

오염부지 위해성평가 시 불포화대 오염원 고갈을 고려한 토양유출수 농도 결정

장선우*

Chang, Sun Woo*

Leachate Concentration to Groundwater Considering Source Depletion for Risk Assessment in Vadose Zone of Contaminated Sites

ABSTRACT

This study assessed source depletion in the vadose zones of contaminated sites. The possible range of infiltration rate in Korea was statistically analyzed. The results showed a trend of decreasing leachate concentration of 13 pollutants used for risk assessment. Among them, benzene, ethylbenzene, toluene, and xylene showed a lower leachate concentration in groundwater over time due to their low distribution coefficient and also possible biodegradation effects. The average values of the relative concentration could be taken as a default index due to a very small range of uncertainties. In the case of heavy metals, it was shown that the leachate concentration in a pollutant does not decrease over time. Considering the annually different infiltration, a site-specific source-depletion scenario was applied to Cheongju in North Chungcheong Province. The result was expressed as a time series of the relative concentration of the leachate concentration, and this was compared to the trend by averaged Korean infiltration. Finally, an open-source code that used Python was used to help calculate the leachate concentration by this site-specific infiltration scenario.

Key words : Risk assessment, Leachate concentration, Source depletion, Vadose zone, Groundwater, Contaminated site

초록

본 연구는 오염부지의 불포화대 내 오염물질의 농도가 지하수면에 유입되는 경로에서 토양유출수 농도의 변화를 연구하였다. 침투율의 범위를 통계적으로 분석하는 방식의 연구방법으로 위해성평가 대상 오염물질 13종을 대상으로 지하수 유입농도 감소의 경향성을 살펴보았다. 벤젠, 에틸벤젠, 톨루엔, 크실렌의 경우에는 낮은 토양분배계수값과 생분해로 인해서 시간이 지날수록 낮은 지하수 유입농도를 보이는 것으로 파악하였다. 생분해지수 및 침투율의 불확실성을 통계적으로 표현한 결과, 상대농도에서는 불확실성이 그다지 크게 나타나지 않았기 때문에 그 경향을 계산된 토양유출수 평균값으로 나타낼 수 있었다. 중금속의 경우는 자연계수가 상대적으로 크기 때문에 오염원에서의 토양유출수 농도가 수십 년 동안에도 감소하지 않는 것으로 나타났다. 또한 청주 지역 현장 부지의 연간 침투율을 계산하여 현장특이적 침투율값으로 활용할 경우, 계산된 오염물질의 토양 유출수 농도를 시계열로 표현하여 국내 평균 침투율에 의한 상대농도 대표값과 비교하였다. 마지막으로 파이썬(Python) 프로그래밍 언어로 구성된 코드를 부록에 수록하여 타 연구자들이 오염원 고갈에 의한 용존 농도 감소를 계산하는데 활용할 수 있도록 하였다.

검색어 : 위해성평가, 토양유출수 농도, 오염원고갈, 불포화대, 지하수, 오염부지

* 정회원·교신저자·한국건설기술연구원 국토보전연구본부 수석연구원
(Corresponding Author·Korea Institute of Civil and Building Technology·chang@kict.re.kr)

Received October 14, 2020/ revised October 27, 2020/ accepted November 3, 2020

1. 서론

위해성이란 인체나 생태계의 구성요소인 수용체가 오염물질에 노출될 경우 발생할 수 있는 악영향의 가능성으로 정의되며 위해성 평가는 이러한 가능성에 대해 정량적으로 측정하는 과학적인 과정으로 국내에서는 위해성평가 지침이 마련되어 있다(MOE, 2006). United States Environmental protection Agency (USEPA)는 오염부지를 정화하기 위한 구체적인 지침을 마련하고 있으며 (ASTM, 2000) 전세계적으로 많은 위해성 평가가 USEPA가 설정한 방식을 따르고 있다.

토양에서 용출되는 오염물질이 토양에서 지하수로 노출경로로 이동하여 최종 지점에서 관측되는 노출농도 산정식은 비교적 쉬운 계산식으로 구성되며 일반적이고 보수적인 위해성평가에 사용하는 부지를 단순하게 가정하고 노출농도를 보수적으로 계산한다 (USEPA, 1996a). 일반적이고 보수적인 위해성평가 방식이 계산하는 높은 노출농도로 인해 추가적인 복원 및 모니터링 비용과 시간 등의 자원을 소모하는 점이 부각되어 최근에는 부지특이적인 위해성 평가를 수행해 실제와 유사한 수준의 위해노출농도를 예측하고자 하는 연구들이 나타나고 있다. Kim and Park(2007)은 일반적이고 보수적인 위해성 평가 부지특이적인 위해성 평가에서 다루지는 모델의 가정들에 대해 해석해와 수치해들을 적용할 경우의 차이에 대해 구체적으로 논의하였다. USEPA(1996b)에서도 오염원에서 침출된 토양유출수 농도가 토양내에서 희석 및 저감 작용 없이 같은 농도로 지하수에 유입된다고 가정하여 지하수 유입농도를 결정하였다. Ryu(2010)은 해석식을 이용하여 벤젠, 톨루엔, 에틸벤젠, 크실렌(benzene, toluene, ethylbenzene, xylenes, BTEX) 와 총석유계탄화수소류(total petroleum hydrocarbons, TPH)의 불포화대 내 희석, 저감을 계산하였다. Verginelli and Baciocchi(2013)은 ASTM에서 제시한 희석 저감 모델에 기반하여 불포화대내에서 BTEX의 오염원 고갈과 이동경로상에서의 희석 저감을 모의하고 실제 부지 내 오염물질 농도와 비교하여 모델을 검증하였다. Mazzieri et al.(2016)는 Verginelli and Baciocchi(2013) 모델에 기반해 벤젠, 테트라클로로에틸렌, 납을 대상으로 불포화대 1차원 용질 거동 및 혼합대 희석 모델링을 해석해 및 수치모의 방식을 결합하여 모의하였다. Chang et al. (2019a)는 불포화대와 포화대를 연계한 개념모델을 벤젠의 이동 경로를 평가하였는데 불포화대 및 포화대 모델에 각각 다른 가정을 적용할 경우 노출 농도가 달라지는 양상을 분석하였다. Chang et al.(2019b)은 일정한 침투율(Infiltration)을 가정하여 1차원 유한차분 방식의 오염물질 이송확산 및 저감 지배 모델을 이용하여 유기계 오염물질에 해당하는 BTEX의 불포화대 노출 경로 시나리오를 적용하였다.

