

A BIOFILTRAÇÃO: UMA TECNOLOGIA JÁ AFIRMADA NO TRATAMENTO DE EMISSÕES GASOSAS

Attilio Converti* e Mario Zilli

Dipartimento di Ingegneria Chimica e di Processo “G.B. Bonino”, Università degli Studi di Genova; Via Opera Pia 15; I-16145 - GENOVA, ITÁLIA;

e-mail: converti@unige.it

*autor a quem toda correspondência deve ser dirigida

RESUMO

A biofiltração é uma técnica de controle da poluição do ar, que já tem sido utilizada com bons resultados no controle de maus odores e no tratamento de emissões contendo compostos orgânicos voláteis. Comparada com outras técnicas de tratamento biológico, a biofiltração aparenta ser a mais simples e usada, graças a menores custos operativos e de capital. Neste artigo apresenta-se uma resenha dos desenvolvimentos e princípios desta tecnologia, assim como dos principais critérios de planejamento e condução e dos principais grupos de microrganismos presentes nos biofiltros. Comparando as aplicações em escala piloto e real, é evidente como a biofiltração permita de alcançar eficiências de remoção maiores de 90% para uma grande variedade de poluentes comuns. Uma análise econômica demonstra que a biofiltração é sem duvida o sistema mais barato, especialmente para tratar grandes volumes de ar poluído por compostos facilmente biodegradáveis em baixas concentrações (<1.000 ppm).

PALAVRAS CHAVES – biofiltração, biofiltros, emissões gasosas.

ABSTRACT

Biofiltration is a well established air pollution control technology successfully applied in a wide variety of applications to control odors and emissions containing volatile organic compounds (VOC). This article provides an overview of the developments, process parameters and principles of this technology, of the main design and management criteria for operation, as well as of the main microorganism groups present in biofilters. A comparison with other biological systems outlines that biofilters have the easier mode of operation and the widest application, due to lower capital and operating costs. A wide picture of the biofilter applications either at pilot-scale or full-scale with related pollutants which can be removed is given. The results reported show that removal efficiencies as high as 90% are usually obtained for a wide range of common pollutants. Economic analysis demonstrates that biofiltration is by far the most convenient process particularly if applied to large volumes of air streams containing relatively low concentrations of easily biodegradable compounds (typically below 1,000 ppm).

KEY WORDS – biofiltration, biofilters, gaseous emissions.

1. INTRODUÇÃO

A biofiltração é a remoção biológica de poluentes atuada por microrganismos aeróbicos imobilizados sobre um meio sólido poroso. Num biofiltro o ar poluído passa por um

material de enchimento biologicamente ativo onde os poluentes orgânicos ou inorgânicos são degradados por micróbios e transformados em produtos inócuos, quais água, dióxido de carbono, sais minerais e biomassa. Pois que estes poluentes são usados como únicas fontes de carbono e energia, é claro que a biofiltração é limitada aos gases não tóxicos, facilmente biodegradáveis e solúveis em água.

Inicialmente a biofiltração foi utilizada no tratamento de gases mau odorantes procedentes de plantas de tratamento de esgotos. Os primeiros trabalhos sobre reais aplicações, que apareceram no final dos anos '50 e no começo dos '60, interessaram a instalação de leitos de terra na ex-Alemanha do Oeste e nos Estados Unidos (1). Seguiram aplicações em grande escala, sempre na ex-Alemanha do Oeste e na Holanda, para o controle dos odores derivantes de plantas de tratamento de esgotos e lodos, plantas de compostagem, de inceneridores e outros (2).

Jäger e Jager, que compararam diversos métodos de purificação dos efluentes gasosos da planta de compostagem de Heidelberg, foram os primeiros a demonstrar a conveniência económica da biofiltração (3). O mérito de desenvolver o processo e a tecnologia tem que ser repartido, em vez, entre a equipe de Thistlethwayte, que usou filtros percoladores, enchidos com saibro ou bolinhas de vidro e inoculados com lodos ativados, na depuração de ar contaminado por H_2S , C_2H_5SH , $(C_2H_5)_2NH$ e C_4H_9CHO (4) e o Hartmann, que demonstrou a importância de uma suficiente umidade do filtro e de uma boa distribuição do gás (5).

Em 1991 os biofiltros e leitos de terra usados para o controle de maus odores eram apenas 50 nos EUA, mais de 500 na Alemanha e na Holanda e poucas unidades no resto da Europa (1). No Japão as instalações passaram de 40 nos anos '80 a 90 na década seguinte (6).

Embora a biofiltração tenha sido desenvolvida principalmente para o controle de odores, desde o começo dos anos '80 ela vem sendo utilizada sempre mais para depurar emissões. Além disso, o número de aplicações tem aumentado muito nos últimos anos em consequência: a) de um mais profundo conhecimento dos processos de biodegradação; b) do isolamento, da seleção e da construção de micróbios (principalmente bactérias) capazes de utilizar compostos antropogênicos e xenobióticos; c) de um melhor controle das condições operativas; d) do desenvolvimento das técnicas de construção do filtro; e) da crescente atenção à qualidade do meio ambiente; e f) dos padrões sempre mais rigorosos das emissões. Em particular, o uso de materiais especiais com propriedades ótimas para a preparação do leito tem permitido de prevenir fenômenos de envelhecimento do filtro, de diminuir as perdas de carga e de aumentar a estabilidade operativa a longo prazo e a atividade microbiana. Do outro lado, a contínua adaptação dos microrganismos a novas fontes de carbono tem aumentado muito a gama de espécies capazes de utilizar xenobióticos.

Além das baixas exigências energéticas ligadas às condições moderadas de temperatura e pressão, da fácil manutenção, do simples controle e dos baixos custos, os filtros biológicos têm a vantagem, em comparação com outras tecnologias, de não transferir o agente da poluição de um compartimento do meio ambiente para outro.

