

## 페놀 화학사고 발생으로 오염된 퇴적물에서 페놀의 거동 기작이 원위치 피복의 정화 효율에 미치는 영향

이아름<sup>1</sup> · 최용주<sup>1,2\*</sup>

<sup>1</sup>서울대학교 건설환경공학부

<sup>2</sup>서울대학교 건설환경종합연구소

## Effect of the Fate Mechanisms of Phenol on the Remediation Efficiency of In-Situ Capping Applied to Sediment Contaminated by Phenol Chemical Spills

Aleum Lee<sup>1</sup> · Yongju Choi<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>Department of Civil and Environmental Engineering, Seoul National University, Seoul 08826, Korea

<sup>2</sup>Institute of Construction and Environmental Engineering, Seoul 08826, Korea

### ABSTRACT

We evaluated the performance of in-situ capping to prevent the release of phenol, one of hazardous chemicals of concern for their impact on sediment. Sediment near the estuary of Hyeongsan River, Korea, and commercially-available sand were collected to evaluate their physical properties and phenol sorption characteristics. Biodegradation kinetics of phenol spiked into the sediment was evaluated under freshwater and estuarine salinity conditions. These experimental measurements were parameterized and used as input parameters for executing CapSim, a software predicting the performance of in-situ capping. The CapSim simulation demonstrated that capping with 50-cm sand reduced the phenol release by several orders of magnitude over 0.25- and 1-year duration for almost all simulation scenarios. The variables tested, i.e., cap thickness, pore-water movement, and biodegradation rate, showed high correlation to each other to influence the extent of phenol release from sediment to the water column. The findings and the framework employed to evaluate the performance of in-situ capping in this study can be adopted to determine whether in-situ capping is appropriate remedial approach at sediment sites impacted by hazardous chemicals due to accidental spills.

**Key words :** Capping, CapSim, Chemical accident, In-situ remediation, Sediment

### 1. 서 론

환경부 통계에 따르면 시설 결함(40.09%), 안전기준 미 준수(38.56%), 운송차량 사고(20.12%)와 자연재해(1.29%)에 의한 유출 등의 원인으로 2014년 1월에서 2021년 7월까지 651건의 화학사고가 발생하였다(환경부, 2021). 화학사고가 발생하면 물, 대기 및 토양에 단기간에 대량의 유해화학물질이 유출되어 생태계 전반에 연쇄적인 악영향을 나타낸다(Kan et al., 1994; Huang et al., 2003). 특히,

호소 또는 강으로 유출된 유해화학물질은 퇴적물에 머물렀다가 용출 또는 재부유되는 과정을 반복하며 지속적인 물환경 오염을 야기한다. 페놀은 산업적으로 이용성이 높으며, 전 세계적으로 빈번하게 유출 사고가 발생하는 화학물질로, 노출 시 수생태계에 높은 급성·아급성 독성을 나타내고, 인체에 다양한 독성 영향을 발생시킨다(Bruce et al., 1987; Duan et al., 2018; Guo and Duan, 2021) 우리나라에서도 우리나라 현대사 최악의 환경오염사건으로 평가되는 1991년 낙동강 페놀유출사건, 화재 진압과정에서 페놀이 낙동강으로 유입되어 상수원 취수가 중단된 2008년의 페놀유출사건 등 페놀의 물환경 유출이 매우 심각한 국민 건강상 및 사회경제적 문제로 대두된 사례들이 존재한다(유지선과 정영진, 2014).

페놀과 같이 비교적 수용해성이 높고 옥탄올-물 분배계수가 낮은 유기화합물은 소수성 유기오염물질이나 중금속

주저자: 이아름, 박사과정

\*교신저자: 최용주, 부교수

Email: ychoi81@snu.ac.kr

Received : 2022. 02. 11 Reviewed : 2022. 02. 17

Accepted : 2022. 02. 22 Discussion until : 2022. 04. 30

에 비하여 퇴적물에서의 잔류성이 낮으므로, 퇴적물 오염의 모니터링과 관리, 정화에 대하여 심도 있는 고찰이 거의 이루어지지 않아 왔다. 그러나 문헌을 통해 화학사고 또는 미처리 폐수의 수계 유입으로 상당한 수준의 퇴적물 페놀 오염이 발생할 수 있음을 확인할 수 있다. 1992년에서 1995년 사이 미국에서 실시한 하상 퇴적물 조사에 따르면 총 536개의 관측지점 중 10.1%에서 페놀이 검출되었으며, 상위 90% 값은  $50 \mu\text{g/kg}$ , 최댓값은  $210 \mu\text{g/kg}$ 이었다(Lopes and Furlong, 2011). Chen et al.(2022)은 21.6톤의 페놀이 유출된 사고로 너비 3~5 m 길이 60~100 cm의 하천 4 km 구간 퇴적물에서  $3.1\sim 3.7 \text{ mg/kg}$ 의 오염이 발생하였음을 확인하였고, 사고 발생 30일 이후에 채취한 퇴적물 시료에서도 유사한 수준의 퇴적물 오염을 확인하였다. 이러한 사례로부터 페놀로 인한 퇴적물 오염이 무시할 수 없는 수준으로 발생하며, 특히 누출사고 등에 의해 단기간에 집중적으로 발생하는 퇴적물 페놀 오염에 대비할 필요가 있다는 것을 알 수 있다.

오염 퇴적물 정화에 적용할 수 있는 대표적인 기술로는 준설(dredging)과 원위치 피복(in-situ capping)이 있다. 이 중 원위치 피복은 깨끗한 모래, 자갈, 비오염 지역에서 채취한 퇴적물, 오염물질에 대한 흡착능이 높은 소재 등을 오염 퇴적물 위에 덮어 오염 퇴적물을 상부로부터 물리적·화학적으로 격리시키는 방법이다(U.S. EPA, 2005). 원위치 피복은 준설에 비해 상대적으로 비용과 설비가 적게 소요되고 시공 시 퇴적물 교란이나 부유로 인한 오염확산 우려가 적다는 장점이 있다. 그러나 원위치 피복은 준설과 달리 오염물질을 현장으로부터 완전히 제거하는 방법이 아니므로, 장기적으로 피복층 아래에 있는 퇴적물로부터 오염물질이 피복을 통과, 저서생물이 활동하는 생물활성대(bioactive zone) 또는 수층으로 이동하여 물환경과 수생태계를 다시 오염시킬 우려가 있는지 신중히 검토할 필요가 있다(U.S. EPA, 2005).

원위치 피복 시공이 이루어진 오염 퇴적물 부지에서 오염물질의 연직 이동은 매우 장시간에 걸쳐 일어나는 프로세스이기 때문에, 원위치 피복이 충분하고 안정적으로 정화효과를 발휘하는지 확인하는 데에는 적절한 예측모형의 활용이 필요하다. CapSim은 서로 다른 물리화학적 특성을 지니는 여러 퇴적물과 피복층에서의 오염물질 이동을 이송, 분산, 생화학적 반응 등 기작의 수학적 구현을 통해 예측함으로써 오염물질의 특성과 피복층의 구성, 공극수 이동 유무 및 이동 속도 등에 따른 피복의 장·단기 성능을 평가하는 프로그램이다(Shen et al., 2018). 미국 Texas Tech University의 Danny Reible 교수 연구팀에서

개발한 이 프로그램은 미국 Willamette River, Industrial-Plex Superfund Site, Manistique Superfund Site 등에서 다층으로 구성된 원위치 피복 적용 시의 오염물질 거동을 평가하고 파과 시점(breakthrough time)을 예측하여 현장의 오염 및 환경 조건에 적합한 피복층을 설계하는 데 활용되었다(Haley and Aldrich, 2014; Azhar 2015; AECOM, 2016).

