

수질 및 대기 오염물질에 대한 건강 위해성 평가

연세대학교 환경공해연구소
신 동 천

과거에는 환경오염에 의한 피해의 유무, 즉 인과관계를 규명하는 것이 일차적인 관심대상이었다. 그러나 구체적이고 정량적인 정보를 요구하는 현대사회에서는 오염피해의 정도와 심각성을 평가하여 주민에게 알려 주어야 하며, 어느 정도의 오염수준을 우리사회에서 받아들일 수 있는가의 판단이 매우 중요한 문제로 떠오르게 되었다.

또한 복잡다기화 되어가고 있는 사회 현상속에서 이해관계와 불확실성으로 얽혀 있는 환경문제를 풀어나가기 위해서는 과학적이고 합리적인 방법론이 요구되고 있다. 이를 위해 제시될 수 있는 방법론이 위해성 평가(risk assessment) 제도로서 이미 선진 각국의 여러 규제기관에서 정책결정(decision-making) 수단이나 연구의 한 분야로 지난 30여년 동안 비교적 빠르게 발전되어져 왔다.

우리나라의 경우도 이미 위해성 평가에 대한 연구가 계속 발전중에 있으며, 특히 수계에서 검출 가능하고 잠재적인 위해성을 지니는 수질오염물질에 대해 전반적인 위해성을 평가하여 우리나라 수질관리정책에 유용한 기초자료들을 제시한 바 있다.

본문에서는 수질중 chloroform을 대상으로 확률분포를 이용한 위해성 평가 방법론과 대기중 benzene을 대상으로 노출 허용량(margin of exposure) 접근법을 소개하고자 한다.

1. 수도수중 chloroform에 대한 건강 위해성 평가

수도수중 chloroform과 같은 휘발성 유기오염물질의 노출은 직접적으로 마시는 섭취 경로 이외에도 다른 노출경로를 통해 발생할 수 있다. 이는 샤워, 목욕, 가사활동시 실내공기로 전이되는 휘발성 유기오염물질의 흡입노출(inhalation exposure)과 직접적인 피부접촉(dermal contact)을 통한 노출이 발생할 수 있으며, 휘발성 유기오염물질에 있어서는 비교적 중요한 노출경로로 반드시 고려되어야 한다.

위해성 평가는 위험성 확인(hazard identification), 노출평가(exposure assessment), 용량-반응 평가(dose-response assessment)와 위해도 결정(risk characterization)과 같은 주요 4단계를 통해 수행되어진다.

그러나 노출평가 및 용량-반응평가에서 연구자가 판단하여 적용하는 선택사항에 따라, 임의의 화학물질의 노출에 따른 최종 위해도 추계치(risk estimates)에 크게 영향을 미친다. 따라서 위해성 평가를 수행하는 동안 평가에 따른 불확실성(uncertainty)은 자연히 수반하게 된다. 이러한 불확실성에 대한 분석이나 기술을 하지 않는다면, 최종 의사결정이나 공중보건에 크게 영향을 미칠 수 있다.

미국 EPA에서는 발암위해성 평가시(carcinogenic risk assessment), 직접적인 음용수 섭취만을 고려하여 일일 음용수 섭취량을 2L/day(90th percentile)로 가정하여 평생 일일 평균 노출량을 산정하고 있다. 그리고 발암 위해도 추계에 필요한 발암력은 선형 다단계 모델(linearized multistage model)에서 산출된 95% 상한값(q1*)을 이용하고 있다. 따라서 이러한 단순한 가정에 의한 위해성 평가에는 많은 불확실성이 내포되어질 수 있으며, 노출량 및 발암력을 추정하기 위해 선택되는 여러 조항에 따라 상이한 위해도 추계치가 산출될 수 있다.

위의 불확실성은 노출량 계산에 필요한 노출 시나리오(exposure scenario)를 가정하는데 있어 발생할 수 있다. 노출변수에 대한 모수값을 추정하는데 있어 반복적으로 최대값을 취하여 현실적으로 매우 과대평가(overestimation)한다든지, 아니면 평균과 같은 대표값만을 사용하여 그 노출변수의 변이(variation)를 고려하지 못하는 경우, 실제 위해도 추정에 불확실성이 수반될 수 있다.

