

## 한국형 소프트웨어를 이용한 유류·중금속 복합오염지역의 인체위해성평가 및 RBCA Tool Kit과의 비교분석

남택우<sup>1</sup> · 류혜림<sup>1</sup> · 김영진<sup>1</sup> · 고석오<sup>2</sup> · 백기태<sup>3</sup> · 남경필<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>서울대학교 공과대학 건설환경공학부, <sup>2</sup>경희대학교 공과대학 토목공학과, <sup>3</sup>금오공과대학교 토목환경공학부

### Human Risk Assessment of a Contaminated Site Using Korean Risk-Based Corrective Action (K-RBCA) Software

Taekwoo Nam<sup>1</sup> · Hyerim Ryu<sup>1</sup> · Young-Jin Kim<sup>1</sup> · Seok-Oh Ko<sup>2</sup> · Kitae Baek<sup>3</sup> · Kyoungphile Nam<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>Department of Civil & Environmental Engineering, Seoul National University

<sup>2</sup>Department of Civil Engineering, Kyunghee University

<sup>3</sup>Department of Environmental Engineering, Kumoh National Institute of Technology

#### ABSTRACT

By using a newly developed Korean risk-based corrective action (K-RBCA) software (K-RBCA) and the RBCA Tool Kit, risk assessment was performed on a site that was contaminated with aromatic hydrocarbons and heavy metals. Eight chemicals including benzene, ethylbenzene, xylenes, naphthalene, benz(a) anthracene, benzo(b) fluoranthene, benzo(a) pyrene, and arsenic that exceeded the US EPA Soil Screening Level were chosen as the target pollutants. A conceptual site model was constructed based on the site-specific effective exposure pathways. According to the RBCA Tool Kit the carcinogenic risk of arsenic was larger than  $10^{-6}$ , which is the generally acceptable carcinogenic risk level. The K-RBCA estimated the same level of carcinogenic risk for arsenic. With the RBCA Tool Kit, the carcinogenic risk of benzo(a) pyrene was estimated to be about  $1.3 \times 10^{-6}$ . However, with the K-RBCA benzo(a) pyrene did not exhibit any risk. The inconsistency between the softwares was attributed to the different fundamental settings (i.e., medium division) between the two softwares. While the K-RBCA divides medium into surface soil, subsurface soil, and groundwater, the RBCA Tool Kit divides medium into only soil and groundwater. These differences lead to the different exposure pathways used by the two softwares. The K-RBCA considers the exposure pathways in surface soil and subsurface soil separately to estimate risk, however, the RBCA Tool Kit considers the surface soil and subsurface soil as one and uses the integrated exposure pathways to estimate risk. Thus the resulting risk is higher when the RBCA Tool Kit is used than when the K-RBCA is used. The results from this study show that there is no significant difference in the risks estimated by the two softwares, thus, it is reasonable to use the K-RBCA we developed in risk assessment of soil and groundwater. In addition, the present study demonstrates that the assessor should be familiar with the characteristics of a contaminated site and the assumptions used by a risk assessment software when carrying out risk assessment.

**Key words** : Risk assessment, K-RBCA, RBCA Tool Kit, Heavy metals, Petroleum hydrocarbons

#### 1. 서 론

위해성평가는 잠재적인 수용체에 대한 오염물질의 위해성을 정량적으로 평가하여 오염지역의 복구 여부 및 정화 수준을 결정하는 방법으로, 오염물질 관리 및 복원 전략 수립에 있어 그 중요성이 대두되어 왔다(Khan and

Husain, 2001; MacDonald, 2000; McGraph et al., 2004). 캐나다, 영국, 네덜란드, 호주 등 여러 나라에서 위해성평가에 대한 과학적 자료 및 매뉴얼을 제공 하고 있지만, 이들은 대부분 미국의 Soil Screening Guidance (US EPA, 1996)와 Risk-Based Corrective Action (ASTM, 1995)의 자료를 각국 실정에 맞도록 일부 수정

\*Corresponding author : kpnam@snu.ac.kr

원고접수일 : 2010. 7. 29 심사일 : 2010. 7. 29 게재승인일 : 2010. 10. 14  
질의 및 토의 : 2011. 4. 30 까지

한 것이다. 우리나라 역시 이 자료를 바탕으로 2006년 “오염토양위해성평가지침(환경부 고시, 2006)”을 발간한 바 있다.

일반적으로 위해성평가는 크게 1) 유해성 확인, 2) 용량-반응 평가, 3) 노출 평가, 4) 위해성 확인 등 네 단계로 이루어진다. 유해성 확인(Hazard Identification)은 개황조사 수준의 현장조사를 바탕으로 오염이 의심되는 지역의 오염정도 및 위해가능성을 확인하는 것으로, 오염이 확인되면 오염현장의 자료를 최대한 많이 수집할 수 있는 정밀조사가 뒤따르는 것이 일반적이다. 용량-반응평가(Dose-response Assessment)는 오염지역에서 발견되는 주요 오염물질들의 독성학적 특성을 수집, 평가하는 것으로 대부분의 경우 기존 데이터베이스를 활용하게 되며, 가장 신뢰도가 높고 널리 사용되는 것은 US EPA에서 제공하는 IRIS(Integrated Risk Information System, US EPA)와 네덜란드의 MPR(Maximum Permissible Risk levels)이다(RIVM, 2001). 노출 평가(Exposure Assessment)는 수용체가 화학물질과 얼마나 접촉하고 있는지를 평가하는 단계로 인체에 대한 화학물질의 환경 중 노출강도, 빈도 및 기간을 측정 또는 평가하며, 배출원, 오염측정자료 또는 예측자료와 여러 노출경로를 통합하여 일일노출량 혹은 일일섭취총량으로 표현한다. 위해성 확인(Risk Characterization)은 기술적 단계로 점진적인 분석 과정을 통해 잠재적인 수용체에 대한 위해성의 정도와 발생빈도가 어느 정도인지에 대해 답을 주는 과정이다. 오염물질의 특성과 독성학적 자료, 노출계수, 토양 및 지하수의 특성, 노출평가 결과 등의 자료를 바탕으로 발암 위해도 및 비발암 위해도를 계산하여 위해여부를 확인하는 단계이다.

