

## 위해성평가를 이용한 토지이용 가능성 판단

이효민 · 정기호\* · 윤은경 · 최시내 · 김명수\*\*

식품의약품안전청 국립독성연구소 위해도평가실, \*부산대학교 화학과,

\*\*한국과학기술연구원 생체대사연구센터

## Decision-Making of Future Land Use Using Risk Assessment

Hyomin Lee, Gi Ho Jeong\*, Eunkyung Yoon, Shinai Choi and Myungsoo Kim\*\*

*Division of Risk Assessment, Korea Food and Drug Administration*

Einpyung-gu Nokbun-dong 5, Seoul 122-704, Korea

*\*Department of Chemistry, Pusan National University*

Kumjeong-gu Jangjeon-dong San 30, Pusan 609-735, Korea

*\*\*Bioanalysis and Biotransformation Research Center,*

*Korea Institute of Science and Technology*

P.O.BOX 131 Cheongryang, Seoul 136-791, Korea

Risk assessment in soil applied to the prediction of long-term and short-term impact to human health and decision making of future land use. PCBs are classified as B2 group(probable human carcinogen) based on the induction of hepatocellular carcinomas in rats and mice from IRIS(Integrated Risk Information System). This study was conducted to compute the excess cancer risk to hepatocellular carcinoma of PCBs through regarding of commercial use to the future land use in some Ulsan area having soil pollution problem by PCBs. The range of PCBs pollution levels was from N.D.-20 ppb (n=20) determined by gas chromatography. To assess the transport of PCBs in soil to vapor and to particle, it was used soil-to-air volatilization factor and particle emission factor. For the human exposure assessment to the commercial use, the exposure pathways (direct soil ingestion, vapor and particle inhalation) and exposure parameters were decided through regarding exposure scenario to adult man and women.

This study was used new slope factor suggested by IRIS(1998), changing the single-dose slope factor of  $7.7 \text{ (mg/kg/day)}^{-1}$  to slope which ranges from  $0.07 \text{ (mg/kg/day)}^{-1}$  (lowest risk and persistence) to  $2.0 \text{ (mg/kg/day)}^{-1}$  (high risk and persistence).

The chronic daily intake 95th percentile value was  $4.80 \times 10^{-9} \text{ (mg/kg/day)}$  induced by Monte-Carlo simulation. Computed excess cancer risk 95th percentile value was  $4.84 \times 10^{-9}$  and this value was lower than  $10^{-4}$  that suggested as management goal in superfund commercial use. Therefore, subjected site can be used as commercial use in the future.

**Key words** : PCBs, Soil ingestion, Vapor and particle inhalation, Chronic daily intake, Excess cancer risk, Monte-Carlo simulation

### 1. 서론

위해성평가는 유해화학물질에 의한 어떤 규명된 노출로부터 생길 수 있는 유해영향의 발생확률을 계산함으로써 최적의 위해성 관리를 위한 도구로 쓰여진다. 토양평가에 쓰여지는 위해성평가의 활용은 미국의 superfund case study를 통해 이미 보고

된 바 있다<sup>1</sup>. 토양 오염도자료와 독성자료들을 근거로 미래 토지이용 가능성을 판단하거나 복원목표를 설정할 때 위해성 평가 방법론이 쓰여지며 또한 토양복원 기술 적용 후 기술의 효율성 평가에도 쓰여질 수 있다. 토양평가에 쓰여지는 위해성평가의 주제는 사람의 건강으로서 오염된 토양에서 사람이 생활할 경우를 가정으로 그에 합당한

노출시나리오와 노출변수를 적용하여 주므로 실제 있을 수 있는 유해영향 발생확률을 계산하게 된다. Polychlorinated biphenyls(이하 PCBs로 표기)는 B2(probable human carcinogen) group으로 알려지고 있으며<sup>2</sup>, 항체감소 등의 면역장애, 내분비계 이상, 성장독성 및 발생 독성과 같은 동물독성과 피부 및 손톱의 색소 침착, 적혈구 수 감소, 신경계 이상 등의 인체 독성 등을 나타내는 것으로 보고되고 있다<sup>3</sup>. 최근 U.S. EPA (1998)에서는 노출상황을 고려한 PCB 독성값의 차별 적용이 보고되면서 보다 세부적인 위해성 분석이 가능하게 되었다.