이 중 Verginelli and Baciocchi(2013), Mazzieri et al.(2016)는 오염원 고갈을 모델에 반영하여 부지특이적인 불포화대 경로를 모의하고자 하였고, 불포화대의 수직거리가 길지 않아 오염물질이 이동하는 시간이 상대적으로 크지 않은 경우에는 오염원 고갈 기작이 불포화대 오염물질의 저감에 상대적으로 큰 영향을 끼치는 것을 모의 결과로 밝혔다.

본 연구는 Verginelli and Baciocchi(2013)가 제안한 오염원 고갈에 의한 토양유출수 농도 저감을 모의하여 토양유출수 농도를 예측하는 것을 목표로 다음과 같은 연구방법을 채택하여 수행하였다.

- 국내 부지에서 발생가능한 침투율의 범위를 추정하여 불포화대 모델 내의 침투율 범위를 결정하였다.
- 불포화대 유출수 저감 모델 적용 시에 매개변수에 기본값을 적용할 수 있는지 알아보았다. 위해성 평가 대상 오염물질 위주로 ASTM과 국내 위해성 평가방식에 기반한 불포화대 토양유출수 농도 저감 예측기술을 확보하고, 시간에 따른 저감 농도 대표값을 제공하였다.
- 부지특이적인 오염원 고갈로 인한 토양유출수 농도 저감 계산을 위하여 오염 부지 지역에 1년 단위로 다른 값의 침투율을 적용할 수 있도록 오픈소스 코드를 제공하였다.

본문에서 사용하는 한글 용어는 가급적 국내에서는 위해성평가 지침(MOE, 2006)에서 사용하는 용어로 통일하였다.

2. 연구방법

2.1 토양위해성 평가 지침에서 활용하는 매개변수 기반 불포화대 토양유출수농도 결정

ASTM 표준 및 국내 위해성 평가에 의해 제안된 침출 모델은 일정한 침출 속도 및 불포화대 영역에서 지하수로의 농도저감 없이 정상 상태 침출을 가정한다. 본 연구에서는 불포화대 영역에서 침출되는 오염물질의 농도가 오염물질 고갈에 의해 농도저감이 발생하는 기작을 모의하고자 하였으며 아래의 식들을 이용하여 정량적인 저감 비율을 계산하였다.

Eqs. (1)-(5)는 Verginelli and Baciocchi(2013) model에 기반한 오염원 고갈에 따른 지하수 유입농도 계산방식을 따른다. 초기 토양유출수 농도는 미국 ASTM 및 국내위해성평가지침의 계산 방식과 동일하게 다음과 같이 결정한다.

$$C_L(0) = \frac{C_t}{\left(K_d + \frac{\theta_w + \theta_a H'}{\rho_b} \right)} \quad (1)$$

여기서, C_t 는 토양노출농도 [M/M], ρ_b [ML⁻³]는 토양용적밀도,

H' 는 무차원헨리상수, K_d 는 토양분배계수, θ_w 는 토양수분함량, θ_a 는 토양공기함량이다. 이때 계산한 $C_L(0)$ 값이 포화농도를 초과해버리면 $C_L(0)$ 의 포화농도, 또는 용해도(Solubility)값으로 대신한다. 유기오염물질의 경우 토양분배계수는 다음과 같이 계산한다.

$$K_d = K_{OC} f_{oc} \quad (2)$$

여기서 k_{oc} [L^3M^{-1}]는 유기물분배계수, f_{oc} [dimensionless]는 토양 유기탄소비율이다. Eq. (1)의 분모에 해당하는 산식은 ASTM standard에서 토양-물 분배 계수(soil-water partition coefficient)로 명명된다. NAP이 존재하지 않는 환경을 가정하였을 때 토양-물 분배계수는 다음과 같이 계산할 수 있다.

$$K_{sw} = K_d + \frac{\theta_w + \theta_a H'}{\rho_b} \quad (3)$$

또는

$$K_{sw} = \frac{\theta_w + \theta_a H' + \rho_b K_d}{\rho_b}$$

토양투수 및 생분해로 인한 시간 경과에 따른 오염원 농도 변화는 다음의 식으로 표현된다. 토양유출수 농도 C_L 은 다음과 같이 표현된다.

$$C_L(t) = C_L(0) \exp(-\mu t) \quad (4)$$

이때

$$\mu = \frac{I}{(Rd_s \rho_b K_{sw})} + \frac{\lambda_{source} \theta_w}{(\rho_b K_{sw})} \quad (5)$$

Eq. (5)의 첫번째 항은 침출에 의한 오염원 고갈을 반영한 항목이며 두번째 항은 생분해에 의한 오염원 고갈을 표현한 항이며 μ 값은 두 값의 합으로 표현된 오염원 고갈 지수이다.

