

## 전주지역에서 다환방향족 탄화수소의 건식 침적 측정

### Measurement of Dry Deposition of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Jeonju

김형섭 · 김종국 · 김영성<sup>1)\*</sup>

전북대학교 환경공학과, <sup>1)</sup>한국외국어대학교 환경학과

(2006년 7월 6일 접수, 2007년 2월 22일 채택)

Hyoung Seop Kim, Jong-Guk Kim and Young Sung Ghim<sup>1)\*</sup>

*Department of Environmental Engineering, Chonbuk National University*

<sup>1)</sup>*Department of Environmental Science, Hankuk University of Foreign Studies*

(Received 6 July 2006, accepted 22 February 2007)

### Abstract

Deposition fluxes of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) were measured at the Chonbuk National University located in Jeonju between June and November 2002. Fluxes of gaseous and particulate PAHs were separately obtained using a water surface sampler (WSS) and a dry deposition plate (DDP). Most of PAHs were deposited in the gaseous form since the low molecular weight PAHs dominates in the atmosphere. The deposition velocity of particulate PAHs was higher than that of gaseous PAHs when the molecular weight was low, but substantially decreased as the fine particle fraction increased with molecular weight. The deposition velocity was generally higher at high wind speeds. However, increase in the deposition velocity in unstable atmospheric conditions was also observed for gaseous PAHs of intermediate molecular weight.

**Key words :** Deposition velocity, Water surface, Gaseous compound, Fine particle fraction

### 1. 서 론

PAHs (polycyclic aromatic hydrocarbons)를 비롯한 잔류성 유기오염물질은 주로 대기 중으로 배출되어 이동 및 확산된다. 그러나 이들의 반(semi) 휘발성 특성으로 인하여 일부 휘발성이 큰 물질을 제외한 대부분의 물질은 대기보다 토양이나 수중에 존재한

다. 대기로부터 토양이나 수체 (waterbody)로의 오염 물질 이동은 습식과 건식 침적 모두가 가능하나 (Murphy and Rzeszutko, 1997; Holsen *et al.*, 1991; Eisenreich *et al.*, 1981) 잔류성 유기오염물질은 물에 대한 용해도가 낮아 다른 물질보다 건식 침적의 가능성이 크다.

최근 10여 년 사이 대기오염물질의 침적이 자연 수체의 오염에 상당한 영향을 미치고 있음이 밝혀지면서 침적 현상에 관한 관심이 높아지고 있다(USEPA, 2000). 건식 침적은 건식 침적 속도를 이용하여 추정

\*Corresponding author.

Tel : +82-(0)31-330-4993, E-mail : ysgnim@hufs.ac.kr

하거나 대체 표면 등을 이용하여 직접 측정할 수 있다(Zufall and Davidson, 1997). 침적속도를 이용한 추정보다 직접 측정이 정확할 것을 기대할 만하나 건식 침적 측정은 메커니즘이 복잡한 만큼 기본적으로 강수를 받아 분석하는 습식침적 측정보다 까다롭다.

대체표면으로는 그리스나 필터들이 주로 사용되나 이들의 모습은 실제 자연 수면과 여러 면에서 다르다. 첫째, 자연 수면의 잔물결은 표면의 거칠기를 증가시킨다(Chamberlain, 1968). 둘째, 파도에 의해 발생하는 물보라는 대기 중에 존재하는 입자의 침강을 유도하거나 반대로 대기 중으로 입자를 방출한다. 셋째, 수면 위 높은 습도는 습성 입자의 성장을 유도하여 침적을 촉진시킨다(Zufall *et al.*, 1998). 따라서 만일 대체표면으로 물을 사용할 수 있다면 완전히 같지는 않겠지만 상당히 근접한 조건을 만들 수 있다.

본 연구에서는 그리스를 바른, 날카로운 날을 가진 평판(Dry Deposition Plate, DDP)과 Yi *et al.* (1997)이 개발한 수표면 채취기(Water Surface Sampler, WSS)를 이용하여 PAHs 건식 침적량을 측정하였다. DDP는 그리스에 포착되는 입자만을 측정할 뿐 기체를 흡수하지 못하므로 입자 침적만을 측정하는데 비하여 WSS는 입자와 기체 모두의 침적을 측정할 수 있어 이 둘을 비교함으로써 기체와 입자의 침적 특성을 조사하고자 하였고 때문이다(Odabasi *et al.*, 1999; Tasdemir, 1997). 시료는 김형섭 등(2006)에서와 같이 전주시 전북대학교 공과대학 캠퍼스 내 5층 건물의 옥상에서, 2002년 6월부터 11월 사이에 각각

4~5일씩 총 4회에 걸쳐 18일간 채취하였다.

