

연구논문

## 충청·전라지역 산업단지 주변지역에서의 벤젠 인체 위해성 평가

장용철\* · 이성우\* · 신용승\*\* · 김희갑\*\*\* · 이종현\*\*\*\*

충남대학교 환경공학과\*, 한국환경정책평가연구원\*\*, 강원대학교\*\*\*, 네오엔비즈\*\*\*\*

(2011년 3월 26일 접수, 2011년 8월 12일 승인)

### Human Health Risk Assessment of Benzene from Industrial Complexes of Chungcheong and Jeonla Province

Yong-Chul Jang\* · Sungwoo Lee\* · YongSeung Shin\*\* · Heekap Kim\*\*\* · Jonghyun Lee\*\*\*\*

Department of Environmental Engineering, Chungnam National University\*, Korea Environment Institute\*\*

Department of Environmental Science, Kangwon National University\*\*\*, NEOENBIZ\*\*\*\*

(Manuscript received 26 March 2011; accepted 12 August 2011)

### Abstract

This research studied human health risk assessment of benzene from industrial complexes of Chungcheong Province (Seosan industrial complex) and Jeonla Province (Iksan industrial complex and Yeosoo industrial complex). The residents near the industrial complexes areas can be often exposed to volatile organic compounds (e.g., benzene, toluene, xylenes) through a number of exposure pathways, including inhalation of the organic pollutant via various environmental matrices (air, water and soil), contaminated water, and soil intake. Benzene is well known to be a common carcinogenic and toxic compound that is produced from industrial and oil refinery complexes. In this study, a number of samples from water, air, and soil were taken from the residential settings and public school zones located near the industrial complex sites. Based on the carcinogenic risk assessment, the risk estimates were slightly above  $1.0 \times 10^{-6}$  at all three industrial sites. According to deterministic risk assessment, inhalation was the most important route. The distribution of benzene in the environment would be dependent on vapor pressure, and the physical property influencing the extent of the potential risks. Non-carcinogenic risk assessment of benzene shows that the values of Hazard Index(HI) were much lower than 1.0 at all industrial complexes. Therefore, benzene was not a cause of concern in terms of non-carcinogenic risk posed to the residents near the sites. When compared to probabilistic risk assessment, the CTE(central tendency exposure) cancer risk values of deterministic risk assessment were close to the mean values predicted by the probabilistic risk

assessment. The RME(reasonable maximum exposure) values fell within the range of 95% to 99.9% estimated by the probabilistic risk assessment. Since the values of carcinogenic risk assessment were higher than  $1.0 \times 10^{-6}$ , further detailed monitoring and refined risk assessment for benzene may be warranted to estimate more reliable and potential inhalation risks to receptors near the industrial complexes.

Keywords : benzene, risk assessment, industrial complex, probabilistic risk assessment, deterministic risk assessment

## 1. 서론

최근 환경정책 패러다임은 오염물질의 사후 관리에서 사전 예방적 정책으로 변화함에 따라 유해화학물질에 의한 국민 건강 및 생태계에 미치는 영향을 고려한 수용체 중심의 위해성 평가 및 관리(receptors-oriented risk assessment & management)에 대한 정책적 수요가 증대되고 있다. 이는 유해화학물질이 단일매체로 배출이 일어나면 환경 매체 간 이동·분배를 거쳐 다른 매체에도 분포하는 다매체 거동(multimedia fate) 특성을 나타낼 수 있기 때문이다. 이에 선진국에서는 이러한 유해화학물질의 다매체 거동 특성을 고려하여 다매체적 접근방법에 의한 통합적 위해성 관리(integrated risk management)를 시행하고 있다. 이러한 통합적 위해성 관리에서 인체 위해성 평가(human health risk assessment)는 어떤 유해화학물질에 노출되어 나타날 수 있는 인간의 건강 피해 정도를 가능성 또는 확률로 추정하는 과학적인 과정이라고 정의할 수 있다 (US EPA, 1989). 또한 단순히 환경 중 오염도를 위해도로써 알기 쉽게 수치적으로 제시하는 과정만이 아니라 위해성 관리 단계에서는 오염물질의 발생에서부터 인체로의 영향까지를 통계학적, 독성학적, 수학적, 사회정책 등을 전체적으로 고려하고 있다.

우리나라는 경제 개발 계획 시행 이후 경제 규모 확대와 산업의 급격한 발달 과정에서 많은 공업단지가 조성되었으며, 다양한 대기오염물질이 환경으로 배출되고 있다. 이러한 오염물질로서는 질소산화물, 일산화탄소, 분진 등과 함께 휘발성 유기화합물(Volatile Organic Compounds, VOCs) 등이

