

환경영향평가에서 건강위해성평가 기법을 이용하기 위한 실내공기 모델링 적용

양원호* · 손부순** · 박종안** · 김임순*** · 한상욱***
(주) 이엔비코리아* · 순천향대학교 환경보건학과** · 아태환경 · 경영연구원***

Application of Indoor Air Modelling for Using Health Risk Assessment in Environmental Impact Assessment

Yang, Won-Ho* · Son, Bu-Soon** · Park, Jong-An** ·
Kim, Im-Soon*** · Han, Sang-Wook***

E&B KOREA CO., LTD.*

Department of Environmental Health, Soonchunhyang University**

Asia Pacific Environment & Management Institute***

Abstract

Recognizing interaction between the environment and humans, the EIA(environmental impact assessment) movement has sought to promote more environmentally sound and informed decisions for the sake of human welfare. Therefore, most EIA programs require the consideration of human health impacts. Yet relatively few EIA documents adequately address those impacts. This study was carried out to investigate the role of EIA for reuniting the environment and human health, for preventing and reducing significant health risks, and for improving human health impact assessment by means of risk assessment. Risk assessment consists of 4 components; hazard identification, dose-response assessment, exposure assessment and risk characterization. Since most people spent their times in indoor, indoor air quality modelling can be used in exposure assessment and risk assessment.

In this study, indoor NO₂ concentration and personal NO₂ exposure were estimated by Box Model using mass balance equation and time weighted average, respectively. The estimated indoor NO₂ concentration and the personal NO₂ exposure were compared by those measured, respectively. Subsequently, health effect was assessed with these results. Consequently, exposure assessment and risk assessment using indoor air quality model may be considered to be applicable to EIA.

Keywords: Environmental impact assessment, risk assessment, indoor air quality.

I. 서론

환경영향평가제도란 환경에 중대한 영향을 미치게 될 개발계획 등 인간활동을 대상으로 초기 단계에서 정부의 책임 하에 제반 학문적인 지식과 기술을 종합적으로 활용하여 환경과 인간에게 미치는 직·간접적인 영향을 검토·분석하고 평가하여 자연과정 및 인간활동에 대한 부정적인 영향을 사전에 제거하거나 감소시키고 긍정적인 영향을 증진시키는 등 환경과 개발의 조화의 모색이 합리적으로 이루어지도록 의사결정을 지원하는 사회적 절차라 정의할 수 있다¹⁾. 그런데 동일영향 권역에서의 개발 확대와 시간의 경과 등에 따라 축적되는 누적영향의 중심 수용체(receptor)인 인간과 생태계에 대한 건강영향평가가 간과되거나 고려가 미흡한 채 환경영향평가 업무가 처리됨으로써 사업추진 과정에서 주민 등의 집단반발의 빌미가 되어 왔다²⁾. 대기관리모델에서도 수용방법론의 하나인 화학물질수지법(Chemical Mass Balance: CMB) 등을 이용하여 수용체 중심의 영향을 밝히는 연구가 발전되고 있다³⁾. 따라서 환경영향평가에서 중심 수용체인 인간의 건강영향평가를 위해성평가 기법을 이용·접목하려는 시도가 수행되고 있다^{4),5),6)}.

환경영향평가가 개발에 따른 환경 훼손과 환경오염물질로 인한 환경상 바람직하지 않은 영향을 사전에 예측하여 이를 최소화하기 위한 조치를 사전에 강구하듯이 위해성평가는 인간의 건강을 고려하여 환경 위해 여부를 평가하여 위해성을 줄이기 위한 조치를 목적으로 하고 있다고 볼 수 있다⁷⁾. 위험영향 요소에 대하여 인식하고 판단하며 평가하는 수단으로서 위해성평가가 필요하게 되었으나 현행 환경영향평가서 작성규정 및 검토 지침상에 인간 건강에 대한 평가의 구체적 지침이 제시되어 있지 않아 실행이 전무한 상태이다. 또한 위해성평가는 정책 결정자에게 환경위험의 관리에 대한 필요한 정보를 제공하고 정책결정자

는 이를 바탕으로 환경정책을 입안하고 규제대책을 수립하는데 이용된다. 그러나 위해성평가는 대부분 유해물질에의 노출과 이에 대한 영향에 관한 확률이론이라는 점에서 한계를 가지고 있다.

위해성평가는 어떤 독성 물질이나 위험상황에 노출되어 나타날 수 있는 개인 혹은 집단의 건강 피해 확률을 추정하는 과학적인 과정이라고 정의할 수 있다. 위해도(risk)란 유해물질의 특정농도나 용량에 노출된 개인 혹은 집단에게 유해한 결과가 발생할 확률(probability) 또는 가능성(likelihood)으로 정의되며, OECD에서는 위해도를 「위해도(risk) = 유해성(hazard) × 노출량(exposure)」라고 표현하고 있다. 위해성평가 절차는 보편적으로 유해성 확인(hazard identification), 양-반응평가(dose-response assessment), 노출평가(exposure assessment) 및 위해도 결정(risk characterization)의 주요 4단계이다⁸⁾.