다공성 매질에서의 물질 이동에서 공극수 흐름에 따른 이송 및 분산과 생물학적 분해는 이동 양상에 영향을 미치는 매우 핵심적인 프로세스이며, 따라서 오염 퇴적물과 그 상부에 시공된 피복에서도 공극수의 이동과 생물학적 분해는 피복의 성능 예측과 설계 시 고려해야 할 주요한 요소 중 하나이다(U.S. EPA, 2005). 본 연구에서는 화학사고에 의해 페놀로 오염된 퇴적물에 원위치 피복을 적용하는 상황을 전제로, 피복의 페놀 연직이동 차단 효과를 여러 공극수 이동 조건과 생물학적 분해 속도 조건에서 CapSim 모의를 통해 평가하였다. 우리나라 환경에 가까운 조건을 구현하기 위하여 형산강의 바닥 퇴적물과 우리나라에서 대량으로 구입 가능한 모래를 입수한 후, 그 물성을 측정하여 CapSim 모의 시 각각 오염 퇴적물과 피복 물질의 물성 입력변수로 사용하였다. 이에 더하여, 페놀의 흡착, 생물학적 분해 등 오염 퇴적물과 피복에서의 페놀 거동에 영향을 미치는 핵심적인 인자들을 실험실 실험으로 직접 측정하여 사용하였다. 최대한 실측한 입력변수를 활용한 CapSim 모의 결과를 통해 모래 피복의 페놀 오염 퇴적물 정화 효과를 검토하고, 피복 성능에 영향을 미치는 주요 현장 조건을 규명하였다.

## 2. 실험 방법

### 2.1. 퇴적물 시료 채취, 전처리, 물성 분석

본 연구에서 사용한 퇴적물 시료는 형산강 하류 위도 36.001647, 경도 129.345382 지점에서 채취하였다. 퇴적물 시료를 실험실로 이송한 후, 휴프드에서 건조하고 체로 걸러 입자크기 2 mm 미만의 것을 실험용 시료로 사용하였다. 전처리 전 습윤 시료에 존재하는 물을 채취하여 refractometer로 측정한 염도는 약 30 psu를 나타내었다. 이를 근거로 혐기성 분해 실험에서 기수역을 대표하는 시료(즉, 염수 퇴적물)의 공극수 염도는 30 psu를 사용하였으며, 담수 퇴적물 시료는 염세척을 실시하여 준비하였다. 염의 세척은 Kim et al.(2018)을 참고하여 퇴적물 시료에 증류수를 고액비 1:5(w:w)로 첨가한 후 2시간 동안 180 rpm의 교반하고, 원심분리기로 고액분리하는 방식

을 반복하는 방법을 사용하였다. 분리한 액상의 염도가 약 0.116 psu에 도달했을 때 염세척을 중지하고 그것을 담수 시료로 사용하였다. 모래는 체 거름이 된 강모래를 현대 골재(한국)에서 구매하여 사용하였고, 별도의 전처리 는 진행하지 않았다. 퇴적물과 모래의 총유기탄소함량(total organic carbon, TOC) 측정은 유기탄소 분석기(Sievers 5310C, GE, USA)를 사용하였다. 부피밀도는 KS M ISO 160 방법을 따라 측정하였고 공극률은 EPA report 를 참고하여 측정하였다(U.S. EPA, 1988).

## 2.2. 회분식 등온흡착 실험

퇴적물과 모래(피복 물질)의 페놀 흡착능을 평가하고 CapSim에 사용할 입력변수인 흡착계수를 결정하기 위한 회분식 등온흡착 실험을 수행하였다. 실험은 5, 10, 20, 40, 100 mg/L의 페놀 수용액 0.1 L을 만들어 퇴적물 40 g 을 넣고, 180 rpm의 속도로 일주일간 수평 교반하여 실시 하였다. 실험 중 미생물로 인한 페놀 생분해를 제어하기 위해  $\text{NaN}_3$  100 mg/L를 페놀 수용액에 첨가하였다. 교반 종료 후 일정량의 액상을 채취하여 0.45  $\mu\text{m}$  PTFE syringe filter로 여과하였다. 또한, 페놀 수용액의 초기농도 측정을 위해 제조한 수용액 일부를 채취하였다. 등온 흡착 실험은 3회 반복 수행하였다.

수용액의 페놀 농도는 시료를 Photodiode array detector (YL9160 PDA Detector, Yeongin Chromass, Republic of Korea)가 부착된 고성능 액체크로마토그래피(YLC9100 Plus HPLC System, Yeongin Chromass, Republic of Korea)를 이용하여 분석하였다. 분리 분석컬럼은 Agilent Technology(USA)의 ZORBAX Eclipse Plus C18(ID 4.6 mm, Length 250 mm)을 사용하였고, 이동상은 증류수와 아세트나이트릴을 7:3의 비율로 1.0 mL/min의 유속을 적용시켰다. PDA detector는 270 nm 파장을 사용하여 시료를 검출하였다.

측정한 수용액의 페놀 농도, 즉 액상평형농도  $C_e$  (mg/L)에 대응되는 흡착평형농도  $q_e$  (mg/g)는 다음 식으로 계산하였다.

$$q_e = \frac{V_w(C_0 - C_e)}{M_s} \quad (1)$$

여기서,  $V_w$ 는 등온흡착 실험의 수용액 부피(L),  $M_s$ 는 투입한 퇴적물 또는 모래 질량(g),  $C_0$  (mg/L)는 페놀 수용액의 초기농도이다. 등온흡착 실험의 결과는 동일한 반복 조건에서 측정한  $C_e$ 와 계산된  $q_e$  각각의 평균값과 표준편차를  $C_e - q_e$  평면에 도시하였다.

흡착실험 결과는 다음 Freundlich 등온흡착 모형에 fitting하여 Freundlich 매개변수  $K_F[(\text{mg/g})(\text{mg/L})^{-1/n}]$ 와  $1/n(-)$ 을 구하고, 그 결과를 CapSim 모의에 입력변수로 활용하였다.

$$q_e = K_F \cdot C_e^{1/n} \quad (2)$$

## 2.3. 혐기성 생분해 실험 및 생분해 속도계수 도출

퇴적물 내의 혐기성 환경에서 일어나는 페놀의 생분해 속도를 담수 및 염수 조건에서 평가하기 위한 실험을 실시하였다. 먼저 증류수에 aquarium salt(API Fishcare, USA)를 첨가하여 담수(0.116 psu) 또는 염수(30 psu) 조건에 해당하는 인공 물 시료를 제조하였다. 페놀로 오염된 수용액을 제조하고, 이를 미리 측정된 퇴적물의 보수력(water holding capacity)인 13.9%의 중량비로 염 세척한 퇴적물에 첨가한 후 숟가락으로 여러 차례 뒤집어 섞고, 병을 단단히 막은 후 강하게 뒤섞었다(Dane et al. 2002). 이렇게 하여 인공오염된 시료는 화학사고 상황을 고려하여 별도의 aging 기간을 두지 않고 즉시 생분해 실험에 사용하였다.

인공오염된 퇴적물 5 g을 각각 120 mL serum bottle에 넣고, 5분간 질소 퍼징을 진행한 후 고무마개와 알루미늄 캡으로 기밀하여 질소기체로 채운 혐기성 챔버 내에 보관하였다(Shibata et al. 2006). 매 측정시간(배양 0, 1, 2, 4, 7, 14, 28, 56일 후)에 2개의 bottle을 회수하였다.

