

폐광산 내 채움재 충전에 의한 지하수 오염 평가 수치 모델링

박재용¹ · 김중휘^{2,†}

¹한국원자력연구원 방사성폐기물처분연구부

²중원대학교 소방방재학과

요 약

폐광산 내 채움재 충전 및 차수벽 설치에 의한 지하수 유동 특성을 파악하고 채움재로부터 유출된 오염 물질의 이동을 예측 및 분석하기 위하여 수리-화학적 수치 모델링을 수행하였다. 대표적인 환경 및 물성에 대한 수치 모델링 결과는 불포화되어 있던 채움재 내부로 지하수가 급격하게 유입되는 수년 동안에는 오염 물질의 이동이 억제되다가 이후에 확산 및 역학적 분산에 의해 차수벽의 외부까지 이동하며, 기반암 내에서 지하수의 유동을 따라서 장기간에 걸쳐 이동함을 보여준다. 한편 충전 방법 및 차수벽 설계 변수의 산정을 위하여 대상지 층 지하수 환경, 차수벽의 특성, 기반암 및 채움재의 물성에 대한 총 여섯 가지의 요소의 민감도 분석을 수행하였다. 오염 물질의 이동 거리는 기반암의 수리전도도에 가장 큰 영향을 받았고 다음으로 수리 경사와 포화대/불포화대 여부에 민감하게 변화한다. 차수벽의 두께와 수리전도도는 오염 물질의 이동에 영향을 주기는 하나 그 영향이 상대적으로 미약하게 나타난다. 오염 물질의 이동에 채움재의 수리전도도는 거의 영향을 주지 않았다. 따라서 현재의 조건하에서 채움재로부터 용출된 오염 물질의 이동 억제를 위해서는 차수벽 보다는 바로 주변의 기반암의 수리학적 특성을 고려하는 것이 더 중요하다.

주요어: 폐광산, 채움재, 지하수 유동, 오염 물질 이동, 수치 모델링

Jai-Yong Park and Jung-Hwi Kihm, 2021, Numerical evaluation of groundwater contaminant by backfilling in the abandoned mine. Journal of the Geological Society of Korea. v. 57, no. 2, p. 227-242

ABSTRACT: Hydro-chemical numerical modeling is performed to understand groundwater flow characteristics due to back-filling and concrete lining in the abandoned mine and to predict and analyze the transport of contaminants eluted from the filling material. Numerical modeling result for representative environments and physical properties shows that contaminant is confined during several years when groundwater rapidly flows into the unsaturated filling material. Then it leaks to the outside of concrete liner by diffusion and mechanical dispersion and transports along with groundwater flow within the bedrock for a long period. For selecting the back-filling method and designing the concrete liner parameters, a sensitivity analysis was performed for six factors on the groundwater environments of the aquifer, characteristics of the concrete liner, and the properties of bedrock and filling material. The travel distance of the contaminant primarily depends on the hydraulic conductivity of the bedrock and is also sensitive to the hydraulic gradient and location of the saturation/unsaturation zone. Although the thickness and hydraulic conductivity of the concrete liner also affect the contaminant transport, their influence is relatively small. The travel distance of the contaminant is most insensitive to the hydraulic conductivity of the filling material. Therefore, it is more important to consider the hydraulic properties of the surrounding bedrock rather than the concrete liner to inhibit the transport of contaminant eluted from the filling material under the given conditions.

Key words: abandoned mine, filling material, groundwater flow, contaminant transport, numerical modeling

(Jai-Yong Park, Radioactive Waste Disposal Research Division, Korea Atomic Energy Research Institute, Daejeon 34057, Republic of Korea; Jung-Hwi Kihm, Department of Fire and Disaster Prevention, Jungwon University, Goesan-Gun 28024, Republic of Korea)

1. 서 론

광산의 운반 경도와 채굴 공동은 폐광 이후의 사

후 관리 또는 복원 사업 등을 합리적으로 실시하지 않은 경우 두 가지 측면에서 문제가 발생할 가능성이 있다. 먼저 보강이 되지 않은 공동의 역학적 변형

[†] Corresponding author: +82-43-830-8781, E-mail: jung0209@jwu.ac.kr

과 붕락에 의해 상부의 지반 침하 및 지반의 불안정성을 유발할 수 있다. 또한 공동을 통한 공기의 유통은 황화광물의 산화를 촉진시켜 결과적으로 산성광산폐수(Acid Mine Drainage, AMD)를 발생시키게 된다. 이러한 문제점들을 해결하기 위한 다양한 방안들이 연구되고 시도되어 왔으며, 역학적 측면에서는 사후에 채굴 공동을 다른 물질로 충전(back-filling)하여 역학적 안정성을 확보할 수 있다(Manoon, 2009; Tesarik *et al.*, 2009; Thompson *et al.*, 2012). 휴형 또는 폐광된 광산의 산성광산폐수를 중화하기 위한 방법으로 석탄화력발전소에서 배출되는 발전회를 활용할 수 있으며(Cho and Maeng, 2016; Yoo *et al.*, 2017), 이 발전회를 채움재로 사용할 경우 발전 폐기물의 처분과 동시에 지반의 안정성 확보와 산성광산폐수의 억제 등 다양한 부가적인 효과를 얻을 수 있다(Grice *et al.*, 1999). 전 세계적으로도 이러한 목적으로 발전회를 채움재로 활용하는 경우가 다수 존재한다(Ward *et al.*, 2006; Millar and Holz, 2010; Holz, 2011).

한편 최근 온실 가스 감축을 목적으로 포집된 이산화탄소를 다른 유용한 자원으로 전환 및 재활용하는 탄소자원화 기술에 대한 관심이 증대되고 있는데 그중에서 이산화탄소를 각종 양이온과 반응하게 하여 유용한 광물을 만드는 탄소광물화 기술이 있다(Jang *et al.*, 2019). 이러한 기술들 중에서 발전회와 이산화탄소의 반응을 통한 복합탄산염 제조 기술이 있으며, 이렇게 만들어진 복합탄산염을 앞에서 언급한 폐광산의 채움재로 활용하는 방법이 개발되고 있다(Cho *et al.*, 2017; Korea Electric Association, 2017). 해당 기술을 활용하는 경우 폐광산의 역학적 안정성과 화학적 안정성을 추구할 수 있는 것과 동시에 폐기물인 발전회와 온실 가스인 이산화탄소를 고체 형태로 오랜 기간 동안 저장 및 처분할 수 있다. 2017년 우리나라에서는 범부처(과학기술정보통신부, 환경부, 산업통상자원부) 협동으로 탄소자원화 국가전략프로젝트사업으로 탄소자원화 사업단이 추진되었고 1단계의 목표로 석회암지대의 폐광산을 대상으로 복합탄산염 채움재 실증 연구가 진행된 바 있다(Jang *et al.*, 2019). 현재는 탄소자원화 사업 2단계에서 기술적 난제 및 실증 가능성의 문제로 사업이 답보 상태이나 폐광산 채움재 활용 기술의 경우 앞에서 언급한 여러 가지 다양한 장점들 때문에 향후

경제성 확보를 통하여 재추진 될 가능성이 있다.

폐광산에 발전회와 이산화탄소로부터 만들어진 탄산염광물 혼합체를 충전재로 활용하는 경우 발전회가 가지고 있던 중금속 등의 물질이 폐광산 주변의 지하수 환경에 위해를 끼칠 가능성이 있다(Jones *et al.*, 2012). 해당 중금속들이 이산화탄소와 반응하여 광물을 구성함으로써 일차적으로 고정되는 효과는 있으나 폐광산 주변의 지하수 환경 조건 등에 의하여 이들이 용해되고 지하수에 용존된 형태로 지하수 시스템 내에 확산될 수 있다. 석탄회 등에 대한 용출 시험 연구들에서는 석탄회 내에 Cd, Cu, Cr, Ni, Pb, Zn 등이 존재하며, 용출에 의해서 Ni, Zn 등이 용출될 수 있음을 보여주었다(Yoo *et al.*, 2018; Park *et al.*, 2019). 따라서 복합탄산염 채움재 충전 시에 폐광산 주변의 지하수 환경 조건에서 이산화탄소 및 중금속 등의 용출, 유출, 이동, 확산 가능성 및 장기간의 환경 위해성을 평가하여야 한다(Jang *et al.*, 2019). 이를 위하여 폐광산 주변의 지하수 유동 및 용질 이동에 대한 수치 모델링 연구가 절실히 요구된다.

폐광산 내 충전재 채움과 관련하여 수치 모델링 연구는 채움재의 원 목적인 역학적 안정성 확보에 그 초점이 맞추어져 있으며(Li *et al.*, 2003, 2010; Tesarik *et al.*, 2009), 지하수 유동을 포함하더라도 채움재 내의 중력 배수와 공극-탄성 이론에 의한 역학적 거동을 예측하기 위한 수치 모델링 연구(Mkadmi *et al.*, 2013)가 수행된 바 있다. 광역적 지하수 유동을 포함하는 경우에는 단순한 이차원 영역에서 불포화 대에 위치한 채움재 내로 침투한 지하수를 통한 오염 물질들의 용출을 다루거나(Qi *et al.*, 2019; Liu *et al.*, 2021), 채움재에 의한 지하수위의 회복을 예측(Ardejani *et al.*, 2003; Ardejani and Singh, 2004; Yamaguchi *et al.*, 2020)하는 연구들이 있었으나 채움재 주변의 차수벽 등의 구조물들은 그 규모의 차이로 무시되거나 고려되지 못하였다. 최근 국내에서도 석탄광 및 석회석 광산을 대상으로 하는 광역 지하수 유동을 포함한 공동 충전 시의 지하수 유동과 오염 물질 이동 수치 모델링 연구(Dohwa Engineering Corporation, 2015; Suk and Koh, 2015)가 수행된 바 있으며, 폐광산 전체 또는 일부에서 납 또는 비소의 이동과 확산을 예측하였다. 다만 두 연구에서도 채움재 주변의 차수벽 등의 구조물들은 고려되지 못하였고 불포화대의 지하수 유동이 평가되지 못하였다. 따라서

폐광산의 채움재 충전에 대하여 다양한 지하수 환경(포화 및 불포화)에서 차수벽 등의 설치에 대한 영향을 평가하는 수치 모델링 연구가 필요하다.