유해성확인 단계는 역학자료, 독성자료, 인체를 대상으로 한 인위적 실험자료 등을 토대로 발암, 비발암물질에 대한 기본자료로 이용한다. 오염물질의 유해성을 확인하기 위한 자료를 관계된 데이터베이스를 활용하여 검색한다면 시간과 비용을 절약할 수 있다. 용량-반응 평가 단계는 오염물질에 대한 인체영향을 역치(threshold) 존재의 유·무에 기본 가정을 두고 발암물질과 비발암물질로 나누어 평가한다. 이 단계에서 이용 가능한 방법 가운데 미국 EPA에서 제공하는 통합위해정보체계(Integrated Risk Information System: IRIS)를 검토하는 것이다⁹⁾. 양-반응 평가로부터 오염물질에 단위농도의 노출로 부과될 수 있는 위해도를 산출할 수 있으나, 실제적인 현 노출환경으로부터 노출 가능한 인구집단이 어느 정도의 위해에 처해 있는지를 알기 위해서는 노출량을 평가하여야 한다. 노출평가에서는 노출된 인구집단의 크기, 노출의 강도, 빈도 및 기간 그리고 노출경로를 통해 인체 노출량을 추정할 수 있다^{10),11)}. 평가 오염물질에 대한 양-반응평가 및 노

출평가 단계에서 도출된 정보를 종합하여 지역주민의 평가대상 물질에 노출되어 유해영향이 발생할 확률을 결정하는 것이 위해성결정 과정이다.

노출평가 단계에서 개인이나 집단의 노출량을 측정하기 위해서는 개인 측정기를 이용할 수 있지만 어려움이 있기 때문에 최근까지도 고정측정망의 오염물질 농도를 이용하여 추정하였다¹²⁾. 하지만 대부분의 사람들은 80% 이상을 실내에서 생활하기 때문에 공기오염과 관련된 개인노출 연구에서는 고정 대기오염 측정망의 오염물질 농도가 개인노출을 평가하는데 충분히 설명할 수 없는 경우가 많았다¹³⁾. 이런 이유로 이영주 등은 대기오염과 호흡기계질환에 미치는 단기영향 연구에서 실외활동이 활발하게 이루어지는 오전 9시부터 오후 5시까지의 결과만을 이용하기도 했다¹⁴⁾. 이것은 또한 시간대별 행태가 개인 또는 집단의 오염물질의 고노출(high exposure) 또는 저노출(low exposure)을 야기시킬 수 있음을 나타낸다¹⁵⁾.

본 연구에서는 서울시 Y구청 직원을 대상으로 측정된 개인노출과 각 개인의 주택의 실내 및 실외의 이산화질소(NO₂) 농도를 물질수지(mass balance) 모델에 적용하여 주택 실내의 NO₂ 농도를 예측하였고, 시간대별 활동도와 시간가중치 모델을 이용하여 NO₂ 개인노출을 예측하여 실측한 개인노출 농도와 비교하였다. 또한 미국 EPA의 통합정보체계를 이용하여 NO₂의 노출에 따른 위해성평가를 수행하였다. 연구의 결과는 환경영향평가에서 중심 수용체인 인간 건강영향으로 이용될 수 있는 위해성평가 기법을 수행할 때 노출평가지 필요한 실내공기 모델의 적용과 이용가능성을 살펴보았다.

II. 연구방법

1. 연구대상 및 측정물질

조사기간은 1999년 10월 21일 오전 6시부터 10

월 22일 10시까지 약 28시간 동안이었다. 조사대상은 서울시 Y구청의 직원이었다. Y구청 직원 142명에게 시간활동표(time-activity table)와 NO₂ 측정기를 직접 설명하며 배포했고 우편으로 수거하였다. 시간활동표는 오전 6시(06:00)부터 오후 12시(24:00)까지는 30분 단위로 표시(√)하고, 오전 6시까지는 1시간 단위로 표시(√)하였다. 모든 NO₂의 농도측정은 수동식 시료채취기(passive monitor, Toyo Roshi Ltd.)를 이용하였고, 참여자의 주택 실내·외와 개인노출을 동시에 측정하였다. 그리고 Y구청의 각 층마다 4개씩의 NO₂ 수동식 시료채취기를 설치하여 근무시간 동안의 NO₂를 측정하였다.

2. 실내공기에서 Box 모델

실내공기질은 미국 환경청(EPA)에서 결정한 국민건강에 미치는 위해 요인의 다섯가지중 한 분야이다¹⁶⁾. 실내공기질은 그 다양성 때문에 전체적 파악을 위해서는 예측이 필요하며, 그 이유는 다음과 같다. 첫째, 오염물질의 반응·이동을 정량화하기 위해, 둘째, 실내에서 인간의 오염물질에 대한 노출정도를 결정하기 위해, 셋째, 다양한 환경 하에서 관리 방안에 제시하기 위해서이다.

실내공기질을 직접적으로 측정하는 것은 불가능하며, 그 대안으로서 모든 관련된 요인들의 값을 측정하여 물질수지 모델을 적용하면서 실내공기질은 예측될 수 있다¹⁷⁾. 물질수지를 이용한 Box Model은 완전 혼합된 하나의 공간으로 공기의 유입 및 유출 사이의 관계를 기술하며 실내공기질을 설명하기 위해 자주 이용된다¹⁸⁾. 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. 일반 가정주택을 한 공간(one-compartment)으로 가정하면, 실내공기의 농도변

화는 다음과 같이 표현할 수 있다.

