



저작자표시-비영리-변경금지 2.0 대한민국

이용자는 아래의 조건을 따르는 경우에 한하여 자유롭게

- 이 저작물을 복제, 배포, 전송, 전시, 공연 및 방송할 수 있습니다.

다음과 같은 조건을 따라야 합니다:



저작자표시. 귀하는 원저작자를 표시하여야 합니다.



비영리. 귀하는 이 저작물을 영리 목적으로 이용할 수 없습니다.



변경금지. 귀하는 이 저작물을 개작, 변형 또는 가공할 수 없습니다.

- 귀하는, 이 저작물의 재이용이나 배포의 경우, 이 저작물에 적용된 이용허락조건을 명확하게 나타내어야 합니다.
- 저작권자로부터 별도의 허가를 받으면 이러한 조건들은 적용되지 않습니다.

저작권법에 따른 이용자의 권리는 위의 내용에 의하여 영향을 받지 않습니다.

이것은 [이용허락규약\(Legal Code\)](#)을 이해하기 쉽게 요약한 것입니다.

[Disclaimer](#)

碩士學位論文

도시 및 배경 지역에서의 고농도
미세먼지(PM_{2.5}) 생성에 대한 국내외
배출량 기여도 분석

濟州大學校 大學院

地球海洋融合學部 地球海洋專攻

白 珠 烈

2023年 2月



석사학위논문

도시 및 배경 지역에서의 고농도
미세먼지(PM_{2.5}) 생성에 대한 국내외
배출량 기여도 분석

제주대학교 대학원

지구해양융합학부 지구해양전공

백 주 열

2023년 2월



도시 및 배경 지역에서의 고농도 미세먼지(PM_{2.5}) 생성에 대한 국내외 배출량 기여도 분석

지도교수 송 상 근

백 주 열

이 논문을 이학 석사학위 논문으로 제출함

2023年 2月

백주열의 이학 석사학위 논문을 인준함

심사위원장	<u>문 재 홍</u>	(인)
위 원	<u>송 상 근</u>	(인)
위 원	<u>김 태 균</u>	(인)

제주대학교 대학원

Contributions of domestic and foreign emissions to
high PM_{2.5} concentrations in urban and background
areas in Korea

Joo-Yeol Baek
(Supervised by professor Sang-Keun Song)

A thesis submitted in partial fulfillment of the requirement for the degree
of Master of Science

2023. 2.

This thesis has been examined and approved.

Department of Earth and Marine Sciences

GRADUATE SCHOOL

JEJU NATIONAL UNIVERSITY

목 차

List of Tables	ii
List of Figures	iv
제 1 장 서론	1
제 2 장 재료 및 방법	4
2.1. 대상지역 및 자료	4
2.2. 연구방법	8
2.2.1. 고농도 미세먼지 사례일 선정	8
2.2.2. 배출량 기여도 분석 방법	9
2.3. 모델 구성 및 입력자료	12
2.3.1. 기상 모델	12
2.3.2. 후방궤적 분석 모델	17
2.3.3. 대기질 모델	18
제 3 장 결과 및 고찰	23
3.1. 고농도 사례일의 기상 및 PM _{2.5} 시·공간 분포 분석	23
3.2. PM _{2.5} 농도에 대한 배출량 기여도 분석	54
3.2.1. 국외 배출량 기여도 분석	54
3.2.2. 국내 배출량 기여도 분석	62
3.3. PM _{2.5} 농도에 대한 물리·화학적 공정 기여도 분석	72
제 4 장 요약 및 결론	78
참 고 문 헌	80
Abstract	89

List of Tables

Table 1. Population density statistics in 2020 (Unit: Number of people per km ²).	6
Table 2. Weather types observed in Seoul, Busan, and Jeju Island in March 2018.	8
Table 3. Experimental designs for different emissions.	11
Table 4. Details of the grids and physical options used in the WRF model.	15
Table 5. Details of the physical and chemical options in the CMAQ model.	21
Table 6. Integrated process rates process codes.	22
Table 7. Statistical evaluation of the meteorological variables between the observed and simulated values at five monitoring sites in D4-1(“All”, five sites for meteorological variables) during the study period (March 20-30, 2018).	39
Table 8. Same as Table 7. except for relative D4-2	40
Table 9. Same as Table 7. except for relative D4-3	40
Table 10. Statistical evaluation of the meteorological variables between the observed and simulated values at 14 air quality monitoring sites within SMA, BMA, Jeju Island, as shown in Fig. 6 during the study period (March 20-30, 2018).	53
Table 11. Contributions (%) of Chinese (long-range transport), Japanese emissions to PM _{2.5} concentrations at four air quality monitoring sites (SH, YH, JG, MP and SP) in D4-1 during the high PM _{2.5} episode (March 24-26, 2018).	59
Table 12. Contributions (%) of Chinese (long-range transport), Japanese emissions to PM _{2.5} concentrations at five air quality monitoring sites	

(UN, DS, GB, MJ, and JR) in D4-2 during the high PM _{2.5} episode (March 24-26, 2018).	60
Table 13. Contributions (%) of Chinese (long-range transport), Japanese emissions to PM _{2.5} concentrations at four air quality monitoring sites (ID, YD, SS, and DH) in D4-3 during the high PM _{2.5} episode (March 24-26, 2018).	61
Table 14. Contributions (%) of domestic emissions to PM _{2.5} concentrations at five air quality monitoring sites (SH, YH, JG, MP and SP) in D4-1 during the high PM _{2.5} episode (March 24-26, 2018).	67
Table 15. Contributions (%) of domestic emissions to PM _{2.5} concentrations at five air quality monitoring sites (UN, DS, GB, MJ, and JR) in D4-2 during the high PM _{2.5} episode (March 24-26, 2018).	68
Table 16. Contributions (%) of domestic emissions to PM _{2.5} concentrations at four air quality monitoring sites (ID, YD, SS, and DH) in D4-3 during the high PM _{2.5} episode (March 24-26, 2018).	69
Table 17. Comparison of the integrated process rate (IPR) ($\mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$) for PM _{2.5} at three 1-km domains (D4-1, D4-2, and D4-3) during the high the PM _{2.5} event (March 24-26, 2018) and non-event (March 20-23 and 27-30, 2018). The IPR processes include aerosol process (AERO), horizontal advection/diffusion (HTRA), vertical advection/diffusion (VTRA), primary emission (EMIS), cloud process (CLDS), and dry deposition (DDEP).	77

List of Figures

Fig. 1.	Geographical locations of the meteorological monitoring sites (ASOS(blue), AWS(yellow)) in the Seoul metropolitan area(SMA): Gongchon-dong(GC), Mapo(MA), Incheon(IC), Seoul(SE), and Songpa(SP).	6
Fig. 2.	Same as Fig. 1, but for Busan metropolitan area (BMA): Ghangwon-si(CH), Gimhae-si(GH), Saha(SA), Busan(BU), and Dongnae(DN).	7
Fig. 3.	Same as Fig. 1, but for Jeju Island: Jeju(JJ), Odeung(OD), Gujwa(GJ), and Seogwipo(SG).	7
Fig. 4.	Conceptual diagram of the Brute-force method.	10
Fig. 5.	The flow chart of WRF-ARW modeling system (ARW, 2017).	13
Fig. 6.	The nested model domains for WRF and CMAQ simulations and the geographical locations of air quality (triangles) and meteorological monitoring sites (circles). The model domains and geographical locations of air quality monitoring sites: Sinheung-dong (SH), Yeonhui-dong (YH), Jung-gu (JG), Mapo-gu (MP), and Songpa-gu (SP) for PM _{2.5} in the Seoul metropolitan region(a), Ungnam-dong (UN), Dongsang-dong (DS), Gwangbok-dong (GB), Myeongjang-dong (MJ), and Jangrim-dong (JR) for PM _{2.5} in the Busan metropolitan region(b), and Ido-dong (ID), Yeon-dong (YD), Seongsan-eup (SS), and Donghong-dong (DH) for PM _{2.5} Jeju Island(c). The meteorological monitoring sites (Figs. 1–3) are located 2–7 km away from the air quality monitoring sites.	16
Fig. 7.	The flow chart of CMAQ modeling system.	20
Fig. 8.	Synoptic weather charts for East Asia and the study area on March 24-26, 2018.	23

Fig. 9. Time series plot of the observed and simulated air temperature at 5 meteorological monitoring sites (IC, GC, SE, MP, and SP) (≤ 3 km away from the air quality monitoring sites) for Total case at D4-1 (SMA) during the entire simulation period (March 20 - 31, 2018).	24
Fig. 10. Same as Fig. 9, except for relative wind speed.	26
Fig. 11. Same as Fig. 9, except for relative relative humidity.	28
Fig. 12. Time series plot of the observed and simulated air temperature at 5 meteorological monitoring sites (CH, GH, BU, DN, and SA) (≤ 3 km away from the air quality monitoring sites) for Total case at D4-2 (BMA) during the entire simulation period (March 20 - 31, 2018).	29
Fig. 13. Same as Fig. 12, except for relative wind speed.	31
Fig. 14. Same as Fig. 12, except for relative relative humidity.	33
Fig. 15. Time series plot of the observed and simulated air temperature at 4 meteorological monitoring sites (JJ, OD, GJ, and SG) (≤ 7 km away from the air quality monitoring sites) for Total at D4-3 (Jeju Island) during the entire simulation period (March 20-31, 2018).	35
Fig. 16. Same as Fig. 15, except for relative wind speed.	36
Fig. 17. Same as Fig. 15, except for relative relative humidity.	37
Fig. 18. Time series plot of the concentrations of observed and simulated PM _{2.5} at five air quality monitoring sites (SH, YH, JG, MP and SP) for Total during the entire simulation period (March 20 - 31, 2018).	42
Fig. 19. Time series plot of the concentrations of observed and simulated PM _{2.5} at five air quality monitoring sites (UN, DS, GB, MJ and JR) for Total during the entire simulation period (March 20 - 31, 2018).	45
Fig. 20. Time series plot of the concentrations of observed and simulated	

PM _{2.5} at four air quality monitoring sites (ID, YD, SS and DH) for Total during the entire simulation period (March 20 - 31, 2018).	48
Fig. 21. Spatial distributions of the model-predicted PM _{2.5} concentrations averaged from all grids in the 1 km model domains for Total (a) D4-1(SMA), (b) D4-2(BMA), and (c) D4-3(Jeju Island).	50
Fig. 22. Contributions of Chinese (long-range transport) and Japanese emissions to PM _{2.5} concentrations ($\mu\text{g m}^{-3}$) averaged during a high PM _{2.5} event (March 24 - 26, 2018) for D4-1(i.e., SMA): (a) "Total - Case I" and (b) "Total - Case III" denote the differences in PM _{2.5} concentrations between Total and Case I (for Chinese emissions) and between Total and Case III (for Japanese emissions), respectively.	55
Fig. 23. Same as Fig. 22 except for D4-2(i.e., BMA).	56
Fig. 24. Same as Fig. 22 except for D4-3(i.e., Jeju Island).	57
Fig. 25. Contributions of domestic emissions to PM _{2.5} concentrations ($\mu\text{g m}^{-3}$) averaged during a high PM _{2.5} event (March 24-26, 2018) for (a) D4-1(SMA), (b) D4-2(BMA), and (c) D4-3(Jeju Island). "Total - Case II" denotes the differences in PM _{2.5} concentrations between Total and Case II (for domestic emissions).	63
Fig. 26. The 72-h backward trajectories (March 24-26, 2018) of air masses arriving at three air quality sites (MP, JR, and SS) at a height of 1,000 m. The percent of trajectories belonging to a particular wind sector are shown in parenthesis.	71
Fig. 27. Temporal changes in mean PM _{2.5} concentrations ($\mu\text{g m}^{-3} \text{ h}^{-1}$) from various physical and chemical processes at air quality sites in the 1-km model domains (a) D4-1(SMA) (b) D4-2(BMA), and (c) D4-3(Jeju Island) during the study period. The processes include aerosol process (AERO), horizontal advection/diffusion (HTRA), vertical advection/diffusion (VTRA), primary emission (EMIS), cloud process	

(CLDS), and dry deposition (DDEP). **75**

1. 서론

대기 중 미세먼지는 시정 장애, 대기질 악화, 기후 변화 나아가 인체에 유해한 영향을 미쳐 미세먼지에 대한 사회적 관심 및 국민들의 불안감이 급증하고 있다 (Ma et al., 2018; Tan et al., 2018; Di et al., 2017; US EPA, 1996). 일반적으로 미세먼지는 배출원에서 직접 배출되는 고체 상태의 1차 미세먼지와 공기 중 다른 물질과의 화학반응으로 인해 생성되는 2차 미세먼지로 구분되며, 각각 다른 물리·화학적 특성을 보인다(Moon et al., 2011). 이러한 미세먼지의 배출 요인 및 영향을 파악하기 위해 국내외로 다양한 연구가 수행되어 왔다(Koo et al., 2008; Yang et al., 2011; Amil et al., 2016; Song et al., 2019b; Song et al., 2022a, 2022b). 특히, 동북아시아 지역은 급속한 경제 성장 및 에너지 소비 증가 등으로 인해 다양한 오염물질의 배출로 인한 고농도 미세먼지(예, PM₁₀, PM_{2.5}) 현상이 점차 증가하고 있다. Koo et al. (2008)은 대기질 모델링을 통해 동북아시아 지역의 고농도 PM₁₀ 현상이 대부분 중국으로부터 유입되었음을 밝힌 바 있으며, 여러 선행연구에서 동북아시아 지역의 배출원 환경과 기상조건이 우리나라 및 일본지역의 미세먼지 농도 상승에 영향을 준 것으로 나타났다(Akimoto et al., 1996; Pochanart et al., 1999, 2002; 송상근 등, 2009; Song et al., 2019a; Song et al., 2022a).

일반적으로 고농도 미세먼지 사례시 배출오염원이 미세먼지 농도에 미치는 영향과 기여도를 평가하기 위한 방법으로는 주로 3차원 광화학 모델을 이용한 BFM 기법(Brute Force Method)이 있으며, 이외에도 CMAQ (Community Multi-scale Air Quality)-HDDM (High-order Decoupled Direct Method), CAMx (Comprehensive Air Quality Model with eXtension)-PSAT (Particulate Source Apportionment Technology) 등이 있다(강윤희 등, 2021, 2020; Lee et al., 2020a, b; 남기표 등, 2019; Bae et al., 2018; Kajino et al., 2011; Lin et al., 2008). 강윤희 등 (2021)은 CAMx 모델의 PSAT 기법을 이용하여 우리나라 경남과 부산에

대한 $PM_{2.5}$ 와 구성성분에 대해 국내외 배출에 의한 기여농도, 자체 기여농도 및 주변 지역과의 기여농도를 정량적으로 제시한 바 있다. 또한 강윤희 등 (2020)은 대기질 모델 CMAQ의 BFM 기법을 이용하여 향후 $PM_{2.5}$ 농도 저감 대책 수립 시 지역별 주요 배출원과 변동된 배출량을 파악해야 한다고 밝혔다. Bae et al. (2018)은 CMAQ 모델과 진단 기법인 HDDM을 활용해 국외 배출량이 국내 광양만 오존 농도에 미치는 기여도를 분석하였으며, Lin et al. (2008)은 대기질 모델의 BFM 기법을 이용하여 2001년 동북아시아 지역의 황산화물(SO_x) 기여도를 산정하였다. Kajino et al. (2011)은 RAQM (Regional Air Quality Model)과 BFM 기법을 적용하여 한국, 중국, 일본을 대상으로 황 침적의 기여도를 분석하였다. 그리고 남기표 등 (2019)은 2017년 1월 우리나라 수도권 지역에서 발생한 $PM_{2.5}$ 고농도 사례일을 대상으로 BFM 기법의 배출량 저감량에 따른 국·내외 기여도 분석을 수행하였고, 배출량과 $PM_{2.5}$ 의 비선형적인(nonlinear) 특징으로 해석의 불확실성이 발생함을 밝혔다. 이진숙 등 (2020)은 우리나라의 대표 항만도시 인천 지역을 대상으로 선박 배출량을 재산정하고 배출량 변동에 따라 $PM_{2.5}$ 민감도 분석 수행 시 BFM 기법이 가지는 불확실성 범위를 제시하였다.

대기질 모델(예, CMAQ)의 공정분석(PA: process analysis)을 활용한 연구로서, 김유근 등(2010)은 봄철과 여름철의 고농도 오존 사례에 대한 발생 과정 차이를 비교하기 위하여 봄철 8시간 기준을 초과한 양산 지역을 대상으로 수직 확산, 수평 이류가 농도상승의 가장 큰 기여도를 보임을 발견하였다. 정여민 등 (2010)의 연구에서는 서울 및 수도권, 경기도의 도시지역을 대상으로 PA 분석을 통해 지역별 오존의 주요 생성과정을 분석하였다. 또한 박재형 등(2021)은 해양 배출원과 배출량이 추가되면 국내 지상 O_3 농도의 증감을 대기질 모델 CMAQ 내 진단 모듈인 PA를 활용하여 분석하였다.

앞서 설명했듯이 국외 및 국내 거대배출원의 기여도 분석과 관련된 다양한 모델링 연구가 수행되어 왔지만, 도시지역과 배경지역을 중심으로 배출량 기여도를 평가하고 비교·분석한 연구는 그리 많지 않았다. 따라서, 본 연구에서는 2018년 봄철 전국적 고농도 미세먼지 발생 현상에 대한 배출량 기여도를 파악하기 위한 사례 연구로서, 대기질 모델의 BFM 기법을 이용하여 국내외 배출량 제거에 따른 $PM_{2.5}$ 농도의 공간분포를 분석하고 이에 따른 기여도를 평가하였다. 또한 고농도

사례일의 기류패턴 및 이동경로, 물리·화학적 공정의 상대적 기여도를 산출하여 도시 및 배경지역의 고농도 미세먼지 현상의 물리적(기상학적), 화학적 특성을 비교·분석하였다.

2. 재료 및 방법

2.1. 대상지역 및 자료

본 연구의 대상지역은 우리나라에서 가장 큰 대도시가 포함된 수도권 지역과 부산 지역 그리고 배경지역인 제주도로 선정하였다. 수도권 지역내 서울은 한반도에서 가장 높은 인구밀도를 차지하는 도시이며 중부지방에 속하는 경기 지역에 속해있다(Table 1). 따라서 수많은 인구가 밀집된 대도시의 특성으로 인해, 서울지역의 고농도 미세먼지 현상은 주로 인위적 오염물질과 자체 배출량에 의한 영향이 복합적으로 나타나고, 편서풍 및 중국 풍하층에 위치한 지리적 특성으로 인해 중국 기원의 장거리 수송 영향을 함께 받는 특징이 있어 시민의 건강에도 나쁜 영향을 미치는 원인이 되고 있다(Han et al., 2021).

인천지역은 한반도 서해 연안에 위치하며 해양성(바다안개) 및 대륙성 기후의 영향을 동시에 받는 지역이기도 하다. 또한 서해안 대규모 화력발전소 등 산업단지 및 항만과 공항 등 대규모의 유해물질 배출원이 위치해 온실가스, 미세먼지가 많이 배출된다. 인천의 항만지역은 선박 배출원뿐만 아니라 구역별 면적에서 녹지가 13.9%에 불과하고 공업지역이 40.9%로 넓게 분포된 특징도 있으므로, 인접한 시민들에 대한 건강영향이 클 것으로 사료된다(이진숙, 2020).

부산지역은 한반도의 동남단에 위치하며 해양성 기후의 영향을 받고 낙동강을 기준으로 동부는 산지지대, 서부는 평야지대로 구분되며 동부의 산지지대는 부산을 동서로 가르는 지형적 장애물의 역할을 한다. 또한 수도권에 이어 두 번째로 많은 인구가 집중되어 있으며, 최근 주거 및 상업용의 고층건물군이 급격하게 증가하고 있으며 부산광역시의 서남쪽에는 대규모 공업단지인 산하공단, 사상공단 및 녹산공단이 위치해 많은 대기오염물질이 배출된다(조효정, 2005).

김해지역은 지리적으로 해안가와 인접해 있고, 다른 한 쪽은 산으로 둘러싸인 연안 분지 지역이다. 또한, 공업 및 주거 지역, 농공단지가 형성되어 각종 오염원이 분포하고 있으며 주변 지형으로 인한 국지풍(해륙풍, 산곡풍)의 영향으로 수

송 및 순환되어 고농도 오염 현상이 발생할 수 있다(이보람, 2012).

우리나라의 대표 청정지역인 제주도는 국내 육지 지역과는 100 km, 중국과는 500 km, 일본과는 200 km 이상 떨어져 있어 동북아시아 지역에서 이동되는 대기오염물질의 영향을 평가하는데 유리한 지리적 조건을 갖추고 있다(Song et al., 2016). 환경부의 발표에 따르면(KMOE, 2015), 제주도는 PM₁₀이 대기환경기준치(일평균 PM₁₀ 농도: 100 $\mu\text{g m}^{-3}$)를 자주 초과하는 것으로 나타났으며, 아울러 지속적으로 도시 팽창 및 관광객 급증 등으로 인해 대기환경이 악화될 것으로 예상된다.

고농도 미세먼지 현상이 나타난 발생일의 선정 및 일기유형에 대한 기상 및 대기질 특성을 파악하기 위해 기상청에서 운영 중인 종관기상 관측장비(Automated Synoptic Observing System, ASOS) 및 방재기상 관측장비(Automatic Weather System, AWS) 일기 현상 자료와 도시대기측정망의 PM_{2.5} 농도 자료와 그 외 대상 지역의 종관패턴을 알아보기 위해 종관 기본일기도(850 hPa)를 사용하였다.

먼저 기상자료는 수도권, 부산권, 제주도 지역의 ASOS 및 AWS 자료로서, 기상 변수는 기온(Temperature), 풍속(Wind speed), 상대습도(Relative humidity)의 시간별 자료를 사용하였다. 대기오염물질의 특성을 분석하기 위해 대기질 측정망 자료를 이용하였다. 이 자료는 환경부 산하 수도권, 부산권, 제주도 지역의 14개 측정소에서 측정한 시간별 PM_{2.5} (2015년부터 관측) 농도 자료이다. 또한 이러한 측정 자료는 고농도 미세먼지 사례시 수치 모델링을 통한 모의결과와의 비교 검증에 이용되었다. 고농도 사례의 수치모의를 위한 모델 구성은 2.3절에 설명하였다.

Table 1. Population density statistics in 2020 (Unit: Number of people per km²).

Administrative district	Population Density	Administrative district	Population Density
Nationwide	516.2	Gyeonggi-do	1,325.3
Seoul	15,839.0	Gangwon-do	90.4
Busan	4,348.9	Chungcheongbuk-do	220.3
Daegu	2,728.6	Chungcheongnam-do	264.0
Incheon	2,765.1	Jeollabuk-do	223.4
Gwangju	2,948.5	Jeollanam-do	144.9
Daejeon	2,758.1	Gyeongsangbuk-do	138.9
Ulsan	1,069.0	Gyeongsangnam-do	316.2
Sejong	761.3	Jeju	362.6

Source: Population Density Statistics (2020)

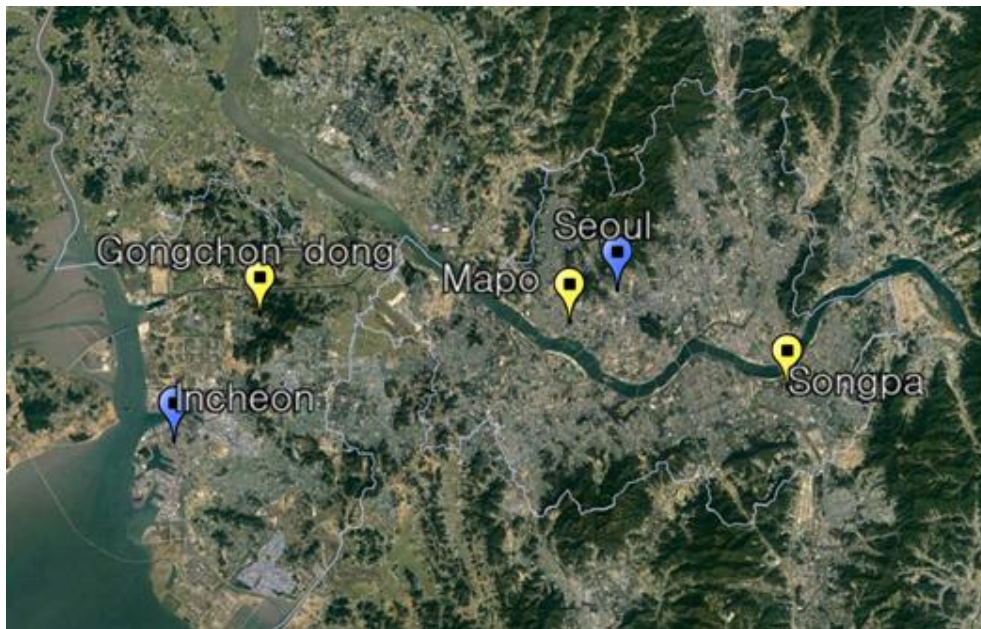


Fig. 1. Geographical locations of the meteorological monitoring sites (ASOS (blue), AWS (yellow)) in the Seoul metropolitan area (SMA): Gongchon-dong (GC), Mapo (MA), Incheon (IC), Seoul (SE), and Songpa (SP).

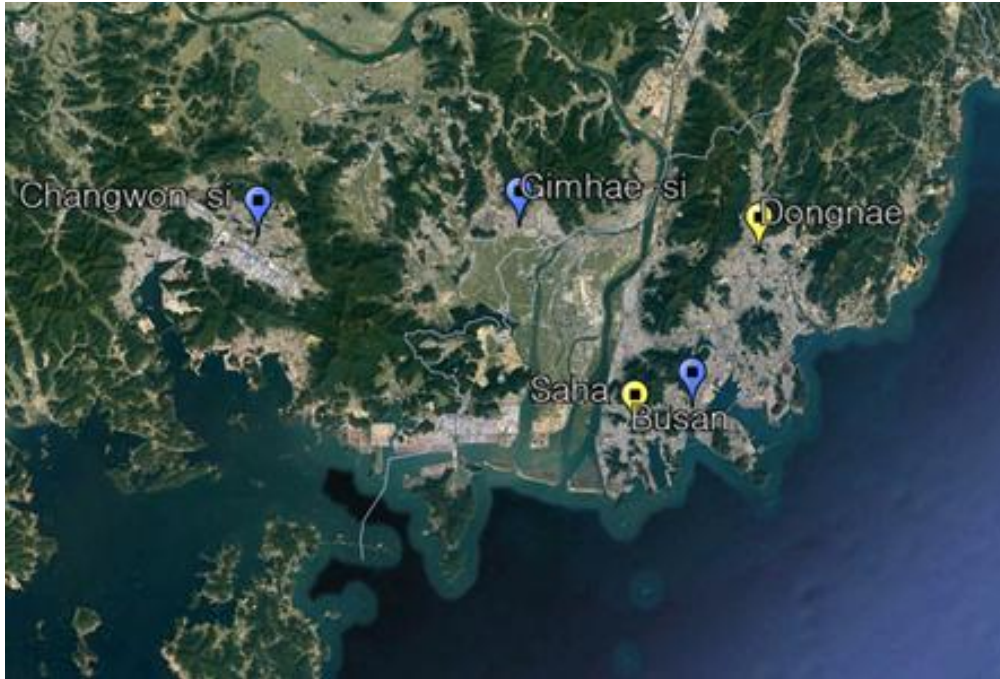


Fig. 2. Same as Fig. 1, but for Busan metropolitan area (BMA): Ghangwon-si (CH), Gimhae-si (GH), Saha (SA), Busan (BU), and Dongnae (DN).



Fig. 3. Same as Fig. 1, but for Jeju Island: Jeju (JJ), Odeung (OD), Gujwa (GJ), and Seogwipo (SG).

2.2. 연구방법

2.2.1. 고농도 미세먼지 사례일 선정

본 연구에서는 대상지역(수도권, 부산권, 제주도)의 PM_{2.5} 농도의 시·공간 분포 특성 및 국내외 배출량 변화에 따른 PM_{2.5} 기여도 산정을 알아보기 위해, 전국적으로 3일 이상 연무가 발생한 2018년 봄철을 대상으로 사례일(2018년 3월 24일~29일)을 선정하였다. 이는 최근 5년(2016년~2020년)간 연무사례 중 3일 이상 지속된 장기사례이며 세 지역 내 일평균 PM_{2.5} 농도가 최저 약 20 $\mu\text{g m}^{-3}$ 에서 최고 87 $\mu\text{g m}^{-3}$ 까지 관측되었다. 또한 사례일 기간을 포함한 2018년 3월 24일~29일까지 세 지역 모두 박무(mist)와 연무(haze)가 관측되었는데(Table 2), 박무와 연무는 시정이 1~10km 일 때, 박무는 흡습성 인자가 대기 중에 떠 있는 현상을 의미하며, 연무는 미세한 먼지가 공기 중에 부유하여 뿌옇게 보이는 현상을 말한다. 즉, 연무가 발생하였다는 것은 그 지역에 고농도 미세먼지가 존재함을 의미한다. 따라서 연무사례일 중 PM_{2.5} 농도가 대기환경기준치(일평균 PM_{2.5} 농도: 35 $\mu\text{g m}^{-3}$)를 초과하면서 일평균 50 $\mu\text{g m}^{-3}$ 이상 관측된 2018년 3월 24일~26일 기간을 고농도 사례일로 정하였다.

