

식생과 조석의 영향을 고려한 연안습지 퇴적물 내 물질거동 모형의 개발

박도현 · 왕수균*

부경대학교 에너지자원공학과

Model Development on the Fate and Transport of Chemical Species in Marsh Wetland Sediments Considering the Effects of Plants and Tides

Park, Dohyun · Wang, Sookyun*

Department of Energy Resources Engineering, Pukyong National University

Abstract

Wetlands can remove organic contaminants, metals and radionuclides from wastewater through various biogeochemical mechanisms. In this study, a mathematical model was developed for simulating the fate and transport of chemical species in marsh wetland sediments. The proposed model is a one-dimensional vertical saturated model which is incorporated advection, hydrodynamic dispersion, biodegradation, oxidative/reductive chemical reactions and the effects from external environments such as the growth of plants and the fluctuation of water level due to periodic tides. The tidal effects causes periodic changes of porewater flow in the sediments and the evapotranspiration and oxygen supply by plant roots affect the porewater flow and redox condition on in the rhizosphere along with seasonal variation. A series of numerical experiments under hypothetical conditions were performed for simulating the temporal and spatial distribution of chemical species of interests using the proposed model. The fate and transport of a trace metal pollutant, chromium, in marsh sediments were also simulated. Results of numerical simulations show that plant roots and tides significantly affect the chemical profiles of different electron acceptors, their reduced species and trace metals in marsh sediments.

Key words : Mathematical model, Marsh sediments, Biogeochemical reactions, Wetland plants, Tides

요 약 문

습지는 다양한 생지화학적 반응기작을 통하여 폐수로부터 유입되는 유기오염물질을 완화/정화하는 지역으로 알려져 있다. 본 연구에서는 습지에서 다양한 물질의 성상과 거동을 모의하기 위하여 수학적 모형을 개발하였다. 개발한 모형은 1차원 수직 포화 모형으로 이류, 수리학적 분산, 미생물에 의한 생분해, 산화/환원반응, 식생과 조수 등 외부환경의 영향을 고려하였다. 조수의 영향은 퇴적물 내 공극수의 흐름에 주기적인 변화를 일으키고, 계절에 따라 식생은 증발산과 뿌리로부터의 산소공급을 통해 흐름과 근권 내 산화/환원 환경에 영향을 미친다. 개발된 모형을 적용하여 습지퇴적물 내에 존재하는 관심물질의 공간적 및 시간적 분포 모의를 위한 가상의 수치실험을 수행하였다. 또한 대표적인 중금속 오염물질의 하나인 크롬의 습지퇴적물 내 성상과 거동을 모의하였다. 모의 결과는 식생 뿌리와 조수가 습지퇴적물 내 전자수용체, 환원물질, 중금속의 분포에 지대한 영향을 미칠 수 있음을 보여주었다.

주제어 : 수학적 모형, 연안습지, 생지화학 반응, 습지 식물, 조수

1. 서 론

공업화로 인한 환경오염은 날로 심화되고 있으며, 이는

우리나라뿐 아니라 세계적으로 중요한 문제로 대두 되고 있다. 특히, 산업활동으로 배출되는 오염물질 중 일부가 부적절한 정화과정을 통하여 하천으로 유입됨으로써 수계

*Corresponding author : sookyun@pknu.ac.kr

원고접수일 : 2009. 10. 7 심사일 : 2009. 10. 21 게재승인일 : 2009. 11. 30
질의 및 토의 : 2010. 2. 28 까지

를 오염시키고 하천 생태계를 파괴하고 있다. 이러한 오염은 수계의 주변 토양을 오염시키고 오염된 토양은 인위적으로 처리하기 전까지는 자연정화속도가 매우 느리며 국지적인 오염상태가 지속되어 토양 및 지하수 환경에 지속적인 악영향을 유발한다(Ok, 2004).

이러한 오염물질을 정화하거나 완화시키는 기능을 수행하는 곳이 습지이다. 1971년 담사총회에서는 습지를 물에 의해 동식물의 생활과 주변 환경이 결정되는 곳이며, 1년 중 일정기간 이상 물에 잠겨있거나 젖어 있는 지역으로, 담수, 기수 또는 염수가 영구적 또는 일시적으로 표면을 덮고 있는 지역으로 정의한 바 있다. 습지는 수체의 거동, 토양으로의 흡·탈착, 물질간의 산화환원반응, 미생물의 대사작용 등 다양한 생지화학적 반응기작을 통하여 오염물질을 정화하거나 완화시키는 기능을 담당하고 있다. 퇴적물 내 미생물은 유기물질들을 분해하는 대사과정에서 전자수용체를 소비하고 다양한 환원물질을 생성한다. 따라서 퇴적물 내 전자수용체와 그 환원 물질의 깊이에 따른 농도 분포는 연안습지 퇴적물 내에서 일어나는 다양한 물질들의 상변화를 이해하는 지표가 될 수 있다.

이러한 소비양상은 미생물이 유기물을 분해할 때 필요한 열역학적 단계(thermodynamic order)에 기인하는 것이며, 분해 과정에서 생성되는 환원물질들은 퇴적물에 존재하는 물질 혹은 생성된 환원물질과 또 다시 반응하여 새로운 물질을 생성하는 산화반응을 일으킨다. 물질들의 이러한 상변화는 퇴적물 상부 수~수십 cm의 좁은 공간에서 매우 빠른 속도로 일어나므로 시간의 변화에 따른 물질의 농도 분포 변화를 현장측정실험을 통하여 정량적으로 파악하는 것은 대단히 어려운 일이다.

특히, 연안습지의 경우는 조수와 식생의 영향으로 퇴적물 내 물질간의 반응이 더욱 복잡하게 일어난다. 조수의 영향으로 퇴적물이 지속적으로 퇴적(sedimentation)되는 연안습지는 퇴적물 내에 미생물이 이용할 수 있는 유기물이 항상 풍부한 상태로 존재한다. 그리고 조수의 영향으로 연안습지 상부수체의 수위가 주기적으로 변화하며, 이러한 변화는 상부수체로부터 퇴적물내로 유입되는 지하수의 침투속도 변화를 야기한다. 침투속도가 변화함에 따라 상부수체 용존물질들의 퇴적물 내 유입량이 증감함으로써 퇴적물 내 물질의 농도 분포와 그로 인한 산화환원환경에 영향을 미치게 된다. 또한 연안습지에 서식하는 다양한 식물은 증발산 작용과 퇴적물 내로의 산소 공급으로 물질의 농도 분포와 산화환원환경에 영향을 미칠 수 있다. 습지 식물들은 증발산작용을 통하여 뿌리로부터 공극수를 흡수함으로써 주변으로부터의 공극수 유입을 야기할 뿐만 아

니라, 뿌리로부터의 산소공급을 통하여 독소로부터 뿌리를 보호하는 근권(rhizosphere)을 형성한다. 이와 같이 식물은 뿌리를 통한 공극수 흡수와 산소공급을 통하여 근권 내 흐름과 호기성 미생물의 활동 범위를 변화시켜 퇴적물 내에 존재하는 다양한 물질의 성상과 거동에 영향을 미친다. 또한 습지에 서식하는 식물은 계절의 변화에 따라 성장과 활성에 차이를 나타내며 이로 인해 증발산량과 산소공급량이 연중 변화하므로 계절에 따른 식생의 영향은 습지모형에서 고려되어야할 중요한 요소라고 할 수 있다.

