

## 서울시 도로변에서 입자상 다환방향족탄화수소의 농도 특성

### The Characteristics of Particulate PAHs Concentrations at a Roadside in Seoul

이지이\* · 김용표 · 배귀남<sup>1)</sup> · 박수미<sup>1)</sup> · 진현철<sup>1)</sup>  
이화여자대학교 환경학과, <sup>1)</sup>한국과학기술연구원 환경기술연구원  
(2007년 1월 30일 접수, 2008년 2월 12일 채택)

Ji Yi Lee\*, Yong Pyo Kim, Gwi-Nam Bae<sup>1)</sup>, Su-Mi Park<sup>1)</sup> and Hyun-Chur Jin<sup>1)</sup>  
*Department of Environmental Science and Engineering, Ewha Womans University,*  
*<sup>1)</sup>Center for Environmental Technology Research, Korea Institute of Science and Technology*  
(Received 30 January 2007, accepted 12 February 2008)

#### Abstract

Five intensive measurements of particulate PAHs were made at a roadside in Seoul from May 2005 to June 2006. The average concentration of particulate PAHs was  $15.1 \pm 10.6 \text{ ng m}^{-3}$ . The high concentrations of particulate fluoranthene and pyrene were observed in November 2005 due to the influence of the lower ambient temperature. Compared to the previous results at tunnel and ambient sites in Seoul, larger fraction of the high molecular PAH compounds which consist with five or six benzene rings, was observed at a roadside. This might indicate high influence of vehicle emission at a roadside. The distribution of diagnostic ratios for specific PAH compounds indicated that the influence of vehicular emission, especially diesel vehicular emission seems to be high at a roadside.

**Key words :** Particulate PAHs, Roadside, Vehicular emission, Seoul

#### 1. 서 론

다환방향족탄화수소(PAHs, polycyclic aromatic hydrocarbons)는 탄소와 수소로만 구성된 방향족 고리가 두 개 이상 융합한 화합물들의 총칭이다. PAHs 중 benzo(a)pyrene를 포함한 benzo(a)anthracene, benzo(b)fluoranthene, benzo(k)fluoranthene, chrysene, di-

benz(a,h)anthracene, indeno(123-c,d)pyrene 등 대기 중에 주로 입자 상태로 존재하는 성분들이 발암성 물질로 알려져 있다(ATSDR, 1995). 또한, PAHs는 2001년 스톡홀름 협약에서 중국과 우리나라가 포함된 동북아시아 지역(Region IV)에서 관리 대상인 잔류성 유해물질(PTSs, persistent toxic substances)로 선정되었다(UNEP, 2002).

PAHs는 주로 유기화합물의 불완전 연소에 의해서 발생하기 때문에 일부는 정유 공장에서 배출되지만, 바이오매스 연소를 포함하여 석유, 석탄, 목재 등 거의

\*Corresponding author.  
Tel : +82-(0)2-3277-2902, E-mail : yijiyi@gmail.com

모든 연료의 연소 과정에서 발생한다(UNEP, 2002). 이에 따라 PAHs는 전 세계적으로 광범위하게 분포하고 있는데, 연료 사용량이 많은 도심 지역에서 농도가 더 높고, 도심 지역에서 PAHs의 주요 배출원은 자동차, 그 중에서도 경유 자동차로 보고되고 있다(Marchand *et al.*, 2004).

국외에서는 경유 자동차에서 나노입자가 배출되는 것으로 알려짐에 따라 인체 건강 측면에서 자동차 인접 대기오염에 대한 연구가 활발하게 수행되고 있다(Kittelson, 1998). 최근 환경부는 수도권권의 대기오염을 획기적으로 개선하여 지역 주민의 건강을 보호하고 쾌적한 생활환경을 조성하고자 2003년 12월 '수도권 대기환경 개선에 관한 특별법'을 제정하였다. 이에 따라 서울시, 인천시, 경기도별로 수도권의 오염된 공기를 맑고 깨끗하게 만들기 위한 수도권 대기환경개선 특별대책을 마련하였고, 2005년 1월 1일부터 이를 시행하고 있다. 이 특별대책에서 중요한 부분이 자동차의 대기오염물질 배출저감이다. 이러한 정책적 추세에 따라 국내에서도 자동차와 관련하여 도로변에서 PM-10, 초미세 입자 및 검댕(black carbon) 농도 특성에 대한 연구가 수행되기 시작하였다(이승복 등, 2007; 권오열과 안영상, 2006; 배귀남 등,

2005).

PAHs는 배출원에서 직접 배출되는 일차 오염물질이고, 도심 지역에서 주요 배출원은 자동차이다. 그러므로 도로변에서 입자상 PAHs는 오염물질의 주요 배출원을 파악하는 데 중요한 지표로 활용될 수 있고, 장기 관측 자료의 시계열 변화를 통해 배출저감 정책의 효과를 파악하는 데 도움이 될 수 있는 오염물질이다. 국외에서는 자동차에서 배출되는 PAHs에 대한 연구가 활발하게 수행되고 있지만(Zielinska *et al.*, 2004), 국내에서는 일반 대기나 청정 지역의 대기 중 PAHs 측정이 주로 수행되었다(김형섭 등, 2006; 한진석 등, 2006; Park *et al.*, 2006). 오염원 분류표(source profile)를 작성하기 위하여 터널에서 측정된 사례도 있지만(박찬구, 2002), 도로변에서 PAHs 측정에 대한 연구는 아직까지 보고되지 않았다.

