

## 수용모델을 이용한 서울지역 미세먼자 (PM<sub>2.5</sub>)에 영향을 미치는 배출원 특성에 관한 연구

### A Study on the PM<sub>2.5</sub> Source Characteristics Affecting the Seoul Area Using a Chemical Mass Balance Receptor Model

이학성\* · 강충민<sup>1)</sup> · 강병욱<sup>2)</sup> · 이상권<sup>3)</sup>

서원대학교 환경건설정보학과, <sup>1)</sup>Harvard 보건대학원,

<sup>2)</sup>국립청주과학대학 환경공학과, <sup>3)</sup>한국외국어대학교 환경학과

(2005년 1월 22일 접수, 2005년 4월 12일 채택)

Hak Sung Lee\*, Choong-Min Kang<sup>1)</sup>, Byung-Wook Kang<sup>2)</sup> and Sang-Kwun Lee<sup>3)</sup>

*Department of Environmental, Civil and Information System, Seowon University*

<sup>1)</sup>*Department of Environmental Health, Harvard School of Public Health, Harvard University*

<sup>2)</sup>*Department of Environmental Industry, Chongju National College of Science and Technology*

<sup>3)</sup>*Department of Environmental Science, Hankuk University of Foreign Studies*

(Received 22 January 2005, accepted 12 April 2005)

#### Abstract

The purpose of this study is to study the PM<sub>2.5</sub> source characteristics affecting the Seoul area using a chemical mass balance (CMB) receptor model. This study was also to evaluate the PM<sub>2.5</sub> source profiles, which were directly measured and developed. Asian Dust Storm usually occurred in the spring, and very high PM<sub>2.5</sub> concentrations were observed in the fall among the sampling periods. So the ambient data collected in the spring and fall were evaluated.

The CMB model results as well as the PM<sub>2.5</sub> source profiles were validated using the diagnostic categories, such as: source contribution estimate, t-statistic, R-square, Chi-square, and percent of total mass explained.

In the spring months, the magnitude of PM<sub>2.5</sub> mass contributors was in the following order: Chinese aerosol (31.7%) > secondary aerosols (22.3%: ammonium sulfate 13.4% and ammonium nitrate 8.9%) > vehicles (16.1%: gasoline vehicle 1.4% and diesel vehicles 14.7%) > biomass burning (15.5%) > geological material (10.5%). In the fall months, the general trend of the PM<sub>2.5</sub> mass contributors was the following: biomass burning (31.1%) > vehicles (26.9%: gasoline vehicle 5.1% and diesel vehicles 21.8%) > secondary aerosols (23.0%: ammonium sulfate 9.1% and ammonium nitrate 13.9%) > Chinese aerosol (10.7%). The results show that the PM<sub>2.5</sub> mass in the Seoul area was mainly affected by the Chinese area.

**Key words** : PM<sub>2.5</sub> source characteristics, CMB receptor model, PM<sub>2.5</sub> source profiles, Seoul

\* Corresponding author

Tel : +82- (0)43-299-8722, E-mail: hsl@seowon.ac.kr

## 1. 서 론

대기 중에 존재하는 미세먼자( $dp < 2.5 \mu\text{m}$ ,  $\text{PM}_{2.5}$ )는 발생과정이나 양적인 편을 고려해 볼 때, 토양 등과 같은 자연적인 배출원의 기여도가 낮은 반면, 대부분이 인위적인 배출원에서 연소에 의해 직접 배출되거나 배출된 후 대기 중에서 응집, 휘발성 물질의 응축, 가스에서 입자로의 전환 등에 의해서 생성된다. 이들 미세먼자는 호흡기 계통의 질병, 산성비, 시정장애 등에 영향을 많이 미치는 것으로 알려져 있다(Dockery *et al.*, 1996; Conner *et al.*, 1991; Spengler *et al.*, 1990; Seinfeld, 1986). 따라서 국민의 건강을 위하여 사람이 많이 살고 있는 도시지역에서의 미세먼자의 관리는 중요하고, 이를 위해서는 어떤 배출원이 도시지역의 미세먼자에 영향을 미치고, 이들 배출원에서 얼마나 영향을 미치는지에 대한 연구는 필수적이라 할 수 있다.

대기 중 미세먼자 농도에 기여하는 각종 배출원을 정성적으로 파악하고, 그 영향 정도를 정량화시키기 위한 일반적인 접근 방법으로는 발생원을 중심으로 하는 확산모델(dispersion model)과 시료의 채취지점에서 발생원을 추정하는 수용모델(receptor model)로 구별할 수 있으며, 양자는 상호 보완적인 장단점을 가지고 있다.

배출목록(emission inventory)과 기상학적인 인자 등을 바탕으로 한 배출원 중심의 확산모델은 수용지점에서 대기오염물질의 영향을 계산하는 수단으로 사용되어 왔다. 또한, 확산모델은 특정한 배출원의 영향을 평가할 수 있으며, 장래 예측이 가능하다는 장점을 가지고 있다. 그러나 도시지역에서는 여러 종류의 자연적 및 인위적 배출원에 의하여 영향을 받기 때문에 도시 대기질 관리를 위한 기법으로는 확산모델 사용은 적당하지 않을 수 있다.

반면에, 수용모델은 적은 비용으로 도시지역에 영향을 주는 배출원과 각 배출원에서 얼마나 영향을 미치는지를 알 수 있다는 장점이 있다. 또한, 수용모델은 환경기준에 대한 달성 여부, 시정장애, 산성강하물 입자 및 가스 상 유해물질에 대한 배출원 규명 등의 분야에 성공적으로 적용되고 있다(Watson *et al.*, 2001, 1997, 1994; Chan *et al.*, 1999; Chow *et al.*, 1996; Malm and Gebhart, 1996; Lee *et al.*, 1993; Wadden *et al.*, 1993).

한편, 미세먼자의 수용모델에 대한 국내의 연구사례를 살펴볼 때 수용모델에서 가장 핵심적인 부분 중의 한 요소가 각 미세먼자 배출원 구성물질 성분비의 정확성인데, 기존의 국내 연구에서는 외국 자료를 이용하거나 기초적인 배출원 조사를 통하여 수용모델에 적용하고 있는 실정이다(Park *et al.*, 2001; 강병욱 등, 2000).

따라서, 본 연구에서는 국내에서 아직 연구가 미미한 미세먼자( $\text{PM}_{2.5}$ )에 대한 배출원 구성물질을 직접 측정된 자료(이학성 등, 2004)가 우리나라에서 적용이 가능한지를 알아보기 위하여 황사가 많이 일어나는 봄과 서울지역에서 대기 측정기간 중 미세먼자의 농도가 가장 높게 나타난 가을철 자료를 가지고 수용모델에 적용한 결과를 고찰하고, 서울지역에서의 미세먼자 농도가 봄과 가을철 어떤 배출원에서 얼마나 영향을 받았는지를 알아보려고 한다.

## 2. 실험 방법

### 2.1 배출원 특성

서울의 전체면적은  $605.5 \text{ km}^2$ 으로 한반도 전체면적의 0.6%에 불과한 좁은 지역이지만 서울시에 전체인구의 25%, 전체차량의 20%가 서울에 집중되어 있어서 심각한 대기오염문제를 유발하고 있다.

