

신축공동주택내 실내유해공기오염물질(HAPs)의 건강위해성평가

김종철 · 김윤신[†] · 노영만 · 흥승철* · 이철민 · 전형진

한양대학교 환경 및 산업의학연구소, *인제대학교 보건안전공학과

Health Risk Assessment of Indoor HAPs in New Apartments

Jong-Cheol Kim · Yoon-Shin Kim[†] · Young-Man Roh · Seung-Cheol Hong* ·

Cheol-Min Lee · Hyung-Jin Jun

Institute of Environmental & Industrial Medicine(IEIM), Hanyang University

*Department of Occupational Health & Safety Engineering, Inje University

(Received September 4, 2006/Accepted November 6, 2006)

ABSTRACT

This study accomplished to grasp the present condition of HAPs and to examine efficiently carcinogenic and non-carcinogenic health effects through health risk assessment in new apartments from June, 2004 to May, 2005. Moreover, we performed uncertainty analysis by Monte-Carlo analysis to control uncertainty of exposure factors. The major results obtained from this study were as follows. Firstly, cancer risk of formaldehyde for male was 1.67×10^{-5} in CTE in point estimation. Cancer risk of formaldehyde was showed 2.94×10^{-3} in RME that applied worst case used results of 95 percentile in point estimation. It exceeds 10^{-6} of guide line in US EPA. Moreover, cancer risks of formaldehyde for female were 3.98×10^{-5} in CTE and 3.93×10^{-3} in RME. Secondly, every hazard index for non-carcinogenic pollutants was less than 1 of permitted standards in CTE. However, in RME of male, hazard indexes of 1,2-Dichloropropane and Toluene were 1.3 and 2.0, respectively. Hazard indexes of 1,2-Dichloropropane and Toluene for female in RME were 1.7 and 2.6, respectively.

Keywords: HAPs, risk assessment, cancer risk, hazard index, Monte-Carlo analysis

I. 서 론

현대사회로 접어들면서 정신적으로 풍요롭고 육체적으로 건강한 삶의 방식으로 자연친화적 생활을 추구하는 웰빙(well-being) 문화가 등장하였고, 최근에는 국민들의 환경 인식도가 높아지고 있으며, 대기오염 못지않게 새로운 환경문제로써 실내공기오염(indoor air pollution)에 대한 높은 관심도를 나타내고 있다.

실내공기오염은 주택, 학교, 사무실, 공공건물, 병원, 지하시설물, 교통수단 등의 다양한 실내공간의 공기가 오염된 상태를 말하며 매우 복합적인 원인들에 의해서 야기될 수 있는데, 그 영향은 실내 거주자들의 생명을 위협할 정도는 아닐지라도 장기적으로 볼 때 건강에 나쁜 영향을 미치고 있음에 틀림없다. 이런 환경요인에

따른 건강장애의 영향을 밝히는 것은 어려움이 많지만, 실내공기오염이 인간의 건강에 유해한 영향을 미칠 수 있다는 결과가 여러 나라에서 발표되고 있다.^{1,2)}

선진국에서는 1970년대 이후 생활거주공간과 관련하여 밀폐된 건물에서 생활하는 많은 사람들이 두통, 현기증, 메스꺼움, 졸음, 눈의 자극, 집중력 감소 등을 호소하는 빌딩증후군(sick building syndrome : SBS)이나, 최근의 복합화학물질민감증(multiple chemical sensitivity : MCS) 등이 환경·경제적 측면에서 사회적으로 문제 시 되고 있다.³⁾

실내에서 발생되는 오염물질은 비록 저농도라 하더라도 거주자가 실내에서 보내는 시간이 길기 때문에 건강측면에서도 더욱 중요한 의미를 지니게 된다. 실내공기오염의 원인으로는 실내건축자재, 가구류, 생활용품 등으로써 실내공기오염물질의 종류와 발생원은 매우 다양하며, 최근에는 인체에 발암성과 위해성을 갖는 휘발성유기화합물(volatile organic compounds: VOCs)과 Formaldehyde(HCHO)를 비롯하여 HAPs

[†]Corresponding author : Institute of Environmental & Industrial Medicine(IEIM), Hanyang University
Tel: 82-2-2220-1510, Fax: 82-2-2292-2510
E-mail : yoonshin@hanyang.ac.kr

(hazardous air pollutants)에 대한 중요성이 부각되고 있으며,⁴⁾ 실내공기질에 영향을 미치는 건강상의 악영향 물질은 휘발성유기화합물, Formaldehyde, 석면, 중금속 등의 다양한 화학물질이라고 보고되고 있다.⁵⁾

특히, 최근 우리나라로 새집증후군(sick house syndrome : SHS)등의 등장으로 실내환경에 대한 관심이 증대되면서 환경부에서는 실내공기질과 관련하여 거주환경 및 불특정 다수인이 이용하는 실내공간 내의 공기질을 체계적이고 효율적으로 관리하기 위해 “다중이용시설등의 실내공기질 관리법”을 2004년 5월 30일부터 시행하고 있다. 이 법은 실내환경에 대해 실내환경 오염물질의 기준치를 적용함으로써 적절한 실내공기를 유지해 국민의 건강생활을 증진시키는데 목적이 있다. 그러나, 17개 대상시설을 대상으로 10개 오염물질의 기준을 제시하고 있는 “다중이용시설등의 실내공기질 관리법”에서 대상시설에 대한 실내공기질에 관한 연구조사가 미약한 수준에 있는 설정이며, 실제 실내환경 중 인간의 건강상 인체 영향을 고려하지 않은 오염물질의 기준 농도를 제시하고 있다. 또한, 다중이용시설의 실내공기질 관리를 위해서는 우선적으로 오염물질의 발생 원인 파악이 무엇보다 중요하나⁶⁾ 이는 고려되지 않은 채 대부분의 조사연구에서 측정대상물질은 기준이 설정된 몇몇 오염물질에만 국한되어 있어 다양한 양상을 나타내는 실내 환경의 공기오염물질에 대한 노출평가(exposure assessment) 및 건강위해성평가(health risk assessment)를 수행하기에는 그 자료가 매우 부족한 실정이다.⁷⁾

본 연구에서는 신축공동주택을 대상으로 실내 공기 중 VOCs, Formaldehyde 등의 유해공기오염물질(HAPs)의 분포현황과 이를 오염물질에 의해 발생할 수 있는 인체 건강상 영향을 파악하기 위해 확률론적 분석을 이용하여 실질적 건강위해성평가를 실시함으로써 신축공동주택의 구체적인 실내공기질 기초자료를 제공하고, 실제 거주 실내 환경에서 유해공기오염물질에 의한 발암 및 비발암성의 인체 영향을 보다 효율적으로 규명하는데 목적이 있다.

