

## 준 실시간 화학적 조성자료를 이용한 미세먼지 연무 에피소드 규명

### Investigation on a Haze Episode of Fine Particulate Matter using Semi-continuous Chemical Composition Data

박승식\* · 김선정<sup>1)</sup> · 공부주<sup>1)</sup> · 이권호<sup>2)</sup> · 조석연<sup>3)</sup> · 김종춘<sup>1)</sup> · 이석조<sup>1)</sup>

전남대학교 환경에너지공학과, <sup>1)</sup>국립환경과학원 대기환경연구과,

<sup>2)</sup>경일대학교 공간정보학과, <sup>3)</sup>인하대학교 환경공학과

(2013년 5월 4일 접수, 2013년 6월 1일 수정, 2013년 7월 2일 채택)

Seung-Shik Park\*, Sun-Jung Kim<sup>1)</sup>, Bu-Joo Gong<sup>1)</sup>, Kwon-Ho Lee<sup>2)</sup>,  
Seog-Yeon Cho<sup>3)</sup>, Jong-Choon Kim<sup>1)</sup> and Suk-Jo Lee<sup>1)</sup>

*Department of Environment and Energy Engineering, Chonnam National University*

<sup>1)</sup>*Air Quality Research Department, National Institute of Environmental Research*

<sup>2)</sup>*Department of Geoinformatics Engineering, Kyungil University*

<sup>3)</sup>*Department of Environmental Engineering, Inha University*

(Received 4 May 2013, revised 1 June 2013, accepted 2 July 2013)

### Abstract

In this study, semi-continuous measurements of PM<sub>2.5</sub> mass, organic and elemental carbon (OC and EC), black carbon (BC), and ionic species concentrations were made for the period of April 03~13, 2012, at a South Area Supersite at Gwangju. Possible sources causing the high concentrations of major chemical species in PM<sub>2.5</sub> observed during a haze episode were investigated. The measurement results, along with meteorological parameters, gaseous pollutants data, air mass back trajectory analyses and PSCF (potential source contribution function) results, were used to study the haze episode. Substantial enhancements of OC, EC, BC, K<sup>+</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, and CO concentrations were closely associated with air masses coming from regions of forest fires in southeastern China, suggesting likely an impact of the forest fires. Also the PSCF maps for EC, OC, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, and K<sup>+</sup> demonstrate further that the long-range transport of smoke plumes of forest fires detected over the southeastern China could be a possible source of haze phenomena observed at the site. Another possible source leading to haze formation was likely from photochemistry of precursor gases such as volatile organic compounds, SO<sub>2</sub>, and NO<sub>2</sub>, resulting in accumulation of secondary organic aerosol, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> and NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Throughout the episode, local wind directions were between 200 and 230°, where two industrial areas are situated, with moderate wind speeds of 3~5 m/s, resulting in highly elevated concentration of SO<sub>2</sub> with a maximum of 15 ppb. The SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> peak occurring in the afternoon hours coincided with maximum ambient temperature (24°C) and ozone concentration (~100 ppb), and were driven by photochemistry of SO<sub>2</sub>. As a result, the pattern of SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> variations in relation to wind direction, SO<sub>2</sub> and O<sub>3</sub>

\*Corresponding author.

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

concentrations, and the strong correlation between  $\text{SO}_2$  and  $\text{SO}_4^{2-}$  ( $R^2=0.76$ ) suggests that in addition to the impact of smoke plumes from forest fires in the southeastern China, local  $\text{SO}_2$  emissions were likely an important source of  $\text{SO}_4^{2-}$  leading to haze formation at the site.

**Key words :** Haze episode,  $\text{PM}_{2.5}$ , Semi-continuous measurements, Forest fires, Photochemistry, PSCF

## 1. 서 론

연무 (haze)란 상대습도가 75% 미만인 상태에서 가정의 난방과 취사, 자동차 운행, 공장가동, 산불, 화전 경작 등으로 발생한 미세먼지 ( $\text{PM}_{2.5}$ )가 대기의 시정을 악화시키는 기상현상을 가리키며 이 때 가시 거리는 1~10 km이다 (Korea Meteorological Agency, <http://web.kma.go.kr/communication/encyclopedia/list.jsp>). 또한 연무현상은 기후변화, 호흡기질환, 식물성장 등에도 영향을 미친다 (Watson, 2002). 최근 국내에서 발생하는 연무현상은 국지적인 영향뿐만 아니라, 중국의 빠른 산업화 진행과 석탄 사용량 증가 (Park *et al.*, 2013a; Jung and Kim, 2011), 중국 또는 러시아의 대규모 산불 등에 의해서도 영향을 받고 있다 (Park *et al.*, 2013a; Park *et al.*, 2008). 대기 에어로졸 입자는 탄소성분, 이온성분, 원소성분 등으로 이루어진 복잡한 혼합물로서 연무현상이 발생하면 1차적인 구성물질인 원소탄소, 1차 유기탄소, 금속 및 미량 원소성분들의 농도도 증가하지만 (Park *et al.*, 2013a; Park *et al.*, 2005a; Park and Kim, 2004; Chen *et al.*, 2003), 지역, 계절 등에 따라 차이는 있지만  $\text{PM}_{2.5}$  농도의 50~60% 이상을 차지하는 2차 유기 에어로졸, 황산염, 질산염 및 암모늄염의 농도가 급증하는 특징을 보인다 (Park *et al.*, 2013a; Park *et al.*, 2005b, 2006a; Weber *et al.*, 2003).

연무현상은 기상상태, 인위적 오염원들로부터 배출되는 오염물질들의 배출량 및 기체-입자사이의 변화과정과 매우 관련되어있다 (Seinfeld and Pandis, 2006; Watson, 2002). 연무생성에 영향을 주는 다른 중요한 인자는 측정지점 주변의 기압배치이다 (Kim Oanh and Leelasakultum, 2011; Kim Oanh *et al.*, 2005; Triantafyllou, 2001). 예를 들어, 중국에서 연무현상이 발생했을 때 한반도 주변에 고기압이 형성되면 대기 흐름이 정체되면서 오염물질들의 체류시간이 길어지며 연무현상이 오랜 기간 동안 지속된다. 기존의 연구에 의

하면 연무현상은 도심 또는 산업화된 지역에 국한되지 않고 광역적인 (regional) 특성을 가지며, 모든 계절에 발생할 수 있다 (Weber *et al.*, 2003). 도심지역에서 일어나는 연무현상은 일반적으로 국지적 및 광역적 오염원에 기인한다. 예를 들어, 탄소성분과 질산염은 국지적 오염원에 주로 기인한 반면 황산염 입자는 대부분 광역적 오염원의 장거리 이동 중 대기변환과정을 통하여 생성된다. 계절적인 관점에서 여름철 연무현상은 2차 유기 에어로졸과 황산염 입자의 활발한 생성에 의해서 (Park *et al.*, 2006a; Chen *et al.*, 2003), 겨울철에는 주로 탄소성분과 질산염 입자의 증가에 기인한다 (Park *et al.*, 2013a; Park and Kim, 2004). 따라서 대기오염물질의 국지적인 오염원과 광역적인 오염원에 따른 연무의 생성기작을 이해하는 것은 대기질을 효과적으로 관리하는 데 중요하다. 또한  $\text{PM}_{2.5}$ 의 화학적 조성은 수 분 내지 수 시간 단위로 변하는 오염물질의 배출속도, 기체상 전구물질 농도, 기상인자 등에 의해 상당히 영향을 받기 때문에 연무현상을 정확히 이해하기 위해서는 시간 분해도가 뛰어난 측정방법을 사용하는 것이 매우 중요하다 (Solomon and Sioutas, 2008; Park *et al.*, 2006a, 2005a, b; Weber *et al.*, 2003).

환경부는 황사 및 장거리 이동 입자를 포함한 오염물질들의 대기질에 미치는 영향을 줄이기 위한 제어전략수립의 일환으로 2007년부터 권역별 (백령도, 수도권, 남부권, 대전권, 제주권 및 영남권)로 대기오염집중측정소를 설치하여 운영 중에 있다. 측정소에서는  $\text{PM}_{2.5}$ 의 인체 유해성 연구에 필요한 기본 자료를 측정하고, 고농도  $\text{PM}_{2.5}$ 의 원인규명을 위해서  $\text{PM}_{2.5}$ 의 화학적 성분과 크기 분포를 거의 실시간으로 관측하고 있다.