서울의 대기오염물질 배출시설은 총 993개이며, 이 중에서 비교적 규모가 큰 1~3종 사업장이 28개(2.8%)이고, 배출원의 지역적인 분포는 기상청이 최근 10년간의 풍향빈도로부터 분석된 주 풍향과 같은 북동지역 및 남서지역에 전체배출시설의 72%가 분포하고 있다(서울시 환경백서, 2003). 서울시의 대기오염물질의 주요한 배출원의 하나는 자동차로 볼 수 있으며, 인구증가 및 생활수준의 향상으로 매년 10%씩 차량의 등록대수가 증가하고 있다. 서울지역에서 휘발유 자동차는 전체 등록대수의 약 64%, 경유 자동차는 약 24%, LPG 자동차는 약 12%를 차지하고 있다(서울시 환경백서, 2003). 특히, 서울시를 포함한 한반도는 봄철기간 중 중국과 몽고지역에서 황사의 영향을 받는다는 연구결과들이 발표되고 있다(Kang *et al.*, 2004a; 김기현 등, 2002; Lee and Kang, 2001; Chung and Yoon, 1996). 또한 가을철 기간 중 서울지역에서 고농도의  $\text{PM}_{2.5}$  에피소드 및 haze 에피소드

등이 관찰되었는데 (Kang *et al.*, 2004b; Park and Kim, 2004), 이는 우리나라 서해안지역과 중국대륙에서 행해지는 식물연소(biomass burning)에 의한 영향으로 추정되었다. 서울시에서는 서울지역 대기질 개선을 위한 노력으로 1980년대 후반에 액화천연가스(LNG: liquefied natural gas) 및 천연가스버스(CNG: compressed natural gas)의 보급확대를 포함하는 공기청정법을 발표하였다. 이러한 결과로 석탄 및 원유 소비량은 1996년과 비교해서 2000년에 각각 약 50%와 26% 감소하였으며, LNG 공급량은 약 30% 증가하였고 SO<sub>2</sub> 배출량은 74%가 감소하였다(서울시 홈페이지, 2004).

## 2.2 환경대기 중 미세먼지의 시료채취 및 분석

환경대기 중 미세먼지 채취는 서울시 광진구 회양동에 위치하고 있는 건국대학교 공과대학 옥상(지상 15 m)에서 실시하였으며, 봄철은 2001년 4월 9일부터 5월 13일까지(측정일수 15회), 가을철은 2001년 10월 12일부터 11월 23일까지(측정일수 14회)이었다. 측정은 오전 9시부터 다음날 오전 9시까지 24시간동안 2일 또는 3일 간격으로 측정하였고, 비가 올 경우에는 2일 후에 측정함으로써 계절별 대표성을 가지도록 하였다.

시료채취장치는 채집유량이 16.7 L/min인 annular denuder system(이하 디누더 측정기라 함)을 3대 이용하였다. 첫 번째 디누더 측정기는 미세먼지(PM<sub>2.5</sub>)의 중량 및 수용성 이온성분을 측정하기 위하여 사용하였고, 두 번째 및 세 번째의 디누더 측정기는 미세먼지의 원소성분 및 탄소성분을 측정하기 위하여 사용하였다.

채취된 PM<sub>2.5</sub>의 중량은 전자저울(Cahn, C-35)을 이용하여 무게를 측정하였고, 수용성 이온성분들(Na<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Cl<sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)의 농도를 측정하기 위하여 이온크로마토그래피(IC, Dionex DX-100)를 이용하였다. 원소성분은 미국 EAC(Element Analysis Corporation, Kentucky)에 보내져 나트륨부터 우라늄까지 72개 원소를 동시에 분석할 수 있는 PIXE(proton-induced x-ray emissions) 분석법을 이용하였다. 검출한계 이상으로 검출된 원소들은 Al, Si, S, K, Ca, Ti, Mn, Fe, Cu, Zn, Pb 등이었다. 원소탄소(elemental carbon, EC)와 유기탄소(organic carbon,

OC)의 분석은 미국 DRI(Desert Research Institute)에서 TOR(thermal optical reflectance) 방법으로 분석하였다. 분석된 각 성분들의 정밀도(precision)와 정확도(accuracy)는 각각 10% 이내 및 ±10% 내의 값을 나타내어 각 분석된 성분농도들은 매우 유의한 것으로 평가될 수 있었다.

디누더 측정기의 특성, 시료 정량을 위한 전처리 방법 및 이온 분석방법에 대하여는 이학성과 강병욱(1996)과 Lee *et al.*(1993)에 상세히 기술하였고, 원소 분석방법은 Kang *et al.*(2004a)와 강병욱 등(1997)에서 자세히 기술하였다. 그리고 탄소 분석방법은 이학성과 강병욱(2000)에 상세히 기술하였다.

## 2.3 배출원에서의 미세먼지 시료채취 및 분석

본 연구에서 서울지역에 영향을 미칠 수 있다고 고려한 미세먼지 배출원 중에서 시료를 직접 채취하고, 분석한 배출원들은 토양, 도로먼지, 가솔린 자동차, 디젤 자동차, 산업배출원, 도시 생활폐기물 소각로, 석탄연소 화력발전소, 식물연소, 해염입자 등이다. 이들 배출원에서의 시료채취 및 분석에 대한 내용은 이학성 등(2004)에 자세히 기술하였다. 공성성 문제를 해결하기 위하여 토양과 도로먼지에 대한 배출원을 geological material로 분류하기도 한다(Watson *et al.*, 1997).

이들 배출원 이외에 수용모델 수행 시 서울지역의 미세먼지에 영향을 줄 수 있는 요소는 중국으로부터 유입되는 미세먼지와 이차입자(ammonium sulfate와 ammonium nitrate)의 영향이다. 표 1에는 중국 에어로졸(Chinese aerosol)에 대한 배출원 구성물질 성분비로 사용하기 위하여 He *et al.*(2001)이 중국의 대표적인 도시인 Beijing에서 봄과 가을기간 중 본 연구와 유사한 방법으로 측정된 대기 중 미세먼지(PM<sub>2.5</sub>)의 성분농도를 이용하여 배출원 구성물질 성분비를 만들었다. 우리나라는 지리적 및 기상적인 여건으로 중국으로부터 유입되는 미세먼지의 영향을 많이 받는다. 하지만, 이에 관해 국내의 미세먼지에 대한 중국의 기여도를 정량화 한 연구는 없었다. 이는 중국의 면적이 방대할 뿐만 아니라 대기오염물질 배출원도 무수히 많기 때문에 현재까지도 정확한 대기오염 배출량 산정은 불가능한 실정이다. 이에 본 연구에서는 중국의 대기 중 존재하는 미세먼지가 우리나라로 유입되는 미세먼지와 유사한 성분비를 갖

**Table 1. Chinese aerosol and secondary aerosol source profiles (weight percent by mass).**

Species	Chinese aerosol <sup>a)</sup>		Secondary aerosol <sup>b)</sup>	
	Spring	Fall	(NH <sub>2</sub> ) <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>
Na <sup>+</sup>	0.000±0.000	0.000±0.000	0.000±0.000	0.000±0.000
Mg <sup>2+</sup>	0.000±0.000	0.000±0.000	0.000±0.000	0.000±0.000
Al	1.546±0.155	0.654±0.065	0.000±0.000	0.000±0.000
Si	4.605±0.460	2.106±0.211	0.000±0.000	0.000±0.000
S	4.966±0.497	4.409±0.441	24.27±2.427	0.000±0.000
Cl <sup>-</sup>	0.982±0.098	1.120±0.112	0.000±0.000	0.000±0.000
K	2.901±0.290	2.876±0.288	0.000±0.000	0.000±0.000
Ca	1.930±0.193	1.389±0.139	0.000±0.000	0.000±0.000
Ti	0.000±0.000	0.000±0.000	0.000±0.000	0.000±0.000
Mn	0.102±0.010	0.125±0.013	0.000±0.000	0.000±0.000
Fe	1.716±0.172	1.183±0.118	0.000±0.000	0.000±0.000
Cu	0.032±0.003	0.029±0.003	0.000±0.000	0.000±0.000
Zn	0.480±0.048	0.458±0.046	0.000±0.000	0.000±0.000
Pb	0.293±0.029	0.251±0.025	0.000±0.000	0.000±0.000
OC	20.55±2.055	25.80±2.580	0.000±0.000	0.000±0.000
EC	7.528±0.753	9.167±0.917	0.000±0.000	0.000±0.000
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	8.194±0.819	10.00±1.000	0.000±0.000	77.50±7.750
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	11.46±1.146	11.25±1.125	72.70±7.270	0.000±0.000
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	4.831±0.483	4.400±0.440	27.30±2.730	22.50±2.250
Sum.	72.12	77.5	100.0	100.0

<sup>a)</sup>He *et al.* (2001), <sup>b)</sup>Watson *et al.* (1994)

는다는 가정 하에 중국이란 나라 전체를 하나의 배출원으로 보았다. 이러한 방법론은 적지 않은 오차범위를 가질 것으로 예상되어지지만, 많은 국내의 연구 결과를 토대로 분명한 사실은 우리나라의 환경대기는 중국으로부터 장거리 이동되는 대기오염물질의 막대한 영향을 받고 있다는 것이다. 따라서 중국의 영향을 정량화하기 위해서는 반드시 필요한 절차일 것이다. 이를 위해서는 중국 에어로졸을 하나의 배출원 구성물질 성분비로 사용가능하지를 평가하여야 한다. 즉, 이 배출원 구성물질 성분비가 다른 배출원과 공선성(collinearity)문제가 발생하지 않아야 한다. 중국 에어로졸의 공선성 평가와 관련해서는 3.3절에서 언급된 5가지의 진단방법 이외에도, 중국 에어로졸의 배출원 기여도가 가장 컸던 2002년 1월 2일부터 2월 7일까지를 대상으로 중국 에어로졸을 포함하였을 때와 포함하지 않았을 때의 각각 배출원별 기여도 변화를 평가하였는데, 공선성의 문제는 발생하지 않았으며, 중국 에어로졸을 포함한 배출원 구성물질 성분비를 사용하였을 때 더 좋은 결과를 얻을 수 있었다(강충민, 2003a, b).