따라서 이 연구에서는 서울시 서대문구 신촌동에 위치한 연세대학교 정문 앞 도로변에서 2005년 5월부터 2006년 6월까지 모두 5차례 3~7일 동안 PAHs를 측정하여, (1) 도로변에서 PAHs 농도 수준을 정량화하고, (2) 서울의 대기와 터널 등의 다른 배출 특성을 지닌 곳에서 측정된 PAHs 농도 분포와 비교하여 도로변의 특성을 이해하고, (3) PAHs의 특정 성

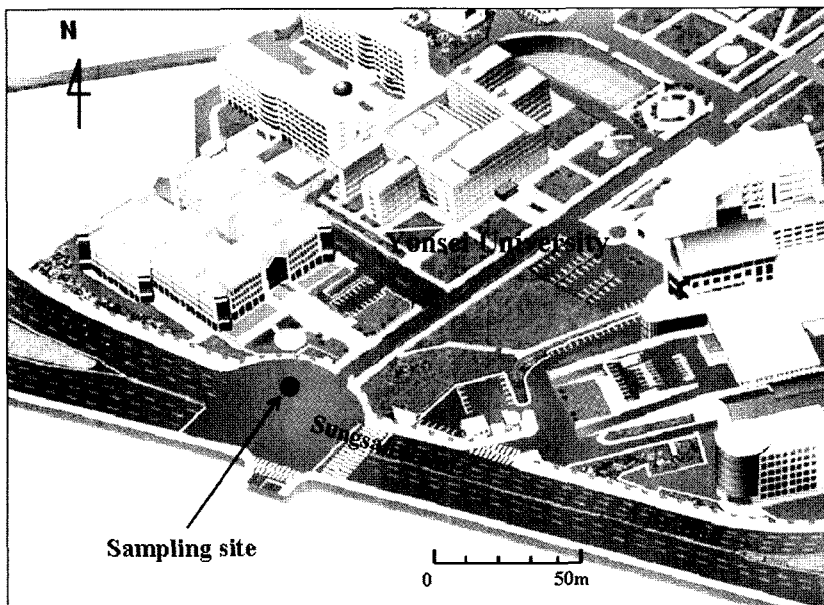


Fig. 1. Location of a roadside PAHs sampling site.

**Table 1. Sampling and meteorological conditions during the periods of PAHs measurements at a roadside.**

Sampling period	Starting time	No. of samples	Average sampling time (h)	Average temperature (°C)	Wind speed (m s <sup>-1</sup> )	Relative humidity (%)	BC concentration (µg m <sup>-3</sup> )
May 19~24, 2005	22:00	5	24	17.3	2.1	55	7.7
September 8~13, 2005	06:00	5	24	24.6	1.7	71	8.3
November 17~20, 2005	22:00	9	8	3.2	2.0	41	5.1
April 13~18, 2006	22:00	5	24	11.2	3.2	40	5.4
June 12~14, 2006	14:00	2	24	23.0	1.8	60	NM <sup>a</sup>

<sup>a</sup>NM: not measured

**Table 2. Analytical conditions for the GC/MSD.**

GC	
Gas chromatography	Agilent 6890
Column	DB5-HT (30 m × 0.25 mm I.D. × 0.1 µm film thickness)
Carrier gas	He, 15 psi head pressure (constant flow)
Injection mode	Split ratio 2:1 (1 µL)
Injector temperature	260°C
Oven temperature programming	100°C (3 min) → 5°C/min → 280°C (6 min)
MSD	
MSD	Agilent 5973
Transfer line	280°C
Ion source	280°C
Ionization	EI/SIM (electron energy: 69.9 eV)

**Table 3. Abbreviation and recovery (average ± standard deviation) of 13 PAH compounds.**

PAH compounds	Abbrev.	Recovery (%) (n=3) <sup>a</sup>
Phenanthrene	Phen	71 ± 2
Anthracene	Anth	75 ± 2
Fluoranthene	Flt	74 ± 1
Pyrene	Pyr	76 ± 1
Benz(a)anthracene	BaA	84 ± 1
Chrysene	Chry	78 ± 2
Benzo(b)fluoranthene	BbF	89 ± 2
Benzo(k)fluoranthene	BkF	76 ± 2
Benzo(e)pyrene	BeP	83 ± 1
Benzo(a)pyrene	BaP	88 ± 1
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	Ind	104 ± 2
Dibenz(a,h)anthracene	DahA	106 ± 3
Benzo(g,h,i)perylene	BghiP	95 ± 1

<sup>a</sup>Number of recovery test

분들의 농도비를 비교하여 도로변에서 측정 시기별 주요 배출원을 파악하고자 하였다.

## 2. 측정 및 분석

### 2.1 측정

그림 1에 나타난 바와 같이 2005년 5월부터 2006년 6월까지 모두 5차례 서울시 서대문구 신촌동에 위치한 연세대학교 정문 앞 8차선 도로(성산로)의 정문 쪽 차선으로부터 약 10 m 떨어진 도로변에서 입자상 PAHs를 측정하였다(배귀남 등, 2007b; 이승복 등, 2007). 입자상 PAHs를 측정하기 위해 유리섬유 필터(203 mm × 254 mm, Whatman EPM2000)를 장착한 대용량 공기채취기(Sibata DHV-1000s)를 이용하였다. 필터는 500°C의 전기로에서 5시간 동안 구워 사용하였고 측정이 끝나면 필터를 반으로 접어 알루미늄 박지로 감싸 냉동실에 보관하였다. 측정기

간 동안 공기채취기의 유량은 100 L min<sup>-1</sup>으로 설정하였다.