인공오염된 퇴적물의 배양 후에는 약 2.5 g의 습윤시료를 채취하고, EPA method 604와 Shibata et al.(2006)의 방법을 참고하여 페놀 추출을 실시하였다. 먼저 각 시료를 하루 동안 후드 안에서 보관하여 1차 건조하였다. 건조된 시료에 디클로로메테인 30 mL를 넣고 충분한 양의 무수황산나트륨을 넣어 수분을 완전히 제거한 후, sonication probe를 사용하여 on/off 각 15초의 cycle로 6분간 초음파 추출을 실시하였다. 추출액은 0.45  $\mu\text{m}$  PTFE syringe filter로 거른 후 분석에 사용하였다. 추출한 시료는 가스크로마토그래프(7890B GC system, Agilent Technologies, USA)에 주입하여 분리한 후 질량분석기(5977B MSD, Agilent Technologies, USA)를 이용하여 정량하였다. 가스크로마토그래프 구동 조건은 헬륨을 carrier gas로, 유속 조건을 1 mL/min로 하고, 오븐의 초기온도는 50°C에서 시작하여 10°C/min으로 150°C까지 증가하였다. 혐기성 분해능 실험은 2회 반복 실시하였으며, 그 결과는 평균값과 편차로 표시하였다.

본 연구에서는 퇴적물에서 페놀의 생분해는 공극수 내

에서만 일어난다고 가정하고, 생분해 계수는 이 공극수 생분해 모형에 입각하여 결정하였다. 이 생분해 모형은 CapSim에서 오염물질의 생분해 구현에 사용하는 것과 동일하다. 퇴적물에 폐놀을 spiking해서 실험한 결과를 통해 공극수에서의 생분해 속도계수를 도출하고, 그 생분해 속도계수를 CapSim의 입력변수로 사용하였다. 공극수에서 폐놀의 생분해 속도는 다음의 1차 반응으로 묘사하였다.

$$\frac{dC_w(t)}{dt} = -kC_w(t) \quad (3)$$

여기서,  $C_w(t)$  (mg/L)는 생분해 실험의 어떤 배양시간  $t$ 에서 공극수의 폐놀 농도,  $k$  ( $d^{-1}$ )는 공극수에서 폐놀 생분해의 1차 분해상수이다. 본 연구에서 실시한 생분해 실험에서는 퇴적물에 잔류하는 폐놀 농도 측정 시에 흡수된 퇴적물에 있는 폐놀을 그대로 추출하므로, 추출로 회수되는 폐놀의 양은 퇴적물 입자에 흡착된 폐놀과 공극수에 존재하는 폐놀을 모두 포함한다. 따라서, 배양시간  $t$ 에서 측정된 퇴적물 잔류 폐놀 농도  $q_{exp}(t)$  (mg/g)는 다음과 같이 표현된다.

$$q_{exp}(t) = M_s q_s(t) + V_w C_w(t) \quad (4)$$

여기서,  $M_s$  (g)는 투입한 퇴적물 질량,  $q_s(t)$  (mg/g)는 배양시간  $t$ 에서 퇴적물에 흡착된 폐놀 농도,  $V_w$  (L)는 투입한 물(공극수)의 부피이다. 생분해 실험 중 퇴적물에 대한 폐놀의 흡착은 Freundlich isotherm을 따르며, 흡착 평형이 즉각적으로 일어난다고 가정(instant equilibrium assumption)하였다. 즉, 모든  $t$ 에서 다음 식이 성립함을 가정하였다.

$$q_s(t) = K_F \cdot C_w(t)^{1/n} \quad (5)$$

식 (3)~(5)를 수치해석적으로 풀 모의결과와 생분해 실험의 측정값의 오차를 최소로 하는 값을 최소자승법(least sum of squares)으로 구하여 이를 1차 분해상수  $k$ 로 결정하고, 그 값을 CapSim 모의에 입력변수로 이용하였다.

### 3. 결과 및 고찰

#### 3.1. 퇴적물과 모래의 물성

본 연구에서 CapSim을 통해 모의하고자 하는 구체적인 상황은 형산강 하류의 어떤 지점의 퇴적물이 화학물질 누출사고로 유입된 폐놀로 오염되고, 이로 인한 폐놀의 확산을 방지하기 위해 퇴적물을 일정 깊이의 모래로 피복한 것이다. 이러한 상황에 대해 모형 예측의 정확성을 높이기 위해 되도록 현장 특이적인 입력변수를 CapSim 모의

**Table 1.** Physical properties of the sediment and sand samples used in this study

	Sediment	Sand
TOC (%)	0.2941	0.1343
Bulk density ( $g/cm^3$ )	$1.302 \pm 0.004$	$1.399 \pm 0.006$
Porosity	$0.255 \pm 0.059$	$0.240 \pm 0.022$

에 사용하였다. CapSim의 기본적인 입력변수로는 각 층(퇴적층 또는 피복) 매질의 물성값인 부피밀도(bulk density), 공극률(porosity) 등이 있으며, 그 측정값을 Table 1에 나타내었다. 현장 퇴적물과 모래, 두 매질의 부피밀도와 공극률은 큰 차이를 보이지 않았다.

퇴적물과 모래 시료의 추가적인 기본 물성값으로 총유기탄소함량(TOC)과 입도분포를 측정하여 각각 Table 1과 Fig. 1에 나타내었다. 모래의 총유기탄소함량은 상당히 낮은 값인 0.03%를 나타내었으며, 폐놀을 포함한 유기오염물질에 대한 흡착능은 그리 크지 않을 것으로 예상할 수 있다. 따라서 유기오염물질 오염 퇴적물에 대한 피복 매질로서 해당 모래 시료의 주요 차단기능은 화학적 격리(chemical sequestration)보다는 물리적 격리(physical sequestration)에 기인할 것임을 예상할 수 있다. Fig. 1의 입도분포를 보면, 퇴적물과 모래 모두 99% 이상이 0.075~2 mm 구간에 존재하여 입도가 상당히 균질하고 미세입자가 거의 존재하지 않으며, 두 매질 간의 입도분포 차이가 그리 크지 않음을 알 수 있다.

오염퇴적물에 원위치 피복 적용 시 중점적으로 고려해야 할 사항으로는 1) 피복이 오염물질을 충분히 수층 및 저서 생물의 활동영역으로부터 격리시킬 수 있는지, 2) 피복으로 인한 수심 변화가 허용 가능한 수준인지, 3) 피복이 형성하는 새로운 저서생물 생태서식지가 기존의 서식조건을 크게 변화시키지는 않는지 등이다(U.S. EPA, 2005). 현장의 퇴적물과 시판되는 모래의 특성을 비교해 보았을 때, 기본적인 물리적 특성(입도, 공극률 등) 관점에서는 퇴적물과 모래가 제공하는 저서생물의 서식조건이 크게 다르지 않음을 알 수 있다. 다시 말해서, 퇴적물을 채취한 형산강 하류 영역에서, 피복 매질로서 모래를 적용하는 것은 물리적 생태환경의 측면에서는 적절하다고 볼 수 있다.

#### 3.2. 퇴적물과 모래의 폐놀 흡착능

Fig. 2는 퇴적물과 모래에 대한 폐놀의 등온흡착 실험 결과를 나타낸 것이다. Freundlich 모형은 퇴적물과 모래의 폐놀 흡착특성은 잘 재현하였다[상관계수( $R^2$ ) 각각 0.972, 0.996]. 실험값을 최적으로 재현하는 Freundlich

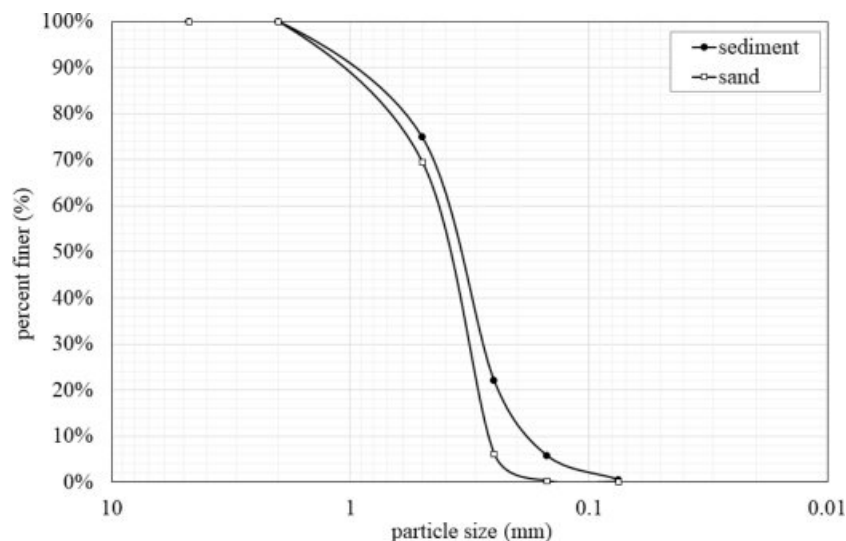


Fig. 1. Particle size distribution of the sediment and sand samples used in this study.

