





CalTOX 모델에 의한 휘발성유기화합물의 대기 중 예측 농도와 실측 농도간의 타당성 분석에 관한 연구

김옥*  · 이민우*  · 박상현**  · 박창용*  · 송영호*** ·
김병빈**** · 최진하***** · 이진현†

*공주대학교 환경교육과, **충남연구원, ***충청남도 환경안전관리과,
****당진환경운동연합, *****충남보건환경연구원

A Study on Analyzing the Validity between the Predicted and Measured Concentrations of VOCs in the Atmosphere Using the CalTOX Model

Ok Kim*, Minwoo Lee*, Sanghyun Park**, Changyoung Park*, Youngho Song***,
Byeongbin Kim****, Jinha Choi*****, and Jinheon Lee†

*Department of Environmental Education, Kongju National University

**Chungnam Institute

***Environmental Safety & Management Division Chungcheongnam-do, Provincial Government

****Korea Federation for Environmental Movements in Dangjin

*****Chungcheongnam-do Health & Environment Research institute

ABSTRACT

Objectives: This study calculated local residents exposures to VOCs (Volatile Organic Compounds) released into the atmosphere using the CalTOX model and carried out uncertainty analysis and sensitivity analysis. The model validity was analyzed by comparing the predicted and the actual atmospheric concentrations.

Methods: Uncertainty was parsed by conducting a Monte Carlo simulation. Sensitivity was dissected with the regression (coefficients) method. The model validity was analyzed by applying r^2 (coefficient of determination), RMSE (root mean square error), and the Nash-Sutcliffe EI (efficiency index) formula.

Results: Among the concentrations in the atmosphere in this study, benzene was the highest and the lifetime average daily dose of benzene and the average daily dose of xylene were high. In terms of the sensitivity analysis outcome, the source term to air, exposure time, indoors resting (ETri), exposure time, outdoors at home (ETao), yearly average wind speed (v_w), contaminated area in m^2 (Area), active breathing rate (BRa), resting breathing rate (BRr), exposure time, and active indoors (ETai) were elicited as input variables having great influence upon this model. In consequence of inspecting the validity of the model, r^2 appeared to be a value close to 1 and RMSE appeared to be a value close to 0, but EI indicated unacceptable model efficiency. To supplement this value, the regression formula was derived for benzene with $y=0.002+15.48x$, ethylbenzene with $y=0.001+57.240x$, styrene with $y=0.000+42.249x$, toluene with $y=0.004+91.588x$, and xylene with $y=0.000+0.007x$.

Conclusions: In consequence of inspecting the validity of the model, r^2 appeared to be a value close to 1 and RMSE appeared to be a value close to 0, but EI indicated unacceptable model efficiency. This will be able to be used as base data for securing the accuracy and reliability of the model.

Key words: Uncertainty analysis, sensitivity analysis, efficiency verification, validity

†Corresponding author: Department of Environmental Education, Kongju National University, 56, Gongjudaehak-ro, Gongjusi, Chungcheongnam-do, 32588, Republic of Korea, Tel: +82-41-850-8814, Fax: +82-41-850-8810, E-mail: ejhl@kongju.ac.kr
Received: 10 September 2020, Revised: 20 October 2020, Accepted: 20 October 2020

I. 서 론

우리나라는 그동안 경제성장 위주의 정책 추진으로 산업체에서 사용하는 화학물질의 유통량이 급격히 증가하였다. 그러나 이와 관련된 화학사고가 잇따르고, 이 물질들이 인체에 위험을 초래한다는 것이 확실해지면서^{1,4)} 쾌적한 삶의 질에 대한 국민적 요구와, 위해(危害)지역 주민들의 건강에 대한 우려가 고조되었다.⁵⁾ 특히 이 물질들 중 산업체에서 많이 사용하고 있는 휘발성유기화합물(volatile organic compounds; VOCs)은 저농도로 장기간 인체에 노출되면, 암을 유발하기도 하고 신경독성 질환 등이 나타날 수 있어 매우 위해하다.⁶⁾

우리나라는 대기환경보전법 제2조제10호에 근거하여 배출시설(시행령 제45조제1항)의 관리대상 VOCs 물질 37종을 지정고시하였다. 그 중에서 톨루엔과 자일렌(o-, m-, p-포함)은 오존전구물질로 관리하고, 스티렌은 특정대기유해물질로 관리하며, 벤젠과 에틸벤젠은 오존전구물질과 특정대기유해물질로 관리하고 있다. 이는 대기오염으로 인한 국민건강이나 환경에 관한 위해를 예방하고, 대기환경을 적정하고 지속가능하게 관리·보전하여 모든 국민이 건강하고 쾌적한 환경에서 생활할 수 있도록 하는 것에 목적이 있다.

이러한 VOCs의 인체노출평가에서 노출은 사람과 하나 이상의 VOCs 물질 사이의 시간과 공간에 대한 접촉을 의미하고,^{7,8)} 노출평가는 이 물질에 대한 개인이나 집단의 환경에서 노출강도와 빈도, 지속 시간 등을 예측하거나 측정하는 과정을 의미한다.⁹⁾ 화학물질의 저농도 만성노출로 인한 인체위해를 평가하여 정책 결정자의 의사 결정을 지원하고, 그 근거를 제공하기 위해 컴퓨터 시뮬레이션 모델을 많이 사용하고 있다.¹⁰⁾ 그 중에서 다매체·다경로 인체노출평가 모델은 저농도에서 오랜 시간에 걸친 유해화학물질의 운송 및 변형 처리에 적합하도록 설계되었고, 배출에서부터 환경 간 복잡한 상호 작용에 대한 이해를 평가하기 위한 정량적 예측치를 제공하기 때문에 그동안 환경보건 정책 의사결정자들에게 유용하게 사용되어져 왔다.¹¹⁾ 모델은 특정한 환경 시스템의 선택된 속성에 대한 통찰력을 얻도록 구성된 현실의 단순화로서,^{12,13)} 입력의 변화에 반응하여 시스

