



중국 배출량 목록에 대한 국내 오존 민감도 분석: MICS-Asia 2010와 INTEX-B 2006 비교사례

Domestic Ozone Sensitivity to Chinese Emissions Inventories: A Comparison between MICS-Asia 2010 and INTEX-B 2006

김순태* · 배창한 · 김은혜 · 유승희 · 배민아 · 이재범¹⁾
서인석¹⁾ · 임용재¹⁾ · 김병욱²⁾ · 김현철^{3),4)} · 우정현⁵⁾

아주대학교 환경안전공학과, ¹⁾국립환경과학원 대기질통합예보센터, ²⁾미국조지아주환경청,
³⁾미국국립해양대기청, ⁴⁾메릴랜드대학 기후 · 위성 연구소, ⁵⁾건국대학교 신기술융합학과
(2017년 9월 10일 접수, 2017년 9월 29일 수정, 2017년 10월 10일 채택)

Soontae Kim*, Changhan Bae, Eunhye Kim, Seunghee You,
Minah Bae, Jae-bum Lee¹⁾, Inseok Seo¹⁾, Yongjae Lim¹⁾, Byeong-Uk Kim²⁾,
Hyun Cheol Kim^{3),4)} and Jung-Hun Woo⁵⁾

Department of Environmental & Safety Engineering, Ajou University, Suwon, Korea

¹⁾*NIER/Air Quality Forecasting Center, Incheon, Korea*

²⁾*Georgia Environmental Protection Division, Atlanta, GA, 30354, USA*

³⁾*Air Resources Laboratory, National Oceanic and Atmospheric Administration,
College Park, MD, 20740, USA*

⁴⁾*Cooperative Institute for Climate and Satellites, University of Maryland,
College Park, MD, 20740, USA*

⁵⁾*Department of Advanced Technology Fusion, Konkuk University, Seoul, Korea*

(Received 10 September 2017, revised 29 September 2017, accepted 10 October 2017)

Abstract

CMAQ (Community Multiscale Air Quality)-HDDM (High-order Direct Decoupled Method) simulations with MICS-Asia 2010 and INTEX-B 2006 emissions inventories were performed to investigate the impact of Chinese NO_x and VOC emissions on 1-hr ozone concentrations over South Korea during May to July in 2014. Chinese NO_x and VOC emissions in MICS-Asia 2010 were 60% higher and 100% lower than those in INTEX-B 2006 during the simulation period. It makes the ratio of Chinese VOC to NO_x emissions in INTEX-B 2006 (Case 1) is 3.2 times higher than that in MICS-Asia 2010 (Case 2). When the observed period mean 1-hr ozone concentration averaged across 106 air monitoring sites in the SMA (Seoul Metropolitan Area) was 37.6 ppb, the modeled values were similar to each other; 37.3 ppb for Case 1, and 40.4 ppb for Case 2. Both cases show that daily maximum 1-hr ZOC

*Corresponding author.

Tel : +82-(0)31-219-2511, E-mail : soontae.kim@ajou.ac.kr

(Zero-Out Contribution) of Chinese NO_x and VOC emissions were as high as 55 ppb and 35 ppb for the episode respectively. Correlation coefficients between ZOC of Chinese NO_x and VOC emissions and the SMA daily maximum 1-hr ozone were 0.49~0.69. It indicates that Chinese emissions occasionally affect the SMA daily ozone peaks. On the other hand, Case 2 predicted 7 ppb and 1 ppb higher ZOC of Chinese NO_x and VOC emissions than Case 1, when simulated ozone in the SMA is over 80 ppb. It implies that upwind NO_x emissions would be more important than upwind VOC emissions for the long-range transport of ozone in Northeast Asia.

Key words : Chinese emissions, NO_x & VOC, Ozone, Long-range transport, HDDM

1. 서 론

최근 수도권 등 국내 오존 농도는 지속적인 증가 추세를 보이고 있다. 오존은 전구물질인 NO_x (Oxides of Nitrogen)와 VOC (Volatile Organic Compound)의 광화학 반응에 의해 생성되며 (Sillman *et al.*, 1990; Haagen-Smit, 1950), 인접한 배출원에 의한 영향 이외에도 장거리 이동에 의한 영향이 나타날 수 있음이 다양한 연구에서 보고되고 있다 (i.e., Itahashi *et al.*, 2013, 2012; Kim, 2011a, b). 국내의 경우에도 수도권 고농도 오존에 대한 중국 배출량 영향이 확인된 바 있으며 (Oh *et al.*, 2010), 남한 배출량에 비해 수십배 이상 높은 것으로 알려진 중국의 NO_x 및 VOC 배출량이 (Itahashi *et al.*, 2015), 국내 오존 농도에 직접 및 간접적으로 영향을 주었을 것으로 판단하였다. 따라서 국내 고농도 오존현상에 대한 발생원인 분석과 대책마련, 오존예보 정확도 개선 등을 위해서는 국내 배출량에 대한 영향 분석과 더불어 중국 등 장거리 이동에 의한 국외 기여도 검토가 중요하다 (Itahashi *et al.*, 2013; Kim and Lee, 2011).

오존 기여도 분석에는 비선형적인 반응을 고려할 수 있는 3차원 광화학 모델이 주로 이용된다. CMAQ (Community Multiscale Air Quality)와 CAMx (Comprehensive Air Quality Model with Extensions) 등이 대표적인 모델로, DDM (Direct Decoupled Method), OSAT (Ozone Source Apportionment Technique), OPTM (Ozone and Particulate Precursor Tagging Methodology) 등 진단 도구를 제공하고 있다 (Itahashi *et al.*, 2015; Choi *et al.*, 2014; Kim, 2011a). 진단 도구는 대기질 모사에 입력되는 배출량 자료를 바탕으로 지역별, 물질별 민감도 및 기여도를 산정하므로, 정확한 기여

도 산정을 위해서는 대기질 모사에 이용되는 배출량 자료의 정확도가 확보되어야 한다 (Byun and Schere, 2006).

국내를 포함한 동북아 지역을 중심으로 대기오염물질 장거리 이동에 대하여 다양한 연구가 여러 가지 배출목록을 개별적으로 이용하여 수행된 바 있다. Jeong *et al.* (2017)은 배출량 자료로 INTEX-B (the Intercontinental Chemical Transport Experiment-Phase B 2006; Zhang *et al.*, 2009)를 사용하고 분석 방법으로 PSCF (Potential Source Contribution Function) 방법을 이용하여 중국으로부터의 유입량을 조사하였다. Xie *et al.* (2017)은 기후변화에 따른 미래년도 오존 농도 변화를 예측하는 연구에서 INTEX-B 자료를 2008년에 대해 업데이트한 후 모사를 수행하였다. Itahashi *et al.* (2013)은 MICS-Asia (Work Plans for Model Inter-Comparison Study - Asia Phase III; Li *et al.*, 2017) 배출량을 이용하여 동북아 지역에서의 오존 장거리 이동 영향을 모사하였다. Guo *et al.* (2016)은 배출 제어방안의 효율성을 검토하기 위한 모사에서 MICS-Asia 배출량 목록을 이용하였다.

동북아 지역의 오존 및 배출량에 대한 선행연구를 살펴보면, Jena *et al.* (2015)은 EDGAR (Emission Database for Global Atmospheric Research), INTEX-B, REAS (Regional Emission Inventory in Asia) 배출량 목록을 일 최고 8시간 오존 예측 관점에서 비교하였으며, 모사기간 동안 일 최고 8시간 오존 모사농도는 배출량 목록에 따라 15~40% 정도 차이남을 보였다. Kim *et al.* (2017)은 MICS-Asia 배출량 목록의 중국 NO_x 배출량은 INTEX-B 배출량 목록에 비해 1.5배 정도 높은 것으로 보고하였다. 이러한 차이는 배출지역인 중국은 물론, 풍하 지역인 국내의 오존 농도 모사와

기여도 추정 등에서 차이를 유발할 수 있으나, 이에 대한 정량적 평가는 아직 미흡한 실정이다.

따라서 본 연구에서는 중국 배출량 목록 선택에 따른 국내 오존 모사농도 차이 및 기여도 변화를 분석하기 위해 여러 배출량 목록을 이용하여 대기질 모사를 수행하였다. 모사 결과 분석의 초점은 고농도 오존일에 대한 중국 배출량 영향의 상관성, 특히 오존 전구 물질인 NO_x 와 VOC의 정량적인 민감도 평가에 맞추었다.

2. 실험 방법

2.1 배출량 자료

본 연구에서는 국내외에서 동북아 배출목록으로 많이 이용되는 INTEX-B 2006과 MICS-Asia 2010을 대기질 모사에 이용하였다. 각 배출량 목록은 각각 특정 연도를 기준으로 작성되었으나, 본 연구의 목적상 배출량 산정년도와 배출량의 정확도는 별개의 문제로 가

정하였다. 한편 국내 인위 배출량은 CAPSS (Clean Air Policy Support System) 2010으로 고정하고, 국외 배출량 목록을 달리하여 대기질 모사를 수행하였다(표 1 참조). 대기질 모사에 이용된 인위적 배출량은 SMOKE (Sparse Matrix Operator Kernel Emissions, SMOKE; Benjey *et al.*, 2001)를 이용하여 공간할당, 시간 분배, 화학종 분류를 수행하였으며, 자연 배출량은 MEGAN v2.04 (The Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature, MEGAN; Guenther *et al.*, 2006)를 활용하여 준비하였다.

