

서울의 미세먼지에 의한 대기오염

Air Pollution in Seoul Caused by Aerosols

김 용 표*
이화여자대학교 환경공학과

Yong Pyo Kim*
Department of Environmental Science and Engineering
Ewha Womans University

Abstract

Various aspects of air quality problems caused by aerosols in Seoul are discussed. Based on the measurement data, it was found that the general air quality in Seoul has improved during last twenty years. However, PM10 concentration in Seoul is still higher than other cities in Korea and worldwide. At Seoul, it was suggested that secondary aerosols are as important as aerosols directly emitted in Seoul or transported from outside.

Key words : Seoul, PM10, Emissions, Secondary aerosol, Transport

1. 서 론

2003년 12월 '수도권 대기환경 개선에 관한 특별법'이 국회를 통과하면서, 서울을 포함한 수도권 대기환경에 관심이 높아지고 있다. 이 특별법에 의거해 수립된 '수도권 대기환경관리 기본계획'에 의하면(환경부, 2005b) 서울시는 미세먼지와 이산화질소 농도를 2014년에 각각 $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 과 22 ppb로 줄이는 것이 대기환경개선 목표이다.

먼지는 여러 대기오염물질 가운데서 인체위해성이 가장 높고 스모그, 시정장애, 지구냉각화 등 여러 영향을 미치므로, 중요한 저감 대상 물질이다. 먼지(에어로솔, aerosol)는 크기에 따라 총부유분진(대기

에 떠 있는 모든 먼지, total suspended particle, TSP), 미세먼지(구체로 가정하였을 때 지름이 $10 \mu\text{m}$ 이하인 먼지, particulate matter $\leq 10 \mu\text{m}$, PM10), 극미세먼지(지름이 $2.5 \mu\text{m}$ 이하인 먼지, PM2.5)로 구분할 수 있다. 우리나라는 2000년까지는 총부유분진을 대기환경기준으로 사용하였고, 2001년부터는 미세먼지로 기준을 바꾸었다. 미국은 극미세먼지를 대기환경기준으로 사용하고 있다.

효과적인 미세먼지 저감 대책을 수립하기 위해서는, 미세먼지 농도 추이와 현황, 그리고 생성 기작을 알아야만 한다. 이 연구에서는 2006년 9월까지 국내 외 학술지와 학술대회, 연구보고서 등에서 발표된 연구 결과를 검토, 분석하여 서울 대기의 미세먼지에 대해 (1) 변화 추이를 파악하고, (2) 농도에 영향을 미치는 주요 변수는 무엇인지를 찾고자 하였다.

*Corresponding author.
Tel : +82-(0)2-3277-2832, E-mail : yong@ewha.ac.kr

2. 서울의 먼지 오염 현황

2.1 서울 대기환경의 전반적인 특성

한 지역의 대기환경은 여러 요소들의 영향을 받는다. 그 가운데에서도 서울과 같은 대도시는 인구와 경제활동의 집중으로 인해 에너지 사용량이 크며, 이에 따라 대기오염물질의 직접 배출이 높은 편이다. 그림 1에 서울시에서 소비된 화석연료의 종류별 사용량 추이를 보였다. 1990년대 중반부터 석탄의 사용량이 매우 낮아지고, 황이 포함되지 않은 청정연료인 천연가스(natural gas, NG)의 사용량이 높아졌다. 석탄에 비해서 저황연료인 석유(petroleum)의 사용량은 1998년부터 감소하였다. 그러나 이 사용량 감소는 석탄이 아닌 천연가스 사용량 증가로 이어져 대기환경에 나쁜 영향을 미치지 않는 것이다. 이와 같은 연료 종류별 사용량 변화는 우리나라 정부의 연료규제 제도의 정책적 효과이다. 현행법상 실행되고 있는 우리나라의 연료규제 제도는 저황 연료유 공급·사용 확대, 고체연료의 사용금지, 청정연료의 사용 의무화 등이 있다.

그림 2는 1980년부터 2004년 사이 서울의 여러 대기오염물질 연평균 농도 변화이다. 서울에서의 아황산가스(SO₂) 연평균 농도는 1980년 94 ppb에서 2000년대에는 5 ppb로 감소하였다. 아황산가스는 연료에 함유된 황성분이 연소과정에서 산소와 결합하

여 발생하는 오염물질로 대표적인 1차 오염물질이다(직접 대기로 배출되는 오염물질을 말한다). 아황산가스는 1950년대 런던 스모그를 유발한 오염물질이다. 고농도일 경우 인체 호흡기에 영향을 미치며, 대기에서 광화학반응을 거쳐 황산염 에어로솔로 변하여 산성비 등의 영향을 끼친다. 이와 같이 서울을 포함한 우리나라 도시에서 아황산가스 농도가 획기적으로 저감된 것은 연료규제제도의 효과이다.

아황산가스와 같이 직접 배출되는 1차 오염물질인 이산화질소(NO₂)는 서울에서는 자동차에서 주로 배출된다. 자동차 1대에서 배출되는 이산화질소의 양은 여러 규제와 기술 발달로 줄어들었으나, 자동차 대수의 증가에 따라 이산화질소의 대기 농도는 거의 변화가 없다. 서울시의 자동차 등록대수는 1985년 44만 6천대에서 2004년 278만대로 6배 이상 증가하였다(환경부, 2005b).

먼지는 크기에 따라 그 주요 생성원이 다르다. 큰 먼지(총부유분진 질량의 대부분을 차지하는 지름이 2.5 μm 보다 큰 먼지, 조대입자라고 함)는 대부분 기계적인 작용에 의해 발생하며, 따라서 1차 오염물질이다. 작은 먼지(지름이 2.5 μm 이하인 먼지, 극미세 먼지 또는 미세입자라고 함)는 대부분 화학반응에 의해 생성되어 배출되거나, 대기에서 광화학반응에 의해 생성된다. 따라서 작은 먼지는 1차 오염물질과 2차 오염물질(대기에서 화학적 변환작용에 의해 생성되는 물질)이 섞여 있다.

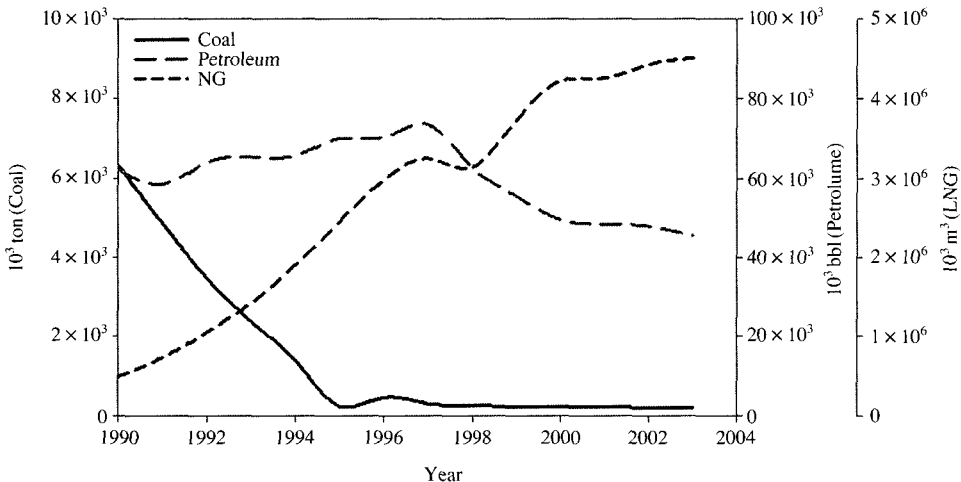


Fig. 1. Trend of the fossil fuel consumption in Seoul between 1990 and 2003 (산업자원부, 2004).

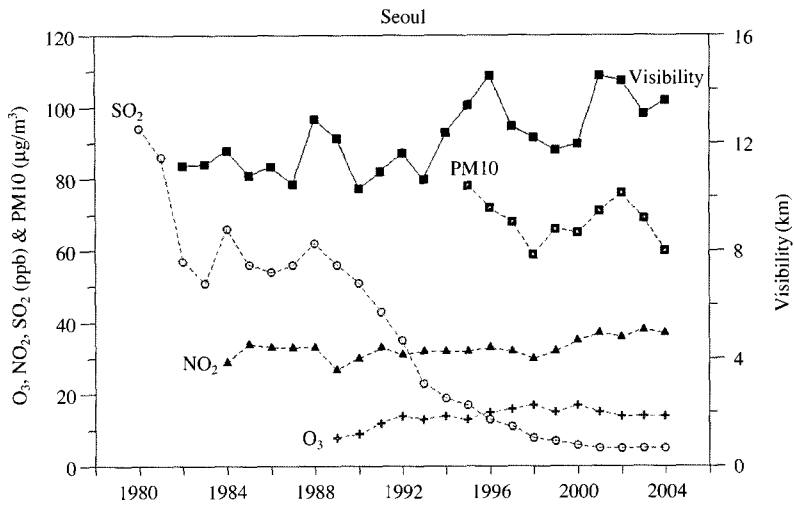


Fig. 2. Trend of the annual average concentrations of criteria air pollutants and visibility in Seoul between 1980 and 2004.

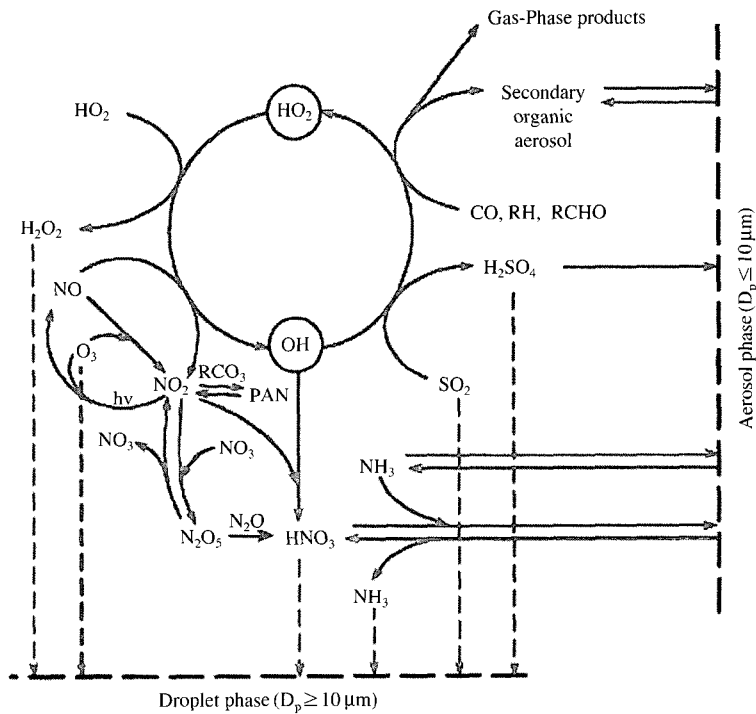


Fig. 3. Schematic diagram on the chemical coupling of ozone and aerosol (Meng *et al.*, 1997).

