

자연배출량이 수도권 고농도 오존 사례에 미치는 영향범위 추정: 2004년과 2007년 6월 사례를 중심으로

Estimating Influence of Biogenic Volatile Organic Compounds on High Ozone Concentrations over the Seoul Metropolitan Area during Two Episodes in 2004 and 2007 June

김 순 태*

아주대학교 환경건설교통공학부

(2011년 7월 25일 접수, 2011년 9월 7일 수정, 2011년 10월 7일 채택)

Soontae Kim*

*Division of Environmental, Civil & Transportation Engineering, Ajou University,
Suwon, Korea*

(Received 25 July 2011, revised 7 September 2011, accepted 7 October 2011)

Abstract

Biogenic Volatile Organic Compound (BVOC) emissions are estimated with BEIS3.12 (Biogenic Emissions Inventory System version 3.12) over the Seoul Metropolitan Area (SMA) and then used in CMAQ (Community Multiscale Air Quality) simulations for two high ozone episodes in 2004 and 2007 June. The first- and second-order sensitivity coefficients of ozone to BVOC emissions are estimated with High-order Decoupled Direct Method (HDDM) simulation in order to estimate the influence of BVOC emissions on ozone using the Zero-Out Contribution (ZOC) approach. ZOC analysis shows that relative contribution of BVOC emissions on daily maximum 1-hr ozone is as high as 30% for high ozone days above 100 ppb. However simulated isoprene concentrations were over-estimated by a factor of 2 when compared to the observations at the PAMS (Photochemical Air Monitoring Station) for the 2007 episode. When assumed that actual BVOC emissions are 50% less than estimated, the ZOC of BVOC emissions on daily maximum ozone drops by more than 10 ppb for the episode. The result indicates that uncertainty in BVOC emissions may have significant impact on high ozone prediction in the SMA.

Key words : Biogenic volatile organic compound, Isoprene, Ozone, First- and second-order sensitivities, Uncertainty

*Corresponding author.
Tel : +82-(0)31-219-2511, E-mail : soontaekim@ajou.ac.kr

1. 서 론

산림 등 식생으로부터 다양한 자연발생 휘발성유기화합물(Biogenic Volatile Organic Compound; BVOC)이 배출되며, 이러한 물질들은 대기 중에서 반응성이 매우 높은 것으로 알려져 있다(Seinfeld and Pandis, 1998). BVOC 중 대표적인 물질인 아이소프렌(isoprene)은 OH 라디칼 등과의 반응속도가 빠르며, 이러한 특징으로 인해 아이소프렌은 대기 중에서 오존생성에 기여하는 물질로 알려져 있다(Chameides *et al.*, 1988).

BVOC가 대기 중 오존농도에 미치는 영향을 분석한 연구를 보면 Wang *et al.* (2008)은 중국동부지역에서 BVOC가 평균적으로는 오존농도에 5 ppb 이하로 영향을 미치나, 국지적으로는 최대 10~30 ppb 영향을 미치는 것으로 보고하였다. Bao *et al.* (2010)은 일본 오사카지역에서 BVOC를 고려한 오존 모사농도에서 월평균 6 ppb 정도의 차이를 보였으며, 특히 도심지역에서의 뚜렷한 차이가 나타나는 것으로 보고하였다. Curci *et al.* (2009)는 BVOC 배출에 의해 유럽 지역의 일최고 오존농도가 5% 가량 증가하고, 국지적으로는 15 ppb 정도 영향을 미치는 것으로 조사하였다. 이를 유추해 볼 때 주변에 산림이 분포해 있는 서울 등 수도권 지역 또한 오존생성에 대한 BVOC 영향이 높을 것으로 예상된다.

국내의 경우 Lee and Cho (2004)는 증분 반응율(Incremental Reactivity) 검토를 통해 아이소프렌에 의해 오존생성이 급속히 일어날 수 있음을 보였다. Park and Lee (2007)와 Park *et al.* (2009)은 3차원 광화학 모델을 이용하여 BVOC 배출량에 대한 민감도 분석을 수행하고 오존생성에 미치는 영향을 조사하였으며, 오존 모사 시 BVOC 배출량에 대한 정확한 산정 및 이에 대한 불확실성으로 인한 영향분석이 필요한 것으로 결론지었다.

국내지역에 대한 BVOC 배출량은 BEIS3(Biogenic Emissions Inventory System version 3)나 MEGAN(Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature, Guenther *et al.*, 2000) 등을 이용하여 산정된 사례가 있으며(i.e., Lee *et al.*, 2010; Cho *et al.*, 2006), Kim *et al.* (2009)에 따르면 MEGAN과 BEIS3에서 산정된 BVOC 배출량에 따라 수도권 오존 모사농도

는 10~20 ppb 이상 차이를 보일 수 있다. BVOC 배출량 불확도는 산정 시 이용되는 식생자료 및 식생별 배출계수, 입력되는 기상자료, 그리고 기온 및 일사량에 대한 보정계수 산정방식 등에 따라 발생할 수 있다(Pouliot and Pierce, 2009; Kim *et al.*, 2009; Kim *et al.*, 2008). 또한 자연배출량에 대한 불확도는 인위적인 배출량에 대한 불확도보다 큰 것으로 알려지고 있다(Byun *et al.*, 2005). 따라서 이러한 잠재적 불확실성을 감안할 때, 오존모사 시에는 자연배출량에 의한 영향을 분석함과 동시에 이용되는 자연배출량의 불확도에 대한 논의가 필요하다.

본 연구에서는 2004년과 2007년 6월 고농도 오존 사례에 대해 BVOC 배출량을 산정하고, 이를 이용한 광화학 대기질 모사를 수행하였다. 모사된 아이소프렌 농도를 광화학 측정망 자료와 비교하고, BVOC 배출량이 오존 모사에 미치는 영향 및 불확도에 대해 검토하였다. 대기질 모사 시에는 HDDM(High-order Decoupled Direct Method, Cohan *et al.*, 2005)을 이용하여 수도권 지역의 오존농도에 미치는 BVOC의 영향을 분석함과 동시에, BVOC 배출량 불확도에 따른 오존 모사농도의 차이를 살펴보았다.

2. 연구방법

2.1 대상 기간 및 지역

본 연구의 주 모사기간은 2007년 6월 9일~20일 까지이며, 모사기간 중 6월 10일과 13일 사이에는 1시간 평균 100 ppb 전후의 고농도 오존이 수도권 지역에서 관측되었다. 6월 18일에는 수도권 지역에 1시간 평균 120 ppb 이상의 오존이 관측되었으며, 관측된 최고농도는 서울 131 ppb, 인천 121 ppb, 수원 128 ppb였다. 6월 19일에 관측된 일최고 1시간 평균 오존농도는 서울 192 ppb, 인천 148 ppb, 안양 169 ppb로 높은 관측치를 보였다. 대기질 모사 시 대상기간 이전 일주일 정도를 ramp-up 기간으로 이용하였다. 또한 2007년 6월 기간과는 별도로 2004년 6월 1일~10일에 대한 모사기간을 설정하여 서로 다른 고농도 오존사례에 대해 BVOC 배출량이 오존농도에 미치는 영향을 병행 검토하였다. 2004년 6월 3일과 4일의 경우 수도권 지역에서 120 ppb 이상의 1시간 평균 오존이 관측되었으며, 최고농도는 안산에서 195

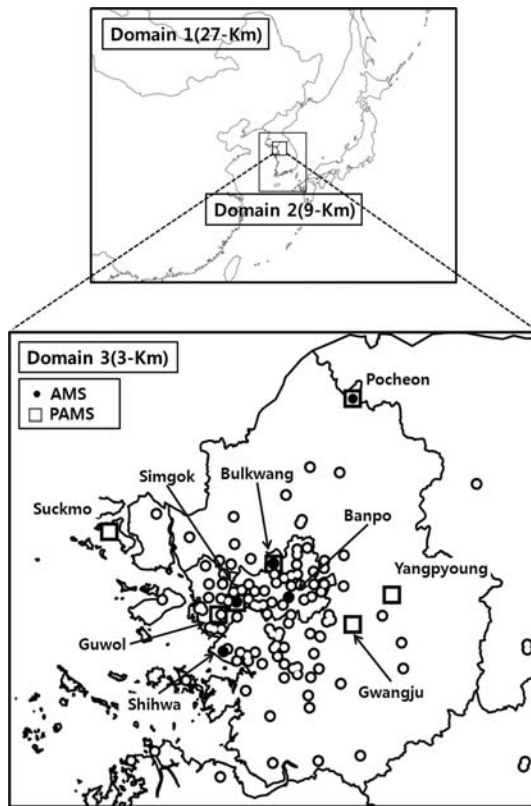


Fig. 1. Modeling domains at a horizontal resolution of 27 km, 9 km, and 3 km, respectively. Dots and open boxes in the fine resolution domain represent Air quality Monitoring Stations (AMS) and Photochemical Air Monitoring Stations (PAMS) respectively. Five AMS (filled circle) are used to compare the influence of BVOC emissions on ozone at the different locations. Simulations for the coarse resolution domains provide boundary condition for the 3-km domain.

ppb로 측정되었다.

연구 대상지역은 서울, 인천, 경기를 포함하는 수도권으로 수평해상도 3-km 모사영역을 정해 BVOC 배출량 산정 및 대기질 모사를 수행하였다(그림 1 참조). 대기질 모사 시 대상영역에 대한 경계 조건을 마련하기 위하여 중국 동부와 남한지역을 포함하는 27-km와 9-km 모사영역에 대한 모사를 우선 실시하였다.

2.2 기상 입력자료

자연배출량 산정 시 필요한 기온, 일사량 등 기상

입력자료는 WRF (Weather Research and Forecasting) version 3.2 모델을 이용하여 준비하였다. 수평해상도는 대기질 모사영역과 마찬가지로 27-km, 9-km, 그리고 3-km 순으로 동지격자를 설정하였다. 초기조건으로는 NCEP/FNL 자료를 이용하였으며, 지형자료와 토지이용자료는 NCAR에서 제공하는 USGS (United State Geological Survey) 30초 자료를 이용하였다. WRF 모사 시 Kain-fritsch (new Eta), YSU PBL, Unified NOAH land-surface 옵션 등이 이용되었다. WRF 모사 결과를 MCIP (Meteorology-Chemistry Interface Processor, Byun and Ching, 1999)을 통해 기상장 입력자료를 준비하였으며, 이를 배출량 산정 및 광화학 모사에 이용하였다. MCIP 자료 마련 시 대기질 모사를 위해 15개의 수직층을 구성하였으며, 최하층의 높이는 33 m 정도이다. 자연 배출량 산정 시에는 2 m 기온(TEMP2)과 지표면 일사량(RGRND) 등을 이용하였다. 본 연구에서 이용된 풍향, 풍속 등 기상자료에 대한 평가는 동반논문(Kim, 2011)을 참고할 수 있다.

2.3 배출량 산정

식생자료는 BVOC 배출량 산정 시 중요한 입력자료로서 본 연구에서는 기본적으로 Cho *et al.* (2006)의 국내 식생자료와 식생별 배출계수를 토대로 BEIS 3.12 (Biogenic Emissions Inventory System version 3.12) 모델을 통해 아이소프린 등 BVOC 배출량을 산정하였다(Kim *et al.*, 2008). 이용 가능한 국내 식생자료가 없는 북한 및 국외지역에 대해서는 2007년의 경우 MEGAN을 이용하여 BVOC 배출량을 산정하였다. 2004년의 경우 27-km와 9-km 모사 영역에 대해서는 MEGAN을 이용하였으며, 3-km 모사영역 중 북한지역에 대해서는 식생분포는 토지피복 자료를 이용하고 식생구성은 경기 북부지역과 동일한 것으로 가정하였다. 표준상태(기온 30°C, 일사량 1,000 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{sec}$)의 배출량은 MCIP을 통해 마련된 시간별 기온 및 일사량 자료를 이용하여 보정하였으며, 화학 메커니즘은 SAPRC99 (Statewide Air Pollution Research Center, Version 99; Carter, 1999)을 이용하여 BVOC에 대한 화학종 분류를 수행하였다. 화학종 분류계수는 SMOKE (Sparse Matrix Operator Kernel Emission; Benjey *et al.*, 2001; Coats, 1996)에서 제공되는 값을 이용하였다.