본 연구에서는 PCB오염이 문제시되는 울산지역의 일부 토양을 대상으로 위해성평가를 실시하여 위해도치를 산출하였고, 상업지역으로의 활용 가능성 여부를 평가하고자 하였다.

## 2. 위험성 확인

### 2.1. 환경 내 동태

PCBs는 각종 플라스틱제제의 조형제로 널리 쓰이고 있으며, 제조과정 중이나 폐기물의 소각시 불완전 연소에 의해 형성되어 대기 중으로 배출된다. 대기 중 PCBs는 입자상에 흡착되어 대기 중에 2~3일간 체류하다가 수질이나 토양으로 침강된다.

PCBs의 토양오염은 산업폐기물의 매립과 PCBs 관련 농약사용 등에 기인하며, 토양흡착계수가 커서 저니토나 토양 중 체류시간이 긴 편이다. 토양 중에서 PCBs는 화학적, 생물학적 반응이 거의 없는 것으로 보고되었으며, 화학적 반응에 대한 반감기는 약 5년 정도로 염소화 정도, 토양의 유기물질의 함유 정도에 영향을 받는다<sup>4</sup>.

국내에서의 PCBs 사용은 약 20여년 전 전기설비용품에 대해 사용중지 된 바 있고, 최근에는 산업안전보건법상 허가대상물질로 지정되어 사용이 규제되고는 있으나, PCBs 사용 후 부적절한 사후처리 혹은 공정상의 발생이 환경오염의 원인이 되고 있다<sup>5</sup>.

### 2.2. 독성자료

PCBs는 전형적인 간독성물질이며, 간 이외에도 피부나 면역기계, 생식기계 등에도 영향을 미치는 것으로 보고되고 있다. 실험동물 중 가장 민감한 동물종은 Rhesus Monkey로 특히 암컷의 경우가 더욱 민감한 것으로 알려졌다<sup>6</sup>. 이밖에도 rat, mouse, mink 등의 동물실험을 통해 다양한 PCBs의 독성이 보고된 바 있는데, 단기 노출시 치사율의 증가, 성장저해, 탈모증, 좌창, 지방간, epithelial hyperplasia 등과 함께 흰쥐에서는 태아의 형성 및 성장에 영향을 미친다는 연구결과가 보고되고 있다(Table 1).

Table 1. Hazardous effects of PCBs in vivo<sup>4</sup>.

Toxicity	Effects
Carcinogenicity	- Cancer of the liver, biliary tract and rectal, malignant melanoma and pancreatic cancer in human after inhalation exposure - Hepatic carcinoma in rats and mice after oral exposure
Mutagenicity	- DNA fragmentation and DNA repair synthesis in rat hepatocyte. - Chromosomal damage in human lymphocytes
Developmental	- Behavioral alteration, decreased male fertility and number of fetuses, and damaged ventral prostate in rat - Fetal death in guinea pig, monkey, rabbit and rat - Decreased performance in discrimination test
Reproductive	- Decreased conception in rat, monkey and mink
Systemic	- Alteration of hepatic and renal function, endocrine abnormality, anemias and exophthalmia in rat and monkey - Decreased body weight gain in rat

만성, 아만성 독성실험에서는 탈모증, 콧창, 발톱 손상 등 피부증세, 갑상선 표피박리 등의 내분비계 이상, 간비대, 간괴사, 점액소 비대 등의 소화기계 이상 등이 나타나며, IgM과 IgG 항체 감소등의 면역독성과 발생독성을 나타내는 것으로 보고되고 있다.

역학자료에 의하면, PCBs의 호흡 노출시 간과 췌장, 담관, 직장 등의 종양발생이 증가되는 것으로 알려지고 있으나, 증거자료가 불충분한 것으로 보고되고 있어 Group B2로 분류되고 있다.

