Atmosphere. Korean Meteorological Society Vol. 27, No. 1 (2017) pp. 41-54 https://doi.org/10.14191/Atmos.2017.27.1.041 pISSN 1598-3560 eISSN 2288-3266

연구논문 (Article)

2016년 봄철 서울의 PM₁₀, PM_{2.5} 및 OC와 EC 배출원 기여도 추정

함지영 · 이혜정 · 차주완^{*} · 류상범

국립기상과학원 환경기상연구과

(접수일: 2016년 10월 25일, 수정일: 2017년 1월 6일, 게재확정일: 2017년 1월 17일)

Potential Source of PM₁₀, PM_{2.5}, and OC and EC in Seoul During Spring 2016

Jeeyoung Ham, Hae Jung Lee, Joo Wan Cha*, and Sang-Boom Ryoo

Environmental Meteorology Research Division, National Institute of Meteorological Sciences, Jeju, Korea

(Manuscript received 25 October 2016; revised 6 January 2017; accepted 17 January 2017)

Abstract Organic carbon (OC) and elemental carbon (EC) in PM_{2.5} were measured using Sunset OC/EC Field Analyzer at Seoul Hwangsa Monitoring Center from March to April, 2016. The mean concentrations of OC and EC during the entire period were $4.4 \pm 2.0 \ \mu gC \ m^{-3}$ and $1.4 \pm 0.6 \,\mu\text{gC} \text{ m}^{-3}$, respectively. OC/EC ratio was 3.4 ± 1.0 . The average concentrations of PM₁₀ and PM_{2.5} were 57.4 \pm 25.9 and 39.7 \pm 19.8 µg m⁻³, respectively, which were detected by an optical particle counter. The OC and EC peaks were observed in the morning, which were impacted by vehicle emission, however, their diurnal variations were not noticeable. This is determined to be contributed by the long-range transported OC or secondary formation via photochemical reaction by volatile organic compounds at afternoon. A conditional probability function (CPF) model was used to identify the local source of pollution. High concentrations of PM_{10} and $PM_{2.5}$ were observed from the westerly wind, regardless of wind speed. When wind velocity was high, a mixing plume of dust and pollution during long-range transport from China in spring was observed. In contrast, pollution in low wind velocity was from local source, regardless of direction. To know the effect of long-range transport on pollution, a concentration weighted trajectory (CWT) model was analyzed based on a potential source contribution function (PSCF) model in which 75 percentiles high concentration was picked out for CWT analysis. PM₁₀, PM_{2.5}, OC, and EC were dominantly contributed from China in spring, and EC results were similar in both PSCF and CWT. In conclusion, Seoul air quality in spring was mainly affected by a mixture of local pollution and anthropogenic pollutants originated in China than the Asian dust.

Key words: CPF, PSCF, CWT, Asian dust, long-range transport pollutants

1. 서 론

미세입자(particulate matter, PM)는 자연적, 인위적 배출원에서 발생하여 기후 변화, 가시거리 감소, 식물

생장 장애 등에 크게 기여한다(Rattigan et al., 2010; Anderson et al., 2012). 또한 대기 오염물질 중 인체 에 가장 많은 영향을 미치는 것으로 보고되어 있으며 (Burnett et al., 2014; WHO, 2014), 입자가 작을수록 이러한 영향뿐 아니라 인체에 대한 위해성이 심각하 다(Harrison et al., 2012).

PM_{2.5} 중 탄소성 입자는 크게 원소탄소(elemental carbon, EC)와 유기탄소(organic carbon, OC)로 구분 된다(Chow et al., 2009; Szidat et al., 2009). EC는 연

^{*}Corresponding Author: Joo Wan Cha, Environmental Meteorology Research Division, National Institute of Meteorological Sciences, 33, Seohobuk-ro, Seogwipo-si, Jeju 63568, Korea. Phone: +82-64-780-6563, Fax: +82-64-738-6512 E-mail: jwcha@korea.kr

소 오염원에서 대부분 대기 중으로 직접 방출되는 1 차 오염물질이다(Sandrini et al., 2014). OC는 형성과 정에 따라 인위적 또는 자연적 배출원에서 직접 발생 되는 1차 유기탄소(primary organic carbon, POC)와 이 러한 POC가 산화와 노화과정을 거쳐 변환되는 2차 유기탄소(secondary organic carbon, SOC)가 있다 (Gentner et al., 2012). 이외에 휘발성 유기화합물 (volatile organic compounds, VOCs)의 광화학 산화반 응으로 기체가 입자로 전환(gas-to-particle conversion) 되어 SOC로 생성된다(Seinfeld and Pandis, 2012). 이 렇듯 OC는 EC에 비해 배출원과 생성과정이 다양하 여 정확히 구분하여 파악하기 힘들다. 또한 최근 들 어서는 도시숲 등 도시 지역 녹지 증가와 주변 산림 의 영향으로 인위적 오염물질과 자연적 배출물이 섞 여 에어로졸 생성이 더욱 복잡하다(Ham et al., 2016). 이렇게 복잡하게 섞여있는 국내 대기질은 주변의 국 지적 오염물과 더불어 장거리 수송 배출물의 영향도 크게 받고 있어 국내 대기질 평가는 내부 오염뿐 아 니라 장거리 수송 배출물에 대한 이해도 매우 중요하다. 우리나라는 지리적 특성상 중국과 인접해 있고 아 시아 대륙 편서풍의 영향을 받는데 봄철, 특히 황사 시 장거리 수송 오염물의 증가에 대해 확인된 바 있 다(Lee et al., 2013; Park et al., 2013b; Koo et al., 2015). 최근에는 중국의 급속한 산업발전으로 다량의 오염물질을 발생하고 있어 황사 기간 외에도 여러 연 구에서 중국 대기오염물질의 장거리 수송에 따른 국 내 대기오염의 영향에 대해 조사되었다(eg., Choi et al., 2001; Kang et al., 2004; Park and Lee, 2004; Xiao et al., 2014). 그러나 기존의 장거리 수송 오염 물질에 대한 연구는 이동 현상의 규명이나 정성적인 연구가 대부분이었다. 따라서 국내 대기질에 영향을 주는 장거리 수송 오염물질의 정량적 평가가 이루어 져야 하고, 이에 따라 인체에 미치는 악영향 규명을 위해서라도 좀 더 정확한 배출원의 위치 추적이 필요 하다. 그러나 아시아 광대한 지역에서의 다양한 오염 원과 국내 배출과의 혼재로 명확한 분류가 불가능한 한계가 있다. 이에 국내에서는 CMB (Chemical Mass Balance), PMF (Positive Matrix Factorization) 수용 모 델을 이용하여 지역적 또는 국지적인 규모에서의 수 용 모델을 이용한 양적 배출군 기여도 보고가 있었다 (eg., Lee et al., 2005; Kang et al., 2008b). 하지만 이 또한 오염물질의 배출원에 대한 공간적 분포 특성을 이해하는 데는 어려움이 있었다.

본 연구는 2016년 봄철(3월 1일~4월 17일) 동안 서 울의 PM₁₀, PM_{2.5}, 그리고 PM_{2.5} 중 OC와 EC의 농도 변화를 파악하고 배출원 추적을 위해 CPF (Conditional Probability Function) 모델과 역궤적 결과를 이용한 PSCF (Potential Source Contribution Function), CWT

한국기상학회대기 제27권 1호 (2017)

(Concentration Weighted Trajectory) 모델 분석을 하였 다. 이를 기반으로 국지적 배출원과 장거리 수송 오 염물질의 배출원 기여도 추정을 통해 대도시 PM₁₀, PM_{2.5} 및 OC와 EC의 잠재적 배출원 위치를 평가하 고자 하였다. 이러한 결과는 지역적 오염원과 오염물 질의 장거리 수송 배출원에 대한 공간적 분포 이해를 위한 제시로, 도심지역에서의 국지적 오염과 장거리 수송 오염물질이 섞여있는 배출원 규명과 이해를 위 한 정책에 참고가 될 것이다.

