Check for updates

Journal of Korean Society for Atmospheric Environment
Vol. 37, No. 2, April 2021, pp. 206-230
https://doi.org/10.5572/KOSAE.2021.37.2.206
p-ISSN 1598-7132, e-ISSN 2383-5346

논 문

2016년 국가배출목록 기반 지자체별 초미세먼지 기여도 분석: (III) 전라남도

Municipality-Level Source Apportionment of $PM_{2.5}$ Concentrations based on the CAPSS 2016: (III) Jeollanamdo

김순태*, 유승희[1], 김은혜[2], 강윤희[2], 배민아[1], 손규원[1]
아주대학교 환경안전공학과, [1]아주대학교 환경공학과, [2]아주대학교 환경연구소

접수일 2021년 2월 2일
수정일 2021년 3월 17일
채택일 2021년 3월 18일

Received 2 February 2021
Revised 17 March 2021
Accepted 18 March 2021

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

Soontae Kim*, Seunghee You[1], Eunhye Kim[2], Yoon-Hee Kang[2], Minah Bae[1], Kyuwon Son[1]
Department of Environmental and Safety Engineering, Ajou University, Suwon, Republic of Korea
[1]*Department of Environmental Engineering, Ajou University, Suwon, Republic of Korea*
[2]*Environmental Institute, Ajou University, Suwon, Republic of Korea*

Abstract As a companion paper, in this study we analyzed the emission contributions, simulated with the Comprehensive Air quality Model with eXtensions with Particulate Source Apportionment Technology (CAMx-PSAT), to $PM_{2.5}$ concentrations in twenty-two local authorities in Jeonnam for the year of 2016. The foreign contribution estimated with the CREATE 2015 to the annual mean $PM_{2.5}$ in Jeonnam was lower than those to Incheon, Seoul, and Jeonbuk by 26%, 19%, and 5%, respectively, and higher than those to Ulsan and Busan by 29% and 28%. The difference from the relative foreign contribution averaged over the local authorities varied from −10% to +10% (−2∼+2 μg/m^3). The domestic and the provincial self-contributions, estimated with the Clean Air Policy Support System 2016 emissions inventory, to the annual $PM_{2.5}$ concentrations in Jeonnam was 6.9 (3.6∼13.2), and 3.7 (1.7∼9.6) μg/m^3, respectively. Note that those were relatively lowered over the coastal and island areas, especially for the local authorities in the west coast. It is, therefore, important to deliberate the air quality management plan in Jeonnam to improve $PM_{2.5}$ concentrations including those blind spots. Inter-provincial $PM_{2.5}$ contributions appeared to be as significant as the intra-provincial contributions for the local authorities. For example, local authorities located in northern Jeonnam encountered the annual mean contributions from Jeonbuk and Chungnam as high as 1.8 μg/m^3 (Jangseong), and 1.4 μg/m^3 (Yeonggwang), respectively. On the other hand, emissions from Gyeongnam increased the annual mean $PM_{2.5}$ concentrations in Gwangyang by 1.2 μg/m^3. The averaged $PM_{2.5}$ self-contributions for the twenty-two local authorities was 1.5 μg/m^3 which was lower than the contributions from the rest of Jeonnam (2.2 μg/m^3). However, uncertainties in the emissions inventory used in this study have clearly led to the over-predictions of the contributions in some monitoring sites, which should be corrected to better understand the source-receptor relationship in Jeonnam.

Key words: $PM_{2.5}$, Jeonnam, Contributions, Coast and islands, Emissions

1. 서 론

2020년 한 해 동안 국내 초미세먼지($PM_{2.5}$; Particulate matter of which diameter is less than 2.5 μm) 농도는 코로나19 발생, 기상 영향, 배출저감 노력 등으로 이전 연도에 비해 낮아졌으나(Kang *et al.*, 2020; Koo *et al.*, 2020; Son *et al.*, 2020), 많은 지역에서 국내 연평균 대기환경기준인 15 μg/m^{3}을 초과하고 있다(KMOE, 2021). 환경부(2021)에 따르면 2020년 전라남도(이하 '전남')의 $PM_{2.5}$ 농도는 15 μg/m^{3}으로 국내 지자체 중 유일하게 $PM_{2.5}$ 연평균 대기환경기준을 만족하였으며, 일평균 '나쁨' 이상의 고농도 발생일수

역시 7일로 이전에 비해 크게 감소하였다.

대기환경연보를 참고하면, 2015년에는 전남의 6개 지자체에 대해서만 $PM_{2.5}$ 농도가 측정되었으나, 점차적으로 도시대기측정망이 확충되어 2019년에는 전남 22개 모든 기초 지자체에 $PM_{2.5}$ 측정망이 설치되었다. 이러한 측정망의 확충은 대기오염 현황 및 대기질 악화 원인 분석, 배출 오염원 관리, 대기오염 개선계획 수립 등에 활용될 수 있다는 점에서 고무적이다. 다만, 아직까지 전남의 $PM_{2.5}$ 농도에 대한 국내외 주요 오염원 파악, 자체 기여도 및 주변 지역 배출 영향 등을 분석한 연구는 매우 드물다.

전남은 지리적으로 볼 때 한반도의 서쪽 최남단에 위치하고 있다. Bae *et al.* (2020c)에 따르면, 국내 광역 지자체 중 서해와 접하는 지역에서 국외 배출 영향이 높았다. 전남은 서해와 남해를 접하고 있으며, 많은 도서지역이 위치하고 있다. 지형적으로는 목포, 나주 등 서쪽 일부 지역을 제외하면, 지리산, 조계산 등 산악 지형이 남동부를 비롯해 넓게 분포하고 있다. 이러한 지형 특성은 대기오염물질의 거동에도 영향을 미칠 수 있다. 대기오염물질 배출 측면에서 전남의 NO_x와 SO_2 배출량은 연간 105,776톤, 62,171톤으로 국내 배출량의 8.5%와 17.3%를 차지한다. 또한, 전남의 동남부에 위치한 광양과 여수의 경우 NO_x와 SO_2 배출량이 전남 전체 배출량의 각각 68%, 96%를 차지하고 있어 해당 지역에서 두 배출 물질의 배출밀도가 높다. 전남 내부에 광주가 위치하는 점도 하나의 배출 특성이 될 수 있다.

본 연구에서는 $PM_{2.5}$ 기여도 관련 연구가 많이 진행되지 못하였던 전남에 대해 자체 및 주변 지역 배출 영향을 기초 지자체별로 분석한다. 이를 통해 전남에서 배출 관리를 통해 달성할 수 있는 $PM_{2.5}$ 농도 개선폭을 추정하고, 효과적인 대기질 개선 방안을 모색해 본다.

2. 연구 방법

2.1 대기질 모사 설정

대기질 모사연도는 '미세먼지 관리 종합계획'과 같은 2016년으로 정하였다. $PM_{2.5}$를 비롯한 대기오염물질의 농도 및 기여도 분석을 위해 Comprehensive Air Quality Model with eXtensions (CAMx) version 6.1과 Particulate Source Apportionment Technology (PSAT; Yarwood *et al.*, 2007)를 활용하였다. 그림 1은 분석을 위해 이용된 3 km의 수평격자 해상도의 모사 영역과 전남의 22개 기초 지자체를 보인다. 그림 1에 제시된

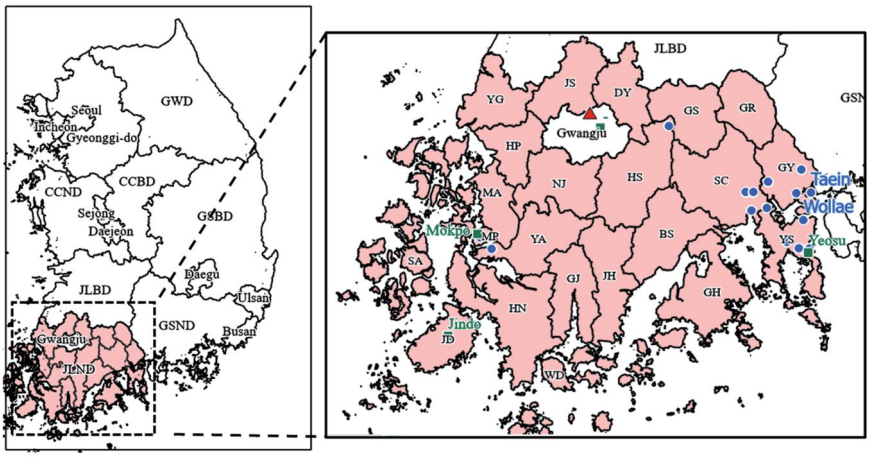

Fig. 1. Coverage of (a) modeling domains at a horizontal grid resolution of 3-km, and (b) twenty-two local authorities in Jeonnam. The blue circles and red triangles represent the urban air quality monitoring network and the supersite in Gwangju, respectively, in 2016.

모사영역에 대한 경계조건을 도출하기 위해 중국을 포함하는 27 km (174 × 128 격자) 모사 영역과 한반도를 포함하는 9 km (119 × 173 격자) 모사 영역을 함께 이용하였다 (You *et al.*, 2020). 그림 1에 제시된 전남 기초 지자체에 대한 약어 표기는 표 S1에 설명되어 있다.

대기질 모사를 위한 기상 입력자료는 Weather Research and Forecasting (WRF; Skamarock *et al.*, 2008) version 3.9.1와 National Centers for Environmental Prediction (NCEP)의 FNL Operational Global Analyses 1도 자료를 사용하였다. 인위적 배출량은 국외에 대해 Comprehensive Regional Emissions inventory for Atmospheric Transport Experiment (CREATE) 2015, 국내에 대해서는 Clean Air Policy Support System (CAPSS) 2016 (NIER, 2019)를 이용하였다. 보다 자세한 대기질 모사 옵션은 표 S2과 동반 논문 (You *et al.*, 2020)을 참고할 수 있다.

2.2 $PM_{2.5}$ 및 구성 성분 기여농도 분석

전남의 모든 기초 지자체별 배출-수용지 관계를 분석할 수 있도록 기여도 분석 모사를 구상하였으며, 이를 위해 모든 기초 지자체의 배출량을 개별적으로 표식하였다. 다만, 모사에 이용된 격자 해상도에서 일부 구 단위의 배출량을 구분하는 것이 용이치 않아, 구 단위 배출량은 별도로 구분하지 않고 시군 단위의 배출량만을 표식하였다.

기존 연구에서 기여도는 주로 국내와 국외 기여농도의 상대적인 비율을 나타내는 기여율 (relative contribution, %)로 제시하고 있다 (Bae *et al.*, 2020; Choi *et al.*, 2019; Itahashi *et al.*, 2017; Kim *et al.*, 2017; Jeong *et al.*, 2011). 단, 기여율의 경우 대기질 모사에 이용되는 국내외 배출목록에 따라 값이 다르게 산정될 수 있다 (Kim *et al.*, 2017). 이에 본 연구에서는 국외 기여농도의 경우 전남의 기초 지자체별 편차를 주로 언급하였으며, 국내 기여농도는 모사에 이용된 국가배출목록에서 제시하는 배출량을 기반으로 지역별 배출량 삭감에 의한 $PM_{2.5}$ 및 성분농도의 개선 정도를 예측하는데 집중하였다.

본 연구에서는 우선 배출 지역을 국외와 국내로 구분하여 전남 지역의 연평균 $PM_{2.5}$ 농도에 대한 기여농도 (이하, '국외 기여농도', '국내 기여농도')를 살펴보았다. 국내 기여농도는 전남을 비롯한 국내 타 광역 지자체의 모든 배출 영향을 포함한다. 한편, 대기오염물질의 배출량은 전남 내에서도 각 기초 지자체별로 차이를 보인다. 이에 전남의 각 기초 지자체 배출량이 동일 기초 지자체 $PM_{2.5}$ 농도에 기여하는 농도 (이하, '자체 기여농도')와 전남의 타 기초 지자체 $PM_{2.5}$에 기여하는 농도 (이하, '타 시군 기여농도')로 구분하여 살펴보았다. 자체 기여농도와 타 시군 기여농도의 합은 전남 전체 기여농도 (이하, '전남 기여농도')가 된다. 전남 이외의 국내 배출량에 의한 기여농도는 '타 시도 기여농도 (= 국내 기여농도 – 전남 기여농도)'로 구분하였다.

$PM_{2.5}$ 구성 성분별 기여도 분석은 질산염 (Nitrate), 황산염 (Sulfate), 암모늄 (Ammonium), 1차 $PM_{2.5}$ (Primary $PM_{2.5}$; $PPM_{2.5}$), 2차 유기탄소 (Secondary Organic Carbon; SOC)를 대상으로 하였다. $PM_{2.5}$ 기여농도는 이들 물질의 합으로 산정되었다. 다만, 유기탄소와 같이 현재 대기질 모사에서 재현성이 낮은 물질에 대한 개별적인 논의는 생략하였다 (You *et al.*, 2020).

2.3 지표 관측자료

전남의 기상 및 대기질 현황 파악, 모사 결과 평가를 위해 지표 관측자료를 이용하였다. 기상자료는 전남의 동쪽과 서쪽에 위치하는 목포, 여수, 광주 지점에서 관측된 기상관측자료 (ASOS, Automated Synoptic Observing System)의 1시간 10-m 풍속과 2-m 기온 자료를 활용하였다. 대기질 관측자료는 도시대기측정망의 (http://www.airkorea.or.kr) 1시간 $PM_{2.5}$ 농도와 광주 대기환경연구소의 $PM_{2.5}$ 및 구성 성분 자료를 이용하였다. 기상 및 대기질 측정소 위치는 그림 1을 참고할 수 있다.

