

《總設》

토양생태계 위해성평가기법 비교연구: 토양생태준거치 산정을 중심으로

이우미¹ · 김신웅¹ · 정승우² · 안윤주^{1*}

¹건국대학교 환경과학과

²군산대학교 환경공학과

Comparative study of Ecological Risk Assessment : Deriving Soil Ecological Criteria

Woo-Mi Lee¹ · Shin Woong Kim¹ · Seung-Woo Jeong² · Youn-Joo An^{1*}

¹Department of Environmental Science, Konkuk University

²Department of Environmental Engineering, Kunsan National University

ABSTRACT

The purpose of ecological risk assessment in soil ecosystem is to protect ecological receptors and to provide a scheme of efficient management for soil contaminants. Developed countries have already prepared the methodologies of ecological risk assessment by considering their soil properties, land use, and ecological receptors. In this study, we compared the soil ecological risk assessment processes in the similarity and differences in methodology. Four countries, except for USA, adjusted the toxicological data for ecological risk assessment, based on their representative soil properties because the soil properties affect toxic effects to ecological receptors. The soil ecological risk assessment methodology of Netherlands and UK was based on 'Technical guidance document on risk assessment (TGD)' of European Chemical Bureau (ECB). Australia, USA, and Canada developed their autonomous methodology. In the Netherlands, UK, Australia, and Canada, they employed the species sensitivity distribution (SSD) approach if sufficient toxicity data are available. The USA determined the ecological soil screening level by obtaining the geometric mean of toxicological data for three species. Furthermore, all countries consider secondary poisoning in their soil ecological risk assessment. The latest risk assessment methodology of soil ecosystem that this study investigated can be used to explore what Korea needs to develop the Korean ecological risk assessment methodology of soil ecosystem in the future.

Keywords : Ecological risk assessment, Ecological receptor, Soil ecosystem, Species sensitivity distribution (SSD)

1. 서 론

우리나라 환경정책이 매체(Media)중심에서 수용체(Receptor)중심으로 전환함에 따라 위해성 평가를 근거로 한 관리제도가 도입되고 있다. 토양매체의 경우 다매체중 국내에서는 최초로 「토양오염 위해성평가 지침」(2006. 9. 27 고시)을 마련한 바 있으나, 지침은 인체중심으로 작성되어 있으며 생태수용체(Ecological receptor)에 대한 내용은 아직까지 전무한 실정이다. 한편 외국의 경우 수용체 중심의 위해성평가를 통해 효율적인 토양관리 방안을 마련하여 운영하고 있다. 또한 이들 선진 국가에서는 자

국의 상황에 적합한 토양위해성평가 기법을 개발하여, 오염토양의 위해성을 평가하고, 기준설정 등에 적극적으로 활용하고 있다. 그러나 각국에서 개발된 위해성평가 기법들은 공통점을 가지고 있는 반면, 자국의 상황을 고려한 상이한 시나리오를 기반으로 하기 때문에 국내에 그대로 적용하는 것은 우리나라의 토양특성과 오염현황 특성을 제대로 반영하지 못한다는 문제가 있다. 또한 일부 선진국은 위해성평가 기술을 단순히 토양오염물질에 대한 생태위해영향을 평가하기 위한 수단이 아닌 자국의 생물보호와 토양건강성을 위하여 과학적인 접근에 의해 평가방안을 마련하고 있다(NEPC, 2011a). 이들은 자국의 토지

*Corresponding author : anyjoo@konkuk.ac.kr

원고접수일 : 2012. 6. 20 심사일 : 2012. 10. 16 게재승인일 : 2012. 10. 17
질의 및 토의 : 2012. 12. 31 까지

이용도, 수용체, 토양특성 등을 반영하여 생태위해성 평가 방법을 마련하고 있으며 토양기준 및 정화기준 산출시 이를 적용하고 있다. 따라서 국내 토양 생태계 건강성을 보호하기 위해서는 국내 토양생태계를 고려한 위해성평가기법이 필요할 것이다.

우리나라에서는 2005년 ‘납, 카드뮴 및 수은 오염에 대한 위해성평가 기법연구(NIER, 2005a)’를 시작으로 ‘위해 우려물질 평가 기법 연구(II), (III) (NIER, 2005b; 2005c)’, ‘위해성 평가 실시 [납, 수은, 카드뮴] 및 위해관리대책 수립방안 마련연구(MOE, 2007)’ 등 국외 생태위해성평가 기법을 조사하고 이를 바탕으로 국내 적용 가능한 생태 위해성평가기법을 마련하기 위한 지속적인 노력을 해왔으나 정책적으로 활용되지는 않았다. 수질의 경우 ‘물환경종합평가방법 개발조사연구(III)-인체 및 수생태계 위해성평가 체계 구축(MOE/NIER, 2006)’에서 국내 수계에 적합한 생태위해성평가 기법을 구축한 바 있으며, 수생생물보호를 위해 2015년까지 수생태 보호를 위한 기준 확대를 목표로 하고 있다.

2005년 환경부는 「토양보전 기본계획 로드맵」을 작성하여 중기(2009~2011)계획으로 토양오염 생태위해성평가 기반조성을 계획한 바 있다(MOE, 2005). 그러나 아직까지 구체적인 토양생태위해성평가를 위한 기반조성연구는 수행된 바 없다. 그리고 최근 기존 토양관리 정책이 인체건강 및 생태계보호에 있어 한계가 있음을 확인하고 토양오염물질을 효율적으로 관리·예방하고자 ‘토양보전 기본계획(2010~2019)’ (MOE, 2009)에서 토양오염 위해성평가 확대를 계획하였다. 현행 토양기준항목수가 선진국에 비해 적으며 위해성을 고려하지 않았다는 문제점을 인식하고 인체 및 생태위해성을 기반으로 한 토양오염기준 및 정화기준설정과 먹이망을 통해 인체에 미칠 영향을 고려한 국내형 생태위해성평가 기법마련을 위해 생태독성 DB 구축을 계획하고 있으며 오염부지 정화 시 인체 및 생태 위해성평가를 반영할 것을 계획하고 있다.