서울의 연평균 총부유분진 농도는 1985년 216 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 에서 1990년 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 1995년 85 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 2000

년 99 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로 크게 줄어들었다. 이에 따라 연간환경 기준인 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 을 1990년도부터 만족하였다. 이

와 같은 농도 감소에는 아황산가스에서와 같이 연료의 전환이 큰 역할을 한 것으로 보인다. 그러나 미세먼지는 그림 2에서 보듯이 측정이 시작된 1995년부터 약간 줄어드는 것처럼 보이나, 아직 통계적으로 경향을 분석하기에는 이르다.

오존(O₃)은 전형적인 2차 오염물질이다. 오존은 광화학반응을 통해 미세먼지와 같이 생성된다(주로 극미세먼지, 그림 3). 따라서 일반적으로 오존 농도가 높은 경우에는 미세먼지의 농도도 같이 증가한다. 지난 15년간 연평균 오존 농도는 약간 증가하는 것처럼 보이나 뚜렷한 경향을 보이지는 않는다. 최근 발표된 연구에 의하면(한국대기환경학회, 2006b), 1996~2005년 10년간 서울 전 지역의 대기환경측정망 오존자료를 기상요인을 제거하고 분석하면, 서울의 오존 농도는 감소한 것으로 나타났다. 그러나 감소 이유는 아직 확실하지 않다.

시정(visibility, 가시거리)은 육안으로 식별이 쉬워 일반 시민들에게는 체감 오염의 지표로 인식되고 있다. 시정은 지난 20여 년간 약간 증가하였다. 시정은 미세먼지의 질량농도, 특히 극미세먼지 질량농도와 높은 상관성을 갖는 것으로 밝혀져, 먼지에 의한 대기오염의 대표적인 지표이다. 시정은 다음 절에서 자세하게 다루었다.

이들 대기오염물질들의 농도와 시정 추이를 살펴보면 이산화질소를 제외한 다른 1차 오염물질의 농도는 획기적으로 감소하였다. 오존과 미세먼지의 상당부분을 차지하는 2차 오염물질의 농도는 확실하지는 않으나 약간 감소하는 경향을 보였으며, 시정은 약간 증가하였다. 종합적으로는 서울의 대기환경은 지난 20여 년 동안 개선된 것으로 보인다.

2.2 다른 곳에 비해 얼마나 나쁜가?

앞 절에서 여러 대기오염 지표를 살펴본 결과 서울의 대기환경은 지난 20여 년 동안 좋아진 것으로 보인다. 그러나 이렇게 개선된 대기환경이 우리나라 다른 대도시나, 외국 대도시에 비해 어느 정도인지를 이해하는 것은, 서울의 지난 20여 년간의 대기환경 추이를 이해하는 것만큼이나 중요하다.

다른 도시와의 비교는 세 가지 지표를 통하여 수행하였다. 첫째, 대기 체감 오염의 지표인 시정의 우리나라 전체적인 추이를 파악하여 서울의 시정 추이와 비교하였다. 둘째, 우리나라 대기환경기준인 미세

먼지 질량농도를 국내의 대도시의 농도와 비교하였다. 셋째, 미세먼지를 구성하는 화학성분의 농도를 국내의 도시 결과와 비교하였다. 화학조성은 미세먼지가 어떤 분야에서 주로 배출 또는 생성되었는지를 판단할 수 있는 지표의 하나로 사용될 수 있다.

2.2.1 시정

시정은 육안으로 식별이 쉬워 일반 시민들에게는 대기환경 체감오염의 지표로 인식되고 있다. 과학적 의미의 시정 장애는 대기 중 기체와 먼지가 빛을 흡수하거나 산란시킬 때 나타난다. 그러나 기체의 영향은 미미하여 NO₂가 빛을 흡수하여 시정을 감소시키는 정도이며, 주로 미세먼지, 특히 극미세먼지가 빛을 흡수하거나 산란시킴으로써 시정 장애를 일으키게 된다. 미세먼지에 의한 시정 감소는 먼지 크기, 화학적 조성에 따라 달라진다. 수분은 먼지의 화학적 조성에 따라 먼지와 결합하여 크기를 변화시키므로 시정 감소의 중요한 인자이다.

앞에서 밝힌 대로 서울의 대부분의 1차 오염물질 농도는 지난 20여 년간 획기적으로 감소하였으며, 이런 현상은 전국적으로 동일하게 발생하였다. 그러나 이와 같은 변화에도 불구하고 서울을 비롯한 대도시

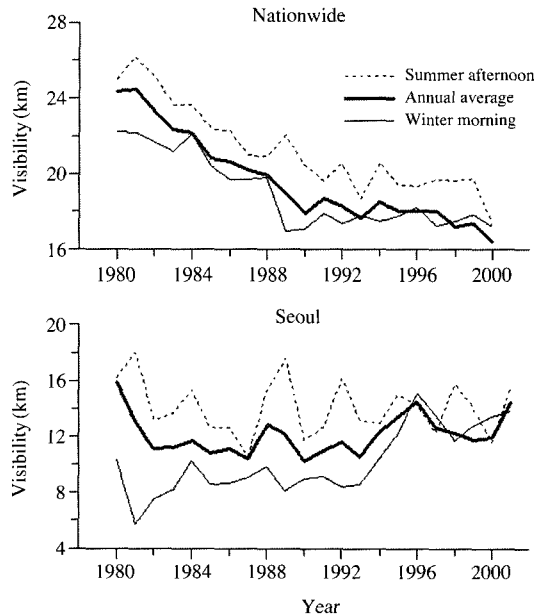


Fig. 4. Trend of visibility in Korea and Seoul between 1980 and 2001 (Ghim et al., 2005).

에서 시정 장애는 여전히 심각한 문제로 남아있다. Ghim *et al.* (2005)은 1980년부터 2001년 사이의 전국과 서울의 시정 변화 추이를 비교하였다(그림 4).

전국과 서울 모두 연평균보다 겨울 아침 시정이 낮다. 이는 대기의 혼합고가 아침이 낮보다 낮기 때문이다. 전국적으로는 시정이 1980년대 크게 저하된 반면 서울의 시정은 1990년대 전반적으로 개선되고 있음을 알 수 있다. 시정을 대기환경 지표로 본다면, 우리나라의 전체적인 대기환경은 계속 나빠지고 있으며, 1980년대 급속히 악화되다가 1990년대 그 속도가 크게 완화된 것으로 볼 수 있다. 또한 서울의 대기환경은 나아지고 있는 것으로 볼 수 있다.

전국과 서울 모두, 시정의 변화는 여름 오후보다, 1차 오염물질의 영향이 강할 것으로 추정되는 겨울 아침에 두드러진다. 1990년대 후반 서울의 여름 오후 시정은 변화가 크지 않은 반면 겨울 아침 시정은 크게 개선되어 두 시정이 거의 비슷하다. 즉, 서울의 시정은 개선되고, 전국적으로는 시정이 악화되었으나, 여전히 서울은 전국적으로는 시정이 낮다. 서울의 경우 그림 2에서 보듯이 1990년대 1차 오염물질의 농도가 줄은 상황에서, 1990년대 시정이 개선되고 특히 중반 이후 그 추세가 뚜렷한 것은, 서울의 평균 시정이 2차 오염물질보다는 1차 오염물질과 더 관련이 높을 가능성이 큼을 의미한다.

시정과 먼지 질량농도와의 관계는 이론적으로나 측정용을 통해서 잘 알려져 있다. 백남준 등(1994a)은 외국의 관측결과를 극미세먼지 질량농도와 시정이

좋은 관계를 보임을 밝혔다. 백남준 등(1994b)은 서울에서 1993년 11월 트랜스미소미터(transmissometer)와 네플로미터(nephelometer) 등의 광학측정장비와 먼지 크기분포별 화학조성 분석을 통해 극미세먼지 질량농도와 빛소멸계수(시정의 역수와 비례관계인 계수, b_{ext})는 상관성이 높은 반면(상관계수 0.82~0.93), 조대입자와 빛소멸계수는 상관성이 보이지 않음을(상관계수 0.46) 보고하였다. 김영준과 김경원(한국대기환경학회, 2006a)은 서울의 전농동과 인천 용현동에서 2002년부터 2005년 사이에 관측한 미세먼지 및 극미세먼지 질량농도와 빛소멸계수 사이의 관계를 구하였다. 그러나 상관계수가 미세먼지에 대해서는 각각 0.19와 0.50, 극미세먼지의 경우는 각각 0.55와 0.51로 그다지 크지 않았다.

요약하면 서울의 시정은 지난 20여 년간 개선되었으나, 전국적으로는 나쁜 편이다. 서울 시정의 개선은 주로 아침의 시정이 개선된 것으로, 먼지 가운데 1차 오염물질에 속하는 먼지 배출 감소가 주원인으로 보인다. 일반적으로 알려진 미세먼지, 또는 극미세먼지와 시정 사이의 관계가 서울에서는 1990년대 초반에는 관찰되었으나, 2000년대 초반에는 명확하게 나타나지 않고 있다.

2. 2. 2 미세먼지 질량농도

표 1에 1991년부터 2004년까지 대기오염 자동측정망에서 측정된 주요 도시의 총부유분진과 미세먼지 연평균 농도를 보였다(환경부, 2005a). 서울의 연

Table 1. Comparison of the TSP and PM10 (numbers in parentheses) concentrations at several cities in Korea between 1991 and 2004 (unit: $\mu\text{g}/\text{m}^3$) (환경부, 2005a).

	Seoul	Busan	Daegu	Incheon	Gwangju	Daejeon	Ulsan
1991	121	134	109	144	100	68	104
1992	97	113	119	103	104	52	102
1993	88	96	105	100	75	53	98
1994	78	97	93	93	64	58	99
1995	85(78)	93(73)	73(81)	93(76)	63(49)	69(63)	106(51)
1996	85(72)	89(76)	75(87)	86(67)	74(51)	63(63)	97(69)
1997	72(68)	84(68)	62(72)	86(70)	74(49)	67(69)	84(43)
1998	62(59)	74(67)	72(72)	81(57)	62(49)	64(58)	72(29)
1999	84(66)	44(65)	-(66)	-(53)	43(56)	-(55)	71(29)
2000	99(65)	-(62)	-(63)	-(53)	-(58)	-(51)	43(52)
2001	-(71)	-(60)	-(67)	-(52)	-(57)	-(48)	-(55)
2002	-(76)	-(69)	-(71)	-(57)	-(52)	-(53)	-(54)
2003	-(69)	-(54)	-(59)	-(61)	-(35)	-(43)	-(39)
2004	-(61)	-(60)	-(58)	-(62)	-(46)	-(49)	-(50)

Table 2. Comparison of the PM10 concentrations in Seoul and other metropolitan areas in the world (unit: $\mu\text{g}/\text{m}^3$) (환경부, 2005b).

City	Seoul (2001)	London (2001)	Paris (2001)	Tokyo (2000)	New York (1997)
Concentration	71	20	20	40	28

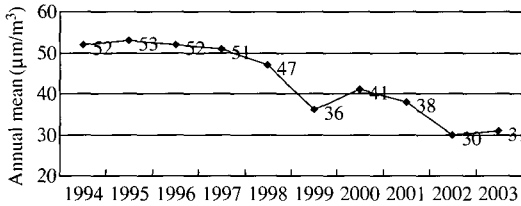


Fig. 5. Trend of the annual mean SPM (approximately PM7) concentration at the Kudan site in Tokyo, Japan between 1994 and 2003 (Minoura *et al.*, 2006).