Table 2. Weather types observed in Seoul, Busan, and Jeju Island in March 2018.

Region	3/20	3/21	3/22	3/23	3/24	3/25	3/26	3/27	3/28	3/29	3/30	3/31
Seoul		Snow, Mixed rain	Mist, Haze	Mist, Haze	Mist, Haze	Mist, Haze	Fog, Mist, Haze	Haze	Mist, Haze	Mist, Haze	Haze	Haze
Busan	Rain, Mist	Rain, Mixed rain Mist			Haze	Haze	Haze	Haze	Mist, Haze	Haze		
Jeju	Rain, Mist	Rain, Mist	Rain		Haze	Fog, Mist, Haze	Mist, Haze	Haze	Mist, Haze	Mist, Haze	Mist	

2.2.2. 배출량 기여도 분석 방법

대기질 모의 결과를 이용한 기여도 분석은 BFM, DDM (Decoupled Direct Method), HDDM, PSAT 등의 다양한 방법으로 수행가능하다. 본 연구에서는 기여도 분석시 BFM 기법을 이용하였다. 미국 EPA, 유럽 EMEP (European Monitoring and Evaluation Program) 등에서 가장 일반적으로 사용되는 배출량-농도 민감도 분석 알고리즘으로, 모델링 수행 시 배출원의 배출량 증감에 따라 농도 차이를 분석하는 기법이다. 화학반응이 고려되는 대기질 모델에 적합하고 전통적인 기여도 분석방법으로 알려져 있으며, 기본 개념은 Fig. 4과 같다. 이 방법은 보편적이나 배출량-농도 관계의 비선형성이 고려되지 않으며, 민감도 분석을 위한 항목이 많아지고 연구영역의 개수가 많아질수록 반복적으로 모델을 수행해야 하는 번거로움이 있다. 또한 작은 변화에 대한 모의 결과가 부정확해진다 는 단점도 있다.

본 연구에서 사용한 BFM 기법은 기본 배출량 입력자료를 바탕으로 기본모의를 수행한 결과와 일정 수준의 배출량이 감소된 수정 배출량 입력자료를 바탕으로 재모의된 결과를 이용하여 식 (A)과 같이 기여도를 산정하는 방법이다 (Jerzy Bartnicki, 1999).

$$\text{Contribution (\%)} = \frac{\text{Total } C - \text{Case } C}{\text{Total } C} \times 100\% \quad (\text{A})$$

Contribution은 산정된 기여율을 의미하며 Total C는 기본 모의농도, Case C는 특정 지역에 대해 배출량을 100% 제거한 후 재모의된 농도를 의미한다. 앞선 두 농도 차이에 기본 모의의 농도를 나누어 기여율(%)을 산정한다. 배출량 실험 설계는 Table 3과 같으며 “Total”는 동북아시아의 인위적 및 자연적 배출량을 모두 적용하여 모델링한 것을 의미하며, “Case I”, “Case II”, “Case III는 동북아시아 전체 배출량에서 중국, 국내 남한, 일본의 배출량을 각각 제외하여 모델링한 것을 의미한다. 또한 제주지역의 자체배출량을 자세히 알아보기 위하여 제주지역의 배출량을 제외하여 모델링 한 경우는 “Case IV”이다. 또한 대상지역의 각 도

메인에 대해 전체 격자, 육지 및 해양 영역 격자로 나누어 배출량 변화에 따른 PM_{2.5}의 기여도를 산정하였다.

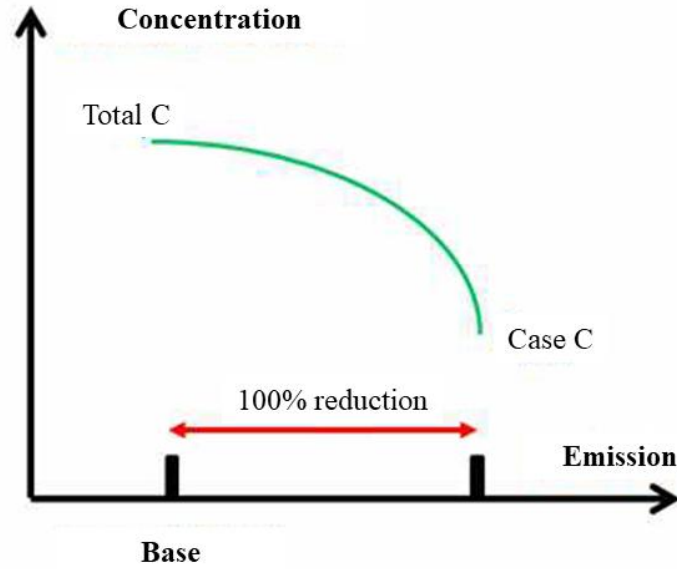


Fig. 4. Conceptual diagram of the Brute-force method.

Table 3. Experimental designs for different emissions.

Case	Emissions	Calculations
Total	Anthropogenic and natural emissions	-
Case I	Total - Chinese emissions	Total - Case I
Case II	Total - domestic emissions	Total - Case II
Case III	Total - Japanese emissions	Total - Case III
Case IV	Total - Jeju Island emissions	Total - Case IV

2.3. 모델 구성 및 입력자료

2.3.1. 기상모델

본 연구에서는 대상지역(수도권, 부산권, 제주도)의 기상 수치모의를 위하여 중 규모 기상모델 WRF (Weather Research & Forecasting model)을 사용하였다. WRF 모델은 고해상도 예측에 초점을 맞춘 모델로써, 미국 국립기상연구소 NCAR와 국립환경예측센터 NCEP (National Centers for Environmental Prediction)에서 공동으로 개발한 모델로 기상예측에 관한 연구와 현업예보 모두에 적용될 수 있도록 설계된 수치기상 예측모델이다. 이 모델은 ARW (Advanced Research WRF)와 NMM (Non-hydrostatic Mesoscale Model) 두 가지의 역학 코어 (dynamical cores), 자료동화시스템 그리고 병렬계산과 시스템 확장이 가능한 소프트웨어 아키텍처를 갖고 있다. 또한 WRF 모델은 수 미터에서 수천 킬로미터까지의 다양한 범위의 기상학적 규모에 대해 적용이 가능한 장점이 있다. WRF 모델의 수평격자로는 Arakawa-C 격자체계를, 연직좌표는 Eulerian 질량 좌표계를 사용한다(Skamarock et al., 2008). 시간적분은 3차 Runge Kutta split-explicit을 사용하며 이류항에 대해서 6차 중심 차분법을 적용하여 질량, 운동량, 엔트로피, 스칼라양을 보존하기 위해 Flux 형태의 진단 방정식을 사용한다.

WRF 모델링 시스템의 흐름도는 Fig. 5과 같다. WRF의 기본적인 구성은 전처리 과정인 WPS (WRF Preprocessing System)와 모델 수행단계 과정이다. WPS는 WRF 모델의 전처리 입력 자료로, 3단계의 프로그램으로 구성되어있다. 전처리 과정 중 먼저 GEOGRID 과정은 모델의 입력자료인 지형자료와 토지이용도 자료를 생성하는 단계이다. 다음은 UNGRIB 과정으로 초기·경계 입력 자료를 WRF 모델의 입력 자료로 산출한다. WPS의 마지막 단계인 METGRID는 GEOGRID와 UNGRIB 과정에 의해 생성된 자료를 격자체계에 맞게 수평 내삽하는 과정이다. 전처리 과정의 WPS에서 생성된 자료는 REAL 단계에서 연직적인 내삽과정을 통하여 기간 및 대상지역에 대하여 기상장을 모의한다. 이 자료를 이용하여 대기경계층에서 일어나는 여러 기상현상과 관련된 기상요소 등을 고려하여 수치 적분하고, 원하는 대상기간과 대상영역에 대하여 기상자료를 생성하게

된다. 본 연구에서는 WRF-ARW 3.8 ver.을 이용하였다(WRF-ARW V3: User's Guide, 2017). WPS의 마지막 단계인 METGRID를 통해 생성된 초기 입력 자료와 경계 자료를 바탕으로 자료동화 과정인 WRF-3DVAR를 통해 지상 및 상층 관측 자료를 WRF에 입력시켜 모델링을 수행한다. 마지막으로 후처리 과정에 포함되어 있는 그래픽 유틸리티인 NCL, ARWpost, RIP 등과 함께 3차원 동적 그래픽 시뮬레이션 구현을 가능하게 해주는 VAPOR 및 모델링 통계검증을 위한 MET 등의 다양한 유틸리티가 함께 제공되고 있다.

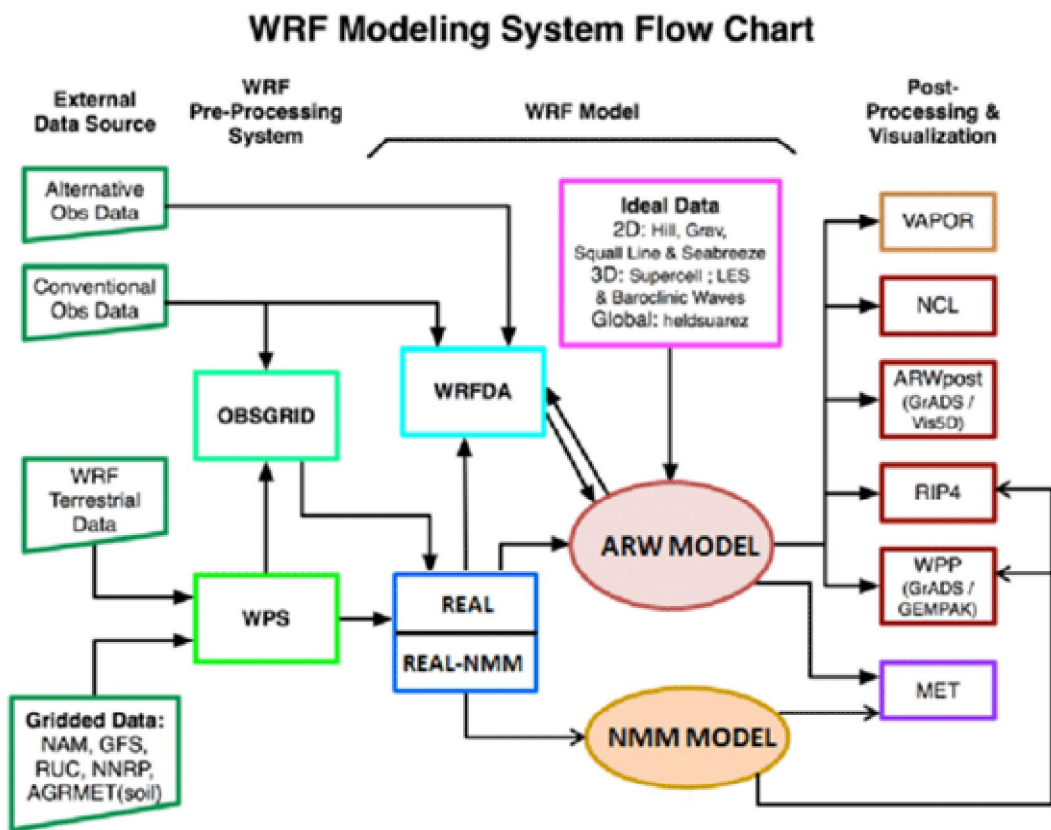


Fig. 5. The flow chart of WRF-ARW modeling system (ARW, 2017).

본 연구에서 WRF 모델의 초기/경계 자료에 사용된 입력 자료는 시·공간 해상도와 수집의 용이성을 고려하여 NCEP에서 제공하는 NCEP/NCAR (National Center for Environmental Prediction / National Center for Atmospheric

Research)의 FNL 재분석 자료(6시간 간격, $0.25^{\circ} \times 0.25^{\circ}$ 의 해상도)를 이용하였다. 모델링 기간은 2018년 3월 20일 00 UTC 부터 3월 31일 00 UTC 까지 선정하였고 기상 및 대기질 수치모의의 정확도 향상을 위해 기상모델의 자료동화 방법 중 하나인 3DVAR cycling를 6시간 간격으로 실행하였다. 자료동화는 우선적으로 기상모델의 초기 조건과 경계 조건의 정확도 향상이 목적이며, 대기의 흐름을 실제와 가깝게 얻기 위해 이용 가능한 모든 정보들을 활용한다.

WRF 모델의 수치모의 영역은 총 6개의 영역 즉, 동북아시아 영역(D1, 172×118 , 수평해상도 27 km), 한반도 영역(D2, 247×160 , 9 km), 남한 영역(D3, 130×187 , 3 km)과 서울 영역 (D4-1, 64×49 , 1 km), 부산 영역 (D4-1, 70×64 , 1 km), 제주 영역 (D4-3, 94×67 , 1 km)으로 구성하였다(Fig. 6). 모델의 연직층은 총 30개의 층으로 설정하였고, 대기오염물질의 시·공간 분포에 영향을 미치는 대기 경계층 내에서의 기상조건과 공기괴의 연직흐름을 정확히 모의하기 위해, 지표층에서 1 km 고도까지 총 11개 층(Sigma level=0.996, 0.990, 0.980, 0.970, 0.960, 0.950, 0.940, 0.930, 0.920, 0.910, 0.895)으로 조밀하게 구성하였다. 또한 해수면 온도자료는 영국 Met office에서 생산되고 있는 OSTIA-SST (Operational Sea Surface Temperature and Sea Ice Analysis) 자료를 사용하였으며, 이 자료는 지구 전체 해수면 온도와 해빙 농도에 대해 $0.05^{\circ} \times 0.05^{\circ}$ 의 수평 공간해상도를 갖는 특징이 있다(Xie et al., 2008)

모델 수행에서 토지피복도는 USGS (US Geological Survey)에서 제공하는 24개의 유형별 지표면 land-use 30초 자료를, 지형자료는 USGS의 30초 지형자료를 이용하였다(USGS, 2008). 모델의 적분과정에 사용된 물리 옵션은 Table 4와 같다. 미세물리과정(Microphysics)은 중규모 격자에서 얼음 생성과 눈 생성 모의에 적절한 WRF Single-Moment 3-class scheme을 최상위 도메인에 사용하였고 (Hong, et al., 2004), Milbrandt-Yau Double-Moment 6-class scheme을 하위 도메인에 적용하여 작은 공간 규모에서 더욱 현실적인 모수화가 가능하도록 하였다(Milbrandt and Yau, 2005). 구름물리(Cumulus) 모수화 과정은 Kain-Fritsch 구름물리 모수화를 사용하였으며(Kain, 2004) 지표층(Surface layer) 모수화 과정은 Monin-Obukhov Surface layer scheme (Monin and Obukhov, 1954), 단파 및 장파 모수화는 RRTM를 사용하였다(Iacono et al. 2008). Land surface 모델은

5-layer thermal diffusion을 사용하였으며(Dudhia 1996), 마지막으로 대기경계층 (Planetary Boundary layer) 옵션은 YSU 모수화를 전 도메인에 설정하였다(Hong et al., 2006).

기상 및 대기질 모델의 모의결과 검증을 위해, 수도권 및 부산권지역, 그리고 제주지역의 총 14개 관측지점(Figs. 1~3)에서의 PM_{2.5} 농도와 기상요소(기온, 바람, 상대습도) 자료를 이용하여 통계적 분석을 수행하였다. 또한 상세한 분석을 위해 주요 14개 대기질 관측지점을 선정하였다. 대기질 관측지점으로 수도권 지역은 인천 연희동(YH: Yeonhui-dong), 인천 신흥동(SH: Sinheung-dong), 서울 중구(JG: Jung-gu), 서울 마포구(MP: Mapo-gu), 서울 송파구(SP: Songpa-gu)로 선정하였으며, 부산권은 김해 응남동(UN: Ungnam-dong), 김해 동상동(DS: Dongsang-dong), 부산 광복동(GB: Gwangbok-dong), 명장동(MJ: Myeongjang-dong), 장림동(JR: Jangrim-dong)과 제주지역은 이도동(ID: Ido-dong), 연동(YD: Yeon-dong), 성산읍(SS: Seongsan-eup), 동홍동(DH: Donghong-dong)으로 선정하였다.

Table 4. Details of the grids and physical options used in the WRF model.

	D1	D2	D3	D4-1	D4-2	D4-3
Horizontal grid	172×118	247×160	130×187	64×49	70×64	94×67
Horizontal Resolution (km)	27	9	3	1	1	1
Vertical layers				30		
Microphysics	WSM3			WDM6		
Short wave radiation			Dudhia			
Long wave radiation			RRTM			
Planetary Boundary Layer			YSU			
Land surface		5-layer thermal diffusion				
Surface layer		Monin-Obukhov				
Cumulus		Kain-Fritsch scheme for D1 and D2				

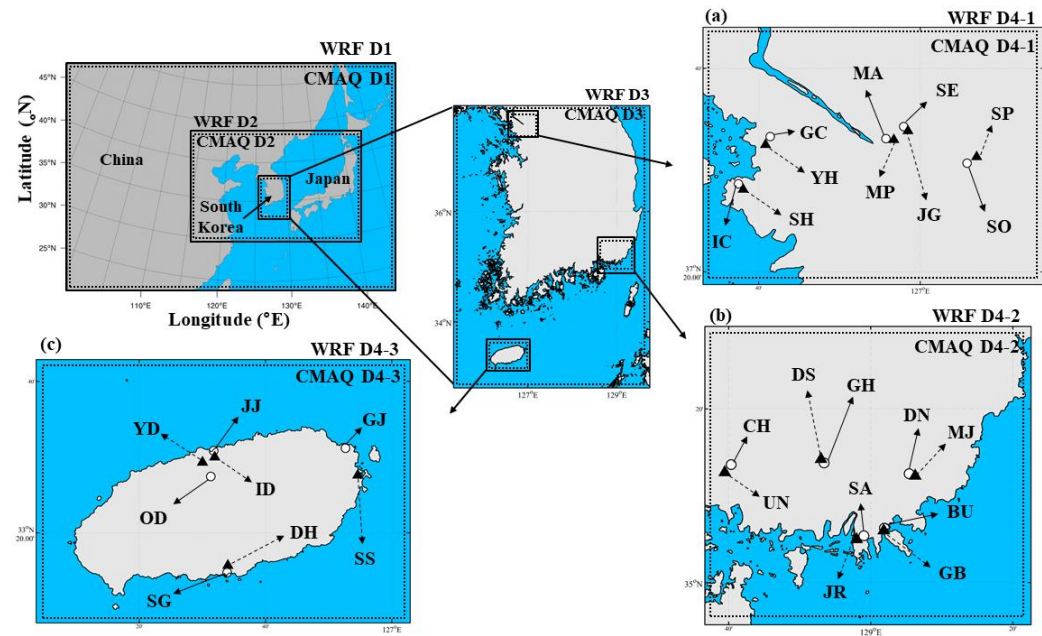


Fig. 6. The nested model domains for WRF and CMAQ simulations and the geographical locations of air quality (triangles) and meteorological monitoring sites (circles). The model domains and geographical locations of air quality monitoring sites: Sinheung-dong (SH), Yeonhui-dong (YH), Jung-gu (JG), Mapo-gu (MP), and Songpa-gu (SP) for $PM_{2.5}$ in the Seoul metropolitan region(a), Ungnam-dong (UN), Dongsang-dong (DS), Gwangbok-dong (GB), Myeongjang-dong (MJ), and Jangrim-dong (JR) for $PM_{2.5}$ in the Busan metropolitan region(b), and Ido-dong (ID), Yeon-dong (YD), Seongsan-eup (SS), and Donghong-dong (DH) for $PM_{2.5}$ Jeju Island(c). The meteorological monitoring sites (Figs. 1–3) are located 2–7 km away from the air quality monitoring sites.

2.3.2. 후방궤적 분석 모델

본 연구에서는 고농도 PM_{2.5} 사례시 오염물질의 기원과 기류패턴을 파악하기 위해 NOAA/ARL (National Oceanic and Atmospheric Administration/Air Resources Laboratory)에서 제공하는 HYSPLIT (hybrid single particle lagrangian integrated trajectory model)를 사용하였다. HYSPLIT은 라그랑지안 방법에 기초한 수송·확산 과정을 계산하여 오염물질의 농도 및 전방향 및 역방향으로의 궤적 추적이 가능하며, 다른 대기확산모델과 비교하여 계산 용량과 모델링 시간이 적게 소요된다는 장점이 있다. 모델 입력 자료로는 다양한 기상자료가 사용되는데, NCAR 재분석 자료 또는 ECMWF (European Centre for Medium-range Weather Forecasts) 모델 결과를 주로 사용한다. HYSPLIT 모델은 Omega Field를 이용한 연직 운동을 기본 값으로 하고 Isentropic, Isosigma, Isobaric, Isopycnic 옵션들을 선택할 수 있는 특징을 가지고 있다(Drxler and Hess, 1998; Draxler et al., 1999). HYSPLIT 모델을 적용함에 따라 고농도 PM_{2.5} 현상의 기원에 대하여 공기괴의 궤적을 수평·연직적으로 분석 가능하며, 특정 시간대의 연구 사례지역에 대한 경로를 역학적으로 추적할 수 있다.

본 연구에서는 HYSPLIT 모델을 이용하여 한반도를 중심으로 한 동북아시아 지역에서의 오염물질 외부 수송(국내 도시 및 배경 지역으로) 패턴을 분석하였다. 이 모델의 역궤적 분석에 사용한 기상 자료는 미국 NCEP의 기상 예측 모델 결과 Global Data Assimilation System (GDAS) 분석 자료이다. 사용한 옵션으로는 공기가 단열적인 운동을 통해 이동한다는 가정 하에 공기괴를 추적하는 방법인 Isentropic 후방궤적 계산 방법을 사용하였고, 분석 시간은 모두 72시간, 모델 시작 시간은 고농도 사례일의 마지막 날인 2018년 3월 26일 09 LST(00 UTC)로 설정하였다. 또한 시작 지점을 이는 각 지역별 고농도 사례시 PM_{2.5} 농도가 제일 높았던 지점을 대상으로 수도권 지역은 마포구(MP : Mapo-gu), 부산권 지역은 장림동(JR : Jangrim-dong), 제주도 지역은 성산읍(SS : Seongsan-eup)로 설정하였으며 고도는 500 hpa, 1000 hpa의 등압면으로서 하층 제트가 흐르고 지표면의 국지적 영향을 받지 않는 최저의 높이로 오염물질의 장거리 수송을 파악 할 수 있는 대표적 높이인 1000 m로 하였다(강동근 등, 1993).

2.3.3. 대기질 모델

대기질의 수치모의를 위한 사용한 모델은 미국 환경보호국(US Environmental Protection Agency, EPA)에서 개발한 CMAQ (Community Multiscale Air Quality Modeling System) 모델이다. 이 모델은 3차원 광화학 수송 모델로 대류권 내 오존이나 미세먼지를 포함한 주요 가스상, 입자상 대기오염물질을 모의할 수 있으며 다양한 규모(Multi-scale)에 대한 동시 수치모의가 가능하다(Byun and Ching, 1999; Byun and Schere, 2006). 또한 여러 모듈 구조로 구성되어 있어 각 전처리 프로그램간 호환이 쉽고 효율적으로 모델을 업데이트 시킬 수 있는 장점이 있으며, 수치모의 과정에서 화학메커니즘, 수평확산 및 수직확산 등 대기오염물질의 이동을 계산하는 해법(chemical solver)을 선택해 사용가능하다. CMAQ 구성과 실행과정은 Fig. 7과 같으며, 6개의 주요 전처리 과정과 1개의 화학·수송 모델(CCTM: CMAQ Chemical Transport Model)을 가진다. WRF 모델링을 통해 생성된 기상자료를 CCTM 수행에 필요한 입력자료 형식으로 전환하는 기상장처리모델 MCIP (Meteorology-Chemistry Interface Processor), 광해리율 산출을 위한 JPROC (Photolysis Rate Processor), 초기농도조건을 생성하는 ICON (Initial CONditions processor)과 경계농도조건을 생성하는 BCON (Boundary CONditions processor), 해양과 육지에 대한 지표의 형태를 구분하는 OCEAN, 마지막으로 배출량을 의미하는 EMIS (EMISsion)의 6개의 전처리 과정과 함께 CCTM은 이러한 6가지 전처리 자료와 배출량 자료를 입력자료로 하여 오염물질의 화학반응, 수송·이류, 침적 과정을 거쳐 매시간별 대기오염물질 농도를 계산한다. (U.S. EPA, 1999, <https://www.cmascenter.org/cmaq/>).

대기질 모델의 도메인 좌표계는 WRF 모델링 결과의 경계 오차를 줄이기 위하여 6개의 WRF 도메인을 기준으로 각 도메인을 동서남북 각각 3격자씩 줄여서 구성하였다. CMAQ 모델의 연직층 구조는 고도 약 1 km까지 29개 층으로 구성하여 최하층 고도는 시그마(σ) 레벨 0.996 (half layer 고도: 약 16 m)로 설정해오염물질 혼합과 확산과정이 제대로 모의될 수 있도록 하였다. CMAQ 모델의 기상 입력 자료는 WRF 모델링 결과를 MCIP(ver. 4.2) 전처리 프로세스를 이용하였다.

CMAQ 모델의 초기/경계조건에 대해서 동북아시아 영역(Domain 1)은 EPA에서 제공하는 대기오염물질 프로파일 자료(Stockwell et al., 1990)를 사용하였고, 중국 산둥반도를 포함한 한반도, 일본 영역(Domain 2)과 국내 남한 영역(Domain 3), 서울 영역, 부산 영역 및 제주 영역(Domain 4-1, 4-2, 4-3)에 대해서는 상위 도메인의 모델링 결과를 ICON/BCON 모듈에 입력하여 초기/경계 입력자료를 생성하였다. 모델링에 사용된 에어로졸 메커니즘은 AERO-06, 화학메커니즘은 CB05_tucl이며, 수직 Advection scheme은 wrf의 PPM (Piecewise Parabolic Method)을, 수평 및 연직확산에는 각각 Multiscale과 ACM2 (Asymmetric Convective Method) scheme을 사용하였다(Table 5).

본 연구에서는 배출량 자료의 효과적인 처리를 위해 자체 프로그램(MATLAB)을 이용하여 인위적 배출량과 자연적 배출량의 합으로 구성되었으며, 각각의 영역에 맞추어 재격자화 하였다(조성빈, 2021). 먼저, 동북아시아 영역의 인위적 배출량은 EDGAR-HTAP v2 (Emissions Database for Global Atmospheric Transport of Air Pollution) 자료를 사용하였는데, 이는 $0.1^\circ \times 0.1^\circ$ 수평해상도를 가지며 $PM_{2.5}$, PM_{10} , SO_2 , NO_x , CO_2 , CO , NMVOC, BC, OC, NH_3 등의 배출 인벤토리를 사용하여 월별 형태로 자료를 제시한다(Carmichael et al., 2002). 또한, 남한 영역의 인위적 배출량은 국립환경과학원에서 제공되는 CAPSS (Clean Air Policy Supporting System) 2016년 배출 인벤토리 자료(TSP (PM_{10} 포함), NO_x , SO_x , VOC, CO , NH_3)를 사용하였다(NIER, 2018). CAPSS 자료는 주로 연료 연소, 생산 공정, 이동 오염원, 폐기물 처리, 산불 및 화재 부문 등의 분류코드(Source Classification Codes, SCC)에 따라 1년 단위로 산정된 배출량(kg/year)이며, 공간적으로는 전국을 $1\text{ km} \times 1\text{ km}$ 격자별로 산출되어있다. 점·선·면 오염원 배출량은 연료사용량과 배출계수의 곱에 개별 방지시설에 대한 방지효율 등을 적용하여 산정하고, 이동오염원 배출량은 차종별 주행거리 VKT (Vehicle kilometers traveled)에 배출계수를 곱하여 산정한다. 이외에도, 또한 전체 연구 영역에 대한 자연 배출량(Biogenic emissions) 부분은 MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature) version 2.04 모델을 이용하여 식생자료 및 기상변화에 따른 시간별 배출량이 산정된 결과를 이용하였다(Guenther et al., 2006). 위 과정의 처리를 통해 최종적으로 각 모델링 영역에 포함된 인위적 배출량과 자연

배출량을 합산하여 CMAQ-ready emission input을 생성하였다.

