

도시지역 실내환경 유형별 공기질 특성 평가
- 가정, 사무실 및 식당을 중심으로 -

Characterization of Air Quality in Various Types
of Indoor Environments in Urban Areas
- Focusing on Homes, Offices, and Restaurants -

백성옥 · 김윤신¹⁾

영남대학교 환경공학과, ¹⁾한양대학교 환경산업의학연구소

(1998년 4월 27일 접수, 1998년 8월 16일 채택)

Sung-Ok Baek and Yoon-Shin Kim¹⁾

Dept. of Environmental Engineering, Yeungnam University, Kyongsan, Korea 713-749

¹⁾*Inst. of Environmental and Industrial Medicine, Hanyang University, Seoul, Korea 133-791*

(Received 27 April 1998; accepted 16 August 1998)

Abstract

In this study, comprehensive air quality monitoring was undertaken with a variety of objectives to collect data on the levels of various indoor and ambient air quality parameters in the urban areas of Seoul and Taegu. The sampling sites were comprised of six offices, six residences and six restaurants in each city. The ambient air adjacent to the indoor sites was also simultaneously sampled for the same constituents. The sampling was conducted in two phases: summer of 1994 and winter of 1994/95. A range of air quality parameters were measured simultaneously, which include RSP, CO, CO₂, NO₂, a range of VOC, airborne microbials, temperature, and relative humidity. The indoor and ambient levels of the pollutants measured in this study varied widely between the three types of environments studied. Comparison of median values for the three groups revealed that restaurants had higher indoor levels of most pollutants than homes or offices. There was also a clear pattern of the indoor levels of target pollutants being higher than those outdoors, particularly in restaurants. Concentrations of CO and most of the VOC were found to be significantly higher in the commercial districts, indicating the influence of vehicle exhaust emissions. A very wide range of VOC levels was documented in this study. Although median indoor/outdoor ratios indicated a generally increasing level of VOC indoors when compared to those outdoors, no statistically significant differences were found between indoor and outdoor VOC levels in homes and offices, implying the importance of ambient air quality in determining the quality of indoor air for homes and offices in urban areas. In addition, there was a general pattern of increasing concentrations from summer to winter, and similarly from outdoor to indoor air for nearly all target compounds. The seasonal differences in median levels were very clearly seen for fuel combustion related pollutants such as RSP, CO and VOC, this being attributed to the effects of increased fuel consumption during the cold season and to meteorological factors.

Key words : Indoor Air Quality (IAQ), Respirable Suspended Particles (RSP), Vehicle Exhaust, Volatile Organic Compounds (VOC), Benzene, CO, CO₂

1. 서 론

최근 들어 급속한 도시화와 산업화 및 교통량의 팽창은 도시지역 대기환경의 오염을 가속화시켰으며 경제적 수준이 나아짐과 더불어 도시인의 생활양식과 직장인의 근무양식에도 큰 변화를 가져왔다. 이와 함께 현대도시인의 경우 대부분 일상생활에서 약 80~90% 이상의 시간을 실내공간에서 지내게 됨으로써 실내공기질에 대한 인식이 새롭게 부각되기에 이르렀다(환경부, 1995). 특히 우리나라의 경우는 밀집된 도시공간 이용률을 높이기 위하여 지하공간이나 대규모 복합건물 등 각종 실내환경의 이용빈도는 향후 점차 커질 것으로 예상되며 결과적으로 일반인이 하루 중 실내환경에서 체류하는 시간은 생활수준의 향상과 더불어 그 비중이 더욱 커질 것으로 보인다.

실내환경에는 대기환경과는 달리 물리적, 화학적 및 생물학적으로 매우 다양한 오염물질들이 존재할 가능성이 있다. 이러한 오염물질들은 복합적인 배출원에서 기인되며 그 배출량은 물질에 따라 상당히 편차가 있을 뿐만 아니라 오염물질 농도분포 역시 시간적, 공간적 특성에 따라 다양하게 나타날 수 있다(Yocom, 1982). 이와 같이 실내환경에서 나타나는 오염물질의 종류와 농도 수준은 실외환경과 비교해 볼 때 매우 다른 양상을 나타낼 수도 있으며, 실내공기질의 특성을 고려하지 않고 실외공기에만 치중한 대기질관리 정책은 실질적으로 일반대중의 건강증진에 큰 효과를 가져오지 못할 수도 있게 된다. 실제 미국의 경우 대도시 지역에서 전반적인 대기환경질의 수준은 개선되고 있음에도 불구하고 폐암발병환자나 어린이 천식환자 수는 오히려 증가하고 있다는 문제점을 인식하고 미국 EPA는 1990년대에 들어서면서 환경문제해결을 위한 우선추진과제를 조정하면서 실내공기질에 대한 연구를 적극 권장·지원하고 있는 사례가 이를 입증해 주고 있다(U.S. EPA, 1990). 우리나라의 경우 역시 최근 통계에 의하면 생활수준의 향상에도 불구하고 폐암환자나 어린이 천식환자의 수는 꾸준히 증가하고 있

어(통계청, 1996) 일반대중의 건강에 미치는 각종 환경요인에 대한 관심이 매우 높아지고 있는 추세이다(김윤신, 1996).

실내공기오염물질로 인한 거주자의 보건학적 피해를 정확히 평가하고 그에 대한 행정적·기술적 대책을 수립하기 위해서는 무엇보다도 특정 오염물질들에 대한 위해도평가가 선행되어야 한다. 위해도평가의 주된 두 과정은 오염물질의 인체 흡입량을 추정하는 피폭평가와 추정된 흡입량에 따른 보건상의 영향을 추정하는 독성평가로 구분할 수 있다. 즉, 피폭평가를 통하여 최종적인 위해도 추정에 필요한 입력자료를 마련하게 되며 피폭평가의 가장 핵심적인 과정은 결국 인간이 노출되는 공기 중의 오염물질 농도를 측정하는 단계라고 할 수 있다(Chrostowski, 1994). 특히 우리나라는 주거공간의 구조나 생활양상이 다른 나라에 비해 특징적으로 다른 점이 많으므로 실내공기질의 패턴도 특징적으로 다를 가능성이 높다.

실내공기질과 관련하여 지금까지 국내에서 수행된 대규모 조사연구로는 환경청이 1989년도에 한국환경과학연구협회의회를 통하여 "지하공간의 공기오염 및 공기 중 미량 유해물질에 관한 조사연구"사업(백남원 등, 1989)을 실시한 바 있으며, 이를 바탕으로 1990년도에 지하공간의 환경, 위생관리 개선을 위하여 "지하공간 환경기준 권고치"를 제정한 바 있다. 최근 들어 환경부에서는 지하철역, 지하상가 등 지하생활공간의 규모나 이용객 수의 급증에 따른 실내공기오염에 대한 심각성이 사회적으로 인식됨에 따라 1996년에 '지하공간 실내공기질 관리법'을 입법화하여 금년부터 시행하고 있으며 그 시행규칙으로 7개 항목에 대한 지하공기질 허용기준을 설정한 바 있다(환경부, 1998). 또한 서울특별시에서는 최근에 서울시내 지하생활공간 공기오염 저감방안을 자체적으로 마련한 바 있다(서울특별시, 1997). 이와는 별도로 보건복지부에서는 일정규모 이상의 공중이용시설에 대한 위생관리를 위하여 각 시도 보건환경연구원을 통해 정기적인 조사를 시행하고 있다.

이와 같이 그동안 부분적으로 수행된 국내에서의

실내공기질에 관한 조사는 대부분 행정관리차원에서 지하철 역사나 일부 공중이용시설을 대상으로 수행되었으며 일반 대중이 주로 노출되는 전형적인 일반 실내환경인 가정집과 사무실, 식당 등을 대상으로 체계적으로 조사한 연구는 극히 드문 형편이다. 뿐만 아니라 대부분의 조사연구에서 측정 대상 항목의 기준이 설정된 몇몇 오염물질에만 국한되어 있어 다양한 양상을 나타내는 각종 실내환경의 공기질 특성을 총체적으로 파악하기에는 그 자료가 매우 부족한 실정이다. 특히 벤젠이나 포름알데히드와 같은 발암성 물질을 포함하여 인체에 직접적인 피해를 줄 수 있는 휘발성 유기화합물(volatile organic compounds, 이하 VOC)에 관한 측정·조사된 자료는 더욱 부족한 실정이어서 이 분야에 대한 연구가 매우 활발한 구미 선진국에 비해서 상대적으로 크게 낙후된 분야라고 할 수 있다.

이와 같은 측면을 고려하여 본 연구에서는 환경 대기 중 인체에의 유해성이 높은 주요 휘발성 유기화합물을 중점 연구 대상물질로 선정하고 도시지역에서 일반 대중이 가장 빈번히 노출되는 가정과 사무실 및 식당 등 전형적이면서도 일반적인 유형의 실내환경을 선정하여 건물 용도에 따른 공기오염물질의 출현특성과 농도변동에 미치는 계절요인 등을 평가하고자 하였으며, 나아가 실내·외 공기질의 관련성 및 실내공기질에 미치는 주요 영향인자를 파악하고자 하였다. 방법론적으로는 각종 유형의 실내환경에 대한 가급적 광범위한 공기오염물질의 출현양상을 밝히고 실내·외 공기질의 상관관계를 종합적으로 평가하기 위하여 총 20여종의 공기질 상태변수들을 실내와 실외에서 동시에 측정하였다. 이들 측정항목들을 대별하면 실내·외 공기 중에 공통적으로 존재하는 항목들과 흡연에만 특징적으로 관련되는 담배연기관련 항목의 두 그룹으로 구분할 수 있는데 전자에는 BTEX 등 주요 방향족 VOC를 비롯하여 호흡가능성분진(respirable suspended particles; 이하 RSP), CO, CO₂, NO₂, microbial(bacteria 및 fungi), 온도 및 상대습도가 포함되며, 후자에는 환경담배연기(environmental tobacco smoke; 이하 ETS)관련 오염물질들이 포함된다. 본 논문에서는 일차적으로 실내·외 공기 중에서 공통적으로 출현하는 오염물질에 대하여 고찰하고자 하며, ETS가 실내공기질에 미치는 영향에 대해서는 후속되는 별

도의 논문에서 다루고자 한다.

2. 재료 및 방법

2.1 시료포집 지점의 선정

본 연구에서는 서울과 대구 두 도시를 대상으로 가정집, 사무실 및 식당으로 구분되는 3가지 유형의 실내환경을 각 도시별로 6지점을 선정하였으며 결과적으로 총 36개 지점을 대상으로 실내·외 공기시료를 채취하였다. 본 연구에서 선정된 측정대상 지점에 대한 상세한 내용은 표 1에 나타내었다. 조사기간은 여름(94년 8월~9월)과 겨울(94년 12월~95년 1월)로 구분하여 여름기간 중에 조사된 동일한 지점을 겨울기간에 반복 조사하였다. 결과적으로 본 연구에서는 총 36개의 측정지점에 대하여 양 계절에 걸쳐 실내·외에서 각 2회씩 측정하여 총 288개의 시료를 채취하였다. VOC와 RSP 및 기타 기체상 오염물질 샘플링을 위하여 각 세트당 3대의 미량펌프와 관련 장비로 구성된 휴대용 측정시스템을 총 4세트 제작하여 각 도시에 2세트씩 나누어 사용하였다. 실내에서의 샘플링은 실내 중앙 부분을 기준으로 하여 바닥으로부터 약 1.5m 높이에서 행하였다. 한편, 실외시료는 주로 건물인근 도로변에서 채취하였으며 건물 환기구나 연돌과 같은 국지적 배출원의 영향을 직접적으로 받지 않는 지점을 선정하였다.