생태위해성평가의 기본 틀은 문제인식을 통해 노출평가와 독성평가를 수행한 후 위해성을 결정하는 단계로 이루어진다. 이때 독성평가에서 산출하는 생태허용농도(예, 유럽연합: Predicted no-effect-concentration(PNEC), 네덜란드: Maximum permissible concentration(MPC), 영국: Soil screening value(SSV), 호주: Ecological investigation level(EILs), 미국: Ecological soil screening level(Eco-SSL))는 일부 국가에서는 생태보호를 위한 준거치로 활용하고 있다. 본 연구에서는 국내토양환경에 생태위해성평가를 도입하기 위한 방안으로서, 토양생태위해성평가를 적

극 활용하고 있는 국외기관의 자료를 포괄적으로 수집하여 심층 고찰하였다. An et al.(2010)는 유럽연합, 네덜란드, 캐나다의 토양 생태위해성평가 방법론을 고찰한 바 있으나, 본 연구에서는 호주, 영국, 미국의 경우를 추가하고, 네덜란드에서 업데이트된 방법론을 보완하여 국가별로 비교분석하였다. 분석대상 자료는 유럽위원회 ‘Technical guidance document on risk assessment(TGD)’(ECB, 2003), 네덜란드 ‘Guidance for the derivation of environmental risk limit within the framework of International and national environmental quality standards for substances in the Netherlands(INS)’(RIVM, 2007), 영국 ‘An ecological risk assessment framework for contaminants in soil’(EA, 2008), 호주 ‘Assessment of site contamination-Schedule B5a: Guideline on ecological risk assessment’(NEPC, 2011a)와 ‘Assessment of site contamination-Schedule B5b: Methodology to derive ecological investigation levels in contaminated soil’(NEPC, 2011b), 미국의 ‘Guidance for developing ecological soil screening levels’(US EPA, 2005)이며, 캐나다의 경우 선행연구(An et al., 2010)에서 고찰한바 있어 비교분석시 참고하였다. 본 연구에서 도출된 외국에서의 토양위해성평가 분석 자료는 국내 토양생태 위해성평가 확립을 위한 기반자료로 활용 가능할 것으로 판단된다.

2. 국외 토양 생태위해성평가 연구

2.1. 유럽위원회

유럽위원회 산하 유럽화학물질국(European Chemical Bureau)은 2003년 ‘TGD’(ECB, 2003)를 발간하여 위해성평가를 위한 지침을 마련하였다. 생태위해성평가 단계 및 평가를 위한 자료요건, 방법 등을 제시하고 있다. 토양의 PNEC 산출은 독성자료 조건에 따라 3가지로 구분할 수 있는데 (1) 가용한 토양 독성자료 부재시 평형분배방법(Equilibrium partitioning method)을 통한 스크리닝 접근법을 이용하고, (2) 생산자(식물), 소비자(무척추동물), 분해자(미생물)에 대한 가용한 독성자료가 있으면 평가계수(Assessment factor, AF)를 이용한 평가를 할 수 있으며 (Table 1). (3) 오직 하나의 토양서식(Soil dwelling)생물에 대한 독성자료가 있으면 평가계수와 평형분배방법을 모두 적용하여 각각의 방법으로 PNEC를 산출하고, 위해성이 높게 평가된 방법의 PNEC를 최종적으로 이용하여 위해도를 결정한다. 독성자료 부재 또는 부족시 적용하는 평형분배방법은 토양-물 분배계수(Partition coefficient soil

Table 1. Assessment factors for derivation of PNEC_{soil} of ECB

Available toxicity data	Assessment factor
L(E)C50 for short-term toxicity (e.g plants, earthworm, microorganisms)	1000
NOEC for one long-term toxicity test (e.g plants)	100
NOEC for additional long-term toxicity test of two trophic levels	50
NOEC for additional long-term toxicity test 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

※Adapted from ECB, 2003, Technical guidance document on risk assessment

water: $K_{soil-water}$)와 습윤토양의 체적밀도(Bulk density of wet soil: RHO_{soil})를 이용하여 수서PNEC($PNEC_{water}$)으로부터 토양 PNEC($PNEC_{soil}$)를 산출하는 방법이다(Eq 1). 한편 평형분배방법은 친유성물질에 대한 PNEC산출에는 적합하지 않다.

$$PNEC_{soil} = \frac{K_{soil-water}}{P_{soil}} \times PNEC_{water} \times 1000 \quad \text{Eq (1)}$$

