

## 토양위해성평가를 위한 합리적 토양조사방안 연구

정승우<sup>1\*</sup> · 안윤주<sup>2</sup>

<sup>1</sup>군산대학교 환경공학과, <sup>2</sup>건국대학교 환경과학과

## Soil Investigation Strategies for Soil Risk Assessment

Seung-Woo Jeong<sup>1\*</sup> · Youn-Joo An<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Department of Environmental Engineering, Kunsan National University

<sup>2</sup>Department of Environmental Science, Konkuk University

### ABSTRACT

The objectives of soil investigation in risk assessment of contaminated sites are to characterize the level and area of contamination, and provide the important physical and chemical properties of contaminated sites for later exposure assessment. This study suggests two soil investigation strategies to be considered in the soil risk assessment in Korea. First, soil investigation for characterizing soil properties is additionally required to the current investigation method that has focused on chemical analysis. Second, application of statistical concepts to soil investigation plan and soil data analysis are required for confidential decision-making on contamination and determining the exposure soil concentration. This study provides a practical soil investigation strategy to involve the current Korean soil analysis guidance with the minimum sample number required for satisfying statistical limits.

**Key words :** Soil risk assessment, Soil investigation, Soil sampling, Soil contamination, Exposure concentration

### 요 약 문

토양위해성평가를 위한 토양조사방법의 목적은 오염정도와 범위를 파악하여 부지의 대표적인 토양노출농도를 결정해야 하는 것은 물론이고 부지의 물리화학적 특성을 조사하여 노출평가지 사용될 수 있는 주요 정보를 제공하는데 있다. 앞으로 우리나라도 토양위해성평가를 위한 토양조사시 두 가지 점을 고려해야 할 것으로 나타났다. 첫째, 현재 우리나라의 토양조사는 오염정도와 범위 확인을 위한 조사에 국한하고 있으므로 차후 위해성평가를 위해서는 부지의 물리화학적 특성파악을 위한 조사가 추가되어야 한다. 둘째, 국내와 외국의 토양조사방법에 있어 가장 큰 차이는 외국의 현장조사계획에서는 모든 데이터에 대해 통계학적 개념을 반영하여 시료채취 개수 결정 및 오염여부 판단에 신뢰성을 확보하고 있다는 점으로 우리도 이에 대한 보완이 필요할 것으로 판단된다. 본 연구에서는 토양위해성평가를 위한 토양조사방법을 별도로 마련하는 것보다 기존 토양정밀조사지침과 연계하여 토양위해성평가의 목적을 이룰 수 있는 토양조사방안을 제안하였다.

**주제어 :** 토양위해성평가, 토양조사, 토양시료채취, 토양오염, 노출농도

### 1. 서 론

우리나라는 현재까지 토양 오염 물질 항목별 오염기준에 의해 토양오염관리가 이루어지고 있다. 그러나 근래 토

지이용용도가 매우 빈번히 이루어지고 있고 토양오염의 형태 및 영향이 다양하게 나타나고 있어, 기존의 토양오염기준에 의거한 토양오염관리의 한계에 부딪히고 있는 것이 현실이다. 따라서 차후 현장조건 및 노출경로 등이

\*Corresponding author : swjeong@kunsan.ac.kr

원고접수일 : 2006. 12. 9 게재승인일 : 2006. 12. 15

질의 및 토의 : 2007. 4. 30 까지

다양하게 고려되어 궁극적인 위해정도를 평가하는 위해성 평가의 필요성이 대두되고 있다. 미국 등 선진국은 이미 위해성 평가를 근거로 한 수용체 중심의 토양환경관리 제도를 적극 도입·운용하고 있다 (DEFRA and EA, 2002, USEPA, 1996).

우리나라는 2005년부터 오염토양의 정화범위 및 시기를 조정하기 위한 위해성평가 제도를 도입하기 시작하였으나 평가의 주체는 지방자치단체장에 한하여 부분적으로 실시할 수 있다. 앞으로 토양오염 부지에 대한 위해성평가의 확대 실시를 위해서는 우리 실정에 적합한 오염부지 조사 및 위해성 평가 기법을 개발하고, 이를 토대로 한 위해성 평가 체계를 구축할 필요성이 따른다. 이를 위해서 선진국의 공통적인 위해성 평가기법을 기반으로 오염부지조사 기법, 노출평가인자 및 복합오염 평가 등에 대한 지속적인 기초 및 응용 연구가 이루어져야 한다.

위해성평가는 크게 네단계인, 유해성확인, 독성평가, 인체노출평가, 위해도 결정으로 구분된다 (USEPA, 1989b). 첫번째 유해성확인단계에서는 오염물질의 종류, 농도분포, 거동 등을 파악하고 독성자료를 수집 평가하는 것이다. 오염정도와 범위를 파악하는 것은 기존의 토양조사방법과 동일할 수 있지만, 다음 단계의 위해성평가를 위한 대표적인 노출농도를 결정하기 위해서는 보다 구체적인 조사방법이 필요하다. 따라서 본 연구에서는 기존의 토양조사방법과 위해성평가지 조사방법과의 차이점을 구분하고, 서로 연계될 수 있는 합리적인 방안을 도출해 보고자 하였다. 세부연구목적은 첫째, 대표적인 노출농도 결정을 위해 필요한 시료채취 개수 결정을 위한 방법을 제시하고자 하였고, 둘째는 위해성평가지 기존의 토양정밀조사결과를 충분히 활용할 수 있도록 이와 연계된 토양조사 방안을 제시하고자 하였다.