측정기간, 시료 수, 기상조건 및 검댕(black carbon, BC) 농도를 정리하여 표 1에 나타냈다. 대기 기상자료는 서울시 종로구 송월동에 위치한 기상관측소에서 관측된 자료를 입수하여 나타낸 것이다. BC 농도는 PAHs 측정시 함께 도로변에서 측정하여 얻은 자료이다(배귀남 등, 2007a, 2005). 기본적으로 밤 10시부터 시작하여 24시간 동안 측정하였는데, 2005년 9월과 2006년 6월 측정에서는 각각 오전 6시, 오후 2시에 시작하였다. 이 연구에서는 24시간 평균 농도를 이용하였으므로, 측정 시각의 차이는 결과의 해석에 영향을 미치지 않았을 것이다. 2005년 11월의 경우 하루에 8시간씩 3번 시료를 채취하였기 때문에, 3개 시료를 평균하여 24시간 평균 농도를 구하였다.

## 2.2 분석

시료가 채취된 필터는 속실텐 장치를 이용하여 400 mL의 아세톤과 헥산(1:1 비율) 용액을 용매로 8 시간 동안 추출하였다. 추출 후 회전증발 농축기로 5 mL 이하가 되도록 농축하였다. 농축된 추출액은 4% 비활성 실리카 분리관을 통과시킨 후 회전증발 농축기와 질소 농축기를 이용하여 1 mL까지 농축하여 GC/MSD로 분석하였고, 입자상 PAHs의 분석조건을 표 2에 나타냈다. 대기 중에 주로 기체상으로 존재하는 4개 성분(naphthalene, acenaphthylene, acenaphthene, fluorene)을 제외하고, 외부 표준 물질법을 이용하여 13개 PAH 성분들을 정량 분석하였다. 본 실험에서의 평균 회수율을 PAH 성분들의 약어와 함께 표 3에 제시하였다. EPA TO-13A에서 제시한 조건(회수율이 60~120% 범위)을 만족하였다(US EPA, 1999). 본 연구에서 사용한 GC/MSD의 검출한계는  $0.07 \text{ ng m}^{-3}$  이하였고, 상대표준편차가 4~8% 범위로 재현성이 양호하였다. 바탕시험 분석결과 각 PAH 성분에 대한 바탕시험 농도는 검출한계 이하였고, 시료 농도 산출시 반영하지 않았다.

## 3. 결과 및 고찰

### 3.1 도로변에서 입자상 PAHs의 농도 특성

2005년 5월부터 2006년 6월까지 5차례에 걸쳐 서울 도로변에서 집중적으로 측정된 총 입자상 PAH의 일평균 농도를 그림 2에 나타냈다. 일평균 농도는 표 3에 나타낸 13개 입자상 PAH의 농도를 합한 것이다. 전체 측정기간 동안 총 입자상 PAH의 평균 농도는  $15.1 \pm 10.6 \text{ ng m}^{-3}$ 이었다. 측정시기별로 살펴보면, 그림 2에서 보듯이 총 입자상 PAH 농도는 2005년 5월 ( $25.7 \pm 2.34 \text{ ng m}^{-3}$ )과 11월 ( $25.7 \pm 2.70 \text{ ng m}^{-3}$ )에 높았는데, 이것은 농도가 가장 낮았던 2006년 6월 ( $5.44 \pm 1.63 \text{ ng m}^{-3}$ )에 비해 약 4.7배 높은 것이다. 2005년 9월 ( $7.10 \pm 1.45 \text{ ng m}^{-3}$ )과 2006년 4월 ( $10.4 \pm 1.37 \text{ ng m}^{-3}$ )에 비해서 각각 3.6배, 2.5배 정도 높은 수준이다. 표 1을 보면, 2005년 5월의 BC 농도가 2006년 4월에 비해 1.4배 정도 높았다. 도로변에서 주 배출원은 자동차이므로 입자상 PAHs 농도는 BC 농도와 상관성이 높을 것이다. 그러므로 2005년 5월에 도로변이 입자상 PAHs, BC 등 자동차 배출에 의

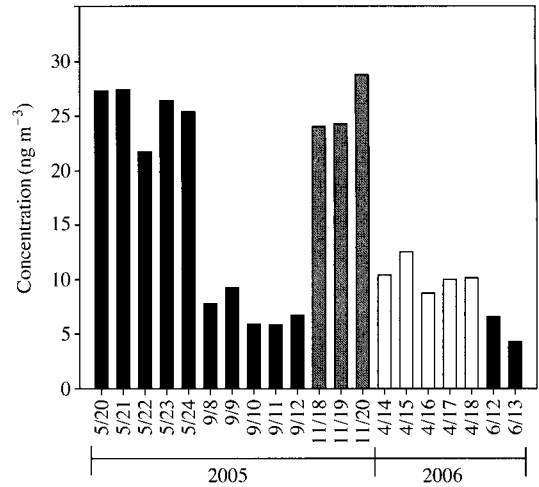


Fig. 2. Temporal variation of total particulate PAH concentration at a roadside in Seoul.

해 많이 오염되었던 것으로 판단된다.

그림 3은 측정시기별 13개 입자상 PAH의 농도 분포를 나타낸 것이다. 도로변에서 입자상 PAH 성분들의 농도 분포는 측정시기별로 다른 양상을 보였지만, 2005년 11월을 제외하고는 전반적으로 벤젠고리가 5~6개로 구성된 고분자량 성분들의 농도가 높았다. 기존 연구결과들에 의하면 대체로 벤젠고리가 5~6개로 구성된 고분자량 성분들은 자동차 연료와 운전 조건 등에 의해 달라질 수 있지만, 가솔린과 디젤 자동차에서 주로 배출되는 것으로 보고되고 있다(Schauer *et al.*, 2002; Marr *et al.*, 1999; Rogge *et al.*, 1993). 특히, 가솔린 자동차가 디젤 자동차에 비해 BghiP와 COR(벤젠고리 6개로 구성된 성분들) 등의 고분자량 성분들의 배출이 많고(Nielsen, 1996; Li and Kamens, 1993; Rogge *et al.*, 1993), 디젤 자동차에서는 BghiP보다 벤젠고리 수가 1~2개 적은 BbF, BkF, Chry 등의 농도가 높다(Duran *et al.*, 2001; Marr *et al.*, 1999; Li *et al.*, 1996). 하지만 BbF, BkF, Chry는 목재 연소에서도 다량으로 배출되기 때문에 단순히 성분들의 농도 분포만으로 디젤 자동차와 목재 연소를 구분하기가 어렵다. 서울에서는 목재 연소가 빈번하지 않고 본 연구의 측정위치가 도로변임을 감안할 때 높은 농도의 BbF, BkF, Chry는 목재 연소의 영향보다는 경유 자동차의 배출에 의한 영향으로 해석되어질 수 있다. 따라서 2005년 11월을 제외하고