또한 용량-반응 평가에서 인체 영향을 추정하기 위해서 동물실험자료를 외삽(extrapolation)하는 과정에서 선택된 동물자료, 이용되는 수학적 모델 그리고 모델을 통해 산출되는 발암력(carcinogenic potency)의 최적 가능 추정치 또는 95% 상한값의 선택에 따라 또는 동물의 투여용량(administration dose)대신 생리-약동력학적 모델(physiologically based pharmacokinetic model; PB-PK model)에 입각한 내적용량(internal dose)을 이용하는 경우, 그리고 동물실험자료 대신 사람을 대상으로 한 역학적 연구(epidemiological study) 결과를 이용하는 경우에 추정되는 위해도치는 각각의 경우 수십배에서 수백배 정도 차이를 나타낼 수 있다.

따라서 본 내용에서는 서울에서의 음용수중 chloroform을 대상으로 Monte-Carlo기법으로 노출변수의 확률분포를 이용한 다중노출경로에 따른 위해도 추계치를 비교하고, 노출 인자들에 대한 기여도를 평가하고자 한다.

환경 노출 평가

서울지역의 음용수중 chloroform의 농도를 평가하기 위해 1987년부터 1994년까지의 연구 발표 자료를 수집하여 환경중 노출 분포를 결정하였다(표 1-1).

Table 1-1. SUMMARY OF CONCENTRATION DATA(1987-1995)
concentration(ppb)

| YEAR | N | Min. | Max. | Mean | S.D | Method |
|-------|-----|--------|--------|--------|-------|--------------|
| 87 | 6 | 2.450 | 5.650 | 4.135 | 1.231 | Head space |
| 89 | 20 | 0 | 33.410 | 11.097 | 9.050 | " |
| 90 | 2 | 16.750 | 16.980 | 16.865 | 0.162 | " |
| 91 | 32 | 10.080 | 30.120 | 20.231 | 4.601 | " |
| 94 | 33 | 1.430 | 16.030 | 5.959 | 3.931 | Purge & Trap |
| 95 | 9 | 0 | 25.780 | 7.017 | 8.852 | " |
| Total | 102 | 0 | 33.410 | 11.644 | 8.536 | |

인체 노출 평가 모델

수도수중 chloroform의 노출 평가를 위한 인체 노출 평가는 EPA(1989a)에서 제시하고 있는 모델을 이용하였다. 환경 매체, k(수질, 대기, 토양 등)에 의해 오염도 C_k 로 노출되었을 경우 인체 노출량, CDI(chronic daily intake, mg/kg/day)은 다음식에 의해 산출된다.

$$CDI = \left[\frac{CR_i}{BW} \right] \times \frac{C_i}{C_k} \times \frac{EF \times ED}{AT} \times C_k$$

여기서 $[CR_i/BW]$ 는 체중당 접촉율로써, 음용수의 경우에는 l (water)/kg-day가 되며, C_i/C_k 는 환경 매체, k(수질, 대기, 토양 등)의 오염도에 대한 노출 매체, i(음용수, 실내공기, 우유, 식품 등)의 오염도의 비이고, EF는 노출횟수, days/year이고, ED는 노출기간, years이고, AT는 평생 평균 노출 기간, days이다. 이 연구에서는 노출횟수, EF는 365 days/years, 노출 기간, ED는 70 years로, 그리고 평생 평균 노출 기간, AT는 25,550 days로 결정하였다.

