한국지하수토양환경학회지 Vol. 12, No. 1, pp. 73~86, 2007 ≪原著≫

위해성에 근거한 정화목표 산정 및 복원전략 수립

류혜림 · 한준경 · 남경필*
서울대학교 공과대학 지구환경시스템공학부

Determination of Target Clean-up Level and Risk-Based Remediation Strategy

Hyerim Ryu · Joon Kyoung Han · Kyoungphile Nam*
Department of Civil, Urban and Geosystem Engineering, Seoul National University

ABSTRACT

Risk-based remediation strategy (RBRS) is a consistent decision-making process for the assessment and response to chemical release based on protecting human health and the environment. The decision-making process described integrates exposure and risk assessment practices with site assessment activities and remedial action selection to ensure that the chosen actions are protective of human health and the environment. The general sequences of events in Tier 1 is as follows: initial site assessment, development of conceptual site model with all exposure pathways, data collection on pollutants and receptors, and identification of risk-based screening level (RBSL). If site conditions do not meet RBSL, it needs further site-specific tier evaluation, Tier 2. In most cases, only limited number of exposure pathways, exposure scenarios, and chemicals of concern are considered the Tier 2 evaluation since many are eliminated from consideration during the Tier 1 evaluation. In spite of uncertainties due to the conservatism applied to risk calculations, limitation in site-specific data collections, and variables affecting the selection of target risk levels and exposure factors, RBRS provides us time- and cost-effectiveness of the remedial action. To ensure reliance of the results, the development team should consider land and resource use, cumulative risks, and additive effects. In addition, it is necessary to develop appropriate site assessment guideline and reliable toxicity assessment method, and to study on site-specific parameters and exposure parameters in Korea.

Key words : Risk assessment, Target clean-up level (TCL), Environmental acceptable endpoint (EAE), Risk-based remediation strategy (RBRS)

요 약 문

위해성에 근거한 복원 전략(risk-based remediation strategy, RBRS)은 위해성평가를 통하여 오염지역의 위해성 또는 오염원을 효율적으로 관리하기 위한 의사결정과정 중의 일부로서, 토양에 존재하는 독성물질이 인간이나 생태계와 같은 수용체로 전이되어 발현되는 독성을 감소시키는 것을 목적으로 한다. 토양오염에 대한 위해성평가는 토양에서 대기로 확산되어나가는 오염물질의 흡입, 토양에서 지하수로 용출된 오염물질의 섭취, 토양 자체의 섭취와 접촉 등에 의한 위해성평가를 포함하며, 오염물질의 특성뿐만 아니라 수리지질학적 자료, 토지이용용도, 수용체의 특성 등 현장의 특이적인 요소들을 충분히 고려해야 한다. 위해성에 근거한 복원전략은 위해성산정을 위한 현장조사로부터 시작하여, 구체화된 노출경로모델(conceptual site model, CSM)의 작성, 목표위해성 수준의 결정, 오염물질의 물리화학적 특성 및 독성학적 자료의 수집을 거쳐, 일반적이고 보수적인 조건 하에 가장 안전한 목표정화수준을 산정하는 Tier 1 평가와 보다 정확한 오염현장의 조사를 통하여 현장특수성을 반영하는 Tier 2 평가를 단계적으로 적용한다. 현장의 오염농도가 Tier 1으로 결정된 허용오염수준(risk-based screening level,

*Corresponding author : kpnam@snu.ac.kr
원고접수일 : 2006. 12. 28 게재승인일 : 2007. 1. 5
질의 및 토의 : 2007. 4. 30 까지

RBSL)보다 높은 경우 Tier 2를 실시하여 현장의 특수성을 반영하는 목표정화수준(site-specific target level)을 산정하며, 이를 통하여 오염지역에 대한 과도한 정화처리나 비경제적인 복구사업 등을 피할 수 있다. 위해성에 근거한 복원전략은 이 밖에도 오염지역의 복원우선순위 결정, 토지이용용도에 따른 위해성 관리기준 수립 등 다양한 활용성을 가지지만, 여러 가지 전제조건들과 현장조사 시에 발생하는 현실적 한계 등으로 인하여 불확실성을 가진다. 이를 극복하기 위하여 정확한 CSM의 작성, 복합오염에 대한 고려, 오염물질의 이동과 거동에 영향을 미치는 환경매질의 특성과 모델 입력변수 등을 신중하게 검토해야 하며, 신뢰할 만한 현장조사기법과 독성검사기법의 확립, 국내실정에 맞는 토양 및 지하수 특성자료와 인체 노출인자 등에 대한 연구가 지속적으로 이루어져야 할 것이다.

주제어 : 위해성평가, 목표정화수준, 환경친화적 종말점, 위해성에 근거한 복원전략

1. 서 론

토양은 일단 오염이 발생하면 그 처리가 용이하지 않으며 대기, 지하수, 지표수 오염의 근원이 되고 나아가 인간을 비롯한 생명체의 주된 생활 터전이라는 점에서 그 오염이 미치는 보건, 생태학적 영향은 지대하다고 할 수 있다. 그러나 복원의 최종목표농도를 화학적 추출법에 의해 결정되는 잔류물질의 농도와 기존의 독성학적 자료에만 의존하여 설정하는 것은 비합리적, 비경제적이라는 인식이 점차 높아져가고 있다. 이러한 배경을 바탕으로 위해성에 근거한 오염 현장의 평가 및 복원이라는 개념이 도출되었으며, 미국을 비롯한 선진국들을 중심으로 이를 반영하는 새로운 위해성평가 방법과 위해성에 근거한 복원 지침 마련 등에 관한 연구가 활발히 진행되고 있다.

위해성에 근거한 복원 전략(risk-based remediation strategy, RBRS)은 위해성평가(risk assessment)를 통하여 오염지역의 위해성 또는 오염원을 효율적으로 관리하기 위한 의사결정과정(decision-making process) 중의 일부로서, 토양에 존재하는 독성물질이 인간이나 생태계와 같은 수용체(receptor)로 전이되어 발현되는 독성을 감소시키는 것을 목적으로 한다. 어떤 화학물질이 위해성을 발현하려면 첫째, 그 농도가 안전한 노출허용수준(safe exposure concentration)을 초과해야 하며, 둘째, 오염물질이 수용체에 도달할 수 있는 완전한 노출경로가 있어야 하고, 셋째, 전달된 오염물질과 접촉하는 수용체가 존재해야 한다. 따라서 오염물질의 절대농도뿐만 아니라 토지이용용도, 노출경로와 기간, 수용체의 특성, 오염이 발생한 토양과 지하수 층의 물리, 화학적 특성 등이 오염토양의 위해성을 평가하는 데 중요한 요소가 된다. 본고에서는 오염토양의 위해성을 평가하는 일반적인 방법에 대해 알아보고 그 결과가 오염토양의 합리적인 정화수준의 결정에 어떻게 이용되는지에 대해서 고찰해 보고자 한다.

2. 위해성에 근거한 오염토양의 목표정화수준 결정

위해성에 근거한 복원방법(risk-based corrective action, RBCA)은 현장의 특수성과 실질적인 위해성을 고려하여 오염된 토양, 지하수의 정화수준을 결정하기 위하여 계층화된 방법(tiered approach)을 이용하는 접근법이며(ASTM, 2000) 이와 유사한 방법들이 US EPA(1996b), US AFCEE(1998) 등에서도 이용되고 있다. 계층화된 접근법은 일반적으로 Tier 1과 Tier 2 평가과정으로 이루어지며, 지나치게 보수적인 독성자료나 노출에 관한 전제조건들을 현장에 맞는 수치들로 바꾸어 위해성평가를 실시하는 것으로서 보다 유연한 접근법이라 할 수 있다. 이 경우의 전제조건은 현장자료의 객관성 및 공정성이며 RBCA를 따르더라도 목표로 하는 위해성(target risk)을 여전히 만족시켜야 한다.

Tier 1에 의해 산출된 위해성에 근거한 허용오염수준(risk-based screening level, RBSL)은 토양, 지하수에 존재하는 오염물질이 수용체에 심각한 위해성을 미치지 않는 수준이자, 일반적이고 보수적인 일차적 목표정화수준이다. RBSL은 실제 토양에 존재하는 오염물질의 농도나 오염지역의 특수성과 상관없이, 오염물질의 독성자료와 합리적인 최대한의 노출(reasonable maximum exposure, RME)을 가정하여 산출할 수 있으며 US EPA와 미국의 몇 주들은 토지이용용도에 따라 그리고 주요 오염물질에 따라 각각의 RBSL을 산출한 도표를 미리 제공하기도 한다(US EPA, 1995).