조수와 식생의 영향을 받는 연안습지 퇴적물 내에서 미생물의 대사작용으로 인한 생물학적 반응과 다양한 산화환원반응들은 복합적으로 작용하므로 그 추적이 매우 어렵다. 또한 실제 습지에서 비파괴적이고 지속적인 방법을 통하여 정확하게 농도 변화를 측정하는 것은 대단히 어려운 일이다. 따라서 본 연구에서는 연안습지에서 미생물과 다양한 물질들에 의해 일어나는 복잡한 반응을 모의하기 위한 수학적 모형을 개발하고 여기에 조수와 식생의 영향을 고려하여 퇴적물 내 물질들의 상변화를 이해하고 예측하고자 하였다. 그리고 개발한 모형을 이용하여 대표적인 중금속 오염물질인 크롬이 유입되었을 때 연안습지 퇴적물 내에서 일어나는 물질 거동과 상변화를 모의하고자 하였다. 크롬은 자연계에서 여러 가지 형태로 존재할 수 있는데, 일반적인 토양 및 지하수 환경에서는 대부분 Cr^{6+} 과 Cr^{3+} 의 상태로 존재하며, 이 두 가지 형태의 크롬은 독성, 이동성, 생물이용성에 있어서 서로 다른 특성을 지닌다(Fendorf and Li, 1996; Fendorf et al., 1996). Cr^{3+} 은 Cr^{6+} 에 비하여 상대적으로 독성이 미미하고 안정적인 고형상으로 침전된다. 반면 Cr^{6+} 은 저농도에 지속적으로 노출된 경우 인체에 암을 유발할 수 있고 DNA에 손상을 유발하여 돌연변이를 일으킬 가능성이 높은 치명적인 독성을 가지고 있는 것으로 알려져 있다(Bartlett, 1991; Katz and Salem, 1993). 따라서 Cr^{6+} 으로 오염된 토양 및 지하수에 대한 복원 연구는 Cr^{3+} 으로 안정화시키는데 주안점을 두고 있으며, 이를 위하여 Na_2S 나 H_2S 를 첨가하여 Cr^{6+} 를 환원시키거나 2가철염과 함께 공침시키는 화학적 처리법이나 혐기조건에서 황환원 미생물에 의한 대사작용을 통하여 Cr^{3+} 으로 환원시키는 생물학적 처리법 등이 연구되고 있다 (Vanishtein, 2003).

본 연구는 연안습지 퇴적물 내 물질의 성상과 거동을 모의할 수 있는 수학적 모형의 개발을 통하여 연안습지 퇴적물 내에서 일어나는 생지화학적 및 산화환원 반응으로 인한 다양한 물질간의 시·공간적 분포 변화를 이해하고, 조수와 식생이 물질의 성상과 거동에 미치는 영향

을 정량적으로 분석하는 것을 목적으로 하였다. 이와 함께 대표적인 중금속 오염물질 크롬이 연안습지 퇴적물 내로 유입된 경우, 산화환원환경에 따라 발생하는 다양한 생지화학적 반응기작을 통한 크롬의 공간적 분포와 상변화를 모의하고자 하였다.

2. 모형의 개발 및 적용

습지퇴적물 내 공극수에 존재하는 용존 및 고형상 물질의 거동과 공간적 분포는 미생물이 유기물을 분해하는 생물학적 대사작용과 비생물학적 산화환원반응, 상부수체로부터의 물질 유입 등에 의해서 결정된다. 미생물의 대사작용으로 인해 전자수용체가 소비되고 다양한 환원물질이 생성되며, 상부수체로부터 유입되는 물질의 양은 퇴적물로의 지하수 유입에 의한 이류(advection)와 물질 분산(dispersion)의 영향을 받는다. 각각의 물질들은 산화/환원반응(oxidation/reduction), 침전/용해(precipitation/dissolution) 등 기작에 의해 이동성(mobility)이 결정된다(Jaffe et al., 2002). 이 과정은 대단히 복잡하고 지역에 따라 높은 환경 의존도를 보이기 때문에 단순히 몇몇 기작으로 연안습지에서 일어나는 물질의 거동과 분포를 이해하는 것은 매우 어려운 일이다. 따라서 본 연구는 연안습지 퇴적물 내에서 발생하는 수리학적 및 생지화학적인 기작들을 고려한 수학적 모형을 개발하고 이를 통하여 퇴적물 내 물질의 물리적 거동과 생지화학적반응으로 인한 상변화를 정량적으로 분석하고자 하였다. 여기에 상부수체의 주기적인 수위 변동을 야기하는 조수와 증발산과 뿌리로부터의 산소 공급을 통하여 근권 내 환경을 조절하는 식생 등 외부환경의 영향(Fig. 1)을 고려하여 퇴적물 내 물질의 분포와 거동을 모의하고자 하였다.

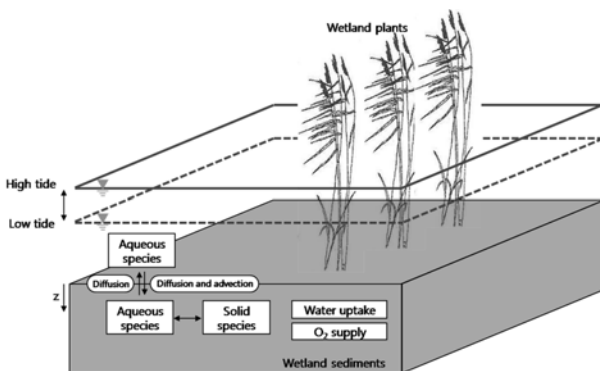


Fig. 1. Schematic diagram for the mechanisms in the conceptual model.

2.1. 물질의 질량 보전 방정식

본 연구에서 제안하는 수학적 모형에서 연안습지 퇴적물은 물로 포화(saturated)되어 있으며, 그 구성매질이 균질(homogeneous)하며 등방성(isotropic)을 가지는 것으로 가정하였다. 연안습지의 상부수체에 용해되어 있는 각종 물질들은 상부수체로부터 침투하는 수체의 흐름에 따라 퇴적물 내로 유입된다. 이때 이루어지는 물리적인 현상은 지하수의 침투로 인한 이류와 수리동역학적 분산이다. 따라서 시간에 따른 용존 물질의 농도 분포 변화는 물리적 거동기작과 생지화학적 반응기작을 포함하는 용존 물질의 질량보전방정식 (1)에 의해 정의될 수 있다.

$$\frac{d}{dt}[\Phi C_i^{aq}] = \frac{d[\Phi V C_i^{aq}]}{dz} + \frac{d}{dz} \left[D_i \frac{d\Phi C_i^{aq}}{dz} \right] + \sum R_i \quad (1)$$

여기서 t 는 시간[T], Φ 는 공극률(porosity)[L³/L³], C_i^{aq} 는 용존 물질 i 의 농도[M/L³], V 는 퇴적물 내 공극수의 침투속도[L/T], z 는 상부수체와 퇴적물의 경계지점으로부터 수직하향으로의 깊이[L], D_i 는 용존 물질 i 의 수리동역학적 분산 계수[L²/T], $\sum R_i$ 는 생지화학적 반응으로 인한 물질 i 의 생성/소멸률[M/TL³] 항들의 총 합이다. 모형에서 습지 퇴적물 내 공극률은 깊이에 대하여 일정하다고 가정하였다. 식 (1)의 우변 두 번째 항은 확산(diffusion)과 분산(dispersion)을 고려한 수리동역학적 분산에 관한 항으로, 동역학적 분산계수는 다음과 같이 정의된다.

$$D_i = \alpha_L \cdot V(z, t) + D_i^* \quad (2)$$

여기서 α_L 는 매질의 종분산계수(longitudinal dispersivity) [L], D_i^* 는 물질 i 의 분자확산계수(molecular diffusion coefficient)[L²/T]이다. 본 모형에서 침투속도는 조수와 식생의 영향을 고려하여 시간과 깊이의 함수로 정의되었다.

또한, 고형상 물질은 토양입자에 흡착·침전된 상태로 존재하면서 미생물의 대사작용과 공극수 내 용존물질과의 지화학 반응을 통해서만 농도가 변화하므로, 고형상 물질에 대한 질량보전방정식은 다음과 같이 표현할 수 있다.

$$\frac{d}{dt}[(1-\Phi)C_i^s] = \sum R_i \quad (3)$$

여기서 C_i^s 는 고형상 물질 i 의 농도[M/L³]이다.

