

토양의 포화지대에 분포하는
고밀도비수상액체(DNAPL)와 저밀도비수상액체(LNAPL)의
펌핑 제거공정에 대한 모사

김주형 · 이종협*

서울대학교 화학공학과

**Simulation for application
of pumping-and-treatment system
to the recovery of non-aqueous phase liquids (NAPLs)
at and below the water table**

Ju-hyung Kim · Jongheop Yi*

Dept. of Chem. Eng., Seoul National University, Seoul 151-742, Korea

ABSTRACT

The objective of this study is to evaluate the feasibility of Pumping-and-Treatment system (PTS) for remediation of the saturated zones contaminated with NAPLs. A simulation is carried out for the removal of DNAPLs (denser-than-water non-aqueous phase liquids) and LNAPLs (lighter-than-water non-aqueous phase liquids) distributing at and below the water table. In the study, LNAPL and DNAPL are assumed to be n-hexane and 1,1-dichloroacetone, respectively. The model system studied consists of four heterogeneous soil layers with different permeabilities. Groundwater flows through the bottom layer and a pumping well is located under the initial water table. The time-driven deformation of the water table and removal efficiency of contaminants are estimated after vacuum application to the inlet of the well. In the calculation, FVM (Finite Volumetric Method) with SIMPLEC algorithm is applied. Results show that removal efficiencies of both DNAPL and LNAPL are negligible for the first 5 days after the PTS operation. However, when the cone-shape water table is formed around the inlet of the pumping well, the rapid removal rate is obtained since NAPLs migrate rapidly through the curvature of the water table. The removal efficiency of DNAPL is estimated to be higher than that of

LNAPL due to the gravity. The results also show that the fluctuation or cone-shaped depression of the water table enhances the removal efficiency of NAPLs in saturated zones. The simulation results could provide a basis of the PTS design for the removal of NAPLs in saturated zones.

key word : pumping-and-treatment system (PTS), non-aqueous phase liquids (NAPLs), remediation, unsteady-state simulation

요 약 문

본 연구는 대표적인 지하수 오염물 제거공정 중 하나인 양수처리 시스템 (Pumping-and-Treatment System, PTS)에 대하여 실제에 가까운 불균일한 토양구조에서 모사하기 위하여 수행되었다. 즉, 지하의 불포화지대에 유출된 오염물로서 고밀도 비수상액체 (denser-than-water non-aqueous phase liquids, DNAPLs)와 저밀도 비수상액체 (lighter-than-water non-aqueous phase liquids, LNAPLs)가 지하수의 계면 및 그 아래에서 안정하게 분포하고 있을 때, PTS 공정의 모사를 통하여 그 타당성을 조사하였다. 이때 DNAPL과 LNAPL은 각각 1,1-dichloroacetone와 n-hexane로 가정하였다. 대상토양은 불균일한 토양층과 부분적인 지하수 흐름을 가지는 2차원 토양구조로 가정하였고, 포화지대에 1개의 well을 설치하여 펌핑을 시작한 후 시간에 따른 지하수면의 변화와 오염물이 제거되는 정도를 계산하였다.

본 연구에서 SIMPLEC 알고리즘을 이용한 유한체적법에 의하여 비정상상태 모사를 수행한 결과, LNAPL 뿐 아니라 DNAPL도 지하수면과 만나는 초기단계의 경우 즉시 지하수면 아래로 가라앉지 않고 지하수면을 따라 퍼지게 되므로 펌핑에 의한 제거가 가능한 것으로 판단되었다. 펌핑을 시작한 후 약 5일 동안은 DNAPL과 LNAPL의 경우 모두 두드러진 제거효과가 나타나지 않았으나, 일단 지하수면의 모양이 원뿔 모양으로 변형되고 나서 급속히 제거효율이 높아졌다. 특히 DNAPL의 경우 중력의 영향을 더 크게 받아서 well주위의 움푹 들어간 지하수면을 따라 이동하며 LNAPL보다 더 빠른 속도로 제거가 이루어졌다. 본 연구의 결과에 나타난 지하수면의 형태적 변화는 상대압력으로 -0.5기압이라는 비교적 큰 음압과, 1m의 비교적 큰 well의 지름을 가정하였기 때문에 다소 과장된 것으로 보인다. 그러나, 본 연구를 통하여 오염물의 물성에 따른 PTS 공정의 효율을 비교할 수 있었고, 지하수면의 형태적 변화를 유발하여 정화효율을 증가시킬 수 있음을 제시하였다.

주제어 : 양수처리 시스템 (PTS), 비수상액체 (NAPLs), 정화, 비정상상태 모사

1. 서 론

NAPLs (nonaqueous-phase-liquids)의 지하 유출은 토양 뿐 아니라 지하수, 그리고 경우에 따라서는 지하 암반까지 오염시킬 우려가 있다. 이러한 유기 오염원의 현장처리 (in-situ treatment)를 위하여 SVE (soil vapor extraction), air-

sparging, biodegradation 등의 정화 방법들이 많이 연구되어 왔다. 그러나 다량의 유기 오염물이 유출되어 장시간 방치되었을 경우 불포화지대뿐만 아니라 지하수의 경계면 또는 그 이하까지 오염된다. 이와같은 오염물을 제거하기 위해서는 유기오염물을 지하수와 함께 펌핑하여 처리하는 것이 쉽고 효과적인 방법중의 하나이다.

