

## 국내 유류오염지역에서의 석유계총탄화수소에 의한 비발암 인체위해성평가 전략

박인선 · 박재우\*

한양대학교 건설환경공학과

## Human Health Risk Assessment Strategy to Evaluate Non-carcinogenic Adverse Health Effect from Total Petroleum Hydrocarbon at POL-Contaminated Sites in Korea

In-Sun Park · Jae-Woo Park\*

Department of Civil and Environmental Engineering, Hanyang University

### ABSTRACT

Human health risk assessment for petroleum, oil and lubricant (POL) contaminated sites is challenging as total petroleum hydrocarbon (TPH) is not a single compound but rather a mixture of numerous substances. To address this concern, several TPH fractionation approaches have been proposed and used as an effective management tool for the POL-contaminated sites in many countries. In Korea, there are also recognized needs to establish a reliable and cost-effective human health risk assessment strategy based on the TPH fractionation method. In order to satisfy the social and institutional demand, this study suggested that the comprehensive risk assessment strategy based on a newly modified TPH fractionation method with 10 fractions, the Korean Standard Test Method (KSTM)-based analytical protocol and a stepwise risk assessment framework should be introduced into the domestic contaminated land management system. Under the proposed strategy, POL-contaminated sites can be effectively managed in terms of human health protection, and remedial cost and time can be determined reasonably. In addition, more researches required to increase our understanding of environmental risks and improve the domestic management system were proposed.

**Key words :** Total Petroleum Hydrocarbon (TPH), Human health risk assessment, TPH fractionation method, Contaminated land management

### 1. 서 론

토양오염관리정책의 기본 전략은 ‘농도 기반 관리방안 (concentration-based approach)’과 ‘위해성 기반 관리방안 (risk-based approach)’으로 나누어 볼 수 있다. ‘농도 기반 관리방안’은 현재 국내 토양오염관리정책의 근간을 이루고 있는 기본 전략으로서 토양환경보전법상 결정된 오염물질의 항목별 농도기준(우려기준)을 바탕으로 오염여부의 확인 및 복원수준의 결정 등을 수행하는 관리전략이다. 그러나 이 방법은 오염의 결과에만 초점을 맞춘 방안으로서 행정적인 관점에서 볼 때 의사결정을 신속하게 진

행할 수 있다는 장점을 가지고 있으나, 실제 수용체에 미칠 수 있는 건강적 또는 생태적 영향을 바탕으로 하지 않고 있다는 측면에서 실효성에 의문이 제기되어 왔다(박용하 외, 2005; 정승우 · 안윤주, 2007). 따라서 환경부에서는 2005년 토양환경보전법의 개정(2004. 12. 31)을 통하여 오염토양관리를 위한 위해성평가 제도를 부분적으로 도입하고, 2007년 ‘토양오염 위해성평가 지침’을 수립하여 평가의 절차, 내용 및 방법에 관한 사항을 제시함으로써 국내 토양환경 위해성평가를 위한 법률적 및 제도적 기반을 마련하였다.

‘토양오염 위해성평가 지침’ 살펴보면, 우선 평가대상은

\*Corresponding author : jaewoopark@hanyang.ac.kr

원고접수일 : 2011. 1. 21 심사일 : 2011. 7. 25 게재승인일 : 2011. 7. 26  
질의 및 토의 : 2011. 10. 31 까지

국유지 및 오염원인지를 찾을 수 없거나 파산한 경우의 오염부지(orphan sites)를 대상으로 벤젠, 톨루엔, 에틸벤젠, 자일렌(benzene, toluene, ethylbenzene, xylene: BTEX) 등의 유류 및 카드뮴, 납 등의 몇 가지 중금속에 대한 발암 또는 비발암 위해성을 노출경로에 따라서 평가할 수 있도록 구성되어 있다(환경부, 2009a). 그러나 본 지침에서는 몇 가지 위해성 지시물질(risk indicator compounds)만을 대상으로 하고 있을 뿐 실제 유류오염지역의 주요 오염물질인 석유계총탄화수소(Total Petroleum Hydrocarbon: TPH)로부터의 건강 영향을 평가하는 방안은 아직 고려되고 있지 않은 상황이다. 실제 국내 오염현황을 살펴보면, 특정토양오염관리대상시설에 대한 오염도조사 결과 기준 초과 사업장에서의 초과 오염물질은 대부분 유류 항목(TPH, BTEX)으로 조사되었고, 사고발생 및 민원유발지역에서의 TPH의 농도가 전국평균의 7배에 달하는 등 매우 높은 수준을 나타내고 있는 것으로 보고되고 있다(환경부, 2009b). 즉, 국내 토양오염의 주요 원인이 TPH 및 BTEX 등의 유류일 뿐만 아니라 TPH에 포함된 오염물질이 인체 또는 생물상(biota)에 독성을 나타낼 수 있기 때문에 (Jonker et al., 2006; Rowland et al., 2001; Van Gestel et al., 2001), BTEX 및 중금속과 같은 단일 물질과 함께 TPH의 노출에 의한 위해성을 과학적이고 합리적으로 평가할 수 있는 방안의 수립이 필요한 실정이다.

TPH는 알칸(alkanes, paraffins), 알켄(alkenes, olefins), 사이클로알칸(cycloalkanes, naphthenes) 및 방향족(aromatics) 화합물 등 수많은 물질로 구성된 혼합물로서 (TPHCWG, 1998b; API, 2001) 단일 물질이 아니기 때문에 TPH로부터 발생하는 위해성을 직접적으로 평가하는 것은 매우 어렵다. 유류에 포함된 모든 화합물의 종류 및 물리·화학적 특성이 알려져 있지 않을 뿐 만 아니라 알려져 있다 하더라도 모든 화합물을 분석하고 평가하는 것은 기술적 및 경제적으로 불가능하다. 실제 석유류에 포함된 수많은 화합물 중 물리·화학적 특성이 규명된 화합물은 약 250여종에 불과하고, 독성이 알려진 경우는 단 95개 화합물에 지나지 않는다(TPHCWG, 1999; TPHCWG, 1997b). 뿐만 아니라 유류가 환경에 누출되었을 경우 휘발, 용해 및 생물학적 분해 등의 풍화과정(weathering process)을 통하여 누출된 유류의 물리·화학적 조성이 달라지기 때문에 가솔린(gasoline) 또는 디젤(diesel)과 같은 제품유(whole product)를 대상으로 한 위해성평가 또한 적합하지 않다고 할 수 있다(TPHCWG, 1999).

따라서 본 연구에서는 국내 유류오염지역에서의 TPH에 의한 비발암 위해성을 효과적으로 평가하고 이를 바탕으로

로 합리적인 정화목표치를 선정할 수 있도록 국내 관리제도에 적합한 위해성평가 전략을 제안하는 것을 목적으로 하고 있다. 이를 위하여 위해성을 기반으로 오염지역을 관리하고 있는 미국, 영국, 캐나다, 네덜란드 등의 관련 평가전략 및 제도를 비교분석함으로써 TPH 위해성평가에 관한 시사점을 도출하고, 이와 함께 기존 연구결과를 바탕으로 국내 토양오염조사, 설계 및 정화 등 관리제도를 종합적으로 고려한 유류오염지역의 토양위해성평가 전략을 제안하였다. 또한 위해성에 기반한 오염도양 관리정책의 정착 및 효율적인 제도의 확립을 위하여 향후 수행할 필요가 있는 제반 연구들을 도출함으로써 국내 위해성평가 기술의 발전방향을 제시하였다.

## 2. 석유계총탄화수소 구간분획법에 기반한 토양 위해성평가 제도에 관한 고찰

TPH를 대상으로 한 비발암 인체위해성평가를 수행하는데 있어서 초래되는 문제점을 해결하기 위하여 TPH를 몇 가지 그룹으로 나누고 각각의 그룹을 단일 물질로 간주하여 위해성을 평가하는 방법인 TPH 구간분획법(TPH fractionation approach)이 미국 매사추세츠 환경보호국(Massachusetts Department of Environmental Protection: MaDEP)에서 처음 제안되었다(MaDEP, 1994). TPH 구간분획법은 인체위해성에 대한 신뢰도 높은 정보를 제공하면서도 TPH 분석방법의 간편함을 유지할 수 있는 장점을 가지고 있기 때문에(Brown et al., 1999) 미국 및 영국을 비롯한 유럽 여러 나라에서는 이 방법에 기반한 위해성평가제도를 유류 오염도양 관리정책에 활용하고 있다(TPHCWG, 1999; CCME, 2008a,b; Ascary and Pollard, 2005; RIVM, 2001; Ministry for the Environment, 1999). 이 중 대표적으로 사용되는 방법이 TPH Criteria Working Group(TPHCWG)에서 제안한 방법으로서 이 방법은 과학적 측면에서 가장 합리적이고 정교하게 만들어졌기 때문에 캐나다, 네덜란드 및 뉴질랜드에서는 TPHCWG 방법을 일부 수정하여 분획구간(fraction)의 종류 및 수, 분석방법 등을 포함한 고유의 TPH 구간분획법을 수립하여 사용하고 있다.

