

BIOFILTRO PARA O TRATAMENTO DE EFLUENTES GASOSOS - TÓPICOS SOBRE OS MECANISMOS ENVOLVIDOS NO PROCESSO

Data de aceite: 02/06/2023

Ana Carolina Godoy Albino

Universidade Federal de São Carlos
(UFSCAR),
[<http://lattes.cnpq.br/3522829401807692>];

Luanna de Oliveira Milantoni

Universidade Federal de São Carlos
(UFSCAR),
[<http://lattes.cnpq.br/2559421121715331>];

Vinicius Rainer Boniolo

Universidade Federal de São Carlos
(UFSCAR),
[<http://lattes.cnpq.br/8757447264574231>];

Alberto Luciano Carmassi

Universidade Federal de São Carlos
(UFSCAR),
[<http://lattes.cnpq.br/1112710223194882>];

Giuliana Rondineli Carmassi

Universidade Federal de São Carlos
(UFSCAR),
[<http://lattes.cnpq.br/1483021311370862>];

Gabrielle Maria Camargo Soldera

Universidade Tecnológica Federal do
Paraná (UTFPR),
[<http://lattes.cnpq.br/5478646115561757>]

Jorge Luis Rodrigues Pantoja Filho

Universidade Federal de São Carlos
(UFSCAR),
[<http://lattes.cnpq.br/7139425471960071>];

RESUMO: A poluição do ar é a introdução de substâncias que causam danos ou desconforto aos seres humanos ou outros organismos vivos, ou poluem o ambiente natural na atmosfera. Então, como controlar a poluição do ar? Muitas tecnologias têm sido aplicadas em todo o mundo, no entanto grande parcela destas apresentam custos elevados e geram poluentes secundários. Pretende-se discutir os mecanismos envolvidos nos processos dinâmicos de uma tecnologia considerada ainda emergente para remover compostos tóxicos das emissões atmosféricas: o biofiltro. A biofiltração é um processo que utiliza microrganismos imobilizados em um leito fixo poroso. No que concerne aos mecanismos envolvidos no processo, basicamente o fluxo de gás contaminado passa pelo leito filtrante, que por sua vez absorve os poluentes biodegradáveis, para que, em uma última etapa, os microrganismos o converta em compostos menos poluentes. Em geral, os biofiltros são fáceis de instalar, podem ser operados continuamente e não requerem muita manutenção. Por estas razões, eles têm sido profundamente estudados e aprimorados em todo o mundo.

PALAVRAS-CHAVE: Poluição do Ar; Tratamento de Emissões Gasosas;

BIOFILTER FOR THE TREATMENT OF ATMOSPHERIC EMISSIONS - TOPICS ON THE MECHANISMS INVOLVED IN THE PROCESS

ABSTRACT: Air pollution is the introduction of substances that cause harm or discomfort to humans or other living organisms, or pollute the natural environment in the atmosphere. So, how to control air pollution? Many technologies have been applied worldwide, however, a significant portion of these have high costs and generate secondary pollutants. This article aims to discuss the mechanisms involved in the dynamic processes of an emerging technology for removing toxic compounds from atmospheric emissions: the biofilter. Biofiltration is a process that uses microorganisms immobilized in a fixed porous bed. As for the mechanisms involved in the process, the contaminated gas flow passes through the filtering bed, which in turn absorbs the biodegradable pollutants so that in a final step, microorganisms convert them into less polluting compounds. In general, biofilters are easy to install, can be operated continuously, and do not require much maintenance. For these reasons, they have been extensively studied and improved worldwide.

KEYWORDS: Air Pollution; Treatment of Gaseous Emissions; Biological Technologies; Biofilter

1 | INTRODUÇÃO

A biofiltração é um processo complexo de eliminação de uma parcela quantitativa de poluentes gasosos que ocorre através da combinação de diferentes mecanismos, sendo processos físico-químicos e biológicos, que incluem transferência de massa e reações químicas que, por sua vez, são influenciados pela fluidodinâmica do fluxo gasoso que atravessa o reator (CONVERTI; ZILLI, 1999).

Os princípios que regem a biofiltração são semelhantes aos processos comuns em biofilmes. De maneira geral, três etapas ocorrem no leito do biofiltro (ARAÚJO, 2014). O contaminante na fase gasosa é solubilizado e transferido para um biofilme aderido à superfície de um material de enchimento (orgânico ou inorgânico), deste modo ele atravessa a interface entre o fluxo gasoso e o biofilme aquoso que circunda o meio sólido. (SILVA, CARVALHO, LOPES E ANDRADE, 2017).

O contaminante é transferido através do biofilme, atingindo o meio aclimatado com microrganismos, onde ocorre a conversão dos contaminantes em produtos, sendo estes, biomassa, CO_2 e H_2O , obrigatoriamente, além de outros produtos dependendo do gás contaminante (CARMELA, 2010). O fenômeno de transferência de massa preponderante é a difusão, embora haja outros mecanismos como a convecção, no entanto, ele é geralmente negligenciado por ser quantitativamente desprezível. (BEZERRA, 2022).

A mesma corrente gasosa que atinge o biofilme, conduz o CO_2 , produtos e calor emitido das reações bioquímicas ocorridas no leito. A Figura 1 elucida o funcionamento de um biofiltro e as etapas anteriormente descritas e a figura 2, apresenta, de maneira

ampliada, as partículas do material suporte, e os principais mecanismos físico-químicos envolvidos no processo de biofiltração.

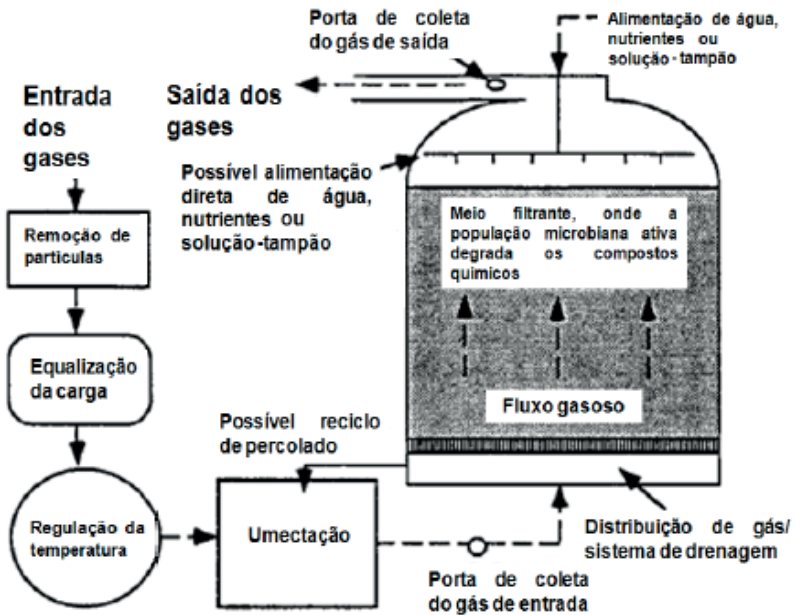


Figura 1 - Esquema geral de um sistema de biofiltração

Fonte: Swanson; Loehr, 1997.