## 2. 기존 토양조사방법과 위해성평가를 위한 조사 방법의 고찰

### 2.1. 미국의 현장조사 절차

미국의 경우 위해성평가는 국가우선순위목록(National Priority List, NPL)사이트에 대한 Remedial Investigation/Feasibility Study(RI/FS) 단계에서 시행되고 있다. 위해성 평가는 RI/FS 조사단계에서 위해성 평가 목적 및 방법과 연계하여, 필요한 문헌 및 현장조사 자료를 수집 분석하여 RI/FS의 하나의 단계로서 위해성평가를 수행하기도 하고, RI/FS단계에서 수행된 조사 자료만을 바탕으로 이후에 별도의 위해성평가를 수행하기도 한다(USEPA, 1988). RI/FS조사의 초기단계인 업무범위협약(scoping) 회의에서 위해성평가지는 현장의 오염물질 노출가능성 및 노출경로 등을 먼저 확인하고, 확인된 노출경로 및 정보를 바탕으로 하여 차후 시료채취 개수, 시료 종류 및 채취 위치 등을 결정하도록 하고 있다. 미국은 위해성평가만을 위한 자료조사 및 현장조사계획을 별도로 수립하지 않고, RI/FS단계에서 얻어지는 자료와 조사결과를 바탕으로 위해성 평가를 실시하고 있다. 미국 위해성평가지침서(USEPA, 1989b)에서도 자료수집 방법 및 현장조사 절차 등에 대해서는 기존의 RI/FS 자료수집 방법 및 현장조사방법에 준하는 내용이 대부분이어서, 별도의 구체적인 방법들은 언급하지 않고 있고, 조사방법의 구체적인 사항은 Soil Sampling Quality Assurance(USEPA, 1989c)를 참고하여 수행하도록 하고 있다. 이후 이 조사계획방법들은 Preparation of Soil Sampling Protocols(USEPA, 1992)로서 보완되어 사용되어 지고 있다.

### 2.2. 위해성평가지 필요한 현장매체 특성자료

위해성평가가 수행되는 RI/FS 단계는 토양조사 뿐 아니

Table 1. Site specific data required for exposure assessment (USEPA, 1989b)

Media	Parameters
오염원 특성	오염원 물리적/화학적 조건, 오염물질 유출률, 오염물질 유출강도, 오염원 지형
토양	입경, 건조중량, pH, 산화환원전위, 광물조성, 유기탄소함량, 점토함량, 토양전용적밀도, 공극률
지하수	수두측정값, 수리전도도(펄핑테스트 및 슬러그테스트 결과), 대수층 높이, 수리기율기, pH, 산화환원전위, 토양-물 간 분배계수
대기	풍향, 풍속, 안전도 분류, 지형도, 오염원 깊이, 오염 토양 농도, 오염 토양공기 농도, 토양내 유기물비율, 실트함량, 녹지율, 토양전용적밀도, 공극률
지표수	경도, pH, 산화환원전위, 용존산소, 염도, 온도, 전도도, 총부유고형물질, 유량, 수심, 조수간만 빈도, 해수침투정도, 면적, 부피, 수온변온층까지의 깊이
저질(sediment)	입경분포, 유기함량, pH, 저층 용존산소, 수분함량

라 위해성평가의 두 번째 단계인 노출평가 모델링시 사용될 현장 매체인자에 대한 조사계획도 아울러 수립하고 있다. Table 1은 각 매체별 조사 가능한 매체인자들이다 (USEPA, 1989b). 현재 우리나라의 토양관련 조사 및 평가의 경우 각 매체별 오염 농도 및 범위 등의 파악은 어느 정도 이루어지고 있지만 각 매체인 토양 및 지하수의 특성 등에 관한 정보수집은 거의 이루어지지 않고 있다. 따라서 차후 위해성 평가를 위해서는 이와 같은 현장특이적 인자에 대한 조사가 추가적으로 필요할 것으로 판단된다. 그러나 Table 1에 제시된 모든 인자에 대한 조사는 불가능하다. 미국의 경우도 장기간의 현장조사가 필요한 인자(예: 분진확산모델의 평균 풍속)나 현장별로 큰 차이가 없는 인자에 대해서는 Default Value를 사용하고 있다. 차후 우리나라에서도 노출평가지 중요하게 영향을 미치는 인자에 대해 지속적인 연구가 필요할 것으로 판단된다.

### 2.3. 국내 토양조사 방법

국내 토양조사 방법으로 제시되고 있는 토양정밀조사지침(환경부, 2001a), 토양환경평가지침(환경부, 2001b), 군환경오염조사 표준수행절차(국방부, 2005)의 각 조사방법의 형태와 절차는 매우 유사하게 전개된다. 근래 제시된 「군환경오염조사 표준수행절차」에서는 정도관리 부분에 대한 새로운 시도가 제시되고 있다. 국내 토양조사 목적과 주요내용은 오염의 범위를 파악하고 토양오염기준을 초과하는지의 여부를 판단하는 부분이 가장 중요하게 작용하고 있다. 외국의 토양조사방법과의 가장 큰 차이는 외국의 현장조사계획에서는 조사 전·후 모든 데이터에 대해 통계학적 개념을 반영하여 시료채취개수 결정 및 오염 여부 판단에 대한 신뢰성을 확보하고 있다.

