

# 서울지역 미세먼지의 물리화학적 특성

김신도\* · 김창환\*\*

## The Physico-chemical Character of Aerosol Particle in Seoul Metropolitan Area

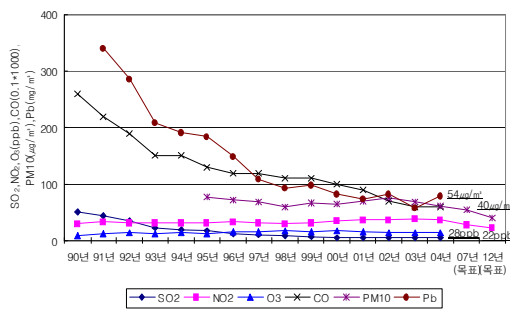
Shindo Kim\* · Changhwan Kim\*\*

### I. 서론

수도권 지역의 대기오염은 정부의 청정연료와 저황유공급 확대, 저공해자동차 보급 및 「수도권 대기환경개선에 관한 특별법」 제정 등 각종 대기 오염 저감정책에 힘입어 SO<sub>2</sub>와 CO 등 개도국형 대기오염상태는 획기적으로 개선되었다. 그러나, PM<sub>10</sub>, O<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub> 등의 오염도는 완만하게 증가하거나 오히려 악화되고 있어 대기오염 형태가 선진국 형으로 전환되고 있다.

특히 미세먼지에 함유된 중금속 및 유해성 물질은 직접적인 인체영향을 유발하고 체감오염도(시정)와 밀접한 관련이 있는 것으로 보고되고 있다. 이미 유럽과 미국에서는 이러한 영향을 고려하여 PM<sub>2.5</sub>에 대한 대기질 관리 기준을 운용하고 있어 우리나라도 미세먼지와 관련하여 발생원 및 저감대책에 관한 중장기적인 종합적 연구를 통해 대기질 관리를 위한 장기적인 계획과 방안의 수립이 요구된다.

OECD 국가 중 가장 높은 대기오염도를 보였던 멕시코시티의 경우 멕시코시티의 대기오염도를 효과적으로 저감하기 위해 Mexico Megacity Program을 진행하여 대기질 개선효과를 보고 있다. 우리나라도 미세먼지와 관련하여 발생원 및 저감대책에 관한 중장기적인 종합적 연구를 통한 대기질 관리를 위한 장기적인 계획과 방안의 수립이 요구됨에 따라 장기적으로 서울을 포함한 수도권 대기질을 개선하기 위하여 PM<sub>2.5</sub> 등의 미세먼지 생성원인의 규명과 저감대책수립을 목적으로 연구가 활발히 진행되어야 한다.



<그림 1> 서울시 연도별 대기오염 현황

\* 서울시립대학교 환경공학부 교수(Professor, Department of Environmental Engineering, University of Seoul), E-mail: sdkim@uos.ac.kr, Tel: 02-2210-2453.

\*\* 서울시립대학교 환경공학과 박사과정(Doctor Course Student, Department of Environmental Engineering, University of Seoul)

## II. 연구방법

### 1. 측정기간 및 장소

2002년 8월부터 2005년 4월까지 총 9회의 집중 관측을 통해 서울지역 미세먼지의 현황을 파악하였다. 측정대상인 서울시는 지형적으로 서쪽은 주로 평야지대로 이루어져 있으며, 북쪽은 북한산 및 도봉산, 남쪽은 관악산, 청계산 및 대모산이 위

치하고 있으며, 동쪽은 불암산, 수락산 및 아차산 등의 산으로 이루어져 있다. 또한, 동고서저의 형태로, 내륙으로 유입될수록 표면 거칠기가 커지고 있어, 서쪽에서 바람이 유입될 경우 오염물질을 함유한 바람이 신속하게 확산 제거되기는 어려운 조건을 가지고 있다.

### 2. 시료채취 및 분석방법

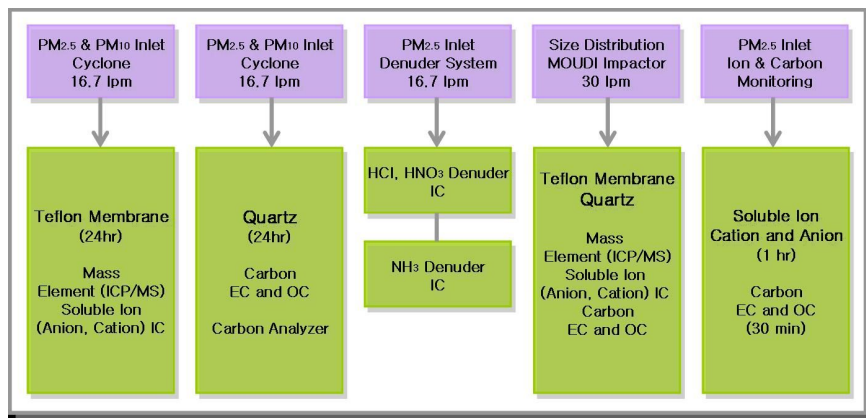
시료의 채취는 PM10, PM2.5 cyclone filter pack system을 이용하였다. 포집원리는 각각 10, 2.5 $\mu$ m 절단입경을 갖는 cyclone으로 16.7 Lpm의 유량의 공기를 여과하여 입자를 필터에 포집한다. 필터는 직경이 47mm, 공극 2.0 $\mu$ m인 PTFE 멤브레인 필터와 Quartz 필터를 각각 사용하였다.