위해성평가를 수행하는 데는 철저한 현장조사를 통한 가능한 많은 현장자료 확보와 정확한 노출경로 작성이 필수적이며, 이러한 전 과정은 숙련된 전문가에 의하여 수행, 관리되어야 한다. 이러한 위해성평가 과정이 보다 수월하게 수행될 수 있도록 API's DSS(American Petroleum Institute - US, 1999), RBCA Tool Kit for Chemical Releases(America Society for Testing Materials - US, 2007), CalTOX(Environmental protection Agency - US, 2002), CLEA(Department for Environment, Food and Rural Affairs & Environment Agency - UK, 2002), CSOIL(National Institute of Public Health and the Environment - Netherlands, 2001)등과 같은 소프트웨어가 개발되어 사용되어 왔다. 이들은 위해성평가 과정 중 노출 평가 및 위해성 확인 단계를 보다 편리하게 수행할 수 있도록 하며, 위해성평가를 하기 위해 필요

한 기본적인 데이터베이스와 노출 시나리오, 위해도 및 목표점화수준 산정 기능 등이 제공되어 평가자가 쉽게 이해하고 수행할 수 있도록 한다.

본 연구에서는 US EPA, ASTM에서 제공하는 위해성평가 매뉴얼에 의거하여 개발한 한국형 위해성평가 소프트웨어(이하 K-RBCA)를 활용하여 비소/BTEX/PAHs로 복합오염된 지역의 인체위해성평가를 실시하였으며, 그 결과를 이미 널리 사용되고 있는 기존 상용 소프트웨어인 RBCA Tool Kit for Chemical Releases(이하 RBCA Tool Kit)의 평가 결과와 비교분석하였다.

## 2. 한국형 위해성평가 소프트웨어(K-RBCA)의 특징

RBCA Tool Kit을 바탕으로 개발된 K-RBCA는 ASTM (1995)에서 제공하는 자료를 기반으로 위해성평가에 사용되는 기초적인 산정식과 토양 및 지하수의 특성에 관련된 데이터베이스를 구축하였으며, 노출계수와 관련된 데이터베이스는 US EPA(1991a)의 자료를 사용하였다. 오염물질 데이터베이스는 US EPA에서 제공하는 물리화학적 특성 및 독성학적 자료를 바탕으로 제공되며, 오염물질 데이터베이스에는 대표적인 오염물질인 총석유계탄화수소(TPH)와 중금속이 포함되어 있다. BTEX와 13종의 PAHs를 포함한 방향족탄화수소와 더불어 지방족탄화수소에 대한 데이터베이스가 구축되어 있으며, 중금속은 현행 ‘토양환경보전법’에서 규제하고 있는 8종의 물질을 대상으로 한다. 지방족탄화수소는 TPHCWG(1999)에서 제공한 바와 같이 탄소의 개수에 따라 6개 그룹으로 분류하여 제공하고 있다. 소프트웨어의 개발과 주요 기능 및 요소별 기능에 대한 내용은 기술자료 ‘위해성평가 기반 마련을 위한 한국형 위해성평가 소프트웨어 개발’에 자세히 제공한다.

현재 국외에서 개발되어 사용되고 있는 RBCA Tool Kit 등의 기존 상용 소프트웨어와 K-RBCA의 주요 기능을 비교한 것을 Table 1에 나타내었다. Table 1에서 알 수 있듯이 K-RBCA의 주요 특징은 평가단위(Operable Unit) 구분 기능을 제공하고 있다는 점이다. 이는 평가대상지역의 구역별 특성을 보다 적극적으로 반영할 수 있도록 추가한 기능으로, 평가대상지역이 넓고 대상 지역 내 토지이용용도가 달라 노출경로가 달라지거나, 오염 농도의 분포가 균일하지 않은 경우 평가자가 평가 단위를 구분하여 보다 합리적으로 평가할 수 있는 장점을 가지고 있다.

또 다른 차이점은 K-RBCA에는 오염물질 이동 및 거

**Table 1.** Main functions of K-RBCA developed in this study and commonly used softwares for risk assessment

Main functions	CalTOX	API's DSS	RBCA Tool Kit	K-RBCA
Database Management	○	○	○	○
Exposure Pathway Identification	○	○	○	○
Result Output Process	Risk Calculation/ RBSLs <sup>1</sup> Calculation	Risk Calculation	Risk Calculation/ RBSLs Calculation	RBSLs Calculation
Operable Unit Division	×	×	×	○
Transport and Fate Modeling Package	×	○	○	×

<sup>1</sup>RBSLs: Risk-Based Screening Levels

동 모델링 패키지가 포함되어 있지 않다는 점이다. 위해성평가 시, 오염물질의 이동 및 거동 모델링을 활용하면 오염지역 주변에 존재하는 수용체에 노출되는 오염물질의 농도를 예측하고 오염지역을 벗어난 주변지역의 잠재적인 수용체에게 미치는 위해성을 평가할 수 있다. 이동 및 거동 모델링에는 토양, 지하수 등에 관련된 수리, 지질학적 변수가 주요 인자들이 되는데, 이들은 현장조사와 수학적 모델 등을 이용하여 확보예측이 가능하다. 이 모델들은 다양한 가정을 전제로 하여 이동 및 거동을 예측하는데, 이러한 가정들로부터 기인하는 불확실성을 감소시키기 위하여 보수적, 안정적인 계수를 기본적으로 사용하고 있다. 하지만 현장조사를 충실히 하여 사용되는 계수에 대한 실질적인 수치를 확보하면 오염현장의 특수성을 더 잘 반영하여 보다 정확도 높은 위해성평가를 수행할 수 있다. 그러나 현재 우리나라는 위해성평가 시행 초기 단계에 있어 위해성평가에 적합한 현장 자료 확보가 어려운 상태이다. 또한 모델링의 과정과 결과에 대한 검증이 필요하나 현재의 우리나라는 위해성평가자의 숙련 정도가 미미하고 이에 필요한 시스템이 부족한 상태이다. 이런 이유로, 위해성평가의 시작 단계에 있는 국내의 실정을 고려하여 '수용체는 오염지역에서만 직접 노출된다'는 가장 보수적인 가정을 전제로, 오염지역의 오염물질 농도를 사용하여 위해성평가를 하도록 본 프로그램을 개발하였다. 수용체가 오염지역 외에 존재하는 경우에는 주변지역에서 직접 측정된 오염물질의 농도를 이용하면 오염지역 이외에 존재하는 잠재적인 수용체에 대한 위해성평가를 하는데 어려움이 없다. 또한 이 경우는 현장 실측치를 이용한다는 장점이 있으므로 지하수에서의 자연저감과 미세먼지 흡입을 통한 위해성이 중대한 경우가 아니라면, 이동 및 거동 모델링 패키지가 포함되지 않은 것은 위해성평가 결과에 크게 영향을 미치지 않을 것으로 생각된다.

