



논문

굴뚝 제원에 따른 PM_{2.5} 전환율 모사 비교: 2016 KORUS-AQ 기간 충남 사례

Impact of Stack Parameters on Modeled PM_{2.5} Conversion Rates: A Case Study of Chungnam during the KORUS-AQ 2016

주혜지, 유 철¹⁾, 김병욱²⁾, 김현철^{3),4)}, 김순태*

아주대학교 환경공학과, ¹⁾국가기후환경회의 저감정책국 산업저감과

²⁾미국조지아주환경청, ³⁾미국국립해양대기청, ⁴⁾메릴랜드대학 위성연구소

Hyeji Ju, Chul Yoo¹⁾, Byeong-Uk Kim²⁾, Hyun Cheol Kim^{3),4)}, Soontae Kim*

Department of Environmental and Safety Engineering, Ajou University,
 Suwon, Republic of Korea

¹⁾Air Quality Improvement Bureau, National Council on Climate and Air Quality,
 Seoul, Republic of Korea

²⁾Data and Modeling Unit, 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 Satellite Earth System Studies, University of Maryland, College Park, MD, 20740, USA

접수일 2019년 8월 17일
 수정일 2019년 9월 10일
 채택일 2019년 9월 14일

Received 17 August 2019
 Revised 10 September 2019
 Accepted 14 September 2019

*Corresponding author

Tel : +82-(0)31-219-2511

E-mail : soontaekim@ajou.ac.kr

Abstract Modeled PM_{2.5} (Particulate Matter of which diameter is 2.5 μm or less) impacts of point source emissions and thus their conversion rates are subject to vary depending on stack parameters as well as its primary and precursor emission rates and other environmental factors. In this study, we compare the modeled impacts of NO_x, SO₂, NH₃, VOC, and Primary PM_{2.5} (PPM) emissions from major stacks in two large facilities to surface PM_{2.5} concentrations to illustrate the importance of stack parameters during the estimation. A set of simulations comprised of a control run and emission sensitivity runs were conducted during the period of the 2016 KORUS-AQ (Korea-United States Air Quality). For the comparison, an electric generating utility (EGU) and a non-EGU (NEGU) within a local authority have been selected to assure similar testing environments. Ratios of the modeled conversion rates between two facilities at the local level were 0.1, 3.8, and 0.2 for SO₂, NO_x, and PPM emissions, respectively, while those ratios at the national level become closer to 1 (0.5, 1.4, and 0.7, respectively). The horizontal gradient of the modeled conversion rates for SO₂ and PPM sharply drops near the NEGU due to relatively short-to-medium tall stacks in the facility. In case of NO_x emissions, the maximum modeled conversion rates during the simulation period appeared about 70 km downwind of the NEGU. It implies that, in addition to emission rates from point sources, stack parameters should be taken into consideration to develop practical air quality improvement plans, and emission reduction priority may change depending on receptor setup.

Key words: PM_{2.5}, Point source, Modeled conversion rate, Stack parameters, Emission rates

1. 서 론

정부에서는 PM_{2.5} (Particulate Matter of which diameter is 2.5 μm or less) 농도 개선을 위해 ‘수도권 대기환경관리 기본계획’, ‘미세먼지 관리 종합대책’ 등의

배출량 관리 정책을 마련하였다(MOE, 2017, 2013). PM_{2.5} 농도 관리를 위해서는 다양한 오염원에 대한 배출량 규제 강화가 필요하며, 발전, 산업 부문의 대형 점오염원 역시 그 대상이다(Kim *et al.*, 2017b; Kim *et al.*, 2004).

굴뚝에서 배출된 가스상 대기오염물질의 $PM_{2.5}$ 로 전환율(전구물질 단위 배출량당 $PM_{2.5}$ 농도 영향; Kim *et al.*, 2017c)은 이동 경로상의 대기 조건에 따라 달라질 수 있다(Kim *et al.*, 2017c; Karamchandani *et al.*, 2017; Yuan *et al.*, 2014; Cohan *et al.*, 2007). 이는 $PM_{2.5}$ 구성 성분의 많은 부분이 대기 중에서 2차 생성되기 때문이다(Han and Kim, 2015; Zhang *et al.*, 2012a; Dunker *et al.*, 2002). 이러한 배출량-농도 간의 비선형성을 고려하는 동시에, 오염원별 영향과 대책 효과를 분석하기 위한 방안으로 3차원 광화학 모델을 통한 대기질 모사가 이용되고 있다(Cheng *et al.*, 2013; Zhang *et al.*, 2012b; Sciare *et al.*, 2010; Ying *et al.*, 2006; Wang *et al.*, 1998). 3차원 광화학 모사 시 먼 오염원과 선오염원 배출량은 일반적으로 가장 하층에 할당되나, 점오염원 배출량은 기상 및 굴뚝 제원(굴뚝 높이 및 직경, 배출 속도 및 온도)을 반영하여 수직적으로 분배된다(Community Modeling and Analysis System, 2012). 미국의 경우 점오염원 배출특성에 따른 배출량-농도 관계를 규명하기 위하여 배출조건을 변화시켜 대기질 모사를 반복적으로 수행하고, 그 결과를 비교한 바 있다(Baker *et al.*, 2016; EPA, 2016;

Baker and Kelly, 2014; Baker and Foley, 2011). 이에 비해, 국내에서는 점오염원의 배출특성에 따른 $PM_{2.5}$ 농도 영향이나, 규제 및 방지시설 강화에 따른 주변 영향 분석 연구가 부족한 실정이다.

본 연구에서는 수도권(Seoul Metropolitan Area; SMA)과 이웃한 충남에 위치하고 거리가 인접한 두 개의 실제 점오염원을 대상으로 3차원 광화학 대기질 모사를 통해 굴뚝 제원과 배출조건에 따른 $PM_{2.5}$ 농도 영향과 전환율 차이, 배출량 삭감에 따른 개선 효과 등을 예시한다. 이를 통해 향후 예상되는 사업장 배출규제 강화에 따른 농도 변화 분석이 대기질 개선 계획 수립 단계에서부터 수행되어야 함을 보인다. 특히 공간적인 수용 지역 설정 범위에 따른 전환율의 차이와 배출물질별 전환율의 변화 특성을 설명하여, 활용 목적에 따른 전환율 산정의 필요성을 논의한다.

2. 연구 방법

2.1 기본 대기질 모사

분석 기간은 KORUS-AQ 기간인 2016년 5월 1일부

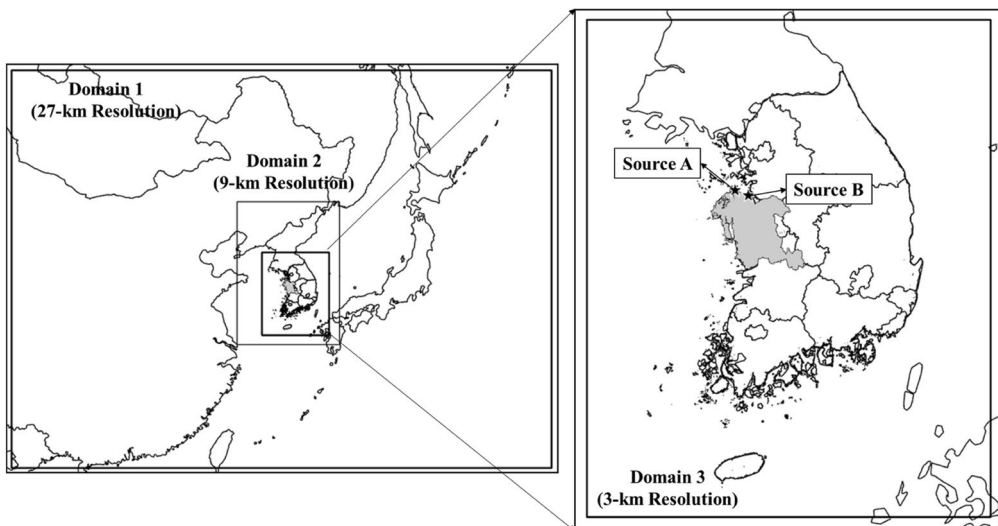


Fig. 1. Air quality simulation domains at horizontal resolutions of 27-km, 9-km, and 3-km, respectively. Black stars in the right panel show the locations of Sources A and B analyzed in this study.

터 2016년 6월 10일까지이며, 이전 10일을 pre-run 기간으로 설정한 후 모사를 수행하였다. 모사 영역은 그림 1과 같이 남한을 포함하는 3-km 수평 해상도 격자로 설정하였으며, 27-km와 9-km 수평 해상도 격자를 이용한 대기질 모사를 통해 경계조건을 생성하였다.

또한 대기질 모사에 필요한 기상 입력자료 마련을 위하여 미국해양대기청(National Oceanic and Atmospheric Administration)에서 제공하는 재분석 자료인 NCEP-FNL(National Centers for Environmental Prediction-Final)을 초기장으로 기상 모델인 WRF(Weather Research and Forecasting; Skamarock *et al.*, 2008) version 3.4.1을 수행하였다. WRF 결과는 MCIP(Meteorology-Chemistry Interface Processor; Byun and Ching, 1999) version 3.6을 통해 준비하였다.

