

TRATAMENTO DE ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO

Marco Antonio Penalva Reali / Lyda Patricia Sabogal Paz /
Luiz Antonio Daniel

Neste capítulo, é apresentada uma visão geral das técnicas usuais de tratamento de água para fins potáveis, iniciando com um breve histórico e a colocação da importância do tratamento de água no contexto de saúde pública. São expostos os principais conceitos relacionados com a qualidade das águas naturais destinadas ao consumo humano, ou seja, às características físicas, químicas e biológicas adquiridas pelas águas naturais ao longo de sua trajetória nos ciclos hidrogeológicos e bioquímicos. É demonstrada a íntima relação entre a qualidade apresentada pela água no local de sua captação e o tipo de tratamento requerido para adequar suas características para que possa ser considerada segura para o consumo humano. São apresentados alguns dos principais contaminantes possíveis de serem encontrados na água e exemplos de limites máximos admissíveis de concentração desses contaminantes na água de modo a respeitar os padrões de potabilidade descritos na legislação pertinente vigente no país. São também descritas as etapas necessárias ao tratamento de águas naturais com diferentes características de qualidade, de modo que o leitor adquira uma visão geral dos conceitos básicos referentes às opções tecnológicas disponíveis, desde as mais tradicionais até as emergentes. Os processos e operações apropriados para a remoção dos diversos tipos de contaminantes da água são discutidos, com apresentação dos conceitos básicos que concernem a cada um deles, e procurando sempre deixar clara a função destes nos sistemas de tratamento de água em que são inseridos.

17.1 INTRODUÇÃO

A ideia da necessidade de providenciar algum tipo de tratamento para águas destinadas ao consumo humano é bastante antiga. Séculos antes do nascimento de Cristo, os egípcios já utilizavam técnicas rudimentares de tratamento de água para fins potáveis através da decantação em cisternas. Com o passar dos séculos, as noções acerca da relação entre a água e a saúde humana foram se consolidando paralelamente aos avanços do conhecimento nas diversas áreas das ciências, principalmente na área médica.

Os trabalhos realizados pelo médico Dr. John Snow, em meados do século XIX na cidade de Londres, constituíram importante marco na história do saneamento ambiental. Considerado o pai da epidemiologia, em seus estudos ele demonstrou a relação entre casos de morte por cólera e o consumo de água contaminada proveniente de poço em Londres. A partir daí, e com as descobertas subsequentes realizadas por Pasteur e Koch, no final do século XIX, foi adquirida compreensão científica sobre os mecanismos de transmissão homem a homem (dos indivíduos portadores para os indivíduos sãos) das doenças infecciosas, cujos agentes podem ser veiculados por águas contaminadas.

Surgiu, a partir de então, a consciência de que as águas de mananciais que porventura receberam algum tipo de lançamento de esgoto doméstico não tratado, que pode conter fezes de indivíduos infectados com microrganismos causadores de vários tipos de doenças infecciosas, participam como veículo de agentes patogênicos, podendo causar surtos ou epidemias na população consumidora dessa água, caso ela não seja devidamente tratada e desinfetada. Assim, fica claro que os sistemas de tratamento de esgoto (incluindo sua desinfecção final), aliados aos sistemas de tratamento de águas destinadas ao consumo humano, constituem barreiras efetivas e poderosas, capazes de quebrar a cadeia de transmissão de doenças pelas águas, contribuindo de forma efetiva para a saúde pública (ver Capítulo 5).

Lançando novamente um breve olhar para a história recente, observa-se que, a partir da importante descoberta de John Snow (que, como foi visto, mudou os conceitos de epidemiologia), verificaram-se avanços progressivos na área de tratamento das águas para abastecimento, com o desenvolvimento de técnicas cada vez mais eficientes de detecção e remoção dos contaminantes nelas presentes. Entretanto,

amazon.com.br Livros

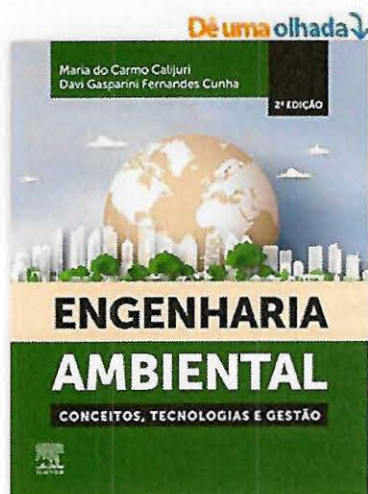
Prime Video | Assista a filmes e séries

Enviar para São Carlos 13560000 Menu Lojas Comprar novamente Sua Amazon.com.br Olá, Faça seu login Contas e Listas Pedidos Carrinho

Livros Pesquisa avançada Mais Vendidos Pré-venda e Lançamentos Livros em Oferta Inglês e Outras Línguas Loja Geek Universitários e Acadêmicos

Engenharia ambiental: Conceitos, tecnologia e gestão e mais milhares de eBooks estão disponíveis na Loja Kindle. Saiba mais

Livros > Engenharia e Transporte > Engenharia



Ver esta imagem

Engenharia Ambiental (Português)

Capa Comum – 13 mai 2019

por Davi Gasparini Fernandes Cunha Maria Do Carmo Calijuri (Autor)

★★★★★ 1 avaliação de cliente

> Ver todos os 2 formatos e edições

Kindle
R\$128,61

Capa Comum
R\$142,35

Leia com nossos apps gratuitos 3 Novo(s) a partir de R\$14

Em até 4x R\$ 35,61 sem juros Calculadora de prestações

Entrega: Qui, 29/ago - Sex, 30/ago com frete GRÁTIS.



Loja Elsevier

Confira todos os títulos e promoções da Editora. Veja mais aqui.

Livro pioneiro na área, Engenharia Ambiental: Conceitos, Tecnologia e Gestão, reúne material didático proveniente de diversos campos de conhecimento para oferecer uma boa base aos alunos de cursos de graduação em Engenharia Ambiental. O livro busca uma transição das

Compartilhar

R\$142,35

Preço sugerido: R\$249,00

Você economiza: R\$76,65 (35%)

Frete GRÁTIS

Em estoque.

Enviado e vendido por Amazon.com.br.

Adicionar ao carrinho

Comprar agora

Enviar para São Carlos 13560000

Adicionar à Lista

Ofertas de vendedores na Amazon

R\$175,20

+ R\$8,90 de frete

Vendido por: LT2 SHOP

Adicionar ao carrinho

3 novo(s) a partir de R\$142,35

Tem para vender?

Venda na Amazon

Detalhes do produto

Capa comum: 704 páginas

Editora: Editora Elsevier LTDA (13 de maio de 2019)

Idioma: Português

ISBN-10: 8535290478

ISBN-13: 978-8535290479

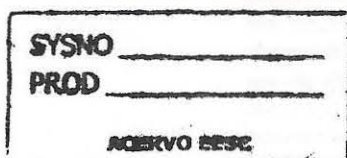
Dimensões do produto: 27,4 x 21,4 x 3,2 cm

Peso de envio: 1,5 Kg

Avaliação média: ★★★★★ 1 avaliação de cliente

Lista de mais vendidos da Amazon: Nº 80,623 em Livros (Conheça o Top 100 na categoria Livros)

Nº37 em Ambiental Profissional e Técnico



1 avaliação de cliente

★★★★★ 5,0 de 5 estrelas



Avalie este produto

Mostrando 1-1 de 1 avaliações

Melhores avaliações



Socrates

★★★★★ didático e com todos os campos para o eng amb

6 de agosto de 2019

Formato: Capa comum **Compra verificada**

bíblia da eng ambiental... dá o norte para os alunos... apoia o formado... dá as diretrizes aos professores...

Útil

Comentar

Informar abuso



Comece a ler Engenharia ambiental: Conceitos, tecnologia e gestão no seu Kindle em menos de um minuto.

Você ainda não tem um Kindle? Compre seu Kindle aqui, ou baixe um app de leitura Kindle GRÁTIS.



Livros em Oferta

Todos os dias, novos livros com desconto. Confira todos

aqui.

infelizmente, verificou-se também, desde então, uma crescente degradação da qualidade das águas dos mananciais, com o aparecimento frequente de novos contaminantes, advindos desse mesmo progresso científico e tecnológico aliado ao crescimento da população mundial e sua aglomeração nos centros urbanos, a qual agudiza os problemas advindos das atividades antrópicas junto às bacias hidrográficas.

Nesse cenário, a proteção das bacias hidrográficas e, consequentemente, dos mananciais naturais, deve sempre estar no elenco de prioridades dos órgãos e companhias responsáveis pelos serviços de abastecimento de água. As ações visando à proteção dos mananciais de água são de grande relevância por constituírem importantes barreiras adicionais de proteção da saúde pública. Tais ações minimizam riscos sanitários associados à poluição dos mananciais e proporcionam a manutenção ou melhoria da qualidade de suas águas, com a consequente diminuição dos custos de seu tratamento visando ao consumo humano. Dentre essas ações, é importante o controle rigoroso do nível de tratamento requerido para os esgotos lançados nos mananciais, controle esse a cargo dos órgãos fiscalizadores e normativos federais, estaduais e locais.

Conforme será visto no Capítulo 18, o nível de tratamento dos esgotos usualmente considera tanto a capacidade assimilativa do corpo de água receptor (referente a nutrientes, demanda de oxigênio e patógenos) quanto à qualidade da água requerida para os usos a que tal manancial se destina. Assim, por exemplo, um lançamento de esgoto em um reservatório protegido destinado ao abastecimento público deve ter garantido um nível de tratamento muito mais rigoroso que um lançamento em um rio caudaloso que poderá ou não ser utilizado como manancial para abastecimento.

Nesse quadro, os desafios na área de tratamento de água para abastecimento são cada vez maiores, exigindo constantes aprimoramentos de técnicas que sejam eficientes não só para a remoção das impurezas da água, cujas nocividades à saúde humana já são conhecidas, como também de novos contaminantes hoje qualificados como microcontaminantes emergentes, presentes em águas residuárias, e que ainda não se encontram devidamente regulamentados e/ou monitorados. Incluem-se nesse grupo os fármacos e os perturbadores endócrinos, entre outros compostos advindos das atividades antrópicas nas bacias hidrográficas.

17.2 QUALIDADE DAS ÁGUAS NATURAIS E PADRÕES DE POTABILIDADE

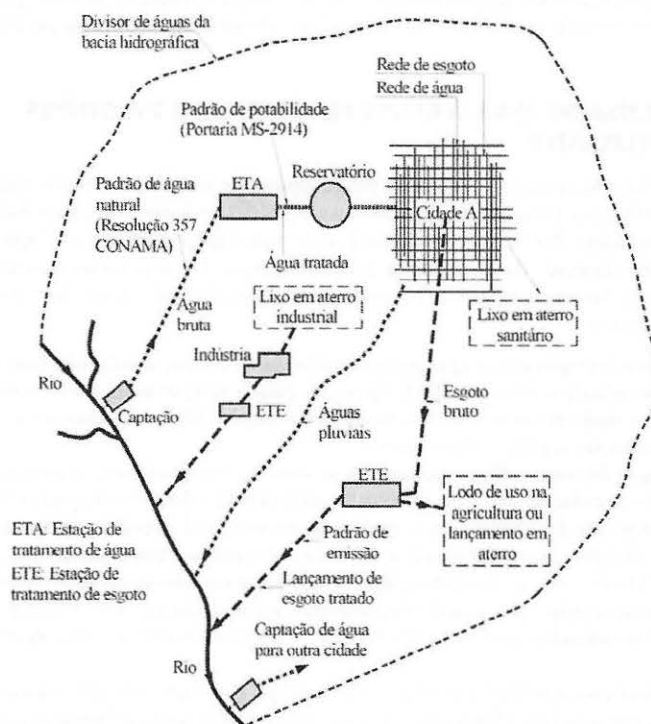
A qualidade de uma água natural é definida pelo conjunto de suas características físicas, biológicas, químicas e radiológicas. Essas características são adquiridas ao longo dos ciclos hidrogeológicos e bioquímicos na natureza. Por meio do esquema do ciclo hidrológico mostrado no Capítulo 3, é possível ter ideia do caráter dinâmico desses ciclos da água na natureza. De uma forma resumida, e a título de ilustração, algumas das etapas desses ciclos podem ser destacadas sob a ótica do tratamento de água para consumo humano:

- i) Após as etapas de evaporação, a água precipita na forma de chuvas, dissolvendo gases e incorporando aerossóis. Ao atingir o solo, parcela da água precipitada escorre sobre o solo arrastando consigo material particulado de natureza e tamanho diversos (argilas, silte, microrganismos) e dissolve outra sorte de substâncias orgânicas e inorgânicas.
- ii) Parcela da água de chuva infiltra e permanece no subsolo, constituindo os mananciais subterrâneos. Essa água, ao percolar no solo e no subsolo, dissolve também diversos compostos inorgânicos, cuja ocorrência depende das características geológicas do solo local. Devido principalmente às reações ácido/base, solubilização e reações redox, sílica e vários cátions e ânions, como Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} e HCO_3^- , são incorporados à água. O confinamento dessas águas no subsolo limita a disponibilidade de oxigênio, propiciando, frequentemente, condições para a solubilização e incorporação de substâncias reduzidas às mesmas, por exemplo, sulfetos e formas reduzidas de ferro, manganês e arsênico.
- iii) Águas que escoam superficialmente e parte da água que percola no solo dão origem aos mananciais superficiais, como os rios e lagos, cujas águas, a exemplo das águas subterrâneas, também acabam incorporando vários cátions, ânions e sílica, devido ao contato com rochas, solos e sedimentos, além de substâncias orgânicas – denominadas matéria orgânica natural (MON) – como as substâncias húmicas e outros compostos resultantes da atividade microbiológica no solo. As águas dos mananciais superficiais apresentam oxigênio dissolvido (OD) devido ao constante contato com a atmosfera. Essas condições oxidativas influem tanto nos tipos de compostos químicos dessas águas, quanto nas técnicas a serem adotadas para seu tratamento para o consumo humano. A exceção a essa

regra ocorre nas águas das camadas inferiores de reservatórios superficiais sujeitos a estratificação. Nessas regiões, pode ocorrer déficit de OD devido à presença de substâncias biodegradáveis e consequente atividade microbológica causadora de depleção de OD e produção de CO_2 , que, por sua vez, causa abaixamento do pH da água. Assim, podem ocorrer, localmente, condições redutoras que possibilitam a dissolução de metais porventura presentes no sedimento em contato com essas águas mais profundas, sendo comuns o ferro e o manganês.

p0335 Observa-se, assim, que a qualidade da água captada em um determinado ponto de um manancial apresenta especificidades que dependem da trajetória da mesma ao longo dos ciclos hidrogeológicos e bioquímicos.

p0340 Na Figura 17.1, é mostrado esquema ilustrativo bastante simplificado da parte de uma sub-bacia hidrográfica hipotética onde se encontra implantada uma cidade em situação bem favorável, que conta com sistemas de captação, adução, tratamento, reservação e distribuição de água potável, além dos sistemas de coleta e tratamento de esgotos, coleta e disposição final de resíduos sólidos e sistema de drenagem urbana. O exemplo da Figura 17.1 permite a visualização da importância que os diversos sistemas de proteção ambiental implantados para atender à população da cidade “A” apresentam para que seja preservada a qualidade da água do manancial superficial (rio, no esquema), o qual é utilizado também para o abastecimento de outras comunidades a jusante. No mesmo esquema, a água potável distribuída é utilizada pela cidade “A” e transformada em águas residuárias (esgotos domésticos e industriais). Essas águas servidas são, então, submetidas a tratamento adequado, com vistas à proteção do corpo de água receptor. Isso porque um mesmo manancial pode vir novamente a fornecer água bruta para abastecimento de cidades situadas mais a jusante do ponto de lançamento do esgoto tratado nas estações de tratamento das cidades situadas a montante, como é o caso da cidade A na Figura 17.1.



f0010 **FIGURA 17.1** Ilustração de usos da água de um manancial superficial (rio) abastecendo várias cidades em uma bacia hidrográfica.

p0345 Além disso, é importante considerar os impactos negativos nos mananciais subterrâneos e superficiais causados pela disposição inadequada de resíduos sólidos e manejo inadequado de fertilizantes e defensivos agrícolas nas bacias hidrográficas. Estabelecida a importância das condições ambientais e sanitárias da

bacia hidrográfica e dos ciclos hidrogeológicos e bioquímicos em relação à qualidade (características físicas, biológicas e químicas) da água dos mananciais utilizáveis para abastecimento, vale lembrar que a crescente escassez de águas naturais de boa qualidade constitui um dos grandes problemas mundiais da atualidade.

Tal quadro pode, em grande parte, ser atribuído à demanda crescente de água pelas populações, conjugada à deterioração dos mananciais superficiais e subterrâneos pelo lançamento inadequado de esgotos sanitários, industriais e resíduos sólidos no solo e em corpos hídricos. Nesse contexto, torna-se imprescindível a educação ambiental aliada ao desenvolvimento e implantação de tecnologias apropriadas de tratamento de águas de abastecimento e residuárias, além da coleta, tratamento e disposição final adequada dos resíduos sólidos.

Um instrumento importante para a preservação dos recursos hídricos das bacias hidrográficas é o estabelecimento de classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais, bem como a fixação das condições e padrões de lançamento de efluentes, em função da qualidade que se deseja manter ou alcançar para as águas naturais. No Brasil, atualmente, é respeitada a classificação estabelecida pela Resolução nº 357 de 17 de março de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama), citada resumidamente na Tabela 17.1, com respectivos exemplos de parâmetros físico-químicos apresentados na Tabela 17.2. Os dados apresentados nessas tabelas constituem apenas exemplos ilustrativos, sendo recomendável a leitura do texto completo da referida resolução e, também, da Resolução Conama nº 430 de 13 de maio de 2011, que complementa e altera parcialmente a Resolução Conama nº 357 de 2005.

TABELA 17.1 Resumo ilustrativo da classificação de águas naturais adotada pela Resolução Conama nº 357 de 17 de março de 2005

Águas doces

I – CLASSE ESPECIAL – Águas destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano, com desinfecção;
- b) à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas;
- c) à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.

II – CLASSE 1 – Águas que podem ser destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado;
- b) à proteção das comunidades aquáticas;
- c) à recreação de contato primário, conforme Resolução Conama 274 de 2000;
- d) à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvem rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película;
- e) à proteção das comunidades aquáticas em terras indígenas.

III – CLASSE 2 – Águas que podem ser destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional;
- b) à proteção das comunidades aquáticas;
- c) à recreação de contato primário, conforme Resolução Conama 274 de 2000;
- d) à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer com os quais o público possa vir a ter contato direto;
- e) à aquicultura e à atividade de pesca.

IV – CLASSE 3 – Águas destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado;
- b) à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras;
- c) à pesca amadora;
- d) à recreação de contato secundário;
- e) à dessedentação de animais.

V – CLASSE 4 – Águas destinadas:

- a) à navegação;
- b) à harmonia paisagística.

Após sua captação e tratamento, as águas naturais destinadas ao consumo humano a serem distribuídas às comunidades devem ser seguras do ponto de vista sanitário, ou seja, não devem ser prejudiciais à saúde do consumidor. Para isso, a qualidade dessas águas deve sempre satisfazer aos padrões de potabilidade, os quais são estabelecidos pelos órgãos competentes com base em critérios que visam à garantia da saúde do consumidor. No Brasil, encontra-se em vigência o Padrão de Potabilidade fixado através da Portaria de Consolidação Nº 5 de 28/09/2017 do Ministério da Saúde (MS). Tal portaria

t0015

TABELA 17.2 Exemplos de algumas condições de qualidade das águas doces previstas na Resolução Conama nº 357 de 17 de março de 2005

Parâmetro	Unidade	Classe			
		1	2	3	4
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO ₅)	mgO ₂ /L	≤ 3	≤ 5	≤ 10	(2)
Oxigênio dissolvido (OD)	mgO ₂ /L	≥ 6	≥ 5	≥ 4	≥ 2
Turbidez	UT	≤ 40	≤ 100	≤ 100	(2)
Cor verdadeira	mgPt/L	(1)	≤ 75	≤ 75	(2)
pH		6 a 9			
Coliformes, toxicidade, óleos e graxas e outros parâmetros	*ver texto completo da Resolução Conama 357 (2005)				

Observações: (1) Nível de cor natural do corpo de água em mgPt/L; (2) Não há limites.

adota critérios físicos, químicos, organolépticos, bacteriológicos e radiológicos, definindo os valores máximos permitidos (VMP) e estabelecendo a frequência mínima de amostragens. Na Tabela 17.3, é apresentado resumo dos padrões microbiológicos e de turbidez e, na Tabela 17.4, apenas alguns exemplos ilustrativos de padrões de potabilidade para substâncias químicas. Como tais tabelas mostram apenas alguns exemplos, é importante que o leitor mais interessado consulte o texto e a lista completa de padrões da portaria citada.

t0020

TABELA 17.3 Padrões microbiológicos e de turbidez contidos na Portaria de Consolidação Nº 5 de 28/09/2017 do Ministério da Saúde (MS)

I – Padrão microbiológico da água para consumo humano				
Tipo de água	Parâmetro		VMP (1)	
Água para consumo humano	<i>Escherichia coli</i> (2)		Ausência em 100 mL	
Água tratada	Na saída do tratamento	Coliformes totais (3)	Ausência em 100 mL	
	No sistema de distribuição (reservatórios e rede)	<i>Escherichia coli</i> Coliformes totais (4)	Sistemas ou soluções alternativas coletivas que abastecem menos de 20 mil habitantes	Ausência em 100 mL
			Sistemas ou soluções alternativas coletivas que abastecem a partir de 20 mil habitantes	Apenas uma amostra, entre as amostras examinadas no mês, poderá apresentar resultado positivo
				Ausência em 100 mL em 95% das amostras examinadas no mês
II – Padrão de turbidez para água pós-filtração ou pré-desinfecção				
Desinfecção (para águas subterrâneas)	1,0 uT (5) em 95% das amostras	Desinfecção (para águas subterrâneas)	1,0 uT (5) em 95% das amostras	Desinfecção (para águas subterrâneas)
Filtração rápida (tratamento completo ou filtração direta)	0,5 uT (5) em 95% das amostras	Filtração rápida (tratamento completo ou filtração direta)	0,5 uT (5) em 95% das amostras	Filtração rápida (tratamento completo ou filtração direta)
Filtração lenta	1,0 uT (5) em 95% das amostras	Filtração lenta	1,0 uT (5) em 95% das amostras	Filtração lenta

Observações: (1) Valor máximo permitido; (2) Indicador de contaminação fecal; (3) Indicador de eficiência de tratamento; (4) Indicador de integridade do sistema de distribuição (reservatório e rede); (5) Unidade de turbidez.

p0365

Uma estação de tratamento de água (ETA), na verdade, constitui uma indústria de transformação em que a matéria-prima é a água natural e o produto final é a água potável. No interior de uma ETA, assim como no interior de qualquer indústria de transformação, a matéria-prima (água), através dos diversos processos e operações unitárias, é transformada em água potável, com a utilização de vários agentes

c0025

TABELA 17.4 Alguns exemplos ilustrativos de padrões de potabilidade para substâncias químicas da Portaria de Consolidação Nº 5 de 28/09/2017 do Ministério da Saúde (MS) do Brasil (ver lista completa na portaria citada)**I – Padrão para substâncias químicas (apenas alguns exemplos)**

Parâmetro	CAS (2)	Unidade	VMP (1)
Arsênio	7440-38-2	mg/L	0,01
Chumbo	7439-92-1	mg/L	0,01
Cianeto	57-12-5	mg/L	0,07
Cromo	7440-47-3	mg/L	0,05
Fluoreto	7782-41-4	mg/L	1,5
Nitrato (como N)	14797-55-8	mg/L	10
Pentaclorofenol	87-86-5	mg/L	9
Tetracloreto de carbono	56-23-5	mg/L	4
Tricloroeteno	79-01-6	mg/L	20
Bromato	15541-45-4	mg/L	0,01
Cloro residual livre	7782-50-5	mg/L	5
Trihalometanos total	(3)	mg/L	0,1

II – Padrão organoléptico de potabilidade (apenas alguns exemplos)

Alumínio	7429-90-5	mg/L	0,2
Cloretos	16887-00-6	mg/L	250
Cor aparente	–	uH (mg Pt Co/L)	15
Dureza total	–	mg/L	500
Ferro	7439 89 6	mg/L	0,3
Gosto e odor	–	Intensidade	6
Manganês	7439-96-5	mg/L	0,1
Sulfato	14808-79-8	mg/L	250
Surfactantes (como LAS)	–	mg/L	0,5

III – Padrão de cianotoxinas da água para consumo humano

Microcistinas (Total)	–	µg/L	1,0
Saxitoxinas	–	µg equivalente STX/L	3,0

III – Padrão de radioatividade da água para consumo humano

Rádio-226	–	Bq/L	1
Rádio-228	–	Bq/L	0,1

Observações: (1) Valor máximo permitido; (2) CAS é o número de referência de compostos e substâncias químicas adotado pelo Chemical Abstract Service; (3) Trihalometanos: Triclorometano ou Clorofórmio (TCM) – CAS = 67-66-3, Bromodiclorometano (BDCM) – CAS = 75-27-4, Dibromoclorometano (DBCM) – CAS = 124-48-1, Tribromometano ou Bromofórmio (TBM) – CAS = 75-25-2.

químicos auxiliares e com a geração de subprodutos indesejáveis, tais como os lodos e águas de lavagem de filtros, os quais contêm a maior parte dos sólidos separados da água durante o tratamento. Como na maioria das indústrias se tem uma classificação da matéria-prima, na indústria da água (ETA) são utilizadas as diversas classificações dos corpos de água quanto a qualidade de suas águas naturais, como a já citada classificação dos corpos de água constantes na Resolução Conama nº 357, ou mesmo o Índice de Qualidade de Água Bruta para Fins de Abastecimento Público (IAP), estabelecido pelo governo do estado de São Paulo através da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (Cetesb).

