

평형 모델을 이용한 다공매질에서의 유동 세균에 의한 유기성 오염물의 가속이송

Modeling Bacteria Facilitated Contaminant Transport in Porous Media with Equilibrium Adsorption Relationships

신항식(Hang-Sik Shin)* · 김승현(Seung-Hyun Kim)**

요 약 : 지하수에 콜로이드가 있을 경우 지체계수 감소로 인한 오염물의 가속이송이 일어난다. 세균은 콜로이드 크기이며, 비중이 물과 비슷하고, 또 특유의 표면조건으로 인하여 오염물을 가속이송시킬 수 있다. 유동 세균이 지하수에 있으면 그 system 은 액상, 고상, 그리고 입상의 3 상(phase) 으로 해석되어야 한다. 본 연구에서는 물질수지에 기초한 수학적 모델을 개발하여 다공매질에서의 오염물의 이동을 예측했다. 세균과 오염물의 각 상사이의 분배는 평형분배 모델을 이용했다. 모델결과를 일반화하기 위하여 무차원화 기법이 사용되었다. 모델의 해는 수치해법이 사용되었고, 문헌상의 실험결과와 비교되었다. 유동 세균이 존재하므로써 오염물이 가속이송되었고, 오염물을 섭취하므로써 그 농도를 낮출 수 있었다.

Abstract : Colloids such as exogenous biocolloids in a bioremediation operation can enhance the transport of contaminant in ground water by reducing retardation effects. Because of their colloidal size and favorable surface conditions in addition to their low density, bacteria can act as efficient contaminant carriers. When mobile bacteria are present in a subsurface environment, the system can be treated as consisting of three phases: water phase, bacterial phase, and the stationary solid matrix phase. In this work, a mathematical model based on mass balances is developed to describe the facilitated transport and fate of a contaminant in a porous medium. Bacterial partition between the bulk solution and the stationary solid matrix, and the contaminant partition among the three phases are represented by the equilibrium relationships. Solutions were obtained to provide estimates of contaminant and bacterial concentrations. A dimensionless analysis of the transport model was utilized to estimate model parameters from the experimental data. The model results matched with experimental data of Jenkins and Lion (1993). The presence of mobile bacteria enhances the contaminant transport. However, bacterial consumption of the contaminant which serves as a bacterial nutrient, can attenuate the contaminant concentration.

서 론

가속이송 효과로 인해 최근 지하수에서의 오염물 이동에 대한 콜로이드의 영향이 점차 주목을 받고있다. 콜로이드가 지하수에서 오염물을 그 표면에 흡착하여 오염물의 이동 속도를 가속하는데, 이로 인하여 그 이동속도는 재래식 방법(two-phase system)으로 계산한 값보다 훨씬 빠르다고 보고된 바 있다(McCarthy and Zachara, 1989; Corapcioglu and Jiang, 1993). McCarthy 와 Zachara(1993)는 콜로이드 입자의 구성이 지하수의 대수층 구성물질(흙 입자)과 비슷하기 때문에 콜로이드는 흙 입자와 같은 기작으로 오염물을 흡착한다고 하였다. 우물굴착 시 사용되는 유탄용 진흙이 오염물을 이동시킨다는 보고도 있

다(Corapcioglu, 1988; Corapcioglu and Abboud, 1990). 이들 보고로부터 지하수에서, 오염물은 재래식의 예측법으로 계산된 것보다 훨씬 더 멀리 이송될 수 있다는 것을 알 수 있다.

McCarthy 와 Zachara(1989)가 지적했듯이 무기 이온과 세균 등이 지표면으로부터 지하수로 흘러든다. 또한, 유전공학적으로 처리된 세균을 강제로 주입하여 오염물의 가속이송을 도모하기도 한다. 최근 Bellin 과 Rao(1993)는 실험을 통하여 세균이 지하수에서 다핵 방향족 탄수화물(PAH)의 이송을 촉진시킨다고 보고하였다. Jenkins 와 Lion(1993) 역시 세균이 있을 경우 다핵 방향족 탄수화물의 이송이 촉진된다고 보고하였다. 문헌 연구를 통하여 Baughman 과 Paris(1981)는 유기성 오염물은 세균의 표면에 부착하며, 또한 죽은 세균의 표면에도 같은 정도로 부착한다고 결론지었다. 다른 연구자들도(Tsezos and Bell, 1989; McRea, 1985) 여러가지 다른 물질에 (lindane, pentachlorophenol, diazinon) 대하여 비슷한 결론을 얻었다. Bell 과 Tsezos (1987) 그리고 Tsezos 와 Bell (1989)들은 세균표면의 오염물이 가역적으로 부착된다고 밝혔다. 또한, Canton 등

*대전시 유성구 구성동 373-1, 한국과학기술원 토목공학과 맑은물 연구센터 (Clean Water Research Center, Civil Eng. Dept., KAIST 373-1, Kusong-dong, Yusong-gu, Taejon)

**경북 경산시 대동 214-1 영남대학교 환경공학과 (Department of Environmental Engineering, Yeungnam Univ., Kyungsan, Korea 712-749)

(1977)과 Paris 와 Lewis(1976)등은 소수성 물질의 세균표면에서의 부착은 가역적이라고 하였다. 그러므로, 이들 결과를 기초로, 유기성 오염물은 세균에 부착과 탈착을 거듭하면서 지하수를 따라 흐른다고 볼 수 있다.

종래의 오염물 이동 해석에서는 지하수의 흐름을 이상 다공매질(two-phase medium)로 보았다. 그러나, 콜로이드성 입자가 존재할 경우, 지하수는 2 종류의 고상(solid phase)과 하나의 액상(aqueous phase) 즉, 3 상 (three-phase) 으로 해석되어야한다 (Corapcioglu and Jiang, 1993). 본 연구에서는 고안된 모델을 무차원화하여 실험결과와 비교하고, 여러가지 변수들에 대한 감응도 분석을 실시한다.

모델 전개

콜로이드에 의한 오염물의 가속이송은 최근 Corapcioglu 와 Jiang(1993) 그리고 Jiang 과 Corapcioglu(1993) 에 의하여 연구된 바 있다. 세균은 그 크기가 콜로이드와 비슷하고(Ghiorse and Wilson, 1988), 그들의 물리, 화학적 성질로 인하여 안정한 콜로이드성 용액을 형성하는 성질이 있다(Marshall, 1986). 대부분의 유기성 오염물은 소수성이기 때문에 세균표면에 쉽게 부착하고, 이로인해 가속이송된다. 그러나, 무기성 콜로이드와 달리 세균은 지하수를 통해 흘러가면서, 유기물을 먹이로 취하여 성장하며, 또한 죽는다.

