

《原著》

투수성 매질 내에서의 지하수위 상승에 따른 TCE 거동특성 및 오염물 이동량 변화 연구

이동근¹ · 문희선² · 이강근^{1*}

¹서울대학교 지구환경과학부

²한국지질자원연구원 지구환경본부 지하수연구실

Investigation for TCE Migration and Mass Discharge Changes by Water Table Rising in Porous Media

Dong Geun Lee¹ · Hee Sun Moon² · Kang-Kun Lee^{1*}

¹School of Earth and Environmental Sciences, Seoul National University

²Groundwater Department, Geologic Environment Division, Korea Institute of Geoscience and Mineral Resources

ABSTRACT

In this study, three dimensional and two dimensional laboratory experiments were conducted to investigate the effect of water table rising on DNAPL migration, contaminants mass discharge (M_d), and residual NAPL distribution. The accumulation of TCE in unsaturated zone was observed in both two and three dimensional experiments. This implies DNAPL sources could exist in unsaturated zone at contaminated sites. It has been investigated that the TCE concentration is proportional to the areal ratio of residual TCE. This means the residual TCE obviously could affect the TCE concentration in aquifer system. The results of the two-dimensional experiment indicated that the contaminant sources in unsaturated zone could lead the M_d increasing with water table rising and the source zone heterogeneity could also highly affect the M_d .

Key words : DNAPL, TCE, Migration, Contaminant mass discharge, Water table rising

1. 서 론

대표적 염소계 유기화합물인 TCE(Trichloroethylene) 및 PCE(Tetrachloroethylene)는 우리나라 지하수에서 검출 빈도가 높은 오염물질로 산업단지에서 금속 세척 등을 위한 유기용매 사용 등으로 인해 지하수의 오염이 발생하는 것으로 알려져 있다(Lopes and Bender, 1998; Yang et al., 2012). 염소계 유기화합물은 이들이 가지는 강한 독성으로 인해 발암물질로 지정되어 관리되고 있으며, 우리나라에서도 TCE의 지하수 먹는 물 수질 기준을 0.03 mg/L로 규제하고 있다(Ministry of Environment, 2011). 이들 화합물은 일반적으로 낮은 용해도와 물보다 높은 밀도를 가지고 있어 주로 DNAPL(Dense Non-Aqueous

Phase Liquid) 형태로 지하에 존재한다. 이러한 화학적 특성 때문에 DNAPL은 지표에 누출되면 지속적으로 공극을 따라 아래로 거동하여 지하수면에 다다른 이후에도 지속적으로 대수층 내로 침투하며 잔류 DNAPL을 형성한다. 특히, 대수층으로 이동 중에 상당량의 잔류 DNAPL 상이 불포화대에 침착하여 남아있게 됨에 따라 장기간 오염원으로 작용할 가능성도 있어 지하수 및 토양 복원에 있어 긴 처리시간이 소요된다(Kim, 2004; Masashi et al., 2004; Luciano et al., 2010). 이와 같이 불포화대에 잔류하고 있는 DNAPL은 지하수를 지속적으로 오염시키는 장기 오염원으로써 작용할 가능성이 있으므로, 잔류 DNAPL 오염원(source)의 위치 및 용해 가능성을 파악하는 것은 지하수 정화를 위해 우선시 되어야 한다(Jellali

*Corresponding author : kkleee@snu.ac.kr

원고접수일 : 2013. 2. 6 심사일 : 2013. 4. 22 게재승인일 : 2013. 4. 23

질의 및 토의 : 2013. 6. 30 까지

et al., 2003; Yang et al., 2012).

강원도 원주시에 위치한 우산공단주변의 지하수가 TCE로 오염되었음이 확인되었다(Yang et al., 2012). 최근 연구에 의하면, 이 지역의 지하수 내 TCE의 농도는 강우량에 의한 지하 수위변화에 따라 증가하는 현상이 관찰되었다(Yang et al., 2012).

일반적으로 지하수 오염물질은 우기의 농도가 건기의 농도보다 낮게 관측되며 이는 강우에 따른 희석효과 때문인 것으로 확인된 바 있다(Castaneda et al., 2003; Mandocdoc and David, 2006; Tathagata and Rolee, 2011). 이러한 일반적인 현상과 달리 우산공단주변의 지하수 내의 TCE 농도가 강우 이벤트 후에 증가하는 현상이 관찰된 것은 불포화대 내에 존재하는 잔류 TCE가 잠재적 오염원으로 작용하여 강우 후 지하수위가 상승함으로 인해 잔류 TCE가 용해되기 때문으로 판단된다(Yang et al., 2012). 따라서 본 연구에서는 강우 후 지하수 수위 상승에 의한 불포화대 잔류 TCE의 거동 특성을 알아보기 위해 실내실험을 수행하였다. 실내실험을 통한 DNAPL의 거동 특성에 대한 연구는 여러 연구자들에 의해 활발히 수행되어 왔다(Conrad et al., 2002; Fagerlund et al., 2006; Illman et al., 2010; Kechaverzi et al., 2005; Mahal et al., 2010; Soga et al., 2004). 기존 연구들은 주로 2차원 실험을 통한 지하수 흐름이 존재하는 포화대 내의 DNAPL 거동 특성에 초점이 맞추어져 있었다. 그러나 강우변화에 따른 TCE의 3차원적인 거동 특성을 위한 실험적 연구는 거의 수행되지 않았다. 따라서, 본 연구에서는 강우 후 지하수위의 상승에 따른 DNAPL 거동 특성을 3차원적으로 확인하고자 하였으며, 주 오염원의 매질 변화가 오염물질 이동량에 미치는 영향을 평가하고자 하였다.