자연 배출량 외에 인위적 배출량은 국립환경과학원의 2007년 CAPSS (Clean Air Policy Supporting System) 자료를 이용하여 마련하였으며, 2004년 기간에 대해서는 2004년 CAPSS 배출량 자료를 SMOKE를 이용하여 화학종 분류 및 시공간 할당 등 처리과정을 수행하였다.

2.4 대기질 모사

BVOC 배출량이 대기 중 아이소프린 농도 및 오존에 미치는 영향을 분석하기 위한 대기질 모사는 CMAQ (Community Multiscale Air Quality; Byun and Schere, 2006; Byun and Ching, 1999) Version 4.5를 이용하였다. 화학 메커니즘은 SAPRC99을 이용하고, 수평이류와 수직확산을 위해서는 PPM (Piecewise-Parabolic Method)과 Eddy scheme을 이용하였다. 아이소프린의 모사농도는 수도권 지역의 광화학 측정망 (Photochemical Air Monitoring Station, PAMS) 자료와 비교하였으며, 모사된 오존농도는 수도권의 자동측정망 자료 (Air Monitoring Station, AMS)와 비교하였다.

2.5 BVOC 영향분석

BVOC 배출량이 오존에 미치는 영향을 분석하기 위해 HDDM을 이용하여 Zero-Out Contribution (ZOC)을 계산하였다 (Cohan *et al.*, 2005). HDDM 모사에서 BVOC 배출량 변화에 대한 1차 민감도 계수를 $S_{BVOC}^{(1)}$, 2차 민감도 계수를 $S_{BVOC}^{(2)}$ 라 하면, BVOC 배출량 변화에 따른 오존 예측농도의 변화는 다음과 같이 나타낼 수 있다 (Kim *et al.*, 2009; Cohan *et al.*, 2005).

$$C_{BVOC,\Delta\epsilon} = C_o + \Delta\epsilon S_{BVOC}^{(1)} + \frac{1}{2} \Delta\epsilon^2 S_{BVOC}^{(2)} + \dots \quad (1)$$

여기에서 C_o 는 기본모사에서의 오존농도이고, $C_{BVOC,\Delta\epsilon}$ 는 BVOC 배출량이 $\Delta\epsilon$ 만큼 변화 후 모사된 오존농도이다. $\Delta\epsilon = -1$ 인 경우, 이는 BVOC 배출량이 100% 감소를 말하며, $\Delta\epsilon = -1$ 를 식 (1)에 대입하면 아래와 같이 정리할 수 있다.

$$ZOC = C_o - C_{BVOC,\Delta\epsilon} = S_{BVOC}^{(1)} - 0.5 S_{BVOC}^{(2)} \quad (2)$$

식 (2)에서 ZOC는 BVOC 배출량을 전부 삭감하기 전후의 농도 변화를 의미하며, 이를 통해 BVOC가 오존모사에 미치는 영향을 분석할 수 있다 (Cohan *et*

al., 2005). 본 논문에서 ZOC는 HDDM 분석을 이용해 산출된 오존농도에 미치는 BVOC 배출량의 기여도를 의미한다. 민감도 산정에 대한 보다 자세한 설명은 동반논문 (Kim, 2011)을 참고할 수 있다.

이를 위해 전체 배출량 입력과는 별개로 BVOC 배출량 파일을 준비하였으며, 기본적으로 아이소프린을 포함한 모든 BVOC 배출량에 대해 1차, 2차 민감도 계수를 산정하였다. 또한 다른 BVOC를 제외한 아이소프린 만의 오존에 대한 영향을 살펴보기 위하여 별도의 HDDM 모사를 수행하였다. HDDM 방법에 대한 검토를 위해 50% BVOC 배출량을 삭감한 후 오존모사를 수행하고 ZOC을 이용한 결과와 분석하여 신뢰성을 평가하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1 BVOC 배출량 및 모사농도

그림 2는 2004년과 2007년의 모사기간 동안 모사 영역에 대해 산정된 아이소프린 배출량을 보인 것이다. 고농도 오존이 관측되었던 2004년 6월 3일과 6월 4일에 대한 아이소프린의 배출량은 390톤/일 내외였으며, 2007년 6월 18일과 19일에 대한 배출량은 460톤/일 정도로 다른 날에 비해 높은 배출량을 보였다. BEIS3.12에서는 일사량에 대한 보정계수가 일사량이 없을 경우 0이 되므로 (Kim *et al.*, 2008) 야간 동안에는 아이소프린의 배출이 없다. 2004년 6월 8일과 같이 일사량이 작은 날에는 상대적으로 아이소프린 배출량이 감소하는 것을 볼 수 있다. 2004년 6월 5일의 경우 하루 전인 6월 4일에 비해 일사량은 낮으나 높은 아이소프린 배출량을 보인다. BEIS3.12에서 이용되는 PAR (Photo-synthetically Active Radiation)의 경우 direct beam PAR와 diffuse PAR로 구분되며, 입력되는 일사량과 기압 등을 이용하여 계산된다 (CMAS, 2011). 2004년의 경우 6월 4일까지는 맑은 날이 연속되어 일사량이 높았으며, 6월 6일 이후에는 구름이 낀 흐린 날로 관찰되었다. 6월 5일은 맑은 날에서 흐린 날로 전환되는 중간일로 일사량, 기온 및 기압 변화에 따라 산정되는 light correction factor가 다른 날과는 차이를 보이는 것으로 추정된다. 본문에는 보이지 않았으나, 6월 3일과 4일의 경우 오전 9시 이후 light correction factor가 가장 높게

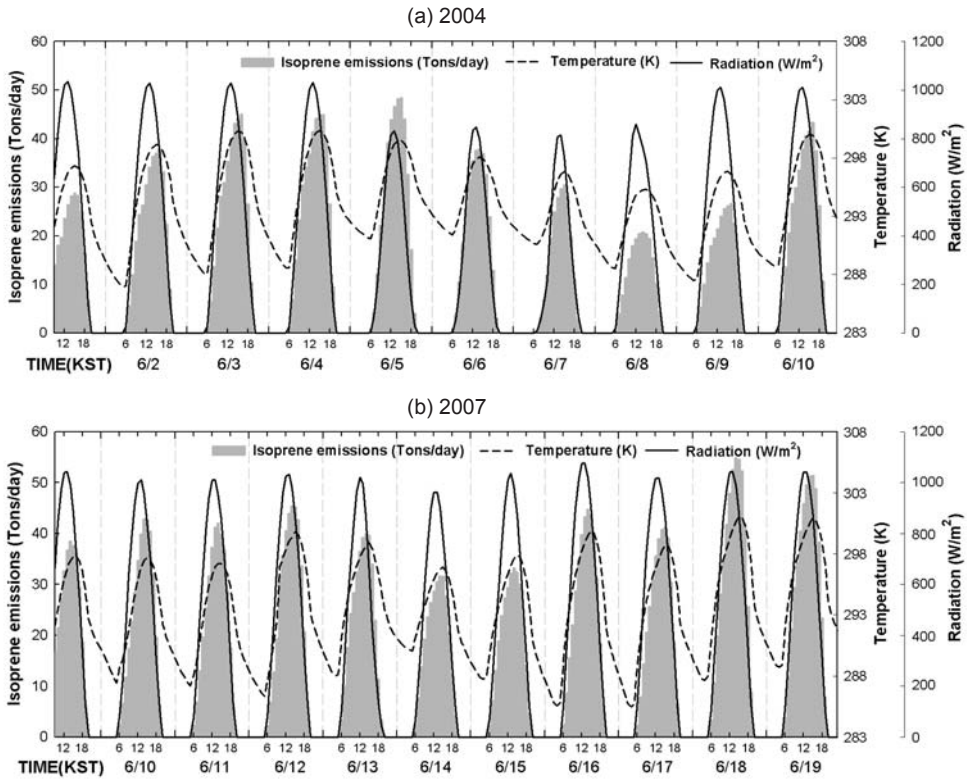


Fig. 2. Domain-wide hourly isoprene emission rates, temperature and solar radiation during (a) June 2~10, 2004, and (b) June 10~19, 2007.

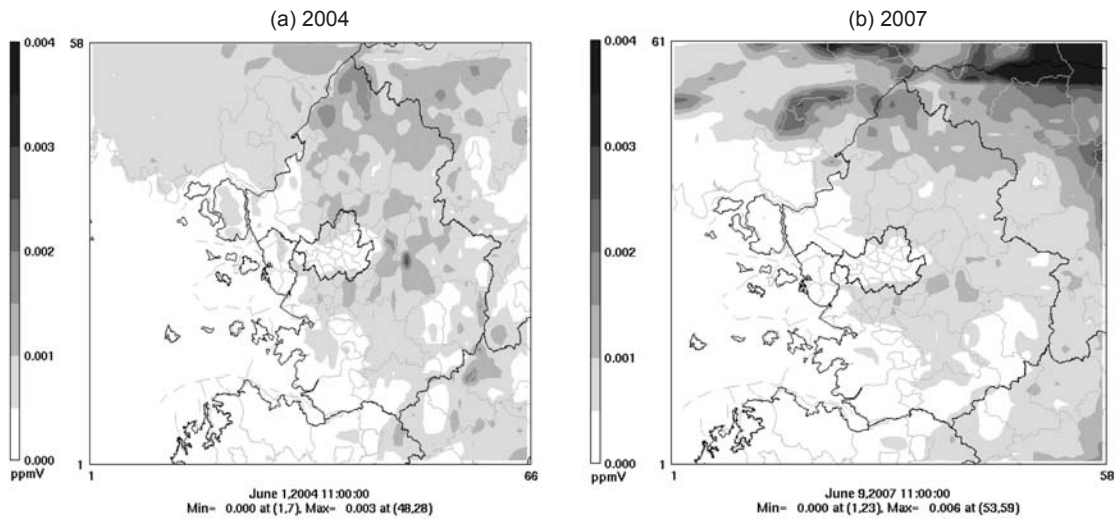


Fig. 3. Episode average daytime (11~19 KST) isoprene concentration for (a) June 1st~10th, 2004, and (b) June 10th~19th, 2007.

