

## 환경 오염물질에 대한 건강 위해성 평가 및 관리

연세대학교환경공해연구소  
정 용

위해성평가 방법론이란 환경오염으로 인해 유발될 수 있는 인체의 위해성을 정성 또는 정량적으로 추정하여 구체적이고도 과학적으로 평가하고자 하는 방법론으로서, 단순히 환경 중 오염도를 위해도(risk)로써 알기 쉽게 수치적으로 제시하는 과정만이 아니라 오염물질의 발생에서부터 인체로의 영향까지를 통계학적, 독성학적, 수학적, 사회정책 및 경제학적 측면 등을 모두 고려하여, 정책 결정자들과 일반대중이 과학적 기반 위에서 합일점을 찾도록 하는데 과학적 근거로 제시될 수 있는 방법론이다.

과거에는 환경오염에 의한 피해의 유무, 즉 인과관계를 규명하는 것이 일차적 관심의 대상이었으나 구체적이고 정량적인 정보를 요구하는 현대 사회에서는 오염피해의 정도와 심각성을 평가하여 주민들에게 알려주어야 하며 어느 정도의 오염수준을 우리 사회에서 받아들일 수 있는가의 판단이 매우 중요한 문제로 떠오르게 되었다. 또한 복잡 다기화 되어 가고 있는 사회현상 속에서 이해관계와 불확실성으로 얽혀 있는 환경문제를 풀어나가기 위해서는 과학적이고 합리적인 방법론이 요구되고 있으며 이러한 방법론들이 환경관리정책의 기본이 되고 있음을 미국등 선진국의 예를 보아 알 수 있다.

위해성 평가의 필요성은 첫째, 환경오염 심화에 따른 인체건강영향에 대한 관심이 증대 되었으며 둘째, 사회적·행정적으로 독성정보의 정량화 필요성이 대두되었고, 셋째, 현실성 있는 오염관리와 넷째, 기준치 제정, 제도시행 전후의 비용효과분석이 가능하다는 점들이다. 위해성 평가를 통하여 환경오염의 인체영향에 대한 종합적이고 계량적인 정보가 제공될 수 있어 국민, 정부, 기업 등 각 주체간의 의사 교환이 수월해지고 국민의 신뢰 회복에 기여할 수 있으며 수질 등 오염에 대한 합리적 기준을 제시할 수 있고 이에 따른 공학적 처리기술 목표 설정을 가능케 한다.

본 원고의 환경오염물질의 위해성평가에 대한 방법론은 주로 미국 환경보호청의 자료(US EPA, 1993)와 NAS(National Academy of Sciences, 1983), 미국에서 발행되는 정부 지침서(Federal Register)에 고시된 내용 등을 토대로 하였다.

### (1) 위해성평가의 개념

위해도(risk)란 유해물질의 특정농도나 용량에 노출된 개인이나 집단에 있어 유해한 결과가 발생할 확률(probability) 또는 가능성(likelihood)으로 정의된다(NAS, 1983). 위해도는 안전(safety)과는 상반되는 개념으로 자발적(voluntary) 또는 비자발적(involuntary) 위해도로 분류할 수 있다. 자발적 위해도란 흡연과 같이 개인이나 사회의 어떤 활동이 위해도를 갖고 있다는 사실을 이미 알고 받아들이는 반면, 수질오염이나 대기오염과 같이 개인이 통제할 수 없는 상황에서 어쩔 수 없이 받아들여야 하는 비자발적 위해도는 일차적으로 사회적으로나, 국가적인 관리하에서 조절되어야 할 위해도에 해당하기 때문에 그 중요성이 더 크다고 할 수 있다.

건강위해성평가란 '어떤 독성 물질이나 위험상황에 노출되어 나타날 수 있는 개인 혹은

집단의 건강 피해 확률을 추정하는 과학적인 과정'이라고 정의될 수 있다. 다시 말하면 건강 위해성평가란 사람이 환경적 위험(environmental hazard)에 노출되었을 경우, 발생 가능한 영향을 정성 또는 정량적으로 추정하는 과정이다. 즉 유해물질에 대한 역학적, 임상적, 독성학적 및 환경학적 연구결과로부터 모델을 이용한 외삽(extrapolation)을 통해, 주어진 노출 조건하에서 인간에 미칠 수 있는 건강 위해범위를 예측하고 평가하는 것이다. 이러한 평가는 위험성 확인(hazard identification), 노출 평가(exposure assessment), 용량-반응 평가(dose-response assessment) 및 위해도 결정(risk characterization)의 주요 4단계를 통해 수행된다(NRC, 1993). 주요 4단계 중 위험성 확인은 정성 위해성평가(qualitative risk assessment)에 속하고 용량-반응 평가, 노출 평가, 위해도 결정은 정량 위해성 평가(quantitative risk assessment)에 속한다.

