

APLICABILIDADE DAS TÉCNICAS DE DETERMINAÇÃO DE TAMANHO DE PARTÍCULAS EM SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ÁGUA E ESGOTO SANITÁRIO

APPLICABILITY OF PARTICLE SIZE MEASUREMENT TECHNIQUES IN WATER AND WASTEWATER TREATMENT SYSTEMS

HÉLIO RODRIGUES DOS SANTOS

Engenheiro Civil pela UFRN, Mestre e estudante de Doutorado do Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo

GUSTAVO SILVA DO PRADO

Engenheiro Civil pela UNESP, estudante de Doutorado do Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo

CARLOS MAGNO DE SOUSA VIDAL

Biólogo pela UFSCar, Mestre e estudante de Doutorado do Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo

RODRIGO BRAGA MORUZZI

Engenheiro Civil pela UFSCar, Mestre e estudante de Doutorado do Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo

JOSÉ ROBERTO CAMPOS

Professor Titular do Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo

Recebido: 06/04/04 Aceito: 22/07/04

RESUMO

O aprimoramento de sistemas de tratamento de água e de esgoto tem sido limitado pelo pouco conhecimento dos fenômenos ocorridos no interior das unidades e pela utilização de “parâmetros” não específicos (DBO, DQO etc.) no monitoramento e controle de processos e operações. Por outro lado, fenômenos como transferência de massa, adsorção, difusão e reações bioquímicas são todos influenciados pela distribuição de tamanho de partículas, de modo que o emprego da análise de tamanho de partículas pode auxiliar na escolha e no aprimoramento de tecnologias de tratamento e na adoção de procedimentos operacionais apropriados. Neste artigo, são apresentadas as principais técnicas de determinação de tamanho de partículas e os potenciais benefícios de sua utilização em pesquisas e no aperfeiçoamento de projetos e rotinas de operação de sistemas de tratamento de água e esgoto sanitário.

PALAVRAS-CHAVE: Tamanho de partículas, distribuição de tamanho de partículas, tratamento de água e esgoto.

ABSTRACT

The improvement of water and wastewater treatment systems has been limited by the little knowledge of phenomena that take place inside the units and by the use of non-specific parameters (e.g. BOD, COD etc.) in monitoring and controlling of treatment processes and operations. On the other hand, phenomena such as mass transfer, adsorption, diffusion and biochemical reaction are all influenced by particle size distribution, in a way that the use of particle size measurement can aid in choosing and improving treatment technology and in adoption of appropriate operational procedures. In this article, the main particle size measurement techniques are presented, as well as the potential benefits of its use in research and in the improvement of design and operational routines for water and wastewater treatment systems.

KEYWORDS: Particle size, particle size distribution, water and wastewater treatment.

INTRODUÇÃO

Durante muitos anos os sistemas de tratamento de água e esgoto foram enca-

rados por projetistas e operadores como uma seqüência de “caixas pretas”, nas quais os mecanismos internos responsáveis pelo tratamento eram negligenciados. Os projetos

elaborados com base nessa abordagem eram satisfatórios, mas passíveis de aperfeiçoamento a partir da compreensão dos fenômenos ocorridos nas unidades (Ives, 1995).

De acordo com Tchobanoglous (1995), uma das maiores limitações ao aprimoramento de projetos de estações de água e esgoto é a utilização de “parâmetros” não-específicos (e.g. DBO, DQO, sólidos suspensos (SS), turbidez etc.), nos quais a natureza e o tamanho dos constituintes são desconhecidos. Segundo esse autor, para que se tenha um melhor entendimento acerca dos processos de tratamento, os estudos devem contemplar, além dos “parâmetros” não-específicos tradicionalmente utilizados, a análise de tamanho de partículas.

Lawler (1997) afirma que muitos dos contaminantes encontrados em água e esgoto são partículas ou serão transformados em partículas antes de sua remoção final. Levine et al. (1985), por sua vez, argumentam ainda que os processos de transferência de massa, adsorção e difusão e as reações bioquímicas são todos influenciados pela distribuição de tamanho das partículas, de modo que, seja em operações ou processos de separação sólido-líquido, seja na degradação biológica de matéria orgânica, o conhecimento da distribuição de tamanho de partículas pode contribuir para a escolha e o aperfeiçoamento das tecnologias de tratamento e para a adoção de procedimentos operacionais apropriados.

Na Figura 1, são apresentados exemplos de contaminantes encontrados em água e esgoto sanitário, das principais tecnologias de tratamento e de algumas das técnicas utilizadas na determinação de tamanho de partículas, em suas respectivas faixas de tamanho.

Pretende-se neste texto abordar os principais métodos de determinação de tamanho de partículas e os potenciais benefícios do uso dessas técnicas no projeto e operação de sistemas de tratamento de água e esgoto sanitário.

Nos itens a seguir, são apresentados, nesta ordem, os princípios básicos da análise de tamanho de partículas, as principais técnicas de determinação e alguns exemplos de suas aplicações.

PRINCÍPIOS BÁSICOS

O princípio da esfera equivalente

As partículas em suspensão encontradas em afluentes e efluentes de sistemas de tratamento de água e de esgoto são estruturas tridimensionais, em sua maioria irregulares, polidispersas (de vários tamanhos) e com diferentes proprie-

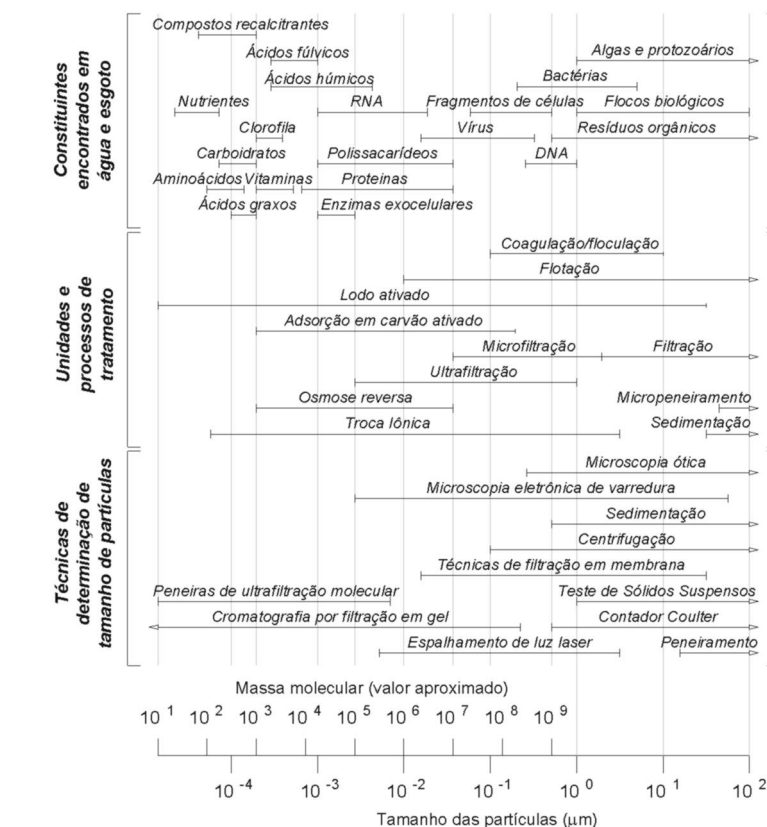


Figura 1 - Constituintes encontrados em água e esgoto, técnicas de determinação de tamanho de partículas e tecnologias de tratamento de água e esgoto, por faixas de tamanho

Fonte: Adaptado de Levine et al. (1985).

dades físico-químicas. No entanto, todos os métodos disponíveis para determinação de seus tamanhos fornecem como resposta (em princípio) um único número, com o qual se pretende representar o tamanho da partícula.