템의 동작을 정량화하는 과정의 수학적 표현이다.¹⁴⁾

그러나 모델을 이용하여 인체노출량을 예측할 경우 정확한 입력변수의 부족 등으로 평가결과에 불확실성이 존재함으로 평가 결과의 신뢰성이 저하된다.^{8,15,16)} 그렇기 때문에 모델을 이용할 경우 그 결과가 정책 결정자에게 의사 결정의 근거가 되기에 충분한 조건 인지를 반드시 파악해야 한다. 모델평가는 모델이 의도된 목적에 적합하지 여부를 결정하는 과정이며, 모델 사용이 허용되는지 그 판단까지도 가능하게 한다.¹²⁾ 즉, 적용 가능한 영역 내에서 전산화된 모델이 모델의 의도된 적용과 일치하는 만족스러운 범위의 정확도를 가지고 있음을 입증하는 것으로 정의한다.¹⁴⁾ 그러므로 모델 개발 과정의 일부라고 할 수 있다.¹⁰⁾

이러한 모델 평가는 불확실성 분석과 민감도 분석, 동료 평가, 다른 모델과의 평가 결과 비교, 실측한 자료 또는 생체지표 모니터링 자료와의 차이 비교 등을 통해 이루어진다.¹²⁾ 모델 평가 방법 중 실측한 자료와 차이를 비교하는 것은 효율성을 판단하는 공식을 이용하여 수치로 제시하고 그 타당성을 판단하기도 한다.¹⁷⁾ 그동안 다매체·다경로 인체노출평가 모델을 이용한 인체노출량 예측에서 불확실성과 민감도를 분석한 연구와,^{19,21)} 다른 모델과의 예측 결과를 비교한 연구,¹¹⁾ 실측한 자료와 모델 예측과의 차이를 비교한 연구^{18,22)}들이 수행되어 왔으나, 국내에서 대기오염 배출된 VOCs에 대한 모델을 이용한 인체노출량 예측에 대한 연구는 입력 변수에 대한 확률분포, 입력변수 값의 부재 등으로 인하여 연구의 한계가 존재하였다.^{18-20,22)} 따라서 예측된 결과가 정책 결정자의 의사 결정을 지원하고 그 근거를 제공하기에 충분한 자료로 활용되어지도록 타당성 분석에 대한 다양한 연구가 수행될 필요가 있다.

본 연구는 CalTOX 모델을 이용하여 산업체에서 대기오염 배출된 VOCs에 대한 대기 중 농도를 예측하였고, 지역 주민들의 인체노출량을 산정하였으며, 불확실성 분석과 민감도 분석을 수행하였다. 그리고 모델의 대기 중 농도 예측값과 대기 중 실측된 농도와의 차이를 비교하여 모델의 타당성을 분석하였다. 이로써 CalTOX 모델에 의한 인체노출량 평가 결과의 정확성과 신뢰성을 확보하는 기초자료로 활용하고자 하였다.

II. 자료 및 방법

1. 연구대상 지역

충청남도 서산시를 연구대상 지역으로 하였고, 대기 중으로 VOCs (벤젠, 톨루엔, 에틸벤젠, 자일렌, 스티렌)를 배출하는 산업체는 ‘국가 대기오염물질 배출량 산정방법 편람(III)’⁴⁴⁾을 기준으로 하여, 2017년 코크스, 화합물 및 화학제품 제조업, 석유정제품 및 핵연료 산업체로 하였다. 연구 대상 물질의 배출량 자료는 화학물질배출·이동량정보(pollutant release and transfer register, PRTR)²³⁾에서 수집하였다. 대상 지역은 화학물질관리법 시행규칙 제5조와 관련한 배출량 조사대상 화학물질 중, 80개 화학물질이 대기로 배출되고 있었으며, 배출량은 494,448 kg/년이었다. 본 연구의 대상물질은 총 98,580 kg/년이 배출되어 연구대상 지역 전체 배출량의 약 20%를 차지하는 것으로 나타났다.

2. 입력 자료수집

CalTOX 모델은 대기로 배출된 연구 대상 물질의 배출량 자료와 물리·화학적 특성 자료, 지역 특성 자료, 인체노출 특성 자료가 요구된다. 물리·화학적 특성 자료는 California Environmental Protection Agency (Cal/EPA)의 Department of Toxic Substances Control (DTSC)³⁸⁾에서 제시한 값을 사용하였고, 지역 특성 자료 중 기상자료는 기상청⁴⁶⁾과 국내 연구 자료,²⁴⁾ 면적은 통계청⁴⁷⁾에서 수집하였다. 인체노출 특성은 ‘한국인의 노출계수 핸드북’⁴⁸⁾ 등을 이용하였다. 이외에 국내 자료가 없는 경우에는 DTSC에서 제시한 캘리포니아 지역 자료를 이용하였다.

실측한 대기 중 농도는 국립환경과학원의 대기환경연보⁴³⁾의 자료를 이용하였다.

3. 대기 중 농도와 인체노출량 예측

향후 20년의 대기 중 농도와 인체노출량을 예측하기 위하여 CalTOX™4.0 모델(University of California)을 이용하였다. CalTOX 모델은 Multimedia transport and transformation 모델과 Multiple pathways exposure 모델로 구성되어 있다. 연구 대상 물질들은 Multimedia transport and transformation 모델을 통하여 대기 중 농도를 예측하며, 가스상과 입자상으로 Eq. (1)의 일차속도반응식에 의해 산출된다. 또

한 Multiple pathways exposure 모델은 각 매체에서 예측된 농도를 이용하여 잠재적인 인체 총 노출량을 Eq. (2)로 예측한다.³⁸⁾ 발암물질인 벤젠, 에틸벤젠, 스티렌은 전생애평균노출량(Lifetime Average Daily Dose, LADD)으로, 비발암 물질인 톨루엔과 자일렌은 일일평균노출량(Average Daily Dose, ADD)으로 인체노출량을 예측하였다.

$$\begin{aligned} d/dtN_i(t) = & -R_iN_i(t) - \sum_{(j=1), j \neq i}^m T_{ij}N_i(t) \\ & + \sum_{(j=1), j \neq i}^m T_{ji}N_j(t) + S_i(t) - T_{io}N_i(t) \end{aligned} \quad (1)$$

$N_i(t)$: the time-varying inventory of a chemical species in compartment i , mol

R_i : the first-order rate constant for removal of the species from compartment i by transformation, 1/d

T_{ij} : the rate constant for the transfer of the species from compartment i to compartment j , 1/d

T_{ji} : the rate constant for the transfer of the species from compartment j to compartment i , 1/d

T_{io} : the rate constant for the transfer of the species from compartment i to a point outside of the defined landscape system, 1/d

S_i : the source term for the species into compartment i , mole/d

m : the total number of compartments within the landscape system

$$LADDi(ADDi) = TF(k \rightarrow i) \times (IU_{ij}/BW) \times (EF \times ED/AT) \times Ck \quad (2)$$

$LADDi(ADDi)$ =the lifetime average daily potential dose (the average daily potential dose rate) in mg/kg-day, which is the intake of a contaminant from exposure medium i

$TF(k \rightarrow i)$ =intermedia-transfer factor ratio, which expresses the ratio of contaminant concentration in the exposure medium, i to the concentration in an environmental medium, k

IU_{ij}/BW =the intake or uptake factor per unit body weight associated with the exposure medium i and route j

EF =the exposure frequency for the exposed individual, in days per year

ED =the exposure duration for the exposed population, in years

AT =the averaging time for the exposed population, in days

4. 불확실성 분석과 민감도 분석, 타당성 분석

대기 중 농도와 인체노출량을 예측한 결과의 불확실성 분석과 민감도 분석, 타당성 분석 방법은 다음과 같다.