II. 연구방법

1. 연구대상

본 연구는 실내 환경에서 HAPs에 의한 발암성 및 비발암성 인체 영향을 확률론적 위해성평가를 통해 효율적으로 규명하기 위하여 2004년 6월부터 2005년 5월 까지 1년간 서울에 위치한 공동주택 40세대를 대상으로 실내 공기 중 HAPs의 농도분포를 조사하였다.

연구대상시설인 신축공동주택의 실제 실내공기 중에서 검출된 유해공기오염물질 중에서 위험성확인 및 용량-반응평가에 따른 독성자료가 US EPA의 IRIS(integrated risk information system)에 존재하는 Formaldehyde를 포함한 12개 휘발성유기화합물(VOCs)을 대상오염물질로 선정하였다. 연구대상물질은 발암성(carcinogen) 물질과 비발암성(non-carcinogen) 물질로 분류하여 조사하였다.

2. 실내공기오염물질의 실태조사

휘발성유기화합물은 개인공기포집기(GilAir-3, Gilian, U.S.A)에 Tenax tube(Supelco, U.S.A)를 연결시켜 200 ml/min의 유량으로 30분 동안 각 측정장소의 중앙 지점에서 포집한 후 자동열탈착장치(ATD-400, Perkin Elmer, UK)가 부착된 GC/MS(HP-5973N/Agilent 6890 Inert, U.S.A)를 이용하여 분석하였으며, 포름알데히드의 경우 개인공기포집기에 오존스쿠루버(Supelco, U.S.A)를 장착한 2,4-DNPH 카트리지(Supelco, U.S.A)를 연결하여 500 ml/min의 유량으로 30분간 측정하였으며, HPLC(ACME9000, Younglin, Korea)로 분석을 실시하였다. 휘발성유기화합물과 포름알데히드는 실내공기 중 침실, 거실, 부엌으로 나누어 각각 측정을 실시하였다.

본 연구에서 분석장비 정도관리 실험은 GC/MSD/ATD와 HPLC 장비에 대해 실시하였다. 분석장비에 대한 평가는 GC/MSD와 GC/MSD/ATD에 대해 6개 물질이 포함된 기지시료의 동일 농도를 주입한 다음 농도를 조사하여 회수율을 평가하였으며, HPLC에 대한 정도관리 실험도 HPLC의 재현성 실험을 통해 나타난 포름알데히드 농도를 이용하여 평균값, SD, %RSD 값을 평가하였다.

3. 건강위해성평가

연구대상물질은 실내유해공기오염물질 중 발암성과 비발암성 오염물질로 나누어 발암성 물질에 대해서는 CR(cancer risk), 비발암성 물질에 대해서는 HI(hazard index)의 지수를 사용하여 각각 위해성평가를 실시하였다.^{8,9)} 위험성 확인 및 용량-반응 평가 자료는 US EPA의 IRIS(integrated risk information system)을 이용하였다.¹⁰⁾

$$\text{Cancer Risk} = \text{CPF} \times \text{LADDS}$$

$$\text{LADDS} = \frac{(C \times IR \times ED)}{(BW \times LT)}$$

$$\text{Hazard index} = \frac{\text{ADDs}}{\text{RfD}}$$

$$ADDs = \frac{(C \times IR \times ED)}{(BW \times AT)}$$

LADDS: lifetime average doses(mg/kg-day)

ADDs : average daily doses(mg/kg-day)

C : contaminant concentration in inhaled air(mg/m³)

IR : inhalation rate(m³/day)

ED : exposure duration(days)

BW : body weight(kg)

AT : averaging time(days)

LT : lifetime(days)

CPF : cancer potency factor

RfD : reference dose

사되었으며, 이 자료는 여성의 노출평가 자료로만 사용되었다. 남성의 노출빈도 자료는 환경부에서 제시한 각 실내공간에서 머무르는 시간의 자료로 산정하였다.¹¹⁾

4. 불확실성 분석

위해성평가의 각 단계에서 발생할 수 있는 불확실성 및 다양성을 감소시키기 위한 확률론적 위해성평가(probabilistic risk assessment)와 확률분포로 가정된 각 위해인자들이 위해성평가의 결과에 미치는 영향과 기여도 산출을 위하여 Monte-Carlo simulation을 사용하였다. Monte-Carlo simulation은 「crystal ball 2000 (Decisioneering, Inc)」을 이용하여 100,000번 모의실험을 수행하였다.¹²⁾

III. 결과 및 고찰

1. 실내유해공기오염물질(HAPs)의 농도분포

Table 4는 본 연구의 대상시설인 신축공동주택의 실

Table 1. Fixed assumptions and probability densities used as inputs to risk estimates

Parameter	Unit	CTE	RME	Distribution type	Distribution parameters	Source
Body weight	Male kg	68.8	71.6	TR	Max : 71.6 Min : 64.9 Likeliest : 68.8	MOE, 2001
	Female kg	56.0	61.6		Max : 61.6 Min : 52.1 Likeliest : 56.0	
Exposure duration	Male yr	30	70.56	TR	Max : 70.56 Min : 0 Likeliest : 30	MOE, 2001
	Female yr	30	78.12		Max : 78.12 Min : 0 Likeliest : 30	
Exposure frequency	Male min/day	0.52	0.92	NM	Mean : 0.52 SD : 0.21	MOE, 2001
	Female min/day	1307	1440		Mean : 1307 SD : 147.9	
Lifetime	Male yr	70.56	70.56	Point	70.56	MOE, 2001
	Female yr	78.12	78.12		78.12	
Inhalation rate	Male m ³ /day	20	30	TR	Max : 46.32 Min : 12.96 Likeliest : 34.80	MOE, 2001 Adams.W.S., 1993
	Female m ³ /day	20	30		Max : 66.24 Min : 10.32 Likeliest : 31.92	

NM : normal distribution, TR : triangle distribution, SD : standard deviation, Max : maximum, Min : minimum, MOE : ministry of environment, Korea.

