

폐가스 처리에 대한 바이오필터의 수학적 모델링

†임 광 희

대구대학교 화학공학과

(접수 : 1999. 8. 12., 게재승인 : 1999. 10. 21.)

Mathematical Modeling of Biofilter for Waste Air Biotreatment

Kwang-Hee Lim†

Department of Chemical Engineering, Taegu University, Kyungbuk 712-714, Korea

(Received : 1999. 8. 12., Accepted : 1999. 10. 21.)

There have been many research efforts on biofilter modeling including Ottengraf *et al.* who derived a model equation for the concentration profile of pollutants(e.g., VOCs) in the biolayer and solved their treated outlet concentration of the waste gas stream through biofilter. However, for most of research works done so far, the efforts to explain the effect of adsorption of organic particles to medium(i.e., adsorbent) have been ignored. In this work biofilter modeling accompanying process lumping has been proposed and the theoretical effect of adsorption property of the medium, on the biofilter performance of eliminating organic components in waste gas stream, is intensively discussed.

Key Words : biofilter, mathematical modeling, waste air biotreatment, pollutants, VOCs,

서 론

여러 종류의 폐기물내의 오염물을 제거하기 위하여 생물학적 프로세스의 용도는 점차 증가되어 왔다. 이런 프로세스 중에서 바이오필터는 효과적인 대기오염 방지기술로서 떠오르고 있다. 바이오필터는 알려진 바와 같이 악취 제거와(1, 13, 14) 폐가스에서의 휘발성 유기물 특이 용매 제거에(2, 4, 7, 8, 15, 16, 21, 22) 다른 프로세스에 비해 뛰어나다. 생물막 여과 프로세스 중에서 생물 반응기란 오염물을 분해할 수 있는 미생물들이 자연적으로 고정화되어 있는 다공성의 충전물들을 습도가 있는 오염된 공기가 통과하는 반응기이다. 오염된 공기내의 휘발성 유기물들은 이들을 물과 이산화탄소로 생분해하는 미생물들이 산화시킬 수 있도록 충전층의 미디움 표면 또는 내부로 흡수된다. 최적조건 하에서 오염물들은 오염된 공기 또는 폐가스가 고정되어 있는 인공 또는 자연의 지지 미디움에 부착되어 있는 미생물막을 통과하면서 완전히 생분해된다. 낮은 농도의 생분해성 휘발성 유기물을 포함하고 있는 다량의 공기를 처리하는 데 있어서 미생물 산화법을 이용한 바이오필터 기술은 경제성에 있어 더욱 큰 이점이 있어, 탄소(carbon) 흡착이나 소각 같은 VOC 제거기술보다 더욱 경제적인 공정이다(2, 17). 또한 활성탄을 미디움으로 탑재한 바이오필터는 전통적인 활성탄을 사용한 흡착층

과 비교시 여러 가지 장점이 있는데 그 중에 하나는 활성탄의 생물학적 재생으로 인하여 지속적인 최대 흡착 능력을 유지할 수 있다는 것이며, 또한 물질전달 구역이 고정되며 또한 비교적 짧아진다. 따라서 별도의 활성탄 재생을 위한 프로세스가 불필요하며 흡착층의 길이가 짧아진다. 이러한 특징들은 초기투자비와 운전비의 절감을 가능하게 하여 준다. 바이오필터는 현재 쓰이는 활성탄을 사용하는 처리공정을 점차적으로 대체할 것으로 예측되어진다(6).

오염물 제거에 관여하는 여러 단계의 복잡성 때문에 바이오필터는 예측할 수 없는 미생물의 작용의 결과로서 오염물이 사라지는 신비한 비밀상자로서 자주 간주되어 왔으나 이와 같이 증가하는 바이오필터의 수요는 바이오필터 설계, 규모확대(scale-up)의 필요성 및 바이오필터 운전에 대한 개념적 이해에 대한 산업계에서의 요구 등을 갖게 하는 데, 이에 바이오필터 모델링을 연구하고 개발하는 동기가 있으며 더욱 개선된 공정설계와 수행 결과를 위해서 바이오필터의 적합한 모델을 발전시키고 입증하는 것이 요구되어진다.

이론 및 방법

바이오필터 모델링

지금까지의 바이오필터 모델링 관련 연구 중 일부는 정상상태의 운전조건을 서술하거나 또는 작은 범위의 운전 조건하에서의 적용이 가능하였고(2, 3, 10, 11, 12) 또 일부는 바이오필터 모델링에 너무 많은 모델 파라미터를 사용하였다(4, 5, 7, 8). 예를 들면 Ottengraf(2, 12)는 생물막에서의 오염물의 농도 분포를 유

† Corresponding Author : Department Chemical Engineering, Taegu University, Kyungsan, Kyungbuk 712-714, Korea
Tel : 053-850-6565, Fax : 053-850-6569
E-mail : khlim@biho.taegu.ac.kr1

도하여 바이오필터를 통과한 폐가스의 배출 농도를 구했는데, 정상상태의 생물막의 오염물 농도 분포를 해석적으로 풀고, 바이오필터 전체에 생분해된 오염물질의 양을 구하기 위하여 미생물에 의한 오염물분해를 1차 반응 또는 0차 반응으로 가정하면 후, 바이오필터의 높이로 적분을 해주었다. Hirai *et al.*(1)은 Michaelis-Menten 유형의 생물학적 분해식을 사용하여 바이오필터 층을 플러그 흐름 반응기로서 간주하여 실험결과와 비교하였다. 확산이나 기타 상 이동 프로세스도 고려되지 아니하였다. Shareefdeen *et al.*(3)은 메탄올의 생물막 여과를 위한 생체(biomass)의 성장에 기본적인 수학적 모델을 제시하였다. 모델 파라미터는 대부분 비 바이오필터 시스템에서 결정되었고 생물막 내에 메탄올이나 산소 농도가 매우 낮다고 가정하였다. 이러한 가정은 메탄올 경우에는 적용할 수 있을지 모르나 다른 오염물질 경우에는 아닐 수도 있다. 전술한 경우의 Ottengraf, Hirai *et al.* 및 Shareefdeen *et al.*은 흡착능력이 없는 미디움이거나 포화되어 흡착능력이 없어진 미디움 경우와 같은 정상상태를 모델링 하였으므로 모델식에 흡착 term을 포함 안 시켰다. Deshusses *et al.*(4)은 compost 및 폴리스티렌 구를 바이오필터의 미디움으로 하고 폐가스 중의 MEK나 MIBK의 제거를 위하여 동 부피의 compost 및 폴리스티렌 구를 바이오필터의 미디움으로서 사용하고 현상적인 흡착 현상을 무시하고 대신 미디움 내부의 수착부피(sorption volume)의 물질수지를 표현하는 또 하나의 종속변수를 모델 시스템에 추가하여 복잡해진 모델을 수치해석적인 방법으로 풀었는데 바이오필터 중 각 층을 기상, 생물막 및 수착부피(sorption volume)의 3구간으로 나누어 오염물질이 기상에서 확산하여 생물막 내에서 분해되고 저장용기(reservoir)로서 수착부피(sorption volume)에 저장되는 것으로 간주하였으며 기상과 생물막 경계 면에서 기상의 계면저항이 매우 작다고 가정하였다. 하지만 너무 많은 모델 파라미터를 사용하여, 모델 단계상의 보다 간단한 모델을 지향하기 위한 프로세스 lumping의 필요성이 있다. Speitel *et al.*(5) 등 기타 연구자들에 의해서 생물막 살수여상에(biofilm trickling filter)(5, 17, 23) 대하여 언급이 되어 왔는데 이는 자유 액상(free liquid phase)이 없는 기상의 바이오필터 운전(gas-phase biofilter operation)에는 적용할 수가 없다. Hodge *et al.*(9, 18)은 생물막과 미디움을 유입된 폐가스 내의 유기오염물에 대한 액상/고상의 하나의 흡착/흡수 미디움으로 간주하여, 폐가스 내의 유기오염물 농도와 흡수/흡착 미디움내의 생물학적 분해반응을 1차반응식으로 가정하여 유기오염물 농도 관련 물질수지식을 수치해석적인 방법으로 풀었으나 생물막과 미디움, 즉 액상/고상에서 일어나는 현상을 lumping하였기 때문에 폐가스에서 바이오필터의 유기오염물을 제거하는 효율에 대한 미디움만의 흡착 능력의 영향을 설명하지는 못 하였다. 흡착능력이 뛰어난 입상 활성탄 미디움은 바이오필터의 오염물 제거효율을 향상시킨다고 보고되어 왔으나(6, 9, 13, 17) 위와 같이 전술한 바이오필터 모델링 연구에서 Hodge *et al.*을 제외한 지금까지의 모든 연구들은 유기 오염물의 바이오필터 미디움과의 흡착 및 탈착이 바이오필터를 통과한 배출 가스의 오염물 제거 능력에 미치는 영향에 대해서는 미진한 실정이다. 이 연구에서는 폐가스에서 바이오필터의 유기오염물을 제거하는 효율에 대한 미디움의 흡착 능력의 영향을 포괄하여 수치해석적인 방법으로 해석하는 것이 아닌 보다 간단하고 해석이 쉬워 산업 현장에서도 적용 가능한 해석적인 대수식으로 바이오필터 모델링을

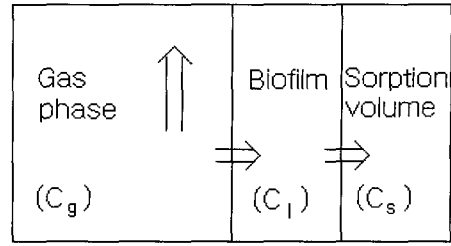


Figure 1. The schematic diagram of the biofilter model where biofilm is treated as planar surface.