본 연구의 목적은 국내에서 복합탄산염 채움재 실증 연구가 처음 수행된 석회암 지대를 대상으로 폐광산 내에 탄산염 채움재를 충전 시에 채움재 및 차수벽의 설치에 의한 지하수 시스템의 유동 특성을 이해하고 채움재로부터 유출된 오염 물질의 이동을 정량적으로 평가하는 것이다. 그리고 다양한 변수들에 대한 오염 물질 이동의 민감도를 분석하는 수치 모델링을 수행하여 채움재 충전 방법 및 차수벽 설계 변수 산정을 위한 기초 자료를 제공하는 것이다.

2. 수치 모델링 개요

2.1 복합탄산염 채움재 실증 부지의 환경

본 연구에서는 복합탄산염 채움재 실증 연구가 처음 진행된 석회암 광산의 현장 조건을 바탕으로 해당 폐광산 내에 탄산염 채움재를 충전하는 경우에 대한 수치 모델링을 수행하였다. 실증 연구 대상 지역은 강원도 삼척시 소재의 OO사업소이며, 해당 광산은 고생대의 풍춘층 내 상부의 석회암을 대상으로 하고 있다(Korea Institute of Geoscience and Mineral Resources, 2018). 풍춘층은 우리나라에서 가장 유명한 석회암 자원의 원천이며, 상부에 소위 “고품위 석회암”이 발달하여 많은 석회암 광산들이 운영된 바 있다(Jin, 1995). 연구 대상 광산이 위치하는 삼척-도계 지역 일대에 분포하는 풍춘층은 크게 상부의 고품위대와 하부의 석회암대로 구분되며, 상부 고품위대는 일반적으로 하부로부터 약 50 m 두께의 암회색 석회암대, 약 5 m 두께의 백운암 우세대, 약 15 m 두께의 상부백색대(고품위)로 분류할 수 있다(Lee *et al.*, 2002). 해당 지역의 지층들은 대개 N20E~N45E의 주향과 20NW~40NW의 경사를 가지고 분포한다. 상부백색대는 상부로 갈수록 세일이 혼재하여 화절층으로 변화하며, 하부로는 세일 등이 일부 협재하고 백운암 우세대로 이어진다. 채움재의 충전은 상부백색대의 채광 후 빈 공간을 대상으로 하며, 해당 층은 두께 약 15 m에 상부와 하부가 수리학적으로 고립된 층으로 괴상의 치밀한 석회암으로 구성된다.

채움재 충전 대상 갱도 내에 총 세 개의 조사 관정이 존재하는데 BH-1과 BH-2의 경우 북서쪽에 BH-3의

경우 남동쪽에 위치한다(Korea Institute of Geoscience and Mineral Resources, 2018). BH-1과 BH-2에 대하여 BH-3는 약 80 m 가량 거리를 두고 있으며, 지하수위가 상대적으로 약 4~5 m 가량 높아 이 지역의 전반적인 지하수 유동 방향은 북서 방향으로 약 0.055의 수리 경사를 가지는 것으로 해석된다. 전반적인 지하수면은 현재 위치로부터 평균 약 15 m 하부에 분포하여 영역 전체가 불포화대에 위치한다. 순간수위변화시험 결과는 BH-3의 전구간에 걸쳐서 1.342×10^{-9} m/sec이고 BH-1에서는 특정한 1 m 구간에서 7.406×10^{-8} m/sec로 측정되었다. 각 시추공의 시추 조사를 통하여 측정된 암질 및 단열(절리)의 발달 상태는 RQD 값이 BH-1에서 52~97%, BH-2에서 53~100%, BH-3에서 50~100%이고 절리는 단한 절리로 많은 경우 방해석 등으로 충전 되어 있다.

채움재 충전은 갱도의 벽면에 가로 5 m, 세로 5 m, 높이 5 m의 새로운 공동을 형성하고 약 100 mm의 그라우팅을 통한 차수벽을 형성하며, 내부를 채움재로 채우는 방식으로 계획되었다(Korea Institute of Geoscience and Mineral Resources, 2018). 현재 채움재의 설치 위치에서는 약 15 m 하부에 지하수면이 존재하고 불포화대에 위치하나 석회암 지층의 특성 및 향후 기후 변화의 영향을 고려하여 100년의 장기간에 걸친 지하수 환경 위해성 평가가 요구되었다. 따라서 수치 모델링에서는 불포화대에 채워진 충전재와 차수벽이 최악의 경우에 지하수로 포화된 조건에 놓이게 되는 여러 시나리오를 고려하였다. 또한 전체적인 규모에 비해 매우 얇은 차수벽의 두께 및 물성에 따른 효과를 합리적으로 고려하였다.

2.2 수리-화학적 수치 모델링 설정

채움재(filling material) 및 차수벽(concrete liner) 주변의 지하수 유동 특성을 파악하고 채움재로부터 유출된 오염 물질의 이동을 예측 및 분석하기 위하여 수리동역학적 분산 수치 모델인 COFAT3D(Kim and Yeh, 2004)를 이용하여 수리-화학적 수치 모델링을 수행하였다. 이 수치 모델은 범용적으로 많이 사용되고 있는 FEM 기반의 지하수 유동 용질 이동 수치 모델인 3DFEMFAT Version 2.0(Yeh *et al.*, 1994)으로부터 파생된 모델이다. COFAT3D는 범용 다차원 복합 유한요소 모델(generalized mul-

tidimensional hybrid Lagrangian-Eulerian finite element model)로서 복잡한 지질 구조와 경계를 가지는 포화-불포화 불균질 진이방성 다공질, 파쇄질 및 파쇄다공질 지질 매체와 개별 절리 내에서의 밀도 의존적 지하수 유동(density-dependent groundwater flow) 및 다성분 용질 이동(multicomponent solute transport) 현상은 물론 강수-증발산-침투-삼출(precipitation-evapotranspiration-infiltration-seepage) 현상도 수치 모의할 수 있다.

수치 모델링 영역은 가로 50 m, 세로 50 m, 높이 15 m의 영역으로 정중앙에 가로 5 m, 세로 5 m, 높이 5 m의 채움재를 충전 하고 있으며, 그 주변으로

100 mm의 차수벽이 존재한다(그림 1). 따라서 채움재의 하부와 상부로는 약 5 m씩의 석회암인 기반암 (bedrock)이 존재하게 된다(그림 1e). 이러한 영역은 총 85,992개의 절점과 81,466개의 육면체 요소로 이산화되어 있으며, 수치 모델링의 정밀도와 효율성을 모두 확보하기 위하여 채움재 주변에서는 세밀하고 바깥쪽 경계 영역으로 갈수록 조밀하도록 구성되었다(그림 1d). 전체 영역에 비해서 차수벽의 두께가 매우 작기 때문에 수치화적인 오류 및 불안정성과 수치화적인 오염 물질의 분산 등을 방지하기 위하여, 차수벽 주변의 격자 간격을 매우 세밀하게 설정하였다(그림 2).

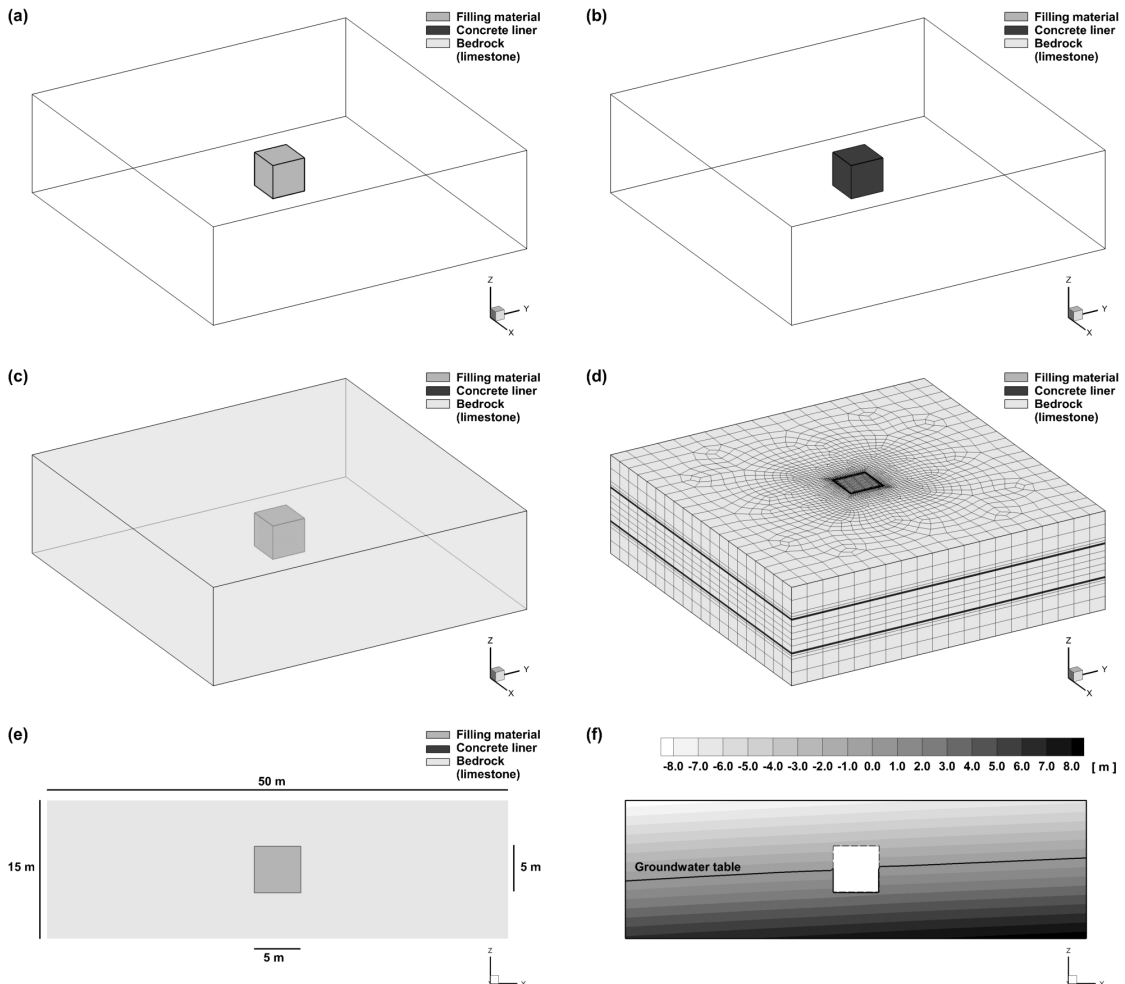


Fig. 1. Modeling domain of the aquifer system with (a) filling material, (b) concrete liner, (c) bedrock (limestone), and (d) grid elements. (e) The filling material, concrete liner, bedrock, and (f) spatial distribution of the pressure head and groundwater table for the base case on the vertical section, which passes the center of the filling material.