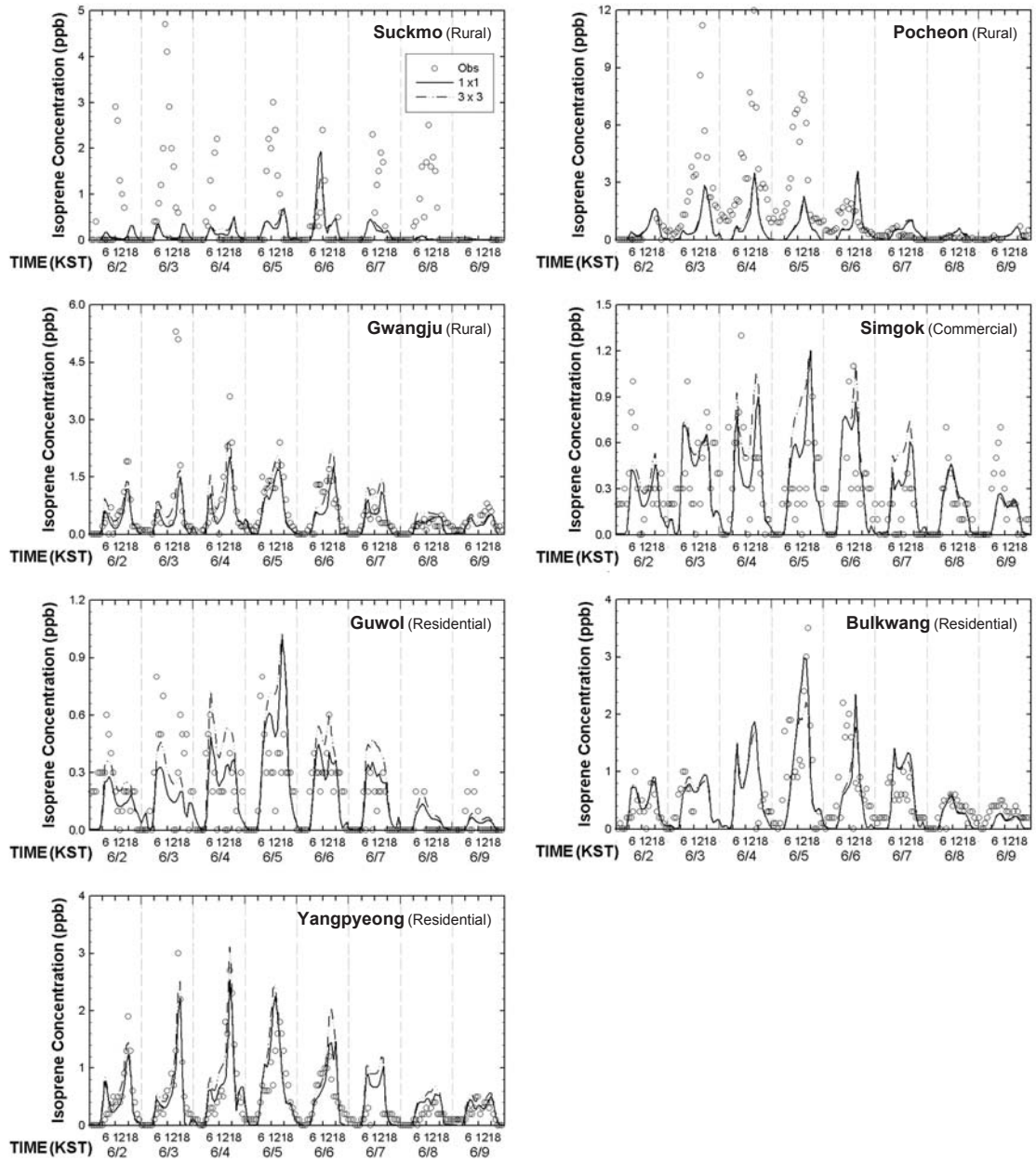


Fig. 4. Hourly isoprene concentrations at the PAMS during June 2~9, 2004. Dot represents observed concentration. Solid and dashed lines show modeled concentrations on the cell, and 3 × 3 cell average, respectively. Parenthesis represents land use type for each observation site according to Lee *et al.* (2007).

산정되다가 오후 들어 다소 감소하였으나, 6월 5일에는 오후 동안 일정하게 유지되었으며, 자세한 분석을 위해서는 이에 대한 추후 연구가 필요한 것으로 판

단된다.

BEIS3.12에서는 아이소프린 외에도 모노터펜(monoterpene)과 같은 물질의 배출량도 산정되지만,

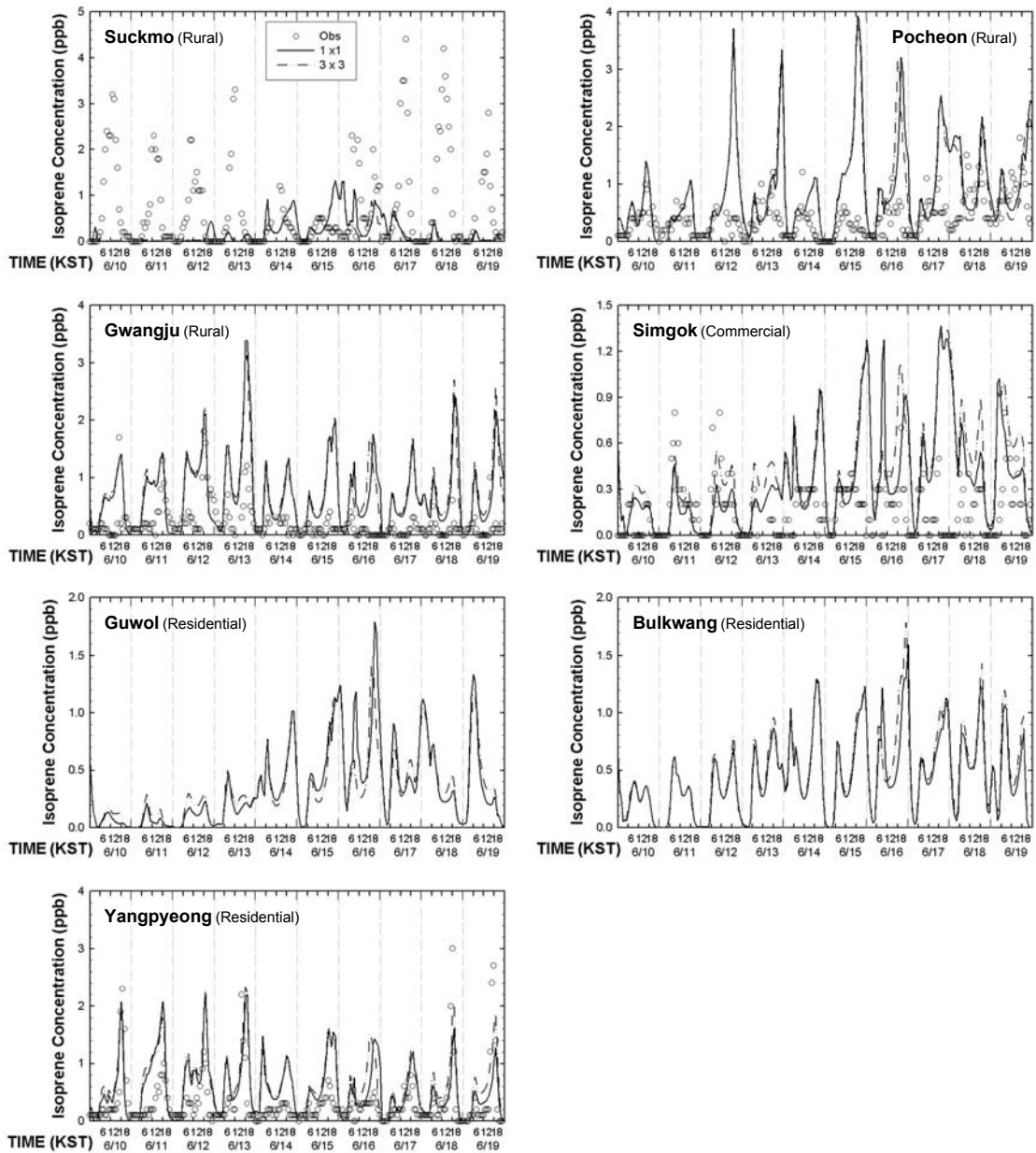


Fig. 5. The same with Fig. 4 except for June 10~19, 2007.

이러한 물질들은 아이소프린에 비해 반응성이 낮은 것으로 알려져 있다(Carter, 1999).

그림 3은 모사기간의 낮 시간 동안에 대해 아이소프린의 평균 모사농도의 공간분포를 보인 것으로, 서울, 인천 등 도심지역보다는 산림 및 교외지역에서

아이소프린이 높게 모사되는 것을 확인할 수 있다. 서울 등 도심지역의 경우 2004년과 2007년의 두 모사기간 모두에서 낮 시간 평균농도는 0.5 ppb 이하로 모사되며, 경기북부와 강원 등 교외지역의 아이소프린 농도는 1~3 ppb 가량으로 나타나고 있다. 모사영

역의 북쪽지역의 아이소프린 농도는 MEGAN 등 다른 식생자료를 이용하여 산정된 것으로 남한지역과는 다소 차이를 보이며, 그림 3(b)에 보인 것처럼 2007년 아이소프린 모사농도에서 그 차이가 확연히 나타난다.

그림 4와 5는 광화학 측정소에서 관측된 아이소프린 농도를 모사치와 비교한 것으로 각 측정소는 Lee *et al.* (2007)이 제시한 특성에 따라 구분하였다. 전체적으로 볼 때, 포천, 광주 등 교외지역에서의 아이소프린 값이 주거지 및 상업지역에 비해 높게 관측되고 모사된다. 배경 혹은 교외지역에 해당하는 석모의 경우 높은 관측농도에 비해 모사농도는 대부분 낮 시간 동안 0.5 ppb 이하로 나타난다. 2004년의 경우 전반적으로 관측치 대비 모사치가 유사한 일간 변화를 보이나 높은 농도가 관측되는 포천과 석모 등 교외지역에서는 과소평가되고 있다. 2007년 사례에는 석모를 제외한 나머지 측정소에서 관측치보다 모사치가 평균 2배 정도 과대평가하고 있다. 특히 교외지역에 위치하는 포천 및 광주에서 뚜렷이 과대평가되는 것을 볼 수 있다. 이러한 과대평가는 인위적인 배

출량에 의한 영향도 존재할 것으로 추측되나, 아이소프린 발생량의 대부분이 자연배출량에 의한 것으로 가정하면 전체적인 BVOC의 과대평가에 의한 영향이 클 것으로 추정된다. 또한, 주거지 및 상업지역에 위치하는 측정소들의 경우 아이소프린 농도의 과대 및 과소평가가 교외지역 측정소에 비해 작은 점을 고려할 때, 산림 등에서 발생하는 아이소프린의 배출량 산정에는 많은 불확도가 존재할 것으로 판단된다.

그림 6에서 포천과 광주 등 교외지역의 모사농도 범위 및 중앙값은 2004년과 2007년 사례의 경우 크게 달라지는 것을 볼 수 있다. 이는 대상기간 동안 기상 등의 여건에 따라 달라지는 것으로 판단되며, 아이소프린 농도 예측 불확도에 영향이 많이 미치는 것으로 판단된다(Estes *et al.*, 2008). 실제로 그림 2에서 논의된 바와 같이 2004년과 2007년의 아이소프린 배출량의 차이는 10~20% 내외로 보여지나 예측 농도의 차이는 이보다 더 크게 나타나고 있으며, 이는 기상 및 화학반응 등에 의한 영향에 의한 것으로 추정된다. 현재 아이소프린 등 BVOC에 대해 모사된 농도는 Estes *et al.* (2008)이 언급한 바와 같이 관측

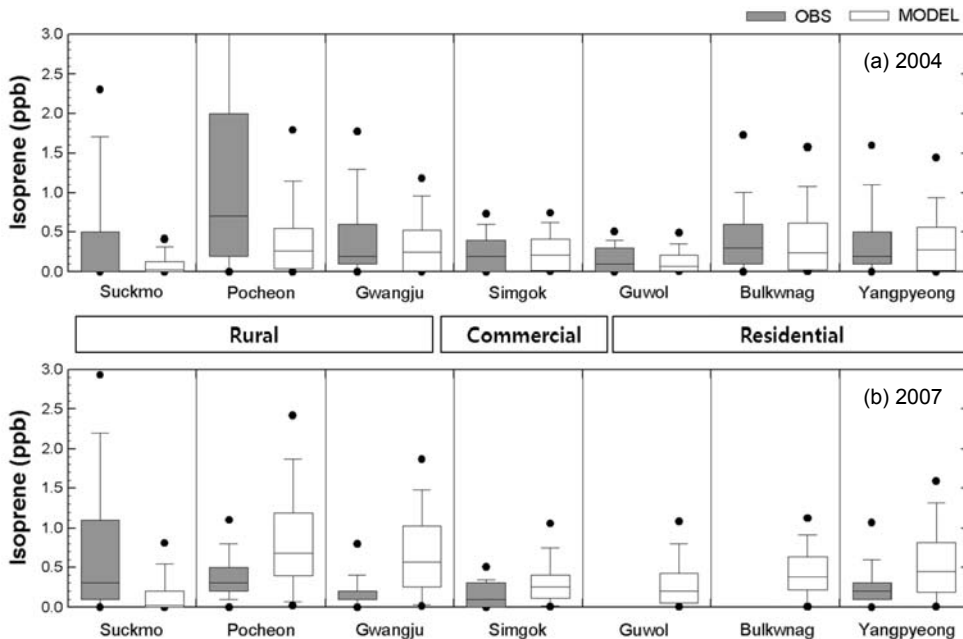


Fig. 6. Box-whisker plots of observed and simulated isoprene at the PAMS during the period of (a) June 2~10, 2004 and (b) June 10~19, 2007. Observations at Guwol and Bulkwang for 2007 are not shown due to large numbers of missing data.

Table 1. Statistics for isoprene concentrations at PAMS; (a) 2004, and (b) 2007.