만약 토양에서 발견되는 오염물질의 농도가 Tier 1 평가에 의한 목표정화수준 이하이면 그 지역 오염에 대한 오염원 제거나 노출방지 조치는 필요하지 않다고 판단하며 그 이상이면 현장 특이적인 자료들의 수집을 통하여 다음 단계의 평가(Tier 2)를 실시한 후 정화여부 및 수준을 결정하게 된다. Tier 2 평가의 목표는 오염현장의 특수성을 반영하는 노출경로나 물리, 화학적 변수들을 이용

하여 현장특이적 목표수준을 산출하는 데 있으며 전체적인 평가과정은 Tier 1과 유사하다. Tier 2 평가에 의한 오염허용수준을 SSTL(site-specific target level)이라고 하는데, 일반적으로 Tier 1에서는 보수적인 기본값들을 사용하였으므로 오염물질에 의한 위해성이 더 높게 계산되기 때문에 Tier 1 평가에 의한 TCL은 Tier 2에 의한 TCL보다 낮은 값을 나타낸다. 따라서 오염토양의 상황을 보다 적절하게 반영하는 현장 특이적 자료들을 되도록 많이 수집하여 평가에 이용하는 것이, 비록 초기의 현장조사 비용은 더 많이 소요되더라도, 오염물질에 의한 위해성을 감소시키고 적절한 수준의 완화된 TCL을 얻을 수 있는 방법이며 궁극적으로는 오염현장에 대한 경제적, 효율적, 과학적인 정화, 복구사업을 실시하는 것이라 할 수 있다.

우리나라의 경우 토양의 오염수준은 토양잔류농도와 규제수준(regulation level)을 기준으로 세 단계로 나누어 생각할 수 있다. 오염이 전혀 일어나지 않은 토양부터 우려기준 미만의 토양까지는 오염물질에 의한 인체 위해성이 없거나 무시할만한 것으로 간주하여 정화사업이 필요 없다고 판단되는 단계이다. 오염물질의 농도가 우려기준 이상부터 대책기준 미만의 토양에 대해서는 인체 위해성이 의심되며 따라서 노출경로와 같은 현장의 특수성과 오염물질의 종류 등을 반영한 현장 특이적인 위해성평가를 실시하여 목표위해성(target risk)을 달성할 수 있는 목표정화수준(target cleanup level, TCL)을 산정하여 정화, 복구사업을 실시하면 된다. 대책기준 이상으로 오염된 토양은 그 인체 위해성이 명확히 인정된다고 판단하여 위해성평가를 실시하기보다는 즉각적인 정화, 복구작업을 통하여 우려기준 이하로 농도를 감소시키는 편이 더 바람직할 것으로 판단된다.

2.1. 현장자료의 수집(Site Assessment)

RBRS는 오염현장의 물리, 화학적 자료를 수집하는 것으로부터 시작된다. 여기에는 토양, 토양가스, 지하수에 존재하는 오염물질의 농도, 시료채취 위치, 과거 오염여부, 토지이용용도 등을 알 수 있는 현장지도 등이 포함된다. 오염물질의 이동경로나 노출경로, 잠재적인 수용체 등에 관한 현장 자료의 수집 및 평가는 현장의 구체화된 노출경로모델(conceptual site model, CSM)을 구축하는데 필수적인 요건이다. 일반적으로 현행 법적 규제 수준, 과거의 오염 여부, 현재 및 미래의 토지이용용도, 오염물질의 종류, 오염원 위치, 각 매질별 오염물질의 최대농도, 노출지점에서의 오염물질 농도, 수용체로의 예상 가능한 잠재적 노출경로, 오염물질의 이동 및 거동에 관한 정보, 지하수와 지표수의 이용 실태 및 가능성, 현장의 수리, 지질학적 특성 등에 대한 조사가 이루어지며 이들은 Tier 1, Tier 2 평가에 적절히 이용된다. 특히 토지이용용도와 토지이용계획은 노출경로의 확인이나 정화방법의 결정에 중요하다.

2.1.1. 시료채취

오염현장의 토양에 대한 시료채취 및 분석은 우선 오염현장의 경계선을 정하는 것으로부터 시작한다. 이를 바탕으로 오염이 되지 않은 부분(area unlikely to be contaminated), 오염이 의심스러운 부분(area of suspected contamination), 그리고 오염원(source area) 또는 오염이 확실한 부분(area of known contamination)으로 나누어 조사를 진행한다. US EPA(1996a), ASTM(1995) 등에서는 오염토양을 표토와 심토로 나누어서 시료채취 및 분석을 하도록 권장하고 있는데, 이는 각 경우에 대하여 오염물질의 주된 노출경로가 다르기 때문이다.

표토의 시료채취는 토양의 직접적인 섭취(direct ingestion), 피부에 의한 흡수(dermal absorption), 미세입자와 증기형태의 오염물질의 흡입(inhalation of fugitive dusts and vapor) 등을 통한 노출을 평가하기 위하여 실시한다. 일정한 시간 동안의 총 노출량을 정확히 계산하기 위해서는 방대한 양의 시료채취와 분석 및 예산이 필요하므로, 이런 단점을 극복하기 위하여 채취시료 중 가장 높은 농도를 나타내는 값을 평균농도로 대신 사용하는 최대값 검사(max test)를 실시한다.

심토의 경우, 오염물질이 휘발(volatilization) 등을 통하여 지표로 이동하거나 지하 대수층(aquifer)으로 이동하는 경우에 노출이 발생하므로 오염물질의 휘발이나 지하수로의 이동을 수학적 모델을 통하여 모사하는데 필요한 자료들을 수집하는 방향으로 시료채취가 진행되어야 한다. 토양의 특성, 오염면적이나 깊이, 주 오염원에서의 평균오염농도 등이 주로 필요한 현장자료들인데, 이용 가능한 조사방법이나 기술수준, 통계학적 방법 등으로 인한 현실적 한계 때문에 보수적이고 안정적인 방향으로 위의 현장자료들을 수집하여야 한다.

2.1.2. 토양의 특성

토양에서 유기오염물질의 휘발 및 지하수로의 이동 등을 예측하고 위해성 수준을 산정하기 위해서 필요한 토양의 특성은 토양조직(soil texture), 건조밀도(dry bulk density), 유기탄소함량(organic carbon content), pH 등이다. 토양조직은 토양의 함수율(moisture content)을, 건조

밀도는 토양의 총 공극률(total porosity)을 계산하는 데 이용된다. 유기탄소함량(f_{oc})은 표준화된 분배계수(organic carbon-normalized soil-water partition coefficient; K_{oc})로부터 오염물질의 토양과 물 사이의 분배계수(soil-water partition coefficient, K_d)를 결정하는 데 사용되며, 토양의 유기탄소를 고온에서 소화시키는 방법으로 측정한다(Nelson and Sommer, 1982). 토양의 pH는 중금속이나 이온성 유기오염물질의 경우 이동 및 거동에 중요한 역할을 하지만 유류의 경우는 그렇지 않은 것으로 판단된다. 하지만 토양이나 지하수의 pH는 자연저감(natural attenuation)의 정도나 경향을 예측하는 데 도움이 될 수 있으므로 조사를 하여야 한다. 평균토양함수율(average soil moisture content, θ_w)은 일년을 기준으로 오염지역에서의 평균적인 토양함수율을 뜻하며, 토양의 총 공극 중 물로 채워진 부분으로 정의되는데 이는 오염물질의 휘발계수(volatilization factor, VF)와 토양포화농도(soil saturation concentration, C_{sat})를 결정하는 데 사용되는 것으로 측정값이 현장을 대표할 수 없으므로 반드시 식을 이용하여 구한 값을 사용해야 한다. 토양의 총 공극성(total soil porosity, n)은 토양건조밀도(dry soil bulk density, ρ_b)로부터 구할 수 있다. 현장 특성을 반영하는 계수인 침투율(infiltration rate, I)은 HELP(hydrological evaluation of landfill performance) 모델을 이용하여 예측하거나 자연적인 재충전율(recharge)과 동일하다고 가정할 수 있다.