NAPLs는 일단 지하에 침투하고 나면, 형태적으로 복잡한 양상을 띠며 수직 또는 수평 방향으로 이동해 가는데, 이는 오염물의 물성과 지반의 수력학적 특성, 그리고 특히 토양의 불균일한 성질 등에 의해 좌우된다. 이 NAPLs가 다량으로 유출되어 지하수면과 만나게될 경우 훨씬 더 복잡한 양상을 띠게 된다. 따라서 토양 정화 및 오염물 제거 계획의 수립을 위해서는 우선 지하에서 이동하거나 갇혀있는 NAPLs의 거동현상을 이해하는 것이 중요하다. Illangasekare 등¹⁾은 포화지대 및 불포화지대의 토양에 대하여 NAPLs의 수직·수평적 이동을 일련의 실험을 통하여 관찰하였는데, NAPLs는 지하수면에 닿자 렌즈 모양으로 움푹 들어가는 현상을 보인 후 압력을 감소시키기 위하여 수평으로 퍼지면서 이동하였다. 이때, NAPLs의 수평이동은 지하수의 수력학적 경사뿐 아니라 토양과 NAPLs의 물성에 의해서도 영향을 받았다. 포화지대에서 NAPLs의 복잡한 양상을 이해하기가 어려운 것처럼, 잔류 NAPLs를 완전히 제거하기란 더욱 어려운 문제이다. 미시적인 관점에서 기공 내에 비교적 높은 부피비를 차지하는 잔류 NAPLs는 수분을 함유하는 토양 입자의 표면에 연속된 막을 형성하고, NAPLs의 함량이 낮아질수록 고립된 방울들을 형성하여 물-토양의 구조체 내에 갇히게 된다. Hayden과 Voice²⁾는 이러한 현상을 x-ray분석 및 Cryo-SEM을 이용하여 관찰하였다. 또한 Mayer와 Miller³⁾ 등에 의한 잔류 NAPLs의 기공단위 분포 측정 결과에 의하면, 아무리 수용액상과 유기상간의 모세관압이 작다 하더라도 부가적인 점성력이 작용하지 않는 한 수용액상이 완전히 유기액상을 대체할 수 없으며, 이러한 성질이 잔류 NAPLs의 제거를 어렵게 하는 하나의 요인이 될 수 있음을 보였다. 또한 Liu와 Dane⁴⁾은 중력에 대한 안정성을 연구하였는데, NAPLs는 비교적 안정되어서 작은 영역을 오염시키는 반면, 이 안정성 때문에 장기간 잔류하면서 쉽게 제거되

지 않는 오염원이 된다고 보고하였다.

그러나, 포화지대에서 안정하게 고정된 그 잔류 NAPLs 방울들이 지하수에 파동을 일으키거나 지하수면을 끌어내림으로써 다시 이동성을 갖게 할 수 있다는 사실은 주목할 만 하다. Lenhard 등⁵⁾에 따르면, 지하수면을 끌어 내렸다 올렸다 하는 동적인 조건 아래서 잔류 NAPLs의 포화도가 재현될 수 있으며, Catalan 등⁶⁾ 또한 그 지하수면을 끌어내림으로써 재활성화 된 잔류 NAPLs가 진공추출법 (SVE)을 통해 쉽게 회수될 수도 있음을 설명하였다. Pumping-and-Treatment system (PTS) 공정은 포화지대의 동적 조건 (dynamic condition)을 유발시켜 고정된 잔류 오염물을 재활성화시켜 지하수와 함께 제거하는 한편, 오염물질을 불포화지대로 노출시켜 SVE 등의 정화 공정과 연계하는 등의 응용성을 갖는다. 또한, PTS 정화공정은 다음과 같은 장점이 있다.

- 1) 포화지대에 갇혀있는 NAPLs는 제거공정에 있어서 주된 문제이다. 가해진 동적 환경에서 재활성화된 NAPLs는 추출정을 통하여 쉽게 제거될 수 있다. 즉, 안정화된 NAPLs의 막이나 덩어리를 지하수에 파동을 일으켜서 다시 이동성을 갖도록 한다.
- 2) 지하수면을 끌어 내려서 NAPLs를 불포화지대에 드러나게 한다. 중력배수를 통해 불포화지대가 된 토양의 기공들은 그 중심부분의 공기 뿐 아니라 적은 양의 수분과 잔류 NAPLs를 함유하게 된다. 잔류 NAPLs는 그것의 낮은 투과율(conductivity) 때문에 기공 속에 남아있게 되는데, 불포화지대에 노출된 이 잔류 NAPLs는 SVE와 같은 적절한 부가 공정을 통해 정화될 수 있다. 그러나 하나의 추출정을 통해 배수를 하여 현저한 지하수위 저하를 얻기는 힘들다. 초기 포화지대의 두께보다 약 30~35% 이상의 수위 저하를 얻는다는 것은 물리적으로 불가능하다. 이러한 이유 때문에,

공정의 성공을 위해서는 다수의 추출정을 사용해야 한다. 수위 저하는 추출정의 유효반경에 크게 지배되므로, well을 감싸는 여과 충전재를 적절히 이용하여 유효반경을 극대화시키는 것도 좋은 방법일 수 있다⁷⁾.