포함된다. 이러한 휘발성 오염물질은 인근 주민의 생활과 건강에 위협을 주고 있고, 이들 물질의 위해성에 대한 관심이 높다. 휘발성 유기화합물은 스모그 현상의 주요 물질인 오존의 전구 물질로서 중요도가 높고, 인체에 각종 만성 및 급성 장애를 유발하기도 한다(조성준 등, 2002). 최근 들어공단 주변 지역주민들의 건강 피해 호소뿐만 아니라 아토피 피부질환, 천식 등 환경성 질환에 대한 우려가 심각하게 제기되었다(임성국, 2009). 이러한 휘발성 유기화합물은 화학적 특성상 폐로 직접 흡수되어 혈액을 통하여 우리 몸에 퍼지게 된다. 휘발성 유기화합물에는 benzene, vinyl chloride, carbon tetrachloride 와 같이 현재 인체 발암물질로 분류되어 있거나, 동물에서 암을 발생시키거나 발생할 가능성이 있는 다양한 물질이 많이 포함되어 있다. 이미 여러 선진국에서는 휘발성 유기화합물에 대한 심도 있는 연구를 통하여 오염수준을 파악하고, 위해성 평가에 근거한 관리 대책을 펴나가고 있다(US EPA, 1986; JMH, 2002; Directive, 2004; Hinwood *et al.*, 2004; Malherbe and Mandin, 2007). 우리나라에서도 일부 연구자들을 통하여 휘발성 유기화합물의 위해성에 대한 연구(연세대 환경공해연구소, 1997; 이진홍 등, 1998; 백성욱 등, 2005; 이용진, 2006; 정성운 등 2006; 환경부, 2007a)가 수행되었으나, 선진국에 비교해 심도 있는 연구가 아직까지도 부족한 실정이다. 특히 휘발성 유기화합물 중 벤젠은 US EPA와 국제 암 연구기관(IARC: International Agency of Research on Cancer)에서 발암성이 확인된 물질이며, 호흡 노출로 인한 백혈병 유발에 관한 역학 자료가 다수 보고되고 있

다(Rinsky *et al.*, 1981; Simth and Zhang, 1998; US EPA, IRIS; 환경부, 2007). 벤젠은 화학적 특성 상 휘발성이 강하기 때문에 수중이나 토양 중에는 소량으로 존재하며, 일반적으로 공기 중에 많이 분포하고 있는 것으로 알려져 있다(환경부, 2007a).

본 연구에서는 충청 · 전라 지역의 대표적 산업단지인 서산공단, 여수공단, 그리고 익산공단 지역을 대상으로 다매체 환경(대기, 토양, 수체) 중 벤젠의 농도 수준을 파악하여 노출 시나리오에 따른 인체 위해성 평가를 수행하여 그 결과를 제시하고자 하였다.

## II. 연구방법

### 1. 산업단지 대상 지역의 현황

본 연구의 대상 지역으로 선정한 산업단지는 충청 및 전라지역에 위치한 충남 서산공단, 전남 여천공단, 전북 익산공단이였다. 대상 지역의 다매체 시료 채취 시 산업단지에서 가장 가까운 주거지역, 공단지역, 학교, 하천 등 각 용도별로 1개 이상 지점을 선정하였다. 대기 시료 채취지점은 해당 공단에서 가장 가까운 주거지역 내 동사무소(주거) 및 학교(학교), 그리고 소방서, 파출소, 공장 등(공장)이 포함되었다. 토양 시료는 대기 채취 지점과 인접한 지점의 근처 주거지역, 공터, 학교 놀이터 등에서 채취하였다. 물 시료는 해당 산업단지의 폐수가 방류되는 하천 상류, 중류, 하류 3개 지점을 선정하여 채취하였다.

### 2. 시료의 채취 및 분석

#### 1) 시료의 채취

대상 산업단지 세 곳에서 계절별로 2회씩 총 8회(토양시료의 경우 여름, 겨울 각각 1회씩 총 2회)에 걸쳐 벤젠 시료채취 및 분석을 수행하였다. 대기 중 벤젠은 US EPA Compendium Method TO-17에 의거하여 시료를 채취하였다. 충전재(Tenax TA 150 mg와 Carboxen 569 100mg)가 채워져 있는 흡착관을 50 mL/min 유속의 고순도 질소가스로

purge 후 300℃ 에서 6시간 이상 가열 후 현장에서 대기 시료샘플러에 연결하여 유속 30 mL/min으로 24시간 동안 채취하였다. 토양 시료의 채취는 토양오염공정시험법에 의거하여 실시하였다. 시료 채취 시 토양의 불균질성을 고려하여 최소 5군데 이상의 지점을 선정하여 혼합 토양시료를 만들어 40mL의 vial(메탄올 10 mL 함유)에 약 5~10g 정도 넣어 채취하였다.

#### 2) 시료의 분석

대기 시료 채취 후 흡착관은 열 탈착장치(SPIS-TD Thermal Desorber, Donam Inc.)를 사용하여 열 탈착 후 GC/MS(GC: Agilent Tech 7890A, MS: Agilent Tech 5975C)의 scan mode (35-350 amu)로 벤젠 분석을 실시하였다. 토양시료는 시료 채취 후 시료에 내부표준물질 (플루오르벤젠 10 mg/mL) 15μL를 micro-syringe 로 주입하였다. 3차 증류수 5mL을 syringe 로 취한 후 토양시료가 담겨 있는 메탄올 10μL 를 micro-syringe 로 사용하여 주입하였다. 메탄올을 주입한 3차 증류수를 sparger 에 넣고 열 세척된 흡착관을 연결하였다. 100mL/min 유속의 고순도 질소가스로 15 분 purge 시켜 흡착관에 벤젠을 채취하였다. 흡착관 내의 수분을 제거하기 위해 purge 시킨 후 열 탈착장치를 사용하여 열 탈착 후 동일한 GC/MS의 SIM mode(선택이온: 77.0, 78.0, 96.0 amu)를 사용하여 벤젠 분석을 수행하였다. 공단 지역 주변의 하천에서 물 시료를 Syringe를 통하여 20ml 채취하여 동일한 GC/MS 기기를 활용하여 벤젠 분석을 실시하였다.