세균의 이송 방정식

부유 미생물 입자가 포화 다공매질을 통과할 때, 그 입자들은 흡입자(포집자)의 표면으로 이송된다. 포집되는 기작은 유체역학적인 힘 외에도 포집자와 입자사이의 다른 힘들에 의한 것도 있다. 부유입자가 포집자의 표면 부근에 접근해오면, London-van der Waals 힘과 전기적 힘이 작용하게 되는데, 세균의 경우 그 표면 특성이 부착에 큰 영향을 주게된다. 또한, 유속이 증가함에 따라 부착되었던 세균이 흡입자 표면으로부터 떨어져나와 다시 물속으로 되돌아가기도 한다. 이 과정을 탈리라고도 부른다. 실제로, 어떤 입자가 포집자에 부착할 때는 여러가지 기작이 여기에 관여한다. 이들 여러가지 기작을 증척시키므로써 그 입자의 부착에 대한 미시적 관점의 예측을 할 수 있다. 그러나, 여기에서는 이를 지양하고, 거시적 관점의 현상론적 방법을 채택하기로 하며, 여기에 사용되는 상수값들은 이론적 고찰이나 실험적 방법에 의하여 구한다. 본 연구에서 모델링의 출발점은 액상에서의 유동 세균에 대한 물질수지식이며, 이때 세균에 부착된 오염물의 양은 세균의 양에 비해 충분히 작다고 가정했다 (Corapcioglu and Haridas, 1985).

$$\frac{\partial[(n-\alpha_c)C_c]}{\partial t} = -\nabla \cdot J_f^c - Q_s^{cm} + Q_g^{cm} - Q_d^{cm} \quad (1)$$

흡입자에 부착된 세균 입자의 물질수지식은

$$\frac{\partial(\rho_c \alpha_c)}{\partial t} = Q_s^{cm} + Q_g^{cc} - Q_d^{cc} \quad (2)$$

로 표시될 수 있다. 식 (1) 과 (2) 에서 C_c 는 액상에서의 유동 세

균의 농도를, Q_s^{cm} 은 흡입자에서 세균의 순 부착율을, n 은 공극율을, α_c 는 흡입자에 부착된 세균의 부피비율을, J_f^c 는 유동 세균의 flux, 그리고, ρ_c 는 세균의 밀도를 각각 나타내며, Q_g^{cm} 과 Q_d^{cm} 는 유동 세균의 성장율과 폐사율을 나타낸다. Q_g^{cc} 과 Q_d^{cc} 는 부착 세균의 성장율과 폐사율을 나타낸다. 유동 세균의 flux 는

$$J_f^c = -D_B \nabla[(n-\alpha_c)C_c] - D_{MD} \nabla[(n-\alpha_c)C_c] + q_w C_c \quad (3)$$

로 나타나며, D_{MD} 는 기계적 분산(mechanical dispersion)계수, D_B 는 Brown 확산 계수, q_w 는 Darcy 의 속도를 각각 나타낸다.

세균 입자들이 안정할 경우, 즉 흡입자에 부착되지 않을 경우에는 액상을 통하여 이동하고, 이 때 그 표면에 오염물을 부착하여 운반한다. 그러나, 입자들이 불안정할 경우에는 흡입자에 부착된다. 이 두가지 기작은 동시에 일어나며, 그 계(system)의 오염물 농도, pH, 이온 강도 등에 좌우된다(O'Melia, 1985). Jenkins 와 Lion (1993) 등은 세균의 액상과 고상(흡입자) 사이의 분포를 평형식을 이용하여 나타낸 바 있다.

오염물의 이송방정식

유동 세균의 표면에 부착한 오염물의 물질수지식은

$$\frac{\partial[(n-\alpha_c)\alpha_{cm}C_c]}{\partial t} = -\nabla \cdot (\alpha_{cm}J_f^c) + \alpha_{cm}^a - R_{cm} \quad (4)$$

로 표시될 수 있으며, 흡입자에 부착된 세균에 부착된 오염물의 물질수지식은

$$\frac{\partial(\alpha_{cc}\rho_c\alpha_c)}{\partial t} = \alpha_{cc}^a - R_{cc} \quad (5)$$

로 주어진다. 여기서, α_{cm} 은 부유 세균에 부착된 오염물과 부유 세균의 질량 비, Q_{cm}^a 은 부유 세균의 표면에서 오염물의 순 부착율, α_{cc} 부착 세균에 부착된 오염물과 부착 세균의 질량비, R_{cm} 과 R_{cc} 는 부유 및 부착 세균의 표면에 있는 기질(오염물)의 이용속도, 그리고, Q_{cc}^a 는 부착 세균의 표면에서의 오염물의 순 부착율을 나타낸다. 여기서, R_{cm} 과 R_{cc} 는 그 크기가 작으므로 무시될 수 있다. Jenkins 와 Lion (1993)에 의하면, 세균 표면의 소수성 물질의 양은 액상 농도와 평형 관계에 있다고 한다. 부유 세균과 부착 세균의 표면 특성은 같다고 볼 수 있으므로, 동일한 부착 속도 상수가 사용될 수 있다(van Loosdrecht *et al.*, 1989).

액상에서의 오염물 이송 방정식은

$$\frac{\partial(\sigma_D \rho_b)}{\partial t} + \frac{\partial[(n-\alpha_c)C_D]}{\partial t} = -\nabla \cdot \{-D \nabla[(n-\alpha_c)C_D] + q_w C_D\} - Q_{cm}^a - Q_{cc}^a - R_f - R_f^* \quad (6)$$

이며, ρ_b 는 다공매질의 겉보기 밀도, D 는 오염물의 수력학적 분산 계수(hydrodynamic dispersion coefficient), σ_D 는 흡입자에 부착한 오염물의 흡입자에 대한 질량비를 나타낸다. R_f 는 액상 오염물의 이용속도, R_f^* 는 고상(흡입자) 오염물의 이용속도를 나타낸다. 액상과 고상의 평형농도를 등은 흡착식으로 나타내면

$$\sigma_D = K_3 C_D \quad (7)$$

이 되고, K_3 는 오염물의 액상과 고상사이의 평형분배계수를 나타낸다. 세균과 오염물의 수력학적 분산 계수는 같다고 볼 수 있는데, 이는 Brown 확산계수가 기계적 분산에 비해 훨씬 작다는 가정에 기초한 것이다.

세균의 성장, 폐사, 그리고 오염물의 이동

세균의 성장은 Monod 모델을 사용하여 묘사하였고, 오염물은 세균의 성장에 필요한 기질로 이용될 수 있다고 가정하였다. 세균의 성장속도는

$$Q_g^{cm} = \mu^{cm} \theta C_c = \frac{\mu_{max} C_D}{K_s + C_D} \theta C_c ;$$

$$Q_g^{cc} = \mu^{cc} \rho_c \sigma_c = \frac{\mu_{max}' C_D}{K_s + C_D} \rho_c \sigma_c \quad (8)$$

로 표시될 수 있으며, μ^{cm} 과 μ^{cc} 는 부유 및 부착 세균의 비 성장율(specific growth rate)을 나타낸다. μ_{max} 과 μ_{max}' 는 부유 및 부착 세균의 최대 비 성장율(maximum specific growth rate)을, 그리고, K_s 와 K_s' 는 Monod 상수들을 나타낸다. 오염물의 농도가 아주 낮을 경우, 식 (8)은 다음과 이 간략화 될 수 있다.