평균 미세먼지 농도는 다른 대도시에 비해 높은 편이다. 주목할 것은 서울의 연평균 미세먼지 농도가 최근 몇 년간 줄어들고 있는 것이다. 이 같은 변화가 기상요소에 의한 것인지, 배출량 변화에 의한 것인지는 아직 확실하지 않다.

한편 외국 대도시와의 미세먼지 질량농도를 비교하면 표 2와 같다(환경부, 2005b). 표 1, 2를 보면, 서울의 미세먼지 농도는 우리나라 다른 도시나, 외국 도시에 비해 높은 것을 알 수 있다.

일본 도쿄 도심 Kudan측정소의 1994년부터 2003년의 연평균 미세먼지 농도를 그림 5에 보였다(Minoura *et al.*, 2006). 도쿄의 미세먼지 기준은 SPM이라 하며 크기는 PM7이지만, 지름이 7~10 μm 인 먼지의 질량은 지름이 7 μm 인 먼지에 비해 매우 작으므로 우리나라의 PM10 미세먼지와 직접 비교할 수 있다. 우리나라 서울에 비해 농도가 낮으며, 1990년대 후반부터 농도가 줄어들고 있음을 알 수 있다.

도쿄 Kudan측정소의 농도 추이는 인근 다른 측정소들과도 같아, 도쿄 시내를 대표한다고 할 수 있다. 이와 같은 도쿄의 미세먼지 농도 저감은 전적으로 극미세먼지(측정은 지름이 2.1 μm 이하인 먼지)의 질량 농도 감소에 의한 것이었다. 극미세먼지보다 큰 먼지의 질량농도는 10여 년간 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 정도로 거의 변하지 않았다. 극미세먼지의 질량농도 감소는 극미

세먼지의 탄소성분의 감소와 염소이온(Cl^-)농도의 감소가 주원인이었다. Minoura *et al.* (2006)은 이 같은 농도 감소가 주로 자동차, 특히 경유 자동차에 대한 규제 강화와(탄소성분), 쓰레기 소각장의 후처리 장치 강화(염소이온) 때문이라고 주장하였다. 도쿄의 경우는 1차 오염물질에 속하는 미세먼지가 많아, 배출을 저감하여 미세먼지 농도를 성공적으로 줄인 것으로 보인다.

2.2.3 화학 조성

앞의 도쿄 경우에서도 보았지만 대기환경기준은 먼지의 질량농도를 기준으로 하지만, 먼지의 화학조성은 대기에서의 거동, 인체 위해성 등의 먼지가 미치는 영향을 결정한다. 따라서 미세먼지 저감 대책을 세우기 위해서는 먼지의 화학적 조성과 그 변화추이를 이해하는 것이 필수적이다. 변화추이를 파악하기 위해서는 측정 결과가 시간적 대표성을 가져야 한다. 이를 위해서는 장기간(적어도 1년 이상) 주기적인 측정(상시측정)을 수행하여야 한다. 그러나 우리나라는 대표성 있는 측정 결과가 거의 없어, 특정 측정 시기의 화학조성 자료는 간혹 있으나, 변화추이를 파악하기는 매우 힘들다. 서울에서의 먼지 화학조성 측정은 국립환경연구원(현 국립환경과학원)에서 1980년대 후반부터 관측하였고(이민희 등, 1986), 몇몇 학교에서 먼지의 질량농도와 화학성분을 분석하였다. 1980년대 측정의 대부분은 채취, 분석과정의 정도관리에 대한 자료가 자세하게 제시되지 않아, 오차 범위를 파악하기 힘들다.

손동현과 허문영(1986)은 1985년에서 1986년까지 흑석동 중앙대학교에서 입경분포별 먼지 질량농도와 황산염(SO_4^{2-}), 질산염(NO_3^-), 염산염(Cl^-) 이온 농도를 측정하였다. 표 3에 그 결과를 보였다. 여기서 fine는 지름이 2 μm 이하인 먼지이며, coarse는 지름이 2 μm 보다 큰 먼지, total은 fine과 coarse를 합한 먼지, F/T는 fine/total 질량비이다. 질량농도는 총부유분진, 극미세먼지(지름 2 μm 이하) 모두 봄, 겨울, 가을, 여름 순이며, 황산염은 겨울이 제일 높다. 질산염은 황산염에 비해 매우 낮다.

한국과학기술연구원(KIST)에서는 1993년과 1994년에 시정과 먼지의 크기, 화학조성사이의 상관관계를 확인하기 위해 계절별로 집중측정을 수행하였다. 표 4에 1993년에 KIST에서 측정한 극미세먼지(이

Table 3. Concentrations of TSP mass and ion concentrations measured in 1985~1986 (unit: $\mu\text{g}/\text{m}^3$) (손동현과 허문영, 1986).

Season	Particle	Mass	SO_4^{2-}	NO_3^-	Cl^-
Spring (Mar. ~ May)	Coarse	89.20	6.29	1.55	0.85
	Fine	101.64	16.15	3.99	1.94
	Total	190.84	22.44	5.54	2.79
	F/T	0.53	0.72	0.72	0.70
Summer (Jun. ~ Aug.)	Coarse	43.29	6.08	0.89	0.91
	Fine	40.13	13.47	1.12	0.69
	Total	83.42	19.55	2.01	1.60
	F/T	0.48	0.69	0.56	0.43
Autumn (Sep. ~ Nov.)	Coarse	47.00	9.28	0.57	0.89
	Fine	51.17	14.78	2.03	1.70
	Total	98.17	24.06	2.60	2.59
	F/T	0.52	0.61	0.78	0.66
Winter (Dec. ~ Feb.)	Coarse	64.42	11.82	2.16	1.08
	Fine	83.12	25.48	3.49	3.73
	Total	147.54	37.30	5.65	4.31
	F/T	0.56	0.68	0.62	0.87
Annual	Coarse	60.50	8.24	1.26	0.93
	Fine	68.04	17.20	2.60	1.95
	Total	128.54	25.44	3.86	2.88
	F/T	0.53	0.68	0.67	0.68

경우 PM3)의 질량과 조성을 보였다. 4월과 11월은 스모그가 심한 사례로 극미세먼지와 황산염, 질산염(11월) 농도도 같이 높았다. 8월에는 주야간 차이를 검증하기 위한 측정을 수행하였다. 황산염 외에는 거의 차이가 없었다. 그러나 이 결과들도 계절별로 특징적인 사례를 보기위해 측정된 것이어서, 그 시기의 대표성이 있다고 말하기는 힘들다.

표 4에 나타난 1993년 10월은 청정한 기간이며, 11월은 스모그가 심해 시정이 나쁜 기간이었다. 표 4에서 보듯이 질량농도와 인위적인 기원에 의한 이온 농도가 크게 차이난다. 이 두 기간의 먼지의 크기분포를 측정하여 결과를 표 5에 보였다. 스모그가 심한 기간에는 이온들의 농도도 높고, 큰 먼지의 지름이 청명한 기간에 비해 작음을 알 수 있다. 이는 스모그가 심한 기간에는 일반적인 경우와는 달리 큰 먼지도 인위적 기원에 의한 것임을 보여준다.

먼지의 수용성 이온 성분을 측정할 때의 문제는 측정오차 (sampling artifacts)이다. 대표적인 측정오차는 휘발성이 강한 질산염, 염산염, 암모늄 이온이 먼

Table 4. Ion concentrations of PM3 measured in 1993 at KIST (Baik et al., 1995).

Sampling period	Concentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)								
	Mass	SO_4^{2-}	NO_3^-	Cl^-	NH_4^+	Na^+	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}
Apr. ¹⁾ Avg. (0.25~2.5)	61.4	8.02	4.41	0.25	1.77	N/D	N/D	1.24	0.48
Apr. ¹⁾ Avg. (PM10)	106.0	8.82	5.51	0.36	1.87	N/D	N/D	2.30	0.62
Aug. ²⁾	Daytime avg.	26.3	7.38	0.27	0.45	1.09	N/D	N/D	N/D
	Nighttime avg.	22.0	4.04	0.78	1.12	0.82	N/D	N/D	N/D
	Total avg.	23.6	5.52	0.63	0.87	0.92	N/D	N/D	N/D
Oct. ³⁾ Avg.	50.8	3.57	2.42	2.69	0.95	0.25	0.14	0.05	0.02
Nov. ⁴⁾ Avg.	106.0	15.70	12.13	2.89	3.50	0.10	0.07	0.08	0.02

¹⁾April 21 ~ 24, 1993. N/D: below the detection limit.

²⁾August 23 ~ 28, 1993.

³⁾October 19 ~ 22, 1993.

⁴⁾November 3 ~ 6, 1993

Table 5. Characteristics of PM10 particle samples in fall, 1993 (백남준 등, 1994b).

		Smoggy period			Clear period		
		Mass	SO_4^{2-}	NO_3^-	Mass	SO_4^{2-}	NO_3^-
Avg. concentration PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		145.34	15.64	12.79	71.87	7.08	5.06
Fine particle	Peak size (μm)	0.89	0.81	0.89	0.75	0.75	0.63
	Concentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	166.44	36.49	21.11	40.06	3.83	1.93
Coarse particle	Peak size (μm)	4.54	1.92	2.28	5.39	4.95	4.95
	Concentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	113.19	18.55	9.56	87.32	9.78	7.31

Table 6. Summary statistics of seasonally averaged PM2.5 chemical species measured in Seoul (unit: $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

		HNO ₃	NH ₃	PM2.5	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	OC	EC
Annual	1996/1997	1.09	4.34	56.9	8.70	5.97	4.19	-	-
	2001/2002	1.22	4.42	49.6	6.42	7.78	3.30	13.05	5.95
	2003/2005	2.50	3.71	43.64	8.16	7.64	5.57	10.16	4.20
Spring	1996/1997	1.17	4.57	55.9	9.75	7.23	4.36	-	-
	2001/2002	1.78	4.88	48.8	7.62	8.47	3.42	10.82	6.11
	2003/2005	2.97	3.61	46.12	8.12	9.61	5.54	10.19	4.14
Summer	1996/1997	2.34	7.61	38.6	8.35	3.43	2.94	-	-
	2001/2002	2.17	5.08	22.9	2.91	2.20	0.96	8.02	5.06
	2003/2004	2.77	4.89	38.27	8.59	6.65	6.42	7.17	4.27
Fall	1996/1997	0.39	4.76	50.3	5.62	4.49	2.95	-	-
	2001/2002	0.63	5.06	75.2	9.06	13.0	5.21	18.78	7.88
	2003/2004	2.22	2.99	41.5	7.75	6.0	4.56	10.16	5.07
Winter	1996/1997	0.62	0.66	81.6	11.4	8.85	6.52	-	-
	2001/2002	0.32	2.69	51.6	6.10	7.48	3.62	14.58	4.76
	2003/2004	1.76	2.8	48.81	8.51	7.78	5.47	14.02	3.67

Table 7. Summary data of PM2.5 chemical species measured in Chongju and Seoul (unit: $\mu\text{g}/\text{m}^3$)*.