2. 연구방법

2.1 측정

측정은 서울시 종로구 송월동 서울 황사감시센터 (37°57N, 127°97E)에서 2016년 3월 1일부터 4월 17 일까지 수행되었다. 서울 황사감시센터의 북쪽으로 약 350 m에 국도 48호선이 위치하고, 약 900 m에는 인왕 산이 있다. 동과 남동쪽은 서울 시청을 중심으로 한 도심 지역이다.

PM_{2.5} 중 OC와 EC는 실시간 탄소측정기(Model-5 Semi-Continuous OC/EC Field Analyzer, Sunset Laboratory INC., USA)를 사용하여 열광학적 투과도 법(thermal-optical transmittance, TOT)과 NIOSH 5040 프로토콜(protocol)을 기초로 1시간 간격 연속 측정하 였다(NIOSH, 1996). 기기에 대한 자세한 설명과 분석 법은 Ham et al. (2016)에 기술하였다. 외부 표준용액 인 자당(sucrose: C₁₂H₂₂O₁₁) 21.0 μ g의 탄소양과 기울 기 보정상수(1.0)를 이용한 기기의 정확도 분석 결과 22.6 μ g이었고, 오차 범위 ±5% 이내로 분석 과정의 불확도는 매우 낮았다. Q-test 결과로 산출된 OC와 EC의 공시료(filter blank) 농도 표준편차(σ)의 3배 값 을 검출한계(detection limit)로 결정하였다. 이렇게 산 출된 OC와 EC의 검출한계는 각각 0.2, 0.01 μ gC m⁻³ 이었다.

PM₁₀과 PM_{2.5}는 광학입자계수기(optical particle counter, OPC: Environmental Dust Monitor, EDM#180, Grimm Co., Germany)에 의해 입경별(0.25~32 µm)로 32개 구간의 입자 수농도를 5분마다 측정하였고, 측 정된 입자 수농도를 가정된 밀도로 적용하여 PM₁₀과 PM_{2.5}의 질량농도로 환산하여 사용하였다. 유량은 1.2 / min⁻¹이다.

풍향, 풍속, 온도, 습도의 기상요소는 무인 자동기 상관측장비(automatic weather station, AWS)에서 1분 마다 관측된 기상청 자료를 이용하였다(KMA, 2016). 가스상은 한국환경공단의 Air korea에서 제공하는 종로구 실시간 자료를 이용하였고(http://www.airkorea. or.kr/realSearch), 이들 PM₁₀, PM_{2.5}, 기상요소, 가스상 자료는 OC, EC와의 비교를 위해 1시간 간격으로 평 균하여 사용하였다.

2.2 CPF (Conditional Probability Function)

CPF 모델은 고농도가 나타나는 풍향을 파악하여 배 출원의 국지적인 위치를 추정할 수 있는 조건부 확률 로 다음과 같이 계산된다.

$$CPF_{(\Delta \ \theta)} = m_{(\Delta \theta)} / n_{(\Delta \theta)} \tag{1}$$

 $m_{(\Delta\theta)}$ 는 ($\Delta\theta$) 방향에서 불어오는 바람의 빈도수 중 농도가 일정 기준치(본 연구 50 백분위수)일 때의 바 람 빈도수를 사용하고(Kim and Hopke, 2004; Watson et al., 2008), $n_{(\Delta\theta)}$ 는 ($\Delta\theta$) 방향에서 불어오는 바람의 총 빈도수이다. 풍속이 매우 낮을 때는 불어오는 방 향에 대한 불확도가 높아 분석에서 제외된다(0.5 m s^{-1} 미만). CPF 값이 1에 가까울수록 그 방향에 배출원이 존재할 가능성이 높다.

2.3 PSCF (Potential Source Contribution Function)

PSCF 모델은 조건부 확률 분석으로 어떤 지리적 격 자 지역(cell)을 지나는 궤적(trajectory)이 수용점에 도 달하여 기준치 이상의 높은 농도를 나타낼 확률로 다 음과 같이 계산 된다(Gao et al., 1993; Hopke et al., 1993).

$$PSCF_{(i, j)} = m_{(i, j)}/n_{(i, j)}$$
(2)

m(i,i)는 수용점에서 일정 기준치(본 연구 75 백분위 수)보다 높은 농도를 나타낼 때 (i, j) 격자를 지나는 궤적점 수이고, n_{(i,i})는 (i, j) 격자를 지나는 총 궤적점 의 수이다. PSCF 값이 1에 가까울수록 그 격자는 영 향 배출원일 가능성이 높다. PSCF 결과는 수용점에 영향을 주었을 확률이 높은 지역이거나 가능한 경로 이며, 실제로 고농도의 배출원이 존재하더라도 궤적 이 고농도 배출원을 지나지 않으면 결과에서 확인할 수 없는 한계가 있다(Kang et al., 2008a). 또한 높은 확률의 배출원을 갖는 격자 지역이라도 적은 수의 궤 적을 가질 경우는 큰 불확도가 있다. 이런 문제를 보 완하기 위하여 경험 가중치 W(n_{i,i})가 널리 사용된다 (Lucey et al., 2001; Polissar et al., 2001; Brankov et al., 2003). 경험 가중치 W(ni, i)는 모든 격자내 평균 궤 적점 수를 기준으로 3배수보다 적은 궤적점을 갖는 격자가 큰 불확도를 갖는다고 하였고 다음과 같이 계 산된다(Polissar et al., 2001).

$$W(n_{i,j}) = \begin{cases} 1.0 & 3n_{ave} < n_{(i,j)} \\ 0.7 & 1.5n_{ave} < n_{(i,j)} < 3n_{ave} \\ 0.4 & n_{ave} < < \\ 0.2 & n_{(i,j)} < n_{ave} \end{cases}$$
(3)

٢

또한 배출된 오염물질은 공기의 발산이나 수렴으로부 터 손실이 없고 화학적 변환(transformation)과 제거 (scavenging)가 없다는 가정하에 이용된다(Cheng et al., 2011).

2.4 CWT (Concentration Weighted Trajectory)

PSCF 모델은 일정 기준치 보다 높은 농도를 나타 낸 역궤적들을 계산하기에 이들 중 고농도를 갖는 역 궤적으로 인하여 과소 평가될 수 있고 분리해서 평가 할 수 없는 한계가 있다(Kang et al., 2008a). 따라서 이런 문제를 보완하기 위하여 CWT 모델을 제안하였 고, CWT 모델은 측정기간의 역궤적을 수용점 농도와 결합하여 지정된 지역내의 배출원 위치를 추적하며 다음과 같이 계산된다(Hsu et al., 2003).

$$C_{(i,j)} = (1/\Sigma_{l=1}^{M} \tau_{ij} l) \times \Sigma_{l=1}^{M} C l \tau_{ij} l$$
(4)

C_{(i,j}는 (i, j) 격자의 가중평균 기여 농도, Cl은 수용 점에서 각 배출원 기여 농도이고, τ_{ij}l은 수용점에서의 Cl 농도와 관련되는 궤적점 수이며, M은 (i, j) 격자상 의 궤적점 수를 가지는 수용점에서의 배출원 기여 농 도 수이다. PSCF 모델과 동일하게 가중치 W(n_{i,j})를 사용하여 불확도를 개선하였다(Polissar et al., 2001; Kang et al., 2008a).

