

연구논문

## 수도권 대기 미세먼지 1999-2008년 추이 분석

김 용 표

이화여자대학교 환경공학과

(2009년 11월 6일 접수, 2010년 2월 1일 승인)

### Analysis of the trend of atmospheric PM10 concentration over the Seoul Metropolitan Area between 1999 and 2008

Yong Pyo Kim

Department of Environmental Science and Engineering, Ewha Womans University

(Manuscript received 6 November 2009; accepted 1 February 2010)

#### Abstract

The trend of the PM10 concentrations in the Seoul Metropolitan Area (SMA) is reviewed and relative contributions of major contributors (paved road emissions and long-range transport from outside the SMA) are discussed. It was shown that the PM10 concentrations in the SMA have generally decreased except Incheon between 1999 and 2005. Further, it was identified that the difference of the PM10 mass concentration between the roadside stations and urban ambient stations has decreased between 2004 and 2008. Based on the emission estimates, it was suggested that the reduction of resuspension of aerosols on the road is the major reason for that. Based on the modeling results, it was identified that outside effects be about 30% of the ambient PM10 concentration in the SMA. Further research and policy issues to identify major sources of PM10 in the SMA are discussed.

Keywords : Seoul Metropolitan Area, PM10, vehicular emission, paved road emissions, long-range transport

## 1. 서론

수도권, 특히 서울은 인구와 여러 시설이 집중되어 있어 대기환경이 악화되었고, 이를 해결하기 위해 여러 대책이 시행되었다. 대표적인 예로 아황산가스(SO<sub>2</sub>) 농도를 줄이기 위한 연료 황함량 저감 대책이 1981년부터 계속되고 있다(환경부, 2007a). 이러한 대책의 효과로 서울의 아황산가스와 역시 1차오염물질인 일산화탄소(CO)와 총부유분진(대기에 떠 있는 모든 먼지, TSP) 연평균농도는 그림 1에 보이듯이 획기적으로 줄어들었다. 이와 함께 1987년 무연휘발유의 공급을 시작하고, 1996년 유연휘발유 판매를 중단하여 대기의 납(Pb) 농도도 크게 줄었다.

그러나 이러한 노력에도 불구하고 그림 2에서 보듯이 생활수준 향상에 따른 자동차 대수 증가 등으로 인해 이산화질소(NO<sub>2</sub>)와, 질소산화물과 휘발성

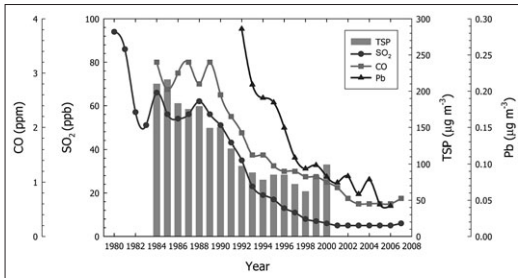


Fig. 1. Trend of the ambient concentrations of sulfur dioxide, carbon monoxide, TSP, and lead in Seoul

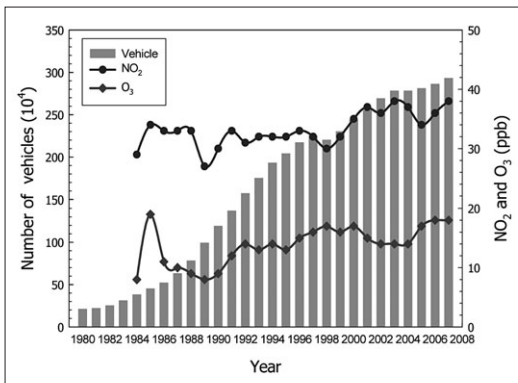


Fig. 2. Trend of the ambient concentrations of nitrogen dioxide and ozone, and number of vehicles

유기화합물의 광화학반응에 의해 생성되는 2차오염물질인 오존(O<sub>3</sub>)의 연평균농도는 개선되고 있지 않다. 이와 함께 그림 3에서 보듯이 미세먼지(먼지를 구체로 가정하였을 때 공기역학적 직경이 10 µm 이하인 먼지, PM10) 농도와 미세먼지가 태양빛을 산란, 흡수하여 가시거리(visibility)가 줄어드는 스모그 현상도 1990년대에 크게 개선되지 않았다. 또한 표 1에서 보듯이 선진국 대도시에 비해서 서울의 미세먼지 농도가 매우 높은 것을 알 수 있다.

이에 수도권 대기환경을 선진국 대도시 수준으로 개선하기 위해 2003년 12월 ‘수도권 대기환경 개선에 관한 특별법’이 국회를 통과하고, 특별법에 의거해 수립된 ‘수도권 대기환경관리 기본계획’이 2005년 11월에 발표되었다. 또한 기본계획의 시행을 위하여 서울, 인천, 경기도 등 관할구역 지자체에서 수립한 시행계획이 2007년 1월 승인되어 추진 중이다. 이 기본계획에 의하면 서울시의 경우 미세먼지와 이산화질소 연평균 농도를 2014년에 각각 40 µg/m<sup>3</sup>과 22 ppb로 줄이도록 되어 있다. 이 목표 달성을 위해 관리대상 오염물질인 질소산화물, 황산화물, 미세먼지, 휘발성유기화합물의 2014년도 배출허용총량을 산정하였으며, 이는 2001년 대비

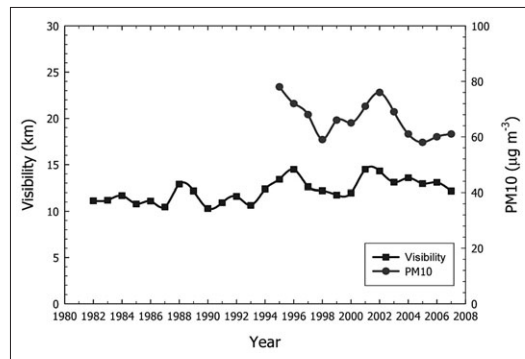


Fig. 3. Trend of visibility and the ambient PM10 concentration in Seoul

Table 1. Comparison of the PM10 mass concentrations among the megacities in the world (unit: µg/m<sup>3</sup>) (환경부, 2005a, 2008; AIRPARIF, 2009)

Year	Seoul	London	Paris	Tokyo	New York
2001	71	20	20	40 ('00)	28 ('97)
2005	58	30	21	32 ('03)	16 ('06)

각각 53.0, 38.7, 38.7, 38.7% 삭감한 양이다. 이를 달성하기 위해 사업장 총량제 및 배출권 거래제, 도로이동오염원 배출 저감(연료 전환, 저감장치 부착 등 주로 경유자동차에 대한 대책을 통한 관리), 환경친화적 에너지, 도시 관리 등의 정책을 시행하고 있다(환경부, 2005a).

현재까지 알려진 대기오염물질의 인체 위해성과 그 피해 연구에 의하면 미세먼지에 의한 건강 피해가 다른 오염물질에 비해 압도적으로 큰 것으로 나타나 있다(경기개발연구원, 2003). 그 밖에도 먼지는 스모그, 지구 냉각화 등 여러 대기오염, 지구환경 현상을 유발하는 물질이다. 먼지는 크기에 따라 총부유분진, 미세먼지, 극미세먼지(공기역학적 직경이  $2.5 \mu\text{m}$  이하인 먼지, PM<sub>2.5</sub>)로 구분할 수 있다. 우리나라는 2000년까지는 총부유분진을 대기환경기준으로 사용하였고, 2001년부터는 미세먼지로 기준을 바꾸었다. 또 하나의 목표 물질인 이산화질소는 농도가 높으면 인체에 피해를 주며, 휘발성 유기화합물과 대기에서 반응하여 질산을 생성하여 산성비 등을 유발하기도 하지만, 여러 유기, 무기 에어로졸을 생성하여 미세먼지 농도를 증가시킨다. 따라서 이산화질소 저감은 미세먼지 저감과도 관련이 있다.