2.2 기상 및 대기질 모사

대기질 모사는 CMAQ v4.7.1을 이용하였으며, 오존 모사를 위해 SAPRC99 (Statewide Air Pollution Research Center, Version 99; Carter *et al.*, 1999) 화학 메커니즘을 이용하였다. 대기질 모사는 그림 1에서 보이는 것과 같이 중국과 한국을 포함하는 동북아 지역을 대상으로 2014년 5월 15일부터 7월 31일까지 수행하였다. 모사 영역은 27-km의 수평 해상도의 격자로 구성하였다. 오존 모사농도는 수평해상도에 따라 모사 결과가 달라질 수 있으나, 국내의 국지적 배출원에 의한 오존 농도 영향보다는 장거리 이동 후 풍하 지역에서의 영향을 분석했다는 점과, 본 연구에 적용된 HDDM의 경우 실질적인 동지격자화 적용이 어려운 점을 고려하여 27-km 단일 모사영역을 이용하였다. Choi *et al.* (2014)과 Itahashi *et al.* (2015) 연구에서는

Table 1. Foreign and domestic emissions inventories used in this study.

Case	Anthropogenic		Biogenic
	Foreign	Domestic	
1	INTEX-B 2006	CAPSS 2010	MEGAN
2	MICS-Asia 2010	CAPSS 2010	MEGAN

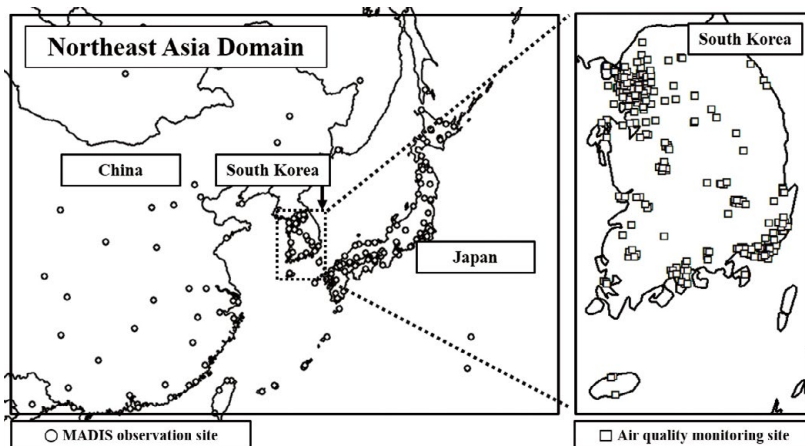


Fig. 1. A modeling domain at a horizontal resolution of 27-km used in the study.

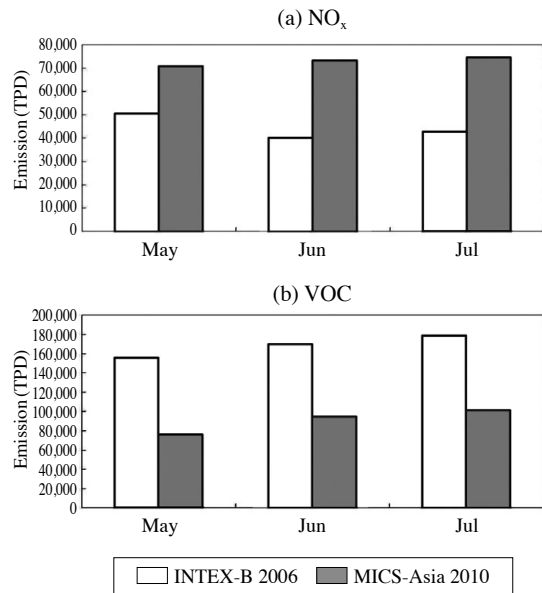
Table 2. WRF model configuration used in this study.

WRF v3.3	Physical option
Land use	KMOE/SRTM
Micro physics	WSM3
Cumulus scheme	Kain-Fritsch
Long/Short wave radiation	RRTM/Goddard
PBL scheme	YSU
LSM scheme	NOAH

오존의 장거리 이동에 대하여 60-km, 80-km의 수평 해상도를 이용하였다. 수직층의 경우 본 연구에서는 총 15개로 구분하였으며(표 2), 최하층의 높이는 33 m이다. 부록에 CMAQ 관련 기존 연구에서 이용된 수직 층수와 최하층의 높이를 정리하였다. 기상 입력자료는 WRF(Weather Research and Forecasting; Skamarock *et al.*, 2008) v3.3과 MCIP(Meteorology-Chemistry Interface Processor) v3.6.1을 이용하여 생산하였으며, NCEP(National Centers for Environmental Prediction)에서 제공되는 0.5도×0.5도(degree) 단위의 GFS(Global Forecasting System) 자료를 초기장 및 경계장으로 이용하였다.

기상 모사의 정확도 평가를 위해 NOAA에서 제공되는 MADIS(Meteorological Assimilation Data Ingest System; NOAA, 2005) 관측자료를 이용하여, 동북아시아 지역에 대한 전반적인 기상을 평가하였다. 대기질 모사의 정확도 평가는 국립환경과학원의 도시대기 측정망 자료를 이용하였으며, 국내 및 수도권 지역을 대상으로 평가하였다. 그림 1에 MADIS 및 도시대기 측정망의 위치를 나타내었다.

본 연구에서 이용된 배출량 목록의 경우, NO_x 배출량뿐 아니라 VOC 배출량에서도 차이를 보이기 때문에, NO_x와 VOC 배출량에 대한 각각의 민감도를 살펴보고자 HDDM(High-order Decoupled Direct Method) 기법을 적용하였다. HDDM은 3차원 광화학 모델의 지배방정식(governing equation)을 편미분하여 입력 매개변수(input parameters)에 대한 지역 민감도(local sensitivity)를 도출하는 방법이다(Cohan *et al.*, 2005; Dunker, 1984). 즉, 입력자료 중 하나인 배출량에 대한 오존 농도의 민감도를 산정할 수 있으며, 이를 Taylor expansion에 적용하면 배출량 변화에 따른 오존 농도의 변화를 근사(approximation)할 수 있다(Cohan *et al.*, 2005).

**Fig. 2.** Monthly mean Chinese (a) NO_x and (b) VOC emissions in INTEX-B 2006 and MICS-Asia 2010 emissions inventories.

$$C_{\Delta\epsilon_i} \approx C_0 + \Delta\epsilon_i S_i^{(1)} + \frac{1}{2} \Delta\epsilon_i^2 S_i^{(2)} \quad (1)$$

여기에서 C_0 는 기본 모사농도, $\Delta\epsilon_i$ 는 배출량 i (즉, NO_x 또는 VOC)의 변화율, $S_i^{(1)}$, $S_i^{(2)}$ 는 각각 배출량 i 의 1차 민감도 계수와 2차 민감도 계수를 나타낸다.

민감도에 따른 오존 농도 변화는 어떤 배출량이 100% 감소한 경우를 가정하면, $\Delta\epsilon_i = -1$ 을 식(1)에 대입하여 식(2)와 같이 정리 할 수 있다.

$$ZOC = C_0 - C_{\Delta\epsilon_i} = -S_i^{(1)} + \frac{1}{2} S_i^{(2)} (\Delta\epsilon = -1) \quad (2)$$

본 연구에서는 배출량 100% 감소에 따른 농도 변화를 ZOC(Zero Out Contribution; Cohan *et al.*, 2005)로 정의하며, 기여도와 같은 개념으로 이용하였다.

3. 결과 분석

3.1 배출량 비교

그림 2는 중국의 NO_x와 VOC 배출량을 모사월에 대해 보인 것이다. NO_x의 경우 INTEX-B에서 40~50 KTPD(Kilo Tons Per Day), MICS-Asia 2010에서

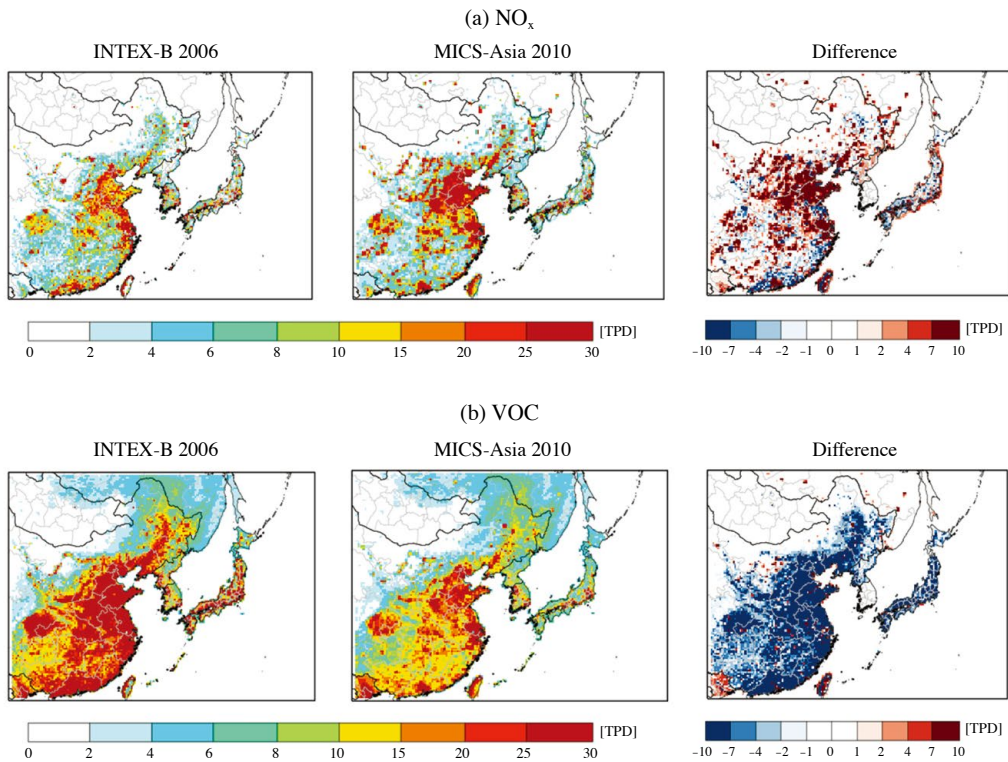


Fig. 3. Spatial distributions of annual mean (a) NO_x and (b) VOC emissions over the 27-km modeling domain; INTEX-B 2006 (left), MICS-Asia 2010 (middle), and the difference (right). The difference is made by MICS-Asia 2010-INTEX-B 2006.