Table 2. Quantitative estimate of carcinogenic risk from inhalation exposure

Pollutant	EPA classification	Inhalation unit risk	Extrapolation method	Tumor type	Test species	Route	References
Benzene	A	2.2×10^{-6} to 7.8×10^{-6} maximum likelihood estimates	Linearized multistage procedure, extra risk	Leukemia	Humans	Inhalation	Rinsky <i>et al.</i> , 1981, 1987; Paustenbach <i>et al.</i> , 1993; Crump and Allen, 1984; Crump, 1992, 1994; U.S. EPA, 1998(U.S. EPA, IRIS)
Carbon tetrachloride	B2	1.5×10^{-5}	Linearized multistage procedure, extra risk	-	-	-	(U.S. EPA, IRIS)
Chloroform	B2	2.3×10^{-5}	Linearized multistage procedure, extra risk	hepatocellular carcinoma	mouse, B6C3F1, female	oral, gavage	NCI, 1976 (U.S. EPA, IRIS)
1,2-Dichloroethane	B2	2.6×10^{-5}	Linearized multistage procedure, extra risk	-	-	-	(U.S. EPA, IRIS)
Formaldehyde	B1	1.3×10^{-5}	Linearized multistage procedure, additional risk	squamous cell carcinoma	Rat/F344, males	inhalation	Kerns <i>et al.</i> , 1983 (U.S. EPA, IRIS)

Table 3. Inhalation RfC summary

Pollutant	EPA classification	Experimental doses (mg/m ³)	UF	MF	RfC (mg/m ³)
		NOAEL	LOAEL		
1,4-Dichlorobenzene	D	301	902	100	1
1,2-Dichloropropane	-	-	69.3	300	1
Ethylbenzene	D	434	-	300	4 × 10 ⁻³
Styrene	C	94	94	30	1
Toluene	D	-	119	300	1
m+p-Xylene	D	500	-	500	4×10^{-1}
o-Xylene	D	145	-	500	2.9×10^{-1}
				1	2.9

Table 4. Concentrations of carcinogenic HAPs in new apartments (unit: $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Pollutant	Site	N	Mean	S.D.	Max.	Min.	p-Value	I/O
Carcinogen	Benzene	Indoor	113	5.48	3.17	18.01	0.16	0.267
		Outdoor	36	4.83	2.52	11.36	0.14	
	Carbon tetrachloride	Indoor	97	1.63	0.98	4.68	0.03	0.592
		Outdoor	30	1.74	1.11	5.26	0.2	
	Chloro form	Indoor	104	2.39	1.24	6.32	0.06	0.140
		Outdoor	31	2.02	1.19	5.55	0.18	
	1,2-Dichloroethane	Indoor	98	1.92	1.68	9.42	0.06	0.249
		Outdoor	30	1.55	0.96	4.13	0.17	
	Form aldehyde	Indoor	108	71.70	42.41	210.52	4.66	0.001
		Outdoor	33	16.27	17.08	91.64	3.1	

내외 연구대상오염물질 중 발암성 오염물질의 농도분포를 제시하고 있다.

발암성 유해화학물질 중 실내외 Benzene의 평균농도는 신축공동주택의 실내의 경우 $5.48 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 실외의 경우 $4.83 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 조사되었으나 통계적으로 유의한 차이는 없는 것으로 조사되었으며, 평균 I/O비는 1.20로 실내 공기 중 Benzene의 농도가 실외보다 높았으며, 이 결과는 실내 공기 중 Benzene의 발생원이 존재하고 있음을 간접적으로 시사하고 있다.

Carbon tetrachloride의 경우 실내 공기 중 평균농도가 실외 평균농도보다 낮은 경향을 보이고 있다. 실내 평균농도는 $1.63 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로 실외의 $1.74 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로 실외의 농도가 높게 조사되었다. I/O비는 0.91로 실내 공기 중의 Carbon tetrachloride 평균농도가 실내보다 높게 조사되었다.

실내 공기 중 Chloroform의 평균농도는 $2.39 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로 실외의 $2.02 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 보다 높게 조사되었으며, I/O비는 1.35로 실내공기 중 Chloroform의 농도가 실외 공기보다 높게 조사된 것을 보여주고 있다.

실내의 1,2-Dichloroethane의 평균농도는 $1.92 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 과 실외의 경우 $1.55 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로 조사되었으며, 실내 공기 중 1,2-Dichloroethane의 농도가 실외보다 높았으나 통계적 유의한 차이는 없었다. I/O비가 1.22로 실내의 평균농도가 실외보다 높은 것을 보이고 있다.

실내외 Formaldehyde의 평균농도는 실내에서 $71.70 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 실외에서 $16.27 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로 조사되었고, 실내외 Formaldehyde의 농도는 통계적으로 유의한 차이를 보였다($p<0.05$). I/O비는 6.48로 조사되어 Formaldehyde의 주요 발생원은 실내에 존재하는 것으로 조사되었다.

