

도로 주변의 PM10, NOx 및 O₃의 시공간적 농도 분포 연구

Temporal and Spatial Distributions of PM10, NOx and O₃ around the Road

권 오 열* · 안 영 상¹⁾

서울산업대학교 환경공학과, ¹⁾서울산업대학교 에너지환경대학원
(2006년 5월 1일 접수, 2006년 6월 5일 채택)

O-Yul Kwon* and Young Sang An¹⁾

Department of Environmental Engineering, Seoul National University of Technology
¹⁾Graduate School of Energy and Environment, Seoul National University of Technology

(Received 1 May 2006, accepted 5 June 2006)

Abstract

PM10, NOx, and O₃ were measured at six locations, of which each three is horizontally and vertically distributed respectively, in an apartment complex around the heavily traffic road. Those were measured seven times a day with two hours interval starting from 8 o'clock in the morning for 15 days during May 2005 ~ September 2005.

PM10 and NOx showed high concentrations in rush hours while low concentrations in midday due to the direct emissions from automobiles in operation. Temporal variations of O₃ showed very much similar trend appeared in normal urban atmospheres.

The spatial distributions of PM10, NOx and O₃ showed that almost all of concentrations were higher in a row of Roadside > Surface at 130 m apart from the road > Surface at 230 m apart from the road > 3rd floor of apartment building > 15th floor of apartment building > 27th floor of apartment building.

Model equations, which can project spatial concentration distributions, were constructed by combining the horizontal and the vertical linear regression equations derived from six mean values corresponding to six measuring locations.

According to inter-comparison of PM10, NOx, and O₃ with the constructed model equations, concentration gradients were higher in a row of Vertical direction of NOx > Vertical direction of PM10 > Horizontal direction of NOx > Horizontal direction of PM10 > Vertical direction of O₃ > Horizontal direction of O₃. Why concentration gradient of particulate PM10 is lower than that of gaseous NOx is in question, and should be studied.

Key words : PM10, NOx, O₃, Temporal and spatial distribution, Model equations

*Corresponding author.
Tel : +82-(0)2-970-66166, E-mail : oykwon@snut.ac.kr

1. 서 론

2002년도 기준으로 전국 대기오염물질 중 PM10은 43.4%, NOx는 42.2%가 자동차 등의 도로이동오염원으로부터 배출되며, 서울의 경우는 더욱 심하여 서울시 배출량 중에 PM10이 73.8%, NOx는 61.1%가 도로이동오염원으로부터 배출되었다(환경부, 2005). 미세먼지인 PM10은 호흡기에 침투하여 폐에 쌓여 기관지 영향과 폐암 등을 유발하는 것으로 알려져 있고, NOx도 그 자체로 독성을 가지고 있지만 자동차로부터 배출되는 탄화수소류와 함께 광화학반응과정에서 O₃을 생성하여 건강을 위협한다.

최근 들어 서울을 비롯한 대도시에서는 단독주택보다 아파트 등의 공동집단주택 형태로 변모하고 있고 점점 더 고층화되어 가고 있는 실정이다. 따라서 집단주거시설은 필연적으로 교통수요를 유발하면서 아파트 등의 주변으로 교통량이 많이 늘어나게 된다. 교통량이 많은 도로에 인접하고 있는 아파트 등의 공동주택은 자동차 배출오염물질로 인하여 대기오염의 심각성이 더 해진다. 정부에서도 자동차 배출원의 심각성을 인지하고 자동차 공해관리에 전력을 하고 있는 모습으로 최근 「수도권대기환경개선에 관한 특별법」등을 마련하면서까지 자동차 공해관리에 전력을 다하고 있는 실정이다. 또한 도로변 대기질의 상시측정망을 운영하면서 지속적인 모니터링을 해 나가고 있다.

최근 들어서 고층화하고 있는 도심의 아파트단지 등에서는 도로배출오염물질의 공간적 확산에 의하여 아파트 층고나 도로에서의 이격거리 등에 따라서 대기오염의 영향 정도가 달라질 것으로 판단된다. 따라서 도로 배출된 오염물질의 공간적 확산 특성을 파악하는 것이 시급히 요구됨에도 불구하고 아직까지 행하여진 연구는 없는 실정이다. 현재까지 진행되고 있는 도로 배출원에 대한 연구나 관리는 도로변의 임의의 위치에서 특정 대기오염물질의 측정 및 분석(이병규 등, 2004; 김미현 등, 2002; 신동천 등, 1996), 도로 배출원의 확산 모델링(정진상 등, 2005; 장미숙 등, 1994) 등에 집중하고 있으며, 시·공간적인 측정을 통한 입체적인 분석은 거의 없는 실정이다.

따라서 본 연구는 도로에서 주행하고 있는 자동차

로부터 배출되는 대기오염물질인 미세먼지, 질소산화물과 휘발성유기화합물의 광화학반응 과정에서 생성되는 오존에 대하여 도로주변의 지표면과 고층에 대하여 공간적 분포를 분석할 수 있도록 다수의 측정 위치를 선정하고 각 측정위치에서 지속적으로 측정하여 대기오염물질 각각의 시·공간적 분포 특성뿐만 아니라 오염물질 사이의 특성을 비교 분석함으로써 대기오염물질의 대기 중 확산 특성을 살펴보고 이를 바탕으로 공간의 농도분포를 표현할 수 있는 간단한 모델식을 도출하고자 하였다.

2. 실험 방법

본 연구의 대상 도로 및 주변지역은 서울시 노원구 월계동에 위치한 국철 1호선 석계역 주변의 G아파트단지를 선정하였다.