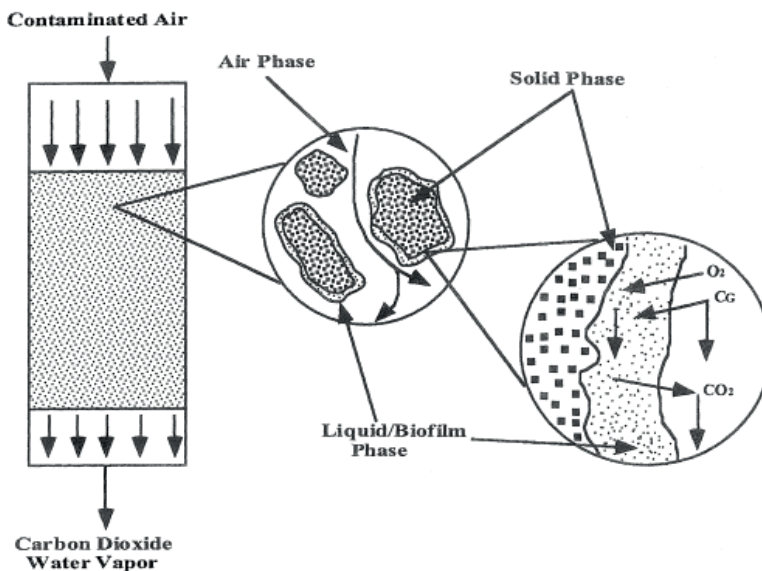


Figura 2 - Ampliação das partículas do material suporte, e os principais mecanismos físico-químicos envolvidos

Fonte: Deviny *et al*, 1998 (Adaptado).

2 I FUNDAMENTOS DE TRANSFERÊNCIA DE MASSA E SOLUBILIDADE

Transferência de massa. A transferência de massa é o processo de transporte onde existe a migração de uma ou mais espécies químicas em um dado meio, podendo esse ser sólido, líquido ou gasoso. No sentido lato pode ser entendida como o movimento espacial da matéria, sendo que o transporte de componentes se dá de uma região de alta concentração para outra de baixa concentração. Este processo tem como base a segunda lei da termodinâmica ($dS \geq 0$), em que, haverá fluxo de matéria de uma região de maior a outra de menor concentração de uma determinada espécie química. Na transferência de massa há diversas contribuições, mas as mais urgentes seriam:(SCHULZ, 2003).

- *Contribuição difusiva:* transporte de matéria devido às interações moleculares,
- *Contribuição convectiva:* auxílio ao transporte de matéria como consequência do movimento do meio.

Dentro deste contexto, a transferência de gás no interior de um biofiltro consiste na primeira etapa do tratamento do efluente gasoso. Nessa etapa ocorre a transferência do contaminante no fluxo de ar para a fase líquida, principalmente através dos processos de difusão, até que seja atingido o equilíbrio entre as fases (AMATUZI, 1999).

O transporte de massa pode ocorrer por advecção. Nele, ocorrem movimentos descritos pela velocidade das partículas do fluido, considerando que todas se movem com a mesma velocidade (SILVA, 2013).

Outro fenômeno de transferência de massa que ocorre na biofiltração é a convecção, que é resultante dos dois processos citados anteriormente. Este processo depende das propriedades de transporte e das especificidades de cada fluido. Nele ocorre a movimentação do fluxo gasoso causado pela diferença de densidade, decorrente das variações de concentração ou temperatura (LUPORINI, 2005).

No processo de biofiltração o mecanismo de transferência de massa preponderante é o de *difusão*, o que pode ser representado fisicamente e descrito matematicamente pela Lei de Fick.

Para expressar matematicamente o contexto apresentado na Figura 4, utiliza-se a Lei de Fick, que considera a variação de concentração e massa no eixo x. Esta equação (1) parte do princípio de que o fluxo de massa é proporcional ao gradiente de concentração (SCHULZ, 2003).

$$m' = -D \frac{dC}{dx} \quad (1)$$

Em que, m' : fluxo de difusão ($\text{mol.m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$); D: coeficiente de difusão ou difusividade ($\text{m}^2.\text{s}^{-1}$); C: concentração do poluente (mol.m^{-3}); x: eixo x (horizontal) (m); $\frac{dC}{dx}$; variação da concentração do poluente em relação ao eixo x.

Do ponto de vista conceitual, diz-se que m' exprime de que dimensão é a quantidade

de substância por unidade de área por unidade de tempo. Em outras palavras, mede a quantidade de substância que vai fluir através de uma unidade de área durante o intervalo de tempo da unidade; D é o coeficiente de ajuste tendo sua dimensão em área por unidade de tempo; C é a concentração do poluente e x posição, a dimensão de comprimento.

A transferência de massa é uma função das propriedades físico-químicas do poluente, das propriedades do material suporte (viscosidade, sais e conteúdo orgânico), e das características internas do reator (o comportamento fluidodinâmico, velocidade do líquido, pH e temperatura).

Solubilidade. Um mecanismo muito importante para o efetivo funcionamento dos processos dependentes no processo de biofiltração é a solubilidade do gás contaminante a ser removido na fase líquida contida no interior do sistema.

A solubilidade pode ser definida como a quantidade máxima que uma substância pode se dissolver em um solvente (BRAGA, 2020). A solubilidade é expressa no fenômeno qualitativo do processo (dissolução), além de se expressar quantitativamente a concentração das soluções (MANNING, 1995). A solubilidade de uma substância depende da natureza do soluto e do solvente, assim como da temperatura e da pressão às quais o sistema é submetido, portanto, a solubilidade é a tendência do sistema em alcançar o valor máximo de entropia (MARTINS; LOPES; ANDRADE, 2013).

Os gases, em geral, são pouco solúveis em líquidos. Existem, porém, dois fatores que alteram sua solubilidade: a pressão e a temperatura. A influência da pressão sobre um líquido pode ser enunciada pela Lei de Henry.

Com relação especificamente ao pH e temperatura, sabe-se que esses parâmetros ambientais são muito importantes devido a sua relação com a solubilidade (capacidade de um soluto ser dissolvido por outro) e conseqüentemente com a Lei de Henry. Ressalta-se também que, quanto menor for a temperatura maior será a solubilidade do gás (SIQUEIRA, 2011).

3 | ASPECTOS CONCEITUAIS BÁSICOS SOBRE A ASSOCIAÇÃO DA TRANSFERÊNCIA DE MASSA, SOLUBILIDADE (LEI DE HENRY) E A CINÉTICA PARA MODELAGEM MATEMÁTICA

Existem diferentes maneiras para representar os diferentes fenômenos de transferência de massa que ocorrem no interior de um biofiltro. Podemos encontrar na literatura modelos mais simplificados e sofisticados. Embora os modelos estejam assentados sobre a mesma base conceitual eles podem diferir em algumas considerações como, por exemplo, o volume de controle para a análise. A primeira proposição de modelo para biofiltro surgiu com Ottengraf, em 1983 (Figura 3).