3.결 과

3.1 봄철의 일반적 분석 3.1.1 OC와 EC의 특성

서울 황사감시센터에서 측정된 봄철(3월 1일~4월 17일)의 PM25 중 OC와 EC의 평균농도(±표준편차) 는 각각 4.4 ± 2.0, 1.4 ± 0.6 µgC m⁻³ 그리고 OC/EC 비 는 3.4 ± 1.0이었다(Table 1). OC의 평균농도는 0.6~11.0 μgC m⁻³, EC의 평균농도는 0.2~6.3 μgC m⁻³의 범위 로 분포하여 OC에 비해 EC의 변화율이 컸다. OC와 EC의 평균농도는 봄철 국내에서 광주 도심지역과 비 슷한 농도였고(Table 2), OC/EC 비는 대부분 오염물 질 배출원이 밀집된 도심지역의 특성상 다른 배경지 역 보다는 낮게 나타난다(Lee et al., 2015). 이러한 OC와 EC는 PM2.5의 OC와 EC 평균농도이고, PM10과 PM2.5는 OPC로 측정된 입자 수농도를 환산한 질량농 도이다. 환산된 질량농도 PM10과 PM2.5를 평균농도로 지칭하였다. PM10과 PM2.5의 평균농도(±표준편차)는 각각 57.4 ± 25.9, 39.7 ± 19.8 µg m⁻³로 PM_{2.5}의 경우 우리나라 연평균 기준인 25 µg m⁻³보다 높은 농도 수 준이었다. PM25/PM10 비율(0.7)도 높아 조대 입자보 다는 미세입자의 영향이 큰 것으로 판단된다. OC와 EC의 합인 총 탄소(total carbon, TC)는 PM_{2.5} 중 15%

	Spring			Asian dust				Haze				
	Mean	STD	Min	Max	Mean	STD	Min	Max	Mean	STD	Min	Max
$PM_{10} (\mu g m^{-3})$	57.4	25.9	1.7	177.9	58.1	38.5	1.7	137.3	68.7	23.4	12.9	177.9
$PM_{2.5} (\mu g m^{-3})$	39.7	19.8	1.3	94.4	27.4	16.0	1.3	64.9	52.9	18.6	11.0	94.4
OC (μ gC m ⁻³)	4.4	2.0	0.6	11.0	3.0	1.1	1.1	6.7	5.0	2.2	0.8	11.0
EC (μ gC m ⁻³)	1.4	0.6	0.2	6.3	1.0	0.3	0.4	1.9	1.6	0.5	0.5	3.6
OC/EC	3.4	1.0	1.5	8.7	3.3	0.7	2.0	5.5	3.6	1.0	1.5	6.4
O ₃ (ppbv)	21.2	12.6	1.0	59.0	25.0	9.3	2.0	41.0	23.0	13.7	1.0	59.0
CO (ppbv)	381.0	129.0	200.0	900.0	280.3	74.9	200.0	500.0	394.6	118.4	200.0	700.0
NO ₂ (ppbv)	34.5	16.8	5.0	97.0	17.4	9.1	5.0	49.0	35.9	15.4	9.0	82.0
SO ₂ (ppbv)	4.7	1.5	2.0	12.0	3.4	0.5	3.0	5.0	5.0	1.5	3.0	10.0
Temp. (°C)	9.1	6.0	-7.3	23.4	7.7	4.0	-1.2	14.3	10.4	4.4	1.4	21.5
RH (%)	53.9	21.8	15.0	100.0	55.6	25.7	19.0	100.0	59.2	20.4	20.0	94.0
Ws (m s^{-1})	2.5	1.2	0.1	6.7	3.5	1.5	1.1	6.7	2.4	1.2	0.1	5.4

Table 1. Summary of meteorological parameters and mass concentrations of PM_{10} , $PM_{2.5}$, OC, EC and gases for the measurement period, Asian dust and haze.

Table 2. Comparison of the concentrations of OC and EC for urban areas in South Korea during spring.

Location	Period	OC (μ gC m ⁻³)	EC (μ gC m ⁻³)	Reference
Seoul	03~04/2016	4.4 ± 2.0	1.4 ± 0.6	This study
Seoul	03~05/2010	5.9 ± 2.7	1.4 ± 1.0	Shon et al., 2012
Seoul	03~05/2007	7.4 ± 2.6	2.2 ± 0.9	Jung et al., 2009
Seoul	03~05/2007	9.6 ± 6.5	2.5 ± 2.4	Choi et al., 2015
Seoul	03~05/2006	11.6 ± 3.1	2.5 ± 1.1	Jung et al., 2009
Gwangju	03~05/2014	4.3 ± 1.9	1.5 ± 0.7	Yu et al., 2015
Gwangju	03~05/2014	4.9 ± 1.6	1.7 ± 0.7	Son et al., 2015
Daejeon	03~05/2012	5.8 ± 2.7	0.7 ± 0.2	Kim et al., 2015
Incheon	03~05/2010	7.2 ± 1.3	1.5 ± 0.1	Choi et al., 2012

를 차지하여 국내 도심에서의 관련 연구결과와는 유 사한 수준이고(Table 2), 국외 도심지역보다는 1.5~2.3 배 낮았다. 이는 탄소성 입자의 오염원 차이로 OC에 비해 상대적으로 EC가 적어 TC도 감소하여 PM_{2.5}에 대한 TC 비율이 낮았다(Yang et al., 2005). 풍향은 북 북서(w8)쪽 34.6%와 서북서(w7)쪽 18.6% 순으로 나 타나 북서 계열 53.2%로 우세하여 측정소의 북과 북 서방향으로 놓여있는 국도 48호선에 의한 직접적인 도로오염원 영향도 있다. 오전에는 남동 계열과 오후 에는 북서 계열의 바람이 강하게 나타났다(Fig. 1). 또 한 풍속 0.5 m s⁻¹ 미만인 무풍이 전체측정기간 중 2.4%(24회) 기록되어 내부의 오염물질에 대한 고농도 발생도 예상할 수 있다.

OC와 EC의 일변화를 살펴보면 EC는 오전 6시에 증가하여 8시에 고농도를 보인 후 감소하는 뚜렷한 변화였고, 오후에는 일정 농도를 유지하였다. 동일 오 전 시간대 OC도 약간의 증가를 보였지만 전체적으로 는 뚜렷한 시간별 농도 변화가 보이지 않았다. 하지 만 늦은 밤 20시부터 0시까지는 OC의 고농도가 유지

한국기상학회대기 제27권 1호 (2017)

되었다(Fig. 2). EC는 대기 중으로 직접 배출되는 1차 오염물질로 인위적 배출원의 영향 정도를 평가하는 지표로 사용된다(Turpin and Huntzicker, 1991; Lin and Tai, 2001). EC의 고농도가 나타난 오전 시간대에서 NO2도 고농도가 나타나 오전 출근시간대 남동계열 바 람과 함께 도심지역 차량에 의한 인위적 직접 배출이 많았다. 반면 EC가 증가하는 오전 출근시간대에 OC 는 약간의 증가를 나타내지만 전체적으로 뚜렷한 변 화가 보이지 않은 것은, 오후에 휘발성 유기화합물 (volatile organic compounds, VOCs)의 활발한 광화학 반응에 의한 2차 생성 또는 외부로부터의 장거리 수 송에 의한 OC의 유입 기여로 판단된다(Park et al., 2005). 이러한 OC와 EC의 변화에 의해 OC/EC 비가 나타나는데, 오전에는 차량 배출에 의한 EC 증가량이 OC 증가량 보다 커서 오전 시간대 OC/EC 비가 가장 낮게 나타나는 대표적인 도심 대기 특성이 보였다(Lee et al., 2015). OC/EC 비는 2.5 이상일 때 2차 생성 OC의 기여가 큰 것으로 알려져 있는데(Turpin and Huntzicker, 1995), 0~23시까지 시간별 평균 OC/EC 비



Fig. 1. Hourly wind frequency into eight sectors the measurement period.



Fig. 2. Diurnal variation of PM₁₀, PM_{2.5}, OC, EC, and gaseous species.

