

## 주택에서 Box Model을 이용한 평균 환기율 및 이산화질소 발생량 추정

배 현 주·양 원 호\*·손 부 순\*\*·김 대 원\*\*\*  
서울대학교 보건대학원 환경보건학과, \*대구가톨릭대학교 산업보건학과  
\*\*순천향대학교 환경보건학과, \*\*\*대구가톨릭대학교 환경과학과  
(2004년 1월 8일 접수; 2004년 6월 28일 채택)

### Estimation of Mean Air Exchange Rate and Generation Rate of Nitrogen Dioxide Using Box Model in Residence

Hyun-Joo Bae, Won-Ho Yang\*, Bu-Soon Son\*\* and Dae-Won Kim\*\*\*

Department of Environmental Health, School of Public Health, Seoul National University, Seoul 110-799, Korea

\*Department of Occupational Health, Catholic University of Daegu, Gyeongsan 712-702, Korea

\*\*Department of Environmental Health Science, Soonchunhyang University, Asan 336-745, Korea

\*\*\*Department of Environmental Science, Catholic University of Daegu, Gyeongsan 712-702, Korea

(Manuscript received 8 January, 2004; accepted 28 June, 2004)

Indoor air quality is affected by source strength of pollutants, ventilation rate, decay rate, outdoor level, and so on. Although technologies measuring these factors exist directly, direct measurements of all factors are not always practical in most field studies. The purpose of this study was to develop an alternative method to estimate these factors by application of multiple measurements. For the total duration of 30 days, daily indoor and outdoor NO<sub>2</sub> concentrations were measured in 30 houses in Brisbane, Australia, and for 21 days in 40 houses in Seoul, Korea, respectively. Using a box model by mass balance and linear regression analysis, penetration factor (ventilation divided by sum of air exchange rate and deposition constant) and source strength factor (emission rate divided by sum of air exchange rate and deposition constant) were calculated. Subsequently, the ventilation and source strength were estimated. In Brisbane, the penetration factors were 0.59±0.14 and they were unaffected by the presence of a gas range. During sampling period, geometric mean of natural ventilation was estimated to be 1.10±1.51 ACH, assuming a residential NO<sub>2</sub> decay rate of 0.8 hr<sup>-1</sup> in Brisbane. In Seoul, natural ventilation was 1.15±1.73 ACH with residential NO<sub>2</sub> decay rate of 0.94 hr<sup>-1</sup>. Source strength of NO<sub>2</sub> in the houses with gas range (12.7±9.8 ppb/hr) were significantly higher than those in houses with an electric range (2.8±2.6 ppb/hr) in Brisbane. In Seoul, source strength in the houses with gas range were 16.8±8.2 ppb/hr. Conclusively, indoor air quality using box model by mass balance was effectively characterized.

Key Words : Box model, Indoor air, Air exchange rate, Generation rate, Nitrogen dioxide

#### 1. 서 론

실내공기질에 영향을 미치는 주요 요인은 실내오

염물질의 발생량, 환기량, 오염물질 감소율, 실내 공기 혼합정도, 실외 오염물질 농도 및 실내공간 크기이다. 실내공간 크기와 실내 표면적은 직접 측정할 수 있으며, 환기량, 공기오염물질의 실내 발생량 및 감소율은 각기 측정방법은 있으나 실내 환경인 주택에서 직접 측정하는 것은 한계가 있다<sup>1)</sup>. 실외와 실내의 공기환기는 침투(infiltration), 자연환기(natural

Corresponding Author : Won-Ho Yang, Department of Occupational Health, Catholic University of Daegu, Gyeongsan 712-702, Korea  
Phone : +82-53-850-3739  
E-mail : whyang@cu.ac.kr

ventilation)와 기계환기(mechanical ventilation) 세 가지로 구분할 수 있다<sup>2)</sup>.

상업건물과 공공건물에서는 기계환기 시설이 일반적이며 환기량은 덕트시스템에서 측정 가능하다<sup>3)</sup>. 일반주택에서는 기계환기 시설은 드문 편이기 때문에 환기량은 수동식 perfluorocarbon tracers(PFTs)를 이용하여 측정할 수도 있지만 약 10%의 오차를 일으킬 수 있다<sup>4)</sup>. 따라서 측정 및 분석 등의 제한점으로 주로 침투를 자연환기로 대신하여 측정한다<sup>5)</sup>. 침투는 공기가 주택 실내로 창문이나 벽 등의 틈새로 들어오는 것으로 정의되며, 창문과 문을 열어서 공기가 실내로 유입되는 자연환기를 의미하지는 않는다.

실내에서 오염물질의 발생량은 직독기나 용액포집으로 측정할 수 있다. 가스레인지와 같은 연소도구에서 발생하는 이산화질소(NO<sub>2</sub>) 발생량은 연소도구의 사용기간이 오래될수록 증가한다<sup>6)</sup>. 또한 연소도구 작동요인, 연료 투입율, 습도 및 온도도 발생량에 영향을 준다<sup>7)</sup>. 따라서, 일반주택에서 오염물질의 발생량 측정은 일반적으로 발생원에서 발생량이 일정한 것으로 가정하고 측정하지만<sup>8)</sup>, 매일 사용량의 변화가 있기 때문에 정확한 발생량 측정은 어려움이 많다. 일반 주택에서 공기오염물질의 감소율은 실외 및 실내의 침투를 이용한 환기율과 오염물질 제거율을 동시에 측정함으로써 계산할 수 있다<sup>9)</sup>. NO<sub>2</sub>와 오존(O<sub>3</sub>)과 같은 반응성 가스는 실내공간에서 실내표면과 다른 공기오염물질의 반응으로 농도가 감소한다<sup>10)</sup>. 감소율은 또한 실내 온도 및 습도의 영향을 받기 때문에 매 시각 변화할 수 있다<sup>11)</sup>. NO<sub>2</sub>는 고온연소의 부산물로써 차량, 발전소 및 산업공정에서 주로 발생하며, 실내에서는 가스레인지, 석유난로 난방기, 흡연 등과 같은 연소과정에서 발생된다<sup>12)</sup>. 또한 실내의 NO<sub>2</sub> 농도는 공기환기량과 실내 표면반응과 같은 주택특성에 영향을 받는다<sup>13)</sup>. 실험실에서 조사된 NO<sub>2</sub>의 생체실험에 의하면 NO<sub>2</sub>는 호흡기와 기관지 계통에 영향을 주는 것으로 보고 되었다<sup>14)</sup>. 다른 연구에서는 가정 연소기구에서 발생된 비슷한 NO<sub>2</sub> 농도에서 기관지 계통에 영향을 주는 것으로 나타났다<sup>15,16)</sup>.