Table 5에서는 신축공동주택의 실내공기 중 비발암성

Table 5. Concentrations of non-carcinogenic HAPs in new apartments (unit: $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Pollutant	Site	N	Mean	S.D.	Max.	Min.	p-Value	I/O
1,4-Dichlorobenzene	Indoor	61	3.39	1.56	7.19	0.01	0.130	1.04
	Outdoor	18	2.73	1.78	5.66	0.01		
1,2-Dichloropropane	Indoor	77	2.35	1.53	6.76	0.02	0.001	1.02
	Outdoor	19	2.10	1.38	4.05	0.04		
Ethyl benzene	Indoor	113	22.37	36.10	219.42	0.49	0.034	2.61
	Outdoor	36	9.01	17.47	107.09	0.38		
Styrene	Indoor	111	15.25	30.19	185.86	0.16	0.247	2.36
	Outdoor	35	8.60	27.38	165.17	0.1		
Toluene	Indoor	113	274.62	1075.10	7615.72	1.34	0.089	5.61
	Outdoor	35	45.80	69.20	391.34	0.65		
m+p-Xylene	Indoor	112	24.60	44.07	289.27	0.06	0.056	5.84
	Outdoor	34	9.68	17.52	100.76	0.03		
o-Xylene	Indoor	112	13.95	22.26	148.6	0.43	0.037	2.18
	Outdoor	36	6.00	7.54	44.58	0.4		

오염물질의 농도분포를 제시하고 있다. 비발암성 유해 공기오염물질 중 1,4-Dichlorobenzene의 실내 평균농도는 $3.39 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 이였고 실외 평균농도보다는 높았으나 통계적 차이는 없었다. I/O비가 1.04로 조사되었다.

실내 1,2-Dichloropropane의 평균농도는 $2.35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로 실외의 평균농도인 $2.10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 과 통계적으로 유의한 차이를 보였으며, I/O비는 평균 1.02로 조사되었다.

실내 공기 중 Ethylbenzene의 농도는 $22.37 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로 실외농도인 $9.01 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 과 유의한 차를 보이고 있으며($p=0.034$), I/O비는 평균 2.61로 조사되어 실내공기중의 평균농도가 실외보다 높게 조사되었다.

Styrene의 실내와 평균농도는 $15.25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 과 $8.60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로 실내농도가 실외 공기 중의 Styrene 농도보다 높았으나 통계적으로는 유의한 차이를 보이지 않았다. I/O비는 2.36으로 조사되었다.

실내의 Toluene의 평균농도는 실내에서 $274.62 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 실외에서 $45.80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로 조사되었고 통계적 차이는 없었으며, Toluene I/O비는 농도의 편차가 커었던 만큼 낮은 범위에서 평균 5.61으로 조사되었다.

m-p-Xylene의 실내 평균농도는 $24.60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로 실외 농도인 $9.68 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 보다 큰 값을 보이고는 있으나 실내 외 농도에 대한 유의한 차이는 없으며, I/O비가 평균 5.84로 조사되었다.

실내의 o-Xylene의 평균농도는 $13.95 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 과 실외의 경우 $6.00 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로 조사되었으며, 통계적으로 유의한 차이가 없었다. I/O비는 평균 2.18로 조사되었다.

2. 발암성물질의 위해성평가

Table 6에서 신축공동주택에서의 발암성 HAPs에 의한 발암위해도를 남성과 여성으로 수용체를 구분하여 제시하고 있다. 단일평가치 분석결과에서 남성의 경우, 변수들의 평균값을 이용한 중심경향노출인 CTE(central tendency exposure) 하에서는 Benzene, Carbon tetrachloride, Chloroform, 1,2-Dichloroethane, Formaldehyde의 경우 US EPA에서 제시하는 발암위해도 허용기준치인 10^{-4} ~ 10^{-6} 을 초과하지 않는 위해도를 보여주고 있으나, Formaldehyde의 경우 허용기준치인 10^{-6} 을 초과하는 1.67×10^{-5} 의 결과값을 보이고 있다. 95 percentile 값을 이용한 최대노출농도인 RME(resonable maximum exposure) 상태에서는 Benzene의 발암위해도는 8.98×10^{-6} , Carbon tetrachloride의 발암위해도는 4.53×10^{-6} , Chloroform의 발암위해도는 9.96×10^{-6} , 1,2-Dichloroethane의 발암위해도는 1.48×10^{-5} 으로 허용기준치인 10^{-6} 을 초과하는 것으로 조사되었다. 특히, Formaldehyde의 발암위해도는 2.94×10^{-3} 으로 EPA에서 제시하는 최

고허용기준치인 10^{-4} 을 초과하는 높은 발암위해도 결과를 보이는 것으로 조사되었다.

여성의 경우, CTE 상태에서는 대상오염물질인 Benzene, Carbon tetrachloride, Chloroform, 1,2-Dichloroethane, Formaldehyde의 발암위해도가 모두 허용기준치인 10^{-6} 을 초과하는 것으로 조사되었으며, RME 상태에서는 모두 10^{-6} 을 초과하였고 특히, Formaldehyde의 경우 3.93×10^{-3} 으로 최고허용기준치를 초과하는 높은 발암위해도를 나타내는 것으로 조사되었다.

화률론적 위해성평가를 실시한 몬테카를로 분석의 결과과 중 남성의 경우, 평균값에서 Carbon tetrachloride를 제외한 나머지 4개 발암성 물질에서 10^{-6} 을 초과하는 결과를 보이고 있으며, 가장 높은 발암위해도를 보인 Formaldehyde의 최대값에서 4.07×10^{-4} 의 결과값을 보이고 있다.

여성의 경우, 5개 발암성 물질 모두에서 10^{-6} 을 초과하였으며 Formaldehyde가 가장 높은 발암위해도를 보이고 있으며, 최대값의 경우 역시 Formaldehyde에서 9.93×10^{-4} 으로 최고허용기준치를 초과하는 것으로 조사되었다.

신축공동주택에서 남성과 여성의 발암위해도를 비교하여 보면, Benzene, Carbon tetrachloride, Chloroform, 1,2-Dichloroethane, Formaldehyde의 단일평가치 분석결과인 CTE 및 RME 상태에서의 발암위해도와 몬테카를로 분석결과 모두에서 여성이 남성에 비해 높은 발암위해도를 보이는 것으로 조사되었다.