### 3. 복합오염지역 위해성평가

본 평가는 복합오염지역의 부지 재정비 사업에 앞서 오염정도를 파악하고 정화 여부를 결정하기 위하여 실시되었다. 대상지역에 대한 개황조사 및 정밀조사를 통하여 얻은 결과를 바탕으로, soil screening level(SSL)(US EPA, 2009b)을 초과하는 1종의 중금속과 7종의 유류오염물질에 대하여 위해성평가를 실시하여 오염물질을 정화하고 노출 경로를 제거하는 등의 대처방안을 제시하고자 하였다.

#### 3.1. 대상지역 특성

##### 3.1.1. 오염현황 및 평가대상물질 선정

오염지역은 경기도 내에 위치한 공업/상업 부지로 면적이 7,023 m<sup>2</sup>이며, 장래 토지이용용도는 현재와 동일하다. 주변 지역 역시 공업/상업 부지이며, 주변에서의 지하수 이용은 없는 것으로 조사되었다.

현장조사를 실시한 결과, 지역 내에 위치한 유류저장탱크(20,000 L)가 잠재적 오염원으로 밝혀졌다. 토양은 총 12개소, 지하수는 총 4개소에서 시료를 채취하였으며, 오염물질이 유출되어 영향을 미친 깊이는 0 - 10 m인 것으로 조사되었다. 오염물질의 농도를 분석한 결과, SSL을 초과하는 오염물질이 총 7종(benzene, ethylbenzene, xylenes, naphthalene, benz(a)anthracene, benzo(b)fluoranthene, benzo(a)pyrene)이었다. 한편, 중금속 중에서는 비소가 SSL을 초과하였다. 그러나 비소는 유류저장탱크 주변 뿐 아니라 주변 지역에서도 발견되었으며, 이 지역이 과거 매립에 의하여 조성된 부지이므로, 유류저장탱크에 의한 오염이 아닌, 매립 과정에서 유입되어 오염된 것으로 판단하였다. 하지만 비소는 발암물질로 분류되는 독성이 높은 물질이며, 현행 '토양환경보전법'에서도 규제하고 있는 물질이기 때문에, SSL을 초과하는 7개의 유류오염물질과 함께 비소를 포함하여 총 8개의 물질이 평가대상

**Table 2.** Physicochemical properties and toxicities of target pollutants

Property	Target Pollutants							
	Arsenic	Benzene	Ethylbenzene	Naphthalene	Xylenes	Benz(a) anthr-acene	Benzo(b) fluo-ranthene	Benzo(a) py- rene
Molecular weight (g/mol)	74.9	78.1	106.2	128.2	106.2	228.3	252	252.3
Water solubility (mg/L)	$4.4 \times 10^5$	1,750	169	31	198	$5.7 \times 10^{-3}$	0.015	$1.6 \times 10^{-3}$
Vapor pressure (mmHg)	0	95.2	10	0.23	7	$1.5 \times 10^{-7}$	$6.7 \times 10^{-7}$	$5.7 \times 10^{-4}$
Henry's law constant (atm-m <sup>3</sup> /mol)	0	0.23	0.33	0.02	0.29	$5.7 \times 10^{-7}$	$8.3 \times 10^{-4}$	$4.66 \times 10^{-5}$
Sorption coefficient (log L/kg)	-	1.77	2.56	3.3	2.38	6.14	5.74	6.01
Diffusion coefficient in air (cm <sup>2</sup> /s)	0	0.088	0.075	0.059	0.72	0.051	0.023	0.43
Diffusion coefficient in water (cm <sup>2</sup> /s)	0	$9.8 \times 10^{-6}$	$7.8 \times 10^{-6}$	$7.5 \times 10^{-6}$	$8.5 \times 10^{-6}$	$9.0 \times 10^{-6}$	$5.6 \times 10^{-6}$	$9.0 \times 10^{-6}$
Carcinogen Class (IRIS)	A	A	D	D	D	B2	B2	B2
Oral slope factor (kg-day/mg)	1.5	0.029	-	-	-	0.73	0.73	7.3
Inhalation unit risk factor (1/[ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ])	$4.3 \times 10^{-3}$	$8.3 \times 10^{-6}$	-	-	-	$8.8 \times 10^{-5}$	$8.8 \times 10^{-5}$	$2.1 \times 10^{-3}$
Oral reference dose (mg/kg-day)	$3.0 \times 10^{-4}$	$3.0 \times 10^{-3}$	0.1	0.4	0.2	-	-	-
Inhalation reference dose (mg/kg-day)	-	$5.9 \times 10^{-3}$	1	1.4	0.1	1	1	11

오염물질로 선정하였다.

### 3.1.2 평가대상물질 특징 및 대표농도 선정

오염물질의 물리화학적 특성에 따라 환경에서의 거동이 달라질 수 있으며, 이는 유효한 노출경로를 설정하는데 있어 중요하게 다루어진다. 따라서 신뢰할 수 있는 노출경로모델(conceptual site model)을 작성하기 위해서는 현장 토양에 대한 조사 자료와 환경적 조건들과 함께 오염물질의 특성이 파악되어야 한다. 본 위해성평가에서는 앞서 기술한 바와 같이 평가지역에서 용출 혹은 유출될 가능성이 있는 중금속(비소) 및 유류오염물질 7종(benzene, ethylbenzene, naphthalene, xylene, benz(a) anthracene, benzo(b) fluoranthene, benzo(a) pyrene)을 위해성평가 대상물질로 선정하였으며, 각 물질의 물리화학적 특성과 독성을 Table 2에 나타내었다(ASTM, 2004; IRIS). 이 중 비소, benzene, benz(a) anthracene, benzo(b) fluoranthene, benzo(a)pyrene은 IRIS(Integrated Risk Information System, US EPA)에 의하여 발암물질로 분류된다. 따라서 본 연구에서는 발암물질 5가지에 대한 발암 위험도와 모든 대상

오염물질에 대한 비발암 위험도를 근거로 한 목표정회수준을 평가하였다.