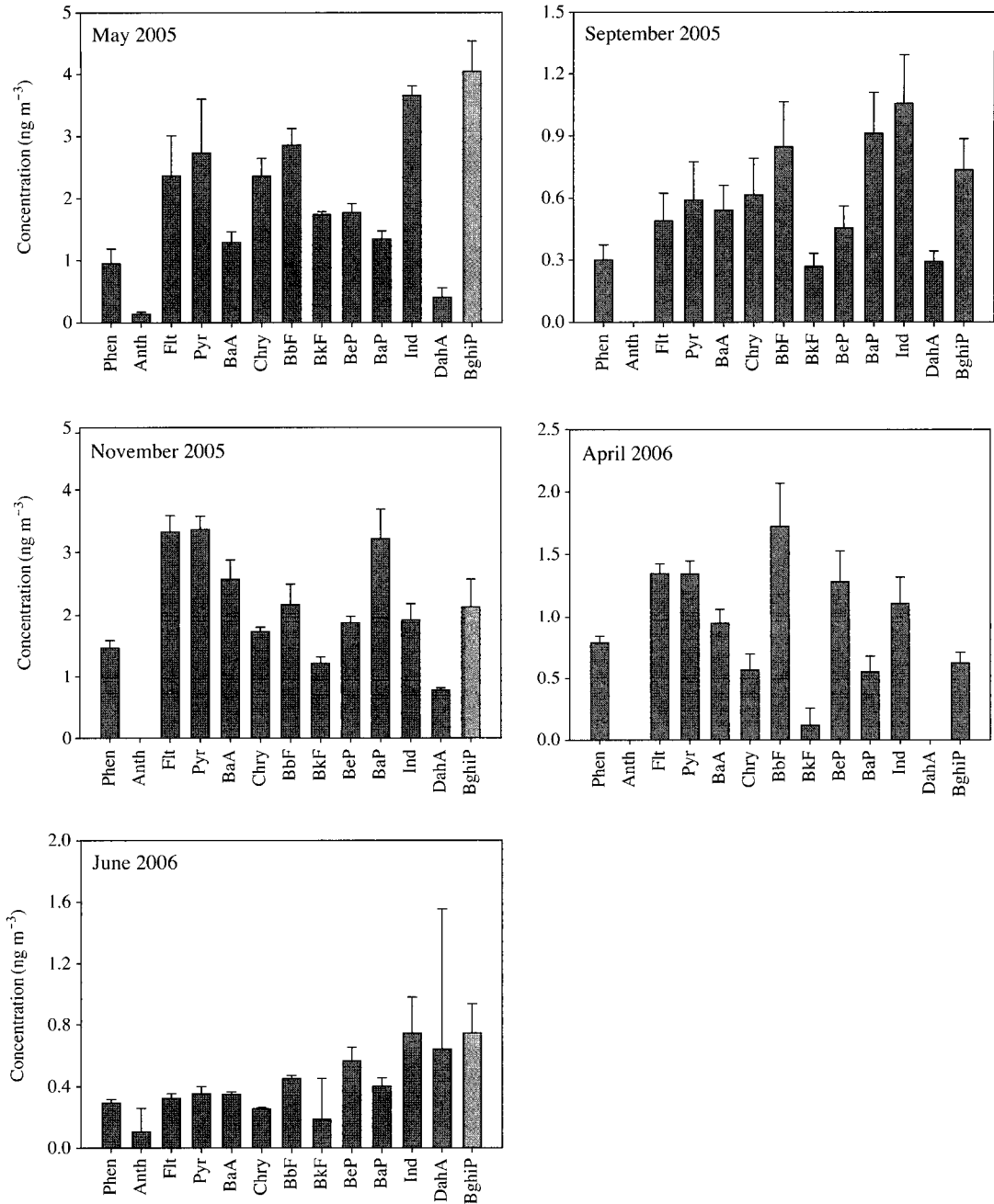


Fig. 3. Distribution of particulate PAHs concentrations at a roadside in Seoul.

모든 측정기간 동안 휘발유 자동차와 경유 자동차의 지표로 사용되는 고분자량 성분들의 농도가 높은 것으로 보아 본 측정결과는 도로변 지역의 특징을 잘

나타낸다고 판단된다.

2005년 11월에는 다른 측정시기들에 비해 저분자량 성분들인 Flt, Pyr의 농도가 높았다. 겨울철에 Flt,

Pyr와 같은 저분자량 성분들의 농도가 높아지는 이유는 대기 기온 하강으로 인한 상분배 현상과 난방 사용량 증가로 인한 배출량 증가로 해석되어질 수 있다. PAHs가 반휘발성 물질이기 때문에 대기 온도 하강에 따라 기체상 PAH 성분들은 상분배 특성에 의해 입자상으로 이동한다. 또한, PAHs의 배출원 특성상 겨울철 기온 하강에 따라 난방에 의한 배출량 증가로 인해 겨울철에 입자상 PAHs의 농도가 증가할 수 있다. 실제로 Flt, Pyr은 Phen, alkyl PAHs와 함께 대표적인 석탄 연소 생성물로 알려져 있다(Simcik *et al.*, 1999). 이러한 두 가지 원인 모두 대기 중 기온 하강으로 인해서 야기된다. 본 연구에서는 입자상 PAHs의 농도만을 살펴보았기 때문에 두 가지 원인 중 어느 것이 더 주요 원인인지는 파악할 수 없었지만, 2005년 11월에 저분자량 성분들의 농도가

증가한 요인은 대기 기온의 하강에 의한 영향으로 여겨진다.