불확실성은 @Risk 7.6 (Palisade Co., USA) 프로그램을 이용하여, 확률분포를 이용한 각 1,000번의 몬테카를로 모의실험을 통하여 분석하였다. 입력 변수 각각에 대한 확률분포 모형은 김옥 등²⁴⁾의 연구를 참조하였다. 배출량은 Log-normal 확률분포 형태, VOCs의 물리·화학적 특성은 모두 Uniform 확률분포 형태로 적용하였다. 지역 특성 입력변수 중 연평균 강수량은 Expon 확률분포 형태, 연평균 기온은 Kumaraswamy 확률분포 형태, 연평균 풍속은 Weibull 확률분포 형태, 지표수에서 물의 증발은 Expon 확률분포 형태를 적용하였다. 인체노출 특성 변수에서 몸무게와 호흡률(활동, 휴식)은 Triangular 확률분포 형태를 적용하였고, 노출기간과 노출량이 평균되어 지는 기간은 Uniform 확률분포 형태를 적용하였다. 이외에는 Normal과 Log-normal 확률분포 형태를 적용하였다. CalTOX 모델의 입력 변수는 평균값과 변이계수(coefficient of variation, CV)로 설명이 되는데,⁴⁹⁾ CV가 0.3 이상이면 환경 변수는 대수정규분포(Log-normal)를 사용해도 불확실성을 분석하는 데는 무방함도 고려하였다.

민감도 분석도 @Risk 7.6 프로그램을 이용하였고, Regression (coefficients) 방법으로 하였다. 이 방법은 입력변수를 독립변수로 놓고 결과변수를 종속변수로 하는 다중회귀분석의 표준화 회귀계수(beta coefficients, β)로써, 결정계수(RSq, r^2)로 결과를 나타내는데, r^2 의 값은 “0”과 “1” 사이에 존재하며, 그 값이 클수록 독립변수들이 종속변수의 변이를 잘 설명함을 의미한다.

모델에 의해 예측된 대기 중 농도의 타당성 분석을 위해 대기 중 실측된 농도와 차이 비교를 위

한 효율성 공식을 이용하였다. 결정계수(R^2), Root mean-square error (RMSE), Nash-Sutcliffe 효율 지수(EI)²⁵⁾ 를 적용하였으며, Eq. (3), (4), (5)와 같다. R^2 은 관측된 값과 모의실험 된 값 사이의 상관 강도를 나타내는 지표이며, 범위는 모의실험 후 예측된 값에 의해 얼마나 많은 관측 값의 분산이 설명되는지를 0에서 1 사이의 값으로 나타낸다. 값이 0이면 전혀 상관이 없음을 나타내고, 값이 1이면 예측된 값의 분산이 관측된 값의 분산과 같다. 그러나 분산만 정량화 된다는 사실은 R^2 을 항상 체계적으로 과대평가하거나 과소평가 하는 모델은 모델 예측이 잘못되더라도 1에 가까운 R^2 값을 예측한다는 단점이 있다.^{26,27)} 따라서 본 연구에서는 R^2 의 기반이 되는 회귀의 기울기와 절편을 도출하였다. RMSE는 체계적 오류와 무작위 오류를 모두 측정하며, 모델에서 예측한 값과 실제로 관측된 값의 차이를 나타낸다.^{26,28)} 0에 가까울수록 오차가 없음을 의미한다. EI는 1:1 선을 따라 관측 값 대 시뮬레이션 값의 관계를 1에서 뺀 것으로, 범위는 $-\infty$ 에서 1.0(오차 없음)이다. 음수는 허용되지 않는 모델 성능을 나타낸다.^{26,29-32)}

$$R^2 = \frac{\sum_{i=1}^n [Q_o(i) - Q_m][Q_o(i) - Q_{ms}]}{\left[\sum_{i=1}^n [Q_o(i) - Q_m]^{0.5} \right] \left[\sum_{i=1}^n [Q_s(i) - Q_{ms}]^{0.5} \right]} \quad (3)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n [Q_s(i) - Q_o(i)]^2} \quad (4)$$

$$EI = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n [Q_o(i) - Q_s(i)]^2}{\sum_{i=1}^n [Q_o(i) - Q_m(i)]^2} \quad (5)$$

- Q_m : average of observed data
- Q_o : observed data at i
- Q_s : simulated data at i
- Q_{ms} : average of simulated data

III. 연구 결과

1. CalTOX 모델의 대기 중 농도와 인체노출량 예측의 불확실성 분석

CalTOX 모델이 예측한 연구대상 지역의 대기 중 농도에 대한 불확실성을 분석한 결과는 Table 1과 같다. 대기 중 농도는 가스상과 입자상으로 예측되는데, 본 연구에서 입자상 농도 예측값은 매우 미미한 것으로 분석되어 의미가 없는 것으로 판단하고, 가스상 농도만을 연구에 활용하였다. 벤젠의 농도는 95% 백분위 수에서 90% 신뢰구간이 1.08×10^{-4} (95% CI; $9.88 \times 10^{-5} \sim 1.30 \times 10^{-4}$) mg/m^3 , 에틸벤젠은 1.10×10^{-5} (95% CI; $9.12 \times 10^{-6} \sim 1.20 \times 10^{-5}$) mg/m^3 , 스티렌은 2.10×10^{-5} (95% CI; $1.79 \times 10^{-5} \sim 2.29 \times 10^{-5}$) mg/m^3 , 톨루엔은 6.59×10^{-5} (95% CI; $5.90 \times 10^{-5} \sim 7.73 \times 10^{-5}$) mg/m^3 , 자일렌은 1.09×10^{-4} (95% CI; $1.03 \times 10^{-4} \sim 1.35 \times 10^{-4}$) mg/m^3 로 예측되었다. 연구대상 지역은 벤젠의 농도가 가장 높은 것으로 나타났다.