오염물질의 농도를 측정하기 위하여 실시하는 현장 조사는 다양한 지점과 깊이에서 시료를 채취하여 이루어지기 때문에, 측정된 농도값 중 대표할만한 값을 합리적으로 도출해야 한다. 일반적으로 전체 시료 측정값 중 최대값, 평균값, 중간값, 백분위수(e.g., 25%, 75%, 95%)등의 값을 대표농도로 이용하고 있다. 현장 조사 결과에 따르면 대상지역은 매립지역이므로 지질학적, 수리학적 특성이 불균질한 것으로 나타났다. 또한 특정 물질(benzene, benz(a) anthracene, benzo(b) fluoranthene, benzo(a) pyrene)의 경우 심토에서만 검출되는 등 깊이에 따른 농도차가 심한 것으로 나타났다. 이에 따라 보수적인 평가를 수행하기 위하여 오염매체를 표토, 심토, 지하수로 구분하여 각각의 위치에서의 최대 농도를 오염물질에 대한 대표농도로 선정하였다(Table 3). ASTM(1995)에 따라 지표면에서 지하 90 cm까지를 표토의 범위로 정의하였으며, 그 이하를 심토로 정의하였다.

**Table 3.** Soil and groundwater concentrations of chemicals of concern

Chemicals of Concern	Surface Soil (mg/kg)	Subsurface Soil (mg/kg)	Groundwater (mg/L)
Arsenic	4.32	15.5	20.3
Benzene	0	0.330	0.0610
Ethylbenzene	2.39	44.1	2.78
Naphthalene	0.48	11.0	1.10
Xylenes (mixed isomers)	7.39	72.2	720
Benz(a) anthracene	0	0.120	$4.70 \times 10^{-5}$
Benzo(b) fluoranthene	0	0.240	0
Benzo(a) pyrene	0	0.140	0

**3.2. 노출경로모델(Conceptual Site Model)**

3.2.1. 노출경로모델 작성

노출경로모델이란 현장조사를 바탕으로 오염원, 오염매질, 오염물질의 이동경로 및 노출경로와 위치, 잠재적인 수용체 등에 관해 구체적으로 열거를 하고 이들 사이의 상관관계를 만들어 표나 그림으로 나타낸 것이다. 본 위해성평가에서는 현장특성을 반영하며, 위해성이 과소, 과대평가되는 일이 없도록 보수적이고 유효하며 합리적인 결과를 도출할 수 있는 노출경로만을 선택하여 평가를 실시하였다.

정확한 위해성평가를 위해서는 수용체가 위치하는 지점의 오염농도를 입력하거나, 오염지역의 농도를 입력하되 오염지역으로부터 오염물질이 이동하여 수용체가 위치하는 지점까지 왔을 때의 오염농도를 예측할 수 있어야 한다. 수용체가 오염지역 외에 존재하는 경우 오염물질의 이동을 예측하기 위하여 이동 및 거동 모델을 사용해야 한다. 그러나 정밀조사 시 함수비, 유효공극률, 유기물함량 등 토양의 기본적인 물성과 투수계수 등 수리동역학 조건들에 대한 조사가 불충분하게 이루어져 모델링을 할 수 있는 자료가 부족하였다. 또한 오염지역과 주변지역이 주거지역이 아니며 주변 지역에서의 지하수의 이용이 없었기 때문에, 오염물질의 최종수용체는 오염지역 현장에 있는 근로자를 대상으로 가정하였다.

현장 조사 시 지하수의 흐름이 미미하였고 주변에서의 지하수 이용도 없었기 때문에 지하수로부터의 현재 상태의 노출경로는 존재하지 않는다고 판단되지만, 보다 안전하고 보수적인 평가를 위하여 지하수에서의 노출경로를 '잠재적 노출경로(potential exposure)'로 설정하였다. '잠재적 노출경로'란 실제 노출이 발생할 가능성이 낮거나, 노출된다 하더라도 그 노출량이 다른 노출경로에 비하여 실

질적인 영향을 미치지 않는 경로를 가리킨다. 하지만 본 평가에서는 '잠재적 노출경로'를 모두 포함한 최대노출을 가정하여 평가하였다. 그리고 수용체가 오염지역에 있다고 가정하였으므로 2차, 3차 지역(off-site)으로의 확산은 고려하지 않았다. 이에 따라 아래와 같이 노출경로를 도출하였으며 Fig. 1에 표토, 심토 및 지하수에서의 예상 가능한 노출경로를 나타내었다.

3.2.2. 토양에서의 노출

오염지역은 토양표면이 콘크리트 등으로 피복 되어 있는 상태이지만, 유류저장탱크를 중심으로 일정 지역이 노출되어 있었다(약 1,755 m<sup>2</sup>). 따라서 토양에서의 노출경로가 주요노출경로에 포함될 수 있으므로 토양에서의 노출 경로를 표토와 심토로 구분하여 작성하였다.

표토에서는 경구 접촉, 섭취 및 흡입이 노출경로로 선정되었다. 접촉은 피부가 오염된 토양에 직접 접촉하는 경우이며, 섭취는 오염된 토양을 직접 섭취하는 경우이다. 흡입은 오염물질 휘발에 의한 흡입과 오염물질이 토양에 흡착한 상태에서 발생할 수 있는 비산먼지를 통하여 흡입되는 경우이다. 흡입은 오염물질에 따라 주요노출경로에 차이가 있다. 유류오염물질은 휘발성이 높아 휘발에 의한 흡입이 주요노출경로가 되는 반면, 중금속은 매우 작은 증기압과 헨리상수를 가지므로 공기 중으로 이동하는 양이 미미하여, 토양 입자에 흡착되어 토양이 바람에 날릴 경우 발생하는 비산먼지를 통한 흡입이 주요노출경로가 된다. 두 가지 경로 모두 흡입이므로 노출경로 설정에서는 이러한 차이가 표면적으로 나타나지 않지만 위해도를 산정하는 산정식에 사용되는 인자에 의해 내부적인 차이가 발생한다.

