

## 납의 다경로 노출에 의한 건강위해성평가 : 우리 나라 일부 지역 성인들을 대상으로

정 용, 황 만 식, 양 지 연, 조 성 준

연세대학교 환경공해연구소

## Health Risk Assessment of Lead Exposure through Multi-pathways in Korea

Yong Chung, Man-Sik Hwang and Gi-Yeon Yang and Seongjoon Jo

*Institute for Environmental Research, Yonsei University*

### ABSTRACT

This paper describes a set of multi-pathway models for estimating health risk to lead. The models link concentrations of an environmental contaminant (lead) in air, water and food to human exposure through inhalation, ingestion, and dietary routes. Exposure is used as the foundation for predicting risk of health detriment within the population. The process of estimating exposure using often limited data and extrapolating to a large diverse population requires many assumption, inferences, and simplification.

This paper is divided into four section. The first section provides lead contaminant levels on obtaining environmental concentration of air, tap water, and foods. The second section provides a discussion of exposure parameters and uncertainty associated predicting human health risk of contaminants. The third and fourth section illustrate lifetime average daily exposure (LADE) and excess cancer risk (ECR) based on exposure parameters.

The relationship between concentration of lead in an environmental medium and human exposure is determined with pathway exposure factors (PEFs). The calculation of LADE and ECR is carried out using Monte-Carlo simulation with probability density function of exposure parameters.

Examination of the result reveals that, for lead exposure, ingestion (food) is the dominant route of exposure rather than inhalation (air), and ingestion (tap eater).

### 서 론

환경 오염물질 중 중금속은 오래 전부터 알려진 발암 및 독성물질로서 주기율표내 원소 중 약 80개가 금속으로 분류되며 그중 약 30가지는 사

람에게 독성을 발현하는 것으로 알려져 있고, 일부 중금속이 발암성을 가지고 있다. 또한 중금속은 조직내에서의 지속성 때문에 다른 유기성 발암물질에 대해 촉진제 (promotor) 또는 공동 발암원 (cocarcinogen)으로 작용할 수 있다 (Klaasen *et al.*, 1986).

환경오염물질 중 대표적인 중금속으로 잘 알려진 납은 비교적 연구가 활발히 진행되어져온 물질중 하나이다. 납은 주로 미세분진에 흡착되어

\* 이 논문은 1997년 한국학술진흥재단 학술연구조성비에 의하여 지원되었음.

있기 때문에 인체 호흡기로 직접 노출된다(Bernstein *et al.*, 1974). 대기 중 미세먼진을 통한 호흡 독성은 성인보다는 유아의 경우에 신경독성작용 등과 같은 우려할 만한 인체 영향을 유발할 수 있다(Goyer and Chisolm, 1972; Thatcher *et al.*, 1982). 일반 성인의 경우에는 복통, 뇌질환, 각혈 및 급성 신부전증과 같은 급성효과와 만성적으로는 피로 및 쇠약, 관절통 및 근육통, 말초신경염, 신경행동성 장애 및 만성 뇌질환, 통풍 및 통풍성 신장질환과 만성 신부전 등을 유발하는 것으로 알려져 있다(LaDou J, 1990).

지금까지 알려진 납의 환경오염에 대한 노출은 제련소 근처의 공기, 토양, 수질의 오염으로 인해 발생했으며, 자동차 배출가스로부터 호흡을 통해 직접 노출되기도 한다. 세라믹 제조과정에서 광택제에 포함된 납성분은 사용중 계속해서 용출(특히 산성음식이나 음료를 담아놓았을 경우)되어 섭취에 의한 납중독 경로가 되기도 한다. 그밖에 생약품, 납 화장품, 가솔린 가스의 흡입, 군대에서 오래 저장된 탄약에서도 납중독이 드물게 일어난다. 수도수의 경우 과거 납으로 수도관을 만들어 납중독의 원인이 되기도 하였다(LaDou J, 1990).

인간이 생활하는 환경은 대기, 수질, 토양 및 식품 등 그 구조적 다양성은 우리가 생각할 수 있는 것 이상으로 복잡하며, 이렇게 다양한 환경으로부터 인체가 오염물질에 노출되는 경로나 매체 등 노출변수 또한 다양하여 그 인과관계를 규명하기 매우 어렵다. 이에 따라 인체가 환경오염물질로부터 받을 수 있는 총노출에 대한 연구 필요성이 강하게 대두되고 있다(Sexton *et al.*, 1995).

지금까지 우리나라에서의 오염물질에 대한 노출평가(Exposure Assessment)는 대기(임영욱과 정용, 1989; 이동수 등, 1994), 수질, 토양, 식품(이미영 등, 1996; 원경래 등, 1996; 백덕우 등, 1985) 등 환경단위 구성체에 대한 평가가 대부분이었다. 이렇듯 단일매체에서의 노출평가에 대한 자료와 연구는 활발한 반면 이를 통합하여 인체를 중심으로 환경을 보는 입장(receptor oriented)에서는 매우 많은 한계점을 드러내고 있다. 이와 같은 한계를 해결해 줄 수 있는 방법은 인체가 오염물질에 노출될 수 있는 다경로(multi-route)와 다매체(multi-media)에 대한 환경노출평가를 실시함으로써 인체에 대한 다양한 노출정보를 제공하여 정

확한 위해성평가(Risk Assessment)를 수행할 수 있게 할 수 있을 것이다. 외국의 경우 다경로, 다매체에 대한 연구가 매우 활발하게 진행되고 있으며(ISEA, 1999; SRA, 1999), 우리나라 역시 최근에 관심을 갖고 총량적인 위해성 평가에 대한 연구가 진행되고 있다(환경공해연구소, 1998).

따라서 본 연구는 인체가 외부 환경으로부터 접촉 가능한 납의 총 노출경로를 규명하고, 노출 경로에 따른 각 환경 매체에서의 오염도를 측정하여 다경로를 통한 납에 대한 인체 총노출량과 총위해도를 평가함으로써 건강 위해성 평가와 위해성 관리의 기초 자료로 제공하고자 한다.

## 연구 방법

### 1. 주요 노출경로에서의 납 오염도 조사

본 연구에서는 우리나라에서의 환경 중 납 노출에 따른 인체 노출량을 평가하기 위해 대표적인 대도시지역으로서 서울지역과 고노출 지역으로서 중공업 공단지역을 대상으로 선정하였다.

대상 환경 매체로는 대기, 수도수와 식품으로 결정하였으며, 특히 식품의 경우에는 납으로 오염된 토양에서 재배된 농작물 또는 오염된 수산물을 섭취함으로써 인해 발생 가능한 식품오염의 경우만을 평가하였다. 또한 우리나라의 농작물 유통과정과 소비가 지역간의 차이가 뚜렷이 구분되지 않아 본 연구에서는 식품을 통한 납 노출량은 서울과 공단 지역을 구분하지 않고 평가하였다.

대기 및 수도수에서의 납 오염도는 연구 대상 지역에서 실제 측정하였으며, 식품 중 납 오염도는 기존의 연구 자료들을 조사하여 각 자료에 가중치를 고려한 일원화된 결과를 도출하여 노출평가에 이용하였다.