### 2.1. TPH Criteria Working Group (TPHCWG)

TPHCWG는 오염물질의 이동특성 및 equivalent carbon(EC) number를 바탕으로 TPH를 13개의 aliphatic 및 aromatic fraction으로 나누고 각 fraction의 물리·화학적 특성 및 독성치를 결정하여 위해성평가에 활용하는

방법을 고안하였다(TPHCWG, 1999). 약 180여 개의 유류 화합물에 대한 leaching factor(LF) 및 volatilization factor(VF)를 구하고 각 인자들과 EC number와의 상관관계를 도출한 후 이를 바탕으로 각 LF 및 VF가 10배까지 변하는 구간을 분획하여 각각의 fraction을 결정하였다(TPHCWG, 1997a). TPHCWG 방법에서는 일반 탄소수가 아닌 EC number를 바탕으로 fraction을 나누었는데 이는 EC number가 환경에서의 화합물 거동과 밀접하게 연관이 되어 있기 때문이다(TPHCWG, 1999). EC number는 노말알칸의 끓는점 또는 가스크로마토그래피(gaschromatography: GC)에서의 체류시간으로 표준화된 탄소수를 말하며, 일반적으로 EC number가 증가함에 따라 오염물질의 이동성은 감소하는 경향을 보인다(TPHCWG, 1997a). 또한 위해성평가에 필요한 각 fraction의 물리·화학적 특성을 도출하기 위하여 180여개 유류 화합물질의 용해도, 증기압, 유기탄소 분배계수 등의 특성들과 EC number와의 상관관계식을 구하고 각 fraction 구간의 중간 EC 값을 대입하여 구간을 대표하는 물리·화학적 특성값을 선정하였다(Table 1) (TPHCWG, 1997a). 다만, aliphatic EC21~35 구간의 경우 분자량이 큰 유류 화합물의 특성에 대한 자료가 부족할 뿐 만 아

니라 측정도 어렵기 때문에 aliphatic EC16~21 구간을 외삽하여 각각의 특성값을 도출하였다(TPHCWG, 1997a).

TPHCWG fraction의 대표 독성치는 문헌자료 조사와 독성시험을 통하여 적절한 surrogate를 결정하고 surrogate의 독성참고치(reference dose and concentration: RfD and RfC)를 각 fraction의 독성값으로 사용하였다(TPHCWG, 1997b). 이때 각 fraction의 RfD 및 RfC의 도출은 약 135개의 물질에 대한 아만성 및 만성독성(subchronic/chronic toxicity), 생식발생독성(reproductive/developmental toxicity), 면역독성(immunotoxicity) 및 신경독성(neurotoxicity) 자료를 활용하였으며, 특히 단일 화합물질 독성자료 보다는 혼합물에 대한 독성시험자료를 우선적으로 참고하였다(TPHCWG, 1997b). 이를 바탕으로 7개 fraction에 대한 대표 독성값을 도출하였으며, 이를 Table 1에 나타내었다.

TPH의 경우 비발암 위해성을 나타내기 때문에 노출농도와 독성참고치와의 비교값인 위험비율(hazard quotient: HQ)을 산정함으로써 각 fraction의 위해도를 도출한다(ASM, 1995; US EPA, 1989). 일반적으로 복합오염물질로 오염되었을 경우 또는 전체 노출경로로부터 초래되는 위해도를 산정하는데는 가산원칙(additivity principle)

**Table 1.** TPHCWG petroleum hydrocarbon fractions and their physicochemical and toxicological properties (TPHCWG, 1997a; TPHCWG, 1997b)

Fraction	Physicochemical Properties					Toxicity Data		
	Solubility (mg/L)	Vapor Pressure (atm)	Boiling Point (°C)	Log K <sub>oc</sub>	Henry's Law Constant (cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> )	Molecular Weight (g/mole)	Reference Dose (mg/kg-bw·d)	Reference Concentration (mg/m <sup>3</sup> )
Aliphatic Compounds								
EC5~6	36	0.35	51	2.9	33	81	5.0	18.4
EC6~8	5.4	0.063	96	3.6	50	100	5.0	18.4
EC8~10	0.43	0.0063	150	4.5	80	130	0.1	1
EC10~12	0.034	0.0006	200	5.4	120	160	0.1	1
EC12~16	0.00076	5.0 × 10 <sup>-5</sup>	260	6.7	520	200	0.1	1
EC16~21	3 × 10 <sup>-6</sup>	1.0 × 10 <sup>-6</sup>	320	8.8	4,900	270	2.0	NA <sup>a</sup>
Aromatic Compounds								
EC5~7	1,800	0.13	80	1.9	0.23	78	0.004 <sup>b</sup>	0.03 <sup>b</sup>
EC7~8	520	0.038	110	2.4	0.27	92	0.2	0.4
EC8~10	650	0.0063	150	3.2	0.48	120	0.04	0.2
EC10~12	250	0.0006	200	3.4	0.14	130	0.04	0.2
EC12~16	5.8	5.0 × 10 <sup>-5</sup>	260	3.7	0.053	150	0.04	0.2
EC16~21	0.65	1.0 × 10 <sup>-6</sup>	320	4.2	0.013	190	0.03 <sup>c</sup>	NA
EC21~35	0.0066	4 × 10 <sup>-10</sup>	340	5.1	0.00067	240	0.03 <sup>c</sup>	NA

<sup>a</sup>NA; not available

<sup>b</sup>Based on US EPA benzene value

<sup>c</sup>Pyrene (C<sub>16</sub>) value

을 기본으로 하고 있기 때문에(US EPA, 1986), TPH의 위해도는 각 fraction의 HQ값을 합산한 값인 위험지수(hazard index: HI)를 구함으로써 산정할 수 있다(TPHCWG, 1999). 또한 위해성에 기반한 정화기준(risk-based cleanup level: RBCL)은 허용 위해도 값인 1을 기준으로 할 때의 노출농도로 구할 수 있으며(ASM, 1995), TPH의 정화기준은 각 fraction의 정화기준과 무게비를 이용하여 식 (1)과 (2)로 구할 수 있다(TPHCWG, 1999).

(토양으로의 직접 노출경로)

$$RBCL_{TPH} = \frac{HI}{\sum MF_i / RBCL_i} \quad (1)$$

(섭취 및 흡입에 의한 간접 노출경로)

$$HI = \sum \text{Minimum} \left[ \left( \frac{MF_i \times RBCL_{TPH}}{RBCL_i} \right), \left( \frac{C_{sat_i}}{RBCL_i} \right) \right] \quad (2)$$

RBCL<sub>TPH</sub>: TPH 정화기준

MF<sub>i</sub>: 각 fraction의 무게비

RBCL<sub>i</sub>: 각 fraction의 정화기준

C<sub>sat</sub><sub>i</sub>: 각 fraction의 토양포화농도

**2.2. 메사추세츠 환경보호국 (MaDEP)**

MaDEP 방법은 TPHCWG 구간분획법의 기본개념을 제 공한 기법으로써, 초기에는 석유계 화합물의 화학적 분류에 따라 alkane/cycloalkane (C5~32) 및 aromatic/alkene (C9~32) 두 그룹으로 나누고, 다시 alkane/cycloalkane 화합물을 독성 및 탄소수에 따라 3개의 그룹(C5~8, C9~18, C19~32)으로 분획함으로써 총 4개의 fraction을 사용하였다(MaDEP, 1994). 향후 TPHCWG 방법의 개발과 함께 용어 등을 포함한 내용이 일부 수정되어 alkane/cycloalkane 그룹은 aliphatic 화합물로 aromatic/alkene 그룹은 aromatic 화합물로 명칭을 바꾸고 aliphatic 그룹의 범위를 탄소수 36까지로 확장하였으며 각 fraction의 대표 독성치를 보다 합리적으로 수정하였다(MaDEP, 2002a, b). 또한 4개의 fraction을 Volatile Petroleum Hydrocarbon(VPH) 및 Extractable Petroleum Hydrocarbon (EPH) 분석방법에 따라 다시 구분하여 최종적으로 총 6개의 fraction으로 결정되었다(MaDEP, 2002b). VPH 분석방법은 낮은 탄소수(aliphatic C5~12, aromatic C9~10)의 휘발성이 강한 화합물을 purge & trap 및 GC를 활용하여 분석하는 방법이고 EPH 방법은 용매추출을 활용하여 높은 탄소수의 fraction을 분석하기 위하여 공인된 방법이다(MaDEP, 2004a, b).

