

## 토양준거치 도출을 위한 국내형 생태위해성평가기법 제안

안윤주<sup>1\*</sup> · 이우미<sup>1</sup> · 남선화<sup>1</sup> · 정승우<sup>2</sup>

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

## Proposed Approach of Korean Ecological Risk Assessment for the Derivation of Soil Quality Criteria

Youn-Joo An<sup>1\*</sup> · Woo-Mi Lee<sup>1</sup> · Sun-Hwa Nam<sup>1</sup> · Seung-Woo Jeong<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Department of Environmental Science, Konkuk University

<sup>2</sup>Department of Environmental Engineering, Kunsan National University

### ABSTRACT

Ecological Risk Assessment (ERA) supports a decision-making process such as establishment of environmental quality criteria. Soil quality criteria (SQC) are essential to protect soil organisms from the exposure to various soil contaminants. In this study, ERA methodologies of advanced countries for soil pollution were extensively compared to propose the ERA approach suitable for soil ecosystem in Korea. The soil ERAs in European Chemical Bureau(ECB), The Netherlands, and Canada can be classified as deterministic ecological risk assessment (DERA), and probabilistic ecological risk assessment (PERA) based on species sensitivity distribution (SSD). We propose three ERA methods according to abundance and reliability of soil ecotoxicity data. The method considered land use such as residential/agricultural, and industrial/commercial uses. The taxonomic groups of soil organism were classified as 'Class' level including different trophic levels (Magnoliopsida or Liliopsida, Clitellata, and Insecta or Secernentea). This study can be used to estimate the soil quality criteria to protect soil biota.

**Key words :** Ecological Risk Assessment (ERA), Probabilistic Ecological Risk Assessment (PERA), Deterministic Ecological Risk Assessment (DERA), Species Sensitivity Distribution (SSD), Soil Quality Criteria (SQC)

### 1. 서 론

생태위해성평가(Ecological Risk Assessment, ERA)는 생태수용체가 단일 또는 복합적인 유해인자(stressor)에 노출되었을 때 발생할 수 있는 생태학적 악영향의 개연성을 평가하는 과정으로서(US EPA, 1998), 가용한 과학적 증거를 바탕으로 유해물질 관리를 위한 의사결정을 지원한다. 생태위해성평가는 일반적으로 유해성확인(Hazard identification), 영향평가(Effect Assessment), 노출평가(Exposure Assessment), 위험도 결정(Risk characterization)의 단계로 구성된다(EC, 2003). 유해성확인은 평가대상 화학물질의 영향여부를 확인하는 과정이며 영향평가는 생태에 악영향을 주지 않을 농도인 예측무영향농도(Predicted

No Effect Concentration, PNEC)를 결정하는 단계이다. 노출평가는 환경 중 존재하는 유해물질의 예측농도(Predicted Exposure Concentration, PEC)를 결정하는 과정이며 위험도 결정은 PEC과 PNEC의 비(Ratio)인 유해지수(Hazard Index, HI)를 통해 생태 위해여부를 결정하는 단계이다. 생태위해성평가방법은 결정생태위해성평가(Deterministic Ecological Risk Assessment, DERA)와 확률생태위해성평가(Probabilistic Ecological Risk Assessment, PERA)로 구분된다. DERA는 최저 생태독성값에 평가계수(Assessment Factor, AF)를 적용하여 PNEC을 산출하는 방법으로 보수적인 평가방법이다. PERA는 유해인자에 대한 생물종의 민감도(Sensitivity)가 다르다는 것에 근거, 생물종의 다양한 민감도를 확률적인 분포로 나

\*Corresponding author : anyjoo@konkuk.ac.kr

원고접수일 : 2010. 2. 9 심사일 : 2010. 2. 17 게재승인일 : 2010. 4. 14

질의 및 토의 : 2010. 8. 31 까지

타낸 종민감도분포(Species Sensitivity Distribution, SSD)를 이용한 평가방법이다. PERA의 경우 다양한 생물종을 고려하여 평가한다는 점과 하나의 최저독성값만을 평가하는 DERA에 비해 신뢰도가 높다는 장점이 있으나 생태독성자료가 질적·양적으로 풍부해야 평가가 가능하다.

