



수도권 초미세먼지 농도모사: (II) 오염원별, 배출물질별 자체 기여도 및 전환율 산정

PM_{2.5} Simulations for the Seoul Metropolitan Area: (II) Estimation of Self-Contributions and Emission-to-PM_{2.5} Conversion Rates for Each Source Category

김순태* · 배창한 · 유 철¹⁾ · 김병욱²⁾ · 김현철^{3,4)} · 문난경⁵⁾

아주대학교 환경안전공학과, ¹⁾환경부 대기환경정책과, ²⁾미국조지아주환경청, ³⁾미국국립해양대기청,

⁴⁾메릴랜드대학 기후 · 위성 연구소, ⁵⁾한국환경정책 · 평가연구원 환경평가본부

(2017년 4월 8일 접수, 2017년 6월 2일 수정, 2017년 6월 15일 채택)

Soontae Kim*, Changan Bae, Chul Yoo¹⁾, Byeong-Uk Kim²⁾,
Hyun Cheol Kim^{3,4)} and Nankyung Moon⁵⁾

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

¹⁾*Air Quality Policy Division, Ministry of Environment, Sejong, Korea*

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

³⁾*NOAA/Air Resources Laboratory, College Park, MD, USA*

⁴⁾*UMD/Cooperative Institute for Climate and Satellites, College Park, MD, USA*

⁵⁾*Environmental Assessment Group, Korea Environment Institute, Sejong, Korea*

(Received 8 April 2017, revised 2 June 2017, accepted 15 June 2017)

Abstract

A set of BFM (Brute Force Method) simulations with the CMAQ (Community Multiscale Air Quality) model were conducted in order to estimate self-contributions and conversion rates of PPM (Primary PM_{2.5}), NO_x, SO₂, NH₃, and VOC emissions to PM_{2.5} concentrations over the SMA (Seoul Metropolitan Area). CAPSS (Clean Air Policy Support System) 2013 EI (emissions inventory) from the NIER (National Institute of Environmental Research) was used for the base and sensitivity simulations. SCCs (Source Classification Codes) in the EI were utilized to group the emissions into area, mobile, and point source categories. PPM and PM_{2.5} precursor emissions from each source category were reduced by 50%. In turn, air quality was simulated with CMAQ during January, April, July, and October in 2014 for the BFM runs.

In this study, seasonal variations of SMA PM_{2.5} self-sensitivities to PPM, SO₂, and NH₃ emissions can be observed even when the seasonal emission rates are almost identical. For example, when the mobile PPM emissions from the SMA were 634 TPM (Tons Per Month) and 603 TPM in January and July, self-contributions of the emissions to monthly mean PM_{2.5} were 2.7 µg/m³ and 1.3 µg/m³ for the months, respectively. Similarly, while NH₃

*Corresponding author.

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

emissions from area sources were 4,169 TPM and 3,951 TPM in January and July, the self-contributions to monthly mean $PM_{2.5}$ for the months were $2.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ and $4.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respectively. Meanwhile, emission-to- $PM_{2.5}$ conversion rates of precursors vary among source categories. For instance, the annual mean conversion rates of the SMA mobile, area, and point sources were 19.3, 10.8, and $6.6 \mu\text{g}/\text{m}^3/10^6\text{TPY}$ for SO_2 emissions while those rates for PPM emissions were 268.6, 207.7, and $181.5 (\mu\text{g}/\text{m}^3/10^6\text{TPY})$, respectively, over the region. The results demonstrate that SMA $PM_{2.5}$ responses to the same amount of reduction in precursor emissions differ for source categories and in time (e.g. seasons), which is important when the cost-benefit analysis is conducted during air quality improvement planning.

On the other hand, annual mean $PM_{2.5}$ sensitivities to the SMA NO_x emissions remains still negative even after a 50% reduction in emission category which implies that more aggressive NO_x reductions are required for the SMA to overcome 'NO_x disbenefit' under the base condition.

Key words : $PM_{2.5}$, SMA, Emissions (NO_x , SO_2 , NH_3 , VOC, and PPM)-to- $PM_{2.5}$ conversion rates

1. 서 론

최근 PM_{10} (Particulate Matter of which diameter is $10 \mu\text{m}$ or less) 및 $PM_{2.5}$ (Particulate Matter of which diameter is $2.5 \mu\text{m}$ or less)에 대한 국민적 관심이 높아짐에 따라 대기환경규제지역은 물론, 수도권 및 각 지자체에서도 기본계획 또는 실천계획 수립 시 다양한 배출량 저감대책을 검토하고 있다(SMA, 2017; MOE, 2016). 실효성 있는 $PM_{2.5}$ 농도 개선계획 수립을 위해서는 목표 농도를 만족할 수 있는 삭감 배출량이 확보되어야 하는 동시에, 저감대책별 투입비용 대비 농도 개선을 평가할 수 있는 비용효과(cost-benefit) 분석이 필요하다(Kwon *et al.*, 2016).

저감대책별 농도저감 및 비용효과 평가를 위해서는 각각의 저감대책이 $PM_{2.5}$ 농도 변화에 얼마나 영향을 주는지에 대한 분석이 요구된다. 이러한 저감대책 - 배출량 - 농도로 이어지는 일련의 분석과정에서 삭감 배출량은 계획수립 단계에서 추정이 비교적 쉽게 가능하나, 삭감 배출량에 의한 $PM_{2.5}$ 농도 변화 예측에는 많은 요소가 고려되어야 한다.

우선 대기 중 $PM_{2.5}$ 농도는 직접배출에 의한 영향보다는 sulfur dioxide (SO_2), oxides of nitrogen (NO_x) 등이 대기 중 산화되는 2차 생성이 중요하다(Kim *et al.*, 2016, 2012; Choi *et al.*, 2013). 한편, 2차 생성과정에서 대기오염물질의 비선형적인(nonlinear) 반응 특성으로 인해 배출량 - 농도의 관계 또한 선형적이지 않다(Zhang *et al.*, 2012; Dunker *et al.*, 2002).

배출량 - 농도의 비선형성과는 별개의 문제로 점, 선, 면배출원에 따라 배출특성이 달라진다. 예를 들어 배출이 되는 지점의 수평, 수직 위치 등 공간적 특성, 배출 시간적 특성(예를 들어, 계절, 요일, 오전/오후 등), 배출되는 물질의 화학 조성, 주변 배출 및 다른 대기오염물질 농도 등 많은 요소가 농도에 영향을 미친다. 따라서 동일한 크기의 삭감 배출량에 대한 $PM_{2.5}$ 농도 변화는 배출원 종류에 따라 다르게 나타날 수 있다(Karamchandani *et al.*, 2017; Cohan *et al.*, 2007).

이러한 이유로 $PM_{2.5}$ 의 2차 생성과 배출량 - 농도의 비선형성에 대한 해석에는 주로 3차원 광화학 모델이 이용된다(Kim *et al.*, 2017b; U.S. EPA, 2017; Cohan *et al.*, 2007). 국내의 경우 수도권 2차 기본계획 수립 및 국가 간 $PM_{2.5}$ 상대적 기여도 분석에 CMAQ(Community Multiscale Air Quality; Byun and Ching, 1999) 및 CAMx(Comprehensive Air Quality Model with Extensions; Environ, 2010) 등이 활용된 바 있다(Kim *et al.*, 2017d; NIER, 2013). Karamchandani *et al.* (2017)은 CAMx를 이용하여 유럽지역의 오존 및 $PM_{2.5}$ 에 대한 배출원별 기여도를 산정했으며, Henneman *et al.* (2017)은 CMAQ과 통계기법을 통해 발전설비에 대한 기여도와 저감대책의 효과를 분석하였다. 이와 유사하게 Nopmongcol *et al.* (2017)은 광화학 모사를 통해 미국에서 전기차 보급이 $PM_{2.5}$ 와 오존 농도에 미치는 영향을 기존 화석연료의 소비 감소와 전기 생산, 운송, 저장에 따른 배출량 증가로 구분하여 살펴보았다. 미 환경청의 경우 배출시설의 신규 건설 및 변경에 따른 배출

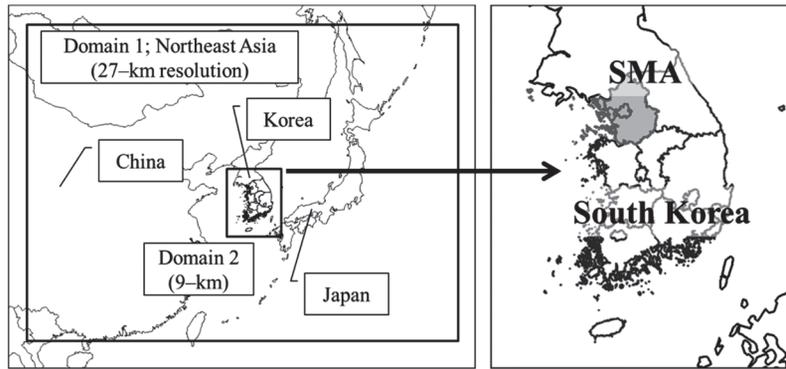


Fig. 1. CMAQ modeling domains at horizontal resolutions of 27 km (left) and 9 km (right).