$$Q_g^{cm} \equiv [\mu_{max}/K_s] \theta C_D C_c = \mu_5 \theta C_D C_c ;$$

$$Q_g^{cc} \equiv [\mu_{max}'/K_s] \rho_c C_D \sigma_c = \mu_4 \rho_c C_D \sigma_c \quad (9)$$

또한, 흙 입자의 세균에 대한 표면효과(surface effect)는 크지 않으므로 (van Loosdrecht *et al.*, 1989), $\mu_4 = \mu_5 = \mu$ 로 가정할 수 있다.

$$Q_g^{cm} = \mu \theta C_D C_c ; \quad Q_g^{cc} = \mu \rho_c C_D \sigma_c \quad (10)$$

식 (10) 은 액상 오염물만을 이용한 세균의 성장율이며, 흙 입자와 세균에 부착된 오염물을 고려한 성장율은

$$Q_g^{cm} = \mu (C_D + \frac{\rho_b \sigma_D}{\theta} + \sigma_{cm} C_c) \theta C_c ;$$

$$Q_g^{cc} = \mu (C_D + \frac{\rho_b \sigma_D}{\theta} + \frac{\sigma_c \rho_c \sigma_{cc}}{\theta}) \rho_c \sigma_c \quad (11)$$

으로 나타낼 수 있다.

이미 언급한 바와같이 세균에 부착된 오염물의 양은 다른 상(phase)에 있는 오염물의 양에 비해 적다고 가정할 수 있으며, 본 연구에서는 이를 무시했다. 세균의 폐사율은 1 차 반응으로 가정했으며

$$Q_d^{cm} = k_d \theta C_c ; \quad Q_d^{cc} = k_d \rho_c \sigma_c \quad (12)$$

로 나타낼 수 있다. 여기서 k_d 는 폐사율 상수이다.

소비되는 기질과 생성되는 세균 양의 비가 일정하고 Y로 표시될 수 있다면 기질이용 속도는 다음의 식들로 나타낼 수 있다.

$$R_f = \frac{\mu C_D}{Y} \theta C_c + \frac{\mu C_D}{Y} \rho_c \sigma_c - \beta k_d \theta C_c \quad (13)$$

$$R_f^* = \frac{\mu \rho_b \sigma_D}{Y} C_c + \frac{\mu \rho_b \sigma_D / \theta}{Y} \rho_c \sigma_c - \beta k_d \rho_c \sigma_c \quad (14)$$

$$R_{cm} = \frac{\mu \sigma_{cm} C_c}{Y} \theta C_c ; \quad R_{cc} = \frac{\mu \rho_c \sigma_c \sigma_{cc} / \theta}{Y} \rho_c \sigma_c \quad (15)$$

여기서 R_{cm} 과 R_{cc} 은 무시될 수 있으며, β 는 세균이 폐사 후 다시 기질로 환원되는 비율을 나타낸다. Kurath 와 Morita(1983) 는 실험을 통하여 이 비율이 아주 작은 값이라고 보고하였다. 낮은 오염물 농도에서는 식 (13) 과 (14) 는 다음과 같이 쓸 수 있다.

$$R_f + R_f^* = \frac{\mu}{Y} (C_D + \frac{\rho_b \sigma_D}{\theta}) (\theta C_D + \rho_c \sigma_c) - \beta k_d (\theta C_c + \rho_c \sigma_c) \quad (16)$$

액상과 고상간 세균의 평형 분배

세균의 부착은 세균과 흙 입자의 성질에 좌우되며(Fletcher and Loeb, 1979), 이를 예측할 수 있는 일반적인 관계식은 아직 성공적이지 못하다(Yates and Yates, 1991). 따라서, 필요한 경우에는 각각의 흙과 세균에 대한 실험을 통해서 자료를 얻어야 한다. 일반적으로, 흙 표면에서의 세균의 부착에는 확산, 조집(interception), 그리고 침전(sedimentation) 등의 기작이 관여한다(Corapcioglu and Haridas, 1984; Harvey, 1991). 이들 기작으로 인해 세균이 흙 표면에 접근해 오면, 인력(van der Waals force)과 척력(electrostatic force) 이 작용한다(van Loosdrecht *et al.*, 1989). 이러한 접근법은 콜로이드 안정이론 혹은 DLVO 이론이라한다(Weber, 1972). Tan *et al.* (1992) 과 Fontes *et al.* (1991) 에 의하면 이온강도가 세균의 부착에 큰 영향이 있으며, 이는 DLVO 이론에의하여 해석될 수 있다고 한다. 세균의 부착은 또다른 이론으로 설명될 수 있는데, 이것은 표면자유 에너지 이론(surface free energy theory) 으로, 1 nm 이하의 접근 거리에 적용된다. 이 경우에는 단거리 반응, 즉 수소결합등의 분자결합이 고려되어야 한다.

실제의 지하수 조건에서는 이들 이론의 직접적용이 어려운 데, 이는 세균 표면에는 편모, 섬모등의 부착물이 있어서, 위에 언급한 이론으로 계산된 거리보다 훨씬 먼 거리에서 부착이 일어난다(Harvey, 1991). 생물막을 형성하지 않고 약하게 결합한 세균은 갑작스런 유속변화나 액상의 pH 변화에 의해 흙 표면으로부터 쉽게 탈착된다. 이러한 부착은 그 특성이 물리화학적이라 할 수 있고(Bashan, 1993), 평형 모델(Dickson, 1991; Peterson and Ward, 1989) 과 동역학적 모델(Corapcioglu and Haridas, 1985; Hornberger *et al.*, 1992) 의 두 가지방법으로 묘사될 수 있다. 평형 모델은 액상과 고상사이에서 세균의 이동 속도가 유속에 비해 무한하다고 가정하며, 동역학적 모델은 이 속도가 유한하다고 가정한다.

세균이 흙 표면에 일정시간 이상 체류하게 되면 불가역 부착 반응 혹은 정착이 시작된다(Characklis, 1984). 이 과정은 그 특성이 생물화적이고, 주로 세균 표면의 부가물(appendages) 의 활동에 기인하며(Bashan, 1993; Michiels *et al.*, 1990), 결국 생물막을 형성하게 된다(Marshall, 1986). 생물막은 본 연구에서는 다루지 않는다.

