



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

남한지역 biomass burning의
장기변화 분석 및 대형 산불이
에어로졸과 구름응결핵에 미치는
영향 연구

宣 大 弦

濟州大學校 大學院

地球海洋融合學部 地球海洋專攻

2024年 2月



남한지역 biomass burning의
장기변화 분석 및 대형 산불이
에어로졸과 구름응결핵에 미치는
영향 연구

이 논문을 이학 석사 학위논문으로 제출함

선 대 현

제주대학교 대학원

지구해양융합학부 지구해양전공

지도교수 송 상 근

선대현의 이학 석사 학위논문을 인준함

2023년 12월

심사위원장

문 재 홍



위 원

송 상 근



위 원

김 태 균



목 차

List of Tables	ii
List of Figures	iii
요약	1
제 1 장 서 론	3
제 2 장 자료 및 방법	6
2.1. 대상지역, 자료 및 방법	6
2.2. 모델 구성 및 입력자료	9
2.2.1. 기상 모델	9
2.2.1. 대기질 모델	14
2.3. Biomass burning 배출량 산출	18
2.4. 구름응결핵 수농도 산출	21
제 3 장 결과 및 고찰	22
3.1. Biomass burning과 배출량의 장기변화 추세 분석	22
3.2. Biomass burning (산불)이 에어로졸에 미치는 영향	28
3.2.1. 시계열 및 공간분포 분석	28
3.2.2. 연직분포 분석	38
3.3. Biomass burning (산불)이 구름응결핵과 강수에 미치는 영향	41
제 4 장 요약 및 결론	48
참 고 문 헌	50
Abstract	61

List of Tables

Table 1. Details of the grids and physical options used in the WRF model.	13
Table 2. Details of grids and physical options used in the CMAQ model.	17
Table 3. Experimental designs for different emission conditions.	17
Table 4. Statistical evaluation of the meteorological variables (air temperature, relative humidity, and wind speed) and air quality (PM ₁₀ and PM _{2.5}) between the observed and model-simulated values for Total case. The results were compared at several monitoring sites (12 sites for meteorological variables and 12 sites for air quality, as shown in Fig. 2) during the entire study period (February 27–March 18, 2022).	35

List of Figures

Fig. 1. Flow chart of WRF-ARW modeling system (ARW, 2017).	10
Fig. 2. Nested model domains for WRF (solid frame) and CMAQ (dotted frame) simulations and the geographical locations of 12 sites for air quality (triangles), 12 sites for meteorological variables (circles), and the fire hotspot (red star). A-B (black dotted) in D3 indicates the vertical cross-sectional line (Sun et al., 2023).	11
Fig. 3. Flow chart of CMAQ modeling system.	16
Fig. 4. Spatial distributions of anthropogenic emissions of CO and PM _{2.5} (kg day ⁻¹) in the 3 km model domain (D3).	19
Fig. 5. Spatial distributions of FINN biomass burning emissions of CO and PM _{2.5} (kg day ⁻¹) in the 3 km model domain (D3).	20
Fig. 6. Annual trends in occurrence frequency (red line), occurrence day (blue line), and total burned area (gray bar) of (a) biomass burning (BB) provided by the FINN inventory and (b) wildfires provided by KOSIS and NIFoS over South Korea during 2002–2021. Dashed lines indicate the slopes of long-term trend for occurrence frequency, occurrence day, and total burned area, respectively.	24
Fig. 7. Yearly variations in annual accumulated precipitation over South Korea during 2002–2021.	25
Fig. 8. Yearly variations in biomass burning (BB) emissions for (a) CO, PM ₁₀ , and PM _{2.5} and (b) OC and BC provided by the FINN inventory over South Korea during 2002–2021.	27
Fig. 9. Time series plot of the observed and model-simulated meteorological variables (temperature, relative humidity, and wind speed) at UL meteorological monitoring site during the study period (February 27 –March 18, 2022).	29

Fig. 10. Same as Fig. 8, except for EU meteorological monitoring site.	30
Fig. 11. Time series plot of the concentrations of the observed and model-simulated PM ₁₀ and PM _{2.5} at UJ air quality monitoring site for Total and Base cases during the study period (February 27–March 18, 2022).	32
Fig. 12. Same as Fig. 10, except for ES air quality monitoring site.	33
Fig. 13. Spatial distributions of PM ₁₀ , PM _{2.5} , and secondary organic aerosol (SOA) concentrations (μg m ⁻³) in Total case and the contributions of biomass burning (BB) emissions to their concentrations averaged over the wildfire period (March 4–13, 2022) for each grid in the 3 km model domain (D3). Dotted rectangles indicate the main influence areas of wildfires.	37
Fig. 14. Vertical distributions of the difference in PM _{2.5} concentrations between Total and Base cases (Total-Base) and wind vectors (m s ⁻¹ , arrows) simulated by the WRF-CMAQ modeling system on March 9, 2022 along the line A-B (Fig. 2). The black thick line indicates the planetary boundary layer (PBL) height.	40
Fig. 15. Number size distributions of the cloud condensation nuclei (CCN) number concentrations (#/cm ³) at UJ air quality monitoring site averaged from the entire study period (black line), the wildfire event (red line), before the wildfire event (green line), and after the wildfire event (blue line) in Total and Base cases.	42
Fig. 16. Time series plot of the number concentrations (#/cm ³) of the model-simulated cloud condensation nuclei (CCN) at UJ air quality monitoring site for Total and Base cases during the study period (February 27–March 18, 2022).	45
Fig. 17. Time series plot of the observed and model-simulated precipitation (mm) at UL meteorological monitoring site during the study period (February 27–March 18, 2022).	46

- Fig. 18.** Time series plot of the wind direction ($^{\circ}$) at UL meteorological monitoring site during the 24 hours before and after the rainfall onset (March 12, 09 LST—March 14, 09 LST) **46**
- Fig. 19.** Time series plot of the model-simulated meteorological variables (water vapor mixing ratio (Q_{vapor}), specific humidity (Q_2), cloud water mixing ratio (Q_{cloud}), and rain water mixing ratio (Q_{rain})) at UL meteorological monitoring site during the 24 hours before and after the rainfall onset (March 12, 09 LST—March 14, 09 LST). **47**

남한지역 biomass burning의 장기변화 분석 및 대형 산불이 에어로졸과 구름응결핵에 미치는 영향 연구

선 대 현

제주대학교 대학원 지구해양융합학부 지구해양전공

요약

본 연구에서는 FINN 배출목록, 통계청, 국립산림과학원에서 제공하는 자료들을 이용하여 최근 20년간(2002~2021년) 우리나라에서 발생한 생물성 연소(biomass burning, BB) 및 BB 배출량과 산불의 장기변화 추세를 분석하였다. 또한 대형 산불 발생 시(울진 산불, 2022년 3월 4일~13일) 대기질 모델(CMAQ)의 BFM 기법을 이용하여 BB 배출이 에어로졸 및 구름응결핵(CCN)에 미치는 영향을 평가하였다. 지난 20년간 BB와 산불의 장기변화 추세 분석 결과, BB 발생횟수 및 발생일수, 산불 발생일수는 통계적으로 증가하는 추세를 보였으나, BB와 산불의 연소면적 및 산불 발생횟수는 통계적으로 유의한 추세가 나타나지 않았다. 또한 FINN BB 대기오염물질(CO, PM₁₀, PM_{2.5}, OC, BC) 배출량의 연변화는 점차 감소하는 경향을 보였으나 뚜렷한 추세가 나타나진 않았다. 울진 산불 사례의 주요 영향 범위 내에서 대기오염물질(PM₁₀, PM_{2.5}, SOA) 농도에 대한 BB의 영향 농도(기여도(%))는 평균적으로 각각 약 6.0 $\mu\text{g m}^{-3}$ (13%), 6.0 $\mu\text{g m}^{-3}$ (19%), 6.0 $\mu\text{g m}^{-3}$ (29%)로 추정되었다. 특히 산불 발화점에 인접한 지역(울진 도시대기 측정망)에서는 BB에 의한 영향 농도(기여도(%))가 각각 48.9 $\mu\text{g m}^{-3}$ (68%), 43.1 $\mu\text{g m}^{-3}$ (79%), 4.8 $\mu\text{g m}^{-3}$ (57%)로 매우 높게 나타났다. 산불 발생 시 PM_{2.5} 농도의 연직분포 분석 결과, BB 배출에 의해 증가된 PM_{2.5} 농도는 주간 해풍의 영향과 대기경계층 고도 증가 등의 환경조건에 의해 태백산맥을 넘어 내륙으로 확산되는 모습을 보였으며, 내륙의 PM_{2.5} 농도에 미치는 영향은 최대 5~15 $\mu\text{g m}^{-3}$

정도로 추정되었다. 이외에도, BB 배출은 산불 발생일 동안 발화점 인근 대기질 관측지점에서 30~40 nm 크기에 해당하는 CCN의 평균 수농도를 최대 약 11.8 배까지 증가시켰다. 해풍에 의한 충분한 수증기 공급이 이루어지는 기상조건에서 이러한 BB 배출로 인한 CCN 수농도의 증가는 응결핵 및 수적 성장을 통해 구름 성장을 유발하고, 결과적으로 강수 발달을 더욱 촉진시킬 수 있을 것으로 사료된다.

1. 서론

일반적으로 생물성 연소(biomass burning, BB)는 농작물의 잔재, 유기물, 산림, 초원 등이 자연적 또는 인위적 요인에 의한 발화로 연소되는 것을 의미하며, 특히 산불에 의한 식생연소가 상당 부분을 차지하고 있다(Kim, 2011). BB는 연소과정에서 온실가스(이산화탄소(CO₂), 메탄(CH₄))뿐만 아니라, 많은 양의 입자상(미세먼지(PM), 2차 유기 에어로졸(secondary organic aerosol, SOA))·가스상(일산화탄소(CO), 질소산화물(NO_x), 휘발성 유기 화합물(VOC_s) 등) 오염물질을 대기로 배출한다(Chan, 2017; Souri et al., 2017; Lee, 2012; Streets et al., 2003). 이와 같은 에어로졸 및 오염물질의 일부는 구름응결핵(cloud condensation nuclei, CCN)의 역할을 하기도 하며, 복사와 구름 형성 변화를 야기시켜 대기의 화학조성을 직접적으로 변화시킬 수 있다. 또한 지역에 구애받지 않고 장거리 수송을 통해 멀리 떨어진 지역의 기후변화와 인간 건강에도 해로운 영향을 미칠 수 있다(Vara-vela et al., 2018; Kim et al., 2013; Van der werf et al., 2010; Duncan et al., 2003; Andreae and Merlet, 2001; Galanter et al., 2000).

이러한 BB의 장기 변화와 배출되는 물질이 대기환경에 미치는 영향에 관한 연구는 국내외로 다각적인 측면(배출량, 기상조건 등)에서 수행되어왔다(Kelly et al., 2018; Bhardwaj et al., 2016; Lee, 2012; Sung et al., 2010; Zhang et al., 2010). Sung et al. (2010)은 약 20년간(1991~2008년) 한반도 내에서의 산불 발생 횟수는 점차 증가하는 추세로 나타난다고 밝힌 바 있으며, Zhang et al. (2010)은 2007년 미국 남동부에서 발생한 BB가 PM_{2.5} 농도에 미치는 기여도는 연평균 13% 정도로, 특히 겨울과 봄에 각각 27%, 15%로 높게 나타난다고 밝혔다. 또한 Kelly et al. (2018)에 의하면 2000년 남아메리카 열대림 및 아프리카 콩고지역에서 발생한 BB가 이 지역의 연평균 SOA 농도를 약 1~3 $\mu\text{g m}^{-3}$ 정도 증가시켰다는 연구 결과가 보고되었다. Lee. (2012)는 약 10년간 위성자료를 이용해 동북아시아의 BB 발생횟수와 연평균 AOD (Aerosol optical depth)의 상관성을 분석한 결과, 매우 높은 상관성($r=0.89$)을 보이며 BB 배출이 지역 대기환경에 미치는 직접적인 영향을 확인하였다. 이외에도, Vara-vela et al. (2018)는 브라질에서 4일간

발생한 BB가 CCN 수농도를 평균적으로 약 600 \#/cm^3 정도 증가시켰으며, 이때 BB의 기여도는 약 8% 정도로 나타났다고 밝혔다.

BB 배출에 의한 대기오염 현황 파악과 그 영향 및 명확한 원인 규명을 위해서는 BB 발생 전후의 기상 특성(기온, 상대습도, 풍향 등) 분석과 오염물질(CO, PM 등)의 정확한 배출량 산정이 매우 중요하며, 이에 따른 효율적인 대기질 영향 평가가 수행되어야 한다. 그러나, 기상-대기질 모델링을 통해 BB에 의해 배출된 대기오염물질의 확산, 수송, 영향, 기여도 등을 정확하게 분석하는 것은 관측망 부족, 배출량 산정 및 수치모의의 불확실성, 오염물질의 복잡한 비선형적(nonlinear) 생성반응 등 여러 가지 오차 또는 불확실성을 포함하고 있어 매우 복잡하고 어렵다(Cho et al., 2023; Garcia-Menendez et al., 2014; Pun et al., 2006). 이 중 배출량 산정의 불확실성은 대기질 수치모의 결과에 직접적인 영향을 미치는 중요한 요소 중 하나로, BB가 지역 대기질에 미치는 영향을 보다 정확하게 평가하기 위해서는 고해상도의 BB 배출량 입력자료가 필요하다. 여러 선행연구에서 위성 관측 기반의 FINN (Fire INventory from NCAR), GFAS (Global Fire Assimilation System), GFED (Global Fire Emissions Database) 등의 자료가 대기질 모델의 BB 배출량 입력자료로 사용되어왔다(Vongruang et al., 2017; Kaiser et al., 2012; Wiedinmyer et al., 2011; Giglio et al., 2010; Van der Werf et al., 2010).

BB가 대기질에 미치는 영향 평가에 있어 배출량 외에도 대상지역의 기상조건(장거리 수송, 대기확산 등) 또한 매우 중요하며, 여러 선행연구에서 BB 배출에 의한 오염물질이 장거리 수송되어 풍하측에 위치한 지역의 대기오염물질 농도 증가에 직접적인 영향을 미친다는 것을 밝혔다(Lin et al., 2023; Kim et al., 2022; Lee et al., 2022; Park et al., 2009). 2003년 4~6월 시베리아에서 발생한 극심한 BB가 오존(O₃) 농도에 미치는 영향에 대한 분석 결과, 대상지역인 시베리아에서는 최고 24 ppb, 풍하측 지역인 한반도, 일본, 만주에서는 3~10 ppb의 농도 증가가 나타났다(Park et al., 2009). 또한 2020년 4월 중국과 몽골에서 발생한 BB에 의한 오염물질이 장거리 수송되어 남한 전역의 일평균 PM₁₀ 농도를 최대 40~80%까지 증가시켰다는 연구 결과가 발표되었다(Lee et al., 2022). Lin et al. (2023)에 의하면, 2018년 3월 인도차이나반도에서 발생한 BB에 의한 배출물질이

장거리 수송되어 중국 남부지역 상층(2~4 km)의 CO, PM_{2.5}, O₃ 농도를 각각 32%, 46%, 34% 정도 증가시켰다. Kim et al. (2022)은 국내에서 발생한 BB (2020년 안동 산불)가 인근 O₃ 농도를 약 1.3 ppb 정도 증가시켰음을 보여주었다.

앞서 언급한 바와 같이, 기상-대기질 모델을 이용하여 BB에 의한 오염물질 배출이 주변 대기질에 미치는 영향에 관한 연구들은 많이 수행되어왔으나, 대부분의 연구는 국외에서 발생한 대규모 산불이 지역 대기질 및 기후변화에 미치는 영향에 초점을 두었다. 한편, 우리나라에서는 최근 20년간(2002~2021년) 총 9,080 회의 산불 발생과 연간 1,130 ha의 면적이 소실되는 등의 엄청난 피해가 있음에도 불구하고, 국내에서 발생한 BB (산불 포함)의 장기추세 및 배출이 주변 대기질에 미치는 영향에 관한 연구는 거의 수행된 바 없다(Kim et al., 2022). 또한 BB에 의해 증가된 에어로졸이 CCN에 미치는 영향 및 그에 따른 CCN의 수농도 증가가 강수 발달에 미치는 영향에 대한 연구는 거의 수행되지 않았다. 이외에도, BB 배출량과 오염물질(예, PM_{2.5}) 농도의 비선형적 2차 생성반응으로 인해 지역 대기질의 특성 변화를 명확히 이해하는 데 많은 어려움이 있어 이와 관련된 다양한 관측과 고해상도 수치모의 연구가 요구되는 실정이다. 이에 본 연구에서는, 먼저 최근 20년간(2002~2021년) 남한지역의 BB 배출과 산불 발생에 관한 장기변화 추세를 살펴보았다. 또한 최근 10년 이내 가장 큰 규모로 발생한 2022년 울진 산불 사례를 대상으로 고해상도의 BB 배출량을 산정 및 구축하고, 이를 기상-대기질 모델에 적용하여 BB 배출이 대상지역의 에어로졸(PM₁₀, PM_{2.5}, SOA)과 CCN에 미치는 영향을 분석하였다.

2. 자료 및 방법

2.1. 대상지역, 자료 및 방법

연구 대상지역인 우리나라는 삼면이 바다로 둘러싸여 있고, 전 국토 면적의 70% 이상이 산으로 이루어져 있다. 특히, 단순림의 밀도가 높아 BB (예, 산불)의 확산에 취약한 지리·지형적 특성을 지니고 있다(Song and Park, 2021). 또한 동북아시아 대규모 배출원(예, 중국)의 풍하측에 위치하여 외부로부터 수송(유입)되는 오염물질이 국내 대기환경에 큰 영향을 미칠 수 있다(Oh et al., 2015; Lee et al., 2013; Song et al., 2010). 본 연구에서는 최근 20년간(2002~2021년) 우리나라에서 발생한 BB와 산불의 장기변화 추세 분석을 위해, FINN 배출목록의 BB 발생횟수(발생일수), 연소면적, 대기오염물질 배출량 자료와 통계청(Korean Statistical Information Service, KOSIS) 및 국립산림과학원(National Institute of Forest Science, NIFoS)에서 제공하는 산불 발생일수(NIFoS, 2022), 산불 발생현황 자료를 이용하였다.

20년간(2002년~2021년) 우리나라 남한지역에서의 BB와 산불의 발생횟수(발생일수) 및 연소면적의 연평균 증가율을 산정하기 위해 비매개변수적 통계 방법인 M-K (Mann-Kendall) 검정법을 이용하였다(Kendall, 1975; Mann, 1945). M-K 검정법은 증가와 감소 추세를 반복하는 시계열자료의 경향성을 분석할 때 널리 이용되며, 선형적인 추세의 기울기(slope, 평균 증가율)를 추정하기 위해 사용된다(Song et al., 2019; Anttila and Tuovinenn, 2010, Carslaw, 2005). 다른 통계 방법과는 달리, 표본자료의 특성에 민감하지 않고 결측치를 포함한 자료에 대해서도 적용 가능하다는 장점이 있다. M-K 검정법에서는 P-value 값이 유의수준(α) 이하일 때 증가율의 경향성이 통계적으로 유의함을 의미하며, 본 연구에서는 5% 유의수준($\alpha=0.05$)을 이용하였다.