본 연구에서는 남부권 대기오염집중측정소에서 1시간 간격으로 측정된  $\text{PM}_{2.5}$  질량농도, 탄소성분, 및 이온성분에 의해 확인된 2012년 4월 9일~10일 사이의 연무현상의 특성을 조사하였다.  $\text{PM}_{2.5}$ 의 주요 화학적 조성결과는 기상자료, 기체상 오염물질, 공기

역계적 분석 및 PSCF (Potential Source Contribution Function) 해석결과와 함께 연무현상을 규명하는 데 사용되었다.

## 2. 실험 방법

### 2.1 측정지점

남부권 대기오염집중측정소는 국립환경과학원 영산강 물환경연구소(광주광역시 북구 오룡동 1110-8 번지; 위도 35.23°N, 경도 126.85°E) 내에 위치하고 있다. 이곳은 준-도시의 주거 및 상업지역 내에 있으며, 동남쪽으로 20km 지점에 광주도심지역 및 남서쪽으로 3~8km 지점에 2곳의 산업단지가 형성되어 있다. 그리고 북동쪽으로는 대규모 농지가 있어 10월~6월 사이에 간헐적으로 발생하는 농업폐기물의 소각 활동은 주변지역 대기질을 악화시키고 있다(Jung and Kim, 2011; Park *et al.*, 2006b; Ryu *et al.*, 2004, 2007). 측정소에서 가장 가까운 주요 도로는 약 200m 떨어져 있으며, 호남고속도로가 서쪽으로 1.5km 지점에 있다. 광주지방기상청은 남쪽으로 7km 지점에 위치하고 있으며, 측정된 기상자료(온도, 습도, 풍향 및 풍속)는 연무현상을 분석하는 데 활용하였다. 또한 남부권 측정소에서 약 500m 떨어진 곳에 환경부의 건국동 대기오염측정소가 운영되고 있으며, 기체상 오염물질의 측정자료를 연구의 보조자료로 활용하였다. 측정지점에 대한 더 상세한 설명은 Park *et al.* (2013a)에 기술되어 있다.

### 2.2 준 실시간 PM<sub>2.5</sub> 질량 및 화학적 성분 농도측정

남부권 대기오염집중측정소에는 PM<sub>2.5</sub>의 질량 및 화학적 성분들의 농도를 1시간 간격(“준 실시간”으로 정의, semi-continuous)으로 측정하기 위하여 질량 농도(BAM1020, MetOne Instrument Inc., USA), 탄소 성분(4F-semi-continuous carbon filed analyzer, Sunset Laboratory Inc., USA), 검댕입자(black carbon, BC; Aethalometer AE31, Magee Scientific Inc., USA), 이온 성분(Aerosol Ion Monitor (AIM), URG-9000D, URG corporation, USA), 금속성분(on-line metals monitor, Xact-Series 620, Cooper Environmental Services, USA) 측정기 등이 운영 중에 있다. 이들의 측정방법과 측

정농도의 정확도 평가결과는 Park *et al.* (2013a)의 연구에 상세히 기술되어 있다. 온라인 금속성분 모니터의 경우 연구기간 중 고장이 발생하여 본 연구에서는 PM<sub>2.5</sub> 질량농도, 탄소성분, 검댕입자 및 이온성분농도의 자료만을 활용하였다.

### 2.3 PSCF 모델

잠재적인 오염원 발생 가능지역을 평가할 수 있는 PSCF는 일종의 확률 기여 함수이다. 이것은 우선 측정지역에 영향을 미치는 대상오염물질의 이동 경로를 기단의 역계적을 계산하여 고려하고, 이 역계적들 중 측정지역에서 높은 농도를 나타내는 역계적을 전체계에 대하여 계산하여 높은 확률을 나타내는 지역을 오염원의 발생 지역으로 고려하는 것이다. 이와 같은 PSCF 모델은 여러 가지 공간적 규모에 대하여 오염원의 발생 지역을 찾아내는 데 효과적으로 사용되어왔다(Heo *et al.*, 2009; Park *et al.*, 2008; Hwang and Hopke, 2007; Pongkiatkul and Kim Oanh, 2007). 격자 셀에 대한 PSCF값은  $ij^{\text{th}}$  셀에 들어오는 궤적 종점의 총 수가  $n_{ij}$ 이고, 관측된 에어로졸의 한 성분의 값이 이 성분의 기준 값(criterion value)을 초과하는 수가  $m_{ij}$ 일 때,  $ij^{\text{th}}$  셀에 대한 PSCF 값을 다음과 같이 정의할 수 있다.

$$PSCF_{ij} = m_{ij}/n_{ij} \quad (1)$$

PSCF 값은 기준 값보다 큰 성분들의 농도가 측정 지점으로 이동하는 동안  $ij^{\text{th}}$  셀을 통과하는 기단의 조건부 확률로 설명이 가능하다. 따라서 높은 PSCF 값을 갖는 셀은 잠재적인 오염지역이 된다. 또한 낮은  $n_{ij}$  값을 갖는 셀 내에서 큰 불확도를 가진 높은 PSCF 값들의 가중치를 낮추기 위하여 이 셀 내에서 불확도를 더 잘 반영할 수 있도록 PSCF 값에 아래와 같은 임의의 가중함수(weight function)  $W(n_{ij})$ 를 제공하였다(Hwang and Hopke, 2007; Polissar *et al.*, 2001). 그러면 PSCF 값들은 어떤 특정 셀 당 총 종점 수가 각 셀 당 평균 종점 값의 3배보다 작을 때 가중치가 줄어든다.

$$W(n_{ij}) = \begin{cases} 1.0 & 48 < n_{ij} \\ 0.7 & 5 < n_{ij} \leq 48 \\ 0.4 & 2 < n_{ij} \leq 5 \\ 0.2 & n_{ij} \leq 2 \end{cases} \quad (2)$$

### 3. 결과 및 고찰

#### 3.1 PM<sub>2.5</sub>의 일반적 특성

본 연구에서는 2012년 4월에 발생한 연무현상을 규명하기 위해 측정 장비들의 기기교정, 고장, 측정 자료들의 신뢰성 등을 고려하여 4월 3일~13일 사이에 관측된 자료를 중심으로 자료해석을 수행하였다. 이 기간 동안에 측정된 준 실시간 PM<sub>2.5</sub> 질량농도와 각각의 화학적 구성성분들의 질량수지에 의한 질량농도의 정확성을 평가하기 위하여 구성성분들에 의하여 재구성한 (reconstructed) PM<sub>2.5</sub> 농도를 다음 식에 의하여 계산하였다 (Malm *et al.*, 1996); 재구성 PM<sub>2.5</sub> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) = EC + OM + NO<sub>3</sub><sup>-</sup> + SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> + NH<sub>4</sub><sup>+</sup> + 지각원소 + 기타미량원소. 유기물질 (organic mass, OM)의 농도는 유기탄소 (OC)에 1.6을 적용하였다 (Turpin and Lim, 2001). 연구기간 중 온라인 금속성분 모니터의 고장으로 지각원소 및 기타미량원소성분에 대한 기여율은 재구성 PM<sub>2.5</sub> 질량농도에 포함시키지 않았다. 그림 1은 연구기간 중 1시간 기준 PM<sub>2.5</sub> 농도의 측정치와 계산치를 비교한 것이다. 두 PM<sub>2.5</sub> 농도사이의 회귀분석결과 (기울기 1.03와 R<sup>2</sup>=0.96) 화학적 조성자료를 이용하여 재구성한 PM<sub>2.5</sub> 농도는 금속성분 농도에 대한 기여율이 포함되지 않았음에도 불구하고 PM<sub>2.5</sub> 측정농도에 비하여 약 3%가 높게 평가되었다. 두 측정방법에 의한 PM<sub>2.5</sub> 질량농도 비

교 시 습도에 의한 영향은 고려하지 않았다. 연구기간 중 준 실시간 탄소성분 및 이온성분 측정기는 매우 정상적으로 작동되었음을 확인할 수 있다.

그림 2는 PM<sub>2.5</sub>, OC, EC, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 및 K<sup>+</sup> 농도의 시간별 추이변화를 보여준다. 여기에서 PM<sub>2.5</sub> 질량농도의 추이변화는 OC, EC, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 및 K<sup>+</sup> 농도와 매우 유사하였다. PM<sub>2.5</sub>의 질량, OC, EC, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 및 K<sup>+</sup>의 평균농도(최소~최대)는 각각 26.3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (5.0~103.0), 5.6  $\mu\text{gC}/\text{m}^3$  (2.0~17.3), 1.0  $\mu\text{gC}/\text{m}^3$  (0.1~4.7), 4.8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (0.3~26.4), 6.1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (1.2~30.4), 4.8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (0.9~18.4), 0.2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (0.01~0.73)이었다. 또한 PM<sub>2.5</sub> 질량농도에 대한 이들 성분구성의 기여율(%)은 각각 33.5(OM 기준, 15.5~62.8), 3.3(0.7~8.2), 15.6(1.7~36.8), 22.0(6.8~45.0), 18.0(7.9~34.1), 0.6(0.1~1.2)이었다.