토양위해성평가는 토양환경보전법 [15조의5]에 의해 시·도지사 또는 시장·군수·구청장이 [제15조 제3항] 각호 외의 부분 단서의 규정에 의하여 토양정화를 하고자 하거나 시장·군수·구청장이 [제19조 제3항]의 규정에 의하여 오염토양개선사업을 하고자 하는 경우에 오염물질의 종류 및 오염도, 주변 환경, 장래의 토지이용계획 그 밖에 필요한 사항을 고려하여 당해 토지의 오염물질이 인체와 환경에 미치는 위해의 정도를 평가하여 그 결과를 정화법위 및 정화시기 등에 반영하는데 이용할 수 있다. 오염원 인자가 불분명할 경우와 오염원인자에 의한 오염토양정화가 불가능할 경우, 토양위해성평가를 실시할 수 있게 되어 있다. 시·도지사 또는 시장·군수·구청장이 토양위해성평가를 실시하고자 하는 결정을 내리기까지는 기존 토양정밀조사결과 및 관련된 기타 토양 조사결과가 있을

수 있다. 따라서 본 연구에서는 토양위해성평가과정중 기존의 토양조사결과를 충분히 활용하는 방안을 모색해 보고자 하였다.

### 2.4. 위해성평가를 위한 토양조사 계획방법

#### 2.4.1. 토양오염 판정 오류율 설정

외국의 토양조사계획 수립단계의 특징은 차후의 목적을 고려하여 통계학적으로 의미있는 시료채취개수가 결정되며, 통계학적 의사결정을 통하여 토양오염여부를 정량적으로 평가한다는 점이다. 근래 미국 EPA 및 영국 EA등에서 적정 토양 시료채취 개수 및 부지의 추가조사 필요성 여부 등을 판단할 수 있는 Max test를 사용하고 있다 (USEPA 1996, EA 2000). 이 방법은 위해성평가를 위해서도 대표적인 토양농도를 선정하기 위한 시료채취계획수립 방법 중의 하나로도 제시되고 있다.

Max test는 대상부지에 관한 기존 자료 및 현장 시찰 결과를 바탕으로 하여 다음 세 가지 구역으로 구분한다; 1) 토양오염가능성이 낮은 지역; 2) 토양오염이 심각한 것으로 알려진 지역; 3) 토양오염 가능성이 있는 지역. 위해성평가에서는 실질적으로 사람이 부지내 활동 중 노출되는 오염물질의 농도는 특정 농도가 아닌 부지의 전반적 평균농도로 보고 있으므로, Max test에서는 부지의 전반적 평균농도를 구하기 위해서는 여러 군데의 시료를 혼합하여 비교적 고른 오염물질농도를 구하고자 하는 혼합시료 채취방법(composite sampling)이 이용된다. Max test 방법은 혼합시료채취 방법에 의해 측정된 최고 토양오염농도와 토양오염기준을 비교하여 조사지역의 오염여부를 판단하거나 추가적인 조사가 필요한지 여부를 판단하는 결정 도구로 활용되고 있다. 이와 같은 결정을 위해서는 통계학적으로 의미 있는 시료채취 개수 및 오류율(error rate)등을 미리 정한 시료채취계획이 수립되어야 한다.

토양오염 측정농도에는 토양의 불규칙성, 시료채취상 오류, 분석상 오류 등이 포함된 결과일 수 있으므로 USEPA에서는 토양오염 판정 오류율에 대한 확률범위를 상위 5%(제 1종 오류, Type I error,  $\alpha = 0.05$ )와 하위 20%(제 2종 오류, Type II error,  $\beta = 0.20$ ) 범위로 정하여 유연성 있게 판정하고 있다. 즉 실제 오염되어 있지만 그렇지 않다고 판정하는 확률을 5%로 잡고 있으며, 오염되어 있지 않지만 오염되어 있다고 판정하는 확률을 20%로 설정하고 있다. 이와 같은 판정오류율을 바탕으로 구체적인 시료채취 개수 및 구역을 선정하고 있다. Table 2는 귀무가설에 대한 4가지 판정유형과 두 가지 오류 경우에 대해 정리하고 있다. Max test는 설정된 오류율에

**Table 2.** 귀무가설에 대한 판정 유형

Decision	True	
	H <sub>0</sub> 옳음 (토양기준초과)	H <sub>0</sub> 틀림 (토양기준초과아님)
H <sub>0</sub> 채택 (토양기준초과)	Correct Decision (1- $\alpha$ )	Type II Error ( $\beta$ )
H <sub>0</sub> 기각 (토양기준초과아님)	Type I Error ( $\alpha$ )	Correct Decision (1- $\beta$ )

따라 필요한 혼합시료채취 개수를 취하고 각 혼합시료중 가장 큰 값과 기준치와 비교하여 오염여부를 판정한다.