수도권 대기의 미세먼지는 배출, 반응에 의한 생성, 그리고 외부로부터의 이동의 세 변수에 의해 농도가 증가한다. 따라서 효과적인 미세먼지 저감 대책을 수립하고, 보완하기 위해서는 각 변수의 상대적인 영향을 이해하여야 한다. 김용표(2006)는 서울의 먼지 농도 추이, 조성 변화, 주요 배출, 생성원을 외국 결과와 비교하여 보였다. 그 후 수도권 대기환경관리 기본계획이 본격적으로 수행되고 있으며, 새로운 연구 결과들이 발표되었다. 특히 수도권의 도시대기 측정망과 도로변 측정망, 그리고 배경대기 측정망 자료를 통계적으로 분석한 연구들이 수행되어 최근 수도권 미세먼지 농도 추이에 대한 이해를 높였다(예를 들어 한지현 등, 2008; 국립환경과학원, 2007b, 2008b). 또한 외부로부터의 영향을 측정하는 대기오염물질 장거리이동 연구에서

새로운 사실들이 밝혀지고 있다(예를 들어 Lee and Kim, 2007; Lee et al., 2008; 국립환경과학원, 2006a, 2007a). 이 연구에서는 이러한 연구 결과들과 정부의 대기환경 관련 통계자료를 바탕으로 정책 결정에 도움이 될 수 있는 다음 질문들에 대해 답을 하고자 하였다.

- (1) 수도권의 미세먼지 농도는 줄어든고 있는가?
- (2) 수도권 미세먼지 농도에 도로이동오염원 배출이 미치는 영향은 어느 정도인가?
- (3) 수도권 미세먼지 농도에 외부 영향은 어느 정도인가?

## II. 수도권의 미세먼지 농도는 줄어든고 있는가?

수도권 미세먼지 추이에 대해서는 여러 연구가 수행되어 왔다. 그 가운데 국립환경과학원 연구에서는(2007b) 수도권 대기환경개선 기본계획상 관리권역 내의 서울, 인천, 경기 지역 도시대기 측정소의 1999-2005년 자료에 대해 여러 통계기법을 적용하여 추이 분석을 수행하였다. 그림 4에 지방자치단체별로 측정된 원자료의 계절별 평균 농도를 보였다. 수도권 전체로는 감소하는 추세를 보이고 있으나, 지방자치단체별로는 추이가 달라 서울과 경기도는 2002년 이후 감소하는 추세를 인천은 1999년부터 증가하는 추세를 보여 2004년부터는 경기와 인천의 미세먼지 농도가 서울보다 높은 경향을 보이고 있다. 이 변화는 계절 평균뿐만 아니라, 연별, 월별 변화나, 상위 95%, 99% 농도를 제거한 분석 등, 여러 방법을 사용한 결과에서도 같이 관측되었다. 한편, 요일별로는 주말(토, 일요일)이 주중에 비해 농도가 낮았다. 이는 교통량과 산업활동도 변화에 따라 미세먼지 농도가 영향을 받음을 보여주는 것으로, 국지오염원 영향이 있음을 의미하는 것이다.

수도권 주요 지점 측정소의 변화추이를 파악하기 위해 광역단체별로 측정소 추이를 분석한 결과, 지역별로 뚜렷한 추이를 발견할 수 없었다. 특히 경기

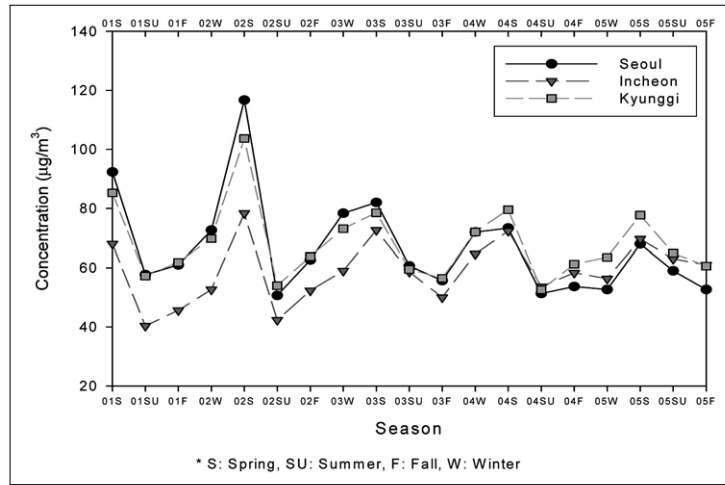


Fig. 4. Temporal trend of ambient PM10 concentrations in the SMA between 2001-2005 (국립환경과학원, 2007b)

는 그림 4에서 보듯이 전체적으로는 감소하는 경향을 보였으나, 상당수의 측정소에서 증가 추세를 보여 국지적 영향의 중요성을 보여준다(국립환경과학원, 2007b).

서울의 미세먼지 농도가 감소하는 경향은 표 2의 서울의 2001-2008년 사이 100 µg/m³을 초과하는 고농도 일수와 20, 50 µg/m³을 넘지 않는 저농도 일수 변화 추이를 보아도 알 수 있다(서울특별시, 2009). 2004년부터의 고농도 일수는 2007년을 제외하고는 2000년대 초에 비해 낮아졌으며, 저농도 일수도 50 µg/m³이하 일수는 2004년부터, 20 µg/m³이하 일수는 2005년부터 증가하는 추세이다. 20 µg/m³은 세계보건기구(WHO)의 연간기준, 50 µg/m³은 세계보건기구의 24시간 기준, 100 µg/m³은 우리나라의 24시간 대기환경기준이다.

국립환경과학원(2007b)에서는 또한 여러 통계 분석 방법을 사용하여 미세먼지 농도와 기상조건 사이의 상관관계를 구하였다. 일평균 미세먼지 농도는 그 날의 온도, 습도와 관계가 어느 정도 있으나, 그

보다는 그 날의 온도차(최고 온도 - 최저 온도)나 습도차와 관련이 더 큰 것으로 나타났다. 이와 같은 기상요소나 계절적인 변동을 제거한 추이분석을 수행하기 위해 공간상관모형을 통해 여러 변수 영향을 통제한 미세먼지 농도 추이를 구하였다. 그 결과는 표 3에 보이듯이 서울은 2000년부터 2003년 사이에는 연평균 미세먼지 농도가 거의 변하지 않았으나 2004년부터 감소한 것으로 나타났다. 이 결과는 표 2의 고농도 일수 감소와 저농도 일수 증가가 2004

Table 3. Trend of yearly average ambient PM10 concentration accounting for monthly, weekly, daily average temperature, relative humidity, surface pressure (unit: µg/m³) (국립환경과학원, 2007b)

Year	Seoul	Incheon	Kyunggi
2000	57.8	43.5	55.4
2001	58.7	42.1	60.3
2002	58.4	45.1	60.9
2003	57.8	50.6	59.2
2004	50.9	53.0	60.8
2005	50.8	54.3	61.3

Table 2. Number of days of the high (over 100 µg/m³) and low (under 20, 50 µg/m³) PM10 concentration event in Seoul (서울특별시, 2009)

Classification	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
No. days over 100 µg/m³	59	55	58	33	37	33	49	27
No. days under 50 µg/m³	123	125	130	170	180	172	170	189
No. days under 20 µg/m³	10	19	12	11	20	28	28	28

년부터 관측되는 것과 일치한다. 인천은 증가하는 추세를, 경기도는 거의 변하고 있지 않다.

최근의 미세먼지 오염도 변화 추세를 정밀하게 분석하기 위해 계층적 군집분석, K-평균 등 여러 종류의 군집분석 방법과 K-Z 필터법을 활용하였다(국립환경과학원, 2007b). 그 가운데 K-평균 군집분석 결과에 의하면(한지현 등, 2008), 수도권과 서울의 일부 측정소가 포함된 군집 1과 서울과 전국 대도시의 오염도가 심했던 측정소가 상당수 포함된 군집 3(그림 5)은 그림 6에서 보듯 미세먼지 농도가 2000년부터 감소하는 것을 확인할 수 있었다. 이는 그림 4의 경향이나 황사영향을 제외한 추이분석 결과와는 다른 경향이다. K-Z필터를 사용하여 기상, 정책 등의 요인에 의한 단기영향을 배제하고 분석한 결과 수도권 미세먼지 농도는 2003년에 최대를 나타내고, 그 후부터는 감소하는 경향을 보였다(국립환경과학원, 2007b).

