

Research Paper

WRF-CMAQ 모델링 시스템을 활용한 PM_{2.5} 농도변동 원인 분석: 2016년과 2017년의 가을철을 중심으로

남기표* · 임용재* · 박지훈** · 김덕래*** · 이재범* · 김상민*** ·
정동희** · 최기철* · 박현주* · 이한솔* · 장임석* · 김정수****

국립환경과학원 기후대기연구부 대기질통합예보센터*, 국립환경과학원 기후대기연구부 대기환경연구과**,
국립환경과학원 기후대기연구부 환경위성센터***, 국립환경과학원 기후대기연구부****

Analysis of the Changes in PM_{2.5} Concentrations using WRF-CMAQ Modeling System: Focusing on the Fall in 2016 and 2017

Ki-Pyo Nam* · Yong-Jae Lim* · Ji-Hoon Park** · Deok-Rae Kim*** ·
Jae-Bum Lee* · Sang-Min Kim*** · Dong-Hee Jung** · Ki-Chul Choi* ·
Hyun-Ju Park* · Han-Sol Lee* · Lim-Seok Jang* · Jeong-Soo Kim****

Air Quality Forecasting Center, Climate and Air Quality Research Department, NIER*
Air Quality Research Division, Climate and Air Quality Research Department, NIER**
Environmental Satellite Center, Climate and Air Quality Research Department, NIER***
Air Quality Research Department, NIER****

First Author: Ki-Pyo Nam, Air Quality Forecasting Center, Climate and Air Quality Research Department, National Institute of Environmental Research, Hwangyong-ro 42, Seogu, Incheon, Korea, Tel: +82-32-560-7722, E-mail: kipyonam@korea.kr

Corresponding Author: Jae-Bum Lee, Air Quality Forecasting Center, Climate and Air Quality Research Department, National Institute of Environmental Research, Hwangyong-ro 42, Seogu, Incheon, Korea, Tel: +82-32-560-7721, E-mail: gercljb@korea.kr

Co-Authors: Yong-Jae Lim, Air Quality Forecasting Center, Climate and Air Quality Research Department, National Institute of Environmental Research, Hwangyong-ro 42, Seogu, Incheon, Korea, E-mail: limyongjae@korea.kr

Ji-Hoon Park, Air Quality Research Division, Climate and Air Quality Research Department, National Institute of Environmental Research, Hwangyong-ro 42, Seogu, Incheon, Korea, E-mail: pjho80@korea.kr

Deok-Rae Kim, Environmental Satellite Center, Climate and Air Quality Research Department, National Institute of Environmental Research, Hwangyong-ro 42, Seogu, Incheon, Korea, E-mail: kimdr78@korea.kr

Sang-Min Kim, Environmental Satellite Center, Climate and Air Quality Research Department, National Institute of Environmental Research, Hwangyong-ro 42, Seogu, Incheon, Korea, E-mail: smkim91@korea.kr

Dong-Hee Jung, Air Quality Research Division, Climate and Air Quality Research Department, National Institute of Environmental Research, Hwangyong-ro 42, Seogu, Incheon, Korea, E-mail: ehdgml6869@korea.kr

Ki-Chul Choi, Air Quality Forecasting Center, Climate and Air Quality Research Department, National Institute of Environmental Research, Hwangyong-ro 42, Seogu, Incheon, Korea, E-mail: kchoi4@korea.kr

Hyun-Ju Park, Air Quality Forecasting Center, Climate and Air Quality Research Department, National Institute of Environmental Research, Hwangyong-ro 42, Seogu, Incheon, Korea, E-mail: blue745@korea.kr

Han-Sol Lee, Air Quality Forecasting Center, Climate and Air Quality Research Department, National Institute of Environmental Research, Hwangyong-ro 42, Seogu, Incheon, Korea, E-mail: hslee1120@korea.kr

Lim-Seok Jang, Air Quality Forecasting Center, Climate and Air Quality Research Department, National Institute of Environmental Research, Hwangyong-ro 42, Seogu, Incheon, Korea, E-mail: lschang@korea.kr

Jeong-Soo Kim, Climate and Air Quality Research Department, National Institute of Environmental Research, Hwangyong-ro 42, Seogu, Incheon, Korea, E-mail: jsookim@korea.kr

Received: 22 March, 2018. Revised: 2 April, 2018. Accepted: 5 April, 2018.

요약 : 본 연구에서는 지상 기상 및 PM_{2.5} 농도, GOCI 위성의 AOD 등 다양한 관측 자료와 WRF-CMAQ 모델링을 통해 2016년과 2017년의 우리나라 가을철 PM_{2.5} 농도변화 원인을 분석하였다. 지상에서 관측된 2017년 전국 평균 PM_{2.5} 농도는 2016년에 비해 약 12.3% ($3.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$) 감소한 것으로 나타났다. 두 해간 PM_{2.5} 농도 차이는 10월과 11월의 두 사례(사례1: 10월 11일~10월 20일, 사례2: 11월 15일~19일) 기간에 주로 발생하였으며, 2017년의 기상조건이 2016년에 비하여 국외로부터 대기오염물질의 장거리 수송이 어렵고, 국내의 대기환기 효과를 증가시키는 방향으로 변화한 것이 주요한 원인으로 분석되었다. WRF-CMAQ 모델링 시스템을 이용하여 기상조건 변화가 PM_{2.5} 농도에 미치는 정량적인 영향을 평가한 결과, PM_{2.5} 모의농도는 2016년 대비 2017년의 사례1 기간에는 64.0% ($23.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) 감소, 사례2 기간에는 35.7% ($12.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$) 감소한 것으로 나타나, 관측 농도 기반 감소율인 53.6% (사례1)와 47.8% (사례2)에 상응하는 감소율을 보였다. 따라서 기상조건 변화가 우리나라 가을철 PM_{2.5} 농도 변화에 큰 영향을 미치는 것으로 분석되었다. 기상조건 변화로 인한 우리나라 PM_{2.5} 농도 감소에 미친 국내의 기여율은 사례1 기간에 국외로부터의 장거리 수송영향이 52.8% 그리고 대기환기 효과에 따른 국내영향이 47.2%로 국내외 영향이 유사하게 나타나지만, 사례2 기간에는 국외영향이 66.4% 그리고 국내영향이 33.6%로서 국외영향의 감소효과가 더 크게 나타났다.

주요어 : 초미세먼지, 기여도, 기상 조건, 가을철, CMAQ

Abstract : It was analyzed to identify the cause of PM_{2.5} concentration changes for the fall in 2016 and 2017 in South Korea using ground measurement data such as meteorological variables and PM_{2.5}, AOD from GOCI satellite, and WRF-CMAQ modeling system. The result of ground measurement data showed that the PM_{2.5} concentrations for the fall in 2017 decreased by 12.3% ($3.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$) compared to that of 2016. The difference of PM_{2.5} concentrations between 2016 and 2017 mainly occurred for 11 Oct. – 20 Oct. (CASE1) and 15 Nov. – 19 Nov. (CASE2) when weather conditions were difficult to long-range transport from foreign regions and favored atmospheric ventilation in 2017 compared to 2016. Simulated PM_{2.5} concentrations in 2017 decreased by 64.0% ($23.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) and 35.7% ($12.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$) during CASE1 and CASE2, respectively. These results corresponded to the changes in observed PM_{2.5} concentrations such as 53.6% for CASE1 and 47.8% for CASE2. It is implied that the changes in weather conditions affected significantly the PM_{2.5} concentrations for the fall between 2016 and 2017. The contributions to decreases in PM_{2.5} concentrations was assessed as 52.8% by long-range transport from foreign regions and 47.2% by atmospheric ventilation effects in domestic regions during CASE1, whereas their decreases during CASE2 were affected by 66.4% from foreign regions and 33.6% in domestic regions.

Keywords : PM_{2.5}, Contribution, Meteorological conditions, Fall, CMAQ

I. 서론

대기 중 미세먼지(PM: Particulate Matter)는 인체 건강, 기후변화(IPCC 2013, IPCC 2007), 시정(Seinfeld & Pandis 2006) 등 다양한 문제와 연관됨에 따라 지속적으로 주목 받고 있다. 특히, 직경이 $2.5 \mu\text{m}$ 보다 작은 미세먼지인 PM_{2.5}는 호흡기를 통해 체내로 유입되어 호흡기와 심혈관계 질환을 유발시킬

과 동시에 조기사망률을 증가시키는 것으로 보고되고 있으며(WHO 2013; Pope et al. 2009; Pope & Dockery 2006; Bernard et al. 2001; Schwartz et al. 1996), PM₁₀ 보다 작은 입자크기로 인해 입자의 수가 많고 표면적이 넓어 체내로의 이동이 용이함에 따라 인체 유해성이 큰 것으로 알려져 있다(Gong et al. 2012). 또한, Di et al. (2017)은 PM_{2.5} 농도가 $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 증가하면 조기사망률은 연 평균 PM_{2.5} 농도가 $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 이하

일 때 7.3% 증가, 12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 이하일 때 13.6% 증가함을 보였으며, 이는 낮은 PM_{2.5} 농도 환경에서도 인체 건강에 부정적인 영향을 미칠 수 있음을 시사한다.