2. BIOTECNOLOGIAS PARA O TRATAMENTO DE EFLUENTES GASOSOS

2.1. Sistemas biológicos

Os biorreatores utilizados para o tratamento de gases poluídos podem ser subdivididos entre aqueles em que as células são livremente suspensas na fase líquida (bioscrubbers) e aqueles em que as células são imobilizadas dentro de um material inerte (filtros biológicos a

percolação e biofiltros). Ao contrário dos bioscrubbers e dos filtros biológicos a percolação, em que a fase líquida move-se em continuação, nos biofitros (Figura 1) esta fase é estacionária.

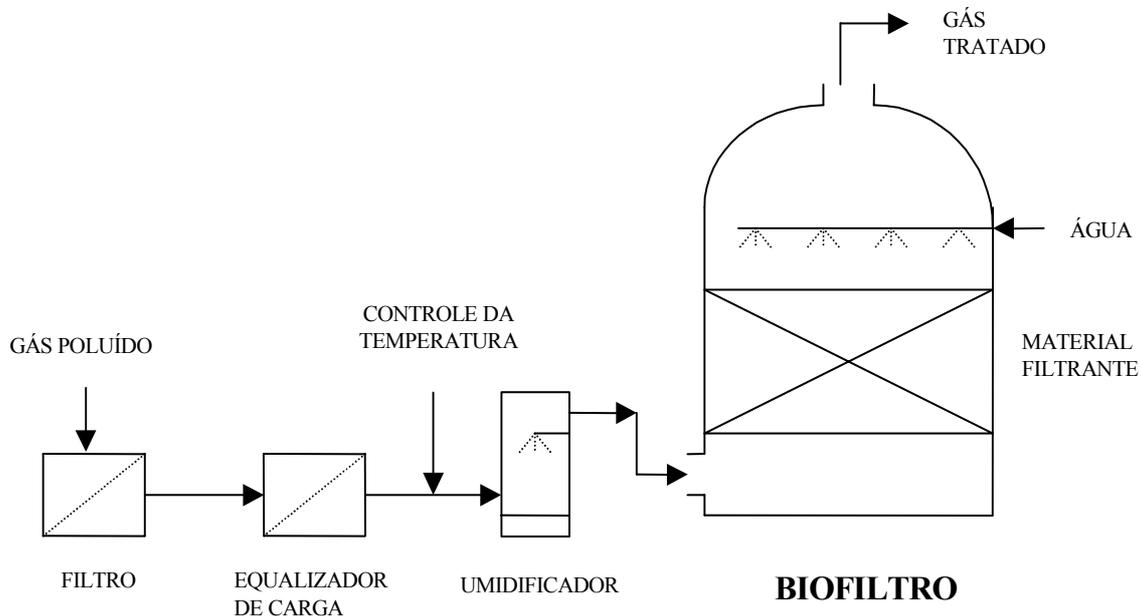


Figura 1. Esquema de um biofiltro coberto a único estágio.

Um bioscrubber consta de uma coluna de absorção (scrubber), onde os poluentes solúveis em água acabam por serem absorvidos e em parte oxidados, e de um reator aerado (unidade de regeneração) onde completa-se a oxidação. A suspensão, uma vez regenerada, vem continuamente recirculada em cima da coluna para melhorar a eficiência do processo.

Nos filtros biológicos a percolação e nos biofiltros, a absorção do poluente e a biodegradação realizam-se na mesma unidade, o que é a base da compactidade desses sistemas. O ar poluído passa por um leito biologicamente ativo onde os microrganismos ficam imobilizados em forma de biofilm. Em seguida, graças à difusão do gás através do filtro, os poluentes vêm sendo transferidos no biofilm e degradados.

Como ilustrado na Figura 1, a otimização do processo prevê que o afluente seja submetido a uma série de pré-tratamentos: a) remoção de partículas com vista à prevenção de obstruções; b) equalização da carga no caso a concentração seja muito variável; c) controle da temperatura; e d) umidificação.

Nos filtros biológicos a percolação o leito é constituído por materiais inertes (vidro, cerâmica, matéria plástica, etc.), em quanto a fase líquida, contendo os nutrientes inorgânicos, percola em direção oposta à do fluxo de ar e vem a ser continuamente recirculada no biorreator.

Os bioscrubbers e os filtros biológicos a percolação usam-se principalmente no caso de gases poluídos por compostos solúveis em água, em quanto os biofiltros, por terem uma grande área superficial disponível à transferência de massa e uma alta seletividade de reação,

são mais aptos ao tratamento de grandes volumes de ar poluído por compostos pouco solúveis, diluídos (<1000 ppm) e facilmente biodegradáveis.

Em comparação com outros sistemas biológicos, podem-se utilizar os biofiltros numa ampla variedade de aplicações porque caracterizam-se por uma estrutura particularmente simples, uma grande facilidade e estabilidade de funcionamento, custos operativos e de investimento baixos e uma menor sensibilidade às flutuações da composição do gás (7).

Do outro lado, a dificuldade em controlar os parâmetros operativos (pH, temperatura e disponibilidade de nutrientes) impede o uso dos biofiltros para degradar compostos halogenados (por causa da produção de metabolitos ácidos) e tratar ar fortemente contaminado por compostos orgânicos voláteis, a menos de aplicar tempos de residência muito longos ou de utilizar volumes de filtração exagerados. Filtros biológicos a percolação e biofiltros usam-se regularmente nas plantas de compostagem, nas plantas de tratamento de esgotos e na agricultura, em quanto preferem-se biofiltros em aplicações industriais.

2.2. Tipos diferentes de biofiltros

Entre os diversos tipos de biofiltros descritos na literatura para diferentes aplicações (8), a versão aberta, que geralmente consta de leitos de compost ou terra porosa de 1 m de profundidade, é principalmente usada no tratamento de odores e de compostos orgânicos voláteis. Por causa do contato direto com o ambiente externo, as suas prestações são influenciadas pelas condições meteorológicas (chuva, variações de temperatura, congelamento, etc.).

3. PARÂMETROS DE PROCESSO

A biofiltração é um processo complexo que inclui transferência de massa e reação e é influenciado pela fluo-dinâmica do fluxo gasoso que atravessa o reator. Sendo necessário um ambiente o mais próximo possível às condições ótimas para os microrganismos, um certo número de parâmetros, entre os quais a estrutura do material filtrante, a umidade, a temperatura e o pH deveriam ser controlados para garantir boas remoções.