<표 1> 측정시기 및 기간

| Season | Sampling period          | duration |
|--------|--------------------------|----------|
| Summer | 2002. 8. 5 - 2002. 8.20  | 16days   |
| Fall   | 2002.10.10 - 2002.10.18  | 8days    |
| Winter | 2003. 1.10 - 2003. 1.24  | 14days   |
| Spring | 2003. 6. 6 - 2002. 6.14  | 8days    |
| Winter | 2004. 1. 5 - 2004. 1.16  | 12days   |
| Spring | 2004. 4.13 - 2004. 4.22  | 10days   |
| Summer | 2004. 7.20 - 2004. 7.29  | 10days   |
| Winter | 2005. 1.11 - 2005. 1.31  | 20days   |
| Spring | 2005. 4. 9 - 2005. 4. 29 | 20days   |

## III. 서울지역 PM10과 PM2.5 농도분포 특성

수도권지역의 PM10 평균 농도는 95년 이후 2000년까지 어느정도 감소추세를 보였으나 다시

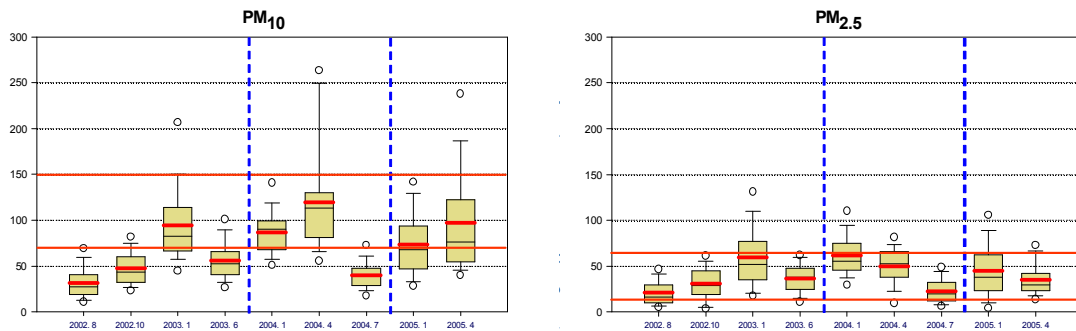


Soluble ion Components :  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$

Element : Al, Fe, Ca, Na, K, Mg, S, Ti, Mn, Ba, Sr, Zn, V, Cr, Pb, Cu, Ni, Co, Mo, Cd

Analytic Instrument : ICP/MS = Inductively Coupled Plasma/Mass Spectrometry, IC=Ion Chromatography

<그림 2> PM10과 PM2.5의 측정 및 분석방법



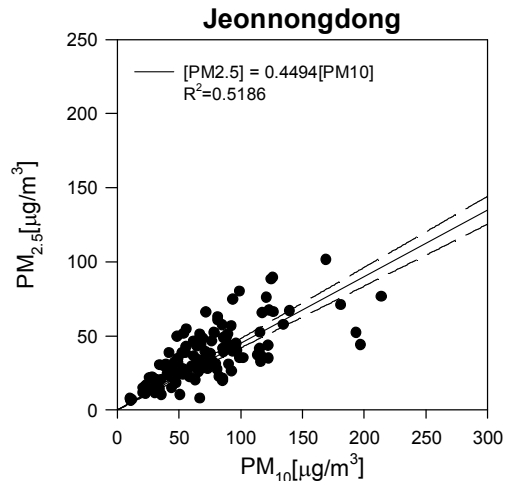
<그림 3> PM10과 PM2.5의 계절별 농도 분포

증가하는 추세를 나타내고 있다.

<그림 3>은 PM10, PM2.5의 계절별 측정결과를 보여준다. 그림에서 위의 선은 우리나라의 기준을 나타내고 아래의 선은 미국의 기준을 나타낸다. 2002~2003년도 대기 먼지 중 PM2.5의 평균농도는  $37.7\mu\text{g}/\text{m}^3$ (5<sup>th</sup> percentile)으로 미국의 NAAQS 기준치와 비교했을 때 일일기준( $65\mu\text{g}/\text{m}^3$  day)보다는 낮지만 연 평균기준( $15\mu\text{g}/\text{m}^3$  year)보다는 2배 이상 높은 농도를 보였다. PM10의 평균농도는  $57.5\mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로 환경기준( $70\mu\text{g}/\text{m}^3$  year), 서울시환경기준( $60\mu\text{g}/\text{m}^3$  year)보다 낮지만 미국 NAAQS 기준( $50\mu\text{g}/\text{m}^3$  year)보다는 높은 수치를 보여 PM2.5 및 PM10의 오염도가 높은 편이며 PM10보다 PM2.5의 오염도가 훨씬 심한 것을 알 수 있다.