본 연구는 호주 브리스베인(Brisbane)에서 수행되어 발표된 결과와 한국 서울에서 같은 방법으로 수행된 결과를 비교하였다<sup>17)</sup>. 이 연구의 목적은 물질수지를 이용한 box model과 선형회귀의 통계적 방법을 이용하여 측정기간 동안 환기량(자연환기) 및 NO<sub>2</sub> 발생량을 동시에 추정함으로써 실내공기질의 특성을 파악하는 것이며, 본 연구의 결과는 실내 공기질 관리에 도움을 줄 것이다.

## 2. 연구대상 및 방법

### 2.1. 조사지역

공기환기율 및 NO<sub>2</sub>의 발생량을 추정하기 위해서 브리스베인에서 실내 및 실외의 NO<sub>2</sub> 농도를 총 30 주택에서 초겨울인 1999년 5월부터 6월초까지 30일 동안 매일 측정하였다. 주택특성과 생활양식은 설문지에 의해서 조사되었다. 또한 서울에서는 총 40주택에서 여름철인 2000년 6월부터 8월까지 21일 동안 같은 방법으로 매일 NO<sub>2</sub> 농도를 측정하였다.

### 2.2. 측정 및 분석방법

모든 NO<sub>2</sub>의 농도측정은 수동식 시료채취기(passive sampler)를 이용하였다<sup>18)</sup>. 수동식 시료채취기는 참여자들에게 측정방법(protocol)과 기록지(recording paper)를 함께 나누어 주었으며, 설치 방법과 주의사항을 참여자에게 각각 직접 설명하였다. 수동식 시료채취기는 1주일 단위로 분배 및 수거하였다. 수동식 시료채취기의 정밀도를 분석하기 위해서 수요일마다 실내 및 실외에 각각 이중측정(duplicate measurements)하였다. 수동식 시료채취기는 가정에서 사람들이 가장 잘 모이는 거실에 설치하였으며, 측정 위치는 연소장치 발생원에서 3 m 이상 그리고, 창문 또는 문으로부터 2 m 이상이 되도록 하였다. 실외에 설치된 수동식 시료채취기는 지면으로부터 1 m 이상이 되도록 하고, 비나 눈으로부터 보호될 수 있도록 했으며 환기가 잘 되는 곳에 위치하도록 하였다.

### 2.3. 실내공기 box model 모델

물질수지를 이용한 box model은 완전 혼합된 하나의 공간으로 공기의 유입 및 유출 사이의 관계를 기술하며 실내공기질을 설명하기 위해 자주 이용된다<sup>19)</sup>. 물질수지에 의한 실내공기질 모델은 실내공기 오염물질 농도와 관련 변수들 사이의 관계를 나타낼 수 있는 유용한 방법이며, 오염물질의 확산과 이동, 오염물질 발생강도, 환기율, 제거율 등의 요인들을 기술한다<sup>20)</sup>. 일반 가정주택을 하나의 공간(one-compartment)으로 가정하면, 실내공기의 농도변화는 다음과 같이 표현할 수 있다.

$$\frac{dC_i}{dt} = mIC_o + S - mIC_i - \frac{R}{V} \quad (1)$$

여기서, C<sub>i</sub>=indoor concentration (ppm), C<sub>o</sub>=outdoor concentration (ppm), I=air exchange rate (ACH: Air Exchanges per Hour, 1/hr), S=generation rate (cm<sup>3</sup>/hr · m<sup>3</sup>=ppm/hr), R=removal rate (cm<sup>3</sup>/hr), V=volume of the space (m<sup>3</sup>), t=time (hr) and m=mixing factor (0 ≤ m ≤ 1).

식 (1)에서 실내오염물질(NO<sub>2</sub>) 제거율(R)은 감소 상수(K, hr<sup>-1</sup>)와 실내에 존재하는 부피(VC<sub>i</sub>)로 나타낼 수 있다.

$$R = KVC_i \quad (2)$$

식 (2)을 식 (1)에 대입하고 대상 실내공간에서 완전혼합(completely mixed condition, m=1)을 가정하면<sup>21)</sup>, 식 (1)은 다음과 같이 식 (3)으로 나타낼 수 있다.

$$\frac{dC_i}{dt} = IC_o + S - IC_i - KC_i \quad (3)$$

시간 t=0 일 때 초기농도를 C<sub>0</sub>라면, 식 (3)에서 시간에 따른 농도변화는 미분방정식을 이용하여 식 (4)로 나타낼 수 있다.

$$C(t) = \frac{(S + IC_o)}{I + K} [1 - e^{-(I+K)t}] + C_0 e^{-(I+K)t} \quad (4)$$

하나의 공간모델(one-compartment model)에서 NO<sub>2</sub>의 농도가 평형상태(t=∞)에 도달할 때 시간에 따른 농도 변화는 정상상태(dC<sub>i</sub>/dt=0)로 가정할 수 있으며, 실내·외 NO<sub>2</sub> 농도에 적용하여 식(5)에 나타내었다.

$$C_{i(ss)} = \frac{IC_o}{I + K} + \frac{S}{I + K} \quad (5)$$

여기서, C<sub>i(ss)</sub>=average steady-state indoor NO<sub>2</sub> concentration (ppm), S=average NO<sub>2</sub> generation rate (cm<sup>3</sup>/hr · m<sup>3</sup>=ppm/hr) and C<sub>o</sub>=average outdoor NO<sub>2</sub> concentration (ppm).