#### 1) 연구 대상 지역 및 시료 채취 시기

대도시 지역으로서 서울지역과 고노출지역으로서 중공업 공단 지역을 선정하였으며, 대도시 지역에서 3지점과 공단 지역에서 4지점을 시료 채취 지점으로 결정하였다. 시료 채취는 1997년 2월(겨울), 4월(봄), 7월(여름) 및 11월(가을)의 계절별로 측정하였으며, 시료 채취 기간은 각 지점에서 일주일씩 실시하였다.

2) 시료채취 방법

수도수 중 납을 측정하기 위하여 농질산 200 µl 가 함유된 200 ml PTE bottle에 수도수를 가득 채운 후 이중 마개를 잘 덮어 완전 밀봉하여 4°C 이하의 온도를 유지하며 실험실로 운반한 후 분석할 때까지 보관하였다.

실외 및 실내 공기 중 납은 PM<sub>10</sub>용 Mini-volume air sampler (5 l/min)에 cellulose membrane filter (Whatman, England)를 장착하여 각 지점별로 24 시간 동안 포집하였다. 여지는 포집전에 105°C에서 약 2시간 동안 건조시키고 실리카겔이 담긴 진공건조기 (Vacuum desiccator)에서 항량이 되게 하였다. 포집된 여지는 분리 케이스에 담아 진공 건조기에서 분석할 때까지 보관하였다.

3) 전처리 및 기기 분석 방법

중금속의 분석을 하기 위한 전처리는 microwave를 이용하였다. Microwave는 미국 Questron Corporation사의 Q45 Enviroprep.를 사용하였으며, Microwave의 vessel에 수도수 50 ml 또는 PM<sub>10</sub> 입자가 포집된 filter를 넣고 질산을 10 ml 가하여 545 W에서 10분, 344 W에서 5분 동안 가열하여 시료 중 유기물을 분해시킨다. 유기물이 분해된 시료는 직경 47 mm의 막여지 (Whatman Co., Glass microfibre filter)로 여과하여 비불꽃 원자흡광분석기 (Flameless Atomic Absorption Spectrometer: 이하 Flameless-AAS)로 정량 분석하였다(그림 1과 2).

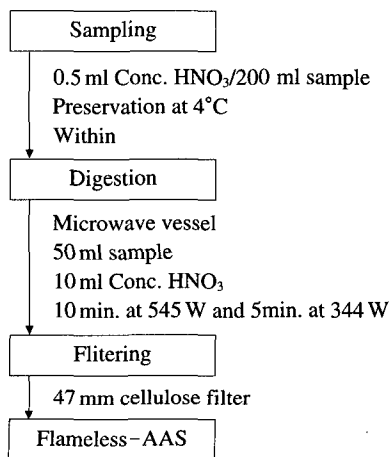


Fig. 1. Analytical method of lead in tap water.

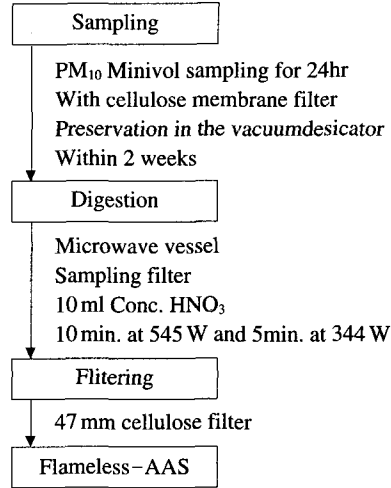


Fig. 2. Analytical method of lead in air.

Flameless-AAS의 분석조건은 표 1과 같으며, 본 실험에서 사용한 표준용액은 Junsei chemical사의 제품을 사용하였다. 본 연구에서는 검출한계를 분석신호의 크기-대-바탕신호의 통계적 변동 크기의 비를 이용한 Kaiser 방정식을 이용하였으며 (Kaiser, 1970), 0.009 µg/l로 산출되었다. 분석 방법의 정확성을 검증하기 위해 표준용액을 이용한 회수율 시험결과 90% 이상으로 평가되었다(표 2).

2. 환경 중 노출 경로 및 영향 인자 평가

환경에 노출된 납으로 인해 발생 가능한 인체 노출 경로를 평가하기 위해 본 연구에서는 각종 문헌 및 데이터베이스를 이용하여 각 환경 매체별 인체 노출 경로 및 주요 영향 인자를 평가하였다. 또한 각 노출 인자들에 대한 전반적 개요 및 본 연구에서 적용한 노출인자들의 확률분포값을 나타내었다.

오염물질이 물, 대기 및 음식 등 다양한 노출 경로를 통해 인체에 유입되는 양은 일차적으로는 각 환경 매체에서의 농도가 매우 중요한 요소이지만, 이외에도 각 노출 매체와의 접촉율, 접촉 기간 및 흡수율 등의 노출 인자들에 의해 영향을 받게 된다.

주요 노출 인자로는 체중(kg), 각 환경 매체와의 접촉률(l/day, m<sup>3</sup>/day, g/day), 연중 접촉 횟수(days/year), 접촉 기간(years) 및 체내 흡수율(%)

**Table 1.** Flameless-AAS를 이용한 수도수 및 대기 중 납 분석 조건.

Element	Lamp current (mA)	Wavelength (nm)	Slit (nm)	Ashing Temp. (°C)	Atomization Temp. (°C)
Pb	10	283.3	0.5	300	1500

**Table 2.** 중금속의 회수율 결과.

Sample	Spiked (µg/L)	Found (µg/L)	Recovery (%)	RSD (%) (n=5)
Distilled water	100	93.71	94	3.78
Cellulose membrane filter	100	97.09	97	3.37

로 평가되었다. 특히 각 환경 매체와의 접촉률은 수도수의 경우에는 일일 음용수 섭취량이며, 대기를 통한 노출 경로에서는 일일 호흡율, 식품의 경우에는 일일 식품 섭취량이 된다. 식품의 일일 식품 섭취량은 우리나라 사람들의 주로 섭취하는 곡류, 채소류, 과일류, 어패류의 4 그룹으로 나누어, 섭취량이 큰 품목과 오염도 자료에서의 오염농도를 고려하여 선정하였다.

Crystal Ball (ver 4.0C) 프로그램으로 Monte-Carlo 방법으로 확률론적 위험도를 평가하기 위해 각 인자들과 오염농도의 분포를 이용하여 입력하였다.