2. 연구내용 및 방법

2.1. 연구재료 및 방법

2.1.1. 잔류 TCE 3차원 거동 형태 조사 실험

본 연구에 사용된 매질은 주문진 규사이며, 정수위투수 시험과 포화, 건조 단위중량측정을 하여 공극률(n)과 투수계수(K)를 계산하였다(유효입경: 0.3~0.45 mm, 균등계수: <2.0, 공극률: 30.4%, 투수계수: 0.25 cm/sec).

우선, 불포화대 및 포화대 잔류 TCE의 수직심도별 분포를 3차원적으로 알아보기 위해 실린더 실험(내경 43 cm, 높이 40 cm)을 수행하였다(Fig. 1). 3차원 실린더 실험의 경우, 불포화대 조건(Case 1-1과 1-2)과 불포화대-포

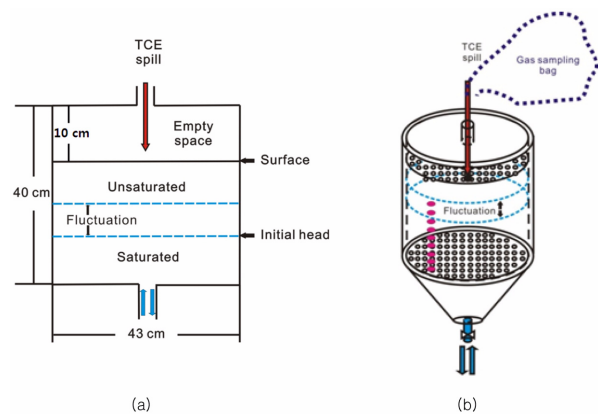


Fig. 1. Schematic drawing of cross sectional cylinder structure (a), overall structure (b).

화대로 이루어진 조건(Case 1-3과 1-4) 2가지 경우에 대해 실험을 수행 하였으며, 두 번째 조건의 경우 불포화대에 잔류하는 TCE가 지하수위 상승에 어떤 영향을 받는지 알아보고자 수위 상승이 없는 경우(Case 1-3)와 있는 경우(Case 1-4)를 모사하여 비교하였다.

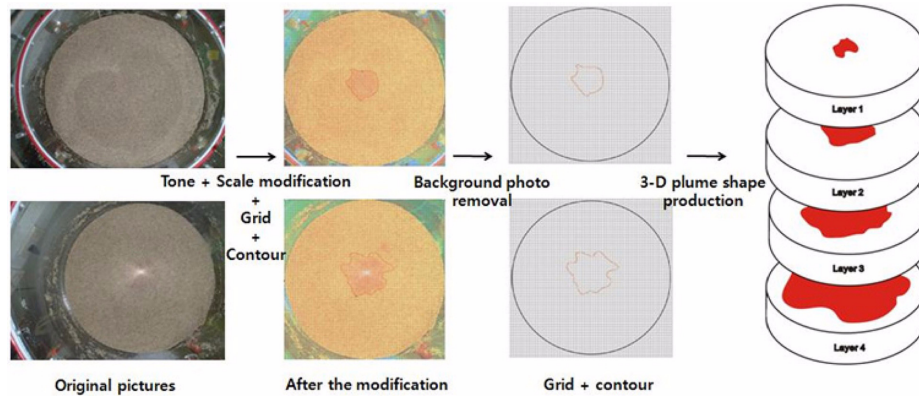
초기에 매질을 완전 포화 시킨 후 5 cm/hr의 유량으로 네 시간 동안 배수시켜 매질 최상위로부터 20 cm까지는 불포화대, 20~30 cm까지는 포화대로 모사하였다. 무색무취의 TCE를 시각화 하기 위하여 염색제 Oil Red O를 1 g/L의 농도로 사용하였다(Indumathi and Power, 2000; Lee et al., 2010). 약 15~20 mL의 염색된 TCE를 매질 최상위에 누출(spill)시켜 불포화대 및 포화대로 이동하도록 하고 주입 직후부터 72시간 후까지 포화대에서 심도별 TCE 용존 농도를 분석하여 각 심도별 잔류 TCE가 지하수 내 용존 TCE의 농도에 미치는 영향을 평가하고자 하였다. 모든 시료 채취가 끝난 후 심도별로 매질을 2~3 cm 간격으로 걷어내면서 염색된 잔류 TCE의 형태를 사진촬영 하였으며 이 사진을 통하여 modal counting 방법으로 잔류 TCE의 면적을 계산 하고 각 심도별 사진을 취합하여 3차원 잔류 TCE의 형태를 구성 하였다(Fig. 2). 총 네 가지 조건 별 실험(Case 1-1 ~ 1-4)을 수행 하였으며 자세한 조건은 Table 1에 나타내었다.

2.2.2. 오염물질 이동량 산정 실험

지하수 흐름에 따른 TCE의 거동 및 오염물 이동량을 계산하고자 가로 50 cm, 세로 30 cm, 두께 5 cm의 모래수조를 사용 하였으며 TCE의 직접적인 접촉으로 인한 흡착 및 반응의 영향을 최소화 하기 위하여 전면부는 유리나머지 면은 스테인리스로 제작 하였다. 수조의 뒷면에는 총 24개의 샘플링 포트가 설치 되었으며 양쪽 끝에는 수

Table 1. Experimental conditions of three dimensional cylinder experiments

	Case 1-1	Case 1-2	Case 1-3	Case 1-4
Hydrological condition	Unsaturated	Unsaturated	Partially saturated	Partially saturated
Water level rising	X	X	X	O
TCE (mL)	15	20	15	15
Time (hour)	12	12	12	12

**Fig. 2.** Procedure of residual DNAPL morphology observation.

위를 조절 하고 지하수 흐름을 모사하기 위한 수위조절기가 설치 되었다(Fig. 3). 그러나 매질이 불균질한 현장 지질 특성을 고려하기 위하여 오염원이 위치하는 심도에 매질을 주변보다 조립질(Case 2-5)인 경우와 세립질(Case 2-6)인 경우로 나누어 실험을 수행하였다. 각 실험에 사용된 매질의 입도범위는 조립질의 경우 very coarse sand, 세립질의 경우 medium sand에 해당된다.