A esfera é a única forma passível de ser representada por um único número em todas as direções do espaço tridimensional. Todavia, uma mesma partícula pode ser caracterizada por diferentes esferas com base em uma de suas diferentes propriedades, tais como: maior ou menor dimensão, perímetro da área projetada, área projetada, área superficial, volume, velocidade de sedimentação, dentre outras. O princípio da esfera equivalente consiste em relacionar alguma destas propriedades ao diâmetro de uma esfera (Allen, 1997). Por exemplo, na Figura 2, a esfera de diâmetro igual a 39 mm tem o mesmo volume que uma partícula cilíndrica de diâmetro e comprimento iguais a 20 mm e 100 mm, respectivamente.

Assim, ao relacionar diferentes propriedades de uma mesma partícula a um diâmetro de esfera equivalente podem

ser obtidos diferentes diâmetros equivalentes (ver Figura 3).

A interferência da forma

Allen (1997) aponta a forma como uma importante fonte de interferência na determinação de tamanho de partículas. Dependendo da propriedade analisada, partículas de formas distintas podem ser representadas por um mesmo valor de diâmetro (mesma esfera equivalente) ou por diâmetros diferentes (diferentes esferas equivalentes). Por exemplo, um cubo com lado de 1 unidade, uma esfera com diâmetro de 1 unidade e um cilindro com diâmetro de 1 unidade e altura igual a 3 unidades possuem diâmetros de peneiramento idênticos ($d_p = 1$ unidade); entretanto, ao se aproximar cada uma destas partículas a uma esfera de igual volume, obtêm-se diâmetros distintos: $d_v = 1$ unidade, para a esfera; $d_v = 1,24$ unidades, para o cubo; e $d_v = 1,65$ unidades, para o cilindro.

Os afluentes e efluentes de sistemas de tratamento de água e esgoto carregam partículas dos mais variados tipos, formas

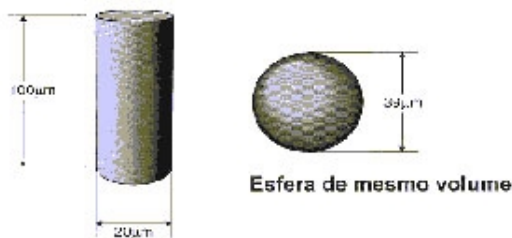


Figura 2 - Exemplo de utilização do princípio da esfera equivalente: esfera de mesmo volume

Fonte: Rawle (sem data)

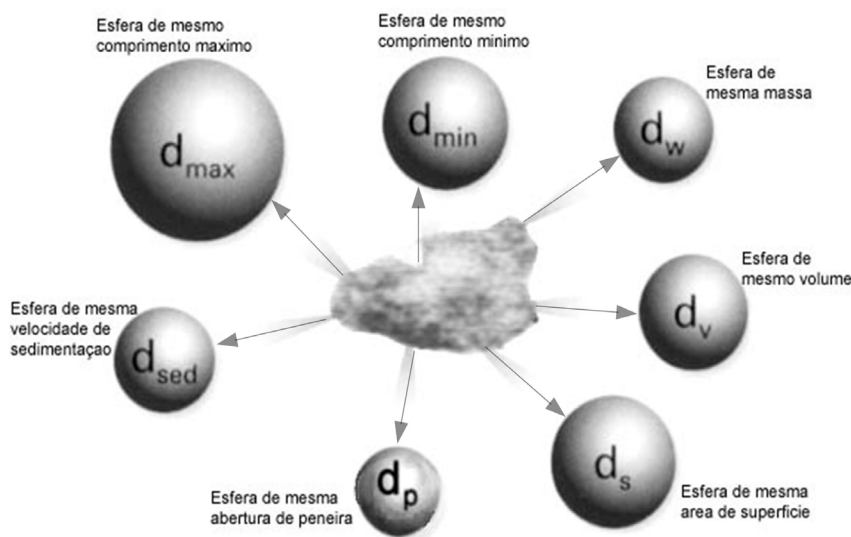


Figura 3 - Diferentes diâmetros equivalentes para uma mesma partícula

Fonte: Rawle (sem data)

e tamanhos, como partículas floculentas, minerais, microrganismos etc. (ver Figura 4). Em virtude dessa heterogeneidade de formas, alguns cuidados devem ser considerados para a escolha do método mais adequado a cada aplicação.

Escolha da técnica

Cada técnica de determinação da distribuição de tamanho de partículas relaciona uma das propriedades destas a um valor de diâmetro (esfera equivalente). Como cada técnica fornece resultados distintos, embora corretos, comparações entre elas não devem ser realizadas indiscriminadamente.

A escolha do método de determinação mais adequado depende de uma série de fatores, tais como: a natureza da amostra (dissolvida ou em suspensão, solubilidade das partículas, tamanho das partículas, etc.), a natureza do processo (ou

seja, qual é o uso do valor de diâmetro obtido), a resolução de cada técnica (precisão do método) e a tradição da utilização da técnica. A escolha de qual propriedade deve ser analisada está mormente ligada à utilidade desta informação. Por exemplo, ao se avaliar o desaguamento de lodo, segundo Lawler et al. (1986) e Feitz et al. (2001), o uso do diâmetro de esfera equivalente de mesma área superficial pode ser o mais adequado. Todavia, em reações bioquímicas, o volume das partículas pode ser o fator de maior influência. Desse modo, a escolha da técnica de determinação de tamanho de partícula deve, sempre que possível, estar atrelada ao fenômeno que governa o processo ou a operação de tratamento investigada.

Em termos práticos, porém, outros fatores devem ser considerados na escolha da técnica, tais como: custo de aquisição, manutenção e operação do equipamento; disponibilidade de mão-de-obra

especializada; tempo de resposta; facilidade de obtenção, tratamento e interpretação dos dados, necessidade ou não de fracionamento da amostra, dentre outras.

TÉCNICAS DE DETERMINAÇÃO DE TAMANHO DE PARTICULAS

As técnicas de determinação de tamanho de partículas podem ser divididas em dois grupos: com e sem fracionamento da amostra. Nas técnicas com fracionamento, as partículas são removidas da amostra por faixas (frações) de tamanho, de modo que a distribuição de tamanho de partículas é obtida depois de sucessivas etapas de separação. Em consequência, as diferentes faixas de tamanho podem ser analisadas individualmente. Nas técnicas sem fracionamento, por sua vez, não é aplicado nenhum mecanismo de separação, conseqüentemente as frações de tamanho presentes na amostra são determinadas por uma única medição.