PM_{2.5}는 산업시설, 수송, 발전소 등의 배출원에서 직접 배출되는 1차 생성입자와 배출원에서 배출된 가스 상 전구물질이 대기 중 화학 반응하여 만들어지는 2차 생성입자로 구성된다. 대기 중 PM_{2.5} 농도변화는 1차 생성보다는 주로 2차 생성에 영향을 받는 것으로 알려져 있으며(Kim et al, 2016; Choi et al, 2013), 이로 인해 직접적인 배출량과 대기 중 PM_{2.5} 농도의 시·공간적 분포는 일치하지 않는다(Zhang et al, 2012). 이와 더불어 우리나라의 PM_{2.5} 농도변화는 1차와 2차 생성뿐만 아니라, 주변국으로부터 장거리 수송되는 대기오염물질의 영향도 받게 된다(Han et al, 2006; Kim et al, 2005; Jung et al, 2010). Kim et al.(2017)은 우리나라 수도권 지상 PM₁₀ 농도에 대한 국외 기여도는 3월에 약 70% 그리고 9월에 약 45% 수준임을 제시한 바 있다. Lee et al.(2011)은 역궤적과 군집 분석을 통해 2001년부터 2008년까지 서울 지역의 고농도 PM₁₀ 현상의 원인을 국내와 국외로 구분하고 이를 구분하는 종관학적 기상 특성을 분석하였으며, Oh et al.(2015)은 서울지역에서 2001년부터 2013년까지 9월에서 3월 사이에 4일 이상 지속된 고농도 PM₁₀ 현상의 주요 원인이 강한 고기압과 약한 서풍에 기인한 중국으로부터의 장거리 수송임을 밝힌 바 있다.

다만, 기존 선행연구들은 주로 미세먼지 중 직경이 10 μm 보다 작은 입자인 PM₁₀을 대상으로 분석을 수행함에 따라, 인체 건강에 더 유해한 것으로 알려진 PM_{2.5}를 대상으로 한 연구는 아직까지 미흡한 실정이다. 또한, 분석 대상지역도 주로 수도권 또는 서울 지역으로 국한하여 분석함으로써 우리나라의 전체적인 미세먼지 변화 특성을 파악하는 것에는 한계를 지니고 있으며, 기상 및 배출량 변화에 따른 우리나라 PM_{2.5} 농도에 대한 국내의 기여수준의 정량적 평가도 미흡한 실정이다. 따라서 본 연구에서는 우리나라 전국을 대상으로 국가 대기질 측정 자료, 지상 기상 관측 자료, GOCI 위성 자료 등 다양한 관측 자료와 대기오염물질의 배출량과 미세먼지 농도 간 비선형성

을 반영할 수 있는 대기질 모델링을 활용하여 PM_{2.5} 농도 변화의 원인을 파악함과 동시에 국내의 기여 수준을 정량적으로 규명하고자 한다. 연구대상 기간은 2016년 대비 2017년에 계절평균 PM_{2.5} 농도가 가장 큰 차이를 나타냈던 가을철(봄: $-0.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 여름: $-2.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 가을: $-3.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 겨울: $1.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$)을 대상으로 하였다.

본 연구 결과는 현재 국내에서 사회적 이슈가 되고 있는 PM_{2.5} 거동에 대한 이해 증진과 더불어 미세먼지 저감대책 수립의 기초자료로 활용될 수 있을 것으로 판단된다. 2장에서는 연구에 활용된 관측 자료와 모델링 시스템 등 연구방법을 소개하며, 3장에서는 모델링을 통한 기상효과 등 가을철 PM_{2.5} 농도 변화 원인을 기술한다. 4장에서는 연구결과가 요약되어 진다.

II. 연구방법

1. PM_{2.5} 및 기상 관측 자료

2016년과 2017년 가을철(9~11월)에 대해 국내에서 관측된 지상 PM_{2.5} 농도의 수준을 평가하기 위하여 국립환경과학원의 NAMIS(National Ambient air quality Monitoring Information System)를 통해 수집된 전국 265개 도시대기 측정망의 PM_{2.5} 농도 자료를 이용하였다. 2016년 자료는 QA/QC 과정을 거친 확정자료를 이용하였으나, 2017년의 경우 확정된 관측 자료가 제공되지 않고 있어 실시간으로 수집된 자료를 사용하였다. 또한, 연직 적분된 에어로졸의 공간적 분포 특성을 파악하기 위하여 한국해양과학기술원 해양위성센터의 GOCI(Geostationary Ocean Color Imager) 자료를 통해 에어로졸 광학깊이(AOD; Aerosol Optical Depth)를 산출하여 분석에 이용하였다.

국내 기상특성을 분석하기 위하여 우리나라 기상청의 95개 정규 기상관측소 자료를 이용하여 기온과 풍속 변동을 분석하였으며, 동아시아 지역의 종관 기상 특성을 파악하기 위해 NCEP(The National Center for Environmental Prediction)에서 제공하는 기상 재분석 자료인 0.25°×0.25° FNL(Final Operational

Global Analysis data) 자료를 이용하여 850 hPa 등압면의 기온, 기압, 바람장을 분석하였다.

2. 기상·대기질 모델

관측 자료 분석과 더불어 배출량과 $PM_{2.5}$ 농도와와의 비선형적 특성을 고려한 가을철 $PM_{2.5}$ 농도 차이의 원인을 분석하기 위하여 모델링을 통한 분석을 수행하였다. 기상 모델링은 전 세계적으로 널리 사용되는 WRF(Weather Research and Forecast; Skamarock et al. 2008) v3.8.1 모델을 이용하였으며, 대기질 모델링은 미국 EPA(Environmental Protection Agency)에서 개발된 CMAQ(Community Multiscale Air Quality; Byun & Ching 1999) v5.0.2 모델을 사용하였다.

Figure 1은 본 연구에서 대기질 모사를 위해 사용된 영역을 나타낸다. 대상영역은 크게 동북아시아(Domain1)와 한반도(Domain2)로 구분되며, 38.0°N, 126.0°E를 중심으로 동지격자체계를 사용한다. 동북아시아 영역은 27km 수평 분해능을 가지며 174(동

서방향)×128(남북방향)의 격자로 구성된다. 우리나라 영역을 상세하게 모사하기위한 한반도 영역은 동북아시아 영역보다 수평 분해능이 9배 증가한 9km 분해능을 가지며 67(동서방향)×82(남북방향)의 격자로 구성된다. WRF 기상모델에서 사용된 주요 물리옵션으로 미세물리과정은 WSM3(Hong et al. 2004), PBL은 YSU scheme(Hong et al. 2006)을 활용하였으며, CMAQ은 에어로졸 모듈로 AERO5와 광화학 반응으로 SAPRC99(Statewide Air Pollution Research Center, Version 99; Carter 1999)를 적용하였다. 자세한 설정은 Table 1에 정리하였다.

모델 수행에 필요한 전구 기상 입력 자료는 1°×1° FNL 자료를 사용하였으며, 대기오염물질의 배출량 자료는 인위적 및 자연적 배출량을 모두 고려하였다. 인위적 배출량의 경우, 국외는 MIX 2010(Li et al. 2015), 국내는 CAPSS(Clean Air Policy Support System)의 2010년 자료를 사용하였으며, 자연적 배출량은 MEGAN 2(Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature version 2; Guenther

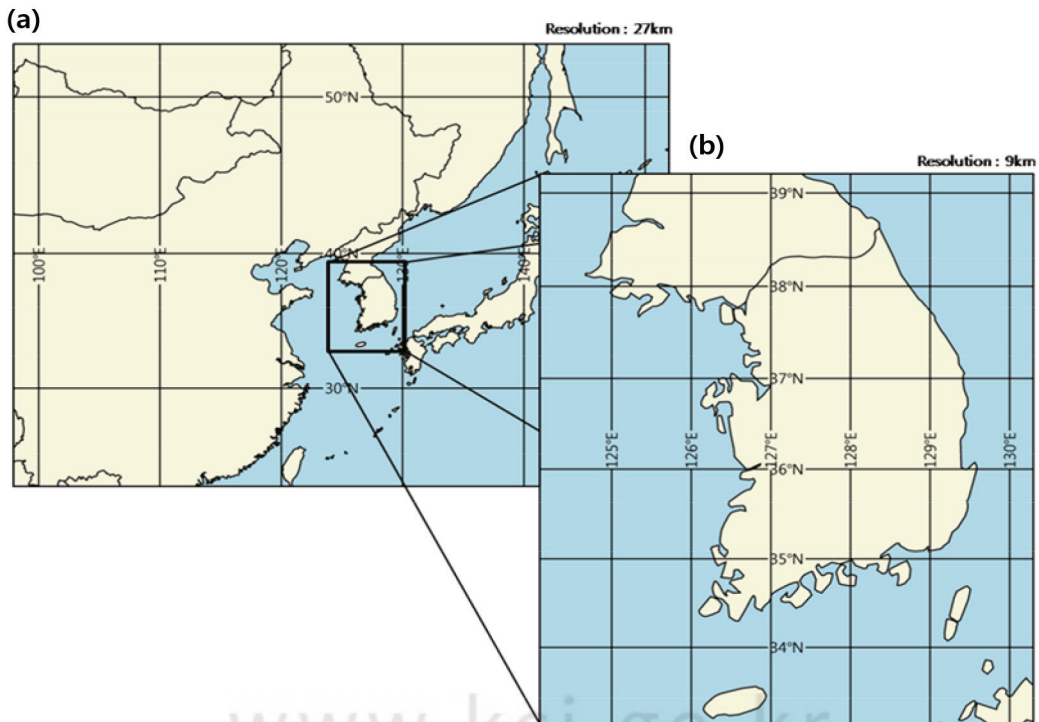


Figure 1. Spatial coverage of the domains of (a) East-Asia and (b) the Korean Peninsula used for air quality modeling.