그림 1-1은 미국 NRC(1983)에서 설정한 주요 4단계로 구성되는 위해성평가 및 그 위해성 관리를 상관관계로 도시한 것으로써, 지금까지 위해성 평가방법에 대한 가장 기본적인 틀로 평가되고 있다.

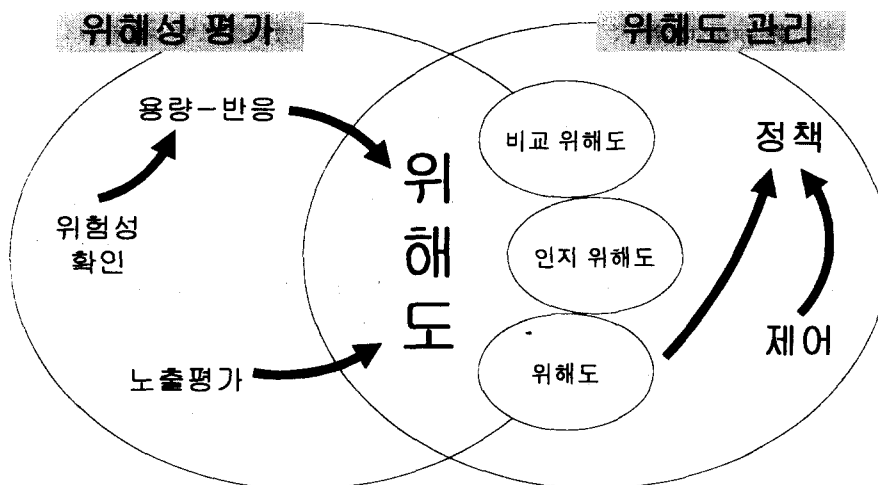


그림 1-1. Major elements of risk assessment and risk management

## (2) 위험성 확인(Hazard identification)

위험성 확인 단계는 연구하고자 하는 환경오염물질이나 새로운 화학물질이 사람에게 있어 유해한 결과를 초래하는가에 대해 결정하는 정성적인 평가 단계이다. 따라서 위험성 규명 단계에서 가장 중요한 부분이 어떤 화학물질의 동물 및 사람에게 대한 연구 결과들을 종합하여 발암성의 여부와 발암성이 있다면 발암성의 강도는 어느 정도인지(weight of evidence approach)를 평가하는 일이다.

위험성 확인은 위해성 평가를 하기 위한 초기의 정성 단계로써, 관심 화학물이 인체에 유해한 영향을 유발시키는가를 결정하기 위해 이용할 수 있는 모든 적절한 자료를 수집하는 데서부터 출발한다. 위험성 확인 단계에서 수집한 자료는 과학적이고 통계학적인 질(quality)을 바탕으로 평가한다(EPA, 1986). 즉 위험성 확인에 필요한 자료로는 역학 자료

(epidemiological study), 독성 자료(toxicological study), 인체를 대상으로 한 인위적 실험 자료(controlled human experiments), *in vivo*, *in vitro* 실험 자료, 물리화학적 성질에 관한 자료 등이 있다. 이러한 자료들은 발암, 비발암물질에 대한 위험성 확인의 기본 자료로 이용된다.

EPA를 비롯한 여러 기관에서 보통 발암성 물질에 대해서는 발암 증거의 가중(weight of evidence)에 의한 분류 체계를 설정해 오고 있으며 비발암성 영향을 갖는 물질에 대해서는 이와는 다소 다른 분류 체계를 적용하고 있다. 화학물질의 돌연변이원성이나 유전자 독성, 만성독성이나 발암성에 대한 동물실험 자료, 사람을 대상으로 원인물질과 영향간의 인과관계를 추론하는 역학 연구 자료 등을 통해 물질의 독성이나 발암성을 확증하게 된다. 얻어진 증거를 종합하여 증거의 가중에 따라 오염물질을 분류하는 데에는 나라마다 다른 분류체계를 갖고 있다<표 1-1>.