그림 3은 PM<sub>2.5</sub>내 EC, OC, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>의 농도와 대기온도 및 상대습도의 시간평균 추이변화를 나타낸다. 이것은 해당 물질의 배출특성, 대기생성과정, 동적인 거동특성 등을 이해하는 데 중요한 정보를 제공해 준다 (Park *et al.*, 2006a, 2005a). 예를 들어 오전/오후 출·퇴근 시간에 나타나는 EC와 OC입자의 농도 증가는 자동차 배출가스에 의한 영향으로 설명이 가능하다. 또한 여름철 대기혼합도가 높고 대기확산이 활발한 오후 시간에 나타나는 OC 또는 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> 농도의 증가유형은 일반적으로 대기 중 휘발성 유기화합물 또는 SO<sub>2</sub>의 광화학 대기변환과정을 통하여 발생한 현상으로 설명할 수 있다 (Park *et al.*, 2006a). EC 입자의 농도(그림 3(a))는 뚜렷한 시간별 추이변화를 나타내는데, 이것은 아침시간에 뚜렷한 증가현상을 보이면서 시간에 경과됨에 따라 점차적으로 감소하다가 저녁시간에 약간 증가하는 경향을 보여주었다. 이와 같은 EC 입자의 거동특성은 출·퇴근 시간의 자동차 통행량 및 대기온도, 풍속, 풍향, 대기혼합도 등의 기상변수들과 밀접하게 관련되어 있다 (Bae *et al.*, 2004). 반면에 OC 입자의 경우는(그림 3(b)), 아침 출근시간에 약간 증가하다가 11~12시 사이에 최저치를 보였지만 전체적으로 뚜렷한 시간별 농도변화가 관측되지 않았다. 이것은 출·퇴근 시간에 자동차 운행에 의한 영향도 고려할 수 있지만, 오후시간에 휘발성 유기화합물의 활발한 광화학 반응에 의한 2차 OC 입자 생성 및/또는 외부로부터 장거리 이동에 의한 OC 입자의 유입에 기인한 것으로

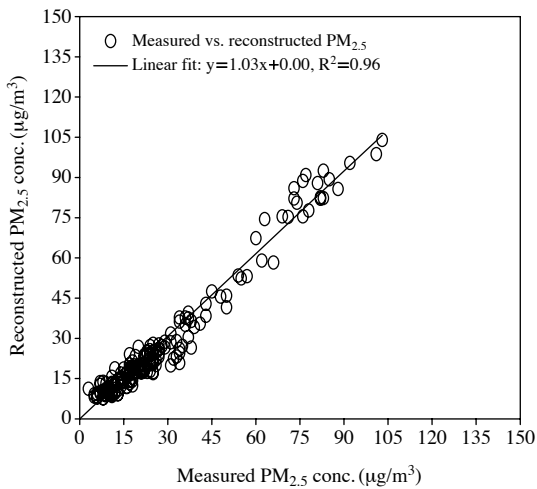


Fig. 1. Comparison of measured and reconstructed PM<sub>2.5</sub> concentrations.

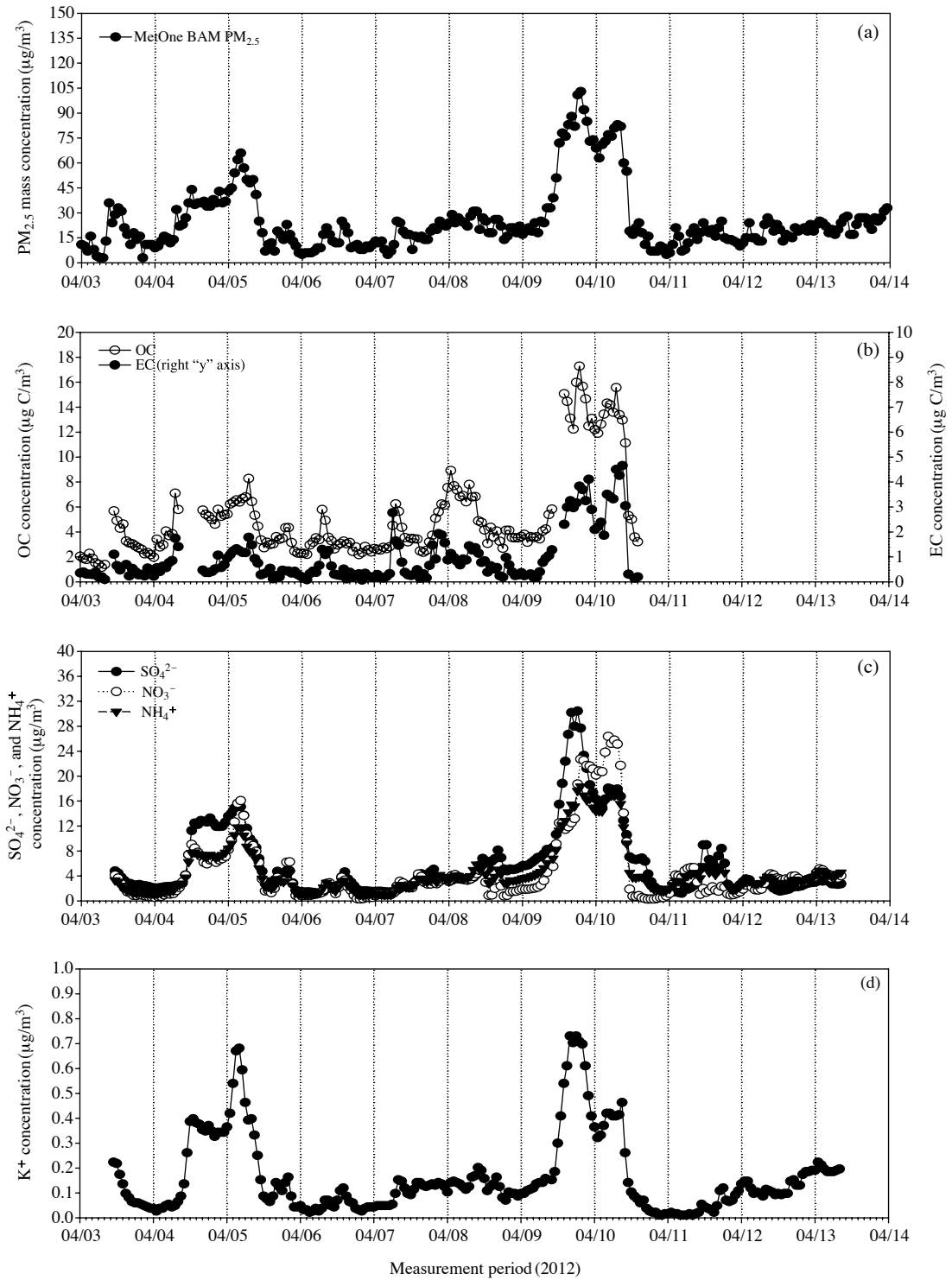


Fig. 2. Temporal variations of (a)  $PM_{2.5}$ , (b) OC and EC, (c)  $SO_4^{2-}$ ,  $NO_3^-$ , and  $NH_4^+$ , and (d)  $K^+$  concentration.