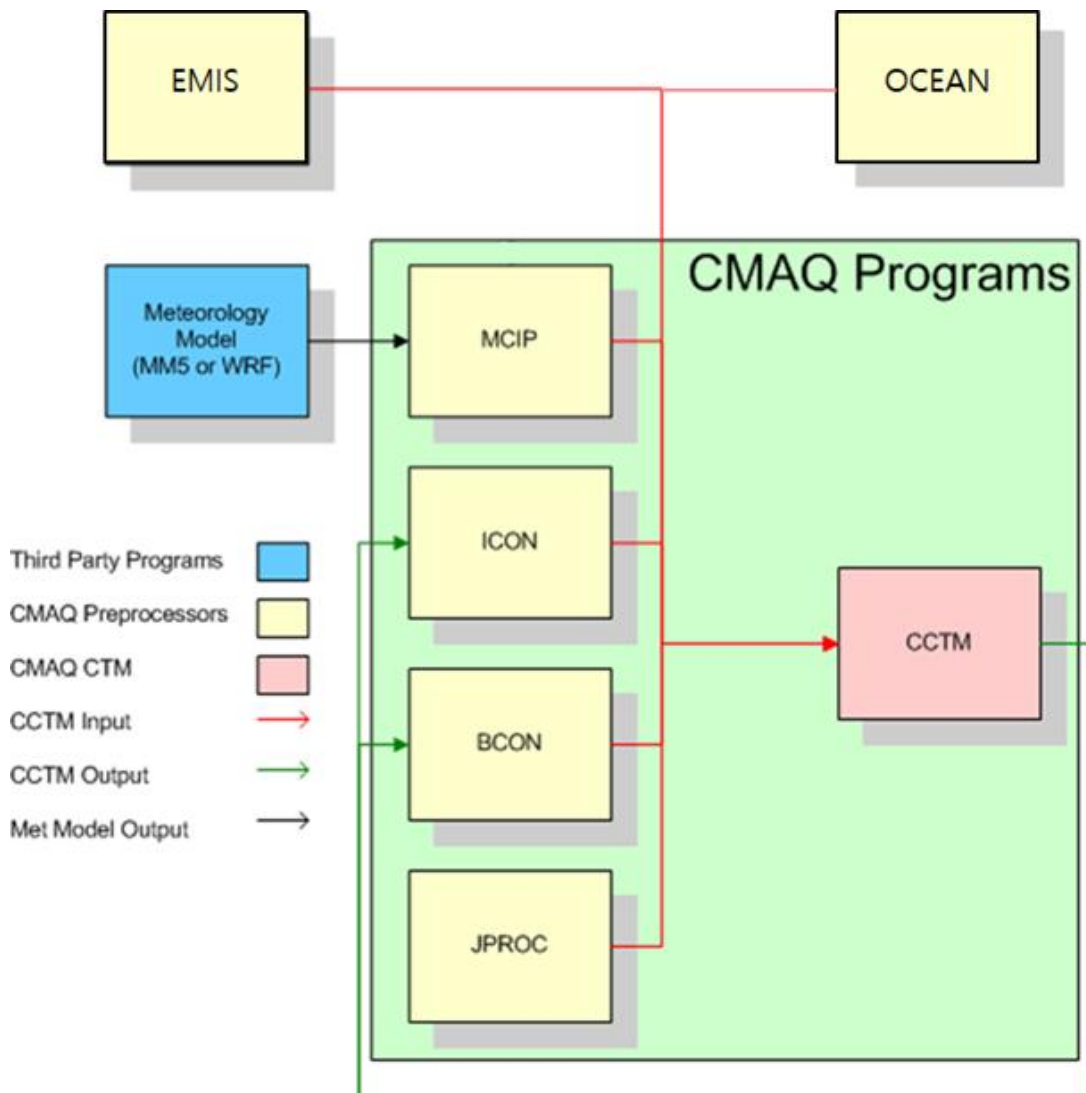


Fig. 7. The flow chart of CMAQ modeling system.

Table 5. Details of the physical and chemical options in the CMAQ model.

Module	Option
Horizontal advection(ModHadv)	yamo
Vertical advection(ModVadv)	wrf
Horizontal diffusion(ModHdiff)	multiscale
Vertical diffusion(ModVdiff)	acm2
Aerosol module(ModAero)	aero6
Gas-phase chemistry solver(ModChem)	EBI
Deposition velocity calculation(ModDepv)	m3dry
Cloud module(ModCloud)	cloud_acm_ae6
Gas-phase chemistry mechanism(Mechanism)	CB05_tucl

본 연구에서는 유형별 연무 사례일에 대한 PM_{2.5} 의 물리·화학적 공정의 상대적 기여도를 평가하기 위하여, PA의 IPR (Integrated Process Rate) 분석을 수행하였다. 일반적으로 PA 분석은 예측 농도를 모델링하는 과정에서 해당 물질 생성 과정의 기여도를 정량화할 수 있는 진단 과정으로 아래의 식과 같은 방법으로 연산하는 과정을 거친다. PA 분석의 공정 과정은 각 격자별 오염물질 농도의 생성·소멸에 대한 에어로졸 생성과정(AERO: Aerosol process), 수평이동(HADV: Horizontal advection), 수평확산(HDIF: Horizontal diffusion), 연직이동(ZADV: Vertical advection), 연직수송(VDIF: Vertical diffusion), 배출량 생성과정(EMIS: emissions source), 건성 침적과정(DDEP: dry deposition), 구름생성 및 수용성 화학과정(CLDS: cloud process) 등의 상대적 기여율을 계산하는 IPR과 광화학 반응과정을 중점적으로 평가하는 IRR(Integrated Reaction Rate)로 구성되어있다 (Gipson, 1999; <http://www.epa.gov/asmdnerl/CMAQ/CMAQscienceDoc.html>). 본 연구에서 활용한 IPR 과정은 무게 단위로 각 과정을 추적하며 개별 과정이 시간당 농도 변화의 기여농도로써 고려될 수 있다. 자세한 물리적 항목은 Table

6에 나타냈다. 이류, 확산 및 화학 등 특정 격자에서 오염물질의 예측된 시간별 농도에 대한 배출량을 나타낸다. CMAQ에서 PA 분석을 수행하기 위해서는 PROCAN 프로그램을 우선적으로 수행해야 하며, 화학 메커니즘에 따라 화학종에 대한 family 변수 지정 및 분석 대상 오염물질에 대한 입력 자료를 pacp.inp로 마련한다. 또한, PROCAN 수행으로 출력되는 PA_CMN.EXT, PA_CTL.EXT, PA_DAT.EXT 파일들을 이용하여 CCTM에서 PA 분석을 비롯한 chemistry-transport 모델을 수행하게 된다.

Table 6. Integrated process rates process codes.

Process	Definition
ZADV	Vertical advection
HADV	Total horizontal advection (XADV+YADV)
HDIF	Horizontal diffusion
VDIF	Vertical diffusion
EMIS	Emissions
DDEP	Dry deposition
AERO	Aerosols
CLDS	Cloud processes and aqueous chemistry

Source : CMAS, 2012

제 3 장 결과 및 고찰

3.1. 고농도 사례일의 기상 및 PM_{2.5} 농도 특성 분석

Fig. 8은 2018년 3월 24일~26일 기간 동안의 중관특성을 알 수 있는 지상일기도를 나타낸 것이다. 이를 보면 늦겨울부터 초봄까지 우리나라에서 일반적으로 나타나는 기상 패턴인 이동성 고기압의 발달과 이동이 관찰된다. 또한 24일~26일 서울, 부산, 제주지역의 평균 기온은 11.5℃, 평균 풍속은 2.2 m/s로 중관장의 영향이 작았음을 확인하였다. 즉, 한반도가 고기압의 영향권에 놓임에 따라 안정된 대기조건 하에서 대기오염물질이 정체되고, 국지적 순환에 의해 국내에서 생성된 오염물질의 영향이 커지면서 대기 중 미세먼지 축적이 나타나기 좋은 기상조건이 형성되었다. (이진숙 등, 2020)

본 연구에서 전체 분석기간(2018년 3월 20일~30일) 동안 대상지역(수도권, 부산권, 제주도)의 총 14개 관측지점(수도권:5개, 부산권:5개, 제주도:4개)에서 기상(기온, 풍속, 상대습도)과 PM_{2.5}의 관측 및 모의(“Total”) 결과를 비교하였다(Figs. 9~17).

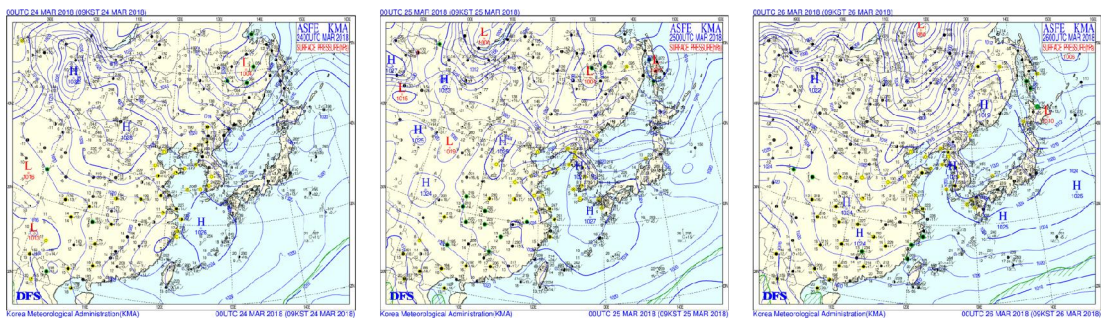


Fig. 8. Synoptic weather charts for East Asia and the study area on March 24-26, 2018.

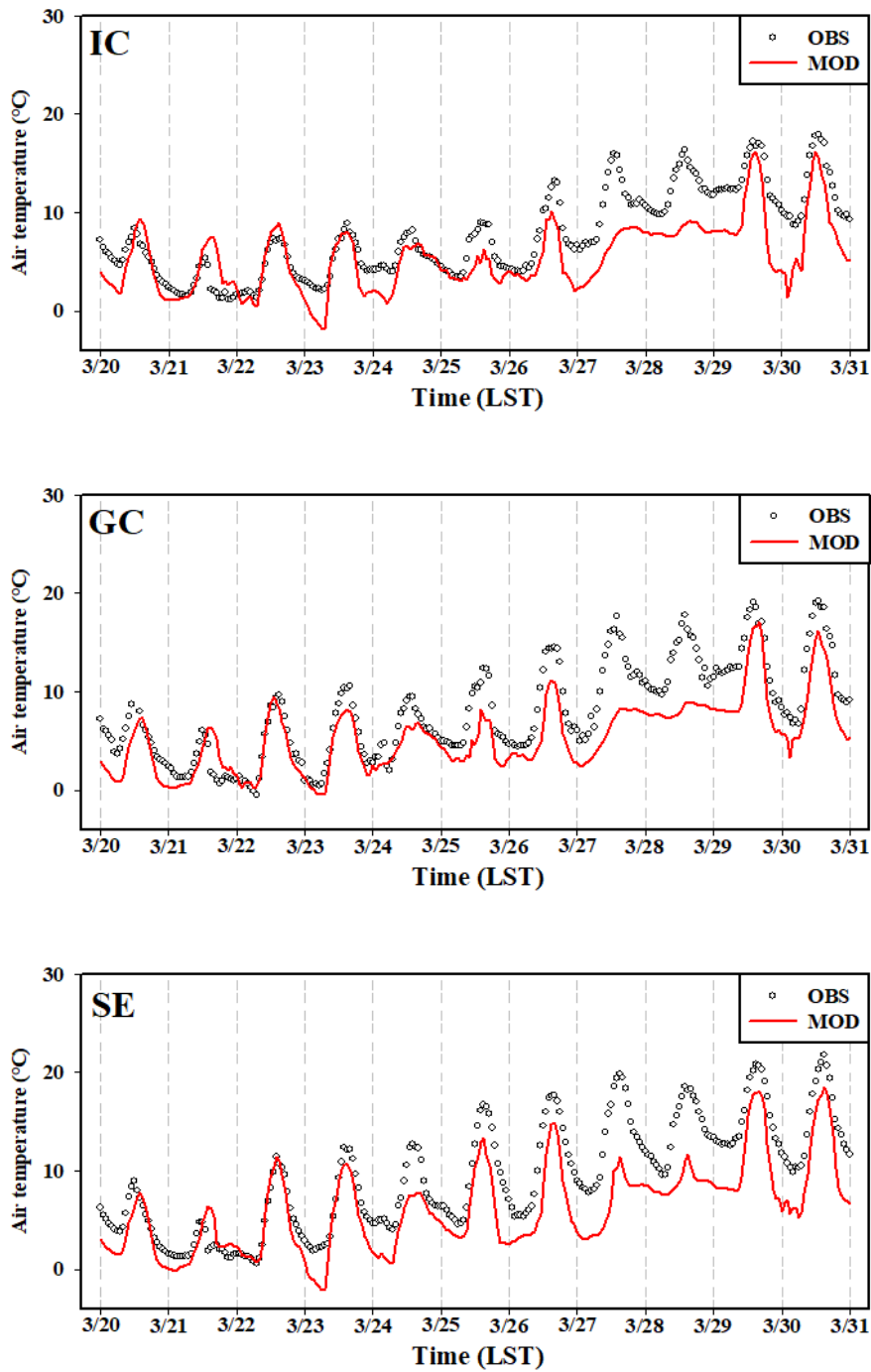


Fig. 9. Time series plot of the observed and simulated air temperature at 5 meteorological monitoring sites (IC, GC, SE, MP, and SP) (≤ 3 km away from the air quality monitoring sites) for Total case at D4-1 (SMA) during the entire simulation period (March 20 - 31, 2018).

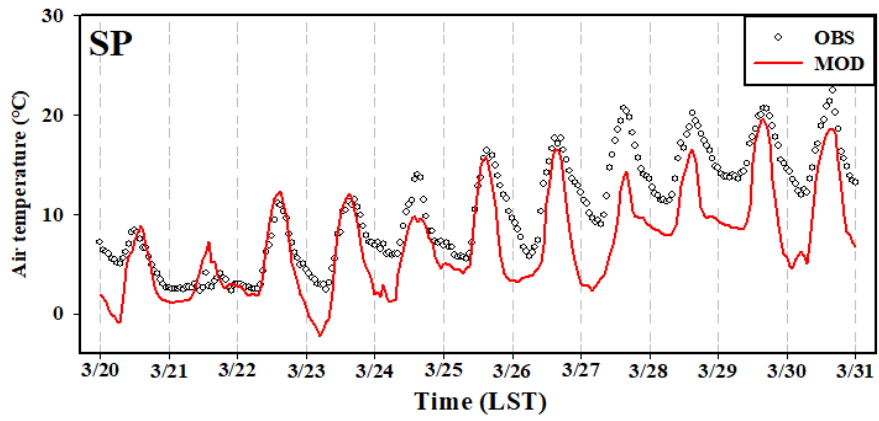
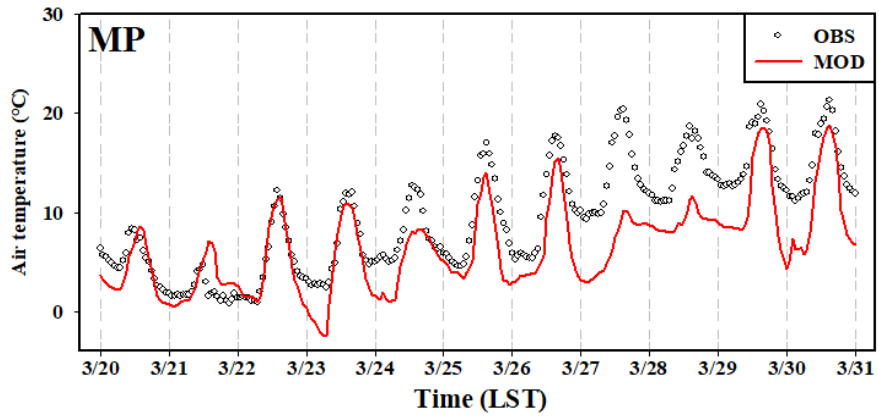


Fig. 9. (Continued).

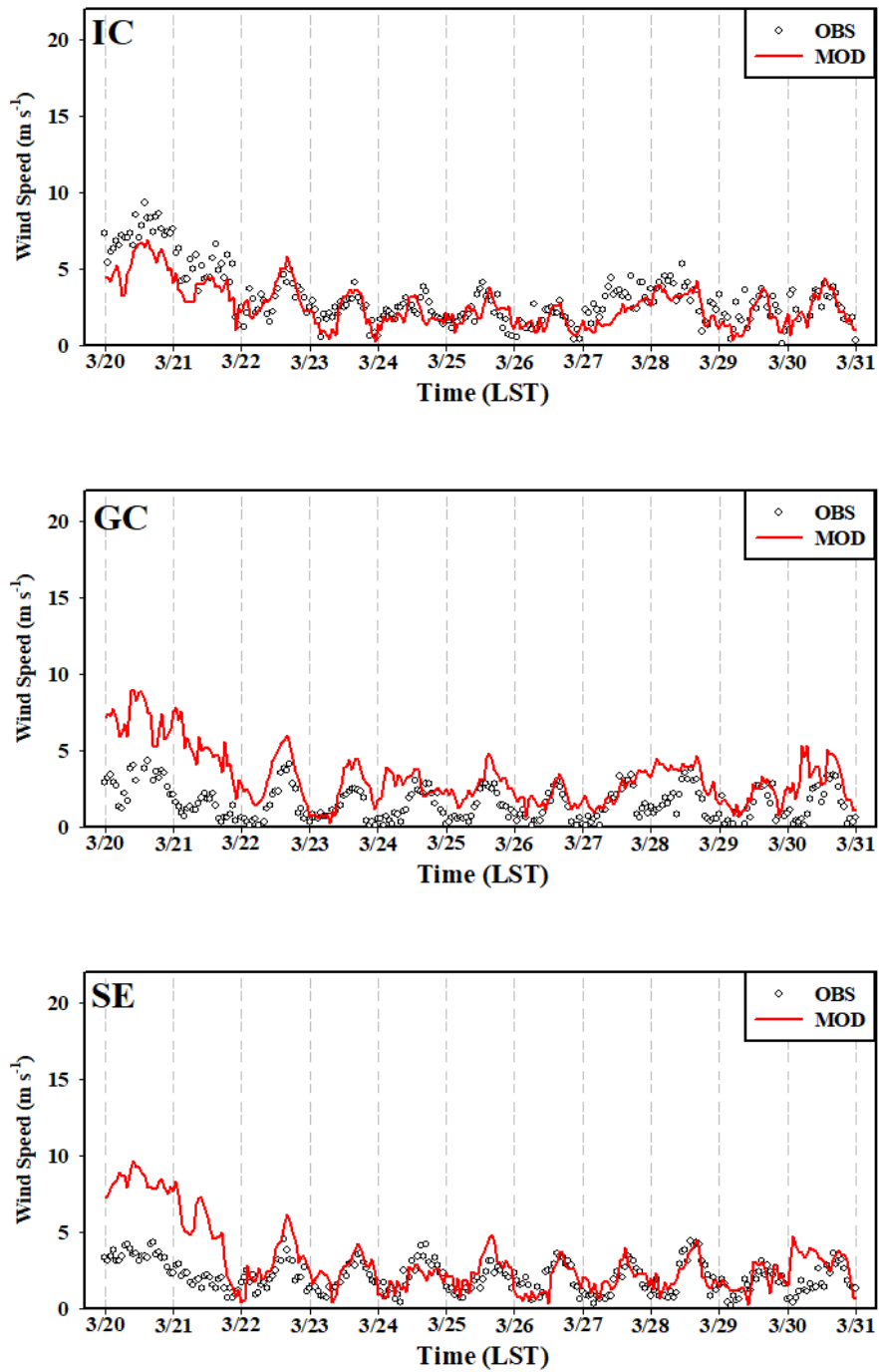


Fig. 10. Same as Fig. 9, except for relative wind speed.

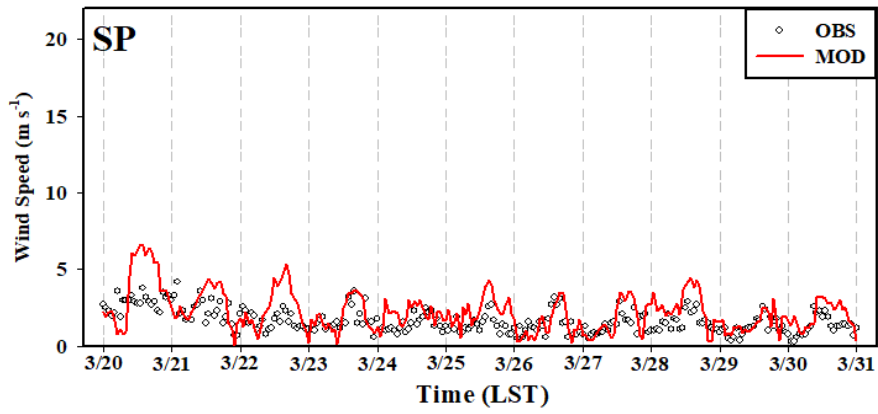
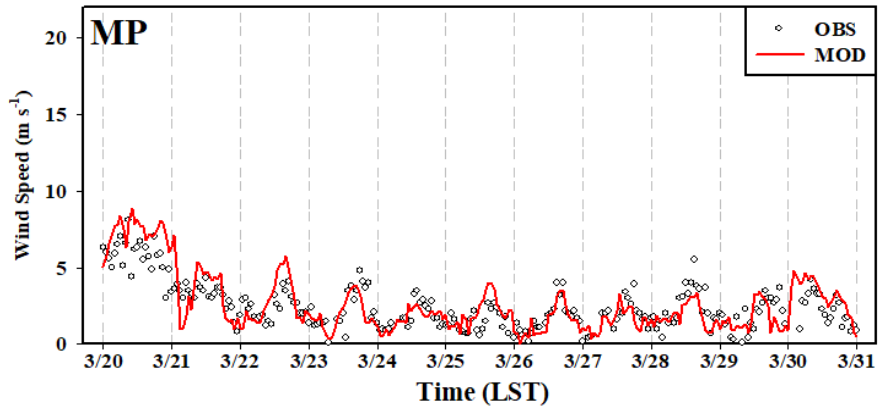


Fig. 10. (Continued).

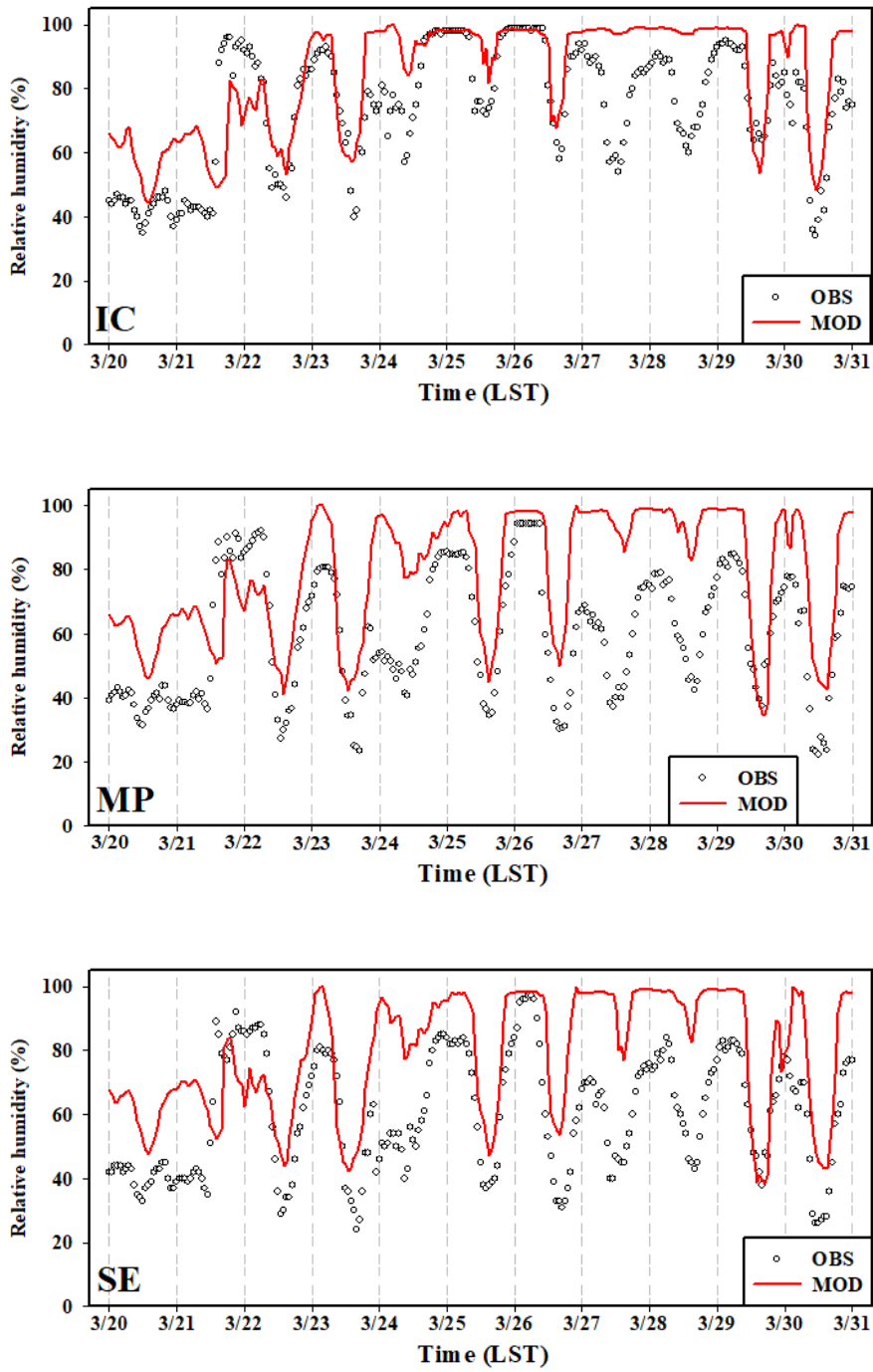


Fig. 11. Same as Fig. 9, except for relative relative humidity.

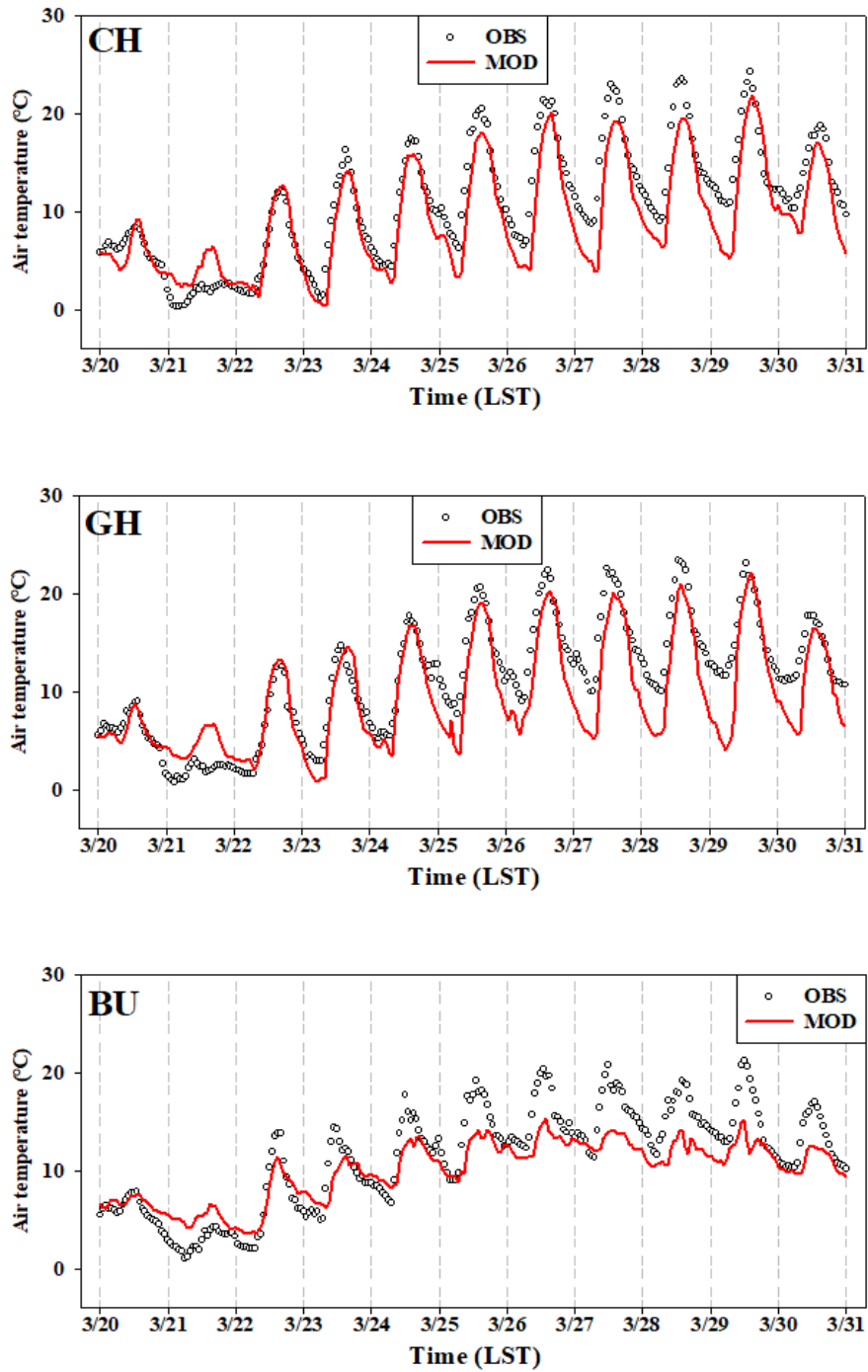


Fig. 12. Time series plot of the observed and simulated air temperature at 5 meteorological monitoring sites (CH, GH, BU, DN, and SA) (≤ 3 km away from the air quality monitoring sites) for Total case at D4-2 (BMA) during the entire simulation period (March 20 - 31, 2018).