심토에서의 흡입에 의한 노출경로는 실내/실외공기로 휘발되어 발생하는 흡입과 지하수로 이동하여 휘발되는 흡

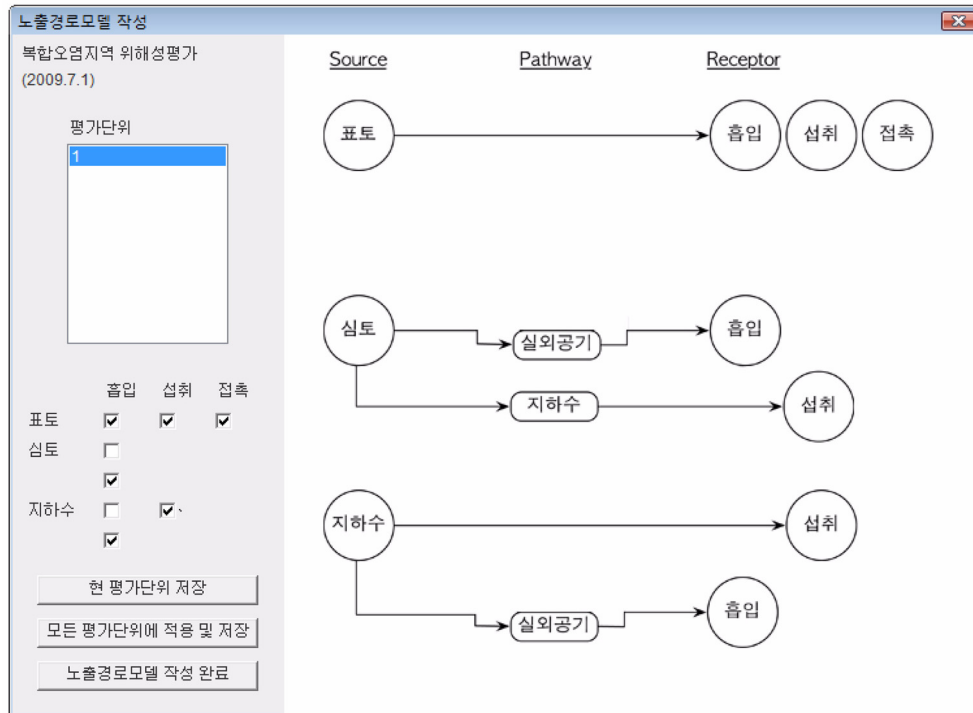


Fig. 1. Expected reasonable maximum exposure pathways (Screen of drawing up Conceptual Site Model, K-RBCA).

입이 있으나, 오염지역에는 오염물질이 증기상태로 이동이 가능한 건물이 없고 지하수의 이용도 없었으므로 증기에 의한 실외공기 흡입을 심토에서의 노출경로로 선정하였다.

### 3.2.3. 지하수에서의 노출

평가대상지역에서는 지하수를 이용하는 경우가 없고 또한, 향후의 기능성도 없기 때문에 지하수로부터의 노출경로는 고려하지 않아도 되지만, 지하수에서의 노출경로를 '잠재적 노출경로(potential exposure)'로 설정하여 지하수로부터의 노출경로는 실외에서의 증기 흡입과 섭취(지하수를 생활용수로 이용하는 경우를 가정)로 선정하였다.

### 3.3. 위해성 확인

본 위해성평가에 사용한 소프트웨어는 K-RBCA와 RBCA Tool Kit이다. 위해성평가에 필요한 주요 기초 자료인 오염물질 농도, 노출경로모델, 노출계수, 현장특성자료 등에 대하여 동일한 조건으로 평가를 수행하였지만, 결과를 도출하는 방식에서 차이점이 있었다(Table 1). K-RBCA는 목표 위해도에 근거하여 오염물질 및 경로별 목표정화수준을 현장특이적으로 산출한 후 그 결과를 현장

조사를 통하여 측정된 토양 및 지하수의 농도와 직접 비교하여 위해성을 예측하는 방법을 제공하고 있다. RBCA Tool Kit은 측정된 농도를 바탕으로 현장특성과 오염물질의 물리화학적 성질을 이용하여 위해도를 산정하는 방식과 K-RBCA의 평가 방식을 함께 제공하고 있는데, 본 평가에서는 두 가지 방식의 차이점이 없다는 것을 확인하기 위하여 RBCA Tool Kit을 이용한 평가 시 위해도를 산정하는 방식을 사용하였다.

본 위해성평가에서 사용된 노출계수와 목표 위해도를 Table 4에 정리하였다. 이 값은 K-RBCA와 RBCA Tool Kit에서 동일하게 제공하는 기본값으로 US EPA Risk Assessment Guidance for Superfund(US EPA, 1991a; 1992; 1997)를 바탕으로 한 신뢰성 높은 값이다. 이 값들은 가장 보수적인 값으로 노출빈도와 기간, 이용성 등에 대해 최다노출을 가정하는 본 평가에 적용가능한 것으로 판단하였다. 발암 위해도와 비발암 위해도는 US EPA(1991b)에서 권고하는 값으로  $10^{-6}$ 과 1.0을 사용하였다. 발암 위해도는 암이 발생할 확률로서 그 확률이 0.0001% 보다 높으면 위해하다고 판단하는 것이다. 비발암 위해도는 1.0보다 작은 값을 가지는 경우 안전하다고 간주한다.