가정집의 경우에는 각 지점들이 해당 도시권역내에서 어느 한곳에 치중되지 않고 지리적으로 고루 분산되도록 선정하는 동시에 건물의 구조, 난방 및 취사용 연료의 종류 등을 고려하여 가급적 다양한 형태의 가정집들이 포함되게 하였다. 또한 실내공기질에 미치는 흡연의 영향을 파악할 목적으로 흡연 가정과 비흡연 가정의 수가 어느 정도 균등히 배분되도록 고려하였다. 각 가정에서의 샘플링 시간은 한 사람 이상의 거주자가 남아 있는 낮 시간(10:00~12:00)과 가족이 많이 모이는 저녁 식사시간대(18:00~20:00)로 구분하였으며, 실외 시료는 실내 측정과 동일한 방법과 동일한 시간대에 건물에 인접한 지점에서 채취하였다.

사무실의 경우 공공시설을 제외하고는 대부분 흡연이 허용되고 있었으나 흡연 유무를 구분하기 위하여 건물 내부에서 엄격한 금연을 채택하고 있는

지점도 포함하였다. 또한 겨울철 기간 중 등유난로 등과 같은 난방기구의 사용 유무도 고려하였다. 사무실에서의 시료채취는 오전(10:00~12:00)과 오후(14:00~16:00)로 나누어 2회에 걸쳐 각 지점의 실내·외에서 동시에 행하였다. 실내시료는 업무공간 중앙부분에서, 실외시료는 대부분 인근 도로변 인도 상에서 채취하였다. 그러나 3층 이상의 사무실의 외부공기는 가급적 같은 높이의 공기를 포집할 수 있는 지점을 선정하였다. 한편, 식당의 경우에는 내부 규모와 요리형태 및 사용연료 등을 고려하여 가급

적 다양한 종류의 식당이 포함되게 하였으며, 시료 채취는 점심(12:00~14:00)과 저녁시간대(18:00~20:00)로 구분하여 각 지점별 2회씩의 시료를 채취하였다. 본 연구에 포함된 식당은 모두 흡연을 허용하고 있었다.

2.2 시료포집 및 분석방법

2.2.1 휘발성 유기화합물 (VOC)

공기 중 VOC 시료는 300 mg의 carbotrap (20/40 mesh, Supelco Inc., USA)을 채운 스테인레스 스틸

Table 1. Identification of sampling sites selected in this study.

Site	No.	Type	Floor	Size (m ²)	Cooking Fuel	Heating type (fuel) ^{a)}	Ventilation	City (area) ^{b)}	Kerosene stove	Air conditioning	Smoking
Home	1	Semi-Western	Ground	99	LPG	Central (K)	Natural	Seoul (R)	Yes	No	Yes
	2	Semi-Western	1st	83	LPG	Central (K)	Natural	Seoul (R)	No	No	No
	3	Semi-Western	Ground	33	LPG	Central (B)	Natural	Seoul (R)	Yes	No	No
	4	Korean	Ground	43	LPG	Central (B)	Natural	Seoul (R)	No	No	Yes
	5	Korean	Ground	43	LPG	Central (B)	Natural	Seoul (C)	No	No	Yes
	6	Semi-Western	1st	106	LPG	Central (L)	Natural	Seoul (R)	No	No	Yes
	7	Korean	Ground	100	LPG	Central (K)	Natural	Taegu (R)	No	No	No
	8	Korean	Ground	150	LPG	Central (B)	Natural	Taegu (R)	No	No	Yes
	9	Semi-Western	Ground	130	LPG	Central (K)	Natural	Taegu (R)	Yes	No	No
	10	Semi-Western	Ground	100	LPG	Central (L)	Natural	Taegu (R)	No	No	No
	11	Apartment	1st	90	LPG	Central (K)	Natural	Taegu (R)	No	No	Yes
	12	Apartment	2nd	109	Town Gas	Central (L)	Natural	Taegu (R)	No	No	Yes
Office	1	Public	Ground	46	None	Central (K)	Mixed	Seoul (C)	No	Yes	Yes
	2	Private	2nd	40	None	Local (K)	Natural	Seoul (C)	Yes	Yes	No
	3	Private	1st	61	None	Local (K)	Natural	Seoul (C)	Yes	Yes	Yes
	4	Private	4th	61	None	Central (L)	Mixed	Seoul (C)	No	Yes	Yes
	5	Private	1st	30	None	Central (L)	Mixed	Seoul (C)	No	Yes	Yes
	6	Private	2nd	50	None	Central (L)	Mixed	Seoul (C)	Yes	Yes	Yes
	7	Bank	Ground	380	None	Central (L)	Mixed	Taegu (C)	No	Yes	No
	8	High School	1st	140	None	Local (K)	Mixed	Taegu (R)	Yes	No	No
	9	Public	Ground	190	None	Central (L)	Mixed	Taegu (C)	No	Yes	No
	10	Public	Ground	490	None	Central (L)	Mixed	Taegu (R)	No	Yes	Yes
	11	Private	3rd	270	None	Local (K)	Mixed	Taegu (R)	Yes	No	Yes
	12	Public	2nd	250	None	Central (L)	Mixed	Taegu (R)	No	Yes	Yes
Restau- rant	1	Korean	Ground	165	LPG, Charcoal	Local (K)	Mixed	Seoul (C)	Yes	Yes	Yes
	2	Korean	1st	215	LPG, Charcoal	Local (K)	Mixed	Seoul (C)	Yes	Yes	Yes
	3	Korean	Ground	99	LPG, Charcoal	Local (K)	Mixed	Seoul (R)	Yes	Yes	Yes
	4	Korean	Ground	83	LPG	Local (K)	Natural	Seoul (C)	Yes	Yes	Yes
	5	Korean	Ground	99	LPG, Charcoal	Local (K)	Mixed	Seoul (C)	Yes	Yes	Yes
	6	Korean	Ground	30	LPG	Local (K)	Natural	Seoul (C)	Yes	Yes	Yes
	7	Korean	Ground	90	LPG, Charcoal	Local (K)	Mixed	Taegu (C)	Yes	Yes	Yes
	8	Chinese	Ground	490	LPG	Local (K)	Mixed	Taegu (C)	Yes	Yes	Yes
	9	Western	Ground	190	LNG	Local (K)	Mixed	Taegu (R)	Yes	Yes	Yes
	10	Japanese	Ground	150	LPG	Local (K)	Mixed	Taegu (C)	Yes	Yes	Yes
	11	Korean	Ground	160	LPG	Local (K)	Mixed	Taegu (C)	Yes	Yes	Yes
	12	Korean	Ground	210	LPG, Charcoal	Local (K)	Mixed	Taegu (R)	Yes	Yes	Yes

a) fuel type: K - kerosene; B - briquet; L - light oil; b) Area: R - residential; C - commercial

흡착관(1/4" × 9 cm, Perkin Elmer Ltd., UK)과 휴대용 미량펌프를 사용하여 50 ml/min의 유량으로 2시간 동안 채취하였다. VOC시료는 FID가 장착된 Autosystem GC(Perkin Elmer Co., USA)와 자동열탈착장치(ATD400, Perkin Elmer Ltd., UK.)를 이용하여 분석하였다. 흡착관에 채취된 VOC시료는 320°C에서 일차적으로 열탈착된 후 약 30 mg의 carbotrap이 충전된 채 -30°C의 저온으로 유지되는 cold trap에 재 흡착되게 되며, 이어서 3~4초 이내에 -30°C에서 350°C까지 가열되는 2차 열탈착과정을 거쳐 GC 분석칼럼으로 주입되게 된다. 분석용 GC칼럼으로는 SGE사의 BP1 칼럼(0.32 mm × 50 m, 1 μm)을 사용하였다. 칼럼 온도는 처음 10분 동안은 40°C로 유지한 후 분당 5°C로 200°C까지 상승하도록 설정하였다. 운반가스(He)는 분석칼럼 내에서 약 2 ml/min의 유량이 유지되도록 설정하였으며 ATD400의 outlet split flow는 10 ml/min으로 설정하였다.

흡착제가 충전된 튜브는 시료채취에 사용하기 전에 250°C, 300°C, 330°C의 3단계 온도에서 연속적으로 각각 30분간 conditioning한 후 사용하였다. 검량선 작성을 위한 표준시료용 흡착관의 제조에 있어서 VOC표준용액을 기화한 상태로 흡착관으로 주입하기 위해 GC의 충전칼럼주입부를 사용하였다. 정성·정량을 위한 표준물질로는 BTEX를 포함하여 총 15종의 방향족 화합물(표 2)을 대상으로 각 VOC의 개별표준용액과 VOC표준혼합용액(VOC Mix 2와 Mix 7, Supelco Inc., USA)을 적절히 혼합하여 5단계의 농도수준(40, 80 160, 400, 800 μg/m³)으로 만들어 사용하였다. 표준시료의 주입시 온도는 150°C, 헬륨가스 유량은 100 ml/min로 유지하고 흡착관을 주입부 하단에 연결한 후 주사기로 표준혼합용액 적정량을 주입하고 약 1분간 방치하여 기화된 VOC 표준물질이 흡착관에 완전히 흡착되게 하였다. 또한 본 연구에서는 이와 같은 주입방법을 이용하여 동일한 흡착관 2개를 직렬로 연결하고 표준시료 주입량을 조절함으로써 흡착관의 파과용량을 경험적으로 조사할 수 있었으며, 본 연구에서 측정된 어떤 시료도 파과점에 도달하지 않은 것을 확인하였다.

2. 2. 2 호흡가능성 분진(RSP)

호흡가능성 분진은 휴대용 펌프(AFC123, Casella

London Ltd., UK)를 사용하여 25 mm 직경의 Fluoropore membrane 필터(1.0 μm pore, FALP 02500, Millipore Co., USA)를 알루미늄 필터홀더에 장착하여 채취하였다. 이때 필터홀더 앞부분에 입도분리용 임팩터(Biral UK, Part No. 8508-035)를 부착하여 유효한계입경(D₅₀) 3.5 μm 이하의 미세입자들만이 포집되게 하였으며 본 연구에서는 이와 같이 포집된 미세입자를 호흡가능성 분진(RSP)으로 규정하였다. 공기시료 채취시 펌프의 유량은 2 l/min로 고정하고 2시간 가동하여 시료 당 총 240 l의 공기를 채취하였다. 시료채취에 사용된 필터는 수분으로 인한 영향을 배제하기 위하여 시료채취 전·후에 실온 및 상대습도 50%에서 24시간 동안 보관한 후 무게를 측정하였다. 필터의 무게는 최소 2 μg까지 측정 가능한 초정밀저울(Microbalance Model M3P, Sartorius Inc., Germany)을 사용하여 시료 당 5회 반복 측정하여 평균치를 구하였다. 또한 정전기로 인한 평량오차를 최소화하기 위하여 필터무게 측정 직전에 ionising air blower(IB-8, Amersham plc., UK)를 사용하여 정전기를 제거하였다. RSP의 검출한계를 평가하기 위해 field blank 시료의 무게 변화를 측정하고 시료채취 전·후의 blank시료의 무게차이는 2 μg 정도로 나타났으며 본 연구에서는 정확한 측정을 위해 요구되는 최소 무게변화량을 이 값의 약 3배인 6 μg 정도로 간주하였다. 따라서 최소평량단위인 6 μg를 실제 시료포집 조건에 적용할 경우 RSP의 검출저한계(lower detection limit, 이하 LOD)는 약 25 μg/m³ 정도 일 것으로 추정되었다.