Max test는 혼합시료채취방법으로 단위부지내 대표 토양오염농도를 얻어 오염여부 판단에 적합한 방법이지만, 시료채취계획 수립 및 시료채취 방법이 비교적 복잡하다는 단점이 있다. 이 방법이 부지 내 대표적인 농도를 결정한다는 위해성평가 목적과는 상통하지만, 적합한 시료채취개수 도출과정과 혼합시료채취 방법 등에 있어 숙련된 조사자를 요구한다. 따라서 본 연구에서는 Max test의 활용이 어려울 것으로 판단하지만, 이 방법에서 제시하고 있는 제1종 오류율인  $\alpha = 0.05(5\%)$ 와 제2종 오류율  $\beta = 0.20(20\%)$  값은 토양시료채취 계획 수립시 일반적으로 이 용할 수 있는 값으로 판단하여 본 연구에서 활용하고자 하였다.

2.4.2. 배경농도 조사 계획

위해성평가를 위한 토양조사시 배경농도 측정을 필수이다. 배경농도 측정지점은 오염원의 주변으로서 오염가능성이 적은 지역인 Upgradient/Upwind/Upstream에 해당하는 지역을 대상으로 시료채취 및 분석이 이루어져야 한다. 다음 절에 언급될 토양시료개수 산정방법에 의해 시료채취계획을 수립할 경우 상대민감도(minimum relative detectable difference)가 인자로서 사용되게 된다. 상대민감도는 토양오염도와 배경농도와의 차이로 규정되고 있다. 즉 토양오염농도와 배경농도와의 차이가 많을수록 시료채취개수는 적어질 수 있겠지만, 토양오염농도와 배경농도와의 차이가 적다면, 불확실성이 증가하게 될 것이므로 그만큼 통계학적 시료채취개수는 증가하게 된다.

2.4.3. 통계학적 시료채취 개수 산정

표본표준편차(s)와 표본평균(m)과의 비인 변동계수(CV)와 토양오염기준과 배경농도와의 차로 정의되는 상대민감도(T)는 통계학적으로 주어진 일정한 구간의 신뢰성을 만족시키기 위하여 일정한 시료의 개수가 요구된다. 이와 같은 관계는 식 (1)에 의해 규정되고 있다(USEPA, 1992; USEPA, 1989a).

$$n \geq \left( \frac{Z_{1-\alpha} + Z_{1-\beta}}{D} \right)^2 + 0.5Z_{1-\alpha}^2, D = \frac{T}{CV} \tag{1}$$

- $n$  = 최소시료개수(The minimum number of samples)
- $Z_{1-\alpha}$  = 제1종오류 확률에서의 t-통계 값 [The percentile of the standard normal distribution such that  $P(Z = Z_{1-\alpha})$ ,  $\alpha$ : 제1종 오류 확률]
- $Z_{1-\beta}$  = 제2종오류 확률에서의 t-통계 값 [Type II error, The percentile of the standard normal distribution such that  $P(Z = Z_{1-\beta})$ ,  $\beta$ : 제2종 오류 확률]
- $T$  = 상대민감도(minimum relative detectable difference)
- $D$  = 상대민감도/변동계수
- $CV$  = 변동계수 [표준편차(s)/평균(m), Coefficient of Variation]

Table 2의 귀무가설에 대한 판정 유형표에 나타난 바와 같이  $1-\alpha$ 와  $1-\beta$ 는 제 1종오류( $\alpha$ )와 제 2종오류( $\beta$ )의 반대 확률인 Correct Decision에 해당하는 두 경우의 확률이다. 식 (1)의  $Z_{1-\alpha}$ 와  $Z_{1-\beta}$ 는 각  $1-\alpha$ 와  $1-\beta$ 의 확률에서의 t 분포 통계 값이다.

2.4.4. 현장조사결과와 신뢰값 설정

위해성평가에서 노출농도 결정은 토양조사단계에서 가장 중요한 사항이다. 위해성평가의 일일노출량을 결정하는데 있어 1개의 노출농도가 필요하므로, 채택되는 노출농도는 오염부지의 오염현상을 가장 대표할 수 있는 값이 선정되어야 하기 때문이다.

일반적인 노출농도의 정의는 노출 기간 중 접촉하게 되는 농도들의 대표 평균값이다(USEPA 1989b). USEPA에서는 현장조사 및 분석결과로부터 양상되는 오염농도의 값들이 매우 다양하고, 이들 값들이 가지고 있는 불확실성이 있으므로, 위해성평가를 위한 대표농도로 평균값에 대한 상위 95% 신뢰구간 값(CL95%)을 노출농도로 결정하고 있다. CL95%은 식 (2)와 같이 평균(m)과 표준편차(s), 데이터 수(n)와 t-분포함수 값( $t(95\%, df)$ )으로서 산정된다(McBean and Rovers, 1998). 신뢰구간(confidence intervals or confidence limits)은 일부 시료로부터 얻어지

는 표본평균(sample mean)과 표본표준편차(sample standard deviation)로부터 전체 토양의 모평균(population mean)이 얻어질 수 있는 범위를 규정한 것이다. 따라서 95% 신뢰 구간 또는 신뢰 값이란 전체토양의 모평균은 확률분포면 적 95%에 해당하는 이 값 이내에 존재한다는 의미이다.

$$CL_{95\%} = m + t_{95\%, df} \frac{s}{\sqrt{n}}$$

### 3. 위해성평가를 위한 토양조사 방안

우리나라 토양환경보전법에서는 토양오염우려기준을 초과하는 지역에 대해 토양정밀조사를 실시하도록 규정하고 있다. 정밀조사 시행대상 부지중 시·도지사 및 지방자치단체가 정화를 담당해야 하는 경우, 위해성평가를 거쳐 정화시기 및 범위를 결정할 수 있다. 따라서 두 가지 경우가 발생할 수 있다.