수행하였다.

- 바이오필터 모델링을 하는 데 있어 다음 사항들을 가정하였다.
- 1) 가스상에서의 물질전달 저항은 생물막의 액상에서의 저항과 비교할 때 아주 작다.
 - 2) 생물막의 두께는 충전된 미디움의 지름에 비하여 아주 작아서 생물막은 평면으로 간주되어 질 수 있다.
 - 3) 생물막과 미디움 내로의 오염물 전달은 확산에 의한다.
 - 4) 가스상과 생물막, 즉 액상의 경계 면은 평형상태에 있다.
 - 5) 바이오필터 내에서 오염물질을 제외한 다른 제한적인 반응물은 없다.
 - 6) 바이오필터의 생물막내에서 오염물의 분해에 Michaelis-Menten 동역학 모델이 적용된다.
 - 7) 일정한 동역학적인 상수를 적용하기 위하여 생물막에서의 생체(biomass)의 증가는 없이 일정하게 유지된다.
 - 8) 생체(biomass)의 분포는 바이오필터 내에 균일하게 분포되어 있다.
 - 9) 생물막 밑의 미디움 표면 및 내부에서 유기오염물의 흡착 및 탈착 이외의 다른 촉매 반응은 일어나지 않는다.
 - 10) 바이오필터는 플러그 흐름 반응기로서 간주된다.
 - 11) 미디움의 흡착능력은 과잉(excess)하여 흡착속도는 미디움의 흡착 활동점(site)의 농도에 제한 받지 않으며 수용된 유기오염물은 미디움 표면에 비가역적으로 흡착한다.

모델의 단계(hierarchy)

전술된 가정 하에 생물막 내에서 용해되어 생물학적으로 분해되는 유기오염물의 농도의, C_l , 생물막 내의 분포를 위한 미분방정식은 다음과 같다.

$$\frac{\partial C_l}{\partial t} = D_e \frac{\partial^2 C_l}{\partial x^2} + r_A \tag{1}$$

지배 식의 가스상(C_g)과 액상(C_l)의(i.e., 생물막) 경계 면에서의 경계조건은 전술된 가정으로부터 다음과 같이 제시될 수 있다. 식 (2)에서의 m 은 유기오염물의 Henry 상수이다.

$$C_l(t, x=0) = \frac{C_g(t, h)}{m} \tag{2}$$

미디움의 모양이나 기타 기하학적인 제한요소를 없애고 조건을 단순화시키기 위하여 미디움의 수착부피(sorption volume) 내의 용해된 액상의 유기오염물의 농도 분포의 평균값을(C_s) 잡아서 농도분포를 균일하다고 가정하고 $x=l$ 에서 유기오염물의 농도가 연속성이 있어서 $C_l(t, x=l) = C_s(t)$ 의 경계조건이 성립할

때, 미디움내의 수착부피(sorption volume)에서의 물질수지식은 다음과 같다.

$$\frac{V_{sorption}}{V} \frac{dC_s}{dt} = -D_e \frac{\partial C_l(t, x=l)}{\partial x} a - k_a(1-\epsilon)C_s \quad (3)$$

위 식에서 k_a 는 다공성 미디움의 단위 부피당의 전체 비어진 흡착 면적에 비례하고, 수용된 유기오염물들이 미디움 표면에 비가역적으로 흡착하고 비어진 흡착 활동점(site)의 농도가 과잉(excess)하여 흡착속도가 흡착 활동점(site)의 농도에 제한 받지 않는다는 가정 하에, 상수인 흡착 속도계수이다. 그리고 D_e , a , V , $V_{sorption}$ 및 ϵ 는 각각 생물막 내에서의 유효 확산계수, 바이오필터의 단위 운전 부피 당 가스상과 액상간의 계면 면적, 바이오필터 베드 부피, 수착부피(sorption volume) 및 바이오필터 베드의 공극율이다. 한편 흡착 후에 표면확산이 이루어지고 표면확산이 pore 확산보다 훨씬 우세하므로(19, 20, 24) 식 (3)에서의 흡착속도 항은 표면확산 과정을 lumping하고 있다. 유기오염물의 입상 활성단이 미디움일 때 표면확산의 확산계수인 D_s 는 약 $10^{-15} \text{ m}^2/\text{sec}$ (19, 20, 24)이며 생물막 내부에서의 유효확산계수 D_e 는 약 $10^{-9} \text{ m}^2/\text{sec}$ 으로서 표면확산에 비하여 훨씬 빠른 확산과정으로서, 표면확산이 이루어지자마자 곧 생물막과 미디움의 계면에서 확산되어 들어오는 준정상상태(quasi-steady state)로 가정할 수 있다. 이와 같이 정상상태에서의 생물막과 미디움사이의 경계 면에서의 경계조건이 전술된 가정을 통하여 다음과 같이 성립이 된다.

$$\frac{\partial C_l}{\partial x}(t, x=l) = -\alpha C_l(t, x=l)$$

where $\alpha = \frac{k_a(1-\epsilon)}{D_e a}$ (4)

Figure 1은 전술된 가정에서처럼 생물막이 평면으로 간주되었을 때의 바이오필터 모델의 개략도이다.

1. 1차반응 속도식

Michaelis-Menten 또는 Monod 상수, $K_m \gg C_l$ 일 때 오염물 분해속도(i.e., $\frac{\mu_m}{Y} \frac{C_l}{C_l + K_m} X$)는 1차반응 속도식에 접근하며 이때의 정상상태의 지배 방정식은 다음과 같다. 단 Y 는 cell yield 상수이고 X 는 오염물의 분해능이 있는 미생물 농도이다.

$$0 = D_e \frac{d^2 C_l}{dx^2} - k C_l \quad (5)$$

그리고 경계조건은 식 (2)와 (4)를 갖는다. 정상상태의 식 (5)를 풀면

$$\frac{C_l}{C_{g0}/m} = \frac{\cosh\{\phi(1-\sigma)\} + \frac{\alpha}{\phi/l} \sinh\{\phi(1-\sigma)\}}{\cosh\phi + \frac{\alpha}{\phi/l} \sinh\phi} \quad (6)$$

과 같은 해가 나오는 데 ϕ (i.e., $\sqrt{\frac{k}{D_e}}$)는 Thiele number이며 α (i.e., $\frac{\alpha}{l}$)는 생물막의 두께, l 로서 무차원화한 두께이다. 여러

가지의 값의 σ 에 대한 $\frac{C_l}{C_{g0}/m}$ 의 결과가 Figure 2a-2d에 나타나 있다. α 가 0으로 접근할수록 $\frac{C_l}{C_{g0}/m}$ 는 Ottengraf et al.(2, 12)의 해인 $\frac{C_l}{C_{g0}/m} = \frac{\cosh\{\phi(1-\sigma)\}}{\cosh\phi}$ 로 접근한다는 것이 주목할 만하다.

Figure 1에서와 같이 가스상에서의 오염물 농도, C_g 의 바이오필터의 높이, h 와 시간, t 에 관한 미분 물질수지식은 아래와 같다.

$$\epsilon \frac{\partial C_g}{\partial t} + u \cdot \frac{\partial C_g}{\partial h} = -N a \quad (7)$$

여기서 $N = -D_e \frac{\partial C_l}{\partial x} \Big|_{x=0}$ 이며 a 는 바이오필터 베드의 단위 부피당의 가스상과 액상의 계면의 표면적을, u 는 페가스의 접근속도(approach velocity)를 나타낸다. 식 (6)에서 가스상과 액상의 경계 면에서 정상상태의 플럭스, N 은 다음과 같다.

$$N = \frac{D_e C_{g0} \phi}{l m} \frac{\sinh\phi + \frac{\alpha}{\phi/l} \cosh\phi}{\cosh\phi + \frac{\alpha}{\phi/l} \sinh\phi} \quad (8)$$

식 (8)을 식 (7)에 대입하여 바이오필터로 처리되어서 배출되는 정상상태의 페가스내의 오염물농도는

$$\frac{C_g}{C_{g0}} = e^{-N_r N_r \zeta} \quad (9)$$

where $N_r = \frac{H D_e \phi a}{u l m} \tanh\phi$ and

$$N_\phi = \frac{\sinh\phi + \frac{\alpha}{\phi/l} \cosh\phi}{\cosh\phi + \frac{\alpha}{\phi/l} \sinh\phi} \cdot \frac{1}{\tanh\phi}$$

과 같은 데, 여기서 ζ , C_{g0} , N_r 및 N_ϕ 는 각각 바이오필터의 무차원화한 높이, 바이오필터로 유입되는 처리되지 않은 페가스내의 유기오염물 농도, 흡착이 없을 때의 바이오필터의 높이에 따른 쇠퇴상수(decay constant) 및 흡착이 있을 때와 없을 때의 쇠퇴상수(decay constant)의 비를 각각 나타낸다. α 가 0으로 접근하면 N_ϕ 는 1이 되어 식 (9)는 Ottengraf et al.(2, 12)의 해인

$$\frac{C_g}{C_{g0}} = e^{-\frac{H D_e \phi a}{u l m} \zeta \tanh\phi}$$

으로 접근한다.