**Table 4.** Exposure factors for commercial/industrial human receptors

Parameters		Commercial/Industrial
AT <sub>c</sub>	Averaging time for carcinogens (yr)	70
AT <sub>n</sub>	Averaging time for non-carcinogens (yr)	25
BW	Body weight (kg)	70
ED	Exposure duration (yr)	25
t	Averaging time for vapor flux (yr)	25
EF	Exposure frequency (days/yr)	250
EF <sub>D</sub>	Exposure frequency for dermal exposure (days/yr)	250
IR <sub>w</sub>	Ingestion rate of water (L/day)	1
IR <sub>s</sub>	Ingestion rate of soil (mg/day)	50
SA	Skin surface area for dermal exposure (cm <sup>2</sup> )	5,800
M	Soil to skin adherence factor	0.5
Target	Health Risk Values	
TR	Target Risk (class A & B carcinogens)	1.0 × 10 <sup>-6</sup>
THQ	Target Hazard Quotient (non-carcinogenic risk)	1.0

**Table 5.** Risk-Based Screening Levels (RBSLs) results of K-RBCA and soil and groundwater concentrations at the site

Chemicals of Concern	Surface Soil		Subsurface Soil		Groundwater	
	RBSLs (mg/kg)	Field Concentration (mg/kg)	RBSLs (mg/kg)	Field Concentration (mg/kg)	RBSLs (mg/kg)	Field Concentration (mg/kg)
Arsenic	3.80	4.32	7.10	15.5	44.1	20.3
Benzene	13.8	0	0.521	0.330	1.78 × 10 <sup>3</sup>	0.0610
Ethylbenzene	1.39 × 10 <sup>4</sup>	2.39	3.28 × 10 <sup>4</sup>	44.1	1.52 × 10 <sup>2</sup>	2.78
Naphthalene	4.92 × 10 <sup>2</sup>	0.480	9.62 × 10 <sup>2</sup>	11.0	31.0	1.10
Xylenes (mixed isomers)	1.05 × 10 <sup>5</sup>	7.39	1.13 × 10 <sup>4</sup>	72.2	4.18 × 10 <sup>4</sup>	720
Benz(a) anthracene	6.33 × 10 <sup>-1</sup>	0	3.53 × 10 <sup>7</sup>	0.120	1.40 × 10 <sup>-2</sup>	4.70 × 10 <sup>-5</sup>
Benzo(b) fluoranthene	6.33 × 10 <sup>-1</sup>	0	4.29 × 10 <sup>7</sup>	0.240	1.50 × 10 <sup>-2</sup>	0
Benzo(a) pyrene	6.33 × 10 <sup>-2</sup>	0	6.44 × 10 <sup>6</sup>	0.140	3.00 × 10 <sup>-3</sup>	0

### 3.4. 결과 및 고찰

#### 3.4.1. K-RBCA와 RBCA Tool Kit을 이용한 평가결과

K-RBCA를 이용하여 공업/상업 지역 근로자를 대상으로 하는 목표정화수준을 산정한 결과와 현장 측정 농도를 비교할 수 있도록 Table 5에 나타내었다. 목표정화수준은 목표 위해도(발암 위해도: 10<sup>-6</sup>, 비발암 위해도: 1.0)에 근거하여 목표 위해도를 넘지 않는 최대허용오염농도를 산출하는 방법이므로, 목표정화수준 보다 현장 측정 농도가 더 높으면 위해성이 있다고 판정한다. Table 5에서 알 수 있듯이 비소의 경우 표토에서의 목표정화수준이 3.80 mg/kg이고 현장 측정 농도가 4.32 mg/kg 이며, 심토에서의 목표정화수준이 7.10 mg/kg이고 현장 측정 농도가 15.5 mg/kg 이다. 두 경우 모두 목표정화수준 보다 현장 측정 농도가 높으므로 비소는 표토와 심토에서의 노출경로에서 발암 위해성이 있다고 판단하였다. Benzene, benz(a)

anthracene, benzo(b) fluoranthene 등은 목표정화수준 이하의 현장 측정 농도를 가지기 때문에 위해성이 없음이 확인되었다. 한편, 비소는 표토와 심토에서 발암 위해성이 있는 것으로 나타났지만, 비소는 중금속이므로 휘발에 의한 흡입은 없으므로 심토에서의 노출은 고려하지 않았다. 그러나 표토에서의 노출은 위협적이므로 대상 지역의 근로자들의 안전과 건강을 고려하여 적절한 대책을 실시하는 것이 바람직하다. 비소를 제외한 다른 물질에서는 목표정화수준을 초과하는 경우가 없으므로 유류에 의한 위해성은 없는 것으로 판단하였다. 그리고 잠재적 노출경로로 설정한 지하수에서도 위해성이 나타나지 않음을 알 수 있다.

RBCA Tool Kit을 이용하여 평가한 결과, K-RBCA의 결과와 같이 비소의 발암 위해도는 표토에서 1.1 × 10<sup>-6</sup>이고 심토에서 1.4 × 10<sup>-6</sup>이므로 발암 위해도 기준치인 10<sup>-6</sup>

**Table 6.** Risk-Based Screening Levels (RBSLs) equations used in RBCA Tool Kit

Exposure Pathways	RBSLs Equations <sup>1)</sup>
Soil Ingestion, Inhalation, and Dermal Contact	$RBSL_{ss} = \frac{TR \cdot BW \cdot AT_c}{EF \cdot ED \cdot [(SF_o \cdot IR_s) + (URF \cdot 1000 \cdot BW \cdot (VF_{ss} + VF_p)) + (SF_d \cdot SA \cdot M \cdot RAF_d)]}$
	TR: Target Risk
	BW: Body weight (kg)
	AT <sub>c</sub> : Averaging time - carcinogens (yr)
	EF: Exposure frequency (d/yr)
	ED: Exposure duration (yr)
	SF <sub>o</sub> : Oral Slope Factor (mg/kg/d) <sup>-1</sup>
	IR <sub>s</sub> : Soil Ingestion rate (kg/d)
	URF: Unit Risk Factor (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>
	VF <sub>ss</sub> : Surface soil to ambient air volatilization factor (mg/m <sup>3</sup> -air)/(mg/kg-soil)
	VF <sub>p</sub> : Particulate emission factor (mg/m <sup>3</sup> -air)/(mg/kg-soil)
	SF <sub>d</sub> : Dermal Slope Factor (mg/kg/d) <sup>-1</sup>
SA: 체표 면적 Skin surface area for soil dermal contact (cm <sup>2</sup> )	
M: Soil-to-skin adherence factor (mg/cm <sup>2</sup> /d)	
RAF <sub>d</sub> : Relative adsorption factor for soil dermal contact (unitless)	
Volatilization to Ambient Air	$RBSL_s = \frac{TR \cdot AT_c}{EF \cdot ED \cdot URF \cdot 1000 \cdot VF_{samb}}$
	TR: Target Risk
AT <sub>c</sub> : Averaging time - carcinogens (yr)	
EF: Exposure frequency (d/yr)	
ED: Exposure duration (yr)	
URF: Unit Risk Factor (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>	
VF <sub>samb</sub> : Subsurface soil to ambient air volatilization factor (mg/m <sup>3</sup> -air)/(mg/kg-soil)	

<sup>1)</sup> Connor et al, 2000

을 약간 상회하는 결과를 보여 위해성이 있는 것으로 나타났다. 반면, K-RBCA에서는 위해성이 없다고 나타났던 benzo(a)pyrene이 심토의 토양 섭취/접촉/흡입 경로에서  $1.3 \times 10^{-6}$ 으로 나타나 발암 위해도 기준치인  $10^{-6}$ 을 초과하여 위해성이 있음을 확인하였다.