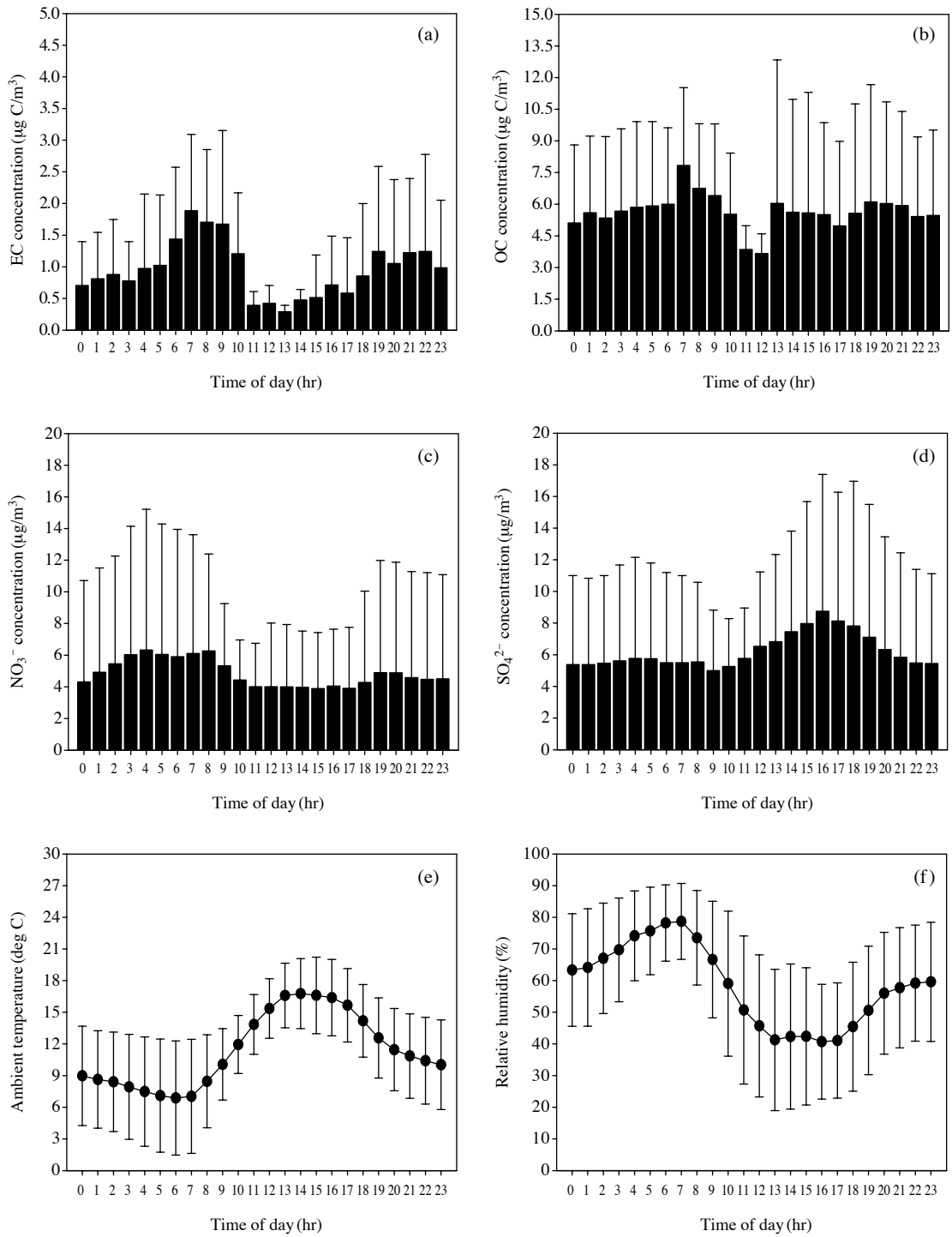


Fig. 3. Diurnal variations of (a) EC, (b) OC, (c)  $\text{NO}_3^-$ , (d)  $\text{SO}_4^{2-}$ , (e) ambient temperature, and (f) relative humidity. Vertical bars indicate the standard deviation of the average value.



판단된다(Park *et al.*, 2005a).  $\text{NO}_3^-$  농도(그림 3(c))는 아침에 증가하고 낮 시간에 감소하면서 다시 저녁 시간에 약간 증가하는 경향을 보이고 있다.  $\text{NO}_3^-$ 는 아침과 밤 시간에 대부분 입자상으로 존재한 반면 낮 시간에는 질산가스로서 기체상에 존재한다. 즉, 대기가 햇빛에 의하여 더워지고 상대습도가 감소하면 질산염은 거의 대부분 기체상으로 전환되므로(Stelson and Seinfeld, 1982),  $\text{NO}_3^-$  농도는 낮 시간에 낮고 아침과 저녁시간에 높은 거동특성을 보인다(그림 3(e)의 대기온도와 그림 3(f)의 상대습도 참조)(Park *et al.*, 2005b).  $\text{SO}_4^{2-}$  입자(그림 3(d))의 경우 오후시간에 증가하는 뚜렷한 시간별 변동특성이 나타났다.  $\text{PM}_{2.5}$ 내  $\text{SO}_4^{2-}$ 는  $\text{SO}_2$ 의 광화학 산화반응, 구름 내  $\text{SO}_2$ 의 수용액 변환과정(in-cloud processes) 및 aerosol droplet 과정을 통하여 생성된다(Guo *et al.*, 2010).  $\text{SO}_4^{2-}$  생성은  $\text{SO}_2$ 의 OH 라디칼에 의한 산화속도뿐만 아니라 온도와 매우 밀접하게 관련되어 있다(Seinfeld and Pandis, 2006). 즉 여름철에는 높은 온도와 높은 대기산화제 농도 때문에 높은 산화속도를 나타낸다. 따라서 오후시간에 관측된  $\text{SO}_4^{2-}$  농도의 증가현상은 대기온도와 대기산화제 농도 증가에 따라  $\text{SO}_2$ 의 광화학 산화반응이 활발해짐으로서 나타난 결과로 판단된다(Park *et al.*, 2011).

### 3. 2 $\text{PM}_{2.5}$ 연무현상해석

#### 3. 2. 1 $\text{PM}_{2.5}$ 의 화학적 성분들의 거동특성

그림 3에서 연구기간 중  $\text{PM}_{2.5}$  질량농도의 뚜렷한 증가현상이 두 번 관측되었는데(4월 4일~5일과 4월 9일~10일), 본 연구에서는 4월 9일~10일 사이에 관측된  $\text{PM}_{2.5}$  고농도 현상에 대한 원인을 집중적으로 분석하였다. 그림 4는 2012년 4월 9일~10일 사이에 측정된  $\text{PM}_{2.5}$ , OC, EC, BC,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{O}_3$ , CO 및  $\text{SO}_2$  농도의 시간별 변화추이를 나타낸다. 여기에서  $\text{O}_3$ , CO 및  $\text{SO}_2$  농도는 건국동 대기오염측정소에서 측정된 자료이다. 그림 5는 대기온도, 습도, 풍향 및 풍속의 시간추이를 나타내었다. 4월 9일 오전에 시작된 연무현상은 4월 10일 오전 저기압 발달로 인한 약한 강우로 인해 종료되었으며, 이 때  $\text{PM}_{2.5}$ 의 최고농도는 4월 9일 19시에  $103.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 에 이르렀다. 또한 대기온도, 상대습도 및 풍속의 평균값은 각각  $15.9^\circ\text{C}$  ( $13.1 \sim 23.2$ ), 74.9% ( $46.7 \sim$

89.9), 3.2 m/s ( $0.1 \sim 6.1$ )이었다. 4월 9일에 측정된 흥미로운 기상특징은 바람이  $200 \sim 230^\circ$ 의 방향에서  $2.3 \sim 5.5 \text{ m/s}$ 의 속도로 지속적으로 유입된 점이다. 연무현상이 발생된 기간 중 화학적 조성자료를 이용하여 재구성한  $\text{PM}_{2.5}$  농도는  $\text{PM}_{2.5}$  측정농도보다 약 4% 높게 계산되었으며  $R^2$ 는 0.97로 매우 높았다. MODIS Aqua and Terra 위성자료(<http://firms.modaps.eosdis.nasa.gov/firemap>)에 의하면, 중국과 인접한 러시아 동쪽(Amurskaya oblast, Primorskiy kray 등), 중국 북동쪽의 Taiyuan, Shijiazhuang 지역, 중국 남동쪽의 Wuhan, Nanchang, Hunan, Hangzhou, Zhejiang 등에서 광범위하게 산불이 발생하였다(그림 6의 왼쪽). 4월 9일에 측정지점으로 유입되는 기단의 이동경로를 파악하기 위하여 Hysplit 모델(Draxler and Ralph, 2012)을 이용하여 96시간의 공기 역학적 계산하여 그 결과를 그림 6(오른쪽)에 나타내었다. 기단의 유입 이동경로를 보면 500 m와 1000 m의 고도에서는 서해 또는 남중국해에서 출발하여 중국 남동쪽의 산불발생 지역인 Hangzhou, Zhejiang, Shanghai 등을 통과한 후 서해를 거쳐 측정지점으로 유입되었다. 반면 1500 m의 고도에서는 중국 북동쪽의 산불발생 지역인 Taiyuan, Shijiazhuang 등에서 시작된 기단이 중국 내륙 지역을 통과한 후 서해를 거쳐 측정지점으로 유입되었다. MODIS 영상자료와 공기 역학적 분석결과를 종합해보면 4월 9일에 측정지역으로 유입되는 기단은 중국의 산불지역에서 배출된 오염물질들에 의해 영향을 받았을 것으로 추정할 수 있다.