인공오염원을 조성하기 위해 매질 상부 표면에서 Oil Red O로 염색된 TCE 20~80 mL를 누출시켜 전면 유리를 통하여 잔류 TCE가 넓게 존재하는 심도를 확인 하였다. 그리고 그 심도를 바탕으로 하여 우측 벽면으로부터 11.5 cm 떨어진 지점의 수직높이 5, 12, 16 cm 부분에 1 mL의 TCE를 주사기로 주입하여 인공 오염원을 조성하였다. 해당 심도는 수위가 존재하는 12 cm와 수위로부터 7 cm 상부에 확인된 모세관대 그리고 포화대 내에 불규칙적으로 존재하는 오염원을 의미한다. 초기수위(좌측: 표면에서 19 cm, 우측: 표면에서 18 cm)에서 10 cm 상승시켰으며 0.02의 동수구배를 조성하여 매질 내에 지하수 흐름을 모사하였다. 수조의 후면에 설치된 샘플링포트와 배수구에서 일정시간 간격으로 물 시료를 채취하여 오염물질의 이동량(M_d : Mass discharge)을 다음과 같은 식을 이용하여 계산하였다.

$$M_d = C_i \cdot q_i \cdot A_i$$

위 식에서 M_d = 물질(TCE) 이동량, C_i = TCE의 농도,

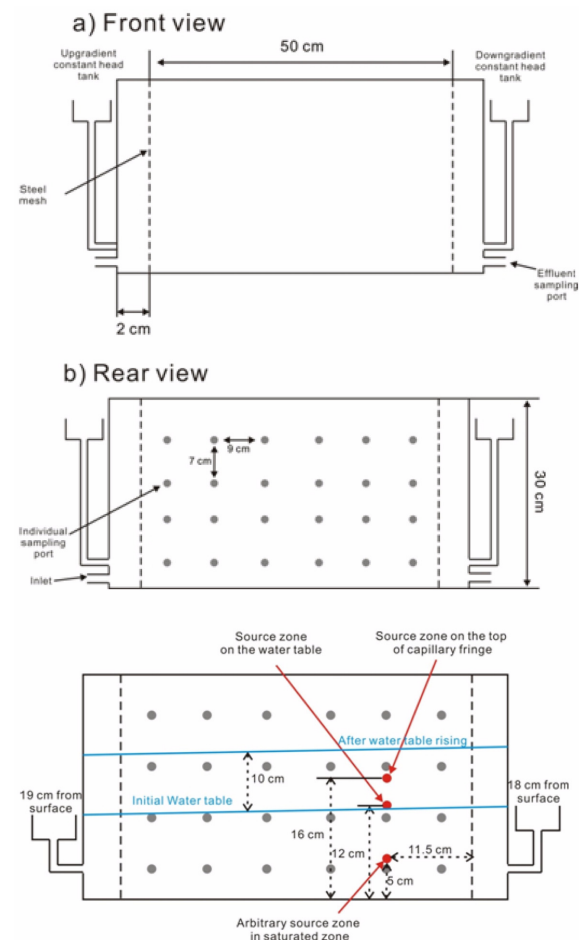
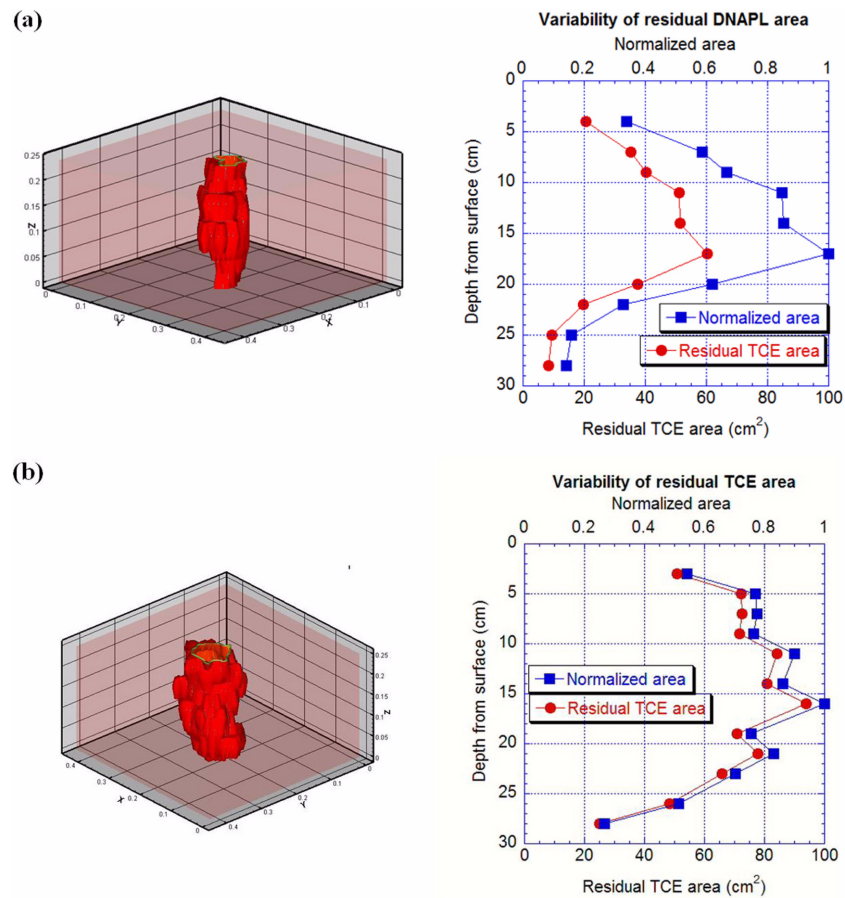
**Fig. 3.** Schematic drawing of 2-d flow cell structure and experimental setting.

