

Coagulação e filtração direta ascendente

Luiz Di Bernardo (1)
Carlos Gomes da Nave Mendes (2)

Resumo

Considerando-se a grande potencialidade da filtração direta ascendente como uma tecnologia apropriada para o tratamento de águas de abastecimento e a influência marcante da coagulação, o presente trabalho foi realizado com o objetivo de apresentar resultados de pesquisas recentes sobre os mecanismos de desestabilização de partículas coloidais e investigar, em uma instalação-piloto, a influência do pH de coagulação na eficiência de remoção de impurezas nesse sistema de tratamento.

Com base na literatura consultada e no trabalho experimental realizado, concluiu-se que o pH é o principal parâmetro de controle da coagulação com sulfato de alumínio de águas superficiais que são submetidas a filtração direta ascendente, indicando que, realmente, o mecanismo de absorção é o principal responsável pela eficiência de remoção das impurezas, possibilitando que sejam empregadas dosagens de coagulante bem menores que aquelas utilizadas em uma estação convencional, chegando-se, em alguns casos, às reduções compreendidas entre 50% e 75%.

Os autores desejam expressar seu profundo agradecimento à Fapesp-Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, pelo auxílio financeiro concedido para a montagem da instalação-piloto (Processo n.º 832002-0) e à bolsa de mestrado do co-autor desse trabalho (Processo 83/0541-4). Os agradecimentos são também extensivos ao SAAE de São Carlos por permitir a montagem da instalação junto às dependências da Estação de Tratamento de Água.

1 Introdução

A filtração direta ascendente é uma tecnologia que tem sido empregada em sistemas de tratamento de águas para abastecimento desde o século passado por diversos países europeus. No Brasil, o número de instalações em funcionamento ainda é relativamente

pequeno, porém, após a publicação dos resultados de diversas pesquisas realizadas na Escola de Engenharia de São Carlos — USP, tornou-se crescente o interesse de muitas companhias de saneamento de alguns Estados brasileiros, algumas já possuindo inúmeras estações de tratamento em funcionamento empregando essa tecnologia.

Não obstante a existência de indicações quanto à economia de coagulante na filtração direta ascendente (2, 16) quando comparada a uma estação completa, com unidades independentes de mistura rápida, floculação, sedimentação e filtração descendente, as dosagens ótimas de produtos químicos estão intimamente relacionadas com o mecanismo de desestabilização das partículas coloidais presentes na água bruta, constituindo um problema crítico na operação de sistemas de filtração direta, pois a eficiência da filtração depende fundamentalmente da coagulação.

Considerando esses aspectos e a grande importância dessa tecnologia como uma das principais alternativas por realizar o tratamento de águas de abastecimento, o presente trabalho foi realizado com o objetivo de apresentar os resultados de pesquisas recentes sobre os mecanismos de desestabilização de partículas coloidais, aplicando tais conceitos na operação de uma instalação direta ascendente.

2 Mecanismos de desestabilização de partículas coloidais

2.1 Considerações iniciais

Quando se adiciona um coagulante à água, o volume total de partículas em suspensão cresce com o aumento da dosagem do mesmo. Essa é a razão pela qual, para separar os flocos se recorre, muitas vezes, à sedimentação, a fim de que seja reduzida a quantidade de sólidos suspensos, pois é limitada à capacidade de armazenamento dos poros do meio filtrante.

No tratamento de água bruta com baixa quantidade de sólidos suspensos, a coagulação, seguida da floculação, sedimentação e filtração, resulta um processo antieconômico, pois

tem-se que aplicar uma dosagem elevada de produtos químicos para se produzir um precipitado volumoso, capaz de agregar as partículas coloidais para posterior sedimentação. Nesse caso e mesmo quando a água bruta apresenta teores moderados de sólidos suspensos é preferível optar-se pelo processo de filtração direta ascendente onde a capacidade de armazenamento de sólidos é aumentada consideravelmente, não só devido à ação efetiva de toda camada de areia, que possui porosidade decrescente, como também pela presença da camada de pedregulho, onde podem ocorrer a floculação e retenção de grande parte das partículas presentes no afluente (8).

Na filtração direta ascendente, é adicionada à água bruta uma quantidade de coagulante necessária, somente para a produção de microflocos de pequeno volume e compactos que sejam filtrados diretamente, antes que tenha decorrido um tempo suficiente para o crescimento de hidratação.

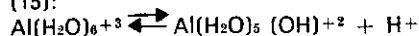
A dosagem ótima de coagulante, que produz a maior eficiência de remoção de sólidos na sedimentação, não é a mesma que produz o melhor efluente no processo de filtração direta. A dosagem ótima de coagulante para o processo de sedimentação é aquela que produz uma desestabilização total dos colóides causadores de cor e turbidez, enquanto a eficiência é otimizada no processo de filtração direta através de uma desestabilização parcial, ou seja, com uma dosagem de coagulante inferior à dosagem ótima determinada nos ensaios de floculação. Tem-se encontrado na prática que, dosagens inferiores a 30% da dosagem ótima determinada nos ensaios de jarras conduzem aos melhores resultados durante a filtração direta. Esse resultado coincide aproximadamente com os dados obtidos pela experiência efetuada por Shull (citado em 17) na estação de tratamento de Crum Creech (USA), na qual, ao diminuir a dosagem de sulfato de alumínio de 13,7 mg/l, a turbidez da água filtrada foi reduzida de 0,17 UT, apesar de serem cada vez piores os resultados obtidos nos en-

(1) Professor Livre-docente da Escola de Engenharia de São Carlos — USP.
(2) Engenheiro Civil — Mestre em Hidráulica e Saneamento.

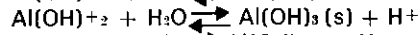
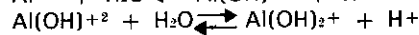
saio de jarras para dosagens menores que a ótima.