1) 직접적인 섭취를 통한 인체 노출량

Chloroform으로 오염된 음용수를 평생 섭취함으로써 가능한 인체 노출 오염원 및 접촉원은 수도수이고, 접촉율은 음용수 섭취량(L/kg-day)이며, 365 일/년, 70년의 노출기간을 고려하여 노출 빈도를 25,550일로 가정하였다. 휘발성 유기오염물질에 임의의 농도로 오염된 음용수를 평생 섭취함으로써 인체에 노출될 수 있는 용량, $Dose_{ingest}$ (mg/kg-day)은 다음의 수식에 의해 산출하였다.

$$Dose_{ingest}(mg/kg-day) = \frac{C_w(mg/L) \times Ing.R(L/day)}{BW(kg)}$$

$C_w(mg/L)$: 음용수중 휘발성 유기오염물질의 오염도
 $Ing.R(L/day)$: 일일 음용수 섭취량
 $BW(kg)$: 체중

2) 호흡을 통한 인체 노출량

실내에서 chloroform에 오염된 음용수를 사용함으로써 인한 호흡노출에서의 인자를 살펴보면, 오염원은 수도수이고, 접촉원은 실내공기이며, 접촉율은 체중을 고려한 호흡율이 된다. 1년 365 일, 70년의 노출기간을 고려하여 노출 빈도는 25,550 일로 가정하였다.

이 연구에서는 Mckone의 음용수를 통한 호흡 노출평가 모델을 이용하여 실내에서 음용수를 통한 호흡노출량을 구하였다. 음용수를 통한 호흡 노출량, $Dose_{inhal}$ (mg/kg-day)는 다음과 같이 계산하였다.

$$Dose_{inhal}(mg/kg-day) = C_w \times (BR/BW) \times \{ [(C_{shower}/C_w) \times ET_s] + [(C_{bath}/C_w) \times ET_b] + [(C_{house}/C_w) \times ET_h] \} / (24hr/day)$$

$C_w(mg/L)$: 음용수중 휘발성 유기오염물질의 오염도
 $C_{shower}, C_{bath}, C_{house}$: 샤워실, 욕실 그리고 그외 실외공간에서 각각의 오염도
 BR : 일일 호흡율 (m^3/day)
 BW : 체중 (kg)
 ET_s, ET_b, ET_h : 샤워실, 욕실, 그외 실내공간에서의 각각 일일 노출시간 (hr/day)

3) 피부접촉을 통한 인체 노출량

피부접촉을 통한 노출경로를 평가하기 위해서, 오염원과 접촉원은 모두 수돗물이고, 피부표면을 통한 휘발성 유기오염물질의 접촉비율은 시간당 체중을 고려한 피부 표면적으로 표현되며, 노출시간은 평균 70년 기준으로하여 노출 빈도를 25,550일로 가정하였다.

피부접촉을 통한 chloroform의 노출평가를 위해 Brown등에 의해 구성된 모델을 사용하였다. Brown 등의 모델에서는 사람의 샤워시간과 목욕시간은 같다고 가정하고 있으며, 다음의 식에 의해 피부노출을 통한 인체 노출용량, $Dose_{derm}(mg/kg-day)$ 를 구하였다.

$$Dose_{derm}(mg/kg-day) = C_w \times [SA/BW] \times f_s \times PC \times ET_s \times CF$$

$C_w(mg/L)$: 음용수중 휘발성 유기오염물질의 오염도

SA : 체표면적 (m^2)

BW : 체중 (kg)

f_s : 전체 체표면적에 대한 샤워 또는 목욕시 물에 닿는 체표면적의 비율 (m^2)

PC : 피부 침투 상수 (m/hr)

ETs: 일일 노출 시간 (hr/day)

CF : 단위 환산 상수 ($10^{-3}L/m^3$)

체표면적, SA를 산출하기 위해 EPA(1989b)에서 제시하고 있는 수식을 이용하였다.

$$SA=0.1 \times BW^{2/3}$$

발암 잠재력(cancer potency)

Chloroform의 발암 잠재력을 산출하기 위해, NCI(1976)과 Jorgensen(1985)의 동물실험 결과를 이용하였다. 용량-반응 평가 모델로서 log-normal, Mantel-Bryan, Weibull과 multistage 모델을 이용하였으며, 각 모델들에 의한 95% 신뢰구간 상한값을 발암 잠재력으로 결정하였으며, chloroform의 발암 위해도를 산출하기 위해 발암 잠재력의 확률 분포를 결정하였다(표 1-2).