종합해보면, 2005년 11월을 제외하고는 모든 측정 기간에 벤젠고리가 5~6개로 구성된 고분자량 성분들이 높게 분포하고 있는 것을 확인했고, 이는 자동차의 배출에 의한 영향으로 해석되었다.

### 3.2 대기 및 터널에서 입자상 PAHs 농도 분포와 비교

도로변에서 입자상 PAHs의 고유한 특성을 살펴보기 위해 기존 대기와 터널에서 측정된 입자상 PAHs 농도와 비교하여 그림 4에 나타냈다. 터널에서 측정된 입자상 PAHs 농도는 서울 시내의 자동차 전용터널 2개소에서 측정된 결과이고(박찬구, 2002), 대기 중 자료는 신촌 도로변 측정소에서 약 1.2km 떨어진

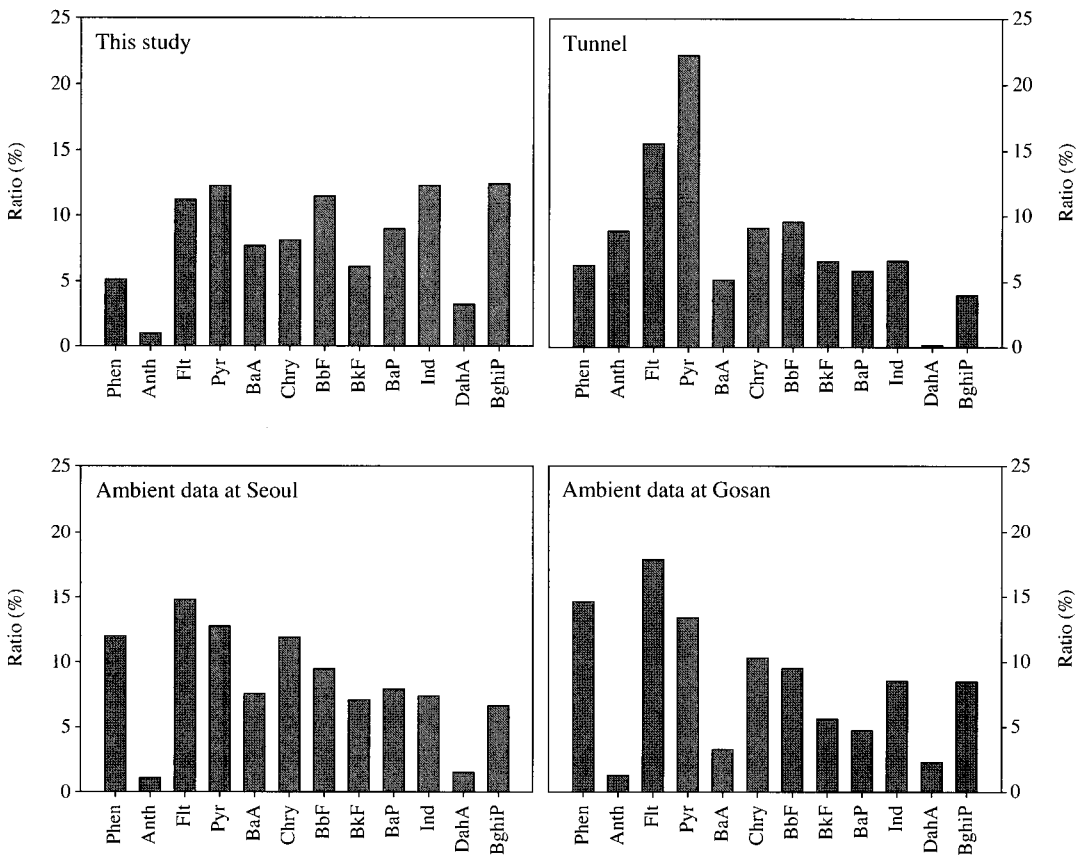


Fig. 4. Comparison of particulate PAHs distributions obtained at various sites in Korea. Tunnel data are from Park (2002). Ambient data at Seoul and Gosan are from Lee *et al.* (2007) and Lee *et al.* (2006), respectively.

이화여자대학교 아산공학관 옥상에서 측정된 결과 (Lee *et al.*, 2007)와 고산 측정소에서 측정된 결과 (Lee *et al.*, 2006)이다. 측정지점에 따른 PAHs 농도의 차이를 배제하기 위하여 성분별 PAH 농도를 12개 입자상 PAH (BeP 제외)의 농도 합으로 나누어 표현하였다.