3. 비발암성물질의 위해성평가

Table 7에서는 신축공동주택에서 비발암성 HAPs에 의한 비발암 위해도지수를 남성과 여성으로 구분하여 제시하였다. 단일평가치 분석결과에 남성의 경우, 변수들의 평균값을 이용한 CTE 상태에서 모든 대상오염물질이 비발암 오염물질에 의한 인체 유해영향의 유무를 판단하는 기준인 “1”을 모두 초과하지 않는 것으로 조사되었으며, 이 결과는 대상오염물질에 의한 CTE 상황에서 인체 유해 영향이 없음을 시사하고 있다. 최대노출농도인 RME 상황에서도 1,4-Dichloro benzene, Ethylbenzene, Styrene, m-p-Xylene, o-Xylene의 비발암 위해도지수는 1이하로 건강상 유해영향이 없으나, 1,2-Dichloropropane의 위해도지수는 1.3, Toluene의 위해도지수는 2.0으로 1을 초과하고 있다.

여성의 경우, CTE 상태에서 모든 대상오염물질의 위해도지수는 1이하의 결과를 보이고 있다. 그러나, RME 상태에서는 남성의 경우와 같이 1,2-Dichloropropane의

Table 6. Cancer risk for carcinogenic HAPs in new apartments

Sex	Pollutants	Fixed point			Cancer risk						
		CTE	RME	Mean	Max	Min	25	50	75	90	95
Male	Benzene	7.66E-07	8.98E-06	1.68E-06	2.60E-05	9.57E-12	5.18E-07	1.17E-06	2.27E-06	3.77E-06	4.95E-06
	Carbon tetrachloride	4.38E-07	4.53E-06	8.00E-07	8.71E-06	1.08E-11	2.88E-07	6.01E-07	1.10E-06	1.73E-06	2.22E-06
	Chloroform	9.85E-07	9.96E-06	1.75E-06	1.89E-05	1.31E-10	6.64E-07	1.34E-06	2.38E-06	3.72E-06	4.73E-06
	1,2-Dichloroethane	8.94E-07	1.48E-05	1.53E-06	2.39E-05	2.40E-11	4.99E-07	1.07E-06	2.03E-06	3.41E-06	4.54E-06
Female	Formaldehyde	1.67E-05	2.94E-03	2.87E-05	4.07E-04	1.14E-09	9.82E-06	2.02E-05	3.83E-05	6.31E-05	8.33E-05
	Benzene	1.83E-06	1.39E-05	5.52E-06	9.11E-05	8.06E-11	1.91E-06	4.05E-06	7.48E-06	1.21E-05	1.56E-05
	Carbon tetrachloride	1.05E-06	7.03E-06	2.63E-06	2.32E-05	4.59E-11	1.07E-06	2.08E-06	3.59E-06	5.48E-06	6.87E-06
	Chloroform	2.35E-06	1.55E-05	5.72E-06	4.61E-05	2.17E-11	2.44E-06	4.59E-06	7.76E-06	1.17E-05	1.47E-05
Female	1,2-Dichloroethane	2.13E-06	2.30E-05	4.99E-06	7.29E-05	1.80E-10	1.82E-06	3.65E-06	6.66E-06	1.08E-05	1.40E-05
	Formaldehyde	3.98E-05	3.93E-03	9.40E-05	9.93E-04	8.86E-08	3.56E-05	7.00E-05	1.26E-04	2.00E-04	2.58E-04

CTE : central tendency exposure, RME : reasonable maximum exposure.

Table 7. Hazard index for non-carcinogenic HAPs in new apartments

Sex	Pollutant	Fixed point			Hazard index						
		CTE	RME	Mean	Max	Min	25	50	75	90	95
Male	1,4-Dichlorobenzene	2.1E-03	9.3E-03	3.8E-03	4.0E-02	7.4E-08	1.5E-03	2.9E-03	5.1E-03	7.9E-03	1.0E-02
	1,2-Dichloropropane	3.0E-01	1.3E+00	7.0E-01	8.9E+00	4.5E-05	2.7E-01	5.1E-01	9.2E-01	1.5E+00	1.9E+00
	Ethylbenzene	1.1E-02	1.2E-01	1.9E-02	2.8E+00	1.9E-06	2.8E-03	7.5E-03	1.9E-02	4.4E-02	7.1E-02
	Styrene	7.7E-03	1.1E-01	1.2E-02	1.3E+01	3.8E-07	1.7E-03	4.6E-03	1.2E-02	2.9E-02	4.7E-02
Female	Toluene	3.5E-01	2.0E+00	3.6E-01	6.1E+01	1.5E-06	3.4E-02	1.0E-01	3.0E-01	8.0E-01	1.4E+00
	m-p-Xylene	4.3E-02	4.0E-01	9.2E-02	2.5E+01	1.1E-06	7.8E-03	2.4E-02	7.3E-02	2.0E-01	3.6E-01
	o-Xylene	2.7E-03	1.8E-02	4.0E-03	2.8E-01	3.8E-07	7.6E-04	1.8E-03	4.4E-03	9.4E-03	1.5E-02
	1,4-Dichlorobenzene	4.6E-03	1.2E-02	1.1E-02	8.8E-02	1.4E-07	5.0E-03	9.1E-03	1.5E-02	2.2E-02	2.8E-02
Female	1,2-Dichloropropane	6.4E-01	1.7E+00	2.1E+00	2.2E+01	8.8E-03	8.7E-01	1.6E+00	2.7E+00	4.2E+00	5.4E+00
	Ethylbenzene	2.4E-02	1.5E-01	5.6E-02	8.8E+00	3.6E-05	9.2E-03	2.3E-02	5.8E-02	1.3E-01	2.1E-01
	Styrene	1.7E-02	1.4E-01	3.7E-02	4.5E+00	8.0E-06	5.6E-03	1.4E-02	3.7E-02	8.3E-02	1.4E-01
	Toluene	7.5E-01	2.6E+00	9.5E-01	3.3E+02	1.8E-04	9.7E-02	2.8E-01	8.1E-01	2.1E+00	3.7E+00
Female	m-p-Xylene	9.3E-02	5.0E-01	2.7E-01	7.95+01	3.8E-05	2.5E-02	7.6E-02	2.3E-01	6.0E-01	1.1E+00
	o-Xylene	5.2E-03	2.3E-02	1.2E-02	1.0E+00	5.3E-06	2.5E-03	5.7E-03	1.3E-02	2.8E-02	4.3E-02

CTE : central tendency exposure, RME : reasonable maximum exposure.