Table 1-2. CANCER POTENCY BASED ON VARIOUS BIOASSAY DATA

| Study species (strain) | Experimental sex | Exposure route | Dose (mg/kg/day) | Tumor Type | Incidence | Potency 95% UCL |
|--------------------------------------|------------------|----------------|------------------|-------------------|-----------|---|
| NCI,1976 Mice (B6C3F1) | Male | Garvage | 0 | hepatocellular | 1/18 | - |
| | | | 138 | | 18/50 | 5.2×10^{-7} |
| | | | 277 | | 44/45 | 1.0×10^{-13} 9.1×10^{-7} |
| NCI,1976 Mice (B6C3F1) | Female | Garvage | 0 | hepatocellular | 0/20 | 5.4×10^{-6} |
| | | | 238 | | 36/45 | 9.8×10^{-6} |
| | | | 477 | | 39/41 | 5.2×10^{-6} 5.2×10^{-6} |
| NCI,1976 Rats (Osborne-Mendel) | Female | Garvage | 0 | kidney epithelial | 0/19 | 6.2×10^{-11} |
| | | | 90 | | 4/50 | 1.1×10^{-10} |
| | | | 180 | | 12/50 | 6.1×10^{-7} 6.1×10^{-7} |
| Jorgensen,1985 Rats (Osborne-Mendel) | Male | Drinking water | 0 | kidney | 1/50 | 2.1×10^{-12} |
| | | | 19 | | 6/313 | 1.3×10^{-12} |
| | | | 38 | | 7/148 | 2.0×10^{-7} |
| | | | 81 | | 3/48 | 2.0×10^{-7} |
| | | | 160 | | 7/50 | |

노출 인자들의 분포 결정

음용수중 chloroform의 오염에 의한 다중 인체 노출량 및 이로인한 초과 발암 위해도를 예측하기 위해 표 1-3과 같이 노출 인자들의 분포를 결정하였다. 이때 한국인의 인체 특성을 고려하기 위해 서울지역의 주민들을 대상으로 체중, 일일 음용수 섭취량, 일일 목욕 시간, 일일 재택 시간, 목욕시 물 사용량, 일일 물 사용량 등에 관한 설문조사를 실시하였다.

Table 1-3. TYPES OF DISTRIBUTIONS FOR EXPOSURE PARAMETERS

| Pathway and exposure parameter | Distribution | Mean | SD | Min. | Max. | Ref. |
|---|--------------|------------|-------|-------|-------|------|
| Contaminated concentration in tap water(mg/liter) | Empirical | 0.012 | 0.009 | 0 | 0.033 | a |
| Tap water ingestion: | | | | | | |
| Rate per body weight(liter/kg-day) | Empirical | 0.009 | 0.006 | 0 | 0.049 | a |
| Dermal contact: | | | | | | |
| Surface area per body weight(m ² /kg) | Normal | 0.026 | 0.001 | - | - | a |
| Skin permeability(m/hr) | Uniform | 0.007 | - | 0.004 | 0.01 | b |
| Fraction of exposed skin | Uniform | 0.65 | - | 0.4 | 0.9 | b |
| Inhalation: | | | | | | |
| Inhalation rate per body weight(m ³ /kg-day) | Empirical | 0.688 | 0.939 | 0.107 | 6.078 | a |
| Exposure time(hr/day) | | | | | | |
| Bathroom | Normal | 0.32 | 0.19 | - | - | a |
| House | Lognormal | 1.81 | 0.99 | - | - | a |
| Water use rate(liter/hr) | | | | | | |
| Bathroom | Lognormal | 381.3 | 258.1 | - | - | a |
| House | Lognormal | 471.4 | 200.6 | - | - | a |
| Ventilation rate(m ³ /hr) | | | | | | |
| Bathroom | Uniform | 54 | - | 10 | 100 | b, c |
| House | Uniform | 750 | - | 300 | 1200 | b, c |
| Transfer efficiency from water to Shower air(unitless) | Triangular | 0.60(mode) | - | 0.10 | 0.90 | b |
| Household air(unitless) | Triangular | 0.30(mode) | - | 0.10 | 0.90 | b |
| Cancer potency(kg-day/mg) | Empirical | | | | | a |