70~75 KTPD으로 MICS-Asia 2010에서 1.6배 이상 높게 나타나는 반면, VOC 배출량의 경우 INTEX-B 2006에서 160~180 KTPD, MICS-Asia에서 70~100 KTPD로, INTEX-B 2006에서 2배 가량 더 높다. 이러한 월간 배출량 변화는 각 배출량 목록별로 해당월에 대해 이용되는 활동도(activity) 차이에 의한 것으로 SMOKE 처리 중 적용되는 시간분배계수에 따라 달라질 수 있으며, VOC/ NO_x 비는 INTEX-B에서 3.2배 이상 높게 나타난다. 본 연구에서는 이러한 배출량 목록을 바탕으로 수도권 오존에 대한 중국 NO_x 와 VOC의 영향을 살펴보기 위하여 CMAQ-HDDM을 적용하여 1차 및 2차 민감도 계수를 계산하고, 이를 이용하여 모사 기여도를 산정하였다.

그림 3은 모사영역에서 단위 격자별 모사기간 평균 NO_x 와 VOC 배출량의 공간분포를 보인 것으로, 중국 동부지역에서 배출량이 높게 모의되는 등 전반적인 분

포는 유사하게 나타난다. 다만, 그림 2에서처럼 NO_x 배출량의 경우 MICS-Asia 2010에서 전반적으로 높아 보이나, 부분적으로 낮은 지역을 확인할 수 있다. VOC 배출량의 경우 자연 배출량은 두 모사에서 동일하게 적용하였다.

3.2 기상모사 평가

기상모사 정합도 평가를 위해 모사영역 내의 MADIS 관측자료를 모사결과와 비교하였다. 그림 4에 2014년 5월 15일~7월 31일 기간 동안 온도 및 풍속의 모사 결과를 관측값과 비교하였으며, 표 3에 정합도 통계값을 보였다. 온도의 경우 상관계수(R)는 0.98, 편차는 1.67°C였으며, 풍속의 경우 상관계수는 0.71, 편차와 RMSE는 각각 0.83 m/s, 0.95 m/s로 관측값보다 30% 가량 과대 모사하였다. 풍속의 과대모사는 선행 연구에서도 나타나는 일반적인 특징으로 (Lee *et al.*,

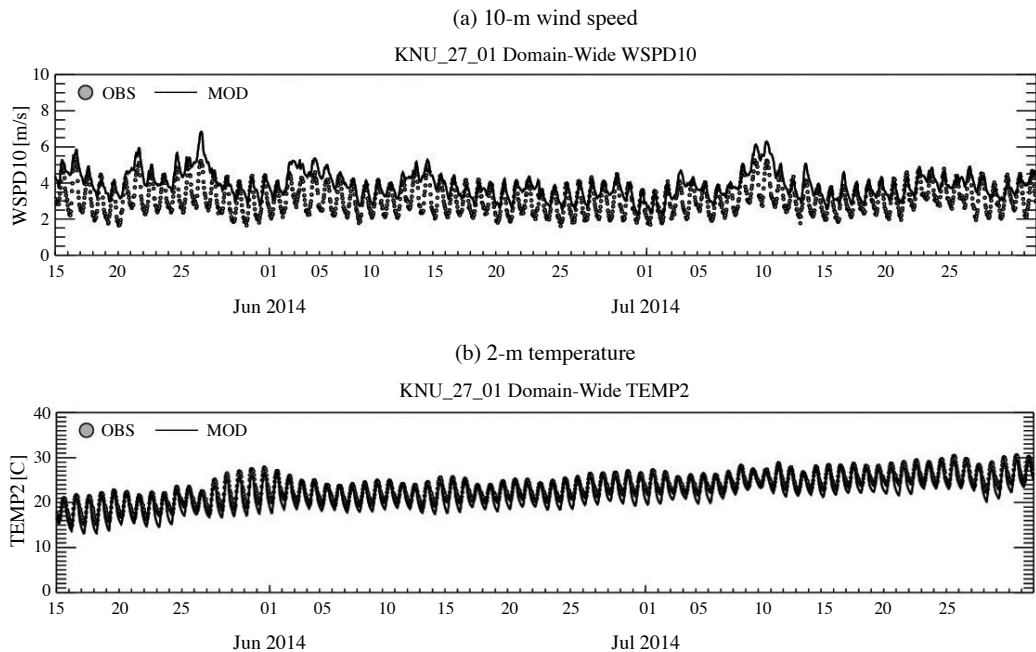


Fig. 4. Time series of observed and predicted meteorological parameters in Northeast Asia.

Table 3. Statistical model evaluation of WRF (wind speed and temperature). The units for each quantity are indicated in the table.

Statistics	2-m Temperature (°C)	10-m Wind Speed (m/s)
Mean (observed)	23.9	3.1
Mean (predicted)	22.2	4.0
R ¹⁾	0.98	0.71
IOA ²⁾	0.88	0.43
RMSE ³⁾	1.74	0.95
BIAS	-1.67	0.83

¹⁾R: Correlation coefficient

²⁾IOA: Index of Agreement

³⁾RMSE: Root Mean Square Error

2013; MOE, 2013; Moon *et al.*, 2011) 향후 이에 대한 개선이 필요하다.

3.3 대기질 기본모사 평가

오존의 국내 대기환경기준은 1시간 평균과 8시간 평균 농도로 구분되어 있으나, 현재 대기질 예·경보에서는 주로 1시간 평균 농도를 이용하기 때문에, 본 연구에서는 1시간 평균 오존 농도를 기준으로 분석하였다. 그림 5는 전국평균 1시간 오존 모사농도를 관측농

도와 비교한 것으로 모사기간 중 5월 말과 7월에는 과대 모사가 보이나, 전반적인 시간변화는 유사하게 나타난다. 5월 31일의 경우 관측농도가 108 ppb로 모사기간 중 가장 높은 오존 농도가 측정되었으며, 해당일의 모사농도는 103 (Case 1), 109 (Case 2) ppb로 유사하게 모사하였다. 관측과 모사에서 모두 낮 시간 동안에는 고농도 오존이 나타나는 반면, 밤 시간 동안에는 10 ppb 정도로 낮아지는 날이 많았으며, 이러한 경향도 모사되고 있다.

NO₂ 농도의 경우 5월에는 관측과 유사한 시간변화를 보이나, 6월과 7월에는 낮 시간 동안 과대 모사가 확인되는데, 이는 6월이 되면서 급격히 낮아지는 오존 농도와 연관이 있는 것으로 사료된다. NO₂ 모사농도는 오존 모사농도 감소와 함께 낮아지는 경향을 보이나, 관측에서는 이러한 변화가 나타나지 않는다.

모사기간을 대상으로 전국 평균 1시간 오존 농도에 대한 산포도를 그림 6에 보였다. 상관계수는 INTEX-B 2006을 이용한 Case 1과 MICS-Asia 2010을 이용한 두 사례 모두 0.83으로 같은 값을 보였으며, 기울기는 각각 1.02, 1.06으로 Case 1에 비해 Case 2가 평균 4% 정도 높은 값을 모사하였다. 배출목록 이용에 따라

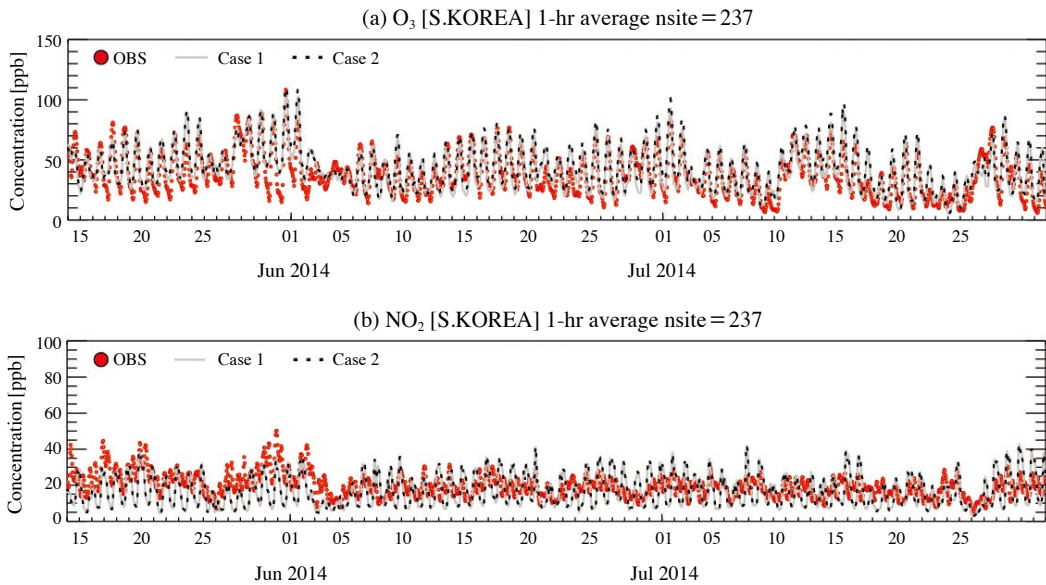


Fig. 5. Hourly variations of the South Korea mean (a) ozone, and (b) NO_2 during the simulation period of May to July in 2014.