		PM2.5	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	OC	EC
Annual	Chongju, '95/'96	44.2	8.22	3.63	2.84	4.99	4.44
	Seoul, '96/'97	56.9	8.70	4.19	5.97	13.05	5.95
Spring	Chongju, '95/'96	45.9	9.85	3.65	2.42	4.83	3.59
	Seoul, '96/'97	55.9	9.75	4.36	7.23	10.82	6.11
Summer	Chongju, '95/'96	43.1	9.87	1.11	3.13	4.04	3.37
	Seoul, '96/'97	38.6	8.35	2.94	3.43	8.02	5.06
Fall	Chongju, '95/'96	43.6	7.56	4.36	2.65	6.00	6.35
	Seoul, '96/'97	50.3	5.62	2.95	4.49	18.78	7.88
Winter	Chongju, '95/'96	44.1	5.81	5.05	3.20	4.99	4.32
	Seoul, '96/'97	81.6	11.4	6.52	8.85	14.58	4.46

*OC and EC in Seoul are from the measurements between 2001 and 2002 (강충민, 2003).

지를 채취하는 동안 대기의 온도, 습도 등의 기상조건과 먼지의 다른 이온 성분의 조성에 따라 기체상으로 휘발하거나, 기체상의 성분이 먼지로 응축하는 것이다. 이런 측정오차를 최소화할 수 있는 방법의 하나가 디누더-필터팩 (denuder-filter pack) 장치를 사용하는 것이다. 디누더는 기체상의 성분을 제거하고, 필터팩에서는 먼지에서 휘발하는 성분을 다시 채취하여 측정오차를 보정할 수 있다. 현재 이 방법은 세계 여러 곳에서 실제 상시 측정에 사용되고 있다(예를 들어 Schaap *et al.*, 2002).

다행히 디누더 필터팩을 이용하여 극미세먼지의 화학조성을 서울에서 1년 이상 상시측정을 한 결과

Table 8. Concentrations of OC and EC measured in Seoul in summer of 1994 (unit: $\mu\text{g}/\text{m}^3$) (Kim *et al.*, 1999).

	Mean	Range
OC (PM2.5)	9.97	7.77~13.6
EC (PM2.5)	7.57	4.86~9.86
OC (PM10)	11.1	9.75~14.4
EC (PM10)	8.39	6.16~10.7

가 몇 종류 있다. Lee *et al.* (1999)은 서울 건국대학교에서 1996년 10월부터 1997년 9월까지, 강충민 (2003)도 건국대학교에서 2001년 4월부터 2002년 2월까지 극미세먼지와 관련 기체를 측정하였다. 또한

Table 9. Concentration of water soluble ions in PM10 (unit: $\mu\text{g}/\text{m}^3$) (Choi *et al.*, 2001).

Case	Number of samples	Concentration								
		TSP	PM10	SO_4^{2-}	NO_3^-	NH_4^+	Na^+	K^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}
Nondust	26	83 (24~128)	58 (13~112)	7.28	8.04	4.50	0.77	0.36	0.08	0.68
Regular dust	7	117 (67~170)	78 (447~111)	12.76	13.14	5.51	0.88	0.56	0.13	1.32
Heavy dust	2	238 (211~265)	172 (152~192)	11.16	8.16	3.87	1.29	0.63	0.33	4.66

Table 10. Relative fraction of chemical species in PM10 shown in Table 9 ($\mu\text{g}/\mu\text{g}$ particle).

	SO_4^{2-}	NO_3^-	NH_4^+	Na^+	K^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}
Nondust	0.13	0.14	0.08	0.01	0.01	<0.01	0.01
Regular dust	0.16	0.17	0.07	0.01	0.01	<0.01	0.02
Heavy dust	0.06	0.05	0.02	0.01	<0.01	<0.01	0.03

백도명 등 (서울대학교, 2005)은 2003년 3월부터 2005년 5월까지 서울대학교 보건대학원 (연건동)에서 측정하였다. 측정 결과를 표 6에 보였다. 황산염은 여름에 농도가 제일 낮으나, 이온 농도의 비로는 여름에 가장 높다. 이 같은 결과는 1985/1986년에 측정 한 결과 (표 3)에서도 나타나고 있다. 탄소성분은 미세먼지나 극미세먼지 질량농도의 상당부분을 차지하는 성분이다. 탄소성분은 유기탄소 (organic carbon, OC)와 원소상탄소 (elemental carbon, EC)로 나눈다.

표 7에 비슷한 시기에 같은 더너더-필더팩 방법으로 측정 한 청주의 결과를 보였다 (Lee and Kang, 2001). 이를 보면 청주는 서울에 비해 극미세먼지 질량농도가 낮다. 그러나 황산염과 질산염 농도는 그다지 차이가 나지 않고, 암모늄이 차이를 보인다. 아마도 탄소 성분이 차이가 큰 것으로 보인다.

우리나라에서 탄소성분의 측정결과는 많지 않다. 표 8에 1994년 여름에 측정 한 OC와 EC 결과를 보였다. 두 성분 모두 극미세먼지에 대부분이 모여 있음을 알 수 있다. 이 결과를 표 6과 7의 다른 결과와 비교하면 EC 농도는 약간 감소하였고, OC 농도는 10여 년 동안 그다지 변화가 없음을 알 수 있다.

우리나라는 황사가 먼지의 농도와 조성에 영향을 미친다. Choi *et al.* (2001)은 1998년 봄에 황사가 서울의 에어로솔 농도와 조성에 미치는 영향을 관찰하였다. 일반적으로 황사가 발생하여 우리나라로 이동

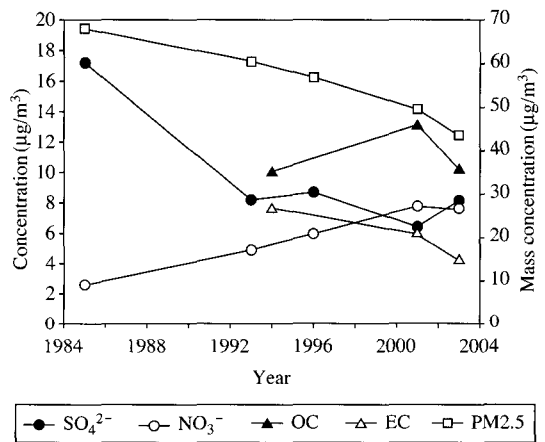


Fig. 6. Trend of chemical species in PM2.5 measured at Seoul.

하면, 토양성분 뿐 아니라 인위적으로 발생한 대기오염물질에서 기원한 황산염이나 질산염 농도도 같이 증가한다 (표 9). 그러나 단위 먼지 질량에 포함된 이들 성분의 농도는 표 10에서 보듯이 거의 변하지 않거나 낮아진다.

그림 6에 서울에서 측정 한 극미세먼지의 화학조성의 시간에 따른 변화를 보였다. 질량농도는 감소하고 있으며, 황산염은 1990년대 낮아진 이후 거의 일정하다. 한편 질산염은 계속 증가하는 것처럼 보인다. EC 농도는 떨어지고 있지만, OC 농도는 경향을 찾기 힘들다. 황산염의 농도가 줄어들고 질산염의 농도가 증가하는 데에는 두 가지 가능성이 있다.

첫째는 이들 물질을 생성하는 황산화물과 질소산화물의 배출량이 변화하여 이 같은 경향을 보일 수 있다. Park *et al.* (2004)은 제주도에서 관측한 총부유분진의 황산염과 질산염의 장기추이 (1992~2002년)

에서 비슷한 경향을 관측하였다. 그들은 그 같은 경향이 중국에서의 배출량 변화(황산화물 배출 감소와 질소산화물 배출 증가)로 설명하였다. 그러나 서울은 제주도와는 달리 극지적인 질소산화물 배출영향이 크다. 그림 2에서 보듯이 대기의 이산화질소 농도가 거의 변하지 않으면서 이산화질소의 광화학 반응 산물인 질산/질산염이 증가하기는 힘들다.

둘째는 황산염이 감소하면서, 황산염과 반응하였던 암모늄이 기체상의 질산과 반응하여 질산염으로 변화하는 양이 증가할 가능성이다. 그러나 이 가능성도 1990년대 이후 황산염의 농도가 크게 변하지 않은 것을 고려하면, 현상을 설명하기 힘들다. 아마도 이 두 가지 영향이 복합적으로 작용한 것으로 보이지만 확실하지 않다. 우리는 서울에서 먼지 이온 성분들이 어떻게 생성, 이동하는지 아직 잘 모르고 있다.

외국의 캐나다 14개 도심 지역에서 1984년부터 1993년 사이에 측정된 미세먼지(PM10)의 화학조성 중앙값 (median)은 황산염과 질산염은 각각 2.171, 0.509 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (시료 수 4527개), 암모늄은 0.461 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (시료 수 549개)이었다. 이들 값은 최근의 서울에서의 농도에 비해서도 매우 낮은 값이다. 한편 PM10/TSP와 PM2.5/PM10 질량농도비의 평균값은 각각 0.56과 0.51이었다(Brook *et al.*, 1997).

미국 캘리포니아 지역 로스앤젤레스 지역은 자동차에서 배출되는 오염물질이 광화학반응을 일으켜 생성되는 2차 오염물질인 오존과 극미세먼지 농도가 높은 것으로 잘 알려져 있다. Chritoforou *et al.* (2000) 이 1982년부터 1993년에 걸쳐 로스앤젤레스의 배경 농도지역, 도심지역, 풍하지역인 샌 니콜라스(San Nicolas) 제도, 시중심부(Central LA), 루비도(Rubidoux)의 극미세먼지의 질량농도와 중요 성분의 농도를 제시한 결과를 표 11에 보였다. 풍하지역으로 갈수록 이차오염물질이 수용성 이온 성분의 농도가 증가하는 것을 알 수 있다. 이와는 대조적으로 자동차에서 직접 배출되는 유기탄소와 원소탄소 성분은 도심지역이 제일 높거나 도심지역과 풍하지역의 농도가 비슷하다. 표 11을 보면, 도심지역은 극미세먼지 질량 농도의 60~70%가 1차 오염물질, 10~20%가 배경농도, 나머지가 2차 오염물질인 것으로 보인다. 이와는 대조적으로 풍하지역은 30~50%가 1차 오염물질, 30~50%가 2차 오염물질이며, 나머지가 배경농도인 것으로 보인다. 즉, 로스앤젤레스 지역이라

Table 11. Annual average fine particle concentration in Los Angeles Basin, USA (unit: $\mu\text{g}/\text{m}^3$) (Chritoforou *et al.*, 2000).

Site	Mass	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	OC	EC	Crustal
1982							
San Nicolas	6.8	2.3	0.9	0.8	2.4	0.3	0.9
Central LA	32.7	6.7	3.1	3.0	10.2	4.9	2.2
Rubidoux	42.1	5.9	10.5	5.1	7.3	3.0	3.0
1986							
San Nicolas	6.7	1.6	0.7	0.7	2.4	0.1	0.6
Central LA	36.8	5.3	5.4	3.3	15.6	3.9	2.5
Rubidoux	43.8	4.6	13.4	5.9	11.1	2.5	1.9
1993							
San Nicolas	7.7	2.1	0.4	0.3	2.2	0.1	0.4
Central LA	27.4	4.1	3.1	1.6	17.2	2.7	2.2
Rubidoux	37.6	3.8	9.7	3.3	13.6	1.5	2.8

Table 12. Average characteristics of PM2.5 and PM10 composition in San Joaquin valley, USA (unit: $\mu\text{g}/\text{m}^3$) (Chow *et al.*, 1996).