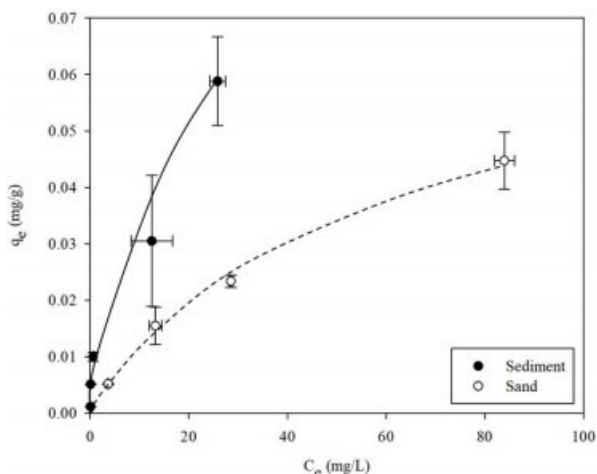


Fig. 2. Isotherm test results for phenol sorption to the sediment and sand samples. The error bars represent standard deviation of triplicate measurements. The solid and dashed lines represent the Freundlich isotherm with the best-fit parameters for the sediment and sand samples, respectively.

매개변수는 퇴적물의 경우  $1/n$ 이 0.6499,  $K_F$ 가 0.0068 (mg/g)(mg/L) $^{-1/n}$ , 모래의 경우  $1/n$ 이 0.6113,  $K_F$ 가 0.0030 (mg/g)(mg/L) $^{-1/n}$ 이었다.

문헌에 따르면, 페놀의 유기탄소 흡착계수(organic carbon normalized sorption coefficient)  $K_{oc}$ 는 0.0016~0.0091 L/g의 범위를 갖는다. 이 값은 다음의 선형흡착 모형에 근거한 것이다(ATSDR, 2008).

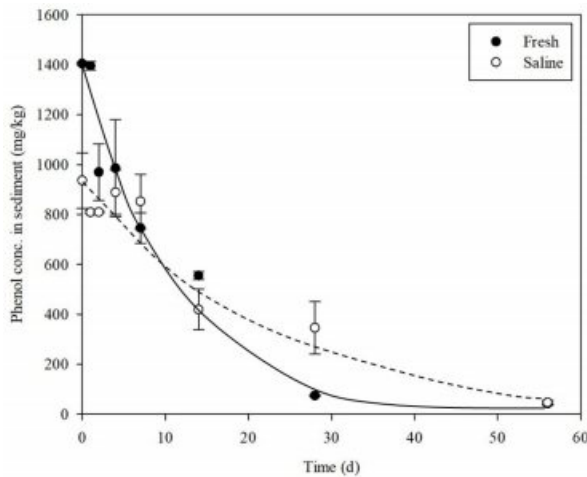
$$q_e = K_d C_e = f_{oc} K_{oc} C_e \quad (6)$$

여기서,  $K_d$ (L/g)는 고정 매질의 페놀 선형흡착계수,  $f_{oc}$ (-)는 고정 매질의 유기탄소함량이다. 본 연구의 결과를 문헌값과 비교하기 위하여 각 페놀 초기액상농도( $C_0$ ) 조건에서의  $q_e$ 와  $C_e$ 의 비를  $f_{oc}$ 로 나누어 해당 액상평형농도 조건에서의 겉보기  $K_{oc}$  값 [ $(1/f_{oc}) \cdot (q_e/C_e)$ ]을 구하였다(각  $C_0$ 에서의  $q_e$ 와  $C_e$ 는 3회반복 실험의 평균값을 사용함).

위의 방법을 사용하여 계산한 페놀의 유기탄소 흡착계수는 퇴적물이 액상평형농도 0.100~25.8 mg/L 범위에서 0.0008~0.0167 L/g, 모래는 액상평형농도 3.64~83.9 mg/L 범위에서 0.0002~0.0011 L/g이었다. 결과를 통해 퇴적물의 유기탄소 흡착계수는 문헌값의 범위와 상당 부분 겹치고, 모래의 유기탄소 흡착계수는 이보다 상대적으로 낮은 편에 속하나, 문헌값을 크게 벗어나지는 않는 수준임을 확인할 수 있다.

### 3.3. 페놀의 퇴적물 공극수 내 혐기성 분해능

담수(0.116 psu)와 염수(30 psu) 조건 퇴적물에서의 페놀 혐기성 생분해 실험 결과와 공극수 생분해 모형을 이용한 모의 결과를 Fig. 3에 나타내었다. 실험 결과를 최적으로 모의하는 공극수 내 페놀의 1차 분해상수는 담수 및 염수 퇴적물에서 각각 0.123/day, 0.0565/day로 담수역의 분해상수가 2.2배 더 높았다. 도출한 분해상수를 이용하여 계산한 용해상 페놀의 반감기는 담수와 염수에서 각각 5.6, 12.3일이었다. 고염도의 조건에서는 일반적으로 강한 삼투압이 생체 유지, 번식을 포함한 생체활동을 저해시킴에 따라 분해능이 감소하는 것으로 알려져 있으며(Li et al., 2019), 본 연구에서 확인한 담수와 염수 조건의 페놀 분



**Fig. 3.** Anaerobic biodegradation kinetics of phenol in the freshwater (i.e., water-rinsed) and saline sediment. The symbols and the error bars represent mean and deviation of the duplicate measurements for the experimental data. The solid and dashed lines represent the best-fit curves of the first-order pore-water biodegradation model for the freshwater and saline sediment, respectively.

해상수 차이 또한 염수 조건에서의 강한 삼투압에 의한 것으로 판단된다.

강 어귀 부근에서는 염수가 담수의 하부로 침입하여 썩기 형태의 염분분포를 보이는 염수썩기 현상(saltwater wedge)이 나타나며, 퇴적물 공극수의 염도는 시간과 위치에 따라 매우 급격하게 변화할 수 있다(Nebra et al., 2016). 위에서 확인한 바와 같이 담수와 염수 조건에서 페놀의 생분해 계수는 큰 차이를 보이므로, 수은 오염 문제가 발생한 형산강 하류와 같이 염수의 영향을 받는 지역에서 페놀의 거동을 예측할 때에는 담수와 염수 조건에서의 생분해능을 모두 파악하고, 시간과 위치에 따른 염도 조건에 맞는 생분해 속도를 반영할 필요가 있다.

### 3.4. 모래 피복의 페놀 용출차단 효과

3.1~3.3절에서 제시한 현장특이적 입력 매개변수, 즉 퇴적물과 모래의 물리적 물성, 페놀의 퇴적물과 모래에 대한 등온흡착모형 및 흡착계수, 페놀의 1차 생분해 계수를 이용하여 모래 피복의 페놀 용출차단 효과를 CapSim을 통해 평가하였다. CapSim 소프트웨어는 개발자가 프리웨어로 일반에 공개한 것을 사용하였으며, 사용한 버전은 3.8이다.