## 2. 방 법

### 2.1 시료 채취

건식 침적을 측정할 때 채취 기기의 기하학적인 모형은 주변의 대기 흐름을 변화시킬 수 있기 때문에 침적량의 측정에도 상당한 영향을 미친다(Davidson *et al.*, 1985; Dolske and Gatz, 1985). 주변의 대기가 채취 표면에 자연스럽게 접근하지 못하면 침적량이 감소할 수 있으며 과도하게 난류가 형성되면 정상 조건보다 침적량이 증가할 수 있다. 앞에서 언급한 것과 같이 본 연구에서는 수표면 채취기(Yi *et al.*, 1997)와 그리스 평판을 대체 표면으로 사용하였다. 또한 침적의 이론적 계산에 필요한 국지기상 자료를 얻기 위해 같은 장소에 자동기상 관측장비(Vantage Pro, Davis)를 설치하여 1시간 단위로 관측하였다.

측정에 사용한 수표면 채취기와 그리스 평판의 모습은 그림 1과 같다. 수표면 채취기에서 대기로부터 침적을 받기 위한 평판의 직경은 40 cm이며 평판을 지탱하는 구조물의 외곽은 대기 경계층이 매끄럽게 발달되도록 설계되었다. 평판 위에는 중심으로부터 물을 공급하여 가장자리의 돌출부 위로 넘칠 때까지 0.5 cm 깊이로 물을 흐르게 하였다(Yi *et al.*, 1997). 받아들인 물은 길이 25 cm, 내경 2.5 cm의 XAD-2 수

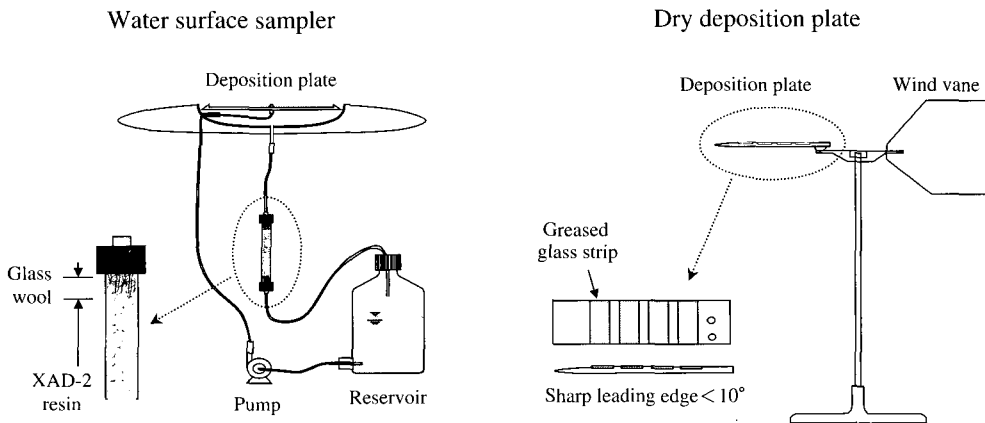


Fig. 1. Schematic layout of the water surface sampler (WSS) and the dry deposition plate (DDP).

Table 1. PAHs analyzed in the present work.

Naphthalene (Nap(2)) <sup>ab</sup> , 2-methylnaphthalene (2MNap(2)), 1-methylnaphthalene (1MNap(2)), Biphenyl (Bp(2)), 2,6-dimethyl-naphthalene (DMNap(2)), Acenaphthylene (Acy(3)) <sup>b</sup> , Acenaphthene (Ace(3)) <sup>b</sup> , 2,3,5-trimethylnaphthalene (TMNap(2)), Fluorene (Flu(3)) <sup>b</sup> , Phenanthrene (Phen(3)) <sup>b</sup> , Anthracene (Anthr(3)) <sup>b</sup> , 1-methylphenanthrene (1MPhen(3)), Fluoranthene (Flt(4)) <sup>b</sup> , Pyrene (Pyr(4)) <sup>b</sup> , Benz[a]anthracene (BaA(4)) <sup>b</sup> , Chrysene (Chry(4)) <sup>b</sup> , Benzo[b]fluoranthene (BbF(5)) <sup>b</sup> , Benzo[k]fluoranthene (BkF(5)) <sup>b</sup> , Benzo[e]pyrene (BeP(5)) <sup>b</sup> , Benzo[a]pyrene (BaP(5)) <sup>b</sup> , Perylene (Per(5)), Indeno[1,2,3-c,d]pyrene (Ind(6)) <sup>b</sup> , Benzo[g,h,i]perylene (BghiP(6)) <sup>b</sup> , Dibenzo[a,h]anthracene (DBaA(5)) <sup>b</sup>
---

<sup>a</sup>Abbreviation (total number of rings including aromatic and non-aromatic rings).