Site	Crows landing (rural site)	Academy (urban site)
PM2.5		
Mass	29.933	16.953
SO ₄ ²⁻	3.083	2.448
NO ₃ ⁻	0.797	0.350
NH ₄ ⁺	0.815	0.938
OC	7.397	5.945
EC	1.763	1.429
Al	1.390	0.631
PM10		
Mass	68.872	35.923
SO ₄ ²⁻	2.919	2.653
NO ₃ ⁻	1.790	0.991
NH ₄ ⁺	0.914	0.926
OC	8.892	8.578
EC	2.197	1.604
Al	6.972	2.218

도 도시 중심과 풍하 측의 구성이 달라지며, 이는 주로 광화학반응에 의한 2차 오염물질인 극미세먼지의 생성 정도에 달려 있다.

미국 캘리포니아 중부 샌호아킨밸리(San Joaquin valley)에서 1990년에 측정된 미세먼지와 극미세먼지의 질량 농도와 화학조성은 로스앤젤레스 지역과 다른 형태를 보인다(표 12). 이 지역의 미세먼지는 도심지역과 농촌 지역 모두 토양 성분의 농도(알루미늄, Al로 대표되는 성분)가 높았다. 이는 지역적인

배경농도로 보인다.

3. 먼지 농도에 영향을 미치는 변수

서울 대기에 있는 먼지는 여러 경로를 통해 생기거나 이동하고 있다. 이들 과정을 간략히 구분하면, (1) 서울 자체에서의 배출(이렇게 배출되는 먼지는 1차 오염물질이다), (2) 서울 대기에서 기체상 대기오염물질이 반응을 통해서 변환된 먼지(이렇게 생성되는 먼지는 2차 오염물질이다), (3) 외부로부터의 유입과, 외부로의 유출(이 때 들어오고, 나가는 먼지는 1차 오염물질과 2차 오염물질이 모두 포함된다), (4) 서울 대기에서의 제거이다(그림 7).

먼지의 농도를 줄이기 위해서는 이들 네 과정이 서울 대기의 먼지 농도에 미치는 영향의 상대적 기여도를 정확히 파악하여야만 한다. 도쿄, 로스앤젤레

스, 산호아킨밸리의 예에서 보듯이, 배출이 중요한 경우와(도쿄), 배출과 반응에 의한 생성이 중요한 경우(로스앤젤레스), 배출과 외부에서의 유입이 중요한 경우(산호아킨밸리)는 먼지 저감대책이 각기 다를 수밖에 없다.

3.1 배출

배출은 먼지가 그 자체로서 발생하는 과정이다. 이 과정이 자연적이면(산불이나 황사 등) 자연적 배출원이라 하며, 사람이 발생시키면(석탄 연소나 경유자동차 운행 등) 인위적 배출원이라 한다. 우리나라는 ‘대기정책지원 시스템 구축사업 (Clean Air Policy Support System, CAPSS)’를 통해 대기오염물질의 배출량을 계산하고 있다. 표 13에 우리나라에서 배출되는 총부유분진(TSP)과 미세먼지(PM10)의 배출량 추이와 분야별 배출량 자료를 보였다(환경부, 2005a).

두 크기의 먼지 모두 이동오염원, 특히 도로이동오염원에서 배출되는 양이 가장 많다. 서울시에서는 도로이동오염원의 기여도가 특히 높아, 2002년 전체 미세먼지 배출량 4,725톤 가운데 도로이동오염원에서 3,485톤(약 74%)이 배출되었다(환경부, 2005a). 자동차에서 휘발유 승용차나 LPG 승용차는 현재 계산방법으로는 미세먼지를 배출하지 않는 것으로 되어 있어, 미세먼지는 주로 경유 자동차에서 배출되는 것으로 계산되어 있다. 현재 정부의 서울, 수도권에서의 먼지대책이 주로 교통 분야, 그 가운데에서도 경유 자동차에 집중되어 있는 것은 이런 배출량 자료에 바탕을 두었기 때문이다.

표 13의 배출량 자료는 비산먼지를 고려하지 않은 값이다. 비산먼지는 일정한 배출구 없이 대기 중에

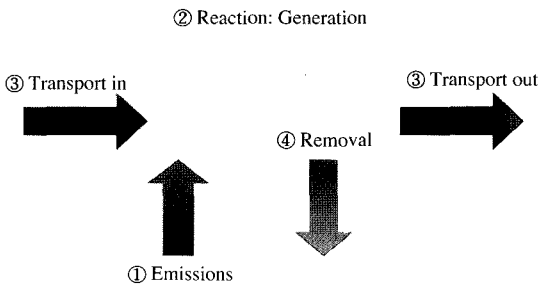


Fig. 7. Schematic diagram of the processes that affect the concentration of aerosol in the air at Seoul.

Table 13. Anthropogenic emissions of TSP and PM10 in Korea (unit: ton) (환경부, 2005a).

Pollutant	Year	Total	Energy industry combustion	Non-industry combustion	Industry combustion	Production process	On-road mobile sources	Off-road mobile sources	Waste treatment
TSP	2000	89,424	9,615	3,994	20,282	20,451	26,028	8,769	285
	2001	91,597	10,596	4,333	25,033	14,702	27,935	8,665	333
	2002	89,019	7,623	4,106	22,020	15,161	29,914	9,800	395
	2003	90,643	7,963	4,182	22,054	15,466	30,363	10,199	416
PM10	2000	67,515	6,594	2,593	13,522	10,993	26,028	7,732	54
	2001	69,881	7,263	2,806	16,701	7,438	27,935	7,630	63
	2002	68,890	5,196	2,672	14,710	7,644	29,915	8,679	75
	2003	70,120	5,433	2,724	14,780	7,707	30,363	9,033	79

직접 배출되는 먼지다. 김현구 등(2004)은 국내외 여러 자료를 검토하여 비산먼지 배출량 산출법을 확립하여, 국내 배출량을 계산하였다. 그 결과 2001년 기준으로 서울의 비산먼지 배출량은 16,167톤으로 환경부에서 제시한 총 먼지 배출량 9,936톤보다도 훨씬 큰 값이었다. 이 가운데 포장도로에서 배출되는 비산먼지가 13,476톤으로 전체 비산먼지의 83%였다. 비산먼지 배출은 현재 서울에서의 에어로졸 농도 저감을 위한 정책수립에서 큰 어려움의 하나이다. 즉, 다른 부분에서의 먼지 배출을 줄이면 비산먼지 배출도 그에 따라 줄 것인가 하는 것이 문제이다.

배출량은 그림 7에 제시된 먼지 농도를 결정하는 과정 가운데에서 정책적으로 관리가 가장 쉬운 분야이다. 배출량 관리가 먼지 농도 저감에 효과가 있더라도, 배출량이 전체 먼지 농도를 결정하는 주요 과정이어야 한다. 일반적으로 대도시는 국지적인 배출이 비도심 지역에 비해 월등하게 많아, 배출량 관리가 효과적인 경우가 많다. 실제로 표 7~9에서 보듯이 전체 먼지 질량농도에서 2차 먼지를 뺀 1차 먼지의 농도가 아직도 높아(먼지 농도에서 2차 먼지인 이온 성분과 OC 성분을 뺀 농도, 주로 탄소 성분과 토양 성분으로 보인다), 배출 저감에 따른 미세먼지 농도 저감 효과가 상당할 것으로 보인다. 그러나 우리나라는 다음 절들에서 나오듯이 중국으로부터의 대기오염물질 장거리이동 영향과 광화학반응에 의한 2차 먼지 생성에 의한 영향도 크다고 알려져 있어, 배출량 관리만으로 먼지 농도가 크게 줄어들 수 있는지를 확인하여야만 할 것이다.

자동차에 의한 오염물질 배출 변화 특성을 확인할 수 있는 사례가 자동차 2부제이다. 김철희 등(2005)은 2002년 여름 월드컵 기간에 서울에서 시행된 자동차 2부제에 의한 대기오염 변화 추이를 검토하였다. 이들은 2000~2002년 여름철에 자동차 2부제가 시행된 날들과 기상조건이 비슷한 날들을 군집분석을 통하여 선정하였다. 그 결과 2부제를 실시한 결과로 SO_2 , NO_2 , PM_{10} 농도는 감소하였고, O_3 은 낮에는 감소, 밤에는 증가 경향을 보였다. 이는 NO_2 농도 감소에 따른 영향으로 보인다(박주연과 김용표, 2002). 한편 PM_{10} 농도의 배출량 저감에 의한 감소효과는 SO_2 , NO_2 보다 낮았다. 이는 자동차 운행대수 감소에 따른 차속 증가로 인해 비산먼지 발생량이 증가하여, 자동차 배출량 저감 효과가 상대적으로 낮게 나타났

기 때문으로 보인다.

Lee *et al.* (2005)은 부산 아시안게임 동안 승용차 2부제가 시행되었던 2002년 9월 29일~10월 14일 사이의 부산시의 대기오염 측정망 자료를 아시안게임 전후기간과 비교하였다. 그 결과 승용차 2부제 기간 동안 오존을 제외한 SO_2 , NO_2 , PM_{10} , CO의 농도가 평상시에 비해 높음을 관찰하였다. Lee *et al.* (2005)은 주원인을 그 기간 동안 상대적으로 낮은 혼합고도 풍속에 의한 대기 확산계수의 저하로 보았다.

3.2 이차 먼지: 반응에 의한 생성

먼지로 배출되지는 않지만 그림 3에서 보인 것처럼 대기에서 광화학반응을 통해 기체 성분이 먼지로 변환할 수 있다. 이렇게 생성된 먼지를 2차 먼지라 한다. 먼지 성분에서 황산염, 질산염, 암모늄 등은 대표적 2차 먼지 성분이다. 유기탄소(OC)에서도 상당 부분이 2차 먼지 성분으로 알려져 있다. 우리나라의 경우 아직 조사된 기준이 없으나, 미국에서는 OC/EC 비가 2를 넘는 OC 부분, 또는 측정 기간의 OC/EC 비의 최소값에 해당하는 비를 넘는 OC 부분을 광화학반응에 의해 생성된 2차 먼지 성분으로 계산한다(Kim *et al.*, 1999).

서울 대기에서 생성된 2차 먼지의 기여도를 측정 위해 정량화하기 위해서는 (1) 서울 대기에 있는 2차 먼지의 농도를 정량화 한 후, (2) 그 가운데에서 외부에서 유입된 양을 빼주면 된다. 그러나 현실적으로는 서울 대기에서 생성된 2차 먼지와, 외부에서 유입된 2차 먼지를 구분하기 매우 힘들다.