### 3. 다경로 노출을 통한 납의 일일 총 인체 노출량 평가

연구 대상 지역에서의 수도수, 실내·외 대기 및 식품 중 납의 오염도를 바탕으로 우리 나라 성인의 다경로 노출을 통한 일일 총 인체 노출량을 평가하기 위해 pathway exposure factor (이하 PEF)를 이용하는 Mckone과 Daniels (1991)의 방정식을 적용하였다.

$$PEF = \frac{CR_i}{BW} \times \frac{EF \times ED}{AT}$$

where CR<sub>i</sub> : daily contact rate

BW : body weight (kg)

EF : exposure frequency in days per year

ED : exposure duration in years

AT : average time in days

각 노출 경로에서의 일일 인체 노출량, CDI (chronic daily intake, mg/kg/day)는 다음과 같은 방정식에 의해 산출되며, 총 일일 인체 노출량은 각

노출 경로에서의 CDI를 합산하여 산출하였다.

$$CDI_k = PEF_k \times C_k$$

where PEF<sub>k</sub> : pathway exposure factor in the environmental medium, k

C<sub>k</sub> : concentration in the environmental medium, k

### 4. 다경로 노출을 통한 납의 일일 총 위험도 추정

위해도 추정단계는 위해성 평가단계에서 용량-반응평가와 노출평가에서 산출된 결과를 조합하는 과정으로 실제 오염물질의 노출에 따른 초과발암위험도를 산정하는 과정이다. 용량-반응 평가를 통해 각 수학적 모델에서 산출된 단위위해도 추계치중 가장 보수적인 (conservative: 동일용량에서 더 높은 위험도를 나타내는 또는 동일 위험도에서 더 낮은 농도를 추정하는) 모델에서 산출된 값을 이용하여 현 노출수준에서의 초과발암위험도를 산정하는 것이 일반적이다. 현 오염농도에서의 초과발암위험도의 계산식은 다음과 같다.

Individual excess cancer risk =

$$\text{Contaminant level } (\mu\text{g/L, } \mu\text{g/m}^3, \text{ mg/kg}) \times \text{Unit risk } [(\mu\text{g/L, } \mu\text{g/m}^3, \text{ mg/kg})^{-1}] \text{ or Daily human exposure (mg/kg/day)} \times \text{Carcinogenicity potency, } q_1^* [(\text{mg/kg/day})^{-1}]$$

표 3은 TOX-RISK (ver 3.1)에 적용된 납의 동물실험자료를 나타내었다. 납은 US EPA의 분류체계에서 가능한 인체발암물질 (Probable human carcinogen)인 B2 그룹으로 분류되어 있으나 발암 위험을 정량화 하기 위한 단위 위험도 (unit risk)는 제시하지 않고 있다. 하지만 본 연구에서는 납 노

출로 인한 위해를 정량화하기 위해 Azar 등(1973)이 실험한 동물자료를 이용하여 용량-반응평가를 하였다. 이 자료는 쥐(Rat)와 생쥐(Mouse)에서 규정식에서 통계적으로 유의하게 신장암(Renal tumor)의 증가를 보여 다소 제한적이기는 하나 충분한 동물자료에 근거하고 있다. 다른 유해영향 정보에서는 단기 실험연구에서 유전형질 발현에 영향을 보였으며 인체에 대한 발암성 증거는 불충분하다(IRIS, 1999).

본 연구에서 적용한 각 노출변수들은 연구방법 「나. 환경 중 노출 경로 및 영향 인자 평가」에서 결정된 경로별 노출인자와 분포값을 적용하였다.

**결과 및 고찰**

**1. 주요 환경 매체에서의 납 오염도**

음용수에서의 납 농도를 보면 서울에서는 여름철에 평균 8.27 µg/l로 가장 높은 농도를 보였으며 다음으로 겨울(2.78 µg/l), 가을(1.50 µg/l), 봄(0.90 µg/l)으로 농도가 낮게 검출되었다. 공단지역 역시 여름철이 6.67 µg/l로 가장 높았으며 봄(1.00 µg/l)이 가장 낮은 농도를 보였다. 서울과 공단지역을 비교해 보면 전체적으로 음용수에서의 납 농도는 그다지 큰 차이를 보이지 않음을 알 수 있었으며 여름철에 공단지역에서 높은 농도의 검출과 편차를 보여 단기적인 높은 오염농도를 볼 수 있었다(표 4).

US EPA에서 납 노출에 대한 기준을 보면 하루 2L의 음용수와 6.5g의 어패류를 섭취할 경우 0.05 mg/l로 하고 있으나, 이러한 수준은 다른 오염원에서의 노출을 감안하여 태아(fetuses)나 어린이들에서 안전치 못하다는 시각이 있었다(NAS, 1983). 따라서 US EPA는 최근에 음용수에서 MCLG(maximum contaminant level goal)을 0 mg/l으로 하고 MCL(maximum contaminant level)을 0.005 mg/l로 할 것을 권고하였다(US EPA, 1988).

대기중에서의 납 농도를 살펴보면 서울은 봄철(0.15 µg/m³)과 여름철(0.17 µg/m³)이 다소 높은 농도로 검출되었으며, 공단지역은 겨울철(0.80 µg/m³), 봄철(0.75 µg/m³)에서 높게 검출되었다. 전체적으로 공단지역이 서울지역보다 납농도가 높게 검출됨을 알 수 있었다(표 5). US EPA의 NAAQS(The national ambient air quality standard)에서 권고하는 AALG(ambient air level goal)은 1.5 µg/m³으로서 공단지역의 봄철에 최대농도로서 권고 기준을 상회함을 보였으며 다른 지역과 계절에서는 넘지 않았다(Calabrese and Kenyon, 1991).

식품중 납오염 농도는 우리나라 사람들의 주로 섭취하는 곡류, 채소류, 과일류, 어패류의 4 그룹으로 나누어 섭취량이 큰 품목과 단일 식품에서의 오염농도를 고려하여 선정하였다. 곡류는 쌀과 보리를 대상으로 하였으며 이는 전체 곡류 섭취량 중 84%를 차지하는 양이었다. 채소류 역시 배추(8%), 무(17%), 기타(30%; 고추, 호박, 상추, 오

**Table 3.** Experimental animal data applied to TOX-RISK (ver 3.1)

EPA category	Test animal	Route	Administered Dose (ppm)	Tumor Incidence	Tumor type	Reference
B2	Rat/male	Diet	500	5/50	Renal tumors	Azar <i>et al.</i> , 1973
			1000	10/20		
			2000	16/20		

**Table 4.** The Lead concentration in tap water

Area	Spring	Summer	Fall	Winter
	Mean ± SD (Min ~ Max)	Mean ± SD (Min ~ Max)	Mean ± SD (Min ~ Max)	Mean ± SD (Min ~ Max)
Seoul	0.90 ± 1.58 (ND) ~ 8.05)	8.27 ± 2.43 (ND ~ 15.02)	1.50 ± 3.34 (ND ~ 7.59)	2.78 ± 5.38 (ND ~ 15.00)
Industrial	1.00 ± 1.14 (ND ~ 5.00)	6.67 ± 8.18 (0.16 ~ 34.58)	-	2.42 ± 0.92 (0.95 ~ 4.82)

unit : µg/l

**Table 5.** The Lead concentration in airunit :  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 

Area	Spring	Summer	Fall	Winter
	Mean $\pm$ SD (Min ~ Max)	Mean $\pm$ SD (Min ~ Max)	Mean $\pm$ SD (Min ~ Max)	Mean $\pm$ SD (Min ~ Max)
Seoul	0.15 $\pm$ 0.08 (0.05 ~ 0.34)	0.17 $\pm$ 0.05 (0.11 ~ 0.25)	0.12 $\pm$ 0.04 (0.08 ~ 0.17)	0.03 $\pm$ 0.02 (0.01 ~ 0.06)
Industrial	0.75 $\pm$ 1.40 (0.02 ~ 4.66)	0.23 $\pm$ 0.25 (0.03 ~ 0.79)	—	0.80 $\pm$ 0.32 (0.24 ~ 1.16)

이, 파, 시금치)를 대상으로 하였으며, 김치류를 제외한 전체 채소류중 55%를 차지하는 양이었다. 과일류는 감 (23%), 사과 (40%), 수박과 복숭아를 대상으로 하였는데 전체 과일류중 64%를 반영한 양이었다. 어패류는 갈치, 명태, 고등어, 조기 등 16종을 대상으로 하였고, 어패류는 꼬막, 굴 등 5종이었다.