본 연구에서는 Jenkins 와 Lion (1993) 의 실험결과와 본 연

구의 모델을 비교하고자하므로 세균의 부착은 평형 모델을 사용한다. 세균의 액상과 고상사이의 분배는 다음식으로 나타낼 수 있다.

$$\alpha_c = K_6 C_c \quad (17)$$

여기서 K_6 는 세균의 평형 분배계수이다. 식 (3), (11), (12) 그리고 (17) 을 (1)과 (2) 에 대입하면

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial t} (\theta R_c C_c) = D^* \nabla^2 (\theta C_c) - v \cdot \nabla (\theta C_c) \\ + \mu \theta C_c C_D (1 + \frac{\rho_b K_3}{\theta}) (1 + \frac{\rho_c K_6}{\theta}) - k_d \theta C_c (1 + \frac{\rho_c K_6}{\theta}) \end{aligned} \quad (18)$$

을 얻으며, 여기서 R_c 는 세균의 지체계수로 다음과 같이 표시된다.

$$R_c = 1 + \frac{\rho_c K_6}{\theta} \quad (19)$$

오염물의 액상과 입상(bacterial phase) 사이의 평형분배 Jenkins 와 Lion (1993) 의 실험결과와 모델을 비교하기 위하여 오염물의 액상과 입상 사이의 평형분배를 가정했다. Tsezos 와 Bell (1989) 그리고 Jenkins 와 Lion (1993) 에 의하면 린데인이나 페난트린과 같은 유기물은 세균 표면에서 아주 빨리 흡착 및 탈착한다고한다. 이러한 경우에 그 평형 분배식은

$$\alpha_{cc} = K_4 C_D \quad (20)$$

$$\alpha_{cm} = K_5 C_D \quad (21)$$

로 나타낼 수 있고, K_4 와 K_5 는 부착 및 부유 세균 표면에서 오염물의 평형분배상수이다. 부착 및 부유 세균은 그 성질이 서로 비슷하므로 $K_4 = K_5$ 라고 가정하였다.

식 (4), (5), (7), (20), 그리고 (21) 을 식 (6) 에 대입하면

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial t} [(\theta + \rho_b K_3 + \rho_c K_4 K_6 C_c + \theta K_5 C_c) C_D] \\ = -\nabla \cdot [-D \nabla (\theta C_D) + q_w C_D] - \nabla \cdot (J_f K_5 C_D) - R_f - R_f^* \end{aligned} \quad (22)$$

을 얻을 수 있다. 여기서, $q_w = \theta v$, v 는 액상의 속도, 즉 유속이다. 식 (22) 의 두 번째 항은 부유 세균에 부착한 오염물의 이동을 나타낸다. 여기서 부착 세균의 부피를 무시하면 $\theta = n - \alpha_c =$ 일정하고 세균의 부피로 인한 공극을 감소는 무시할 수 있다. 식 (3) 을 (22) 에 대입하면

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial t} [(1 + \frac{K_3 \rho_b}{\theta} + \frac{K_4 K_6 \rho_c C_c}{\theta} + K_4 C_c) C_D] \\ = D \nabla^2 C_D - \nabla \cdot [(1 + K_5 C_c) C_D v] \\ + K_5 D^* \nabla C_c \cdot \nabla C_D + K_5 D^* C_D \nabla^2 C_c \\ - \frac{\mu}{Y} (C_D + \frac{\rho_b \sigma_D}{\theta}) (C_c + \frac{\rho_c \alpha_c}{\theta}) + \beta k_d (C_c + \frac{\rho_c \alpha_c}{\theta}) \end{aligned} \quad (23)$$

을 얻을 수 있다. 세균의 농도가 일정하다면 세균의 지체계수는

$$R_D = 1 + \frac{\rho_b}{\theta} (\frac{K_3 + K_4 K_6 \rho_c C_c}{1 + K_5 C_c}) \quad (24)$$

로 표시될 수 있다.

지배방정식의 무차원화

식 (18) 과 (23) 은 두 개의 미지수 즉, 세균 농도와 오염물 농도를 구하기 위한 두 개의 지배방정식이다. 이 모델을 적용하여 Jenkins 와 Lion (1993) 의 실험결과를 해석하고자하며, 모델과 실험결과를 일반화하기위하여 무차원화를 수행하였다. 이에 사용된 무차원 수들은 다음과 같다.

$$\begin{aligned} x^* = \frac{x}{L}; \quad t^* = \frac{t}{L/v}; \quad C_c^* = \frac{C_c}{C_{co}}; \quad C_D^* = \frac{C_D}{C_{D0}}; \quad \theta^* = \frac{\theta}{n}; \\ K_3^* = \frac{K_3 \rho_b}{n}; \quad K_4^* = K_4 C_{co}; \quad K_5^* = K_5 C_{co}; \quad K_6^* = \frac{K_6 \rho_c}{n} \end{aligned} \quad (25)$$

그러면, 식 (18) 은 다음과 같이 변형된다

$$\begin{aligned} R_c \frac{\partial C_c^*}{\partial t^*} = \frac{1}{Pe} \frac{\partial^2 C_c^*}{\partial x^{*2}} - \frac{\partial C_c^*}{\partial x^*} + D_{ag} C_c^* C_D^* (1 + \frac{K_3^*}{\theta^*}) (1 + \frac{K_6^*}{\theta^*}) \\ - D_{ad} C_c^* (1 + \frac{K_6^*}{\theta^*}) \end{aligned} \quad (26)$$

여기서 $D_{ag} = L \mu C_{D0} / v$ 는 세균의 성장을 나타내는 Damkohler 수 이고, $D_{ad} = L k_d / v$ 는 세균의 폐사를 나타내는 Damkohler 수 이다. Pe 는 Peclet 수이고 vL / D^* 로 표시된다. 식 (25) 를 식 (23) 에 대입하면 다음의 식을 얻는다.

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial t^*} [(1 + \frac{K_3^*}{\theta^*} + \frac{K_4^* K_6^* C_c^*}{\theta^*} + K_5^* C_c^*) C_D^*] \\ = \frac{1}{Pe} \frac{\partial^2 C_D^*}{\partial x^{*2}} - \frac{\partial C_D^*}{\partial x^*} + \frac{K_5^*}{Pe} \frac{\partial C_D^*}{\partial x^*} \frac{\partial C_c^*}{\partial x^*} \\ + \frac{K_5^*}{Pe} C_D^* \frac{\partial^2 C_c^*}{\partial x^{*2}} - K_5^* \frac{\partial (C_c^* C_D^*)}{\partial x^*} + (1 + \frac{K_6^*}{\theta^*}) D_{a1} \frac{C_{co}}{C_{D0}} C_c^* \\ - (1 + \frac{K_6^*}{\theta^*}) (1 + \frac{K_3^*}{\theta^*}) D_{as} C_D^* C_c^* \end{aligned} \quad (27)$$

여기서 $D_{as} = L \mu C_{co} / (v Y)$ 는 오염물의 섭취속도에 대한, 그리고 $D_{ad} = \beta k_d L / v$ 는 죽은 세균의 분해속도를 나타내는 Damkohler 수들이다. 세균과 오염물의 분자확산(molecular diffusion)은 기계적 분산 (mechanical dispersion)에 비해 작기때문에 식 (26) 과 (27) 에서의 Peclet 수들은 서로 같다고 할 수 있다.

모델의 해

미분 방정식 (26) 과 (27) 에 대한 해석하는 가능하다하더라도 아주 어려우므로 수치해를 구한다. 간단한 경우, 즉 세균이 흡 표면에 부착하지않고 세균의 농도가 일정할 때에대한 해석 해를 구하여 수치해와 비교하므로써 수치해의 해법을 검증한다. 유한 칼럼에서 일정 flux 경계조건에 대한 식 (27) 의 해는 van Genuchten 과 Alves (1982) 에 의해 다음과 같이 제시되었다.