요약하면, 어떤 통계적 분석 방법을 사용하느냐와 어떤 현상을 고려하느냐에 따라 수치는 조금씩 다른 결과들이 도출되었으나, 1999년부터 2005년

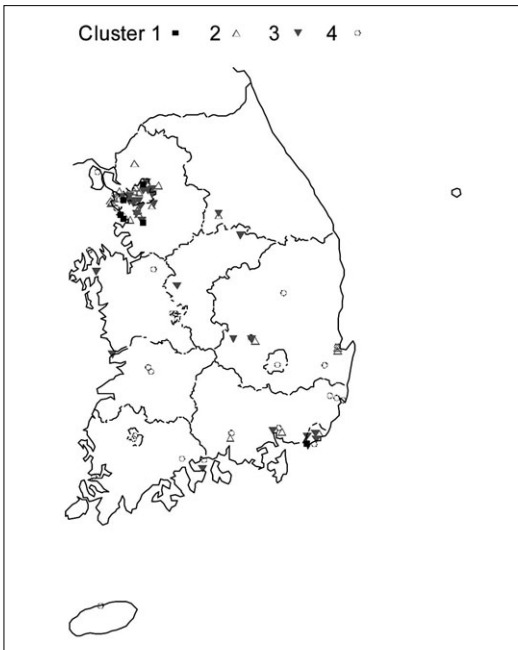


Fig. 5. Location of the measurement stations according to clusters (한지현 등, 2008)

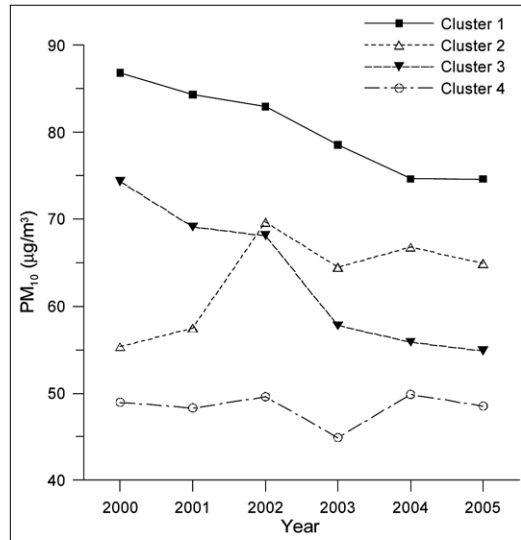


Fig. 6. Trend of the ambient PM10 concentrations of each cluster shown in Figure 5 (한지현 등, 2008)

사이의 수도권에서 관측한 도시대기 측정소 변화 추이는 서울은 감소, 인천은 증가, 경기도는 감소 내지는 변화 없음으로 판단할 수 있다. 특히 서울의 경우에는 여러 결과로부터 2004년부터 농도가 감소하여 계속 낮은 수준으로 유지되고 있는 것을 알 수 있다. 따라서 그 시기에 획기적으로 바뀐 대기관련 정책들을 보다 심도 있게 검토하여 실효성 있는 정책을 확인할 필요가 있다.

### III. 수도권 미세먼지 농도에 도로이동 오염원 배출이 미치는 영향을 어느 정도인가?

한 지역의 대기환경은 여러 배출원의 영향을 받는다. 수도권과 같은 대도시에서는 여러 배출원 가운데에서도 도로이동오염원에 의한 영향이 매우 클 것으로 예상된다. 그림 7은 Lenschow *et al.*, (2001) 이 독일 베를린의 미세먼지 농도를 결정하는 요인을 크게 세 단계로 나누어 설명한 것을 재구성한 것이다. 즉 (1) 도로변 농도(그림 7의 점1)와 도시대기 농도(그림 7의 점2)의 차이는 주요 간선도로에서의 도로이동오염원에 의한 것이고, (2) 도시대기 농도와 지역 배경농도(그림 7의 점3)의 차이는 도시의

영향에 의한 것이며, (3) 지역 배경농도는 도시 영향은 거의 없고 지역적(또는 전 지구적) 영향에 의한 것이다. Lenschow *et al.*, (2001)은 1998년 베를린에서 측정한 미세먼지와 극미세먼지 질량농도와 화학조성자료로부터 각 요소의 영향을 정량화하였다.

이를 수도권의 경우에 대해 생각하면, 도로변 농도는 도로변 측정소에서 관측한 농도이며, 도시대기 농도는 도시대기 측정소에서 관측한 농도, 지역 배경농도는 수도권 지역 배경측정소(포천시 관인면 측정소)나 국가 배경측정소(강화군 석모리 측정소)에 해당한다. 따라서 그림 7에서와 같이 도로이동오염원에서 발생하는 오염물질로 인해 도로변 측정소에서 관측한 오염물질 농도는 도시대기 측정소에서 관측한 도시의 평균 농도에 비해 높을 것이며, 도시대기 측정소에서 관측한 미세먼지 농도는 국가 배경측정소에서 관측한 농도에 비해 높을 것이다. 이와 같은 논리에 따라 실제 수도권에서는 미세먼지 농도 저감을 위해 자동차 관리에 많은 노력을 기울이고 있다. 물론, 이들의 방법론을 수도권에 그대로 적용하는 데에는 여러 문제가 있다. 첫째, 이들은 독일 내의 질소산화물이나 아황산가스 같은 1차오염물질의 배출량 기여도가 질산염, 황산염 같은 2차오염물질의 농도에 직접적으로 기여한다고 가정하였다. 장거리이동에 의한 영향이 강한 수도권에서는 이와 같은 가정을 그대로 사용할 수 없다. 둘째, 이들은 도로변 측정소의 입자상 물질의 화학조성

자료를 사용하였으나, 서울과 수도권에서는 아직 도로변 측정소에서의 입자상 물질 화학조성 자료가 공개되지 않아 그 방법론은 그대로 사용할 수 없다. 그러나 미세먼지의 질량농도 자료로부터, 각 요소의 기여율을 1차 산정할 수는 있을 것이다.

도로이동오염원에서 배출되는 대기오염물질은 자동차에서 배출되는 것과 자동차 운행에 의해 도로에서 발생하는 오염물질로 나눌 수 있다. 자동차에서 배출되는 오염물질은 다시 자동차 배출가스에 포함된 먼지(주로 탄소성분으로 유기상탄소(organic carbon, OC)와 원소상탄소(elemental carbon, EC, 또는 black carbon, BC라고도 한다)로 구분된다), 일산화탄소, 이산화질소, 휘발성유기화합물, 황산화물과 연료증발로 인해 발생하는 휘발성유기화합물, 운행으로 인한 타이어나 브레이크 마모에 의한 것으로 나눌 수 있다. 도로에서 발생하는 것은 주로 먼지로, 도로비산에 의한 것과 도로 마모에 의한 것으로 나눌 수 있다. 따라서 도로이동오염원에 의해 발생하는 먼지를 저감하는 정책도 자동차에서 배출하는 것을 저감하는 정책(연료를 경유에서 천연가스나 LPG로 전환하거나 DPF 등의 제어장치를 부착하는 것)과 도로비산에 의해 배출되는 것을 저감하는 정책(도로 물청소나 진공청소 차량 운용, 도로비산 먼지의 주요배출원인 나대지로부터의 비산 먼지 발생 저감 정책들)을 동시에 수행하여야 한다.

국립환경과학원(2008b)에서 수행한 '수도권지역 미세먼지 오염현상 해석 및 이차먼지 생성변화율 예측' 과제에서는 수도권 도로변 측정소와 도시대기 측정소, 그리고 배경측정소 사이의 미세먼지 농도 추이를 분석하였다. 그림 8은 서울에서의 2004-2006년 사이 비가 내리지 않은 날의 농도를 바탕으로 계산한 도로변 측정소와 도시대기 측정소의 미세먼지 질량농도 차이이다. 예상했던 것과 같이 도로변 측정소의 미세먼지 농도가 도시대기 측정소에 비해 8-15  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  정도 높음을 알 수 있다. 그리고 그 차이는 도시대기 측정소 농도가 높을수록 커졌다. 이와 같은 추세는 강수일을 포함한 경우에도 같이 관측되었다.