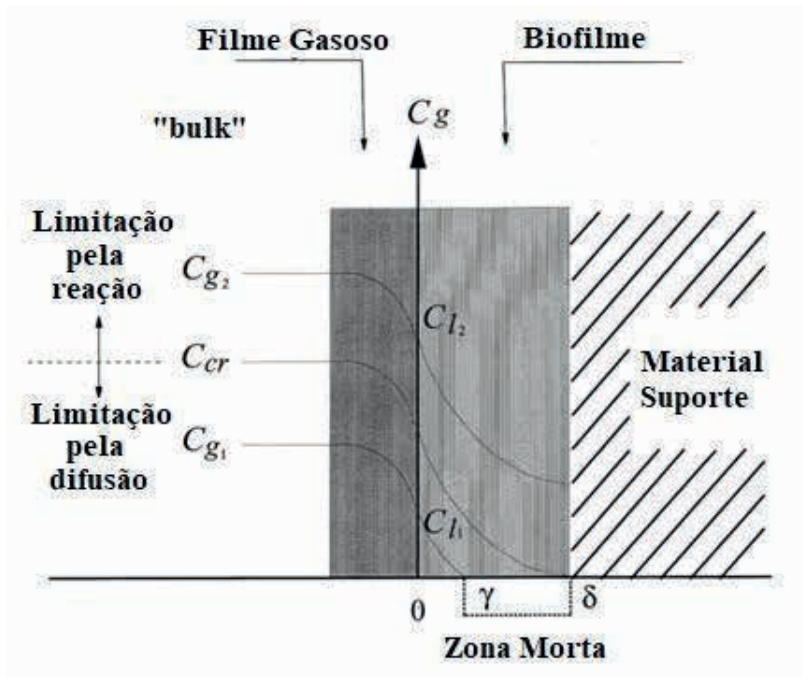


Figura 3 - Modelo de eliminação de poluentes no biofiltro.

Fonte: Adaptado de Ottengraf, 1983.

Os microrganismos vivem em uma camada úmida (biofilme), a qual rodeia a partícula do material suporte (orgânico ou inorgânico) no leito do biofiltro. A espessura do biofilme é pequena quando comparada com o tamanho da partícula. A biodegradação pelos microrganismos cria um gradiente de concentração do gás poluente dentro do biofilme (C_l), o qual promove a difusão do poluente tanto da fase gasosa para o biofilme (C_g) quanto dentro do biofilme (C_l). A degradação do poluente gasoso ocorre dentro do biofilme e, portanto, a taxa de eliminação do composto na fase gasosa depende tanto da difusão da fase gás para o biofilme (transferência de massa) quanto da taxa de degradação dentro do biofilme (cinética) (WU *et al*, 1998).

A fim de desenvolver uma compreensão fundamental da eliminação de poluentes gasosos no biofiltro, é importante entender tanto a micro cinética da reação de eliminação biológica ocorrendo no biofilme quanto a macro cinética da eliminação geral no biofiltro. Um modelo micro cinético que descreve a biodegradação de poluentes gasosos em culturas foi desenvolvido por Ottengraf (1983) o qual é baseado na hipótese de que a concentração de substrato nas fases gasosa e líquida está sempre em equilíbrio na fase limite e é descrita pela Lei de Henry enquanto o fluxo da fase gasosa através do biofiltro é do tipo pistonado. Maiores detalhes sobre a matemática envolvida no modelo de Ottengraf, dentre outros, será discutida em publicação futura.

• Fase líquida

A água é uma fonte vida, em uma simples gota podemos encontrar incontáveis substâncias orgânicas e microrganismos. Estes microrganismos dependem desta fonte para sua sobrevivência, como para realizar seu metabolismo e sua multiplicação (OTSUKA *et al*, 2016).

No biofiltro, em sua fase líquida, há uma camada laminar de água que funciona como um fator limitante e diminui a velocidade de transferência, seguida de uma fase de mistura. Contudo, em biofiltros não há fase turbulenta, pois, a água está substancialmente estacionária e em um biofilme saturado, em que um conjunto de microrganismos e partículas ligados à superfície suporte estão embebidos na lâmina de água. Isso faz com que o movimento da água seja sempre laminar e, conseqüentemente, a difusão é o mecanismo de deslocamento do contaminante prevalente (ALVES, 2005).

Aqui é importante fazer uma ressalva: considera-se realmente que a água está em estado estacionário, no entanto o fluxo gasoso pode ou não escoar sob condições de turbulência, sendo necessário determinar o número de Reynolds para avaliar o grau de turbulência do escoamento gasoso (AZEVEDO NETTO, 1998).

A principal diferença entre um biofiltro e um biopercolador encontra-se na fase líquida. No biopercolador, esta fase é móvel, sendo possível ver a movimentação da água a olho nu, sendo a umidade quase sempre equivalente a 100%. Já no biofiltro, por essa fase ser estacionária, tendo a função apenas de umedecer o material suporte, não é possível visualizar a água a olho nu, sendo a umidade ideal geralmente mantida na faixa entre 40 e 60% (BRANDT, 2016).

Como técnicas de umidificação dos biofiltros, cita-se: a) sistema de aspersor ou neblina; que operam através da pressão fazendo o lançamento do jato de água, b) torre de umidificação; na qual o ar é comprimido em torres de água e umidificado até o seu ponto de saturação, c) gotejadores; tubos ou mangueiras com um pequeno diâmetro distribuem da água através de pequenos orifícios feitos em suas paredes.

4 | DINÂMICA FÍSICO-QUÍMICA DO FLUXO CONTAMINANTE NO BIOFILME

A transferência de contaminantes do ar para a água e sólidos em um biofiltro é fundamental, basilar. As moléculas do contaminante podem ser dissolvidas no líquido, quanto adsorvidas na superfície do meio filtrante; adsorvidas nos poros mais profundos do meio; absorvidas pela matéria orgânica do meio ou adsorvidas na superfície da biomassa e do biofilme, de modo que para contaminantes com elevada solubilidade em água a dissolução será dominante e o volume da fase aquosa influenciará na quantidade transferida do ar, enquanto para contaminantes hidrofóbicos, predomina a adsorção na superfície do meio e na matéria orgânica (SIQUEIRA, 2011).

Conforme supracitado os processos físico-químicos preponderantes na dinâmica tanto externa quanto interna do biofilme podem ser classificados das seguintes maneiras: dissolução, absorção e adsorção. Nos subtópicos a seguir, serão abordados de maneira geral tais processos, os quais estão apresentados na Figura 4.

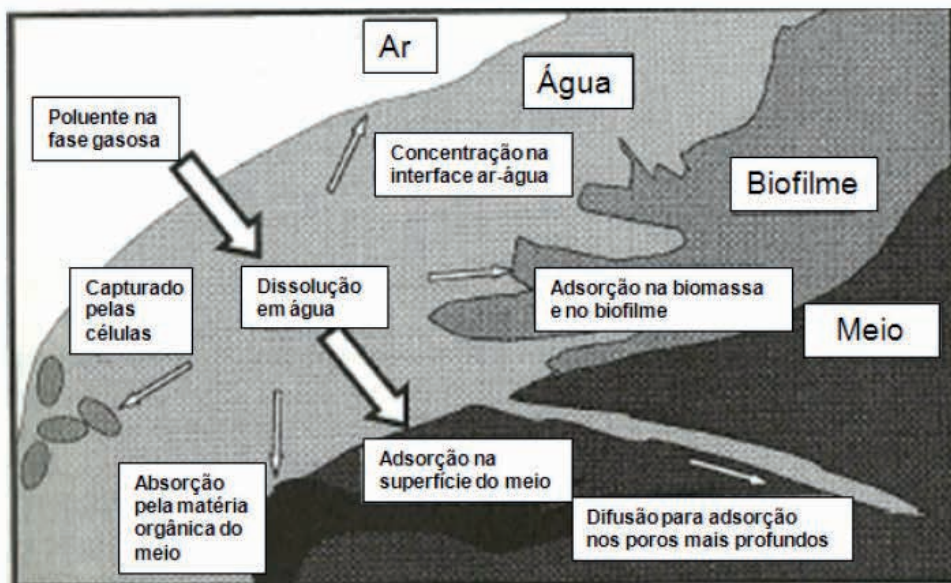


Figura 4 - Dinâmica geral de transferência no meio filtrante

Fonte: Siqueira, 2011 *apud* Deviny *et al*, 1999.