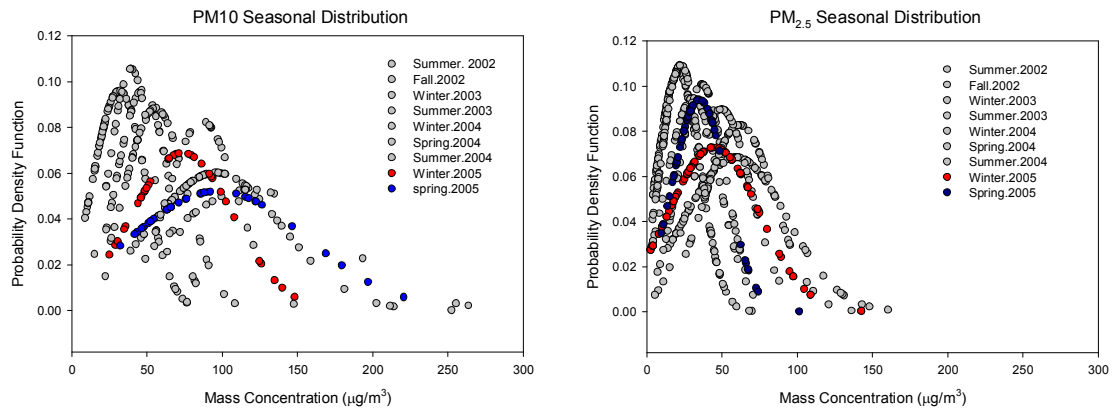
<그림 4>는 종축을 PM2.5, 횡축을 PM10으로 취하여 상관관계를 살펴본 결과이다. 직선의 기울기가 1에 가까울수록 PM2.5와 PM10의 비율이 같아지는 것을 나타내며, 인위적 기원에 대한 오염도가 높은 것을 의미한다. 서울은  $[\text{PM}_{2.5}] = 0.45[\text{PM}_{10}]$ 로 다소 낮은 비율을 나타내었다.

PM10농도는 봄이 황사현상 등으로 인해  $103.9\mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 가장 높았고, 겨울  $81.8\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 가을  $50.2\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 여름  $42.7\mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 나타나 봄과 겨울의 경우 년평균 대기환경기준을 상당히 초과하는 것으로



<그림 4> PM10과 PM2.5의 상관관계

나타났고, PM2.5는 PM10과 달리 겨울이  $47.8\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 봄  $41.7\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 가을  $41.5\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 여름  $24.3\mu\text{g}/\text{m}^3$ 의 순으로 나타났다. 서울지역의 계절별 특성은 겨울철 에너지 사용량의 증가와 관계가 있을 것으로 생각되며, 여름에는 혼합도가 높아 대기의 확산력이 강할 뿐만 아니라, 강우빈도가 늦여름에 편중됨으로 인해 오염된 공기를 세정하는 효과가 있기 때문으로 사료된다. 그러나 겨울철에는 지표면의 냉각효과로 인해 대기가 정체하는 빈도가 높고, 여름과 가을철에 비해 혼합도가 낮아 오염물질의 확산이 어려워, 최근 서울지역 겨울철 고농



&lt;그림 5&gt; 계절적 차이에 따른 확률밀도함수

<표 2> 수도권지역 PM10 연평균 농도변화(unit:  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

| 연도별              | '95 | '96 | '97 | '98 | '99 | '00 | '01 | '02 | '03 | '04 | '05 | '06 | 평균 |
|------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|----|
| 서울               | 78  | 82  | 68  | 59  | 66  | 65  | 71  | 76  | 69  | 61  | 58  | 60  | 66 |
| 인천               | 76  | 67  | 70  | 57  | 53  | 53  | 52  | 57  | 61  | 62  | 61  | 68  | 58 |
| 경기<br>(5대 도시 평균) | 83  | 85  | 74  | 59  | 58  | 58  | 74  | 74  | 67  | 67  | 66  | 68  | 65 |
| 강화(석모리)          |     |     |     |     | 59  | 56  | 62  | 63  | 56  | 56  | 61  | 55  | 59 |
| 태안(파도리)          |     |     |     |     | 68  | 66  | 55  | 54  | 57  | 51  | 52  | 55  | 57 |

자료: 환경부, 각년도, 「환경통계연감」.

도 스모그 발생 빈도가 증가하는 추세이다.

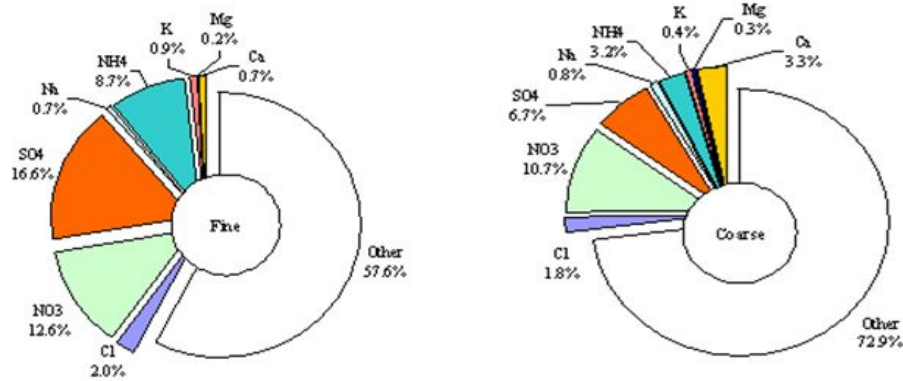
현재 우리나라의 경우 PM2.5에 대한 정기적인 측정은 이루어지지 않고 있으며, 또한 대기환경기준도 설정되어 있지 않는 상태이다. 미국의 경우 1997년 기존의 PM10에 PM2.5에 대한 기준을 추가하여, 연평균기준은  $15\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 24시간 단기기준은  $65\mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 설정 후 2006년 9월에  $35\mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 강화하였다. 따라서 이러한 미국의 PM2.5에 대한 기준과 비교하여 볼 때 연평균기준을 2~3배 초과하였고, 심지어 24시간 기준도 초과하여 매우 심각한 상황임을 알 수 있다.

수도권지역의 PM10 평균 농도 변화는 <표 2>와 같이 95년 이후 2000년까지는 어느 정도 감소 추세를 보이다가 다시 증가하는 추세를 나타내고

있다. 특히 상대적으로 청정한 지역인 태안의 경우, 서울, 인천 수도권지역 PM10 농도의 70~90%에 달하는 농도를 나타내 미세먼지 오염이 광역화되고 있다는 것을 보여준다.