식 (4)는 식 (5)와 같이 실내 NO<sub>2</sub> 농도와(C<sub>i(ss)</sub>)와 실외 NO<sub>2</sub> 농도(C<sub>o</sub>)의 관계로 재배열 할 수 있다.

$$C_{i(ss)} = \left(\frac{I}{I+K}\right)C_o + \left(\frac{S}{I+K}\right) \quad (6)$$

식 (6)에서 I/(I+K)를 A로 대체하고, S/(I+K)는 B로 대체하면, 식 (6)은 수학적으로 환기를 통해 실외 오염물질이 실내로 유입되는 투과요인(A: penetration factor)과 실내 오염원의 발생요인(B: source strength factor)으로 정의될 수 있다<sup>22)</sup>. 식 (6)은 식 (7)과 같이 간단한 실내 및 실외 NO<sub>2</sub> 농도 관계인 일차방정식으로 표현할 수 있다.

$$C_{i(ss)} = AC_o + B \quad (7)$$

식 (7)에서, 투과요인(A)는 I와 K의 값이 0보다 크기 때문에 0과 1사이여야만 한다. 또한 오염원 발

생요인(B)은 S가 0과 같거나 크기 때문에 0이상이어야 한다. 따라서, 일정기간 동안 다중측정으로 실내 및 실외의 NO<sub>2</sub> 농도를 측정한다면, 식 (7)에서 일차선형회귀식을 이용하여 투과요인과 발생요인을 구할 수 있다. 본 연구에서 측정기간 동안 매일의 C<sub>i</sub>와 C<sub>o</sub> 측정은 식 (7)에서 최소자승직선을 이용하여 기울기와 절편 값으로부터 투과요인(A)과 발생요인(B)의 값을 계산하였다. 그리고, 투과요인(A)에서 K값을 대입하여 측정기간 동안의 평균 환기율을 계산하고, 이 환기율을 발생요인(B)에 대입하여 측정기간 동안 평균 NO<sub>2</sub> 발생량을 추정하였다.

### 3. 연구결과

#### 3.1. 실내 및 실외 이산화질소 농도

서울에서 참가자는 총 40명으로 자발적이거나 권유에 의해서 참여하였다. 참가자는 서울 Y구청에서 20명과 일반 시민 20명 이었다. NO<sub>2</sub> 농도측정은 참가자 40명중에서 3명이 중도에서 불참하여 총 37주택에서 수행되었다. 조사된 가족의 평균수는 3.5명이었고, 단독주택은 7주택, 아파트는 30주택이었다 (Table 1). 실내 벽의 주요 물질은 시멘트였으며, 37주택 모두에서 벽면에 벽지를 사용하였다. 37주택 모두 취사용으로 가스레인지기를 사용했으며, 가스 점화장치는 가스레인지 자체의 불꽃 점화장치를 사용하였다. 난방장치는 29주택에서 가스, 8주택은 석유를 사용한다고 응답하였다.

브리스베인은 30명의 참가자가 자발적으로 지원하였다. 참가자는 Queensland University of Technology(QUT)의 직원 및 학교 주변의 주민이었다. NO<sub>2</sub> 농도측정은 참가자 30명중에서 2명이 측정 중에 개인 사정으로 불참하게 되어 총 28주택에서 수행되었다. 설문지를 이용하여 조사된 가족의 평균수는 3.4명이었고, 침대 수는 3.4개이었다. 실내 벽의 주요 물질은 목재(주택 10주택)와 플라스터(plaster:

Table 1. House characteristics in Seoul, Korea and in Brisbane, Australia

	Number of house	
	Seoul (n=37)	Brisbane (n=28)
Type of house		
Single house	7	21
Apartment	30	7
Attached garage	0	17
Inside smoker	20	2
Gas range	37	16
Gas water heater	29	8
Kerosene heater	8	0

주택 11주택)였다. 주택 12주택이 취사용으로 가스 레인지를 사용했으며, pilot light를 사용하는 주택은 없었다<sup>23)</sup>. 주택 30주택에서 64%는 난방장치가 없었으며, 석유난로 또는 석탄 난방기를 사용하는 주택은 없었다.

서울에서 21일 동안 매일 측정된 주택 실내 및 실외의 NO<sub>2</sub> 평균농도는 각각 29.9±14.7 ppb 및 36.2±18.9 ppb를 나타내었고, 실내/실외 NO<sub>2</sub> 농도비는 0.88±0.32이었다. 브리스베인에서는 실내 및 실외의 NO<sub>2</sub> 평균농도는 각각 12.5±8.2 ppb 및 15.0±9.8 ppb를 나타내었다. 그리고, 실내 및 실외의 NO<sub>2</sub> 농도비는 0.82±0.41이었다. 서울과 브리스베인의 실내 및 실외의 NO<sub>2</sub> 농도는 근사적으로 대수정규분포(log-normal distribution)를 보였고 (p<0.05), 따라서 서울과 브리스베인의 실내 및 실외 NO<sub>2</sub> 농도의 기하평균과 기하표준편차를 나타내었다(Table 2).