O local de ocorrência do processo de adsorção é, principalmente, na superfície do material suporte e no seu interior. Estes locais variam de acordo com a porosidade do meio, visto que um material mais poroso permite maior adsorção no seu interior e um material menos poroso permite uma maior adsorção na superfície. Considerando uma operação de longo prazo, pode-se dizer que a adsorção é irrelevante quando comparada com a efetiva remoção biológica, pois diversos estudos constataram que a adsorção foi preponderante por somente algumas horas após a partida do biofiltro (BELLI FILHO *et al.*, 2001; KOHL; NIELSEN, 1997; STUETZ; FRECHEN, 2001; BRANDT *et al.*, 2021).

Por outro lado, a dissolução de gás em líquido é fundamental para o bom funcionamento do biofiltro, sendo considerada a primeira etapa do processo como um todo. Em outras palavras, se não houver dissolução, ou seja, a passagem do gás para a fase líquida, o tratamento será inefetivo.

• Adsorção

A adsorção é um processo de transferência de massa no qual os fluidos ou gases

se concentram na superfície dos sólidos, possibilitando a separação dos componentes (NASCIMENTO *et al*, 2020).

O processo de adsorção consiste no transporte de uma determinada molécula da fase gasosa para uma fase sólida, que ocorre de modo instantâneo e com pouca utilização de energia. Diferentes materiais porosos podem ser utilizados para a realização da adsorção, sendo o mais comum o carvão ativado (CHERNICHARO, 1997; SILVA, 2008).

Alguns fatores como o tipo de concentração de contaminantes, temperatura, pressão, tipo de adsorvente e umidade relativa influenciam a adsorção. A eficiência deste processo aumenta-se de modo proporcional com a pressão, com o peso molecular dos componentes odorantes, com a concentração do gás e com o ponto de ebulição. Porém, a umidade relativa elevada reduz potencialmente a eficiência na adsorção de substâncias com ponto de ebulição reduzido e de baixo peso molecular (SILVA, 2003).

Há dois modelos de equações comumente utilizados para descrever a adsorção: o modelo de Freundlich e o modelo de Langmuir. O modelo de Freundlich, descrito pela equação 2, pressupõe que não há limite teórico para a adsorção e o aumento da concentração da fase líquida resulta no aumento da quantidade de contaminantes adsorvidos (FREUNDLICH, 1906):

$$q = K_f C_e^{\frac{1}{n}} \quad (2)$$

Onde: q_e : Concentração do contaminante adsorvido (mg.g^{-1}); K_f constante da capacidade de adsorção de Freundlich (unidade); C_e concentração de equilíbrio na fase líquida (mg.L^{-1}); $\frac{1}{n}$: constante relacionada à heterogeneidade da superfície.

O modelo de Langmuir, por sua vez, assume que a adsorção ocorre em locais específicos e pode ser calculada considerando o equilíbrio químico entre as concentrações dissolvidas e adsorvidas em um número limite de locais, como mostra a equação 3 a seguir (LANGMUIR, 1916):

$$C_{ads} = \frac{C_{max} C_L}{K_L + C_L} \quad (3)$$

Onde: C_{ads} : Concentração do contaminante adsorvido; C_{max} : Concentração máxima quando todos os locais estão ocupados; C_L : Concentração na fase líquida; K_L : Constante de adsorção de Langmuir.

Nesse modelo, valores de C_L pequenos indicam que há muitos dos locais de adsorção sem ser ocupados, assim a adsorção não é limitada pelo número total de locais e a relação de Langmuir se aproxima da de Freundlich linear (quando $n = 1$). Já quando C_L é muito alto, essencialmente todos os locais de adsorção serão ocupados, e a quantidade adsorvida será uma constante independente da concentração.

De acordo com Rocha (2007), a capacidade de adsorção do meio em um biofiltro é, em muitos casos, uma função da concentração de contaminante no ar. Desse modo,

o aumento da concentração de ar fará com que mais contaminantes sejam adsorvidos, enquanto uma queda para uma concentração menor fará com que seja liberado.

Entretanto, a adsorção e a dessorção não ocorrem de forma imediata, de modo que em alguns casos, esses processos podem ser muito rápidos, fazendo com que os sistemas estejam sempre próximos do equilíbrio, e as relações de Freundlich ou Langmuir sejam satisfeitas, enquanto em outros, a adsorção e a dessorção podem ser bastante lentas. As taxas de degradação dos contaminantes adsorvidos podem ser limitadas pelas taxas de dessorção (NASCIMENTO *et al*, 2020).

Nas tabelas 1 e 2, a seguir estão apresentados alguns resultados experimentais de ensaio de adsorção em biofiltros com diferentes materiais suporte em condições abióticas.

Composto	Tempo para Saturação	Concentração de Entrada	Material Suporte	Referência
H ₂ S	<1 hora	270 ppm	Espuma de Poliuretano	Rocha (2007)
H ₂ S	<2 horas	209 ppm	Espuma de Poliuretano	Pantoja Filho (2008)
	<1 hora	209 ppm	Fibra de coco	
	<2 horas	230 ppm	Bagaço de cana	

Tabela 1 - Resultados experimentais de ensaio de adsorção em biofiltros.

Taxas de adsorção lentas fazem com que a quantidade de contaminantes retidos possa ser diferente da capacidade de adsorção. Desse modo, como a capacidade de adsorção varia com a concentração, uma mudança rápida na concentração de contaminantes pode deixar as quantidades de retenção médias acima ou abaixo da capacidade de adsorção de equilíbrio, e a dessorção e adsorção ocorrerão. Ademais as taxas de adsorção também variam com o tempo de residência do leite vazio (ROCHA, 2007; PANTOJA FILHO 2008).

Material Suporte	Parâmetros de isoterma de Langmuir			Parâmetros de isoterma de Freundlich		
	C _{ads} (mg NH ₃ /g material seco)	K _L m ³ /mg NH ₃	r ²	K _f (mg NH ₃) ¹⁻ⁿ . (m ³).n/ Material seco	n adimensional	r ²
Composto	1,22	0,0039	0,99	-	-	-
Fibra de coco	1,06	0,0121	0,92	0,0994	0,3688	0,98
Lasca de madeira	11,4	0,0013	0,85	0,0631	0,6718	0,86
Poda	1,81	0,0011	0,98	-	-	-
Turfa	1,59	0,0027	0,99	-	-	-

Tabela 2- Valores dos parâmetros das isotermas considerando diferentes materiais suportes no tratamento da amônia em biofiltros.

Fonte: Adaptado de Pagans; Font; Sánchez, 2007.

A adsorção de amônia dos cinco materiais orgânicos testados pode ser modelada por Langmuir ou Freundlich. A capacidade máxima de adsorção dos materiais varia de 1,06 a 1,81 mg NH₃/g de meio seco para as concentrações típicas de amônia encontradas em estações de tratamento de resíduos (de 0 a 800 mg/m³ de NH₃). Há uma falta importante de dados experimentais de biofiltros em grande escala. O amoniômetro desenvolvido neste trabalho pode ser útil para o projeto e operação de biofiltros (PAGANS, FONT e SÁNCHEZ, 2007).