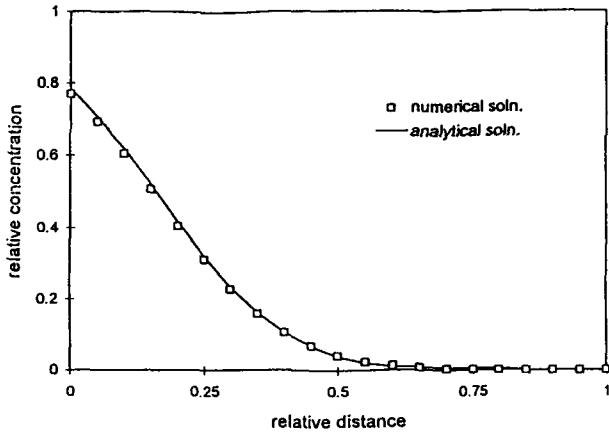


Figure 1. Comparison of numerical with analytical solution with constant bacterial concentration.

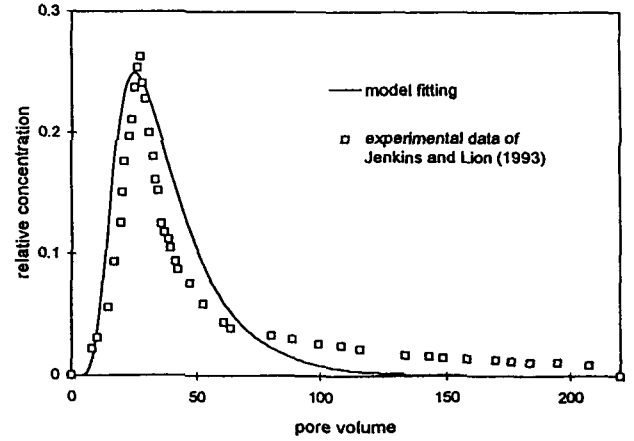


Figure 2. Model fitting with experimental bacteria-free phenanthrene BTC of Jenkins and Lion (1993) to obtain the phenanthrene distribution coefficient with solid surfaces, K_3 .

$$\begin{aligned}
 C_D^+(x^+, t^+) &= \frac{1}{2} \operatorname{erfc} \left[\frac{R_D^* x^+ - (1 + K_3^+) t^+}{2\sqrt{R_D^* t^+ / Pe}} \right] \\
 &+ \sqrt{\frac{(1 + K_3^+)^2 t^+}{\pi R_D^* / Pe}} \exp \left\{ -\frac{[R_D^* x^+ - (1 + K_3^+) t^+]^2}{4 t^+ R_D^* / Pe} \right\} \\
 &- \frac{1}{2} \left[1 + Pe(1 + K_3^+) x^+ + \frac{Pe}{R_D^*} (1 + K_3^+)^2 t^+ \right] \\
 &\exp \left[(1 + K_3^+) Pe x^+ \right] \operatorname{erfc} \left[\frac{R_D^* x^+ + (1 + K_3^+) t^+}{2\sqrt{R_D^* t^+ / Pe}} \right] \\
 &+ 2(1 + K_3^+) \sqrt{\frac{pe t^+}{\pi R_D^*}} \left\{ 1 + \frac{Pe(1 + K_3^+)}{4} \left[2 - x^+ + \frac{(1 + K_3^+) t^+}{R_D^*} \right] \right\} \\
 &\exp \left\{ (1 + K_3^+) Pe - \frac{R_D^* Pe}{4 t^+} \left[2 - x^+ + \frac{(1 + K_3^+) t^+}{R_D^*} \right]^2 \right\} \\
 &- Pe(1 + K_3^+) \left\{ 2 - x^+ + \frac{3(1 + K_3^+) t^+}{2 R_D^*} \left[2 - x^+ + \frac{(1 + K_3^+) t^+}{R_D^*} \right]^2 \right\} \\
 &\exp \left((1 + K_3^+) Pe \right) \operatorname{erfc} \left[\frac{R_D^* (2 - x^+) + (1 + K_3^+) t^+}{2\sqrt{R_D^* t^+ / Pe}} \right] \quad (28)
 \end{aligned}$$

여기서 $R_D^* = 1 + K_3^+ / \theta^* + K_3^+$ 이다. 이 해는 수치해를 검증하기 위해 이용된다.

식 (27)의 수치해는 fully implicit finite difference method에 의하여 풀었다. 해석해와 수치해는 Figure. 1에 나타냈고, $Pe = 10$, $K_3^+ = 10$, $K_3^- = 0.1$, $K_6 = 0$, $t^* = 2$ 의 값들이 사용되었다. Figure. 1에서 수치해와 해석해는 잘 일치한다는 것을 알 수 있으며, 수치해에 사용된 방법이 타당함을 알 수 있다.

다음은 연립 편미분 방정식 (26) 과 (27) 해를 구하는 것이다. 첫째, 식 (26)을 풀어 (n+1) 시간(time step)에서의 세균의 농도를 구한다. 여기서, n 시간에서의 모든 농도는 이미 아는 값들이다. 다음은 식 (27)을 (n+1) 시간에 대해 풀어 오염물의 농도를 구한다. 이 때 사용되는 초기 및 경계조건은 다음과 같으며, 이는 Jenkins 와 Lion (1993)의 실험조건을 가장 잘 묘사하기 위한 것이다.

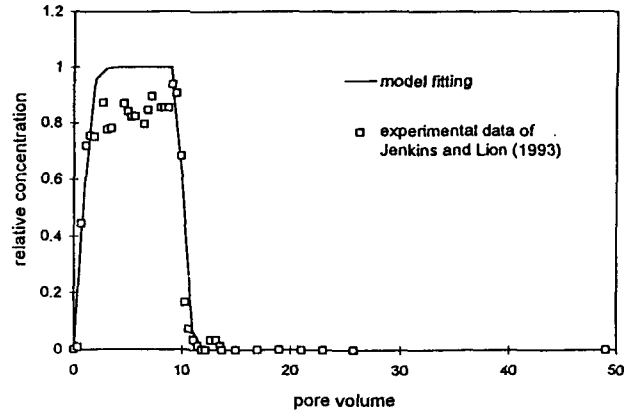


Figure 3. Model fitting with experimental bacterial BTC of Jenkins and Lion(1993) to obtain the bacterial partition coefficient with solid surfaces, K_6 .

$$C_D^+(x^+, 0) = 0; \quad C_c^+(x^+, 0) = 0 \quad (29)$$

$$\begin{aligned}
 -\frac{1}{Pe} \frac{\partial C_D^+}{\partial x^+}(0, t^+) + C_D^+(0, t^+) &= 1 \quad 0 \leq t^+ \leq t_0^+ \quad (30) \\
 0 & \quad t_0^+ \leq t^+
 \end{aligned}$$

$$-\frac{1}{Pe} \frac{\partial C_c^+}{\partial x^+}(0, t^+) + C_c^+(0, t^+) = 1 \quad 0 \leq t^+ \quad (31)$$

$$\frac{\partial C_D^+}{\partial x^+}(1, t^+) = 0; \quad \frac{\partial C_c^+}{\partial x^+}(1, t^+) = 0 \quad (31)$$

여기서 t_0^+ 는 오염물의 주입지속시간이다. Jenkins 와 Lion (1993)의 실험결과는 본 연구에서 개발된 모델과 비교될 것이다.