3) 평평한 지하수면을 원뿔모양으로 휘어지게 만든다. 비교적 빠른 추출속도로 추출정 주위만 부분적으로 배수시킴으로써 지하수면의 모양을 원뿔처럼 휘어지게 만들 수 있다. 이때 이동성 있는 LNAPLs는 지하수위의 경사를 따라 중력에 의하여 더 쉽게 추출정을 향하여 이동한다. 이 LNAPLs는 추출정 가까이 모여서 휘어진 지하수면 위에 두꺼운 층을 형성하게 되는데, 이러한 현상은 보다 높은 농도로 NAPLs를 회수할 수 있게 도와준다⁸⁾.

4) 불투수층 또는 지반의 바닥 위에 고인 DNAPLs의 웅덩이나 DNAPLs가 지하수면에서 퍼지는 초기상태에 형성된 막과 흑을 제거할 수 있다. 유출된 DNAPLs는 지하수와 만나는 초기에 렌즈 모양으로 움푹 들어가다가 지하수면 위에 퍼진다. DNAPLs가 물보다 높은 밀도를 가짐에도 불구하고, 지반의 낮은 투수율과 경계면에서의 부력에 의하여 바로 지하수면 아래로 침투하지 못하고 일단 수평방향으로 퍼지면서 이동하게 된다. 이렇게 떠다니던 DNAPLs는 불연속적인 막을 이루다가 차차 지하수면 아래 흑처럼 생긴 몇 개의 덩어리를 형성하게 되고, 이는 시간이 지날수록 점점 커진다⁹⁾. 오랜 시간이 경과되면 DNAPLs는 더 이상 침투할 수 없는 바닥이나 불투수층 위에 웅덩이를 형성하며 고이게 된다. 이러한 각각의 경우에서, DNAPLs가 단일상으로 모여있는 한 PTS 공정은 응용이 가능할 것이다.

그러나 PTS 공정은 오염지역이 불균일한 토양 지반으로 이루어졌을 때 오염물질의 제거 효율이 낮다는 단점이 있으며, 다공성 매체 속에서 상대적인 난 투수층의 존재는 포화지대에서의

오염물 제거공정을 방해하는 심각한 장애물이다. 이러한 경우, 공정의 수행 초기단계에서는 부분적으로 성공적일 수 있을 지 모르나, 지하수의 이동속도보다 탈착속도가 상대적으로 매우 느리기 때문에 목표값을 계속 유지하기란 힘들다⁹⁾. 그러므로, 단기간의 추출검사로서 필요한 제거공정을 정확히 설계하는 데에는 무리가 있다. PTS에서 추출수의 더 높은 농도를 얻기 위해서는 추가적인 well을 난투수층에 1개 이상 설치하고 well의 screen이 짧은 것을 이용, 제거하고자 하는 오염지역에 정확히 위치하도록 설계하여야 한다¹⁰⁾.

본 연구에서는 지하로 유기 오염물이 유입되어 토양 뿐 아니라 지하수까지 오염되었을 경우를 가정하여, 지하수의 처리를 통하여 토양오염의 방지 및 정화를 동시에 수행할 수 있는 PTS 공정을 모사하여 이 공정의 효율과 타당성을 조사하였다.

2. 이론 및 계산

실제 토양내의 오염물 거동을 모사하기 위해서는 4가지 상 (공기-물-오염물-토양)에 대한 모델링이 필요하며, 이를 위하여 VOF(volume of fluid) multiphase model을 이용하였다. 이때 3개의 이동상 (공기, 물, 오염물)에 대하여 VOF model을 적용하였으며 토양에 대해서는 다공성 매체로서 고정상으로 가정하였다. VOF model에서 3개의 이동상은 서로 섞이지 않으며, 같은 운동량 보존식에 의하여 거동이 정해진다. 계산 수행을 위한 기본적인 식들은 질량 보존식, 운동량 보존식이며 이는 아래와 같다. 계산의 편의를 위하여 에너지의 이동은 무시하였고 지하수의 느린 속도 (0.01 m/day)를 감안하여 운동량 보존식에서 층류를 가정하였다.

$$\frac{\partial \rho}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x_i} \rho u_i = 0 \quad (1)$$

$$\frac{\partial}{\partial t} \rho u_i + \frac{\partial}{\partial x_j} \rho u_i u_j = - \frac{\partial p}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x_j} \left[\mu \left(\frac{\partial u_i}{\partial x_j} + \frac{\partial u_j}{\partial x_i} \right) \right] + \rho g_i + F_i \quad (2)$$

여기서 ρ 는 밀도, u_i 는 i방향의 속도, u_j 는 j방향의 속도, p 는 분압, μ 는 점도, ρg_i 는 i방향의 외력 (여기서는 중력), 그리고 F_i 는 생성 항으로서 여기서는 운동량 감쇄항이다.

위 식에서 대표값으로 입력되는 ρ 와 μ 에 대한 각 이동상의 물성은 아래의 식 (3)과 (4)처럼 반영된다.

$$\rho = \sum \varepsilon_k \rho_k \quad (3)$$

$$\mu = \sum \varepsilon_k \mu_k \quad (4)$$

이때, ε_k 는 k 상의 부피비를 나타낸다.

토양에 대해서는 각 층에 대하여 균일한 기공도와 투수계수를 가지는 다공성 매체로 가정하여 이를 위의 (2)식의 F_i 에 반영하였다. 여기서 F_i 는 다음과 같이 쓸 수 있다.

$$F_i = \frac{\frac{\mu}{\alpha} u + \beta \left(\frac{1}{2} \rho |u| u \right)}{\phi} \quad (5)$$

여기서, α 는 투수계수이고, ϕ 는 기공도, 그리고 β 는 관성 저항을 나타낸다.