Figure 3a-3p는 바이오필터의 전체 높이, H 로 변수인 높이, h 를 무차원화한 높이, ζ (i.e., h/H)의 변화에 대한 여러 가지 값의 α 에 따른 C_g/C_{g0} 의 결과를 보여주고 있다.

2. 0차반응 속도식

Michaelis-Menten 상수, $K_m \ll C_l$ 일 때, 오염물의 분해속도는 0차반응 속도식으로 해석될 수가 있다. 예를 들면, MEK (methyl ethyl ketone)와 MIBK(methyl isobutyl ketone)의 Michaelis-Menten 상수는 각각 $1.37 \times 10^{-3} \text{ kg/m}^3$ 과 $1.49 \times 10^{-3} \text{ kg/m}^3$ 이다(4). MEK and MIBK의 수용액에서의 평형상태의 농도는 각각의 페

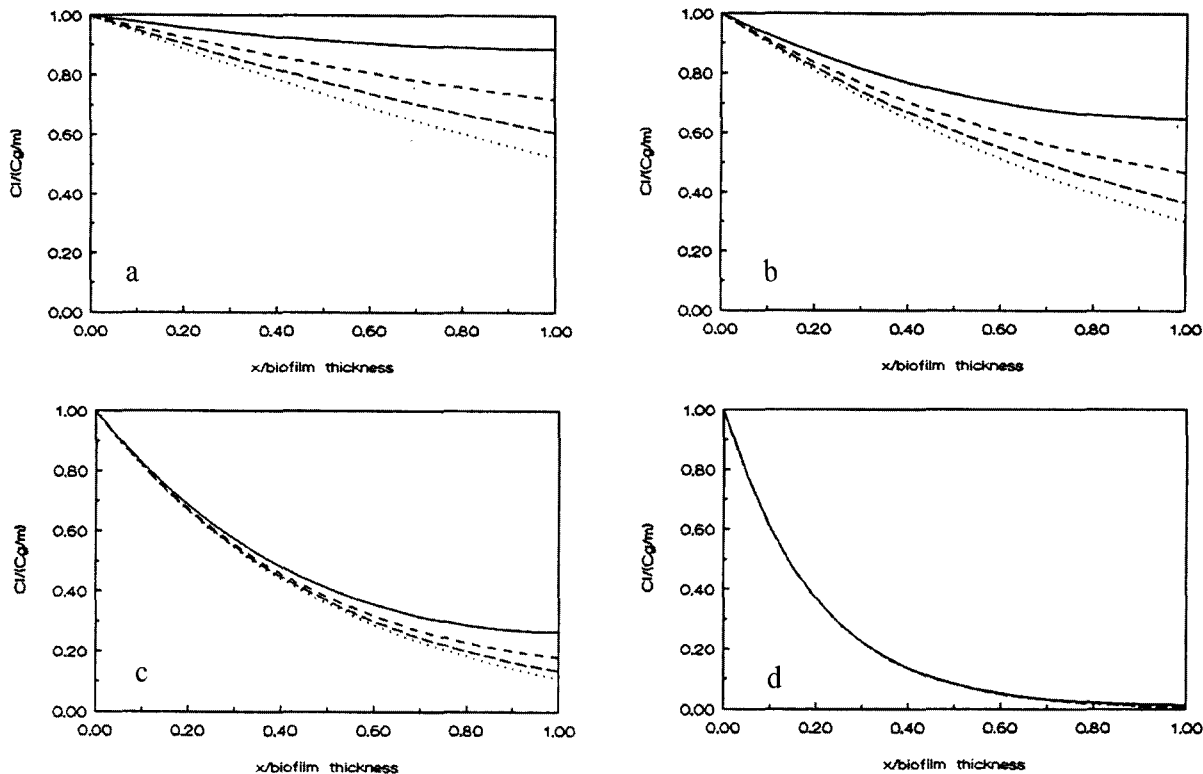


Figure 2. The profiles of C/C_{g0} along the dimensionless biofilm thickness with each value of R (i.e., 0, top profile; 0.5, 2nd profile; 1.0, 3rd profile; 1.5, bottom profile) that denotes $\alpha/(l\phi)$: a. $\phi=0.5$; b. $\phi=1.0$; c. $\phi=2.0$; d. $\phi=5.0$.

가스 내의 농도를 각각의 Henry 상수로(i.e., 2.35×10^3 and 5.71×10^3) 나누어서 구할 수 있다(4). 폐가스 내의 각각의 농도가 10^3 kg/m^3 일 때, 각각의 평형상태에 있는 수용액 내에서의 농도의 크기 정도(order of magnitude)는 1 kg/m^3 (i.e., $(10^3 \text{ kg/m}^3)/10^3$)으로서 각각의 Michaelis-Menten 상수보다 3개의 자리수(order of 3)가 높다. 이와 같은 경우에서 MEK와 MIBK의 미생물에 의한 분해는 0차반응 속도식의 특성을 나타낸다. 0차반응 속도식에서는 두 가지의 경우를 구분해야 하는 데 반응제한의 경우와 확산 제한의 경우(2, 12).

2.1. 반응 제한의 경우

이 경우에는 생물막 두께, l , 전부에 걸쳐 수용화된 유기오염물의 생물학적 분해가 일어나는 경우로서 확산 제한은 발생하지 않는다. 생물막의 전체 두께를 수용화된 유기오염물이 침투하기 때문에 정상상태의 지배방정식은 :

$$G. E. \quad 0 = D_e \frac{\partial^2 C_e}{\partial x^2} - k \tag{10}$$

이며 경계조건은 식 (2)와 (4)가 적용된다. 따라서 위의 지배방정식, 식 (10)의 해는 다음과 같다.

$$\frac{C_l}{\frac{C_g}{m}} = \frac{1}{2} \frac{\phi_0^2}{C_g/C_{g0}} \left(\sigma^2 - \left(\frac{2 + \alpha l + 2 \frac{C_g/C_{g0}}{\phi_0^2} \alpha l}{1 + \alpha l} \right) \sigma \right) + 1 \tag{11}$$

where $\phi_0 = l \sqrt{\frac{km}{D_e C_{g0}}}$

α 가 0일 때 식 (11)은 $\frac{C_l}{\frac{C_g}{m}} = \frac{1}{2} \frac{\phi_0^2}{\frac{C_g}{C_{g0}}} (\sigma^2 - 2\sigma) + 1$ 으로 되어 Ottengraf *et al.* (2, 12)의 해와 동일하다. $\sigma=0$ 일 때의 C_l 의 미분 값을 식 (7)에 대입하여 바이오필터 높이, h 에 대한 바이오필터 내에서의 가스상에서의 유기오염물 농도 분포, C_g 의 지배방정식은 아래와 같다.

$$\frac{d C_g}{dh} + \frac{D_e a}{u m} \frac{a}{1 + \alpha l} C_g = - \frac{D_e a}{u} \frac{kl(1 + \frac{\alpha}{2} l)}{1 + \alpha l} \tag{12}$$

$\alpha > 0$ 일 때, 식 (12)의 해는 :

$$\frac{C_g}{C_{g0}} = \frac{-\frac{klm}{D_e \alpha} (1 + \frac{\alpha}{2} l)}{C_{g0}} + \left(1 + \frac{\frac{klm}{D_e \alpha} (1 + \frac{\alpha}{2} l)}{C_{g0}} \right) e^{-\frac{HD_e a}{u m} \frac{a}{1 + \alpha l} h} \tag{13}$$

α 가 0으로 접근하면, 식 (13)은 $\frac{C_g}{C_{g0}} = 1 - \frac{K H}{u C_{g0}} \zeta$ 으로 로 접근하며 여기서 $K = k a l$ 이다. 이 해는 Ottengraf *et al.* (2, 12)의 C_g/C_{g0} 의 결과에 접근한다. 식 (13)에 모델 파라미터로서 $D_e = 10^{-9} \text{ m}^2/\text{sec}$, $l = 100 \mu\text{m}$, $m = 0.0035$, $a = 4500 \text{ m}^2/\text{m}^3$, $u = 20 \text{ m/hr}$, $H = 1 \text{ m}$, $C_{g0} = 11300 \text{ mg/m}^3$, 및 $k = 100 \text{ mg/m}^3 \cdot \text{sec}$ 가 각각 주어졌을 때 여러 가지 값의 α 에 대하여 ζ 에 분포한 다음 항의 확산제한의 경우도 혼합된 C_g/C_{g0} 의 결과를 Figure 4에 나타내었다.