• Absorção

No equilíbrio, a divisão entre a concentração do contaminante no ar e na água é descrita pela Lei de Henry, de modo que a concentração na fase gasosa será diretamente proporcional a concentração na fase líquida multiplicada pela constante de Henry, como demonstrado na equação 4 (SILVA FILHO, 2013).

$$P = C \cdot H \quad (4)$$

Onde: P: Pressão parcial (mol.L⁻¹); C: Concentração do soluto na fase líquida (mol.L⁻¹); H: Constante de Henry (adimensional).

A constante de Henry depende das características dos poluentes, nota-se que quanto maior a solubilidade da substância, maior será o valor da constante (SIQUEIRA, 2011).

A título de demonstração experimental, Pagans, Font e Sánchez (2007) realizaram experimentos para determinação do coeficiente de Henry considerando 5 materiais suportes diferentes no tratamento do gás amônia em biofiltro. Os resultados estão apresentados na Tabela 3.

Material Suporte	Capacidade de Campo (saturação) (%)	Coeficiente de Henry (Adimensional ¹)	r ²
Composto	61,0	2885	0,99
Fibra de coco	88,1	2903	0,96
Lasca de madeira	67,8	15320	0,94
Poda	69,0	3923	0,82
Turfa	79,6	1866	0,99

Tabela 3 - Resumo dos resultados obtidos nos experimentos de absorção em biofiltro tratando amônia.

Fonte: Adaptado de Pagans; Font; Sánchez, 2007.

Pode ser observado que há diferenças significativas nos coeficientes de Henry para os 5 materiais testados. Estes resultados estão em contradição com as considerações teóricas porque, termodinamicamente, ambas as fases (ar e água) e o gás poluente (amônia)

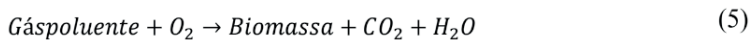
¹ Na capacidade de campo

são os mesmos, sendo assim o coeficiente de Henry deveria depender da temperatura somente. Embora a razão para tal caso não esteja clara pode-se supor que a água em um material orgânico está presente na forma de biofilme, ou seja, a capacidade de absorção e o coeficiente de Henry podem ser alterados de acordo com a composição química do biofilme, o qual pode conter materiais orgânicos solúveis e insolúveis. Ademais, pode-se concluir que a capacidade de absorção depende muito provavelmente da composição química específica do biofilme em materiais orgânicos utilizados na biofiltração (PAGANS; FONT; SÁNCHEZ, 2007).

5 | DINÂMICA BIOLÓGICA DO FLUXO CONTAMINANTE NO BIOFILME

Os contaminantes transferidos através da interface gás-líquido são utilizados como fonte de carbono e energia pelos microrganismos no leito. No processo de transferência contínua, uma vez que os gases poluentes são difundidos ao longo da estrutura do biofiltro de modo lento, ocorre a degradação aeróbia através dos microrganismos. Esse processo de decomposição tem como característica a formação de subprodutos metabólicos, dentre eles o dióxido de carbono e água (PANTOJA, 2008).

Os microrganismos utilizam oxigênio como receptor de elétrons, produzindo basicamente biomassa, gás carbônico e água, reação descrita pela equação geral 5.



Ressalta-se que a reação descrita na equação geral 6, leva em consideração que o gás poluente é um COV. No entanto, obviamente o produto da reação dependerá do gás a ser tratado, por exemplo, se o gás poluente for o sulfeto de hidrogênio (H_2S), os produtos não serão os mesmos apresentados na referida equação. De qualquer maneira, tal equação é muito utilizada na literatura para descrever de maneira geral a conversão de um gás poluente em produtos menos agressivos ao meio ambiente e a saúde humana.

Os processos de metabolismo em geral, como citado na equação 6, podem ser aeróbios ou anaeróbios, mas a maioria dos processos de biofiltração são aeróbios, empregando bactérias autotrófica e heterotróficas, ou seja, microrganismos que realizam a quimiossíntese e que consomem matéria orgânica, respectivamente. No caso dos microrganismos heterotróficos, a matéria orgânica é consumida constitui o doador de elétrons na bio-oxidação e sua degradação fornece energia para a síntese de um novo material celular (SILVA, 2008). Cabe ressaltar que em outros casos, como na degradação de compostos de sulfeto de hidrogênio (H_2S) são usualmente empregadas microrganismos autotróficos (PANTOJA FILHO, 2008).

No processo de biofiltração são utilizados basicamente dois tipos de microrganismos: bactérias e fungos. As bactérias se reproduzem através da fissão binária e os fungos podem se reproduzir por brotamento ou por um modo sexual, com a presença de esporos (ROSA, 1995). A taxa de crescimento, entretanto, depende de diversos fatores como da

disponibilidade do substrato, temperatura, presença de substâncias tóxicas ou inibitórias e do pH. Ademais, a biomassa requer nutrientes para o crescimento e manutenção das células (POLL, 2018).

A biomassa pode ser constituída por uma única espécie ou por um consórcio microbiano e pode ser fornecida ao sistema por um inóculo específico (SILVA, 2008). Em alguns casos, utiliza-se uma única espécie, pois teoricamente dessa forma, haveria maior eficiência de remoção do poluente, uma vez que a degradação seria direcionada. Contudo, também se observa menor estabilidade nas variações nas cargas afluentes, na temperatura e pH. Sendo assim, para plantas em grande escala, um consórcio microbiano é preferível, uma vez que existe uma maior amplitude de tolerância sobre os parâmetros necessários para a operação.

Por conseguinte, ressalta-se que, em biofiltros, o crescimento dos microrganismos é de grande importância, no entanto um aumento excessivo na população microbiana pode reduzir sua eficiência. Isso ocorre pois, dessa forma, a espessura do biofilme aumenta reduzindo a área da seção transversal, o que causa entupimento, fluxos secundários e geração de maior queda de pressão (ROCHA, 2007).

Com relação à modelagem física do biofilme, duas abordagens podem ser destacadas, sendo eles a limitação devida à reação e a limitação devida à difusão.

O processo limita-se pela reação acima da chamada concentração crítica (C_{crit}) do poluente do gás em questão (figura 5, caso a). Nos casos em que não há limitações devido à difusão, o biofilme úmido é completamente ativo, ou seja, o biofiltro está funcionando na sua capacidade máxima e o tratamento do poluente é limitado pela reação (figura 5, caso a). Nos casos de baixa concentração crítica, é a difusão quem se torna o problema e a limitante do processo, em que a velocidade de difusão se torna potencialmente superável pela velocidade de reação (figura 6, caso b). Neste arranjo, a espessura do estrato é maior que a capacidade de penetração do gás, e o biofilme não é considerado completamente ativo (figura 5, caso b) (CONVERTI e ZILLI, 1999).

De acordo com a Figura 5, uma vez que o eixo y do gráfico representa a concentração do gás poluente, quando sua concentração é baixa o processo tende a limitar-se pela difusão, uma vez que não há quantidade suficiente para a eficiência necessária no processo. Quando esta concentração é aumentada, o processo de difusão é conseqüentemente mais eficaz, fazendo com que a limitação seja exclusivamente devida a reação.