또한, 표 1에는 미세입자의 수용모델에 사용하는

이차입자인 ammonium sulfate ([NH<sub>2</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>])와 ammonium nitrate (NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>)에 대하여 양론비에 의한 이론값을 이용한 배출원 구성물질 성분비도 나타내었다(Watson *et al.*, 1994).

### 3. 결과 및 고찰

#### 3.1 수용지점에서의 측정결과

표 2에서는 수용지점인 건국대학교 공과대학 옥상에서 봄(측정일수 15회)과 가을철(측정일수 14회)에 측정된 이온, 원소, 탄소성분들에 대한 결과를 나타내었다. 측정기간 중 봄철에는 3일(2001년 4월 9, 12, 25일)간의 황사에피소드가 있었으며, 가을철에는 5일(2001년 10월 23, 25, 27일 및 11월 20, 22일)간의 haze에피소드가 있었다.

봄과 가을철의 PM<sub>2.5</sub>의 무게농도는 각각 48.8, 72.5 µg/m<sup>3</sup>이었다. 1997년 미국 EPA에서 대기중의 입자상물질의 환경기준으로 새로이 설정된 PM<sub>2.5</sub>의 24시간 평균치인 65 µg/m<sup>3</sup>와 비교했을 때 측정기간 중 가을철에 5일[11/22 (214.6 µg/m<sup>3</sup>), 10/27 (130.1

Table 2. Summary of PM<sub>2.5</sub> components at the receptor site ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

Species	Spring			Fall		
	Mean	Range	N <sup>a)</sup>	Mean	Range	N <sup>a)</sup>
Na <sup>+</sup>	0.47	0.28~1.23	15	0.20	0.09~0.44	14
Mg <sup>2+</sup>	0.24	0.15~0.41	15	0.09	0.05~0.14	14
Al	1.098	0.501~2.535	15	0.363	0.197~0.628	14
Si	2.848	1.328~6.896	15	0.986	0.524~1.843	14
S	3.804	1.961~6.289	15	4.301	0.568~11.487	14
Cl <sup>-</sup>	0.85	0.26~2.45	15	2.14	0.38~7.38	14
K	0.943	0.302~2.034	15	1.070	0.402~2.255	14
Ca	0.883	0.411~2.482	15	0.496	0.248~0.895	14
Ti	0.091	0.043~0.181	14	0.061	0.041~0.085	6
Mn	0.040	0.016~0.062	15	0.039	0.024~0.064	7
Fe	1.022	0.504~1.936	15	0.531	0.308~0.940	14
Cu	0.037	0.015~0.105	14	0.033	0.010~0.068	11
Zn	0.254	0.101~0.985	15	0.253	0.101~0.472	14
Pb	0.127	0.053~0.247	8	0.225	0.173~0.333	5
OC	10.8	6.74~17.81	15	18.0	5.29~53.82	14
EC	6.11	4.20~10.43	15	8.13	2.93~15.11	14
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	8.47	3.36~16.55	15	12.55	3.46~41.59	14
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	7.62	3.75~12.04	15	9.42	1.00~30.07	14
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	3.42	1.26~5.51	15	5.17	0.41~17.54	14
PM <sub>2.5</sub>	48.8	35.3~63.0	15	72.5	20.0~214.6	14

<sup>a)</sup>Number of days above analytical detection limit

$\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), 11/20 (121.7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), 10/23 (105.3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), 10/25 (82.4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )이 미국 EPA 기준치를 초과하였으며, 이 중에서 100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 을 초과하는 경우도 가을철에 4일이나 관측되었다. 측정된 이온성분의 농도는 봄과 가을철 모두  $\text{NO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{NH}_4^+ > \text{Cl}^- > \text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+}$  순이었으나,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Cl}^-$ 는 가을철에 농도가 높았고,  $\text{Na}^+$ 와  $\text{Mg}^{2+}$ 는 봄철에 농도가 높았다. PIXE로 분석된 원소성분 중 황(S)이 가장 높은 농도를 보였다. 봄철 측정기간 중 가을철보다 높은 농도를 보이는 성분들은 Al, Si, Ca, Ti, Fe로서 주로 토양기원을 갖는 원소들이다. 이와 같이 봄철 측정기간 중 토양기원을 갖는 원소들이 높은 농도를 보이는 것은 우리나라가 봄철에 중국 또는 몽고지역에서 유입되는 황사현상과 같은 영향을 받기 때문인 것으로 생각될 수 있으며, 또한 봄철 측정기간 중 3일간의 황사 에피소드 [4/9 (63.0  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), 4/12 (50.6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), 4/25 (61.3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )]가 관찰되었다. 원소탄소(EC)와 유기탄소(OC)는 봄철보다 가을철에 높은 농도를 나타냈으며, 가을철에 측정된 EC와 OC가 PM<sub>2.5</sub>에 차지하는 비율은 각각 11, 26%이었다. 보다 자세한 수용지점에서 측정된 성분들의 특성

에 대한 내용은 Kang *et al.* (2004a, b)에 기술하였다.

### 3.2 배출원 구성물질 성분비

표 3에서는 시료를 직접 채취하고, 분석한 배출원들에 대한 구성물질 성분비를 나타내었다(이학성 등, 2004). 토양 배출원 구성물질 성분비의 주요성분은 Si(17.1%)>Al(11.1%)>Fe(8.4%)>OC(4.3%) 순이었으며, 도로먼지의 경우는 Si(15.4%)>OC(13.6%)>Ca(9.8%)>Fe(7.8%) 순이었다. 따라서, 지각 배출원으로 알려진 토양과 도로먼지에서 Si가 가장 많은 양을 차지하였다. 가솔린 자동차의 배출원 구성물질 성분비의 경우는  $\text{SO}_4^{2-}$ (20.5%)> $\text{Cl}^-$ (15.3%)>OC(11.0%)> $\text{NH}_4^+$ (7.4%)>EC(5.8%) 순이었고, 디젤 자동차의 경우는 EC(54.5%)>OC(25.3%)> $\text{Cl}^-$ (3.2%)> $\text{SO}_4^{2-}$ (1.4%)이었다. 가솔린 자동차에서는 OC가 EC보다 많은 양을 차지한 반면, 디젤 자동차에서는 EC가 차지하는 양이 OC보다 많았다. 고정오염원(point) 중에서 B-C유를 주 연료로 사용하는 산업배출원의 배출원 구성물질 성분비는  $\text{SO}_4^{2-}$ (31.5%)>S(14.9%)> $\text{NH}_4^+$ (2.2%)>EC(2.1%)이 주요성분이었으며, 도시 생활폐기물 소각로의 경우는

**Table 3. Source profiles for soil, road dust, gasoline and diesel vehicles, industrial source, municipal incinerator, coal-fired power plant, biomass burning, and marine (weight percent of mass).**