3.4.2. K-RBCA와 RBCA Tool Kit 평가결과 비교분석

K-RBCA와 RBCA Tool Kit을 이용하여 평가한 결과 두 경우 모두에서 비소의 발암 위해성이 있음을 확인하였다. 하지만 benzo(a)pyrene의 경우 K-RBCA의 결과와는 다르게 RBCA Tool Kit의 결과에서 발암 위해성이 있는 것으로 나타났다. 이러한 결과의 차이가 발생한 이유는 RBCA Tool Kit은 오염농도를 입력할 때 표토와 심토를 구분하지 않고 토양, 지하수로만 구분하여 농도를 입력하도록 하기 때문이다. 이 때문에 본 연구에서 RBCA Tool Kit을 이용하여 평가할 때, benzo(a)pyrene의 대표농도를 표토와 심토로 구분하여 입력할 수 없어 심토에서 측정된

농도인 0.14 mg/kg(Table 3)을 사용하였다. 그리고 표토에서의 노출과 심토에서의 노출을 모두 포함하여 노출경로를 설정하였기 때문에 benzo(a) pyrene이 심토가 아닌 표토에 있는 것으로 평가한 것과 같다. K-RBCA에서도 benzo(a) pyrene이 심토가 아닌 표토에 있다고 가정하여 평가하면, Table 5에서 나타난 바와 같이 표토에서 benzo(a) pyrene의 목표정화수준은  $6.33 \times 10^{-2}$  mg/kg이므로 현장 측정 농도인 0.14 mg/kg보다 낮은 값이기 때문에 위해성이 있다는 결론을 도출할 수 있다.

RBCA Tool Kit이 표토와 심토를 구분하지 않는 것은 오염물질의 이동 및 거동에 대한 모델링이 포함되어 있기 때문이다. 표토의 농도를 입력하면 모델링을 통하여 심토로의 이동예상농도를 계산하여 위해성을 평가한다. 하지만 RBCA Tool Kit은 오염농도를 입력하는 단계와 평가 결과 출력 단계에서 표토와 심토를 구분하지 않기 때문에 표토와 심토에 대한 매체의 구분이 없는 것으로 착각할 수 있다. Table 6과 같이 RBCA Tool Kit에서 위해성평



가 결과는 '토양 섭취/접촉/흡입' 및 '실외공기 흡입'으로 구분하여 노출경로에 대한 결과만을 나타내고 있다. 그러나 결과에 나타난 각 노출경로의 산정식을 자세히 살펴보면 표토와 심토가 내부적으로 구분되어 있음을 알 수 있다. 즉, 각 노출경로에 대한 산정식에 사용되는 계수에서 이를 반영하고 있는 것이다. Table 6의 '토양 섭취/접촉/흡입' 경로에 대한 위해도를 산정하는 식에서 '흡입'을 평가하기 위하여 사용되는 계수인  $VF_{ss}$ 와  $VF_p$ 가 표토에서 외부공기로의 휘발과 비산편지를 나타내고 있다. 반면, '실외공기 흡입' 경로의 산정식에서 사용되는 휘발계수는  $VF_{samb}$ 로 심토에서 외부 공기로의 휘발을 나타내고 있다. 그러므로 RBCA Tool Kit의 결과는 별도의 매체구분을 나타내지 않는 것처럼 보이나 노출경로의 구분이 곧 매체를 구분하는 것을 알 수 있다. 즉, '토양 섭취/접촉/흡입'은 표토에서의 노출을 나타내는 것이며 '실외공기 흡입'은 심토에서의 노출을 나타내는 것이다.

그러므로 RBCA Tool Kit을 사용할 때는 표토의 농도를 사용해서 평가해야 한다. 따라서 본 연구에서 benzo(a) pyrene의 대표농도를 심토에서 측정된 농도로 사용한 것도 잘못된 사용 방법이다. RBCA Tool Kit을 사용하여 benzo(a) pyrene의 위해도를 평가한 결과, '토양 섭취/접촉/흡입' 경로에서 위해도가 있는 것으로 판단하였지만, 이 경로는 표토에서의 노출경로이므로 심토에서만 발견된 benzo(a) pyrene에 대한 평가 결과로는 바람직하지 못하다. 즉, 이는 잘못된 평가결과이므로 benzo(a) pyrene의 위해도는 없다고 하는 것이 올바른 결론이며, 이는 K-RBCA를 사용하여 평가한 결과 (Table 5, 3.4.1)와 같다. 이와 같이 표토에서 측정된 농도가 0 mg/kg인 경우 RBCA Tool Kit을 사용하기는 어려우므로 심토에서만 발견된 경우에는 심토의 농도값을 사용하되, 결과 확인 시 '실외공기 흡입' 경로의 위해도를 평가 결과에 이용하거나 K-RBCA를 사용하여 평가하는 등의 방법을 써야 한다.

K-RBCA는 표토, 심토, 지하수로 매체를 구분하고 있어 매체에 따라 농도를 입력하고 노출경로를 설정하여 위해도 평가결과를 매체별로 쉽게 확인할 수 있으나, RBCA Tool Kit은 매체의 구분이 표면적으로 나타나지 않기 때문에 매체별 평가결과를 도출하기 어려운 점이 있다. 하지만 상기한 바와 같이 RBCA Tool Kit은 모델링을 이용하여 표토에서 심토로 가는 오염농도를 계산하고 이를 이용하여 평가하며, 결과 출력 시에도 매체 구분을 잠재적으로 하고 있기 때문에 이러한 사항을 분명히 인지하고 사용한다면 올바른 결과를 도출할 수 있다.