터널 측정결과를 자동차의 영향이라고 가정하여 도로변 지역과 비교해보면, 터널에서는 벤젠고리가 3~4개로 이루어진 저분자량 성분들, 특히 Flt와 Pyr이 높은 비율을 차지하였다. 반면, 도로변에서는 Flt, Pyr와 더불어 고분자량 성분들인 BbF, Ind, BghiP의 비율이 높았다. 앞에서도 언급한 바와 같이 일반적으로 자동차에서는 벤젠고리가 5~6개로 구성된 고분자량 PAH 성분들이 많이 배출된다고 보고되고 있으므로 (Schauer *et al.*, 2002; Marr *et al.*, 1999; Rogge *et al.*, 1993), 도로변에서는 자동차의 영향이 잘 반영되고 있다고 판단된다. 하지만 자동차 배출의 영향이 지배적일 것으로 예상되는 터널에서는 이러한 특성이 관찰되지 않았다. 자동차의 PAHs 배출 특성은 차대 동력계나 엔진 동력계를 이용한 회석 터널에서 측정된 자료로부터 얻고 있는데, 회석 터널은 일반 대기에서 자동차 배출가스의 회석을 고려하여 설계되어 있으므로, 터널의 회석 상태가 도로변 대기와 다른 것도 이러한 차이가 생기는 원인 중의 하나일 것으로 추정된다. 또한, 터널 내부의 온도 등 기상조건이 도로변 대기와 다른 것도 이러한 차이를 유발할 수 있을 것으로 생각된다.

대기 중 PAHs 농도 분포 특성을 살펴보면, 서울과 고산 모두 Phen, Flt, Pyr이 높았고, 12개 성분의 농도 분포가 유사하였다. Phen, Flt, Pyr의 농도가 높은 것은 터널 측정결과와 비슷한 경향을 나타내는 결과이

지만, 터널 측정결과에서는 Pyr의 농도가 가장 높고, Phen에 비해 Anthr의 비율이 높는데 반해, 서울과 고산은 모두 Phen과 Flt의 농도가 높았다. 반면, 도로변에서는 저분자량 성분들과 고분자량 성분들의 비율이 비슷하게 나타났다. Fang *et al.* (2006)에 따르면, Phen, Flt, Pyr은 도로 주변의 비산면지나 석탄 연소에서 주로 배출된다고 보고하였다. 또한, Lee and Kim (2007)은 가을철과 겨울철 서울 대기에서는 중국 또는 북한으로부터 석탄 연소에 의한 장거리 이동의 영향이 크다고 추정하였다. 따라서 서울과 고산 대기 중 입자상 PAHs 농도 분포는 석탄 연소를 포함한 여러 배출원에서 배출된 PAH 성분들이 혼합되어 있는 반면, 도로변에서 측정된 이 연구결과는 자동차 배출에 의한 영향이 지배적인 것으로 판단된다.

### 3.3 입자상 PAHs의 배출원 추정

PAHs의 배출원을 구분하는 방법 중 하나로 특정 성분들의 농도비를 이용하는 방법이 있다. 각 배출원에서 배출될 때의 환경이나 상태에 따라 특정 성분에 대한 농도비의 편차가 크기 때문에, 이 방법으로 정확한 배출원을 구분하기는 어렵다. 그러나 간편하게 사용할 수 있다는 장점 때문에 PAHs 농도 분포 특성을 통해 배출원을 구분하고자 할 때 많이 사용하고 있다. 자동차 배출의 영향이 지배적일 것으로 예상되는 도로변에서 입자상 PAHs의 측정시기별 주요 배출원의 특성을 파악하고자 하였다. 표 4에 기존 연구들에서 수행되어진 각 배출원별 PAH 특정 성분들의 농도비와 본 연구결과를 정리하여 나타냈다. 이 연구에서는 입자상 성분들만을 다루고 있기 때문에, 여러 성분들의 농도비 중 대기에 주로 입자로 존재하는 성분들 (BaP, BeP, BbF, BkF, Ind, BghiP)의 농

Table 4. Diagnostic ratios of PAH compounds in this study.

Source	BeP/BaP	BaP/BghiP	Ind/(Ind+BghiP)	(BbF+BkF)/BghiP
May, 2005	1.2~1.5	0.30~0.39	0.44~0.52	0.93~1.5
September, 2005	0.43~0.63	1.2~1.3	0.57~0.60	1.3~1.7
November, 2005	0.53~0.62	1.4~1.6	0.46~0.48	1.5~1.7
April, 2006	1.8~2.8	0.67~1.1	0.59~0.68	2.9~3.7
June, 2006	1.1~1.7	0.50~0.59	0.49~0.50	0.95
Gasoline vehicle	1.1~13	0.3~0.4	0.17	0.33
Diesel vehicle	2~2.5	0.46~0.81	0.3~0.7	1.6
Coal combustion	0.84~1.6	0.9~6.6	-	-
Biomass burning	0.44	-	0.64	2.18
Reference	Simcik <i>et al.</i> (1999)	Simcik <i>et al.</i> (1999)	Papageorgoulou <i>et al.</i> (1999)	Yang <i>et al.</i> (2006)

도비만 제시하였다.

배출원별 BeP/BaP의 농도비를 살펴보면, 경유 자동차에서 배출될 때의 BeP/BaP 농도비는 석탄과 바이오매스 연소에 의해 배출될 때보다 크다. 휘발유 자동차의 배출에 의한 BeP/BaP의 농도비는 범위가 넓기 때문에 다른 배출원과 구별하기 힘들다. BaP/BghiP의 농도비는 휘발유와 경유 자동차의 배출이 석탄 연소보다 작고, 특히 휘발유 자동차의 배출에서 작다. 이는 휘발유 자동차에서 상대적으로 BghiP의 배출이 많다는 기존 연구결과와 일치한다. Ind/(Ind+BghiP)와 (BbF+BkF)/BghiP의 농도비는 휘발유와 경유 자동차에서 배출될 때 차이를 보이기 때문에 이들을 구분하기 위한 지표로 사용될 수 있다고 판단된다.