2.1.3. 비수용성액체(Nonaqueous Phase Liquid, NAPL)의 존재

오염물질의 종류나 농도, 환경매질의 특성에 따라서 오염물질이 비수용성액체(NAPL)의 형태로 존재하기도 하는데 이 경우 그 지역 또는 오염형태의 특이성이 가장 잘 반영되어야 하는 예라고 할 수 있다. NAPL은 단일물질 또는 화학물질의 복합체(chemical mixture)일 수 있으며 그 자체가 오염원임과 동시에 다른 화학물질의 흡착매질로도 작용하여 흡착된 오염물질의 이동/거동과 노출을 결정짓는 역할을 하기도 한다. NAPL에 흡착된 다른 오염물질은 같은 물질이 수용액 상에 존재하거나 토양입자에 흡착되어 있을 때와는 다른 이동 및 거동양상을 보인다. NAPL에 흡착된 오염물질은 수용액으로의 확산 및 탈착이 현저히 저해되며 이는 곧 그 오염물질의 생물학적 이용성과 수용체로의 노출이 감소됨을 의미한다. 어떤 토양에서 오염물질이 NAPL로 존재하는가는 토양포화농도(C_{sat})를 기준으로 판단할 수 있다. 토양포화농도(C_{sat})는 오염물질이 흡착, 용해, 휘발 등으로 인해 토양입자, 공극수, 공극의 공기에 포화될 수 있는 농도의 한계점을 말하는 것으로서, 토양입자에 흡착된 농도, 토양 공극수에 용해된 농도, 토양 공극 내 공기 중의 농도의 합이며, 오염토양의 특성, 오염물질의 종류 등에 따라서 그 값이 변하게 된다. 만약 토양 내 오염물질의 농도가 그 합을 초과한다면 그 초과된 부분이, 액상 오염물질인 경우는 NAPL 상태로, 고체상 오염물질의 경우는 고체로 존재한다고 간주할 수 있다. 오염물질의 총 농도가 C_{sat} 수준을 넘어서게 되면 Henry's Law가 더 이상 적용되지 않으며, 따라서 휘발계수(VF)에 근거하여 계산되는 흡입에 의한 SSTL은 신뢰할 수 없게 된다. 따라서 휘발성물질의 흡입에 의한 SSTL을 산정할 때는 C_{sat}를 같이 계산하여 비교해야 하고, 현장의 특이적인 값들이 존재하지 않는 경우 가장 보수적인 가정을 전제로 정해놓은 값(default value)들을 이용하여 계산한다. 현장 토양의 온도에서 액체로 존재하는 오염물질의 흡입에 의한 SSTL이 C_{sat} 수준을 초과하는 경우는 그 물질의 SSTL은 C_{sat} 수준으로 정하게 된다(US EPA, 1996a).

2.2. 노출경로모델(CSM)의 작성

현장조사를 바탕으로 오염원, 오염매질, 오염물질의 이동경로(migration pathway) 및 노출경로와 위치(exposure pathway/route), 잠재적인 수용체 등에 관해 구체적으로 열거를 하고 이들 사이의 상관관계를 만들어 표나 그림으로 나타낸 것을 노출경로모델(CSM)이라 한다. Fig. 1은 노출경로를 중심으로 제작한 전형적인 CSM을 보여주고 있다. CSM의 작성은 위해성평가를 통한 오염지역의 관리에 가장 기본적인 단계임과 동시에 가장 중요한 부분이다. 위해성에 근거한 복원의 목표는 오염원이나 노출경로의 감소/제거, 수용체의 접근 제한 등을 통하여 가장 효율적으로, 즉 경제적인 비용으로 만족할만한 위해성 수준을 달성하기 위하여 위해성의 원인을 감소/제거시키는 것이며 이는 정확한 CSM을 제작하여 적절한 관리를 함으로써 달성할 수 있다. 일반적으로 CSM의 작성은 오염현장에 대한 기존 자료의 수집과 분석으로부터 시작한다. 적절하고 완전한 CSM을 작성하기 위해서는 현장 방문이 필수적이며 CSM은 현장지도나 항공사진, 이전의 오염기록, 오염물질의 이동과 수용체에 관한 현장정보, 현장의 기후나 수리지질학적 정보, 노출경로와 잠재적 수용체, 현재와 미래의 토지이용용도 등을 고려한 후 모든 가능한 경우를 예상하여 보수적으로 작성하여야 한다. 흔히 정화공사 중 발생하는 비산 먼지나 토양가스에 인한 작업자나 인근 주민의 노출 등을 간

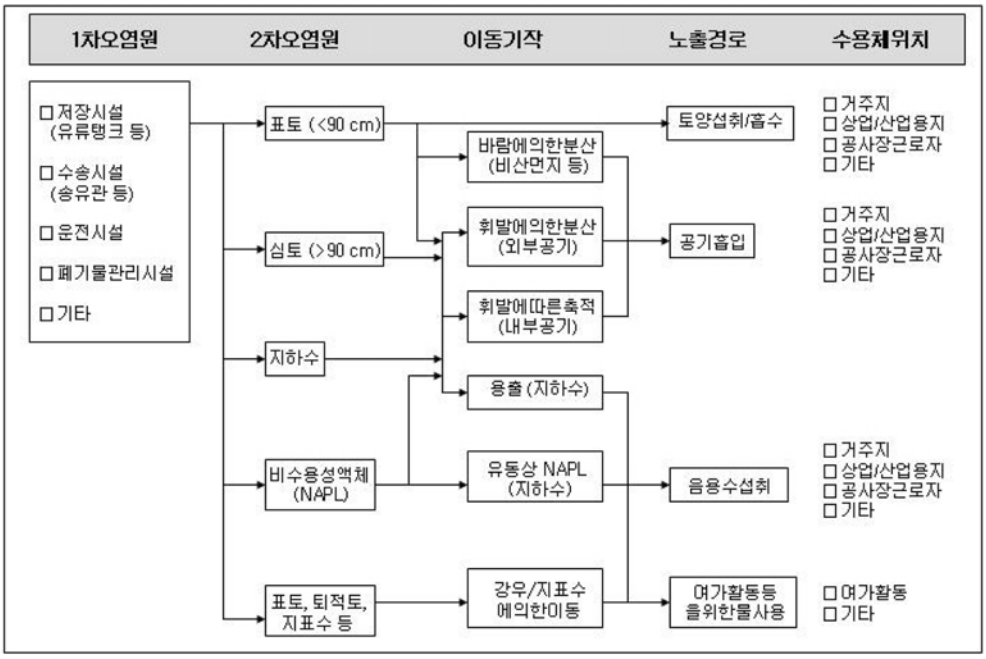

Fig. 1. Conceptual site model based on exposure potential pathways (modified from ASTM, 1995).

과하기 쉽다. CSM의 작성을 통하여 현장에서 어떤 노출경로를 통한 위해성이 존재하는가를 판단할 수 있으며 또한 주어진 현장에 맞는(site-specific) 위해성평가를 위하여 필요한 자료들이 어떤 것인지를 알 수 있다. 본 연구에서는 인체 위해성만을 고려하므로 잠재적인 수용체는 사람으로 한정된다.

2.3. 목표정화수준 산정

노출경로(CSM)모델의 확립과 오염지역 조사를 통한 현장 특이적 자료들의 수집이 끝나면 잠재적인 노출경로별로, 오염물질의 종류별로 목표위해성수준을 결정하고 보수적인 기본값 또는 현장특이적인 조사값 등을 이용하여 목표정화수준(target cleanup level; TCL)을 산정한다. TCL을 결정하기 위해서는 노출경로와 오염물질의 발암성 여부에 따라서 각기 다른 형태의 식이 사용되며, 목표위해성수준, 오염물질의 특성과 독성학적 자료, 노출계수, 토양이나 지하수의 특성에 관한 자료 등이 필요하다. ASTM과 US EPA에서는 위의 자료들에 대한 보수적인 기본값(conservative default value)들을 토지이용-용도(예; 주거지, 상업/산업용지)별로 제공하고 있는데 이들 값을 이용하여 계산된 목표정화수준(TCL)을 ASTM에서는 RBSL(risk-based screening level), US EPA에서는 SSL (soil screening level)이라 하며 오염토양의 일차적인 평가(Tier 1)의 결과로 이용된다.

2.3.1. 목표위해성수준

보수적인 가정을 전제로 하는 Tier 1 평가에서 벤젠과 같은 발암성 물질인 경우는 10^{-6}-10^{-4}로 목표위해성수준을 정하고 있다(US EPA, 1991). 이를 발암위해성(carcinogenic risk)이라 하는데, 이러한 숫자는 과학적인 가정들에 근거하여 계산된 수학적인 위해성일 뿐이며 US FDA (Food and Drug Administration)에 의해 논의가 되었듯이(Young, 1987) 이 숫자가 증가한다고 해서 그에 비례하여 실질적인 위해성이 반드시 증가하는 것은 아니다. 토양, 지하수 등 특별한 오염에 의한 노출을 전제로 하지 않는 일반적인 경우의 발암위해성 확률(normal background level of cancer risk)이 30-35%인 점을 생각한다면 (US EPA, 1994) 10^{-6}-10^{-4} 정도의 목표위해성은 매우 낮은 수치임을 알 수 있다. 일반적으로 10^{-6} 수준이 권장되는데 (US EPA, 1996b) 그 이유는 각 오염물질과 노출경로에 대한 목표위해성을 10^{-6}으로 정할 경우, 복합오염과 다중노출경로(multiple exposure pathways)에 의한 누적위해성(cumulative risk)이 대부분의 오염지역에서 10^{-6}-10^{-4}의 수준을 나타내었기 때문이다.