본 연구에서는 최근 발생한 울진 산불 사례(2022년 3월 4일~13일)를 대상으로 BB에 의한 오염물질 배출이 에어로졸과 CCN에 미치는 영향을 상세하게 분석하기 위해, 남한지역에서 각각 12개의 기상 및 대기질 관측지점을 선정하였다(Fig. 2). 또한 일반적으로 지역 대기질은 주변 기상조건에 의해 크게 좌우되기 때문에,

대상지역 대기오염물질 농도의 시·공간적 특성을 보다 효과적으로 해석하기 위하여 기상 관측지점은 대기질 관측지점과 최대한 가깝고 사이에 장애물의 영향을 적게 받는 곳으로 선정하였다(Cho et al., 2021; Song et al., 2014). 각각의 기상 및 대기질 관측지점은 대부분 해발고도 약 100 m 내외에 위치하고 인근 산맥의 영향을 최대한 적게 받는 지점으로 선정하였다. 시간별 기상요소(기온, 풍속, 상대습도)는 종관기상관측시스템 ASOS (Automated Synoptic Observing System) 8개 지점과 방재기상관측소 (Automated Weather System) 4개 지점으로부터 수집된 자료를 이용하였다. 대기질 관측자료는 환경부 도시대기측정망의 시간별 대기오염물질(PM_{10} , $PM_{2.5}$) 농도 자료를 이용하였으며, 특히 산불 발화점($37.03^{\circ}E$, $129.30^{\circ}N$, 해발 138 m)에서 가장 가까운 울진군 도시대기측정망(UJ) 및 울진 ASOS (UL)와 발화점으로부터 멀리 떨어진 내륙에 위치한 의성 도시대기측정망(ES) 및 의성 ASOS (EU)를 대상으로 분석을 수행하였다. UJ 및 UL 지점은 서로 약 1 km 떨어진 거리에 있고 내륙 서쪽 방향으로는 태백산맥이 위치해 있다. ES 및 EU 지점 또한 서로 1 km 이내의 가까운 거리에 있으며 산맥의 영향을 덜 받고, 낮 동안 해풍 발생 시(연구 기간 동안 북동풍 계열 약 20%) 발화점의 풍하측에 위치하여 인근 내륙의 다른 관측지점들에 비해 산불의 영향을 상대적으로 크게 받은 지점이다.

수치모의를 위한 본 연구의 울진 산불 사례는 최근 10년 이내 발생한 산불 중 가장 큰 시·공간적 규모(14,140 ha 소실, 213시간 지속(약 9일))를 가진 대형 산불 사례로, 우리나라 대형 산불 기준(100 ha 소실 또는 24시간 이상 지속)의 약 140 배 및 9배에 해당하는 초대형 산불 사례이다. 이러한 산불 발생 기간 동안 발화점 인근 UJ 지점에서 대기오염물질(PM_{10} , $PM_{2.5}$)의 일평균(및 1시간) 최고농도는 각각 $247 \mu g m^{-3}$ ($824 \mu g m^{-3}$), $99 \mu g m^{-3}$ ($385 \mu g m^{-3}$)을 기록하였다. 이는 산불 발생 이전 기간(2022년 2월 23일~3월 3일)에 비해 약 3배 이상 높은 수치이며, 특히 PM_{10} 과 $PM_{2.5}$ 는 2022년 대기환경기준치(24시간 평균 $100 \mu g m^{-3}$ (PM_{10}), $35 \mu g m^{-3}$ ($PM_{2.5}$))를 약 4.9배, 2.8배 초과하는 농도가 나타났다. 이에 본 연구에서는 극심한 산불 사례에 대해 고해상도 FINN BB 배출량을 적용하여 기상-대기질 수치모의를 수행하였으며, 이용된 기상 및 대기질 모델의 상세 구성은 2.2절에 설명하였다.

기상 및 대기질 모델의 예측 정확도를 평가하기 위해 수치모의 기간 동안 기상 및 대기질 각각 12개 관측지점에서의 기상요소와 대기오염물질 농도 관측값과 모의값에 대한 통계적 분석(IOA (Index of agreement), MBE (Mean bias error), RMSE (Root mean square))을 수행하였다(Fig. 2의 관측지점).

$$IOA = 1 - \left[\frac{\sum_{i=1}^n (O_i - M_i)^2}{\sum_{i=1}^n (|M_i - \bar{O}| + |O_i - \bar{O}|)^2} \right] \quad (1)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (M_i - O_i)^2}{n}} \quad (2)$$

$$MBE = \frac{\sum_{i=1}^n (M_i - O_i)}{n} \quad (3)$$

IOA는 0과 1 사이의 값을 가지며 1에 가까울수록 모의값이 관측값과 가깝게 일치함을 의미한다. MBE가 양의 값이면 과대모의, 음의 값이면 과소모의함을 의미하며, MBE와 RMSE 모두 0에 가까울수록 오차가 작다는 것을 의미한다.

2.2. 모델 구성 및 입력자료

2.2.1. 기상 모델

본 연구에서는 울진 산불 사례의 기상 수치모의를 위해 미국 NCAR (National Center of Atmospheric Research)와 NCEP (National Center for Environment Prediction)에서 공동으로 개발한 중규모 기상 모델인 WRF (Weather Research and Forecasting, version 3.8) 모델을 이용하였다. WRF 모델은 미국 내에 적합하게 설계되어 미국 현업용으로 이용되고 있는 NMM 코어와 연구와 개발용으로 개발되어 범용적으로 사용 가능한 ARW 코어 두 가지 역학 코어(dynamical cores)로 구성되어 있으며, 효과적인 병렬계산, 자료동화시스템, 예보 연구 등 목적에 맞게 다양하게 사용이 가능하다는 장점이 있다(Bernardet et al., 2009). WRF 모델은 완전 압축성 비정수계(fully compressible non-hydrostatic) 방정식을 이용한 모델로서, Arakawa-C 격자체계를 수평격자로, Eulerian 질량 좌표계를 연직격자로 사용한다(Skamarock and Klemp, 2008). 또한 3차 Runge Kutta split-explicit을 이용하여 이류항에 대해 6차 중심 차분법을 도입하여 시간적분하며, 질량, 운동량, 엔트로피, 스칼라양 보존을 위해 Flux 형태의 진단 방정식을 사용한다.

WRF 모델링 시스템은 크게 전처리 과정인 WPS (WRF Processing System)와 모델 수행단계인 WRF로 이루어져 있으며, 전반적인 흐름도는 다음과 같다(Fig. 1). WPS 과정은 WRF 모델 수행단계를 위한 전처리 과정으로, GEOGRID, UNGRIB, METGRID의 3단계로 구성되어 있다. GEOGRID 과정을 통해 모델링 영역을 설정하고 토지피복과 지형의 경계자료를 생성하며, UNGRIB 과정에서 전지구 기상자료(GFS, FNL, UM 등)를 이용하여 등기압면의 기상자료를 생성한다. 마지막으로 METGRID는 앞선 과정들을 통해 생성된 지형자료(GEOGRID)와 기상자료(UNGRIB)를 수평적으로 내삽하여 WRF 모델 수행단계의 초기 및 경계 입력자료를 생성하는 과정이다. 위와 같은 과정으로 생성된 입력자료를 WRF 수행단계의 REAL 과정을 통해 진단적 계산과 연직적 내삽이 이루어지며, 최종적으로 이러한 자료들을 수치 적분하여 WRF 모델을 수행하게 된다. WRF 모델의 모의 결과는 netCDF 형태로 산출되며, 이 형태를 다룰 수 있는 다양한 프로그램

(Python, MATLAB, R, NCL 등)을 통해 가시화할 수 있다.

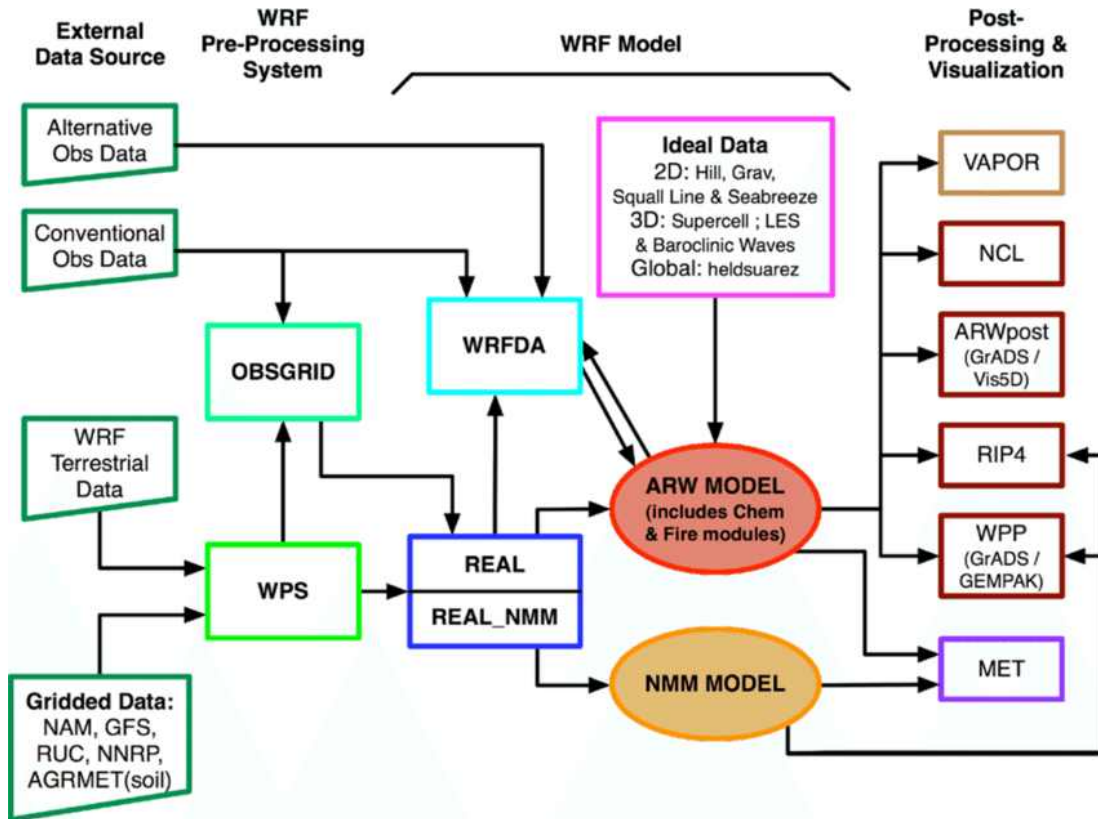
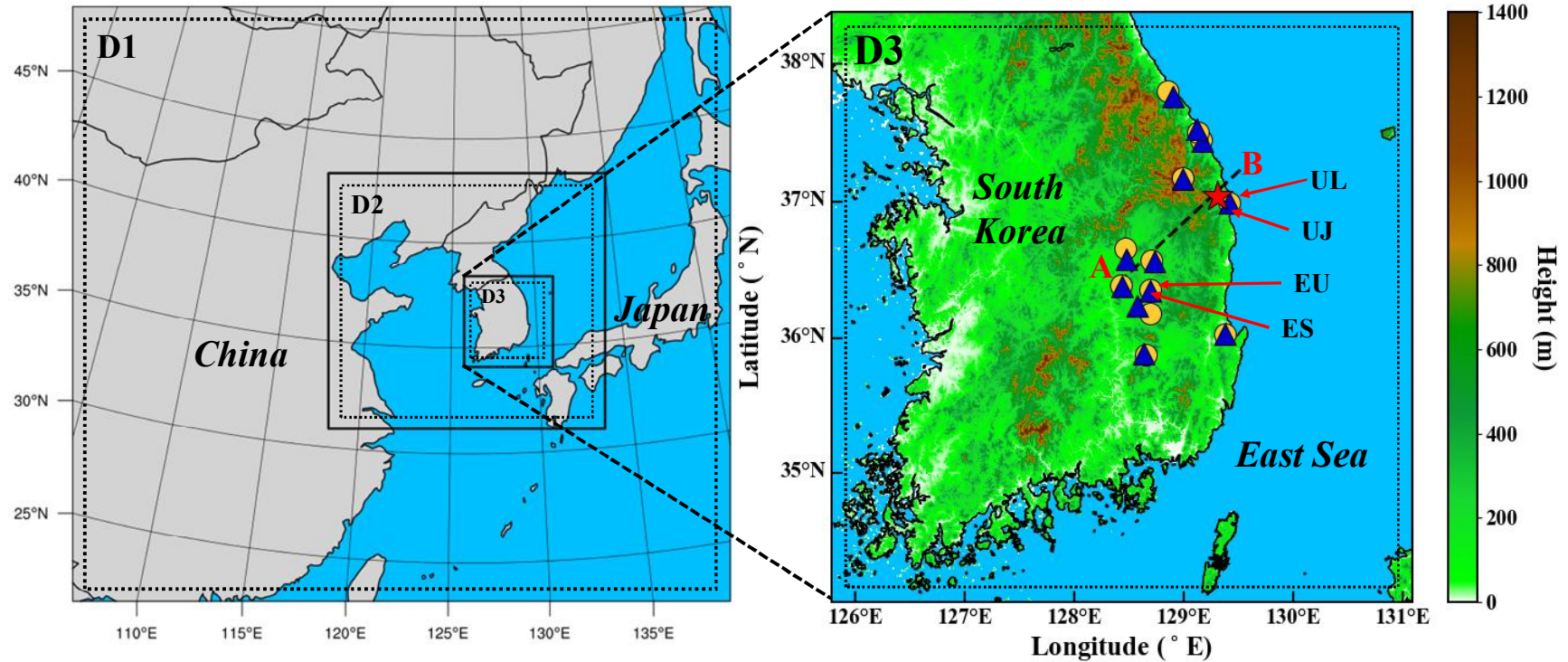


Fig. 1. Flow chart of WRF-ARW modeling system (ARW, 2017).

본 연구에서 WRF 모델의 수치모의 영역은 총 3개로, 동아시아 영역(D1, 수평 해상도 27 km), 한반도 영역(D2, 9 km), 제주를 제외한 남한 영역(D3, 3 km)으로 구성하였으며(Fig. 2), 모델 외부와 내부 영역 간 feedback을 고려하기 위해 양방향 상호 등지 격자계(two-way interacting nested grid system)를 적용하였다. 연직 층은 총 30개로 설정하였으며, 대기오염물질의 시·공간 분포에 큰 영향을 미치는 대기경계층 내에서의 기상조건과 공기괴의 연직흐름을 보다 정확하게 모의하기 위해 1 km 고도 내에 11개의 층으로 구성하였다(Sigma level = 0.996, 0.990, 0.980, 0.970, 0.960, 0.950, 0.940, 0.930, 0.920, 0.910, 0.895).



*Source: Sun et al. (2023)

Fig. 2. Nested model domains for WRF (solid frame) and CMAQ (dotted frame) simulations and the geographical locations of 12 sites for air quality (triangles), 12 sites for meteorological variables (circles), and the fire hotspot (red star). A-B (black dotted) in D3 indicates the vertical cross-sectional line.

모델 수행을 위한 초기 및 경계조건은 NCEP GDAS/FNL (Global Data Assimilation System/Final analyses) 재분석 자료($0.25^\circ \times 0.25^\circ$ 의 해상도, 6시간 간격)를 이용하였다. 모델의 토지피복과 지형고도는 MODIS-IGBP (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer-International Geosphere Biosphere Program) 21 Category land-use 30초 자료(Friedl et al., 2010)와 GMTED 2010 (Global Multi-resolution Terrain Elevation Data 2010) 30초 자료(Danielson and Gesch, 2011)를 각각 사용하였다.

본 연구의 WRF 모델에 사용한 상세한 물리적 옵션들은 Table 1에 제시하였다. 먼저, 미세물리과정(Microphysics)의 경우 D1에 WSM3 (WRF Single-Moment 3-class, Hong et al., 2004), D2~D3에 WDM6 (WRF Double-Moment 6-class, Lim and Hong, 2010)를 적용하였으며, 장파 및 단파 모수화는 RRTM (Rapid Radiative Transfer Model, Mlawer et al., 1997)과 Dudhia (Dudhia, 1989) scheme을 각각 이용하였다. 적운 모수화 과정은 Kain-Fritsch (Kain, 2004), 대기 경계층 모수화는 YSU (Yonsei University, Hong et al., 2006) scheme을 이용하였다.

본 연구의 수치모델링 기간은 울진 산불 사례(2022년 3월 4일~13일)와 전후 5일을 포함하는 기간과 초기적응시간(spin-up time) 72시간을 고려하여 2022년 2월 24일 00 UTC부터 3월 19일 00 UTC까지 총 23일 수행하였으며, 초기적응시간을 제외한 2월 27일~3월 18일(총 20일)에 대해 전반적인 분석을 수행하였다. 모델의 예측 정확도를 향상시키기 위해, NCAR/UCAR (National Center of Atmospheric Research/University Corporation for Atmospheric Research)에서 개발한 WRFDA 시스템의 3차원 변분자료동화(Three-dimensional variational analysis, 3DVAR)를 6시간 간격으로 수행하여 모델의 초기장을 개선하였다(Routray et al., 2010; Sugimoto et al., 2009). 또한 지표와 상층의 기상요소(기온, 바람 성분(u, v), 수증기 혼합비)에 대해 FDDA (Four-Dimensional Data Assimilation) 방법 중 직접 관측치를 내삽하는 관측넷징(D1~D3)과 종관장을 따르는 관측치를 통해 경계조건을 변화시키고 격자 형태로 내삽하는 분석넷징(D1) 기법을 적용하여 모델링을 수행하였다(Sommerfeld et al., 2019; Jeon et al., 2015). 이와 같은 방법들을 통해 기상장을 개선함으로써 대기질 수치모의 정확도

를 향상시킨 여러 선행 연구가 보고되어 왔다(Cho et al., 2023, 2021; Desroziers and Ivanov, 2001).

Table 1. Details of the grids and physical options used in the WRF model.

	D1	D2	D3
Horizontal grid	127 × 115	160 × 148	154 × 157
Horizontal resolution	27 km	9 km	3 km
Vertical layers	30		
Initial & boundary condition	NCEP GDAS/FNL 0.25°		
Microphysics	WSM3 for D1 (Hong <i>et al.</i> , 2004)	WDM6 for D2~D3 (Lim and Hong, 2010)	
Long wave radiation	RRTM (Mlawer <i>et al.</i> , 1997)		
Short wave radiation	Dudhia (Dudhia, 1989)		
Cumulus	Kain-Fritsch scheme for D1 and D2 (Kain, 2004)		
Planetary boundary layer	YSU (Hong <i>et al.</i> , 2006)		
Land surface	Noah LSM (Chen and Dudhia, 2001)		

2.2.2. 대기질 모델

본 연구에서 대기질 수치모의를 위해 사용한 모델은 미국 EPA (Environmental Protection Agency)에서 개발한 CMAQ (Community Multiscale Air Quality, version 5.3.2) 모델로, 대류권 내 대기오염물질(오존, 미세먼지 등의 가스상·입자상 물질)의 수송, 확산, 침적, 이류, 혼합 등의 물리·화학적 과정을 관련된 모듈을 통해 다양한 규모에서 시간별로 모의할 수 있는 3차원 광화학 수송 모델이다(Byun and Schere, 2006; Byun and Ching, 1999). CMAQ 모델의 구성과 실행과정의 전반적인 흐름은 Fig. 3과 같고, 6개의 전처리 과정과 1개의 화학 수송 모델(CCTM: CMAQ Chemical Transport Model)로 구성되어 있다. 전처리 과정은 기상 모델(예, WRF)의 결과를 CCTM 수행에 필요한 입력자료 형태로 변환하는 기상장 처리모델 MCIP (Meteorological Chemistry Interface Processor, version 5.1), 초기농도조건을 생성하는 ICON (Initial CONditions processor), 경계농도조건을 생성하는 BCON (Boundary CONditions processor), 광해리율을 산출하는 JPROC (Photolysis Rate processor), 해양과 육지의 형태를 구분하는 OCEAN, 마지막으로 사례일과 연구영역에 맞는 배출량을 산출하는 EMIS (EMISsion) 과정으로 구성된다. 이러한 전처리를 통해 생성된 입력자료들을 이용한 CCTM 수행을 통해 오염물질의 화학반응, 수송·이류, 침적 과정을 거친 격자별·시간별 대기오염물질 농도를 계산한다.