2.2 Hidrólise de sulfato de alumínio em solução

Quando o sulfato de alumínio é dissolvido na água, os íons de sulfato são dispersos através do líquido simplesmente como SO_4^{2-} , ou ainda como compostos complexos de sulfato-alumínio ($AlSO_4^+$). Porém, o íon metálico Al^{+3} pode ser hidratado, coordenando seis moléculas de água e formando o íon aquometálico $Al(H_2O)_6^{+3}$ que, devido à sua elevada carga, possui grande tendência de liberar prótons, sendo, portanto, ácido em soluções aquosas. Dependendo do pH da solução e das várias constantes de equilíbrio envolvidas, as seguintes reações de hidrólise podem ocorrer (15):



Omitindo-se as moléculas de água de coordenação, por conveniência, tem-se:



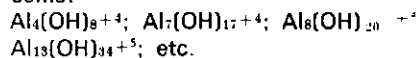
Devido à ocorrência dessas reações, os íons de Al^{+3} são encontrados em solução, somente quando o valor de pH é baixo. Com o aumento do valor de pH da solução aquosa, o equilíbrio é deslocado à direita até a ocorrência de formação de $Al(OH)_3$. Este composto é geralmente insolúvel na água e forma um precipitado gelatinoso, podendo em valores de pH mais elevados ser redissolvido, formando o íon $[Al(OH)_4]^-$.

As reações de hidrólise sucessivas envolvem a redução da carga efetiva do íon e, assim sendo, seria previsível uma redução na eficiência do composto como coagulante. Na realidade, por razões ainda não totalmente esclarecidas, a troca de moléculas de água por grupos hidroxilas no campo de coordenação do íon metálico leva ao mesmo um maior poder de adsorção numa grande variedade de superfícies coloidais. Assim, apesar de uma carga efetiva menor, os íons metálicos hidrolisados podem ser agentes floculadores mais eficazes e, em função de sua concentração, provocar a reversão da carga superficial das partículas coloidais e sua consequente restabilização.

O fato de que as espécies hidrolisadas com menor carga efetiva serem agentes de coagulação mais eficazes que o íon metálico não hidrolisado e a observação de que é possível a reversão da carga superficial das partículas coloidais quando em presença de excesso de íons de carga contrária, mostra que as interações entre o coagulante e o colóide não são de na-

tureza apenas eletrostática, ocorrendo reações químicas com energia de interação mais elevada.

A sequência das reações de hidrólise mostradas anteriormente é simplificada, podendo, na realidade, ser formados compostos hidrolisados com mais de um núcleo metálico, tais como:



Esses compostos, além de possuírem uma carga efetiva elevada, apresentam uma grande afinidade química com os colóides, tornando-os extremamente eficazes como agentes de coagulação.

Hayden e Rubin (citados em 1), concluíram que as principais espécies presentes em equilíbrio com $Al(OH)_3$ são: Al^{+3} , $Al(OH)^{+2}$, $Al_2(OH)_2^{+4}$ e $Al(OH)_4^-$. É certo que, além dessas espécies, existem inúmeras outras intermediárias à formação de $Al(OH)_3$ e, devido à rapidez das reações de hidrólise no início da coagulação (frações de segundos) e à demora relativa (dependendo do pH e da concentração do coagulante) para a formação de $Al(OH)_3$, essas espécies intermediárias poderão manter-se em solução por um longo período. A figura 1 mostra as diferentes espécies do íon alumínio que podem ocorrer em uma solução de sulfato de alumínio em função do pH e pAIT, onde pAIT é igual a log

1
[AIT], sendo [AIT] a concentração total de alumínio em mol/l.

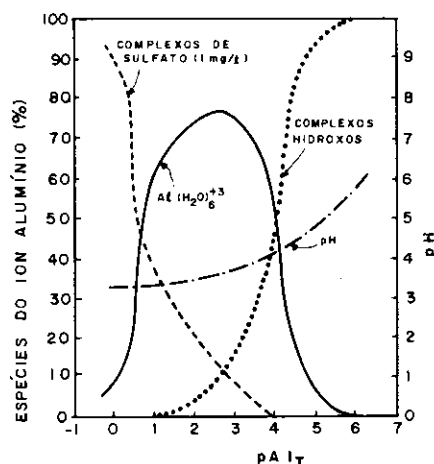


Fig. 1 — Composição das espécies em uma solução. Estoque de sulfato de alumínio (17)

Tomando-se como base o sulfato de alumínio de forma molecular $Al_2(SO_4)_3 \cdot 14,3 H_2O$, nota-se na figura 1 que a solução com concentração próxima de 1 mg/ml é a que apresenta a maior predominância de A^{+3} ou $Al(H_2O)_6^{+3}$.

2.3 Desestabilização de partículas coloidais

As reações de coagulação, resultan-

tes da interação entre os produtos da hidrólise do Al^{+3} e a suspensão coloidal, apresentam uma cinética governada predominantemente por dois mecanismos distintos, ou pela conjunção de ambos, conforme sugerida por O'Melia (16):

a) adsorção das espécies hidrolisadas solúveis na superfície do colóide, com sua consequente desestabilização;

b) formação de um precipitado gelatinoso do composto amorfo $Al(OH)_3(s)$, que aprisiona as partículas coloidais.

As reações que precedem a coagulação por adsorção são extremamente rápidas e ocorrem em tempo inferior a centésimo de segundo se não há formação de polímeros enquanto que, quando são formados polímeros, as reações ocorrem em menos de 1 segundo. A formação do precipitado de hidróxido de alumínio $Al(OH)_3(s)$ antes da coagulação por varredura é mais lenta, ocorrendo num período de tempo compreendido entre 1 e 7 segundos (1).

Em 1982, Amirtharajah e Mills (1) propuseram um diagrama relacionando o log Al com o pH da mistura e a dosagem de sulfato de alumínio em mg/l ($Al_2(SO_4)_3 \cdot 14,3 H_2O$), onde são várias as regiões específicas onde a coagulação pode ocorrer e o mecanismo dominante em ação (figura 2). Como se pode observar, não é possível assumir que a coagulação seja função somente da dosagem de sulfato de alumínio e do pH como variáveis independentes, pois a alcalinidade da água deve ser vista como um sistema-tampão, que permite a obtenção de um pH de coagulação pela interação dos íons H^+ liberados pela hidrólise do sulfato de alumínio conforme a seguinte equação:



No caso de partículas coloidais responsáveis pela turbidez presente na água, a coagulação por adsorção ocorre numa faixa de pH entre 5 e 7, com os limites da zona da dosagem de sulfato de alumínio variando diretamente com a concentração e área das partículas coloidais. Como o limite que separa a região de restabilização de adsorção não é rigidamente fixo, pode-se, também, obter bons resultados de coagulação na mesma faixa de pH com dosagens superiores de sulfato de alumínio, através de dois possíveis mecanismos: (I) as partículas restabilizadas, positivamente, são desestabilizadas por íons SO_4^{2-} ; (II) varredura, através da precipitação de $Al(OH)_3(s)$.