^aIERY

^bMackon and Bogen,1992

^cJames and Knuiman,1987

Chloroform의 발암 위험도 (cancer risk)

음용수의 chloroform오염에 의한 위험도는 다음과 같이 산출하였다.

$$\text{Risk}_i = \text{Dose}_i \times \text{Potency}_i$$

$$\text{Risk}_{\text{total}} = \sum \text{Risk}_i$$

여기서, i 는 각 노출 경로(섭취, 흡입, 피부접촉 등)이며, 총 위험도는 각각의 노출경로에 따른 위험도, Risk_i 를 합하였다.

음용수중 chloroform 오염에 의한 인체 노출량 추계

음용수중 chloroform 오염에 의한 각 노출 경로별 인체 노출 분포량을 산출하기 위해 Monte-Carlo simulation을 이용하였다(표 1-4). 음용수중 chloroform에 의한 호흡 노출량이 50th와 95th 모두에서 가장 높게 산출되었으며, 피부접촉에 의한 노출량은 무시할 만한 수준으로 평가되었다. 음용수중 chloroform의 섭취노출량은 50th 값이 6.91×10^{-5} 인 반면, 흡입 노출량은 50th 값이 3.20×10^{-4} 으로서 섭취 노출량의 4.6배로 나타났다. 음용수중 chloroform으로 인한 흡입 노출량은 총 노출량의 73.4%를 차지함으로써, 섭취 노출 경로보다 더 중요한 노출 경로로 평가되었다. 특히, 수도수를 직접 섭취하지 않고 끓여 마시는 우리나라 사람들의 특성을 고려한다면, 흡입 노출에 의한 위험도는 더욱 클 것으로 예상된다.

Table 1-4. THE DOSE COMPARISON BY MONTE CARLO SIMULATION RESULTS

| Pathway | Ingestion | Inhalation | Dermal Contact | Total |
|---------|-----------------------|-----------------------|------------------------|-----------------------|
| 50% | 6.91×10^{-5} | 3.20×10^{-4} | 3.32×10^{-10} | 4.34×10^{-4} |
| 95% | 3.43×10^{-4} | 3.97×10^{-3} | 1.51×10^{-9} | 4.12×10^{-3} |

음용수중 chloroform 오염에 의한 발암 위험도 추계

음용수중 chloroform 오염에 의한 다중 노출 경로를 고려한 총 발암 위험도는 95th 값이 10^{-4} 수준으로 나타났다. 섭취 노출에 의한 발암 위험도는 10^{-5} 수준인 반면, 흡입 노출에 의한 발암 위험도는 10^{-4} 수준으로 평가되었으며, 피부접촉에 의한 발암 위험도는 10^{-11} 로서 무시할 만한 수준으로 나타났다(표 1-5).

Table 1-5. Risk comparison using monte carlo simulation results according to the property of exposure parameters

| | | Uncertainty+Variability | Variability only | Uncertainty only |
|------------|-----|-------------------------|-----------------------|-----------------------|
| Ingestion | 50% | 5.13×10^{-8} | 3.01×10^{-6} | 1.68×10^{-7} |
| | 95% | 8.40×10^{-11} | 7.32×10^{-6} | 2.02×10^{-5} |
| Inhalation | 50% | 1.42×10^{-5} | 1.03×10^{-5} | 4.19×10^{-6} |
| | 95% | 1.08×10^{-4} | 9.63×10^{-5} | 1.35×10^{-4} |

| | | | | |
|---------------|-----|------------------------|------------------------|------------------------|
| Dermal ontact | 50% | 1.68×10^{-12} | 1.52×10^{-11} | 1.16×10^{-12} |
| | 95% | 8.40×10^{-11} | 2.93×10^{-11} | 8.31×10^{-11} |
| Total | 50% | 1.48×10^{-5} | 1.39×10^{-5} | 4.42×10^{-6} |
| | 95% | 1.23×10^{-4} | 9.99×10^{-5} | 1.55×10^{-4} |

노출 인자들의 민감도 및 기여도 분석

노출 인자들의 초과 발암 위해도에 대한 민감도(sensitivity) 분석 결과를 표 1-5에 나타내었다. 노출 인자중 체중당 호흡율의 기여도가 37.3%로 가장 크게 나타났으며, 그 다음으로 음용수중 chloroform의 농도, 목욕시 물 사용율, 목욕시간 순으로 평가되었다.