량 허가 시, 2차 PM_{2.5} 생성을 고려하기 위하여 일종의 전환율인 ‘trade ratio’ 또는 ‘offset ratio’를 이용하고 있다(U.S. EPA, 2014; NACCA, 2011).

동반논문(Kim *et al.*, 2017c)에서는 CMAQ을 이용한 기본 모사 설정과 수행평가 결과를 제시하였고, 저감대책 적용 대상지역 선택의 중요성과 수도권 등 국내 초미세먼지에 대한 광역적 관리 필요성을 제시하였다. 또한, 수도권 지역에 대해 ‘NO_x disbenefit’로 대변되는 비선형적 모사 특성이 나타나며, 이는 주로 질산염 농도 변화와 관련됨을 설명하였다.

본 연구는 배출량-농도의 비선형적인 변화 관계를 정량적으로 설명하기 위한 것으로 대기질 모사를 이용하여 전구물질 배출량을 PM_{2.5} 농도로 환산할 수 있는 ‘단위 배출량당 PM_{2.5}로의 전환율’(이하 ‘전환율’)을 추정하고자 하였다. 이를 위해 수도권 지역에 대한 오염원별, 배출물질별 PM_{2.5} 기여도를 산정하기 위해 BFM (Brute Force Method) 모사를 수행하였으며, 모사에 이용된 배출량 정보를 바탕으로 전환율을 산정하였다. 아울러 BFM 수행 시 배출량 변화율의 적정성을 검토하고, 저감대책 수립 등 정책활용 시 유의점에 대해 논의하였다.

2. 연구 방법

2.1 대기질 모사

3차원 광화학 모델을 이용한 대기질 모사를 위해 WRF (Weather Research and Forecast; Skamarock *et*

al., 2008) version 3.4.1 모델을 이용하여 기상 입력자료를 마련하였다. 수도권 PM_{2.5} 기여도 분석을 위해 모사 영역은 남한지역을 포함하는 9-km 수평 해상도 영역과, 중국 등 국외로부터의 장거리 이동 영향분석 및 9-km 모사 영역의 경계조건을 마련하기 위한 27-km 수평 해상도의 상위 모사 영역을 준비하였다(그림 1 참조). 지형자료와 토지피복도 자료는 DEM (Digital Elevation Model) 자료와 환경부 중분류 자료를 이용하였으며, WRF 모사 결과를 MCIP (Meteorology-Chemistry Interface Processor) version 3.6으로 처리하여 배출량 산정 및 대기질 모사에 이용하였다.

모사 기간은 2014년의 각 계절별 기상 특성을 고려할 수 있도록 1월, 4월, 7월, 10월에 대하여 한 달씩 모사하였으며, 10일간의 pre-run 기간을 설정하였다. 배출목록은 동북아 지역에 대해서는 2010년 CREATE (Comprehensive Regional Emissions inventory for Atmospheric Transport Experiment; Woo *et al.*, 2014) 자료를, 국내에 대해서는 2013년 CAPSS (Clean Air Policy Support System) 자료를 대상으로 하였으며, SMOKE (Sparse Matrix Operator Kernel Emission)를 이용하여 SCC (Source Classification Code)별 시공간 할당을 수행함으로써 인위적 배출량을 마련하였다(Kim *et al.*, 2008). 자연 배출량 자료는 MEGAN (The Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature; Guenther *et al.*, 2006)을 이용하여 처리하였다.

대기질 모사를 위해 CMAQ version 4.7.1을 이용하였으며, VOCs (Volatile Organic Compounds) 배출량에 대한 화학종 분류는 SAPRC99 (Statewide Air Pollution

Research Center, Version 99; Carter, 1999)을 이용하였다. 기상 및 대기질 모사에 대한 보다 자세한 기술은 동반논문(Kim *et al.*, 2017c)을 참조할 수 있다.

2.2 오염원별 기여도 및 전환율 산정방법

본 연구에서는 광화학 모델 중 CMAQ을 바탕으로 BFM 기법을 적용하여 기여도 분석을 수행하였다. BFM은 기본 배출량에 대한 모사 농도와 변화된 배출량에 대한 모사 농도의 차이를 바탕으로 민감도(sensitivity)를 산정하는 방법으로, 쉽게 적용할 수 있는 반면 민감도 모사에 쓰인 배출량 변화 정도에 따라 산정되는 기여도 및 전환율 등이 달라질 수 있다(ENVIRON, 2010).

BFM 적용 시, 대상 배출원 j 에 대하여 기본 배출량을 이용한 모사 농도($C_{j,base}$)와 일정 비율만큼 삭감된(본 연구에서는 50%) 배출량을 이용한 모사 농도($C_{j,-50\%}$)로부터 아래의 식 (1)과 같이 Zero-Out Contribution (ZOC; 본 논문에서는 ‘기여도’로 병행 표기)를 계산할 수 있다.

$$ZOC_j^{BFM} = \frac{C_{base} - C_{j,-50\%}}{0.5} \quad (1)$$

이 ZOC 값을 식 (2)와 같이 적용하면 전구물질의 전환율을 산정할 수 있다.

$$\text{Emission-to-PM}_{2.5} \text{ Conversion Rate} = \frac{ZOC_j^{BFM}}{Emis_j} \quad (2)$$

여기에서 $Emis_j$ 는 배출원 j 에 대한 기본 배출량을 나타낸다.

배출량 발생지역을 분석 대상이 되는 해당 지역으로 한정할 경우, 식 (1)과 식 (2)에서 산정되는 값을 각각 자체 기여도(self-contribution을 의미)와 자체 전환율로 본문에 표기하였다. 예를 들어 수도권 내에 위치하는 오염원으로부터 배출된 배출물질이 $PM_{2.5}$ 로 전환되어 수도권 $PM_{2.5}$ 농도에 미치는 영향은 자체 기여도에 해당한다.

개선대책 수립 시 전환율을 이용하지 않고 BFM 모사 결과를 직접적으로 이용할 수 있으나, 이 경우 수십~수백 번 이상의 반복적인 모사가 필요하다(예를 들어, 저감대책별, 배출물질별, 대상지역별, 저감 정도별 등). 따라서 본 연구에서는 저감대책별 삭감 배출량과 전환율을 바탕으로 개별 저감대책에 대한 $PM_{2.5}$ 농도

개선 정도를 정량적으로 추정하는 방법을 검토하였다.

표 1에 본 연구에 이용된 모사목록을 정리하였다. 본 연구에서는 기본 모사를 제외하고 총 21개의 민감도 모사를 수행하였으며, 점, 선, 면 배출원별로, 다섯 가지 배출물질에 대해 각각 50%의 배출량을 삭감하고 BFM 모사를 수행하였다. 면오염원에서의 SO_2 와 선오염원의 NO_x 배출량은 이들 배출에 의한 $PM_{2.5}$ 생성 과정의 비선형 특성을 고려하여 50% 삭감 이외에 20%와 80%를 삭감한 모사를 추가적으로 수행하였으며, 이를 이용하여 3.5절에 BFM 모사 시 배출량 변화 정도(perturbation)에 따른 기여도 및 전환율 변화를 논의하였다. Case 20과 Case 21은 수도권에 국한된 배출량 변화를 검토한 다른 모사와는 달리 남한 전 지역 NO_x 와 SO_2 배출량을 삭감한 모사로, 배출량 저감 시나리오 작성 시 대상지역 및 대상 배출원 선택에 따른 기여도 변화를 검토하였다(3.4절 참조).