표 1-1. International classification of carcinogen

IARC	Norway	Sweden	Germany	ACGIH
1. Carcinogenic to Humans 2A. Probably Carcinogenic to Humans 2B. Possibly Carcinogenic to Humans 3. Not classifiable as to its Human Carcinogenicity 4. Probably Not Carcinogenic to Humans	I. Sufficient Evidence of Carcinogenicity II. Limited Evidence of Carcinogenicity	A. Toxic Products B. Harmful Products	A 1. Carcinogenic in Man A 2. Animal Carcinogen B. Suspect Carcinogen	A 1. Confirmed Human Carcinogen A 2. Suspected Human Carcinogen A 3. Animal Carcinogen A 4. Not Classifiable as a carcinogen A 5. Not suspected as a carcinogen
US EPA	US ARC	Australia	EEC	Netherlands
A. Human Carcinogen B. Probable Human Carcinogenic B 1 - Limited evidence B 2 - Sufficient evidence C. Possible Human Carcinogenic D. Not classifiable as to Human Carcinogenicity E. Evidence of Noncarcinogenicity for Humans	1. Known Human Carcinogen 2. Reasonably Anticipated to be carcinogenic	1. Known to be Carcinogenic to Humans 2. Regard as if Carcinogenic to Humans 3. Possible Carcinogenic Effects	1. Known to be Carcinogenic to Man "May cause Cancer" 2. Regarded as if Carcinogenic to Man "May cause Cancer" 3. Concern for Man Owing to Possible Carcinogenic Effect	I. Initiation and complete II. Promoters and other substance acting as cocarcinogens

### (3) 용량-반응 평가(dose-response assessment)

위험성확인 과정에서 화학물질의 건강 영향이 지적되었다면 그 다음에는 용량과 반응 관계에 대한 평가가 이루어져야 한다. 용량-반응 평가는 어떤 화학물질에 대해 위험성이 확인되었다면 그 물질은 과연 얼마만큼의 위해도를 나타내느냐를 수량적으로 표현하는 단계로서, 발암물질과 비발암 독성물질 접근법이 서로 다르다.

### (가) 발암성 물질

발암화 과정은 정상적인 통제하에서 분화하는 세포가 조절되지 않고 급속히 분화되는 전환과정이다. 발암영향은 낮은 농도로 오랜 기간 노출에 의해 일어나며, 인체내의 유해화학 물질은 DNA의 구조를 변형시킬 수 있으며 이러한 변형은 항상 해로운 것은 아니지만, 발암화 과정으로 가는 첫 단계로 보고 있다.

발암성 물질은 역치가 존재하지 않는다는 즉, 아주 저농도에서도 유해한 반응이 발생할 가능성이 존재한다는 비역치의 개념을 적용하고 있으며, 그 근거는 “일반적으로 회복이 불가능한(irreversible) 손상은 단지 단일 용량 투여후에 따르는 단일 체세포내 돌연변이(mutation)로부터 발생된다”는 사실에 입각한 것이다. 그러나 발암물질이 대사를 통해 무독화되거나 또는 발암물질에 의해 손상된 DNA가 DNA 복구체계(repair system)에 의한 기전 때문에 역치의 유무에 대해 많은 논란이 되어져 오기도 했으나, 암은 일단 발생하면 회복이 불가능하므로, 절대적인 안전은 노출이 없어야 가능하다는 이론을 전제로, 비역치 모델(nonthreshold model)을 적용해 왔다.

발암화 과정의 여러 이론 가운데에서도 다단계 과정이 널리 받아들여지고 있는데 이것은 initiation, promotion, progression의 세 단계로 나뉘어진다고(Weinstein, 1985). 이 이론이 가장 폭넓게 받아들여지고 있는 이유는 많은 발암물질에서 실험적으로 잘 증명이 되어 있기 때문이다.

발암성 물질의 용량-반응 평가를 위해 가장 좋은 자료는 역학연구 결과이다. 그러나 유해화학물질에 대한 용량-반응 관계가 명확히 밝혀진 역학 연구 결과는 극히 드물기 때문에 일반적으로 동물을 대상으로 한 실험 연구 결과를 이용할 수밖에 없다.

동물실험에 의한 발암성 물질의 용량-반응 결과를 사람으로 적용하기 위해서는 두 가지 과정이 필요하다. 첫번째 과정은 고용량에서 저용량으로의 외삽과정으로, 일반적으로 동물 종양 연구에서 사용된 MTD(maximum tolerance dose)를 우리가 추정하고자 하는 환경 중 저농도로의 외삽이 필요하며, 이때 비역치에 입각한 수학적 모델이 사용된다. 용량-반응의 수학적 모델이란 주어진 노출용량으로부터 반응을 예측하고 고농도에서 저농도로 외삽하는 함수이다. 여기서 용량-반응 함수  $P(d)$ 는 주어진 시간까지 노출용량,  $d$ 로 인하여 한정된 모집단으로부터 임의로 선택한 개인에 있어 생물학적 반응(예; 종양)이 발생할 확률로서 동물자료는 사망 또는 종양발생과 같은 정성 반응자료가 이용된다. 용량-반응 함수는 일차적인 용도로 노출용량으로부터 반응을 예측하는 목적이외에 안전용량(safety dose)을 결정하는 도구로 이용된다.