토양 PNEC은 수집한 독성자료의 충족도에 따라 평가계수를 적용하거나(결정론적 위해성평가) 종민감분포(Species sensitivity distribution, SSD)를 이용한 통계적 접근방법(확률론적 위해성평가)을 통해 산출할 수 있다. SSD를 적용하는 통계적 접근방법은 최소 10개의 NOEC(No-observed-effect- concentration) (최소 8개의 분류학적 그룹을 포함하는)이 요구되며 독성자료는 1차 생산자, 소비자, 그리고 분해자의 영양단계로 구성한다. 만약 독성자료의 부족으로 SSD적용이 불가능하면 최저독성값을 평가계수로 나누어 PNEC을 산출한다. 평가계수는 Table 1과 같이 가용한 독성자료의 종류에 따라 적용한다. 급성독성자료(LC50 또는 EC50)만 존재할 경우 최저독성값을 평가계수(1000)으로 나누어 PNEC을 계산한다. 만성독성자료(NOEC)의 경우 가용한 생물종(식물, 지렁이, 미생물)과 수에 따라 10~100의 평가계수를 적용하여 산출할 수 있다. 즉, 확률론적 위해성평가는 다양한 생물종에 대한 독성자료를 활용할 수 있는 반면, 결정론적 위해성평가는 최저독성값을 이용하기 때문에 보수적으로 평가된다. 한편 생물이용성은 토양유기물함량과 같은 토양특성에 의해 영향 받을 수 있으므로 독성값은 보정식을 이용하여 실험토양의 유기물함량을 표준함량(3.4%)으로 보정한 후 사용하도록 하고 있다. 또한 영양단계의 상위에 속한 생물체가 유해물질이 축적된 먹이를 섭취함에 따른 이차독성을 고려하고 있다.

2.2. 네덜란드

네덜란드는 1990년대부터 지속적으로 자국의 환경위해수준(Environmental risk limit, ERL) 산출을 위한 방법론(RIVM, 1994; 1995; 2001a; 2001b; 2001c)을 개발하고 업데이트하여 2007년 환경질 기준 산출을 위한 지침(International and national environmental quality standards for substances in the Netherlands, INS)을 마련하였다(RIVM, 2007). INS는 Water Framework Directive (WFD) 지침, 유럽연합의 TGD, 그리고 네덜란드 자체의 특성을 반영한 ERL산출론을 기반으로 하여 마련하고 있다. 토양의 경우 TGD를 바탕으로 MPC를 산출하며 NC(Negligible concentration)와 SRC(Serious risk concentration)는 네덜란드 자체의 방법론을 이용한다. 생태계에 대한 ERL은 NC, MPC, 그리고 SRC로써, 생태계 5% 위해농도인 HC5(Hazardous concentration 5%)는 MPC가 되며 이를 평가계수 100으로 나눈 수치인 NC는 목표기준(Target value)설정의 근거가 된다. 개입기준(Intervention value) 산출의 근거가 되는 SRC는 HC50(Hazardous concentration 50%)를 바탕으로 한다. NC와 SRC는 각각 인체와 생태에 대해 도출하고, 이 두 수용체에 대한 기준 중 더 낮은 값을 환경질기준(Environmental quality standard, EQS) 설정시 권고수치로 사용하고 있다. 즉, 네덜란드는 ERL과 EQS를 엄격히 구분하고 있는데 EQS는 정책적으로 활용되나 ERL은 EQS 설정시 참고치로 사용하고 있다.

네덜란드는 토양 ERL산출시 자국의 토양특성을 고려한다. 네덜란드의 표준토양은 10% 유기물함량, 25% 점토함량, 5.88% 유기탄소함량의 특성을 가지며 표준토양 인자값을 이용하여 ERL을 산출한다. 각 지역에 대한 위해성 평가시에는 지역별 토양특성을 고려하여 독성값을 지역별 토양특성값으로 재산출한 후 비교한다. 한편 위해성평가 시 $\log K_{ow}$ 가 3 이상이거나 흡착력과 축적성이 높은 일부 물질의 경우 이차독성(Secondary poisoning)을 고려한다.

유기물질에 대한 토양 MPC는 다음과 같은 ECB의 TGD의 산출방법을 바탕으로 하고 있다. (1) 토양생물에 대한 독성자료가 부재시 평형분배계수를 이용한 방법을 적용한다. (2) 오직 하나의 토양식생물(식물, 지렁이)에 대한 독성자료가 있으면 평형분배계수와 평가계수를 적용하여 각 방법에 대한 MPC를 산출하고 더 낮은 수치를 최종 MPC로 이용한다. (3) 생산자, 소비자, 분해자에 대한 가용한 독성자료가 있으면 평가계수를 이용하여 MPC를 산출한다. (4) 충분한 독성자료(서로 다른 분류학적 그룹에 대한 최소 10종에 대한 만성독성자료(NOEC, EC10)가 있다면 통계학적 외삽방법을 통해 MPC를 산출한다. (5) 현재는 생태계 모델 또는 multi-species terrestrial field study를 평가할 지침서가 없으나 수서 평가방법론을 참고로 이를 평가할 수 있다. 한편 금속의 경우 자연적으로 존재하기 때문에 MPC산출시 금속에 대한 배경농도를 더해주는 방식의 added risk approach의 접근법으로 산출하며, MPC산출방법은 유기물질에 대한 산출방식과 동일하다.