각 식품에서의 농도를 살펴보면 어패류에서 어류 (0.26 mg/kg), 패류 (0.36 mg/kg)로 가장 높은 오염농도를 보였으며, 다음은 곡류에서 쌀 (0.12 mg/kg), 보리 (0.10 mg/kg)로 농도가 높았다. 채소와 과일류는 비슷한 오염농도와 4 그룹중 가장 낮은 농도를 보였다 (표 6).

## 2. 환경중 노출경로 및 영향인자 평가

노출평가에서 노출인자들의 평균값이 쓰여지면 최종 결과물은 평균노출을 반영하게 될 것이고, 합리적인 최대노출 (RME; reasonable maximum exposure)에 상응하는 값을 사용하게 되면 최종결과물은 노출의 95th percentile 값보다 더 큰 노출

을 반영하게 된다. RME는 타당하게 발생할 수 있는 최대노출을 뜻하며, 이때 사용되는 변수들은 개별적인 최대변수가 아니며 RME의 측정에 쓰여지는 다른 변수들과 병행하여 쓰여져야 한다.

먼저 노출평가에서 사용되는 노출인자들을 살펴보면, 표 7은 우리나라와 국내외의 각 연구기관에서 조사된 음용수 섭취량으로서 우리나라 성인의 일일 음용수 섭취량은 평균 1.26 l/day, 90th percentile은 1.98 l/day로 평가된 바 있으며 (연세대 환경공해연구소, 1995), 미국 성인의 평균값 (1.4 l/day) 및 90th percentile (2.0 l/day)과 매우 유사한 수준인 것을 알 수 있었다 (US EPA, 1997). 표 7에서 보듯 각 연구기관마다 일일 음용수 섭취량은 평균값에서 조금씩 차이를 보이기는 하나 이는 섭취량 조사시 음식물에 포함된 물을 포함의 유무, 음료의 포함 여부 등에 따른 차이를 따른 것임을 예측할 수 있다. 따라서 90th percentile 값에서 우리나라 뿐만 아니라 다른 기관에서도 2.0 l/day에 가까운 값을 보여 일일 음용수 섭취량은 이값을 사용하였다.

음식물 섭취량은 4 그룹으로 나누어 각 그룹에 오염농도와 일일 음식물 섭취량에 대한 자료를 가지고 대상음식을 선택하였다. 일일 섭취량은 국민건강영양조사보고서 (보건복지부, 1997) 자료를 인용하였다.

호흡률의 경우는 US EPA (1985)에서 실내와 실외의 거주시간을 고려하여 활동수준에 따른 여성과 남성 그리고 어린이에 대한 호흡률에 대해 보고된 바 있으나 (표 8), 유용한 95th percentile 값은 알려지지 않고 있다. 이 보고서에서는 단지, 특별한 활동패턴이 알려지지 않았을 때 지속적인 노출상황의 평가에 기준이 되는 성인의 평균 일일 호흡률로서 20 m<sup>3</sup>/day을 제안하고 있고, 최악 (worst case)의 호흡률 계산을 위해서는 20 m<sup>3</sup>/day의 1.5

**Table 6.** The Lead concentration in foods unit : mg/kg

Groups	Mean	SD	(Min ~ Max)
<b>Cereals</b>			
· Rice	0.12	0.12	(0.02 ~ 0.32)
· Barley	0.10	0.06	(0.01 ~ 0.25)
<b>Vegetables</b>			
· Chinese cabbage	0.01	0.02	(ND ~ 0.56)
· Radish	0.01	0.01	(ND ~ 0.04)
· Others <sup>a</sup>	Point value	—	—
<b>Fruits</b>	0.01	0.17	(ND ~ 0.41)
<b>Fish and Shellfish</b>			
· Fish	0.26	0.97	(ND ~ 1.87)
· Shellfish	0.36	0.40	(0.01 ~ 1.51)

<sup>a</sup> Custom value

**Table 7.** The value of daily water intake of adults

Institute	Mean	90th percentile	(Min ~ Max)	Note
Institute Environ. for Research, Yonsei (1996)	1.26	1.98	(0.48 ~ 2.25)	Including drinking water and beverage
US EPA (1980, 1991)	1.40	2.00	(1.24 ~ 2.73)	Including drinking water and beverage
NCI (1987)	1.39	2.00	(0.80 ~ 1.96)	The case-control study on THMs in tap water
US FDA (1983)	1.20	-	(1.07 ~ 1.30)	Including drinking water and food water
Gillson & Paulin (1983)	1.25	1.90	(0.26 ~ 2.80)	Newzealand, 109 adult
ICRP (1981)	-	-	(0.42 ~ 2.20)	Including drinking water and beverage
NAS (1977)	1.63	-	-	Reference review (Including milk)

배인 30 m<sup>3</sup>/day를 쓰도록 언급하고 있다. 이에 비해 우리나라의 경우에는 성인의 일일 호흡률에 관한 자료는 거의 전무한 실정이다. 따라서 일반 성인들을 대상으로 하기 위해 평균 일일 호흡률로서 20 m<sup>3</sup>/day를 사용하였다.

노출농도는 일정한 노출기간 동안 접촉한 농도의 산술평균치를 사용하며, 비록 그 수치가 어떠한 시점에서 접촉될 수 있는 최대농도를 반영하지 않지만, 접촉시간을 감안한 타당한 측정이 고려되는데 그 이유는 대부분의 경우 최대농도에 장기간의 접촉은 타당하지 않기 때문이다. 본 연구에서의 노출농도는 실제로 측정된 농도를 가지고 Crystal Ball package (Ver 4.0C)에 fitting하여 가장 적합한 분포를 취하였고 음식의 종류에 따른

농도와 같이 측정 농도가 부족한 경우 각 농도를 Crystal Ball 프로그램내에서 무작위로 (randomly) 선택하여 입력하였다.

노출빈도 (exposure frequency)와 노출기간 (exposure duration)의 설정은 총 노출시간을 계산하기 위하여 쓰여지는데, 이 변수는 경우에 따라 결정되어진다. 이 변수 또한 통계수치가 유용하면, 노출시간에 대한 95th percentile 값을 사용하지만, 그렇지 않을 경우는 보수적으로 타당한 (reasonable conservative) 측정치를 사용한다. US EPA (1986b) 경우는 한 거주지역에서의 개인별 90th percentile 값 (upper-bound value) 또는 50th percentile 값을 평가에 사용하고 있다.

