



기술자료

광주 지역에서 늦가을 황사 발생 시 대기 에어로졸 입자의 크기 분포 변화

Change in Mass Size Distributions of Ambient Aerosol Particles during Asian Dust Storm Event in Late Fall at an Urban Site of Gwangju

박승식*

전남대학교 환경에너지공학과

Seungshik Park*

Department of Environment and Energy Engineering, Chonnam National University

접수일 2019년 7월 26일
 수정일 2019년 8월 9일
 채택일 2019년 8월 12일

Received 26 July 2019
 Revised 9 August 2019
 Accepted 12 August 2019

*Corresponding author
 Tel : +82-(0)62-530-1863
 E-mail : park8162@chonnam.ac.kr

Abstract The Korean peninsula was affected by dust storms (DSs) originated in an inner Mongolia region in China at the end of November, 2018. DS event occurred between November 28 and 30, 2018 in Gwangju. In this study, 24-hr integrated size-resolved ambient aerosols were measured from November 26 to December 01, 2018 at an urban site of Gwangju to explore the change in size distributions and chemical processes of ambient aerosol particles and their water-soluble ionic species before, during, and after DS event. Due to the long-range transport of air pollutants and meteorological conditions such as high pressure system developed around the Korean peninsula, air stagnation, and high relative humidity (RH), ambient aerosol particles and secondary ionic species before DS event exhibited tri-modal size distributions with a predominant droplet mode at a particle size of 1.0 μm and a moderate condensation mode at a particle size of 0.32 μm . While, on November 27~28 when DS event occurred along with long-range transport and local pollution, bi-modal size distributions were observed for ambient aerosols. In particular, secondary NO_3^- , SO_4^{2-} , and NH_4^+ showed very outstanding droplet mode distributions at 1.0 μm . Moreover, existence of noticeable coarse mode during DS event was associated with increased NO_3^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , and Cl^- concentrations. Coarse mode NO_3^- was likely produced through heterogeneous reaction of gaseous HNO_3 with CaCO_3 in dust particles. However, on November 28~29 when influence of local pollution dominated with low RH and favorable dispersion conditions, secondary NO_3^- , SO_4^{2-} , and NH_4^+ in accumulation mode exhibited a condensation mode distribution at a particle size of 0.32 μm , without a droplet mode.

Key words: Dust storm, Long-range transport, Air stagnation, Size distribution, Secondary ionic species, Droplet mode

1. 서 론

도시 지역 에어로졸은 산업시설, 자동차 배기가스, 화력발전 보일러 등과 같은 연소 오염원과 자연적 오염원(해염, 토양 먼지 등)에 의해 발생한 1차 입자상 물질과 기체상에서 입자로의 화학적 변환을 통해 생성된 2차 입자상 물질의 혼합물이다(Seinfeld and

Pandis, 2006). 대기 에어로졸 입자의 중요한 오염원의 하나로서 황사와 같은 먼지 입자들(dust aerosols)은 지구 전체 에어로졸 입자의 50%를 차지한다(Zender *et al.*, 2004). 동북아시아는 세계에서 먼지의 주요한 오염 지역이다. 지구상의 연간 먼지 배출량은 1,000~3,000 Tg/yr로 예측하고 있으며, 아시아 지역의 사막 먼지는 전체 먼지의 10~25%를 차지하는 것으로 추정

하고 있다(Huang *et al.*, 2014, 2010a; Tegen and Schepanski, 2009). 먼지 입자는 태양 복사와 지표 복사를 흡수하거나 산란함으로써 지구 대기의 에너지 수지에 영향을 미치며, 구름 응결핵으로 작용함으로써 구름의 미세 물리학적 구조, 성장 규모 및 수명을 변화시킬 수 있다(Li *et al.*, 2017; Kumar *et al.*, 2014, 2009; Slingo *et al.*, 2006). 동시에 먼지 입자들은 대기 중 불균일 화학 반응에 필요한 반응계면(reaction interfaces)으로 작용한다(Ren *et al.*, 2019; Wu *et al.*, 2019; Krueger *et al.*, 2004). 그리고 이들은 먼 지역까지 장거리 이동하면서 지면과 해양에 가라앉아 지구의 생물학적 순환에 영향을 미친다(Han *et al.*, 2008; Wang *et al.*, 2005; Prospero, 1999). 또한 오염 지역을 지나면서 인위적 오염물질을 먼 거리까지 운반하여 먼지 폭풍 에어로졸의 농도 증가와 화학적 조성의 변화를 초래한다(Park and Cho, 2013; Jung *et al.*, 2010; Park *et al.*, 2007; Sun *et al.*, 2005; Guo *et al.*, 2004; Arimoto *et al.*, 1996).

대기 에어로졸을 구성하고 있는 화학적 성분들의 크기분포는 에어로졸의 오염원과 화학적 생성 과정을 이해하는 데 매우 중요하다(Park and Yu, 2018; Park and Son, 2016; Yu *et al.*, 2016; Park and Kim, 2014; Park and Shin, 2013). 보통 도시 지역에서 대기 에어로졸과 2차 수용성 이온 성분들(NO_3^- , SO_4^{2-} 및 NH_4^+)은 이산형 크기분포(bi-modal size distribution)를 보인다(Yu *et al.*, 2016). 첫 번째는 전구가스 물질들의 수용액 산화반응에 이은 수분 증발과 기상 산화반응으로부터 생성된 응결모드 입자의 수분 흡수과정을 통해서 $0.55 \mu\text{m}$ 의 입자 크기에서 두드러진 액적모드를 보인다. 두 번째는 지각 물질의 존재나 질산가스나 황산가스가 해염입자나 토양먼지와 화학반응을 통해 $3.1\sim 6.2 \mu\text{m}$ 의 입자 크기에서 조대모드를 보인다. 또한, Park and Son (2016)은 2015년 겨울에 발생한 황사 기간 중 수용성 유기 및 이온 성분들의 크기 분포와 오염원을 조사하였다. 황사 기간 중 NO_3^- , SO_4^{2-} , NH_4^+ , 그리고 K^+ 는 $0.55 \mu\text{m}$ 의 크기에서 피크를 보이는 우세한 액적모드를 나타내었으며, NO_3^- , SO_4^{2-} 및 Ca^{2+} 성분들은 $3.1\sim 6.2 \mu\text{m}$ 크기의 조대모

드에서도 중요한 기여를 하였다. 또한, 소수성 유기물질에 해당하는 humic-like substances (HULIS)는 토양먼지($\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ 와 CaSO_4) 그리고/또는 해염입자(NaNO_3 와 Na_2SO_4)의 표면에 휘발성 유기화합물이 흡착해 조대모드에 생성된다고 하였다. 반면 도시 지역에서 가을철에 조사한 대기 에어로졸, 수용성 2차 이온성분들(NO_3^- , SO_4^{2-} 및 NH_4^+), oxalate 및 수용성 유기탄소는 비 연무와 연무 발생 기간에 동일하게 0.32 , 1.0 , 그리고 $6.2 \mu\text{m}$ 에서 3중 모드(tri-modal)의 크기분포를 보였다(Yu *et al.*, 2017). 그러나 비 연무 기간 중 이 성분들의 크기분포는 $0.32 \mu\text{m}$ 에서 피크를 보이는 응결모드에서 우세하였으나, 연무가 매우 심한 날에는 $1.0 \mu\text{m}$ 에서 매우 두드러진 액적모드를 보였다.

지금까지 황사 발생 시 PM_{10} 과 $\text{PM}_{2.5}$ 의 화학적 조성의 특성에 대한 연구는 많이 진행되어 왔으나(Huang *et al.*, 2013, 2010b; Park and Cho, 2013; Xiao *et al.*, 2011; Lee *et al.*, 2008; Park *et al.*, 2007, 2006), 에어로졸의 크기분포와 화학적 조성의 변화에 대한 연구는 매우 제한적이었다. 따라서 본 연구에서는 2018년 11월 하순에 광주광역시에서 발생한 황사 시 대기 에어로졸과 수용성 이온성분들의 크기분포 변화를 조사하여 이들의 생성 과정을 평가하였다. 한반도는 2018년 11월 28일부터 약 4일 동안 간헐적으로 중국에서 발생한 황사에 의해 영향을 받았다. 이 기간 중 한반도에 유입된 황사 먼지가 국지적 오염원이 혼재된 광주 도시 지역 에어로졸의 화학적 조성과 크기분포에 미치는 영향을 조사하기 위하여, 약 6일간 10단의 관성 임팩터를 이용해 대기 에어로졸 입자의 크기 분포를 측정하였다.