2. 2. 3 일산화탄소(CO)와 이산화탄소(CO₂)

CO와 CO₂는 50 ml/min의 유량으로 10 l Tedler 공기채취 주머니(SKC Inc., UK)를 사용하여 2시간 동안 채취하였으며 CO는 NDIR방법(CO11M, Environment S.A., France)으로, 그리고 CO₂는 FID와 Methanizer(Zr/Ni촉매)가 장착된 GC(AutoSystem GC, Perkin-Elmer Co., USA)를 사용하여 분석하였다. GC 분석칼럼으로는 Chromosorb 102(60/80 mesh)를 충전한 스테인레스 스틸 칼럼(6' × 1/8")을 사용하였으며 5 ml 샘플루프 및 6 포트 밸브를 통해 Tedler 주머니 내의 기체를 칼럼으로 바로 주입되게 하였다. 교정은 표준혼합가스(CO 38.4 ppm과 CO₂ 801 ppm in N₂)를 사용하였다.

2. 2. 4 이산화질소 (NO₂)

NO₂는 passive filter badge 방법 (Yanagisawa & Nishimura, 1980)으로 측정하였으며 실내 · 외 공기 중에서 24시간 동안 badge (Advantec Filter Badge, Toyo Roshi Kaisha Inc., Japan)를 폭로시킨 후 545 nm에서 아조염료 발색액의 흡광도를 측정하여 분석하였다. NO₂의 경우 2시간 노출시 피폭량이 너무 작아 측정된 농도가 검출한계 이하로 나타나므로 부득이 badge 노출시간을 24시간으로 연장하였다. 따라서 본 연구에서의 NO₂ 자료 수는 하루 중 2회씩 측정된 다른 항목의 절반이 된다.

2. 2. 5 Bacteria와 Fungi

공기시료 중 bacteria와 fungi의 분리배양은 미생물의 자연낙하침전을 이용한 고정침전평판배양법으로 실시하였다. 즉 bacteria는 혈액한천배지 (brain heart infusion base agar, Korea Media., Korea)에, fungi는 진균선택배지 (sabouraud dextrose agar, Korea Media., Korea)에 2시간 동안 정치 노출하여 채취하였으며, 채취 후 혈액한천배지는 37°C Incubator 내에서 72시간 동안 배양하고 진균선택배지는 24°C에서 144시간 동안 배양하였다. 측정 결과는 plate 당 콜로니 수로 나타내었다.

2. 2. 6 기타 보조자료

시료 포집시 매 30분마다 실내 · 외 환경에서의 온도 및 상대 습도를 측정하는 동시에 결과 해석을 위한 보조자료로 이용하기 위해 환기 형태, 실내 환경의 규모, 난방 형태, 흡연자 수와 담배 개수, 그리고 실내 환경 중 오염물질의 잠재적인 배출원 등을 조사하였다 (표 1).

2. 3 측정자료의 정도관리 (Quality Control)

본 연구에서는 본격적으로 시료를 포집하기 이전에 시료의 포집과 분석 절차의 적합성을 평가하기 위해 현장공시료를 이용하여 검출저한계 (LOD)를 추정하고 적합한 포집 유량을 결정하는 동시에 포집장비 4세트간의 상호비교를 포함한 여러 차례의 예비실험을 수행하였다. 표 2에는 본 연구에서 사용한 방법에 대한 LOD 및 분석결과 중 LOD 이하로 나타난 자료의 발생빈도, 그리고 측정방법의 재현성 등을 나타내었다. 한편, 표 3에는 동일한 조건에서 동시에 가동한 4세트의 측정장비에 대한 성능 분석

결과를 요약하였다. 일반적으로 LOD는 분석된 시료와 표준물질에 대한 현장공시료값 및 S/N 비를 고려하여 결정되는데 본 연구에서는 CO의 경우에는 기기검출한계를 사용하였으나 나머지 항목들은 미국화학회의 권장방법 (ACS, 1980)에 준하여 LOD를 추정하였다. 특히 VOCs의 경우에는 검출농도가 종종 LOD 이하로 나타나기도 하였는데 본 연구에서는 LOD 이하로 나타난 자료에 대해서는 편의상 각 항목에 대한 LOD의 1/2 값으로 추정하여 통계 처리에 포함하였다. 이와 같은 추정방법은 본 연구와 유사한 다른 연구에서도 많이 채택된 바 있는 방법이기도 하다 (Daisey *et al.*, 1994; Chan *et al.*, 1991; Hornung & Reed, 1990).

당초 본 연구에서 분석된 VOCs는 표 2에 나타낸 바와 같이 총 15종의 방향족 물질이 포함되어 있었다. 그러나 분석대상물질 중 비교적 휘발성이 약한 물질인 p-isopropyltoluene 및 naphthalene과 1, 2, 4- 및 1, 2, 3-trichlorobenzene은 분석결과의 재현성이 다른 VOC에 비해 열등할 뿐만 아니라 피크 동정상의 문제점으로 인해 자료의 신뢰성이 떨어진다고 판단하여 논의에서 제외하였다. 또한 bro-

Table 2. Lower detection limits and repeatabilities of the analytical methods involved in this study.

Air quality parameter	Limit of Detection (LOD)	Number of data below LOD (% of Total)	Repeatability*
RSP	25 µg/m ³	14 (4.9%)	0.1%
CO	0.1 ppm	0 (0%)	2.5%
CO ₂	1 ppm	0 (0%)	3.5%
NO ₂	4 ppb	0 (0%)	18.5%
Benzene	0.2 µg/m ³	11 (3.8%)	2.5%
Toluene	0.2 µg/m ³	2 (0.7%)	4.5%
Ethylbenzene	0.2 µg/m ³	1 (0.3%)	5.0%
m+p-Xylenes	0.5 µg/m ³	0 (0%)	4.3%
Styrene	0.3 µg/m ³	0 (0%)	4.2%
o-Xylene	0.3 µg/m ³	0 (0%)	4.3%
Bromobenzene	0.3 µg/m ³	288 (100%)	5.5%
1, 3, 5-Trimethylbenzene	0.2 µg/m ³	6 (2.2%)	3.9%
1, 2, 4-Trimethylbenzene	0.2 µg/m ³	1 (0.3%)	4.3%
p-Isopropyltoluene	0.5 µg/m ³	41 (14.2%)	15.4%
n-Butylbenzene	0.6 µg/m ³	288 (100%)	18.5%
1, 2, 4-Trichlorobenzene	1.2 µg/m ³	124 (43.1%)	22.1%
Naphthalene	1.0 µg/m ³	0 (0%)	15.6%
1, 2, 3-Trichlorobenzene	1.2 µg/m ³	30 (10.4%)	25.2%

* Repeatability was expressed as a relative standard deviation of ten side-by-side analyses of a standard sample.

Table 3. Results of the performance test for four sets of sampling equipments used in this study.

Air quality parameter	Mean concentration in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (RSD*)				Mean RSD
	Run 1	Run 2	Run 3	Run4	
RSP	108 (15.4%)	179 (10.1%)	146 (8.9%)	149 (8.8%)	10.8%
CO (ppm)	0.4 (14.3%)	0.9 (4.6%)	0.4 (12.5%)	1.4 (6.5%)	9.5%
CO ₂ (ppm)	453 (4.4%)	519 (3.5%)	548 (3.6%)	547 (4.2%)	3.9%
Benzene	5.7 (3.7%)	4.9 (11.2%)	4.7 (5.5%)	3.3 (2.4%)	5.7%
Toluene	83.3 (15.2%)	24.4 (7.7%)	15.3 (3.3%)	304.9 (0.8%)	6.8%
Ethylbenzene	4.7 (8.5%)	3.1 (3.5%)	2.1 (3.8%)	45.7 (2.5%)	4.6%
m+p-Xylenes	14.8 (9.6%)	15.4 (2.8%)	6.1 (4.0%)	154.2 (2.3%)	4.7%
Styrene	2.9 (10.7%)	1.6 (6.9%)	1.6 (5.1%)	4.5 (3.6%)	6.6%
o-Xylene	14.8 (8.3%)	7.2 (12.8%)	5.7 (13.7%)	79.2 (2.3%)	9.4%
1, 3, 5-TMB**	1.9 (6.3%)	1.1 (4.5%)	1.3 (3.8%)	13.0 (4.5%)	4.8%
1, 2, 4-TMB	4.4 (7.0%)	2.5 (5.2%)	2.9 (3.8%)	33.1 (1.4%)	4.4%

* Relative standard deviation; ** Trimethylbenzene

mobenzene과 n-butylbenzene은 본 연구에서 포집한 어떤 시료에서도 검출되지 않았으므로 본문에서는 이들 6개 항목을 제외한 나머지 9종의 VOCs에 대한 농도자료를 대상으로 고찰하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1 측정지점별 실내·외 공기질

기준성 오염물질 및 VOCs의 실내·외 공기 중 농도 측정결과에 대한 통계처리 결과는 표 4에 나타내었다. 표 4에서와 같이 모든 측정항목에 있어서 산술평균값이 중앙값보다 더 크게 나타나 농도분포가 정규분포형에서 벗어남을 알 수 있으며 이와 같은 비대칭 분포는 일반적인 실내 공기오염물질 농도의 전형적인 분포유형을 따르는 것으로 보인다 (Cohen *et al.*, 1989). 따라서 본 연구에서는 각 표본의 대표치로서 산술평균 보다는 중앙값을 위주로 고찰하였으며, 두 표본이 동일한 중앙값을 갖는 모집단에서 추출되었는가에 대한 검정은 Mann-Whitney test (일명 Wilcoxon Rank Sum test, 이하 M-W test)라고 부르기도 하는 비모수검정법을 적용하였다 (Phillips, 1994; SPSS Inc.; Scheaffer & McClave, 1990). 또한 동시에 측정된 (paired) 실내와 실외농도 자료 각 쌍의 통계적 차이 유무에 대한 검정에 있어서는 Wilcoxon matched-pairs signed-ranks test (이하 Wilcoxon test)를 적용하였다 (Scheaffer & McClave, 1990; SPSS Inc., 1986). 표 4에는 이와 같이 각 측정항목에 대한 실내·외 측정치의 중앙값

의 비(I/O ratio)와 M-W test 결과 및 실내·외 농도 사이에 통계적으로 유의적인 차이가 있는지를 검증하기 위해 적용한 Wilcoxon test의 유의수준(p) 값도 함께 나타내었다.

본 연구에서 측정된 오염물질들의 실내·외 농도는 지점에 따라 매우 다양한 양상으로 나타났다. 중앙값의 측면에서 세 가지 형태의 실내환경의 공기질을 비교해 보면 대부분의 측정 항목이 가정집과 사무실에 비해 식당에서 더 높게 나타나 실내에서의 연소와 거주자의 활동이 실내공기질에 큰 영향을 미치는 것으로 평가된다. 또한 식당에서의 RSP, CO, NO₂ 농도는 가정집과 사무실에 비해 농도가 높을 뿐만 아니라 변동 역시 매우 큰 것으로 나타났다. 그러나 VOC의 경우에는 식당과 가정집에 비해 사무실에서 더 다양한 분포를 나타내었으며 이러한 결과로 미루어 보아 실내환경에 존재하는 특정 오염원에 의해 특정 오염물질의 농도가 상당한 영향을 받을 수 있음을 알 수 있으며, 아울러 실내공기 중 VOC 농도에 미치는 주된 영향인자는 RSP, CO, CO₂의 영향인자들과는 다를 수 있다는 점을 유추할 수 있다.