체중 (body weight)은 노출기간에 대한 평균체중을 의미한다. 만일 노출이 유년기에 발생하였다면 유년기의 평균체중이 쓰여져야 한다. 따라서 토양 섭취와 같은 평생노출을 고려할 때 모든 연령그룹에 대한 시간가중평균치를 취해야 한다. 그러나 체중에 대한 접촉율 비 (ratio)가 평생 매우 일정한 경우 70 kg의 체중을 사용한다. 노출기간에 대한 일정한 체중을 관례적으로 쓰고 있는데 그 이유는 체중이 노출수식에서 관여된 다른 변수에 항상 의존적이기 때문이다. 그러나 일정한 체중상수를 취해서 사용하므로 이러한 의존성에 의해 발생하는 오류는 최소화될 수 있다. 평균체중이 노출수식에서 다른 변수들과 연결될 때 RME의 가장 적절한 계산이 이루어질 수 있다. 즉, 예를 들어 5th percentile 값의 체중과 95th percentile 값의 접촉율이 연결될 때 가장 소수 그룹의 사람들이 가장 높은 양의 섭취를 하게 된다는 있음직하지 않은 상황 때문에 타당한 (reasonable)이라는 용어는 이럴 경우 고려할 수 없다. 또한 상호보완적으

**Table 8.** Summary of human inhalation rates for men, women, and children by activity level (m<sup>3</sup>/hour)<sup>a</sup>

	Resting <sup>b</sup>	Light <sup>c</sup>	Moderate <sup>d</sup>	Heavy <sup>e</sup>
Adult male	0.7	0.8	2.5	4.8
Adult female	0.3	0.5	1.6	2.9
Average adult <sup>f</sup>	0.5	0.6	2.1	3.9
Child, age 6	0.4	0.8	2.0	2.4
Child, age 10	0.4	1.0	3.2	4.2

(US EPA, 1996)

<sup>a</sup> Values of inhalation rates for males, females, and children presented in this table represent the mean of values reported for each activity level in US EPA (1985)

<sup>b</sup> Includes watching television, reading, and sleeping

<sup>c</sup> Includes most domestic work, attending to personal needs and care, hobbies, and conducting minor indoor repairs and home improvements

<sup>d</sup> Includes heavy indoor cleanup, performance of major indoor repairs and alterations, and climbing stairs

<sup>e</sup> Includes vigorous physical exercise and climbing stairs carrying a load

<sup>f</sup> Derived by taking the mean of the adult male and adult female values for each activity level

로 95th percentile 값의 체중과 95th percentile 값의 섭취가 연결될 경우도 소수 그룹의 사람들이 보다 더 큰 체중에 대한 접촉율의 비를 취할 수 있기 때문에 이럴 경우 최대 (maximum)이라는 용어를 고려할 수 없다는 것이다. 우리나라 사람들의 연령별 평균체중은 남성체중이 68.35 kg, 여성체중이 54.9 kg이며, 전체 평균은 61.65 kg으로 평가되었다 (Table 9). US EPA에서는 65~75세 사이의 남성체중 74.8 kg과 여성체중 66.6 kg의 평균값에 해당하는 70 kg의 적용을 제안하고 있다.

평균 시간 (Average time)은 평가 대상물질의 독성효과양상에 의존적으로 선택되는데 예를 들어, 발생독성에 대한 인체노출평가는 노출사건 (즉, 하

Table 9. Body weights of adults in Korea

Age	Body weight (kg)	
	Female	Male
19~29	53.0±6.2	64.4±7.5
30~39	55.3±6.4	67.0±7.9
40~50	58.0±6.5	66.9±7.7

루 혹은 1회 노출발생)에 대한 평균에 의해 계산되어지고, 급성독성물질의 경우는 효과를 나타낼 수 있는 가장 짧은 노출기간에 대한 평균에 의해 계산되어진다. 비발암물질에 대한 장기적인 노출을 평가할 때 노출은 노출기간 (아만성 혹은 만성 일일노출량)에 대한 평균노출을 사용하여 계산하고, 발암물질의 경우는 평생 (만성일일노출량 혹은 평생평균 일일노출량)에 대한 총 누적 용량의 할당에 의해 계산한다. 이러한 이유로 US EPA에서는 비발암물질의 경우 AT를 노출기간과 동일하게 적용하고, 발암물질의 경우는 기대수명 70년을 적용하고 있다 (US EPA, 1989). 이것은 각 물질별 작용기전이 다르다는 과학적인 견해를 고려한 것으로서, 발암물질일 경우 짧은 기간에 대한 고용량 노출은 평생동안의 분산된 저용량의 노출과 상응한다는 가정에 기초한 것이다 (US EPA, 1986).

미국의 평균수명은 75.5년이고, 우리나라 사람들의 평균수명은 73.5년으로 보고되고 있으나 (표 10), US EPA에서 사용하고 있는 기대수명 70년을 적용하였다.

우리나라 성인에 대한 결정된 주요 노출 인자

Table 10. Expectation of lifetime in Korea

Year	Lifetime (years)		
	Mean	Male	Female
1980	65.8	62.7	69.7
1985	69.0	64.5	73.3
1990	71.4	67.3	75.4
1991	71.7	67.7	75.7
1995	73.5	69.6	77.4

값은 표 11에 나타내었다.

### 3. 다경로 노출을 통한 납의 일일 총 인체 노출량

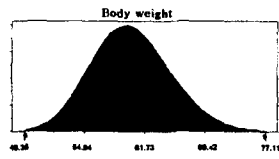
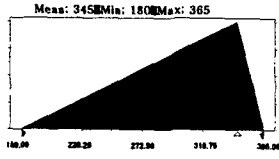
음식을 통한 인체노출량에서는 서울과 공단지 역을 구분하지 않아 지역별로 비교할 수는 없었으나 음식의 종류에 따라 노출량을 비교해 보면 분포상으로 채소를 통한 노출량이 가장 많았으며 다음으로 어패류, 과일류, 곡류 순이었다. 특히 노출량이 높은 채소의 경우는 배추 (chinese cabbage) 나 무우 (radish)와 같이 직접 지표위의 토양상에서 재배되는 관계로 중금속의 한 종류인 납에 오염될 소지가 다른 매체보다 높을 가능성이 있는 것으로 추정된다. 어패류에서는 어류가 패류보다 약 2배 정도 높은 인체노출량을 보였다 (표 12, 그림 3).

서울과 공단지역의 호흡을 통한 납의 인체노출량을 비교해 보면 평균값에서 서울이  $1.34E-5$ , 공단지역이  $5.76E-5$ 으로 나타났으며, 50~95th percentile 값에서 약 5배 정도 공단지역이 더 높은 인체노출량을 보였다. 음용수를 통해서 노출되는 납은 공단지역이 서울보다 약 5~8배 높은 인체노출량을 보였으며 특히 95th percentile 값에서는 약 8배 정도 공단지역이 높은 노출량을 보였다 (표 13).