브리스베인과 비교하여 서울의 주택 실내 및 실내의 NO<sub>2</sub> 농도는 높았으며, 실내/실외 NO<sub>2</sub> 농도비도 상대적으로 다소 높았다. 일반적으로 여름철은 혼합고(mixing height)가 증가하고, 난방기의 사용이 없으므로 실외 대기의 NO<sub>2</sub>는 겨울철 보다 낮다<sup>24,25)</sup>. 본 결과를 볼 때, 서울(여름)이 브리스베인(겨울)에 비해 실내 및 실외의 NO<sub>2</sub> 농도가 모두 높

은 것을 고려하면 공기 오염도의 심각성을 알 수 있다.

### 3.2. 투과요인 및 발생요인

환기를 통해 실외오염물질이 실내로 유입되는 투과요인과 실내 오염원의 발생요인을 계산하기 위해서, 실내 및 실외 NO<sub>2</sub> 농도사이의 선형회귀 모델을 이용하였다. 브리스베인에서 1주택만이 기울기 값이 1 이상이었다. 브리스베인에서 전기레인지와 가스레인지 사용 주택에서 기울기의 평균은 각각 0.65±0.18과 0.56±0.12였으며, 투과요인(기울기)은 전기레인지와 가스레인지를 사용하는 주택에서 통계적으로 유의한 차이를 보이지는 않았다. 서울에서는 가스레인지 사용하는 주택에서 기울기의 평균과 표준편차는 0.58±0.12이었다(Table 3). 브리스베인에서 절편(발생요인)의 평균과 표준편차는 전기레인지와 가스레인지 사용 주택에서 각각 1.49±1.25와 5.77±3.55였고, 서울에서는 가스레인지 사용 주택에서 9.12±4.50이었다.

실내공기질의 가장 큰 영향을 주는 것은 대부분 환기에 의한 실외공기의 유입이다<sup>26)</sup>. 본 연구에서는 일정기간 동안 매일 실내·외 NO<sub>2</sub> 농도 사이의 관련성은 실내 NO<sub>2</sub> 발생원이 있는 주택과 발생원이 없는 주택은 차이가 있을 것으로 생각되어, 발생요인(기울기) 값이 0과 1사이를 벗어난 1주택을 제외한 브리스베인의 27주택에서 30일 동안 매일의 실내 및 실외 NO<sub>2</sub> 농도 사이의 관계를 결정계수(R<sup>2</sup>)를 계산하였다.

브리스베인에서 계산된 결정계수의 평균 및 표준편차는 전기레인지(16주택)와 가스레인지(11주택) 사용 주택에서 각각 0.70±0.13 및 0.57±0.21이었다. 전기레인지를 사용하는 주택의 실내·외 NO<sub>2</sub> 농도 사이의 결정계수 값은 가스레인지를 사용하는 주택보다 통계적으로 유의하게 높았다 (p<0.05). 이 결과는 실내공간에 오염물질 발생원의 有·無는 일정기간 동안 다중측정에 의해 실내·외 상관성을 분석할 때 차이를 보여 주택특성을 나타낼 수 있음을 알 수 있다.

Table 2. Measured NO<sub>2</sub> concentrations of indoor and outdoor for daily 21 days in Seoul and 30 days in Brisbane

		Seoul (n=37)	Brisbane (n=28)
Indoor	GM(ppb)	26.0	9.9
	GSD	1.7	2.0
	Range(ppb)	1.5~59.9	1.7~56.0
Outdoor	GM(ppb)	31.3	12.8
	GSD	1.8	1.9
	Range(ppb)	2.4~85.2	2.97~101.4
Indoor/outdoor		0.88±0.32	0.82±0.41

- GM: Geometric mean

- GSD: Geometric standard deviation

Table 3. Calculated penetration factor and source strength factor by equation (7) in Seoul and Brisbane

		Penetration factor (Slope : A)		Source strength factor (Intercept : B)	
		M±S.D	Range	M±S.D	Range
Seoul(n=37)	Gas range(n=37)	0.58±0.12	0.26~0.82	9.12±4.50	2.13~19.40
	Electric range(n=16)	0.65±0.18	0.44~0.72	1.49±1.25	0.09~4.35
Brisbane(n=28)	Gas range(n=12)	0.56±0.12	0.46~1.10	5.77±3.55	2.38~10.23
	Sub mean	0.59±0.14	0.44~1.10	3.24±3.23	0.09~10.23

서울의 37주택에서 매일의 실내 및 실외 NO<sub>2</sub> 농도 사이에서 계산된 결정계수의 평균 및 표준편차는 가스레인지 사용 주택에서 0.52±0.20이었다. 서울과 브리스베인의 가스레인지 사용 주택들의 실내·외 NO<sub>2</sub> 농도 사이의 결정계수 값들은 신뢰도 95%에서 유의한 차이를 나타내지 않았다 (Table 4).