### 2.3. 용량-반응 평가

U.S. EPA에서는 환경 중에 존재하는 PCBs의 화합물 형태가 혼합물임을 고려하여, 최근 Arochlor 1260, 1254, 1242, 및 1016 각각에 대해 female rat에서의 hepatocellular adenomas, carcinomas, cholangiomas, 또는 cholangiocarcinomas 발생자료를 기초로 한 slope factor를 새롭게 발표하였는데, 이것은 환경 중 노출경로에 따라 가중되는 위해도 (risk)를 차별화한 값들을 제시한 것이다. 기존에 이용되던 oral slope factor 값,  $7.7 \text{ (mg/kg/day)}^{-1}$ 은 Norback과 Weltman(1985)<sup>7</sup>이 흰쥐를 대상으로 실시한 Arochlor 1260의 feeding 실험으로부터 나온 결과에 의한 것으로 모든 종류의 PCBs와 노출 경로에 일률적으로 사용되었었다. slope factor가 변경된 배경을 살펴보면, General Electric사가 오염지역에 대한 일률적인 U.S. EPA의  $7.7 \text{ (mg/kg/day)}^{-1}$  slope factor 적용에 대해 이의를 제기함으로써 실시한 제조사 결과 실제 상황에서의 위해도와 계산값과의 유의한 차이가 인정되어, 이들 데이터에 대한 재평가가 이루어졌다. 일부 PCBs 화합물들은 노출이 차단된 후에도 지속적으로 체내에 남아 생물학적 활성을 나타낸다<sup>8</sup>. 흰쥐를 대상으로 한 less-lifetime 노출 실험 결과 체내 축적성이 큰 혼합물(Arochlor 1260)의 경우 종양(tumor) 발생률이 더욱 크게 나타나는 반면, 체내 축적성이 낮은 혼합물(Arochlor 1016)은 종양 발생이 매우 낮은 것으로 관찰되었다. 이러한 차등적인 독성값을 적용, Arochlor 1254와 1260의 발암자료로부터 high risk slope, Arochlor 1242 자료로부터 low risk

slope 그리고 Arochlor 1016 자료로부터 lowest risk slope를 각각 구하여 노출경로별 적용을 다양화하였다. 예를 들면, 생체내 축적성을 지닌 PCBs 화합물의 경우 일반 PCBs보다 더욱 강한 독성을 나타내므로<sup>9,10</sup>, food chain에 의한 노출이나 유아기 초기 노출시 'high risk slope'가 적용된다.

새로운 slope factor는 모두  $7.7 \text{ (mg/kg/day)}^{-1}$ 에 비해 낮은 값인데, 현재로서는 이 값이 실제 환경적용에 더욱 타당한 것으로 인정되고 있다. 그 이유는 우선, 실제 생산되는 PCBs는 독성이 비교적 강한 Arochlor 1016, 1242, 1254, 및 1260으로 전체 생산의 90%를 차지하고 있으나, 환경 내에 존재하는 PCBs는 이들을 포함한 7 가지의 congener가 비슷한 양으로 동시에 존재하며, 동물실험시에도 이들 congener들이 모두 동시에 적용되지 못하고 합성된 2~3 종류의 PCBs만이 적용된다. 게다가 PCBs는 그 congener들의 종류에 따라 환경 내 존재나 생체축적 정도가 달라서, 예를 들면 물고기 근육에 축적되거나 저니토에 잔류되는 PCBs는 주로 고염소화 PCBs이고, 수중에 녹아있는 경우는 저염소화 PCBs들이다. 이러한 점들로 미루어 완화되긴 했으나, 새로운 위해도의 적용이 실제 환경 중 존재하는 PCBs에 적합하다 할 수 있다.

Table 2는 PCBs 혼합물별 용량-반응 동물자료를 설명하고 있다<sup>11</sup>.

그림 1과 같이 PCBs 혼합물들 중 가장 slope가 큰 것은 Arochlor 1254이고, 가장 완만한 slope를 나타내는 혼합물은 Arochlor 1016이다.

따라서 Table 2의 동물자료로부터 구해진 slope factor와 개개 값에 대한 사용범위는 Table 3과 같다. 본 연구에서는 인체노출 평가에서 토양 섭취와 증기/입자 호흡 노출을 고려하였으므로 'high risk and persistence' 값을 선택 사용하였다.