예를 들어 2.2.3절에서 제시한 서울에서의 극미세 먼지 화학조성 측정결과에서 2차 먼지 성분의 농도를 계산해보자. 표 6에서 연평균으로는 OC/EC 비가 2 이상이므로, OC의 일부분은 2차 먼지로 보인다. 한편 표 8에 보고된 OC/EC 비는 2 이하이다. 따라서 표 6에서 황산염, 질산염, 암모늄, OC/EC 비가 2를 넘는 OC 부분을 계산하면, 극미세먼지 질량농도에서 2차 먼지의 질량농도 비는 표 14와 같다. 즉, 2차 먼

Table 14. Fraction of secondary $PM_{2.5}$ concentration shown in Table 6.

Period	Mass	Secondary particle fraction
1996/1997	56.9	>0.33 (no OC data)
2001/2002	49.6	0.39
2003/2005	43.64	0.53

지는 전체 극미세먼지 질량농도의 40~55% 정도를 차지하는 것으로 보인다. 이 결과의 문제점은 2차 먼지로서 장거리이동에 의한 것과, 서울에서 배출된 1차 오염물질에 의해 생성된 국지적 배출에 의한 2차 먼지를 구분할 수 없다는 것이다.

외부 유입과 지역 내 생성에 의한 2차 먼지를 구분하기 위해서는 모델링이 필수적이다. 현재 세 종류의 모델이 사용되고 있다. 상자모델(box model), 수용모델(receptor model), 3차원 대기 화학이동모델(3-dimensional chemical transport model, CTM)이다.

상자모델은 그림 7처럼 서울 상공의 대기를 일정한 부피의 상자라고 생각하고, 이 상자 안에서의 오염물질의 배출, 반응에 의한 생성, 제거과정을 모사하는 것이다. 상자모델은 기상조건이나 배출특성들의 모델 입력 자료가 잘 준비되어 있지 않아 3차원 화학이동모델을 사용하기 힘든 경우, 또는 화학이동모델을 사용하기 전에 그 지역의 특성을 예비 조사할 경우에 널리 쓰인다. 그렇지만 상자모델로도 그 지역의 특성을 이해할 수 있으므로, 3차원 화학이동모델에 비해 열등한 모델이라고 할 수는 없다. 상자모델의 한 예로 특정 공기피의 이동에 따른 그 공기피에서의 화학현상을 모델링하는 경우가 있다. 이를 라그랑지안 모델(Lagrangian model)이라 하며, 대기오염물질의 장거리이동을 연구하는데 널리 쓰인다.

3차원 화학이동모델은 대상 지역을 여러 개의 상자라고 나누어 각 상자(격자라고도 함)에서의 오염물질의 여러 변환 과정을 모사하는 것이다. 여러 종류의 모델 가운데 가장 많은 정보를 제공할 수 있는 모델이다. 그러나 이 모델을 사용하기 위해서는 배출, 기상 등의 다양하고, 광범위한 입력자료가 필요하다.

3차원 화학이동모델은 대상 지역 전체에서 대기오염물질 농도의 변화를 계산한다. 이와는 달리 수용모델은 어떤 특정 오염위치(수용체)에서의 대기오염물질의 농도를 결정하는 요인들(예를 들어 어떤 특정 배출원의 상대적 중요도)을 정확화한다.

상자모델이나 3차원 화학이동모델은 배출원의 변화에 따른 농도 변화를 예측하는 등의 정책 시나리오 계산이 가능한 반면, 수용모델은 현재 특정지역의 대기 먼지에 의한 오염도에 어떤 요인들이 얼마나 기여하고 있는지를 3차원 화학이동모델에 비해 간편하게 정량화 할 수 있다. 수용모델은 Henry *et al.* (1984)에 잘 정리되어 있다.

한 예로 미국 산호아킨밸리에서는 배출되는 질소산화물(기체) 1톤이 질산암모늄(먼지) 몇 톤에 해당하는지를 계산하여 배출 저감 대책을 수립하는데 참고하고 있다(Stockwell *et al.*, 2000). Lee *et al.* (2006)은 대기화학/평형모델이 결합된 상자모델을 이용하여 서울에서의 이온성 이차 먼지 농도를 줄이기 위한 배출량 민감도 분석을 수행하였다. 그 결과 이온성 2차 먼지 농도를 줄이기 위해서는 질소산화물 배출을 늘리고, 휘발성유기화합물(VOC) 배출을 줄여야 하는 것으로 나타났다. 이는 질소산화물의 배출이 매우 많은 지역에서 나타나는 현상으로 질소산화물 배출을 줄이면 오존 농도가 증가하는 현상과 비슷하다(박주연과 김용표, 2002). 즉, 반응에 의해서 생성되는 2차 먼지를 줄이기 위해서는 서울의 배출/반응 특성을 정확히 이해하고, 그에 따른 적절한 저감 대책을 수립하여야 할 것이다.

3.3 외부 영향: 장거리이동

우리나라는 여러 종류의 대기오염물질을 대량 배출하는 중국의 풍하측에 위치하고 있어, 대기오염물질의 장거리이동 현상은 우리나라의 대기환경에 큰 영향을 미칠 수 있다(김용표, 1999). 그림 8은 중국, 우리나라, 일본의 화석연료 종류별 사용량의 변화추이를 보인 것이다. 중국은 우리나라에 비해 막대한 양의 화석연료를 쓰고 있다. 특히, 대기오염물질의 배출이 상대적으로 많은 석탄의 소비량이 막대하다.

국내외에서 대기오염물질의 장거리이동과 침적에 따른 영향에 대해 여러 연구가 진행되어 왔다. 측정은 1980년대 후반에 우리나라 청정지역인 태안군 파도리(최만식 등, 1989), 강화도에서 먼지 화학 조성을 측정하였다. 그 후 1990년대 중반부터 제주도 고산 등 우리나라 배경농도 지역에서 먼지 크기별 화학 조성을 체계적으로 측정하였다(Park *et al.*, 2004).

현재 우리나라의 국가배경대기 측정망인 제주도 고산, 강화도 석모리, 태안군 파도리 측정소의 1999~2001년 사이의 미세먼지 평균농도는 각각 32, 59, 63 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 이다. 그러나 강화도 측정소는 수도권 영향을 상당히 받는 것으로 연구 결과가 제시되어, 강화도의 미세먼지 농도 전체가 수도권 외부에서의 영향에 의한 것으로 판단할 수 없다. 한편, 파도리 측정소도 주위의 석탄 화력발전소와 해륙풍을 고려하면, 국지적인 영향이 상당히 있을 것으로 보인다.

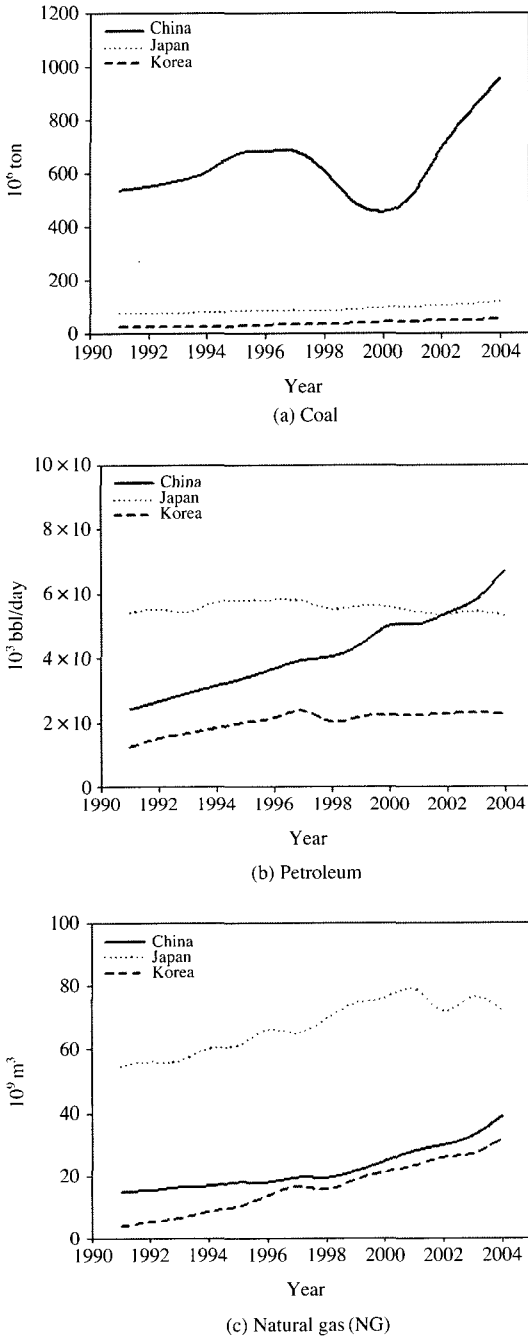


Fig. 8. Trend of fossil fuel usage in China, Japan, and Korea (BP, 2005).

고산 측정소의 경우 제주도의 영향을 어느 정도 받고 있으며, 측정소 주위의 해염영향도 받을 것으로

예상되나 다른 측정소에 비해서는 국지적 영향이 작을 것으로 예상된다. 고산의 미세먼지에서의 해염영향을 화학조성을 기준으로 정량화하면 약 1~3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 그다지 크지 않을 것으로 보인다. 제주도 국지적인 영향은 현재로는 정확하지 않으며, 이에 대한 추가 연구가 필요하다. 따라서 고산측정소에서 관측한 평균 미세먼지 농도 가운데 장거리이동에 의한 농도는 25~30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 보인다. 이를 '수도권 대기환경관리 기본계획' 기준년도인 2001년 서울시 연평균 미세먼지 농도 71 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 과 비교하면 35~40% 정도이다.

그러나 측정에 의해 외부 이동 영향을 정량화하는 것은, 화학 성분별로 다른 이동 기여율을 구분하기 힘들고, 배출량 변화 등의 여건 변화를 예측할 수 없다. 따라서 외부 이동 영향을 정량화하기 위해서는 지역규모의 3차원 화학이동모델이나 이동 상자모델(Lagrangian box model) 사용이 필요하다. 상자모델이나 수용모델은 외부유입량의 민감도분석을 통해서나(상자모델), 외부유입 인자를 설정하여(수용모델) 외부 유입 정도를 계산할 수는 있으나, 일반화하기는 힘들다.

지역규모의 3차원 화학이동모델(STEM II, CADM, UAM, CMAQ 등)을 이용하거나 이동 상자모델(RAINS-Asia) 등을 이용하여 대기오염물질의 장거리 이동, 침적을 모사한 연구가 1990년대 중반부터 진행되고 있다. 모델 결과는 사례에 따라 상당히 다른데, 황화합물의 경우 외부 영향은 전식 침적은 14~20%, 습식 침적은 30~40% 정도였다(이화여자대학교, 2002). 국립환경연구원(2005)에서 2002년 3월과 7월에 대해 CADM을 적용하여 황과 질소산화물(황산염과 질산염) 침적을 연구하였다. 중국의 영향이 2002년 3월에는 황은 30%, 질소는 60% 정도였고, 2002년 7월에는 황은 20%, 질소는 30%를 넘는 것으로 예측되었다. 그러나 보다 신뢰성 있는 결과를 얻기 위해서는, 장기간(2~3년 이상)에 대한 모사를 수행하여야 할 것이다.