환경부의 '토양보전 기본계획(환경부, 2005)'에서는 '토양위해성평가제도의 단계별 확대'를 위해 중기(2009~2011년)에 생태위해성평가 기반조성을 계획으로 설정하고 있다. 선진국의 경우 자국 상황에 적합한 생태위해성평가 기법을 구축하고 이를 통해 도출된 생태보호농도를 환경준거치로 활용하고 있다. 그 예로 네덜란드는 생태위해성평가를 통해 도출된 최대허용농도(Maximum Permissible Concentration, MPC)를 인체위해농도와 비교하여 낮은 값을 토양 개입기준(Intervention Value)로 설정하고 있다(RIVM, 2001). 그 밖에 캐나다, 노르웨이, 덴마크, 호주에서도 생태위해성평가 기법을 구축하고 생태준거치를 설정하고 있다. 반면 국내의 경우 위해우려물질사업(국립환경과학원, 2005a; 국립환경과학원, 2005b)에서 외국의 방법을 벤치마킹하여 생태위해성평가 기법을 제시하고 있으나 DERA에 국한되어 있으며, '물환경종합평가방법 개발 조사연구(III)-인체 및 수생태계 위해성평가 체계 구축(국립환경과학원, 2006)'에서 호주/뉴질랜드의 PERA기법을 적용하여 생태위해성평가를 실시한 바 있으나 이는 수생태계에 한정되어 있다. 최근 안윤주 등(2009)은 국내 수계에 적합한 PERA기법을 제안한 바 있으나 토양의 경우 정립된 생태 위해성평가기법 연구는 미약한 실정이다.

본 연구에서는 국내형 토양 생태위해성평가 기법을 제안하기 위하여 외국의 토양 생태위해성평가 기법을 심층 고찰하고, 국내기반에서 활용될 수 있는 토양 생태위해성평가 기법을 제안하였다.

## 2. 연구방법

토양생태 준거치산출을 위한 국내형 위해성평가체계 구축을 위하여 체계적인 평가방법을 갖추고 있는 유럽화학물질국(European Chemical Bureau, ECB)의 'Technical Guidance Document on Risk Assessment(EC, 2003)'와 'Risk Assessment Report-Cadmium Oxide and Cadmium Metal(EC, 2007)', 네덜란드의 'Guideline Document on Deriving Environmental Risk Limit(RIVM, 2001)', 그리고 캐나다의 'A Protocol for the Derivation of Environmental and Human Health Soil Quality Guideline(CCME, 2006)'을 비교분석 하였다.

그 외에 독성자료의 평가 및 처리시 고려되는 생태독성자료의 급·만성 분류기준을 설정을 위하여 경제협력개발기구(Organisation for Economic Co-operation and Development, OECD), 미국 환경보호청(U.S. Environmental Protection Agency, US EPA), 미국재료시험협회(American Society for Testing Materials, ASTM)와 같은 국제기관의 표준시험법과 한국산업규격(KS)을 분석하였다. 한국산업규격의 경우 국제표준화기구(International Organization for Standardization, ISO)의 표준시험법의 내용을 그대로 적용한 것이다.

## 3. 결과 및 고찰

### 3.1. 토양 생태 독성자료처리

#### 3.1.1. 독성자료의 신뢰성 검토

생태독성자료는 실험을 수행하는 연구자에 따라 시험방법, 시험과정, 결과분석 등이 다양할 수 있기 때문에 일련의 기준을 두고 자료의 신뢰성과 평가 시 적합성을 고려하여야 한다. 신뢰도 지수(Reliability Index, RI)란 시험과정 시 수반되는 다양한 조건들을 바탕으로 자료의 신뢰도 수준을 평가하는 방법으로 ECB에서는 1~4단계로 구분하고 있다. 'RI 1'은 OECD 표준시험법을 바탕으로 수행된 연구로 가장 높은 신뢰도이며, 'RI 2'는 표준시험법에 의거하여 수행되진 않았으나 명확하고 자세한 시험조건(즉, pH, OM, 토성, 용량-반응평가의 통계학적 분석)을 제시하고 있는 경우, 'RI 3'과 'RI 4'는 표준시험법에 의거하여 수행되지 않았으며 하나 또는 그 이상의 시험조건을 제시하지 않은 경우로 명시하고 있다(ECB, 2007). 네덜란드에서는 RI 1(Reliable: 국제적으로 공인된 지침에 의해 수행된 연구), RI 2(Less Reliable: 국제적으로 공인된 지침에 의해 수행되었으나 정보가 다소 부족한 경우), RI 3(Not Reliable: 시험방법을 명시하고 있으나 표준시험법에 의해 수행되지 않은 연구)의 3단계로 구분하며 유럽연합의 평가기준에 비해서는 비교적 간단한 편이다(RIVM, 2008). ECB에서는 'RI 4'를, 네덜란드에서는 'RI 3'의 신뢰성 없는 독성자료를 위해성평가시 제외하고 평가한다.

#### 3.1.2. 독성자료의 급·만성 분류

생물종에 따라 생활사가 다르므로 같은 분류학그룹에 속하는 종이라도 급·만성의 기준이 상이하다. OECD, ASTM, ISO, US EPA의 표준시험법상에서 주로 다루고 있는 토양생물은 식물, 지렁이, 톡토기(Springtails), 토양 선충(Soil nematodes) 등이다. 급성독성의 경우 식물은 발

아 및 생장을, 동물은 치사율을 독성종말점으로 평가하고 있으며 만성의 경우 식물은 종자생산, 동물은 번식을 독성종말점으로 제시하고 있다.