## 3. 노출평가

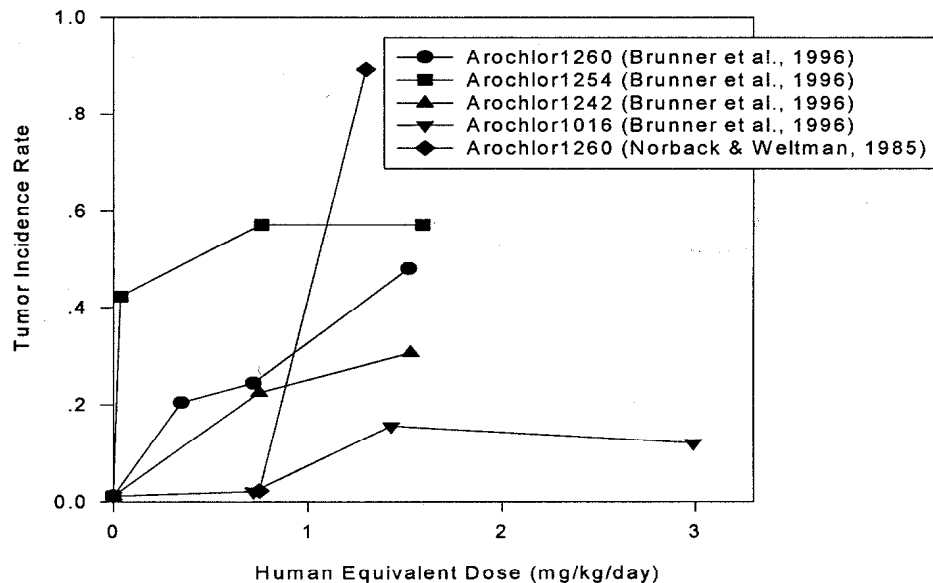
### 3.1. PCBs 분석방법 및 오염도 자료

토양 시료는 깊이 2-3 cm의 표층토로써 1996년 9월에 울산의 자연토양, 공업지역, 상업지역, 주택

**Table 2.** Carcinogenicity dose-response animal data by PCBs mixture.

PCBs	Administered Dose (ppm)	Human equivalent dose (mg/kg)/day	Tumor incidence
Arochlor 1260 (Brunner et al., 1996)	0	0	1/85
	25	0.35	10/49
	50	0.72	11/45
	100	1.52	24/50
Arochlor 1254 (Brunner et al., 1996)	0	0	1/85
	25	0.36	19/45
	50	0.76	28/49
	100	1.59	28/49
Arochlor 1242 (Brunner et al., 1996)	0	0	1/85
	50	0.75	11/49
	100	1.53	15/49
Arochlor 1016 (Brunner et al., 1996)	0	0	1/85
	50	0.72	1/48
	100	1.43	7/45
	200	2.99	6/50
Arochlor 1260 (Norback & Weltman, 1985)	0	0.75	1/45
	100/50/0	1.3	41/46

- Species : Sprague-Dawley rat (female)
- Route : Diet
- Tumor type : Hepatocellular adenomas, carcinomas, cholangiomas or cholangiocarcinomas
- Extrapolation method : Linear extrapolation below LED10s
- Cross-species scaling factor : 3/4 power of relative body weight

**Fig. 1.** Different slopes by PCBs mixture.

**Table 3.** Slope factors produced by different dose-response data.

Human Slope Factor	Criteria for use
▷ High Risk and Persistence	
Upper Bound 2.0 (mg/kg/day) <sup>-1</sup>	- food chain exposure
Central Estimate 1.0(mg/kg/day) <sup>-1</sup>	- sediment or soil ingestion
- based on studies of Arochlor 1260 and 1254	- dust or aerosol inhalation
	- dermal exposure, if an absorption factor has been applied
	- presence of dioxin-like, tumor-promoting, or persistent congeners
	- early-life exposure (all pathway and mixture)
▷ Low Risk and Persistence	
Upper Bound 0.4(mg/kg/day) <sup>-1</sup>	- ingestion of water-soluble congeners
Central Estimate 0.3(mg/kg/day) <sup>-1</sup>	- inhalation of evaporated congeners
- based on the study of Arochlor 1242	- dermal exposure, if no absorption factor has been applied
▷ Lowest Risk and Persistence	
Upper Bound 0.07(mg/kg/day) <sup>-1</sup>	- congener or isomer analyses verify that congeners with more than 4 chlorines comprise less than 1/2% of total PCBs
Central Estimate 0.04(mg/kg/day) <sup>-1</sup>	
- based on the study of Arochlor 1016	

가 등 20 개 지점에서 채취하였다. 이들은 실온에서 풍건시킨후 2 mm 메쉬의 체를 통과시켜 -4℃에 보관하였다가 분석하였다.