오염퇴적물층은 10 cm로 설정하고, 퇴적물에 흡착된 페놀 농도는 건조중량 기준 1,000 mg/kg로 하였다. 모의 시작 시점에 퇴적물 입자와 공극수에 존재하는 페놀은 흡착

평형을 이룬다고 가정하였으며, 3.2절에 기술한 퇴적물의 등온흡착식에 따라 1,000 mg/kg의 흡착농도 해당하는 공극수 농도 0.834 mg/L를 오염퇴적물층 공극수 페놀 농도의 초기값으로 하였다.

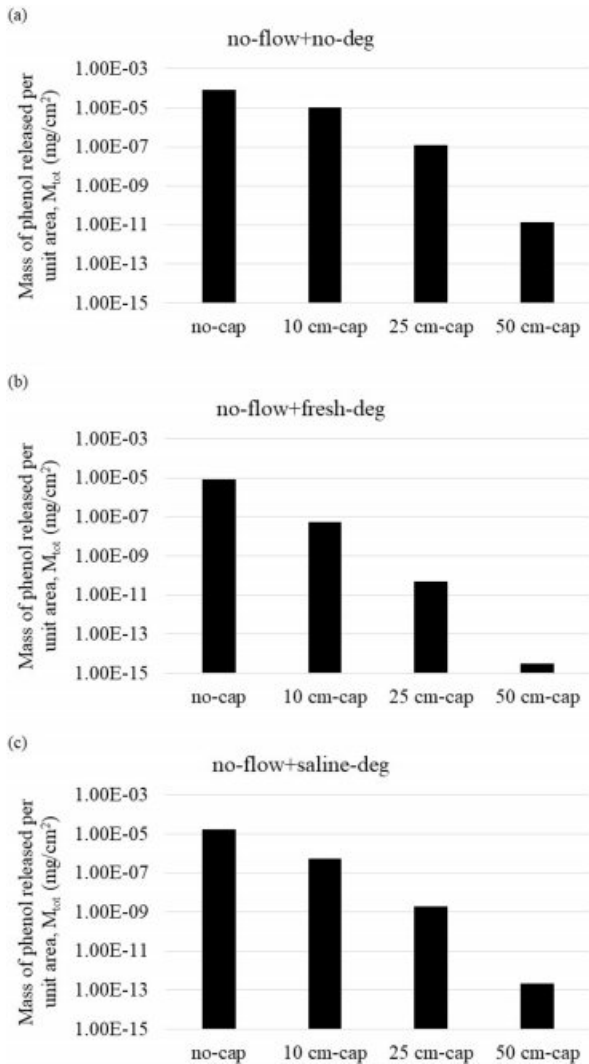
피복층 두께는 0, 10, 25, 50 cm의 네 가지 시나리오를 적용하였다(각각 no-cap, 10 cm-cap, 25 cm-cap, 50 cm-cap). 공극수 이동 조건은 두 가지로 하였는데, 하나는 공극수의 연직이동이 일어나지 않는 조건(no-flow)이며, 다른 하나는 조수간만에 의해 공극수의 상하 이동이 반복적으로 일어나는 조건(oscil-flow)이다. 후자인 조수간만 영향이 있는 조건은 미국 Anacostia River 지역에서 측정된 값을 준용하였으며, 이는 최대 oscillation velocity 1 cm/day, 조석 주기 0.0014년이다(Murphy et al., 2006). 조수간만 영향이 있는 조건에서 각 층의 hydrodynamic dispersivity는 Schulze-Makuch(2006)이 제시한, 영역의 규모에 따른 회귀식을 참고하여 퇴적물층은 1.32 cm, 피복층은 1.32, 2.77, 4.85 cm(각각 피복층 두께 10, 25, 50 cm에 해당)로 설정하였다. 페놀의 생분해 조건은 담수, 염수 조건에서 도출한 1차 생분해 상수를 각각 반영한 모의를 실시하였으며(각각 fresh-deg, saline-deg), 페놀의 생분해가 피복 성능에 미치는 영향을 파악하기 위해 생분해가 일어나지 않는 조건(no-deg) 또한 모의하였다.

CapSim 소프트웨어 자체가 출력하는 모의 결과값은 퇴적층과 피복의 시간별·연직깊이별 오염물질 흡착농도, 공극수 내 농도, 플럭스 등이며, 이는 피복(피복이 없을 경우에는 퇴적물)과 수층의 경계면에서의 값, 즉 연직깊이 0에서의 값을 포함한다. CapSim 모의를 통하여 시간별 피복(또는 퇴적물)과 수층의 경계면에서의 플럭스 값을 얻고, 다음 식 (7)을 이용하여 모의시작 후 일정한 시간이 경과될 때까지 단위면적당 수층으로 용출된 오염물질의 총량( $M_{tot}$ , mg/cm<sup>2</sup>)을 구할 수 있다.

$$M_{tot} = \sum_{i=1}^n (flux_i \times \Delta t) \quad (7)$$

여기서,  $n$ 은 시간 간격의 수,  $flux_i$ 는 시간 간격  $i$ 에서의 플럭스 값(mg/cm<sup>2</sup>/yr),  $\Delta t$ 는 시간 간격의 길이(yr)이다.

Fig. 4에 공극수 이동이 없는 조건(no-flow)에서 0.25년(3개월) 동안의 단위면적당 수층 용출 페놀의 질량  $M$ 의 모의결과를 나타내었다. 생분해 조건은 생분해가 일어나지 않는 조건(Fig. 4a; no-deg), 담수 퇴적물의 생분해 속도 조건(Fig. 4b; fresh-deg), 염수 퇴적물의 생분해 속도 조건(Fig. 4c; saline-deg)의 세 가지를 적용하였다. 모든 생분해 조건에서 CapSim은 모래 피복이 페놀의 수층 용



**Fig. 4.** Mass of phenol released per unit area,  $M_{tot}$ , over 0.25 year predicted using CapSim for no-cap and 10 cm-, 25 cm-, and 50 cm-cap scenarios, without pore-water flow (no-flow) and the following biodegradation conditions: (a) no biodegradation (no-deg), (b) biodegradation at a freshwater sediment rate (fresh-deg), and (c) biodegradation at a saline sediment rate (saline-deg).