그림 1에 나타나 있듯이 G아파트 단지의 남측 면은 동서로 나 있는 화랑로와 서울의 내부순환도로인 북부간선도로가 지나가고 있으며 동측 면은 남북으로 중앙천이 흐르며 중앙천변의 동부간선도로가 위치하여 자동차로 인한 대기오염의 영향을 많이 받는다. 그러나 G아파트의 서측 면은 국철 노선과 작은 지선도로가 위치하고 있으며 북측 면은 다른 아파트 단지로 차량 통행으로 인한 대기오염의 영향이 상대적으로 미미할 것으로 판단된다. 본 연구에서는 공간적인 분포를 측정하기 위하여 G아파트 단지 지역에서 6개 지점을 측정점으로 선정하였으며, 선정의 이유는 다음과 같다. 남측 도로와 동측 도로 통행량으로 인한 영향을 고려하여 고도별 농도 비교를 위해서 남측과 동측 코너에 위치한 동에 대하여 3층, 15층 및 27층의 아파트 복도를 정하였고, 도로로부터의 이격거리별 농도비교를 위해서 아파트 단지 남측과 동측 코너에 가까운 도로변과, 도로변에서 대각선으로 100m, 200m 이격거리의 지점에서 측정을 실시하였다.

측정일시는 5월 중(5월 20일부터 5월 28일 사이), 7월 중(7월 20일부터 7월 26일 사이) 및 9월 중(9월 24일부터 9월 28일 사이)에 비가 오지 않고 대체로 맑은 날을 택하여 각 5일간 총 15일 동안 측정하였다.

PM10은 휴대용 먼지 측정기기인 Turkey사의

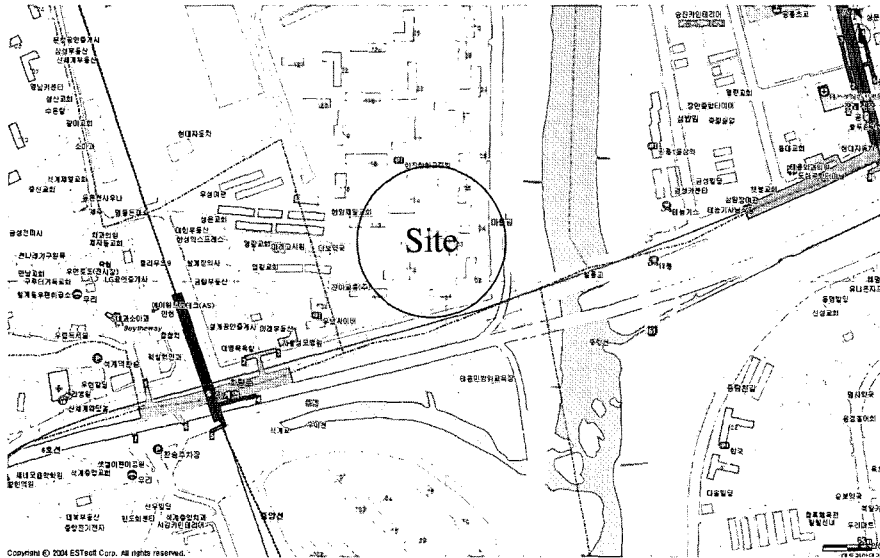


Fig. 1. Sampling site of this study.

Table 1. Summary of the experiment.

| | |
|-----------------------------------|--|
| Experimental site | “G” APT, Wolgye-dong, Nowon-Gu, Seoul (Located on the corner of Dongbu Ganseon Ro and Naebu Sunwhan Ro |
| Experiments and analytical method | PM10 : Portable (Dust Mate, Turkey Ltd.) NOx : Passive Saltzman Method in Standard test method O ₃ : Neutral Buffered KI Method in Standard test method |
| Experimental period | 15 days between May 2005 and September 2005 Sampling every 2 hours from 8 to 20 O'clock |
| Sampling locations | 6 locations Roadside (30 m apart from center of main road) Surface 1 (130 m apart from center of main road) Surface 2 (230 m apart from center of main road) 3rd floor of “G” APT (70 m apart horizontally from the center of main road and 7.5 m apart vertically from the surface) 15th floor of “G” APT (70 m apart horizontally from the center of main road and 43.5 m apart vertically from the surface) 27th floor of “G” APT (70 m apart horizontally from the center of main road and 79.5 m apart vertically from the surface) |

Dustmate 2대를 이용하여 오전 8시부터 오후 8시까지 2시간 간격으로 10분 평균농도를 측정하되, 6개소를 측정하여야 하기 때문에 2시간 간격으로 측정 위치로의 이동시간을 포함하여 1시간 이내에 측정을 마쳤다. Dustmate의 측정범위는 0~6,000 µg/m³이며 검출한계는 0.01 µg/m³로서 시험 전에 기기의 정도 관리를 위하여 제품 취급서에 교정을 의뢰한 후에

측정하였다. 질소산화물과 오존의 측정은 대기오염공정시험법 상의 수동샬츠만법과 중성요오드화칼륨법을 각각 적용하였다. 공기시료의 채취는 3대의 Handy Sampler를 사용하였으며, 각 Sampler에 연결된 흡수병에 흡수액을 채운 후 모두 2L/min의 유량으로, 흡수시간은 10분으로 하여 태양광선에 노출시키지 않고 흡수액에 흡수시켰다. 흡수된 흡수액은 바

Table 2. Meteorological condition during experimental period.

| Period | Statistics | Wind direction | Wind velocity (m/s) | Temperature (°C) | Atmospheric stability | Mixing height (m) |
|-----------|------------|----------------|---------------------|------------------|-----------------------|-------------------|
| 5/20~5/28 | Mean | SE | 2.77 | 21.01 | 2.26 | 667 |
| | Std. Dev. | | 1.19 | 3.40 | 1.10 | 315 |
| | Std. Err | | 0.11 | 0.33 | 0.11 | 30 |
| 7/20~7/26 | Mean | SE | 2.31 | 30.30 | 2.16 | 581 |
| | Std. Dev. | | 0.96 | 2.23 | 1.02 | 227 |
| | Std. Err | | 0.10 | 0.24 | 0.11 | 24 |
| 9/24~9/28 | Mean | S | 1.72 | 23.04 | 2.32 | 666 |
| | Std. Dev. | | 0.71 | 2.16 | 1.40 | 196 |
| | Std. Err | | 0.09 | 0.28 | 0.18 | 25 |