지하수 유동 및 오염 물질 이동에 필요한 물성값은 표 1에 정리되어 있으며, 대표 경우(base case)에 대해서는 대표값으로 이후 민감도 분석에서는 각각의 물성의 변화 범위를 설정하였다. 각 매체의 공극률(porosity)과 포화수리전도도는 여러 문헌들로부터 그 범위를 산정하였고 공극률은 대표값을, 포화

수리전도도(saturated hydraulic conductivity)는 값의 규모가 대수(log) 규모이므로 이를 고려한 대표값과 범위를 각각 설정하였다(Bear, 1972; Freeze and Cherry, 1979; Domenico and Schwartz, 1990; Fetter, 1994, 1999; Korea Highway Corporation, 1996; Viswanathan *et al.*, 2008). 특히 기반암인 석

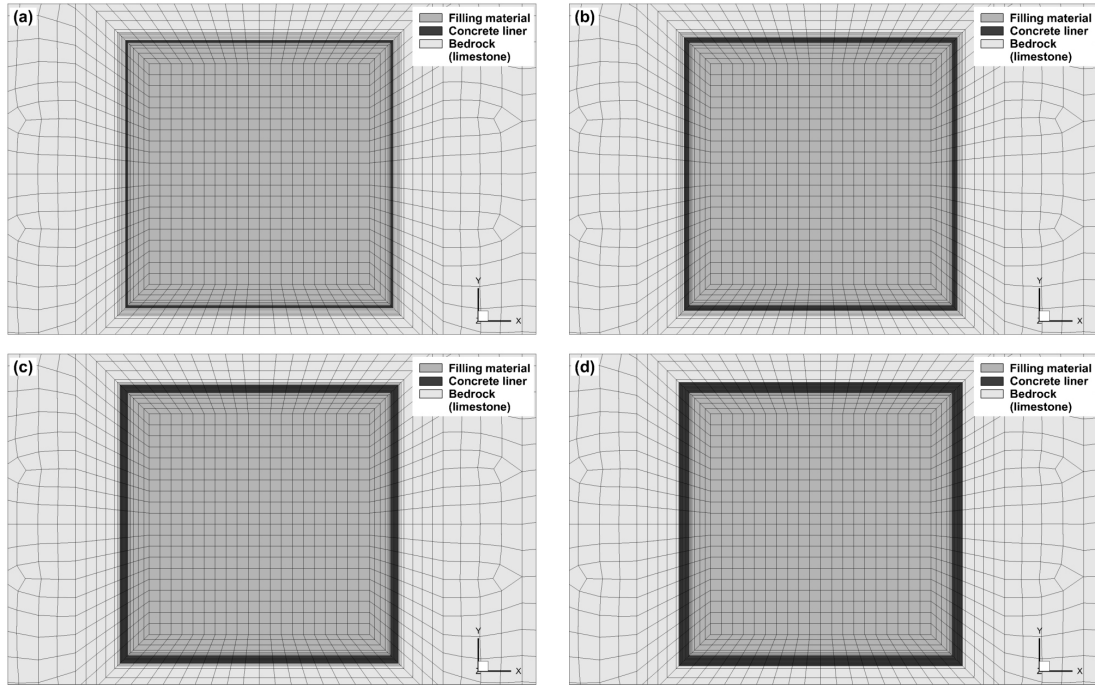


Fig. 2. Schematic diagram with grid elements on the horizontal plane, which passes the center of the filling material for (a) 50 mm, (b) 100 mm (base case), (c) 150 mm, and (d) 200 mm thickness of the concrete liner.

Table 1. Representative hydrological and chemical properties of the media.

Property	Bedrock (limestone)	Concrete liner	Filling material
Porosity	0.03	0.05	0.10
Saturated hydraulic conductivity [m/sec]	1.000×10^{-9}	1.000×10^{-11}	1.000×10^{-8}
Molecular diffusion coefficient [m ² /sec]	1.000×10^{-9}	1.000×10^{-9}	1.000×10^{-9}
Longitudinal dispersivity [m]	1.92	1	1
Transverse dispersivity [m]	0.192	0.1	0.1
Compressibility of medium [m ² /N]	1.000×10^{-11}	2.000×10^{-9}	1.000×10^{-10}
Tortuosity	0.41	0.41	0.41
Residual water saturation	0.15	0.15	0.15
van Genuchten's (1980) hydraulic parameters			
α_v [1/m]	3.6	3.6	3.6
n_v	1.56	1.56	1.56

회암에 대해서는 단열 보다는 기질(matrix)에 지하수 유동이 좌우될 것으로 판단되며(매우 높은 RQD 값 및 절리의 충전 형태를 고려), 문헌의 범위(Cook, 2003) 및 현장 시험 결과를 고려하여 대표값과 범위를 설정하였다. 분자확산계수(Molecular diffusion coefficient)는 오염 물질이 특정되어 있지 않으므로 지하수 내에서 여러 용존 이온의 값의 범위를 참조하여 $1.00 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{sec}$ 로 설정하였다(Li and Gregory, 1974). 각 매체의 분산 지수(dispersivity)는 채움재 및 차수벽의 경우 오염 물질의 이동 거리가 길지 않아서 수치학적 안정성을 확보할 수 있는 한도 내에서 작은 값으로 종분산지수(longitudinal dispersivity) 1 m를 설정하였고 기반암 내에서는 모델링 영역의 절반인 25 m에 Neuman (1990)의 식을 적용한 종분산지수 1.92 m를 설정하였다. 각 매체의 횡분산지수(transverse dispersivity)는 종분산지수의 1/10로 하였다. 각 매체의 압축계수(compressibility)는 여러 참고 문헌의 값을 바탕으로 대표값을 각각 설정하였다(Morris and Johnson, 1967; Korea Highway Corporation, 1996). 각 매체의 굴곡률(tortuosity)은 0.41로 동일하게 설정하였다(Bear, 1972). 지하수의 잔류 포화도(residual water saturation)와 van Genuchten (1980) 모델의 불포화 수리계수 α_v , n_v 는 각각 0.15, 3.6 m, 1.56으로 설정하였다(Carsel and Parrish, 1988).

채움재는 처음에 불포화대에 설치되나 이후 여러 시나리오에 의해 광역적인 지하수 환경에 놓이는 것으로 가정하였다. 이러한 지하수 환경 시나리오 중에서 대표 경우(base case)의 지하수위는 평균값이 모델링 영역의 최하부(0 m)를 기준으로 약 7.5 m에 분포하며, 수리경사(동수구배)를 0.05로 하여 그 분포를 설정하였다(그림 1f). 이 경우에 상류 쪽의 경계($y = 50 \text{ m}$)에서 8.75 m의 지하수위가 분포하고 하류 쪽의 경계($y = 0 \text{ m}$)에서 6.25 m의 지하수위가 분포하여 해당 경계면에서 수위가 고정되는 경계조건을 부여하였다. 즉 이 경우에 채움재의 중간 부분에 지하수면이 위치하게 된다. 그리고 지하수 환경 시나리오에 따라서 민감도 분석 시에 각각의 조건에 맞추어 재계산하여 부여하였다. 상류와 하류 방향에 수직인 좌우 경계면($x = 0 \text{ m}$, $x = 50 \text{ m}$)에 대해서는 현장의 조건을 고려할 때 양측으로 충분한 부피의 대상 지층이 존재하고 광역적인 지하수의 흐름 방향이 바뀌지 않는다는 판단 하에 상류에서 하류 방향

으로의 균일한 지하수 흐름을 가정한 상태의 수직 분포를 고정 수위로 하는 경계를 부여하였다. 또한 상부($z = 15 \text{ m}$)와 하부($z = 0 \text{ m}$) 경계에는 앞에서 언급한 바와 같이 상부백색대의 위와 아래 지층의 특성을 반영하여 불투수 경계를 부여하였다. 오염 물질에 대하여 하류 방향 경계($y = 0 \text{ m}$)와 측면 경계($x = 0 \text{ m}$, $x = 50 \text{ m}$)로 지하수 유동에 따라서 오염 물질이 외부로 유출될 수 있는 Neumann 경계에 0.0을 설정하였다. 그 외에 상하부 경계는 오염 물질이 이동하지 못하는 경계를 설정하였다.

오염 물질 이동에 대해서는 채움재 내에 불명의 오염 물질이 용해도만큼 최대 용존된 경우를 표준화 농도 1.0으로 설정하고 이 오염 물질 농도가 고정되는 경계조건을 부여하였다. 오염 물질 이동의 경우 흡착/탈착 및 밀도 의존류(오염 물질의 용해 자체가 매질인 지하수의 밀도 및 점성을 변화시키는 경우 발생, 해수 침투 등)를 고려하지 않았다. 따라서 어떠한 오염 물질의 경우에도 채움재 내에서의 최대 농도가 각 오염 물질의 표준화 농도 1.0에 해당하며, 향후 수치 모델링 결과를 활용 시에는 각 위치에서의 실제 농도로 환산하여야 한다. 예를 들어 A라는 임의의 오염 물질이 채움재 내에서 최대 10 mg/l로 용해된다면 모델링 영역에서 오염 물질 농도가 0.1인 경우 해당 A오염 물질의 농도는 1 mg/l로 환산한다.

지하수 유동의 초기 조건은 압력수두의 공간적 분포로 부여되며, 상기한 지하수 유동 경계 조건 및 물성 조건하에서 정상 상태(steady-state)의 해를 구하고 이를 초기 조건으로 부여하였다. 단 채움재 내부의 경우에는 초기에 불포화대에 설치된 상태를 가정하였고 현장 조건 등을 고려하여 수치 모델링 영역의 최하부 기준으로 -15 m지점에 지하수위가 존재할 때의 정수압 상태 압력 수두 값을 적용하였다. 오염 물질 이동의 초기 조건은 채움재 내에서는 1.0으로 부여하고 나머지 영역에서는 모두 0.0으로 부여하였다. 지하수 유동의 초기 조건은 따라서 이후의 민감도 분석에서 각각의 경계 조건 변화 및 물성값의 변화에 대하여 각각 개별적으로 정상 상태의 해를 구하고 이를 초기조건으로 부여하였다.