(a) 2004	Rural			Commercial	Residential		
	Suckmo	Pocheon	Gwangju	Simgok	Guwol	Bulkwang	Yangpyeong
Mean Obs	0.48	1.19	0.44	0.25	0.16	0.45	0.35
Mean Mod	0.10	0.54	0.42	0.25	0.14	0.42	0.51
NMB	-0.78	-0.52	-0.01	0.06	-0.11	0.16	0.51
NME	1.01	0.87	0.72	0.74	0.76	0.96	0.94
RMSE	0.88	1.74	0.57	0.24	0.16	0.49	0.48
R ²	0.0100	0.2660	0.2726	0.2803	0.2918	0.4005	0.3680
IOA	0.4113	0.5314	0.6835	0.6993	0.7344	0.7521	0.7449

(b) 2007	Rural			Commercial	Residential		
	Suckmo	Pocheon	Gwangju	Simgok	Guwol	Bulkwang	Yangpyeong
Mean Obs	0.70	0.39	0.20	0.15	-	-	0.29
Mean Mod	0.17	0.88	0.70	0.33	0.34	0.45	0.57
NMB	-0.76	1.31	2.61	1.27	-	-	0.99
NME	0.98	1.59	2.87	1.64	-	-	1.35
RMSE	1.11	0.93	0.74	0.37	-	-	0.55
R ²	0.0126	0.0219	0.2230	0.0124	-	-	0.2448
IOA	0.4072	0.2758	0.4327	0.3550	-	-	0.6180

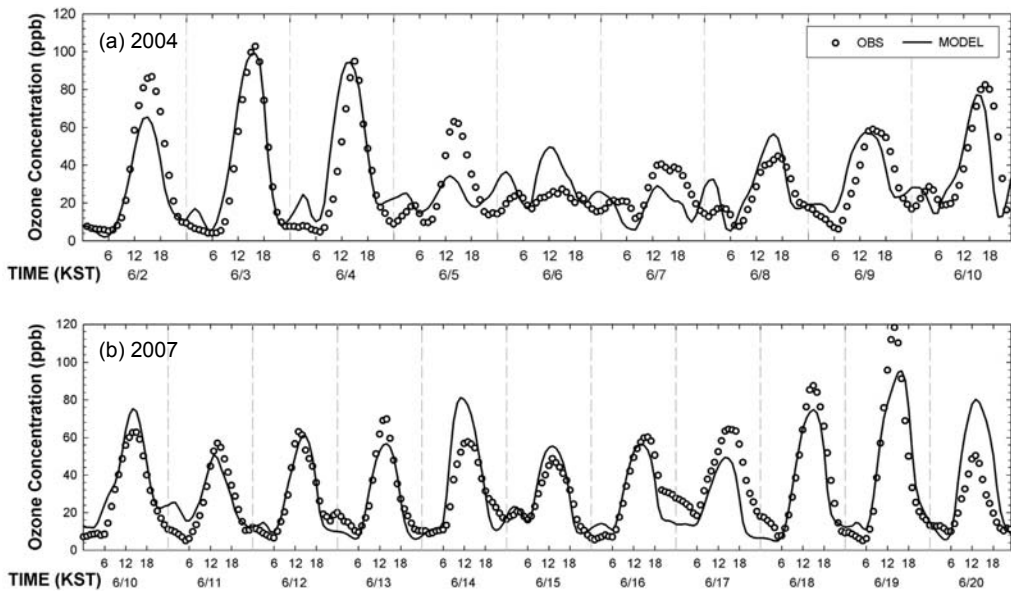


Fig. 7. Observed and simulated hourly ozone averaged for all the available AMS inside 3-km domain. Hourly data for 96 sites are used to calculate the average.

치와 유사하게 일간 변화를 보이는 점과 도심보다는 외곽지역에서 높게 관측되는 공간 분포에 부합하는 수준으로, 농도 자체에 대한 정확한 관측 및 예측에 대해서는 추후 많은 연구가 필요할 것으로 보인다.

표 1은 아이소프린의 측정농도와 모사농도를 비교하기 위한 것으로 모사기간 평균(mean) 농도와 통계값을 보였다. 전반적으로 2007년에 비해 2004년 사례가 나은 비교를 보이며, 석모의 경우 과소평가가

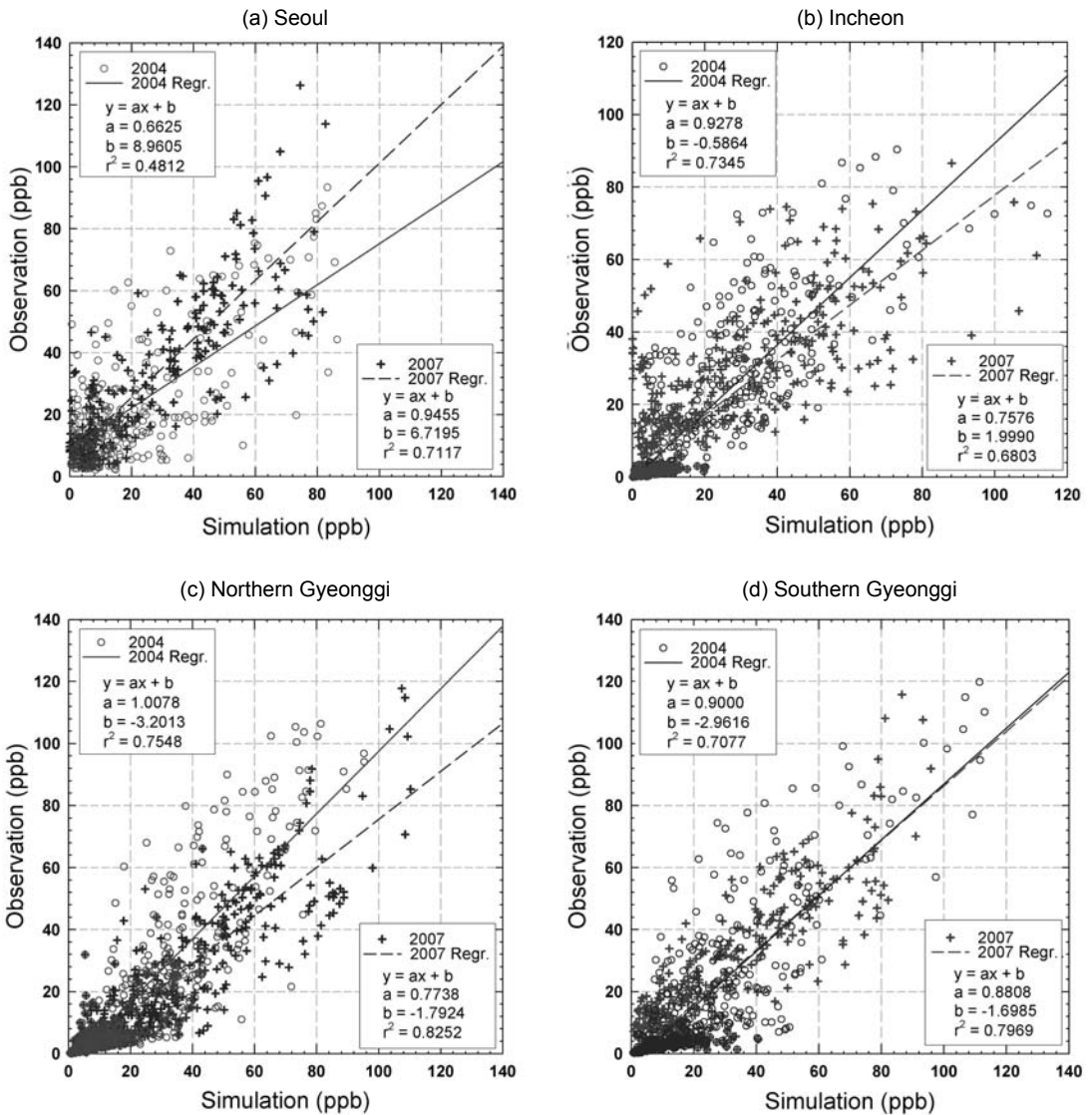


Fig. 8. Observed and simulated ozone averaged for all the available AMS in each subregion. The average is calculated using data for 27 sites in Seoul, 11 in Incheon, 14 in Northern Gyeonggi, and 46 in Southern Gyeonggi.

뚜렷이 나타난다.

3. 2 기본 오존모사

그림 7과 8은 오존모사 결과를 그림 1에 보인 도시대기 측정망을 중심으로 비교한 것으로 2004년의 경우 6월 2일과 5일을 제외하고는 관측된 오존농도를 대체로 잘 모사하는 것으로 보인다. 2007년은 6

월 19일에 수도권 지역 평균 120 ppb 정도의 오존농도가 관측되었으나, 모사농도는 95 ppb 정도로 과소평가되고 있다. 6월 14일과 20일처럼 관측농도를 초과하는 경우도 보이나, 지역 평균 100 ppb 이상의 오존이 관측된 경우 모사농도는 전반적으로 과소평가되고 있다. 그림 8에서 두 사례에 대한 오존모사 결과를 서울, 인천, 경기북부, 그리고 경기남부로 구분

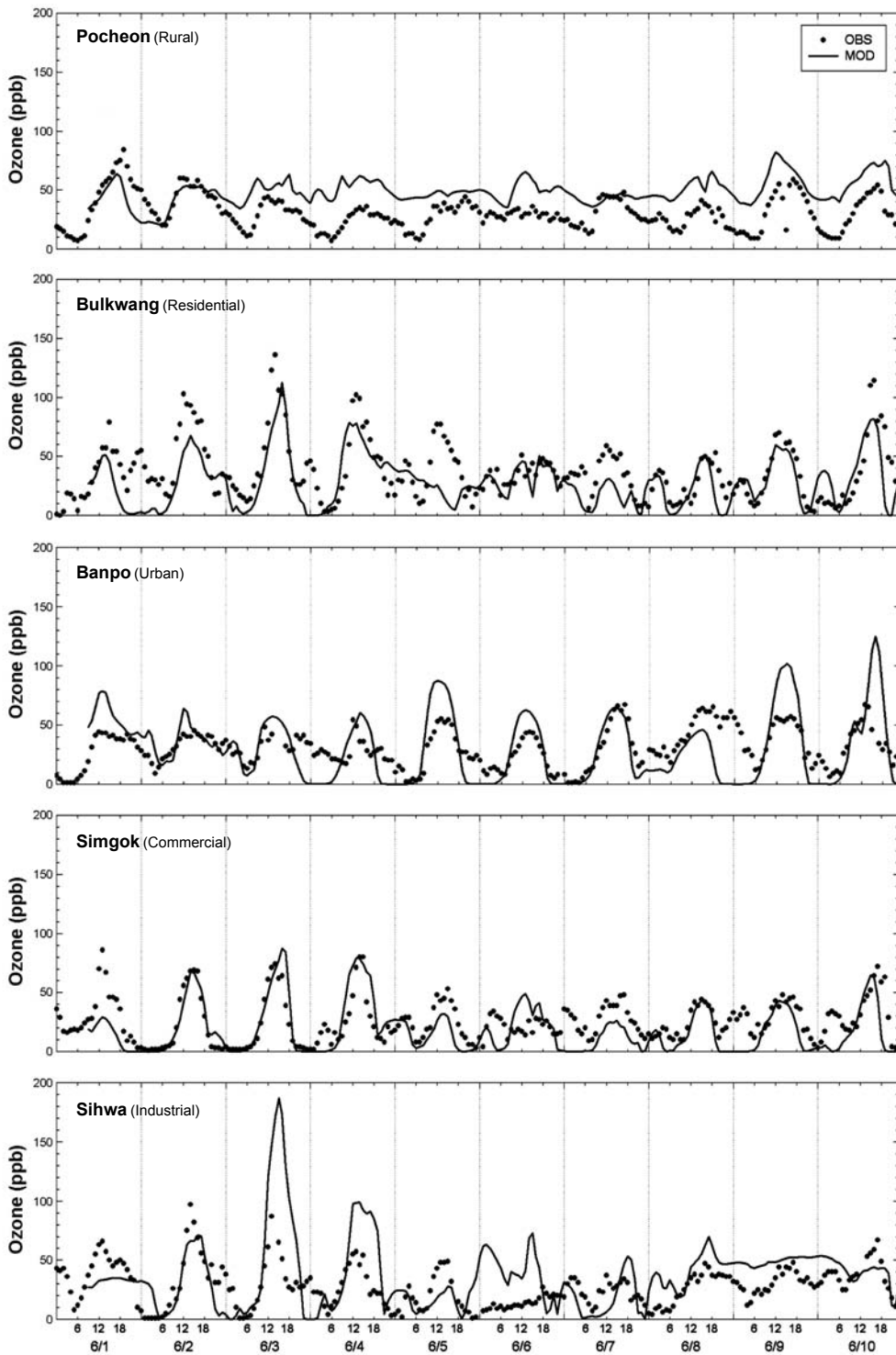


Fig. 9. Observed and simulated hourly ozone at different AMS locations during the 2004 June episode.