Na Tabela 1, são apresentadas as principais técnicas de determinação de tamanho de partículas, sua descrição, a esfera equivalente associada e as principais vantagens e desvantagens de sua utilização.

DISTRIBUIÇÃO DE TAMANHO DE PARTICULAS: APLICAÇÕES

Tratamento físico-químico de água e esgoto sanitário

A eficiência das unidades de tratamento físico-químico está mormente ligada às características do material particulado que se pretende remover (tamanho, forma, densidade, carga superficial, velocidade de sedimentação e porosidade) e ao processo de separação empregado (Lawler, 1997).

Floculação

A formação dos flocos ocorre nos floculadores, onde as partículas previamente desestabilizadas (na etapa de coagulação) recebem agitação controlada para que se aumente a probabilidade de ocorrência dos choques. A fenomenologia da floculação baseia-se em dois mecanismos complementares: adesão e transporte. O primeiro está relacionado às cargas

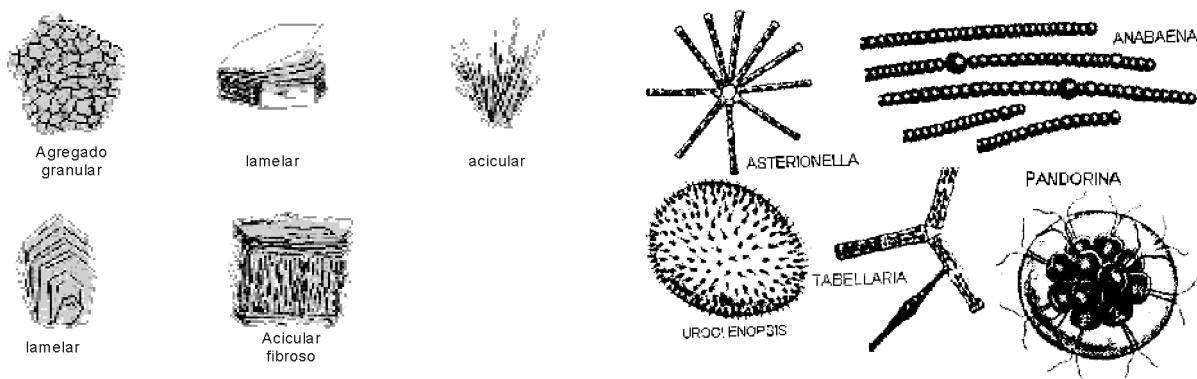


Figura 4- Exemplos de formas de partículas e morfologias de microrganismos presentes em água e esgoto

Fonte: Adaptado de Allen (1997) e Palmer (1958)

superficiais das partículas, que devem ser alteradas durante a coagulação para que os choques sejam efetivos. O segundo mecanismo refere-se à agitação introduzida ao meio e pode ser dividido em outros três: movimento Browniano (floculação pericinetica), movimento do fluido (floculação ortocinetica) e sedimentação diferencial.

Conforme destacado por Lawler (1997), as unidades de coagulação e floculação são projetadas para promover mudanças na distribuição de tamanho das partículas. Sendo assim, a otimização de seus parâmetros operacionais deve ser, preferencialmente, realizada com o objetivo de se obter distribuições de tamanho de partícula adequadas às técnicas de separação utilizadas a jusante (sedimentação, flotação, filtração etc.).

A primeira tentativa de descrever matematicamente a cinética de mudança de tamanho de partículas em suspensões aquosas partiu de Smoluchowski (1917), o qual propôs modelo baseado em seis hipóteses simplificadoras: 1) a eficiência das colisões é de 100%; 2) escoamento experimentado pelo meio líquido é laminar; 3) as partículas estão monodispersas; 4) não ocorre ruptura dos flocos formados; 5) todas as partículas são esféricas e permanecem assim após as colisões, e 6) as colisões ocorrem somente entre duas partículas.

Quase três décadas depois, Camp & Stein (1943) incorporaram a idéia de gradiente médio de velocidade (G), e os efeitos da sedimentação diferencial à equação de Smoluchowski, porém os autores ainda assumiram como válidas as seis hipóteses básicas levantadas anteriormente.

Em trabalhos mais recentes, tais hipóteses começaram a ser questionadas e modelos mais elaborados estão sendo pro-

postos (Li & Ganczarzyk, 1989; Han & Lawler, 1992; Lawler 1997; Thomas et al., 1999). Neste sentido, o estudo da distribuição do tamanho de partículas poderia suprimir algumas das hipóteses assumidas no passado. O caráter heterogêneo do particulado presente no esgoto sanitário ou na água bruta pode ser representado por gráficos ou por funções de distribuição de tamanho de partículas, que ao serem acompanhadas ao longo dos floculadores poderiam fornecer subsídios para a melhor compreensão dos fenômenos envolvidos na floculação (Kobler & Boller, 1997; Lawler 1997; Thomas et al., 1999).

Sedimentação

A sedimentação é uma das mais antigas técnicas aplicadas para separação sólido-líquido, e depende, fundamentalmente, da ação da gravidade sobre os sólidos em suspensão, a qual está relacionada ao tamanho e à massa específica das partículas de acordo com a lei de Stokes (velocidade terminal de sedimentação). No entanto, o principal parâmetro de projeto de unidades de sedimentação é a taxa de aplicação superficial (ou fluxo de sólidos), que deve ser adotada em função da eficiência de remoção requerida, por meio de ensaios de sedimentação.

No intuito de se melhorar a rotina de projeto de decantadores, Becker et al. (1996), ao levantarem os perfis de velocidade de sedimentação de despejos de sistemas mistos (água pluvial e esgoto sanitário) na Inglaterra, analisaram as concentrações de DQO e fósforo para diferentes faixas de velocidades. Os autores constataram que 58% da concentração de DQO e 73% da concentração de fósforo total estavam associados às partículas

com velocidade entre 2,4 cm/min a 54,0 cm/min. Por conseguinte, o conhecimento da distribuição de poluentes (DQO, fósforo, nitrogênio, metais pesados, etc.) pelas diversas faixas de tamanho de partículas (diferentes velocidades de sedimentação) poderia auxiliar o projetista na escolha da taxa de aplicação superficial mais adequada à remoção desses contaminantes.

Flotação

A flotação por ar dissolvido (FAD) é um processo de separação sólido-líquido que emprega bolhas de gás para diminuir a densidade média das partículas de forma que elas subam à superfície da lamina líquida, onde serão removidas. Nesse processo, a interação entre os flocos advindos do sistema de floculação (às vezes a floculação é desnecessária) e as microbolhas geradas pelo processo determina, em grande parte, a eficiência da FAD. Para cada caso em particular, existem condições ótimas de formação de flocos e de geração de microbolhas que garantem o máximo de desempenho associado ao menor custo.