Da mesma forma que nas indústrias tradicionais, a indústria da água necessita de sistema de acondicionamento final, transporte e armazenamento do produto final (água potável). Analogamente, no final de todo sistema de tratamento de água, existe a etapa de desinfecção (usualmente com cloro) seguida da estabilização química da água (através da correção final do pH) com vistas a tornar a água segura aos consumidores (dentro dos padrões de potabilidade) e sem causar danos (corrosão ou incrustação) à canalização da rede de distribuição de água potável.

Assim, após seu condicionamento final, a água tratada deve se apresentar estabilizada e devidamente desinfetada (com residual de cloro), estando então adequada para ser transportada, através de canalizações fechadas e pressurizadas, até os reservatórios interligados à rede de distribuição de água das cidades.

Finalmente, como toda indústria, uma ETA também apresenta subprodutos indesejáveis. Os mais importantes são os lodos gerados na etapa de clarificação da água por decantação ou por flotação e a água gerada nas operações de lavagem dos filtros. Esses subprodutos devem ser adequadamente tratados, recuperados e/ou dispostos, conforme será visto mais adiante.

17.3 TÉCNICAS DE TRATAMENTO DE ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO

17.3.1 Considerações Iniciais

Para escolher os processos e operações apropriados para o tratamento de uma água, seja ela oriunda de manancial superficial ou subterrâneo, é necessário levar em conta diversos parâmetros gerais de qualidade da água bruta, dentre os quais é possível destacar (Edzwald & Tobiasson, 2010):

- i) **pH.** Variável que apresenta efeito marcante na química dos constituintes da água e na eficiência dos processos de tratamento. O pH também afeta a corrosividade e a qualidade da água no interior das canalizações de distribuição de água tratada, devendo ser controlado na etapa final de tratamento, antes da distribuição da água.
- ii) **Alcalinidade.** É a medida da capacidade de neutralizar ácidos de uma solução. Sob as condições de pH da maioria dos mananciais (pH entre 6 e 9), a alcalinidade é devida quase exclusivamente à concentração de bicarbonatos. A alcalinidade é fator importante na coagulação e na seleção da metodologia para controle de corrosão a ser implantada na ETA.
- iii) **Dureza.** É causada pela presença de íons metálicos bi e trivalentes na água, principalmente os íons Ca^{2+} e Mg^{2+} . O nível de dureza define os conceitos que deverão ser aplicados na concepção do sistema de tratamento. Um alto nível de dureza requer processos e operações específicos para sua redução e pode afetar os processos químicos de tratamento subsequentes. Da mesma forma que a alcalinidade, afeta a escolha do método de controle de corrosão.
- iv) **Turbidez.** É uma medida do material particulado presente na água. Ela afeta a escolha dos métodos de clarificação e pode definir se há ou não necessidade de pré-tratamento da água a montante de outros processos.
- v) **Matéria orgânica natural (MON).** A presença de MON nas águas apresenta relação com a formação de subprodutos da desinfecção (principalmente durante a cloração), aumenta a demanda de produtos coagulantes e oxidantes, e pode afetar numerosos processos de tratamento. Uma parcela significativa e importante da MON é constituída de substâncias húmicas, as quais também conferem cor às águas naturais. A MON pode ser caracterizada através de várias determinações substitutas, incluindo, principalmente, Carbono Orgânico Total (COT), absorvância de luz ultravioleta (UV) e cor verdadeira.
- vi) **Sólidos dissolvidos totais (SDT).** Constituem uma medida do conteúdo de sais e de minerais da água, o qual pode afetar tanto as necessidades de tratamento, em termos de processos e operações, quanto a aceitabilidade de um manancial como fonte para abastecimento.
- vii) **Oxigênio dissolvido (OD).** É um importante regulador das condições de oxidação-redução e da especiação química de inúmeras constituintes da água. Condições oxidativas são produzidas mesmo quando o oxigênio estiver presente em baixas concentrações.

Em adição a esses parâmetros gerais de qualidade da água bruta, as fontes de águas naturais podem apresentar características únicas de qualidade, com presença de inúmeros tipos de contaminantes específicos (íons de metais pesados, sulfetos, entre outros), para cuja remoção são empregados processos complementares àqueles incorporados às técnicas mais comuns e de utilização mais ampla. Esses processos serão discutidos nos próximos itens.

É senso comum que, em toda indústria de transformação, quanto melhor a qualidade da matéria-prima, mais simples são os processos e operações no interior da mesma para a obtenção do produto final com a qualidade desejada. Analogamente, em sistemas de tratamento de água, quanto melhor a qualidade da água bruta, ou seja, quanto menor a classe da água natural, mais simples será o sistema de tratamento requerido para a produção de água potável (produto final), conforme indica a Tabela 17.1.

De qualquer forma, todos os sistemas de tratamento de água para consumo humano devem incorporar o princípio de múltiplas barreiras, de forma a diminuir o máximo possível a probabilidade de fornecer água com algum tipo de contaminante para consumo humano. Esse princípio leva em conta que os sistemas de abastecimento de água devem incorporar várias barreiras sanitárias sequenciais, de forma a reduzir o risco sanitário associado à água, até sua chegada ao consumidor final. Assim, tal conceito envolve desde ações de proteção ao manancial (por exemplo, controle sanitário da bacia hidrográfica) até o emprego de técnicas de tratamento de água com várias etapas sequenciais para redução e inativação de contaminantes (por exemplo, clarificação, seguida de filtração e desinfecção). Inclui, ainda, ações que visam à manutenção da segurança inerente aos sistemas de reservação e distribuição de água, entre outras.

Estabelecido tal conceito de múltiplas barreiras, a seguir são apresentados os aspectos gerais de algumas das técnicas mais comumente utilizadas para o tratamento de águas para consumo humano, desde as mais simples, como as técnicas que utilizam a filtração lenta, até técnicas que envolvem maior número de processos e operações, como as técnicas que utilizam a filtração rápida em sistema de ciclo completo. São incluídas, também, técnicas complementares que visam à remoção de contaminantes específicos, tais como a oxidação, a adsorção em carvão ativado, a troca iônica e as membranas.

17.3.2 TÉCNICAS DE TRATAMENTO DE ÁGUA COM EMPREGO DE FILTRAÇÃO LENTA

As atividades simplificadas de operação e manutenção em ETA são fundamentais para a sustentabilidade das tecnologias em pequenas comunidades de países em desenvolvimento. A tecnologia de filtração em múltiplas etapas – FiME, a qual se encaixa nas necessidades de comunidades isoladas, quando se têm baixas vazões de demanda, é esquematicamente apresentada na Figura 17.2. Ela é constituída por pré-filtros (dinâmico e/ou ascendente) e filtros lentos. Na FiME, não há necessidade do uso de coagulantes para remover as impurezas. O tratamento é realizado quando a água passa por uma série de unidades filtrantes.

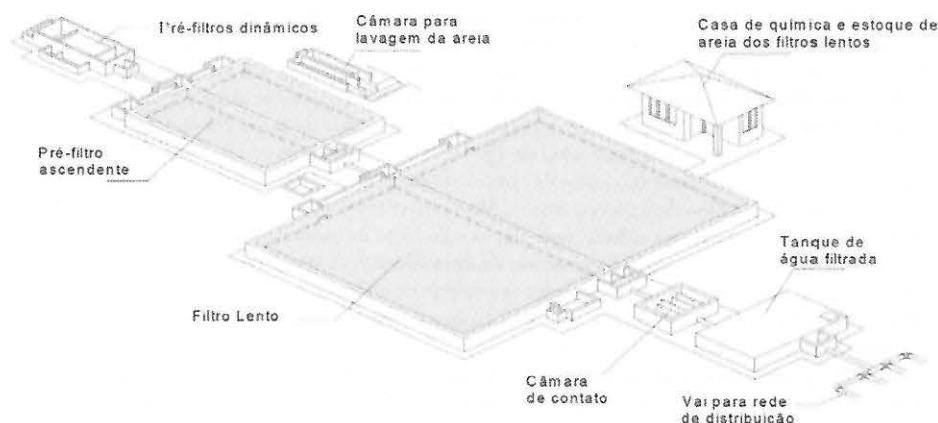


FIGURA 17.2 Tecnologia de filtração em múltiplas etapas. Fonte: Sabogal Paz (2000).

A FiME surgiu da necessidade de viabilizar o emprego dos filtros lentos (FL), reduzindo suas limitações. Os FL são simples, confiáveis e eficientes no tratamento de águas de abastecimento; porém, seu desempenho na produção de água potável cai quando ocorrem valores elevados de parâmetros de qualidade da água afluente às unidades. Assim, para minimizar essas restrições, foram adicionados pré-filtros aos FL criando, portanto, a FiME. A tecnologia pode ter várias combinações e a seleção do tipo de FiME depende, entre outros fatores, das características gerais da água bruta.

Os pré-filtros dinâmicos (PFD) têm a função de remover parte das impurezas presentes na água bruta. O meio filtrante é constituído por camadas de pedregulho com os maiores grãos no fundo e os menores no topo da unidade. No PFD, parte da água afluente escoar superficialmente sendo, posteriormente, descartada ou reutilizada. O restante da água infiltra através do meio filtrante para ser coletada pelo sistema de drenagem e encaminhada à unidade seguinte. A taxa de filtração do PFD é constante e comumente fixada entre $12 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ e $32 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$. Na operação do PFD, existe contínua retenção de impurezas no meio filtrante, com aumento progressivo da perda de carga e diminuição da vazão filtrada em função do tempo. Assim, periodicamente, a abertura da válvula da tubulação de saída da unidade deve ser ajustada para conservar a taxa de filtração constante. No momento em que a válvula alcança sua máxima abertura, o efluente do PFD diminui e, portanto, o pré-filtro em questão deve ser retirado para limpeza.

Na lavagem do PFD, a válvula de saída é fechada. Em seguida, o operador, com ajuda de um rastelo, revolverá o material retido no topo do meio filtrante. As impurezas desprendidas são carreadas para fora da unidade pelo escoamento superficial da água. Os resíduos contidos no interior do pré-filtro são extraídos ao acionar a descarga de fundo.

p0465 Na FiME, os efluentes dos PFD, dependendo de sua qualidade, poderão ser encaminhados diretamente aos FL ou precisarão ser tratados pelos pré-filtros ascendentes (PFA).

p0470 Os PFA podem ser projetados utilizando várias camadas de pedregulho em uma mesma unidade (PFAC) ou podem ser idealizados empregando várias unidades em série com um único tamanho de pedregulho em cada uma delas (PFAS). Os grãos do pedregulho no PFAC e PFAS são dispostos de forma decrescente no sentido do escoamento da água. O PFAC é o mais utilizado em projetos de FiME porque ocupa menor área em planta. Os PFA são eficientes na remoção das impurezas contidas na água e seu objetivo principal é condicionar o efluente que é encaminhado aos FL. A taxa de filtração é constante e usualmente fixada entre $12 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ e $24 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$.

p0475 Na operação do pré-filtro, a perda de carga no meio filtrante aumenta em função da retenção de impurezas até um valor máximo prefixado de 0,60 m. Após essa condição, o PFA deve ser retirado para limpeza. A lavagem da unidade consiste essencialmente no acionamento da descarga de fundo, revolvimento do topo do meio filtrante e eventual limpeza das paredes.

p0480 Os filtros lentos são a última etapa da tecnologia FiME, responsáveis por gerar água conforme o padrão de potabilidade. Os FL são constituídos, basicamente, de meio filtrante de areia muito fina, camada suporte em pedregulho e sistema de drenagem. A eficiência dos FL depende da formação de uma camada biológica no topo da unidade de quase 0,40 m de profundidade em direção ao fundo, denominada *schmutzdecke*. O tempo para a formação da camada biológica, que tecnicamente recebe o nome de “período de amadurecimento do filtro”, depende da qualidade da água afluente e pode demorar dias ou semanas. No início da carreira de filtração dos FL, quando o meio filtrante está limpo, ocorre pequena remoção de impurezas justamente porque o *schmutzdecke* ainda não está formado.

p0485 A taxa de filtração nos FL é constante e dificilmente ultrapassa $6,0 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ em função das características do meio filtrante e do emprego de mantas sintéticas no topo da areia. Na operação do FL, para manter a taxa de filtração constante, o nível de água na unidade oscila entre um valor mínimo de 0,2 m acima do topo do meio filtrante (no início da carreira de filtração, quando o meio filtrante está limpo) até um valor prefixado máximo de 2,0 m (quando o filtro estiver sujo). O nível de água nos FL é controlado em função da abertura de uma válvula instalada na tubulação de saída da unidade. A limpeza do FL é realizada mensalmente em função da qualidade da água afluente. A atividade requer a raspagem manual (para pequenos sistemas) ou mecanizada (para sistemas de médio e grande porte) de 1,0 a 3,0 cm de areia do topo do meio filtrante. A areia retirada é lavada, estocada e recolocada no filtro somente quando a camada filtrante alcançar 0,6 m de altura.

p0490 A FiME, quando comparada com outras ETA, para uma mesma vazão, sempre ocupa maior área em planta e tem elevado investimento inicial pelas baixas taxas de filtração adotadas, segundo a Tabela 17.5;

t0030 **TABELA 17.5 Características dos filtros em FiME**

Pré-filtro dinâmico – PFD

Taxa média de filtração ($\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$)	12 a 32
Meio filtrante	Pedregulho
Número mínimo de subcamadas	3
Espessura do meio filtrante (m)	0,7 a 1,0
Tamanho dos grãos (mm)	3,2 a 31,0

Pré-filtro vertical ascendente em camadas – PFAC

Taxa média de filtração ($\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$)	12 a 24
Carga hidráulica para retenção de impurezas (m)	0,4 a 0,6
Meio filtrante	Pedregulho
Número de subcamadas	4
Espessura do meio filtrante (m)	0,9 a 1,3
Tamanho dos grãos (mm)	2,4 a 31,0

Filtro lento – FL

Taxa média de filtração ($\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$)	≤ 6
Meio filtrante	Areia
Espessura do meio filtrante (m)	0,6 a 0,9
Tamanho da areia (mm)	0,08 a 1,0
Tamanho efetivo – D_{10} (mm)	0,15 a 0,30
Coefficiente de desuniformidade (CD)	2 a 4

Fonte: Sabogal Paz (2007, 2010).

no entanto, sua operação e manutenção são simplificadas. Em países latino-americanos, a tecnologia é recomendada para vazões de projeto de até 40 L/s, em função dos custos envolvidos (Cinara, 2001; Sabogal Paz, 2007).

17.3.3 Técnicas de Tratamento de Água com Emprego de Coagulação e Filtração Rápida

Bem diferente do que ocorre nos filtros lentos, nas unidades de filtração rápida as taxas de filtração, numericamente iguais às velocidades médias de aproximação da água no leito filtrante, são bem mais elevadas, apresentando valores usualmente na faixa de 150 a 600 m³/m².d. Além disso, nessas últimas unidades, o leito filtrante apresenta distribuição de tamanhos de grãos consideravelmente maiores que aquela adotada em filtros lentos. Como consequência, os filtros rápidos são bem mais compactos e apresentam ação de retenção de impurezas ao longo de quase toda a profundidade do leito, ao contrário dos filtros lentos, em que prepondera a ação superficial. As técnicas que utilizam filtração rápida são amplamente utilizadas em todo o mundo, pois são capazes de tratar águas com as mais variadas características de qualidade e, praticamente, sem limite de vazão.

Na Figura 17.3, são mostrados esquemas ilustrativos de três tipos usuais de sistemas que utilizam filtração rápida. Nesses esquemas, observa-se que as técnicas que utilizam a filtração rápida apresentam, em comum, a incorporação obrigatória da etapa de coagulação da água através da aplicação de produto químico coagulante e das etapas finais de filtração rápida em meio granular, desinfecção e correção final de pH da água. O primeiro esquema mostrado na Figura 17.3a é conhecido como sistema de ciclo completo, algumas vezes chamado também de convencional. Essa denominação decorre do fato de ele apresentar maior número de unidades de tratamento, o que o torna capaz de tratar águas provenientes de mananciais de pior qualidade (classes de maiores numerações na Tabela 17.1).

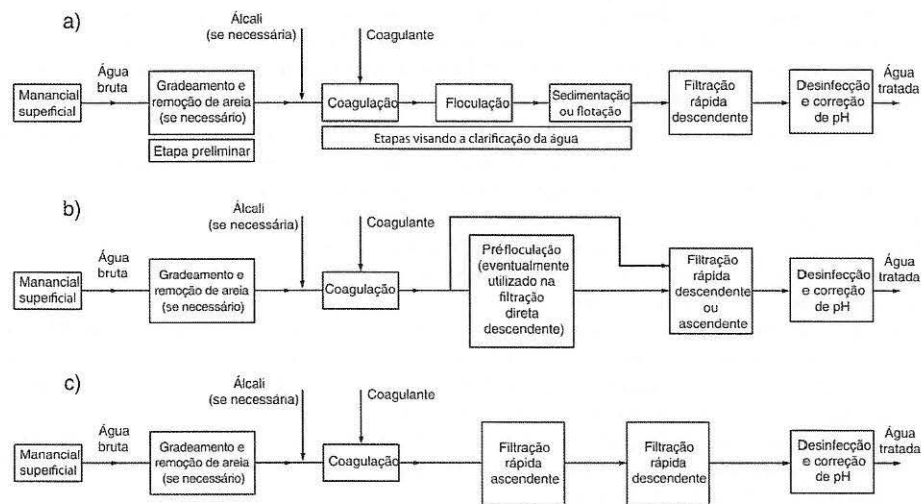


FIGURA 17.3 Sistemas de tratamento que utilizam filtração rápida: a) sistema de ciclo completo com sedimentação ou com flotação por ar dissolvido; b) sistemas de filtração direta descendente ou ascendente; c) sistema com dupla filtração.

Conforme mostrado na Figura 17.3, há duas variações do sistema de ciclo completo. A mais antiga, que prevê o emprego de unidades de sedimentação na etapa de clarificação, e a alternativa mais recente, que utiliza a flotação por ar dissolvido (FAD) para a clarificação da água. Ambas as variantes com ciclo completo apresentam, como principais etapas de tratamento:

- i) **Etapa preliminar.** Ocorre geralmente junto à captação de água do manancial superficial e é constituída das operações de gradeamento – para a retirada de material grosseiro, como galhos e folhas – e de remoção de areia, prescindível no caso de captações em lagos e reservatórios.
- ii) **Etapa de coagulação e floculação.** Conforme será visto com mais detalhes no próximo item, envolve a aplicação de produtos químicos (coagulante e, se necessário, um condicionador de pH

ou de alcalinidade) visando à desestabilização das partículas coloidais, as quais, juntamente com precipitados formados pela reação dos coagulantes com a água e sólidos em suspensão, formam, em seguida, agregados maiores (flocos) durante a floculação. Promove-se a adição do coagulante na unidade de mistura rápida de uma ETA. Em sequência ao processo de coagulação, nas unidades de floculação, promove-se a colisão entre as partículas previamente desestabilizadas pela agitação lenta da água, proporcionando condições para a agregação destas e a formação de flocos com tamanho suficiente para serem removidos por sedimentação na etapa subsequente. Essa etapa se dá nas unidades de floculação da ETA.