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

여기서, C_i = 실내 공기오염물질 농도 (ppm), C_o = 실외 공기오염물질 농도 (ppm), I = 공기환기율 (ACH : Air Changes per Hour, 1/hr), S = 실내 공기오염물질 발생원 강도 (ppm/hr), R = 실내 공기오염물질 제거율 (cm^3/hr), V = 실내공간 부피 (m^3), t = 시간 (hr), m = 실내공간의 혼합계수 ($0 \leq m \leq 1$).

식 (1)에서 실내오염물질(NO_2) 제거율(R)은 감소상수(K , hr^{-1})와 실내에 존재하는 부피(VC_i)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, 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_0 라하면, 식 (3)에서 시간에 따른 농도변화는 미분방정식을 이용하여 식 (4)로 나타낼 수 있다.

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

하나의 공간모델(Box Model)에서 NO_2 의 농도가 평형상태($t \rightarrow \infty$)에 도달할 때 시간에 따른 농도 변화는 정상상태($dC_i/dt = 0$)로 가정할 수 있으며, 실내·외 NO_2 농도에 적용하여 식(5)에 나타내었다.

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

여기서, $C_{i(ss)}$ = 정상상태의 평균 실내 공기오염물질 농도 (ppm), S = 평균 공기오염물질 발생

원 강도 (ppm/hr), C_o = 평균 실외 공기오염물질 농도 (ppm).

식 (5)에서 각 요인들의 값을 알 수 있으면 실내공기의 농도를 예측할 수 있다. 각 요인들에서 발생량은 각 주택에서 취사에서 이용되는 가스렌지에서 NO_2 가 발생되는 것으로 가정할 수 있다. 한국도시가스협회의 2000년 편람을 보면 서울의 1999년 10월 가스 수요가구수는 2,698,830이며, 취사로 공급한 도시가스는 29,059,000 m^3 이었다¹⁹⁾. 가구당 10월 평균 공급량은 10.8 m^3 이었다. 한편, 각 가구에서 가족 구성원이 많으면 그 만큼 취사 및 난방용 가스이용량이 높을 수 있음을 고려하여 가족수와 실내 NO_2 발생강도를 추정한 연구 논문을 이용하였다²⁰⁾. 주택의 공기환기량은 유승진 등이 2000년 10월에서 2001년 3월까지 CO_2 가스 감소율을 이용하여 측정한 감소상수를 이용하여 측정한 단독주택과 아파트 등의 공동주택의 평균 환기량 0.70 ± 0.44 ACH(Air Change Rate)를 이용하였다²¹⁾. NO_2 의 감소율은 Yang 등이 서울의 30주택에서 두 측정점을 이용하여 측정한 값 0.94 ± 0.49 hr^{-1} 를 이용하였다²²⁾. 그리고, 추정된 주택 실내 NO_2 농도와 실측값을 비교하였다.

3. 시간가중치 노출모델

공기오염물질의 누적 개인 노출량은 각 개인이 어떤 장소의 농도와 그 장소에서 머무른 시간을 곱하여 식 (1)과 같이 나타낼 수 있다.

$$E_c = C_K \cdot T_K \quad (K=1, \dots, N \text{ microenvironment types}) \quad (6)$$

여기서, C_K = 각 미세환경의 공기오염물질 농도, T_K = 각 미세환경에서 보낸 시간.

(식 6)을 이용하여 참여자의 공기오염물질의 누적 노출량은 개인 주택 실내 및 실외의 농도와 사무실 실내의 농도 및 각 장소에서 머무른 시간을 곱하여 (식 7)로 나타낼 수 있다. (식 7)는 시간가중치 평균 모델로 정의할 수 있다.

$$P_i = (IH_i \cdot I_i + OH_i \cdot O_i + WI_i \cdot W_i) / (IH_i + OH_i + WI_i) \quad (7)$$

여기서, P_i = 참여자 i 의 시간가중 평균치에 의해 예측된 공기오염물질의 개인노출농도 (ppb), IH_i = 참여자 i 의 측정기간 동안 주택 실내에서 보낸 시간 (hr), OH_i = 참여자 i 의 주택 실외에서 보낸 시간 (hr), WI_i = 참여자 i 의 측정기간 동안 사무실 실내에서 보낸 시간 (hr), I_i = 참여자 i 의 주택 실내에서 측정된 공기오염물질 농도 (ppb), O_i = 참여자 i 의 주택 실외에서 측정된 공기오염물질 농도 (ppb), W_i = 참여자 i 의 사무실 실내에서 측정된 공기오염물질 농도 (ppb).

대상물질인 NO_2 개인 노출량은 시간가중치 모델 식 (7)을 이용하여 추정하였다. 본 연구 대상인 사무실 근로자들은 평일에 시간별 활동 행태는 일반적으로 주택 실내, 근무지까지의 교통이동, 사무실내 근무활동 3가지의 미세환경 (microenvironment)로 구분하였다. 차량이용은 대중교통인 버스, 전철 그리고 개인 소유의 승용차 이용 등이 각 개인 NO_2 노출에 차이를 나타낼 수 있지만 실외활동인 사무실까지의 도보이용과 차량이용은 환경부에서 측정하는 고정측정망 NO_2 농도값을 이용하였다. 사무실 실내 NO_2 농도는 NO_2 발생원이 없는 것으로 가정하여 Spengler 등이 실내 발생원이 없을 경우 실내의 NO_2 농도는 실외 NO_2 농도의 0.6배 인 것을 이용하였다 ($C_{office} = 0.6C_{out}$)²³⁾. 추정된 NO_2 개인 노출은 시간가중 평균모델을 이용하여 예측된 NO_2 개인 노출량을 수동식 시료채취기를 이용하여 실측된 NO_2 와 비교하였다.

