é chamada "Pressão Osmótica".

Em 1885, o Químico Holandês Jacobus Henricus Vant'Hoff ao analisar os resultados publicados por Pfeffer sobre medidas de pressões osmóticas de soluções de diferentes concentrações em diferentes temperaturas, notou um notável paralelismo entre o comportamento dos gases e o das soluções.

De acordo com Vant'Hoff, a equação da pressão osmótica é a seguinte (13):

$$p = \frac{c}{M} \cdot R.T$$

As conclusões de Vant'Hoff, podem ser resumidas sob a forma de leis, "Leis da pressão osmótica".

a) A pressão osmótica p é diretamente propor

cional a concentração (c).

a) A pressão osmótica é diretamente proporcional a temperatura absoluta (T).

c) A pressão osmótica é inversamente proporcional ao peso molecular (M).

Propagação da luz (efeito Tyndall-Faraday)

A propagação da luz através de uma suspensão coloidal é proporcional ao tamanho das partículas.

Um raio de luz bem definido (cilíndrico), ao atravessar o meio coloidal é interceptado pelas partículas coloidais, podendo-se observar claramente um cone de luz, este fenômeno é denominado efeito "Tyndall-Faraday".

O efeito Tyndall-Faraday, pode ser observado muitas vezes na vida diária, quando os raios de luz solar, que passam através das nuvens, são vistos quando a atmosfera está carregada de partículas de pó coloidal. O efeito de Tyndall pode ser observado na sala de aula quando existe poeira de giz, sob a forma coloidal, no ar.

A propagação da luz, muitas vezes é usada para a determinação da turbidez da água (turbidímetro de Baylis, por exemplo), pois o efeito de Tyndall evidencia as soluções turbidas. As soluções verdadeiras e as suspensões grosseiras não produzem este efeito.

Se " $I_0$ " representa a intensidade de um raio luminoso; " $I$ ", a intensidade do raio depois de atravessar a distância " $l$ " do meio dispersante; e  $r$  a turbidez, temos(13):

$$\frac{I}{I_0} = e^{-rl}$$

$$r = -\frac{1}{l} \ln \frac{I}{I_0}$$

### Coloração

Apesar das suspensões coloidais apresentarem uma certa coloração, os colóides são primariamente incolores,

como exemplo pode-se citar a suspensão de hidróxido férrico que é avermelhada. O fato das suspensões coloidais apresentarem uma certa coloração pode ser devido a:

- a) Propagação da luz
- b) Absorção seletiva pelas partículas coloidais de certos comprimentos de onda.

A coloração pode também ser usada para a determinação da concentração de colóides, turbidez da água.

A lei de Lambert-Beer, estabelece que a absorção é proporcional ao comprimento "l" da luz através da solução absorvente e a concentração da solução (c), isto é:

$$\frac{I}{I_0} = e^{-kcl}$$

$$c = -\frac{1}{kl} \ln \frac{I}{I_0}$$

Onde: I - intensidade da luz transmitida  
I<sub>0</sub> - intensidade da luz que entra  
k - constante de absorção, característica do sistema dado.

#### Propriedades de superfície (adsorção)

As propriedades dos colóides, muitas vezes estão relacionadas com a superfície enorme de suas partículas. Ao dividirmos determinada massa de uma substância até atingirmos o grau correspondente às partículas coloidais, aumentamos consideravelmente sua superfície total. A tabela 4, mostra o aumento da superfície total que ocorre com a subdivisão de um cubo de 1cm de lado (15). Observa-se pela tabela, que a superfície total de um cubo de 1cm de lado é de 6cm<sup>2</sup> enquanto que a superfície total de 10<sup>21</sup> cubos de 1µm de lado é de 6000m<sup>2</sup>.

A adsorção é a principal propriedade de superfície apresentada pelos colóides, e pode ser definida como sendo a tendência apresentada pelos sólidos de condensar

Lado	Número Cubos	Superfície Total
1 cm	1	6 cm <sup>2</sup>
1 mm	10 <sup>3</sup>	60 cm <sup>2</sup>
0.1 mm	10 <sup>6</sup>	600 cm <sup>2</sup>
0.01 mm	10 <sup>9</sup>	6000 cm <sup>2</sup>
1 μ	10 <sup>12</sup>	6 m <sup>2</sup>
0.1 μ	10 <sup>15</sup>	60 m <sup>2</sup>
0.01 μ	10 <sup>18</sup>	600 m <sup>2</sup>
1 mμ	10 <sup>21</sup>	6000 m <sup>2</sup>

Tabela nº 4: Aumento da superfície total que ocorre com a subdivisão de um cubo de 1 cm de lado.

na sua superfície, uma camada de qualquer gás ou líquido com o qual esteja em contato.

Devido a sua elevada superfície é lógico que os colóides apresentem fortes propriedades adsorptivas. Os colóides tem a tendência de adsorver, na fase intermediária entre sólido-líquido, moléculas, íons ou mesmo outros colóides.

O fenômeno da adsorção é exotérmico, liberta energia térmica, ao contrário o fenômeno da dissorção é endotérmico ou seja consome energia térmica, no processo.

A equação empírica de Freundlich, que é um caso especial da equação de Langmuir, estabelece o seguinte (15):

$$\frac{x}{m} = k \cdot c^{1/n}$$

Onde: k e n - são constantes empíricas.

$\frac{x}{m}$  - quantidade de material adsorvido (líquido) por unidade de peso do adsorvente (sólido).

c - concentração do líquido adsorvido no estado de equilíbrio.

Os valores de  $1/n$  estão situados entre 0 e 1, pois os valores de n são geralmente maiores que a unidade, logo a adsorção é mais eficiente a baixas concentrações.

### Propriedades eletrocinéticas

Ao submeter-se uma dispersão coloidal a um campo elétrico, observa-se que as partículas coloidais migram em direção ao polo de carga oposta, este fenômeno é chamado "eletroforese" e demonstra que as partículas coloidais possuem carga eletrostática.

A carga das partículas coloidais variam na sua grandeza com o material coloidal, geralmente é negativa mas há colóides com carga positiva.

A carga primária dos colóides produz uma for

ça repulsiva (a carga elétrica de todas as partículas de uma solução coloidal é a mesma) que impede que as partículas se agreguem ou se coagulem, de modo que elas se mantêm distribuídas no meio da dispersão. Neste particular duas forças devem ser levadas em conta.

- a) Forças Coulombicas de Repulsão
- b) Forças atrativas de Van der Waals

As forças Coulombicas de Repulsão, se desenvolvem quando duas partículas de mesma carga se aproximam. As forças Coulombicas de repulsão variam proporcionalmente com o produto de suas cargas e é inversamente proporcional ao quadrado da distância entre as cargas, logo:

$$F = \frac{q_1 \times q_2}{\epsilon l^2}$$

Onde:  $q_1$  e  $q_2$  - carga das partículas  
 $l$  - distância entre partículas  
 $\epsilon$  - constante que é igual a unidade quando as cargas atuam no vácuo. A sua intensidade será controlada pelas características da fase aquosa e da fase sólida.

As forças de Van der Waals, que são de natureza sempre atrativas e que podem existir entre partículas de carga oposta, entre partículas neutras e mesmo entre partículas de mesmo sinal, são devidas a uma multiplicidade de causas. Uma destas causas é o movimento contínuo dos elétrons em suas órbitas, que cria um campo magnético que oscila constantemente de forma bastante complexa, exercendo desta maneira influência sobre os elétrons da matéria circundante.

A força de Van der Waals é relativamente fraca, e decresce em proporção a 7ª potência da distância, sendo desta maneira raramente efetiva a mais de  $10^{-6}$  mm. A sua



grandeza é independente da carga líquida dos colóides e não varia portanto com o p.H. e com outras características da fase aquosa.

As forças de Van der Waals são grandemente responsáveis pela adsorção de moléculas ou íons nas partículas coloidais.

A carga primária dos colóides pode ser devida a 3 causas principais: renovação ou substituição isomórfica, ionização e adsorção preferencial.

a) Renovação ou substituição isomórfica-

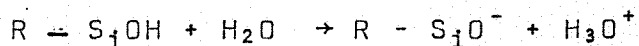
Como foi visto, ao analisarmos as argilas, a estrutura reticular dos cristais pode apresentar imperfeições e estas imperfeições podem originar a substituição de um átomo de maior valência, por um átomo de menor valência, ou vice-versa, criando desta maneira uma carga elétrica na partícula.

Por exemplo, se na estrutura reticular tetraédrica do  $S_iO_4$ , um átomo de  $S_i$  (valência + 4) é substituído por um átomo de Al (valência + 3), o cristal fica carregado negativamente, ver figura nº 8. O sinal e a grandeza da carga são neste caso independentes da característica da fase aquosa.

b) Ionização-

Há colóides naturais que possuem na superfície grupos químicos (carbóxilos, hidróxilos, etc...) que podem ionizar-se dando origem a cargas elétricas.

Uma macromolécula pode dissociar-se, com formação de anions coloidais, como por exemplo:



As partículas coloidais dos sabões e de outros detergentes, estão constituídas por conglomerados de moléculas ionizadas que conservam a carga negativa proveniente da dissociação dos grupos carboxílicos.

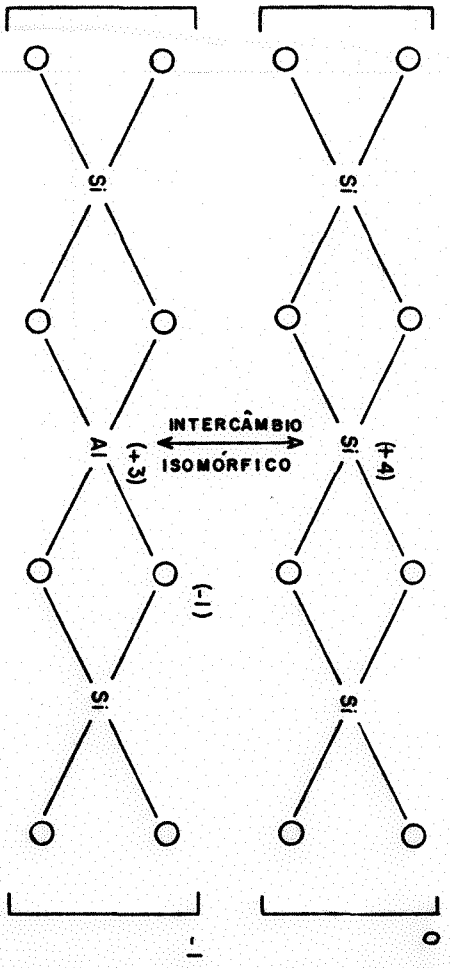


Fig.: 8

c) Adsorção preferencial.

Como já foi visto os colóides possuem enorme área superficial e conseqüentemente grandes poderes de adsorção.

A carga elétrica das partículas coloidais, pode ser devida à tendência das partículas coloidais a adsorver determinados íons existentes na solução. Neste caso a carga elétrica das partículas coloidais corresponde a dos íons adsorvidos.

Este fenômeno pode dever-se a:

- a) Forças químicas
- b) forças eletrostáticas ou elétricas

Por exemplo (15), as partículas de cloreto de prata adsorvem tanto íons  $\text{Cl}^-$  como íons  $\text{Ag}^+$ . Nos dois casos, a rede revela a sua tendência de desenvolvimento, adsorvendo íons comuns. Em presença do cloreto de sódio, as partículas de cloreto de prata, atraem íons cloreto sobre a superfície, ficando desta maneira com carga negativa; o íon sódio não é adsorvido pela rede por não formar com os íons da rede nenhum composto dificilmente solúvel ou pouco ionizado; mas as partículas de cloreto de prata, negativamente carregadas, devido a adsorção dos íons cloreto, tendem a envolver-se de íons sódio de carga oposta a das partículas. Ver figura nº 9 (14).

Em presença de nitrato de prata, as partículas de cloreto de prata, adsorvem íons prata e ficam com carga positiva e devido a esta carga positiva elas tem a tendência a envolver-se com uma camada de íons nitrato. Ver figura nº 10 (14).

Como conseqüência da adsorção preferencial de íons nas partículas é formada uma dupla camada elétrica em torno das partículas.

Os íons adsorvidos se fixam firmemente na superfície das partículas e definem a carga elétrica da partí

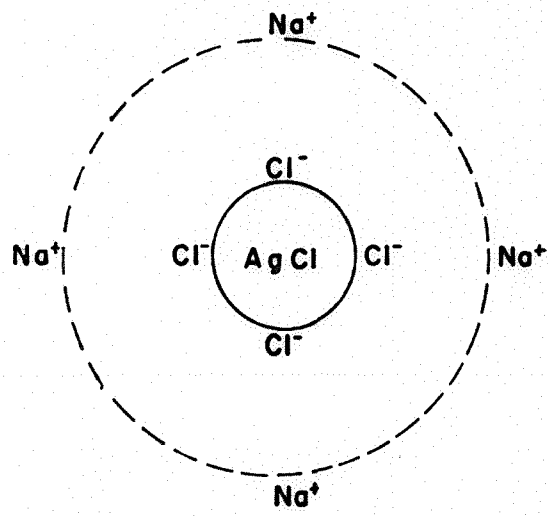


Fig. n° 9 (14)

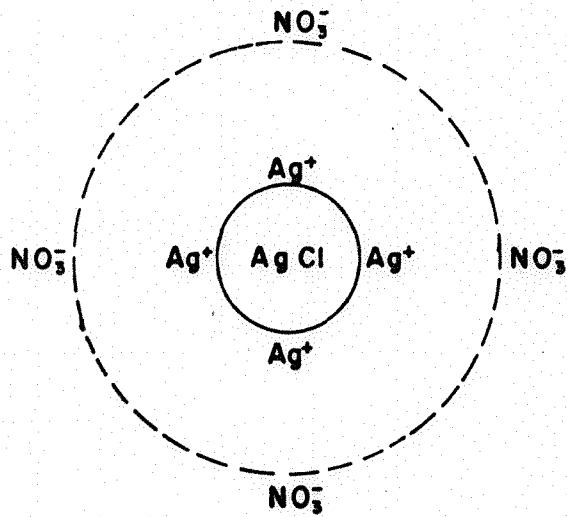


Fig. n° 10 (14)

cula. Estes íons comumente são chamados "íons determinantes do potencial".

Quando a carga do colóide é devida ao fenômeno da adsorção, o sinal e a grandeza da carga dependem em grande parte das características da fase aquosa.

#### 4.3 - Coagulação-Floculação

##### 4.3.1 - Conceituação e objetivos

A coagulação é praticada em todas as Estações de Tratamento de Água, como uma parte essencial no processo de separação de sólidos-líquidos.

A grande maioria dos processos característicos de tratamento de água incluem a coagulação, sedimentação e filtração.

A coagulação-floculação é o processo de aglomeração de pequenas partículas, partículas finamente divididas e partículas coloidais, em agregados maiores chamados "Flocos". A utilização de outro processo, para a remoção de pequenas partículas, como a sedimentação é impraticável do ponto de vista econômico e muitas vezes impossível devido às baixas velocidades de sedimentação das pequenas partículas.

O desenvolvimento que vem ocorrendo nos últimos anos, na técnica do processo da coagulação é um dos fatores mais importantes no surgimento das Estações de Tratamento de água, de alto rendimento.

Os objetivos principais da coagulação-floculação são os seguintes (13):

- Remoção da turbidez orgânica e inorgânica que não podem sedimentar rapidamente.
- Remoção da cor verdadeira e aparente.
- Eliminação de bactérias, vírus e organismos patogênicos suscetíveis de separação por coagulação.
- Destruição das algas e plancto em geral.
- Eliminação de substâncias produtoras de gosto e odor em certos casos e precipitados químicos em suspensão em outros.

Os termos "coagulação" e "floculação" são usados indiscriminadamente na descrição dos processos de remoção da turbidez da água, mas existem dois aspectos distintos e fundamentais que são distinguidos na coagulação-floculação da água.

a) Desestabilização das partículas pela redução das forças que tendem a manter as partículas separadas. Esta desestabilização é o resultado da adição de uma substância química, coagulante, a uma dispersão coloidal. A substância química adicionada faz com que as partículas entrem em contato e permaneçam unidas. Este processo é chamado "coagulação", nesta fase a mistura rápida é importante na obtenção de uma dispersão uniforme do coagulante e para aumentar a possibilidade de contato entre as partículas.

O termo "coagulação" provem do latim "coagulare", que significa unir. A coagulação consiste basicamente numa série de reações físicas e químicas entre os coagulantes, a superfície das partículas, a alcalinidade natural da água e a água mesma.

A coagulação é iniciada no instante da mistura dos coagulantes na água e o processo dura somente frações de segundo.

b) Transporte das partículas desestabilizadas no líquido, proporcionando choques entre as partículas e a formação de coágulos maiores. Este processo é chamado floculação.

O termo "floculação" também provém do latim "floculare", que significa formar floco. O floco formado, visualmente assemelha-se a uma estrutura porosa altamente fibrosa. Este processo é o resultado da ação de uma mistura suave e prolongada, a qual converte as partículas coaguladas submicroscópicas em partículas maiores, distintas e visíveis.

Os coágulos maiores, "flocos", possuem tamanho suficiente para sedimentar sob a ação da gravidade e po

dem também ser removidos pela filtração.

#### 4.3.2 - Teorias aceitas para explicar os fenômenos físicos e químicos envolvidos na coagulação

Existem duas teorias gerais que explicam os fenômenos físicos e químicos, ambas as teorias tratam da estabilidade e instabilidade dos sistemas coloidais.

##### a) Teoria física ou da dupla camada

Esta teoria salienta a importância da dupla camada elétrica que envolve as partículas coloidais, os efeitos da adsorção contra-iônica e a redução do potencial zeta na desestabilização dos sistemas coloidais;

##### b) Teoria química ou da ponte química

Esta teoria admite que os colóides são agregados de unidades de estruturas químicas, que adquirem cargas elétricas superficiais pela ionização dos grupos presentes na superfície e a desestabilização é conseguida por interações químicas entre as partículas coloidais e o coagulante.

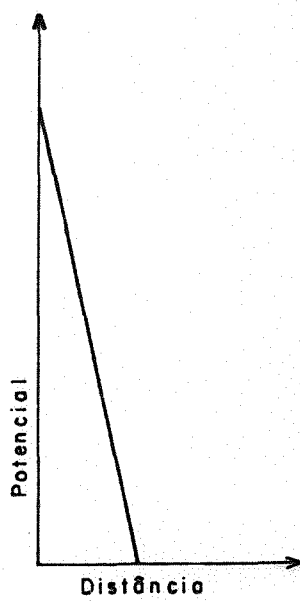
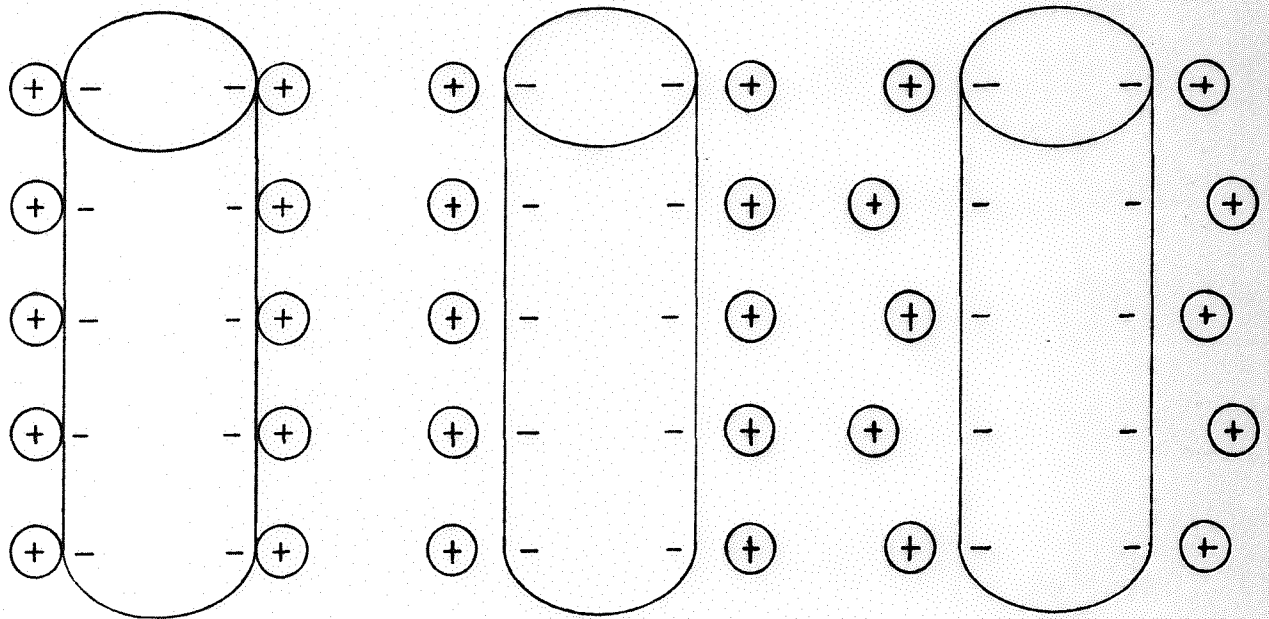
Estas duas teorias podem parecer contrárias, mas ambas devem ser empregadas na compreensão e controle da desestabilização dos sistemas coloidais.

#### 4.3.3 - Desestabilização das partículas coloidais (coagulação)

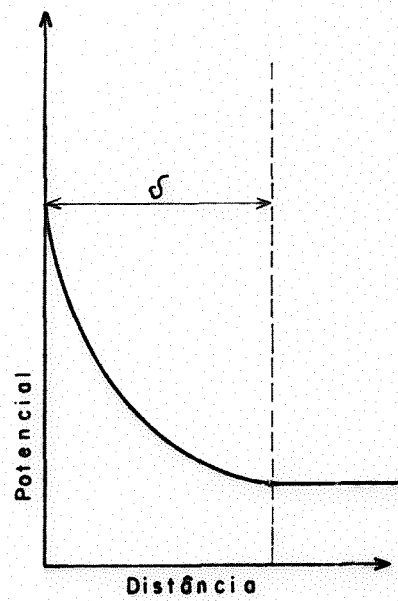
##### 4.3.3.1 - Teoria física ou da dupla camada

A teoria física explica a coagulação considerando a dupla camada elétrica que envolve as partículas coloidais e as forças eletrostáticas existentes nas partículas. Na explicação desta teoria, 3 modelos foram sucessivamente apresentados.

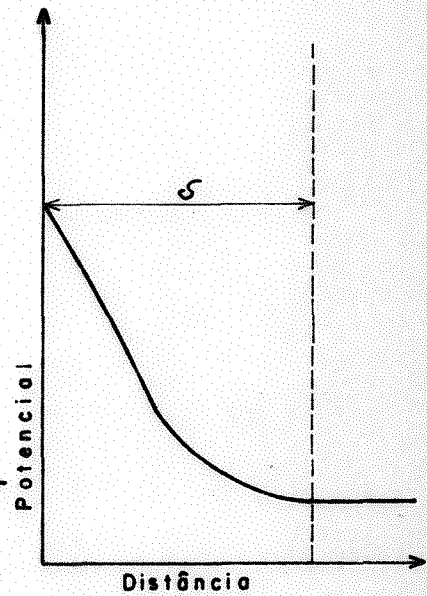




(a) HELMHOLTZ



(b) GOUY-CHAPMAN



(c) STERN

- O primeiro modelo foi proposto por Helmholtz em 1879 e analisado por Nernst, 10 anos mais tarde. O modelo supõe que o colóide atrairá tantos íons positivos do meio dispersante (água), quantos forem necessários para neutralizar sua carga. De acordo com o modelo de Helmholtz será formada uma camada aderida ao redor do colóide, na qual o potencial cai bruscamente, (figura nº 11).