2. 실험 방법

2.1 대기 에어로졸 입자의 크기분포 측정

연구의 목적 달성을 위한 대기 에어로졸 입자의 크기 분포 측정은 광주광역시에 위치한 전남대학교 내

한 건물 3층 옥상에서 2018년 11월 26일에서 12월 1일까지 이루어졌다. 대기 에어로졸 입자의 시료 채취는 10단의 Micro-Orifice Uniform Deposition Impactor (MOUDI, MSP110, USA)를 이용하여 오전 9시경에 시작하여 약 23.5시간 동안 이루어졌다. MOUDI는 0.055, 0.095, 0.17, 0.32, 0.55, 1.0, 1.8, 3.1, 6.2, 9.9 및 18 μm 의 분리 입경을 가지며 시료 채취 유량은 30 L/min이다. MOUDI에서 사용된 여지는 >0.055 μm 의 분리 입경을 가진 단에는 47 mm 직경의 알루미늄 호일을, 마지막 단(back-up stage, <0.055 μm)에는 47 mm 직경의 테플론 여과지(2.0 μm pore size, Teflo filter)이었다. 측정 지점은 왕복 4차선 도로에서 약 150 m 떨어져 있어 자동차 배기가스에 의해 영향을 받는다(Park and Yu, 2018). MOUDI 측정 외에도 dual-spot 다파장 aethalometer (AE33, Aerosol d.o.o, Slovenia)를 이용하여 1분 간격으로 $\text{PM}_{2.5}$ 내 BC(black carbon) 농도를 측정하였다. Aethalometer의 자세한 측정 원리는 Yu *et al.* (2018)의 논문에 언급되어 있다.

2.2 질량농도와 수용성 성분 농도 정량화

대기 에어로졸 입자의 크기별 질량농도는 각 단계에서 사용한 알루미늄 호일과 테플론 여과지의 시료 채취 전과 후의 질량을 마이크로밸런스(Satorius CP2P-F)로 측정하여 계산하였다.

무게 측정이 끝난 여과지는 수용성 이온 성분들을 분석하기 위해 40 mL의 용기에 넣고 20 mL의 초순수를 적신 후, 상온에서 60분 동안 초음파 추출을 실시하였다. 추출액은 0.25 μm 의 시린지 필터를 이용해 여과 후 이온크로마토그래피(Metrohm 930 Compact IC Flex, Switzerland)에 의해 8종의 이온성분(Na^+ , NH_4^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-})을 분석하였다. 마지막으로 입경별 이온 성분들의 최종농도는 두 종류 여과지의 공시료 배경농도를 보정하여 결정하였다. 이온 성분 분석 시 표준 용액을 이용한 검량 곡선의 R^2 는 음이온 성분들(Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-})은 0.999, 양이온 성분들(Na^+ , NH_4^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+})은 0.996 이상의 값을 보였다. 또한 대부분의 시료에 대해 2~3회씩

반복 분석 후 얻어진 이온 성분들의 분석 정밀도는 10% 이하였다. Na^+ , NH_4^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} 의 정밀도는 각각 1.6, 4.3, 5.4, 0.9, 1.4, 4.7, 5.8, 5.5, 7.7%였다. 이온 성분 분석에 대한 상세한 설명은 기존 연구 논문들에 잘 정리되어 있다(Park and Yu, 2019, 2018; Park *et al.*, 2015; Son *et al.*, 2015).

3. 결과 및 고찰

3.1 PM_{10} 과 $\text{PM}_{2.5}$ 농도 및 기상 변수들의 변화

그림 1(a)와 (b)는 연구 지점에서 약 1.5 km 떨어진 도시대기측정소에서 측정한 2018년 11월 25일~12월 2일 사이의 PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$, $\text{PM}_{2.5}/\text{PM}_{10}$, NO_2 , 그리고 O_3 의 시간 변화를 보여준다. 그림 1(c)는 연구 지점에서 aethalometer를 이용해 880 nm와 370 nm의 파장에서 1분 단위로 측정한 자료를 1시간 평균화한 두 종류의 BC 농도추이를 나타난 것이다. 그리고 그림 1(d)와 (e)는 측정 지점에서 약 1.5 km 떨어진 광주지방기상청에서 측정한 기온, 상대습도, 풍속 및 해면 기압의 시간 변화를 보여준다. 그림 2는 연구 기간 중 MODIS 위성 영상(<https://lance-modis.eosdis.nasa.gov>), 지상 일기도(<http://www.weather.go.kr/weather/images>) 및 공기역학적 계산 결과를 나타내었다. 공기역학적 계산은 미국해양대기청의 Hysplit 모델(Rolph *et al.*, 2017)을 이용해 대기 에어로졸 입자의 크기분포 측정 전(~11월 26일), 측정 중(11월 27일), 황사 유입 시(11월 28일 04:00) 등에 대하여 세 고도(300 m, 500 m 및 1,000 m AGL)에서 3일 간격으로 수행하였다. 기상청의 발표에 의하면, 광주 지역에서 11월 28일, 29일 및 30일에 황사가 관측되었다(<http://www.weather.go.kr/weather/asiandust/observday.jsp>). 그림 1(a)에서 PM_{10} 의 변화를 보면 11월 27일까지는 큰 변화가 없었으나, 11월 28일 03:00에 70.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 에서 04:00에 111 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 까지 증가한 후, 06:00에 395 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 까지 증가하였다(24시간 MOUDI 시료는 11월 27일에 측정한 것임). 11월 28일 06:00에 $\text{PM}_{2.5}$ 의 농도는 76 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 이었다.