3. 연구 결과

3.1 기본모사 평가

기상 모사 수행평가를 위해 그림 2에 보인 바와 같이 전남의 목포와 여수, 그리고 광주 측정소를 중심으로 분석하였다. 연평균 10 m 풍속은 여수 3.9 m/s, 목포 3.1 m/s, 광주 1.6 m/s로 해안에 위치한 지점에서 높게 관측되었다. 여수에서는 0.5 m/s 과소 모사를, 광주와 목포에서는 각각 0.4 m/s, 0.9 m/s 과대 모사를 보였다. 2 m 기온은 광주와 여수에서 관측된 기온의 일변화를 잘 재현하였으나, 목포에서는 4~8월까지 과소 모사가 확인된다. 이는 기상 모사에서 해양 영향이 더욱 두드러지기 때문으로 판단된다.

그림 3은 일평균 $PM_{2.5}$ 및 성분별 모사 농도를 광주 대기환경연구소의 측정자료와 비교한 것이다. 전남의 경우 모사기간 동안 이용할 수 있는 $PM_{2.5}$ 성분 관측자료가 없었기 때문에 전남 내부에 위치한 광주 대기환경연구소 자료를 대신 이용하였다. 그림 3을 보면, 봄철 (3~5월)과 겨울철 (12~2월)에 높아지는 $PM_{2.5}$ 관측 농도의 계절 변화가 모사에서 동일하게 나타나고 있다. 2016년 366일 중 $PM_{2.5}$가 결측된 22일을 제외한 연평균 $PM_{2.5}$ 관측 농도는 25.4 μg/m^{3}이며, 모사 농도는 23.5 μg/m^{3}로 2 μg/m^{3}가량 과소 모사하였다.

황산염 농도는 3월 이후 높아지기 시작하며, 대체로 추운 계절에 비해 기온이 상승하면서 관측 농도와 모사 농도 모두 높아진다. 이에 반해, 질산염 농도는 추운 계절 동안 높아지고, 더운 계절 동안 낮아진다. 황산염과 질산염의 연평균 관측 농도는 각각 5.5 μg/m^{3}와 3.7 μg/m^{3}로 황산염이 더 높은 반면, 모사 농도는 각각 5.6 μg/m^3, 6.3 μg/m^{3}으로 질산염의 과대 평가가 두드러진다.

질산염의 경우 관측 농도에 비해 50% 이상 과대 모사되었다. 이는 본 연구에 이용된 대기질 모사에서 전구물질의 질산염으로의 2차 생성에 대한 과대 평가와 NO_x를 비롯한 국내외 배출량 등 입력자료의 불확도에 의한 것으로 판단된다 (Bae *et al.*, 2020b; Kim *et al.*, 2020a, b; Park *et al.*, 2020; Park and Cho, 2020). 예를 들어, 배경지역인 백령도 대기환경연구소에서는 $PM_{2.5}$ 연평균 관측 농도가 21.6 μg/m^{3}인데 반해 모사 농도는 24.4 μg/m^{3}으로 약 2.8 μg/m^{3}가량 과대 모사하였는데, 이는 국외 배출목록의 불확도가 주요 오차일 수 있다. 이러한 문제점은 향후 개선이 필요하며, 본 연구에서는 이를 감안하여 관측 농도와 모사 농도 간의 직접 비교보다는 대기질 모사에 이용된 국내 배출목록에 기반하여 $PM_{2.5}$ 농도와 성분별 기여농도를 살펴보았다. 또한, 3.7절에서는 전구물질별 관측과 모사 결과의 비교를 통하여 전남 지역에서 우선적인 개선이 필요한 배출 자료 (배출지역과 물질, 배출형태 등)에 대해 논의하였다. 모사기간 동안 암모늄의 관측과 모사 농도는 각각 3.4 μg/m^{3}와 3.8 μg/m^{3}로 10% 정도 과대 모사하였다. 이는 질산염에 대한 과대 모사가 원인일 수 있다. Yu *et al.* (2019)은 광주에서 고농도 발생 시 유기탄소에 비해 무기성 이온 농도가 크게 증가함을 보고한 바 있다. 광주 대기환경연구소 기준 OC 모사 농도의 Normalized Mean Error (NME)는 61%로, Emery *et al.* (2017)에서 제시한 기준치인 65%를 만족하나, 관측 농도 (4.0 μg/m^3)에 비해 모사 농도 (1.7 μg/m^3)가 현저히 과소 평가되었다 (그림 3(e)). 이러한 SOC의 과소 모사 경향은 선행 연구들 (Ke *et al.*, 2017; Morino *et al.*, 2017; Zhao *et al.*, 2016, 2015; Koo *et al.*, 2014)에서도 보고된 바 있다. 이에 본 연구에서는 $PM_{2.5}$ 중량 농도 계산 시에는 OC 농도를 고려하였으나, OC 개별 성분에 대한 자세한 기여도 분석은 예상되는 불확도를 감안하여 논의에서 제외하였다. 이러한 문제점을 해결하기 위해서는 휘발성유기물질 배출량과 모사에 이용되는 대기질 모사의 개선이 필요하나, 아직은 답보 상태이다. 원소탄소의 경우 연평균 관측 농도는 1.2 μg/m^{3}이며, 모사 농도는 0.9 μg/m^{3}로 0.3 μg/m^3 정도의 차이를 보인다. 국가배출목록 이용 시 원소탄소 배출량은 $PPM_{2.5}$ 배출량 중 일정 부분으로 가정하였으므로, 본 연구에서는 원소탄소 기여농도를 $PPM_{2.5}$에 포함하여 살펴보았다.

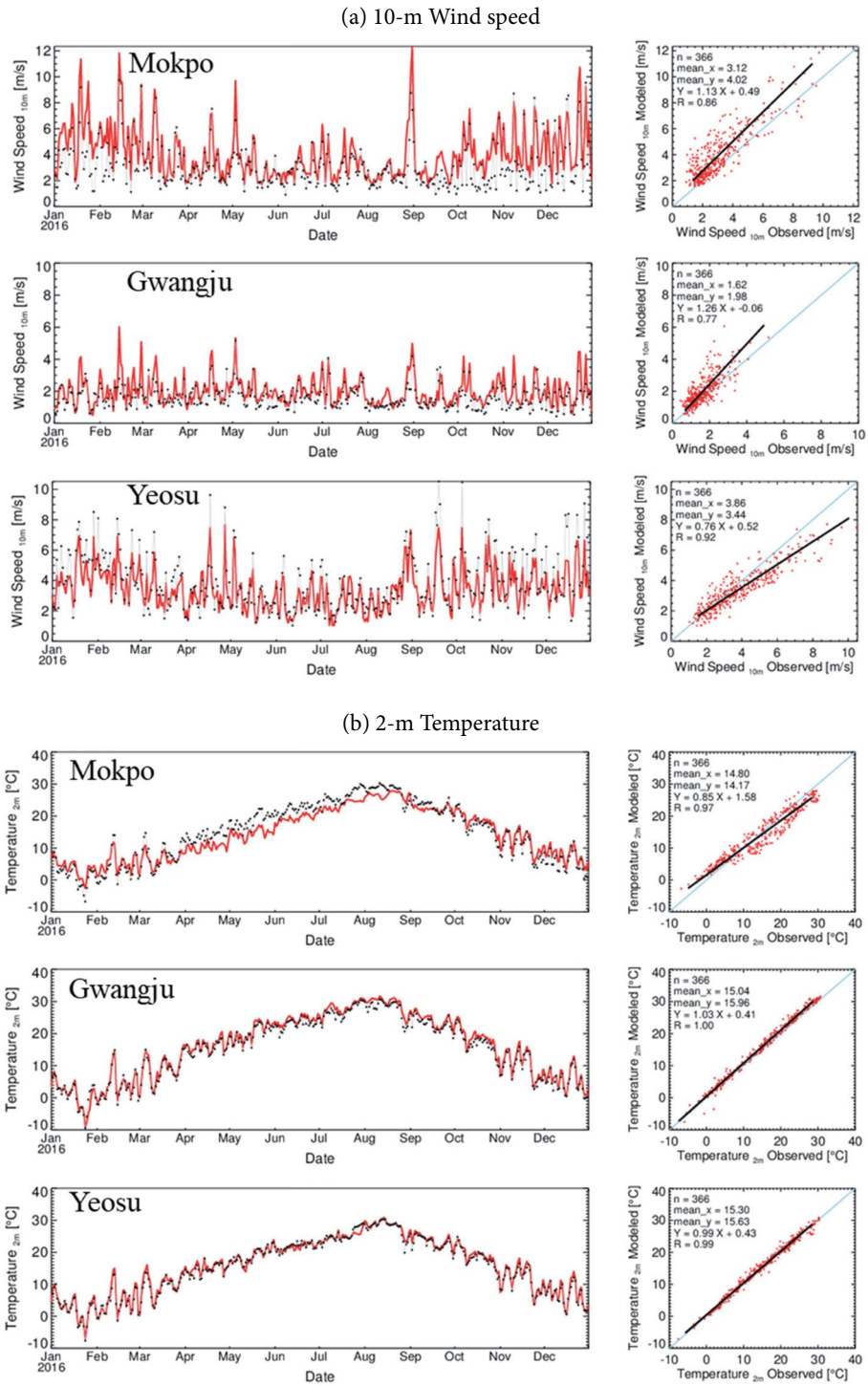

Fig. 2. Time series and scatters of the observed and simulated daily mean (a) 10-m wind speed, and (b) 2-m temperature at the selected weather stations.

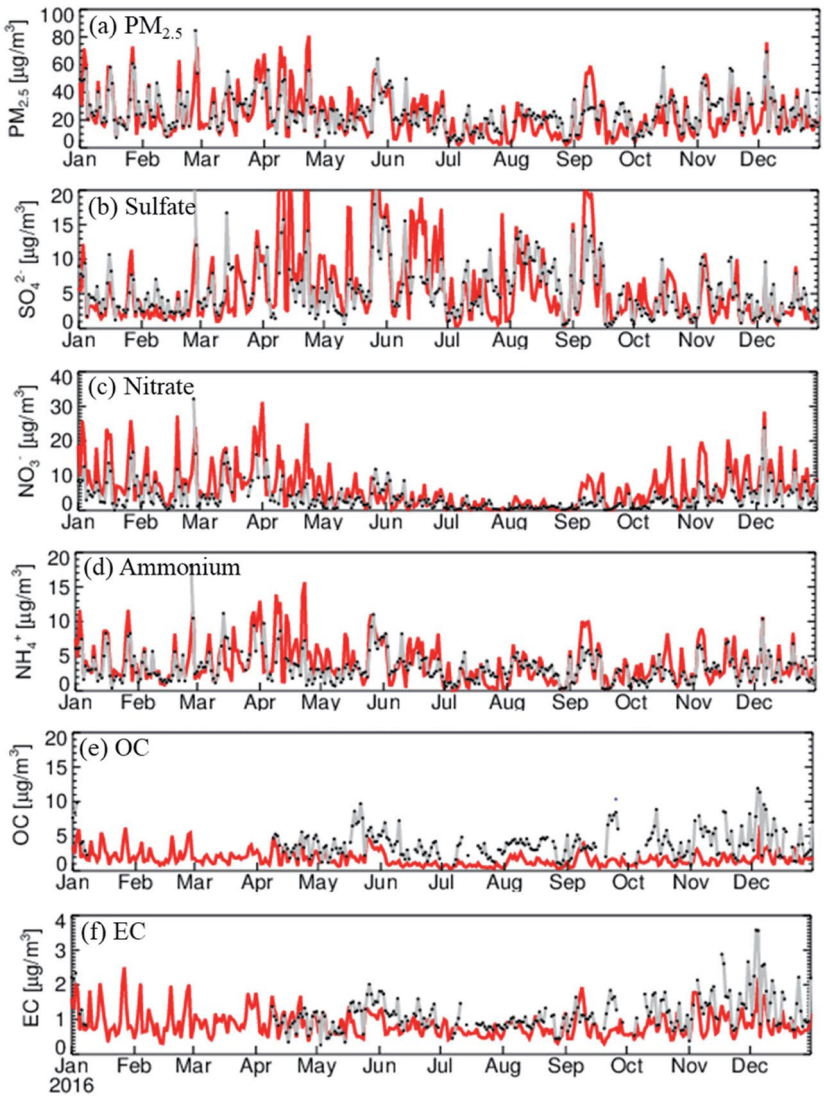

Fig. 3. Comparisons of the observed and simulated daily mean concentrations of (a) $PM_{2.5}$, (b) sulfate, (c) nitrate, (d) ammonium, (e) organic carbon, and (f) elemental carbon at the Gwangju supersite during the simulation period of 2016. The black dots and red lines represent the observed and simulated daily mean concentrations, respectively.

3. 2 국외 $PM_{2.5}$ 기여농도

그림 4는 전남 지역의 22개 시군별 연평균 $PM_{2.5}$ 농도에 대한 국외 기여농도의 편차를 보인다. 전남 $PM_{2.5}$ 농도에 대한 국외 기여농도는 주로 서북부에서 높게 나타난다. 예를 들어 영광과 함평의 국외 기여농도는 전남 평균 대비 2 μg/m^{3}가량 높다. 반대로 전남의 남부 또는 동부에 위치한 광양, 여수, 구례 등에서는 전남 평균 대비 2 μg/m^{3}가량 낮은 국외 기여농도를 보이는 등, 전남의 연평균 $PM_{2.5}$ 농도에 대한 국외 기여농도는 기초 지자체별로 최대 4 μg/m^{3}가량 차이가 나타난다. 이러한 결과는 전남 전 지역에 대한 연평균 $PM_{2.5}$ 농도를 20 μg/m^{3}으로 가정할 경우, 전남의 기초 지자체별 국외 기여농도는 −10%~+10%까지 최대 20%의 농도 차이를 유발할 수 있음을 의미

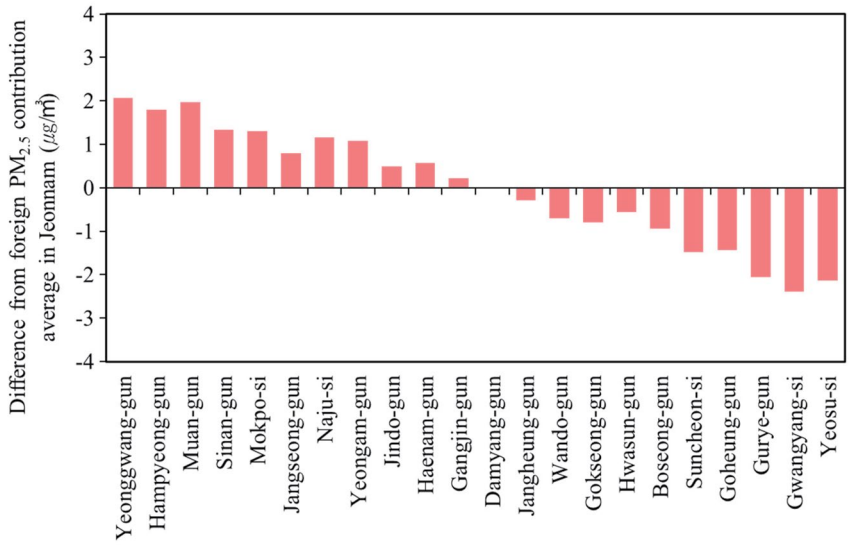

Fig. 4. Difference from the average of foreign contributions to the annual mean $PM_{2.5}$ concentrations in 22 local authorities of Jeonnam during the simulation period of 2016.