서울과 공단지역에서의 각 노출경로별 납의 인체노출량을 보면 두 지역 모두에서 음식을 통한 노출량이 가장 높았으며 다음으로 호흡, 음용수 순이었다. 가장 낮은 노출량인 음용수를 기준으로 보면 서울의 경우 평균값에서 호흡을 통해 약 4배, 음식을 통해서 약 5배 높은 인체노출량을 보였으며, 50~95th percentile 값에서는 호흡에서 3~9배, 음식에서는 약 30~80배 더 높은 인체노출량을 보였다. 공단지역에서는 평균값에서 호흡



**Table 11.** The value and distribution of the exposure parameter

Parameter		Unit	Distribution type and Value	
Body weight <sup>a</sup>		kg	 <p>Log-normal Mean = 61 kg, SD = 5.1 kg</p>	
Mean exposure frequency <sup>b</sup>		Days/year	 <p>Triangle Min.: 180, Likeliest: 345, Max.: 365</p>	
Life Time <sup>a</sup>		Years	Point value : 70	
Absorption rate	Averaging time	Days	Point value : 25, 550	
	Tap water	%	Point value : 10	
	Air	%	Point value : 40	
	Food	%	Point value : 10	
Contact rate	Tap water	l/day	Point value : 2	
	Air	m <sup>3</sup> /day	Point value : 20	
	Food <sup>c</sup>	Cereals · Rice · Barley	g/day	Point value
		Vegetables · Chinese cabbage · Radish · Others		
		Fruits		
		Fish and Shellfish · Fish · Shellfish		

<sup>a</sup> Expectation of life time and average bodyweight of Korean, Ministry of Health and Welfare, 1997

<sup>b</sup> US EPA, 1996

<sup>c</sup> National Nutrition Survey Report in Korea, 1997

을 통해 약 3배, 음식을 통해서는 약 10배 높은 인체노출량을 보였으며, 역시 50~95th percentile 값에서는 호흡에서 약 3배, 음식에서는 약 2~20 배 더 높은 인체노출량을 보였다.

**4. 다경로 노출을 통한 납의 일일 총 위험도 추정**

US EPA에서는 화학물질의 생물학적 발암기전에 대한 적절한 정보가 없는 경우 여러 용량-반응 모델중 선형화 다단계 모델 (Linearized multi-

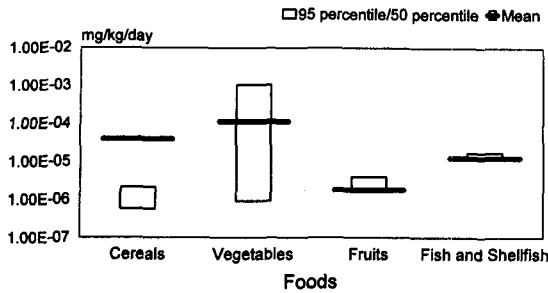


Fig. 3. Comparison of LADE for each food group.

stage model)을 이용한다. 그 이유는 발암기전을 수학적으로 잘 반영하고 있으며, 초과 암발생의 예방적인 측면에서 규제기준 설정시 더 낮은 농도를 제공하기 때문이다. 납을 대상으로 하는 동물자료에 대해 4가지 모델을 운영하여 산출된 최대가능 추정치 및 95% 상한값의 발암잠재력과 단위 위해도치를 표 14에 제시하였다. 모델의 적합도 (goodness of fit)를 검정한 결과 각 모델에 대해 양호한 fitting 결과를 보였으며 실제로 나온 결과들을 보더라도 다른 모델들보다 Multistage 모델에

Table 12. Comparison of LADE for each food group

unit : mg/kg/day

Groups	LADE <sup>a</sup>	Mean ± SD	50th percentile	95th percentile
Cereals				
· Rice		2.53E-7 ± 1.89E-7	2.03E-7	6.22E-7
· Barley		3.85E-5 ± 1.95E-4	3.37E-7	1.57E-6
Vegetables				
· Chinese cabbage		5.12E-8 ± 2.71E-8	4.76E-8	9.62E-8
· Radish		1.12E-4 ± 3.22E-4	4.04E-8	1.03E-3
· Others		9.11E-7 ± 6.28E-7	6.87E-7	2.31E-6
Fruits		1.78E-6 ± 8.89E-7	1.54E-6	3.95E-6
Fish and Shellfish				
· Fish		8.93E-6 ± 2.26E-6	8.77E-6	1.29E-5
· Shellfish		3.45E-6 ± 1.09E-6	3.28E-6	5.47E-6
Total		1.67E-4 ± 1.42E-7	1.73E-5	1.08E-3

<sup>a</sup> Lifetime average daily exposure

Table 13. LADE of lead through air and water intake in Seoul and Industry area

unit : mg/kg/day

Media	Area	Seoul			Industry		
		Mean	50th percentile	95th percentile	Mean	50th percentile	95th percentile
Air		1.34E-5	9.19E-6	4.04E-5	5.76E-5	2.95E-5	1.93E-4
Water		3.41E-6	1.06E-6	1.30E-5	1.74E-5	9.35E-6	5.86E-5
Food		Mean: 1.67E-04		50th percentile: 1.73E-05		95th percentile: 1.08E-03	

Table 14. Cacinogenic potency and unit risk obtained TOX-RISK (ver 3.1)

Model	Carcinogenic Potency		Unit Risk	
	MLE	95% UCL (q <sub>1</sub> *)	MLE	95% UCL
Multistage	9.8010 × 10 <sup>-3</sup>	1.1050 × 10 <sup>-1</sup>	3.4145 × 10 <sup>-7</sup>	3.8506 × 10 <sup>-6</sup>
Weibull	3.5575 × 10 <sup>-4</sup>	6.6039 × 10 <sup>-3</sup>	2.8018 × 10 <sup>-10</sup>	1.4289 × 10 <sup>-7</sup>
Mantel-Bryan	8.4415 × 10 <sup>-3</sup>	1.4312 × 10 <sup>-2</sup>	6.2914 × 10 <sup>-8</sup>	2.1459 × 10 <sup>-7</sup>
Log-normal	5.9834 × 10 <sup>-6</sup>	1.9388 × 10 <sup>-5</sup>	9.9212 × 10 <sup>-73</sup>	4.3625 × 10 <sup>-38</sup>

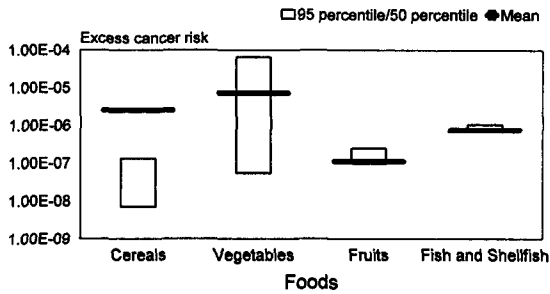


Fig. 4. Comparison of excess cancer risk for each food group.

서 좀 더 낮은 규제치인 농도를 산출할 수 있음을 보여주고 있다.

Multistage 모델에서 추정된 발암 잠재력( $q_1^*$ )으로 각 경로에서 추정된 인체노출량과 조합하여 산정된 초과발암위해도(excess cancer risk)를 표 15~16에 나타내었다.

먼저 음식의 종류에 따른 초과발암위해도를 비교해 전체적인 분포로 보면 채소(Mean :  $7.15E-6$ , 95th :  $6.44E-5$ )로 인한 위해도가 가장 높았으며 다음으로 어패류, 과일류, 곡류 순이었다(표 15, 그림 4). 음식중 오염농도가 가장 높았던 어패류의 경우 낮은 위해도를 보인 것은 상대적으로 낮은 섭취량으로 인한 것으로 보이며 채소류의 경우 무우에서 높은 위해도는 오염도 자료중 높은 값의 영향인 것으로 생각된다.