Table 2. Experimental conditions of two dimensional flow cell

	Purpose	Gradient	TCE	Water table rising	Lenses
Case 2-1	Migration	0	Spilled (20, 80 ml)	X	None
Case 2-2	Migration	0.02	Spilled (20, 80 ml)	X	None
Case 2-3	Dissolution	0.02	Injected (1 ml each)	X	None
Case 2-4	Dissolution	0.02	Injected (1 ml each)	O	None
Case 2-5	Dissolution	0.02	Injected (1 ml each)	O	Coarse
Case 2-6	Dissolution	0.02	Injected (1 ml each)	O	Fine

**Fig. 4.** Residual TCE image and variation of residual TCE area at depths (a) - Fully unsaturated, 15 mL TCE, (b) - Fully unsaturated, 20 mL TCE.

q_i = 단위면적당 유체 흐름율, A_i = 면적이다. 총 여섯 가지 조건별 실험을 수행 하였으며 조건은 Table 2에서 자세히 설명하였다.

실린더 실험 및 수조 실험에서 채취한 시료의 TCE의 분석은 FID detector가 장착된 GC(Gas chromatography; Shimadzu, GC-17A)를 사용하여 Head space방법으로 분석하였으며 물 샘플링에 의한 수리적 영향을 최소화 하기 위하여 2 mL 시료병을 사용하고 흡착을 방지하기 위하여 테플론 재질의 뚜껑을 사용 하였다.

3. 결과 및 토의

3.1. 불포화대 잔류 TCE의 3차원 거동 특성

불포화대 조건에서 TCE 누출량에 따른 잔류 TCE의 형태를 알아보기 위해 TCE의 양을 각각 15 mL와 20 mL로 달리하여 매질의 최상부에 누출(spill)시켰다(Case 1-1, 1-2). 주입 12시간 후 잔류 TCE(immobile 상태) 분포를 조사한 결과 주입된 TCE의 양에 따라 침도가 깊어 질수록 최대 잔류 TCE 면적은 증가하여 침도 16~17 cm

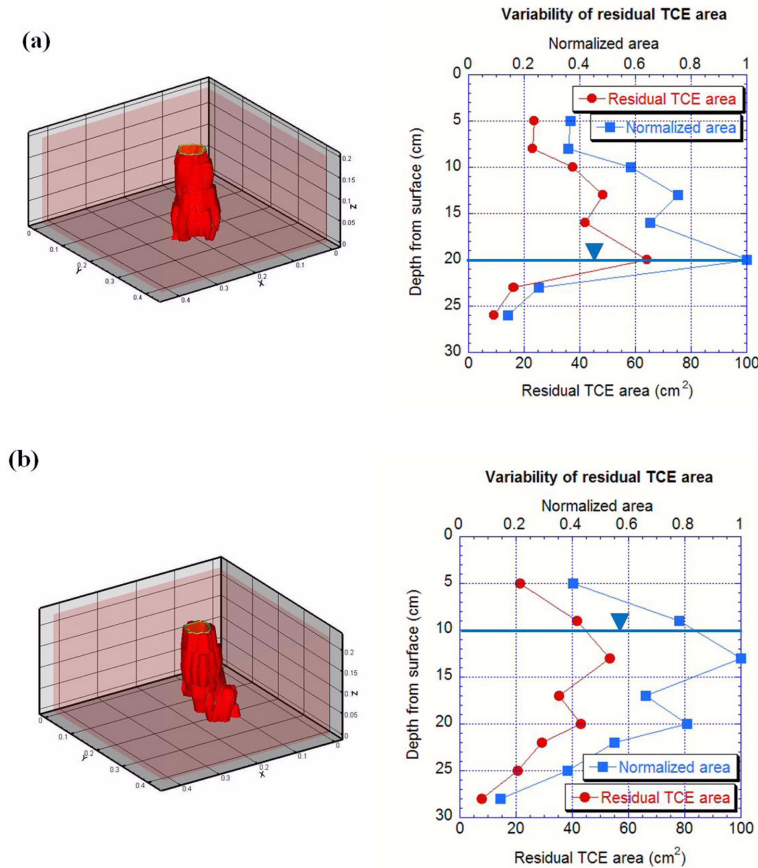


Fig. 5. Residual TCE image and variation of residual TCE area at depths (a) - Partially saturated, water table stabilized, (b) - Partially saturated, water table raised.

부근에서 최대 면적(각각 60과 94 cm²)을 나타내다가 20 cm 이후 심도에서는 감소하는 경향을 나타내었다. TCE의 표면으로부터 이동경로는 수직방향의 이동이 지배적인 것으로 확인 되었으며 상대적인 비교 자료를 통하여 각각의 실험 케이스에서 심도별 잔류 TCE 면적의 편차가 확인 되었다(Fig. 4 (a)와 (b)). 반면, 포화대와 불포화대가 나뉘어 수위가 존재하는 경우 두 케이스(Case 1-3, 1-4) 모두 13 cm와 20 cm에서 두 번의 상대적으로 높은 잔류 TCE 면적 값이 측정되었다(Fig. 5(a)와 (b)), (Case 1-3: 48.4 cm², 64.2 cm²) (Case 1-4: 53.2 cm², 43 cm²). 두 번의 상대적으로 낮은 잔류 TCE 면적이 확인된 것은 2차원 수조실험(Case 2-1, 2-2)에서도 비슷한 결과가 확인되었다(Fig. 6). 수위를 상승시켜 준(Case 1-4)의 경우 상승 이전의 수위 심도에서 TCE의 이동방향이 수평적으로 변화되어 잔류영역의 형태가 변화된 것이 확인 되었다(Fig. 5(b)). 이는 물의 모세관 압력을 초과하여 물이 채우고 있는 공극을 TCE가 대체하기 위해서는 충분한 질량의 TCE가 상부에 쌓일 때까지 아래로 침투하지

못하기 때문에 아래로 이동하던 TCE가 처음 모세관대의 상부가 위치하는 심도에서 수평적으로 이동하고 충분한 TCE가 쌓인 후 수직적으로 이동하게 되기 때문으로 사료된다. 그리고 다시 지하수면을 만나게 되면 같은 영향에 의해 수평적으로 이동을 하게 되어 두 심도에서 상대적으로 넓은 잔류 TCE 영역이 나타나는 것으로 보여진다(Fetter et al., 1994; Masashi et al., 2004).