#### 4. 결 론

비소, benzene, ethylbenzene, naphthalene, xylene, benz(a) anthracene, benzo(b) fluoranthene, benzo(a) pyrene 등 8 가지 물질로 복합오염된 지역에 대한 위해성평가를 기존 상용 소프트웨어인 RBCA Tool Kit for Chemical Releases 및 본 연구진이 개발한 K-RBCA 두 가지를 이용하여 수행하였다. 그 결과 오염지역 내 오염이 집중되어 있는 잠재적 오염원인 유류저장탱크 주변에서의 유류 오염물질에 대한 위해성은 없는 것으로 나타났다. 하지만 잠재적 오염원이 아닌 다른 외부적인 요인에 의해 유입된 비소에서 발암 위해성이 나타났다. 따라서 이 지역을 정화하지 않으면 비산편지 등에 의해서 현장 근로자들에게 위해를 미칠 가능성이 있으므로, 비소에 대한 정화가 시급하다.

한편 K-RBCA는 우리나라의 위해성평가 기반을 마련하기 위하여 개발된 도구로서 위해도에 근거하여 오염지역의 정화여부를 판단하는데 사용할 수 있음을 확인하였다. K-RBCA와 RBCA Tool Kit의 평가를 비교분석한 결과 소프트웨어의 기본적인 구성과 설정 및 운영 방법에서 차이가 있지만 두 가지 소프트웨어의 평가 결과가 일치하였으므로, K-RBCA는 신뢰할 수 있는 소프트웨어이다. K-RBCA는 소프트웨어의 사용법이 간단하여 위해성평가의 기반이 상대적으로 부족한 우리나라에서 적극적으로 활용할 수 있을 것이다. 또한 '토양오염위해성평가지침'에서 실측값을 사용하도록 권장하고 있으므로 K-RBCA를 사용하면 오염물질 이동 및 거동 모델링을 이용하여 농도를 예측하는 시스템보다 평가결과가 더 정확하다고 할 수 있다. 하지만 이동 및 거동 모델링이 없기 때문에 1차 지역(on-site)에서만 평가가 가능하므로 2차, 3차 지역(off-site)의 수용체에 대한 위해성평가를 하기 위해서는 향후 이 기능을 추가해야 할 것이다.

위해성평가를 수행하기 위하여 실시한 현장 조사 과정에서 위해성평가 시 필요한 사항이 충분히 고려되지 않아 현장 특이성을 반영할 수 있는 자료가 부족하였다. 이로 인하여 소프트웨어에서 제공하는 기본값을 사용할 수밖에 없어 노출경로 설정에서만 지역특성을 반영하여 위해성평가의 핵심요소인 현장 특이적인 결과를 완벽하게 도출할 수 없었다. 현장 특이적 자료가 부족한 경우 결과의 부정확성도 높아질 수 있으므로 위해성평가의 기반을 보다 확실하게 다지기 위해서는 위해성평가를 위한 현장 특이적인 자료 확보를 포함한 정밀조사지침도 마련하여 제도적으로 시행해야 할 것이다.

## 사 사

본 연구는 환경부의 “토양 지하수 오염방지기술개발사업”인 GAIA(Geo-Advanced Innovative Action) Project와 2010년도 정부(교육과학기술부)의 재원으로 한국연구재단의 지원을 받아 수행된 기초연구사업(No. 2010-0001448)입니다. 또한 서울대학교 공학연구소의 기술적 지원에도 감사드립니다.

## 참 고 문 헌

- ASTM, 1995, Standard Guide for Risk-Based Corrective Action Applied at Petroleum Release Sites (E 1739-95), American Society for Testing Materials, PA, USA.
- ASTM, 2004, Standard Guide for Risk-Based Corrective Action (E 2081-00), American Society for Testing Materials, PA, USA.
- Connor, J.A., Bowers, R.L., Nevin, J.P., and Fisher, T., 2000, Software Guidance Manual for RBCA Tool Kit for Chemical Releases, Groundwater Services, INC., TA, p. A-12.
- DEFRA and EA, 2002, The Contaminated Land Exposure Assessment Model (CLEA): Technical Basis and Algorithms, Department for Environment, Food and Rural Affairs & Environment Agency, UK.
- Khan, F.I. and Husain, T., 2001, Risk-Based Monitored Natural Attenuation-A Case Study, *J. Hazard. Mater.*, **B85**, 243-272.
- MacDonald, J.A., 2000, Evaluating Natural Attenuation for Groundwater Cleanup, *Environ. Sci. Technol.*, **34**, 346A-353A.
- McGraph, D., Zhang, C.S., and Carton, O., 2004, Geostatistical Analyses and Harzard Assessment on Soil Lead in Silvermines, Area Ireland, *Environ. Pollut.*, **127**, 239-248.
- RIVM, 2001, Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/sediment and Groundwater (report 711701 023), Research for Man and Environment, Netherlands.
- TPHCWG, 1999, Human Health Risk-Based Evaluation of Petroleum Release Sites: Implementing the Working Group Approach, Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series, Amherst Scientific Publishers, MA, p. 60.
- US EPA, updated monthly, Integrated Risk Information System (IRIS), Environmental Protection Agency, National Center for Environment, USA.
- US EPA, 1991a, Risk Assessment Guidance for Superfund, Vol. I, Human Health Evaluation Manual Supplemental Guidance: Standard Default Exposure Factors (OSWER Directive 9285.6-03), Environmental Protection Agency, Office of Emergency and Remedial Response, Washington, D.C., USA.
- US EPA, 1991b, Risk Assessment Guidance for Superfund, Vol. I, Human Health Evaluation Manual, Part B (EPA/540/R-92/003), Environmental Protection Agency, Office of Emergency and Remedial Response, Washington, D.C., USA.
- US EPA, 1992, Dermal Exposure Assessment: Principles and Applications (EPA/600/8-91/011B), Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Office of Health and Environmental Assessment, Exposure Assessment Group, Washington, D.C., USA.
- US EPA, 1996, Soil Screening Guidance: User's Guide (EPA/540/R-96/018), Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, D.C., USA.
- US EPA, 1997, Exposure Factors Handbook (EPA/600/P-95/002F), Office of Research and Development, Washington, D.C., USA.
- US EPA, 2009b, Regional Screening Levels (RSL) for Chemical Contaminants at Superfund Sites, RSL Table Update, Environmental Protection Agency, National Center for Environment, USA.