VOF model에서 volume fraction equation은 아래 (6)식과 같다.

$$\frac{\partial \varepsilon_k}{\partial t} + u_j \frac{\partial \varepsilon_k}{\partial x_j} = 0, \quad k = 1, 2, 3 \quad (6)$$

각 4개의 상에 대한 위 식들의 해를 해석으로 얻기는 거의 불가능하다. 본 연구에서는 중첩된 미분방정식의 해를 구하기 위한 이산화 수치 해석 기법 중 유한체적법 (Fluid Volumetric Method : FVM)을 사용하는 상용 전산 유체 역학 (Computational Fluid Dynamics : CFD) 코드

인 FLUENT Version 4.3을 이용하여 계산을 수행하였다. Fluent를 이용한 계산에서 지하수의 흐름은 층류로 가정하여 계산하였다. 또한 압력의 불안정성을 극복하기 위하여 공기층의 외부 경계를 Fig. 1과 같이 매우 넓게 지정해 주었다. 이 modeling에서 임의의 토양을 가정하여 grid를 짠 것이 Fig. 1에 주어져 있다.

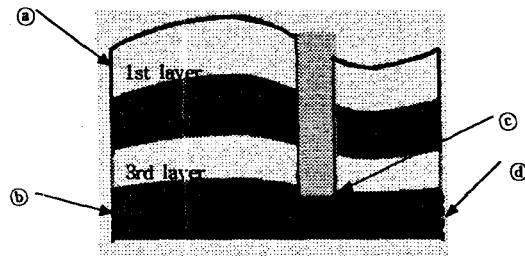


Fig. 1. Grid for 2-D pumping and treatment system.
 (a) pressure inlet boundary for air phase, free boundary with 10^5 Pa absolute pressure
 (b) velocity inlet boundary for water phase with 0.01 m/day
 (c) pressure inlet boundary for air phase with 5×10^4 Pa (0.5 atm) absolute pressure
 (d) pressure inlet boundary for water phase with 9.99×10^4 Pa absolute pressure

이 모사에서는 52×32 개의 cell을 설정하여, 경계면과 dead zone (계산하지 않는 격자)을 제외한 1,440개의 각 cell에 대하여 식 (2)과 같은 층류에 대한 운동량 보존방정식을 가지고 시간에 따른 각 이동상 (air phase, water phase, and NAPL phase)의 부피비와 속도 등을 SIMPLEX 알고리즘을 통해 계산하였다. 비정상상태 모사를 위하여 time step을 10초~100초 정도로 설정하여 전체시간에 비해 매우 조밀한 간격으로 계산을 수행하였다. Fig. 1에서 (a), (c)와 (d)는 압력 주입 경계조건, (b)는 속도주입 경계조건이며, 자유경계인 (a)는 10^5 Pa의 절대압력으로, well screen인 (c)는 5×10^4 Pa (0.5 atm)의 절대압력으로 공기상에 대하여 경계조건을 잡고, (b)는 0.01 m/day, (d)는 9.99×10^4 Pa의 절대압력으로 지하

수에 대하여 경계조건을 잡았다.

토양지반으로서의 porous media로 가정한 각 층의 물성들은 아래 Table 1과 같다.

Table 1. Properties of Porous Media

	1st layer	2nd layer	3rd layer	4th layer*
porosity (ϕ)	0.5	0.5	0.5	0.5
permeability (α :darcy)	1000	100	10	1

* At the initial condition, the 4th layer is assumed to be fully saturated.

대상토양은 Fig. 1과 같은 모양의 100m×60m의 크기로 2차원의 실제 지형을 가정하였고, 토양에 대하여 Table 1과 같이 서로 다른 성질의 4개의 지층을 나누었다. 또한 중앙의 약간 우측으로 초기 지하수면의 아래 3m까지 지름이 1m인 well을 설정하였다. 우선 well에 진공을 걸지 않은 상태로 예비계산을 행하여 지하수면으로부터 35m 위에서 단면적 25m²만큼 존재한다고 가정하여 이를 초기값으로 시간에 따른 모사를 수행하였는데, DNAPL의 경우 21.9일, LNAPL의 경우 20.2일 정도 경과 후에 지하수면 위에서의 안정된 분포를 얻을 수 있었다⁹⁾. 이때부터 다시 well에 진공을 걸어서 본계산을 수행하였다. 압력의 수렴도를 높이기 위하여 1번의 global iteration당 압력을 20번 반복 계산하였다.

본 연구에서 모델 시스템으로 선정된 유기오염물의 물성, 지하수의 유속, 중력, well의 지름과 압력 등은 아래의 Table 2와 같다.

Table 2. Chemical Properties and Dynamic Conditions

Properties	Parameters	Values	Note
density	LNAPL	0.67 g/cm ³	0.659 g/cm ³ for n-Hexane at 20°C
	DNAPL	1.30 g/cm ³	1.305 g/cm ³ for acetone, 1,1-dichloro at 20°C
viscosity	LNAPL DNAPL	5.664E-4 kg/m.s	9.000E-4 kg/m.s for water
ground-water velocity		0.01 m/day	—
Pumping pressure		-0.5 atm relative	generally -0.1 ~ -0.2

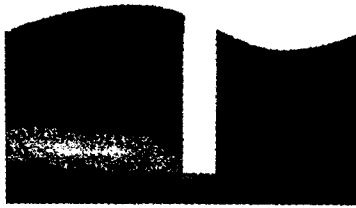
3. 결과 및 고찰

계산은 DNAPL의 이동현상과 LNAPL의 이동현상에 대하여 각각 독립적으로 행해졌다.