로 시료셀에 옮겨서 냉암 보관하여 실험실로 옮긴 후 흡광도를 측정하였다. 질소산화물과 오존도 2시간 간격으로 3대의 샘플러로 6개소를 측정하여야 하기 때문에 (각 1대로 2개소 측정) PM10의 측정과 마찬가지로 측정위치의 이동시간, 채취기구의 세팅 등을 포함하여 1시간 이내에 실험을 완료하였다. 질소산화물은 바탕시험용 흡수액, 아질산나트륨 표준용액을 이용하여 제조한 4개의 대조액과, 채취한 시료흡수액을 550 nm에서 흡광도를 측정하여 검량선법으로 채취시료의 질소산화물의 농도를 계산하였다. 오존도 바탕시험용 흡수액, 요오드 용액을 이용하여 제조한 4개의 대조액과, 채취한 시료흡수액을 352 nm에서 흡광도를 측정하여 검량선법으로 채취시료의 오존 농도를 계산하였다.

측정기기 사이의 측정오차를 평가하기 위하여, 실험기간 이외의 1일 동안 서울산업대학교 정문 주변의 자동차 통행이 많은 도로변에서 동일한 측정항목과 동일한 측정 및 분석방법으로 PM10 측정기기인 Dustmate 2대와 3대의 Handy sampler를 동시에 가동하여 오전 8시부터 2시간 간격으로 오후 8시까지 7회 측정하였다. 7회 측정 결과, 2대의 Dustmate의 PM10 평균값에 대하여 편차가 가장 작은 경우는 -0.94~+0.94%, 가장 큰 경우는 -3.74~+3.74%로서 평균적인 편차는 -1.89~+1.89%였다. 질소산화물에 있어서는 -2.65~+1.32%의 가장 작은 편차와 -8.51~+8.51%로 편차가 가장 커서 평균 -5.53~+4.96%의 편차를 보였다. 오존의 경우는 가장 작은 편차는 -0.58~+0.36%, 가장 큰 편차는 -8.39~7.04%로서 평균 -3.87~+3.41%로 나타났다.

3. 결과 및 고찰

3.1 측정 시기의 기상 특성

표 2는 기상청의 서울지역의 기상 자료를 이용하여 측정기간 동안의 기상특성을 분석한 결과를 나타내고 있다. 사용된 기상자료는 1시간 평균을 나타내는 자료이며, 분석에 적용된 풍향은 바람장미도의 주 풍향 개념과는 달리 매 시간의 풍속방위를 평균화한 값이다. 또한, 대기안정도는 Turner (1969)의 안정도 계급(1=강불안정, 2=보통불안정, 3=약불안정, 4=중립, 5=약안정, 6=강안정)을 이용하였다. 대기의 안정도는 강한 불안정으로 갈수록 대기오염물질의 확산현상이 크게 일어나고, 반대로 강한 안정으로 갈수록 확산현상은 제한된다는 것을 의미한다. 5월, 7월 및 9월에 대하여 각각 분석한 결과, 풍향은 평균적으로 남동풍~남풍으로 불어서 실험지역의 남측 도로변의 배출오염물질이 측정위치인 G아파트단지로 확산되는 것으로 판단되지만, 평균풍속이 5월에 2.77 m/s에서 9월의 1.72 m/s로 작게 나타나고 있고 또 실험의 대상공간에 있어서 풍속 및 풍향은 지역의 공간 구조 형태에 의존하여 달라지기 때문에 측정결과에 미치는 영향을 논하기는 어렵다. 그러나 대기의 확산특성을 반영하는 대기안정도는 평균적으로 2.16(7월)~2.32(9월)로서 보통의 불안정 상태로 나타났으며, 혼합고 역시 평균 581~667 m로 나타났다. 따라서 본 연구의 실험대상 공간인 고도 100 m, 도로변 수평거리 200 m 이내의 공간에서 약한 풍속과 대기의 불안정 상태 및 충분한 혼합고는 도로 배출오염물질의 시공간적 확산을 검토하기에 적절한 것으로 판단된다.