한다.

전남 22개 시군의 연평균 $PM_{2.5}$ 농도에 대한 국외 기여율은 48~81% 수준이었다. 이 중 70% 이상으로 나타나는 진도, 신안, 완도 등의 경우 서해에 위치하여 국내 배출 영향보다는 국외 배출에 의한 영향을 크게 받았을 것으로 판단된다. 전남 22개 시군의 평균 국외 기여율은 68%로, Bae *et al.* (2020c)이 제시한 전남에 대한 국외 기여율(61%)과 유사한 수준이었다. 전남의 $PM_{2.5}$ 농도는 타 지역에 비하여 낮은 수준이나, 국내 배출에 의한 기여농도가 상대적으로 낮기 때문으로 판단된다. 향후 국내에서 미산정되거나 누락된 배출량이 배출목록에 포함될 경우 국외 기여율은 낮아질 수 있다. 본 연구의 대기질 모사 결과에서 전남의 국외 $PM_{2.5}$ 기여농도는 인천, 서울, 전북의 국외 $PM_{2.5}$ 기여농도 대비 26%, 19%, 5% 낮았으며, 울산과 부산보다는 29%와 28% 높았다. 이처럼 국외 기여농도와 기여율은 분석 대상 지역의 지리적인 위치와 자체 배출량 크기에 따라 달라진다. 다만, 최근 중국 배출량의 감소가 보고되는 바(Jo *et al.*, 2020; Zheng *et al.*, 2018), 본 연구에서 제시된 국외 기여율은 다소 과대 평가되었을 가능성이 있다. 앞 절에서 언급한 백령도 대기환경연구소에서의 관측 농도와 모사 농도의 차이를 고려하면 전남 22개 시군의 국외 기여율은 41~77%로 지역에 따라 3~6%가량 낮아진다.

3.3 국내 $PM_{2.5}$ 기여농도

CAPSS 2016년 국가배출목록을 이용한 대기질 모사에서 전남의 2016년 연평균 $PM_{2.5}$ 농도에 대한 국내 기여농도는 6.9 μg/m^{3}로 분석되었다(그림 5). 이를 전남의 시군별로 구분해 보면, 국내 기여농도는 진도(3.6 μg/m^3), 완도(3.7 μg/m^3), 신안(4.5 μg/m^3) 등 도서지역에서 낮게 나타난다. 이에 반해 광양에 대한 국내 기여농도는 13.2 μg/m^{3}로 전남의 기초 지자체 중 가장 높게 모사되었다. 광양 외에도 여수(8.4 μg/m^3), 나주(8.4 μg/m^3), 함평(8.0 μg/m^3) 등에서 상대적으로 국내 기여농도가 높았다.

그림 5에서 주목할 것은, 전남에서 $PM_{2.5}$ 농도에 대한 국내 기여농도의 시군별 차이가 크게 나타난다는 점이다. 진도와 신안처럼 서해안에 위치하는 기초 지자체의 경우 편서풍의 풍상에 위치하여 국내 내륙에서 배출되는 대기오염물질의 영향이 작다(그림 S4

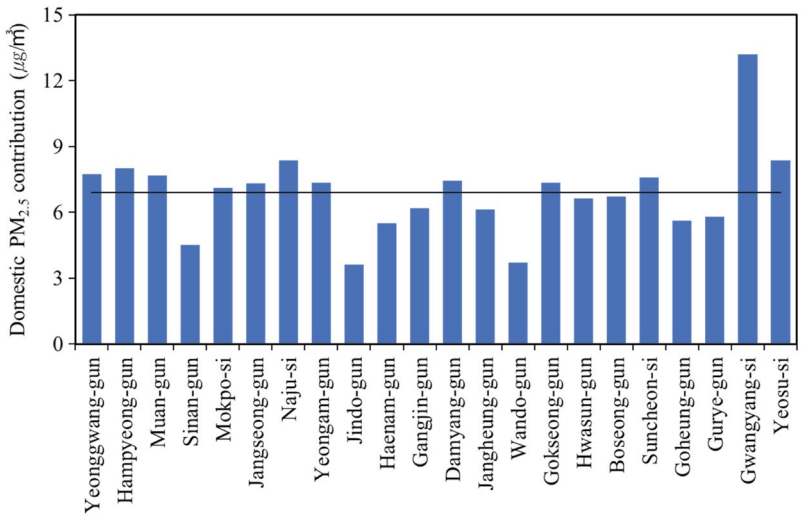

Fig. 5. Annual mean domestic $PM_{2.5}$ contributions in 22 local authorities of Jeonnam during the simulation period of 2016. The horizontal line indicates the averaged annual mean domestic contribution in Jeonnam.

참고). 이는 국내 배출 감소가 해당 지역의 $PM_{2.5}$ 농도 감소로 이어지지 않을 수 있음을 의미한다. 따라서 향후 이들 지역에 대해 $PM_{2.5}$ 등 대기오염물질 농도 감소에 효과적인 배출원을 파악해야 하며, 생물성 연소 등과 같은 미산정 배출량 등을 발굴하여 대책을 마련해야 한다.

전남 기초 지자체에 대한 국내 기여농도는 광양에서 9.6 μg/m^{3}이었다. 이는 그 다음으로 높은 여수(5.5 μg/m^3)와 나주(4.8) μg/m^{3}에 비해서도 4.1 μg/m^3 이상 높은 수치로, 광양을 포함한 주변 지역의 배출에 의한 기여농도가 다른 시군 지역에 비해 월등히 높음을 의미한다. 이는 해당 지역의 배출량이 실제로 매우 높거나, 대기질 모사에 이용된 배출목록이 가지는 제한점에 의한 것일 수 있다. 특히, 그림 S1을 보면 광양만에 위치한 측정소에서 주요 대기오염물질 농도에 대해 뚜렷한 과대 평가가 나타나는데, 이는 모사에 이용된 배출량의 과대 평가가 반영된 것으로 판단된다. 그림 S1~S3에서 전남은 대체로 SO_2와 NO_2의 모사 농도가 관측 농도와 비슷한 수준이나, 광양만 지역을 중심으로 과대 모사를 확인할 수 있다. 그림 S2와 S3에 제시된 일평균 $PM_{2.5}$와 SO_2의 시계열을 보면, 순천과 목포의 측정소에서는 모사 농도가 관측 농도와 유사하나, 광양 태인동 측정소에 대해서는 3배 이상 과대 모사하였다. 일평균 35 μg/m^3 이상의 고농도 $PM_{2.5}$가 관측된 날에 대해서는 전반적으로 과대 모사하는 태인동 측정소를 제외하고 순천에서는 과대 및 과소 모사 경향이 모두 나타났으나, 목포에서는 대체로 과대 모사하였다. 배출량과 관련된 광양의 $PM_{2.5}$ 농도와 기여농도 모사결과의 제한점은 3.7절에서 별도로 자세하게 논의하였다.

그림 6은 전남의 기초 지자체별 연평균 $PM_{2.5}$ 농도에 대한 국내 기여농도의 월 변화를 보인다. 앞서 언급한 바와 같이 국내 기여농도가 다른 기초 지자체에 비해 확연히 높고, 월별 변화 형태가 뚜렷이 구별되는 광양의 경우 전남의 다른 기초 지자체와 따로 분리하여 제시하였다. 전남의 계절별 국내 기여농도는 가을철(9~11월)과 봄철(3~5월)에 각각 7.9 μg/m^{3}와 6.9 μg/m^{3}로 높으며, 여름철(6~8월)에는 5.7 μg/m^3, 겨울철(12~2월)에는 5.5 μg/m^{3}로 상대적으로 낮았다. 배출과 농도 간 선형적인 변화를 가정하면, 국내 배출량 50% 삭감 시 전남의 $PM_{2.5}$ 농도는 최대 4 μg/m^3(=봄철 국내 기여농도 7.9 μg/m^{3}의 50%)가량 개

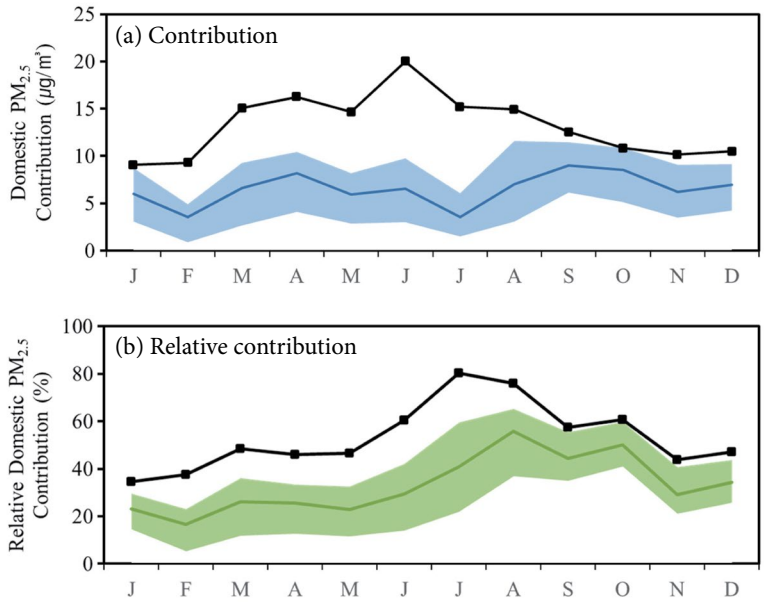

Fig. 6. Monthly variations of (a) domestic $PM_{2.5}$ contributions, and (b) the relative contribution in 22 local authorities of Jeonnam during the simulation period of 2016. Area plot shows the maximum and minimum values among the local authorities, and a thin line indicates the mean value. Black line presents the same variation separated for Gwanyang-si.

선될 것으로 예상할 수 있다.

전남 $PM_{2.5}$ 농도에 대한 국내 배출 기여율은 여름철(42%)과 가을철(41%)에 높았다. 이는 중국 등 상대적인 국외 기여농도가 봄철 동안 증가하고, 여름철과 가을철 동안에는 감소하는 계절 변화에 의한 것으로 보인다(Bae *et al.*, 2020c; Kim *et al.*, 2017). 그림 6(a)에서 7월에 일시적으로 낮아지는 국내 기여농도는 남풍의 유입과 함께 강수 증가에 따른 것으로 판단된다(그림 S4). 한편, 광양의 경우 국내 기여농도가 6월에 20.0 $\mu g/m^3$가량으로 높아지는데, 그림 9(a)를 보면 $PPM_{2.5}$에 대한 전남 기여농도가 광양에서 8.0 $\mu g/m^3$ 이상으로 높아진다. 여름 동안 여수 지역의 풍속이 다른 계절에 비해 낮아짐에 따라(그림 2), 1차 배출물질의 희석 효과가 낮아졌기 때문일 수 있다.

3.4 전남 및 타 시도 기여농도

그림 7에서 국내 기여농도를 지역별로 구분하여 살펴보면, 전남의 자체 배출에 의한 기여농도는 전남 전 지역 평균 3.7 $\mu g/m^3$로 모사되었다. 전남 기여농도는 광양(9.6 $\mu g/m^3$)과 여수(5.5 $\mu g/m^3$) 중심의 동남 지역에서 가장 높았으며, 나주(4.8 $\mu g/m^3$), 무안(4.5 $\mu g/m^3$), 영암(4.5 $\mu g/m^3$) 등에서도 높게 나타났다. 이와는 반대로 진도(1.7 $\mu g/m^3$), 신안(1.9 $\mu g/m^3$), 완도(1.9 $\mu g/m^3$) 등 국내 기여농도가 낮은 기초 지자체에서는 전남 기여농도 역시 낮았다. 그림 7(a)에서 전남의 기여농도가 상대적으로 높은 지역은 동쪽의 광양만 지역과 서쪽의 나주-무안-영암 등으로 양분되는 것을 볼 수 있다. 또한 지리산 등이 위치한 전남 동북 지역은 다른 내륙 지역에 비해 전남 기여농도가 낮았다.