**2.3. 캐나다, 네덜란드, 뉴질랜드 및 영국**

캐나다, 네덜란드, 뉴질랜드 및 영국의 경우 기본적으로 위해성 지시물질(risk indicator compounds)과 함께 TPH fraction을 위해성평가 대상으로 활용하여 유류오염부지를 관리하고 있다. TPH 구간분획법의 경우 각 나라마다 TPHCWG 방법을 부분적으로 또는 전적으로 차용하고 있으며 각 나라별 정책에 맞도록 fraction의 종류와 개수, 분석방법 등을 수정하여 고유의 평가방안을 수립하여 사용하고 있다. 그러나 각 fraction의 물리·화학적 특성 및 독성 정보는 전적으로 TPHCWG 방법에 의존하고 있다.

캐나다의 경우 TPHCWG의 13개 fraction을 독성치를 바탕으로 다시 조합하여 4개의 fraction: (1) Fraction 1(C6~C10), (2) Fraction 2(>C10~C16), (3) Fraction 3 (>C16~C34), (4) Fraction 4 (>C34)로 나누고 이를 대상으로 평가를 수행하고 있다(CCME, 2008a). 다만, aliphatic 과 aromatic 화합물을 나누지 않고, 대표적인 유류제품들의 분석결과를 바탕으로 총 탄화수소 중 aliphatic과 aromatic의 무게비율을 80 : 20으로 가정함으로써 각 fraction의 분석과정을 단순화시키고 있다(CCME, 2008b). 분석방법의 경우 Fraction 1은 purge & trap, Fraction 2~4는 용매추출 후 GC/FID(flame ionization detector)를 이용하여 분석하고 Fraction 4 중 C50 이상의 화합물은 중량분석방법(gravimetric analysis)을 활용하고 있다(CCME, 2001).

네덜란드의 TPH 위해성평가 방법은 석유계 총 탄화수소를 TPHCWG fraction 중 같은독성치로 대표되는 7개의 그룹(aliphatic EC5~8, EC8~16, EC16~35, >EC35, aromatic EC5~9, EC9~16, EC16~35)으로 분류하고 이를 바탕으로 위해성평가를 수행한다(RIVM, 2001). 각 fraction의 독성 정보는 대부분 TPHCWG 값을 차용하고 있으나 aliphatic EC5~8 fraction의 경우 문헌조사 및 평가를 바탕으로 TPHCWG의 5 mg/kg·day 대신 2 mg/kg·day으로 수정되었다. 이때 단계적 평가전략(tiered approach)이 적용되는데 첫 번째 단계로 발암 위해성 지시물질을 대상으로 평가를 수행하고 두 번째 단계로 TPH에 대한 평가를 수행한다(RIVM, 2001). TPH fraction 분석을 위한 공인된 방법은 아직 수립되지 않았으며 기존의 TPH(C10~C40) 분석방법과 함께 휘발성 fraction (C6~C10)을 분석하기 위하여 다양한 분석방법을 병행하여 사용하고 있다(RIVM, 2001; Harmsen et al., 2005).

뉴질랜드 또한 기존의 유류 오염지역 관리정책에 적합하도록 TPHCWG 방법을 수정하여 사용하고 있다. BTEX, 다환방향족탄화수소(polycyclic aromatic hydrocar-

bon: PAH)와 같은 aromatic 화합물을 개별적으로 평가하고 있기 때문에 TPH의 경우 aliphatic과 aromatic fraction을 나누지 않고 (1)C7~C9, (2)C10~C14, (3)C15~C36의 세 그룹을 aliphatic fraction으로 간주하여 TPH의 비발암 위해성을 평가하고 있다(Ministry of the Environment, 1999). 각 fraction의 독성정보 및 물리·화학적 특성정보는 TPHCWG 값을 차용하고 있으며, 다만, C15~36 구간의 경우 TPHCWG EC9~16(0.1 mg/kgday)과 EC16~21(2.0 mg/kgday)의 가중 평균값(weighted mean)을 활용하였다(Ministry of the Environment, 1999). TPH fraction의 분석은 American Petroleum Institute(API)의 분석방법을 차용하여 사용하고 있다(API, 1993). 영국의 경우 TPHCWG 구간분획법을 전적으로 활용하고 있으며, 여기에 C44 이상의 API fraction을 추가하여 16개의 TPH fraction을 바탕으로 위해성평가를 수행하고 있다(API, 2001; Environment Agency, 2005).

### 3. 국내 유류오염지역을 위한 위해성평가 방안

#### 3.1. 유류오염지역 위해성평가 제도 확립을 위한 필요조건

국내 토양오염부지 관리정책에 있어서 위해성평가의 필요성에 대한 인식은 합의점에 도달한 상태라고 할 수 있다. 그러나 실제 토양위해성평가 제도의 실시는 사회적 합의 외에도 행정적, 기술적 평가방안의 마련 및 평가자의 전문성 확립 등이 전제되어야 한다는 점에서 국내의 경우 걸음마 단계에 있다고 할 수 있다. 특히, 유류오염지역의 경우 소수의 위해성 지시물질 외 TPH에 대한 평가는 전혀 고려되고 있지 않기 때문에 외국에서 시행되고 있는 유류오염지역 위해성평가 제도에 대한 고찰은 국내 관리제도 확립에 있어서 중요한 정보를 제공해 줄 수 있다. 따라서 각 국가들의 위해성평가 방법 및 현재 국내의 제도적 상황을 고려했을 때 유류오염지역의 위해성평가 방안 확립을 위한 필요조건을 살펴보면 다음과 같다.

첫째, 발암 위해성을 나타내는 몇 가지 위해성 지시물질 뿐 만 아니라 유류에 포함된 비발암성 화합물질의 건강 영향 또한 평가되어야 한다. 나라에 따라 차이는 있으나 위해성평가를 관리정책에 활용하고 있는 나라에서는 원칙적으로 위해성 지시물질의 발암영향과 TPH fraction의 비발암 영향을 동시에 고려하고 있고, 이를 위하여 평가기술, 분석방법 등의 제반 여건을 마련하고 있다. 특히, 우리나라 같이 유류오염이 주를 이루는 실정에서는 TPH의 독성에 의한 건강 영향 정도를 평가하는 것 뿐 만 아니라 이를 바탕으로 위해성에 기반한 정화목표치를 결정

함으로써 정화에 소요되는 시간과 비용을 합리적으로 결정하는 것 또한 위해성평가를 수행하는 중요한 목적 중의 하나일 수 있다.

둘째, 국내 토양오염 관리정책이 '농도 기반 관리방안'에서 '위해성 기반 관리방안'으로 전환되는 과도기적인 상황에서 토양오염 우려기준과 같은 현행의 관리기준과 위해성평가를 기반으로 한 토양질 기준의 상호 호환성이 고려되어야 한다. 즉, 기존 토양오염 관리기준의 행정적 편의성과 위해성평가 기반 관리기준의 과학적 합리성을 적절히 조화시킬 수 있는 관리체계의 확립이 필요하고 이를 통하여 위해성평가에 소요되는 막대한 비용과 정책결정비용을 감소시킬 수 있다. 이는 박용하 외(2005)의 연구에서도 제안된 방안으로서, 더 나아가 기존 관리기준에 대한 재설정이 필요하고 이때 반드시 인체 및 환경위해성이 고려되어야 한다고 주장하고 있다.

셋째, 각 국가들의 TPH 위해성평가 방안에서 살펴볼 수 있듯이 각 나라마다 고유의 TPH 구간분획방법을 고안하여 활용하고 있다. 따라서 국내 관리정책과 적절히 부합될 수 있고 과학적 신뢰도가 높으며 사용하기 간편한 TPH 위해성평가 방안이 마련되어야 한다. 이를 위하여 기존의 TPH 구간분획법의 과학적 신뢰도에 대한 검증이 필요하고, 이를 바탕으로 새로운 방법의 개발 또는 기존 방법의 수정 등 평가기술 확립, 고안된 방법의 국내 체계와의 호환성, 평가기술의 단순화를 통한 편의성 및 경제성 확보 등이 수행되어야 한다.

넷째, TPH는 분석방법에 의하여 값이 결정되는 method-defined parameter로서 분석방법이 달라지면 측정되는 TPH 농도 또한 달라진다. 따라서 TPH를 관리하는 각 나라마다 국가적으로 공인된 분석방법을 사용하고 있으며 국내에서는 토양오염공정시험기준(ES 07552.1)을 이용하여 토양 중의 석유계총탄화수소를 분석하고 있다(환경부, 2009c). 실제 TPH fraction을 바탕으로 위해성평가를 수행하기 위해서는 토양 및 지하수 중의 TPH fraction의 측정이 필요하지만, 현재 국내 분석체계에서는 이를 측정할 수 있는 분석방법이 결정되어 있지 않다. 또한 외국의 기존 분석방법을 그대로 차용할 경우 분석방법에 따라 값이 달라지는 TPH 또는 TPH fraction의 특성상 기존 관리기준과의 비교 평가가 불가능하기 때문에 조사 및 정화과정에서 추가 분석에 따른 막대한 비용이 소요될 수 있다. 따라서 기존의 분석방법과 호환될 수 있는 TPH fraction 분석방법을 확립하는 것이 매우 중요하다.