Table 1-5. Gaussian sensitivities and the relative sensitivity percentages for exposure parameter

| exposure parameter | Gaussian sensitivity | Relative sensitivity |
|--|-----------------------|----------------------|
| Inhalation rate per body weight | 1.58×10^{-4} | 37.3% |
| Concentration in drinking water | 6.78×10^{-5} | 16% |
| Water use in the bathroom | 5.17×10^{-5} | 12.2% |
| Exposure time in the bathroom | 4.09×10^{-5} | 9.6% |
| Ventilation rate in the bathroom | 3.07×10^{-5} | 7.2% |
| Water to shower air transfer efficiency | 2.08×10^{-5} | 4.9% |
| Exposure time in the household | 1.23×10^{-5} | 3.0% |
| Water to household air transfer efficiency | 1.25×10^{-5} | 2.9% |
| Potency | 1.12×10^{-5} | 2.6% |

이상의 연구 결과들을 종합해 보면, 음용수중 chloroform의 오염에 의한 흡입 노출은 섭취노출보다 더 중요한 경로로 평가되었다. 이것은 Mackone 등(1991), Finley 등(1993)의 연구에서는 흡입 노출 경로가 섭취노출 경로 만큼이나 중요한 경로로 평가되었으나, 우리나라의 경우에는 수도수를 끓여 섭취하는 습성으로 인해 흡입 노출 경로가 섭취 노출 경로보다 더 중요한 것으로 나타났다.

2. 인체 발암 물질, benzene의 노출 허용량(margine of exposure) 추계

Benzene은 인체에서 확인된 발암물질로써 EPA에서 제시하고 있는 단위위해도, 8.3×10^{-6} 은 다른 물질과 같이 동물실험이나 실험실 자료만이 아니라 작업장 근로자를 대상으로 한 실제 역학연구 결과를 이용하여 추계된 값이라는 측면에서 매우 중요하다. 즉 benzene의 위해성평가에서 예측된 위해도는 동물실험 결과의 외삽에서 기인된 불확실성이 상대적으로 적다고 할 수 있다.

Benzene 노출로 인한 발암 위해성평가는 작업근로자를 대상으로 비교적 고농도로 폭로된 상황에서 이루어졌으며 1985년 미국 환경보호청(U.S. Environmental Protection Agency,

이하 US EPA)에서 처음으로 benzene에 대한 단위위해도를 $2.41 \times 10^{-2}/\text{ppm}$ 으로 제시하였으며 최근에 이에 대한 재평가가 이루어져 단위위해도의 범위를 $4.7 \times 10^{-3} \sim 2.5 \times 10^{-2}/\text{ppm}$ 으로 제시하였다. 이는 과거에 평가된 것과 비교할 때 크게 달라진 것이 아니다.

Benzene의 위해성평가에 이용된 역학연구 결과를 보면 근로자의 경우 benzene 폭로량이 40ppm-년을 넘지 않는 경우 백혈병에 걸릴 표준화 사망률비(Standardized Mortality Ratio, SMR)가 1이 못되었다. 이와 같은 결과로 인하여 US EPA에서는 benzene에 대한 누적 폭로량이 적어도 40ppm-년이 되어야 위해도가 증가할 것으로 제시하였다. 이 40ppm-년을 유의한 건강영향이 관찰될 수 있는 최소한의 수준이라는 의미에서 “이탈점(Point of Departure, 이하 POD)”이라고 표현한다. 그러나 40ppm-년 이하의 노출량에서는 전혀 백혈병에 대한 위해도가 없는 것인지 혹은 미미하지만 존재하는 것인지에 대한 확실한 결론은 내리지 못하고 있다. 근로자 대상으로 수행된 연구이기 때문에 낮은 농도에서의 용량-반응 관계는 통계적으로 충분한 검정력이 없기 때문일 수도 있다. 그러한 점에서 40ppm-년 이내에서의 용량-반응 관계를 추론하는 것은 쉽지 않다.