PARAMETER 결정 및 모델 검증

Jenkins 와 Lion (1993)은 5 cm 길이의 시험관에 모래를 채

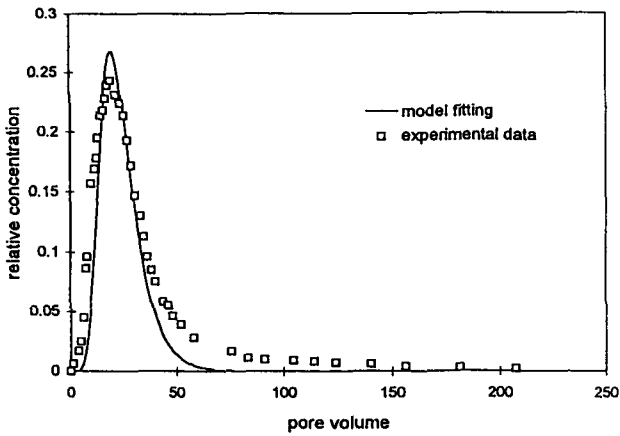


Figure 4. Comparison of simulated phenanthrene BTC in the presence of mobile bacteria with experimental data of Jenkins and Lion (1993).

우고 페난트린만을 흘려보내서 파과곡선(breakthrough curve)을 얻었다. 그 다음에는 페난트린과 세균을 동시에 흘려 보내서 페난트린의 파과곡선을 얻었다. 파과곡선은 세균의 존재로 인하여 훨씬 앞쪽으로 당겨졌다. 다시 말하면 세균이 페난트린을 가속이송 시킨 것이다. 세균의 가속이송 능력을 측정하기 위하여 두 가지 실험을 실시했는데 첫째는 세균의 파과 곡선을 얻는 것으로, 이것은 6.5 cm 의 시험관에 페난트린에서와 같은 모래를 넣고 세균을 통과시켜 그 파과곡선을 얻는 것이다. 이것은 그 흙에서의 세균의 유동성을 측정하는 것이다. 또 다른 실험은 페난트린의 세균 표면에서의 부착능력 측정으로 이것은 등온흡착 실험으로부터 구했으며 $K_3^{cell} = 11.1 \times 10^{-3} \text{ L/mg}$ 로 본 연구에서의 K_3 에 해당한다. 이로부터 K_3^* 는 0.722 임을 알 수 있다. Jenkins 와 Lion (1993) 은 세균은 9702A-2를 사용했고, 페난트린은 동위원소를 사용하여 신틸레이션 카운터로 측정했다. 세균의 농도는 $65 \mu\text{g TOC/ml}$ 였고, 페난트린의 농도는 $0.0747 \mu\text{g/ml}$ 였으며 pulse 부하방식을 사용했다. 세균의 농도 측정 단위는 TOC 를 사용했다.

Jenkins 와 Lion (1993) 의 페난트린 파과곡선과 모델을 비교하여 $R_D^* = 34$, $Pe = 4$ 를 얻을 수 있으며(Figure. 2), 이로부터 $K_3^* = 33$ 과 $K_3 = 8.5 \times 10^{-6} \text{ L/mg}$ 를 얻는다. 다음은 세균에 대한 실험 결과를 모델과 비교하여 $R_c = 1$, 즉 $K_6^* = K_6 = 0$ 을 얻는다 (Figure. 3).

지금까지, 필요한 모델 변수값들을 서로 다른 실험으로부터 모두 구했다. 다음 과정은 이들 값들을 이용하여 모델, 즉 가속이송 효과를 검증하는 것이다. 초기 및 경계조건, 즉 식 (29)-(32) 를 이용하여 연립 편미분 방정식 (26)-(27) 을 풀어 실험결과와 비교하여 모델을 검증하였다. Figure. 4 에서 볼 수 있듯이 모델예측치는 실험결과와 잘 합치하는 것을 볼 수 있으며, 이로써 고안된 모델은 가속이송을 충분히 잘 설명할 수 있다는 결론을 내릴 수 있다.

감응도 분석

검증된 모델을 이용해서 유용한 결론을 도출하기 위하여 모

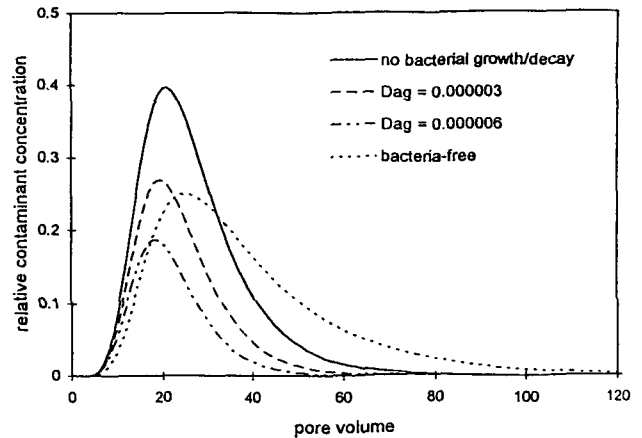


Figure 5. Effect of bacterial growth rate on contaminant BTC.

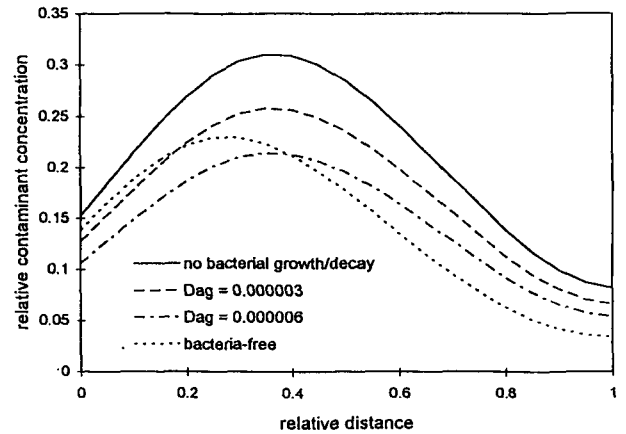


Figure 6. Contaminant mobility at $t=10 \text{ pv}$ with input pulse, $t_d^* = 15 \text{ pv}$.

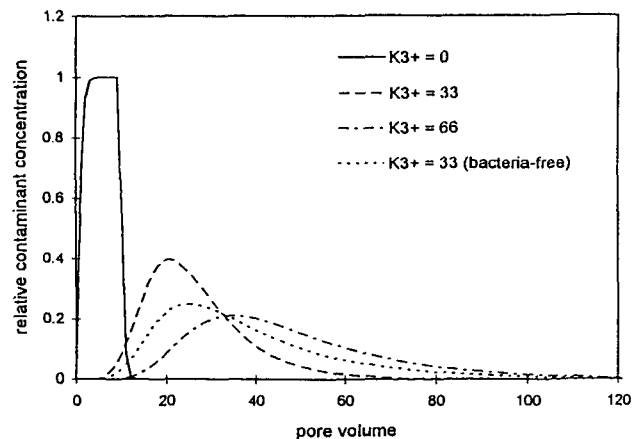


Figure 7. Sensitivity of the contaminant BTC to contaminant distribution coefficient with solid matrix, K_3^* .