수치 모델링 영역이 전체 영역 대비로 차수벽의 두께가 매우 얇은 관계로 오염 물질 이동의 해를 구할 때 수치학적인 문제가 발생할 가능성이 높아 시

Table 2. Hydrological conditions of the aquifer system, characteristics of the concrete liner, and hydrological properties of the bedrock and filling material for different cases. Cases A-2, B-2, C-2, D-3, E-3, and F-2 have same configuration with the base case.

Case	Factor	Case 1	Case 2	Case 3	Case 4
Case A	Average groundwater table [m]	20	7.5	3.75	-15
Case B	Hydraulic gradient	0.10	0.05	0.01	0.00
Case C	Thickness of concrete liner [mm]	50	100	150	200
Case D	Hydraulic conductivity of the concrete liner [m/sec]	1.000×10^{-9}	1.000×10^{-10}	1.000×10^{-11}	1.000×10^{-12}
Case E	Hydraulic conductivity of the bedrock [m/sec]	1.000×10^{-7}	1.000×10^{-8}	1.000×10^{-9}	1.000×10^{-10}
Case F	Hydraulic conductivity of the filling material [m/sec]	1.000×10^{-7}	1.000×10^{-8}	1.000×10^{-9}	

간 구간의 결정 시에 trial-error 방식으로 수차례의 수치 모델링을 반복적으로 수행하여 적정한 간격과 시간 구간 설정값을 도출하고 이를 적용하였다. 수치 모델링의 총 기간은 100년으로 초기의 시간 구간은 1일에서 점차적으로 증가하여 3개월이 되는 시점에 시간 구간의 간격이 3개월로 고정되는 것으로 설정하였다. 이후 3개월 간격으로 최종적으로 100년까지 수치 모델링을 수행하였다.

2.3 채움재 충전 설계를 위한 민감도 분석 설정

채움재 충전 방법 및 차수벽 설계 변수를 산정하기 위하여 ① 대상 지층 지하수 환경(평균 지하수 수위, 수리 경사), ② 차수벽의 특성(차수벽의 두께, 차수벽의 수리전도도), ③ 기반암 및 채움재의 물성(기반암의 수리전도도, 채움재의 수리전도도)에 대한 민감도 분석이 수행되었다. 민감도 분석에서는 앞에서 설명한 모델링 영역 설정, 대상 지층의 환경과 초기조건 및 경계조건, 대상 지층의 수리-화학적 물성의 대표값, 총 모델링 기간 및 시간 구간 설정이 동일하게 사용되었으며, 민감도 분석의 대상 변수만을 변화하면서 수행하였다.

먼저 대상 지층 지하수 환경에 대해서는 크게 두 가지의 변수를 고려하였다. 평균 지하수 수위(Case A)는 모델링 영역의 바닥에서의 평균 지하수 수위를 의미하며, 여기에 0.05의 수리 경사가 적용되어 20 m ~ -15 m의 범위에서 네 가지 경우를 고려하였다. 즉 Case A-1의 경우 평균 지하수위는 20 m이고 이 경우 상류에서 수위가 22.25 m, 하류에서 수위가 18.75 m로 고려되었다. Case A-4의 경우 평균 지하수위는 -15 m이고 이 경우 상류에서 수위가 -13.75 m, 하류에서 수위가 -16.25 m로 고려되었다. 따라서 Case

A-1는 전체 영역이 포화대에 존재하는 경우, Case A-2는 채움재에 지하수면이 수직적으로 중간에 위치하는 경우, Case A-3는 채움재의 바로 하부에 지하수면이 존재하는 경우, 마지막으로 Case A-4는 전체 영역이 불포화대에 존재하는 경우가 된다. 수리 경사(Case B)는 0.1 ~ 0.0의 범위에서 네 가지 경우를 고려하였다. 채움재는 원래 불포화된 상태로 존재하다가(초기 조건) 광역적인 지하수 환경에 놓이게 되는 시나리오로 수치 모델링이 수행되었으며, 특히 Case A-4의 경우는 채움재 안과 바깥의 압력 차이가 거의 없는 상태가 되며, Case A-3의 경우는 대부분이 불포화대에 놓여서 채움재 내부의 압력 수두가 회복될 때 까지 시간이 오래 걸리기 때문에 해당 시간만큼 수치 모델링 기간을 연장하였다.

차수벽의 특성에 대해서는 크게 두 가지 변수를 고려하였다. 차수벽의 두께(Case C)는 50 mm ~ 200 mm의 범위에서 네 가지 경우를 고려하였다. 차수벽의 수리전도도(Case D)는 1.0×10^{-9} m/sec ~ 1.0×10^{-12} m/sec의 범위에서 네 가지 경우를 고려하였다. 기반암 및 채움재의 물성에 대해서는 가장 민감한 변수로 각 매체의 수리전도도의 변화를 고려하였다. 기반암의 수리전도도(Case E)는 1.0×10^{-7} m/sec ~ 1.0×10^{-10} m/sec의 범위에서 네 가지 경우를 고려하였다. 특히 기반암의 수리전도도가 큰 경우에 오염 물질의 이동이 모델링 영역을 넘어서게 되어 이 경우에 대하여 오염 물질 이동 방향으로 수치 모델링 영역의 길이를 확장하여 해석을 수행하였다. 채움재의 수리전도도(Case F)는 1.0×10^{-7} m/sec ~ 1.0×10^{-9} m/sec의 범위에서 세 가지 경우를 고려하였다. 각 경우에 대한 변수의 설정은 표 2에 정리되어 있다.

3. 지하수 유동 및 오염 물질 이동 수치 모델링 결과

3.1 대표 경우(base case)에 대한 수치 모델링 결과

지하수 유동 수치 모델링 결과는 불포화되어 있던 채움재가 절반까지 지하수위가 차 있는 광역 지하수 환경에 놓임에 따라서 주변의 지하수가 채움재 안쪽으로 유동하면서 변화하는 양상을 보여준다(그림 3a, 3c). 이것은 현재 현장 조건은 채움재가 불포화대에 위치하나 향후 기후 변화 또는 급격한 강우에 의하여 해당 지층이 지하수로 채워진 경우를 가정한 것이다. 차수벽의 영향으로 차수벽 주변에서 급격한 수리 수두의 경사가 발생하며, 시간이 지남에 따라서 이러한 경사가 점차적으로 해소된다. 주변의 광역 지하수 조건까지(정상 상태) 채움재 내에서의 수위는 점차적으로 회복되며, 그 수위의 차이가 -1 m에 이르는 기간은 약 2.7년, -0.1 m까지는 약

8.2년, -0.01 m까지는 약 28.7년이 소요된다. 지하수가 차수벽 안쪽의 채움재로 유입되는 현상은 상부의 불포화대 보다는 하부의 포화대에서 극심하게 일어나며, 다만 정상 상태 대비 채움재 내의 수위가 -0.2 m에 이르는 약 5.3년 이후에는 이러한 유입 지하수의 속도가 매우 느려지며, 주변의 지하수 흐름은 거의 정상 상태에 가깝게 된다. 100년 이후에는 정상 상태를 회복하게 되고 가장 특징적인 변화는 차수벽 주변에서 뚜렷하게 나타나며, 수리 수두의 등치선이 차수벽의 오른쪽에서는 발산하고 왼쪽에서는 수렴하는 양상을 잘 보여준다(그림 3b, 3d). 지하수의 유동은 이방성이 존재하지 않거나 그 비가 작은 경우에 수리 수두(압력 수두 + 위치 수두)의 등수위면에 항상 수직으로 발생하게 되는데 이것은 채움재 주변에서 지하수의 주된 유동 양상이 차수벽 주변을 돌아서 유동함을 의미한다. 결과적으로 지하수 유동의 전반적인 양상은 차수벽의 영향이 매우 두드러지게

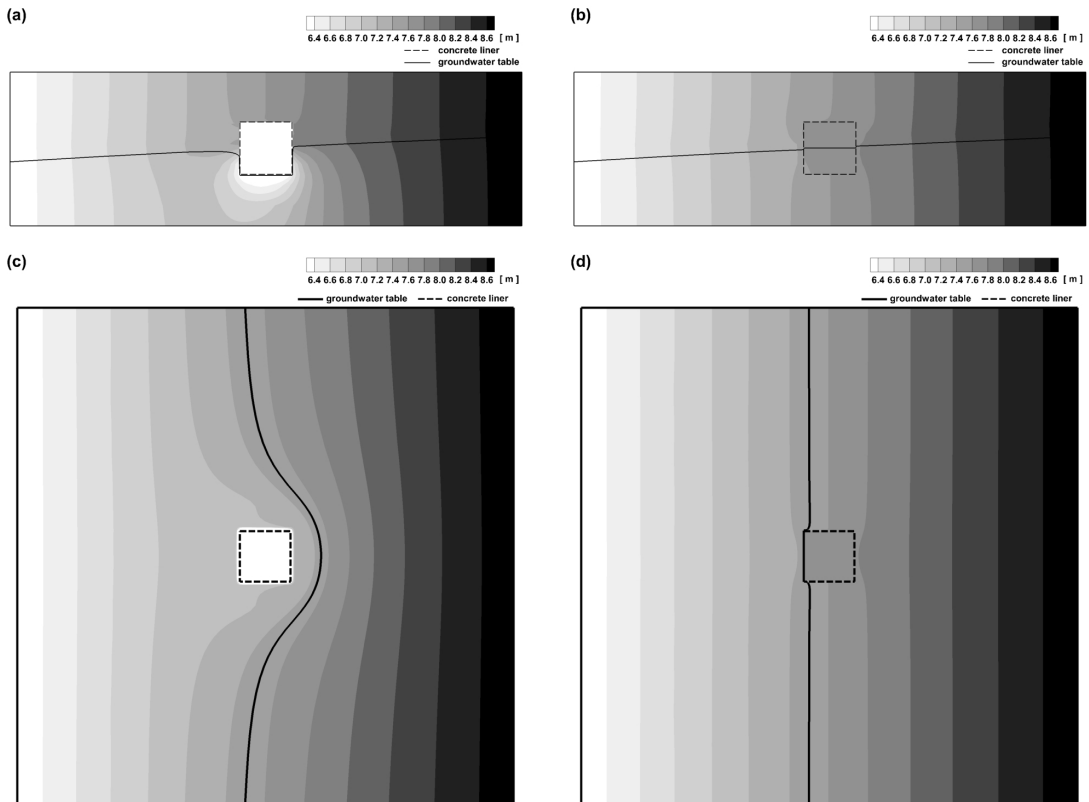


Fig. 3. Spatial distribution of hydraulic head with groundwater table for the base case on the (a) and (b) vertical section and (c) and (d) on the horizontal plane after 1 day (left column) and 100 years (right column) since the filling material and concrete liner was placed in a regional groundwater environment.