Table 1. Configurations of WRF-CMAQ modeling system used in this study

(a) WRF	
Version	3.8.1
Met. input data	FNL (NCEP 2000)
Micro physics	WSM3 (Hong et al. 2004)
Long wave radiation	RRTM (Mlawer et al. 1997)
Short wave radiation	Goddard (Tao et al. 1989)
Land-Surface Model	Noah LSM (Chen & Dudhia 2001)
PBL scheme	YSU (Hong et al 2006)
(b) CMAQ	
Version	5.0.2
Chemical mechanism	SAPRC99 (Carter 1999)
Chemical solver	EBI
Aerosol module	AERO5 (fifth generation CMAQ aerosol module)
Advection scheme	YAMO
Horizontal diffusion	Multiscale
Vertical diffusion	ACM2

et al. 2006) 모델을 기반으로 산출하여 이용하였다. 인위적 배출량은 SMOKE(Sparse Matric Operator Kernel Emissions; Benje et al. 2001)을 이용하여 시·공간적으로 할당된 뒤 대기질 모델에 활용되었다.

III. 연구결과 및 고찰

1. PM_{2.5} 관측 농도 변화

Figure 2는 우리나라 전국의 2016년과 2017년 가을철 일평균 PM_{2.5} 농도 변화를 나타낸 것이다. 2017년

가을철(9월~11월) 평균 PM_{2.5} 농도는 2016년에 비하여 24.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 에서 21.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로 약 12.3%(3.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) 감소하였다. 월별 PM_{2.5} 농도는 9월에 6.3%(1.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 22.2→20.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), 10월에 17.7%(3.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 20.9→17.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), 11월에 12.3%(3.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 30.1→26.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) 감소하여 10월에 가장 큰 감소율을 보였다. 그리고 2017년에는 2016년 대비 10월과 11월에 한 차례 씩 뚜렷한 PM_{2.5} 농도 차이를 보였으며, 이 중 첫 번째 사례(CASE1)는 10월 11일부터 10월 20일까지로 PM_{2.5} 농도가 평균 17.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 감소(32.1→14.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), 두

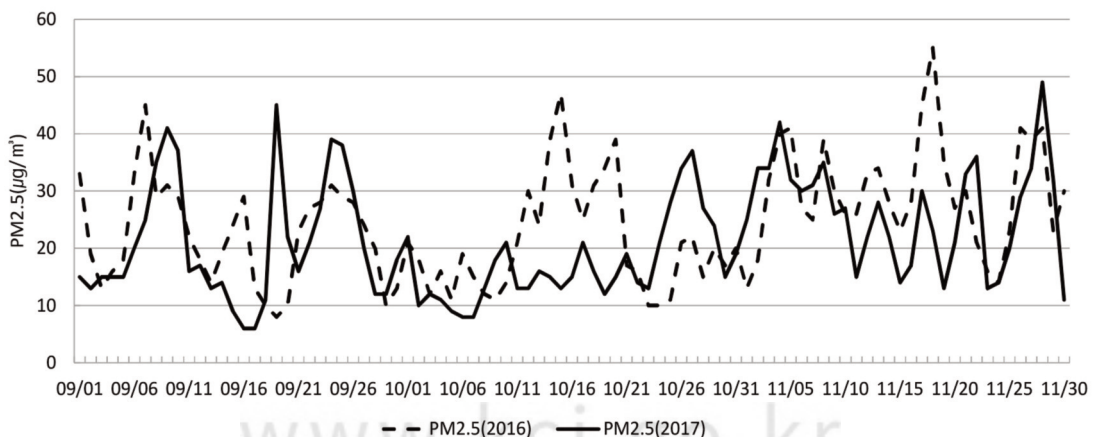
Figure 2. Time series of daily mean PM_{2.5} concentrations during the fall in 2016 and 2017 over South Korea.

Table 2. Average PM_{2.5} concentration change during the fall in each region over South Korea (Unit: $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Western region	Year	SE	IC	NG	SG	WG	SC	NJL	SJL	Jeju	
	2016(A)	23.9	24.9	30.6	24.7	28.2	26.1	30.2	20.8	18.5	
	2017(B)	18.6	20.5	22.3	22.1	20.5	21.8	25.2	18.0	20.8	
	B-A	-5.3	-4.4	-8.3	-2.6	-7.7	-4.3	-5.0	-2.8	2.3	
Eastern region	Year	EG	DJ	SJ	NC	GJ	BS	DG	US	NGS	SGS
	2016(A)	22.2	19.0	21.3	25.9	21.3	24.5	23.5	21.6	23.8	23.4
	2017(B)	18.7	19.1	20.0	24.7	24.4	22.0	22.1	20.7	21.7	20.2
	B-A	-3.5	0.1	-1.3	-1.2	3.1	-2.5	-1.4	-0.9	-2.1	-3.2

SE: Seoul, IC: Incheon, NG: Northern Gyeonggi, SG: Southern Gyeonggi, WG: Western Gangwon, EG: Eastern Gyeongwon, DJ: Daejeon, SJ: Sejong, NC: Northern Chungcheong, SC: Southern Chungcheong, GJ: Gwangju, NJL: Northern Jeolla, SJL: Southern Jeolla, BS: Busan, DG: Daegu, US: Ulsan, NGS: Northern Gyeongsang, SGS: Southern Gyeongsang, JJ: Jeju

번째 사례(CASE2)는 11월 15일부터 11월 19일까지로 PM_{2.5} 농도가 평균 17.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 감소(37.2→19.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) 하였다. 사례1과 사례2 기간은 해당하는 월 총 PM_{2.5} 농도 변화량 중 각각 56.8%, 33.6%를 차지 하였으며, 두 사례 기간을 제외하면 2016년과 2017년 가을철 PM_{2.5} 농도는 각각 22.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 22.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 유사한 수준을 나타내었다. 따라서 두 사례가 2016년과 2017년의 가을철 PM_{2.5} 농도 차이를 발생 시킨 주도적인 기간인 것으로 분석되었다.

Table 2에 전국을 19개 권역으로 구분하여 2016과 2017년의 가을철 PM_{2.5} 농도와 두 해간 차이를 제시 하였다. 19개 권역별 PM_{2.5} 농도 차이는 수도권, 강원영서, 충청남도, 전라도를 포함한 우리나라 서부지역과 강원영동, 대전, 영남권 등 중부 내륙을 포함한 동부지역으로 구분되어 질 수 있다. 서부지역은 2016년 대비 2017년에 가을철 평균 PM_{2.5}가 16.6% 감소(4.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 25.3→21.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) 하였으며, 동부지역은 5.7% 감소(1.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 22.7→21.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) 하여 우리나라의 서부지역이 동부지역보다 2.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 더 감소한 것으로 분석되었다. 사례1 기간에는 서부지역의 PM_{2.5} 평균 농도가 약 16.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (32.0→15.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) 감소하였으며, 동부지역은 PM_{2.5} 평균 농도가 12.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (27.7→15.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) 감소하여 두 지역의 감소폭은 4.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 의 차이를 나타내었다. 그리고 사례2 기간에는 서부지역의 평균 PM_{2.5}가 18.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (37.9→19.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) 감소하였으며, 동부지역에서는 15.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (35.2→19.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) 감소하여 3.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 의 차이를 나타내었다. 따라서 두 사례기간 모

두 서부지역이 동부지역보다 더 큰 PM_{2.5} 농도의 감소가 나타난 것으로 분석되었다.