CMAQ 모델의 수치모의 영역은 WRF 기상장 경계에서의 오차를 줄이기 위해 MCIP 과정에서 동서남북 각각 3개의 격자를 제거한 후 CCTM 수행을 위한 입력자료 형태로 변환하였으며(Fig. 3), 연직 층은 총 29개로 설정하였다. 수치모델링은 기상 수치모델링 기간과 동일한 기간(2022년 2월 24일 00 UTC~3월 19일 00 UTC)에 대해 수행하였다. 모델의 초기·경계조건은 ICON 및 BCON 과정을 통해 생성하였으며, 동아시아 영역(D1)은 모델 내 대기오염물질 프로파일 자료(연직 44개 층에 대한 CO, NO₂, 에어로졸 화학성분 등 200여 종)를 사용하였으며(Wang et al., 2002; Gipson et al., 1999; Stockwell et al., 1990), 한반도와 남한 영역(D2, D3)은 상위 도메인(D1)의 모델링 결과를 초기·경계조건으로 이용하였다. 또한 모델에 사용한 화학 메커니즘은 CB6r3_aq (Carbon Bond 6, Lueken et al., 2019), 에어로졸 산정 모듈은 AERO7, 수평 및 연직 확산은 각각 Multiscale

과 ACM2_M3Dry (Asymmetric Convective Method) scheme을 사용하였다(Table 2).

CMAQ 모델링을 위한 배출량 입력자료의 경우, 동아시아 영역(D1, D2)의 인위적 배출량은 EDGAR-HTAP (Emission Database for Global Atmospheric Research-Hemispheric Transport of Air Pollution) version 2 (수평해상도 $0.1^\circ \times 0.1^\circ$) 배출목록을 이용하였다. EDGAR-HTAP은 4가지 카테고리(Energy, Industry, Residential, Transport)에 대해 9가지 물질(NO_x , SO_2 , PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$, CO, OC, NMVOC, NH_3 , BC)의 배출량을 제공한다(Janssens-Maenhout et al., 2015). 남한 영역(D3)의 인위적 배출량은 환경부 국가미세먼지정보센터에서 제공하는 CAPSS (Clean Air Policy Supporting System) 2016년 배출목록(수평해상도 $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$)을 이용하였다(NIER, 2019, <https://www.air.go.kr>). CAPSS 자료는 13개의 대분류 배출원 분류 코드(Source Classification Codes, SCC)에 따라 1년 단위로 산정되며, 9가지 물질(NO_x , SO_x , PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$, CO, OC, VOC, NH_3 , TSP)의 배출량을 제공한다. 전체 연구영역의 자연적 배출량은 MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature) version 2.1을 통해 산정된 결과를 이용하였다(Guenther et al., 2012).

이외에도, BB 배출이 지역 대기오염물질(PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$, SOA) 농도에 미치는 영향과 기여도를 평가하기 위해, BB 배출량을 고려한 Total 실험과 BB 배출량을 고려하지 않은 Base 실험으로 나누어 모델링을 수행하였으며(Table 3), 이 결과를 대기질 모델의 BFM (Brute Force Method) 기법을 이용하여 두 실험 간의 모의 농도 차이를 비교하였다(Total 농도-Base 농도). BFM 기법은 많은 선행연구에서 널리 사용되고 있는 방법으로, 다각적인 배출량 조절 실험을 통해 배출량이 오염물질에 미치는 기여도(%)를 쉽게 파악할 수 있는 장점이 있다(Baek et al., 2022; Song et al., 2022; Nam et al., 2019; Uranishi et al., 2019). BB 배출에 의한 대기질 영향 평가를 위한 BB 배출량 산정은 2.3절에 제시하였다.

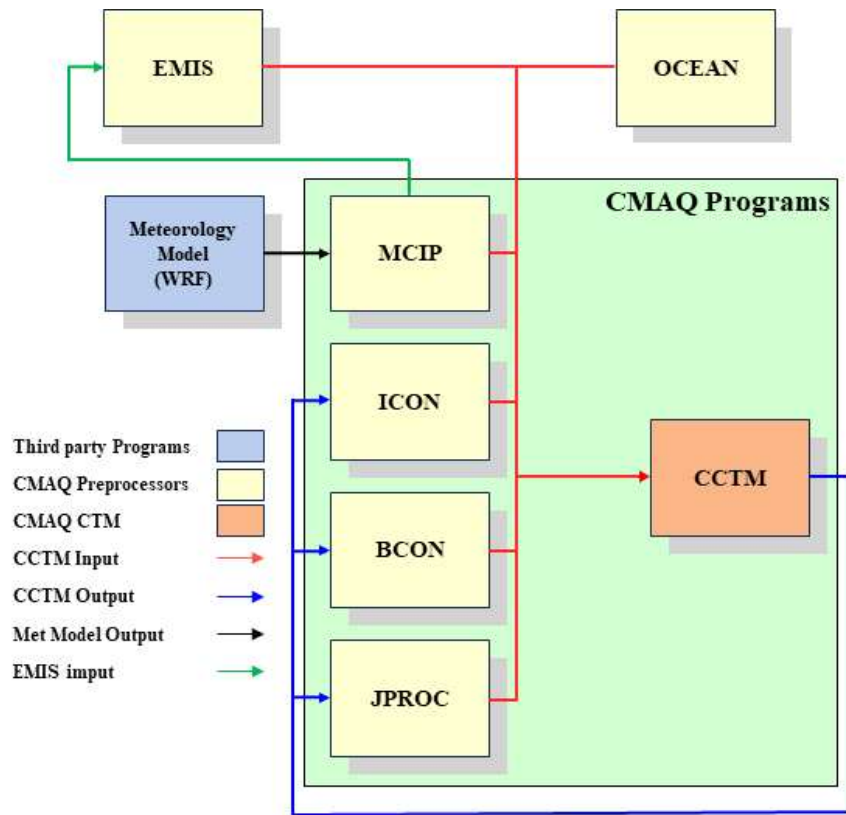


Fig. 3. Flow chart of CMAQ modeling system.

Table 2. Details of the grids and physical options used in the CMAQ model.

	D1	D2	D3
Horizontal grid	124 × 112	157 × 145	151 × 154
Horizontal resolution	27 km	9 km	3 km
Vertical layers	29		
Chemical mechanism	CB6r3_aq		
Aerosol module	AERO7		
Cloud module	Acm_ae7		
Gas-Phase chemistry	Euler Backward Iterative (EBI) solver		
3-D advection	WRF_CONS		
Diffusion (horizontal/vertical)	Multiscale/ACM2_M3Dry		

Table 3. Experimental designs for different emission conditions.

Case	Emission conditions
Total	Anthropogenic, natural, and biomass burning (BB) emissions
Base	Anthropogenic and natural emissions (except for BB emissions)
Total - Base	Impacts of BB emissions

2.3. Biomass burning 배출량 산출

본 연구의 올진 산불 사례 시 BB 배출량이 지역 대기질에 미치는 영향을 효과적으로 평가하기 위해서는 BB 배출량이 고려된 대기질 수치모의를 수행하여야 한다. 이에 본 연구에서는 미국 NCAR에서 제공하는 FINN version 1.5 배출목록을 이용하여 고해상도 BB 배출량을 산출하였다(Wiedinmyer et al., 2011). FINN은 NASA의 극궤도 위성(Terra/Aqua)에 탑재된 MODIS 센서에서 관측되는 활성 화재의 대기오염물질(약 40여 종) 배출량을 전 지구 영역에 대해 1 km × 1 km의 공간 해상도로 일별로 산정하여 제공하고 있다. 여기서 활성 화재란 MODIS 열 아노말리 알고리즘에 의해 지면에서 주변 지역보다 뜨거운 영역(1 km 픽셀의 중심)을 식별하여 표시된다(Lee et al., 2020; Giglio et al., 2018). 이러한 활성 화재 중 동일한 시간과 위치에서 다수의 관측이 이루어지거나 신뢰도가 20% 이하인 경우의 배출량은 포함하지 않는다. FINN의 대기오염물질(CO, PM₁₀, PM_{2.5}, OC, BC 등) 배출량 산정 계산식은 다음과 같다.

$$E_i = A(x,t) \times B(x) \times FB \times ef_i \quad (4)$$

여기서 E_i 는 종 i 의 배출량(가스상: mole day⁻¹, 입자상: kg day⁻¹), A 는 위치 x 와 시간 t 에서의 연소면적(m²), B 는 위치 x 에서의 연소 효율(g m⁻²), FB 는 화재로 인해 연소된 바이오매스의 비율, ef_i 는 종 i 의 배출계수(g kg⁻¹)를 의미한다(Wiedinmyer et al., 2011). 본 연구에서는 MOZART v4 화학 메커니즘으로 구성된 FINN 배출량을 CMAQ 모델에 이용하기 위해, 동일 화학종에 대해 CB6r3 화학 메커니즘으로 전환하는 맵핑(mapping) 작업을 수행하였다(Choi et al., 2016; Tai et al., 2008). 또한 FINN은 위성관측 장비의 한계로 인해 활성 화재가 결측되는 경우가 있는데, 이로 인해 연소면적이 다소 작게 산출되기도 한다(Wiedinmyer et al., 2011). 이러한 연소면적의 불확실성을 줄여 수치모의 정확도를 높이고자 Arcgis 프로그램을 이용하여 실제의 연소면적과 가깝게 보정하였다(보도자료의 연소면적 이용). 본 연구의 배출량 입력자료는 각 배출량(인위적, 자연적, BB 배출량)의 합을 계산 프로그램(Python, MATLAB 등)을 통해 각 모델

도메인에 맞춰 재격자화하여 사용하였다(Cho et al., 2023, 2021; Baek et al., 2022; Song et al., 2022). Figs. 4~5.는 울진 산불 발생기간(2022년 3월 4일~13일) 남한영역에서의 CO와 PM_{2.5}의 인위적 및 FINN BB 배출량 공간분포를 나타낸다. 두 물질의 인위적 배출량 공간분포는 주로 수도권과 대도시와 이동오염원(예, 도로)에 집중되는 모습을 보였으며(Fig. 4), FINN BB 배출량은 산불 발화점 인근 및 UJ 지점에서 지배적으로 많은 양이 분포하였다(Fig. 5).

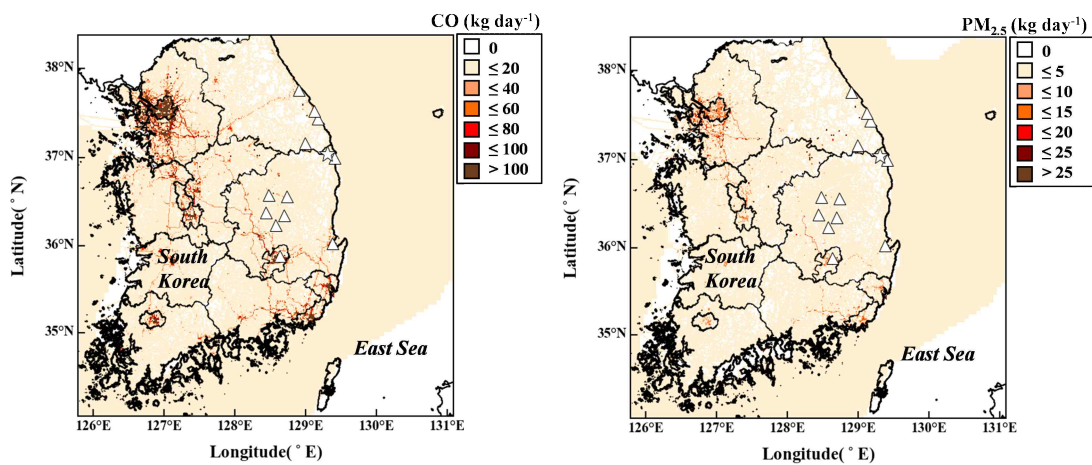


Fig. 4. Spatial distributions of anthropogenic emissions of CO and PM_{2.5} (kg day⁻¹) in the 3 km model domain (D3).

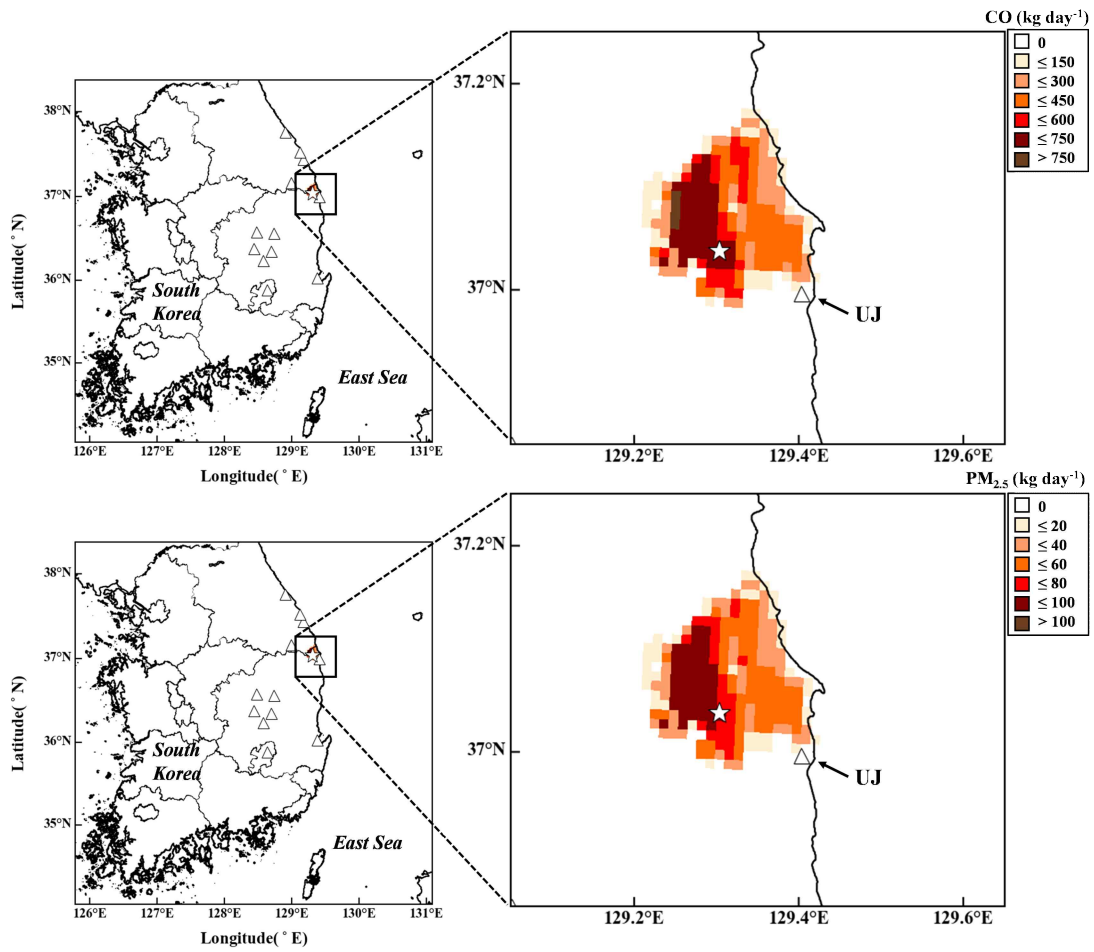


Fig. 5. Spatial distributions of FINN biomass burning emissions of CO and $PM_{2.5}$ ($kg\ day^{-1}$) in the 3 km model domain (D3).

2.4. 구름응결핵 수농도 산출

본 연구에서는 BB 배출이 구름응결핵(Cloud Condensation Nuclei, CCN) 수농도 증가에 미치는 영향을 파악하기 위해 다음과 같은 식을 이용하여 CCN 수농도를 산출하였다(Binkowski, 1999).

$$n(\ln D) = \frac{N}{\sqrt{2\pi \ln \sigma_g}} \exp \left[-0.5 \left(\frac{\ln \frac{D}{D_g}}{\ln \sigma_g} \right)^2 \right] \quad (5)$$

여기서 $n(\ln D)$ 는 대수정규를 따르는 입자의 크기분포(lognormal particle size distribution, $\#/cm^3$), N 은 전체 수농도(total number concentration, $\#/cm^3$), D 는 수농도를 구하고자 하는 입자의 직경(particle diameter, nm), D_g 는 기하 평균 직경(geometric mean diameter, nm), σ_g 는 기하 표준 편차(geometric standard deviation)를 의미한다. 식에 이용되는 N , D_g , σ_g 는 CMAQ 모의 결과의 시간별 값을 이용하였으며, CCN에 해당하는 크기인 Aitken mode (mode i) 결과를 선별하여 사용하였다. 또한 본 연구에서는 여러 선행연구에서 CCN 수농도 분석에 이용한 입자 크기 중 1~100 nm에 해당하는 수농도를 산출하여 분석하였다 (Rose et al., 2010; Binkowski, 1999).

3. 결과 및 고찰

3.1. Biomass burning과 배출량의 장기변화 추세 분석

본 연구에서는 최근 20년간(2002~2021년) 우리나라에서 발생한 BB와 산불의 장기추세를 파악하기 위해, BB와 산불의 연간 발생횟수, 발생일수, 총 연소면적에 대한 연변화 추세와 물질별 FINN 배출량(CO, PM₁₀, PM_{2.5}, OC, BC)의 연변화에 대해 분석하였다. BB는 FINN 배출목록, 산불은 통계청 및 국립산림과학원에서 제공하는 자료를 분석에 사용하였다. Fig. 6(a)를 보면, FINN BB 발생횟수, 발생일수, 연소면적은 전반적으로 점차 증가하는 추세가 나타났으며, 부분적으로 증가와 감소를 반복하는 경향이였다. M-K 검정을 통해 BB 발생횟수, 발생일수, 연소면적의 연평균 증가율을 계산한 결과, 발생횟수와 발생일수는 각각 +15회/yr, +2.4일/yr로 증가하는 추세를 보였으며, 통계적으로 유의한 것으로 나타났다(P-value=0.0006, 0.034). 총 연소면적의 경우, 연평균 추세가 미세한 증가를 보였으나 통계적으로 유의하지 않았다(P-value=0.538). FINN BB의 연간 발생횟수는 2002년에 312회로 가장 적고 2018년에 823회로 가장 많았으며, 연간 발생일수와 총 연소면적은 2002년에 95일, 23,202 ha로 가장 작고 2021년에 179일, 54,811 ha로 가장 크게 나타났다. 2002년에 연간 발생횟수, 발생일수, 연소면적이 가장 낮은 수치를 보인 것은 최근 20년간(2002~2021년) 연평균 누적 강수량(약 1,362 mm)에 비해 2002년의 연간 누적 강수량(약 1,519 mm)이 상대적으로 많았던 것이 주요 원인 중 하나인 것으로 사료된다(Fig. 7). 이외에도, 최근 20년간 BB의 발생횟수당 연소면적은 평균적으로 69 ha/회였으며, 2009년에 최고 80 ha/회, 2018년에 최소 54 ha/회로 나타났다. M-K 검정을 통해 계산한 연평균 증가율은 연소면적에 비해 발생횟수의 증가율이 더 크기 때문에 -1.2 ha/회/yr의 약한 감소 추세가 나타났으며, 통계적으로 유의한 것으로 나타났다(P-value=0.003).