<sup>b</sup>16 compounds dealt with in USEPA Method 610

(<http://www.epa.gov/waterscience/methods/guide/610.pdf>, accessed May 2002).

지(Supelco) 컬럼을 통과시켜 침적된 PAHs를 회수한 후 평판 위로 순환시켰다. 연결부위의 튜브와 부품은 흡착을 최소화하기 위하여 Teflon과 stainless steel 제품을 사용하였다.

그리스 평판은 길이 21.6 cm, 폭 7.5 cm, 두께 0.5 cm에, 앞 부분 날의 각도가 10° 이하가 되도록 아크릴로 제작하였으며(McCready, 1986), 풍향계를 장착하여 항상 바람 방향을 향하도록 하였다. 평판 위 부분에 설치한 7.6 × 2.5 cm<sup>2</sup> 유리 세면에 약 5 μm의 두께로 3~4 mg의 Apezion L 그리스를 칠하여 입자상 물질을 채취하였다.

## 2.2 PAHs 분석

24종의 PAHs(표 1) 전처리 및 분석 방법은 기본적으로 김형섭 등(2006)과 동일하다. 그러나 WSS 시료에는 수분이, DDP 시료에는 그리스 함량이 높아 분석을 방해하거나 분석기기에 문제를 일으킬 수 있다. 이에 따라 WSS 시료는 Soxhlet 추출 후 역 추출을 실시하여 수분을 제거하였으며(Harlin and Surratt, 1995; Sweet, 1993), DDP 시료는 GC/MSD (HP6590/5973A) 분석에 앞서, 시료를 -20°C 이하 냉동고에 하루 이상 보관한 다음 상동액만을 취하여 분석하였다(Tasdemir, 1997). 모든 시료에 대하여 내부표준법에 의하여 정량하였으며, 회수를 측정을 위해 전처리 직전에 대체 표준물질을 첨가하였다.

## 3. 결과 및 고찰

### 3.1 침적 플럭스

실제 자연 수체에서는 수중 농도에 따라 침적 뿐 아니라 재취발도 가능하다(Bidleman and McConnell, 1995; Pirrone *et al.*, 1995; Hornbuckle *et al.*, 1994). 그러나 본 연구에서는 WSS의 경우 물 순환 라인 중간에 XAD-2 수지를 설치하여 침적된 PAHs를 회수하였다. 이에 따라 침적이 이루어지는 표면에서의 순환수 중 PAHs 농도는 항상 낮게 유지되었으며 따라서 침적량은 최대한에 근접한 양으로 볼 수 있다. WSS에서의 평균  $\sum_{24}$ -PAHs(24개 PAHs의 합) 건식 침적량은 10.2~18.6 μg/m<sup>2</sup>·day이었으며 평균값은 14.2 μg/m<sup>2</sup>·day이었다. 이에 비하여 DDP에서의  $\sum_{24}$ -PAHs 건식 침적량은 0.4~5.9 μg/m<sup>2</sup>·day, 평균값은 1.9 μg/m<sup>2</sup>·day이었다. DDP에서의 침적량은 WSS의 평균 약 14%에 불과하였는데, PAHs의 86%가 기체상으로 침적되었음을 의미한다.

그림 2는 물질별 단위면적당 단위시간당 침적량(deposition flux) 즉, 침적 플럭스이다. 입자상 침적은 DDP 측정값이며 기체상 침적은 WSS 측정값에서 DDP 측정값을 제외한 결과이다(Odabasi *et al.*, 1999; Tasdemir, 1997). 기체상과 입자상을 더한 총량은 NaP부터 Bp까지 저분자 물질과 Flu, Phen, Flt, Pyr 등의 중간 분자량대 물질이 많은데 특히 NaP부터 Bp까지 저분자 물질에서 기체상 침적의 비중이 압도적이다(침적량을 표시한 종축은 log scale임). 반면 중간 분자량대 물질부터는 입자상 침적의 비중이 점차 커진다. 고리수 5인 BbF부터는 WSS 측정값과 DDP 측정값이 근접한 까닭에 때로는 DDP 값이 더 크기도 하여 BbF 이후의 침적은 모두 입자상으로 가정하였다.