2.2. 생지화학적 반응

본 모형에서는 미생물이 기질(substrate)로서 유기물을 분해하는 대사과정에서 소비되는 전자수용체의 소비율을 Monod식으로 표현하였다.

$$R_{eA} = -\alpha \cdot X \cdot \mu_{meA} \cdot \left(\frac{C_{eA}}{K_{seA} + C_{eA}} \right) \quad (4)$$

여기서 α 는 미생물이 1 mole의 유기물을 소비하는데 필요한 해당 전자수용체의 mole수 (stoichiometric coefficient) [M/M], X 는 해당 전자수용체의 경계농도 (threshold concentration)에 의해 정의되는 지표 계수(indicator coefficient, 해당 전자수용체가 소비되는 조건에서는 1, 그 밖의 조건에서는 0)[M/L³], μ_{meA} 는 미생물이 해당 전자수용체를 매 개로 하여 유기물을 산화시킬 수 있는 최대 소비율[1/T], K_{seA} 는 해당 전자수용체의 반포화 상수(half-saturation coefficient)[M/L³]이다. 식 (4)에서는 연안습지 퇴적물에 충분히 많은 유기물이 존재하여 전자수용체의 소비율에 영향을 미치지 않는 것으로 가정하였다.

미생물이 유기물과 해당 전자수용체를 소비하는 과정에서 환원물질이 생성되고, 이 환원물질과 기존에 습지에 존재하는 물질 혹은 새롭게 생성된 환원물질간에는 비생물학적 산화환원반응이 일어나는데 이러한 반응을 동역학적 이차 반응식(second-order reaction)으로 표현하였다.

$$R_i^j = \mu_{i,j} \cdot C_i \cdot C_j \quad (5)$$

여기서 R_i^j 는 물질 i 와 j 간의 반응을 통하여 생성되는 물질의 생성률[M/TL³], $\mu_{i,j}$ 는 동역학적 이차 반응상수(second-order rate coefficient)[L³/MT]이다.

2.3. 식생의 뿌리에 의한 물질의 이동

식생의 성장이 연안습지 퇴적물 내 물질의 성장과 거동에 미치는 영향을 고려하기 위하여 계절의 변화에 따른 식생의 활성도 변화를 모형에 반영하였다. 시간의 흐름에 따라 주기적으로 변화하는 계절은 식생의 성장과 활성에 있어 변화를 일으킨다. 이러한 변화는 뿌리와 잎에 통한 증발산량과 뿌리로부터 공급되는 산소량을 변화시켜 주변 환경에 영향을 미치게 된다. 이러한 계절적 영향을 수학적으로 모형에 반영하기 위해서 계절요소(seasonal factor, $F_s(t)$)를 Fig. 2와 같이 정의하였다.

해석의 편의성을 위하여 모형에서는 1년을 360일로 정의하고 각각 90일로 4개의 계절을 구분하였다. 연중 초기

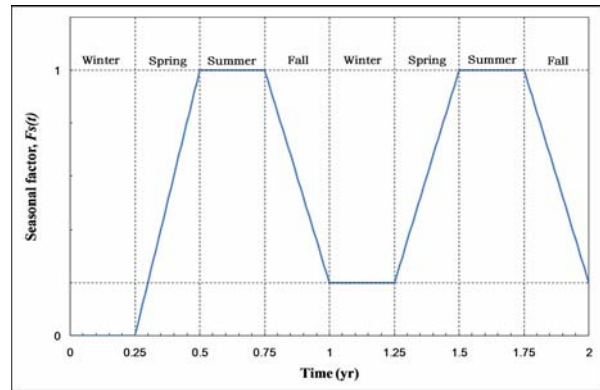


Fig. 2. Variation of seasonal factor over 2 years (assume minimum $F_s(t) = 0.2$ in winter season).

90일은 겨울로서 모의 초년도의 겨울기간에는 식생이 자라지 않은 상태로, 이후 겨울기간동안은 최소 뿌리분포를 가지는 것으로 가정하였다. 봄은 91~180일로 식생의 성장과 활성이 일정한 가을기를 가지고 증가하는 기간이다. 여름은 181~270일로 이 기간 동안에 식생의 성장과 활성은 최대값을 가지며 이 최대값이 여름기간 동안 유지된다. 가을은 271~360일로 식생의 성장과 활성이 일정한 가을기를 가지고 최소 뿌리분포까지 감소하는 기간으로 가정하였다. 본 모형에서는 식생을 단년생 식물로 가정하여 그 활성이 Fig. 2에 나타난 주기적 증감을 1년 단위로 반복하는 것으로 고려하였다.

식생은 크게 두 가지 기작을 통하여 연안습지 내 퇴적물에 영향을 미친다. 첫 번째 기작으로 식생의 뿌리는 주변 토양에 산소를 방출하므로써 근권(rhizosphere)을 형성한다(Armstrong, 1979; Sand-Jensen et al., 1982; Bedford et al., 1991). 근권 내에 공급된 산소는 습지에 흔히 존재하는 식물독소로부터 뿌리를 보호하고 뿌리 주변 공극수에 용해되어 있는 고농도의 Fe²⁺를 Fe³⁺로 산화시킴으로써 뿌리로 Fe²⁺가 침투하는 것을 방지한다(Grosse, 1997). 뿌리로부터 공급되는 산소의 양은 식물의 종류, 뿌리의 크기, 습지의 퇴적환경에 따라 다르게 나타난다(Brix et al., 1996).

두 번째 기작은 식생이 뿌리로부터 흡수한 공극수를 잎을 통해서 대기 중으로 발산시키는 증발산 작용(evapotranspiration)으로, 뿌리로부터 주변의 공극수를 흡수하므로써 뿌리 주변의 수리수두를 감소시키고 상부수체로부터의 지하수 유입을 유도하게 된다. 본 모형에서는 계절의 변화에 따른 뿌리의 성장과 활성의 변화를 표현하기 위하여 뿌리분포(root distribution)를 식 (6)와 같이 정의하여 적용하였다.

$$w(t,z) = F_s(t) \cdot \cos\left[\frac{\pi}{2} \frac{z}{F_s(t)z_{rhiz}}\right] \quad (6)$$

여기서 $w(t,z)$ 는 깊이에 따른 뿌리분포함수, $F_s(t)$ 는 시간에 따른 계절요소, z_{rhiz} 는 근권의 깊이[L]이다. Fig. 3은 계절의 변화에 따른 뿌리 분포의 변화를 나타낸 것이다.

증발산으로 인하여 뿌리 주변 환경으로부터 배제되는 공극수의 양은 계절의 영향을 고려한 뿌리 분포에 비례하여 발생된다고 가정하고 이를 식 (7)과 같이 표현하였다.

$$Q(t,z) = F_s(t) \cdot ET \frac{\int_{z_{i-1}}^{z_i} w(t,z) dz}{\int_{z_{i-1}}^{F_s(t) \cdot z_{rhiz}} w(t,z) dz} \quad (7)$$

여기서 $Q(t,z)$ 는 깊이 z 에서 뿌리에 의해 흡수되는 공극수의 비유량[L³/L²T], ET 는 연중 최대 증발산률[L³/L²T]이다. 식 (7)에서 깊이 z 에서 뿌리에 의해 흡수되는 공극수의 비유량은 계절의 영향에 따른 식생의 증발산을 변화와 계산시점에서의 뿌리 분포에 대한 경계로부터 깊이 z 까지의 뿌리분포를 고려하여 계산된다. 또한 식생의 뿌리에서 공급되는 산소공급량(oxygen diffusion)은 뿌리분포 함수를 이용하여 식 (8)과 같이 표현하였다.

$$Oxy(t,z) = F_s(t) \cdot Rhizload \frac{\int_{z_{i-1}}^{z_i} w(t,z) dz}{\int_0^{F_s(t) \cdot z_{rhiz}} w(t,z) dz} \quad (8)$$

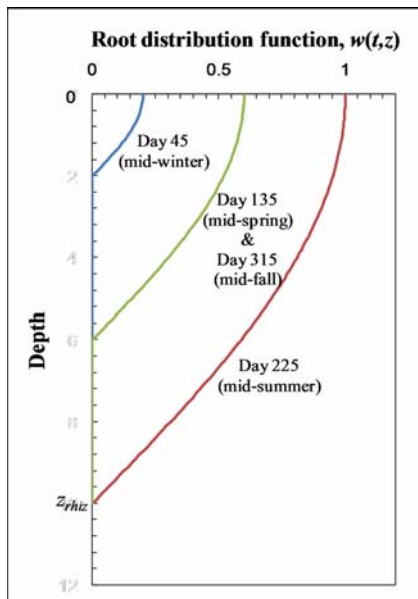


Fig. 3. Root distribution function considering seasonal variation.