Algumas das técnicas de determinação de tamanho de partículas, além de poderem ser utilizadas para a caracterização dos contaminantes presentes na água ou no esgoto, também poderiam ser empregadas no estudo da distribuição de tamanho de microbolhas. Cassell et al. (1975) utilizaram a análise de imagem para verificar a influência do pH, do íon alumínio e do etanol no tamanho de bolhas e a relação desses parâmetros com a remoção de ácido húmico, na concentração inicial de 50 mg/L e em condições ideais de laboratório. O diâmetro médio de bolhas recomendado foi de 50 mm,

Tabela I - Técnicas de determinação de tamanho de partículas

Técnica	Descrição	Esfera equivalente	Principais vantagens	Principais desvantagens
Peneiramento	Consiste na passagem de uma suspensão através de uma peneira de abertura de malha conhecida. A classificação por faixas de tamanho é obtida pelo uso em série de diversas peneiras com diferentes aberturas de malha e depende principalmente da largura e da espessura máximas das partículas (à exceção daquelas muito alongadas), sem depender de outras propriedades como densidade, volume etc. Os resultados são apresentados na forma de distribuição em massa por faixa de tamanho de partículas.	Esfera de diâmetro igual à abertura da malha	Baixo custo (para malhas mais grossas); Simplicidade operacional e de manutenção.	Demora na aquisição de resultados; Limitado a frações acima de 20 micra; Erro é elevado.
Filtração em membranas ou papel de filtro	O tamanho da partícula é relacionado ao diâmetro (abertura) do poro. Princípio semelhante ao do peneiramento, abrangendo, entretanto, faixas de tamanho geralmente inferiores às utilizadas naquela técnica. Os resultados são geralmente apresentados na forma de distribuição em massa por faixa de tamanho de partículas.	Esfera de diâmetro igual à abertura do poro	Custo moderado; Tradição de uso; Simplicidade operacional.	Em geral, custo aumenta com número de frações e com diminuição do poro; Demora na aquisição dos resultados.
Sedimentação	Baseia-se na ação da resultante entre as forças gravitacional, empuxo e arrasto sobre partículas imersas em um meio fluido, de modo que o tamanho das partículas é associado a sua velocidade terminal de sedimentação, de acordo com a Lei de Stokes.	Esfera de igual velocidade terminal de sedimentação ou de igual diâmetro de Stokes*	Baixo custo; Simplicidade e tradição de uso;	"Demora" na obtenção de resultados; Limitado a frações mais grossas; Interferência da forma, área superficial, porosidade etc.
Centrifugação	Princípio semelhante ao da sedimentação, sendo que o efeito da força gravitacional é substituído pela aplicação de força centrífuga produzida pelo equipamento (centrífuga ou supercentrífuga), geralmente várias vezes superior à força que age nas partículas resultante do campo gravitacional da Terra.	Esfera de igual "velocidade de centrifugação**"	Atinge faixas bem mais finas que sedimentação;	Custo elevado de alguns equipamentos; Tempo de resposta elevado.
Microscopia	Consiste na utilização de um equipamento (microscópio) capaz de propiciar a visualização de organismos e estruturas invisíveis a olho nu. Dependendo do objetivo, pode ser utilizada a microscopia ótica (aumento de 20 a 30.000 vezes) ou a eletrônica (aumento de 10 a 50.000 vezes). O procedimento de medida pode ser realizado de modo manual, pela comparação com retículos previamente calibrados, ou acoplado-se máquinas fotográficas e computadores aos microscópios, para posterior tratamento das imagens digitais (ver Análise de Imagem).	Qualquer dos padrões a seguir podem ser adotados: esfera de igual comprimento máximo, de igual área projetada, de igual diâmetro de Ferret*, de igual diâmetro de Martini* etc.	Permite visualização das partículas e condições de dispersão e aglomeração.	Técnica qualitativa, de baixa representatividade estatística; Preparação de amostras é lenta (eletrônica).
Análise de imagem	A análise de imagem é uma ferramenta utilizada na determinação da distribuição de tamanho de "pontos" (associados a partículas) em imagens macro ou microscópicas, obtidas por técnicas de captura como câmeras fotográficas ou de vídeo. A análise e o processamento das imagens são realizados por programas de computador especializados e pode também ser utilizada em diversas outras aplicações além da análise de partículas, como identificação de impressões digitais etc. Existem diferentes sistemas de aquisição de imagem que variam em função dos níveis de ampliação requeridos. Para o campo do tratamento de água e água residuária, sistemas do tipo "macroviewer" (câmera acoplada a lentes apropriadas), microscopia óptica e de feixe de elétrons são alguns exemplos de possíveis aplicações.		Mesmo que microscopia; Possibilidade de captura das imagens no interior e unidades de tratamento.	Técnica qualitativa, salvo quando um grande número de amostras são analisadas.

Tabela I - Técnicas de determinação de tamanho de partículas (continuação)

Técnica	Descrição	Esfera equivalente	Principais vantagens	Principais desvantagens
Varredura de fluxo	Nas técnicas de varredura de fluxo, as partículas são examinadas uma de cada vez, de modo que a interação de cada partícula com o campo externo é associada com uma medida de seu tamanho (volume) e a interação de um conjunto de partículas é interpretada em termos de distribuição de tamanho do conjunto. Sua principal aplicação relaciona-se a operações nas quais é importante conhecer o número de partículas em suspensões monodispersas (sem grande variabilidade de tamanho de partículas). A técnica mais difundida emprega o princípio Coulter, no qual um campo elétrico interage com as partículas de modo que o tamanho da partícula é proporcional à mudança na impedância elétrica à medida em que as partículas passam pelo campo elétrico. Há, entretanto, diversas outras técnicas, nas quais as partículas podem ser detectadas e medidas, por exemplo, pela "sombra" ou pelo espalhamento de luz que provocam em um campo luminoso ou ainda pelo "tempo de voo" entre dois feixes de laser. Os equipamentos que se utilizam do princípio Coulter são conhecidos como contadores Coulter. Os demais são chamados contadores óticos.	Esfera de igual volume	Medidas confiáveis apenas para materiais	Medidas confiáveis apenas para materiais monodispersos; Possibilidade de erosão e quebra de flocos nos dispositivos de injeção dos equipamentos; Necessidade de calibração regular; Risco de entupimento na análise de partículas mais grossas.
Possibilidade de erosão e quebra de flocos nos dispositivos de injeção dos equipamentos;	As técnicas de varredura de campo são aquelas nas quais a distribuição de tamanho de um conjunto de partículas é inferida da interação destas com o dispositivo de medida (Allen, 1997). Diferentemente das técnicas de varredura de fluxo, nas quais as partículas são contadas uma a uma, na varredura de campo as partículas são detectadas em conjunto. Assim, essa técnica gera uma distribuição proporcional ao volume das partículas (momento do volume médio) na qual o número total de partículas não é necessário. Os equipamentos de varredura de campo são chamados de granulômetros.	Esfera de igual volume ou de igual momento de volume	Grande amplitude de medida (partículas entre 0,05 mm a 3500 mm podem ser lidas em um único equipamento); Rapidez na leitura leituras individuais em 2 ms); Reprodutibilidade dos resultados; Não necessita de calibração.	Dificuldade de aplicação em materiais com dimensões superiores a 3 mm (ângulos de espalhamento muito pequenos); Possibilidade de quebra de flocos nos dispositivos de homogeneização e injeção.
Necessidade de calibração regular;	A mais difundida dentre as técnicas de varredura de campo. Baseia-se no princípio da conversão de dados de espalhamento de luz em resultados de distribuição de tamanho de partículas. Quando um feixe de luz atinge uma partícula, parte da luz é absorvida, parte refratada, parte difratada e parte transmitida (possibilidades de espalhamento), sendo que partículas de maior tamanho espalham luz a baixos ângulos e partículas menores a ângulos grandes. Assim, quando um feixe de luz laser atinge um conjunto de partículas em suspensão, ocorrem fenômenos de interferência que promovem padrões de espalhamento com intensidades máximas e mínimas que são detectados e associados ao tamanho das partículas.			