3. 결과 및 고찰

3.1 오염원별 배출량

본 연구에서는 배출량 마련을 위해 행정구역별 점, 선, 면오염원으로 구분된 CAPSS 2013 배출목록을 국립환경과학원에서 제공받아 이용하였다. 수도권 지역에 대해 구분된 오염원 분류별 주요물질 배출량은 표 2에 제시하였다. VOC (Volatile Organic Compound) 배출량은 30만 톤/년(본 연구에서는 톤은 metric ton을 의미) 이상으로 가장 높으며, 그 다음은 NO_x 배출량으로 28.5만 톤/년 수준이다. SO_2 배출량은 37,894톤/년으로 점오염원과 비도로 선오염원에서 많이 배출되며, 도심지역에서의 배출은 낮다. NH_3 배출량은 56,443톤/년 정도의 배출규모를 보이며, 주로 농업 및 축산업에서 배출된다. NH_3 , NO_x , SO_2 의 수도권 총 배출량(각각 3,320 Mmol/yr, 6,194 Mmol/yr, 592 Mmol/yr)과 실제 조건에서 SO_2 와 NO_x 의 황산염과 질산염으로의 전환율을 고려하면 수도권에서 배출되는 산성 성분들 중 상당 부분을 중화시킬 수 있을 것으로 판단된다. 도로 및 비도로 재비산먼지와 생물성 연소 등에서 주로 발생하는 PMC (PM Coarse) 배출량은 PM_{10} 과 $PM_{2.5}$ 배출량의 차이로 구할 수 있다. 이러한 오염원별 배출량 차이는 지역별 배출특성에 따라 달라지며, 저감대책에

Table 1. List of CMAQ sensitivity runs with Brute Force Method used in this study.

| Run # | Source region | Emission sectors | Target species | Emission perturbation |
|---------|---------------|------------------|------------------|-----------------------|
| Case 1 | SMA | Point | NO _x | 50% |
| Case 2 | | | SO ₂ | 50% |
| Case 3 | | | NH ₃ | 50% |
| Case 4 | | | VOC | 50% |
| Case 5 | | | PPM (Primary PM) | 50% |
| Case 6 | | Area | NO _x | 50% |
| Case 7 | | | | 20% |
| Case 8 | | | SO ₂ | 50% |
| Case 9 | | | | 80% |
| Case 10 | | | NH ₃ | 50% |
| Case 11 | | VOC | 50% | |
| Case 12 | | PPM | 50% | |
| Case 13 | | Mobile | | 20% |
| Case 14 | | | NO _x | 50% |
| Case 15 | | | | 80% |
| Case 16 | | | SO ₂ | 50% |
| Case 17 | | | NH ₃ | 50% |
| Case 18 | | VOC | 50% | |
| Case 19 | | PPM | 50% | |
| Case 20 | South Korea | All | NO _x | 50% |
| Case 21 | | | SO ₂ | 50% |

Table 2. Emissions rates of selected species from the Seoul Metropolitan Area (SMA) in CAPSS 2013.

| SMA emission (metric tons/year) | Point | Area | Mobile | Total |
|---------------------------------|-------------------|--------------------|--------------------|---------|
| SO ₂ | 17,812 (47.0%) | 20,008 (52.8%) | 73 (0.2%) | 37,894 |
| NO _x | 36,519 (12.8%) | 119,998 (42.1%) | 128,425 (45.1%) | 284,942 |
| NH ₃ | 3,970 (7.0%) | 48,496 (85.9%) | 3,977 (7.0%) | 56,443 |
| VOC | 35,861 (11.7%) | 248,494 (81.0%) | 22,449 (7.3%) | 306,804 |
| PMC | 234 (1.3%) | 7,525 (42.4%) | 9,974 (56.2%) | 17,733 |
| PM _{2.5} | 1,025 (6.9%) | 7,316 (49.5%) | 6,436 (43.6%) | 14,776 |

따른 대기질 개선효과도 달라질 수 있다.

3.2 기본 모사 평가

표 3은 모사기간 동안 2-m 기온과 10-m 풍속 모사

결과를 기상청 관측자료와 비교한 것으로, 기온의 경우 7월 동안 모사와 가장 큰 편차(-1.3°C)를 보이며, 10-m 풍속의 경우 상관계수(R)는 0.86~0.90으로 나타나, 관측에 비해 월평균 0.82~1.62 m/s 정도 높게 모사한다.

표 4에 PM_{2.5} 모사 결과와 수도권 도시대기측정망 관측자료를 비교하였다. 1월에는 월평균 농도 기준 10% 가량 과대 모의하나, 4월에는 20% 가량 과소 모의한다. 기상 및 대기질 모사, 그리고 PM_{2.5} 성분별 모사 평가는 동반논문(Kim *et al.*, 2017c)에 제시하였다.

3.3 오염원별 배출물질별 민감도 및 기여도 분석

본 절에서는 기본 모사와 BFM 모사 결과를 바탕으로 오염원별, 배출물질별 배출량에 대한 수도권 PM_{2.5} 농도 민감도와 기여도를 산정하였다. 그림 2는 대상 배출물질을 점, 선, 면오염원으로 구분하고 수도권 배출량을 50% 삭감할 경우 PM_{2.5}의 모사기간 평균농도 변화를 보인 것이다. 그림 2(a)~(c)를 보면 서울, 인천을

Table 3. Statistics for (a) 2-m temperature, and (b) 10-m wind speed at Korean Meteorology Administration weather stations within South Korea during the simulation period in 2014.

(a) 2-m temperature

| | # of sites | Monthly mean (°C) | | R | Bias | Error | RMSE | IOA |
|---------|------------|-------------------|---------|------|------|-------|------|------|
| | | Observed | Modeled | | | | | |
| January | 79 | 0.5 | 0.5 | 0.96 | -0.0 | 1.1 | 1.4 | 0.97 |
| April | 79 | 13.1 | 12.4 | 0.98 | -0.7 | 1.0 | 1.3 | 0.98 |
| July | 79 | 24.7 | 23.5 | 0.94 | -1.3 | 1.4 | 1.6 | 0.93 |
| October | 79 | 14.8 | 14.6 | 0.97 | -0.2 | 0.8 | 1.0 | 0.99 |

(b) 10-m wind speed

| | # of sites | Monthly mean (m/s) | | R | Bias | Error | RMSE | IOA |
|---------|------------|--------------------|---------|------|------|-------|------|------|
| | | Observed | Modeled | | | | | |
| January | 79 | 2.13 | 3.75 | 0.90 | 1.62 | 1.63 | 1.77 | 0.65 |
| April | 79 | 2.21 | 3.30 | 0.83 | 1.09 | 1.12 | 1.34 | 0.71 |
| July | 79 | 2.01 | 2.83 | 0.90 | 0.82 | 0.83 | 1.01 | 0.78 |
| October | 79 | 1.97 | 3.44 | 0.86 | 1.47 | 1.50 | 1.72 | 0.64 |

Table 4. Statistics for PM_{2.5} at SMA urban air quality monitoring stations during the simulation period in 2014.

| | # of sites | Monthly mean (µg/m ³) | | R | Bias | Error | RMSE | IOA |
|---------|------------|-----------------------------------|---------|------|------|-------|------|------|
| | | Observed | Modeled | | | | | |
| January | 19 | 38.5 | 42.9 | 0.87 | 4.4 | 8.8 | 10.8 | 0.91 |
| April | 19 | 37.5 | 29.8 | 0.88 | -7.7 | 9.0 | 11.0 | 0.88 |
| July | 19 | 26.5 | 26.5 | 0.75 | -0.0 | 7.8 | 10.7 | 0.86 |
| October | 19 | 20.3 | 21.2 | 0.79 | -0.9 | 7.6 | 7.6 | 0.85 |
| Annual | 19 | 30.6 | 30.0 | 0.82 | -0.6 | 7.9 | 10.1 | 0.91 |

포함한 경기 서해안 지역에서 NO_x 배출량 저감에 따라 오존 및 PM_{2.5} 농도가 오히려 증가하는 ‘NO_x disbenefit’ 영향으로 NO_x 배출량이 높은 도심지역에서 음의 기여도가 나타나고(Kim *et al.*, 2017c; SOS, 2017; Lee *et al.*, 2006), 경기 내륙 및 강원 영서지역에 대하여 수도권 NO_x 배출량 삭감에 따라 PM_{2.5} 농도가 개선되는 것으로 모사되었다. 특히, 굴뚝이 있는 점오염원보다는 선 및 면오염원에서 배출되는 NO_x에 대한 민감도가 크게 제시되었다. Lee *et al.*(2006)은 수도권 지역에 대한 광화학 상자 모델을 이용한 연구를 통해 해당지역의 NO_x 배출량이 감소해도 PM_{2.5} 농도는 지속적으로 상승하며, 해당 배출량이 상당량 감소되어야 PM_{2.5} 농도가 비로소 감소할 것으로 보고하였다. Pun and Seigneur(2001)은 캘리포니아 지역에 대하여 유사한 연구를 통해 예상과는 달리 NO_x 배출량을 저감함에 따라 질산염 농도가 증가할 수 있음을 보고하였다. 이러한

원인은 Lee *et al.*(2006) 연구결과에 나타난 바와 같이, 수도권 도심지역이 ‘NO_x-rich’ 조건에서 NO_x 농도가 낮아지면 오히려 오존생성 등 광화학 반응이 촉진되기 때문이다. 이와 관련하여 Kim *et al.*(2017c)는 수도권 NO_x 배출량을 50%까지 저감해도 수도권 PM_{2.5} 농도에 대한 ‘NO_x disbenefit’ 영향이 나타나지만, NO_x 배출량 저감지역을 전국으로 확대할 경우 이러한 영향이 사라짐을 제시하고 배출량 저감 대상지역 선정이 중요함을 보였다.

SO₂ 배출량에 대한 민감도는 수도권 점 및 면오염원에 대하여 크게 나타나나, 풍하지역에서의 기여도는 NO_x 배출량에 비해 상대적으로 작게 나타남을 알 수 있다. 이는 표 2와 같이 수도권의 SO₂ 배출량이 NO_x 배출량에 비해 작은 점과 관련이 있다.