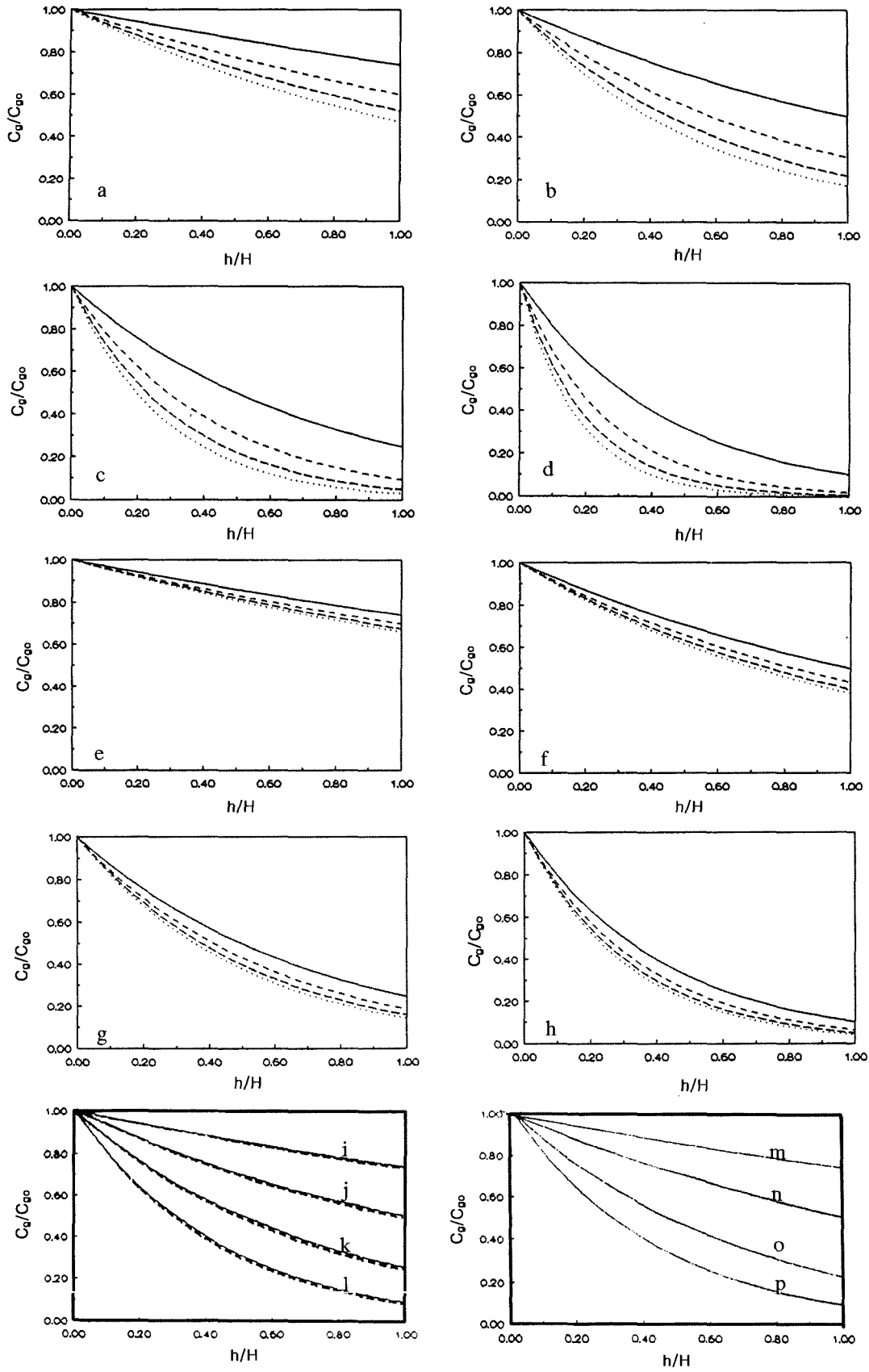


Figure 3. The profiles of C_d/C_{d0} along the dimensionless height of biofilter with each value of R (i.e., 0, top profile; 0.5, 2nd profile; 1.0, 3rd profile; 1.5, bottom profile) that denotes $a/(\phi/l)$: a. $\phi=0.5$ and $N_r=0.3$; b. $\phi=0.5$ and $N_r=0.7$; c. $\phi=0.5$ and $N_r=1.4$; d. $\phi=0.5$ and $N_r=2.3$; e. $\phi=1.0$ and $N_r=0.3$; f. $\phi=1.0$ and $N_r=0.7$; g. $\phi=1.0$ and $N_r=1.4$; h. $\phi=1.0$ and $N_r=2.3$; i. $\phi=2.0$ and $N_r=0.3$; j. $\phi=2.0$ and $N_r=0.7$; k. $\phi=2.0$ and $N_r=1.4$; l. $\phi=2.0$ and $N_r=2.3$; m. $\phi=5.0$ and $N_r=0.3$; n. $\phi=5.0$ and $N_r=0.7$; o. $\phi=5.0$ and $N_r=1.4$; p. $\phi=5.0$ and $N_r=2.3$.

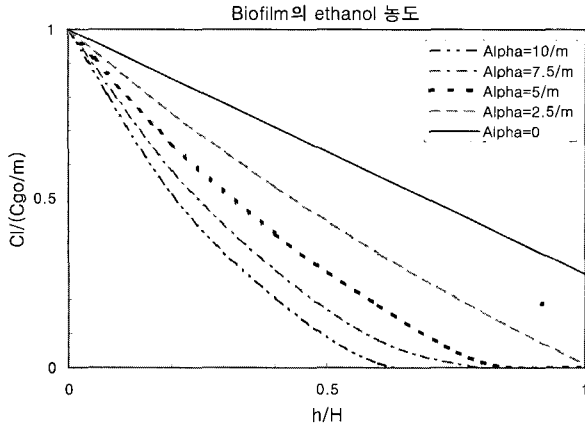


Figure 4. The profiles of C_g/C_{g0} along the height of biofilter with each value of α (i.e., 0.0/m, top profile; 2.5/m, 2nd profile; 5.0/m, 3rd profile; 7.5/m, 4th profile; 10.0/m, bottom profile) with $D_e = 10^{-9}$ m²/sec, $l = 100$ μ m, $m = 0.0035$, $a = 4500$ m²/m³, $u = 20$ m/hr, $H = 1$ m, $C_{g0} = 11300$ mg/m³, and $k = 100$ mg/m³ · sec.

2.2. 확산제한의 경우

전항에 기술한 반응제한 식의 해의 경우, 식 (11)의 경우에 확산제한이 바로 일어나려는 때, 즉 용해된 유기오염물의 수용액에서의 농도가 $\sigma=1$ 일 때에 0이 되는 경우를 고려해야 한다. 식 (11)의 좌변의 값을 0을 주고, 우변에 $\sigma=1$ 을 대입하면 우변의 C_g 의 값은 α 의 값에 아래와 같이 무관하게 된다.

$$0 = \frac{1}{1 + \alpha l} \left(1 - \frac{1}{2} \frac{\phi_0^2}{C_g / C_{g0}} \right) \tag{14}$$

따라서 확산제한이 발생하기 시작할 때의 폐가스 내에 유기오염물 농도는 $(l^2 km)/(2D_e)$ 이 된다. 또한 $C_g < (l^2 km)/(2D_e)$ 일 경우에는 반응제한 뿐만 아니라 확산제한이 관계되어서 유기오염물질의 생물막 내의 침투 깊이, λ 는 생물막 두께, l 보다 작아져서 해당되는 경계조건은 다음과 같이 정의된다.

$$\frac{d C_l(x=\lambda)}{dx} = 0 \tag{15}$$

그의 해는 아래와 같다.

$$\frac{C_l}{C_g} = \frac{1}{2} \frac{\phi_0^2}{C_g} \left(\sigma^2 - 2\sigma \frac{\lambda}{l} \right) + 1 \tag{16}$$

식 (14)에서 C_g 의 조건은 α 의 값에 무관하게 되고 생물막 내의 침투 깊이, λ 가 생물막 두께, l 보다 작아져서 $\sigma=1$ 에서의 수용화된 오염물 농도는 0이 되고 해당 경계조건, 즉 식 (15)가 α 의 값에 무관하게 되기 때문에 그의 해가 Ottengraf *et al.*의 결과와 동일함을 보임을 알 수 있다.

$\sigma=0$ 에서 식 (16)에서 C_l 의 미분 값을 식 (7)에 대입하여 바이오필터의 높이에 대한 폐가스 중의 유기오염물의 농도를 아래와 같이 구할 수 있다(2, 12).

$$\frac{C_g}{C_{g0}} = \left(1 - \frac{h a}{u} \sqrt{\frac{k D_e}{2 m C_{g0}}} \right)^2$$

$$\left(h < \frac{u}{a} \sqrt{\frac{2 m C_{g0}}{k D_e}} \text{ 일 때} \right) \tag{17}$$

(단, $h \geq \frac{u}{a} \sqrt{\frac{2 m C_{g0}}{k D_e}}$ 일 때 C_g 의 값은 0이다.)