2.3. 영국

영국은 'Environmental Protection Act 1990'의 'Part 2A contaminated land'에서 요구되는 화학물질 오염토양에서의 생태계 위해성을 평가하기 위하여 오염토양에 대한 'Ecological risk assessment framework'을 마련하고 있다. 평가과정은 오염물질과 생태계 수용체간의 연관성과 생태계에 미칠 수 있는 유해성을 고려하여 3단계로 생태위해성평가를 수행한다. 생태위해성평가 초기 활동은 자료조사와 개념모델개발(Conceptual site model, CSM)이다. 이 과정에서는 생태수용체가 오염물질로 인해 받을 영향의 개연성을 평가한다. Part 2A에서 고려하는 지역(국가적, 국제적으로 생태학적, 지리학적 보존가치가 있는 구역)의 오염원을 확인하여 평가범위를 결정하고, 대상지역의 위치, 크기, 용도와 같은 히스토리를 조사하고 화학적 생태학적 정보를 수집한다. 그 후 지역조사 및 토양분석을 수행하여 오염물질을 확인하고, 오염물질의 거동조사를 통해 오염원-경로-수용체로의 연관성분석을 하여 개념모델을 개발, 이를 통해 위해성평가 여부를 결정한다. 생태위해성평가가 필요하다고 판단되면 3단계의 위해성평가 과정을 거치게 된다(EA, 2008a). 1단계는 스크리닝 단계로 평가지역의 오염물질농도와 토양지침값(SSV)의 비교를 통해 위해성평가를 수행한다. 오염물질 농도가 SSV를 초과하거나 SSV가 부재시 2단계를 진행한다. 2단계는 생태수용체가 유의한 영향을 받는지를 평가하는 것으로 생태조

사 또는 생물검정(Bioassay)의 결과를 바탕으로 한다. 마지막 3단계에서는 2단계에서 생태계에 영향을 주거나 발생시킬 개연성이 있으면 오염원을 조사하는 3단계를 수행한다.

한편 영국 환경청(Environmental agency, EA)에서는 위해성평가 1단계를 위한 'SSV decision tool'모델을 개발하였으며, 이 모델에서는 12종의 화학물질(benzo(a)pyrene, Cd, Cr, Pb, Hg, Ni, Zn, pentachlorobenzene, pentachlorophenol, tetrachloroethene, toluene)에 대한 평가가 가능하다. 이 모델은 측정된 환경농도와 토양특성(토성, pH, 유기물함량, 점토함량, 양이온교환능력(Cation exchange capacity, CEC))을 입력하면 위해도가 산출되도록 구성되어 있다. SSV산출은 TGD의 PNEC_{soil} 산출방법론을 바탕으로 한다(EA, 2008b). 산출과정은 데이터 수집, 데이터 선별, 데이터 표준화(토양특성을 고려한 독성값 보정), 준거치 산출 그리고 PNEC설정의 단계로 이루어진다. 평가과정은 TGD를 바탕으로 하기 때문에 같은 유럽국가인 네덜란드와 유사하다. SSV인 PNEC은 SSD 적용이 가능하도록 데이터가 충분할 경우 HC5를 적용한다.

2.4. 호주

호주는 부지 오염평가(Site contamination)를 위하여 생태와 인체 위해성평가를 포함한 가이드라인을 마련하고 하고 있다. 위해성기반의 평가 방법론은 생태학, 토양학, 지리학에 대한 과학적 지식에 기반을 두고 있다. 자국의 서식생물을 보호하고, 토지이용도를 기반으로 보호수준을 설정하며, 배경오염물질 농도, 토양특성 및 오염물질의 생물이용성 변화, 토양오염물질의 생물확대를 고려하고 있다(NEPC, 2011a). 또한 이 과정에서 SSD 방법을 이용하여 생태계 보호수준(EILs)을 산출하고 있다. 생태 위해성평가는 'Preliminary Ecological Risk Assessment (ERA)'와 'Definitive ERA'의 두 단계로 구분된다. Preliminary ERA는 스크리닝 단계의 위해성평가로 몇몇 지역에서 법적으로 평가하도록 하고 있으며 Preliminary ERA결과 잠재적으로 생태위해성이 있다고 판단될 때(EILs를 초과할 때) Definitive ERA를 수행한다.

EILs산출방법은 Soil quality guidelines (SQG)산출에도 적용되고 있다. Fig. 1은 EILs 산출과정을 도식화 한 것으로 이러한 일련의 과정에 의해 산출된다. SQG는 목적 및 토지이용도에 따라 Target value, 정화가이드라인, 개입기준, 농업용지 기준 등으로 구분된다(NEPC, 2011b). EILs는 국립공원 및 생태학적 가치가 높은 구역, 도시 주거지역 및 공공장소, 그리고 상업/공업지역 등 세 가지 토지용