델의 감응도 분석을 실시했다. 이 때, 사용된 모델의 변수 값들은 Jenkins 와 Lion (1993) 의 페난트린 실험으로부터 구한 값

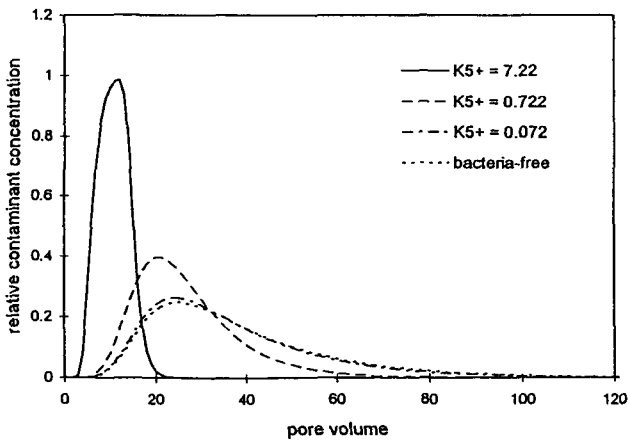


Figure 8. Effects of contaminant distribution with bacterial surface on the contaminant BTC.

들이고, 오염물의 농도는 액상과 입상 (bacterial phase) 의 값을 합한 것으로 다음 식으로 표시된다.

$$C_{DT} = C_D^+ (1 + K_5^+ C_5^+) \quad (33)$$

Figure. 2 와 4 를 비교하면 유동 세균이 있으므로해서 페난트린의 최대농도 도달시간이 30 % 이상 단축된 것을 알 수 있다.

Figure. 5 는 세균의 성장율이 페난트린의 파과곡선에 끼치는 영향을 나타내는 것이다. 무기 콜로이드가 있을 경우 페난트린의 이송이 가속되는 것을 알 수 있으며, 세균의 성장율이 증가함에 따라 페난트린의 농도가 크게 감소하는 것을 알 수 있고 또한 페난트린의 이송이 가속되는 것을 알 수 있다.

Figure. 6 에서는 오염물의 액상과 입상사이의 분배가 페난트린의 파과곡선에 주는 영향을 알 수 있다. 페난트린이 세균에 더 잘 붙을수록 가속이송 효과는 더 커지는 것을 알 수 있다.

Figure. 7 은 세균의 흡입자에 대한 부착이 페난트린의 파과곡선에 끼치는 영향을 나타낸 것이다. 세균이 흡 표면에 잘 붙을수록 오염물의 농도가 크게 줄어드는 것을 알 수 있는 데, 이는 시험관내의 세균의 양의 증가와 세균의 이동속도 감소로인한 세균과 페난트린의 접촉시간 증가에 기인한 것이다.

마지막으로, Figure. 8 은 주입 세균과 페난트린의 농도비가 페난트린의 파과곡선에 끼치는 영향을 나타낸다. Jenkins 와 Lion (1993) 은 이 비율을 870 으로 하였다. 이 비율이 증가하면 서로 반대되는 두 가지 영향이 있는데, 하나는 세균의 농도 증가로인한 가속이송 효과의 증가이고, 다른 하나는 오염물의 섭취량 증가이다. Figure. 8 에서 알 수 있듯이, 본 연구 조건에서는 가속이송 효과가 더 큰 것을 알 수 있다.

결 론

3 상 개념을 이용한 오염물의 가속이송 효과를 모델링하였다. 고안된 모델은 Jenkins 와 Lion (1993) 의 실험결과에의해 검증되었으며, 세균 존재하의 페난트린 이송을 잘 묘사하였다. 감응도 분석결과 세균은 오염물의 농도를 크게 낮추며, 오염물의 이송을 가속시킨다는 것을 알 수 있었다. 또한, 세균의 흡 입자에

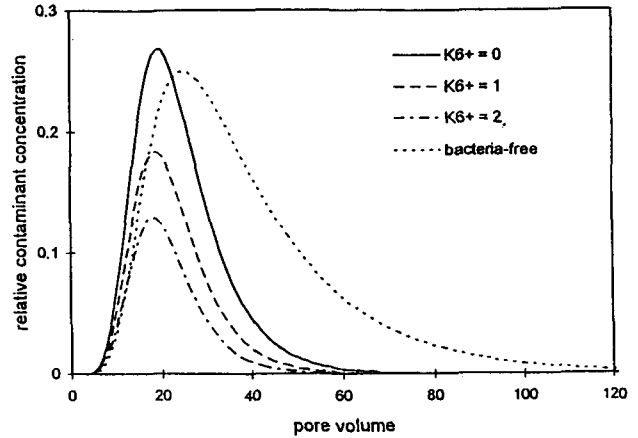


Figure 9. Effects of bacterial distribution with solid matrix on the contaminant BTC with bacterial growth/decay (Dag = 0.000003).

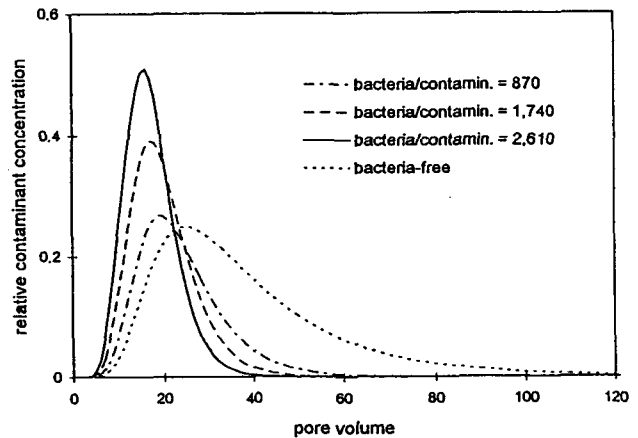


Figure 10. Effects of the ratio of influent bacterial concentration to influent contaminant concentration on the contaminant BTC with bacterial growth/decay.

대한 부착도가 페난트린의 파과곡선에 매우 민감하다는 사실을 알 수 있었다. 마지막으로, 오염된 지하수등을 미생물을 이용하여 청소하고자 할 때 세균의 주입농도가 매우 중요하다는 것을 알 수 있었다.

참고 문헌

Bashan, Y., and Golguin, G., 1993, Anchoring of *Azospirillum brasilense* to hydrophobic polystyrene and wheat roots, *J. Gen. Microbiol.*, 139, p. 379-385.
 Baughman, G.L., and Paris, D.F., 1981, Microbial bio-concentration of organic pollutants from aquatic systems-A critical review, *CRC Critical Rev. Microbio.*, January, p.205-228.
 Bell, J.P., and Tsezos, M., 1987, Removal of hazardous organic pollutants by biomass adsorption, *J. Water Pollut. Control. Fed.*, 59, p.191-198.