표 4에 나타난 또 다른 특징은 대부분의 측정항목이 실외보다 실내지점에서 더 높은 농도로 나타난 점이다. 이러한 경향은 식당에서 특히 뚜렷하게 나타났다. 따라서 식당의 경우에는 실내공기질에 미치는 실외공기의 영향에 부가하여 실내오염원 자체의 영향이 큰 것으로 추정된다. 식당과는 달리 가정집에서는 세균류를 제외하고는 RSP와 CO₂만이 실

외보다 실내에서 농도가 큰 유의적인($p=0.05$) 차이를 보였다. 한편, 사무실의 경우 실내공기 중 VOC 농도의 중앙값은 실외에 비해 대체로 높았으나 통계적으로 유의적인($p=0.05$) 차이는 아닌 것으로 나타났다. 그러나 Wilcoxon test에 의하면 사무실과 식당의 VOC 농도는 대부분 실내가 실외보다 높은 것으로 나타났다. 일반적으로 실내환경 중에 특정된 오염원이 존재하지 않고 실내·외 공기가 잘 혼합될 때 실내농도는 근본적으로 실외농도와 유사하게 된다(Yocom, 1982). 따라서 본 연구에서 조사된 가정집, 사무실 및 식당의 실내공기질은 전반적으로 실내·외 오염원 모두에 의해 영향을 받는 것으로 사료된다.

3.2 실내·외 공기 중 VOC 농도와 영향인자

실내환경과 실외환경 중에서 측정된 VOC에 관한 많은 연구 결과는 여러 문헌(Dann & Wang, 1995; Holcomb & Seabrook, 1995; Daisey *et al.*, 1994; Evans *et al.*, 1992; Field *et al.*, 1992; Singh *et al.*, 1992; Shah & Singh, 1988; Hartwell *et al.*, 1987)에 나타나 있으며 본 연구에서 측정된 VOC의 실내·외 농도 역시 이들 연구 결과와 유사한 수준으로 나타났다. 표 4에 나타난 바와 같이 도시지역 일반실내 환경에서의 VOC농도는 매우 폭넓은 범위로 검출되었는데 한 예로 benzene의 경우에는 검출한계 이하($0.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 이하)에서 $108.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (겨울철 사무실 #2 실내)까지 검출되었다. 벤젠에 대한 환경기준을 최초로 설정한 영국의 경우 연간 평균치로서 5ppb(약 $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$)를 제안한 바 있다(UK DoE, 1994). 본 연구에서 조사된 실내·외 공기 중 벤젠 농도는 전반적으로 볼 때 아직은 영국의 대기환경기준을 초과하는 수준은 아닌 것으로 나타났으나 부분적으로는 측정지점에 따라 간혹 매우 높은 농도가 나타나는 곳도 있음을 알 수 있다. 이와 같이 VOC 각각의 농도는 지점에 따라 차이가 있었으나 이들의 상대적인 비(총 9가지 VOC에 대한 각 VOC의 비)는 일반적으로 유사하게 나타났다. 본 연구에서 분석된 9가지 VOCs 중에서는 toluene과 m+p-xylenes이 가장 고농도로 검출되었으며 그 다음으로는 o-xylene, 1, 2, 4-trimethylbenzene의 순으로 나타났다.

VOC의 경우 대체로 실내·외 측정치의 중앙값의 비는 실외보다 실내에서 더 높게 나타났으나,

M-W test 및 Wilcoxon test에 의한 유의성 검증(5% 유의수준) 결과 가정집과 사무실에서 검출된 실내·외 농도자료의 확률분포는 통계적으로 유의적인 차이를 보이지 않아 실내와 실외의 VOC 농도는 큰 차이가 없는 것으로 나타났다. 그러나 식당에서 측정된 ethylbenzene과 o-xylene의 실내·외 농도 사이에는 유의적인 차이가 있는 것으로 나타나 이들 화합물의 경우에는 부가적인 실내 배출원이 존재하는 것으로 추정된다.

기존의 연구에 의하면 도시 대기 중 VOC의 배출원 파악에 있어서 방향족 화합물(특히 BTEX를 위주로)간의 상대적인 비를 이용하는 방법이 흔히 적용되어 왔다(Evans *et al.*, 1992; Chan *et al.*, 1991; Scheff *et al.*, 1989). 본 연구의 실내환경에서 측정된 benzene과 toluene의 비는 중앙값을 기준으로 1:4(가정집)에서 1:6(사무실과 식당)의 범위로 측정되었으며 실외에서는 측정지점에 상관없이 약 1:4 정도로 비교적 일정한 비율을 나타내고 있다(표 4). 미국에서 수행된 TAMS network(Evans *et al.*, 1993)의 측정결과에 의하면 Boston, Chicago, Houston, Tacoma의 도시대기에서 측정된 benzene:toluene의 비는 1:2~1:3으로서 차량 배기가스에 대한 농도비(Sweet & Vermette, 1991; Scheff *et al.*, 1989)와 매우 유사한 것으로 보고된 바 있다. 그러나 TAMS 자료와는 대조적으로 North Carolina의 Raleigh에서 수행된 연구 결과에 의하면 차도와 인도에서 측정된 benzene:toluene의 비는 1:4로 비교적 일정하게 나타났으며(Chan *et al.*, 1991), 이는 본 연구에서 측정된 실외환경 중에서의 농도 비와 매우 유사한 것으로 나타났다(표 4). 영국에서 수행한 한 연구결과(Bevan *et al.*, 1991)에 의하면, benzene:toluene의 비가 도로상에서는 1:3, 공공 지역에서는 1:4로 나타났다. 이렇게 연구들마다 측정 농도 비에 다소 차이가 있는 것은 도시와 국가에 따라 가솔린의 조성 및 차량의 형태가 다르기 때문이라 할 수 있다. 그럼에도 불구하고 본 연구에서 나타난 benzene:toluene의 농도 비는 외국의 여러 연구결과와 비슷한 양상을 보였으며 특히 차량 배기가스에서 나타난 결과와 유사하게 나타나 실외환경 중에 존재하는 VOC 중 상당 부분이 실외의 이동배출원에 의한 것으로 추정된다. 또한 이로 인해 실내 농도가 상당한 영향을 받으며 이러한 경향은 실내공기 중

Table 4. Summary statistics for the concentrations of target pollutants in indoor and outdoor air.

Pollutant ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Indoor				Outdoor				I/O ratio ^{a)}	W-test p ^{b)}
	Median	Mean	S.D.	Range	Median	Mean	S.D.	Range		
<i>Home</i>										
RSP	91	100	58	N.D. ~ 244	68	80	58	N.D. ~ 271	1.3*	0.004
CO (ppm)	1.8	2.1	1.5	0.1 ~ 6.2	1.6	2.1	1.6	0.2 ~ 7.0	1.1	0.227
CO ₂ (ppm)	685	790	494	369 ~ 3634	494	577	366	357 ~ 2881	1.4*	< 0.001
NO ₂ (ppb)	24	33	22	9 ~ 96	29	32	14	12 ~ 67	0.8	0.992
Benzene	7.9	8.2	7.9	0.1 ~ 27.2	6.9	9.4	10.9	0.1 ~ 47.2	1.1	0.937
Toluene	31.0	42.3	47.2	0.6 ~ 202	27.4	42.6	54.4	0.1 ~ 222	1.1	0.735
Ethylbenzene	4.0	5.1	4.1	0.6 ~ 17.0	3.9	5.1	5.0	0.1 ~ 23.1	1.0	0.820
m+p-Xylenes	11.6	14.4	11.2	2.0 ~ 57.4	10.6	14.8	14.1	0.8 ~ 59.9	1.1	0.600
Styrene	3.7	3.9	1.8	0.6 ~ 8.3	3.3	3.9	2.9	0.3 ~ 15.6	1.1	0.207
o-Xylene	7.0	9.1	7.0	1.3 ~ 29.1	5.5	8.6	8.2	0.7 ~ 36.7	1.3	0.397
1, 3, 5-TMB ^{c)}	3.1	4.1	4.6	0.3 ~ 25.0	2.5	4.4	8.8	0.1 ~ 59.4	1.2	0.085
1, 2, 4-TMB	6.8	9.5	11.7	1.0 ~ 71.4	5.8	9.9	17.9	0.1 ~ 108	1.2	0.055
Bacteria ^{d)}	96	115	84	32 ~ 442	131	158	112	3 ~ 547	0.7*	< 0.001
Fungi ^{d)}	24	32	24	1 ~ 104	41	46	30	0 ~ 104	0.6*	< 0.001
<i>Office</i>										
RSP	92	99	68	N.D. ~ 392	70	78	44	N.D. ~ 197	1.3*	0.027
CO (ppm)	1.9	2.4	2.0	0.4 ~ 6.8	1.9	2.2	1.6	0.5 ~ 6.1	1.0	0.621
CO ₂ (ppm)	770	952	752	372 ~ 4016	439	569	375	347 ~ 2287	1.8*	< 0.001
NO ₂ (ppb)	19	22	10	9 ~ 58	29	31	13	10 ~ 73	0.7*	< 0.001
Benzene	6.2	12.6	19.1	0.1 ~ 109	3.8	8.2	10.3	0.1 ~ 49.9	1.6	0.010
Toluene	34.4	80.4	95.3	0.8 ~ 341	14.6	50.4	65.8	0.5 ~ 271	2.4	< 0.001
Ethylbenzene	6.2	7.6	8.9	0.6 ~ 44.8	3.7	5.5	6.1	0.6 ~ 28.1	1.7	0.002
m+p-Xylenes	20.2	23.4	26.8	2.0 ~ 137	12	16.2	17.6	2.2 ~ 96	1.7	0.010
Styrene	4.1	5.0	4.3	1.6 ~ 27.4	3.2	4.0	2.4	1.6 ~ 11.8	1.3	0.049
o-Xylene	10.4	14.5	16.9	1.1 ~ 75.2	6.1	9.0	9.6	1.1 ~ 48.7	1.7	0.003
1, 3, 5-TMB	2.3	6.4	14.0	0.1 ~ 76.4	2.5	2.9	2.4	0.1 ~ 11.7	0.9	0.117
1, 2, 4-TMB	6.4	14.6	29.4	0.5 ~ 155	5.1	6.5	5.4	0.6 ~ 27.0	1.3	0.025
Bacteria	61	85	88	5 ~ 442	149	188	119	89 ~ 547	0.4*	< 0.001
Fungi	25	27	21	0 ~ 85	63	71	53	1 ~ 261	0.4*	< 0.001
<i>Restaurant</i>										
RSP	159	171	101	33 ~ 475	67	72	40	N.D. ~ 172	2.4*	< 0.001
CO (ppm)	4.4	11.3	16.4	0.7 ~ 90	2.2	2.4	1.6	0.4 ~ 6.6	2.0*	< 0.001
CO ₂ (ppm)	1034	1081	488	432 ~ 2220	506	522	120	372 ~ 963	2.0*	< 0.001
NO ₂ (ppb)	56	58	22	21 ~ 105	40	42	14	19 ~ 77	1.4*	< 0.001
Benzene	6.9	12.0	12.8	0.1 ~ 51.7	7.6	8.0	8.2	0.3 ~ 31.1	0.9	0.007
Toluene	42.8	52.0	55.4	0.1 ~ 234	30.0	49.5	55.2	1.3 ~ 213	1.4	0.180
Ethylbenzene	6.6	8.2	6.5	0.1 ~ 33.6	4.3	7.4	12.6	1.0 ~ 88	1.5*	0.011
m+p-Xylenes	19.1	22.4	14.6	0.2 ~ 71.2	14.1	20.8	19.6	4.4 ~ 100	1.4	0.035
Styrene	3.8	4.1	2.0	0.1 ~ 9.3	3.1	3.4	1.5	1.1 ~ 7.2	1.2	0.003
o-Xylene	11.3	13.0	7.6	0.1 ~ 36.6	8.1	11.2	9.8	3.1 ~ 50.2	1.4*	0.007*
1, 3, 5-TMB	4.1	5.1	4.3	0.1 ~ 24.3	3.0	3.8	3.4	0.9 ~ 19.2	1.4	0.002
1, 2, 4-TMB	8.6	10.9	8.6	0.1 ~ 49.1	6.5	9.3	8.1	2.7 ~ 40.0	1.3	0.105
Bacteria	104	147	103	34 ~ 479	208	238	157	32 ~ 713	0.5*	0.015
Fungi	31	31	22	1 ~ 107	49	56	60	1 ~ 369	0.6*	0.001

Note: sample size for each median is 48 in each category, apart from NO₂ for which the size is 24.

a) Ratio of median concentrations indoors to outdoors; b) Wilcoxon Matched-pairs Signed-ranks Test significance;

c) TMB: Trimethylbenzene; d) unit is colony number per plate.