은 42.1 ± 7.6 세였고, 남성과 여성은 각각 72명과 23명이었다. 측정기간 동안 주택 실내 평균 NO_2 농도는 40.4 ± 16.7 ppb, 주택 실외 평균 NO_2 는 49.9 ± 17.5 ppb로 주택 실내/실외 NO_2 농도비는 0.83 ± 0.24 를 나타내었다(표 1). 또한 수동식 시료채취기를 이용해 측정된 참여자의 NO_2 개인노출 농도는 평균 40.4 ± 14.0 ppb를 나타내었다.

2. Box Model을 이용한 실내공기질 예측 및 평가

한국도시가스협회의 2000년 편람에서 1999년 월평균 도시가스 사용량은 가구당 9.96 ± 0.76 Nm^3 으로 1 m^3 당 10,500 kcal의 열량을 배출하기 때문에 가구당 $104,580 \pm 7980$ kcal이며, kcal를 Kwh로 환산(1 Kwh = 859845.2 cal) 121.63 ± 9.28 Kwh로 계산되었다. 가구당 하루에 1~1.5시간 정도의 가스렌지를 사용한다면 2.70~4.06 Kwh/가구로 계산된다. Wooders의 연구에 의하면 가스레인지에서 NO_x 의 발생량은 1 Kwh 당 0.125g으로, 이 연구논문을 이용하여 계산하면 0.13 g/h~0.51 g/hr로 추정할 수 있다²⁴⁾. 하지만, 한국가스공사에 의하면 가구원수별 월평균 사용량은 취사난방 겸용 공동주택의 경우 1인 81.40 m^3 , 2인 89.56 m^3 , 3인 93.42 m^3 , 4인 95.31 m^3 , 5인 96.87 m^3 , 6인 102.77 m^3 , 7인 이상 102.68 m^3 사용하는 것으로 조사되었고²⁵⁾, 양원호²⁰⁾의 연구에 의하면 64 주택에서 가족수와 실내 NO_2 발생량을 추정한 상관성 관계는 비슷한 정(+)의 결과를 나타내었다(그림 1).

III. 결과 및 고찰

1. 실내 및 실외 이산화질소 농도

시간활동 및 NO_2 노출평가 연구에 참여자는 서울 Y구청에서 95명이었고, 참여자의 평균 연령

Table 1. Air borne NO_2 concentrations by type of sample places

City	Home			Office	Personal
	Indoor (ppb)	Outdoor (ppb)	I/O	Indoor (ppb)	
Seoul	40.4 ± 16.7 (n=95)	49.9 ± 17.5 (n=95)	0.83 ± 0.24	38.0 ± 6.9 (n=16)	40.4 ± 14.0 (n=95)

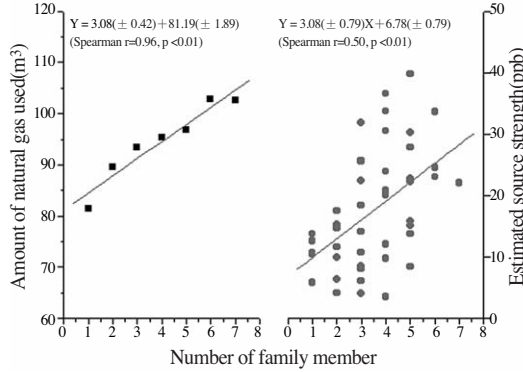


Fig. 1. Relationship between NO₂ source emission and number of family member.

주택 실내의 흡연에 의한 NO₂ 발생은 가스렌지의 사용으로 주요 NO₂ 발생원이 존재할 때는 흡연에 의한 NO₂ 발생은 무시할 수 있다는 Dimitroulopoulou 등의 연구결과를 이용하였다²⁶⁾. 식(5)를 이용하여 예측한 주택 실내의 NO₂ 농도와 수동식 시료채취기를 이용하여 실측한 주택 실내 NO₂ 농도 사이의 관계를 그림 2에 나타내었다. Box Model을 이용하여 예측한 주택 실내의 NO₂ 농도의 평균 값은 35.4±7.73 ppb를 나타내어 실측한 주택 실내 NO₂ 농도(40.4 ppb)에 비해서 다소 낮은 값을 나타내었지만, 통계적으로 유의한 결과를 나타내었다 (Pearson r=0.709, p<0.001). 이런 차이점은 가을과 겨울에 걸쳐 측정된 환기율의 이용과 Box Model의 가정 때문이지만, 본 결과는 실내공기에서 Box Model을 적용하는 것은 실내공기질 농도 추정에 유용한 것으로 생각할 수 있다.