비발암성 물질의 목표위해성은 위험성몫(hazard quotient; HQ)으로 나타내며 일반적으로 1 미만을 목표로 한다. 각 오염물질 및 노출경로에 대한 HQ 값의 합을 위험성지수(hazard index; HI)라 하며 평가 결과 HQ 또는 HI 값이 1보다 작거나 같으면 오염토양으로 인한 위해성

은 무시할만한 것으로 판단할 수 있다(US EPA, 1989b).

2.3.2. 오염물질의 특성과 독성학적 자료

환경매질에서 오염물질의 이동(transport) 및 거동(fate)은 오염물질의 물리, 화학적 특성에 의해 크게 영향을 받으며 이러한 특성들은 여러 매질 사이에서 오염물질의 평형농도를 산출할 때도 사용이 된다. 각 매질에서의 오염물질의 평형농도는 오염물질의 수용체로의 노출 정도와 밀접한 관련이 있으므로 아주 중요한 요소이다. 따라서 대상 오염물질의 물리, 화학적 특성에 관한 정보를 수집하고 이해하는 것은 위해성평가에서 중요한 첫 번째 단계이다. 오염물질의 거동에 영향을 미치는 다른 요소들로는 생분해(biodegradation), 탈착속도(rate of release), 수착(sorption), 수착에 의한 격리(sequestration), 화학적 변환 등이 있다. 이들 중 오염물질의 탈착 동역학(kinetics of chemical release)은 수착 또는 격리상태에 있는 오염물질의 노출에 큰 영향을 미친다. 오염물질의 수착 또는 격리상태를 반영하지 않는 경우, 오염물질의 독성(toxicity)이나 생물학적 이용성(bioavailability)이 실제보다 크게 산정되는 결과를 초래할 수 있다.

오염물질의 물리, 화학적 특성, 오염현장의 특이성과 더불어 위해성을 결정짓는 요소는 오염물질의 독성학적 특성이다. 독성 유무의 판단은 주로 용량-반응자료(dose-response data)를 바탕으로 이루어지는데, 독성의 평가과정은 비발암성물질인 경우 수용체에 해가 되지 않는 범위 이내의 노출수준을 반영하는 수치를 결정하는 것이며, 발암성물질의 경우는 주어진 노출수준의 범위 내에서 용량(dose)과 반응(response)의 관련성을 반영하는 수치(예; slope factor 등)를 찾아내는 것이라 할 수 있다. 위해성평가에 이용되는 독성학적 자료들은 각 사안마다 독립적인 실험을 통하여 생산된, 현장의 특수성을 잘 반영하는 자료를 이용하는 것이 가장 이상적이겠지만 여러 가지 현실적인 이유로 대부분의 경우 기존의 표준화된 자료를 이용하며, 가장 많이 사용되는 자료로서는 매달 추가 또는 수정이 이루어지고 있는 US EPA의 Integrated Risk Information System(IRIS)가 있다. IRIS보다 더 많은 양의 자료를 제공하는 것으로는 US EPA(1992) Health Effects Assessment Summary Tables(HEAST)가 있으나, HEAST는 그 신뢰성이 IRIS보다 낮으므로 부가적인 데이터베이스로 활용되고 있다.

(1) 비발암성 효과

암을 유발하지 않는 물질은 일반적으로 역치(threshold)가 존재하는 것으로 알려져 있으며, 역치 수준 이하의 농도는 매일 섭취 또는 흡입을 하여도 인체에 치명적인 해를 입히지 않는 것으로 간주된다. 대부분의 독성자료는 동물실험을 통하여 얻어진 것으로서 이를 바탕으로 인간에게 적용을 할 때는 역치 수준, 노출기간 차이, 서로 다른 종 사이(interspecies) 또는 같은 종 내(intraspecies)의 차이, 낮은 농도 결과의 높은 농도 적용, 노출경로간 외삽(extrapolation) 등 많은 가정들을 전제로 하고 있다. 이들 가정들에 의한 불확실성을 보정하기 위하여 UF(uncertainty factor)를, 전문가사이의 의견차이나 실험의 완전성 여부 등을 반영하기 위한 추가적인 요소로서 MF(modifying factor)를 사용하며, 용량-반응실험으로 결정된 NOAEL 값을 UF와 MF의 곱으로 나눈 값이 참고치(reference dose, RfD)가 된다. 비발암성물질인 경우, 위해성은 식(1)과 같이 위험성몫(hazard quotient, HQ)으로 나타낸다. 여기에서 RfD는 IRIS 등에서 찾을 수 있는 오염물질에 따라 정해진 상수 값이며 섭취량(intake)는 노출경로, 오염물질의 농도, 이동 및 거동 등 현장의 상황에 따라 변하는 값이다. 섭취(ingestion)가 아닌 흡입(inhalation)에 의한 오염물질 노출은 RfD_{oral} 대신 $RfD_{inhalation}$ 또는 RfC 값을 이용하면 된다.

$$HQ = \frac{\text{average intake}(mg/kg-day)}{RfD_{oral}(mg/kg-day)} \quad (1)$$

(2) 발암성 효과

화학물질이 암을 유발하는 데 있어 역치가 존재하는 경우와 존재하지 않는 경우에 대한 과학적인 논란이 존재하지만 US EPA, ASTM, AFCEE 등에서는 발암성물질의 위해성평가를 위하여 역치가 존재하지 않는 것(non-threshold mechanism)을 가정하고 있다. 이는 오염물질이 아무리 적은 농도에 노출되더라도 암이 발생될 가능성은 항상 존재한다는 것을 의미하며 따라서 ADI(average daily intake, 일일허용량), RfD, RfC 등의 개념은 여기에 적용될 수 없다. 발암위해성을 나타내는 수치로는 SF(slope factor)를 사용하는데 이는 용량-반응곡선(dose-response curve)에서 낮은 농도 구간(low dose region)의 직선의 기울기이며 그 단위는 RfD의 역수이다(kg-day/mg). 발암성물질의 위해성은 일반적으로 식(2)와 같이 계산된다. 여기에서 SF는 IRIS(US EPA) 등에서 찾을 수 있는 오염물질의 독성을 나타내는 정해진 상수 값이며 섭취량(intake)은 노출경로, 오염물질의 농도, 이동 및 거동 등 현장의 상황에 따라 변하는 값들이다.

$$\text{Carcinogenic risk} = \text{average lifetime intake (mg/kg-day)} \times \text{SF (kg-day/mg)} \quad (2)$$

2.3.3. 환경매질의 특성과 오염물질 이동/거동 모델 입력변수

오염이 발생한 현장의 특수성은 오염물질의 이동 및 거동을 이해하고 오염토양의 위해성을 평가하는 데 가장 중요한 요소 중의 하나이다. 이 중에서도 최근 들어 중요하게 인식되는 요소로는 오염물질의 생물학적 이용성(bioavailability) 또는 생독성이 있다. 지금까지의 독성자료들은 거의 대부분이 수용액 상태, 즉, 독성물질의 생물학적 이용성이 100%인 경우를 가정하고 만들어진 자료들이다. 하지만 토양, 지하수 등에는 많은 유기물이 존재하고 있으며 오염물질은 이들에 의해 수착, 격리가 일어나므로 실질적인 이용성은 대부분의 경우 100% 이하이며 그 정도는 현장의 특수성에 따라서 달라지게 된다. 따라서 오염물질의 현장에서의 실질적인 생물학적 이용성 또는 독성에 관한 자료를 수집하여 이용하면 보다 현실성 있는 Tier 2 수준의 위해성평가를 수행할 수 있으며 이는 곧 합리적, 경제적인 정화수준의 결정을 가능하게 할 것이다. 토양의 유기물 이외에도 모래-실트-점토의 구성비율(size distribution), 양이온치환능력(cation exchange capacity), 점토의 특성(clay property), 미세공극들도 오염물질의 생물학적 이용성에 영향을 미치는 것으로 알려져 있다.

오염물질의 이동과 거동에 관련된 모델들은 시간에 따라 오염물질이 토양, 지하수, 공기를 통하여 이동(migration)하는 것을 예측하는 데 이용되며 이류(advection), 분산(dispersion), 확산(diffusion), 흡착(adsorption), 분배(partitioning), 생분해(biodegradation), 상 분리(phase separation) 등의 요소들을 고려하여 만들어진다. 이들은 노출지점에서의 오염물질농도(exposure point concentration)를 산출하는데 결정적인 역할을 한다. 가장 이상적인 위해성평가는 현장의 상황을 모두 조사한 실측치를 이용하는 것이겠지만 현실적인 여러 제약들을 고려한다면 과학적 타당성과 적용성에 대한 검증(validation)이 이루어진 모델들을 사용하여 합리적인 최대노출(reasonable maximum exposure, RME)을 전제로 평가를 실시하고 그에 따른 정화목표수준을 산정하는 것도 합리적인 방법이며 US EPA, ASTM, US AFCEE 등에서도 이와 같은 방법의 사용을 허용하고 있다. 어떤 의미에서는 사용되는 모델의 종류보다는 모델에 사용되는 입력변수들이 더 중요하므로 현장 특이적인 자료를 수집하여 반영하는 것이 위해성평가의 결과에 더 큰 영향을 미친다. 입력변수들은 노출경로에 따라 결과에 미치는 영향이 다르며, 따라서 민감하게 영향을 미치는 현장자료들에 대한 조사가 중요하다.