벤젠의 전생애평균노출량(LADD_{sim}) 예측 결과는 1.36×10^{-5} (95% CI; $1.17 \times 10^{-5} \sim 1.71 \times 10^{-5}$) $\text{mg}/\text{kg}/\text{day}$, 에틸벤젠의 LADD_{sim}은 1.34×10^{-6} (95% CI; $1.09 \times 10^{-6} \sim 1.55 \times 10^{-6}$) $\text{mg}/\text{kg}/\text{day}$, 스티렌의 LADD_{sim}은

2.19×10^{-6} (95% CI; $2.13 \times 10^{-6} \sim 2.97 \times 10^{-6}$) $\text{mg}/\text{kg}/\text{day}$ 로 나타났으며, 톨루엔의 일일평균노출량(ADD_{sim})은 7.79×10^{-6} (95% CI; $7.04 \times 10^{-6} \sim 1.01 \times 10^{-6}$) $\text{mg}/\text{kg}/\text{day}$, 자일렌의 ADD_{sim}은 1.34×10^{-5} (95% CI; $1.24 \times 10^{-5} \sim 1.74 \times 10^{-5}$) $\text{mg}/\text{kg}/\text{day}$ 로 나타났다. 벤젠의 LADD_{sim}과 자일렌의 ADD_{sim}이 높게 나타났다(Table 2).

2. 모델 민감도 분석

모델에 의해 예측된 연구대상 물질들의 대기 중 농도 분포와 인체노출량에 유의한 영향을 미치는 변수들을 도출한 민감도 분석 결과는 Table 3, 4와 같다.

연구 대상 물질들은 대기 중에 가스상과 입자상 농도 분포로 예측되며, 가스상 농도의 민감도 분석 결과는 배출량(source term to air), 연간 평균 풍속(yearly average wind speed; v_w), 면적(contaminated area in m^2 ; Area)으로 나타났으며, 입자상 농도는 대기 먼지 하중(atmospheric dust load; rhob_a), 유기 에어로졸의 분획(Aerosol organic fraction; foc_{ap}), 배출량(source term to air), 대기 온도(Ambient environmental temperature; Temp), 연간 평균 풍속(yearly average wind speed; v_w), 면적(contami-

Table 1. The predicted concentration of the air and monte carlo simulation of benzene, ethylbenzene, styrene, toluene, xylene (unit: mg/m^3)

VOCs	Predicted concentration	Monte-Carlo simulated				
		5 th	25 th	50 th	75 th	95 th
Benzene	1.08×10^{-4}	9.88×10^{-5}	1.05×10^{-4}	1.09×10^{-4}	1.15×10^{-4}	1.30×10^{-4}
Ethyl-benzene	1.10×10^{-5}	9.12×10^{-6}	9.65×10^{-6}	1.00×10^{-5}	1.06×10^{-5}	1.20×10^{-5}
Styrene	2.10×10^{-5}	1.79×10^{-5}	1.87×10^{-5}	1.94×10^{-5}	2.03×10^{-5}	2.29×10^{-5}
Toluene	6.59×10^{-5}	5.90×10^{-5}	6.26×10^{-5}	6.51×10^{-5}	6.85×10^{-5}	7.73×10^{-5}
Xylene	1.09×10^{-4}	1.03×10^{-4}	1.09×10^{-4}	1.13×10^{-4}	1.20×10^{-4}	1.35×10^{-4}

Table 2. The results of human exposure assessment and monte carlo simulation of benzene, ethylbenzene, styrene, toluene, xylene (unit: $\text{mg}/\text{kg}/\text{day}$)

VOCs	LADD or ADD	Monte-Carlo simulated				
		5 th	25 th	50 th	75 th	95 th
Benzene	1.36×10^{-5}	1.17×10^{-5}	1.29×10^{-5}	1.38×10^{-5}	1.48×10^{-5}	1.71×10^{-5}
Ethyl-benzene	1.34×10^{-6}	1.09×10^{-6}	1.19×10^{-6}	1.27×10^{-6}	1.36×10^{-6}	1.55×10^{-6}
Styrene	2.19×10^{-6}	2.13×10^{-6}	2.31×10^{-6}	2.46×10^{-6}	2.62×10^{-6}	2.97×10^{-6}
Toluene	7.79×10^{-6}	7.04×10^{-6}	7.69×10^{-6}	8.26×10^{-6}	8.83×10^{-6}	1.01×10^{-6}
Xylene	1.34×10^{-5}	1.24×10^{-5}	1.35×10^{-5}	1.44×10^{-5}	1.53×10^{-5}	1.74×10^{-5}

Table 3. The results of sensitivity analysis on atmospheric gaseous · particulate concentrations with the use of CalTOX model

VOCs	Rank	Input factor	r ² §
Benzene	Gas	1 Source term to air (mol/d)	0.871
		2 v_w (yearly average wind speed (m/d))	-0.378
		3 Area (contaminated area in m ²)	-0.305
	Dust	1 rhob_a (atmospheric dust load (kg/m ³))	0.550
		2 foc_ap (Aerosol organic fraction)	0.520
		3 Source term to air (mol/d)	0.520
	4 Temp (Ambient environmental temperature (K))	0.260	
	5 v_w (yearly average wind speed (m/d))	-0.220	
	6 Area (contaminated area in m ²)	-0.180	
Ethyl-benzene	Gas	1 Source term to air (mol/d)	0.925
		2 v_w (yearly average wind speed (m/d))	-0.377
		3 Area (contaminated area in m ²)	-0.185
	Dust	1 rhob_a (atmospheric dust load (kg/m ³))	0.630
		2 foc_ap (Aerosol organic fraction)	0.480
		3 Source term to air (mol/d)	0.470
	4 Temp (Ambient environmental temperature (K))	0.240	
	5 v_w (yearly average wind speed (m/d))	0.200	
	6 Area (contaminated area in m ²)	0.100	
Styrene	Gas	1 Source term to air (mol/d)	0.970
		2 v_w (yearly average wind speed (m/d))	-0.280
		3 Area (contaminated area in m ²)	-0.130
	Dust	1 rhob_a (atmospheric dust load (kg/m ³))	0.590
		2 foc_ap (Aerosol organic fraction)	0.540
	3 Source term to air (mol/d)	0.540	
	4 Temp (Ambient environmental temperature (K))	0.270	
	5 Area (contaminated area in m ²)	-0.160	
Toluene	Gas	1 Source term to air (mol/d)	0.920
		2 v_w (yearly average wind speed(m/d))	-0.370
		3 Area (contaminated area in m ²)	-0.190
	Dust	1 rhob_a (atmospheric dust load (kg/m ³))	-0.580
		2 Source term to air (mol/d)	0.560
		3 foc_ap (Aerosol organic fraction)	0.560
	4 Temp (Ambient environmental temperature (K))	0.290	
	5 v_w (yearly average wind speed (m/d))	-0.230	
	6 Area (contaminated area in m ²)	-0.120	
Xylene	Gas	1 Source term to air (mol/d)	0.922
		2 v_w (yearly average wind speed (m/d))	-0.303
		3 Area (contaminated area in m ²)	-0.207
	Dust	1 rhob_a (atmospheric dust load (kg/m ³))	0.549
		2 Source term to air (mol/d)	0.521
	3 Temp (Ambient environmental temperature (K))	0.509	
	4 v_w (yearly average wind speed (m/d))	0.235	
	5 Area (contaminated area in m ²)	-0.159	