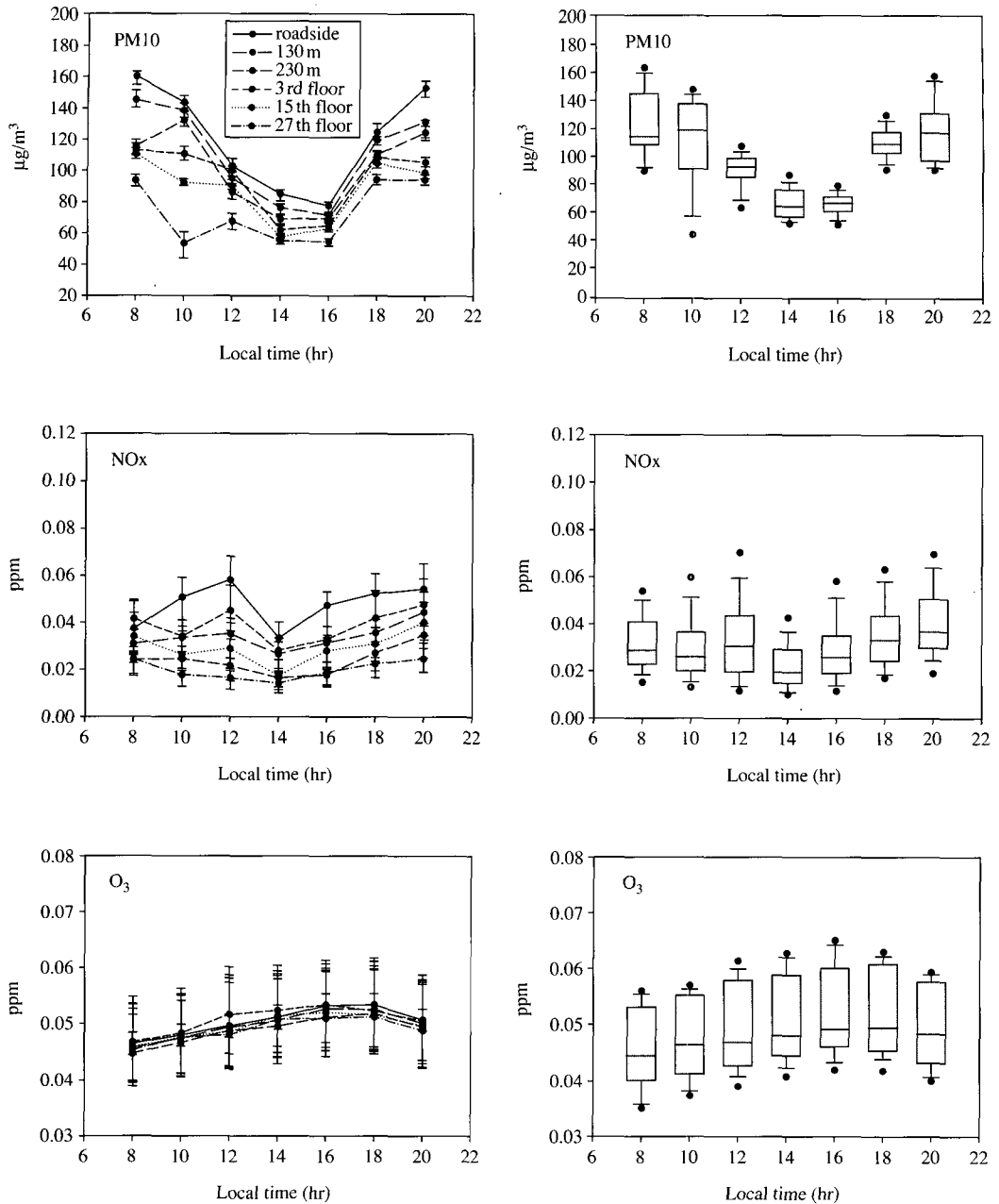


Fig. 2. Temporal variations of PM10, NOx, and O₃ (Left-side graphs for 6 measuring locations and Right-side graphs for whole measurements).

3.2 도로 주변의 농도분포의 시간적 변화

PM10, NOx, 및 O₃의 전체 측정 결과를 6개 측정 위치에서의 시간대별 평균농도에 대한 시계열 분포

를 그림 2의 왼쪽에 나타내었다. 그림에서 각 점은 15회 측정값의 평균을 의미하며 점의 위 수염은 75 percentile 값, 아래 수염은 25 percentile을 나타내어

서 아래위 수염내의 범위는 15회 측정치의 50%를 의미한다. 또한 그림 2의 오른쪽 그림은 각 시간대별로 전체위치에서 측정된 값 90개씩을 종합하여 상자수염으로 나타내었다. 상자 내 선은 중앙값, 상한선은 75 percentile, 하한선은 25 percentile, 위 수염은 90 percentile, 아래 수염은 10 percentile이며, 위 점은 95 percentile, 그리고 아래 점은 5 percentile을 표시한다.

PM10의 경우를 보면 6개 측정 위치에서의 결과들이 측정을 시작한 오전 8시경에 최대 농도를 보이고 오후 2시경까지 점진적으로 농도가 낮아지고 다시 오후 4시경부터 농도값이 상승하고 있음을 보여주고 있다. 또한 각 측정 위치에서의 농도를 시간대별로 살펴보면 거의 전체 시간대에 걸쳐서 도로변 → 130 m (지표면) → 230 m (지표면) → 3층 → 15층 → 27층의 순으로 농도가 낮아지고 있다. 특히 주목할 만한 점은 오전 8시에서 10시경과 오후 8시경에는 12시에서 오후 6시경에 비하여 상대적으로 높은 농도를 보이면서도 측정위치 사이에도 농도의 분포 폭이 크게 나타나고 있다. 예를 들면 오전 8시경 도로변의 농도가 160 µg/m³을 상회하는 반면에 27층 위치에서의 농도는 93 µg/m³ 정도로 약 67 µg/m³의 차이를 보이는 반면에 오후 4시경에는 도로변 77 µg/m³, 27층 54 µg/m³로서 23 µg/m³ 정도의 차이를 보여주고 있다. 이러한 결과는 출퇴근 시간대에 교통량 집중으로 인하여 자동차 운행에서 발생하는 미세먼지의 증가와 아울러 대기의 안정도가 큰 역할을 하는 것으로 추정된다. 그림 3은 실험 기간 동안에 나타난 시간대별 평균 대기안정도로서 각 점은 21회 측정값의 평균, 위 수염은 75 percentile 값, 아래 수염은 25 percentile을 의미한다. 출퇴근 시간대에는 약한 불안정에서 중립, 그리고 안정 상태로 나타나고 있는 반면에 낮 시간대에는 대부분 강한 불안정에서 보통 불안정으로 나타나고 있어서 출퇴근 시간대에서는 확산현상이 잘 일어나지 않으므로 고도에 따른 농도차가 크게 나타난 것으로 판단된다.

NOx 농도는 주 배출원이 자동차 운행이기 때문에 주거·상업지역으로 주로 구성되는 도시 지역에서는 출근시간에 높게 나타난다(Na *et al.*, 2005). 그 이후 태양광의 증가로 NOx의 광화학반응 과정에 자동차 배출가스로 인한 탄화수소류가 관여하여 생성된 카보닐 화합물과 반응하여 PAN (PeroxyacetylNitrate)을 생성시키면서 (Atkinson, 2003; Brasseur *et al.*, 1999)

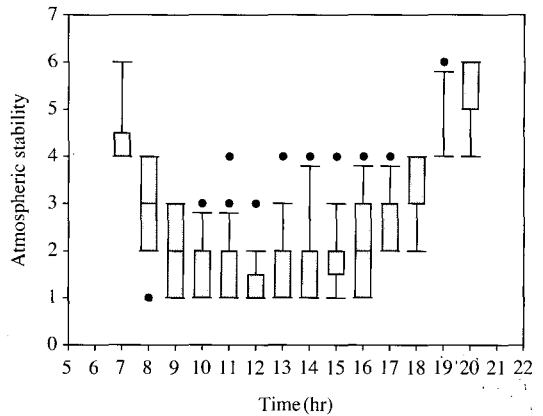


Fig. 3. Hourly atmospheric stability during experimental period.