- o0335 **iii) Etapa de clarificação da água por decantação ou por flotação (FAD).** O primeiro caso ocorre nas unidades de sedimentação ou decantadores, nos quais o escoamento da água é tranquilizado, propiciando a sedimentação da maior parte dos flocos em suspensão, que se acumulam no fundo dessas unidades, de onde são descartados na forma de lodo. Em substituição aos decantadores, dependendo da qualidade da água, pode ser vantajoso o emprego de unidades de flotação por ar dissolvido (FAD) na etapa de clarificação da água floculada (ver Figura 17.3); na entrada dos flotações, é promovida a formação de emulsão ar/água (com elevada concentração de microbolhas de ar), a qual é misturada com a água floculada. Com microbolhas de ar aderidas a sua estrutura, os flocos em suspensão tendem a subir a altas velocidades em direção à superfície, onde são separados da água e removidos.
- o0340 **iv) Etapa de filtração rápida descendente de alta taxa.** Nessa etapa, ocorre a clarificação final da água, com a remoção da maior parte do material particulado remanescente da etapa anterior de pré-clarificação. Isso ocorre devido à passagem da água através do leito granular das unidades de filtração descendente. Essas unidades operam com altas taxas, permitindo que a retenção das impurezas da água ocorra ao longo de quase toda a profundidade do leito.
- o0345 **v) Etapas de condicionamento final da água filtrada (desinfecção, correção final de pH e fluoreação).** Após a filtração da água, ou seja, após a redução da concentração de sólidos suspensos e da turbidez da água para níveis bem baixos (de modo a atender os padrões mostrados na parte II da Tabela 17.3), promove-se a desinfecção da água e a correção final do pH com vistas a torná-la não agressiva às canalizações e aos acessórios do sistema de distribuição da água tratada. Em alguns países, como o Brasil, ainda é obrigatória a aplicação de flúor na água tratada, o que é feito nessa última etapa de tratamento.

p0535 Com relação ao segundo esquema da Figura 17.3b, se a qualidade da água do manancial superficial permitir, é possível a adoção de sistemas mais simplificados para o tratamento dessa água, como é o caso dos sistemas de tratamento por filtração direta da água pré-coagulada. Nesses casos, as etapas de floculação e de clarificação por flotação ou por sedimentação, descritas anteriormente, são eliminadas. Em alguns casos, apenas uma rápida etapa de pré-floculação pode ser vantajosa. Conforme será visto mais adiante, existem variantes da técnica de filtração direta, dependendo se o filtro adotado operar com escoamento descendente ou ascendente.

p0540 O último esquema mostrado na Figura 17.3c diz respeito aos chamados sistemas de dupla filtração, com a associação de filtros ascendentes a filtros descendentes, em que os primeiros atuam como unidades prévias de clarificação e os segundos, como unidades de polimento final, para que se atinja a qualidade da água requerida para a etapa subsequente de desinfecção.

p0545 Após essa rápida descrição geral dos tipos usuais de sistemas de tratamento que utilizam necessariamente a coagulação e filtração rápida, a seguir são apresentados os principais processos e operações envolvidos em cada um desses sistemas.

st0040 Sistema de Tratamento com Ciclo Completo

p0550 A seguir, são apresentados os conceitos básicos concernentes a cada um dos principais processos e operações envolvidos nas diversas etapas dos sistemas de tratamento de água para consumo humano de ciclo completo.

st0045 Coagulação e Mistura Rápida

p0555 Nas águas superficiais, boa parte das partículas dispersas é constituída de sólidos não sedimentáveis. Essas partículas apresentam geralmente tamanhos na faixa de 0,0001 μm a 100 μm . Nessa faixa de tamanho, encontram-se as partículas coloidais, que apresentam tamanho entre 0,001 μm e 1 μm . Ou seja, fração considerável dos sólidos não sedimentáveis são colóides, e mesmo a fração supra coloidal (de 1 μm a 100 μm) apresenta algumas características parecidas com as dos colóides, como a baixa velocidade de sedimentação.

Os colóides de maior interesse e usualmente predominantes em águas superficiais naturais são os sóis, em que a fase dispersora é a água e a fase dispersa é sólida, a qual, conforme já comentado, não sedimenta sob a ação da gravidade, mantendo o sistema coloidal estável. Esses colóides apresentam relação área/volume extremamente elevada, o que lhes confere grande facilidade para adsorverem muitas substâncias em sua superfície, tais como moléculas de água e íons presentes em sua vizinhança. Isso também lhes proporciona o desenvolvimento de carga elétrica superficial.

Os colóides são chamados hidrofílicos quando apresentam grande afinidade pela água, devido à presença de grupos solúveis em água em sua superfície, por exemplo, grupo amino, carboxil, sulfônico e hidroxila. Tais grupos promovem a hidratação do coloide, com a formação de um filme líquido em torno deste, conhecido como água de hidratação ou de ligação. Geralmente, esses colóides hidrofílicos são orgânicos, como proteínas ou seus produtos de degradação. Já aqueles chamados hidrofóbicos apresentam pouca afinidade com a água na qual se encontram dispersos e, portanto, não possuem filme líquido em seu entorno, como é o caso das partículas de argilas.

Os colóides tendem a adquirir cargas superficiais devido: i) à ionização dos grupos presentes na sua superfície; ii) à adsorção de íons da solução ao seu redor; iii) ao déficit iônico no interior da estrutura do mineral, no caso das argilas (hidrofóbicos); e iv) à ionização de grupos amino e carboxil localizados na superfície, no caso dos microrganismos e proteínas (hidrofílicos).

De maneira geral, tanto as argilas quanto os colóides hidrofílicos (proteínas e microrganismos) apresentam cargas superficiais negativas quando dispersos em águas naturais (esses últimos, desde que o pH esteja próximo ou acima da região neutra). Portanto, a maioria dos colóides em águas naturais apresenta repulsão entre si devido às cargas de mesmo sinal (negativas) presentes em suas superfícies e, por essa razão, permanecem em suspensão.

Na Figura 17.4, apresenta-se uma ilustração de um sistema coloidal, segundo o modelo da dupla camada elétrica, também conhecido por modelo de Gouy Chapman (ilustração a), juntamente com um gráfico (ilustração b) mostrando as energias de interação entre dois sistemas coloidais eletrostaticamente estabilizados. Segundo tal modelo, em uma dispersão coloidal, não pode haver desequilíbrio na carga elétrica global do sistema, que deve apresentar neutralidade. Portanto, as cargas elétricas negativas da superfície da partícula devem ser contrabalanceadas no sistema aquoso. Uma nuvem de íons (com predominância de cátions) forma-se em torno da partícula, formando uma camada difusa. Íons com carga positiva também se acumulam em região próxima à superfície do coloide (negativamente carregado), formando uma camada mais rígida, chamada de camada de Stern. Configura-se, assim, uma dupla camada de íons em torno do coloide, sendo que o espalhamento da camada difusa ocorre principalmente devido às forças difusas decorrentes da energia térmica da água. Próximo à partícula, devido às cargas primárias (negativas), desenvolve-se um potencial eletrostático entre a superfície e a água, o qual decresce até o final da dupla camada.

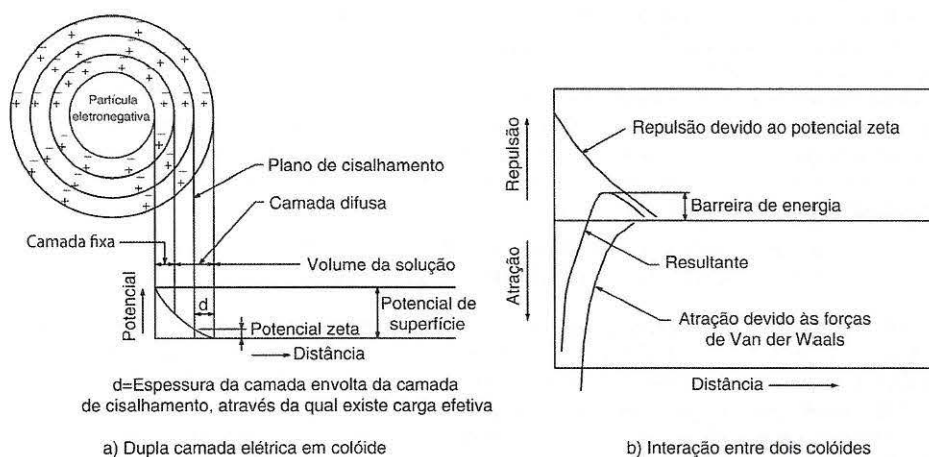


FIGURA 17.4 Partícula coloidal negativamente carregada e a dupla camada elétrica (ilustração a) e representação da interação entre dois sistemas coloidais estabilizados eletrostaticamente (ilustração b).

p0585 Quando a partícula é forçada a se mover no meio líquido, algumas cargas que equilibram o sistema acompanham o coloide e outras não. O invólucro líquido que se movimenta junto com o coloide é definido por uma superfície de cisalhamento, a qual apresenta potencial elétrico diferente daquele presente na superfície da partícula. Esse potencial é chamado de Zeta, e apresenta grande importância para o processo de coagulação. O plano de cisalhamento é de difícil localização e, na ilustração “a” da Figura 17.4, encontra-se posicionado na parte externa da camada de Stern.

p0590 Em águas naturais, quando duas partículas coloidais similares se movimentam e se aproximam uma da outra no meio líquido, as camadas de íons que as acompanham interagem entre si, gerando potenciais de repulsão entre elas devido ao fato de que, em torno de ambas, existem campos elétricos de mesmo sinal (negativos). Essa interação pode ser avaliada em termos de potencial de energia (ou seja, da quantidade de energia necessária para trazer duas partículas de uma distância infinita de separação até uma determinada distância de separação). Se a energia potencial for positiva, a interação é de repulsão, uma vez que é necessário fornecer energia ao sistema. Se a energia potencial é negativa, o efeito é de atração entre elas (AWWA, 2010).

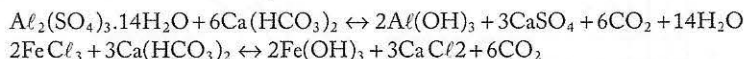
p0595 Portanto, conforme a Figura 17.4b, à medida que os dois sistemas coloidais se aproximam, a energia potencial de repulsão aumenta. Entretanto, a distâncias muito pequenas, começam a surgir forças atrativas de Van der Waals, as quais atuam entre quaisquer tipos de partículas, pois tais forças são oriundas de interações entre dipolos, induzidos ou permanentes, no interior dos átomos que compõem as superfícies que interagem e a água. Diferentemente das forças eletrostáticas de repulsão, as forças de Van der Waals independem da composição química da solução. Em águas doces naturais, as quais apresentam pequena força iônica, a repulsão eletrostática entre colóides prevalece sobre as forças de van der Waals, impedindo a aderência entre os mesmos. Nesse caso, a suspensão é denominada eletrostaticamente estabilizada. Para se obter a aderência entre as partículas coloidais para a produção de agregados maiores, ou seja, para que se consiga a coagulação das partículas, é necessário que, de alguma forma, o sistema seja desestabilizado.

p0600 De acordo com o modelo ilustrado na Figura 17.4b, em sistemas coloidais eletrostaticamente estabilizados, dois colóides, ao se aproximarem até certa distância, provocam o surgimento de resultante de repulsão gradativamente crescente, até atingir um valor máximo, que constitui uma significativa barreira de energia, devido ao potencial Zeta negativo de ambas as partículas. Essa barreira impede que os colóides se aproximem mais uns dos outros, até uma distância em que as forças de Van der Waals pudessem aumentar sua intensidade de tal forma que fosse obtida energia resultante de atração, o que induziria à agregação dos colóides.

p0605 Portanto, de maneira simplificada, em sistemas coloidais eletrostaticamente estabilizados, para se conseguir a agregação das partículas dispersas, ou seja, sua coagulação, é preciso promover a redução ou eliminação da barreira de energia.

p0610 Vale lembrar que em águas de mananciais superficiais, normalmente se tem a presença não só de argilominerais (colóides) e outras partículas causadoras de turbidez, como também a presença de matéria orgânica natural (MON), como as substâncias húmicas. Essas substâncias são constituídas por macromoléculas (muitas na faixa de tamanho coloidal) que também desenvolvem cargas superficiais negativas nas condições usualmente apresentadas pelas águas naturais, sendo assim também suscetíveis a coagulação.

p0615 Na prática, a coagulação das partículas dispersas nas águas superficiais é conseguida pela adição de agentes químicos coagulantes. Os coagulantes mais comuns são os sais de alumínio e de ferro como o sulfato de alumínio e o cloreto férrico. Esses sais, ao serem adicionados às águas superficiais contendo, por exemplo, alcalinidade na forma de bicarbonato de cálcio, reagem e formam precipitados de hidróxidos. Assumindo que a reação do coagulante com a água prossiga até a formação do precipitado de hidróxido de alumínio ou de ferro (o que pode não ser necessariamente o caso), as equações referentes ao sulfato de alumínio e ao cloreto férrico são, respectivamente:



p0620 De forma mais abrangente, esses coagulantes, ao serem adicionados à água, hidrolisam e formam uma série de produtos da hidrólise do coagulante (espécies ionizadas), além do precipitado insolúvel de hidróxido de alumínio ou de ferro, conforme mostrado nos diagramas de solubilidade da Figura 17.5.

p0625 Observando, por exemplo, o diagrama da Figura 17.5, verifica-se que a concentração do precipitado de hidróxido em equilíbrio com os diversos produtos da hidrólise do coagulante utilizado (sulfato de alumínio, por exemplo), varia significativamente com o valor do pH da água após a adição desse coagulante. Assim, a alcalinidade natural da água exerce papel preponderante no processo de formação

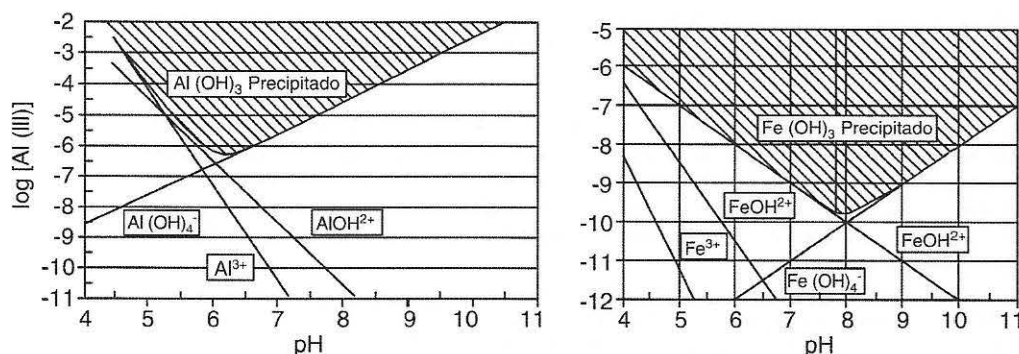


FIGURA 17.5 Diagramas de solubilidade a) do hidróxido de alumínio e b) do hidróxido de ferro. Fonte: Adaptado de AWWA (2010).

do precipitado de hidróxido e das espécies solúveis hidrolisadas do alumínio. Com os sais de ferro ocorre o mesmo, conforme mostrado no diagrama da Figura 17.5b.

Desse modo, a coagulação é possível por meio da adição de coagulantes à água, o que acarreta a alteração da sua composição iônica e/ou a promoção da formação de precipitados de hidróxido de ferro ou de alumínio, desde que as condições de alcalinidade e pH sejam adequadas.

Os dois principais mecanismos de coagulação quando são utilizados sais de ferro ou de alumínio são a **coagulação por adsorção e neutralização de cargas** e a **coagulação por varredura**. No primeiro, toma-se partido da adsorção das espécies hidrolisadas solúveis com carga positiva na superfície dos colóides (com cargas negativas), que causa diminuição do potencial Zeta destes e consequente redução ou eliminação da barreira de energia, resultando na agregação das partículas. Na prática de tratamento de água, esse mecanismo, quando utilizado, requer pequenas dosagens de coagulante e apresenta certa estequiometria entre a concentração de superfície coloidal e a dosagem de coagulante. Porém, existe risco de reestabilização dos colóides quando houver excesso de coagulante (fenômeno em que os colóides se reestabilizam após adquirirem carga superficial positiva devido à adsorção de excesso de cargas positivas geradas pelo coagulante). Além disso, este mecanismo requer faixa estreita de pH de coagulação e é usualmente utilizado em ETA com filtração direta. Nesses casos, é necessário que a água afluente aos filtros apresente pequena concentração de sólidos em suspensão, o que ocorre quando se tem a predominância do mecanismo de adsorção e neutralização de cargas (baixas concentrações do precipitado de hidróxido metálico devido às baixas dosagens de coagulante).

O mecanismo de coagulação por varredura, por sua vez, caracteriza-se pela aplicação de dosagens significativamente maiores de coagulante, o qual, desde que haja disponibilidade de alcalinidade, valores de pH adequados e concentração de certos íons na água, hidrolisa e reage com a alcalinidade da água formando grande concentração do precipitado (gelatinoso) de hidróxido de ferro ou alumínio (ver Figura 17.5). Dessa forma, promove-se a captura das partículas pelos precipitados volumosos de hidróxido metálico.

Esse mecanismo é amplamente empregado nas ETA de ciclo completo em que se tem a etapa de clarificação da água por decantação antes da filtração. De acordo com Bratby (2006), as condições de coagulação visando à subsequente flotação devem estar ainda próximas à situação em que se tem a formação de precipitados de hidróxido, porém em um mecanismo que seria influenciado pela neutralização de cargas com espécies do hidróxido do metal coagulante e/ou com espécies polinucleares que possuem cargas positivas.

A coagulação de águas pode também ser promovida pela adição de polímeros catiónicos, que apresentam longas moléculas poliméricas contendo sítios com carga positiva quando em solução. Ao serem adicionados à água, essas moléculas se estendem, expondo os sítios com cargas positivas, os quais interagem com os colóides contendo cargas superficiais negativas e provocam a desestabilização do sistema coloidal pelo mecanismo conhecido como adsorção e formação de pontes entre as partículas.

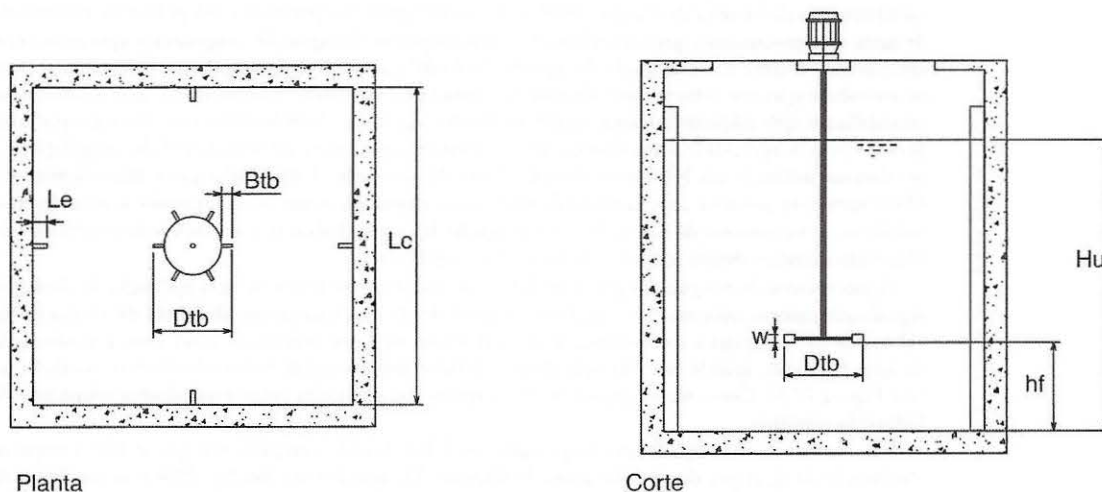
Na prática, é também muito usual a associação de coagulantes inorgânicos (sais de alumínio e ferro) a pequenas dosagens de polímeros (normalmente até menores que 0,1 mg/L) com vistas a conseguir a produção de flocos maiores. Nesses casos, os polímeros são chamados de floculantes ou auxiliares de floculação, podendo, inclusive, ser utilizado polímero aniônico ou não iônico nessas situações.

p0660 O fato é que, de maneira geral, a coagulação de partículas coloidais, de substâncias húmicas e de outras impurezas das águas superficiais, constitui fenômeno bastante complexo, o qual está aqui colocado de forma um tanto simplificada, pois o objetivo é apresentar ao leitor os conceitos introdutórios sobre o assunto.

p0665 Deve-se destacar, também, que na prática devem ser realizados ensaios de laboratório para obtenção das condições adequadas para a coagulação da água que se deseja tratar. Essas condições são, basicamente, os valores ótimos de dosagem de coagulante e respectivo valor ou faixa de valores de pH. Nesses ensaios, são variados os valores de alcalinidade através da adição de álcali e/ou ácido durante os ensaios. Com isso, é possível determinar, além da dosagem ótima do coagulante escolhido, se será ou não necessário o ajuste da alcalinidade natural da água.

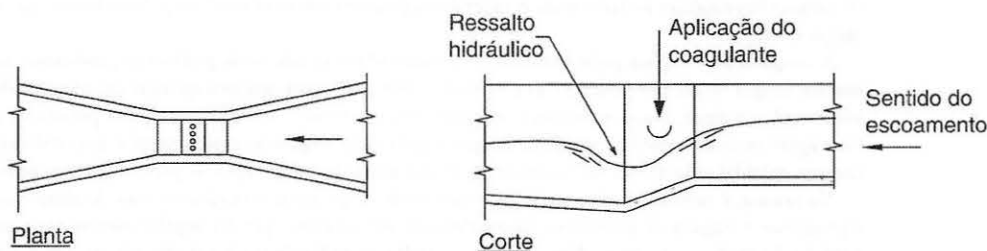
p0670 Para ETA de ciclo completo com sedimentadores, os ensaios de coagulação em laboratório são conduzidos com emprego de equipamento de bancada (com seis jarros contendo agitadores mecânicos) chamado *Jar Test*. No caso de ETA contendo unidades de flotação (FAD), utiliza-se equipamento de bancada (usualmente com três ou quatro colunas de flotação) denominado *Flotatest*. Por fim, para sistemas com filtração direta, utiliza-se *Jar Test* com filtros de bancada.

p0675 Em uma ETA, a adição da solução (concentrada) de coagulante é realizada em unidades de mistura rápida, especialmente projetadas para isso, de modo a promover a dispersão rápida e o mais uniforme possível do coagulante na água bruta. Existem diversos tipos de unidades de mistura rápida, sendo as mais comuns aquelas constituídas de tanque com agitador rápido tipo turbina (ver Figura 17.6) e os misturadores hidráulicos (sem unidades mecânicas). Estes últimos, desde que bem projetados, apresentam bom desempenho, com a vantagem de apresentarem menos problemas de manutenção. Dentre os diversos tipos de misturadores hidráulicos, os mais empregados são a Calha Parshall e o vertedor retangular. Essas unidades, além de promover a mistura rápida, atuam também como medidor da vazão de água bruta afluente à ETA (ver Figura 17.7).



f0035

FIGURA 17.6 Vista em planta e corte esquemático de misturador mecânico.



f0040

FIGURA 17.7 Esquema de misturador hidráulico (Calha Parshall). Fonte: Campos et al. (1999).

p0680 O projeto de unidades de mistura rápida é pautado, fundamentalmente, em dois parâmetros: i) o gradiente médio de velocidade (G), que é diretamente relacionado com a potência dissipada por unidade de volume de água no interior do misturador rápido; e ii) o tempo de detenção hidráulico nesse misturador, que se situa na faixa de 20 s a 60 s nas unidades mecânicas e em torno de 1 s (ou menos) nos misturadores hidráulicos. O valor de G (em s^{-1}) é obtido pela Equação 17.1.

$$G = [Pu / (\mu Vol)]^{0.5} \quad \text{Equação 17.1}$$

p0685 Pu : potência útil dissipada na água (N.m/s); μ : viscosidade absoluta da água (N.s/m); Vol : volume útil do misturador (m^3).

p0690 Para misturadores mecânicos do tipo mostrado na Figura 17.6, a potência transferida pela turbina pode ser estimada pela Equação 17.2.

$$Pu = Ktb \rho_a N r^3 Dtb^5 \quad \text{Equação 17.2}$$

p0695 Pu : potência introduzida na água (N.m/s); Ktb : número de potência, que é função do tipo de turbina e do número de Reynolds (Re); ρ_a : massa específica da água (kg/m^3); Nr : rotação da turbina (rps); Dtb : diâmetro da turbina (m).

p0700 Para turbina com fluxo radial do tipo mostrado na Figura 17.6, o valor de Ktb torna-se constante e igual a 5, desde que a relação Dtb/W seja igual a 5 e que Re seja maior que 10.000, condições usuais em unidades para tratamento de água. Devem ser respeitadas, também, as seguintes relações geométricas empíricas entre as dimensões da câmara de mistura rápida e da turbina: i) $2,70 \leq Lc/Dtb \leq 3,30$; ii) $0,75 \leq hf/Dtb \leq 1,30$; iii) $2,70 \leq Hu/Dtb \leq 3,90$; iv) $W = Dtb/5$; v) $Btb = Dtb/4$; e vi) $Le = 0,1Dtb$.

p0705 Em misturadores hidráulicos, a potência útil dissipada pode ser calculada a partir do valor da perda de carga (hp) no misturador hidráulico e da vazão de água (Equação 17.3).

$$Pu = \rho_a g Q hp \quad \text{Equação 17.3}$$

p0710 ρ_a : massa específica da água (kg/m^3); g : aceleração da gravidade (m/s^2); Q : vazão de água bruta afluenta à ETA (m^3/s); hp : perda de carga (m).

st0050 Flocculação

p0715 Logo após a mistura rápida, em que ocorre a desestabilização das partículas, minúsculos flocos primários começam a aparecer. Assim, é necessário que, na sequência, seja induzida a aproximação das partículas primárias (já desestabilizadas), perto o suficiente para que ocorra o contato entre elas e o seu progressivo crescimento na forma de aglomerados maiores (flocos). Este estágio é chamado de flocculação.

p0720 A flocculação ocorre em duas fases consecutivas. A primeira, chamada flocculação pericinetica, é devida à energia interna da água, que causa o movimento Browniano (aleatório). Essa fase se inicia logo após a desestabilização das partículas e termina em segundos, uma vez que existe um tamanho limite de floco acima do qual o movimento Browniano não tem efeito (Bratby, 2006). Assim, por apresentar efeitos práticos limitados e depender da temperatura da água, essa fase apresenta pouca importância comparada à segunda fase, chamada de flocculação ortocinética.

p0725 Na flocculação ortocinética, a colisão entre as partículas desestabilizadas ocorre pela ação de gradientes de velocidade (G) induzidos na água. Da mesma forma que nas unidades de mistura rápida, só que agora de maneira bem mais suave, os gradientes de velocidade são induzidos colocando-se a água em movimento através de unidades mecânicas (tipo turbinas, por exemplo), ou através de unidades hidráulicas em que a água passa por canais formados por diversos anteparos (chicanas) sequenciais.