전처리 과정은 약 25-50 g의 마른 토양 시료를 환류장치에서 150 ml의 IN-KOH/Ethanol 용액으로 2 시간 동안 환류시킨후 약 50-60℃까지 식혔다. 여기에 100 ml의 n-헥산을 가하여 가볍게 흔든 후 여과지로 여과하여 여액을 모았다. 사용한 초자기구들은 20 ml의 n-헥산으로 두 번씩 세척하여 세척액을 상기 여액에 혼합하였다. 수층은 버리고 헥산층을 모아서 진한 황산으로 세척하고 난후, Kuderna-Danish 농축기를 이용하여 약 3 ml 정도로 농축시켰으며, 이 농축된 헥산은 다시 실리카 겔 컬럼과 Florisil PR 컬럼을 이용하여 PCBs 만 110 ml의 n-헥산으로 회수하여 질소를 사용하여 회수된 헥산을 증발시키고, 건조된 잔사에 메탄올 200 µl를 넣어 녹인 후 분석시료로 사용하였다.

실리카 겔과 Florisil PR을 이용한 컬럼에서의 PCBs 회수율은 93-96% 범위였다. PCBs의 분석에 사용된 기기는 전자포획검출기 (Electron Capture Detector with 63Ni)가 장착된 기체 크로마토그래

피 (Hewlett Packard, Model HP 5890A Series II)를 이용하였다. 사용한 컬럼은 Ultra-1 (25 m × 0.2 mm i.d., Hewlett Packard)를 사용하였으며, 이때 컬럼 오븐의 온도는 70℃에 1분간 머무른 후 30℃/min으로 200℃까지 올린후 200℃에서 2℃/min으로 240℃까지 온도 프로그래밍을 하여 분석하였다. PCBs의 정량은 3 ppm 짜리 PCBs 표준품 Kanechlor, KC 300:400:500:600 = 1:1:1:1 혼합물을 사용하여 검량선을 작성하여 분석하였다.

울산지역 20 개 지점에서 채취한 표면토양에서 분석된 총 PCBs농도는 불검출-20 ppb이었으며, 평균값은 5.1 ng/g, 중앙값은 1.7 ng/g, 그리고 8 개 지점에서 불검출로 나타났다.

오염도 자료는 불검출을 제외한 값으로 fitting program(Crystal Ball ver 4.0)을 이용하여 분포형태를 결정하였다. 오염도분포는 지수적인 분포의 형태를 취하고 있으며, 오염된 토양을 섭취하거나 호흡하게 될 접촉분율을 인체노출량 계산시 고려하여 주므로써 ND로 분석된 오염도 자료를 보정하였다.

### 3.2. 인체노출량 평가

상업지역으로 토지 활용시 지역에 거주하는 성인남자를 대상으로 인체노출량 평가를 하였으며, 오염도자료의 분포값을 활용하여 실질적인 노출확률값을 구하고자 Monte-Carlo 모의 실험을 실시하였다. 인체노출평가에 쓰여진 노출변수는 Table 4와 같다.

**Table 4.** Exposure Parameters used in Human Exposure Quantification.

Parameter	Definition	Default
BW	body weight(kg)	60
AT	average time(yr)	73
EF	exposure frequency(days/yr)	250
ED	exposure duration(yr)	25
IR <sub>soil</sub>	soil ingestion rate(mg/day)	50
IR <sub>air</sub>	workday inhalation rate(m <sup>3</sup> /day)	20
VF	soil to air volatilization factor(m <sup>3</sup> /kg)	calculate
PEF	particulate emission factor	calculate

인체노출경로는 토양 섭취, 증기 흡입, 입자 흡입을 고려하였고, 각 경로별 인체노출량 계산식은 U.S. EPA(1991)의 방법을 인용하였다<sup>6</sup>.