배출량 입력자료로는 국립환경과학원의 CAPSS(Clean Air Policy Support System) 2012를 토대로 2015년 배출량을 추정한 배출목록과 CREATE(Comprehensive Regional Emissions inventory for Atmospheric Transport Experiments) 2015을 이용하였다. 이를 바탕으로 배출량 모델인 SMOKE(Sparse Matrix Operator Kernel Emission; Benjey *et al.*, 2001)를 통해 시공간 할당 및 화학종 분배과정을 거쳐 인위적 배출량 입력자료를 마련하였으며, 자연 배출량은 MEGAN(Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature; Guenther *et al.*, 2006) version 2.1을 하였다. 대기질 모사는 CMAQ(Community Multiscale Air Quality; Byun and Schere, 2006) 모델을 이용하였으며, 수직으로 50 mb까지를 28층으로 구분하고 최하층의 높이는 약 32 m로 설정하였다. 모델에 대한 자세한

정보는 표 1에서 제시한다.

2.2 PM_{2.5} 농도 영향과 전환율 산정

굴뚝이 있는 점오염원 배출량은 SMOKE 모델에서 기상, 지형 조건을 고려한 유효 굴뚝 높이를 감안하여, 최고 배출 층(Layer)과 최저 배출 층이 계산된다(Community Modeling and Analysis System, 2012). 특히, 대형 점오염원의 수직적 배출 높이는 배출특성에 따라 수 십~수 백 m에 이르며(Gong *et al.*, 2015; Ghim and Son, 1993), 높이별 기온, 풍속 등 기상요소 변화와 화학반응 차이로 인해 단위 배출량의 PM_{2.5} 농도로의 전환에 차이를 보일 수 있다(Kim *et al.*, 2017c). 본 연구에서는 대형 점오염원의 굴뚝 제원 및 배출량 차이에 따른 PM_{2.5} 농도 영향 비교를 위하여, 충남 내 하나의 지자체에 위치하고 굴뚝 제원이 다른 두 개의 실제 사업장을 대상으로 대기질 모사를 수행하였다. 또한 굴뚝 배출량에 대한 영향 범위와 전구물질 단위 배출량당 PM_{2.5} 농도로의 전환율을 비교하였다.

각 사업장의 영향은 BFM(Brute Force Method)을 적용하여 산정하였다(Nam *et al.*, 2019; Kim *et al.*, 2019; Kim *et al.*, 2017a, b, c). BFM은 기본 모사와 분석 대상의 배출량을 변화시킨 모사의 차, 즉 민감도를 통해 대상의 영향(Zero-Out Contribution; ZOC)을 추정하는 접근 방법이다. 본 연구에서는 민감도 모사 시 사업장별로 모든 물질의 배출량을 50% 삭감하였으며, 아래와 같은 식을 이용하였다(Bartnicki, 1999). C_{Base}는 기본 모사농도, C_{j, -50%}는 j 오염원의 배출량을 50% 삭감 후 모사농도를 의미한다. ZOC는 기본 모사

Table 1. Model configurations for WRF and CMAQ simulations in this study.

WRF		CMAQ	
Version	3.4.1	Version	4.7.1
Micro Physics	WSM 6-class	Chemical Mechanism	SAPRC99
Cumulus Scheme	Kain-Fritsch	Advection Scheme	YAMO
Long Wave Radiation	RRTM	Aerosol Module	AEROS
Short Wave	Goddard	Horizontal Diffusion	Multiscale
PBL Scheme	YSU	Vertical Diffusion	ACM2
LSM Scheme	NOAH Land	Cloud Scheme	RADM

와 민감도 모사의 농도 차에 기본 배출량 대비 삭감 배출량 비를 곱하여 구한다.

$$ZOC_j = (C_{Base} - C_{j, -50\%}) \times \frac{1}{0.5}$$

사업장의 단위 배출량당 PM_{2.5} 농도로의 전환율은 산정된 각 사업장의 성분별 영향을 배출량으로 나누어 추정하였다. 이를 통해 사업장별 배출특성에 따른 전환율 차이를 기초 지자체, 광역 지자체, 수도권, 전국으로 구분한 수용 지역별로 논의하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1 대상 사업장 간 배출량 비교

그림 1은 두 사업장 위치를 보이며, 그림 2는 CAPSS 배출목록에서 제시된 두 사업장 굴뚝의 높이별 배출량을 나타낸다. A 사업장은 약 150 m의 굴뚝을 보유하고 있으며, NH₃를 제외한 물질별 배출이 발

생하는 굴뚝 수는 동일하다. 반면, B 사업장의 경우 배출 물질별 배출 굴뚝 수가 다르며, 0~80 m와 약 140~160 m에서 배출을 보인다. 특히 B 사업장의 1차 (Primary) PM_{2.5} 배출량은 0~20 m의 하층에서 다른 물질 대비 많은 배출량을 보인다.

표 2에서 A 사업장의 NO_x 배출량은 19,147 ton/yr로 SO₂ 배출량인 8,730 ton/yr에 비해 2배 가량 많다. 반면 B 사업장의 경우, SO₂와 NO_x 배출량은 10,726 ton/yr, 11,266 ton/yr로 유사한 수준이다. 굴뚝 배출량 비교에서 B 사업장의 SO₂ 배출량은 A 사업장 대비 약 1.3배 많은 반면, NO_x 배출량은 A 사업장이 1.8배 정도 많다. NH₃ 배출량은 A 사업장이 B 사업장보다 7배 가량 많아, 다른 물질 대비 사업장 간 큰 차이를 보였다. 특히 NH₃ 배출량 대비 NO_x, SO₂ 배출량을 살펴보면, A 사업장의 NO_x/NH₃와 SO₂/NH₃는 각각 8.5, 3.9인 반면, B 사업장의 NO_x/NH₃, SO₂/NH₃는 각각 33.5, 35.2로 나타났다. NO_x와 NH₃를 제외하면 전체적인 비교에서 B 사업장이 A 사업장에 비해 많은 1

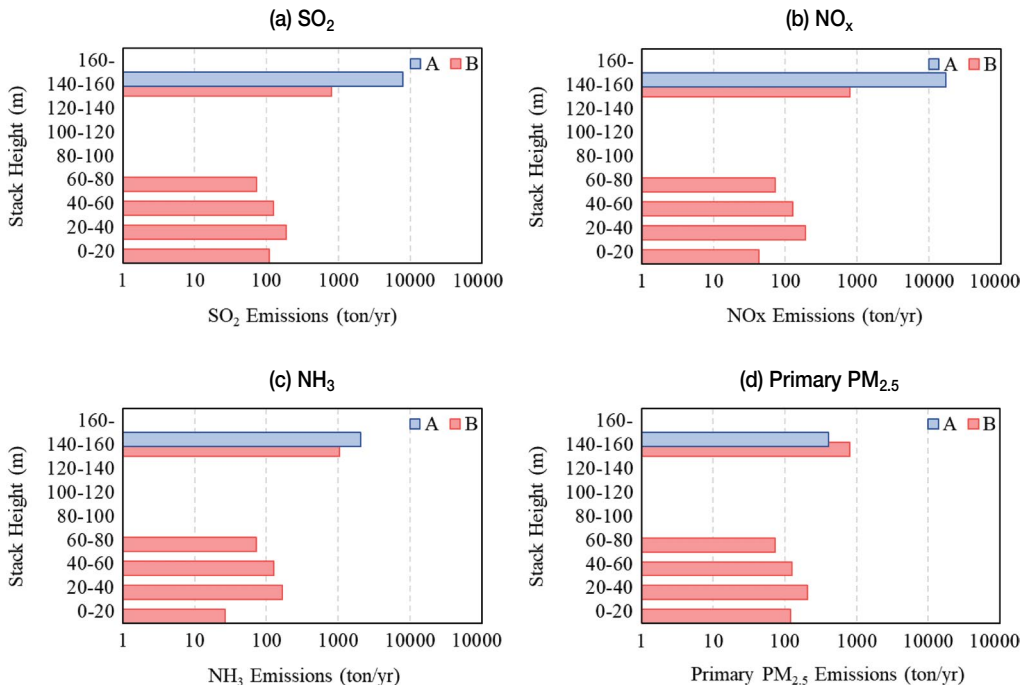


Fig. 2. Physical stack height and emission rates of (a) SO₂, (b) NO_x, (c) NH₃, and (d) primary PM_{2.5} emissions from Sources A and B during the simulation period.

Table 2. Emission rates of the selected species and emission ratios of NO_x and SO₂ to NH₃ for Sources A and B.