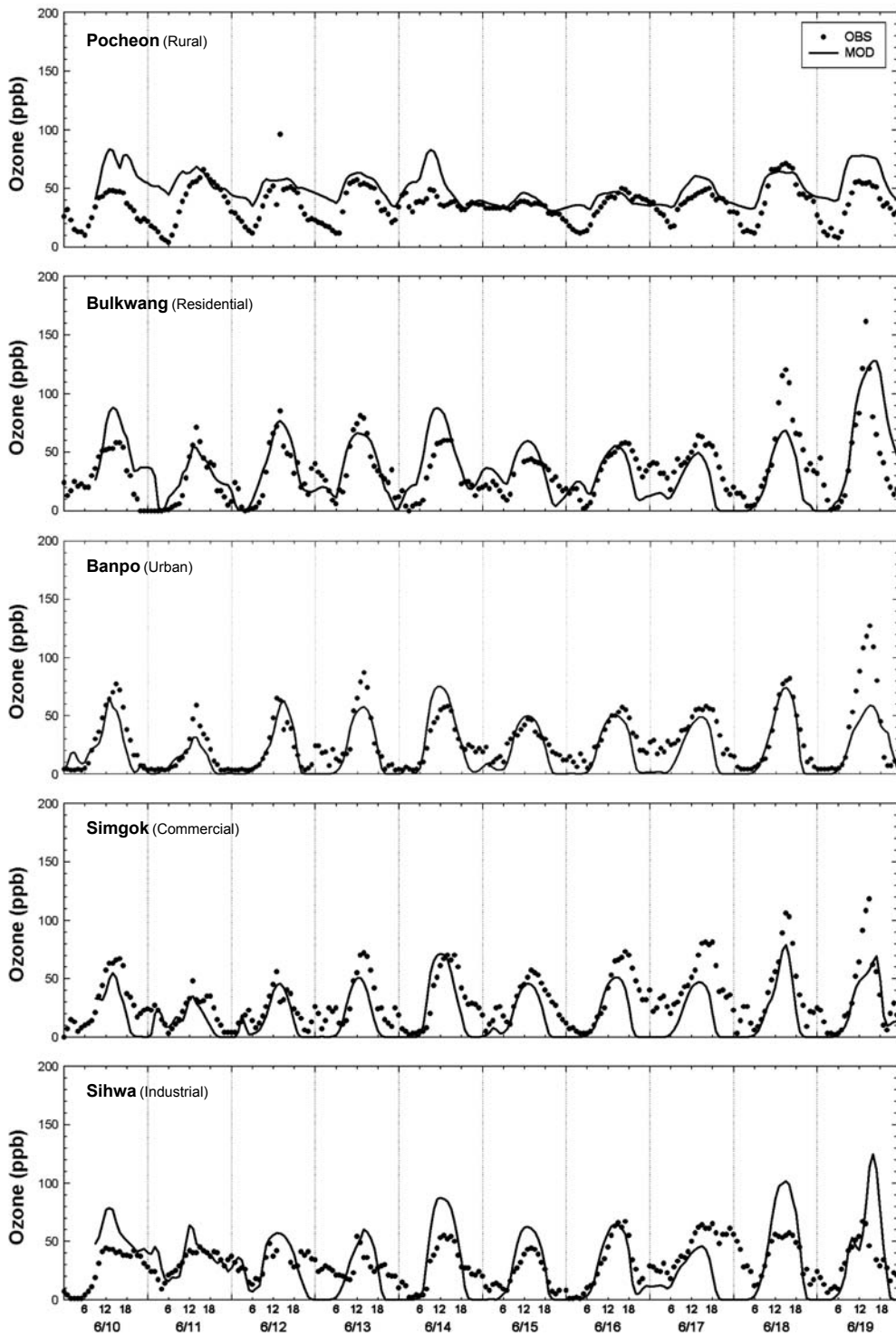


Fig. 10. Observed and simulated hourly ozone at different AMS locations during the 2007 June episode.

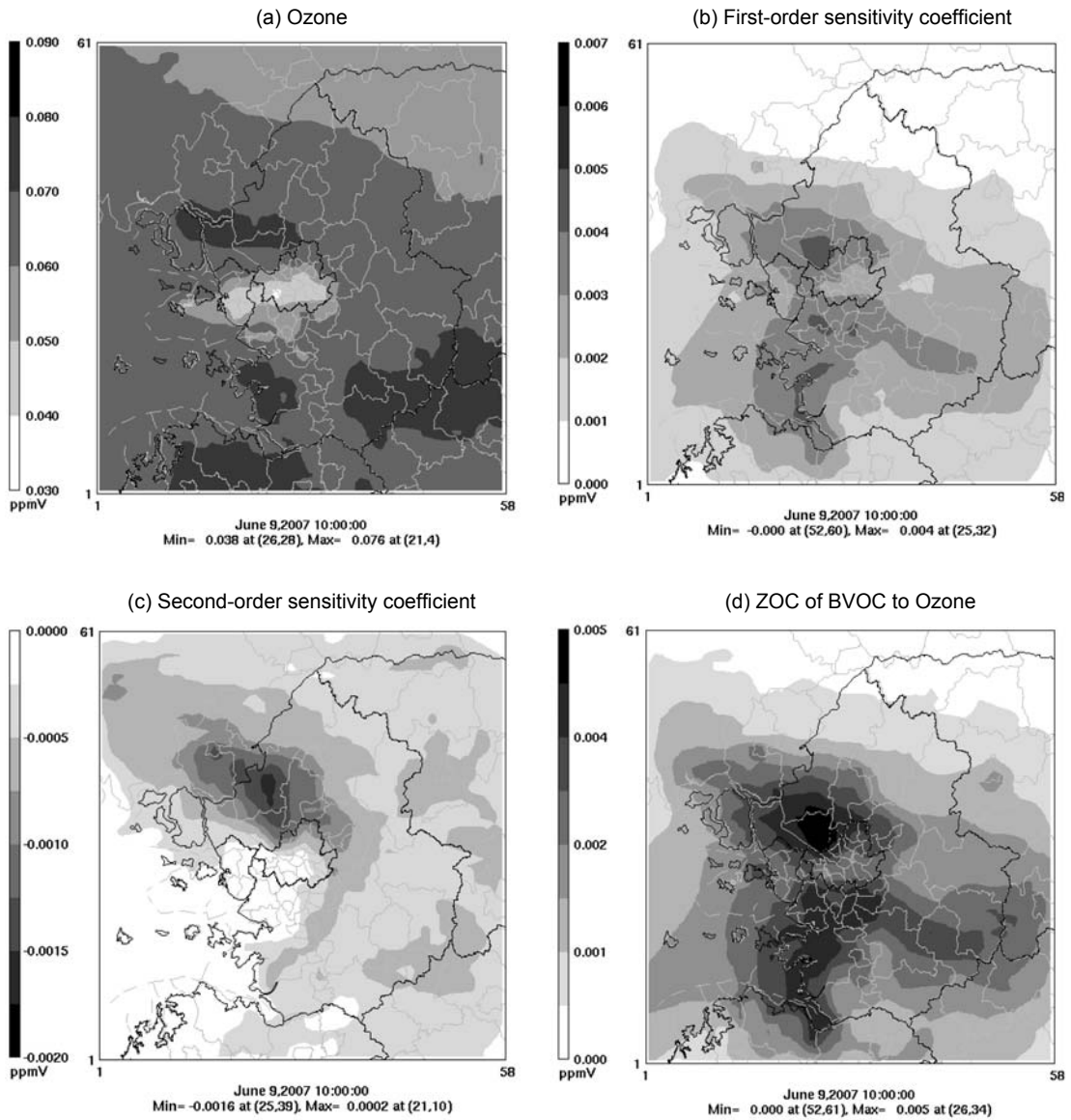


Fig. 11. Episode average daytime (10~18 KST) (a) ozone, (b) 1st-order and (c) 2nd-order sensitivity to ozone, and (d) ZOC of BVOC to ozone during the period of June 9~20, 2007.

하여 평가하였다. 모사기간 중 가장 낮은 정합도를 보인 2004년 서울 ($r^2=0.48$)을 제외하고는 r^2 값이 0.68~0.82로 지역적인 오존농도 모사는 비교적 원활히 수행된 것으로 보인다. 산포도에서의 기울기는 0.66~0.94 범위였으며, 서울, 인천보다는 경기북부와 남부에서 오존모사가 더 나은 결과를 보인다.

그림 9와 10은 다음 절에서 배출특성에 따른 BVOC의 영향을 살펴보기 위하여 포천(교외), 불광(주거), 반포(도심), 심곡(상업), 그리고 시화(공단지역)로 구분하여 오존농도를 비교하였다. 포천, 불광, 그리고 심곡의 경우 Lee *et al.* (2007)의 분류를 따랐으며, 반포와 시화의 경우 배출특성을 고려하여 선정

하였다. 2004년 사례의 경우 교외측정소인 포천에서는 낮 시간 동안 과대평가되며, 공단지역인 시화측정소의 경우 6월 3일에 과대평가가 두드러진다. 2007년의 경우 교외 측정소에서는 낮 시간 동안 50 ppb 전후의 관측농도를 잘 모사하는 반면, 주거 및 도심 측정소에서는 6월 18일과 19일에 관측된 고농도 오존을 과소평가하고 있다.

3.3 오존모사에 미치는 영향

그림 11은 2007년 모사기간 낮 시간(10~18 KST)에 대하여 오존, 오존의 BVOC 배출량에 대한 1차 및 2차 민감도 계수, 그리고 BVOC가 오존농도에 미치는 영향을 보이는 ZOC를 보인다. 그림 11(a)에서 모사된 오존농도를 보면 서울과 인천 남부지역 등 도심 및 주거지역에서 상대적으로 낮은 농도를 보인다. 그림 11(b)의 1차 민감도 계수는 대부분 양의 값으로 이는 BVOC에 의해 오존이 증가할 수 있음을 의미한다. 2007년 모사기간 동안 BVOC에 대한 1차 오존 민감도 계수는 도심에 인접한 외곽지역에서 가장 높게 나타난다. 서울 은평과 인접한 도심 외곽지역에서 BVOC 배출량에 대한 1차 민감도 계수가 4 ppb로 가장 높게 나타나며, 이는 BVOC 배출량이 10% 증가하면 BVOC 배출량에 의해 해당지역의 오존농도가 0.4 ppb 가량 증가함을 나타낸다. 2차 민감도 계수를 고려하지 않을 경우, 1차 민감도 계수의 신뢰성의 의미가 확보될 수 있는 범위는 통상 배출량의 변화가 범위 이내인 것으로 알려져 있다(Cohan *et al.*, 2005).