$Q_t$  (total exposure)

$$= Q_o(\text{soil ingestion}) + Q_i(\text{vapor inhalation} + \text{particle inhalation})$$

$$Q_t = \frac{C \times 10^{-6} \text{ kg/mg} \times EF \times ED \times IR_{\text{soil}}}{BW \times AT \times 365 \text{ days/yr}} + \frac{EF \times ED \times IR_{\text{air}} \times (I/VF + 1/PEF)}{BW \times AT \times 365 \text{ days/yr}}$$

호흡에 의한 노출경로는 토양에서 가스상과 입자상으로 전이되어 호흡을 통하여 인체 노출되는 것을 고려하였다. 각각의 전이되는 양을 계산하기 위한 방법론으로서는 EPA가 토양 중 오염물질의 호흡에 의한 노출량을 예측하기 위하여 제시하였던 토양-대기 휘발계수(soil-to-air volatilization factor,

VF)<sup>12</sup>, 입자상 배출계수(particulate emission factor, PEF)를 계산하여 노출량을 예측하는 방법론을 적용하였다<sup>6</sup>.

이 방법론에서 VF는 토양 중 오염물질과 대기 중 휘발된 오염물질간의 관계를 규명하는 계수이며, PEF는 토양 중 오염물질농도와 토양오염지역 표면에서 배출되는 먼지로부터 기인된 인체 호흡 가능한 입자(PM<sub>10</sub>)의 농도 사이의 관계를 규명하는 계수이다. 각 계수의 계산식은 다음과 같다<sup>6</sup>.

• Soil-to-Air Volatilization Factor(VF)

$$VF(\text{m}^3/\text{kg}) = \frac{LS \times V \times DH}{A} \times \frac{(3.14 \times \alpha \times T)^{1/2}}{(2 \times D_{ei} \times K_{as} \times 10^3 \text{ kg/g})}$$

$$\alpha(\text{cm}^2/\text{s}) = \frac{D_{ei} \times E}{E + (Ps)(1 - E)/K_{as}}$$

• Particulate Emission factor(PEF)

$$PEF(\text{m}^3/\text{kg}) = \frac{LS \times V \times DH \times 3600 \text{ s/hr}}{A} \times \frac{1000 \text{ g/kg}}{0.036 \times (1 - G) \times (U_m/U_t)^3 \times F(x)}$$

토양에서 대기로 전이되는 양을 구하기 위한 VF와 PEF는 Table 5에서 제시하는 변수들을 이용하여 계산하였다. 각 수치들은 실제 분석된 토양의 지리적, 지질학적 특성에 적합한 값들이 적용되어야 하지만, 실제 지역특성이 고려된 수치들이 제공되지 않고 있어 이러한 변수들에 대해 EPA에서 superfund case에 활용하는 수치들을 이용하였다.

PCBs로 오염된 지역(불검출-20 ng/g)을 상업지역으로 활용시 그 지역에서 25년 동안 1년에 250일 근무하는 성인 남자를 대상으로 토양 섭취와 증기/입자 호흡노출을 고려하여 계산한 인체노출량은 Table 6과 같다. Table 6에 의하면 토양섭취가 호흡노출에 비해 커서 만성일일 노출량 95th percentile 값이  $3.30 \times 10^{-9}$  (mg/kg/day)였다.

**Table 5.** Physico-chemical values of PCBs<sup>11</sup> and typical values used in superfund site<sup>13,14</sup>.

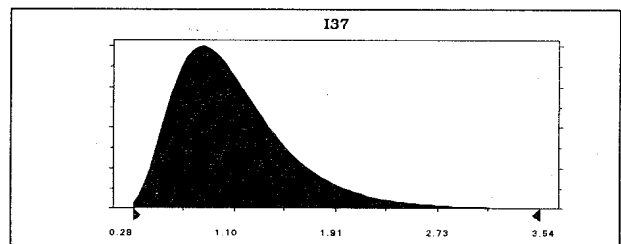
Parameter	Definition (units)	Default
K <sub>d</sub>	soil-water partition coefficient (L/kg)	26000
K <sub>oc</sub>	organic carbon partition coefficient (L/kg)	1.30 × 10 <sup>6</sup>
OC	organic carbon content of soil (fraction)	0.02
s	solubility (mg/L-water)	5.45 × 10 <sup>-3</sup>
MW	Molecular weight (g/mol)	340.8
LS	length of side of contaminated area (m)	45
V	wind speed in mixing zone (m/s)	2.25
DH	diffusion height (m)	2.00
A	area of contamination (cm <sup>2</sup> )	20,250,000
D <sub>ei</sub>	effective diffusivity (cm <sup>2</sup> /s)	3.54 × 10 <sup>-2</sup>
E	true soil porosity(unitless)	0.35
K <sub>as</sub>	soil/air partition coefficient (g soil/cm <sup>3</sup> air)	2.80 × 10 <sup>-7</sup>
Ps	true soil porosity (unitless)	2.65
T	exposure interval (s)	7.90 × 10 <sup>8</sup>
D <sub>i</sub>	molecular diffusivity (cm <sup>2</sup> /s)	0.05
H	Henry's law constant (atm-m <sup>3</sup> /mol)	1.78 × 10 <sup>-8</sup>
0.036	respirable fraction (g/m <sup>2</sup> -hr)	3.60 × 10 <sup>-2</sup>
G	fraction of vegetative cover (unitless)	0
U <sub>m</sub>	mean annual wind speed (m/s)	4.5
U <sub>t</sub>	equivalent threshold value of wind speed at 10m (m/s)	12.8
F(x)	function dependent on Um/Uo (unitless)	4.97 × 10 <sup>-2</sup>