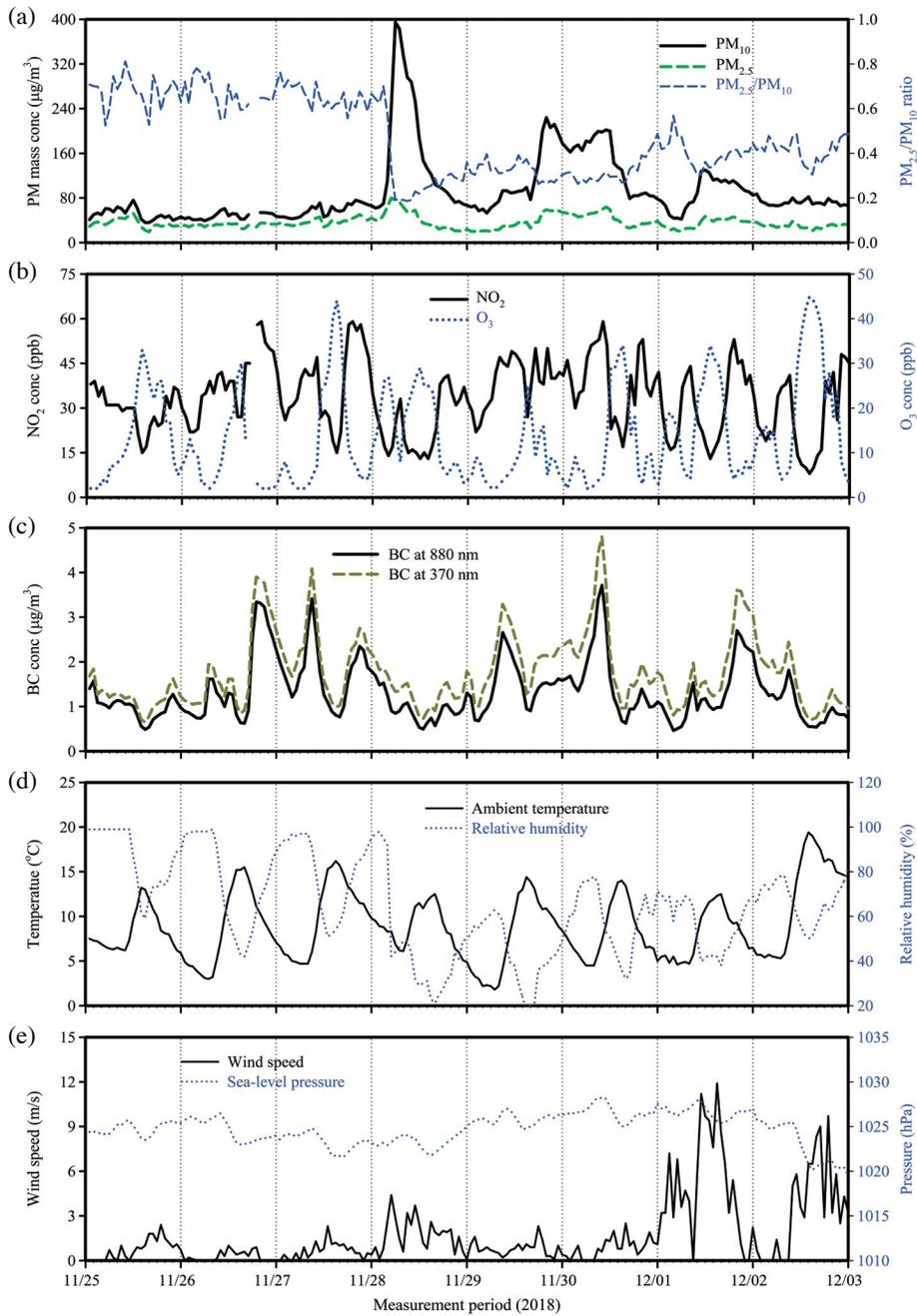


Fig. 1. Temporal profiles of PM_{10} , $PM_{2.5}$, $PM_{2.5}/PM_{10}$, NO_2 , O_3 , BC, and some meteorological parameters.

이후에 PM_{10} 농도는 감소하다가 11월 29일 17:00($110 \mu\text{g}/\text{m}^3$)에 다시 증가를 시작하여 20:00에 $224 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 까지 증가한 후 11월 30일 오후 시간에 감소하였다. 그

후 12월 1일 11:00에 상승한 후 감소하면서 황사 현상이 소멸되었다. 11월 29일 저녁 시간에 증가한 PM_{10} 의 농도는 중국 중북부 지방에서 한반도로 유입된 황

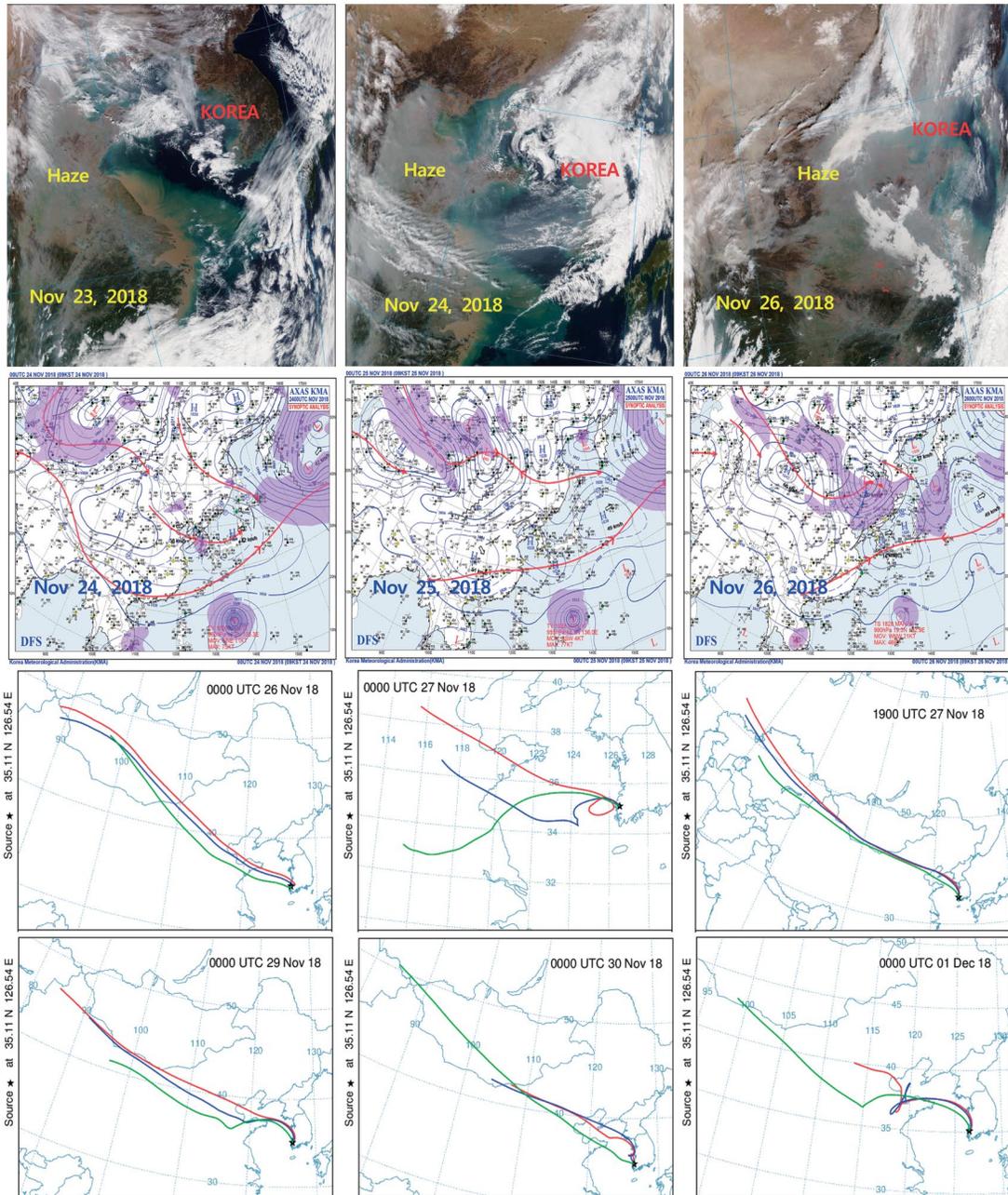


Fig. 2. MODIS images, synoptic charts, and transport pathways of air masses arriving at the study site at three heights (300 m, 500 m, and 1,000 m AGL).

사가 우리나라 상공을 떠서 지나가면서 하강 기류가 발생하여 광주에서 관측된 사례이다 (<http://www.weather.go.kr/weather/asiandust>).

연구 기간 중 광주 지역에서 발생한 대기오염현상을 정리하면 다음과 같다. 먼저 MODIS 위성 영상(그림 2)을 보면 11월 23~24일 중국 동쪽에 광범위하게

걸쳐있는 연무오염이 서서히 한반도로 유입되면서 25~26일에 PM_{2.5}의 농도가 상승하기 시작하였다(그림 1(a)). 또한, 지상일기도를 보면 11월 24일에 한반도에 기압골(그림 2)이 통과 후 25일에 서해상의 고기압 가장자리에 든 이후 고기압의 영향이 지속(11월 25~26일)됨에 따라 안정한 대기상태를 유지하면서 중국으로부터 대기오염물질이 유입되는 조건이 형성되었다. 게다가, 11월 24일에 기압골이 지난 후 11월 25~27일까지 습한 지면에 복사냉각이 더해져 내륙 지역에 안개가 발생하였으며, 대기정체와 높은 상대습도로 2차 에어로졸 입자의 생성과 성장에 유리한 조건이 지속되었다. 이와 같은 대기 조건들은 광주 지역에서 PM_{2.5}의 농도 증가 현상을 가져왔다. 이와 더불어, 중국 내몽골 부근에서 11월 25~26일에 발원한 황사가 북서기류를 따라 남동진하며(국립환경과학원 보도자료, <http://www.nier.go.kr/NIER>) 11월 27일 오후부터 수도권을 시작으로 점차 내륙으로 확대되어 28일 새벽 시간에 광주 지역에 도달하여 PM₁₀의 농도를 급상승시켰다.