여기서 $Oxy(t,z)$ 는 깊이 z 에서의 산소 공급량[M/T], $Rhizload$ 는 근권 전체에 공급되는 산소량(the oxygen loading) [M/T]이다. 근권에 공급되는 산소량은 계절의 변화에 따른 식생 활성도에 영향을 받으므로 계산 시점에서의 뿌리 분포에 대한 깊이 z 에서의 뿌리분포의 비를 계산하여 해당 구간에서의 산소공급량을 계산하였다. 따라서 경계부분($z=0$)에서 뿌리로부터 공급되는 산소량이 최대가 되고, 깊이에 따라 지속적으로 감소하다가 근권의 끝부분($z=z_{rhiz}$) 이하의 퇴적물 내에서는 뿌리로부터의 산소공급은 일어나지 않는다.

2.4. 조수의 영향

연안습지는 내지의 습지와 달리 주기적으로 반복되는 조수의 영향을 받는다. 만조와 간조가 주기적으로 발생함에 따라 퇴적물 상부수체의 수위가 증감하고, 퇴적물 내에서의 수리경사(hydraulic gradient)와 침투속도를 변화시켜 퇴적물 내 물질의 거동과 분포에 영향을 미친다. 본 모형에서는 하루(24시간)동안 2번씩의 만조와 간조가 발생하고, 이 때의 침투 속도를 각각 V_{max} 와 V_{min} 으로 정의하여, 시간에 따른 침투 속도의 변화를 cosine 함수로 표현하였다.

$$V_{tide}(t) = V_{min} + \frac{(V_{max} - V_{min})}{2} \cdot \left(1 - \cos\left(\frac{\pi}{6} \cdot t\right)\right) \quad (t \text{ in hours}) \quad (9)$$

여기서 $V_{tide}(t)$ 는 상부수체와 퇴적물 저면 간의 수리경사만에 의해 결정되는 퇴적물 내 공극수 침투속도[L/T]로서, 1차원 포화모형의 특성상 깊이에 대해 무관하며, 단지 상부수체에서의 수위변화에만 영향을 받는다고 가정하였다. 조수의 영향에 의하여 V_{max} 와 V_{min} 사이를 주기적으로 반복하는 지하수 침투속도의 변화는 Fig. 4에 나타내었다.

2.5. 연안습지 퇴적물 내 침투속도의 변화

연안습지 퇴적물 내에서 발생하는 공극수의 흐름은 상부수체와 퇴적물 내에서의 수두분포에 의해 결정된다. 이 중 상부수체의 수두에 영향을 미치는 요소는 조석에 의한 수위의 변화이며 퇴적물 내에서의 수두분포에 영향을 미치는 요소는 퇴적물 경계면으로부터의 깊이와 증발산 작용으로 인한 식생 뿌리로부터의 흡수 등이다. 따라서 연안습지 퇴적물 내에서의 침투속도의 분포는 일주기적인 조수와 연주기적인 계절의 영향을 받는 시간의 함수인 동시에 깊이에 따른 수두 분포와 국지적인 뿌리 분포에 영

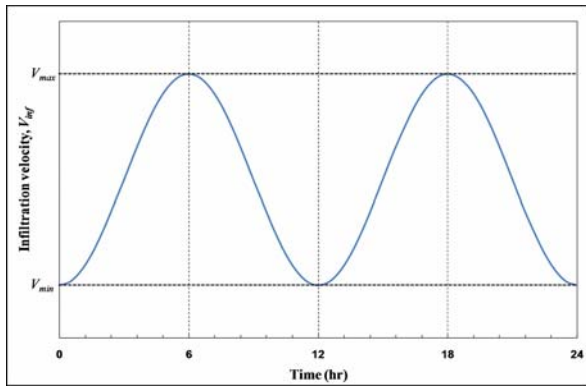


Fig. 4. Variation of infiltration velocity due to tidal effects.

향을 받는 공간의 함수로 표현될 수 있다. 식 (10)은 조수와 식생의 영향으로 결정되는 퇴적물 내 침투속도의 분포를 나타낸 것이다.

$$V_{inf}(t, z) = V_{tide}(t) + V_{eva}(t, z) \quad (10)$$

여기서 $V_{tide}(t)$ 는 상부수체와 퇴적물 저면 간의 수두분포에 의한 침투속도로 식 (9)에 나타난 바와 같고, $V_{eva}(t, z)$ 는 증발산을 통한 식생의 흡수가 발생시키는 침투속도의 증가분으로서 식 (8)에서 계산된 깊이별 흡수량이 근권 주변으로부터 유입된 공극수에 의해 대체됨으로써 발생한다. 이 때 1차원 모형의 특성상 지하수의 수평흐름은 고려되지 않으며, 근권 하부에서 상향 역류도 일어나지 않는 것으로 가정함으로써 상부수체로부터의 유입에 의한 침투속도의 증가를 표현하였다. 따라서 근권 내 공극수의 흡수량이 침투속도에 미치는 영향을 깊이와 뿌리분포에 의해 다음과 같이 표현하였다.

$$V_{eva}(t, z) = \frac{F_s(t) \cdot ET}{\Phi} \frac{\int_{z_{i-1}}^{z_i} w(t, z) dz}{\int_{z_{i-1}}^{F_s(t) \cdot z_{rhiz}} w(t, z) dz} \quad (11)$$

여기서 습지 퇴적물 내 침투속도의 증가분은 근권 전체에서 정의된 뿌리 분포에 따라 뿌리로의 공극수 유출이 일어나 발생하므로 상부수체와의 경계면에서 최대가 되고 깊이에 따라 감소하여 근권이 끝나는 지점에서는 식생이 서식하지 않는 상태와 같은 공극수 침투속도를 가지게 된다(Fig. 5).

2.6. 모형의 적용

본 연구에서 개발된 수학적 모형을 적용하여 수행된 수

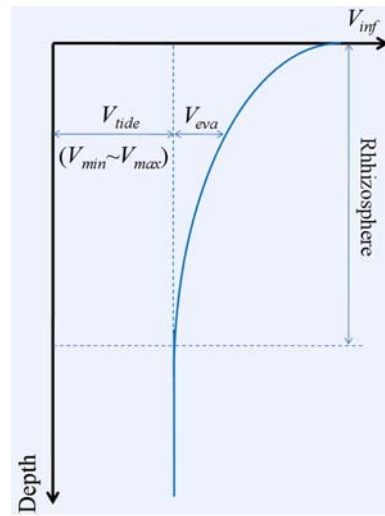


Fig. 5. Conceptual variation of infiltration velocity along the depth in the rhizosphere.