	NO _x (ton/yr)	SO ₂ (ton/yr)	NH ₃ (ton/yr)	PMC (ton/yr)	Primary PM _{2.5} (ton/yr)	VOC (ton/yr)	NO _x /NH ₃	SO ₂ /NH ₃
Source A	19,147	8,730	2,252	108	450	441	8.5	3.9
Source B	10,726	11,266	320	242	968	3,523	33.5	35.2
A/B emission ratio	1.79	0.77	7.04	0.45	0.46	0.13		

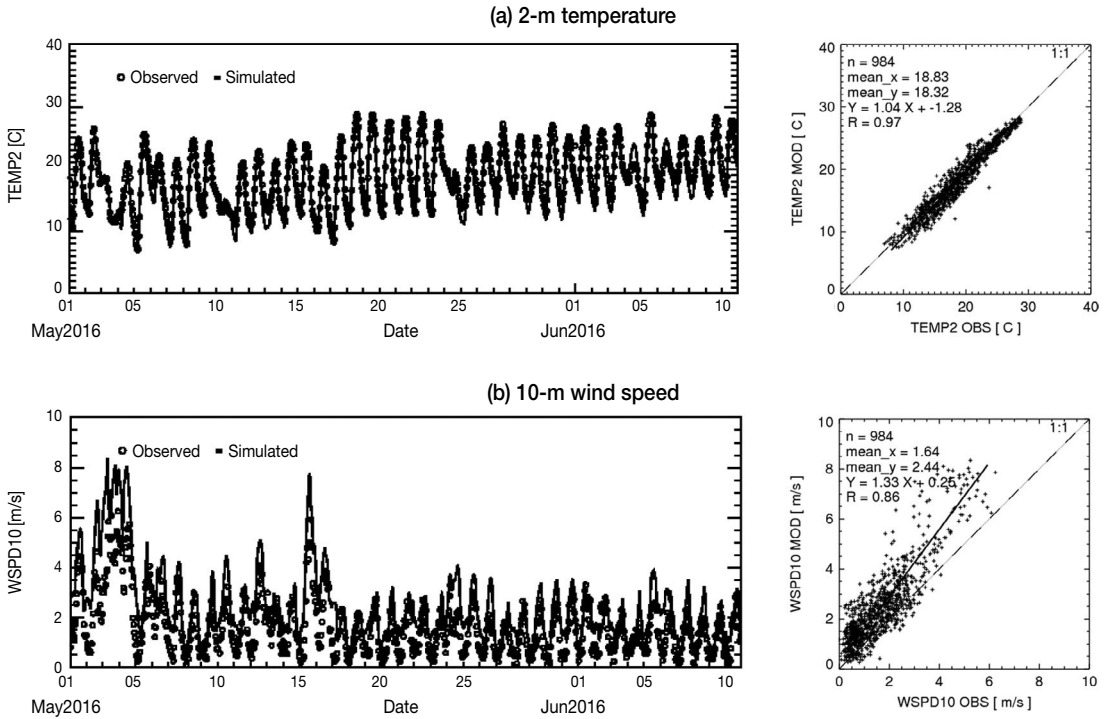


Fig. 3. Time series and scatter plots of (a) 2-m temperature, and (b) 10-m wind speed at selected Korean Meteorological Administration Automatic Weather Stations in the Chungnam from May 1 to June 10, 2016. Lines indicate models and circles indicate observations.

차 PM_{2.5} 전구물질 배출을 보이는 데 비해, 배출 높이가 낮은 것을 확인할 수 있다.

3.2 모사 수행평가

그림 3은 기상 모사 수행평가 결과로, 충남 내 위치한 기상청 AWS (Automatic Weather Station) 측정소의 관측결과와 해당 위치의 모사결과를 비교하였다. 관측된 2 m 관측기온은 5월 1일부터 6월 10일까지 평균 약 19°C로 나타나며, 분석 기간 동안 기온은 점차

증가한다. 관측기온과 모사기온의 상관계수 R은 0.97이다. 10 m 높이에서 관측풍속은 5월 3일~5월 4일간 최대 6 m/s 이상이며, 기간 평균 풍속은 1.6 m/s 가량이다. 기간 평균 모사풍속은 2.4 m/s로, 관측풍속 대비 0.8 m/s 가량 과대 모사하며 R=0.86의 정합도를 보였다.

그림 4와 표 3은 대기질 모사 수행평가 결과로, 대전에 위치한 중부 집중 측정소의 PM_{2.5}, 황산염, 질산염, 암모늄 관측자료를 이용하였다. 중부 집중 측정소

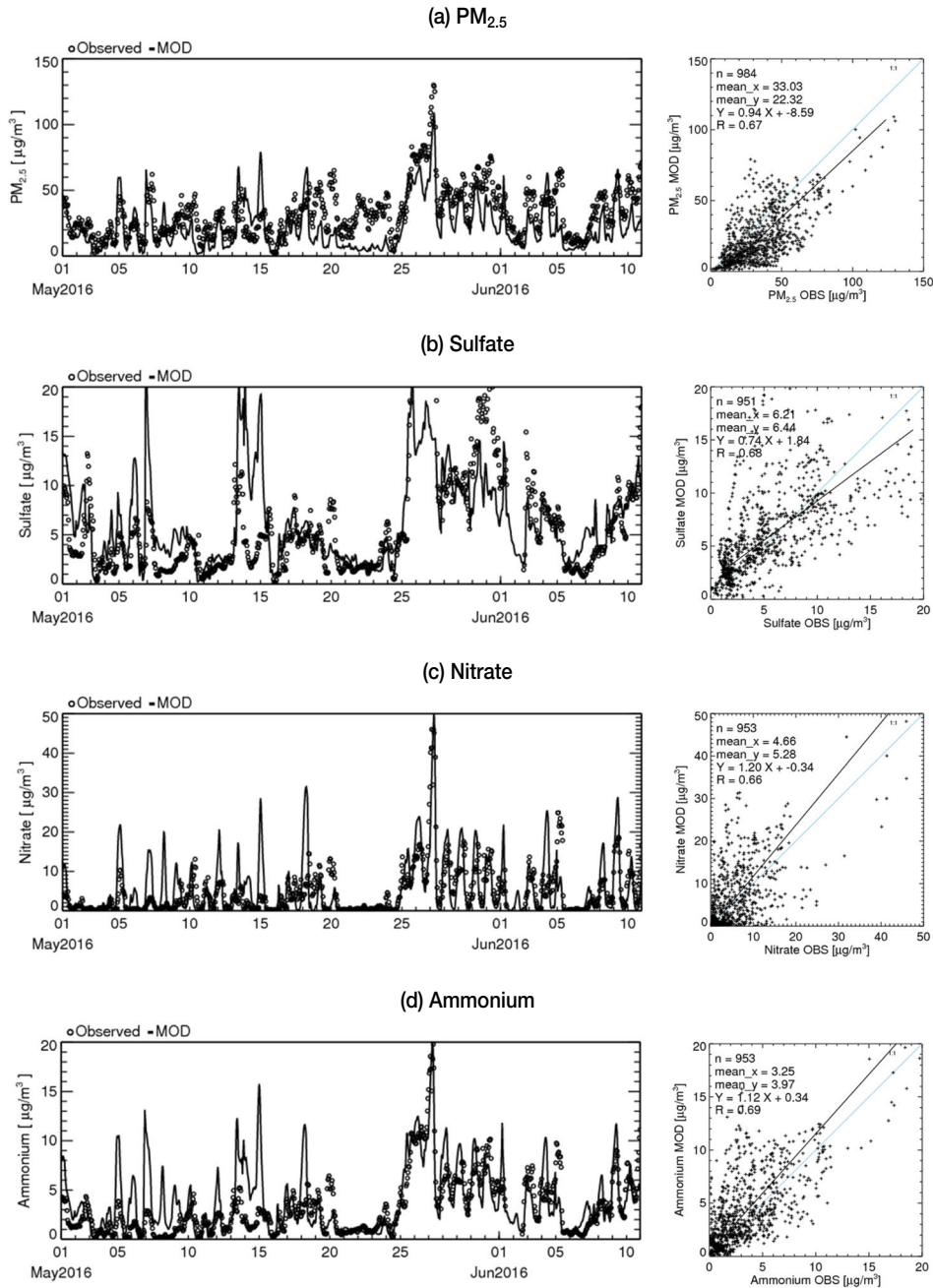


Fig. 4. Time series and scatter plots for (a) $PM_{2.5}$, (b) sulfate, (c) nitrate, and (d) ammonium concentrations at the Daejeon super site from May 1 to June 10, 2016. Lines indicate models and circles indicate observations.

의 1시간 평균 $PM_{2.5}$ 관측농도는 2016년 5월 27일경 $120 \mu g/m^3$ 이상까지 급증하며, 해당 시간에 모사농도

또한 $100 \mu g/m^3$ 이상으로 증가한다. 기간 평균 $PM_{2.5}$ 농도는 $11 \mu g/m^3$ 가량 과소 모사하였다. 관측과 모사

의 농도 차가 약 40 µg/m³ 이상으로 두드러지는 5월 20~25일경은 산불 영향이 있는 것으로 보고되고 있으나 (KFS, 2017), 본 연구에서 수행한 대기질 모사는 산불 배출량을 포함하지 않았다. 다만, 인위적인 오염원의 영향을 주로 받는 황산염, 질산염과 같은 무기성 이온 농도는 관측과 모사에서 수 µg/m³ 이하로 일치를 보인다.