11월 26일, 27일, 28일, 29일, 30일, 그리고 12월 1일의 24시간 평균 PM₁₀과 PM_{2.5}의 농도, 그리고 PM_{2.5}/PM₁₀은 각각 50.3 µg/m³, 32.5 µg/m³ 및 0.65, 121.7 µg/m³, 47.8 µg/m³ 및 0.55, 103.3 µg/m³, 27.8 µg/m³ 및 0.29, 154.0 µg/m³, 45.4 µg/m³ 및 0.30, 95.9 µg/m³, 33.8 µg/m³ 및 0.38, 그리고 93.8 µg/m³, 36.5 µg/m³ 및 0.40이었다. 황사가 발생하기 전인 11월 28일 03:00까지의 PM_{2.5}/PM₁₀은 0.60 이상으로 유지되었으나, 그 이후에는 0.40 이하로 관측이 되었다(그림 1(a)). 11월 28일, 29일, 30일의 PM_{2.5}/PM₁₀은 2.5~10 µm에 해당하는 조대입자의 농도가 증가하여 상당히 낮게 관측되었으며, 12월 1일에도 0.40으로 비교적 낮은 이유는 11:00시 이후 오후 시간에 PM₁₀ 중 조대입자 분율의 농도가 증가하였기 때문이다. MOUDI 측정 기간 중 24시간 평균의 기온, 상대습도, 풍속 및 해면 기압은 각각 6~11°C, 43~92%, 0.2~3.7 m/s, 1,023~1,027 hPa이었다. 그림 1(d)을 보면 기온과 풍속이 상당히 낮게 유지되었으며, 12월 1일 이전에는 공기의 흐름이 매

우 약한 기상 조건이었다. 또한 상대습도는 11월 26일과 27일은 92와 70%로 비교적 높았으나, 11월 28일, 29일, 30일, 그리고 12월 1일에는 43, 48, 58, 59%로 상당히 건조하여 국지적으로 SO₂나 NO₂의 액상반응에 의한 2차 에어로졸 성분의 생성이 효과적이지 않았을 것이다.

그림 1(c)에서 880 nm와 370 nm에서 측정된 각각의 BC 농도는 자동차(특히, 경유자동차)의 불완전 연소로 배출되는 검댕입자의 영향과 생물성 연소의 영향을 판단하기 위해 사용하는 값들로서 이용된다(Park and Yu, 2019; Yu *et al.*, 2018). 측정 기간 중 370 nm의 BC 농도가 880 nm의 BC 농도보다 높게 측정된 이유는 측정 지점 주변에 자동차 배기가스 외에도 나무, 농업폐기물, 쓰레기 등의 소각 행위(생물성 연소)의 영향이 존재하여 나타난 결과로 추정된다. 또한 자동차 연료의 불완전 연소로 배출된 유기 에어로졸 성분 역시 300~400 nm 사이의 자외선 파장에서 빛을 흡수하는 성질을 가지고 있기 때문에 도로변에서 인접한 지점에서 측정된 370 nm의 BC 농도는 자동차에 의한 유기 입자의 영향도 포함되었을 것이다(Yu *et al.*, 2018). 그림 1(c)와 1(a)을 비교하면, 두 종류 BC 농도의 시간 추이는 PM₁₀과 PM_{2.5}의 추이와 매우 달랐으며, 오전과 오후의 출·퇴근 시간에 증가 현상을 보이고 낮 시간에는 감소하는 경향을 보였다. BC 농도의 시간별 증가와 감소 경향은 그림 1(e)의 풍속의 감소와 증가에 따라 크게 영향을 받았다. 즉, 국지적으로 자동차 운행에 의해 직접적으로 배출된 1차 에어로졸인 BC 입자는 낮은 풍속조건 하에서 대기 확산이 빈약해 농도가 증가하였다. 그리고 1(b)에서 볼 수 있듯이, NO₂의 시간별 농도 추이는 BC의 농도 추이와 매우 유사하여 아침과 저녁 시간의 NO₂의 농도 증가는 자동차 운행과 매우 밀접하게 관련되었음을 짐작할 수 있을 것이다.

3.2 대기 에어로졸 입자와 수용성 이온성분들의 크기분포 변화

그림 3은 11월 26일, 27일, 28일, 29일, 30일과 12월

1일에 측정된 대기 에어로졸 입자, NO_3^- , SO_4^{2-} , 그리고 NH_4^+ 의 질량크기분포를 도식화한 것이다. 그리고 그림 4는 Na^+ , Cl^- , K^+ , Ca^{2+} 및 Mg^{2+} 의 크기분포를 나타낸다. 도시 지역에서 측정된 SO_4^{2-} , NO_3^- 및 NH_4^+ 의 전형적인 질량크기분포는 $0.1 \sim 1.0 \mu\text{m}$ 의 초미세한 크기범위에서 응결과 액적의 두 개의 모드를 보이며, 세 번째 모드는 $1.0 \mu\text{m}$ 보다 큰 조대입자에서 보인다고 하였다(Wall *et al.*, 1988). 응결모드(condensation mode)는 보통 $0.2 \sim 0.3 \mu\text{m}$ 의 크기에서 피크를 보이며, 전구가스들(SO_2 , NO_2 , NH_3 등)의 균일기상 반응에 의해 생성된 2차 에어로졸 성분들의 응결 과정의 결과이다. 반면, 액적모드는 보통 약 $0.5 \sim 0.7 \mu\text{m}$ 의 입경에서 피크가 나타나며, 불균일 액상반응의 결과로 생성한다(Seinfeld and Pandis, 2006). 수용액 상태에서 일어나는 화학반응들은 구름과 안개 물방울, 또는 매우 높은 상대습도 조건의 에어로졸 입자에서 일어난다. 이와 같은 반응들은 SO_4^{2-} 입자의 생성을 활성화하고, 수분이 증발한 후 대기 중에 더 큰 에어로졸 입자가 남는다. 이러한 변환과정의 차이는 $0.1 \sim 1.0 \mu\text{m}$ 의 크기에서 두 개의 모드를 생성하며 더 작은 모드를 응결모드라 하며, 더 큰 모드를 액적모드라 한다(Seinfeld and Pandis, 2006; Meng and Seinfeld, 1994; John *et al.*, 1990).

그림 3에 의하면 11월 26일에는 대기 에어로졸 입자, NO_3^- , SO_4^{2-} , 그리고 NH_4^+ 는 응결, 액적 및 조대입자의 크기에서 3개의 모드가 확인되었다. $0.32 \mu\text{m}$ 에서 나타난 응결모드와 $3.1 \mu\text{m}$ 에서 나타난 조대모드의 크기분포는 뚜렷하지 않았으나, $1.0 \mu\text{m}$ 에서 피크를 보인 액적모드는 두드러진 크기분포를 보였다. 이와 같은 대기 에어로졸 입자의 크기분포는 동일한 모드에서 나타난 NO_3^- , SO_4^{2-} 및 NH_4^+ 의 농도 증가에 기인하였다(그림 3 참조). 11월 24~25일에 중국에서 유입된 연무와 25~27일 사이의 복사 냉각에 의한 안개 발생, 높은 상대습도, 약한 풍속 등은 광주 지역에서 2차 에어로졸 입자의 생성과 성장에 유리한 조건들이었다(<http://www.nier.go.kr/NIER>; 그림 1(d)와 (e)). 이와 같은 조건들은 중국으로부터 오염물질

이 유입된 후, 대기정체의 영향을 받아 2차 에어로졸 입자의 생성이 활발해져 응결모드의 입자가 액적모드의 입자로 지속적으로 성장하거나, 액상반응을 통한 액적모드 입자의 생성으로 초미세먼지의 질량농도 증가에 기여하였을 것이다. 게다가 이런 복합적인 대기현상은 응결모드 입자의 크기분포를 약화시키고 액적모드의 입자를 $1.0 \mu\text{m}$ 까지 성장시켰을 것이다.