식물의 초기생장에 대한 독성시험은 종말점으로 발아, 중량, 생장, 치사 등을 측정하며 발아 후 14일간 노출시험을 제안하고 있다(US EPA, 1996a; US EPA, 1996b; OECD, 1984a). 식물에 대한 만성독성 시험법의 경우 KS(2006)에서 *Brassica rapa*의 경우 5~6주, *Avena sativa*의 경우 7~8주간 발아, 초기생장, 종자생산 등을 독성종말점으로 급성 및 만성영향을 측정한다. 지렁이류의 경우 급성은 *Eisenia fetida*(또는 *Eisenia andrei*)에 대하여 인공토양에 14일간 노출(EC, 1988; OECD, 1984b), 아 만성 독성시험은 28일간 노출시험한다(US EPA, 1996c). OECD(2004)에서 *E. fetida*(또는 *E. andrei*)에 대한 번식에 대한 독성시험으로 4주간 생존, 행동, 형태, 성장 등에 대해 측정한 후 추가적으로 4주간 노출 실험하여 번식영향 측정을 제시하고 있다. *Enchytraeid sp.*의 경우 *E. fetida*의 번식이 8주정도 걸리는 것에 비해 4~6주로 비교적 짧은 세대교번을 나타낸다고 제시되어 있다. 곤충류는 장님마디톡토기(*Folsomia candida*)를 대상으로 28일 노출 시험하여 생식저해를 평가하고 있다(KS, 2005). 토양선충인 예쁜꼬마선충(*Caenorhabditis elegans*)는 72시간의 빠른 생활사를 가지고 있으며 24~48시간 노출시험을 수행한다(ASTM, 2002).

### 3.1.3. 토양독성자료의 표준토양 보정

토양독성실험은 OECD, ASTM 등 표준시험법 상에 제시되어 있는 인공토양과 자연환경에서의 일반토양을 대상으로 수행된다. 인공토양의 경우 sand(70%), peat moss(10%), kaolin(20%)등의 일정한 조건으로 조성되며 자연 토양의 경우 지역특성, 환경조건 등 그 조성은 토양에 따라 각기 다른 특성을 나타낸다. 토양 수소이온농도(pH), 점토함량, 토양유기물(Soil Organic Matter, SOM) 함량, 양이온교환능력(Cation Exchange Capacity, CEC)등 다양한 토양인자들은 오염물질에 대한 생물이용성(Bioavailability)에 영향을 미치게 된다. 따라서 토양에 따른 독성영향의 차이를 보정해 주기 위해 네덜란드나 유럽 등지에서는 토양보정식을 이용해 독성값을 보정해 준다. 네덜란드의 경우 표준토양을 10% 유기물의 점토질로 제안하고 있으며 Table 1의 Eq. 1과 Eq. 2에 적용하여 독성값을 보정한다(RIVM, 2001).

유럽연합은 표준토양에서의 유기물 함량( $Fom_{standard}$ )을 0.034로 제안하고 있으며 Eq. 3을 이용하여 보정하여 준다(EC, 2003). 네덜란드와 유럽연합의 표준토양 보정식의 기본틀은 같으나 네덜란드는 금속의 경우 일련의 경험식에 유기물함량과 점토질함량을 대입하여 물질의 배경농도를 산출한 후 이를 수식에 적용하고 있다.

이렇듯 위의 두 가지 사례는 자체적으로 많은 연구를 통하여 경험적인 수식이나 보정값들을 제시하고 있다. 국

**Table 1.** Equation for recalculation to standard soil

$ECx_{(soil)} = ECx_{(exp)} \frac{R_{(soil)}}{R_{(exp)}}$	Eq. 1
$ECx_{(soil)} = ECx_{(exp)} \frac{H_{(soil)}}{H_{(exp)}}$	Eq. 2
$NOEC_{or} EC50_{standard} = NOEC_{or} EC50_{exp} \times \frac{Fom_{standard}}{Fom_{exp}}$	Eq. 3
$ECx_{(soil)}$ = Effect concentration; normalised NOEC or LC50 for standard soil (or sediment)	mg/kg
$ECx_{(exp)}$ = Effect concentration; NOEC or LC50 for soil(or sediment) as used in the experiment	mg/kg
$R_{(soil)}$ = Reference-value for standard soil or sediment (H = 10%, L = 25)	mg/kg
$R_{(exp)}$ = Reference-value for soil or sediment used in the experiment (H = y%, L = z%)	mg/kg
$H_{(soil)}$ = Organic matter content for standard soil or sediment (H = 5 or 10%)	mg/kg
$H_{(exp)}$ = Reference-value for soil used in the experiment (H = y%)	mg/kg
$NOEC_{or} EC50_{standard}$ = Effect concentration; normalised NOEC or EC50 for standard soil	mg/kg
$NOEC_{or} EC50_{exp}$ = Effect concentration; NOEC or EC50 for soil as used in the experiment	mg/kg
$Fom_{standard}$ = Organic matter content for standard soil (0.034)	mg/kg
$Fom_{exp}$ = Organic matter content for experimental soil	mg/kg