우리나라 BB의 가장 큰 비중을 차지하고 있는 산불의 경우, 연간 발생 및 총 연소면적은 BB에 비해 전반적으로 증감이 큰 폭으로 나타났으며, 최대 및 최소가 나타난 연도는 각기 달랐다(Fig. 6(b)). 산불의 연간 발생횟수는 2012년에 197회로 가장 적었고 2017년에 692회로 가장 많았으며, 연간 발생일수는 2003년에

86일로 가장 적고 2019년에 186일로 가장 많았다. 연간 연소면적의 경우, 2012년에 72 ha로 가장 작았고 2002년에 4,467 ha로 가장 크게 나타났다. 또한 2002년에 산불 발생횟수당 연소면적이 7.5 ha/회로 가장 컸으며, 2014년에 0.3 ha/회로 가장 작았다. 이는 20년 전체 평균인 2.2 ha/회에 비해 약 3배가 넘는 수준이었다. M-K 검정 결과, 산불 발생일수는 +2.4일/yr로 유의하게 증가하는 추세를 보였으나(P-value=0.047), 발생횟수, 연소면적, 발생횟수당 연소면적의 연평균 증가율은 통계적으로 유의한 경향이 나타나지 않았다(P-value=0.496, 0.538, 0.558). Fig. 6(b)에 나타난 것처럼, 2017년의 많은 산불 발생횟수는 최근 20년간(2002~2021년) 연평균 약 1,362 mm의 누적 강수량에 비해 상대적으로 적은 962 mm의 연간 누적 강수량에 의한 것으로 사료된다(Fig. 7). 또한 2002년, 2019년, 2020년의 큰 연소면적은 국내 대형 산불로 기록된 청양·예산(2002년), 고성·강릉·인제(2019년), 안동지역(2020년) 산불과 큰 연관이 있는 것으로 사료된다(www.forest.go.kr). 이외에도, 연구 기간 동안 우리나라 산불의 월변화를 분석한 결과, 봄·겨울의 건조한 날씨와 적은 강수량 등에 의해 봄철(3~4월)에 산불이 가장 많이 발생하였으며(총 3,290회), 이때 산불로 인한 연소면적은 약 11,645 ha로 가장 크게 나타났다.

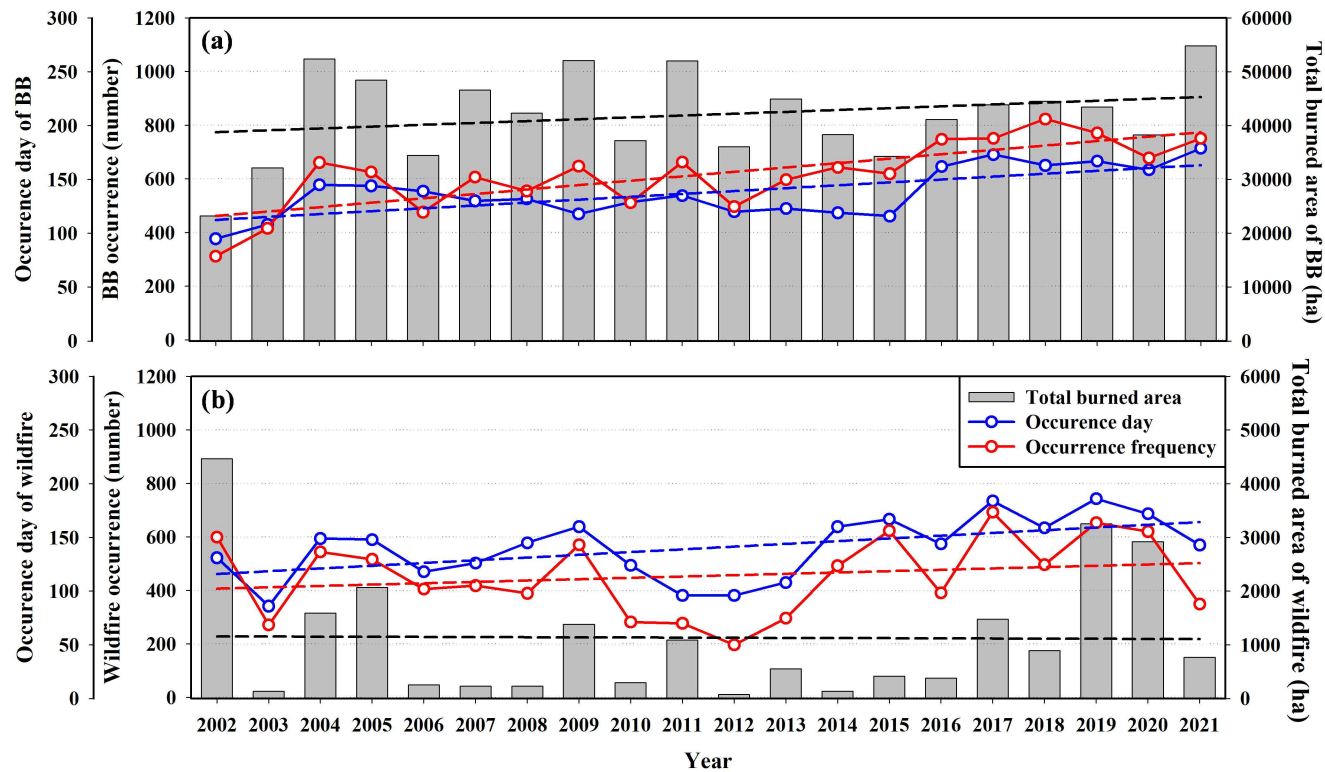


Fig. 6. Annual trends in occurrence frequency (red line), occurrence day (blue line), and total burned area (gray bar) of (a) biomass burning (BB) provided by the FINN inventory and (b) wildfires provided by KOSIS and NIFoS over South Korea during 2002–2021. Dashed lines indicate the slopes of long-term trend for occurrence frequency, occurrence day, and total burned area, respectively.

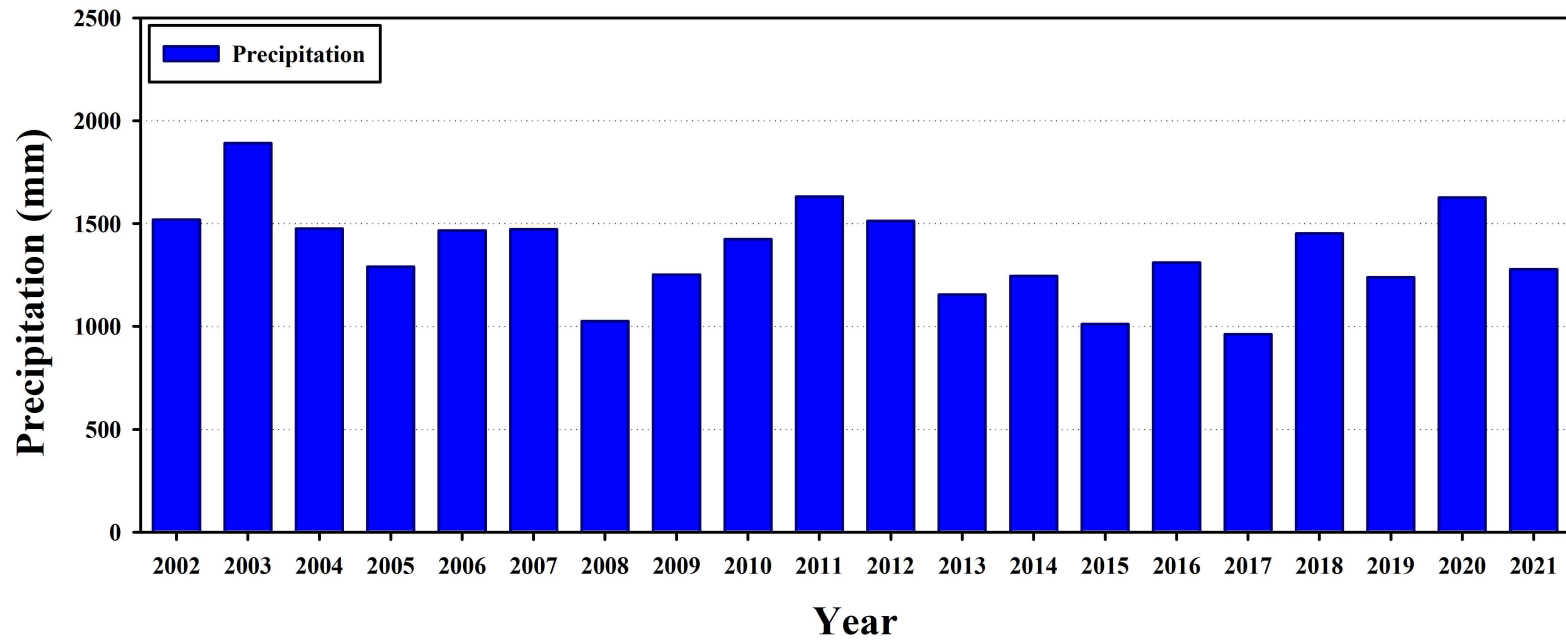


Fig. 7. Yearly variations in annual accumulated precipitation over South Korea during 2002–2021.

Fig. 8은 최근 20년간(2002~2021년) 남한지역 FINN BB 배출량(CO, PM₁₀, PM_{2.5}, OC, BC)의 연변화를 나타낸다. 5가지 오염물질의 BB 배출량은 대체로 증감을 반복하다가 점차 감소하는 경향이 나타났으며, 특히 2011년 이후로는 배출량의 감소 패턴이 뚜렷한 모습을 보였다. 또한 BB 배출량은 5가지 오염물질 중 CO가 가장 컸으며, 전반적으로 5가지 오염물질의 BB 배출량은 2009년에 가장 많고 2002년에 적었다. 이는 Fig. 6(a)와 같이 2009년의 높은 BB 발생빈도와 큰 연소면적, 2002년의 낮은 BB 발생빈도와 작은 연소면적이 주된 원인인 것으로 사료된다. 한편, 2011년 이후로 감소하는 패턴의 오염물질 배출량은 Fig. 6(a)에 나타난 BB 발생횟수, 발생일수의 증가 추세와는 다른 양상으로 나타났다. 이는 최근으로 올수록 산불 발생에 따른 진화 정책·예방, 장비 기술개발, 산불확산예측시스템 구축·운영 등의 효과적인 산불 감시 체제와 대응으로 인해 BB 발생빈도가 증가했음에도 불구하고 오염물질의 배출량은 다소 감소한 것으로 사료된다(KFS, 2022).

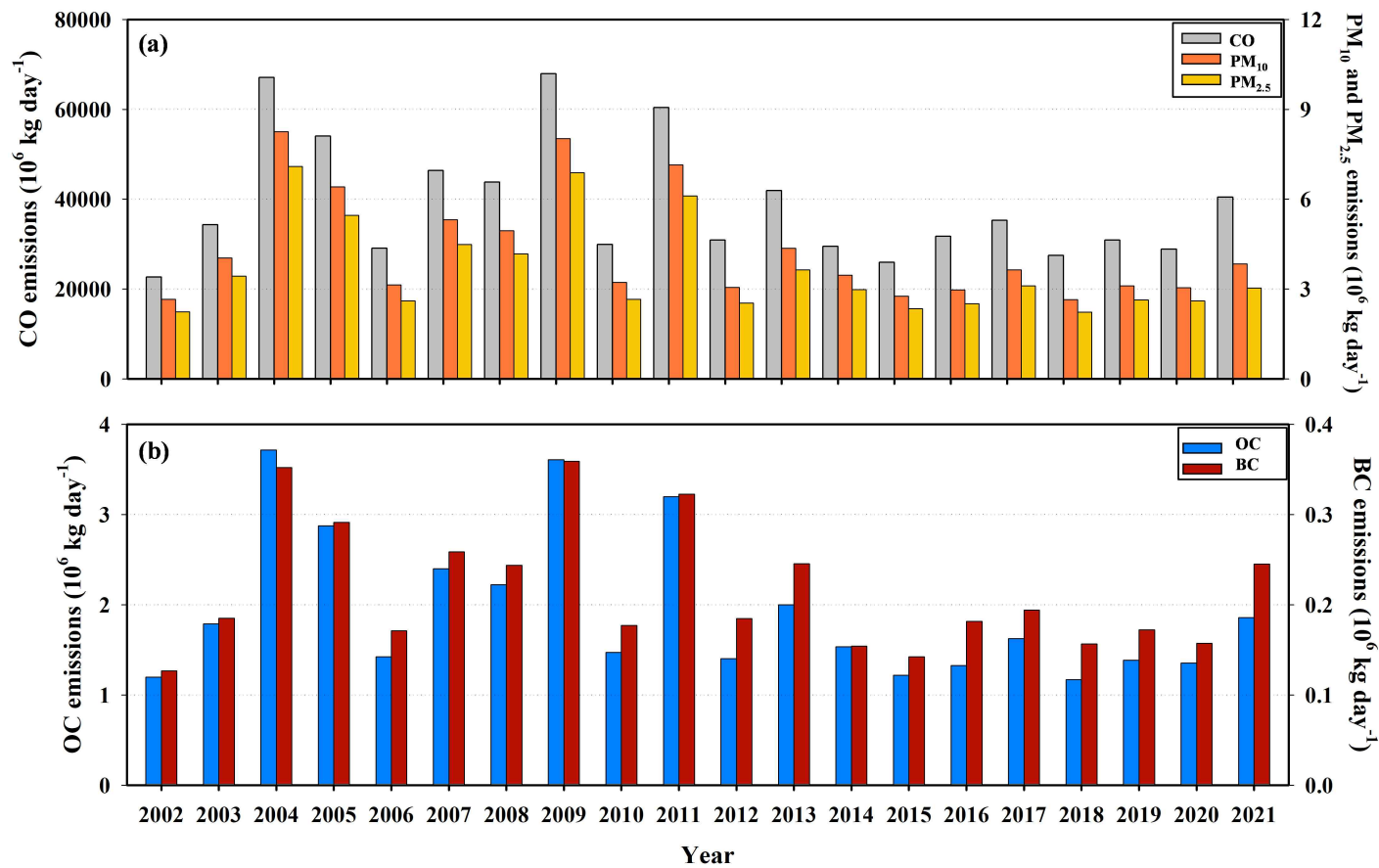


Fig. 8. Yearly variations in biomass burning (BB) emissions for (a) CO, PM₁₀, and PM_{2.5} and (b) OC and BC provided by the FINN inventory over South Korea during 2002–2021.

3.2. Biomass burning (산불)이 에어로졸에 미치는 영향

3.2.1. 시계열 및 공간분포 분석

본 연구에서는 울진 산불 사례의 FINN BB 배출량이 대기오염물질 농도에 미치는 영향을 분석하기에 앞서, 먼저 기상 및 대기질 모델의 예측 정확도를 평가하였다. Figs. 9~10은 전체 분석 기간(2022년 2월 27일~3월 18일) 동안 울진 ASOS 지점(UL)과 의성 ASOS 지점(EU)에서 관측된 기상요소(기온, 상대습도, 풍속)와 기상 모델 결과와의 비교를 각각 나타낸다.

Fig. 9를 보면, UL 지점에서 기온과 상대습도의 모의값은 관측값의 변화(증감) 패턴을 잘 따르고 있으며, 둘 다 0.92 이상의 높은 IOA, 2°C 및 12.5%의 RMSE를 보였다. 또한 기온은 약한 과대모의, 상대습도는 약한 과소모의가 나타났으며 풍속에 비해 상대적으로 잘 모의되는 모습이 나타났다. 풍속의 경우, 0.53의 IOA, 2.5 m s⁻¹의 RMSE를 보였으며 기온과 상대습도에 비해 상대적으로 강한 과대모의 경향을 보였다. UL 관측지점은 동해안에 인접해 있어 지속적인 해풍의 영향과 인근의 복잡하고 높은 산맥(태백산맥 평균 고도 약 800 m)의 지형적 특징 등의 복합적인 효과에 의해 과대모의가 크게 나타난 것으로 추정된다.

EU 지점의 경우(Fig. 10), 기온과 상대습도는 0.94 이상의 높은 IOA, 2.67°C 및 12.04%의 RMSE를 보이며 관측값과 유사한 패턴으로 모의되었으며, 기온은 약한 과소모의, 상대습도는 약한 과대모의 경향이 나타났다. 풍속은 0.74의 IOA, 1.65 m s⁻¹의 RMSE를 보이며 UL 지점의 풍속에 비해 상대적으로 약한 과대모의 양상이 나타났다. 그러나, 이러한 풍속의 과대모의는 EU 관측지점의 해발고도 (82 m)와 수치모델상 해당격자의 해발고도(201 m) 간의 오차(모델의 지형고도 및 해상도) 등에 의한 불확실성의 영향을 받은 것으로 추정된다.

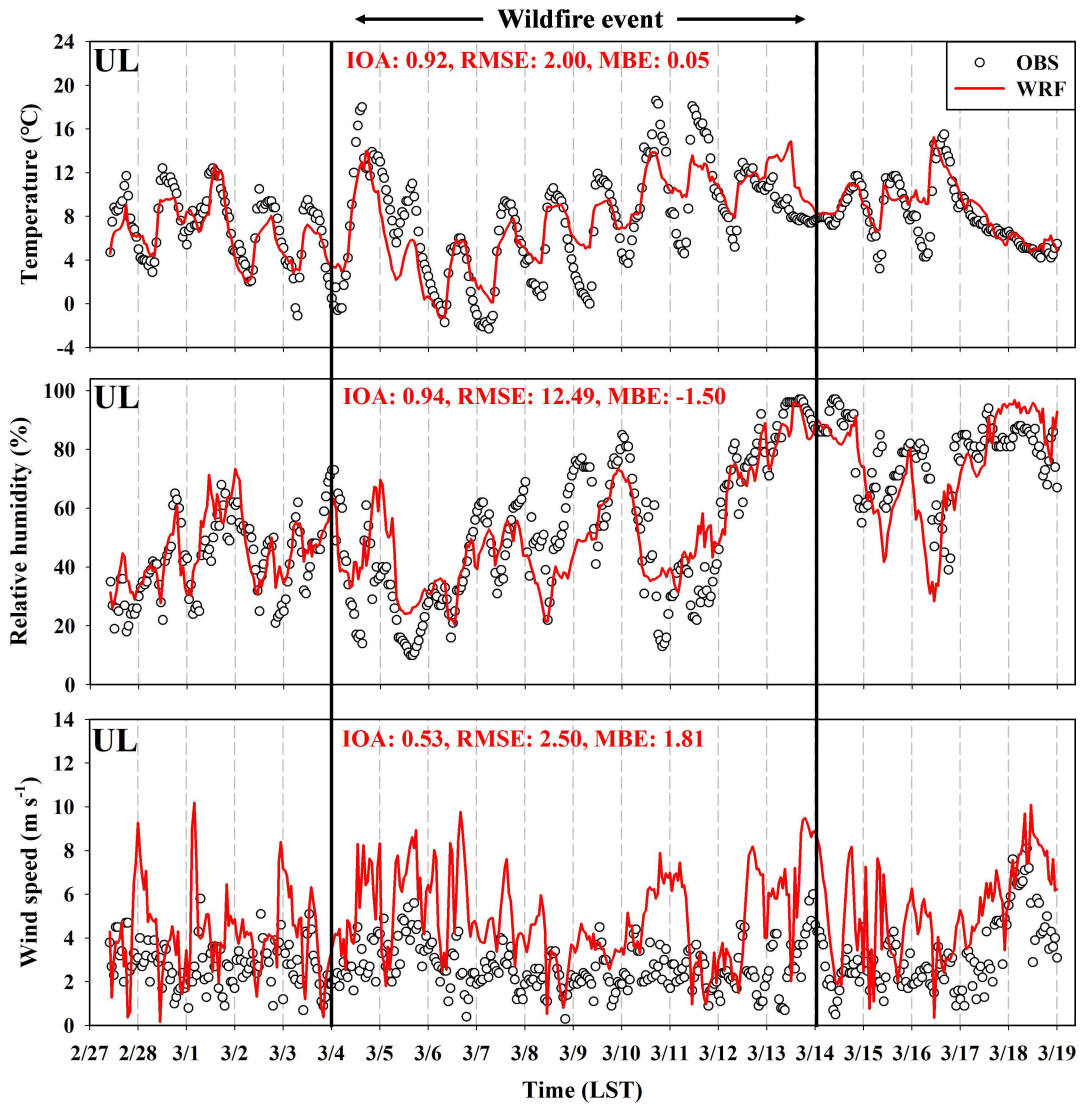


Fig. 9. Time series plot of the observed and model-simulated meteorological variables (temperature, relative humidity, and wind speed) at UL meteorological monitoring site during the study period (February 27–March 18, 2022).