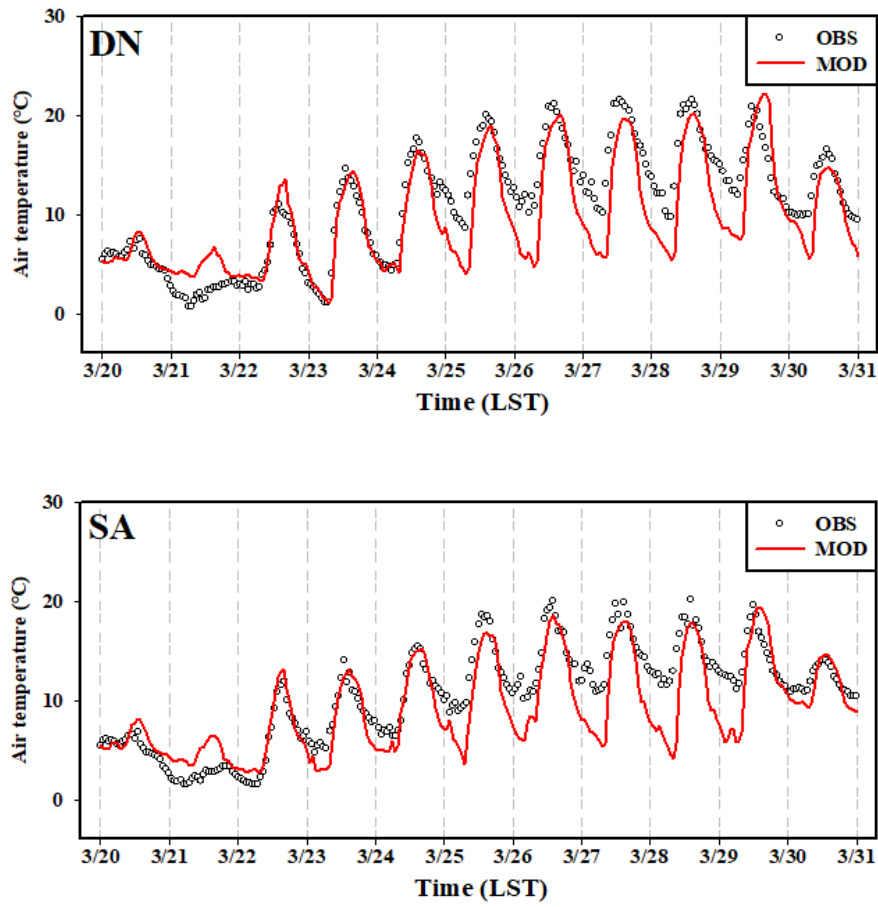


Fig. 12. (Continued).

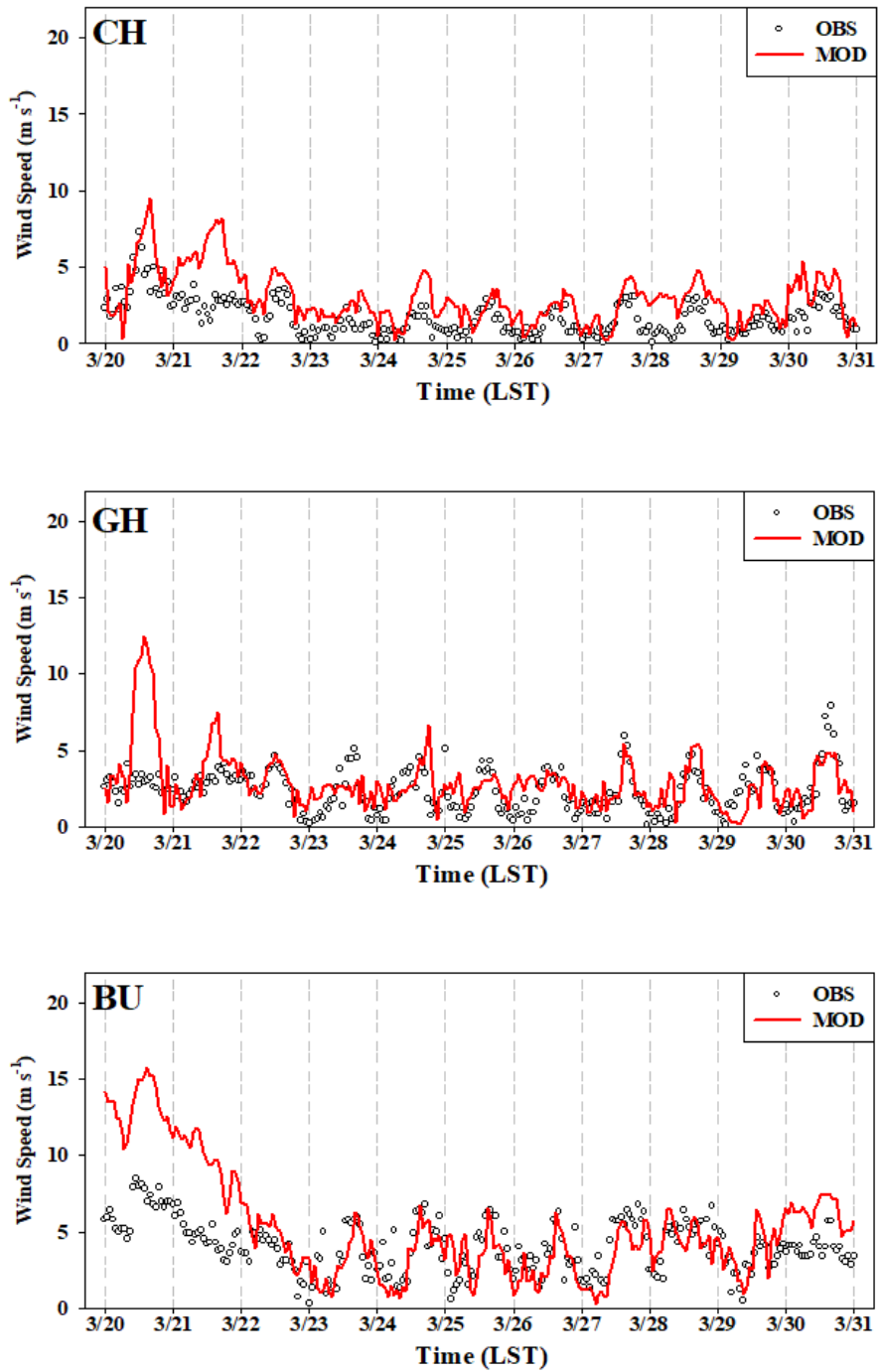


Fig. 13. Same as Fig. 12, except for relative wind speed.

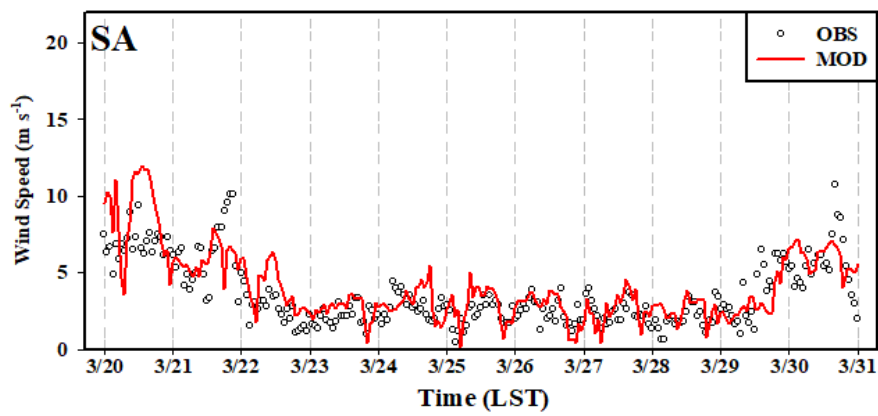
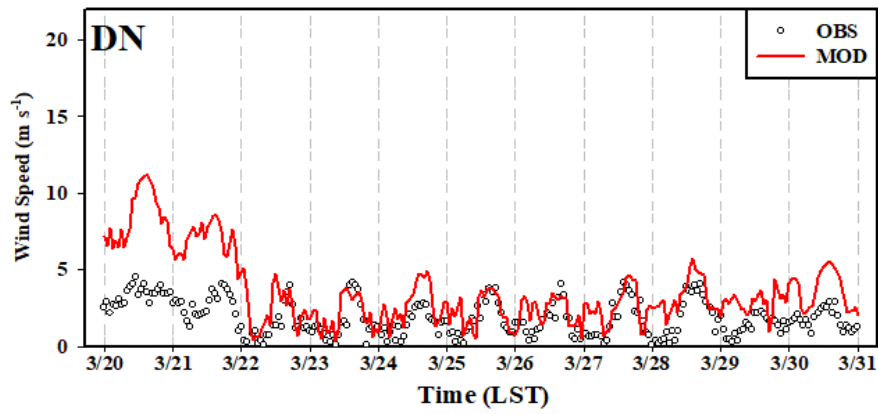


Fig. 13. (Continued).

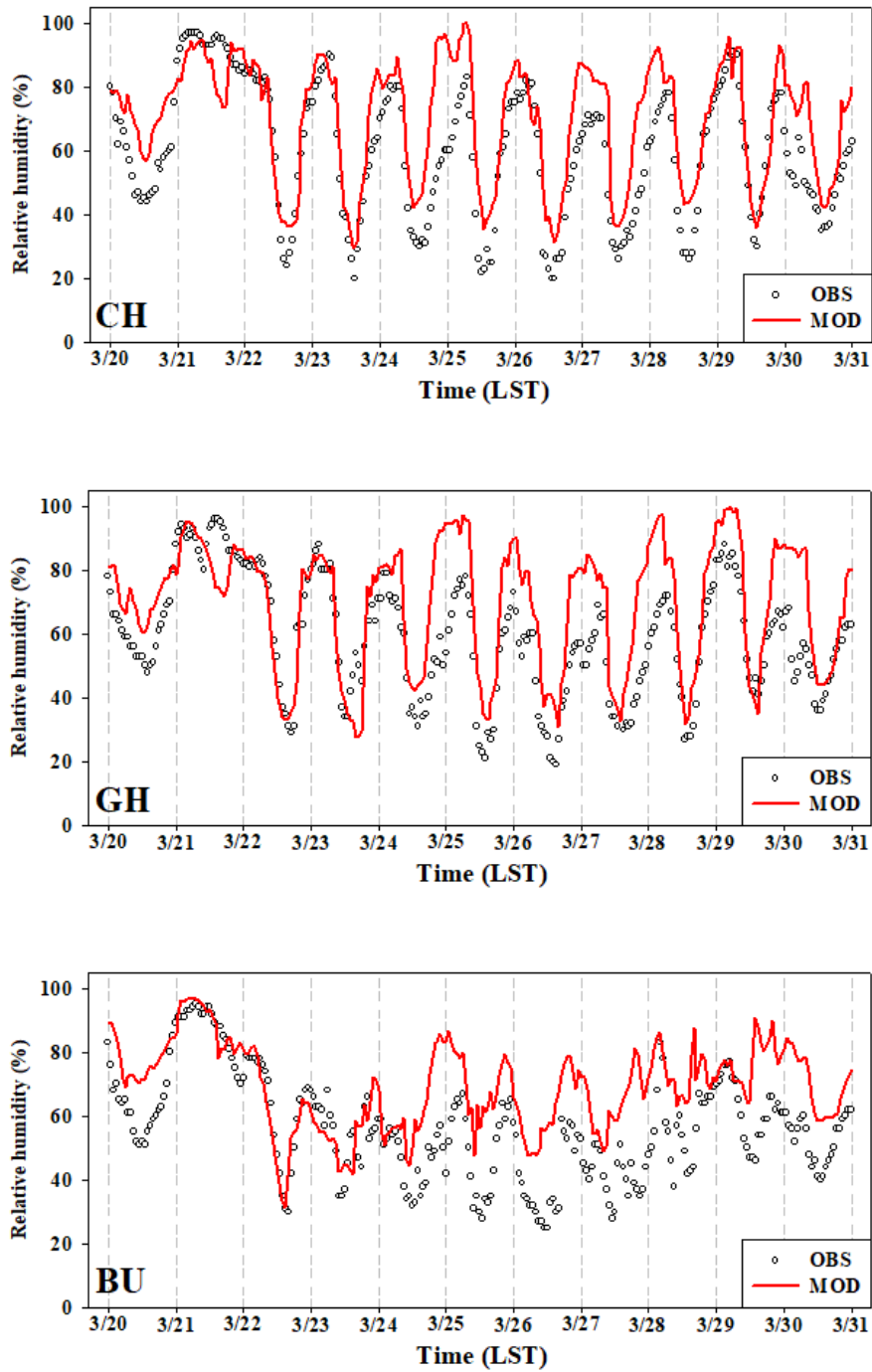


Fig. 14. Same as Fig. 12, except for relative relative humidity.

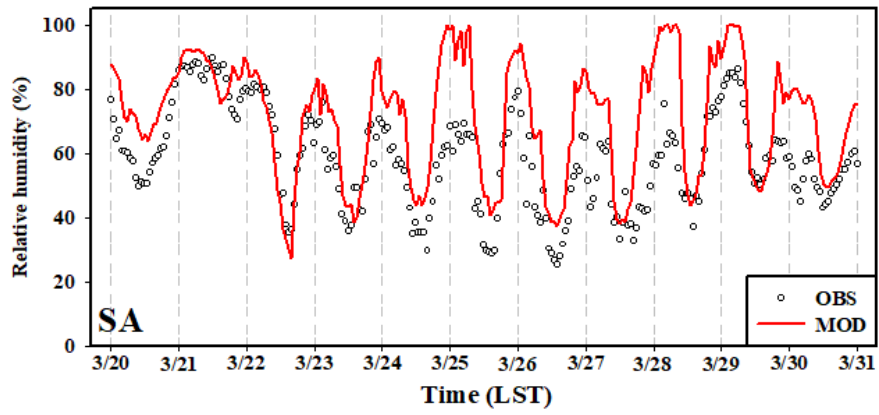
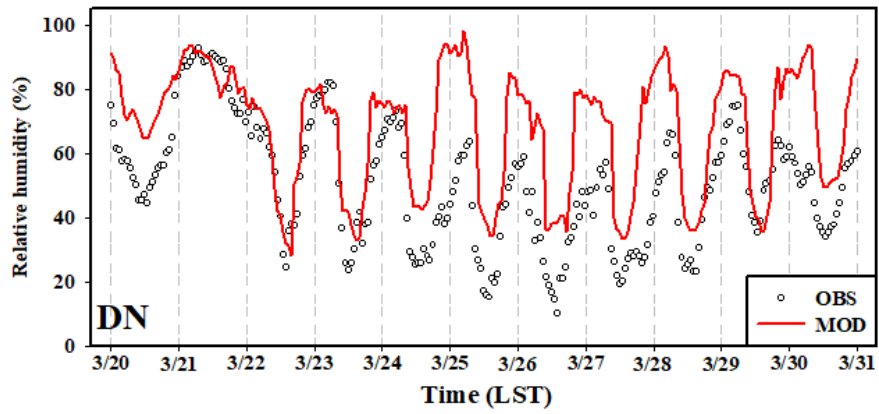


Fig. 14. (Continued).

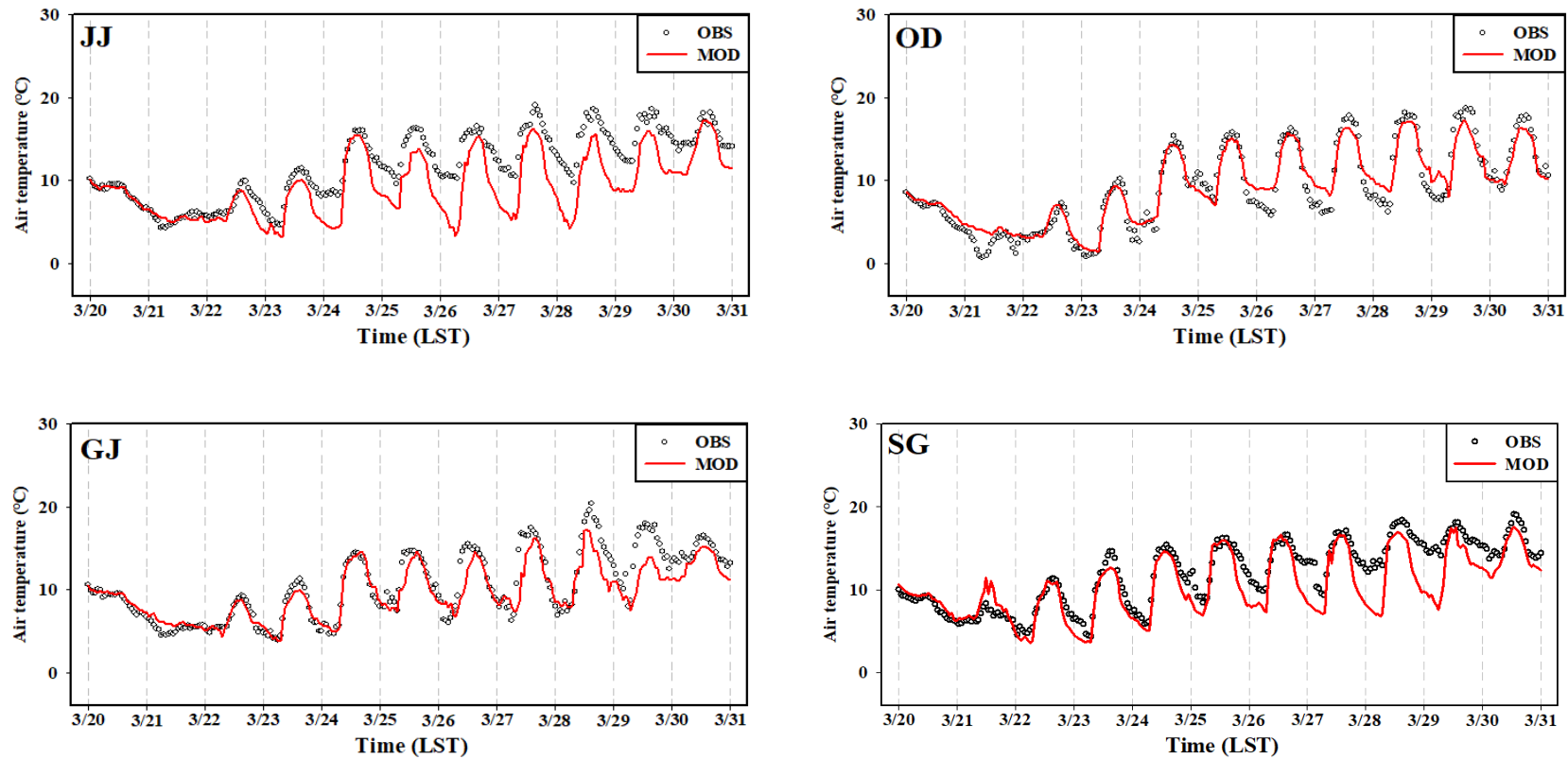


Fig. 15. Time series plot of the observed and simulated air temperature at 4 meteorological monitoring sites (JJ, OD, GJ, and SG) (≤ 7 km away from the air quality monitoring sites) for Total at D4-3 (Jeju Island) during the entire simulation period (March 20 - 31, 2018).

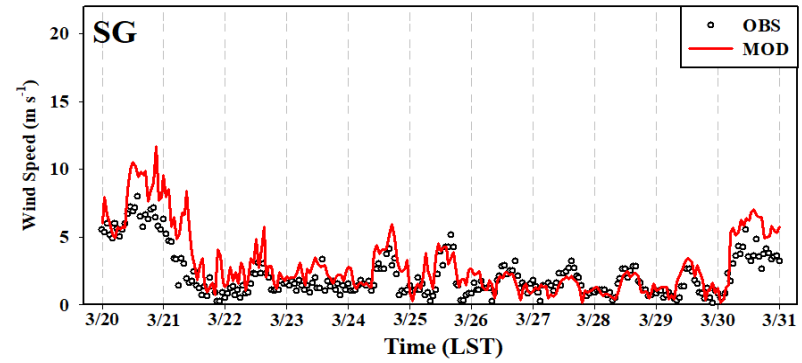
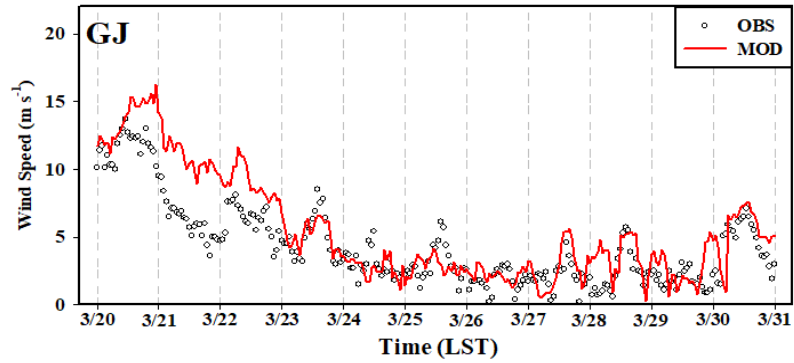
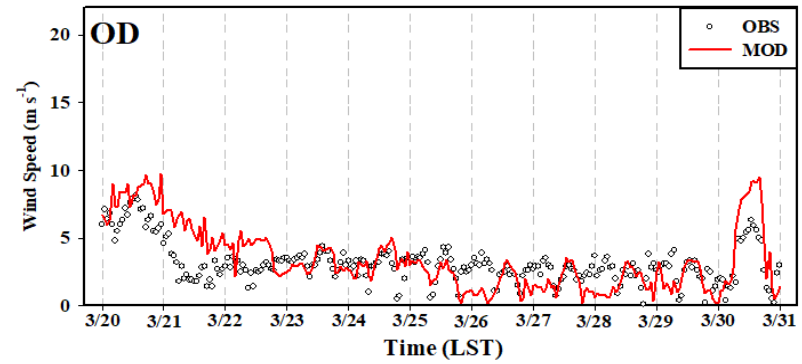
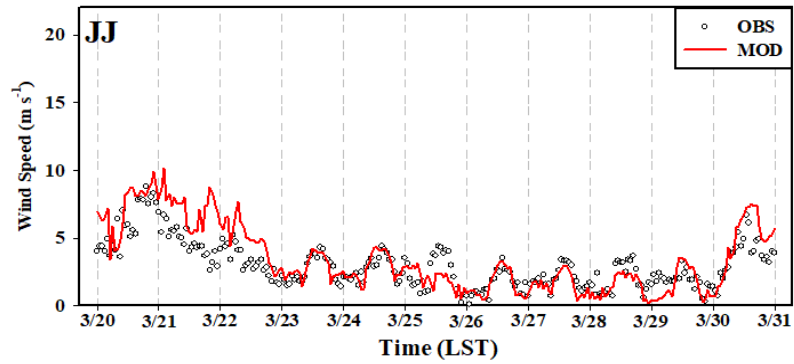


Fig. 16. Same as Fig. 15, except for relative wind speed.

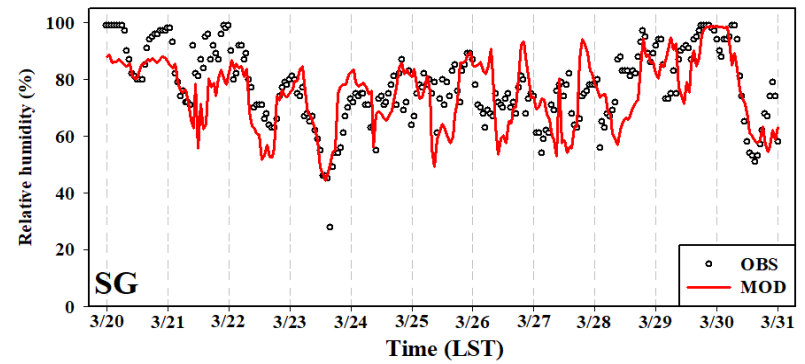
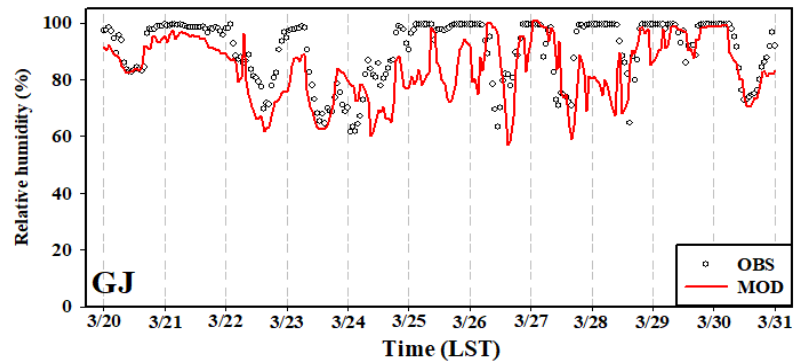
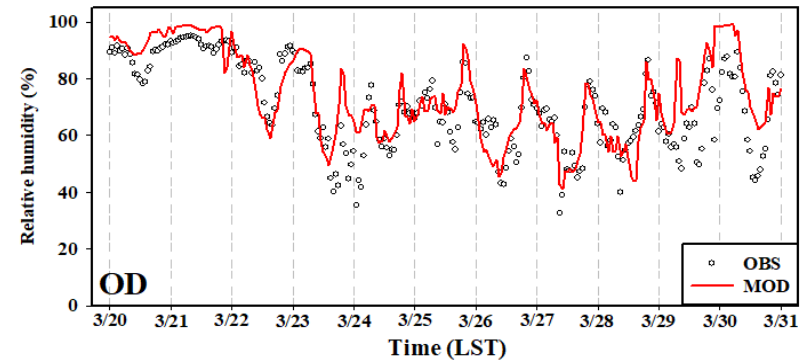
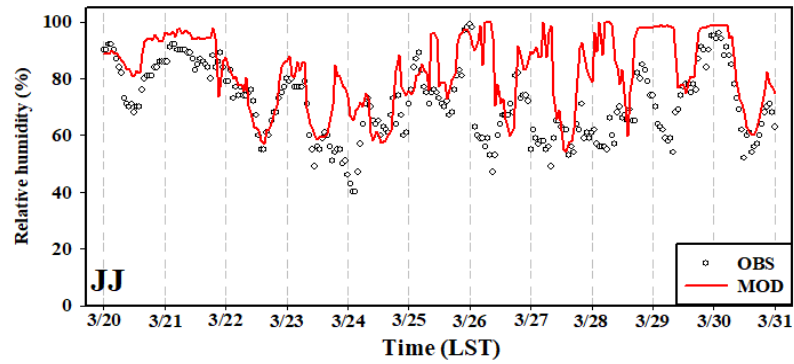


Fig. 17. Same as Fig. 15, except for relative relative humidity.

기상 모델의 예측 정확도를 평가하기 위해 전체 모델링 기간(2018년 3월 20일 ~30일) 동안 14개 관측지점의 기상변수(기온, 풍속, 상대습도)에 대한 관측값 및 모델값과 통계항목 중 IOA (index of agreement), RMSE (root mean square error), MBE (mean bias error)를 사용하였다. 0과 1 사이의 값을 가지는 IOA는 1에 가까울수록 모델값과 관측값 사이에 일치도가 높음을 의미하며, RMSE와 MBE는 0에 가까울수록 오차가 작아 서로 유사함을 의미한다. 또한 양(+)의 MBE는 과대모의를 나타내고 음(-)의 MBE는 과소모의를 나타낸다(Tables 7~9).

먼저 서울지역을 살펴보면(Table 7), 전반적으로 기온의 경우 IOA 값이 높은 수치로(0.83~0.85) 나타났고, RMSE는 최소 3.3°C에서 최대 4.0°C로 모의되었으며. MBE는 최소 -3.0°C에서 최대 -0.3°C로 나타나 모든 지점에서 과소모의 하는 경향을 확인하였다. 또한 풍속의 IOA는 지점별로 최소 0.51에서 최대 0.86으로 나타났으며, RMSE는 최소 1.2 m s⁻¹에서 최대 2.4 m s⁻¹로 모의되었다. 풍속의 MBE는 -0.5~1.8 m s⁻¹로 전반적으로 IC 지점을 제외하고 모든 지점에서 과대모의 하는 경향을 보였다. 상대습도의 경우 IOA는 0.63~0.79의 수치를 보였고 (결측 지점 제외) RMSE는 16.8~25.1%를 보였으며, MBE는 10.3~19.4%로 모든 지점에서 과대모의 하는 경향을 확인하였다.