2차 민감도 계수는 대부분 음수로, 이는 BVOC 배출량이 증가할수록 이에 대한 오존의 민감도가 작아지는 것을 의미한다(Concave response). 2차 민감도 계수는 비선형적인 변화를 고려하는 항이므로, 해당 사례의 경우 1차 민감도 계수에 비해 그 절대값이 작게 나타나 BVOC 배출량 변화에 따른 오존의 민감도는 선형적으로 나타날 것으로 예상된다. 그림 11(d)에 제시된 오존에 대한 BVOC 배출량의 ZOC가 1차 민감도와 유사하게 나타나는 것은 이 때문으로 사료된다. BVOC 배출량에 대한 ZOC 역시 외곽지역에서 가장 높게 나타나는 것으로 볼 수 있다. 2007년 사례에 대해 BVOC 배출량이 낮 시간 오존농도에 미치는 영향은 모사기간 평균 최고 5 ppb 정도로 서울 북쪽의 도심 외곽지역에서 나타난다. 이러한 이유

는 해당지역의 경우 그림 6에서처럼 비교적 높은 아이소프린 농도가 관측되고(불광 측정소), 주변 도심 또는 주거지역에서 배출되는 NO_x에 의해 오존생성에 좋은 조건(예를 들어 VOC/NO_x비)이 형성되었기 때문으로 판단된다. Bao *et al.* (2010)의 연구결과를 보면 오사카 도심에서의 아이소프린 등 BVOC 배출량은 낮으나, 가장 큰 민감도는 오사카 도심 주변에서 나타나며, 이러한 결과는 본 연구결과와 유사한 것으로 판단된다. 또한 Byun *et al.* (2005)은 BVOC 배출량 산정 시 이용되는 입력자료에 따른 오존 민감도를 시험하였으며, 그 영향은 배출량이 높은 지역보다는 도심지역과 그 풍하지역에서 크게 나타남을 보였다. 이는 BVOC 배출량이 산림지역에서 높다 하더라도 오존생성에 필요한 NO_x 배출량이 낮아 산림지역에서의 오존생성은 제한되기 때문으로 판단된다.

2007년 사례에서 서울 등 도심지역에서는 오존에 대한 BVOC 영향이 외곽지역에 비해 작게 나타나는 데, 이는 우선적으로 도시의 경우 BVOC 배출량이 낮아 그 영향이 작은 것으로 판단된다. 또한, 도심과 같이 NO_x 배출량이 많은 지역에서는 BVOC에 의해 생성된 오존이 이송되더라도 NO 적정에 의해 오존농도가 낮게 모사되어 그 영향이 작아지기 때문으로 추정된다. 그림 11(d)와 마찬가지로 모사된 오존에 대

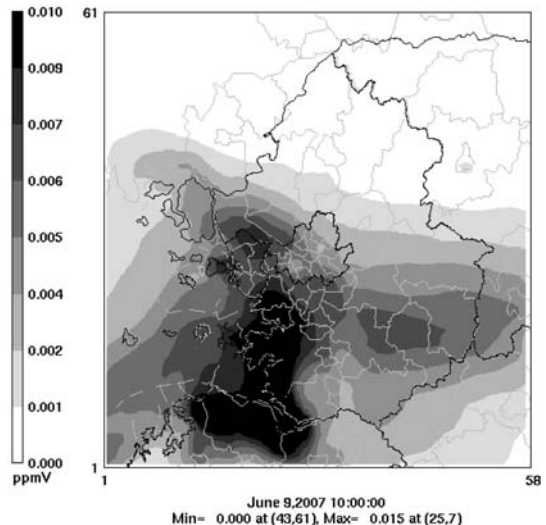


Fig. 12. Episode average daytime (10~18 KST) ZOC of AVOC on ozone during the period of June 9~20, 2007.

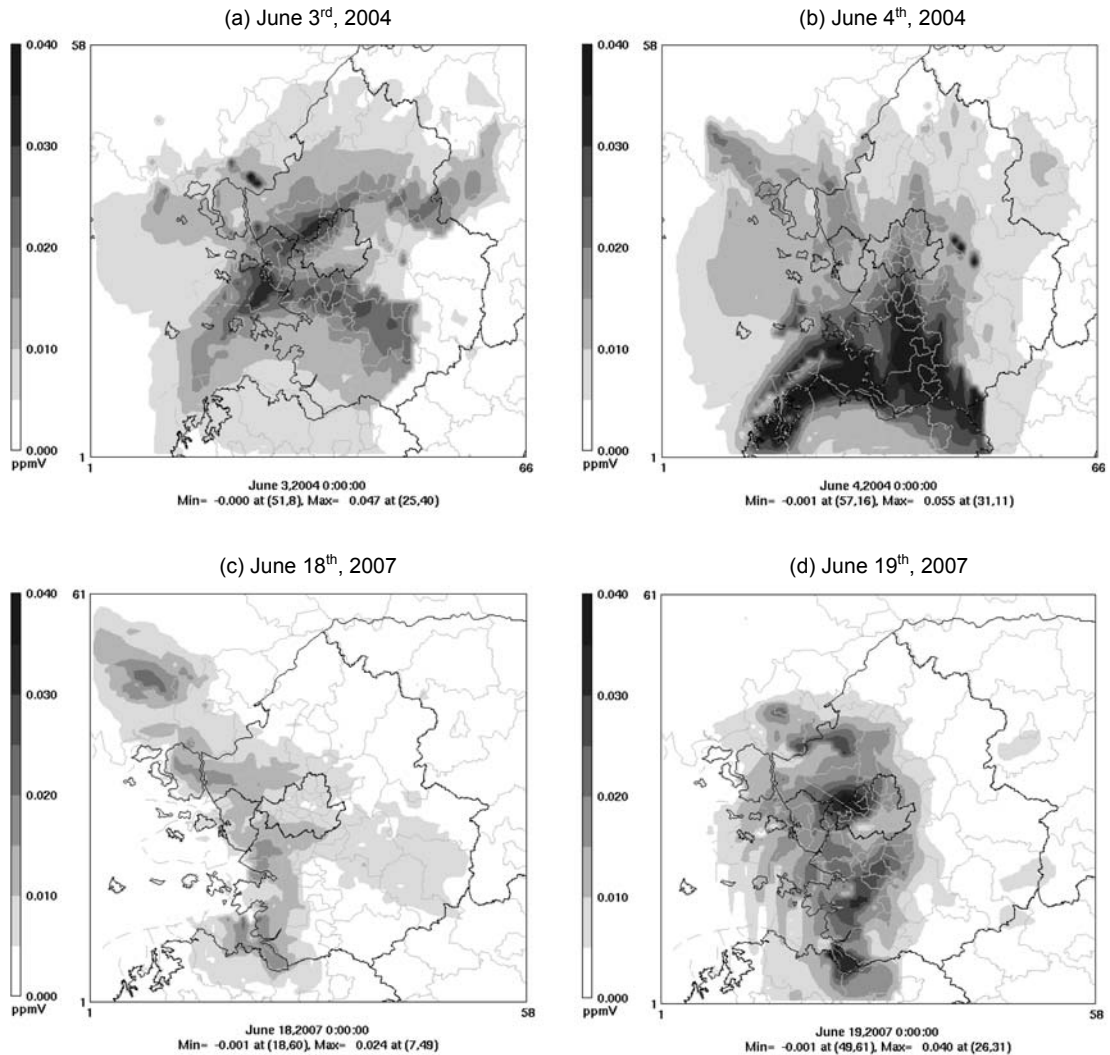


Fig. 13. ZOC of BVOC emissions on daily maximum ozone concentrations for the selected high ozone days. ZOC estimated with 1st- and 2nd-order sensitivity coefficients are selected for the hour when daily maximum ozone is predicted for the cell.

한 AVOC (Anthropogenic Volatile Organic Compound) 배출량의 모사기간 낮 시간 평균 기여도를 그림 12에 보였으며, 그 영향은 인천남부와 안산 등 공단지역에서 최고 15 ppb 정도로 나타난다. BVOC와 비교하여 가장 높은 기여도가 나타나는 위치는 다르나, 수도권 지역에 대해 모사기간 동안 평균 2~5 ppb 정도 오존농도에 기여하는 것으로 나타난다. 이를 볼 때 BVOC가 수도권지역의 오존농도에 미치는 영향

은 AVOC에 비해 대략 2~3배 정도 낮은 것으로 조사되었다.

그림 13은 고농도 오존 관측일에 대한 BVOC 배출량의 영향을 살펴보기 위하여 2004년 6월 3일과 4일, 그리고 2007년 6월 18일과 19일 중 각 격자별로 최고농도가 모사된 시간에 대해 BVOC가 오존생성에 미친 영향을 ZOC로써 보였다. 6월 3일의 경우 인천을 포함하여 서울 동쪽지역에 대한 BVOC가 오

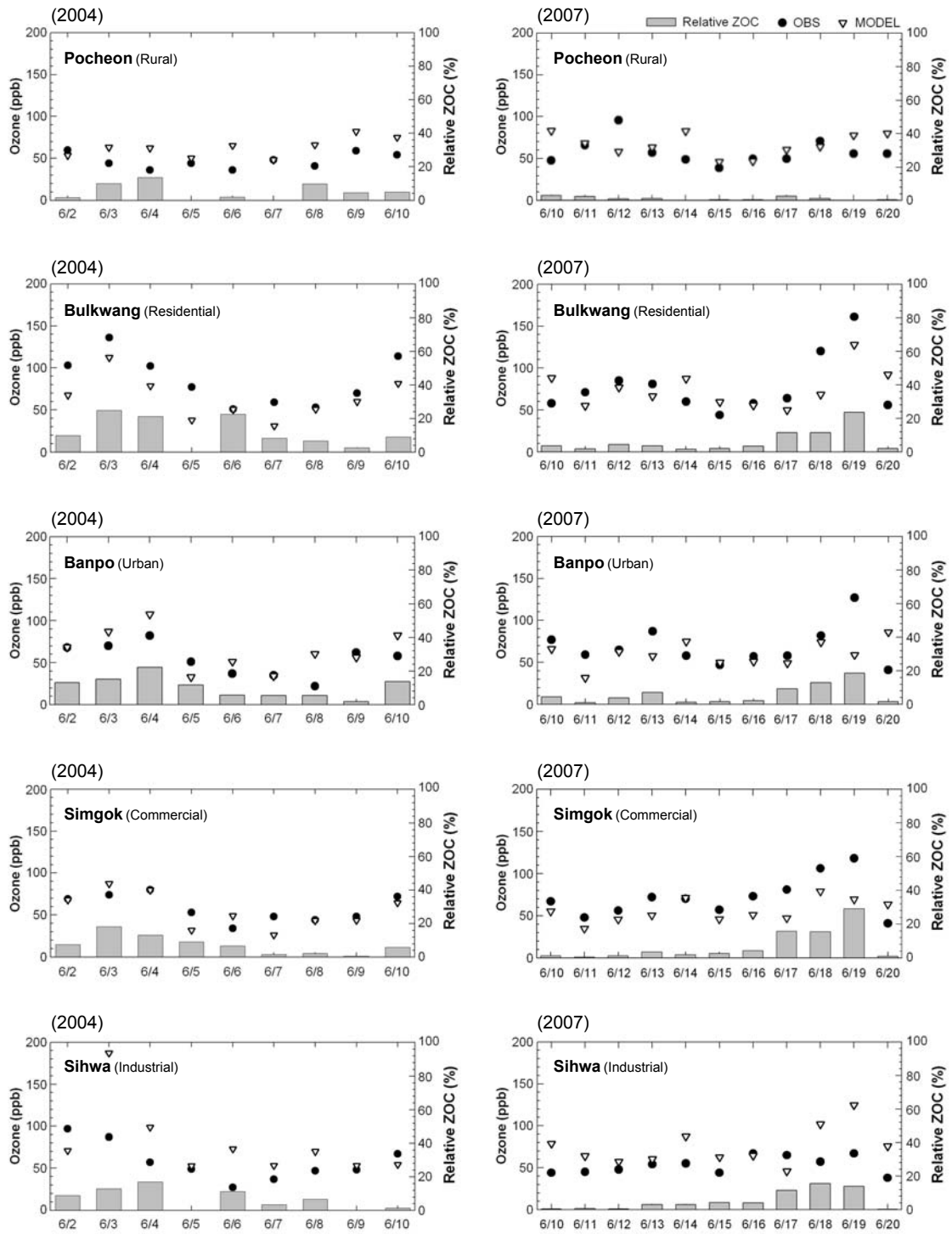


Fig. 14. Daily maximum 1-hr ozone and relative ZOC of BVOC for 2004 (left) and 2007 (right) at different locations.