§: Regression (coefficients)

Table 4. The results of sensitivity analysis on estimation of human exposure to benzene, ethylbenzene, styrene, toluene, xylene using CalTOX Model

VOCs	Rank	Input factor	r ² [§]
Benzene	1	Source term to air (mol/d)	0.724
	2	ETri (exposure time, indoors resting (h/day))	0.341
	3	ETao (exposure time, outdoors at home (h/day))	0.338
	4	v_w (yearly average wind speed (m/d))	0.318
	5	Area (contaminated area in m ²)	0.256
	6	BRa (active breathing rate (m ³ /kg-h))	0.195
	7	BRr (resting breathing rate (m ³ /kg-h))	0.142
Ethylbenzene	1	Source term to air (mol/d)	0.760
	2	ETri (exposure time, indoors resting (h/day))	0.352
	3	ETao (exposure time, outdoors at home (h/day))	0.347
	4	v_w (yearly average wind speed (m/d))	0.299
	5	BRa (active breathing rate (m ³ /kg-h))	0.200
	6	Area (contaminated area in m ²)	0.149
	7	BRr (resting breathing rate (m ³ /kg-h))	0.144
Styrene	1	Source term to air (mol/d)	0.780
	2	ETri (exposure time, indoors resting (h/day))	0.357
	3	ETao (exposure time, outdoors at home (h/day))	0.355
	4	Area (contaminated area in m ²)	0.223
	5	BRa (active breathing rate (m ³ /kg-h))	0.202
	6	BRr (resting breathing rate (m ³ /kg-h))	0.145
	7	ETai (exposure time, active indoors (h/day))	0.130
Toluene	1	Source term to air (mol/d)	0.748
	2	ETri (exposure time, indoors resting (h/day))	0.334
	3	ETao (exposure time, outdoors at home (h/day))	0.330
	4	v_w (yearly average wind speed (m/d))	0.284
	5	BRa (active breathing rate (m ³ /kg-h))	0.191
	6	Area (contaminated area in m ²)	0.146
	7	BRr (resting breathing rate (m ³ /kg-h))	0.137
Xylene	1	Source term to air (mol/d)	0.772
	2	ETri (exposure time, indoors resting (h/day))	0.367
	3	ETao (exposure time, outdoors at home (h/day))	0.357
	4	v_w (yearly average wind speed (m/d))	0.249
	5	BRa (active breathing rate (m ³ /kg-h))	0.209
	6	Area (contaminated area in m ²)	0.169
	7	BRr (resting breathing rate (m ³ /kg-h))	0.152

§: Regression (coefficients)

nated area in m²; Area)으로 나타났다.

인체노출량 예측의 민감도 분석에서는 각각의 물질마다 7개 변수를 영향요인으로 도출하였다. 본 연구의 대상 물질들은 배출량(source term to air)이 결

정계수 0.7 이상으로 가장 큰 영향을 미치는 것으로 나타났고, 그 다음으로는 실내 휴식시간(exposure time, indoors resting; ETri), 실외 노출시간(exposure time, outdoors at home; ETao)의 순으로 나타났다.

Table 5. The outcomes of validity analysis on CalTOX model

VOCs	R ²	RMSE [‡]	EI [†]
Benzene	0.9676	0.0035	-1094.4997
Ethylbenzene	0.9468	0.0012	-1186.5236
Styrene	0.9480	0.0012	-611.6922
Toluene	0.9619	0.0102	-759.9516
Xylene	0.9962	0.0004	-4460765.1130

‡: coef. of determination, †: root mean square error, ‡: Nash-Sutcliffe efficiency index

벤젠은 그 다음으로 연간 평균 풍속(yearly average wind speed; v_w), 면적(contaminated area in m^2 ; Area), 활동 시 호흡률(active breathing rate; BRa), 휴식 시 호흡률(resting breathing rate; BRr)의 순으로 나타났으며, 에틸벤젠은 그 다음으로 연간 평균 풍속(yearly average wind speed; v_w), 활동 시 호흡률(active breathing rate; BRa), 면적(contaminated area in m^2 ; Area), 휴식 시 호흡률(resting breathing rate; BRr)로 나타났고, 스티렌은 면적(contaminated area in m^2 ; Area), 활동 시 호흡률(active breathing rate; BRa), 휴식 시 호흡률(resting breathing rate; BRr), 실내 활동시간(exposure time, active indoors; ETai)의 순으로 나타났으며, 톨루엔과 자일렌은 연간 평균 풍속(yearly average wind speed; v_w), 활동 시 호흡률(active breathing rate; BRa), 면적(contaminated area in m^2 ; Area), 휴식 시 호흡률(resting breathing rate; BRr)로 나타났다.

3. 모델의 대기 중 농도 예측 결과의 타당성 분석

모델의 대기 중 농도 예측 결과의 타당성을 검증한 결과는 Table 5와 같다. 연구 대상 물질들은 모두 R²이 1에 가까운 값으로 나타났고, RMSE는 0에 가까운 값으로 나타났으나, EI는 음수로 나타났다. 이러한 결과는 모델은 효율적이지 못하지만, 예측된 값의 분산이 관측된 값의 분산과 같다는 것을 의미한다. 이러한 단점을 극복하기 위하여 본 연구는 R²의 기반이 되는 회귀의 기울기와 절편을 도출하였다.