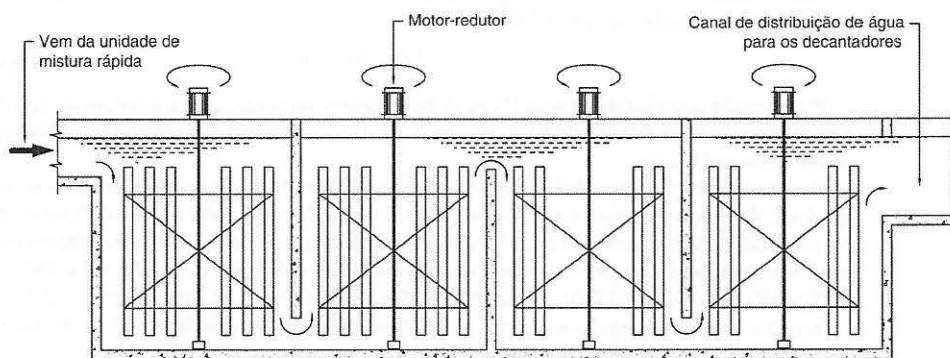
p0730 Entretanto, o grau de agitação requerido para a flocculação ortocinética é bem menor que aquele da mistura rápida, pois nessa etapa, à medida que os flocos crescem de tamanho, tornam-se mais suscetíveis de serem "quebrados" caso se tenha agitação mais intensa. Assim, nessa fase do tratamento, deve-se promover agitação lenta, ou suave, da massa líquida.

p0735 Existem vários tipos de flocladores mecanizados, podendo-se citar: flocladores com agitador tipo turbina, com agitador de eixo vertical, de eixo horizontal, alternativos, entre outros. Os sistemas de flocculação mecânicos geralmente são projetados com três ou quatro compartimentos em série (tempo total de flocculação na faixa de 30 a 45 min) quando se têm unidades de sedimentação e com dois ou três compartimentos em série quando existirem unidades de flotação a jusante (tempo total de flocculação na faixa de 8 a 20 min).

p0740 Da mesma forma que para as unidades de mistura rápida, os principais parâmetros de projeto dos flocladores são o tempo total de flocculação e o gradiente médio de velocidade (G). Para flocladores

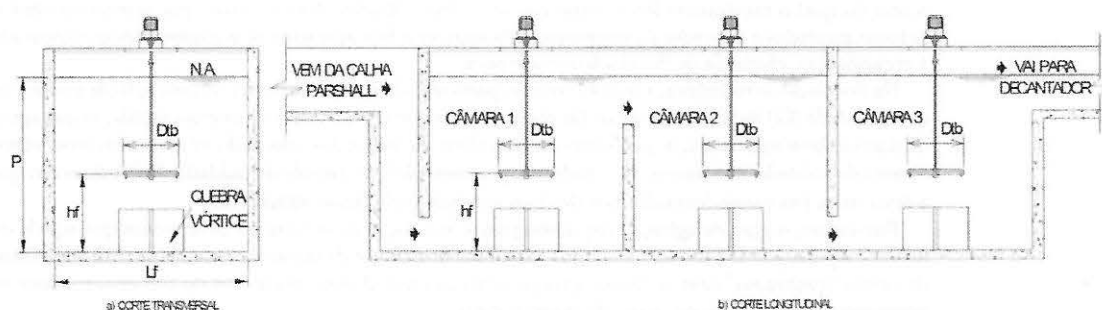
visando à sedimentação, é usual promover o escalonamento dos valores de G de forma decrescente do primeiro para o último compartimento (valores na faixa de 20 s^{-1} a 70 s^{-1}). Já para o caso de flocladores precedendo unidades de flotação, é recomendável que se mantenha o valor de G igual em todas as câmaras (valor esse adotado usualmente na faixa de 70 s^{-1} a 110 s^{-1}). As condições adequadas para a floclação de um determinado tipo de água também podem ser obtidas com o emprego dos equipamentos *Jar Test* (visando à sedimentação) ou *Flotatest* (visando à flotação) citados anteriormente.

p0745 Na Figura 17.8, é mostrado o esquema de um sistema de floclação com quatro compartimentos em série, cada um deles contendo agitadores mecânicos com palhetas de madeira dispostas paralelamente ao eixo dos motores.



f0045 **FIGURA 17.8** Corte esquemático de sistema de floclação com quatro compartimentos dotados de agitadores de eixo vertical e paletas paralelas ao eixo.
Fonte: Campos et al. (1999).

p0750 Por fim, na Figura 17.9, é apresentado o desenho esquemático de um sistema de floclação com três câmaras em série com agitação lenta por turbinas. Nesse tipo de floclador, os compartimentos devem respeitar as seguintes relações geométricas entre o diâmetro da turbina e as dimensões do tanque: i) $2,0 \leq L_f/D_{tb} \leq 6,6$; 2,7 $\leq P/D_{tb} \leq 3,9$; e iii) $0,9 \leq h_f/D_{tb} \leq 1,1$. Em estações de menor porte, é comum a adoção de flocladores hidráulicos. Nesse tipo de unidade, geralmente, a agitação lenta é obtida pela da passagem da água em "canais" que mudam de direção constantemente. Existem várias modalidades de flocladores hidráulicos, sendo as mais comuns os flocladores com chicanas e escoamento horizontal e flocladores com chicanas e escoamento vertical, este último encontra-se representado esquematicamente na Figura 17.10.



f0050 **FIGURA 17.9** Corte esquemático de sistema de floclação com três compartimentos em série dotados de turbinas, com respectivas relações geométricas.

p0755 Para flocladores hidráulicos, os valores usuais de tempo de floclação são geralmente de 20% a 30% menores que aqueles indicados para flocladores mecânicos, com as mesmas recomendações de gradiente de velocidade, quando se tem sedimentação ou flotação a jusante.

p0760 As fórmulas para estimativa dos valores de G e de potência útil dissipada na água pelos sistemas de agitação lenta dos flocladores são as mesmas já apresentadas para misturadores rápidos (Equações

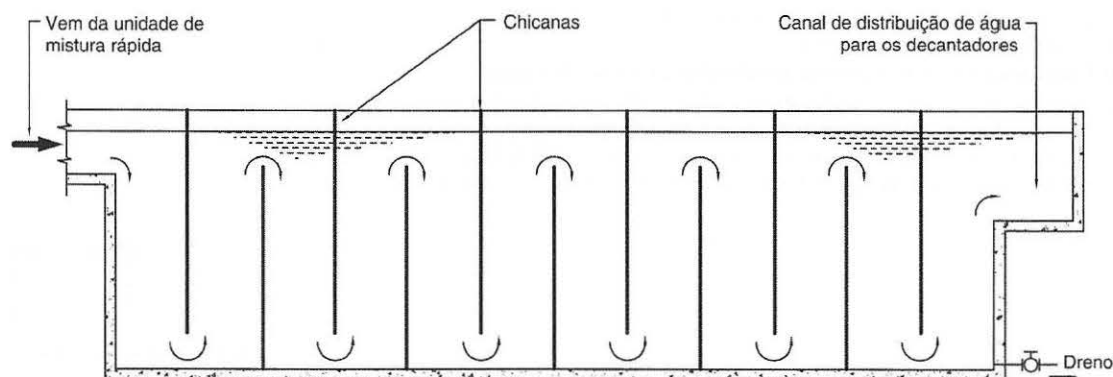


FIGURA 17.10 Corte esquemático de um floculador hidráulico com chicanas e escoamento vertical.

17.3, 17.4 e 17.5). No que concerne às turbinas utilizadas nos floculadores, deve-se salientar que estas são muito diferentes das turbinas utilizadas em misturadores rápidos. Para floculadores, são utilizadas turbinas com pás inclinadas com ângulos usualmente de 32° ou 45° (com seis pás, por exemplo), sendo que o valor de K_{tb} , nesses casos, deve ser fornecido pelo fabricante do equipamento.

Sedimentação

Em sistemas convencionais, a água, após a floculação, é encaminhada para os decantadores. Nessas unidades, o escoamento de água é tranquilizado o suficiente para promover a sedimentação dos flocos em suspensão. Como a velocidade de sedimentação dos flocos é diretamente proporcional ao quadrado do valor do diâmetro médio dos mesmos, é importante que a veiculação da água dos floculadores até a entrada dos decantadores seja realizada de maneira a se evitar a “quebra” dos flocos. Os dispositivos de entrada e de saída dos decantadores devem ser cuidadosamente concebidos, pois exercem influência marcante no desempenho da sedimentação.

No interior das unidades de sedimentação, os flocos são acumulados no fundo das mesmas, conforme são removidos da suspensão. Dessa forma, a água, ao chegar ao final da unidade, deverá estar livre da maior parte dos flocos. Uma pequena parcela dos flocos, relativa àqueles de menor tamanho e/ou de menor densidade, escapa dos decantadores, sendo removidos nas unidades de filtração subsequentes.

As unidades de sedimentação são dimensionadas com base na velocidade de sedimentação dos flocos induzida pela força gravitacional. Para a obtenção da velocidade dos flocos, é usual a realização de testes de bancada (*Jar Test*) comentados anteriormente. Os valores de velocidade obtidos nesses ensaios de laboratório devem ser multiplicados por fatores de segurança apropriados, pois essas velocidades de sedimentação variam significativamente com o tipo de coagulante empregado, condições de mistura durante a floculação e com a natureza das partículas coloidais presentes na água bruta, isto é, com a qualidade da água bruta.

A eficiência de um sedimentador ideal de escoamento horizontal, como aquele mostrado na Figura 17.11, é função: i) da velocidade de sedimentação da partícula crítica – v_s (definida como a partícula com menor velocidade de sedimentação, em m/h, que se queira remover), ii) da área superficial (A) da unidade de sedimentação (em m²), iii) da taxa de aplicação superficial – TAS (em m³/m².h) e iv) da vazão (Q) através da unidade (em m³/h). Essa relação pode ser expressa pela Equação 17.4.

$$TAS = Q / A \quad \text{Equação 17.4}$$

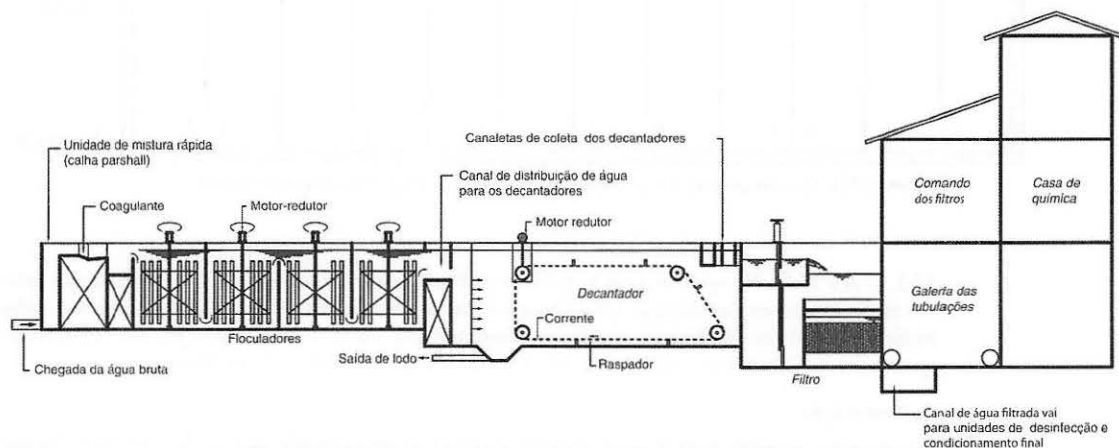
Se $TAS \leq v_s$, ocorre a remoção das partículas com tamanhos maiores ou iguais ao da partícula crítica (com v_s). Assim, considerando a situação mais crítica, em que $v_s = TAS$, então, determinando o valor de v_s em laboratório e conhecendo-se a vazão a ser decantada, pode-se calcular a área em planta (A) da unidade. É recomendável que o valor da área encontrado seja multiplicado por um fator de segurança no mínimo igual a 1,5 (Kawamura, 2000).

Além da taxa de aplicação superficial, é necessário também adotar valor apropriado da velocidade longitudinal da água no decantador (v_l , de forma a evitar o arraste ou a ressuspensão dos flocos já sedimentados e acumulados no fundo do decantador). Assim, $v_l \leq v_a$, em que v_a é o valor da velocidade de

arraste, determinada pela Equação 17.12, apresentada mais adiante (Richter & Azevedo Netto, 2003). As unidades de decantação empregadas em tratamento de água usualmente são de dois tipos.

a) Unidade de decantação convencional com escoamento horizontal

Constituídas de tanques retangulares, em planta, com profundidade geralmente na faixa de 3,0 m a 5,0 m. Na Figura 17.11, é mostrado um esquema de um decantador desse tipo. As taxas usualmente empregadas para o projeto dessas unidades se situam na faixa de $16 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ a $40 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, dependendo da velocidade de sedimentação dos flocos, conforme comentado anteriormente.



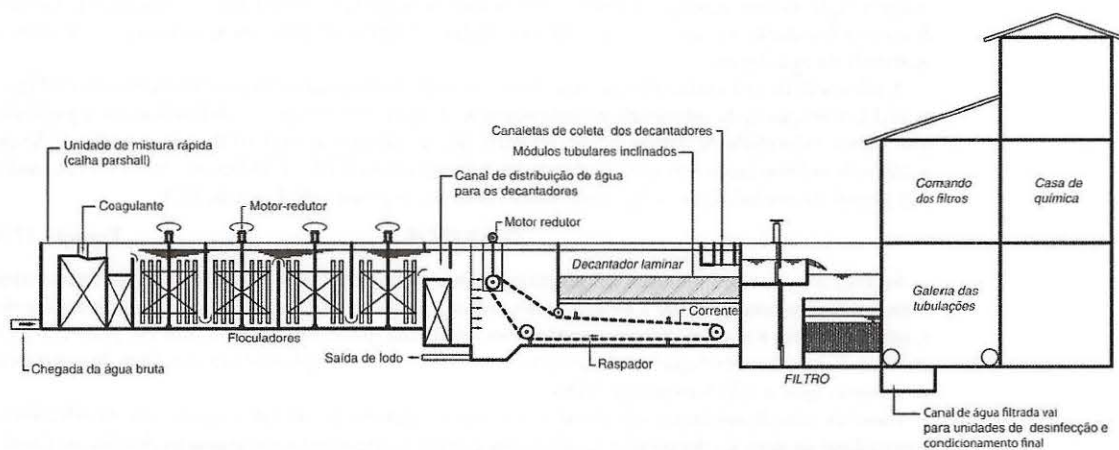
f0060

FIGURA 17.11 Esquema de um decantador convencional em uma ETA de ciclo completo.

b) Unidade de sedimentação de alta taxa com escoamento laminar

Esse tipo de unidade se caracteriza pela presença, em seu interior, de placas paralelas ou de elementos tubulares inclinados, que possibilitam o escoamento laminar (tipicamente número de Reynolds menor que 800) da água em seu interior. Além disso, tais elementos diminuem a distância que os flocos, em processo de sedimentação, necessitam percorrer até serem removidos.

Essa concepção resulta em unidades bastante eficientes e que necessitam de áreas de implantação bem menores que aquelas exigidas pelos decantadores convencionais. Os módulos tubulares ou as placas planas paralelas devem sempre apresentar ângulo de inclinação adequado (tipicamente entre 50° e 60°), de modo a garantir que o lodo sedimentado sobre a superfície das placas deslize em direção ao fundo da unidade, onde é acumulado e descartado em intervalos regulares de tempo. Na Figura 17.12, é apresentado esquema de uma unidade do tipo ora descrito.



f0065

FIGURA 17.12 Esquema de um decantador laminar com placas planas paralelas e inclinadas numa ETA de ciclo completo.

p0820 Na prática, além de placas planas paralelas, é também usual a adoção de módulos tubulares pré-fabricados, sendo que existe no mercado uma grande variedade desses módulos, confeccionados em diversos tipos de materiais (fibra de vidro, PVC, polietileno, entre outros) e em diferentes dimensões e espaçamentos entre as superfícies dos elementos dos módulos.

p0825 Devido à grande área superficial que delimita o escoamento da água no interior dos módulos, obtêm-se, conforme já comentado, baixos valores de número de Reynolds, cujo cálculo pode ser feito pela Equação 17.5.

$$Re_y = v_p D_h / \nu \quad \text{Equação 17.5}$$

v_p : velocidade entre as placas inclinadas (m/s); D_h : diâmetro hidráulico dos canais entre as placas (m) – Equação 17.6; ν : viscosidade cinemática da água (m²/s).

$$D_h = 4A_m / P_m \quad \text{Equação 17.6}$$

p0830 A_m : área molhada dos canais entre as placas paralelas (m²); P_m : perímetro molhado dos canais entre as placas (m).

p0835 Tomando por base, por exemplo, o decantador com placas planas paralelas mostrado na Figura 17.12, o tempo t (s) para que a partícula sedimente, percorrendo a distância vertical entre duas placas paralelas inclinadas, é dado pela Equação 17.7.

$$t = e / (v_s \cos \theta) \quad \text{Equação 17.7}$$

e : espaçamento entre as placas (m); v_s : velocidade de sedimentação da partícula crítica (m/s); θ : ângulo de inclinação das placas com a horizontal.

p0840 O comprimento L das placas, necessário para permitir esse tempo t de sedimentação entre as placas, considerando que a velocidade da água entre essas placas seja igual a v_p (m/s), é calculado pela Equação 17.8.

$$L = e(v_p - v_s \sin \theta) / (v_s \cos \theta) \quad \text{Equação 17.8}$$

p0845 Rearranjando a Equação 17.8, todas as partículas com velocidade maior ou igual a v_s serão removidas se a condição da Equação 17.9 for obedecida (Gregory & Edzwald, 2010).

$$v_s \geq v_p e / (L \cos \theta + e \sin \theta) \quad \text{Equação 17.9}$$

p0850 Quando são implantadas várias ($N + 1$) placas paralelas, formando N canais entre as placas, têm-se a Equação 17.10 e a Equação 17.11.

$$v_p = Q / (Nb) \quad \text{Equação 17.10}$$

p0855 Q : vazão afluyente à unidade de decantação (m³/s); b : largura das placas na direção ortogonal ao espaçamento “ e ” (m) e à direção do escoamento entre as placas (m).

$$v_s \geq Q / [Nb(L \cos \theta + e \sin \theta)] \quad \text{Equação 17.11}$$

p0860 O equacionamento apresentado até aqui é válido somente para decantadores com placas planas paralelas. Yao (1973) generalizou essas equações para outros módulos tubulares com escoamento laminar, introduzindo um fator de forma S multiplicando o numerador da Equação 17.9. Esse fator S é igual a 1 para placas planas, 4/3 para tubos circulares e 11/8 para condutos quadrados.

p0865 Richter & Azevedo Netto (2003) recomendam que o valor de v_p em decantadores laminares ou convencionais (com escoamento turbulento) não ultrapasse o valor da velocidade de arraste (v_a), para que não ocorra arraste de flocos previamente sedimentados ($v_s \leq v_a$). O valor de v_a é dado pela Equação 17.12.

$$v_a = (8/f)^{0.5} v_s \quad \text{Equação 17.12}$$

f : coeficiente de atrito de Fanning, igual a $64/Re_y$, se o escoamento for laminar; e igual a 0,025 (constante), se o escoamento for turbulento, com $Re_y \geq 15.000$.

st0060 **Flotação por Ar Dissolvido**

p0870 Atualmente, verifica-se a ocorrência cada vez mais frequente de florações de algas em mananciais superficiais devido às atividades antrópicas nas bacias hidrográficas. Águas com tal característica, assim como aquelas que apresentam concentrações significativas de substâncias húmicas (águas com cor elevada), costumam causar grandes problemas em sistemas tradicionais de tratamento de água com unidades de

decantação ou filtração direta devido às suas expressivas concentrações aliadas às baixas velocidades de sedimentação dos flocos com baixa densidade que foram formados após a coagulação dessas partículas.

Nesses casos, o aporte exagerado de material particulado aos filtros acarreta pequenas carreiras de filtração (ou seja, tempos reduzidos de operação de um filtro) e elevado consumo de água e energia para a lavagem dos leitos filtrantes. Principalmente nessas circunstâncias, a utilização de sistemas de flotação por ar dissolvido (FAD) permite a obtenção de elevada eficiência de clarificação da água antes da etapa final de filtração, resultando em sistemas eficientes e econômicos.

De acordo com Edzwald & Haarhoff (2011), a técnica de FAD para clarificação de água para consumo humano atualmente é considerada já firmemente estabelecida como opção viável, com base teórica sólida e vários exemplos de aplicação ao redor do mundo. Os autores citam que, em 2011, já havia no mundo número expressivo de ETA com FAD, totalizando pelo menos 580.000 m³/h de capacidade instalada, considerando somente estações que tratam mais que 2.000 m³/h. Na Figura 17.13, são mostrados os principais componentes de um sistema de FAD com recirculação pressurizada.