보통 동물실험에서 이용되는 고용량, 즉, 최대내성용량 (maximum tolerance dose; 이하 MTD)과  $\frac{1}{2}$  MTD를 근거로 다양한 수학적 모델(multistage, Weibull, log-normal, Mantel-Bryan model)을 이용하여 저용량으로 외삽을 실시하게 된다(그림 1-2).

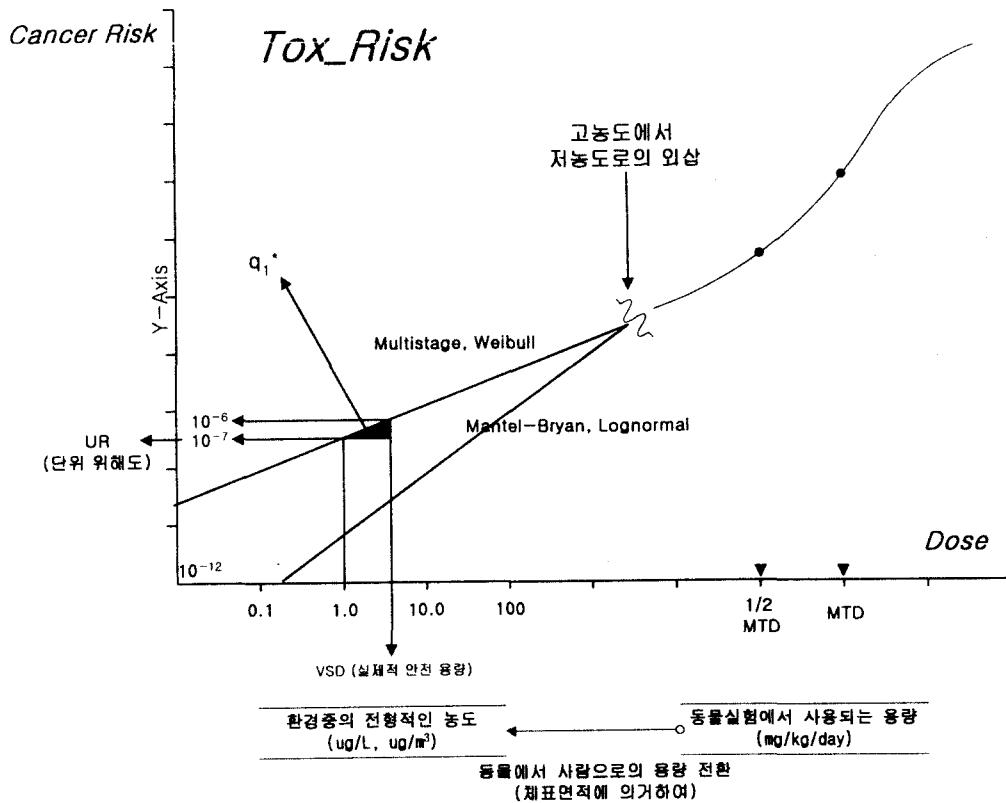


그림 1-2. 발암성 물질의 용량-반응 외삽

용량-반응 평가에서 저용량으로의 외삽에 있어 가장 고려해야 할 문제는 적절한 모델의 선택이다. 여러 가지 외삽모델에 관찰자료의 적합도가 양호하더라도 저용량에서 예측되는 위해도는 매우 큰 차이를 보이게 되므로 특정외삽모델의 생물학적인 발암기전, 통계학적인 적합성 그리고 일관성있고 합리적인 의사결정 지침에 의하여 검토되어야 한다.

모델에 따라 동일 저용량에서 위해도의 차이는 수십 배에서 수백 배 이상 차이를 나타내게 된다. 일반적으로 예방적 측면에서 동일 용량에서 위해도가 높은 모델을 선택하게 되는데 그 이유는 동일 위해도에서 더 낮은 용량(즉 환경기준을 더 엄격하게 책정)을 제공하기 때문이다.

두번째 과정은 사람에 있어 용량에 따른 반응을 추정하기 위해서는 동물실험에서 사용된 용량을 사람에 해당하는 용량(human equivalent dose)으로 전환하는 용량스케일링과정(dose scaling)이 필요하다. 이때는 체표면적에 입각하여 용량을 전환하는 것이 일반적이며 용량에 대한 반응은 사람이나 동물이나 동일 용량에 대해서는 동일한 영향(equipotent)을 나타내는 것을 가정으로 한다.

발암성 물질의 경우 용량전환은 보통 대부분의 생리학적 모수와 체표면적 사이에는  $aY^b$ 식이 성립한다는 이론적 근거에 의거 체표면적(surface area)을 이용한다. 그러나 최근에는 단순히 체표면적에 의해 동물에서 사람으로 용량전환을 함으로써 발생할 수 있는 불확실성을 감소시키기 위해 생리적 약물동력학적모형(physiologically based pharmacokinetics model)을 이용하기도 한다.