- Bellin, C.A., and Rao, P.S.C., 1993, Impact of bacterial biomass on contaminant sorption and transport in a subsurface soil, *Appl. Environ. Microbiol.*, 59, p.1813-1820.
- Canton, J.H., van Esch, P.A.G., Greve, P.A., and van Hellemond, A.B.A.M., 1977, Accumulation and elimination of α -hexachlorocyclohexane (-HCH) by the marine algae *Chlamydomonas* and *Dunalliella*, *Water Res.*, 11, p.111-115.
- Characklis, W.G., 1984, Biofilm development: A process analysis, in *Microbial adhesion and aggregation*, edited by Marshall, K.C., Dahlem Konferenzen, Springer-Verlag, p.137-157.
- Corapcioglu, M.Y., 1988, Deposition of solids in drilling fluids on borehole walls, *Water Resour. Res.*, 24, p.1893-1900.
- Corapcioglu, M.Y., and Abboud, N.M., 1990, Cake filtration with particle penetration at the cake surface, *SPE Reservoir Eng.*, 5, p.317-326.
- Corapcioglu, M.Y., Abboud, N.M., and Haridas, A., 1987, Governing equations for particle transport in porous media, in *Advances in Transport Phenomena in Porous Media*, edited by Bear, J., and Corapcioglu, M.Y., Martinus Nijhoff, Dordrecht, p.209-342.
- Corapcioglu, M.Y., and Haridas, A., 1984, Transport and fate of microorganisms in porous media: A theoretical investigation, *J. Hydrology*, 72, p.149-169.
- Corapcioglu, M.Y., and Haridas, A., 1985, Microbial Transport in soils and groundwater: A numerical model, *Adv. Water Resources*, 8, p.188-200.
- Corapcioglu, M.Y., and Jiang, S., 1993, Colloid-facilitated groundwater contaminant transport, *Water Resour. Res.*, 29, p.2215-2226.
- Dickson, R.A., 1991, Problems with using existing transport models to describe microbial transport in porous media, in *Modeling the environmental fate of microorganisms* edited by Hurst, C.J., American Society for Microbiology, Washington D.C.
- Fletcher, M. and Loeb, G.I., 1979, Influence of substratum characteristics on the attachment of a marine *Pseudomonad* to solid surfaces, *Appl. and Environ. Microbiol.*, 37, p.67-72.
- Fontes, D.E., Mills, A.L., Hornberger, G.M., and Herman, J.S., 1991, Physical and chemical factors influencing transport of microorganisms through porous media, *Appl. Environ. Microbiol.* 57, p.2473-2481.
- Ghiorse, W.C., and Wilson, J.T., 1988, Microbial ecology of the terrestrial subsurface, *Adv. Appl. Microbiol.*, 33, p.197-172.
- Harvey, R.W., 1991, Parameters involved in modeling movement of bacteria in groundwater, in *Modeling the environmental fate of microorganism*, edited by Hurst, C.J., American Society for Microbiology, Washington D.C., p.89-114.
- Harvey, R.W., George, L.H., Smith, R.L., and LeBlanc, 1989, Transport of microspheres and indigenous bacteria through a sandy aquifer: Results of natural and forced-gradient tracer experiments, *Environ. Sci. Technol.* 23, p.51-56.
- Hornberger, G.M., Mills, A.L., and Herman, J.S., 1992, Bacterial transport in porous media: Evaluation of a model using laboratory observations, *Water Resour. Res.*, 28, p.915-938.
- Jenkins, M.B., and Lion, L.W., 1993, Mobile bacteria and transport of polynuclear aromatic hydrocarbons in porous media, *Appl. Environ. Microbiol.*, 59, p.3306-3313.
- Jiang, S., and Corapcioglu, M.Y., 1993, A hybrid equilibrium model of solute transport in porous medium in the presence of colloids, *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 73, p. 275-286.
- Kurath, G., and Morita, R.Y., 1983, Starvation-survival physiological studies of a marine *Pseudomonas*, sp., *Appl. Environ. Microbiol.*, 45, p.1206-1211
- Marshall, K.C., 1986, Adsorption and adhesion processes in microbial growth at interfaces, *Advances in Colloid and Interfaces Science*, 25, p.59-86.
- McCarthy, J.F., and Zachara, J.M., 1989, Subsurface transport of contaminants, *Environ. Sci. Technol.*, 23, p.496-502.
- McDowell-Boyer, L.M., Hunt, J.R., and Sitar, N., 1986, Particle transport through porous media, *Water Resour. Res.*, 22, p. 1901-1922.
- Michiels, K., Verreth, C., and Vanderleyden, J., 1990, *Azospirillum lipoferrum* and *azospirillum brasilense* surface polysaccharide mutants that are affected in flocculation, *J. Appl. Bacteriol.*, 69, p.705-711,
- O'Melia, C.R., 1985, Particles, pretreatment and performance in water filtration, *J. Environ. Eng.*, 111, p.874-890.
- Paris, D.F., and Lewis, D.L., 1976, Accumulation of methoxychlor by microorganisms isolated from aqueous systems, *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 15, p.24-32.
- Peterson, T.C., and Ward, R.C., 1989, Development of a bacterial transport model for coarse soils, *Water Resour. Bull.*, 25, p.349-359.
- Spielman, L.A., and Fitzpatrick, J.A., 1973, Theory of particle collection under London and gravity forces, *J. Colloid Interface Sci.*, 42, p.607-623.
- Tan, Y., Bond, W.J., and Griffin, D.M., 1992, Transport of bacteria during unsteady unsaturated soil water flow, *Soil Sci. Soc. of Amer. J.*, 56, p.1331-1340.
- Tsezos, M., and Bell, J.P., 1989, Comparison of the biosorption and desorption of hazardous organic pollutants by live and dead biomass, *Water Res.*, 23, p.561-568.
- van Genuchten, M.T., and Alves, W.J., 1982, Analytical solution of the one-dimensional convective dispersive solute transport equation, Technical Bulletin No. 1661, U.S. Dept. of Agriculture, Wash., D.C.
- van Loosdrecht, M.C.M., Lyklema, J., Norde, W., and Zehnder, A.J. B., 1989, Bacterial adhesion: a physicochemical approach, *Microb. Ecol.*, 17, p.1-15.
- Weber, W.J., 1972, *Physicochemical Processes for Water Quality Control*, John Wiley & Sons, Inc., New York.
- Yao, K.M., Habibian, M.T., and O'Melia, C.R., 1971, Water and wastewater filtration: concepts and applications, *Environ. Sci. Technol.*, 5, p.1105-1112.
- Yates, M.V., and Yates, S.R., 1991, Modeling microbial transport in the subsurface: A mathematical discussion, in *Modeling the environmental fate of microorganisms*, edited by Hurst, C.J., Amer. Soc. Microbiol., p.48-76.