**Table 6.** Percentile value of human exposure computed by Monte-Carlo simulation.

Exposure pathway	Percentile value of human exposure dose(mg/kg/day)			
	Mean	5th	50th	95th
Direct soil ingestion	1.09 × 10 <sup>-9</sup>	5.64 × 10 <sup>-11</sup>	7.55 × 10 <sup>-9</sup>	3.30 × 10 <sup>-9</sup>
Particle and vapor inhalation	2.97 × 10 <sup>-10</sup>	1.54 × 10 <sup>-11</sup>	2.06 × 10 <sup>-10</sup>	8.99 × 10 <sup>-10</sup>
Total	1.51 × 10 <sup>-9</sup>	6.80 × 10 <sup>-11</sup>	9.71 × 10 <sup>-10</sup>	4.80 × 10 <sup>-9</sup>

#### 4. 위해도 산출

위해도를 산출하기 위한 cancer potency factor 는 EPA, IRIS에서 제시하고 있는 high risk persistence 값(경구섭취와 호흡노출을 고려한 값)의 중앙값, 1.0 (mg/kg/day)<sup>-1</sup>와 상한(upper)값, 2.0 (mg/kg/day)<sup>-1</sup>를 이용하였으며, 각각의 계수 값은 Monte-Carlo 모의실험<sup>15</sup>을 수행하기 위하여 제시된 중앙값과 상한값을 만족시키는 log-normal 분포를 선택하여 적용하였다(Fig 2).



Log-normal distribution with parameters: central value: 1.00, upper value: 2.00

**Fig 2.** Distribution of cancer potency used in Monte-Carlo simulation for estimating cancer risk2.

Table 7. Percentile value of excess cancer risk to liver cancer.

Exposure pathway	Percentile value of excess cancer risk			
	Mean	5th	50th	95th
Direct soil ingestion	$1.19 \times 10^{-9}$	$5.38 \times 10^{-11}$	$7.27 \times 10^{-10}$	$3.90 \times 10^{-9}$
Particle and vapor Inhalation	$3.27 \times 10^{-10}$	$1.42 \times 10^{-11}$	$2.02 \times 10^{-10}$	$1.06 \times 10^{-9}$
Total	$1.52 \times 10^{-9}$	$7.17 \times 10^{-11}$	$9.65 \times 10^{-10}$	$4.84 \times 10^{-9}$

간암발생을 기초로 추계된 초과발암 위해도의 95th 값은 토양섭취에 의한 것이  $3.30 \times 10^{-9}$ , 호흡노출에 의한 노출이  $8.99 \times 10^{-10}$ 로 추계되었다.

위해도치 산출시 보다 더 현실성(reality)을 추구할 수 있었다. 이와 같은 결과는 전체시료 수에 대한 검출빈도를 고려하여 한 개인이 활동영역에 따라 이동할 수 있는 가능성을 반영하여 추계한 값이다.