만약, 이때, Eq. (1)로 계산한 $C_L(0)$ 값이 포화농도를 초과해버려 계산한 $C_L(0)$ 값을 용해도(Solubility)값으로 대신한 경우에는 위의 Eq. (4)는 다음과 같이 변형될 수 있다.

$$C_L(t) = S \quad \text{if } t \leq t^* \\ = S \exp(-\mu(t-t^*)) \quad \text{if } t > t^* \quad (6)$$

이 때 S 는 오염물질의 용해도 [ML^{-3}]이고, t^* [T]는 오염원이 고갈되어 토양유출농도가 용해도 이하로 내려가기 시작하는 시점이다.

Eq. (4)는 평균적인 침투율에 대한 식이기 때문에, 해마다 침투율이 달라지는 경우에는 다음과 같은 식으로 수정하여 적용하였다.

$$C_L(t) = C_L(0) \exp\left(-\sum_i^n \mu_i \Delta t\right) \quad (7)$$

여기서 μ_i 는 총 n 년간의 해 중에서 i 번째 년도에 해당 강수량을 기반으로 Eq. (5)에 의해 계산한 분해상수이다.

2.2 불포화대 토양유출수 계산을 위한 매개변수 기본값 설정

본 연구에서는 토양유출수 농도 계산의 입력 기본값으로 위해성 평가 지침의 [서식 6]위해성 평가에 필요한 기초자료에서 제공하고 있는 값들을 활용하였다. 위해성 평가 지침의 [서식 1]지하수 노출농도 결정 및 [서식 6] 위해성 평가에 필요한 기초자료'에는 위해성 평가 수행 시 기본적인 수리지질학적 매개변수 값 및 오염물질의 기본값을 제공하고 있다. Table 1은 위해성 평가 지침의 서식에서 제공한 기본값 중에서 본 연구에 사용되는 지하수 오염원 고갈에 이용할 수 있는 기본값을 제시하였다. Table 1의 서식을 위해성평가 지침서 별지 6 형식과 통일하여, 본 연구의 주요 매개변수가 국내위해성 평가에서 요구하는 항목에 기반하여 구성되었음을 보여준다. 토양위해성 평가 지침에서는 토양유기탄소의 값을 표토의 경우 0.016, 심토의 경우 0.002값을 제시하였다. 수은 이외의 무기물의 무차원 헨리상수는 0값이다. 국내 위해성 평가지침은 별지를 통해 토양 분배계수 및 무차원 헨리상수 값을 제공하고 있다. 위해성 평가지침 별지에서는 제공하는 유기오염물질의 무차원 헨리상수, 유기물분배계수값은 USEPA(2002)의 가이드를 따르고 있으며, 중금속의 분배계수값은 USEPA(2005)의 가이드를 따른다고 밝혔다. 토양유기탄소비율은 국립환경과학원(MOE, 2010)의 가이드에 따르고 있다. 기본값으로 제시하는 토양분배계수값은 심토의 토양유기탄소비율을 차용하였을 경우의 계산된 토양분배계수값이다.

시간에 따른 토양유출수 계산을 위한 Eq. (5)는 사용되는 매개변수 중 Table 1에서 제공되지 않는 항목은 침투율 및 생분해지수에 해당하기 때문에 추가적인 조사를 통해 값을 결정한다. 침투율은 국내 침투율 범위를 조사하여 대표값을 계산하여 적용하였으며 생분해지수는 선행연구에서 보고된 값을 기준으로 범위를 결정하였다. 본 연구에서 채택한 생분해지수는 0~1 year⁻¹ 내에서 적용하게 되는데 0.35 year⁻¹은 선행연구인 Mazzieri et al.(2016)이 채택한 생분해지수값이며, 0은 분해가 이루어지지 않는 환경, 1.0 year⁻¹은 상대적으로 높은 분해 환경을 모의한 것이다. 오염원 고갈에 의한 상대농도의 기본값을 제시하기 위해, 생분해지수의 범위를 평균 0.35, 표준편차가 0.15 내에서 정규분포를 따르는 무작위값을 150개 이상 생성하여 입력하였고 그 결과에 기반하여 토양유출수 농도의 신뢰값을 계산하였다. 위해성 평가 [서식 1]토양노출농도 계산의 95 % t-통계값(t95, df) 계산방식을 참고하여, 본 연구의 토양유출

Table 1. Summary of the Model Parameter Default Values

Parameter	Contaminant												
	Benzene	Ethylbenzene	Toluene	Xylene	Cadmium	Copper	Arsenic	Mercury	Lead	Chromium (VI)	Zinc	Nickel	Fluoride
14) soil pH	6.8												
15) dry bulk density (ρ_b , kg/L)	1.6												
16) soil particle density (ρ_s , kg/L)	2.65												
17) porosity (n , unitless)	0.396												
18) water-filled soil porosity (θ_w , unitless)	0.160												
19) air-filled soil porosity (θ_a , unitless)	0.236												
20) soil-water distribution coefficient (K_d , L/kg) (organic: $K_d=K_{oc} \times f_{oc}$)	0.1178	0.0726	0.364	0.48	75	22	29	52	900	19	62	65	150
21) soil organic carbon-water partition coefficient (K_{oc} , L/kg)	58.9	36.3	182	240	0	0	0	0	0	0	0	0	0
22) organic carbon content of soil (f_{oc} , unitless)	0.002												
23) dimensionless Henry's law constant (H , unitless)	0.228	0.272	0.323	0.29				0.467					