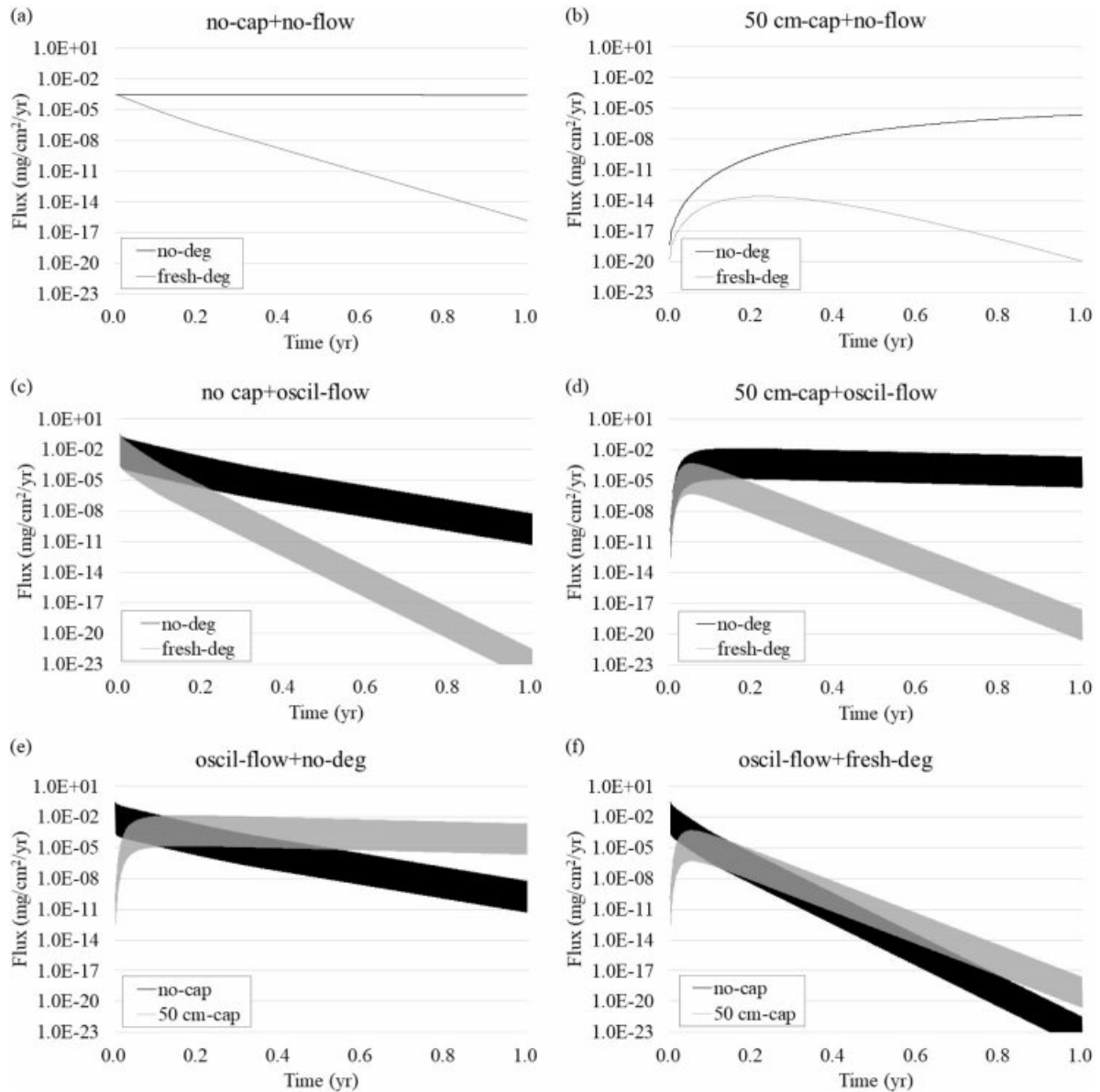
출을 효과적으로 차단할 수 있을 것으로 예측하였다. 페놀 수층 용출량은 모래 피복의 두께가 10, 25, 50 cm로 증가함에 따라 크게 감소하였다. 일반적인 피복 두께인 50 cm(50 cm-cap)에서 생분해가 일어나지 않는 조건의 페놀 수층 용출량은 피복이 없는 조건(no-cap)과 7 order에 가까운 매우 큰 차이를 보였다. 이렇게 피복의 성능이 예측되는 것은 공극수 이동이 없는 조건에서는 페놀의 연직이동이 오로지 분자확산(molecular diffusion)에 의해 발생하는 것으로 모의하기 때문이다. 물에서 페놀의 확산계수는  $9.1 \times 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$ 이고, 이를 이용하여 분자확산의

characteristic time(특성길이의 제곱을 확산계수로 나눈 값)을 특성 길이(characteristic length) 10, 25, 50 cm에서 구한 값은 각각 0.35, 2.2, 8.7년이다. 다공성 매질의 공극에서 페놀의 유효확산계수는 위의 값보다 더 작으므로, 피복 두께 50 cm 조건에서 분자확산만으로 페놀이 공극을 따라 이동할 경우 0.25년 이내에는 페놀의 전단(front)이 수층 가까이 도달하지 않음을 알 수 있다.

생분해는 피복의 페놀 수층 용출 차단 능력을 보다 향상시키는 것으로 확인되었다. 10 cm 피복을 기준으로 보면, 생분해가 일어나지 않는 조건(Fig. 4a)에서는 피복이 0.25년간 페놀 수층 용출량을 7.8배, 담수 퇴적물 생분해 속도 조건(Fig. 4b)에서는 150배, 염수 퇴적물 생분해 속도 조건(Fig. 4c)에서는 33배 저감시키는 것으로 나타났다. 다른 피복 두께 조건에서도 생분해 속도가 빠를수록 확연히 피복의 페놀 수층 용출 차단 능력이 향상되는 것을 확인할 수 있다. 이것은 피복이 페놀의 초기 수층 용출을 차단하고 퇴적물과 모래 피복층에서 생분해가 발생할 시간을 확보함에 따라, 페놀이 모래 피복의 공극을 통해 수층에 도달할 때에는 상당한 양의 페놀이 이미 분해되어 제거되어 있기 때문이다. Fig. 5a와 5b에 no-flow+no-deg 또는 no-flow+fresh-deg 조건에서 피복이 없을 때(no-cap)와 50 cm 피복이 존재할 때(50 cm-cap) 시간에 따른 수층 용출 플럭스를 나타내었는데, 이를 통해 피복의 역할을 명확하게 확인할 수 있다. 피복이 존재하지 않는 조건에서는 초기부터 높은 플럭스가 발생하는 반면(Fig. 5a), 피복이 존재하는 조건에서는 초기에는 플럭스가 발생하지 않으며, 생분해 효과로 인해 시간에 따른 플럭스 증가곡선이 점차 완만해지다가 궁극적으로는 감소 추세를 돌아서는 것을 확인할 수 있다(Fig. 5b).

조수간만에 의해 공극수의 상하 이동이 발생할 경우(oscil-flow) 페놀의 용출량은 공극수 이동이 없을 경우(no-flow)에 비해 매우 크게 증가하는 것으로 나타났다(Fig. 6). 이는 생분해가 일어나지 않을 경우와 생분해가 일어날 경우 모두에 해당된다. 피복이 없고 공극수 이동이 있으며 생분해가 일어나지 않을 때(no-cap+oscil-flow+no-deg)의 0.25년간 페놀 수층 용출량은, 다른 조건은 동일하고 공극수 이동이 없을 때(no-cap+no-flow+no-deg)에 비해 23배 크게 나타났다. 피복이 없고 공극수 이동이 있으며 담수 퇴적물 속도로 생분해가 일어날 때(no-cap+oscil-flow+fresh-deg) 용출량은 공극수 이동이 없는 조건(no-cap+no-flow+fresh-deg)에 비해 91배나 크게 나타났다. 이것은 공극수 이동에 따라 발생하는 이송 및 기계적 분산(mechanical dispersion)에 의한 페놀의 연직이