치실험은 연안습지 퇴적물 내에서 생지화학적 반응 기작이 가장 활발하게 일어나는 퇴적물 상부 20 cm를 대상으로 하였다. 조수의 영향을 고려하기 위하여 상부 수체와 퇴적물 경계에서의 지하수 침투속도를 만조와 간조일 때 각각 50 cm/yr, 10 cm/yr로 가정하였다. 또한 식생의 연중 최대 증발산률을 50 cm/yr, 식생의 활성이 가장 높은 여름기간 동안의 뿌리에 의한 산소공급률을 0.52 mole/yr, 최대 및 최소 근권 깊이를 각각 10 cm와 2 cm로 가정하여 계절의 변화에 따른 식생의 활성 변화를 반영하였다. 용존상 물질의 분자확산계수와 용존 및 고형상 물질의 초기 농도 등 수치실험에서 적용된 모형계수는 Table 1과 2에 각각 나타난 바와 같다. 상부수체에 용해되어 존재하는 물질들은 침투 흐름에 동반하여 퇴적물 내로 유입되는 것으로 고려하였다. 본 수치실험에서는 연안습지에서 흔히 존재하는 용존 물질(O₂, NO₃⁻, NH₄⁺, Fe²⁺, SO₄²⁻, HS⁻)과 고형상 물질(Fe³⁺, FeS) 등 총 8가지의 물질과 대

Table 1. Molecular diffusion coefficients of dissolved species

Species	Value (cm ² /yr)
O ₂	712.8
NO ₃ ⁻	605.9
NO ₄ ⁺	707.2
Cr ⁶⁺	222.7
Fe ²⁺	222.7
NO ₄ ⁻	545.6
HS ⁻	543.9

(DiToro, 2001)

Table 2. Physical and transport parameters used in the simulation.

Parameters	Value
domain length [cm]	20
infiltration velocity [cm/yr]	
low tide	10
high tide	50
porosity []	0.6
evapotranspiration rate [cm/yr]	50
depth of rhizosphere [cm]	10
dissolved concentration in the water column [$\mu\text{mole/L}$]	
O_2	100
NO_3^-	200
SO_4^{2-}	300
Cr^{6+}	100
initial concentration [$\mu\text{mole/cm}^3$]	
Fe^{2+}	2.5×10^4
FeS	5.0×10^4

표적인 중금속 오염물질 Cr^{6+} 과 그 환원물질인 Cr^{3+} 을 적용하였다. 연안습지 퇴적물 내에서 생물학적 및 비생물학적 반응이 동시에 또는 순차적으로 발생하는 내부 환경과 조수와 식생 등 외부 환경의 영향이 복합적으로 작용하여 형성되는 퇴적물 내 시·공간적 물질 분포 양상은 다양한 물리적, 화학적, 생물학적 요인들의 상호작용을 통해 이루어진다 (Table 3). 따라서 이러한 요인들 각각의 영향을 정량적으로 분석하기 위해서는 관련 기작의 고려 여부에 따른 최종 분포 양상의 변화를 비교 해석하는 것이 필요하다. 따라서 본 연구에서는 수학적 모형을 가상의 조건인 수치실험에 적용함으로써 물질들의 분포 양상을

모의하고, 수치실험의 결과를 바탕으로 연안습지 퇴적물에서 일어나는 물질의 거동과 분포를 정량적으로 분석하고자 하였다.

3. 결과 및 토의

3.1. 습지 퇴적물 내 물질의 분포

개발한 모형을 이용하여 조수와 식생의 영향이 고려되지 않은 내륙습지에서의 물질 거동과 농도 분포에 대한 수치실험을 수행하고 모의 결과를 Fig. 6에 나타내었다. 습지에서 활동하는 미생물군집이 유기물을 소비하는 과정에서 먼저 호기성 미생물(aerobic microorganisms)이 전자수용체로써 O_2 를 소비하고, 주변 환경이 혐기성 환경으로 변화함에 따라 혐기성 미생물(anaerobic microorganisms)이 환경조건에 맞는 전자수용체를 순차적으로 소비한다. 수치실험에서 고려한 전자수용체는 O_2 , NO_3^- , Fe^{2+} , SO_4^{2-} 이며 Fig. 6에 나타난 바와 같이 퇴적물의 상부(0~6 cm)에서 미생물에 의해 급격하게 소비되는 양상으로 나타났다. 그러나 각 전자수용체의 소비반응으로 생물학적 대사작용과 함께 비생물학적 산화환원반응이 동시에 발생하기 때문에 각 전자수용체의 소비영역이 깊이에 따라 뚜렷한 차이를 나타내는 대상분포(zonation)는 보이지 않았다. 본 수치실험에서 상부수체에서의 퇴적작용으로 인한 고형상 물질의 유입을 고려하지 않았으므로 고형상 물질인 Fe^{3+} 은 철환원 미생물(iron reducing bacteria)에 의한 대사작용과 HS와의 반응에 의하여 모의 영역 내에서 모두 소비된 상태이다. 호기성층(0~3 cm)에서는 O_2 와 FeS가 반응하여 Fe^{2+} 와 SO_4^{2-} 을 생성하며, 여기서 생성된

Table 3. Biogeochemical reactions included in this model

Layer	
	$(\text{CH}_2\text{O})_{106}(\text{NH}_3)_{16}(\text{H}_3\text{PO}_4) + 106\text{O}_2 \rightarrow 106\text{CO}_2 + 16\text{NH}_3 + 106\text{H}_2\text{O}$
	$\text{NO}_3^- + 2\text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_2^- + \text{H}_2\text{O} + 2\text{H}^+$
1	$2\text{Fe}^{2+} + \text{O}_2 + 10\text{H}_2\text{O} \rightarrow 4\text{Fe}(\text{OH})_3 + 8\text{H}^+$
	$\text{HS}^- + 2\text{O}_2 \rightarrow \text{SO}_4^{2-} + \text{H}^+$
	$\text{FeS} + 2\text{O}_2 \rightarrow \text{Fe}^{2+} + \text{SO}_4^{2-}$
2	$(\text{CH}_2\text{O})_{106}(\text{NH}_3)_{16}(\text{H}_3\text{PO}_4) + 84.8\text{NO}_3^- + 84.8\text{H}^+ \rightarrow 106\text{CO}_2 + 42.4\text{N}_2 + 16\text{NH}_3 + \text{H}_3\text{PO}_3 + 148.4\text{H}_2\text{O}$
3	$(\text{CH}_2\text{O})_{106}(\text{NH}_3)_{16}(\text{H}_3\text{PO}_4) + 424\text{FeOOH} + 848\text{H}^+ \rightarrow 106\text{CO}_2 + 242\text{Fe}^{2+} + 16\text{NH}_3 + \text{H}_3\text{PO}_3 + 318\text{H}_2\text{O}$
	$\text{Fe}(\text{OH})_3 + \text{H}_2\text{S} + 4\text{H}^+ \rightarrow 2\text{Fe}^{2+} + \text{S}^0 + 6\text{H}_2\text{O}$
4	$(\text{CH}_2\text{O})_{106}(\text{NH}_3)_{16}(\text{H}_3\text{PO}_4) + 141.3\text{CrO}_4^{2-} + 706.5\text{H}^+ \rightarrow 106\text{CO}_2 + 141.3\text{Cr}^{3+} + 16\text{NH}_3 + \text{H}_3\text{PO}_3 + 459.2\text{H}_2\text{O}$
	$3\text{CrO}_4^{2-} + 2\text{FeS} + 9\text{H}_2\text{O} \rightarrow 4[\text{Cr}_{0.75}\text{Fe}_{0.25}](\text{OH})_3 + \text{Fe}^{2+} + \text{S}_2\text{O}_3^{2-} + 6\text{OH}^-$
5	$(\text{CH}_2\text{O})_{106}(\text{NH}_3)_{16}(\text{H}_3\text{PO}_4) + 53\text{SO}_4^{2-} + 53\text{H}^+ \rightarrow 106\text{CO}_2 + 53\text{HS}^- + 16\text{NH}_3 + \text{H}_3\text{PO}_3 + 106\text{H}_2\text{O}$
	$\text{Fe}^{2+} + \text{HS}^- \rightarrow \text{FeS} + \text{H}^+$

(Choi et al., 2006)

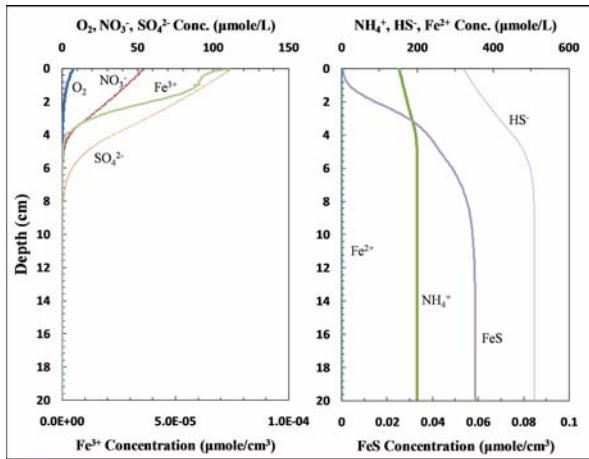


Fig. 6. Simulated concentration profiles of electron acceptors and reduced species in wetland sediments without considering the effects of tides and plants ($t = 3.725$ yrs.).