첫째는 정밀조사를 거친 후 위해성평가를 실시하는 경우이며, 둘째는 정밀조사와 위해성평가를 동시에 실시하는 경우이다. 첫째는 오염원인자가 정밀조사를 이미 실시하였으나, 정화책임을 이행할 수 없는 경우이다. 정밀조사 결과, 산정된 복원범위 및 복원에 소요되는 경비에 대해 책임을 질 수 없는 경우가 발생할 수 있다. 이와 같은 경우, 이후 정화에 대한 책임이 지자체에 전가될 수 있다. 둘째 경우는, 오염원인자가 불분명할 경우와 오염부지가 지자체 소유부지일 경우에 정밀조사 주체가 지자체가 될 수 있다. 위의 두 경우의 큰 차이는 정밀조사결과를 이미 가지고 있는 경우와 정밀조사를 실시해야 하는 경우이다. 따라서 위해성평가시, 첫 번째 경우는 기 시행한 정밀조사 결과를 충분히 활용하는 방안이 가장 효율적인 위해성평가 방법이라 생각된다. 두 번째 경우는 정밀조사 시행시 위해성평가와 연계한 토양조사계획을 수립하는 것이 가장 효율적인 운영 방안이라 판단된다. 본 연구에서는 위해성평가를 위한 별도의 토양조사계획을 수립하는 것보다 기존의 토양정밀조사내용 및 방법과 연계하여 계획을 수립하는 것이 가장 합리적이라 판단하였다. 그러므로 위해성평가를 위한 토양조사계획 수립시, 상기 두 가지 경우로 구분하여 토양정밀조사지침 내용과 연계한 토양조사계획 수립과정을 고려해 보았다.

#### 3.1. 시료채취 개수 결정 인자

앞서 언급한 토양오염판정 오류율인 Type I과 Type II에 대해서는 토양오염측정농도에는 토양의 불규칙성, 시료채취상 오류, 분석상 오류 등이 포함된 결과일 수 있으

므로 제1종오류율 5%와 제2종오류율 20% 범위로 정하여 유연성 있게 판정하고자 하였다. 이와 같은 판정오류율을 기초로 하여 시료채취 계획단계에서 구체적인 시료채취 개수를 선정할 수 있다. 따라서 본 연구에서는 Max Test에 의한 시료채취 계획보다 식 (1)과 같이 일반화된 식이 본 연구의 목적에 적합한 식으로 판단하였다. 그 이유는, 앞서 밝힌 비와 같이 위해성평가만을 위한 별도의 토양조사계획 수립방식보다는, 현재 우리나라에서 수행되고 있는 토양정밀조사지침의 토양조사방법도 토양 오염도를 확인하고 오염범위를 파악할 수 있는 방법이므로 이를 충분히 이용하고 응용하는 접근방식이 보다 효율적이며 현실적일 것이라고 판단하였다. 따라서 기 수행된 토양정밀조사 결과를 응용하거나, 또는 토양정밀조사 계획수립시 위해성평가를 고려한 시료채취 계획을 수립하기 위해서 식 (1)과 같은 일반화된 식이 유용할 것으로 판단된다.

토양오염오류율은 일반화된 상위 5%(제1종오류)와 하위 20%(제2종오류)에 해당하는 t-통계 극한값인 1.645와 0.842로 각 각 사용할 수 있다. 상대민감도( $T$ )는 토양오염 기준과 배경농도와의 차이로 정의되고 있다. 즉 토양오염 기준과 배경농도와의 차이가 클수록 통계학적 신뢰성이 높게 나오므로 시료개수의 수는 적게 산정된다. 본 연구에서는 적정 상대민감도에 대해 자세히 분석하였다.

Fig. 1은 5% 제1종 오류와 20% 제2종 오류 조건에서 변동계수(CV)에 따른 시료개수변화를 도시한 것이다. 시료채취개수를 결정짓는 요인은 변동계수와 상대민감도이다. 변동계수가 커질수록 시료채취요구량은 증가한다. 또한 상대민감도가 적어질수록 시료채취요구량은 증가한다. 즉 토양오염농도분석결과, 평균에 대한 표준편차가 커지게 되면, 불확실성의 증가로 보다 많은 시료개수가 필요하다. 또한 토양오염도 분석농도와 배경농도와의 차이가 적을수록 불확실성의 증가로 보다 많은 시료개수가 필요하다.