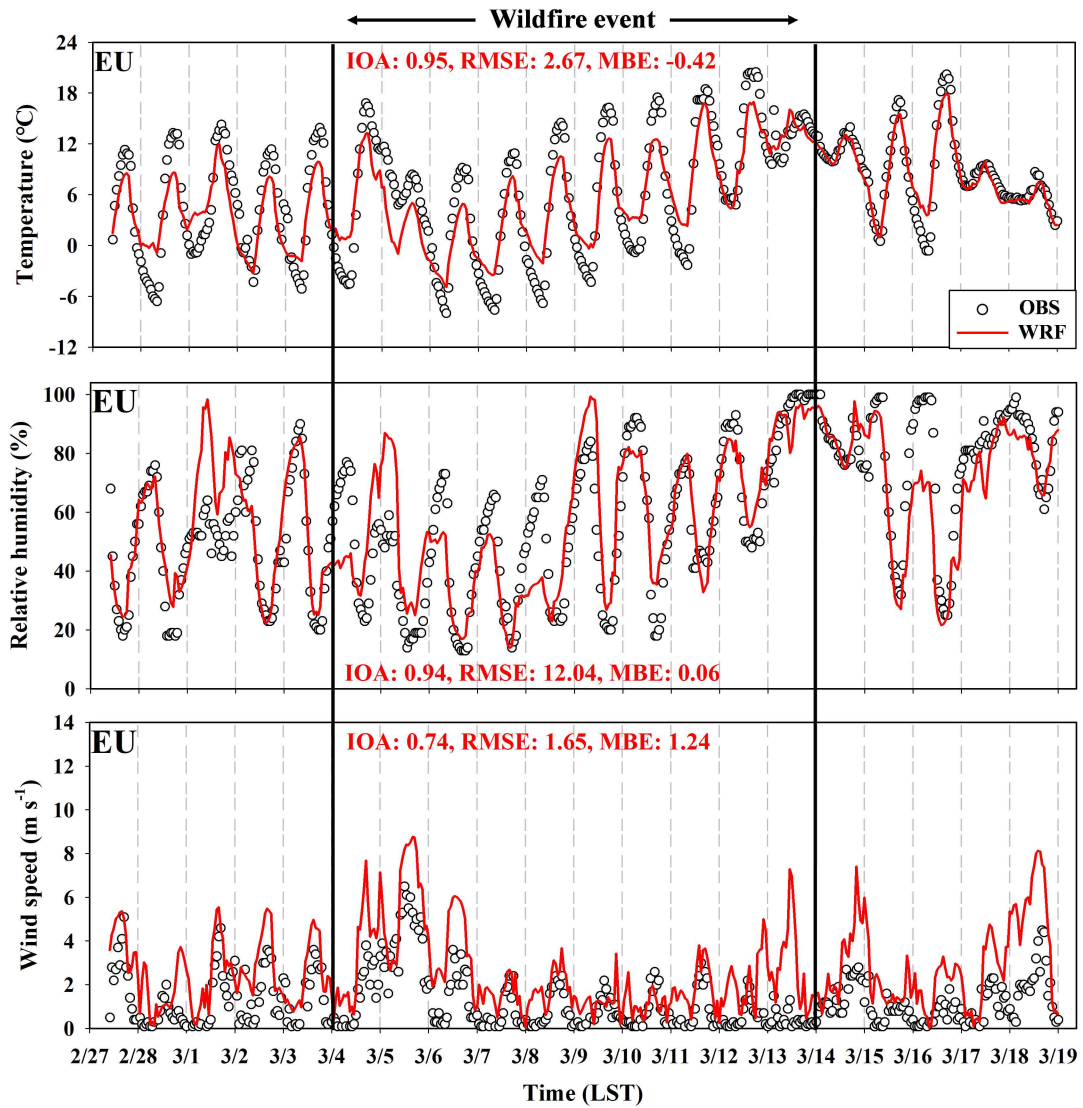


Fig. 10. Same as Fig. 8, except for EU meteorological monitoring site.

Figs. 11~12은 전체 분석 기간(2022년 2월 27일~3월 18일) 동안 울진과 의성 도시대기측정망(UJ와 ES)에서 관측된 대기오염물질(PM_{10} , $PM_{2.5}$)의 관측값과 대기질 모델의 Total (BB 배출량 고려) 및 Base (BB 배출량 제외) 실험 결과와의 비교를 나타낸다. 전체 기간을 산불 발생일(3월 4일~13일)과 비발생일(2월 27일~3월 3일, 3월 14일~18일)로 구분했을 때, UJ 지점에서 산불 발생일에 관측된 PM_{10} , $PM_{2.5}$ 의 평균 농도는 각각 $114 \mu\text{g m}^{-3}$, $62 \mu\text{g m}^{-3}$ 으로 비발생일 평균 농도인 $32 \mu\text{g m}^{-3}$, $17 \mu\text{g m}^{-3}$ 에 비해 약 3.6배 더 높은 수준으로 나타났다(Fig. 11). 또한 산불 발생일의 최고농도는 각각 $821 \mu\text{g m}^{-3}$, $385 \mu\text{g m}^{-3}$ 을 기록하였으나 비발생일에는 $111 \mu\text{g m}^{-3}$, $43 \mu\text{g m}^{-3}$ 으로 산불 발생일에 약 7.4~9.0배 더 높은 최고농도가 관측되었다. 이러한 UJ 지점의 관측농도를 두 실험(Total 및 Base)의 농도와 비교해 보면, Total 실험에서 PM_{10} 과 $PM_{2.5}$ 의 IOA는 각각 0.63과 0.71로, Base 실험의 IOA인 0.48, 0.49에 비해 높은 일치도를 보였으며, MBE 또한 Base 실험에 비해 약 $10.5 \mu\text{g m}^{-3}$, $6.2 \mu\text{g m}^{-3}$ 정도 감소하여 관측값에 훨씬 가깝게 향상된 모의를 보였다. 또한 산불 발생일 동안 Total 실험의 PM_{10} , $PM_{2.5}$ 농도의 범위는 각각 $0.4\sim 583 \mu\text{g m}^{-3}$, $0.2\sim 500 \mu\text{g m}^{-3}$ 였으며, Base 실험에서는 $0.4\sim 75 \mu\text{g m}^{-3}$, $0.2\sim 45 \mu\text{g m}^{-3}$ 으로 나타나 Total 실험에서 Base 실험에 비해 관측값의 농도 범위인 $7.0\sim 821 \mu\text{g m}^{-3}$, $5.0\sim 385 \mu\text{g m}^{-3}$ 와 상대적으로 유사하게 모의되었음을 확인하였다. 한편, ES 지점의 경우(Fig. 12), UJ 지점에 비해 산불 발생일과 비발생일, Total 실험과 Base 실험 간의 농도 차이가 크지 않았다. 즉, 산불 발화점 인근에 위치한 UJ 지점과 달리 거리가 먼 내륙에 위치한 ES 지점은 산불에 의한 영향이 미미하게 나타났다.

특징적으로, Total 실험을 통해 Base 실험의 PM_{10} , $PM_{2.5}$ 농도에 대한 과소모의가 관측값에 가깝게 상당히 개선되었다. 예를 들어, UJ 지점의 3월 6일 야간~9일 주간의 심각한 과소모의와 ES 지점의 3월 10일 오전의 약한 과소모의가 개선되었는데, 이는 산불 발생에 따른 고해상도의 BB 배출량(Fig. 5)이 대기질 모의 정확도에 유의한 영향을 주었음을 의미한다. 그러나, Total 및 Base 실험 모두 3월 11일 UJ 지점에서 관측된 고농도의 PM_{10} , $PM_{2.5}$ 와 3월 5일 및 16일 ES 지점에서 관측된 고농도의 PM_{10} 에 대해서는 제대로 모의하지 못했다. 이는 기상장모의와 BB 배출량의 불확실성뿐만 아니라 관측지점의 위치와 모델의 격자(grid)

차이 등 복합적인 영향에 의한 것으로 추정된다(Cho et al., 2021; Han et al., 2021; Oh et al., 2010). 따라서 보다 정확한 원인 규명을 위해서는 향후 다양한 기상조건과 배출량에 따른 민감도 분석 등 고해상도의 상세한 수치모의 연구가 필요할 것으로 사료된다.

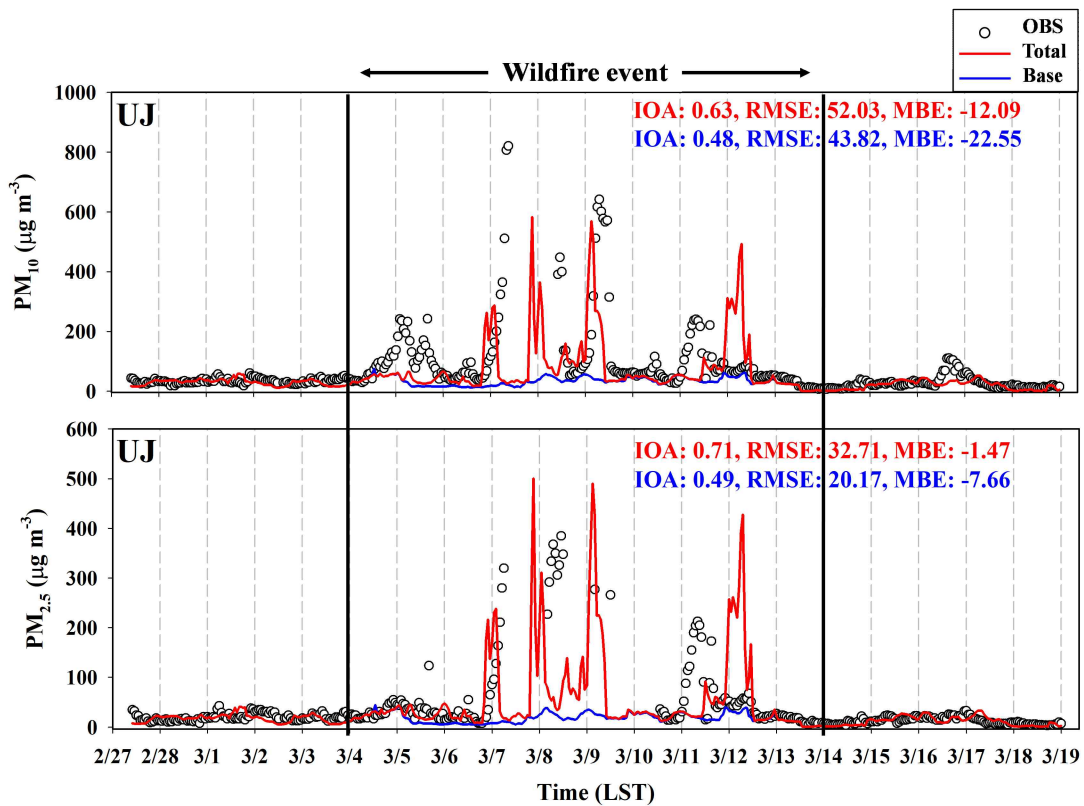


Fig. 11. Time series plot of the concentrations of the observed and model-simulated PM_{10} and $PM_{2.5}$ at UJ air quality monitoring site for Total and Base cases during the study period (February 27–March 18, 2022).

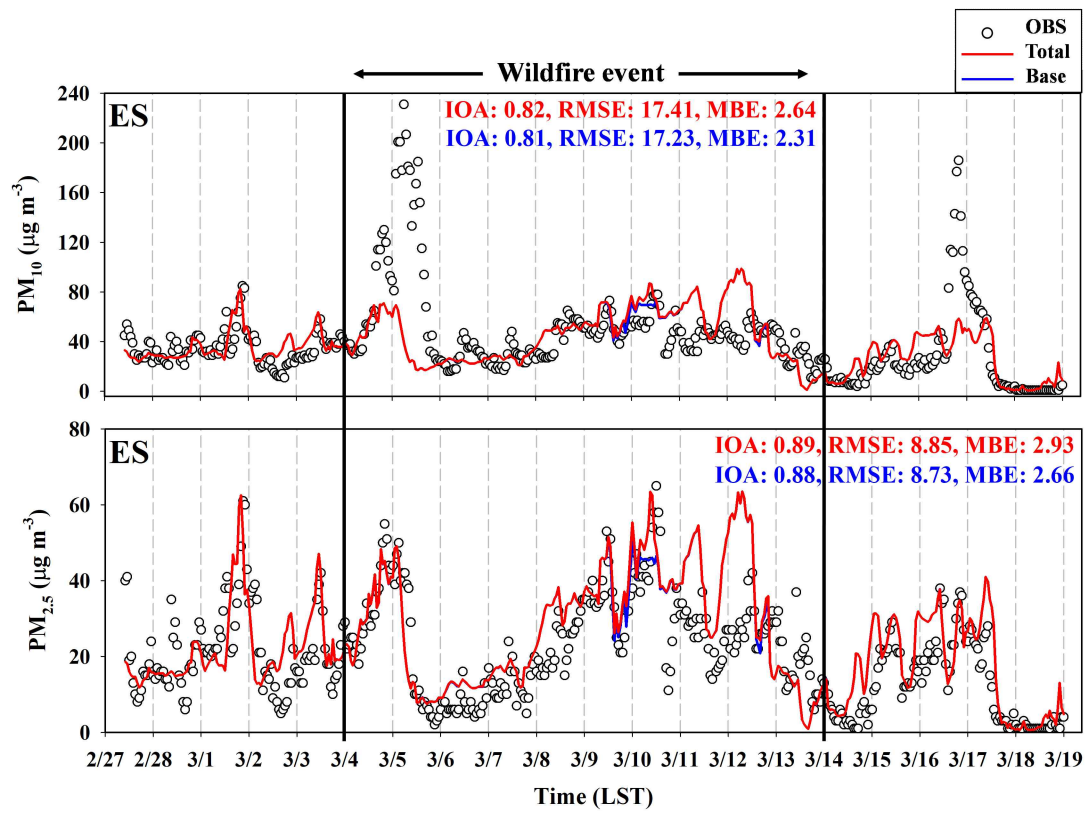


Fig. 12. Same as Fig. 10, except for ES air quality monitoring site.

수치모의에 대한 정량적 검증은 보다 면밀히 살펴보기 위해, 기상 및 대기질 관측지점 각각 12지점에서 모델값과 관측값 간의 통계적(IOA, RMSE, MBE) 분석을 수행하였다(Table 4). 모든 지점에서, 기상요소(기온, 상대습도, 풍속)는 각각 0.95, 0.94, 0.71의 높은 IOA를 보였으며, RMSE는 2.21°C, 11.84%, 1.86 m s⁻¹로 나타났다. PM₁₀과 PM_{2.5}의 IOA 또한 0.75 이상으로 높은 수준이며, RMSE는 각각 22.03 µg m⁻³, 9.98 µg m⁻³으로 나타났다. 이외에도, 모든 지점에서 기온, 상대습도, PM₁₀의 평균 MBE는 각각 -0.71°C, -0.03%, -4.38 µg m⁻³로 약한 과소모의가 나타난 반면, 풍속은 +1.14 m s⁻¹의 MBE로 대체로 강한 과대모의, PM_{2.5}는 +0.72 µg m⁻³의 MBE로 약한 과대모의 양상이 나타났다. 이러한 기상 및 대기질 통계적 검증 결과는 여러 선행연구들의 결과와 대체로 유사한 수준으로 나타났으며(Cho et al., 2023; Kang et al., 2023; Kim et al., 2022; Song et al., 2022; Souril et al., 2017), 이는 본 연구의 기상-대기질 수치모의 결과가 대형 산불이 지역 대기오염물질 농도에 미치는 영향을 합리적으로 진단할 수 있음을 보여준다.

Table 4. Statistical evaluation of the meteorological variables (air temperature, relative humidity, and wind speed) and air quality (PM₁₀ and PM_{2.5}) between the observed and model-simulated values for Total case. The results were compared at several monitoring sites (12 sites for meteorological variables and 12 sites for air quality, as shown in Fig. 2) during the entire study period (February 27 – March 18, 2022).

Variable	Statistical parameter		
	IOA ^a	RMSE ^b	MBE ^c
Temp (°C)	0.95	2.21	-0.71
RH (%)	0.94	11.84	-0.03
WS (m s ⁻¹)	0.71	1.86	1.14
PM ₁₀ (µg m ⁻³)	0.75	22.03	-4.38
PM _{2.5} (µg m ⁻³)	0.84	9.98	0.72

^aIOA: index of agreement

^bRMSE: root mean square error

^cMBE: mean bias error.

본 연구에서는 울진 산불이 남한지역 대기오염물질 농도에 미치는 영향을 공간적으로 파악하기 위하여, 산불 발생일(3월 4일~13일)의 오염물질(PM_{10} , $PM_{2.5}$, SOA) 농도 특성과 FINN BB 배출의 영향 및 기여도를 분석하였다(Fig. 13). 전반적으로, PM_{10} 과 $PM_{2.5}$ 의 공간 평균 농도는 BB 배출량의 영향으로 산불 발화점 인근에서 고농도가 집중되어 나타났으며, 경기도와 충청남도 사이의 평택당진항 부근, 남해 여수 및 울산 주변 지역에서 높게 나타났다. 그러나, SOA는 산불 발화점 인근 이외에는 고농도가 나타나지 않았다. 한편, 본 연구의 울진 산불 사례는 북서풍 및 서풍이 약 54%로 주된 풍향이었으며, 이러한 영향과 평균 고도가 약 800 m인 태백산맥에 가로막혀 대기오염물질의 거동이 내륙보다는 주로 동해상으로 확산되는 모습이 지배적으로 나타났다.

Fig. 13을 보면, 산불의 주요 영향 범위인 점선 사각형 내에서 BB 배출이 각 오염물질(PM_{10} , $PM_{2.5}$, SOA)의 농도에 미치는 영향과 기여도(%)는 평균적으로 $6.0 \mu\text{g m}^{-3}$ (13%), $5.3 \mu\text{g m}^{-3}$ (19%), $2.0 \mu\text{g m}^{-3}$ (29%)으로 SOA의 농도 증가에 가장 큰 영향을 준 것으로 추정되었다(Total-Base). 특히, 산불 발화점과 가장 가까운 UJ 지점에서의 영향 농도와 기여도는 각각 $48.9 \mu\text{g m}^{-3}$ (68%), $43.1 \mu\text{g m}^{-3}$ (79%), $4.8 \mu\text{g m}^{-3}$ (57%)으로 매우 높은 수준으로 나타났다. 이와 같이, 산불에 의한 대기오염물질의 공간분포는 대상지역 고유의 기상조건, 배출량, 지리·지형적 특성 등의 복합적인 영향이 크게 작용한다고 볼 수 있다(Kang et al., 2012).