측정시기별 BeP/BaP의 농도비를 비교해보면, 2005년 5월과 2006년 4월, 6월의 농도비가 2005년 9월과 11월에 비해 높았다. 2005년 5월과 2006년 6월의 BeP/BaP 농도비는 1.1~1.7로 석탄연소의 배출비와 유사했다. 2006년 4월의 BeP/BaP 농도비는 1.8~2.8으로 자동차(휘발유와 경유) 배출 농도비에 가까웠다. 반면, 2005년 9월과 11월의 BeP/BaP 농도비는 각각 0.43~0.63과 0.53~0.62로 바이오매스 연소의 농도비와 유사하였다. BaP/BghiP 농도비를 비교해보면, 2005년 5월과 2006년 6월(2005년 5월: 0.30~0.39, 2006년 6월: 0.50~0.59)은 휘발유 자동차의 배출 농도비와 유사하였고, 2006년 4월(0.67~1.1)은 경유 자동차의 배출 농도비에 가까웠다. 따라서 이 시기에는 자동차 배출에 의한 영향이 컸던 것으로 추정된다. 또한, 2005년 9월과 11월(9월: 1.2~1.3, 11월: 1.4~1.6)에는 앞의 BeP/BaP 농도비와 마찬가지로 자동차보다는 석탄 연소의 농도비와 가까웠다. 도로변은 터널과 달리 대기에 개방되어 있기 때문에 대기의 영향이 나타날 수 있다. Lee and Kim (2007)은 2002년 8월부터 2003년 12월까지 서울시 대기 중의 PAH 자료를 분석하여 가을철과 겨울철에는 바이오매스 연소와 석탄 연소에 의한 기여율이 각각 총 입자상 PAH의 63%, 82%에 해당함을 밝히고, 이를 중국 또는 북한으로부터 오염물질의 장거리 이동에 의한 것으로 추정하였다. 따라서 2005년 9월과 11월에 바이오매스와 석탄 연소의 영향이 보이는 것은 도로변이 대기와 혼재되어 나타난 결과로 추정된다.

Ind/(Ind+BghiP) 농도비는 모든 측정기간에 0.44~0.68 범위이었다. 이 범위는 경유 자동차의 배출 농도비와 가까웠다. 또한, (BbF+BkF)/BghiP 농도비 분포에서도 2006년 4월 측정결과를 제외하고 모든 측정결과가 휘발유 자동차보다는 경유 자동차의 배출 농도비와 유사하였다.

위의 결과들을 종합하면, 일반적으로 도로변에서는 자동차 배출에 의한 영향이 지배적이었고, 자동차 중에서도 경유 자동차 배출의 영향이 컸던 것으로 판단된다. 2005년 9월과 11월에 석탄과 바이오매스 연소의 영향이 보이는 것은 가을철과 겨울철 도로변 측정기간에 러시아 또는 중국으로부터 석탄과 바이오매스 연소의 영향을 받은 것으로 추정된다.

#### 4. 요약

이 연구에서는 2005년 5월부터 2006년 6월까지 5차례에 걸쳐 서울시 신촌동에 위치한 도로변에서 입자상 PAHs의 농도 분포 특성을 살펴보았다. 도로변에서 입자상 PAHs 농도 분포는 측정시기별로 다른 양상을 보였지만, 2005년 11월을 제외하고는 벤젠고리가 5~6개로 구성된 고분자량 성분들의 농도가 높았다.

입자상 PAHs의 도로변 고유한 특성을 살펴보기 위해 기존 대기과 터널에서 측정한 입자상 PAHs 농도들과 비교하였다. 터널 결과에 비해 상대적으로 도로변에서는 BbF, Ind, BghiP 등의 고분자량 성분들의 비율이 높았는데, 이것은 동력계 시험을 바탕으로 알려진 자동차의 PAHs 배출 특성과 유사하였다.

대기에서는 도로변에 비해 Phen, Pyr, Flt이 높았지만, 도로변에서는 이들 성분들이 고분자량 성분들과 비슷한 비율로 분포하였다. 서울과 고산 대기 중 입자상 PAHs에는 석탄 연소를 포함한 여러 배출원에서 배출된 PAH 성분들이 혼합되어 있는 반면, 도로변에서 측정한 이 연구결과는 자동차 배출에 의한 영향이 지배적이었기 때문인 것으로 여겨졌다.

도로변에서 입자상 PAHs의 주요 배출원을 추정하기 위하여 특정 성분들의 농도비를 분석한 바에 의하면, 일반적으로 도로변에서는 자동차 배출에 의한 영향이 지배적이었고, 자동차 중에서도 경유 자동차 배출의 영향이 컸던 것으로 판단되었다. 2005년 9월



과 11월에는 석탄과 바이오매스 연소의 영향이 보였는데, 이는 도로변이 대기와 혼재되어 나타난 결과로 추정된다.

### 감사의 글

이 연구는 환경부의 Eco-STAR project (무·저공해자동차사업단)와 과학기술부의 재원으로 한국과학재단의 국가지정연구실사업 (No. M10600000221-06J0000-22110)의 일환으로 수행되었습니다.

### 참고 문헌

권오열, 안영성 (2006) 도로 주변의 PM<sub>10</sub>, NO<sub>x</sub> 및 O<sub>3</sub>의 시공간적 농도 분포 연구, 한국대기환경학회지, 22(4), 440-450.

김형섭, 김영성, 김종국 (2006) 2002년 6월부터 11월까지 전 주지역 대기 중 다환방향족 탄화수소의 특성, 한국대기환경학회지, 22(4), 499-508.

박찬구 (2002) 서울 지역 대기 중 다환방향족탄화수소류의 발생원별 정량적 기여도 평가, 충북대학교 박사 학위논문.

배귀남, 김연재, 이승복, 김진영, 진현철, 박수미, 변두섭, 한용택, 전명윤, 윤선화, 이정은, 주옥정, 오중석, Thai Phung Vu, 우대광 (2007a) 극미세입자 평가관리 기반구축, 한국과학기술연구원 · 한국기계연구원 · 연세대환경공해연구소 보고서, 환경부.