#### 3) 검출한계 및 분석정밀도

방법검출한계(method detection limit, MDL)는 추정된 검출한계의 2배 수준의 시료 7개를 제조한 후 분석한 결과의 표준편차에 3.14를 곱하여 산

표 1. 매체별 벤젠의 MDL과 MQL

매체	MDL	MQL
대기	0.05 μg/m <sup>3</sup>	0.167μg/m <sup>3</sup>
물	0.042 μg/L	0.140 μg/L
토양	0.05 mg/kg	0.16 mg/kg

표 2. 매체별 벤젠의 재현성 실험 결과

벤젠 농도 (대기 및 물: 100 $\mu$ g/mL, 토양: 5 $\mu$ g/mL)								
매체	1st	2nd	3rd	4th	5th	6th	7th	RSD(%)
대기	109	103	103	100	104	103	103	2.5
물	105	105	104	100	102	108	105	2.6
토양	5.08	5.13	4.98	475	4.87	4.83	5.08	2.9

출하였다. 방법정량한계(method quantitation limit, MQL)는 크로마토그램 상의 S/N(signal/noise) 비율 10을 기준으로 추정하였다. 표 1은 매체 별 벤젠의 MDL과 MQL 을 나타내었다. 정밀도(precision) 해석에 사용되는 relative standard deviation(RSD)는 분석 결과의 재현성을 나타내며, 본 연구에서 GC-MS에 대한 RSD(%)값은 2.5~2.9% 범위의 높은 정밀도를 보였다(표 2).

## 2. 인체 위해성 평가의 과정

### 1) 유해성 확인

벤젠은 환경 중에 원유의 천연성분으로서 가솔린과 벤젠 생산 시 이들 물질의 저장, 운송, 분리, 소화과정에서 발생된다. 석유연료, 벤젠을 이용한 산업용제 증발에 의해, 또는 가솔린 저장탱크, 주유기, 소화기, 자동차 배기가스를 통해 대기 중으로 배출된다. 만일 벤젠이 토양으로 배출된다면, 지표면에 가까운 곳의 토양에서는 대기 중으로 증발되며, 증발되지 못한 경우에는 지하수를 오염시킬 수 있다. 수계로 배출된 벤젠은 증발과 생분해에 의해 비교적 빠르게 감소된다. 벤젠의 농도 저감은 수질의 상태, 미생물의 농축 정도에 의해 영향을 받지만, 일반적으로 수주일 정도가 소요된다. 벤젠은 주로 산업장에서 많이 쓰이는 물질로써 노출 근로자

에서 백혈병, 또는 백혈병 전구증상 및 혈액암 등을 유발하며, 염색체 이상과 같은 돌연변이성 영향도 우려된다(Rinsky *et al.*, 1981; Yin *et al.*, 1987; Rothman and Dosemeci, 1996; Robinson *et al.*, 1997; Smith and Zhang, 1998; WHO, 2000) 유해성 확인에 필요한 자료는 역학자료(Epidemiological study), 독성자료(Toxicological study), 인체를 대상으로 한 인위적 실험자료(Controlled human experiments), 물리화학적 성질에 관한 자료 등으로 본 연구에서는 US EPA의 IRIS(Integrated Risk Information System)를 이용하였다.

### 2) 노출평가

산업단지 주변 환경 중 오염된 벤젠으로 인해 주변에 거주하는 주민들은 대기로 인한 흡입, 오염된 토양의 경구 침투로 인한 섭취, 흡입 노출 및 피부 접촉, 물의 섭취, 물 사용 시 휘발로 인한 호흡 및 피부접촉의 7가지 경로에 의해 벤젠의 유해성에 노출될 수 있다. 따라서 산업단지에서의 오염원-수용체(sources-receptors) 사이의 상호작용에 대한 주요 노출경로를 그림 1과 같이 설정하였다.

벤젠의 총 인체 노출량은 모든 노출 경로를 통해 산출된 매체별, 경로별 노출량을 합산하여 총 인체 노출량을 산출하였다. 앞서 제시한 노출 경로에 따른 노출량 산정 수식을 표 3에 제시하였다(Kofi