3.1. O material filtrante

A escolha do material filtrante é fundamental para manter a eficiência do biofiltro e é influenciada pelas necessidades de a) minimizar o volume de reação, b) otimizar a eficiência de remoção e c) minimizar o consumo de energia e os custos de manutenção. Em particular, o material tem que ser capaz de garantir estabilidade do leito e condições de vida ótimas para os microrganismos e constituir, ao mesmo tempo, uma reserva de nutrientes e umidade e um suporte mecânico.

A imobilização da microflora em forma de flocos no material que compõe o leito do biofiltro tem a vantagem de impedir a sua saída do reator, como muitas vezes acontece nos sistemas a biomassa suspensa. Os materiais mais usados são os que oferecem uma grande área superficial específica (de 300 até 1000 m⁻¹), uma eficaz retenção de água e nutrientes e uma particular capacidade de imobilização celular, entre os quais vale a pena lembrar compost, turfa, terra, ramos de erice, terras húmosas e outros.

Com vista à prevenção do aumento de perdas de carga, do envelhecimento do leito, do seu quebraamento e da formação de zonas não homogêneas, estes materiais são geralmente misturados com materiais inertes, como esferas de poliestireno, partículas de lava, bolinhas de

vidro, argila porosa e materiais cerâmicos. Esta combinação, melhorando a uniformidade da distribuição do fluxo gasoso, diminui as perdas de carga até 100-150 mm de coluna de água (9) e contribui a reduzir a energia necessária para empurrar o gás através do filtro.

Comparado-o com a terra, o compost tem a vantagem de garantir menores resistência ao fluxo gasoso e perdas de carga, que não deveriam em geral superar 250 mm de coluna de água (10). A turfa, que é o material com a maior capacidade de retenção de água, constitui o substrato ótimo para os microrganismos, mas, por causa da tendência a aumentar as perdas de carga, deve ser misturada com outros materiais.

3.2. A umidade

O bom funcionamento de um biofiltro depende do conteúdo ótimo de umidade do leito. De fato, o teor de umidade é sem dúvida o parâmetro mais crítico, por ser essencial à sobrevivência e à atividade da microflora (que absorve e degrada as substâncias só em fase aquosa) e por contribuir à capacidade tamponante do filtro. O valor ótimo de umidade num biofiltro varia entre 40 e 60% em peso, dependendo do tipo de material (11).

A carência de umidade pode provocar a) o quebraamento do leito, principalmente em proximidade da zona de entrada do gás, onde é maior a concentração dos poluentes, b) uma diminuição da atividade microbiana, c) a formação de canais preferenciais que provocam uma redução do tempo de residência, d) a contração do leito e conseqüentes obstruções e e) um aumento dos gastos energéticos.

Ao contrário, um excesso de umidade pode a) provocar a oclusão dos poros, reduzindo assim o tempo de residência e a eficiência e favorecendo a formação de zonas anaeróbias (onde formam-se produtos voláteis odorosos), b) reduzir a interface gás-água, criando problemas na transferência de oxigênio e c) diminuir a drenagem dos componentes do filtro, provocando a formação de um percolado ácido e concentrado que precisa de ser alienado.

O consumo de água no biofiltro, que é geralmente muito limitado, depende da temperatura, do calor soltado pela oxidação microbiana dos poluentes, da umidade relativa do gás e, no caso de biofiltros abertos, também da entidade das precipitações atmosféricas. Por causa da evaporação, é preciso fornecer continuamente água ao sistema para garantir um grau de saturação maior de 95%, necessário a manter condições ideais para os microrganismos. Isso se pode realizar umedecendo em alternativa o fluxo gasoso em continuação, através de um sistema de asperção de água colocado antes da unidade de filtração, ou periodicamente o mesmo material filtrante por meio de aspersores superficiais, atomizadores, etc.

3.3. A acidez

O efeito do pH sobre os sistemas biológicos é o resultado indireto da sua ação sobre a velocidade das reações enzimáticas, que diminui fortemente fora do valor ótimo. Na biofiltração, assim como na maioria dos processos aeróbios, a atividade é geralmente máxima dentro do intervalo de pH que vai de 5 até 9, com valores ótimos entre 6 e 8.

Pois que nos biofiltros a fase líquida é estacionária, podem ocorrer fenômenos de acidificação do material filtrante durante a biodegradação de poluentes sulfurados, azotados e halogenados, que leva à formação de produtos ácidos como os ácidos sulfúrico, nítrico e clorídrico. Em seguida à acumulação destes produtos, a atividade microbiana pode afrouxar ou até parar, comprometendo seriamente a eficiência do biofiltro. Estes problemas podem ser prevenidos adicionando substâncias com poder tamponante, como cal, dolomita, calcários,

marga, fosfatos e outros materiais insolúveis alcalinos, apesar de os produtos de neutralização as vezes alcançarem níveis inibitórios (12).

Além dos efeitos negativos acima descritos, a acidificação do biofiltro, assim como o caráter ácido do gás ou do material filtrante ou do percolado, pode corroer os canos de distribuição do ar e de colheita do percolado, o que sugere de utilizar, nestes casos, materiais resistentes à corrosão e de monitorar continuamente o pH.

3.4. A temperatura

A temperatura também influencia o crescimento microbiano através dos seus efeitos sobre a atividade enzimática e os vários processos metabólicos. Pois que os microrganismos aeróbios normalmente presentes nos biofiltros são mesófilos, a temperatura deveria ser mantida entre 20 e 40°C, com um valor ótimo de 35°C para os mais comuns. Embora a microflora residente seja capaz de se adaptar até 50°C (13) (mas quase nunca acima de 65°C), o ideal seria manter a temperatura do biofiltro sempre abaixo de 45°C.

Apesar de as velocidades de reação e difusão aumentarem com a temperatura, este efeito é contrabalançado pela diminuição de solubilidade dos compostos a serem removidos e de capacidade de adsorção física do material de enchimento. Portanto, para prevenir a morte dos microrganismos é geralmente necessário controlar a temperatura do gás afluente através do prerresfriamento com recuperação de calor, da injeção de água, ou do umedecimento do material, oferecendo desta forma uma vantagem econômica adicional e a possibilidade de aumentar a umidade relativa do gás.