예비계산의 경우, 우선 정사각형 모양의 초기 오염물의 형태는 곧 수직방향으로 일그러지기 시작했으며, 수면에 닿을 때까지의 시간은 DNAPL이 18시간, LNAPL이 1.6일 정도였다. 따라서 불포화지대에서의 중력확산은 DNAPL이 2배 가까이 빨리 일어났다. 물에 닿은 후에는 LNAPL의 경우 시간이 경과할수록 비교적 고르게 수면 위로 퍼져 나갔고, DNAPL도 역시 물보다 밀도가 높음에도 불구하고 수면에 닿은 후 경계면으로 어느 정도 퍼지면서 이동하였는데, 이는 물과 DNAPL의 비교적 작은 밀도차와 상 경계에서의 부력에 의한 충격에 의하여 일어나는 현상으로 보여진다. 단, LNAPL은 연속된 막을 이루며 지하수 흐름을 따라 이동하는 반면 DNAPL은 불연속적인 막을 이루며 수면 아래로 몇 개의 혹처럼 보이는 핵을 형성하여 이를 중심으로 분포하려는 경향을 보였다⁹⁾.

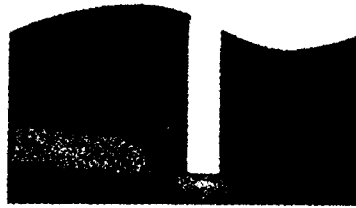
본계산은 DNAPL의 경우 21.9일 (Fig. 2-a), LNAPL의 경우 20.2일 (Fig. 4-a) 경과 후에, 어느 정도 지하수면 위에 안정된 분포를 보이면서 well에 가까이 도달한 시점으로부터 well에 주어진 진공을 걸어 비정상상태로 수행하였다. DNAPL에 대한 계산의 결과로서 DNAPL상의 volume fraction에 대하여 Fig. 2-a에서 Fig. 2-f까지, water상의 volume fraction에 대하여 Fig. 3-a에서 Fig. 3-f까지 각각 도시하였다. 그리고, LNAPL에 대한 계산의 결과로서 LNAPL상의 volume fraction에 대하여 Fig. 4-a에서 Fig. 4-f까지, water상의 volume fraction에 대하여 Fig. 5-a에서 Fig. 5-f까지 각각 도시하였다.

DNAPL에 대한 계산에서, 너무 높은 음압 (-0.5 atm relative)을 걸어서인지 계산 초기에 약간의 교란 (fluctuation)이 발생하였다. Well



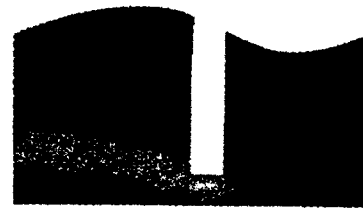
0.171 max. V.F

Fig. 2-a. DNAPL's distribution in initial state (21.9 days after spill).



0.167 max. V.F

Fig. 2-b. DNAPL's distribution in 1.5 days after pumping.



0.173 max. V.F

Fig. 2-c. DNAPL's distribution in 2.0 days after pumping.

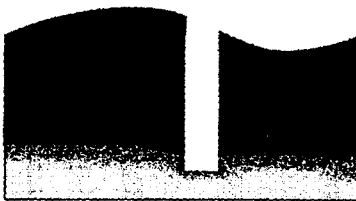


Fig. 3-a. Water table distribution with the simulation for DNAPL in initial state (21.9 days after spill).

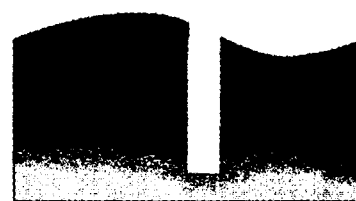


Fig. 3-b. Water table distribution with the simulation for DNAPL in 1.5 days after pumping.

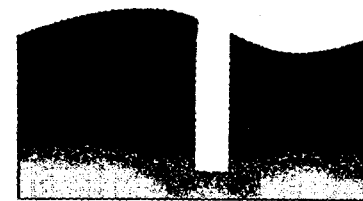
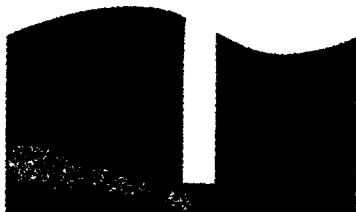


Fig. 3-c. Water table distribution with the simulation for DNAPL in 2.0 days after pumping.



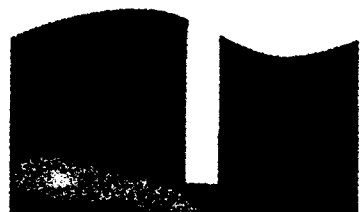
0.156 max. V.F

Fig. 2-d. DNAPL's distribution in 4.0 days after pumping.



0.147 max. V.F

Fig. 2-e. DNAPL's distribution in 5.0 days after pumping.



0.071 max. V.F

Fig. 2-f. DNAPL's distribution in 6.5 days after pumping.