Species	Soil	Road dust	Gasoline vehicle	Diesel vehicle	Industrial source	Municipal incinerator	Coal-fired power plant	Biomass burning	Marine
Na <sup>+</sup>	0.170±0.017 <sup>a)</sup>	0.151±0.015	1.889±0.189	0.131±0.013	1.586±0.159	2.510±0.251	0.199±0.020	0.210±0.021	18.59±1.859
Mg <sup>2+</sup>	0.060±0.006	0.156±0.016	0.713±0.071	0.027±0.003	0.009±0.001	0.063±0.006	0.118±0.012	0.108±0.011	3.953±0.395
Al	11.09±0.069	6.444±0.053	0.000±0.000	0.000±0.000	0.000±0.000	0.000±0.000	9.579±0.187	0.008±0.003	0.000±0.000
Si	17.14±0.079	15.41±0.070	1.847±0.046	0.625±0.015	0.134±0.029	0.245±0.097	15.04±0.187	0.116±0.015	0.044±0.007
S	0.021±0.004	1.131±0.030	4.884±0.522	0.762±0.022	14.85±0.174	1.493±0.150	1.458±0.072	0.409±0.032	0.230±0.013
Cl <sup>-</sup>	0.647±0.065	0.790±0.079	15.30±1.530	3.170±0.317	0.263±0.026	24.90±2.490	0.000±0.000	1.500±0.150	26.15±2.615
K	2.566±0.057	2.992±0.055	1.143±0.114	0.080±0.008	0.055±0.005	2.210±0.199	1.113±0.092	0.493±0.028	0.043±0.014
Ca	0.337±0.036	9.774±0.103	1.825±0.183	0.084±0.012	0.050±0.011	1.404±0.261	1.676±0.138	0.012±0.003	0.340±0.022
Ti	0.663±0.022	0.571±0.023	0.000±0.000	0.000±0.000	0.000±0.000	0.000±0.000	0.634±0.051	0.000±0.000	0.000±0.000
Mn	0.161±0.006	0.156±0.007	0.000±0.000	0.000±0.000	0.000±0.000	0.000±0.000	0.061±0.011	0.004±0.001	0.000±0.000
Fe	8.444±0.031	7.841±0.033	0.396±0.058	0.036±0.004	0.314±0.015	12.93±0.153	3.325±0.051	0.012±0.002	0.000±0.000
Cu	0.028±0.002	0.121±0.006	0.070±0.002	0.001±0.000	0.000±0.000	0.000±0.000	0.000±0.000	0.000±0.000	0.000±0.000
Zn	0.037±0.004	0.401±0.009	0.192±0.018	0.052±0.004	0.033±0.007	0.216±0.032	0.051±0.011	0.002±0.000	0.000±0.000
Pb	0.007±0.002	0.082±0.006	0.000±0.000	0.000±0.000	0.000±0.000	0.000±0.000	0.000±0.000	0.000±0.000	0.000±0.000
OC	4.339±0.178	13.57±0.750	10.97±1.071	25.30±1.580	1.743±0.077	3.120±0.111	5.556±0.351	43.69±3.369	0.015±0.001
EC	0.000±0.000	1.676±0.119	5.802±0.466	54.46±5.113	2.129±0.189	0.417±0.019	0.422±0.006	4.627±0.485	0.001±0.000
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0.232±0.023	0.000±0.000	2.061±0.206	0.192±0.019	0.143±0.014	0.414±0.041	0.614±0.061	0.717±0.072	0.000±0.000
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0.191±0.019	1.254±0.125	20.47±2.047	1.402±0.140	31.78±3.178	2.400±0.240	6.269±0.627	0.823±0.082	7.111±0.711
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0.147±0.015	0.145±0.015	7.373±0.737	0.256±0.026	2.203±0.220	14.22±1.422	0.197±0.020	0.259±0.026	0.000±0.000

<sup>a)</sup>Standard error

Cl<sup>-</sup> (24.9%) > NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (14.2%) > Fe (12.9%) > OC (3.1%) 순이었다. 또한 석탄연소 화력발전소의 배출원 구성물질 성분비의 경우는 Si (15.0%) > Al (9.6%) > SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (6.3%) > OC (5.6%) 이 주요 성분이었다. 식물연소 (biomass burning)에 대한 배출원 구성물질 성분비의 경우는 OC (43.7%) > EC (4.6%) > Cl<sup>-</sup> (1.5%)로서 OC가 큰 비중을 차지하였다. 해염입자의 배출원 구성물질 성분비의 경우는 Cl<sup>-</sup> (26.2%) > Na<sup>+</sup> (18.6%) > SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (7.1%) > Mg<sup>+</sup> (4.0%)의 순이어서, 해수성분인 Cl<sup>-</sup>와 Na<sup>+</sup>가 주요성분이었다. 본 논문에서 사용한 해염입자의 배출원 구성물질 성분비는 순수 해수를 분석한 결과이어서 미세입자와 조대입자의 조성이 합쳐진 자료이다.

표 1에 나타난 중국에어로졸 (Chinese aerosol) 배출원 구성물질 성분비의 주요성분들은 OC > SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> > NO<sub>3</sub><sup>-</sup> > EC 순으로 나타났고, 이차입자인 ammonium sulfate는 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> and S, ammonium nitrate는 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>이 주요성분들이었다.

### 3.3 수용지점에서의 배출원 기여도 산출

본 연구에서 수용지점에서의 배출원 기여도 산출을 위해 수용모델의 한 종류이면서 최근에 미국

EPA에서 성능을 향상시킨 CMB8 (chemical mass balance, version 8.0) 수용모델을 이용하였다.

수용모델은 대기오염물질의 화학질량수지 (chemical mass balance)에 기초한다. 다시 말하면, 수용지점에서 측정된 오염물질의 양이 각 배출원으로부터 유래된 오염물질량의 합과 같다는 질량보존과 질량수지식에 근거하고 있다. 그리고 수용모델을 이용하여 수용지점에 영향을 미치는 미세입자의 주요 배출원을 찾아낼 수 있고, 각 배출원별 기여도를 정량화할 수 있다. 또한, 예측된 값을 검증하는 작업이 필요한데, CMB8에서는 출력된 결과들은 자체적으로 검증할 수 있는 진단방법이 있다. 요약하면, 우선, ① SCE (source contribution estimates)는 CMB모델에 있어서 중요한 출력결과이며, 각 SCE의 합은 총질량농도와 비슷하여야 한다. 일반적으로 각 배출원에 대한 SCE는 표준오차의 2~3배 이상이 되어야 한다. ② TSTAT (t-statistic)는 각 SCE와 표준오차의 비로 정의되며, TSTAT값이 2.0보다 작을때, 그 SCE는 검출한계치 이하를 나타내어 무의미한 결과를 나타낸다. ③ R-square는 계산된 성분농도의 분산으로써 설명될 수 있는 측정농도의 분산비로 정의되며, 일반적으로 R-square값은 0~1의 범위를 가지며, 1에 가까울

수록 각 SCE는 측정농도와 잘 일치하고 있고, 0.8보다 작은 값을 가질 때, 각 배출원 구성물질 성분비와 성분농도에 의해 구해진 각 SCE가 측정농도를 잘 설명하지 못함을 의미한다. ④ Chi-square는 각 성분 에 대한 측정농도와 계산농도 간 오차의 제곱을 가 중 합계한 것으로 최적의 이상조건하에서 0로 되고, 일반적으로 1 이하일 경우, 측정농도와 계산농도는 매우 잘 일치한다고 하며, 1과 2사이에 값일 경우에도 적절하다고 할 수 있다. 반면에 4 이상의 값을 나타낼 때는 한 가지 또는 그 이상의 성분농도가 모델 출력결과인 SCE로 설명될 수 없음을 의미한다. ⑤ Percent mass는 측정된 중량농도에 대한 모델에 의해서 구해진 각 SCE의 합의 비율로 정의되며, 이상적인 값은 100%가 되고, 80~120%일 때 적절하다고 할 수 있다. 이와 같은 자체적인 진단방법에 의해 1차적으로 모델결과에 대해 신뢰도 평가를 할 수 있다(Watson *et al.*, 1997).