NOx는 점진적으로 감소하게 되며 퇴근시간대로 갈수록 태양광의 감소와 함께 서서히 증가하는 경향을 보인다. 본 실험에서는 NOx의 농도 측정이 8시경 이후부터 시작되어서 출근시간대의 고농도를 측정하지는 못하였다. 6개 측정소를 살펴보면 일부 예외는 있지만 대체로 PM10의 경우와 마찬가지로 거의 전체 시간대에 걸쳐서 도로변 → 130 m (지표면) → 230 m (지표면) → 3층 → 15층 → 27층의 순으로 농도가 낮아지고 있다. 측정된 농도는 15회 평균농도로서 도로변 12시경 0.0581 ppm을 최대, 27층 2시경 0.0226 ppm을 최소로 하는 범위에 있었다. 그러나 각 측정 위치의 시간대별 변화는 다소 다르게 나타나고 있다. 도로변을 포함한 지표면은 오전 8시부터 12시경까지 도로변에서 이격거리가 커질수록 증가속도가 낮아지는 하지만 지속적으로 증가하는 양상을 보이고 있으며, 12시에서 오후 2시경에는 감소하고 그 이후 다시 증가하는 경향을 보인다. 반면에 고층으로 올라가면서는 지표면 측정 경향과 유사하지만 오전 8시부터 12시경까지 지표면 측정 경향과 반대로 서서히 감소하는 현상을 나타내고 있다. 도로변을 포함한 지표면에서 오전에 증가하는 경향을 보인 것은 도시대기중의 일반적인 농도분포와 다르게 나타난 결과이다. 이러한 결과는 자동차 배출량이 도로변에 도달하는 속도가 태양광이 미약한 오전에 광화학반응에 의한 NOx의 감소율을 초과하는 것으로 추정된다.

O₃은 NOx와 탄화수소류가 태양광에 의한 광화학반응에 참여하면서 O₃ 농도가 증가하게 된다. 도시에

있어서는 NOx와 탄화수소류의 주 발생원이 자동차 배출가스이기 때문에 여름철 고온 환경에서 O₃ 농도가 증가하게 된다. 일반적인 도시대기 환경, 특히 서울에서의 오존농도는 오전 7~8시경 최저점에서 증가하기 시작하여 오후 2시에서 4시경 사이에 정점에 도달한 후 점차 감소하는 경향을 보이는데 (김민영 등, 1989) 본 실험의 결과도 유사한 경향을 보여주고 있다. O₃ 농도의 경향은 PM10이나 NOx와 달리 전체 시간에 걸쳐 매우 균일한 변동 폭을 보여주고 있다. 거의 모든 시간대와 위치에서 50%의 측정값이 평균값±0.007 ppm 이내에 있다. 이러한 균일한 농도 분포는 PM10이나 NOx는 주 배출원인 도로로부터 확산을 하기 때문에 거리에 따라 감소하지만 O₃의 생성에 기여하는 인자는 도로 배출원 이외에도 태양광을 포함한 다양한 인자가 존재하기 때문에 측정위치에 따른 변동폭은 미미한 편이다.

3.3 도로 주변의 농도분포의 공간적 변화

도로 주변 농도의 공간적 분포를 분석하기 위하여 PM10, NOx 및 O₃에 대하여 도로변을 포함한 지표면 측정값에 대한 수평 방향으로의 농도변화와 3층, 15층 및 27층의 측정값에 대한 수직 방향으로의 농도변화를 선형회귀선으로 그림 4에 나타내었다.

그림에서 점은 각 측정위치에서의 측정값 평균(총 15일간 일일 2시간 간격으로 7회 측정하여서 총 105개의 측정값)을 나타내고 위 아랫수염은 각각 75 및 25percentile을 표시한다. 그림에서 사각점은 도로의 중심으로부터 30 m 이격된 도로변 (Roadside), 130 m 이격된 지표면과 230 m 이격된 지표면에서의 평균값과 이에 대한 수평 방향의 선형회귀선이다. 또한 원형점은 도로의 중심에서 70 m 이격된 아파트의 3층 (지표상 7.5 m), 15층 (지표상 43.5 m) 및 27층 (지표상 79.5 m)에서의 측정값 평균과 이에 대한 수직 방향의 선형회귀선이다.

PM10, NOx 및 O₃에 대한 선형회귀분석 결과에 대한 회귀식을 표 3에 정리하였다. 일반적으로 대기 오염물질의 확산은 비선형적인 관계를 보이지만 본 연구의 경우에는 선형함수로 가정하여 회귀식을 도출한 결과, 회귀계수 R²가 PM10, NOx 및 O₃의 수평 및 수직 회귀식 모두에서 0.957에서 1.000 사이로 양호한 결과를 보여서 선형함수로 가정하여도 문제가 없을 것으로 판단된다. 이에 대한 이유는 연구의 대