**3.2. 국내 유류오염지역 인체위해성평가 전략**

위에서 살펴본 바와 같이 국내 토양오염관리체계에 적합한 유류오염지역의 위해성평가 전략을 확립하기 위해서는 TPH 구간분획방법, TPH fraction 분석방법 및 토양오염관리체계의 위해성평가 적용방안이 통합적으로 고려되어야 한다. 따라서 본 논문에서는 기존의 연구결과들을 바탕으로 국내 토양오염관리체계에 적합한 인체위해성평가 전략을 제시하고자 한다.

**3.2.1. TPH 구간분획법**

TPHCWG 구간분획법은 현재까지 개발된 방법들 중 과학적인 면에서 가장 합리적이고 정교하게 구성되어 있기 때문에 새로운 방법을 개발하기 보다는 기존의 방법을 바탕으로 보완과 수정을 거쳐 국내 정책에 적합한 전략을 확립하는 것이 경제적인 면에서 타당할 수 있다. 실제 Park and Park(2011)은 최근 논문에서 국내 토양오염관리 정책에 적합한 국내형 TPH 구간분획법을 제안하였는데, 이는 각 fraction의 과학적 실효성, 국내 TPH 관리체계 및 TPH 분석방법을 기준으로 13개의 TPHCWG fraction을 수정하여 도출되었다. 본 연구에서 제안된 국내형 TPH 구간분획방법은 Table 2와 같이 10개의 TPH fraction (aliphatic and aromatic EC8~10, EC10~12, EC12~16, EC16~22, EC22~40)으로 구성되어 있다. TPHCWG fraction 중 우선 aliphatic EC5~6과 EC6~8 fraction이 제외되었는데 이 fraction들은 높은 휘발성으로 인하여 실제 풍화된(weathered) 유류 오염토양에서는 거의 검출되지 않을 뿐만 아니라(Park and Park, 2010), 현재 국내

TPH의 정의인 C8~C40에 포함되지 않기 때문이다. 또한 이 fraction은 가솔린 등의 유류가 누출된 직후에도 현재의 TPH 분석방법인 용매추출 방법 보다는 purge & trap 방법이 분석과정에서의 손실을 줄이는데 더욱 적절하기 때문에 국내 체계와의 호환성 및 실효성을 고려하여 제외되었다. 그리고 aromatic EC5~7과 EC7~8 fraction은 각각 벤젠과 톨루엔으로 대표되는 구간으로써 이 두 오염물질은 현재 위해성 지시물질로서 관리되고 있기 때문에 제외하였다. 또한 현재 국내 TPH의 정의가 탄소수 40번까지로 규정되어 있기 때문에 aliphatic EC22~40 fraction이 추가되고 EC35까지만 포함하던 fraction을 EC40까지 확대하였다. 마지막으로 국내 토양오염공정시험기준의 경우 짝수번의 노말알칸을 표준용액 및 체류시간표지(retention time window)로 사용하기 때문에 각 fraction의 분획이 짝수번으로 수정되었다. 이렇게 결정된 국내형 TPH fraction의 물리·화학적 특성 및 독성이 TPHCWG 정보를 바탕으로 도출되었는데, 특히 aliphatic 및 aromatic EC16~40의 경우 EC number와 각각의 특성에 대한 경험식을 바탕으로 재산정되었다. 독성치의 경우 현재까지의 문헌조사 결과 TPHCWG에서 산정된 대표 독성값을 재산정할 만한 새로운 독성정보의 부족으로 인하여 특별한 수정 없이 인체위해도를 산정하는데 활용하는 것으로 제안되었다. 특히, aliphatic 및 aromatic EC16~40의 경우 TPH fraction 분할 구간이 달라졌음에도 불구하고 TPHCWG의 EC16~35 구간의 독성치를 차용할 수 밖에 없는데 이는 heavy fraction의 독성정보가 매우 부족하여 TPHCWG조차도 pyrene(C16)의 독성을 이 구간

**Table 2.** Proposed TPH fractions and their physicochemical properties (Park and Park, 2011)

Fraction	Solubility (mg/L)	Vapor Pressure (atm)	Boiling Point (°C)	Log K <sub>oc</sub>	Henry's Law Constant (cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> ) <sup>d</sup>	Molecular Weight (g/mole)
Aliphatic EC8~10 <sup>a</sup>	0.43	0.0063	150	4.5	80	130
Aliphatic EC10~12 <sup>a</sup>	0.034	0.0006	200	5.4	120	160
Aliphatic EC12~16 <sup>a</sup>	0.00076	5.0 × 10 <sup>-5</sup>	260	6.7	520	200
Aliphatic EC16~22 <sup>b</sup>	1.1 × 10 <sup>-6</sup>	7.6 × 10 <sup>-7</sup>	350	9.0	7,600	270 <sup>c</sup>
Aliphatic EC22~40 <sup>b</sup>	1.1 × 10 <sup>-13</sup>	3.6 × 10 <sup>-11</sup>	510	14	2.6 × 10 <sup>6</sup>	440 <sup>c</sup>
Aromatic EC8~10 <sup>a</sup>	650	0.0063	150	3.2	0.48	120
Aromatic EC10~12 <sup>a</sup>	250	0.0006	200	3.4	0.14	130
Aromatic EC12~16 <sup>a</sup>	5.8	5.0 × 10 <sup>-5</sup>	260	3.7	0.053	150
Aromatic EC16~22 <sup>b</sup>	0.51	7.6 × 10 <sup>-7</sup>	350	4.2	0.011	180 <sup>c</sup>
Aromatic EC22~40 <sup>b</sup>	0.0015	3.6 × 10 <sup>-11</sup>	510	5.4	0.00026	260 <sup>c</sup>

<sup>a</sup> These values were compiled from TPHCWG data (TPHCWG, 1997a)

<sup>b</sup> Calculated from the empirical relationships (Park and Park, 2011)

<sup>c</sup> Estimated from the empirical relationships established in this study based on the molecular weight of 142 individual hydrocarbons

<sup>d</sup> Henry's law constant were calculated based on vapor pressure, water solubility and molecular weight of each fraction

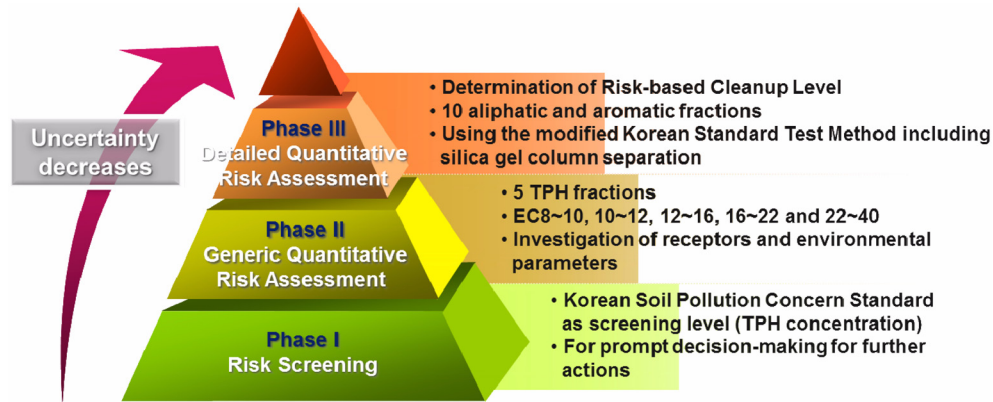


Fig. 1. Phased human health risk assessment framework for TPH-contaminated sites.

의 대표 독성으로 사용하고 있기 때문이다. 이는 정보의 부족을 보수적인 평가로서 상쇄시키기 위한 방편으로서 따라서 향후 유류오염지역 인체위해성평가의 신뢰도를 향상시키는데 가장 시급한 연구는 각 TPH fraction 및 유류에 포함된 개별물질들의 독성에 대한 폭넓은 연구라 할 수 있다.