Fe^{2+} 는 다시 호기성층의 O_2 와 반응하여 산화됨으로써 Fe^{3+} 를 형성하는 반응이 연쇄적으로 일어난다. 이러한 반응들을 통하여 O_2 의 농도는 깊이가 깊어짐에 따라 급격하게 감소한다. 혐기성층에서는 혐기성 미생물의 대사작용에 의해 NO_3^- 가 전자수용체로 이용되어 NH_4^+ 를 생성하고 모두 소비가 일어나면, SO_4^{2-} 가 전자수용체로서 소비되면서 HS를 생성한다. 상부 수체로부터 유입되는 NO_3^- 와 SO_4^{2-} 가 미생물에 의해 모두 소비되는 5 cm 부근에서 NH_4^+ 와 HS의 농도가 최고가 되고 그 이후는 지하수의 유동을 따라 동일한 농도로 유입된다. 반면 깊이 5 cm를 기준으로 상부의 NH_4^+ 와 HS의 농도가 하부보다 상대적으로 낮게 나타나는데, 이는 양방향으로 일어나는 분산의 영향으로 상대적으로 고농도를 유지하고 있는 퇴적물에서 저농도의 상부수체로 NH_4^+ 와 HS가 유출되었기 때문인 것으로 판단된다. Fe^{3+} 의 환원물질인 Fe^{2+} 농도 또한 분산에 의한 유출의 영향으로 인하여 퇴적물 경계에서의 농도가 퇴적물 하부의 농도보다 상대적으로 낮게 나타난다. FeS는 O_2 와 반응하여 호기성층에서 낮은 농도를 나타내고 있으나, 깊이가 깊어짐에 따라 Fe^{2+} 와 HS이 반응하여 FeS를 생성하고 혐기성 환경이 조성됨에 따라 산화환원반응이 일어나지 않으므로 초기농도를 유지하는 것으로 나타났다.

3.2. 연안습지 퇴적물 내 물질의 분포

연안습지 퇴적물 내 물질의 성상과 분포에 대한 시·공간적 변화 양상을 정량적으로 파악하기 위하여 습지퇴적물 내부의 생지화학적 기작과 함께 외부환경의 영향을 고려한 수치실험을 수행하였다. 모델에서 고려된 외부영

향은 조수와 습지식물의 영향으로, 일중 반복되는 조수는 퇴적물 내로 유입되는 지하수의 침투속도를 주기적으로 증감시키고, 습지식물은 뿌리를 통하여 근권 내에서 공극수를 흡수하여 증발산 시키거나 주변 환경에 산소를 공급한다. 식생의 뿌리로부터 공급되는 산소나 흡수되는 공극수의 양은 계절에 따른 식생의 활성도에 의해 결정된다고 가정하였다.

Fig. 7은 퇴적물 내 깊이 0, 2, 6, 10 cm 지점에서 시간의 흐름에 따른 전자수용체의 농도 변화를 나타낸 것이다. 깊이별로 나타난 전자수용체의 연중 농도 분포의 변화는 1년을 주기로 반복되는데 이는 계절의 영향으로 인한 침투속도의 증감에 따라 용존물질의 퇴적물 내 유입량 변화에 기인한다. 각각의 전자수용체가 소모되는 양상을 비교하면, O_2 는 퇴적물 내로 유입된 이후 호기성 미생물의 대사작용과 다른 물질과의 산화반응으로 급격하게 소비되며, 이후 열역학적 에너지 차이에 따라 NO_3^- , SO_4^{2-} 가 순차적으로 소비되는 것으로 나타난다. 여타 전자수용체와 달리 Fe^{3+} 는 고형상 물질이므로 상부수체에서의 퇴적(sedimentation)을 고려하지 않은 본 모델의 모의 결과에서는 공급이 이루어지지 않은 것으로 가정되어 용존 전자수용체와 같은 주기적인 물질 농도의 변화는 관찰되지 않았다. 상부수체와 퇴적물의 경계면($z = 0$ cm)에서 용존상 전자수용체 (O_2 , NO_3^- , SO_4^{2-})의 농도는 주기적으로 소폭 진동하면서 변화하는데, 이는 상부수체로부터 유입되는 침투수의 비유량이 조수의 영향으로 주기적으로 증감하기 때문에, 이에 비례하여 침투수에 용해되어 함께 유입되는 전자수용체의 양이 변화하기 때문이다. 이러한 농도의 진동 변화는 깊이가 깊어짐에 따라 점차로 감소하는데, 이는 조수와 식생의 영향 모두에 의해서 결정되는 퇴적물 내 공극수 침투속도가 경계면에서 최대가 되고 이하에서 감소하기 때문이다(Fig. 5 참조). 이러한 경향은 계절적으로 식생의 활성이 가장 큰 여름철에 농도의 진동 폭이 가장 작게 나타나는 것으로 보다 분명하게 알 수 있다. 일중 주기적으로 반복되는 조석의 영향이 연중 일정하게 작용하는데 비하여 계절적으로 변화하는 식생의 영향은 여름철에 최대가 되므로, 진동을 야기하는 조석의 영향이 여름철에 상대적으로 가장 작게 나타나기 때문이다. 전자수용체의 전반적인 수직적 농도 분포 양상은 조수와 식생의 영향을 고려하지 않은 Fig. 6에 나타난 바와 유사하지만 농도의 크기는 조수와 식생의 영향을 고려한 경우가 훨씬 크게 나타났다(Table 4). 이는 특히 뿌리를 통한 증발산량의 증가 등 식생의 영향으로 인하여 상부수체로부터 퇴적물 내로의 흐름이 증가하고 이에 따른 용존

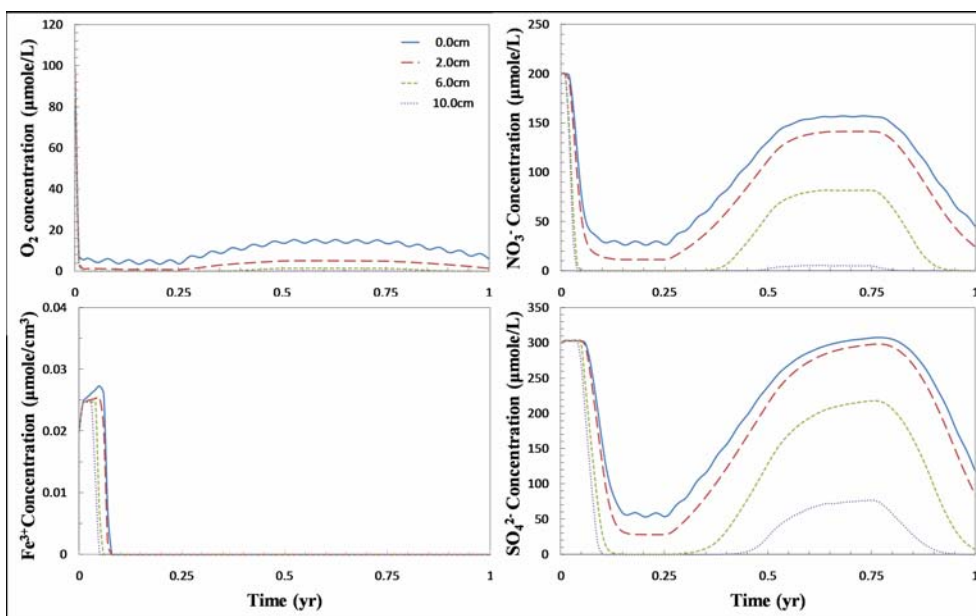


Fig. 7. Simulated concentration profiles of electron acceptors at different depths and reduced species in marsh wetland sediments over 1 yr.