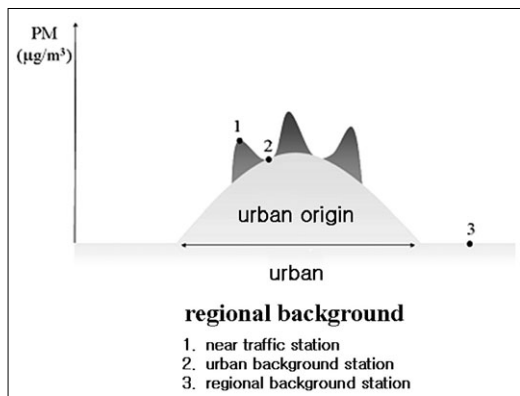


Fig. 7. Schematic horizontal profile of the ambient PM<sub>10</sub> concentration (based on Lenschow *et al.* 2001)

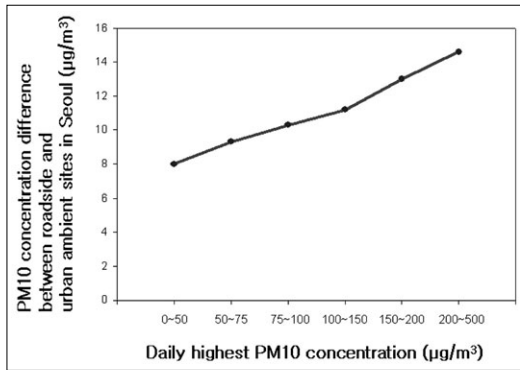


Fig. 8. Trend of the PM10 concentration difference between the roadside stations' average and urban ambient stations' average in Seoul (국립환경과학원, 2008b)

도로를 운행하는 교통량이 대기의 미세먼지 농도에 따라 크게 변하지 않을 것이므로, 도시대기 측정소에서의 미세먼지 농도가 높을수록 차이가 커진다는 것은 대기 미세먼지 농도가 증가하면 도로 비산먼지가 같이 증가한다는 것을 의미한다. 이는 대기의 먼지가 침적되는 양이 증가하여 도로 비산먼지가 증가한 것으로 보인다.

서울의 도로변 측정소 농도와 도시대기 측정소의 연평균 미세먼지 농도 차이의 2004년부터 연도별 추이를 표 4에 보였다. 2004-2005년에 비해 2006-2008년 농도 차이가 줄어드는 추세이다.

Table 4. Trend of the difference of the ambient PM10 concentration between the roadside stations' average and urban ambient stations' average in Seoul (unit: µg/m³) (서울특별시, 2009)

Year	2004	2005	2006	2007	2008
Urban	61	58	60	61	55
Roadside	73	70	64	68	59
Difference (Roadside-Urban)	12	12	4	7	4

도로변 측정소의 미세먼지 농도는 자동차(주로 경유 자동차) 운행에 의한 배출가스에 포함된 검댕 등의 미세입자(<PM2.5)와 도로에서 비산되는 조대입자(<PM10)의 영향을 주로 받는다.

서울특별시에 의하면 DPF 부착 등의 운행경유차 저공해화, 천연가스자동차 보급 등의 저공해사업으로 자동차 배출가스에 포함된 미세먼지 배출이 2005년 대비 2008년에 540톤 저감되었고, 2000-2008년 누적 삭감량은 852톤에 달하는 것으로 추산되었다(서울특별시, 2009). 그러나 관측에서는 이와 같은 저감을 확인하기 힘들다.

경유자동차 배출가스의 대표적 입자상 물질인 다환방향족탄화수소(PAHs)의 농도와 탄소성분 가운데 경유자동차에서 주로 배출되는 원소상탄소(EC)의 농도를 서울시내 터널과 일반 대기에서 측정된 결과를 표 5에 보였다. 2007년에 비해 2008년에 교통량은 3-4% 정도 감소하였으나, 이들의 농도는 터널과 일반 대기에서 27-43% 감소하였다. 그러나 이 측정 결과로는 터널 중심부에서 측정된 결과로 외부 공기의 영향이 얼마나 되는지를 알 수 없다. 따라서 2007년에 비해 2008년 PAHs와 EC 농도가 낮아졌더라도, 그 농도 감소가 자동차 배출 저감에 의한 것이라는 것을 확증할 수 없다. 따라서 경유자동차의 저공해사업이 그 농도 감소에 어느 정도나 기여했는지는 이 자료만으로는 확인하기 힘들다.

자동차 배출에 의한 영향을 터널에서 정량적으로 측정하기 위해서는 Na *et al.*,(2002)에서 사용한 것과 같이 터널 입구와 중간 부분 2개소에서 측정을 수행하여, 그 농도 차이를 사용하여야 한다. 특히 이지이 등(2008)이 연세대학교 앞 도로변에서 PAHs 측정된 결과에서 지적한 것처럼 도로변 측정

Table 5. Concentrations of particulate PAHs and EC in the tunnels and ambient air in Seoul (서울특별시, 2009)

		Namsan 3rd tunnel	Hongjimoontunnel	Yangjae ambient air
PAHs (ng/m³)	2007	182.5	117	27.1
	2008	122.3	109	15.4
	Difference (%)	33	28	43
EC (µg/m³)	2007	32.5	74.0	7.22
	2008	23.9	44.7	4.04
	Difference (%)	27	43	44



소에서는 자동차, 특히 경유 자동차 배출 영향이 주로 나타났지만 석탄 연소와 생체소각에 의한 영향도 때에 따라서는 강하게 나타나는 것을 고려하면, 터널 내부 측정 결과가 자동차, 특히 경유 자동차 배출 영향만을 나타낸다고 확신하기는 힘들다. 더욱이 경유자동차 배출의 지표인 PAHs와 EC 저감 정도가 홍지문 터널과 다른 터널과 대기과 크게 차이를 보이고 있다. 따라서 경유자동차 저공해화에 따른 도로변 미세먼지 농도를 정량적으로 확신하기 위해서는 정확한 관측 자료가 필요하다.

도로에서 비산되는 먼지의 지표인 도로표면 먼지 함량(silt loading)은 2000년대 초부터 국내에서 측정이 시작되었으며, 2006년부터 측정 횟수가 증가하여 신뢰성 있는 측정 자료가 생산되었다. 인천과 서울 주요 도로에서의 먼지함량 값 추이를 표 6에 보였다. 큰 편차가 있지만 인천의 경우에는 1년 조금 넘는 기간에 반이나 1/3 정도로 줄어들었고, 서울의 경우에도 23~60% 감소하는 경향은 뚜렷하다(국립환경과학원, 2008a). 국립환경과학원(2008a) 측정방법에 따라 새로 만들어진 도로표면 먼지함량 자료를 2005년 기준 배출량 산정부터 사용하였으며, 이 때 사용된 서울과 인천의 도로표면 먼지함량이 각각 0.061과 0.103 g/m<sup>2</sup>이었다. 따라서 2008년 1월은 2005년 값보다 각각 40%, 60% 정도 감소한 값이다.

포장도로 비산먼지 배출량은, 그 도로의 교통량과 도로의 비산먼지 배출계수로부터 산정된다. 비산먼지 배출계수는 2006년 미국 AP-42에서 산출식을 개선하여 사용하고 있다(국립환경과학원, 2008a). 포장도로 비산먼지 산출식의 경우 도로표면 먼지함량 값과 도로를 운행하는 차종의 평균 무게를 적용하고 강우 보정을 하여 산출하는 것으로

배출계수 산출식은 아래 식 (1)과 같다(한국대기환경학회, 2008).

$$E = k \times (sL/2)^{0.65} \times (W/3)^{1.5} \times \left(1 - \frac{P}{4 \times 365}\right) \quad (1)$$

E: 배출계수(g/km)

k: 입자크기에 따른 보정계수(PM10: 4.6)

sL: 표면 silt 함량(%)

W: 평균차중(ton)

P: 0.254mm 이상 강우 일수

자료: AP-42, 2006, 13.2.1 Paved road

서울의 경우 2005년에 도로 비산먼지 배출은 9382톤으로 기존의 도로이동오염원, 즉 자동차 배출가스에 의한 배출 2176톤보다 4배 이상 많은 것으로 평가되었다(한국대기환경학회, 2008). 표면먼지함량이 50% 감소하였다면 도로 비산먼지는 30% 정도, 즉 2800톤 정도의 감소하였을 것이다. 이는 2005년 대비 2008년 자동차 배출가스에서의 추산 저감량 540톤보다 훨씬 크다. 따라서 도로변 측정소에서 미세먼지 농도가 감소하였다면 이는 도로 비산먼지 배출이 감소한 것이 주요 원인으로 보이며, 경유자동차 저공해화 등의 자동차 배출가스 저감도 일부 기여한 것으로 보인다.