Segundo Edwards e Amirtharajah (14), os mecanismos de coagulação da cor verdadeira e cor aparente são semelhantes aos responsáveis pela coagulação de partículas que causam turbidez. Para valores de pH superiores a 5,7, o mecanismo principal está

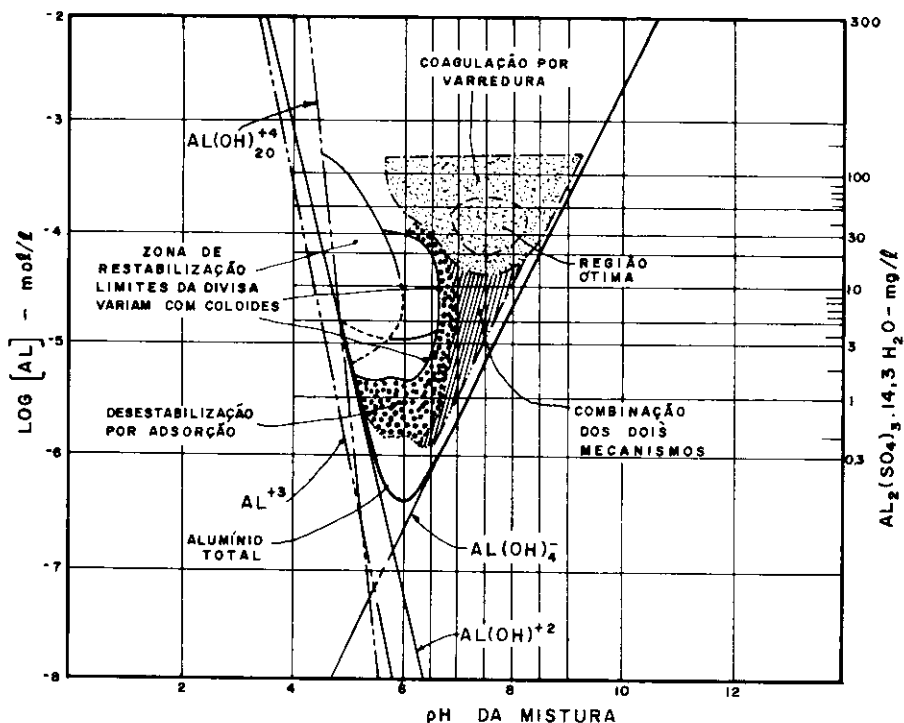


Fig. 2 — Diagrama de projeto e operação para coagulação com sulfato de alumínio (1)

associado com a formação do precipitado $Al(OH)_3(s)$, enquanto, para valores inferiores, ocorre a coagulação por adsorção e, portanto, o diagrama da figura 2 pode servir de base para a operação de sistemas de tratamento de água que apresentam cor e turbidez.

Trabalhando com suspensões preparadas em laboratório, Amirtharajah e Mills (1) realizaram mais de uma centena de ensaios de floculação com água preparada apresentando turbidez variando entre 17 e 27 UT, alcalinidades de 80 mg/l ($CaCO_3$), pH entre 4 e 9 e dosagem de sulfato de alumínio compreendida entre 1 mg/l e 40 mg/l. Para cada combinação de dosagem de sulfato de alumínio e pH, foram estudadas três condições distintas de mistura rápida: (I) $G = 300 s^{-1}$; $T = 60 s$; $GT = 18.000$; (II) $G = 1.000 s^{-1}$; $T = 20 s$; $GT = 20.000$; $G = 16.000 s^{-1}$; $T = 1 s$; $GT = 16.000$. As figuras 3, 4, 5, 6, 7 e 8 mostram alguns dos resultados importantes obtidos por esses pesquisadores.

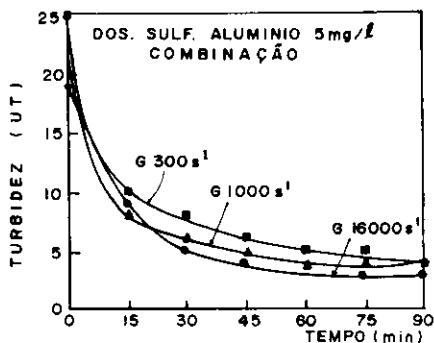


Fig. 3 — Turbidez da água decantada em função do tempo — pH: 7.5-7.6

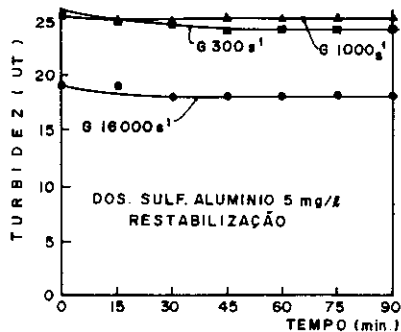


Fig. 4 — Turbidez da água decantada em função do tempo — pH: 5.8-5.9

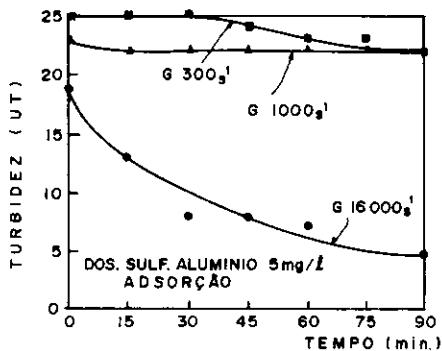


Fig. 5 — Turbidez da água decantada em função do tempo — pH: 7.0

As figuras 3, 4 e 5 mostram claramente a influência do pH na eficiência da coagulação para uma dosagem fixa de 5 mg/l de sulfato de alumínio. Observa-se, também, que os melhores resultados de adsorção são obtidos para os maiores valores do gradiente de velocidade. A figura 6 indica realmente a possibilidade de se realizar a coagulação com pequena dosagem de sulfato de alumínio (1 mg/l), quan-