11월 27일의 대기 에어로졸과 2차 이온성분들의 크기분포는 26일에 관측된 응결모드는 축소되고, $1.0 \mu\text{m}$ 의 입경에서 더 우세한 액적모드의 크기분포가 나타났다. 게다가, 대기 에어로졸 입자의 크기분포는 $3.1 \mu\text{m}$ 의 조대입자에서 더 큰 모드가 관측되었으며, 이 모드는 NO_3^- , Ca^{2+} , Na^+ , Cl^- , 그리고 Mg^{2+} 의 농도 증가에 기인하였다(그림 3과 4). 조대모드에서 뚜렷한 대기 에어로졸 입자의 크기분포는 광주 지역에서 11월 28일 새벽에 유입된 황사와 밀접한 관련이 있었다. 앞서도 언급한 대로 중국 내몽골 부근에서 발원(26일)한 황사와 국외 미세먼지가 북서 기류를 타고 11월 27일 18시에 수도권으로 유입된 후 남하하면서 28일 04:00시에 광주 지역에 영향을 주어 액적모드와 조대모드에서 두드러진 크기분포를 형성하였을 것이다. 수용성 성분들의 크기분포를 보면 2차 이온성분 중 NO_3^- 의 경우는 SO_4^{2-} 와 NH_4^+ 와 다르게 액적모드뿐만 아니라 조대모드에서도 증가된 크기분포를 보여 주었다. 대기 에어로졸 내 NO_3^- 입자는 보통 초미세모드(응결 + 액적모드)와 조대모드에 존재한다. 초미세모드에 존재하는 NO_3^- 는 보통 HNO_3 (g)과 NH_3 (g)의 반응의 결과로 생성된 NH_4NO_3 이지만, 조대모드에 존재하는 NO_3^- 는 해염(NaCl) 또는 무기광물입자(CaCO_3)가 HNO_3 (g)와의 반응으로 NaNO_3 또는 $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ 의 형태(Sim *et al.*, 2013; Grassian, 2002; Song and Carmichael, 2001)로 생성되는 것으로 알려져 있다(Seinfeld and Pandis, 2006). 이와 같은 조대입자의 반응기작 때문에 칼슘성분이 다량 함유된 황사 입자(Ca)와 질산가스가 접촉하여 조대입자에 NO_3^- 의 크기분포가 증가한 것으로 판단된다. Na^+ , Ca^{2+} 와 Mg^{2+} 의 크기분포는 대부분 조대모드에 분포하고 있

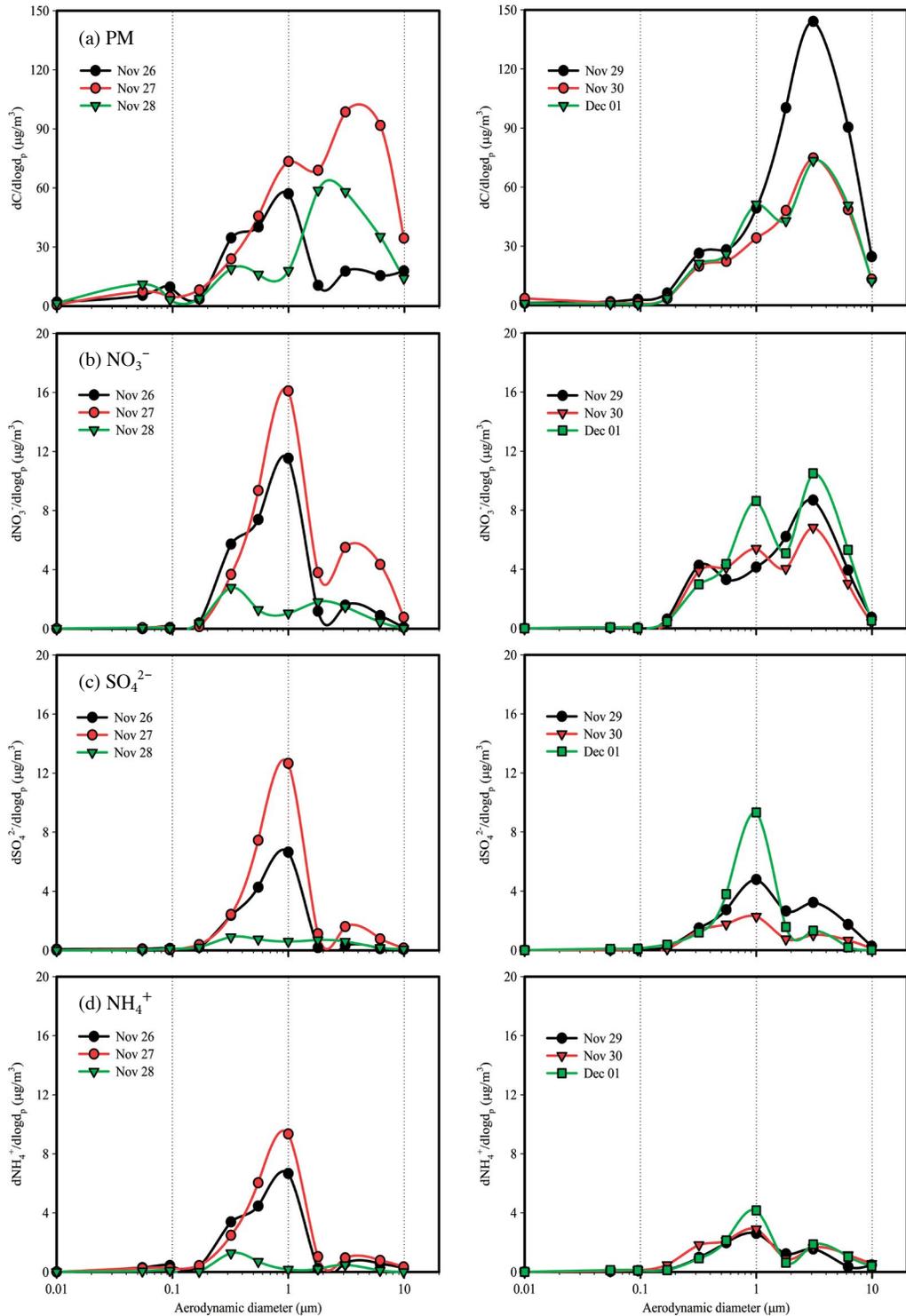


Fig. 3. Mass size distributions of ambient aerosol particles (PM), NO_3^- , SO_4^{2-} , and NH_4^+ .