도로의 표면먼지함량이 감소한 것에는 여러 원인이 있을 수 있다. 도로표면먼지는 공사현장, 나대지 등의 비포장 지역에서 배출되거나, 자동차 운행과정에서 발생한 타이어나 브레이크, 도로 마모 먼지, 자동차 배출가스에 포함된 먼지 등이 도로에 침적한 것이다. 자동차 운행대수나 운전 거리가 이 기간에 크게 바뀌지는 않았을 것이므로, 타이어나 브레이크, 도로 마모에 의한 먼지 발생량을 크게 변하지 않았을 것이다. 자동차 배출가스에 포함된 먼지는 상당히 감소하였지만, 도로 표면먼지함량 감소량을 모

Table 6. Variation of the paved road silt loading values in some roads in Incheon and Seoul (unit: g/m<sup>2</sup>) (국립환경과학원, 2008a)

		Dec. 2006	Feb. 2007	Early May 2007	Late May 2007	Jul. 2007	Jan. 2008
Incheon	Sukbawi	0.083	0.078	0.086	0.092	0.158	0.044
	Bupyong Sinchon	0.099	0.078	0.096	0.048	0.104	0.039
Seoul	Sinsadong	0.117	0.040	0.067	0.058	0.032	0.044
	Yeondungpo	0.039	0.025	0.058	0.031	0.060	0.022
	Sinchon	0.053	0.058	0.077	0.077	0.046	0.035
	Cheongryanri	0.060	0.055	0.107	0.119	0.041	0.046



두 설명할 수는 없다. 따라서 도로 표면먼지함량이 감소한 것은 주로 비포장 지역(나대지)에서의 배출이 감소하였거나, 물청소나 진공청소에 의해 도로표면이 상대적으로 깨끗해졌기 때문으로 보인다.

우리나라에는 도로청소에 의한 도로표면먼지 제거에 관한 연구가 최근에야 시작되어 아직 명확한 결과는 제시되지 않았다. 손영민 등(2006)에 의하면, 아직 결과 신뢰성을 확인하기 위해 더 많은 연구가 필요하기는 하지만, 진공청소만 수행한 경우에는 주위의 먼지 유입으로 오히려 도로표면먼지함량이 증가하였으며, 진공청소와 물청소를 병행할 경우 어느 정도 효과가 있었으나, 3시간 후에는 주위 오염원으로부터 먼지가 유입되어 도로표면먼지함량이 청소 전 수준으로 되돌아가는 것으로 나타났다. 타이완에서도 이와 비슷한 실험을 수행하였다. Chang *et al.*, (2005)은 청소에 의한 대기 중 총부유분진 농도 저감 효과는 미약하며 3시간 정도가 지난 후에는 청소 전 수준으로 돌아간다고 밝혔다. 또한 진공청소와 물청소를 병행할 경우 대기 중 총부유분진 농도가 30% 정도 저감된다고 밝혔다. 따라서 도로청소만으로는 도로표면먼지 감소를 설명할 수 없다. 따라서 현재로서는 도로변 미세먼지 농도와 도시대기 측정소의 미세먼지 농도 차이가 감소한 것이 자동차에서의 배출 저감이나 도로 청소도 일부 기여하였겠지만, 명확하지는 않다. 나대지에서의 먼지 발생 저감이 얼마나 효과적이었는지에 대한 연구가 필요하다.

요약하면 2004-2006년 관측한 서울의 도로변 측정소는 도시대기 측정소에 비해  $8-15 \mu\text{g}/\text{m}^3$  정도 높은 것으로 나타났으며, 차이가 감소하고 있다. 이 차이는 주로 도로 비산먼지, 그리고 일부는 자동차에서 배출된 먼지가 저감된 것에 의한 것으로 생각되나, 주요 원인은 명확하지 않다.

#### IV. 수도권 미세먼지 농도에 외부 영향은 어느 정도인가?

수도권 내부에서 직접 배출을 저감하고, 미세먼

지를 생성하는 광화학반응에 기여하는 기체상 대기오염물질(황산화물, 질소산화물, 휘발성유기화합물)의 제어하더라도 외부에서 이동하는 미세먼지 농도가 높다면, 수도권의 미세먼지 농도를 저감하는데 한계가 있을 수밖에 없다. 수도권 외부의 영향은 우리나라(수도권을 제외한), 북한, 중국으로부터의 영향을 말한다.

수도권 외부로부터의 미세먼지 이동에 의한 영향을 정량화하는 데에는 크게 세 가지 방법이 있다. 첫 번째 방법은 3차원 광화학이동모델을 사용하여 중국으로부터 이동하는 미세먼지의 조성과 농도를 계산하는 것이다. 두 번째 방법은 수용모델을 수도권과 외부유입원으로 추정되는 곳에서의 측정 자료에 적용하여 이차오염물질 등, 외부 유입 가능성이 큰 성분들의 기여도를 산정하는 것이다. 마지막으로 우리나라의 배경 측정소에서 미세먼지의 농도와 조성을 측정하여, 기상 자료 등의 보충자료와 함께 유출입 농도를 산정하는 것이다.

여러 3차원 광화학 모델링 연구와 수용모델 연구가 우리나라에서 진행되었으나, 외부(즉, 중국)로부터의 영향을 명시적으로 정량화한 결과는 많지 않다. 따라서 이 논문에서는 모델 결과에서 외부 영향을 정량화하기 위해 황산염, 질산염 같은 2차에어로졸과 이들과 같이 존재하는 암모니움은 외부에서 유입된 것으로 가정하였다. 물론 질산염의 상당부분과 황산염의 일부분, 그리고 이들과 결합하는 암모니움은 수도권에서 배출된 아황산가스와 질소산화물이 광화학반응을 통해 생성된 것일 것이다. 그러나 1차에어로졸이지만 EC나 토양성분의 상당부분, 그리고 OC의 상당부분(특히 2차에어로졸인 OC)도 외부에서 유입된 것일 것이므로, 두 오차를 상쇄할 경우 이 방법에서 나온 결과는 외부 유입량의 하한선으로 볼 수 있을 것이다.

여러 3차원 모델링 연구가 동북아시아에서 대기오염물질의 이동 및 우리나라에 미치는 영향을 정량화하기 위해 수행되었다(예를 들어 환경부, 1997). 여기서 주의할 것은 여러 가지 불확실성, 특히 동북아시아 배출량 자료의 불확실성과, 대기에

서의 입자상 물질 변환과정에 대한 이해 부족으로 인해 모델링 결과의 불확실성이 매우 크다는 점이다. 여러 모델링 연구가 수행되었으나, 연구 결과의 불확실성이 크다는 것이 연구팀 자신에 의해 모든 연구에서 강조되고 있다.

환경부(2004)는 기상모델로는 MM5 v3.6, 대기화학모델은 CMAQ v4.3을 사용하여 동북아시아 대기환경 모델링 연구를 수행하였다. 2001년을 기준년도로 하였을 때 수도권 모델링 서쪽 경계지역인 안면도에서의 미세먼지 농도가 측정치는 27, 모델 결과는 24  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 예측되었다. 모델 결과가 실측치보다 평균 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  낮게 평가하는 경향이 있다고 평가되었다. 따라서 2001년 서울의 연평균 미세먼지 농도가 71  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 이었으므로, 외부 영향은 40~50% 정도로 예측된다.

국립환경과학원(2006b)에서는 기상모델로는 MM5 v3, 대기화학모델은 CMAQ-MADRID를 사용하여 동북아시아 대기환경 모델링을 수행하여 수도권 대기오염물질 배출 저감이 수도권 대기환경에 미치는 영향을 조사하였다. 2014년에 중국 동북, 화북, 화중 공업지역에서 우리나라에 미치는 중장거리 이동 영향을 정량화하였다. 그 결과 미세먼지 질량농도에 중장거리 이동이 미치는 영향은 서울은 1월에 평균 15%, 7월에 ~30%, 인천은 1월에 21%, 7월에 ~45%, 경기도는 1월에 43%, 7월에 ~50% 정도였다. 2014년 미세먼지 농도는 2004년 미세먼

지 농도 모델링 값의 55~70% 정도였다. 이들 결과를 종합하면, 수도권의 미세먼지 농도의 30~40% 정도가 중장거리(중국으로부터의 이동) 영향으로 보인다.