표 4와 그림 1에서는 수용지점에서 측정된 미세먼지에 대해 각 배출원별 기여도를 구한 결과를 봄과 가을철에 대해서 나타낸 것이다. 표 4에서 보면, 앞서 언급한 CMB8 수용모델의 자체적인 진단요소인 R-square의 경우, 사계절에 대해서 0.98~1.00으로 매

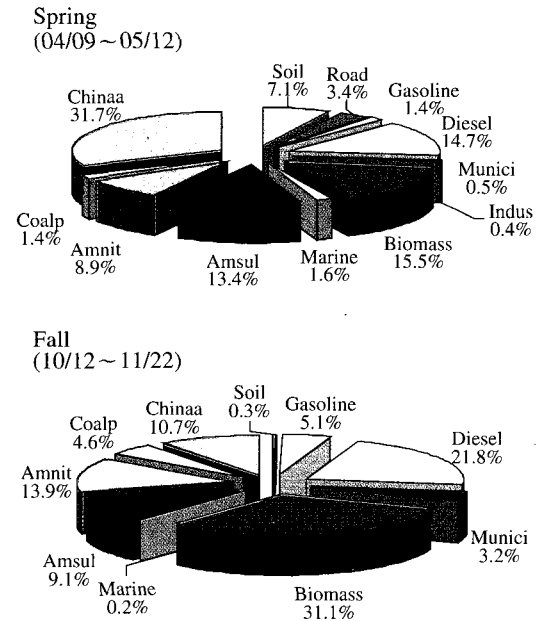
우 양호한 값을 보였다. 이는 각 SCE가 측정농도와 잘 일치하고 있음을 의미한다. 두 번째 진단요소인 Chi-square의 경우, 1.71~2.04의 범위값을 가지며, 적절한 범위의 값을 의미한다. 세 번째 진단요소인 Percent mass의 경우, 94.3~112.3의 범위값으로 적절한 값의 범위라고 할 수 있다. 또한 측정일별 각 SCE와 TSTAT는 표에 나타내지는 않았지만, 모델수행과정에서 적절한 값만을 선정하였기 때문에 모델 결과에 대한 신뢰도는 유의하다고 할 수 있다.

그림 1에서 보면, 봄철 측정기간 중 수용지점에 영향을 미치는 주요 배출원은 Chinese aerosol (31.7%) > 이차입자 (22.3%) > 자동차 배출원 (16.1%) > 식물연소 (15.5%) > 지각기원 배출원 (10.5%) 등의 순이었다. 이 중에서 자동차 배출원 기여도 중에는 가솔린 자동차 1.4%와 디젤 자동차 14.7%의 기여도를 포함한 것이며, 이차입자의 경우도 ammonium sulfate 13.4%와 ammonium nitrate 8.9%의 기여도를 포함한 것이었다. 또한 지각기원 배출원의 경우에도 토양 7.1%와 도로먼지 3.4%의 기여도를 합한 것이다. 또한 이들 5가지의 주요 배출원의 기여도로서 봄철 PM<sub>2.5</sub>의 약 96%에 해당하는 값이었다.

**Table 4. Average PM<sub>2.5</sub> source contribution estimates ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).**

Source type	Expression	Spring	Fall
Soil	Soil	4.16 ± 1.61 <sup>a)</sup>	0.26 ± 0.19
Road dust	Road	1.98 ± 0.92	0.00 ± 0.00
Gasoline vehicles	Gasoline	0.84 ± 0.33	3.01 ± 0.79
Diesel vehicles	Diesel	8.01 ± 1.11	11.36 ± 1.64
Municipal incinerator	Munici	0.29 ± 0.19	1.73 ± 0.39
Point	Indus	0.21 ± 0.11	0.00 ± 0.00
Biomass burning	Biomass	8.69 ± 2.54	21.69 ± 7.02
Marine aerosol	Marine	0.79 ± 0.24	0.13 ± 0.06
(NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	Amsul	7.17 ± 1.29	8.49 ± 2.83
NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	Amnit	4.72 ± 1.37	12.12 ± 3.28
Coal-fired power plant	Coalp	0.74 ± 0.67	4.65 ± 4.30
Chinese aerosol	Chinaa	17.10 ± 3.71	13.52 ± 6.08
Calculated mass		54.7 ± 2.5	77.0 ± 14.8
Measured mass		48.8 ± 2.3	72.5 ± 14.4
R-square		1.00	0.98
Chi-square		1.97	2.04
Degree of freedom		7	9
Percent mass		112.3	107.5
# Observation		15	14

<sup>a)</sup> Mean ± Standard error



**Fig. 1. Source contributions in the spring and fall seasons.**

우리나라는 주로 봄철에 몽고의 고비사막과 중국 서부의 테클라마칸사막에서 유입되는 토양먼지의 영향을 받는 황사현상을 경험한다. 따라서 봄철의 모델 결과 중에서 지각기원 배출원의 경우, 가을철의 지각기원 배출원 기여도에 비해 상당히 높은 기여도를 나타내고 있다.

가을철 측정기간 중 수용지점에 영향을 미치는 주요 배출원은 식물연소(31.1%) > 자동차 배출원(26.9%) > 이차입자(23.0%) > Chinese aerosol(10.7%) 등의 순으로 나타났으며, 5가지의 배출원 기여도로서 가을철 PM<sub>2.5</sub>의 약 92%를 설명할 수 있었다. 자동차 배출원의 기여도 26.9% 중에는 가솔린 자동차 배출원 기여도 5.1%와 디젤 자동차 배출원 기여도 21.8%가 포함된 값이었고, 이차입자의 배출원 기여도 23.0%에는 ammonium sulfate 9.1%와 ammonium nitrate 13.9%가 포함된 값이었다.

Duan *et al.* (2004)은 중국 베이징에서 추수기 중에 측정된 에어로졸 중 고농도의 OC와 K<sup>+</sup>농도는 식물연소에 의한 것이며, 이러한 식물연소과정은 에어로졸의 70%까지 기여한다고 보고하였다. 또한 국내의 연구결과에서도 특히 가을철 측정기간 중 PM<sub>2.5</sub>농도는 식물연소와 깊은 관련성을 보이고 있다고 한다(Kang *et al.*, 2004a; Park and Kim, 2004). 이러한 결

과를 근거로 가을철 측정기간 중 수용지점에서의 PM<sub>2.5</sub>농도는 국내뿐만 아니라 중국에서의 식물연소 과정 중에 배출된 미세입자에 의한 영향이 큰 것으로 평가되어질 수 있을 것이다.

다른 연구자들이 실시한 미세입자의 수용모델 결과를 살펴보면, 중국 Tianjin 시에 영향을 미치는 주된 배출원은 화력발전소(36.4%), 식물연소(36.2%), 이차입자(24.7%)이었고(Zelenka *et al.*, 1994), 대만 Kaohsiung 시에서는 자동차(45.0%), 이차입자(28%), 식물연소(13%)가 주된 배출원이었다(Chen *et al.*, 2001). 또한, Park *et al.* (2001)이 실시한 시화지역에서의 주된 미세입자 배출원은 이차입자(38.2%), 자동차 이외의 OC 배출원(20.6%), 식물연소(11.3%), 디젤자동차(8.6%), 도로먼지(6.4%) 순이었다.

CMB 모델결과에 대한 검증방법으로 역궤적 분석(backward trajectory analysis)을 수행하였다. 역궤적 분석은 대기 상층부에서 대기오염물질의 이동경로를 파악하기 위하여 공기의 궤적을 분석하는 것으로 사용된 모델은 오염물질이 공기의 밀도가 같은 등온위면을 따라서 이동한다고 가정하고, 오염물질의 경로를 추적하는 등온위면 유적선 모델인 HYSPLIT\_4(hybrid single-particle lagrangian integrated trajectory) 모델로서 미국 NOAA/ARL(national oceanic