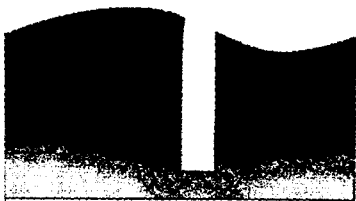


Fig. 3-d. Water table distribution with the simulation for DNAPL in 4.0 days after pumping.

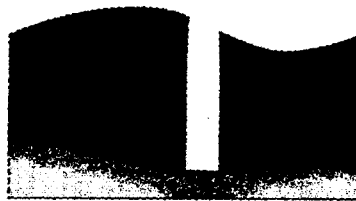


Fig. 3-e. Water table distribution with the simulation for DNAPL in 5.0 days after pumping.

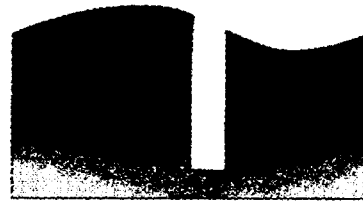
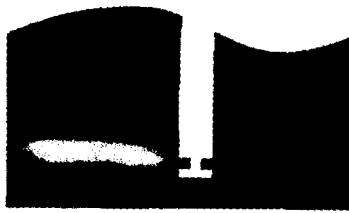
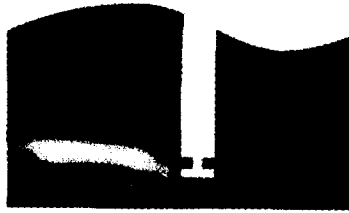


Fig. 3-f. Water table distribution with the simulation for DNAPL in 6.5 days after pumping.



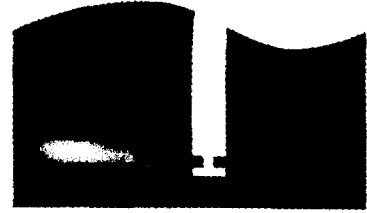
0.213 max. V.F

Fig. 4-a. LNAPL's distribution in initial state (20.2 days after spill).



0.190 max. V.F

Fig. 4-b. LNAPL's distribution in 4.0 days after pumping.



0.201 max. V.F

Fig. 4-c. LNAPL's distribution in 5.7 days after pumping.

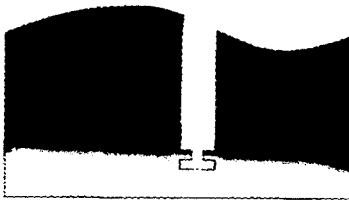


Fig. 5-a. Water table distribution with the simulation for LNAPL in initial state (20.2 days after spill).

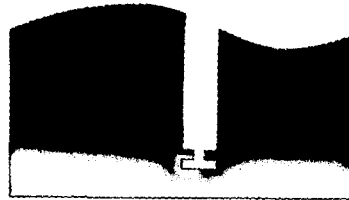


Fig. 5-b. Water table distribution with the simulation for LNAPL in 4.0 days after pumping.

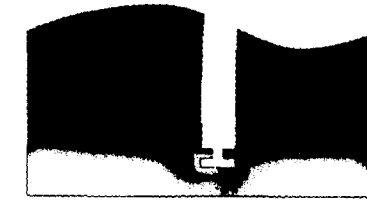


Fig. 5-c. Water table distribution with the simulation for LNAPL in 5.7 days after pumping.



0.201 max. V.F

Fig. 4-d. LNAPL's distribution in 7.5 days after pumping.



0.114 max. V.F

Fig. 4-e. LNAPL's distribution in 9.5 days after pumping.



0.066 max. V.F

Fig. 4-f. LNAPL's distribution in 11.5 days after pumping.

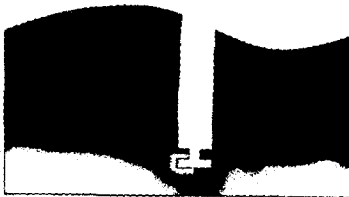


Fig. 5-d. Water table distribution with the simulation for LNAPL in 7.5 days after pumping.

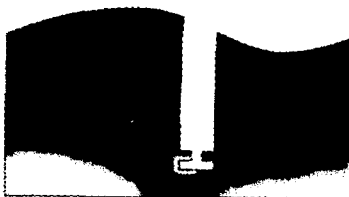


Fig. 5-e. Water table distribution with the simulation for LNAPL in 9.5 days after pumping.

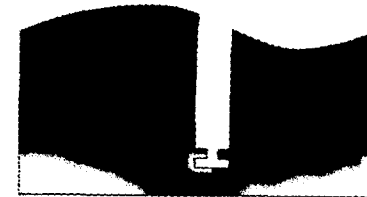


Fig. 5-f. Water table distribution with the simulation for LNAPL in 11.5 days after pumping.