한국대기환경학회(2008)에서는 기상모델로는 WRF v3.0, 대기화학모델은 CMAQ v4.6을 사용하여 동북아시아 대기환경 모델링을 수행하였다. 그 결과 2005년과 2014년 평균 미세먼지 농도를 각각 55.2, 46.4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 예측하였다. 그 가운데 2차에 어로졸인 황산염, 질산염, 암모니움의 농도가 전체 미세먼지 농도의 각각 39, 50%로 계산되었다. 2차 오염물질이 상당 부분 포함되었을 유기성분 입자를 고려하면, 2차오염물질의 일부분이 수도권에서 생성된 것을 고려하더라도, 외부의 영향이 최소 30%는 될 것으로 보인다.

이들을 요약하여 표 7에 보였다. 3차원 모델 결과로는 외부영향은 30% 이상으로 보인다.

수용모델의 경우에도 3차원 광화학 모델링 결과와 같이 정리하여 표 8에 제시하였다. 자세한 수용모델 대상 자료, 사용한 방법은 김용표(2006)에 일부 제시되었다. 수용모델 결과도 3차원 광화학 모델링 결과와 같이 편차가 크지만, 대부분의 결과에서 30% 정도나 그 이상이 외부에서 유입된 것으로 계산되었다.

배경농도 측정소에서 관측한 자료로부터 대기오염물질의 유출입량을 계산하는 것은 외국에서는

Table 7. Estimate contribution from outside to the PM10 concentration in SMA based on 3-dimensional air quality models

Chemical transport model	Meteorological model	Outside effect (%)	Reference
CMAQ v4.3	MM5 v3.6	40~50	환경부 (2004)
CMAQ-MADRID	MM5 v3	Jan.: ~15, Jul.: ~30	국립환경과학원 (2006b)
CMAQ v4.6	WRF v3.0	30 <	한국대기환경학회 (2008)

Table 8. Estimate contribution from outside to the PM10 concentration in SMA based on receptor models

Model	Used species	Outside effect (%)	Reference
CMB	PM2.5 chemical composition	Spring: ~33, Fall: ~10	이학성 등 (2005)
PMF	PM2.5, PM10 chemical composition	PM10>25, PM2.5>30	국립환경과학원 (2006b)
PMF	PM2.5 chemical composition	Summer: >35, Winter: >25	환경부 (2005b)
CMB	PAHs in TSP	>40%, dominant in winter	Lee and Kim (2007)
CMB, PMF	PM10 chemical composition	<48% (including SOA), ~25%	한국대기환경학회 (2008)

1980년대부터 수행되었다(예를 들어 Galloway and Whelpdale, 1980). 우리나라에서는 국립환경과학원(1998)이 여러 배경농도 측정소와 비행기 관측 결과를 바탕으로 중국에서 우리나라로 이동하는 황화합물의 유입량을 계산하였다.

현재 우리나라의 국가배경 측정소 가운데 수도권에 위치한 측정소는 강화도 석모리 측정소이다. 그림 9에 2004-2006년 사이 석모리 측정소와 서울시 도시대기 측정소의 강수일을 제외한 날의 평균 미세먼지 농도 증가율과 농도 증가도를 보였다(국립환경과학원, 2008b). 이는 그림 7의 점3(배경 농도)에 비해 점2(도시에서 배출, 생성된 도시 대기 농도)가 얼마나 증가했는가를 정량화하기 위한 것이다. 서울 도시대기 측정소의 미세먼지 농도와 국가배경 측정소인 석모리 측정소의 미세먼지 농도 차이는 서울 도시대기 측정소의 미세먼지 농도 값에 따라 큰 차이를 보였다. 강수일을 포함한 경우와 제외한 경우 같은 경향을 나타냈다: (1) 서울시 도시대기 측정소 평균 농도가 석모리 측정소의 미세먼지 농도보다 낮은 경우는 서울시 농도가 아주 낮은 경우 이거나 아주 높은 경우( $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$  이상)이고, (2) 서울시 도시대기 측정소 평균 농도가 석모리 측정소의 미세먼지 농도보다 높은 경우에는 서울시 미세먼지 농도에 따라 그 차이가 크게 변화했다(국립환경과학원, 2008b).

서울시 미세먼지 농도가 석모리에 비해 낮은 경

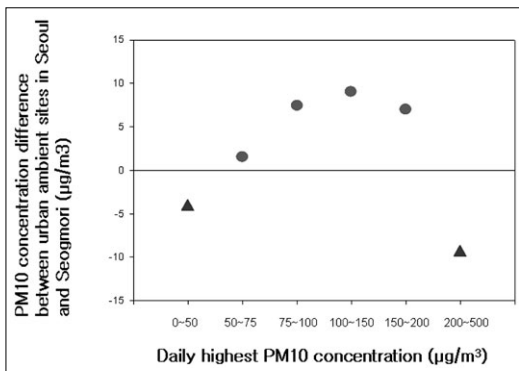


Fig. 9. Trend of the PM10 concentration difference between the urban ambient stations' average in Seoul and Seogmori National background station (국립환경과학원, 2008b)

우의 기상 조건은, 농도가 낮은 경우에는 동풍의 비율이 커지고 서울의 풍속이 평균 풍속에 비하여 증가한 경우였고, 농도가 높은 경우는 3, 4월에 주로 서풍이 부는 경우에 발생하였으며 이는 주로 황사를 포함한 흙먼지 이동에 의한 것으로 보인다. 이를 해석하면 수도권 지역 전반적으로 미세먼지 농도가 낮고, 동풍이 부는 경우에는 서울의 미세먼지가 서해안에 위치한 강화도 석모리 측정소에 이동하는 동안에 그 사이의 수도권 지역에서 오염원이 추가되어 석모리 측정소의 미세먼지 농도가 서울보다 높아지는 것으로 생각된다. 고농도 사례의 경우에는 고농도의 미세먼지가 황해로부터 이동하면서 침적과정을 거쳐 제거되어 강화도 석모리의 미세먼지 농도가 서울보다 높게 나타나는 것으로 생각할 수 있다. 이와 비슷한 경향이 수도권의 또 다른 배경측정소인 포천시 관인면의 교외 배경농도 측정소에서도 관측되었다. 관인면 측정소의 경우에도 서풍이 부는 경우 서울시 도시대기 측정소의 미세먼지 평균 농도보다 높은 경우가 발생하였다(국립환경과학원, 2008b).

이와 같이 강화도 석모리 국가배경 측정소가 수도권의 영향을 상당히 받는 것을 고려하면 외부에서 수도권 미세먼지 농도에 미치는 영향을 정량화하기 위해서는 석모리 측정소의 자료를 더 정밀 분석하여 사용하여야 할 것이다. 이러한 문제점을 해결하는 방법의 하나는 우리나라의 대표적인 국가배경 측정소인 제주도 고산에서의 미세먼지 농도 추이를 관측하는 것이다. 고산에서의 미세먼지 농도는 그 자체로도 외부 영향을 파악할 수 있을 뿐만 아니라, 앞에서 제시한 3차원 광화학모델의 검증을 위해서도 중요한 자료이다. 그러나 신소은과 김용표(2009)에서 지적하였듯이 고산에서 베타선법을 사용하여 측정된 국가배경 측정소의 미세먼지 농도와 저유량채취기를 사용하여 중량을 측정된 미세먼지 농도(예를 들어 국립환경과학원, 2006a, 2007a)가 큰 차이를 보이고 있어, 이에 대한 신뢰성 검증이 필요하다.

김용표(2006)에서는 고산 국가배경 관측소에서

1999-2001년에 관측한 결과와 제주대학교에서 분석한 총부유분진, 미세먼지, 극미세먼지 화학 조성 결과를 바탕으로 불확실성이 높기는 하지만 고산에서 관측된 미세먼지 농도에서 장거리이동에 의한 미세먼지 농도는 25-30  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 이라고 추정하였다. 이는 2001년 서울의 미세먼지 농도 71  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 을 고려하면 전체 농도의 35-40%에 해당하는 값이다. 그러나 측정 방법에 따라 미세먼지 농도가 큰 차이를 보이는 것이 확인되었고, Lee *et al.*, (2008)이 고산에서 측정된 먼지에 국지적 영향에 의한 부분이 상당할 것이라고 밝혔으므로, 우선 미세먼지 질량농도 결과에 대한 신뢰성을 검증하고, 국지적 영향을 파악하여야만 정량적인 평가가 가능할 것이다.