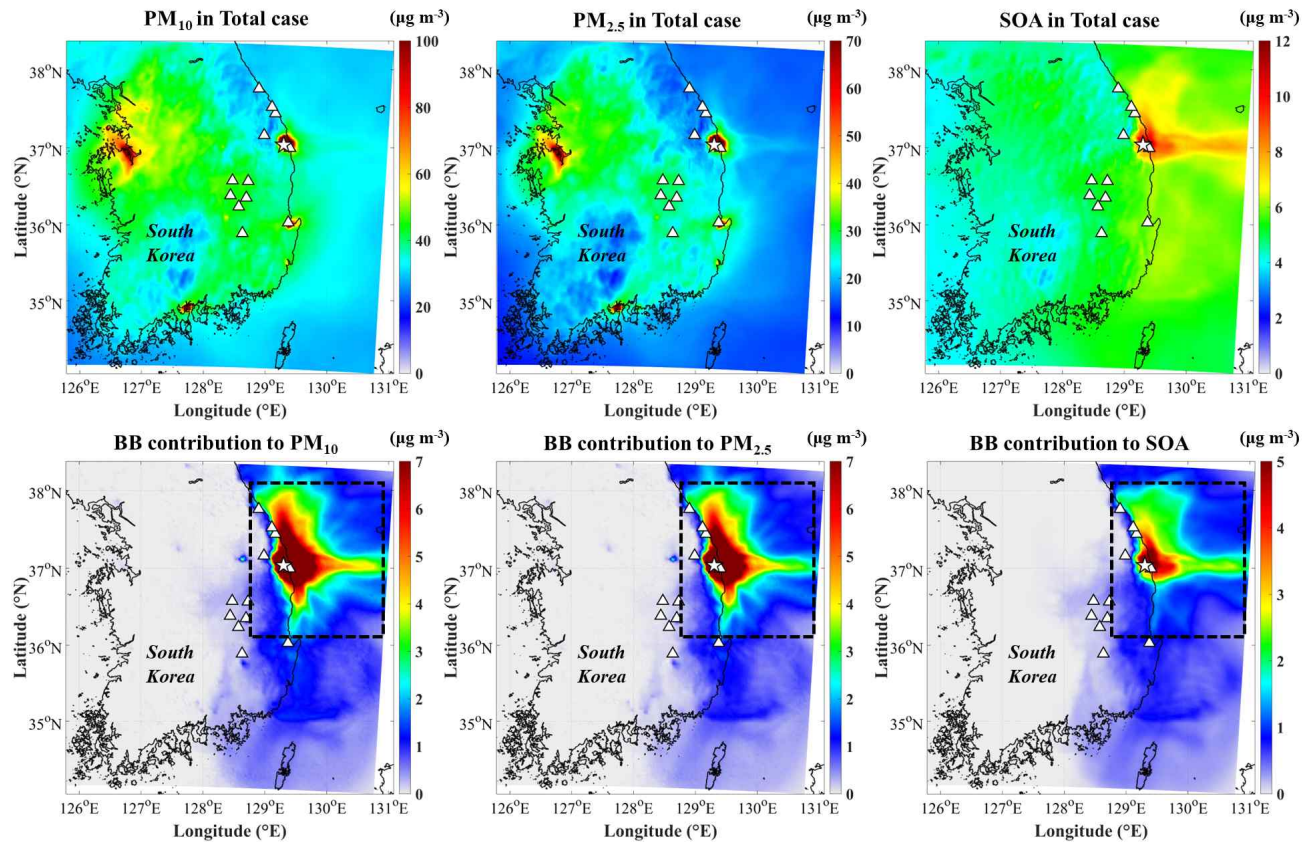


Fig. 13. Spatial distributions of PM_{10} , $PM_{2.5}$, and secondary organic aerosol (SOA) concentrations ($\mu g m^{-3}$) in Total case and the contributions of biomass burning (BB) emissions to their concentrations averaged over the wildfire period (March 4–13, 2022) for each grid in the 3 km model domain (D3). Dotted rectangles indicate the main influence areas of wildfires.

3.2.2. 연직분포 분석

앞선 3.2.1절의 분석에 알 수 있듯이, 본 연구의 울진 산불 사례는 북서풍 및 서풍 계열의 주풍으로 인해 산불의 영향이 우리나라 동해안 인근에서 가장 크게 나타났고, 내륙지역에 미치는 영향은 미미하였다. 하지만 낮 동안 동쪽에서 서쪽 방향으로 해풍이 강하게 불어 들어오는 기상조건이 갖춰진다면 산불의 영향이 우리나라 내륙지역까지 확산될 가능성이 있을 수 있다. 따라서 해륙풍 등의 국지 순환과 관련하여 산불의 영향을 보다 입체적으로 분석하기 위해, 산불에 의한 영향이 가장 크게 나타났던 3월 9일 02시~17시에 대해 Total 실험과 Base 실험 간의 $PM_{2.5}$ 농도 차이의 연직분포를 3시간 간격으로 살펴보았다(Fig. 14). Fig. 14의 A-B는 산불 발화점을 지나는 단면을 나타내었으며(Fig. 2의 검정색 점선), 검정색 실선은 모델에서 산정한 대기경계층 고도를 의미한다. 전반적으로, 3월 9일 02시부터 11시까지 시간이 지남에 따라 점차 내륙인 A 방향으로 $PM_{2.5}$ 가 확산되었으며, 이후 14시를 지나 17시에 다시 동해상인 B 방향으로 빠져나가는 모습을 보였다. 이외에도, 울진 산불 발생이 PM_{10} 과 SOA 농도에 미치는 영향에 대한 연직분포 또한 각 시간대별 $PM_{2.5}$ 의 패턴과 유사하게 나타났다.

시간대별로 자세히 보면, 02시와 05시에는 산불의 영향으로 인한 $PM_{2.5}$ 농도 증가(Total-Base)가 주로 산불 발화점과 인근 산맥에서 나타났으며, 지표 부근과 상층 모두 야간에 발생한 육풍의 영향을 지배적으로 받는 모습을 보였다. 또한 새벽과 이른 아침의 상대적으로 낮은 내륙 기온으로 인해 대기경계층이 발달하지 못해 고도가 매우 낮게 분포하였으며, 이로 인해 $PM_{2.5}$ 농도의 연직 이류와 확산이 다소 약했던 것으로 사료된다. 이후 08시에 농도 증가 분포가 산맥을 타고 넘어가 일부 내륙의 지표 부근으로 확산·수송되기 시작하였으며, 상층으로는 약 1,200 m 고도까지 산불의 영향이 확산되는 모습을 보였다. 이는 산불 발화점 인근의 하층에서 부는 해풍(동풍)과 산 사면 주변 상-하층에서 부는 종관풍(서풍)이 만나면서 해풍전선이 발달하고, 이때 차가운 해풍이 상대적으로 따뜻한 육지의 더운 공기를 위로 밀어 올리면서 농도가 연직적으로 확산된 것으로 사료된다(Park et al., 2011). 다음으로 오전 11시에는 일사에 의해 대기경계층(대기혼합층) 고도가 높게 잘 발달하여 $PM_{2.5}$ 의 농도 증가가 약 2,000 m 고도까지 분포하였으며, 이때 산불에 의한 영향으로 약 $15 \mu g m^{-3}$ 이상의 농도 증가가 나타났다. 또

한 산 사면을 따라 내륙인 A 방향으로 더욱 확산된 모습을 보였으며, 지표 부근 $PM_{2.5}$ 농도를 약 $5\sim 15\ \mu\text{g m}^{-3}$ 정도 증가시켰다. 오후 14시에는 산맥의 정상과 상층에서의 서풍이 일부 강화되면서 상층 부근의 농도 증가 패턴이 다소 동쪽으로 빠져나가는 모습을 보였다. 또한 11시에 약 $128.6^{\circ}\text{E}\sim 129.1^{\circ}\text{E}$ 정도 위치의 내륙까지 나타났던 농도 증가가 14시에 약 1,200~1,800 m 고도까지 더욱 발달한 대기경계층으로 인해 연직 혼합되어 지표 부근의 농도 증가가 약 $2\sim 7\ \mu\text{g m}^{-3}$ 으로 상대적으로 줄어든 것으로 사료된다. 마지막으로, 17시에는 산불 발화점의 왼쪽에 위치한 산맥 부근에서 불어오는 상층의 강한 종관풍(서풍)으로 인해 $PM_{2.5}$ 의 지표 및 연직 농도 분포가 동해상으로 많이 확산된 모습을 보였으며, 산맥 부근에서의 농도 증가 크기 또한 14시에 비해 다소 줄어든 것으로 나타났다.

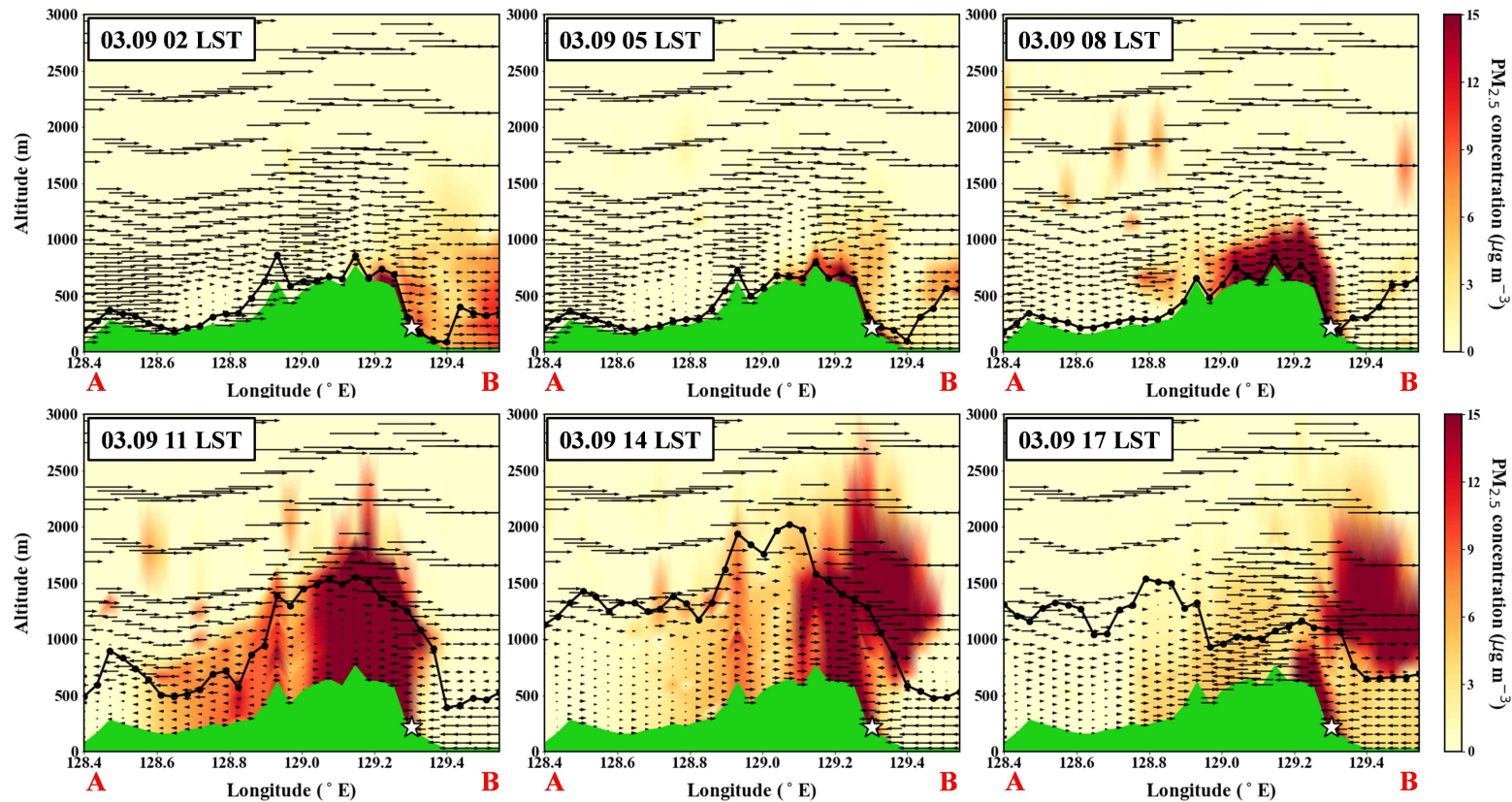


Fig. 14. Vertical distributions of the difference in $PM_{2.5}$ concentrations between Total and Base cases (Total-Base) and wind vectors ($m\ s^{-1}$, arrows) simulated by the WRF-CMAQ modeling system on March 9, 2022 along the line A-B (Fig. 2). The black thick line indicates the planetary boundary layer (PBL) height.

3.3. Biomass burning (산불)이 구름응결핵과 강수에 미치는 영향

본 연구에서는 올진 산불 사례 시 배출된 대기오염물질이 CCN에 미치는 영향을 파악하기 위해 산불 발화점에 가장 가깝게 위치한 UJ 지점을 대상으로, 전체 연구 기간의 1~100 nm 입자 크기에 해당하는 에어로졸을 CCN으로 선정하여 Total 및 Base 실험의 수농도를 분석하였다(Rose et al., 2010; Binkowski, 1999). Fig. 15에 Total 및 Base 실험 결과에 대해 전체 연구 기간을 산불 발생, 산불 발생 이전, 산불 발생 이후의 기간으로 나누어, 각각의 기간별 평균 CCN 수농도를 나타냈다. 먼저, Total 실험 결과를 보면, 전반적으로 30~40 nm 정도 크기에서 수농도가 높게 나타났으며, 산불 발생 기간에 40 nm 크기에서 약 12,768 #/cm³의 가장 큰 수농도가 분포하였다. 전체 연구 기간에서는 37 nm 크기에서 약 6,941 #/cm³의 수농도가 나타났으며, 산불 발생 이전과 이후의 기간에서는 각각 41 nm, 32 nm 크기에서 984 #/cm³, 1,366 #/cm³으로 나타났다.

Base 실험 결과, Total 실험과 마찬가지로 30~40 nm 크기에서 상대적으로 높은 수농도가 나타났으며, 산불 발생 이전과 이후의 기간에 유사한 수치가 나타났다. 그러나, CCN 수농도의 크기는 Total 실험에 비해 미미한 수준이었다. Total 실험에 대한 Base 실험 결과를 비교해 보면, 산불 발생 기간에 40 nm 크기에서 Total 실험의 CCN 수농도 Base 실험에 비해 약 11.8배 높았으며, 전체 연구 기간에 37 nm 크기의 CCN 수농도 또한 약 6.2배 높게 나타났다. 한편, Base 실험에서는 Total 실험과는 달리 산불 발생 기간과 전체 연구 기간 모두 34 nm 크기에서 각각 약 1111 #/cm³, 약 1133 #/cm³의 수농도가 나타났다. 위와 같은 Total 실험의 결과는 산불 발생 기간의 CCN 수농도에 대해 분석한 선행연구의 결과와 유사한 수준으로, 2021년 8월 지중해 연안과 2006년 6월 중국에서 발생한 산불 기간의 평균 CCN 수농도인 9000 #/cm³, 17000 #/cm³와 비교하였을 때 (Bougiatioti et al., 2016; Rose et al., 2010), 본 연구의 수치모의 결과가 대형 산불에 의한 CCN 변화를 파악하기에 합리적임을 보여준다.

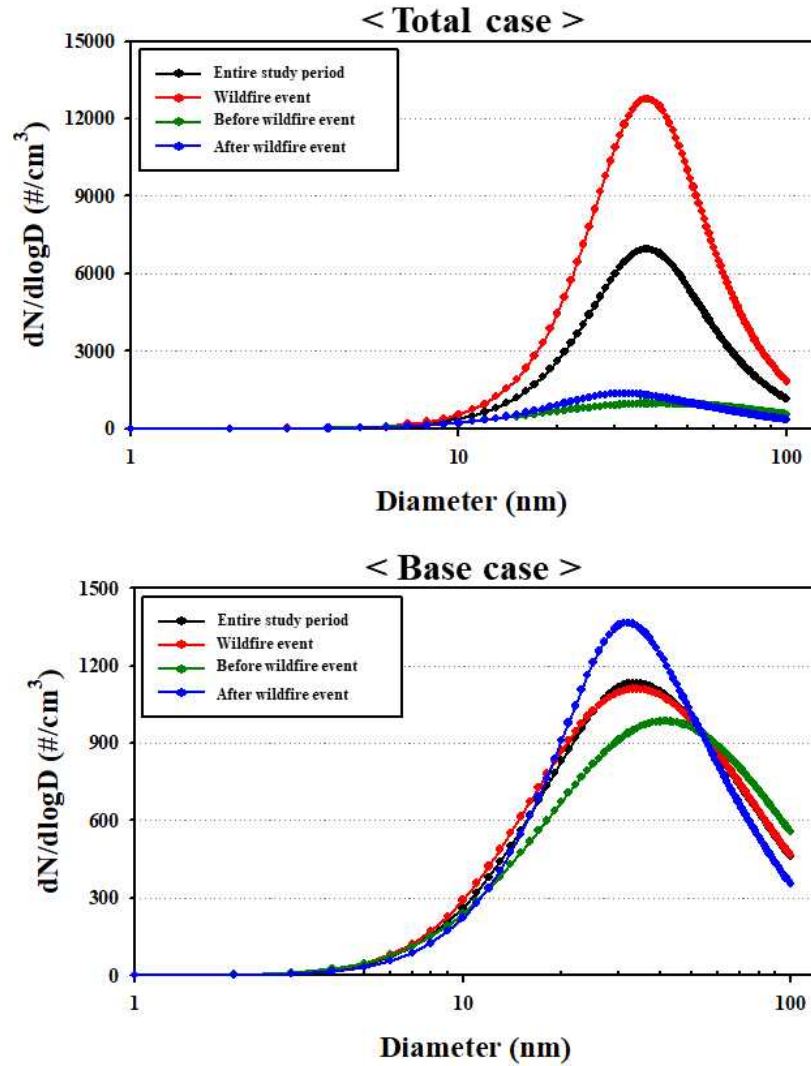


Fig. 15. Number size distributions of the cloud condensation nuclei (CCN) number concentrations ($\#/cm^3$) at UJ air quality monitoring site averaged over the entire study period (black line), the wildfire event (red line), before the wildfire event (green line), and after the wildfire event (blue line) in Total and Base cases.

앞서 설명한 바와 같이, 본 연구의 울진 산불 사례에서는 주로 30~40 nm 크기에 해당하는 CCN 수농도가 높게 나타났는데, 이를 상세히 분석하기 위해 UJ 지점에 대해 Total 및 Base 실험에서의 30 nm, 40 nm, 60 nm, 80 nm, 100nm 크기에 해당하는 CCN 수농도를 비교하였다(Fig. 16). 먼저, Total 실험에서는 전반적으로 40 nm 크기의 수농도가 가장 높았으며, 60 nm, 80 nm, 100 nm, 30 nm 순서로 높은 수농도가 분포하였다. 특히, 산불 발생일(3월 4일~13일)에 CCN 수농도 증가가 가장 크게 나타났다. 이러한 입자 크기별 CCN 수농도의 전반적인 패턴은 Fig. 11의 Total PM₁₀, PM_{2.5} 농도 패턴과 유사하게 나타났다. 한편, Base 실험에서는 특정 시간대를 제외하고는 전반적으로 모든 입자 크기에서 일정한 패턴의 수농도가 나타났으며, 특히 산불 발생 기간 Total 실험의 CCN 수농도에 크게 미치지 못하는 모습을 보였다. 이때 Total 실험의 CCN 수농도는 Base 실험에 비해 30 nm 40 nm, 60 nm, 80 nm, 100 nm의 입자 크기에 대해 각각 최대 약 124, 255, 97, 66, 42배 높게 산출되었다. 이는 산불과 같은 BB 발생 시 작은 입자 크기를 가진 에어로졸의 배출량 또한 매우 큼을 의미하며 이와 같은 작은 크기의 에어로졸은 구름응결핵의 역할을 할 수 있는 크기로, 이때의 CCN 수농도를 강수, 풍향, 수증기 혼합비 등과 같은 기상조건과 함께 면밀히 살펴봐야 할 것으로 판단된다.