3.3. 이산화질소 감소율

브리스베인에서 식 (6)의 NO<sub>2</sub> 감소상수(K, hr<sup>-1</sup>) 값은 참고문헌을 인용하여 0.8 hr<sup>-1</sup>로 고정하였다<sup>27-30</sup>. K 값의 고정이 환기율 값의 오차를 야기할 수 있기 때문에 참고문헌을 이용하여 I 값과 K 값의 범위 (평균과 표준편차)를 정하고, @Risk(Palisade Co.) 프로그램을 이용하여 Monte-Carlo 모의실험을 하였다<sup>31</sup>. 참고문헌에 의하면, I 값의 변이는 밀폐형 (tight) 주택의 0.5 ACH와 개방형(leaky) 주택의 3 ACH의 범위를 가지며<sup>32</sup>, K 값의 변이는 0.7 hr<sup>-1</sup>부터 2 hr<sup>-1</sup>까지였다. 식 (6)에서 30일 동안 연속 측정된 한 주택의 실내 및 실외 NO<sub>2</sub> 농도의 평균 및 표준편차를 이용하였고, 다른 요소인 NO<sub>2</sub> 발생량(S)은 상수값으로 고정하였다. I 값을 고정하고 K 값을 변화시키면서 실행한 모의실험 결과는 실내 NO<sub>2</sub> 농도와 실외 NO<sub>2</sub> 농도 사이의 상관관계(correlation coefficient)를 변화시키지 못했다. 그러나 K 값을 고정하고 I 값을 변화시키면서 실행한 모의실험 결과는 실내 NO<sub>2</sub> 농도와 실외 NO<sub>2</sub> 농도 사이의 관계를 변화시켰다. 그리고, 호주의 주택특성은 미국과 비슷하기 때문에 NO<sub>2</sub> 감소상수(K) 값은 0.8 hr<sup>-1</sup>로 가정할 수 있었다. 한국의 감소상수 K 값은 Yang et al.<sup>33</sup>이 두 측정점을 이용하여 계산한 NO<sub>2</sub> 감소

상수(K) 값 0.94 hr<sup>-1</sup>을 이용하였다.

3.4. 환기율 및 발생량 추정

브리스베인에서 투과요인이 0과 1사이를 벗어난 1주택을 제외한 각 27주택에서 식 (6)과 식 (7)을 이용하여 환기율을 계산하였다. 식 (6)에서 투과요인에서 계산된 브리스베인의 27주택 각각의 30일 동안 평균 환기율은 1.19±0.48 ACH였고, 같은 방법으로 계산된 서울의 21일 동안 평균 환기율은 1.34±0.81 ACH이었다.

여름철에 측정된 서울의 환기율이 겨울철에 측정된 브리스베인 보다 높았다. 브리스베인의 27주택과 서울의 37주택에서 각각 계산된 환기율의 빈도분포는 대략적으로 대수정규분포(log-normal)를 나타내었기 때문에 (p<0.05), 서울과 브리스베인의 환기율을 기하평균과 편차로 나타내었다(Table 5) (Fig. 1).

서울에서 21일 동안 예측된 NO<sub>2</sub> 발생량의 평균은 16.8±8.2 ppb/hr이었으며, 브리스베인에서 30일

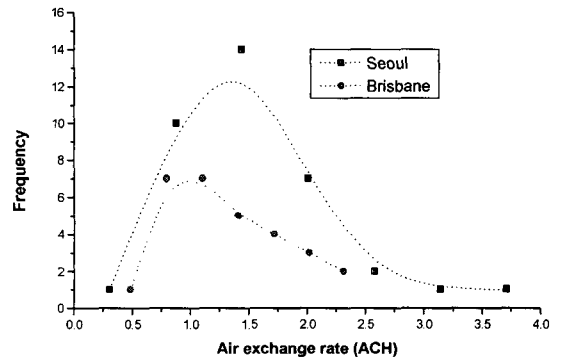


Fig. 1. Frequency distribution of air exchange rate hour in Seoul and Brisbane.

Table 4. Coefficients of determination (R<sup>2</sup>) between daily indoor and outdoor NO<sub>2</sub> concentrations for 21 days in Seoul and for 30 days in Brisbane

		Coefficient of determination (R <sup>2</sup> )	Minimum	Maximum
Seoul(n=37)	Gas range(n=37)	0.52±0.20	0.18	0.85
	Electric range(n=16)	0.70±0.13	0.45	0.87
Brisbane(n=27)	Gas range(n=11)	0.57±0.21	0.18	0.92
	Sub mean	0.64±0.18		

Table 5. Estimated air exchange rate in electric and gas ranges by mass balance model in Seoul and Brisbane

	Air exchange rate			
	Geometric mean (ACH)	Geometric standard deviation	Minimum (ACH)	Maximum (ACH)
Seoul(n=37)	1.15	1.73	0.31	3.71
Brisbane(n=27)	1.10	1.51	0.54	2.03

동안 계산된 NO<sub>2</sub> 발생량의 평균은 6.9±8.1 ppb/hr 이었다. 주택특성을 고려하면 브리스베인에서 전기 레인지를 사용하는 주택에서 계산된 NO<sub>2</sub> 발생량의 평균은 2.8±2.6 ppb/hr이었다. 또 가스레인지를 사용하는 주택에서 계산된 발생량의 평균은 12.7±9.8 ppb/hr이었다(Table 6).

4. 연구고찰

서울과 브리스베인의 참여자 각 주택의 평균 가족수는 비슷하였으나 주택특성은 차이를 보였다. 취사용으로 가스레인지 사용 서울 참여자 37명의 주택 모두가 사용하였고, 브리스베인에서는 28 주택 중 11 주택이 가스레인지를 사용하였다. 또한 주택형태는 지역 인구밀도 등의 영향으로 서울 참여자의 7명(29%)이 단독주택 이었고, 브리스베인에서는 21명(75%)의 주택이 단독이었다. 주택특성 중 가스레인지의 사용과 주택에 붙어있는 차고 유·무에 따라 실내 NO<sub>2</sub> 농도에 영향을 주었다. 따라서, 주택특성에 따라 주택 실내의 NO<sub>2</sub> 농도에 영향을 줄 수 있으며 결국 NO<sub>2</sub> 개인노출에 중요한 요인으로 작용할 수 있다. 그러므로 주택특성의 적절한 조절은 실내 공기질을 통제할 수 있을 것으로 생각한다. 브리스베인은 30일 동안 실내·외 NO<sub>2</sub> 농도를 매일 측정하였고, 서울의 측정기간은 21일 동안 매일 측정하였다. 브리스베인에서 측정된 30일 자료에서 무작위로 1주 단위, 2주 단위, 3주 단위 및 4주 단위로 측정치를 선택하여 비교한 결과에 의하면, 3주(21일)의 결과는 30일 동안의 결과와 통계적으로 차이를 보이지 않았기 때문에 서울에서는 3주 동안 측정하였고 대신 측정 수를 40주택으로 확대 실행하였다.