벤젠의 회귀식은 $y=0.002+15.485x$ 로 96.8%의 설명력을 갖는 것으로 나타났으며, 에틸벤젠은 $y=0.001+57.240x$ 로 94.7%의 설명력을 갖는 것으로 나타났고, 스티렌은 $y=0.000+42.249x$ 로 94.8%의 설명력을 갖는 것으로 나타났다. 톨루엔은 $y=0.004+91.588x$ 로 96.2%의 설명력을 갖는 것으로 나타났다.

며, 자일렌은 $y=0.000+0.007x$ 로 84.9%의 설명력을 갖는 것으로 나타났다. 이 회귀식들의 유의확률은 0.000으로 통계적으로 유의하였다.

IV. 고 찰

산업체에서 발생한 유해화학물질에 대해 저농도로 장기간 노출되는 경우, 오랜 시간이 지나야 발암 또는 신경독성학적 질환 등으로 나타나기 때문에 심각한 사회갈등으로 표출된다. 이는 비자발적 인체위해가 발생했음에도 불구하고, 그 지역의 특정 산업체에서 배출되는 유해화학물질로 인한 인체위해라는 것을 지역 주민들 스스로 입증해내야 보상을 받을 수 밖에 없는 사회구조 때문이기도 하다. 우리사회는 유해화학물질 노출에 의한 인체위해와 관련된 것이 지역주민들의 주요 관심사가 되었으며, 그 피해를 예방하기 위한 노출저감 수단 마련은 환경보건학적으로도 매우 중요한 의미를 갖는다.⁴⁵⁾

모델의 예측 값에 대한 정확성과 신뢰성 확보는 매우 중요하다.³⁹⁾ 본 연구는 다매체·다경로 모델인 CalTOX 모델을 이용하여 산업체에서 대기로 배출된 VOCs의 대기 중 농도와 인체노출량을 예측하였다. 모델의 예측값이 실제 측정 농도와 일치할 수는 없다. 그럼에도 불구하고 모델의 대기 중 농도 분포 예측의 불확실도를 낮추기 위해서는 본 연구의 민감도 분석 결과에 기초하여, 정확성과 신뢰성 있는 입력 자료를 우선 확보하고 이를 데이터베이스화할 필요가 있다고 판단된다. 대기 중 가스상 농도 예측의 민감도 분석 결과는 배출량(source term to air), 연간 평균 풍속(yearly average wind speed; v_w), 면적(contaminated area in m^2 ; Area) 등으로 나타났으며, 입자상 농도는 대기 먼지 하중(atmospheric dust load; rhob_a), 유기 에어로졸의 분획(Aerosol organic

fraction; foc_ap), 배출량(source term to air) 등으로 나타났다. 또한 인체노출량 예측에 적용된 다양한 입력 변수들의 민감도 분석을 수행한 결과는, 배출량(source term to air), 실내 휴식시간(exposure time, indoors resting; ETri), 실외 노출시간(exposure time, outdoors at home; ETao), 연간 평균 풍속(yearly average wind speed; v_w), 면적(contaminated area in m²; Area), 활동 시 호흡률(active breathing rate; BRa), 휴식 시 호흡률(resting breathing rate; BRr), 실내 활동시간(exposure time, active indoors; ETai) 등이 주요한 입력변수로 도출되었다. 그 중에서 지역 입력변수인 v_w와 Area 변수를 제외한 ETri, ETao, ETai는 지역 주민들의 시간활동 양상과 관련된 입력변수들이며, BRa와 BRr은 호흡률과 관련된 입력변수로 구분할 수 있다. 그러므로 본 연구와 같이 모델을 이용한 인체노출량을 예측할 때 그 정확도를 향상시키기 위해서는 배출량과 지역주민들의 시간활동 양상, 호흡률에 대한 명확한 데이터 검증이 선행되어야 할 것으로 판단한다. WHO에서는 일반 및 대상 집단의 시간 활동 패턴을 정확하게 안정적으로 문서화하는 것은 인체 노출을 이해하고 완화하는 데 중요한 요소라고 지적하였다.⁸⁾ 이와 관련한 국내의 논문에는 이보람 등,⁴²⁾ 박진현 등,⁴⁰⁾ 류현수 등⁴¹⁾의 연구가 있다. 본 연구 결과와 함께 이러한 결과들을 통하여 VOCs의 인체노출량은, 대기 농도와 노출시간 또는 접촉률(강도)에 따라 달라질 수 있음을 다시 한 번 확인할 수 있었다.

인체노출 평가에서 모델에 의한 방법은 노출 측정이 어려울 때 쉽고 빠르게 목적에 맞는 결과를 도출할 수 있으나, 각 모델이 구성하고 있는 기본 알고리즘과 모델링 과정에서 요구되는 입력변수에 따라 결과 값의 차이는 크게 나타날 수 있다.³⁴⁻³⁶⁾ 전문적인 바와 같이 모델을 이용한 인체노출량 예측에서는 목적에 부합하는 모델의 선정과 각 모델에서 요구되는 입력변수 정보들에 대한 면밀한 검토가 필요하다.³⁷⁾ 그러나 우리나라의 연구자들은 모델을 이용한 인체노출량 예측 시 입력변수 정보를 일일이 찾아서 수동으로 입력하거나, 서로 다른 출처로부터 입력 자료를 선정할 때는 공학적 판단까지 해야 하는 경우도 있어 어려움이 있다.³⁷⁾ 이러한 이유들로 인하여 인체노출량을 예측하는 모델 시스템 자체의 접근이 쉽지 않다. 그러나 최근 국가차원에서 노출평

가 적용을 위한 한국인의 노출계수 핸드북⁴⁸⁾ 등의 개선뿐만 아니라, 국가 정보 공개 제도와 그 밖의 통계자료 시스템 등을 운영하며, 빅데이터들을 생산해 내고 있다. 앞으로도 국가 차원에서 모델의 입력변수가 존재한다면 신뢰할 만한 자료로 보완하고, 존재하지 않는다면 이를 개발해 나가는 노력을 좀 더 기울여야 할 것이다. 그리고 이러한 입력변수들이 모델에 자동으로 입력되어지도록 네트워크화하고, 입력변수들이 정확하게 입력되었는지 자체 점검하는 과정도 포함시켜야 한다. 본 연구에서 입력변수들은 정부와 공공기관, 기존의 연구에서 신뢰할만하다고 판단되는 자료들을 최대한 이용하였다. 그러나 입력변수 자료가 부재하거나, 존재한다고 하더라도 입력변수로 사용이 어렵다고 판단되는 경우에는 미국 캘리포니아 지역의 입력변수를 사용하였으므로 이러한 측면에서 연구의 한계가 존재한다.