2. 원인 분석

1) 종관 기상 패턴

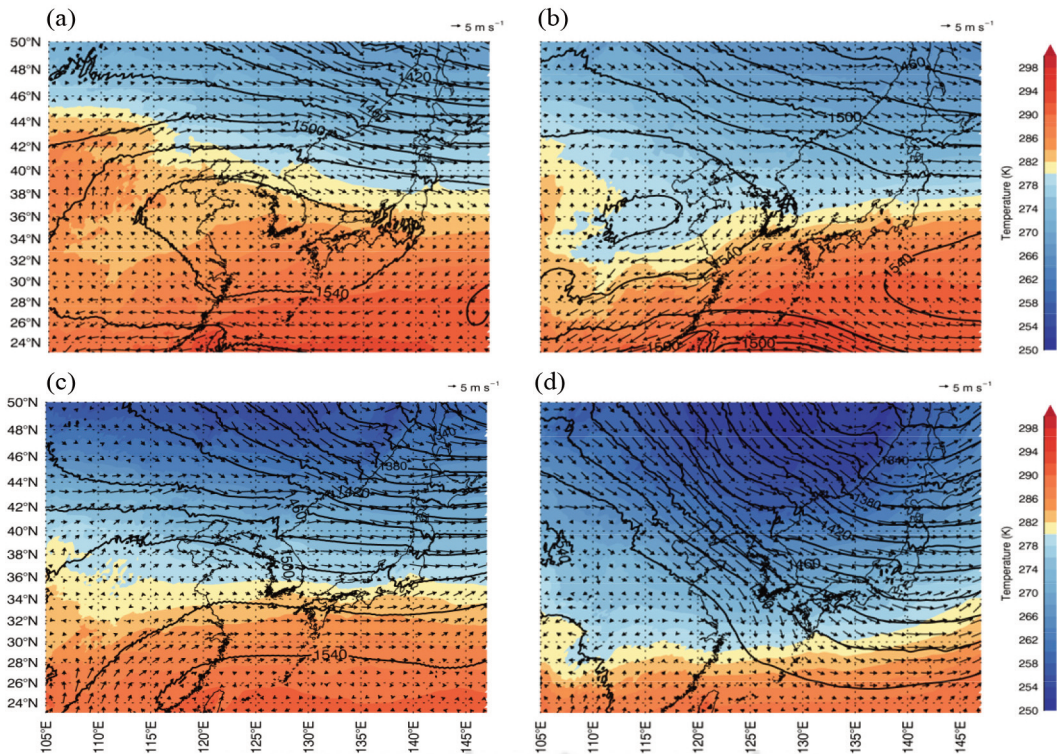
2016년과 2017년 가을철의 기상요인 차이를 분석하기 위해 전국 총 95개 정규 기상관측소 자료를 기반으로 분석을 수행하였다. 2016년과 2017년 가을철 전국 평균 풍속은 각각 약 1.7 m/s, 1.8 m/s로 나타났다. 전국 평균 기온은 각각 15.1℃, 14.2℃로 큰 차이를 나타내지 않았다. 그러나 PM_{2.5} 농도 차이가 크게 나타난 사례1과 사례2 기간에는 풍속과 기온 모두 뚜렷한 차이를 보였다.

사례1 기간에는 2016년에 비하여 2017년 가을철에 지상풍속이 0.5 m/s 증가(1.3 → 1.8 m/s)하고 지상기온은 1.1℃ 감소(16.0 → 14.9℃) 하였다. 사례1 기간에 대해 두 해간 종관 기상 패턴을 비교 분석한 결과(Figure 3, a, b), 2016년에는 이동성 고기압의 영향권이 주로 우리나라에 주변에 위치함에 따라 서풍계열의 바람이 형성되었고, 북쪽지역의 한기가 우리나라로 남하하지 못하는 기상 패턴을 보인 반면, 2017년에는 이동성 고기압의 영향권이 중국 대륙 지역에 국한되어 나타남에 따라 북풍계열의 바람이 형성되어 북쪽지역의 한기가 우리나라로 남하한 것으로 분석된다. 그리고 이러한 종관 기상 패턴의 분석 결과는 지상에서 관측된 풍속의 증가와 기온 감소의 결과와 잘 일치하였다. 따라서 2016년에 비하여

2017년에는 중국 대륙으로부터의 대기오염물질의 장거리 수송이 어렵고 국내에서는 대기환기 효과가 증가하는 기상학적 조건이 형성된 것으로 분석된다.

사례2 기간에도 사례1 기간과 같이 우리나라에서 풍속이 증가하고 기온이 감소하는 경향을 보였으나, 이는 이동성 고기압의 영향보다는 시베리아 고기압의 영향 범위에 따라 달라진 것으로 분석되었다 (Figure 3, c, d). 2016년에는 850 hPa 등압면의 지오폠펜설고도(geopotential height) 중 1500 gpm 고도선이 우리나라 중부지역에 위치함과 동시에 지오폠펜설고도장이 주로 동서방향으로 수평적 배치를 보임으로써 서풍계열의 바람이 형성되는 것으로 나타났다. 그리고 기온 분포를 알 수 있는 등온선도 동서방향으로 수평적 배치를 보였으며, 282 K 등온선이 북위 약 35도선에 위치하는 것으로 나타났다. 이에 반해 2017년에는 850 hPa 등압면의 지오폠펜설고도 중 1500 gpm 고도선이 우리나라 남해안 지역에

위치함과 동시에 지오폠펜설고도장이 북서-남동 방향으로 배치되어 주로 북서풍계열의 바람이 형성되었다. 그리고 282 K 등온선은 2016년에 비해 약 7도 남하하여 북위 28도선 부근에 위치하는 것으로 나타났다. 이러한 분석 결과는 시베리아 대륙성 고기압의 영향을 더 크게 받음으로써 나타나는 2016년 대비 2017년 지상풍속의 증가(0.8 m/s, 1.6 → 2.4 m/s)와 기온 감소(2.7 °C, 9.8 → 7.1 °C)와도 잘 일치하였다. 따라서 사례2 기간에도 사례1과 같이 2016년에 비하여 2017년에는 중국 대륙으로부터의 대기오염물질의 장거리 수송이 어렵고 국내에서는 대기환기 효과가 증가하는 기상학적 조건이 형성된 것으로 분석된다. 하지만 기상과 대기질 관측 자료만으로는 기상조건의 변화가 PM_{2.5} 농도 변화에 미치는 영향을 정량적으로 분석하기에는 한계가 존재한다. 따라서 2.2절에서는 기상조건 변화가 2016년과 2017년 가을철 PM_{2.5} 농도변화에 미친 영향을 기상-대기질 모델링



을 통해 정량적으로 평가하여 기술하였다.

2) WRF-CMAQ 모델링 결과 검증

기상조건의 변화가 우리나라 가을철 $PM_{2.5}$ 농도에 미치는 효과를 정량적으로 분석하기 위해 기상모델(WRF v3.8.1)과 대기질모델(CMAQ v5.0.2)을 이용하여 $PM_{2.5}$ 농도를 모의하였다. 2016년과 2017년 가을철 $PM_{2.5}$ 농도 모의에 사용된 배출량 입력 자료는 동일하나, 기상 입력 자료는 각 년도에 해당하는 기상장을 사용하였다. 따라서 모사된 2016년과 2017년의 $PM_{2.5}$ 농도 차이는 기상변화에 따른 효과에 의한 것으로 분석될 수 있다.

모델을 통해 산출된 2016년과 2017년 가을철 $PM_{2.5}$ 모사 성능을 검증하기 위해 도시대기 측정망 자료와 비교·분석을 수행하였다(Figure 4). 우리나라를 대상으로 모의된 전국 일평균 $PM_{2.5}$ 농도와 관측 농도의 상관관계수(R)는 2016년에 0.80, 2017년에 0.82를 나타내었으며, Mean Bias Error(MBE)는 2016년에 $-0.7 \mu g/m^3$, 2017년에 $0.1 \mu g/m^3$ 으로써 모의된 농도가 측정된 $PM_{2.5}$ 농도를 잘 재현한 것으

로 평가되었다. 우리나라를 서부지역과 동부지역으로 구분하여 모델 모사능력을 검증한 결과에서도 서부지역과 동부지역의 상관관계수는 각각 2016년에 0.80, 0.78, 2017년에 0.77, 0.86으로 유의하게 나타났다. 또한 MBE는 각각 2016년에 $-0.2 \mu g/m^3$, $-2.9 \mu g/m^3$, 2017년에 $1.1 \mu g/m^3$, $-2.7 \mu g/m^3$ 로 나타나, 모의결과가 우리나라 동부지역에 대해 측정값보다 소폭 과소모의 하지만 전반적으로 $PM_{2.5}$ 의 일 변화는 잘 모사하고 있는 것으로 나타났다. 일부 동부지역의 경우 모델 모사에 사용된 국내 배출량 자료에서 배출량 산정이 과소평가된 것으로 판단된다(Choi et al., 2018).

3) 기상-대기질 모델을 활용한 기상효과 분석

Figure 5에 모의된 동아시아 영역의 2016년과 2017년 가을철 평균 $PM_{2.5}$ 공간분포를 나타내었다. 가을철 평균 $PM_{2.5}$ 공간분포는 우리나라의 풍상측인 중국 대륙에서 $PM_{2.5}$ 농도가 높고 한국과 일본은 상대적으로 낮은 농도 수준을 보였다(Figure 5, a, b). 하지만, 2017년 가을철에는 기상조건 변화로 인해