본 연구에서 주택 실외 NO₂ 농도는 실측한 값이므로 환경영향평가지 영향을 받을 수 있는 주민의 주택 밖의 공기오염물질 농도는 실측, 대기확산모델 이용, 또는 주민의 주택 근처의 환경부에서 측정하는 고정측정소에서 측정값을 이용할 수 있을 것이다. 고정측정소의 농도는 한시간 단위로 측정된 것으로 본 연구와 같은 시간대에 측정된 값이었다. 본 연구에서 측정된 주택 실외의

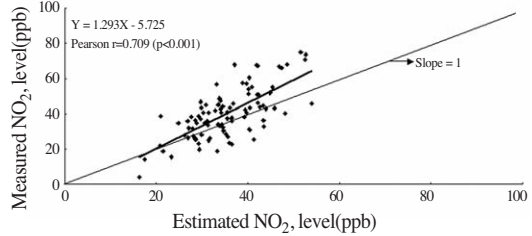


Fig. 2. Relationship between estimated indoor NO₂ level and measured indoor NO₂ level.

NO₂ 농도와 각 주택에서 가장 가까운 곳에 위치한 고정측정소의 NO₂ 측정값을 비교한 관계는 다음과 같은 회귀모델로 나타내었다.

$$Outdoor\ home\ NO_2 = 13.6 + 0.55 (Fixed\ site\ NO_2) \quad (R^2 = 0.47) \quad (8)$$

이 결과는 고정측정소의 NO₂의 측정값이 주택실의 NO₂ 농도값을 적절히 표현하지 못하지만, 이용 가능한 것으로 생각할 수 있다. 인간의 활동 중에서 중요한 환경문제 중의 하나는 개발지역에서 발생하는 대기오염이다. 개발에 따른 대기질의 변화의 예측과 이로 인한 환경영향평가 과정은 주변 대기질 농도 측정, 적용가능한 대기질의 평가항목과 기준, 배출계수 등을 이용한 미래의 대기오염배출 및 농도 예상, 대기질 문제를 해결하기 위한 대안이다. 결국 대기질의 변화는 중심수용체인 인간 건강영향 관점에서 대부분의 사람들이 실내에서 대부분의 시간을 보내기 때문에 실내공기질 예측이 필요하다²⁷⁾. 따라서, 환경영향평가는 현실적 실상과 자료를 바탕으로 한 미래의 상황에 대한 예측·평가인 만큼 오차를 줄이기 위해서는 수많은 자료 및 경험의 축적을 기반으로 끊임없이 보완이 요구된다. 위의 연구결과와 식 (5)를 이용하여 주택 실내 NO₂ 농도의 몬테칼로 모의실험(Monte-Carlo simulation)한 결과를 그림 3과 백분위수(percentile)로 표 2에 나타내었다. 몬테칼로 모의실험은 상용프로그램인

Table 2. Indoor NO₂ concentration and percentiles by Monte-Carlo simulation

		NO ₂ concentration (ppb)
Mean		35.3
Standard deviation		7.83
Percentile	10 %	6.16
	20 %	11.04
	30 %	15.51
	40 %	19.75
	50 %	24.37
	60 %	29.32
	70 %	34.89
	80 %	41.48
	90 %	53.22
95 %	63.45	

@Risk을 이용하였고, 식 (5)에서 각 요인(factor)들의 분포값(distribution value)은 참고문헌을 이용하였다²⁸⁾.

3. 이산화질소 노출에 따른 위해성 평가

1) 위험성 확인(hazard identification)

위험성 확인은 각종 연구논문 및 인터넷을 통한 미국 EPA 통합위해정보체계(Integrated Risk Information System: IRIS) 검색하여 수행하였다²⁹⁾. NO₂의 건강장해는 호흡기 자극제로서 기침, 점액성 또는 거품성 객담 생성, 호흡곤란, 흉통, 폐부

종의 증상과 증후, 청색증, 빈호흡(tachypnea), 빈맥(tachycardia), 눈 자극 증상을 나타낸다. 그리고 이차적 자연 발병으로 폐부종이 올 수 있으며, 드물게는 생존자에서 폐쇄성 세기관지염(bronchiolitis obliterans)을 일으킨다³⁰⁾.

2) 양-반응 평가

흡입 기준노출량(Reference Dose: RfD)은 일생 동안 노출되어도 건강에 유해한 영향을 초래하지 않는 농도로 정의된다. 흡입 기준노출량은 동물 실험 이용하여 구해진 NOAEL(no observed adverse effect level) 또는 LOAEL(lowest observed adverse effect level)에 불확실성 계수(Uncertainty Factor: UF)와 변환계수(Modifying Factor: MF)를 적용하여 산출한다. 본 연구에서 적용한 NO₂의 흡입 기준노출량은 미국 EPA IRIS에서 대기환경 기준을 적용하였으므로 한국의 연간 평균치 0.05 ppm을 표준상태(STP)에서 환산한 0.10 mg/m³을 적용하였다²⁹⁾. 본 연구에서는 흡입 기준노출량의 단위와 일치시키기 위해 식(9)를 이용, 단위를 전환하여 흡입 기준노출량 0.04 mg/kg-day을 산출하였다. 호흡률은 미국 EPA의 자료를 이용하여 평균 16 m³/day⁶⁾, 체중은 통계연보를 이용하여 66.5 kg을 적용하였다³¹⁾.