No controle da temperatura de um biofiltro nunca deveria ser esquecida a contribuição do calor soltado pela atividade microbiana aeróbica, em particular no caso de gases fortemente poluídos por compostos orgânicos voláteis. A contínua monitoragem também deste parâmetro seria ideal para um bom funcionamento do biofiltro.

4. PRINCÍPIOS DO PROCESSO

4.1. Modelo físico

Todos os modelos utilizados para descrever os fenômenos que ocorrem num biofiltro em condições de estado estacionário são baseados nos princípios da catálise heterogênea. De acordo com o modelo macro-cinético proposto por Ottengraf (14), as partículas de suporte são cercadas por um biofilme em que transferem-se as moléculas de poluente e de oxigênio dispersas na fase gasosa. Por causa da atividade metabólica dos microrganismos aeróbios, forma-se um gradiente de concentração responsável pela transferência contínua do poluente da fase gasosa à fase líquida. Ao mesmo tempo, os produtos da biodegradação aeróbia (dióxido de carbono, água, compostos inorgânicos, etc.) difundem em direção oposta e são arrastados pelo fluxo ascendente e afinal expulsos do filtro.

A atividade metabólica é garantida pela contínua passagem de nutrientes inorgânicos (principalmente compostos azotados e fosfóricos) do suporte para o biofilme, mas, como o seu consumo pode só em parte ser contrabalançado pela mineralização das células mortas, são necessárias periódicas adições ou regenerações do suporte.

Graças às pequenas dimensões das partículas e à baixa solubilidade dos poluentes orgânicos em água, a resistência à transferência de massa na fase gasosa é quase nula e então as concentrações dos poluentes à interface entre biofilme e fase gasosa se podem considerar em equilíbrio e correlacionar através da lei de Henry.

4.2. Cinética de biodegradação

A micro-cinética de degradação nos biofiltros tem sido apresentada por Ottengraf (14). Supondo que o fluxo gasoso através do biofiltro seja do tipo “plug flow” e que a degradação siga a típica equação de Monod (15), são possíveis duas diversas situações: cinéticas de ordem zero e de ordem um. Um grande número de trabalhos experimentais tem demonstrado que cinéticas de ordem zero são tipicamente observadas nos biofiltros durante a biodegradação de diversos compostos voláteis, até a concentrações muito baixas (12, 14, 16).

4.2.1. Limitação devida a reação

O processo é limitado pela reação acima de uma concentração crítica (C_{crit}) do poluente no gás (Figura 2, caso a). Em ausência de limitações devidas a difusão, o biofilme úmido é plenamente ativo, o que significa que o biofiltro funciona à sua máxima capacidade e que a eliminação do poluente é limitada pela reação (Figura 3, caso a).

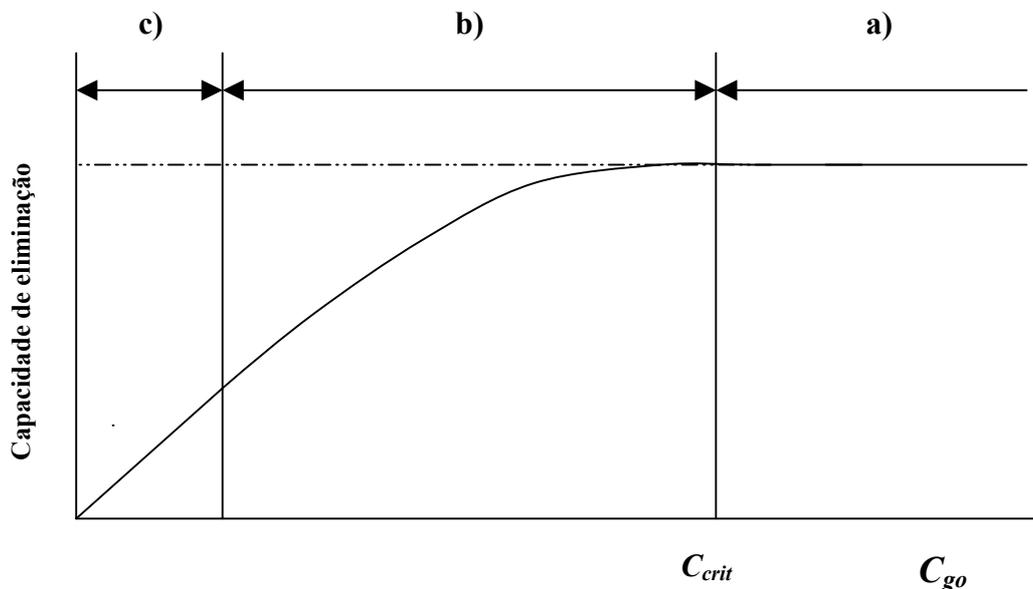


Figura 2. Dependência da capacidade de eliminação de um biofiltro da concentração do poluente no gás afluente. a) Limitação devida a reação; b) limitação devida a difusão; c) conversão total.

O grau de conversão (η) corresponde nestas condições à razão entre a capacidade máxima de eliminação (K_o), que coincide com a constante cinética aparente de ordem zero, e a carga por volume unitário ($U_g C_{go}/H$) (14):

$$\eta = HK_o/U_g C_{go} = 1 - (C_{ge}/C_{go}) \quad (01)$$

Conseqüentemente, a nível macroscópico, a concentração do poluente no biofiltro diminui linearmente com a altura do filtro e o consumo do composto resulta completo quando HK_o torna-se igual a $U_g C_{go}$.