이러한 용량-반응평가의 최종 결과는 다양한 용량 수준에서의 발암 반응을 정량화하는 것으로, 단위 위해도 추계치(unit risk estimate)로써 표현되며, EPA의 발암분류에서 A1, B1, B2, C로 분류된 물질에 대해 이러한 위해도 추계과정을 수행하며 사람에게 대한 직접적 발암성 증거가 없더라도 잘 수행된 동물자료를 이용해 구할 수 있다. 현재는 많은 발암성 화학물질이 동물자료에 근거해 발암물질로 분류되고 있는 실정이다.

궁극적으로 발암성 물질의 용량-반응 평가에서 얻어지는 결과물은 단위위해도 추계치와 실제적 안전 용량이다. 단위위해도 추계치는 EPA나 WHO의 경우 그들의 평균수명과 평균 체중을 고려하여 70Kg의 건강한 성인이 70년 동안 어떤 화학물질이 단위농도( $1\mu\text{g}/\text{L}$  또는  $1\mu\text{g}/\text{m}^3$ )로 오염된 환경매체에 노출되었을 경우 이로 인해 암이 발생할 수 있는 초과 위해도를 일컫는다.

#### (나) 비발암 독성물질

화학물질의 비발암 영향이 확인되었다면, 그 다음에는 비발암 물질의 용량-반응 평가가 수행된다. 비발암물질은 발암물질과 같이 꼭 인체에서의 전신독성에 대한 증거가 요구되지 않는다. 왜냐하면, 잘 수행된 동물 연구가 적절한 증거를 제공하기 때문이며, 비발암 물질의 용량-반응 평가과정에서는 일반적으로 역치가 존재한다고 가정하는데 이는 이 값 이하로는 해로운 영향이 일어나지 않는다고 보는 것이다.

비발암물질의 용량-반응을 평가하는 데에는 구조/활성 접근법(structure-activity relationship, SAR approach), 만성 흡입 참고치법(chronic inhalation reference concentration, RfC method), 용량-반응 모델링(dose-response modeling), 결정분석 접근법(decision analysis approach) 등의 4가지 접근 방법이 있을 수 있다. SAR접근법은 최소한의 자료만이 이용되는 반면, 비발암 용량-반응 접근법은 보다 많은 자료와 정보가 요구되고, 결정분석 접근법은 가장 많은 자료를 필요로 하는 특성이 있다.

EPA에서 비발암 물질의 용량-반응 평가과정에서 가장 일반적으로 이용되는 방법은 흡입 참고치(inhalation RfC) 또는 섭취 참고치(ingestion RfD)방법이다. 비발암 용량-반응 평가를 위한 대부분의 방법은 건강영향에 대한 역치가 있다는 조건하에 개발된 방법으로 일반적으로 역치의 존재를 인정하지만 실제로 역치가 개인간의 감수성 차이에 따라 유의하게 변화할지도 모른다. 이러한 개인간 차이로 인해, 단일 역치값으로써 전체 인구집단을 적용하기에는 무리가 있으므로 용량-반응 평가를 위해 자료를 선택할 때에는 개인간 감수성을 고려해야 한다. 비발암 용량-반응 평가를 위한 자료 선택시 고려해야 할 것이 노출 농도와 기간이다. 짧은 시간에 고농도 노출 또는 저농도의 오랜 노출에 대한 건강 영향은 다른 것이다. 대기오염물질에 대한 용량-반응평가는 대부분이 고정 오염원(stationary source)으로부터 배출되는 저농도의 만성 노출이기 때문에 연구 자료에서의 노출기간이 꼭 고려되어야 하며, 만성 노출 연구가 아닐 경우 평생노출로 고려하여 계산되어야 한다.

##### ① RfCs와 RfDs 유도

RfC/RfD는 특정 요인에 노출되는 인구집단의 일일 “안전(safety)” 용량을 평가하는 수치이다. 호흡경로를 통한 노출의 참고농도(RfC)는 일반적으로 호흡참고농도(inhalation RfC)로써 표현되며 경구 경로를 통한 노출 수준은 참고치(RfD)로 표현된다. 둘 다 민감한 집단에

서의 위해도를 고려하지 않은 평생동안의 허용용량이다. 이러한 값은 화학물질의 역학적/독성학적 NOAEL 연구에 근거한다. 가장 낮은 농도에서 특정 건강 영향이 관찰될 때에 우리는 이를 최저 관찰 영향 수준(Lowest Observed Adverse Effect Level, LOAEL)이라 명명하고 EPA에서는 많은 동물연구를 통하여 다양한 LOAEL 값을 검토하고 있다. EPA에서는 특정 영향이 일어나지 않을 가장 높은 농도를 무관찰영향수준(No Observed Adverse Effect Level, NOAEL)이라 한다. NOAEL의 선택은 RfC/RfD의 평가에서 첫번째 단계이기 때문에 가장 중요하다.