나타나며, 불포화되어 있던 채움재 내부로 지하수가 급격하게 유입되는 기간 동안(약 5.3년)에는 오염 물질의 이동이 억제되다가 이후에는 광역적인 지하수 유동 양상을 따르게 된다. 이때 차수벽의 영향으로 차수벽 및 채움재 내에 지하수 유동은 제한되지만 완전히 지하수 유동 속도가 0이 되는 것은 아니며, 이러한 매우 느린 유동에 의한 역학적 분산(mechanical dispersion, 이하 분산으로 기술)이 화학적 확산(diffusion)에 더해져 오염 물질은 차수벽 외부까지 이동하게 된다. 즉 전반적인 오염 물질의 이송은 차수벽을 통과하고 채움재를 거쳐서 다시 차수벽을 통과하는 것보다는 확산 및 분산으로 차수벽 외부까지 이동한 후에 기반암에서 지하수 유동을 따라서 활발하게 일어날 것으로 예상된다.

오염 물질은 불포화되어 있던 채움재 내부로 지하수가 급격하게 유입되는 기간 동안(약 5.3년) 차수벽 외부로의 이동이 억제되는 양상을 보여준다(그림 4a, 4b, 4c, 4d). 즉 이 기간 동안 차수벽 외부로 이동하려는 화학적 확산에 비해서 지하수 유입 방향을 따라서 차수벽 내부로 이송되는 속도가 더 큰 상태가 유지된다. 이렇게 오염 물질의 차수벽 외부로의 확산이 제어되는 정도는 지하수면 위의 불포화대에 접한 영역보다는 아래의 포화대에 접한 영역에서 더 두드러지게 나타난다. 이 기간이 지나고 채움재 내부의 수위가 거의 회복된 이후에는 확산 및 분산을 통하여 차수벽 외부로 오염 물질이 이동하고 기반암에 도달한 후에는 차수벽 주변을 돌아서 이동하는 광역적인 지하수 유동에 의해 이송 및 분산을 통하

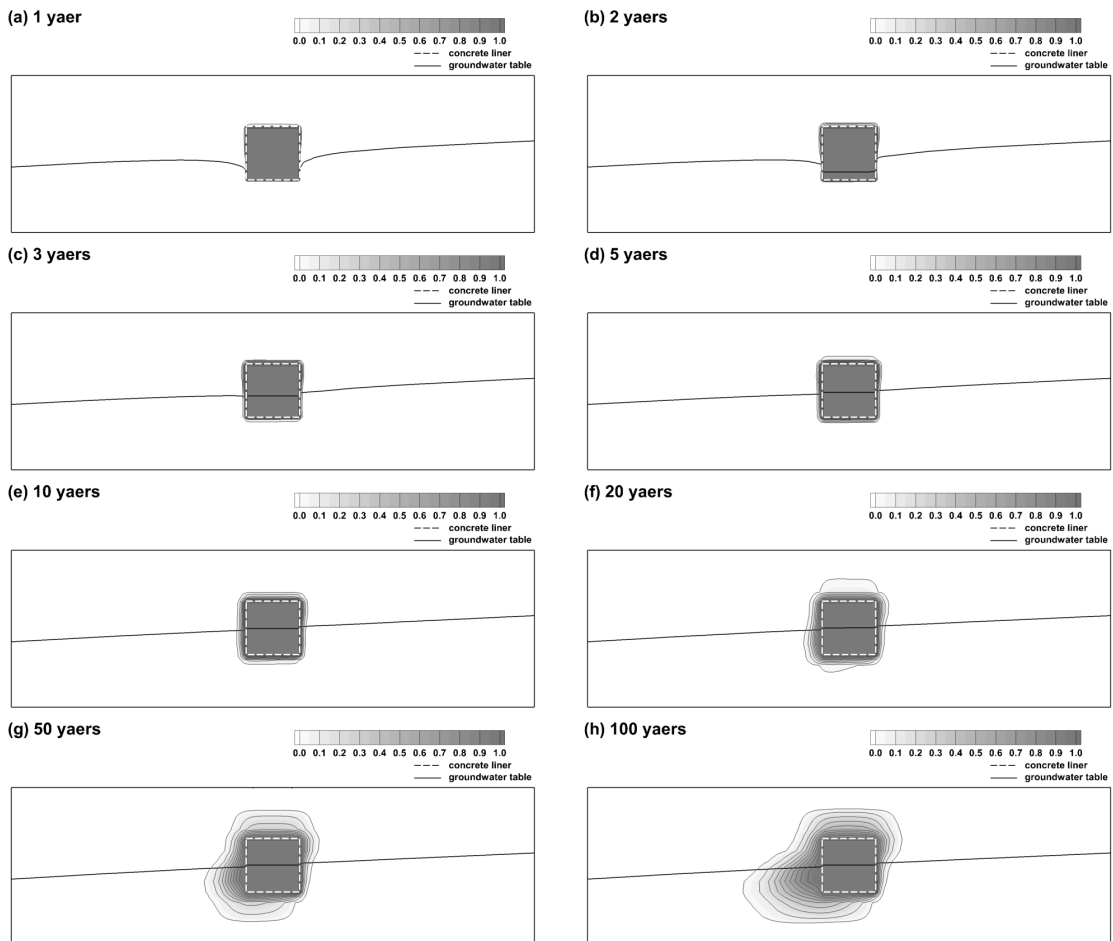


Fig. 4. Spatial distribution of the normalized contaminant concentration with groundwater table for (a) 1 year, (b) 2 years, (c) 3 years, (d) 5 years, (e) 10 years, (f) 20 years, (g) 50 years, and (h) 100 years.

여 오른쪽에서 왼쪽으로 이동하기 시작한다. 대표 경우 기반암의 수리전도도 조건하에서는 급격한 오염 물질의 유동은 발생하지 않는다. 특징적으로 지하수면을 중심으로 상부의 불포화대에서는 이송에 의한 오염 물질의 유동보다는 확산 및 분산이 더 많이 발생하며, 하부의 포화대에서는 지하수 유동을 따라서 이송이 우세한 양상이 나타난다. 따라서 오염 물질은 포화대 내에서 주로 이동하며, 불포화대에서는 이러한 이동이 억제됨을 보여준다. 대표 경우의 조건하에서는 10년이 지나도 차수벽으로부터

약 1.0 m 가량만 확산될 수 있으며(그림 4e), 100년 후에는 약 7.6 m 내의 확산을 보여준다(그림 4h). 100년 후에도 표준화 농도 0.8 이상의 고농도의 오염은 차수벽으로부터 약 1.5~2.0 m 이내로만 확산될 수 있음을 보여준다.

3.2 민감도 분석 수치 모델링 결과

광역 지하수 조건에 대한 정상 상태 대비 채움재 내부에서 특정한 값(-1.0 m, -0.5 m, -0.2 m, -0.1 m)까지의 수위 회복에 걸리는 시간이 그림 5에 제시되

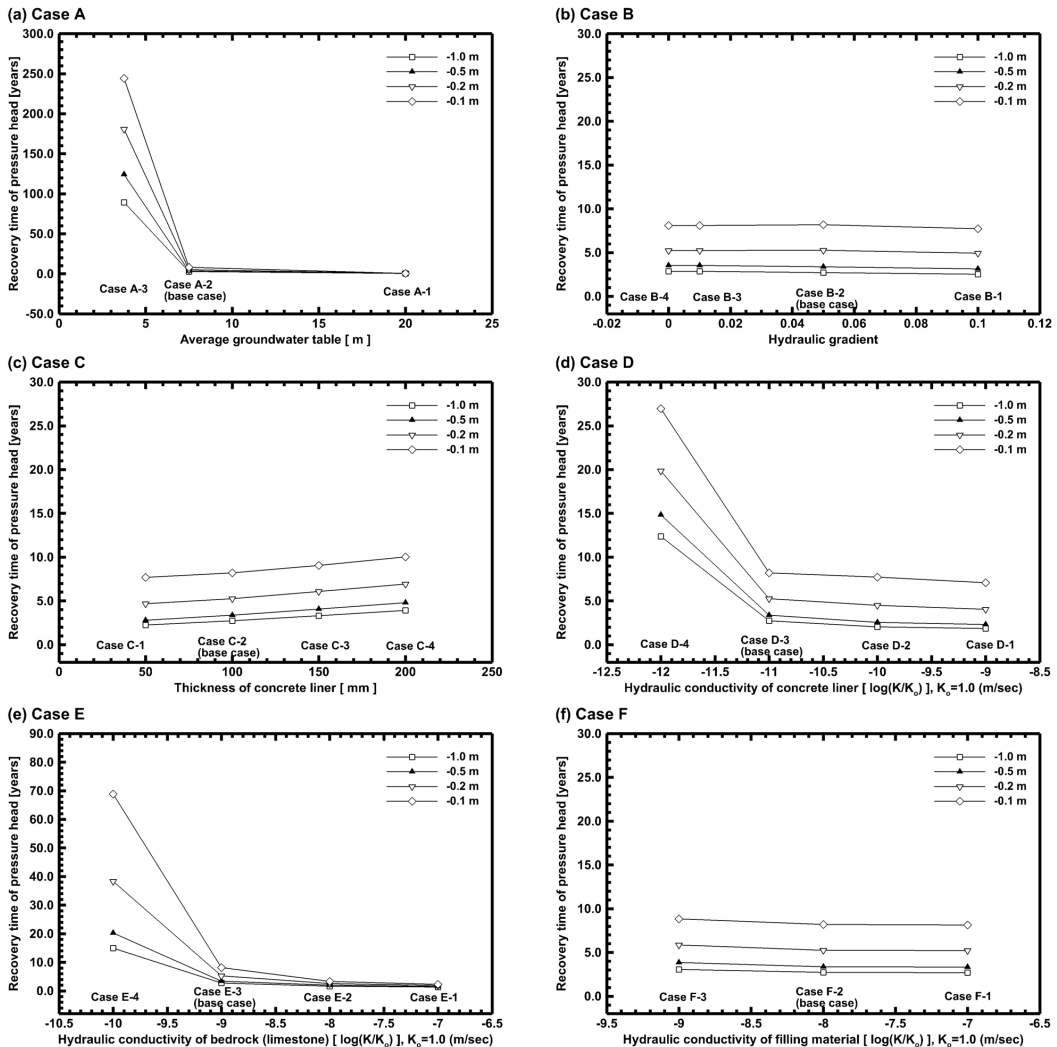


Fig. 5. Recovery time for reaching specific differences (-0.1 m, -0.5m, -0.2m, and -0.1m) in the pressure head at the center of the filling material with respect to (a) average groundwater table (Case A), (b) hydraulic gradient (Case B), (c) thickness of concrete liner (Case C), (d) hydraulic conductivity of the concrete liner (Case D), (e) hydraulic conductivity of the bedrock (Case E), and (f) hydraulic conductivity of the filling material (Case F).