### 3.2.2. 유류오염지역을 위한 단계적 위해성평가 체계

위해성을 기반으로 하는 관리정책은 농도를 기반으로 하는 정책에 비하여 노력, 비용 및 시간이 많이 소요된다. 따라서 과학적인 필요를 충족시키고 시간과 비용과의 균형을 맞추기 위하여 Park and Park(2011)의 연구에서는 3단계의 위해성평가 체계를 국내 관리체계에 도입시키는 방안을 제안하였다(Fig. 1). 우선 첫번째 Phase I 단계는 사전심사(screening) 단계로서 기존의 TPH 농도기준 즉, TPH 토양오염 우려기준을 심사기준(screening level)으로 활용한다. 이러한 논의는 비단 Park and Park(2011)의 연구 뿐 만 아니라 앞서 류혜림 외(2007)의 연구에서도 제안된 바 있으며, 국내 토양오염 관리현황의 특이성 및 기존 체계와의 호환성을 고려하여 토양오염 우려기준을 바탕으로 1차 스크리닝 후 우려기준을 초과하고 대책기준 미만의 오염토양의 경우 현장 특이적인 위해성평가를 수행할 것을 제안하였다. Phase I 단계에서 TPH 우려기준을 초과하는 경우 Phase II 일반위해성평가(generic quantitative risk assessment)가 수행되며, 이 단계에서는 Fig. 2에서 나타낸 바와 같이 TPH를 5개의 탄화수소 하위그룹(hydrocarbon subrange)으로 나누고 aliphatic과 aromatic fraction의 비율을 7:3으로 가정하여 평가를 수행한다. 일반적으로 국내에서 생산되는 휘발유 및 디젤 중 aromatic fraction의 함량은 약 15~20%로 알려져 있으나

(환경부, 2010), heavy oil이 오염원일 경우 aromatic 화합물의 비율이 더 높아진다는 점, aliphatic 화합물의 휘발성 및 생분해성이 aromatic 화합물 보다 높아 weathering이 진행됨에 따라 aromatic 화합물의 비율이 높아진다는 점(Boehm et al., 2008), 독성 또한 aromatic fraction의 경우 aliphatic 화합물 보다 높아 전체 위해도에 미치는 영향이 크다는 점에서 Park and Park(2011)은 aromatic fraction의 함량을 다소 높게 가정하였다. 이러한 보수적인 평가를 통하여 Phase II 단계의 불확실성을 감소시키고자 하였다. Phase II 단계의 TPH fraction의 분석은 aliphatic과 aromatic fraction을 나누지 않기 때문에 기존의 TPH 분석시의 GC 크로마토그램(chromatogram)의 면적을 간단히 합산하여 TPH fraction의 농도를 산정할 수 있다. Phase II 평가 결과 인체 위해성이 존재하는 것으로 판명되면 정화를 필요로 하는데 이때 정화목표치를 산정하기 위하여 Phase III 상세위해성평가(detailed quantitative risk assessment)를 수행한다. 이 경우 10개의 aliphatic 및 aromatic fraction을 모두 분석하여 평가에 활용함으로써 Phase I 또는 II 단계에 내재되어 있던 불확실성을 감소시키고 위해성 기반의 정화목표치(risk-based cleanup goal)를 합리적으로 결정할 수 있다.

위와 같은 단계적 평가체계는 개황조사, 정밀조사, 타당성평가, 정화설계 및 정화수행으로 이루어지는 국내 토양오염 처리 프로세스와 효과적으로 접목될 수 있다. 즉, Phase I은 개황조사 단계에 해당될 수 있는데, 이때의 기준이 TPH 토양오염 우려기준이기 때문에 기존의 개황조사 결과를 바탕으로 위해성평가 여부를 간단히 결정할 수 있다. Phase II 단계는 Phase I 또는 개황조사 시 기준을 초과한 지역만을 대상으로 정밀조사와 함께 수행되며, 이때 위해성평가를 위한 TPH fraction의 추가분석 없이 정

밀조사 결과만을 활용하여 Phase II 단계의 인체위해성을 평가할 수 있다. 일반적으로 위해성평가를 수행하는 데는 비용 및 시간 등의 자원이 많이 소요되기 때문에 경제적인 평가를 위해서는 필요한 데이터의 수준을 합리적으로 선택하고 이를 수집하는데 소요되는 노력을 최소화할 필요가 있다. 이러한 목적을 달성하기 위해서는 정밀조사 시 수집되는 데이터의 활용이 매우 중요한데, 국내의 경우 정밀조사 시 토양 및 지하수의 오염물질의 농도, 범위 뿐만 아니라 오염부지의 환경적 특성, 오염물질의 물리·화학적 및 생물학적 특성 등 오염부지 내 존재하는 오염물질의 현황과 함께 이동, 확산, 감소 등을 예측할 수 있는 정보 또한 포함되는 것이 일반적이다. 따라서 Phase II 인체위해성평가 수행 시 기존의 정밀조사 자료를 십분 활용함으로써 위해성평가만을 위하여 추가로 소요되는 비용을 감소시킬 수 있다. 또한 2007년 마련된 '토양오염 위해성평가 지침'에서는 토양위해성을 평가하는데 필요한 환경인자 및 노출인자 등의 참고치를 제시하고 있으며 만약 정밀조사 자료가 유효하지 않은 인자의 경우 이러한 참고치를 활용할 수도 있다. 다만, 국내 수용체의 노출인자에 대한 연구가 매우 부족하고, 특히 평균수명, 체중 및 체표면적의 연구가 거의 전무한 형편이기 때문에(안운주·이우미, 2007) 현재 마련된 '토양오염 위해성평가 지침'의 참고값들이 대부분 선진국의 자료를 단순히 차용하고 있는 형태라 할 수 있으며, 따라서 국내 수용체를 대표할 수 있는 노출인자 선정에 관한 체계적인 연구가 필요한 실정이다. 또한 복합오염지역의 경우 Phase II 단계의 인체위해성평가 과정에서는 TPH fraction 뿐만 아니라 BTEX 및 중금속 등 기존 단일 화합물의 위해성평가 또한 동시에 수행함으로써 통합적 위해성에 기반한 오염부지 관리를 가능하게 할 수 있으며 이를 위해서는 정밀조사 계획 수립시 위해성평가 계획을 반영하는 것도 합리적인 것으로 사료된다.

Phase II 단계의 일반위해성평가 과정에서 정화가 필요한 것으로 판단된 부지의 경우 타당성 평가 및 정화설계 시 정화대상 오염지역만을 대상으로 Phase III 상세위해성평가를 수행함으로써 부지 특이적인 정화목표치를 결정할 수 있다. TPH fraction 대상 인체위해성 평가 시 Phase II와 III의 가장 큰 차이점은 aliphatic과 aromatic 화합물의 분리 및 분석여부를 들 수 있는데 Phase II의 경우 기존 TPH 분석결과를 활용하지만 Phase III의 경우 aliphatic 및 aromatic 화합물을 나누어 분석한 결과를 사용한다. 실제 Park and Park(2011)의 연구결과에 따르면 Phase II의 보수적인 평가를 통하여 위해성의 여부는 신

속하게 평가할 수 있지만 TPH fraction의 함량에 따라 정화목표치는 민감하게 달라질 수 있기 때문에 정화목표치의 합리적인 설정을 위해서는 aliphatic과 aromatic fraction의 정확한 분석을 권장하고 있다. 일반적으로 aliphatic 및 aromatic 화합물의 분리과정은 매우 까다로운 뿐만 아니라 분석비용 또한 기존의 TPH 분석비용에 비하여 2~3배 정도 높게 소요되기 때문에 정밀조사 및 Phase II 전 과정에서 aliphatic 및 aromatic fraction을 나누어 분석하는 것은 분석시간 및 비용면에서 비합리적이다. 따라서 국내 토양오염 처리 프로세스 상 보다 정확한 정화기간, 정화비용 등의 설계를 위해서는 정화대상 오염지역만을 대상으로 Phase III 상세위해성평가를 수행하고 이때 보다 정확한 평가를 위하여 현장특이적인 인자들을 활용하는 것이 합리적이거나 사료된다. 더 나아가 오염부지가 소규모이거나 오염원 및 오염연혁(history)이 동일할 경우 대표적인 시료를 채취하여 aliphatic과 aromatic의 비율을 분석하고 이를 전 시료에 활용하는 것도 평가비용을 감소시킬 수 있는 한가지 방법일 수 있으며 이러한 구체적인 적용방안에 대한 연구 또한 향후 필요할 것으로 생각된다.