$$RfD(mg/kg\text{-}day) = RfD(mg/m^3) \times IR(m^3/day) / BW(kg) = 0.10 \times 16 / 66.5 = 0.024(mg/kg\text{-}day) \quad (9)$$

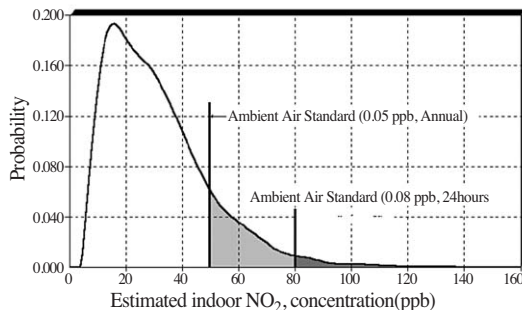


Fig. 3. Estimated indoor NO₂ concentration by Monte-Carlo simulation.

3) 노출평가

(1) 시간가중치 모델을 이용한 개인노출 추정

참여자들은 측정기간 동안 주택 실내(49.7%)에서 가장 많은 시간을 보냈다. 사무실에서 일하는 시간은 서울에서 평균 7.4hr로 하루 활동 형태의 30.9%을 나타내었고, 실내에서 하루 24시간 중 평균 83.8%, 실외에서 평균 9.8%를 나타내었다. 출·퇴근 등의 차량에서 보낸 시간은 1.7hr이었다. 측정된 모든 측정값과 시간활동 자료에 시간가중

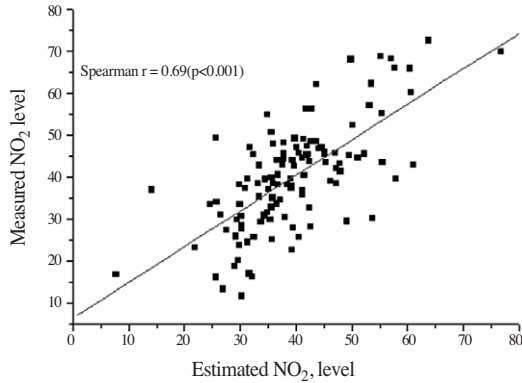


Fig. 4. Relation between measured personal NO₂ exposure and estimated NO₂ exposure.

평균모델에 적용하였다. 식 (7)에서 예측된 평균 NO₂ 개인노출은 39.6±10.3 ppb였으며, 수동식 시료채취기를 이용하여 실측된 NO₂ 개인노출은 평균 40.4±14.0 ppb이었다. 본 연구에서 참여한 사람들이 시간을 보낸 모든 실내환경 및 실외환경의 NO₂ 농도가 측정된 것은 아니었지만, 식 (7)에서 추정된 개인노출과 실측된 개인노출의 Spearman 계수 값(r)은 0.69였으며 통계적으로 유의한 연관성을 나타내었다(p<0.001) (그림 4). 따라서, 시간가중치 모델을 이용하는 것은 공기오염물질 개인노출 추정에 유용한 것으로 나타났다

(2) 모의실험을 통한 개인노출량 추정

주택 실내의 NO₂ 농도값은 결과 2에서 실내공기질 모델을 이용해 추정된 값을 이용하였고, NO₂의 일일 노출량은 각 미세환경에서 추정된 농도와 시간활동 행태를 이용하였다. 체중은 한국인의 성인(20~64세) 평균치 66.5 kg를 적용하였다. 인체노출평가는 미국 EPA에서 제공하는 노출량 수식을 이용하여 평균 일일노출량(Average Daily Dose: ADD)을 산출하였고, 호흡률은 개인차를 고려해서 10%의 표준편차를 적용하였다. 몬테칼로(Monte-Carlo) 모의실험은 NO₂ 오염도와 호흡률, 체중의 분포값(distribution value)을 구하였다. 몬테칼로 모의실험은 변수값을 무작위적으로 계속 생성하여 모델을 모의실험하는 방법인데, 변수값을 일정한 점 값(point value) 대신에 이 모의실험을 통한 분포값을 사용함으로써 변수의 최대값이나 최소값 사용으로 발생할 수 있는 노출의 비현실적 측정을 줄일 수 있다. 각 변수값을 평일과 주말로 구분하여 표 3에 나타내었다.

$$ADD(mg/kg \cdot day) = \frac{Total\ Potential\ Dose\ (ug)}{BW(kg) \times AT(day) \times 1000} \quad (10)$$

여기서 총 노출량=공기 중 NO₂ 농도(ug/m³)

Table 3. Variable values in average daily dose

Variable		Values	
NO ₂ concentration (mg/m ³)	Residential indoor	72.7 μg/m ³ (±32.9)	
	Office	0.6 × Outdoor NO ₂ concentration (μg/m ³)	
	Outdoor	84.2 μg/m ³ (±45.9)	
Inhalation rate		16 m ³ /day (adult mean. U.S. EPA, 1997)	
Exposure duration	Residential indoor	Weekday	11.9 hr (±2.9)
		Weekend	14.5 hr (±2.9)
	Office	Weekday	7.9 hr (±3.5)
		Weekend	0.2 hr (±3.5)
	Outdoor	Weekday	4.2 hr (±1.1)
		Weekend	9.3 hr (±1.1)
Body weight		66.5 kg (±6.7)	
Averaging time		Weekday	280 days
		Weekend	85 days