NH₃ 배출량에 대한 수도권 PM_{2.5} 농도 민감도는 면오염원에서 가장 두드러지게 나타나는데, 이는 축산 분

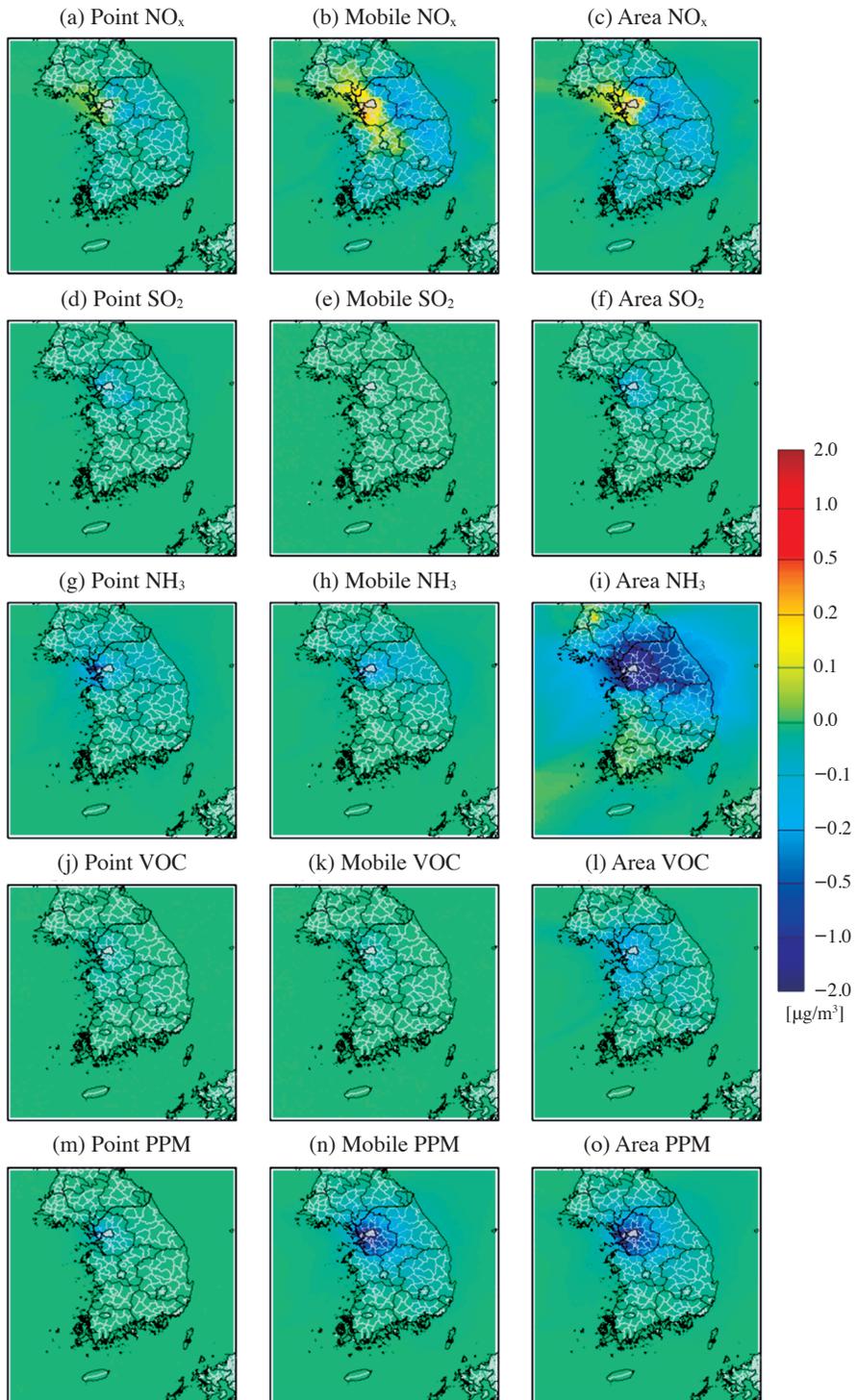


Fig. 2. Sensitivities of annual mean $PM_{2.5}$ concentrations after a 50% reduction of (a)~(c) NO_x , (d)~(f) SO_2 , (g)~(i) NH_3 , (j)~(l) VOC, and (m)~(o) PPM from point, mobile, and area sources in the SMA.

노 및 비료 사용 등에 의한 배출 영향이 크게 반영된 결과로 보인다. 서해안 지역의 점오염원에 대하여 나타나는 민감도는 모사에 이용된 CAPSS 2013 배출목록에 화력발전 등 NO_x 제거 설비로부터 발생하는 NH₃ slip 배출량 영향으로 추정된다. 모사기간 동안 수도권 NH₃ 배출량의 수평적 영향 범위는 넓게 분포하는데, 이는 수도권에서의 NH₃ 배출 관리를 통해 수도권뿐만 아니라 강원도 및 경북 일부 지역의 PM_{2.5} 농도 개선에도 영향을 줄 수 있음을 의미한다. VOC는 유기용제 사용 등에 의한 배출 비중이 높으므로 면오염원에 의한 민감도가 높게 나타난다. 특히, VOC 배출량에 대한 민감도가 SO₂ 배출량에 비해 작지 않음을 확인할 수 있다.

PPM (Primary PM) 배출량에 대한 PM_{2.5} 농도 민감도는 주로 재비산먼지 배출량이 많은 선(도로이동 부문) 및 면(비도로이동 부문) 오염원에서 수도권 지역을 중심으로 뚜렷이 나타나며, 이는 오염원 주변에서 높은 영향을 보이는 1차 오염물질의 배출량-농도 특성이 반영된 것으로 보인다.

이러한 결과는 다음과 같은 세 가지 측면에서 중요하다. 첫째, 현재까지 관리대상에서 제외되었던 NH₃ 배출 관리가 수도권 PM_{2.5} 농도 관리를 위해 중요할 수 있다. 특히 Wang *et al.* (2016)과 Kim *et al.* (2017a)은 국내 NH₃ 배출량이 중국에서 기인하는 무기성 음이온을 중화시키는 데 이용되는 것으로 보고하였다. 이는 국외 배출량에 의한 영향을 줄이기 위해 국내 NH₃ 배출량에 대한 평가와 검토가 필요함을 시사한다. 둘째, PPM 배출량의 경우 산정방식에 따라 추정되는 배출량 변화가 심한데 (<http://airemiss.nier.go.kr>), 그림 2에서처럼 PM_{2.5} 농도에 대한 높은 민감도를 감안하면 산정되는 배출량의 정확도가 매우 중요하다. 셋째, 그림 2에서 면오염원이 차지하는 비중이 높게 나타난다. 지금까지의 대기질 개선정책은 주로 점오염원과 선오염원에 치중되었으나, 향후에는 면오염원에 대한 영향분석 및 배출량 저감계획이 포함되어야 할 것이다.

수도권에 위치하는 오염원의 배출량과 PM_{2.5} 농도에 대한 기여도를 그림 3에 제시하였다. NO_x의 경우 계절에 따른 수도권 PM_{2.5} 기여도 차이를 확인할 수 있다. 예를 들어 1월에 -1.3 μg/m³의 음의 기여도를 보이는 선오염원 NO_x 배출량의 경우 4월과 7월에 대해서는 각각 -0.2 μg/m³, 0.0 μg/m³으로 음의 기여도가 크게 감소하는데, 이는 4월 및 7월에 광화학 반응이 활발해지

고, NO_x 배출량 또한 1월에 비해 절반 이상 감소하기 때문인 것으로 유추된다. 1월에 선오염원 NO_x 배출량이 다른 모사월에 비해 높게 나타나는 이유는 경유차 등에서 cold start에 의한 영향(Kim, 2014)을 반영하기 위해 SMOKE 처리 시 겨울철 월별 분배계수를 증가시킨 결과로 판단된다. 10월 모사에서는 PM_{2.5} 농도에 대한 선오염원 NO_x 배출량 기여도가 0.2 μg/m³ 가량으로 나타난다. 1월을 제외한 모사월에 대해서도 선 및 면오염원의 NO_x 배출량과 PM_{2.5} 기여도가 비례하지 않는 것을 볼 수 있다.

SO₂의 경우 배출량이 적은 선오염원을 제외하면 오염원별 모사월별 기여도는 모두 양의 값을 보이나, 계절적 변화가 뚜렷하게 나타난다. 면오염원의 경우 1월에 0.4 μg/m³, 10월에 0.1 μg/m³ 가량으로 기여도 차이를 보이나 월별 배출량 변화에는 큰 차이가 없으며, 1월에 대해 면 및 점오염원의 수도권 SO₂ 배출량은 2,000톤/월 정도로 유사한 수준인데 비해, PM_{2.5} 농도에 대한 기여도는 대략 4배 정도의 차이를 보인다.