### 3.2.3. 토양오염공정시험방법 기반 TPH fraction 분석 방법

Park and Park(2011)은 국내형 TPH fraction의 분석을 위하여 토양오염공정시험기준을 바탕으로 TPH와 TPH fraction을 동시에 측정할 수 있는 분석방법을 Fig. 2와 같이 수립하였다. 이 방법은 기존의 토양오염공정시험기준에 실리카겔 컬럼(silica gel column)을 활용한 aliphatic/aromatic 화합물의 분리과정을 추가하여 구성되었으며, 단계적으로 적용되는 국내형 위해성평가 체계를 뒷받침하기 위하여 각 단계별로 필요한 분석과정을 구분하여 나타내고 있다. 우선 위해성평가 Phase I과 II의 수행시 기존의 토양오염공정시험기준을 이용하여 토양 중의 TPH와 5개의 TPH subrange를 측정하여 활용할 수 있다. 그리고 상세위해성평가를 수행하기 위해서는 aliphatic과 aromatic fraction의 분리가 필요하며 이를 위하여 실리카겔 컬럼에 오염토양에서 추출된 석유계 탄화수소 추출액을 주입하고 여기에 노말펜탄(n-pentane)을 적절히 통과시켜 aliphatic fraction을 추출한다. 다음으로 디클로로메탄(dichloromethane)과 아세톤(acetone)의 혼합용매를 주입하여 aromatic fraction을 용출시킴으로써 총 10개의 TPH fraction을 추출하고 이를 GC-FID를 이용하여 분석한다. 실리카겔 컬럼을 이용한 aliphatic/aromatic 분리시에는 aliphatic 및



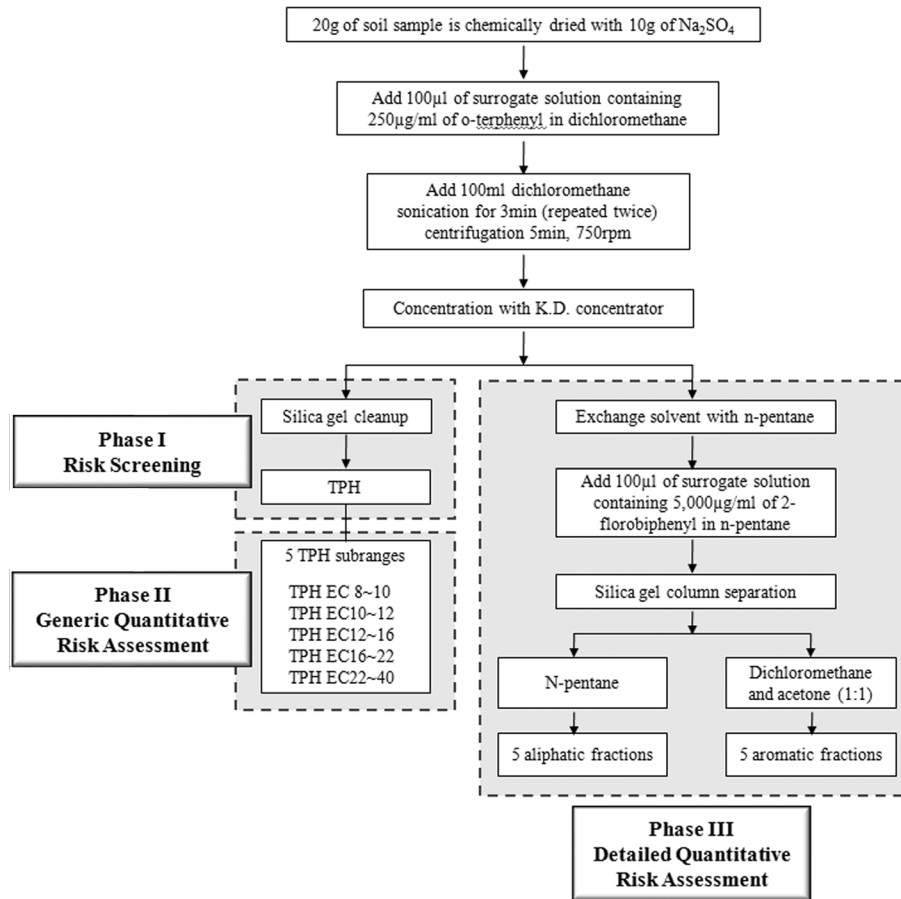


Fig. 2. Phased analytical protocol for TPH and TPH fractions based on the Korean Standard Test Method (Park and Park, 2011).

aromatic 화합물과 추출용매의 극성(polarity) 차이를 이용하게 되는데, 이때 토양오염공정시험기준에서 사용되는 디클로로메탄의 극성이 다른 물질들에 비하여 비교적 높기 때문에 노말펜탄 등을 이용한 aliphatic/aromatic 분리과정을 방해하는 역할을 할 수 있다(Badji and Kostic, 2000). 따라서 Fig. 2에 나타난 바와 같이 실리카겔 컬럼 분리과정을 수행하기 전에 디클로로메탄으로 추출된 오염 토양 추출액을 노말펜탄으로 치환해주는 과정이 필요하다.

토양오염공정시험기준 기반의 TPH fraction 분석방법의 분석효율을 살펴보기 위하여 Park and Park(2011)은 TPHCWG fraction을 위한 공인분석방법인 Direct Method(AEHS, 1998)의 TPH 및 TPH fraction 측정 결과와 비교하였다. 분석결과 토양오염공정시험기준 기반의 분석방법을 사용하였을 경우가 Direct Method로 분석하였을 경우 보다 TPH 및 TPH fraction의 분석효율이 높은 것으로 나타나 국내 유류오염지역의 위해성평가 시 TPH fraction의 농도를 분석하는데 효과적으로 활용될 수 있음을 보여주었다.

#### 4. 국내 유류오염지역의 위해성평가제도 확립을 위한 향후 연구방향

비록 기존의 연구를 통하여 국내 유류오염지역에서 TPH에 의하여 발생될 수 있는 비발암성 건강영향을 평가하기 위한 국내형 위해성평가 기본전략이 제안되었으나 과학적인 면에서 이를 보다 발전시키고 제도적인 면에서 국내 관리체제로서 확립시키기 위해서는 다음과 같은 부분에 대한 논의 또는 연구가 필요하다.

첫째, 위해성에 기반한 TPH 토양오염기준의 재설정 필요성이다. 국내 토양환경보전법의 목적이 국민의 건강 및 환경을 보호하는데 있고 토양오염의 피해대상은 사람과 자연환경이라는 점에서 현재 토양의 오염여부 판단기준 및 행정명령의 지표로 활용되고 있는 토양오염 우려기준은 인체 또는 생태위해성을 고려한 기준으로 재설정되어야 한다. 실제, Lee and Park(2002)의 연구에 의하면 토양환경보전법상의 오염물질이 우려기준의 75%의 농도로 복합 오염된 지역을 가정한 후 위해성평가를 수행한 결과

발암 또는 비발암 위해성이 매우 높게 산정되어, 현재 사용되고 있는 국내 기준의 실효성에 의문을 제기하고 위해성에 기반한 기준 재설정의 필요성을 보여주었다. 따라서 물질의 독성 및 노출 가능성을 다각적 고려한 기준 설정 방법에 대한 연구가 수행될 필요가 있다(정승우 외, 2009).

둘째, TPH 구간분획법에 대한 과학적인 보완이 필요하다. 즉, Park and Park(2011)의 연구에서 제안된 TPH 구간분획법은 현재의 과학적 정보외에도 국내 TPH 기준 및 분석방법 등 현행의 TPH 관리체계와의 호환성에도 중점을 두고 도출된 방안으로서, 이는 현 과도기적인 상황에서 위해성평가 정책의 진입장벽을 낮추어 위해성에 기반한 관리체계로의 전환을 앞당기기 위함이라 할 수 있다. 그러나 각 TPH fraction이 실제 위해도에 미치는 영향을 살펴보면 전체 TPH fraction 중 aliphatic EC8~16과 aromatic EC10~21 구간이 모든 노출경로에서 인체위해도에 미치는 영향이 가장 큰 것으로 나타났으며, 위 TPH fraction들의 위험지수(HI)는 13개 TPHCWG 구간들의 위험지수의 평균 96%에 해당되었다(Park and Park, 2010). 따라서 향후 국내 위해성평가 제도의 안정화와 함께 유류오염지역에서의 인체 위해성평가 시 모든 TPH fraction을 분석하고 평가하기 보다는 높은 위해도를 나타내는 TPH fraction에 초점을 맞추는 것이 효율적이고 경제적인 위해성평가를 위하여 합리적인 것으로 사료된다.

셋째, 유류에 포함된 화합물의 인체독성 및 생태독성에 관한 연구를 폭넓게 수행할 필요가 있다. TPH fraction의 대표 독성치는 각 구간에 포함된 화합물질의 독성정보를 바탕으로 결정되기 때문에 가용한 독성 정보가 많을수록 독성치에 대한 불확실성을 감소시킬 수 있다. 현재까지 참고 가능한 독성정보의 수는 매우 제한적으로서, 실제 수많은 유류내 화합물질들 중 독성참고치를 결정할 수 있을 만큼 충분한 정보가 존재하는 화합물은 약 40여종이고 부분적인 정보만 알려진 화합물 또한 95종에 지나지 않는다(TPHCWG, 1997b). 특히 aromatic fraction의 경우 aliphatic fraction에 비하여 대표독성이 약 10배 정도 높게 나타나는데 이는 실제 방향족 화합물의 높은 독성 뿐 만 아니라 가용한 독성정보가 지방족 화합물에 비하여 현격히 부족하기 때문으로 볼 수 있다. 따라서 과학적으로 보다 신뢰할 수 있는 위해성평가 결과를 얻기 위해서는 각 오염물질의 독성에 대한 충분한 평가가 선행되어야 한다. 또한 독성정보로부터 나타나는 불확실성 뿐 만 아니라 각 fraction의 물리·화학적 특성, 이동특성, 오염도 조사 및 개념모델(conceptual model) 작성, 노출평가 등

전반적인 위해성평가 과정 중에 나타날 수 있는 불확실성을 도출하고 이를 정성적 또는 정량적으로 평가하여 감소시킬 수 있는 방안에 대한 연구가 필요하다.