전남 전 지역의 연평균 $PM_{2.5}$ 농도에 대한 광주의 기여농도는 0.2 $\mu g/m^3$ 정도로 낮지만, 광주의 바로 남쪽에 위치하는 나주와 화순 등 일부 지역에 대해서는 0.9 $\mu g/m^3$ 이상의 기여농도를 보였다. 다만, 광주와 같이 지역 내부에 대도시가 위치하는 경우 높은 배출밀도에 의한 단기 기여농도는 그림 7(b)의 장기 기여농

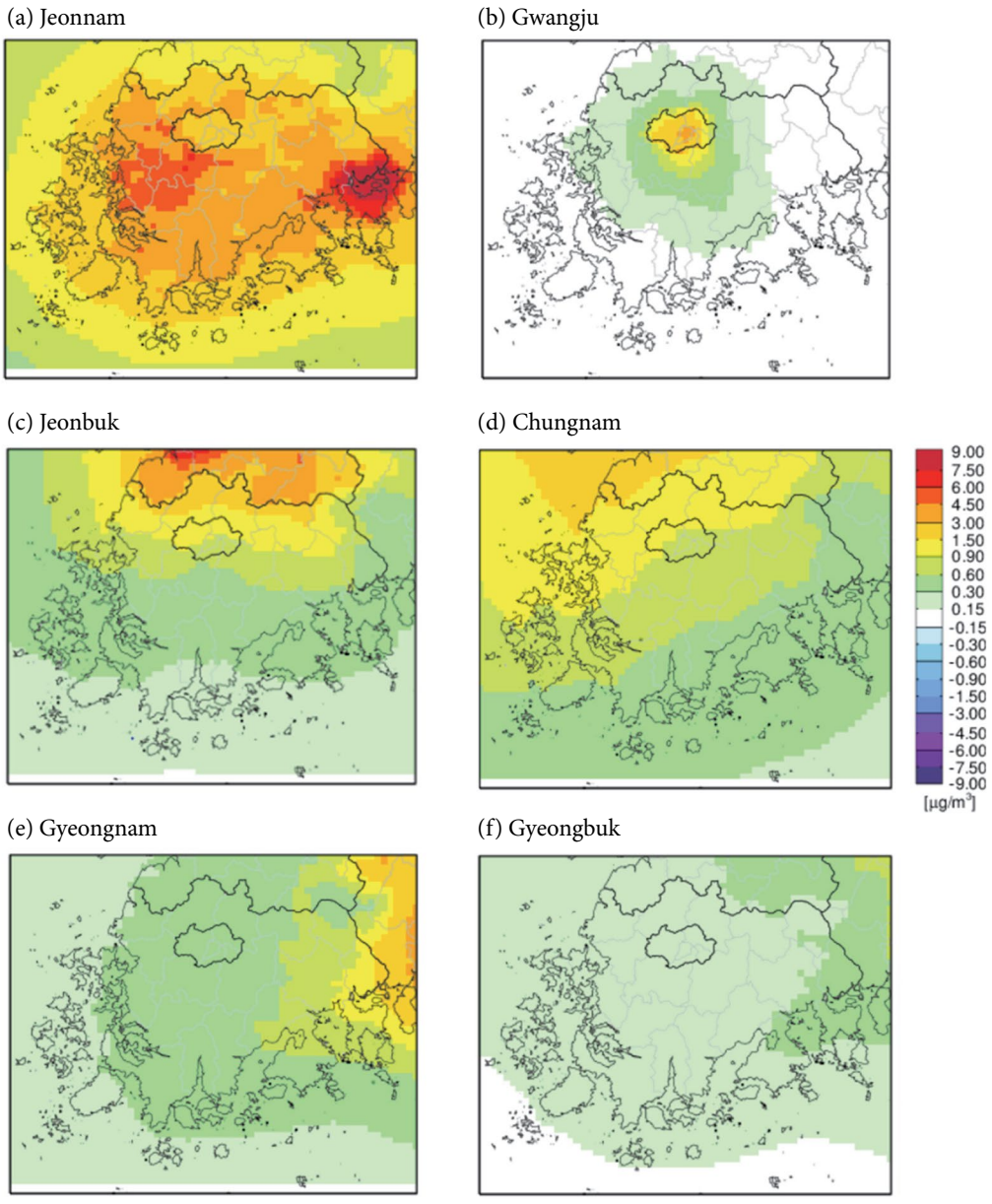

Fig. 7. Contributions of emissions released from (a) Jeonnam, (b) Gwangju, (c) Jeonbuk, (d) Chungnam, (e) Gyeongnam, and (f) Gyeongbuk to annual mean $PM_{2.5}$ concentrations in 22 local authorities of Jeonnam during the simulation period of 2016.

도와는 다른 양상이 나타날 수 있다. 한편, 전남의 배출량은 광주에 상시적으로 영향을 미칠 수 있으므로 상호 협력적인 대기질 개선대책을 모색하는 것이 바람직하다.

그림 7(c)에서, 전북 배출량에 의한 $PM_{2.5}$ 기여농도(이하 '전북 기여농도')는 전북과 이웃한 전남의 장성(1.8 μg/m^3), 담양(1.6 μg/m^3), 곡성(1.5 μg/m^3) 등지에서 연평균 $PM_{2.5}$ 대기환경기준의 10% 이상 영향을

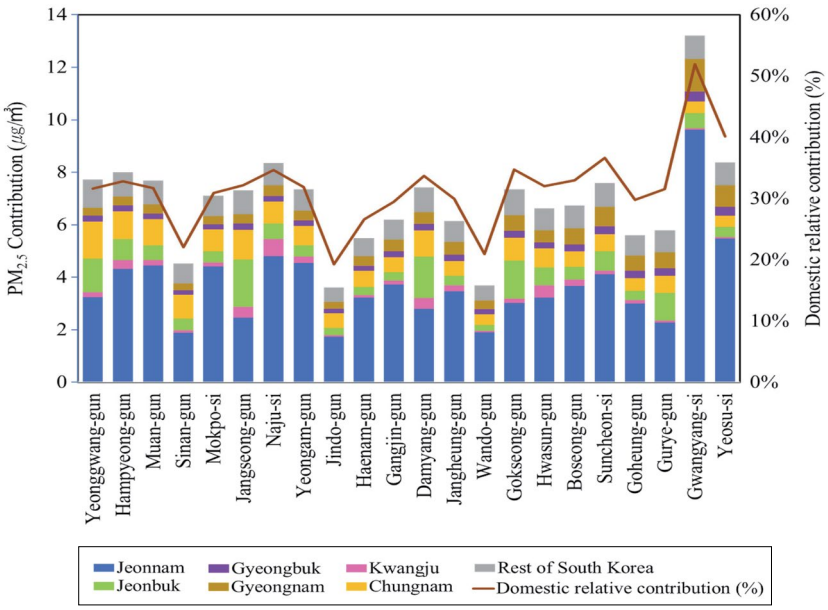

Fig. 8. Inter- and inter-provincial contributions to annual mean $PM_{2.5}$ concentrations in 22 local authorities in Jeonnam during the simulation period of 2016.

미치는 것으로 모사되었다. 다만, 전북 기여농도는 전남 남부 지역에 대해서는 급격히 낮아진다. 모사기간 동안 전남 전 지역의 연평균 $PM_{2.5}$ 농도에 대한 전북 기여농도는 0.7 μg/m^{3}가량이다.

그림 7(d)에서 전남 전 지역의 연평균 $PM_{2.5}$ 농도에 대한 충남 기여농도(=충남 배출량이 $PM_{2.5}$ 농도에 미치는 기여농도)는 0.8 μg/m^{3}으로 전북 기여농도에 비해 높았다. 충남 기여농도를 기초 지자체별로 보면, 전남 영광(1.4 μg/m^3), 장성(1.1 μg/m^3), 함평(1.1 μg/m^3) 등에서 높게 나타났다. 이러한 결과를 고려하면 서로 경계를 맞댄 배출 지역뿐 아니라, 관심 지역의 $PM_{2.5}$ 농도에 영향을 미칠 수 있는 지역을 파악하는 것이 필요해 보인다. 따라서, 대기권역 관리제도 시행 시 지역 간 배출-농도의 정량적인 상호 영향 파악이 우선되어야 한다.

전남 전 지역 연평균 $PM_{2.5}$에 대한 경남과 경북의 기여농도는 각각 0.5 μg/m^3, 0.2 μg/m^{3}으로 모사되었다. 경북 배출량은 전남 전 지역의 연평균 $PM_{2.5}$ 농도를 대기환경기준의 1%인 0.15 μg/m^3 이상 증가시켰다. 기초 지자체별로 살펴보면, 광양에 대한 기여농도가 0.4 μg/m^{3}로 가장 높았다. 경남 기여농도 역시 광양에서 1.2 μg/m^{3}로 가장 높았으며, 여수(0.8 μg/m^3), 순천(0.8 μg/m^3) 등지에서도 높았다. 전국 연평균 $PM_{2.5}$ 농도에 대한 국내 화력발전의 영향을 0.6 μg/m^{3}으로 추정한 Kim *et al.* (2016)의 결과와 비교하면, 전남 일부 기초 지자체의 $PM_{2.5}$ 농도에 대한 타 광역 지자체의 기여농도는 결코 작지 않다.

그림 8에서 전남과 국내의 기여농도 비(ratio)를 전남 기초 지자체별로 살펴보면, 장성(34%), 담양(38%), 구례(39%), 곡성(40%) 등 많은 지역의 연평균 $PM_{2.5}$ 기여농도가 전남이 아닌, 국내의 다른 광역 지자체에서 기인한다. 특히, 기초 지자체의 지리적 위치에 따라 전북 기여농도가 높은 지역(예를 들어, 장성, 담양, 곡성)과 충남 기여농도가 높은 지역(영광, 함평, 무안 등) 등으로 구분할 수 있다. 또한, 광양과 여수 등에서는 경남 기여농도가 다른 지역에 비해 높게 나타난다. 앞서 언급한 바와 같이 신안, 진도, 완도 등 해안이나 도서 지역에 위치한 기초 지자체의 경우,

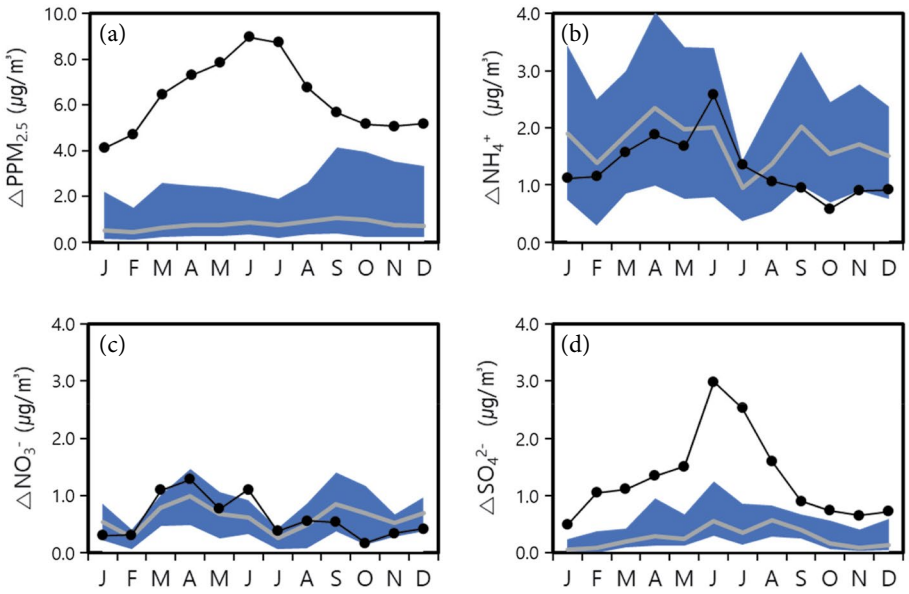

Fig. 9. Monthly Jeonnam self-contributions to (a) $PPM_{2.5}$, (b) ammonium, (c) nitrate, and (d) sulfate during the simulation period of 2016. Black line presents the same monthly variation for Gwanyang-si. The '△' in the y-axis denotes the contribution estimated with the emissions of each precursor.

내륙에 위치한 기초 지자체에 비해 국내 및 전남의 기여농도가 낮음을 다시 한 번 확인할 수 있다. 전남 연평균 $PM_{2.5}$ 농도에 대한 전북, 광주, 충남, 경남, 경북 이외 시도의 기여농도는 0.8 μg/m^{3}으로, 전북(0.7 μg/m^3)이나 충남(0.8 μg/m^3)이 전남 연평균 $PM_{2.5}$에 미치는 기여농도에 비해 크다.

그림 8에 함께 제시한 전남 시군별 $PM_{2.5}$ 농도에 대한 국내 기여농도는 모사된 연평균 $PM_{2.5}$ 농도의 19~52%를 차지한다. 그림 4에서 전남 시군에 대한 국외 기여농도의 편차가 4 μg/m^{3}인 점을 감안하면, 국내 기여율은 대기질 모사에 이용되는 국내외 배출자료에 의해 달라질 수 있다. 예를 들어, 본 모사에서는 국외 배출량으로 CREATE 2015 배출목록을 이용하였는데, Bae *et al.* (2020a)은 해당 배출목록을 이용한 2016년 대기질 모사에서 중국 베이징-톈진-허베이 지역의 SO_2 모사 농도가 관측 대비 2배 이상 과대 모사됨을 보고하였다. 이러한 국외 풍상지역에서의 과대 또는 과소 모사는 장거리 이동 후 모사 농도는 물론, 기여도 분석 결과에도 영향을 미칠 수 있다 (Bae *et al.*, 2020b; Choi *et al.*, 2018).