NH₃의 경우 면오염원의 배출량 및 기여도가 높게 나타나며 (2.0~4.4 μg/m³), 4월과 7월의 경우 점 및 선오염원에서도 0.5 μg/m³ 이상의 기여도를 보인다. 면오염원에 대한 수도권 NH₃ 배출량은 4,000톤/월 내외로 크게 변동하지 않으나, PM_{2.5}에 대해 최대 2배 이상의 기여도 차이를 보인다. VOC의 경우 가정용 및 상업용 유기용제 사용 등 배출량이 많은 면오염원의 PM_{2.5} 기여도가 높게 나타난다. 면오염원의 월별 배출량 차이는 거의 없으나, 면오염원에 대한 PM_{2.5} 기여도는 10월의 경우 다른 모사월에 비해 2배 이상 높게 나타난다.

PPM은 도로와 비도로 재비산 배출량이 차지하는 비율이 높으며, 기여도 역시 선 및 면오염원에 대해 높게 모의되었다. 선오염원 PPM 배출량은 598~634톤/월 규모로 큰 차이를 보이지 않으나, 월 평균 기여도는 1월 2.7 μg/m³, 7월 1.3 μg/m³로 2배 가량 차이를 보인다. PPM 면오염원 배출량은 1월 598톤, 7월 774톤이나, 1월과 7월에 대한 평균 기여도는 각각 1.8 μg/m³, 1.4 μg/m³ 정도로 7월에 오히려 감소하였다.

이러한 결과는 동일한 크기의 배출량을 삭감하더라도 어떤 배출원을 대상으로 정하느냐에 따라 PM_{2.5} 개선 효과가 달라질 수 있음을 시사한다. 또한 동일한 배출물질에 대한 월별 기여도 차이는 고농도 PM_{2.5} 현상이 빈번한 겨울철 및 전반적인 연평균 농도에 대한 대

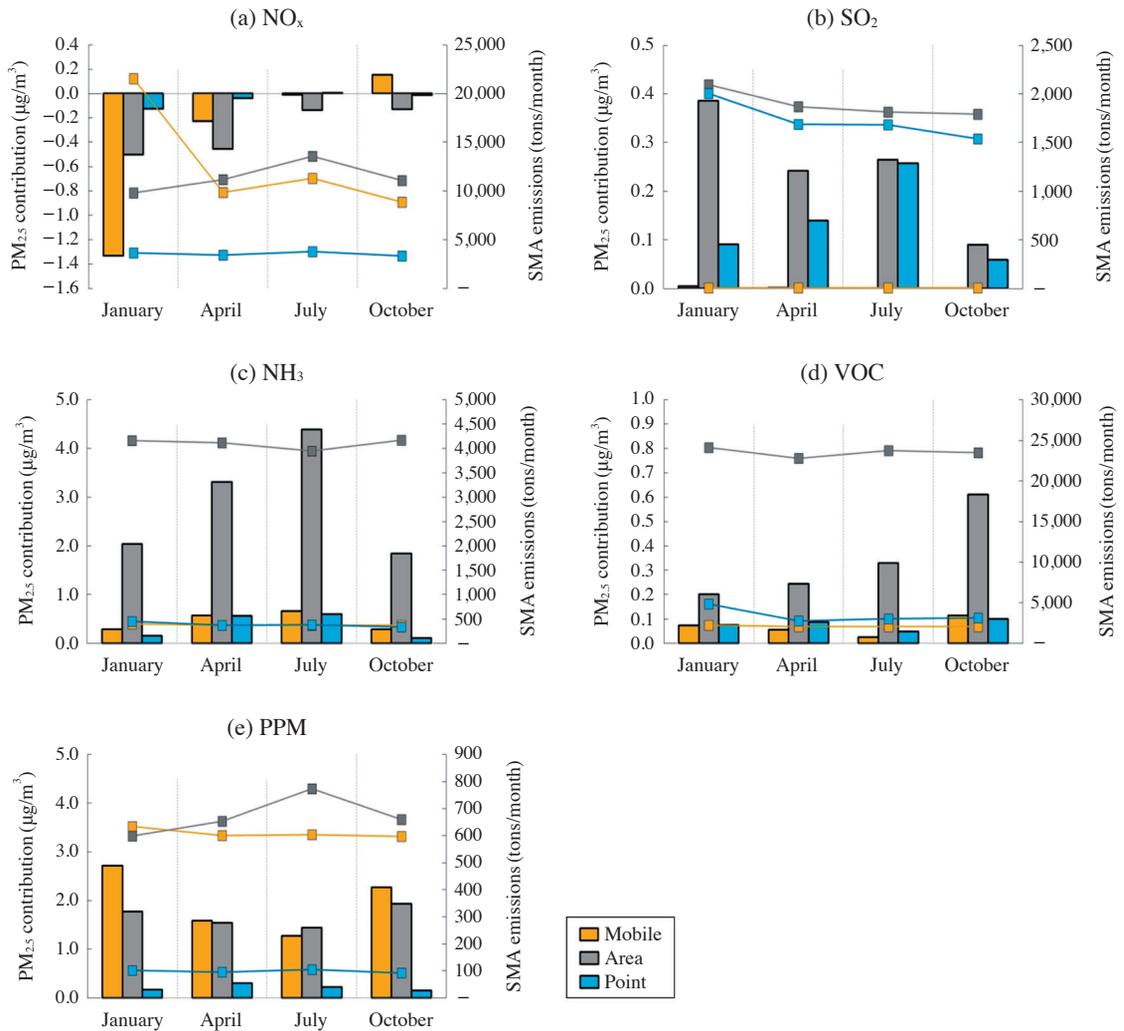


Fig. 3. Self-contributions (bars) of SMA (a) NO_x, (b) SO₂, (c) NH₃, (d) VOC, and (e) PPM emissions (lines) on monthly mean PM_{2.5} during the simulation period in 2014.

책별 효과가 달라질 수 있음을 의미한다. PM_{2.5} 관리와 관련하여 이용된 배출량 목록을 바탕으로 오염원별 수도권 배출 특성을 종합해보면 점오염원에 대해서는 SO₂ 규제 등이 상대적으로 효과적이며, 선오염원에 대해서는 PPM 관리가 중요할 것이다. 단, 본 연구에서는 도로에서 발생하는 재비산먼지 배출량을 선오염원으로 구분하였다. 면오염원에 대해서는 SO₂, NH₃, VOC 및 PPM에 대한 배출 관리 강화가 필요하다.

표 5는 그림 3을 이용하여 오염원별로, 배출물질별로 30% 배출량 저감 시 예상되는 수도권 PM_{2.5} 농도 변화

를 보인 것으로 다섯 가지 물질에 대한 영향을 합하면 8% 정도의 변화가 예상된다. 같은 조건에서 모든 배출량을 100% 저감할 경우, 수도권 자체 기여도는 26.6%로 추정된다. 이와 관련하여 최근 보고자료에 의하면 서울 PM_{2.5} 농도의 자체 기여도는 22%로 발표되었다 (Seoul, 2016). 표 5에 제시된 기여도 활용에는 대기질 모사의 불확도가 고려되어야 하며, 이에 대한 보완책으로 동반논문(III)에서는 관측치를 이용하여 기여도와 전환율을 보정하고, 그 변화를 논의하였다 (Bae et al., 2017).

Table 5. Changes of SMA PM_{2.5} after 30% emission reductions from area, mobile, and point sources during the simulation period in 2014.

| Pollutant | Emission sector | January | April | July | October | Annual mean |
|-----------------|-----------------|-----------------------|------------------|------------------|------------------|-------------------|
| | | μg/m ³ (%) | | | | |
| NO _x | Mobile | -0.40 (-0.9%) | -0.07 (-0.2%) | 0.00 (0.00%) | 0.05 (0.2%) | -0.11 (-0.3%) |
| | Area | -0.15 (-0.3%) | -0.14 (-0.5%) | -0.04 (-0.2%) | -0.04 (-0.2%) | -0.09 (-0.30%) |
| | Point | -0.04 (-0.1%) | -0.01 (0.0%) | 0.00 (0.0%) | 0.00 (0.0%) | -0.01 (0.0%) |
| SO ₂ | Mobile | 0.00 (0.0%) | 0.00 (0.0%) | 0.00 (0.0%) | 0.00 (0.0%) | 0.00 (0.0%) |
| | Area | 0.12 (0.3%) | 0.07 (0.2%) | 0.08 (0.3%) | 0.03 (0.1%) | 0.07 (0.2%) |
| | Point | 0.03 (0.1%) | 0.04 (0.1%) | 0.08 (0.3%) | 0.02 (0.1%) | 0.04 (0.1%) |
| NH ₃ | Mobile | 0.09 (0.2%) | 0.17 (0.6%) | 0.20 (0.7%) | 0.09 (0.4%) | 0.14 (0.4%) |
| | Area | 0.61 (1.4%) | 0.99 (3.3%) | 1.32 (5.0%) | 0.55 (2.6%) | 0.87 (2.9%) |
| | Point | 0.05 (0.1%) | 0.17 (0.6%) | 0.18 (0.7%) | 0.03 (0.2%) | 0.11 (0.4%) |
| VOC | Mobile | 0.02 (0.1%) | 0.02 (0.1%) | 0.01 (0.0%) | 0.03 (0.2%) | 0.02 (0.1%) |
| | Area | 0.06 (0.1%) | 0.07 (0.2%) | 0.10 (0.4%) | 0.18 (0.9%) | 0.10 (0.3%) |
| | Point | 0.02 (0.1%) | 0.03 (0.1%) | 0.01 (0.1%) | 0.03 (0.1%) | 0.02 (0.1%) |
| PPM | Mobile | 0.81 (1.9%) | 0.47 (1.6%) | 0.38 (1.4%) | 0.68 (3.2%) | 0.59 (1.9%) |
| | Area | 0.53 (1.3%) | 0.46 (1.6%) | 0.43 (1.6%) | 0.58 (2.9%) | 0.50 (1.7%) |
| | Point | 0.05 (0.1%) | 0.09 (0.3%) | 0.07 (0.3%) | 0.05 (0.2%) | 0.06 (0.2%) |