- O modelo simplificado de Helmholtz foi modificado por Gouy em 1910 e por Chapman em 1913, com a introdução do conceito de camada difusa.

Gouy e Chapman demonstraram que a agitação térmica tende a separar os íons contrários da superfície do colóide, com a formação de uma camada difusa ao redor dele. Na camada difusa o potencial cai lentamente prolongando-se até uma distância ( $\delta$ ) dentro do líquido, (figura nº 11).

- Em 1924, Stern sugeriu a existência de uma dupla camada elétrica ao redor do colóide, que combinava a camada difusa de Gouy-Chapman com a camada fixa de Helmholtz. O potencial cai rapidamente na camada aderida e lentamente na camada difusa.

Neste modelo, parte dos contra-íons permanecem numa camada compacta, na superfície do colóide carregada devido a existência de fortes forças eletrostáticas enquanto que a outra parte dos íons contrários estende-se para o interior da solução e constitui a camada difusa de Gouy-Chapman. A sua espessura ( $\delta$ ) pode ser determinada praticamente, é grandemente influenciada por todas as concentrações iônicas da solução mas relativamente muito pouco pelo tamanho do colóide (18). A espessura da camada dupla, em relação ao diâmetro da partícula é extremamente pequena, normalmente da ordem de 0,01  $\mu$ .

A introdução do conceito de dupla camada faz com que as partículas coloidais não possam ser consideradas como porções distintas da matéria suspensa ou em movimento

num líquido, pois cada partícula é um complexo constituído de vários elementos acrescidos à partícula primária.

Na superfície das partículas são representados íons de carga negativa, pois geralmente nas águas naturais a carga das partículas é negativa. Cations da solução são atraídos para a superfície da partícula, mas a maiores distâncias da partícula, as forças de atração diminuem rapidamente originando uma camada difusa de íons que se estende para o interior da solução principal.

No interior da camada difusa, a uma certa distância da partícula existe um plano de cisalhamento, que representa a porção de água confinada e de íons que se movem com a partícula formando parte integral dela. O potencial no plano de cisalhamento, potencial eletrocinético ou potencial zeta é um dos fatores mais importantes na compreensão das características eletrocinéticas de um colóide e sua estabilidade.

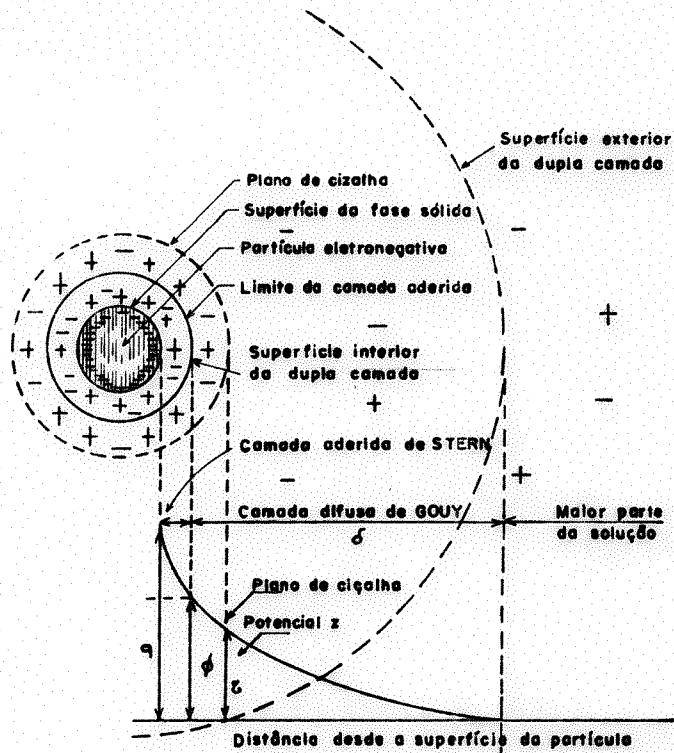
#### 4.3.3.2 - Potenciais dos colóides

Uma das consequências da dupla camada elétrica, que envolve as partículas coloidais, é o aparecimento de regiões de potencial elétrico em uma solução principal que normalmente tem o potencial zero.

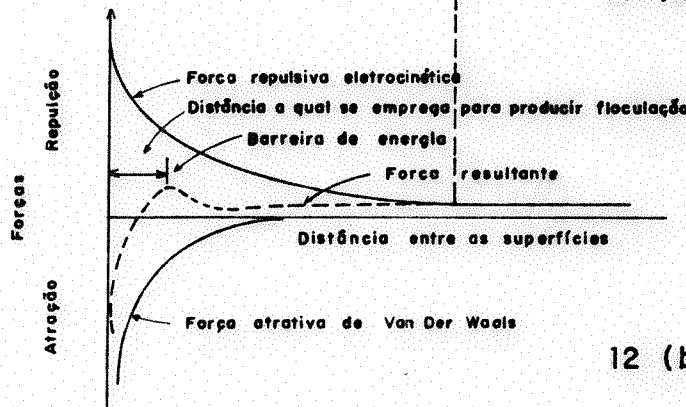
O modelo da dupla camada de Stern-Gouy, nos dá uma descrição dos vários potenciais que circundam a partícula coloidal carregada. Os potenciais aumentam acentuadamente à medida que diminui a distância da superfície do colóide. Entre os diversos potenciais devemos considerar os seguintes: (figura nº 12).

- O potencial que existe na superfície da partícula, chamado potencial total ou potencial de Nernst ( $\psi$ ).

- O potencial que existe no limite entre a camada aderida e a camada difusa, isto é no início da cama-



12 (a)



12 (b)

FIGURA Nº 12 (a): POTENCIAS DA PARTÍCULA COLOIDAL (13), (10).

FIGURA Nº 12 (b): COMPOSIÇÃO DAS FORÇAS ATRATIVAS E REPULSIVAS (13), (10).

da difusa, chamado de potencial de Stern ( $\phi$ ).

- O potencial que existe no plano de cisalhamento, plano que separa a água de hidratação da água livre, chamado de potencial zeta ( $\zeta$ ).

O potencial zeta é estudado com mais detalhes, devido à sua importância e por estar relacionado com a estabilidade da partícula. De acordo com Johnson e Alexander (13), o potencial zeta é a energia requerida para trazer uma carga unitária do infinito até o plano de cisalhamento. Stern não definiu o potencial zeta desta maneira e sim como o potencial existente no começo da camada difusa ( $\phi = \zeta$ ).

A teoria da dupla camada elétrica não é ainda uma teoria totalmente completa, mas a simplificação feita por Helmholtz, em 1879, é que permite uma melhor compreensão do fenômeno. Helmholtz simplifica o fenômeno assimilando a dupla camada elétrica a um condensador de duas cargas iguais e contrárias ( $q$ ), separadas pela distância ( $\delta$ ). O potencial do referido condensador é o potencial zeta, que de acordo com a eletrostática varia com a constante dielétrica " $D_c$ " e é expresso pela fórmula (13):

$$\zeta = 4\pi q \cdot \frac{\delta}{D_c}$$

$$q \cdot \delta = \frac{\zeta D_c}{4\pi}$$

O produto " $q \cdot \delta$ " (carga da partícula pela distância até a qual se considera efetiva) é chamado de momento elétrico do colóide e tem sido determinado experimentalmente a partir da constante dielétrica.

As medições electrocinéticas (medições do potencial zeta), medem o potencial na superfície do conjunto partícula-íons contrários que se deslocam unidos dentro do líquido quando submetidos a um campo elétrico, são feitas

por várias técnicas baseadas nos fenômenos electrocinéticos de eletroforese, electroosmose, e potencial de corrente da partícula coloidal. As diferenças entre estas técnicas foram apresentadas por Vold e Vold, da seguinte maneira: (Figura nº 13).

- Eletroforese: As partículas coloidais se movem em um campo elétrico levando parte da dupla camada consigo.

- Electroosmose: A superfície carregada se mantém parada, como por exemplo a parede de vidro da célula, a aplicação de um campo elétrico na suspensão fará com que os íons contrários perto da parede se movam arrastando com eles o líquido.

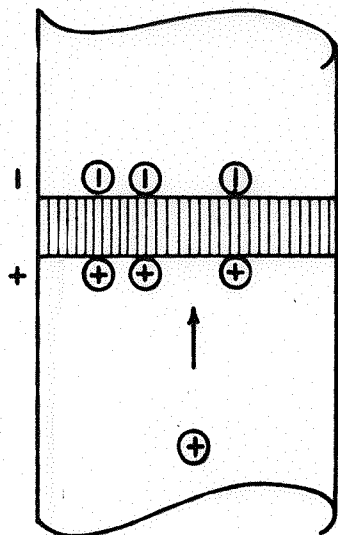
- Potencial de corrente da partícula coloidal: O líquido contendo íons contrários difundem-se através de um tampão poroso, desenvolve-se uma diferença de potencial entre os dois lados do tampão, que é o potencial de corrente.

A eletroforese é a técnica geralmente empregada na medição do potencial zeta e basicamente é feita de duas formas:

- Zetâmetro: É um aparelho que mede a velocidade de migração electroforética das partículas coloidais, quando sujeitas a uma diferença de potencial.

- Célula de Brigs

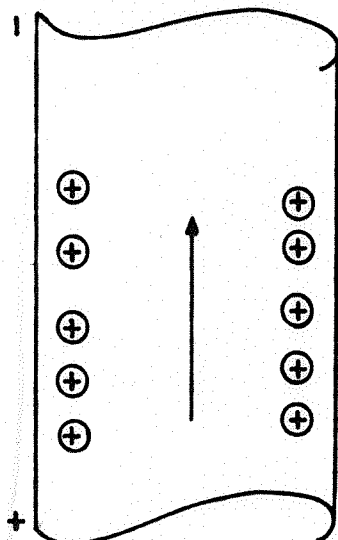
Em ambos os casos, a solução coloidal é colocada numa célula capilar com eletrodos nos extremos que é montada sobre um microscópio com retículos calibrados. Para criar uma diferença de potencial deve ser aplicada determinada corrente nos extremos. A velocidade de deslocamento das partículas, que são vistas como pontos luminosos, é observada diretamente no microscópio (esta medição deve ser feita num ponto da célula onde o movimento da água por efeitos térmicos é zero).



POTENCIAL DE CORRENTE

LIQUIDO MOVE-SE

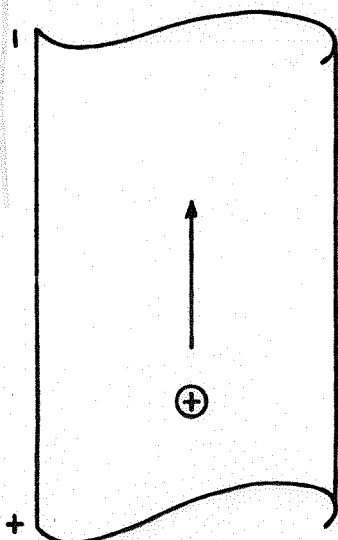
DIFERENÇA DE POTENCIAL NO TAMPÃO



ELETROOSMOSE

PARTÍCULAS PARADAS

LÍQUIDO MOVE-SE



ELETROFORESE

PARTÍCULAS MOVEM-SE

LÍQUIDO PARADO

Na conversão dos valores de velocidade eletroforética à potencial zeta podem ser aplicadas as equações de Helmholtz-Smoluchowski, Henry e Debye-Huckel, dependendo do tamanho da partícula e da concentração eletrolítica (18).

A equação de Helmholtz-Smoluchowski é a seguinte (13):

$$V = \frac{\zeta D_c}{4\pi\mu}$$

onde:  $D_c$  - constante dielétrica do líquido

$\mu$  - viscosidade do líquido

Logo:

$$\zeta = \frac{4\pi\mu V}{D_c}$$

A velocidade ( $v$ ) das partículas é expressa em microns por segundo por volt por centímetro ( $\mu/\text{seg}/v/\text{cm}$ ), dando assim simultaneamente a velocidade de translação da partícula e o gradiente de potencial do campo (13). Para um determinado líquido e uma dada temperatura,  $\frac{4\pi\mu}{D_c}$  é constante, logo:

$$\zeta = K.V$$

A relação entre o potencial de corrente ( $E$ ) e o potencial zeta é dada pela fórmula:

$$\zeta = \frac{E}{P} \cdot \frac{4\pi n K_0}{D_c}$$

onde:  $P$  - diferença de pressão da coluna granular

$n$  - viscosidade cinemática

$D_c$  - constante dielétrica

$K_0$  - condutividade do eletrólito



Uma técnica promissora e importante para a determinação do ponto isoelétrico ( $\zeta=0$ ) de um sistema coloidal foi desenvolvida por Kawamura e Tanaka, no Japão. Esta determinação é feita por meio de uma simples titulação química da amostra, e baseia-se no fato dos colóides negativos poderem reacionar estequiometricamente com os colóides positivos. Desta forma na presença de um indicador adequado, pode-se titular uns colóides com os outros.

A vantagem da técnica de titulação estequiométrica está no fato das partículas de floco ou mesmo as partículas de cor serem sujeitas à medições de carga, antes de crescerem a ponto de serem visíveis microscopicamente.

Este processo envolve a titulação estequiométrica entre o colóide positivo (Methyl Glycol Chitosan) e um colóide negativo (potassium polyvinyl alcohol sulfate), usando toluidine blue como indicador (19).

#### 4.3.3.3 - Fatores de estabilidade e instabilidade dos sistemas coloidais

A estabilidade das suspensões coloidais é a propriedade pela qual as partículas coloidais permanecem dispersas, mesmo com o passar do tempo.

A instabilidade das suspensões coloidais descreve a tendência das partículas em unirem-se ao ocorrer contato entre elas (coagulação).

Devido ao fato da desestabilização das partículas coloidais (coagulação) estar diretamente ligada a instabilidade e estabilidade das partículas coloidais, torna-se importante levar em consideração as forças que causam a estabilidade e instabilidade dos sistemas coloidais.

##### - Forças de Estabilidade

Os fenômenos de hidratação superficial nos colóides hidrófilos (moléculas d'água são atraídas para a superfície das partículas e atuam como uma barreira ao con-

tato entre as partículas) e o fenômeno da dupla camada elétrica, em grande parte, nos colóides hidrófobos são as forças que contribuem para a estabilidade das suspensões coloidais (18).

#### - Forças de Instabilidade

Um dos fatores muito importante na instabilidade das partículas coloidais é o Movimento Browniano, pelo aumento da probabilidade de colisões entre as partículas. O movimento Browniano torna-se um fator insignificante para as partículas maiores ( $\phi > 100 \text{ m}\mu$ ), (18).

Outra força que contribui na instabilidade das suspensões coloidais é a força atrativa de Van der Waals, se as forças de repulsão entre as partículas forem reduzidas, de tal maneira que hajam contatos entre as partículas, as forças de Van der Waals farão com que as partículas se unam umas às outras ocasionando uma progressiva aglomeração de partículas.

Em 1936, Hamaker desenvolveu uma teoria sobre a instabilidade dos colóides hidrófobos (13). Segundo esta teoria a estabilidade dos colóides hidrófobos depende da ação combinada das forças coulombicas de repulsão, devido a carga das partículas e das forças atrativas de Van der Waals.

As forças atrativas de Van der Waals, geralmente atuam a uma distância muito menor do que as forças repulsivas, devendo-se aproximar as partículas para haver a agregação.

Compondo as forças atrativas e as forças repulsivas, obteremos uma força resultante que apresenta um pico, chamado "barreira de energia" (figura 12). Para ocorrer a coagulação (floculação dos colóides) é necessário que as partículas se aproximem a uma distância menor do que "L", distância do centro do colóide até a barreira de energia. A situação da barreira de energia varia com o p.H.

Ao diminuir o potencial zeta até alcançar o ponto isoelétrico ( $\zeta=0$ ), as partículas se aproximam a uma distância menor do que "L"; dependendo das características dos diversos tipos de íons contrários envolvidos no sistema coloidal, o potencial zeta de repulsão das partículas pode ser reduzido de duas maneiras:

- Por neutralização da carga q
- Por compressão da espessura da dupla camada, pelo aumento da concentração de íons. Os íons particulares que produzem este efeito são de sinal contrário ao da carga elétrica que atua sobre o colóide, os íons de carga dupla ou tripla são mais eficazes que os íons de carga simples.

Coagulação por neutralização da carga (mecanismo de interação da superfície específica).

De acordo com Mackerle (13), a coagulação por neutralização da carga dos colóides hidrófobos, pode ser conseguida de duas maneiras:

- Por troca da concentração dos íons que determinam o potencial do colóide.
- Por adsorção específica de íons contrários aos íons determinantes do potencial, na superfície das partículas. Estes íons são capazes de substituir os íons determinantes do potencial na camada de Stern.

Coagulação por compressão da dupla camada (mecanismo de interação da dupla camada).

Ao aumentar a concentração do eletrólito são incorporados íons contrários na camada difusa (camada de Gouy-Chapman), ocasionando a redução da espessura da dupla camada e a diminuição da grandeza das forças repulsivas, permitindo a eliminação da barreira de energia, com o objetivo de aproximar as partículas de tal maneira que as forças atrativas de Van der Waal as mantenham unidas.

A adição de um sal neutro não troca o potencial do colóide mas altera a forma da curva das forças cou-

lombicas de repulsão, diminuindo a distância até a qual são efetivas.

Não existe uma linha de separação precisa entre os dois mecanismos de coagulação, podendo os mesmos atuarem simultaneamente. A redução da espessura da dupla camada, entretanto, é mais importante que a redução do potencial zeta até o ponto isoelétrico ( $\zeta=0$ ).

Schultze e Hardy afirmaram que a coagulação é causada por íons que possuem cargas opostas àquela das partículas coloidais e a concentração de eletrólitos necessária para realizar a coagulação depende da carga dos íons (13). Segundo a lei de Schultze-Hardy, "a precipitação de um colóide é realizada pelo íon do eletrólito acrescentado que possui carga oposta à das partículas coloidais e seu poder de coagulação aumenta com a sua valência", um íon bivalente é aproximadamente 30 a 60 vezes mais eficiente que um íon monovalente (3).

Após a compreensão do modelo físico da coagulação, pode-se enumerar os seguintes princípios (13):

a) Existe uma concentração crítica de coagulação (c.c.c.), que deve ser alcançada quando os colóides diminuem o seu potencial até o ponto isoelétrico ( $\zeta=0$ ).

b) A c.c.c. deve ser independente da concentração de sólidos floculáveis da água. A concentração de eletrólitos necessária para realizar a coagulação depende da carga dos íons e seu poder de coagulação aumenta com a valência, de acordo com a lei de Shultze-Hardy, logo não deve existir uma relação quantitativa (estequiométrica) entre a quantidade de coagulante e a turbidez da água.

c) Os colóides adsorvem íons contrários de acordo com a sua carga primária, logo o excesso de coagulante (sobredose) não pode produzir instabilização das partículas.

Atualmente tem-se observado que os princípios resultantes do modelo físico não são tão precisos. A concen

tração crítica de coagulação é alcançada com valores próximos ao ponto isoelétrico, mas não necessariamente no ponto isoelétrico ( $\zeta=0$ ), à medida que o potencial zeta tende para zero, a coagulação é possível mesmo antes da neutralidade elétrica. A uma maior turbidez, mesmo que nem sempre, se requer uma maior quantidade de coagulante. O excesso de coagu<sup>l</sup>antes faz com que a coagulação não se realize ou se realize incompletamente devido a reestabilização dos colóides.

Devido ao fato do modelo físico não poder explicar totalmente o fenômeno da coagulação é que muitos autores recorrem a um modelo químico.

#### 4.3.3.4 - Teoria química (modelo da ponte química)

O modelo químico admite que a carga primária dos colóides é resultante da ionização direta dos grupos químicos presentes na superfície (hidroxílos, carboxílos, fosfatos ou sulfatos) e que a desestabilização é conseguida pela reação destes grupos com os íons metálicos polivalentes acrescentados com os coagulantes.

Ao contrário do modelo físico (interpreta a desestabilização exclusivamente em termos de adsorção de íons contrários na dupla camada), no modelo químico o efeito desestabilizante de certos íons é interpretado mais em termos de interações químicas.

A repulsão eletrostática pode diminuir mas não necessariamente eliminar a adsorção de um íon na superfície de um eletrodo que possui carga similar, logo a contribuição química de adsorção pode as vezes ser maior que a contribuição eletrostática (13).

Devido ao fato do modelo da dupla camada não explicar a desestabilização dos colóides, produzida pelos compostos poliméricos que se formam na coagulação ou por polímeros como os polieletrólitos, é que La Mer propôs a teoria da ponte química (13). A teoria supõe que as moléculas

do polímero liguem-se às superfícies das partículas em suspensão em um ou mais pontos, e que o restante da longa cadeia fique estendida na água, sendo capaz de se adsorver numa outra partícula em suspensão ao ser feito o contato. A formação de pontes químicas entre partículas é que permite o seu aumento de tamanho e produz sua eventual precipitação.

A fração de lugares cobertos em uma superfície dada pode ser obtida da seguinte maneira (13):

$$\theta = \frac{\beta (P_0 - P) N}{S \cdot S_0}$$

onde:  $\beta$  = nº de segmentos adsorvidos por molécula

$S$  = nº de lugares de adsorção por unidade de área

$S_0$  = área superficial dos colóides

$P_0$  = concentração de polímeros acrescentada

$P$  = concentração residual de polímeros depois da adsorção

$N$  = nº de avogadro

A probabilidade de flocular dos colóides é proporcional a fração de superfície coberta ( $\theta$ ) pelo polímero e a fração de superfície não coberta ( $1-\theta$ ), logo a taxa de formação do floco  $\frac{dn_0}{dt}$  ( taxa de diminuição das partículas sem flocular) é igual a (13):

$$\frac{-dn_0}{dt} = K_1 n_0^2 \theta (1-\theta)$$

onde:  $n_0$  = nº de partículas primárias sem flocular

Da equação acima podem ser tiradas as seguintes conclusões:

a) Se todos os pontos de adsorção estiverem

ocupados pelo polímero ( $\theta=1$ ), a formação de pontes será im possível e a taxa de formação do floco se aproxima de zero.

b) Se os pontos de adsorção não estiverem ocupados pelo polímero ( $\theta=0$ ), a formação de pontes entre partículas adjacentes será reduzida, o floco desintegra-se espontaneamente por não resistir às forças de cisalhamento e a taxa de formação do floco se aproxima também de zero.

c) A taxa máxima de floculação é obtida quando metade da superfície das partículas está coberta pelo polímero ( $\theta=0,5$ ). O floco nestas condições possui a máxima estabilidade. Contudo, esta conclusão nunca foi comprovada experimentalmente (18). Do trabalho de Black e colaboradores (18), a respeito de interações de argila e polímeros, concluiu-se que deve haver uma quantidade suficiente de polímeros adsorvidos sobre a superfície de argila, para ligar as partículas de argila, mas não existem motivos para pressupor que a desestabilização máxima ocorra quando uma fração específica da superfície das partículas tenha sido coberta com moléculas de polímero. Existem outros fatores como a concentração de partículas, forças repulsivas entre partículas, força iônica de solução, configuração do polímero e a intensidade e duração da mistura, que são muitas vezes mais importantes que o parâmetro( $\theta$ )na determinação das condições ótimas de floculação.