수가 계산된 결과는 통계적으로 아래의 Eq. (8)와 같이 표현되었다.

$$C_L(t) = 95\% \text{ 신뢰값} = C_L(t)_{average} \pm \frac{\sigma}{\sqrt{N}} \quad (8)$$

이 때 $C_L(t)_{average}$ 는 토양유출수 평균값, σ 는 표준편차, N 은 총 자료의 개수에 해당한다.

2.3 국내 발생가능한 침투율 범위 결정

본 연구는 국내 침투율의 범위를 결정하기 위해 국토교통부 및 환경부가 수행한 기초조사사업의 결과인 함양량 평가 결과를 이용하였다. 지하수기초조사는 1997년에 시작된 이후로 약 100여 개 지역에서 수행된 지하수 관련 조사사업으로서 지하수법 제5조에 의거해 전국의 지하수에 대하여 지하수의 부존 특성 및 개발가능량 등에 대한 조사를 하여 지하수 지도 등의 기초자료를 제공하는 사업이다(MOE, 2020). 주로 수자원공사, 한국지질자원연구원, 한국건설기술연구원, 한국지하수지열협회 등이 시군 단위의 행정 구역별로 지하수 개발가능량을 평가하기 위해 지하수로 유입되는 함양량을 계산하였는데 그 지역의 수리지질학적 특성 및 수행기관의 판단에 의해 물수지분석법, 기저유출분리법, 지하수위강하곡선법, NRCS-CN, 지하수위변동법, Hybrid-WTF 등 여러 함양량 분석법, 지하수모델링, SWAT-K 방법 중 복수의 분석법으로 함양량을 평가한다. 수문모형은 다양한 입력자료를 사용하여 정밀하게 분석하고, 지하수위 패턴과 비교를 통해 정밀히 검증되고 정부에 의해 공표된 자료들이기 때문에 본 연구에서도 침투율 자료로 사용가능한 것으로 판단했다.

수문학적으로 침투율(infiltration)과 함양(recharge 또는 percolation)이 동일하지는 않고 구별되는 개념이다. 그러나 위해성 분석에

사용되는 불포화대 모형은 일반적으로 침투율과 함양을 상세히 구분하지 않고 종종 같은 개념으로 가정하고 있다. 따라서 보수적인 의미에서, 함양량을 침투율보다 같거나 작은 것을 고려하면 함양량을 이용하여 오염원 고갈을 평가하는 것은 일종의 보수적인 평가방식으로 볼 수 있다. 본 연구에서는 2015년 이후의 최근 5년간 발간된 기초조사 보고서에 나타난 강우량, 함양율, 함양량 데이터를 수집하여 평균적인 침투율의 범위를 결정하였다. 본 연구에서는 미국 농무성 농업연구소(USDA Agricultural Research Service, ARS)에서 개발한 SWAT 모형(Arnold and Fohrer, 2005)을 이용해 모델 적용 기간 동안의 청원지역 지하수 함양량을 산정하였다. 현장 특이적인 요소 중 하나인 침투율은 기존 연구에서 대부분 등속으로 불포화대로 유입되는 유량으로 표현되어 왔다. 본 연구에서는 국내의 강수 특성을 반영하여 수문분석에 의한 시변성 자료로 해마다 침투율이 변화가 미치는 영향을 알아보려고 하였다.

3. 연구결과

3.1 지하수 기초조사 자료를 활용한 침투율 결정

Table 2에서는 2015년 이후로 수행된 23개 시군 기초조사 자료를 국가지하수정보센터에서 취합하였다(MOE, 2020). 각 지역별 기초조사에 대한 본보고서에는 강우량, 추정함양 및 함양량의 평가 결과를 기재하고 있다. 기초 조사는 경기, 경남, 경북, 전남, 전북, 충남, 충북의 전국 각지에 걸쳐 분포되어 있고 연간 함양량은 최저값인 경남 함안지역의 96 mm, 최고값인 성남 지역의 357 mm 사이에 분포하고 있다. 대부분의 지역에서 약 100~200 m 구역에 주로 분포되어 있으며 해당 23개 지역의 평균값은 174 mm, 표준편차는 55 mm 로 계산되었다. 이 계산된 결과는 Eq. (5)의 매개변수 중 하나인 침투율의 입력값으로 활용하였다.