3.4 수도권 오염원별 전환율 산정

앞 절에서 논의한 PM_{2.5} 민감도 및 기여도는 오염원별, 배출물질별 배출량 차이가 고려되지 않았는데, 그림 4에서는 모사에 이용된 배출량과 기여도를 이용하여 단위 배출량당 PM_{2.5} 농도로의 전환율을 산정하였다(식 (2) 참고).

수도권 NO_x 배출량에 대한 전환율은 -1.0~-2.3 (μg/m³/MTPY)으로 앞 절의 결과와 유사하게 음의 값을 보였다. SO₂ 배출량에 대한 연평균 전환율은 6.6~

19.3 (μg/m³/MTPY)으로 오염원별로는 크게 세 배까지 차이를 보이며, 계절별 변화가 나타난다.

NH₃의 경우 다른 배출물질에 비해 높은 전환율을 보이며, 특히 4월과 7월에 전환율이 상승하였다. 이러한 전환율은 주어진 주변 조건에 따라 달라질 수 있으며, NH₃의 경우 면오염원 58.8 (μg/m³/MTPY), 점오염원 100.8 (μg/m³/MTPY)로 오염원별 두 배 가까이 차이를 나타낸다. 모사 결과에서 VOC 전환율은 SO₂에 비해 낮으나, 표 1에 보인 바와 같이 VOC의 수도권 전

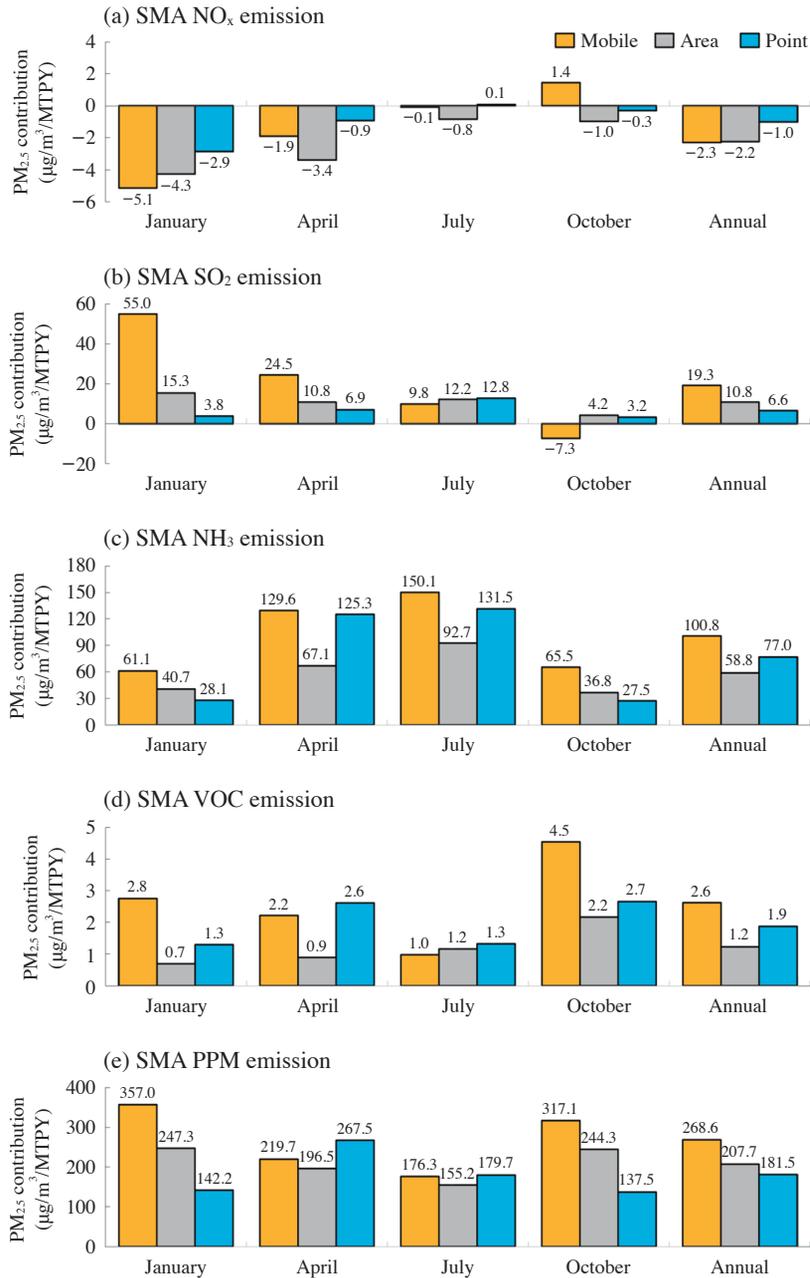


Fig. 4. Conversion rates of SMA (a) NO_x, (b) SO₂, (c) NH₃, (d) VOC, and (e) PPM emissions to monthly mean SMA PM_{2.5} during the simulation period in 2014.

체 배출량은 SO₂ 대비 8배 가량 높은 배출량으로 인해 수도권 PM_{2.5} 농도에 대한 자체 기여도는 유사할 것으로 예상된다.

그림 5는 남한 전체 NO_x 및 SO₂ 배출량에 대한 수도권 PM_{2.5} 기여도를 보인 것으로, 표 2의 Case 21과 Case 22 모사를 이용한 결과이다. 여기서 주목할 점은 다음

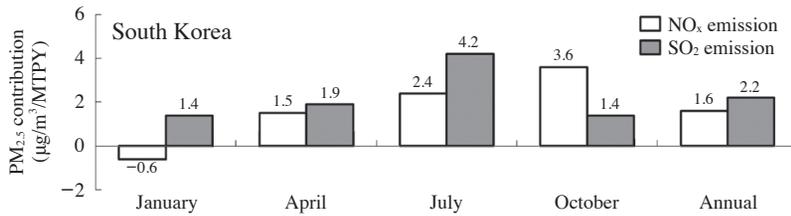


Fig. 5. Conversion rates of NO_x and SO₂ emissions from South Korea to monthly mean SMA PM_{2.5} during the simulation period in 2014.

과 같다.

첫째, NO_x 배출량의 경우 그림 4와 같이 수도권 NO_x 배출량만을 삭감한 대부분의 모사에서 ‘NO_x disbenefit’ 영향으로 인해, 수도권 NO_x 배출량에 대한 자체 전환율은 음의 값으로 도출된다. 이에 반해 남한 전체 NO_x 배출량에 대한 연평균 수도권 PM_{2.5} 전환율은 1.6 (µg/m³/MTPY)로 양의 값으로 제시되며, 이 경우 ‘NO_x disbenefit’ 영향이 상쇄되기 때문으로 판단된다. 이러한 결과는 전국적인 NO_x 배출 저감노력이 수도권 PM_{2.5} 농도 개선을 기대할 수 있음을 시사한다.

둘째, 전국 SO₂ 배출량이 수도권 PM_{2.5} 농도로의 전환율은 그림 4(b)의 수도권 SO₂ 배출량에 대한 자체 전환율과 비교했을 때 계절별 변화 패턴에 차이를 보이며, 연평균 전환율은 2.2 (µg/m³/MTPY)로 자체 전환율에 비해 많이 낮아진다. 이러한 결과는 배출 대상지역을 어떻게 정하느냐에 따라 산정되는 기여도 및 전환율이 달라짐을 의미하며, 검토 목적 등에 따라 다양한 실험이 필요하다.