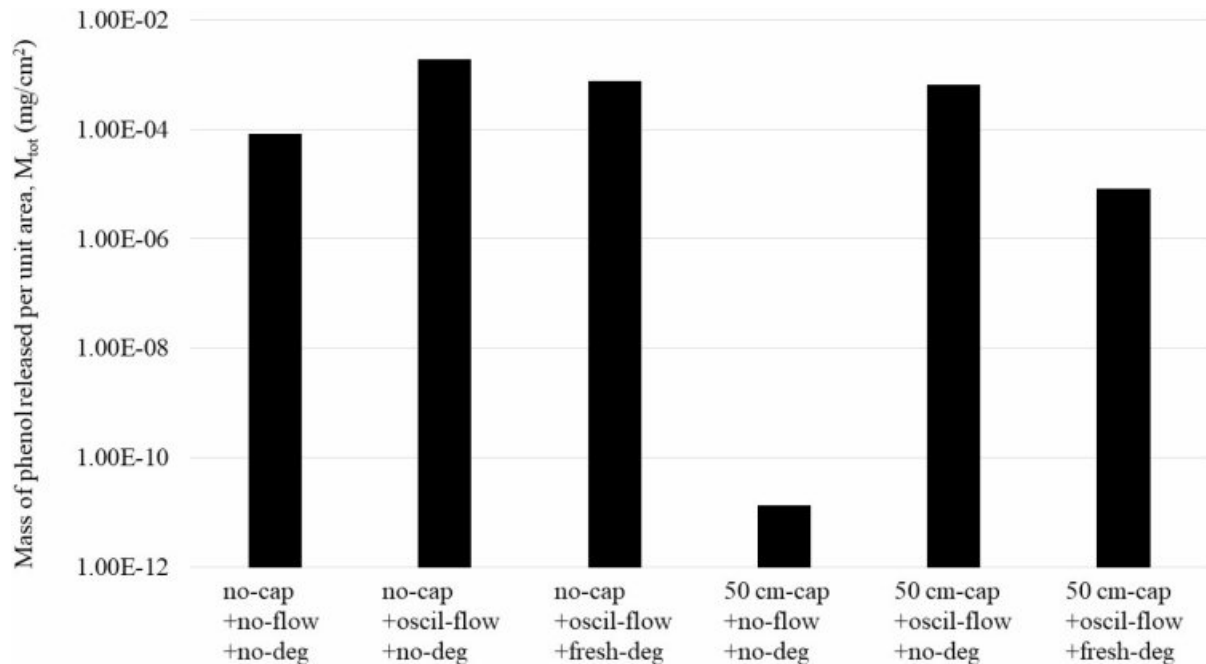


**Fig. 5.** Phenol flux predicted using CapSim for (a) no-cap scenario without pore-water flow (no-cap+no-flow), (b) 50 cm-cap scenario without pore-water flow (50 cm-cap+no-flow), (c) no-cap scenario with oscillating pore-water flow (no-cap+oscil-flow), (d) 50 cm-cap scenario with oscillating pore-water flow (50 cm-cap+oscil-flow), (e) with oscillating pore-water flow and without biodegradation (oscil-flow+no-deg), and (f) with oscillating pore-water flow and with freshwater-rate biodegradation (oscil-flow+fresh-deg).

동이 분자확산에 의한 이동보다 훨씬 빠르기 때문이다. 생분해가 일어나는 조건에서 공극수 이동이 페놀 수층 용출량에 미치는 영향이 보다 크게 나타나는 것은 1) 피복이 없고(no-cap) 공극수 이동이 있는(oscil-flow) 조건에서 페놀의 수층 용출이 초기에 매우 집중적으로 발생하며, 2) 용출에 소요되는 기간이 짧을수록 페놀의 생분해 기회도 줄어들기 때문이다. Fig. 5a와 5c를 통해 이를 명확하게 확인할 수 있다. 우선 Fig. 5a와 5c의 no-deg 조건들을

비교해 보면, 공극수 이동이 없을 경우에는 0.25년간 꾸준한 페놀 용출이 발생하는 반면, 공극수 이동이 있을 경우에는 시간에 따라 점차 플럭스가 감소함을 확인할 수 있다(공극수 이동이 있는 Fig. 5c 조건에서 페놀 플럭스가 지그재그식으로 나타나는 것은 공극수의 이동방향이 0.0014년 주기로 상하로 바뀌면서 동일한 주기로 플럭스가 큰 폭으로 변화하기 때문이다). 공극수 이동이 있을 경우 모의기간 내에 페놀의 수층 용출이 퇴적물에 존재하는





**Fig. 6.** Mass of phenol released per unit area,  $M_{tot}$ , over 0.25 year predicted using CapSim for no-cap and 50 cm-cap scenarios under various combinations of pore-water flow and biodegradation conditions.

폐놀을 고갈(depletion)시킬 정도로 폐놀의 연직 이동량이 상대적으로 크므로 시간에 따라 플럭스가 확연히 감소하는 반면, 공극수 이동이 없을 경우에는 폐놀의 수층 용출량이 퇴적물에 존재하는 폐놀의 양에 비해 그리 크지 않으므로 퇴적물이 폐놀의 무한 공급원(infinite source)과 같이 작용하여 시간에 따라 플럭스가 크게 감소하지 않는 것이다. 이러한 폐놀의 용출 거동에 생분해라는 기작을 추가적으로 대입하여 고찰해 보면, 초기의 플럭스가 큰 조건이 플럭스가 시간에 따라 변하지 않는 조건에 비해 생분해에 따른 용출량 저감 효과를 덜 받을 수밖에 없다는 것을 알 수 있다.

공극수 이동이 있는 조건(oscil-flow)에서 피복의 폐놀 수층 용출 저감효과에서는 다음의 두 가지 주목할 만한 사항을 확인하였다. 먼저, 생분해가 존재하지 않는다면 피복은 용출 저감능력을 크게 발휘하지 못한다는 것을 확인하였다. 이는 Fig. 6에서 no-cap+oscil-flow+no-deg의 값과 50 cm-cap+oscil-flow+no-deg의 값을 비교함으로써 확인할 수 있는데, 정량적으로는 후자(피복이 있는 조건)와 전자(피복이 없는 조건)의 차이가 2.9배에 불과했다. 공극수 이동이 없는 조건에서 동일한 비교를 할 경우(즉, no-cap+no-flow+no-deg의 값과 50 cm-cap+no-flow+no-deg의 값을 비교할 경우) 그 차이는 6 order 이상으로 나타난다. 분자확산만 발생할 경우보다 공극수 이동에 따른 이

송과 기계적 분산이 발생할 경우 폐놀의 연직 이동성은 크게 증가하므로, 초기에 퇴적물에 존재했던 폐놀 중 상당량이 0.25년 내에 50 cm의 모래 피복층을 지나 수층으로 용출된다. 이는 Fig. 5e를 통해서도 잘 확인할 수 있는데, 50 cm-cap+no-flow+no-deg 조건에서 수층으로의 플럭스는 점차로 증가하여 0.11년(42일) 시점에는 점차 상부 퇴적물 내 폐놀의 고갈이 일어나는 피복 없는 조건(no-cap+no-flow-no-deg)과 플럭스의 역전이 발생한다. 모의기간을 늘려 1년 동안의 단위 면적당 폐놀 수층 용출량  $M_{tot}$ 을 비교하면, 피복의 유무가 총 용출량에 크게 영향을 미치지 않음을 확인할 수 있다(피복이 있는 조건에서  $1.88 \times 10^{-3} \text{ mg/cm}^2$ , 50 cm 피복이 있는 조건에서  $1.76 \times 10^{-3} \text{ mg/cm}^2$ ). 둘째, 앞서 공극수 이동이 없는 조건에서 기술한, 피복이 폐놀의 생분해가 일어날 시간을 확보해 주는 기능을 하는 효과는 공극수 이동이 있는 조건에서도 확연하게 나타났다. 공극수 이동이 존재하고, 담수 퇴적물의 속도로 생분해가 일어나는 조건에서 50 cm의 모래 피복층은 폐놀 수층 용출량을 92배 저감하는 것으로 예측되었으며(no-cap+oscil-flow+fresh-deg의 값과 50 cm-cap+oscil-flow+fresh-deg의 값 비교), 이는 공극수 이동이 존재하고, 생분해가 일어나지 않는 조건에서 확인한 2.9배의 용출 저감 효과보다 훨씬 큰 값이다. Fig. 5d를 통해 폐놀의 피복층을 통과해 상당한 수준의 수층 용출 플럭스를

나타낼 시점에는 생분해율(즉, no-deg 조건 대비 no-fresh 조건의 값) 또한 상당한 수준에 도달함을 확인할 수 있으며, Fig. 5f를 통해 피복이 생분해 시간을 충분히 부여받지 못하는 초기에 페놀이 급격하게 수층으로 용출되는 것을 방지함을 확인할 수 있다.

#### 4. 결 론

본 연구에서는 형산강 하류에서 채취한 퇴적물과 시판되는 모래의 물성과 페놀 흡착특성, 페놀 생분해 특성을 평가하고, 실험적으로 도출한 매개변수를 활용, CapSim 프로그램을 구동하여 다양한 조건에서 모래 피복의 성능을 예측하였다. 모의를 통해 얻은 주요 결론을 요약하면 다음과 같다.

1) 시판되는 모래의 물성과 페놀의 유기탄소 흡착계수는 채취한 퇴적물의 값과 매우 유사했다. 이로부터 퇴적물 채취 지점에서 해당 모래 시료로 피복을 실시할 경우 저서생물 서식조건에 큰 변화를 초래할 우려는 크지 않을 것으로 예상된다.