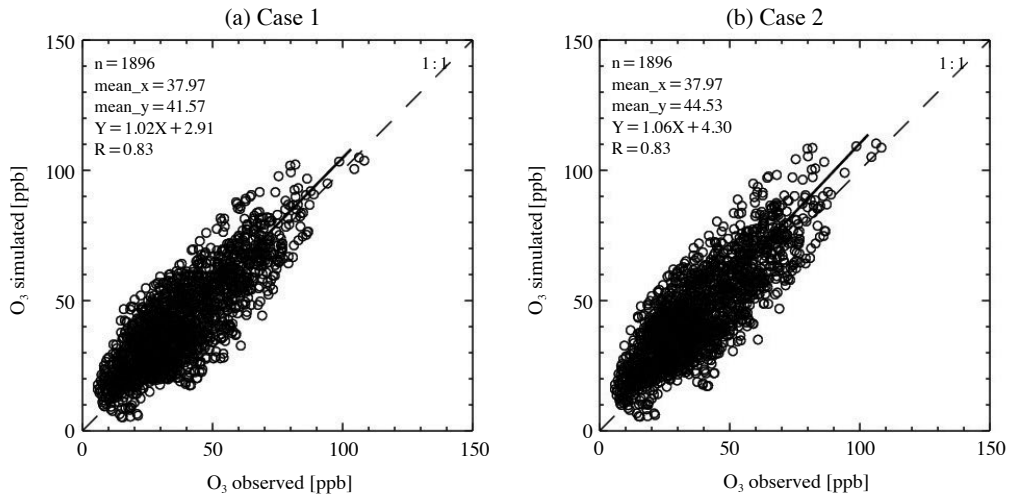


Fig. 6. Scatters of observed and simulated 1-hr ozone for (a) Case 1, and (b) Case 2 averaged over the SMA during the simulation period of May to July in 2014.

NO_x 1.6배, VOC 2배 정도 차이를 보이는 중국 배출량을 감안하면, 모사기간에 대한 평균적인 오존 모사농도 차이는 상대적으로 작은 것으로 판단된다.

오존의 경우 급성 노출에 대한 인체 위해성 측면에서 최고 농도가 중요하므로, 고농도 시에도 동일한 결

과가 나타나는지 살펴보기 위하여 그림 7에 일 최고 1시간 농도를 기준으로 공간분포를 보였다. 그림 7은 일 최고 1시간 오존 농도를 모사기간 동안 평균한 것으로, 두 모사에서 모두 중국 중북부에 걸쳐 고농도의 오존이 모사됨을 볼 수 있다. Case 2의 경우 NO_x 배출량

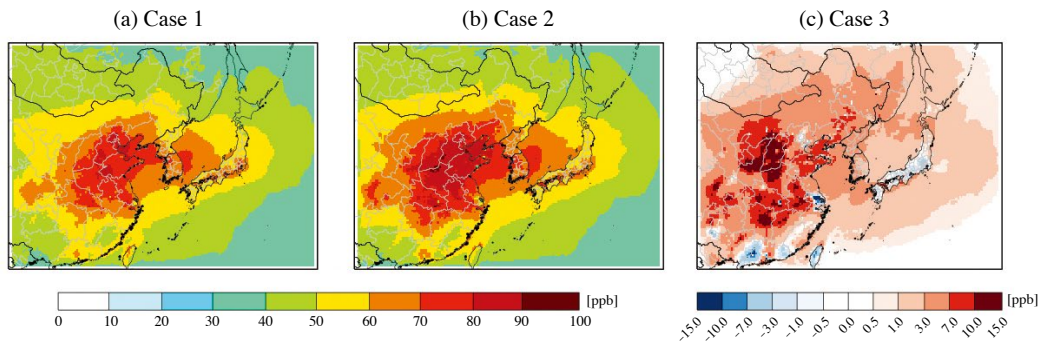


Fig. 7. Period mean daily maximum 1-hr ozone for (a) Case 1, (b) Case 2, and (c) the difference Case 2-Case 1 during the simulation period of May to July in 2014.

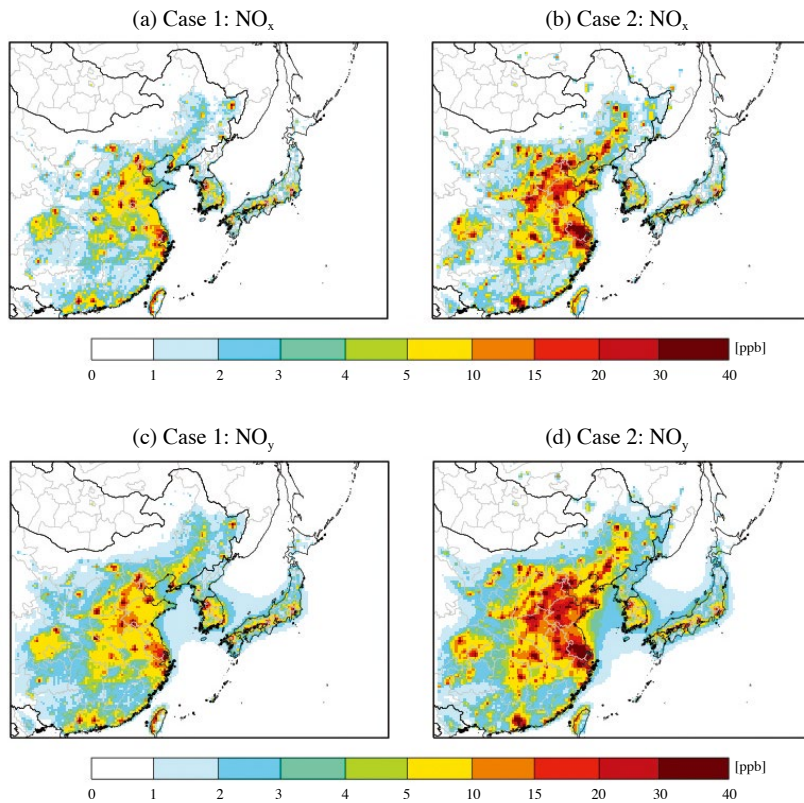


Fig. 8. Spatial distributions of period mean (a) Case 1 NO_x , (b) Case 2 NO_x , (c) Case 1 NO_y , and (d) Case 2 NO_y during the simulation period of May to July in 2014.

이 많은 일부 지역(예: 산둥반도, 상해지역 등)에서는 일 최고 1시간 오존 농도가 20 ppb 이하로 낮아지는데, 이는 자연 배경 농도인 35~40 ppb보다 낮은 농도로 (Seinfeld and Pandis, 1998), NO 적정효과에 의한 것으

로 판단된다.

한편, 중국 내륙에서부터 생성된 오존은 황해를 거쳐 동해에까지 넓게 퍼져 있음을 볼 수 있다. 다만, 그림 7은 모사된 오존 농도에 대한 평균적인 수평분포로

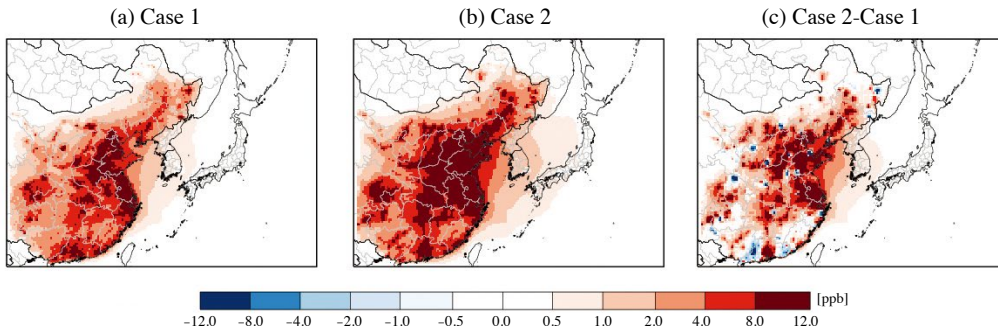


Fig. 9. Period mean 1st-order NO_y sensitivities to Chinese NO_x emissions for (a) Case 1, (b) Case 2, and (c) the difference Case 2-Case 1 during the simulation period of May to July in 2014.

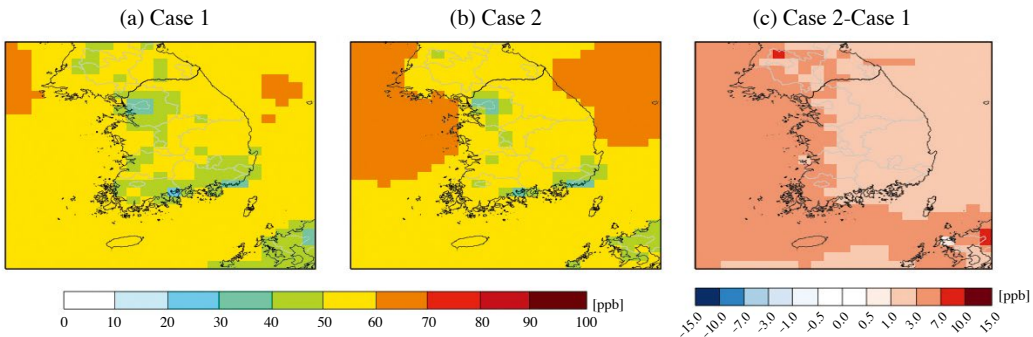


Fig. 10. Period mean 1-hr ozone for (a) Case 1, (b) Case 2, and (c) the difference Case 2-Case 1 during the simulation period of May to July in 2014.