1시간 평균 황산염 관측농도는 5월 25일, 30일경 20 µg/m³ 이상 급증한다. 1시간 평균 황산염 모사농도는 관측농도가 급변하는 구간에서 농도 자체의 차이는 있으나, 유사한 변동성을 보인다. 암모늄 또한 유사한 시간 변화를 보이며, 기간 평균 관측농도는 3.3 µg/m³, 모사농도는 4.0 µg/m³이다.

Table 3. Model performance statistics for 24-hr PM_{2.5}, sulfate, nitrate, and ammonium concentrations at the Daejeon super site from May 1 to June 10, 2016.

	Mean (Observed)	Mean (Simulated)	R	NMB	NME
PM _{2.5}	33.0	22.3	0.75	-32.43	36.80
Sulfate	6.3	6.5	0.78	4.05	37.63
Nitrate	4.7	5.2	0.82	11.49	43.81
Ammonium	3.2	4.0	0.81	22.68	41.23

Unit: mean (µg/m³) for PM_{2.5}, sulfate, nitrate, and ammonium, NMB (%), NME (%), Emery *et al.* (2017) goals for 24-hr PM_{2.5}, sulfate, and ammonium: NMB < 10%, NME < 35%, r > 0.70, Emery *et al.* (2017) criteria for 24-hr PM_{2.5}, sulfate, and ammonium: NMB < 30%, NME < 50%, r > 0.40, Emery *et al.* (2017) goals for 24-hr nitrate: NMB < 15%, NME < 65%, Emery *et al.* (2017) criteria for 24-hr nitrate: NMB < 65%, NME < 115%

3.3 PM_{2.5} 농도 영향의 수평적 범위 비교

그림 5는 두 사업장의 굴뚝 배출량이 자체 및 주변 지자체 PM_{2.5} 농도에 미치는 분석 기간 평균 영향과 그 차이를 보인 것이다. A 사업장은 충남, 대전 전역과 수도권, 충북, 전북, 강원, 경북 일부 등 넓은 지역에 대해 PM_{2.5} 연평균 대기환경기준의 약 1% (0.15 µg/m³)에 해당하는 영향을 미친다. 반면 B 사업장은 해당 사업장이 위치한 기초 지자체에서 영향(1.0 µg/m³)이 가장 높고, 충남 내 인접한 다른 지자체 및 수도권 일부 지자체에 0.1~0.4 µg/m³의 영향을 미친다. B 사업장의 영향은 A 사업장 대비 수평적인 영향 범위는 작으나, 자체 및 인접한 지자체에 미치는 영향 농도는 높다.

수평적 영향 범위 비교에서 A 사업장의 PM_{2.5} 농도 영향은 오염원에서 멀어지면서 완만하게 낮아진다. 반면, B 사업장은 해당 지자체에서 가장 큰 영향을 보이며, 거리에 따른 PM_{2.5} 농도 영향이 급격히 감소한다. 두 사업장이 같은 기초 지자체에 위치한 점을 고려하면 이러한 PM_{2.5}의 수평적 영향 차이는 두 사업장의 배출량과 굴뚝 제원의 차이에 의한 것으로 분석된다. 대기오염물질이 상층에서 배출될 시 빠른 풍속으로 인해 확산에 유리하므로, 최대 착지 농도는 낮아지나 넓은 영향 범위를 보인다 (Yun and Koo, 2013; Lee *et al.*, 2000). 반면, 지표와 인접한 위치에서 오염

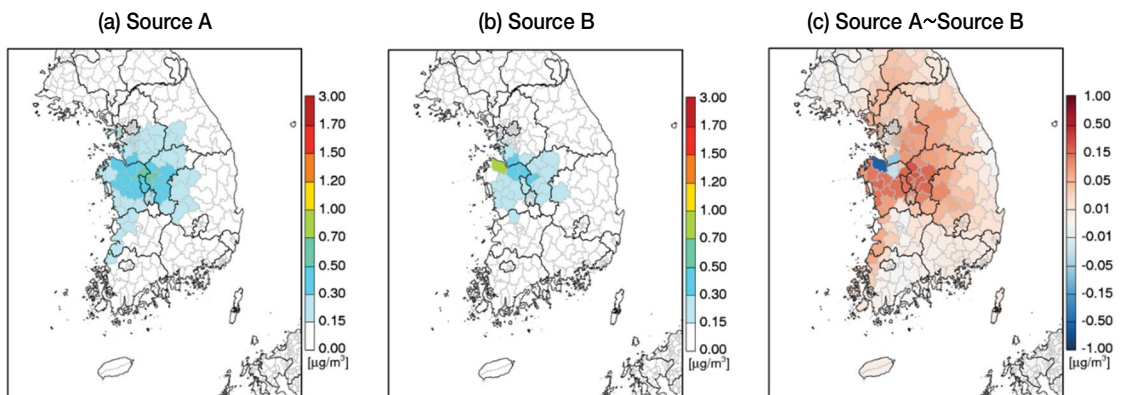


Fig. 5. Zero-out contributions of (a) Source A, and (b) Source B on local governmental PM_{2.5} concentrations during the simulation period. (c) the difference between (a) and (b).

물질이 배출될 경우, 낮은 풍속과 건물 등의 영향으로 이류와 황산이 제한되어 국지적으로 높은 농도가 발생할 수 있다(de Melo *et al.*, 2012; Cimorelli *et al.*, 2005). 따라서 대기질 개선 대책 마련 시에는 굴뚝 배출량에 대한 삭감 정보와 굴뚝 제원을 함께 고려하여 대상 물질 농도에 대한 영향 범위 및 최대 착지 거리 등을 검토해야 한다. 이러한 분석은 비단 해당 기초 지자체에 대한 대기질 개선과 인접한 주변 지자체에 대한 개선효과 분석에도 중요할 수 있다.

3.4 PM_{2.5} 구성성분 농도에 대한 영향 비교

그림 6은 기초 지자체별 황산염, 질산염, 암모늄, 1차 PM_{2.5} 농도에 대한 두 사업장의 영향을 비교한 것이다. 전국의 황산염 농도에 대한 A 사업장의 영향은 0.01~0.02 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 이며, B 사업장과 같이 특정 지자체에 두드러진 영향이 나타나지 않는다. 반면 B 사업장은 해당 지자체에서 0.23 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 주변 지자체에서 0.06~0.10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 의 영향을 보인다. B 사업장의 SO₂ 배출량

은 A 사업장 배출량의 1.3배이나, 사업장이 위치한 기초 지자체 황산염 농도 영향은 20배 이상 높다.

질산염에 대한 A 사업장의 영향은 충청북도 청주에서 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 가량으로 가장 높으며, 충남 전 지역에 대해서는 0.35~0.09 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 범위이다. 질산염에 대한 B 사업장의 영향 또한 A 사업장과 유사하게 해당 기초 지자체에 대한 영향(0.04 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)보다 청주(0.16 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), 천안(0.09 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)에서 높게 모사된다. NO_x의 경우 배출량 및 이동 경로 상 주변 대기환경 구성에 의해 일정거리 이상에 질산염으로의 전환율이 높아지는 것으로 추정된다. 암모늄, 1차 PM_{2.5} 농도에 대한 수평적 영향 구배(Gradient)는 황산염과 비슷한 특성을 보였다. A 사업장의 1차 PM_{2.5} 농도에 대한 영향은 충남, 수도권 일부 등의 지역에 0.03~0.07 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 의 영향을 보였다. B 사업장의 1차 PM_{2.5} 영향은 해당 기초 지자체에서 0.82 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 가량인 반면, 주변 지역에 대해서는 0.34 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 이하로 낮아진다. 이는 B 사업장의 1차 PM_{2.5} 배출량이 A 사업장 대비 2배 가량 많으며,

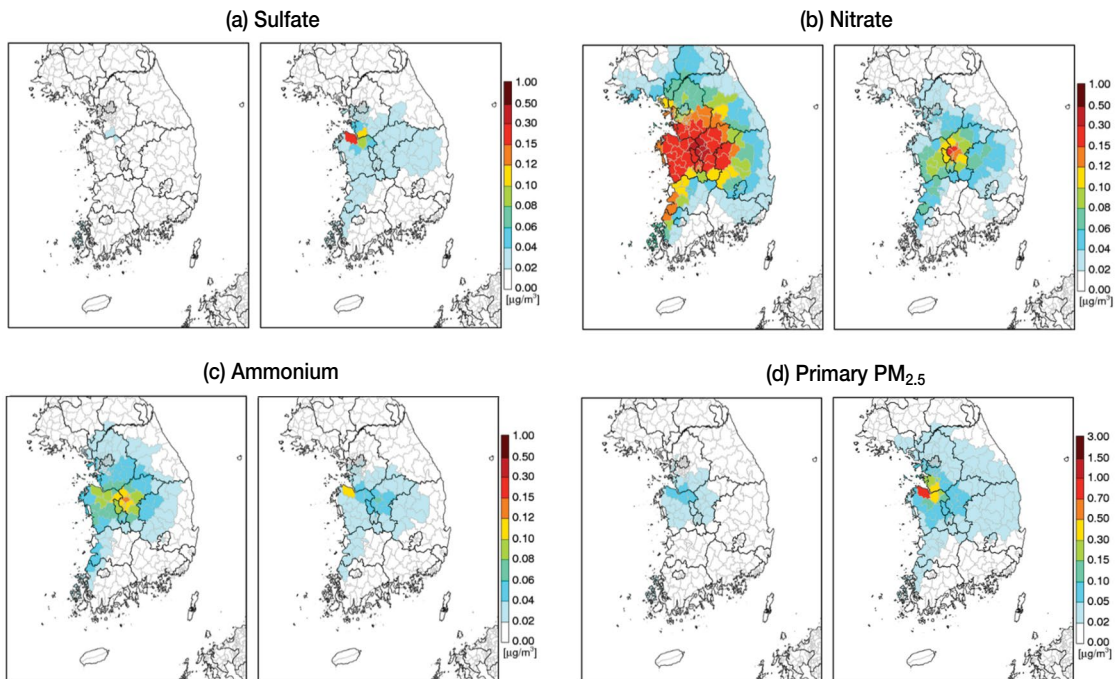


Fig. 6. Zero-out contributions of Source A (left) and B (right) to period mean (a) sulfate, (b) nitrate, (c) ammonium, and (d) primary PM_{2.5} concentrations during the simulation period.