수위가 상승된 경우(Case 1-4)에서 넓은 잔류 TCE가 확인된 심도가 수위가 고정된 경우(Case 1-3)에서 나타난 넓은 잔류 TCE 심도와 같은 심도에서 나타나는 것이 확인되었다. 이는 즉 해당 매질 내에서 이미 형성된 잔류 TCE의 형태는 5 cm/hr 속도의 수위상승이 잔류 TCE 거동에 팔목 할만한 영향을 미치지 않는다는 것으로 사료된다.

3.2. 지하수 내에서 지하수 상승에 따른 오염물이동량

오염물 이동량(M_d)은 지하수 정화를 수행함에 있어 오염물의 위험도 및 정화작업에 따른 오염원 정화율을 나타내는 지표로 활용 될 수 있다. 따라서, 수위 상승과 관련

된 오염물 이동량의 연구는 이전 실험을 통해 확인되었던 잔류 TCE가 넓게 분포하는 심도에 인공오염원을 설치

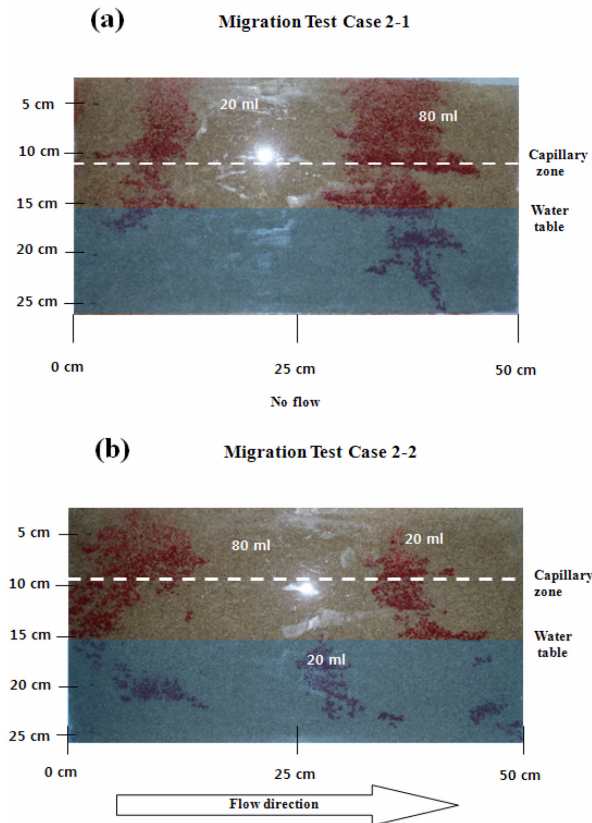


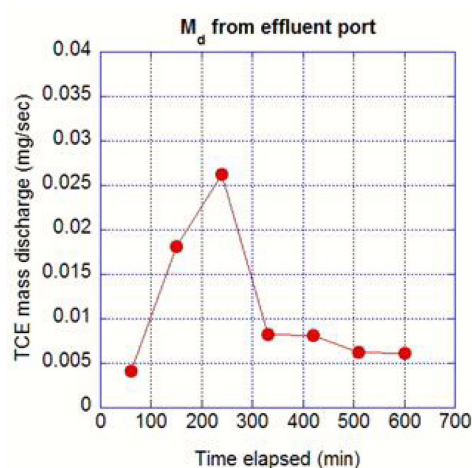
Fig. 6. Photographs showing DNAPL migration in two different cases. (a) - No flow, (b) - Flow.

하고 실내 실험을 수행하였다.

동일한 매질 내에서 0.02의 동수구배로 지하수 흐름이 존재하고 총 3개의 인공오염원을 조성하였다(Fig. 2). 수위가 고정되었던 경우(Case 2-3), 지하수의 흐름에 따라 초반에 TCE 이동량은 2.7×10^{-2} mg/sec 까지 급격히 증가하다 시간 경과 후에 감소하여 약 $5 \times 10^{-3} \sim 1 \times 10^{-2}$ mg/sec 범위로 TCE 이동량이 수렴되었다(Fig. 7(a)). 한편, 같은 지하수 흐름이 존재하는 환경에서 강우 등에 의해 지하수의 수위가 상승되는 경우(Case 2-4)에는 수위 상승 직후 유출부에서의 TCE 이동량이 급격하게 증가하였다(Fig. 7(b)). 이는 불포화대내에 존재하던 잔류TCE가 수위 상승에 따라 더 많이 용존되어 이동되는 것으로 판단되며, 원주 우산 공단 현장에서 강우발생 후에 지하수 수위 상승과 함께 지하수내 TCE의 농도가 증가하는 현상과 유사하다(Yang et al., 2012).

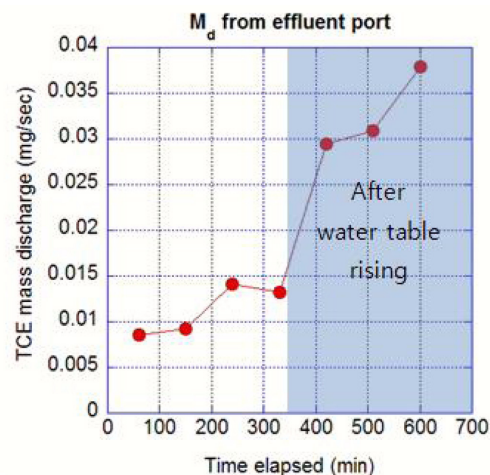
잔류 TCE와 용존 TCE 농도의 상관관계는 Fig. 8에 나타나 있듯이 수직 심도별 잔류 TCE 영역의 넓이와 지하수 내의 용존 TCE 농도가 상관성이 있는 것으로 확인되었다.