가 2.8~3.8 분포하여 모든 시간대에서 2차 생성 OC의 기여가 있었다. OC/EC 비를 이용해 시간별로 OC/EC 비에 따른 빈도 분석을 하였는데 0~23시까지 모든 시 간대에서 단봉 분포가 나타났다(Fig. 3). OC/EC 비는

탄소성 입자의 기원에 관한 정보를 제공한다(Cao et al., 2005; Safai et al., 2014). 이러한 OC/EC 비에 따 른 빈도 분석시 쌍봉 분포는 배출원의 차이에 따라 OC/EC 비에 대한 빈도분포의 최고값이 분리되는 것이 다. 즉, 최고 빈도가 달라서 배출원의 구분이 생긴 것 이고 단봉 분포는 배출원이 유사하여 OC/EC 비에 대 한 빈도분포의 최고값이 구분되지 않는다. 따라서 OC/ EC 비의 빈도 분석에 따른 모든 시간대 단봉 분포는 측정 지역에서의 배출원 구분이 되지 않은 유사 배출 원임을 지시한다(Ham et al., 2016). OC의 고농도 유 지가 나타난 늦은 밤에는 OC/EC 비가 6 이상으로 고 농도 사례의 빈도가 확인되고, OC/EC 비가 6.6의 경 우 생체소각(biomass burning) 오염원이 존재하여 인 위적인 1차 배출 오염물질 영향이 예상된다(Saarikoski et al., 2008). 게다가 동일 늦은 밤시간에 NO₂, EC, OC 의 95 백분위수 이상의 고농도 사례도 나타났다. 이 때 시간별 풍계를 살펴보면 북서 계열 방향의 빈도수 가 75% 이상이고(Fig. 1), 적은 경유차량들에 의해 낮 은 EC와 높은 OC를 나타내어 늦은 밤 도로 오염원에 의한 인위적인 배출이 판단된다(Ji et al., 2016). 또한 OC와 EC의 상관관계에서 0~23시까지 시간별 OC와 EC 상관계수(r)는 0.61~0.83으로 상관성이 좋고, 늦은 밤의 상관계수는 0.73~0.83으로 매우 높았다. 상관성이 높은 것은 OC와 EC 배출원의 유사성을 의미하여, 시 간별 OC/EC 비 2.8이상에 의한 OC의 2차 생성 기여



Fig. 3. Frequency of OC/EC ratio for each hour. The solid and dash lines are the frequency of the OC/EC ratio, and the numbers 0-23 are time.

와 더불어 인위적 1차 영향이 큰 것을 추정할 수 있다.

3.1.2 CPF 모델에 의한 국지적(local) 오염 배출원 추정

측정소의 풍계는 정북을 중심으로 시계방향으로 북 북동(w1), 동북동(w2), 동남동(w3), 남남동(w4), 남남 서(w5), 서남서(w6), 서북서(w7), 북북서(w8)의 8방위 로 표현했다(Fig. 1). CPF 모델 분석은 지표면의 풍 향을 사용하므로 측정 장소 근처의 국지적 오염 파 악에 용이하지만 주변의 높은 건물 등 지형의 영향 을 받고 장거리 이동에 의한 영향은 살펴볼 수 없는 단점이 있다(Cho et al., 2016). CPF 분석 결과 PM₁₀ 과 PM_{2.5}는 50, 75, 90 백분위수의 높은 확률값에 대 한 경향성이 유사했다. 측정기간의 PM₁₀은 서남서 (w6)쪽 65.9 µg m⁻³과 서북서(w7)쪽 65.3 µg m⁻³ 순 으로 높은 농도이고, CPF 분석에서도 서쪽 방향으로 풍속에 관계없이 모두 높은 확률값으로 확인되었다 (Fig. 4). 또한 측정기간은 봄철로 풍속이 강할 시는 중국에서 발원한 황사의 장거리 수송에 의한 영향을

한국기상학회대기 제27권 1호 (2017)

고려해 볼 수 있는데, 이 또한 CPF 분석으로 확인 가능하였다. PM25는 서남서(w6)쪽 46.4 µg m-3과 남 남서(w5)쪽 44.8 ug m⁻³의 고농도 순서였고 풍속이 약할 때에 남서방향으로 높은 확률값을 갖고 있었다. OC와 EC는 75, 90 백분위수의 고농도를 나타낼 때 CPF와 50 백분위수 CPF의 양상이 달랐는데 50 백분 위수 CPF에서 OC와 EC는 모든 풍향에서 확률값이 높았다. 75, 90 백분위수의 고농도 CPF에서 OC는 북 동쪽으로, EC는 동쪽으로 확률값이 높았는데 EC의 인위적 직접 배출은 고농도 OC와 EC가 동쪽으로 분 포한 도심 지역의 인위적 오염원 영향임을 시사한다. 이러한 분포의 OC는 서북서(w7)쪽 4.6 μgC m⁻³, EC 는 동북동(w2)쪽 1.7 µgC m⁻³의 최고 농도였다. 그러 나 대부분 PM10, PM2.5, OC 그리고 EC는 풍향에 관 계없이 풍속이 낮을시 대기정체로 인한 내부 오염원 의 영향을 받아 CPF 확률값이 높은 대도시 특성이 나타났다. 이에 관측소는 황사 감시를 목적으로 하지 만 도심에 위치하고 있어 주변의 인위적 배출원 영향 을 크게 받고 있었다.

함지영 · 이혜정 · 차주완 · 류상범



Fig. 4. CPF plots of PM₁₀, PM_{2.5}, OC and EC.

3.2 봄철의 장거리 수송(long-range transport) 오염 물질 분석

3.2.1 황사 관측시의 특성

우리나라는 여러 종류의 대기 오염물질을 다량 배 출하는 중국의 풍하측에 위치하고 있어, 대기 오염물 질의 장거리 수송은 국내 대기질에 큰 영향을 미치고 있다(Kim, 1999). 특히 황사와 같은 장거리 수송 에 어로졸 영향이 있을 때 서울에서 평균 에어로졸의 농 도가 크게 증가한 것으로 측정되었다(Jeong et al., 2011). 일반적으로 황사는 중국과 몽골의 주요 사막 지대인 타클라마칸(Taklamakan), 오르도스(Ordos), 텐 겔(Tengger), 바단자란(Badain Jaran), 고비(Gobi) 지역, 만주와 황하중류의 황토지대인 황토고원에서 발원한 다(Shin et al., 2005). 그 중 국내 대기질에 영향을 준 황사는 2002년부터 2015년까지 총 126회이고, 황사 발원지는 고비/내몽골-발해만 60%, 만주 24%, 고비/ 내몽골-만주 22%, 내몽골-발해만/산둥반도 19%, 황토 고원 1% 순으로 나타났다(KMA, 2016). 측정기간 동 안 국내에서 관측된 황사는 총 4회 7일이고, 그 중 서 울지역에서 관측 된 황사는 2회 3일(3월 6일, 3월 8 일, 4월 17일) 이었다(KMA, 2016). 동일 측정기간에

15일의 연무가 있었고 연무를 동반한 황사 사례는 없 었다. 황사기간 기상청에서 제공하는 β-ray 흡수법에 의한 PM₁₀ 평균동도 68.9 μg m⁻³와 본 연구 OPC에서 의 PM₁₀ 평균질량농도 58.1 μg m⁻³과는 차이를 나타 냈다. 그러나 β-ray PM₁₀과 본 연구 OPC의 PM₁₀과 상관관계 결정계수(R²)는 0.91로 매우 좋아, OPC에 의한 PM₁₀ 질량농도 사용에 적합하였다.

황사 시 PM_{2.5}/PM₁₀ 비(0.5)는 봄철의 비 0.7보다 낮 게 나타나 황사의 토양 먼지 입자 증가로 인한 조대 입자의 비율이 증가하였다. 농도가 짙은 황사 시 PM₁₀ 과 함께 PM_{2.5}, OC도 증가하는데 측정기간의 황사 관 측 시 PM_{2.5}, OC의 평균농도는 봄철보다 낮았고, 최 대값은 PM₁₀, PM_{2.5}, OC 모두 봄철보다 낮아 이 시기 의 황사는 짙은 황사가 아닌 낮은 농도의 옅은 황사 임을 판단할 수 있다(Table 1). 실제 이 때의 황사 강 도는 옅은 황사로 보고되었다(KMA, 2016). OC는 OC1~OC4 그리고 OP (pyrolzed OC)의 합으로 구성 되는데(Fujii et al., 2014), OC에 대한 OC1의 비율이 봄철과 황사 시에 0.7로 OC의 대부분을 차지했다. OC1의 경우 반 휘발성유기화합물(semi-volatile organic compounds, SVOCs) 특성이 있고, 생체 소각과 유사



Fig. 5. Time variation of meteorological parameters and mass concentrations of PM_{10} , $PM_{2,5}$, OC, EC and gases for the Asian dust events.