3.5 배출량 변화 정도에 따른 BFM 기여도 비교

본 연구에서는 식 (1)과 같이 BFM 기법을 바탕으로 대상 배출량에 대한 PM_{2.5} 기여도를 산정하였다. BFM은 다양한 배출량 변화(perturbation)에 대한 농도 민감도 및 기여도 추정을 가능하게 하지만, 배출량 변화에 따른 추정결과가 모두 동일하지 않은 제한점이 있다 (ENVIRON, 2010). BFM 적용 시 배출량 삭감 정도에 따른 결과 차이를 검토하기 위해 수도권에서 비교적 많은 배출량을 차지하는 선오염원 NO_x 배출량과 면오염원 SO₂ 배출량에 대하여 기본 배출량 대비 20%, 50%, 80% 삭감 모사를 수행하여 민감도(배출량 변화당

농도의 상대적 변화)를 분석하고, 이를 식 (1)에 대입하여 기여도를 산정하였다(그림 6). 단, 배출량 삭감 정도에 따라 식 (1)의 분모를 변경하였다.

수도권의 선오염원 NO_x 배출량 삭감 정도에 따른 기여도는 7월의 경우 20% 삭감 시 음의 기여도를 보이는 반면, 80% 삭감 시 양의 기여도를 보이는 등 모사월에 따라 차이를 보인다. 같은 배출량에 대해 연평균 기여도를 기준으로 보면, 20% 삭감 시에는 -0.36 µg/m³, 80% 삭감 시에는 -0.30 µg/m³로 음의 기여도를 보이며 삭감 정도에 따라 20% 가량의 기여도 차이를 보였다.

그림 6(b)에서 수도권 면오염원 SO₂ 배출량에 대한 연평균 자체 기여도는 80% 삭감 시 0.27 µg/m³, 50% 삭감 시 0.24 µg/m³, 20% 삭감 시 0.22 µg/m³로 분석되어 20% 삭감 대비 80% 삭감 시 SO₂ 배출량에 의한 PM_{2.5} 기여도 분석 결과는 ~20% 내외의 차이를 보인다. 다만, SO₂의 경우 NO_x와는 다르게 배출량 삭감 정도나 계절에 관계없이 모두 양의 기여도를 나타내며, 삭감 정도가 커질수록 기여도가 높게 산정되었다.

이러한 배출량 삭감 정도에 따른 민감도 분석결과 차이는 모사조건에 따라 배출량-농도 관계가 비선형적으로 변화하기 때문인 것으로 추정된다. 이에 대한 정확한 원인을 본 논문에서 설명하기는 어려우나, 향후 민감도 및 기여도 분석 시 배출량 삭감 정도 선택에 따른 불확도를 최소화하기 위해서는 실제와 유사한 배출량 변화를 민감도 모사에 적용하는 것이 현실적인 해결책이라 판단된다.

본 연구에서는 BFM 모사 시 배출량 50% 삭감 모사를 중심으로 살펴보았는데, 배출량 삭감을 달리할 경우(예를 들어, 20%, 40%, 60% 등), 산정되는 기여율과 전환율은 달라질 것으로 판단된다. 다만, 이러한 다양한

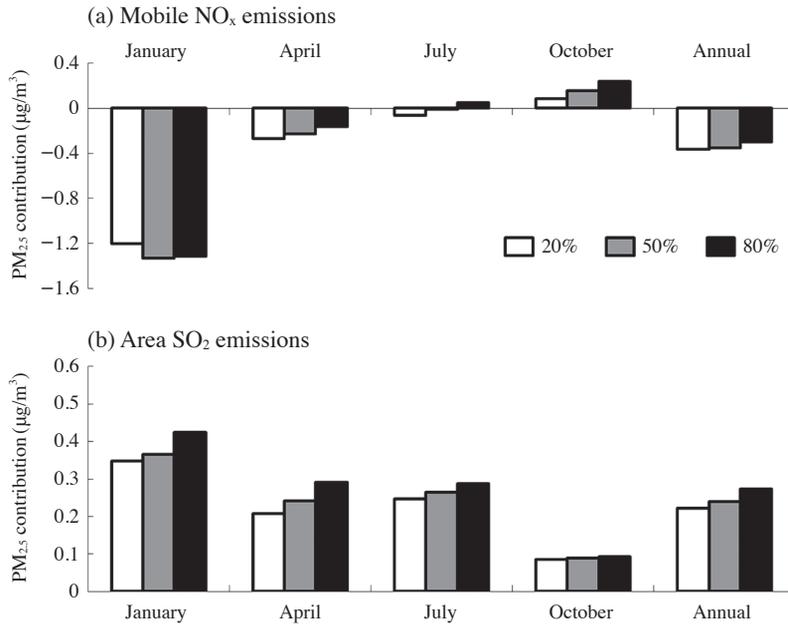


Fig. 6. Estimated contribution variability of SMA (a) mobile NO_x emissions, and (b) area SO₂ emissions to monthly mean SMA PM_{2.5} during the simulation period in 2014 due to different emission reductions in the BFM runs.

결과 도출에는 상당한 모사시간이 요구된다. 일례로 다섯 가지 배출물질, 세 가지 오염원 분류에 대한 50% 삭감 모사에만 기본 모사를 제외하고도 15번의 반복실험이 필요하다. 또한 기여율 등 도출된 결과 자체도 배출 대상지역 변경, 기본 모사의 배출량 변화, 모사기간 변화 시에는 모두 재모사가 이뤄져야 하는 등 많은 현실적인 문제점을 내재하고 있다. 따라서, BFM을 이용한 민감도 분석에 존재하는 이러한 불확도를 정책수립 시 반영하기 위해서는 기본 모사가 정해지면 실질적으로 예상되는 총 삭감 배출량과 배출부문을 고려하여 배출량 변화 정도를 결정하는 것이 합리적인 것이다.

이러한 방법은 반복적인 모사가 어렵고 개선계획 수립 시 초기단계에서 전반적인 검토를 위해 적용하는 것이 바람직하며, 배출 시나리오가 확정된 경우에는 농도 변화가 예상처럼 도출되는지를 확인하기 위한 최종적인 모사가 반드시 수행되어야 한다.

4. 결 론

본 연구에서는 수도권 지역에서 발생하는 인위적인

배출량을 점, 선, 면오염원으로 구분하고, 대기질 모사를 통해 기여도 및 단위 배출량당 PM_{2.5}로의 전환율을 산출하였다. 대기질 모사는 3차원 광화학 모델인 CMAQ을 이용하였으며, 민감도 모사는 BFM을 적용하였다.

모사 결과를 보면 수도권 배출량 중 수도권 PM_{2.5} 농도에 대한 기여도는 PPM과 NH₃가 가장 높았으며, VOC와 SO₂ 순으로 나타났다. NO_x의 경우 연평균 기여도에서 음의 값으로 모의되었다. PPM의 경우 점 및 면오염원이 주요 발생원이었으며, 주로 재비산과 관련된 배출량 영향이 높았다. NH₃의 경우 축산 및 농업과 관련된 면오염원의 비중이 높게 제시되었다. 이러한 결과를 볼 때 수도권 PM_{2.5} 농도 관리를 위해서는 향후 NH₃ 배출량 관리가 필요하다. 미국의 경우 PM_{2.5} 관리 대상에 NH₃를 포함하며, 관리대상에서 제외하기 위해서는 NH₃ 배출량이 PM_{2.5} 농도에 미치는 영향이 크지 않음을 증명해야 한다(U.S. EPA, 2016). 또한 PPM 배출량의 PM_{2.5} 농도에 대한 기여도가 높은 점을 고려하면 재비산먼지 등 PPM 배출량의 정확한 산정이 중요할 것으로 보인다. 오염원별로 볼 때 면오염원의 기여도 비중이 높게 나타났으며, 이러한 결과는 점 및 선오

염원에 치중된 현재의 관리에서 벗어나 먼오염원에 대한 관리방안 모색이 필요할 것으로 전망된다.

본 실험결과, PM_{2.5} 수도권 자체 기여도는 26.6%로 제시되었으며, 수도권 배출량을 30% 삭감하면 8% (2.3 µg/m³) 정도 PM_{2.5} 농도개선이 예상된다. 따라서 현재와 같은 조건에서 수도권 PM_{2.5} 농도를 5 µg/m³ 이상 개선하기 위해서는 수도권 외 지역에 대한 배출량 동시 삭감을 고려해야 할 것으로 예상된다. 다만 본 논문에서 제시된 수치는 관측치를 이용한 PM_{2.5} 구성성분별 보정이 적용되지 않은 결과로, 보정 후에는 성분별 기여도가 달라질 수 있다(Bae *et al.*, 2017).

배출량-농도 전환을 측면에서는 PPM 배출이 높게 나타났는데, 이는 1차 오염물질 특성으로 판단된다. 그 다음으로는 NH₃, SO₂, VOC 순이었었는데, 이러한 전환을 역시 오염원과 계절 변화에 따른 차이를 보였다. 수도권 자체 NO_x 배출량에 대해 음의 기여도를 보이던 NO_x 배출량 민감도 및 전환율은 배출지역을 전국으로 확대할 경우 양의 값으로 변화하였으며, 이는 대상지역 설정이 기여도 및 전환율 산정에 있어 중요함을 알 수 있다.