3.5 $PM_{2.5}$ 구성 성분별 전남 기여농도

그림 9는 $PM_{2.5}$ 구성 성분에 대한 전남 기여농도의 범위를 기초 지자체 수준에서 보인 것으로, 산정된 값이 다른 시군과 큰 차이를 보이는 광양의 경우 별도로 구분하여 제시하였다. 그림 9에 제시된 구성 성분 중에서 암모니아로부터 생성되는 암모늄의 경우 전남 기여농도의 평균은 1.8 μg/m^{3}이며, 기초 지자체별로는 0.8 (신안)~2.8 μg/m^3 (나주)의 기여농도가 모사되었다. 그림 10에서 암모늄에 대한 기여농도는 주로 도서 지역에서 낮으며, 구례 (1.1 μg/m^3), 장성 (1.2 μg/m^3), 광양 (1.3 μg/m^3) 등에서도 낮게 나타난다. 또한, 나주 이외에도 무안 (2.7 μg/m^3), 함평 (2.7 μg/m^3), 영암 (2.6 μg/m^3) 등에서 높다. 그림 9에 제시된 바와 같이, 암모늄 기여농도는 기초 지자체 간 편차가 다른 구성 성분에 비해 크다. 이는 암모니아 배출이 주로 농축산이 밀집된 지역에서 높게 산정되기 때문으로 판단된다 (그림 10). 따라서, 전남에서 대기질 개선

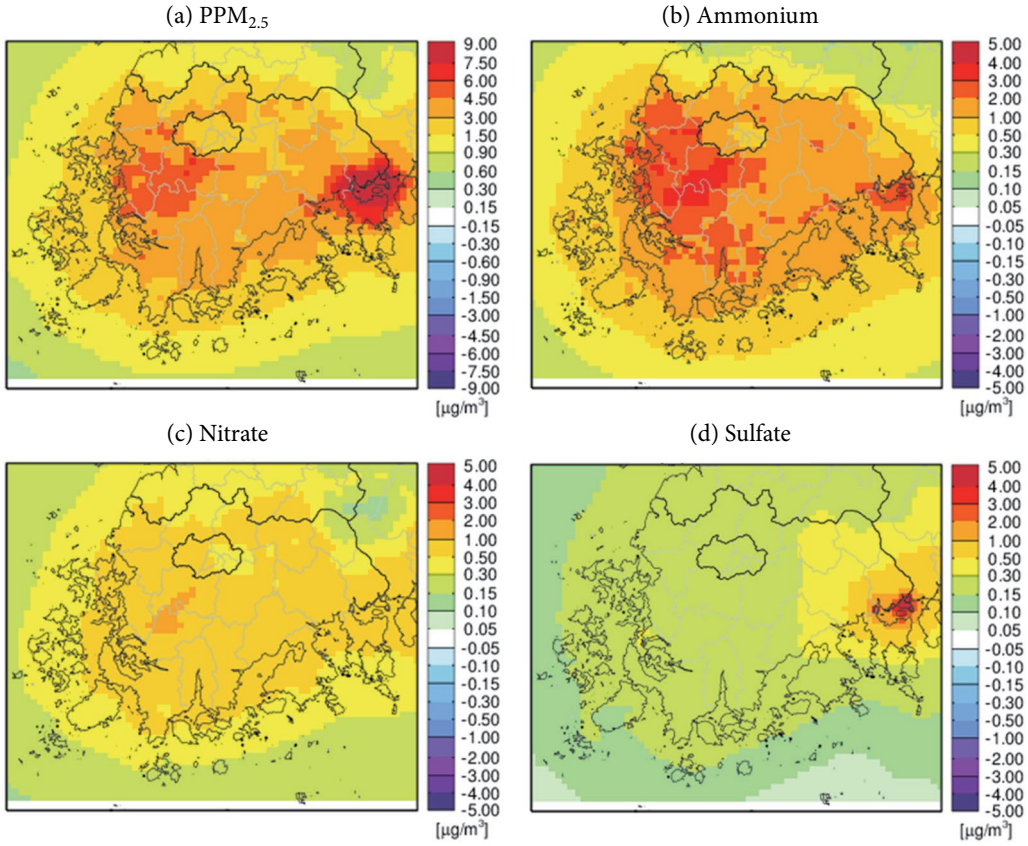

Fig. 10. Contributions of Jeonnam emissions on annual mean (a) $PPM_{2.5}$, (b) ammonium, (c) nitrate, and (d) sulfate concentrations during the simulation period of 2016.

을 위해 암모니아 배출관리 방안을 적용 시, $PM_{2.5}$ 농도 감소 효과는 기초 지자체별로 2~3배 정도 차이를 보일 수 있다. 암모늄 기여농도의 월별 변화는 7월을 제외하면 꾸준히 높게 유지되며, 봄철에 2.2 μg/m^{3}로 가장 높다. 다만 현재의 국가배출목록에서는 농업부문 배출량의 불확도가 크고, 배출량 월변화에 대한 정보가 부족하므로 이에 대한 추가연구가 필요하다.

전남의 $PPM_{2.5}$ 기여농도는 연평균 1.3 μg/m^{3}으로, 암모니아 다음으로 높다. 다른 시군에 비해 $PPM_{2.5}$ 기여농도가 월등히 높은 광양(6.3 μg/m^3)을 제외하면, 전남의 $PPM_{2.5}$ 기여농도는 0.8 μg/m^{3}로 낮아진다. 광양 $PPM_{2.5}$ 기여농도의 경우 여름철에 8 μg/m^{3}로 가장 높고 겨울철에 4 μg/m^{3}로 가장 낮아지나, 다른 기초 지자체에 비해서는 여전히 높다. 광양 다음으로는 여수(2.7 μg/m^3), 순천(1.4 μg/m^3), 목포(1.3 μg/m^3) 등과 같이 산업이나 도시 지역에서 $PPM_{2.5}$ 기여농도가 높다. 따라서, 배출원이 밀집된 지역에서 $PPM_{2.5}$의 배출관리는 NO_x나 SO_2 배출관리에 비해 전남의 $PM_{2.5}$ 농도 저감에 효과적일 수 있다. 다만, 이러한 결과는 본 연구에서 이용한 국가배출목록을 기반으로 유추한 것이므로, 모사에 이용된 배출량과 농도 관계를 우선 면밀히 검토해야 한다. 광양 주변에 성분 측정 자료가 부재하여 정확한 비교는 어려우나, 기여농도 분석 결과로 볼 때 광양에 대한 $PPM_{2.5}$ 기여농도는 과대 평가 가능성도 높다(3.7절 참고).

NO_x로부터 생성되는 질산염의 경우 지역 평균적

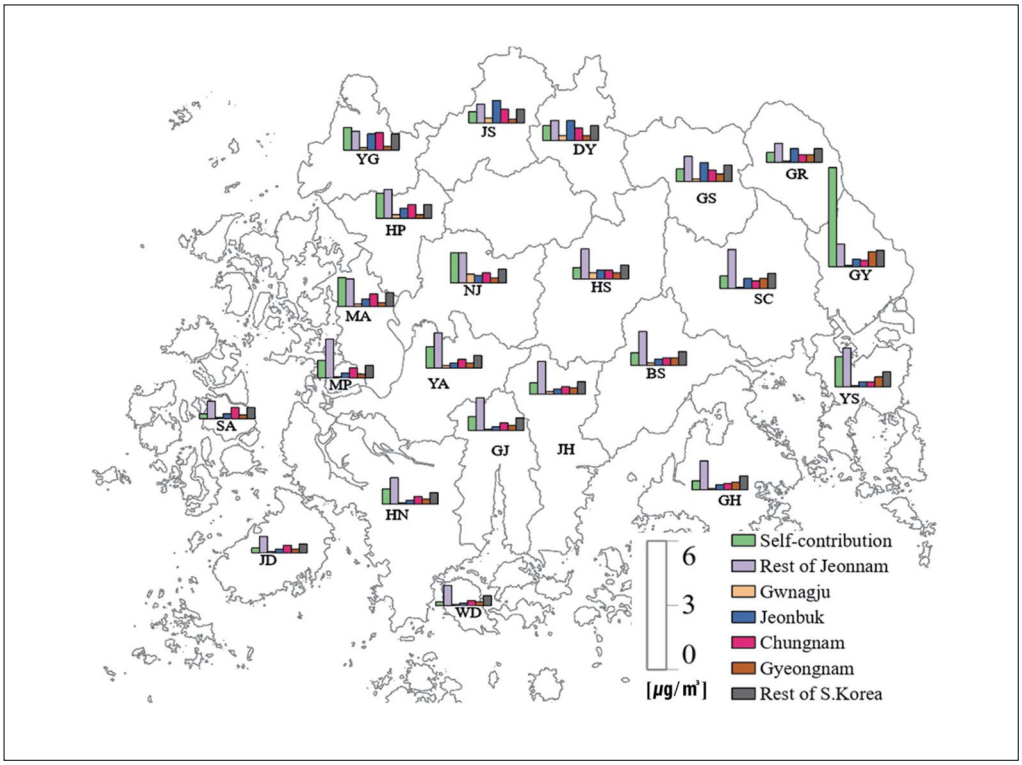

Fig. 11. Summary of domestic $PM_{2.5}$ contributions in 22 local authorities of Jeonnam during the simulation period of 2016.

으로 0.7 μg/m^{3}의 전남 기여농도를 보인다 (그림 7(c)). 시군별로는 구례에서 0.4 μg/m^{3}로 가장 낮고, 나주에서 0.9 μg/m^{3}로 가장 높아 2배 정도의 차이를 보인다. 질산염의 경우 광화학 반응을 통해 생성되므로, 계절풍 등 기상 여건의 변화로 인해 기여농도의 계절적인 차이를 보인다. 모사기간 동안 질산염에 대한 전남 기여농도는 봄철에는 0.9 μg/m^{3}이었으나, 가을철 (0.7 μg/m^3), 여름철 (0.5 μg/m^3), 겨울철 (0.5 μg/m^3) 순으로 점차 낮아졌다.

전남의 기초 지자체별 황산염에 대한 전남 기여농도는 광양 (1.3 μg/m^3)을 제외하면 연평균 0.3 μg/m^{3}이며, 광양과 여수 (0.6 μg/m^3), 순천 (0.5 μg/m^3) 등을 제외하면 대체로 낮다. 계절별 황산염에 대한 전남의 자체 기여농도는 여름철에 0.7 μg/m^{3}로 가장 높으며, 봄철 (0.4 μg/m^3), 가을철 (0.3 μg/m^3), 겨울철 (0.2 μg/m^3) 순이다. 고농도 $PM_{2.5}$ 사례가 주로 겨울철과 봄철에 발생하는 점과 (Bae *et al.*, 2020c; Ju *et al.*, 2018b), 이 기간에 전남의 자체 황산염 기여농도가 낮아지는 점은 주목할 만한 것으로, 향후 전남 지역에서의 $PM_{2.5}$ 농도 개선 대책 수립 시 고려되어야 한다.

황산염 기여농도는 광양에서 여름철 (6~8월)에는 2.4 μg/m^{3}이나, 봄철 (1.3 μg/m^3)과 가을철 (0.8 μg/m^3), 겨울철 (0.8 μg/m^3)에는 3배가량 낮아진다. 이는 황산염의 생성이 겨울철에는 주로 가스상 산화에만 의존하나, 여름 동안에는 기온과 상대습도 상승 등 액상 산화가 다른 계절에 비해 높아지는 점이 대기질 모사에 반영되기 때문으로 판단된다 (Bae *et al.*, 2020d; Seinfeld, 2016).

3.6 전남 기초 기자체별 $PM_{2.5}$ 기여농도

그림 11은 전남의 기초 지자체별 연평균 $PM_{2.5}$ 기

여농도 분석 결과를 종합한 것으로, 광양과 영광을 제외하면 각 시군의 자체 기여농도에 비해 전남 타 시군 기여농도가 크다. 광양의 경우 대기질 모사에 이용된 국가배출목록상 높은 배출량에 의해 자체 기여농도가 지배적으로 높게 나타나는 반면, 영광의 경우 전남의 북서쪽에 위치한 지리적 위치에 의해 타 시군 기여농도가 상대적으로 낮게 모사된 것으로 보인다. 영광군의 자체 기여농도는 1.8 μg/m^{3}로 전남 기초 지자체의 자체 기여농도의 평균인 1.5 μg/m^{3}와 유사하나, 전남 타 시군 기여농도는 영광군에 대해 1.5 μg/m^{3}로 전남 평균인 2.2 μg/m^{3}에 비해 낮은 편이다.

그림 11에서 타 시도 기여농도를 살펴보면, 지리적인 위치에 따라 전남의 북서 지역은 충남 배출, 북부 지역은 전북 배출, 그리고 동쪽 지역은 경남의 배출 기여농도가 상대적으로 높다. 자체 기여농도는 시군별 배출량의 크기에 따라 결정되는 것으로 보이나, 전남 타 시군 기여농도는 주로 중앙부에 위치한 기초 지자체에서 높게 나타난다. 도서와 해안에 접한 기초 지자체의 경우 전남 및 국내 기여농도가 낮은 만큼, 해당 지역에 대한 대기질 개선을 위해서는 향후 면밀한 대기질 현황 조사를 통해 접근 방안을 모색하는 것이 필요해 보인다.

3. 7 전남 $PM_{2.5}$ 기여농도의 주요 불확도

전남에 대해 이용 가능한 대기오염 측정소는 2016년 기준 총 16지점이며, 이 중 광양 및 여수에 측정소가 각각 5지점, 4지점으로 집중되어 있다. Table S3을 참고하면 월래동(여수)과 태인동(광양) 측정소 기준 SO_2의 RMSE (Root Mean Square Error)는 각각 63 ppb, 37 ppb로, 여수와 광양에 위치한 다른 측정소(5.0~20.0 ppb)에 비해 높은 것을 알 수 있다. 이로부터 여수 및 광양 지역의 경우 월래동과 태인동을 중심으로 과대 모사함을 알 수 있다. 그림 10에서도 확인할 수 있듯이 $PPM_{2.5}$와 황산염 기여농도는 광양을 중심으로 매우 높게 분포한다. 배출량이 한 곳에 밀집된 경우 이처럼 높은 기여농도가 나타날 수 있으나, 배출 정보가 부정확할 경우에도 $PM_{2.5}$는 물론 전

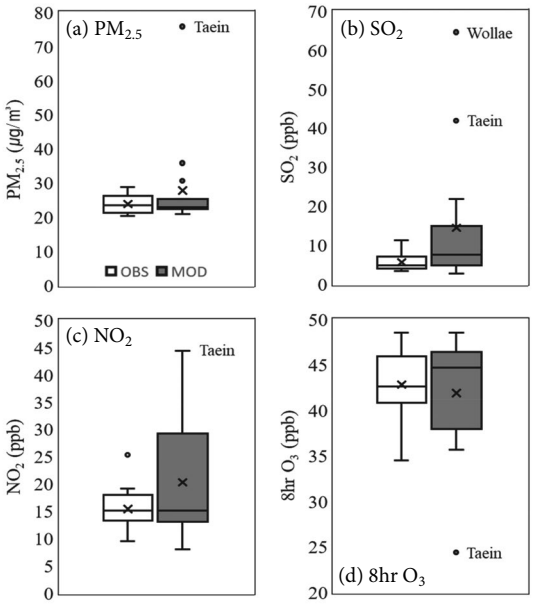

Fig. 12. Box whisker plots of observed and modeled annual mean (a) $PM_{2.5}$, (b) SO_2, (c) NO_2, and (d) 8-hr O_3 concentrations in local authorities of Jeonnam during the simulation period of 2016. Sixteen monitors are used for SO_2, NO_2, and 8-hr O_3 while ten monitors are used for $PM_{2.5}$. The symbol 'x' represents the mean value. The outlier monitoring sites are explicitly named.