한편 모델 효율성 공식을 이용하여 타당성을 분석한 결과, 결정계수(R²)와 Root mean-square error (RMSE)는 만족할 만한 결과가 수치로 제시되었으나, Nash-Sutcliffe 효율 지수(EI)를 이용한 결과는 음수로 나타나서 허용되지 않는 모델 성능으로 나타났다. 본 연구에서는 모델의 대기 중 농도 예측 결과와 대기 중 실측 농도와의 관계를 회귀식으로 제시하여 모델의 타당성 분석 결과를 보완하였다. 그 결과 본 연구 대상 물질 각각의 회귀식은 각각 다르게 나타났다. CalTOX 모델이 요구하는 배출량 자료와 물리·화학적 특성 자료, 지역 특성 자료, 인체노출 특성 자료 중에서 본 연구는 지역 특성과 인체노출 특성 자료의 입력변수 값은 VOCs 각 물질마다 같은 값으로 입력하였고, 배출량과 물리·화학적 특성 자료만 다르게 입력하였다. 따라서 배출량과 물리·화학적 특성의 차이가 회귀식의 도출에 영향을 미치는 것으로 추정할 수 있다. 앞으로 이러한 결과에 대한 연구가 진행되어야 할 것으로 생각한다.

V. 결 론

CalTOX 모델을 이용하여 대기로 배출된 VOCs 물질에 대한 대기 중 농도와 인체노출량을 예측하고 불확실성 분석과 민감도 분석, 모델의 타당성을 분석한 결과, 본 연구 대상 물질인 VOCs의 대기 중 농도는 벤젠이 1.08×10^{-4} (95% CI; $9.88 \times 10^{-5} \sim 1.30 \times$

10^{-4}) mg/m^3 로 가장 높게 예측되었고, 대기 중 농도 분포 예측에 대한 민감도를 분석한 결과는 배출량 (source term to air), 연간 평균 풍속 (yearly average wind speed), 면적 (contaminated area in m^2) 등으로 나타났다. 타당성을 분석한 결과는 R^2 은 1, RMSE는 0에 가까운 값으로 나타났으므로 만족할 만한 검증 결과가 나타났으나, EI는 음수로 나타나서 허용되지 않는 모델 성능으로 판단하였다. 또한 벤젠의 전생애평균노출량(LADD_{sim}) 1.36×10^{-5} (95% CI; $1.17 \times 10^{-5} \sim 1.71 \times 10^{-5}$) $\text{mg}/\text{kg}/\text{day}$ 과 자일렌의 일일평균노출량(ADD_{sim})의 1.34×10^{-5} (95% CI; $1.24 \times 10^{-5} \sim 1.74 \times 10^{-5}$) $\text{mg}/\text{kg}/\text{day}$ 는 다른 물질들보다 높은 수준으로 나타났다. 인체노출량 예측에 대한 민감도를 분석한 결과는 배출량 (source term to air), 실내 휴식시간 (exposure time, indoors resting), 실외 노출시간 (exposure time, outdoors at home), 연간 평균 풍속 (yearly average wind speed), 면적 (contaminated area in m^2), 활동 시 호흡률 (active breathing rate) 등으로 나타났다.

본 연구의 이러한 결과들은 CalTOX 모델에 의한 인체노출량 평가 결과의 정확성과 신뢰성을 확보하는 기초자료로 활용될 것으로 예상된다.

References

1. Korea Industrial Complex Corporation. Available: <http://www.kicox.or.kr> [accessed 5 October 2018].
2. Lee BJ, Heo J, Jung DY, Kim SS, Ryu HS, Shuai JF, et al. Correlation relationship between personal exposure and biological monitoring for airborne toluene in an industrial complex and general environments. *J Environ Health Sci.* 2017; 43(4): 324-333.
3. Lopez-Aparicio S, Guevara M, Thunis P, Cuvelier K, Tarrason L. Assessment of discrepancies between bottom-up and regional emission inventories in norwegian urban areas. *Atmos Environ.* 2017; 154: 285-296.
4. Phetxumphou K, Dietrich AM, Shanaiah N, Smiley E, Gallagher DL. Subtleties of human exposure and response to chemical mixtures from spills. *Environ Pollut.* 2016; 214: 618-626.
5. Kim HJ, Im JY, Yun JH, Lee JH, Jeon JH, Lee CS. A Study on the characteristics of chemicals in major industrial complexes. *J Environ Health Sci.* 2018; 44(6): 515-523.
6. Park JH, Yoon CS. Model algorithms for estimates of inhalation exposure and comparison between exposure estimates from each model. *J Korean Soc Occup Environ Hyg.* 2019; 29(3): 358-367.
7. US NRC. Frontiers in assessing human exposures to environmental toxicants. Washington, D.C.: National Academy Press; 1991.
8. WHO. 2000. Available: <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc214.htm> [accessed 5 June 2018].
9. WHO. Harmonization project strategic plan: harmonization of approaches to the assessment of risk from exposure to chemicals. 2012.
10. Robert G Sargent. Verification and validation of simulation models. Proceedings of the 30th Conference on Winter Simulation Conference. 1998.
11. Thomas E. McKone, Matthew MacLeod. Tracking multiple pathways of human exposure to persistent multimedia pollutants: regional, continental, and global-scale models. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 2003; 28: 463-492.
12. US NRC. Models in environmental regulatory decision making. Washington, DC. The National Academies Press; 2007.
13. US EPA. Guidance on the development, evaluation, and application of environmental models. Office of the Science Advisor. Council for Regulatory Environmental Modeling. 2009.
14. US EPA. Guidelines for human exposure assessment. Washington, DC. Risk Assessment Forum. 1992.
15. Schlesinger S. Terminology for model credibility. *Simulation.* 1979; 32(3): 103-104.
16. US EPA. Framework for human health risk assessment to inform decision making. Office of the Science Advisor. Risk Assessment Forum. 2014.
17. Beven JK. Rainfall-runoff modelling-the primer. John Wiley & Sons Ltd., Chichester. 2001.
18. Yang JY. Estimation of human exposure to dioxins in korean urban residents by multimedia/multiroute model. [Seoul]: Yonsei University; 2001.
19. Moon JY, Yang JY, Lim YW, Park SE. Estimating human exposure to benzo(a)pyrene through multimedia/multiroute exposure scenario. *J. Environ. Toxicol.* 2003; 18(4): 255-269.
20. Kim O. A multimedia & multiple pathway estimating human exposure of benzo(a)pyrene by using CalTOX model, focused on the fuel combustion in Seosan area. [Gongju]: Kongju National University; 2017.
21. Kim O, Lee MW, Song YH, Choi JH, Park SH, Park CY, et al. Uncertainty and sensitivity analyses