2.3.4. 노출계수

유해물질에 의한 인체 영향은 오염물질의 환경 중 농도뿐만 아니라 노출을 정량화하는 데 있어서 요구되는 인체 관련 노출인자의 특성에 따라 변하게 된다. 즉, 환경 오염수준에 따른 인체의 노출수준은 기후와 같은 물리적 환경이나 생활양식, 생리적 요인 등 인종과 지역 간의 특성에 따라 다양하게 변화하기 때문에 환경오염으로 인한 인체 영향을 규명하기 위해서는 정확한 인체노출량을 아는 것이 중요하며 이를 위해서는 국내 실정에 맞는 노출 인자들이 정확히 파악되어 있어야 한다. 평가 시 사용되는 이러한 값들은 법적으로 정해지는 것이 아니라 평가자 혹은 연구자들이 필요 시에 고려하거나 또 변형해서 사용할 수 있는 값들이다. 미국 EPA의 경우 1989년 이후 1997년에 노출인자 핸드북(Exposure Factors Handbook)을 발행하여 노출변수에 관한 자료를 추가하고 새로이 검토함으로써 노출변수에 대한 새로운 권고값을 제시하고 있다(US EPA, 1989a; 1997). 이러한 값들을 살펴보면 1989년에 제시한 값과는 일부 차이가 있다. 이러한 자료는 많은 연구자들에 의해 수행된 것으로서 특정지역에 대한 자료가 존재하지 않을 때 기본값으로서 사용된다. 그러나 더 정확한 현장자료가 있을 때에서는 이를 사용하여 현장의 상황을 반영하는 정확한 평가를 하여야 한다. 우리나라에서의 노출변수에 관한 연구는 외국에 비한다면 기초 자료가 부족한 것이 사실이다.

2.3.5. 노출경로별 목표정화수준의 계산

목표정화수준(TCL)을 결정하는 데 이용되는 수학적 식들은 위해성을 계산하기 위한 식들을 재정리한 것이므로 이들에 대한 이해가 우선되어야 한다. 예를 들어 토양의 섭취를 통한 발암성 오염물질의 위해성을 계산하기 위한 일반적인 수학적 식은 식(3)과 같다.

$$\text{Carcinogenic risk} = C_{soil} \times \left[\frac{EF \times ED \times IR_{soil} \times ABS}{BW \times AT}\right] \times SF \quad (3)$$

위 식은 크게 오염물질의 토양 내 농도(C_{soil}), 노출경로와 수용체의 특성에 관련된 계수들(EF, ED, IR, ABS, BW, AT), 오염물질의 독성을 나타내는 계수(CPF) 등 세 가지 요소로 구성되어 있다. 노출빈도(exposure frequency, EF; days/year)는 수용체가 일 년 중 그 지역의 오염에 노출되는 일 수를 말하며 이는 특정 노출경로와 연관되는 활동

의 빈도를 뜻한다. 노출기간(exposure duration, ED; years)은 그 오염지역에 노출되는 총 시간을 의미하며 오염물질의 발암성, 비발암성에 관계없이 토지이용용도가 주거지일 때 30년, 산업/상업용지일 때 25년을 기본값으로 한다. 토양섭취율(soil ingestion rate from the site, IR_{soil}; mg soil/day)은 우연한 기회로 토양을 섭취하게 되는 정도를 말하는 것이며 오염매질의 종류에 따라서 물섭취율(IR_{water}; L/day), 공기흡입율(IR_{air}; m^3/day) 등으로 바꾸어 표현될 수 있다. 위 식에서 발암위해성을 감소시키는 요소로는 수용체의 체중(body weight, BW; kg)과 섭취흡수계수(ingestion absorption factor, ABS)가 있는데 후자는 환경매질과 함께 섭취된 오염물질이 인체 내에서 흡수되는 정도를 말하는 것이며 이는 곧 오염물질의 생물학적 이용성을 뜻한다. 이 요소는 오염매질과 오염물질의 특성에 따라 좌우되지만 현재 대부분의 산정식에서는 섭취흡수계수 1을 사용하고 있으며 이는 흡입된 오염물질의 100%가 흡수되어 그 독성을 발현하는 것을 의미한다. 이는 보수적, 안정적인 기본값으로서 기본적인 평가(Tier 1)에는 여전히 사용되고 있으나 미국을 중심으로 현장특이적인 위해성평가는 현장의 상황에 맞는 생체 내 이용률(bioavailability)을 반영하는 방향으로 진행되고 있으며, 궁극적으로는 생체 내 이용률을 고려하는 방향으로의 위해성평가가 이루어져야 할 것이다. 평균기간(averaging time, AT; years)은 인체가 오염물질의 영향을 받는 기간을 말하는 것이다. US EPA의 경우 발암성 물질의 역치(threshold)를 인정하지 않기 때문에 한 번 노출이 되면 일생 동안 발암이 될 확률은 항상 존재하므로 보수적인 기본값으로서 인간의 평균수명에 근접하는 70년을 사용한다. 오염물질의 위험성(hazard)을 나타내는 발암효력계수(slope factor, SF; kg-day/mg)는 오염물질에 따라 특이적인 값을 가지며 본고의 2.3.2에서 설명하였다. 앞의 식에서, 발암위해성(carcinogenic risk)을 인간에 미치는 영향을 최소화 또는 무시할 수 있는 일정한 기준값으로 정한다면 이는 곧 목표위해성(target risk, TR)이 되며 따라서 이 경우 오염물질의 농도(C_{soil})는 토양 또는 해당 환경매질에 잔류하여도 위해성의 측면에서 허용되는 농도를 의미하게 된다. 즉, 주어진 목표위해성을 만족시키는 오염물질의 토양잔류농도(C_{soil})를 오염지역의 일차적인 목표정화수준으로 간주할 수 있다. 따라서 앞의 식을 이용한 목표정화수준(TCL)을 다음의 식(4)와 같이 산정할 수 있다.

$$TCL = \frac{TR \times BW \times AT}{SF \times EF \times ED \times IR_{soil} \times ABS} \quad (4)$$

오염토양의 일반적인 주요 노출경로에 대한 발암성 오염물질의 TCL 산정식을 정리하여 Table 1에 나타내었다. 여기에는 증기상태의 오염물질 흡입, 지하수 섭취, 지하수로부터 대기 중으로 휘발된 오염물질의 흡입, 심토로부터 지하수로의 유출, 심토로부터 대기 중으로 휘발된 오염물질의 흡입, 표토와의 접촉, 표토의 섭취, 표토로부터 대기 중으로 휘발된 오염물질의 흡입 등이 포함되며, 흡입의 경우 실내공기와 실외공기를 구분하고 있다. 비발암성 물질인 경우 같은 식에서 TR 대신 THQ(target hazard quotient)를 사용하고, SF로 나누는 대신 RfD 또는 RfC를 곱하면 된다.

목표정화수준 산정식(Table 1)에서 알 수 있듯이 오염물질이나 수용체에 관련된 노출계수뿐만 아니라 토양, 지하수 등에 관련된 수리, 지질학적 변수들도 주요 인자들이 되는데, 이들은 현장조사자료와 수학적 모델 등을 이용하여 예측할 수 있으며 다음과 같은 가정을 전제로 하고 있다. 각 환경매질 내 오염물질의 농도는 일정하며, 화학적 평형이 이루어졌을 때 각 매질 간의 농도 사이에는 선형분배(linear equilibrium partitioning)의 관계가 성립된다. 오염물질은 지하수로부터 지표면으로의 지속적이고 안정적으로 확산이 이루어지며, 확산과정 중 오염물질의 생물학적 분해에 의한 감소는 없다. 또한 공기 중으로 확산된 증기는 고르게 분산된다(well-mixed dispersion). 둘째는 흡입된 모든 오염물질이 인체 내에서 흡수되어 그 독성이 발현된다는 것이다. 또한 생체 내 이용률을 1, 즉 100%로 가정하고 있는데, 만약 실질적인 생체 내 이용률이 고려된다면, 그 계수는 이론적으로 0과 1사이의 수로서 분모에 들어가게 되며 이는 더 높은 수치의 목표정화수준 또는 완화된 정화기준을 허용하는 것을 의미한다.