100 m 이하의 하층 배출 비율이 높기 때문으로 보인다. 이를 통해 동일한 굴뚝임에도 성분별 영향 범위의 차이를 확인하였다. 이러한 결과는 PM_{2.5} 농도 개선 시, 저감 대상 배출 물질 설정에 따라 하나의 사업장 관리 효과 역시 달라질 수 있음을 의미한다.

3.5 기초 지자체별 PM_{2.5} 영향 비교

그림 7은 각 사업장 배출량이 전국 각 시군구 PM_{2.5} 농도에 미치는 기간 평균 영향을 성분별(황산염, 질산염, 암모늄, 1차 PM_{2.5})로 산정하고, 영향이 높은 상위 34개 기초 지자체를 내림차순으로 보인다. 분석 기간 동안 A 사업장의 영향은 오염원이 위치한 해당 지자체에서보다 주변 지자체에서 최대 0.2 µg/m³ 가량 높으며, 현 모사조건에서 약 56개 시군구에 대하여 PM_{2.5} 연평균 기준 농도의 1%인 0.15 µg/m³ 이상 영향을 미친다. A 사업장의 성분별 영향은 질산염>암모

늄>1차 PM_{2.5}>황산염 순으로, 이는 A 사업장의 NO_x 배출량이 SO₂ 배출량 대비 2배 이상 많고, NH₃ 배출량 또한 많기 때문으로 판단된다. 한편 A 사업장의 1차 PM_{2.5} 배출량은 해당 지자체 및 인접한 지자체에서 높은 영향이 나타나며, 다른 성분들과 차이를 보인다. 1차 PM_{2.5}의 경우, 2차 생성 반응을 겪지 않고 확산, 침전 등 물리적 요인에 의해서 농도가 형성되거나 질산염의 경우 대기 중에서 화학반응에 의해 생성되기 때문에 1차 PM_{2.5}보다 원거리에서 최고 농도를 보이는 것으로 추정된다.

B 사업장 배출량의 PM_{2.5}에 대한 영향은 오염원이 위치한 해당 지자체에서 1.2 µg/m³로 가장 높으며, 두 번째로 높은 지자체에서는 0.5 µg/m³ 정도로 나타난다. 황산염, 암모늄 농도에 대한 B 사업장의 영향 또한 해당 지자체에서 가장 높으며, 두 번째로 높은 지자체에 대한 영향은 절반 이하로 감소한다. 반면, 질산염

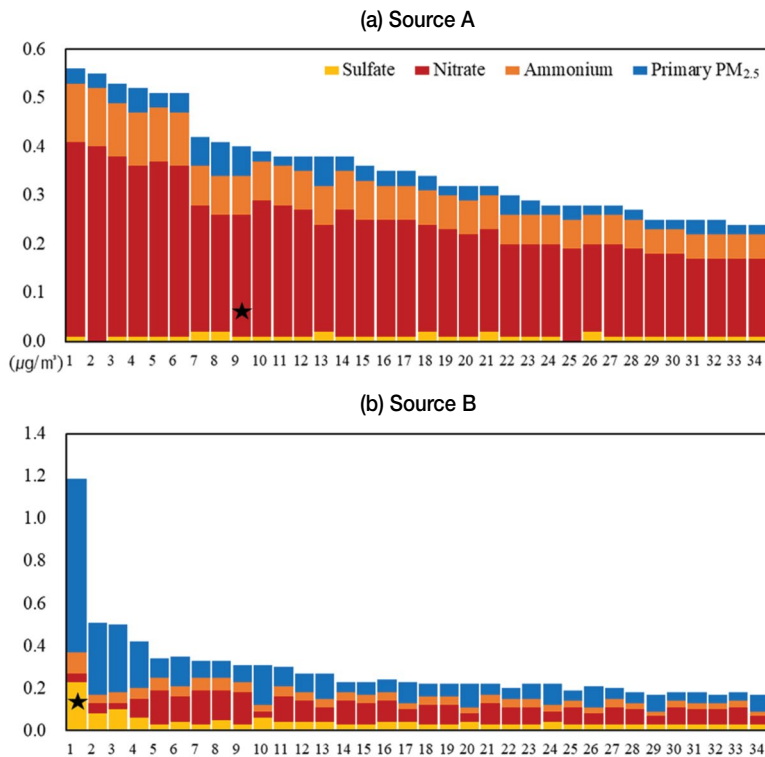


Fig. 7. Period mean contribution from (a) Source A and (b) B on surface sulfate, nitrate, ammonium, primary PM_{2.5} concentrations in each local governments of South Korea during the simulation period.

농도에 대한 B 사업장의 영향은 A 사업장과 동일하게 해당 지자체보다는 약 70 km 떨어진 지자체에서 4배 가량 높다.

표 2를 바탕으로 계산한 B 사업장의 NO_x/NH_3 와 SO_2/NH_3 몰 비는 약 12.4, 9.4이므로, 배출된 NH_3 는 황산염, 특히 질산염 생성에 충분하지 않을 수 있다. 따라서 NH_3 결핍은 B 사업장이 위치한 지자체에서 대기 중 질산염 생성 제한의 원인 중 하나가 될 수 있다. 이후 인접한 풍하 지역으로 이동하면서 순차적으로 이용 가능한 NH_3 와 반응하며 질산염으로 전환되는 것으로 이해된다. 반면 1차 $\text{PM}_{2.5}$ 의 영향은 A 사업장과 마찬가지로, 오염원이 위치한 지역 혹은 인접한 지역에서 $0.22\sim 0.82 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로 높은 영향을 보인다. 즉, 이러한 분석 결과에서 사업장별 SO_2 , NO_x , NH_3 등의 배출 비와 주변 여건의 차는 배출량-농도 영향의 비선형적인 비례에 대한 주요 원인 중 하나로 작용함을 보인다. 또한 A 사업장을 통해 동일한 굴뚝 배출에서도 1차 $\text{PM}_{2.5}$ 와 질산염과 같은 2차 생성 $\text{PM}_{2.5}$ 의 영향 범위 차이를 제시하였다. 이는 1차 오염물질과 2차 생성 오염물질 중 어떤 물질의 저감에 초점을 맞추는 지에 따라 정책의 방향과 이에 따른 효과가 달라질 수

있음을 보인다.

3.6 배출특성에 따른 지표 영향 비교

두 사업장의 지표 농도에 대한 영향은 굴뚝 제원뿐 아니라 배출량에 의해서도 달라질 수 있다. 하나의 사업장에는 복수의 굴뚝이 위치하며, 굴뚝별 배출량과 물질별 배출 구성비도 차이를 보인다. 이러한 점을 고려하여 본 연구에서는 1차 $\text{PM}_{2.5}$ 배출량에 대한 영향만을 사업장별로 제시하였다. 그림 8은 두 사업장의 1차 $\text{PM}_{2.5}$ 농도 영향의 기간 평균 수직 단면으로, 다른 전구물질과는 달리 1차 $\text{PM}_{2.5}$ 배출에 대한 사업장별 농도 영향은 화학 과정을 배제한 굴뚝 제원에 따른 차이를 보다 직접적으로 제시할 수 있다. 그림 8에서 b, e지점은 각 사업장의 위치로 A 사업장은 300 m 이상 높이에서 가장 많은 1차 $\text{PM}_{2.5}$ 배출량을 보이며, 배기 가스 온도와 속도로 인한 유효 굴뚝 높이와 수직확산으로 인해 물리적 굴뚝 높이에 비해 높다. 이로 인해 $\text{PM}_{2.5}$ 농도 영향 또한 300 m 지점에서 $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 이상으로 높게 나타난다. A 사업장의 영향은 B 사업장 대비 높은 위치에서 배출 및 확산되어 지표에 도달 시에는 $0.15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 정도로 낮아진다. 반면 B 사업장의 1차