그림 3은 침적과 대기 중 농도에서의 입자상 분율이다. 저분자 물질에서는 침적의 입자상 분율이 대기 중 농도에서의 분율보다 높으며, 특히 고리수 3의 중간 분자량대에서는 침적의 입자상 분율이 대기 중 농도의 입자상 분율보다 훨씬 높다. 반면 고리수 4의 BaA와 Chry에서는 침적의 입자상 분율이 오히려 낮다. 건식 침적 플럭스, F는 보통 식(1)과 같이 침적속도 V<sub>d</sub>와 농도 C의 곱으로 표시된다.

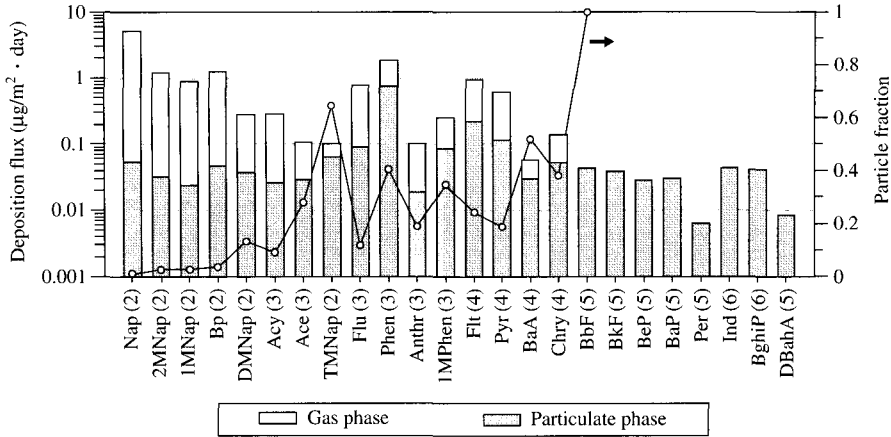


Fig. 2. Mean deposition flux of gaseous and particulate PAHs and the fraction of particulate PAHs.

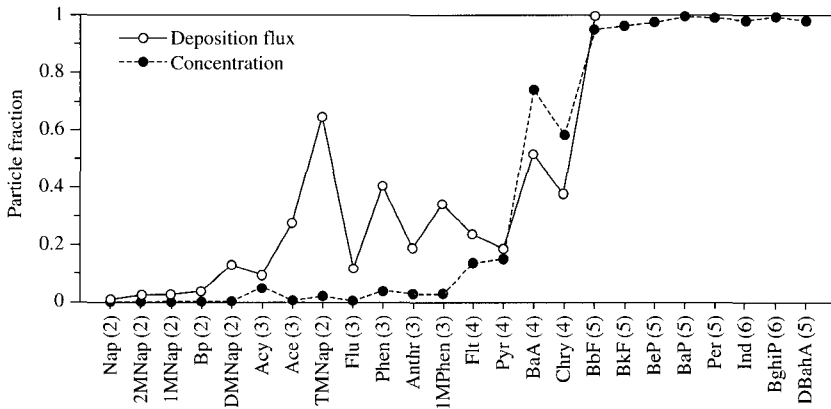


Fig. 3. Fractions of particulate PAHs in deposition flux and atmospheric concentration.

$$F = V_d \times C \quad (1)$$

농도가 낮을 때 침적 플럭스가 크다면 침적 속도가 큰 것이며 농도가 높을 때 침적 플럭스가 작다면 침적 속도가 작은 것이다. 그림 3은, 저분자와 중간 분자량대 물질에서는 기체상에 비하여 입자상 물질의 침적속도가 큰 반면, 고분자량대에 속하는 BaA와 Chry에서는 반대로 입자상 물질의 속도가 작았음을 보여주고 있다.

### 3. 2 물질별 침적 속도

그림 4는 물질별 침적 속도이다. BbF 이상은 입자

상으로만 침적된 것으로 보았기 때문에 기체상 침적 속도를 표시하지 않았다. 기체상 물질의 침적속도는 대략 0.1~1 cm/s 범위에 있어 Poor *et al.* (2004)이 계산한 0.07~0.63 cm/s와 유사하다. 약간의 차이는, WSS에서 XAD-2 수지를 이용하여 순환수 중의 PAHs를 지속적으로 회수함에 따라 침적이 촉진되었기 때문일 수 있다. 물질별로는, 고리수 2인 저분자 물질보다 고리수 3, 4의 중분자량대 물질의 침적 속도가 큰 경향을 볼 수 있다. 보편적으로 분자량이 커짐에 따라 확산계수가 줄고, PAHs의 경우 물에 대한 용해도도 감소함을 고려하면(김영성, 2003) 중분자량대 물질의 침적속도가 저분자 물질보다 작아져야 할