어 있다. 평균 지하수 수위(Case A) 변화에 대한 채움재 내부의 수위 회복 시간은 완전히 포화된 경우(Case A-1) 1년 이내에 모든 회복이 발생하며, 채움재 영역이 지하수면 바로 위에 있는 경우 대부분의 영역이 불포화대와 접하여 매우 느리게 회복이 됨을 보여준다(그림 5a). Case A-4의 경우 평균 지하수위가 -15 m에 있는 경우인데 이것은 채움재 내 불포화상태의 초기 조건과 같은 조건으로 수위의 변화가 발생하지 않는다. 광역 지하수 조건이 불포화 상태인 경우 포화 상태에 비해서 채움재 내로의 유동이 유지되는 기간은 늘어나지만 대신에 지하수의 유동 속도 자체가 너무 느리고 지하수 포화도가 낮아서 오염 물질의 확산을 억제하는 효과가 매우 낮게 나타난다.

수리경사(Case B) 변화에 대한 채움재 내부의 수위 회복 시간은 그 영향이 민감하게 나타나지 않는다(그림 5b). 이것은 채움재와 차수벽에 접하는 광역 지하수의 포화대 영역이 경우에 따라서 크게 차이가 나지 않기 때문이다. 차수벽 두께(Case C) 변화에 대한 채움재 내부의 수위 회복 시간은 차수벽의 두께가 두꺼울수록 소폭 더 느리게 나타났으나 그 차이가 민감하게 나타나지는 않는다(그림 5c). 차수벽 수리전도도(Case D) 변화에 대한 채움재 내부의 수위 회복 시간은 수리전도도가 낮을수록 더 느려지며, 특히 1.0×10^{-11} m/sec (Case D-3)에서 1.0×10^{-12} m/sec (Case D-4) 사이에 급격하게 증가하는 양상이 나타났다(그림 5d). 기반암의 수리전도도(Case E) 변화에 대한 채움재 내부의 수위 회복 시간은 수리전도도가 낮을수록 더 느려지며, 1.0×10^{-9} m/sec (Case E-3)에서 1.0×10^{-10} m/sec (Case E-4) 사이에 급격하게 증가하는 양상이 나타났다(그림 5e). 채움재의 수리전도도(Case F) 변화에 대한 채움재 내부의 수위 회복 시간은 수리전도도가 증가할수록 회복 시간이 소폭 빨라지기는 하였으나 그 민감도는 수리경사(Case B) 변화 및 차수벽 두께(Case C) 변화와 크게 다르지 않게 나타났다(그림 5f).

평균 지하수 수위(Case A) 변화에 대한 차수벽으로부터 오염 물질의 수평 이동 거리는 그림 6a에 제시되어 있다. 전반적으로 1년 이내에는 약 0.2 m에 이르지 못할 정도로 그 이동이 공통적으로 제한되며, 시간이 지남에 따라서 점차적으로 이동을 하게 되는데 지하수위가 채움재의 중간 이상의 위치에 존

재하는 경우(Case A-1, Case A-2)가 지하수위가 채움재의 밑에 존재하는 경우(Case A-3, Case A-4)에 비해서 현저하게 오염 물질의 이동이 크게 나타난다. Case A-1의 경우 지하수가 완전히 포화대에 위치하여 채움재 내로의 지하수 유동이 거의 종료된 이후 확산 및 분산에 의해 차수벽 바깥에 도착한 오염 물질이 전 영역에 걸쳐서 이동할 수 있고 100년 이후에 약 8 m까지 확산된다. 반면에 Case A-2의 경우 차수벽 바깥에서 지하수면이 걸쳐 있는 아래 부분만을 통하여 이동할 수 있다(그림 4 참조). Case A-3의 경우에는 지하수위가 채움재의 바로 하부에 위치하는 경우로 위의 두 경우에 비해서 오염 물질의 이동이 느리게 나타나며, Case A-4는 전 영역이 불포화대에 위치하여 오염 물질의 이동이 크게 억제되어 100년 이후에도 약 2.8 m까지만 확산된다.

수리경사(Case B) 변화에 대한 차수벽으로부터 오염 물질의 수평 이동 거리는 그림 6b에 제시되어 있다. 오염 물질의 수평 이동 거리는 수리경사가 증가할수록 크게 증가한다. Case B-1의 경우 수리경사가 0.1으로 포화대에서 지하수 유동 속도가 대표 경우(Case B-2)에 비해서 약 2배 더 빠르며, 이에 따라서 더 멀리 오염 물질이 이동하여 100년 후 약 17 m 지점까지 도달한다. 반대로 수리경사가 대표 경우에 비해서 5배 느려진 경우(Case B-3)에 오염 물질의 이동은 제한되며, 100년 후 3.3 m에 도달한다. 수리경사가 없는 경우(Case B-4) 지하수 유동이 일어나지 않아서 오염 물질은 오직 확산 및 분산에 의해서 전방향으로 균일하게 이동하며, 그 정도가 전 영역이 불포화대에 위치한 Case A-4와 유사하게 나타난다.

차수벽 두께(Case C) 변화에 대한 차수벽으로부터 오염 물질의 수평 이동 거리는 그림 6c에 제시되어 있다. 차수벽의 두께가 증가할수록 오염 물질의 이동 거리는 소폭 감소하나 그 영향이 민감하게 나타나지 않은 것으로 판단된다. 차수벽 두께가 200 mm 인 경우(Case C-4) 100년 후 오염 물질은 약 6.9 m 까지 이동하며, 대표 경우 대비로 차수벽이 2배로 설치되었음에도 불구하고 오염 물질의 이동이 약 0.6 m만 감소하여, 그 효과가 미약하다. 따라서 현 상태에서의 차수벽은 오염 물질의 이송을 막는 역할을 분명히 수행하나 50 mm ~ 200 mm 두께의 차수벽으로는 오염 물질의 확산/분산에 의한 차수벽 외부로의 이동을 완전하게 막지 못하는 것으로 평가된다.

차수벽 수리전도도(Case D) 변화에 대한 차수벽 으로부터 오염 물질의 수평 이동 거리는 그림 6d에 제시되어 있다. 차수벽 두께 변화 경우(Case C)에 비해서 주어진 조건하에서 수리전도도 변화의 영향은 더 크게 나타나고 차수벽의 수리전도도가 낮을수록 오염 물질의 이동이 억제된다. 그러나 차수벽의 수리전도도가 대표 경우 대비로 10배 낮은 경우(Case D-4)에도 오염 물질의 이동은 여전히 발생하며, 차수벽의 수리전도도가 기반암과 동일한 경우(Case D-1)에도 100년 후 오염 물질의 이동 거리는 약 10.4 m으

로 대표 경우 대비 약 2.8 m 정도만 증가한다. 결론적으로 현재 차수벽의 두께 범위 내에서는 수리전도도의 범위가 충분한 성능을 가지는 상황에서도 오염 물질의 확산 및 분산에 의한 외부로의 이동을 효과적으로 막지 못함을 보여준다.

기반암의 수리전도도(Case E) 변화에 대한 차수벽 으로부터 오염 물질의 수평 이동 거리는 그림 6e에 제시되어 있다. 기반암의 수리전도도 변화에 따른 오염 물질의 이동 거리는 다른 모든 경우에 비해서 가장 극적인 변화 양상을 보여주며, 수리전도도