Estas conclusões explicam o fato da coagulação ser fraca ou não produzir-se quando é adicionado polímero em excesso à água, pois neste caso todos os lugares de adsorção podem ficar cobertos ( $\theta=1$ ), reestabilizando as partículas sem que tal fato, no entanto, signifique reversão do potencial zeta.

Um fato que pode também ocasionar a estabilização, dentro de determinadas condições, de uma suspensão já desestabilizada é a agitação violenta que pode ocasionar cobertura completa das partículas pelo polímero.

O modelo químico, mesmo desconsiderando o efeito das cargas elétricas explica além da sobre-dose a estequiometria que existe entre a quantidade de colóides e a quantidade de coagulantes adicionados. O modelo explica também, o fato de em certos casos obter-se ótima coagulação com polímeros com carga similar a dos colóides.

Apesar da coagulação das partículas coloidais por sais de ferro e alumínio não ser explicada completamente pelos dois modelos (físico e químico), na compreensão do processo é indispensável a compreensão dos modelos.

#### 4.4 - Fases da coagulação

Um dos motivos para a não explicação da totalidade do processo da coagulação, pelos dois modelos, é o fato de na prática, além dos fatores químicos e eletrostáticos, os aspectos pericinetos e ortocinéticos devem ser considerados, pois são os responsáveis pela homogeneização dos coagulantes na massa d'água. A concentração dos coagulantes não sendo uniforme na massa d'água, as reações apresentarão características diferentes, nos vários pontos no interior do líquido.

Outro fator que deve ser levado em conta é que ao falar-se em carga eletrostática das partículas em suspensão, o que é considerado é a carga média das partículas, visto que cada partícula possui uma carga distinta. Além disso, devem ser distinguidos dois tipos de colóides (13):

- Os colóides existentes na solução
- Os colóides que são formados ao misturarmos o coagulante na água.

De acordo com esta distinção, a coagulação pode ser considerada, como desenvolvendo-se em cinco fases consecutivas ou simultâneas, a saber (13):

- Hidrólise dos coagulantes e desestabilização das partículas da solução (1ª fase).



- Precipitação e formação de compostos químicos que se polimerizam (2ª fase).

- Adsorção das cadeias poliméricas na superfície dos colóides (3ª fase).

- Adsorção mútua entre colóides (4ª fase).

- Ação de varredura (5ª fase).

O coagulante ao ser agregado à água hidrolisa-se (reaciona com as moléculas de água), e pode produzir a desestabilização das partículas. A desestabilização das partículas pode dar-se por simples adsorção específica dos produtos de hidrólise, geralmente de carga positiva, na dupla camada que rodeia os colóides negativamente carregados (compressão da dupla camada e neutralização das cargas), ou por interações químicas com os grupos ionizáveis da superfície das partículas.

Os produtos de hidrólise dos coagulantes sofrem reações de polimerização, se ligam uns com os outros para formar grandes moléculas, transformando-se em largas cadeias tridimensionais com extremos ativos.

As cadeias com extremos ativos, podem ser adsorvidas nos lugares vagos de adsorção dos colóides existentes na solução, ficando os extremos espalhados na água.

Os extremos podem se aderir a outros colóides, que possuam também lugares vagos, formando massas esponjosas de partículas, ligadas por cadeias poliméricas.

As massas esponjosas, coágulos, ao sedimentar atraem novas partículas (efeito de varredura). O aparecimento de hidróxidos metálicos insolúveis, podem por si só produzir o efeito de varredura durante a precipitação.

Deve-se observar que esta sub-divisão do processo da coagulação em fases, é uma maneira de simplificar o processo, mas as fases não são obrigatórias e nem sempre são ordenadas desta maneira. Quando se agregam polieletrólitos à água, a primeira e terceira fase podem ocorrer.

rer simultaneamente, a causa da desestabilização das partículas pode ser a adsorção das cadeias poliméricas agregadas com os polieletrólitos.

Os polímeros orgânicos ou sintéticos (já estão formados quando são agregados à água), são mais efetivos como aglutinantes para ligar partículas, que os polímeros formados pelos coagulantes metálicos.

Pode ocorrer também a coagulação mútua entre colóides, um colóide adsorve o outro de carga contrária sem elemento de ligação.

Estas diversas reações que ocorrem, dependem de vários fatores, tais como, alcalinidade da água, p.H. e temperatura.

## 5. Remoção da turbidez

Como já foi visto anteriormente, a turbidez em águas superficiais é constituída, em grande parte, por argila e outros minerais.

Dos estudos de Langelier (1952) e Mackrle (1962), a aplicação de uma dose crescente de coagulante, em águas que contêm partículas produtoras de turbidez, geralmente argilas, pode ser caracterizada da seguinte maneira: (figura nº 14).

Zona I: dose de coagulante insuficiente para desestabilizar as partículas, não se produz coagulação.

Zona II: ao aumentar a dose de coagulante, produz-se uma rápida aglutinação dos colóides.

Zona III: aumentando mais a dose, não se produz boa coagulação, pois os colóides se reestabilizam.

Zona IV: aumentando ainda mais a dose até produzir uma super saturação, produz-se novamente uma rápida precipitação dos coagulantes, arrastando durante a sua sedimentação partículas de turbidez (efeito de varredura).

Um fator importante na remoção da turbidez é o p.H. da água. A figura nº 15, apresenta a coagulação de  $\text{SiO}_2$  por alume em águas com dois p.H. diferentes.

A concentração de colóides é outro fator importante na remoção da turbidez. Quando o coagulante é o sulfato de alumínio, o qual polimeriza-se a certos valores de p.H., a relação entre a concentração de colóides e a dose de coagulante, segundo Stumm e O'Melia, pode ser expressa como na figura nº 16.

De acordo com a figura, verifica-se que a água possui dois comportamentos distintos, conforme possua baixa ou alta turbidez.

Quando a água apresenta baixa turbidez (AB), necessita-se grande quantidade de coagulante para iniciar

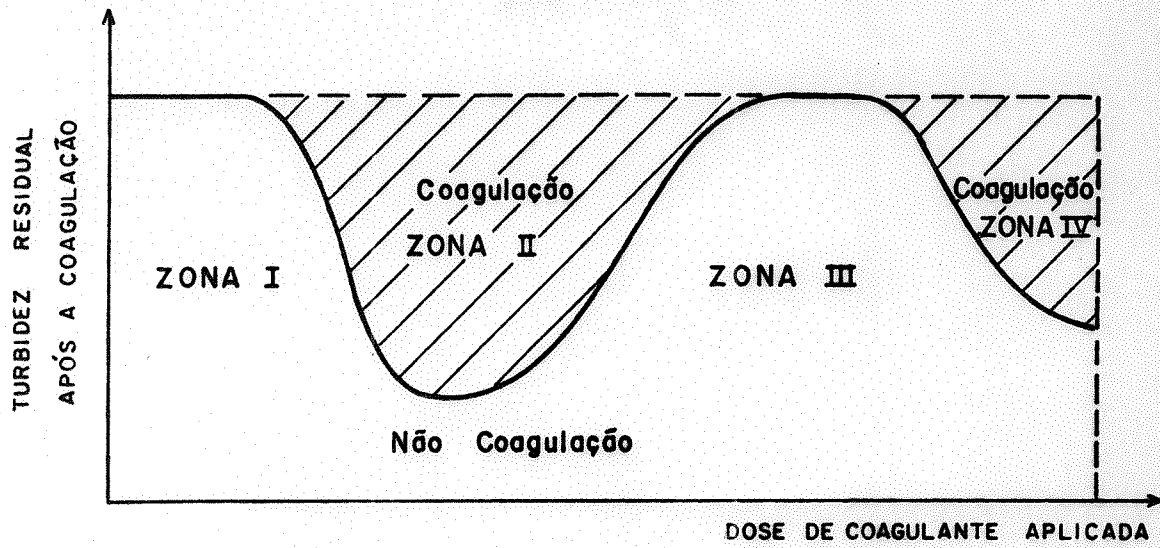


FIGURA Nº 14: REMOÇÃO DA TURBIDEZ, (13).

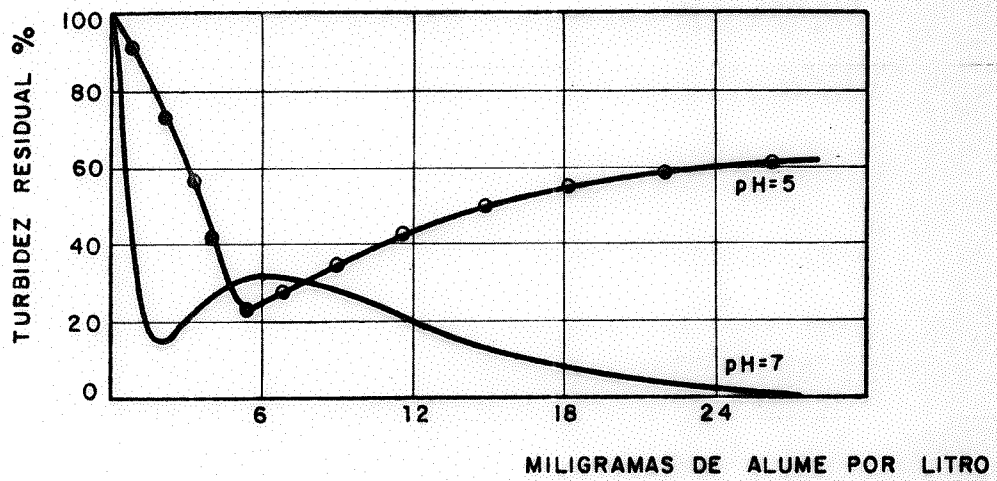


FIG.: Nº 15: COAGULAÇÃO DE  $SiO_2$  COM ALUME A DIFERENTES pH. (13)

a precipitação, e a medida que aumenta a concentração de partículas diminui a quantidade de coagulante. Contudo, quando a turbidez da água é alta (CD), existe uma relação estequiométrica entre a dose de coagulante aplicada e a quantidade de partículas suspensas, isto é, para uma maior concentração de colóides uma maior quantidade de coagulante é necessária para iniciar a coagulação.

A explicação para este duplo comportamento da água é que no primeiro caso, a coagulação é produzida principalmente pela precipitação dos hidróxidos metálicos,  $Al(OH)_3$  e  $Fe(OH)_3$ , resultantes da reação dos coagulantes com a alcalinidade da água e que ao descerem arrastam as partículas (efeito de varredura); no segundo caso, a coagulação é produzida pela adsorção dos produtos de hidrólise ou polímeros na superfície das partículas de turbidez, o que ocasiona uma relação estequiométrica entre a superfície dos colóides e a quantidade de coagulante adicionada. Esta reação para se completar, requer geralmente, uma menor quantidade de coagulante e um maior tempo.

As suspensões concentradas dificilmente se reestabilizam mesmo com a aplicação de grandes doses de coagulante, o que pode ser verificado na figura nº 17. Na mesma figura pode-se observar a dependência que existe entre a superfície do colóide e a quantidade de coagulante férrico necessária para desestabilizá-la.

Do que já foi exposto, conclui-se que o tipo de água, caracteriza um comportamento diferente na coagulação. Utilizando-se os quatro tipos de águas, considerados por O'Melia, pode ser elaborada uma tabela que classifica as suspensões de acordo com o seu comportamento na coagulação (tabela nº 5).

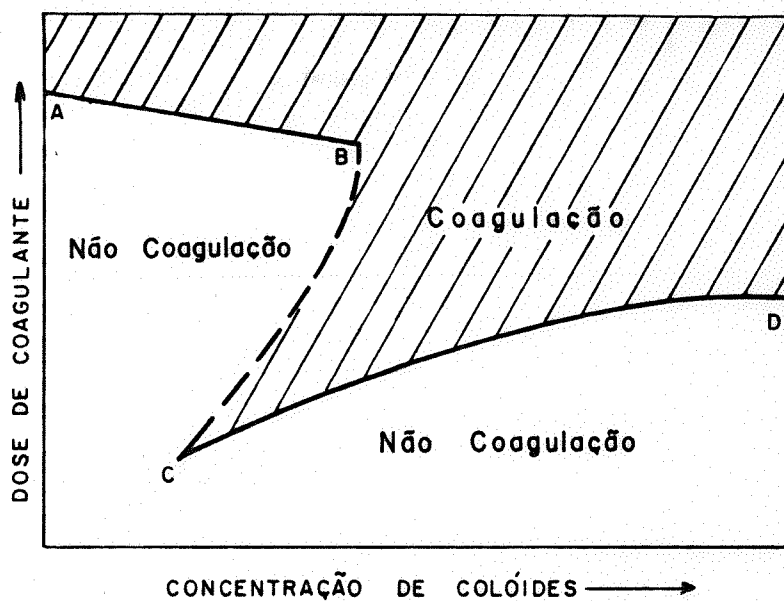


FIGURA Nº 16: RELAÇÃO ENTRE DOSE DE SULF. DE ALUMÍNIO E CONC. DE COLÓIDES (13)

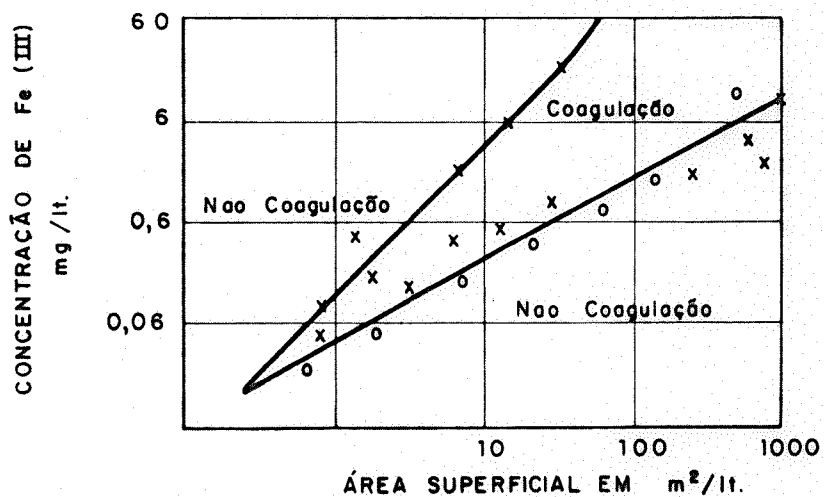


FIGURA Nº 17: COAGULAÇÃO DE SiO<sub>2</sub> COM SAL FÉRRICO. (13)

Tipo de Água	Coagulação Produzida por	Forma de Coagulação Requerida
Baixa concentração de colóides, baixa alcalinidade	Formação de precipitado Floco de varredura	Alta dose de coagulante Adição de alcalinidade ou partículas, ou ambas.
Baixa concentração de colóides, alta alcalinidade	Formação de precipitado Floco de varredura	Alta dose de coagulante Adição de partículas
Alta concentração de colóides, baixa alcalinidade	Adsorção de polímeros metálicos positivos na superfície dos colóides (p.H. de 4.0 a 7.0)	Dose de coagulante aumenta com a concentração de partículas. Adição de alcalinidade.
Alta concentração de colóides, alta alcalinidade	Adsorção de polímeros metálicos positivos e precipitação de hidróxidos (p.H. > 7.0)	Dose de coagulante aumenta com a concentração de partículas.

Tabela nº 5: Classificação das dispersões de acordo com o seu comportamento na coagulação (13).

## 6. Remoção da cor

Mesmo após numerosas e contínuas tentativas para definir a natureza da cor da água, ainda existem discrepâncias entre os investigadores quanto a certos aspectos fundamentais da natureza da cor.

A cor da água, contudo tem sido atribuída as chamadas "substâncias húmicas". Este termo é bastante genérico e cobre uma ampla variedade de compostos químicos não definidos, de variável peso molecular (variam de 800 até 50000) que caracteriza a cor como variando desde solução verdadeira (pesos moleculares inferiores) até partículas coloidais (pesos moleculares mais elevados), tem sua origem na decomposição da matéria orgânica e possuem definida afinidade pela água.

As substâncias húmicas são classificadas em: carvão húmico, ácido fúlvico, ácido himatomelanico e ácido húmico. O ácido fúlvico é a fração mais solúvel e predominante (75% a 85%) nos ácidos orgânicos totais (19).

As partículas de cor possuem tamanhos extremamente pequenos e significativamente menores do que as partículas de argila ( $1\mu$ ). Estudos realizados por Black e Christman indicaram que 90% das partículas possuem dimensões maiores que  $3,5\mu$  e 10% possuem dimensões maiores que  $10\mu$ , isto nos indica que o tamanho das partículas de cor está muito perto do limite entre dispersão coloidal e solução verdadeira (13).

Existem diversas comprovações que indicam que as partículas de cor, normalmente existentes nas águas naturais, são eletronegativas e mantêm-se em suspensão devido as forças coulombicas de repulsão.

As características das partículas de cor, tais como pequeno tamanho, natureza hidrófila e carga negativa bem como a natureza da cor é que distinguem o mecanismo de remoção da cor, do mecanismo de remoção da turbidez.



Outra característica da cor é a diminuição de intensidade com o p.H., fenômeno que pode ser observado na vida diária, quando se coloca limão no chá. Dos estudos de Black e Christman foi retirada a tabela nº 6, que nos dá a variação da cor com o p.H.

As características de remoção da cor pela coagulação indicam que o mecanismo é inteiramente diferente daquele usado para a remoção da turbidez. Existem muitos fatores que influenciam a extensão da remoção da cor orgânica da água.

A escolha do coagulante para a remoção da cor é baseada geralmente na preferência individual e econômica, porém é limitada a sais de alumínio e ferro.

Os íons efetivos são  $Al^{+3}$  e  $Fe^{+3}$  e seus produtos de hidrólise, embora os anions como tem sido mostrado exercem certa influência.

Desde 1914, com o primeiro trabalho feito por Hale, ficou evidenciado que a coagulação ótima ocorria a um valor de p.H. relativamente baixo. Miller (19) mostrou que era possível uma boa coagulação com o alume, a valores de p.H. tão baixo como 4,4 e tão alto como 6,9, contudo na prática a variação é de 5,0 a 6,0. Para os sais de ferro (III) Hedgepeth, Olsen e Olsen demonstraram boa coagulação com p.H. na faixa de 3,8 a 4,7, embora na prática a faixa de p.H. é de 3,2 a 4,5 (19).

Um excesso de coagulante ou um ácido como  $H_2SO_4$  pode ser utilizado para reduzir o p.H. à faixa ótima, sendo a escolha geralmente baseada em aspectos econômicos.

As curvas da figura nº 18, tirada dos estudos de Black e colaboradores, relaciona a mobilidade eletroforética, o p.H. e a cor remanescente para dois tipos de águas (13). Na figura a linha pontilhada descreve a mobilidade eletroforética, a linha cheia a cor remanescente e o p.H. está indicado em cada curva.

De acordo com a figura várias generalizações podem ser feitas:

Tabela nº 6: Variação da cor com o p.H. (13)

Amostra de água	Unidades de cor		Aumento da cor a p.H.10 sobre a cor a p.H. 2(%)
	a p.H. 2.0	a p.H. 10	
A	100	270	67
B	237	412	74
C	102	182	78
D	71	130	83
E	50	82	64
F	54	82	62
G	190	290	73
H	42	86	105
I	330	440	30
J	150	265	77

- A remoção satisfatória de cor pode ser obtida com mobilidade positiva das partículas, isto é, a coagulação ótima não se produz necessariamente no ponto isoelétrico.

- O p.H. ótimo para coagular a cor é geralmente mais baixo (3,5 a 6,0) do que o p.H. para a remoção da turbidez (6,0 a 7,0).

- A cor remanescente varia de forma mais acentuada ao variarmos o p.H., do que quando se desestabiliza a turbidez. Ao aumentar o p.H. se fixa a cor.

Os estudos de Black e colaboradores mostraram que a escolha do p.H. ótimo e a mínima dose de coagulante é uma função da água bruta. A figura nº 19, nos mostra a acentuada relação estequiométrica existente entre a quantidade de cor e a quantidade de coagulante, a dosagem do coagulante depende muito da concentração inicial da cor ao contrário do pequeno aumento necessário para maiores concentrações de turbidez.

Maulding e Harris (19), mostraram que o p.H. ótimo muda significativamente com a temperatura. O p.H. ótimo para coagulação de uma água altamente colorida diminui de 4,1 a 3°C para 3.35 a 42°C.

A maioria das estações de tratamento de água removem a cor orgânica de águas de superfície macias e com baixa turbidez, o que de acordo com o que foi visto é benéfico. A presença da turbidez complicaria o problema, pois o p.H. ótimo para a sua remoção é mais elevado, contudo tem-se observado que aumentando a dosagem de coagulante acima do mínimo exigido no p.H. ótimo vai resultar uma boa remoção da cor a valores de p.H. mais elevados onde também a turbidez é removida.

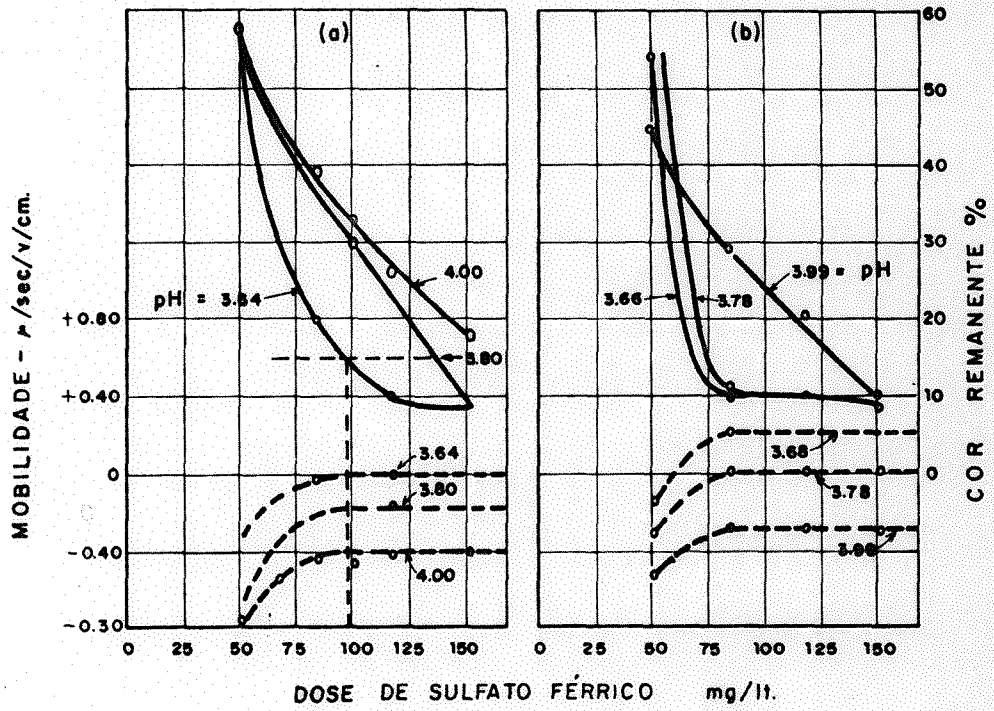


FIGURA Nº 18: EFEITO DO SULFATO FERRICO NA COAGULACAO DAS AGUAS B e C O pH CONSTANTE (SEGUNDO BLACK)

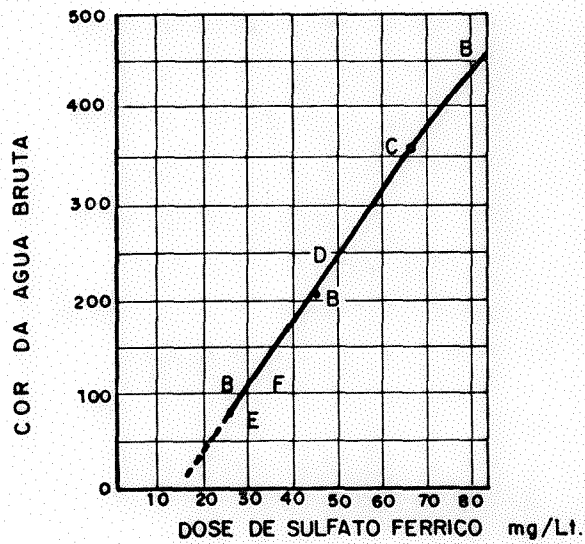


FIGURA Nº 19: MINIMA DOSE SULFATO FERRICO EM FUNCAO DA COR DA AGUA BRUTA.