- of human aggregate risk assessment of benzene using the CalTOX Model. *J Environ Health Sci.* 2020; 46(2): 136-149.
22. Song YH. Assessment of integrated human risk of heavy metals emitted from coal-fired power plant using 3MRA model, [Gongju]: Kongju National University; 2018.
 23. Ministry of environment. Available: <http://icis.me.go.kr/prtr/prtrInfo/entrpsSearch.do> [accessed 5 May 2020].
 24. Kim O, Song YH, Choi JH, Park SH, Park CY, Lee MW, et al. Human exposure to BTEX and its risk assessment using the CalTOX model according to the probability density function in meteorological input data. *J Environ Health Sci.* 2019; 45(5): 497-510.
 25. Nash JE, Sutcliffe JV. River flow forecasting through conceptual models part I-A discussion of principles. *Journal of Hydrology.* 1970; 10(3): 282-290.
 26. Xiaohui Zhong, Utpal Dutta. Engaging Nash-Sutcliffe efficiency and model efficiency factor indicators in selecting and validating effective light rail system operation and maintenance cost models. *Journal of Traffic and Transportation Engineering.* 2015; 3: 255-265.
 27. Krause P, Boyle DP, Bäse F. Comparison of different efficiency criteria for hydrological model assessment. *Adv. Geosci.* 2005; 5: 89-97.
 28. Lee SB, Yoon CG, Jung KW, Hwang HS. Comparative evaluation of runoff and water quality using HSPF and SWMM. *Water Sci Technol.* 2010; 62(6) 1401-1409.
 29. Legates DR, McCabe GJ. Evaluating the use of 'Goodness-of-Fit' measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. *Water Resources Research.* 1999; 35(1): 233-241.
 30. ASCE. Criteria for evaluation of watershed models. *J Irrig Drain Eng.* 1993; 119(3): 429-442.
 31. Moriasi DN, Arnold JG, Van Liew MW, Binger RL, Harmel RD, Veith TL. Model evaluation guidelines for systematic qualification of accuracy in watershed simulations. *American Society of Agricultural and Biological engineers.* 2007; 50(3): 885-900.
 32. Servat E, Dezetter A. Selection of calibration objective functions in the context of rainfall-runoff modeling in a sudanese savannah area. *Hydrological Science Journal.* 1991; 36(4): 307-330.
 33. US EPA. Risk assessment guidance for superfund volume I: human health evaluation manual (Part F, supplemental guidance for inhalation risk assessment). Washington, D.C., Office of Superfund Remediation and Technology Innovation. 2009.
 34. Delmaar JE, Bremmer HJ. The ConsExpo spray model-Modelling and experimental validation of the inhalation exposure of consumers to aerosols from spray cans and trigger sprays. RIVM. 2009.
 35. Delmaar J, Bokkers B, ter Burg W, Van Engelen JGM. First tier modeling of consumer dermal exposure to substances in consumer articles under reach: A quantitative evaluation of the ECETOC TRA for consumers tool. *Regul Toxicol Pharm.* 2013; 65(1): 79-86.
 36. Riedmann R, Gasic B, Vernez D. Sensitivity analysis, dominant factors, and robustness of the ECETOC TRA v3, Stoffenmanager 4.5, and ART 1.5 occupational exposure models. *Risk Anal.* 2015; 35(2): 211-225.
 37. Park JH, Yoon CH. Model algorithms for estimates of inhalation exposure and comparison between exposure estimates from each model. *J Korean Soc Occup Environ Hyg.* 2019; 29(3): 358-367.
 38. McKone TE. CalTOX, A Multimedia Total Exposure Model for Hazardous-Waste Sites Part I: Executive Summary. California Environmental Protection Agency DTSC. 1993.
 39. Davis PA, Olague NE, Goodrich MT. Approaches for the validation of models used for performance assessment of high-level nuclear waste repositories. 1991.
 40. Park JH, Yang SY, Park YK, Ryu HS, Kim EC, Choe YT, et al. Exposure and risk assessment of benzene and PM10 for sub-populations using monte-carlo simulations. *J Environ Health Sci.* 2019; 45(3): 247-257.
 41. Ryu HS, Yoon HJ, Eom IC, Park JH, Kim SS, Cho MS, et al. Time-activity pattern assessment for korean students. *J Environ Health Sci.* 2018; 44(2): 143-152.
 42. Lee BR, Ban HK, Jang YL, Lee KY. Measurement of time/location for personal exposure assessment of air pollutants. *J Environ Health Sci.* 2016; 42(5): 314-323.
 43. National Institute of Environmental Research. Annual Report of Quality in Korea 2018. Incheon. National Institute of Environmental Research. 2019.
 44. National Institute of Environmental Research. National air pollutant emission calculation method manual (III). Incheon. National Institute of Environmental Research. 2013.
 45. Hwang MY, Hong SY, Kwon YM, Jo HJ, Park CH. Differences of chemical exposure levels according

- to residential and personal life-style characteristics of korean adult population-from korean national environmental health survey. *J Environ Health Sci*. 2019; 45(2): 142-153.
46. Korea Meteorological Administration. ASOS. Available: <https://data.kma.go.kr/cmmn/main.do>[accessed 1 April 2019].
47. Korea Stistical Information Service. Available: <http://kosis.kr/index/index.do>[accessed 1 December 2019].
48. National Institute of Environmental Research. Korean exposure factors handbook. Incheon. 2019.
49. McKone TE. CalTOX, A multimedia total-exposure model for hazardous-waste sites Part III: The multiple-pathway exposure model. California Environmental Protection Agency DTSC. 1992.
50. National Institute of Environmental Research. Korean exposure factors handbook for children. 2019.

<저자정보>

김옥(연구원), 이민우(대학원생), 박상현(전임연구원), 박창용(조교), 송영호(과장), 김병빈(환경감시센터장), 최진하(원장), 이진현(교수)