경우 1.7, Toluene의 경우 2.6으로 1을 초과하고 있으며, 건강상 비발암 인체 영향이 발생할 수 있는 것으로 조사되었다.

몬테카를로 분석 결과에서 남성의 경우, 몬테카를로 분석 결과의 평균값에서 모든 비발암성 대상물질에서 1을 초과하지 않았으나, 최대값의 경우 1,4-Dichlorobenzene와 o-Xylene를 제외한 1,2-Dichloropropane의 위해도지수는 8.9, Ethylbenzene의 위해도지수는 2.8, Styrene의 위해도지수는 1.3×10^1 , Toluene의 위해도지수는 6.1×10^1 , m-p-Xylene의 위해도지수는 2.5×10^1 으로 모두 1을 초과하고 있다.

여성의 경우, 평균값에서 1,2-Dichloropropane의 경우 위해도지수가 2.1로 인체 유해영향이 있음이 조사되었다. 그러나, 최대값에서는 1,4-Dichlorobenzene을 제외한 1,2-Dichloropropane은 2.2×10^1 , Ethylbenzene은 8.8, Styrene은 4.5, Toluene은 3.3×10^2 , m-p-Xylene은 7.9×10^1 , o-Xylene은 1.0으로 모두 1을 초과하고 있다.

단일평가 결과인 CTE와 RME 상태 및 몬테카를로 분석 결과인 평균값과 최대값등에서 모두 여성의 비발암 위해도지수가 남성의 경우보다 높게 나타나는 것으로 조사되었다.

IV. 고 칠

본 연구의 결과를 Guo(2004)¹³⁾ 등의 연구 중 주택을 대상으로 발암위해도를 평가한 연구결과와 비교해보면, 본 연구에서는 Benzene의 발암위해도의 경우, CTE 조건하에서 남녀의 발암위해도는 각각 7.66×10^{-7} , 1.83×10^{-6} 의 발암위해도를 보였으나, H. Guo의 연구결과에서는 Benzene의 발암위해도는 연구대상시설 모두에서 10^{-6} 을 초과하였으며, 몇몇 대상시설에서는 US EPA의 발암위해도 최고 허용기준인 10^{-4} 을 초과하는 것으로 위해도가 산출되었다. 즉, 이 결과만으로는 H. Guo의 연구에서 높은 발암위해도를 보였으므로, 본 연구보다 높은 Benzene의 농도를 기대할 수 있으나, 실제로 본 연구의 Benzene 농도는 $5.48 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로 Guo의 연구에서의 Benzene 농도인 $0.50\sim1.18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 보다 높았다. 이를 통해 오염물질의 농도가 위해성평가의 결과에 중요한 변수이지만, 노출기간, 노출빈도, 체중, 평균수명 등 다른 노출변수들의 적용에 의해 위해성평가의 결과값에 영향을 주는 것으로 판단되어진다.

본 연구에서는 대상시설 선정 시 대상시설의 건축년도, 단일 시공사, 평형, 흡연자유무, 대상지역등을 고려하여 선정하였으나, 시료채취의 대상세대 선정 시 공동주택의 고층부, 중층부, 저층부의 차이에 따른 시료체

취를 고려하지 않았다. 따라서, 고도의 변화에 따른 온·습도, 기압, 환기량의 차이로부터 발생할 수 있는 실내 공기 중 HAPs의 미세한 농도분포의 차이가 고려되지 않았다. 고도에 따른 HAPs의 실내공기 중으로의 방출 특성 및 발생량의 차이 또한 고려되지 못하였다. 그러나, 본 연구는 신축공동주택 내의 유해공기오염물질의 흡입으로 인한 거주자의 건강위해성을 평가한 연구로 공동주택의 물리적 특성에 따른 차이에서 발생하는 미세한 농도차이의 영향을 고려하기 보다는 전체 노출농도의 파악이 중요하다 할 수 있으며, 이를 위해 공동주택의 무작위 추출을 통해 연구를 수행하였는데 그 의의를 찾을 수 있다.

대상오염물질의 선정 근거는 실내공기 중 실제 분포하고 있으며, 분석결과를 통해 검출한계 이상의 농도분포를 가지고 있는 VOCs 중 위해성평가를 위한 위험성 확인(hazard identification)에 필요한 인체유해영향 자료와 용량-반응평가(dose-response assessment)를 통한 독성자료가 존재하는 물질들만을 선정하였으며, 이 대상 물질들만의 자료를 이용하여 위해성평가를 수행하였다. 그러나, 실제 공기 중에는 본 연구대상물질 이외에도 많은 종류의 HAPs가 존재하고 있으며, 각각의 HAPs는 발암성의 인체 영향 또는 비발암성의 인체 영향을 가지고 있을 수 있다. 즉, 본 연구에서는 실내공기 중 존재하는 모든 HAPs의 독성학적 정량, 정성적 자료의 부재로 인하여, 대상오염물질이 5개의 발암성 물질과 7개의 비발암성 물질로 제한되었고, 이로 인하여 실제 공기 중에 존재하는 모든 HAPs에 의한 건강 위해성평가가 수행되어 지지 못하였다.