Table 2. Assessment factors proposed by EC and RIVM

Classification	Available data and additional criteria		Assessment Factor
TGD (EC, 2003)	L(E)C50 short-term toxicity test(s)(e.g. plants, earthworms, or microorganisms)		1000
	NOEC for one long-term toxicity test (e.g. plants)		100
	NOEC for additional long-term toxicity tests of two trophic levels		50
	NOEC for additional long-term toxicity tests for three species of three trophic levels		10
	Species sensitivity distribution (SSD method)		5~1 (case by case)
	Field data/data of model ecosystems		Case by case
Modified EPA (RIVM, 2001)	L(E)C50 or QSAR estimate	The lowest L(E)C50/1000 < the lowest NOEC/10 → the lowest L(E)C50	1000
	L(E)C50 or QSAR estimate for minimal three representatives of microbe mediated processes, earthworms, or arthropods and plants	The lowest L(E)C50/100 < the lowest NOEC/10 → the lowest L(E)C50	100
	NOEC or QSAR estimate <sup>a</sup>	The lowest L(E)C50/1000 (100) < the lowest NOEC/10 → the lowest L(E)C50	100/1000
		The lowest L(E)C50/1000 (100) < the lowest NOEC/10 → the lowest NOEC	10
	NOEC or QSAR estimate for minimal three representatives of microbe mediated processes, earthworms, or arthropods and plants	The lowest NOEC	10

<sup>a</sup> The value based on QSAR is compared to the extrapolated value based on acute L(E)C50 toxicity values. The assessment factor for L(E)C50s is 100 for <3 L(E)C50s, 1000 ≥ 3 L(E)C50s.

내의 경우 이에 대한 구체적 연구된 사례가 없어 현 시점에서는 토양을 보정하기 힘들나 추후 국내 토양인자들에 대한 연구가 이루어진 후 적용할 필요가 있다.

### 3.2. 국외 토양 생태위해성평가기법조사

#### 3.2.1. 유럽화학물질국(ECB)

TGD(Technical guidance document) (EC, 2003)는 토양생물에 대한 생태 위해성평가 시 토양을 구성하는 다양한 생물학적 기능에 대한 평가를 포함하고 있다. 식물(생산자), 무척추동물(소비자), 미생물(분해자) 등 토양 생태계의 영양단계를 고려하여 가용한 독성자료의 형태(독성자료의 노출기간에 따른 급·만성, 수집된 독성자료의 영양단계, 그리고 불확실성)에 따라 평가계수를 적용하여 위해성평가를 실시한다. 한편 토양독성은 토양의 물리화학적 특성에 의해 영향을 받을 수 있으므로 각 독성자료는 표준토양(유기물함량: 3.4%) 으로 보정한 독성값을 이용하여 위해성평가를 수행한다. 수집된 독성자료 중 가장 낮은 값을 평가계수로 나누어 PNEC을 산출하게 된다(Table 2). 그러나 만약 가용한 급성독성자료가 3개의 영양단계 중 하나라도 부족하다면 수서독성자료로부터 외삽할 수 있다.

한편 TGD에서는 최소 8개의 분류학적 그룹의 최소 10개 이상의 만성 NOEC 자료가 있어야 종민감도분포(Species Sensitivity Distribution, SSD)를 통한 PNEC산출이 가능하다. 종민감도분포는 일반적으로 생물종의 5%가 영향을 받을 수 있는 농도로 PNEC은 5% SSD를 AF(5~1, case-by-case)로 나누어 산출한다. 최근 발간된 카드뮴에 대한 Risk Assessment Report(EC, 2007)에서는 수집된 최저독성값에 AF를 적용하여 평가하는 방식을 Assessment Factor Method(AFM), SSD를 이용해 평가하는 방식을 Statistical Extrapolation Method (SEM)로 명명하고 있다.

#### 3.2.2. 네덜란드

네덜란드의 생태위해성 평가는 독성자료와 물리화학적 특성 등 이용 가능한 자료의 양에 따라 정밀영향평가(Refined Effect Assessment)와 예비영향평가(Preliminary Effect Assessment)의 두 가지 방법으로 평가하여 환경위해수준(Environmental Risk Limits, ERLs)을 산출한다(RIVM, 2001). ERLs는 PNEC과 같은 개념인 최대허용농도(MPC), 생태계에 위해한 영향을 미치지 않는 수준인 Negligible Concentration(NC), 그리고 생태계에 심각한

악영향을 미칠 수 있는 수준인 SRC<sub>eco</sub>(Serious Risk Concentration for the Ecosystem)의 세 가지로 구분된다. 각각의 ERL은 네덜란드에서 정책적으로 활용되고 있는데 NC의 경우 목표수준(Target Value, TV), SRC<sub>eco</sub>는 개입 기준(Intervention Value, IV) 설정 시 고려된다.