존에 미치는 영향이 크게 나타나고 있으며, 6월 4일에도 경기 남부지역에서 오존농도가 20 ppb 이상 증가하는 것으로 모사되고 있다. 2007년 모사에서도 6월 18일의 경우 서울 북서쪽 도심 외곽지역에 대해 BVOC가 오존생성에 10 ppb 이상, 그리고 6월 19일에는 20 ppb 이상 영향을 미치는 것으로 예측되었다. 이로 미뤄볼 때 BVOC 배출량이 오존농도에 미치는 영향은 일별 기상 변화에 따라 산정되는 배출량과 화학반응 및 이송 등에 따라 시공간적인 변화를 보이는 것으로 이해된다.

HDDM에서 모사된 ZOC는 과정분석(Process Analysis)과는 달리 각 격자에서 해당시간 동안 생성되는 오존을 보여주는 것이 아니라, 배출 후 이송 및 확산과 일련의 화학과정의 누적된 영향을 보인다. 그림 3에 제시된 바와 같이 도심지역에서 발생 또는 모사된 아이소프린의 농도가 높지 않음에도 불구하고 이 지역에서 오존에 대한 영향이 나타나는 것은 교외나 도심 외곽지역에서 발생된 BVOC 배출지역이나 이동과정 중 생성된 오존이 도심지역으로 이송되거나, BVOC가 도심지역으로 이동 후 주어진 NO_x 조건에서 오존생성에 기여하기 때문으로 판단된다. 이런 결과를 볼 때 수도권지역의 오존생성에 주변 산림지역에서 발생된 BVOC의 역할이 작지 않음을 알 수 있다. 그림 13(d)에서 2007년 6월 19일의 경우 낮 시간 동안 주 풍향이 서풍이었음에도 불구하고 서울 북서지역에서 오존농도에 대한 BVOC의 영향이 크게 나타나는 것은 고기압 하에서 오전 동안 풍속이 낮았던 점과 인접한 북한산 등지에서 발생된 BVOC의 영향에 의한 것으로 추정된다. 이에 대한 보다 정확한 분석을 위해서는 별도의 연구가 추후 필요한 것으로 사료된다. 2004년 6월 4일(그림 13(b) 참조)의 경우 서울 등 일부 도심지역에서도 BVOC의 영향이 상대적으로 크게 나타남을 볼 수 있다. 이는 해당일의 기상특성에 따른 영향으로 추정된다.

그림 14에 2004년과 2007년 모사기간 동안 모사된 일최고 1시간 평균 오존농도를 관측농도와 비교하고, BVOC의 상대적 ZOC를 함께 보였다. 전반적으로 BVOC가 일최고 오존농도에 미치는 영향은 모사일별로 다르며, 작게는 수 %에서 높게는 30%까지 나타난다. 교외지역인 포천을 제외하고는 지역별 BVOC 영향은 뚜렷한 차이를 보이지는 않으나, 고농도 오존이 모사되고 관측된 날은 상대적으로 높은

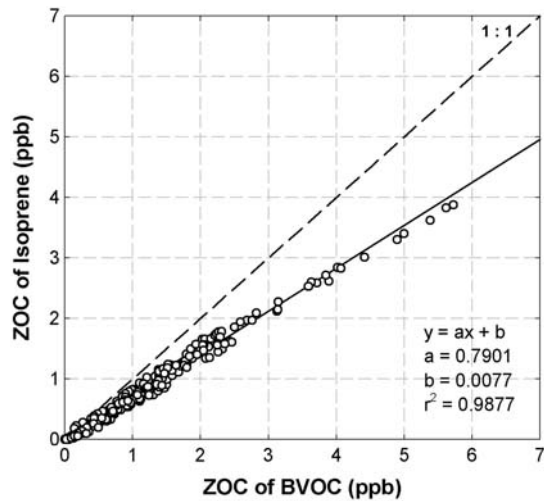


Fig. 15. Contribution of total BVOC and isoprene emissions to domain-wide ozone over SMA during June 9~20, 2007.

ZOC를 보이고 있다. 예를 들어 2004년 6월 3일과 4일의 경우 BVOC는 모사된 오존농도의 20% 정도를 설명하고 있으며, 2007년 6월 18일과 19일에도 10~30% 정도의 기여도를 보인다.

BEIS3에서는 아이소프린 외에 모노터핀과 같은 BVOC 배출량을 산정하므로, 아이소프린을 제외한 BVOC 배출량도 오존 모사농도에 영향을 미칠 것으로 예상된다. 아이소프린을 제외한 BVOC 배출량이 오존에 미치는 영향을 살펴보기 위하여 BVOC 중 아이소프린 배출량을 대상으로 한 HDDM 모사와 아이소프린을 포함한 모든 BVOC 배출량에 대한 HDDM 모사결과를 그림 15에 보였다. 그림 15에서는 BVOC 배출량이 오존농도에 미치는 기여도를 전 모사영역에 대해 시간별 평균값으로 보인 것으로, 모사결과를 볼 때 아이소프린의 오존농도에 미치는 영향은 전체 BVOC 배출량에 의한 기여도의 80% 정도를 차지한다. 나머지 20% 기여율의 경우 모노터핀 등에 의한 영향으로 추정된다. Curci *et al.* (2009)는 유럽지역에 대한 오존모사에서 BVOC 중 아이소프린과 모노터핀에 의한 영향이 각각 60%와 40% 가량 기여하는 것으로 추정하였다. 본문에 보이지 않았으나 자연발생 NO가 수도권 오존에 미치는 기여도는 최대 1 ppb 정도로 나타나 BVOC에 비해 작은 영향을 보였다.

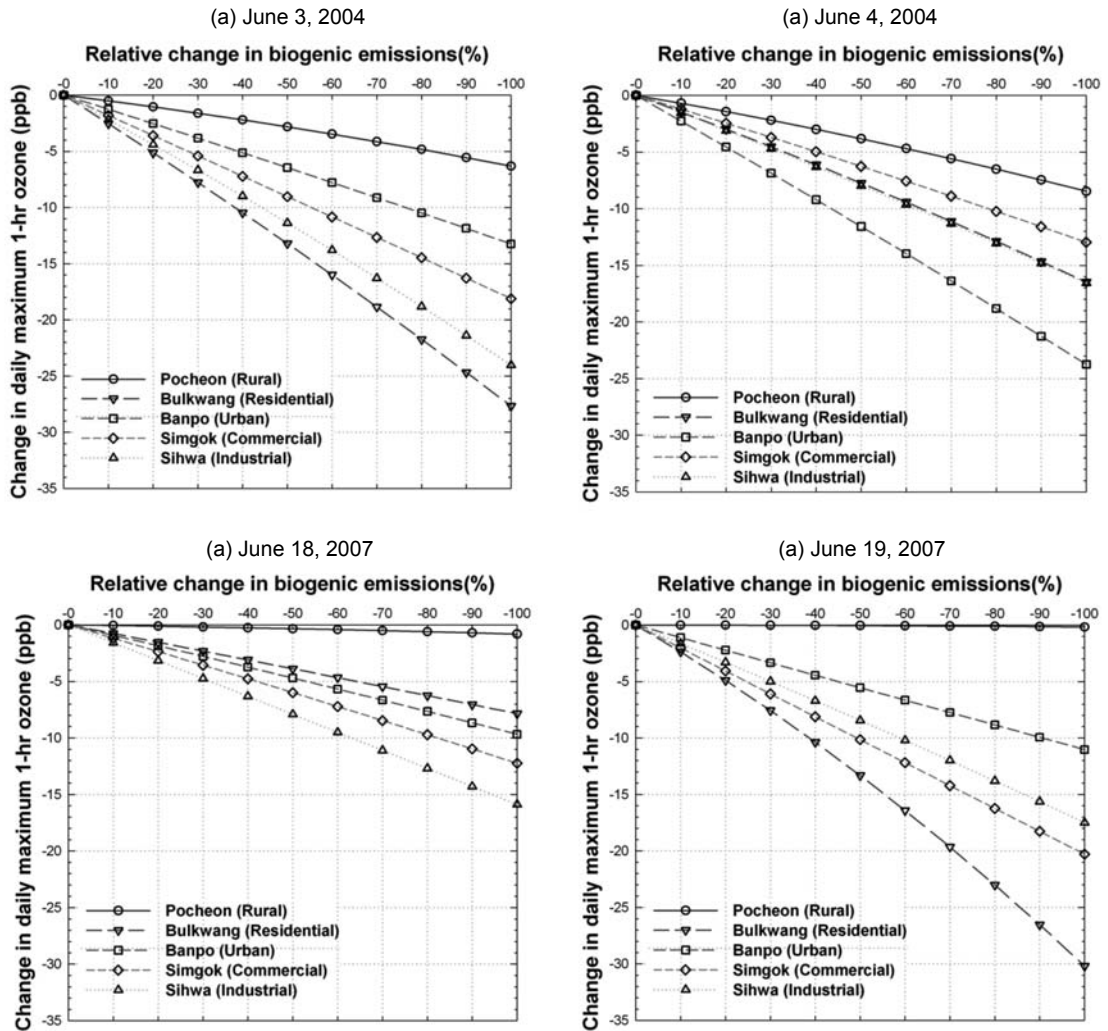


Fig. 16. Changes in daily maximum 1-hr ozone concentrations estimated after biogenic emissions reductions.

3. 4 BVOC 배출량 불확도

그림 6과 같이 2007년 사례에 대한 아이소프린 모사농도는 대부분의 도심측정소에서 과대평가되고 있으며, 이로 미루볼 때 BVOC 배출량 산정에는 불확도가 존재할 것으로 판단된다. 따라서 그림 14에 보인 BVOC 배출량의 오존에 대한 상대적 기여도는 이러한 불확실성을 고려할 때 VOC 배출량 변화에 따라 달라질 것으로 예상된다.

BVOC 배출량 변화에 따른 오존 모사농도의 변화는 식(2)의 Δe 변화를 통해 산정될 수 있다. 그림 16

에서는 모사에 이용된 BVOC 배출량이 과대 평가되는 것을 가정하여, 산정되는 BVOC 배출량이 감소율에 따른 일최고 1시간평균 오존농도의 변화를 고농도 오존이 관측된 2004년 6월 3일과 4일, 그리고 2007년 6월 18일과 19일에 대해 보였다. BVOC 배출량 변화에 따른 오존 모사농도는 대상일과 지역에 따라 다른 변화율을 보이며, 그림 13과 비교해 보면 BVOC의 영향이 크게 나타나는 지역일수록 BVOC 배출량 변화에 따른 오존농도 변화가 크게 나타난다. BVOC 배출량이 실제보다 30% 정도 적다고 가정할

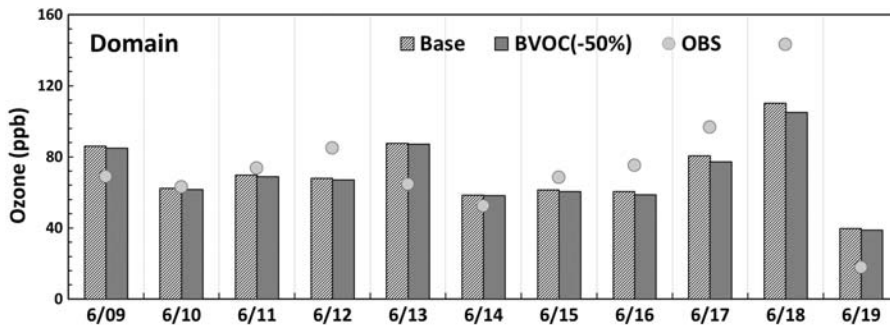


Fig. 17. Spatially unpaired peak 1-hr ozone concentrations estimated before and after biogenic emissions reductions by 50%.

경우 포천을 제외한 네 곳의 측정소에서의 일최고 오존농도의 변화는 2~8 ppb 가량 감소하며, 50% 정도 적다고 가정하면 모사되는 일최고 오존농도는 3~12 ppb 가량 감소하는 것으로 예상된다. Kim *et al.* (2006)은 대구지역에서 BVOC 배출량이 50% 감소할 경우 대부분의 모사영역에서 평균 3.5 ppb 가량 오존농도가 감소함을 보였으며, Park and Lee (2007)은 수도권 지역에서 BVOC 배출량이 50% 감소하면 모사되는 오존농도는 최대 8 ppb 가량 감소하는 것으로 조사하였다.