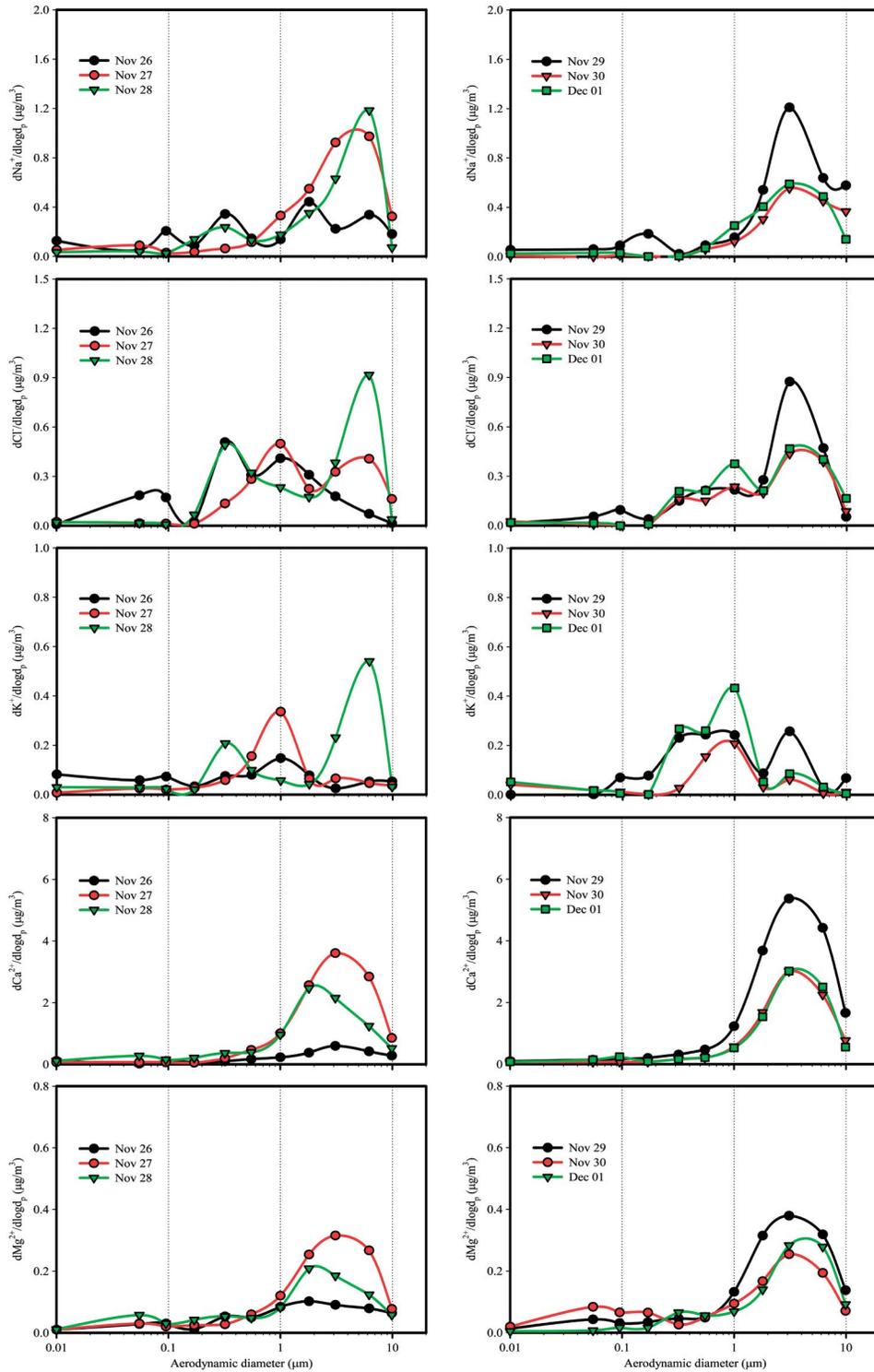


Fig. 4. Mass size distributions of Na⁺, Cl⁻, K⁺, Ca²⁺, and Mg²⁺.

었다. 반면에 Cl^- 과 K^+ 의 경우는 $1.0 \mu\text{m}$ 에서 우세한 액적모드가 나타난 후, 조대입자에서 작은 모드가 확인이 되었다. 액적모드에서 보인 Cl^- 과 K^+ 성분은 지각물질보다는 생물성 연소 또는 다른 소각활동에 의해서 발생한 물질의 대기 숙성에 의해 입자의 성장이 진행된 것으로 보인다(Park and Yu, 2018; Park *et al.*, 2013).

황사와 국외에서 유입된 미세먼지의 영향이 상당히 소멸된 후의 11월 28일에는 대기 에어로졸 입자는 $0.32 \mu\text{m}$ 에서 작은 응결모드와 $1.8 \sim 3.2 \mu\text{m}$ 에서 조대모드의 두드러진 크기분포를 보여주었다. 28일에 관측된 응결모드의 존재는 기상산화반응에 의한 질산암모늄 입자의 생성에 기인하였으나(NO_3^- 와 NH_4^+ 의 크기분포 참조), 뚜렷한 액적모드의 크기분포는 나타나지 않았다. 그리고 조대모드에서는 Ca^{2+} 와 Mg^{2+} 의 증가와 Na^+ , Cl^- 그리고 K^+ 의 증가로 나타난 결과이다.

11월 29일에는 중국 중북부 지역의 황사 일부가 상층 바람을 타고 우리나라 상공을 지나면서 하강기류에 의해 광주 지역에 황사의 영향이 다시 나타나면서 축적모드보다는 $3.2 \mu\text{m}$ 에서 조대모드가 매우 크게 나타났다. $1.0 \mu\text{m}$ 에서 확인된 작은 액적모드는 NO_3^- , SO_4^{2-} , 그리고 NH_4^+ 의 농도 증가에 기인하였으며, 조대모드에서 관측된 큰 피크는 NO_3^- 와 SO_4^{2-} 뿐만 아니라 Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , Cl^- , 그리고 K^+ 의 농도 증가에 의한 결과이다. 11월 30일과 12월 1일의 대기 에어로졸 입자의 크기분포 역시 모드의 차이만 있을 뿐 유사하였다. 즉, 응결, 액적, 그리고 조대모드의 세 개의 피크가 나타났다. 액적모드의 발생은 NO_3^- , SO_4^{2-} , 그리고 NH_4^+ 의 농도 증가뿐만 아니라, Cl^- 과 K^+ 역시 액적모드를 보여주었다. 조대모드는 NO_3^- 와 SO_4^{2-} 뿐만 아니라, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , Cl^- 및 K^+ 의 농도 증가에 의한 영향으로 보인다. 12월 1일의 액적모드의 NO_3^- , SO_4^{2-} , 그리고 NH_4^+ 의 농도 증가는 대기 에어로졸 입자의 액적모드 생성으로 이어졌으며, 특히 조대입자 모드에서 NO_3^- 의 증가는 대기 에어로졸 입자의 조대모드 증가와 관련된 것으로 보인다. 조대모드

의 NO_3^- 의 증가는 앞서 설명한 바와 같이 기단의 장거리 이동 중 황사입자(Ca)와 질산가스의 불균일 반응과정에 의해 생성된 질산칼슘의 농도 증가에 의한 것이다(Sim *et al.*, 2013; Grassian, 2002; Song and Carmichael, 2001).

11월 26일, 27일, 28일, 29일, 30일, 그리고 12월 1일에 PM_{10} 중 $\text{PM}_{1.8}$ 이 차지하는 비율을 보면, 먼저 NO_3^- 의 경우에는 90.7, 75.3, 76.8, 55.9, 61.5, 55.1%를 차지하였으며, SO_4^{2-} 는 96.3, 90.0, 77.5, 68.2, 76.6, 90.4%를, 그리고 NH_4^+ 의 경우에는 91.6, 90.4, 79.0, 72.8, 70.6, 70.4%를 차지하였다. 6일의 측정 기간 중 $\text{PM}_{1.8}$ 중 $0.17 \sim 0.32 \mu\text{m}$ 의 응결모드($\text{PM}_{0.17-0.32}$)가 차지하는 비율은 황사와 국외 영향이 상당히 소멸된 11월 28일에 가장 크게 나타났다. NO_3^- 에 대한 $\text{PM}_{0.17-0.32}/\text{PM}_{1.8}$ 는 22.0, 10.8, 41.8, 25.6, 22.9, 15.3%였으나, $0.55 \sim 1.8 \mu\text{m}$ 의 액적모드의 비율($\text{PM}_{0.55-1.8}/\text{PM}_{1.8}$)은 77.7, 89.0, 56.8, 73.9, 76.8, 84.3%였다. 그러나 SO_4^{2-} 의 경우, $\text{PM}_{0.17-0.32}/\text{PM}_{1.8}$ 의 비율은 17.2, 11.0, 33.0, 13.7, 21.8, 9.2%였으며, $\text{PM}_{0.55-1.8}/\text{PM}_{1.8}$ 는 79.8, 88.6, 62.4, 85.8, 77.8, 89.7%였다. 그리고 NH_4^+ 의 경우, 응결모드는 22.5, 14.0, 49.1, 15.4, 26.7, 12.1%, 액적모드에서는 73.0, 83.7, 43.6, 82.6, 71.0, 85.2%를 차지하였다.

4. 결 론

본 연구에서는 황사 발생 전·후 대기 에어로졸 입자와 이들의 수용성 이온성분의 크기분포의 변화를 조사하였다. 연구의 목적 달성을 위하여 2018년 11월 26일부터 12월 1일까지 광주광역시 한 도심 지역에서 약 24시간 간격으로 대기 에어로졸 입자의 크기분포를 측정하였다. 대기 에어로졸 입자의 측정 전인 11월 23일~25일에는 중국으로부터 미세먼지 유입의 영향으로 광주를 비롯한 호남권에서 $\text{PM}_{2.5}$ 의 농도가 증가하였다. 이후 대기정체와 높은 상대습도가 지속되면서 11월 27일까지 고농도($\text{PM}_{2.5} > 35 \mu\text{g}/\text{m}^3$)가 지속되었다. 11월 28일 03:00와 11월 29일 17:00에 광

주지역으로 황사가 유입되면서 PM_{10} 농도는 급격히 증가하였으나, $PM_{2.5}$ 는 감소하는 추세를 보여주었다. 요약하면, 광주 지역에서 11월 하순에 발생한 대기오염특성은 중국으로부터 미세먼지의 유입과 함께 대기정체의 영향으로 국내 오염물질이 축적되고 2차 생성이 증가하여 $PM_{2.5}$ 의 고농도가 지속되었으며, 이후 황사의 영향까지 가중된 사례였다.