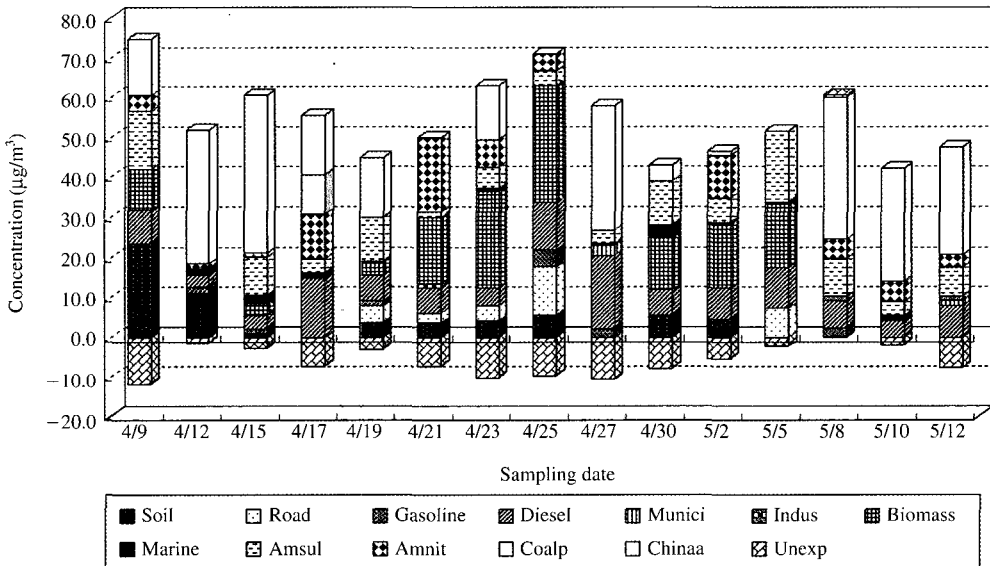


Fig. 2. Daily source contributions to PM<sub>2.5</sub> during the spring season.



and air administration/air resources laboratory in the United States)에서 개발된 모델이다. 체계분석을 위한 기상자료는 NCEP (national centers for environmental prediction)의 GDAS (global data assimilation system)에서 6시간 단위의 FNL (final run) 기상자료를 이용하였고, 서울시 환경대기 측정지점 (37.34°N, 126.59°E)에서의 고도 3000 m AGL (above ground level)의 공기괴의 궤적을 측정일 00:00UTC (universal time coordinate) (한국 오전 09:00에 해당)를 시점으로 하여 3일간의 공기가 지나온 경로를 역 추적하였다. 이와 같이 특정 에피소드 기간 중의 각 배출원 기여도를 역계적 분석결과와 비교하여 CMB 모델결과의 신뢰도를 다음과 같이 평가하였다.

3.3.1 측정일 별 배출원 기여도

그림 2에서는 봄철 측정기간 중 각 배출원 기여도를 측정일별로 나타낸 것이다. 봄철 측정기간 중 특이할 만한 에피소드는 4월 9, 12일 및 25일에 황사 현상이 있었다는 것이다.

그림 2에 나타낸 모델결과를 보면, 4월 9일에 예측된 미세먼지농도는 74.7 µg/m<sup>3</sup>이었고, 토양 배출원에 대한 기여도는 31.6% (23.6 µg/m<sup>3</sup>)이며, 4월 12일에는 예측된 미세먼지농도가 51.9 µg/m<sup>3</sup>였으며, 약 21.4%인 11.1 µg/m<sup>3</sup>가 토양 배출원에서 유래하였다. 또한 황사현상이 나타난 4월 25일에는 미세먼지농도 (70.9 µg/m<sup>3</sup>)의 약 7.8%인 5.53 µg/m<sup>3</sup>가 토양에서, 약 17.0% (12.1 µg/m<sup>3</sup>)가 도로먼지에서 유입된 것으로 평가되었다. 토양과 도로먼지는 모두 지각기원 배출원으로 분류할 수 있기 때문에 황사현상이 없었던 다른 측정일에 비해 지각기원 배출원에 대한 기여도가 높다는 것으로부터 모델결과에 대해 유의한 신뢰도를 나타내는 것이라고 할 수 있을 것이다. 또한, 그림 3에서는 황사현상이 관측된 측정일의 3일간 역계적 분석결과를 나타낸 그림이다. 그림 3에서도 알 수 있듯이, 4월 12일과 25일의 공기괴는 러시아 남부로부터 몽고 동부와 중국 북동부를 거쳐 수용지점에 도달했음을 보여 주고 있으며, 4월 9일에는 중국 남동부에서 유입되었음을 보여주고 있다.

봄철 측정 날짜별로 각 배출원별 기여도를 살펴보면, Chinese aerosol의 경우, 5월 10일에 봄철 중 최대 기여율인 67.1%로서 28.4 µg/m<sup>3</sup>를 나타냈으며, 식물연소에 의한 영향을 가장 많이 받은 측정일은 4월

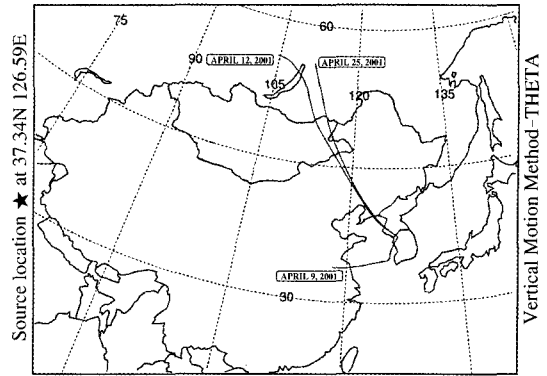


Fig. 3. Three-day backward air trajectories during the yellow sand episodes.

25일과 23일로서 각각 41.3% (29.3 µg/m<sup>3</sup>), 38.2% (24.0 µg/m<sup>3</sup>)의 기여율로 평가되었다. 자동차 배출원에 영향을 가장 많이 받은 측정일은 4월 27일로서 가솔린 자동차에서 3.4% (1.99 µg/m<sup>3</sup>), 디젤 자동차에서 31.8%의 기여도를 나타냈다. 또한 이차입자인 ammonium sulfate와 ammonium nitrate의 경우, 최대 기여도를 나타낸 측정일은 4월 21일로서 각각 예측된 미세먼지농도 (50.0 µg/m<sup>3</sup>)의 약 2.7, 37.5%의 기여도를 나타내었다. 또한 봄철 총 측정횟수 중에서 Chinese aerosol의 기여도가 10 µg/m<sup>3</sup> 이상으로 평가된 측정일수는 10일이었고, 이차입자의 기여도가 10 µg/m<sup>3</sup> 이상으로 평가된 측정일수도 10일이었던 반면에 자동차 배출원의 경우는 6일, 식물연소의 경우는 7일, 지각기원 배출원의 경우는 3일로 평가되었다. 그러므로 봄철에 우리나라에 주된 영향을 주는 배출원은 Chinese aerosol과 이차입자의 영향도가 클 것으로 추정될 수 있다.

그림 4에서는 가을철 측정기간 중 측정일별 각 배출원 기여도를 나타내었다. 가을철 측정기간 중 에피소드는 앞 절에서 언급했듯이, 5일간의 hazy 에피소드를 들 수 있을 것이다. 그림 2와 4에서의 “UNEXP”는 표 4에서 “Measured mass”에서 “Calculated mass”를 뺀 값이다.

Hazy 에피소드는 10월 23, 25, 27일과 11월 20, 22일에 발생하였고, 측정된 PM<sub>2.5</sub>의 에피소드 평균농도는 131 µg/m<sup>3</sup>으로 매우 높은 농도가 관측되었다. 측정일별 각 배출원의 기여도를 살펴보면, hazy 에피소

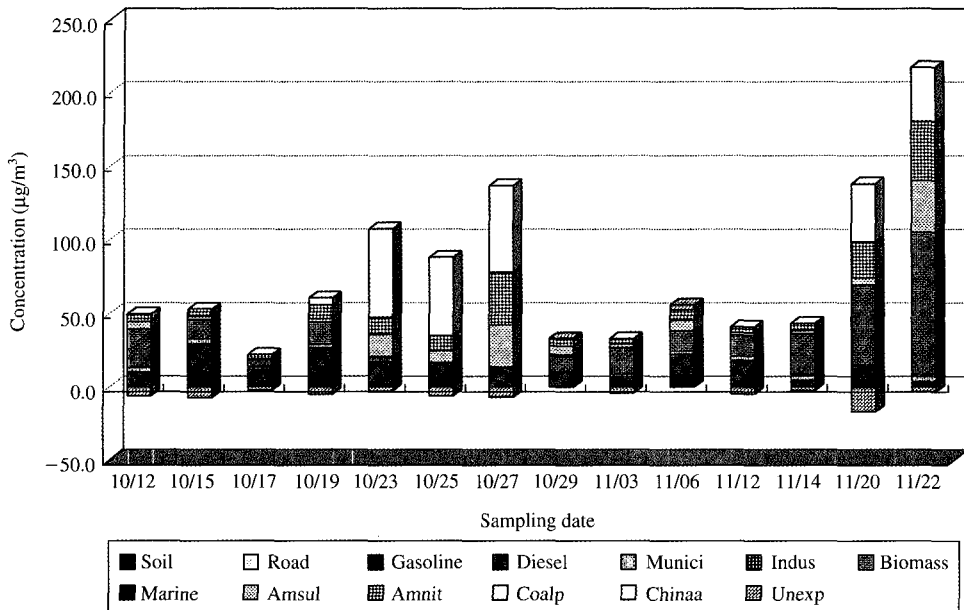


Fig. 4. Daily source contributions to PM<sub>2.5</sub> during the fall season.