에 진공을 건 후 지하수면의 굴곡이 아직 형성되지 않는 동안에는 DNAPL과 LNAPL의 경우 모두 그리 두드러진 제거효과가 나타나지 않았다. Pumping을 시작한지 약 5일의 시간이 경과하면서 well 근처의 압력분포가 안정되었고, 지하수면도 well의 양쪽으로 휘어서 움푹 들어간 형태를 갖추게 되었는데 (Fig. 3-e), 지하수면의 형태적 변화는 너무 높은 음압을 걸었고 well의 지름도 1m로 매우 큰 탓에 다소 과장된 모양을 나타낸 것으로 보이나, 일단 지하수면의 모양이 원뿔 모양으로 휘어진 후 급속히 제거효율이 높아졌다. 특히 DNAPL의 경우 LNAPL보다 중력의 영향을 더 크게 받아서 well주위의 움푹 들어간 지하수면을 따라 더 빠른 속도로 제거가 이루어졌다. Fig. 2-e 이하를 보면 Pumping 이전에는 Fig. 2-a의 그림과 같이 분포하던 것이 굽어진 지하수면을 따라 well을 향하여 이동하며 제거되는 것을 잘 나타내고 있다. 또한, 대상 토양 내 오염물의 최대 부피비를 구하여 정화효율을 예측할 수 있었는데, Pumping을 시작할 때의 DNAPL의 최대 부피비는 0.171이었으나, 이로부터 2일 경과 후 0.173, 5일 경과 후 0.147, 6일 경과 후 0.118, 7일 경과 후 0.07, 그리고 8.4일 경과(초기상태로부터 28.4일 경과) 후 DNAPL의 최대 부피비가 0.0107인 계산 결과로 미루어 볼 때, 일단 압력분포가 안정이 되고 지하수면의 휘어진 모양이 갖추어지면 제거속도가 급속히 증가함을 알 수 있다.

LNAPL에 대해서도 DNAPL과 비슷한 양상을 보였는데, Fig. 2-b의 1.5일 경과후의 DNAPL분포와 Fig. 4-b의 4.0일이 지난 후 LNAPL분포의 그림을 비교해 보면, DNAPL은 불연속적으로 층이 끊겨서 추출정으로 추집되는 반면 LNAPL은 연속된 층이 유연하게 연결되며 추집됨을 알 수 있다. 또한 DNAPL은 지하수면이 일단 굽어지면 급속히 제거되는 반면, LNAPL은

지하수면이 굽어진 후에도 제법 시간이 경과한 후에 완전히 제거가 이루어진다. 이는 굽어진 수면의 중심으로 이동해 가는 것이 중력에 의한 효과가 지배하기 때문인 것으로 보이며, pumping을 시작한 후 완전히 제거가 이루어지기까지는 DNAPL이 약 7일, LNAPL이 약 13일 정도가 경과되었다. Pumping에 의한 시간에 따른 LNAPL의 최대부피비의 변화는 각 그림들의 하단에 기록하였다.

Fig. 6에 나타낸 그림에서 well 입구에서의 최소압력과 NAPLs의 회수정도를 반영하는 최대부피비의 관계를 DNAPL과 LNAPL에 대하여 동시에 비교하였다. 압력이 안정되었을 때 지하수면의 모양도 원뿔형태의 곡면을 잘 갖추었으며, 이 시점이 NAPLs가 급속히 제거되는 임계시점임을 보여주는데, 이러한 현상은 특히 DNAPL에 대해서 더욱 두드러졌다. 임계시점은 LNAPL의 경우 pumping을 시작한 후 약 6일, DNAPL의 경우 약 4.5일 정도인 것으로 관찰되었다.

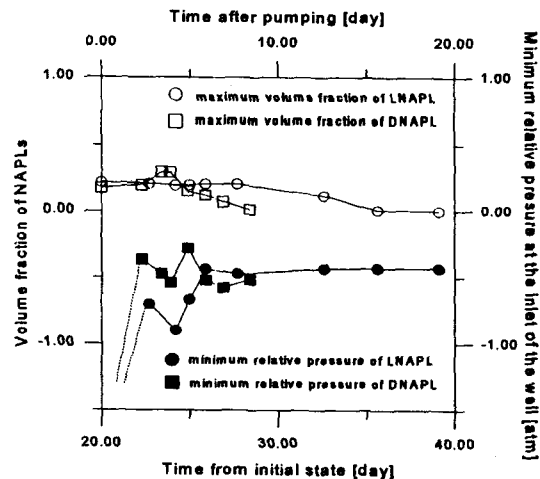


Fig. 6. Relationship of max. volume fraction of NAPLs with minimum pressure around the well.

이 모사를 행한 결과 PTS를 통하여 포화지대

에 분포하는 LNAPL뿐 아니라 오염초기일 경우 DNAPL까지 제거할 수 있는 가능성을 얻을 수 있었고, 특히 DNAPL의 경우 아직 포화지대에 널리 확산되지 않은 상태라면 형성된 핵 근처에 추출정을 장치하여 오히려 LNAPL보다 더 나은 효율을 보일 수 있음을 확인하였다. 또한 PTS 공정이 지하수면의 변형에 의하여 정화효율이 증가될 수 있음을 제시하였다.