2) 공극수가 전혀 이동하지 않아 분자확산이 페놀의 유일한 연직이동 기작인 조건에서는 페놀의 연직이동 속도가 매우 느리므로, 50 cm 또는 그 미만의 모래 피복으로도 그 용출량을 현저히 저감시킬 수 있다.

3) 페놀의 생분해는 피복의 용출 저감 효과 발현에 상당한 역할을 한다. 피복으로 인해 오염 초기의 페놀 수층 용출을 제어하고 페놀이 피복을 통과하여 수층에 도달할 때까지의 시간을 확보하게 되면, 그 시간 동안에 생분해가 발생하여 궁극적으로 무시한 만한 만큼의 수층 용출만 발생하게 되는 조건 형성이 가능하다. 이렇게 효과적인 페놀 용출 차단이 이루어지는 조건은 공극수 이동의 유무, 생분해 속도, 피복 두께 등에 따라 달라진다. 이는 모래 피복의 두께를 결정할 때 공극수 이동 특성, 오염물질의 생분해 속도 특성 등을 충분히 고려하여야 하며, 가능하다면 본 연구에서 실시한 바와 같은 현장특이적 매개변수 도출과 피복 성능 모델링을 실시할 필요가 있다는 것을 시사한다. 페놀의 생분해 속도는 담수와 염수 조건에서 상당한 차이를 보였으므로, 현장의 염도 조건에 따라 다른 생분해 계수를 적용할 필요도 있다.

4) 조석간만에 의해 공극수의 연직이동이 발생하는 조건에서는 공극수 이동이 없는 조건에 비해 페놀의 연직이동 속도가 현저히 빨라지며, 수층으로의 페놀 용출량도 크게 증가한다. 피복이 존재하지 않는 경우 이 용출은 오염 초기에 특히 크게 나타난다. 따라서 조석간만 효과, 지하

수 용승 등으로 공극수의 연직 이동이 상당히 발생할 것으로 예상되는 현장에서는 되도록 화학사고로 인한 오염 후 빠른 시일 내에 피복 등의 대책을 적용하여야 오염물질이 상당량 수층으로 용출되어 확산되는 것을 방지할 수 있을 것이다.

5) 피복이 적용된 지역에 충분한 페놀 생분해 활성이 존재한다면, 공극수의 연직이동이 있더라도 적절한 모래 피복층 설계를 통해 생분해에 필요한 시간을 확보하고, 궁극적으로 페놀의 수층 용출을 차단할 수 있을 것으로 기대할 수 있다. 그러나 과도하게 높은 페놀 농도 또는 다른 독성 물질의 존재 등으로 현장에서 충분한 페놀 생분해가 발생하지 않는 조건이라면 모래 피복으로는 페놀 용출 차단 효과를 거의 얻지 못할 우려가 있다.

#### 사 사

본 결과물은 환경부의 재원으로 한국환경산업기술원의 지중환경오염 위해관리 기술개발 사업의 지원(2019001960002)과 수생태계 건강성 확보 기술개발 사업의 지원(2021003040004)을 받아 연구되었습니다. 서울대학교 공학연구원의 지원에도 감사를 드립니다.

#### References

- AECOM, 2016, Final Remedial Design Report, River Mile 13.1 Sediment Study Area, Lower Willamette River, Portland, Oregon.
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), 2008, Toxicological profile for Phenol. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.
- Azhar, W., 2015, Evaluation of Sorbing Amendments for In-situ Remediation of Contaminated Sediments.
- Bruce, R.M., Santodonato, J., and Neal, M.W., 1987, Summary review of the health effects associated with phenol, *Toxicol Ind Health*, **3**(4), 535-568.
- Chen, X., Feng, L., Zheng, W., Chen, S., Yang, Y., and Xie, S., 2022, Shifts in structure and function of bacterial community in river and fish pond sediments after a phenol spill, *Environ. Sci. Pollut. Res.*, **29**, 14987-14998.
- Dane, J.H., Topp, C.G., and Campbell, G.S., 2002, Methods of soil analysis, Part 4, Physical Methods, 3rd ed. Soil Science Society of America, Madison, Wis.
- Duan, W., Meng, F., Cui, H., Lin, Y., Wang, G., and Wu, J., 2018, Ecotoxicity of phenol and cresols to aquatic organisms: A

- review, *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, **157**, 441-456.
- Guo, G. and Duan, R., 2021, Simulation and assessment of a water pollution accident caused by phenol leakage, *Water Pol- icality*, **23**(3), 750-764.
- Haley, Aldrich, 2014, 100% Remedial Design, Lower South Pond Sediments Adjacent to West Hide Pile, Industri-plex Oper- able Unit 2 SuperFund Site, Woburn, Massachusetts.
- Huang, W., Peng, P., Yu, Z., and Fu, J., 2003, Effects of organic matter heterogeneity on sorption and desorption of organic contaminants by soils and sediments, *Appl. Geochemistry*, **18**(7), 955-972.
- Kan, A.T., Fu, G., Hunter, M., Chen, W., Ward, C.H., and Tom- son, M.B., 1998, Irreversible sorption of neutral hydrocarbons to sediments: Experimental observations and model predictions, *Environ. Sci. Technol.*, **32**(7), 892-902.
- Kim, K., Nam, K., Kang, W., and Choi, Y., 2018, Decision mak- ing framework for beneficial use of dredged sediment in the ter- restrial environment based on environmental risk assessment and sediment characterization, *J. Korean Soc. Environ. Eng.*, **40**, 227-238.
- Li, H., Meng, F., Duan, W., Lin, Y., and Zheng, Y., 2019, Bio- degradation of phenol in saline or hypersaline environments by bacteria: A review, *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, **184**, 109658.
- Lopes, T.J. and Furlong, E.T., 2001, Occurrence and potential adverse effects of semivolatile organic compounds in streambed sediment, United States, 1992-1995, *Environ. Toxicol. Chem.*, **20**(4), 727-737.
- Method 604: Phenols, Methods for organic chemical analysis of municipal and industrial wastewater, EPA-821-B-96-005; Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency: Washington, DC, 1996.
- Murphy, P., Marquette, A., Reible, D., and Lowry, G.V., 2006, Predicting the performance of activated carbon-, coke-, and soil- amended thin layer sediment caps, *J. Environ. Eng.*, **132**, 787- 794.
- Nebra, A., Alcaraz, C., Caiola, N., Muñoz-Camarillo, G., and Ibáñez, C., 2016, Benthic macrofaunal dynamics and environ- mental stress across a salt wedge Mediterranean estuary, *Mar. Environ. Res.*, **117**, 21-31.
- Schulze-Makuch, D., 2006, Longitudinal dispersivity data and implications for scaling behavior, *Ground Water*, **44**(2), 139- 140.
- Shen, X., Lampert, D., Ogle, S., and Reible, D., 2018, A soft- ware tool for simulating contaminant transport and remedial effectiveness in sediment environments, *Environ. Model. Softw.*, **109**, 104-113.
- Shibata, A., Inoue, Y., and Katayama, A., 2006, Aerobic and anaerobic biodegradation of phenol derivatives in various paddy soils, *Sci. Total Environ.*, **367**(2-3), 979-987.
- U.S. EPA, 1988, Determination of effective porosity of soil materials, EPA/600/2-88/045, Washington, DC, USA.
- U.S. EPA, 2005, Contaminated sediment remediation guidance for hazardous waste sites, EPA-540-R-05-012, Washington, DC, USA.
- 유지선, 정영진. 유해화학물질 유출의 사례 분석, 한국화재소방 학회 논문지, **28**(6), 90-98 (2014)
- 환경부 화학물질안전원, 화학안전정보공유시스템, 검색일자: 2021.09.20.