본 연구에서는 BB 배출에 의한 CCN 수농도의 증가가 강수 발달에 미치는 영향을 파악하고자 발화점 인근의 울진 기상 관측지점(UL)에서 강수와 관련된 기상인자들을 살펴보았다. 본 연구의 울진 산불 사례는 3월 13일에 발생한 강수에 의해 주불이 진화되었다고 보도된 바 있기에 (<https://www.yna.co.kr/view/MYH20220313001000641>), UL 지점에서의 강수량 관측값과 기상 모델 결과를 비교해 보았다(Fig. 17). 3월 13일 09시부터 강수가 관측되기 시작했으며, 기상 모델에서도 한 시간 뒤인 10시부터 강수가 모의되는 모습을 보였다. 이때 최대 6.5 mm의 강수가 관측되었으며, 모델에서는 약 5 mm 정도의 강수가 모의되었다.

강수 발생 메커니즘에 대해 상세히 분석하기 위해, UL 지점에서 강수가 발생하기 위한 조건 중 하나인 해풍에 의한 수증기 유입 가능성을 확인해 보았다. Fig. 18에서 볼 수 있듯이, 강수 발생 이전 약 10시간 동안의 상층 10 m 풍향인

남/남동 계열 바람에 의해 해양(동해안)으로부터 다량의 수증기가 공급되어 강수 형성에 기여한 것으로 추정되며, 강수 형성 이후에도 북동/북서 계열 바람에 의해 지속적인 수증기가 유입되어 강수의 발달에 영향을 준 것으로 사료된다.

추가적으로, 강수의 형성 및 발달과 관련하여 더욱 상세히 살펴보기 위해, 수증기 혼합비(Q_{vapor}), 비습(Q_2), 구름 혼합비(Q_{cloud}), 비 혼합비(Q_{rain})에 대한 추가적인 분석을 수행하였다(Fig. 19). 수증기 혼합비와 비습의 경우, 강수 발생 이전 해양(동해안)으로부터 다량의 수증기 유입으로 인해 증가한 것으로 추정되며, 강수 발생 이후에 서서히 감소하는 패턴을 보였다. 구름 혼합비는 해풍에 의한 충분한 수증기 공급, 높은 상대습도(Fig. 9), 낮은 기온(Fig. 9)에 의한 응결 속도 및 포화도 증가 등에 의해 강수 발생 이전까지 다소 증가하는 모습을 보였으며, 강수 발생 이후 감소하는 모습을 보였다. 한편, 비 혼합비는 강수 발생 이전까지는 큰 변화가 나타나지 않았으나 응결, 수적 성장 등의 영향으로 강수 발생 이후에 비 혼합비가 증가하는 모습을 보였으며, 이러한 과정을 통해 강수가 발달된 것으로 추정된다.

위와 같은 기상조건에서, BB 배출에 의해 증가된 CCN 수농도는 응결핵을 증가시켜 구름 혼합비 증가에 기여할 수 있으며, 충분한 수적 성장을 통해 구름 성장을 유발하며, 결과적으로 강수 발달을 더욱 촉진시킬 수 있을 것으로 사료된다. 하지만 본 연구에서 수행한 기상-대기질 모델링은 두 모델 간 feedback 효과가 고려되지 않았다는 한계를 지니고 있다. 즉, 고정된 기상장을 대기질 모델의 기상 입력자료로 사용한 것이기 때문에 BB에 의한 CCN 수농도 변화가 기상장에 반영되지 않았음을 의미한다. 향후 이러한 feedback 효과가 고려되는 Online 기상-대기질 모델링 연구를 수행한다면 BB에 의해 증가된 CCN 수농도가 강수 발달에 미치는 영향을 보다 정량적으로 평가할 수 있을 것이라 기대된다.

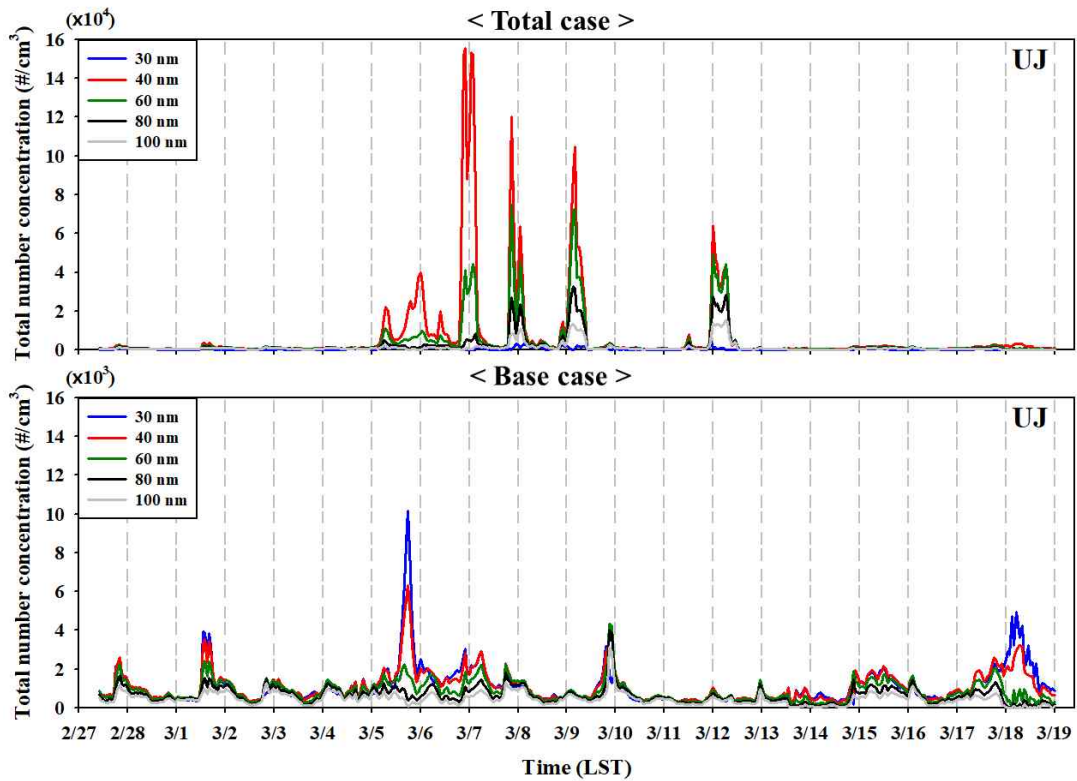


Fig. 16. Time series plot of the number concentrations ($\#/cm^3$) of the model-simulated cloud condensation nuclei (CCN) at UJ air quality monitoring site for Total and Base cases during the study period (February 27–March 18, 2022).

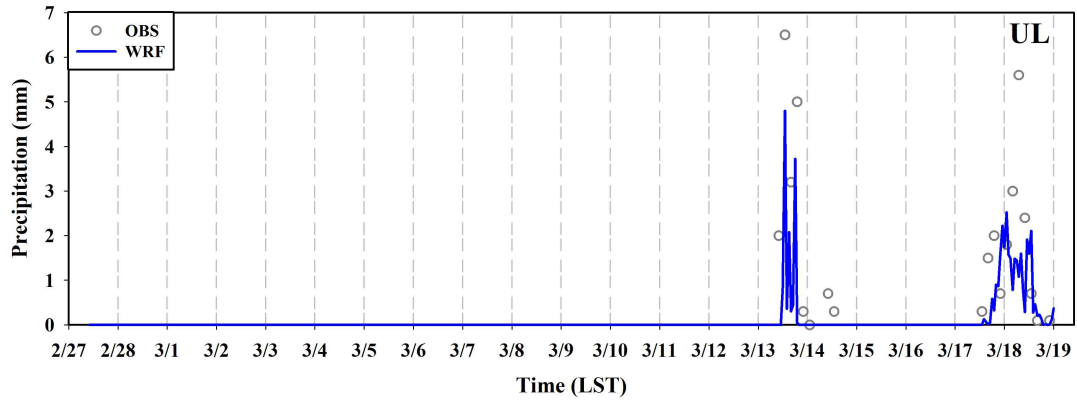


Fig. 17. Time series plot of the observed and model-simulated precipitation (mm) at UL meteorological monitoring site during the study period (February 27—March 18, 2022).

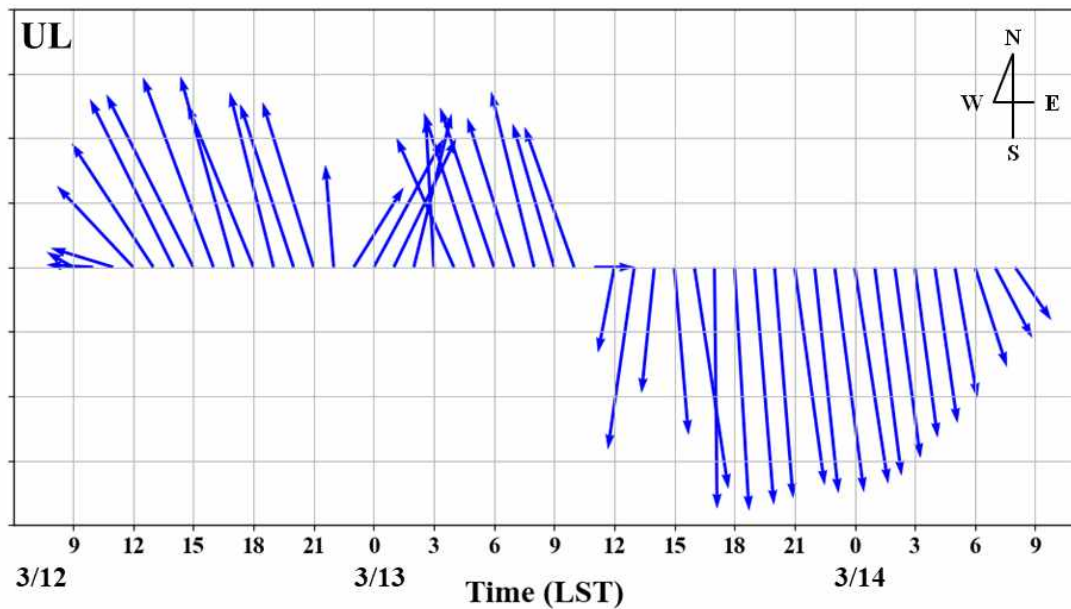


Fig. 18. Time series plot of the wind direction (°) at UL meteorological monitoring site during the 24 hours before and after the rainfall onset (09 LST on March 12—08 LST on March 14, 2022).

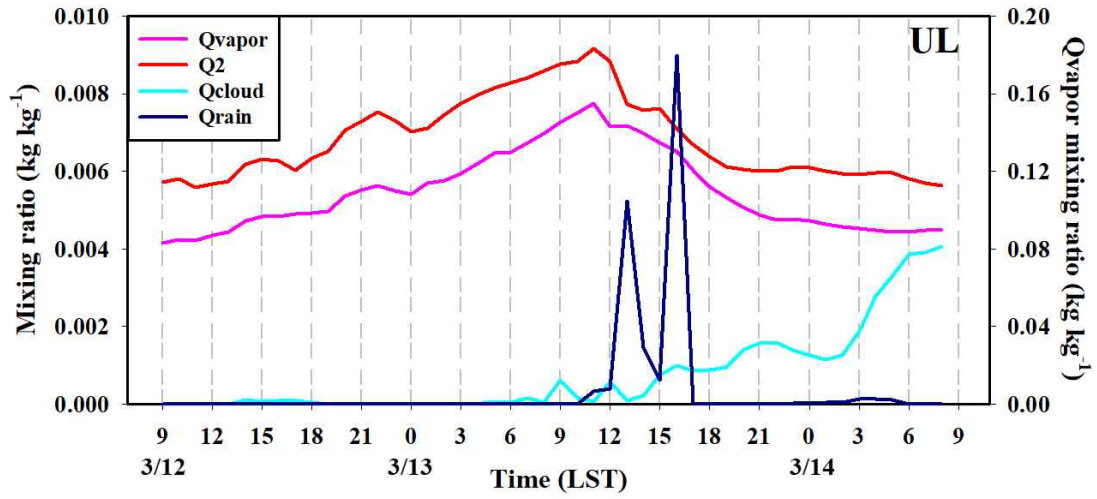


Fig. 19. Time series plot of the model-simulated meteorological variables (water vapor mixing ratio (Q_{vapor}), specific humidity (Q_2), cloud water mixing ratio (Q_{cloud}), and rain water mixing ratio (Q_{rain})) at UL meteorological monitoring site during the 24 hours before and after the rainfall onset (09 LST on March 12—08 LST on March 14, 2022).

4. 요약 및 결론

본 연구에서는 최근 20년간(2002~2021년) 우리나라에서 발생한 BB와 산불의 장기변화 추세에 대해 분석하였다. 또한 최근 10년 이내에 발생한 산불 중 가장 큰 시·공간 규모를 가진 울진 산불 사례(2022년 3월 4일~13일)를 대상으로 고해상도의 BB 배출량을 구축하고, BB 배출량이 지역 대기오염물질 농도 및 발화점 인근의 CCN 수농도와 강수에 미치는 영향을 기상-대기질 수치모의를 통해 분석하였다.

지난 20년간 BB의 발생횟수, 발생일수와 산불의 발생일수는 각각 +15회/yr, +2.4일/yr, +2.4일/yr로 모두 통계적으로 유의하게 증가하는 추세로 나타났으나, BB와 산불의 연소면적 및 산불의 발생횟수는 통계적으로 유의한 추세가 나타나지 않았다. 또한 연구 기간 동안 FINN BB 대기오염물질 배출량의 연변화는 점차 감소하는 경향을 보였으나 뚜렷한 추세가 나타나진 않았다.

울진 산불 사례 시 대기오염물질(PM_{10} , $PM_{2.5}$, SOA) 농도의 공간분포를 보면, 모든 오염물질은 산불 발화점 인근에서 가장 높은 농도를 보였으며, PM_{10} 과 $PM_{2.5}$ 는 평택당진항 부근에서 고농도가 나타났다. CMAQ-BFM 모의 결과, 산불의 주요 영향 범위 내에서 BB 배출량이 대기오염물질(PM_{10} , $PM_{2.5}$, SOA) 각각에 미치는 영향 농도는 평균적으로 $6.0 \mu\text{g m}^{-3}$, $5.3 \mu\text{g m}^{-3}$, $2.0 \mu\text{g m}^{-3}$ 였으며, 기여도는 각각 13%, 19%, 29%로 추정되었다. 특히 산불 발화점에 인접한 UJ 지점에서는 BB에 의한 기여도가 각각 68%, 78%, 57%로 매우 높게 나타났다. 이와 같은 공간분포는 산불 발생일 동안 발화점 주변에 배출된 엄청난 양의 대기오염물질이 주된 원인 중 하나이며, 오염물질이 북서풍과 서풍의 지배적인 영향과 태백산맥의 고도에 의해 가로막혀 내륙으로의 확산이 저지되고 주로 동해상으로 수송된 것으로 추정된다. 한편, 낮 동안 동해안에서 내륙방향으로 발생한 해풍에 의해 산불 배출에 의한 대기오염물질이 태백산맥을 넘어 내륙으로 확산되는 모습을 일부 확인하였으며, 내륙 $PM_{2.5}$ 농도 증가에 미치는 영향 또한 무시할 수 없는 수준으로 추정되었다($5\sim 15 \mu\text{g m}^{-3}$).

울진 산불 발생일 동안 BB 배출량은 약 30~40 nm 크기에 해당하는 CCN의

평균 수농도를 가장 크게 증가시켰으며(최대 약 11.8배), 전체 연구 기간에서 30 nm, 40 nm, 60 nm, 80 nm, 100 nm 크기에 해당하는 CCN의 수농도를 최대 42 ~ 255배까지 매우 크게 증가시키는 것으로 나타났다. 해풍에 의해 충분한 수증기가 공급되는 환경조건이 갖춰진다면, 이와 같은 BB에 의한 CCN 수농도의 증가는 응결핵의 증가와 수적 성장에 도움이 될 수 있으며, 결과적으로 강수 발달에 일부 영향을 줄 수 있을 것으로 추정된다.

우리나라에서 해마다 발생하고 있는 산불은 대기질과 건강 영향뿐만 아니라 막대한 사회·경제적 피해와 손실을 초래하고 있다. 이러한 관점에서, 남한지역의 BB 및 산불 발생과 관련한 장기추세 분석, BB 배출이 주변 대기질과 CCN 및 강수에 미치는 영향 분석은 대상지역의 대기오염 실태 및 원인 규명과 BB 발생 시 강수 형성 메커니즘을 이해하는 데 일조할 것으로 기대되는 바 의미 있는 연구라 사료된다.

본 연구를 통해 대형 산불이 에어로졸, CCN, 강수에 미치는 영향을 보다 다양한 측면에서 살펴보려 하였으나, 산불 발화점 인근의 기상 및 대기질 측정망의 부족과 지상 및 고층의 관측자료의 한계로 인해 산불에 의한 에어로졸 농도의 수평·연직 분포와 기여도를 정확하게 해석하는 데 다소 어려움이 있었다. 또한 기상-대기질 모델 간의 feedback 효과를 반영하지 못하여 BB 배출에 의한 CCN 수농도 변화가 강수에 미치는 영향을 정량적으로 해석하기에는 여러 한계점이 존재하였다. 향후 이러한 한계점을 보완하고 대상지역에 보다 적합한 BB 배출량의 산출과 기상-대기질 feedback 효과를 고려할 수 있는 모델링 시스템을 구축하여 다양한 사례 연구를 수행한다면, BB 배출이 지역 대기질에 미치는 영향 평가의 전문성을 높일 수 있을 것이다. 또한 BB 배출에 의한 CCN 및 강수 발달에 관한 영향 분석을 통해 효과적인 산불 대응 체제를 구축하는 데 보다 신뢰성 있는 정보를 제공할 것으로 기대된다.

참 고 문 헌

- Andreae, M. O., Merlet, P. (2001) Emission of Trace Gases and Aerosols from Biomass Burning, *Global Biogeochemical Cycles*, 15(4), 955-966.
- Anttila, P., Tuovinen, J. P. (2010) Trends of Primary and Secondary Pollutant Concentrations in Finland in 1994 - 2007, *Atmospheric Environment*, 44(1), 30-41.
- Baek, J.-Y., Song, S.-K., Han, S.-B., Cho, S.-B. (2022) Contributions of Emissions and Atmospheric Physical and Chemical Process to High PM_{2.5} Concentrations on Jeju Island during Spring 2018, *Journal of Environmental Science International*, 31(7), 637-652.
- Bernardet, L., Wolff, J., Nance, L., Loughe, A., Weatherhead, B., Gilleland, E., Brown, B. (2009) Comparison between WRF-ARW and WRF-NMM objective forecast verification scores. In 23rd Conference on Weather Analysis and Forecasting/19th Conference on Numerical Weather Prediction, Omaha, NE. Accessed June (Vol. 13, p. 2016).
- Bhardwaj, P., Naja, M., Kumar, R., Chandola, H. C. (2016) Seasonal, Interannual, and Long-term Variabilities in Biomass Burning Activity over South Asia, *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 4397-4410.
- Binkowski, F. S. (1999) Aerosols in models-3 CMAQ. Science algorithms of the EPA Models-3 Community multiscale air quality (CMAQ) modeling system, 10-1.
- Bougiatioti, A., Bezantakos, S., Stavroulas, I., Kalivitis, N., Kokkalis, P., Biskos, G., Mihalopoulos, N., Papayannis, A., Nenes, A. (2016) Biomass-burning impact on CCN number, hygroscopicity and cloud formation during summertime in the eastern Mediterranean, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 16(11), 7389-7409.