4. 결 론

PTS는 지하수면 아래 적절한 위치에 추출정을 장치하여 진공을 걸어서 물과 함께 부유오염물을 제거하기 위한 공정인데, 이를 통하여 LNAPL뿐 아니라 DNAPL까지 제거할 수 있는 가능성을 알아보기 위하여 SIMPLEC 알고리즘을 이용한 FVM을 통해 비정상상태 모사를 수행하였다. PTS 공정의 과정에서 지하수의 유속이 그리 빠르지 않고 깊은 지층의 투수율이 그리 높지 않을 때 추출정을 중심으로 지하수면이 휘어져 완만한 원뿔 모양으로 변형되는 현상이 일어난데, 이때 중력의 작용으로 부유 오염물질이 추출정을 향하여 이동하므로 넓은 범위를 쉽게 정화할 수 있다. 이러한 현상을 본 연구의 계산 결과를 통하여 확인할 수 있었다. 또한, LNAPL과 DNAPL 모두 그 제거효율이 추출정에 걸린 음압의 안정성과 지하수면의 형태적 변화에 민감한 경향을 보였으며, 급속히 제거가 이루어지는 임계시점을 확인할 수 있었다. 특히 DNAPL의 경우 예비계산에서 확인한 바와 같이 지하수면에 닿은 후 그대로 아래로 떨어지는 것이 아니라, 상 경계면에서의 매질의 차이 때문에 부력의 작용에 의하여 우선 어느 정도의 시간까지 횡적으로 확산되어 가다가 수면 아래로 핵을 형성하며 불포화지대에 침투하므로, 핵 근처에 well을 장치하여 보다 효과적인 제거가 가능하리라 예상했었는데, 계산 결과 LNAPL에 비하여 오히려

더 빠르게 제거됨을 보였다.

그러나 모사결과에서처럼 바닥까지 드러날 정도로 지하수면을 변화시키기란 실제의 PTS 공정에서는 힘들 것으로 보인다. 이 공정은 지하수의 유속이 매우 빠를 경우에는 휘어진 수면의 모양을 얻기가 힘들 것이며, 다른 공정보다 비교적 큰 동력을 필요로 하는 공정이라는 단점이 있다. 그러나, PTS 공정은 동작이 쉽고 장치가 간단하며 다른 공정에서 다루기 힘든 포화지대에서의 비휘발성 유기물의 처리가 가능 할 뿐 아니라, 안정된 형태로 고정되어 있는 지하수면 위의 오염물을 지하수면을 낮추어 불포화지대에 노출시켜 유동이 가능하게 함으로써 SVE 등의 공정과 연계하는 등 응용성이 많은 공정으로 고려되며, 본 연구를 통하여 지하수면의 변화에 의해 제거효율이 증가될 수 있음을 가시적으로 확인하였고 PTS 공정의 타당성을 제시하였다.

감사의 글

본 연구는 '석유산업의 경쟁력 강화를 위한 연구'의 세부과제로 수행되었습니다. 본 연구를 위하여 지원하여 주신 (주)유공에 감사드립니다.

기 호 설 명

F_i = general source term, the momentum sink term in the given equation, ($\text{kg}/\text{m}^2 \cdot \text{s}^2$)

g_i = external acceleration in i -direction, acceleration of gravity in the given equation, (m/s^2)

u_i = velocity in i -direction, (m/s)

u_j = velocity in j -direction, (m/s)

p = partial pressure, (N/m^2)

ε_k = volume fraction of k phase, (dimensionless)

ρ_k = density of k phase, (kg/m³)

μ_k = viscosity of k phase, (kg/m.s)

α = permeability, (m²)

β = inertial resistance, (m⁻¹)

μ = volume-averaged viscosity, (kg/m.s)

ρ = volume-averaged density, (kg/m³)

ϕ = porosity, (dimensionless)

gravitational instability in miscible dense plumes," *J. of Contaminant Hydrology*, 23, pp.233~243 (1996).

5. Lanhard, R.J., Johnson, T.G. and Parker, J.C., "Experimental observations of nonaqueous-phase liquid subsurface movement," *J. of Contaminant Hydrology*, 12, pp.79~101 (1993).

6. Catalan, L.J.J. and Dullien, F.A.L., "Application of gravity drainage to the recovery of residual LNAPL in homogeneous and lensed sand packs," *J. of Contaminant Hydrology*, 18, pp.279~306 (1995).

7. Gefell, M.J., Thomas, G.M. and Rossello, S. J., "Maximum Water-Table Drawdown at a Fully Penetrating Pumping Well," *Groundwater*, 32(3), pp.411~419 (1994).

8. 김주형, 이종협 "토양 내 불포화지대 및 포화 지대에서의 DNAPL과 LNAPL의 이동현상에 대한 모사", 대한환경공학회 투고논문 (1997).

9. Kong, D. and Harmon, T.C., "Using the multiple cell balance method to solved the problem of two-dimensional groundwater flow and contaminant transport with nonequilibrium sorption," *J. of Contaminant Hydrology*, 23, pp.285~301 (1996).

10. Akindunni, F.F., Gillham R.W., Conant, B., Jr. and Franz, T., "Modeling of Contaminant Movement Near Pumping Wells: Saturated-Unsaturated Flow with Particle Tracking," *Groundwater*, 33(2), pp.264~274 (1995).

참고문헌

1. Illangasekare, T.H., Armbruster III, E.J. and Yates, D.N., "Non-Aqueous-Phase Fluids in Heterogeneous Aquifers - Experimental Study," *J. of Environ. Eng.*, Aug., pp.571~579 (1995).
2. Hayden, N.H., and Voice, T.C., "Microscopic observation of a NAPL in a three-fluid-phase soil system," *J. of Contaminant Hydrology*, 12, pp.217~226 (1993).
3. Mayer, A.S. and Miller, C.T., "The influence of porous medium characteristics and measurement scale on pore-scale distributions of residual nonaqueous-phase liquids," *J. of Contaminant Hydrology*, 11, pp.189~213 (1992).
4. Liu, H.H. and Dane, J.H., "A criterion for