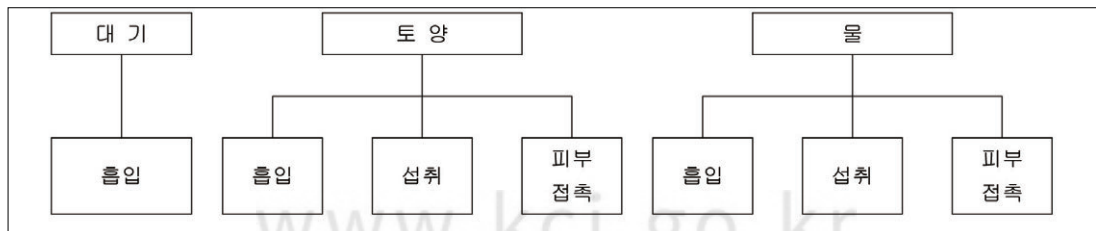


그림 1. 산업단지에서 매체별 노출 시나리오 및 노출경로

표 3. 노출 경로별 노출량 산정 수식

대기	흡입	$ADD = \frac{C_{air} \times IR_{inh} \times ET \times EF \times ED \times ABS_{air-inh}}{BW \times AT}$
	흡입	$ADD = \frac{C_{soil} \times VF \times CT \times IR_{inh} \times ET \times EF \times ED \times ABS_{air-inh}}{BW \times AT}$
토양	섭취	$ADD = \frac{C_{air} \times IR_{inh} \times FI \times EF \times ED \times ABS_{air-inh}}{BW \times AT}$
	피부접촉	$ADD = \frac{C_{air} \times SA \times AF \times EF \times ED \times ABS_{air-dermal}}{BW \times AT}$
물	흡입	$ADD = \frac{C_{water} \times FV \times (ET_{shower} / (V_{shower} \times 2) + ET_{bath} / (V_{bath} \times 2)) \times IR_{inh} \times W \times EF \times ED \times ABS_{air-inh}}{BW \times AT}$
	섭취	$ADD = \frac{C_{water} \times IR_{inh} \times EF \times ED \times ABS_{water-dermal}}{BW \times AT}$
	피부접촉	$ADD = \frac{C_{water} \times C_{penetration} \times AF \times ET \times EF \times ED \times ABS_{water-dermal}}{BW \times AT}$

ADD: average daily intake(mg/kg/day),  $C_{air}$ : concentration in air (ug/m<sup>3</sup>)  
 $IR_{inh}$ : inhalation rate (m<sup>3</sup>/일), ET: exposure time(hr), EF: exposure frequency (day)  
 ED: exposure duration(year),  $ABS_{air-inh}$ : absorption factor by inhalation(unitless)  
 BW: body weight(kg), AT: averaging time (day),  $C_{soil}$ : concentration in soil (mg/kg)  
 VF: volatilization factor(m<sup>3</sup>/kg), CF: conversion factor,  $IR_{soil}$ : soil ingestion(mg/day)  
 FI: fraction of intake (unitless),  $ABS_{soil-ing}$ : absorption factor by ingestion (unitless). SA: surface area (cm<sup>2</sup>), AF: adherence factor (mg/cm<sup>2</sup>),  $ABS_{soil-dermal}$ : absorption by dermal contact(unitless),  $C_{water}$ :concentration in water (mg/L) FV: Fraction of volatilization (unitless),  $ET_{shower}$ : exposure time of shower (hr),  $V_{shower}$ : volume of shower room (m<sup>3</sup>),  $ET_{bath}$ : exposure time in bath (hr)  
 $V_{bath}$ : volume of bath area (m<sup>3</sup>),  $IR_{ing}$ : ingestion rate (mg/day),  $ABS_{water-ing}$ : absorption factor by water ingestion (unitless),  $C_{penetration}$ : dermal penetration factor (cm/hr),  $ABS_{water-dermal}$ : absorption factor by dermal contact(unitless)

표 4. 노출평가 적용 노출계수 값

구 분	노출경로	노출인자	값		단 위	분 포
			CTE <sup>1)</sup>	RME <sup>2)</sup>		
공 통		ET	24		시간	minimum extreme (likeliest:20 scale:2)
		EF	350	365	일	triangular (min:180, max:365, likeliest:350)
		ED <sub>c</sub>	79.2		년	point estimate
		ED <sub>nc</sub>	30		년	point estimate
		BW	62	82	kg	normal(mean:62.0, SD:8.8)
		AT	10,950	28,908	일	point estimate
대 기	흡 입	$IR_{inh}$	13	17	m <sup>3</sup> /일	lognormal(mean:13.0, SD:1.3)
		$ABS_{air-inh}$	1		unitless	point estimate
토 양	흡 입	VF	0.0000708		m <sup>3</sup> /kg	point estimate
		CF	1,000		mg/g	point estimate
	섭 취	$IR_{soil}$	50	100	mg/일	lognormal(mean:50, SD:5)
		FI	1		unitless	point estimate
		$ABS_{soil-ing}$	1		unitless	point estimate
	피부접촉	AF	0.07		mg/cm <sup>2</sup>	lognormal(mean:0.07, SD:0.01)
$ABS_{soil-dermal}$		0.1		unitless	point estimate	

표 4. 계속

구 분	노출경로	노출인자	값		단 위	분 포
			CTE <sup>1)</sup>	RME <sup>2)</sup>		
물	흡 입	FV	0.413		unitless	triangular(min:0.176, max:0.413, likeliest:0.413)
		ET <sub>shower</sub>	17.2		분	lognormal(mean:17.2, SD:1.7)
		V <sub>shower</sub>	1.91		m <sup>3</sup>	uniform(1.3~3)
		ET <sub>bath</sub>	5.37		분/일	lognormal(mean:5.37, SD:0.5)
		V <sub>bath</sub>	10.9		m <sup>3</sup>	uniform(6~50)
		W	318		L	lognormal(mean:318, SD:31.8)
	섭 취	IR <sub>ing</sub>	1.4	2.5	L/일	lognormal(mean:1.4, SD:0.1)
		ABS <sub>water-ing</sub>	1		unitless	point estimate
	피부접촉	SA	17,084	20,104	cm <sup>2</sup>	lognormal(mean:17,084, SD:1,708)
		C <sub>penetration</sub>	0.023		cm/시간	point estimate
		ABS <sub>water-dermal</sub>	0.1		unitless	point estimate

<sup>1)</sup>CTE(Central Tendency Exposure), <sup>2)</sup>RME(Reasonable Maximum Exposure)

Asante-Duah, 1998; 국립환경과학원, 2007). 벤젠은 대기의 흡입, 토양의 흡입, 섭취 및 피부접촉, 물의 흡입, 섭취 및 피부접촉 노출을 통해 노출될 수 있으므로, 해당 경로 별 노출량을 산정하였다. 또한 국내의 문헌을 통해 조사된 노출 계수(exposure factors)를 표 4에 제시하였다(US EPA, 1997; 환경부, 2007b).