## 5. 고찰 및 결론

토양평가에 쓰여지는 위해성평가는 인체건강에 미치는 장·단기적인 영향의 예측, 미래의 토지용도 결정, 복원목표의 설정, 복합물질 오염시 복원우선대상물질 선정 등에 활용되고 있다. 본 연구에서는 PCBs 단일물질에 대한 오염도 자료를 이용하여, superfund case에서 사용하는 전형적인 노출값들과 기대수명, 평균체중과 같은 우리나라 성인 남녀의 평균값을 사용하여 인체노출량을 평가하였다. 인체노출량평가에서 제한점으로는 실 연구대상 지역인 울산지역의 지형적, 지리적 정보자료(토양점도, diffusion height, 혼합고도 등)이 조사된 바 없어 superfund case 값을 사용하였다는 점과 인체노출값(호흡율, 토양섭취량) 역시 국내에서 조사된 값이 없어 미국 EPA의 RME (Reasonable Maximum Exposure) 값을 사용하였으므로 이러한 요인들이 실질적인 실제값으로부터 어느 정도의 오차를 유도하는 요인으로 작용되었으리라 생각된다.

일반적으로 superfund case에서 미래 토지 이용의 목표로 정하고 있는 위해도값은 주거지역의 경우  $10^{-6}$ , 상업지역 및 공장지역의 경우는  $10^{-4}$ 로 정하고 있다<sup>6</sup>. 본 평가에서 계산된 위해도 95th 값  $4.8 \times 10^{-9}$ 는  $10^{-4}$ 보다 월등히 낮아 상업지역의 사용이 가능한 것으로 판단되어졌다. 최근에 갱신된 slope factor는 과거에 일률적으로 쓰여지던 값에 비해 세분화되어 있고 노출경로를 고려하고 있어

## 참고문헌

1. U. S. EPA, *Risk Assessment Guidance for Superfund Vol.1 - Human Health Evaluation Manual (Part A)*, 1989, Office of Emergency and Remedial Response, U.S. Environmental Protection Agency.
2. IRIS(Integrated Risk Information System), *Polychlorinated biphenyls(PCBs) No. 0294*, 1998, U.S. Environmental Protection Agency.
3. Environmental Health Criteria, *Polychlorinated biphenyls and terphenyls-2nd Ed.*, World Health Organization, 1993, No.140.
4. ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. *Draft toxicological profile for polychlorinated biphenyls (update)*, 1996, U.S. Department of Health and Human Services. Agency for Substances and Disease Registry.
5. 노동부, 1986, *산업위생편람*.
6. U. S. EPA, *Risk Assessment Guidance for Superfund Vol. 1 - Human Health Evaluation Manual (Part B, Development of Risk-based Preliminary Remediation Goals)*, 1991, Office of Emergency and Remedial Response, U.S. Environmental Protection Agency.
7. D. H. Norback, and R. H. Weltman, *Environ. Health Perspect.*, 1985, 60, 97-105.

8. U. S. EPA, *Water Quality Standards: Establishment of Numeric Criteria for Priority Toxic Pollutants; States' Compliance-Revision of Polychlorinated Biphenyls(PCBs) Criteria*, 1998, Federal Register, Vol. 63, No. 63, April 2, pp 16182-16189.
9. R. J. Aulerich, R. K. Ringer and J. Safronoff, *Arch Environ. Contam. Toxicol.*, 1986, 15, 393-399.
10. T. C. Hornshaw, R. J. Aulerich and H. E. Jonhson., *J. Toxicol. Environ. Health*, 1983, 11, 933-946.
11. M. J. Brunner, T. M. Sullivan, A. W. Singer, et al. 1996, *An assessment of the chronic toxicity and oncogenicity of Arochlor-1016, Arochlor-1242, Arochlor-1254, Arochlor-1260 administered in diet to rats*. Study No. SC90192. Chronic toxicity and oncogenicity report. Battelle, Columbus OH.
12. U. S. EPA, 1986, *Development of advisory levels for PCBs clean up. Office of Health and Environmental assessment*. EPA/600/21.
13. California EPA. 1994. *Intermedia transfer factors for contaminants found at hazardous waste sites: Polychlorinated biphenyls (Arochlor-1254)*, Risk Science Program (RSP), Department of Environmental Toxicology, University of California.
14. U. S. EPA, 1994, *Superfund Chemical Data Matrix, Office of Solid Waste and Emergency Response*, U. S. Environmental Protection Agency.
15. Crystal Ball<sup>®</sup>. Version 4.0, 1996, *Decisioneering, Inc.*, pp 144-152.