이것 만으로는 중국배출량에 의한 국내 영향이 오존으로 직접 이동되어 기여하였는지, 또는 중간물질 등의 형태로 이동되어 국내에서 오존을 생성하였는지는 확인하기 어렵다. 보다 상세한 분석을 위해서는 과정 분석(Process Analysis)과 같은 추가적인 모사가 필요하나, 이는 본 논문에서 다루고자 하는 범위를 벗어나는 것으로 판단되어 별도의 후속 연구에서 다루고자 한다. 단, 오존의 생성과 관련된 물질들의 대기 중 농도와 HDDM 모사 결과를 이용하여 간접적인 방법으로 중간물질의 이동 가능성을 검토하였다.

그림 8은 NO_x 와 NO_y 의 기간 평균 공간 분포를 보인 것이다. NO_x 농도는 Case 1과 Case 2 모두 황해상에서 2 ppb 이하의 낮은 농도가 모사되어 NO_x 형태로 유입되어 국내 오존 농도에 영향을 미칠 가능성은 낮은 것으로 판단된다. 반면, 그림 8(d)에서 Case 2의 NO_y 는 황해상에서 2 ppb 이상의 농도가 모사되었다. 그림 9는

HDDM 모사를 통해 중국 NO_x 배출량의 NO_y 농도에 대한 1차 민감도를 보인 것으로, 국내 NO_y 농도에 대한 중국 NO_x 배출량의 영향을 확인할 수 있다.

NO_y 는 NO_x 가 산화된 형태로, 대표적으로 HONO, PAN과 같은 물질들이 포함되어 있다. HONO의 경우 광분해 과정을 통해 대기 중 NO 농도를 증가시키며 (Seinfeld and Pandis, 1998), PAN의 경우 열분해(Thermal decomposition)되어 NO_x 농도에 영향을 준다 (Orlando *et al.*, 1992). 즉, Case 2의 경우 오존의 직접 수송뿐 아니라 중간물질 수송에 의해 국내의 오존 농도 생성에 기여할 가능성이 있는 것으로 판단된다. 보다 정량적인 분석을 위해서는 앞서 언급한 바와 같이 추가적인 연구가 필요하다. 그림 7(c)는 모사된 일 최고 1시간 오존의 평균 농도 차이를 보인 것으로 중국 동남부 지역 등 NO_x 배출량이 많은 지역을 제외하고는 Case 2의 모사농도가 높게 나타나며, 국내에 대해서는

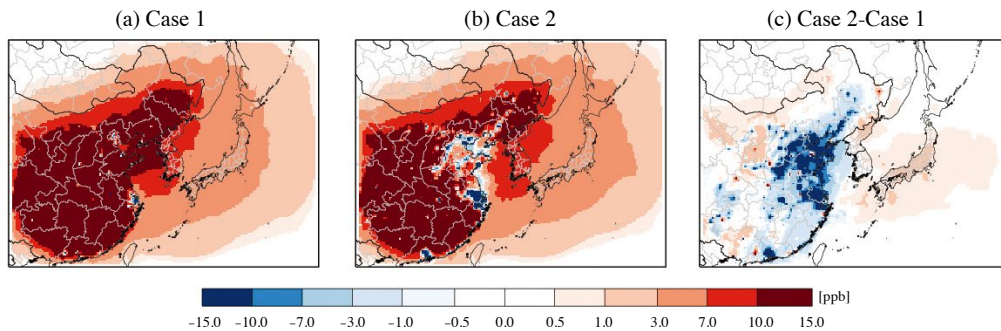


Fig. 11. Period mean daytime 1st-order ozone sensitivities to Chinese NO_x emissions for (a) Case 1, (b) Case 2, and (c) the difference Case 2-Case 1.

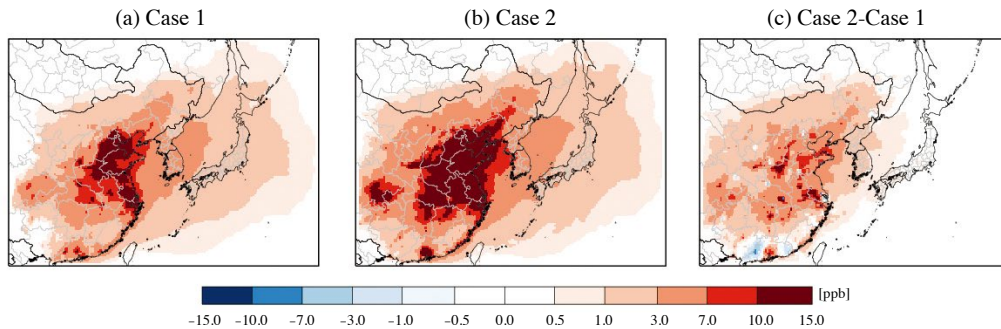


Fig. 12. Period mean daytime 1st-order ozone sensitivities to Chinese VOC emissions for (a) Case 1, (b) Case 2, and (c) the difference Case 2-Case 1.

2~3 ppb 정도 높게 모사되었다.

그림 10은 모사 기간 평균 모사농도를 국내에 대해 확대한 것으로 수도권 및 부산 등에서는 오존 농도가 낮아짐을 볼 수 있다. 이들 지역은 NO_x 배출량이 많은 지역으로 장거리 이동되는 오존 농도 역시 국지 NO_x 배출량 중 NO 적정효과에 의해 낮아지고, 이로 인해 장거리 이동 영향이 작아지는 것으로 예상된다.

3.4 중국 배출량에 대한 오존 민감도 변화

그림 11(a)와 (b)는 모사기간 중 중국 NO_x 배출량에 대한 낮 시간 평균 오존 1차 민감도 계수를 보인 것이다. NO_x 배출량이 많은 중국 동부지역에서는 음의 값이 나타나는데, 이는 모사 기간 동안 해당 지역에서 NO_x 배출량이 증가할수록 오존 농도가 낮아짐을 의미하며, NO 적정효과가 주요하게 작용한 것으로 판단된다. 특히 그림 11(b)를 보면 이러한 음의 민감도를 보

이는 지역이 보다 뚜렷하게 나타나는데, 이는 Case 1의 INTEX-B 2006 배출량 목록에 비해 Case 2의 MICS-Asia 2010 배출량 목록에서 중국 지역에 대한 NO_x 배출량이 많기 때문이다. 그림 11(c)에서 중국 NO_x 배출량에 대한 평균적인 오존 1차 민감도는 중국 동부지역 전반에 걸쳐 Case 2에서 상대적으로 더 낮으나, 일본 등 풍하 지역에서는 오히려 더 크게 나타났다. 이러한 결과는 NO_x 배출이 많은 중국의 경우, NO_x disbenefit 효과에 의해 모사된 오존의 평균 농도가 감소되었으나 (Kim *et al.*, 2017; Lee *et al.*, 2006), 장거리 이동 후 풍하 지역에서는 배출된 NO_x에 의해 오존 농도가 증가하는 것으로 해석할 수 있다. 남한지역의 경우 두 모사에서 모두 양의 민감도가 나타나며, 평균적인 낮 시간 오존에 대한 1차 민감도는 Case 1이 Case 2에 비해 1 ppb 가량 높게 나타난다.

모사기간 동안 중국 VOC 배출량에 대한 낮 시간 평

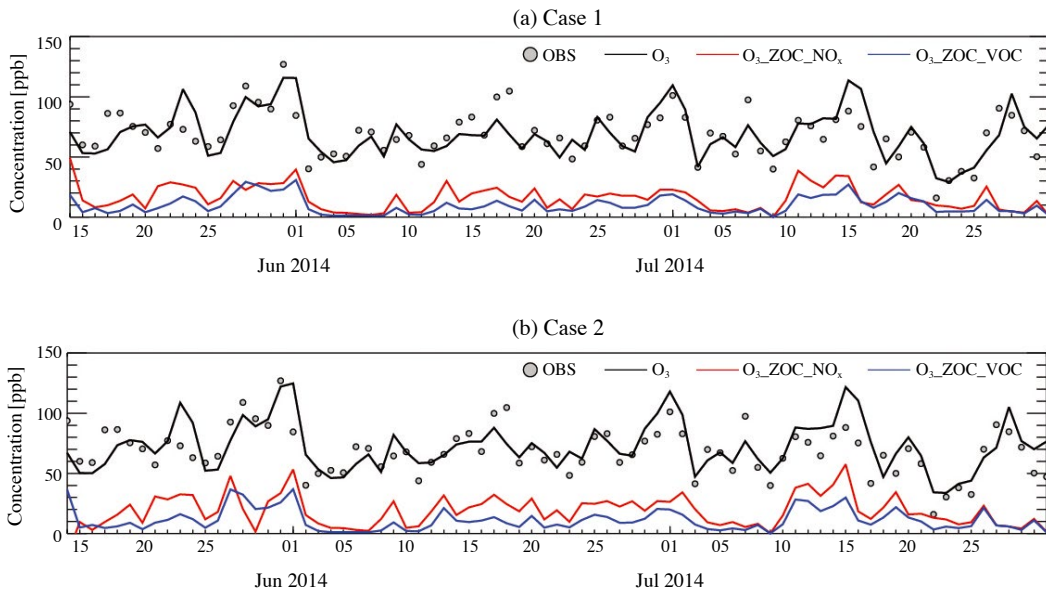


Fig. 13. Daily maximum 1-hr ozone and ZOCs of Chinese NO_x and VOC emissions averaged over the SMA during 2014 May to July; (a) Case 1, and (b) Case 2.