황사가 유입 전 국외 미세먼지의 유입과 대기정체가 지속된 경우(11월 26일)의 대기 에어로졸 입자와 2차 이온성분들(NO_3^- , SO_4^{2-} 및 NH_4^+)은 $1.0\mu m$ 에서 액적모드가 두드러진 삼산형 크기분포를 나타내었다. 반면, 대기정체와 황사의 영향이 복합적으로 나타난 경우(11월 27일)의 대기 에어로졸 입자는 $3.1\mu m$ 에서의 조대모드가 우세한 이산형 크기분포를 보여주었다. 그러나 황사 영향 시 흥미로운 점은 2차 이온성분들의 크기분포에서 황사 유입 전보다 액적모드의 농도 증가가 더욱 두드러진 것이다. 이것은 장거리 이동을 통한 국외 오염물질의 유입, 대기정체, 높은 상대습도 등의 조건이 2차 에어로졸 입자의 생성을 촉진하고 입자의 성장을 가져왔기 때문이다. 이후 국외 영향과 황사의 영향이 급격하게 줄어든 경우(11월 28일)의 대기 에어로졸 입자는 이산형 크기분포를 보였으나, $0.32\mu m$ 에서 응결모드의 기여율이 증가하는 입자의 특성이 나타났다. 이 때 $PM_{1.8}$ 중 $0.17\sim 0.32\mu m$ 의 응결모드($PM_{0.17-0.32}$)가 차지하는 비율은 NO_3^- , SO_4^{2-} 및 NH_4^+ 은 41.8, 33.0, 49.1%로, $0.55\sim 1.8\mu m$ 사이의 액적모드에서의 이들 성분들의 비율보다 약간 낮거나 비슷하였다. 그러나 11월 28일을 제외한 경우의 NO_3^- , SO_4^{2-} 및 NH_4^+ 에 대한 $PM_{0.17-0.32}/PM_{1.8}$ 은 각각 10.8~25.6, 9.2~21.8, 12.1~26.7%로 낮았다. 즉, 2차 이온성분들은 응결모드보다는 액적모드 생성이 더 우세하였음을 의미한다. 11월 28일 새벽에 유입된 황사가 소멸된 후, 황사의 유입이 다시 시작된 11월 29일의 에어로졸 입자는 $0.32\mu m$ 에서 작은 응결모드와 $3.1\mu m$ 에서 매우 우세한 조대모드를 가진 이산형 크기분포를 보였다. 이때는 응결모드에서 2차 에어로졸의 생성이 약하고, 황사의 주요 구성성분들(Ca와 Mg)

과 NO_3^- 의 농도 증가가 두드러진 경우에 해당하였다. 특히 황사의 영향이 존재 시, 조대모드에서 NO_3^- 의 두드러진 농도 증가는 황사 입자가 장거리 이동 중 질산가스와의 반응과정을 통해 생성($CaCO_3 + 2HNO_3 \rightarrow (Ca(NO_3)_2 + H_2CO_3)$)되어 나타난 결과이다.

감사의 글

이 논문은 2017년도 정부(교육부)의 재원으로 한국연구재단 기초연구사업의 지원을 받아 수행된 연구입니다(NRF-2017R1D1A3A03000511). 또한 대기 측정 및 성분 분석에 도움을 준 환경에너지공학과와 김준기 학생에게 감사를 표합니다.

References

- Arimoto, R., Duce, R.A., Savoie, D.L., Prospero, J.M., Talbot, R., Cullen, J.D., Tomza, U., Lewis, N.F., Ray, B.J. (1996) Relationships among aerosol constituents from Asia and the North Pacific Ocean during PEM-West, *Journal of Geophysical Research*, 101, 2011-2023, DOI: <https://doi.org/10.1029/95JD01071>.
- Grassian, V.H. (2002) Chemical reactions of nitrogen oxides on the surface of oxide, carbonate, soot, and mineral dust particles: implications for the chemical balance of the troposphere, *Journal of Physical Chemistry A*, 106(6), 860-877, DOI: <https://doi.org/10.1021/jp012139h>.
- Guo, J.H., Rahn, K.A., Zhuang, G.S. (2004) A mechanism for the increase of pollution elements in dust storms in Beijing, *Atmospheric Environment*, 38, 855-862, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2003.10.037>.
- Han, Y., Fang, X., Zhao, T., Kang, S. (2008) Long range trans-Pacific transport and deposition of Asian dust aerosols, *Journal of Environmental Science*, 20, 424-428, DOI: [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)62074-4](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62074-4).
- Huang, J., Minnis, P., Yan, H., Yi, Y., Chen, B., Zhang, L., Ayers, J.K. (2010a) Dust aerosol effect on semi-arid climate over Northwest China detected from A-Train satellite measurements, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 10, 6863-6872, DOI: <https://doi.org/10.5194/acp-10-6863-2010>.

- 6863-2010.
- Huang, K., Zhuang, G., Li, J., Wang, Q., Sun, Y., Lin, Y., Fu, J.S. (2010b) Mixing of Asian dust with pollution aerosol and the transformation of aerosol components during the dust storm over China in spring 2007, *Journal of Geophysical Research*, 115, D00K13, DOI: <https://doi.org/10.1029/2009JD013145>.
- Huang, X.X., Wang, T.J., Jiang, F., Liao, J.B., Cai, Y.F., Yin, C.Q., Zhu, J., Han, Y. (2013) Studies on a severe dust storm in East Asia and its impact on the air quality of Nanjing, China, *Aerosol and Air Quality Research*, 13, 179-193, DOI: <https://doi.org/10.4209/aaqr.2012.05.0108>.
- Huang, J., Wang, T., Wang, W., Li, Z., Yan, H. (2014) Climate effects of dust aerosols over East Asian arid and semiarid regions, *Journal of Geophysical Research*, 119, 11398-11416, DOI: <https://doi.org/10.1002/2014JD021796>.
- John, W., Wall, S.M., Ondo, J.L., Winklmayr, W. (1990) Modes in the size distributions of atmospheric inorganic aerosol, *Atmospheric Environment*, 24A, 2349-2359, DOI: [https://doi.org/10.1016/0960-1686\(90\)90327-J](https://doi.org/10.1016/0960-1686(90)90327-J).
- Jung, J., Kim, Y.J., Lee, K.Y., Cayetano, M.G., Batmunkh, T., Koo, J.H., Kim, J. (2010) Spectral optical properties of long-range transport Asian dust and pollution aerosols over Northeast Asia in 2007 and 2008, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 10, 5391-5408, DOI: <https://doi.org/10.5194/acp-10-5391-2010>.
- Krueger, B.J., Grassian, V.H., Cowin, J.P., Laskin, A. (2004) Heterogeneous chemistry of individual mineral dust particles from different dust source regions: The importance of particle mineralogy, *Atmospheric Environment*, 38, 6253-6261, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.07.010>.
- Kumar, P., Nenes, A., Sokolik, I.N. (2009) Importance of adsorption for CCN activity and hygroscopic properties of mineral dust aerosol, *Geophysical Research Letter*, 36, L24804, DOI: <https://doi.org/10.1029/2009GL00827>.
- Kumar, R., Barth, M.C., Pfister, G.G., Naja, M., Brasseur, G.P. (2014) WRF-Chem simulations of a typical pre-monsoon dust storm in northern India: Influences on aerosol optical properties and radiation budget, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 14, 2431-2446, DOI: <https://doi.org/10.5194/acp-14-2431-2014>.
- Lee, H.L., Park, S.S., Kim, K.W., Kim, Y.J. (2008) Source identification of PM_{2.5} particles measured in Gwangju, Korea, *Atmospheric Research*, 88, 199-211, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2007.10.013>.
- Li, T., Wang, Y., Zhou, J., Wang, T., Ding, A., Nie, W., Xue, L., Wang, X., Wang, W. (2017) Evolution of trace elements in the planetary boundary layer in southern China: Effects of dust storms and aerosol-cloud interactions, *Journal of Geophysical Research*, 122, 3492-3506, DOI: <https://doi.org/10.1002/2016JD025541>.
- Meng, Z., Seinfeld, J.H. (1994) On the source of the submicrometer droplet mode of urban and regional aerosols, *Aerosol Science and Technology*, 20, 253-265, DOI: <https://doi.org/10.1080/02786829408959681>.
- Park, S.S., Bae, M.S., Schauer, J.J., Kim, Y.J., Cho, S.Y., Kim, S.J. (2006) Molecular composition of PM_{2.5} organic aerosol measured at an urban site of Korea during the ACE-Asia campaign, *Atmospheric Environment*, 40, 4182-4198, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.02.012>.
- Park, S.S., Kim, Y.J., Cho, S.Y., Kim, S.J. (2007) Characterization of PM_{2.5} aerosols dominated by local pollution and Asian dust observed at an urban site in Korea during Aerosol Characterization Experiments (ACE)-Asia project, *Journal of the Air & Waste Management Association*, 57, 434-443, DOI: <https://doi.org/10.3155/1047-3289.57.4.434>.
- Park, S.S., Shin, D.M. (2013) Characteristic of size-resolved water-soluble organic carbon in atmospheric aerosol particles observed during daytime and nighttime in an urban area, *Particle and Aerosol Research*, 9(1), 7-21, DOI: <https://doi.org/10.11629/jpaar.2013.9.1.007>.
- Park, S.S., Cho, S.Y. (2013) Characterization of organic aerosol particles observed during Asian dust events in spring 2010, *Aerosol and Air Quality Research*, 13, 1019-1033, DOI: <https://doi.org/10.11629/jpaar.2013.9.1.007>.
- Park, S.S., Sim, S.Y., Bae, M.S., Schauer, J.J. (2013) Size distribution of water-soluble components in particulate matter emitted from biomass burning, *Atmospheric Environment*, 73, 62-72, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.03.025>.
- Park, S.-S., Kim, J.H. (2014) Possible sources of two size-resolved water-soluble organic carbon fractions at a roadway site during fall season, *Atmospheric Environment*, 94, 134-143, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.04.054>.
- Park, S.S., Cho, S.Y., Bae, M.S. (2015) Source identification of water-soluble organic aerosols at a roadway site using a positive matrix factorization analysis, *Science of the Total Environment*, 533, 410-421, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.004>.
- Park, S.S., Son, S.-C. (2016) Size distribution and sources of humic-like substances in particulate matter at an urban site during winter, *Environmental Science:*