* indicates that indoor and outdoor medians are significantly different at a level of 0.05 by Mann-Whitney Test.

benzene : toluene의 비가 1 : 4로 나타난 가정집에서 특히 두드러지게 나타난다.

국외의 여러 연구자들에 의해 측정된 각종 유형의 실내환경에서의 공기 중 benzene : toluene의 농도비는 실외 경우와는 달리 일정한 패턴을 따르지 않고 매우 다양하게 나타나고 있다 (Holcomb & Seabrook, 1995; Daisey *et al.*, 1994; Fellin & Otson, 1994). 이는 실내환경 중에 존재하는 VOC의 거동 및 배출원이 실외환경에서의 그것들과는 상당한 차이가 있다는 것을 의미한다.

3.3 실내공기질의 시간적 및 지역적 변동

본 연구에서는 NO₂를 제외한 모든 항목에 대해 오전과 오후 또는 점심과 저녁시간대에 걸쳐 각 측정지점 마다 하루 2회의 시료를 포집하였다. 따라서 실내·외 공기질의 측정시간대별 변화를 조사하기 위해 첫 번째와 두 번째 측정자료 그룹에 대하여 M-W test를 적용하였다(표 5). 그 결과 식당의 실내공기 중 RSP를 제외한 나머지 항목들은 실내·외 모두 시간대에 따른 두 그룹간의 차이는 없는 것으로 (p=0.05) 나타났다. 식당의 실내공기 중 RSP 농도는 저녁시간대가 점심시간대 보다 높은 농도로 나타났으며 이와 같은 현상은 결국 식당 이용자 수의 증가와 관련이 있으므로 식당의 특성상 어느 정

도는 일반적인 현상으로 보아진다. 따라서 본 연구에서는 시간대를 달리하여 측정한 두 그룹의 자료는 대체적으로 동일한 모집단에서 선정된 것으로 가정하였다.

서울과 대구에서 포집된 시료를 대상으로 두 도시간의 지역적 차이에 대해서도 동일한 방법으로 유의성 검증을 실시하였으며(표 5), 그 결과 실내·외 측정치 대부분이 두 도시에서 측정된 농도간에 유의적인 차이가 없는 것으로 나타났다. 일부 VOC 항목은 두 도시간에 유의적인 차이가 있는 것으로 나타났으나 구조적 요인에서 기인한 것인지 아니면 M-W test에 영향을 미치는 표본의 크기가 작아서 인지지는 본 연구결과만으로 명확히 설명하기는 어렵다. 한편, 주거지역과 상가지역 사이에 나타나는 지역적 차이를 검정한 결과에 의하면, CO, CO₂ 및 대부분의 VOC가 실내·외 모두 상업 지역에서 더 높은 것으로 나타났다(표 5). 이 같은 결과는 도시의 상업지역에서는 차량 배기가스에 의한 영향이 주거 지역에 비해 더 크기 때문인 것으로 추정된다.

3.4 실내·외 공기질의 계절적 변동

실내·외 공기질의 계절적 변동을 파악하기 위하여 각 항목별로 겨울과 여름철 중앙값의 비를 계산하여 표 6에 나타내었다. 표 6과는 별도로 계절에

Table 5. Temporal and spatial differences in indoor and outdoor air quality, being expressed as a ratio of median values of two groups in each comparison case.

Air quality parameter	Morning vs Afternoon ^{a)}						Seoul vs Taegu						Commercial vs Residential ^{b)}	
	Indoor			Outdoor			Indoor			Outdoor			Indoor	Outdoor
	H	O	R	H	O	R	H	O	R	H	O	R		
RSP	1.0	1.0	0.6*	1.4	0.9	1.2	1.4	0.9	1.1	1.2	0.9	0.8	1.1	1.0
CO	1.1	1.1	0.6	1.3	1.2	1.0	1.8	1.2	0.9	1.4	0.6	1.1	1.4*	1.4*
CO ₂	1.0	0.9	0.8	0.9	1.0	1.1	1.3	1.2	1.5	1.2	1.3	1.2	1.4*	1.2*
NO ₂		N.A. ^{c)}			N.A.		1.1	0.9	1.4	1.1	0.9	1.2	1.1	1.1
Benzene	0.6	1.1	0.8	0.7	0.9	0.6	1.9	1.1	0.6	1.8	0.7	0.8	1.6*	1.4*
Toluene	1.1	1.1	0.7	0.7	0.8	0.5	2.4	1.1	1.8	2.1	0.6	2.1	1.7*	1.3*
Ethylbenzene	1.1	0.9	0.7	1.0	1.3	0.8	2.0	0.8	1.4	2.1	0.7	1.3	1.7*	1.1*
m+p-Xylenes	0.8	0.9	0.8	1.0	1.3	0.8	2.0	1.0	1.5	1.9	0.8	1.5	1.3*	1.4*
Styrene	1.0	0.9	0.9	1.0	1.1	0.8	0.8	0.8	0.9	0.7	0.9	0.9	0.9	1.0
o-Xylenes	0.7	1.0	0.8	1.2	1.2	0.9	2.3*	1.2	1.4	1.9*	1.0	1.4	1.6*	1.4*
1, 3, 5-TMB	0.8	1.5	1.0	1.1	0.9	0.9	1.7	1.2	1.7	2.9*	1.0	1.5	1.3*	1.2*
1, 2, 4-TMB	0.7	1.2	1.0	1.1	1.1	0.8	1.6*	1.4	1.9*	2.2*	1.2	1.6	1.7*	1.5*

* two median values are significantly different at a level of 0.05 by Mann-Whitney test.

a) For restaurant data, the comparison was made for lunch-time vs dinner-time.

b) The data were not broken down into homes, offices, and restaurants because of unbalanced sample size.

c) Not applicable since the filter badge was exposed for 24 hours.

다른 실내·외 공기질의 변동양상을 보다 구체적으로 표현하기 위하여 대표적으로 RSP와 CO 및 benzene과 toluene을 대상으로 모든 측정지점에서의 실내·외 농도를 두 계절에 대비하여 그림 1~2에 각각 나타내었다(각 지점별 2회 측정치의 평균치). 표와 그림에서 나타난 바와 같이 대부분의 항목이 전반적으로 여름보다는 겨울철에, 실외보다는 실내 지점에서 더 고농도로 측정되었다. 특히 화석 연료의 연소와 관련된 오염물질(CO, RSP, CO₂, VOC)의 경우에는 계절적인 차이가 매우 뚜렷하게 나타났으며 이는 겨울철 동안 증가된 연료사용량과 불량한 환기상태 및 기상조건의 영향 등에서 기인한 것으로 사료된다.

RSP농도의 계절변동(그림 1)은 측정지점에 따른 변동만큼은 뚜렷한 양상을 보이지는 않으나 대체로 겨울철이 여름철에 비해 실내에서 1.5~2배 정도 높은 농도로 나타났다. CO 역시 계절변동이 큰 항목으로 알려져 있으며, 일반적으로 도시지역 대기 중 CO는 화석연료의 연소가 주된 배출원으로서 난방용 연료사용량 변화에 매우 민감한 오염물질이라 할 수 있다. 그러나 본 연구에서의 측정결과에 의하면 가정집과 사무실 실내에서 측정된 CO 농도는

전반적으로 여름, 겨울철 모두 낮은 농도로 검출되었다(그림 1). 이와 같은 현상은 최근 도시지역 청정연료 사용의무화 정책에 따라 주거지역에서의 연탄사용량이 급격히 감소되어 가정집 실내에서의 CO 농도는 실외와 비교해 볼 때 큰 차이를 보이지 않는 것으로 나타났다. 따라서 도시지역 가정집이나 사무실과 같은 일반 실내환경에서 검출되는 CO의 배경농도에 영향을 미치는 주된 요인은 실외의 자동차 배기가스일 것으로 추정된다. 그러나 식당의 경우 실내의 CO 농도가 실외에 비해 중앙값으로는 약 2배, 평균값으로는 약 5배나 높은 농도로 나타나 조리용 연료사용과 밀접한 관계가 있음을 시사하고 있다.

CO₂는 흔히 실내 환기상태의 척도로서 이용되기도 하는데 현행 공중위생법에 의한 CO₂의 실내공기질기준은 1,000 ppm으로 설정되어 있다. 본 연구에서 측정된 CO₂ 농도는 대체로 식당 > 사무실 > 가정집의 순서로 나타났다. 측정지점 중에서 CO₂의 가장 높은 농도는 겨울철 사무실(site #11) 실내에서 검출되었으며 오전 오후 각각 4,016 및 3,907 ppm으로서 실외농도의 약 8배나 되는 농도를 나타내었다. 이 지점에서는 RSP 농도 역시 높게 나타났으며(오전 오후 각각 392 및 300 µg/m³) 실외에 비해 약 3배나 높은 것으로 나타났다. 문제의 사무실은 샘플링이 진행되는 동안 별도의 배기구가 없는 등유난로 2대를 사용하고 있었으며 이로 인한 영향이 컸던 것으로 사료된다. 가정집(site #5) 실내·외 지점에서 매우 높은 농도의 CO₂가 검출되었는데(실내 3,634 및 실외 2,881 ppm) 이는 측정당시 인근지역에서의 노천소각으로 인한 영향인 것으로 조사되었다.

본 연구의 조사결과 일반적으로 대부분의 항목이 여름철보다는 겨울철에 더 고농도로 검출되었는데 반해 NO₂, bacteria, fungi의 경우에는 예외로 나타났다. 특히 NO₂는 실외 환경에서 그리고 bacteria는 실내·외 모든 환경에서 겨울철 중앙값 농도가 여름철보다 더 낮게 나타났다. 본 연구의 결과와는 달리 같은 기간 중 환경부의 대기오염 자동측정소에서 측정된 NO₂의 실외농도는 겨울철이 여름철에 비해 1.5~2배 정도 높게 나타난 것으로 조사되었다. 이와 같은 대조적인 결과의 원인은 본 연구에서 채택한 NO₂ 측정방법상의 문제에서 기인한 것으로

Table 6. Seasonal differences of median concentrations of target pollutants in indoor and outdoor air.