#### IV. 미세먼지의 화학적 조성

서울의 경우 미세먼지 성분의 대부분은 탄소화합물, 황산염 및 질산염이며 이중 탄소화합물은 주로 자동차 배출가스 및 2차 유기에어로졸의 형태로 나타나고, 황산염과 질산염 등의 입자상물질들은 아황산가스, 이산화 질소 등이 물리화학적으로 변하여 2차적으로 발생하는 것으로 알려져 있다. 이러한 미세먼지의 계절별 화학적 조성은 <그



<그림 6> 이벤트성 자료를 제외한 시료 중 이온성분의 조성분포

림 6>에 계절별로 나타내었다.

### 1. 이온성분

측정된 이온성분의 농도를 살펴보면 PM10에서는  $\text{SO}_4^{2-}$ 가  $8.91 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로 가장 높았고, 다음으로  $\text{NO}_3^-$   $7.81 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $\text{NH}_4^+$   $4.23 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 이었으며, 이들 이온성분들이 전체 PM10 농도의 약 27.2%를 차지하였다. PM2.5에서는  $\text{SO}_4^{2-}$ 가  $6.53 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 가장 높았고, 다음으로  $\text{NO}_3^-$   $4.63 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $\text{NH}_4^+$   $3.28 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 이었으며 이들 이온성분들이 전체 PM2.5 농도의 약 38.1%를 차지하였다. 먼지의 평균중량농도에 대한 측정된 수용성 이온성분의 총 점유율은 PM10과 PM2.5에서 각각 32.5%와 42.7%로 미세입자 영역에서 높게 나타났다.

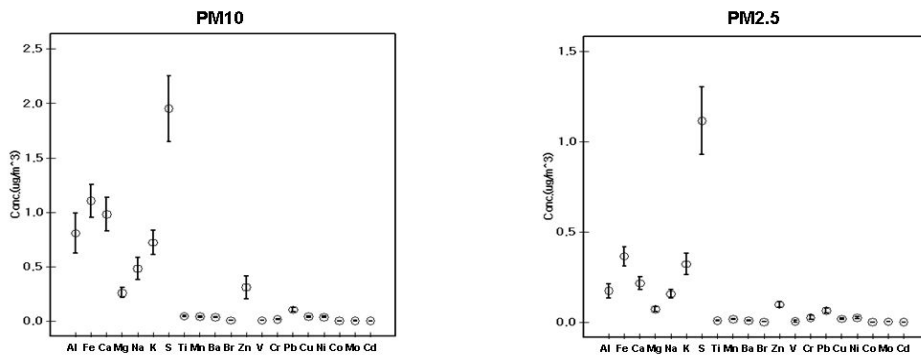
각 이온성분의 농도비를 살펴보면  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{K}^+$ 의 경우 그 비가 약 0.6 이상이었으며,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Cl}^-$ 와  $\text{NO}_3^-$ 는 0.5~0.6 수준이었다. 반면에  $\text{Mg}^{2+}$ 와  $\text{Ca}^{2+}$ 는 다른 이온성분에 비해 낮은 0.2~0.3 수준이었다. 이러한 사실은  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{K}^+$  등의 경우 주로 미세입자 영역에 존재하고 있음을 의미하고,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Cl}^-$ 와  $\text{NO}_3^-$ 는 미세입자와 조대입자 영역에 그리고  $\text{Mg}^{2+}$ 와  $\text{Ca}^{2+}$ 는 주로 조대입자 영역에 존

재하고 있음을 의미한다.

<그림 6>은 강수나 황사가 관측된 시료를 제외한 분석자료로부터 입자의 크기분포에 따른 수용성 이온성분의 조성분포를 나타낸 것이다. 미세입자 영역에서는 수용성 이온성분들의 점유율은 42.4%이었으며, 조대입자에서는 27.1%이었다. 이들 조성분포 자료를 측정기간 동안 모든 시료의 평균치 자료와 비교해 보면, 미세먼지의 경우 거의 유사한 수준이었으나 조대입자의 경우 다소 증가하는 경향을 나타내었다. 이것은 강수나 황사발생이 대기 중 미세입자보다 조대입자 영역의 대기 오염물질에 보다 중요한 영향을 미치고 있음을 의미한다.

### 2. 금속성분

PM10의 경우, 인위적 기원의 S, Zn, Pb 성분들은 봄철과 겨울철이 여름철과 가을철에 비해 높은 농도를 보였다. 그리고 토양에서 유래한 성분들(Al, Fe, Ca)의 농도를 조사한 결과, 역시, 봄철과 겨울철의 농도가 여름철과 가을철에 비해 상대적으로 높은 농도를 보였다. 가장 낮은 농도를 보이는 계절은 여름철로 조사되었다.