## 7. - Remoção de Virus

Os virus de origem humana e não humana podem estar presentes na água bruta e devem ser removidos, para que a água não apresente perigo ao consumo público.

Segundo Mosley (22), no mínimo 30 entre 50 relatórios publicados sobre epidemias de hepatite infecciosa confirmaram a transmissão destes virus por via hídrica. Os estudos realizados alertam a possibilidade de surtos epidêmicos de hepatite, quando há contaminação maciça da água bruta, que é utilizada para fins de abastecimento mesmo que seja tratada pelos métodos convencionais e que os testes bacteriológicos sejam negativos.

Os processos convencionais de tratamento de água parecem remover ou destruir os virus da água, dentro de certos limites. Contudo os limites de eficiência dos processos, na remoção de virus e sua inativação, ainda estão sendo investigados.

Tem sido realizados uma série de estudos, para a determinação da eficiência do processo de coagulação e floculação, na remoção de virus; remoções que vão desde 25% até 99,9% já foram relatadas.

Apesar do processo de floculação e coagulação química ser utilizado a vários anos, o mecanismo de remoção de virus por este processo unitário, só foi comprovado recentemente. Ocorre uma interação primária e instantânea entre o revestimento de proteína do virus e o íon de alumínio, o que possivelmente resulta na formação de complexos coordenados entre o alumínio e os grupos carboxílicos do revestimento de proteína do virus.

Chang e colaboradores (23), investigaram a remoção de virus através de dois estágios de floculação da água bruta do rio Ohio, utilizando como coagulante no 1º estágio o sulfato de alumínio e no 2º estágio o cloreto férrico, a diversos p.H., diferentes dosagens e diversos graus

de agitação. A percentagem de remoção do vírus, segundo verificou-se, é uma função da dose de coagulante abaixo do limite superior da "zona de floculação".

Robeck e colaboradores (22) também observaram que aumentando a dosagem de alume, a remoção do vírus aumenta até 99%.

As figuras nº 20 e nº 21, mostram os resultados dos estudos realizados com dois vírus Bacteriófagos: T<sub>4</sub> e MS2 (22).

O coagulante utilizado foi o sulfato de alumínio, Al<sub>2</sub> (SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> 18H<sub>2</sub>O.

Deve ser observado que a remoção do vírus foi muito semelhante a remoção da turbidez.

A maior remoção do bacteriófago T<sub>4</sub> foi de 98%, a dosagem ótima de sulfato de alumínio, tanto para a remoção do vírus como da turbidez foi de 40 mg/l a 50 mg/l e o valor do p.H. ótimo foi o mais baixo p.H. estudado (5.24).

A maior remoção do bacteriófago MS2 foi de 99,9%, a dosagem ótima de sulfato de alumínio foi de 40mg/l a 50 mg/l e o p.H. ótimo foi 6.0.

A figura nº 22, mostra os resultados dos estudos realizados com o vírus bacteriófago MS2 (23). O coagulante utilizado neste caso foi o cloreto férrico. O padrão da remoção do vírus assemelha-se muito ao padrão de remoção de turbidez.

A maior remoção obtida foi de 99,5%, a dosagem ótima de cloreto férrico, tanto para a remoção do vírus como da turbidez foi de 50 mg/l a 60 mg/l e o valor do p.H. ótimo foi o mais baixo p.H. estudado (5.00).

Deve-se observar que a eficiência da coagulação e floculação com cloreto férrico na remoção do bacteriófago MS2 é comparável a coagulação e floculação com sulfato de alumínio, com exceção do p.H. ótimo que foi de 5.0 em contraste com o 6.0 encontrado para o sulfato de alumínio.

Como pode observar-se, foi obtida uma magnífica percentagem de remoção. Contudo, existem estudos que

**REMOÇÃO DO BACTERIÓFAGO T4  
E  
TURBIDEZ DE ARGILA POR COAGULAÇÃO E FLOCULAÇÃO**

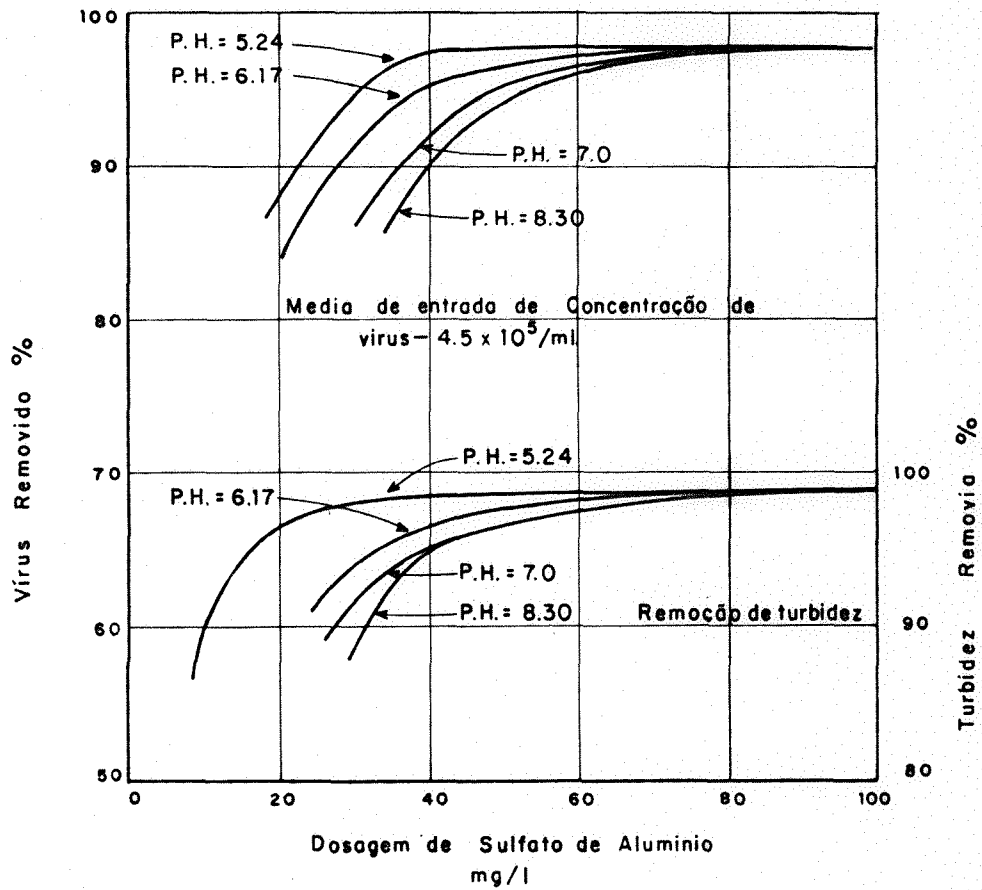


Fig. 20

REMOÇÃO DO BACTERIÓFAGO MS 2 POR COAGULAÇÃO E FLOCULAÇÃO  
(Média de entrada de Concentração de Virus -  $3.9 \times 10^6$  /ml)

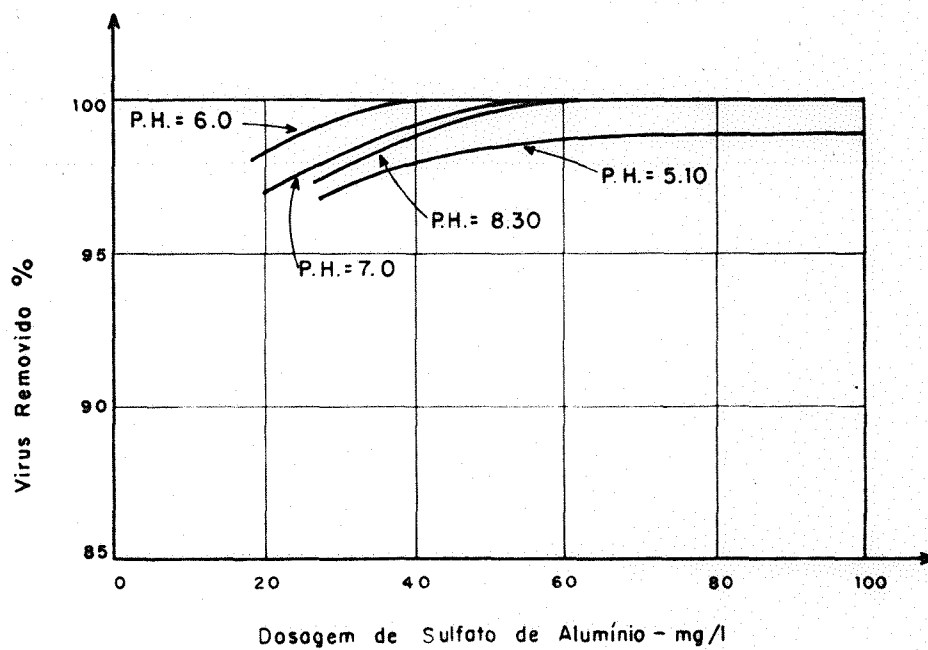


Fig: 21



REMOÇÃO DO BACTERIÓFAGO MS 2  
E  
TURBIDEZ DE ARGILA POR COAGULAÇÃO E FLOCULAÇÃO

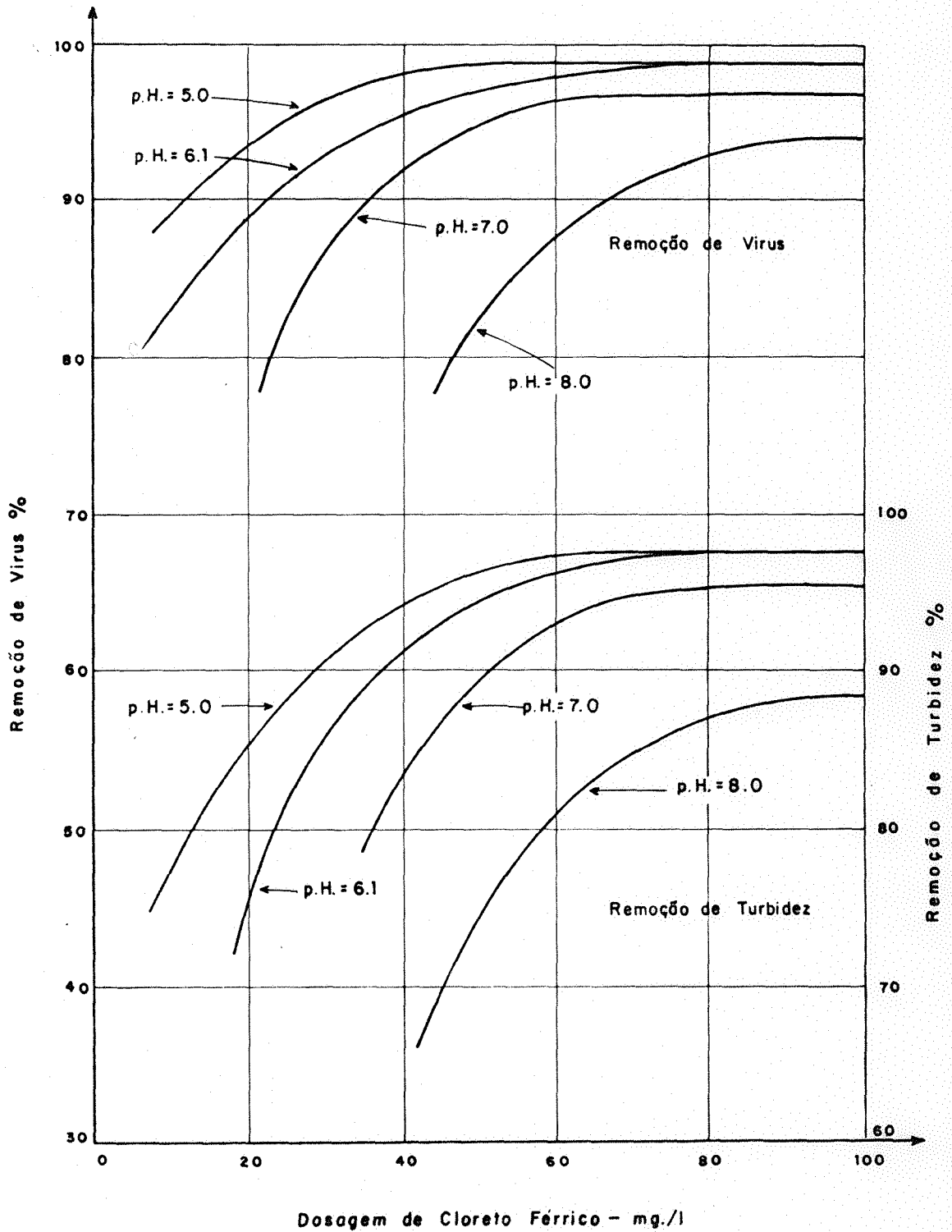


Fig. 22

não chegaram a resultados tão satisfatórios. Gilcreas e Kelly (24), obtiveram em média, remoções de apenas 40% de coxsackie e 90% de E. Coli.

O efeito da presença de íons de cálcio e magnésio, na remoção do bacteriófago MS2 por coagulação e floculação, com sulfato de alumínio e cloreto férrico também foram analisados (22) (23). Cálcio e magnésio até a concentração de 50 mg/l cada, segundo verificou-se, não interferem com a eficiência do processo.

Estudos foram feitos com a água bruta contendo matéria orgânica. Estes estudos indicaram que não é possível esperar-se um alto grau de eficiência na remoção de vírus por coagulação e floculação, quando a água bruta contém matéria orgânica (22) (23).

Outro problema importante é que as partículas de vírus permanecem ativas na lama sedimentada. A recuperação máxima de vírus do floco sedimentado, sucedendo a coagulação e floculação com cloreto férrico foi de 21%(23). Chang e colaboradores, Chaudhuri e Engelbrech, relataram uma recuperação de 60% e 53% de vírus do floco sedimentado, sucedendo a coagulação e floculação com sulfato de alumínio. A razão para a baixa recuperação do vírus com cloreto férrico não é óbvia, sendo concebível que possa ter havido alguma inativação ou perda de contagiosidade das partículas de vírus no sistema experimental devido ao coagulante (cloreto férrico).

Das observações acima, se conclue que uma disposição imprópria da lama das estações de tratamento de água, pode constituir perigo para a saúde pública, devido a contaminação das águas de superfícies e do solo.

Devido ao uso cada vez maior dos polieletrólitos sintéticos, no tratamento da água, foi estudado os efeitos dos polieletrólitos na remoção do vírus por coagulação e floculação (22).

Os polieletrólitos catiônicos foram bastante

eficazes, como auxiliares na coagulação, para a remoção do bacteriófago T4 (0,5 a 1,0 mg/l), mas nenhuma melhora foi observada na remoção do bacteriófago MS2. Os polieletrólitos catiônicos (primafloc C-7 e catfloc) também foram eficientes como coagulantes principais mesmo sem a ajuda de um coagulante metálico.

Os polieletrólitos aniônicos (primafloc A-10 e auxiliar de coagulação nº 243) não mostraram-se eficazes como auxiliares de coagulação.

Os polieletrólitos catiônicos foram também eficientes na inativação dos bacteriófagos T4 e MS2, mas os polieletrólitos aniônicos não inativaram os bacteriófagos.

Conforme afirma Gerald Berg (24), a coagulação pode ser um dos processos mais eficientes na remoção do vírus da água, mas deve-se observar que as condições para a obtenção do floco adequado são exatas e que uma boa floculação nem sempre é obtida, devido a uma série de fatores.

## 8. - Coagulantes usados no tratamento de água

Apesar do grande desenvolvimento da técnica da coagulação-floculação, poucos foram os coagulantes introduzidos com o decorrer do tempo. A grande novidade ocorreu nos últimos 15 anos, quando nos Estados Unidos e na Europa, iniciou-se a utilização dos polietrólitos naturais ou sintéticos.

Os coagulantes são substâncias químicas, que são adicionadas a água para promover a sua clarificação e além da sua carga elétrica, basicamente atuam como polímeros. Quase todas estas substâncias químicas podem ser divididas em dois grupos:

- Coagulantes metálicos
- Auxiliares da coagulação ou polieletrólitos

### 8.1 - Coagulantes metálicos

Os coagulantes metálicos podem ser classificados em dois grupos:

- sais de alumínio
- sais de ferro

Entre os pertencentes ao grupo dos sais de alumínio os mais conhecidos são: sulfato de alumínio, sulfato de alumínio amoniacal e aluminato de sódio. O sulfato de alumínio, devido ao seu baixo custo e por ser produzido em várias regiões brasileiras, é o coagulante mais utilizado em nossas estações públicas de tratamento de água.

Os sais de alumínio formam um floco levemente pesado.

Entre os pertencentes ao grupo dos sais de ferro os mais conhecidos são: cloreto férrico, sulfato férrico, sulfato ferroso e sulfato ferroso clorado. Os sais de ferro apresentam vantagens em alguns casos, devido ao fato de formarem um floco mais pesado e de maior velocidade

de sedimentação, e também por trabalharem numa faixa mais ampla de p.H. Em muitos casos, o tempo necessário para a formação do floco, condicionamento e decantação é consideravelmente menor que o exigido pelo sulfato de alumínio.

O cloreto férrico produz bons resultados numa ampla faixa de p.H., entretanto é utilizado normalmente no tratamento de águas brandas e ácidas, altamente coloridas e com ácido sulfídrico. O cloreto férrico não pode ser aplicado a seco, devido as suas características higroscópicas, devendo por isto ser aplicado em solução aquosa (2% a 20%).

O cloreto férrico pode ser conseguido em 3 formas: cristais anidros ( $FeCl_3$ ) de cor verde escuro, cristais hidratados ( $FeCl_3 \cdot xH_2O$ ) amarelos ou café, e como solução de 35% a 45%.

O sulfato férrico é utilizado para o tratamento de águas altamente coloridas ou ácidas, e a adição de um álcali juntamente com o coagulante resulta na aplicação em uma faixa mais ampla de p.H. O sulfato férrico é encontrado na sua forma anidra ( $Fe_2(SO_4)_3$ ) ou na sua forma hidratada ( $Fe_2(SO_4)_3 \cdot 9H_2O$ ).

O sulfato ferroso é utilizado para águas turvas, fortemente alcalinas e com p.H. superior a 8.0. É a fonte mais barata de ferro como coagulante, geralmente se usa hidratado ( $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ ) e é conhecido por "Caparrosa Verde". A desvantagem na sua utilização é a necessidade de ser usado juntamente com a cal.

Os lodos provenientes da coagulação com ferro são muito corrosivos. As soluções de sulfato férrico não são tão agressivas como as do cloreto férrico ou sulfato ferroso clorado, mas são bastante corrosivas e devem ser manipuladas com borracha, cerâmica ou equipamentos de aço inoxidável.

A tabela nº 7 mostra os coagulantes e as faixas de p.H. onde geralmente obtém-se ótimas condições de tratamento.

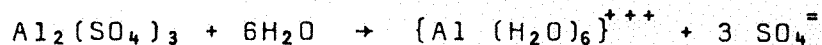
Coagulante	Faixa de p.H.
Sulfato de alumínio	5,0 a 8,0
Sulfato ferroso	8,5 a 11,0
Sulfato férrico	5,0 a 11,0
Cloreto férrico	5,0 a 11,0
Sulfato ferroso clorato	alima de 4,0
Aluminato de sódio e sulfato de alumínio	6,0 a 8,5

Tabela nº 7: Coagulantes e faixas de p.H. que são utilizados (10).

### 8.1.1 - Coagulação com sais de alumínio

Vamos ver com mais detalhes a coagulação com o sulfato de alumínio, pois é o coagulante mais utilizado nas estações de tratamento de água.

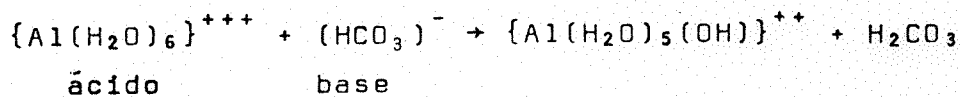
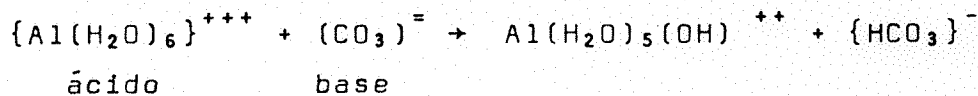
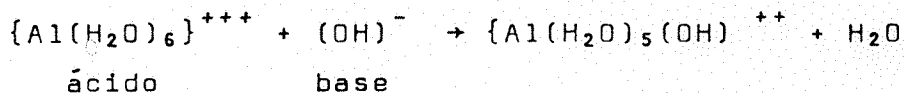
O sulfato de alumínio é um pó de cor ocre, comumente hidratado  $\{Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O\}$ . Quando em solução encontra-se hidrolizado, pois como catiônico metálico não permanece puro quando está rodeado por moléculas de água.



Os íons de alumínio hidratados,  $\{Al(H_2O)_6\}^{+++}$  atuam como ácido na concepção de Bronsted (dá um próton,  $H^+$ ) e reacionam com as bases presentes na água (alcalinidade e moléculas de água).

Como as bases que constituem a alcalinidade, expressas por:  $(OH)^-$ ,  $(CO_3)^{=}$  e  $(HCO_3)^-$  são mais fortes que as moléculas de água, os íons hidratados reacionam primeiro com a alcalinidade, logo há um consumo de alcalinidade e um decréscimo de p.H.

#### - Reações com a alcalinidade



$\{Al(H_2O)_5(OH)\}^{++}$  é um composto instável e transitório que se hidrolisa rapidamente, substituindo um  $H_2O$  por um  $(OH)^-$ . Estas reações podem ser representadas da seguinte maneira:



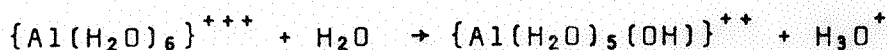
Estas reações continuam até que seja formada uma série neutra,  $\{Al(H_2O)_3(OH)_3\}$  ou uma espécie negativamente carregada,  $\{Al(H_2O)_2(OH)_4\}^-$  que é um hidróxido de alumínio insolúvel, que precipita a certos valores de p.H.

Atualmente tem-se sugerido que as espécies monômeras (contém um só íon de alumínio), polimerizam-se reagindo entre si. Estas reações de polimerização resultam numa série de complexos contendo vários íons de alumínio ligados por dois grupos hidróxilos, como por exemplo, figura nº 23.