바이오필터의 모든 높이에서 $C_g < (l^2 km)/(2D_e)$, 즉 확산제한의 경우에는 바이오필터를 통과하는 유기오염물의 농도의 바이오필터의 높이에 따른 추이를 식 (17)을 이용하여 설명할 수 있다. 또한 폐가스의 바이오필터로의 인입 초기에 유기오염물의 농도, $C_g > (l^2 km)/(2D_e)$ 의 경우에는, $C_g(\alpha)$ 가 바이오필터를 통과하면서 감소하므로 바이오필터의 무차원화한 높이, ζ 의(i. e., h/H) 어느 지점, ζ^* 에서, 주어진 α 값에서 $C_g(\alpha) = (l^2 km)/(2D_e)$ 이 될 때에 반응제한에서 확산제한으로 전환하게 된다.

식 (13)에 $C_g = (l^2 km)/(2D_e)$ 를 대입하여 ζ^* 를 구하면 다음과 같다.

$$\zeta^* = - \frac{u m (1 + \alpha l)}{H D_e a} \ln \frac{\frac{k l^2 m}{2 D_e} + \frac{k l m}{D_e \alpha} \left(1 + \frac{\alpha l}{2} \right)}{C_{g0} + \frac{k l m}{D_e \alpha} \left(1 + \frac{\alpha l}{2} \right)} \tag{18}$$

($\alpha > 0$ 일 때)

$$\zeta^* = \left(1 - \frac{k l^2 m}{2 D_e C_{g0}} \right) \frac{u C_{g0}}{k a l H} \tag{18}$$

($\alpha = 0$ 일 때)

$\zeta < \zeta^*$ 까지는 식 (13)이 유효하나 그 지점, ζ^* 를 폐가스가 통과 후에는 식 (17)이 적용되게 되어 식 (17)은 다음과 같이 나타내어진다.

$$\frac{C_g}{C_{g0}^*} = \left(1 - \frac{H(\zeta - \zeta^*) a}{u} \sqrt{\frac{k D_e}{2 m C_{g0}^*}} \right)^2 \tag{19}$$

($\zeta^* < \zeta < \zeta^* + \frac{u}{H a} \sqrt{\frac{2 m C_{g0}^*}{k D_e}}$ 일 때)

where $C_{g0}^* = (l^2 km)/(2D_e)$

(단, $\zeta \geq \zeta^* + \frac{u}{H a} \sqrt{\frac{2 m C_{g0}^*}{k D_e}}$ 일 때 C_g 의 값은 0이다.)

따라서 $\zeta = \zeta^*$ 인 지점을 폐가스가 통과 후에 식 (19)은 다음과 같이 나타내어진다.

$$\frac{C_g}{C_{g0}^*} = \left(1 - \frac{H(\zeta - \zeta^*) a D_e}{u l m} \right)^2 \tag{20}$$

($\zeta^* < \zeta < \zeta^* + \frac{u l m}{H a D_e}$ 일 때)

(단, $\zeta \geq \zeta^* + \frac{u l m}{H a D_e}$ 일 때 C_g 의 값은 0이다.)

여러 가지 α 의 값에 대한 바이오필터의 높이에 따른 폐가스 내의 오염물질 농도 추이 및 바이오필름의 유기오염물 농도, 폐가스가 ζ^* 를 통과할 때의 바이오필름의 유기오염물 농도를 Figures 4, 5 및 6에 각각 표시하였고 전술된 여러 가지 경우의 바이오필터의 높이에 따른 폐가스 내의 오염물질 농도 분포에 대한 해를 Appendix 1에 서술하였다.

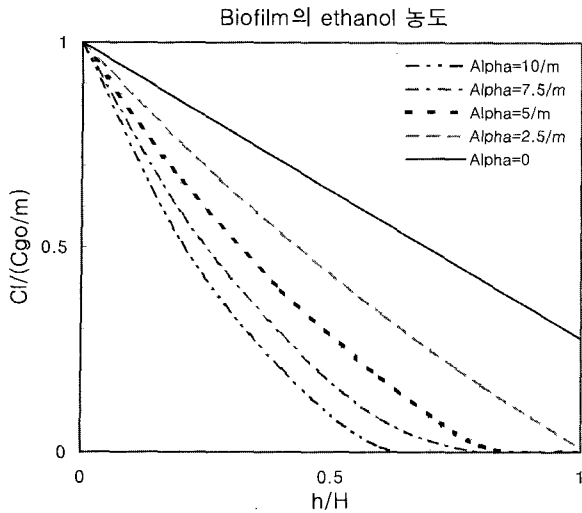


Figure 5. The profiles of $C_i(x=0)/(C_{go}/m)$ along the height of biofilter with each value of α (i.e., 0.0/m, top profile; 2.5/m, 2nd profile; 5.0/m, 3rd profile; 7.5/m, 4th profile; 10.0/m, bottom profile) with $D_e = 10^{-9} \text{ m}^2/\text{sec}$, $l = 100 \text{ }\mu\text{m}$, $m = 0.0035$, $a = 4500 \text{ m}^2/\text{m}^3$, $u = 20 \text{ m/hr}$, $H = 1 \text{ m}$, $C_{go} = 11300 \text{ mg/m}^3$, and $k = 100 \text{ mg/m}^3 \cdot \text{sec}$.

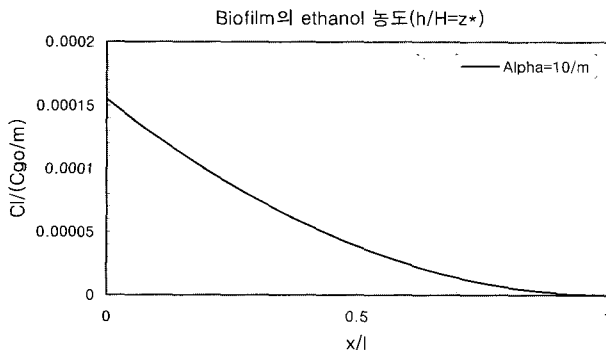


Figure 6. The profile of $C_i/(C_{go}/m)$ along the thickness of biofilm with the value of α (i.e., 10.0/m and 7.5/m) with $D_e = 10^{-9} \text{ m}^2/\text{sec}$, $l = 100 \text{ }\mu\text{m}$, $m = 0.0035$, $a = 4500 \text{ m}^2/\text{m}^3$, $u = 20 \text{ m/hr}$, $H = 1 \text{ m}$, $C_{go} = 11300 \text{ mg/m}^3$, and $k = 100 \text{ mg/m}^3 \cdot \text{sec}$.

결과 및 고찰

미디움의 흡착용량이 과잉(excess)하여 흡착속도가 미디움의 흡착 활동점(site)의 농도에 제한 받지 않아 식 (4)와 같은 경계 조건을 가진다는 이 연구모델의 조건에서와 같이 이 모델은 흡착 미디움의 과잉(excess)한 흡착능력을 가정하고 있다. 그러나 대부분의 실제 경우 흡착속도는 흡착 활동점(site)이 점유됨에 따라서 감소한다. 그럼에도 불구하고 유입 폐가스 내의 유기오염물의 부하가 아주 낮아서 또는 기타 원인으로 미디움의 흡착 활동점(site)의 수용화된 유기오염물에 의한 점유 속도가 미디움의 전체 흡착 용량에 비하여 매우 느릴 때 경계조건, 식 (2) 및 (4)를 이용하여 지배방정식, 식 (1)을 준정상상태(quasi-steady state)로 간주할 수 있다고 가정할 수 있고 이는 흡착 프로세스에 의해 지배된다고 할 수 있다(생물막을 유기오염물이 통과하는 데 걸리는 시간의 크기 정도(order of magnitude), $t \sim l^2/D_e = (10^{-4} \text{ m})^2 / (10^{-9} \text{ m}^2/\text{sec})$ 는 약 10초이다). 작은 흡착용량을 가진 흡착 미디움의 경우는 아주 굉장히 낮은 유기오염물 부하가 있을 때에 유효할 수 있다.