<그림 7> PM10과 PM2.5 중 금속성분의 비교

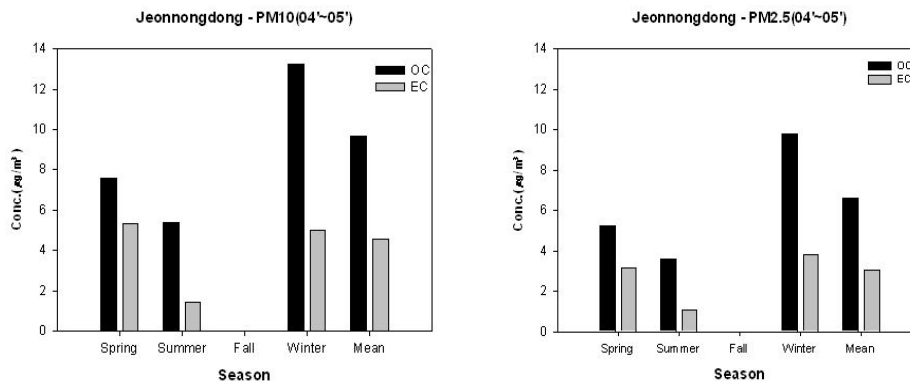
또한 PM2.5의 계절별 특징을 살펴본 결과, S와 K는 봄 > 겨울 > 가을 > 여름 순으로 높은 농도로 조사되었고, Zn은 겨울 > 봄 > 여름 > 가을, Pb은 겨울 > 가을 > 봄 > 여름 순으로 높은 농도를 보였다. 그리고 Al, Fe, Ca은 봄 > 겨울 > 가을 > 여름 순으로 높은 농도를 보이는 것으로 조사되었다.

따라서 PM2.5와 PM10의 금속성분들의 계절별 농도 분포로 측정 지점 주변의 지역적인 오염원과 측정 지역에 미치는 광역적인 오염원의 영향이 서로 복합적으로 밀접하게 관련되고 있음을 확인할 수 있었다. 겨울철의 경우, 난방으로 인한 화석연료 소비량의 증가로 인해 측정 지점 주변의 인위적 오염원 영향이 증가한다. 그리고 주로 북풍계열의 바람이 형성됨으로, 대륙의 오염물질이 이동하여 측정지점으로 유입이 활발할 것으로 판단된다. 또한 겨울철의 경우 낮은 기온으로 인해 혼합고가 낮아지고 오염물질의 확산이 불리하여 대기오염물질의 농도는 다른 계절에 비해 상대적으로 높아질 것으로 판단된다. 봄철에는 편서풍을 타고 인위적인 오염물질의 유입은 물론 자연적인 기원의 황사입자들이 대륙으로부터 유입되고 있는 것으로 보고되고 있다. 따라서 겨울과 봄철에 이들 금속 성분들의 농도가 증가하는 것을 알 수 있다.

그러나 여름철의 경우 장마 전까지는 서풍계열의 풍향이 우세하여 중국 대륙의 오염물질의 유입 영향이 크고, 또 활발한 대기 광화학으로 인한 광화학적 오염현상이 두드러진다. 하지만 장마 시기를 거치면서 여름철 북태평양 고기압의 확장에 따른 깨끗한 해양지역 공기의 유입으로 인해 대기오염물질의 농도분포는 대체적으로 봄철에 비해 훨씬 낮아진 것으로 판단된다.

### 3. 탄소성분

대기중 입자상 물질의 탄소성분은 매우 중요한 구성 성분으로 입자 질량의 10~40%를 차지하며, 입자상 탄소성분(Particulate Carbon Components)은 화석연료의 불완전연소와 대기중에서의 이차 광화학 반응으로 생성되는 원소의 불순물 형태로서 도시 대기 입자의 10~40%를 점유하는 부유 입자상 물질의 주요 구성성분이며, 주로 유기성탄소(Organic Carbon-OC), 원소성 탄소(Elemental Carbon-EC) 그리고 탄산염탄소(Carbonate Carbon-CC)로 분류되고 있다. 유기성탄소는 인위적, 자연적 발생원에서 직접 배출되거나, 대기 중에서 기체상 유기화합물이 광화학 반응 등에 의해 입자로 변환되어



<그림 8> PM10과 PM2.5 중 OC와 EC의 계절별 농도

생성된다. 원소성탄소는 대부분 화석연료의 연소에 의해 대기 중으로 직접 배출되는 일차 오염물질이며 태양복사를 흡수하여 기온을 올리는 역할을 하며 지구 온난화에 영향을 미친다는 연구가 있었다. 탄산염탄소는 토양 등 지각 성분에서 발생하며 대부분이  $2\mu\text{m}$  이상 거대입자로 포함되어 있으며, 전체 입자 무게 농도의 1%이하로 존재하기 때문에 일반적으로 입자상 탄소성분으로 고려하지 않는 것으로 보고되고 있다.

본 연구에서 2003년까지 측정된 탄소성분의 경우에는 우리나라에 TOT 분석방법이 정립되지 못한 시점에서 원소분석기를 이용한 분석결과로서 분석결과의 신뢰성이 낮아 2004년과 2005년에 TOT 분석방법으로 분석된 측정결과만을 해석하였다. 측정된 OC는 여름에  $5.4\mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로 가장 낮았고 겨울이  $13.6\mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로 가장 높게 나타나 겨울의 농도가 여름의 2배 정도의 값을 보였다. OC는 화학적 조성이 정확히 알려지지 않은 수백가지 물질로 구성된 혼합체로서 그 형성과정이 정량적으로 규명되지 않고 있으며 PAH와 Semi Volatile Organic Compounds(SVOC)를 포함하고 있다. 따라서 여름철의 경우 높은 온도로 인해 여지에 포집된 SVOC의 휘발 등에 의해 실제 농도보다 낮

게 평가될 수 있다. Eatough et al.(1995)의 defusion denuder를 이용하여 California의 Azusa에서 측정한 결과에 의하면 이러한 손실이 전체 유기탄소의 35%에 이를 정도로 큰 것으로 나타났다.