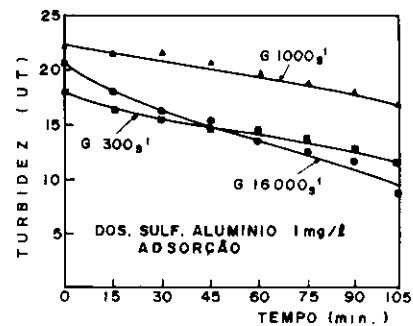


Fig. 6 — Turbidez da água decantada em função do tempo — pH: 6.4-6.5

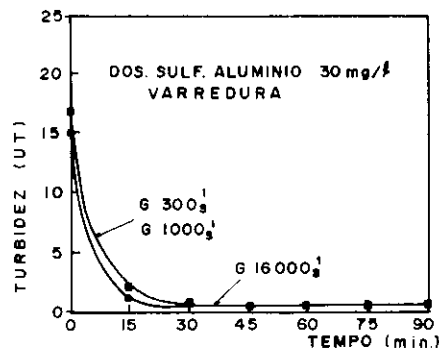


Fig. 7 — Turbidez da água decantada em função do tempo — pH: 7.8

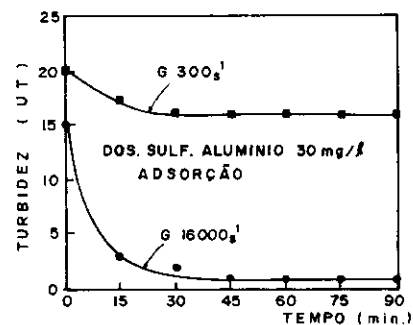


Fig. 8 — Turbidez da água decantada em função do tempo — pH: 6.4-6.5

do o pH se encontra na zona de adsorção. Para uma mesma dosagem elevada (30 mg/l), a coagulação pode resultar eficiente tanto em pH elevado (varredura) como em pH (adsorção).

Com base nas referências (1) e (14), pode-se admitir que o pH seja o principal parâmetro de controle da coagulação, principalmente quando essa operação é realizada em um sistema de filtração direta, pois não há a necessidade da produção do precipitado $Al(OH)_3(s)$ para a desestabilização. Para a maior parte das águas superficiais, o mecanismo de adsorção ocorrerá para um alumínio variando de 1 e 30 mg/l, condição fundamental para que um sistema de filtração direta apresente resultados satisfatórios.

3 Investigação experimental

3.1 Instalação-piloto

O trabalho experimental foi realiza-

do em uma instalação-piloto, montada nas dependências da Etasc-Estação de Tratamento de Água de São Carlos. A Etasc é do tipo convencional, recebendo água bruta de três mananciais superficiais, sendo submetida à coagulação com sulfato de alumínio (após adição de cal) em uma câmara de mistura rápida mecanizada.

A instalação-piloto foi montada de modo a receber, simultaneamente, dois tipos de afluente: (I) água coagulada na Etasc; (II) água bruta, recalçada do canal de chegada da Etasc antes da adição de cal.

A água coagulada na Etasc era bombeada para o pavimento superior, a um recipiente provido de extravasor, de modo que o nível permanecia constante. Através de mangueira plástica, a água coagulada era sifonada para outro recipiente, onde a descarga era feita livremente, sendo, então, conduzida ao filtro de fluxo ascendente F₁. O efluente do filtro F₁ era encaminhado para um turbidímetro de escoamento contínuo (modelo 1720 — Hach Chemical Company-USA), provido de registrador. Através de tomadas de pressão, realizadas acima do topo da camada de areia e abaixo da camada-suporte, a perda de carga era continuamente medida e registrada em um aparelho do tipo diferencial (equipamento da Bristol-Babcock do Brasil).

A água bruta era recalçada do canal de chegada na Etasc para um reservatório de nível constante provido de extravasor, de onde, por sifonamento, a água bruta escoava livremente para uma câmara de mistura rápida mecanizada, onde eram adicionados os produtos químicos (cal e sulfato de alumínio). Após a mistura rápida, a água coagulada escoava livremente para outro reservatório de nível constante, também provido de extravasor, de onde era sifonada, com decarga livre, para uma canalização que a conduzia ao segundo filtro de fluxo ascendente, F₂, idêntico ao filtro F₁. O efluente do filtro F₂ era encaminhado para outro turbidímetro de escoamento contínuo. Da mesma forma que no caso do filtro F₁, a perda de carga era continuamente medida e registrada em um segundo aparelho, idêntico ao anterior.

A turbidez da água coagulada na instalação-piloto era continuamente medida e registrada em um terceiro turbidímetro de escoamento contínuo. As soluções de cal e sulfato de alumínio eram preparadas com uma concentração de 0,1% (1 mg/ml) em dois tanques providos de agitadores que permaneciam em funcionamento durante a realização dos ensaios. Os filtros foram executados com tubos de acrílico, de 90 mm de diâmetro interno. O quadro 1 apresenta as características das camadas-suporte e de areia.

Quadro 1 — Características das camadas suporte e de areia

CAMADA SUPORTE	POSIÇÃO				
	FUNDO	1º	2º	3º	TOPO
Espessura (mm)	150	90	70	70	70
Tamanho (mm)	63,50 a 31,70	31,70 a 19,10	19,10 a 12,70	12,70 a 4,76	4,76 a 2,00
CAMADA DE AREIA	Espessura (mm)	Tamanho do Menor Grão (mm)	Tamanho do Maior Grão (mm)	Tamanho Efetivo (mm)	Coefficiente de Desuniformidade
	2000	0,71	1,68	0,88	1,4

3.2 Metodologia

3.2.1 Tempo de operação

Os filtros permaneciam em funcionamento até que uma das duas condições ocorresse:

- perda de carga igual a 2,4 m;
- turbidez do afluente igual a 3 UT.

A limitação de perda de carga em 2,4 m deveu-se à montagem da própria instalação e, também, para evitar-se possível ruptura do meio filtrante junto à camada-suporte conforme constatado em trabalho anterior (8). Apesar de ser permitida uma turbidez de 5 UT, a turbidez mínima do efluente igual a 3 UT deveu-se à escala do turbidímetro de escoamento contínuo ser de 0 a 3, pois o seguinte era de 0 a 30, sendo pouco precisa para a medida da turbidez da água filtrada.

3.2.2 Lavagem dos filtros

Após o encerramento de uma carreira de filtração, executava-se a descarga de fundo, removendo-se grande parte dos sólidos retidos na camada-suporte. Em seguida, era insuflado ar durante um período entre 3 e 5 minutos e, posteriormente, após cessar a entrada de ar, introduzia-se água em contracorrente para que se obtivesse uma expansão da camada de areia de 20 a 30%, durante um período de 10 minutos.