2.3.6. 목표정화수준과 포화증기농도, 토양포화농도, 용해도와의 관계

각 노출경로별 TCL이 대기의 경우 오염물질의 포화증기농도(saturated vapor concentration pressure, $C_{sat\text{-}vap}$)보다, 지하수의 경우 용해도(water solubility, S_{wat})보다, 심토의 경우 토양포화농도(soil saturation concentration, C_{sat})보다 높은 경우도 발생하게 된다. 이는 평가대상 오염물질이 주어진 노출경로를 통하여서는 원하는 목표위해성을 초과하는 결과를 초래하지 않음을 의미한다. 즉, 위해성이 무시할만한 것으로 판단되는 경우이며 각각에 대하여 $> C_{sat\text{-}vap}$, $> S_{wat}$, 그리고 $> C_{sat}$로 표시한다. 포화증기농도는 특정 온도에서 열역학적 평형이 이루어진 상태에서 어떤 순수한 물질이 공기 중에 존재할 수 있는 최대

농도이며 포화증기압(vapor pressure, V_p)으로부터 계산할 수 있다. 용해도, 포화증기압, 헨리상수, 포화증기농도 등과 같은 오염물질의 물리, 화학적 특성들은 온도에 따라 그 값들이 조금씩 변하게 되는데 위해성평가를 위하여 모든 온도를 고려할 수는 없으며 또 그에 대한 문헌자료도 충분하지 않은 실정이다. 일반적인 경우, 20-25°C를 기준으로 이용 가능한 수치를 찾아 사용하고 있다.

3. 잠정적인 정화 조치(Interim Remedial Action)

오염된 현장의 특성상 완전한 정화, 복구조치가 기술적인 문제와 같은 현실적 이유로 거의 불가능하다고 판단되는 경우나, 위해성이 심각하여 즉각적인 저감조치가 필요하다고 판단되는 등의 경우에는 단계적 접근법에 의한

Table 1. Target Clean-up Level Equations for carcinogenic contaminants

오염매질	노출경로	TCL 산정식
공기	공기 흡입	$TCL_{air} = \frac{TR \times BW \times AT_c \times 365(days/year)}{SF_i \times IR_{air} \times EF \times ED}$
지하수	지하수 섭취	$TCL_{gw} = \frac{TR \times BW \times AT_c \times 365(days/year)}{SF_o \times IR_{gw} \times EF \times ED}$
	지하수로부터 휘발된 물질의 흡입	$TCL_{gw} = \frac{TCL_{air}}{VF_{gw}}$ 실외공기 $VF_{gw} = \frac{H}{1+\left[\frac{U_{air}\delta_{air}L_{gw}}{WD_{ws}^{eff}}\right]} \times 10^3 \frac{L}{m^3}$ 실내공기 $VF_{gw} = \frac{H\left[\frac{D_{ws}^{eff}/L_{gw}}{ER\,L_B}\right]}{1+\left[\frac{D_{ws}^{eff}/L_{gw}}{ER\,L_B}\right]+\left[\frac{D_{ws}^{eff}/L_{gw}}{(D_{crack}^{eff}/L_{crack})\eta}\right]} \times 10^3 \frac{L}{m^3}$
심토	지하수로 용출된 물질의 섭취	$TCL_{sub} = \frac{TCL_{gw}}{LF_{sub}}$ $LF_{sub} = \frac{\rho_s}{[\theta_{ws}+K_s\rho_s+H\theta_{as}]\left(1+\frac{U_{gw}\delta_{gw}}{IW}\right)} \times 10^0 \frac{cm^3-kg}{L-g}$
	심토로부터 휘발된 물질의 흡입	$TCL_{sub} = \frac{TCL_{gw}}{VF_{sub}}$ 실외공기 $VF_{sub} = \frac{H\rho_s}{[\theta_{ws}+K_s\rho_s+H\theta_{as}]\left[1+\frac{U_{air}\delta_{air}L_s}{WD_{ws}^{eff}}\right]} \times 10^3 \frac{cm^3-kg}{m^3-g}$ 실내공기 $VF_{sub} = \frac{\frac{H\rho_s}{[\theta_{ws}+K_s\rho_s+H\theta_{as}]}\left[\frac{D_{ws}^{eff}/L_{gw}}{ER\,L_B}\right]}{1+\left[\frac{D_{ws}^{eff}/L_s}{ER\,L_B}\right]+\left[\frac{D_{ws}^{eff}/L_s}{(D_{crack}^{eff}/L_{crack})\eta}\right]} \times 10^3 \frac{cm^3-kg}{m^3-g}$

Table 1. continued

표토	토양의 섭취, 피부접촉, 증기 및 입자흡입 등의 노출을 함께 고려	$TCL_{soil} = \frac{TR}{RF_{o-c} + RF_{d-c} + RF_{i-c}}$ $RF_{o-c} = \frac{EF \times ED \times SF_o \times 10^{-6} \times \frac{kg}{mg} \times IR_{soil} \times RAK_o}{AT_c \times BW \times 365\,days/year}$ $RF_{d-c} = \frac{EF \times ED \times SF_o \times 10^{-6} \times \frac{kg}{mg} \times SA \times M \times RAF_o}{AT_c \times BW \times 365\,days/year}$ $RF_{i-c} = \frac{EF \times ED \times SF_i \times IR_{air} \times (VF_{ss} \times VF_p)}{BW \times AT \times 365\,days/year}$ 실외공기(기체상) $VF_{ss} = \frac{2W\rho_s}{U_{air}\delta_{air}\tau}\sqrt{\frac{D_s^{eff}H}{\pi[\theta_{ws} + K_s\rho_s + H\theta_{as}]\tau}} \times 10^3\ \frac{cm^3 - kg}{m^3 - g}$ 실외공기(입자상) $VF_p = \frac{P_e W}{U_{air}\delta_{air}} \times 10^3\ \frac{cm^3 - kg}{m^3 - g}$

AT_c: averaging time for carcinogens (years)
D_s^{eff}: effective diffusion coefficient in soil based on vapor-phase concentration
D_{ws}^{eff}: effective diffusion coefficient between groundwater and soil surface
ED: exposure duration, 주거지역 30 years, 상업/산업지역 25 years
EF: exposure frequency, 주거지역 350 days/year, 상업/산업지역 250 days/year
ER: endosed-space air exchange rate, 0.00014 s^{-1}
H: Henry's law constant (cm^3-H_2O/cm^3-air)
I: infiltration rate of water through soil (cm/year)
IR_{air}: daily inhalation rate, 실내 15 m^3/day, 실외 20 m^3/day
IR_{gw}: daily water ingestion rate, 주거지역 2 L/day, 상업/산업지역 1 L/day
K_s: soil-water sorption coefficient (cm^3-H_2O/g-soil)
L_B: enclosed-space volume/infiltration area ratio (cm)
L_s: depth to subsurface soil source (cm)
L_{crack}: enclosed space foundation or wall thickness (cm)
L_{gw}: depth to groundwater including capillary zone (cm)
LF_{sub}: leaching factor from subsurface soil to groundwater ((mg/L-H_2O)/(mg/kg-soil))
M: soil to skin adherence factor (mg/cm^2)
P_e: particulate emission rate (g/cm^2-s)
RAF_d: dermal relative absorption factor
RAF_o: oral relative absorption factor
RF_{o-c}: risk factor of oral ingestion for carcinogens
RF_{d-c}: risk factor of dermal adsorption for carcinogens
RF_{i-c}: risk factor of inhalation for carcinogens
SA: skin surface area (cm^2/day)
SF_i: inhalation cancer slope factor (kg-day/mg)
SF_o: oral cancer slope factor (kg-day/mg)
TCL_{air}: Target clean-up level for air (mg/m^3-air)
TCL_{gw}: Target clean-up level for groundwater (mg/L-H_2O)
TCL_{sub}: Target clean-up level for subsurface soil (mg/kg-soil)
TCL_{soil}: Target clean-up level for surficial soil (mg/kg-soil)
VF_{gw}: volatilization factor from groundwater to air ((mg/m^3-air)/(mg/L-H_2O))
U_{air}: wind speed above ground surface in ambient mixing zone (cm/s)
U_{gw}: groundwater Darcy velocity (cm/year)

Table 1. continued

W: width of source area parallel to wind, or groundwater flow direction (cm)
δ_{air}: ambient air mixing zone height (cm)
ρ_s: soil bulk density (g-soil/cm^3-soil)
η: areal fraction of cracks in foundation/walls (cm^2-cracks/cm^2-total area)
θ_{as}: volumetric air content in vadose zone soils (cm^3-air/cm^3-soil)
θ_{ws}: volumetric water content in vadose zone soils (cm^3-H_2O/cm^3-soil)
τ: averaging time for vapor flux, 9.46×10^8 s

위해성평가를 실시하기 전에 잠정적인 정화조치를 하는 것이 더 효율적일 수 있다. 잠정적인 정화조치는 Tier 1 평가가 끝난 후에도 적용될 수 있는데 주로 최대오염농도를 보이는 지역에 대하여 처리를 하는 것으로 오염원의 제거, 오염원으로부터의 이동 및 확산방지, 주된 노출경로 차단, 오염현장의 이용 제한 등의 방법을 생각할 수 있다.