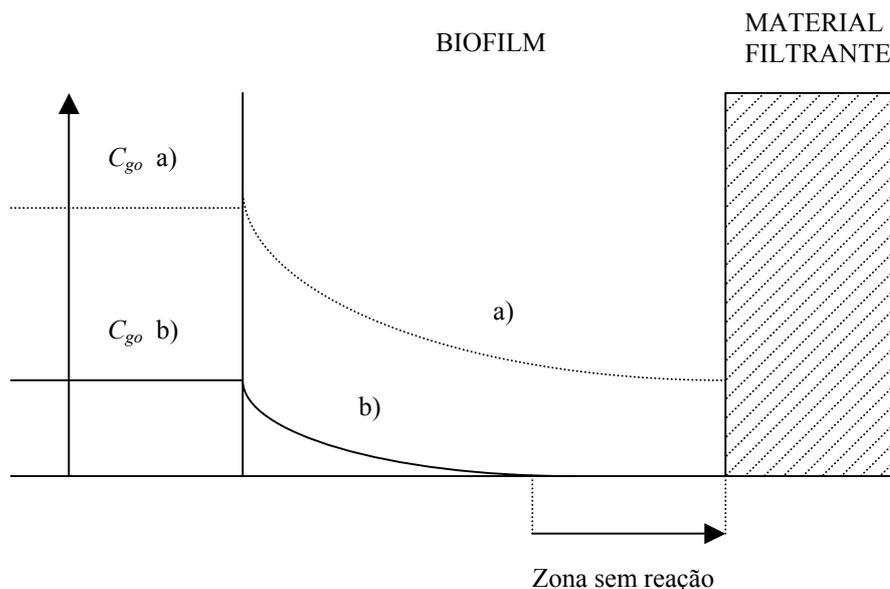


Figura 3. Modelo biofísico de penetração do substrato.

4.2.2. Limitação devida a difusão

Em baixo da concentração crítica, em vez, a difusão torna-se limitante e a velocidade de reação tenderia a superar a de difusão (Figura 2, caso b). Nesta situação, a profundidade de penetração é menor do que a espessura do estrato e o biofilme não é plenamente ativo (Figura 3, caso b).

O poluente vem sendo quase completamente consumido pelo biofilme antes de atravessá-lo inteiramente e a velocidade de conversão, que decresce ao diminuir da concentração do poluente no gás, acaba por ser controlada pela difusão. Portanto, a capacidade de eliminação é influenciada por ambas as velocidades de reação e de difusão, em quanto a remoção resulta praticamente total quando $HK_o > 2 U_g C_{go}$ (14).

A aplicabilidade deste modelo aos gases poluídos por diversos componentes é porém limitada pela complexidade teórica do sistema, ocorrendo a biodegradação dos vários compostos simultaneamente. Isso significa que, em presença de misturas de poluentes, são necessários ensaios em escala piloto para planejar corretamente sistemas em escala industrial.

5. CRITÉRIOS DE PLANEJAMENTO E GESTÃO

Os principais critérios de planejamento e gestão dos biofiltros são o grau de conversão ou eficiência de remoção, o tempo de residência, o fluxo superficial de gás, a carga de massa e a capacidade de eliminação (8).

5.1. A eficiência de remoção

A eficiência de remoção (η), que fornece informações sobre o estado de saúde do biofiltro, é definida como a razão entre a massa de poluente removida ($m_o - m_e$) e a massa total no gás afluente (m_o). A maneira mais comum de planejar e conduzir biofiltros é selecionar a

eficiência de remoção desejada para um o mais poluentes e derivar desta o resto dos critérios. As melhores eficiências obteníveis com biofiltros (95-99%) são geralmente observadas em presença de compostos aromáticos, como benzeno, tolueno, ácido benzoico, etc. (17).

5.2. O tempo de residência

O tempo de residência de um poluente no biofiltro (τ), definido como a razão entre o volume vazio do leito e o fluxo de gás (Q_g), é um critério operativo essencial para obter eficiências de remoção satisfatórias, que não pode assumir valores menores de um nível crítico. Por causa da dificuldade objetiva em estimar o volume vazio, o tempo de residência refere-se geralmente ao volume total do leito e varia, de acordo com a biodegradabilidade do poluente, entre 15 e 60 s. No caso de poluentes líquidos é imprescindível considerar o coeficiente de partição entre as fases líquida e gasosa.

5.3. O fluxo superficial de gás

O fluxo superficial de gás (U_g), definido como o fluxo gasoso (Q_g) sobre a área total da seção de atravessamento (A), é um parâmetro que cresce com o fluxo e diminui com o tempo de residência e, dependendo do tipo de poluente, pode variar entre 50 e 200 $\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (18).

5.4. A carga de massa

A carga de massa (L_v), definida como o produto do fluxo gasoso (Q_g) pela concentração do poluente no gás (C_{go}), referido ao volume unitário de leito (V), não deveria superar, no caso de compostos orgânicos voláteis, um limite de 3000-5000 mg m^{-3} . Pode-se aumentar a carga de massa num biofiltro ou incrementando a concentração do poluente no gás ou diminuindo o tempo de residência. Embora um aumento da concentração deveria, em geral, acelerar a biodegradação, uma concentração excessiva pode inibir a atividade microbiana e neste caso é aconselhável diminuir o tempo de residência. Além disso, para garantir eficiências de remoção elevadas, deveriam sempre ser aplicados valores entre 10 e 160 $\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$, visto que este parâmetro tende a diminuir com a carga de massa e que cargas excessivas podem obstruir o filtro e possibilitar a formação de intermédios ácidos (19).

5.5. A capacidade de eliminação

A capacidade de eliminação (EC), que é definida como o produto do fluxo gasoso (Q_g) por volume unitário (V) pela diferença de concentração no afluente e no efluente ($C_{go}-C_{ge}$), fornece uma medida da habilidade do biofiltro em remover os poluentes. Desta definição parece evidente que, se a eficiência de remoção desejada é próxima de 100%, a capacidade de eliminação também torna-se máxima em proximidade da entrada do reator e tem que variar entre 10 e 160 $\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$ (1). Embora a capacidade de eliminação tenha tendência a aumentar com a carga de massa e a concentração de poluente no gás e a diminuir com o tempo de residência, acima de um valor limite, que não só depende da degradabilidade do composto mas também do tipo de suporte e das condições, este parâmetro permanece constante (14).