정밀영향평가는 종민감도분포를 고려한 통계학적 접근 방법으로서 최소 4개의 서로 다른 분류학그룹에 대한 4개 이상의 만성독성자료(NOEC)가 필요하다. 수집된 4개 이상의 분류학그룹에 대한 NOEC값을 이용하여 전체 생물 종의 5%와 50%가 영향을 받는 농도인 위험농도를 산출하는데 HC5는 MPC로, HC50는 SRC<sub>eco</sub>로 이용된다. 가용한 독성자료의 부족으로 정밀영향평가를 수행할 수 없다면 예방평가를 적용한다. 이는 최저 급성 또는 만성독성치에 평가계수를 적용하여 평가하는 방법이다. 평가계수는 유럽연합의 TGD의 PNEC산출을 위한 평가계수를 이용하며 TGD의 평가계수 적용이 어렵다면 수정된 USEPA 평가계수를 이용한다(Table 2). 그러나 이용 가능한 토양 독성자료 부재로 위의 두 가지 생태 위해성평가 방법을 적용할 수 없다면 평형분배방식을 적용하여 토양 ERLs을 산출할 수 있다. 한편 네덜란드는 10% 유기물과 20% 점토질을 표준토양으로 하고 있으며 생태위해성 평가에 사용되는 독성자료는 이를 표준값으로 보정한 후 산출된 독성값을 이용한다.

### 3.2.3. 캐나다

토지이용도(농업지역, 주거/공원지역, 상업지역, 공업지역)에 따라 노출경로와 영향을 받는 수용체가 다르다는 점을 고려하여 토양권고치인 SQG(Soil Quality Guideline)를

산출한다. 캐나다의 SQG산출과정은 수용체와 노출경로별 영향을 고려하기 때문에 다른 나라에 비해 비교적 구체적이며 복잡하게 구성되어 있다. Table 3은 토지이용도별 노출경로와 수용체를 나타낸 것이다. 각 노출경로별 SQG를 산출하고 이 중 최저값을 최종적으로 생태보호를 위한 토양기준(SQG<sub>E</sub>)으로 설정한다.

SQG<sub>sc</sub>(Soil Quality Guideline for Soil Contact)는 토양의존생물의 직접적인 토양접촉에 대한 평가이다. 토양의존생물에 대한 정량적, 정성적인 자료를 기반으로 Weight of Evidence Method(WEM), Lowest Observed Effect Concentration Method(LOECM), 그리고 Median Effect Method(MEM)의 3가지 방식으로 평가하며 농업, 주거/공원지역은 역치영향농도(Threshold Effects Concentration, TEC), 상업, 공업지역은 영향농도(Effects Concentration-Low, ECL)를 산출한다. WEM은 최소 2개의 무척추동물과 1개의 식물에 대한 독성자료가 포함된 최소 10개의 독성값이 존재 시 적용가능하다. TEC는 25% 예측 종민감도분포(Estimated Species Sensitivity Distribution-25th percentile, ESSD25)를 평가계수로 나누어 산출하며 ECL은 ESSD50을 적용한다. LOECM은 WEM의 자료충족요건을 만족하지 못하지만 최소 1개의 식물과 무척추동물을 포함한 3개 이상의 LOEC값 존재 시 적용가능하다. TEC는 최저 LOEC값을 평가계수로 나누어 산출하고 ECL은 LOEC값들의 기하평균값을 적용한다. 만약 LOECM의 최소 데이터 조건을 충족하지 못한다면 E(L)C50로부터 외삽하여 적용하는 방법인 MEM을 이용한다. 최저 E(L)C50를 평가계수로 나누어 TEC를 산출할 수 있으나 ECL의 경우 적용하지 않는다.