BVOC 배출량이 50% 감소할 경우, 기본모사와 비교하여 모사결과의 정합도는 크게 변하지 않으나, 그림 17에 보인 바와 같이 일최고 오존 모사농도의 경우 관측치와 비교하여 전반적으로 좀 더 과소평가하는 것으로 나타난다.

3.5 HDDM 방법평가

연구에서는 HDDM을 이용해 BVOC 배출량이 오존농도에 미치는 영향을 분석하였으며, 적용된 방법에 대한 신뢰성 평가가 필요하다. HDDM 결과의 신뢰성 평가는 주로 Brute Force (BF) 모사와 비교하는 방법이 이용된다(Kim *et al.*, 2009; Cohan *et al.*, 2005). 본 연구에서도 기존연구와 유사한 방법을 이용하여, BEIS3.12에서 산정된 BVOC 배출량을 50% 저감한 모사(BF)와 1차 및 2차 민감도 계수를 통해 산정된 오존농도(HDDM)에 대한 비교를 통해 그 적용성을 평가하였다.

그림 18을 보면 BF와 HDDM을 이용한 방법이 유사한 결과를 보여 적용된 HDDM 방법의 불확도는

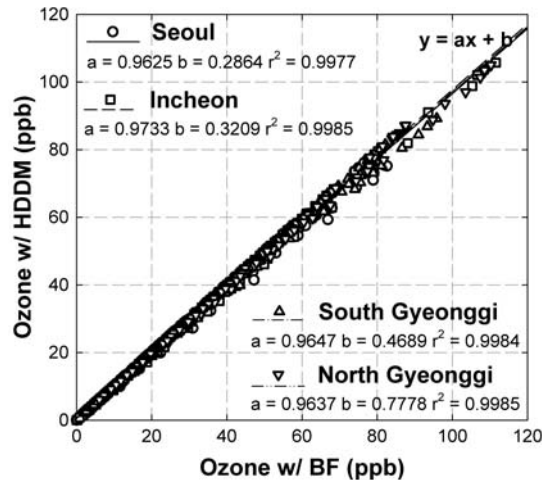


Fig. 18. Comparison of domain-wide 1-hr ozone simulated with HDDM and BF after 50% reduction in BVOC emissions for June 9~20, 2007.

작은 것으로 보인다. 특히, 그림 11(c)에 보인 바와 같이 BVOC 배출량에 대한 2차 민감도 계수가 작아 선형적인 변화를 보이므로, HDDM과 BF 방법이 차이가 작은 것으로 판단된다. 산포도에서 지역별로 r^2 는 0.998 내외의 값을, 기울기는 0.96~0.97 사이의 값을 보인다.

4. 결 론

본 연구에서는 BEIS3.12를 이용하여 자연배출량

을 산정한 후, 대기질 모사를 통해 수도권 지역에서 배출되는 자연발생 휘발성 유기화합물이 오존생성에 미치는 영향을 분석하였다. 아이소프린을 비롯한 자연발생 휘발성 유기화합물은 서울, 인천 등 도심지역보다는 배경 및 교외지역에서의 배출이 많았으며, 관측농도와 모사농도 역시 이와 유사한 공간 분포를 보였다. 2007년 사례를 볼 때 아이소프린에 의한 오존생성은 전체 BVOC의 영향의 80% 정도를 차지하는 것으로 조사되었다.

고농도 오존이 관측된 날을 중심으로 볼 때 2004년 6월 4일 제외하고는 낮 시간 오존 모사농도의 경우 교외지역보다는 도심에 인접한 외곽지역의 오존농도에 높은 영향을 미치는 것으로 나타났다. 도심지역의 경우 교외지역에 비해 BVOC의 영향이 높게 나타났으나, 도심 외곽지역에 비해서는 그 영향이 작게 나타났다. 이러한 이유는 서울 등 도심지역에서 높게 모사되는 NO_x 농도에 의한 것으로 추정되며, 이를 정확히 분석하기 위해서는 별도의 연구가 필요한 것으로 판단된다. 수도권에서 지역별로 100 ppb 이상의 오존이 모사된 경우 BVOC 배출량에 의한 일최고 1시간평균 오존농도의 기여율은 10~30% 가량으로 모사되었다. 2007년 사례에 대해 모사된 아이소프린 농도는 대부분의 측정소에서 평균 2배 정도 과대평가되는 것으로 나타났다. BVOC 배출량이 2배 정도 작다고 가정한 경우 일최고 1시간평균 오존농도는 최고 10 ppb 이상 감소하였다. 또한 BVOC 배출량 변화에 따른 오존농도는 거의 선형적인 변화를 보이는 것으로 나타났다.

2007년 모사기간 동안 수도권 지역에서 AVOC 배출량이 오존농도에 미치는 영향과 비교한 결과, 지역적 차이는 보이나, 오존농도에 미치는 BVOC 배출량의 평균적인 기여율은 AVOC 배출량에 비해 2~3배 정도 낮은 것으로 나타났다. 이러한 점을 고려할 때 수도권 지역의 오존생성에 미치는 BVOC의 영향은 적지 않은 것으로 판단된다. 따라서 산정되는 자연배출량의 불확도와 오존생성에 있어 중요한 역할을 고려할 때, 향후 이러한 불확도를 개선할 수 있는 국내 식생자료와 식생별 배출계수의 검토, 산정방식 및 비교방법 등에 대한 평가가 필요할 것으로 사료된다. 특히 자연배출량에 의한 영향은 오존에만 미치지 않고 2차 미세먼지 생성에도 중요한 역할을 담당하는 점을 고려할 때 지속적으로 많은 관련연구가 필요할

것으로 사료된다. 또한 자연배출량에 대한 오존의 민감도는 인위적 배출량 조건에 따라 달라지는 점을 고려하면, 자연적, 인위적 배출량 불확도가 오존 민감도 변화에 어떠한 영향을 미치는지에 관한 연구도 추후 필요할 것으로 판단된다.

감사의 글

많은 가르침을 주신 변대원 박사님께 이 논문을 바칩니다. 이 논문은 2009학년도 아주대학교 정착연구비 지원에 의해 연구되었으며 이에 감사드립니다.

참고 문헌

- Bao, H., K.L. Shrestha, A. Kondo, A. Kaga, and Y. Inoue (2010) Modeling the influence of biogenic volatile organic compound emissions on ozone concentration during summer season in the Kinki region of Japan, *Atmospheric Environment*, 44, 421-431.
- Benjey, W., M. Houyoux, and J. Susick (2001) Implementation of the SMOKE emissions data processor and SMOKE Tool input data processor in Models-3U.S. EPA.
- Byun, D.W. and J.K.S. Ching (1999) Science Algorithms of the EPA Models-3 Community Multi-scale Air Quality (CMAQ) Modeling System, EPA Report, EPA/600/R-99/030, NERL, Research Triangle Park, NC.
- Byun, D.W., S. Kim, B. Czader, D. Nowak, S. Stetson, and M. Estes (2005) Estimation of biogenic emissions with satellite-derived land use and land cover data for the air quality modeling of Houston-Galveston ozone nonattainment area, *J. of Environmental Management*, 75, 285-301.
- Byun, D.W. 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, 51-77.
- 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.
- Chameides, W., R. Lindsay, J. Richardson, and C. Kiang (1988) The role of biogenic hydrocarbons in urban photo-

- chemical smog: Atlanta as a case study, *Science*, 241(4872), 1473-1475.
- Cho, K.T., J.C. Kim, and J.H. Hong (2006) A Study on the Comparison of Biogenic VOC (BVOC) Emissions Estimates by BEIS and CORINAIR Methodologies, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 22(2), 167-177. (in Korean with English abstract)
- Chun, T.H., C.B. Lee, J.C. Kim, and S.T. Kim (2010) Simulation of Ozone Concentration in Gwangyang-Bay Area Using WRF-CMAQ Model, *Proceeding of the 51st Meeting of KOSAE* (2010), 135.
- Coats, C.J. Jr. (1996) High performance algorithms in the Sparse Matrix Operator Kernel Emissions (SMOKE) Modeling System, Ninth Joint Conference on Applications of Air Pollution Meteorology with the A & WMA, January 28 ~ February 2, 1996, Atlanta, GA.
- Cohan, D.S., A. Hakami, Y. Hu, and A.G. Russell (2005) Nonlinear response of ozone to emissions: Source apportionment and sensitivity analysis, *Environ. Sci. Technol.*, 39, 6739-6748.
- Community Modeling and Analysis System (2011) SMOKE v3.0 User's Manual, <http://www.cmascenter.org/> (Accessed 2011).
- Curci, G., M. Beekmann, R. Vautard, G. Smiatek, and R. Steinbrecher (2009) Modeling study of the impact of isoprene and terpene biogenic emissions on European ozone levels, *Atmospheric Environment*, 43, 1444-1455.
- Estes, M., C. Harper, J. Smith, W. Zhao, and D. Karp (2008) Performance evaluation of isoprene in ozone modeling of Houston, Texas Commission on Environmental Quality.
- Guenther, A., C. Geron, T. Pierce, B. Lamb, P. Harley, and R. Fall (2000) Natural emissions of non-methane volatile organic compounds, carbon monoxide, and oxides of nitrogen from North America, *Atmospheric Environment*, 34(12), 2205-2230.
- Kim, D.G., K.H. Kang, J.H. Hong, and S.Y. Jung (2007) Predictions for regulation effects on VOC content limit values for paints of special measures for Seoul metropolitan air quality improvement, *Proceeding of the 45th Meeting of KOSAE*, 117-118.
- Kim, S. (2011) Ozone Simulations over 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*, submitted for publication. (in Korean with English abstract)
- Kim, S.T., D.W. Byun, and D. Cohan (2009) Contributions of inter- and intra-state emissions to ozone over Dallas-Fort Worth, Texas. *Civ. Eng. Environ. Syst.*, 26, 103-116.
- Kim, S.T., N.K. Moon, and D.W. Byun (2008) Korean emissions inventory processing using the US EPA's SMOKE system, *Asian Journal of Atmospheric Environment*, 2(1), 34-46.
- Kim, Y., G. Kim, Y. Ma, J. Kim, and Y. Sunwoo (2006) Modeling Study for Ambient Ozone in Deagu Area - Impact of BVOC from Forests, *Proceeding of the 41st Meeting of KOSAE* (2010), 261-262.
- Lee, J.H. and S.Y. Cho (2004) Evaluation of Incremental Reactivity and Ozone Production Contribution of VOCs, *Proceeding of the 38th Meeting of KOSAE*, 252-253.
- Lee, J.H., J.S. Han, H.K. Yun, and S.Y. Cho (2007) Evaluation of Incremental Reactivity and Ozone Production Contribution of VOCs Using the PAMS Data in Seoul Metropolitan Area, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 23(3), 286-296. (in Korean with English abstract)
- Lee, W.Y., S.T. Kim, C.B. Lee, and T.H. Chun (2010) Comparing Effects of Isoprene Estimated with MEGAN and BEIS3 on Ozone Formations in the Gwangyang-Bay Area, *Proceeding of the 51st Meeting of KOSAE*, 285.
- Park, S.G. and C.B. Lee (2007) Sensitivity Analysis of Tropospheric Ozone to Biogenic Emissions in Metropolitan Area Using Models-3/CMAQ, *The 2007 Environmental Societies Joint Conference*, 1548-1551.
- Park, S.J., C.B. Lee, and T.H. Chun (2009) Sensitivity Analysis of Ozone Modeling by CMAQ to Biogenic Emissions Using BEIS v3.09, *Proceeding of the 48th Meeting of KOSAE*, 536-537.
- Pouliot, G. and T. Pierce (2009) Integration of the Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature (MEGAN) into the CMAQ modeling system, 18th international emissions inventory conference.
- Seinfeld, J.H. and S. Pandis (1998) *Atmospheric Chemistry and Physics*, Wiley Interscience, New York.
- Wang, Q., Z. Han, T. Wang, and R. Zhang (2008) Impacts of biogenic emissions of VOC and NOx on tropospheric ozone during summertime in eastern China, *Science of the Total Environment*, 395, 41-49.