서울에서 계산된 여름철 21일 동안 기하 평균 환기율은 1.15±1.73 ACH였고, 겨울초에 측정된 브리스베인에서는 1.10±1.51 ACH로 비교적 비슷한 결과를 보였다. 그 이유는 서울과 비교 연구된 브리스베인이 남회귀선의 약간 남쪽에 위치하며, 열대에서 온난한 아열대 기후에 속해 뚜렷한 사계절의 구분이 없는 편이고, 또한 연간 평균 기온차가 10℃ 이

내이며 겨울철의 온도가 17~24℃ 정도로 주택자체가 밀폐형(tight house) 구조가 아니기 때문에 비교적 높은 환기율을 나타낸 것으로 생각된다.

두 지역에서 일정기간 동안 연속적으로 측정된 실내 NO<sub>2</sub> 농도의 산술 표준편차는 Ryan 등이 보스턴(Boston) 거주지역의 자료로 모의실험(simulation)하여 예측된 표준편차(보스턴: 21.12) 보다 다소 낮은 값을 보였다<sup>34)</sup>. 그 이유는 매일의 다중측정이 자기상관(autocorrelation)관계가 존재하기 때문일 것으로 생각되었으나, 통계프로그램(SPSS version 10.0)을 이용하여 계산된 본 연구의 실내 및 실외의 연속측정에 의한 NO<sub>2</sub> 농도값은 자기상관 관계를 나타내지 않았다<sup>35)</sup>. 이것은 근로자의 연속 노출측정을 하여 자기상관이 없음을 발표한 Francis 등의 결과와 일치하며<sup>36)</sup>, 또한 참여자들이 직접 각자의 주택에서 연속적이지만 매일 똑같은 시간에 수동식 시료채취기를 교체한 것이 아니기 때문일 것이다. 브리스베인에서 전기레인지를 사용하는 주택과 가스레인지를 사용하는 주택에서 NO<sub>2</sub> 발생량은 통계적으로 유의한 차이를 나타냈지만 (p<0.001), 서울과 브리스베인의 가스레인지를 사용하는 주택들의 NO<sub>2</sub> 발생량은 95% 신뢰도에서 통계적으로 차이를 나타내지는 않았다. 이것은 국제화시대를 고려할 때 서울과 브리스베인에서 이용된 취사도구인 가스레인지의 제조회사는 다를지라도 비슷한 열용량을 갖고 있기 때문에 비슷한 NO<sub>2</sub> 발생량을 갖고 있는 것으로 해석할 수 있다.

전기레인지를 이용하는 주택의 실내 NO<sub>2</sub> 발생량은 실제적으로 0으로 추정되어야 하지만, 전기레인지 이외의 실내흡연 같은 다른 NO<sub>2</sub> 발생원이 존재할 수 있고 물질수지 모델이 시간에 따른 실내 NO<sub>2</sub> 농도 변화에 영향 요인을 완전하게 표현하지 못한 것과 모델에서 가정을 한 것이 이런 결과를 나타낸 것으로 생각된다. 브리스베인과 서울의 참여자 각 주택의 가족수와 물질수지 모델에서 추정된 NO<sub>2</sub> 발생량과는 관련성이 있을 것으로 생각하여 그 관계를 Fig. 2에 나타내었다. 이 가정은 가스레인지를 취

Table 6. Estimated NO<sub>2</sub> source strengths in electric and gas ranges by mass balance model in Seoul and Brisbane

		NO <sub>2</sub> source strength			
		Mean (ppb/hr)	Standard deviation	Minimum (ppb/hr)	Maximum (ppb/hr)
Seoul(n=37)	Gas range(n=37)	16.8	8.2	3.5	39.8
	Electric range(n=16)	2.8	2.6	0.3	9.6
Brisbane(n=27)	Gas range(n=11)	12.7	9.8	4.1	33.1
	Sub mean	6.9	8.1		

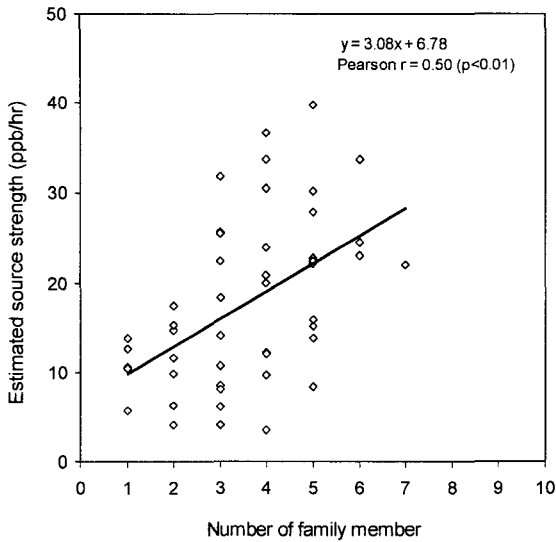


Fig. 2. Relationship between NO<sub>2</sub> source strength and number of family member in 64 houses.