다음으로 부산지역을 살펴보면(Table 8), 기온의 경우 IOA 값이 높은 수치로 (0.89~0.95) 나타났고, RMSE는 최소 2.6°C에서 최대 3.1°C로 모의되었으며. MBE는 최소 -1.7°C에서 최대 -1.1°C로 나타나 모든 지점에서 과소모의 하는 경향을 확인하였다. 또한 풍속의 IOA는 지점별로 최소 0.55에서 최대 0.84로 나타났으며, RMSE는 최소 1.6 m s⁻¹에서 최대 3.0 m s⁻¹로 모의되었다. 풍속의 MBE는 0.4~1.7 m s⁻¹로 전반적으로 모든 지점에서 과대모의 하는 경향을 보였다. 상대습도의 경우 IOA는 0.68~0.85의 수치를 보였고 RMSE는 15.7~22.4%를 보였으며, MBE는 4.1%~16.9%로 모든 지점에서 과대모의 하는 경향을 확인하였다.

다음은 제주지역으로(Table 9) 기온의 경우 IOA 값이 0.85~0.98로 높은 수치가 나타났고 RMSE는 최소 1.4°C에서 최대 2.2°C로 모의되었으며, MBE는 최소 -2.4°C에서 최대 0.3°C로 나타나 OD 지점을 제외하고는 모든 지점에서 과소모의 하는 경향을 확인하였다. 또한 풍속의 IOA는 지점별로 최소 0.78에서 최대 0.89로 나타났으며, RMSE는 최소 1.4 m s⁻¹에서 최대 2.3 m s⁻¹로 모의되었다. 풍

속의 MBE는 0.4~1.2 m s⁻¹로 전반적으로 모든 지점에서 과대모의 하는 경향을 보였다. 상대습도의 경우 IOA는 0.64~0.89의 수치를 보였고 RMSE는 10.1~17.1%를 보였으며, MBE는 JJ 지점과 OD 지점은 11.2%과 3.7%로 과대모의, GJ 지점과 SG 지점은 -6.2%, -2.4%로 과소모의 하는 경향을 확인하였다. 전반적으로 모든 지역에서 신뢰도 높은 대기질 모의를 위해 기상요소에 대한 정합도가 높은 값을 나타내 CMAQ 모델의 기상 입력자료로 적합한 신뢰성을 보였다 (NIER, 2016).

Table 7. Statistical evaluation of the meteorological variables between the observed and simulated values at four monitoring sites in D4-1("All", five sites for meteorological variables) during the study period (March 20-30, 2018).

Site	Variable	IOA	RMSE	MBE
IC (ASOS)	TEMP	0.83	3.3	-2.2
	WS	0.86	1.2	-0.5
	RH	0.79	16.8	10.3
GC (AWS)	TEMP	0.83	3.6	-2.3
	WS	0.51	2.41	1.8
	RH	-	-	-
SE (ASOS)	TEMP	0.85	4.0	-3.0
	WS	0.57	2.1	1.1
	RH	0.66	24.5	18.8
MP (AWS)	TEMP	0.84	4.0	-2.8
	WS	0.87	1.2	0.2
	RH	0.67	25.1	19.4
SP (AWS)	TEMP	0.84	4.4	-3.3
	WS	0.63	1.3	0.6
	RH	-	-	-
All	TEMP	0.84	3.9	-2.7
	WS	0.69	1.6	0.6
	RH	0.71	22.1	16.2

Table 8. Same as Table 7. except for relative D4-2

Site	Variable	IOA	RMSE	MBE
CH (ASOS)	TEMP	0.95	2.6	-1.6
	WS	0.68	1.9	0.6
	RH	0.85	15.7	10.0
GH (ASOS)	TEMP	0.92	3.1	-1.7
	WS	0.60	1.9	0.6
	RH	0.80	15.8	4.1
BU (ASOS)	TEMP	0.89	2.7	-1.1
	WS	0.66	3.0	1.2
	RH	0.68	18.4	12.9
DN (AWS)	TEMP	0.93	2.9	-1.3
	WS	0.55	2.5	1.7
	RH	0.71	22.4	16.9
SA (AWS)	TEMP	0.91	2.8	-1.2
	WS	0.84	1.6	0.4
	RH	0.74	18.0	12.9
All	TEMP	0.92	2.8	-1.2
	WS	0.67	2.2	0.9
	RH	0.75	18.1	11.4

Table 9. Same as Table 7. except for relative D4-3

Site	Variable	IOA	RMSE	MBE
JJ (ASOS)	TEMP	0.85	3.1	-2.4
	WS	0.88	1.4	0.5
	RH	0.64	17.1	11.2
OD (AWS)	TEMP	0.98	1.4	0.3
	WS	0.78	1.8	0.4
	RH	0.89	10.1	3.7
GJ (AWS)	TEMP	0.94	1.8	-0.6
	WS	0.89	2.3	1.2
	RH	0.71	11.9	-6.2
SG (ASOS)	TEMP	0.90	2.4	-1.2
	WS	0.85	1.6	0.9
	RH	0.77	11.5	-2.4
All	TEMP	0.92	2.3	-0.9
	WS	0.88	1.8	0.7
	RH	0.78	16.4	-6.2

전체 분석기간 동안(2018년 3월 20일~30일) 서울지역 5개 대기질 관측지점 (SH, YH, JG, MP, SP)에 대한 PM_{2.5} 관측 및 모의(“Total”) 농도의 비교를 Fig. 18에 나타내었다. 먼저 고농도 PM_{2.5} 사례일(3월 24일~26일) 동안 모든 관측지점에서 높은 농도가 나타났으며, 24일 새벽부터 PM_{2.5} 농도가 증가하여 25일 최고 농도가 나타났다(5개 지점 일평균 : 95 $\mu\text{g m}^{-3}$, 99 $\mu\text{g m}^{-3}$, 86 $\mu\text{g m}^{-3}$, 85 $\mu\text{g m}^{-3}$, 78 $\mu\text{g m}^{-3}$). 특히 SH, YH 지점은 농도가 150 $\mu\text{g m}^{-3}$ 을 초과하기도 하는데 이는 중국 등 외부 수송의 영향을 직접적으로 받은 것으로 사료된다. 이후 26일 감소하는 추세를 보이거나 각각 약 75 $\mu\text{g m}^{-3}$, 76 $\mu\text{g m}^{-3}$, 65 $\mu\text{g m}^{-3}$, 72 $\mu\text{g m}^{-3}$, 52 $\mu\text{g m}^{-3}$ 로 높은 수치를 보였다. 외에도, 전체 분석기간 중 PM_{2.5} 고농도 사례일(3월 24일~26일)과 고농도 사례를 제외한 기간(비고농도 사례: 3월 20일~23일, 3월 27일~30일)로 구분하여 보았을 때, 고농도 사례 동안 4개 관측지점의 평균 농도는 약 77 $\mu\text{g m}^{-3}$ 로 나타나 비고농도 사례의 농도(32 $\mu\text{g m}^{-3}$) 보다 약 2.4 배 더 높은 수준이었다. 특히, 비고농도 사례인 3월 20일부터 22일까지의 관측농도는 눈, 안개, 박무의 영향으로 5지점 대체로 낮게(1~24 $\mu\text{g m}^{-3}$) 나타났다. 아울러 고농도 PM_{2.5} 사례일(3월 24일~26일) 동안 모든 관측지점에서 모델값이 모의를 못하였다. 이는 앞서 말한 듯이 발생한 안개와 박무의 영향으로 인해 PM_{2.5} 모의값이 낮아진 것으로 사료된다.

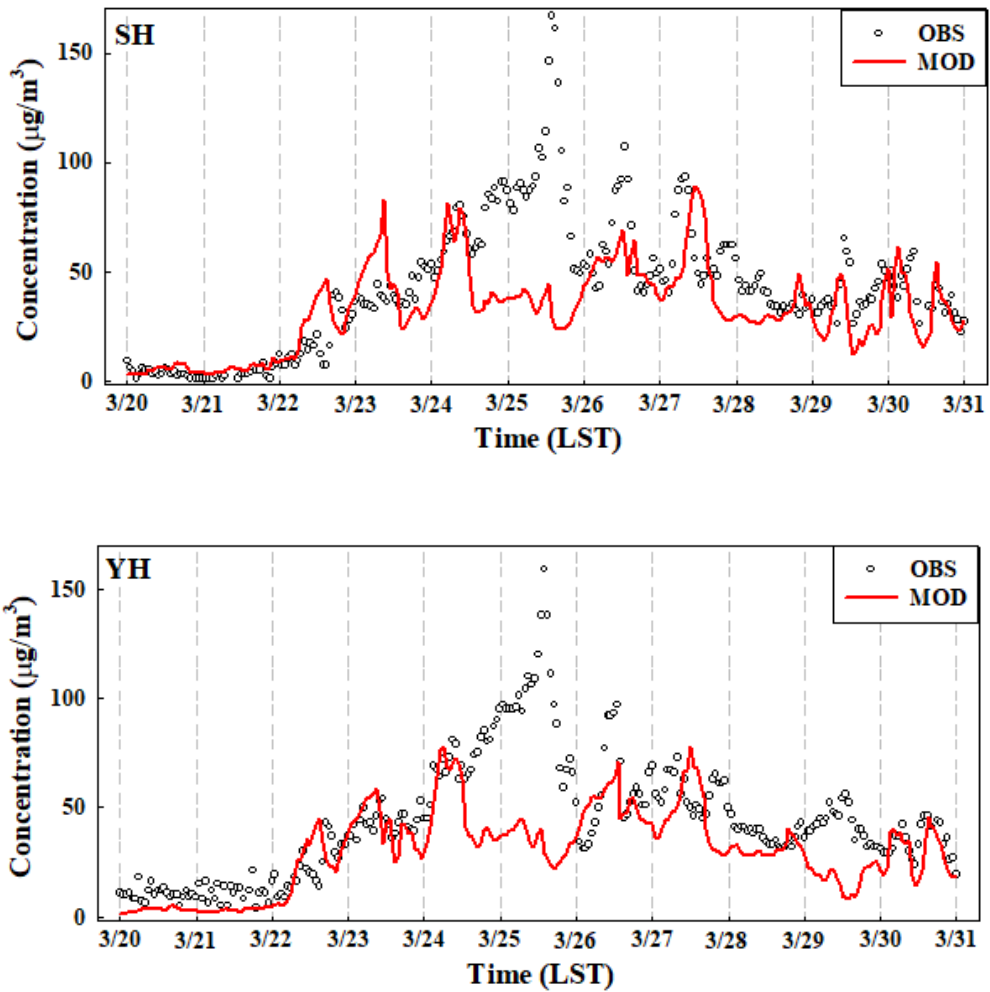


Fig. 18. Time series plot of the concentrations of observed and simulated $\text{PM}_{2.5}$ at five air quality monitoring sites (SH, YH, JG, MP and SP) for Total during the entire simulation period (March 20 - 31, 2018).

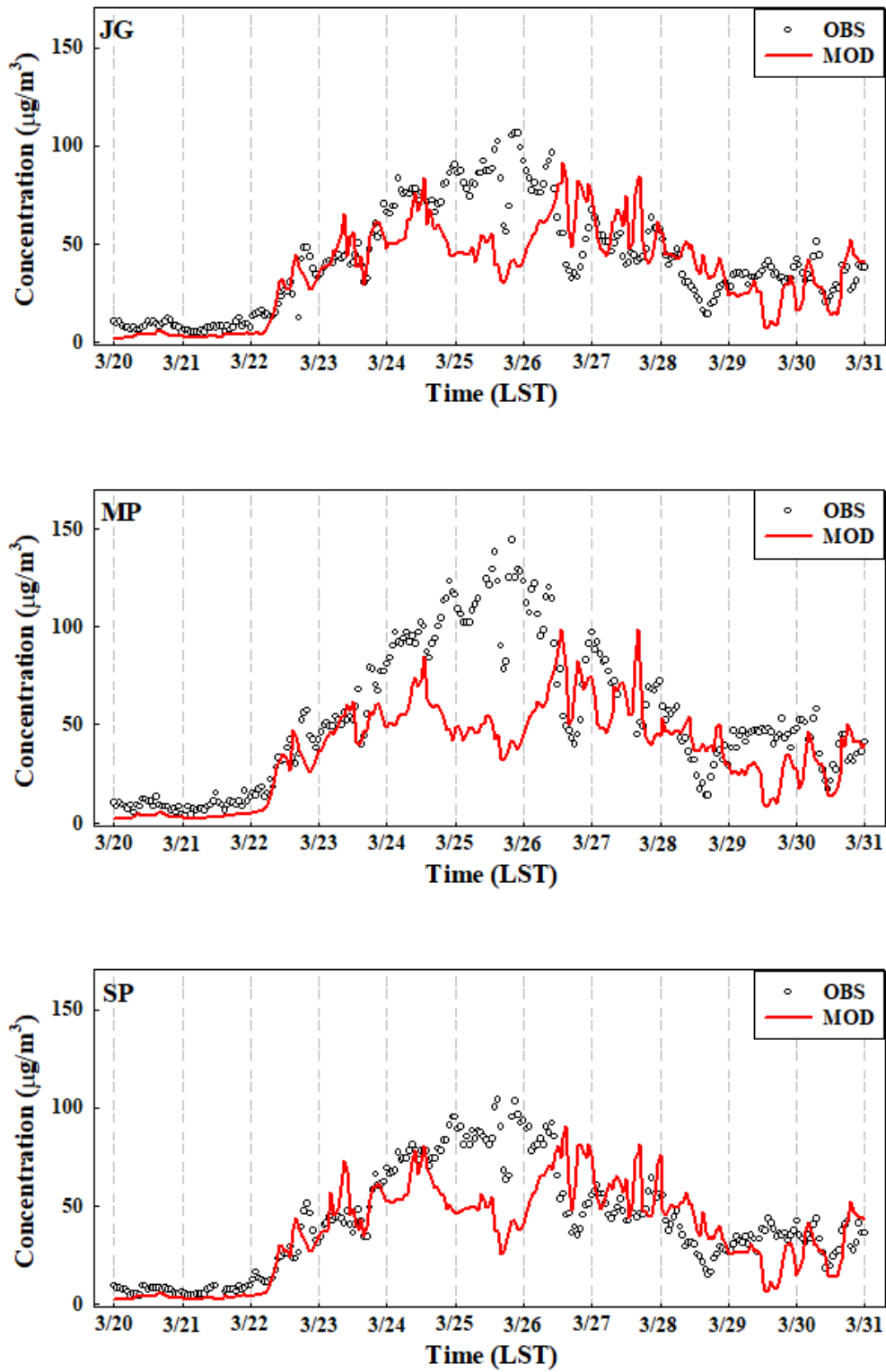


Fig. 18. (Continued).

Fig. 19은 전체 분석기간 동안(2018년 3월 20일~30일) 부산지역 5개 대기질 관측지점(UN, DS, GB, MJ, JR)에 대한 PM_{2.5} 관측 및 모의(“Total”) 농도의 비교를 나타낸다. 앞선 서울지역과 달리 부산지역은 전반적으로 PM_{2.5} 농도가 상대적으로 낮게 나타났으나 24일부터 PM_{2.5} 농도가 증가하는 경향은 비슷했다. 이후 25일, 26일 정오에서 오후사이 PM_{2.5} 농도가 감소하는데(약 18 $\mu\text{g m}^{-3}$ ~39 $\mu\text{g m}^{-3}$) 이는 해당 시간대의 강한 풍속의 영향으로 사료된다(4.5~6.6 m s^{-1}). 또한 고농도 사례기간을 제외한 비고농도 사례기간(3월 27일~30일)에도 각 지점별로 일평균 PM_{2.5} 농도가 높게 나타나는데(5개 지점 일평균 : 42 $\mu\text{g m}^{-3}$, 41 $\mu\text{g m}^{-3}$, 42 $\mu\text{g m}^{-3}$, 19 $\mu\text{g m}^{-3}$) 이는 UN, DS 지점이 산으로 둘러싸인 분지 지형으로 인해 대기 오염물질이 정체되어 생긴 특징으로 판단된다. 또한 GB, MJ, JR 지점은 주거지역 및 공업지역, 그리고 항만이 위치한 특성으로 인해 자체 배출량이 지속적으로 생성되어 PM_{2.5} 농도가 높게 나타난다고 사료된다.

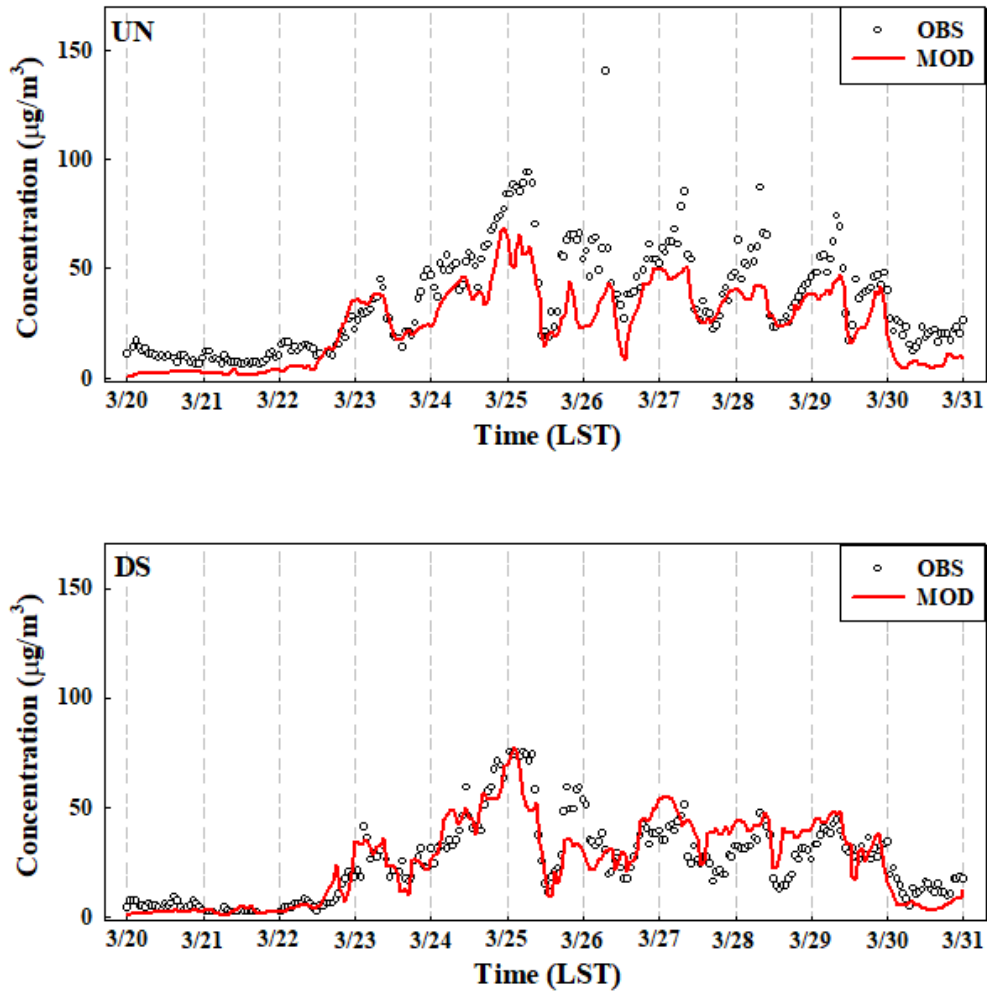


Fig. 19. Time series plot of the concentrations of observed and simulated $PM_{2.5}$ at five air quality monitoring sites (UN, DS, GB, MJ and JR) for Total during the entire simulation period (March 20 - 31, 2018).

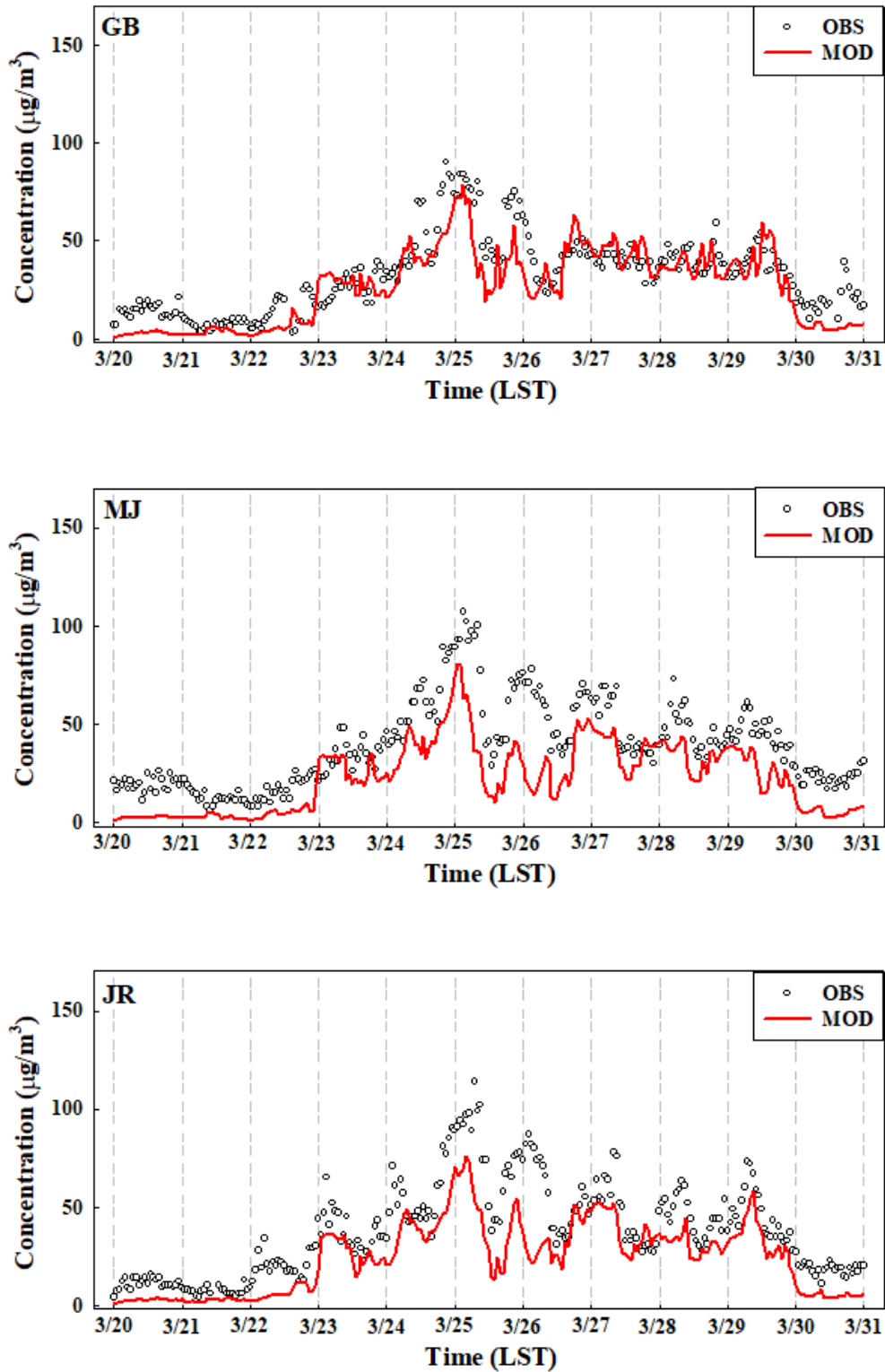


Fig. 19. (Continued).

Fig. 20은 전체 분석기간 동안(2018년 3월 20일~30일) 제주지역 4개 대기질 관측지점(ID, YD, SS, DH)에 대한 PM_{2.5} 관측 및 모의(“Total”) 농도의 비교를 나타낸다. 전반적으로 고농도 PM_{2.5} 사례일(3월 24일~26일) 동안 모든 관측지점에서 높은 농도가 나타났으며, 24일 새벽부터 PM_{2.5} 농도가 급격히 증가하여 오전 8시~12시에 ID와 YD 지점에서 각각 96 $\mu\text{g m}^{-3}$, 87 $\mu\text{g m}^{-3}$, SS와 DH 지점에서 각각 100 $\mu\text{g m}^{-3}$, 76 $\mu\text{g m}^{-3}$ 로 높은 수치를 보였다. 이후 25일에 들어서면서 농도가 점차 감소하였는데 YD 지점은 25일 오후 3시에 36 $\mu\text{g m}^{-3}$ 를 기록하였고, 다른 3지점도 마찬가지로 오후 2시~5시에 다소 낮은 41~52 $\mu\text{g m}^{-3}$ 를 기록하였다. 이는 해당 시간의 상대적으로 강한 풍속의 영향으로 사료된다(Fig. 16). 이외에도, 전체 분석기간 중 PM_{2.5} 고농도 사례일(3월 24일~26일)과 고농도 사례를 제외한 기간(비고농도 사례: 3월 20일~23일, 3월 27일~30일)로 구분하여 보았을 때, 고농도 사례 동안 4개 관측지점의 평균 농도는 약 59 $\mu\text{g m}^{-3}$ 로 나타나 비고농도 사례의 농도(23 $\mu\text{g m}^{-3}$) 보다 약 2.6배 더 높은 수준이었다. 특히, 비고농도 사례인 3월 20일부터 22일까지의 관측농도는 강수(14.1~21.2 mm, 그림제외)의 영향으로 4지점 대체로 낮게(1~22 $\mu\text{g m}^{-3}$) 나타났다. 한편 제주도의 남쪽에 위치한 DH 지점은 상대적으로 다른 지점보다 낮은 PM_{2.5} 농도를 보였는데, 이는 한라산을 기점으로 다른 지리적 특성을 갖고 있기 때문이라고 사료된다(백주열 등, 2022). 선행연구에 따르면 제주도 내 제주시와 서귀포시는 한라산에 의한 분리효과가 나타나 남북 상호영향이 작고, 동서 방향의 영향이 지배적이었음을 밝힌 바 있다.

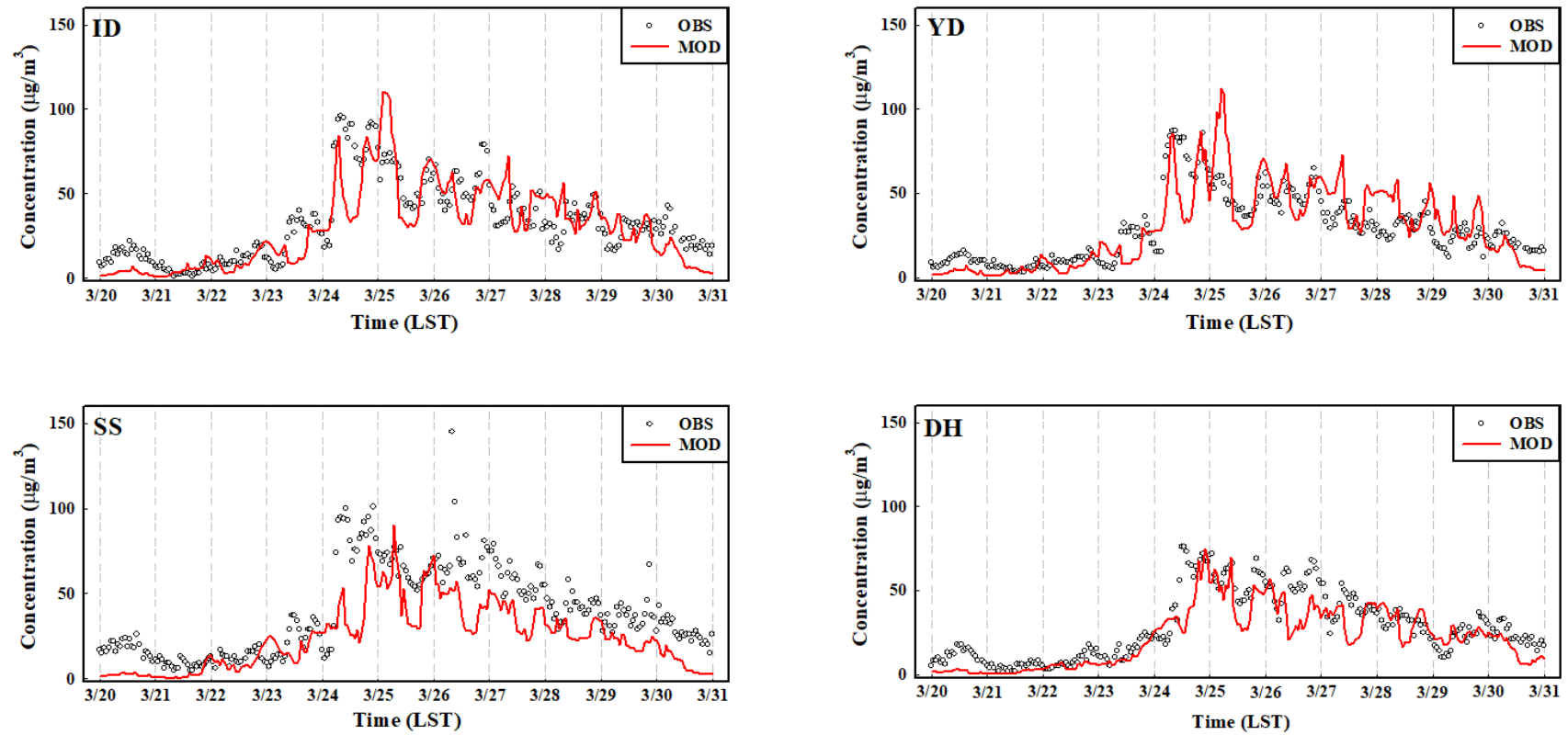


Fig. 20. Time series plot of the concentrations of observed and simulated PM_{2.5} at four air quality monitoring sites (ID, YD, SS and DH) for Total during the entire simulation period (March 20 - 31, 2018).