O complexo mais importante na coagulação (3), com baixas doses de alumínio é um complexo polinuclear que contém oito íons de alumínio, com uma carga tetrapositiva  $\{Al_8(OH)_{20}\}^{4+}$ .

#### - Reações com a água

Quando toda a alcalinidade é consumida, o íon hidratado de alumínio reaciona com a água que é uma base fraca.



O  $\{Al(H_2O)_5(OH)\}^{++}$ , como no caso anterior é um composto instável e transitório, que se hidroliza para produzir hidróxidos de alumínio que se polimerizam reagindo entre si, para formar complexos contendo vários íons de alumínio, ligados por dois grupos hidróxilos.

Os íons de alumínio hidratados e os complexos poliméricos podem ser adsorvidos rapidamente pelas partículas d'água, produzindo a sua desestabilização.

Analizando as reações observa-se que tanto os íons  $H^+$  como  $OH^-$  estão envolvidos, logo o p.H. assume um



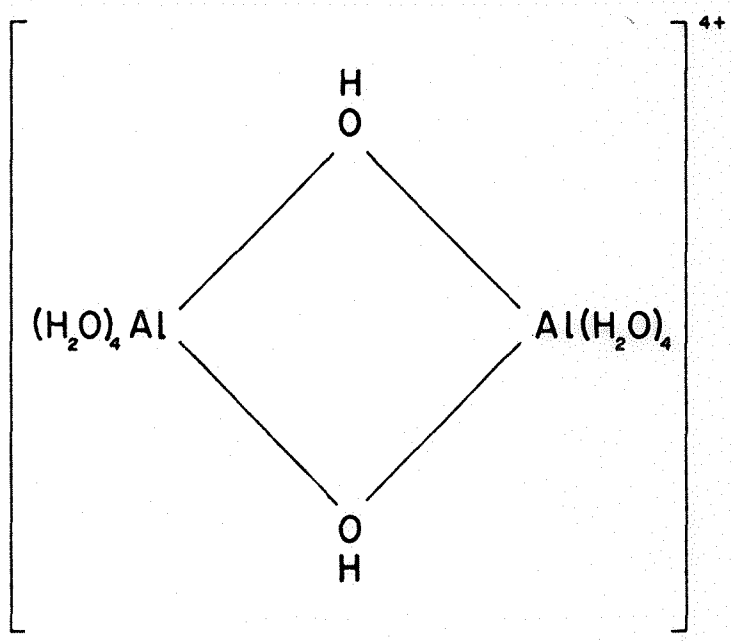


Fig: 23

papel de muita importância na coagulação. Em 1923 Theriault e Clark (13) reconheceram, que um precipitado de alumínio não se forma se a solução final é muito ácida ou muito alcalina. A conclusão importante dos estudos de Theriault e Clark é que a concentração de íons hidrogênio na mistura final, água-coagulante, é de importância fundamental no processo de formação do floco.

As reações do íon de alumínio hidratado, com a alcalinidade e com as moléculas de água são semelhantes, mas no primeiro caso são formados além da base conjugada  $\{Al(H_2O)_5(OH)\}^{++}$  ácidos fracos ( $H_2O$ ,  $\{CO_3\}^-$ ,  $\{HCO_3\}^-$ ), enquanto que no segundo caso além da base conjugada  $\{Al(H_2O)_5(OH)\}^{++}$  é formada um ácido forte, hidrônio  $\{H_3O\}^+$ . Na reação com a alcalinidade a diminuição do p.H. é muito mais lenta, logo a alcalinidade vem a atuar como uma substância moderadora que evita a diminuição brusca do p.H.

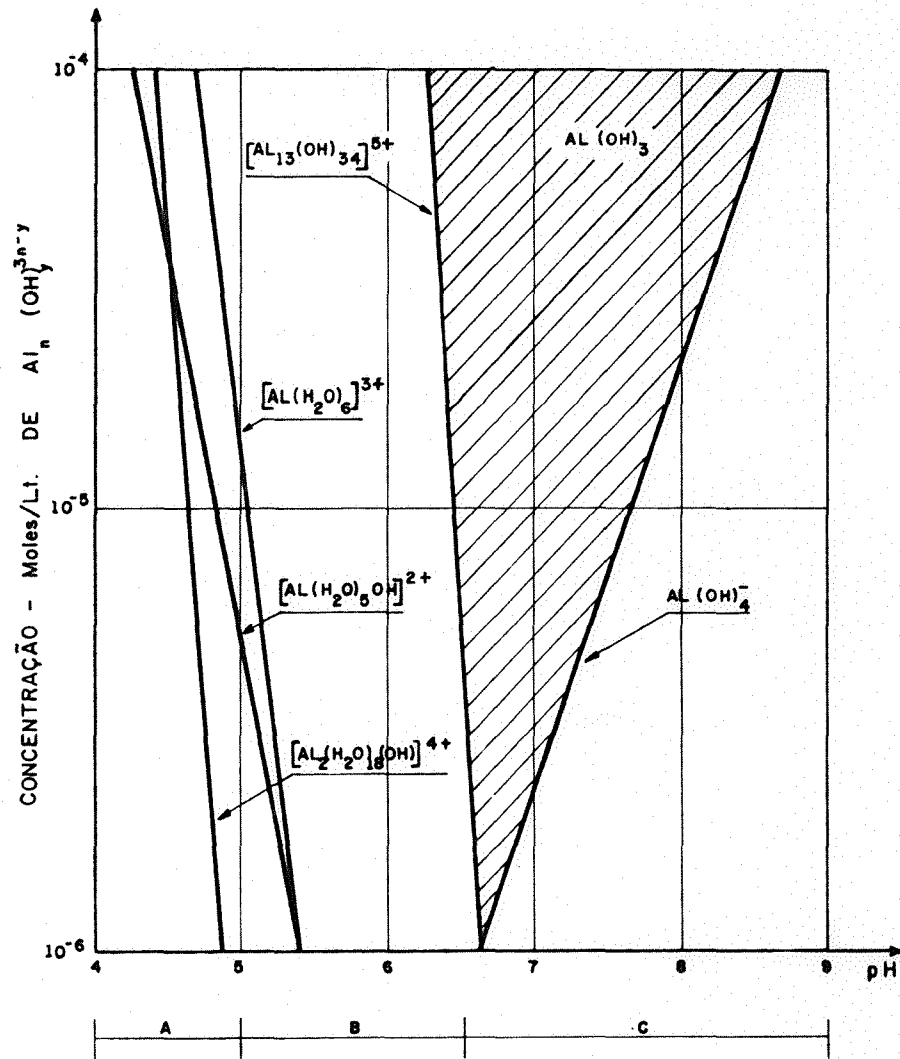
A figura nº 24 mostra que o p.H. modifica as cargas eletrostáticas das partículas (13). As partículas de caolinita passaram pelo ponto isoelétrico ( $\zeta=0$ ) a um p.H. = 5.3. Quando os íons responsáveis pela carga do colóide são  $H^+$  ou  $OH^-$  (ou outros íons ácidos ou básicos), frequentemente pode ser obtida a neutralização da carga através de variações no p.H. (4).

De acordo com o p.H., diferentes espécies de produtos de hidrólise podem ser formados (13):

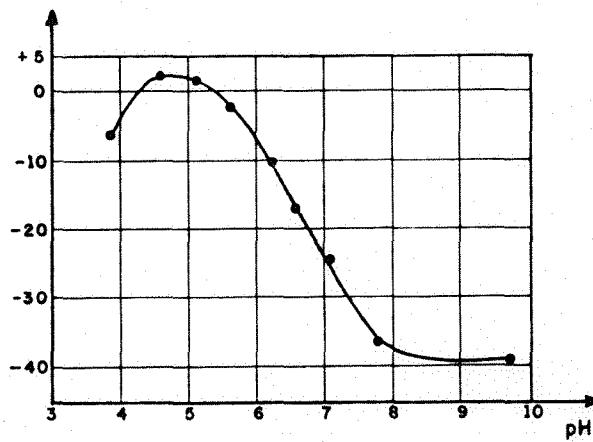
- A p.H. 5,0 ou menor, a espécie predominante é constituída por íons hidratados de alumínio ( $\{Al(H_2O)_6\}^{3+}$ ,  $\{Al(H_2O)(OH)\}^{2+}$ ,  $\{Al_2(H_2O)_{18}(OH)\}^{4+}$ ). A p.H.=4.0 mais de 90% do Al (III) presente na solução está como  $\{Al(H_2O)_6\}^{+++}$ , figura nº 25 (zona A).

- A p.H. entre 5.0 e 6.5, predominam compostos poliméricos como  $\{Al_{13}(OH)_{34}\}^{5+}$ ,  $\{Al_8(OH)_{20}\}^{4+}$ , etc. Neste caso o mecanismo de coagulação depende da adsorção destes compostos poliméricos na superfície dos colóides, com

CONCENTRAÇÃO DE DIFERENTES PRODUTOS DE HIDROLISE EM EQUILÍBRIO COM O  $Al(OH)_3$ , (13).



POTENCIAL ZETA DAS PARTÍCULAS DE CAOLINITA A DIFERENTES pH (segundo HALL e PACKHAM), (13).



a redução ou ainda inversão do potencial zeta, figura nº 25 (zona B).

- A p.H. maior que 6,5 predomina o hidróxido de alumínio,  $Al(OH)_3$ , que precipita e apanha as partículas de turbidez, floco de varredura, figura nº 25 (zona C).

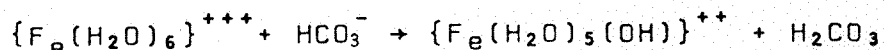
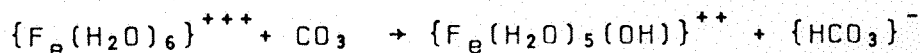
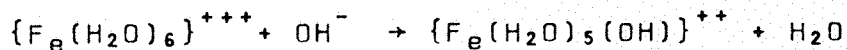
Outro fator que interfere no processo de coagulação com  $Al(III)$  é a presença de sais, sulfatos ( $SO_4^{=}$ ) ou fosfatos ( $PO_4^{=}$ ). Os efeitos principais da presença dos sais metálicos são alterar o ponto do p.H. ótimo e o tempo de flocculação.

A figura nº26 mostra que com o aumento da concentração de íons sulfato, a faixa de p.H. ótimo é ampliada, estendendo-se para o lado ácido. O aumento da concentração de íons fosfáticos, desloca a dose mínima de alume necessária para remover a metade da turbidez para o lado ácido e normalmente a faixa de p.H. não é ampliada com o aumento de concentração.

#### 8.1.2 - Coagulação com sais de ferro

A química da coagulação com sais de ferro é semelhante a do  $Al(III)$ . O  $Fe(III)$  em solução aquosa está hidrolisado  $\{Fe(H_2O)_6\}^{+++}$  e como o  $\{Al(H_2O)_6\}^{+++}$  ao ser misturado com a água, reaciona primeiramente com a alcalinidade e depois com as moléculas de água.

- Reações com a alcalinidade



O  $\{Fe(H_2O)_5(OH)\}^{++}$  se hidroliza formando sucessivamente  $\{Fe(H_2O)_4(OH)_2\}^+$  e  $\{Fe(H_2O)_3(OH)_3\}$ .

EFEITOS DO pH E  $SO_4$  NA FORMAÇÃO DO FLÓCULO DE ALUME (segundo Black, Rice, Owen e Bartow), (13).

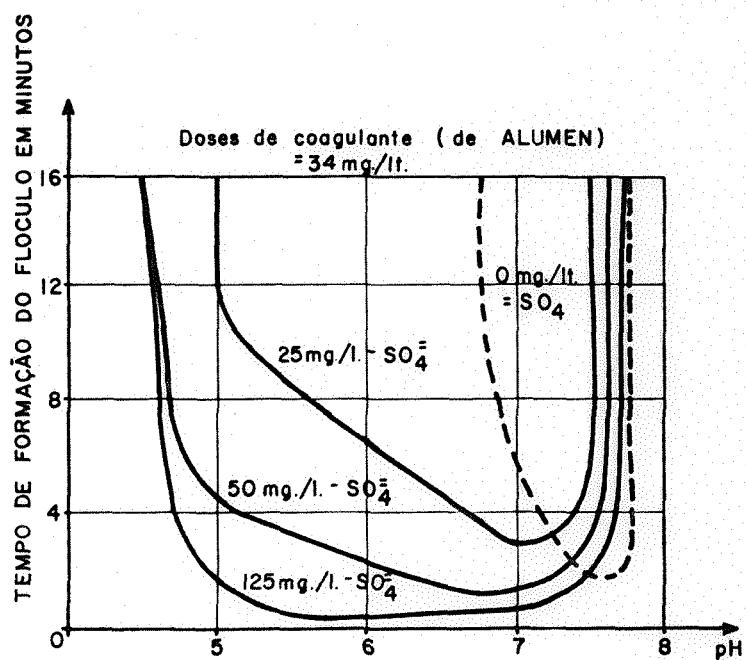
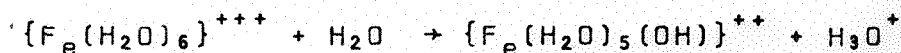


Fig. : 26

As espécies monômeras, polimerizam-se entre si, resultando numa série de complexos contendo vários íons de ferro ligados por dois grupos hidróxilos, como por exemplo, figura nº 27.

- Reações com a água

Quando toda a alcalinidade é consumida, o íon hidratado de ferro reaciona com a água que é uma base fraca.



O  $\{Fe(H_2O)_5(OH)\}^{++}$  é um composto instável e transitório, que se hidroliza para produzir hidróxidos de ferro que se polimerizam reacionando entre si para formar complexos contendo vários íons de ferro ligados por dois grupos hidróxilos.

Como no caso anterior, quando não há alcalinidade a diminuição do p.H. é muito mais acentuada (formação de ácidos fortes), logo a alcalinidade atua como uma substância moderadora que evita a diminuição brusca do p.H.

De acordo com o p.H. diferentes espécies de produtos de hidrólise podem ser formados (13):

- A p.H. inferior a 4.0, as espécies predominantes estão constituídas por íons hidratado de ferro .....  $\{Fe(H_2O)_6\}^{3+}$ , monohidróxidos simples  $\{Fe(H_2O)_5(OH)\}^{2+}$  ou compostos poliméricos, figura nº 28 (zona A).

- A p.H., maior que 4.0 predominam os hidróxidos de ferro insolúveis figura nº 28 (zona B).

Os íons trivalentes hidratados são os responsáveis pela compressão ou neutralização da dupla camada e os compostos poliméricos são adsorvidos rapidamente na superfície dos colóides, estabelecendo pontes químicas.

Outro fator que também interfere no processo da coagulação com  $Fe(III)$  é a presença de sulfatos ( $SO_4^{=}$ )

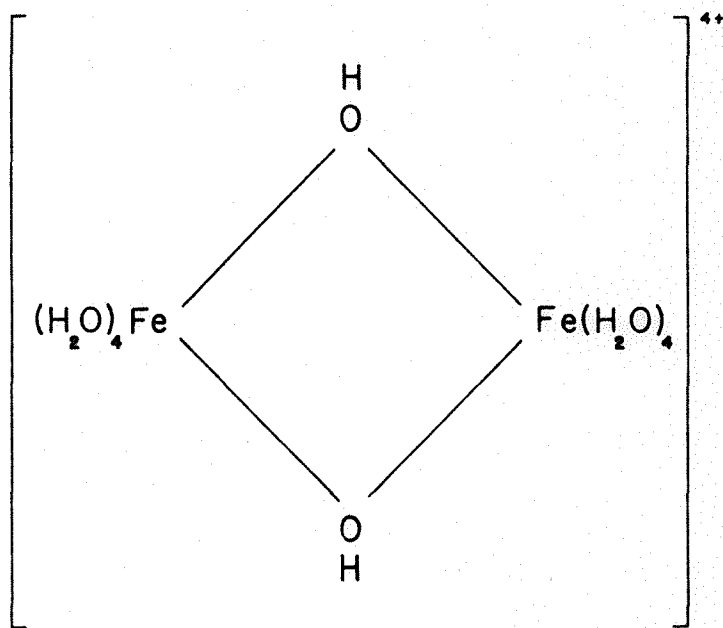


Fig.: 27

CONCENTRAÇÃO DOS PRODUTOS DE HIDRÓLISE EM EQUILÍBRIO COM  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ . (13)

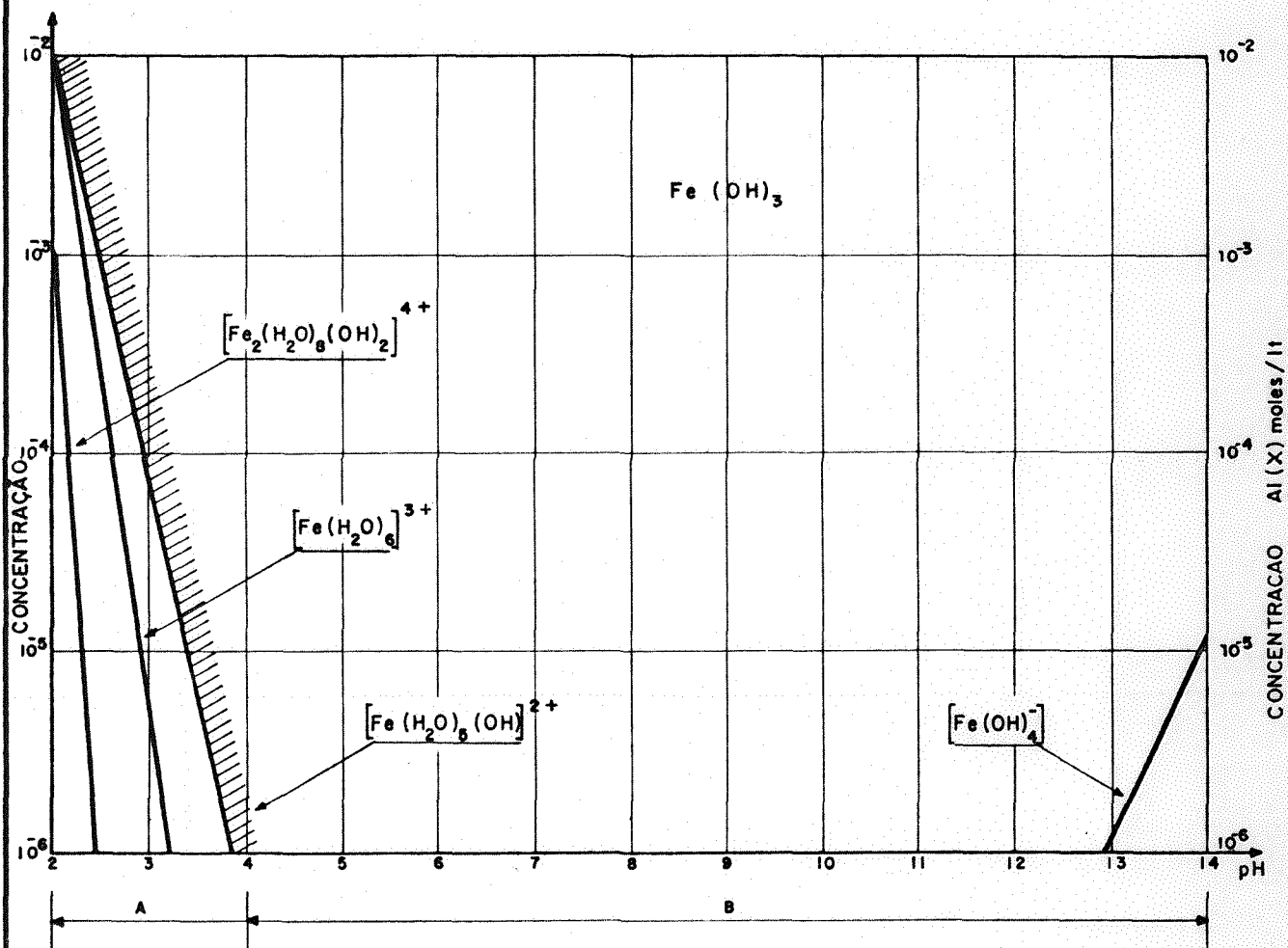


Fig.: 28 (13)



ou fosfatos ( $PO_4^{=}$ ), que alteram o ponto de p.H. ótimo, figura nº 29 (13).

## 8.2 - Polieletrólitos ou auxiliares da coagulação

Até a introdução efetiva dos polieletrólitos naturais ou sintéticos, como coagulantes ou auxiliares no processo da coagulação-floculação, a sílica ativada foi a substância química de uso mais antigo como auxiliar da coagulação-floculação.

A partir de 1937 foram feitas várias experiências em Chicago (Dr. Baylis), e ficou comprovado que a adição de sílica na forma de uma solução de silicato de sódio neutralizada (sílica ativada) melhorava consideravelmente as condições de floculação. A sílica ativada é resultante da reação de uma solução diluída de silicato de sódio com um agente ativador (ácido sulfúrico, solução de sulfato de alumínio, sulfato de amônia, cloro, etc.).

A sílica ativada, geralmente é usada com os sais de alumínio e a sua dosagem (mg/l de  $SiO_2$ ) corresponde a aproximadamente 20% da dosagem do sulfato de alumínio(4). A utilização de um excesso de sílica pode inibir a floculação.

A natureza exata do composto de silício formado durante a ativação e o seu comportamento exato como um produto auxiliar da coagulação-floculação, ainda não são totalmente conhecidos. Na ativação são formados polímeros que podem ser auxiliares da coagulação ou auxiliares da floculação.

Entre as vantagens da utilização da sílica ativada podem ser citadas as seguintes: formação rápida de um floco grande e denso que melhora as condições da decantação, possibilita economia no consumo de sulfato de alumínio e taxas mais elevadas de filtração. Os inconvenientes que podem advir da sua utilização estão relacionados com a sua preparação e aplicação.

EFEITO DE pH E  $SO_4^-$  NA FORMAÇÃO DO FLOCO COM SULFATO FÉRRICO  
(Segundo Batow, Black e Sansbury)

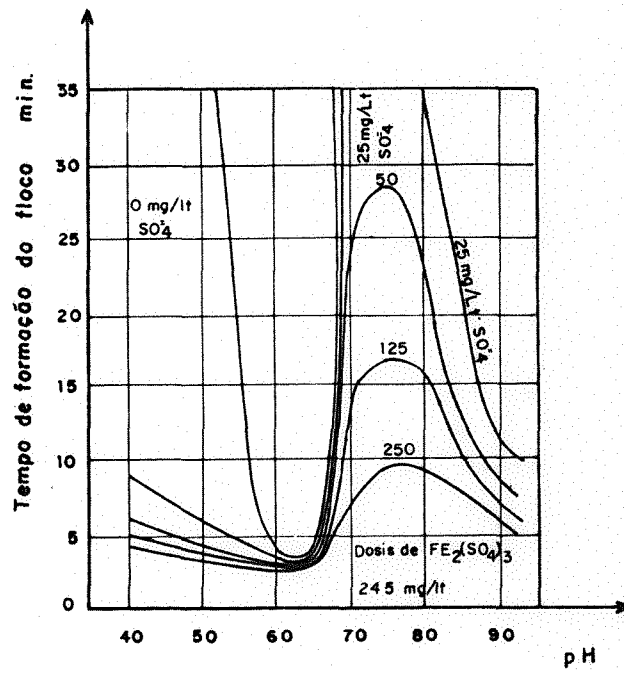


Fig: 29(13)

Os polieletrólitos quimicamente são polímeros de alto peso molecular. Uma molécula polímera é definida como uma série de unidades químicas repetidas que são reunidas por elos covalentes. Estas unidades químicas são chamadas "unidades de monômeros" e o número total de monômeros unitários é o grau de polimerização do polímero.