적절한 인체 자료가 없다면, 인체에 상응하는 농도 (human equivalent concentration, HEC)가 평가되어야 한다. 즉 동물 연구로부터 NOAEL은 노출기간과 사람과 동물의 차이에 따라 교정되는 NOAEL(HEC)으로 변환되어야 하며 RfC/RfD는 여기에 불확실성 상수(uncertainty factor ; UF)와 변형상수(modifying factor ; MF)가 고려되어야 한다.

$$RfC/RfD(\text{mg/kg/day}) = \text{NOAEL(HEC)} / (\text{UF} \times \text{MF})$$

여기서 불확실성 상수는 RfC/RfD를 설정하는데 사용된 자료를 외삽할 때에 발생하는 불확실성을 교정하기 위해 사용되는 것이며, 10부터 100까지의 변형상수(modifying factor)는 특정 화학물에서 이용될 수 있는 자료의 과학적 불확실성에 대한 전문가의 판단을 반영하는 것이다.

#### ② 대기기준 권고치(AALG) 또는 음용수 평생건강 권고치(Lifetime HAs) 유도

RfC 또는 RfD를 일일 호흡량 또는 일일 음용수 섭취량, 성인의 체중 및 오염원 상대 기여도 (Relative source contribution : RSC)를 고려하여 대기기준 권고치(Ambient Air Level Goals : AALG) 또는 음용수중 오염농도 권고치인 평생건강 권고치(Lifetime health advisories : Lifetime HAs)를 결정할 수 있다. 오염원 상대 기여도는 다양한 환경 매체(대기, 음용수, 식품, 토양 중)에서 어떤 물질의 총 오염도 중 각각의 매체가 기여하는 분율을 말한다.

$$\text{AALG}(\text{mg/m}) = \frac{\text{RfC}(\text{mg/kg/day}) \times \text{평균체중}(\text{kg}) \times \text{RSC}(\%)}{\text{일일 호흡량}(\text{m}^3/\text{day})}$$

$$\text{Lifetime HAs}(\text{mg}/\ell) = \frac{\text{RfD}(\text{mg/kg/day}) \times \text{평균체중}(\text{kg}) \times \text{RSC}(\%)}{\text{일일 음용수 섭취량}(\ell/\text{day})}$$

#### (4) 노출평가(exposure assessment)

용량-반응 평가로부터 화학물질에 단위농도의 노출로 부과될 수 있는 위해도를 산출하였으나, 실제적인 현 노출환경으로부터 노출 가능한 인구집단이 어느 정도의 위해에 처해 있는지를 알기 위해서는 노출량을 평가하여야 한다.

노출평가에는 노출된 인구집단의 크기, 노출의 강도(strength), 빈도(frequency) 및 기간(duration), 그리고 노출경로 등에 대한 요소들이 반드시 고려되어야 하며, 환경오염도 측정(현장 측정 또는 모델링)과 생체 감시(biological monitoring)를 통해 인체노출량을 추정할

수 있다. 만성 노출을 포함하는 대부분의 위해성 평가에 있어 노출(mg/kg/day)은 다음과 같이 표현될 수 있다.

$$\text{일생 동안 일일평균노출 (Average daily lifetime exposure)} = \frac{\text{총용량 (Total dose; mg)}}{\text{체중(Body weight; kg)} \times \text{수명(Life time; days)}}$$

$$\text{총 용량 (Total dose)} = \text{오염물질농도 (Contaminant concentration)} \times \text{접촉율 (Contact rate)} \times \text{노출 기간 (Exposure duration)} \times \text{흡수분율 (Absorption fraction)}$$

여기서 오염물질의 농도는 인체와 접촉하고 있는 매체(공기, 물, 음식, 토양 등)내에서 오염물질의 농도를 나타내고 접촉율은 흡입, 소화 또는 피부 접촉을 통하여 매체와 신체가 접촉하는 율을 말한다. 노출기간은 오염물질과의 접촉기간을 말하고, 흡수분율은 접촉하여 인체 내로 들어가는 총 오염물질의 유효분율을 말한다. EPA에서는 대기오염에 의한 접촉율은 일일 호흡율을 이용하고 있으며, 성인 평균 20m<sup>3</sup>/day이며, 음용수 섭취에 의한 접촉율은 일일 음용수 섭취량을 이용하고 있으며, 성인 평균 2ℓ/day이다. 일반적으로 흡수분율이 결정되지 않은 물질들은 인체에 노출된 양의 100%가 흡수된다고 가정하고 있다.