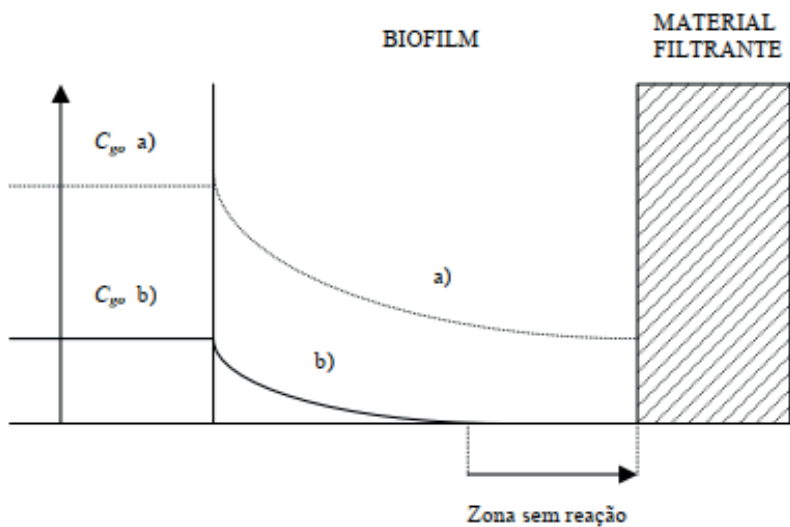


Figura 5 - Modelo biofísico de penetração do substrato.

Fonte: SILVA, 2008.

Em escala macro, ou seja, levando em consideração o biofiltro como um todo, a questão da limitação por reação ou difusão também pode ser avaliada pelo gráfico da capacidade de eliminação, sendo observada a eficiência na remoção dos compostos poluentes ao longo do tempo, até chegar na sua capacidade máxima ou crítica. Na prática operacional industrial, o gráfico da figura 8, é a mais utilizada para compreender as possíveis limitações do biofiltro, devido a facilidade na obtenção e interpretação dos dados, uma vez que, basta o operador possuir as concentrações de entrada e saída do biofiltro.

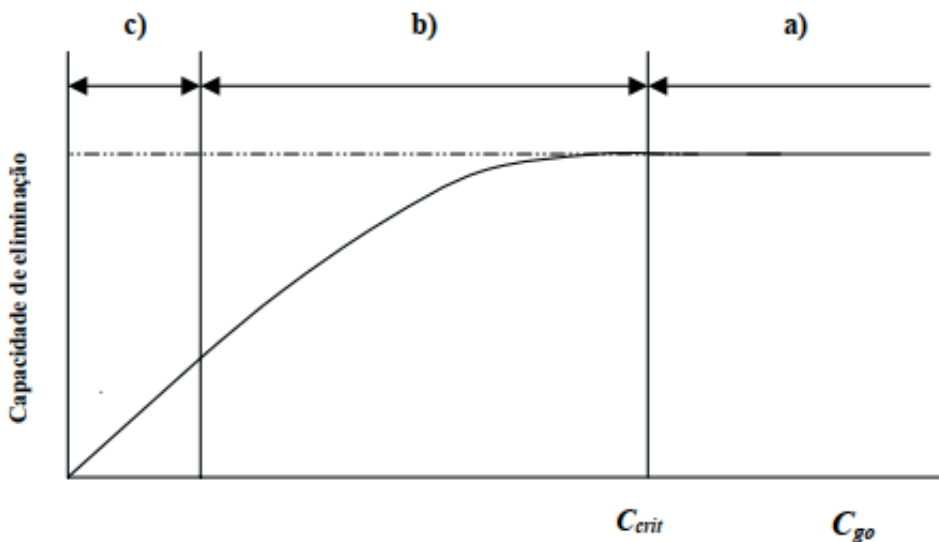


Figura 6 - Dependência da capacidade de eliminação de um biofiltro da concentração do poluente no gás afluente. a) Limitação devida à reação; b) Limitação devida à difusão; c) Conversão total.

Fonte: CONVERTI e ZILLI, 1999.

Por fim, observa-se que na figura 5 não é simples de se obter, uma vez que é necessário o emprego de ferramentas e equipamentos avançados e específicos para a obtenção de dados, que nem sempre estarão disponíveis para serem utilizados, tornando o gráfico de capacidade de eliminação do poluente mais fácil de se obter (figura 6).

6 | ERAÇÃO DE PRODUTOS

Os contaminantes que entram no biofiltro devem ser convertidos em CO_2 , H_2O e outros produtos, como nitratos e sulfatos, que dependem do poluente presente no processo (NOGUEIRA, 2013). A Tabela 4 mostra as principais reações de biodegradação de efluentes gasosos usualmente tratados no processo de biofiltração. Essa conversão pode ser realizada por um único tipo (espécie) de microrganismo, de modo que, em alguns casos específicos, uma única espécie pode conceder maior eficiência de remoção, mas também possui menor estabilidade quanto às variações na carga orgânica, na temperatura e pH (PANTOJA, 2008).

Tipo	Substrato	Reações Gerais
Orgânicos	Metano	$\text{CH}_4 + 2\text{O}_2 \rightarrow \text{CO}_2 + 2\text{H}_2\text{O}$
	Butanol	$\text{C}_4\text{H}_{10}\text{O} + 6\text{O}_2 \rightarrow 4\text{CO}_2 + 5\text{H}_2\text{O}$
	Diclorometano	$\text{CH}_2\text{Cl}_2 + \text{O}_2 \rightarrow \text{CO}_2 + 2\text{H}^+ + 2\text{Cl}^-$
	Acetona	$\text{C}_3\text{H}_6\text{O} + 4\text{O}_2 \rightarrow 3\text{CO}_2 + 3\text{H}_2\text{O}$
	Benzeno	$\text{C}_6\text{H}_6 + 15/2\text{O}_2 \rightarrow 6\text{CO}_2 + 3\text{H}_2\text{O}$
	Tolueno	$\text{C}_7\text{H}_8 + 9\text{O}_2 \rightarrow 7\text{CO}_2 + 4\text{H}_2\text{O}$
	Xileno	$\text{C}_8\text{H}_{12} + 11\text{O}_2 \rightarrow 8\text{CO}_2 + 6\text{H}_2\text{O}$
Inorgânicos	Amônia	$\text{NH}_4^+ + 2\text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^- + \text{H}_2\text{O} + 2\text{H}^+$
	Gás Sulfídrico	$\text{H}_2\text{S} + 2\text{O}_2 \rightarrow \text{SO}_4^{2-} + 2\text{H}^+$

Tabela 4 - Principais reações de biodegradação de efluentes gasosos

Fonte: Próprios Autores, 2023.

No caso de contaminantes mais complexos e difíceis de degradar e para estruturas em grande escala pode ocorrer a conversão em produtos secundários, sendo necessárias mais de uma transformação por espécies de microrganismos diferentes, formando assim um consórcio. Nesses casos, é necessário atentar-se à presença de compostos intermediários com elevada pressão de vapor que podem escapar do biofiltro se este não for devidamente operado (DEVINNY *et al*, 1998).

No caso dos COVs, parte do carbono contido no contaminante será incorporado na biomassa e esta será degradada à medida que os organismos morrem e são consumidos pelos demais microrganismos. As reservas dos produtos de transformação são adsorvidas no meio ou dissolvidas na água. No estado estacionário, entretanto, não há crescimento nem declínio da biomassa (ALVES, 2005).

Manter o estado estacionário de biomassa é particularmente importante, pois se houver crescimento continuamente, o biofiltro irá entupir. Em alguns casos, é possível limitar o crescimento da biomassa mantendo a concentração de nutrientes baixa. No entanto, principalmente em sistemas que tratam concentrações elevadas de compostos, é esperado um crescimento significativo da biomassa e, assim, deve-se utilizar outros meios para controlar a queda de pressão através do leito, como por exemplo fazer a mistura do meio de tempos em tempos (PERON; MATSUMOTO, 2004).