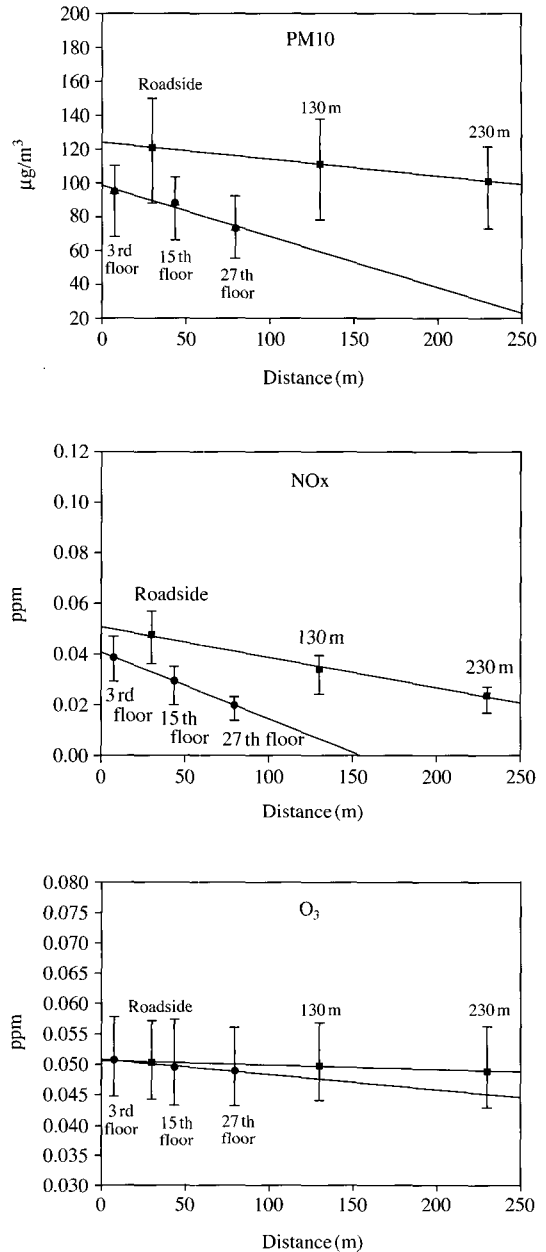


Fig. 4. Regressions for horizontal and vertical distributions of PM10, NOx, and O₃.

상 공간이 수평 방향으로 약 250 m, 수직방향으로 100 m 정도로 소규모이기 때문에 비선형 거동의 확산 특성을 선형 거동으로 가정함으로써 발생하는 오차가 무시할 만하기 때문이다. 그러나 연구대상 공간

Table 3. Summary of the horizontal and vertical regressions and constructed model equations for spatial distributions of PM10, NOx, and O₃.

| | Linear regression | R ² | Constructed model equations |
|----------------|--|----------------|---|
| PM10 | Horizontal $C_{h,PM10} = -0.100h + 124.0$ | 1.000 | $C_{h,v,PM10} = 108.0 - 0.100h - 0.302v$ |
| | Vertical $C_{v,PM10} = -0.3022v + 98.5$ | 0.956 | |
| NOx | Horizontal $C_{h,NOx} = -0.00012h + 0.05066$ | 0.993 | $C_{h,v,NOx} = 0.0507 - 0.00012h - 0.00026v$ |
| | Vertical $C_{v,NOx} = -0.00026v + 0.04073$ | 1.000 | |
| O ₃ | Horizontal $C_{h,O_3} = -0.0000075h + 0.05060$ | 0.986 | $C_{h,v,O_3} = 0.0507 - 0.0000075h - 0.000025v$ |
| | Vertical $C_{v,O_3} = -0.000025v + 0.05079$ | 0.957 | |

*h and v represent horizontal and vertical distances in meters, respectively.

이 확대될 경우에는 오차가 확대될 수 있기 때문에 선형 거동의 가정에는 신중을 기하여야 할 것으로 생각된다.

각 오염물질에 대하여 임의의 공간상의 농도를 나타낼 수 있는 모델농도식(Constructed Model Equations)을 수평회귀식과 수직회귀식을 이용하여 구성하고 그 결과를 표 3에 함께 제시하였다. 공간상의 농도 $C_{h,v,PM10}$, $C_{h,v,NOx}$, C_{h,v,O_3} 을 산출함에 있어, 동일한 측정 위치를 나타내는 수직회귀식의 원점 ($v=0$ m, 도로의 중심에서 70 m 이격된 지표면)과 수평회귀식의 도로중심에서 70 m 이격된 지표면 ($h=70$ m)에서의 농도가 이론적으로 일치하여야 하지만 정확하게 일치하지는 않는다. NOx는 거의 일치하는 반면에 PM10과 O₃은 약간의 차이가 발생하여 공간 농도의 원점(도로 중심의 지표상)의 농도값을 약간 조정하였다.

회귀선의 기울기는 각 오염물질의 농도분포의 구배를 대변한다고 할 수 있다. 즉 기울기가 크면 농도분포의 구배가 크고 기울기가 작으면 농도분포의 구배가 작다. PM10과 NOx는 수평방향과 수직방향의 기울기가 커서 농도 분포의 구배가 큰 반면 O₃은 수평방향으로 농도분포의 구배가 거의 나타나지 않고 있으며 수직 방향으로도 약하게 나타나고 있다. 또한 모든 오염물질이 수평농도분포의 구배보다는 수직농도분포의 구배가 크게 나타났다.

그러나 오염물질간의 농도구배 비교는 농도의 단위와 농도스케일이 다른 관계로 직접비교하는 것이 곤란하므로 다음과 같이 원점에서의 농도를 단위농도로 환산하여 기울기를 비교할 수 있다. 즉 $C_{h,v} = a - b \cdot h - c \cdot v$ (여기서 a: 원점에서의 농도, b: 수평방향의 농도구배, c: 수직방향의 농도구배, h: 수평거리, v: 수직거

Table 4. Normalized model equations for spatial distributions of PM10, NOx, and O₃.

| | Normalized model equations |
|----------------|--|
| PM10 | $C_{h,v,PM10}/108.0 = 1.0 - 0.000926h - 0.002796v$ |
| NOx | $C_{h,v,NOx}/0.0507 = 1.0 - 0.002367h - 0.005128v$ |
| O ₃ | $C_{h,v,O_3}/0.0507 = 1.0 - 0.000148h - 0.000493v$ |

리)에 대하여 양변을 원점에서의 농도 a로 나누어주면 $C_{h,v}/a = 1 - b/a \cdot h - c/a \cdot v$ 로 되어서 b/a가 수평방향의 농도분포구배, c/a가 수직방향의 농도분포구배로 오염물질간의 농도분포 특성을 비교할 수 있다. 원점에서 단위농도로 환산된 모델식(Normalized Model Equations)을 나타낸 표 4에 의하면 농도구배는 NOx의 수직방향 > PM10의 수직방향 > NOx의 수평방향 > PM10의 수평방향 > O₃의 수직방향 > O₃의 수평방향의 순이다.