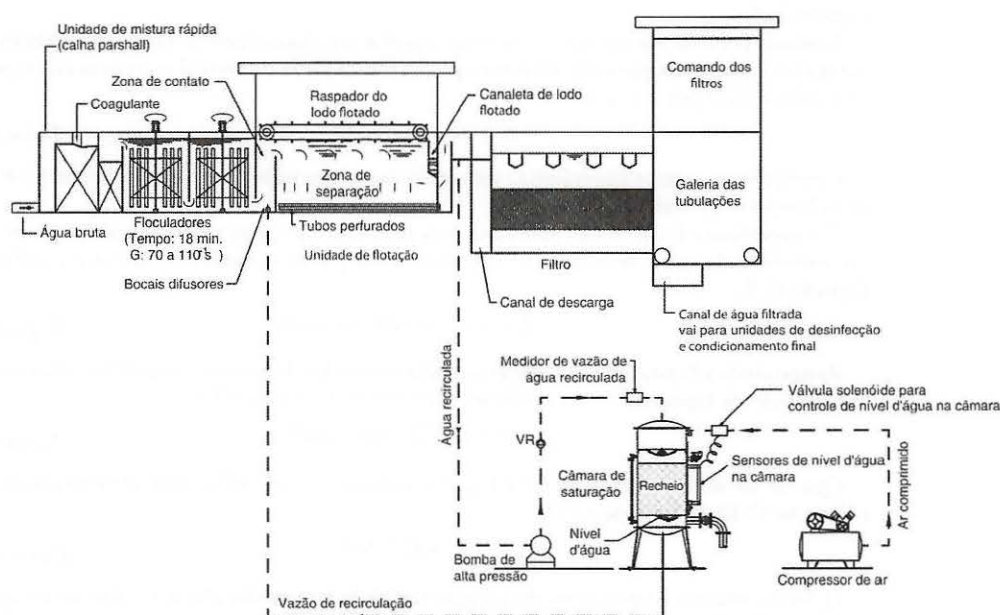


FIGURA 17.13 Diagrama esquemático de uma instalação de flotação para a clarificação de águas de abastecimento.

De forma simplificada, pode-se conceituar a FAD como um processo trifásico (líquido/sólido/gás) em que partículas sólidas (flocos) em suspensão no meio líquido (água) são separadas deste pela ação de microbolhas de gás (ar). Essas microbolhas de ar aderem à superfície dos flocos aumentando a intensidade do empuxo atuante sobre os mesmos, o que ocasiona a subida destes até a superfície do flutuador, com velocidades elevadas (de 8 a 15 vezes a velocidade de sedimentação dos flocos), onde são acumulados durante certo período de tempo, até serem recolhidos por mecanismos apropriados de coleta do lodo acumulado na superfície do flutuador (Reali, 1991).

Conforme mostrado na Figura 17.13, na FAD, as bolhas de gás são obtidas por meio da despressurização brusca da água de recirculação da unidade FAD através da sua passagem por dispositivos apropriados (bocais difusores). Antes de passar pelos bocais difusores, essa água de recirculação (usualmente na faixa de 6% a 10% da vazão total de água bruta a ser tratada) é submetida a pressões elevadas (de 350 kPa a 600 kPa) e, em seguida, encaminhada a uma câmara especialmente concebida para promover a dissolução de ar nessa água por meio de elevada pressão (câmara de saturação).

Após sua passagem pela câmara de saturação, a água adquire elevada concentração de ar dissolvido e é, então, encaminhada para os bocais difusores localizados na passagem entre os flocoadores e as unidades FAD, onde ocorre a liberação do ar previamente dissolvido na massa líquida da vazão de recirculação devido ao abaixamento brusco da pressão a que está submetido este líquido. Desta forma, consegue-se

a geração de microbolhas de ar sem a utilização de agitação violenta, que poderia causar a ruptura de parcela dos flocos presentes na água floculada afluente ao flotor.

Recentemente, Valadeet al. (2009), após amplo levantamento de dados realizado junto a mais de 400 ETA nos Estados Unidos e Canadá, propuseram diagramas contendo critérios para a escolha de sistemas de tratamento de água. São comparadas três opções bastante comuns de técnicas de tratamento: ciclo completo por sedimentação, ciclo completo por flotação (FAD) e filtração direta descendente. Na Figura 17.14, é apresentado o diagrama proposto pelos autores para seleção de tecnologia com base nas condições máximas (pico) de presença de COT e de turbidez na água bruta do manancial. Os autores adotam o termo “turbidez mineral” quando os agentes causadores predominantes forem argilominerais (água de rios), e o termo “turbidez não mineral” quando for devida à presença predominante de matéria orgânica ou algas em suspensão (comum em águas de reservatórios).

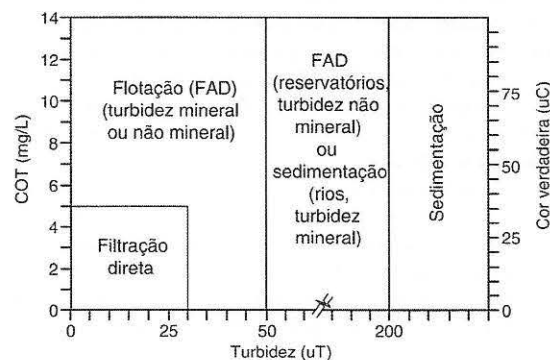


FIGURA 17.14 Diagrama para seleção de técnicas de tratamento baseadas em valores máximos de COT e de turbidez na água bruta. Fonte: Adaptado de Valadeet al. (2009).

a) Influência da coagulação/Floculação na flotação

Normalmente, para efetuar a flotação das partículas presentes nas águas superficiais, é necessário que se promovam, previamente, a coagulação e a floculação adequadas das mesmas. Entretanto, a faixa de tamanho de flocos requeridos para o bom desempenho de flotação é bem menor que aquela exigida pela sedimentação. As condições ótimas de coagulação visando à flotação podem ser obtidas pela realização de ensaios com equipamento em escala de laboratório apropriado, conhecido como *Flotatest*, ou mesmo por meio de testes com a unidade de flotação em escala real ou com unidades piloto.

Usualmente, são empregados floculadores mecanizados subdivididos em dois ou três compartimentos de iguais dimensões, com tempo de detenção total na faixa de 8 min a 15 min. O valor médio de gradiente de velocidade nas unidades de floculação se situa na faixa de 70 s^{-1} a 110 s^{-1} , dependendo da qualidade da água.

O tratamento químico eficiente é fundamental para a obtenção de floculação adequada, sem o qual a flotação não pode ser realizada, sendo muito importante que se tenha uma dosagem correta de coagulantes em pH adequado, aliados a boas condições de mistura rápida. Nenhum agente químico especial é necessário para a flotação, sendo adequados todos os coagulantes e condicionadores de pH convencionais. Em geral, são requeridas dosagens menores de coagulantes que aquelas exigidas para a sedimentação. A dosagem pode ser reduzida ainda mais se forem empregadas, com caráter auxiliar, pequenas dosagens de polímeros (abaixo de $0,1 \text{ mg/L}$).

b) Colisão e aderência das microbolhas aos flocos

Apresentam-se, a seguir, alguns aspectos relacionados com a formação dos agregados bolhas/flocos, que conduzem à flotação das partículas propriamente dita. A esse respeito, Kitchener (1982) argumentou que a flotação pode ser definida como um evento estocástico no qual a chance de uma determinada partícula ascender ao topo do reator de flotação é igual ao produto de três termos de probabilidade, assim descritos:

Não existe maneira de se calcular todos os termos a partir da teoria básica. Entretanto, alguns comentários ajudam a esclarecer o processo. No interior da zona de contato, as colisões bolhas/partículas (flocos) são facilitadas pelos gradientes de velocidade presentes no interior do reator. Tais gradientes podem resultar do próprio fluxo contínuo do reator e do movimento ascendente das bolhas em relação

ao movimento descendente dos flocos. Isto significa que, nesta primeira etapa do processo, o controle é exercido predominantemente por parâmetros físicos, tais como concentração de flocos, de bolhas e nível de turbulência, os quais afetam a frequência de colisões.

p0940 Quanto à formação de uma ligação estável entre bolhas e partículas (flocos), o contato permanente (aderência) depende das forças resultantes na interface gás/líquido/sólido, derivadas das forças físicas de atração e das forças físico-químicas de repulsão. Assim, esta etapa da reação é controlada predominantemente por parâmetros físico-químicos.

p0945 A hidrofobicidade dos flocos influi nas propriedades do sistema sólido/líquido/ar, que são decisivas para uma agregação permanente entre as bolhas de gás e os flocos. O ângulo de contato estabelecido entre as bolhas e os flocos representa o parâmetro mais significativo na determinação do “tamanho ótimo de bolha”, que conduz a um agregado bolhas/flocos estável e está diretamente relacionado com o grau de hidrofobicidade das partículas (ou flocos). Hann (1984) apresentou um estudo que determinou, para cada tamanho de microbolha de ar, qual o ângulo de contato requerido para que se tenha uma ligação microbolha/floco estável. A partir desse estudo, ficou demonstrado que, para os ângulos de contato usualmente apresentados por flocos formados a partir da coagulação da água, são requeridas sempre bolhas com diâmetros menores que cerca de 0,12 mm para obtenção de ligação estável entre microbolhas e flocos. A técnica de flotação por ar dissolvido (FAD) é capaz de produzir microbolhas de ar com distribuição de tamanhos abaixo desses valores (usualmente com diâmetros entre 0,01 mm e 0,12 mm).

p0950 c) Sistema de geração de microbolhas

p0955 Uma unidade de geração de microbolhas convencional é composta basicamente de um conjunto motor-bomba para pressurização da água de recirculação, seguido de câmara de saturação que recebe ar comprimido de um compressor e, finalmente, de um dispositivo de despressurização que geralmente é responsável também pela mistura da recirculação com a água bruta afluente à câmara de flotação. Além disso, são requeridos vários dispositivos e equipamentos de controle, tais como medidores de vazão da água de recirculação, controlador de nível da água na câmara de saturação, válvulas de alívio, atuadores e outras válvulas.

p0960 Existem diversos tipos de câmara de saturação utilizados na FAD, sendo que, para tratamento de água, é mais comum o emprego de câmaras com recheios que apresentam elevado valor da relação área/volume. Tais recheios geralmente são patenteados, como, os anéis tipo *Pall* e *Raschig*, e são adotados geralmente com diâmetros entre 25 mm e 100 mm (o mais comum é 50 mm). A altura do recheio no interior das câmaras encontra-se, usualmente, na faixa de 0,8 m a 1,8 m (o mais comum é de 1,2 m a 1,5 m).

p0965 Durante a operação desse tipo de câmara, promove-se a formação de um colchão de ar comprimido em seu interior, de modo que todo o recheio permaneça envolto por esse ar. Assim, a água de recirculação se espalha e escoar pela superfície dos elementos do recheio (que apresentam elevada superfície específica), formando um filme líquido, através do qual ocorre, de forma eficiente, a transferência de massa de ar da fase gasosa (colchão de ar) para a massa líquida, ou seja, ocorre a dissolução de ar na água de acordo com o previsto pela lei de Henry. As taxas de aplicação superficial nessas câmaras com recheio são usualmente adotadas na faixa de 1.600 m³/m².d a 3.200 m³/m².d, dependendo das características da câmara e do recheio. O fator de eficiência (*f*) e a taxa máxima a ser aplicada a cada tipo de câmara devem ser aferidos e fornecidos pelo fabricante. A distribuição do fluxo pressurizado na superfície do recheio geralmente é feita por meio de placa perfurada. Para o controle do nível de água no interior das câmaras de saturação, é comum o emprego de eletrodos (liga/desliga) conectados à bomba de pressurização da água de recirculação ou aos compressores de ar (sistema com solenoides). Existem também dispositivos baseados no controle da rotação das bombas com o uso de variadores de frequência.

p0970 Para promover a despressurização da vazão de recirculação (na entrada da unidade de flotação), são utilizados diversos dispositivos, tais como válvulas de agulha, orifícios com anteparo logo a jusante, além de vários tipos de bocais difusores patenteados. É importante que a pressão seja liberada próximo ao fluxo de água floculada, a fim de minimizar a aglutinação das microbolhas entre si, que resulta em perda de microbolhas efetivas para a flotação dos flocos. Além disso, é necessário que se promova uma boa mistura das microbolhas com a água floculada para facilitar o contato bolha/flocos.

p0975 Nas unidades retangulares de FAD em escala real, usualmente se empregam vários dispositivos de despressurização (bocais difusores) espaçados de no máximo 0,30 m ao longo da seção transversal da parte inicial do tanque de flotação (na região de entrada da água previamente floculada). Tais dispositivos são alimentados por um *manifold*.

p0980 Deve-se salientar que, para um determinado tipo de câmara de saturação e uma dada temperatura da água, a quantidade de ar dissolvido que pode ser efetivamente fornecida para a geração das microbolhas

no interior do reator de FAD pode ser controlada tanto pela pressão no interior da câmara de saturação quanto pela própria vazão de recirculação. Ou seja, a pressão aplicada ao saturador, juntamente com o valor da vazão da recirculação, define a quantidade de ar fornecida ao sistema. Para a flotação de águas de abastecimento, usualmente são requeridas 6 mg a 9 mg de ar por litro de água bruta, sendo tal parâmetro denominado C_a , conforme será descrito mais adiante. O valor adequado de C_r a ser fornecido para a flotação é dependente da qualidade da água bruta e deve ser obtido em ensaios com instalação piloto de flotação ou com base na experiência com outras águas com características parecidas.

Com base na lei de Henry, Edzwald (1992) apresentou equações para a estimativa da concentração de saturação de ar na água de recirculação (C_s), em mg/L (Equação 17.13), e da concentração de ar liberada no tanque de flotação (C_r), em mg/L, que resulta após a mistura da vazão de recirculação com a vazão afluyente de água floculada junto aos bocais difusores (Equação 17.14), considerando a pressão atmosférica padrão.

$$C_s = f(\text{Pr} + 101,325) / K_H \quad \text{Equação 17.13}$$

Pr: pressão relativa no interior da câmara de saturação (kPa); f: fator de eficiência da câmara; ele apresenta valores menores que a unidade, pois representa a fração da saturação teórica (obtida pela lei de Henry) que a câmara é capaz de produzir em condições padrão de ensaio; esse fator deve ser fornecido pelo fabricante da câmara ou obtido experimentalmente (por exemplo, com uso do método proposto por Edzwald & Haarhoff, 2011); K_H : constante da lei de Henry (kPaL/mg), com exemplos dados na Tabela 17.6.

$$C_r = [(C_s - C_a)R - k] / (1 + R) \quad \text{Equação 17.14}$$

TABELA 17.6 Exemplos de valores da constante da lei de Henry

Temperatura da água (°C)	0	10	20	25
K_H (kPaL/mg)	2,719	3,455	4,179	4,531

Fonte: Adaptado de Edzwald (1992).

C_a : concentração de ar que permanece em solução à pressão atmosférica, após a despressurização da água de recirculação (mg/L). Pode ser estimada dividindo a pressão atmosférica pelo valor de K_H ; R: razão de recirculação (Q_r/Q_a), em que Q_r é a vazão de recirculação e Q_a é a vazão de água bruta afluyente; k: fator de saturação da água afluyente, igual a $(C_a - C_o)$, em que C_o é a concentração de ar na água afluyente ao flotador; na maioria dos casos, k é igual a zero.

Rees et al. (1980) observaram que, como o oxigênio é mais solúvel na água que o nitrogênio, a pressão parcial do nitrogênio no gás presente no interior da câmara de saturação tem de subir para que se preserve a relação entre oxigênio e nitrogênio tanto na água saturada quanto no ar afluyente. Como efeito, a quantidade teórica de gás que poderia ser dissolvido é reduzida de aproximadamente 9% comparada àquela que seria alcançada se o gás no interior do saturador possuísse a mesma composição do ar.

d) Tanque de flotação

Quanto à forma, em planta, a unidade de flotação pode ser circular ou retangular. A forma circular tem sido, em geral, adotada para pequenas instalações, sendo que a maioria das unidades de flotação aplicadas ao tratamento de água são construídas na forma retangular. Segundo Longhurst & Graham (1987), as unidades retangulares resultam em projeto mais adequado devido aos seguintes fatores: i) a quebra de flocos é minimizada, tendo em vista a facilidade de interligação direta com os floculadores; ii) a eficiência hidráulica é maximizada; e iii) a construção e as obras de engenharia são mais simples. O critério básico para o estabelecimento das dimensões em planta da câmara de flotação é a taxa de aplicação superficial (TAS), definida como sendo igual à relação entre a vazão total afluyente ao flotador (recirculação mais vazão de água floculada) e a área útil da zona de separação do flotador, ou seja, deve ser descontada a área da zona de contato, onde o fluxo de água é ascendente. Atualmente, as unidades de FAD apresentam profundidades usualmente na faixa de 2,5 m a 3,5 m e são projetadas para operação com valores de TAS na faixa de 200 m³/m².d a 340 m³/m².d.

Entretanto, nos anos recentes, têm sido desenvolvidas unidades FAD com configurações apropriadas das zonas de contato e de separação, as quais permitem operação com valores bem mais elevados de TAS, na faixa de 480 m³/m².d a 720 m³/m².d. Essas unidades são chamadas de unidades FAD de alta taxa e apresentam profundidade bem maior que as unidades FAD usuais, com valores normalmente na

faixa de 4,5 m a 6,0 m. Existem também unidades FAD de alta taxa com profundidades menores (2,0 m a 3,0 m), mas que apresentam módulos contendo placas planas paralelas apropriadamente dispostas no interior da zona de separação, os quais permitem a obtenção de escoamento laminar (ou próximo disso), mesmo quando operando com altas taxas. Deve-se ressaltar que, independentemente do tipo de unidade FAD (sendo ou não de alta taxa), sempre que possível, é recomendável que sejam efetuados testes em escala de laboratório e piloto para o estabelecimento dos valores adequados de: i) pH e dosagem de coagulante; ii) tempo e G na floculação; iii) TAS e quantidade de ar (C_a), em mg de ar por litro de água bruta, requerida para o processo de flotação.

p1020 A retirada do lodo superficial pode ser efetuada através de raspadores mecânicos de superfície, os quais podem abranger a extensão total, parcial (raspadores suspensos por correntes especiais, conforme mostrado na Figura 17.13) ou somente a borda final do flotor – raspadores de borda. Com esses tipos de raspadores, obtém-se lodo já espessado, com teor de sólidos usualmente na faixa de 3% a 6%. Também é comum a remoção de lodo pelo método de inundação, com obtenção de lodo contendo menores teores de sólidos que a faixa anteriormente indicada. Nesse caso, para promover a subida do nível de água no interior do flotor e subsequente inundação das canaletas de coleta de lodo, é fechada momentaneamente a saída de água da unidade.

st0065 Filtração em Leitos Granulares

p1025 A filtração consiste na remoção das impurezas contidas na água quando o fluido escoar por um meio poroso. A remoção de partículas nos filtros pode ser realizada por ação de profundidade (como acontece nos filtros rápidos) ou por ação superficial (como ocorre nos filtros lentos). No primeiro caso, as impurezas são retidas ao longo do meio filtrante, ocorrendo progressiva saturação (colmatação) das subcamadas que continua, no tempo, até ocorrer o fenômeno de transpasse (geração de efluente com características idênticas ao afluente). As tecnologias de tratamento de água que utilizam coagulação, floculação, decantação e flotação devem preferir a filtração por ação de profundidade porque são geradas carreiras de filtração mais longas. Na filtração por ação superficial, a remoção de impurezas é significativa no topo do meio filtrante, desta forma, a ação física de coar é o mecanismo de filtração mais importante.

p1030 a) Funcionamento dos filtros rápidos

p1035 O funcionamento dos filtros depende da taxa de filtração – T_f , da carga hidráulica disponível – CHD e da perda de carga total em qualquer momento da filtração – H_t . A T_f pode ser considerada como a relação entre a vazão afluente à unidade dividida pela área em planta do filtro. A H_t envolve a soma das perdas de carga devidas à retenção de impurezas, ao meio filtrante e camada suporte limpos e às tubulações, conexões e válvulas, aos acessórios e ao sistema de drenagem. A carga hidráulica disponível pode ser entendida como o desnível hidráulico necessário para vencer H_t de forma a obter a taxa de filtração desejada no filtro. Em função da proporcionalidade entre T_f e CHD/H_t , é possível descrever o funcionamento dos filtros (por exemplo, CHD constante e H_t variável; CHD constante ou variável e H_t constante; CHD e H_t variáveis). Para maiores detalhes, consultar Di Bernardo & Sabogal Paz (2008).

p1040 b) Tipos de meios filtrantes para filtração rápida

p1045 A seleção das características do meio filtrante depende da qualidade da água bruta, da taxa de filtração adotada, da carga hidráulica disponível, das características da camada suporte e sistema de drenagem, da tecnologia de tratamento de água selecionada, da qualidade desejável do efluente, das experiências obtidas em ETA existentes e da realização de testes em instalação piloto. A Tabela 17.7 mostra as diferenças entre meios filtrantes em função do tipo de ETA.

p1050 Os meios filtrantes comumente utilizados são: areia; antracito e areia (recomendado para unidades que operam com taxas de filtração elevadas); e pedregulho (para tecnologias como dupla filtração). O projeto de um filtro requer o conhecimento das características do meio filtrante, portanto, ensaios de distribuição granulométrica devem ser realizados.

p1055 c) Camada suporte e fundo de filtros

p1060 A camada suporte é constituída por pedregulho com tamanhos que diminuem a partir do fundo do filtro e aumentam em contato com o meio filtrante, conforme Figura 17.15. A seleção da camada suporte depende das características do fundo do filtro, que são função, por sua vez, do método de lavagem adotado. A figura apresenta os diferentes fundos de filtros que podem ser utilizados em projetos de ETA.

p1065 d) Lavagem de filtros

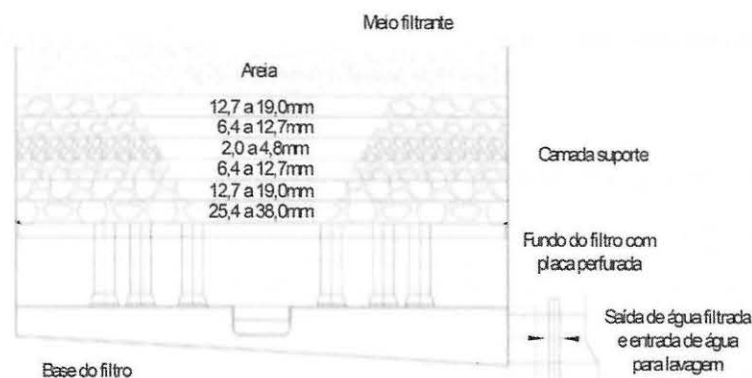
p1070 Em função do tipo de filtro (ascendente ou descendente), a lavagem pode ser realizada utilizando somente água ou ar e água. Em ETA, o ar em conjunto com a água é utilizado em sistemas de médio e grande porte, com operação qualificada, com o intuito de reduzir o consumo de água para limpeza e,

r0040

TABELA 17.7 Diferenças entre meios filtrantes por tipo de sistema

Filtração direta descendente – FDD		Filtração direta ascendente – FDA	
Taxa média de filtração ($\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$)	150 a 300	Taxa média de filtração ($\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$)	120 a 240
Carga hidráulica disponível (m)	2,0	Carga hidráulica disponível (m)	2,0 a 3,0
Meio filtrante	Areia	Meio filtrante	Areia grossa
Espessura do meio filtrante (m)	0,8 a 1,2	Espessura do meio filtrante (m)	1,5 a 2,0
Tamanho dos grãos (mm)	0,84 a 1,41	Tamanho dos grãos (mm)	0,59 – 2,00
Tamanho efetivo – D_{10} (mm)	1,0 a 1,19	Tamanho efetivo – D_{10} (mm)	0,71 a 1,0
Coefficiente de desuniformidade – CD	$\leq 1,3$	Coefficiente de desuniformidade – CD	1,5 a 2,0
Dupla filtração – DF		Ciclo completo – CC	
Filtro ascendente em pedregulho		Taxa média de filtração ($\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$)	150 a 300
Taxa média de filtração ($\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$)	80 a 120	Carga hidráulica disponível (m)	2
Carga hidráulica disponível (m)	1,0	Meio filtrante	Areia
Meio filtrante	Pedregulho	Espessura do meio filtrante (m)	0,7 a 0,9
Espessura do meio filtrante (m)	1,0 a 1,5	Tamanho dos grãos (mm)	0,42 a 1,41
Número de subcamadas	5	Tamanho efetivo – D_{10} (mm)	0,45
Tamanho dos grãos (mm)	2,36 a 38,0	Coefficiente de desuniformidade – CD	1,4 a 1,7
Filtro rápido descendente		Floto-filtração – FF	
Taxa média de filtração ($\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$)	150 a 300	Taxa média de filtração ($\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$)	150 a 300
Carga hidráulica disponível (m)	2	Meio filtrante	Areia
Meio filtrante	Areia	Espessura do meio filtrante (m)	0,7 a 0,9
Espessura do meio filtrante (m)	0,7 a 0,9	Tamanho dos grãos (mm)	0,42 – 1,41
Tamanho dos grãos (mm)	0,35 a 1,41	Tamanho efetivo – D_{10} (mm)	0,45
Tamanho efetivo – D_{10} (mm)	0,45	Coefficiente de desuniformidade – CD	1,4 a 1,7
Coefficiente de desuniformidade – CD	1,4 a 1,7	Carga hidráulica disponível (m): seu valor depende da instalação dos elementos associados à flotação dentro da unidade de flotofiltração. Valores entre 2,0 a 2,5 m são comumente empregados.	