본 연구에서는 상대민감도 10%, 20%의 경우 통계학적 시료요구수의 증가가 매우 크게 나타나, 비교적 둔감하게 작용하는 40%가 적절한 상대민감도로 판단하였다. 이와 같이 변동계수가 시료채취개수 산정에 있어 매우 중요한 영향인자로 작용하고 있고, 시료채취개수 산정에 있어 가장 먼저 파악해야 하는 인자이다. 기존의 토양조사결과가 있다면, 조사결과의 변동계수를 사용하면 되지만, 기존 조사결과가 유용하지 않다면, 유사한 토양조사의 결과를 바탕으로 변동계수를 예측하여 시료채취개수를 산정할 수 있다.

USEPA(1991)는 미국 토양오염 사이트내 토양 및 수체

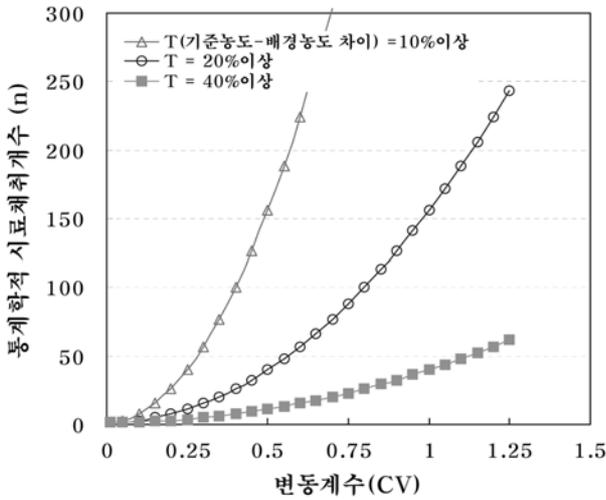


Fig. 1. 변동계수(CV)와 상대민감도(T) 각 변화에 따른 통계학적 시료개수 비교.

에 대한 조사결과 오염물질농도 변동계수(CV)의 분포를 중앙값(Median)으로 제시하고 있다. 유기물에 비해 중금속물질의 CV가 높게 나타나 있다. 이는 중금속오염토양의 경우 토양의 불균일성의 영향으로 심하게 받고 있음을 암시한다. 이에 반해, 유기물의 경우는 일반적으로 육안이나 후각으로 구분이 가능하며, 오염이 지상 및 지하의 오염원으로부터 유출되는 형태가 대부분이므로 오염범위 및 오염지역을 비교적 쉽게 확인할 수 있기 때문이다.

3.2. 개황조사결과이용 및 정밀조사 연계방안

식 (1)을 사용한 통계학적으로 의미 있는 시료채취계획을 수립하기 위해서는 오염부지에 대한 기초적인 변동계수(CV) 및 상대민감도(T)에 대한 정보가 필요하다. 앞서 정밀조사와의 연계에 대해 개략적으로 두 가지 경우에 대해 설명하였다. 정밀조사결과를 이미 가지고 있는 경우는 정밀조사 결과로부터 해당 부지의 오염농도 변동계수 및 상대민감도(본 연구에서는 0.4(40%)로 설정하였음)를 쉽게 얻을 수 있다. 이렇게 얻어지는 두 인자 값으로부터 시료채취개수를 산정해 볼 수 있으며, 산정한 시료개수와 기 수행한 정밀조사의 시료개수와 비교가 가능하다. 기 수행한 정밀조사의 시료개수가 통계학적 시료개수에 비해 많다면, 위해성평가를 위한 별도의 토양조사를 실시하지 않고 정밀조사결과로부터 95% 상위신뢰구간의 토양오염농도를 산정할 수 있다.

두 번째 경우, 정밀조사계획단계라면, 개황조사를 정밀조사지침에 따라 1차적으로 수행하는 것이 바람직한 것으로 판단된다. 개황조사의 목적은 대상 부지로부터 토양오염우려기준이 넘는 지역을 구분하는 것이며, 이렇게 구분

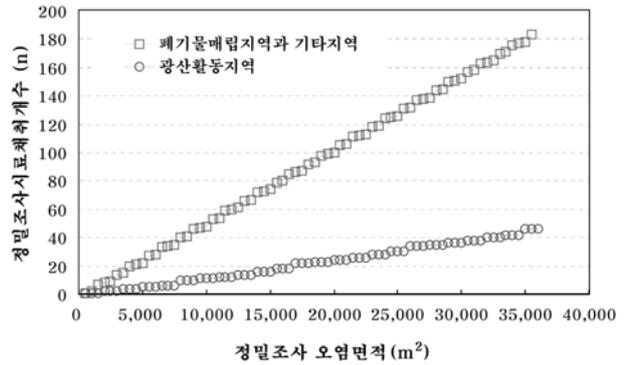


Fig. 2. 토양정밀조사지침에 의한 정밀조사대상 오염면적당 시료개수.

된 지역에 대해서는 2단계 정밀조사가 시행된다. 본 연구에서는 토양위해성평가기 토양농도결정을 위한 별도의 토양조사계획을 수립하지 않고 토양정밀조사단계를 충분히 활용하는 방안을 제시하고자 한다. 토양정밀조사 1단계인 개황조사를 실시하여 토양오염범위를 구체화하고, 통계학적 처리와 부합하는 시료채취개수를 산정하기 위해, 개황조사결과로부터 토양오염농도 변동계수(CV)를 산정해 낸다. 앞서 도출한 상대민감도 0.4를 적용하여 통계학적으로 의미 있는 시료채취개수를 도출할 수 있다. 도출된 시료채취개수와 토양정밀조사 지침에 의해 실시하여야 하는 시료채취개수와 비교하여 통계학적 시료요구개수가 많다면, 토양정밀조사시 이에 해당하는 시료채취계획을 수립할 수 있을 것이다.