한 식물 연소(vegetative burning)에 풍부하다. 또한 OC1은 휘발유 자동차 연료 연소 시에도 발생하여 지 역적 오염과 장거리 유입 영향이 예상된다. 3월 6, 8 일 서울에서 관측된 황사는 PM₁₀, PM_{2.5}, OC의 농도 가 유사 양상으로 높아졌는데, 황사를 지시하는 PM₁₀ 는 북서계열 바람과 함께 중국으로부터 장거리 수송 되어 농도가 증가하였고, 황사 전 높은 가스상은 황 사가 밀고 들어와 황사 시에는 낮아졌다(Fig. 5). 특히 3월 7일은 황사가 관측되지 않았지만 남동풍의 느린 풍속과 함께 도심 내부 오염물질 영향으로 가스상, PM₁₀, PM_{2.5}, OC 그리고 EC 모두 매우 높게 측정되 었다. 4월 17일 황사는 북서풍의 강한 풍속으로 오염 물질이 장거리 수송되어 짧은 시간 동안 농도가 높아 졌다.

봄철은 황사뿐 아니라 15일의 연무도 발생하였다. 연무 현상 시 탄소성분이 증가한다고 하였고 실제 PM₁₀, PM_{2.5}, OC와 EC의 평균농도가 봄철과 황사 시보다 연무 현상 시에 증가하였다(Park et al., 2013a). PM₁₀, PM_{2.5}, OC의 최고 농도값은 연무 시와 봄철이 동일하 여 측정기간 동안 고농도 연무의 영향은 큰 것으로 나타났다(Table 1).

3.2.2 PSCF와 CWT 모델을 이용한 장거리 수송 오 염물질 배출원 기여도 추정

PM₁₀의 CPF 결과와 풍속이 높을 시 황사에 의한 장거리 수송 오염물질 영향이 판단되어 이를 위해 PSCF, CWT 모델 분석을 하여 장거리 수송 오염물질 배출원 발생 가능 지역을 평가하였다.

황사 시에 PM_{2.5}와 OC는 50~70 백분위수의 증가율 이 각각 1.4와 1.2로 70~90 백분위수 증가율 각각 1.5, 1.3보다 작고, 대조적으로 PM₁₀은 50~70 백분위수의 증가율(1.9)이 70~90 백분위수 증가율(1.4)보다 컸다. PM₁₀의 고농도 분포 시 PM_{2.5}와 OC는 고농도 분포보 다 저농도 분포가 많았으므로 이 시기 황사는 짙은 황사가 아닌 옅은 황사임을 다시 확인할 수 있다. 황 사 시에 PM₁₀의 고농도 분포가 저농도 분포보다 크 게 나타나 장거리 수송 오염물질 PSCF 모델 분석은 75 백분위수를 적용하였다.

PSCF 모델은 장거리 이동 영향에 따른 배출원을 살 펴볼 수 있는 간단하면서 유용한 분석 방법이다(Hopke et al., 1995). 그러나 PSCF 모델 결과는 특정농도(75 백분위수)보다 높은 농도를 갖는 역궤적만을 사용하 여 위치를 추적하므로 이들 중 더 높은 농도를 갖는 역궤적에 대해서는 과소 평가될 수 있는 한계가 존재 하여, 이것을 보완하기 위하여 CWT 모델과 함께 분 석하였다(Hsu et al., 2003). CWT 모델은 전체 측정 기간 기여도에 대한 주요 배출원 추적이고, PSCF 모 델은 높은 농도를 나타낸 특정 역궤적에 대한 배출원 추적이다(Kang et al., 2008a). 이를 위해 NOAA의 HYSPLIT (hybrid single particle lagrangian integrated trajectory) 모델로 수용점에 도달하는 72시간 동안의 1500 m 고도에서 공기 역궤적을 이용하였다. 역궤적 에 사용된 시간은 매 시간별(24시간)로 24개의 공기 역궤적을 갖는다. 하나의 공기 역궤적은 73개의 궤적 점(수용점 포함)으로 구성되어 전체 측정일에 대해서 측정 시간수(24시간) × 73 × 측정 일수(48일) = 총 궤적 점을 분석에 적용하였다. 이에 총 궤적점은 84,096개 이었다. 동아시아 지역을 포함하는 지리적 격자는 위 도와 경도를 1°로 하여 북위(25°~70°) × 동경(80°~140°) 의 2700개 이었다. 따라서 지리적 격자별로는 평균적 으로 31.1개가 산출되어 분석되었다. PM10, PM25, OC 그리고 EC의 PSCF와 CWT 비교 분석 결과 CWT는 전체 측정일에 대한 배출원 기여도를 나타내기에 어 느 부분 국지적 배출의 영향도 확인되었다. 그러나 PSCF는 특정 고농도에 대한 분석이기에 국지적 배출 보다는 장거리 수송 오염물질에 대한 정보를 파악할 수 있다.

측정기간 3회의 황사 중 4월 17일의 황사는 빠른 풍속에 의한 2시간 동안의 짧은 기간 황사이다. 이를 황사 시 공기 역궤적에서 살펴보면 이 날 남쪽지방을 돌아오는 공기 궤적은 황사의 영향과 차이를 보였다 (Fig. 6). 또한 황사 시의 공기 역궤적을 두 모델과 비 교하면 전체 측정일을 포함하는 CWT는 황사 시의 공 기 역궤적까지 모두 포함되어 분석되었다. 하지만 PSCF는 특정 고농도의 역궤적을 나타내기에 황사 시 의 공기 역궤적을 모두 포함하지 않았고, 고농도의 연 무일도 있어 연무 현상과 혼합되어 분석되었을 것이 다. 국내 연무 현상은 국지적 오염원 영향뿐 아니라 중국의 산업화와 석탄 사용량 증가로 오염물질이 장 거리 유입되므로 장거리 수송 오염물 연구에서 연무 현상도 황사와 더불어 검토해야 한다(Park et al., 2013a).

PSCF 분석에서 PM₁₀은 황사 시의 공기 역궤적을 대부분 포함하였고, 고비/내몽골의 황사 발원지에서부 터 베이징, 서해를 거쳐 측정지인 서울까지 장거리 수 송되고 있는 것이 관찰되었다. 이는 PSCF 모델이 갖 고 있는 테일링 효과(tailing effect: 오염원의 위치보 다는 방향성이 나타남)에 의한 것으로 보인다(Poirot et al., 2001). 이와 달리 PM₁₀의 CWT 기여도는 높은 농도의 중국 저장성(Zhejiang) 외에는 비슷한 수준으 로 나타났다. 저장성은 연소오염과 더불어 상하이 (Shanghai) 근처 항구에서의 오염원 영향도 받고 있다. 또한 PSCF와 CWT 분석 결과 비교시 EC를 제외하 고 두 모델의 높은 배출원 기여도는 일치하지는 않았 다. 앞서 설명한 바와 같이 PSCF는 특정 고농도의 역 궤적을 나타낸 배출원 위치 추적이고, CWT는 전체



Fig. 6. Backward air-mass trajectories for 72 hours during the Asian dust events (a). PSCF plots at the 75th percentile and CWT plots of PM_{10} , $PM_{2.5}$, OC and EC during the measurement period (b).