음식중 각 그룹에서 우리나라 사람들이 섭취하

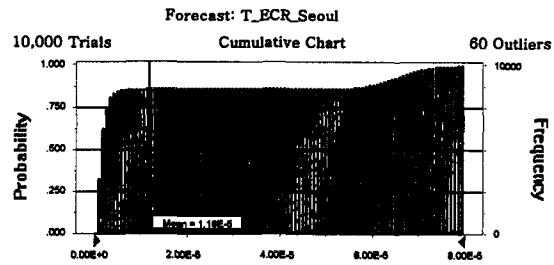


Fig. 5. CDF of total excess cancer risk for multi-pathway in Seoul.

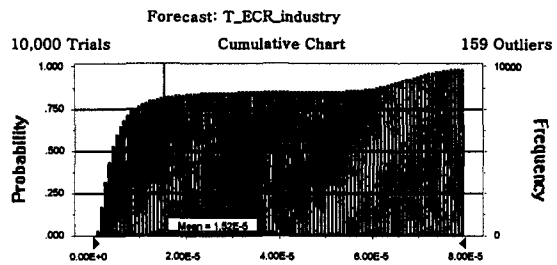


Fig. 6. CDF of total excess cancer risk for multi-pathway in Industry.

는 전체량을 반영한 것이 아니라는 점에서 현재 나온 결과 보다 더 높은 위해도를 보일 것으로 예측되며 이는 추후 더 보완되어야 할 것으로 생각된다.

서울과 공단지역의 각 경로별 초과발암위해도를 살펴 보면, 음식(Mean :  $1.06E-5$ , 95th :  $6.72E-$

Table 15. Excess cancer risk of lead for each food group

Groups	ECR	Mean $\pm$ SD	50th percentile	95th percentile
Cereals		$2.52E-6 \pm 1.24E-5$	$3.51E-8$	$1.30E-7$
· Rice		$(1.56E-8 \pm 1.16E-8)$	$(1.26E-8)$	$(3.85E-8)$
· Barley		$(2.50E-6 \pm 1.24E-5)$	$(2.11E-8)$	$(9.85E-8)$
Vegetables		$7.15E-6 \pm 2.01E-5$	$5.45E-8$	$6.44E-5$
· Chinese cabbage		$(3.14E-9 \pm 1.67E-9)$	$(2.76E-9)$	$(5.93E-9)$
· Radish		$(7.09E-6 \pm 2.01E-5)$	$(2.52E-9)$	$(6.43E-5)$
· Others		$(5.61E-8 \pm 3.93E-8)$	$(4.09E-8)$	$(1.46E-7)$
Fruits		$1.10E-7 \pm 5.44E-8$	$9.55E-8$	$2.43E-7$
Fish and Shellfish		$7.69E-7 \pm 1.61E-7$	$7.58E-7$	$1.05E-6$
· Fish		$(5.54E-7 \pm 1.40E-7)$	$(5.45E-7)$	$(7.97E-7)$
· Shellfish		$(2.15E-7 \pm 6.78E-8)$	$(2.05E-7)$	$(3.40E-7)$
Total		$1.06E-5 \pm 2.37E-5$	$1.07E-6$	$6.72E-5$

**Table 16.** Excess cancer risk of lead through air, tap water and food in Seoul and Industry area.

Media	Seoul		Industry			
	Mean	50th percentile	95th percentile	Mean ± SD	50th percentile	95th percentile
Air	8.40E-7	5.67E-7	2.57E-6	3.53E-6	1.79E-6	1.18E-5
Water	2.14E-7	6.49E-8	8.14E-7	1.08E-6	5.98E-7	3.49E-6
Food	Mean: 1.06E-05		50th percentile: 1.07E-06		95th percentile: 6.72E-05	
Total	1.17E-5	1.98E-6	6.83E-5	1.52E-5	4.55E-6	7.18E-5

5)으로 인한 초과발암위해도가 가장 높게 나타났으며, 다음은 대기(서울 Mean : 8.40E-7, 95th : 2.57E-6, 공단 Mean : 3.53E-6, 95th : 1.18E-5), 음용수(서울 Mean : 2.14E-7, 95th : 8.14E-7, 공단 Mean : 1.08E-6, 95th : 3.49E-6)순이었다. 각 경로별 납의 노출로 인한 총 초과발암위해도를 보면 서울지역이 평균 1.17E-5, 50~95th는 1.98E-6~6.83E-5을 보였고, 공단지역은 평균 1.52E-5, 50~95th는 4.55E-6~7.18E-5의 범위를 보였다(표 16). 그림 5과 6는 서울과 공단지역의 총 초과발암위해도의 누적확률분포를 보여주고 있다. 두 지역에서 총 초과발암위해도의 평균값과 범위에서 큰 차이를 보이지 않는 것은 대기와 음용수로 인한 초과발암위해도에서 차이가 있을지라도 공통적으로 적용된 음식으로 인한 위해도가 상대적으로 높았기 때문에 총 위해도에서는 두 지역간의 차이를 보이지 않기 때문이다.

## 결 론

인체가 외부 환경으로부터 접촉 가능한 납(lead)의 총 노출경로에 따른 각 환경 매체에서의 오염도를 측정하여 다경로를 통한 납에 대한 인체 총 노출량과 총 위해도를 평가하기 위해 대표적인 대도시지역으로서 서울지역과 고노출 지역으로서 중공업 공단지역을 연구대상지역으로 선정하였다. 대상 환경 매체로는 대기, 수도수와 식품으로 결정하였으며, 대기 및 수도수에서의 납 오염도는 연구대상지역에서 측정하였으며, 식품 중 납 오염도는 각 자료에 가중치를 고려한 일원화된 결과를 도출하여 노출평가에 이용하였다. 노출평가에 사용된 주요 인자(parameter)로는 체중(kg), 각 환경 매체와의 접촉률(l/day, m<sup>3</sup>/day, g/day), 연중 접촉 횟수(days/year), 접촉 기간(years) 및 체내 흡

수율(%)로 평가되었다.

각 경로에서의 납농도는 음용수에서 서울은 여름철에 평균 8.27 µg/l로 가장 높은 농도를 보였으며 다음으로 겨울(2.78 µg/l), 가을(1.50 µg/l), 봄(0.90 µg/l)으로 농도가 낮게 검출되었다. 공단지역 역시 여름철이 6.67 µg/l로 가장 높았으며 봄(1.00 µg/l)이 가장 낮은 농도를 보였다. 대기중 납 농도를 보면 서울은 봄철(0.15 µg/m<sup>3</sup>)과 여름철(0.17 µg/m<sup>3</sup>)이 다소 높은 농도로 검출되었으며, 공단지역은 겨울철(0.80 µg/m<sup>3</sup>), 봄철(0.75 µg/m<sup>3</sup>)에서 높게 검출되었다. 전체적으로 공단지역이 서울 지역보다 납농도가 높게 검출됨을 알 수 있었다. 식품에서의 오염농도를 살펴보면 어패류에서 어류(0.26 mg/kg), 패류(0.36 mg/kg)로 가장 높은 오염농도를 보였으며, 다음은 곡류에서 쌀(0.12 mg/kg), 보리(0.10 mg/kg)로 농도가 높았다. 채소와 과일류는 비슷한 오염농도와 4 그룹중 가장 낮은 농도를 보였다.