한편 Speitel *et al.*(19)의 연구에서는 폐놀의 생물막에서의 C_i 의 확산 및 미생물에 의한 생분해 또는 제거, 그리고 GAC에서 pore확산을 무시하고 표면확산을 통한 GAC 내부에서의 q 의 거동을 활용하여 C_i 및 q 의 물질수지를 나타내었다. 여기서 생물막에서의 $C_i(x=l)$ 과 $q(r=R_p)$ 를 평형 상태에 있다고 가정하였고 $q(r=R_p) = K C_i^{0.44}(x=l)$ 에서와 같은 흡착상수를 적용하여 Freundlich 흡착식을 사용하였다. 이때의 실험 parameter들은 D_s , D_e , $C_i(x=l)$, ρ_a 및 R_p 는 각각 $10^{-9} \text{ m}^2/\text{sec}$, $10^{-15} \text{ m}^2/\text{sec}$, $23.4 \text{ }\mu\text{g/L}$, 0.7 gGAC/cm^3 및 0.025 cm 이다. 또한 Speitel *et al.*은 생물막 두께, l 의 값의 측정에 어려움이 있어 약 $10 \text{ }\mu\text{m}$ 로 가정하였으나 최근의 Deshusses *et al.* 및 기타 연구자들(3, 4)에 의하면 일반적인 생물막 두께, l 은 약 10^{-4} m 으로 보고되고 있다. 생물막에서의 D_e (i.e., $10^{-9} \text{ m}^2/\text{sec}$)가 GAC의 내부 표면에서의 D_s (i.e., $10^{-15} \text{ m}^2/\text{sec}$)보다 훨씬 우세하므로 생물막과 GAC의 경계면에서의 각각의 물질량 플럭스(mass flux)는 다음과 같이 준정상상태(quasi-steady state)로서 나타낼 수 있다.

$$D_e \frac{\partial C_i}{\partial r} \Big|_{r=R_p} = D_s \frac{\partial q}{\partial r} \Big|_{r=R_p}, \rho_a \tag{21}$$

생물막의 위치는 $R_p < r < R_p+l$ 에 있고 기상과 생물막의 계면을 $z=0$ 으로 하고 생물막과 GAC의 경계면을 $z=l$ 으로 하기 위하여 $z=R_p+l-r$ 인 새로운 변수로 치환하면

$$D_e \frac{\partial C_i}{\partial z} \Big|_{z=l} = -D_s \frac{\partial q}{\partial r} \Big|_{r=R_p}, \rho_a \tag{22}$$

C_i , q , z 및 r 의 특성치(characteristic value)를 각각 $C_i(z=l)$, $q(r=R)$, l 및 R_p 이라 할 때 생물막과 GAC의 경계면에서의 물질수지, 식 (22)을 무차원화하면

$$\frac{D_e C_i(z=l)}{l} \frac{\partial \tilde{C}_i}{\partial \tilde{z}} \Big|_{\tilde{z}=1} = -\frac{D_s q(r=R_p)}{R_p} \frac{\partial \tilde{q}}{\partial \tilde{r}} \Big|_{\tilde{r}=1}, \rho_a \tag{23}$$

식 (23)에 생물막에서의 $C_i(z=l)$ 과 $q(r=R_p)$ 를 평형 상태로 가정하고 Speitel *et al.*의 연구 결과를 적용하여 $q(r=R_p) = K C_i^{0.44}(z=l)$ 을 대입한 후에 크기 정도(order of magnitude) 분석을 하면

$$\frac{D_e C_i^{0.56}(z=l)}{l} \sim \frac{D_s K}{R_p} \rho_a \tag{24}$$

사용된 실험 parameter의 값을 식 (24)에 대입시켜서 흡착평형 상수, K 의 값을 구하면 약 $436 \frac{\text{mg}}{\text{gGAC}} \left(\frac{\text{L}}{\text{mg}}\right)^{0.44}$ 이고 이 값은 Speitel Jr. *et al.*의 측정값인 $128 \frac{\text{mg}}{\text{gGAC}} \left(\frac{\text{L}}{\text{mg}}\right)^{0.44}$ 과 같은 크기 정도(order of magnitude)의 K 값이며 이 결과는 유기오염물이 미디움 표면에 흡착 후에 표면확산이 이루어지고 식 (3)의 흡착속도 향이 표면확산을 lumping하고 있다는 조건과 일치함을 보여 주고 있다.

Figure 2에서 유기오염물의 분해반응이 1차반응 반응식으로 적용될 때에 α 의 값이 증가할수록 그에 대응되는 $C_i/(C_{go}/m)$ 의 값은 주어진 ϕ 의 값에서 기상/액상의 계면으로부터 생물막 내

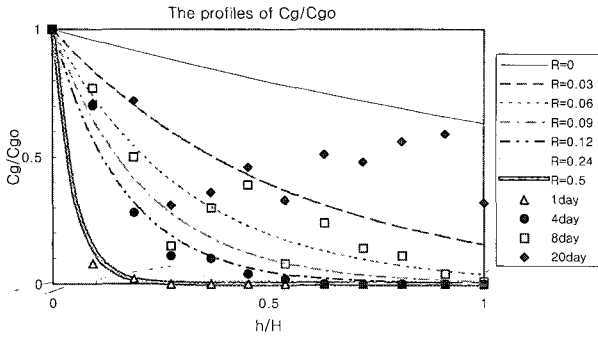


Figure 7. The profiles of C_g/C_{g0} along the height of biofilter with each value of R (i.e., 0, top profile; 0.03, 2nd profile; 0.06, 3rd profile; 0.09, 4th profile; 0.12, 5th profile; 0.24, 6th profile; 0.5, bottom profile) that denotes $a/(\varphi/l)$ with the best-fit parameters (i.e., $l = 42.5 \mu\text{m}$ and $\varphi = 0.01$) to fit break-through curve of figure 10 in reference 18 by use of unsteady kinetic model, in forthcoming paper, with given parameters (i.e., $D_e = 10^{-9} \text{ m}^2/\text{sec}$, $m = 0.0035$, $a = 4500 \text{ m}^3/\text{m}^3$, $u = 23.7 \text{ m/hr}$ and $H = 1 \text{ m}$) (Data: Hodge *et al.*'s biofilter experimental data of 1 day, 4 day, 8 day and 20 day after startup).

부로 갈수록 더욱 감소한다. 그러나 φ 의 값이 약 2 이상일 때는 α 의 값의 효과는 무시할만 하여서 생물막 내부에서의 각각의 α 에 대한 $C_i/(C_g/m)$ 의 추이는 거의 차이가 없게 된다. Figure 3에서처럼 바이오필터의 높이에 따른 C_g/C_{g0} 의 추이에서도 φ 의 값이 약 2 이상일 때는 α 의 값의 효과는 무시할 만한 마찬가지로 경향이 있어 주목된다. 이런 효과는 Thiele number, φ 가 커질수록 특히 $\varphi > 2$ 인 경우에 확산제한의 상황으로 접근하여서 $\sigma=1$ 에서의 경계조건이 α 의 값에 무관하여 집에 기인한다고 해석될 수 있다. 한편 0차 반응의 확산제한의 조건은 전 항에서 설명한 것과 같이 $\sigma=1$ 에서 C_i 의 값이 0이 되고 따라서 생물막의 두께, l 보다 작은 λ 에서의 $\frac{dC_i(x=\lambda)}{dx} = 0$ 의 경계조건을 가지게 하여 수착부피(sorption volume) 내로의 유기오염물 및 기타 물질의 유입이 없게 한다. 이와 같이 확산제한에서는 생물막 내에서 수용화된 유기오염물의 미디움으로의 흡착이식 (4)의 파라미터 α 와 무관하게 된다. Figure 4에서는 유기오염물의 분해가 zero order 반응으로 일어날 경우에 폐가스 내의 유기오염물을 모두 제거하기 위해 필요한 바이오필터의 높이는, 미디움의 α 가 $10/\text{m}$ 인 경우에 흡착이 없을 때의 (i.e., $\alpha=0$) 경우보다 약 35% 이상 적어짐을 보이고 또한 여러 가지 값의 α 에 대하여 C_g/C_{g0} 의 바이오필터의 높이에 따른 추이를 보여주고 있다.

미디움의 흡착용량이 제한될 때에는, 폐가스 내의 유기오염물이 미디움 표면의 생물막 내로의 확산 및 미디움 내로의 표면확산과 pore 확산 및 흡착을 통하여 미디움이 포화되면서 흡착능력이 제한되어 α 의 값이 제한되어 지는 경우이다. Hodge *et al.* (9, 18)의 활성탄을 미디움으로 이용한 바이오필터에 의한 에탄올 증기의 제거 실험(Figure 7)에서 운전 개시(start-up) 기간 동안에는 배출농도는 흡착에 의하여 지배되었다. 실험 후 1일처럼 실험초기에서는 폐가스 내의 에탄올 제거율이 약 100%이나 시간이 지나면서 미디움의 흡착능력이 제한되면서 제거율은 점점 떨어지면서 약 75%의 제거율로 고정이 되면서 미생물에 의한 에탄올의 분해에 지배된다.

Deshusses *et al.*(4)의 실험에 있어서 MEK나 MIBK의 용적 부하(volumetric loading)는 $44 \text{ m}^3/\text{hr}/\text{m}^3$ 이고 바이오필터로의 유입 농도는 $2.97 \text{ g}/\text{m}^3$ 으로서 바이오필터의 단위부피 당 오염물 부하

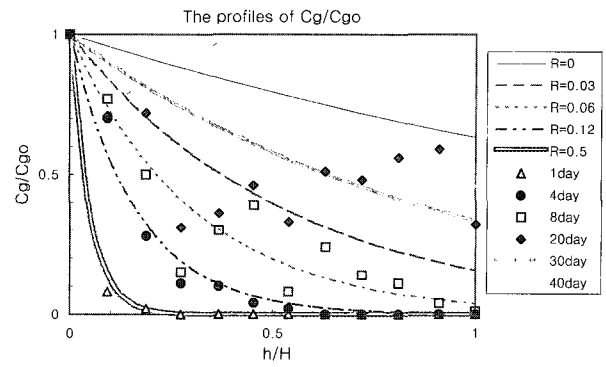


Figure 8. The prediction of the profiles of C_g/C_{g0} along the height of biofilter with the same operating conditions as in Figure 7 on 30 days and 40 days after start-up of biofilter using the mechanistic model of R (i.e., $R = 0.89 e^{-0.78765t} + 0.1 e^{-0.060218t}$) assuming two time-scale decay of slowly varying R where the fitting parameters are obtained by regression analysis.