Yu et al.(2004)이 홍콩의 9개 측정지점에서 1998년부터 4년간 측정한 PM10중의 OC농도도 겨울이 여름에 비해 2배 정도 높은 경향이 뚜렷하게 나타났다. 이러한 겨울의 높은 OC농도의 이유로 겨울철의 낮은 혼합고(여름의 1/3), 여름의 많은 강수량, 겨울철 biomass-burning에 의한 2차유기탄소의 장거리 이동 등을 들고 있다. 이학성 외(2005)는 2001년 서울의 PM2.5의 측정결과 가을과 겨울철의 높은 OC농도에 대해 Biomass burning에 따른 고농도의 OC의 영향을 주요 원인 중 하나로 제시하고, 이 계절 동안 측정지점의 서쪽 방향으로 국내에서는 서해안 농업지역과 중국의 북동쪽 대규모의 농업지역이 존재하므로, 추수가 끝난 후 대규모의 식물소각을 주요오염원으로 판단하였다.

PM2.5 중의 OC는 PM10 OC의 57.4~82.2%를 차지하고 있으며, EC는 69%를 차지하고 있다. 이러한 결과는 OC에 비해 EC가 더 작은 입경의 입자에 주로 존재하는 것을 의미하며, Kim et al.(2000) 등이 LA 인근지역에서 측정한 결과도 OC의 경우

62.1~79.6%, EC의 경우 84.1~91.8%로서 본 측정값과 유사한 결과를 보이고 있다.

#### 4. 계절별 특성

봄철 서울 전농동에서 측정한 미세먼지의 평균 농도는 PM10  $104.7\mu\text{g}/\text{m}^3$ , PM2.5  $39.0\mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로 관측되었다. OC/EC는 PM10 0.9, PM2.5 1.1이었으며, 이온성분이 주요 구성성분으로 나타났다. 특히 다른 계절에 비해 PM2.5 영역의 미세입자에 비하여 PM2.5-PM10의 조대입자의 비율이 큰 폭으로 증가하는 현상이 나타났으며, 이것은 중국으로부터 이동된 황사에 의한 영향으로 파악되었다.

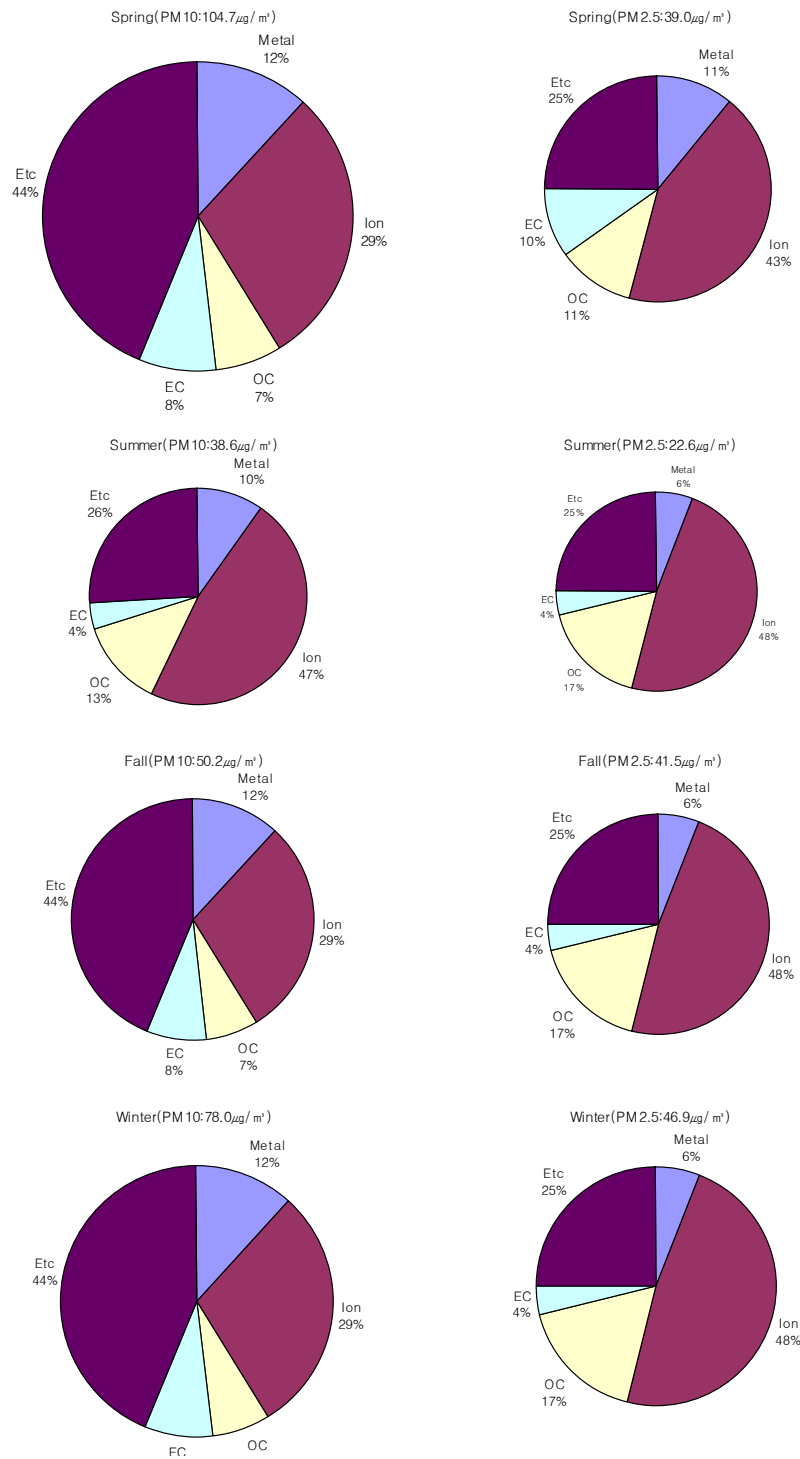
여름철 미세먼지 집중관측은 총 3차례에 걸쳐 수행되었다. 평균농도는 다른 계절에 비해 비교적 낮은 수준을 나타내었다(PM10  $37.3\sim 64.4\mu\text{g}/\text{m}^3$ , PM2.5  $21.3\sim 35.7\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). 2003년 6월 OC/EC는 PM10 1.4, PM2.5 1.9로 EC에 비해 OC의 비율이 높게 나타나 광화학 반응에 의한 유기탄소의 생성이 활발히 이루어졌던 것으로 판단된다. 그리고, 여름철 강한 일사에 의해 오존의 생성이 활발한 것으로 미루어( $\text{NO}_x/\text{O}_3$ ) OC의 대부분이 2차 유기 에어로졸로 구성되어 있었던 것으로 사료된다. 여름철 강우시와 비강우시에 이온성분비가 큰 폭으로 변하고 있으며, 이것은 입자상 성분을 구성하고 있는 수용성이온성분이 다른 성분에 비해 많이 손실되고 있으며, 유기탄소 또한 큰 폭으로 감소하고 있음을 확인할 수 있다.