Table 2. Precipitation, Infiltration Rate Investigated by Recent KOREA Basic Groundwater Surveys

Province	City	Year	Precipitation (mm/yr)	Recharge rate (%)	Recharge (mm/yr)
Gyeonggi	Suwon	2019	1346	8.3	112
Gyeonggi	Namyangju	2019	1359	12.2	165
Gyeonggi	Seong-Nam	2018	1394	25.6	357
Gyeonggi	Yongin	2018	1331	14.2	190
Gyeonggi	Gwangmyeong	2017	1240	13.9	173
Gyeonggi	Paju	2017	1278	12.3	157
Gyeonggi	Pyeongtaek	2016	1226	14.6	179
Gyeonggi	Gimpo	2016	1287	10.2	132
Gyeongsang	Haman	2018	1213	7.9	96
Gyeongsang	Sancheong	2015	1670	8.1	136
Gyeongsang	Andong	2016	1030	18.0	186
Gyeongsang	Gimcheon	2016	950	18.2	173
Jeolla	Yeonggwang	2018	1156	12.4	143
Jeolla	Mokpo	2018	1143	18.4	211
Jeolla	Suncheon	2017	1593	13.0	207
Jeolla	Gochang	2018	1238	11.9	147
Jeolla	Buan	2016	1204	9.2	111
Jeolla	Jangseong	2014	1322	20.3	268
Chung-cheong	Cheongyang	2019	1249	13.5	169
Chung-cheong	Geumsan	2019	1296	16.0	207
Chung-cheong	Buyeo	2017	1361	14.5	197
Chung-cheong	Jeungpyeong	2017	1266	12.8	162
Chung-cheong	Yeongdong	2016	1169	11.5	135

3.2 시간에 따른 오염원의 상대농도 범위 결정

본 연구는 침투율 및 생분해에 의한 오염원 고갈에 의해 발생하는 경우, 1년, 2년, 10년, 20년 후의 토양유출수 상대농도 $C_L(t)/C_L(0)$ 의 신뢰범위 구간을 계산하였다. 초기 토양유출수 농도인 $C_L(0)$ 이 오염물질의 포화농도 또는 용해도 이하로 검출되었다고 가정하여 Eqs. (4) and (5)를 계산하였다. 시간이 지남에 따라 토양유출수 농도는 Eq. (4)에 의해 지수적으로 감소할 것이 예상되기 때문에, 이 네 가지 기간은 로그 스케일을 고려한 감쇄곡선의 대표적 측정 시점으로 판단하였다. 이때 모의 과정에서는 생분해상수의 범위를 평균, 0.35 year^{-1} , 표준편차가 0.15 year^{-1} 내에서 정규분포를 따르는 무작위값을 150개 이상 생성하였고, 침투율은 앞서 국내 함양량 자료의 통계값인 평균 0.174 m , 표준편차가 0.055 m 내에서 정규분포를 따르는 무작위값을 150개 이상 생성하여 결과를 도출하였다.

벤젠은 상대적으로 낮은 토양분배계수값으로 인해 상대적으로 빠른 분해율을 나타낸다. 카드뮴 및 중금속은 상대적으로 높은 토양분배계수 값으로 인해 매우 느린 분해율을 나타낸다. 모의 기간인 20년까지 대부분의 중금속들은 상대농도 1을 유지하고 있다.

Table 3에서는 유효숫자를 결정하기 이전의 계산 결과를 제공하였다. 본 연구의 시나리오는 침투율 및 생분해도의 불확실성을 내포하고 있기 때문에 신뢰할 수 있는 범위를 적절한 유효 숫자로 표현할 필요가 있고, 이를 위해서 적절한 유효숫자의 길이를 택해 신뢰 구간을 표현할 필요가 있다. 본 연구는 위해성평가 [서식 1]의 토양노출농도에서 채택한 방식과 동일하게 95 %의 t-통계값으로 신뢰구간을 표현하고자 하였고 이 때 자유도 120 이상의 조건을 가정하였다. 예를 들어 벤젠의 1년 후 상대농도의 상위 95 % 신뢰값은 $0.7005 + 0.0009$ 이고, 하위 95 % 신뢰값은 $0.7005 - 0.0009$ 이다. 0.7005 ± 0.0009 은 상위 및 하위 95 % 신뢰구간을 표현한 방식이다. 이 때 대부분의 오염물질에서 신뢰구간에서의 농도 변화 폭이 1 % 미만으로 계산되었다. 본 연구에서는 오염부지 불포화대에서의 불확실성을 고려해 유효 숫자가 소수점 아래 2자리로 초기 토양유출수 농도 대비 토양유출수 상대농도를 표현하고자 하였고, 신뢰구간 변동 범위가 매우 작아 평균만으로도 그 경향성을 표현할 수 있다고 판단하였다. 따라서 다음에 이어지는 표 4의 각 오염물질의 민감도 분석에서는 평균값으로 그 경향성을 표현하고자 하였다. 중금속의 경우에는 생분해값을 0으로 두고 유출수 농도 변화를

예측하였으며 그 결과 대부분의 오염물질 평균값이 0.99 이상의 값을 보였다. 본 표에서는 0.99 이상의 값들은 1로 대체하여 표현하였다.

위의 오염물질 4종 모두 생분해가 활발한 경우에는 매우 적은 용존 농도만 검출되는 것을 알 수 있다. 특히 벤젠과 에틸벤젠 등 상대적으로 작은 토양분배계수 값을 가진 경우는 어느 정도의 생분해가 있는 환경에서는 20년 이후 대부분의 오염원이 고갈되어 검출되지 않았다.

Table 4는 위해성 평가 지침서에서 제공하는 기본값들로 매개변수 값을 구성하고, 국내 함양량 범위를 침투율로 가정하였을 경우에 계산한 상대적인 오염원 농도의 대표값 또는 평균값이다. 불투수층이 깊지 않아 토양 내 이동에 의한 저감이 크지 않을 경우나 오염원이 지하수면에 매우 근접하게 위치하고 있어 오염원의 불투수층 내 이동을 고려할 필요가 없을 경우를 가정한다면, 위의 표에서 제시하는 값들은 포화대로 유입되는 오염물질의 상대 농도로 대체할 수 있을 것으로 판단된다.