균 오존의 1차 민감도는 전 지역에 대해 양의 값을 보이며, 이는 해당 배출량이 증가할수록 동북아 지역의 오존 평균 농도가 증가함을 의미한다(그림 12(a) & (b)). 특히, VOC 배출량의 경우 배출량이 높은 지역에서 오존 1차 민감도가 높게 나타난다. 국내에 대한 모사기간 평균 오존 민감도는 중국 VOC 배출량이 NO_x 배출량에 비해 낮게 모사된다. 그림 12(c)에서 중국 VOC 배출량이 Case 1에 비해 Case 2에서 전반적으로 낮게 모의됨에도 불구하고 중국 VOC 배출량에 대한 오존 1차 민감도는 Case 2에서 더 높게 나타난다. 이러한 결과는 모의된 NO_x 배출량에 따라 VOC 배출량에 대한 오존 민감도 및 생성에 차이를 보이기 때문인 것으로 사료된다. 다만, MCIS-Asia 배출량 목록의 경우 pre-gridded된 형태의 자료가 이용되었으며, SMOKE를 이용한 배출량 처리 과정에서 시공간 분배와 화학종 분류 등의 영향도 고려할 수 있다.

3.5 중국 배출량의 오존 기여도

그림 13은 2014년 5월~7월 모사기간 동안 수도권 평균 일 최고 1시간 오존 농도와 이에 대한 중국 NO_x 및 VOC 배출량의 기여도를 보인 것으로(식(2) 참고), 두 모사에서 오존 농도의 시간변화 추이는 유사하다.

그림 13에서 전반적인 수도권 일 최고 1시간 오존 농도 기여도와 관련하여 중국 NO_x 배출량이 중국 VOC 배출량에 비해 2배 가량 높은 영향을 미치는 것을 볼 수 있다. 또한 고농도 오존 모사일에 대해 중국 배출량의 영향이 대체로 증가하는 것을 확인할 수 있다(그림 13과 14 참조). 모든 고농도 오존일에 해당하지는 않지만, 이러한 결과로부터 중국 배출량이 수도권 고농도 오존 발생과 연관될 수 있음을 추정할 수 있다. 모사기간 동안 수도권 평균 일 최고 1시간 오존 농도에 대한 최대 기여도는 중국 NO_x 배출량이 55 ppb, 중국 VOC 배출량이 35 ppb 내외로 모사되었다.

중국 배출량에 대한 수도권 평균 1시간 오존에 대한 기여도(농도와 상대적인 비율)를 전체 모사기간과 모사농도 80 ppb 초과 시를 구분하여 표 4에 보였다. 모사기간 평균 1시간 오존 모사농도는 Case 1 38 ppb, Case 2 41 ppb로 큰 차이를 보이지 않는다. 오존 농도가 80 ppb 이하로 모사된 경우 중국 NO_x 배출량 기여도는 Case 1 12.2 ppb (36%), Case 2 13.2 ppb (39%)였으며, 중국 VOC 배출량의 기여도는 Case 1 6.0 ppb (18%)와 Case 2 7.0 ppb (20%)로 각각 1 ppb 차이를 보인다. 여기서 주목할 점은 중국 VOC 배출량에 비해 NO_x 배출량에 대한 기여도가 2배 이상 모사되며, 모사

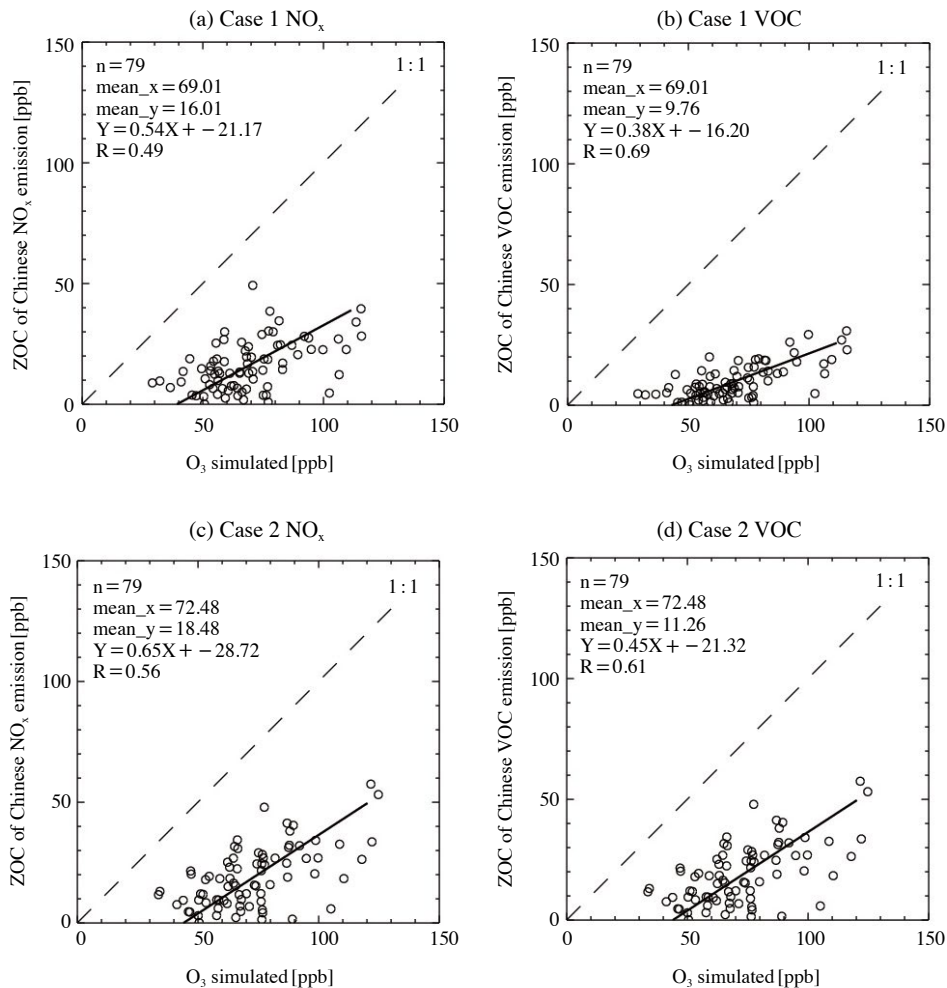


Fig. 14. Scatters between simulated daily maximum 1-hr ozone and ZOC of Chinese NO_x and VOC emissions for Case 1 (top) and Case 2 (bottom) over the SMA during the simulation period of May to July in 2014.

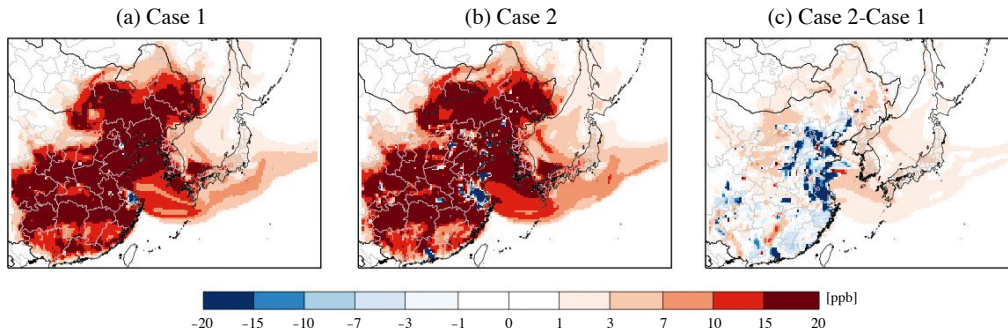
기간 동안 중국 배출량에 의한 전체 기여도는 Case 1 18.0 ppb (55%), Case 2 20.8 ppb (59%)로 나타나 배출량 목록 이용에 따른 차이는 크지 않다. 이에 반해 80 ppb 이상 고농도 오존이 모사된 경우에는 중국 기여도가 크게 증가하며, 특히 NO_x 배출량에 의한 기여도가 Case 1 23.4 ppb (25%), Case 2 30.0 ppb (32%)로 오존 농도가 낮은 경우에 비해 각각 11.2 ppb (Case 1), 16.8 ppb (Case 2) 증가한다. 고농도 오존 모사기간 (> 80 ppb) 중 중국 VOC 배출량에 의한 기여도는 Case 1 18.0 ppb (19%), Case 2 19.4 ppb (20%)이며, 고농도 시 중국 전체 배출량에 대한 기여도는 Case 1 41.4 ppb

(45%), Case 2 49.4 ppb (52%)로 크게 증가하였다. 고농도 오존일에 대하여 두 모사에서 중국 기여도는 8 ppb 가량 차이를 보이며, NO_x 배출량에 의한 기여도 차이가 크게 나타난다. 그림 2에서 제시된 바와 같이 Case 1에 비해 Case 2의 NO_x 배출량이 60% 가량 높으며, 이런 배출특성이 고농도 오존 모사일의 NO_x 기여도에 영향을 미치는 것으로 보인다.