가을의 PM10과 PM2.5의 구성비는 PM2.5가 PM10의 약 83%가량 차지하고 있고, 전반적으로 탄소성분의 함량이 높으며 PM10의 33%, PM2.5의 29%로 원소탄소에 비해 유기탄소의 비율이 높게 나타났다. 다른 계절에 비해 PM10에 대한

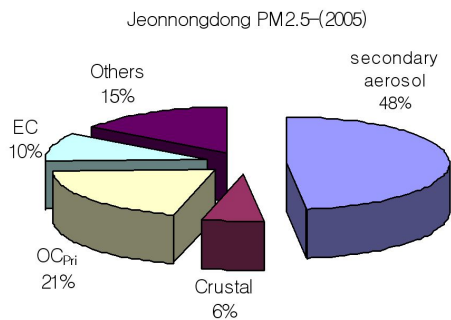
PM2.5의 기여도가 상당히 큰 것으로 나타나고 있으며 이것은 8, 9월 달의 장마가 지난 후 감소된 상대습도로 대기가 건조하고 상대적으로 대기 중 오염물질의 양이 증가하고 있기 때문이다. 이 현상은 겨울철까지 이어지며 대기 중 미세먼진의 오염농도가 증가하는 경향을 보이고 있다.

겨울철 PM10의 농도는 다른 계절에 비해 높은 특성을 보였고, PM10은  $78.0\mu\text{g}/\text{m}^3$ , PM2.5는  $46.9\mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로 가장 높은 수준이었다. 다른 계절에 비해 PM2.5-PM10의 조대입자 영역의 절대농도가 높은 편이지만, 미세먼진의 입경별 분포를 비교해보면 다른 계절에 비해 미세입자 영역의 농도도 상당히 높은 것을 알 수 있다.

최근 서울지역 미세먼지는 겨울>봄>가을>여름으로 질량농도가 높은 경향을 보이고 있으며, 절대농도에 따라 구성성분 비가 다른 양상을 보이는 것으로 나타났다. 계절적으로 강우시를 배제한 여름철 탄소성분의 비율이 높게 나타나며, 또한 유기탄소의 비율이 원소탄소에 비해 높은 비로 존재하고 있었다. 겨울철의 경우 이와는 달리 원소탄소의 비율이 유기탄소와 유사한 수준으로 성분분석결과만을 통해 그 성분의 기원을 명확히 파악하기는 어렵지만, 주로 1차 오염원에 의한 원소탄소에 대한 기여가 높았던 것으로 사료된다. 서울지역 미세먼지의 주요성분은 수용성 이온성분이며, 탄소성분 또한 주요인자로 작용하고 있었다.



<그림 9> 입자상 물질의 계절별 화학구성비



&lt;그림 10&gt; PM2.5 물질의 화학구성비

<그림 10>은 PM2.5물질의 화학구성비 중 2차 생성 에어로졸에 대한 해석을 나타낸 것이다. 2차 생성 에어로졸은 광화학반응이나 열화학반응에 의해 생성되는 것으로 보고되고 있다. 2005년 1월과 4월에 사이클론 방법으로 측정된 PM2.5필터로부터 분석된 이온 성분 중 2차 생성 에어로졸인  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ 와 OC 성분 중  $OC_{sec} = OC_{tot} - EC \times (\frac{OC}{EC})_{min}$  (Turpin and Huntzicker, 1995; Castro et al., 1999)에 의해 구한  $OC_{sec}$ 의 함으로 가정하여 계산하였다. PM2.5 성분 중 2차 생성 에어로졸이 차지하는 비율이 48%로 분석되었다.

## V. 결 론

서울지역의 미세먼지(PM10, PM2.5)의 물리 화학적 특성을 파악하기 위해 2002년~2005년에 서울 전농동에서 측정한 결과를 통해 다음과 같은 결론을 얻었다.

PM10 농도는 연평균  $73.8\mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로 봄( $103.9\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), 겨울( $81.8\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), 가을( $50.2\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), 여름( $42.7\mu\text{g}/\text{m}^3$ )의 순이었으며, PM2.5는 연평균  $38.2\mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로 PM10의 52%였으며, 미국의 연평균 환경기준인  $15\mu\text{g}/\text{m}^3$ 을 2~3배 초과하였고, 24시간 기준치도 초과하는 높은 농도를 보였다.