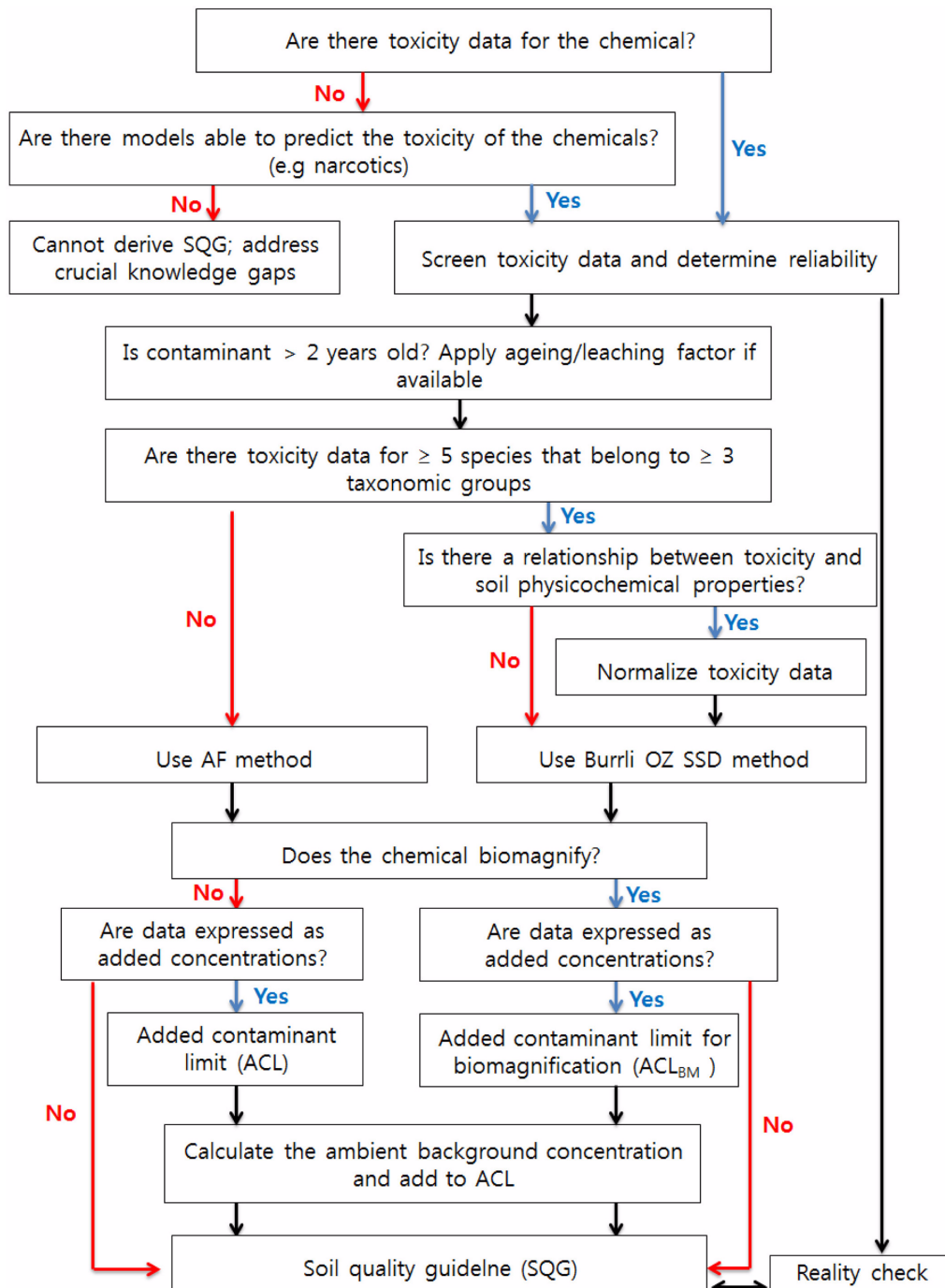


Fig 1. Scheme of methodology for ecological investigation levels (EILs) in Australia (Adapted from NEPC, 2011b).

도에 따라 구분하여 생물종 보호를 위한(Protection concentration, PC) 비율을 다르게 적용하고 있는데, 국립공원과 같은 생태학적 가치가 높은 지역은 PC 99%, 상업/공업지역은 PC 60%를 적용한다. 한편 환경에서 오염물질은 시간이 지남에 따라 생물이용성이 감소하나, 가용한 독성자료의 대부분은 실험실에서 생산되고 수용성 물

질을 이용하기 때문에 독성영향이 과대평가되었을 가능성을 고려해주기 위해 'Ageing/leaching factor'를 이용하여 독성자료를 보정한다. 또한 물질에 따라 토양의 물리화학적 특성이 독성에 영향을 미치므로 토양특성과 독성간의 상관관계에 대한 경험식모델(Empirical relationship model)을 이용하여 일부물질에 대한 토양 특이적(Soil-specific)

EILs를 산출한다. 이때 호주 표준토양은 pH 6, 10% 점토함량, 10 cmol/kg의 CEC, 1%의 유기탄소(또는 동등한 유기물함량)를 기준으로 평가한다.

토지용도에 따른 PC 99%~60%는 유해물질에 대한 생태적 허용수준(Added contaminant limit, ACL)이 되고 여기에 배경농도(Ambient background concentration, ABC)를 더하여 EILs를 산출하고 있다. EILs산출은 지역의 보호수준 선정, 노출경로 평가, 노출경로에 따른 적절한 자료선정 및 EILs 산출의 단계로 진행된다. 호주는 5종 이상의 독성자료(3개 이상의 분류그룹을 포함함)가 있는 경우 SSD를 적용하여 ACL를 산출한다. 한편 독성자료는 유기물질 또는 금속계 물질에 따라 2가지 방법으로 접근하는데, 이는 유기물질은 일반적으로 NOEC과 같은 만성자료가, 금속계는 EC/LC50와 같은 독성자료가 일반적이기 때문에 EC50, EC30, LOEC, MATC 등의 자료를 변환계수를 이용해 NOEC 또는 EC10으로 변환하여 이용한다. 독성자료의 부족으로 최저독성값에 평가계수를 적용해 EILs를 산출할 때에는 독성자료의 생물종의 수와 분류학적 그룹에 따라 평가계수를 달리 적용한다. 한편 호주에서도 생물확대를 고려하기 위해 이차독성을 함께 고려하고 있으며, 산출된 EILs의 적용은 지표토양으로부터 2미터 깊이까지의 토양오염농도에 한해 제한하고 있다.