3.2.3 Ensaios de filtração

Inicialmente, as bombas centrífugas eram acionadas e os sifões iniciais ajustados de modo que se obtivessem as vazões desejadas. Em seguida, os agitadores dos tanques de preparação das soluções de produtos químicos e a bomba dosadora eram ligados, reduzindo-se a dosagem de sulfato de alumínio em relação àquela usada na Etasc em 25, 50 e 75%. A cal era introduzida para se

investigar o pH que conduziria à produção de um efluente filtrado com turbidez inferior a 1 UT em papel de filtro (Whatman 40).

Durante o período de ajustes nas dosagens e de vazões, os filtros não recebiam os afluentes.

3.3 Resultados

Devido à grande quantidade de dados coletados, são apresentados em forma de gráficos os resultados considerados significativos. O quadro 2 apresenta, simplificadamente, as características de cada ensaio constante deste trabalho.

As figuras 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17 e 18 apresentam, respectivamente, as curvas de variação da turbidez da água bruta dos efluentes de ambos os filtros e da perda de carga em função do tempo, correspondente, respectivamente, aos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8 e 9.

4 Discussão, conclusões e recomendações

O ensaio 1 foi realizado com a finalidade de mostrar a consistência dos resultados obtidos, pois, como se pode observar, as curvas de turbidez dos efluentes e de perda de carga dos filtros F₁ e F₂ são praticamente iguais na figura 10. Já é possível de se verificar a obtenção de um efluente de qualidade excelente quando se tem a filtração direta ascendente, mediante o controle do pH em uma faixa em que o mecanismo principal de desestabilização é, provavelmente, o de adsorção, resultando uma redução de 50% na dosagem de sulfato de alumínio e a eliminação da cal, se comparada às condições de operação da Etasc.

A figura 11, correspondente ao ensaio 2, mostra novamente a influência do pH de coagulação pois, nesse caso, o filtro F₁ recebeu, como afluente, a água coagulada na Etasc, enquanto o