Pollutant	Ratio of median concentrations in winter to summer					
	Home		Office		Restaurant	
	In	Out	In	Out	In	Out
RSP	1.7*	2.4*	1.6*	1.9*	1.7*	1.1
CO	4.3*	3.8*	5.9*	4.4*	4.6*	3.1*
CO ₂	1.5*	1.1	2.0*	1.4*	2.1*	1.1
NO ₂	1.4	0.9	1.0	0.8*	1.6*	0.6*
Benzene	8.8*	9.8*	18.8*	14.4*	14.9*	8.1*
Toluene	9.2*	8.6*	27.1*	15.1*	9.3*	6.8*
Ethylbenzene	4.9*	3.8*	5.4*	3.6*	1.4*	1.2*
m+p-Xylenes	3.6*	3.0*	4.8*	2.9*	1.3*	1.0
Styrene	1.2	1.3*	1.7*	1.0	1.2*	1.2
o-Xylene	3.1*	2.7*	3.9*	2.2*	1.3*	1.0
1, 3, 5-TMB	3.8*	3.5*	5.7*	3.3*	2.2*	1.5*
1, 2, 4-TMB	2.5*	2.4*	3.9*	1.7*	1.3*	1.0
Bactreia	0.7*	0.6*	0.6*	0.9*	0.6*	0.4*
Fungi	0.6*	0.6	0.5*	1.3	1.0	0.3*

* median values for winter and summer data are significantly different at a level of 0.05 by Mann-Whitney test, and sample size for each median value is 24 except NO₂, which is 12.

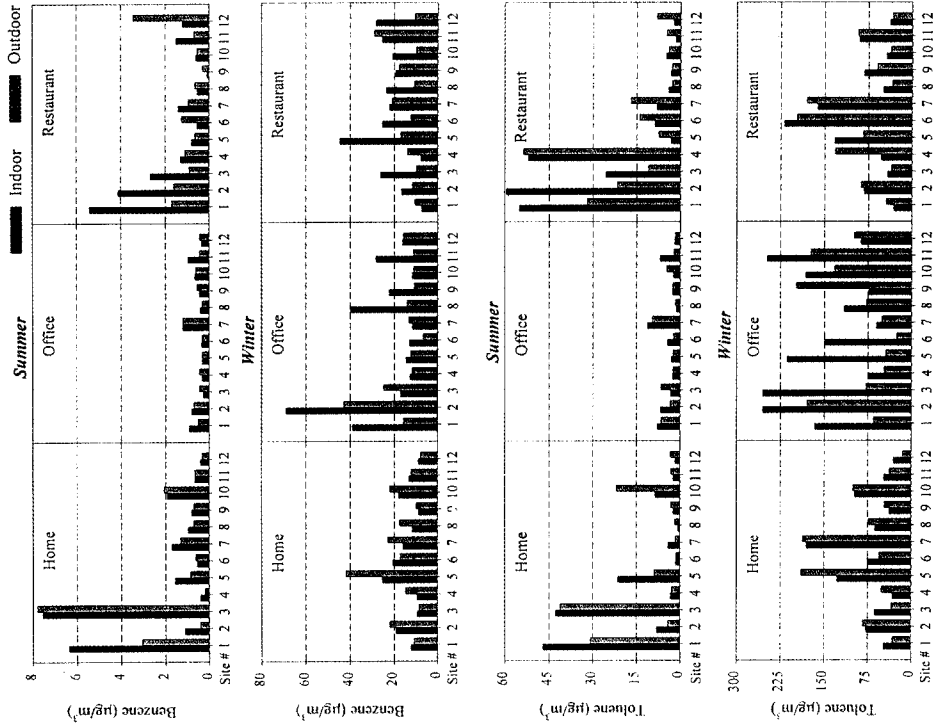


Fig. 1. RSP and CO concentrations in indoor and outdoor air during summer and winter.

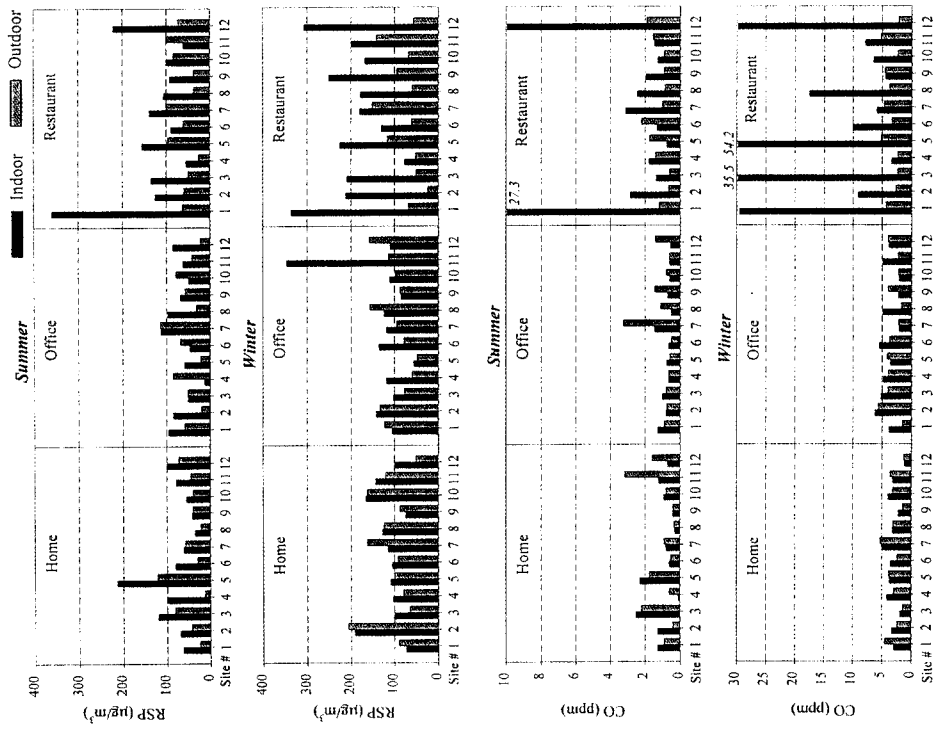


Fig. 2. Benzene and toluene concentrations in indoor and outdoor air during summer and winter.

추정된다. 본 연구에서 사용한 filter badge법은 passive형 측정방법으로서 풍속 0.15~4 m/sec, 상대 습도 40~80%인 조건하에 정확성이 약 20% 수준인 것으로 보고된 바 있다(Yanagisawa & Nishimura, 1980). 이 방법은 원래 실내에서의 개인 피폭수준을 측정하기 위해 개발된 것이므로 풍속이 큰 겨울철 실외에서 badge를 노출시킬 경우 상대적으로 불확실성이 증가될 수 있다. 따라서 본 연구에서 같이 겨울철 실외지점에서 filter badge법으로 NO₂를 측정한 자료는 그 정확성에 의문이 제기되며 결과적으로 NO₂에 관한 한 실내·외 농도 비에 대한 고찰은 큰 의미가 없다고 보아진다.

VOC의 경우에는 표 6에서 나타난 바와 같이 실내·외 모든 지점에서 계절적 변동이 뚜렷하게 나타났다. 일례로 benzene과 toluene의 겨울철 실외 중앙값 농도는 여름철에 비해 8~15배나 높게 검출되었으며(그림 2), 다른 종류의 VOC 또한 겨울철에 더 높게 검출되었다. 식당에서 가장 높은 농도를 나타낸 CO와 RSP와는 대조적으로 실내공기 중 VOC의 최고 농도는 모두 사무실에서 검출되었으며 특히 겨울철 동안 배기가가 외부로 연결되어 있지 않은 등유난로를 사용한 사무실(site #2와 #8)에서 높게 나타났다. 이 사무실들은 모두 엄격한 실내공염을 시행하고 있었다.

일반적으로 VOC 농도는 여름철에 비해 겨울철에 더 높게 검출되는 것으로 보고되고 있으며(Field *et al.*, 1992; Singh *et al.*, 1992) 이러한 VOC의 계절적 변동은 발생원 분포, 연료소비량, 대기 중 화학반응, 기상조건, 시료포집 지점 및 시간대와 같은 여러 요인에 의해 영향을 받을 수 있다. 여름철에는 높은 온도로 인해 휘발로 인한 VOC의 배출량이 겨울철에 비해 증가하는 경향이 있으나 한편으로는 광화학 반응을 통한 VOC의 분해와 제거율은 겨울철보다 현저히 커지게 된다(Dann & Wang, 1995). 반면에 겨울철에는 복사성 역전층의 발생 등과 같은 대기정체현상으로 인해 일반적으로 대기오염물질 농도가 증가하는 경향이 있다(Singh *et al.*, 1992). 또한 차량 배기가스로부터의 벤젠 배출량은 휘발유의 벤젠함량 및 방향족 화합물의 함량(aromaticity)과 촉매변환장치의 성능에 의해 상당한 영향을 받는 것으로 알려졌다(Black *et al.*, 1980).

본 연구에서 관측된 VOC의 계절적 변동을 고려

해 볼 때 식당을 제외한 일반 실내환경에서의 겨울철 VOC농도는 주로 실외의 차량 배기가스와 실내의 연소배출원(특히 보조난방기구)에 의해 큰 영향을 받는 것으로 사료된다. 우리나라는 정부정책의 일환으로 1987년 7월부터 새로 생산되는 모든 차량에는 배기가스 정화용 촉매변환장치를 장착하고 무연휘발유를 사용하도록 규제하고 있다. 그러나 이러한 촉매변환장치는 그 자체로 완벽한 것이 아니며 정상적 가동을 위해서는 충분한 warming-up 시간이 필요하다는 문제점이 지적되고 있다(Perry & Gee, 1994; Black *et al.*, 1980). 특히 겨울철의 낮은 대기온도는 촉매변환장치의 성능을 더욱 악화시키게 되므로 차량으로부터의 발생하는 VOC 배출량을 더욱 증가시킬 수 있다(Black *et al.*, 1980). 따라서 그림 2에서와 같이 여름철에 비해 겨울철에 VOC 농도가 상대적으로 높게 나타난 것은 겨울철의 정체된 대기현상과 함께 자동차 촉매변환장치의 성능 저하와 같은 실외적 요인도 중요한 원인의 하나인 것으로 사료된다.

3.5 실내·외 공기질 사이의 상관성

여러 연구자들에 의한 연구 결과 실외의 공기는 실내 공기질에 상당한 영향을 미칠 수 있는 것으로 평가되었다(Perry & Gee, 1994; Ekberg, L.E., 1993; Field *et al.*, 1992; Yocom, 1982). 본 연구에서는 실내·외 공기질 사이의 상관성을 조사하기 위하여 측정대상 오염물질의 실내·외 농도에 대한 상관성 분석을 행하였으며 그 결과는 표 7에 나타내었다. 특정 오염물질의 실내·외 농도 사이에 상관성이 높게 나타난다는 것은 실내·외 특정 지점에서 동시에 측정된 오염물질이 동일한 배출원의 영향을 받는다고 볼 수 있다. 또한 실외공기에 비해 실내공기질은 난방기구, 환기상태, 오염물질의 화학적 안정성과 같은 계절적 요인의 영향을 더 크게 받을 수 있으므로 본 연구에서는 여름과 겨울철, 및 전체로 구분하여 각 경우의 실내·외 공기질 사이의 상관성을 비교·분석하였다.