Em biofiltros não há criação ou destruição de compostos químicos, há apenas transformação. Sendo assim, pode-se fazer um balanço de massa com relação a quantidade de carbono (e quaisquer outros poluentes), de modo que a quantidade que entra no biofiltro deve ser igual à quantidade que sai mais a quantidade acumulada. Esse

balanço fornece os meios para uma medição relativamente rápida e precisa do acúmulo de biomassa e para testes de bancada usados para determinar se um biofiltro será eficaz para um determinado efluente, representando a real viabilidade de utilização de tal método de tratamento (ALVES, 2005).

Em uma transformação de várias etapas, a determinação de um estado estacionário requer que cada uma das transformações esteja ocorrendo na mesma taxa, ou seja, na mesma variação. Se a entrada exceder a saída de qualquer reservatório, a concentração desse composto aumentará e causará problemas como acúmulo de biomassa ou interferência no pH e no metabolismo dos microrganismos (DEVINNY *et al*, 1998).

Em alguns casos pode ser mais vantajoso provocar o processo de *input* para forçar o sistema a produzir um determinado composto intermediário de interesse econômico. Por exemplo, no processo metabólico de oxidação do sulfeto a sulfato existe um estágio intermediário, do qual produz o enxofre em sua forma elementar (S⁰), em que, comercialmente e economicamente é visto como um intermediário potencialmente vantajoso (consultar seção 4.7 deste livro).

7 | GERAÇÃO DE CALOR

A bio-oxidação microbiana dos compostos orgânicos é uma reação exotérmica, sendo assim, como subproduto da biodegradação, há geração de calor. A geração de calor causa um aumento da temperatura e, dessa forma, devido à temperatura ser um parâmetro de fácil medição, é possível utilizar a geração de calor como uma medida da atividade degradadora em biofiltros. Entretanto deve-se ressaltar que a geração de calor depende do contaminante, sendo assim, em alguns casos a quantidade de calor gerada pode ser significativa e em outros não. Além disso, ainda há outros fatores que influenciam e que devem ser considerados ao se fazer um balanço de calor.

O aumento na temperatura do biofiltro pode causar um aumento na umidade absoluta do sistema em sua fase gasosa, o que por sua vez acarretará a remoção constante de água do material suporte, sendo necessário um sistema de umidificação pensado e desenvolvido para suprir a necessidade de água dos microrganismos presentes no biofiltro.

Na literatura, são relatadas algumas especificações, como, Van Lith *et al*. (1990) que atribui um aumento geral da temperatura de 2 a 4 °C em um biofiltro em operação à atividade biológica, ou até mesmo Hodge *et al* (1995) que relataram estratificação axial, do conteúdo de temperatura e umidade em um biofiltro após a conclusão de um processo, ou seja, temperatura e umidade se dissipando ao longo do eixo central do biofiltro, porém sem resultados detalhados.

Para tornar mais visível a ideia, quando a operação de um biofiltro está em um estado estacionário, a temperatura do reservatório não irá sofrer mudanças, tornando o fator indiferente, porém, ao sair do estado estacionário, boa parte da energia gerada e

liberada na forma de calor será redirecionada para o aumento da temperatura, dessa forma, podemos estimar a absorção de energia de sua massa, calor específico e alteração na temperatura. Em um biofiltro, a maioria dos materiais acaba possuindo baixa condutividade, então, quando analisado em reatores de larga escala, o comportamento é adiabático².

Inclusive, Peter *et al.* (1997) realizaram um experimento para relacionar a geração de calor com a dinâmica de um biofiltro. O estudo utilizou como poluente o gás tolueno composto³ e como material suporte um composto, com teor de umidade de 62%, derivado de dois terços de madeira e um terço de estrume de frango. Ao final, concluíram que, a perda causada pela geração de calor microbiano foi grande, sendo de 2,3% por dia. Esse problema se torna mais grave em cargas orgânicas mais altas, o que ofusca rapidamente às mudanças causadas na umidade pelos outros mecanismos.

Em um contexto geral, através da geração de calor, ocorre um aumento na evaporação da água e a perda dessa água inibe a atividade microbiana, diminuindo o desempenho geral do reator, exemplificando a real necessidade de ter um monitoramento confiável dos mecanismos e parâmetros de um biofiltro.

8 | CONCLUSÃO

Os princípios que regem a biofiltração são semelhantes aos processos comuns em biofilmes. O contaminante na fase gasosa é solubilizado e transferido para um biofilme aderido à superfície de um material de enchimento (orgânico ou inorgânico), deste modo ele atravessa a interface entre o fluxo gasoso e o biofilme aquoso que circunda o meio sólido. O contaminante é transferido através do biofilme, atingindo o meio aclimatado com microrganismos, onde ocorre a conversão dos contaminantes em produtos menos agressivos ao meio ambiente, além de biomassa. O fenômeno de transferência de massa preponderante é a difusão, embora haja outros mecanismos como a convecção, no entanto, ele é geralmente negligenciado por ser quantitativamente desprezível. Fenômenos de transferência de massa, solubilidade, absorção, adsorção e biodegradação agem concomitantemente em favor da remoção de compostos poluentes no interior do biofiltro, portanto o reator deve ser projetado para propiciar as condições ambientais específicas e generalistas que permitam a ocorrência desses processos.

REFERÊNCIAS

ALVES, M. M. Concepção e estudo de um biofiltro para tratamento de compostos orgânicos voláteis COVs. 2005.

AMATUZI, D. S. Transferência de massa gás-líquido em leitos centrífugos. 1999. 157p. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Química, Campinas, SP.

² Sistema adiabático é, na física, um sistema que está isolado de quaisquer trocas de calor. É uma qualidade relativa à fronteira que delimita e determina o que vem a ser um sistema físico e por conseguinte o que se chama de sua vizinhança.

³

ARAÚJO, A. P. C. S. Tratamento de esgoto sanitário sintético por sistema combinado constituído pelo reator UASB e biofiltro aerado submerso. 2014. 81 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2014.

AZEVEDO NETTO, M. F. Fernandez, R. Araújo, A. E. Ito. Manual de Hidráulica. São Paulo, Edigar Blucher, 1998 8ª ed. 669p.

BELLI FILHO, P., COSTA, R. H. R., GONÇALVES, R. F., CORAUCCI FILHO, B.; LISBOA, H. M. Tratamento de odores em sistemas de esgotos sanitários. In: PROSAB/FINEP/CNPq (Ed.). Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. 1ª ed. Belo Horizonte: Segrac Editora e Gráfica, 2001. p. 455-490.

BEZERRA, Leandro de Paula. Atividade antibiofilme de peptídeos sintéticos: mecanismos de ação e aplicações na saúde. 2022. 112 f. Dissertação (Mestrado em Bioquímica) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2022.

BRAGA, André Soares. Cinética de flotação de silicatos: macro e micro abordagem. 2020. Tese (Doutorado em Engenharia Mineral) - Escola Politécnica, University of São Paulo, São Paulo, 2020.

BRANDT, E. M. F. Biofiltração e biopercolação de metano presente em gases residuais gerados em processos anaeróbios. 2016.