Os polímeros que possuem grupos funcionais ionizáveis ao longo da cadeia são chamados "polieletrólitos". A carga das partículas depende do grau de ionização, e consequentemente do p.H. do meio (3).

Os polieletrólitos podem ser classificados de acordo com o tipo de carga da cadeia polímera, e segundo a sua origem. Eles podem ser catiônicos (carga positiva), aniônicos (carga negativa), não iônicos (não possuem carga elétrica), naturais e sintéticos.

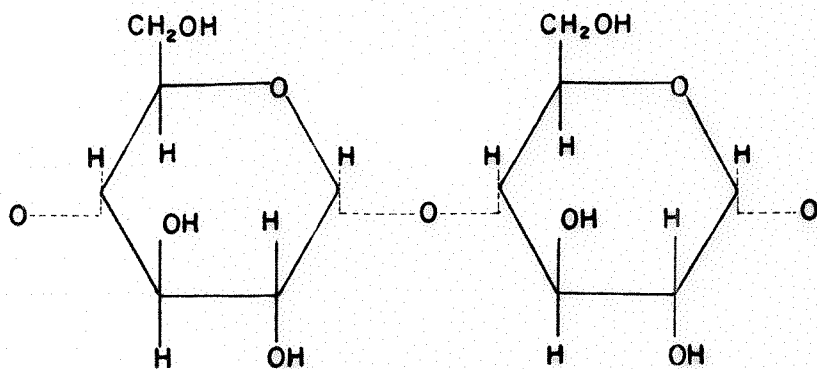
A figura nº 30 (26), apresenta alguns exemplos de polieletrólitos catiônicos, aniônicos e não-iônicos.

Os polímeros naturais são os que se produzem devido a reações naturais em animais e plantas e muitas vezes não possuem uma composição química bem definida, pois estão constituídos por vários tipos de polisacarídeos (amido, celulose, etc.) e proteínas (caseína, gelatina, etc.). A grande vantagem dos polímeros naturais se deve ao fato de não serem tóxicos.

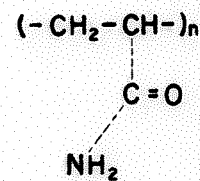
Os polímeros sintéticos são os compostos orgânicos produzidos mediante a transformação química do carvão e do petróleo, sendo a sua fórmula geralmente um segredo comercial. Packham considera que 90% possuem como monômero básico a acrilamida (13), (figura nº 31)

A toxidez dos polieletrólitos sintéticos deve ser considerada, pois os mesmos são fabricados a partir de monômeros, e os monômeros em alguns casos são tóxicos. A maioria dos polieletrólitos disponíveis comercialmente possuem pequena percentagem de monômero residual (0,05%) como impureza (3).

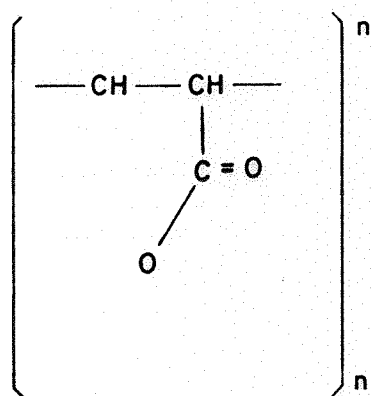
## EXEMPLOS DE POLIELETRÓLITOS



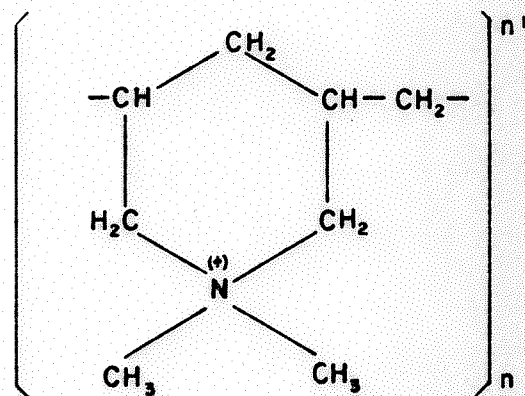
AMIDO (não iônico)



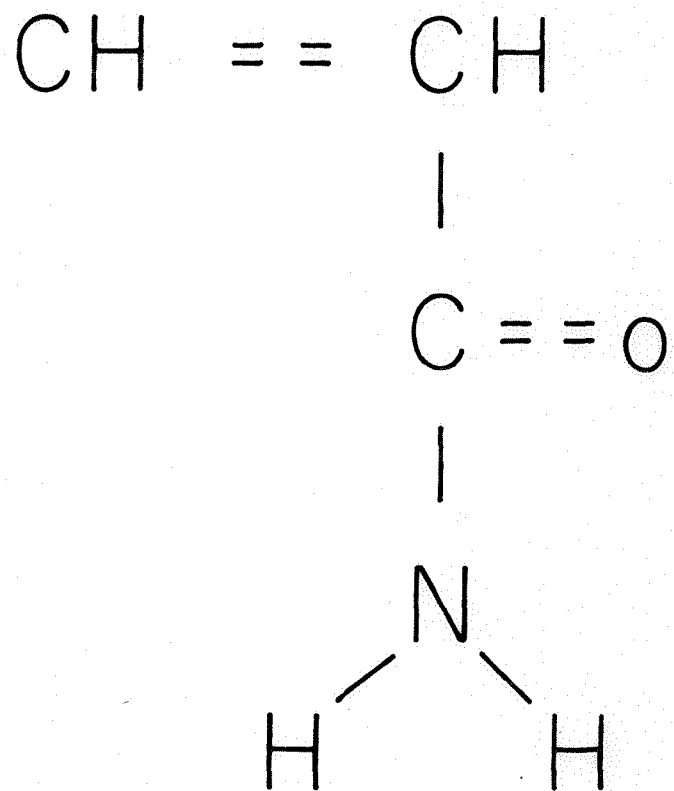
POLIACRILAMIDA (não iônico)



ÁCIDO POLIACRÍLICO (aniônico)



CATFLOL (catiônico)



Os polieletrólitos são usados normalmente em combinação com os coagulantes metálicos obtendo-se um aumento muito grande no tamanho dos flocos. O aumento no tamanho dos flocos ocasiona um aumento na taxa de sedimentação.

Os polieletrólitos catiônicos são mais eficientes como coagulantes primários que os aniônicos e não-aniônicos (26), porque a atração eletrostática entre partículas ajuda a adsorção mútua do polímero e os colóides.

A vantagem da utilização dos polieletrólitos é que quando as partículas não podem aproximar-se devido as forças de repulsão (dupla camada elétrica), o grande comprimento das cadeias poliméricas permite unir os colóides entre si por energia química em condições nas quais não haveria normalmente a coagulação. Esta reação é muito rápida e geralmente 85% do polímero é adsorvido em menos de 10 segundos.

As dosagens de polieletrólitos são geralmente pequenas (0,01 a 1 mg/l), o que compensa em parte o seu alto preço. Os polieletrólitos usados como coagulantes primários requerem uma dosagem relativamente alta, porém são ainda menores que as requeridas pelos coagulantes metálicos. A dosagem máxima recomendada para o "Catfloc" é de 7 mg/l (26), e a vantagem da sua utilização é a grande redução do volume de lodos decantados, em comparação com os produzidos pelos coagulantes metálicos.

Para cada polieletrólito existe uma dosagem ótima; uma dosagem em excesso pode provocar a reestabilização dos colóides.

O emprego dos polieletrólitos proporciona um aumento de tamanho dos flocos e conseqüentemente eleva a taxa de sedimentação, melhorando as condições da filtração. A sua utilização é importante em períodos do ano em que a floculação torna-se difícil, devido a qualidade da água bruta ou a influência das baixas temperaturas. Maiores volumes de água podem ser tratados numa estação, com a utilização dos

polieletrólitos juntamente com os coagulantes metálicos. Os polieletrólitos são capazes de flocular organismos vivos como algas e bactérias.

Os polieletrólitos não iônicos são geralmente derivados de fontes naturais, como é o caso do amido e das gomas polisacarosas, que em muitos casos apesar da sua maior dosagem apresentam um custo global menor que o dos polieletrólitos sintéticos e são eficientes na coagulação.

O uso dos polieletrólitos, tende a desenvolver-se cada vez mais no nosso país, pois pode apresentar vantagens econômicas e técnicas no tratamento da água potável. No Brasil ainda não existem estudos específicos sobre os efeitos fisiológicos dos polieletrólitos, sendo por isto recomendados os limites máximos de dosagem, estabelecidos pela Environmental Protection Agency (E.E.U.U.).

## 9. Cinética da coagulação

Como já foi visto anteriormente, o transporte das partículas desestabilizadas no interior do líquido, que provoca colisões entre partículas e a sua aglutinação é que chamamos "floculação".

A floculação pode ser ortocinética ou pericínética. A floculação ortocinática é causada pela agitação do líquido (energia fornecida ao líquido por forças externas) e a floculação pericínática decorre do movimento Browniano e da ação da gravidade, que faz com que as partículas ao caírem, se choquem e aglutinem-se. As partículas estão sujeitas normalmente aos dois mecanismos de floculação, e a maior importância de um dos mecanismos é devida principalmente ao tamanho das partículas. A floculação pericínética é mais predominante nas partículas de pequeno diâmetro ( $\phi < 1\mu$ ), e a floculação ortocinética é mais predominante nas partículas maiores ( $\phi > 1\mu$ ).

Os estudos da floculação, sob o aspecto físico, foram desenvolvidos por Smoluchowski (Versuch Einer Mathematischen Theorie Der Koagulationskinetik Kolloider Lösungen), T. R. Camp e P. C. Stein (Velocity Gradient And Internal Work in Fluid Motion) e visaram a obtenção de uma equação característica para a floculação.

### 9.1 - Gradiente de velocidade

O gradiente de velocidade (G) é a taxa de variação da velocidade (v) de escoamento, segundo uma direção perpendicular à direção do escoamento (10), logo:

$$G = \frac{dv}{dy}$$

onde: y é a direção perpendicular à direção do escoamento, x.



Segundo Camp e Stein, o gradiente de velocidade é função da potência utilizada por unidade de volume e da viscosidade da água. Na sua compreensão vamos considerar as forças que agem sobre um cubo elementar de água, conforme mostra a figura nº 32 (4).

Compondo as forças na direção do escoamento teremos:

$$p\Delta y\Delta z + \left(\zeta + \frac{d\zeta}{dy} \Delta y\right) \Delta x\Delta z = \left(p + \frac{dp}{dx} \Delta x\right) \Delta y\Delta z + \zeta\Delta x\Delta z$$

$$p\Delta y\Delta z + \zeta\Delta x\Delta z + \frac{d\zeta}{dy} \Delta y\Delta x\Delta z = p\Delta y\Delta z + \frac{dp}{dx} \Delta x\Delta y\Delta z + \zeta\Delta x\Delta z$$

$$\frac{d\zeta}{dy} \Delta y\Delta x\Delta z = \frac{dp}{dx} \Delta x\Delta y\Delta z$$

$$\frac{d\zeta}{dy} = \frac{dp}{dx}$$

Conclusão: A variação do cisalhamento ao longo da direção perpendicular ao escoamento é igual a variação da pressão ao longo da direção do escoamento.

A potência dispendida na agitação sendo igual a:  $P' = M \cdot W$

onde:  $M$  = momento produzido

$$M = \zeta \cdot \Delta x \cdot \Delta y \cdot \Delta z$$

$W$  = velocidade angular do movimento de rotação.

$$W = \frac{dv}{dy}$$

$$P' = \zeta \cdot \Delta x \cdot \Delta y \cdot \Delta z \cdot \frac{dv}{dy}$$

Vamos dividir pelo volume ( $\Delta x \cdot \Delta y \cdot \Delta z$ ), para obtermos a potência dispendida por unidade de volume:

$$P = \zeta \cdot \Delta x \cdot \Delta y \cdot \Delta z \cdot \frac{dv}{dy} \cdot \frac{1}{\Delta x \Delta y \Delta z}$$

FORÇAS QUE AGEM SOBRE UM CUBO ELEMENTAR DE ÁGUA (4)

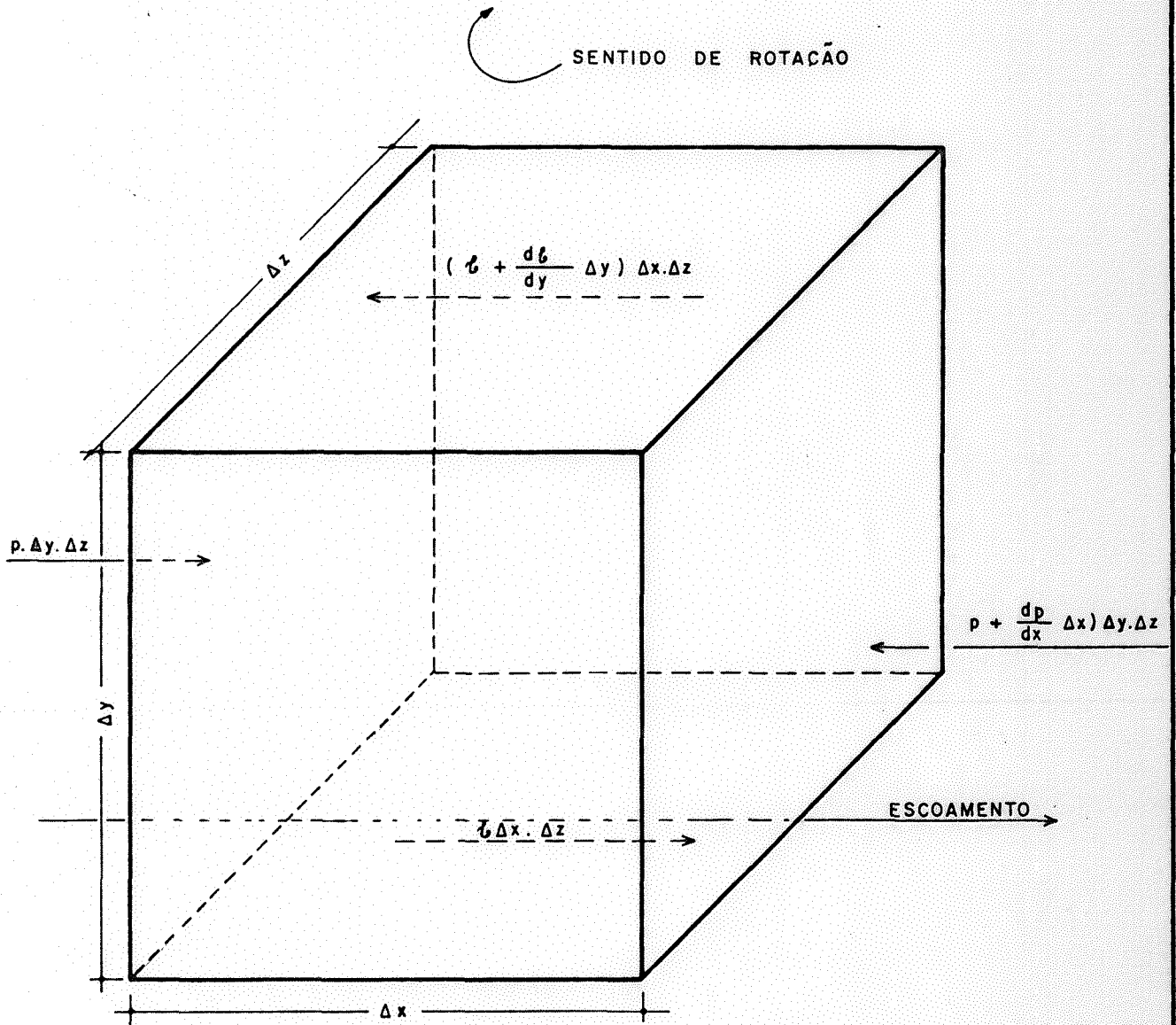


Fig. nº 32

$$P = \zeta \cdot \frac{dv}{dy}$$

Da mecânica dos fluídos, sabe-se que o esforço cortante  $\zeta$  entre duas lâminas de fluido de área  $A$ , que se deslocam uma sobre a outra com uma força  $F$ , tem a seguinte expressão:

$$\zeta = \frac{F}{A} = \mu \frac{dv}{dy}$$

Substituindo  $\zeta$  na expressão da potência dispendida por unidade de volume, temos:

$$P = \mu \frac{dv}{dy} \cdot \frac{dv}{dy}$$

$$P = \mu \left( \frac{dv}{dy} \right)^2$$

Como por definição,  $G = \frac{dv}{dy}$ , temos:

$$P = \mu G^2$$

$$G^2 = P/\mu$$

$$G = \sqrt{P/\mu}$$

Essa foi a expressão desenvolvida por Camp e Stein, para o gradiente de velocidade. O gradiente de velocidade é função da potência dispendida por unidade de volume e da viscosidade absoluta do líquido.

$G$  = gradiente de velocidade (seg.<sup>-1</sup>)

$P$  = potência dispendida por unidade de volume (Kgf m/s.m<sup>3</sup>)

$\mu$  = viscosidade absoluta (Kgf. s/m<sup>2</sup>)

Para o sistema técnico ( $P = \text{g.cm/seg.cm}^3$ ), a expressão do gradiente de velocidade (13), será:

$$G = \sqrt{\frac{981p}{\mu}}$$

O produto do gradiente de velocidade pelo tempo de detenção,  $t = \frac{V}{Q}$ , foi proposto por Camp como um parâmetro que indica indiretamente a oportunidade de ocorrência de choques entre as partículas. Este produto é denominado "Número de Camp", e é uma medida adimensional. Estudos posteriores vieram a indicar que o parâmetro "Gt" não caracteriza convenientemente a remoção da turbidez e da cor (13).

Camp ao analisar 20 estações de tratamento de água nos Estados Unidos (13), concluiu que o gradiente de velocidade variava de  $20 \text{ seg}^{-1}$  a  $74 \text{ seg}^{-1}$  e o Número de Camp variava entre 23000 e 210000. De acordo com os dados de C.T. Stein, obtidos em Jar Test, conclue-se que um gradiente de  $20 \text{ seg}^{-1}$  era ótimo, e um gradiente de velocidade de  $40 \text{ seg}^{-1}$  pode provocar a quebra do floco.

## 9.2 - Equação de Camp e Stein

Foi Von Smoluchowski que desenvolveu uma teoria baseada no gradiente de velocidade, para explicar a influência da agitação lenta no processo da floculação. A equação, obtida por Smoluchowski foi a seguinte:

$$N = \frac{1}{6} \cdot N_1 N_2 (d_1 + d_2)^3 \frac{du}{dz}$$

Em 1943, Camp e Stein substituíram na equação de Smoluchowski para a floculação ortocinética,  $\frac{du}{dz}$  por G e obtiveram uma expressão, que permite calcular o número de colisões entre partículas na unidade de tempo. A equação de Camp e Stein é a seguinte:

$$N = \frac{G}{6} \cdot N_1 \cdot N_2 (d_1 + d_2)^3$$

onde: N = número de contatos efetuados entre N<sub>1</sub> partículas de diâmetro d<sub>1</sub> e N<sub>2</sub> partículas de diâmetro d<sub>2</sub>, na unidade de tempo, por unidade de volume, pela agitação.

N<sub>1</sub> = número de partículas em suspensão inicialmente presentes na unidade de volume de água.

N<sub>2</sub> = número de partículas de flocos existentes na água após o processo

d<sub>1</sub> = diâmetro das partículas inicialmente presentes na água

d<sub>2</sub> = diâmetro das partículas de flocos existentes na água, após a agitação.

A equação de "Camp e Stein", pode ser utilizada na floculação, para o estudo da velocidade com que pequenas partículas de floco se aglutinam para formar grandes flocos, e para analisar a taxa com a qual as partículas em suspensão na água, após a mistura, são englobadas pelas partículas de floco (20).

### 9.3 - Considerações sobre os mecanismos da floculação

Segundo O'Melia (13), para as partículas coloidais com diâmetro menor que 0,1 μ, é necessário um gradiente de velocidade de 1000 seg<sup>-1</sup> para que a floculação ortocinética seja tão efetiva como a floculação pericinetica; mas para as partículas de 10μ de diâmetro, é necessário somente um gradiente de 0,001 seg<sup>-1</sup> para que a floculação ortocinética seja tão efetiva como a pericinetica.

Além do tamanho das partículas, um fator im

portante na taxa de floculação é a concentração de partículas. De acordo com O'Melia (13), para uma amostra com .... 10000 organismos coliformes por litro, são necessários 40 dias de período de detenção e uma agitação com um gradiente de velocidade de  $10 \text{ seg}^{-1}$ , para reduzir 50% a concentração de microorganismos. Com estes dados podemos concluir que a agitação do líquido não será efetiva se não houver uma concentração relativamente alta de partículas e as partículas devem possuir um tamanho maior do que  $1\mu$ .

A mistura rápida, que é realizada nas estações de tratamento, possui como objetivo a dispersão instantânea do coagulante, para promover a desestabilização dos colóides, mas é somente após a formação dos microfloculos que a agitação começa a ser eficiente para promover a aglutinação dos microfloculos em coágulos maiores, capazes de sedimentar em tempo economicamente aceitável.

#### 9.4 - Taxa de aglutinação das partículas em suspensão com as partículas de floco.

A equação de Camp e Stein para a floculação, como já foi vista anteriormente, é a seguinte:

$$N = \frac{G}{6} N_1 \cdot N_2 (d_1 + d_2)^3$$

De acordo com os estudos de Robeck e Riddick (21),  $N_1$  é da ordem de  $10^6$  partículas por mililitro, e considerando-se o fato de que as partículas que causam turbidez possuem diâmetros aproximadamente  $<10\mu$  (na maioria das vezes o diâmetro é menor que  $1,5\mu$ ), o termo  $d_1$  pode ser desprezado, com pequeno erro, quando comparado com  $d_2$ . As bactérias de maior interesse na purificação das águas possuem diâmetros variando entre  $1\mu$  e  $5\mu$ , enquanto que os virus possuem diâmetros variando entre  $0,01\mu$  e  $0,1\mu$  (21).

Com a eliminação de  $d_1$ , a equação fica sendo a seguinte:

$$N = \frac{G}{6} \cdot N_1 \cdot N_2 d_2^3$$

Se todas as partículas iniciais de unissem às partículas de flocos, pelas colisões provocadas, teríamos:

$$N = \frac{-dN_1}{dt}$$

Como na realidade isto não ocorre na prática, pois a aderência nos contatos não é completa, deve-se utilizar um coeficiente, chamado "razão de aderência" ( $\phi$ ), e a equação passa a ser:

$$\frac{-dN_1}{dt} = \frac{G}{6} \phi N_1 \cdot N_2 d_2^3$$

Como  $V = N_2 \frac{\pi d_2^3}{6}$  (volume do floco por unidade de volume de água), temos:

$$N_2 = \frac{6V}{\pi d_2^3}$$

$$N_2 d_2^3 = \frac{6V}{\pi}$$

Substituindo-se este valor, na equação anterior, temos:

$$\frac{-dN_1}{dt} = \frac{G}{\pi} \phi V N_1$$

Portanto:

$$\frac{-dN_1}{N_1} = \frac{G}{\pi} V \phi dt$$

Integrando em função do tempo:

$$\int_0^t \frac{dN_1}{N_1} = - \frac{G}{\pi} \phi V \int_0^t dt$$

$$\ln \frac{N_t}{N_0} = - \frac{G}{\pi} \phi V t$$

$$\frac{N_t}{N_0} = e^{-\frac{G}{\pi} \phi V t}$$

Esta é a equação característica da floculação, onde:

$N_0$  = número de partículas livres, inicialmente em suspensão (matéria em suspensão no início da agitação, caracterizada pela turbidez antes da floculação).