량은 $130.68 \text{ g}/\text{hr}/\text{m}^3$ 이며 수착(sorption) 평형이 굉장히 빠른 4시간 내에 이루어진다. 그리하여 일반적으로 2~5시간 안에 medium이 포화된 정상상태에 도달한다. 이와 같이 Deshusses *et al.*이 compost/폴리스티렌 구를 미디움으로 한 경우의 MEK나 MIBK의 수착(sorption) 과정은 아주 빠른 데 이는 Deshusses *et al.*이 사용한 동 부피의 compost/폴리스티렌 구의 미디움으로서의 MEK나 MIBK의 부하량에 대한 상대적으로 작은 흡착용량에 기인한다고 할 수도 있고 또한 Deshusses *et al.*의 모델이 흡착을 고려하지 않고 수착부피(sorption volume)만을 고려한 이유일 수 있다. 반면에 Hodge *et al.*(18)의 실험(Figure 7) 경우는 폐가스 중의 에탄올을 제거하기 위하여 GAC를 미디움으로 하여 에탄올의 표면부하(surface loading)가 $23.7 \text{ m}^3/\text{hr}/\text{m}^2$ 이고 바이오필터로의 유입농도는 $11.3 \text{ g}/\text{m}^3$ 으로서 길이가 약 1 m인 바이오필터의 단위부피당 오염물 부하량은 $268.81 \text{ g}/\text{hr}/\text{m}^3$ 이다. Deshusses *et al.*의 케톤(ketone) 제거 실험 때보다 더욱 큰 바이오필터의 단위 부피 당 오염물 부하량에도 불구하고 운전개시(start-up) 시에 바이오필터의 거동은 흡착이 프로세스를 지배하여 미디움이 포화되어 정상상태에 도달할 때까지는 약 1 달 이상이 걸린다(Figure 7). 운전개시(start-up) 기간동안 흡착이 지배하므로 C_g 의 시간 척도(time scale)에서 C_i 는 준정상상태(quasi-steady)에 있고 느리게 변화하는 흡착상수, α 의 값은 상수로 간주하여 바이오필터를 통과하는 폐가스 내의 에탄올 농도(C_g)를 구할 수 있다. 이와 같이 이 논문에 제시된 모델은 운전개시(start-up)시에 흡착이 프로세스를 지배하여 바이오필터를 통과하는 폐가스 내의 유기오염물 농도를 구하기 위하여 느리게 변화하는 흡착상수, α 의 값을 상수로 간주할 수 있다는 연역적 가정(a priori assumption)을 하고 있다. 따라서 이 모델은 흡착상수, α 가 변하지 않는 상수인 경우에 적용 가능하나 이 경우만의 실험 데이터는 구하기 어렵고 또한 Hodge *et al.*의 실험경우처럼 오염물의 부하나 미디움에 대한 친화도(affinity)를 고려할 때 흡착용량이 상대적으로 매우 커서 운전개시(start-up) 시에 흡착이 프로세스를 지배하는 경우에 적용 가능하다. 이와 같이 가장 느리게 변화하는 α 의 값을 상수로 간주하여 그러한 각각의 시간대의 α 의 값에 따른 바이오 필터의 거동을 제시된 모델을 사용하여 나타낼 수 있다. Figures 7 및 8에서는 여러 가지의 R (i.e., $a/(\varphi/l)$)의 값에서의 1차 반응속도식을 가정하였을 때의 바이오필터 높이에 따

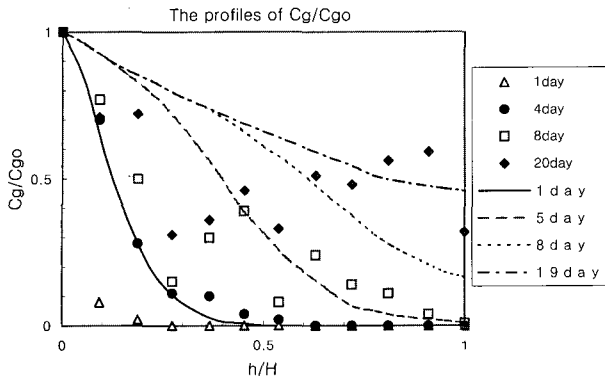


Figure 9. The model fitting of Hodge *et al.* with the same operating conditions as in Figure 7.

른 폐가스 내의 에탄올 농도 분포 및 운전 개시(start-up) 후 1, 4, 8, 20일에서의 Hodge *et al.*의 실험 데이터를 보여 주고 있는데 다른 실험 데이터와는 다르게 20일에서의 실험 데이터는 바이오필터의 무차원 높이가 약 0.25 근처에서 최저점을 나타내고 있어 제시된 모델로서는 나타낼 수가 없다. 이는 Hodge *et al.*의 실험에서 운전 개시(start-up) 후 시간이 진행함에 따라 바이오필터 내부에 발생한 편류(channeling) 현상 때문이라고 추측된다. Figure 9는 Hodge *et al.* 모델의 거동을 보여주고 있으나 운전 개시(start-up) 기간 동안의 모델 예측이 바이오필터 높이에 따른 폐가스 내의 에탄올 농도 분포의 실험 데이터와 잘 일치하지 않음을 알 수 있다.

본 연구의 바이오필터 모델링은, 비어있는 흡착 활동점(site)이 점유되어 흡착이 진행됨에 따라서 흡착 활동점(site)의 농도에 의해서 흡착속도가 제한되고 가역적인 흡착과정을 설명하기 위하여 clouding 효과를 모델 계수, k_a 에 적용함으로써 흡착속도가 제한되는 공정 조건에 적용 가능하고, 산업계가 요구하는 시간 척도(time scale)에 맞고 또한 가능한 한 최소의 모델 파라미터를 갖는 바이오필터의 모델의 요구 조건을 충족하여 바이오필터의 최근의 증가하는 수요로 인하여 발생하는, 바이오필터 설계, 규모확대(scale-up) 등 기본설계 및 바이오필터 운전에 대한 개념적 이해라는 산업체의 요구를 충족시키리라고 기대되어진다. 특히 본 연구에서 제시될 바이오필터 모델의 특성은, 흡착속도가 제한되는 운전 조건하에서도 폐가스 내의 유기오염물 농도를 수치 해석적인 해를 요구하는 모델이 아닌 간단한 해석적인 대수식으로 표현할 수 있어서 모델의 필수 요건 중에 하나인 간편성(simplicity)을 충족시키고, 폐가스의 유기 오염물을 제거하는 바이오필터의 능력에 대한 미디움의 흡착 성능의 이론적 효과를 설명하는 독창적인 모델이라는 점이다.

요 약

바이오필터의 생물막 내의 오염물질의 농도 구배식을 유도하고 바이오필터로 처리한 폐가스의 배출농도를 해석적으로 구한 Ottengraf *et al.*을 포함하여 바이오필터 모델링에 관련하여 많은 연구 노력이 있어 왔으나 대부분의 연구노력 중에서 유기 오염물의 바이오필터 미디움에 대한 흡착의 효과에 관하여서는 무시되어 왔다. 이 연구에서는 미디움의 흡착 성능의 바이오필터에 있어서 유기 오염물을 제거하는 성능에 대한 영향에 대하여 이

론적으로 고찰하여 프로세스 lumping을 수반하는 바이오필터의 모델링을 제시하였다.

감사의 글

본 연구는 1998년도 한국과학재단의 핵심전문연구과제 연구비(과제번호 981-1111- 062-1)에 의해 수행되었으며 연구비 지원에 감사드립니다.