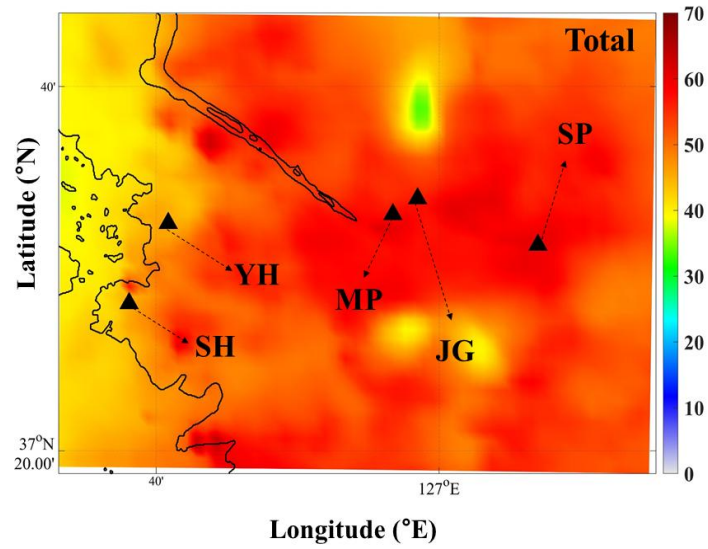
더 자세한 정보를 파악하기 위해, 본연구에서는 고농도 PM_{2.5} 사례기간(3월 24일~26일)에 대해 1 km 격자에 대해 모의된 PM_{2.5} 농도의 공간 분포 특성을 Fig. 21에 나타내었다(Total). 수도권, 부산권은 내륙으로 갈수록 농도가 높게 모의되었고 제주도는 연안지역에서 높은 농도가 분포하는 특징이 나타났으나 내륙으로 갈수록 한라산을 중심으로 낮은 농도가 모의 되었다.

먼저 서울지역의 공간분포를 자세히 보면(Fig. 21의 (a)) 모델영역(1 km) 내 총 격자의 평균 농도는 약 51 $\mu\text{g m}^{-3}$, 비고농도 사례(3월 20일~23일, 3월 27일~30일)의 평균농도는 약 27 $\mu\text{g m}^{-3}$ 로 모의되어 고농도 사례가 약 1.9배 높게 나타났다. 또한 해안지역에 위치한 YH, SH 지점은 약 45 $\mu\text{g m}^{-3}$, JG, MP, SP 지점은 56~59 $\mu\text{g m}^{-3}$ 로 이러한 분포는 오염물질의 외부 수송·유입뿐만 아니라 서울지역에서의 강한 오염물질의 배출의 효과도 더해져 복합적인 영향이 기여된 것으로 판단된다.

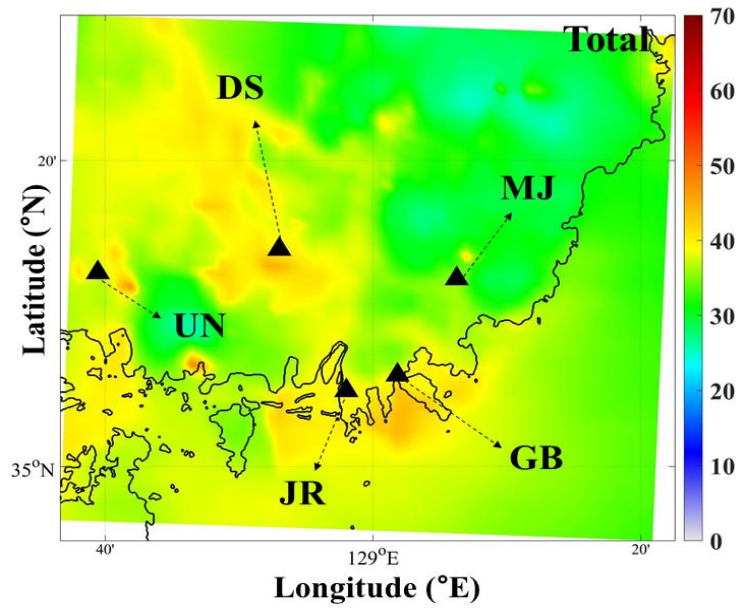
다음으로 고농도 PM_{2.5} 사례기간 부산지역의 공간분포를 보면(Fig. 21의 (b)), 모델영역(1 km) 내 총 격자의 평균 농도는 약 35 $\mu\text{g m}^{-3}$, 비고농도 사례의 평균 농도는 약 17 $\mu\text{g m}^{-3}$ 로 모의되어 고농도 사례가 약 2.1배 높게 나타났다. 지점별 농도(UN, DS, GB, JR, MJ 지점)는 각각 38 $\mu\text{g m}^{-3}$, 40 $\mu\text{g m}^{-3}$, 41 $\mu\text{g m}^{-3}$, 39 $\mu\text{g m}^{-3}$, 36 $\mu\text{g m}^{-3}$ 로 PM_{2.5} 농도가 서로 비슷하게 모의되었다. UN, DS 지점은 앞서 설명한 듯이 산으로 둘러싸인 분지 지형에다가 주거지역 및 교통량이 많은 지역이고 또한 JR, GB, MJ 지점은 해안가에 위치해있으나 항만 시설 및 상업지역이 있어 자체적인 배출량으로 인해 높은 농도가 모의된 것으로 사료된다.

다음은 제주지역을 자세히 살펴보면(Fig. 21의 (c)), 전반적으로 한라산을 중심으로 낮은 농도가 모의 되었으며, 연안지역에서 높은 농도가 분포하는 특징이 나타났다. 고농도 PM_{2.5} 사례기간 동안 모델영역(1 km) 내 총 격자의 평균 농도는 약 34 $\mu\text{g m}^{-3}$, 비고농도 사례(3월 20일~23일, 3월 27일~30일)의 평균농도는 약 13 $\mu\text{g m}^{-3}$ 로 모의되어 고농도 사례가 약 2.6배 높게 나타났다. 지점별로 자세히 살펴보면, ID, YD 지점은 인구가 밀집되고 차량과 건물이 많아 다른 지점에 비해 높은 농도(약 54 $\mu\text{g m}^{-3}$)가 모의되었고, DH 지점은 상대적으로 낮은 수치(약 41 $\mu\text{g m}^{-3}$)가 모의되었다. 반면에 SS 지점은 도심지가 아님에도 불구하고 관광사

업 및 관광객의 영향으로 인해 다른 세 지점과 비슷한 $PM_{2.5}$ 농도(약 $45 \mu g m^{-3}$)가 모의된 것으로 사료된다.

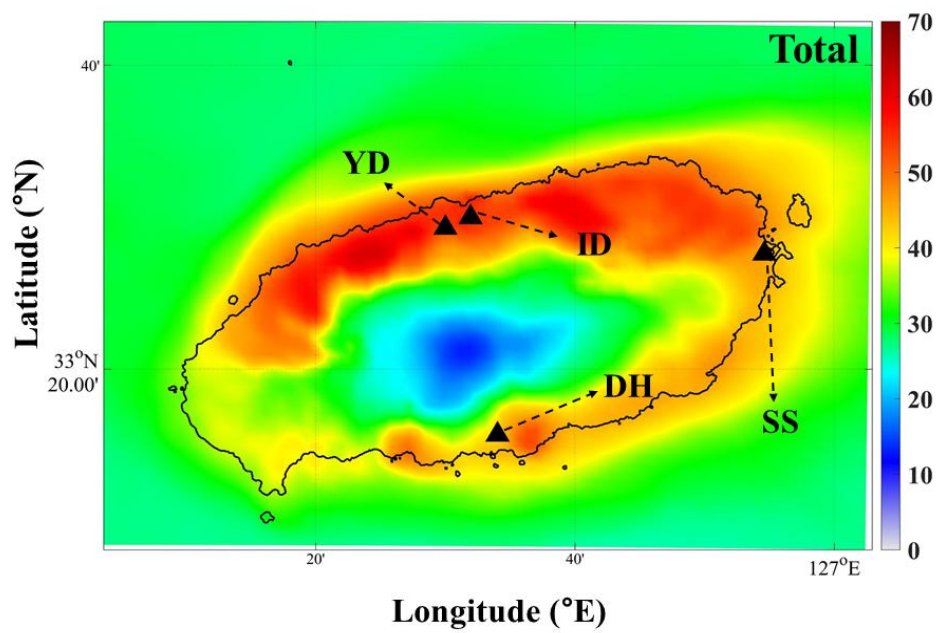


(a)



(b)

Fig. 21. Spatial distributions of the model-predicted $PM_{2.5}$ concentrations averaged from all grids in the 1 km model domains for Total (a) D4-1(SMA), (b) D4-2(BMA), and (c) D4-3(Jeju Island).



(c)

Fig. 21. (Continued).

다음으로 대기질 모델의 예측 정확도를 평가하기 위해 전체 모델링 기간(2018년 3월 20일~30일) 동안 14개 관측지점의 $PM_{2.5}$ 농도에 대한 관측값 및 모델값과 통계항목 중 IOA (index of agreement), RMSE (root mean square error), MBE (mean bias error)를 사용하였다(Tables 7).

먼저 수도권 지역을 살펴보면 전반적으로 $PM_{2.5}$ 의 IOA는 0.68~0.85의 수치를 보였고 RMSE는 약 $22 \mu g m^{-3}$ ~ $31 \mu g m^{-3}$ 를 보였으며, MBE는 $-16.7 \mu g m^{-3}$ ~ $-2.1 \mu g m^{-3}$ 로 모든 지점에서 과소모의 하는 경향을 확인하였다. 다음으로 부산권 지역을 살펴보면 $PM_{2.5}$ 의 IOA는 0.77~0.92의 수치를 보였고 RMSE는 약 $10 \mu g m^{-3}$ 를 보였으며, MBE는 $4.1 \mu g m^{-3}$ ~ $16.9 \mu g m^{-3}$ 로 모든 지점에서 과소모의 하는 경향을 확인하였다. 다음 제주지역 $PM_{2.5}$ 의 IOA는 0.79~0.89의 수치를 보였고 RMSE는 약 $12 \mu g m^{-3}$ ~ $22 \mu g m^{-3}$ 를 보였으며, MBE는 약 $-15 \mu g m^{-3}$ ~ $0 \mu g m^{-3}$ 로 모든 지점에서 과소모의 하는 경향을 확인하였다. $PM_{2.5}$ 농도의 세 지역(수도권, 부산권, 제주도 지역)에서 MBE는 음(-)의 값을 보여 사례 기간 내 과소모의되었으나 변동성을 평가하는 IOA의 값이 0.6, 0.8 이상으로서 상당히 양호한 값이 확인되었다. 따라서 본 연구에서의 관측-모델값의 통계분석 결과 모든 지역에서 $PM_{2.5}$ 농도에 대한 정합도가 높은 값을 나타나 유의미한 결과임을 확인하였다.

Table 10. Statistical evaluation of the meteorological variables between the observed and simulated values at 14 air quality monitoring sites within SMA, BMA, Jeju Island, as shown in Fig. 6 during the study period (March 20-30, 2018).

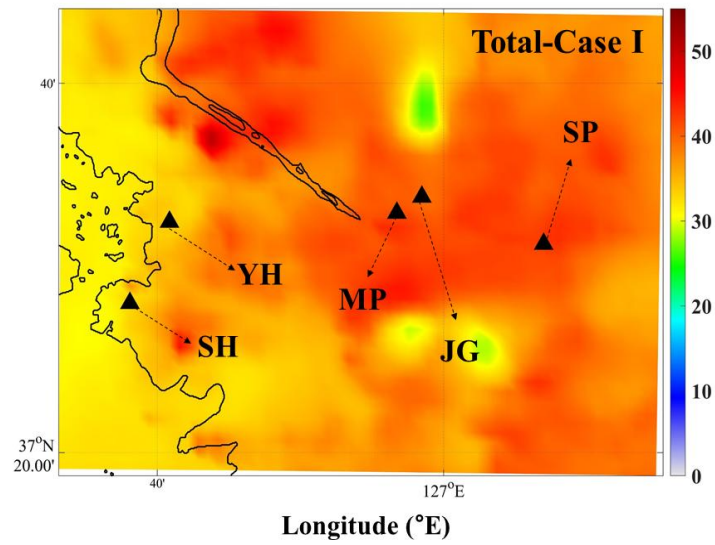
Domain	Site	IOA	RMSE	MBE
D4-1	SH	0.68	27.21	-10.01
	YH	0.68	26.51	-14.04
	JG	0.81	20.15	-5.65
	MP	0.85	30.70	-16.77
	SP	0.80	21.79	-2.13
D4-2	UN	0.85	15.98	-10.92
	DS	0.92	9.71	0.65
	GB	0.88	12.98	-5.97
	MJ	0.77	20.43	-16.51
	JR	0.82	18.77	-14.07
D4-3	ID	0.89	15.26	-3.65
	YD	0.88	14.65	0.56
	SS	0.79	21.60	-15.35
	DH	0.89	12.44	-6.42

3.2. PM_{2.5} 농도에 대한 배출량 기여도 분석

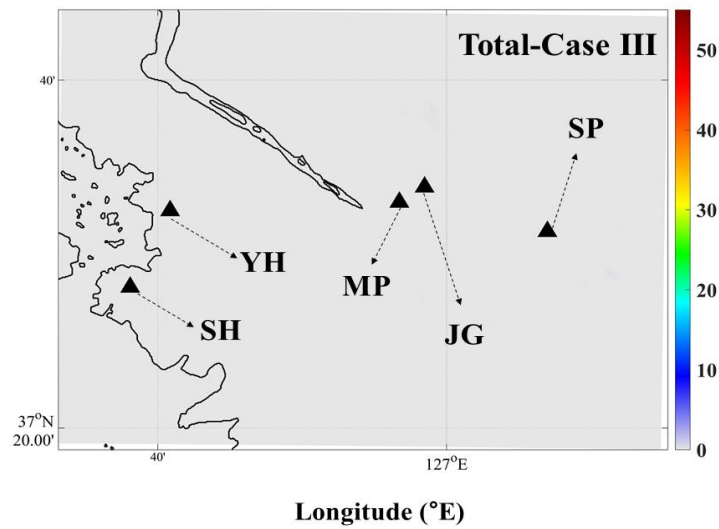
3.2.1 국외 배출량 기여도 분석

국외 배출량 기여도 분석의 대표사례는 중국과 일본의 배출량을 변화/조절하여 고농도 PM_{2.5} 사례기간(3월 24일~26일)에 대해 각 지역별로 기여도를 산정한 경우이다(Figs. 22~24). Fig. 22의 Total - Case I의 PM_{2.5} 공간분포는 중국 배출량의 장거리수송(LRT, long-range transport) 영향에 의한 수도권 지역의 PM_{2.5} 기여농도를 나타내며, 최고 농도는 약 50 $\mu\text{g m}^{-3}$, 평균 농도는 약 37 $\mu\text{g m}^{-3}$ 로 모의되었다. Total - Case I의 D4-1(수도권) 전체 격자에 대하여 PM_{2.5} 농도에 미치는 기여도는 약 73%, 그리고 육지 및 해양 영역 격자에 대한 기여도는 각각 73%, 74%로 산정되었다.

인천 신흥동, 연희동에 비해 서울 중구, 마포구, 송파구가 상대적으로 낮게 모의되었다. 다음은 부산지역으로 Fig. 23의 Total - Case I의 PM_{2.5} 공간분포는 중국 배출량의 장거리수송(LRT, long-range transport) 영향에 의한 부산지역의 PM_{2.5} 기여농도를 나타내며, 평균 농도는 약 34 $\mu\text{g m}^{-3}$, 최고 농도는 약 28 $\mu\text{g m}^{-3}$ 로 모의되었다. Total - Case I의 D4-2 도메인 기준 기여도는 약 79%, 전체 영역내 육지 영역 격자별 기준 기여도는 약 80%, 해양 영역 격자별 기준 기여도는 약 78%로 산정되었다. Fig. 24의 Total - Case I의 PM_{2.5} 공간분포는 중국 배출량의 장거리수송(LRT, long-range transport) 영향에 의한 제주지역의 PM_{2.5} 기여농도를 나타내며, 최고 농도는 약 56 $\mu\text{g m}^{-3}$, 평균 농도는 약 31 $\mu\text{g m}^{-3}$ 로 모의되었다. Total - Case I의 D4-3 도메인 기준 기여도는 약 75%, 전체 영역내 육지 영역의 격자별 기준 기여도는 약 79%, 해양 영역 격자별 기준 기여도는 약 78%로 산정되었다. 반면, 모든 지역에서 일본지역 배출량에 의한 기여농도(Total - Case III, Fig. 23(b)~Fig. 25(b))는 무시될 정도로 매우 미미하게($\leq 1\%$) 나타났다.

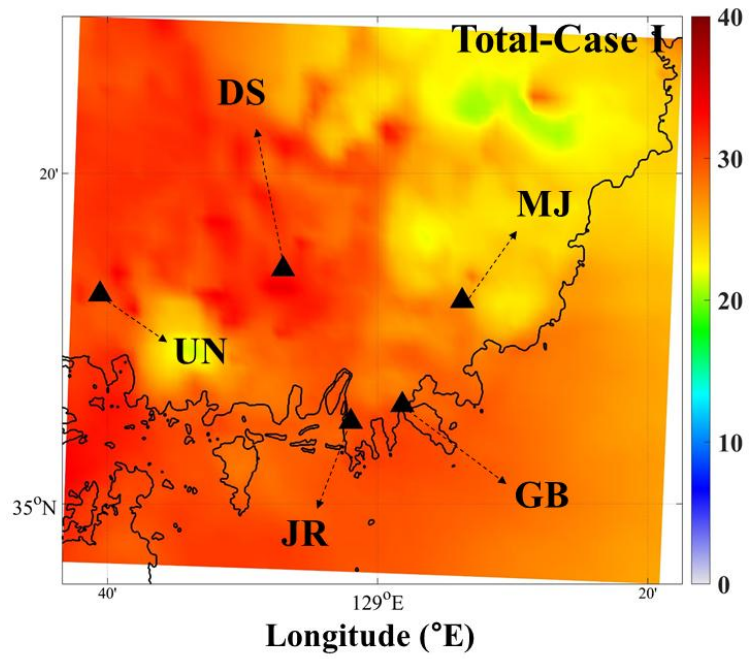


(a)

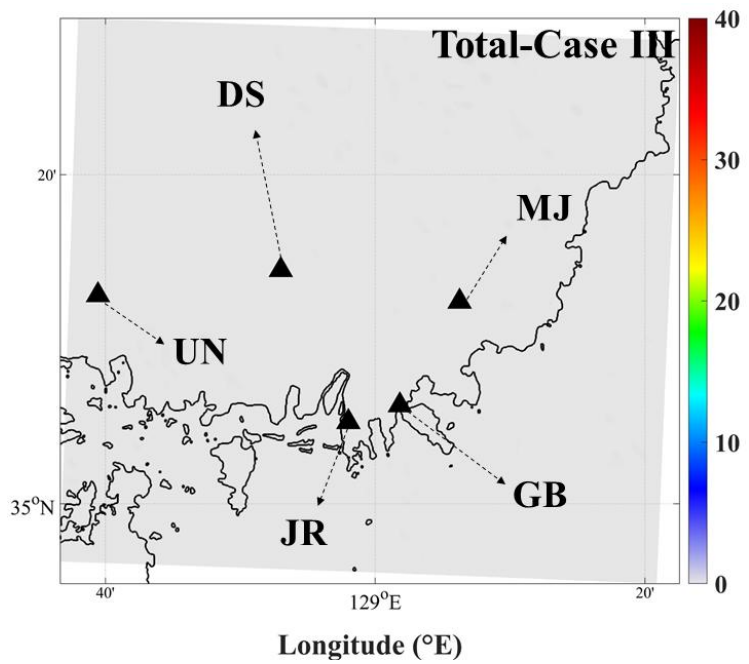


(b)

Fig. 22. Contributions of Chinese (long-range transport) and Japanese emissions to $\text{PM}_{2.5}$ concentrations ($\mu\text{g m}^{-3}$) averaged during a high $\text{PM}_{2.5}$ event (March 24 - 26, 2018) for D4-1 (i.e., SMA): (a) “Total - Case I” and (b) “Total - Case III” denote the differences in $\text{PM}_{2.5}$ concentrations between Total and Case I (for Chinese emissions) and between Total and Case III (for Japanese emissions), respectively.

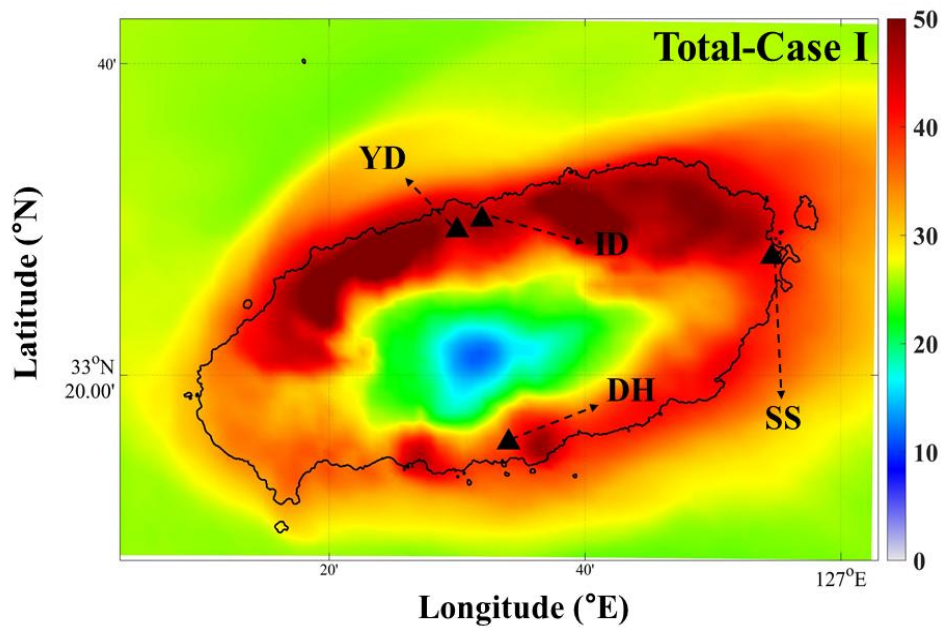


(a)

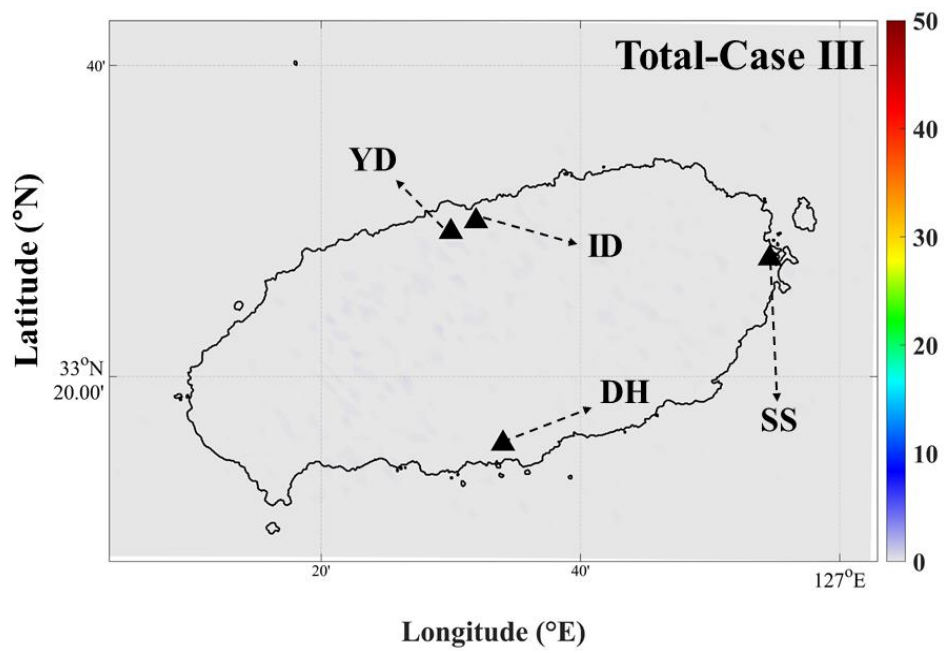


(b)

Fig. 23. Same as Fig. 22 except for D4-2(i.e., BMA).



(a)



(b)

Fig. 24. Same as Fig. 22 except for D4-3(i.e., Jeju Island).

Table 10은 2.2절의 배출량 기여도 분석 방법을 통해 계산된 수도권 지역의 PM_{2.5} 농도에 대한 중국 LRT와 일본 배출량의 기여도(%)를 각각 나타낸다(Fig. 22의 5개 지점 SH, YH, JG, MP, SP를 대상으로). 먼저 중국 배출의 LRT에 의한 기여도(Total - Case I)는 SH 지점은 73%, YH 지점은 76%, JG와 MP 지점에서 약 70~71%, SP 지점에서 약 69%로 산출되었으며, 5지점 모두의 평균은 약 72%로 추정되었다. 또한 SH, YH 지점은 다른 지점과 달리 상대적으로 서쪽에 위치한 특징으로 중국 등 외부 수송에 의한 영향을 더 크게 받는 것으로 사료된다. 반면, 모든 지점에서의 일본 배출에 의한 기여도(Total - Case III)는 매우 미미하였다.

다음으로 Table 11은 부산권 지역의 PM_{2.5} 농도에 대한 중국 LRT, 일본 배출량의 기여도(%)를 각각 나타낸다(Fig. 23의 5개 지점 UN, DS, GB, MJ, JR를 대상으로). 먼저 중국 배출의 LRT에 의한 기여도(Total - Case I)는 UN 지점은 약 74%, DS 지점은 73%, GB와 MJ 지점에서 약 68~70%, JR 지점에서 약 70%로 산출되었으며, 5지점 모두의 기여도 평균은 약 71%로 추정되었다. 모든 지점에서의 일본 배출에 의한 기여도(Total - Case III)는 서울지역과 마찬가지로 매우 미미하였다. Table 12는 제주도 지역 PM_{2.5} 농도에 대한 중국 LRT, 일본 배출량의 기여도(%)를 각각 나타낸다(Fig. 24의 4개 지점 ID, YD, SS, DH를 대상으로). 먼저 중국 배출의 LRT에 의한 기여도(Total - Case I)는 ID와 YD 지점에서 약 81~82%, SS와 DH 지점에서 약 89%로 산출되었으며, 4지점 모두의 평균은 약 85%로 추정되었다. 특히 SS 지점은 다른 지점에 비해 청정한 지역이므로 중국 등 외부 수송에 의한 영향이 더 크게 나타난 것으로 판단된다. 반면, 일본 배출에 의한 기여도(Total - Case III)는 상대적으로 매우 미미하였다.

Table 11. Contributions (%) of Chinese (long-range transport) and Japanese emissions to PM_{2.5} concentrations at five air quality monitoring sites (SH, YH, JG, MP, and SP) in D4-1(i.e., SMA) during the high PM_{2.5} episode (March 24-26, 2018).

Site	Contribution of LRT from China (Total - Case I)	Contribution of Japanese emissions (Total - Case III)
SH	72.7 ± 12.0	≤ 1
YH	75.8 ± 10.1	≤ 1
JG	70.0 ± 9.8	≤ 1
MP	70.9 ± 10.7	≤ 1
SP	68.5 ± 12.0	≤ 1
All	71.6 ± 10.9	≤ 1
Sea areas (D4-1)	73.4 ± 14.6	≤ 1
Land areas (D4-1)	74.2 ± 12.6	≤ 1

Table 12. Contributions (%) of Chinese (long-range transport), and Japanese emissions to PM_{2.5} concentrations at five air quality monitoring sites (UN, DS, GB, MJ, and JR) in D4-2(i.e., BMA) during the high PM_{2.5} episode (March 24-26, 2018).