넷째, TPH 및 TPH fraction을 효과적으로 분석할 수 있는 분석방법에 대한 연구가 필요하다. 비록 Park and Park(2011)의 연구를 통하여 토양오염공정시험기준에 기반한 TPH fraction 분석방법의 효율성과 타당성이 입증되었으나 아직 보완해야 할 부분이 몇 가지 남아있다. 우선, 현재 제안된 분석방법으로는 aliphatic EC5~8 fraction은 분석과정 중의 손실(loss)로 인하여 정확한 분석이 불가능하다. 물론 오염이 일정기간 지속된 풍화된 유류오염부지의 경우 이러한 경량의 fraction은 거의 검출되지 않는다. 그러나 오염이 발생된 직후 또는 주유소와 같이 계속적인 제품유가 취급되는 경우에는 이 구간의 TPH fraction이 건강에 미치는 영향력이 높아지게 된다. 따라서 토양, 지하수 특히 공기 중의 aliphatic EC5~8 fraction의 농도를 정량할 수 있는 분석방법이 포함될 필요가 있다. 또한 실리카겔 컬럼을 이용한 aliphatic/aromatic fraction의 분리과정 시 디클로로메탄을 노말펜탄으로 치환하는 과정이 포함되어 있는데 이는 디클로로메탄의 극성 때문이므로 이를 해결하기 위한 방법으로 오염토양 추출용매를 디클로로메탄에서 노말펜탄으로 대체하는 방안을 고려해 볼 수 있다. 실제 디클로로메탄과 노말펜탄을 비교한 결과 비슷한 추출효율을 나타내었으며, 이를 통하여 유류오염토양의 추출용매로서 노말펜탄의 적용 가능성을 확인할 수 있었다(Park and Park, 2010). 일반적으로 실리카겔 컬럼을 이용한 aliphatic/aromatic fraction의 분리는 매우 민감한 과정으로써 추출용매의 부피, 실리카겔의 입도, 활성화 온도 및 습도와 같은 분석실의 환경조건에 따라 분리효율이 달라지게 된다(Wang al., 1994; AEHS, 1998). 따라서 TPH fraction 분석방법의 정확성, 재현성, 편의성 향상을 위한 연구가 계속적으로 이루어져야 할 것으로 사료된다.

다섯째, 유류오염부지의 정화과정 수행과정 중 각 fraction의 상대적인 분포 변화에 대한 연구가 필요하다. 즉, 각각의 TPH fraction은 서로 다른 물리·화학적 특성 및 생물학적 분해특성을 나타내기 때문에 지중에서 화학적 또는 생물학적 반응이 진행됨에 따라 각 fraction의 농도저감 속도가 달라지고 따라서 TPH fraction의 상대적인 분포 또한 변하게 된다. 이 경우 TPH fraction의 독성 및 농도분포에 따라 결정되는 인체위해도 및 정화목표치가 달라질 수 있기 때문에 정화공법에 따른 TPH fraction의 변화 경향을 살펴보고 이를 오염토양 관리체계

에 효과적으로 반영할 수 있는 방안에 대한 연구가 필요하다.

마지막으로 위해성에 기반한 TPH 관리기준 뿐만 아니라 2차 기준, 즉 악취, 색도와 같은 심미적 기준을 반영한 TPH 농도기준에 대한 연구가 필요하다. 실제 TPH fraction의 낮은 독성은, 특히 heavy fraction의 경우, 오염부지의 정화 후에도 높은 수준의 TPH 잔류농도를 허용할 수 있고, 이에 따라 악취 등의 2차적인 문제를 양산할 수 있다. 따라서 이러한 문제를 해결하기 위한 방안에 대한 연구가 수행될 필요가 있다. 또한 인체위해성 뿐만 아니라 향후에는 평가방법 개발, 평가결과의 적용방안 등 국내 생태위해성평가 방안에 대한 연구가 필요할 것으로 사료된다.

## 5. 결 론

위해성평가 방법은 일종의 정책분석기술(policy analysis technology)으로써 과학적 현상을 발견하기 보다는 현재 활용 가능한 과학적 정보를 바탕으로 합리적인 정책결정에 도움을 주는 것을 목적으로 하는 목적 지향적인 기술이라 할 수 있다(Hertwich et al., 2000). 따라서 위해성평가 방안을 수립할 때에는 최신의 과학적인 정보와 함께 해당 국가의 사회, 경제 및 제도적인 필요성을 충분히 고려해야 한다.

국내 토양오염 관리체계는 '농도 기반 관리체계'에서 '위해성 기반 관리체계'로의 전환을 위한 과도기적인 상황으로 볼 수 있으며 따라서 위해성평가 기술의 제도적 확립을 위한 연구들이 매우 필요한 실정이라 할 수 있다. 특히, 유류오염지역의 경우 BTEX와 같은 단일 화합물 외 TPH를 대상으로 하는 위해성평가 기술에 대한 국내 연구는 전무한 실정으로서 본 논문에서는 국내 유류오염지역에서의 TPH에 의한 비발암 위해성을 효과적으로 평가하고 이를 바탕으로 합리적인 정화목표치를 선정할 수 있도록 국내 관리제도에 적합한 위해성평가 전략과 향후 연구 방향을 제안하는 것을 목적으로 하였다.

본 연구에서는 최근의 연구결과를 바탕으로 TPHCWG 방법을 국내 토양오염 관리체계에 적합하도록 수정한 평가방안을 제안하였다. 이 수정안은 10개의 TPH fraction (aliphatic and aromatic EC8~10, EC10~12, EC12~16, EC16~22, EC22~40)으로 구성된 TPH 구간분획법과 국내 토양오염공정시험기준을 바탕으로 한 분석방법 및 국내 토양오염 관리체계와 호환성을 고려한 단계적 평가방법을 포함하고 있다. 본 연구에서 소개된 유류오염지역의 인체

위해성평가 전략은 국내 오염부지 관리정책을 심분 고려한 합리적이고 실용적인 방안으로 볼 수 있으며, 가장 큰 강점은 기존의 체계에 쉽게 적용될 수 있어 위해성평가에 기반한 관리체계로의 전환에 기여할 수 있다는 점을 들 수 있다. 또한 기존의 조사결과들을 바탕으로 위해성평가를 수행할 수 있을 뿐만 아니라, 단계적으로 불확실성을 낮추어 높은 수준의 위해성평가의 수행 대상을 확인된 오염부지로 한정시킴으로써 경제적으로 인체위해성평가를 수행할 수 있다는 점을 들 수 있다.

그러나 이러한 장점과 함께 독성평가, 노출평가 등 위해성평가 기술 자체에 내재된 불확실성이 평가의 결과를 왜곡시키고, 결과적으로 잘못된 방향의 정책결정이 이루어지는 등 위해성평가 본래의 목적을 훼손시킬 수 있는 단점 또한 내포하고 있다. 실제 TPHCWG 평가방법이 현재까지 수립된 방법 중 가장 합리적인 방법으로 인정되고 있으나 독성정보의 부족으로 인하여 각 TPH fraction의 대표 독성치에 내포된 불확실성이 매우 크고, 기본적인 물리·화학적 특성 외 확산계수, 흡수율 등 인체위해성평가에 필수적인 기타 특성들에 대한 데이터가 부족한 단점을 가지고 있다.

그럼에도 불구하고 1990년대 말 본 평가방법의 수립 이후 이러한 불확실성을 감소시키기 위한 후속 연구가 매우 미미한 것이 현실이다. 따라서 TPH 위해성평가 방안의 과학적 신뢰도를 향상시키기 위하여 TPH 구간분획법에 대한 과학적 보완, 각 TPH fraction의 독성, 물리·화학적 특성 및 이동특성, 생물학적 분해특성 등에 대한 폭넓은 연구가 매우 필요한 상황이다. 또한 국내 토양오염 관리체계가 미국을 비롯한 선진국의 체계와는 근본적인 차이점을 가지고 있고 위해성평가 제도 자체가 해당 국가의 사회, 경제 및 제도적인 필요성을 충분히 반영할 필요가 있다는 점을 고려하여 선진국의 방법을 그대로 차용하기 보다는 국내의 체계에 적합한 방안을 수립하는 것이 중요하다. 이를 위하여 위해성에 기반한 TPH 토양오염기준의 재설정, TPH fraction을 효과적으로 분석할 수 있는 분석방법, 국내 수용체에 적합한 노출인자 선정, 단계적 위해성평가 체계의 구체적 적용방안, 국내용 위해성평가 모델의 개발, 악취 및 색도와 같은 심미적 기준을 반영한 TPH 농도기준에 대한 연구 등 위해성평가의 정착에 필요한 제반 연구들이 선행되어야 할 것으로 사료된다.