그림 15는 고농도 오존이 모사되었던 2014년 7월 1일 오후 2시의 중국 배출량 기여도를 보인 것이다. 중국 배출량에 의해 생성된 오존이 서해를 통해 국내로 유입되는 것을 확인할 수 있는데, 특히 Case 2에서는

Table 4. ZOC of Chinese NO_x and VOC emissions to SMA 1-hr ozone concentrations for low and high (>80 ppb) ozone days during the simulation period.

	Period mean ozone (ppb)	ZOC of NO _x (ppb)		ZOC of VOC (ppb)	
		High ozone days (> 80 ppb)	Low ozone days (≤ 80 ppb)	High ozone days (> 80 ppb)	Low ozone days (≤ 80 ppb)
Case 1	38	23.4 (25%)	12.0 (36%)	18.0 (19%)	6.0 (18%)
Case 2	41	30.0 (32%)	13.8 (39%)	19.4 (20%)	7.0 (20%)

**Fig. 15. ZOC of Chinese NO_x and VOC emissions on 1-hr ozone for July 1, 2014 at 14 KST; (a) Case 1, (b) Case 2, and (c) the difference Case 2-Case 1.**

서해안 및 남부 지역에 15 ppb 이상의 오존 영향이 나타난다. Case 1과의 차이를 보면 NO_x 배출량이 많은 중국 동부지역에서는 Case 2가 상대적으로 낮은 오존 농도를 모사하는 반면, 풍하 지역인 서해 및 국내로 이동되면서 Case 2의 기여도가 상대적으로 커지는 것을 볼 수 있다. 이러한 결과는 중국의 일부 배출지역의 경우 NO_x 배출량이 높아 오존 생성을 낮추는 것과는 대조적으로, 풍하 지역에서는 오존 농도를 증가시키는 것으로 보인다. 따라서 장거리 이동 측면에서 중국 등 풍상지역의 정확한 NO_x 배출량 산정은 배출지역에 대한 모사뿐 아니라, 풍하 지역인 국내 오존모사 및 기여도 분석에 있어서도 중요함을 시사한다.

4. 결 론

오존은 전구물질, 중간물질 또는 생성된 오존 자체가 지역적 규모에서 장거리 이동할 수 있는 것으로 알려져 있다(Zhang *et al.*, 2008). 본 연구에서는 국내 배출량의 수십 배에 달하는 중국 NO_x와 VOC 배출량이

국내 수도권 오존에 대한 정량적 기여도를 추정하기 위해 오존 농도가 높았던 2014년 5월~7월을 대상으로 CMAQ-HDDM 모사를 수행하였다. HDDM 적용을 바탕으로, 중국의 NO_x 및 VOC 배출량에 대한 기여도를 추정하였으며, 모사기간 평균 기여도 및 고농도일에 대한 기여도를 구분하여 분석하였다. 또한, 기여도 분석을 위한 입력자료로서 배출량 목록 선택에 따른 불확도를 검토하기 위하여 많은 연구에서 이용되고 있는 INTEX-B 2006과 MICS-Asia 2010 배출량 목록에 대한 실험을 병행하였다.

모사기간 평균 중국 배출량의 수도권 1시간 오존 기여도는 두 배출량 목록에 대해 각각 17.9 ppb (INTEX-B 2006), 20.0 ppb (MICS-Asia 2010)로 2.1 ppb 차이를 보였다. 일 최고 1시간 오존 농도가 80 ppb 이상으로 모사된 날에 대해서는 중국 NO_x 배출량에 의한 기여도가 23.4 ppb (INTEX-B 2006), 30.0 ppb (MICS-Asia 2010)로 6.6 ppb 차이를 보였으며, 중국 VOC 배출량에 의한 수도권 일 최고 오존 기여도는 18.0 ppb, 19.4 ppb로 나타났다. 고농도 시 중국 NO_x 및 VOC 전체 배출량에 기여도는 INTEX-B 2006 이용 시 41.4 ppb,

MICS-Asia 2010 이용 시 49.4 ppb로 전체적으로는 8 ppb 정도 차이를 보였다. 이러한 결과는 중국 배출량을 비교할 때, INTEX-B 2006에 비해 VOC 배출량은 절반 정도로 낮으나 NO_x 배출량은 60% 이상 높은 MICS-Asia 2010을 이용한 모사에서 풍하 지역인 국내 오존 농도가 더 높게 나타나며, 중국으로부터의 장거리 이동 영향은 VOC 배출량 보다는 NO_x 배출량에 의한 기여도 차이가 보다 중요함을 확인할 수 있었다.

모사기간 동안 두 모사에서 중국 NO_x 와 VOC 배출량의 수도권 일 최고 1시간 오존 농도에 대한 기여도는 각각 0~55 ppb, 0~35 ppb로 제시되었다. 또한, 중국 NO_x 및 VOC 배출량 기여도와 수도권 오존 농도의 상관관계수는 0.49~0.69로 모사되어 국내 고농도 오존 발생이 때로는 중국 배출량의 영향을 받는 것으로 판단된다.

동일한 방법론인 HDDM을 이용한 선행연구에서는 중국의 인위적 배출량이 일본지역의 고농도 오존사례 기간에 30% (17~25 ppb) 가량의 기여도를 보였다 (Itahashi *et al.*, 2012). 본 연구에서는 수도권 지역의 고농도 오존에 대한 중국 배출량의 기여도를 44%~52% 모사하였고 이는 선행연구에 비해 상대적으로 높다. 단, 선행연구와 본 연구는 대상 지역, 대상 기간의 차이가 있으며, 수도권 지역이 일본에 비해 상대적으로 중국에 가까운 점을 감안하면 본 연구에서 상대적으로 높은 중국 기여도를 모사할 수 있을 것으로 판단된다.

본 연구는 현재 이용 가능한 배출량 목록에 의존한 수치모사 결과를 바탕으로 수행되었으며, 추후 국립환경과학원에서 개발한 동북아 배출량 목록인 CREATE (Comprehensive Regional Emissions inventory for Atmospheric Transport Experiment) 자료도 검토할 계획이다. 기본적으로 오존 모사에 대한 정확도 개선은 필요하며, 이를 위해서는 중국 등 풍상 지역에 대한 모사 수행평가와 함께 bottom-up 방식의 배출량 목록 활용과 지상 및 위성 관측자료 등을 활용한 역모델 또는 top-down 방식의 배출량 자료 확보 및 이용이 중요할 것으로 전망된다.

감사의 글

본 논문은 환경부의 재원으로 국립환경과학원의 지

원을 받아 수행하였습니다(NIER-2017-01-02-047). 국립환경과학원의 배출량과 관측자료 제공에 감사드립니다.

References

- An, X.Q., T. Zhu, F.Z. Wang, Y.C. Li, and S.Y. Wang (2007) A modeling analysis of a heavy air pollution episode occurred in Beijing, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 7(12), 3103-3114.
- Benjey, W., M. Houyoux, and J. Susick (2001) Implementation of the SMOKE emission data processor and SMOKE tool input data processor in Models-3, US EPA.
- Byun, D. and K.L. Schere (2006) Review of the governing equations, computational algorithms, and other components of the Models-3 Community Multiscale Air Quality (CMAQ) modeling system, *Applied mechanics reviews*, 59(2), 51-77.
- Byun, D.W., S. Kim, and S.B. Kim (2007) Evaluation of air quality models for the simulation of a high ozone episode in the Houston metropolitan area, *Atmospheric Environment*, 41(4), 837-853.
- Carter, W.P.L. (1999) Documentation of the SAPRC-99 chemical mechanism for VOC reactivity assessment, Report to California Air Resources Board, Contracts 92-329 and 95-308.
- Chatani, S. and Sudo, K. (2011) Influences of the variation in inflow to East Asia on surface ozone over Japan during 1996-2005, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 11(16), 8745-8758.
- Choi, K.C., J.J. Lee, C. Bae, C.H. Kim, S. Kim, L.S. Chang, S.J. Ban, S.J. Lee, J. Kim, and J.H. Woo (2014) Assessment of transboundary ozone contribution toward South Korea using multiple source-receptor modeling techniques, *Atmospheric Environment* 92, 118-129.
- Cohan, D.S., A. Hakami, Y. Hu, and A.G. Russell (2005) Non-linear response of ozone to emissions: Source apportionment and sensitivity analysis, *Environmental Science and Technology*, 39(17), 6739-6748.
- Czader, B.H., B. Rappenglück, P. Percell, D.W. Byun, F. Ngan, and S. Kim (2012) Modeling nitrous acid and its impact on ozone and hydroxyl radical during the Texas Air Quality Study 2006, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 12(15), 6939-6951.