상태 전자수용체의 유입이 증가하기 때문이며, 이러한 전자수용체의 농도 증가는 식생의 성장과 활성이 최대가 되는 여름철에 가장 뚜렷하게 나타난다. 이에반하여 상부수체로 부터의 유입이 일어나지 않는 고형상의 Fe³⁺의 경우에는 용존상의 반응물질들의 농도 증가로 인하여 오히려 그 농도가 소폭 감소하게 된다. Fe³⁺를 제외한 전자수용체의 유입 증가는 퇴적물 내에서 미생물의 활성을 유도함으로써 퇴적물 내로 유입된 유기 오염물질의 분해작용을 활발하게 하여 습지의 오염물질 제거기능을 증가시킨다.

Fig. 8은 생물학적 대사작용과 산화환원반응으로 인해 발생하는 환원 물질들의 농도변화를 나타낸 것이다. 전자수용체의 경우와 마찬가지로 조수의 영향으로 인해 퇴적물의 경계 (z = 0 cm)에서의 농도가 진동하고 깊이가 깊어질수록 그 영향은 감소한다. 계절의 영향으로 인한 식생의 산소공급량의 차이로 인해 1년을 주기로 환원물질 농도의 변화가 나타난다. 전자수용체의 환원반응에 의해 생성되는 물질들이므로 전자수용체가 소비됨에 따라 물질의 농

도가 증가함을 알 수 있다. 특히, FeS는 얇은 깊이에서 급격한 반응이 일어나지만 6 cm 이하 깊이에서는 환원반응이 상대적으로 많이 일어나므로 초기농도 (5.0 × 10⁻² μmole/cm³) 보다 더 많은 양이 침전되는 모습이 나타났다.

3.3. 연안습지 퇴적물 내 크롬의 분포 양상

개발된 모형을 적용하여 중금속 오염물질인 크롬으로 오염된 연안습지 퇴적물 내에서 그 거동과 성장 변화를 모의하기 위한 수치실험을 수행하였다. Fig. 9는 상부수체에 용존되어 있던 Cr⁶⁺이 퇴적물 내로 지속적으로 유입되는 조건에서 퇴적물 내에 존재하는 황환원 미생물의 대사작용을 통하여 Cr⁶⁺이 환원되어 Cr³⁺의 형태로 침전됨에 따라 나타나는 Cr⁶⁺와 Cr³⁺의 농도 분포를 시간의 경과와 깊이에 나타낸 것이다. 모의 기간 3년 동안 각 여름철의 중앙 시점(모의 시작 후 0.625, 1.625, 2.625년 이후)에서의 농도 분포의 변화를 살펴보면, 상부수체에서 일정한 농도로 유입되는 Cr⁶⁺는 여름 초기에 퇴적물 내 전체의 유

Table 4. Comparison of electron acceptor concentrations at different depths at t = 3.675 yr. (○:with consideration of effects from tides and plants; ×: without consideration of effects from tides and plants) (O₂,NO₃⁻, SO₄²⁻:μmole/L; Fe³⁺:μmole/cm³)

depth	O ₂		NO ₃ ⁻		Fe ³⁺		SO ₄ ²⁻	
	○	×	○	×	○	×	○	×
0 cm	13.9	7.7	151.7	54.5	4.3 × 10 ⁻⁶	7.4 × 10 ⁻⁵	292.4	112
2 cm	4.4	1.5	135.1	30.6	1.2 × 10 ⁻⁶	4.0 × 10 ⁻⁵	280.0	76.9
6 cm	1.2	4.9 × 10 ⁻²	74.1	0.2	8.8 × 10 ⁻⁸	6.5 × 10 ⁻⁸	200.2	6.9
10 cm	0.1	1.5 × 10 ⁻³	3.0	9.5 × 10 ⁻⁵	6.1 × 10 ⁻¹⁰	6.9 × 10 ⁻¹¹	69.2	8.6 × 10 ²

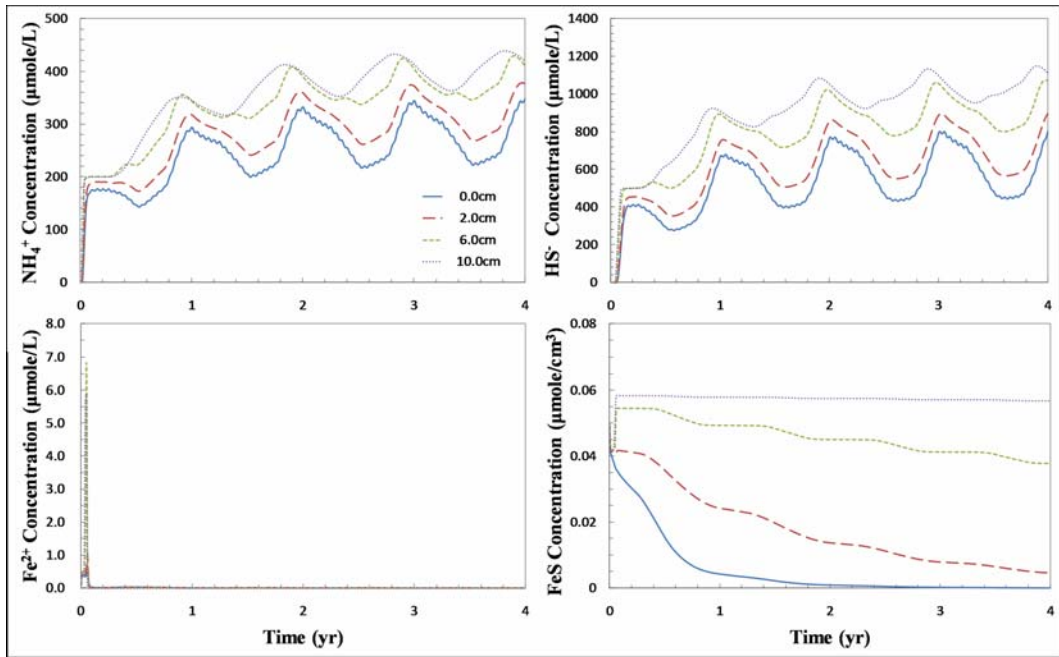


Fig. 8. Simulated concentration profiles of reduced species at different depths in marsh wetland sediments over 4 yrs.

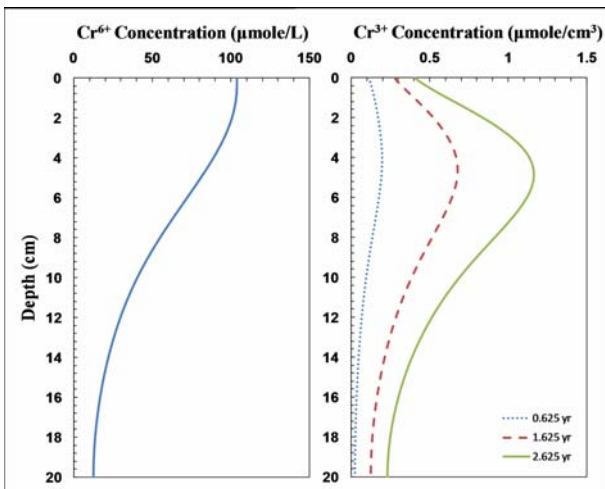


Fig. 9. Simulated concentration profiles of chromium in wetland sediments.