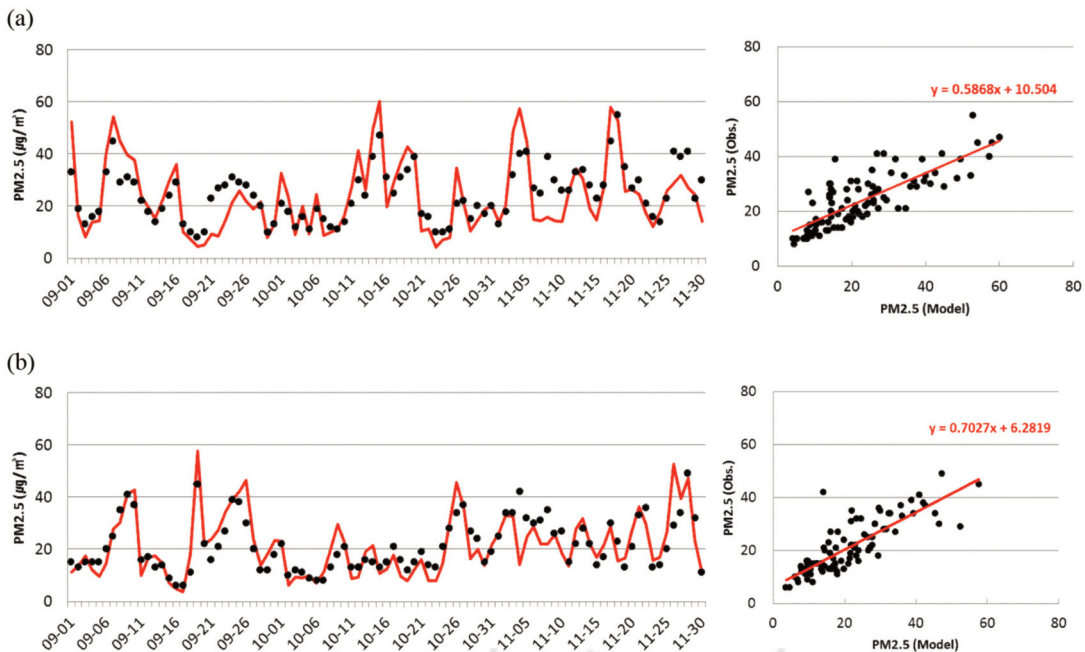


Figure 4. Time series and scatter plot of daily mean $PM_{2.5}$ concentrations during the fall in (a) 2016 and (b) 2017 (observation: dot line, model: continuous line).

2016년 가을철에 비하여 중국의 징진지와 그 주변 지역을 중심으로 PM_{2.5} 농도가 감소하고 중국 동남부 지역에서 농도가 증가하였다(Figure 5c). Figure 6은 동아시아 지역에서의 사례1과 사례2 기간에 대해 모의된 PM_{2.5} 공간분포(Figure 6, a, b)와 두 사례기간 동안 2016년과 2017년의 PM_{2.5} 농도 차이(Figure 6c), GOCI 위성으로부터 산출된 AOD 차이(Figure 6d)를 나타낸다. 두 사례 기간 동안 공통적으로 중국 산둥성 주변을 중심으로 PM_{2.5} 농도가 뚜렷하게 증가한 것으로 나타난 반면, 그 외 지역에서는 전반적으로 PM_{2.5} 농도가 감소하는 모습을 보였다. 이는 Figure 3에서 보였던 것과 같이 2016년에 비하여 2017년의 사례1 기간에는 산둥성 주변에 고기압 중심이 위치하여 대기가 정체함에 따라 높은 PM_{2.5} 농도가 나타난 것으로 판단되며, 사례2 기간에는 산둥성 지역의 풍상측으로부터 대기오염물질의 수송효과가 PM_{2.5} 농도를 증가시킨 것으로 판단된다. 또한, GOCI 위성으로부터 산출된 AOD의 공간분포에서도 산둥성 지역을 중심으로 AOD가 증가하였으며, 그 외 지역에는 전반적으로 AOD가 감소하는 패턴을 보여 모델을 통해 모의된 PM_{2.5} 농도의 공간분포와 전반적으로 잘 일치하였다.

Figure 7에 우리나라를 중심으로 2016년과 2017년의 가을철에 대해 모의된 PM_{2.5} 농도의 공간적 분포와 그 차이를 나타내었다. 두 해의 가을철에 대해 모의된 PM_{2.5} 농도는 전반적으로 수도권과 충청권, 광주, 대구, 울산, 부산 등 주요 배출지역에서 그 외

지역에 비해 높은 수준을 보였다. 그러나 전국평균 PM_{2.5} 농도는 2016년에 비해 2017년에 감소하였으며 그 수준은 각각 22.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 21.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로, 기상효과로 인해 약 1.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 감소한 것으로 평가되었다. 2016년 대비 2017년 가을철에 대해 모의된 PM_{2.5} 농도의 지역별 증감경향은 지역별 관측농도의 증감경향과 전반적으로 잘 일치하는 것으로 나타났다(Table 2, Figure 7c). 그러나 경상북도의 경우에는 관측농도의 증감경향과 상이한 공간분포를 나타냈는데, 이는 경상북도의 동부지역에는 도시대기 측정망이 위치하고 있지 않음에 기인하는 것으로 판단된다. 모델 모의 결과에서 경상북도 내에서 도시대기 측정소가 위치한 곳의 PM_{2.5} 농도를 추출하여 2016년과 2017년의 농도차이를 산출한 결과 PM_{2.5} 농도는 감소(0.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 20.2 $\rightarrow$ 19.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)하는 경향을 보이며, 이는 도시대기 측정망의 평균 감소(2.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 23.8 $\rightarrow$ 21.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)에 비해 작지만 관측농도의 감소경향과 일치하였다.

Figure 8은 사례1과 사례2 기간에 대해 모의된 우리나라의 PM_{2.5} 농도 분포와 그 차이를 나타낸 것이다. 2017년 사례1 기간은 기상조건의 변화로 인해 2016년에 비하여 PM_{2.5}의 농도가 23.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 감소(36.1 $\rightarrow$ 13.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)한 것으로 나타났으며, 사례2 기간에는 PM_{2.5}가 12.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 감소(34.2 $\rightarrow$ 22.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)한 것으로 나타나 기상변화가 우리나라 PM_{2.5} 농도를 크게 변화시킨 것으로 모의하였다. 두 사례기간 동안 모델을 통해 모의된 PM_{2.5} 감소 경향은 전반

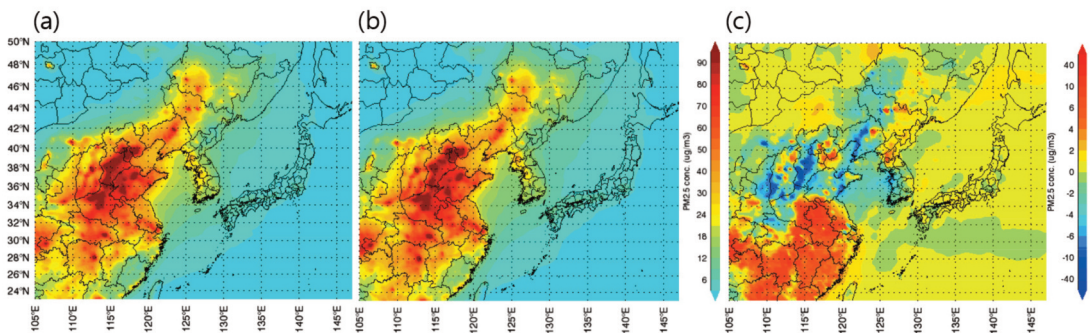


Figure 5. Spatial distributions of the simulated average PM_{2.5} concentrations during the fall in (a) 2016 and (b) 2017, and (c) their differences between 2016 and 2017 (2017 minus 2016) over East Asia using WRF-CMAQ modeling system.