측정일을 포함한 분석이기에 두 모델 결과 차이가 있 다. EC는 인위적 1차 배출원을 지시하는데 배출원 기 여도가 높게 나타난 첫 번째 지역이 중국 상하이와 동중국해(East China Sea) 연안이고 이 지역은 백여 개의 화력발전소와 항구 도시로 강한 연료 연소 방출 로 인해 두 모델에서 높은 배출원 기여도를 보였다 (Li and Hwang, 2015). 이와 함께 또 다른 높은 배출 원으로는 두 번째 중국 북동쪽에 대표적인 후룬베이 얼(Hulunbuir), 지린(Jilin), 창춘(Changchun), 북한(평양) 이다. 지린은 saline dust의 오염이 존재하고(Liu et al., 2011), 창춘은 대규모 산업 단지가 조성되어 있어 중 국 북부 지역의 주요 에어로졸 배출원으로 알려져 있 다(Wang et al., 2005). 특히 이 지역들은 EC의 배출 원 기여도가 높을 뿐 아니라 OC의 배출원 기여도에 서는 더 강하게 나타나 탄소성 입자 배출원 영향이 큰 것으로 추정된다. PM25의 CWT에서도 이 곳들은 높은 배출원 기여로 분석되었다. 하지만 분류 된 두 그룹의 지역들은 황사 시 공기 궤적을 지나지 않아 황사에 의한 기여 보다는 측정기간인 봄철의 기여 영 향으로 관찰되었다. 이 외에 세 번째 배출원 기여도 가 크게 분포한 곳들은 중국 허베이성(Hebei), 허난성 (Henan), 산둥반도 내륙으로 이 지역들은 중국의 대표 적 농업지대로 농업 소각 오염이 존재한다(Kang et al., 2008a). 이들 지역의 PM25 CWT에서는 기여도가 크게 나타났고 PSCF 분석에서도 CWT 분석처럼 강 하지는 않았지만 확률값이 높았다. 같은 지역에서 OC 의 PSCF는 확률값이 매우 낮았고 CWT 배출원 기여 농도는 PSCF 분석보다는 높았다. 따라서 농업 소각 오염과 관련있는 OC와 PM2.5 배출원 추정은 고농도 를 분석한 PSCF의 배출원 기여도에서는 높지 않았 지만 전체 측정일에 대한 CWT 분석은 PSCF 분석보 다는 우세하였다. 이러한 농업 소각 오염은 서울의 PM2.5 농도에 큰 영향을 주는 것으로 알려져 있는데 본 연구에서도 유사 결과였다(Kang et al., 2008a). 이 지역들은 황사의 공기 궤적이 대부분 통과되어 황사 와 더불어 봄철 국내 대기질에 영향을 주고 있다. 이 렇게 세 개의 구분된 지역들은 대부분 인위적 오염 물질을 다량 배출하고, PSCF와 CWT 모델 분석에서 도 반영되어 나타내고 있다. 따라서 이는 기상학적 요인과 함께 오염물질이 중국으로부터 장거리 유입 되면 국내 대기질에 많은 영향을 미칠 수 있어 장거 리 수송 오염물질의 배출원 위치 파악은 국내 대기 질 오염 정책 마련에 반드시 고려해야 하는 시급한 사안임을 시사한다.

4. 결 론

서울 황사감시센터에서 실시간 탄소측정기를 사용

하여 1시간 간격 연속 측정한 봄철(3월 1일~4월 17일) 의 PM_{2.5} 중 OC와 EC의 평균농도(±표준편차)는 각 각 4.4±2.0, 1.4±0.6 μgC m⁻³ 그리고 OC/EC 비는 3.4±1.0이었다. 광학입자계수기에 의해 측정된 입자 수농도를 환산한 PM₁₀과 PM_{2.5}의 평균 질량농도(±표 준편차)는 각각 57.4±25.9, 39.7±19.8 μg m⁻³이었다.

EC는 오전 출근 시간대 직접 배츨에 의한 최고 농 도를 보인 후 감소 하였다. OC도 오전에 EC와 같은 양상이었지만 뚜렸한 일변화는 보이지 않았는데, 오 후에 VOCs의 광화학 반응에 의한 2차 생성 또는 외 부로부터의 장거리 수송 OC의 유입 기여로 판단된다. 하지만 늦은 밤에 OC의 고농도가 유지 되었고, 동일 시간대에서 OC와 EC의 상관성은 매우 높아 OC의 2 차 기여와 더불어 인위적 1차 배출원의 영향이 지배 적이었다. CPF 모델을 이용한 국지적 오염 파악에서 PM₁₀과 PM_{2.5}는 풍속에 상관없이 서쪽 계열로 확률값 이 높았고, 풍속이 강할 시는 봄철 중국에서 발원한 황사의 장거리 수송도 추측되었다. 또한 PM₁₀, PM_{2.5}, OC 그리고 EC는 풍속이 낮을 때 모든 풍향에서 대 기 정체와 내부 오염원의 영향으로 CPF 확률값이 높 은 대도시 특성이 반영되었다.

황사 시에 PM2.5, OC의 평균농도와 최대값은 봄철 보다 낮아 측정기간 동안의 황사는 짙은 황사가 아닌 옅은 황사였다. 오염물질의 장거리 수송 파악은 75 백 분위수의 공기 역궤적을 이용한 PSCF와 전체 측정일 공기 역궤적을 바탕으로 한 CWT 분석으로 하였고 인 위적 직접 방출의 EC만 PSCF와 CWT에서 배출원의 높은 기여도가 유사했다. 두 모델 결과 PM₁₀, PM_{2.5}, OC 그리고 EC의 배출원 기여도가 높게 나타난 지역 은 모두 중국이고 PM10의 경우 PSCF의 테일링 효과 에 의해 고비/내몽골 황사 발원지 추정도 가능하였다. 이 결과는 서울에서 봄철 장거리 수송이 가능한 황사 가 발원 되었음에도 불구하고 옅은 황사가 발원 되면 황사의 직접적인 영향보다는 도심 내부의 지역적인 인위적 오염과 중국에서 상시적으로 배출되는 인위적 오염물질의 수송이 섞여 국내 대기질에 작용하고 있 으며 이는 동아시아의 계절별 기상학적 요인과 지형 적인 특성에 기인한 것으로 판단된다. 특히 이러한 특 성의 대도시는 국지적 배출원과 장거리 유입에 의한 오염물질이 혼재하여 명확한 오염물의 분리가 적절치 못하므로 다양한 방법의 분석과 지속적인 측정으로 보다 신뢰성 있는 배출원 추적이 가능할 것으로 사료 된다.

감사의 글

이 연구는 국립기상과학원 기상업무지원기술개발연 구(NIMS-2016-3100)의 지원으로 수행되었습니다.

REFERENCES

- Anderson, J. O., J. G. Thundiyil, and A. Stolbach, 2012: Clearing the air: A review of the effects of particulate matter air pollution on human health. *J. Med. Toxicol.*, 8, 166-175, doi:10.1007/s13181-011-0203-1.
- Brankov, E., R. F. Henry, K. L. Civerolo, W. Hao, S. T. Rao, P. K. Misra, R. Bloxam, and N. Reid, 2003: Assessing the effects of transboundary ozone pollution between Ontario, Canada and New York, USA. *Environ. Pollut.*, **123**, 403-411, doi:10.1016/S0269-7491(03)00017-4.
- Burnett, R. T., and Coauthors, 2014: An integrated risk function for estimating the global burden of disease attributable to ambient fine particulate matter exposure. *Environ. Health. Perspect.*, **122**, 397-403, doi:10.1289/ehp.1307049.
- Cao, J. J., F. Wu, J. C. Chow, S. C. Lee, Y. Li, S. W. Chen, Z. S. An, K. K. Fung, J. G. Watson, C. S. Zhu, and S. X. Liu, 2005: Characterization and source apportionment of atmospheric organic and elemental carbon during Fall and Winter of 2003 in Xi'an, China. *Atmos. Chem. Phys.*, **5**, 3127-3137.
- Cheng, S., L. Yang, X. Zhou, Z. Wang, Y. Zhou, X. Gao, W. Nie, X. Wang, P. Xu, and W. Wang, 2011: Evaluating PM_{2.5} ionic components and source apportionment in Jinan, China 2004 to 2008 using trajectory statistical methods. *J. Environ. Monit.*, **13**, 1662-1671, doi:10.1039/C0EM00756K.
- Cho, S., H. Kim, Y. Han, and W. Kim, 2016: Characteristics of fine particles measured in two different functional areas and identification of factors enhancing their concentrations. *J. Korean Soc. Atmos. Environ.*, 32, 100-113, doi:10.5572/KOSAE.2016.32.1.100 (in Korean with English abstract).
- Choi, J. C., M. Lee, Y. Chun, J. Kim, and S. Oh, 2001: Chemical composition and source signature of spring aerosol in Seoul, Korea. J. Geophy. Res., 106, 18067-18074, doi:10.1029/2001JD900090.
- Choi, J. K., J. B. Heo, S. J. Ban, S. M. Yi, and K. D. Zoh, 2012: Chemical characteristics of PM_{2.5} aerosol in Incheon, Korea. *Atmos. Environ.*, **60**, 583-592, doi:10.1016/j.atmosenv.2012.06.078.
- Choi, N., J. Lee, C. Jung, S. Lee, S. Yi, and Y. Kim, 2015: Concentrations and characteristics of carbonaceous compounds in PM₁₀ over Seoul: Measurement between 2006 and 2007. *J. Korean Soc. Atmos. Environ.*, 31, 345-355, doi:10.5572/KOSAE.2015.31.4.345 (in Korean with English abstract).