4. 현장 모니터링 및 관리

단계적 접근법에 의한 오염토양의 위해성평가 결과에 따라 정화, 복구조치가 취해진 경우 대부분의 현장은 주기적인 모니터링을 통하여 정화에 사용된 방법이 토양의 오염원 처리에 효율적이었는지, 정화된 토양의 상태가 시간이 지나면서 개선되고 있는지를 평가해야 한다. 이를 Tier 1, Tier 2 평가에 사용된 수학적 모델이나 가정들이 합리적이었는지를 판단할 수 있으며 그 결과에 따라 적절한 조치를 취하여야 한다. 현장에 적용된 정화방법의 특성 상 지속적인 관리를 필요로 하는 경우도 있다.

5. RBCA 보고서 작성

단계적 평가가 끝난 후에는 보고서를 작성하여 제출하여야 한다. 보고서에는 위해성평가에 대한 최종결과와 그에 따른 복원방법 등을 명시하여야 하며 평가를 위하여 수집된 독성자료와 현장상황, 사용된 수학적 모델 등을 모두 포함하고 있어야 한다. 일반적으로 평가결과에 대한 요약문, 현장 소유 주체, 현장 위치, 토지의 현재 및 미래 사용용도, 과거의 오염 여부, 오염물질 및 농도와 현행 규제수준, 오염원 및 오염분포를 나타내는 지도, 시료채취 및 분석방법, 현장의 수리, 지질학적 상황에 대한 조사 결과, CSM에 대한 설명, Tier 1, Tier 2 평가 결과 및 사용된 방법과 가정들에 대한 설명, 적용된 정화 복구방법에 대한 설명, 최종 정화목표치 등을 포함한 예상 결과 등을 기술할 수 있다.

6. 바람직한 RBCA 시행 방향

6.1. 현장조사의 중요성

앞서 기술한 위해성평가 과정에는 많은 가정들이 전제되어 있으며 그러한 가정들로부터 기인한 불확실성을 감소시키기 위하여 충분한 안전구역(safety margin)과 보수적, 안정적인 계수들을 사용하고 있다. 만약 평가 과정에 전제된 가정에 대한 수치들을 충분한 현장조사를 통하여 획득한 실질적인 수치들로 대신한다면 오염현장의 실질적인 위해성은 그만큼 더 줄어들 수 있다. 또한 화학적 추출법에 의해 결정된 오염물질의 토양잔류농도와 IRIS 등을 비교하여 독성학적 자료들을 획득하는 것보다는 현장에서 직접 독성학적 실험을 통하여 생산한 자료를 이용하는 편이 현장의 특수성을 더 잘 반영하는 것이 될 것이다. 일반적으로 오염현장의 초기 조사비용은 전체 정화, 복구비용에 비해 훨씬 적은 부분을 차지하므로 보다 심도있는 조사를 통하여 현장 특이적인 자료들을 많이 수집할수록 안정적, 보수적인 가정과 전제조건들을 대신할 수 있는 현실성 있는 독성치, 토양 및 지하수 특성에 관한 입력변수들을 얻을 수 있으며, 이는 일반적으로 오염물질의 허용잔류농도를 완화시키는 역할을 한다. 따라서 장기적 관점에서 본다면, 충실한 현장조사를 통한 정확한 오염도 조사 및 위해성평가는 오염부지의 복구 및 관리에 소요되는 총비용을 절감하고 보다 합리적이고 경제적인 정화사업을 실시할 수 있게 한다.

6.2. 복합오염의 고려

여러 가지 오염물질이 함께 존재하는 경우(복합오염) 각 오염물질의 이동 및 거동은 각각의 물질이 순수한 형태(단일오염)로 존재할 때와는 다르다. 특히 탈착동역학과 증기압, 물에 대한 용해도 등이 큰 영향을 받는다. 따라서 복합오염에 따른 노출경로가 현장의 특수성을 반영하여 작성해야 올바른 평가를 할 수 있다.

복합오염 시 또 한 가지 주의할 사항은 각 오염물질에 대해 평가한 허용기준치의 신뢰도에 관한 문제이다. 여러

오염물질이 혼재할 때, 발암성 물질의 경우는 누적위해성(cumulative risk)을, 비발암성 물질의 경우는 누적효과(additive effect)를 고려하여야 한다. 누적성에 대한 평가(특히, Tier 2)를 위해서는 독성의 발현기작(mode of action)이나 발현기관(target organ)에 대한 자료도 확보해야 하지만, 이러한 자료들은 현재 충분히 제공되지 않고 있으며 그 타당성의 검증도 용이하지 않다. US EPA(1996c)에서는 약 11종의 비발암성 오염물질이 인간의 간(liver)에서 특이적으로 독성을 발현하는 것으로 보고하고 있으며 이러한 경우는 누적효과가 인정된다고 할 수 있다. 누적위해성은 발암성물질의 경우에 더 중요한 의미를 가진다고 볼 수 있는데 현재 누적위해성을 고려하는 가장 쉽고 안전한 방법은 목표위해성수준을 상향조정하는 것이다.

6.3. 추가적인 노출경로

앞서 살펴 본 각 환경매질별 노출경로들은 비록 합리적인 최대노출(reasonable maximum exposure; RME)을 가정한 것들이지만 일상적인 활동과 관련하여 빈번한 노출이 발생하는 경우들을 중심으로 한 것들이다. 따라서 여가 활동, 오염현장의 공사와 같은 비일상적인 상황을 고려할 때는 지하수나 지표수의 피부접촉이나 우연한 섭취와 같은 추가적인 노출경로도 발생할 수 있다. 이 경우 노출경로에 따라서 노출빈도(EF)와 노출시간(ET)을 적절한 값으로 사용해야 한다. 추가적인 노출경로별 목표위해성 산정식(equation)과 노출계수 등의 기본값들은 RAIS (Risk Assessment Information System)에서 찾을 수 있으며 RAIS 웹사이트(http://risk.lsd.ornl.gov/rap_hp.shtml)와 데이터베이스(http://risk.lsd.ornl.gov/cgi-bin/tox/TOX_select?select=nrad)를 통하여 원하는 노출경로별 산정식, 오염물질의 독성값 및 물리, 화학적 특성들도 찾을 수 있다.

6.4. 환경친화적 종말점(Environmentally Acceptable Endpoint, EAE)

위해성에 근거한 오염토양의 복원은 현장의 특수성을 반영하여 평가하는 것을 근간으로 하고 있지만 대부분의 위해성평가는 많은 가정들을 전제로 하고 있으며 그러한 가정들을 보완하기 위하여 안정적이고 보수적인 접근법을 선택하고 있기 때문에 실질적인 위해성이 과대평가될 가능성이 많다. 이러한 한계를 극복하기 위하여 환경친화적 종말점(EAE)이라는 개념이 도입되었으며, 독성학적, 화학적으로 볼 때 인간이나 생태계에게 해를 미치지 않는 토양 내의 오염물질의 농도를 의미한다. 수용액 상태에 존재하는 화학물질들을 기준으로, 그 물질들의 생체 내에서의 흡수 즉 생물학적 이용성을 100%로 가정하여 만들어진 기존 자료들과 달리 EAE는 토양 내 오염물질의 흡착(sorption) 및 격리(sequestration) 등에 의해 변화하는 생물학적 이용성(bioavailability)에 따른 독성의 감소현상을 위해성평가에 반영한다. 실질적인 위해성 평가를 위하여 오염물질의 현장에서의 독성을 노출경로에 따라 실질적인 생물학적 이용성을 고려하여 측정한 뒤, 위해성평가에 이용하고자 하는 연구나 시도들은 미국의 경우 US EPA, 학계, 유류업계 등에서 1990년대로 접어들어서면서 활발히 진행되고 있으나(Linz and Nakles, 1996) 일반적인 도입을 위해서는 아직 해결해야 할 과제들이 많이 남아있다.

위해성에 근거한 EAE를 도출해내기 위해서는 수용체, 노출경로, 독성종말점(toxicological endpoint)에 대한 정보가 필요하며, 이를 위하여 토양 오염물질의 화학적 이용성과 독성에 대한 측정이 정확하게 이루어져야 한다. 오염물질이 토양에서 생물체에게 이용가능하지 못한 상태에 있다면 그 오염물질의 실질적인 노출은 감소하며, 그 물질의 원래의 독성(intrinsic toxicity)이나 토양잔류농도에 관계없이 위해성도 그만큼 줄어들 것이다. 물에 용해된 상태로 존재하는 물질과 토양에 흡착된 상태로 존재하는 물질은 인체에서 그 이용성이나 독성이 달라지게 되는데 이것을 매질효과(matrix effect)라고 한다. 현재 대부분의 위해성평가는 이러한 매질효과를 고려하지 않고 있다. 따라서 수용체, 노출경로 각각의 예상 가능한 경우에 대한 정확한 정보를 수집, 생산하는 것이 가장 정확한 위해성평가가 될 것이다. 또한, 수용체, 노출경로, 오염물질 각각에 대한 독성종말점이 다르므로 이에 관한 차등적인 고려도 있어야 현장 특이적인 위해성평가를 할 수 있을 것으로 판단된다.