구물질의 모사 농도에 영향을 미친다. 그림 12(a)는 2016년 한 해 동안 관측 농도가 75% 이상 유효한 전남의 도시대기측정소별 연평균 $PM_{2.5}$ 농도를 비교한 것이다. 관측 농도의 중앙값(median)은 23.5 μg/m^3, 모사 농도의 중앙값은 22.6 μg/m^{3}으로 0.9 μg/m^{3}의 차이를 보인다. 연평균 $PM_{2.5}$에 대한 최고 관측 농도는 28.8 μg/m^{3}인 반면 최고 모사 농도는 광양 태인동에서 75.8 μg/m^{3}로, 관측 농도를 크게 초과한다. 태인동의 모사 농도는 두 번째로 높은 연평균 $PM_{2.5}$ 농도가 모사된 광양 중동의 35.8 μg/m^{3}과도 큰 차이를 보인다. 따라서 그림 10과 같이 광양과 여수를 중심으로 한 광양만 일부 지역에서 높게 나타나는 기여농도는 실제 높은 배출량이 반영된 결과가 아닌, 모사 불확도에 의한 가능성이 존재한다(그림 S1~S3, 표 S3 참고).

그림 12(b)에서 광양만을 사이에 두고 남북으로 마

주보고 있는 월래동과 태인동의 연평균 SO_2 관측 농도는 각각 11.2, 8.6 ppb이나, 모사 농도는 64.6, 41.9 ppb로 각각 6배, 4배 정도 과대 모사한다. 모사에 이용된 2016년 국가배출목록에서 연간 SO_2 배출량은 광양과 여수에서 각각 28,347 톤과 31,317 톤이다. 이는 전국 SO_2 배출량의 8%와 9%에 해당하는 양으로, 해당 지역에서 SO_2의 배출이 집약적으로 이뤄짐을 알 수 있다. 특히, 광양의 생산공정(12,660톤/년)과 제조업 연소(12,294톤/년), 여수의 생산공정(17,222톤/년)과 에너지산업연소(10,416톤/년)로부터 배출되는 SO_2는 배출 지점과 주변 지역의 SO_2 농도에 큰 영향을 줄 수 있다. 이와 유사하게 연평균 NO_2 관측 농도는 태인동에서 14.7 ppb이나, 모사 농도는 44.4 ppb로 3배 정도 과대 모사한다. 연간 NO_x 배출량은 광양에서 44,331톤이며, 여수에서는 27,326톤이다. 오존의 경우 태인동에서 관측에 비해 모사 농도가 매우 낮은데, 이는 해당지역에서 NO_x 배출에 의한 NO 적정(titration) 영향이 과대 평가되기 때문으로 이해된다.

현재 이러한 일부 측정소에 대한 이와 같은 과대 또는 과소 모사 원인을 정확히 파악할 수는 없으나, 한 가지 고려할 점은 산업단지나 대형 점 오염원과 같은 배출원의 경우 배출량 못지않게 배출 형태에 따라 주변에 미치는 영향이 크게 다르다는 점이다(Ju *et al.*, 2019). 굴뚝을 통해 배출되는 대기오염물질은 면 형태의 오염원과는 다르게 굴뚝 높이 및 직경, 배출 가스의 속도와 온도에 따라 수직 도달 높이가 결정되며, 주변 구조물 등에 의한 wake 효과를 배제할 수 있다(Lateb *et al.*, 2011; Moses and Carson, 1968). Ju *et al.* (2018a)은 충남에 위치한 발전소와 제철 관련 사업장을 분석하여 동일한 SO_2 배출량이 대기 중으로 배출될 시, 면 형태의 배출과 굴뚝 형태의 배출에 따라 황산염 생성 영향이 해당 배출원 주변에서 13배 정도 차이를 보이는 것으로 보고한 바 있다. 특히, 2016년 국가배출목록에서는 무연탄 등을 많이 사용하는 제철업 배출량에 대해 굴뚝 배출 이외에 일정 부분 면 형태의 배출량을 가정하고 있다. 이와 관련하여 광양의 비민수용무연탄 부문에 대한 SO_2와 NO_x 배출량은 연간 10,622톤, 8,596톤이며, 이 중 96%, 77%가 면 형태의 배출량으로 산정되고 있다. 이러한 면 형태의 배출은 배출 영향을 과대 평가하게 하는 요인이 될 수 있으므로, 향후 정부 및 연구자들은 국내에서 산정하는 배출 정보에 대한 면밀한 검토와 평가가 필요할 것으로 사료된다.

본 연구에 이용된 모사 결과에 대한 통계치는 Emery *et al.* (2017)에서 제시하는 기준치를 일부 만족하나, 목표치는 달성하지 못하였다. 도출한 기여도에 대한 신뢰도를 확보하기 위해서는 앞서 설명한 바와 같이 다양한 요소들에 대한 전반적인 개선이 필요할 것으로 판단된다. 본 연구에서는 모사 불확도에 영향을 주는 요소들 중 배출량 입력자료에 마련 시 이용된 국내 배출목록에 대한 평가를 수행하였다. 향후 모사 농도장에 대한 신뢰도 확보를 위해 모사 입력자료들과 모델링 시스템을 개선하는 방향으로 나아가고자 한다.

4. 결 론

본 연구에서는 전남의 기초 지자체를 대상으로 $PM_{2.5}$의 지역별, 배출물질별 기여농도를 2016년 국가배출목록을 이용하여 분석하였다. 기여도 분석을 위해 2016년 전 기간에 대해 배출량 표식 방법을 적용하였다. 한반도의 서남단에 위치하는 전남의 연평균 $PM_{2.5}$ 농도에 대한 국외 기여농도는 같은 서해안에 위치하는 북쪽의 다른 광역 지자체에 비해서는 낮았다. 국외 기여농도를 전남 내부의 기초 지자체 수준별로 비교해보면, 전남 서북 지역과 동남 지역이 4 $\mu g/m^3$가량 차이를 보였다.

모사기간 동안 국내와 전남 배출이 전남의 연평균 $PM_{2.5}$ 농도에 미치는 기여농도는 각각 6.9 $\mu g/m^3$와 3.7 $\mu g/m^3$이었으며, 이를 토대로 배출량 삭감에 따른 개선 정도를 가늠할 수 있다. 다만, 해안 지역에 위치한 기초 지자체의 경우 국내와 전남 기여농도가 각각 3.6~4.5 $\mu g/m^3$, 1.7~1.9 $\mu g/m^3$로 낮다는 점은 향후 전

남 지역의 대기질 개선 계획 시 고려되어야 할 것이다. 전남의 많은 기초 지자체에서 타 시도의 배출 기여농도가 전남 자체 배출 기여농도보다 높았다. 예를 들어, 전남 북부에서는 전북과 충남의, 전남 동부에서는 경남의 배출 기여농도가 중요하게 모사되었다. 이러한 점을 고려하면 전남의 경우 자체 배출 관리의 제한점을 파악하고, 대기질 개선 목표에 맞는 배출관리 권역을 설정하여 주변 지자체와 협력체계를 마련하는 것이 대기질 개선에 도움이 될 것으로 예상된다.

배출물질별 기여농도는 암모니아와 $PPM_{2.5}$가 높았으며, NO_x, SO_2 순이었다. 특히, SO_2의 경우 겨울철에는 황산염 생성이 여름철보다 낮아 기여농도가 제한적이었다. 다만, 이러한 결과는 대기질 모사의 한계와 모사에 입력되는 기상 및 배출량 자료의 정확도 등에 따라 달라질 수 있다. 특히, 자체 기여농도가 높았던 일부 기초 지자체의 경우 주요 배출량뿐 아니라, 점과 면 등 배출 형태에 대한 점검이 필요하다. 다소 높게 산정된 국외 기여율의 경우 국내 배출량의 과소 평가나 누락이 원인일 수 있다. 향후 현실적인 배출량 자료 확보, 대기질 모사 방안 개선 등을 통해 국내 및 국외 기여도 모사에 대한 정확도를 향상시킬 수 있을 것으로 기대된다. 또한, 전남에 대한 개선 계획 수립을 위해 전남의 지역적인 배출-농도 전환 등 대기질 특성을 올바르게 파악해야 한다.

감사의 글

본 논문은 국가미세먼지정보센터의 지원을 받아 수행되었으며, 이에 감사를 드립니다.

References

Bae, C., Kim, H.C., Kim, B.-U., Kim, Y., Woo, J.-H., Kim, S. (2020a) Updating Chinese SO_2 emissions with surface observations for regional air-quality modeling over East Asia, Atmospheric Environment, 228. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117416

Bae, C., Kim, H.C., Kim, B.U., Kim, S. (2020b) Surface ozone response to satellite-constrained NO_x emission adjustments and its implications, Environmental Pollution, 258, 113469. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113469

Bae, M., Kim, B.-U., Kim, H.C., Kim, S. (2020c) A Multiscale Tiered Approach to Quantify Contributions: A Case Study of $PM_{2.5}$ in South Korea During 2010-2017, Atmosphere, 11(2), 141. https://doi.org/10.3390/atmos11020141

Bae, M., Yoo, C., Kim, S. (2020d) Estimating the Shutdown Effect of the Old Coal-fired Power Plants on $PM_{2.5}$ and its Composition, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 36(1), 48-63, (in Korean with English abstract). https://doi.org/10.5572/kosae.2020.36.1.048

Carter, W.P. (2000). Development and evaluation of the SAPRC-99 chemical mechanism. Rep. 00-AP-RT17-001-FR.

Chang, J., Brost, R., Isaksen, I., Madronich, S., Middleton, P., Stockwell, W., Walcek, C. (1987). A three-dimensional Eulerian acid deposition model: Physical concepts and formulation, Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 92(D12), 14681-14700. https://doi.org/10.1029/jd092id12p14681

Chen, F., Dudhia, J. (2001). Coupling an advanced land surface–hydrology model with the Penn State-NCAR MM5 modeling system. Part I: Model implementation and sensitivity, Monthly Weather Review, 129(4), 569-585. https://doi.org/10.1175/1520-0493(2001)129<0587:caalsh>2.0.co;2

Choi, K.-C., Lim, Y., Lee, J.-B., Nam, K., Lee, H., Lee, Y., Myoung, J., Kim, T., Jang, L., Kim, J.S., Woo, J.-H., Kim, S., Choi, K.-H. (2018) Evaluation of the Simulated $PM_{2.5}$ Concentrations using Air Quality Forecasting System according to Emission Inventories - Focused on China and South Korea, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 34(2), 306-320, (in Korean with English abstract). https://doi.org/10.5572/kosae.2018.34.2.306

Chou, M.-D., Suarez, M.J. (1994). An efficient thermal infrared radiation parameterization for use in general circulation models.

Colella, P., Woodward, P.R. (1984). The piecewise parabolic method (PPM) for gas-dynamical simulations, Journal of Computational Physics, 54(1), 174-201. https://doi.org/10.1016/0021-9991(84)90143-8

Hong, S.-Y., Lim, J.-O.J. (2006). The WRF single-moment 6-class microphysics scheme (WSM6), Asia-Pacific Journal of Atmospheric Sciences, 42(2), 129-151.