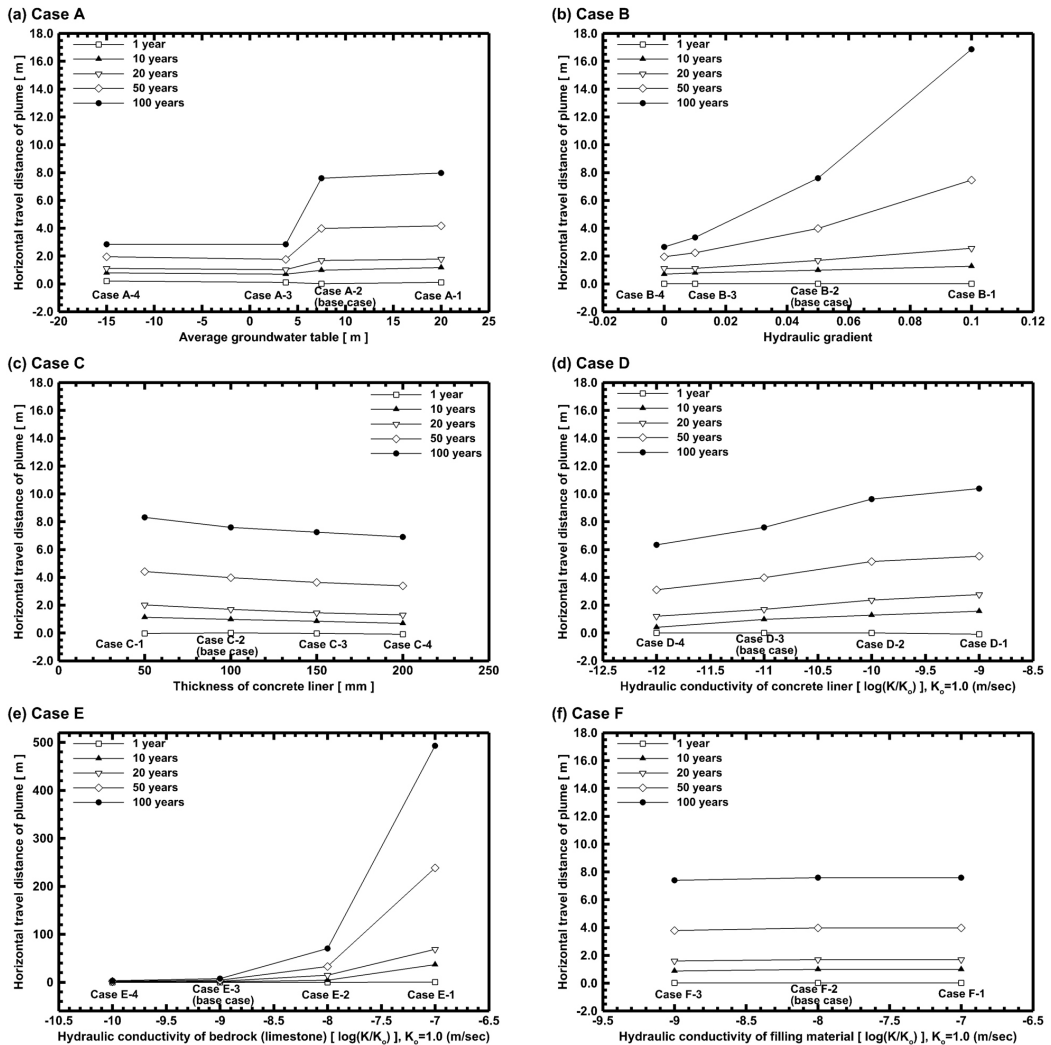


Fig. 6. Horizontal travel distance of contaminant plume from the boundary of the concrete liner after 1 year, 10 years, 20 years, 50 years, and 100 years with respect to (a) average groundwater table (Case A), (b) hydraulic gradient (Case B), (c) thickness of concrete liner (Case C), (d) hydraulic conductivity of the concrete liner (Case D), (e) hydraulic conductivity of the bedrock (Case E), and (f) hydraulic conductivity of the filling material (Case F).

가 증가할수록 크게 증가한다. 기반암 수리전도도의 대표 경우(Case E-3, 1.0×10^{-9} m/sec)는 전체적으로 오염 물질의 이동을 8 m 이내로 효과적으로 억제하고 있다. 그러나 수리전도도가 커질수록 거의 선형적으로 이동 거리가 증가함을 보여준다. 반면에 기반암의 수리전도도가 10배 낮아지는 경우(Case E-4) 오염 물질의 이동은 100년 후 약 2.9 m로 강하게 억제됨을 보여준다.

채움재의 수리전도도(Case F) 변화에 대한 차수벽 으로부터 오염 물질의 수평 이동 거리는 그림 6f에 제시되어 있다. 채움재의 수리전도도 변화에 따른 오염 물질의 이동 양상은 위에서 언급한 모든 경우에 대비해서 가장 민감하지 않은 결과를 보여주며, 채움재의 수리전도도가 현재의 조건하에서는 가장 중요하지 않은 인자로 판단된다. 다만 오염 물질의 용해와 채움재의 불균질성이 고려된다면 해당 수리전도도 역시 중요한 요인이 될 가능성이 존재한다.

전반적인 수치 모델링의 결과들은 오염 물질의 이동에 차수벽의 특성(두께, 수리전도도) 보다는 지하수의 유동 속도에 의해 좌우됨을 보여준다. 즉, 현재 주어진 조건의 차수벽은 분명히 직접적인 지하수의 흐름을 막는 역할을 수행하나 수년간에 걸쳐서 확산과 분산에 의해 오염 물질이 차수벽을 통과한 이후에는 차수벽 주변의 지하수 유동 조건이 전체적인 오염 물질의 이동에 더 큰 영향을 끼친다. 또한 채움재가 불포화 상태에서 광역 지하수 환경과 만남에 따라서 발생하는 차수벽 내부로의 지하수 유동은 오염 물질의 확산을 막는 역할을 수행하나 이러한 이송이 충분히 일어날 수 있는 조건에서는(포화대, 모암의 높은 수리전도도 등) 전체 수치 모델링 기간인 100년에 비해 비교적 짧은 수년 내에 채움재 내부를 포화시키게 되어 전반적으로 오염 물질의 이동을 효과적으로 억제하지는 못한다.

기반암의 수리전도도와 관련하여 대표 경우(Case E-3, 1.0×10^{-9} m/sec)는 현재 현장에서 측정된 평균적인 값인 동시에 과상의 석회암(단열보다 기질의 역할이 우세한) 일반적인 물성 범위인데 석회암 지역에서는 용식 지형들이 발달하여 급격한 지하수의 유동 통로로 작용할 가능성이 있어 실제 현장에서 이러한 용식 지형들의 발달에 대한 면밀한 조사와 추가적인 연구가 필요하다. 오염 물질의 이동이 전반적으로 주변 지하수의 유동 속도에 좌우되므로 실제

현장 적용 시에 지하수의 유동 속도를 최대한 억제할 수 있는 조건을 우선적인 기준으로 고려할 수 있다. 즉, 상대적으로 수리경사가 작은 지역을 선택하거나 불포화대가 넓고 깊게 분포하는 지역 및 고도를 선정하는 방식으로 오염 물질의 확산을 최소화 할 수 있다.

4. 결론

폐광산의 역학적인 안정성의 확보와 이산화탄소의 광물화 및 처분을 목적으로 수행되는 채움재의 충전 및 차수벽 설치에 의한 지하수 유동 특성을 파악하고 채움재로부터 유출된 오염 물질의 이동을 예측 및 분석하기 위하여 수리동역학적 분산 수치 모델을 이용한 수리-화학적 수치 모델링을 수행하였다.

대표 경우에 대한 수치 모델링 결과는 전반적인 지하수의 유동이 차수벽의 존재에 의해 공간적으로 변화하며, 불포화되어 있던 채움재 내부로 지하수가 급격하게 유입되는 기간 동안(약 5.3년)에는 오염 물질의 이동이 억제되다가 이후에는 광역적인 지하수 유동 양상을 따르게 된다. 채움재 내부의 수위가 회복된 이후에는 지하수의 유동이 차수벽을 거의 관통하여 발생하지 않기 때문에 오염 물질은 주로 확산 및 분산에 의해 차수벽의 외부까지 이동하며, 차수벽 주변을 돌아서 흐르는 지하수의 유동을 따라서 이송이 우세하게 나타난다. 오염 물질의 이동은 주로 상부의 불포화대 보다는 하부의 포화대를 통하여 발생하며, 100년 후 차수벽 경계에서 수평 방향으로 약 7.6 m까지 확산한다.

채움재 충전 방법 및 차수벽 설계 변수의 산정을 위하여 대상 지층 지하수 환경, 차수벽의 특성, 기반암 및 채움재의 물성에 대한 총 여섯 가지의 요소에 대한 민감도 분석을 수행하였다. 채움재 내부의 수위 회복 시간은 광역 지하수 조건의 포화대/불포화대 여부와 차수벽과 모암의 수리전도도 변화에 민감하게 나타났다. 다만 차수벽 내부로의 지하수 유동에 의한 오염 물질 확산의 억제는 비교적 짧은 수년 내에서만 발생하여 100년 정도의 장기간의 오염 물질의 이동을 효과적으로 억제하지는 못하였다. 한편 오염 물질의 이동 거리는 기반암의 수리전도도에 가장 큰 영향을 받으며, 기반암의 수리전도도가 증가함에 따라서 크게 증가한다. 다음으로 오염 물질의

이동 거리는 수리경사에 민감하게 반응한다. 평균 지하수위의 경우 채움재의 위치가 포화대에 위치하면 오염 물질의 이동 거리가 증가하고 불포화대에 위치하면 오염 물질의 이동이 억제된다. 차수벽의 두께가 두꺼울수록 수리전도도가 감소할수록 오염 물질의 이동은 억제되었으나 차수벽의 인공 방벽으로써의 역할을 고려할 때 그 효과가 매우 미약하게 나타난다. 오염 물질의 이동은 채움재의 수리전도도에 대해서는 민감하게 변화하지 않는다. 이러한 양상은 채움재 내부로의 지하수 유동이 충분히 느려진 이후에는 오염 물질이 확산 및 분산에 의해 주로 차수벽을 통과하며, 한번 차수벽을 통과한 이후에는 기반암의 지하수 유동을 따라서 이송에 의해 이동하기 때문이다. 즉 기반암의 지하수 유동 속도를 좌우하는 기반암의 수리전도도와 수리경사 및 포화대 여부가 오염 물질의 이동 거리를 좌우하는 가장 큰 요소로 작용한다. 따라서 채움재로부터 용출된 오염 물질의 이동 억제를 위해서는 차수벽 등의 인공 방벽보다는 바로 주변의 모암의 수리학적 특성을 고려하는 것이 중요하다.

본 연구에서는 폐광산에서 채움재 및 차수벽에 설치된 대상 기반암 내에서 지하수 유동 및 오염 물질의 이동 경향을 분석하고 이들에게 큰 영향을 끼치는 민감한 요인들을 도출하였다. 이러한 연구 결과들은 향후 폐 광산 지역 내에서 안정성 확보 및 이산화탄소 저장 및 처분의 목적으로 이루어지는 채움재 충전 시에 채움재 설계 및 설치와 오염 물질에 대한 환경영향평가 및 이에 대한 대책을 수립할 때에 실용적인 지침으로 활용될 수 있을 것으로 기대된다.

감사의 글

본 연구는 2017년도 정부(과학기술정보통신부, 환경부, 산업통상자원부)의 재원으로 한국연구재단-탄소자원화 국가전략프로젝트사업의 지원을 받아 수행되었습니다(NRF-2017M3D8A2085336). 연구의 지원과 수행에 큰 도움을 주신 한국지질자원연구원의 지상우 박사님, 조환주 박사님께 감사를 드립니다. 아울러 본 논문의 심사 과정에서 발전적인 조언과 비판을 해주신 편집위원과 두 분의 심사위원들께 깊은 감사를 드립니다.