그림 4를 상세히 살펴보면, OC, EC, BC,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$  및 CO 농도는 4월 9일(월요일) 오전 9~10시 사이에 증가하기 시작하여 저녁 19~20시에 최고치를 보인 후, 서서히 감소하면서 4월 10일 출근시간을 전후에 다시 증가하는 추세를 보였다. 아쉽게도 4월 9일 11~13시 사이에 준 실시간 탄소성분 측정기의 필터교체 작업으로 OC 및 EC 측정이 이루어지지 않았기 때문에, OC 및 EC 성분의 농도변화를 이해하기 위하여 BC 자료를 그림 4에 같이 제시하였다. 여기에서, 4월 9일 11~13시 사이에 확인된 BC 농도의 지속적인 증가현상으로부터 OC 및 EC 농도 역시 비슷하게 증가했을 것으로 추정할 수 있다. 4월 9일의 OC, EC, BC,  $\text{NO}_3^-$ 의 농도추이는 그림 3의 시간별 농도변화 추이와 다르게 저녁시간에 최고농도를 보이는데 이것은 중국지역에서 발생한 산불에 의한 바

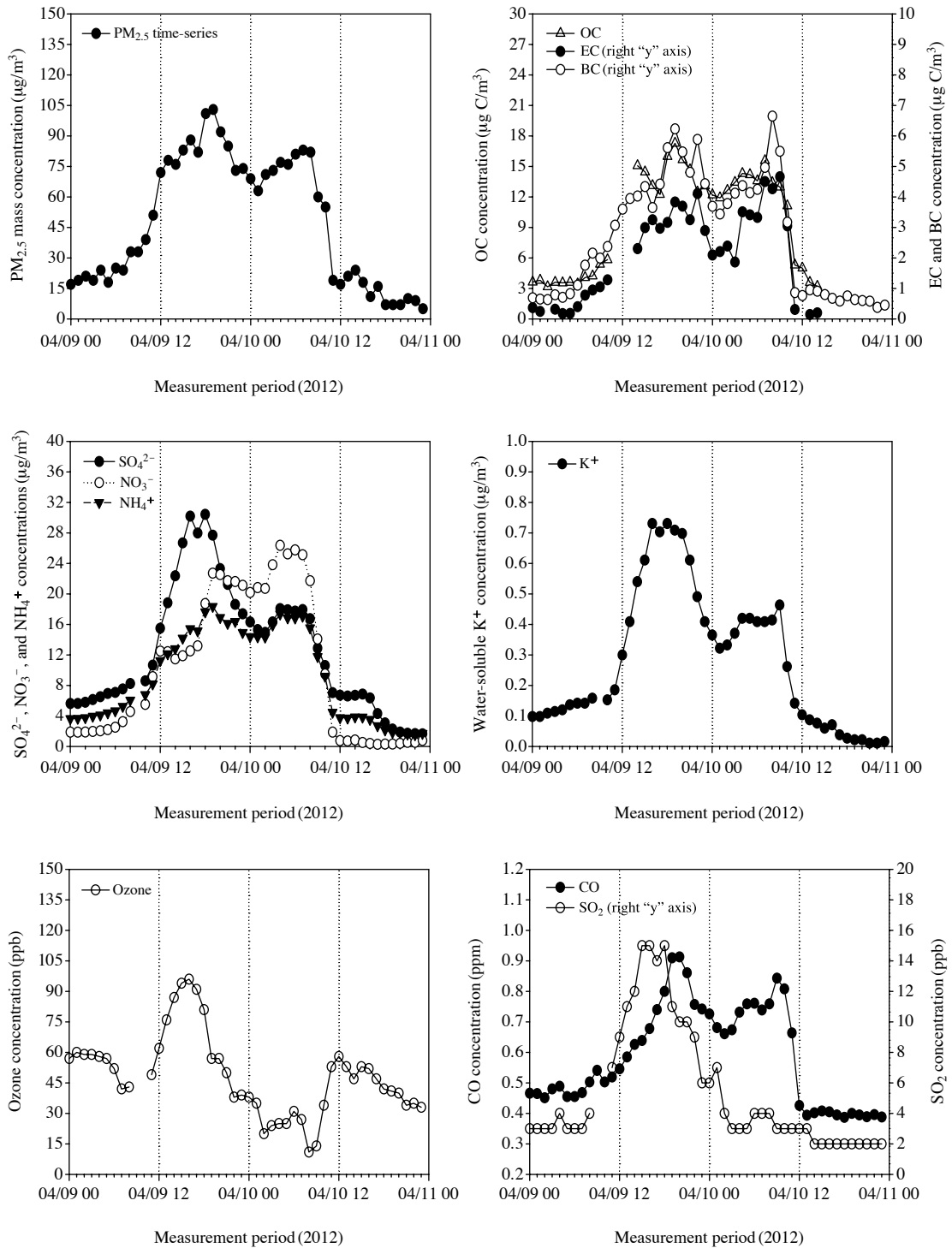


Fig. 4. Temporal variations of PM<sub>2.5</sub>, OC/EC/BC, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>/NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, O<sub>3</sub> and CO/SO<sub>2</sub> concentrations for haze episode.



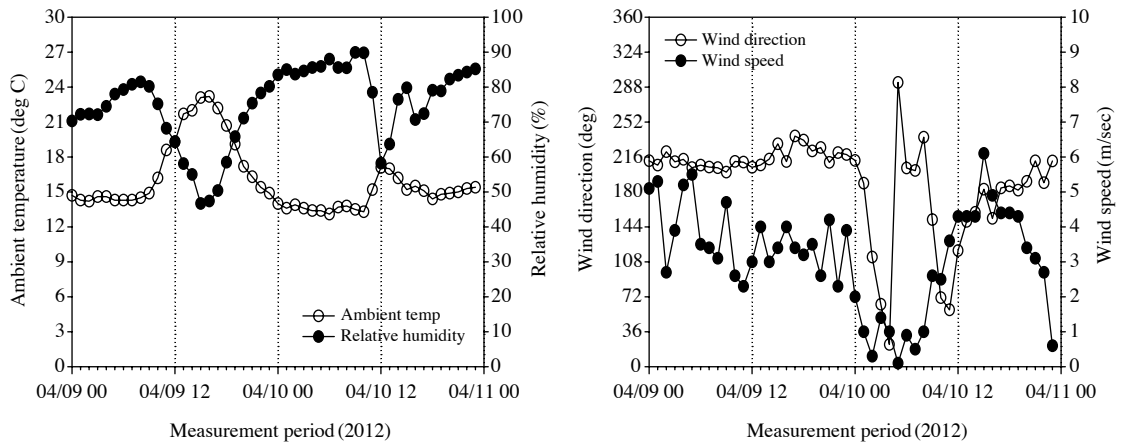


Fig. 5. Temporal variations of four meteorological parameters for haze episode.

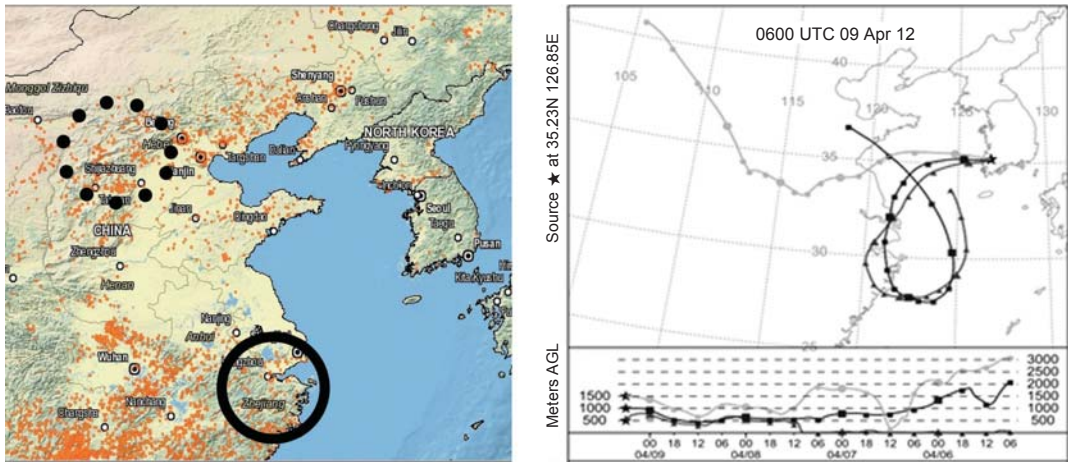


Fig. 6. Smoke transports of fires (dotted and solid circles) in northeastern and southeastern China as depicted by the MODIS (March 25 through April 10) (left graph) and air mass transport pathways at 500 (triangle), 1000 (square), and 1500 m (circle) AGL on April 9.