다음으로, 매질의 불균질성을 고려하기 위하여 서로 다른 입도의 입자들로 이루어진 렌즈상 구간($5 \times 3 \times 1$ cm)을 조성하여 동일한 실험을 진행 하였다. 실험에서 조성된 오염원은 Fig. 2에 표시된 오염원과 동일한 위치에 렌즈상으로 조성되었다. 오염원 조성 방법은 각 렌즈의 상부에 1 mL의 TCE를 누출시켰다. 주변 매질보다 조립질의 입자로 이루어진 렌즈(coarse grain lens)를 사용한 경



Case 2-3

(Water table stabilized)



Case 2-4

(Water table raised)

Fig. 7. TCE mass discharge from effluents sampling ports in homogeneous cases.

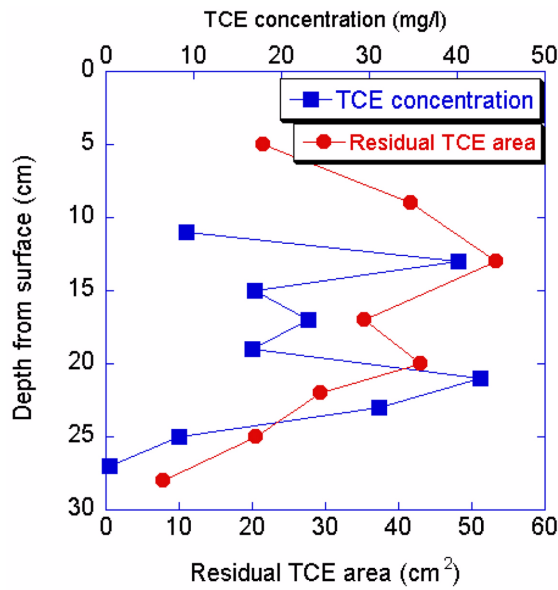


Fig. 8. Correlation of residual TCE area with average TCE concentration.

우(Case 2-5) 수위상승 이전, 이후의 M_d 최대값은 1.06×10^{-2} mg/sec, 2.9×10^{-2} mg/sec. 그리고 주변 매질보다 세립의 입자로 이루어진 렌즈를 사용한 경우(Case 2-6) 수위상승 이전에는 5.6×10^{-3} mg/sec, 수위상승 이후에는 2.2×10^{-2} mg/sec 으로서 수위가 상승한 이후 급격한 TCE 물질 이동량의 증가가 확인되었다(Fig. 9). 주변 매질보다 오염원이 위치한 영역의 입자가 조립질인 경우가 세립질인 경우보다 M_d 의 최대값이 먼저 나타나는 것이 확인 되었으며 절대적 수치 역시 상대적으로 높은 값이 확인 되었다. 이는 두 렌즈를 이루고 있는 입자 크기의 차이에 따른 수리전도도의 차이에 따라 나타나는 현상으로 쉽게 설명이 된다. 그러나 수위상승 이후 M_d 곡선의 경향성에 차이가 확인이 되었다. 조립질 렌즈(Case 2-5)의 경우 M_d 가 급격하게 감소하는 반면 세립질 렌즈(Case 2-6)의 경우 안정화가 되는 것이 확인 되었다. 이 결과를 기반으로 하여 공극부피(Pore volume: 2차원 수조를 채우고 있는 매질 사이에 존재하는 공극의 부피만큼 물이 통

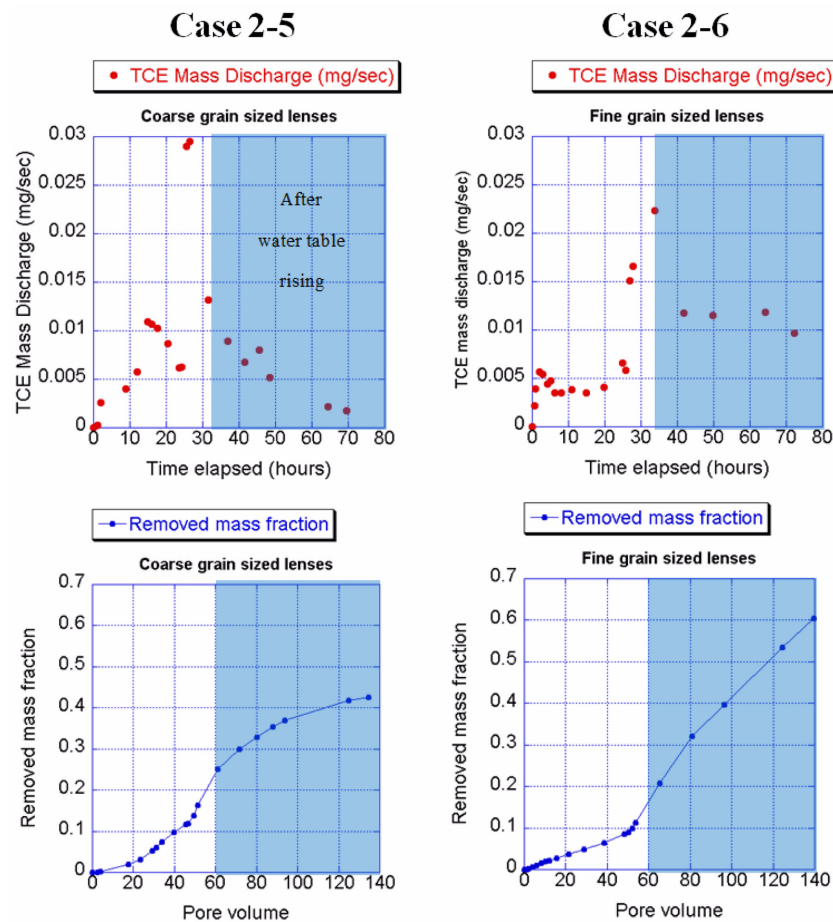


Fig. 9. TCE mass discharge and removed mass fraction in heterogeneous cases ($135 \mu\text{m} < \text{Fine grain} < 355 \mu\text{m}$, $1 \text{ mm} < \text{Coarse grain} < 1.45 \text{ mm}$).