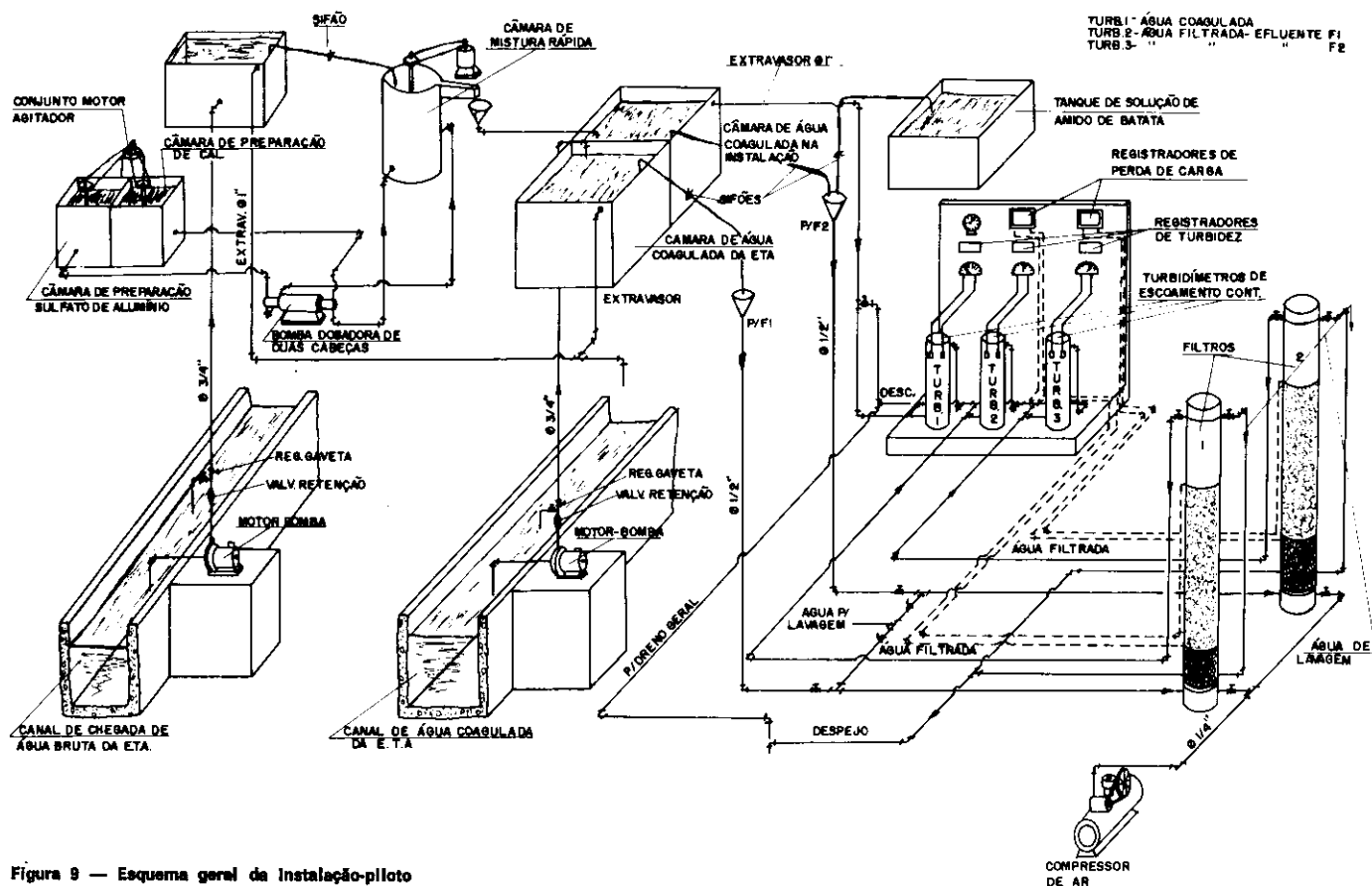


Figura 9 — Esquema geral da instalação-piloto

Quadro 2 — Características dos ensaios

Nº DO ENSAIO	DOSAGEM DE SULFATO DE ALUMÍNIO (mg/l)			DOSAGEM DE CAL (mg/l)			TAXA DE FILTRA- ÇÃO (m ³ /m ² dia)	pH			AUXILIAR DE FILTRA- ÇÃO F ₂ (mg/l) (*)
	ETASC	F ₁	F ₂	ETASC	F ₁	F ₂		ETASC	F ₁	F ₂	
01	28	14	14	5,0	-	-	180	6,3 a 6,5	5,7 a 6,0	5,7 a 6,0	-
02	23,8	23,8	22,4	4,8	4,8	3,6	180	6,3 a 6,4	6,3 a 6,4	5,8 a 6,0	-
03	16,3	16,3	4,3	3,4	3,4	-	180	6,2 a 6,5	6,2 a 6,5	5,8 a 6,1	0,05
04	24,4	24,4	6,1	5,0	5,0	-	120	6,3 a 6,5	6,3 a 6,5	5,9 a 6,1	1,00
05	22,2	22,2	5,9	4,2	4,2	-	240	6,3 a 6,5	6,3 a 6,5	5,9 a 6,1	1,05
06	20,9	20,9	9,9	4,6	4,6	-	120	6,2 a 6,4	6,2 a 6,4	5,8 a 6,0	1,03
07	22,4	22,4	11,0	4,2	4,2	1,9	180	6,4 a 6,6	6,4 a 6,6	6,0 a 6,2	-
08	17,8	17,8	13,3	4,1	4,1	3,0	180	6,2 a 6,4	6,2 a 6,4	5,9 a 6,0	0,05
09	28,6	28,6	21,2	5,6	5,6	3,1	120	5,3 a 6,4	6,3 a 6,4	5,7 a 6,0	-

(*) amido de batata

filtro F₂ recebeu água coagulada na instalação-piloto, com aproximadamente a mesma dosagem de sulfato de alumínio, porém, variando-se a de cal, para que o pH da água coagulada na instalação-piloto resultasse entre 5,8 e 6,0. A principal diferença que se pode observar na figura 11 é a gran-

de influência que o pH exerce na ocorrência do traspasse (filtro F₁) que ocorreu após 7 horas de funcionamento, enquanto o encerramento da carreira de filtração do filtro F₂ ocorreu por limite de perda de carga. Já no caso da figura 10, com os filtros operando com metade da dosagem

de sulfato de alumínio da Etasc, não ocorreu o traspasse, pois, além da redução do teor de sólidos afluentes aos filtros, a eliminação da cal e a manutenção do pH ligeiramente inferior a 6,0 são fatores que parecem influir significativamente nas forças que mantêm as impurezas aderidas aos grãos do meio filtrante.