또 하나의 변수는 중국의 대기환경 변화 추이다. 중국의 공식적인 아황산가스 배출량은 1990년대 증가하다가 1998-1999년 경제위기 때 감소하였으나, 2000년 이후에는 전반적으로 증가하고 있다. 또한, 2014년 중국을 포함한 동아시아의 대기오염물질 배출량이 2005년에 비해 증가할 것이라는 전망(한국대기환경학회, 2008)도 있어, 앞으로 장거리이동에 의한 대기오염물질의 수도권으로의 유입, 특히 미세먼지의 유입은 계속 증가할 것으로 예상된다.

아직 정량화되지는 않았으나, 북한에서의 배출에 의한 수도권의 대기환경 영향도 상당할 것으로 보인다. Lee *et al.*, (2007)은 서울에서 총부유분진의 다환방향족탄화수소(PAHs)를 관측하고, 수용모델의 하나인 CMB를 통해 주요 배출원들의 기여도를 정량화하였다. 그 결과 석탄과 생체연소(biomass burning)의 중요성을 확인하였고, 그 가운데 상당 부분이 중국과 함께 북한에서 왔을 가능성을 제시하였다. UNEP(2003)에 의하면 북한도 인구 증가와 산업 발전에 의한 에너지 사용 증가로 인해 대기오염이 악화될 것으로 예상하고 있다. 평양의 경우 1998년으로 추정되는 기간의 총부유분진 농도가 계절별로 130 - 370  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 을 보였고, 아황산가스와 이산화질소의 1998년 연평균농도는 각각 0.02와 0.03  $\text{mg}/\text{m}^3$ 이었다(UNEP, 2003). 이는 상온으로

가정하였을 때 각각 7-8과 16 ppb 정도에 해당한다. 따라서 평양에서의 먼지 오염은 다른 대기오염물질에 의한 오염도보다 심각한 것으로 보인다.

요약하면 중국 등의 외부로부터의 영향이 30% 정도로 보이며 매우 중요할 것으로 보이나, 정량적인 연구는 이제 시작단계로 보이며, 이에 대한 보다 집중적인 연구가 필요하다.

## V. 요약 및 제언

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 현황을 알아야만 한다. 이 연구에서는 최근 수행된 여러 연구 결과를 검토하여 다음 세 가지 질문에 답하고자 하였다.

### 1. 최근 수도권의 미세먼지 농도는 줄어들고 있는가?

어떤 통계적 분석 방법을 사용하느냐와 어떤 현상을 고려하느냐에 따라 여러 다른 결과들이 도출되었으나, 1999년부터 2005년 사이의 수도권에서 관측한 도시대기 측정소 변화 추이는 서울은 감소, 인천은 증가, 경기는 감소 내지는 변화 없음으로 판단할 수 있다. 특히 서울에서는 2004년부터 2008년 사이에 대기 미세먼지 농도가 눈에 보이게 감소하였다.

### 2. 수도권 미세먼지 농도에 도로이동오염원이 미치는 영향을 어느 정도인가?

2004-2006년 관측한 서울의 도로변 측정소는 도시대기 측정소에 비해 8-15  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  정도 높은 것으로 나타났으며, 이 차이는 자동차 배출가스에 의한 것과 도로 비산먼지에 의한 것으로 생각된다. 2004년-2008년의 도로변 측정소와 도시대기 측정소의 미세먼지 농도 차이가 줄어들고 있다. 이는 도로재비산 먼지가 감소한 것이 원인이며, 나대지에

서의 비산먼지 발생 저감 도로 청소 등의 도로 비산먼지 저감과, 경유자동차에 DPF 부착 천연가스 자동차 도입 등의 경유자동차의 저공해화가 효과를 나타내는 것으로 보인다. 그러나 주요 원인이 무엇인지는 명확하지 않다.

### 3. 수도권 미세먼지 농도에 외부 영향은 어느 정도인가?

수도권에 위치한 강화도 석모리 국가배경 측정소가 수도권의 영향을 상당히 받고, 제주도 고산에서 관측된 미세먼지 질량농도의 검증이 필요하므로, 장거리이동에 의한 미세먼지 농도 영향 정도는 현상에서는 측정 자료로부터는 정량화하기 힘들다. 3차원 광화학 모델과 수용모델 결과는 불확실성이 크기는 하지만 30% 이상으로 보인다.

결론적으로 수도권, 특히 서울의 미세먼지 농도는 상당히 저감되었고, 그 이유는 주로 비산먼지 저감에 의한 것으로 보인다. 외부 영향은 불확실성이 매우 크기는 하지만 수도권 미세먼지 농도의 30% 정도로 보인다.

앞으로의 연구 및 정책 방향을 생각해 보면 다음과 같다.

#### 1) 발생/생성원 규명

효과적인 미세먼지 저감 정책을 수립하기 위해서는 구체적인 배출원별 기여도를 알아야 한다. 예를 들어, 미세먼지가 (1) 휘발유 자동차와 경유 자동차에서의 배출 기여도는 어떻게 되는지, (2) 자동차와 생체소각 과정에서의 배출 기여도는 어떻게 되는지, (3) 배출된 것인지, 대기 중에서 광화학반응에 의해 생성된 것인지, (4) 국지적인 것인지, 장거리이동에 의한 것인지 구분할 수 있다면 효과적인 미세먼지 저감대책을 수립할 수 있을 것이다. 이를 구분하는데 유기 성분이 중요한 역할을 할 것으로 보인다.

미세먼지는 크게 황산염과 질산염, 무기원소를 구성하는 무기오염물질과 EC와 OC로 구분되는 유기성분(유기 입자)으로 나눌 수 있다(Kanakidou *et al.*, 2005). 지난 수십 년 동안 미세먼지 내 무기오염물질 특성에 관한 연구는 많은 진척을 이루어

이들의 주요 배출원 및 대기에서의 영향에 대해 이해를 할 수 있었다. 하지만, 유기입자에 대해서는 현재 EC와 OC의 총 농도의 측정에 대한 연구만 주로 진행되었을 뿐, 유기입자를 구성하는 1000여종이 넘는 개별 유기오염물질들의 종류 및 성질에 대한 연구는 아직 미흡한 실정이다. 미세먼지 내 유기오염물질 중 특정 성분들은 특정 배출원에서만 배출되는 것으로 알려져 있다. 따라서 유기입자를 구성하는 개별 유기오염물질들의 종류 및 특성을 파악할 수 있으면 미세먼지의 배출원에 대해 보다 정확한 이해를 할 수 있을 것으로 기대된다.

#### 2) 외부 (북한 포함)로부터의 영향

앞에서도 보았지만 외부 영향에 대한 모델링, 측정 연구 결과는 외부, 특히 중국의 영향이 큰 것으로 나타났다. 그러나 결과의 불확실성이 워낙 커서 정량적인 결과 파악은 아직 힘든 상황이다. 특히 북한의 영향에 대해서는 정성적인 영향 평가도 힘든 상황이다.

북한의 대기환경 현황이나 에너지 사용시 방지시설 현황 등에 대해서는 자세한 정보가 없어, 개략적인 대기오염물질 배출량 자료나 대기오염도 자료가 있을 뿐이다(예를 들어 UNEP, 2003). 북한이 수도권과 가까운 것을 고려하면, 비록 중국에 비해 적은 양의 대기오염물질이 배출되더라도, 수도권에 미치는 영향은 더 클 가능성이 있다. 따라서 북한의 대기오염도와 배출량에 대한 자료수집과 함께 북한과 가까운 관측소에서의 지속적인 측정이 필요하다(예를 들면 백령도).