사도구 또는 난방도구로 사용하는 주택에서 가족 수가 많으면 그 만큼 가스레인지의 많이 사용할 수 있는 것을 고려할 수 있다. 각 주택의 가족 수가 비슷한 경우가 많아서 상관계수 값은 비교적 낮게 나타났지만, Fig. 2에서 나타났듯이 가족수와 NO<sub>2</sub> 발생량은 유의한 상관성을 나타내었다 (Pearson  $r=0.50$ ,  $p<0.01$ ). 이 결과는 가족수를 알면 NO<sub>2</sub> 발생량 정도를 추정할 수 있을 것이다.

### 5. 결 론

본 연구에서는 서울과 브리스베인의 주택특성과 관련하여 일반 가정집 37주택과 28주택을 21일과 30일 동안 매일 연속해서 각각 실내 및 실외의 NO<sub>2</sub>를 측정하여 농도변화를 살펴보았다. Mass balance 모델과 선형회귀 모델을 통해 연속적인 매일의 다중측정을 이용하여 측정 기간동안의 평균 실내·외 환기율과 NO<sub>2</sub> 발생량을 추정할 수 있었다. 본 연구의 결과를 요약하면 다음과 같다.

- 1) 브리스베인에서 주택특성과 관련하여 취사용으로 가스레인지의 사용이 실내 NO<sub>2</sub> 농도에 가장 중요한 영향을 미치는 요인이었다 ( $p=0.003$ ). 가스레인지를 사용하는 주택에서 실내 평균 NO<sub>2</sub> 농도는  $17.0\pm 7.4$  ppb였으며, 전기레인지를 사용하는 주택에서는  $9.6\pm 4.5$  ppb로 나타났다.
- 2) 서울과 브리스베인의 실내 및 실외는 NO<sub>2</sub> 농도는 근사적으로 대수정규분포를 보였다 ( $p<0.05$ ). 서울 27주택에서 21일 동안 매일 측정된 실내와 실외 기하평균 NO<sub>2</sub> 농도는 각각  $26.0\pm 1.7$  ppb와

$31.3\pm 1.8$  ppb이었고, 브리스베인은 각각  $9.9\pm 2.0$  ppb과  $12.8\pm 1.9$  ppb를 나타내었다.

- 3) 서울에서 계산된 21일 동안 기하 평균 환기율은  $1.15\pm 1.73$  ACH였고, 브리스베인의 27주택에서 계산된 30일 동안 기하 평균 환기율은  $1.10\pm 1.51$  ACH이었다. 추정된 환기율의 검증 방법으로 21 주택에서 측정된 실내·외 침투율은 환기율과 통계적으로 유의한 상관성을 보였다 (Spearman  $r=0.50$ ,  $p=0.013$ ).
- 4) 브리스베인에서 가스레인지를 사용하는 11주택에서 추정된 NO<sub>2</sub> 발생량은 평균  $12.7\pm 9.8$  ppb/hr이었다. 전기레인지를 사용하는 주택에서는  $2.8\pm 2.6$  ppb/hr로서 가스레인지를 사용하는 주택과 통계적으로 유의한 차이를 보였다 ( $p<0.001$ ). 서울에서는 가스레인지를 사용하는 35주택에서 추정된 NO<sub>2</sub> 평균 발생량은  $16.8\pm 8.2$  ppb/hr이었다. 서울과 브리스베인에서 가스레인지를 사용하는 주택들의 NO<sub>2</sub> 발생량은 통계적으로 유의한 차이를 나타내지 않았다.

### 참 고 문 헌

- 1) Skillas, G., C. H. Huglin and H. C. Siegmann, 1999, Determination of air exchange rates of rooms and deposition factors for fine particles by means of photoelectric aerosol sensors, *Indoor Built Environment*, 8, 246-254.
- 2) Sherman, M. H., 1990, Tracer-gas techniques for measuring ventilation in a single zone, *Building and Environment*, 25(4), 365-374.
- 3) Nazaroff, W. W. and G. R. Cass, 1986, Mathematical modeling of chemically reactive pollutants in indoor air, *Environ. Sci. Technol.*, 20, 924-934.
- 4) Leaderer, B. P., L. Schaap and R. N. Dietz, 1985, Evaluation of the perfluorocarbon tracer technique for determining infiltration rates in residences, *Environ. Sci. Technol.*, 19, 1225-1232.
- 5) Esmen, N. A., 1985, The status of indoor air pollution, *Environmental Health Perspectives*, 62, 259-265.
- 6) Moschandreas, D. J. and S. M. Relwani, 1987, Emission rates from range top-burner assessment of measurement methods, *Atmospheric Environment*, 21, 285-289.
- 7) Relwani, S. M., D. J. Moschandreas and I. H. Billick, 1986, Effects of operational factors on