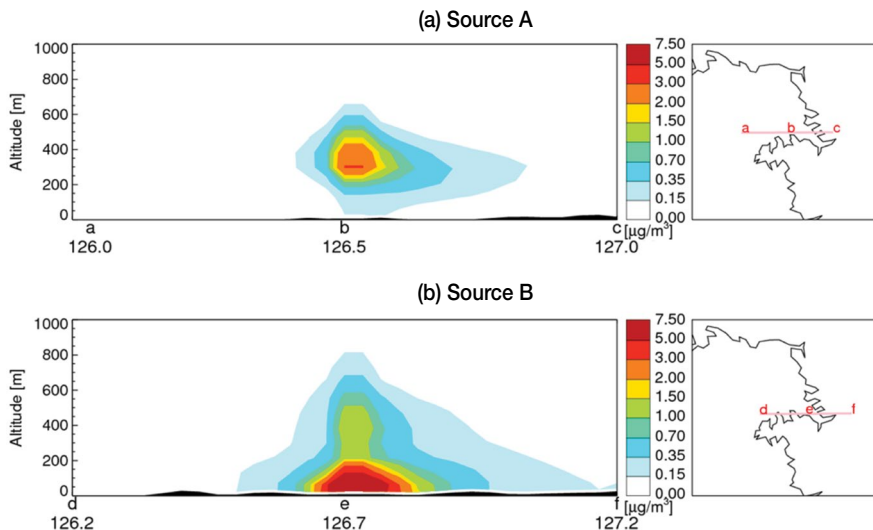


Fig. 8. Longitude-height cross-sections of primary $\text{PM}_{2.5}$ ZOC from (a) Source A, and (b) Source B during the simulation period. Spatial plots shows the locations of Sources A and B.

Table 4. Modeled conversion rates of SO₂, NO_x, and Primary PM_{2.5} emissions from Sources A and B during the simulation period. (unit: µg/m³/MTPY)

Source		Receptor			
		Local	Municipal	SMA	South Korea
SO ₂ to Sulfate	A	1.5	1.6	0.8	0.9
	B	20.1	4.6	2.0	1.8
	Ratio (A/B)	0.1	0.3	0.4	0.5
NO _x to Nitrate	A	13.3	10.7	5.4	4.8
	B	3.5	6.2	3.4	3.4
	Ratio (A/B)	3.8	1.7	1.6	1.4
Primary PM _{2.5} to PM _{2.5}	A	126.6	71.1	33.3	28.9
	B	844.3	153.0	54.8	39.3
	Ratio (A/B)	0.1	0.5	0.6	0.7

PM_{2.5} 영향은 사업장 부근의 지표에서 5 µg/m³ 이상으로 나타난다. B 사업장의 1차 PM_{2.5} 배출량은 A 사업장 대비 2배 정도 많으나, 지표 영향은 30배 이상 높다. 이러한 결과를 통해 배출량보다는 농도에 초점을 둔 대기질 대책 마련이 필요함을 의미하며, 다음 절에서 최근 많이 논의되고 있는 배출량의 농도 전환율에 대해 논의하였다.

3.7 사업장 배출물질별 PM_{2.5} 농도 전환율 비교

표 4에서는 사업장별 SO₂, NO_x, 1차 PM_{2.5} 단위 배출량당 PM_{2.5} 농도로의 전환율을 오염원이 위치한 기초 지자체와 광역 지자체, 충남, 수도권, 전국을 대상으로 수용 지역을 달리하여 비교하였다. A 사업장에서 배출되는 SO₂의 황산염으로의 전환율은 오염원이 위치한 기초 지자체 (1.5 µg/m³/MTPY) 내에 비해 광역 지자체 (1.6 µg/m³/MTPY) 내에서 오히려 높다. 반면 SO₂를 제외한 물질들의 전환율은 기초 지자체 내에서 가장 높다. 또한 A 사업장 배출 SO₂의 수도권과 국내 전체에 대한 전환율은 해당 광역 지자체 내 전환율의 절반 정도로 낮아진다. 반면 B 사업장 배출 SO₂의 기초 지자체 내에서의 전환율은 광역 지자체 내 전환율에 비해 5배 가량 높다. 한편 B 사업장 배출 NO_x의 광역 지자체 내 전환율은 기초 지자체 내 전환율에 비해 약 2배 높다. 이러한 결과는 그림 7에서 언급한 바와 같이 B 사업장만을 고려하면 NO_x 배출량이 상

대적으로 높아 NH₃ 배출량이 제한 요소로 작용하여 배출 영향이 풍하 방향으로 이류, 확산되면서 주변 지역의 NH₃ 농도에 의해 질산암모늄 등이 추가적으로 생성되는 것으로 추정된다. 다만 이러한 화학반응은 상대 습도, 풍속, 풍향, 배경 농도 등에 따라 달라질 수 있다.

사업장 간 비교에서 A 사업장의 경우 SO₂ 전환율은 B 사업장의 0.05~0.07배인 반면, NO_x 배출량의 대한 전환율은 1.4~3.8배로 차이를 보인다. A 사업장의 1차 PM_{2.5} 배출은 기초 및 광역 지자체, 그리고 수도권 및 전국에 대한 전환율은 각각 126.6 µg/m³/MTPY, 71.1 µg/m³/MTPY, 28.9~33.3 µg/m³/MTPY으로 지역이 확대됨에 따라 순차적으로 감소한다. 반면 B 사업장의 경우, 기초 지자체 내 1차 PM_{2.5} 전환율은 844.3 µg/m³/MTPY인 반면, 광역 지자체 내에서는 153.0 µg/m³/MTPY로 크게 감소한다.

이를 종합하면 예시된 두 사업장에서 동일 배출 물질이 PM_{2.5} 농도로 전환되는 정도는 수용 지역 설정 범위에 따라 최대 20배 정도 차이를 보인다. 또한, 동일한 수용 지역에 대해서도 사업장 간 전환율은 최대 13배 정도 차이를 보인다. 이는 어떤 배출 물질의 저감에 초점을 맞추는지와 수용 지역 설정에 따라 배출 저감 대책의 PM_{2.5} 농도 개선이 달라짐을 의미한다. 이러한 측면을 고려하면 사업장과 배출물질별 저감대책 마련 시, 정확한 목표 설정과 정량적 농도 개선, 그

리고 소요 대비 효과 분석이 선행되어야 한다.

3.8 배출량 저감에 따른 PM_{2.5} 농도 개선효과

그림 9는 두 사업장 전체 연돌 배출량의 50% 삭감을 가정하여 수용 지역 구분(기초 및 광역 지자체, 수도권, 전국) 따른 황산염, 질산염, 암모늄, 1차 PM_{2.5}의 분석 기간 평균 농도 변화를 보인다. 그림 9을 통해 해당 사업장의 배출량 삭감에 따른 PM_{2.5} 농도 개선 효과와 구성 성분 변화의 지역별 차이를 확인할 수 있다.

A 사업장의 배출 삭감에 따른 농도 변화는 질산염에서 가장 크며, 그 다음으로는 암모늄, 1차 PM_{2.5} 순이다. 기초 지자체의 질산염은 0.13 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 가량 감소하며, 전국적으로는 0.05 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 정도 감소한다. A 사업장 배출량을 50% 삭감 시 PM_{2.5} 농도는 기초 지자체

약 0.20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 광역 지자체 0.16 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 수도권 0.08 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 전국 0.07 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 정도의 감소가 예상되며, 기초 지자체와 전국에 대한 농도 변화 민감도는 2.8배 정도의 차이를 보인다.

B 사업장의 배출 삭감에 의해 가장 큰 농도 변화를 보인 것은 1차 PM_{2.5}로, 해당 기초 지자체 내에서 약 0.41 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 가량 농도가 감소한다. 반면 광역 지자체, 수도권, 전국에 대해서 1차 PM_{2.5} 농도는 0.07 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 0.03 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 0.02 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 감소하며, 이는 기초 지자체의 1차 PM_{2.5} 농도 변화 폭의 1/6 이하이다.

종합적으로 B 사업장의 배출량 50% 삭감에 따른 PM_{2.5} 농도 변화는 기초 지자체가 약 0.58 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 광역 지자체 0.15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 수도권 0.07 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 전국 0.06 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 로, 수용 지역에 따라 최대 0.52 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 정도 차이를 보이며, 9.7배의 농도 변화 민감도를 보인다. 같은 배출량 삭감을 가정하면, 기초 지자체의 입장에서는 B 사업장의 관리가 A 사업장에 비해 3배 가량 PM_{2.5} 농도 개선 효과를 기대할 수 있으나, 주변 지역이나 전국적인 범위에서는 A와 B 사업장 배출 삭감 효과는 비슷한 정도이다. 다만, 사업장 배출특성에 따라 배출량 삭감에 의해 감소하는 성분 농도는 차이를 보인다. 따라서 어떤 지역의 대기질 개선을 우선하는지에 따라, 규제 대상 사업장과 주요 배출 물질 선정이 달라질 수 있다. 이런 점을 고려했을 때, 중앙 정부와 지방 정부의 입장에서는 지향하는 대기질 개선 정책의 합의를 위해 상호 협력적인 대기질 관리 체계 마련이 필요하다.