Fonte: Sabogal Paz (2007, 2010). Para maiores detalhes dos parâmetros descritos, consultar Di Bernardo & Sabogal Paz (2008).



f0080

FIGURA 17.15 Exemplo da camada suporte e do sistema de drenagem de um filtro rápido descendente. Fonte: Sabogal Paz (2010).

como consequência, minimizar a produção de resíduos. Para detalhes sobre os diferentes métodos de lavagem dos filtros, sugere-se a leitura de Di Bernardo & Sabogal Paz (2008).

p1075

A água para lavagem dos filtros pode vir de bombeamento direto da água contida no tanque de água filtrada ou dos outros filtros em operação ou do reservatório elevado da ETA, antes da adição dos produtos químicos. A lavagem inadequada de um filtro pode gerar o surgimento de bolas de lodo no interior do meio filtrante e a redução da qualidade e do volume de água tratada por carreira de filtração. A coleta de água de lavagem é realizada por calhas de diferentes materiais (concreto, chapa de aço, fibra de vidro, entre outros), adequadamente posicionadas acima do topo do meio filtrante para evitar o arraste de grãos para fora da unidade.

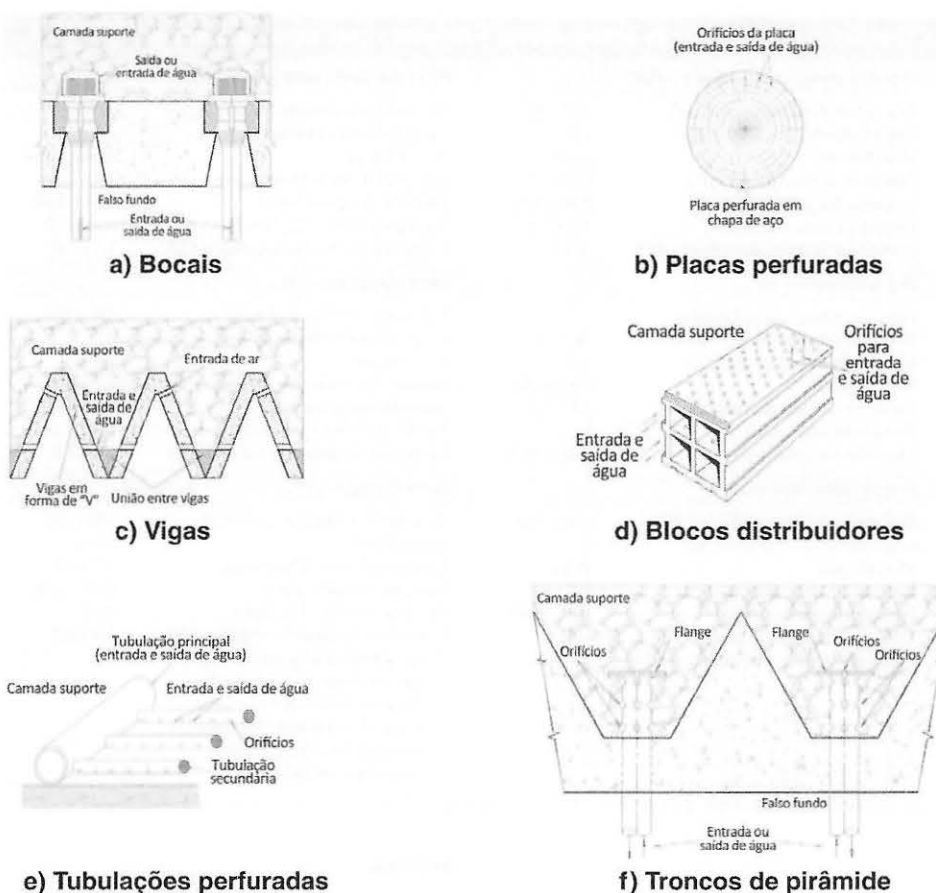


FIGURA 17.16 Exemplos de fundos de filtros.

p1080 e) Água de lavagem dos filtros e sua recirculação na ETA

p1085 O tratamento de água para consumo gera benefícios à população, no entanto, como toda indústria de transformação, as ETA geram resíduos que precisam ser convenientemente tratados e dispostos no ambiente. A problemática dos resíduos das ETA representa um sério problema para as empresas de saneamento em relação ao atendimento da legislação vigente. Segundo o IBGE (2010), o destino mais comum do lodo, nos 1.415 municípios reportados, ainda é o manancial mais próximo.

p1090 O aproveitamento dos resíduos gerados na ETA, que inclui a água de lavagem dos filtros, pode gerar benefícios tais como: i) diminuição do consumo de energia elétrica na captação de água bruta, ii) redução do volume de resíduos a ser encaminhado para tratamento e disposição final, e iii) minimização do impacto ambiental gerado pela exploração da água na fonte de abastecimento.

p1095 A recirculação da água de lavagem dos filtros, sem tratamento prévio, em ETA, não é recomendada porque pode gerar presença acumulativa, no meio filtrante, de microrganismos indesejáveis tais como: cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium*. A atividade pode, igualmente, introduzir substâncias nocivas à saúde na água de consumo, por exemplo, pesticidas, metais pesados e subprodutos metabólicos de algas. Em função das características da água de lavagem dos filtros, a desinfecção e oxidação podem ser necessárias antes de sua recirculação na estação, independentemente do tipo de ETA.

st0070 Desinfecção

p1100 A desinfecção da água é uma operação necessária para eliminar os microrganismos patogênicos não removidos ou inativados nas operações de coagulação, floculação, sedimentação (ou flotação) e filtração.

Portanto, está relacionada com a inativação dos microrganismos que causam doenças e não à eliminação de todos os microrganismos, o que a diferencia da esterilização.

A desinfecção de água pode ser feita pela adição de produtos químicos, por processos físicos e por radiação. A desinfecção química utiliza, principalmente, cloro gasoso, hipoclorito de sódio, hipoclorito de cálcio, dióxido de cloro, ozônio e iodo. Os processos físicos de desinfecção utilizam o calor e a luz solar e a radiação ultravioleta. A ação do desinfetante nos organismos patogênicos pode causar a destruição da parede celular, principalmente por antibióticos; a alteração da permeabilidade da parede celular, por fenóis e detergentes; a alteração da natureza coloidal do protoplasma, por calor, radiação, ácidos e produtos alcalinos; a inibição da atividade enzimática por oxidantes (Metcalf & Eddy, 1991). A eficiência de desinfecção depende dos fatores abordados a seguir.

Tempo de contato do desinfetante com a água

Quanto maior o tempo de contato, para uma mesma dose de desinfetante, maior será a eficiência de desinfecção, ou seja, menor a concentração de organismos patogênicos na água tratada. Entende-se por dose, a quantidade de desinfetante aplicada, por exemplo, em mg/L. Na forma diferencial, esta relação pode ser representada pela Equação 17.15 que, integrada, fornece as Equações 17.16 ou 17.17.

$$\frac{dN}{dt} = -kN \quad \text{Equação 17.15}$$

$$\ln \frac{N}{N_0} = -kt \quad \text{Equação 17.16}$$

$$\frac{N}{N_0} = e^{-kt} \quad \text{Equação 17.17}$$

N_0 : concentração de microrganismos no afluente (NMP/100 mL ou UFC/100 mL); N : concentração de microrganismos no efluente (NMP/100 mL ou UFC/100 mL); k : constante (/min); t : tempo de contato (min). NMP é o número mais provável de microrganismos e UFC é a unidade formadora de colônias.

A Equação 17.15 é conhecida como Lei de Chick. A forma integrada, Equação 17.16, quando plotada em papel monologarítmico, forma uma reta com declividade $-k$. Porém, os resultados experimentais, na maioria dos casos, indicam que ocorrem desvios desta lei. Em algumas situações, a inativação não ocorre até que o tempo de contato seja maior que determinado valor, resultando em curva com patamar, ou seja, mesmo com o aumento do tempo de contato, os microrganismos resistem à ação do desinfetante até que a quantidade de reações do desinfetante com os componentes vitais das células atinja nível para o qual a inativação inicia e progride com aumento de velocidade. Há também a possibilidade de inativação rápida nos tempos de contato pequenos e, conforme o tempo aumenta, ocorre estabilização da quantidade de microrganismos sobreviventes devido à variabilidade de resistência dos microrganismos, à proteção oferecida por material particulado em suspensão ou devido ao consumo do desinfetante.

a) Concentração do desinfetante químico

Para alguns desinfetantes químicos (por exemplo, o cloro), a eficiência de desinfecção está relacionada com a dosagem e com o tempo de contato pela Equação 17.18.

$$Ct = k \quad \text{Equação 17.18}$$

C : concentração de desinfetante (mg/L); t : tempo de contato (min); k : constante (mg.min/L), determinada experimentalmente para cada eficiência de desinfecção.

Por essa equação, verifica-se que a eficiência de desinfecção será a mesma se o produto Ct for mantido constante. Assim, ao se aumentar a concentração do desinfetante, diminui-se o tempo de contato ou vice-versa. Essa propriedade é importante na operação da unidade de desinfecção, pois possibilita ajustar a dosagem de desinfetante à vazão afluente, ou seja, ao tempo de contato.

b) Intensidade e natureza do desinfetante físico

A ação dos desinfetantes físicos também segue a lei de Chick (Equação 17.19).

$$\frac{dN}{dt} = -KIN \quad \text{Equação 17.19}$$

K : constante; I : intensidade do agente físico; N : concentração de microrganismos no efluente (NMP/100 mL ou UFC/100 mL).

p1165 As unidades de K e I dependem do agente físico de desinfecção. Por exemplo, se o desinfetante for a radiação ultravioleta, I é expresso em mW/cm² e K, em cm²/mW.s

p1170 **c) Temperatura**

p1175 A temperatura interfere na velocidade de inativação. Maior temperatura, maior velocidade de inativação.

p1180 **d) Concentração de microrganismos**

p1185 Para águas destinadas ao consumo humano, a interferência da concentração de microrganismos, por ser normalmente pequena, é desprezível.

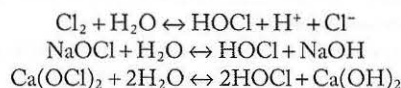
p1190 **f) e) Tipos de organismos (forma vegetativa, esporos, cistos e oocistos)**

p1195 Normalmente, os esporos, cistos e oocistos apresentam maior resistência aos agentes desinfetantes que as formas vegetativas. A eficiência de um processo de desinfecção é avaliada pela redução do número (concentração) de organismos patogênicos. É inviável econômica e operacionalmente, contudo, detectar todos os organismos patogênicos presentes. Para tornar a avaliação segura e menos dispendiosa, utilizam-se microrganismos indicadores. Como as fezes humanas sempre contêm coliformes totais, nos quais está incluída a bactéria *Escherichia coli*, estas bactérias são normalmente utilizadas como microrganismos indicadores. São, com algumas exceções, mais resistentes que os organismos patogênicos. Portanto, a presença de *Escherichia coli* indica que a água está contaminada com fezes humanas e que, dependendo da concentração destas bactérias, a água pode ser imprópria para um uso específico. De acordo com os padrões de potabilidade (definidos na Portaria de Consolidação Nº 5 de 28/09/2017 do Ministério da Saúde), as águas destinadas ao consumo humano nunca podem conter coliformes totais e *Escherichia coli* em qualquer amostra (o exame deve constatar a ausência dessas bactérias na água desinfetada). Entretanto, como existem alguns patogênicos mais resistentes à ação de desinfetantes do que os coliformes totais e a *Escherichia coli*, há a possibilidade de estarem presentes mesmo quando não se detecta a presença dos microrganismos indicadores.

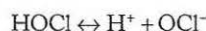
p1200 **g) f) Desinfecção com cloro**

p1205 A utilização do cloro como desinfetante remonta ao início do século XX. É uma tecnologia mundialmente conhecida e emprega cloro gasoso, hipoclorito de sódio (líquido) ou hipoclorito de cálcio (sólido). O cloro é um desinfetante eficiente e de baixo custo operacional. Entretanto, em 1974, a segurança quanto ao uso do cloro foi questionada quando se observou a formação de trihalometanos em águas de abastecimento cloradas. Outros produtos da cloração, potencialmente prejudiciais à saúde humana, são, por exemplo, as haloacetônitrilas, haloacetonas, ácidos haloacéticos, clorofenóis, entre outros. Os trihalometanos são potencialmente cancerígenos e as haloacetônitrilas podem ter ação mutagênica, induzindo o desenvolvimento de tumores.

p1210 Antes que se decida sobre a substituição do cloro por outro desinfetante ou pela não desinfecção, é necessário avaliar ponderadamente a relação benefício-prejuízo. Os males causados pelos subprodutos da cloração podem ser menos prejudiciais à saúde do que as doenças de veiculação hídrica a que a população estaria sujeita em caso de não haver nenhum tipo de desinfecção. O cloro, na forma de gás cloro ou de hipoclorito de sódio ou de cálcio, ao ser adicionado à água, reage e forma ácido hipocloroso segundo as reações:

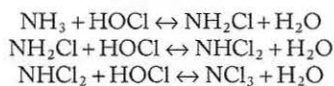


p1215 O ácido hipocloroso dissocia-se segundo a reação:



p1220 A quantidade de HOCl e OCl⁻ em equilíbrio depende do pH e é chamada de cloro residual livre disponível. A Figura 17.17 representa a distribuição percentual destas espécies com o pH, considerando temperatura de 25 °C.

p1225 O ácido hipocloroso tem maior poder desinfetante que o íon hipoclorito. Por esta razão, é aconselhável que se faça a desinfecção da água em pH não superior a 7. O cloro reage com a matéria orgânica e inorgânica presente na água e forma compostos organoclorados e cloraminas quando reage com o nitrogênio amoniacal, o que é conhecido como cloro residual combinado. As reações com amônia são:



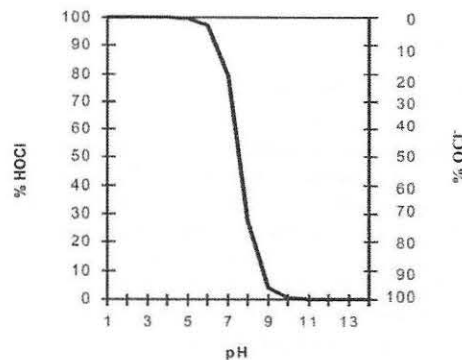


FIGURA 17.17 Distribuição de HOCl e OCl⁻ em água em função do pH a 25 °C.

As monocloraminas têm ação desinfetante, embora a eficiência seja menor que a do íon hipoclorito. A formação de dicloraminas e tricloro de nitrogênio é desaconselhável, pois o poder desinfetante é menor e, além disso, o odor é forte. Aumentando-se a dosagem de cloro, ocorre a destruição das cloraminas com formação de óxidos de nitrogênio e nitrogênio gasoso. A curva genérica representativa de cloração está apresentada na Figura 17.18.

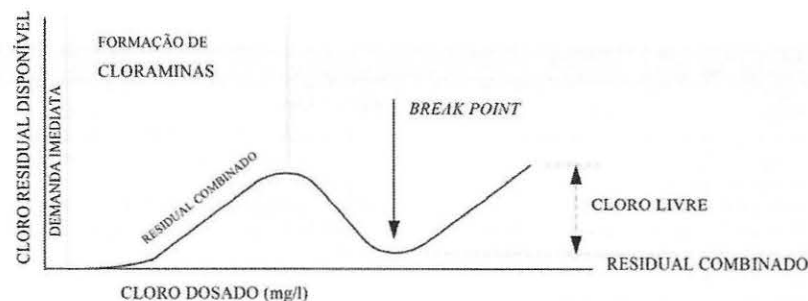


FIGURA 17.18 Cloração ao breakpoint.

Para a desinfecção de águas de abastecimento, é aconselhável que se utilizem dosagens maiores que a dosagem relativa ao *breakpoint*. Portanto, a desinfecção é feita com cloro residual livre.

Correção Final do pH da Água

A ocorrência de uma pequena saturação de carbonato de cálcio na água de consumo é um fator básico para o controle da corrosão e agressividade da água. A precipitação controlada do CaCO_3 depende do pH e pode ser obtida pela adição de quantidades adequadas de alcalinizante.

O índice qualitativo de Langelier (IL) é utilizado para indicar se uma água de consumo está insaturada, saturada ou supersaturada de CaCO_3 . No entanto, esse índice não adverte sobre a quantidade de CaCO_3 que pode ser precipitada. A água terá menor tendência à corrosão quando o IL indicar saturação. O potencial de precipitação de CaCO_3 (PP) é um parâmetro que indica a quantidade de carbonato que pode ser precipitado ou dissolvido por uma água. O cálculo do PP é complexo e requer de testes de laboratório, uso de gráficos e softwares. A correção do pH da água de consumo é fundamental para proteger as tubulações, conexões, dispositivos e acessórios do sistema de abastecimento de água contra os fenômenos de corrosão e incrustação.

Fluoretação

A fluoretação consiste na adição de flúor à água de consumo com o objetivo de reduzir a incidência de cáries dentárias na população; no entanto, existe polêmica associada à eficiência do processo e aos

possíveis riscos à saúde. Os compostos utilizados em ETA, para adição do flúor, são: ácido fluorsilícico, fluorsilicato de sódio, fluoreto de sódio e fluoreto de cálcio.

st0085 Sistema de Tratamento de Água por Filtração Direta

p1255 As tecnologias de filtração direta foram desenvolvidas para facilitar o tratamento de águas com baixa turbidez. A decantação e a flotação não são utilizadas nesses sistemas, sendo as impurezas totalmente retidas nos filtros. O mecanismo de coagulação utilizado para desestabilizar as partículas é o de adsorção e neutralização de cargas porque gera flocos menores e mais resistentes às forças de cisalhamento que acontecem no interior do meio filtrante. Existem três tipos de tecnologias de filtração direta: filtração direta descendente, filtração direta ascendente e dupla filtração.

p1260 As características da água bruta influenciam consideravelmente a eficiência das tecnologias de filtração direta. Assim, o uso de pré-tratamento ou pós-tratamento utilizando, por exemplo, micropeneiramento, oxidação e adsorção, é requerido quando a água apresenta elevados valores de cor verdadeira, concentrações de carbono orgânico total e microcontaminantes ou microrganismos resistentes à desinfecção (como *Giardia sp.* e *Cryptosporidium sp.*).

p1265 As tecnologias de filtração direta requerem mão de obra qualificada, porque o tempo de detenção da água no sistema é curto, cerca de 40 min. Assim, o funcionário tem pouco tempo para tomar as decisões que visem a ajustar o tratamento com o intuito de gerar água conforme o padrão de potabilidade. A Tabela 17.8 apresenta as principais vantagens e desvantagens das tecnologias de filtração direta quando comparadas com a de ciclo completo. Ensaios de tratabilidade da água, utilizando *Jar Test* com filtros de bancada, são indispensáveis para definir os parâmetros de projeto das tecnologias de filtração direta. A metodologia desses ensaios é descrita por Di Bernardo et al. (2011). Os critérios de projeto das tecnologias de filtração direta podem ser consultados em Di Bernardo & Sabogal Paz (2008).

t0045 TABELA 17.8 Vantagens e desvantagens das tecnologias de filtração direta

	Vantagens	Desvantagens	
o0110	a) A área em planta é menor porque a decantação é eliminada e, dependendo da tecnologia, não é necessária a floculação.	a) A eficiência da filtração direta cai quando a água bruta apresenta valores elevados de alguns parâmetros de qualidade da água.	o0130
o0115	b) Os volumes de resíduos são menores.	b) A filtração direta precisa de monitoramento contínuo	o0135
o0120	c) As dosagens de coagulante são reduzidas porque não há necessidade de formar flocos com tendência a decantar ou flotar.	porque o tempo de detenção da água na estação é curto.	
o0125	d) Os investimentos iniciais são menores.		

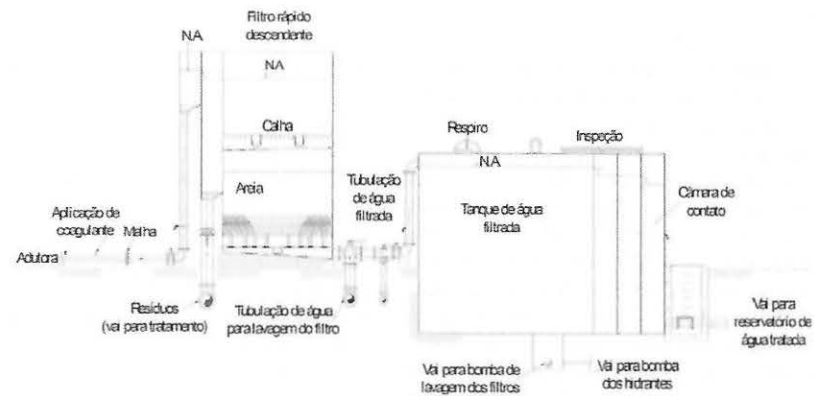
p1270 a) Filtração direta descendente (FDD)

p1275 Na FDD, a água bruta é coagulada e, em seguida, encaminhada aos floculadores e/ou filtros, dependendo da configuração do sistema. Posteriormente, a água filtrada é desinfetada, fluoretada (quando necessário) e estabilizada para ser encaminhada à população. O emprego da floculação na FDD depende das características do meio filtrante, da taxa de filtração adotada e do tamanho e distribuição das partículas na água bruta – quando há predominância de partículas com tamanhos de até 5 μm , a floculação é recomendada. A Figura 17.19a apresenta um esquema da tecnologia. O emprego de floculação na FDD requer cuidados em relação à entrada da água nos filtros para evitar quedas de água que gerem ruptura dos flocos formados, fenômeno que reduz a eficiência da tecnologia. A coagulação usualmente emprega gradientes de velocidade entre 400 s^{-1} e 1.200 s^{-1} . Na floculação, gradientes de 50 s^{-1} a 150 s^{-1} , com tempo de floculação entre 5 min e 20 min, são comumente utilizados. Contudo, essas características de projeto devem ser definidas conforme os resultados obtidos em ensaios de tratabilidade da água.