- Processes & Impacts, 18(1), 32-41, DOI: <https://doi.org/10.1039/C5EM00423C>.
- Park, S., Yu, G. (2018) Effect of air stagnation conditions on mass size distributions of water-soluble aerosol particles, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 34(3), 418-429. (in Korean with English abstract), DOI: <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2018.34.3.418>.
- Park, S., Yu, G.-H. (2019) Absorption properties and size distribution of aerosol particles during the fall season at an urban site of Gwangju, Korea, *Environmental Engineering Research*, 24(1), 159-172, DOI: <https://doi.org/10.4491/eer.2018.166>.
- Prospero, J.M. (1999) Long-range transport of mineral dust in the global atmosphere: Impact of African dust on the environment of the southeastern United States, *Proceeding of National Academic Science of USA*, 96, 3396-3403, DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.96.7.3396>.
- Ren, Y.Q., Wang, G.H., Li, J.J., Wu, C., Cao, C., Li, J., Wang, J., Ge, S., Xie, Y. (2019) Evolution of aerosol chemistry in Xi'an during the spring dust storm periods: Implications for heterogeneous formation of secondary organic aerosols on the dust surface, *Chemosphere*, 215, 413-421, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.064>.
- Rolph, G., Stein, A., Stunder, B. (2017) Real-time environmental applications and display system: READY, *Environmental Modelling & Software*, 95, 210-228, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.06.025>.
- Seinfeld, J.H., Pandis, S.N. (2006) *Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change*, 2nd Ed., John Wiley & Sons, Inc.
- Sim, S.-Y., Park, S.S., Kim, D.-R., Lee, S.-J. (2013) Impact of acidification on the solubility of metal species in Asian desert dusts: Results from laboratory experiments, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 29(1), 64-73. (in Korean with English abstract), DOI: <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2013.29.1.64>.
- Slingo, A., Ackerman, T.P., Allan, R.P., Kassianov, E.I., McFarlane, S.A., Robinson, G.J., Barnard, J.C., Miller, M.A., Harries, J.E., Russell, J.E. (2006) Observations of the impact of a major Saharan dust storm on the atmospheric radiation balance, *Geophysical Research Letter*, 33, L24817, DOI: <https://doi.org/10.1029/2006GL027869>.
- Son, S.-C., Bae, M.S., Park, S.S. (2015) Chemical characteristics and formation pathways of Humic Like Substances (HULIS) in PM_{2.5} in an urban area, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 31(3), 239-254. (in Korean with English abstract), DOI: <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2015.31.3.239>.
- Song, C.H., Carmichael, G.R. (2001) Gas-particle partitioning of nitric acid modulated by alkaline aerosol, *Journal of Atmospheric Chemistry*, 40(1), 1-22, DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1010657929716>.
- Sun, Y., Zhuang, G., Wang, Y., Zhao, X., Li, J., Wang, Z., Zn, Z. (2005) Chemical composition of dust storms in Beijing and implications for the mixing of mineral aerosol with pollution aerosol on the pathway, *Journal of Geophysical Research*, 110, D24209, DOI: <https://doi.org/10.1029/2005JD006054>.
- Tegen, I., Schepanski, K. (2009) The global distribution of mineral dust, in *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, IOP Publishing, Bristol, UK, 012001pp.
- Wall, S.M., John, W., Ondo, J.L. (1988) Measurement of aerosol size distributions for nitrate and major ionic species, *Atmospheric Environment*, 22, 1649-1656, DOI: [https://doi.org/10.1016/0004-6981\(88\)90392-7](https://doi.org/10.1016/0004-6981(88)90392-7).
- Wang, S., Wang, J., Zhou, Z., Shang, K. (2005) Regional characteristics of three kinds of dust storm events in China, *Atmospheric Environment*, 39, 509-520, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.09.033>.
- Wu, C., Wang, G., Cao, C., Li, J., Li, J., Wu, F., Huang, R., Cao, J., Han, Y., Ge, S. (2019) Chemical characteristics of airborne particles in Xi'an, inland China during dust storm episodes: Implications for heterogeneous formation of ammonium nitrate and enhancement of N-deposition, *Environmental Pollution*, 244, 877-884, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.019>.
- Xiao, Z.M., Zhang, Y.F., Hong, S.M., Bi, X.H., Jiao, L., Feng, Y.C., Wang, Y.Q. (2011) Estimation of the main factors influencing haze, based on a long-term monitoring campaign in Hangzhou, China, *Aerosol and Air Quality Research*, 11, 873-882, DOI: <https://doi.org/10.4209/aaqr.2011.04.0052>.
- Yu, G.-H., Park, S., Lee, K.H. (2016) Source contributions and potential source regions of size-resolved water-soluble organic carbon measured at an urban site over one year, *Environmental Science: Processes & Impacts*, 18(10), 1343-1358, DOI: <https://doi.org/10.1039/c6em00416d>.
- Yu, G.-H., Zhang, Y., Cho, S.-Y., Park, S. (2017) Influence of haze pollution on water-soluble chemical species in PM_{2.5} and size-resolved particles at an urban site during fall, *Journal of Environmental Science*, 57, 370-382, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.10.018>.
- Yu, G.-H., Yu, J.-M., Park, S.-S. (2018) Estimation of light absorp-

tion by brown carbon particles using multi-wavelength dual-spot aethalometer, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 34(2), 207-222. (in Korean with English abstract), DOI: <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2018.34.2.207>.

Zender, C.S., Miller, R., Tegen, I. (2004) Quantifying mineral dust mass budgets: Terminology, constraints, and current estimates, *Eos, Transactions, American Geophysical*

Union, 85, 509-512, DOI: <https://doi.org/10.1029/2004EO480002>.

Authors Information

박승식 (전남대학교 환경에너지공학과 교수)