6.5. 목표정화수준의 신뢰성과 최종의사결정

US EPA(1996b)에서는 시료의 채취 및 현장조사의 결과가 현장 특이적 오염허용수준의 결정에 오류를 유발할 수 있는 범위에 대한 통계학적 분석을 통하여 의사결정에 반영하도록 하고 있는데 그 중 수용체의 지표면으로부터의 노출면적(exposure area)과 그 지점에서의 오염물질의 농도에 가장 주목하고 있다. 이러한 개념을 바탕으로 의사결정을 내리는 데는 두 가지 오류가 발생할 수 있으며 US EPA에서는 각 경우에 대한 확률을 계산하여 의사결정에 도움을 주고 있다. Type I decision error는 실측치가 계산치의 두 배 이상($C_{soil} \geq 2 \times TCL$)으로 평가되었지만 실험상의 문제 등으로 인하여 실제로는 그 평가가 잘못되었을 경우, 즉, 실제로는 C_{soil}이 $2 \times TCL$보다 낮은

경우이며 이에 대한 확률은 5%이다. Type II decision error는 실측치가 계산치의 0.5배 이하($C_{soil} \leq 0.5 \times TCL$)로 평가되었지만 실험상의 문제 등으로 인하여 실제로는 그 평가가 잘못되었을 경우, 즉, 실제로는 C_{soil}이 $0.5 \times TCL$보다 높은 경우이며, 이에 대한 확률은 80%이다. Type I 결정오류의 경우, 실제 오염농도가 $2 \times TCL$을 넘어 오염지역의 정화가 필요하지만 필요 없는 것으로 잘못 판단할 확률이 5% 이하라는 것을 의미하며, Type II 결정오류의 경우, 실제 오염농도가 $0.5 \times TCL$ 이하여서 정화가 불필요하지만 필요한 것으로 또는 보다 심도 있는 현장조사가 필요한 것으로 잘못 판단할 확률이 20% 이하라는 것을 의미한다. US EPA에서는 Type I 결정오류는 감소시키고 Type II 결정오류의 발생확률을 높이는 방향으로 시료의 채취 및 위해성평가를 실시하고 있으며 이는 TCL 산정 시 이용되는 여러 보수적인 가정들과 더불어 위해성평가에 따른 의사결정이 보수적, 안정적인 방향으로 이루어지도록 하며 수용체의 건강을 보호하는 역할을 한다. 어떤 오염지역의 현장조사 결과, 오염물질의 토양 내 농도가 $0.5 \times TCL$과 $2 \times TCL$사이로 나타난다면 그 결정에는 위에서 설명한 Type I, Type II 오류가 발생할 개연성이 존재하며 따라서 그 경우 단순히 숫자에만 의존하여 성급한 결정을 내리기보다는 보다 심도 있는 조사나 현장의 상황을 충실히 반영할 수 있는 방법 및 의사결정과정을 강구하여 정확한 위해성 및 목표정화수준을 결정하는 것이 더 합리적, 과학적인 의사결정과정이 될 것이다. 위와 같이 오류가 발생할 개연성이 존재하는 경우, 정부, 오염처리당사자, 시민단체 사이에 위해성과 정화수준에 대한 상호의견교환(risk communication)이 중요한 역할을 하며 이는 위해성평가 및 오염현장의 복구결정을 총괄하는 위해성관리의 중요한 요소이다.

7. 요약 및 결론

본 연구의 핵심은 토양에 잔류하는 오염물질의 절대농도와 위험성(hazard)에 의존하던 기존의 규제를 벗어나 오염물질의 수용체에 의한 실질적인 이용성과 위해성(risk)에 근거하여 오염지역의 복구 여부 결정 및 정화수준을 결정하는데 있다. 위해성에 근거한 복원전략(RBRS) 의 가장 큰 장점은 오염물질의 종류는 물론 오염지역의 특수성을 고려하여 위해성 여부를 판단하며, 그 결과에 의거하여 오염지역의 정화 실시 여부 및 수준을 결정한다는 것이다. 따라서 RBRS에 의한 정화 및 복구사업은 과학적, 합리적, 경제적인 바탕 위에서 시행된다고 볼 수 있다. 가변적인 현장의 상황과 수용체의 특성, 복잡한 토양오염 양상 및 위해성 산정과정에서의 여러 가정들로 인한 불확실성에도 불구하고 RBRS는 실질적인 수용체의 건강을 보호할 수 있고, 오염지역의 특수성과 토지이용-용도에 따른 차등적 정화기준을 설정하는 것이 가능해지며, 여러 오염지역들의 실질적 위해성에 따른 복구 우선순위를 결정하는 등 다양한 장점과 활용성을 가지고 있다. 따라서 보다 정확한 위해성 산정을 위해 신뢰할 만한 현장조사 및 독성검사방법의 개발, 위해성평가 기법의 제도적 체계화, 국내 실정에 맞는 인체노출계수와 토양, 지하수의 특성에 관한 자료 확보 등이 꾸준히 연구되어야 할 것이다. 이러한 기초연구들을 바탕으로 위해성 평가의 의사결정체계를 위해성 관리에 중점을 두는 방향으로 점차 발전시켜나가야 하며 오염토양의 평가에 필요한 검사법 및 항목들을 최적화시키는 방안을 모색하여 위해성에 근거한 복원전략이 현장의 특수성과 실질적인 위해성을 반영하는 경제적, 과학적, 합리적인 정화법이 되도록 하여야 한다.

사 사

본 연구는 과학기술부/한국과학재단 우수연구센터지원사업(R11-2003-006-05001-0)으로 수행되었으며 서울대학교 공학연구소의 기술적 지원에도 감사드립니다.

참 고 문 헌

ASTM, 1995, Standard Guide for Risk-Based Corrective Action Applied at Petroleum Release Sites (E 1739-95), American Society for Testing Materials, PA, USA.

ASTM, 2000, Standard Guide for Risk-Based Corrective Action (E 2081-00), American Society for Testing Materials, PA, USA.

Linz, D.G. and Nakles, D.V., 1996, Environmentally Acceptable Endpoints in Soil: Risk-Based Approach to Contaminated Site Management Based on Availability of Chemicals in Soil, Academy of Environmental Engineers, MD, USA.

Nelson, D.W. and Sommer, L.E., 1982, Total carbon, organic carbon, and organic matter, In: A.L. Page (ed.), *Methods of Soil Analysis, Part 2, Chemical and Microbiological Properties (2nd Ed.)*, American Society of Agronomy, WI, USA, p. 539-570.

US AFCEE, 1998, Handbook for Remediation of Petroleum-Contaminated Sites (A Risk-Based Strategy), US Air Force Center for Environmental Excellence, TX, USA.

US EPA, updated monthly, Integrated Risk Information System (IRIS), Environmental protection agency, National Center for

Environment.

US EPA, 1989a, Exposure Factors Handbook (EPA/600/8-89/043), Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, OH, USA.

US EPA, 1989b, Risk Assessment Guidance for Superfund (RAGS), Vol. 1, Human Health Evaluation Manual, Part A (EPA/540/1-89-002), Environmental Protection Agency, Office of Emergency and Remedial Response, Washington, D.C., USA.

US EPA, 1991, Role of the Baseline Risk Assessment in Superfund Remedy Selection Decisions (OSWER Directive 9355.0-30), Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, D.C., USA.

US EPA, 1992, Health Effects Assessment Summary Tables (HEAST), Environmental Protection Agency, Environmental Criteria and Assessment Office, Office of Health and Environmental Assessment, Office of Research and Development, OH, USA.

US EPA, 1994, Health Risk Assessments for Superfund Sites: Fact Sheet, Environmental Protection Agency Region VIII Technical Guidance, USA.

US EPA, 1995, Risk-Based Concentration Table, Environmental Protection Agency Region III, PA, USA.

US EPA, 1996a, Soil Screening Guidance: Technical Background Document (EPA/540/R-95/128), Environmental Protection Agency, Office of Emergency and Remedial Response, Washington, D.C., USA.

US EPA, 1996b, Soil Screening Guidance: User's Manual, Environmental Protection Agency, Office of Emergency and Remedial Response, Washington, D.C., USA.

US EPA, 1997, Exposure Factors Handbook (EPA/800/P-95/002Fa) Update to Exposure Factors Handbook (EPA/600/8-89/043), Environmental Protection Agency Region I, Washington, D.C., USA.

Young, F.A., 1987, Risk assessment: The convergence of science and law, *Regul. Toxicol. Pharmacol.*, **7**, 415-420.