#### 라. 위해도 결정(risk characterization)

위해도 결정(risk characterization)은 위험성이 확인된 물질에서 노출 평가 결과와 용량-반응 평가를 조합하여 실행하게 된다. 용량-반응 평가와 마찬가지로 발암물질과 비발암물질에서의 위해도 결정은 접근 방법이 각각 다르다.

##### (1) 발암 물질

위해도는 일반적으로 개인 위해도(individual risk)와 인구집단 위해도(population risk)로 표현된다. 또한 주어진 인구집단내의 개인위해도의 분포로도 표현될 수 있다.

인구집단의 위해도는 집단위해도(aggregate risk)로도 표현된다. 이는 노출 농도에 추계된 단위위해도를 곱해서 얻을 수 있다. 단위위해도 추계치는 보통 측정된 농도(1μg/ℓ, 또는 1μg/m<sup>3</sup>)에 일생(70년)동안 연속적(호흡량 20m<sup>3</sup>/day, 또는 음용수 섭취량 2ℓ/day)으로 개인에 노출되었을 때 야기되는 발암위해도의 상한값으로서, 저용량부위에서의 직선성을 가정해서 얻어진 수치이다. 만약 저농도에서 비직선성이라면 단위위해도치는 다른 값을 갖게 된다. 단위위해도치와 발암 증거의 분류는 위해도 결정과 위해도 의사전달에 영향을 준다.

어떤 오염 물질에 대해 용량-반응 평가를 통해 산출된 q<sub>1</sub>\*값과 노출 평가를 통해 얻어진 노출량(mg/kg/day)을 곱하면 개인위해도(individual risk)를 얻을 수 있으며 인구집단 위해도(population risk)는 개인 위해도에 노출 인구 집단의 인원수를 곱하여 산출된다.

예를 들어 'x' 라는 오염물질의 q<sub>1</sub>\*값이 4 × 10<sup>-6</sup>(mg/kg/day)<sup>-1</sup>이고 노출량이 20mg/kg/day일 때, 개인위해도는 십만명당 8명(4 × 10<sup>-6</sup> × 20 = 8 × 10<sup>-5</sup>)이고 인구 집단을 천만 명으로 가정했을 때 인구 집단 위해도는 800명이 된다.

그러나, 위해성 평가에는 많은 불확실성(uncertainty)이 수반되기 때문에 결과 해석에 유의해야 하며, 위해도 결정 단계에 있어 반드시 불확실성에 대한 서술과 분석이 동시에 행



해져야 한다. 이들 분석을 위해서 일반적으로 Monte-Carlo simulation이 일부 학자들에 의해 이용되어지고 있는 추세이다. 최근 EPA 지침에서는 개인위해도의 추정치를 평균값이나 중앙값 또는 위해도분포의 분율(예, 90%, 95%, 97.5%, 99%)로 표현하도록 하고 있다. 한편, 위해도 분포는 다양한 위해수준에 노출되는 인구수로 표현되는데, 이들 위해도는 노출평가가 다양한 농도수준에 노출되는 인구수로 산출되어야 한다. 따라서 최대농도와 같은 단일 농도만으로 표현된다면, 위해도 분포는 계산될 수 없을 것이다.

## (2) 비발암성 물질

비발암성 물질의 노출에 따른 안전성 평가는 용량-반응 평가를 통해 산출된 참고치 또는 평생 건강 권고치와의 비교를 통해 실행할 수 있다. 즉 현 오염수준을 평생 동안의 일일 허용량(참고치 ; RfC 또는 RfD) 또는 허용 농도(AALGs 또는 Lifetime HAs)와 비교함으로써 현 오염 수준이 1을 초과하는 경우에는 유해 영향(독성)이 발생할 가능성을 제시해 주며, 1이하인 경우에는 안전역에 속해 있음을 제시해 준다.

$$\text{위험값} = \frac{\text{현 오염도 수준에서의 인체 노출량(mg/kg/day)}}{\text{참고치(RfC/RfD, mg/kg/day)} \times \text{오염원 상대 기여도(RSC)}}$$

$$\text{또는} = \frac{\text{현 오염도 수준} (\mu\text{g}/\text{m}^3, \mu\text{g}/\text{l})}{\text{AALGs}(\mu\text{g}/\text{m}^3) \text{ 또는 Lifetime HAs}(\mu\text{g}/\text{l})}$$

- ∴ 위험값 > 1 → 안전하지 않은 수준으로 간주  
 < 1 → 안전한 수준으로 간주

이와 같은 위해성 평가의 궁극적인 목적은 위해성 관리(risk management)에 대한 유용한 정보로써 사용하기 위함이다. 위해성 평가의 과정을 거쳐 얻어진 평가치는 여러 가지 사회제도적인 문제, 기술적 경제적인 문제들을 고려하여 정책 결정자들이 정책결정의 수단으로 이용되고 국민의 이해, 협조를 끌어내는 위해도 홍보의 수단으로 이용된다(그림 2-1).