2.5. 미국

1992년 'Framework for Ecological Risk Assessment' (US EPA, 1992)에서 처음으로 생태위해성평가 원리를 다룬 이후로 1998년 생태위해성평가 지침인 'Guideline for Ecological Risk Assessment'(US EPA, 1998)을 마련하였다. 이 지침에서는 단일종(Single species), 화학물질 바탕의 위해성평가(Chemical-based risk assessment), 다양한 노출원과 영향에 대한 생태위해성평가 기술을 다루고 있다. 생태위해성평가는 과거 노출에 의한 악영향의 개연성을 평가하기 위함으로 이 지침은 인위적인 활동에 의해 발생한 악영향평가에 초점을 맞추고 있다. 생태위해성평가는 문제형성과정(Problem formulation), 분석과정(Analysis), 그리고 위해성 결정(Risk characterization)의 단계로 수행된다. 문제형성과정에서는 개념모델 및 평가계획을 수립하고 분석과정에서는 스트레스요인에 대한 생태수용체의 노출과 스트레스 정도(생태가 받는 영향)를 평가하며, 위해성 결정에서는 노출과 스트레스반응을 고려하여 위해성을 예측한다. 한편 'Superfund Program'에서 위 지침들을 바탕으로 Superfund 지역에 대한 생태위해성평가 지침을 마련하였다(US EPA, 1997). 유해지역(Hazardous waste

site)내 식물과 동물이 받을 영향을 정성적, 정량적으로 다루고 있으며, Superfund 지역의 위해성관리를 위한 정보를 제공하는 것을 목표로 하는 평가과정과 과학적 관리결정(Scientific management decision points, SMDPs)으로 구성되어 있다. Eco-SSL은 토양에 거주하거나 토양을 섭취하는 생태수용체 보호를 위한 위해성 기반의 guidance로 스크리닝 수준의 위해성을 산출하기 위해 Superfund 생태위해성평가 과정의 2단계에서 사용된다(US EPA, 2005). Eco-SSL은 보편적으로 토양의 잠재적인 오염물질과 더 나아가 baseline ecological risk assessment의 평가를 위해 사용하나 토양 정화기준에는 Eco-SSL을 적용하지 않는다. Eco-SSL은 "Record of Decisions at Superfund National Priority List sites"를 바탕으로 17개의 금속류(Al, Sb, As, Ba, Be, Cd, Cr, Co, Cu, Fe, Pb, Mg, Ni, Se, Ag, Va, Zn)와 유기화학물질(dieldrin, RDX, TNT, DDT and its metabolites, pentachlorophenol, PAHs, PCBs)의 총 24종 토양오염물질에 대한 Eco-SSL마련을 준비하고 있다. 한편 PCBs는 24개 물질에 포함되어 있으나 높은 잔류성과 독성으로 산출된 Eco-SSL이 토양의 검출한계보다 낮기 때문에 EPA에서는 만약 PCBs가 토양에서 배경수준이상으로 검출되면 부지연관성(site-related)으로 간주하고 COPCs(Contaminants of potential concern)로 포함할 것을 권장하고 있다. 한편 양서류, 파충류, 미생물과 토양미생물 활성은 육상시스템에서 중요하나, 불충분한 독성자료로 인해 Eco-SSL산출에 고려되지 않는다.

Eco-SSL은 (1) 문헌조사(Literature search), (2) Eco-SSL산출에 필요한 자료선별(Determine acceptability of study for use in deriving eco-ssl), (3) 선별자료의 추출 및 점수화(Extract, evaluate and score data from accepted studies), (4) Eco-SSL산출(Derive value)의 4단계로 구성된다(Fig. 2). 3단계까지의 독성자료 선별을 거친 후 4단계에서는 9개의 평가기준에 의해 0~2까지 배점화하고, 총점이 10미만인 물질(가용한 독성자료가 3개 이내)에 대해서는 Eco-SSL을 산출하지 않는다. Eco-SSL에서는 pH 4~8.5, 유기물함량 10% 이하의 토양에서 수행된 식물과 지렁이 독성자료를 이용한다. 생물이용성 점수가 높은 독성자료(최소 3개 이상의 독성값)를 이용하여 각 수용체별(식물, 지렁이, 야생동물) 기하평균값을 산출하게 되는데, 이 값이 Eco-SSL이다. 야생동물(조류와 포유류)에 대한 Eco-SSL은 오염물질에 노출된 토양무척추동물을 섭취함에 따른 이차독성을 고려하고 있다.