- Chow, J. C., J. G. Watson, P. Doraiswamy, L.-W. A. Chen, D. A. Sodeman, D. H. Lowenthal, K. Park, W. P. Arnott, and N. Motallebi, 2009: Aerosol light absorption, black carbon, and elemental carbon at the Fresno Supersite, California. *Atmos. Res.*, **93**, 874-887, doi:10.1016/j.atmosres.2009.04.010.
- Fujii, Y., W. Iriana, M. Oda, A. Puriwigati, S. Tohno, P. Lestari, A. Mizohata, and H. S. Huboyo, 2014: Characteristics of carbonaceous aerosols emitted from peatland fire in Riau, Sumatra, Indonesia. *Atmos. Environ.*, 87, 164-169, doi:10.1016/j.atmosenv.2014. 01.037.
- Gao, N., M. D. Cheng, and P. K. Hopke, 1993: Potential source contribution function analysis and source apportionment of sulfur species measured at Rubidoux, CA during the Southern California Air Quality Study, 1987. Anal. Chim. Acta, 277, 369-380, doi: 10.1016/0003-2670(93)80449-U.
- Gentner, D. R., and Coauthors, 2012: Elucidating secondary organic aerosol from diesel and gasoline vehicles through detailed characterization of organic carbon emissions. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA.*, **109**, 18318-18323, doi:10.1073/pnas.1212272109.
- Ham, J. Y., M. Lee, H. Kim, H. Park, G. Cho, and J. Park, 2016: Variation of OC and EC in PM_{2.5} at Mt. Taehwa. J. Korean Soc. Atmos. Environ., **32**, 21-31, doi:10.5572/KOSAE.2016.32.1.021 (in Korean with English abstract).
- Harrison, R. M., D. Laxen, S. Moorcroft, and K. Laxen, 2012: Processes affecting concentrations of fine particulate matter in the UK atmosphere. *Atmos. Environ.*, 46, 115-124, doi:10.1016/j.atmosenv.2011.10.028.
- Hopke, P. K., N. Gao, and M. D. Cheng, 1993: Combining chemical and meteorological data to infer source areas of airborne pollutants. *Chemometr. Intell. Lab.*, 19, 187-199, doi:10.1016/0169-7439(93)80103-O.
- _____, L. A. Barrie, S.-M. Li, M.-D. Cheng, C. Li, and Y. Xie, 1995: Possible sources and preferred pathways for biogenic and non-sea salt sulfur for the high Arc-tic. *J. Geophys. Res.*, **100**, 16595-16603.
- Hsu, Y., T. M. Holsen, and P. K. Hopke, 2003: Comparison of hybrid receptor models to locate PCB sources in Chicago. *Atmos. Environ.*, **37**, 545-562, doi:10.1016/ S1352-2310(02)00886-5.
- Jeong, U., J. Kim, H. Lee, J. Jung, Y. Kim, C. Song, and J. Koo, 2011: Estimation of the contributions of long range transported aerosol in East Asia to carbonaceous aerosol and PM concentrations in Seoul, Korea using highly time resolved measurements: A PSCF

model approach. J. Environ. Monitor., **13**, 1905-1918, doi:10.1039/C0EM00659A.

- Ji, D., J. Zhang, J. He, X. Wang, B. Pang, Z. Liu, L. Wang, and Y. Wang, 2016: Characteristics of atmospheric organic and elemental carbon aerosols in urban Beijing, China. *Atmos. Environ.*, **125**, 293-306, doi:10.1016/ j.atmosenv.2015.11.020.
- Jung, J., S. Kim, B. Choi, K. Kim, J. Huh, S. Yi, and Y. Han, 2009: A Study on the characteristics of carbonaceous compounds in PM_{2.5} measured in Chuncheon and Seoul. *J. Korean Soc. Atmos. Environ.*, 25, 141-153, doi:10.5572/KOSAE.2009.25.2.141 (in Korean with English abstract).
- Kang, B. W., C. Kang, H. Lee, and Y. Sunwoo, 2008a: Identification of potential source locations of PM_{2.5} in Seoul using Hybrid-receptor Models. *J. Korean Soc. Atmos. Environ.*, 24, 662-673, doi:10.5572/KOSAE. 2008.24.6.662 (in Korean with English abstract).
- Kang, C. M., H. S. Lee, B. W. Kang, S. K. Lee, and Y. Sunwoo, 2004: Chemical characteristics of acidic gas pollutants and PM_{2.5} species during hazy episodes in Seoul, South Korea. *Atmos. Environ.*, **38**, 4749-4760, doi:10.1016/j.atmosenv.2004.05.007.
- B. W. Kang, Y. Sunwoo, and H. S. Lee, 2008b: Application of representative PM_{2.5} source profiles for the chemical mass balance study in Seoul. *J. Korean Soc. Atmos. Environ.*, 24, 32-43.
- Kim, H., J. Jung, J. Lee, and S. Lee, 2015: Seasonal characteristics of organic carbon and elemental carbon in PM_{2.5} in Daejeon. *J. Korean Soc. Atmos. Environ.*, **31**, 28-70, doi:10.5572/KOSAE.2015.31.1.028 (in Korean with English abstract).
- Kim, E., and P. K. Hopke, 2004: Source apportionment of fine particles in Washington, DC, utilizing temperatureresolved carbon fractions. *J. Air Waste Manage. Assoc.*, 54, 773-785, doi:10.1080/10473289.2004.10470948.
- Kim, Y.-P., 1999: Air quality in Northeast Asia with emphasis on China, Korean. J. Korean Soc. Atmos. Environ., 15, 211-217 (in Korean with English abstract).

KMA, 2016: Monthly report.

- Koo, Y. S., D. R. Choi, H. Y. Kwon, Y. K. Jang, and J. S. Han, 2015: Improvement of PM₁₀ prediction in East Asia using inverse modeling. *Atmos. Envrion.*, **106**, 318-328, doi:10.1016/j.atmosenv.2015.02.004.
- Lee, H., C. Kang, B. Kang, and S. Lee, 2005: A study on the PM_{2.5} source characteristics affecting the Seoul area using a Chemical Mass Balance Receptor Model. *J. Korean Soc. Atmos. Environ.*, **21**, 329-341 (in

Korean with English abstract).