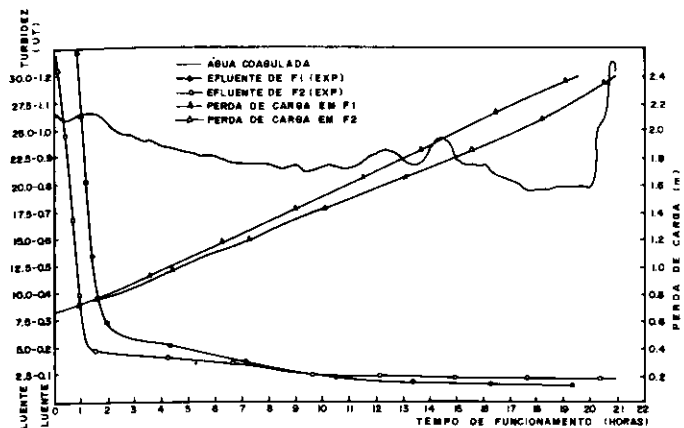


Figura 10 — Resultados de operação — Ensaio n.º 1

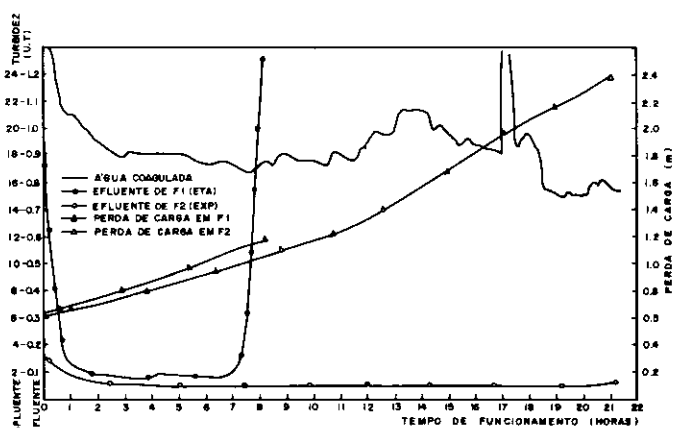


Figura 11 — Resultados de operação — Ensaio n.º 2

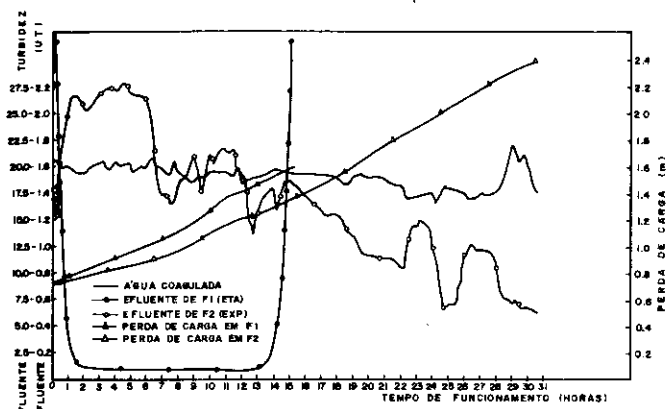


Figura 12 — Resultados de operação — Ensaio n.º 3

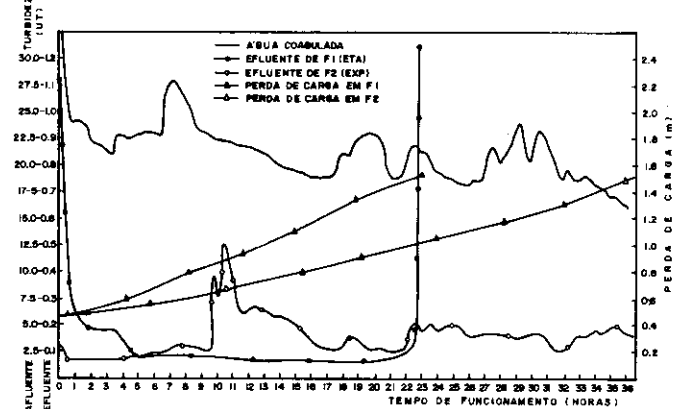


Figura 13 — Resultados de operação — Ensaio n.º 4

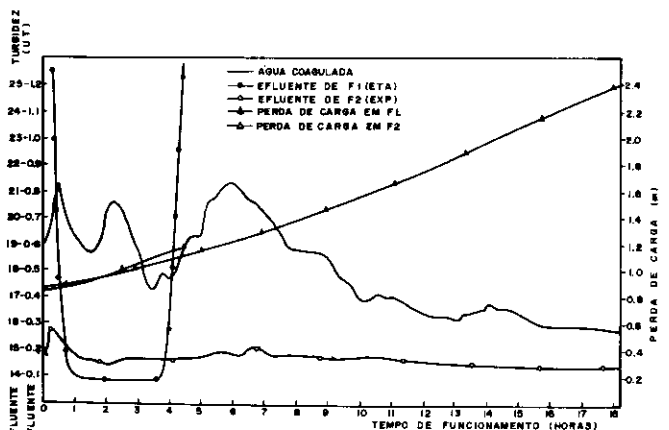


Figura 14 — Resultados de operação — Ensaio n.º 5

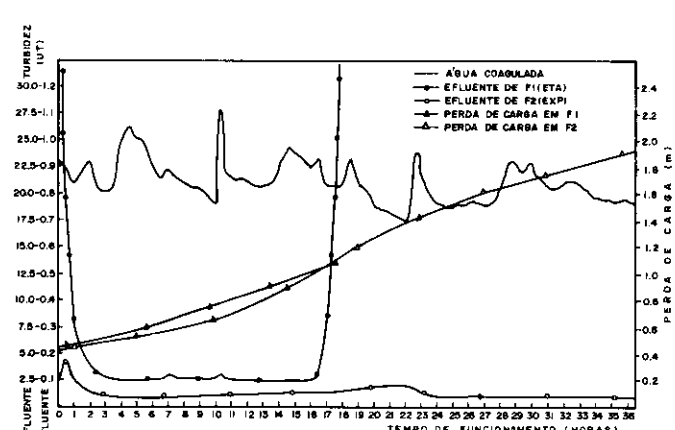


Figura 15 — Resultados de operação — Ensaio n.º 6

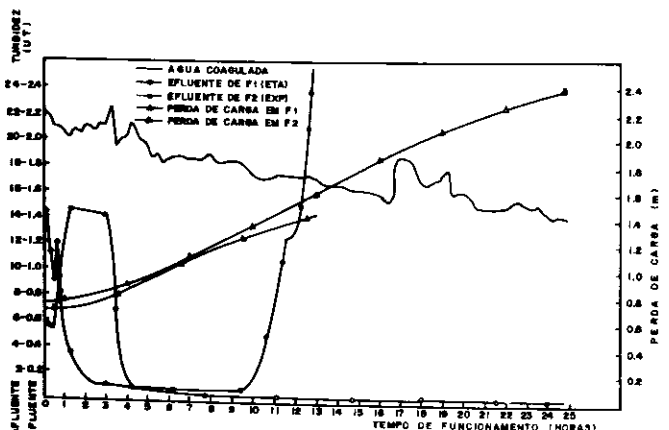


Figura 16 — Resultados de operação — Ensaio n.º 7

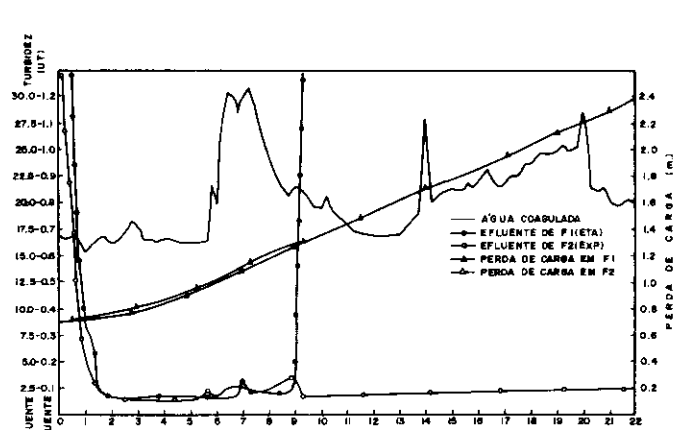


Figura 17 — Resultados de operação — Ensaio n.º 8

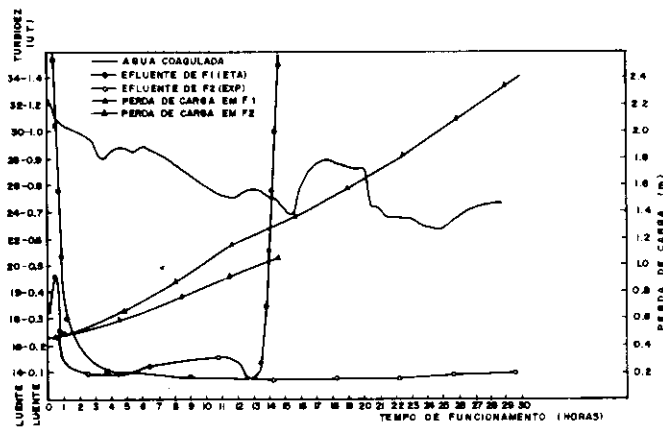


Figura 18 — Resultados de operação — Ensaio n.º 9

Com uma redução substancial na dosagem de sulfato de alumínio (ensaios 3, 4 e 5) e mantendo-se o pH em torno de 6,0, o uso de um polímero (amido de batata) como auxiliar de filtração conduz à produção de água de qualidade satisfatória, porém, o crescimento de perda de carga em função do tempo é mais acentuado, acarretando o término da carreira de filtração devido ao limite de carga disponível (2,4 m), para taxas de filtração compreendidas entre 120 e 240 m³/m²/dia. As figuras 12, 13 e 14 mostram mais uma vez a influência do pH da água coagulada, acarretando a ocorrência do traspasse prematuro no filtro F₁, no qual o afluente era a água coagulada na Etasc.