**Table 3.** Receptors and Exposure pathways for the land use of SQGE (CCME, 2006)

Exposure pathway	토지이용도			
	Agricultural	Residential/ Parkland	Commercial	Industrial
Soil contact	Soil Nutrient Cycling Process (SNCP), Soil Invertebrates, Plants/Crop, Livestock/Wildlife	SNCP, Soil Invertebrates, Plants, Wildlife	SNCP, Soil Invertebrates, Plants, Wildlife	SNCP, Soil Invertebrates, Plants, Wildlife
Soil and food ingestion	Herbivores <sup>a</sup> , Secondary and Tertiary Consumers <sup>a</sup>	Herbivores <sup>a</sup> , Secondary and Tertiary Consumers <sup>a</sup>		
Ingestion of contaminated water	Livestock			
Contact with contaminated water	Freshwater Life, Crops (irrigation)	Freshwater Life	Freshwater Life	Freshwater Life

<sup>a</sup> Herbivores and Second and Tertiary consumers are considered for substances that bioaccumulate and/or biomagnify

Table 4. Methodological comparison for ecological risk assessment in soil

	ECB	The Netherlands	Canada	Korea(Proposed)
Method	SEM, AFM	Refined and preliminary risk assessment	Full and interim guideline	SEM, SEM <sub>ACR</sub> , AFM
Precondition of SSD	Least 8 taxonomic group, least 10 chronic NOEC	Least 4 taxonomic group, least 4 chronic NOEC	Soil microorganism, plant, earthworm	Least 4 taxonomic group, least 4 chronic NOEC
Assessment factor	○	x	Agricultural, Residential/Park : ○ Industrial, commercial: x	1: Recalculated to standard soil 5: No-recalculated to standard soil
x% Hazardous Concentration	5	5	25	5(residential) 50(Industrial)
Application software	ETX (Cadanium report)	ETX	-	ETX
Reference	ECB, 2007	RIVM, 2001	CCME, 2006	In this study

#### 4. 국내형 토양생태 위해성평가기법 제안

독성자료의 신뢰도 평가는 유럽연합과 네덜란드의 내용을 바탕으로 하여 RI 1~4까지로 구분하였다. GLP(Good Laboratory Practice)시험인 경우 가장 신뢰할 수 있으며 (RI 1), GLP시험을 그대로 수행하지 않았더라도 SCI급 저널에 게재된 자료로 독성시험에 관한 충분한 정보(시험종, 시험조건, 시험방법 등)를 제공하는 경우(RI 2)는 신뢰할 수 있는 것으로 분류하였다. 반면 독성시험에 대한 정보가 불충분하고(RI 3) 독성시험에 대한 정보 없이 독성값만 제시한 경우(RI 4)는 신뢰할 수 없다. 따라서 RI 1과 2에 해당되는 연구는 위해성평가지 활용가능하며 RI 3과 4에 해당하는 연구는 위해성평가 시 제외해야 할 것이다. 한편 독성자료의 급·만성기준은 생물종별로 상이하나 위해성평가 시 활용하는 독성자료의 대부분은 표준시험법에 의거하여 수행된 연구이기 때문에 OECD, ASTM, US EPA, KS를 바탕으로 생물종별 급·만성을 분류하여 평가할 것을 제안한다. 그러나 표준시험법 내의 평가대상 생물종은 일부 종에 국한되어있으므로 차후 이에 대한 연구를 수행하여 보강해 나가야 할 것이다.

앞에서 고찰한 ECB, 네덜란드, 캐나다의 토양생태 위해성평가기법을 비교분석하여 국내형 평가기법을 다음과 같이 제안하였다(Table 4). SSD를 고려한 확률 생태위해성평가는 다양한 생물종의 독성자료를 바탕으로 수행된다. 네덜란드에서는 토양생물 분류학 그룹을 제시하고 있으나 분류학 측면의 생물체계가 혼재되어 있어 본 연구에서는 독성시험에 주로 사용되는 생물종을 강(Class)을 기준으로 하여 Table 5와 같이 제시하였다.

생태보호를 위한 MPC산출방법은 독성자료의 양적, 질적 수준에 따라 통계적 외삽법(Statistical Extrapolation

Method, SEM)과 평가계수법(Assessment Factor Method, AFM)으로 분류할 수 있다. 먼저 SEM의 경우 Table 5에 명시된 생물분류군에서 필수영양단계를 포함하는 최소 4개강(Class)에 대한 4개 이상의 독성자료(급성의 경우 L(E)C50, 만성의 경우 N(L)OEC) 존재 시 적용가능하다. 여기서 필수영양단계란 토양생태계의 먹이사슬을 고려한 것으로 단자엽식물강(또는 쌍자엽식물강), 빈모강(지렁이류), 쌍선충강(또는 곤충강)을 의미한다. 만약 SEM적용을 위한 만성독성자료가 부족할 때 충분한 급성독성자료가 있다면 최종급만성비(FACR, Final Acute-Chronic Ratio)를 이용하여 외삽하는 방법인 SEM<sub>ACR</sub>을 적용할 수 있다. FACR은 같은 종에 대한 급·만성값의 기하평균의 비(Ratio)로 산출된 모든 종별 ACR의 총 기하평균값을 의미한다. 한편 도출된 MPC의 불확실성을 고려하기 위해 ECB와 캐나다는 AF<sub>SSD</sub>(1~5)를 적용하고 있다. 본 연구에서는 ECB와 캐나다와 같이 세분화된 AF<sub>SSD</sub>를 적용하긴 어려우나 표준토양 보정여부에 따라 AF<sub>SSD</sub>를 적용할 것을 제안한다. 토양 독성은 토양구성성분에 따라 차이가 나타나기 때문에 표준토양으로 보정이 가능하다면 AF<sub>SSD</sub>를 1, 인자부족으로 AF<sub>SSD</sub>적용이 불가능하다면 AF<sub>SSD</sub>를 5로 적용하는 것이 적절할 것으로 판단된다. AFM의 경우 기존 결정위해성평가 방법으로 SEM적용이 불가능할 경우 최저독성값을 AF로 나누어 산출하는 방법이다(Table 6).