이 결과로부터 추론하여 보면 우선 O₃의 수직 및 수평방향의 농도구배는 매우 작은데 이는 O₃의 생성이 도로의 자동차주행에서 발생하는 것이 아니라 대기 중에서 광화학 반응과정에서 생성되는 물질이므로 전체 공간이 발생원이 되기 때문이다. 물론 약간의 편차는 생성에 기인하는 인자들의 불균형으로 발생할 수 있다. NOx와 PM10의 경우, 수직방향의 농도분포구배가 수평방향의 농도분포구배보다 크다는 것은 도로 발생원이 수직방향보다는 수평방향으로의 확산 속도가 빠르다는 것을 의미한다. 대기오염물질의 확산은 대기의 안정도에 따른 수직 상하 이동과 수평방향의 바람에 의한 이동으로 구성되는데 바람에 의한 이동속도가 빠르기 때문에 수직확산보다 수평확산이 큰 것으로 판단된다. 그러나 이론적으로 가스상 물질인 NOx의 확산이 입자상 물질인 PM10의

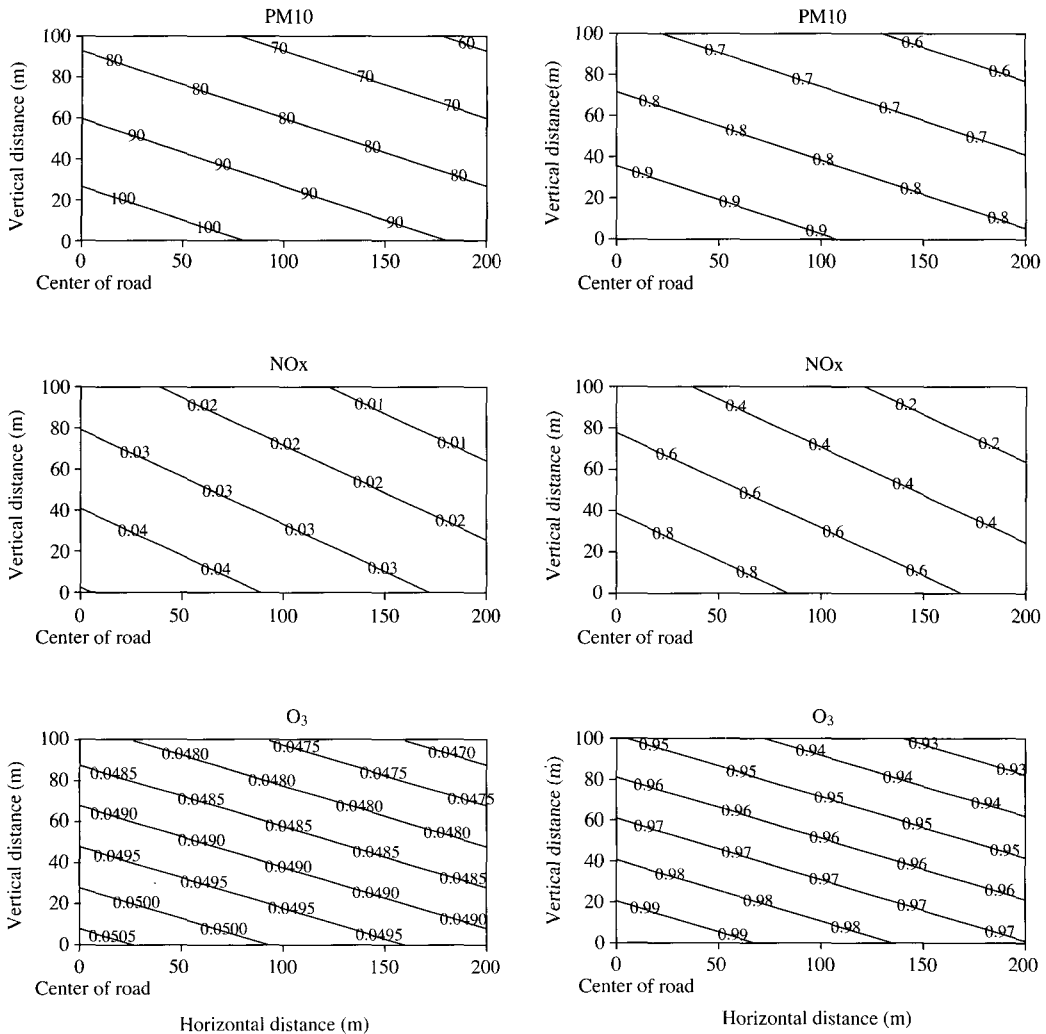


Fig. 5. Model-based spatial distributions of PM10, NOx, and O₃ (Left-side graphs : Constructed, Right-side graphs : Normalized).

확산보다는 빠르게 진행되어야 함에도 수평방향 또는 수직방향의 동일조건에서 NOx의 농도분포 기울기가 PM10의 기울기보다 크게 나타나고 있다. 이것을 설명할 수 있는 자료가 없으나 이론적으로 가능한 설명을 한다면, NOx의 발생원이 거의 전적으로 도로의 자동차 운행 배출에 의존하는 반면에 PM10은 자동차 운행에 의한 배출과 아울러 공간 내에서 발생원이 많이 존재하므로 인하여 나타나는 현상이거나 NOx의 확산과정에서 NOx의 소멸을 일으키는 반응이 빠르게 일어나거나 하는 추론을 할 수 있다.

유도된 모델 농도식을 이용하여 수평 및 수직 원점인 도로 중심 지표면을 기준으로 하여 수평방향으로 250 m, 수직방향으로 100 m의 대상영역에 대하여 농도분포를 계산하여 그림 5에 등농도 곡선으로 나타내었다. 왼쪽 그림은 모델농도식을 적용하여 나타낸 것이며 오른쪽 그림은 농도분포의 구배를 비교할 수 있도록 모델농도식을 원단위로 전환한 후 등농도로 나타내었다. 오른쪽 그림에서 보면 오존의 농도는 원점인 1과 가장 먼 거리인 오른쪽 상단의 0.93 정도와 약 7% 정도의 농도차를 갖는 반면에, PM10은

45% 정도, NO_x는 거의 90% 이상의 농도 차이를 보여주고 있어서, 각 오염물질 간의 분포 특성이 다르게 나타남을 확인시켜 주고 있다.