### 3) 용량-반응평가

벤젠은 모든 노출 경로에 대해 인체 발암물질로 분류하고 있으며, US EPA의 IRIS 및 WHO에서 모두 근로자에 대한 역학 연구 결과를 바탕으로 단위 위험도(unit risk)를 제안하고 있다. 벤젠의 호흡노출에 대한 단위 위험도는 US EPA의 IRIS가 WHO(2000)에서 보다 보수적인 값을 제안하고 있으며, 섭취노출에 대한 단위 위험도는 US EPA의 IRIS에서만 제안하고 있다(US EPA IRIS).

노출평가를 통해 산출한 벤젠의 인체 노출량을 이용하여 발암 위험도와 비발암 위험도를 결정하기 위해서는 용량-반응평가를 통해 산출된 벤젠의 기울기 인자(Slope Factor, SF)와 독성 참고치(Reference Dose, RfD) 수치를 필요로 하며, US EPA의 IRIS에서 제안하는 기울기 인자와 독성 참고치를 표 5에 정리하였다.

표 5. 기울기 인자(Slope Factor) 및 독성 참고치(Reference Dose)

	Slope Factor (SF, mg/kg-day <sup>-1</sup> )	Reference Dose (RfD, mg/kg-day)
흡입	$2.730 \times 10^{-2}$	$8.571 \times 10^{-3}$
섭취	$5.500 \times 10^{-2}$	$4.000 \times 10^{-3}$
피부접촉	$6.111 \times 10^{-2}$	$3.600 \times 10^{-3}$

### 4) 위험도 결정

발암 위험도는 유해화학물질에 의한 장기간의 인체노출 결과 암이 발생할 수 있는 확률로서 계산된다. 실제로 발암성 물질의 인체 노출에 따른 초과 발암 위험도(excess cancer risk, ECR)를 산정하며, 일반적으로 수용체에 해가 되지 않는 허용 위험도 수준을 벤젠과 같은 발암성 물질인 경우는  $1.0 \times 10^{-6} \sim 1.0 \times 10^{-4}$  범위로 정하고 있다.

암을 유발하지 않는 물질(비발암 물질)은 일반적으로 독성 참고치(RfD) 이하의 수준을 매일 섭취 또는 흡입하여도 인체에 악영향을 주지 않는 것으로 간주된다. 비발암 위험도는 HQ(Hazard Quotient, HQ)로 나타내며, 여러 오염물질에 대한 비발암 위험도는 개별 HQ 지수들을 더한 유해성 지수(Hazard Index, HI)로 나타낸다. 유해성 지수가 1.0을 초과하는 경우에는 수용체에 비발암 위해 영향(독성)이 발생할 가능성이 있음을 말하며, 1.0 이

하인 경우에는 비발암 위해 발생 가능성이 희박함을 나타낸다.

결정론적 위해성 평가(Deterministic Risk Assessment, DRA)는 노출 변수(exposure factor)의 단일값(point estimate)을 적용하여 계산한다. 그러나 노출변수에 대해 단일값을 적용하는 경우, 변수값의 변화에 따라 그 결과가 달라지고 많은 불확실성(uncertainty)을 내포하게 된다. 이러한 자료의 불확실성은 Monte-Carlo Simulation에서 확률밀도함수로 입력되어 결과에 반영되는데, 노출 변수들의 불확실성은 위해도 결과에 대해 과대평가 혹은 과소평가와 같은 정량적인 해석을 가능하게 한다. 따라서 본 연구에서는 결정론적 위해성 평가 이외에 노출 변수에 대해 확률론적 분포값을 사용하여 확률론적 위해성 평가(Probabilistic Risk Assessment, PRA)를 수행하고자 Monte-Carlo simulation을 사용하였다. 노출평가 시 적용 노출 인자 값들의 범위 및 분포 유형을 표 4에 제시하였고, Monte-Carlo simulation은 'Crystal Ball version 11.0' 소프트웨어를 사용하여 100,000번의 시뮬레이션을 수행하였다(Decisioneering, INC, 2000).

### III. 연구 결과 및 토의

#### 1. 시료 분석 결과

충청 · 전라(서산, 여수, 익산) 산업단지의 다매체

중 대기, 토양, 수질 시료 분석 결과를 표 6에 나타내었다. 시료의 검출 한계(Detection Limit)는 대기 0.05 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 토양 0.05mg/kg, 수체 0.042 $\mu\text{g}/\text{L}$ 이며, 평균값을 계산할 때 검출 한계 이하의 시료는 검출 한계값의 1/2 값을 사용하여 계산하였다. 또한 95% UCL 값은 평균과 표준편차, t-분포값을 이용하여 산출하였다. 수질 시료의 경우, 벤젠은 간헐적으로 검출되었으며(세 곳의 총 72개의 시료 중 8개 시료에서만 검출됨), 대부분의 시료는 검출 한계 이하로 나타났다. 따라서 본 연구에서는 물의 섭취(ingestion), 물 사용 시 휘발로 인한 호흡 및 피부접촉에 대한 노출경로는 위해성 평가에서 제외하였다.