한편 토양의 경우 토지이용도에 따라 노출경로와 빈도가 상이하기 때문에 기준을 달리 적용할 필요가 있다. 개정된 토양오염기준에서는 토지이용도에 따라 1, 2, 3지역으로 구분하고 있어 본 연구에서는 주거, 농업, 레크리에이션 관련지역에 해당하는 1, 2지역과 오염도가 높은 공업, 상업관련 지역인 3지역으로 구분하여 산출하는 것이

**Table 5.** Classification of soil organisms

Kingdom	Phylum	Class	Order	e.g
Animalia	Arthropoda	Insecta*	Collembola	<i>Folsomia candida</i>
			Protura	
			Dipultra	
		Arachnida	Araneae	Spider
		Chilopoda	Scutigera	Centipede
		Diplopoda		Millipedes
		Pauropoda		Pauropoda
		Symphyla		
		Malacostraca	Isopoda	<i>Porcellio scaber</i>
	Annelida	Clitellata*	Haplotaxida	<i>E. andrei</i> , <i>P. excavatus</i> , <i>E. albidus</i>
	Nematoda	Secernentea*	Rhabditida	<i>Caenorhabditis elegans</i>
	Mollusca	Gastropoda	Stylommatophora	<i>Helix aspersa</i>
	Platyhelminthes	Turbellaria	Tricladida	<i>Bipalium nobile</i>
Macrophyta	Magnoliophyta	Magnoliopsida*	Fabales	<i>Phaseolus radiatus</i>
		Liliopsida*	Cucurbitales	<i>Cucumis sativus</i>
			Poales	<i>Sorghum bicolor</i> , <i>Triticum aestivum</i>

Fungi

Bacteria

Protista

\*Required trophic level: Plant (Magnoliopsida or Liliopsida), Earthworm (Clitellata), Macroorganism (Insecta or Secernentea)  
Refer to RIVM, 2001 and <http://animaldiversity.ummz.umich.edu/site/accounts/classification/>

**Table 6.** Assessment factors for soil PNEC (MPC) derivation in Korea

Available Data	Assessment Factor	Remark
One acute L(E)C50 (1 trophic level*)	1000	OECD
Three acute L(E)C50 (3 trophic levels)	100	
One chronic N(L)OEC (1 trophic level)	100	
Two chronic N(L)OEC (2 trophic levels)	50	EU
Three chronic N(L)OEC (3 trophic levels)	10	

\*Required trophic level: Plant (Magnoliopsida or Liliopsida), Earthworm (Clitellata), Macroorganism (Insecta or Secernentea)  
Refer to NIER, 2005a

**Table 7.** Equations for deriving soil PNEC (or MPC) using AFM method

Acute	$PNEC(or MPC)_{Residential/Agricultural} = \text{Lowest acute } L(E)C50$
	$PNEC(or MPC)_{Industrial/Commercial} = \text{Geometric mean acute } L(E)C50$
Chronic	$PNEC(or MPC)_{Residential/Agricultural} = \text{Lowest chronic } N(L)OEC / AF$
	$PNEC(or MPC)_{Industrial/Commercial} = \text{Geometric mean Chronic } N(L)OEC / AF$

PNEC (or MPC) = Concentration for protection of soil ecosystem each land use	mg/kg
E(L)C50 = Acute EC50 or LC50	mg/kg
N(L)OEC = No-Observed Effect Concentration (or Lowest Observed Effect Concentration)	mg/kg
AF = Assessment Factor	Table 6

적절할 것으로 판단된다. 따라서 HC5는 1·2지역에 적용하고 HC50는 3지역에 적용할 것을 제안한다. 만약 SEM 방식의 접근이 어렵다면 1·2지역은 AFM 방식을 적용하고 3지역의 경우 캐나다의 방식을 적용하되 불확실성 고려를 위해 AF를 적용하는 것이 적절할 것으로 판단된다

(Table 7). 본 연구에서 제안한 토양 생태위해성평가는 가용한 급·만성자료의 질적·양적 충족도와 토지이용도(주거/농업, 상업/공업)에 따라 3가지 방법(SEM, SEM<sub>ARC</sub>, AFM)으로 평가할 수 있으며 이는 추후 토양보호를 위한 생태준거치 산출시 활용될 수 있을 것으로 사료된다.