Table 3. Description of Relative Leachate Concentration

	1 yr	2 yr	10 yr	20 yr
Benzene	0.7005 ± 0.0009	0.5501 ± 0.0013	0.0392 ± 0.0006	0.0041 ± 0.0002
Ethylbenzene	0.6551 ± 0.0010	0.4304 ± 0.0014	0.0227 ± 0.0004	0.0018 ± 0.0002
Toluene	0.8682 ± 0.0004	0.7651 ± 0.0008	0.2489 ± 0.0013	0.0933 ± 0.0011
Xylene	0.8994 ± 0.0004	0.8128 ± 0.0007	0.3539 ± 0.0013	0.1443 ± 0.0013
cadmium	1	1	1	1
Copper	1	1	1	1
arsenic	1	1	1	1
Mercury	1	1	1	1
Lead	1	1	1	1
Chromium (VI)	1	1	1	1
Zinc	1	1	1	1
Nickel	1	1	1	1
Fluoride	1	1	1	1

Table 4. Sensitivity Test of BTEX for Various Biodegradation Rates

	1 yr	2 yr	10 yr	20 yr
Benzene				
$\lambda_{source} = 0$	0.81	0.65	0.14	0.03
$\lambda_{source} = 0.35$	0.70	0.50	0.03	< 1 %
$\lambda_{source} = 1$	0.54	0.30	< 1 %	< 1 %
Ethylbenzene				
$\lambda_{source} = 0$	0.76	0.60	0.10	0.02
$\lambda_{source} = 0.35$	0.64	0.42	0.02	< 1 %
$\lambda_{source} = 1$	0.47	0.22	< 1 %	< 1 %
Toluene				
$\lambda_{source} = 0$	0.93	0.87	0.52	0.29
$\lambda_{source} = 0.35$	0.87	0.76	0.26	0.07
$\lambda_{source} = 1$	0.77	0.59	0.07	< 1 %
Xylene				
$\lambda_{source} = 0$	0.95	0.91	0.61	0.40
$\lambda_{source} = 0.35$	0.90	0.81	0.35	0.12
$\lambda_{source} = 1$	0.81	0.66	0.12	0.02

3.3 Case study - 청주 지역 함양율을 이용한 벤젠의 오염원 고갈 패턴 모의

본 연구는 앞서 규정한 국내 토양 침투율의 범위를 계산하였다. 이번 섹션에서는 위해성 평가 부지가 특정된 경우 해당 지역의 지하수 함양값을 이용해 부지특이적인 침투율의 시계열 패턴을 결정하고, 오염원 고갈을 계산하는 방식을 탐구하였다. 본 연구에서 채택한 부지는 선행연구들에 의해 지하수 함양 지역이 정밀하게 계산되었던 청주 지역이다. Fig. 1은 청주 지역을 대상으로 2011년 1월에서 2014년 2월동안의 지하수 함양량을 수문분석 틀로 분석한 결과를 그래프로 표현하였다, Chang and Chung(2015)은 미국 농무성 농업연구소(USDA Agricultural Research Service, ARS)에서 개발한 SWAT 모형(Arnold and Fohrer, 2005)에서 도출한 지하수 함양량 자료를 이용해 지하수부정류상태 모의에 활용한

바 있다. 모형의 입력자료로 무심천 유역 내 위치한 청주 기상대의 강수량, 기온, 풍속, 일사량, 상대습도 등의 기상자료를 이용하였고, 하천유출량 자료는 청주수위표의 자료를 이용하였다. SWAT 모의에 의해 강수량 및 함양량 시계열 자료를 비교하였을 경우, 강수 발생으로 지하수위가 상승하기까지는 불과 며칠 사이의 지연시간만이 존재한다. 이 지역의 지하수 함양량 평균적으로 강수 대비 약 13.9 %에 이르는 것으로 평가하였다.

본 연구는 오염원의 용존 농도 추정값 시계열을 제공하기 위해 간단한 오픈 소스 Python 코드를 부록으로 제공하였다(Appendix A). 부록으로 제공한 코드는 Table 1에서 제시한 수리지질학적 기본값을 기본으로 탑재하고 있고, 엑셀 CSV 파일 형식으로 저장된 연간 침투율로 표현된 시계열 자료를 입력값으로 활용한다. 결과는 두 개의 행의 형식으로 연간 침투율 및 그에 따른 유출수의 상대

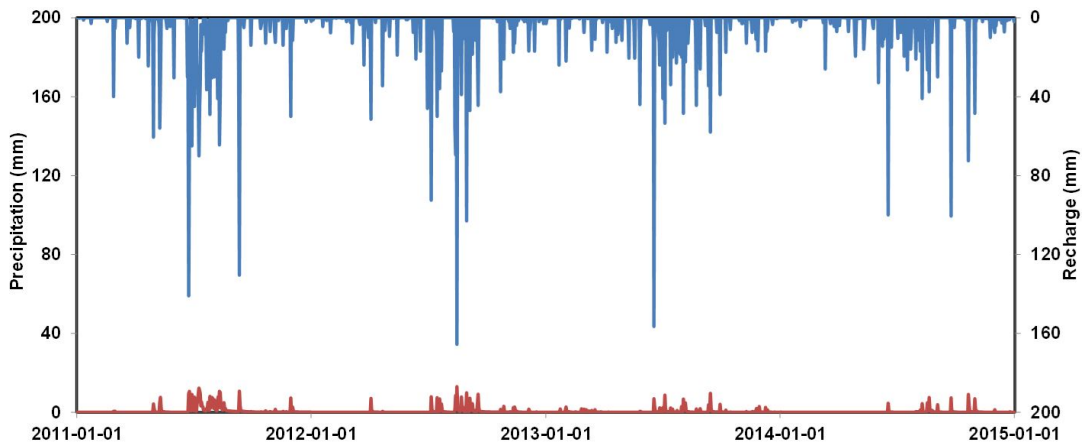


Fig. 1. Comparison Between Simulated Recharge Rates by SWAT (Red Line) and Precipitation (Blue Line) (Modified from Chang and Chung(2015))