Fontes: Allen (1997) e Rawle (sem data) – * Consultar fontes para melhor compreensão do sentido físico das esferas e diâmetros equivalentes indicados.

por apresentar maior eficiência de remoção para uma determinada vazão de recirculação. Apesar das limitações metodológicas, o trabalho demonstrou que existe uma relação ótima entre as partículas presentes e o diâmetro das bolhas geradas pelo processo de FAD.

Rodrigues & Rubio (2003) comentam que a flotação é governada pelas características físicas das bolhas e das partículas, e propõem um método de determinação de tamanho de bolhas por intermédio da análise e processamento digital de imagens, baseado no aprisionamento e interrupção de fluxo de bolhas no interior de uma célula. Moruzzi (2004), por sua vez, apresenta uma proposta de investigação que visa relacionar as características das partículas formadas na etapa de floculação, a distribuição de tamanho de micro-bolhas e as condições de escoamento, com eficiência de tratamento por FAD. A determinação da distribuição de tamanho de micro-bolhas e flocos produzidos pelo sistema é obtida pela análise e processamento digital da imagem adquirida em unidade especial com escoamento contínuo.

No campo teórico, muitos modelos matemáticos buscam interpretar e relacionar os parâmetros envolvidos na FAD. Edzwald (1991), Reali (1991) e Fukushi (1995) consideram como parâmetros fundamentais a distribuição de tamanhos de partículas e de micro-bolhas na zona de reação da unidade de flotação. Mais recentemente, Han (2002) apresenta um modelo teórico, no qual o parâmetro de controle mais significativo é a natureza eletrostática das bolhas e partículas, controlada pela etapa de coagulação. O mesmo autor ainda conclui que o tamanho ótimo de micro-bolhas depende do tamanho e da densidade das partículas presentes no afluente da FAD.

Na prática atual, ensaios de laboratório podem indicar as melhores condições de operação de unidades de FAD. No futuro, o conhecimento das características do particulado presente em afluentes de sistemas de flotação poderá possibilitar uma maior flexibilidade operacional, permitindo o controle sobre a quantidade e diâmetro de micro-bolhas frente às características dos flocos previamente formados.

Filtração

A filtração consiste na passagem de um afluente líquido através de um meio filtrante granular, onde, por intermédio

de mecanismos de transporte e adesão, as partículas presentes podem ficar retidas. Geralmente ela é utilizada como a última etapa do tratamento de água antes da desinfecção, podendo também ser aplicada no pós-tratamento de esgoto sanitário. Segundo Kaminski et al. (1997), partículas menores que 1 mm são transportadas por difusão até a superfície dos grãos do meio filtrante, enquanto as demais são transportadas pela ação da gravidade. Não obstante, a real compreensão do comportamento das partículas dentro dos filtros continua ainda incompleta, dada a complexidade do processo (Lawler, 1997).

Em estações de tratamento de água e de esgoto, os "parâmetros" comumente usados no monitoramento de sistemas de filtração são: perda de carga nos filtros, tempo de duração das carreiras de filtração, concentração de sólidos suspensos totais (SST) e turbidez do efluente. Contudo, de acordo com Kobler & Boller (1997), tanto a concentração de SST quanto a turbidez são medidas que contemplam, principalmente, partículas maiores que 10 mm, vendo que são essas as que mais contribuem para a massa e volume total de sólidos presentes em efluentes. Porém, a maioria das bactérias e protozoários encontrados na água e no esgoto sanitário não ultrapassa 0,5 mm e 10 mm, respectivamente.

Segundo Kaminski et al. (1997), Kobler & Boller (1997) e Hall & Croll (1997), a maioria dos sistemas de filtração não apresenta remoções satisfatórias de partículas menores que 10 mm, de modo que seus efluentes podem conter grande quantidade de bactérias e protozoários, mesmo apresentando baixas turbidez e concentração de SST. Sendo assim, a utilização da distribuição de tamanho de partículas na avaliação do desempenho de filtros, poderia servir como um parâmetro indicador de risco sanitário.

Hall & Croll (1997) avaliaram o desempenho de alguns filtros rápidos na Inglaterra usando a turbidez e a contagem de partículas como parâmetros de controle e oocisto de *Cryptosporidium* como microrganismo indicador, os quais foram utilizados por apresentarem tamanho entre 4 mm a 6 mm e serem resistentes à desinfecção, sendo recomendada sua remoção nos filtros. Os autores não observaram qualquer correlação entre turbidez e contagem de partículas, porquanto efluentes com pequena variação de turbidez (0,1 a 0,2 uT) apresentaram grande variabilidade no número de par-

tículas entre 2 µm a 5 µm (20 a 6000 partículas por mililitro).

Segundo Lawler (1997), a necessidade de que os sistemas de filtração capturem cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* reacendeu o interesse de se melhorar a eficiência de remoção de sólidos nos filtros. Para tanto, o estudo da distribuição de tamanho e de número de partículas presentes em afluentes e efluentes de sistemas de filtração apresenta-se como uma alternativa complementar às análises de turbidez e de sólidos suspensos para avaliação de risco sanitário.

Tecnologias de membranas filtrantes

Nas tecnologias de filtração em membranas a vazão afluente é separada em dois fluxos distintos, denominados permeado e concentrado. Permeado é a parcela que passa através da membrana, enquanto o concentrado é a parcela que fica enriquecida com solutos ou sólidos suspensos retidos pela membrana. Segundo Schneider & Tsutiya (2001), nestes processos o soluto (água) é forçado a atravessar uma membrana semipermeável pela aplicação de uma força motriz (que pode ser, por exemplo, uma diferença de pressão). As tecnologias de membranas filtrantes são aplicadas tanto no pós-tratamento de esgoto sanitário como no tratamento de água para abastecimento.

Dentre as variáveis envolvidas na operação de sistemas de membrana, a colmatagem interfere em diversos aspectos relativos ao desempenho do sistema, como permeabilidade e vida útil das membranas, qualidade do permeado etc. A colmatagem se deve, dentre outros fatores, à relação entre a distribuição de tamanho de partículas e o diâmetro de poro das membranas, de modo que a análise das partículas presentes no concentrado e no permeado possibilita, por exemplo, a identificação das frações de tamanho de partículas que ficam retidas nos interstícios e na superfície das membranas. Partículas com tamanho inferior ao diâmetro nominal da membrana têm maior probabilidade de penetrar nos poros, podendo ser adsorvidas e retidas nas paredes internas, o que resultaria na diminuição do fluxo de solvente. Desse modo, para que se reduzam os problemas de obstrução, geralmente é recomendável o uso de membranas com tamanho médio de poros menor que a faixa de tamanho predominante das partículas.