한 가지 우리가 확인하지 못한 것은 북한으로부터의 영향이다. 신뢰성 있는 북한의 대기오염물질 배출이나 농도 자료가 많지 않아 정량적인 평가는 힘들지만, 북한으로부터의 1차 오염물질의 배출은 상당할 것으로 보인다. 예를 들어 국제에너지기구(IEA, 2006)에 의하면 북한의 생체 연료(biomass) 사용량

Table 15. Results of average mass contribution obtained from multiple regression analyses for the 22 ambient samples collected in Sungdong-Gu, Seoul using the TTFA method (unit: %) (유정석 등, 1995).

Sampling periods	PM10 size	Soil source	Ferrous related source	Oil burning source	Vehicle related source	Metal related source	Cement related source
Day	Fine	12.5	13.66	45.14	28.7	-	-
Day	Coarse	42.82	-	33.26	-	13.9	10.02
Night	Fine	11.11	18.67	54	16.22	-	-
Night	Coarse	45.48	-	34.89	-	19.32	0.31

은 우리나라의 3배 정도이며, 석탄 사용량도 우리나라보다 많다. 따라서 이에 대한 연구가 필요하다.

3.4 기여도 계산 결과

서울 대기의 미세먼지 농도를 줄이기 위해서는 그림 7에 나타난 농도를 증가시키는 세 요소(배출, 이동, 생성)의 상대적 기여도를 이해하여야만 한다. 예를 들어 미국 로스앤젤레스 지역은 표 11에서 보듯이 외부에서의 이동은 매우 작고, 도심에서는 주로 자동차에 의한 1차 오염물질이, 풍하지역에서는 2차 오염물질이 먼지 농도에 크게 기여한다. 또한 일본 도쿄는 직접 배출되는 1차 오염물질이 큰 기여를 하여, 그림 5에서 보듯이 자동차와 소각로에서 배출되는 1차 오염물질을 제어하여 10여년 만에 미세먼지 농도의 40% 정도를 저감하였다. 서울은 앞에서 살펴 보았듯이 배출과 함께 외부로부터의 이동과 생성이 큰 비중을 차지할 것으로 보여, 이들의 기여도를 파악하는 것이 먼지 농도 저감대책 수립에 필수적이다.

이들 요소의 상대적인 기여도를 계산하는 이상적인 방법은 앞서서도 설명한 지역규모 3차원 화학이동모델을 사용하는 것이다. 지역규모 (regional)란 아시아 또는 동북아시아 지역을 대상으로 모사하는 것을 의미하며, 중국 등의 외부에서 우리나라 또는 서울로 이동하는 오염물질의 농도와 조성을 계산할 수 있다. 그러나 이 방법은 방대한 입력 자료를 필요로 하며, 계산용량의 제한 등으로 사용이 제한적이었다. 최근 이들 3차원 화학모델을 사용한 연구가 활발하게 진행되고 있어 곧 우리가 기대하는 정도의 정확도 결과가 나올 것으로 보인다.

수용모델은 서울에서 측정 자료로부터 주요 기여요인들의 상대적인 기여도를 계산하는 데 널리 쓰이고 있다. 이 방법은 주로 1차 먼지와 2차 먼지의 주요 기여 요인을 파악하는데 사용되고 있다.

유정석 등(1995)은 1993년 서울시 한양대학교에

Table 16. Average PM2.5 source contribution estimates from the measurement in 2001 using the CMB model (unit: %) (이학성 등, 2005).

Source type	Spring (04/09 ~ 05/12)	Fall (10/12 ~ 11/22)
Soil	7.1	0.3
Road dust	3.4	0.0
Gasoline vehicles	1.4	5.1
Diesel vehicles	14.7	21.8
Municipal incinerator	0.5	3.2
Point	0.4	0.0
Biomass burning	15.5	31.1
Marine aerosol	1.6	0.2
(NH ₄) ₂ SO ₄	13.4	9.1
NH ₄ NO ₃	8.9	13.9
Coal-fired power plant	1.4	4.6
Chinese aerosol	31.7	10.7

서 측정된 극미세먼지와 조대입자(2.5 ~ 10 μm)의 원소 성분과 PAH 성분 농도를 바탕으로 수용모델의 하나인 TTFA (target transformation factor analysis)를 사용하여 주요 기여원을 계산하였다. 표 15에 보듯이 토양과 석유 연소가 크게 기여하고 있으며, 자동차 관련 기여율은 극미세먼지에만 20 ~ 30% 정도로 나타났다.

이학성 등(2005)은 2001년 봄과 가을에 건국대학교에서 디누더-필터팩 방법으로 측정된 극미세먼지의 화학조성(이온, 원소, 탄소성분)을 바탕으로 수용모델의 하나인 화학질량 수지모델 (Chemical mass balance model, CMB)을 사용하여, 주요 기여원을 밝혔다(표 16). 이 결과는 휘발유 자동차의 기여율이 낮고, 경유 자동차의 기여율이 상대적으로 높았다. 이 결과에서 특이한 것은 중국에서 이동한 먼지를 별도로 고려한 것이다, 봄에는 1/3 정도, 가을에는 10% 정도가 중국에서 이동한 것으로 나타났다. 그러나 이와 같은 중국기원 먼지의 성분비를 지정한 것은 저자들도 지적하였듯이 적지 않은 오차를 일으킬 것으로

보인다.

백도명 등(서울대학교, 2005)은 2002년~2005년에 측정된 극미세먼지의 이온, 원소, 탄소 성분 농도를 바탕으로 역시 수용모델의 하나인 PMF (positive matrix factorization) 모델을 적용하여 기여도를 산출하였다(표 17). 이학성 등(2005)의 결과에 비해 경유 자동차의 비중이 낮은 것이 특징이다. 표 18에는 한국대기환경학회에서 서울 전농동과 인천 용현동에서 측정된 결과를 바탕으로 미세먼지와 극미세먼지에 대해 PMF 모델을 적용하여 기여도를 산출한 결과이다. 토양과 연소관련 기여율이 높게 나온 것이 특징이다.

Table 17. Average PM2.5 source contribution estimates from the measurement between 2003 and 2005 using the PMF model (unit: %) (서울대학교, 2005).

Source	%
Smog event aerosol	19.2
Secondary sulfate (summer)	16.3
Secondary sulfate (winter)	7.5
Gasoline	13
Secondary nitrate	11.5
Sea salt	11.5
Diesel	1.4
Biomass	6.5
Yellow-sand event/soil	6.7

표 16~18에 제시된 2000년 이후 측정을 바탕으로 극미세먼지에 대해 적용한 수용모델 결과는 서로 다른 인자 이름을 사용하고 있고, 값들이 다르다. 그러나 이 결과들은 서로 비슷한 점들이 있다. 우선 자동차(휘발유와 경유 자동차) 영향이 15~25% 정도로 나타나고 있다. 또한 2차 먼지(황산염, 질산염, 또는 스모그)의 기여율이 30~40% 정도이다. 이학성 등(2005)은 2차 먼지가((NH₄)₂SO₄와 NH₄NO₃) 20%를 약간 넘는 것처럼 보이나, 중국 기원 에어로솔에 2차 먼지가 포함되어 있으므로, 전체적으로는 30% 정도이다. 그리고 도시 쓰레기 소각이나 생체 소각(biomass burning) 등의 규제(제어)되지 않은 소각 활동에 의한 기여율이 20% 정도나 그 이상으로 나타나고 있다. 백도명 등(서울대학교, 2005)의 결과에는 생체 소각 영향이 6.5% 정도로 나타났다. 그러나 이들의 결과는 전체 관측한 질량의 77(겨울)~86(여름)%만을 설명하여 아직 기원을 찾지 못한 질량이 상당히 있고, 생체 소각이 봄, 가을에 많은 것을 고려하면 생체 소각 관련 기여율이 과소평가되었을 가능성이 있다. 여기서 주의할 것은 CMB 모델은 각 기여원의 조성비율을 실제 측정에 의해 구하는 반면, PMF 모델에서는 각 기여원의 조성비율도 모델에서 계산한다는 점이다. 따라서 PMF 모델에서 해염(sea salt) 기여원이라고 할 때에는 해염으로 추정되는 기여원이라는 의미이다.

Table 18. Average source contribution estimates from the measurement in Seoul and Incheon using the PMF model (한국대기환경학회, 2006a).

Source	PM10				PM2.5			
	Seoul		Incheon		Seoul		Incheon	
	µg/m ³	%	µg/m ³	%	µg/m ³	%	µg/m ³	%
Coal related	-	-	1.60	1.75	-	-	1.60	3.14
Oil related	2.05	2.64	7.84	8.61	2.05	5.40	7.84	15.44
Waste burning	5.67	7.19	16.69	18.33	5.67	14.96	4.71	9.27
Vehicle (Diesel)	4.82	6.33	8.79	9.65	4.03	10.64	8.79	17.30
Vehicle (Gasoline)	4.25	5.48	4.30	4.72	3.33	8.79	4.30	8.46
Sea salt	2.95	3.80	2.09	2.30	-	-	-	-
Soil related	27.87	35.90	24.50	26.90	6.31	16.64	7.40	14.56
Fe_Zn related	9.18	11.82	3.35	3.68	4.03	10.63	-	-
			0.19	0.21			-	-
Sulfate	5.85	7.54	7.04	7.74	5.85	15.43	7.04	13.87
Nitrate	6.13	7.90	8.72	9.58	6.13	16.17	8.72	17.17
Secondary aerosol	7.54	9.71	2.92	3.21	-	-	-	-
Unknown	1.32	1.70	3.03	3.33	0.51	1.33	0.40	0.79
Total	77.63	100.00	91.06	100.00	37.91	100.00	50.80	100.00

Table 19. Average seasonal source contribution for PM-10 using the PMF model in Suwon area (황인조와 김동술, 2003).

Season (No. of sample)		Spring (55)	Summer (30)	Fall (26)	Winter (17)
Field burning	μg/m ³	12.2	5.4	3.2	20.3
	%	10.6	9.7	4.3	21.8
Waste incineration	μg/m ³	10.1	4.2	15.8	14.2
	%	8.8	7.6	21.2	15.2
Secondary aerosol	μg/m ³	22.1	23.8	15.7	23.7
	%	19.2	42.6	21.0	25.4
Aged sea salt	μg/m ³	0.2	0.1	0.1	0.08
	%	0.2	0.2	0.1	0.1
Soil related	μg/m ³	30.3	2.1	2.8	7.2
	%	26.3	3.7	3.7	7.7
Fossil fuel combination	μg/m ³	6.9	7.3	20.1	7.8
	%	6.0	13.0	26.9	8.4
Secondary sulfate	μg/m ³	4.8	6.9	3.3	2.0
	%	4.2	12.4	4.4	2.2
Nonferrous metal	μg/m ³	0.5	0.1	0.1	0.3
	%	0.5	0.2	0.2	0.4
Industry related	μg/m ³	12.6	2.7	3.8	4.8
	%	10.9	4.8	5.1	5.1
Motor vehicle	μg/m ³	8.8	3.2	7.7	7.5
	%	7.7	5.7	10.3	8.1
Oil, coal combustion	μg/m ³	6.5	0.04	2.1	5.4
	%	5.7	0.1	2.8	5.8
Total Mass	μg/m ³	115.0	55.8	74.7	93.3

생체 소각은 중국에서도 중요한 먼지 배출원이기도 하지만(Duan *et al.*, 2004), 우리나라에서도 쓰레기 노천 소각과 같이 중요한 먼지 배출원으로 보인다(Bae *et al.*, 2002). 우리나라의 전체적인 먼지 농도를 줄이기 위해서는 생체 소각, 노천 소각 등의 분야에 대한 대책이 중요할 것으로 보인다.