Table 5. Relative Concentration According to Source Depletion

	Infiltration	Relative Concentration at source		
		$\lambda_{source} = 0$	$\lambda_{source} = 0.35$	$\lambda_{source} = 1$
2010	0.20	0.78 (0.81 [*])	0.68 (0.70 [*])	0.53 (0.54 [*])
2011	0.25	0.57 (0.65 [*])	0.44 (0.5 [*])	0.26 (0.3 [*])
2012	0.19	0.45	0.30	0.14
2013	0.17	0.37	0.21	0.07
2014	0.13	0.31	0.16	0.04
2015	0.11	0.27	0.12	0.03
2016	0.13	0.23	0.09	0.01
2017	0.18	0.19	0.06	0.01
2018	0.19	0.15	0.04	0.00
2019	0.12	0.13 (0.14 [*])	0.03 (0.03 [*])	0.00 (<1 % [*])

농도를 출력한다. 예시된 Table 5의 자료는 2011년부터 2019년까지의 침투율을 연간 달리했을 경우에 계산되는 연간 토양유출수 상대농도의 값이다. 이 때 정밀한 수문분석을 수행할 경우 함양율도 계절과 기간에 따라 달라질 수 있으나 정밀한 수문분석이 가능하지 않는 경우, 검증된 함양율을 강수량에 곱하는 계산방식도 일반적인 지하수 모델링 등에서 사용되는 방식이다. 따라서 본 연구에서는 2011년부터 2014년 자료를 바탕으로 SWAT 수문분석으로 정밀하게 평가된 함양율인 13.9 %를 2011년부터 2019년까지의 강수량에 각각 적용하여 연간 함양량 또는 투수율을 획득하였다.

Table 5의 세번째부터 다섯 번째 열은 제공된 코드를 이용하여 청주 지역의 침투율을 입력값으로 활용하여 그 결과를 생분해도에 따른 차이별로 토양유출수의 상대농도를 구성한 것이다. 분해 초기인 2010년과 2011년의 침투율 값은 전국 평균함양값인 0.174 m보다 다소 높기 때문에 높은 오염원 분해율을 보였다. 상대농도값을 기재한 행에서 괄호 안의 별표(*) 값은 앞서 Table 3에서 계산한 전국 평균값을 기준으로 했을 때의 벤젠의 상대농도 대표값으로서 청주의 부지특이적인 계산값과 비교가 가능하도록 하였다. 해마다 보여지는 분해정도는 다르지만 10년이 지난 2019년에 보여지는 상대농도의 값은 Table 3의 대표값과 크게 다르지 않다. 이는 청주의 10년 평균 함양률이 0.167 m/yr로 전국 평균값과 크게 다르지 않기 때문에 장기적으로는 대표값과 유사하다. 이 결과로서, 장기적으로는 이상기후가 발생하지 않는 한 전국 평균과 유사한 패턴을 보일 것으로 판단되지만, 단기적인 시기동안의 침투율 변동으로 인한 초기 토양유출수 농도 변화는 초기 지하수 유입농도 및 포화대에서의 지하수 노출 농도 결정에 영향을 미칠 것으로 생각된다.

4. 결론

본 연구는 불포화대 내에 위치한 오염원의 시간에 따른 고갈을 가정하여 토양유출수 농도 변화를 연구하였다. 국내 침투율의 가능 범위를 통계적으로 분석하여 토양오염 위해성평가지침 상의 위해성평가 대상 오염물질 13종에 대해 중 지하수 유입농도의 추정 범위를 좁혀 경향성을 나타내는 대표값을 계산하였다. 이 중 BTEX 경우에는 낮은 토양분배계수값과 생분해로 인해서 시간이 지날수록 낮은 지하수 유입농도를 보이는 것으로 파악하였다. 이 과정에서 생분해지수 및 침투율에 불확실성을 고려하여 통계적으로 표현하였으며 그 결과, 상대농도에서는 불확실성이 그다지 크게 나타나지 않고 그 경향을 평균값으로 나타낼 수 있었다. 중금속의 경우는 지연계수가 상대적으로 크고 생분해가 되지 않기 때문에 오염원에서의 용존 농도가 수십년 동안에도 감소하지 않는 것으로 나타났다.

마지막으로 평균적이고 일반적인 침투율 대신 현장 부지의 연간 침투율을 계산하여 현장특이적 시나리오로 활용할 경우, 오염물질의 지하수 유입 농도를 시계열로 표현하였다. 부록에 오염원의 용존 농도를 계산할 수 있도록 파이썬(Python) 프로그래밍 언어로 구성된 코드를 수록하여 타 연구자들이 활용할 수 있도록 하였다. 평균적인 기후가 아닌 극한 기후의 강수 변화를 고려하여 위해성 평가를 수행할 경우에는 본 연구가 제시한 현장 특이적인 시변성 침투율 반영에 의한 토양유출수 계산이 유용하게 사용될 것으로 보인다.