Tratamento biológico de esgoto sanitário

A “tratabilidade” do esgoto sanitário em sistemas biológicos depende, dentre outros fatores, da distribuição de tamanho das partículas, a qual é modificada ao longo das etapas de tratamento, devido principalmente à síntese de novas células, floculação, quebra enzimática de macromoléculas e oxidação bioquímica. Assim, o conhecimento da distribuição de tamanho das partículas e o estudo das transformações nelas ocorridas durante o tratamento possibilitam o delineamento dos mecanismos de remoção de matéria orgânica e, em conseqüência, o aperfeiçoamento das tecnologias de tratamento biológico (Levine et al., 1985).

Um dos primeiros trabalhos dedicados ao estudo da biodegradabilidade em diferentes frações do esgoto foi realizado por Balmat (1957). Esse autor mediu a taxa de consumo de oxigênio (DBO) em esgoto sanitário para quatro frações distintas: sedimentável, supracoloidal, coloidal e solúvel. Os sólidos sedimentáveis (>100 μm) foram separados em cone Imhoff (tempo de sedimentação: 1 hora). A fração supracoloidal (1 μm a 100 μm) foi separada pela centrifugação do sobrenadante da etapa anterior. O efluente da centrifuga foi filtrado em membrana de ultrafiltração para remoção de uma nova parcela, considerada equivalente aos sólidos coloidais (0,08 μm a 1,00 μm). O filtrado foi considerado como sendo os sólidos solúveis.

Balmat (1957) concluiu que a velocidade de degradação aumentou com a diminuição do tamanho das partículas. Assim, as frações cujas partículas eram menores que 1 μm foram facilmente degradadas, enquanto as frações supracoloidal e sedimentável apresentaram menor biodegradabilidade. Segundo o autor, a biodegradabilidade da parcela solúvel foi 3,2 vezes maior que a da fração supracoloidal e 1,5 vez maior que a da fração coloidal.

Levine et al. (1985) também investigaram a relação entre cinética de degradação do esgoto e distribuição de tamanho de partículas em sistemas de tratamento biológico, pelo fracionamento das amostras por filtrações sucessivas em membrana. Os resultados obtidos indicaram que partículas menores que 1 μm poderiam ser degradadas muito mais rapidamente que aquelas maiores que 1 μm , corroborando os resultados de Balmat (1957).

Em trabalho posterior, Levine et al. (1991) constataram que a filtração de efluentes primários antes de reatores biológicos resultava em maiores taxas de degradação, graças à redução no tamanho das partículas no afluente desses reatores. Novamente, os resultados obtidos reafirmaram as conclusões de Balmat (1957) e Levine et al. (1985).

Além do uso no estudo da cinética de biodegradação das frações do esgoto, a análise da distribuição de tamanho de partículas possibilita um conhecimento mais detalhado de sua composição, auxiliando assim na concepção dos sistemas de tratamento. Além disso, pode fornecer informações sobre os fenômenos ocorridos nos reatores biológicos, por exemplo, pela simples comparação entre as composições do afluente e do efluente das unidades de tratamento. Na Tabela 2, são apresentadas as concentrações médias de sólidos totais e voláteis nas frações sedimentável, supracoloidal, coloidal e solúvel de amostras de esgoto sanitário e efluente secundário, de acordo com alguns autores. Nessa Tabela, os dados apresentados por Jordão & Pessoa (1995) e Sperling (1996) contemplam apenas duas frações genéricas (filtrável e não-filtrável em membrana de 1,2 μm), correspondentes aos sólidos “dissolvidos” e “suspensos”, de acordo com a nomenclatura adotada pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1998).

Como se verifica na Tabela 2, as concentrações de sólidos totais e voláteis no esgoto sanitário são bastante variáveis, mantendo-se, entretanto, certa proporcionalidade entre os sólidos voláteis e totais nas frações consideradas. Por exemplo, em geral a parcela solúvel é composta em sua maior porcentagem por material inorgânico, enquanto que o material particulado é volátil em sua maioria.

Rickert & Hunter (1971) avaliaram a influência do tamanho das partículas em sistemas de lodo ativado por meio da análise da composição das frações de amostras de esgoto sanitário e do efluente do sistema de tratamento. O método de fracionamento das amostras foi o mesmo utilizado por Balmat (1957), exceto pelo uso de uma supercentrífuga com turbina (50.000 rpm) para remoção da parcela coloidal (1,00 μm a 0,05 μm). O sobrenadante da supercentrífuga com turbina foi considerado dissolvido.

Conforme se observa na Tabela 2, Rickert & Hunter (1971) constataram que a proporção entre sólidos voláteis e

sólidos totais foi baixa na parcela dissolvida e alta nas frações particuladas, tanto no afluente quanto no efluente. Ou seja, as frações particuladas do esgoto bruto e do efluente eram predominantemente orgânicas, enquanto a fração dissolvida continha principalmente material inorgânico. Por essa razão, o sistema de lodo ativado foi “consideravelmente mais eficiente na remoção de material particulado do que da parcela solúvel”.

Munch et al. (1980) analisaram a composição do esgoto sanitário afluente e do efluente de uma estação de lodo ativado em escala plena (140.000 hab.) utilizando fracionamento em diferentes membranas. De modo semelhante ao verificado por Rickert & Hunter (1971), a maior parte dos sólidos totais no afluente era solúvel, sendo que cerca de metade era volátil; enquanto nas frações supracoloidal, coloidal e sedimentável os sólidos eram predominantemente voláteis. No efluente do sistema de lodo ativado praticamente todos os sólidos eram solúveis, sendo que apenas 22% era volátil, de modo que houve maior remoção de material particulado do que de solúvel (Munch et al., 1980).

Apesar dos resultados obtidos por Rickert & Hunter (1971) e Munch et al. (1980), nos quais os efluentes dos reatores apresentavam concentração de material dissolvido relativamente elevada, não parece coerente supor que as frações particuladas sejam melhor degradadas em reatores biológicos que a fração solúvel. Ao contrário, é de se esperar que a velocidade de degradação de material dissolvido em esgoto sanitário seja maior que a de material particulado, conforme concluíram Balmat (1957), Levine et al. (1985) e Levine et al. (1991). Essa aparente contradição pode se dever à solubilização das frações particuladas durante a oxidação bioquímica da matéria orgânica nos reatores biológicos, de modo que, enquanto o material particulado é retido pela sedimentação dos flocos biológicos, o material solúvel “produzido” no reator é liberado no efluente.