배귀남, 김영성, 이승복, 김진영, 진현철, 정상근, 김진국, 박수미, 오중석, 차정영, 이시혜, 이소연 (2005) 극미세입자 평가관리 기반구축, 한국과학기술연구원 · 한국기계연구원 · 연세대환경공해연구소 보고서, 환경부.

배귀남, 허선영, 이승복, 안민하, 박동호, 황정호 (2007b) 봄철 서울 도로변의 초미세 입자 오염 특성, Particle and Aerosol Research, 3(1), 29-40.

이승복, 배귀남, 박수미, 정상근 (2007) 봄철 서울 도로변의 검댕 오염 특성, 한국대기환경학회지, 23(4), 466-477.

한진석, 이민도, 임용재, 이상욱, 김영미, 공부주, 안준영, 홍유태 (2006) 수도권 지역에서 환경대기 중 유해대기 오염물질 (VOCs, Aldehydes, PAHs) 농도분포 특성 연구, 한국대기환경학회지, 22(5), 574-589.

ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry (1995) Toxicological profile for polycyclic aromatic hydrocarbons, Atlanta, GA, USA.

Duran, A., A. De Lucas, M. Carmona, and R. Ballesteros (2001) Simulation of atmospheric PAH emissions from diesel engines, Chemosphere, 44, 921-924.

Fang, G.C., Y.S. Wu, C.N. Chang, and T.-T. Ho (2006) A study of polycyclic aromatic hydrocarbons concentrations and source identifications by methods of diagnostic ratio and principal component analysis at Taichung chemical Harbor near Taiwan Strait, Chemosphere, 64, 1233-1242.

Kittelson, D.B. (1998) Engines and nanoparticles: A review, Journal of Aerosol Science, 29, 575-588.

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, 1-10.

Lee, J.Y., Y.P. Kim, and C.H. Kang (2007) Comparison of the temporal variations for particulate PAHs between urban and remote areas in Korea. in preparation.

Lee, J.Y., Y.P. Kim, C.H. Kang, Y.S. Ghim, and N. Kaneyasu (2006) Temporal trend and long range transport of particulate PAHs at Gosan in Northeast Asia between 2001 and 2004, Journal of Geophysics Research, 111, D11303, doi:10.1029/2005JD006537.

Li, C.K. and R.M. Kamens (1993) The use of polycyclic aromatic hydrocarbons as source signatures in receptor modeling, Atmospheric Environment, 33, 5071-5079.

Li, H., C.D. Banner, G.G. Mason, R.N. Westerholm, and J.J. Rafta (1996) Determination of polycyclic aromatic compounds and dioxin receptor ligands present in diesel exhaust particulate extracts, Atmospheric Environment, 30, 3537-3543.

Marchand, M., J.L. Besombes, N. Chevron, P. Masclet, G. Aymoz, and J.L. Jaffrezo (2004) Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the atmospheres of two Frech alpine valleys: Sources and temporal patterns, Atmospheric Chemistry and Physics, 4, 1167-1181.

Marr, L.C., T.W. Kirchstetter, R.A. Harley, A.H. Miguel, S. V. Hering, and S.K. Hammond (1999) Characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons in motor vehicles fuels and exhaust emissions, Environmental Science and Technology, 33, 3091-3099.

Nielsen, T. (1996) Traffic contribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in the center of a large city, Atmospheric Environment, 30, 3481-3490.

Papageorgoulou, A., E. Mandoli, E. Touloumi, and C. Samara

- (1999) Polycyclic aromatic hydrocarbons in the ambient air of Greek towns in relation to other atmospheric pollutants, *Chemosphere*, 39, 2183-2199.
- Park, S.S., Y.J. Kim, C.H. Kang, S.Y. Cho, T.Y. Kim, and S.J. Kim (2006) Atmospheric concentrations of PAHs in the vapor and particulate phases in Chongju, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 22(E2), 57-68.
- Rogge, W.F., L.M. Hidlemann, M.A. Mazurek, G.R. Cass, and B.R.T. Simoneit (1993) Sources of fine organic aerosol. 2. Noncatalyst and catalyst-equipped automobiles and heavy duty diesel trucks, *Environmental Science and Technology*, 27, 636-651.
- Schauer, J.J., M.J. Kleeman, G.R. Cass, and B.R.T. Simoneit (2002) Measurement of emissions from air pollution sources. 5. C<sub>1</sub>-C<sub>32</sub> organic compounds from gasoline-powered motor vehicles, *Environmental Science and Technology*, 36, 1169-1180.
- Simcik, M.F., S.J. Eisenreich, and P.J. Liroy (1999) Source apportionment and source/sink relationships of PAHs in the coastal atmosphere of Chicago and Lake Michigan, *Atmospheric Environment*, 33, 5071-5079.
- UNEP, United Nations Environment Programme (2002) Regionally based assessment of persistent toxic substances, Central and North East Asia regionally report, Global Environment Facility, URR (<http://www.chem.unep.ch/pts/regreports/C&NE%Asia%20full%20report.pdf>).
- US EPA, Environmental Protection Agency (1999) Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in ambient air using gas chromatography/mass spectrometry (GC/MS). EPA publication No. EPA/625/R-96/010b, Cincinnati, OH.
- Yang, H.-H., C.H. Tsai, M.-R. Chao, Y.-L. Su, and S.-M. Chien (2006) Source identification and size distribution of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons during rice straw burning period. *Atmospheric Environment*, 40, 1266-1274.
- Zielinska, B., J. Sagebiel, W.P. Arnott, C.F. Rogers, K.E. Kelly, D.A. Wagner, J.S. Lighty, A.F. Sarofim, and G. Palmer (2004) Phase and size distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in diesel and gasoline vehicle emissions, *Environmental Science and Technology*, 38, 2557-2567.