입과 생물학적 및 비생물학적 환원반응기작이 평형상태에 도달하여 매 여름 일정한 시점에서의 농도가 거의 유사한 분포를 나타내었다. 이에 반하여 환원반응을 통하여 퇴적물 내에 침전·축적되는 Cr³⁺는 시간이 경과함에 따라 퇴적물 입자에 대한 축적량이 지속적으로 증가하는 것으로 나타났다. 상부수체로부터 Cr⁶⁺의 유입은 흐름을 따라 지속적으로 일어나므로 퇴적물 경계부분에서의 농도는 항상 일정하게 나타나고 퇴적물 내로 하향 거동하던 Cr⁶⁺이 미생물의 대사작용과 FeS와의 반응에 의해 Cr³⁺의 형태로

화원됨에 따라 깊이에 따라 감소하는 분포를 나타내었다. 퇴적물 내에 존재하는 습지식생의 뿌리는 이전의 모의 결과 비교에서 나타난 바와 같이 증발산 작용을 통하여 상부수체로 부터의 흐름을 증가시켜 퇴적물 내로의 Cr⁶⁺ 유입을 증가시킨다. 습지의 퇴적물은 유입된 Cr⁶⁺를 황환원 미생물의 대사작용이 활발하게 일어나는 깊이 4~6 cm 부근에서 고형상의 Cr³⁺로 환원·침전시킴으로써 상부수체로부터 Cr⁶⁺을 제거하고, 퇴적물 내에서 이를 Cr³⁺로 안정화시키며, 상부수체로의 재용출을 억제하는 기능을 담당한다.

4. 결 론

본 연구에서는 연안습지 퇴적물 내에서 일어나는 다양한 생지화학적 기작들을 통한 물질의 성상과 거동 모의할 수 있는 수학적 모형을 개발하였다. 개발된 모형에는 지하수의 이류와 물질의 동역학적 분산과 같은 습지 퇴적물 내부환경과 함께 조수와 식생 등 습지 퇴적물 내 물질 분포에 영향을 미치는 외부환경을 함께 고려하였다. 여기에 시간의 흐름에 따른 계절의 변화를 모사하고, 이 변화가 식생의 성장과 활성에 미치는 영향을 모형에 반영하였다.

개발된 모형을 이용한 수치실험의 결과로부터 습지에서 미생물이 유기물을 소비하는 과정에서 일어나는 여러 가지 물질들의 상변화를 관찰하였다. 전지수용체 중 O₂가 가장 급격하게 소비되었으며 그 후 NO₃⁻, Fe³⁺, SO₄²⁻

순으로 미생물에 의한 소비가 일어났다. 그러나 미생물의 대사작용과 동시에 발생하는 다양한 비생물학적 산화환원 반응과 확산 및 분산에 의한 물질유동으로 인하여 전자수용체의 순차적 소비형태가 공간적으로 뚜렷하게 나타나지는 않았다. 미생물의 활동과정에서 발생하는 환원물질들은 깊이가 깊어짐에 따라서 물질의 농도가 증가하는 양상을 보였다. 그리고 퇴적물 내 공극수의 이류와 분산 등 물리적 이송 현상이 물질의 거동과 분포에 미치는 영향을 확인하였다.

계절의 변화로 발생하는 연안습지 식생의 성장과 활성의 차이는 퇴적물 경계면에서 상부수체로부터 유입되는 지하수의 침투속도를 변화시키고, 이러한 과정에서 퇴적물 내 물질의 성장과 거동의 변화 양상을 모형을 통해 모의하였다. 식생이 가장 많이 성장하고 활발히 활동하는 여름기간 동안에는 뿌리가 가장 깊은 곳까지 산소를 공급하고 퇴적물 내부에서의 지하수 침투 속도도 가장 빠르게 나타남으로서 퇴적물 내 산화환원환경에 영향을 미치는 것으로 나타났다. 조수의 영향으로 인한 상부수체의 주기적인 수위변동은 퇴적물 내로 유입되는 지하수의 흐름을 주기적으로 증가/감소시키며, 이로 인해 변화되는 퇴적물 내 물질의 거동과 분포를 개발된 모형을 이용하여 정량적으로 분석하였다.

그리고 연안습지에서 중금속 오염 물질인 Cr^{6+} 로 오염된 상부수체와 퇴적물 내에서의 물질 거동을 모의하는 수치 실험을 수행하여, 습지 퇴적물 내에서 미생물의 대사작용을 통하여 용존 상태의 Cr^{6+} 이 Cr^{3+} 으로 환원되고 안정화되는 현상을 모의 결과를 통해 나타내었다. 모의 결과는 깊이에 따른 산화환원환경 변화에 따라 해당 미생물이 활발히 활동하는 특정 깊이에서 지속적인 Cr^{3+} 의 침전으로 인하여 농도가 증가함을 보여주었다.

본 연구에서는 연안습지 퇴적물 내에서 일어나는 물리적, 화학적, 생물학적 기작들을 모형에 반영하여 시공간적으로 복잡하게 변화하는 물질의 성장과 분포를 정량적으로 분석하였다. 그리고 외부환경인 조수와 식생이 연안습지 퇴적물 내 물질의 거동과 성장 변화에 미치는 영향을 모의하였다. 이러한 수학적 모형의 개발과 모의 결과의 신뢰성은 퇴적물 내 물질 농도의 시공간적 분포에 대한 실험적 측정 자료에 의해 제고될 수 있을 것이다.

사 사

이 논문은 2004년도 부경대학교 기성회 학술연구비에 의하여 연구되었음.

참 고 문 헌

- Armstrong, W., 1979, Aeration in higher plants. *Adv. Bot. Res.*, **7**, 225-232.
- Bartlett, R.J., 1991, Chromium cycling in soils and water: links, gaps, and methods. *Environ. Health Perspect.*, **92**, 17-24.
- Bedford, B.L., Bouldin, D.R., and Beliveau, B.D., 1991, Net oxygen and carbon-dioxide balances in solutions bathing roots of wetland plants, *J. Ecol.*, **79**, 943-959.
- Brix, H., Sorrell, B.K., and Schierup, H.H., 1996, Gas fluxes achieved by in situ convective flow in *Phragmites australis*, *Aquat. Bot.*, **54**, 151-163.
- Choi, J.H., Park, S.S., and Jaffe, P.R., 2006, Simulating the dynamics of sulfur species and zinc in wetland sediments, *Ecol. Model.*, **199**, 315-323.
- DiToro, D.M., 2001, *Sediment Flux Modeling*, John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, NJ, p.656.
- Fendorf, S.E. and Li, G., 1996, Kinetic of chromate reduction by ferrous iron, *Environ. Sci. Technol.*, **30**, 1614-1617.
- Fendorf, S.E., Li, G., and Gunter, M.E., 1996, Micromorphologies and stabilities of chromium(III) surface precipitates elucidated by scanning force microscopy, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **60**, 99-106.
- Grosse, W., 1997, Gas transport in trees, In: H. Tenneberg, W. Eschrich, and H. Ziegler (eds.), *Contributions to Modern Tree Physiology*, Backhuys Publishers, Leiden, 57-74.
- Jaffe, P.R., Wang, S., Kallin, P.L. and Smith L.S., 2002, The dynamics of arsenic in saturated porous media: fate and transport modeling for deep aquatic sediments, wetland sediments, and groundwater environments, In: R. Hellmann and S.A. Wood (eds.), *Water-Rock Interactions, Ore Deposits, and Environmental Geochemistry: A Tribute to David A. Crerar*, Geochemical Society, St. Louis, 379-397.
- Katz, S.A. and Salem, H., 1993, The toxicology of chromium with respect to its chemical speciation: a review, *J. Appl. Toxicol.*, **13**, 217-224.
- Ok, Y.S., Jung, J., Lee, H., Song, H., Jung, N., Lim, S., and Kim, J.G., 2004, Chemical characterization and bioavailability of cadmium in artificially and naturally contaminated soils, *Agr. Chem. Biotechnol.*, **47**, 143-146.
- Sand-Jensen, K., Prahl, C., and Stokholm, H., 1982, Oxygen release from roots of submerged aquatic macrophytes, *Oikos*, **38**, 349-354.
- Vanishtein, M., Kusch, P., Mattusch, J., Vatsourina, A., and Wiessner, A., 2003, Model experiments on the microbial removal of chromium from contaminated groundwater, *Water Res.*, **37**, 1401-1405.