Fig. 2는 토양정밀조사 지침에 의해 2단계 정밀 조사시 조사면적당 채취해야 하는 시료개수의 총합들을 도시한 것이다. 정밀조사단계에서는 폐기물매립지역과 기타지역에 대한 시료채취밀도가 일치하였다. 개황조사결과, 토양오염우려기준을 초과하는 정밀조사 대상면적이 늘어날수록 당연히, 시료개수는 비례해서 증가한다. 광산활동지역의 경우는 폐기물매립지역 및 기타지역에 비해 시료개수 증가율이 비교적 낮았다.

Fig. 3은 Fig. 2의 정밀 조사시 필요한 시료채취개수와 식 (1)에 의한 통계학적 시료개수를 같이 도시하여 비교하였다. 통계학적 시료개수는 T=0.4(40%) 조건에서, 변동계수(CV)가 0.5, 1.0, 1.5 세 가지 경우로 변화될 때의 값을 산정한 것이다. CV = 1.0, T = 0.4의 조건에서 통계학적 시료개수는 40이었으며, CV = 1.5, T = 0.4 조건에서는 통계학적 시료개수는 88이었다.

정밀조사 대상부지가 CV = 1.0, T = 0.4의 조건이었을 경우, 통계학적 시료개수는 40이므로 정밀조사 대상 부지면적이 30,000 m² 이하인 광산활동지역에 대해서는 추가

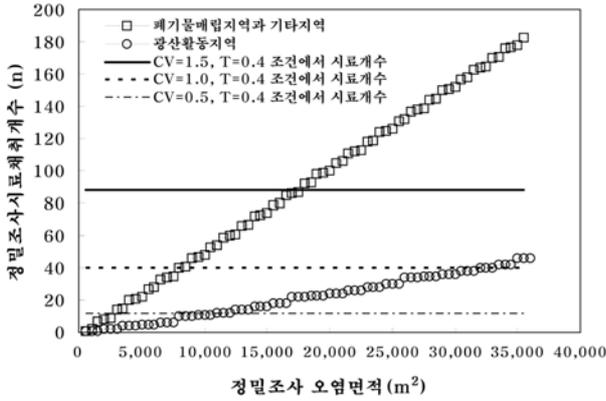


Fig. 3. 토양정밀조사지침에 의한 정밀조사대상 오염면적당 시료개수와 변동계수(CV)와 오염기준농도와 배경농도차이도(T) 각 변화에 따른 통계학 시료개수 비교.

적인 시료채취가 이루어져야 한다. 반면, 폐기물 매립지역 및 기타지역의 경우는 정밀조사 대상부지 면적이 8,500 m<sup>2</sup> 이하의 면적에 대해서는 추가적인 시료채취가 필요할 것으로 판단된다.

3.3. 토양시료채취 계획 수립 절차 방안

토양오염우려기준을 초과하는 지역에 대해서는 토양환경보전법 5조제4항에 의해 토양정밀조사를 실시해야 하고, 토양정밀조사에 의거하여 토양시료채취밀도, 시료채취 방법, 오염분포도 작성 등에 관한 구체적인 사항을 규정하고 있으므로, 토양위해성평가를 위한 오염범위 및 노출농도 결정방법을 별도로 규정하는 것보다 기존의 토양정밀조사 방법을 충분히 활용하고 부족한 부분에 대해서 추가적인 조사를 실시하는 것이 바람직 할 것으로 판단된다. 본 연구에서는 개황조사결과에 바탕으로 하여 통계학적 시료채취계획의 타당성을 평가한 후 정밀조사를 실시하도록 하여, 토양정밀조사 요구도 만족하면서, 차후 통계학적 위해성평가를 위한 현장 데이터 처리도 만족시킬 수 있는 방안을 제시하고자 하였다.

Fig. 4에 토양정밀조사와 연계된 토양시료채취계획 절차에 대해 도시하였다. 첫째는 토양정밀조사의 개황조사단계와 정밀조사단계를 모두 마친 경우에는 (1) 변동계수를 산정하여 (2) 통계학적 시료채취개수( $n_2$ )를 구해 본 후, 기존행된 정밀조사 시료채취개수( $n_1$ )보다 많아야 하는 것으로 판정된다면, 차이만큼의 추가 토양조사가 필요하다. 두 번째는 정밀 조사시 위해성평가를 염두에 두고서 시료채취계획을 수립하는 것이다. 토양정밀조사지침의 1단계 개황조사를 실시하여 개황조사결과로부터 변동계수(CV)와 통계학적 시료채취개수( $n_2$ )를 구한 후 정밀조사 요구 시료