$N_t$  = número de partículas livres, existentes após o processo (matéria não floculada, caracterizada pela turbidez da água floculada após o tempo  $t$ ).

A equação característica da floculação ainda pode ser colocada em função da concentração ( $S$ ) do coagulante no volume de flocos e da dose ( $A$ ) do coagulante aplicado, em peso por unidade de volume de água.

Considerando-se o volume do floco proporcional à dose de coagulante, tem-se:

$$A = V.S$$

$$V = A/S$$



Portanto:

$$\frac{N_t}{N_0} = e^{-\frac{\phi A G t}{\pi S}}$$

É evidente que os valores exatos de V e S de pendem da compactação.

10. Estudo Comparativo da Coagulação-Floculação nas Estações de Tratamento de Água dos Moinhos de Vento e São João (Departamento Municipal de Águas e Esgotos - Porto Alegre - RS).

10.1 - Introdução

As Estações de Tratamento de Água dos Moinhos de Vento e São João utilizam como água bruta, a água proveniente do Rio Guaíba. As duas estações foram selecionadas para este estudo, principalmente pelos seguintes motivos:

- Utilizam água bruta praticamente com as mesmas características, tabelas nº 8 e nº 9, elaboradas com os dados do relatório anual de 1976.

- Tratam aproximadamente o mesmo volume de água, tabela nº 10, elaborada com os dados do relatório anual de 1976.

- As duas estações utilizam o sulfato de alumínio como coagulante.

- As estações possuem flocluladores distintos. A Estação de Tratamento de Água dos Moinhos de Vento possui floclulador hidráulico (câmara de chicanas horizontal), e na Estação de São João os flocluladores são mecânicos.

10.2 - Características das E.T.As. Moinhos de Vento e São João.

As duas Estações de Tratamento de Água são do tipo convencional.

Na Estação de Tratamento de Água dos Moinhos

MES	C a r a c t e r í s t i c a				
	Temperatura	Turbidez	Cor	p.H.	Alcalinidade
Janeiro	26.8	36	158	6.5	26
Fevereiro	26.4	31	126	6.6	27
Março	24.4	33	116	6.4	27
Abril	20.4	35	145	6.4	25
Maió	18.4	35	150	6.5	25
Junho	14.6	40	142	6.6	21
Julho	14.3	52	140	6.5	19
Agosto	15.6	36	105	6.4	20
Setembro	17.2	24	74	6.5	23
Outubro	20.8	26	128	6.6	24
Novembro	22.3	44	170	6.5	22
Dezembro	24.1	38	154	6.4	26
Média anual	20.4	36	134	6.5	24

Tabela nº 8: Características físico-químicas da água bruta na Estação de Tratamento de Água dos Moinhos de Vento, durante o ano de 1976. (Médias mensais)

MES	C a r a c t e r í s t i c a				
	Temperatura	Turbidez	Cor	p.H.	Alcalinidade
Janeiro	26.6	27	113	6.1	25
Fevereiro	24.3	24	99	6.3	29
Março	22.8	32	114	6.3	26
Abril	19.7	37	145	6.3	23
Maió	17.5	36	147	6.3	24
Junho	14.4	35	155	6.3	22
Julho	14.6	50	165	6.3	20
Agosto	15.6	42	159	6.3	20
Setembro	16.8	25	122	6.3	21
Outubro	19.4	25	109	6.3	26
Novembro	21.0	41	153	6.4	22
Dezembro	26.6	29	117	6.1	25
Média anual	19.7	33	133	6.3	23

Tabela nº 9: Características físico-químicas da água bruta na Estação de Tratamento de Água de São João, durante o ano de 1976. (Médias mensais).

MES	E S T A Ç Ã O	
	Moinhos de Vento	São João
Janeiro	2.088.871	2.113.946
Fevereiro	1.902.035	1.893.978
Março	2.175.449	2.085.632
Abril	2.128.788	1.926.400
Maiο	2.090.210	1.987.350
Junho	1.984.869	1.903.000
Julho	2.002.708	2.082.900
Agosto	2.047.239	2.045.700
Setembro	1.857.501	2.151.800
Outubro	1.960.642	2.140.700
Novembro	1.912.030	2.151.700
Dezembro	2.177.108	2.048.520
Total	24.327.450	24.531.626

Tabela nº 10: Volume de água aduzida e tratada nas Estações de Tratamento dos Moinhos de Vento e São João, durante o ano de 1976. (m<sup>3</sup>)

nhos de Vento, a água bruta recebe o sulfato de alumínio na entrada da câmara de chicanas, e a seguir a água passa para um canal e vai para os decantadores, indo depois para os filtros. De acordo com os dados da tabela nº 10, a Estação de Tratamento de Água dos Moinhos de Vento, apresentou um volume médio de água tratada de 0,782 m<sup>3</sup>/s, durante o ano de 1976.

Na Estação de Tratamento de São João, a água bruta recebe o sulfato de alumínio no medidor venturi e é disperso no misturador rápido, indo a seguir para os flocculadores, decantadores e filtros. A Estação de São João apresentou um volume médio de água tratada de 0,789 m<sup>3</sup>/s, durante o ano de 1976 (segundo os dados da tabela nº 10).

10.3 - Determinação do gradiente de velocidade e tempo de permanência, na Estação de Tratamento dos Moinhos de Vento.

A figura nº 33, apresenta o esquema do flocculador hidráulico, câmara de chicanas horizontal.

- Cálculo do volume do flocculador

$$V = A_s \times h$$

onde:  $A_s$  = Área superficial

$h$  = altura

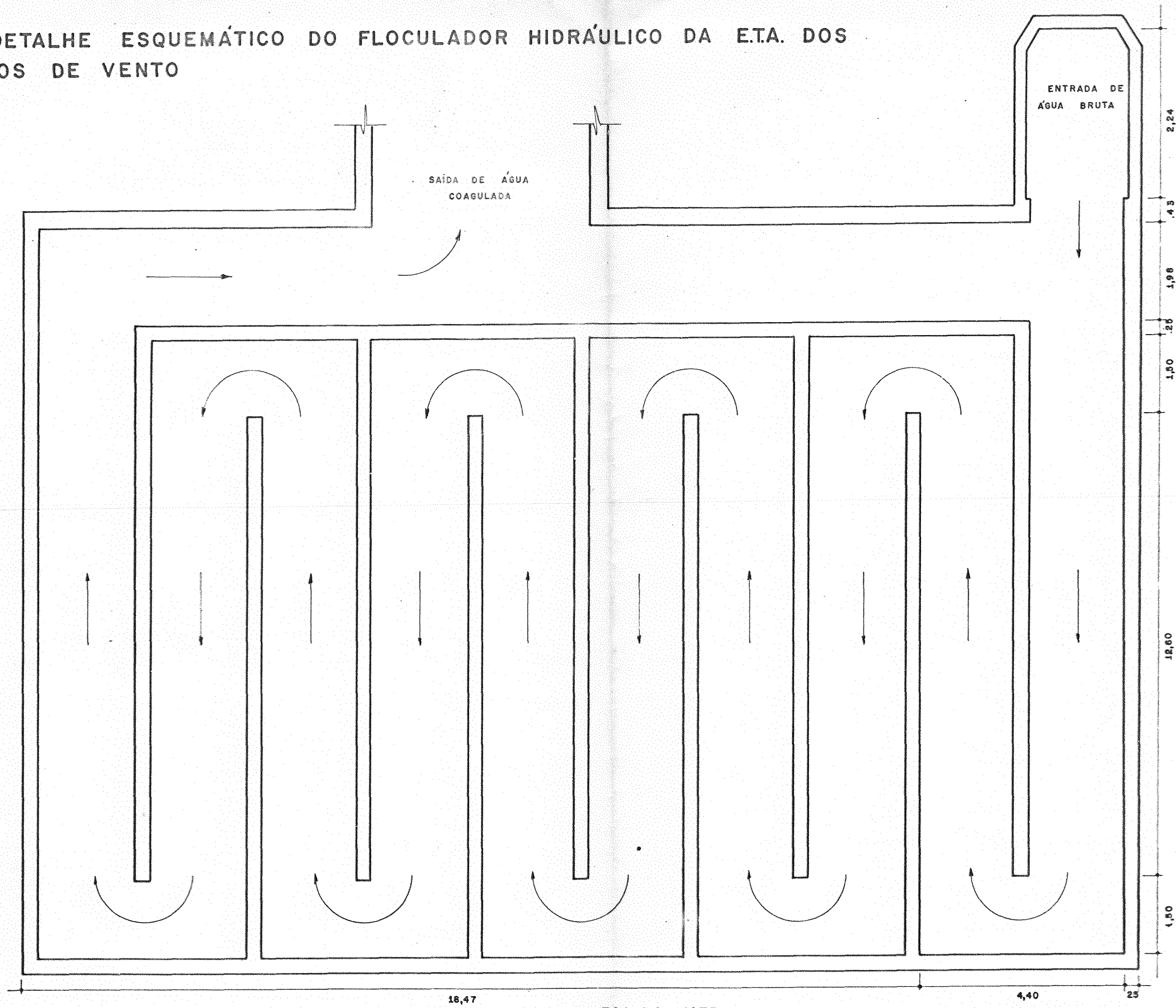
$$A_s = (14.60 + 0.20 + 1.78) 2.12 + (1.50 \times 0.20)9 + (14.60 \times 2.12)8 + (14.80 \times 2.12)$$

$$A_s = 316.84 \text{ m}^2$$

$$h = 1.97 \text{ m}$$

Observação: Na ocasião do levantamento, a quantidade de água aduzida era de 84000 m<sup>3</sup>/dia, e para este volume a altura da água no flocculador era de 1.97 m.

DETALHE ESQUEMÁTICO DO FLOCULADOR HIDRÁULICO DA ETA. DOS MOINHOS DE VENTO



ESCALA 1:75

Fig. nº 33

$$V = 316.84 \times 1.97$$

$$V = 624.18 \text{ m}^3$$

Para a obtenção do volume total foi computado um acréscimo de volume devido a inclinação do fundo,  $\Delta V_i$ .

$$\Delta V_i = 14.60 \times 22.72 \times 0.185/2$$

$$\Delta V_i = 30.68 \text{ m}^3$$

$$V_t = 624.18 + 30.68$$

$$V_t = 654.86 \text{ m}^3$$

### Vazão da Estação

A partir do volume de água aduzida (84000 m<sup>3</sup>/dia) foi calculada a vazão da estação.

$$Q = \frac{84000}{24 \times 60 \times 60}$$

$$Q = 0.972 \text{ m}^3/\text{s}$$

### Cálculo da Velocidade

$$Q = A_t \times V$$

Onde: Q = vazão

A<sub>t</sub> = área transversal

V = velocidade

$$A_t = 2.12 \times 1.97$$

$$A_t = 4.18 \text{ m}^2$$

$$V = \frac{Q}{A_t}$$

$$V = \frac{0.972}{4.18}$$

$$V = 0,233 \text{ m/s}$$



Cálculo do Tempo de Permanência

$$V = Q \cdot t$$

Onde: V = Volume do flocculador

Q = Vazão

t = Tempo de permanência

$$t = \frac{V}{Q}$$

$$t = \frac{654.86}{0.972}$$

$$t = 673.72 \text{ s}$$

$$t = 11.23 \text{ minutos}$$

Cálculo da Perda de Carga

$$h_f = h_1 + h_2$$

Onde:  $h_f$  = perda de carga final

$h_1$  = perda de carga nas mudanças de direção.

$h_2$  = perda de carga nos trechos retos.

$$h_1 = K \cdot N \cdot \frac{V^2}{2g} \quad (13)$$

Onde: K = constante empírica. Normalmente toma-se K = 3.5, mas na realidade K varia de 2.0 a 4.0 dependendo da rugosidade das chicanas, da distância entre a extremidade da chicana e a parede, da temperatura, da viscosidade da água, do formato da extremidade das chicanas

(quadrada ou arredondada),  
etc.

No caso, devido as condições do flocculador tomou-se  $K = 4.0$

$N$  = número de chicanas

$V$  = velocidade

$g$  = aceleração da gravidade

$$h_1 = 4.0 \times 9 \times \frac{0,233^2}{2 \times 9.81}$$

$$h_1 \cong 0.10 \text{ m}$$

$$h_2 = \frac{(Vn)^2}{R^{4/3}} \cdot L \quad (13)$$

Onde:  $V$  = velocidade

$n$  = coeficiente de Manning  
( $n = 0.013$ )

$R$  = raio médio hidráulico

$$(R = \frac{A}{P})$$

$L$  = comprimento do canal

$$h_2 = \frac{(0,233 \times 0.013)^2}{\left(\frac{4.176}{6.06}\right)^{4/3}} \times 147.98$$

$$h_2 = 0.00223 \text{ m}$$

$$h_f = 0.10 + 0.00223$$

$$h_f = 0.10223 \text{ m}$$

$$h_f = 10.223 \text{ cm}$$

Observação: A perda de carga real do flocculador é de aproximadamente 20 cm. A diferença entre a perda de carga teórica e a perda de carga real é devida as condições especiais do flocculador, e provavelmente devido a inadequação dos coeficientes teóricos utilizados.

#### Cálculo do Gradiente de Velocidade

No cálculo do gradiente de velocidade foi utilizado o gráfico que fornece o gradiente de velocidade em função da perda de carga total,  $h_f$ , e do tempo de permanência,  $t$ , (13).

$$\begin{array}{l} h_f = 20 \text{ cm} \\ t = 673,72 \text{ s} \end{array} > G = 53 \text{ s}^{-1} (t = 12^\circ\text{C})$$

Para  $t = 20^\circ\text{C}$ , temos;

$$G = G \times f$$

$$G = 53 \times 1.108$$

$$G \approx 59 \text{ s}^{-1}$$

Observação: O gradiente médio nos flocculadores de chicanas deve estar compreendido entre  $30$  e  $60 \text{ s}^{-1}$  (13).

O gradiente de velocidade é muito maior nas voltas de  $180^\circ$  que nos trechos retos, devido a grande perda de carga que se verifica nas voltas de  $180^\circ$ .

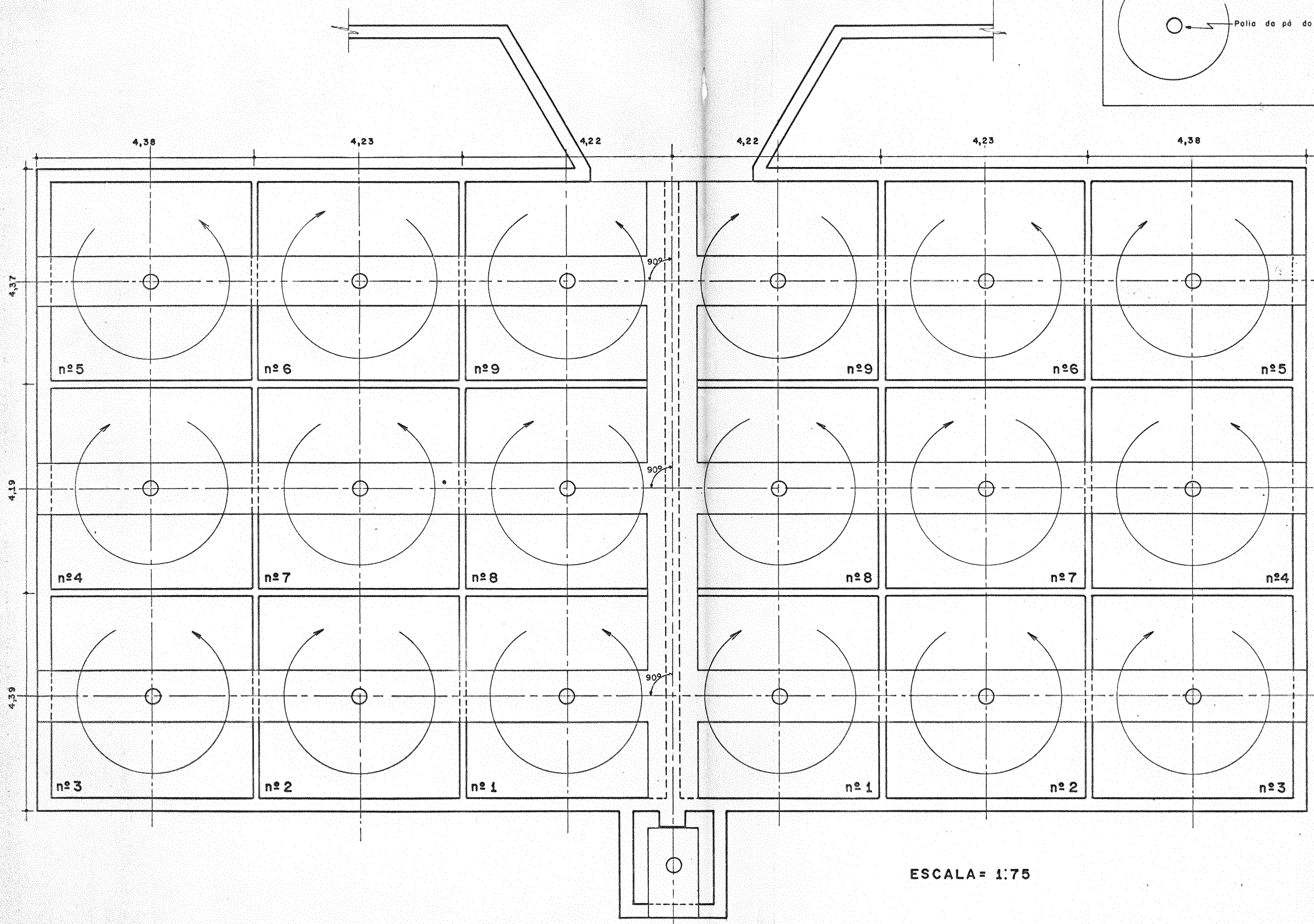
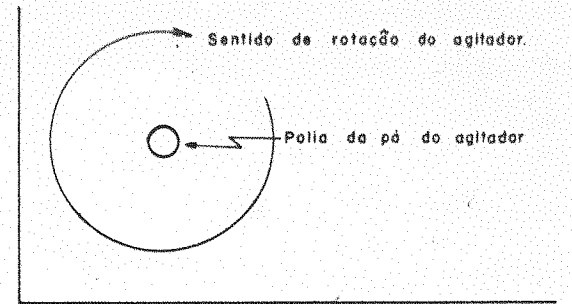
#### 10.4 - Determinação do gradiente de velocidade e tempo de permanência, na Estação de Tratamento de São João.

A figura nº 34, apresenta o esquema dos flocculadores mecânicos existentes na Estação de São João.

#### - Cálculo do volume dos flocculadores.

Existem dois flocculadores, cada um possui

# DETALHE ESQUEMÁTICO DOS FLOCULADORES DA ETA. SÃO JOÃO



ESCALA = 1:75

Fig nº 34

9 câmaras. Os agitadores são do tipo vertical com uma pa-  
lheta horizontal (figura nº 35).

a) Floculador nº 1.

$$\text{Câmara nº 1} \rightarrow 4.04 \times 4.05 \times 3.76 = 61,52\text{m}^3$$

$$\text{Câmara nº 2} \rightarrow 4.10 \times 4.08 \times 3.76 = 62,90\text{m}^3$$

$$\text{Câmara nº 3} \rightarrow 4.07 \times 4.03 \times 3.76 = 61,67\text{m}^3$$

$$\text{Câmara nº 4} \rightarrow 4.03 \times 4.06 \times 3.76 = 61,52\text{m}^3$$

$$\text{Câmara nº 5} \rightarrow 4.05 \times 4.05 \times 3.76 = 61,67\text{m}^3$$

$$\text{Câmara nº 6} \rightarrow 4.06 \times 4.03 \times 3.76 = 61,52\text{m}^3$$

$$\text{Câmara nº 7} \rightarrow 4.08 \times 4.06 \times 3.76 = 62,28\text{m}^3$$

$$\text{Câmara nº 8} \rightarrow 4.06 \times 4.06 \times 3.76 = 61,98\text{m}^3$$

$$\text{Câmara nº 9} \rightarrow 4.05 \times 4.03 \times 3.76 = 61,37\text{m}^3$$

Observação: Na ocasião do levantamento, a vazão da estação  
era  $0,890 \text{ m}^3/\text{s}$  e a altura da água no flocula-  
dor era  $3.76 \text{ m}$ .

$$V = \sum_{n=1}^{n=9} V_{c_n} + \Delta V_i$$

Onde:  $V$  = volume do floculador

$\sum_{n=1}^{n=9} V_{c_n}$  = somatório do volume  
das câmaras

$\Delta V_i$  = acréscimo de volume devi-  
do a inclinação do fundo

$$V = (61,52 + 62,90 + 61,67 + 61,52 + 61,67 +  
61,52 + 62,28 + 61,98 + 61,37) + 12.20 \times  
12.14 \times 0.38/2.$$

$$V = 556.44 + 28.14$$

$$V = 584.58 \text{ m}^3$$

DETALHE ESQUEMÁTICO DA CÂMARA DE FLOCULAÇÃO COM O AGITADOR DE EIXO VERTICAL (São João)

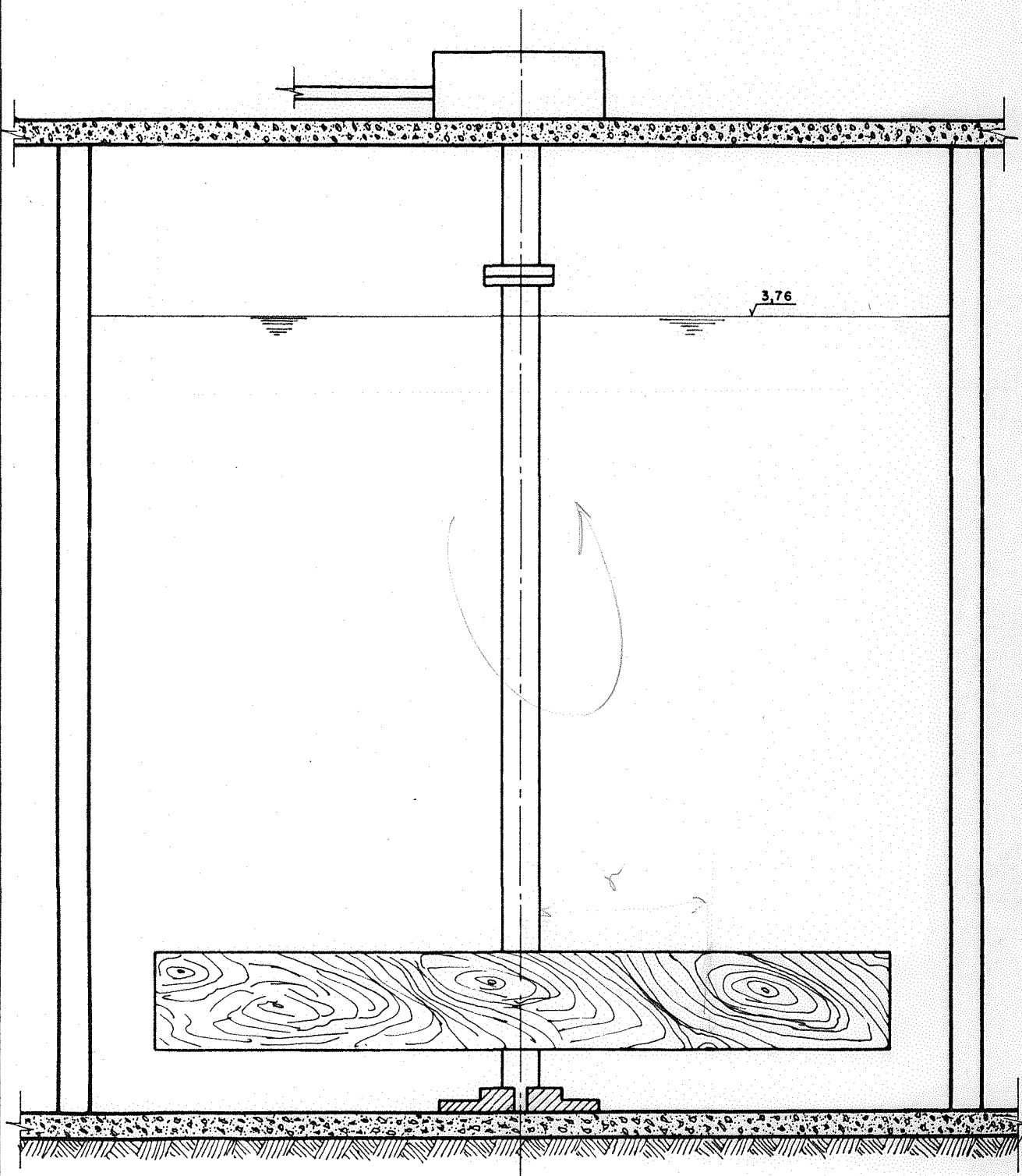


Fig. nº 35

b) Flocculador nº 2.