과한 것을 기본부피단위 1로 설정한 단위)에 따른 렌즈로부터 제거된 오염물질의 비율을 계산 하였다(Fig. 9). 약 60공극부피까지는 조립질 렌즈(Case 2-5)에서의 제거율이 더 높게 나타나는 반면 수위 상승 이후 상승곡선이 완만해지는 것이 확인이 되는 반면 세립질 렌즈(Case 2-6)에서는 거의 수직적인 곡선이 확인이 되었으며 결과적으로 약 160공극부피가 흐른 후 세립질의 입자로 이루어진 세립질 렌즈에서의 제거율이 약 18% 더 높게 나타났다. 조립질 렌즈에서의 제거율이 더 높을 것이라고 예상했던 것과 다르게 장기간의 실험결과 세립질 렌즈에서의 제거율이 더 높게 나타난 이유는 다음과 같이 설명될 수 있다.

1. 주변보다 조립질로 이루어진 부분에 TCE 풀(Pool)이 생성되며 주변으로 잔류 TCE가 형성된다(Indumathi et al., 2000). 지하수는 수리전도도가 높은 조립질의 매질을 통과하려는 경향이 있다. 이런 이유 때문에 조립질 렌즈 내의 잔류 TCE가 빠른 속도로 용해되어 60공극 부피의 물이 흐를 때 까지는 비교적 높은 M_d 수치가 나타난다. 그러나 주변의 잔류 TCE가 용해된 후, 풀만 남게 되면서 Water-NAPL 접촉면적의 감소로 인해 M_d 가 급격히 감소하는 것으로 보여진다. Water-NAPL 접촉면적이 오염물 용해현상에 미치는 영향은 이전에 연구된 바 있다(Brusseau et al., 2008; Difilippo et al., 2010; Indumathi et al., 2000; Page et al., 2007). 반면 세립질 렌즈를 사용한 경우 급격한 M_d 의 증가나 감소가 확인되지 않았으며 비교적 일정한 M_d 를 보여준다. 이 결과로서 누적 TCE제거율이 세립질 렌즈의 경우 더 높게 나타난 것으로 사료된다.

2. 조립질 렌즈 속의 TCE는 내부에 풀을 형성하고 주변으로 잔류 TCE가 형성된다. 반면, 세립질 렌즈의 경우 TCE가 렌즈 속으로 스며들고 렌즈의 상부에는 스며들지 못한 TCE가 풀을 형성하게 된다. 초기에는 높은 수리전도도의 영향으로 조립질 렌즈의 TCE용해가 더 활발하게 일어난다. 하지만 잔류 TCE가 용해된 이후 M_d 가 감소하는 반면 세립질 렌즈의 상부의 잠재적 이동성을 가진(Potentially mobile) TCE 풀(Kueper et al., 2003)은 수위 상승의 영향을 받아 렌즈를 우회하여 이동을 하게된다. 이때 넓은 영역에 잔류 TCE를 남겨 용해가 촉진되어 결과적으로는 세립질 렌즈에서의 누적 TCE제거율이 더 높게 나타난 것으로 보여진다.

본 연구에서는 매질을 채우는 과정 중 입도 차에 의해 상부와 하부의 입도분포가 달라지는 현상을 방지하고자 주문진사를 일정한 입도로 채질을 하고 물로 세척을 한 후 사용되었다. 그러나 NAPL의 거동에 모세관압이 주요

기작이 되는 조건(silt, clay가 섞인 매질)에서 보다 심도 있는 연구가 필요할 것으로 사료된다.

4. 결 론

불포화대의 잔류 TCE존제가 2, 3차원의 실험을 통하여 공통적으로 확인 되었으며 특히 수위심도와 모세관대의 상부 심도에서 상대적으로 넓은 잔류 영역을 남기는 것이 확인 되었다. 3차원 실험에서는 수직 심도별 잔류 TCE영역의 넓이에 비례하여 TCE의 농도분포가 나타났다. 또한, 수위상승에 의한 오염물 이동량의 변화가 2차원 실험을 통하여 확인 되었다. 용존 TCE의 이동량이 수위상승에 비례하여 나타났으며 오염원의 매질 특성 역시 지하수에 용존된 오염원의 이동에 큰 영향을 미치는 것으로 보여진다.

본 실험 결과에서는 세립질 입자로 이루어진 렌즈에서의 오염물 제거율이 조립질 입자로 이루어진 렌즈에서의 제거율 보다 약 18% 높게 나타났다. 이는 조립질 렌즈에서의 제거율이 더 높을 것이라는 일반적인 예상과 상반된 결과로 그것이 초래될 수 있는 기작을 설명하였다.

위 결과들을 기반으로 하여 원주 우산공단의 TCE 오염 현장에서 관찰되는 수위상승에 따른 농도의 증가 현상을 설명할 수 있는 하나의 기작을 실험적으로 확인하였다. 아울러 이 결과는 TCE로 오염된 지하수를 정화하기 위해서는 포화대뿐만 아니라 불포화대까지 고려하는 것이 필요하다는 것을 말해준다. 이에 대해서 현장매질의 불균질성(지질구조)을 고려하는 것이 오염도의 변화를 이해하고 정화율을 높이는데 도움이 될 것으로 사료된다.