4. 결 론

도로 자동차 주행으로 인하여 발생하는 PM10, NO_x와 자동차 배출가스가 주된 요인이 되어 발생하는 O₃의 시공간적 분포를 이해하기 위하여, 서울시 노원구 월계동에 위치한 G아파트 단지를 대상으로 도로주변의 수평과 수직방향으로 6개소의 측정위치에서 2005년 5월부터 9월 사이에 15일간 오전 8시부터 오후 8시까지 2시간 간격으로 측정하여 분석한 결과 다음과 같은 결과를 얻었다.

PM10의 일중 변화는 오전 8시부터 4시경까지 감소한 후 다시 증가하였고, NO_x와 O₃은 대체로 도시대기의 일반적인 경향을 나타내었는데, 오전 8시부터 오후 8시까지 사이에 NO_x는 오후 2시경까지는 감소한 후에 다시 증가하는 양상을 보였으며 O₃은 오후 4시경까지 상승한 후에 감소하는 경향을 보였다. 일중 변화 분석의 결과 도로의 교통량으로부터 주로 배출되는 PM10과 NO_x는 출퇴근 시간대에 높은 농도를 보이고 낮 시간대에 감소하는 현상을 나타내고 있으며, O₃은 광화학반응 생성물로서의 전형적인 모습을 나타내었다. 그러나 NO_x와 O₃은 공간위치별 농도의 편차가 거의 균일한 양상을 보인 반면에 PM10은 오전과 오후의 고농도 기간에 공간위치별 농도차이가 크게 나타나는 점과 도로변에서 NO_x농도가 오전에 증가하는 등의 경우는 향후 연구를 통하여 규명할 필요가 있었다.

PM10, NO_x와 O₃의 공간적 분포특성은 일중 변화에서는 거의 대부분의 경우 도로변 > 130 m 이격 지표면 > 230 m 이격 지표면 > 아파트 3층 > 아파트 15층 > 아파트 27층의 순으로 농도가 높았다.

농도의 시간 변화를 배제하고 6개 측정위치에서의 총 측정값을 평균화하여 공간에 대한 농도분포 특성을 수평 및 수직방향의 선형회귀분석을 토대로 구성된 공간 농도모델식으로 PM10, NO_x 및 O₃을 비교 분석한 결과, 공간 위치 간 농도구배는 NO_x의 수직방향 > PM10의 수직방향 > NO_x의 수평방향 > PM10의 수평방향 > O₃의 수직방향 > O₃의 수평방향의 순

으로 크게 나타나서 공간내 농도분포구배는 발생원이 공간 전체인 O₃이 가장 작고, PM10과 NO_x는 수평방향의 농도구배가 수직방향의 농도구배보다 적어서 수직방향의 확산보다는 수평방향의 확산이 큰 것으로 나타났다. 그러나 수평과 수직방향 모두 입자상 물질인 PM10의 농도편차가 가스상물질인 NO_x의 농도구배보다 적게 나타난 것에 대해서는 추론은 가능하지만 구체적인 결과를 얻기 위한 연구가 요구된다.

본 연구 결과는 특정지역의 특정시기에 수행하여 도출된 결과로서 도로주변의 시공간적 분포에 대한 일반적인 결과를 나타내지는 못하지만, 도로배출 오염원으로 인한 시공간적 분포를 확인할 수 있는 기초 연구로서 의의가 크다고 할 수 있다. 향후 다양한 대기환경조건과 다양한 지역 등에서 많은 연구를 수행한다면 보다 일반적인 결과를 얻을 수 있을 것으로 기대된다.

참 고 문 헌

김미현, 박상근, 백성욱(2002) 대도시 교통밀집지역 도로변 대기 중 휘발성유기화합물의 농도분포 특성, 한국대기환경학회지, 18(2), 113-126.

김민영, 강희근, 이완중, 이상철, 장봉훈, 박성배(1989) 오존 농도의 동태 및 영향인자에 관한 연구, 한국대기보전학회지, 5(2), 55-71.

신동천, 임영욱, 박성은, 정용(1996) 교통 혼잡지역의 대기 부유분진 중 유기혼합물에 의한 발암위해성 평가, 한국대기보전학회지, 12(5), 567-576.

이병규, 정의량, 김단엽, 강재구, 김인선, 정광륜, 김정기, 김애리(2004) 울산지역내 고속도로변에서의 미세 먼지 농도 분석, 한국대기환경학회 2004 추계학술대회 논문집, 403-404.

장미숙, 이진홍(1994) 차량 배출물로 인한 고속도로변 CO 및 TSP의 단기 오염 농도의 평가, 한국대기보전학회지, 10(3), 197-202.

정진상, 이철규, 이한림, 박정은, 김영준(2005) LP-DOAS를 이용한 고속도로변의 이산화질소 농도 관측 및 선오염원 확산모델과의 비교, 한국대기환경학회 2005 춘계학술대회 논문집, 284-285.

환경부(2005) 환경백서.

Atkinson, R. (2003) Gas-phase tropospheric chemistry of organic chemistry: a review, Atmospheric Environment, 24A, 1-41.

Brasseur, G.P., J.J. Orlando, and G.S. Tyndall (1999) Atmos-

pheric Chemistry and Global Science, Oxford Univ. Press, 465-486.
Na, K., K.C. Moon, and Y.P. Kim (2005) Source contribution to aromatic VOC concentration and ozone forma-

tion potential in the atmosphere of Seoul, Atmospheric Environment, 39, 5517-5524.
Turner, D.B. (1969) Workbook of Atmospheric Dispersion Estimates, Washington, D.C.: HEW.