- Câmara nº 1 → 4.05 x 4.03 x 3.76 = 61,37m<sup>3</sup>
- Câmara nº 2 → 4.10 x 4.01 x 3.76 = 61,82m<sup>3</sup>
- Câmara nº 3 → 4.04 x 4.06 x 3.76 = 61,67m<sup>3</sup>
- Câmara nº 4 → 4.05 x 4.04 x 3.76 = 61,52m<sup>3</sup>
- Câmara nº 5 → 4.04 x 4.05 x 3.76 = 61,52m<sup>3</sup>
- Câmara nº 6 → 4.04 x 4.08 x 3.76 = 61,98m<sup>3</sup>
- Câmara nº 7 → 4.07 x 4.07 x 3.76 = 62,28m<sup>3</sup>
- Câmara nº 8 → 4.06 x 4.09 x 3.76 = 62,44m<sup>3</sup>
- Câmara nº 9 → 4.02 x 4.03 x 3.76 = 60,91m<sup>3</sup>

$$V = \sum_{n=1}^{n=9} V_{cn} + \Delta V_i$$

$$V = (61,37 + 61,82 + 61,37 + 61,52 + 61,52 + 61,98 + 62,28 + 62,44 + 60,91) + 12.20 \times 12.14 \times 0,38 / 2$$

$$V = 555,51 + 28,14$$

$$V = 579,65 \text{ m}^3$$

Para fins de cálculo vamos tomar:

$$V = 580 \text{ m}^3 \text{ (volume do flocculador) } / 9 \text{ câmaras}$$

$$V_c = 64.44 \text{ m}^3 \text{ (volume por câmara)}$$

- Vazão por flocculador

$$Q = 0.890 \text{ m}^3/\text{s}$$

Como são dois flocculadores, temos:

$$Q_f = \frac{0.890}{2}$$

$$Q_f = 0.445 \text{ m}^3/\text{s}$$

- Cálculo do tempo de permanência

$$V = Q \cdot t$$

$$t = V/Q$$

$$t = \frac{580}{0.445}$$

$$t = 1303,37 \text{ s}$$

$$t = 21,72 \text{ minutos}$$

- Cálculo da potência dissipada

$$P = 12600 C_D \frac{(1-K)^3}{V} \cdot A r^3 \cdot n^3 \quad (13)$$

Onde: P = potência dissipada na câmara

$C_D$  = coeficiente de arrasto das palhetas. O coeficiente de arrasto é função do comprimento e da largura das palhetas.

$$C_D = 1,26 \quad (10)$$

K = constante empírica, de acordo com Fair,  $K = 0,25$  (13)

V = volume da câmara

$Ar^3$  = produto da área da palheta, pela distância ao eixo de rotação elevado ao cubo

n = número de rotações por segundo

$$P = 12600 \times 1,26 \times \frac{(1-0,25)^3}{64,44} \times \frac{3.70}{2} \times 0.45 \times \left(\frac{3.70}{4}\right)^3 \times 2 \cdot n^3$$

$$P = 136,96 n^3$$

a) Câmaras nº 1, nº 2 e nº 3.

$$n = 2.5 \text{ R.P.M.}$$

$$n = 0,042 \text{ R.P.S.}$$

$$P = 136,96 \times 0,042^3$$

$$P = 0,010 \text{ Kg. m/m}^3 \cdot \text{s}$$



$$P = \frac{0,010 \times 1000 \times 100}{1000000} \text{ g} \cdot \text{cm/cm}^3 \cdot \text{s}$$

$$P = 0,0010 \text{ g} \cdot \text{cm/cm}^3 \cdot \text{s}$$

b) Câmaras nº 4, nº 5 e nº 6.

$$n = 1.5 \text{ R.P.M.}$$

$$n = 0,025 \text{ R.P.S.}$$

$$P = 136,96 \times 0,025^3$$

$$P = 0,0021 \text{ Kg} \cdot \text{m/m}^3 \cdot \text{s}$$

$$P = 0,00021 \text{ g} \cdot \text{cm/cm}^3 \cdot \text{s}$$

c) Câmaras nº 7, nº 8 e nº 9.

$$n = 1.0 \text{ R.P.M.}$$

$$n = 0,017 \text{ R.P.S.}$$

$$P = 136,96 \times 0,017^3$$

$$P = 0,0067 \text{ Kg} \cdot \text{m/m}^3 \cdot \text{s}$$

$$P = 0,00067 \text{ g} \cdot \text{cm/cm}^3 \cdot \text{s}$$

- Cálculo do gradiente de velocidade

$$G = \frac{\sqrt{P \cdot 981}}{\mu} \quad (13)$$

Onde: G = gradiente de velocidade

$\mu$  = viscosidade

P = potência dissipada

a) Câmaras nº 1, nº 2 e nº 3.

$$G = \sqrt{\frac{0,0010 \times 981}{0,01009}}$$

$$G = 9,86 \text{ s}^{-1}$$

b) Câmaras nº 4, nº 5 e nº 6.

$$G = \frac{\sqrt{0,00021 \times 981}}{0,01009}$$

$$G = 4,52 \text{ s}^{-1}$$

c) Câmaras nº 7, nº 8 e nº 9.

$$G = \frac{\sqrt{0,00067 \times 981}}{0,01009}$$

$$G = 2,55 \text{ s}^{-1}$$

#### 10.5 - Determinação das dosagens médias nas E.T.As. Moinhos de Vento e São João.

A tabela nº 11, elaborada com os dados do relatório anual de 1976, apresenta o volume mensal de água aduzida e tratada e o consumo mensal de sulfato de alumínio, durante o ano de 1976, nas duas Estações de Tratamento de Água. As dosagens médias de sulfato de alumínio foram calculadas a partir dos dados da referida tabela.

a) Dosagem média na E.T.A. Moinhos de Vento

O volume anual de água aduzida e tratada, no ano de 1976 foi de 24327450 m<sup>3</sup>, e o consumo anual de sulfato de alumínio foi de 1184107 Kg, logo a dosagem média durante o ano de 1976 foi a seguinte:

$$D_m = \frac{1184707}{24327450}$$

$$D_m = 0,0487 \text{ Kg/m}^3$$

$$D_m = 48,7 \text{ g/m}^3$$

MES	Moinhos de Vento		São João	
	Volume (m <sup>3</sup> )	Consumo (Kg)	Volume (m <sup>3</sup> )	Consumo (Kg)
Janeiro	2088871	99099	2113946	60312
Fevereiro	1902035	82284	1893978	49065
Março	2175449	96109	2085632	61564
Abril	2128788	97969	1926400	59640
Maió	2090210	97891	1987350	59952
Junho	1984869	102230	1903000	58884
Julho	2002708	107640	2082900	67494
Agosto	2047269	111984	2045700	67958
Setembro	1857501	96164	2151800	60900
Outubro	1960642	87791	2140700	58660
Novembro	1912030	106090	2151700	65792
Dezembro	2177108	98856	2048520	61812
Total	24327450	1184107	24531626	732033

Tabela nº 11: Volume de água aduzida e tratada e consumo de sulfato de alumínio (dados mensais), nos Moinhos de Vento e em São João, durante o ano de 1976.

b) Dosagem média na E.T.A. de São João

Na E.T.A. de São João o volume anual de água aduzida e tratada foi de 24531626 m<sup>3</sup>, e o consumo anual de sulfato de alumínio foi de 732033 Kg, logo a Estação de Tratamento de Água de São João apresentou a seguinte dosagem média durante o ano de 1976:

$$D_m = \frac{732033}{2453626}$$

$$D_m = 0,0298 \text{ Kg/m}^3$$

$$D_m = 29,8 \text{ g/m}^3$$

10.6 - Determinação do custo de coagulante por m<sup>3</sup> de Água nas E.T.As. Moinhos de Vento e São João.

De acordo com os dados da tabela nº 11, foram determinadas as dosagens médias das duas E.T.As., durante o ano de 1976. A E.T.A. dos Moinhos de Vento apresentou uma dosagem média de 0,0487 Kg/m<sup>3</sup> e a E.T.A. de São João apresentou uma dosagem média de 0,0298 Kg/m<sup>3</sup>.

Os custos de coagulante por m<sup>3</sup> de água tratada, considerando-se que o preço médio do sulfato durante o ano de 1976 foi de Cr\$ 0,967/Kg, foram os seguintes:

a) Moinhos de Vento

$$0,0487 \times 0,967 = \text{Cr\$ } 0,0471/\text{m}^3$$

b) São João

$$0,0298 \times 0,967 = \text{Cr\$ } 0,0288/\text{m}^3$$

10.7 - Determinação da redução da turbidez e da cor, após a coagulação-floculação, nas E.T.As. Moinhos de Vento e São João. Estudo prático de laboratório.

Este estudo prático de laboratório, teve como objetivo a determinação da redução da turbidez e da cor da água após a coagulação-floculação.

a) Técnica empregada

Duas amostras de aproximadamente 900 ml eram retiradas na saída do floculador. Estas amostras ficavam sedimentando durante 30 minutos no copo, a seguir com uma pipeta graduada retirava-se da parte superior de cada copo (a pipeta era mantida sempre 2 centímetros abaixo do nível d'água) 150 ml de água. Estas amostras eram misturadas e homogeneizadas no laboratório, resultando uma amostra para a determinação da turbidez e da cor. Na ocasião do ensaio determinava-se também a turbidez e a cor da água bruta.

A dosagem de sulfato de alumínio, que estava sendo utilizado na ocasião do ensaio era fornecida pelo operador da estação.

b) Equipamento empregado

- Copos para colher as amostras (1000ml e 500 ml)
- Pipeta graduada (200 ml)
- Turbidimeter "Hach", modelo 1860-A (Moinhos de Vento)
- Hellige Turbidimeter (São João)
- Colorímetro Água Tester Hellige (Moinhos de Vento)
- Colorímetro de tubos de Nessler (São João).

c) Resultados obtidos

Foram realizados 16 ensaios diários e os seus resultados são apresentados nas tabelas nº 12 (Moinhos de Vento) e nº 13 (São João).

Na Estação de Tratamento de Água dos Moinhos de Vento e redução média de turbidez, após a coagulação-floculação foi de 76,10%, enquanto que em São João a redução média de turbidez foi de 85,24%. A redução média de cor, após a coagulação-floculação, nos Moinhos de Vento foi de 80,34%, enquanto que em São João foi de 84,40%.

10.8 - Determinação do tempo ótimo de floculação da água bruta.

Os ensaios de "Jar Test", efetuados em laboratório, possibilitam a determinação do tempo ótimo de floculação para a água bruta.

Os resultados dos ensaios estão apresentados nas tabelas nº 14 e nº 15, e de acordo com os mesmos, o tempo ótimo de floculação é de 45 minutos.

A dosagem do sulfato de alumínio do ensaio foi a dosagem que estava sendo utilizada pela estação.

10.9 - Conclusões

a) Os tempos calculados de detenção nos flocladores das duas E.T.As. são muito inferiores ao tempo ótimo de floculação determinado no "Jar Test". O tempo insuficiente de floculação ocasiona a formação de flocos leves e pouco resistentes, que dificulta a obtenção de uma boa remoção nos decantadores e sobrecarrega os fil tros.

Ensaio	Água Bruta		Água coagulada		Redução de Turbidez %	Redução de cor %	Dosagem
	Turbidez	Cor	Turbidez	Cor			
1º	30	100	7.6	20	74,7	80,0	42.5
2º	33	90	7.2	25	78,2	72,2	42.3
3º	36	115	6.6	20	81,7	82,6	36.2
4º	27	90	6.6	19	75,6	78,9	36.6
5º	36	100	6.2	15	82,8	85,0	36.6
6º	25	80	6.8	18	72,8	77,5	29,5
7º	25	90	7.4	20	70,4	77,8	40.3
8º	23	80	6.8	15	70,4	81,2	36.7
9º	28	90	8.0	18	70,4	80,0	32.4
10º	28	90	7.3	20	73,9	77,2	40.9
11º	30	100	5.9	15	80,3	85,0	33.8
12º	41	120	7.4	20	81,9	83,3	38.8
13º	42	120	9.1	20	78,3	83,3	38.7
14º	45	110	9.2	25	79,6	77,3	37.6
15º	45	120	12.0	23	73,3	80,8	42.5
16º	45	120	12.0	20	73,3	83,3	41.1

Tabela nº 12: Resultados obtidos na Estação de Tratamento de Água dos Moinhos de Vento.

Ensaio	Água Bruta		Água coagulada		Redu- ção de Turbi- dez %	Redu- ção de cor %	Dosagem
	Turbidez	Cor	Turbidez	Cor			
1º	22	90	3.3	18	85,0	80,0	31.1
2º	22	100	3.8	16	82,7	84,0	28.5
3º	24	100	3.2	20	86,7	80,0	29.2
4º	20	100	3.0	15	85,0	85,0	26.7
5º	35	130	4.1	25	88,3	80,8	25.9
6º	30	100	4.2	15	86,0	85,0	29.3
7º	22	140	3.4	17	84,5	87,9	26.4
8º	22	100	4.2	15	80,9	85,0	26.9
9º	20	100	4.1	17	79,5	83,0	29.3
10º	23	80	3.5	12	84,8	85,0	28.0
11º	40	120	4.1	13	89,7	89,2	26.4
12º	40	100	3.8	14	90,5	86,0	26.3
13º	36	80	5.1	20	85,8	75,0	29.6
14º	50	130	5.4	15	89,2	88,5	28.8
15º	60	180	10.8	27	82,0	85,0	29.9
16º	50	200	8.2	18	83,6	91,0	30.5

Tabela nº 13: Resultados obtidos na Estação de Tratamento de Água de São João.



Tempo de Floculação	Turbidez Remanescente	Cor Remanescente
15	6.8	20
20	6.3	15
25	4.5	12
30	4.0	7
35	3.7	7
40	3.4	7

Tabela nº 14: Ensaio de "Jar Test" (28)

Mistura rápida - 100 R.P.M, 1 minuto

Mistura lenta - 40 R.P.M, 15 minutos  
a 40 minutos

Tempo de sedimentação - 30 minutos

Características da água bruta:

a) Temperatura - 21,5°C

b) Turbidez - 35

c) Cor - 100

d) p.H. - 6.7

e) Alcalinidade - 27

Tempo de Floculação	Turbidez Remanescente	Cor Remanescente
25	6.2	7
30	5.0	7
35	4.6	7
40	4.6	5
45	3.9	5
50	4.1	5

Tabela nº 15: Ensaio de "Jar Test" (28)

Mistura rápida - 100 R.P.M, 1 minuto

Mistura lenta - 40 R.P.M, 25 minutos  
a 50 minutos

Tempo de sedimentação - 30 minutos

Características da água bruta:

a) Temperatura - 21,5<sup>0</sup>C

b) Turbidez - 35

c) Cor - 100

d) p.H. - 6.7

e) Alcalinidade - 28

Na Estação de Tratamento dos Moinhos de Vento o tempo insuficiente de floculação pode ser apontado como a principal causa da pouca eficiência da clarificação.

b) A natureza da água bruta das duas instalações é a mesma, pois a captação é única. As diferenças de qualidade verificadas são devidas principalmente ao equipamento e operadores envolvidos, que diferem de uma para a outra.

c) Como o melhor gradiente de velocidade se situa entre 30 e 60  $s^{-1}$  (13), vê-se que o gradiente de velocidade nos Moinhos de Vento (59  $s^{-1}$ ) está muito próximo do limite superior. O gradiente de velocidade elevado ocasiona ruptura dos flocos principalmente no final do condicionamento onde deveria ser mais baixo.

Na Estação de Tratamento de São João os gradientes de velocidade estão muito próximos do limite inferior. Segundo Fair e Gemmel (1963) a faixa de gradiente de velocidade deve estar compreendida entre 20 e 40  $s^{-1}$  (13). Os dispositivos de entrada e saída nas câmaras ocasionam gradientes de velocidade reais maiores que os gradientes calculados.

d) Com uma dosagem média 63,42% maior, a Estação dos Moinhos de Vento apresenta:

- Redução média de turbidez 9,14% menor que a Estação de São João. (Água floculada em relação à água bruta).

- Redução média de cor 4,06% menor que a Estação de São João. (Água floculada em relação à água bruta).

e) A Estação de Tratamento dos Moinhos de Vento apesar de ter tratado menor quantidade de água ....

(204176 m<sup>3</sup> a menos), durante o ano de 1976, gastou aproximadamente Cr\$ 437155,09 a mais em sulfato de alumínio que a Estação de Tratamento de São João e apresentou uma clarificação inferior, principalmente devido às condições deficientes da floculação.

A diferença de custo é ainda maior, pois, não estamos considerando o consumo adicional de cal nos Moinhos de Vento, para suprir a necessidade de alcalinidade, em face das maiores dosagens de sulfato de alumínio.

A comparação feita entre a floculação nas duas E.T.As. demonstra cabalmente a grande importância econômica e sanitária que o processo de coagulação-floculação desempenha no tratamento de água.

## BIBLIOGRAFIA

- 1 - FORN, Carlos J. et alii. Tratamiento de las aguas y líquidos cloacales. Buenos Aires, s. ed., 1938. 576 p.
- ② - AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION. Água, tratamento e qualidade. Rio de Janeiro, USAID, 1964. 465 p.
- ③ - COHEN, Jesse M. & HANNAH, Sidney A. Coagulação e floculação. s.n.t. 54f. (Apostila do Curso sobre tratamento de água com alta taxa de rendimento).
- ④ - FAIR, Gordon Maskew; GEYR, John Charles; OKUN, Daniel Alexander. Purificación de águas tratamento y Remoción de águas residuales. In: Ingeniería sanitaria y de águas residuales. Mexico, Limusa, 1973. V.2
- 5 - STEEL, Ernest W. Abastecimento d'água; sistemas de esgotos. Rio de Janeiro, USAID, 1966. 866p.
- 6 - BABBIT, Harold E; DOLAND, James J.; CLEASBY, John L. Abastecimento de água. São Paulo, Edgard Blücher, 1973. 592.
- 7 - DEGRÉMONT, Gilbert. Mémento technique de l'eau, 1972 1097p.
- 8 - HAMMER, Mark J. Water and waste-water technology. New York, John Wiley, 1975. 502p.
- 9 - SESP. Apostilas. s.n.t. - c. 27-8.
- 10- CETESB. Técnica de abastecimento e tratamento de água. São Paulo, 1974. V.2
- ⑪ MUGELE, G.F. & WISEMAN, A. Water treatment. London, George Newnes, 1958. 141p.

- 12- SKEAT, William Oswald, ed. Water quality and treatment. In: Manual of british water engineering practice. 4. ed. London, Institution of Water Engineering , 1969. V.3
- 13- ARBOLEDA VALENCIA, Jorge. Teoria, diseño y control de los procesos de clarificación del agua. Lima, CEPIS, 1973. 558p.
- 14- SAWYER, Clair N. & McCARTY, Perry L. Chemistry for sanitary engineers. 2. ed. Tokyo, Kogakusha, 1967. 518p.
- 15- OHLWEILLER, Otto Alcides. Introdução à química geral. Porto Alegre, Globo, 1967.
- 16- VILLAR, G.E. Colóides. Montevideo, Ligu, 1963.
- 17- SHAW, Duncan J. Introdução à química dos colóides e de superfícies. São Paulo, Edgard Blücher, 1975.
- 18- STATE of the art of coagulation; commutter Report . Journal of American Water Works Association, New York, 63 (2): 99-108, Feb. 1971.
- 19- COMMITTEE ON COAGULATION AND RESEARCH COMMITTEE ON COLOR PROBLEMS. Coagulations and color problems. Journal of American Water Works Association, New York, 62 (5): 311-4, May, 1970.
- 20- SURSAN. Técnicas modernas de tratamento de água. v.1.
- 21- HUDSON, Herbert E., Jr. Physical aspects of flocculation. Journal of American Water Works Association, New York , 57 (7): 885-92, July, 1965.
- 22- CHAUDHURI, Malay & ENGELBRECHT, Richard S. Removal of viruses from water by chemical coagulation and flocculation. Journal of American Water Works Association, New York, 62 (9): 563-7, Sept. 1970.

- 23- MANWARING, James F. et alii. Removal of viruses by coagulation and flocculation. Journal of American Water Works Association, New York, 63 (5): 298 - 300, May, 1971.
- 24- FREITAS, Amadeu da Rocha. A transmissão de virus por via hídrica e a eficiência relativa dos processos usuais de tratamento de água e esgoto na sua remoção. Porto Alegre, Instituto de Pesquisas Hidráulicas da UFRGS, 1971. 25f.
- 25- BIER, Otto. Bacteriologia e imunologia.
- 26- CENTRO PANAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y CIENCIAS DEL AMBIENTE. Polímeros naturales y su aplicación como ayudantes de floculación. Lima, 1975. 32p.
- 27- PARLATORE, Antonio Carlos. Misturadores e floculadores mecanizados; padronização e dimensionamento. Revista DAE, São Paulo 88:61-92, dez. 1972.
- 28- AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION. Processos simplificados para exame e análise da água. São Paulo, Faculdade de Saúde Pública, 1970. 276p.
- 29- SIMPOSIO SOBRE NUEVOS MÉTODOS DE TRATAMIENTO DE AGUA, Assunción, 1972. Memórias. Lima, CEPIS, 1973. 625p.
- 30- HARDENBERGH, W.A. Abastecimento e purificação da água. 3. ed. Rio de Janeiro, USAID, 1964.