#### 2. 인체 위해성 평가 결과

##### 1) 결정론적 위해성 평가의 위해도 산정

비발암 위해도의 경우 모든 지역에서 유해성 지수가 1.0 이하로 나타났다(표 7). 지역별로 여수 공단 지역이 타 지역에 비해 상대적으로 높았으며, 비발암 위해도는 매우 적은 것으로 나타났다. 또한 매체별로는 대기에 의한 비발암 위해도가 토양이나 수질에 비해 상대적으로 크게 나타났으며, 83~93% 범위의 비발암 위해 기여도를 나타냈다.

지역별 초과 발암 위해도(excess cancer risk, ECR)의 계산 결과를 표 8에 제시하였다. 발암 위해도의 경우 서산, 여수, 익산 모든 대상 지역에서 1.0  $\times 10^{-6}$ 을 상회하는 결과가 나타났다. 환경 매체 중에서 대기 흡입에 의한 발암 위해도가 가장 높게 나

표 6. 대상 산업단지의 대기, 토양, 수질 시료 분석 결과

		시료수(개)	평균	표준편차	95% UCL	최대값	최소값
서산	대기( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	24	0.39	0.32	0.53	1.37	N.D(0.05)
	토양(mg/kg)	36	0.10	0.28	0.19	1.61	N.D(0.05)
	수질( $\mu\text{g}/\text{L}$ )	24	0.06	0.09	0.10	0.33	N.D(0.042)
여수	대기( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	24	1.11	2.09	1.99	9.61	N.D(0.05)
	토양(mg/kg)	36	0.07	0.11	0.11	0.44	N.D(0.05)
	수질( $\mu\text{g}/\text{L}$ )	24	0.12	0.40	0.29	1.94	N.D(0.042)
익산	대기( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	24	0.70	1.14	1.18	4.53	N.D(0.05)
	토양(mg/kg)	36	0.21	0.40	0.35	1.88	N.D(0.05)
	수질( $\mu\text{g}/\text{L}$ )	24	0.04	0.08	0.07	0.37	N.D(0.042)

N.D = Not Detected(Detection Limit)

표 7. 지역별 벤젠의 비발암 위험도

		서 산	여 수	익 산
대 기	CTE <sup>1)</sup>	0.0035( 87%)	0.0099( 91%)	0.0062( 93%)
	RME <sup>2)</sup>	0.0049( 83%)	0.0182( 88%)	0.0108( 92%)
토 양	CTE	0.0001( 2%)	0.0001( 1%)	0.0002( 3%)
	RME	0.0002( 3%)	0.0001( 1%)	0.0003( 3%)
수 질	CTE	0.0004( 11%)	0.0009( 8%)	0.0003( 4%)
	RME	0.0008( 14%)	0.0024( 12%)	0.0006( 5%)
유해성 지수의 합(HI)	CTE	0.0040(100%)	0.0109(100%)	0.0067(100%)
	RME	0.0059(100%)	0.0207(100%)	0.0117(100%)

<sup>1)</sup>CTE(Central Tendency Exposure), <sup>2)</sup>RME(Reasonable Maximum Exposure)

표 8. 지역별 벤젠의 초과 발암 위험도 (excess cancer risk, ECR)

		서 산	여 수	익 산
대 기	CTE <sup>1)</sup>	$2.141 \times 10^{-6}$ ( 87%)	$6.093 \times 10^{-6}$ ( 91%)	$3.842 \times 10^{-6}$ ( 93%)
	RME <sup>2)</sup>	$3.000 \times 10^{-6}$ ( 83%)	$1.126 \times 10^{-5}$ ( 88%)	$6.679 \times 10^{-6}$ ( 92%)
토 양	CTE	$5.442 \times 10^{-8}$ ( 2%)	$3.809 \times 10^{-8}$ ( 1%)	$1.143 \times 10^{-7}$ ( 3%)
	RME	$1.088 \times 10^{-7}$ ( 3%)	$6.299 \times 10^{-8}$ ( 1%)	$2.004 \times 10^{-7}$ ( 3%)
수 질	CTE	$2.676 \times 10^{-7}$ (11%)	$5.352 \times 10^{-7}$ ( 8%)	$1.784 \times 10^{-7}$ ( 4%)
	RME	$4.955 \times 10^{-7}$ ( 14%)	$1.437 \times 10^{-6}$ ( 12%)	$3.469 \times 10^{-7}$ ( 5%)
유해성 지수의 합(HI)	CTE	$2.463 \times 10^{-6}$ (100%)	$6.666 \times 10^{-6}$ (100%)	$4.135 \times 10^{-6}$ (100%)
	RME	$3.604 \times 10^{-6}$ (100%)	$1.276 \times 10^{-5}$ (100%)	$7.226 \times 10^{-6}$ (100%)

<sup>1)</sup>CTE(Central Tendency Exposure), <sup>2)</sup>RME(Reasonable Maximum Exposure)

타났고, 토양과 수질에 의한 발암 위험도는 비교적 낮은 결과 값( $1 \times 10^{-7}$  이하)이 나타났다. 이는 벤젠이 휘발성이 강하여 대기 중에 많이 분포하는 특성이 있기 때문이라고 판단된다. 지역별 발암 위험도는 여수 공단지역이 타 지역에 비해 약간 높은 것으로 나타났다.