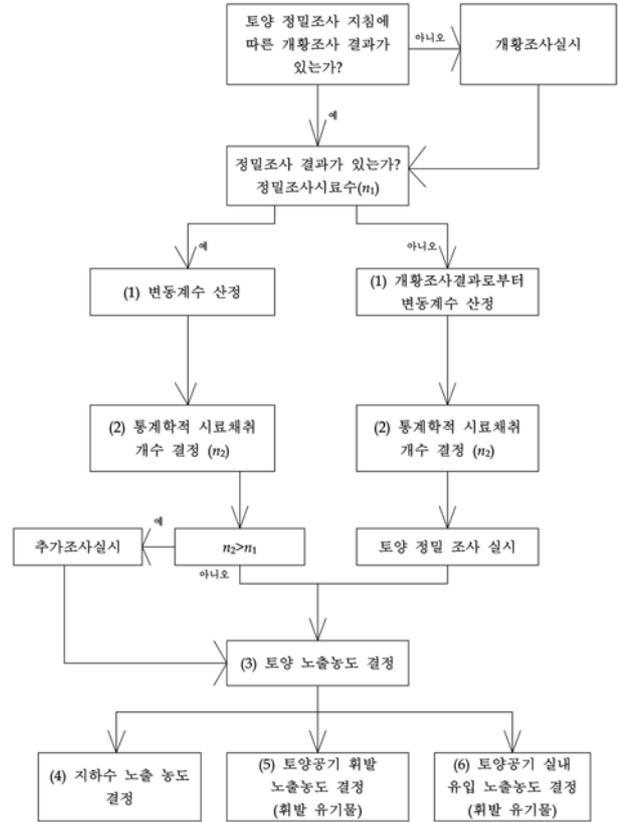


Fig. 4. 토양시료채취계획 수립 및 노출농도 결정 절차.

채취개수( $n_1$ )를 비교한다. 산정된 두 시료채취개수를 비교하여 많은 수의 시료채취개수만큼의 정밀조사를 실시한다.

4. 결 론

토양위해성평가를 위한 토양조사방법의 목적은 오염정도와 범위를 파악하여 부지의 대표적인 토양노출농도를 결정해야 하는 것은 물론이고 부지의 물리화학적 특성을 조사하여 위해성평가의 핵심단계인 노출평가지 사용될 수 있는 주요 정보를 제공하는데 있다. 앞으로 우리나라도 토양위해성평가를 위해서 토양조사시 두가지 점을 고려해야 할 것으로 나타났다. 첫째, 현재 우리나라의 토양조사는 오염정도와 범위를 위한 조사에 국한하고 있으므로 차후 위해성평가를 위해서는 부지의 물리화학적 특성파악을 위한 조사가 추가되어야 한다. 둘째, 국내의 토양조사방법과 외국의 토양조사방법의 가장 큰 차이는 외국의 현장조사 계획에서는 모든 데이터에 대해 통계학적 개념을 반영하여 시료채취 개수 결정 및 오염여부 판단에 있어 신뢰성을 확보하고 있다는 점이다.

본 연구에서는 토양위해성평가를 위한 오염범위 및 노

출농도 결정방법을 별도로 규정하는 것보다 기존의 토양 정밀조사 방법을 충분히 활용하고 부족한 부분에 대해서 추가적인 조사를 실시하는 것이 바람직 할 것으로 판단하였다. 따라서 토양오염판정오류율에 바탕한 최소 시료채취 개수 산정식을 이용하여 시료채취 계획을 수립하는 방법을 제안하였다. 1차 개황조사결과로부터 오염부지의 오염농도 변동계수를 산정하고 이를 바탕으로 시료채취요구 개수만큼의 정밀조사를 실시하는 방안을 제시하였다. 이는 기존 개황조사 및 정밀조사 방법을 충분히 수용하면서 위해성평가에서 요구하고 있는 상위 95% 신뢰구간값의 노출농도 결정에 필요한 통계학적 의미를 동시에 부여할 수 있다.

### 참 고 문 헌

환경부, 2001a, 토양정밀조사지침, 환경부고시 제2001-186호.  
 환경부, 2001b, 토양환경평가지침, 환경부고시 제2001-202호.  
 국방부, 2005, 군환경오염조사 표준수행절차.  
 DEFRA and EA, 2002, Assessment of risks to human health from land contamination: an overview of the development of guideline values and related research (R&D Publication CLR7).  
 Environment Agency (EA), 2000, Secondary Model Procedure

for the Development of Appropriate Soil Sampling Strategies for Land Contamination, Bristol, UK.

McBean, E.A. and F.A. Rovers, 1998, Statistical Procedures for Analysis of Environmental Monitoring Data and Risk Assessment, Prentice Hall, New Jersey.

US EPA, 1988, Guidance for Conducting Remedial investigation and Feasibility Study Under CERCL, Washington, DC.

US EPA, 1989a, Methods for Evaluating the Attainment of Cleanup Standards Volume 1: Soils and Solid Media, USEPA/230/02-89-042, Washington, DC.

US EPA, 1989b, Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part A), EPA/540/1-89/002, Washington, DC.

USEPA, 1989c, Soil Sampling Quality Assurance User's Guide, EPA/600/8-89/046, Las Vegas, Nevada.

USEPA, 1991, Guidance for Data Useability in Risk Assessment, EPA/540/R-92/003, Washington, DC.

USEPA, 1992, Preparation of Soil Sampling Protocols: Sampling Techniques and Strategies, EPA/600/R-92/128, Washington, DC.

US EPA, 1996, Soil Screening Guidance: Technical Background Document, EPA540/R95/128, Washington, DC.