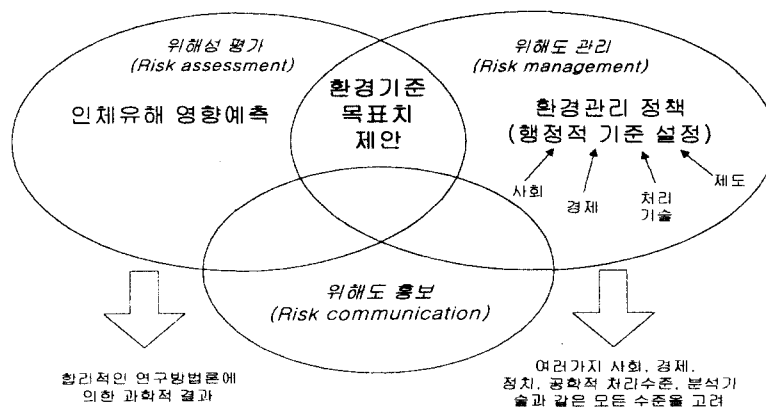


그림 2-1. 위해성 평가와 위해도 관리

미국에서는 위해성 평가를 통해 환경 오염물질들을 관리하기 위해 EPA로 하여금 MCLGs(maximum contaminants level goals)와 AALGs(ambient air level goals)를 정하고 현실성(BACT : best available control technology, RACT : reasonable available control technology)을 고려하여 SDWA(safety drinking-water act)와 CAA(clean air act)에서의 실제 기준치인 MCLs(maximum contaminants levels)와 AALs(ambient air levels)를 정하도록 하고 있다(그림 2-2).

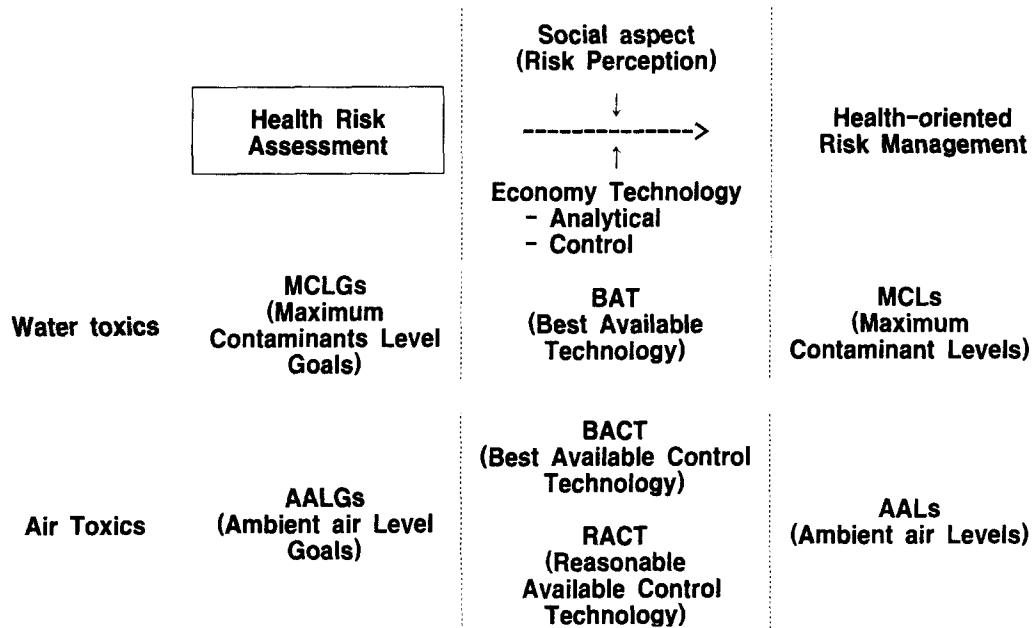


그림 5. 환경오염물질의 위해도 관리 방법

우리나라에서도 지난 1992년부터 3년간 수행된 「수질오염물질의 위해성 평가기술 개발」 과제를 통해서 위해성 평가에 대한 기초적인 방법론이 수립되었고, 또한 1995년부터 3년간 「대기오염물질의 위해성 평가기술 개발」 과제를 수행중에 있으며, 이는 국내의 위해성 평가 기술 보급의 계기가 되었다고 평가되고 있다.