Nos demais ensaios, 6, 7, 8 e 9, cujos resultados são apresentados nas figuras 15, 16, 17 e 18, é sempre marcante a grande influência do pH da água coagulada, que, para o presente caso, deveria estar compreendido entre 5,7 e 6,0, pois novamente ocorreu o traspasse no filtro F₁, que recebia a água coagulada na Etasc, que tinha um valor de pH geralmente compreendido entre 6,2 e 6,5.

Comparando-se os resultados obtidos neste trabalho com o gráfico da figura 2, construído por Amirtharajah e Milles (1), torna-se evidente que, para cada água bruta a ser tratada, é possível realizar eficientemente a coagulação por adsorção quando se tem um sistema de tratamento como o de filtração direta ascendente, pois a floculação e a sedimentação ocorrem posteriormente nas camadas de pedregulho e inicial de areia, enquanto a filtração é complementada ao longo da camada de areia. O principal parâmetro de controle é, sem dúvida, o pH da água coagulada, pois a dosagem do coagulante (sulfato de alumínio) variou desde 25% até 75% da dosagem desse produto químico usado na Etasc; porém, em todos os ensaios, foi produzida água de qualidade excelente com carreiras de filtração de duração razoável, sem a ocorrência do traspasse.

Com base no trabalho realizado, concluiu-se que:

- independentemente da taxa de filtração, obtém-se, na filtração direta ascendente, um efluente de qualidade excelente e carreiras de filtração mais longas quando são utilizadas dosagens menores de coagulante, comparadas àquelas usadas em uma estação onde se têm a floculação e sedimentação subsequentes à coagulação;
- o principal parâmetro de controle do processo de filtração direta ascendente é o pH de coagulação; quando este parâmetro se encontra numa faixa ótima de operação não ocorre o traspasse mesmo que a dosagem de coagulante seja da mesma ordem de grandeza daquela em uma estação de tratamento em que foram realizadas a coagulação, floculação e sedimentação antes da filtração descendente;
- o gráfico apresentado por Amirtharajah (2) deve servir de base para que seja investigado o melhor de pH de coagulação, pois os resultados obtidos são coerentes com os limites das zonas previstas para a desestabilização de partículas coloidais.

Conforme já verificado em trabalho anterior (13), é recomendável utilizar uma metodologia simples, com a filtração em papel de filtro, para a obtenção do pH de coagulação para a filtração direta ascendente e, posteriormente, otimizar esse parâmetro na instalação.

5 Bibliografia

- AMIRTHARAJAH, A. & MILLS, K. M. "Rapid-Mix Design for Mechanisms of Alum Coagulation". *Journal American Water Works Association*. p. 210-216, Apr., 1982.
- AZEVEDO NETTO, J. M. de. Filtros de Fluxo Ascendente. Curso sobre Técnicas Avançadas de Tratamento de Água. Planidiro, 1971.
- AZEVEDO NETTO, J. M. de & DI BERNARDO, L. Instalação-piloto de Superfiltração. XIV Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária. México, 1974.

- CALISE, V. J. & HOMER, W. A. — Russian and Eastern European Water Treatment Practices. *Nineteenth Annual Water Conference of the Engineers Society of Western Pennsylvania*, Pittsburg, USA, Dec., 1958.
- CAMPOS, J. R. — Emprego do Amido de Batata como Auxiliar de Floculação para Tratamento de Águas para Abastecimento. São Carlos, EESC-USP, 1980 (Tese de Doutorado).
- CENTRO PANAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y CIENCIAS DEL AMBIENT — Teoría, Diseño y Control de los Procesos de Clarificación de Agua. Lima, OPS-OMS, - 1981. Caps. VII e VIII.
- DIAPER, E. W. J. & IVES, J. K. Filtration Through Sizegraded Media. *Journal of the Sanitary Engineering Division Proceedings ASCE*, SA 3, p. 89-114, June, 1965.
- DI BERNARDO, L. et alii. Estudo das Influências das Características Hidráulicas e da Camada de Areia na Filtração Ascendente. *Revista DAE*, ano XLII, n.º 131, pp. 94-102, Dez., 1982.
- DI BERNARDO, L. Tratamento de Águas de Abastecimento de Cor Elevada. *Revista DAE*, ano XLIII, n.º 133, junho, 1983.
- DI BERNARDO, L. & RAZABONI, J. D. Estudo das Influências do Emprego de Amido de Batata como Auxiliar de Filtração Direta Ascendente. *XIX Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*. Trabalhos apresentados pelo Departamento de Hidráulica e Saneamento. Vol. 1, Santiago, Chile, 1984.
- DI BERNARDO, L. Estudos sobre a Filtração Direta. São Carlos, EESC-USP, 1977. (Tese de Doutorado).
- DI BERNARDO, L. & RAZABONI, J. D. Influências da Realização de Descargas de Fundo durante a Carreira de Filtração no Comportamento de Sistemas de Filtração Direta Ascendente. *XIX Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*. Trabalhos apresentados pelo Departamento de Hidráulica e Saneamento. Vol. 1, Santiago, Chile, 1984.
- DI BERNARDO, L. Comparação entre a Filtração Realizada em Papel de Filtro e em Filtro Piloto de Fluxo Ascendente — Anais do XIX Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental — Santiago, Chile, Nov. 1984.
- EDWARDS, G. A. & AMIRTHARAJAH, A. Calor Removal Domains in the Alum Coagulation Diagram 1982 — *Annual Conference Proceedings — AWWA*, Miami, May 1982.
- GREGORY, J. Flocculation by Inorganic Salts. in: *The Scientific Basis of Flocculation*. p. 89-99, Editado por Kenneth J. Ives. SIJTHOFF & NOORDHOFF, 1978.
- GRINPLASTCH, B. S. Nova Técnica de Filtração em Uso no Brasil. *VI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária*. Tema 1, vol. 1, pp. 97-100, São Paulo, 1971.
- O'MELIA, C. R. Coagulation. In *Water Treatment Plant Design*. Cap. IV, p. 65-81, Editado por L. Sanks, ANN ARBOR SCIENCE PUBLISHED INC, 1979.
- O'MELIA, C. R. Stoichiometry of Coagulation. *Journal of American Water Works Association*. p. 514-539, May, 1968.
- VALENCIA, J. A. & RICHTER, C. A. Filtración Ascendente y Descendentes — Aspectos Operacionales y de Projeto. *XII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária*, Belo Horizonte, 1977.