휘발성유기오염물질의 경우, 역학자료를 이용하여 질병발생의 시작점(Point of Departure: POD)을 계산할 수 있다. Benzene을 예로 들어보면 그 동안 실시되었던 benzene 노출에 대한 역학조사결과, 이러한 노출량은 작업장 근로 환경을 가정하여 근로자들의 근무 조건에 따라 조정된 값이기 때문에 일반 환경중에서 적용하기 위해서는 환산과정이 필요하다. 즉 작업근로자는 하루 중 폭로시간을 8시간으로 가정된 것이기 때문에 일반환경 중에서의 폭로시간인 24시간을 고려하면 근로자 기준의 약 1/3값인 13ppm-년이 POD가 된다. 이 값을 일반인의 평균 수명인 70년으로 나누어주면 환경중에서의 benzene POD 값을 제시할 수가 있는데 이 값은 약 190ppb($59.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$)가 된다.

즉, 환경 중 benzene의 농도가 190ppb인 것을 기준으로 위해도가 증가하는 것으로 관찰되며, 190ppb 이내의 경우는 “노출허용량(margin of exposure, 이하 MOE)”으로 표시하는데 이는 실제 측정된 환경중의 benzene농도와 POD인 190ppb의 비로 계산된 것으로 표현한다.

미국의 대기질에 관한 데이터베이스 자료(1975-1985)와 비교해 본다면 작업장의 대기중 VOCs가 2.1 ppb(중앙값), 실내공기 1.8 ppb(중앙값), 일반 대기 1.8 ppb(중앙값), 준도시 지역 1.8 ppb(중앙값), 시골지역 0.47 ppb(중앙값)로 이러한 농도에 대한 MOE는 최저 약 91 정도가 된다. 한편, TEAM study(1989) 결과에서 VOCs에 대한 개인 노출은 약 4.7 ppb(산술평균)로 MOE를 계산해보면 약 40이다.

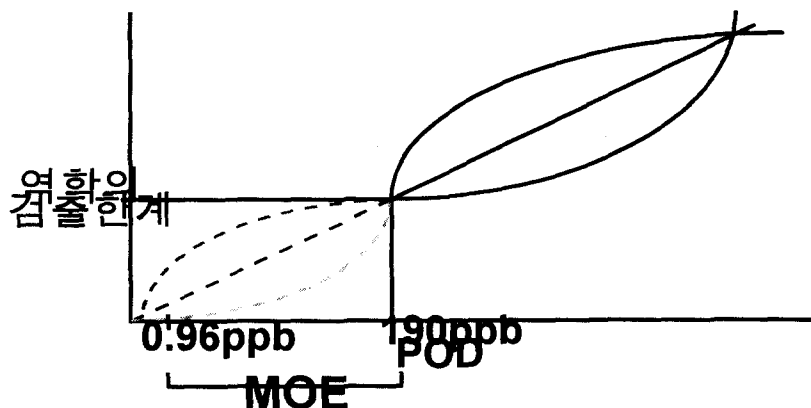


그림 2-1. 대기중 benzene농도(0.96ppb)와 노출허용량(margin of exposure)

이렇듯 대기중 benzene의 농도가 0.96ppb라고 가정한다면, 이러한 오염수준은 약 인구 집단 만 명당 1명의 초과 발암 위해도를 나타낼 수 있는 수준이라고 할 수 있다. 그러나 이러한 위해도는 매우 보수적인 방법을 통해서 추계된 값으로 매우 민감한 집단에의 영향까지도 보호할 수 있도록 추계된 값으로써 현재의 오염도가 개인에게 당장 암을 유발하는 수준은 아니며 더욱이 역학연구를 기초로 한 노출허용량(margin of exposure)을 고려해 볼 때에 현재의 노출수준은 역학 인체 영향이 나타날 수 있는 수준까지 수십 배의 안전영역이 확보되어 있는 수준이라고 할 수 있다.