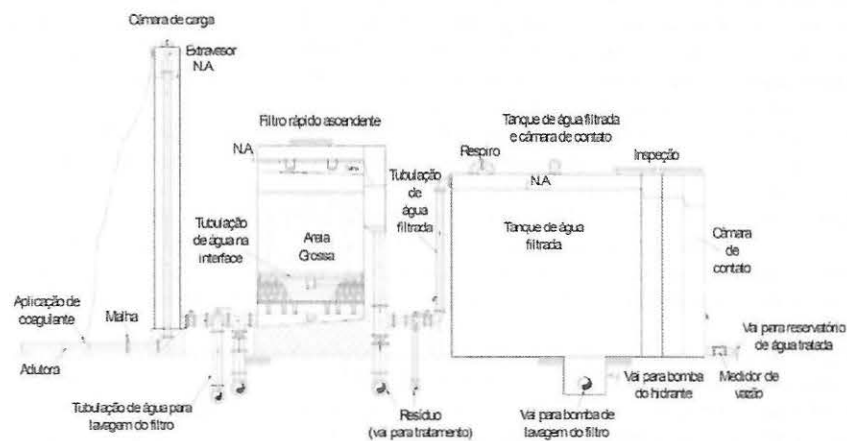
p1280 O filtro rápido descendente (FRD), na FDD, é constituído, usualmente, por areia praticamente uniforme com as seguintes características: tamanho dos grãos entre 0,84 mm e 1,41 mm; $\text{CD} \leq 1,3$; D_{10} de 1,0 mm a 1,19 mm; e espessura do leito entre 0,8 m e 1,20 m. A taxa média de filtração oscila entre 150 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{d}$ e 300 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{d}$. O FRD pode ser operado a taxa constante ou declinante em função da vazão a ser tratada. A seleção da camada suporte depende do tipo de fundo de filtro adotado.

p1285 b) Filtração direta ascendente (FDA)

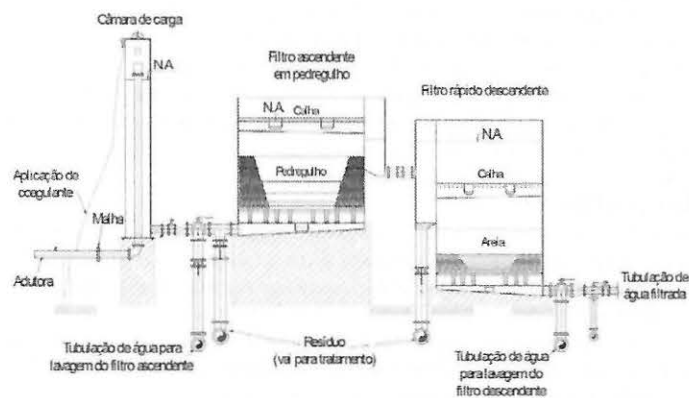
p1290 Na FDA, a água é coagulada e conduzida à câmara de carga (CAC) de cada filtro. A CAC permite o funcionamento dos filtros à taxa constante, garantindo a execução das descargas de fundo intermediárias.



a) Tecnologia de filtração direta descendente sem floculação



b) Tecnologia de filtração direta ascendente



c) Tecnologia de dupla filtração

FIGURA 17.19 Esquemas das tecnologias de filtração direta. Fonte: Sabogal Paz (2010).

A água que sai da CAC entra pelo fundo do filtro, encontra a camada suporte de pedregulho e as primeiras camadas do meio filtrante – nesta área, acontece a floculação das impurezas com retenção de até 40% delas.

A água continua seu caminho através do meio filtrante de areia grossa com progressiva remoção das impurezas até chegar ao topo. Finalmente, a água filtrada é coletada por calhas e encaminhada às

unidades seguintes para desinfecção, fluoração e estabilização. A Figura 17.19b apresenta um esquema da tecnologia de FDA.

p1300 A coagulação é realizada pelo mecanismo de adsorção e neutralização de cargas e os gradientes de velocidade comumente utilizados oscilam entre 400 s^{-1} e 1.100 s^{-1} ; porém, as características do processo devem ser definidas conforme os resultados obtidos em ensaios de tratabilidade da água.

p1305 A CAC deve ser dimensionada para que a vazão afluyente seja distribuída aos filtros de forma uniforme. O uso de CAC comum a todos os filtros não é recomendável porque cada filtro tem uma taxa compatível com o grau de retenção de impurezas em seu meio filtrante, portanto, os mais limpos têm uma taxa de filtração maior se comparada com os mais sujos. Nesta condição, a execução de descargas de fundo intermediárias fica comprometida porque não é possível conseguir uma efetiva recuperação de carga hidráulica que permita obter carreiras de filtração de aproximadamente 36 h.

p1310 Na CAC de cada filtro, o nível de água oscila entre um valor mínimo (quando o filtro está limpo) e um valor máximo (quando o filtro está sujo e precisa de limpeza). O dimensionamento da CAC deve evitar grandes quedas de água que possam formar bolhas de ar, as quais podem ser arrastadas para o fundo do filtro. Esse fenômeno pode reduzir a eficiência da filtração porque as bolhas de ar formam caminhos preferenciais no meio filtrante, por onde a água passa sem ser filtrada.

p1315 O pedregulho da camada suporte deve i) permitir a distribuição da água na interface pedregulho-areia grossa, ii) reter a areia grossa para que não penetre no fundo do filtro ou a tubulação de água na interface, iii) permitir a floculação e a retenção de impurezas, e iv) distribuir uniformemente a água de lavagem. A camada suporte, comumente com espessura de 0,65 m a 0,85 m, deve ser colocada em subcamadas de pedregulho com tamanhos entre 2,4 mm e 38 mm.

p1320 A areia grossa, disposta de forma estratificada, é o meio filtrante utilizado na FDA. Três subcamadas, com tamanho dos grãos que oscilam entre 0,59 mm a 2,0 mm, usualmente são empregadas. A subcamada com os maiores grãos fica em contato com a camada suporte e a mais fina, no topo da unidade. O projeto de ETA de FDA comumente considera a espessura do meio filtrante entre 1,5 m e 2,0 m com D_{10} de 0,71 mm a 1,0 mm e CD de 1,5 a 2,0. No filtro ascendente, as impurezas são retidas ao longo do meio filtrante em função da redução do tamanho dos grãos. Portanto, é possível obter carreiras longas de filtração. As taxas médias de filtração recomendadas estão entre $120\text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$ e $240\text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$.

p1325 Na interface entre a areia grossa e a camada suporte, existe grande acúmulo de impurezas que devem ser removidas utilizando descargas de fundo intermediárias (DFI). A instalação de um sistema de tubulações perfuradas que injetem água na interface é fundamental para evitar a formação de vácuo nessa região. Esse fenômeno acontece porque a água, movimentada pela DFI, escoar mais rapidamente no pedregulho do que na areia grossa. A duração de uma DFI é de até 2 min e, nesse período, deve ser injetada água na interface com taxas que oscilam entre $600\text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$ e $1.100\text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$. As DFI permitem reduzir a perda de carga no filtro oriunda da retenção de impurezas. A instalação de piezômetros nos filtros é fundamental para definir o momento certo da realização de DFI. A limpeza do filtro ascendente é definida quando o operador percebe que o nível de água na CAC atinge seu valor máximo.

p1330 A lavagem do filtro requer aplicação de água com uma vazão correspondente à velocidade ascensional, de modo que se permita a expansão adequada do meio filtrante para liberar as impurezas retidas. A coleta de água de lavagem e de água filtrada é, usualmente, realizada pela mesma calha. Assim, cuidados devem ser tomados para evitar a contaminação da água filtrada.

p1335 c) Dupla filtração (DF)

p1340 A DF surgiu como alternativa para reduzir as limitações da FDD e FDA. Na DF, a água é coagulada e encaminhada à câmara de carga (CAC) de cada filtro ascendente. O efluente da CAC entra pelo fundo do filtro ascendente para remover parte das impurezas. A água pré-filtrada é coletada por calhas e encaminhada ao filtro rápido descendente, responsável por retirar as impurezas remanescentes. Por fim, a água filtrada é coletada, novamente, por calhas e encaminhada às unidades seguintes para desinfecção, fluoração e estabilização. A Figura 17.19c apresenta um esquema da tecnologia de DF.

p1345 O gradiente médio de velocidade e o tempo de mistura rápida ótimos devem ser obtidos em ensaios de tratabilidade da água utilizando *Jar Test* com filtros de bancada, conforme metodologia indicada em Di Bernardo et al. (2011). A CAC da DF possui as mesmas características daquela apresentada na FDA.

p1350 O filtro ascendente a ser utilizado como pré-tratamento do filtro rápido descendente pode ter duas configurações: i) filtro ascendente em pedregulho – FAP e ii) filtro ascendente em areia grossa – FAAG. A seleção do tipo de pré-filtro (FAAG ou FAP) deve ser analisada com critério, pois existem fatores de projeto e de operação que devem ser considerados.

p1355 Ao comparar o FAAG com o FAP, verifica-se que na FAAG, a qualidade da água filtrada é, geralmente, melhor, e a taxa de filtração é maior; portanto, são menores as áreas requeridas na filtração. No entanto, a carga hidráulica disponível necessária para a filtração é maior, a limpeza é mais difícil, a duração da carreira de filtração é menor e a vazão e o tempo de bombeamento na lavagem são maiores; logo, ocorre maior geração de resíduos. Por outro lado, ao comparar o FAP com o FAAG, constata-se que, na FAP, são menores a carga hidráulica disponível necessária para a filtração e a espessura do meio filtrante, a limpeza é mais simples e a duração da carreira de filtração é mais longa. Entretanto, o FAP é mais sensível às mudanças de parâmetros de qualidade na água bruta e as unidades requerem maior área para filtração devido às menores taxas utilizadas. A realização de um anteprojeto com os dois tipos de instalações (FAAG/FRD e FAP/FRD) pode auxiliar na escolha da melhor alternativa em função de um estudo econômico.

p1360 Os aspectos associados à câmara de carga, à coleta de água filtrada e de lavagem e à água na interface são idênticos aos discutidos na tecnologia de FDA. O filtro rápido descendente é constituído, usualmente, por areia com as seguintes características: tamanho dos grãos entre 0,35 mm e 1,41 mm; CD de 1,4 a 1,7; D_{10} de aproximadamente 0,45 mm; e espessura do leito entre 0,7 m e 0,9 m. A taxa média de filtração oscila entre 150 m³/m²d e 300 m³/m²d. O FRD pode ser operado a taxa constante ou declinante em função da vazão a ser tratada pela ETA. A seleção da camada suporte depende do tipo de fundo de filtro adotado. Na DF, nem sempre a lavagem de um filtro ascendente qualquer requer que o filtro rápido descendente associado tenha de ser lavado ou vice-versa.

st0090 p1365 17.3.4 Técnicas ou processos para Remoção de Outros Contaminantes

A remoção de compostos orgânicos e inorgânicos, além de microrganismos resistentes à desinfecção e eventualmente presentes em águas de mananciais superficiais ou subterrâneos, requer o uso de técnicas adicionais de tratamento de água, comumente denominadas de “técnicas avançadas”. A oxidação, adsorção, *airstripping*, troca iônica e membranas fazem parte dessa classificação.

p1370 Até aqui, foram comentados apenas sistemas apropriados para tratamento de águas de mananciais superficiais. No que concerne à qualidade das águas oriundas de mananciais subterrâneos, na maior parte dos casos as mesmas apresentam valores de turbidez suficientemente baixos, de forma a atender os padrões adequados para uma desinfecção eficaz, tornando desnecessárias todas as etapas que antecedem à desinfecção no tratamento de águas superficiais, e que foram descritas anteriormente.

p1375 Entretanto, águas subterrâneas, assim como águas superficiais, podem algumas vezes apresentar contaminantes específicos (ver Capítulo 12) que requerem a inclusão de outros processos e operações, adequados a sua remoção. Como exemplo, podem ser citadas águas subterrâneas com concentrações de Fe e Mn acima do permitido pelos padrões de potabilidade, as quais requerem uma etapa de oxidação seguida de separação dos precipitados formados em unidades de filtração direta, ou até mesmo filtração precedida de flotação ou sedimentação em casos mais raros, em que se tenha concentração muito elevada desses íons na água.

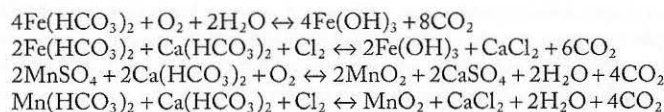
p1380 Águas subterrâneas podem apresentar dureza acima de níveis aceitáveis, requerendo, nesses casos, a adoção de processo de abrandamento. Então, é comum o emprego de tratamento complementar por processos de troca iônica (conforme será visto mais adiante) ou de precipitação química com adição de cal e barrilha, denominado de método “cal barrilha”. Nesse último método, o tratamento envolve as seguintes etapas: i) etapa de aeração (em torres tipo “cascata”, por exemplo); ii) etapa de precipitação com adição de cal e barrilha; iii) etapa de recarbonatação da água com adição de CO₂ para redução da tendência incrustante; e iv) filtração da água recarbonatada seguida de desinfecção com cloro antes de sua distribuição (Edzwald & Tobiasson, 2010). Outros contaminantes encontrados eventualmente em águas subterrâneas são: sulfetos, fluoretos, formas reduzidas de arsênio, entre outros; nesses casos, são requeridos processos complementares de tratamento, conforme será visto a seguir.

st0095 p1385 Oxidação

A oxidação ocorre pela transferência de elétrons e, portanto, sempre há espécies reduzidas (que receberam elétrons) e oxidadas (que cederam elétrons). Normalmente, os desinfetantes utilizados no tratamento de água são também oxidantes que removem odor, gosto, ferro, manganês, arsênio, cianetos e alguns micropoluentes.

p1390 O ferro e o manganês nos estados de oxidação +2 são mais solúveis que as formas oxidadas Fe³⁺ e Mn⁴⁺. Na forma reduzida, o ferro (Fe²⁺) e o manganês (Mn²⁺) têm maior solubilidade na água e não conferem cor. Por outro lado, quando são oxidados, há formação de precipitados que geram cor. No caso do ferro,

a cor é vermelha (como ferrugem) e no caso do manganês, é marrom. As reações de oxidação do ferro e do manganês com o oxigênio e com o cloro são:



- p1395 Pela estequiometria das reações apresentadas, cada mg de Fe^{2+} oxidado a Fe^{3+} consome 0,14 mg de O_2 e 0,64 mg de Cl_2 , respectivamente. Da mesma forma, cada mg de Mn^{2+} oxidado a Mn^{4+} consome 0,29 mg de O_2 e 1,29 mg de Cl_2 , respectivamente. A reação de oxidação do ferro e do manganês gera ácido (H^+) que é neutralizado pela alcalinidade da água. Cada mg de Fe^{2+} oxidado a Fe^{3+} , respectivamente pelo oxigênio e pelo cloro, consome 1,80 mg e 2,70 mg de CaCO_3 . Do mesmo modo, cada mg de Mn^{2+} oxidado a Mn^{4+} , respectivamente pelo oxigênio e pelo cloro, consome 1,80 mg e 3,64 mg de CaCO_3 . Isso significa que pode ocorrer diminuição do pH se a água não contiver alcalinidade suficiente para suprir o consumo pelos ácidos gerados.
- p1400 O arsênio, quando presente na água, está na forma solúvel como $\text{As}(\text{III})$ e $\text{As}(\text{V})$. A remoção de $\text{As}(\text{III})$ nas estações de tratamento de água é menos eficiente que o $\text{As}(\text{V})$. A remoção pode ser potencializada pela oxidação do $\text{As}(\text{III})$ a $\text{As}(\text{V})$ pelo cloro usado na desinfecção (Deborde & Von Gunten, 2008). O arsênio está relacionado com riscos à saúde pública, como é discutido no Capítulo 5.
- p1405 Vários micropoluentes orgânicos e inorgânicos podem reagir com o cloro, porém com velocidades diferentes. Algumas reações são lentas e as transformações nas moléculas precursoras são pequenas, nas condições de desinfecção da água. Entretanto, essas modificações podem ser suficientes para que as substâncias de interesse (por exemplo, toxinas de algas) não sejam detectadas após a oxidação, o que não significa que o produto da reação seja inofensivo à saúde.
- p1410 A reatividade do cloro com os principais grupos funcionais normalmente decresce na seguinte ordem: grupos reduzidos de enxofre, aminas primárias e secundárias, fenóis, aminas terciárias, ligações duplas, outros grupos aromáticos, carbonilas e amidas. A reação do cloro com a matéria orgânica pode ocorrer em três vias: reação de oxidação, reação de adição às ligações insaturadas de carbono e reação de substituição eletrofílica. O produto da reação pode ser o composto orgânico oxidado a gás carbônico, redução do cloro a cloreto ou a molécula inicial com poucas alterações em sua estrutura original. Quando o cloro é adicionado na molécula, são formados compostos clorados orgânicos, que podem ter efeitos prejudiciais à saúde humana.
- p1415 Os micropoluentes orgânicos não são totalmente mineralizados (transformados em CO_2 e H_2O) e, portanto, são formados vários produtos como resultado da oxidação dos compostos orgânicos durante o processo de cloração. Pouco se sabe sobre a estabilidade e os efeitos biológicos específicos desses compostos, que podem ser prejudiciais à saúde humana. A reação do cloro com alguns perturbadores endócrinos (por exemplo, nonilfenol, bisfenol-A e hormônios), alguns pesticidas e fármacos e alguns corantes azo formam produtos potencialmente tóxicos ou biologicamente ativos (Hu et al., 2002a, Hu et al., 2002b; Wu & Laird, 2003; Bedner & McCrehan, 2006; Moriyama et al., 2004; Oliveira et al., 2006; Deborde & Gunten, 2008).
- p1420 Processos oxidativos para remoção de ferro e manganês porventura presentes em águas de mananciais superficiais são frequentemente utilizados de modo a complementar as técnicas usuais de tratamento já apresentadas. Porém, pelo fato de não ser rara a presença de concentrações significativas desses íons também em águas subterrâneas, apresenta-se, na Figura 17.20, um esquema ilustrativo das etapas de tratamento desse tipo de água por oxidação.
- p1425 Essa técnica de tratamento é apropriada quando há águas de mananciais subterrâneos com as seguintes características de qualidade: presença de ferro e/ou manganês em concentrações que exijam redução a níveis aceitáveis; presença de sulfetos e/ou radônio; e presença de dureza a níveis que não justifiquem abrandamento (Edzwald & Tobiasson, 2010). De acordo com o esquema da Figura 17.20, utiliza-se aerador tipo cascata para iniciar a oxidação do ferro e do manganês e para remoção de sulfetos, radônio e outros gases dissolvidos eventualmente presentes na água. Como a oxidação de Fe e Mn para forma insolúveis/filtráveis é lenta nas condições típicas de pH de águas subterrâneas, aplica-se cloro de modo a se manter residual de cloro livre ao longo das unidades de filtração para garantir a formação de cobertura de óxido de manganês nos grãos do leito filtrante, com aumento efetivo da eficiência de remoção do manganês.
- p1430 Quando a remoção de sulfetos (gás sulfídrico) ou outros gases dissolvidos não for requerida, a etapa de aeração pode ser eliminada, com emprego da oxidação química (com cloro) do ferro e do manganês antes da filtração, de forma a diminuir custos de construção. Em outros casos, quando somente o

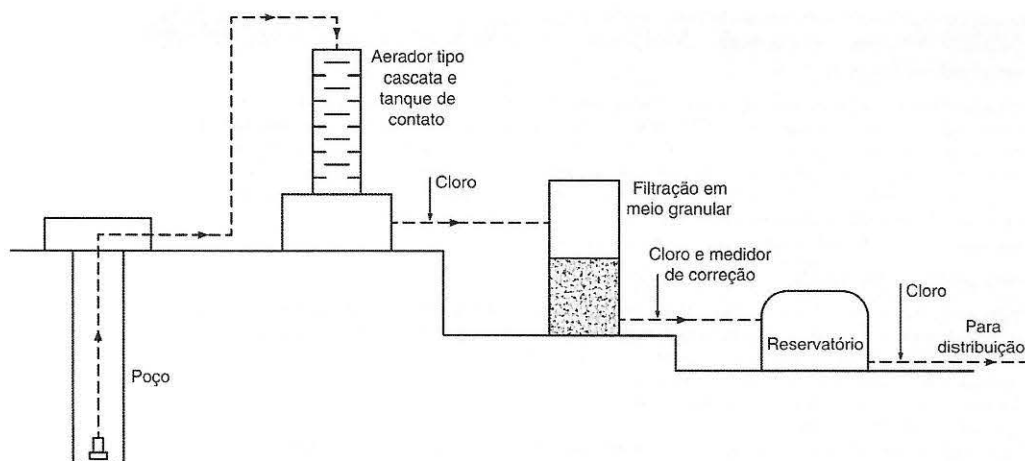


FIGURA 17.20 Esquema ilustrativo de um sistema de tratamento por aeração e oxidação química com cloro de águas subterrâneas com excesso de Fe e Mn. Fonte: Adaptado de AWWA (2010).

radônio estiver presente a níveis que requerem tratamento, a aeração e a desinfecção com cloro podem ser os únicos processos unitários necessários. Finalmente, se o arsênio constituir o único contaminante presente, a aeração seria prescindível, com a adição de cloro para oxidação e de um coagulante férrico seguido de filtração em meio granular.

Air Stripping

O processo de aeração consiste em colocar em contato direto uma fase gasosa (como o ar) com a água a ser tratada, com o intuito de transferir substâncias voláteis da água para o ar e de substâncias solúveis do ar para a água. Assim, obtém-se um equilíbrio satisfatório entre concentrações, conforme os objetivos do tratamento. O processo de aeração, no tratamento da água, tem duas aplicações. A primeira, chamada de *air stripping*, é a remoção de gases e substâncias voláteis da água. A segunda, denominada aeração, é a transferência de gases ou substâncias solúveis à água (AWWA, 2010).

O *air stripping* é utilizado para remover gases dissolvidos, tais como gás carbônico e gás sulfídrico, que podem tornar a água agressiva e geradora de danos a alguns componentes do sistema de distribuição. A técnica pode ser empregada para eliminar substâncias voláteis que geram gosto e odor na água e para oxidar alguns metais, como ferro e manganês, quando estes não estão associados à matéria orgânica. Em função das características físicas e químicas das águas subterrâneas e das águas profundas de reservatórios, o uso do *air stripping* pode ser indispensável.

Os métodos comumente utilizados para realizar o processo de aeração são: **i) cascata**: estrutura que permite gerar quedas artificiais da água na entrada à ETA; **ii) bandejas**: objeto que possui bandejas perfuradas sobrepostas por onde a água escoar; **iii) difusores**: equipamentos que borbulham ar dentro de um tanque e **iv) reatores diversos**: configurações que permitem o contato da água com o ar (AWWA & ASCE, 2005).

Adsorção

O processo decorre de ações interfaciais que permitem que as moléculas do adsorvato sejam transferidas para a superfície do adsorvente e fiquem ali retidas. A adsorção pode ser: **i) química**: quando há reação entre o sítio ativo de adsorção do adsorvente e o adsorvato e **ii) física**: quando envolve forças de van der Waals e interações eletrostáticas entre o adsorvente e o adsorvato (AWWA, 2010; Montgomery, 2005).