× 호흡률 (m³/day) × 노출기간(days), BW = 체중 (kg), AT = 평균시간 (days) (비발암성에 대한 AT = 노출기간)

그 동안의 환경영향평가서의 대기분야는 어떤 개발사업이나 계획이 대기질에 미치는 영향을 평가하기 위해서, 또 총량규제와 관련하여 어떤 지역의 대기용량을 추정하기 위하여 또는 어떤 도시 미래의 대기질을 예측하기 위하여 대기오염 모델링을 이용하였다. 이런 예측된 대기질은 실질적으로 오염물질의 수용체인 인간의 노출정도를 나타내지는 못했다^{32),33)}. 본 연구에서 평일을 대상으로 서울시 직장 인구 400 만명의 NO₂ 개인 노출 예측 시나리오의 일일노출량(ADD)은 평균 0.016 ± 0.007 (mg/kg-day), 최소값 0.004, 최대값 0.082를 나타내었다(그림 4). 서울시 각 지역마다 NO₂ 농도는 다르지만 서울시를 한 구역으로 설정하여 추정하였다.

4) 위해도 결정

위해도 결정은 새로운 개발에 따른 대기질의 변화가 인간의 건강영향에 대한 위해도 결정으로 누적영향(cumulative effects)이다. 비발암성 물질의 노출에 따른 위해도 결정은 양-반응 평가를 통해 산출한 기준노출량과 비교를 통해 실행된다. 현 오염수준을 평생 동안의 일일허용가능량인 RfD와 비교함으로써 현 오염수준이 '1'을 초

과하는 경우에는 유해영향이 발생할 가능성이 있음을 제시해주며, '1' 이하인 경우에는 발생할 가능성이 없음을 제시해 준다. 위험값(Hazard Quotient : HQ)은 다음과 같다.

$$HQ = \frac{ADD (mg/kg-day)}{Reference\ dose (mg/kg-day)} \quad (11)$$

@Risk을 이용하여 NO₂의 위험값을 일만번 모의실험하여 구한 백분위수를 살펴보면 88번째 백분위수 값이 0.024로 위험값이 1을 나타내고 있다. 따라서 88% 이상에서 NO₂에 의한 건강 유해영향이 나타날 우려가 있다고 평가된다(그림 4). 하지만, 기준 노출량으로 위해성을 직접 평가할 수 있는 것은 아니며, 단지 잠재적 영향을 측정하기 위한 참고치에 불과하다. 기준 노출량을 초과한다고 해서 건강 유해영향이 반드시 발생하는 것을 의미하는 것은 아니지만, 기준노출량을 초과하는 노출의 양과 빈도가 증가할수록 건강 유해영향의 발생 가능성도 증가한다고 할 수 있다.

IV. 결론

환경오염물질이나 사고 등과 관련하여 환경에 미치는 위해를 평가하는 것으로 환경영향평가가 예상오염농도의 환경기준 초과여부를 평가한 것이라면 위해성평가는 확률과 불확실성에 근거를 두어 인체영향, 생태계 영향에 대하여 구체적으로 평가하는 것이다. 대부분의 환경영향평가 프로그램은 인간건강영향을 고려하여야 하지만, 그 동안의 환경영향평가서는 직접적으로 영향을 받는 수용체인 인간의 건강영향을 적절히 나타내지 못했다. 본 연구는 실내공기질 모델의 가정과 모델의 각 요인을 기존 연구의 실측값 적용 등 개인노출 추정 및 위해성평가에 오류를 야기할 수 있는 제한사항이 존재하지만, 위해성평가 기법의 환경영향평가 이용 가능성을 제시하였으며 위해성평가 과정 중 필수적인 노출평가 과정은 대부

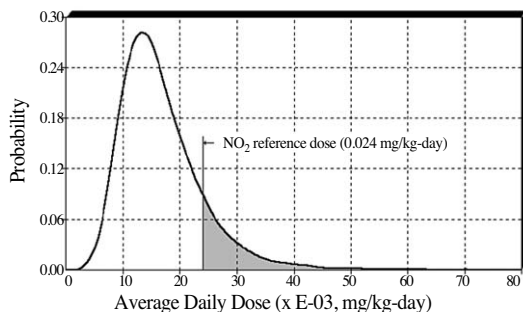


Fig. 4. Calculated average daily dose using Monte-Carlo simulation.

분의 사람들이 실내에서 시간을 보내기 때문에 실내공기 Box Model과 시간가중치 모델을 적용하여 추정할 수 있었다. 위해성평가 기법에 의한 결과는 대상물질인 이산화질소(NO₂)가 건강영향을 일으킬 수 있는 것으로 나타났다.