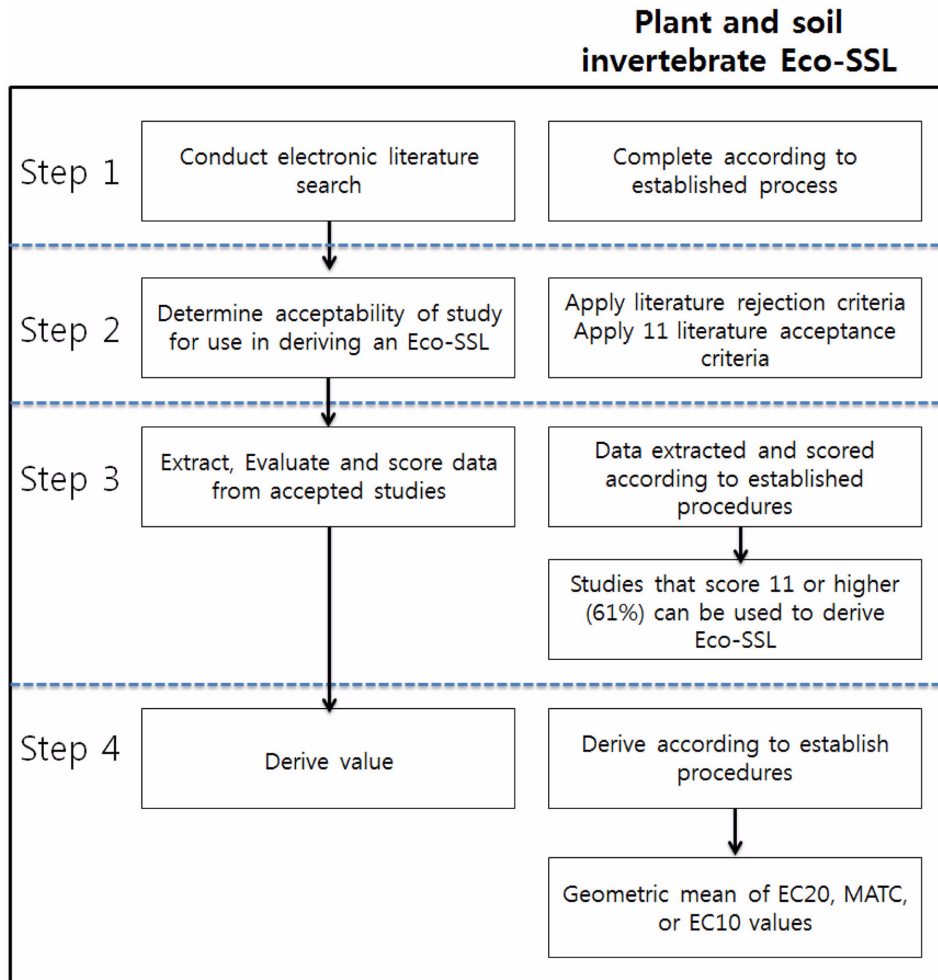


Fig. 2. Scheme of procedure for Eco-SSL in US (Adapted from US EPA, 2005).

3. 외국 토양생태위해성평가 기법 비교분석

본 연구는 An et al. (2010)가 고찰한 유럽연합, 네덜란드, 캐나다의 토양 생태위해성평가 방법론의 후속 확대 연구로서, 이후 업데이트된 네덜란드의 기법을 보완하고, 영국, 호주, 미국의 내용을 추가하여 총 6개국의 토양생태준거치 도출을 위한 위해성평가 방법론을 비교분석하였다 (Table 2). 캐나다의 경우 An et al.(2010)에 제시된 내용을 비교분석시 참고하였다.

위 국가들의 전반적인 위해성평가 과정은 유사하였으나 생태보호를 위한 허용농도를 산출하는 과정은 자국의 상황을 반영하고 있었다. 생태 준거치 산출에 있어 미국 이외 국가들은 생태계 전반적인 영향을 고려할 수 있는 SSD를 이용한 확률론적 위해성평가 방법을 이용하고 있었다. 보편적으로 SSD 적용시 생태계 생물의 5%에 위협한 수준을 기준으로 평가하고 있었으며, 호주와 캐나다의

경우 토지이용도에 따라 생태 보호수준을 달리 적용하고 있었다. 유럽국가인 네덜란드와 영국은 유럽연합의 방법을 기본틀로 하여 자국에 적합하게 보완하여 적용하고 있었다. 확률론적 위해성평가를 수행하기 위해서는 독성자료가 질적, 양적으로 충족되어야 하는데 만약 이를 충족하지 못하면 유럽연합에서 적용하는 바와 같이 최저독성값을 평가계수로 나누어 산출하였다. 미국은 식물, 지렁이, 야생생물에 대해 각 수용체별 기하평균값을 산출하고 이를 생태수용체별 Eco-SSL로 설정하였다.

한편 유럽연합, 네덜란드, 영국, 호주에서는 토양의 물리화학적(유기물함량, pH, CEC, 점토함량) 특성이 오염물질의 생물이용성과 관련되어 독성발현에 영향을 미치므로 자체적으로 표준토양 기준을 마련하고 독성자료를 보정하여 위해성평가를 수행하고 있다. 미국의 경우 따로 독성값을 보정하고 있지는 않으나 Eco-SSL산출을 위한 독성자료는 생물이용성을 고려하기 위하여 일정범위의 토양특

Table 2. Comparison for methodology of ecological risk assessment in soil ecosystem

	ECB	The Netherlands	UK	Australia	USA	Canada
Assessment method	SSD approach and AF	SSD approach and AF	SSD approach and AF	SSD approach and AF	SSD approach was not used ¹	SSD approach and AF
Taxonomic group of SSD	Least 8 taxonomic group, least 10 (preferably more than 15) chronic NOEC or EC10	Equal to ECB	Equal to ECB	Least 5 species, least 3 taxonomic group	-	least 10 species including 1 plant and 2 soil invertebrates
Data normalization for soil properties	yes (3.4% OM)	yes (10% OM, 25% clay, 5.88% OC)	yes	yes (pH 6, 10% clay, 10 cmol/kg CEC, 1% OM)	- ²	- ³
x% HC	5%	5% (MPC), 50% (SRC)	5%	1~40% (based on land use) ⁴	-	25%, 50% (based on land use) ⁵
Secondary poisoning	yes	yes	yes	yes	yes	Consider as land use (agricultural and residential/parkland) ⁶
Reference	ECB, 2003;2012	RIVM, 2007	EA, 2008b	NEPC, 2011a;2011b	US EPA, 2005	CCME, 2006

¹ Eco-SSL is calculated by geometric mean of data for plant and/or soil invertebrates.

² Soil condition is $\leq 10\%$ OM and $4 \leq \text{pH} \leq 8.5$.

³ If 50% of data was under low bioavailability condition, the soil quality guideline of soil contact should be applied by uncertainty factor. If all data was under low bioavailability condition, the soil quality guideline of soil contact are classified as interim guideline.

⁴ Percent protection of ecosystem for urban residential/public open space, commercial/industrial, agricultural, national park/ areas with high ecological value are 80, 60, 95/80, and 99%, respectively. Agricultural land has different percent protection such as crop (95%) and soil process and terrestrial fauna (80%).