## 5. 결 론

본 연구에서는 ECB, 네덜란드, 캐나다의 토양생태위해성평가 기법을 비교분석하여 국내형 평가기법을 제안하였다. 선진국의 경우 자국에 적합한 생태위해성평가 기법을 구축하여 이를 통해 생태보호를 위한 준거치를 산출하고 환경관리를 하고 있다. 토양생태위해성평가기법은 국가별로 조금씩 상이하였으나 기본적인 과정은 유사하다. 먼저 수집된 독성자료의 신뢰도를 평가하고 급·만성을 구분하여 질적·양적 충족도에 따라 SSD를 적용하거나 평가계수로 나누어 위해성평가를 실시하고 있다. 본 연구에서 제안한 국내형 토양생태위해성평가는 외국의 평가기법을 국내에 적용 가능하도록 수정·보완한 것으로 가용한 독성자료에 따라 3가지 방식(SEM, SEM<sub>ACR</sub>, AFM)으로 평가할 수 있다. 외국의 경우 주로 만성독성자료만을 이용하여 평가하고 있는데 본 연구에서는 SEM<sub>ACR</sub>의 방식을 추가하여 SSD적용을 위한 만성독성자료 부족시 보수적인 AFM으로 평가하는 것 보다 비교적 풍부한 급성독성자료를 SSD에 적용하여 외삽할 수 있도록 제안하였다. 또한 토양의 경우 대기나 수질과 같은 타 매체에 비해 노출경로가 다양하고 노출빈도가 토지이용도에 따라 큰 차이를 나타내기 때문에 토지이용도(주거/농업, 상업/공업)별 평가가 가능하도록 제안하였다. 한편 외국의 경우 SSD적용을 위한 생물분류체계가 혼재되어 있었는데 본 연구에서는 '강(Class)'을 기준으로 재분류하여 제안하였다. 본 연구에서 제안된 국내형 토양생태위해성평가 기법은 차후 국내 토양생태위해성평가 지침이나 생태준거치 도출시 활용될 수 있을 것으로 사료된다.

## 참 고 문 헌

국립환경과학원(NIER), 2005a, 납, 카드뮴 및 수은 오염에 대한 위해성평가 기법 연구.  
국립환경과학원(NIER), 2005b, 위해우려물질 평가기법연구(III).  
안윤주, 남선화, 이우미, 2009, 확률생태위해성평가(PERA) 선진국 사례분석 및 국내수계에 적합한 PERA 기법 제안, 한국물환경학회지, 25(4), 494-501.

환경부, 2005, 토양보전 기본계획 수립 연구.

환경부, 국립환경과학원, 2006, 물환경종합평가방법 개발 조사연구(III)-인체 및 수생태계 위해성평가 체계 구축.

ASTM, 2002, Standard Guide for Conducting Laboratory Soil Toxicity Tests with the Nematode *Caenorhabditis elegans*, E 2172-01.

CCME, 2006, A Protocol for the Derivation of Environmental and Human Health Soil Quality Guideline.

EC, 1988, Testing Method, C8. Toxicity for earthworms; Artificial Soil Test.

EC, 2003, Technical Guidance Document on Risk Assessment-Part II.

EC, 2007, Risk Assessment Report-Cadmium Oxide and Cadmium Metal.

KS, 2005, 토양의 질, 토양오염물질에 의한 Collembola(*Folsomia candida*) 생식저해.

KS, 2006, 토양의 질(생물학적 방법), 고등식물의 만성독성.

RIVM, 2001, Guidance Document on Deriving Environmental Risk Limits.

RIVM, 2008, Manual for summarising and evaluating environmental aspects of plant protection product.

OECD, 1984a, OECD Guideline for Testing of Chemicals, Terrestrial Plants, Growth Test #208.

OECD, 1984b, OECD Guideline for Testing of Chemicals, Earthworm Acute Toxicity Test #207.

OECD, 2004, OECD Guideline for Testing of Chemicals, Earthworm Reproduction Test (*Eisenia fetida*/*Eisenia andrei*) #222.

US EPA, 1996a, Ecological Effects Test Guidelines; OPPTS 850.4100 Terrestrial Plant Toxicity-Tier(Seedling Emergence), EPA/712/C-96/153.

US EPA, 1996b, Ecological Effects Test Guidelines; OPPTS 850.4230 Early Seedling Growth Toxicity Test, EPA/712/C-96/347.

US EPA, 1996c, Ecological Effects Test Guidelines; OPPTS 850.6200 Earthworm Subchronic Toxicity Test, EPA/712/C-96/167.

US EPA, 1998, Guideline for Ecological Risk Assessment, EPA/630/R-95/002F.