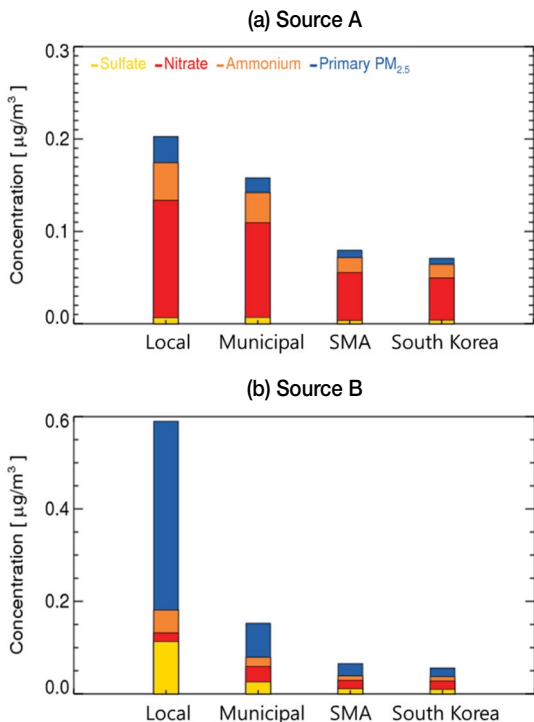


Fig. 9. Impacts of a 50% emission reductions from Source A and B on period mean sulfate, nitrate, ammonium, and primary PM_{2.5} concentrations at receptors during the simulation period.

4. 결 론

대기오염물질의 농도 개선은 기본적으로 해당 물질의 1차 배출 또는 전구물질의 배출 저감을 통해 가능하다. 특히, PM_{2.5}는 대기 중에서 2차적인 생성 비중이 높고, 다양한 오염원과 전구물질로부터 기인한다는 점에서 배출 저감에 따른 농도 변화 및 평가는 대기질 개선계획 수립 단계에서부터 중요하다. 2018년 대기

환경기준 변경과 현재의 국내 PM_{2.5} 연평균 농도를 고려하면 향후 PM_{2.5} 목표 농도 달성을 위해서는 폭 넓은 배출량 삭감이 필요하며, 여기에는 막대한 재원 소요가 예상된다. 이러한 적극적인 배출량 저감 노력은 사업장 관련 배출규제 강화로도 연결될 수 있다. 사업장에서의 대기오염물질 배출은 다른 오염원과는 달리 굴뚝을 통해 많은 대기오염물질이 집중적으로 배출되는 특징이 있다. 따라서 사업장 굴뚝 배출량이 PM_{2.5} 농도에 미치는 영향 분석에는 배출량 외에 사업장 위치와 굴뚝 제원(예, 굴뚝의 물리적 높이, 내경, 배출 가스의 속도 및 온도) 등이 중요하게 작용할 수 있다.

본 연구에서는 인근 지역에 위치한 두 사업장을 선택하고, 배출목록에 기반한 배출량과 굴뚝 제원을 바탕으로 PM_{2.5} 농도 영향과 전환율을 산정하였다. 수용 지역을 기초 지자체, 광역 지자체, 수도권, 전국으로 구분하여 전환율을 비교해본 결과, 분석 기간 동안 두 사업장의 SO₂, NO_x, 1차 PM_{2.5} 배출량에 대한 기초 지자체 내 전환율의 비는 각각 0.1, 3.8, 0.2이며, 수용 지역을 전국으로 확대하면 각각의 전환율은 0.5, 1.7, 0.7로 1에 수렴한다. 예를 들어, 물리적 굴뚝 높이가 150 m 정도로 높았던 한 사업장에 비해 굴뚝 높이가 주로 80 m 이하인 다른 사업장에서의 1차 PM_{2.5} 배출 전환율은 기초 지자체 내에서 127 µg/m³/MTPY와 844 µg/m³/MTPY로 6배 이상의 차이를 보이는 반면, 전국에 대해서는 29 µg/m³/MTPY와 39 µg/m³/MTPY로 유사한 수준이다. 이러한 전환율의 공간적 차이는 점오염원의 배출량과 굴뚝 제원에 따라 국지 규모에서의 농도 영향이 크게 차이가 남을 의미한다. 반대로 전국 규모에서 산정된 전환율을 광역 지자체나 기초 지자체 내로 공간 범위를 축소하여 적용 시에는 발생할 수 있는 오차가 검토되어야 한다.

SO₂와 1차 PM_{2.5} 배출의 경우 오염원에서 수평적으로 멀어지면서 영향이 낮아지며, 상대적으로 굴뚝 높이가 낮은 사업장에서는 주변 지역에서 수평적 농도 영향이 급격히 감소하였다. 이에 반해 NO_x 배출의 경우, 특히 굴뚝 높이가 낮은 사업장 영향 분석에서 질

산염 농도는 70 km 가량 떨어진 풍하 지역에서 영향이 가장 높게 모사되었다. 또한, 해당 사업장이 위치한 기초 지자체 내에 비해 광역 지자체 내에서 NO_x 전환율이 높게 산정되었다. 이러한 결과를 유추하는 대기질 개선의 대상 지역 설정에 따라 우선적인 관리가 필요한 배출 물질 및 대상 사업장이 달라질 수 있다. 또한, 비용 투입에 따른 배출량 삭감이 기대하는 만큼의 농도 개선 여부가 굴뚝 제원에 따라 달라진다는 점에서 사업장 굴뚝 제원 등 배출특성이 고려된 대기질 개선 대책 마련과 평가가 필요함을 재확인할 수 있다.

현재 대기질 개선 계획 수립 시, 배출량과 농도의 상관성에 기반한 전환율 개념을 적용해 오고 있다(MOE, 2017; Joo *et al.*, 2017). 이러한 전환율 또는 등가 배출 환산 계수의 경우 미 환경청의 경우 PM_{2.5}나 오존 등 2차 대기오염물질에 대한 배출 허가 제도나, 유럽의 경우 대기질 정책 관련 screening 단계에서 이용하고 있다(Thunis *et al.*, 2018, 2017; EPA, 2016; Thunis *et al.*, 2015; NACCA, 2011). 국내에서도 전환율 적용에 따른 제한점을 이해하고, 활용 목적에 맞는 산정 및 적용이 필요하다.

본 연구에서는 두 사업장에 대한 예시를 통해 배출 물질이 얼마나 PM_{2.5} 농도로 변화하는지 보였으며, 배출 높이에 따라 10배 이상의 전환율 차이를 확인하였다. 또한, 수용 지역 설정에 따라 전환율이 변화함을 제시하였다. 이를 종합하면, 전국 단위에 대해 산정된 전환율을 권역이나, 지자체 범위에서 활용할 경우 산정된 결과는 많은 오차를 포함할 수 있다. 또한, 어떤 배출 물질을 규제할지에 따라 수용 지역별 PM_{2.5} 농도 개선 효과 역시 차이를 보일 수 있다.

이러한 2차 대기오염물질의 특징은 오존이나 PM_{2.5} 관리가 왜 어려운지를 설명해준다. 1차 대기오염물질의 관리와는 달리, 배출 저감이 기대하는 2차 대기오염물질의 농도 저감으로 이어질 수 있는지에 대한 과학적, 정책적 판단을 위해서는 현상을 이해하는 과정이 선행되어야 한다. 또한 이런 장기적 접근을 위한 제도와 기반이 마련되어야 한다.

감사의 글

본 연구는 정부(과학기술정보통신부, 환경부, 보건복지부) 재원 한국연구재단-미세먼지 국가전략프로젝트사업(2017M3D8A1092020)의 일환으로 수행되었으며 이에 감사를 드립니다.