O carvão ativado (CA) é o adsorvente mais utilizado no tratamento de águas de abastecimento. O CA pode adsorver uma grande variedade de compostos que geram odor e gosto à água de consumo, tais como agrotóxicos e cianotoxinas. A eficiência do carvão ativado é atribuída ao tamanho e à estrutura dos poros, à superfície específica, à reatividade dos diferentes componentes do material, às características do adsorvato (massa molecular e grupos funcionais da molécula) e às características da água (turbidez, metais dissolvidos, pH, temperatura, carbono orgânico dissolvido). Ensaios em laboratório são indispensáveis para determinar seu desempenho. O carvão ativado pode ser adquirido em pó (CAP) ou granulado (CAG) com as características indicadas na Tabela 17.9.

r0050

TABELA 17.9 Características do CAP e CAG**Carvão ativado em pó – CAP**

- o0140 a) **Aplicação.** Deve ser preparada uma suspensão que é adicionada à água a ser tratada. Seu emprego usualmente é recomendado em situações emergenciais de ETA existentes como intuito de tratar eventos de curta duração (odor e gosto na água ou contaminação acidental). O CAP pode ser adicionado em vários locais da ETA, tais como na captação, antes da mistura rápida e após decantação. Cada ponto de aplicação oferece vantagens e desvantagens que devem ser analisadas pelo engenheiro projetista. O *Jar Test* é utilizado para determinar a dosagem de CAP a ser utilizada.
- o0145 b) **Eficiência.** Menor desempenho se comparado ao CAG, porém é mais econômico e fácil de dosar.
- o0150 c) **Limpeza.** O carvão vira resíduo, não sendo possível sua regeneração.

Carvão ativado granular – CAG

- o0155 a) **Aplicação.** É disposto em colunas, similares a filtros. Pode ser aplicado antes da mistura rápida, após os filtros (mais usada) ou dentro dos filtros, quando forma parte do meio filtrante. Seu emprego é recomendado quando há presença contínua de poluentes na água (por exemplo, agrotóxicos e cianotoxinas).
- o0160 b) **Eficiência.** Maior poder de adsorção se comparado ao CAP.
- o0165 c) **Limpeza.** Quando o carvão não é capaz de adsorver mais moléculas na superfície interna dos poros, ele precisa ser regenerado ou substituído por um novo.
- o0170 d) **Regeneração.** Envolve dois processos sequenciais: a **dessorção** da matéria aderida no carvão e a **reatividade**, restaurando ao máximo possível a superfície interna e a estrutura dos poros do carvão. A regeneração pode ser: **i) biológica** – em condições aeróbias, as bactérias mineralizam a matéria orgânica adsorvida no carvão; **ii) química** – consiste na lavagem do carvão com soluções eluentes específicas para cada tipo de adsorvato; **iii) térmica** – em unidades especiais de regeneração, os compostos voláteis são evaporados e a matéria orgânica é carbonizada; assim, o carvão é reativado. A regeneração normalmente aumenta o tamanho dos poros do carvão. Dessa forma, o CAG pode ficar mais eficiente para alguns tipos de compostos adicionais.
- o0175 e) **Resíduos.** A disposição inadequada no solo pode levar à lixiviação dos compostos adsorvidos e, possivelmente, à contaminação do solo e das águas subterrâneas. A destruição térmica dos compostos adsorvidos é recomendada antes de sua disposição final.

p1460 O carvão ativado pode ser extraído a partir de casca do coco, ossos, carvão betuminoso e madeira. Após definida a granulometria desejada, a produção envolve, basicamente: **i) carbonização ou pirólise:** que remove material volátil da matéria-prima e cria a estrutura porosa inicial; e **ii) ativação ou oxidação:** que desenvolve os vazios internos ao aplicar gases oxidantes a elevadas temperaturas. As características do carvão ativado dependem da origem da matéria-prima e do tipo de ativação. Os parâmetros mais importantes para avaliar a capacidade de adsorção do carvão ativado podem ser encontrados em Prosab (2006) e AWWA (2010).

p1465 Para determinar a dosagem necessária de carvão ativado para alcançar uma concentração mínima desejada de uma substância na água tratada, é necessário o estudo das isotermas de adsorção que representam a relação entre a quantidade de adsorvato por unidade de adsorvente (q_e) e a concentração de equilíbrio do adsorvato na solução (C_e) sob temperatura constante. As isotermas mais utilizadas para descrever o equilíbrio da adsorção são os modelos de *Freundliche* de *Langmuir*; sendo o primeiro o que melhor se ajusta aos dados experimentais do tratamento de água para consumo (Prosab, 2006; AWWA, 2010). Essas isotermas também foram vistas no Capítulo 12, porém sob a ótica de transporte de contaminantes em águas subterrâneas.

p1470 A presença de matéria orgânica, cloro, ferro, manganês e coagulante reduz a capacidade de adsorção das substâncias de interesse na água a ser tratada devido à competição pelos sítios de adsorção. A capacidade de adsorção para alguns poluentes normalmente aumenta com a redução do pH e da temperatura.

st0110 Troca Iônica

p1475 O processo é uma reação química reversível que acontece quando um íon de uma solução troca de lugar com outro de igual carga elétrica que se encontra ligado a uma partícula sólida imóvel. As resinas de troca iônica podem ser naturais ou sintéticas e são as responsáveis por efetuar a permuta de íons. As resinas possuem um radical fixo e um íon móvel, este último muda de lugar com o íon que se deseja eliminar da solução sempre que os íons em questão possuam igual carga elétrica (trocam-se cátions por cátions e ânions por ânions). Segundo Montgomery (2005), na troca iônica, a resina, em contato com a água a ser tratada, libera íons de sódio ou hidrogênio (resinas catiônicas) ou hidroxila (resinas aniônicas) e captura da solução os cátions e ânions indesejáveis, respectivamente.

p1480 As zeólitas foram os primeiros trocadores iônicos utilizados para remover dureza da água em escala comercial. Mais tarde, foram substituídas pelas resinas sintéticas, que são mais eficientes e possuem maior

vida útil. As resinas sintéticas são compostas por uma elevada concentração de grupos polares, ácidos ou básicos, incorporados a uma matriz de um polímero sintético.

As resinas são dispostas em colunas, similares a filtros, para favorecer o processo. O escoamento é descendente, de modo que a reação de troca iônica progressivamente se movimenta em direção às camadas inferiores. Quando a capacidade de troca da resina for esgotada, é possível recuperá-la por meio de tratamento com uma solução regenerante que contenha o íon móvel original. Conforme AWWA (2010), as substâncias utilizadas para regenerar são, basicamente, i) o sal comum (NaCl), ou ácido clorídrico ou sulfúrico para resinas catiônicas, e ii) o hidróxido de sódio ou de amônio para resinas aniônicas. A regeneração é feita em contra fluxo e, após essa atividade, a resina pode iniciar um novo ciclo.

As resinas, em função dos grupos ionizáveis presos às estruturas, podem ser classificadas em: i) resina catiônica de ácido forte – RCAF; ii) resina catiônica de ácido fraco – rcaf; iii) resina aniônica de base forte – RABF; resinas aniônicas de base fraca – RABF (AWWA&ASCE, 2005). Cada resina citada tem suas características, eficiência e aplicabilidade específicas, que devem ser verificadas pelo engenheiro projetista. Os fatores que influenciam a troca iônica são: i) regeneradores de qualidade insatisfatória: a presença de impurezas como o ferro e outros metais pode afetar a limpeza das resinas; ii) mudança brusca da qualidade da água que está sendo tratada; iii) presença de agentes oxidantes na solução; iv) mudanças de temperatura na água e consequente alteração na cinética da reação; e v) regeneração inadequada por erros na dosagem dos produtos químicos.

A aplicação da troca iônica tem se centrado na desmineralização de água, utilizando, em conjunto, resinas catiônicas e aniônicas em série. Neste processo, são substituídos cátions (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+) por H^+ e ânions (Cl^- , I^- , F^-) por OH^- . Portanto, elimina-se grande parte dos sais presentes na água, tornando-a equivalente à água destilada, suprimindo problemas de incrustação e corrosão em tubulações e equipamentos industriais. Outra aplicação da troca iônica é a remoção de dureza, nitratos, arsênio e íons de resíduos nucleares e de indústrias farmacêuticas.

Membranas

A passagem da água por uma membrana sintética, convenientemente selecionada e instalada, com o objetivo de remover partículas sólidas de pequeno diâmetro, bactérias, vírus, moléculas orgânicas e inorgânicas configura a técnica de separação por membranas. Nas membranas, não ocorre transformação química ou biológica dos componentes durante a filtração. A microfiltração (MF), ultrafiltração (UF), nanofiltração (NF), osmose reversa (OR) e eletrodialise (ED) são as técnicas de separação mais empregadas. A diferença entre os tipos de separação por membranas está na capacidade e forma de separação dos poluentes e do tipo e intensidade da força motriz usada para promover a separação. Na MF, UF, NF e OR, a pressão hidráulica é utilizada para promover a separação entre a água e as impurezas e é a água que atravessa a membrana. Na ED, a separação é obtida pela diferença de potencial elétrico aplicada entre as membranas, assim, são as impurezas que atravessam a membrana. Na separação por membranas, sempre estão envolvidos os seguintes fluxos: alimentação, concentrado e permeado (ou purificado), conforme Figura 17.21.



FIGURA 17.21 Esquema da separação por membranas.

A facilidade de adquirir as membranas, o custo, o treinamento do pessoal para operação e manutenção, as características da água de alimentação, os objetivos do tratamento, a vazão requerida, o rendimento da membrana e as características do material das membranas são parâmetros que devem ser considerados no momento da escolha da tecnologia. Ao selecionar o material da membrana, o potencial de formação de depósitos e a resistência aos agentes oxidantes devem ser avaliados. Segundo Prosab (2006), as membranas com polímeros hidrofílicos têm menor tendência a formar depósitos e são, assim, mais produtivas. Alguns tipos de polímeros utilizados na MF e UF não toleram agentes oxidantes, portanto, podem ser degradados rapidamente. A Tabela 17.10 apresenta algumas características das membranas.

A separação por membranas requer pré-tratamento porque valores elevados de sólidos, turbidez e algas, por exemplo, podem colmatar os poros e paralisar a produção do permeado. O emprego de

c0055

TABELA 17.10 Características das membranas**Microfiltração**

- o0180 a) Porosidade: 0,1 μm a 5 μm .
- o0185 b) Pressão de operação: < 200 kPa.
- o0190 c) Material retido: protozoários, bactérias, vírus (maioria) e partículas.
- o0195 d) Configuração comum: membrana em formato cilíndrico.

Ultrafiltração

- o0200 a) Porosidade: 0,001 μm a 0,1 μm .
- o0205 b) Pressão de operação: 0,1 Mpa a 1,0 Mpa.
- o0210 c) Material retido: material removido na microfiltração além de coloides, totalidade de vírus e perturbadores endócrinos.
- o0215 d) Configuração comum: membrana em formato cilíndrico.

Nanofiltração

- o0220 a) Porosidade: < 0,001 μm .
- o0225 b) Pressão de operação: 0,5 Mpa a 3,5 Mpa.
- o0230 c) Material retido: íons divalentes e trivalentes, moléculas orgânicas com tamanho maior do que a porosidade média da membrana e perturbadores endócrinos.
- o0235 d) Configuração comum: membrana em formato de folhas planas.

Osmose reversa

- o0240 a) Porosidade: < 0,001 μm .
- o0245 b) Pressão de operação: 1,5 Mpa a 15 Mpa.
- o0250 c) Material retido: íons e praticamente toda a matéria orgânica.
- o0255 d) Configuração comum: membrana em formato de folhas planas.
- o0260 e) Funcionamento: consiste na passagem da água por uma membrana semipermeável pela ação de uma pressão hidráulica superior à pressão osmótica de equilíbrio.

Eletrodialise

- o0265 a) Porosidade: < 300 Daltons.
- o0270 b) Material retido e funcionamento: a força-motriz da separação é a corrente elétrica; assim, são removidos contaminantes iônicos, que são transportados através de membranas com carga elétrica em sentido contrário ao gradiente de concentração.

filtração em meios granulares antes das membranas é um arranjo comumente utilizado. Em países desenvolvidos, o uso de membranas tem-se intensificado com o objetivo de atender às legislações cada vez mais restritivas.

p1515 A operação econômica de sistemas de membranas depende da capacidade de garantir o permeado na pressão de operação mais baixa possível durante longos períodos e sem perda de eficiência. Assim, a compactação e o acúmulo reversível ou irreversível de material na superfície da membrana são fatores relevantes.

p1520 A tendência de a água de alimentação bloquear a membrana é um dos parâmetros de projeto mais importantes no dimensionamento do sistema de membranas. Segundo Schneider & Tsutiya (2001), essa tendência pode ser avaliada por testes específicos de determinação de índices de *fouling*. O *fouling* é o acúmulo de material indesejado em superfícies sólidas em detrimento de sua função. O material do *fouling* pode estar constituído de organismos vivos (*biofouling*) ou substâncias inertes orgânicas e inorgânicas.

SUGESTÕES DE LEITURA COMPLEMENTAR

p1525 Ao leitor interessado em uma abordagem mais ampla a respeito dos padrões de potabilidade internacionais, recomenda-se a consulta ao documento WHO (2008). Em relação à importância de ações que visem à qualidade sanitária e ambiental das bacias hidrográficas, sugere-se a leitura de Edzwald & Tobiasson (2010). Em Di Bernardo & Sabogal Paz (2008), Galviset al. (1999) e PROSAB (1999), podem ser encontrados maiores detalhes da tecnologia FiME. Informações detalhadas de coagulação, floculação, sedimentação e filtração podem ser consultadas em Letterman & YiaCouri (2010), Bache & Gregory (2007), Bratby (2006), AWWA & ASCE (2005), Di Bernardo & Sabogal Paz (2008), AWWA (2010), Ritcher (2009) e Arboleda (2000). Edzwald & Haarhoff (2011) apresentam uma obra abrangente acerca da aplicação da FAD no tratamento de água para consumo humano. Técnicas avançadas de tratamento de água podem ser consultadas em AWWA & ASCE (2005), Montgomery (2005) e AWWA (2010). Para detalhes sobre desinfecção, consulte USEPA (1999) e Daniel et al. (2001).

Referências

- bi0010 American Water Works Association & American Society of Civil Engineers (AWWA & ASCE). (2005) *Water treatment plants design*. Estados Unidos: AWWA/ASCE.
- bi0015 American Water Works (AWWA). (2010) *Water quality & treatment: a handbook on drinking water*. EDZWALD, J.K. (editor). Colorado: McGraw-Hill, 1.696p.
- bi0020 ARBOLEDA, J.V. (2000) *Teoría y práctica de la purificación del agua*. Santa Fe de Bogotá: McGraw-Hill.
- bi0025 BACHE, A.H., GREGORY, R. (2007) *Flocs in water treatment*. Londres: IWA Publishing, 297p.
- bi0030 BEDNER, M., MCCREHAN, W.A. (2006) Transformation of acetaminophen by chlorination produces the toxicants 1,4-benzoquinone and N-acetyl-p-benzoquinone imine. *Environmental Science and Technology*, v. 40, p. 516-522.
- bi0035 BRASIL. (2005) Resolução Conama no 357 de 17 de março de 2005. Conselho Nacional do Meio Ambiente – Conama. Ministério do Meio Ambiente.
- bi0040 _____. (2011) Resolução Conama no 430 de 13 de maio de 2011. Conselho Nacional do Meio Ambiente – Conama. Ministério do Meio Ambiente.
- bi0045 _____. (2017) *Portaria de Consolidação Nº 5 de 28/09/2017*. DOU, Seção I, Nº 190, 03/10/2017, Suplemento p.360. Ministério da Saúde.
- bi0050 BRATBY, J. (2006) *Coagulation and Flocculation in Water and Wastewater*. Londres: IWA Publishing, 407p.
- bi0055 CAMPOS, J.R., REALI, M.A.P., DANIEL, L.A. (1999) Conceitos gerais sobre técnicas de tratamento de águas de abastecimento, esgotos sanitários e desinfecção. São Carlos: EESC-USP, 48p.
- bi0060 CINARA (2001). Modelo conceptual para la selección de tecnologías en sistemas de potabilización de agua. Proyecto de Selección de Tecnología y Análisis de Costos en Sistemas de Potabilización de Agua, Fase III. Cali: Ministerio de Desarrollo Económico.
- bi0065 DANIEL, L.A., BRANDÃO, C.C.S., GUIMARÃES, J.R., LIBÂNIO, M., DE LUCA, S.J. (2001) *Processos de desinfecção e desinfetantes alternativos na produção de água potável*. São Carlos: Prosab. Rima, 139p.
- bi0070 DEBORDE, M., von GUNTEN, U. (2008) Reactions of chlorine with inorganic and organic compounds during water treatment – kinetics and mechanisms: a critical review. *Water Research*, v. 42, p. 13-51.
- bi0075 DI BERNARDO, L., SABOGAL PAZ, L.P. (2008) *Seleção de Tecnologias de Tratamento de Água*. São Carlos: LDiBe, 1.560p.
- bi0080 DI BERNARDO, L., DANTAS, A., VOLTAN, P. (2011) *Tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água*. São Carlos: LDiBe, 454p.
- bi0085 EDZWALD, J.K. (1992) *Dissolved air flotation: laboratory and pilot plant investigation*. Technical Report. AWWA Research Foundation, American Water Works Association, Colorado, Estados Unidos. 108p.
- bi0090 EDZWALD, J.K., HAARHOOF, J. (2011) *Dissolved air flotation for water clarification*. American Water Works Association. Colorado: McGraw-Hill, 352p.
- bi0095 EDZWALD, J.K., TOBIASON, J.E. (2010) Chemical Principles source water composition and watershed protection. In: EDZWALD, J.K. (editor). *Water quality & treatment: a handbook on drinking water*. American Water Works Association. Colorado: McGraw-Hill, 1.696p.
- bi0100 GALVIS, G., LATORRE, M.J., VISSCHER, J.T. (1999) *Filtración en múltiples etapas. Tecnología innovadora para el tratamiento de agua*. Série de Documentos Técnicos. Universidad del Valle. Cali: CINARA–IRC.
- bi0105 GREGORY, R., EDZWALD, J.K. (2010) Sedimentation and flotation. In: EDZWALD, J.K. (editor). *Water quality & treatment: a handbook on drinking water*. American Water Works Association. Colorado: McGraw-Hill, 1.696p.
- bi0110 HANN, H.H. (1984) *Wastewater treatment*. In: NATO advanced study institute on the scientific basis of flotation. Cambridge, England. Proceedings. Ed. By Kenneth J. Ives. The Hague, MartinusNijhoff, p. 379-415 (NATO ASI Series).
- bi0115 HU, J.A., AIZAWA, T., OOKUBO, S. (2002) Products of aqueous chlorination of bisphenol A and their estrogenic activity. *Environmental Science and Technology*, v. 36, p. 1.980-1.987.
- bi0120 HU, J.A., XIE, G.H., AIZAWA, T. (2002) Products of aqueous chlorination of 4-nonylphenol and their estrogenic activity. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 21, p. 2.034-2.039.
- bi0125 Instituto Brasileiro de Pesquisa e Estatística (IBGE). (2010) Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB). Disponível em <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso: abril 2012.
- bi0130 KAWAMURA, S. (2000) *Integrated Design and Operation of Water Treatment Facilities*. Nova York: John Wiley & Sons Inc., 691p.
- bi0135 KITCHENER, J.A. (1982) *The froth flotation process: past, present and future*. In: NATO Advanced Institute on the Scientific Basis of Flotation. Cambridge.
- bi0140 LETTERMAN, R.D., YACOUMI, S. (2010) Coagulation and flocculation. In: EDZWALD, J.K. (editor). *Water quality & treatment: a handbook on drinking water*. American Water Works Association. Colorado: McGraw-Hill. 1.696p.
- bi0145 LONGHURST, S.J., GRAHAM, N.J.D. (1987) Dissolved air flotation for potable water treatment: a survey of operational units in Great Britain. *The Public Health Engineer*, v. 14, p. 71-76.
- bi0150 MONTGOMERY W.H. (2005) *Water treatment: principles and design*. Estados Unidos: John Wiley & Sons Inc., 1.968p.
- bi0155 MORIYAMA, K., MATSUFUJI, H., CHINO, M., TAKEDA, M. (2004) Identification and behaviour of reaction products formed by chlorination of ethynylestradiol. *Chemosphere*, v. 55, p. 839-847.
- bi0160 METCALF & EDDY. (1991) *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse*. Nova York: McGraw-Hill, 1.334p.
- bi0165 OLIVEIRA, D.P., CARNEIRO, P.A., RECH, R.M., ZANONI, M.V.B., CLAXTON, L.D., UMBUZEIRO, G.A. (2006) Mutagenic compounds generated in drinking water. *Environmental Science and Technology*, v. 40, p. 6.682-6.689.
- bi0170 Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB). (1999) *Tratamento de água para abastecimento por filtração lenta*. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 114p.
- bi0175 _____. (2006) Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano. Belo Horizonte.
- bi0180 REALI, M.A.P. (1991) Concepção e Avaliação de um Sistema Compacto para Tratamento de Água Utilizando o Processo de Flotação por Ar Dissolvido e Filtração com Taxa Declinante. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo (USP), 373p.
- bi0185 REES, A.J., RODMAN, D.J., ZABEL, T.F. (1980) *Evaluation of dissolved-air flotation as a water treatment process*. WRC Technical Report TR-143, Water Research Centre.

- bib0190 RICHTER, C.A., AZEVEDO NETTO, J.M. (2003) *Tratamento de água: tecnologia atualizada*. São Paulo: Edgar Blucher, 332p.
- bib0195 RICHTER, C.A. (2009) *Água. Métodos e Tecnologia de Tratamento*. São Paulo: Edgar Blucher, 352p.
- bib0200 SABOGAL PAZ, L.P. (2000) El Riesgo sanitario y la eficiencia de los sistemas de tratamiento en la selección de tecnologías para la potabilización del agua. Trabajo de Conclusão de Curso. Cali: Universidad del Valle.
- bib0205 _____. (2007) Modelo conceitual de seleção de tecnologias de tratamento de água para abastecimento de comunidades de pequeno porte. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo (USP), 398p.
- bib0210 _____. (2010) Pesquisa de Pós-Doutorado: Seleção de tecnologias de tratamento de água para abastecimento de comunidades de pequeno e médio porte. Relatório Final. São Paulo: FAPESP.
- bib0215 SCHNEIDER, R.P.; TSUTUYA, M.T. (2001) *Membranas filtrantes para o tratamento de água, esgoto e água de reúso*. São Paulo: ABES, 234p.
- bib0220 U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). (1999) *Alternative disinfectants and oxidants guidance manual*. EPA 815-R-99-014.
- bib0225 VALADE, M.T., BECKER, W.C., EDSWALD, J.K. (2009) Treatment Selection Guidelines for Particles and NOM Removal. *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua*, v. 58, n. 6, p. 424-432.
- bib0230 YAO, K.M. (1973) Design of high-rate settlers. *Journal of the Environmental Engineering Division*, v. 99, n. 5, p. 621-637.
- bib0235 World Health Organization (WHO). (2008) *Guidelines for drinking-water quality*. Recommendations. Geneva, Suíça: WHO.
- bib0240 WU, J., LAIRD, D.A. (2003) Abiotic transformation of chloropyrifos to chloropyrifosoxon in chlorinated water. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 22, p. 261-264.