## 2) 확률론적 위해성 평가의 위험도 산정

본 연구에서 결정론적 위해성 평가 결과, 대기에 의한 발암 위험도가  $1 \times 10^{-6}$ 을 초과하는 것으로 나타나 이에 대한 확률론적 위해성 평가를 수행하였다. 확률론적 위해성 평가 결과 중 각 지역별 발암 위험도 평균은 서산  $2.00 \times 10^{-6}$ , 여수  $5.428 \times 10^{-6}$ , 익산  $3.380 \times 10^{-6}$ 으로 계산되었다. 이는 평균값을 활용한 결정론적 위험도 산정에서 도출된 CTE 발암 위험도와 비슷한 수준을 나타내었다. 확률론적 위해성 평가 95% percentile의 경우 서산  $2.923 \times 10^{-6}$ , 여수  $7.951 \times 10^{-6}$ , 익산  $4.961 \times 10^{-6}$ 으로

계산되었다(표 9). 결정론적 위해성 평가의 결과와 비교할 경우, 서산 95% UCL 값을 활용한 RME의 값은 서산의 확률론적 위해성 결과 분포에서 97%에 위치하였고, 여수의 확률론적 위해성 결과 분포에서 99%에 위치하였으며, 익산의 경우는 99%에 위치하여 비교적 유사한 결과를 예측한 것으로 나타났다. 확률론적 위해성 평가 결과 보수적 기준인  $1.0 \times 10^{-6}$  발암 위험도 수준을 초과하는 Percentile은 서산 97%, 여수 99%, 익산 98%로 나타났다. 그러나 발암 위험도 수준을  $1.0 \times 10^{-6}$  이상으로 설정하는 경우에는 대기 흡입에 의한 발암 위험도가 낮을 것으로 예상된다. 대체로 미국과 유럽의 경우 초과 발암 위험도 수준을  $1.0 \times 10^{-4} \sim 1.0 \times 10^{-6}$  범위에서 설정하여 위험도 관리를 수행하기 때문에 향후 보다 상세한 모니터링을 통한 인체 위해성 평가가 이루어져야 할 것으로 판단된다.

확률론적 위해성 평가 결과에 대한 민감도 분석



표 9. Probabilistic risk assessment of each industrial area

Percentile		서산	여수	익산
DRA	CTE	$2.141 \times 10^{-6}$	$6.093 \times 10^{-6}$	$3.842 \times 10^{-6}$
	RME	$3.004 \times 10^{-6}$	$1.126 \times 10^{-5}$	$6.679 \times 10^{-6}$
PRA	Min	$7.169 \times 10^{-8}$	$3.044 \times 10^{-7}$	$2.386 \times 10^{-7}$
	5%	$1.226 \times 10^{-6}$	$3.311 \times 10^{-6}$	$2.053 \times 10^{-6}$
	10%	$1.369 \times 10^{-6}$	$3.702 \times 10^{-6}$	$2.299 \times 10^{-6}$
	20%	$1.558 \times 10^{-6}$	$4.219 \times 10^{-6}$	$2.623 \times 10^{-6}$
	30%	$1.701 \times 10^{-6}$	$4.612 \times 10^{-6}$	$2.870 \times 10^{-6}$
	40%	$1.830 \times 10^{-6}$	$4.963 \times 10^{-6}$	$3.090 \times 10^{-6}$
	Median	$1.957 \times 10^{-6}$	$5.309 \times 10^{-6}$	$3.306 \times 10^{-6}$
	60%	$2.089 \times 10^{-6}$	$5.669 \times 10^{-6}$	$3.532 \times 10^{-6}$
	70%	$2.234 \times 10^{-6}$	$6.066 \times 10^{-6}$	$3.781 \times 10^{-6}$
	80%	$2.414 \times 10^{-6}$	$6.561 \times 10^{-6}$	$4.091 \times 10^{-6}$
	90%	$2.681 \times 10^{-6}$	$7.291 \times 10^{-6}$	$4.545 \times 10^{-6}$
	95%	$2.923 \times 10^{-6}$	$7.951 \times 10^{-6}$	$4.961 \times 10^{-6}$
	Max	$7.321 \times 10^{-6}$	$1.995 \times 10^{-5}$	$1.250 \times 10^{-5}$

(sensitivity analysis) 결과, 노출빈도(EF), 체중(BW), 노출시간(ET), 호흡률(IRinhalation)이 확률론적 위해성 평가의 결과값에 미치는 영향이 각각 32.9%, 31.9%, 21.7%, 13.1%로 나타났다. 따라서 향후 공단 지역에서의 대기 오염물질(벤젠)의 노출 빈도, 노출 집단의 체중, 노출 시간, 호흡률 등에 대한 보다 상세한 노출빈도와 시간, 체중, 호흡률에 대한 지역 특성을 감안한 노출계수 조사를 활용한다면 확률론적 위해성 평가의 결과값의 신뢰도를 보다 향상시킬 수 있을 것으로 보인다.

#### IV. 결론

본 연구에서 충청 · 전라 산업단지 지역의 매체 별 벤젠 농도를 측정 후 위해성 평가를 수행한 결과 아래와 같은 결론을 얻었다.

1) 충청 · 전라 공단지역에서의 매체 별 대기, 수질, 토양 시료를 채취하여 벤젠을 분석한 결과, 대기 및 토양 시료의 경우 빈번히 검출되었으며, 수질 시료에서는 대체로 검출한계(Detection Limit:  $0.042\mu\text{g/L}$ )이하로 나타났다.