표 7에 나타난 바와 같이 일반적으로 가정집의 경우에는 여름, 겨울철 모두 실내·외 공기질 사이에 상관성이 높게 나타난 반면에 사무실과 식당의 경우에는 계절에 따라, 그리고 각 오염물질에 따라 상관성의 변화가 큰 것으로 나타났다. 여름철 자료

만 고려할 경우에는 가정집과 사무실에서의 실내·외 VOC 농도간에는 상관성이 매우 높게 나타나 여름철 동안 실내 VOC 농도가 주로 차량 배기가스와 같은 실외 배출원에 의해 직접적인 영향을 받는 것으로 추정된다. 그러나 식당의 경우에는 여름철 동안 식당 내부에 존재하는 여러 종류의 잠재적인 VOC 배출원으로 인해 식당의 실내 VOC 농도 변동에 대한 차량 배기가스의 영향이 가정집이나 사무실만큼은 현저하지 않은 것으로 나타났다. 또한 식당에서 측정된 RSP와 CO 각각의 실내·외 농도간에는 상관성이 매우 낮게 나타나 식당에서는 RSP와 CO의 실외오염원과는 독립적인 실내오염원이 존재하는 것으로 사료된다.

일반적으로 겨울철에는 실내 공기질에 영향을 미치는 다양한 요인들에 의해 실내·외 공기질간의 관계는 더욱 복잡해질 수 있으므로 겨울철 자료에 대한 상관성 분석 결과를 해석하는 것은 여름철 자료에 비해 더욱 어려워진다. 표 7에서 나타난 바와 같이 겨울철 자료에 대한 상관계수는 일반적으로 여름철보다 더 낮게 나타났는데 이는 대부분의 지점에서 겨울철기간 중 환기가 제한되었기 때문으로 추정된다. 또한 식당에서 측정된 실내·외 농도간의 상관성이 계절적으로 큰 차이가 없는 것을 미루어 보아 실내오염원의 영향이 지배적인 것으로 추정되며, 더욱이 사무실과 식당에서 모든 VOC가 동일한

동향을 나타내지는 않음을 미루어 볼 때 실내오염원의 오염물질별 배출특성과 거주자의 활동양태 등이 상당한 영향을 미치는 것으로 평가된다. 그러나 상관성분석에 이용된 자료의 수가 비교적 적었기 때문에 (각 계절별로 24개) 한 두개의 고농도 자료에 의해 상관계수가 상당한 영향을 받았을 수 있으므로 표 7에 나타난 상관성 분석결과는 그 자체로 절대적인 의미를 부여하기보다는 상대적인 평가를 위한 자료로 이용하는 것이 바람직하다고 사료된다.

그럼에도 불구하고 실내·외 공기질의 상관성 분석결과 몇 가지 특징을 알 수 있는데 먼저 가정집의 경우, 겨울철에는 제한된 환기로 인해 실외공기가 실내공기질에 미치는 영향이 여름철에 비해 상대적으로 감소하는 것으로 나타났으나 전반적으로는 여름, 겨울 모두 실외공기가 실내에 미치는 영향이 큰 것으로 나타났다. 그러나 사무실의 경우에는 실내공기질에 대한 실외의 영향이 계절에 따라 매우 다르게 나타났는데 이는 사무실의 실내공기질이 여름철에는 실외공기에 의해, 그리고 겨울철에는 실내 난방기구와 환기조건에 등에 따른 영향이 크기 때문인 것으로 추정된다. 식당의 경우에는 오염물질별로 실내·외 농도간의 상관성이 매우 불규칙하게 나타났으며 그 이유는 여러 가지 실내·외 오염원의 상호작용이 복합적으로 영향을 미치기 때문인

Table 7. Coefficients of correlation between indoor and outdoor air quality.

Pollutants	Summer			Winter			Total		
	Home	Office	Restaurant	Home	Office	Restaurant	Home	Office	Restaurant
RSP	0.63*	0.17	-0.01	0.76*	0.25	0.02	0.70*	0.41*	0.07
CO	0.37	0.48*	-0.04	0.72*	0.34	0.32	0.76*	0.73*	0.46*
CO ₂	0.96*	0.71*	0.77*	0.18	-0.12	0.41	0.88*	0.22	0.55*
NO ₂ **	0.79*	0.79*	0.52*	0.42	0.23	0.53*	0.72*	0.42*	0.16
Benzene	0.91*	0.56*	0.14	0.72*	0.70*	0.27	0.88*	0.83*	0.75*
Toluene	0.88*	0.55*	0.75*	0.85*	0.30	0.85*	0.91*	0.70*	0.90*
Ethylbenzene	0.93*	0.82*	0.33	0.72*	0.33	0.84*	0.84*	0.57*	0.73*
m+p-Xylenes	0.94*	0.85*	0.89*	0.73*	0.52*	0.67*	0.85*	0.66*	0.77*
Styrene	0.78*	0.60*	0.72*	0.51*	-0.04	0.37	0.67*	0.12	0.51*
o-Xylene	0.83*	0.92*	0.88*	0.72*	0.34	0.70*	0.81*	0.53*	0.77*
1, 3, 5-TMB	0.99*	0.70*	0.75*	0.47*	0.06	0.40	0.58*	0.28	0.54*
1, 2, 4-TMB	0.99*	0.65*	0.70*	0.46*	0.11	0.36	0.67*	0.21	0.51*
Bacteria	0.88*	0.75*	0.52	0.63*	-0.01	-0.26	0.72*	0.43	0.12
Fungi	0.79*	0.56*	0.39	0.38	-0.51	0.38	0.68*	0.08	0.42
Sample size	24	24	24	24	24	24	48	48	48

* Significant at a level of 0.01; ** Sample size is the half of other pollutants.

것으로 추정된다.

3.6 실내 공기질의 기타 영향인자

표 6에 나타난 바와 같이 겨울과 여름철 농도 비는 실외보다는 실내 지점에서 더 높게 나타났으며 이러한 경향은 실외공기와 기상조건 이외에도 겨울철 실내공기질에 영향을 주는 다른 부가적인 요인이 존재한다는 것을 의미한다. 이러한 요인으로는 실내에서의 거주자의 수와 활동상태, 환기조건 등이 포함될 수 있다. 오염물질을 배출할 수 있는 실내에서의 행위로는 난방과 요리를 위한 가스 혹은 석유난로의 사용, 흡연, 청소, 유기용제의 사용 등을 들 수 있다(Holcomb & Seabrook, 1995). 겨울철에는 거주자들이 실내에서 더 많은 시간을 보내며 특히 에너지 절약을 위한 목적으로 환기를 제한하므로 거주자의 수와 환기율은 겨울철 실내공기질 결정에 중요한 역할을 할 수 있다. 특히 가정과 사무실에서 이러한 에너지 절약을 위한 환기의 제한으로 인해 실내·외 공기질의 차이는 더욱 커질 수 있다(Dan & Wang, 1995; Daisey *et al.*, 1994).

보조난방기구의 영향: 일반적으로 등유난로의 사용은 실내공기 중 오염물질 농도를 증가시키는 것으로 알려졌다(Yocom, 1982). 따라서 본 연구에서는 겨울철 동안 국내의 가정집과 사무실 실내에서 휴대용 석유 난로의 사용 유무에 따른 영향을 평가하기 위해 석유 난로가 있는 지점과 없는 지점에서의 각 오염물질의 실내/외 측정치의 비(I/O ratio)에 대한 중앙값을 비교하였다(그림 3). 그 결과 등유난로를 사용하는 지점에서는 대부분의 오염물질의 농도가 더 높게 나타났으며 이러한 경향은 CO₂와

VOC의 경우에 두드러지게 나타났다. 따라서 적절한 배기구를 설치하지 않은 등유난로는 실내공기질 악화의 큰 요인이 되는 것으로 평가된다.

취사용 연료사용에 따른 영향: 국내 대부분의 한식 식당에서는 아직도 요리 시 숯불을 많이 사용하고 있다. 그림 4에는 요리용 연료로 가스만 사용하는 식당과 가스와 숯불을 함께 사용하는 식당에서의 실내·외 공기질을 비교하였다. 숯불사용으로 인해 RSP와 CO의 실내 농도가 상당히 증가되었으나 VOC의 경우에는 거의 영향을 받지 않는 것으로 나타났다. 특히 식당(site #5와 #1)은 CO 농도가 각각 89.9 ppm 및 40.9 ppm으로 높게 검출되었다. 식당(site #1)에서의 RSP 농도는 여름과 겨울철에 각각 425와 475 µg/m³으로 나타났다. 식당(site #1과 #5)는 모두 숯불을 사용하는 전형적인 한식 식당으로서 사용하는 연료종류에 따라 식당에서의 실내공기질은 큰 영향을 받는 것을 알 수 있다.

에어콘 사용의 영향: 일반적으로 실내에서의 에어컨 사용은 공기질 개선에 긍정적인 영향을 주는 것으로 인식되고 있으나 적절한 유지관리가 선행되지 않는 한 반드시 그렇다고는 할 수 없다(Berg, 1993). 가정집과 사무실에 설비되어 있는 에어컨이 실내공기질에 미치는 영향을 조사하기 위해 에어컨이 설치된 경우와 그렇지 않은 경우에 대한 실내·외 농도 비를 비교한 결과는 그림 5에 나타내었다. 이 경우 식당은 모두 에어컨이 설치되어 있었으므로 비교대상에서 제외하였다. 비교분석 결과 에어컨이 있는 건물에서는 대부분의 항목이 실내·외 농도비가 낮은 것으로 나타나 에어컨의 사용이 실내 공간에서의 공기질 개선에 어느 정도는 효과적인

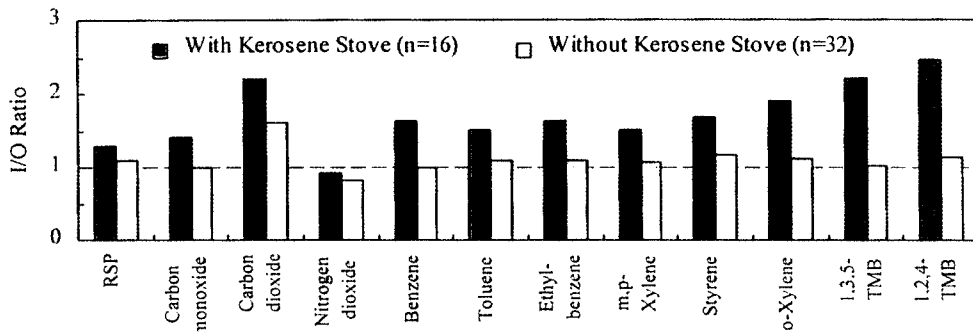


Fig. 3. Comparison of median ratios of indoor and outdoor concentrations of target pollutants.

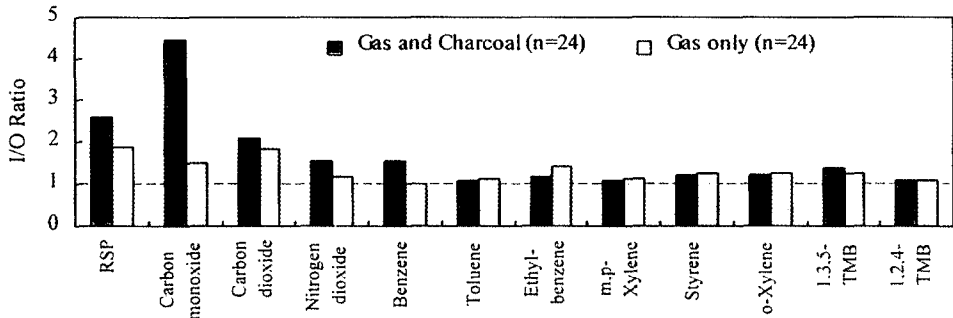


Fig. 4. Comparison of median ratios of indoor and outdoor concentrations of target pollutants.