- pollutant emission rates from residential gas appliances, *Journal of the Air Pollution Control Association*, 36, 1233-1237.
- 8) Kraenzmer, M., 1999, Modeling and continuous monitoring of indoor air pollutants for identification of sources and sinks, *Environment International*, 25(5), 541-551.
  - 9) Spicer, C. W., R. W. Coutant, G. F. Ward and D.W. Joseph, 1986, Rates and mechanisms of NO<sub>2</sub> removal from indoor air by residential material, *Environmental International*, 15, 634-654.
  - 10) Tichenor, B. A., 1996, Overview of source/sink characterization methods, *American Society for Testing Materials, STP 1287*, 9-19.
  - 11) Yamanaka, S., 1984, Decay rates of nitrogen oxides in a typical Japanese living room, *Environ. Sci. Tech.*, 18, 566-570.
  - 12) Cyrus, J., J. Heinrich, K. Richter, G. Wolke and H.E. Wichmann, 2000, Sources and concentrations of indoor nitrogen dioxide in Hamburg and Erfurt, *The Science of the Total Environment*, 250, 51-62.
  - 13) Sexton, K., R. Letz and D. Spengler, 1983, Estimating human exposure to nitrogen dioxide: an indoor/outdoor modeling approach, *Environmental Research*, 32, 151-166.
  - 14) World Health Organization(WHO), 1987, *Air Quality Guidelines for Europe*, European Series No. 23, WHO: Copenhagen, Denmark, 297-310.
  - 15) Bauer, M. A., M. J. Utell, P. E. Morrow, D. M. Speers and H. P. Gibb, 1986, Inhalation of 0.3 ppm nitrogen dioxide potentiates exercise-induced bronchospasm in asthmatics, *Am. Rev. Respir. Dis.*, 134, 1203-1208.
  - 16) Mohensin, V., 1987, Airway responses to nitrogen dioxide in asthmatic subjects, *J. Toxicol. & Environ. Health*, 22, 371-380.
  - 17) Yang, W., K. Lee, D. Paek and M. Chung, 2000, Characterization of indoor air quality using multiple measurements of nitrogen dioxide, *Proceeding of the 10th Annual Conference of the International Society of Exposure Analysis*, Monterey Peninsula, CA, USA. Paper No. 4D-04o.
  - 18) Yanagisawa, Y. and H. Nishimura, 1982, A badge-type personal sampler for measurement of personal exposures to NO<sub>2</sub> and NO in ambient air, *Environment International*, 8, 235-242.
  - 19) Tichenor, B. A., L. A. Sparks, J. B. White and M. D. Jackson, 1990, Evaluating sources of indoor air pollution, *Journal of the Air & Waste Management Association*, 40, 487-492.
  - 20) Ott, W., P. Switzer and J. Robinson, 1996, Particle concentrations inside a tavern before and after prohibition of smoking: evaluating the performance of an indoor air quality model, *Journal of the Air & Waste Management Association*, 46, 120-1134.
  - 21) Furtaw, E. J., M. D. Pandian, D. R. Nelson and J. V. Behar, 1996, Modeling indoor air concentrations near emission sources in imperfectly mixed rooms, *Journal of the Air & Waste Management Association*, 46, 861-868.
  - 22) Dockery, D. W. and J. D. Spengler, 1981, Indoor-outdoor relationships of respirable sulfates and particles, *Atmospheric Environment*, 15, 335-343.
  - 23) Spengler, J. D., M. Schwab, P. B. Ryan, S. Colome, A. L. Wilson, I. H. Billick and E. J. Becker, 1994, Personal exposure to nitrogen dioxide in the Los-Angeles basin, *Journal of the Air & Waste Management Association*, 41, 39-47.
  - 24) 환경부, 2000, 환경백서.
  - 25) Hargreaves, P. R., A. Leidi, H. J. Grubb, M. T. Howe and M. A. Mugglestone, 2000, Local and seasonal variation in atmospheric nitrogen dioxide levels at Rothamsted, UK, and relationships with meteorological conditions, *Atmospheric Environment*, 34, 843-853.
  - 26) Godish, T., 1991, *Indoor Air Pollution Control*, Lewis Publishers, 6-9pp.
  - 27) Wikes, C. R., M. D. Koontz and I. H. Billick, 1996, Analysis of sampling strategies for estimating annual average indoor NO<sub>2</sub> concentrations in residence with gas appliance, *Journal of the Air & Waste Management Association*, 46, 853-860.
  - 28) Wade, W. A., W. A. Cote and J. E. Yocom, 1975, A study of indoor air quality, *Journal of the Air Pollution Control Association*, 25(9),



- 933-939.
- 29) Ryan, P. B., J. D. Spengler and R. Letz, 1983, The effects of kerosene heaters on indoor pollutant concentrations: a monitoring and modeling study, *Atmospheric Environment*, 17, 1339-1345.
- 30) Spicer, C. W., D. V. Kenny and F. W. Gerald, 1993, Transformations, lifetimes, and sources of NO<sub>2</sub>, HONO, and HNO<sub>3</sub> in indoor environments, *Journal of the Air & Waste Management Association*, 43, 1479-1485.
- 31) Smith, R. L., 1994, Use of Monte Carlo simulation for human exposure assessment at a superfund site, *Risk Analysis*, 14(4), 433-439.
- 32) Wilson, A. L., S. D. Colome, Y. Tian, E. W. Becker, P. E. Baker, D. W. Behrens, I. H. Billick and C. A. Garrison, 1996, California residential air exchange rates and residence volumes, *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 6(3), 311-326.
- 33) Yang, W., H. Bae, S. Yoo and M. Chung, 2001, Determination of deposition velocity for nitrogen dioxide in residence using two-point measurements, *Proceeding of the 12th World Clean Air & Environment Congress and Exhibition*, Seoul, Korea, Paper No VI Session 3e.
- 34) Ryan, P. B., M. L. Soczek, J. D. Spengler and I. H. Billick, 1988, The Boston residential NO<sub>2</sub> characterization study I. Preliminary evaluation of the survey methodology, *Journal of the Air Pollution Control Association*, 38, 22-27.
- 35) Luoma, M., 2000, Autocorrelation and variability of indoor air quality measurements, *American Industrial Hygiene Association Journal*, 61, 658-668.
- 36) Francis, M., S. Selvin, R. Spear and S. Rappaport, 1989, The effect of autocorrelation on the estimation of worker's daily exposures, *American Industrial Hygiene Association Journal*, 50(1), 37-43.