Site	Contribution of LRT from China (Total - Case I)	Contribution of Japanese emissions (Total - Case III)
UN	73.6 ± 12.1	≤ 1
DS	73.1 ± 13.3	≤ 1
GB	67.9 ± 11.5	≤ 1
MJ	69.6 ± 11.4	≤ 1
JR	69.8 ± 13.0	≤ 1
All	70.8 ± 12.2	≤ 1
Sea areas (D4-1)	79.9 ± 12.7	≤ 1
Land areas (D4-1)	78.1 ± 11.1	≤ 1

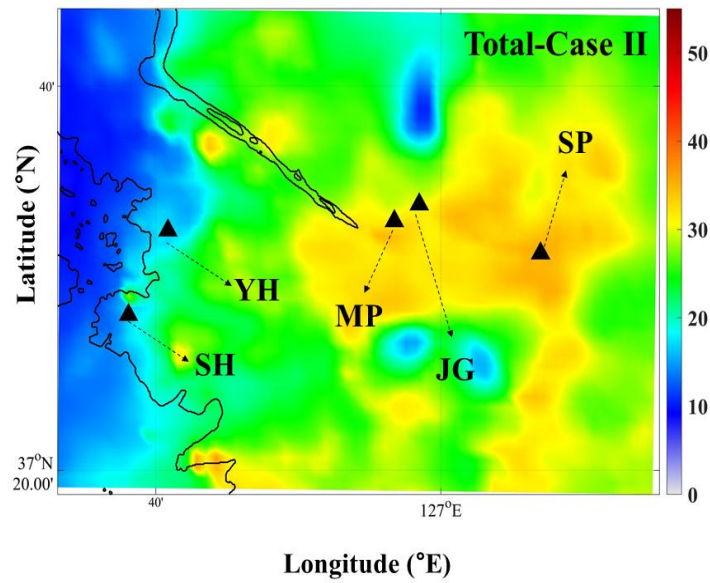
Table 13. Contributions (%) of Chinese (long-range transport), and Japanese emissions to PM_{2.5} concentrations at four air quality monitoring sites (ID, YD, SS, and DH) in D4-3(i.e., Jeju Island). during the high PM_{2.5} episode (March 24-26, 2018).

Site	Contribution of LRT from China (Total - Case I)	Contribution of Japanese emissions (Total - Case III)
ID	81.1 ± 12.2	≤ 1
YD	82.0 ± 13.0	≤ 1
SS	89.4 ± 4.0	≤ 1
DH	89.0 ± 4.9	≤ 1
All	85.4 ± 8.5	≤ 1
Sea areas (D4-1)	79.4 ± 12.1	≤ 1
Land areas (D4-1)	78.7 ± 13.6	≤ 1

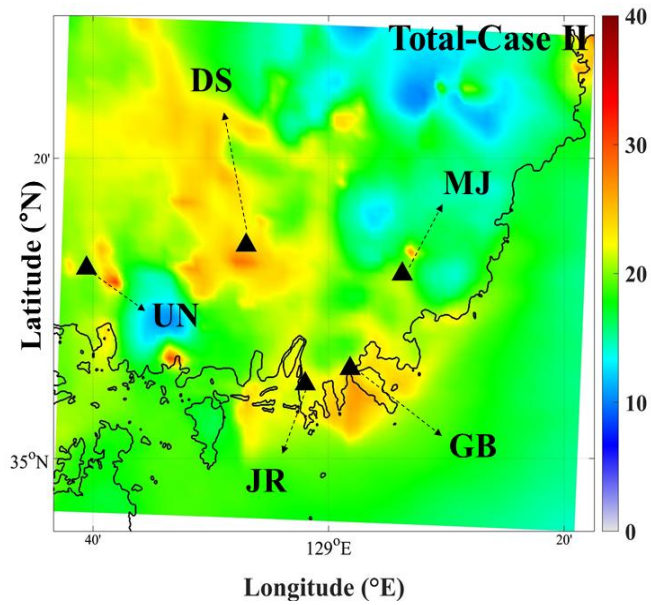
3.2.2 국내 배출량 기여도 분석

국내 배출량 기여도 분석을 위한 사례기간은 국외의 기여도 분석과 마찬가지로 2018년 3월 24일~26일로 정하였으며, 국내 남한 및 제주도(배경지역)의 배출량을 변화/조절하여 $PM_{2.5}$ 에 대한 기여도를 산정하였다.

Fig. 25은 대상지역(수도권, 부산권, 제주도)의 $PM_{2.5}$ 농도에 대한 기여도 (Total - Case II)를 나타낸다. 수도권, 부산권, 제주도 영역에 대한 평균 기여농도는 각각 25, 19, 10 $\mu g m^{-3}$ 으로, 최고 기여농도는 37, 31, 36 $\mu g m^{-3}$ 로 모의되었다. Total - Case II의 D4-1 도메인 전체 영역 기준 기여도는 약 48%, 전체 영역내 육지 영역 격자별 기준 기여도는 약 49%, 해양 영역 격자별 기준 기여도는 약 30%로 산정되었다. D4-2 도메인 기준 전체 영역 기여도는 약 52%, 전체 영역내 육지 영역 격자별 기준 기여도는 약 54%, 해양 영역 격자별 기준 기여도는 약 50%로 산정되었다. 또한 Total - Case II의 D4-3 도메인 기준 전체 영역 기여도는 약 48%, 영역내 육지 영역 격자별 기준 기여도는 약 49%, 해양 영역 격자별 기준 기여도는 약 30%로 산정되었다. 세 경우 모두 다 중국 LRT의 영향에 비해 낮게 모의되었으나 공간분포 경향은 대체로 비슷하였다. 제주지역의 자체 배출량에 의한 $PM_{2.5}$ 기여농도는 대체로 Fig. 25의 (c)의 Total - Case II와 비슷한 경향이 나타났다. 최고 약 35 $\mu g m^{-3}$, 평균 약 9 $\mu g m^{-3}$ 로 모의되었다.

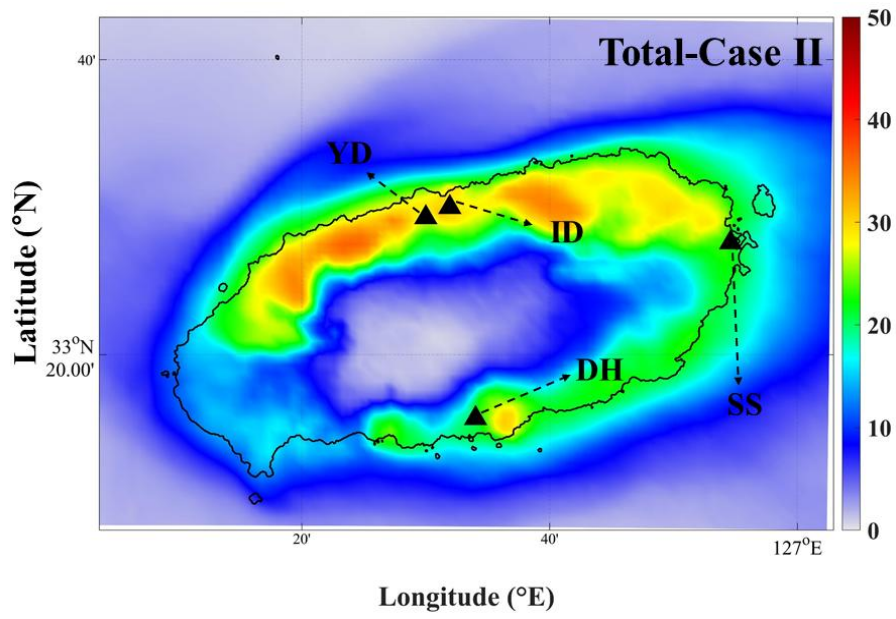


(a)



(b)

Fig. 25. Contributions of domestic emissions to $PM_{2.5}$ concentrations ($\mu g\ m^{-3}$) averaged during a high $PM_{2.5}$ event (March 24-26, 2018) for (a) D4-1(SMA), (b) D4-2(BMA), and (c) D4-3(Jeju Island). “Total - Case II” denotes the differences in $PM_{2.5}$ concentrations between Total and Case II (for domestic emissions).



(c)

Fig. 25. (Continued).

Table 13은 2.1절의 기여도 산정방법을 통해 계산된 서울지역 PM_{2.5} 농도에 대한 국내 남한 배출량의 기여도(%)를 각각 나타낸다(Fig. 25의 (a)의 5개 지점 SH, YH, JG, MP, SP를 대상으로). 먼저 SH, YH 지점은 26%, JG와 MP 지점에서 약 50%, SP 지점에서 약 56%로 산출되었으며, 5지점 모두의 평균은 약 41%로 추정되었다. 또한 SH, YH 지점은 다른 지점과 달리 상대적으로 해안가에 위치하여 해양성 기후 및 바다안개 영향으로 인해 기여율이 낮게 나타난 것으로 판단된다(참고문헌) 아울러 지점별 위치로 분석하였을 때 내륙쪽으로 갈수록 기여율이 높아지는데 이는 국지적인 자체 배출량의 영향을 많이 받는다고 볼 수 있다. 종합적으로 볼 때, 서울지역은 다른 지역과 달리 중국 등 외부 오염물질에 직접적인 영향을 받으나 수도권 특성상 자체적인 배출량의 영향도 복합적으로 작용한 것으로 볼 수 있다.

Table 14는 부산지역 PM_{2.5} 농도에 대한 국내 남한 배출량의 기여도(%)를 각각 나타낸다(Fig. 25의 (b)의 5개 지점 UN, DS, GB, MJ, JR를 대상으로). 먼저 UN 지점은 약 53%, DS 지점은 59%, GB와 MJ 지점에서 약 55~57%, JR 지점에서 약 55%로 산출되었으며, 5지점 모두의 기여도 평균은 약 56%로 추정되었다. UN 지점은 높은 산지가 도시지역을 둘러싸고 있는 분지 지형의 특징을 가져 공기순환성이 좋지 않다(송봉근 등, 2013). 또한 주위에 주거지역, 상업지역, 행정시설이 집약적으로 위치해 있어 자체적인 배출량이 많은 특징을 가지고 있다. 이러한 특징들로 인하여 국내 남한의 배출량 영향이 높게 작용한 것으로 판단된다.

DS 지점이 위치한 김해지역은 앞서 언급한듯이 주위에 공업 및 주거 지역, 농공단지가 형성되어 각종 오염원이 분포하며 창원시에서 발생한 오염물질이 국지풍의 영향으로 수송 및 순환되어 국지적으로 고농도 오염현상이 나타날 수 있는 특징이 있다(문한솔 등, 2020). 따라서 DS 지점의 기여율이 제일 높게 산정되었다고 판단된다(약 59%). 다른 세 지점(GB, MJ, JR)은 앞선 두 지점에 비해 상대적으로 해안가에 위치하였으나 GB, JR 지점은 중·소규모의 공장이 밀집한 지역으로 부산의 대표적인 공업단지로 자동차 통행 및 공장에서의 배출되는 오염물질량이 제일 많은 곳이다. 또한 MJ 지점은 최근 아파트가 들어서이는 주거지역이다. 따라서 해안가에 위치하여 해륙풍의 영향을 받음에도 불구하고 자체 배출량의 영향으로 인해 기여율이 높게 나타났다고 사료된다(55~57%).

Table 15는 제주지역 $PM_{2.5}$ 농도에 대한 국내 남한 배출량의 기여도(%)를 각각 나타낸다(Fig. 25의 (c)의 4개 지점 ID, YD, SS, DH를 대상으로). ID와 YD 지점에서 약 43~45%, SS와 DH 지점에서 각각 약 41, 43%로 산출되었으며, 4지점 모두의 평균은 약 43%로 추정되었다. 특히 ID, YD 지점은 다른 지점에 비해 발달된 도심 및 주거지역이므로 국지적 배출에 의한 영향을 받아 다른 지역보다 기여율이 높게 나온 것으로 판단된다. 종합적으로 볼 때, 제주도는 지리적 특성상 중국의 풍하 측에 위치하기 때문에 대상지역 고농도 미세먼지($PM_{2.5}$)에 대한 배출량 기여도는 중국의 LRT 영향이 가장 탁월하였으며, 이는 국내 남한 배출량에 의한 기여도의 2배에 달하는 수준이었다. 여러 선행연구에서도 고농도 미세먼지 사례 시 중국의 오염원으로부터 장거리 수송으로 인해 국내 미세먼지 농도가 증가할 수 있다고 밝힌 바 있다(Oh et al., 2010; 송상근 등, 2014; Song et al., 2016).

본 연구에서 추정된 국내외(중국, 남한, 일본) 기여율을 모두 더하면 100%를 초과하는데 이는 CMAQ BFM 기법의 한계라 사료된다. 다시 말해, $PM_{2.5}$ 의 2차 유기 에어로졸 및 질산염과 같은 2차 대기오염물질은 다양한 배출원과 수송으로부터의 전구물질이 화학적으로 비선형 과정에 의해 생성되기 때문에, 오염원별 기여율 합이 차이가 발생한 것으로 추정된다. (Lee and Lee, 2015; Kim et al., 2017; 남기표 등, 2019; Bae et al., 2022).

Table 14. Contributions (%) of domestic emissions to PM_{2.5} concentrations at five air quality monitoring sites (SH, YH, JG, MP, and SP) in D4-1(SMA) during the high PM_{2.5} episode (March 24-26, 2018).

Site	Contribution of domestic emissions (Total - Case II)
SH	26.0 ± 11.3
YH	26.0 ± 10.1
JG	49.5 ± 9.8
MP	49.5 ± 10.9
SP	55.6 ± 8.1
All	41.3 ± 10.1
Sea areas (D4-1)	40.3 ± 11.7
Land areas (D4-1)	49.4 ± 11.9

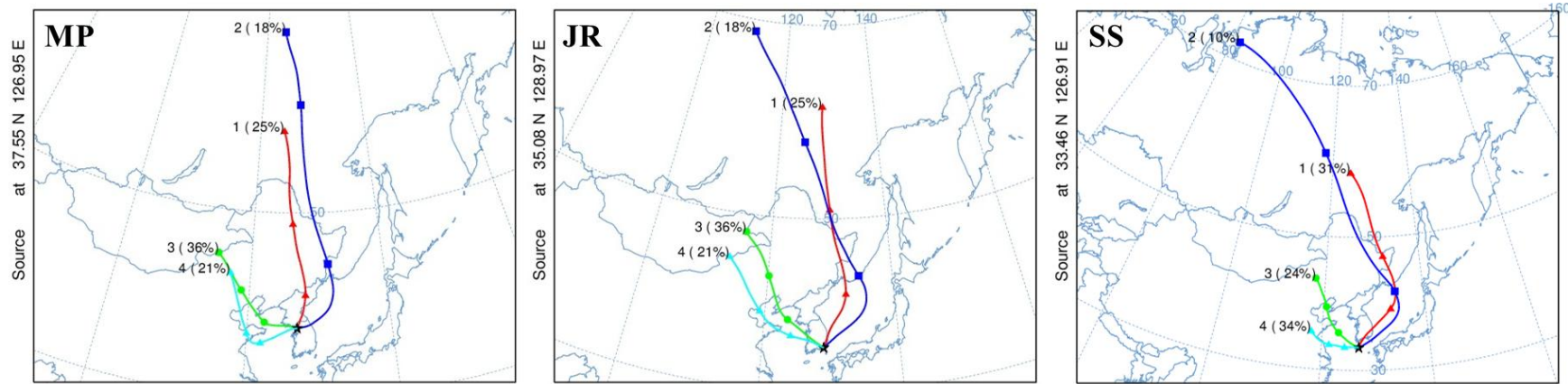
Table 15. Contributions (%) of domestic emissions to PM_{2.5} concentrations at five air quality monitoring sites (UN, DS, GB, MJ, and JR) in D4-2(BMA) during the high PM_{2.5} episode (March 24-26, 2018).

Site	Contribution of domestic emissions (Total - Case II)
UN	52.8 ± 17.5
DS	59.1 ± 12.7
GB	54.7 ± 19.4
MJ	57.3 ± 16.5
JR	55.4 ± 16.3
All	55.9 ± 16.5
Sea areas (D4-1)	50.3 ± 13.7
Land areas (D4-1)	54.2 ± 9.9

Table 16. Contributions (%) of domestic emissions to PM_{2.5} concentrations at four air quality monitoring sites (ID, YD, SS, and DH) in D4-3(Jeju Island) during the high PM_{2.5} episode (March 24-26, 2018).

Site	Contribution of domestic emissions (Total - Case II)
ID	45.3 ± 21.8
YD	43.3 ± 22.7
SS	41.2 ± 19.9
DH	42.8 ± 21.9
All	43.2 ± 21.6
Sea areas (D4-1)	22.2 ± 10.4
Land areas (D4-1)	41.4 ± 11.9

Fig. 26은 HYSPLIT 4 모델의 후방궤적 분석결과를 바탕으로 군집분석을 수행한 결과를 나타낸다. 모든 지점에서 4개의 군집으로 분류되었으며 군집별 경로도 유사하게 나타났다. 군집 1은 북만주 부근에서 수송된 기류가 한반도 또는 주변 지역을 걸쳐 유입되는 사례로 분류했으며 각각 25%, 25%, 31%를 나타냈다. 군집 2는 군집 1과 비슷한 패턴을 보였으며 18%, 18%, 10%였다. 반대로 군집 3과 군집 4는 중국 고 배출 지역인 화중지역에서 배출·경유된 대기오염물질들이 산둥반도를 걸쳐 한반도로 유입되는 사례로 분류하였다. 군집 3은 각각 36%, 36%, 24%이고 군집 4는 21%, 21%, 34%였다. 전반적으로 모든 지점에 대해 중국에서 배출된 오염물질들이 장거리 수송되어 각 지역으로 유입되는 사례가 많았고, 다음으로 국내 주변 지역을 걸쳐 유입되는 사례가 많았다. 한편, 일본에서 우리나라 대상지역(수도권, 부산권, 제주도)으로 유입되는 기류의 패턴은 거의 없었는데, 이것은 일본지역의 오염물질 배출량이 국내의 도시 및 배경 지역에 미치는 기여도가 미미하게 나타난 것과 관련지어 해석할 수 있다.



(a) MP (Mapo-gu)

(b) JR (Jangrim-dong)

(c) SS (Seongsan-eup)

Fig. 26. The 72-h backward trajectories (March 24-26, 2018) of air masses arriving at three air quality sites (MP, JR, and SS) at a height of 1,000 m. The percent of trajectories belonging to a particular wind sector are shown in parenthesis.

3.3. PM_{2.5} 농도에 대한 물리·화학적 공정 기여도 분석

본 연구에서는 분석기간(2018년 3월 20일~30일) 동안 도심(수도권, 부산권) 및 배경 지역(제주도)의 고농도 PM_{2.5}에 영향을 주는 환경적 원인(예, 배출량, 물리·화학적 공정)을 분석하기 위해 CMAQ 모델의 IPR 분석을 수행하였다. Fig. 27은 분석기간 동안 각 지역별 PM_{2.5} 생성에 대한 물리·화학적 과정의 기여도를 평균한 시계열을 나타낸다.

수도권 지역을 보면(Fig. 27(a)), 다른 지역과 달리 전반적으로 PM_{2.5}에 대한 기여도가 높게 모의되었는데 이는 인구밀집도에 의해 영향을 받은 것으로 사료된다. 한편, 3월 20일~21일에는 강수와 눈의 영향을 받아 PM_{2.5} 농도가 낮게 모의되었다. 이후 22일 오후에서 야간 사이에는 양의 CLDS과정이 농도 증가에 기여하는 모습을 보였다(약 500 $\mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$). 23일 새벽과 오전 사이에는 양의 HTRA·VTRA 및 AERO에 의해 PM_{2.5} 농도가 높았다가 낮아지는 경향을 보였다. 고농도 PM_{2.5} 사례일(3월 24일~26일)의 경우, 3월 24일 수도권 지역은 대부분 양의 VTRA, 24일 야간에서 25일 새벽사이 양의 HTRA에 의해 농도가 상승하였다. 이윽고 25일 대부분 양의 VTRA에 의한 영향이 지배적이었으며 오후 6시~8시에 영향이 가장 높은 기여가 나타났다(약 700 $\mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$). 26일 새벽에서 오전 사이에는 양의 VTRA 및 HTRA에 의해 농도가 상승하였으며, 오후에서 야간 사이에는 양의 CLDS 및 VTRA에 의해 PM_{2.5} 농도가 상승하다가 야간에 급격히 높아졌다. 양의 CLDS는 고농도 사례일 기간동안 수도권 지역에서 관측된 박무의 영향으로 사료된다.(참고문헌)

부산권 지역을 살펴보면(Fig. 27(b)), 전반적으로 HTRA·VTRA과정이 PM_{2.5} 농도 증가에 기여했다. 3월 22일 오후부터 23일 정오까지 양의 HTRA 및 VTRA 기여도가 높은 수준을 보였다(약 180 $\mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$). 고농도 사례일 기간을 살펴보면 24일 새벽에서 오전까지 양의 VTRA가 우세하였으나(약 400 $\mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$) 점차 HTRA의 기여도가 PM_{2.5} 생성의 주된 원인이었고, 정오에서 오후까지 양의 VTRA에 의해 PM_{2.5}가 생성되었다. 이윽고 야간에 양의 HTRA에 의해 급격히 농도가 상승이 되었으나 25일로 넘어가면서 다시 양의 VTRA에 의한 영향으로 바뀌었다. 25일 오전 양의 HTRA에 의해 PM_{2.5}가 형성되었으며 오후부터 야간사이 다시 양의 VTRA에 의해 PM_{2.5} 농도가 증가하였다. 또한 26일 새벽으로 넘어가면

서 HTRA의 기여도도 증가하여 PM_{2.5} 생성의 주된 원인이 되었다. 3월 26일은 전반적으로 양의 HTRA에 의해 PM_{2.5}가 생성되었으며 고농도 사례일 기간동안 AERO의 기여도도 무시 못할 수준이었다. 또한 3월 20일~22일을 보면 양의 EMIS에 의해 PM_{2.5}가 생성된 걸 알 수 있다. 이는 부산권 지역의 항만시설에 의한 영향으로 사료된다.

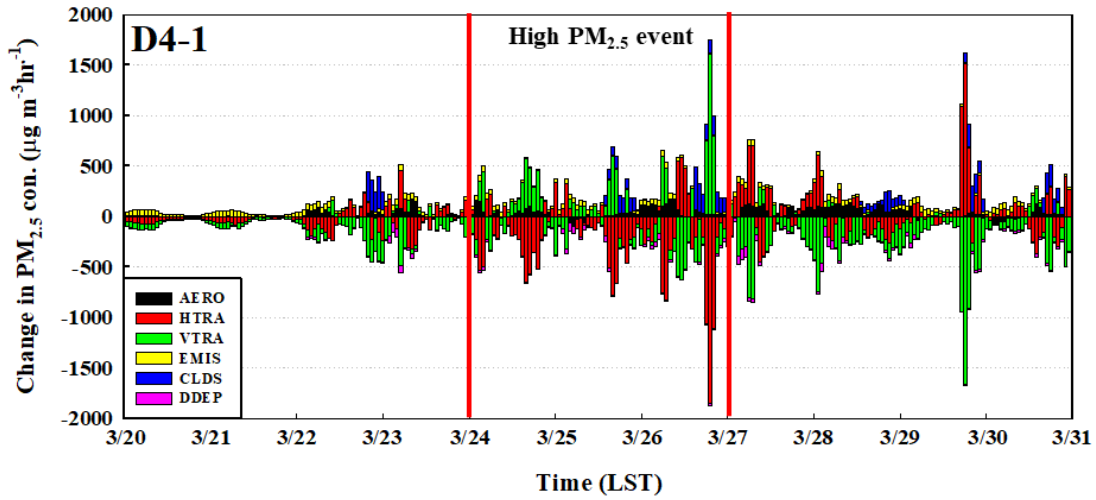
제주도 지역을 살펴보면(Fig. 27(c)), 수도권 지역에서처럼 제주시의 3월 20일~22일에는 강수가 관측되어 양의 구름생성 과정에 의한 영향이 높게 나타났다. 먼저 고농도 PM_{2.5} 사례일(3월 24일~26일)을 보면 3월 24일 새벽에서 오전사이 양의 VTRA에 의해 PM_{2.5} 농도가 증가하였고, 오후에서 야간 사이에 양의 HTRA 및 AERO에 의해 PM_{2.5} 농도가 증가하는 모습을 보였다(약 100 $\mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$). 이후 25일 새벽~오전 사이 양의 VTRA에 의한 영향이 지배적으로 나타났으며, 오후에 다소 감소하다가 야간부터 26일 새벽까지 양의 HTRA에 의해 농도가 상승하다 오후에 감소하고 26일 야간에 양의 HTRA에 의해 농도가 상승하였다. 또한 고농도 사례일 기간 동안 AERO 기여도도 무시하지 못할 수준이었다. 종합해보면, 고농도 기간(3월 24일~26일)의 PM_{2.5}의 생성원인은 HTRA·VTRA 및 AERO에 의한 영향이 지배적으로 나타났다. 즉, 제주도 지역의 고농도 PM_{2.5}는 중국 등 외부로부터 오염물질의 수평 및 연직 수송과정을 거쳐 주로 생성되며, 또한 이 지역에서 자체 배출오염물질의 에어로졸 생성과정에 의한 영향이 더해져 고농도 현상이 나타난 것으로 판단된다.

Table 16은 각 지역별(수도권, 부산권, 제주도) 고농도 사례일(3월 24일~26일)과 비고농도 사례일(3월 20일~23일, 3월 27일~31일)의 발생과정별 기여도 평균을 나타낸다. 먼저 수도권 지역을 살펴보면, 고농도 사례일의 경우 평균 에어로졸 생성(AERO) 기여도는 27.8 $\mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$ 로서 비고농도 사례(14.0 $\mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$)보다 약 2배 높게 나타났다. 또한 고농도 사례에 대해 HTRA 및 VTRA 기여도는 전반적으로 낮은 수치를 보여 PM_{2.5} 형성의 주된 원인이 아니었다. 반대로 EMIS 기여도는 두 사례에 대해 비슷한 값을 보였으며 이는 수도권 지역과 높은 인구 밀집도로 인한 자체 배출량의 영향으로 판단된다. 또한 CLDS 기여도도 비슷한 양상을 보였는데 이는 앞서 말한 듯이 수도권에서 관측된 강수 및 눈, 박무의 영향으로 사료된다. 아울러 DDEP의 기여도는 모든 지점에서 낮은 수치를 보여

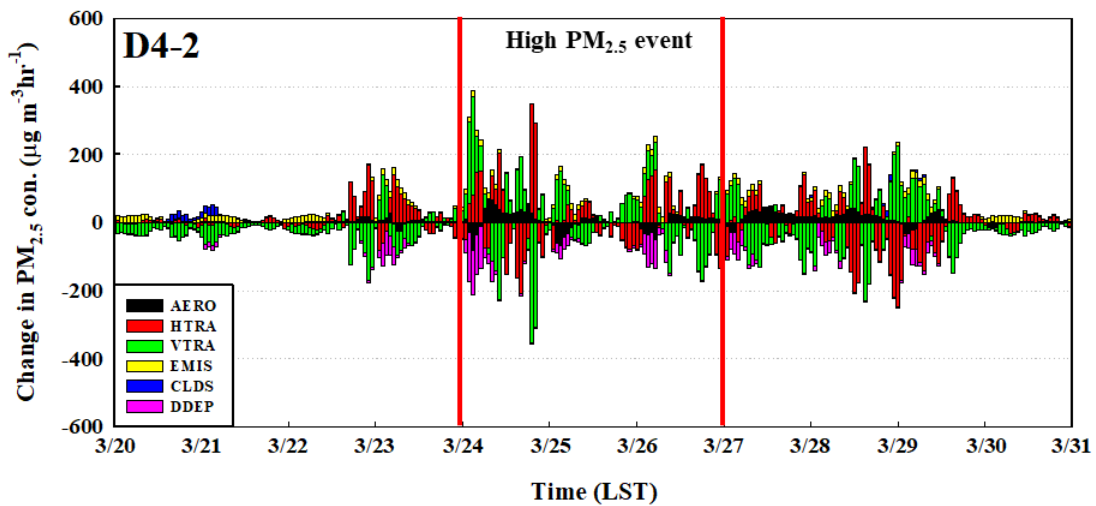
PM_{2.5} 생성 과정에 영향을 미치지 못하였다. 즉, 수도권 지역은 HTRA 및 VTRA의 영향도 우세하나 지역 자체 배출량의 영향도 상대적으로 많이 받아 고농도 PM_{2.5} 현상이 나타났다고 볼 수 있다.