6. APLICAÇÕES DA BIOFILTRAÇÃO

Apesar do grande número de trabalhos experimentais publicados nas últimas duas décadas sobre a biofiltração, é muito difícil fazer uma comparação dos resultados por causa:

Tabela 2. Dados de condução referidos a aplicações representativas de biofiltros em escalas piloto e industrial.

Aplicações	U_g (m/h)	Q_g (m ³ /h)	Poluentes	C_{go} (mg/m ³)	τ (s)	N de estádios	η (%)	Ref.
INDÚSTRIA ALIMENTAR								
Produção de gelatina		35000	Odor		12-21	0,6-1	70-93	22
Transformação de cacau e chocolate	60	10000	Odor		22	2	99	22
			Odor	4·10 ⁷ o.u.		1	90	23
Preparação de alimentos a base de peixe		40000	Odor	230 (C)	20	1	50-90	22
Indústria de aromas e fragrâncias	550	25400	Odor	10 ⁵ o.u.	22	2	98	22
			Odor	5·10 ⁴ o.u.		3	98	23
Indústria de transformação de alimentos	400	9000	Odor (Óleo)	10 ⁵ o.u.	20	2	93	22
			Odor	2·10 ⁵ o.u.		2	95	23
Transformação de carne		80000-120000	Odor	2·10 ⁴ o.u.	60-90	1	99	8
		90-200	VOC		25-60	2		
Panificação comercial			Etanol	1000-4000			80-100	8
			Metano	700			10	
			Alifáticos	200			10-30	
			Etil acetato				80-90	
Indústria do café	500		Odor	10 ⁸ o.u.		2	90	23
Produção de levedura	100		Odor	7500 o.u.		2	99	23
			Etanol	500			99	
INDÚSTRIA PETROQUÍMICA								
Tanques de gasolina		222	BTEX	3-70		2	75-90	8
Tanques de petróleo	100		H ₂ S	240		2	99	23
Limpamento de tanques	100		Benzeno	30		2	50	23
			Acrilonitrila	16-300			50-98	
			Álcoois	60			80	
Transformação de petróleo		8.5-70	BTEX		45-360	1	>95	10
			C2-C5				≤50	
			Metano				≤5	
			>C5				40-90	
OUTRAS INDÚSTRIAS								
Indústria do tabaco		30000	Odor		14	2	95	22
			NH ₃	1.5				
			Nicotina	3.5				
Produção de vernizes		11700	VOC	1800	38	2	90	22
Indústria farmacêutica		75000	VOC		108	3	80	22
Indústria fotográfica		140000	VOC	400	30	2	75	22
Indústria cerâmica		30000	Etanol		8	1	98	22
Fundição de metais		40000	Benzeno	9	30	1	80	22
Emissões industriais		17000	Etanol	1000-4000	60	2	80-90	8
Síntese de resinas	65		VOC	25000		2	40	23
			Odor	10 ⁶ o.u.			45	
Indústria química		0.7-0.8	VOC	2000-10000		1	82	24
Indústria editorial	200		Ésteres, Álcoois	1200		2	90	23
PLANTAS DE TRATAMENTO								
		10000	Odor		29	2	90-95	22
			H ₂ S	10				
			Acetona	8				
Tratamento de esgotos		30000	Odor			2	96	25
			H ₂ S	4.7			45-60	
			NH ₃	0.15				
	200		H ₂ S	300		1	80	23
Tratamento de esgotos da indústria petroquímica	100		Odor	1.3·10 ⁵ o.u.		2	75	23
Plantas de compostagem		154000-240000	Odor		30-47	4	>90	26
		16000-22000	Odor	45-230 (C)	40-60	1	93-96	14
	100		Odor	1.3·10 ⁴ o.u.		2	95	23
ATIVIDADES ARTESANAIS								
Vernizagem da madeira	200		VOC	250		1	50	23
Vernizagem de metais	70		H ₂ S	4000 o.u.		2	90	23
Vernizagem a aspersão			Estireno	60-600	15-60	1	95	27

VOC = Compostos orgânicos voláteis; BTEX = Misturas de benzeno, tolueno e xilênios; o.u. = unidades de odor.

A distribuição da população ao longo do biofiltro tem sido há pouco resenhada (28). A purificação de ar contendo um baixo número de poluentes pode ser efetuada através de uma população limitada a algumas espécies microbianas e geralmente precisa, para acelerar o arranque, da inoculação do biofiltro com culturas puras ou lodos ativados, previamente adaptados aos poluentes. Esta prática é particularmente eficaz na degradação de compostos orgânicos complexos ou recalcitrantes, como hidrocarbonetos halogenados ou aromáticos, que as vezes necessitam, para acelerar o processo, de serem co-metabolizados junto com outras substâncias mais facilmente degradáveis (29). De outro lado, emissões gasosas poluídas simultaneamente por muitos compostos diversos, como as que são emitidas por plantas de tratamento dos esgotos ou de compostagem, necessitam como inóculo, para serem degradadas, de uma população mais heterogênea capaz de utilizar várias rotas metabólicas diferentes, que são geralmente disponíveis nos microrganismos presentes nos lodos ativados e no compost. Em biofiltros com leito de erice e turfa, utilizados para tratar emissões de fossas sépticas (28), têm sido detectadas cargas microbianas de 10^5 , 10^4 e 10^3 unidades capazes de formar colônias por grama de suporte (CFU/g) respectivamente para microrganismos oligo-heterotróficos, copio-heterotróficos e autotróficos.

A grande vantagem de usar populações heterogêneas tem que ser reconduzida à capacidade de sobreviver, aerando periodicamente o leito, por longos períodos de inatividade (até 2 meses), embora a atividade microbiana acabe por ser obviamente comprometida (30).

A maioria dos microrganismos que crescem nos biofiltros usados para o tratamento de gases poluídos por substâncias orgânicas são eubactérias heterotróficas, Actinomycetáceas e fungos (1, 31), que utilizam os poluentes como fontes de carbono e energia. A população heterotrófica continua sendo predominante e provavelmente responsável pela maior parte da atividade degradativa até em presença de poluentes inorgânicos (tiosulfato, ácido sulfídrico, etc.), que deveriam favorecer o desenvolvimento de microrganismos quimiolitototróficos (geralmente pertencentes ao gênero *Thiobacillus*) capazes de utilizar estas substâncias e o dióxido de carbono respectivamente como fontes de energia e carbono (28, 32, 33).