참고문헌

1. 한상욱, 2001, 환경영향평가론, 동화기술, 27-42.
2. 한상욱, 2001, 지속발전 이념의 효과적 구현을 위한 환경영향평가의 새로운 제도적 틀 형성과 예측·평가기법 개발의 필연성, 한국환경영향평가학회, 10(1), 권두언.
3. 강병욱, 이학성, 김희강, 2000, 수용모델을 이용한 청주시 미세먼자(PM_{2.5})의 기여도 추정, 한국대기환경학회지, 16(5), 477-485.
4. Sankoh, O.A., 1996, An evaluation of the analysis of ecological risks method in environmental impact assessment, Environmental Impact Assessment Review, 16, 183-188.
5. 김임순, 한상욱, 2001, 지속가능한 개발이념의 구현을 위한 "환경영향평가 제도의 역할 제고 방안", 아태 환경·경영 연구원, 142-146.
6. Steinemann, A., 2000, Rethinking human health impact assessment, Environmental Impact Assessment Review, 20, 627-645.
7. U.S. EPA., 1997, Exposure factors handbook, Volume 1, EPA/600/P-95/002Fa, Office of Research and Development Washington DC 20460.
8. Hoddinott, K.B. and Lee, A.P., 2000, The use of environmental risk assessment methodologies for an indoor air quality in investigation, Chemosphere, 41, 77-84.
9. [Http://www.epa.gov/IRIS/](http://www.epa.gov/IRIS/)
10. Lee, K., Yang, W. and Bofinger, N.D., 2000, Impact of micronenvironmental nitrogen dioxide concentrations on personal exposure in Australia, Journal of the Air & Waste Management Association, 50, 1739-1744.
11. Buck, R.J., Hammerstom, K.A. and Ryan, P.B., 1995, Estimating long-term exposures from short-term measurements, Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology, 5(3), 359-373.
12. Chao, C.Y. and Law, A., 2000, A study of personal exposure to nitrogen dioxide using passive samplers, Building And Environment, 35, 545-553.
13. Levy, L.I., et al., 1998, Impact of residential nitrogen dioxide exposure on personal exposure: An international Study, Journal of the Air & Waste Management Association, 48, 553-560.
14. 이영주, 이종태, 주영수, 신동천, 임형준, 조수현, 2001, 서울지역 대기오염이 호흡기계질환에 미치는 단기영향에 관한 환자교차연구, 예방의학학회지, 34(3), 253-261.
15. 방용남, 손부순, 양원호, 박종안, 장봉기, 2001, 시간행동 행태를 이용한 영업용 이산화질소 개인 노출량 예측, 한국환경위생학회, 27(1), 20-26.
16. US. EPA., 1990, Reducing risk-setting priorities and strategies for environmental protection, Science Advisory Board, SAB-EC-90-021.
17. Ozkaynak, H., Ryan, P.B., Allen, G.A. and Turner, W.A., 1982, Indoor air quality modeling: compartmental approach with reactive chemistry, Environment International, 8, 461-471.
18. Nazaroff, W.W. and Cass, G.R., 1986, Mathematical modeling of chemically reactive pollutants in indoor air, Environ. Sci. Technol., 20, 924-934.
19. 한국도시가스협회, 2000, 도시가스事業便覽.
20. 양원호, 2001, 이산화질소 다중측정을 이용한

- 실내공기질 특성에 관한 연구 -한국의 서울과 호주의 브리스베인에서 노출평가 및 비교, 서울대 박사학위 논문.
21. 유승진, 배현주, 양원호, 정문호, 2001, 주택공간에서 공기 침투량을 이용한 이산화질소 침착속도, 한국환경위생학회지, 27(2), 145-152..
 22. Yang, W., Bae, H., Yu, S. and Chung, M., 2001, Determination of deposition velocity for nitrogen dioxide in residence using two-point measurements, 12th World Clean Air & Environment Congress and Exhibition, IUAPPA 2001, Seoul,
 23. Sexton, K., Letz, R. and Spengler, J.D., 1983, Estimating human exposure to nitrogen dioxide: An indoor/outdoor modeling approach, Environmental Research, 32, 151-166.
 24. Wooders, P.J., 1994, The external costs of UK domestic gas use, M.Sc. Thesis, Imperial College, London University, UK.
 25. [Http://www.kogas.or.kr](http://www.kogas.or.kr)
 26. Dimitroulopoulou, C., Ashmore, M.R., Byrne, M.A. and Kinnersley, R.P., 2001, Modelling of indoor exposure to nitrogen dioxide in the U.K., Atmospheric Environment, 35, 269-279.
 27. Quackenboss, J.J., Spengler, J.D., Kanarek, M.S., Letz, R. and Duffy, C.P., 1986, Personal exposure to nitrogen dioxide: relationship between indoor/outdoor air quality and activity patterns, Environ.Sci.Tech., 20(8), 775-783.
 28. 양원호, 배현주, 김현용, 정문호, 정문식, 2000, Monte-Carlo 시뮬레이션을 이용한 실내 이산화질소 노출의 분류 오류에 관한 연구, 한국환경위생학회지, 26(1), 30-35.
 29. [Http://www.epa.gov/IRIS/subst/0080.htm](http://www.epa.gov/IRIS/subst/0080.htm)
 30. World Health Organization (WHO), 1997, Environmental Health Criteria 188. Nitrogen Oxides (Second Edition), WHO, 15-71.
 31. 보건복지부, 1999, 1999년 통계연보
 32. Sadler, B., 1996, International study of the effectiveness of environmental assessment, Minister of Supply and Service Canada, 11-31.
 33. 한상욱, 김임순, 전숙진, 최원욱, 2001, 미국의 환경영향평가제도 운영과정에서 제기된 주요 시사점과 환경영향평가에 있어서 EPA의 책임과 역할, 21세기 환경영향평가의 진로와 과제, 2001 환경영향평가 WORKSHOP 자료집, 131-165.