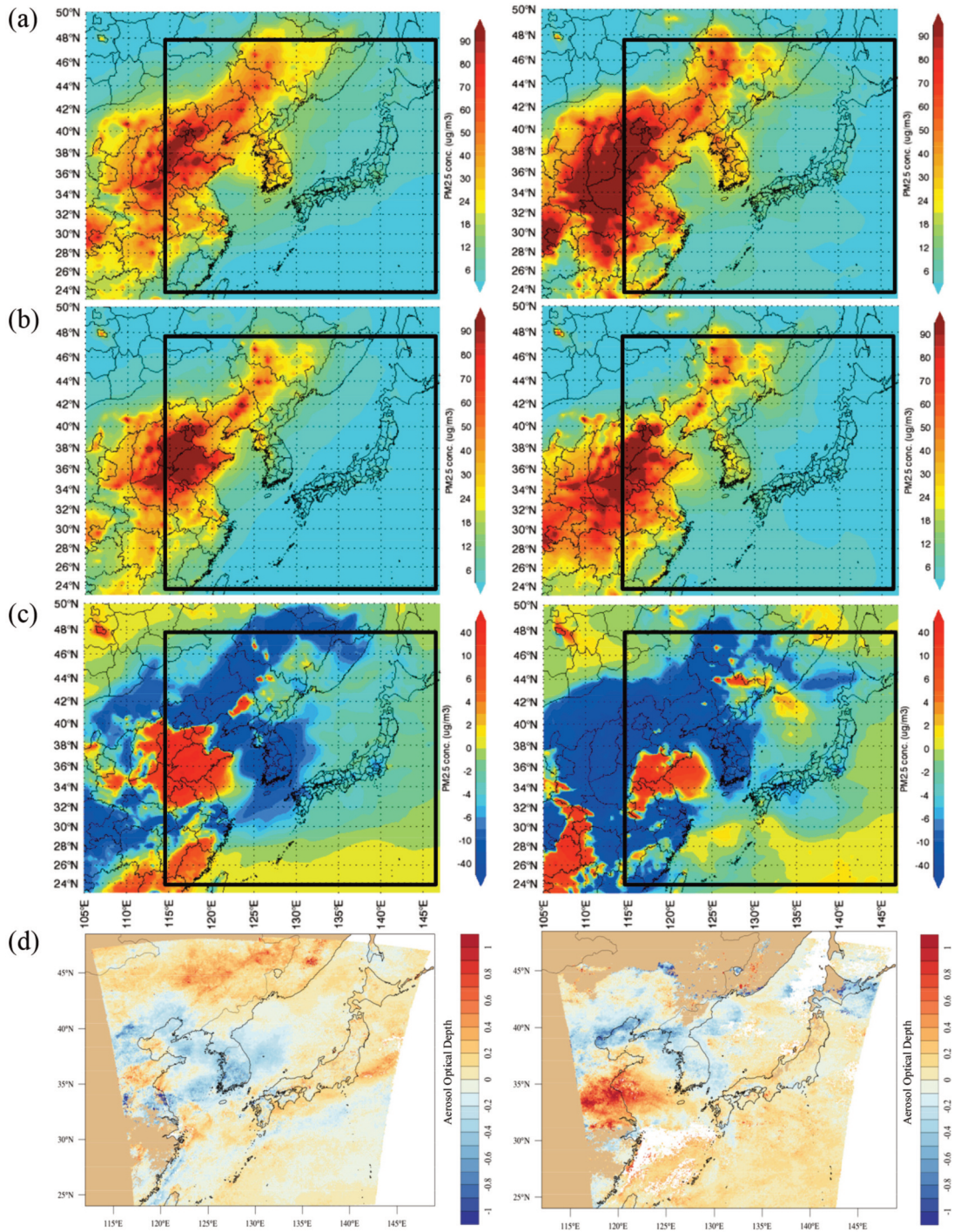


Figure 6. Spatial distributions of the simulated average PM_{2.5} concentrations during Case 1 (left) and Case 2 (right) in (a) 2016, (b) 2017, (c) their difference (2017 minus 2016) of simulated average PM_{2.5} using WRF-CMAQ modeling system and (d) AOD estimated from GOCI satellite over East Asia.

적으로 도시대기 측정망에서 측정된 PM_{2.5}의 감소 경향과 일치했지만, 감소폭은 다소 차이를 나타내었다. 이는 기상 및 대기질 모델 자체가 가지는 물리·화학적 연산 과정의 한계와 모델에서 이용되는 국내·외 배출량 인벤토리와 실제 배출량과의 차이 등에 따른 불확실성(Gilliand et al, 2008; Zheng et al, 2009; Jeon et al, 2016)에 의한 것으로 판단된다.

지역별로 살펴보면 2016년 대비 2017년에 서부지역의 PM_{2.5}는 가을철동안 2.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 감소(24.0 $\rightarrow$ 21.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)한 것으로 모의되었으며, 사례1 기간에 23.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 감소(37.9 $\rightarrow$ 14.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), 사례2 기간에 14.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 감소(35.3 $\rightarrow$ 21.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)한 것으로 나타났다. 반면, 동부지역에서는 가을철동안 PM_{2.5}가 1.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 감소(19.1 $\rightarrow$ 18.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)한 것으로 모사되었으며, 사례1 기간에는 22.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 감소(30.8 $\rightarrow$ 8.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), 사례2 기간에는 8.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 감소(28.3 $\rightarrow$ 20.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) 하는 것으로 나타나 기상 조건의 변화는 우리나라 동부지역보다 상대적으로 서부지역의 PM_{2.5} 감소에 더 크게 기여한 것으로 나타났다.

다음 2.4절에서는 우리나라 서부와 동부지역의 지역별 PM_{2.5} 농도 감소폭이 다르게 나타난 원인을 분석하기 위하여, 사례1과 사례2 기간동안 2016년 대비 2017년 PM_{2.5} 농도의 총 감소량에 대한 국내·외 영향을 정량적으로 평가한 결과를 기술하였다.

4) 기상 조건 변화에 따른 국내·외 PM_{2.5} 기여도 분석

2016년과 2017년 가을철동안 PM_{2.5} 농도 차이가 크게 나타난 두 사례 기간의 농도 변동 원인을 국내와 국외 영향으로 구분하여 분석하기 위해 EMEP(2010)에서 제시한 BFM(Brute Force Method)를 이용하여 국내외 기여도 분석을 수행하였다. BFM은 배출량 삭감에 따른 대기오염물질의 민감도를 산정하는 방법으로, 본 연구에서는 기본 실험과 국내 배출량을 20% 삭감한 실험을 통해 PM_{2.5} 농도에 미치는 민감도를 역산하여 국내외 영향을 정량적으로 산출하였다.

Table 3에 BFM 방법을 기반으로 산출되어진 두 사례기간에 대해 우리나라 PM_{2.5} 농도에 미치는 국내외 기여도 산정결과를 제시하였다. 2016년 대비 2017년 사례1 기간의 우리나라 평균 PM_{2.5} 감소량(23.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)은 국외로부터 장거리 수송되는 영향의 감소로 인해 12.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (약 52.8%) 감소하였으며, 국내 배출 영향의 감소로 인해 10.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (약 47.2%) 감소한 것으로 나타났다. 따라서, 사례1 기간은 2.1절에 기술한 기상변화로 인해 국외로부터의 장거리 수송 영향이 감소함과 동시에 국내 대기환기 효과의 증가로 인해 국내에서 생성되는 PM_{2.5}의 영향도 줄어든 것으로 분석된다. 사례2 기간의 2016년 대비 2017년 우리나라 평균 PM_{2.5} 총 감소량(12.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)은 장거리 수송의 영향이 8.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (약 66.4%) 감소한 것으

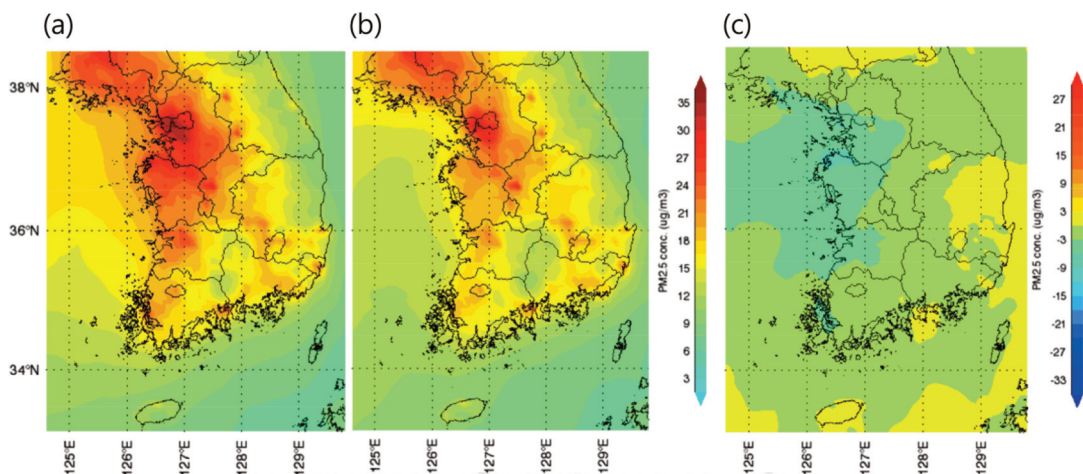


Figure 7. Spatial distributions of the simulated average PM_{2.5} concentrations during the fall in (a) 2016, (b) 2017 and (c) their difference (2017 minus 2016) over South Korea using WRF-CMAQ modeling system.