이러한 원인으로 같은 배출물질이라도 점, 선, 먼오염원의 배출특성으로 인해 PM_{2.5}로의 전환이 달라지기 때문인 것으로 이해된다. 즉, 대기질 개선을 위해 동일한 배출물질을 같은 양으로 삭감하더라도 대상 오염원, 대상 지역 및 계절 등에 따라 농도 변화가 달라짐을 본 연구를 통해 확인하였다.

본 모사에서 이용된 BFM 모사는 비교적 적용이 쉬운 장점이 있는 반면, 다양한 분석을 위해서는 반복적인 많은 모사가 필요한 단점이 있다. 또한 기여도 분석을 위해서는 배출량 변화에 따른 농도 변화 민감도를 산정해야 하며, 이때 선택되는 배출량 변화 선택은 민감도 및 기여도 결과에서 차이를 보일 수 있다. 따라서 BFM 모사 시 배출량 변화 정도는 기본 배출량 대비 총 삭감 배출량의 비율을 고려하여 결정하는 것이 실제 농도 변화와 가장 유사한 결과를 도출할 수 있을 것으로 판단된다.

본 연구에서는 수도권 지역에 대한 오염원별 배출물질별 기여도 및 전환율을 산정하였으며, 이렇게 산정된 전환율은 배출량 변화와 농도 변화의 상관성을 정량적으로 설명할 수 있는 자료로 활용이 가능하며, 저감대책별 삭감 배출량 정보와 함께 이용될 경우 비용-효과

분석에도 적용될 수 있다. 동반논문(IV)에서는 저감대책별 삭감 배출량과 투입예산, 그리고 전환율을 바탕으로 수도권 지역에서 PM_{2.5} 저감대책별 비용효과를 평가하는 방법론을 제시하고자 한다.

감사의 글

이 연구는 환경부의 지원과 국립환경과학원 지원 대기질영향예측시스템(K-MEMS) 연구의 일환으로 수행되었으며, 국립환경과학원의 배출량과 관측자료 제공에 감사드립니다.

References

- Bae, C., C. Yu, B.-U. Kim, H.C. Kim, and S. Kim (2017) PM_{2.5} Simulations for the Seoul Metropolitan Area: (III) Application of the Modeled and Observed PM_{2.5} Ratio on the Contribution Estimation, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment (Under review).
- 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, National Exposure Research Laboratory, Research Triangle Park, NC.
- 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.
- Choi, J.K., J.B. Heo, S.J. Ban, S.M. Yi, and K.D. Zoh (2013) Source apportionment of PM_{2.5} at the coastal area in Korea, Science of the Total Environment, 447, 370-380.
- Cohan, D., J. Boylan, A. Marmur, and M. Khan (2007) An Integrated Framework for Multipollutant Air Quality Management and Its Application in Georgia, Environmental Management, 40, 545-554.
- Dunker, A.M., G. Yarwood, J.P. Ortman, and G.M. Wilson (2002) Comparison of source apportionment and source sensitivity of ozone in a three-dimensional air quality model, Environmental Science and Technology, 36(13), 2953-2964.
- ENVIRON (2010) User's guide to the Comprehensive Air

- Quality Model with Extension (CAMx) version 5.30. <http://www.camx.com>.
- 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 Discussions*, 6(1), 107-173.
- Henneman, L.R.F., H.H. Chang, K.-J. Liao, D. Lavou, J.A. Mulholland, and A.G. Russell (2017) Accountability assessment of regulatory impacts on ozone and PM_{2.5} concentrations using statistical and deterministic pollutant sensitivities, *Air Quality, Atmosphere and Health*, doi:10.1007/s11869-017-0463-2.
- Karamchandani, P., Y. Long, G. Pirovano, A. Balzarini, and G. Yarwood (2017) Source-sector contributions to European ozone and fine PM in 2010 using AQMEII modeling data, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 17(9), 5643-5664.
- Kim, B.-U., C. Bae, H.C. Kim, E. Kim, and S. Kim (2017a) Spatially and chemically resolved source apportionment analysis: Case study of high particulate matter event, *Atmospheric Environment*, 162, 55-70. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.05.006>.
- Kim, E., C. Bae, H.C. Kim, J.H. Cho, B.U. Kim, and S. Kim (2017b) 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 Discuss*, doi:10.5194/acp-2016-1114.
- Kim, S., C. Bae, B.-U. Kim, and H.C. Kim (2017c) 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)
- Kim, S., O.G. Kim, B.-U. Kim, and H.C. Kim (2017d) Impact of Emissions from Major Point Sources in Chungcheongnam-do on Surface Fine Particulate Matter Concentration in the Surrounding Area, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 33(2), 15-173. (in Korean with English abstract)
- Kim, B.-U., O. Kim, H.C. Kim, and S. Kim (2016) Influence of fossil-fuel power plant emissions on the surface fine particulate matter in the Seoul Capital Area, South Korea. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 66(9), 863-873.
- Kim, D.K., T.J. Lee, S.C. Kim, and D.S. Kim (2012) Sources Apportionment Estimation of Ambient PM_{2.5} and Identification of Combustion Sources by Using Concentration Ratios of PAHs, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 28(5), 538-555.
- Kim, J. (2014) National Institute of Environmental Research, Personal Communication.
- Kim, S., N. Moon, and D.W. Byun (2008) Korea Emissions Inventory Processing Using the US EPA's SMOKE System, *Asian Journal of Atmospheric Environment*, 2(1), 34-46.
- Kwon, H., C. Jung, and Y. Kim (2016) The Impact of Local Government's Expenditure on Air Quality in Korea, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 32(6), 583-592. (in Korean with English 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.
- MOE (2016) Ministry of Environment, Fine Dust Countermeasure Plan. <http://www.me.go.kr/issue/finedust> (accessed on Feb. 23, 2017). (in Korean)
- NACAA (2011) PM_{2.5} Modeling Implementation for Projects Subject to National Ambient Air Quality Demonstration Requirements Pursuant to New Source Review, https://www3.epa.gov/scram001/10thmodconf/review_material/01072011-NACAAPM25ModelingWorkgroupReport-FINAL.pdf (accessed on May 31, 2017).
- NIER (2013) National institute of environmental research, Trans-boundary Transport of Air Pollutants over Northeast Asia(I). (in Korean)
- Nopmongcol, U., J. Grant, E. Knipping, M. Alexander, R. Schurhoff, D. Young, J. Jung, T. Shah, and G. Yarwood (2017) Air Quality Impacts of Electrifying Vehicles and Equipment Across the United States, *Environmental Science and Technology*, 51(5), 2830-2837, DOI: 10.1021/acs.est.6b04868.
- Pun, B. and C. Seigneur (2001) Sensitivity of Particulate Matter Nitrate Formation to Precursor Emissions in the California San Joaquin Valley, *Environ, Environmental Science and Technology*, 35(14), 2979-2987, DOI: 10.1021/es0018973.

- Seoul (2016) Development of Emissions Inventory and Intensive Monitoring for PM_{2.5} Sources, <http://opengov.seoul.go.kr/research/11895404> (accessed on May 30, 2017).
- 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.
- SMA (2017) <http://cleanair.seoul.go.kr/> (accessed on Feb. 23, 2017).
- SOS (2017) Southern Oxidants Study, <https://www.ncsu.edu/sos/x.html> (accessed on Feb. 23, 2017).
- U.S. EPA (2007) Guidance on the Use of Models and Other Analyses for Demonstrating Attainment of Air Quality Goals for Ozone, PM_{2.5}, and Regional Haze, <https://www.epa.gov/scram001/guidance/guide/final-03-pm-rh-guidance.pdf> (accessed on May 1, 2017).
- U.S. EPA (2014) Guidance for PM_{2.5} Permit Modeling, https://www3.epa.gov/scram001/guidance/guide/Guidance_for_PM25_Permit_Modeling.pdf (accessed on May 31, 2017).
- U.S. EPA (2016) PM_{2.5} Precursor Demonstration Guidance, <https://www.epa.gov/pm-pollution/draft-pm25-precursor-demonstration-guidance> (accessed on May 31, 2017).
- U.S. EPA (2017) Modeling Procedures for Demonstrating Compliance with PM_{2.5} NAAQS, <https://www.epa.gov/nsr/modeling-procedures-demonstrating-compliance-pm-25-naaqs> (accessed on March 30, 2017).
- Wang, J., J. Xu, Y. He, Y. Chen, and F. Meng (2016) Long range transport of nitrate in the low atmosphere over Northeast Asia, *Atmospheric Environment*, 144, 315-324.
- Woo, J.H., S. Quan, K.C. Choi, H.K. Kim, H. Jin, C.-K. Song, J. Han, and S. Lee (2014) Development of the CREATE Inventory in Support of Integrated Modeling of Climate and Air Quality for East Asia, In Global Emission Initiative Conference.
- Zhang, W., S.L. Capps, Y. Hu, A. Nenes, S.L. Napelenok, and A.G. Russell (2012) Development of the high-order decoupled direct method in three dimensions for particulate matter: enabling advanced sensitivity analysis in air quality models, *Geosci. Geoscientific Model Development*, 5(2), 355-368.