황인조와 김동술(2003)은 수원에서 1999년 3월부터 2001년 12월까지 3년간 측정된 미세먼지 자료를 바탕으로 PMF 모델을 적용하였다(표 19). 이 결과는 서울에서의 결과와 비슷하다.

4. 요약

2003년 12월 ‘수도권 대기환경 개선에 관한 특별법’이 국회를 통과하면서, 서울을 포함한 수도권 대기에서 미세먼지 농도를 저감하는 것을 주요 목표로 하는 ‘수도권 대기환경관리 기본계획’이 수립되었다. 효과적인 미세먼지 저감 대책을 수립하기 위해서는

정확한 추이와 현황, 그리고 주요 기여원을 알아야만 한다. 이 연구에서는 2006년 9월까지 국내외 학술지와 학술대회 등에서 발표된 연구 결과를 종합적으로 검토 분석하여 서울 대기의 미세먼지에 대해 (1) 변화 추이를 파악하고, (2) 농도에 영향을 미치는 주요 변수는 무엇인지를 찾고자 하였다.

아황산가스, 미세먼지 등의 대기환경기준물질 농도와 체감 대기오염의 지표인 시정의 지난 20여 년간의 변화를 검토한 결과 서울의 대기환경은 1990년 이후 개선되고 있음을 알았다. 그러나 서울의 미세먼지 관련 대기환경은 아직 우리나라 다른 대도시나 외국의 대도시에 비해 미세먼지 질량 농도나, 시정, 먼지의 화학조성 등 여러 면에서 나쁘다.

서울 대기의 미세먼지 농도에 영향을 미치는 주요 인자는 자체에서의 배출, 반응에 의한 생성, 외부로부터의 유입 세 가지이다. 현재의 측정 자료는 서울 대기의 미세먼지의 화학조성의 추이를 이해하기에 충분하지 않아, 외부로부터의 장거리이동과 반응에 의한 생성을 구분하기 힘들다. 그럼에도 불구하고, 측정 자료와 모사 결과를 종합하면 서울의 경우에는 배출과 외부로부터의 유입만큼이나 반응에 의한 생성의 영향이 큰 것으로 나타났다. 이는 서울의 미세먼지 농도를 줄이기 위해서는 직접 배출을 줄이는 것도 중요하지만, 광화학반응에 의한 생성과 외부에서의 유입을 줄이는 것도 중요함을 의미한다.

보다 효과적인 미세먼지 저감대책을 수립하기 위해서는 시공간적으로 대표성 있는 미세먼지 성분 분석 결과가 필요함을 다시 한 번 확인하였다.

감사의 글

이 논문은 과학재단의 국가지정연구실(과제번호 2006-0213) 과제와 국립환경과학원의 수도권지역 미세먼지 오염현상 해석 및 장래 예측 과제의 지원으로 작성되었습니다.

참고 문헌

강충민(2003) Characteristics of the fine particles and source apportionments using the CMB model in Seoul

- area, Ph D. thesis, Konkuk University, 서울.
- 국립환경연구원 (2005) 동북아대기오염 감시체계구축 및 환경정보전력사업 (VI), 발간등록번호 11-1480523-000030-10, 서울.
- 김용표 (1999) 동북아시아지역 대기오염 현황: 중국을 중심으로, 한국대기환경학회지, 15(2), 211-217.
- 김철희, 박일수, 이석조, 김정수, 홍유덕, 한진석, 진형아 (2005) 하층대기의 연직 안정도 지표를 이용한 차량 2부제의 수도권 대기오염도 저감 효과분석, 한국대기환경학회지, 21(2), 243-257.
- 김현구, 정용원, 홍지형 (2004) 전국 시도별 비산먼지 배출량 산정 (2001년도), 한국대기환경학회지, 20(2), 263-276.
- 박주연, 김용표 (2002) 서울시에서의 최적 오존 저감 대책: OZIPR을 이용한 사례 연구, 한국대기환경학회지, 18(2), 427-433.
- 백남준, 김태오, 김용표, 문길주 (1994a), 시정장애현상 원인과 그 규명방법: 수도권 지역의 시정장애현상 연구를 위하여, 한국대기보전학회지, 10(1), 1-23.
- 백남준, 김태오, 김성주, 김용표, 문길주 (1994b) 서울시의 1993년 가을철 시정 및 입자 특성 측정 및 분석, 한국대기보전학회지, 10(1), 32-40.
- 산업자원부 (2004) 지역에너지통계연보, 서울.
- 서울대학교 (2005) 환경오염질환 모니터링을 통한 위해성 관리방안 구축에 관한 연구, 환경부.
- 손동현, 허문영 (1986) 도시대기중 부유입자상물질, 연화물, 질산염 및 황산염의 농도와 입경분포, 한국대기보전학회지, 2(3), 27-33.
- 유정석, 김동술, 김윤신 (1995) 서울시 PM-10 오염원의 정량적 기여도 추정, 한국대기보전학회지, 11(3), 279-290.
- 이민희, 한의정, 원양수 (1986) 황사현상이 우리나라에 미치는 영향, 한국대기보전학회지, 2(3), 34-44.
- 이학성, 강충민, 강병욱, 이상권, (2005) 수용모델을 이용한 서울지역 미세먼지(PM2.5)에 영향을 미치는 배출원 특성에 관한 연구, 한국대기환경학회지, 21(3), 329-341.
- 이화여자대학교 (2002) 대도시 대기질 및 수문 개선대책에 관한 연구, 서울.
- 최만식, 조성록, 이동수 (1989) 서해안 대기 분진의 화학 조성 및 기원에 대한 연구 (1), 한국대기보전학회지, 5(2), 72-83.
- 한국대기환경학회 (2006a) 대도시 대기질 관리방안 조사연구 Workshop (미세먼지분야), 서울.
- 한국대기환경학회 (2006b) 대도시 대기질 관리방안 조사연구 (V): 광화학 대기오염 생성과정 규명과 저감대책 수립, 서울.
- 환경부 (2005a) 환경백서 2005, 서울.
- 환경부 (2005b) 수도권 대기환경관리 기본계획, 서울.
- 황인조, 김동술 (2003) PMF모델을 이용한 대기 중 PM-10 오염원의 확인, 한국대기환경학회지, 19(6), 701-717.
- Bae, S.Y., S.M. Yi, and Y.P. Kim (2002) Temporal and spatial variations of the particle size distribution and their dry deposition fluxes in Korea, Atmos. Environ., 36, 5491-5500.
- Baik, N.J., J.H. Lee, Y.P. Kim, K.C. Moon, and Y.I. Joe (1995) Trend of visibility impairment caused by smog phenomenon in Seoul, Korean J. of Chem. Eng., 12, 300-305.
- BP (2005) Statistical review of world energy 2005 (available at <http://www.bp.com/downloads.do?categoryId=9003093&contentId=7005944>).
- Brook, J.R., T.F. Dann, and R.T. Burnett (1997) The relationship among TSP, PM10, PM2.5, and inorganic constituents of atmospheric particulate matter at multiple Canadian locations, J. AWMA, 47, 2-19.
- Choi, J.C., M.H. Lee, J.Y. Kim, S.N. Oh, and Y.S. Chun (2001) Chemical composition and source signature of spring aerosol in Seoul, Korea, J. Geophys. Res., 106(D16), 18067-18074.
- Chow, J.C., J.G. Watson, Z. Lu, D.H. Lowenthal, C.A. Frazier, P.A. Solomon, R.H. Thuillier, and K. Magliano (1996) Descriptive analysis of PM2.5 and PM10 at regionally representative locations during SJVAQS/AUSPEX, Atmos. Environ., 30, 2079-2112.
- Christoforou, C.S., L.G. Salmon, M.P. Hannigan, P.A. Solomon, and G.R. Cass (2000) Trends in fine particle concentration and chemical composition in Southern California, J. AWMA, 50, 43-53.
- 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.
- Ghim, Y.S., K.C. Moon, S.H. Lee, and Y.P. Kim (2005) Visibility trend in Korea during the past two decades, J. AWMA, 55, 73-82.
- Henry, R.C., C.W. Lewis, P.K. Hopke, and H.J. Williamson (1984) Review of receptor model fundamentals, Atmos. Environ. 18, 1507-1515.
- IEA, International Energy Agency, 2006. Energy statistics (available at <http://www.iea.org/Textbase/stats/index.asp>).
- Kim, Y.P., K.-C. Moon, J.H. Lee, and N.J. Baik (1999) Concentrations of carbonaceous species in particles at Seoul and Cheju in Korea, Atmos. Environ., 33,

- 2751-2758.
- Lee, B.K., N.-Y. Jun, and H. Kim Lee (2005) Analysis of impacts on urban air quality by restricting the operation of passenger vehicles during Asian Game events in Busan, Korea, *Atmos. Environ.*, 39, 2323-2338.
- Lee, H.S. and B.-W. Kang (2001) Chemical characteristics of principal PM_{2.5} species in Chongju, South Korea, *Atmos. Environ.*, 35, 739-746.
- Lee, H.S., C.-M. Kang, B.-W. Kang, and H.-K. Kim (1999) Seasonal variations of acidic air pollutants in Seoul, South Korea, *Atmos. Environ.*, 33, 3143-3152.
- Lee, S.H., Y.S. Ghim, Y.P. Kim, and J.Y. Kim (2006) Estimation of the seasonal variation of particulate nitrate and sensitivity to the emission changes in the greater Seoul area, *Atmos. Environ.*, 40, 3724-3736.
- Meng, Z., D. Dabdub, and J.H. Seinfeld (1997) Chemical coupling between atmospheric ozone and particulate matter, *Science*, 277, 116-119.
- Minoura, H., K. Takahashi, J.C. Chow, and J.G. Watson (2006) Multi-year trend in fine and coarse particle mass, carbon, and ions in downtown Tokyo, Japan, *Atmos. Environ.*, 40, 2478-2487.
- Park, M.H., Y.P. Kim, C.H. Kang, and S.G. Shim (2004) Aerosol composition change between 1992 and 2002 at Gosan, Korea, *J. Geophys. Res.*, 109, D19S13, doi:10.1029/2003JD004110.
- Schaap, M., K. Müller, and H.M. ten Brink (2002) Constructing the European aerosol nitrate concentration field from quality analysed data, *Atmos. Environ.*, 36, 1323-1335.
- Stockwell, W.R., J.G. Watson, N.F. Robinson, W. Steiner, and W.W. Sylte (2000) The ammonium nitrate particle equivalent of NO_x emissions for wintertime conditions in Central California's San Joaquin Valley, *Atmos. Environ.*, 34, 4711-4717.