PM10 중 수용성 이온 성분의 농도는  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ 의 순으로 높았으며, 여름에는  $\text{SO}_4^{2-}$  농도가, 겨울에는  $\text{NO}_3^-$  농도가 가장 높았다.  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{K}^+$ 는 PM2.5/PM10 비가 0.6이상이며,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ 는 0.5이하로 조대입자에 주로 존재하였다.

PM10 중 원소 성분은 S, Fe, Ca, Al, K, Na 등의 농도가 높게 나타났다. 특히 황사시 토양성분의 농도가 급증하였다.

PM10 중 OC 농도는 연평균  $8.7\mu\text{g}/\text{m}^3$ 이며, 겨울이  $13.3\mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로 가장 높았다. EC의 경우 연평균 농도가  $3.9\mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로 나타났으며, OC/EC 비는 여름에 3.7로 타 계절에 비해 높게 나타났다.

화학 성분의 결합 형태를 고려하여 화학적 조성을 재구성한 결과 PM10의 연평균 화학적 조성은 OM이 19.4%로 가장 높게 나타났으며,  $\text{SO}_4$  17.2%, 토양성분 14.9%,  $\text{NO}_3$  14.6%, EC 6.4%의 순으로 나타났다.

본 연구의 측정결과는 일정한 주기로 연속측정한 것이 아니라 각 계절별로 몇일씩 측정한 것이므로 정확하고, 세밀한 결과의 해석을 위해서는 미세먼지의 심각성을 고려할 때 광화학측정망과 같은 미세먼지 전용측정망을 설치하여 운영할 필요가 있다.

또한 PM10의 농도도 높은 편이지만 PM2.5의 경우 외국 대도시의 측정결과나 대기환경기준과 비교하여 볼 때 매우 높은 수준이므로 이에 대한 관리기준이 시급히 필요한 실정이다. 또한, 장거리 이동 및 광역적 오염원에 대한 기여도도 파악하여야 할 것이다.

## 참고문헌

- 이학성 · 강충민 · 강병욱 · 이상권, 2005, “수용모델을 이용한 서울지역 미세먼지(PM<sub>2.5</sub>)에 영향을 미치는 배출원 특성에 관한 연구”, 『한국대기환경학회지』, 21(3), 329~341
- Alastuey, A., X. Querol, S. Rodriguez, F. Plana, A. Lopez-Soler, C. Ruiz, and E. Mantilla, 2004, “Monitoring of atmospheric particulate matter around sources of secondary inorganic aerosol”, *Atmospheric Environment*, 38(30), 4979~4992
- Castro, L. M., P. C. A., Harrison, R. M., and Smith, D. J. T., 1999, “Carbonaceous aerosol in urban and rural European atmospheres: estimation of secondary organic carbon concentrations”, *Atmospheric Environments* 33, 2771~2781.
- Chu, Shao-Hang, Joseph W. Paisie, B. W. -L. Ben, and W. -L. Jang, 2004, “PM data analysis—a comparison of two urban areas: Fresno and Atlanta”, *Atmospheric Environment*, 38(20), 3155~3164.
- Eatough, D. J., Tang, H., Cui, W., and Machir, J., 1995, “Determination of the size distribution and chemical composition of fine particulate semi-volatile organic material in urban environments using diffusion denuder technology”, *Inhalation Toxicology* 7, 691~710.
- Kim, B. M., S. Teffera, and M. D. Zeldin, 2000, “Characterization of PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub> in the South Coast Air Basin of Southern California”, *Journal of Air & Waste Management Association* 50: 2034~2059.
- Pathak, R. K., X. Yao, A. K. H. Lau, and C. K. Chan, 2003, “Acidity and concentrations of ionic species of PM<sub>2.5</sub> in Hong Kong”, *Atmospheric Environment*, 37(8), 1113~1124.
- Putaud, J. P., F. Raes, R. V. Dingenen, E. Brüggemann, M. C. Facchini, S. Decesari, S. Fuzzi, R. Gehrig, C. Huglin, P. Laj, G. Lorbeer, W. Maenhaut et al., 2004, “A European aerosol phenomenology-2: chemical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe”, *Atmospheric Environment*, 38(16), 2579~2595.
- Rees, S. L., Allen L. Robinson, Andrey Khlystov, Charles O. Stanier, S. N. Spyros, and N. Pandis, 2004, “Mass balance closure and the Federal Reference Method for PM<sub>2.5</sub> in Pittsburgh, Pennsylvania”, *Atmospheric Environment*, 38(20), 3305~3318.
- Russell, M., D. T. David and T. Allen, 2004, “Seasonal and spatial trends in primary and secondary organic carbon concentrations in southeast Texas”, *Atmospheric Environment*, 38(20), 3225~3239.
- Sun, Y., G. Zhuang, Y. Wang, L. Han, J. Guo, M. Dan, W. Zhang, Z. Wang, and Z. Hao, 2004, “The air-borne particle pollution in Beijing—concentration, composition, distribution and sources”, *Atmospheric Environment*, 38(35), 5991~6004.
- Turpin, B. J. and Huntzicker, J. J., 1995, “Identification of secondary aerosol episodes and quantification of primary and secondary organic aerosol concentrations during SCAQS”, *Atmospheric Environment* 29, 3527~3544.
- Yu, J. Z., Tung, J. W. T., Wu, A. W. M., Lau, A. K. H., Louie, P. K. K., and Fung, J. C. H., 2004, “Abundance and seasonal characteristics of elemental and organic carbon in Hong Kong PM<sub>10</sub>”, *Atmospheric Environment*, 38(10), 1511~1521.