이오매스 연소물질의 장거리 이동에 의한 영향과 최근시간에 자동차 운행에 의한 영향이 복합적으로 작용하여 나타난 현상으로 판단된다. 그러나  $SO_4^{2-}$ ,  $SO_2$  및  $K^+$ 의 농도는 탄소성분들과 동일하게 4월 9일 9~10시부터 증가하기 시작하여  $O_3$  농도가 최고치를 보이는 16~17시에 최고농도를 나타낸 후, 19~20시까지 비슷한 농도수준을 유지한 후 서서히 감소하여 다음날 출근시간을 전후로 증가하였다.  $SO_4^{2-}$ ,  $SO_2$ ,  $K^+$  및  $O_3$ 의 최고농도는 각각  $30.2 \mu g/m^3$ , 15 ppb, 0.73

$\mu g/m^3$ , 96 ppb이었다. 바이오매스 연소의 추적자로 알려진  $K^+$  (Andreae and Merlet, 2001)는 4월 9일 16시에 최고농도를 보인 후 19~20시까지 거의 비슷한 농도수준을 유지하였다. 이것은 중국의 산불발생지역으로부터 측정지점에 유입된 바이오매스 연소물질의 영향이 16~20시 사이에 최대였음을 시사한다. 그림 7은 중국의 산불발생지역으로부터 유입된 바이오매스 연소 연기의 영향을 입증하기 위한  $K^+$ 와 BC, EC, CO, OC 및  $SO_4^{2-}$ 의 상관관계를 나타낸 것이다. 여기

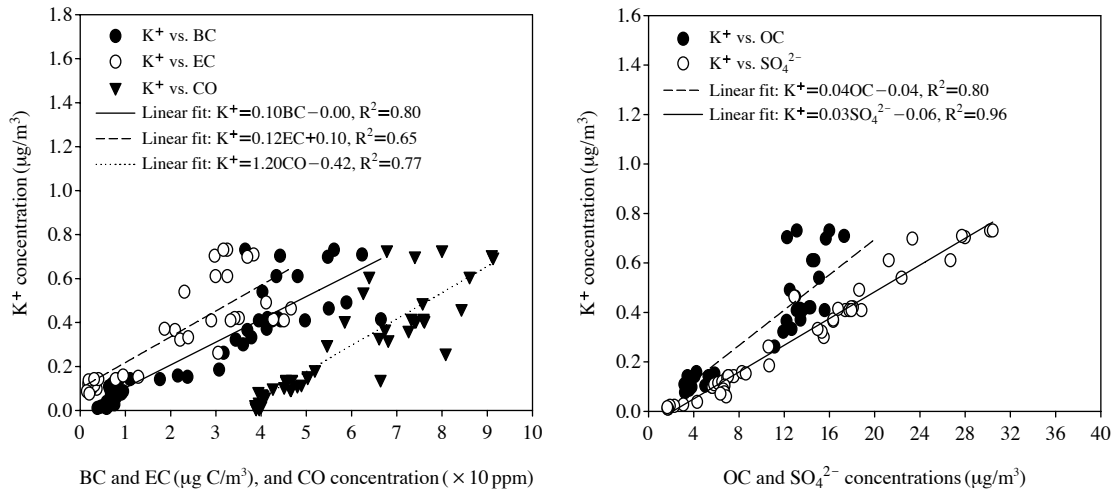


Fig. 7. Regression relationships among  $K^+$ , BC, EC, CO, OC, and  $SO_4^{2-}$  concentrations for haze episode.

에서 BC, EC, CO, OC 및  $SO_4^{2-}$ 와의 결정계수는 각각 0.80, 0.65, 0.77, 0.80, 0.96이었다. 이들 구성성분은 바이오매스 연소 이외의 다른 연소오염원을 통해 배출되거나 대기 중에서 생성되기도 한다. 그러나  $K^+$ 와 이들 성분들 사이에 매우 높은 상관성을 보이고 있어 오전 9시부터 오후 20시까지 나타난 이들의 지속적인 농도증가현상이 중국에서 발생한 산불의 장거리 이동에 의해 일부 기인되었다고 판단되지만 (그림 6),  $SO_4^{2-}$ 의 경우, 매우 높은  $SO_4^{2-}/K^+$ 의 농도비 (28~58)로 추정할 때 산불에 의한 영향 외에 다른 발생원 또는 생성과정이 기여했을 것으로 추정된다.

최근 실험실 환경에서 산림의 나무나 줄기 종류 (forest trees)의 바이오매스 연소 후 배출되는 분진을 채취하여 이온성분을 분석한 결과에 의하면  $PM_{1.8}$  내  $SO_4^{2-}$  (0.6~5.8 wt%)/ $K^+$  (1.4~11.3 wt%) 질량비는 0.17~0.52로 매우 낮았다. 또한  $K^+$ 와  $SO_4^{2-}$ 의 상관관계는 산림 종류에 따라 차이는 있으나 매우 높았다 ( $R^2=0.72\sim0.99$ ) (Park *et al.*, 2013b). 즉, 측정 지점에서 관측된  $SO_4^{2-}$  농도가 바이오매스 연소 배출원에 의해서만 영향을 받았다면 매우 높게 측정되지 않았을 것이다. 그림 5의 풍향 및 풍속자료를 보면, 측정지점에서 4월 9일의 바람은  $200\sim230^\circ$  방향에서 3~5 m/s의 속도로 지속적으로 유입되고 있었다. 그런데 측정지점으로부터 남서쪽 ( $200\sim240^\circ$ )으

로 3~8 km의 거리에 2개의 산업단지가 위치하고 있는데다 이러한 풍향이 지속적으로 유지되고 있어 산업단지로부터 배출되는 오염물질들이 측정지점으로 유입되었을 가능성이 높게 된다. 그림 4에서  $SO_2$ 는 CO 농도와 달리  $O_3$  및  $SO_4^{2-}$  농도와 비슷한 추이 변화를 보이며 16시에 동시에 최고농도를 보여주었다. 이 때  $SO_2$  농도는 3 ppb에서 최고 15 ppb까지 증가하였는데, 이것은 산업단지에서 배출된  $SO_2$ 가 바람을 타고 이동 중 OH 라디칼에 의한 광화학 기상산화 반응에 의해  $SO_4^{2-}$ 의 생성이 급격히 증가한 것으로 보인다 (Fischer *et al.*, 2007). 그리고  $SO_2$ 와  $SO_4^{2-}$ 의 높은 상관성 ( $R^2=0.76$ )은 국지적인  $SO_2$  배출이  $SO_4^{2-}$  생성의 중요한 오염원이며,  $SO_2$ 의 빠른 기상산화반응이  $SO_4^{2-}$  생성에 중요하게 작용했음을 시사한다. 만약 측정된  $SO_2$ 가 중국의 산불지역 또는 상류 오염지역으로부터 기류를 타고 측정지점에 유입되었다면  $SO_2$ 의 장거리 이동 중 활발한 광화학 산화과정 및/또는 구름 내 수용액 산화과정에 의해 그 농도가 낮게 유지되었을 것이다.  $SO_4^{2-}/SO_x$  ( $SO_4^{2-}+SO_2$ )는 일반적으로  $SO_2$ 에서  $SO_4^{2-}$ 로의 산화과정과  $SO_2$ 의 건식침적에 의한 제거가  $SO_4^{2-}$  제거보다 상당히 빠르기 때문에 기단의 체류시간 또는 광화학 산화정도에 따라 증가한다. 이 때문에  $SO_4^{2-}/SO_x$ 는  $SO_4^{2-}$  생성과정의 지시자로서 사용되고 있다 (Park *et al.*, 2012, 2011; Sahu *et al.*, 2009). 연무발생기간에 조사된  $SO_4^{2-}/SO_x$ 는

0.49±0.10 (0.36~0.69)로 여름철에 광주지역 (0.51) (Park et al., 2012)과 서해안의 태안지역 (0.56) (Park et al., 2011)의 경우와 비슷하였다. 광주와 태안지역에서 여름철에 높은 값을 보이는 것은 SO<sub>2</sub>의 국지적인 광화학 산화과정보다는 외부로부터 기단의 장거리 이동 중 대기변화과정에 의한 영향으로 설명하고 있다. 반면에, 본 연구에서는 중국으로부터 바이오매스 연소에 의한 영향 외에 오존생성의 촉진으로 국지적인 SO<sub>2</sub>의 광산화반응에 기인한 것으로 볼 수 있다.

OC, EC, BC, CO, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 및 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 농도는 4월 9일 9~10시부터 증가하기 시작하여 16시 이후에도 지속적으로 증가추이를 보였는데 이것은 16시 이전의 경우 산불의 영향, 광화학산화반응 등에 의한 2차 오염물질 생성에 의하여 증가하다가 퇴근시간 무렵에

는 자동차 운행에 의한 영향으로 추정된다. 그리고 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>는 4월 10일 아침까지 계속해서 높은 농도수준을 유지하였는데, 이것은 저녁시간에 높게 유지되었던 상대습도 (75~90%)가 불균일반응을 통하여 NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 입자 생성에 기여함과 동시에 매우 낮게 유지된 풍속(0.1~1.0 m/s)에 기인한 것으로 판단된다.