본 연구의 발암성 및 비발암성 위해성평가의 수행 시 모든 대상오염물질의 노출 경로는 호흡(inhalation)만을 고려하였다. 그러나, 실제 유해화합물이 사람에게 노출 되어지는 경로는 호흡이외에도 섭취나 피부접촉 등의 여러 경로를 통하여 노출이 이루어지고 있다. 대상오염물질의 특성에 따라 인체에 나타나는 위해도가 호흡, 섭취, 피부접촉 등의 노출 경로에 따른 차이가 존재할 수 있음을 고려할 때 본 연구의 수행을 통해 산출된 위해도는 공동주택 거주자들이 전체위해도를 표현하지 못하였음을 의미한다 할 수 있다. 본 연구에서는 HAPs에 의한 호흡경로만을 고려하여 인체에 나타날 수 있는 발암성 위해 가능성과 비발암성 위해 가능성을 평가하였다.

실내 HAPs의 호흡에 의한 건강위해성평가 산출 시 노출계수로 오염물질의 농도, 호흡율, 노출기간, 노출빈도, 체중, 평균수명이 사용되었다. 이 중 호흡율의 경우 실질적으로 본 연구의 해당 자료로 이용할 수 있는 남

녀 성별, 연령별 자료의 부재로 US EPA에서 노출계수로 사용하는 자료를 이용하였고, 노출기간과 노출빈도는 가정주부를 대상으로 한 조사자료와 일부의 통계자료를 이용하였다. 또한, 체중과 평균수명 자료는 최근의 국내에서 조사된 자료의 부재로 과거 환경부등에서 조사된 자료를 이용하였다. 이러한 이유들로 각 변수마다 위해성평가에 적용 시 많은 불확실성을 포함하고 있다고 판단되어진다.

각 대상시설에서 남성과 여성의 발암위해도 값을 비교해보면, 신축공동주택의 경우 단일평가치 분석(CTE, RME)과 몬테카를로 분석에서 Benzene, Carbon tetrachloride, Chloroform, 1,2-Dichloroethane, Formaldehyde의 발암위해도가 모두 여성의 결과에서 높게 산출되었다. 이 결과는 발암위해도 산출을 위한 노출 평가 시 남성과 여성의 계산에 적용되는 노출계수의 차이에 의한 것으로, 각 대상오염물질에 대한 농도는 고정변수이나 노출빈도, 체중, 평균수명에 의한 결과 값의 차이이다. 노출빈도의 경우, 여성이 남성에 비해 실내 중에 거주하는 시간이 많은 것으로 조사되었으며 이로 인해 여성이 받는 인체 영향이 커지게 된 것으로 여겨진다. 또한, 체중의 경우 남성의 평균체중에 비해 여성의 평균체중이 낮기 때문에 인체의 단위 용량 당 받는 독성영향이 여성의 경우 남성의 경우보다 크다. 반면, 평균수명의 경우 여성이 남성보다 더 긴 것으로 조사되었다. 이는 평생의 개념으로 보았을 때 남성보다 여성의 발암성 오염물질에 노출되어지는 기간이 길어지는 것으로서 높은 발암위해도를 보이는 이유이다.

발암성물질의 경우 비발암성물질과 달리 각 오염물질의 독성이 노출 시에만 인체에 영향을 주는 것이 아니라 평생을 통해 인체영향을 주는 것으로 가정하기 때문에 실제 보다 높은 결과치가 산출되어질 수 있다. 즉, 위해성평가의 민감도 분석등을 통하여 제시된 결론과 같이 발암성물질에 노출기간은 발암위해도의 결과에 높은 상관을 가지고 있다.

이외의 위해성평가를 수행함에 있어 한계는, 본 연구의 노출평가는 성인을 대상으로 이루어진 것으로써, 같은 실내유해공기오염물질의 노출에 의한 건강상 악영향에 더 민감할 수 있는 집단에 대한 고려를 하지 못하였으며, 사용된 노출계수의 최신 자료의 부재로 인한 현 상황에 대한 수용체의 정확한 평가가 이루어지지 못하였다. 향후의 연구에서는 천식이나 호흡기 질환 등을 가진 환자가 있는 가정의 경우에는 그 위험도가 더욱 가중될 것으로 예상되므로¹⁴⁾ 이를 고려한 위해성평가의 적용이 고려되어 져야 할 것으로 판단된다.

V. 결 론

본 연구는 2004년 6월부터 2005년 5월까지 신축공동주택의 실내 환경 중 HAPs의 분포 현황을 파악하고 실내공기 중 VOCs, Formaldehyde 등에 의한 발암성 및 비발암성 인체 영향을 규명하기 위하여 위해성평가를 수행하였으며, 확률론적 분석을 위해 몬테카를로 분석을 이용하여 실질적 건강위해성평가를 실시하였다.

본 연구의 결과를 요약하면 다음과 같다.

첫째, 발암성 HAPs에 의한 발암위해도의 산출결과 중 남성의 발암위해도를 살펴보면, 단일평가치 분석결과에서 변수들의 평균값을 이용한 중심경향노출인 CTE 하에서는 Formaldehyde의 경우 US EPA에서 제시하는 발암위해도 허용기준치인 10^{-6} 을 초과하는 1.67×10^{-5} 의 발암위해도로 가장 높은 결과값을 보이고 있다. 95 percentile 값을 이용한 최대노출농도인 RME 상태에서는 Benzene의 발암위해도는 8.98×10^{-6} , Carbon tetrachloride의 발암위해도는 4.53×10^{-6} , Chloroform의 발암위해도는 9.96×10^{-6} , 1,2-Dichloroethane의 발암위해도는 1.48×10^{-5} 으로 허용기준치인 10^{-6} 을 초과하는 것으로 조사되었다. 특히, Formaldehyde의 발암위해도는 2.94×10^{-3} 으로 EPA에서 제시하는 최고허용기준치인 10^{-4} 을 초과하는 높은 발암위해도 결과를 보이는 것으로 조사되었다.