노출인자들의 분포와 각 경로에서의 노출농도의 분포를 이용하여 Monte-Carlo 방법으로 확률론적 위해도를 평가하였다. 먼저 음식의 종류에 따른 초과발암위해도를 비교해 보면 채소(Mean : 7.15E-6, 95th : 6.44E-5)로 인한 위해도가 가장 높았으며 다음으로 어패류, 과일류, 곡류 순이었다. 서울과 공단지역의 각 경로별 초과발암위해도를 살펴보면, 음식(Mean : 1.06E-5, 95th : 6.72E-5)으로 인한 초과발암위해도가 가장 높게 나타났으며, 다음은 대기(서울 Mean : 8.40E-7, 95th : 2.57E-6, 공단 Mean : 3.53E-6, 95th : 1.18E-5), 음용수(서울 Mean : 2.14E-7, 95th : 8.14E-7, 공단 Mean : 1.08E-6, 95th : 3.49E-6)순이었다. 각 경로별 납의 노출로 인한 총 초과발암위해도를 보면 서울지역이 평균 1.17E-5, 50~95th는 1.98E-6~6.83E-5을 보였고, 공단지역은 평균 1.52E-5, 50~95th는

4.55E-6~7.18E-5의 범위를 보였다. 두 지역에서 총 초과발암위해도의 평균값과 범위에서 큰 차이를 보이지 않는 것은 대기와 음용수로 인한 초과발암위해도에서 차이가 있을지라도 공통적으로 적용된 음식으로 인한 위해도가 상대적으로 높았기 때문에 총 위해도에서는 두 지역간의 차이를 보이지 않았다.

### 참 고 문 헌

- 백덕우, 권우창, 신평훈 등. 어류중의 미량금속 분포에 관한 조사연구, 국립보건원보; 22 1985
- 백덕우, 권우창, 원경래 등. 식품중의 미량금속에 관한 조사연구-해안 치어중의 중금속 함유량에 관하여, 국립보건원보 23. 1986
- 이동수, 이용근, 허주원, 이상일, 송동현, 김만구. 서울시 대기중 납농도의 연도별 변화. 한국대기보전학회지 1994; 10(3): 170-174
- 이미영, 문태정, 김현정 등. 식품중의 미량금속에 관한 조사 연구, 국립보건원보. 1996
- 임영욱, 정용. 호흡성 분진중의 중금속 오염도에 관한 조사연구. 한국대기보전학회지, 1989; 5(1): 68-78
- 환경부. 대기오염물질의 위해성 평가 및 관리기술. 1 제 2 단계 1, 2, 3 차년도 연차보고서 연세대학교 환경공해연구소, 1996-1998
- 환경부. 환경오염물질의 위해성통합평가 및 시스템 개발-환경기술개발사업계획서, 연세대 환경공해연구소, 1999
- 환경부. 환경위해성평가 및 관리기술-수질오염물질의 위해성평가 및 관리기술 개발. 연세대 환경공해연구소/환경처 9-6-1, 제 1, 2, 3차 연구보고서, 1993-1995
- Air Quality guideline for Europe, Copenhagen: WHO Regional Office of Europe, 1987, WHO Regional Publications, European Series: No.3
- Air Toxics and Risk Assessment. Edward J. Calabrese. & Elaine M. Kenyon. Lewis Publishers, 1991
- Azar, A., H.J. Trochimowicz and M.E. Maxfield. Review of lead studies in animals carried out at Haskell laboratory -Two year feeding study and response to hemorrhage study. In: Barth D., A. Berlin, R. Engel, P. Recht and J. Smeets, Ed. Environmental health aspects of lead: Proceedings International Symposium; October 1972; Amsterdam, The Netherlands. Commission of the European Communities, Luxembourg. 1973; 199-208
- Bernstein DM, Kneip TJ *et al.* Trace substance in Environmental Health VIII. A Symposium, Hempshill DD Ed, University of Missouri, Columbus, MO, 1974
- Calabrese E.J. and E.M. Kenyon, Air Toxics and Risk Assessment, 1991. Lewis Publishers.
- Gillies, M.E. and Paulin, H.V. Variability of mineral intakes from drinking water: A possible explanation for the controversy over the relationship of water quality to cardiovascular disease. Int. J. Epid. 1983; 12(1): 45-50
- Goyer RA, Chisolm JJ. Lead (In: *Metallic Contamination and Human Health*). Leem DH Ed, Academic Press Inc. New York, 1972: 57-86
- International Commission on Radiological Protection (ICRP). Report of the task group on reference man. New York: Pergamon Press, 1981
- ISEE/ISEA '99. Exposure assessment, environmental epidemiology and decision making: closer interaction for better protection of public health, 1999
- McKone T.E. and J.I. Daniels. Estimating Human Exposure through Multiple Pathways from Air, Water, and Soil. Regul. Toxicol. Pharmacol. 1991; 13: 36-61
- McKone, T.E., and D.W. Layton. Screening the potential Risk of Toxic substances using a Multimedia compact Model: Estimation of Human Exposure. Regul. Toxicol. Pharmacol. ; 6: 359-380.
- McKone, T.E., and Howd, R.A. Estimation Dermal Uptake of Nonionic Organic Chemicals from Water and Soil: Unified Fugacity-Based Models for Risk Assessments. Risk Analysis ; 12(4): 543-557.
- Ministry of Health and Welfare, '95 National Nutrition Survey Report, 1997.
- National Academy of Sciences (NAS). Recommended dietary allowances, 8th ed., 1974
- Safe Drinking Water Committee, NAS 1983. Drinking water Health, vol. 5 (National academic press: Washington, DC)
- Sexton K, Callahan MA, Bryan EF, Saint CG, Wood WP. Informed decisions about protecting and promoting public health: Rationale for a National Human Exposure Assessment Survey. J Expos Anal Environ Epidemiol 1995; 5(3): 233-256
- Thatcher RW, Lester ML *et al.* Arch Environ Health 1982; 37: 156-166
- US Environmental Protection Agency. Guidelines for Carcinogen Risk Assessment. Carcinogen Assessment Group, Office of Health and Environmental Assessment, Washington DC, September 24, 1986, 51 FR: 33992
- US Environmental Protection Agency. Proposed Amendments to the Guidelines for the Health Assessment of Suspect Developmental Toxicants: Request for Comments: Notice. March 6, 1989a, 54 FR: 9386
- US EPA. 1988. National primary drinking water regulation: lead and copper: proposed rule. Fed. Reg. 53: 31516-78

- US EPA. 1999. Integrated Risk Information System (IRIS): lead and compound (inorganic) Final Rule. Federal Register 1991 (January 30); 56(20): 3526-3597
- US EPA. Development of statistical distributions or ranges of standard factors used in exposure assessments. Washington, DC: Office of Health and Environmental Assessment; 1985; EPA report No. EPA 600/8-85-010. Available from: NTIS, Springfield, VA; PB85-242667.
- US EPA. The Exposure Factors Handbook, Office of Research and Development, National Center for Environmental Assessment EPA/600/P-95/002FaUS, 1997
- US EPA. National Primary Drinking Water Regulation; Water quality criteria documents; availability. Federal Register, 1980(November 28); 45(231): 79318-79379