References

- Baker, K.R., Foley, K.M. (2011) A nonlinear regression model estimating single source concentrations of primary and secondarily formed PM_{2.5}, *Atmospheric Environment*, 45(22), 3758-3767, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.03.074>.
- Baker, K.R., Kelly, J.T. (2014) Single source impacts estimated with photochemical model source sensitivity and apportionment approaches, *Atmospheric Environment*, 96, 266-274, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.07.042>.
- Baker, K.R., Kotchenruther, R.A., Hudman, R.C. (2016) Estimating ozone and secondary PM_{2.5} impacts from hypothetical single source emissions in the central and eastern United States, *Atmospheric Pollution Research*, 7, 122-133, <http://dx.doi.org/10.1016/j.apr.2015.08.003>.
- Bartnicki, J. (1999) Computing source-receptor matrices with the EMEP Eulerian Acid Deposition Model, EMEP MSC-W Note, 5, 99.
- Benjey, W., Houyoux, M., Susick, J. (2001) Implementation of the SMOKE emission data processor and SMOKE tool input data processor in models-3, US EPA.
- Byun, D.W., Ching, J.K.S. (1999) Science algorithms of the EPA Models-3 community multiscale air quality (CMAQ) modeling system, US EPA, Office of Research and Development.
- Byun, D., Schere, K.L. (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.
- Cheng, S., Lang, J., Zhou, Y., Han, L., Wang, G., Chen, D. (2013) A new monitoring-simulation-source apportionment approach for investigating the vehicular emission contribution to the PM_{2.5} pollution in Beijing, China, *Atmospheric Environment*, 79, 308-316, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.06.043>.
- Cimorelli, A.J., Perry, S.G., Venkatram, A., Weil, J.C., Paine, R.J., Wilson, R.B., Lee, R.F., Peters, W.D., Brode, R.W. (2005) AERMOD: A dispersion model for industrial source applications. Part I: General model formulation and boundary layer characterization, *Journal of Applied Meteorology*, 44(5), 682-693, <https://doi.org/10.1175/JAM2227.1>.
- Cohan, D., Boylan, J., Marmur, A., Khan, M. (2007) An Integrated Framework for Multipollutant Air Quality Management and Its Application in Georgia, *Environmental Management*, 40(4), 545-554, <https://doi.org/10.1007/s00267-006-0228-4>.
- Community Modeling and Analysis System (2012) SMOKE v3.1 user's manual, https://www.cmascenter.org/smoke/documentation/3.1/manual_smokev31.pdf.
- de Melo, A.M.V., Santos, J.M., Mavroidis, I., Junior, N.C.R. (2012) Modelling of odour dispersion around a pig farm building complex using AERMOD and CALPUFF, Comparison with wind tunnel results, *Building and Environment*, 56, 8-20, <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2012.02.017>.
- Dunker, A.M., Yarwood, G., Ortmann, J.P., Wilson, G.M. (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, <https://doi.org/10.1021/es011418f>.
- Emery, C., Liu, Z., Russell, A.G., Odman, M.T., Yarwood, G., Kumar, N. (2017) Recommendations on statistics and benchmarks to assess photochemical model performance, *Journal of the Air & Waste Management Association*, 67(5), 582-598, <https://doi.org/10.1080/10962247.2016.1265027>.
- EPA (2016) Guidance on the Development of Modeled Emission Rates for Precursors (MERPs) as a Tier 1 Demonstration Tool for Ozone and PM_{2.5} under the PSD Permitting Program, https://www3.epa.gov/ttn/scram/guidance/guide/EPA454_R_16_006.pdf.
- Ghim, Y.-S., Son, J.-E. (1993) Air Quality Impact Analysis of Point and Area Sources, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 9(2), 168-173, (in Korean with English abstract).
- Gong, B.J., Park, P.M., Dong, J.I. (2015) PM₁₀ Emission Estimation from LNG G/T Power Plants and Its Important Analysis on Air Quality in Incheon Area, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 31(5), 461-471, (in Korean with English abstract), <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2015.31.5.461>.
- Guenther, A., Karl, T., Harley, P., Wiedinmyer, C., Palmer, P.I.,

- Geron, C. (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.
- Han, S.H., Kim, Y.P. (2015) Long-term Trends of the Concentrations of Mass and Chemical Composition in PM_{2.5} over Seoul, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 31(2), 143-156, (in Korean with English abstract), <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2015.31.2.143>.
- Joo, H.S., Shin, D.W., Bae, H.J., Seo, E.J., Lim, O.J., Choi, M.U., Kim, C.Y., Kim, S. (2017) Analysis of Environmental and Health Impacts of Coal-Fired Thermal Power Plant Fuel Alternative Scenarios, *Korean Environment Institute*.
- Karamchandani, P., Long, Y., Pirovano, G., Balzarini, A., Yarwood, G. (2017) Source-sector contributions to European ozone and fine PM in 2010 using AQMEII modeling data, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 17(9), 5643-5664, <https://doi.org/10.5194/acp-17-5643-2017>.
- Kim, D.G., Eom, Y.S., Hong, J.H., Lee, S.J., Seok, K.S., Lee, D.G., Lee, E.J., Bang, S.A. (2004) A Study on the Estimation of Air Pollutants Emission Factors in Electric Power Plants, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 20(3), 281-290.
- Kim, E., Kim, H.C., Kim, B.-U., Kim, S. (2019) PM_{2.5} Simulations for the Seoul Metropolitan Area: (VI) Estimating Influence of Sectoral Emissions from Chungcheongnam-do, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 35(2), 226-248, (in Korean with English abstract), <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2019.35.2.226>.
- Kim, S., Bae, C., Kim, B.-U., Kim, H.C. (2017a) 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), <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2017.33.2.139>.
- Kim, S., Kim, O., Kim, B.-U., Kim, H.C. (2017b) 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), 159-173, (in Korean with English abstract), <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2017.33.2.159>.
- Kim, S., Bae, C., Yu, C., Kim, B.-U., Kim, H.C., Moon, N. (2017c) 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, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 33(4), 377-392, (in Korean with English abstract), <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2017.33.4.377>.
- Korea Forest Service (KFS) (2017) Statistical annual report of Forest Fire in 2016, www.forest.go.kr/newkfsweb/cmm/fms/BoardFileDown.do.
- Lee, H.W., Won, G.M., Bae, J.S. (2000) The Sensitivity Analysis and Modeling for the Atmospheric Dispersion of Point Source, *Journal of Environmental Science International*, 9(1), 57-64.
- Ministry of Environment (MOE) (2013) The 2nd stage of air quality management plan over the Seoul Metropolitan Area.
- Ministry of Environment (MOE) (2017) Comprehensive Plan Report.
- Nam, K.P., Lee, H.S., Lee, J.J., Park, H.J., Choi, J.Y., Lee, D.G. (2019) A Study on the Method of Calculation of Domestic and Foreign Contribution on PM_{2.5} using Brute-Force Method, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 35(1), 86-96 (in Korean with English abstract), <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2019.35.1.086>.
- National Association of Clean Air Agencies (NACAA) (2011) PM_{2.5} Modeling Implementation for Projects Subject to National Ambient Air Quality Demonstration Requirements Pursuant to New Source Review, http://www.4cleanair.org/sites/default/files/01072011-NACAAPM2.5ModelingWorkgroupReport-FINAL_3.pdf.
- Sciare, J., d'Argouges, O., Zhang, Q.J., Sarda-Estève, R., Gaimoz, C., Gros, V., Beekmann, M., Sanchez, O. (2010) Comparison between simulated and observed chemical composition of fine aerosols in Paris (France) during springtime: contribution of regional versus continental emissions, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 10(24), 11987-12004, <https://doi.org/10.5194/acp-10-11987-2010>.
- Skamarock, W.C., Klemp, J.B., Dudhia, J., Gill, D.O., Barker, D.M., Duda, M.G., Huang, X., Wang, W., Powers, J.G. (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.
- Thunis, P., Pisoni, E., Degraeuwe, B., Kranenburg, R., Schaap, M., Clappier, A. (2015) Dynamic evaluation of air quality models over European regions, *Atmospheric Environment*, 111, 185-194, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.04.016>.
- Thunis, P., Degraeuwe, B., Pisoni, E., Trombetti, M., Peduzzi, E.,

- Belis, C.A., Wilson, J., Clappier, A., Vignati, E. (2018) PM_{2.5} source allocation in European cities: a SHERPA modelling study, *Atmospheric Environment*, 187, 93-106, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.05.062>.
- Wang, Y., Jacob, D.J., Logan, J.A. (1998) Global simulation of tropospheric O₃-NO_x-hydrocarbon chemistry: 1. Model formulation, *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 103(D9), 10713-10725, <https://doi.org/10.1029/98JD00158>.
- Ying, Q., Kleeman, M.J. (2006) Source contributions to the regional distribution of secondary particulate matter in California, *Atmospheric Environment*, 40(4), 736-752, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.10.007>.
- Yuan, Q., Yang, L., Dong, C., Yan, C., Meng, C., Sui, X., Wang, W. (2014) Temporal variations, acidity, and transport patterns of PM_{2.5} ionic components at a background site in the Yellow River Delta, China, *Air Quality, Atmosphere & Health*, 7(2), 143-153, <https://doi.org/10.1007/s11869-014-0236-0>.
- Yun, H.Y., Koo, Y.S. (2013) A Study on the Needs to Improve Effluent Quality Standard of Odor using Dispersion Model, *Journal of Korean Society of Odor Research and Engineering*, 12(2), 83-90, <https://doi.org/10.11161/jkosore.2013.12.2.83>.
- Zhang, H., Li, J., Ying, Q., Yu, J.Z., Wu, D., Cheng, Y., He, K., Jiang, J. (2012a) Source apportionment of PM_{2.5} nitrate and sulfate in China using a source-oriented chemical transport model, *Atmospheric Environment*, 62, 228-242, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.08.014>.
- Zhang, W., Capps, S.L., Hu, Y., Nenes, A., Napelenok, S.L., Russell, A.G. (2012b) Development of the high-order decoupled direct method in three dimensions for particulate matter: enabling advanced sensitivity analysis in air quality models, *Geoscientific Model Development*, 5(2), 355-368, <https://doi.org/10.5194/gmd-5-355-2012>.

Authors Information

주혜지 (아주대학교 환경공학과 대기환경 연구실 연구원)

유 철 (국가기후환경회의 저감정책국 산업저감과 연구관)

김병욱 (Unit Manager, Georgia Environmental Protection Division, Atlanta, GA, USA)

김현철 (Research Scientist, Air Resources Laboratory, National Oceanic and Atmospheric Administration, College Park, MD, USA)

김순태 (아주대학교 환경안전공학과 교수)