⁵ Hazardous concentration of residential/parkland and commercial/industrial land are applied to 25% and 50%, respectively.

⁶ Secondary poisoning are considered based on land use (agricultural and residential/parkland).

성(pH, OM)을 가지고 있는 자료만 선별하여 사용하고 있었다. 캐나다의 경우도 준거치 산출시 낮은 생물이용성 조건의 독성자료가 50% 이상 될 때 불확실성계수를 적용하고 모든 데이터가 낮은 생물이용성 조건하에서 생산된 것이라면 임시준거치(Provisional guideline)로 구분하고 있다(CCME, 2006). 또한 네덜란드와 호주는 산출된 생태허용농도에 배경농도를 더하여 최종 생태허용수준을 산출하고 있다. 그리고 토양생태위해성평가 기법을 확립하고 있는 주요 국가들은 오염물질이 축적된 먹이를 섭취함으로써 영양단계의 상위포식자들이 영향 받을 개연성을 평가하고자 이차독성을 고려하고 있었다.

4. 결 론

외국의 경우 자국 상황에 적합한 토양생태위해성평가 기술을 개발하고 보다 현실적 운영을 위해 지속적인 업데이트 작업이 진행되고 있다. 유럽연합은 2003년에 TGD를 보고한 이후로 개별물질에 대한 위해성평가 보고서에서 최신의 평가기술을 개발하여 적용하고 있으며, 네덜란드와 영국은 2000년대 초반부터 기반작업을 하여, 네덜란드는 2007년도에 영국은 2008년에 생태위해성평가관련 가

이드라인을 확립하였고, 캐나다는 2006년 토양 준거치 가이드라인을 마련하였다. 호주는 최근(2011년) 생태위해성평가 및 토양질 가이드라인 산출과 관련한 지침을 마련하였다. 이렇듯 외국에서는 자국의 토양생태 보호를 위해 지속적으로 연구하고 관련 정책을 마련해 가고 있으며 네덜란드와 캐나다는 생태위해성평가를 통해 환경기준설정에도 적극 이용하고 있다. 선진국은 위해성평가 기술을 단순히 토양오염물질에 대한 생태위해영향을 평가하기 위한 수단 이 아닌 자국의 생물보호와 토양건강성을 위하여 과학적인 접근에 의해 평가방안을 마련하고 있다. 따라서 각 국의 토지이용도, 수용체, 토양특성 등을 반영하여 생태위해성 평가 방법을 마련하고 토양기준 및 정화기준 산출시 이를 적용하고 있다. 따라서 기본적인 토양정보(예, 토양 특성, 배경농도)와 토지이용도, 수용체 등 국내토양환경을 고려한 생태위해성평가기법을 확립하고 토양오염 생태위해성평가 지침 마련을 위한 기반 연구가 필요하다.

사 사

본 연구는 환경부 토양·지하수 오염방지 기술개발사업 (2012000540011) 으로 지원받은 과제임.

참 고 문 헌

- An, Y.-J., Lee, W.-M., Nam, S.-H., and Jeong, S.-W., 2010, Proposed approach of Korean ecological risk assessment for the derivation of soil quality criteria, *J. Soil & Groundwater Env.*, **15**(3), 7-14.
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment), 2006, A Protocol for the Derivation of Environmental and Human Health Soil Quality Guideline.
- EA (Environment Agency), 2008a, An ecological risk assessment framework for contaminants in soil.
- EA (Environment Agency), 2008b, Guidance on the use of soil screening values in ecological risk assessment.
- ECB (European Chemical Bureau), 2003, Technical guidance document on risk assessment.
- ECB (European Chemical Bureau), 2012, European Union Risk Assessment Report: Nickel and nickel compounds.
- MOE (Ministry of Environment), 2005, Road map of a master plan for soil preservation.
- MOE/NIER (Ministry of Environment/National Institute of Environmental Research), 2006, Development of integrated methodology for evaluation of water environment (III)-Establishment of risk assessment systems for human and aquatic ecosystem.
- MOE (Ministry of Environment), 2007, Risk assessment of lead, mercury, and cadmium and risk management plan.
- MOE (Ministry of Environment), 2009, Master plan for soil preservation.
- NEPC (National Environment Protection Council), 2011a, Assessment of site contamination-Schedule B5a: Guideline on ecological risk assessment.
- NEPC (National Environment Protection Council), 2011b, Assessment site contamination-Schedule B5b: methodology to derive ecological investigation levels in contaminated soil.
- NIER (National Institute of Environmental Research), 2005a, Risk assessment of lead, cadmium, and mercury.
- NIER (National Institute of Environmental Research), 2005b, Study on the methodology for evaluation of potential hazardous pollutants (II).
- NIER (National Institute of Environmental Research), 2005c, Study on the methodology for evaluation of potential hazardous pollutants (III).
- RIVM (National Institute for Public Health and the Environment), 1994, Guidance document on the derivation of ecotoxicological criteria for serious soil contamination in view of the intervention value for soil clean-up.
- RIVM, 1995, Derivation of the ecological serious soil contamination concentration.
- RIVM, 2001a, Guidance document on deriving environmental risk limits.
- RIVM, 2001b, Technical evaluation of intervention values for soil/sediment and groundwater.
- RIVM, 2001c, Ecotoxicological serious risk concentrations for soil, sediment, and (ground) water: updated proposals for first series of compounds.
- RIVM, 2007, Guidance for the derivation of environmental risk limits within the framework of 'International and national environmental quality standards for substances in the Netherlands' (INS).
- US EPA, 2005, Guidance for developing ecological soil screening levels.