### 3. 2. 2 PSCF 모델을 이용한 오염원 발생지역 추정

앞에서 MODIS 영상자료, Hysplit 공기 역학적 분석 및 바이오매스 연소 배출원의 추적자 성분들의 농도추이분석을 통하여 4월 9일에 관측된 PM<sub>2.5</sub>의 주요 화학적 성분들의 현저한 농도증가가 중국지역에서 발생한 산불연기와 연관되어 있다는 것을 확인하였다. 여기에서는 산불연기의 장거리 이동이 측정

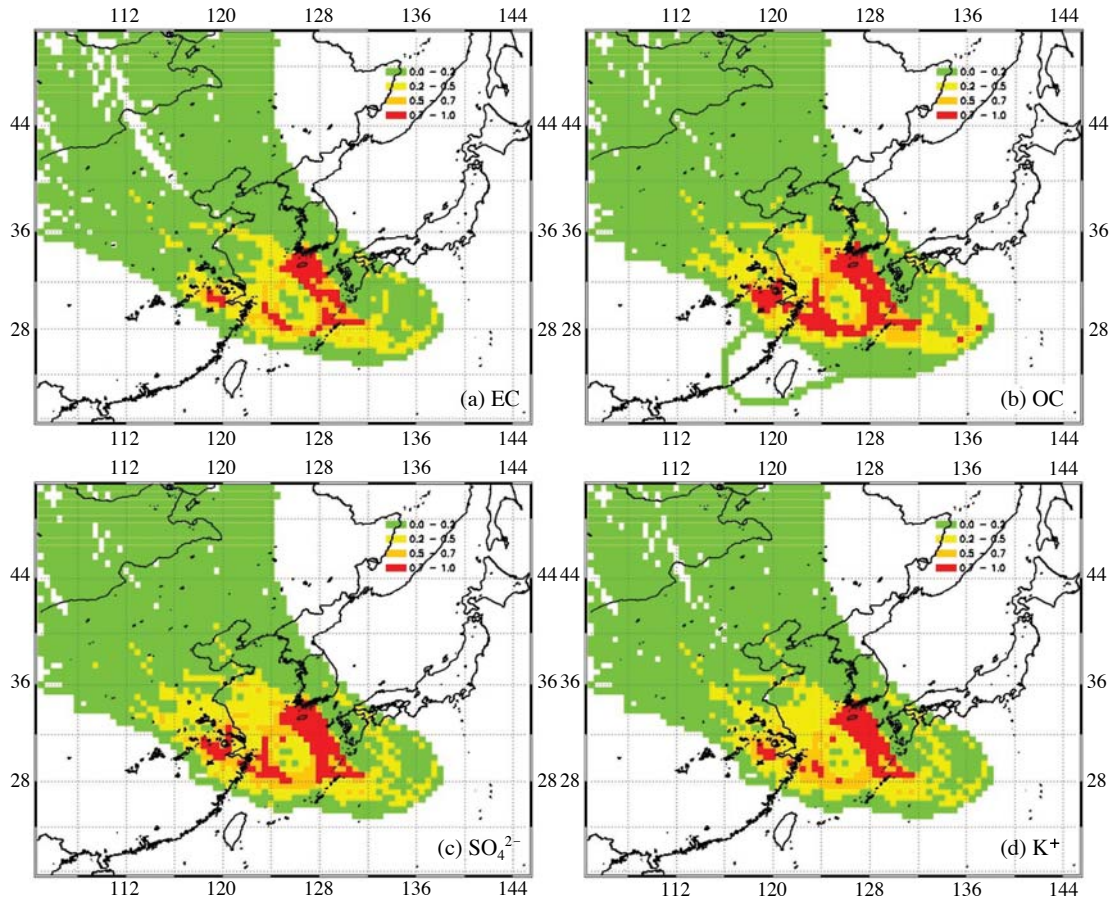


Fig. 8. PSCF results of EC, OC, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> and K<sup>+</sup> calculated between 100 m and 1500 m AGL (100 m intervals).

지역의 PM<sub>2.5</sub>의 화학적 조성에 미치는 영향을 더 입증하기 위하여 PSCF 모델을 이용하여 오염원 발생 가능지역을 평가하였다. PSCF 계산에 필요한 공기 역케적은 미국의 NOAA에서 제공하는 Hysplit 모델을 사용하여 계산하였으며, 계산과정은 우선 측정 지역의 위도와 경도를 모델에 입력하고, 채취한 시료 시간(4월 9일 00시~4월 10일 23시)과 고도(100 m ~ 1500 m, 100 m 간격)에 해당하는 바람의 이동 경로를 매 시간별로 최대 120시간 역으로 계산하였다. Hysplit 역케적 분석의 관심 영역은 동경 90°~150°, 북위 20°~60°의 정방형 지역이다. 대상격자 내 케적 종점의 전체 수는 720이며 위·경도에 9600개의 0.5°×0.5° 셀로 이루어져 있다. PSCF 모델에서 연무 현상 발생기간 중 EC, OC, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> 및 K<sup>+</sup> 농도에 대한 기준 값으로 2일 간의 각 성분의 평균농도를 정하였다. EC, OC, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> 및 K<sup>+</sup>의 가능성 있는 광역적 오염 지역을 확인하기 위하여 각 성분의 농도자료와 역케적 해석 자료를 이용하여 식(1)에 의하여 PSCF 값을 계산하였다.

그림 8은 연무발생기간 중 EC, OC, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> 및 K<sup>+</sup>의 오염원 발생 가능지역을 평가하기 위하여 계산한 PSCF 모델 결과이다. PSCF 해석에 의하면 측정지역에서 4월 9일에 측정된 EC, OC, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> 및 K<sup>+</sup> 성분들의 농도 증가현상은 중국지역 북동쪽에서 발생한 산불보다는 남동쪽에서 발생한 산불연기에 의해 더 크게 영향을 받았을 것으로 나타났다. 결론적으로 연무 발생기간 중 PM<sub>2.5</sub>의 주요 구성성분들의 농도증가는 중국 남동쪽 지역에서 발생한 산불연기가 한 원인으로 작용하였다.

#### 4. 요약 및 결론

본 연구에서는 환경부 남부권 대기오염집중측정소에서 측정된 PM<sub>2.5</sub>의 질량농도, 탄소성분 및 이온성분의 준 실시간 자료를 이용하여 2012년 4월 9일~10일에 발생한 연무현상을 조사하였다. 연무현상의 구체적인 분석을 위하여 준 실시간 화학적 조성 자료 외에 기체상 물질(CO, SO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>), 기상자료, 공기 역케적 분석, MODIS 위성자료 등을 사용하였다. 연무현상 발생 시 측정된 PM<sub>2.5</sub>, OC, EC, BC, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> 및 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 성분의 농도증가현상은 바이오매스

연소 연기와 자동차 운행에 의한 영향 외에 오존농도의 증가(~100 ppb)로 인한 휘발성 유기화합물, NO<sub>2</sub> 및 SO<sub>2</sub>의 강한 광화학 산화반응에 의한 2차 오염물질들의 생성 축진이 복합적으로 작용하여 나타난 현상으로 판단된다. 특히 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>의 급격한 농도증가는 국지적으로 배출된 SO<sub>2</sub>의 광화학 기상반응에 의한 결과 [SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )=0.68×SO<sub>2</sub>( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )+2.92, R<sup>2</sup>=0.76]로 추정된다. 또한 PSCF 모델에 의하면 중국 북동쪽보다는 남동쪽에서 발생한 산불에서 배출된 연기가 측정지역의 연무현상을 야기한 PM<sub>2.5</sub>, OC, EC, BC, K<sup>+</sup> 및 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>의 농도증가의 한 원인으로 나타났다.

결론적으로 본 연구에서 측정된 PM<sub>2.5</sub>내 주요 화학적 성분들의 준 실시간 농도자료는 연무생성 시기체상 전구물질농도, 기상자료, 위성자료 등과 함께 활용 시 해당 오염물질들의 배출원, 생성과정 등에 대한 이해도를 한층 높이는 데 중요한 정보를 제공하였다.

#### 감사의 글

이 논문은 국립환경과학원의 “권역별 미세먼지 (PM<sub>2.5</sub>) 농도 특성파악 및 생성과정 연구(III)”에 대한 지원과 광주녹색환경지원센터의 2008년도 연구사업비의 지원(08-1-40-41)을 받아 수행된 연구입니다.