REFERENCES

- Ardejani, F.D. and Singh, R.N., 2004, Assessment of groundwater rebound in backfilled open cut mines using the finite element method. *Journal of Rock Mechanics and Tunnelling Technology*, 10, 1-16.
- Ardejani, F.D., Singh, R.N., Baafi, E. and Porter, I., 2003, A finite element model to: 2. simulate groundwater rebound problems in backfilled open cut mines. *Mine Water and the Environment*, 22, 39-44.
- Bear, J., 1972, *Dynamics of Fluids in Porous Media*. American Elsevier Publishing Company, New York, 764 p.
- Carsel, R.F. and Parrish, R.S., 1988, Developing joint probability distributions of soil water retention characteristics. *Water Resources Research*, 24, 755-769.
- Cho, H. and Maeng, J.H., 2016, A study on Eco-friendly Use of Coal Ash at Mine Reclamation Sites. *Journal of Korea Society of Waste Management*, 33, 328-337 (in Korean with English abstract).
- Cho, Y.K., Nam, S.Y., Lee, Y.M., Kim, C.S., Seo, S.S., Jo, S.H., Lee, H.W. and Ahn, J.W., 2017, Characterization of controlled low-strength materials utilizing CO₂-solidified CFBC coal ash. *Journal of Environmental Science International*, 26, 1267-1274 (in Korean with English abstract).
- Cook, P.G., 2003, *A guide to regional groundwater flow in fractured aquifers*. CSIRO Land and Water, Seaview Press, Henley Beach, Australia, 108 p.
- Dohwa Engineering Corporation, 2015, Optimal planning for filling of the coal ash in the limestone mining cavern. In: *Conference on the recycling of the coal ash for utilization as recovery material of mining*, Korea Mine Reclamation Corporation, Wonju, Korea (in Korean).
- Domenico, P.A. and Schwartz, F.W., 1990, *Physical and Chemical Hydrogeology*. John Wiley and Sons, New York, 824 p.
- Fetter, C.W., 1994, *Applied Hydrogeology*, Third edition. Prentice-Hall, Upper Saddle River, New Jersey, 691 p.
- Fetter, C.W., 1999, *Contaminant Hydrogeology*, Second edition. Prentice-Hall, Upper Saddle River, New Jersey, 500 p.
- Freeze, R.A. and Cherry, J.A., 1979, *Groundwater*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, 604 p.
- Grice, A.G., Finn, T. and Smith, P.A., 1999, Backfilling in Australian mines: a new application in underground coal operations. *Australian Coal Review*, 8, 10-14.
- Holz, B., 2011, Filling of abandoned coal mines located under the Ipswich Motorway, Queensland, Australia. In: *Mine Subsidence 2011: Proceedings of the Eighth Triennial Conference on Management of Subsidence*,

- The. Pokolbin, Mine Subsidence Technological Society, 101-110.
- Jang, J.G., Cho, H.D., Lee, G.H., Lee, H.J. and Kim, J.S., 2019, Economic evaluation and commercialization plan of CO₂ mineralization technology. Report no. 2019-15, Science and Technology Policy Institute, Sejong, Korea, 180 p (in Korean with English abstract).
- Jin, S.W., 1995, A view on the layer of Poong-chun Limestone as its treasury in the out country. *Journal of the Korean Professional Engineers Association*, 28, 103-110 (in Korean).
- Jones, K.B., Ruppert, L.F. and Swanson, S.M., 2012, Leaching of elements from bottom ash, economizer fly ash, and fly ash from two coal-fired power plants. *International Journal of Coal Geology*, 94, 337-348.
- Kim, J.M. and Yeh, G.T., 2004, COFAT3D: A Finite Element Model for Fully Coupled Groundwater Flow and Solute Transport in Three-Dimensional Saturated-Unsaturated Porous and Fractured Media, Version 1.0. Technical Report, No. GGEL-2004-12, Geological and Groundwater Engineering Laboratory, School of Earth and Environmental Sciences, Seoul National University, Seoul, Korea, 354 p (in Korean with English abstract).
- Korea Electric Association, 2017, Strategy for promoting CO₂ mineralization technology demonstration. *Journal of Electrical World Monthly Magazine*, 481, 40-43 (in Korean).
- Korea Highway Corporation, 1996, A study on the Permeability of Plain and Special Concrete (II). Expressway Research Institute Report, No. 96-46-28, Seoul, 104 p (in Korean).
- Korea Institute of Geoscience and Mineral Resources, 2018, Environmental management of back-filling in the abandoned mine: Test bed application (proposal). Korea Institute of Geoscience and Mineral Resources, Daejeon, Korea, 72 p (in Korean).
- Lee, Y.J., Son, G.S., Park, C.G. and Seo, K.H., 2002, Characteristics of the Poongchon limestone distributed in the Dogye-eup, Samcheok city. In: *Proceeding of joint fall meeting 2002 of the Korean society of economic and environmental geology*, Korean society of economic and environmental geology, Seoul, Korea, 17-30 (in Korean).
- Li, L., Aubertin, M. and Shirazi, A., 2010, Implementation and application of a new elastoplastic model based on a multiaxial criterion to assess the stress state near underground openings. *International Journal of Geomechanics*, 10, 13-21.
- Li, L., Aubertin, M., Simon, R., Bussiere, B. and Belem, T., 2003, Modeling arching effects in narrow backfilled stopes with FLAC. In: *FLAC and numerical modeling in geomechanics*, A.A. Balkema, Rotterdam, Netherlands, 211-219 p.
- Li, Y.H. and Gregory, S., 1974, Diffusion of ions in sea water and in deep-sea sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 38, 703-714.
- Liu, H., Zhang, J., Li, B., Zhou, N., Li, D., Zhang, L. and Xiao, X., 2021, Long term leaching behavior of arsenic from cemented paste backfill made of construction and demolition waste: Experimental and numerical simulation studies. *Journal of Hazardous Materials*, 416, 125813.
- Manoon, M., 2009, Systematic Selection and Application of Backfill in Underground Mines. Ph.D. Thesis, Songkhla University, Songkhla, Thailand.
- Millar, D. and Holz, B., 2010, Ipswich Motorway upgrade: filling of abandoned coal mines. *Queensland Roads*, 9, 46-61.
- Mkadmi, N.E., Aubertin, M. and Li, L., 2013, Effect of drainage and sequential filling on the behavior of backfill in mine stopes. *Canadian Geotechnical Journal*, 51, 1-15.
- Morris, D.A. and Johnson, A.I., 1967, Summary of Hydrologic and Physical Properties of Rock and Soil Materials, as Analyzed by the Hydrologic Laboratory of the United States Geological Survey 1948-60. Water-Supply Paper, No. 1839-D, United States Geological Survey, Reston, Virginia, 42 p.
- Neuman, S.P., 1990, Universal scaling of hydraulic conductivities and dispersivities in geologic media. *Water Resources Research*, 26, 1749-1758.
- Park, J.H., Ji, S.W., Shin, H.Y., Jo, H. and Ahn, J.W., 2019, Recycling of Coal Ash and Related Environmental Issues in Australia. *Journal of The Korean Institute of Resources Recycling*, 28, 15-22 (in Korean with English abstract).
- Qi, W., Huang, Y., He, H., Zhang, J., Li, J. and Qiao, M., 2019, Potential pollution of groundwater by dissolution and release of contaminants due to using gangue for backfilling. *Mine Water and the Environment*, 38, 281-293.
- Suk, H.J. and Koh, D.C., 2015, Effect evaluation of the leachate behavior for filling of the coal ash in the limestone mine. In: *Conference on the recycling of the coal ash for utilization as recovery material of mining*, Korea Mine Reclamation Corporation, Wonju, Korea (in Korean).
- Tesarik, D.R., Seymour, J.B. and Yanske, T.R., 2009, Long-term stability of a backfilled room-and-pillar test section at the Buick Mine, Missouri, USA. *International Journal of Rock Mechanics & Mining Sciences*, 46, 1182-1196.
- Thompson, B.D., Bawden, W.F. and Grabinsky, M.W., 2012, In situ measurements of cemented paste backfill at the Cayeli Mine. *Canadian Geotechnical Journal*, 49,

- 755-772.
- van Genuchten, M.Th., 1980, A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal*, 44, 892-898.
- Viswanathan, H.S., Pawar, R.J., Stauffer, P.H., Kaszuba, J.P., Carey, J.W., Olsen, S.C., Keating, G.N., Kavetski, D. and Guthrie, G.D., 2008, Development of a hybrid Process and system model for the assessment of well-bore leakage at a geologic CO₂ Sequestration site. *Environmental Science and Technology*, 42, 7280-7286.
- Ward, C.R., French, D., Jankowski, J., Riley, K. and Li, Z., 2006, Use of coal ash in mine backfill and related applications. Research report, 62, QCAT Technology Transfer Centre, Pullenvale, Australia, 53 p.
- Yamaguchi, K., Tomiyama, S., Igarashi, T., Yamagata, S., Ebato, M. and Sakoda, M., 2020, Effects of backfilling excavated underground space on reducing Acid Mine Drainage in an abandoned mine. *Minerals*, 10, 777.
- Yeh, G.T., Cheng, J.R. and Cheng, H.P., 1994, 3DFEMFAT: A 3-Dimensional Finite Element Model of Density-Dependent Flow and Transport through Saturated-Unsaturated Media. Version 2.0, Technical Report, Department of Civil and Environmental Engineering, Pennsylvania State University, University Park, Pennsylvania, 200 p.
- Yoo, J.C., Ji, S.W., Ahn, J.W., Kim, C.S. and Shin, H.Y., 2017, A case study of mine environmental restoration using coal ash. *Journal of The Korean Institute of Resources Recycling*, 26, 80-88 (in Korean with English abstract).
- Yoo, J.C., Ji, S.W. and Shin, H.Y., 2018, Leaching characteristics of heavy metals in the bottom ash from circulating fluidized bed combustion, in order for application to limestone mine backfilling. *Journal of the Korean Society of Mineral and Energy Resources Engineers*, 55, 97-105 (in Korean with English abstract).

Received : March 29, 2021

Revised : April 23, 2021

Accepted : April 23, 2021