Hong, S.-Y., Noh, Y., Dudhia, J. (2006). A new vertical diffusion package with an explicit treatment of entrainment processes, Monthly Weather Review, 134(9), 2318-2341. https://doi.org/10.1175/mwr3199.1

Ju, H., Bae, C., Kim, B.-U., Kim, H.C., Yoo, C., Kim, S. (2018a) $PM_{2.5}$ Source Apportionment Analysis to Investigate Contributions of the Major Source Areas in the Southeastern Region of South Korea, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 34(4), 517-533, (in Korean with English abstract). https://doi.org/10.5572/kosae.2018.34.4.517

Ju, H., Kim, H.C., Kim, B.-U., Ghim, Y.S., Shin, H.J., Kim, S. (2018b) Long-term Trend Analysis of Key Criteria Air Pollutants over Air Quality Control Regions in South Korea using Observation Data and Air Quality Simulation, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 34(1), 101-119, (in Korean with English abstract). https://doi.org/10.5572/kosae.2018.34.1.101

Ju, H., Yoo, C., Kim, B.-U., Kim, H.C., Kim, S. (2019) Impact of Stack Parameters on Modeled $PM_{2.5}$ Conversion Rates: A Case Study of Chungnam during the KORUS-AQ 2016, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 35(5), 593-608, (in Korean with English abstract). https://doi.org/10.5572/kosae.2019.35.5.593

Kain, J.S. (2004). The Kain–Fritsch convective parameterization: an update, Journal of Applied Meteorology, 43(1), 170-181. https://doi.org/10.1175/1520-0450(2004)043<0170:tkcpau>2.0.co;2

Kang, Y.-H., You, S., Bae, M., Kim, E., Son, K., Bae, C., Kim, Y., Kim, B.-U., Kim, H.C., Kim, S. (2020) The impacts of COVID-19, meteorology, and emission control policies on $PM_{2.5}$ drops in Northeast Asia, Scientific Reports, 10(1), 1-8. https://doi.org/10.1038/s41598-020-79088-2

Ke, W., Zhang, S., Wu, Y., Zhao, B., Wang, S., Hao, J. (2017) Assessing the Future Vehicle Fleet Electrification: The Impacts on Regional and Urban Air Quality, Environmental Science & Technology, 51(2), 1007-1016. https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04253

Kim, B.U., Kim, O., Kim, H.C., Kim, S. (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 & Waste Management Association, 66(9), 863-873. https://doi.org/10.1080/10962247.2016.1175392

Kim, H.C., Bae, C., Bae, M., Kim, O., Kim, B.-U., Yoo, C., Park, J., Choi, J., Lee, J.-b., Lefer, B., Stein, A., Kim, S. (2020a) Space-Borne Monitoring of NO_x Emissions from Cement Kilns in South Korea, Atmosphere, 11(8), 881. https://doi.org/10.3390/atmos11080881

Kim, H.C., Kim, E., Bae, C., Cho, J.H., Kim, B.-U., Kim, S. (2017) Regional contributions to particulate matter concentration in the Seoul metropolitan area, South Korea: seasonal variation and sensitivity to meteorology and emissions inventory, Atmospheric Chemistry and Physics, 17(17), 10315-10332. https://doi.org/10.5194/acp-17-10315-2017

Kim, H.C., Kim, S., Lee, S.H., Kim, B.U., Lee, P. (2020b) Fine-Scale Columnar and Surface NOx Concentrations over South Korea: Comparison of Surface Monitors, TROPOMI, CMAQ and CAPSS Inventory, Atmosphere, 11(1), 101. https://doi.org/10.3390/atmos11010101

Koo, B., Knipping, E., Yarwood, G. (2014) 1.5-Dimensional volatility basis set approach for modeling organic aerosol in CAMx and CMAQ, Atmospheric Environment, 95, 158-164. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.06.031

Koo, J.H., Kim, J., Lee, Y.G., Park, S.S., Lee, S., Chong, H., Cho, Y., Kim, J., Choi, K., Lee, T. (2020) The implication of the air quality pattern in South Korea after the COVID-19 outbreak, Scientific Reports, 10(1), 1-11. https://doi.org/10.1038/s41598-020-80429-4

Lateb, M., Masson, C., Stathopoulos, T., Bédard, C. (2011) Effect of stack height and exhaust velocity on pollutant dispersion in the wake of a building, Atmospheric Environment, 45(29), 5150-5163. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.06.040

Mlawer, E.J., Taubman, S.J., Brown, P.D., Iacono, M.J., Clough, S.A. (1997). Radiative transfer for inhomogeneous atmospheres: RRTM, a validated correlated-k model for the longwave, Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 102(D14), 16663-16682. https://doi.org/10.1029/97jd00237

Morino, Y., Ueda, K., Takami, A., Nagashima, T., Tanabe, K., Sato, K., Noguchi, T., Ariga, T., Matsuhashi, K., Ohara, T. (2017) Sensitivities of Simulated Source Contributions and Health Impacts of $PM_{2.5}$ to Aerosol Models, Environmental Science & Technology, 51(24), 14273-14282. https://doi.org/10.1021/acs.est.7b04000

Moses, H., Carson, J.E. (1968) Stack Design Parameters Influencing Plume Rise, Journal of the Air Pollution Control Association, 18(7), 454-457. https://doi.org/10.1

080/00022470.1968.10469155

Nenes, A., Pandis, S.N., Pilinis, C. (1998). ISORROPIA: A new thermodynamic equilibrium model for multiphase multicomponent inorganic aerosols, Aquatic Geochemistry, 4(1), 123-152. https://doi.org/10.1023/A:1009604003981

Park, C., Oh, S.-H., Song, M., Choi, W., Bae, M.-S. (2020) Reflection of Mitigation Strategy for Air Pollution based on Clean Air Policy Support System: Concentration Analysis from the Atmospheric Monitoring Network in the Seoul and Gwangju Areas, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 36(2), 228-239. https://doi.org/10.5572/kosae.2020.36.2.228

Park, H., Cho, S. (2020) The Effects of NH_3 Emission Reduction on Secondary Inorganic Aerosols Evaluated by CMAQ, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 36(3), 375-387. https://doi.org/10.5572/kosae.2020.36.3.375

Seinfeld, J.H., Pandis, S.N. (2016) Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate chagne, John Wiley & Sons.

Son, K., Bae, M., You, S., Kim, E., Kang, Y.-H., Bae, C., Kim, Y., Kim, H.C., Kim, B.-U., Kim, S. (2020) Meteorological and Emission Influences on $PM_{2.5}$ Concentration in South Korea during the Seasonal Management: A Case of December 2019 to March 2020, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 36(4), 442-463, (in Korean with English abstract). https://doi.org/10.5572/kosae.2020.36.4.442

Strader, R., Lurmann, F., Pandis, S.N. (1999). Evaluation of secondary organic aerosol formation in winter, Atmospheric Environment, 33(29), 4849-4863. https://doi.org/10.1016/s1352-2310(99)00310-6

You, S., Bae, C., Kim, H., Yoo, C., Kim, S. (2020) Municipality-Level Source Apportionment of $PM_{2.5}$ Concentrations based on the CAPSS 2016: (I) Gyeonggi Province, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 36(6), 785-805, (in Korean with English abstract). https://doi.org/10.5572/KOSAE.2020.36.6.785

Yu, G.-H., Lee, B.-J., Park, S.-S., Jung, S.A., Jo, M.R., Lim, Y.J., Kim, S. (2019) A Case Study of Severe $PM_{2.5}$ Event in the Gwangju Urban Area during February 2014, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 35(2), 195-213. https://doi.org/10.5572/kosae.2019.35.2.195

Zhang, L., Brook, J.R., Vet, R. (2003). Evaluation of a non-stomatal resistance parameterization for SO_2 dry deposition, Atmospheric Environment, 37(21), 2941-2947. https://doi.org/10.1016/s1352-2310(03)00268-1

Zhang, L., Gong, S., Padro, J., Barrie, L. (2001). A size-segregated particle dry deposition scheme for an atmospheric aerosol module, Atmospheric Environment, 35(3), 549-560. https://doi.org/10.1016/s1352-2310(00)00326-5

Zhao, B., Wang, S., Donahue, N.M., Chuang, W., Hildebrandt Ruiz, L., Ng, N.L., Wang, Y., Hao, J. (2015) Evaluation of one-dimensional and two-dimensional volatility basis sets in simulating the aging of secondary organic aerosol with smog-chamber experiments, Environmental Science & Technology, 49(4), 2245-2254. https://doi.org/10.1021/es5048914

Zhao, B., Wang, S., Donahue, N.M., Jathar, S.H., Huang, X., Wu, W., Hao, J., Robinson, A.L. (2016) Quantifying the effect of organic aerosol aging and intermediate-volatility emissions on regional-scale aerosol pollution in China, Scientific Reports, 6, 28815. https://doi.org/10.1038/srep28815

Zheng, B., Tong, D., Li, M., Liu, F., Hong, C., Geng, G., Li, H., Li, X., Peng, L., Qi, J., Yan, L., Zhang, Y., Zhao, H., Zheng, Y., He, K., Zhang, Q. (2018) Trends in China's anthropogenic emissions since 2010 as the consequence of clean air actions, Atmospheric Chemistry and Physics, 18(19), 14095-14111. https://doi.10.5194/acp-18-14095-2018

Authors Information

김순태(아주대학교 환경안전공학과 교수)
유승희(아주대학교 환경공학과 박사과정)
김은혜(아주대학교 환경연구소 연구원)
강윤희(아주대학교 환경연구소 연구조교수)
배민아(아주대학교 환경공학과 박사과정)
손규원(아주대학교 환경공학과 석사과정)

Supplementary Materials

Table S1. A list of full names and abbreviations for twenty-two local authorities in Jeonnam.

Full name	Abbreviation	Full name	Abbreviation
Gangjin-gun	GJ	Sinan-gun	SA
Goheung-gun	GH	Yeosu-si	YS
Gokseong-gun	GS	Yeonggwang-gun	YG
Gwangyang-si	GY	Yeongam-gun	YA
Gurye-gun	GR	Wando-gun	WD
Naju-si	NJ	Jangseong-gun	JS
Damyang-gun	DY	Jangheung-gun	JH
Mokpo-si	MP	Jindo-gun	JD
Muan-gun	MA	Hampyeong-gun	HP
Boseong-gun	BS	Haenam-gun	HN
Suncheon-si	SC	Hawsun-gun	HS

Table S2. Summary of the WRF and CAMx configurations adopted in this study (You *et al.*, 2020).

(a) WRF

Physics	Selected option
Microphysics	WSM6 (Hong and Lim, 2006)
Long-wave radiation	RRTM (Mlawer *et al.*, 1997)
Short-wave radiation	Goddard (Chou and Suarez, 1994)
Cumulus scheme	Kain-Fritsch (Kain, 2004) for 27- and 9-km domains
Land-surface model	NOAH (Chen and Dudhia, 2001)
Boundary layer	YSU (Hong *et al.*, 2006)

(b) CAMx

Physics/Chemistry	Selected option
Horizontal advection	Piece-wise Parabolic Method (Colella and Woodward, 1984)
Gas-phase chemical mechanism	SAPRC99 (Carter, 2000), RADM-AQ (Chang *et al.*, 1987) ISORROPIA (Nenes *et al.*, 1998)
Aerosol chemistry	SOAP (Strader *et al.*, 1999), Static 2-mode (Coarse-Fine Scheme) for size distribution
Dry deposition model	Resistance model (Zhang *et al.*, 2003, 2001)
Wet deposition	Scavenging model (Seinfeld and Pandis, 2016)
PBL scheme	YSU (Hong *et al.*, 2006)

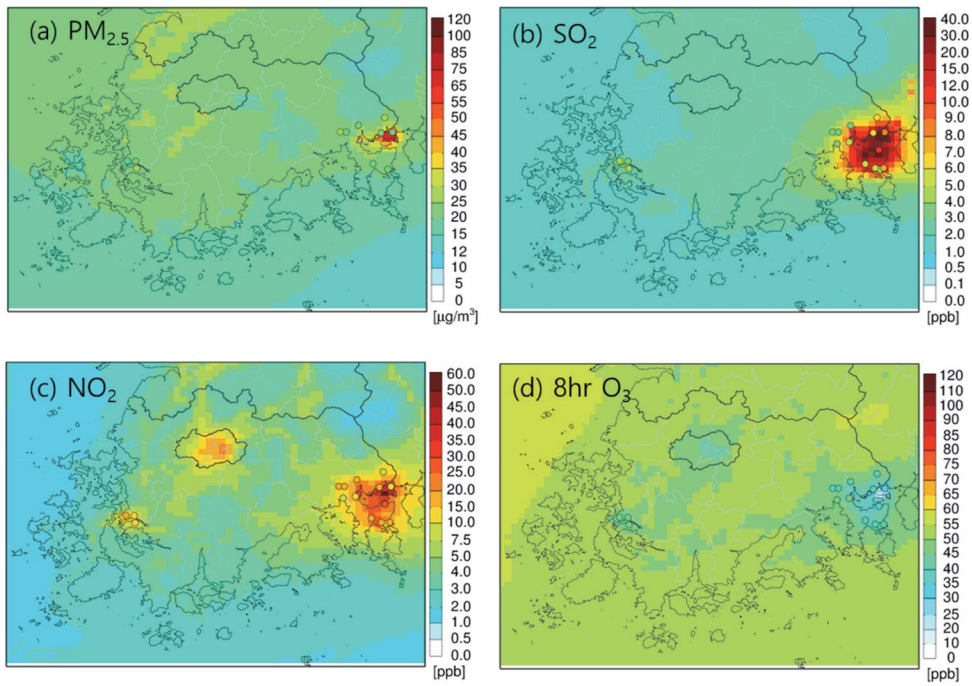

Fig. S1. Spatial plots of annul mean (a) $PM_{2.5}$, (b) SO_2, (c) NO_2, and (d) 8-hr O_3 simulated for 2016 with the CAPSS 2016 emissions inventory. Circles represent the measurements.

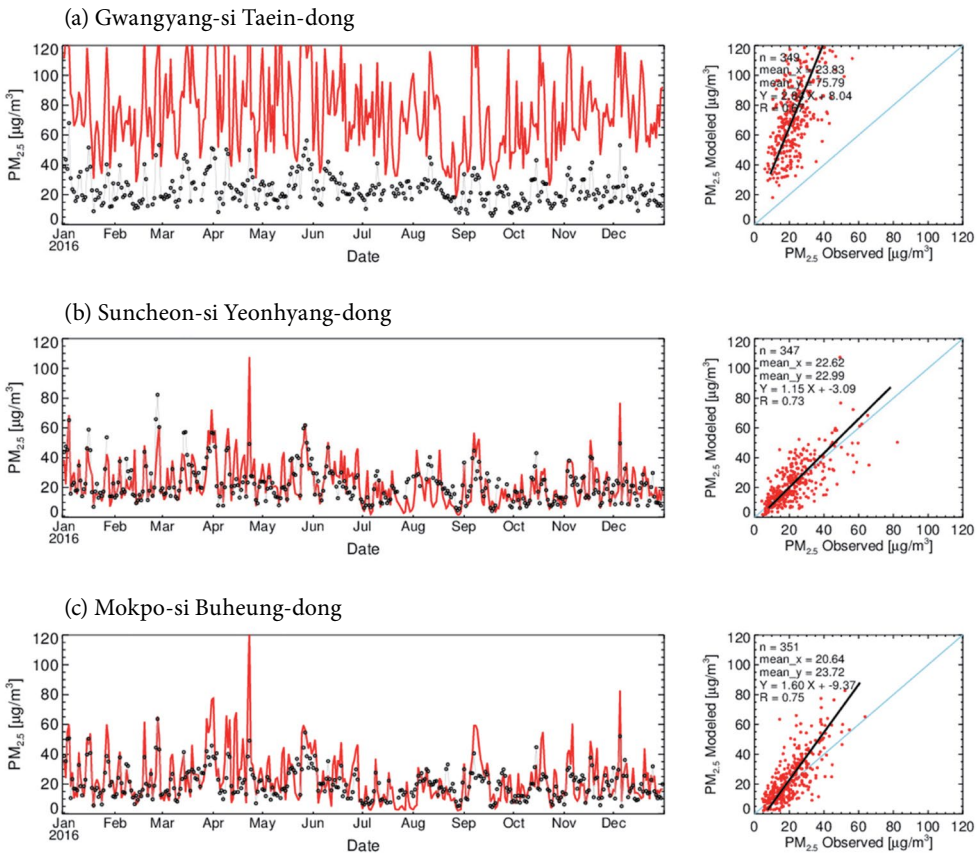

Fig. S2. Time series and scatters of the observed and simulated daily mean $PM_{2.5}$ concentrations at the selected monitoring sites; (a) Gwangyang-si Taein-dong, (b) Suncheon-si Yeonhyang-dong, and (c) Mokpo-si Buheung-dong during the simulation period of 2016. Black dots and red lines represent the observed and simulated values, respectively.