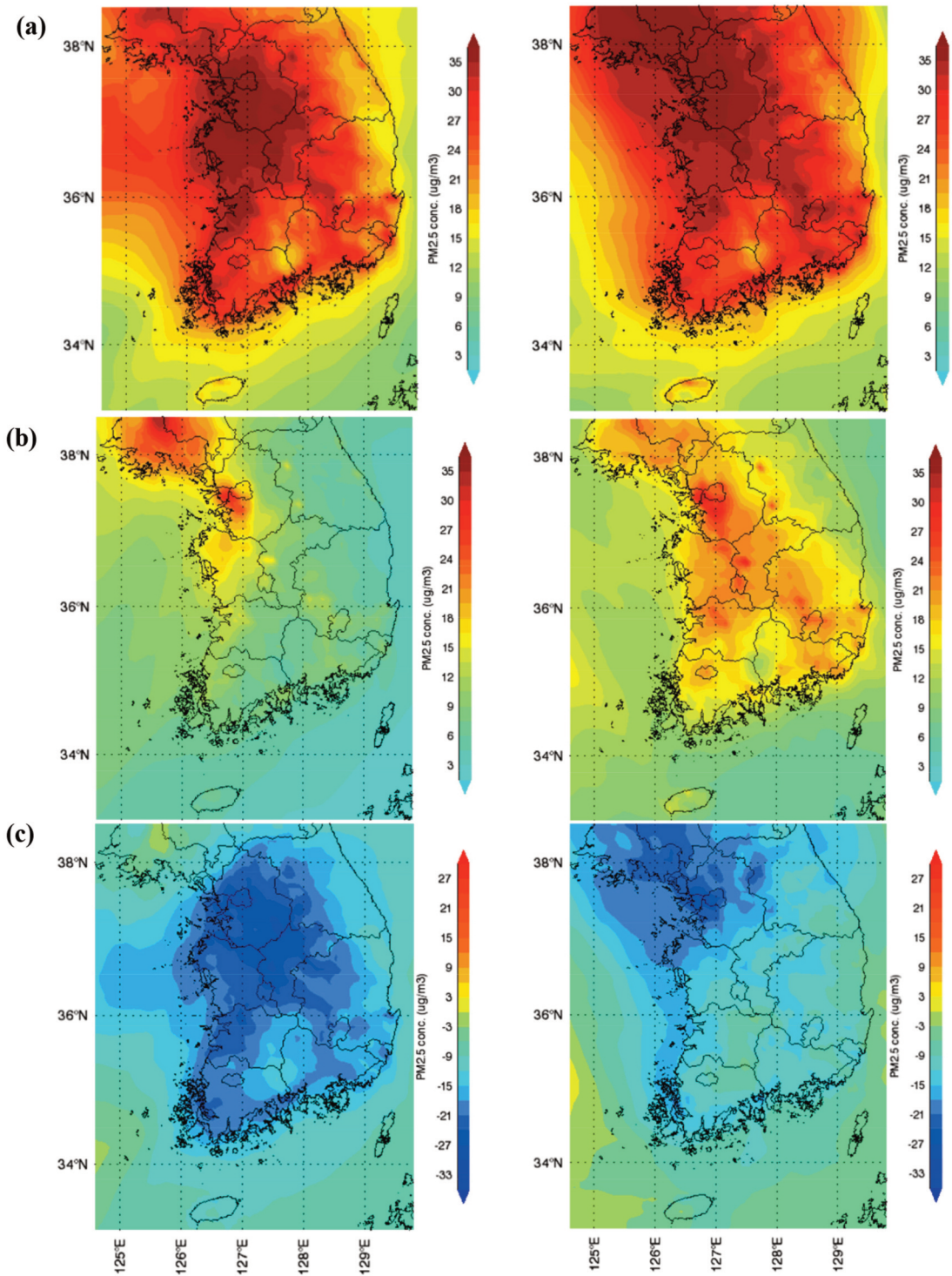


Figure 8. Spatial distributions of the simulated average PM_{2.5} concentrations during Case 1 (left) and Case 2 (right) in (a) 2016 and (b) 2017, and (c) their difference (2017 minus 2016) over South Korea using WRF-CMAQ modeling system.

Table 3. Domestic and foreign contributions to simulated average PM_{2.5} concentrations over South Korea during CASE1 and CASE2 in 2016 and 2017

Period		South Korea		Western Region		Eastern Region	
		Foreign	Domestic	Foreign	Domestic	Foreign	Domestic
CASE1	2016-CASE1 (a)	17.1	19.0	18.5	19.4	15.0	15.8
	2017-CASE1 (b)	4.9	8.1	5.6	9.1	3.8	5.0
	(b) - (a)	-12.2 (-71.3%)	-10.9 (-57.4%)	-12.9 (-69.7%)	-10.3 (-53.1%)	-11.2 (-74.7%)	-10.8 (-68.4%)
CASE2	2016-CASE2 (c)	17.3	16.9	17.7	17.6	15.7	12.6
	2017-CASE2 (d)	9.2	12.8	9.7	11.6	8.9	11.2
	(d) - (c)	-8.1 (-46.8%)	-4.1 (-24.3%)	-8.0 (-45.2%)	-6.0 (-34.1%)	-6.8 (-43.3%)	-1.4 (-11.1%)

로 나타났으며, 국내 영향은 $4.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (약 33.6%) 감소한 것으로 나타나, 사례2 기간에는 국외 영향이 국내 영향보다 우리나라 PM_{2.5} 농도 감소에 더 크게 기여한 것으로 분석되었다.

우리나라 서부지역과 동부지역의 기상변화에 의한 국내외 PM_{2.5} 영향의 경우, 사례1 기간 동안 서부지역에서의 2016년 대비 2017년 PM_{2.5} 농도의 총 감소량($23.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$)은 국외로부터 장거리 수송 영향으로 $12.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 감소하였으며, 이와 동시에 국내 영향에 의해 $10.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 감소한 것으로 나타났다. 그리고 동부지역의 경우에서도 PM_{2.5} 농도의 총 감소량($22.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$)은 장거리 수송의 영향이 $11.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 감소함과 동시에 국내 영향이 $10.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 감소한 것에 의한 것으로 분석되었다. 따라서, 사례1 기간은 서부지역과 동부지역 모두 국외 장거리 수송 영향의 감소와 국내 영향 감소가 유사한 수준으로 영향을 미친 것으로 분석되었으며, 국외 유입의 영향을 직접적으로 받는 서부지역에서 동부지역보다 장거리 수송에 의한 PM_{2.5} 영향이 약 $1.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 더 줄어든 것으로 판단된다. 사례2 기간 동안 서부지역의 PM_{2.5} 농도는 2016년에 비하여 2017년에 총 $14.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 감소하였는데, 이 중 $8.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 감소는 국외 영향 그리고 $6.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 이 국내 영향에 의한 것으로 분석되었다. 반면, 동부지역의 PM_{2.5} 농도의 총 감소량($8.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$)은 국외로부터 장거리 수송된 영향이 $6.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 크게 감소한 것에 반해, 국내 영향의 감소는 $1.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 에 불과한 것으로 나타났다. 그리고 사례2 기간 동안에는 Figure 3(c, d)와 Figure 8c에서 보인 것과 같이 기상 조건 변

화에 의해 서부와 동부지역 모두에서 국외 영향이 감소하였으나, 국내 영향은 동부지역에 비하여 서부지역에서 더욱 크게 나타나는 모습을 보였다. 이는 우리나라 동부지역에서 지형적 영향으로 인해 서부지역보다 대기환기 효과가 약하게 나타난 것으로 분석된다.

IV. 결론

본 연구에서는 도시대기 측정망 자료, 지상 기상 자료, GOCI 위성자료 등 다양한 관측 자료와 WRF-CMAQ 모델링을 통해 우리나라의 2016년과 2017년 가을철 PM_{2.5} 농도 변화 원인을 분석하였다. 2017년 국내 지상에서 관측된 PM_{2.5} 농도는 2016년 가을철에 비해 평균 $3.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 감소한 것으로 나타났으며, 수도권, 강원영서 지역을 포함한 우리나라 서부지역에서 $4.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 감소하여, 중부 내륙을 포함한 동부지역의 감소($1.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$) 보다 크게 나타났다.

두 해간 가을철 PM_{2.5} 농도변화의 주요한 차이를 만들어 낸 기간은 10월(10월 11일~10월 20일)과 11월(11월 15일~19일)의 두 사례 기간으로 분석되었다. 사례1 기간에는 관측된 PM_{2.5} 평균 농도가 $17.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 감소하였으며, 서부지역은 $16.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 감소, 동부지역은 $12.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 감소하였다. 사례2 기간에는 관측된 PM_{2.5} 평균 농도가 $17.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 감소하였으며, 서부지역은 $18.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 감소, 동부지역은 $15.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 감소하였다. 따라서 두 사례 모두 서부지역이 동부지역보다 더 큰 감소를 나타냈으며, 기상요인 분석 결

과 가을철 PM_{2.5} 농도 변화는 2016년에 비하여 2017년에 기상조건이 중국 대륙으로부터의 대기오염물질의 장거리 수송이 어렵고 국내에서는 대기환기 효과를 증가시키는 패턴으로 변화한 것이 주요한 원인인 것으로 분석된다.

2016년과 2017년의 가을철 기상조건 변화가 우리나라 PM_{2.5} 농도변화에 미치는 효과를 정량적으로 도출하기 위하여 WRF-CMAQ 모델을 통해 분석을 수행하였다. 모사 결과는 기상조건 변화로 인해 2016년에 비하여 2017년 사례1 기간에 PM_{2.5} 농도가 23.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 감소한 것으로 나타났으며, 사례2 기간에는 PM_{2.5}가 12.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 감소한 것으로 나타났다. 이러한 결과는 관측 농도의 감소폭과는 다소 차이가 있으나, 기상조건 변화가 2016년과 2017년의 우리나라 가을철 PM_{2.5} 농도를 주도적으로 변화시켰다는 것을 의미한다. 지역별 분석 결과, 서부지역은 사례1 기간에 PM_{2.5}가 평균 23.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 감소, 사례2 기간에는 14.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 감소한 것으로 모의되었으며, 동부지역은 사례1 기간에 평균적으로 PM_{2.5}가 22.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 감소, 사례2 기간에는 8.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 감소하는 것으로 모의되었다. 따라서 기상조건 변화의 영향은 우리나라 동부지역 보다 서부지역의 PM_{2.5} 농도 감소에 더 크게 기여한 것으로 분석된다. 2016년과 2017년 가을철 PM_{2.5} 농도 차이에 대한 국내와 국외 영향을 분석하기 위하여 BFM 방법을 이용하여 기여도 분석을 수행한 결과, 사례1 기간의 PM_{2.5} 농도 감소는 국외 영향 감소효과가 52.8%를 차지하며, 국내영향 감소효과는 47.2%로 차지함에 따라 국내외 영향효과가 유사하게 나타났다. 반면, 사례2 기간은 국외영향의 감소효과는 66.4%를 차지하며, 국내영향의 감소효과는 33.6%로서 국외 영향 감소효과가 주도적으로 나타났다. 따라서 사례2 기간에는 국외 영향이 국내 영향보다 우리나라 PM_{2.5} 농도 감소에 더 크게 기여한 것으로 분석되었다. 본 연구는 다양한 지상관측 자료와 위성자료, 기상-대기질 모델을 종합적으로 활용하여, PM_{2.5} 농도 변화에 대한 원인을 종합적으로 이해하고자 하였다. 다만, 기상-대기질을 활용한 모의 결과는 물리·화학 과정에서 사용되는 다양한 가정과 모델링에 입력되는 기상·배출량의 불확실성을

지니고 있어 지속적인 개선과 보완이 필요할 것으로 판단된다.