둘째, 여성의 발암위해도의 경우, CTE 상태에서는 모든 발암성 대상오염물질의 발암위해도가 모두 허용기준치인 10^{-6} 을 초과하는 것으로 조사되었으며, 특히 Formaldehyde의 경우 3.98×10^{-5} 으로 가장 높은 발암위해도를 나타내었다. RME 상태에서는 모두 10^{-6} 을 초과하였고 특히, Formaldehyde의 경우 3.93×10^{-3} 으로 최고허용기준치를 초과하는 높은 발암위해도를 나타내는 것으로 조사되었다. 여성의 경우, 남성에 비해 신축공동주택내에서의 높은 노출빈도, 상대적으로 낮은 체중, 긴 평균수명에 의해 높은 발암위해도를 보이고 있다.

셋째, 비발암성 오염물질에 의한 위험도지수 중 남성의 단일평가치 분석결과, 변수들의 평균값을 이용한 CTE 상태에서 모든 대상오염물질이 비발암 오염물질에 의한 인체 유해영향의 유무를 판단하는 기준인 “1”을 모두 초과하지 않는 것으로 조사되었으며, 이 결과는 대상오염물질에 의한 CTE 상황에서 인체 유해 영향이 없음을 시사하고 있다. 최대노출농도인 RME 상황에서는 1,2-Dichloropropane의 위험도지수는 1.3, Toluene의 위험도지수는 2.0으로 1을 초과하고 있다.

여성의 경우, CTE 상태에서 모든 대상오염물질의 위험도지수는 1이하의 결과를 보이고 있다. 그러나, RME

상태에서는 남성의 경우와 같이 1,2-Dichloropropane의 경우 1.7, Toluene의 경우 2.6으로 1을 초과하고 있으며, 건강상 비발암 인체 영향이 발생할 수 있는 것으로 조사되었다.

본 연구는 실내 환경 중 HAPs의 실태조사 수준에서 한 단계 발전하여, 실제 실내에 거주하는 거주자가 HPAs의 농도분포 및 실내의 거주패턴에 의해 받을 수 있는 건강상 유해영향을 위해 성평가의 방법론을 적용하여 수행하였다.

본 연구에서는 각각의 노출변수의 가정에 의한 불확실성이 존재하고 있으며, 특히 노출기간동안 오염물질의 농도가 감소되는 비율을 고려하지 않음으로써 전체 위해성평가의 결과가 과대평가 되었을 가능성이 높다. 그러나, 위해성평가는 최악의 경우(worst case)를 적용함으로써 인체에 대한 영향을 평가 하는 것이 일반적인 연구방법이며, 본 연구의 수행을 통하여 향후 관련 연구의 발전 방향을 제시할 수 있다.

첫째, 보다 체계적이고 신뢰도 있는 실내 공기 중 HAPs의 농도분포를 조사함으로써 보다 정확한 위해성평가의 기초자료로 이용한다.

둘째, 위해성평가의 결과산출 시 결과에 중요한 노출변수인 오염물질의 농도가 감소하는 비율을 위해성평가에 적용함으로써 보다 실질적인 위해성평가 결과를 도출한다.

셋째, 우리나라 실정에 맞는 각각의 노출변수를 위해성평가에 적용시킴으로써, 실제 우리나라의 실내 공기 중에서 거주자가 받을 수 있는 위해도를 산출한다.

감사의 글

본 연구는 2004년 환경부 차세대핵심환경기술개발사업(과제번호: 013-041-035)의 지원에 의해 수행되었으며, 이에 감사드립니다.

참고문헌

- Lee, J. T., Shin, D. and Chung, Y. : Air pollution

and daily mortality in Seoul and Ulsan, Korea. *Environmental Health Perspectives*, **107**(2), 149-154, 1999.

- Rauschou-Nielsen, O., Nielsen, M. L. and Gehl, J. : Traffic-related air pollution : exposure and health effects in Copenhagen street cleaners and cemetery workers. *Archives of Environmental Health*, **50**(3), 207-213, 1995.
- 김윤신, 이철민, 문정숙, 김상우 : 서울·경기지역 초·중·고등학교 교실의 실내공기 오염에 관한 연구. *한국환경보건학회지*, **16**(1), 81-90, 2003.
- 조장제, 구민호, 장정우, 손승연, 김태오 : 신축아파트에서의 휘발성유기화합물 농도 조사. *한국대기환경학회 2004춘계학술대회 논문집*, 201-202, 2004.
- 심상효, 김윤신 : 신축 공동주택의 실내공기질 특성 및 평가 - 휘발성유기화합물 및 포름알데히드 중심으로-. *한국환경보건학회지*, **32**(4), 275-281, 2006.
- 서병량, 정만호, 전준민 : 호남지역의 다중이용시설별 실내공기질 실태 조사. *한국환경보건학회지*, **32**(5), 387-397, 2006.
- 이주상, 원정일, 이철민, 김윤신 : 노래방과 컴퓨터 게임방내의 실내공기오염에 관한 연구. *대한위생학회지*, **17**(3), 67-74, 2002.
- U.S. Environmental Protection Agency(EPA) : Guiding Principles for Monte Carlo Analysis. EPA/630/R-97/001, 1-35, 1997.
- U.S. Environmental Protection Agency(EPA) : Risk Assessment Guidance for Superfund(RAGS) : Volume I. Human Health Evaluation Manual(HHEM), Office of Emergency and Remedial Response. EPA/540/1-89/002, 1989.
- U.S. Environmental Protection Agency(EPA) : IRIS (Integrated Risk Information System, <http://www.epa.gov/iris/>
- 환경부 : 노출평가지침서. 2001.
- Decisioneering, Inc. : Crystal Ball 2000, User Manual. 2000.
- Guo, H., Lee, S. C., Chan, L. Y. and Li, W. M. : Risk assessment of exposure to volatile organic compounds in different indoor environments. *Environmental Research*, **94**(1), 57-66, 2004.
- 문경환, 변상훈, 최달웅, 이은일, 오은하, 김영환 : 실내공기 중 일부 알데하이드류에 대한 위해도 평가 - 일부 주택 및 아토피 환자 주택을 대상으로-. *한국환경보건학회지*, **32**(1), 19-26, 2006.