- Lee, S., C. H. Ho, Y. G. Lee, H. J. Choi, and C. K. Song, 2013: Influence of transboundary air pollutants from China on the high PM₁₀ episode in Seoul, Korea for the period October 16-20, 2008. *Atmos. Environ.*, 77, 430-439, doi:10.1016/j.atmosenv.2013.05.006.
- Lee, Y., and Coauthors, 2015: Characteristics of particulate carbon in the Ambient Air in the Korean Peninsula. J. Korean Soc. Atmos. Environ., 31, 330-344, doi:10.5572/KOSAE.2015.31.4.330 (in Korean with English abstract).
- Li, K., and I. Hwang, 2015: Characteristics of PM_{2.5} in Gyeongsan using statistical analysis. *J. Korean Soc. Atmos. Environ.*, **31**, 520-529, doi:10.5572/KOSAE. 2015.31.6.520 (in Korean with English abstract).
- Lin, J. J., and H. S. Tai, 2001: Concentrations and distributions of carbonaceous species in ambient particles in kaohsiung city, Taiwan. *Atmos. Environ.*, **35**, 2627-2636, doi:10.1016/S1352-2310(00)00444-1.
- Liu, D., J. Abuduwaili, J. Lei, G. Wu, and D. Gui, 2011: Wind erosion of saline playa sediments and its ecological effects in Ebinur Lake, Xinjiang, China. *Environ. Earth Sci.*, **63**, 241-250, doi:10.1007/s12665-010-0690-4.
- Lucey, D., L. Hadjiiski, P. K. Hopke, J. R. Scudlark, and T. Church, 2001: Identification of sources of pollutants in precipitation measured at the Mid-Atlantic US coast using Potential Source Contribution Function (PSCF). *Atmos. Environ.*, **35**, 3979-3986, doi:10.1016/ S1352-2310(01)00185-6.
- NIOSH, A., 1996: Elemental carbon (Diesel Exhaust). Method 5040 issue 1, NIOSH Manual of Analytical Methods, fourth Ed., National Institute of Occupational Safety and Health, 9 pp.
- Park, S. S., D. Harrison, J. P. Pancras, and J. M. Ondov, 2005: Highly time-resolved organic and elemental carbon measurements at the Baltimore Supersite in 2002. *J. Geophys. Res.*, **110**, D07S06, doi:10.1029/ 2004JD004610.
- _____, S. A. Jung, B. J. Gong, S. Y. Cho, and S. J. Lee, 2013a: Characteristics of PM2.5 haze episodes revealed by highly time-resolved measurements at an air pollution monitoring Supersite in Korea. *Aerosol Air Qual. Res.*, **13**, 957-976, doi:10.4209/aaqr.2012. 07.0184.
- Park, S. U., and E. H. Lee, 2004: Parameterization of Asian Dust (Hwangsa) particle-size distributions for use in dust emission models. *Atmos. Environ.*, 38, 2155-2162, doi:10.1016/j.atmosenv.2004.01.024.

- _____, J. H. Cho, and M. S. Park, 2013b: Analyses of high aerosol concentration events (dense haze/mist) occurred in East Asia during 10-16 January 2013 using the data simulated by the Aerosol Modeling System. *Int. J. Chem.*, **2**, 10-26.
- Poirot, R. L., P. R. Wishinski, P. K. Hopke, and A. V. Polissar, 2001: Comparative application of multiple receptor methods to identify aerosol sources in Northern Vermont. *Environ. Sci. Technol.*, **35**, 4622-4636, doi: 10.1021/es010588p.
- 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, doi: 10.1021/es0107529.
- Rattigan, O., H. Felton, M. Bae, J. Schwab, and K. Demerjian, 2010: Multi-year hourly PM_{2.5} carbon measurements in New York: Diurnal, day of week and seasonal patterns. *Atmos. Environ.*, 44, 2043-2053, doi:10.1016/j.atmosenv.2010.01.019.
- Saarikoski, S., H. Timonen, K. Saarnio, M. Aurela, L. Järvi, P. Keronen, V. M. Kerminen, and R. Hillamo, 2008: Sources of organic carbon in fine particulate matter in northern European urban air. *Atmos. Chem. Phys.*, **8**, 6281-6295.
- Safai, P., M. Raju, P. S. P. Rao, and G. Pandithurai, 2014: Characterization of carbonaceous aerosols over the urban tropical location and a new approach to evaluate their climatic importance. *Atmos. Environ.*, 92, 493-500, doi:10.1016/j.atmosenv.2014.04.055.
- Sandrini, S., and Coauthors, 2014: Spatial and seasonal variability of carbonaceous aerosol across Italy. *Atmos. Environ.*, **99**, 587-598, doi:10.1016/j.atmosenv.2014. 10.032.
- Seinfeld, J. H., and S. N. Pandis, 2012: Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change. John Wiley and Sons, 628-690.
- Shin, S. A., J. S. Han, Y. D. Hong, J. Y. Ahn, K. J. Moon, S. J. Lee, and S. D. Kim, 2005: Chemical composition and features of Asian dust observed in Korea (2000~2002). *J. Korean Soc. Atmos. Environ.*, 21, 119-129 (in Korean with English abstract).
- Shon, Z. H., K. H. Kim, S. K. Song, K. Jung, N. J. Kim, and J. B. Lee, 2012: Relationship between water-soluble ions in PM_{2.5} and their precursor gases in Seoul megacity. *Atmos. Environ.*, **59**, 540-550, doi:10.1016/ j.atmosenv.2012.04.033.

Son, S., M. Bae, and S. Park, 2015: Chemical characteris-

tics and formation pathways of Humic Like Substances (HULIS) in PM_{2.5} in an Urban Area. *J. Korean Soc. Atmos. Environ.*, **31**, 239-254, doi:10.5572/KOSAE. 2015.31.3.239 (in Korean with English abstract).

- Szidat, S., M. Ruff, N. Perron, L. Wacker, H. A. Synal, M. Hallquist, A. S. Shannigrahi, K. E. Yttri, C. Dye, and D. Simpson, 2009: Fossil and non-fossil sources of organic carbon (OC) and elemental carbon (EC) in Göteborg, Sweden. *Atmos. Chem. Phys.*, 9, 1521-1535, doi:10.5194/acp-9-1521-2009.
- Turpin, B. J., and J. J. Huntzicker, 1991: Secondary formation of organic aerosol in the Los Angeles Basin: A descriptive analysis of organic and elemental carbon concentrations. *Atmos. Environ.*, 25, 207-215.
- _____, and _____, 1995: Identification of secondary aerosol episodes and secondary organic aerosol concentrations during SCAQS. *Atmos. Environ.*, **29**, 3527-3544.
- Wang, X., D. L. Mauzerall, Y. Hu, A. G. Russell, E. D. Larson, J. H. Woo, D. G. Streets, and A. Guenther, 2005: A high-resolution emission inventory for eastern China in 2000 and three scenarios for 2020. *Atmos. Environ.*, **39**, 5917-5933, doi:10.1016/j.atmosenv.2005. 06.051.
- Watson, J. G, L. W. A. Chen, J. C. Chow, P. Doraiswamy, and D. H. Lowenthal, 2008: Source apportionment: Findings from the US supersites program. *J. Air Waste Manage. Assoc.*, **58**, 265-288, doi:10.3155/1047-3289.58.2.265.
- WHO, 2014: Burden of Disease from Ambient Air Pollution for 2012, 3 pp [Available online at http:// www.who.int/phe/health_topics/outdoorair/databases/ AAP BoD results March2014.pdf].
- Xiao, S., and Coauthors, 2014: Long-term trends in visibility and impacts of aerosol composition on visibility impairment in Baoji, China. *Atmos. Res.*, 149, 88-95, doi:10.1016/j.atmosres.2014.06.006.
- Yang, F., K. He, B. Ye, X. Chen, L. Cha, S. H. Cadle, T. Chan, and P. A. Mulawa, 2005: One-year record of organic and elemental carbon in fine particles in downtown Beijing and Shanghai. *Atmos. Chem. Phys.*, 5, 1449-1457, doi:10.5194/acp-5-1449-2005.
- Yu, G, S. Cho, M. Bae, K. Lee, and S. Park, 2015: Investigation of PM_{2.5} Pollution Episodes in Gwangju. *J. Korean Soc. Atmos. Environ.*, **31**, 269-286, doi:10.5572/ KOSAE.2015.31.3.269 (in Korean with English abstract).

54