사 사

이 논문은 환경부의 The GAIA Project(173-092-009)로부터 지원받아 연구를 수행하였습니다. 또한, 본 연구는 한국지질자원연구원의 주요사업인 '대수층 인공함량 지하수확보 융복합 핵심기술개발(13-211)' 과제의 지원을 받아 수행되었습니다.

참 고 문 헌

- Brusseau, M.L., Difilippo, E.L., Marble, J.C., and Oostrom, M., 2008, Mass-removal and mass-flux-reduction behavior for idealized source zones with hydraulically poorly-accessible immiscible liquid, *Chemosphere*, **71**, 1511-1521.
- Castaneda, A.R., Bouman, B.A.M., Tuong, T.P., and Bucuo,

- D.S., 2003, Nitrate Contamination of groundwater: Impact from intensive rice-based cropping systems across ilocos norte, *Philippine J. Crop Sci.*, **26**(1), 30-34.
- Conrad, S.H., Glass, R.J., and Peplinski, W.J., 2002, Bench-scale visualization of DNAPL remediation processes in analog heterogeneous aquifers: surfactant floods and in situ oxidation using permanganate, *J. Contamin. Hydrol.*, **58**(1-2), 13-49.
- Difilippo, E.L., Carroll, K.C., and Brusseau, M.L., 2010, Impact of organic-liquid distribution and flow field heterogeneity on reduction in mass flux, *J. Contamin. Hydrol.*, **115**, 14-25.
- Fagerlund, F., Illangasekare, T.H., and Niemi, A., 2006, Non aqueous-phase liquid infiltration and immobilization in heterogeneous media: 1. Experimental Methods and Two-Layered Reference Case, *Vadose Zone J.*, **6**(3), 471-482.
- Fetter, C.W., 1994, Applied hydrogeology, 3rded., PrenticeHall, Inc, pp.598.
- Illman, W.A., Berg, S.J., Liu, X., and Massi, A., 2010, Hydraulic/partitioning tracer tomography for DNAPL source zone characterization: small-scale sand box experiments, *Environ. Sci. Technol.*, **44**(22), 8609-86143.
- Indumathi, M.N. and Power, S.E., 2000, NAPL dissolution in heterogeneous systems: an experimental investigation in a simple heterogeneous system, *J. Contamin. Hydrol.*, **94**(44), 161-184.
- Jellali, S., Benremita, H., Muntzer, P., Razakarisoa, O., and Schafer, G., 2003, A large-scale experiment on mass transfer of trichloroethylene from the unsaturated zone of a sandy aquifer to its interfaces, *J. Contamin. Hydrol.*, **60**, 31-53.
- Kechavarzi, C., Soga, K., and Illangasekare, T.H., 2005, Two-dimensional laboratory simulation of LANPL infiltration and redistribution in the vadose zone, *J. Contamin. Hydrol.*, **76**, 211-233.
- Kim, Y.C., 2004, Experimental study on tracer methods and dnapl mass transfer characteristics using various aquifer models, Seoul National University, Thesis for an Ph. D. Degree, p. 176.
- Kueper, B.H., Wealthall, G.P., Smith, J.W.N., Leharne, S.A., and Lerner, D.N., 2003, An illustrated handbook of DNAPL transport and fate in the subsurface, Environment Agency UK, <http://publications.environment-agency.gov.uk/PDF/SCHO0604BHIT-E-E.pdf>
- Lee, H.B., Yeo, I.W., Ji, S.H., and Lee, K.K., 2010, Wettability-dependant DNAPL migration in a rough-walled fracture, *J. Contamin. Hydrol.*, **113**(1-4), 44-55.
- Lopes, T.J and Bender, D.A., 1998, Nonpoint sources of volatile organic compounds in urban areas relative importance of land surfaces and air, *Environ. Pollut.*, **101**, 221-230.
- Luciano, A., Viotti, P., and Papini, M.P., 2010, Laboratory investigation of DNAPL migration in porous media, *J. Hazard. Mater.*, **176**, 1006-1017.
- Mahal, M.K., Asami, M., Johnson, G.R., Russo, A.E., Brusseau, and M.L., 2010, Non-ideal behavior during complete dissolution of organic immiscible liquid: 2. ideal porous media, *Water Air Soil Pollut.*, **213**(1-4), 191-197.
- Mandocdoc, M. and David, C.P., 2006, Dieldrin contamination of the Groundwater in a former US military Base, *Clean*, **36**, 10-11.
- Masashi, K., Kazuto, E., Junichi, K., Toru, I., and Takeshi, K., 2004, Two-dimensional DNAPL migration affected by groundwater flow in unconfined aquifer, *J. Hazard. Mater.*, **110**(1-3), 1-12.
- Ministry of Environment, 2011, Regulations for drinking water quality and examinations, <http://www.law.go.kr/DRF/MDRFLawService.jsp?OC=me&ID=7134>
- Page, J.W.E., Soga, K., and Illangasekare, T., 2007, The significance of heterogeneity on mass flux from DNAPL source zones: An experimental investigation, *J. Contamin. Hydrol.*, **94**(3-4), 215-234.
- Soga, K., Page, J.W.E., and Illangasekare, T.H., 2004, A review of NAPL source zone remediation efficiency and the mass flux approach, *J. Hazard. Mater.*, **110**(1-3), 13-27.
- Tathagata, G. and Rolee, K., 2011, Spatio-temporal pattern of groundwater arsenic concentration in thick unconfined aquifer of murshidabad district, West Bengal, India, *Univ. J. Environ. Res. Technol.*, **1-3**, 311-319.
- Yang, J.H., Lee, K.K., and Clement, P., 2012, Impact of seasonal variations in hydrological stress and spatial variations in geologic conditions on a TCE plume at an industrial complex in Wonju, Korea, *Hydrol. Proc.*, **26**, 317-325.