#### 3) 휘발성유기화합물 제어

대기에서 생성되는 2차에어로졸 가운데 유기에어로졸은 휘발성 유기화합물(Volatile Organic Compounds, VOCs)과 질소산화물의 광화학반응에 의하여 생성된다. 또한 오존도 같은 반응경로를 통하여 생성된다. 따라서 미세먼지 저감을 위해서도, 앞으로 저감대책을 수립하여야 할 오존 저감을 위해서도 휘발성유기화합물 제어는 필수적이다. 그러나 김용표(2009)가 밝혔듯이 서울에서의 휘발성

유기화합물의 주요배출원은 배출량 자료에서는 용제사용이나 수용모델 결과는 자동차로 나타나, 두 결과가 큰 차이를 보이고 있다. 따라서 휘발성유기화합물에 대한 정확한 배출원과 배출량 파악을 위한 연구와 정책을 수립되어야 할 것이다.

## 사 사

이 논문은 2009년도 정부(교육과학기술부)의 재원으로 한국연구재단의 지원을 받아 수행된 기초연구사업(No. 2009-0066341)과 환경부의 수도권 대기환경개선 기본계획 개선·보완 대책 마련 과정의 지원으로 작성되었습니다.

## 참고문헌

- 경기개발연구원, 2003, 경기도지역 대기오염의 사회적 비용 추정 및 적정 수준 달성방안.
- 국립환경과학원, 1998, 동북아 대기오염 장거리이동과 환경보전협력방안에 관한 조사(III).
- 국립환경과학원, 2006a, 장거리이동 입자상물질의 화학적 특성과 거동에 관한 연구(I).
- 국립환경과학원, 2006b, 대도시 대기질 관리방안 조사연구, 미세먼지 생성과정 규명과 저감 대책 수립.
- 국립환경과학원, 2007a, 장거리이동 입자상물질의 화학적 특성과 거동에 관한 연구(II).
- 국립환경과학원, 2007b, 수도권지역 미세먼지 오염 현상 해석 및 장래 예측.
- 국립환경과학원, 2008a, 비산먼지 배출량 산정방법 개선 및 도로재비산 실시간 측정방법 개발.
- 국립환경과학원, 2008b, 수도권지역 미세먼지 오염 현상 해석 및 이차먼지 생성변화를 예측.
- 국립환경과학원, 2009, PM2.5 대기환경기준 설정을 위한 전문가 토론회, 발표자료.
- 김용표, 1999, 동북아시아지역 대기오염 현황: 중국을 중심으로, 한국대기환경학회지, 15, 211-217.
- 김용표, 2006, 서울의 미세먼지에 의한 대기오염, 한국대기환경학회지, 22, 535-553.
- 김용표, 2009, 서울의 휘발성유기화합물 배출량 자료 검증, Particle and Aerosol Research, 5, 139-148.
- 서울특별시, 2009, 미세먼지와 경유차 배출 오염물질 대폭 감소. 서울공기 맑아졌다, 서울특별시 보건환경연구원 보도자료.
- 손영민, 한세현, 김정숙, 조 훈, 정용원, 2006, 이동먼지측정시스템을 이용한 청소차량의 도로먼지 제거효율 평가, 한국대기환경학회 2006 추계학술대회 논문집, 373-374.
- 신소은, 김용표, 2009, 고산에서의 에어로솔 추이, 한국대기환경학회 2009년 추계 학술대회논문집, 265-266.
- 이지이, 김용표, 배귀남, 박수미, 진현철, 2008, 서울시 도로변에서 입자상 다환방향족탄화수소의 농도 특성, 한국대기환경학회지, 24, 133-142.
- 이학성, 강충민, 강병욱, 이상권, 2005, 수용모델을 이용한 서울지역 미세입자(PM2.5)에 영향을 미치는 배출원 특성에 관한 연구, 한국대기환경학회지, 21, 329-341.
- 한국대기환경학회, 2008, 수도권 대기환경관리 기본계획 개선·보완 대책 마련을 위한 연구 공청회(2008. 12. 29) 자료집.
- 한지현, 이미혜, 김영성, 2008, 전국 도시대기 측정망의 2000~2005년 PM10 농도 군집분석, 한국대기환경학회지, 24, 300-309.
- 환경부, 1997, 산성비 감시 및 예측기술 개발, 제 2 단계 1차년도 보고서.
- 환경부, 2001, 환경백서 2001.
- 환경부, 2003, 환경통계연감 2003.
- 환경부, 2004, 수도권 지역 배출총량관리제 추진방향.
- 환경부, 2005a, 수도권 대기환경관리 기본계획.
- 환경부, 2005b, 환경오염질환 모니터링을 통한 위해성 관리방안 구축에 관한 연구.
- 환경부, 2007a, 환경백서 2007.

- 환경부, 2007b, 환경통계연감 2007.
- 환경부, 2008, 대기환경연보(2007) 2008.
- AIRPARIF, 2009, <http://www.airparif.fr/airparif/pdf/evoconst.pdf>
- Chang, Y.-M., C.-M. Chou, K.-T. Su, and C.-H. Tseng, 2005, Effectiveness of street sweeping and washing for controlling ambient TSP, *Atmospheric Environment*, 39, 1891-1902.
- Galloway, J. N. and D. M. Whelpdale, 1980, An atmospheric sulfur budget for eastern north America, *Atmospheric Environment*, 14, 409-417.
- Kanakidou, M., J. H. Seinfeld, S. N. Pandis, I. Barnes, F. J. Dentener, M. C. Facchini, R. van Dingenen, B. Ervens, A. Nenes, C. J. Nielsen, et al., 2005, Organic aerosol and global climate modelling: A review. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 5, 1053-1123.
- Kim, N. K., H.-J. Park, Y. P. Kim, and C.-H. Kang, 2009, Chemical composition change in TSP due to dust storm at Gosan, Korea: Do the concentrations of anthropogenic species increase due to dust storm?, in press, *Water, Soil & Air Pollution*. 204, 165-175, doi 10.107/s11270-009-0035-7, 2009.
- Laden, F., L. M. Neas, D. W. Dockery and J. Schwartz, 2000, Association of fine particulate matter from different sources with daily mortality in six US cities. *Environ. Health Perspect.*, 108, 941-947.
- Lee, J. Y. and Y. P. Kim, 2007, Source apportionment of the particulate PAHs at Seoul, Korea: Impact of long range transport to a megacity, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 7, 3587-3596.
- Lee, J. Y., Y. P. Kim, N. Kaneyasu, H. Kumata and C. H. Kang, 2008, Particulate PAHs levels at Mt. Halla site in Jeju Island, Korea: Regional background levels in northeast Asia, *Atmospheric Research*, 90, 91-98.
- 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, *Atmospheric Environment*, 40, 3724-3736.
- Lenschow, P., H.-J. Abraham, K. Kutzner, M., Lutz, J.-D., Preuß, and W. Reichenbacher, 2001, Some ideas about the sources of PM10, *Atmospheric Environment*, 35, S23-S33.
- Na, K., K.-C. Moon, and Y. P. Kim, 2002, Determination of non-methane hydrocarbon emission factors from vehicles in a tunnel in Seoul in May 2000. *Korean J. Chem. Eng.*, 19, 434-438, 2002.
- Na, K. and Y. P. Kim, 2007, Chemical Mass Balance Receptor Model applied to ambient C2-C9 VOC concentration in Seoul, Korea: Effect of chemical reaction losses, *Atmospheric Environment*, 41, 6715-6728.
- 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. Geophysical Research*, 109, D19S13, doi:10.1029/2003JD004110.
- Pueshel, R. F., J. F. Boatman, and R. S. Arts, 1988, Aerosols over the western Atlantic: Scale height, concentrations and fluxes, *Atmospheric Environment*,



22, 2371-2380.  
SEPA (State Environmental Protection Administration, China), 2008, 2006 Report on the State of the Environment in China ([http://english.mep.gov.cn/standards\\_reports/soe/SOE2006/200711/t20071106\\_112569.htm](http://english.mep.gov.cn/standards_reports/soe/SOE2006/200711/t20071106_112569.htm)), as in September 16, 2008.  
Seinfeld, J. H. and S. N. Pandis, 2006,

Atmospheric chemistry and physics, second edition, John Wiley & Sons, Inc., New Jersey, USA.  
UNEP (United Nations Environment Programme), 2003, DPR Korea: State of the environment, UNEP RRC.AP, Thailand.

최종원고채택 10. 02. 02