BRANDT, E. M. F. et al. Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios: nota técnica 5 - sistemas de biofiltração para tratamento de gases residuais. 2. ed. S.L: Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, 2021. 13 p. (Cadernos Técnicos Eng Sanit Ambient. p. 63-76).

CARMELA, M. et al. Formação de biofilme na indústria de alimentos e métodos de validação de superfícies. Rev. Elet. Medic. Vet. 8: 1- 23, 2010.

CHERNICHARO, C. A. L. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – vol. 5: Reatores Anaeróbios. Belo Horizonte – UFMG, 1997.

CONVERTI, A.; ZILLI, M. A biofiltração: Uma tecnologia já firmada no tratamento de emissões gasosas. Genova, Itália. 1999.

DEVINNY, J. S.; DESHUSSES, M. A; WEBSTER, T. S. Biofiltration for Air Pollution Control. [s.i.]: Crc Press, 1998.

FREUNDLICH, H. M. Over the adsorption in solution. The Journal of Physical Chemistry, v. 57, p. 385-470, 1906.

Hodge, D.S.; Devinny, J.S. "Modeling removal of air contaminants by biofiltration," J. Env Eng. 1995, 121, 21-32.

KOHL, A.L.; NIELSEN, R. Gas Purification. 5. ed. [S.L]: Gulf Pub, 1997. 1414 p. (ISBN 13: 9780884152200).

KOHL, Arthur L.; NIELSEN, Richard B. Gas Purification. 5. ed. [S.I.]: Elsevier, 1997. 900 p.

KOHL, Arthur; NIELSEN, Richard. Gas Dehydration and Purification by Adsorption. In: KOHL, Arthur. Gas Purification. 5. ed. Houston, Texas: Gulf Publishing Company, 1997. Cap. 12. p. 1022-1135. (ISBN 0-88415-220-0).

LANGMUIR, I. The dissociation of hydrogen into atoms. III. The mechanism of the reaction. Journal of the American Chemical Society, v. 38, n. 6, p. 1145-1156, abr./jun. 1916.

LUPORINI, Samuel. Transferência de Massa. Canela: Universidade Federal da Bahia, 2005. 167 p.

MANNING, D. A.C., Minerals for agriculture and the chemical industry. In: MANNING D.A.C. Introduction to Industrial Mineral. Department of Geology, University of Manchester. London: Chapman e Hall, 1995. p. 83-87.

MARTINS, Cláudia Rocha; LOPES, Wilson Araújo; ANDRADE, Jailson Bittencourt de. Solubilidade das substâncias orgânicas. **Química Nova**, v. 36, p. 1248-1255, 2013.

NASCIMENTO, Ronaldo Ferreira do et al. Adsorção: aspectos teóricos e aplicações ambientais. 2. ed. Fortaleza: Imprensa Universitária, 2020.

NOGUEIRA, A. A. BIOFILTRAÇÃO E OXIDAÇÃO AVANÇADA PARA TRATAMENTO TERCIÁRIO E REÚSO DE EFLUENTE DE REFINARIA DE PETRÓLEO. 2013. 169 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Química, Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013.

OTSUKA, A. A. et al. Microrganismos também existem nas águas: por que precisamos conhecê-los? Ministério Público Federal - Boletim das Águas. São Paulo, p. 1-9. fev. 2016.

OTTENGRAF, S. P. P.; VAN DEN OEVER, A. H. C. Kinetics of organic compound removal from waste gases with a biological filter. *Biotechnology and Bioengineering*, 1983, 25.12: 3089-3102.

PAGANS, E.; FONT, X.; SÁNCHEZ, A. Adsorption, absorption, and biological degradation of ammonia in different biofilter organic media. *Biotechnology and bioengineering*, v. 97, n. 3, p. 515-525, 2007. Disponível em: Adsorption, absorption, and biological degradation of ammonia in different biofilter organic media.

PANTOJA FILHO, J. L. R. Avaliação da utilização de diferentes materiais suporte na biofiltração de sulfeto de hidrogênio. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

PERON FILHO, Olivaldo ; MATSUMOTO, T. . Estudo de um Biofiltro Aerado Submerso como Pós-Tratamento de Efluentes de Curtume. In: VII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, 2004, São Luis - MA. Anais do VII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, 2004. v. único. p. 1-20.

Peter A. Gostomski, James B. Sisson & Robert S. Cherry (1997) Water Content Dynamics in Biofiltration: The Role of Humidity and Microbial Heat Generation, *Journal of the Air & Waste Management Association*, 47:9, 936-944, DOI: 10.1080/10473289.1997.10463952.

POLL, E. R. Estimativa de parâmetros dos Modelos Cinéticos de Monod e Contois na produção de biogás de resíduos de curtume. 2018. 40 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Química, Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2018.

ROCHA, A. P. Desempenho de filtro biológico na depuração e desodorização de emissões de sulfeto de hidrogênio. 2007. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

ROSA, S. M. C. da. ISOLAMENTO E SELEÇÃO DE MICROORGANISMOS PARA APLICAÇÃO NO TRATAMENTO DE EFLUENTES FENÓLICOS. 1995. 90 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Química, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1995.

SCHULZ, Harry Edmar. O essencial em fenômenos de transporte. . São Carlos: EESC-USP. . Acesso em: 05 abr. 2023. , 2003.

SCHULZ, Harry Edmar. O essencial em fenômenos de transporte. [S.l.: s.n.], 2003.

SILVA FILHO, Luiz Ferreira da. Evaluation and modeling of the H₂S absorption process from natural gas in a fixed-bed column. 2013. 118 f. Tese (Doutorado em Pesquisa e Desenvolvimento de Tecnologias Regionais) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2013.

SILVA, Heloísa Pinto da Motta e. Transformações do enxofre nas fases líquida e gasosa de um biofiltro aerado submerso tratando efluente de um reator anaeróbio do tipo UASB. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2003.

SILVA, I. C. C. Desenvolvimento de agregados artificiais por ativação alcalina de lamas residuais para utilização no tratamento de águas residuais. 2013.

SILVA, Marjorye Boldrini da. INFLUÊNCIA DO TIPO DE MEIO SUPORTE NO DESEMPENHO DE BIOFILTROS APLICADOS À REMOÇÃO DE H₂S DO AR ATMOSFÉRICO EM SISTEMAS DE ESGOTO SANITÁRIO. 2008. 156 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2008.

SIQUEIRA, L. C. G. de. Tratamento de compostos orgânicos odoríferos tóxicos por biorreatores. 2011. Tese (Doutorado em Saúde Ambiental) - Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011. Apud DEVINNY J.S. et al. Biofiltration for air pollution control. Boca Raton: Lewis Publishers, 1999.

STUETZ, R. M., FRECHEN, F. B. Odours in Wastewater Treatment: measurement, modelling and control. 1 ed. London: IWA Publishing, 2001. 456 p.

SWANSON, W. J.; LOEHR, R. C. Biofiltration: fundamentals, design and operations principles, and applications. Journal Of Environmental Engineering, [S.L.], v. 123, n. 6, p. 538-546, jun. 1997. American Society of Civil Engineers (ASCE). [http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9372\(1997\)123:6\(538\)](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)0733-9372(1997)123:6(538)).

Van Lith, C.; David, S.L.; Marsh, R. "Design criteria for biofilters," in Effluent Treatment and Waste Disposal; I. Chem. E. Symp. 1990, 116, 127-138.

WU, G., et al. biological elimination of volatile organic compounds from waste gases in a biofilter. Water, Air, and Soil Pollution, 1998.