## 사 사

본 연구는 과학재단의 중견연구자 핵심연구사업

(20110256)의 지원에 의해 수행되었으며, 이에 감사드립니다.

## 참 고 문 헌

류혜림, 한준경, 남경필, 2007, 위해성에 근거한 정화목표 산정 및 복원전략 수립, 한국지하수토양환경학회지, **12**(1), 73-86.

박용하, 양재의, 옥용식, 2005, 토양오염 지역의 위해성 평가에 관한 외국 정책의 비교분석 및 우리나라의 정책 개선에 관한 고찰, 한국지하수토양환경학회지, **10**(5), 1-10.

정승우, 안윤주, 2007, 토양위해성평가를 위한 합리적 토양조사 방안 연구, 한국지하수토양환경학회지, **12**(1), 36-43.

정승우, 안윤주, 김태승, 2009, 선진국 토양오염 기준의 역할과 기준항목 설정방법, 한국지하수토양환경학회지, **14**(1), 18-29.

안윤주, 이우미, 2007, 토양오염 위해성평가를 위한 국가별 노출인자 비교분석 및 국내 노출인자 연구, 한국지하수토양환경학회지, **12**(1), 64-72.

환경부, 2009a, 토양오염 위해성평가지침, 환경부 예규 제383호.

환경부, 2009b, 토양보전 기본계획(2010~2019), 11-1480000-001048-01.

환경부, 2009c, 토양오염공정시험기준, 환경부 고시 제2009-255호.

환경부, 2010, '09 하반기 정유사별 자동차연료 환경품질등급.

AEHS, 1998, Characterization of C6~C35 petroleum hydrocarbons in environmental samples-The Direct Method, The Association for Environmental Health and Sciences. Available at <http://www.weber.hu/PDFs/SPE/TPHCWG.pdf> (accessed January 2011)

API, 1993, Method for the characterization of petroleum hydrocarbons in soil, Revision 2, American Petroleum Institute.

API, 2001, Risk-based methodologies for evaluating petroleum hydrocarbon impacts at oil and natural gas E&P sites, API Publication 4709, American Petroleum Institute Publishing Services.

Ascary, K. and Pollard, S., 2005, The UK approach for evaluating human health risks from petroleum hydrocarbons in soils, Science Report P5-080/TR3, UK Environment Agency.

ASTM, 1995, Guide for risk-based corrective action applied at petroleum release sites, Standard E1739-95e1, American Society for Testing Materials.

Badji, J.D. and Kostic, N.M., 2000, Unexpected interaction between Sol-Gel Silica glass and guest molecules extraction of aromatic hydrocarbons into polar silica from hydrophobic solvents, *J. Phys. Chem.*, **104**, 11081-11087.

Boehm, P.D., Page, D.S., Brown, J.S., Neff, J.M., Bragg, J.R. and Atlas, R.M., 2008, Distribution and weathering of crude oil

residues on shorelines 18 years after the Exxon Valdez spill, *Environ. Sci. Technol.*, **24**, 9210-9216.

Brown, D.G., Knightes, C.D., and Peters, C.A., 1999, Risk assessment for polycyclic aromatic hydrocarbon NAPLs using component fractions, *Environ. Sci. Technol.*, **33**, 4357-4363.

CCME, 2001, Reference method for the Canada-wide standard for petroleum hydrocarbons in soil - Tier 1 method, Canadian Council of Ministers of the Environment.

CCME, 2008a, Canada-wide standard for petroleum hydrocarbons (PHC) in soil: User guidance PN-1398, Canadian Council of Ministers of the Environment.

CCME, 2008b, Canada-wide standard for petroleum hydrocarbons (PHC) in soil: Scientific rationale supporting technical document PN-1399, Canadian Council of Ministers of the Environment.

Environment Agency, 2005, The UK approach for evaluating human health risks from petroleum hydrocarbons in soils, Science Report P5-080/TR3, UK Environment Agency.

Harmen, J., Hutter, J.W., Win, T., Barnabas, I., Whittle, P., Hansen, N., and Sakai, H., 2005, Risk assessment for mineral oil: Development of standardized analytical methods in soil and soil-like materials, Alterra-Report 1225, Wageningen, Alterra.

Jonker, M.T.O., Brils, J.M., Sinke, A.J.C., Murk, A.J. and Koelmans, A.A., 2006, Weathering and toxicity of marine sediments contaminated with oils and polycyclic aromatic hydrocarbons, *Environ. Toxicol. Chem.*, **25**, 1345-1353.

Lee, J.J. and Park, J.W., 2002, Human risk assessment of multiple contaminants in the subsurface, *Geosci. J.*, **6**, 27-33.

MaDEP, 1994, Interim Final Petroleum Report: Development of health based alternative to the total petroleum hydrocarbon (TPH) parameter, Massachusetts Department of Environmental Protection, USA Bureau of Waste Site Cleanup.

MaDEP, 2002a, Draft updated petroleum hydrocarbon fraction toxicity values for the VPH/EPH/APH methodology, Massachusetts Department of Environmental Protection, USA Bureau of Waste Site Cleanup.

MaDEP, 2002b, Characterizing risks posed by petroleum contaminated sites: Implementing the VPH/EPH/APH approach, Policy#WSC-02-411, Massachusetts Department of Environmental Protection, Executive Office of Environmental Affairs, Commonwealth of Massachusetts.

MaDEP, 2004a, Method for the determination of Volatile Petroleum Hydrocarbons (VPH), Massachusetts Department of Environmental Protection, Executive Office of Environmental Affairs, Commonwealth of Massachusetts.

MaDEP, 2004b, Method for the determination of Extractable Petroleum Hydrocarbons (EPH), Massachusetts Department of

- Environmental Protection, Executive Office of Environmental Affairs, Commonwealth of Massachusetts.
- Ministry for the Environment, 1999, Guidelines for assessing and managing petroleum hydrocarbon contaminated sites in New Zealand, New Zealand Ministry for the Environment.
- Park, I.S. and Park, J.W., 2010, A novel total petroleum hydrocarbon fractionation strategy for human health risk assessment for petroleum hydrocarbon-contaminated site management, *J. Hazard. Mater.*, **179**, 1128-1135.
- Park, I.S. and Park, J.W., 2011, Determination of a risk management primer at petroleum-contaminated sites: Developing new human health risk assessment strategy, *J. Hazard. Mater.*, **185**, 1374-1380.
- RIVM, 2001, Technical evaluation of the intervention values for soil/sediment and groundwater, RIVM Report 711701 023, Netherlands National Institute for Public Health and the Environment.
- Rowland, S., Donkin, P., Smith, E., and Wraige, E., 2001, Aromatic hydrocarbon "humps" in the marine environment: Unrecognized toxins?, *Environ. Sci. Technol.*, **35**, 2640-2644.
- TPHCWG, 1997a, Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series: Selection of representative TPH fractions based on fate and transport considerations, Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group.
- TPHCWG, 1997b, Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series: Development of fraction specific reference doses (RfDs) and reference concentrations (RfCs) for total petroleum hydrocarbons, Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group.
- TPHCWG, 1998a, Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series: Analysis of petroleum hydrocarbons in environmental media, Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group.
- TPHCWG, 1998b, Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series: Composition of petroleum mixtures, Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group.
- TPHCWG, 1999, Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series: Human health risk based evaluation of petroleum release sites: Implementing the working group approach, Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group.
- US EPA, 1989, Risk assessment guidance for Superfund volume 1: Human health evaluation manual (Part A), EPA/540/1-89/002, Office of Emergency and Remedial Response, US Environmental Protection Agency.
- US EPA, 1986, Guidelines for health risk assessment of chemical mixtures, EPA/630/R-98/002, Risk Assessment Forum, US Environmental Protection Agency.
- Van Gestel, C.A.M., Van Der Waarde, J.J., Derksen, J.G.M., Van Der Hoek, E.E., Veul, M.F.X.W., Bouwens, S., Rusch, B., Kronenburg, R. and Stokman, G.N.M., 2001, The use of acute and chronic bioassays to determine the ecological risk and bioremediation efficiency of oil-polluted soils, *Environ. Toxicol. Chem.*, **20**, 1438-1449.
- Wang, Z., Fingas, M. and Li, K., 1994, Fractionation of a light crude oil and identification and quantification of aliphatic, aromatic, and biomarker compounds by GC-FID and GC-MS, Part I, *J. Chromatogr. Sci.*, **32**, 361-366.