사 용 기 호

- C_g concentration in the gas phase (kg/m^3)
- C_{go} inlet concentration in the gas phase (kg/m^3)
- C_{go}^* the concentration in the gas phase at $\zeta = \zeta^*$ (kg/m^3)
- C_l concentration in the liquid phase of biofilm (kg/m^3)
- \tilde{C}_l dimensionless concentration in the liquid phase of biofilm
- C_s concentration in the liquid phase of sorption volume (kg/m^3)
- x depth coordinate of biofilm (m)
- l biofilm thickness (m)
- D_e effective diffusivity in biofilm (m^2/sec)
- D_s The coefficient of surface diffusion (m^2/sec)
- r_A reaction rate ($\text{kg/m}^3 \cdot \text{sec}$)
- r radial coordinate of the particle of medium (m)
- R_p radius of the particle of medium (m)
- k_a adsorption rate constant (sec^{-1})
- a interfacial area per unit of volume (m^2/m^3)
- V bed volume (m^3)
- V_{sorption} sorption volume (m^3)
- k reaction rate constant of first order (sec^{-1}) or zero order ($\text{kg/m}^3 \cdot \text{sec}$)
- H biofilter bed height (m)
- h height coordinate of biofilter bed (m)
- u approach velocity of waste gas stream (m/sec)
- N diffusive flux at the interface between gas phase and liquid phase ($\text{kg/m}^2 \cdot \text{sec}$)
- $K, \frac{1}{n}$ Freundlich isothermal constant ($(\frac{\text{m}^3}{\text{kg}})^{\frac{1}{n}} (\frac{\text{kg}}{\text{kgGAC}})$)
- K_m Michaelis-Menten constant (kg/m^3)
- q adsorbed substrate mass per unit GAC mass (kg/kgGAC)
- m distribution coefficient
- z transformed radial coordinate
- N_r decay constant in the absence of adsorption of medium
- \tilde{q} dimensionless variable of q
- \tilde{r} dimensionless radial coordinate of the particle of medium
- R the value of a divided by ϕ/l
- \tilde{z} dimensionless transformed radial coordinate
- N_ϕ the ratio of decay constants between the cases when adsorption exists and is absent
- X cell concentration
- Y cell yield coefficient
- σ dimensionless depth coordinate of biofilm

- ε bed porosity
- φ Thiele number
- ζ dimensionless height coordinate of biofilter bed
- ζ^* dimensionless height of transition between reaction limiting and diffusion limiting
- ξ dimensionless depth coordinate of biofilm
- φ_0 Thiele number for zero order reaction
- α ratio of $k_a(1-\varepsilon)$ to $D_e a$ (m^{-1})
- λ penetration thickness in the biolayer (i.e., $\sqrt{\frac{2D_e C_g}{km}}$) (m)
- ρ_a apparent density of GAC ($kgGAC/m^3$)
- μ_m the maximum growth rate (sec^{-1})

참 고 문 헌

1. Hirai, M., M. Ohtake and M. Shoda. (1990), Removal kinetics of hydrogen sulfide, methanethiol and dimethyl sulfide by peat biofilters, *J. Ferment. Bioeng.* **70**, 334-339.
2. Ottengraf, S. P. P. (1986), Exhaust gas purification, *Biotechnology* (H. J., Rehm, G. Reed, eds) Vol. 8, pp. 426-452, VCH, Weinheim, Germany.
3. Shareefdeen, Z., B. C. Baltzis, Y. S. Oh and R. Bartha. (1993), Biofiltration of methanol vapor, *Biotechnol. Bioeng.*, **41**, 512-524.
4. Deshusses, M. A., G. Hamer and I. J. Dunn. (1995), Behaviour of biofilters for waste air biotreatment. *Environ. Sci. Technol.*, **29**, 1048-1068.
5. Speitel, G. E., Jr., D. S. Mclay. (1993), Biofilm reactors for treatment of gas streams containing chlorinated solvents, *J. Environ. Eng.*, **119**, 658-678.
6. Liu, P. K. T., R. L. Gregg and H. K. Sabol. (1994), Engineered biofilter for removing organic contaminants in air, *Air & Waste*, **44**, 209-303.
7. Deshusses, M. A. and I. J. Dunn. (1994), Modelling experiments on the kinetics of mixed-solvent removal from waste gas in a biofilter, Proceedings of the 6th European Congress on Biotechnology (L. Alberghina, L. Frontali and P. Sensi eds.), pp.1191-1198, Elsevier Science B. V.
8. Deshusses, M. A. and G. Hamer. (1993), The removal of volatile ketone mixtures from air in biofilters, *Bioprocess Engineering*, **9**, 141-146.
9. Hodge, D. S. and J. S. Devinny. (1994), Biofilter treatment on ethanol vapors, *Environmental Process*, **13**(3), 167-173.
10. Bittman, B. E. and P. L. McCarty. (1980), Model of steady-state-biofilm kinetics, *Biotechnology and Bioengineering*, **22**, 2343-2357.
11. Bittman, B. E. and P. L. McCarty. (1980), Evaluation of steady-state-biofilm kinetics, *Biotechnology and Bioengineering*, **22**, 2359-2373.
12. Ottengraf, S. P. P., J. J. P. Meesters, Van Den Oever, A. H. C., and H. R. Rozema. (1986), Biological elimination of volatile xenobiotic compounds using biofilters, *Bioprocess Eng.*, **1**(1), 61-69.
13. Tang, B., S. J. Hwang and S. Hwang. (1995), Dynamics of toluene degradation in biofilters, *Hazardous Waste & Hazardous Materials*, **12**(3), 207-219.
14. Eckhart, A. (1987), Proceedings of Biological Treatment of Industrial Waste Gases, Dechema, Heidelberg, Germany, Mar. 24-26, 2 pp.
15. Buchner, R. (1989), "Auswirkungen verschiedener Betriebszu-

stande in der biologischen Abluftreinigung am Beispiel von Biofiltern" Ph. D. Thesis, T. U. Wien, Austria.

16. Leson, G. and A. M. Winer. (1991), Biofiltration: an innovative air pollution control technology for VOC emissions, *J. Air & Waste Manage. Assoc.*, **41**: 1045-1054.
17. Sorial, G. A., F. L. Smith, M. T. Suidan and P. Biswas. (1995), Evaluation of trickle bed biofilter media for toluene removal, *Journal of the Air & Waste Management Association*, **45**, 801-810.
18. Hodge, D. S. and J. S. Devinny. (1995), Modeling removal of air contaminants by biofiltration, *Journal of Environmental Engineering*, **121**(1), 21-32.
19. Speitel, G. E., Jr., K. Dovantzis, and F. A. DiGianno. (1987), Mathematical modeling of bioregeneration in GAC columns, *Journal of Environmental Engineering*, **113**(1), 32-48.
20. Speitel, G. E., Jr. and F. A. DiGianno. (1987), The bioregeneration of GAC used to treat micropollutants, *Journal of Am. Water Works Assoc.*, **79**(1), 64-73.
21. Deshusses, M. A. (1997), Transient behaviour of biofilters: start-up, carbon balances and interactions between pollutants, *Journal of Environmental Engineering*, **123**(6), 563-568.
22. Deshusses, M. A., G. Hamer, and I. J. Dunn. (1996), Transient state behaviour of biofilter removing mixtures of vapors of MEK and MIBK from air, *Biotechnol. Bioengr.*, **49**(5), 587-598.
23. Oh, Y.-S and R. Bartha. (1994), Design and performance of a trickling air biofilter for chlorobenzene and o-Dichlorobenzene vapors, *Applied and Environmental Microbiology*, **60**(8), 2717-2722.
24. Hand, D. W., J. C. Crittenden, and W. E. Thacker. (1983), User-oriented batch reactor solutions to the homogeneous surface diffusion model, *Journal of Environmental Engineering*, **109**(1), 82-101.

Appendix 1

1. 1차반응 속도식의 경우

$$\frac{C_g}{C_{g_0}} = e^{-N_r N_f \zeta} \tag{9}$$

where N_r and N_f are $\frac{H D_e \phi a}{u l m} \tanh \phi$ and

$$\frac{\sinh \phi + \frac{\alpha}{\phi/l} \cosh \phi}{\cosh \phi + \frac{\alpha}{\phi/l} \sinh \phi} \frac{1}{\tanh \phi} \text{ respectively.}$$

2. 0차반응 속도식의 경우

2.1. 반응제한의 경우

• $\alpha > 0$ 일 때 :

$$\frac{C_g}{C_{g_0}} = \frac{-\frac{k l m}{D_e \alpha} (1 + \frac{\alpha}{2} l)}{C_{g_0}} + (1 + \frac{k l m}{D_e \alpha} (1 + \frac{\alpha}{2} l)) e^{-\frac{H D_e a}{u m} \frac{a}{1 + \alpha l} \zeta} \tag{13}$$

• $\alpha = 0$ 일 때 :

$$\frac{C_g}{C_{g_0}} = 1 - \frac{K' H}{u C_{g_0}} \zeta \text{ where } K' = k a l$$

2.2. 확산제한의 경우

$$\frac{C_g}{C_{g_0}} = \left(1 - \frac{h a}{u} \sqrt{\frac{k D_e}{2 m C_{g_0}}}\right)^2$$

($h < \frac{u}{a} \sqrt{\frac{2 m C_{g_0}}{k D}}$ 일 때)

(단, $h \geq \frac{u}{a} \sqrt{\frac{2 m C_{g_0}}{k D}}$ 일 때 C_g 의 값은 0이다.)

(17)

따라서 $\zeta = \zeta^*$ 지점을 폐가스가 통과 후에 식 (17)은 다음과 같이 나타내어진다.

$$\frac{C_g}{C_{g_0^*}} = \left(1 - \frac{H(\zeta - \zeta^*) a D_e}{u l m}\right)^2$$

($\zeta^* < \zeta < \zeta^* + \frac{u l m}{H a D_e}$ 일 때)

(단, $\zeta \geq \zeta^* + \frac{u l m}{H a D_e}$ 일 때 C_g 의 값은 0이다.)

(20)