다음으로 부산권 지역(D4-2) 사례별 특성을 보면 고농도 사례일의 경우 평균 에어로졸 생성(AERO) 기여도는 약 $5.0 \mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$, 비고농도 사례($6.1 \mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$)와 비슷한 수준이었다. 그러나 고농도 사례에 대해 HTRA 기여도는 약 $14 \mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$, 비고농도 사례($0 \mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$)와 다른 수치를 보였다. 또한 VTRA도 비슷한 양상을 보였다(고농도 사례 평균 기여도 : $2.0 \mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$, 비고농도 사례 평균 기여도 : $-15 \mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$). EMIS 기여도는 분석기간(3월 20일~31일) 동안 양의 값을 보였으며(고농도 사례 평균 기여도 : $8.3 \mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$, 비고농도 사례 평균 기여도 : $9.2 \mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$) 평균 CLDS 및 DDEP의 기여도는 전반적으로 낮은 수치를 보여 PM_{2.5} 생성 과정에 크게 영향을 미치지 못하였다. 즉, 부산권 지역은 산으로 둘러싸인 지리적 특성으로 인하여 외부에서 유입된 대기오염물질이 정체됨과 동시에 항만시설에서 나오는 자체 배출량이 복합적으로 더해져 고농도 PM_{2.5} 현상이 나타났다고 볼 수 있다.

다음으로 제주도 지역(D4-3) 사례별 특성을 보면 고농도 사례일의 경우 평균 에어로졸 생성(AERO) 기여도는 $35.6 \mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$ 로서 비고농도 사례($11.3 \mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$)보다 약 3배 높게 나타났다. 또한 고농도 사례에 대해 VTRA 기여도는 모든 지점에서 낮은 수치를 보였다. EMIS 기여도는 분석기간(3월 20일~31일) 동안 양의 값을 보였으며(고농도 사례 평균 기여도 : $7.0 \mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$, 비고농도 사례 평균 기여도 : $7.7 \mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$). 또한 평균 CLDS의 기여도는 고농도 사례(약 $0.3 \mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$)보다 비고농도 사례(약 $9.0 \mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$)로 낮은 수치를 보였는데, 이는 앞서 언급한 듯이 비고농도 사례일에 강수의 영향을 받은 것으로 판단된다. 이외에도 DDEP의 기여도는 낮은 수치를 보여 PM_{2.5} 생성 과정에 영향을 미치지 못하였다. 종합적으로, 제주도 지역의 고농도 PM_{2.5} 현상은 Fig. 28의 시계열 그림과 유사하게 외부로부터의 수평수송에 의한 기여도가 크게 나타났다. 이에 대한 정확한 원인 규명은 추후 상세 연구를 수행해야 알 수 있겠지만, 제주도 가운데 위치한 한라산(1950 m)으로 인해 오염물질의 수평수송이 일부 방해를 받아서 그 지역 자체 배출에 의한 생성과정이 상대적으로 크게 기여한 것으로 추정된다.

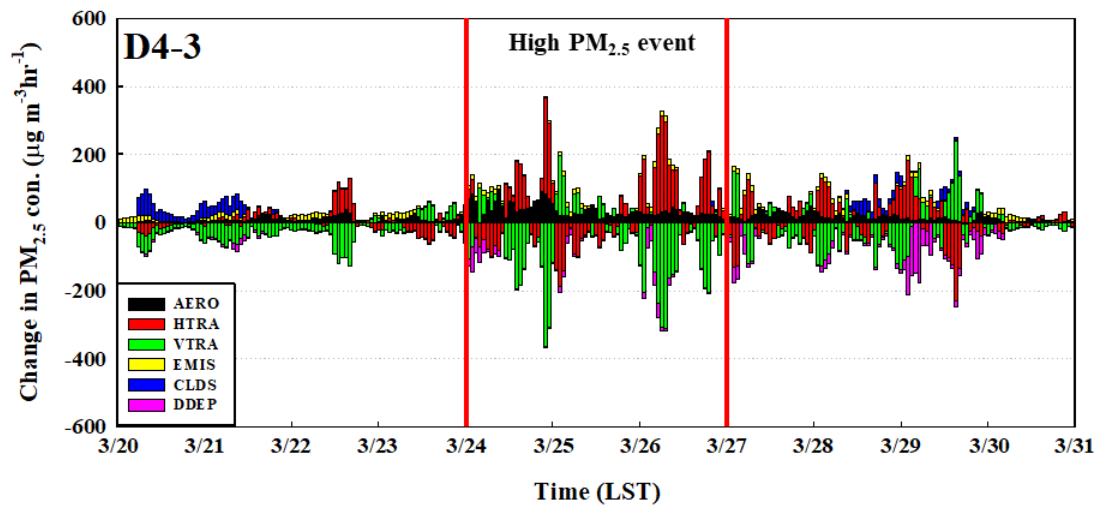


(a)



(b)

Fig. 27. Temporal changes in mean $PM_{2.5}$ concentrations ($\mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$) from various physical and chemical processes at air quality sites in the 1-km model domains (a) D4-1(SMA) (b) D4-2(BMA), and (c) D4-3(Jeju Island) during the study period. The processes include aerosol process (AERO), horizontal advection/diffusion (HTRA), vertical advection/diffusion (VTRA), primary emission (EMIS), cloud process (CLDS), and dry deposition (DDEP).



(c)

Fig. 27. (Continued).

Table 17. Comparison of the integrated process rate (IPR) ($\mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$) for $\text{PM}_{2.5}$ in three domains (D4-1, D4-2, and D4-3) during the high $\text{PM}_{2.5}$ event (March 24-26, 2018) and non-event (March 20-23 and 27-30, 2018). The IPR processes include aerosol process (AERO), horizontal advection/diffusion (HTRA), vertical advection/diffusion (VTRA), primary emission (EMIS), cloud process (CLDS), and dry deposition (DDEP).

Content		AERO	HTRA	VTRA	EMIS	CLDS	DDEP
D4-1	High $\text{PM}_{2.5}$ event	27.8	-83	-3	17.1	16.0	-13.0
	Non-event	14.0	-2	-64	18.2	14.5	-12.5
D4-2	High $\text{PM}_{2.5}$ event	5.0	14	2	8.3	0	-18.9
	Non-event	6.1	0	-15	9.2	1.9	-7.0
D4-3	High $\text{PM}_{2.5}$ event	35.6	22	-54	7.0	0.3	-10.1
	Non-event	11.3	0	-17	7.7	8.8	-10.2

4. 요약 및 결론

본 연구에서는 최근 5년간(2016~2020년) 전국적으로 관측된 연무 사례 중 고농도가 3일 이상 오래 지속된 2018년 3월을 대상으로 우리나라 도시(수도권, 부산권) 및 배경 지역(제주도)의 기상 및 PM_{2.5} 농도 특성을 분석하였다. 또한 국내의 배출량 변화에 따른 기여도와 PM_{2.5} 생성에 대한 물리·화학적 공정 기여도를 평가하였다. 아울러 고농도 사례일에 대해 각 지역의 오염물질의 기원과 기류 패턴 분석을 수행하였다.

분석 기간의 고농도 PM_{2.5} 사례에 대한 특성 분석을 위해 3차원 광화학 수송 모델인 CMAQ을 이용한 대기질 수치모의를 실시하였다. 수도권 지역의 PM_{2.5} 농도는 고농도 사례기간(2018년 3월 24일~26일) 동안 PM_{2.5} 관측 농도는 평균 77 $\mu\text{g m}^{-3}$ 로 비고농도 사례(3월 20일~23일, 3월 27일~30일)의 평균 농도(32 $\mu\text{g m}^{-3}$) 보다 약 2.4배 정도 높게 나타났다. 부산권 지역의 PM_{2.5} 농도는 고농도 사례기간 동안 PM_{2.5} 관측 농도는 평균 55 $\mu\text{g m}^{-3}$ 로 비고농도 사례의 평균 농도(26 $\mu\text{g m}^{-3}$) 보다 약 2.1배 정도 높게 나타났으며, 제주도 지역은 고농도 사례기간 동안 평균 59 $\mu\text{g m}^{-3}$ 로 비고농도 사례의 평균 농도(23 $\mu\text{g m}^{-3}$) 보다 약 2.6배 정도 높게 나타났다. 모델을 통한 수치모의 결과에서 대부분 지역의 PM_{2.5} 농도는 관측값과 매우 비슷한 변화 경향을 보였으나, 수도권 지역의 일부 고농도 사례기간에 대한 PM_{2.5} 농도 모의는 주로 배출량 자료의 불확실성 등으로 모의 정확도가 다소 떨어진 것으로 사료된다.

CMAQ BFM 기법을 통해 각지역 고농도 PM_{2.5}에 대한 국내의 배출량의 기여도를 분석한 결과, 수도권 지역은 중국 LRT의 기여도가 평균 약 72% (70~76%)로 가장 크게 산출되었으며, 국내 남한 배출량에 의한 기여도는 약 41% (26~56%)로 나타났다. 부산권 지역은 중국 LRT의 기여도가 평균 약 71% (68~74%)로 가장 크게 산출되었으며, 국내 남한 배출량에 의한 기여도는 약 56% (53~60%)로 앞선 서울지역보다 높게 나타났다. 마지막으로 제주도 지역은 중국 LRT의 기여도가 평균 약 85% (81~89%)로 가장 크게 산출되었으며, 국내 남한 배출

량에 의한 기여도는 약 43% (41~45%)로 나타났다. 한편, 모든 지역에서 일본 배출량에 의한 기여도는 매우 미미하게($\leq 1\%$) 나타났다. 이는 우리나라가 중국의 풍하측 및 편서풍 지대에 위치해 지리적 특성의 영향을 크게 받은 것으로 사료된다.

고농도 $PM_{2.5}$ 사례시 각 지역별 오염물질의 기원과 군집분석 결과 총 4개의 군집으로 나누어졌으며 대부분 중국에서 배출된 오염물질들이 장거리 수송되어 유입되는 사례가 우세했다. 아울러 IPR을 이용한 과정분석 결과 전반적으로 고농도 $PM_{2.5}$ 사례일 동안 수평 수송 및 연직 수송 과정, 에어로졸 과정에 의해 큰 영향을 받아 높은 농도가 생성되었으며, 다른 과정들은 상대적으로 낮은 수치를 보여 $PM_{2.5}$ 의 생성과정에 큰 영향을 미치지 못하는 것으로 추정되었다.

위의 결과에서 우리나라 고농도 미세먼지 현상의($PM_{2.5}$) 발생과 관련하여 도심 및 배경 지역의 $PM_{2.5}$ 농도 특성과 국내외 배출량 변화에 따른 기여도를 분석하였고, $PM_{2.5}$ 생성에 대한 물리·화학적 공정의 상대적 기여도와 군집분석을 통해 각 지역별 오염물질의 기원과 기류패턴을 파악하였다. 연구에서의 기상-대기질 모델링 시스템을 통한 기여도 평가는 국내외 오염물질의 배출량과 농도와의 비선형 관계(BFM 기법의 단점), 배출량 입력 자료(해양기원 에어로졸 등)의 한계 등으로 인해 배출량에 의한 기여도는 어느 정도 오차 또는 불확실성이 나타났다. 향후 이러한 한계점을 보완하여 대상지역의 $PM_{2.5}$ 특성과 고농도 원인을 보다 정확하게 분석하기 위해서는 에어로졸 화학성분(2차 유기 및 무기 성분 등) 및 연직분포 자료의 확보와 함께 배출량과 $PM_{2.5}$ 농도와의 관계, 배출량 조절을 통한 민감도 분석 연구 등 추가적인 연구가 필요하다고 사료된다. 본 연구는 우리나라의 도시 및 배경지역인 수도권, 부산권, 제주도 지역의 대기질 연구에 있어 자체 기여요인과 외부 요인을 물리기상학 및 화학적으로 구분하고 그 특성을 이해하는데 충분한 기초 자료가 될 것으로 사료된다.

참 고 문 헌

- 강동근, 김선태, 김정욱, 1993, 동북아시아 대기오염물질의 장거리 이동에 관한 연구. 한국대기보전학회지, 9(4), 329-339.
- 강윤희, 김은혜, 유승희, 배민아, 손규원, 김병욱, 김현철, 김순태, 2020, CMAQ 모델을 이용한 2016년 국가배출목록 기반 배출부문별 광역 지자체 PM_{2.5} 농도 영향, 한국대기환경학회지, 37(1), 17-44.
- 강윤희, 유승희, 김은혜, 배민아, 손규원, 김순태, 2021, 2016년 국가배출목록 기반 기초 지자체별 초미세먼지 기여도 분석: (VIII) 부산, 경남. 한국대기환경학회지, 37(6), 871-890.
- 김유근, 박상현, 강재은, 송상근, 2010, MM5-CMAQ 모델 시스템을 이용한 양산 지역 봄, 여름 고농도 오존일의 발생 과정별 기여도 평가. 한국환경과학회지, 19(3), 269-279.
- 남기표, 이한솔, 이진주, 박현주, 최진영, 이대균, 2019, Brute-Force Method를 이용한 국내외 PM_{2.5} 기여도 산정 방법에 대한 고찰. 한국대기환경학회지, 35(1), 86-96.
- 문한솔, 송봉근, 성경호, 김태형, 박경훈, 2020, GIS 공간내삽법을 활용한 PM_{2.5} 분포 특성 분석 - 창원시 도시지역을 대상으로. 한국지리정보학회지, 23(2), 1-20
- 박재형, 전원배, 문정혁, 김동진, 2021, 국내 오존 모의 농도에 대한 해양 배출량의 영향 정량 분석. 한국환경과학회지, 30(5), 413-424.
- 백주열, 송상근, 한승범, 조성빈, 2022, 2018년 봄철 제주지역 고농도 PM_{2.5}에 대한 배출량 및 물리·화학적 공정 기여도 분석. 한국환경과학회지, 31(7), 637-652.
- 송봉근, 박경훈, 2013, 도시지역의 바람길 조성을 위한 야간시간대의 공기순환성 평가. 한국지리정보학회지, 16(2), 16-29.
- 송상근, 김유근, 강재은, 2009, 2006년 봄, 여름철 대기오염물질 집중측정을 통한 도시 계곡지역의 오존농도 특성 분석. 한국대기환경학회지, 25(4),

289-303.

- 송상근, 한승범, 김석우, 2014, 최근 (2010~2012년) 제주지역 대기환경 변화에 관한 기상특성분석. 한국대기환경학회지, 23(11), 1889-1907.
- 이진숙, 이충대, 권문주, 2020, 화물선박의 오염 기여도 산정을 위한 BFM 적용 시 배출량 삭감량에 따른 불확도 분석. 한국대기환경학회지, 36(6), 757-773.
- 이진숙, 최상인, 이충대, 방기인, 권문주, 동종인, 2020, 화물선박 오염원의 PM_{2.5} 배출량에 대한 시간해상도 개선 및 CMAQ 모델에의 적용 연구. 한국대기환경학회지, 36(1), 93-107.
- 이보람, 2012, 김해지역 고농도 PM₁₀에 영향을 미치는 기상학적 특성 분석. 인제대학교, 석사학위 논문, 8.
- 정여민, 이화운, 이순환, 최현정, 전원배, 2010, 기후변화에 따른 기온상승이 한반도 동남지역 국지 기상장과 오존 분포에 미치는 영향에 관한 수치모의. 한국환경과학회지, 19(12), 1431-1445.
- 조성빈, 송상근, 문수환, 2021, 2019년 수도권 연무사례시 기상모델의 분석 넷징 자료동화가 PM_{2.5} 농도 모의에 미치는 효과. 한국대기환경학회지, 37(2), 231-247
- 조효정, 정장표, 장영환, 이승훈, 2005, 부산광역시 오존농도의 시·공간적 특성, 대기환경공학회 추계학술연구발표회, 368-375.
- 한승범, 송상근, 문수환, 2022, 2019년 서울지역 고농도 PM_{2.5} 사례의 농도 특성 및 물리·화학적 생성 기여도 분석. 한국대기환경학회지, 38(2), 220-236.
- Akimoto, H., Mukai, H., Nishikawa, M., Murano, K., Hatakeyama, S., Liu, C. M., Buhr, M, Hsu, K. J., Jaffe, D. A., Zhang, L., Honrath, R., Merrill, J. T., Newell, R. E. (1996). Long range transport of ozone in the East Asian pacific rim region, Journal of Geophysical Research Atmospheres, 101(D1), 1999-2010.
- Amil, N., Latif, M. T., Khan, M. F., Mohamad, M. (2016). Seasonal variability of PM_{2.5} composition and sources in the Klang Valley urban-industrial environment, Atmospheric Chemistry Physics, 16(8), 5357-5381.

- Bae, C. H., Kim, B. U., Kim, H. C., Kim, S. T. (2018). Quantitative assessment on contributions of foreign NO_x and VOC emission to ozone concentrations over Gwangyang Bay with CMAQ-HDDM simulations, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 34, 708-726.
- Bae, M. A., Kim, B. U., Kim, H. C., Woo, J. H., Kim, S. T. (2022). An observation-based adjustment method of regional contribution estimation from upwind emissions to downwind PM_{2.5} concentrations, *Environment International*, 163, 107214.
- 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.
- Byun, D. W., Ching, J. K. 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.
- Carmichael, G. R., Calori, G., Hayami, H., Uno, I., Cho, S. Y., Engardt, M., Amann, M. (2002). The MICS-Asia study: model intercomparison of long-range transport and sulfur deposition in East Asia. *Atmospheric Environment*, 36(2), 175-199.
- Ching, J., Byun, D., (1999). Introduction to the Models-3 framework and the Community Multiscale Air Quality model (CMAQ). Science Algorithms of the EPA Models-3 Community Multiscale Air Quality (CMAQ) Modeling System.
- Di, Q., Wang, Y., Zanobetti, A., Wang, Y., Koutrakis, P., Choirat, C., Dominici, F., Schwartz, J. D. (2017). Air pollution and mortality in the medicare population, *New England Journal of Medicine*, 376(26), 2513-2522.
- Draxler, R. R., Hess, G. D. (1998). An overview of the HYSPLIT4 modelling system for trajectories. *Australian meteorological magazine*, 47(4), 295-308.
- Draxler, R. R., Stunder, B., Rolph, G., Stein, A., Taylor, A. (1999). HYSPLIT4

- Users's Guide (p.35). US Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, Environmental Research Laboratories, Air Resources Laboratory.
- Dudhia, J. (1989). Numerical study of convection observed during the winter monsoon experiment using a mesoscale two-dimensional model, *Journal of the Atmospheric Sciences*, 46, 3077-3107.
- Dudhia, J. (1996). A multi-layer soil temperature model for MM5, The Sixth PSU/NCAR mesoscale model users Workshop, Boulder, CO, USA: National Center for Atmospheric Research, 22-24.
- Gipson, G. L., Young, J. (1999). Process analysis. Science Algorithms of the EPA Models-3 Community Multiscale Air Quality (CMAQ) Modeling System.
- 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*, 6(11), 3181-3210.
- Han, S. B., Song, S. K., Shon, Z. H., Kang, Y. H., Bang, J. H., Oh, I. (2021). Comprehensive study of a long-lasting severe haze in Seoul megacity and its impacts on fine particulate matter and health. *Chemosphere*, 268, 129369.
- Hong, S. Y., Dudhia, J., Chen, S. H. (2004). A revised approach to ice microphysical processes for the bulk parameterization of clouds and precipitation. *Monthly weather review*, 132(1), 103-120.
- 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.
- Iacono, M. J., Delamere, J. S., Mlawer, E. J., Shephard, M. W., Clough, S. A., Collins, W. D. (2008). Radiative forcing by long lived greenhouse gases: Calculations with the AER radiative transfer models. *Journal of*

- Geophysical Research: Atmospheres, 113(D13).
- Jerzy, B. (1999). Computing source-receptor matrices with the EMEP eulerian acid deposition model, Oslo, Norway: Norwegian Meteorological Institute.
- Kain, J. S. (2004). The Kain - Fritsch convective parameterization: an update. *Journal of applied meteorology*, 43(1), 170-181.
- Kajino, M., Ueda, H., Sato, K., Sakurai, T. (2011). Spatial distribution of the source-receptor relationship of sulfur in Northeast Asia, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 11(13), 6475-6491.
- Kim, S. T., Bae, C. H., Kim, B. U., Kim, H. C. (2017). 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.
- Koo, Y. S., Kim, S. T., Yun, H. Y., Han, J. S., Lee, J. Y., Kim, K. H., Jeon, E. C. (2008). The Simulation of Aerosol Transport over East Asia Region, *Atmospheric Research*, 90(2-4), 264-271.
- Korean Ministry of Environment. (2015). Annual report of ambient air quality in Korea 2002-2015, Korea.
- Lee, J. S., Choi, S. I., Lee, C. D., Bang, K. I., Kwon, M. J., Dong, J. I. (2020a). A study on the improvement of temporal resolution and application of CMAQ simulations for quantitative assessment on source contribution of emissions from cargo ships focused on PM_{2.5}, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 36(1), 93-107.
- Lee, J. S., Lee, C. D., Kwon, M. J., 2020b, A study of uncertainty on BFM method with variations in reduction of emissions to estimate source contributions of cargo ships, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 36(6), 757-773.
- Lee, S. H., Lee, K. Y. (2015). Evaluation of contribution rate of PM concentrations for regional emission inventories in Korean peninsula

- using brute-force sensitivity analysis, *Journal of Environmental Science International*, 24(11), 1525-1540.
- Lim, K. S. S., Hong, S. Y. (2010). Development of an effective double-moment cloud microphysics scheme with prognostic cloud condensation Nuclei (CCN) for weather and climate models, *Monthly Weather Review*, 138, 1587-1612.
- Lin, M., Oki, T., Bengtsson, M., Kanae, S., Holloway, T., Streets, D. G. (2008). Long-range transport of acidifying substances in East Asia-part II: source-receptor relationships, *Atmospheric Environment*, 42(24), 5956-5967.
- Ma, J., Chu, B., Liu, J., Liu, Y., Zhang, H., He, H. (2018). NO_x promotion of SO₂ conversion to sulfate: an important mechanism for the occurrence of heavy haze during winter in Beijing, *Environmental Pollution*, 233, 662-669.
- Milbrandt, J. A., Yau, M. K. (2005). A multimoment bulk microphysics parameterization. Part II: A proposed three-moment closure and scheme description. *Journal of Atmospheric Sciences*, 62(9), 3065-3081.
- 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*, 102(D14), 16,663-16,682.
- Monin, A. S., Obukhov, A. M. (1954). Basic laws of turbulent mixing in the surface layer of the atmosphere. *Contributions to Geophysical institute Academy of Sciences. USSR*, 151(163), e187.
- Moon, K. J., Park, S. M., Park, J. S., Song, I. H., Jang, S. K., Kim, J. C., Lee, S. J. (2011). Chemical Characteristics and Source Apportionment of PM_{2.5} in Seoul Metropolitan Area in 2010. *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 27(6), 711-722.
- NIER, (2016). A study of accuracy improvement of numerical air quality

forecasting model (III).

- NIER. (2018). 2015 National Air pollutants Emission, NIER NAPES, pp. 7-19.
- Oh, I. B., Kim, Y. K., Hwang, M. K., Kim, C. H., Kim, S. T., Song, S. K. (2010). Elevated ozone layers over the Seoul metropolitan region in Korea: evidence for long-range ozone transport from Eastern China and its contribution to surface concentrations, *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 49(2), 203-220.
- Pochanart, P., Akimoto, H., Kinjo, Y., Tanimoto, H. (2002). Surface ozone at four remote island sites and the preliminary assessment of the exceedances of its critical level in Japan, *Atmospheric Environment*, 36(26), 4235-4250.
- Pochanart, P., Hirokawa, J., Kajii, Y., Akimoto, H., Nakao, M. (1999). Influence of regional-scale anthropogenic activity in Northeast Asia on seasonal variations of surface ozone and carbon monoxide observed at Oki, Japan. *Journal of Geophysical Research*, 104(D3), 3621-3631.
- Skamarock, W. C., Klemp, J. B. (2008). A time-split nonhydrostatic atmospheric model for weather research and forecasting applications. *Journal of computational physics*, 227(7), 3465-3485.
- Song, J. M., Bu, J. O., Yang, S. H., Lee, J. Y., Kim, W. H., Kang, C. H. (2016). Influences of Asian dust, haze, and mist events on chemical compositions of fine particulate matters at Gosan site, Jeju island in 2014, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 32(1), 67-81.
- Song, S. K., Shon, Z. H., Kang, Y. H., Kim, K. H., Han, S. B., Kang, M., Bang, J. H., Oh, I. (2019a). Source apportionment of VOCs and their impact on air quality and health in the megacity of Seoul, *Environmental Pollution*, 247, 763-774.
- Song, S. K., Shon, Z. H., Choi, Y. N., Son, Y., Kang, M., Han, S. B., Bae, M. S. (2019b). Global trend analysis in primary and secondary production

- of marine aerosol and aerosol optical depth during 2000-2015, *Chemosphere*, 224, 417-427.
- Song, S. K., Shon, Z. H., Bae, M. S., Cho, S. B., Moon, S. H., Kim, H. S., Son, Y. B., Lee, C. (2022a). Effects of natural and anthropogenic emissions on the composition and toxicity of aerosols in the marine atmosphere, *Science of The Total Environment*, 806, 150928.
- Song, S. K., Shon, Z. H., Moon, S. H., Lee, T. H., Kim, H. S., Kang, S. H., Park, G. H., Yoo, E. C. (2022b). Impact of International Maritime Organization 2020 sulfur content regulations on port air quality at international hub port, *Journal of Cleaner Production*, 347, 131298.
- Stockwell, W. R., Middleton, P., Chang, J. S., Tang, X., (1990). The second generation regional acid deposition model chemical mechanism for regional air quality modeling. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 95(D10), 16343-16367.
- Tan, T., Hu, M., Li, M., Guo, Q., Wu, Y., Fang, X., Gu, F., Wang, Y., Wu, Z. (2018). New insight into PM_{2.5} pollution patterns in Beijing based on one-year measurement of chemical compositions, *Sci. Total Environ*, 621, 734-743.
- U.S. EPA. (1996). Air quality criteria for particulate matter, Office of Research and Development, EPA/600/P-95/001bF.
- U.S. EPA. (1999). Science Algorithms of the EPA Models 3 Community Multiscale Air Quality (CMAQ) Modeling System.
- USGS. (2008). Global land cover characteristics data base version 2.0 users guide. US. Geological Survey (http://edc2.usgs.gov/glcc/globdoc2_0.php)
- Whitten, G. Z., Heo, G., Kimura, Y., McDonald-Buller, E., Allen, D. T., Carter, W. P. L., Yarwood, G. (2010). A new condensed toluene mechanism for carbon bond: CB05-TU. *Atmosphere Environment*, 44, 5346-5355.
- WRF-ARW V3: User's Guide (2017).

- Xie, J., Zhu, J., Li, Y. (2008). Assessment and inter-comparison of five high-resolution sea surface temperature products in the shelf and coastal seas around China, *Continental Shelf Research*, 28(10-11), 1286-1293.
- Yang, F., Tan, J., Zhao, Q., Du, Z., He, K., Ma, Y., Duan, F., Chen, G., Zhao, Q. (2011). Characteristics of PM_{2.5} speciation in representative megacities and across China, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 11(11), 5207-5219.
- Yarwood, G., Rao, S., Yocke, M. A., Whitten, G. Z. (2005). Updates to the carbon bond chemical mechanism: CB05. Final report to the US EPA (http://www.camx.com/publ/pdfs/cb05_final_report_120805.pdf)

Contributions of domestic and foreign emissions to high PM_{2.5} concentrations in urban and background areas in Korea

Joo-Yeol Baek

Department of Earth and Marine Sciences, Graduate School, Jeju National University, Jeju, Korea

Abstract

In this study, the contributions of emissions (foreign and domestic) and atmospheric physical and chemical processes to PM_{2.5} concentrations were evaluated during a high PM_{2.5} episode (March 24-26, 2018) observed on Korea in the spring of 2018. These analyses were performed using the community multi-scale air quality (CMAQ) modeling system with the brute-force method and the integrated process rate (IPR) analysis, respectively. The contributions of long-range transport (LRT) from China (70-76%) for SMA (Seoul Metropolitan Area) were significantly larger than those (26-56%) of domestic

emissions in South Korea. The contributions of LRT from China (68-74%) for Busan Island were significantly larger than those (53-60%) of domestic emissions in South Korea. The contributions of LRT from China (81-89%) for Jeju Island were significantly larger than those (41-45%) of domestic emissions in South Korea.

The substantial contribution of LRT of SMA was confirmed in conjunction with the air mass trajectory analysis, indicating that the frequency of airflow from China (57% of all trajectories) was higher than from other regions (e.g., South Korea) larger than those (41-45%) of domestic emissions in South Korea. The substantial contribution of LRT of BMA (Busan Metropolitan Area) was also confirmed in conjunction with the air mass trajectory analysis, indicating that the frequency of airflow from China (57% of all trajectories) was higher than from other regions. The large contribution of LRT was also confirmed in conjunction with the air mass trajectory analysis in Jeju region, indicating that the frequency of airflow from China (58% of all trajectories) was higher than those (31%) of other regions. These results imply that Chinese emissions have a stronger impact than domestic emissions on the high $PM_{2.5}$ concentrations in the study area. From the IPR analysis, the contribution of horizontal transport, aerosol process and vertical transport to $PM_{2.5}$ concentrations were dominant in most of the areas of urban and background areas during the high $PM_{2.5}$ episode.