- Byun, D., Ching, J.K.S. (1999) Science Algorithms of The EPA Models-3 Community Multiscale Air Quality (CMAQ) Modeling System, U.S. Environmental Protection Agency (US EPA), EPA/600/R-99, 30.
- Byun, D., Schere, K. L. (2006) Review of The Governing Equations, Computational Algorithms, and Other Components of The Models-3 Community Multiscale Air Quality (CMAQ) Modeling System, Applied Mechanics Reviews, 59(2), 51-77.
- Carslaw, D. C. (2005) Evidence of an Increasing NO₂/NO_x Emissions Ratio from Road Traffic Emissions, Atmospheric Environment, 39, 4793-4802.
- Chan, K. L. (2017) Biomass Burning Sources and Their Contributions to the Local Air Quality in Hong Kong, Science of the Total Environment, 596, 212-221.
- 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.
- Cho, S. B., Song, S. K., Moon, S. H. (2021) Effect of Analysis Nudging Data Assimilation on the PM_{2.5} Concentration Simulation during a Haze Event in the Seoul Metropolitan Area in 2019, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 37(2), 231-247.
- Cho, S. B., Song, S. K., Shon, Z. H., Moon, S. H. (2023) Evaluation of Air Quality Simulation with a Coupled Atmosphere-ocean Model: A Case Study on Natural Marine and Biogenic Emissions, Science of the Total Environment, 882, 163021.
- Choi, Y., Jeon, W., Roy, A., Souri, A. H., Diao, L., Pan, S., Eslami, E. (2016) CMAQ Modeling Archive for Exceptional Events Analyses, Final report to the Texas Commission on Environmental Quality (TCEQ).
- Danielson, J. J., Gesch, D. B. (2011) Global Multi-resolution Terrain Elevation Data 2010 (GMTED2010) (USGS Numbered Series No. 2011 - 1073),

Open-File Report.

- Desroziers, G., Ivanov, S. (2001) Diagnosis and Adaptive Tuning of Observation Error Parameters in a Variational Assimilation, *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 127(574), 1433-1452.
- Dudhia, J. (1989) Numerical Study of Convection Observed during the Winter Monsoon Experiment using a Mesoscale Two-dimensional Model, *Journal of Atmospheric Sciences*, 46(20), 3077-3107.
- Duncan, B. N., Martin, R. V., Staudt, A. C., Yevich, R., & Logan, J. A. (2003) Interannual and Seasonal Variability of Biomass Burning Emissions Constrained by Satellite Observations, *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 108(D2), ACH-1.
- Friedl, M. A., Sulla-Menashe, D., Tan, B., Schneider, A., Ramankutty, N., Sibley, A., Huang, X. (2010) MODIS Collection 5 Global Land Cover: Algorithm Refinements and Characterization of New Datasets, *Remote Sensing of Environment*, 114(1), 168-182.
- Galanter, M., Levy, H., Carmichael, G. R. (2000) Impacts of Biomass Burning on Tropospheric CO, NO_x, and O₃, *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 105(D5), 6633-6653.
- Garcia-Menendez, F., Hu, Y., Odman, M. T. (2014) Simulating Smoke Transport from Wildland Fires with a Regional-scale Air Quality Model: Sensitivity to Spatiotemporal Allocation of Fire Emissions, *Science of the Total Environment*, 493, 544-553.
- Giglio, L., Randerson, J. T., Van der Werf, G. R., Kasibhatla, P. S., Collatz, G. J., Morton, D. C., DeFries, R. S. (2010) Assessing Variability and Long-term Trends in Burned Area by Merging Multiple Satellite Fire Products, *Biogeosciences*, 7(3), 1171-1186.
- Giglio, L., Schroeder, W., Hall, J. V., Justice, C. O. (2018) MODIS Collection 6 Active Fire Product User's Guide Revision B. Department of Geographical Sciences. University of Maryland, 9,

<https://www.earthdata.nasa.gov/learn/find-data/near-real-time/firms/mcd14dl-nrt>.

- Gipson, G. L. (1999) The Initial Concentration and Boundary Condition Processors. Science Algorithms of the EPA Models-3 Community Multiscale Air Quality (CMAQ) Modeling System, US Environmental Protection Agency Report, EPA-600/R-99/030, 12-1.
- Guenther, A. B., Jiang, X., Heald, C. L., Sakulyanontvittaya, T., Duhl, T. A., Emmons, L. K., Wang, X. (2012) The Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature version 2.1 (MEGAN2. 1): An Extended and Updated Framework for Modeling Biogenic Emissions, *Geoscientific Model Development*, 5(6), 1471-1492.
- 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.
- Janssens-Maenhout, G., Crippa, M., Guizzardi, D., Dentener, F., Muntean, M., Pouliot, G., Keating, T., Zhang, Q., Kurokawa, J., Wankmüller, R., Denier van der Gon, H., Kuenen, J. J. P., Klimont, Z., Frost, G., Darras, S., Koffi, B., and Li, M. (2015) HTAP_v2.2: a Mosaic of Regional and Global Emission Grid Maps for 2008 and 2010 to Study Hemispheric Transport of Air Pollution, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 15(19), 11411-11432.
- Jeon, W., Choi, Y., Lee, H. W., Lee, S. H., Yoo, J. W., Park, J., Lee, H. J.

- (2015) A Quantitative Analysis of Grid Nudging Effect on Each Process of PM_{2.5} Production in the Korean Peninsula, *Atmospheric Environment*, 122, 763-774.
- Kain, J.S. (2004) The Kain-Fritsch Convective Parameterization : An Update, *Journal of Applied Meteorology*, 43(1), 170-181.
- Kaiser, J. W., Heil, A., Andreae, M. O., Benedetti, A., Chubarova, N., Jones, L., Morcrette, J.-J., Razinger, M., Schultz, M. G., Suttle, M., Van Der Werf, G. R. (2012) Biomass Burning Emissions Estimated with a Global Fire Assimilation System based on Observed Fire Radiative Power, *Biogeosciences*, 9(1), 527-554.
- Kang, C.-Y., Song, S.-K., Moon, S.-H., Lim, Y.-K., Chang, K.-H., Chang, C. (2023) Effect of Cloud Seeding Using Hygroscopic Aerosol Particles on Artificial Rainfall Enhancement and Its Sensitivity Analysis in Spring 2021, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 39(3), 335-350.
- Kang, J. E., Song, S. K., Lee, H. W., Kim, Y. K. (2012). The Influence of Meteorological Conditions and Complex Topography on Ozone Concentrations in a Valley Area near Coastal Metropolitan Cities, *Terrestrial, Atmospheric & Oceanic Sciences*, 23(1).
- Kelly, J. M., Doherty, R. M., O'Connor, F. M., Mann, G. W. (2018) The Impact of Biogenic, Anthropogenic, and Biomass Burning Volatile Organic Compound Emissions on Regional and Seasonal Variations in Secondary Organic Aerosol, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 18(10), 7393-7422.
- Kendall, M. (1975) *Rank Correlation Methods*, 4th Ed., Charles Griffin, U.K., 202 pp.
- Kim, D. Y. (2011) *Analysis of Air Pollutants Emissions from Biomass Burning in Seoul Metropolitan Area*, Gyeonggi Research Institute.
- Kim, D., Jeon, W., Park, J., Mun, J., Choi, H., Kim, C. H., Lee, H. J., Jo, H. Y.

- (2022) A Numerical Analysis of the Changes in O₃ Concentration in a Wildfire Plume, *Remote Sensing*, 14(18), 4549.
- Kim, Y. J., Han, S. O., Lee, C., Lee, S. S., Kim, B. G. (2013) An Analysis of Aerosols Impacts on the Vertical Invigoration of Continental Stratiform Clouds, *Atmosphere*, 23(3), 321-329.
- Korea Forest Service (KFS) (2022) 2022 K-Fire Prevention Comprehensive Plan, <http://forest.go.kr/>.
- Lee, J. H., Cho, J. H., Kim, H. S. (2022) Analysis of the Contribution of Biomass Burning Emissions in East Asia to the PM₁₀ and Radiation Energy Budget in Korea, *Journal of the Korean Earth Science Society*, 43(2), 265-282.
- Lee, J., Park, M., Jung, D., Park, S. (2020) A Study on Wildfire Disaster Response based on Cases of International Disaster Safety Management Systems. *KSCE Journal of Civil and Environmental Engineering Research*, 40(3), 345 - 352.
- Lee, K. H. (2012) Impact of Northeast Asian Biomass Burning Activities on Regional Atmospheric Environment, *Journal of the Korean Association of Geographic Information Studies*, 15(1), 184-196.
- Lee, S., Ho, C. H., Lee, Y. G., Choi, H. J., Song, C. K. (2013) Influence of Transboundary Air Pollutants from China on the High-PM₁₀ Episode in Seoul, Korea for the Period October 16-20, 2008, *Atmospheric Environment*, 77, 430-439.
- 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(5), 1587-1612.
- Lin, C. Y., Chen, W. C., Chien, Y. Y., Chou, C. C., Liu, C. Y., Ziereis, H., Schlager, H., Förster, E., Obersteiner, F., Krüger, O. O., Holanda, B. A., Pöhlker, M. L., Kaiser, K., Schneider, J., Bohn, B., Pfeilsticker, K.,

- Weyland, B., Hernández, M. D. A., Burrows, J. P. (2023) Effects of Transport on a Biomass Burning Plume from Indochina during EMeRGe-Asia Identified by WRF-Chem, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 23(4), 2627-2647.
- Luecken, D. J., Yarwood, G., Hutzell, W. T. (2019) Multipollutant Modeling of Ozone, Reactive Nitrogen and HAPs across the Continental US with CMAQ-CB6, *Atmospheric Environment*, 201, 62-72.
- Mann, H. (1945) Nonparametric Tests Against Trend, *Econometrica*, 13(3), 245-259.
- 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.
- Nam, K. P., Lee, H. S., Lee, J. J., Park, H. J., Choi, J. Y., Lee, D. G. (2019) A Study on the Method of Calculation of Domestic and Foreign Contribution on PM_{2.5} using Brute-Force Method, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 35(1), 86-96.
- National Institute of Environmental Research (NIER). (2019) 2016 National Air Pollutants Emission; No. 11-1480523-000883-10, <https://www.air.go.kr/>.
- National Institute of Forest Science (NIFoS). (2022) 2021 Forest Disaster White Paper; No. 11-1400377-001422-01, <http://www.nifos.go.kr/>.
- Oh, H. R., Ho, C. H., Kim, J., Chen, D., Lee, S., Choi, Y. S., Chang, L. S., Song, C. K. (2015) Long-range Transport of Air Pollutants Originating in China: A Possible Major Cause of Multi-day High-PM₁₀ Episodes during Cold Season in Seoul, Korea, *Atmospheric Environment*, 109, 23-30.
- Oh, I. B., Kim, Y. K., Hwang, M. K., Kim, C. H., Kim, S., 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.
- Park, R., Jeong, J., Yun, D. (2009) A Study of the Effects of Siberian Wildfires on Ozone Concentrations over East Asia in Spring 2003, *Atmosphere*, 19(3), 227-235.
- Park, S. Y., Lee, H. W., Lee, S. H., Lee, K. O., Ji, H. E. (2011) Impact of the Variation of Sea Breeze Penetration due to Terrain Complexity on PBL Development, *Journal of Environmental Science International*, 20(2), 275-289.
- Pun, B.K., Seigneur, C., Vijayaraghavan, K., Wu, S.Y., Chen, S.Y., Knipping, E.M., Kumar, N. (2006) Modeling Regional Haze in the BRAVO Study using CMAQ-MADRID: 1. Model Evaluation, *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 111(D6).
- Rose, D., Nowak, A., Achtert, P., Wiedensohler, A., Hu, M., Shao, M., Zhang, Y., Andreae, M. O., Pöschl, U. (2010). Cloud condensation nuclei in polluted air and biomass burning smoke near the mega-city Guangzhou, China - Part 1: Size-resolved measurements and implications for the modeling of aerosol particle hygroscopicity and CCN activity. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 10(7), 3365-3383.
- Routray, A., Mohanty, U. C., Niyogi, D., Rizvi, S. R. H., Osuri, K. K. (2010) Simulation of Heavy Rainfall Events over Indian Monsoon Region using WRF-3DVAR Data Assimilation System, *Meteorology and Atmospheric Physics*, 106, 107-125.
- 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.
- Sommerfeld, M., Dörenkämper, M., Steinfeld, G., Crawford, C. (2019) Improving mesoscale wind speed forecasts using lidar-based observation nudging for airborne wind energy systems, *Wind Energy*

- Science, 4(4), 563-580.
- Song, B., Park, K. (2021) Temperature Trend Analysis Associated with Land-cover Changes using Time-series Data (1980 - 2019) from 38 Weather Stations in South Korea, *Sustainable Cities and Society*, 65, 102615.
- Song, S. K., Han, S. B., Kim, S. W. (2014) Analysis of Meteorological Characteristics Related to Changes in Atmospheric Environment on Jeju Island during 2010-2012, *Journal of Environmental Science International*, 23(11), 1889-1907.
- Song, S. K., Shon, Z. H., Bae, M. S., Cho, S. B., Moon, S. H., Kim, H. S., Son, Y. B., Lee, C. R. (2022) 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., Choi, Y.-N., Son, Y.-B., Kang, M., Han, S.-B., Bae, M.-S. (2019) 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., Kim, Y. K., Kang, Y. H., Oh, I. B., Jung, C. H. (2010) Influence of Ship Emissions on Ozone Concentrations around Coastal Areas during Summer Season, *Atmospheric Environment*, 44(5), 713-723.
- Souri, A. H., Choi, Y., Jeon, W., Kochanski, A. K., Diao, L., Mandel, J., Bhawe, P. V., Pan, S. (2017) Quantifying the Impact of Biomass Burning Emissions on Major Inorganic Aerosols and their Precursors in the US, *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 122(21), 12-020.
- 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.

- Streets, D. G., Bond, T. C., Carmichael, G. R., Fernandes, S. D., Fu, Q., He, D., Klimont, Z., Nelson, S. M., Tsai, N. Y., Wang, M. Q., Woo, J.-H., Yarber, K. F. (2003) An Inventory of Gaseous and Primary Aerosol Emissions in Asia in the year 2000, *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 108(D21).
- Sugimoto, S., Crook, N. A., Sun, J., Xiao, Q., Barker, D. M. (2009) An Examination of WRF 3DVAR Radar Data Assimilation on its Capability in Retrieving Unobserved Variables and Forecasting Precipitation through Observing System Simulation Experiments, *Monthly Weather Review*, 137(11), 4011-4029.
- Sun, D.-H., Song, S.-K., Cho, S.-B., Moon, S.-H. (2023) Long-term Trend Analysis in Biomass Burning Emissions and Their Impacts on Aerosols and CO Concentrations in South Korea, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 39(3), 351-371.
- Sung, M. K., Lim, G. H., Choi, E. H., Lee, Y. Y., Won, M. S., Koo, K. S. (2010) Climate Change over Korea and its Relation to the Forest Fire Occurrence, *Atmosphere*, 20(1), 27-35.
- Tai, E., Jimenez, M., Nopmongcol, O., Wilson, G., Mansell, G., Koo, B., Yarwood, G. (2008) Boundary Conditions and Fire Emissions Modeling, Prepared for Texas Commission on Environmental Quality. September.
- Uranishi, K., Ikemori, F., Shimadera, H., Kondo, A., Sugata, S. (2019) Impact of Field Biomass Burning on Local Pollution and Long-Range Transport of PM_{2.5} in Northeast Asia. *Environmental Pollution*, 244, 414-422.
- Van der Werf, G. R., Randerson, J. T., Giglio, L., Collatz, G. J., Mu, M., Kasibhatla, P. S., Morton, D. C., Defries, R. S., Jin, Y., van Leeuwen, T. T. (2010) Global Fire Emissions and the Contribution of Deforestation, Savanna, Forest, Agricultural, and Peat Fires (1997 - 2009), *Atmospheric Chemistry and Physics*, 10(23), 11707-11735.

- Vara Vela, A., de Fátima Andrade, M., Zhang, Y., Kumar, P., Ynoue, R. Y., Souto Oliveira, C. E., F. J. S. Lopes., Landulfo, E. (2018) Modeling of Atmospheric Aerosol Properties in the São Paulo Metropolitan Area: Impact of Biomass Burning, *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 123(17), 9935-9956.
- Vongruang, P., Wongwises, P., Pimonsree, S. (2017) Assessment of Fire Emission Inventories for Simulating Particulate Matter in Upper Southeast Asia using WRF-CMAQ, *Atmospheric Pollution Research*, 8(5), 921-929.
- Wang, X., Hu, Y., Russell, A., Mauzerall, D., Zhang, Y. (2002) Using Models3/CMAQ to Simulate Regional Air Quality in China, In 2002 Models-3 User's Workshop. EPA, Research Triangle Park.
- Wiedinmyer, C., Akagi, S. K., Yokelson, R. J., Emmons, L. K., Al-Saadi, J. A., Orlando, J. J., Soja, A. J. (2011) The Fire INventory from NCAR (FINN): A High Resolution Global Model to Estimate the Emissions from Open Burning, *Geoscientific Model Development*, 4(3), 625-641.
- WRF-ARW V3: User's Guide (2017).
- Zhang, X., Hecobian, A., Zheng, M., Frank, N. H., Weber, R. J. (2010) Biomass Burning Impact on PM_{2.5} over the Southeastern US during 2007: Integrating Chemically Speciated FRM Filter Measurements, MODIS Fire Counts and PMF Analysis, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 10(14), 6839-6853.

Analysis of long-term variation in biomass burning and the impacts of large-scale wildfire on aerosols and cloud condensation nuclei in South Korea

Dae-Hyun Sun

Faculty of Earth and Marine Convergence,
Earth and Marine Sciences Major
The Graduate School, Jeju National University

Abstract

In this study, the long-term variations in biomass burning (BB) and its emissions and wildfires in South Korea over the past 20 years (2002–2021) were analyzed using Fire INventory from National Center for Atmospheric Research (FINN) and statistical data provided by the National Institute of Forest Science (NIFoS), respectively. The impacts of BB emissions to aerosol and cloud condensation nuclei (CCN) were also assessed during large-scale wildfire event (near Uljin, March 4–13, 2022) using Community Multiscale Air Quality (CMAQ) modeling system with brute-force method (BFM). The long-term analysis of BB and wildfire occurrences showed statistically upward trends during the study period. On the other hand(wheras), the air pollutants emissions (CO, PM₁₀, PM_{2.5}, OC, and BC) owing to the FINN BB showed no significant trends. In addition, the mean contributions of BB emissions to aerosols (PM₁₀, PM_{2.5}, and secondary organic aerosol (SOA)) reached approximately 13%, 19%, and 29%, respectively, within the main influence area of large-scale wildfire. The largest contributions of BB emissions to their concentrations (68%, 79%, and 57%) were predicted at areas (e.g., near

Uljin) that closet to the fire hotspot. As a result of vertical distribution analysis, the increased $PM_{2.5}$ concentrations owing to BB emissions was likely to be moved inland regions due to meteorological conditions, such as daytime sea breezes and planetary boundary layer height. BB emissions increased the number concentrations of CCN averaged over wildfire event up to 11.8 times at Uljin air quality monitoring site. As a result, It is emstimated that the increase in CCN number concentration due to BB emissions may cause and increase in condensation nuclei and numerical growth, and may have some influence on the development of precipitation.