- Dunker, A.M. (1984) The decoupled direct method for calculating sensitivity coefficients in chemical kinetics, *The Journal of Chemical Physics*, 81(5), 2385-2393.
- Fu, J.S., D.G. Streets, C.J. Jang, J. Hao, K. He, L. Wang, and Q. Zhang (2009) Modeling regional/urban ozone and particulate matter in Beijing, China, *Journal of the Air and Waste Management Association*, 59(1), 37-44.
- Godowitch, J.M., A.B. Gilliland, R.R. Draxler, and S.T. Rao (2008) Modeling assessment of point source NO_x emission reductions on ozone air quality in the eastern United States, *Atmospheric Environment*, 42(1), 87-100.
- Guenther, A., T. Karl, P. Harley, C. Wiedinmyer, P.I. Palmer, and C. Geron (2006) Estimates of global terrestrial isoprene emissions using MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature), *Atmospheric Chemistry and Physics*, 6(1), 3181-3210.
- Guo, J., J. He, H. Liu, Y. Miao, H. Liu, and P. Zhai (2016) Impact of various emission control schemes on air quality using WRF-Chem during APEC China 2014, *Atmospheric Environment*, 140, 311-319.
- Haagen-Smit, A.J. (1950) The air pollution problem in Los Angeles, *Engineering and Science*, 14(3), 7-13.
- Hogrefe, C., G. Pouliot, D. Wong, A. Torian, S. Roselle, J. Pleim, and R. Mathur (2015) Annual application and evaluation of the online coupled WRF-CMAQ system over North America under AQMEII phase 2, *Atmospheric Environment*, 115, 683-694.
- Itahashi, S., I. Uno, and S. Kim (2012) Application of HDDM sensitivity analysis technique for the source-receptor analysis over East Asia, *Journal of Japan Society for Atmospheric Environment*, 47(5), 205-216.
- Itahashi, S., I. Uno, and S. Kim (2013) Seasonal source contributions of tropospheric ozone over East Asia based on CMAQ-HDDM, *Atmospheric Environment*, 70, 204-217.
- Itahashi, S., H. Hayami, and I. Uno (2015) Comprehensive study of emission source contributions for tropospheric ozone formation over East Asia, *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 120(1), 331-358.
- Jena, C., S.D. Ghude, G. Beig, D. Chate, R. Kumar, G. Pfister, D. Lal, D.E. Surendran, S. Fadnavis, and R. van der A (2015) Inter-comparison of different NO_x emission inventories and associated variation in simulated surface ozone in Indian region, *Atmospheric Environment*, 117, 61-73.
- Jeong, U., J. Kim, H. Lee, and U.G. Lee (2017) Assessing the effect of long-range pollutant transportation on air quality in Seoul using the conditional potential source contribution function method, *Atmospheric Environment*, 150, 33-44.
- Kim, E., C. Bae, H.C. Kim, J.H. Cho, B.-U. Kim, and S. Kim (2017) Regional contributions to particulate matter concentration in the Seoul metropolitan area, Korea: Seasonal variation and sensitivity to meteorology and emissions inventory, *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 1-33, doi:10.5194/acp-2016-1114.
- Kim, J.Y., J.S. Kim, J.H. Hong, D.I. Jung, S.J. Ban, and Y.M. Lee (2008) Assessment of changed input modules with SMOKE model, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 24(3), 284-299. (in Korean with English abstract)
- Kim, S. (2011a) Ozone simulations over the Seoul metropolitan area for a 2007 June episode, part I: Evaluating volatile organic compounds emissions speciated for the SAPRC99 chemical mechanism, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 27(5), 580-602. (in Korean with English abstract)
- Kim, S. (2011b) Ozone simulations over the Seoul metropolitan area for a 2007 June episode, part V: Application of CMAQ-HDDM to predict ozone response to emission change, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 27(6), 772-790. (in Korean with English abstract)
- Kim, S. and C.B. Lee (2011) Estimating influence of local and neighborhood emissions on ozone concentrations over the Kwang-yang bay based on air quality simulations for a 2010 June episode, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 27(5), 504-522. (in Korean with English abstract)
- Kim, S., C. Bae, B.-U. Kim, and H.C. Kim (2017) PM_{2.5} simulations for the Seoul metropolitan area: (I) contributions of precursor Emissions in the 2013 CAPSS emissions inventory, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 33(2), 139-158. (in Korean with English abstract)
- Lee, D.G., M.H. Lee, Y.M. Lee, C. Yoo, S.C. Hong, K.W. Jang, and J.H. Hong (2013) An impact of meteorological Initial field and data assimilation on CMAQ ozone prediction in the Seoul metropolitan area during June 2007, *Journal of Environmental Impact Assessment*, 22(6), 609-626. (in Korean with English abstract)

- lish abstract)
- Lee, S., Y. Ghim, Y. Kim, and J. Kim (2006) Estimation of the seasonal variation of particulate nitrate and sensitivity to the emission changes in the greater Seoul area, *Atmospheric Environment*, 40(20), 3724-3736.
- Lee, Y.M., H.J. Lee, C. Yoo, J.H. Song, J.Y. Kim, and J.H. Hong (2009) Verification of mobile emission for CMAQ using an observation-based approach in Seoul metropolitan area, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 25(5), 369-381. (in Korean with English abstract)
- Li, M., Q. Zhang, J. Kurokawa, J.-H. Woo, K.B. He, Z. Lu, T. Ohara, Y. Song, D.G. Streets, G.R. Carmichael, Y.F. Cheng, C.P. Hong, H. Huo, X.J. Jiang, S.C. Kang, F. Liu, H. Su, and B. Zheng (2017) MIX: a mosaic Asian anthropogenic emission inventory for the MICS-Asia and the HTAP projects, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 17(2), 935.
- Lin, M., T. Hollowat, T. Oki, D.G. Streets, and A. Richter (2009) Multi-scale model analysis of boundary layer ozone over East Asia, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 9(10).
- MOE (2013) Development of meteorology-air quality forecasting system for urban-scale PM prediction (III). (in Korean)
- Moon, N.K., S. Kim, and J.H. Seo (2011) Sensibility study for PBL scheme of WRF-CMAQ, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 27(6), 791-804. (in Korean with English abstract)
- NOAA (2005) <https://madis.noaa.gov/> (accessed on Aug. 16, 2017).
- Oh, I.B., Y.K. Kim, M.K. Hwang, C.H. Kim, S. Kim, and S.K. Song (2010) Elevated ozone layers over the Seoul metropolitan region in Korea: Evidence for long-range ozone transport from eastern China and its contribution to surface concentrations, *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 49(2), 203-220.
- Orlando, J.J., G.S. Tyndall, and J.G. Calvert (1992) Thermal decomposition pathways for peroxyacetyl nitrate (PAN): Implications for atmospheric methyl nitrate levels, *Atmospheric Environment, Part A. General Topics*, 26(17), 3111-3118.
- Skamarock, W.C., J.B. Klemp, J. Dudhia, D.O. Gill, D.M. Barker, M.G. Duda, X. Huang, W. Wang, and J.G. Powers (2008) A description of the advanced research WRF version 3, NCAR Tech. Note NCAR/TN-475+STR, National Center for Atmospheric Research, Boulder, CO, 125.
- Seinfeld, J.H. and S.N. Pandis (1998) *Atmospheric chemistry and physics from air pollution to climate change*, Wiley, New York.
- Sillman, S., J.A. Logan, and S.C. Wofsy (1990) The sensitivity of ozone to nitrogen oxides and hydrocarbons in regional ozone episodes, *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 95(D2), 1837-1851.
- Tong, D.Q. and D.L. Mauzerall (2006) Spatial variability of summertime tropospheric ozone over the continental United States: Implications of an evaluation of the CMAQ model, *Atmospheric Environment*, 40(17), 3041-3056.
- Wei, X.L., Y.S. Li, K.S. Lam, and T.J. Wang (2007) Impact of biogenic VOC emissions on a tropical cyclone-related ozone episode in the Pearl River Delta region, China, *Atmospheric Environment*, 41(36), 7851-7864.
- Xie, M., L. Shu, T. Wang, Q. Liu, D. Gao, S. Li, B. Zhuang, Y. Han, M. Li, and P. Chen (2017) Natural emissions under future climate condition and their effects on surface ozone in the Yangtze river Delta region, China, *Atmospheric Environment*, 150, 162-180.
- Zhang, L., D.J. Jacob, K.F. Boersma, D.A. Jaffe, J.R. Olson, K.W. Bowman, J.R. Worden, A.M. Thompson, M.A. Avery, R.C. Cohen, J.E. Dibb, F.M. Flock, H.E. Fuelberg, L.G. Huey, W.W. McMillan, H.B. Singh, and A.J. Weinheimer (2008) Transpacific transport of ozone pollution and the effect of recent Asian emission increases on air quality in North America: an integrated analysis using satellite, aircraft, ozonesonde, and surface observations, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 8(2), 6117-6136.
- Zhang, Q., D. Streets, G. Carmichael, K. He, H. Huo, A. Kanari, Z. Klimont, I. Park, S. Reddy, J. Fu, D. Chen, L. Duan, Y. Lei, L. Wang, and Z. Yao (2009) Asian emissions in 2006 for the NASA INTEX-B mission, *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 9(1), 4081-4139.
- Zhang, Y., W. Wang, S.Y. Wu, K. Wang, H. Minoura, and Z. Wang (2014) Impacts of updated emission inventories on source apportionment of fine particle and ozone over the southeastern US, *Atmospheric Environment*, 88, 133-154.

Appendix. 대기질 모사를 수행한 기존연구의 수직층 구성 및 최하층 높이.

Table 1. Vertical layer structure in previous study.

Author (published year)	Air quality Model	Number of vertical layers	The first layer height
An <i>et al.</i> (2007)	CMAQ	12	35 m
Byun <i>et al.</i> (2006)	CMAQ	23	34 m
Chatani <i>et al.</i> (2011)	CMAQ	25	70 m
Czader <i>et al.</i> (2012)	CMAQ	23	34 m
Fu <i>et al.</i> (2009)	CMAQ	14	38 m
Godowitch <i>et al.</i> (2008)	CMAQ	14	38 m
Hogrefe <i>et al.</i> (2015)	CMAQ	35	19 m
Lin <i>et al.</i> (2009)	CMAQ	29	17 m
Tong <i>et al.</i> (2000)	CMAQ	12	38 m
Wei <i>et al.</i> (2007)	CMAQ	21	38 m