더욱 나아가 해당 오염부지의 불포화대를 천층토양으로 가정할 경우에는, 불포화대 이동경로에서 발생하는 오염물질의 회석 및 저감이 상대적으로 크지 않다고 보고 오염원 고갈이 주요 기작으로 작용하는 모델을 가정하여 본 연구에 의해 예측한 지하수 유출수 농도 예측기술로 지하수로 유입되는 오염물질의 농도 범위를 예측할 수 있다. 본 연구에서 사용한 여러 매개 변수의 기본값 및 국내 침투율을 고려한 부지 특이적인 불포화대 오염원 고갈에 대한 해석 방식은 향후 추가 연구를 통하여 현장 데이터를 접목한 검증 방식의 후속 연구가 진행되어야 할 것으로 생각된다.

감사의 글

본 결과물은 환경부의 재원으로 한국환경산업기술원의 지중환경오염위해관리기술개발사업의 지원을 받아 연구되었습니다(과제 번호 2018002450003).

References

Arnold, J. G. and Fohrer, N. (2005). "SWAT2000: Current capabilities and research opportunities in applied watershed modeling." *Hydrological Processes*, Vol. 19, No. 3, pp. 563-572.

ASTM (2000). *Standard guide for risk-based corrective action*, standard E2081-00 (Reapproved 2004), ASTM International, West Conshohocken, PA, USA, p. 95.

Chang, S. W. and Chung, I. M. (2015). "Analysis of groundwater budget in a water curtain cultivation site." *Journal of the Korean Society of Civil Engineers*, KSCE, Vol. 35, No. 6, pp. 1259-1267 (in Korean).

Chang, S. W., Moon, H. S., Lee, E. H., Joo, J. C. and Nam, K. P. (2019a). "Numerical study of contaminant pathway for risk assessment in subsurface of contaminated sites." *Journal of Soil and Groundwater Environment*, Vol. 24, No. 3, pp. 13-23 (in Korean).

Chang, S. W., Kim, M. G. and Chung, I. M. (2019b). "Numerical study of contaminant pathway based on generic-scenarios and contaminant-based scenarios of vadose zone." *Journal of the Korean Society of Civil Engineers*, KSCE, Vol. 39, No. 6, pp. 751-758 (in Korean).

- Kim, M. J. and Park, J. W. (2007). "Contaminant fate and transport modeling for risk assessment." *Journal of Soil and Groundwater Environment*, Vol. 12, No. 1, pp. 44-52 (in Korean).
- Mazzieri, F., Di Sante, M., Fratalocchi, E. and Pasqualini, E. (2016). "Modeling contaminant leaching and transport to groundwater in Tier 2 risk assessment procedures of contaminated sites." *Environmental Earth Sciences*, Vol. 75, No. 18, 1247.
- Ministry of Environment (MOE) (2006). *Soil contamination risk assessment guideline*, No. 283 (in Korean).
- Ministry of Environment (MOE) (2010). *Human health risk assessment for contaminated sites* (in Korean).
- Ministry of Environment (MOE) (2020). *National groundwater information center*, Available at: <https://www.gims.go.kr> (Accessed: October 06, 2020).
- Ryu, H. R. (2010). *Development of realistic risk assessment framework for organic contaminants incorporating desorption-limited bio-availability and dilution attenuation factors*, Ph.D. Dissertation, Seoul National University.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA) (1996a). *Soil screening guidance: User's guide, office of emergency and remedial response*, EPA/540/R-96/018. NTIS PB96-963505, Washington, DC.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA) (1996b). *Soil screening guidance: Technical background document*, Office of Emergency and Remedial Response, EPA/540/R-96/128. NTIS PB96-963502, Washington, DC.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA) (2002). *Supplemental guidance for developing soil screening levels for superfund sites: Appendix C*, Washington, DC.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA) (2005). *Partition coefficients for metals in surface water, soil, and waste*, Washington, DC.
- Verginelli, I. and Baciocchi, R. (2013). "Role of natural attenuation in modeling the leaching of contaminants in the risk analysis framework." *Journal of Environmental Management*, Vol. 114, pp. 395-403.

Appendix A. PyTheis Code

```

import numpy as np

# set default parameter values for Benzene
rho_b = 1.6
infiltration = 0.15
porosity = 0.396
theta_water = 0.16
theta_air = 0.236
K_oc = 58.9
F_oc = 0.002
source_degradation = 0.35

# additional input
time = 1
source_degradation = 0.35
data = np.loadtxt("cw_data.csv", delimiter=",")
n = len(data)
infiltration = np.copy(data)

# Calculate concentration by source depletion
#K_d = K_oc * F_oc # Activate if needed
K_d = 0.118
Henry_constant = 0.228
K_sw = K_d + (theta_water + theta_air*Henry_constant)/rho_b
Retard_C = 1 + rho_b*K_sw/porosity
Z = 1 # Relative Concentration

# Print output
print ("Recharge(m/y), C/Co")
for i in range(0, n):
    degradation_I = infiltration[i]/Retard_C/rho_b/K_sw
    degradation_bio = source_degradation*theta_water/rho_b/K_sw
    degradation_C = degradation_I + degradation_bio
    Z = np.exp(-1*degradation_C*time)*Z
    print (infiltration[i], " ", Z)

```