No que diz respeito à influência da estrutura do material filtrante sobre a carga microbiana, tem sido demonstrado que biofiltros de compost contêm uma população mais abundante do que os biofiltros de terra (34). Embora Liebe e Herbig têm chamado a atenção sobre o risco de emissões de esporas funginas e as operações de manutenção do biofiltro (35), parece que a concentração de células bacterianas e de esporas funginas nas emissões tratadas seja só um pouco maior daquela observada nos gases afluentes (34, 36).

8. CONSIDERAÇÕES ECONÓMICAS

Comparar na literatura os custos de sistemas de biofiltração é muito difícil devido ao uso de moedas diferentes, às flutuações recíprocas dos câmbios, à variabilidade temporal dos preços, aos diversos padrões, etc. Mesmo assim, em comparação com outras técnicas de tratamento, não existe dúvida acerca da conveniência econômica da biofiltração, graças às seguintes vantagens: a) custos operativos mínimos, b) escassa produção de subprodutos a serem alienados, c) fácil operação de arranque, d) estabilidade operativa no estado estacionário, e) baixa temperatura de trabalho, f) baixo custo dos materiais, g) simples tecnologias de construção, h) simples sistema de controle e i) consumos energéticos limitados.

Os custos operativos e de manutenção de um biofiltro variam na Europa entre 0,2 e 0,5 EUA\$ por cada 1.000 m^3 de gás a serem tratados, incluindo interesses e amortização, consumo de água, substituição e/ou regeneração do material filtrante, pessoal, tratamento de esgotos e custos energéticos para alimentar os compressores (1, 31, 37-40). Tem sido

estimada para os EUA uma redução de custos que chega até à metade desses valores, sem considerar porém as despesas da periódica substituição de material e do menor custo da energia elétrica (1).

Os custos de capitais geralmente incrementam com: a) a elevada concentração de poluentes no gás, b) a baixa biodegradabilidade dos componentes, c) a necessidade de pré-tratamentos, d) a escassa disponibilidade de gás poluído, e) a falta de espaço em proximidade da fonte de poluição, e f) o transporte. Pois que os custos de transporte dependem exageradamente do país e do lugar da instalação, é possível uma comparação séria só prescindindo deste fator. Nessa base, os custos de capitais de um biofiltro aberto a único estádio podem oscilar entre 300 e 1.000 \$ por m² de material filtrante na Europa (40-42) e entre 600 e 1.000 \$/m² nos EUA (1). Esses custos podem chegar até 3.800-5.700 \$/m² no caso que a falta de espaço imponha de construir o filtro acima da planta (43) e até 1.000-5.000 \$/m² em particulares situações meteorológicas (neve, chuva, etc.) que obriguem a usar biofiltros abertos. Versões múltiplas custam cerca do dobro de um biofiltro a único estádio (40).

Por depender muito o preço do material de enchimento do mercado local e do custo do material com que tem que ser misturado, observam-se flutuações entre 60 e 700 \$/m³ (42, 43).

Pegando a remoção de odores como base de comparação entre diversas técnicas de tratamento, como bioabsorção, absorção química, adsorção e ozonização, a biofiltração permite de poupar, dependendo da composição do gás, respectivamente 15-30%, 45-70%, 50-75% e 80% dos custos totais, demonstrando assim de ser sem dúvida a mais conveniente em caso de disponibilidade de espaço (10, 42, 44). O sucesso da biofiltração parece ser o resultado da incidência particularmente baixa dos custos operativos sobre os custos totais, em comparação com os outros sistemas.

9. CONCLUSÕES

Como tem sido evidenciado neste trabalho, a biofiltração pode ser considerada uma técnica afirmada no controle dos odores e no tratamento de gases poluídos, que representa uma nova geração de tecnologias para o controle da poluição do ar. Durante os últimos vinte anos, graças aos progressos alcançados na microbiologia e na engenharia de processo, a biofiltração tem ganhado a confiança de um grande número de setores industriais e vem sendo aplicada a cada dia mais.

Eficiências de remoção maiores de 90% não são exceções no caso dos comuns poluentes das emissões industriais, como álcoois, éteres, aldeídos, cetonas e compostos voláteis monoaromáticos. Os maiores esforços da pesquisa aplicada vêm sendo orientados ao isolamento, à seleção e à construção de microrganismos capazes de crescer em cultura pura utilizando fontes de carbono recalcitrantes a velocidades comparáveis com as que normalmente se encontram com os comuns substratos. Por estas razões é claro que o ulterior desenvolvimento e as possíveis novas aplicações desta tecnologia dependerão da possibilidade real de utilizar estes novos micróbios em cultura pura ou consórcios selecionados nas peculiares condições presentes nos biofiltros.

Os baixos custos operativos, a simplicidade tecnológica dos biofiltros, as limitadas necessidades energéticas e a mínima produção de subprodutos fazem da biofiltração, em comparação com as outras técnicas de controle da poluição do ar, uma alternativa muito interessante do ponto de vista económico, em particular em presença de grandes volumes de gases poluídos por contaminantes facilmente biodegradáveis e presentes em baixa concentração.

10. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. LESON, G. & WINER, A. M., (1991), *J. Air Waste Manage. Assoc.*, 41, 1045-1054.
2. KAMPBELL, D. H., WILSON, J. T., READ, H. W. & STOCKSDALE, T. T., (1987), *J. Air Pollut. Control. Assoc.*, 37, 1236-1240.
3. JÄGER, B. & JAGER, J., (1978), *Müll und Abfall*, 2, 48-54.
4. THISTLETHWAYTE, D. K. B., HARDWICK, B. & GOLEB, E. E., (1973), *Chimie Ind.*, 106, 795-801.
5. HARTMANN, H., (1977), *Stuttg. Ber. Siedlungswasserwirtsch.*, 59, 3-19.
6. CERNUSCHI, S. & TORRETTA, V., (1996), *Ingegneria Ambientale*, 25, 248-264.
7. WEBER, F. J. & HARTMANS, S. In: Dragt, A. J. & van Ham, J. eds., (1992), *Biotechniques for air pollution abatement and odour control policies*, Amsterdam, Elsevier Science Publ., pp. 125-130.
8. SWANSON, W. J. & LOEHER, R. C., (1997), *J. Environ. Eng.*, 123, 538-546.
9. ALFANI, F., CANTARELLA, L., GALLIFUOCO, A. & CANTARELLA, M., (1990), *Acqua-Aria*, 10, 877-884.
10. LESON, G. & SMITH, B. J., (1997), *J. Environ. Eng.* 123, 556-563.
11. EITNER, E., (1989), *VDI-Berichte* 735, 191-214.
12. OTTENGRAF, S. P. P., MEESTERS, J. J. P., VAN DEN OEVER, A. H. C. & ROZEMA, H. R., (1986), *Bioproc. Eng.*, 1, 61-69.
13. BOHN, H. L., (1993), *86th Annual Meeting of Air & Waste Manag. Assoc.*, Denver, CO.
14. OTTENGRAF, S. P. P. In: Rehm, H. J. & Reed, G. eds., (1986), *Biotechnology*, Weinheim, VCH, Vol. 8, pp. 425-452.
15. MONOD, J., (1949), *Ann. Rev. Microbiol.*, 3, 371-394.
16. OTTENGRAF, S. P. P. & VAN DEN OEVER, A., (1986), *Biotechnol. Bioeng.* 19, 1411-1417.
17. MARSH, R., (1992), *Instn. of Chem. Engrs.*, 3, 13.1-13.14.
18. SABO, F., MOTZ, U. & FISCHER, K., (1993), *86th Annual Meeting of Air & Waste Manage. Assoc.*, Denver, CO.
19. DEVINNY, J. S. & HODGE, D. S., (1995), *J. Air Waste Manage. Assoc.*, 45, 125-131.
20. BOHN, H. L., (1992), *Chem. Eng. Progr.* 88(4), 34-40.
21. VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE, (1991), *VDI 3477*, VDI-Handbuch Reinhaltung der Luft, Band 6, pp. 1-29.
22. OTTENGRAF, S. P. P. & DIKS, R. M. M. In: Dragt, A. J. & van Ham, J. eds., (1992), *Biotechniques for air pollution abatement and odour control policies*, Amsterdam, Elsevier Science Publ., pp. 17-31.
23. DRAGT, A. J. & OTTENGRAF, S. P. P., (1987), *Conf. on Advanced Technology and Biotechnology for the Environmental Protection*, Siracusa (Itália), SIBA-ISER, pp. 243-258.
24. DESHUSSES, M. A., (1997), *J. Environ. Eng.*, 123, 563-568.
25. PESCARI, M. & PIZZIRANI, V., (1997), "Impianto biologico trattamento odori del depuratore acque reflue città di Bologna", Seminario di studio, Universidade de Pisa, Itália, 23 maio 1997.
26. TRENTINI, I. & VISMARA, R., (1998), *Biologi Italiani*, 28(1), 16-26.
27. TOGNA, A. P. & FRISH, S., (1993), *86th Annual Meeting of the Air & Waste Management Association*, Denver, CO.
28. BENEDUSI, L., CARETTA, G., COLLIVIGNARELLI, C., DACARRO, C., DEL FRATE, G. & RIGANTI, V., (1993), *Ingegneria Ambientale*, 22, 271-284.

29. ERGAS, S. J., KINNEY, K., FULLER, M. E. & SCOW, K. M., (1994), *Biotechnol. Bioeng.* 44, 1048-1054.
30. OTTENGRAF, S. P. P. & VAN DEN OEVER, A. H. C., (1983), *Biotechnol. Bioeng.*, 25, 3089-3102.
31. KOSKY, K. F. & NEFF, C. R., (1988), *NWWA/API Conf. on Petroleum Hydrocarbons and Organic Chemicals in Ground Water*, Houston, TX, 9-11 novembro 1988.
32. VAN LANGENHOVE, H., WUYTS, E. & SCHAMP, N., (1986), *Wat. Res.*, 20, 1471-1476.
33. KYEOUNG-SUK, C., MITSUYO, H. & MAKOTO, S., (1992), *Appl. Environ. Microbiol.*, 58, 1183-1189.
34. BARDTKE, D., (1990), *Biologische Abluftreinigung*, Ehningen, Alemanha, Expert Verlag, p. 1.
35. LIEBE, H. G. & HERBIG, V., (1986), *UBA Abschlussbericht II*, 1.1-50441-4/51.
36. DIKS, R. M. M. & OTTENGRAF, S. P. P., (1989), *VDI Berichte 735*, Düsseldorf, VDI Verlag, p. 7.
37. DON, J. A., (1986), *VDI Berichte 561*, Düsseldorf, VDI Verlag, pp. 63-74.
38. HIPPCHEM, B., (1985), *Mikrobiologische Untersuchungen zur Eliminierung organischer Lösungsmittel im Biofilter*, Munique, Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 94, Oldenbourg.
39. MAURER, P. G., (1979), *BMFT Forschungsbericht T*, 79-114.
40. EITNER, D., (1990), *Biologische Abluftreinigung*, Ehningen, Expert Verlag, p. 55.
41. RODHE, L., THYSELIUS, L. & BERGLUNG, U., (1988), "Biofilters for odour reduction – installation and evaluation", Jordbrukstekniska Intitutet, Uppsala, Sweden, Report N. 76 (Joint JTI/AFRC Engineering, Silsoe, translation N. 1, New Series).
42. PEARSON, C. C., PHILLIPS, V. R., GREEN, G. & SCOTFORD, I. M. In: Dragt, A. J. & van Ham, J. eds., (1992), *Biotechniques for air pollution abatement and odour control policies*, Amsterdam, Elsevier Science Publ., pp. 245-254.
43. TORRETTA, V., (1996), *Ingegneria Ambientale*, 25, 379-389.
44. BLITZ, J. L. & ELVIDGE, A. F., (1992), *Environmental Protection Bulletin*, 16, 3-6.