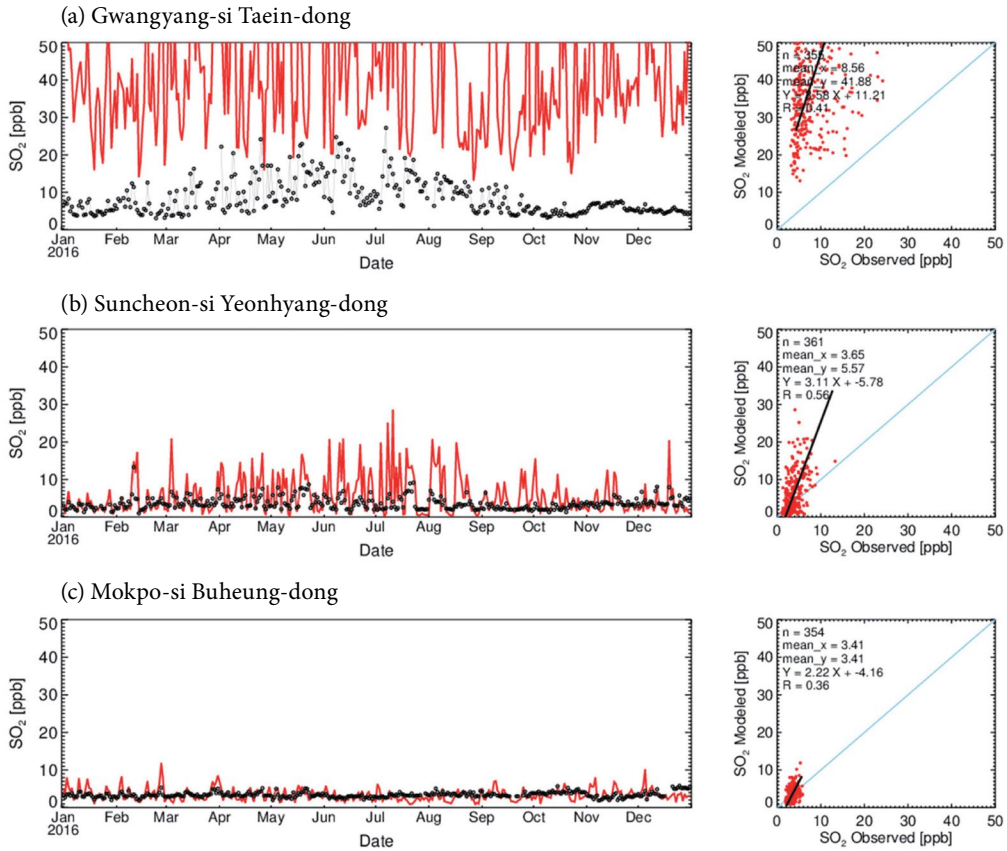

Fig. S3. Time series and scatters of the observed and simulated daily mean SO_2 concentrations at the selected monitoring sites; (a) Gwangyang-si Taein-dong, (b) Suncheon-si Yeonhyang-dong, and (c) Mokpo-si Buheung-dong during the simulation period of 2016. Black dots and red lines represent the observed and simulated values, respectively.

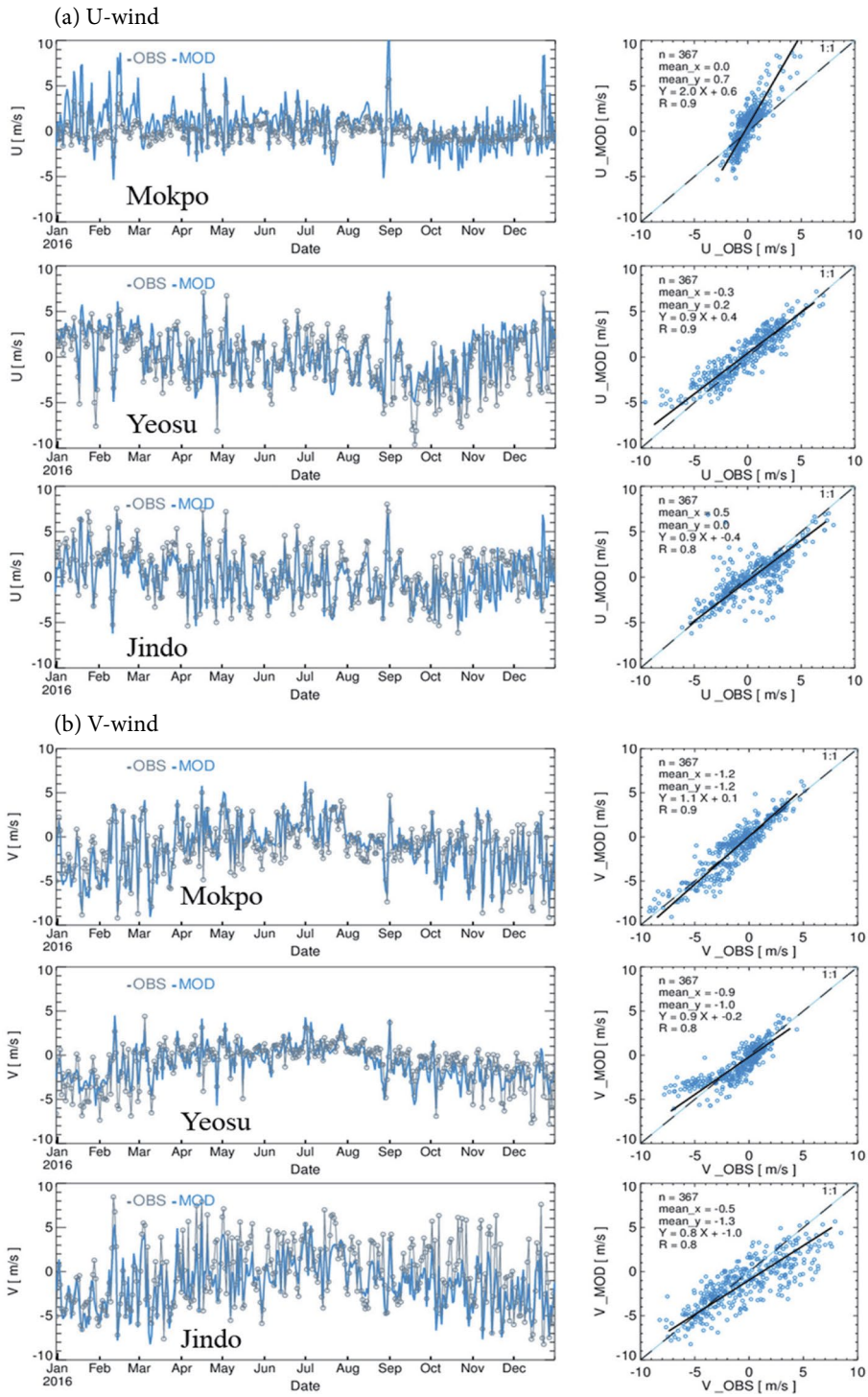

Fig. S4. Time series and scatters of the observed and simulated daily mean (a) U-wind, and (b) V-wind at the selected weather stations during the simulation period of 2016. Circles and lines represent the observed and simulated values, respectively.

Table S3. Statistics of the model performance evaluations for daily mean (a) $PM_{2.5}$, (b) NO_2, and (c) SO_2 at the individual urban air quality monitoring stations in Jeonnam during the simulation period of 2016.

(a) $PM_{2.5}$

City	Dong	# of data	Mean (μg/m^3)		Bias (μg/m^3)	Error (μg/m^3)	RMSE (μg/m^3)	R
			Observed	Modeled				
Mokpo-si	Yongdang-dong	23	19.5	21.2	1.7	6.6	10.2	0.73
Mokpo-si	Buheung-dong	351	20.6	23.7	3.1	8.0	11.5	0.75
Yeosu-si	Gwangmu-dong	357	20.4	22.6	2.2	7.4	10.4	0.75
Yeosu-si	Wollae-dong	–	–	30.5				
Yeosu-si	Munsu-dong	–	–	–	22.9			
Yeosu-si	Yeocheon-dong	361	23.2	22.6	−0.6	7.3	10.3	0.72
Yeosu-si	Deokchung-dong	–	–	20.9				
Suncheon-si	Jangcheon-dong	351	27.2	21.8	−5.4	8.6	10.9	0.73
Suncheon-si	Yeonhyang-dong	347	22.6	23.0	0.4	7.2	10.0	0.73
Suncheon-si	Suncheon	–	–	24.0				
Suncheon-si	Hodu-ri	–	–	25.3				
Gwangyang-si	Jung-dong	355	23.7	35.8	12.1	14.1	19.4	0.6
Gwangyang-si	Taein-dong	349	23.8	75.8	52.0	52.0	56.9	0.67
Gwangyang-si	Jinsang-myeon	340	25.9	22.6	−3.3	9.1	11.2	0.7
Gwangyang-si	Gwangyang-eup	342	21.3	22.1	0.8	7.7	10.3	0.69
Yeongam-gun	Nabul-ri	341	28.8	22.4	−6.4	10.4	13.3	0.7

(b) NO_2

City	Dong	# of data	Mean (ppb)		Bias (ppb)	Error (ppb)	RMSE (ppb)	R
			Observed	Modeled				
Mokpo-si	Yongdang-dong	300	15.1	13.0	−2.2	4.5	6.0	0.65
Mokpo-si	Buheung-dong	363	13.9	13.9	0.0	4.0	5.0	0.63
Yeosu-si	Gwangmu-dong	362	14.1	27.6	13.5	13.5	15.2	0.68
Yeosu-si	Wollae-dong	362	25.3	31.4	6.0	10.5	12.9	0.36
Yeosu-si	Munsu-dong	362	18.1	29.7	11.6	11.9	13.9	0.63
Yeosu-si	Yeocheon-dong	358	19.1	25.5	6.5	8.3	10.3	0.65
Yeosu-si	Deokchung-dong	362	17.4	20.0	2.6	7.2	9.6	0.5
Suncheon-si	Jangcheon-dong	350	16.6	11.2	−5.4	8.2	10.2	0.38
Suncheon-si	Yeonhyang-dong	356	18.6	13.3	−5.4	9.9	12.9	0.38
Suncheon-si	Suncheon	355	9.5	13.4	4.0	7.0	9.5	0.46
Suncheon-si	Hodu-ri	353	11.4	16.3	4.9	7.0	9.9	0.57
Gwangyang-si	Jung-dong	357	15.0	30.2	15.3	15.5	18.4	0.5
Gwangyang-si	Taein-dong	355	14.7	44.4	29.7	29.7	31.0	0.59
Gwangyang-si	Jinsang-myeon	360	9.5	12.4	2.9	5.1	7.8	0.59
Gwangyang-si	Gwangyang-eup	345	15.1	13.6	−1.5	7.2	9.2	0.23
Yeongam-gun	Nabul-ri	361	13.1	8.0	−5.1	5.9	7.5	0.43

(c) SO_2

City	Dong	# of data	Mean (ppb)		Bias (ppb)	Error (ppb)	RMSE (ppb)	R
			Observed	Modeled				
Mokpo-si	Yongdang-dong	294	4.5	3.6	−0.9	2.1	2.7	0.24
Mokpo-si	Buheung-dong	354	3.4	3.4	0.0	1.1	1.5	0.36
Yeosu-si	Gwangmu-dong	359	4.5	14.8	10.4	10.4	12.9	0.63
Yeosu-si	Wollae-dong	352	11.2	64.6	53.3	53.6	62.5	0.12
Yeosu-si	Munsu-dong	362	5.0	14.8	9.7	9.8	12.1	0.63
Yeosu-si	Yeocheon-dong	361	5.6	14.3	8.7	8.9	12.1	0.6
Yeosu-si	Deokchung-dong	362	7.4	10.1	2.7	5.1	6.9	0.49
Suncheon-si	Jangcheon-dong	353	3.9	4.5	0.6	2.3	3.5	0.62
Suncheon-si	Yeonhyang-dong	361	3.7	5.6	1.9	3.0	4.7	0.56
Suncheon-si	Suncheon	361	3.3	6.3	3.0	3.6	5.7	0.6
Suncheon-si	Hodu-ri	354	5.1	7.8	2.7	3.8	6.0	0.66
Gwangyang-si	Jung-dong	360	6.9	21.8	14.9	14.9	19.1	0.55
Gwangyang-si	Taein-dong	355	8.6	41.9	33.3	33.3	36.8	0.41
Gwangyang-si	Jinsang-myeon	355	6.9	7.1	0.2	3.8	5.3	0.56
Gwangyang-si	Gwangyang-eup	344	3.9	6.7	2.8	3.2	5.3	0.48
Yeongam-gun	Nabul-ri	362	4.5	2.7	−1.8	2.0	2.5	0.5