2) 대기, 토양, 수질 모니터링 결과값을 바탕으로

인체 위해성 평가를 수행한 결과, 벤젠 비발암 위해도는 모든 대상지역에서 유해성 지수(Hazard Index)는 1.0이하로 나타나 비교적 낮은 것으로 판단된다.

3) 초과 발암 위해도의 경우 모든 대상지역에서  $1.0 \times 10^{-6}$  발암 위해도 수준을 약간 상회하는 것으로 나타났으며, 대기 흡입에 의한 초과 발암 위해도 기여가 다른 노출경로에 비해 약 80% 이상을 차지하였다. 대기 흡입에 의한 발암 위해도 산정을 확률론적 위해성 평가를 수행한 결과, 결정론적 위해성 평가 결과값과 매우 유사한 범위를 나타내었다.

이상을 종합해볼 때, 모든 대상지역에서  $1.0 \times 10^{-6}$  발암 위해도 수준을 초과하는 값이 나타났으며, 보편적인 초과 발암위해도 기준( $1.0 \times 10^{-4} \sim 1.0 \times 10^{-6}$ )을 고려한다면 향후 산업단지 지역에 대한 상세한 모니터링을 통한 추가 위해성 평가가 이루어져야 할 것으로 판단된다. 특히 지역적 특성을 반영한 노출 계수의 반영, 산업단지 지역적 특성(지형 등)과 환경적 요인(기후 등)을 고려한 벤젠의 농도 분포값의 활용 등이 포함되어야 할 것이다.

## 참고문헌

- 국립환경과학원, 2007, 위해성 평가의 대상물질 선정기준, 절차 및 방법 등에 관한 지침(국립환경과학원 고시 제 2006-30호).
- 백성옥, 김수현, 김미현, 2005, 포항과 구미의 대규모 산업지역 대기 중 휘발성 유기화합물 농도 분포 특성에 관한 연구, 한국환경독성학회지, 20(2) 167-178.
- 연세대학교 환경공해연구소, 1997, 여천공단지역의 환경오염으로 인한 건강 위해성 평가, 국립환경연구원.
- 이용진, 2006, 공단지역에서 대기 중 Benzene 위험도에 근거한 암 사망 손실 비용 추정 연구, 연세대학교 환경보건학과 대학원 석사학위논문.
- 이진홍, 김윤신, 남병현, 1998, 석유화학단지의 휘발성 유기 화합물에 대한 확률론적 위험도 평가, 대한환경공학회지, 20(6) 841-850.
- 임성국, 2009, 공단지역과 대조지역의 주택실내·외 공기질(벤젠, 톨루엔, 이산화질소) 측정 및 노출평가, 대구가톨릭대학교 대학원 석사학위논문.
- 정성운, 김유정, 장석진, 김기현, 홍지형, 김조천, 선우영, 2006, 국내 매립지에서의 BTEX 성분을 중심으로 한 VOCs 배출량 산정 연구, 한국대기환경학회지 22(2) 154-270.
- 조성준, 신동천, 정 용, 이덕희, Breyse, P., 2002, VOCs 의 위해성 평가를 위한 노출분석 방법 연구, 한국환경독성학회지, 17(2) 147-160.
- 환경부, 2007a, 화학물질 위해성 평가보고서: 벤젠.
- 환경부, 2007b, 한국형 노출계수 개발 및 운영체계 구축 연구 - 한국 노출계수 핸드북.
- Decisioneering, INC., 2000, Crystall Ball version 11.0, User Manual.
- Directive, 2004/42/CE of the European Parliament and of the Council of 21 April 2004 on the limitation of emissions of volatile organic compounds due to the use of organic solvents in certain paints and varnishes and vehicle refinishing products and amending Directive 1999/13/EC.
- Hinwood A., Berko H., Farar D., Galbally I., and Weeks, I., 2004, Volatile organic compounds in selected microenvironments, Science of the Total Environment, 322(1-3), 155-166.
- Japan Ministry of Health (JMH), 2002, Guideline values of individuals volatile organic compounds.
- Kofi Asante-Duah, 1998, Risk Assessment in Environmental Management - A guide for Managing Chemical Contamination Problems.
- Malherbe, L., and Mandin, C., 2007, VOC emissions during outdoor ship painting and health-risk assessment, Atmospheric Environment, 41(30), 6322-6330.
- Rinsky, R., Young, R., and Smith, A., 1981, Leukemia in benzene workers. American Journal of Industrial Medicine, 2, 217-245
- Robinson S., Shah R., and Wong B., 1997, Immunotoxicological effects of benzene inhalation in male Sprague-Dawley rats. Toxicology, 119(3), 227-237.
- Rothman N., and Dosemeci M., 1996, Hematotoxicity among chinese workers heavily exposed to benzene. American Journal of Medicine, 29(3), 236-246.
- Smith M., and Zhang L., 1998, Biomarkers of leukemia risk: Benzene as a model. Environ Health Perspective Supplement, 106, 937-946.
- U.S. EPA. IRIS(Integrated Risk Information System), <http://www.epa.gov/iris/>

U.S. EPA, 1986, Guidelines for carcinogen risk assessment, Fed. Reg. 51.

U.S. EPA, 1989, Assessment Guidance for Superfund Volume I Human Health Evaluation Manual(Part A).

U.S. EPA, 1997, Exposure Factors Handbook.

WHO, 2000, Air quality guideline for Europe.

Yin S., Li, Q., and Liu Y., 1987, Occupational exposure to benzene in China, British Journal of Industrial Medicine, 44, 192-195.

최종원고채택 11. 08. 12