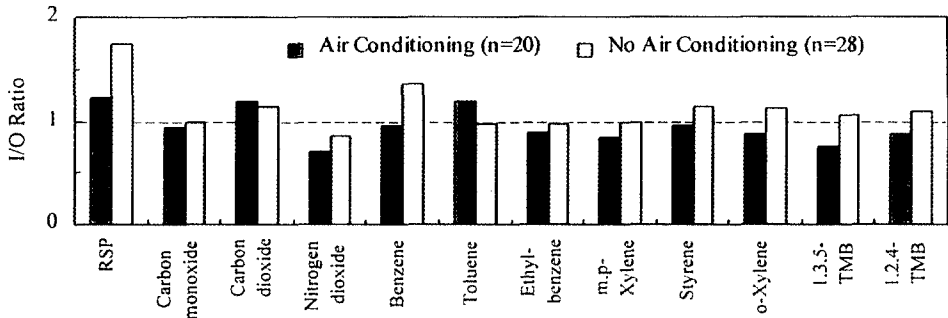


Fig. 5. Comparison of median ratios of indoor and outdoor concentrations of target pollutants.

것으로 보아진다. 특히 에어컨 내부에 장착된 필터로 인해 에어컨이 있는 건물 실내에서는 RSP농도가 그렇지 않은 건물보다 크게 감소되고 있음을 알 수 있다. 그러나 RSP 이외에 CO, CO₂ 및 VOC와 같은 기체상 오염물질에 대해서는 에어컨 가동 유무가 농도 저감에 큰 영향을 주지는 못하는 것으로 나타났다.

4. 결 론

본 연구에서는 서울과 대구의 두 도시지역을 대상으로 가정집, 사무실, 식당의 세가지 서로 다른 유형의 실내환경을 대상으로 공기질 특성을 파악하였으며 다음과 같은 결론을 얻을 수 있었다.

첫째, 국내 도시지역 가정, 사무실 및 식당의 실내 공기질은 특히 겨울철에는 실외공기질에 비해 열악한 것으로 나타났으며 전반적으로는 실외공기가 실내공기의 배경농도 형성에 큰 영향을 미치는 것

로 나타났다. 특히 식당의 경우와는 달리 내부적 오염원의 영향이 크지 않은 여름철 동안의 가정과 사무실에서의 실내공기질은 실외오염원에 의해 지배적인 영향을 받는 것으로 평가된다.

둘째, 실내에서 석유난로를 사용한 지점을 제외한 일반적인 실내·외 환경에서 검출된 대부분의 VOC는 실외오염원 특히 자동차 배기가스로부터 기인된 것으로 볼 수 있으며, VOC 농도는 여름보다 겨울철에 더 높게 검출되어 뚜렷한 계절변동을 보였다. 이와 같은 계절변동의 주요원인으로는 겨울철 화석연료의 사용증가 및 정체된 대기 기상조건과 차량 배기가스 정화용 촉매장치의 성능저하 등과 연계하여 설명할 수 있으나 이같은 추론을 뒷받침하기 위해서는 향후 보다 구체적인 연구가 필요하다고 사료된다.

셋째, 겨울철 실내공기질의 악화 원인은 외기의 영향이외에도 일반적으로 부적절한 환기상태와 난방 및 취사용 연료사용 등과 같은 내부적 요인의

영향도 큰 것으로 나타났으며 이러한 현상은 특히 사무실과 식당에서 두드러졌다. 따라서 숯불과 같은 재래식 연료사용과 보조 난방기구로서 등유난로 사용은 RSP, CO, VOC 등 대부분의 연소관련 오염물질 농도를 상당히 증가시키는 것으로 나타났다. 또한 실내에서의 에어컨 사용은 어느 정도 부유먼지 농도를 감소하는 효과가 있는 것으로 나타났으나 RSP 이외에 CO, CO₂ 및 대부분의 VOC와 같은 기체상 오염물질에 대해서는 에어컨 가동 유무가 이들 물질의 농도 저감에 큰 영향을 주지는 못하는 것으로 평가된다.

사 사

본 연구는 Japan Indoor Air Research Society의 연구비 지원으로 수행되었다. 본 연구의 수행과정에서 많은 학술적 조언을 주신 영국 Imperial College의 Roger Perry 교수와 일본 산업의과대학의 Yashushi Kodama 교수께 감사를 표한다. 아울러 측정·분석과정에 큰 기여를 한 김영민(현재 영국 Birmingham 대학 재학)군과 윤영훈(현재 영국 East Anglia 대학 재학)군에게도 감사를 전하며 이외에도 본 연구에 관계하였던 대전 혜천대학 박상곤 교수 및 당시 영남대학교와 한양대학교의 대학원생들께 감사를 표한다.

참 고 문 헌

김윤신(1996) 실내환경문제의 국제적 동향과 전망, 21세기 대기정책수립을 위한 대토론회 요지집, 한국대기보전학회, 61-72.

백남원, 김윤신, 김광중(1989) 지하공간의 공기오염 및 공기 중 미량유해물질에 관한 조사연구, 한국환경과학연구협의회, 150 p.

서울특별시(1997) 지하생활공간 공기오염 저감방안에 관한 연구, 서울특별시, 392 p.

환경부(1995) 실내공기질관리법 제정에 대한 공청회 자료집, 환경부, 1-22.

환경부(1998) 지하생활공간 공기질 관리법 시행규칙, 관보 13816호(1998. 1. 26).

통계청(1996) 한국의 사회지표, 통계청, 583 p.

ACS Committee on Environmental Improvement(1980) Guidelines for data acquisition and data quality

evaluation in environmental chemistry. Anal Chem, 52, 2242-2249.

Berg, D.W. (1993) Indoor Air Quality and HVAC Systems, Lewis Pub., 220 p.

Bevan, M.A., C.J. Proctor, J. Baker-Rogers, and D. Warren (1991) Exposure to carbon monoxide, respirable suspended particulates, and volatile organic compounds while commuting by bicycle, Environ. Sci. Technol., 25, 788-791.

Black, F.M., L.E. High, and J.M. Lang (1980) Composition of automobile evaporative and tailpipe hydrocarbon emissions, J. Air Pollut. Control Assoc., 30, 1216-1221.

Chan, C.C., H. Ozkaynak, J.D. Spengler, J.D. and L. Sheldon (1991) Driver exposure to volatile organic compounds, CO, ozone, and NO₂ under different driving conditions. Environ. Sci. Technol., 25, 964-972.

Cohen, M.A., P.B. Ryan, Y. Yanagisawa, J.D. Spengler, H. Ozkaynak, and P.S. Epstein (1989) Indoor/ outdoor measurements of volatile organic compounds in the Kanawha valley of West Virginia. J. APCA, 39, 1086-1093.

Crostowski, P.C. (1994) Exposure assessment principles, in Toxic Air Pollution Handbook. Edited by D.R. Patrick, Van Nostrand Reinhold, New York, 133-165.

Daisey, J.M., A.T. Hodgson, W.J. Fisk, M.J. Mendell, and J. Brinke (1994) Volatile organic compounds in twelve California office buildings: classes, concentrations and sources. Atmos. Environ., 22, 3557-3562.

Dann, T.F. and D.K. Wang (1995) Ambient air benzene concentrations in Canada (1989-1993): seasonal and day of week variations, trends, and source influences. J. AWMA, 45, 695-702.

Ekberg, L.E. (1993) Sources of volatile organic compounds in the indoor environment, Proc. Volatile Organic Compounds in the Environment, Indoor Air International, London, 573-579.

Evans, G.F., T.A. Lumpkin, D.L. Smith, and M.C. Somerville (1992) Measurements of VOCs from the TAMS network. J. AWMA, 42, 1319-1323.

Fellin, P. and R. Otson (1994) Assessment of the influence of climatic factors on concentration levels of volatile organic compounds (VOCs) in Canadian homes. Atmos. Environ., 28, 3581-3586.

Field, R.A., J.L. Phillips, M.E. Goldstone, J.N. Lester, and R.

- Perry (1992) Indoor/outdoor interactions during an air pollution event in central London. *Environ. Technol.*, 13, 391-408.
- Hartwell, T.D., E.D. Pellizzari, R.L. Perritt, R.W. Whitmore, and H.S. Zelon (1987) Comparison of VOC levels between sites and seasons for the TEAM study. *Atmos. Environ.*, 21, 2413-2424.
- Holcomb, L.C. and B.S. Seabrook (1995) Indoor concentrations of volatile organic compounds: implications for comfort, health and regulation. *Indoor Environ.*, 4, 7-26.
- Feron, V.J., H.P. Til, F. Vrijer, and P.J. van Bladeren (1992) Toxicology of volatile organic compounds in indoor air and strategy for future research. *Indoor Environ.*, 1, 69-81.
- Field, R.A., M.E. Goldstone, J.N. Lester, and R. Perry (1992) The sources and behaviour of tropospheric anthropogenic volatile organic compounds. *Atmos. Environ.*, 26A, 2983-2996.
- Hornung, R.W. and L.D. Reed (1990) Estimation of average concentration in the presence of nondetectable values. *Appl. Occup. Environ. Hyg.*, 5, 46-51.
- Perry, R. and I.L. Gee (1994) Vehicle emissions and effects on air quality: indoors and outdoors. *Indoor Environ.*, 3, 224-236.
- Scheff, P.A., R.A. Waden, B.A. Bates, and P.F. Aronian (1989) Source fingerprints for receptor modeling of volatile organics, *JAPCA*, 39, 469-478.
- Scheaffer, R.L. and J.T. McClave (1990) *Probability and Statistics for Engineers*, PWS-Kent Pub. Co., Boston, 552-570.
- Shah, J.J. and H.B. Singh (1988) Distribution of volatile organic chemicals in outdoor and indoor air. *Environ. Sci. Technol.*, 22, 1381-1388.
- Singh, H.B., L. Salas, W. Viezee, B. Sitton, and R. Ferek (1992) Measurement of volatile organic chemicals at selected sites in California. *Atmos. Environ.*, 26A, 2929-2946.
- SPSS Inc. (1986) *SPSS-x User's Guide*, McGraw Hill Co., New York, 809-834.
- Sweet, C.W. and S.J. Vermette (1991) Toxic volatile organic compounds in urban air in Illinois. *Environ. Sci. Technol.*, 26, 165-173.
- U.K. Department of Environment (DoE) (1994) *Expert Panel on Air Quality Standards: Benzene*, HMSO, London, 20 p.
- U.S. EPA Science Advisory Board (1990) *Reducing Risk: Setting Priorities and strategies for Environmental Protection*. Report SAB-EC-90-021, U.S. EPA, Washington, D.C.
- Yanagisawa, Y. and H. Nishimura (1980) A personal sampler for measurement of nitrogen dioxide in ambient air. *J. Japan Soc. Air Pollut.*, 15, 316-323.
- Yocom, J.E. (1982) Indoor-outdoor air quality relationships - a critical review. *JAPCA*, 32, 500-520.