#### References

Andreae, M.O. and P. Merlet (2001) Emission of trace gases and aerosols from biomass burning, *Global Biogeochem. Cycles*, 15, 955-966.

Bae, M.S., J.J. Schauer, J.T. DeMinter, and J.R. Turner (2004) Hourly and daily patterns of particle-phase organic and elemental carbon concentrations in the urban atmosphere, *J. Air Waste Manage. Assoc.*, 54, 823-833.

Chen, L.W.A., J.C. Chow, B.G. Doddridge, R.R. Dickerson, W.F. Ryan, and P.K. Mueller (2003) Analysis of a summertime PM<sub>2.5</sub> and haze episode in the mid-Atlantic region, *J. Air Waste Manage. Assoc.*, 53, 946-956.

- Draxler, R.R. and G.D. Rolph (2012) HYSPLIT (Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory) model access via NOAA ARL READY Website (<http://www.arl.noaa.gov/ready/hysplit4.html>). NOAA Air Resources Laboratory, Silver Spring, MD.
- Fischer, E.V., L.D. Ziemba, R.W. Talbot, J.E. Dibb, R.J. Griffin, L. Husain, and A.N. Grant (2007) Aerosol major ion record at Mount Washington, *J. Geophys. Res.*, 112, D02303, doi:10.1029/2006JD007253.
- Guo, S., M. Hu, Z.B. Wang, J. Slanina, and Y.L. Zhao (2010) Size-resolved water-soluble ionic compositions in the summer of Beijing: Implication of regional secondary formation, *Atmos. Chem. Phys.*, 10, 947-959.
- Heo, J.B., P.K. Hopke, and S.M. Yi (2009) Source apportionment of PM<sub>2.5</sub> in Seoul, Korea, *Atmos. Chem. Phys.*, 9(14), 4957-4971.
- Hwang, I. and P.K. Hopke (2007) Estimation of source apportionment and potential source locations of PM<sub>2.5</sub> at west coastal IMPROVE site, *Atmos. Environ.*, 41, 506-518.
- Jung, J. and Y.J. Kim (2011) Tracking sources of severe haze episodes and their physicochemical and hygroscopic properties under Asian continental outflow: Long-range transport pollution, post-harvest biomass burning, and Asian dust, *J. Geophys. Res.*, 116, D02206.
- Kim Oanh, N.T., C. Piromyaporn, and W.S. Ekborderin (2005) Meteorological pattern classification and application for forecasting air pollution episode potential in a mountain-valley area, *Atmos. Environ.*, 39, 1211-1225.
- Kim Oanh, N.T. and K. Leelasakultum (2011) Analysis of meteorology and emission in haze episode prevalence over mountain-bounded region for early warning, *Sci. the Total Environ.*, 409, 2261-2271.
- Malm, W.C., J.V. Molenar, R.A. Eldred, and J.F. Sisler (1996) Examining the relationship among atmospheric aerosols and light scattering and extinction in the Grand Canyon area, *J. Geophys. Res.*, 101, 19251-19265.
- Park, S.S. and Y.J. Kim (2004) PM<sub>2.5</sub> particles and size-segregated ionic species measured during fall season in three urban sites in Korea, *Atmos. Environ.*, 38, 1459-1471.
- Park, S.S., D. Harrison, P. Pancras, and J.M. Ondov (2005a) Time resolved elemental and organic carbon measurements at the Baltimore Supersite in 2002, *J. Geophys. Res.*, 110: D07S06, doi: 10.1029/2004JD004610.
- Park, S.S., J.M. Ondov, D. Harrison, and N.P. Nair (2005b) Seasonal and shorter-term variations in particulate atmospheric nitrate in Baltimore, *Atmos. Environ.*, 39, 2011-2020.
- Park, S.S., J. Kleissl, D. Harrison, V. Kumar, N.P. Nair, M. Adam, J. Ondov, and M. Parlange (2006a) Characteristics of PM<sub>2.5</sub> episodes revealed by semi-continuous measurements at the Baltimore Supersite at Ponca St., *Aerosol Sci. Technol.*, 40, 845-860.
- Park, S.S., M.S. Bae, J.J. Schauer, Y.J. Kim, S.Y. Cho, and S.J. Kim (2006b) Molecular composition of PM<sub>2.5</sub> organic aerosol measured at an urban site of Korea during the ACE-Asia campaign, *Atmos. Environ.*, 40, 4182-4198.
- Park, S.S., K.H. Lee, Y.J. Kim, T.Y. Kim, S.Y. Cho, and S.J. Kim (2008) High time-resolution measurements of carbonaceous species in PM<sub>2.5</sub> at an urban site of Korea, *Atmos. Environ.*, 89, 48-61.
- Park, S.S., J.-M. Ko, and C.H. Chung (2011) Characteristic of water-soluble components of PM<sub>10</sub> at Tae'an and Gangneung sites in summer season, *J. Korean Soc. Atmos. Environ.*, 27(3), 291-302 (in Korean with English abstract).
- Park, S.S., J.H. Kim, and J.U. Jeong (2012) Abundance and sources of hydrophilic and hydrophobic water-soluble organic carbon at an urban site in Korea in summer, *J. Environ. Monit.*, 14, 224-232.
- Park, S.S., S.A. Jung, B.J. Gong, S.Y. Cho, and S.J. Lee (2013a) Characteristics of PM<sub>2.5</sub> haze episodes revealed by highly time-resolved measurements at an air pollution monitoring Supersite in Korea, *Aerosol and Air Quality Research*, 13, 957-976.
- Park, S.S., S.Y. Sim, M.S. Bae, and J.J. Schauer (2013b) Size distribution of water-soluble components in particulate matter emitted from biomass burning, *Atmos. Environ.*, 73, 62-72.
- Polissar, A.V., P.K. Hopke, and J.M. Harris (2001) Source regions for atmospheric aerosol measured at Barrow, Alaska, *Environ. Sci. Technol.*, 35, 4214-4226.
- Pongkiatkul, P. and N.T. Kim Oanh (2007) Assessment of potential long-range transport of particulate air pollution using trajectory modeling and monitoring data, *Atmos. Res.*, 85, 3-17.
- Ryu, S.Y., J.E. Kim, Y.J. Kim, and G.U. Gang (2004) Chemical composition of post-harvest biomass burning aerosols in Gwangju, Korea, *J. Air Waste Manage. Assoc.*, 54, 1124-1137.

- Ryu, S.Y., B.G. Kwon, Y.J. Kim, H.H. Kim, and K.J. Chun (2007) Characteristics of biomass burning aerosol and its impact on regional air quality in the summer of 2003 at Gwangju, Korea, *Atmos. Res.*, 84, 362-373.
- Sahu, L.K., Y. Kondo, Y. Miyazaki, M. Kuwata, M. Koike, N. Takegawa, H. Tanimoto, H. Matsueda, S.C. Yoon, and Y.J. Kim (2009) Anthropogenic aerosols observed in Asian continental outflow at Jeju Island, Korea, in spring 2005, *J. Geophys. Res.*, 114, D03301, doi: 10.1029/2008JD010306.
- Seinfeld, J.H. and S.N. Pandis (2006) *Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change*, 2nd Ed., John Wiley & Sons, Inc.
- Solomon, P.A. and C. Sioutas (2008) Continuous and semicontinuous monitoring techniques for particulate matter mass and chemical components: A synthesis of findings from EPA's particulate matter Supersites program and related studies, *J. Air Waste Manage. Assoc.*, 58, 164-195.
- Stelson, A.W. and J.H. Seinfeld (1982) Relative humidity and temperature dependence of the ammonium nitrate dissociation constant, *Atmos. Environ.*, 16, 983-992.
- Triantafyllou, A.G. (2001) PM<sub>10</sub> pollution episodes as a function of synoptic climatology in a mountainous industrial area, *Environ. Pollut.*, 112, 491-500.
- Turpin, B.J. and H.J. Lim (2001) Species contributions to PM<sub>2.5</sub> mass concentrations: Revisiting common assumptions for estimating organic mass, *Aerosol Sci. Technol.*, 35, 602-610.
- Watson, J.G. (2002) Visibility: science and regulation, *J. Air Waste Manage. Assoc.*, 52, 628-713.
- Weber, R., M. Bergin, C.S. Kiang, W. Chameides, D. Orsini, J.J. Chang, C. Carrico, Y.N. Lee, P. Dasgupta, J. Slanina, B. Turpin, E. Edgerton, S. Hering, G. Allen, and P. Solomon (2003) Short-term temporal variation in PM<sub>2.5</sub> mass and chemical composition during the Atlanta Supersite experiment, *J. Air Waste Manage. Assoc.*, 53, 84-91.