Em um dos poucos estudos dedicados à influência do tamanho das partículas na digestão anaeróbia de esgoto, Elmitwalli et al. (2001) investigaram a degradabilidade e o efeito da digestão anaeróbia sobre a distribuição de tamanho de partículas de esgoto sanitário bruto, esgoto sanitário filtrado e “águas negras” em experimentos em escala de bancada. As amostras foram fracionadas nas seguintes parcelas: suspensão (obtida por

Tabela 2 - Distribuição de sólidos no esgoto sanitário e em efluentes de reatores biológicos

Amostra	Concentração de ST (e STV), em mg/l, para as respectivas faixas de tamanho de partícula (μm)				ST (mg/l)	STV (mg/l)	Referência
	< 0,001	0,001 - 1	1 - 100	> 100			
Esgoto sanitário	324 (173)		203 (162)		527	335	1
	650 (250)		350 (300)		1000	550	2
	450 (160)	50 (40)	60 (45)	160 (120)	720	365	3
	350 (116) ^a	31 (23) ^b	57 (43)	74 (59)	512	241	4
	645 (147) ^c	18 (14) ^d	97 (90) ^e	124 (99) ^f	884	350	5
Efluente lodo ativado	312 (62) ^a	8 (6) ^b	28 (24)	-	348	92	4
	100% (22%)*	-	-	-	100%*	22%*	5

¹ Jordão & Pessoa (1995) - (Obs: valores médios para o Rio de Janeiro) * Valores em mg/l não publicados

² Sperling (1996)

³ Metcalf & Eddy (2003)

^a < 0,05 μm

^d 0,025 - 3 μm

⁴ Rickert & Hunter (1971)

^b 0,05 - 1 μm

^e 3 - 106 μm

⁵ Munch et al. (1980)

^c < 0,025 μm

^f > 106 μm

filtração em papel de filtro com abertura de 4,4 μm), coloidal (fração que passou pelo papel de filtro e ficou retida em membrana de 0,45 μm) e solúvel (filtrado da membrana de 0,45 μm).

A biodegradabilidade a 30°C das águas negras, do esgoto bruto e do esgoto filtrado (4,4 μm) foi aproximadamente a mesma (71 a 74%), enquanto na fração filtrada em membrana (0,45 μm) foi relativamente baixa (62%). (Elmitwalli et al., 2001)

Segundo Elmitwalli et al. (2001), a DQO da parcela coloidal geralmente representa de 60 a 80% da DQO efluente de reatores anaeróbios. Entretanto, em ensaios de longa duração (até 135 dias), verificou-se que a degradabilidade dessa parcela foi elevada, o que, segundo os autores, indica que a baixa remoção de partículas coloidais geralmente observada em reatores anaeróbios de alta taxa se deve à baixa remoção física e não à baixa biodegradabilidade (Elmitwalli et al., 2001).

Em reatores anaeróbios, as parcelas solúvel e coloidal, em tese, permanecem dentro dos reatores apenas pelo tempo equivalente ao tempo de detenção hidráulica (TDH). A parcela supracoloidal pode eventualmente ser capturada pela manta de lodo ou por adsorção a flocos biológicos, permanecendo no reator por períodos maiores que TDH. A fração sedimentável, por sua vez, pode ficar retida no reator por períodos equivalentes ao tempo de retenção celular, resultando em maior tempo para sua degradação.

Em resumo, verifica-se que a biodegradabilidade em reatores aeróbios é maior quanto menor for o tamanho das partículas, de modo que, em geral, as parcelas solúvel e coloidal são degradadas a maiores taxas que as frações supracoloidal e sedimentável (Balmat, 1957; Levine et al., 1985 e Levine et al., 1991). Em reatores anaeróbios, ao contrário, as parcelas sedimentável e supracoloidal são melhor removidas em virtude de sua retenção nos reatores por maiores períodos (TRC).

Levine et al. (1991) defendem que, para que se obtenha melhor desempenho das unidades de tratamento de esgoto, é importante a inclusão de etapas anteriores que possam selecionar uma faixa de tamanho de partículas que ofereça vantagem à cinética do processo biológico de tratamento (papel "parcialmente" cumprido pelo decantador primário). Algumas medidas sugeridas pelos autores são: uso de coagulante químico, quebra de partículas por bombeamento, desintegração por ultra-som, filtração do efluente primário etc. A adoção de tais medidas, entretanto, implicaria em custos adicionais com, por exemplo, energia, equipamentos, produtos químicos, manejo de lodo etc.

Novas concepções de estações de tratamento de esgoto implantadas no Brasil sugerem o uso de reatores anaeróbios à montante de reatores aeróbios, obtendo-se assim a remoção (degradação e digestão parcial) das partí-

culas sedimentáveis (e parte das demais parcelas) no reator anaeróbio, de modo a favorecer a cinética de degradação da matéria orgânica residual na unidade subsequente (aeróbia) pela redução do tamanho das partículas. Além disso, essa concepção oferece vantagens adicionais, como baixo consumo de energia, menor produção de lodo (já estabilizado) e menores custos de implantação e operação.

CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES

Neste texto foram apresentadas as principais técnicas de determinação de tamanho de partículas e descritas algumas de suas possibilidades de aplicação em sistemas de tratamento de água e esgoto. Nesse sentido, verificou-se que a análise de distribuição de tamanho de partículas pode ser útil na compreensão dos fenômenos que ocorrem em praticamente todas as etapas do tratamento, possibilitando o aperfeiçoamento das tecnologias, a definição de procedimentos operacionais mais eficientes, o aprimoramento dos modelos matemáticos e, conseqüentemente, a concepção de fluxogramas de estações de tratamento de água e esgoto mais coerentes.

Embora os estudos sobre determinação de tamanho de partícula em água e esgoto remontem à década de 1950, ainda não existem dados históricos de tamanho de partículas. Isso se deve principalmente à falta de correlação entre resultados de diferentes técnicas e à falta de padronização no modo de apresentação dos resultados. Entretanto, mesmo com a adoção de padrões de análise, a comparação entre resultados de diferentes técnicas será sempre limitada pelos fundamentos dos métodos de medida, de modo que os resultados de tamanho de partículas devem sempre ser acompanhados de explanação clara de como foram obtidos.

Apesar de existirem métodos de determinação de tamanho de partículas propostos pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater desde sua 18ª edição, estes consideram apenas dispositivos eletrônicos de medida (sensor de zona elétrica, bloqueio de luz e espalhamento de luz), equipamentos esses de custo ainda inacessível à maioria dos laboratórios de pesquisa e das companhias de saneamento brasileiras. Entretanto, a depender do resultado que se deseja, podem ser utilizados outros métodos mais simples e de menor custo, envolvendo procedimentos como filtração, con-

forme proposto por Metcalf & Eddy (2003), ou sedimentação e coagulação, como propõem Ginstet et al. (2002).

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à FAPESP (processos: 00/07932-6; 00/15017-6 e 00/14849-8) e a CAPES (programa CAPES/PROAP 8/2000) pelo apoio financeiro. Os autores também agradecem também as duas agências de fomento pelas bolsas de Doutorado concedidas.