드 기간 중 배출원 기여도의 두 가지 특징을 확인할 수 있었다. 첫째는 에피소드 기간 중 동일한 배출원에서 최대기여도를 나타내지 않았다는 것이고, 둘째는 중국과 관련된 배출원 즉, 장거리 이동과 관련되는 배출원에서 높은 기여도를 나타냈다는 것이다. 다시 말하면, 10월 23일에는 석탄연소 화력발전소의 배출원이 모델 예측된 미세먼지농도의 56.0%로서 최대기여도를 나타냈고, 10월 25일에는 Chinese aerosol의 기여도가 60.5%로서 최대기여도를 보인 반면, 11월 14일에는 식물연소에 의한 배출원이 66.9%로서 최대기여도를 보였다. 이들 에피소드기간은 가을철 측정기간 중 각 배출원에서 최대기여도를 나타낸 측정일이었다. 또한, 중국석탄을 사용하는 석탄연소 화력발전소의 경우는 중국의 연료는 우리나라와는 달리 석탄이라 할 수 있기 때문에 석탄연소 화력발전소에서의 높은 배출원 기여도는 국내의 배출원 뿐만 아니라 중국에서 유입되는 경우도 고려가 되어야 할 것이다. 식물연소의 경우도 수용지점에서의 주 풍향 방향인 서쪽으로 우리나라 서해안 농업지대가 있지만, 이 지역에서 배출되는 배출량보다는 중국 북동부 및 남부지역에서 배출되어 우리나라에 유입되는 막대할 것으로 생각될 수 있기 때문에 식물연소에 의

한 배출원도 중국과 관련되어진다.

가을철 측정기간 중 hazy 에피소드가 발생했던 측정일을 기준으로 3일간의 역적 분석결과를 그림 5에 나타내었다. 그림에서 보면, 10월 27일을 제외하고는 에피소드 기간 중 공기피는 몽고(고비사막)와 중국(테클라마칸사막)의 사막지대로부터 Beijing과 Tianjian과 같이 대기오염이 심한 도시가 있는 중국 북동부지역을 거쳐 수용지점으로 유입되었다는 것을 보여주고 있다. 따라서, 이 기간 중 공기피는 중국과 관련된 배출원으로부터 큰 영향을 받았을 것으로 예상되어지기 때문에 앞서 언급한 내용과 일치하고 있다. 또한, 에피소드 기간 중 10월 27일의 경우는 이차입자인 ammonium sulfate와 ammonium nitrate가 최대기여도를 나타낸 측정일로서 모델예측농도의 약 47.0%를 나타냈다. 그 밖에, 자동차 배출원에서 최대기여도를 나타낸 측정일은 10월 15일과 17일이었으며, 각각 모델 예측농도의 53.1%와 53.8%의 기여도를 보였고, 도시 생활폐기물 소각로의 경우는 10월 17일에 6.9%로서 최대기여도를 보였다.

CMB모델 출력결과를 근거로 가을철 측정기간 중 주요배출원은 식물연소, 자동차 배출원, 이차입자 및 Chinese aerosol이었으며, 총 측정횟수 중에서 식물연

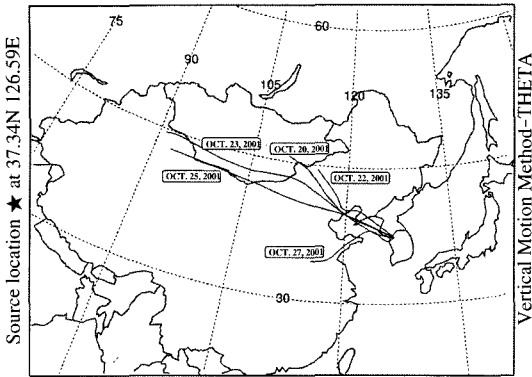


Fig. 5. Three-day backward air trajectories during the hazy episodes.

소의 기여도가 10 µg/m<sup>3</sup> 이상으로 평가된 측정일수는 10일인 반면, 자동차 배출원의 경우는 12일, 이차입자의 경우는 6일, Chinese aerosol의 경우는 2일이 있었다. 그러므로 우리나라의 가을철에 주요배출원은 식물연소와 자동차 배출원이라 할 수 있을 것이다.

#### 4. 결 론

본 연구에서는 서울지역에 영향을 미치는 미세먼지(PM<sub>2.5</sub>)에 대한 배출원 구성물질을 직접 측정된 결과를 이용하여, 황사가 많이 일어나는 봄과 대기 측정기간 중 미세먼지의 농도가 가장 높게 나타난 가을철 자료를 가지고 수용모델에 적용한 결과를 고찰하였는데, 결과는 다음과 같다.

1) 본 연구에서 직접 측정된 미세먼지(PM<sub>2.5</sub>) 배출원 구성물질 성분비를 이용하여 수용지점에서의 각 배출원 기여도를 얻기 위한 CMB8 수용모델결과에 의하면, 자체 진단요소인 source contribution estimate (SCE), t-statistic (TSTAT), R-square, Chi-square, Percent mass의 값들이 모델결과에 대한 신뢰도는 유의한 것으로 평가되었다.

2) 각 배출원 기여도를 봄과 가을철별로 살펴보면, 봄철에는 수용지점에 영향을 미친 주요 배출원은 Chinese aerosol (31.7%) > 이차입자 (22.3%: ammonium sulfate 13.4%, ammonium nitrate 8.9%) > 자동차 배출원 (16.1%: 가솔린 자동차 1.4%, 디젤 자동차 14.7%) > 식물연소 (15.5%) > 지각기원 배출원 (10.5%)

순이었다. 가을철의 경우, 식물연소 (31.1%) > 자동차 배출원 (26.9%: 가솔린 자동차 5.1%, 디젤 자동차 21.8%) > 이차입자 (23.0%: ammonium sulfate 9.1%, ammonium nitrate 13.9%) > Chinese aerosol (10.7%) 순으로 주요 배출원으로 평가되었다.

3) 본 연구기간 중 가을철에 심각한 대기오염 episode가 발생하였는데, 지금까지 우리나라에서 관측되지 않았던 매우 심각한 양상을 보였는데, 역계적 분석결과에 의하면 중국북동부지역과 러시아 등에서 출발하여 북한 지역을 통과한 대기오염물질이 장거리 수송에 의하여 한반도에 심각한 영향을 끼친 것으로 나타났는데, 이와 같은 현상은 수도권 지역(타도시지역 포함)에 거주하는 시민의 건강을 치명적으로 위협할 수 있으며 향후에도 이와 같은 현상은 빈발할 가능성이 크다고 할 수 있다. 따라서 이와 같은 심각한 대기오염현상으로부터 국민의 건강을 보호하기 위한 과학적이고, 체계적인 미세먼지 관리 프로그램이 필요하다고 하겠다.