사 사

본 논문은 환경부의 재원으로 국립환경과학원의 지원을 받아 수행하였습니다(NIER-RP2017-149).

References

- Benjey W, Houyoux M, Susick J. 2001. Implementation of the SMOKE emissions data processor and SMOKE tool input data processor in Models-3. U.S. EPA.
- Bernard SM, Samet JM, Grambsch A, Ebi KL, Romieu I. 2001. The potential impact of climate variability and change on air pollution health effects in the United States, Environmental Health Perspectives. 109(2): 199-209.
- Byun DW, Ching S. 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.
- Carter W. 1999. Documentation of the SAPRC-99 Chemical Mechanism for VOC Reactivity Assessment. Report to California Air Resources Board.
- Chen F, Dudhia. 2001. Coupling an advanced land surface hydrology model with the Penn State-NCAR MM5 modeling system. Part I: Model implementation and sensitivity. Mon. Wea. Rev. 129: 569-585.
- Choi JK, Heo JB, Ban SJ, Yi SM, Zoh KD. 2013. Source apportionment of PM_{2.5} at the coastal area in Korea. Science of the Total Environment. 447: 370-380.
- Choi KC, Lim YJ, Lee YH, Lee JB, Woo JH,

- Kim ST, Nam KP, Myong JS, Kim TH, Jang LS. 2018. Performance evaluation of air quality forecasting system for PM_{2.5} concentrations applied by predicted emission inventories over China and South Korea (accepted in 2018). [Korean Literature]
- Di Q, Wang Y, Zanobetti A, Wang Y, Koutrakis P, Choirat C, Dominici F, Schwartz J. 2017. Air Pollution and Mortality in the Medicare Population. *The New England Journal of Medicine*. 376(26): 2513-2522.
- EMEP/MSC-W, 1999: Computing Source-Receptor Matrices with the EMEP Eulerian Acid Deposition Model.
- Fajersztajn L, Veras M, Barrozo LV, Saldiva P. 2013. Air Pollution: a potentially modifiable risk factor for lung cancer. *Nat. Rev. Cancer*. 13: 674-678.
- Gong SY, Bae HJ, Yoon DO, Hong SP, Park HY. 2012. A study on the health impact and management policy of PM_{2.5} in Korea. Korea Environment Institute.
- Gilliand AB, Hogrefe C, Pinder RW, Godowitch JM, Foley KL, Rao ST. 2008. Dynamic evaluation of regional air quality models: Assessing changes in O₃ stemming from changes in emissions and meteorology. *Atmospheric Environment*. 42(20): 5110-5123.
- Guenther A, Hewitt CN, Erickson D, Fall R, Geron C, Graedel T, Harley P, Klinger L, Lerdau M, Mckay WA, Pierce T, Scholes B, Steinbrecher R, Tallamraju R, Taylor J, Zimmerman P. 1995. A global model of natural volatile organic compound emissions. *J. Geophys. Res.* 100: 8873-8892.
- Han JS, Kim YM, Ahn JY, Kong BJ, Choi JS, Lee SU, Lee SJ. 2006. Spatial distribution and variation of long-range transboundary air pollutants flux during 1997~2004. *Atmosphere*. 22(1): 99-106.
- Hong SY, Dudhia J, Chen SH. 2004. A revised approach to ice microphysical processes for the bulk parameterization of clouds and precipitation. *Monthly Weather Review*. 132(1): 103-120.
- Hong SY, Noh Y, Dudhia J. 2006. A new vertical diffusion package with and explicit treatment of entrainment processes. *Monthly weather review*. 134(9): 2318-2341.
- IARC. 2013. Outdoor air pollution a leading environmental cause of cancer deaths. International Agency for Research on Cancer. Lyon. France.
- IPCC. 2007. Working Group 1 Contribution to the IPCC's 4th Assessment Report.
- IPCC. 2013. Working Group 1 Contribution to the IPCC's 5th Assessment Report.
- Jeon W, Choi Y, Percell P, Sourì AH, Song CK, Kim ST, Kim JH. 2016. Computationally efficient air quality forecasting tool: implementation of STOPS v1.5 model into CMAQ v5.0.2 for a prediction of Asian dust, *Geosci. Model Dev*. 9: 3671-3684.
- Jung J, Kim YJ, Lee KY, -Cayetano MG, Batmunkh T, Koo JH, Kim J. 2010. Spectral optical properties of long-range transport Asian dust and pollution aerosols over Northeast Asia in 2007 and 2008.
- Kim BU, Kim OG, Kim HC, Kim ST. 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 HC, Kim EH, Bae CH, Cho JH, Kim BH, Kim ST. 2017. Regional contributions to particulate matter concentration in the Seoul metropolitan area, South Korea: seasonal

- variation and sensitivity to meteorology and emission inventor., *Atmospheric Chemistry and Physics*. 17: 10315-10332.
- Kim CH, Park IS, Lee SJ, Kim JS, Hong YD, Han JS, Jin HA. 2005. Evaluation of the effect of traffic control program on the ambient air quality in Seoul metropolitan area using the lower level stability index of atmosphere. *J. Korean Soc. Atmos. Environ.* 21(2): 243-28.
- LEE SM, Ho CH, Choi YS. 2011, High-PM₁₀ concentration episodes in Seoul, Korea: Background sources and related meteorological conditions. *Atmospheric Environment*. 45(39): 7240-7247.
- Li M, Zhang Q, Kurokawa J, Woo JH, He KB, Lu Z, Ohara T, Song Y, Streets DG, Carmichael GR, Cheng YF, Hong CP, Huo H, Jiang XJ, Kang SC, Liu F, Su H, Zheng B. 2015. MIX: a mosaic Asian anthropogenic emission inventory for the MICS-Asia and the HTAP projects. *Atmos. Chem. Phys. Discuss.* 15(23): 34-813.
- Mlawer EJ, Taubman SJ, Brown PD, Iacono MJ, Clough SA. 1997. Radiative transfer for inhomogeneous atmospheres: RRTM, a validated correlated-k model for the longwave. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*. 102(D14): 16663-16682.
- NCEP. 2000. NCEP FNL Operational Model Global Tropospheric Analysis, continuing from July, 1999. Research Data Archive at the National Center for Atmospheric Research. Computational and Information System Laboratory, <https://doi.org/10.5065/D6M043C6> (accessed on Jan. 03, 2018)
- Oh HR, Ho CH, Kim JW, Chen D, Lee SM, Choi, YS, Chang LS, Song CK. 2015. Long-range transport of air pollutants originating in China: A possible major cause of multi-day high PM₁₀ episodes during cold season in Seoul, Korea. *Atmospheric Environment*. 109: 23-30.
- Pope CA, Dockery DW. 2006. Health Effects of Fine Particulate Air Pollution: Lines that Connect, *Journal of the Air & Waste Management Association*. 56(6): 709-742.
- Pope CAI, Ezzati M, Dockery DW. 2009. Fine-particulate air pollution and life expectancy in the United States. *New England Journal of Medicine*. 360: 376-386.
- Seinfeld JH, Pandis SN. 2006. *Atmospheric chemistry and physics*. Hoboken.
- Schwartz J, Dockery DW, Neas LM. 1996. Is daily mortality associated specifically with fine particles?. *Journal of the Air & Waste Management Association*. 46: 927-939.
- Skamarock WC, Klemp JB, Dudhia J, Gill DO, Barker DM, Duda MG, Huang X, Wang W, Powers JG. 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.
- Tao WK, Simpson J, McCumber M. 1989. An ice-water saturation adjustment, *Monthly Weather Review*. 117(1): 231-235.
- Tewari M, Chen F, Wang W, Dudhia J, LeMone MA, Mitchell K, Ek M, Gayno G, Wegiel J, Cuenca RH. 2004. Implementation and verification of the unified NOAA land surface model in the WRF model. 20th conference on weather analysis and forecasting/16th conference on numerical weather prediction. p. 11-15.
- WHO. 2013. Health Effects of Particulate Matter- Policy implications for countries in eastern Europe, Caucasus and central Asia. p. 6-7.

- Yasunari T, Taniguchi M, Niles D, Chen D. 2013. Asia: proving ground for global sustainability. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 5: 288-292.
- Zheng J, Zhang L, Che W, Zheng Z, Yin S. 2009. A highly resolved temporal and spatial air pollutant emission inventory for the Pearl River Delta region, China and its uncertainty assessment. *Atmospheric Environment*. 43(32): 5112-5122.
- Zhang W, Capps SL, Hu Y, Nenes A, Napelenok SL, Russell AG. 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.