REFERÊNCIAS

- ALLEN, T. *Particle size measurement*. 5.ed., London, Chapman & Hall, (Powder sampling and particle size measurement, v.1) 1997.
- BALMAT, J. L. *Biochemical oxidation of various particulate fractions of sewage*. Sew. Ind. Waste, v. 29, n. 7, p. 757-761, 1957.
- BECKER, F. A.; HEDGES, P. D.; SMISSION, R. P. M. The distribution of chemical constituents within the sewage settling velocity grading curve. *Wat. Sci. Tech.*, v. 33, n. 9, p. 143-146, 1996.
- CASSEL, E. A.; KAUFMAN, K. M.; MATIJEVIC, E. *The effects of bubble size on microfiltration*. *Wat. Res.*, v.9, p.1017-1024, Pergamon Press, 1975.
- CAMP, T. R.; STEIN, P. C. *Velocity gradient and internal work in fluid motion*. J. Boston Soc. Civ. Eng., v. 30, p. 219-237, 1943.
- EDZWALD, J. K.; MALLEY, J. P. *Concepts of dissolved-air flotation treatment of drinking waters*. Journal Water SRT-Aqua, v. 40, n. 1, p. 7-17, 1991.
- ELMITWALLI, T.A., et al. *Biodegradability and change of physical characteristics of particles during anaerobic digestion of domestic sewage*. *Wat. Res.*, v. 35, n. 5, p. 1311-1317, 2001.
- FEITZ, A. J.; GUAN, J.; WAITE, T. D. Size and structure effects on centrifugal dewatering of digested sewage sludge. *Wat. Sci. Tech.*, v. 44, n. 2, p. 427-435, 2001.
- FUKUSHI, K.; TAMBO, N.; MATSUI, Y. A. *Kinetic Model for Dissolved Air Flotation in water and Wastewater Treatment*. *Wat. Sci. Tech.*, v. 31, n. 3-4, p. 37-47, 1995.
- GINESTET, P.; MAISONNIER, A.; SPÉRANDIO, M. *Wastewater COD characterization: biodegradability of physical-chemical fractions*. *Wat. Sci. Tech.*, v. 45, n. 6, p. 89-97. 2002
- HALL, T.; CROLL B. *Particle size as tools for managing Cryptosporidium risk in water treatment*. *Wat. Sci. Tech.*, v. 36, n. 4, p. 143-149, 1997.
- HAN, M. Y. *Modeling of DAF: the effect of particle and bubble*. Journal of Water Supply: Research and Technology. v. 51, n. 1, p. 27-34, 2002.
- HAN, M.; LAWLER, D. F. The (relative) insignificance of G in flocculation. *Journal a of AWWA*. v. 84, p. 79-91, 1992.
- IVES, J. K. *The inside story of water-treatment processes*. Journal of Environmental Engineering, ASCE. v. 121, n. 12, p. 846-849, 1995.
- KAMINSKI, I.; VESCAN, N.; ADIN, A. *Particle size distribution and wastewater filter performance*. *Wat. Sci. Tech.*, v. 36, n. 4, p. 217-224, 1997.
- KOBLER, D.; BOLLER, M. *Particle removal in different filtration systems for tertiary wastewater treatment – a comparison*. *Wat. Sci. Tech.*, v. 36, n. 04, p. 259-267, 1997.
- JORDÃO, E. P.; PESSOA C. A. *Tratamento de esgoto doméstico*. 3.ed., ABES, Rio de Janeiro, 1995.
- LAWLER, D. F.; et al. *Anaerobic digestion: effects on particle size and dewaterability*. *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, v. 58, n. 12, 1986.
- LAWLER, D. F. *Particle size distribution in treatment processes: theory and practice*. *Wat. Sci. Tech.*, v. 36, n. 04, p. 15-23, 1997.
- LEVINE, A. D.; TCHOBANOGLOUS, G.; ASANO, T. *Characterization of the size distribution of contaminants in wastewater: treatment and reuse implications*. *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, v. 57, n. 07, p. 805-816, 1985.
- LEVINE, A. D.; TCHOBANOGLOUS, G.; ASANO, T. *Size distribution of particulate contaminants in wastewater and their impact on treatability*. *Wat. Res.*, v. 25, n. 08, p. 911-922, 1991.
- LI, D. –H. GANCZARCZYK, J. *Fractal geometry of particle aggregates generated in water and wastewater treatment processes*. *Environ. Science and Technology*. v. 23, n. 11, 1989.
- METCALF & EDDY. *Wastewater engineering: treatment and reuse*. 4.ed., McGraw-Hill, 1819 p., 2003.
- MORUZZI, R. B. *Estudo e avaliação do desempenho e comportamento hidrodinâmico de uma unidade de flotação por ar dissolvido de alta taxa*. São Carlos. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2004. (no prelo)
- MUNCH, R.; HWANG, C. P.; LACKIE, T. H. *Wastewater fractions add to total treatment picture*. *Water and Sewage Works*, p. 49-54, Dec., 1980.
- PALMER, M. *Algae in water supply – a manual for water Works operator and others concerned with algae in relation to water quality*. Department of Health, Education and Welfare - Robert A. Taft – Sanitary Engineering Center, Cincinnati, USA, 1958.
- RICKERT, D. A.; HUNTER, J. V. *General nature of soluble and. Particulate organism in sewage and secondary effluents*. *Water Research*, v. 5, n. 7, p. 421-436, 1971.
- RAWLE, A. *Basic principles of particle size analysis*. [http://www.malvern.co.uk/malvern/kbase.nsf/0/5E3F5A148D336B0480256BF2006E2195/\\$file/Basic_principles_of_particle_size_analysis_MRK034-low_res.pdf](http://www.malvern.co.uk/malvern/kbase.nsf/0/5E3F5A148D336B0480256BF2006E2195/$file/Basic_principles_of_particle_size_analysis_MRK034-low_res.pdf). (sem data). (Acesso: 5 Jan. 2004).
- REALI, M. A. P. *Proposição de um modelo teórico para o processo de flotação por ar dissolvido*. In: XXIV CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL. AIDIS-94. Buenos Aires. Argentina, 1991.
- RODRIGUES, R. T.; RUBIO, J. *New basis measuring the size distribution of bubbles*. *Minerals Engineering*, v. 16, p. 757-765, 2003.
- SCHNEIDER, R. P.; TSUTIYA, M. T. *Membranas filtrantes para o tratamento de água, esgoto e água de reuso*. 1.ed., São Paulo: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 234p., 2001.
- SMOLUCHOWSKI, M. *Versuch einer mathematischen theorie der koalitionskinetik kolloider lösungen*. *Z. Phys. Chem.*, v. 92, p. 129-168, 1917.
- SPERLING, M. V. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 2.ed., Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; UFMG. 1996
- STANDARD Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20.ed., Ed American Public Health Association/ American Water Works Association/ Water Environment federation, Washington DC, USA, 1998.
- TCHOBANOGLOUS, G. *Particle size characterization: the next frontier*. *Journal of Environmental Engineering, ASCE*. v. 121, n. 12, p. 844-845, 1995.
- THOMAS, D. N.; JUDD, S. J.; FAWCETT, N. *Flocculation modeling: a review*. *Wat. Res.*, v. 33, n. 07, p. 1579-1592, 1999.

Endereço para correspondência:

Gustavo Silva do Prado
Dep. de Hidráulica e Saneamento
Escola de Engenharia de São Carlos
Carlos
Av. Trabalhador São-carlense, 400
13566-590 - São Carlos - SP - Brasil
Tel.: (16)9712-2772
Fax: (16) 273-9550
E-mail:gusprado@sc.usp.br