4) 본 연구를 수행하면서 경험하였고, 앞으로 다른 연구자가 경험할 수 있고, 또한, 꼭 해결해야 할 문제점들을 열거하면, 첫째, 입자에 존재하는 다양한 성분들을 분석할 수 있는 분석 장비를 국내에서 만족스럽게 사용하기가 어렵다는 것이다. 둘째, 배출량에 대한 기본 자료가 많이 부족하다는 것이다. 물론, 환경부에서 관리대상 시설에 대한 자료를 일부 축적하고 있지만, 대부분 자료가 측정에 의한 자료가 아니고, 배출계수를 이용하여 얻은 자료이기 때문에 실제와는 상당한 차이가 있다고 생각된다. 더 큰 문제는 관리대상이 아닌 소규모 시설 및 불특정 배출원(예: biomass burning, 불법소각, 등등)에 대한 자료가 전무하다는 것이다. 또한, PM<sub>2.5</sub> 배출량자료는 거의 없는 상태이다. 셋째, 수용모델의 성공여부는 정확한 배출원 구성물질 성분비나 배출원 조사에 있어서 경제적인 한계, 관계기관의 비협조 등으로 자료의 확보가 어렵다는 것이다. 넷째, 본 연구에서의 수용모델과 역계적 분석에 의한 결과에서도 나타났듯이 중국지역에서 발생하는 미세먼지(Chinese aerosol 및 biomass burning)가 서울지역 미세먼지 농도에 가장 큰 영향을 미치지만, 이에 대한 중국의 대기오염물질 배출원에 대한 자료가 너무나 부족하므로 중국과의 많은 정보교류 및 협력연구가 절대 필요하다는 것이다.

## 감사의 글

본 연구는 한국과학재단 목적기초연구 (R01-2000-000-00340-0) 지원으로 수행되었음.

## 참고 문헌

- 강병욱, 이학성, 김희강 (2000) 수용모델을 이용한 청주시 미세먼지 (PM<sub>2.5</sub>)의 기여도 추정, 한국대기환경학회지, 16(5), 477-485.
- 강병욱, 이학성, 김희강 (1997) PIXE를 이용한 청주지역 미세먼지 중 원소의 계절 변동 특성, 한국대기환경학회지, 13(4), 307-317.
- 강충민 (2003a) 서울시 미세먼지 특성 및 CMB 모델을 이용한 배출원 기여도 산정에 관한 연구, 전국대학교박사학위논문.
- 강충민 (2003b) 서울시 미세먼지 특성 및 CMB 모델을 이용한 배출원 기여도 산정, 2003년도 한국대기환경학회 춘계학술대회 논문집, 57-58.
- 김기현, 김민영, 신재영, 최규훈, 강창희 (2002) PM<sub>2.5</sub>, PM<sub>10</sub>, TSP의 시간대별 관측결과에 기초한 황사기간 중 분진의 분포특성에 대한 고찰: 서울시의 4대 관측점을 중심으로 한 2001년 봄철 황사 기간에 대한 사례연구, 한국대기환경학회지, 18(5), 419-426.
- 서울시 환경백서 (2003).
- 서울시 홈페이지 (2004) <http://www.seoul.go.kr>.
- 이학성, 강충민, 강병욱, 이상권 (2004) 미세먼지 (PM<sub>2.5</sub>)의 배출원 구성물질 성분비 개발에 관한 연구, 한국대기환경학회지, 20(3) 317-330.
- 이학성, 강병욱 (2000) 미세먼지 (PM<sub>2.5</sub>)에 포함된 탄소농도 계절 특성, 한국대기환경학회지, 16(2) 103-111.
- 이학성, 강병욱 (1996) 디누데 측정기를 이용한 여름철 청주시의 산성오염물질 측정과 분석, 한국대기보전학회지, 12(4), 441-448.
- Chan, Y.C., R.W. Simpson, G.H. Mctainsh, P.D. Vowles, D.D. Cohen, and G.M. Bailey (1999) Source apportionment of PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub> aerosols in Brisbane (Australia) by receptor modelling, Atmos. Environ., 33(1999), 3251-3268.
- Chen, K.S., C.F. Lin, and Y.M. Chou (2001) Determination of source contributions to ambient PM<sub>2.5</sub> in Kaohsiung, Taiwan, using a receptor model, J. Air & Waste Manage. Assoc., 51, 489-498.
- Chow, J.C., J.G. Watson, D.H. Lowenthal, and R.J. Countess (1996) Source and chemistry of PM<sub>10</sub> aerosol in Santa Barbara county, CA, Atmos. Environ., 30(9), 1489-1499.
- Chung, Y.S. and M.B. Yoon (1996) On the occurrence of yellow sand and atmospheric loadings, Atmos. Environ., 30(13), 2387-2397.
- Conner, W.D., R.L. Bennett, W.S. Weathers, and W.E. Wilson (1991) Particulate characteristics and visual effects of the atmosphere at Research Triangle Park, J. Air & Waste Manage. Assoc., 41(2), 154-160.
- Dockery, D.W., J. Chunningham, A.I. Damokosh, L.M. Neas, J.D. Spengler, P. Koutrakis, J.H. Ware, M. Raizenne, and F.E. Speizer (1996) Health effects of acid aerosols on north American children: Respiratory symptoms, Environ. Health Perspect., 104(5), 500-505.
- Duan, F., X. Liu, T. Yu, and H. Cachier (2004) Identification and estimate of biomass burning contribution to the urban aerosol organic carbon concentrations in Beijing, Atmos. Environ., 38, 1275-1282.
- He, K., F. Yang, Y. Ma, Q. Zhang, X. Yao, C.K. Chan, S. Cadle, T. Chan, and P. Mulawa (2001) The characteristics of PM<sub>2.5</sub> in Beijing, China, Atmos. Environ., 35, 4959-4970.
- Kang, C.M., Y. Sunwoo, H.S. Lee, B.W. Kang, and S.K. Lee (2004a) Atmospheric concentrations of PM<sub>2.5</sub> trace elements in the Seoul urban area of South Korea, J. Air & Waste Manage. Assoc., 54, 432-439.
- Kang, C.M., H.S. Lee, B.W. Kang, S.K. Lee, and Y. Sunwoo (2004b) Chemical characteristics of acidic gas pollutants and PM<sub>2.5</sub> species during hazy episodes in Seoul, South Korea, Atmos. Environ., 38, 4749-4760.
- Lee, H.S. and B.W. Kang (2001) Chemical characteristics of principal PM<sub>2.5</sub> species in Chongju, South Korea, Atmos. Environ., 35, 739-746.
- Lee, H.S., R.A. Wadden, and P.A. Scheff (1993) Measurement and evaluation of acid air pollutants in Chicago using an annular denuder system, Atmos. Environ., 27A(4), 543-553.
- Malm, W.C. and K.A. Gebhart (1996) Source apportionment of organic and light absorbing carbon using receptor modeling techniques, Atmos. Environ., 30(6), 843-855.
- 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., M.S. Bae, and Y.J. Kim (2001) Chemical compo-

- sition and source apportionment of  $PM_{2.5}$  particles in the Sihwa area, Korea, *J. Air & Waste Manage. Assoc.*, 51, 393-405.
- Seinfeld, J.H. (1986) *Atmospheric chemistry and physics of air pollution*, Wiley Interscience, New York, NY.
- Spengler, J.D., M. Brauer, and P. Koutrakis (1990) Acid air and health, *Environ. Sci. Technol.*, 24(7), 946-956.
- Wadden, R.A., H.S. Lee, P.A. Scheff, and J. Lin (1993) Sulfur and nitrogen balances for the Chicago area by receptor modeling, Presentation at the 86nd Annual Meeting of Air & Waste Manage. Assoc., Denver, Colorado, June 93-TP-41B.05.
- Watson, J.G. and J.C. Chow (2001) Source characterization of major emissions sources in the Imperial and Mexicali Valleys along the U.S./Mexico border, *The Sci. of The Total Environ.*, 276, 33-47.
- Watson, J.G., N.F. Robinson, C. Lewis, and T. Coulter (1997) Chemical mass balance receptor model version 8 (CMB8) user's manual, U.S. EPA/DRI.
- Watson, J.G., J.C. Chow, Z. Lu, E.M. Fujita, D.H. Lowenthal, and D.R. Lawson (1994) Chemical mass balance source apportionment of  $PM_{10}$  during the Southern California Air Quality Study, *Aerosol Sci. Technol.*, 21, 1-36.
- Zelenka, M.P., W.E. Wilson, J.C. Chow, and P.J. Lioy (1994) A combined TFA/CMB receptor modeling approach and its application to air pollution sources in China, *Atmos. Environ.*, 28(8), 1425-1434.