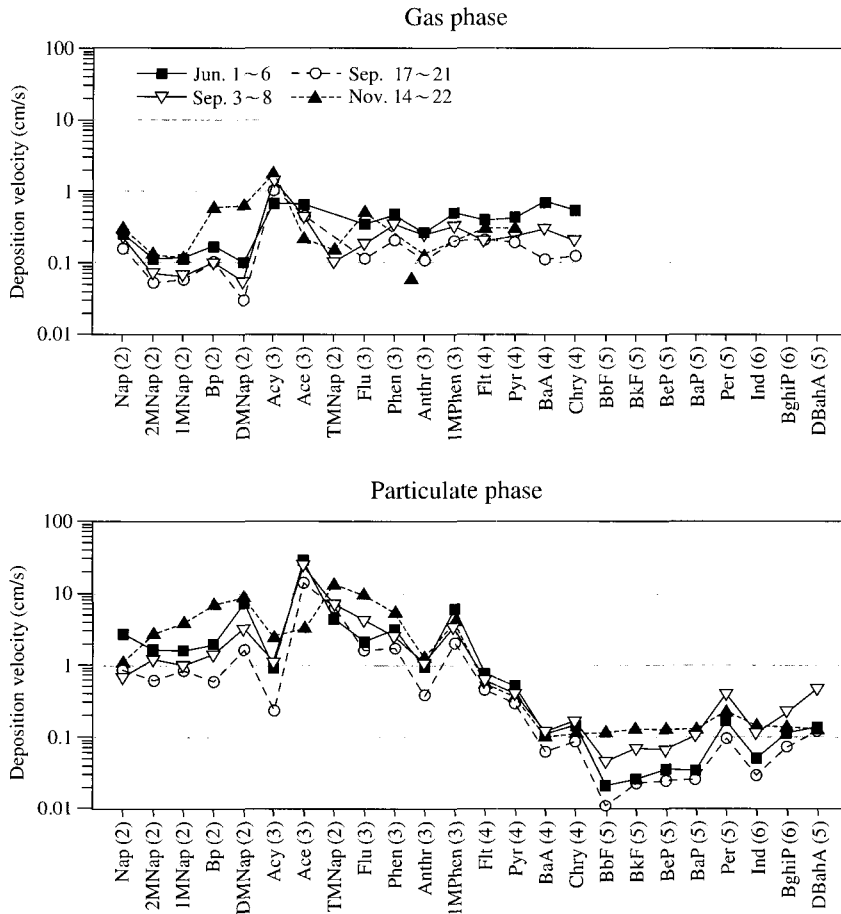


Fig. 4. Variations in deposition velocities of gaseous and particulate PAHs.

것으로 생각되나 차이가 크지 않기 때문에 그림 4만으로 경향을 판단하기는 쉽지 않다.

입자상 물질은 분자량에 따라 차이가 뚜렷하여, 고리수 2~3인 물질의 침적속도는 1~10 cm/s로 크나, 고리수 5의 고분자 물질의 속도는 0.01~0.1 cm/s 수준의 낮은 값도 많다. 그림 5는 입자상 성분의 침적속도와 김형섭 등(2006)의 미세입자 분율을 함께 나타낸 것이다. PAHs는 soot의 전단계로서 배출원에서는 미세입자에 존재하나 휘발성이 강한 저분자 물질은 휘발되어 조대입자로도 이동되는 등 재분배된다. 그러나 고분자 물질은 휘발이 어려워 대부분이 미세입자에 잔류함에 따라 분자량이 클수록 미세입자 분율이 높아진다(Allen *et al.*, 1996). 그림 5를 보면 미세입자 분율이 클수록 침적속도가 작다. 그림 3과 비

교할 때 저분자 물질에서 기체상 물질에 비하여 입자상 물질의 침적속도가 큰 것은 저분자 물질이 주로 조대입자에 존재함에 따라 침강 속도가 크기 때문이다. 반면 고분자 물질은 주로 미세입자에 존재하면서 기체보다도 침적속도가 작다.

입자상 PAHs가 분자량에 따라 주로 존재하는 입자의 입경이 다르고 침적속도도 차이를 보임에 따라 기존에 발표된 입자상 PAHs의 침적속도도 편차가 크다. Franz *et al.*(1998)과 Odabasi *et al.*(1999)은 시카고 인근에서 측정에 의하여 각각 0.4~3.7 cm/s와 4.7~9.8 cm/s의 큰 값을 얻었는데 조대입자의 비중이 큰 때문으로 해석하였다. 그러나 Poor *et al.*(2004)과 Terzi and Samara (2005)는 미세입자를 대상으로 계산하여 각각 0.02 cm/s와 0.008~0.051 cm/s를 얻

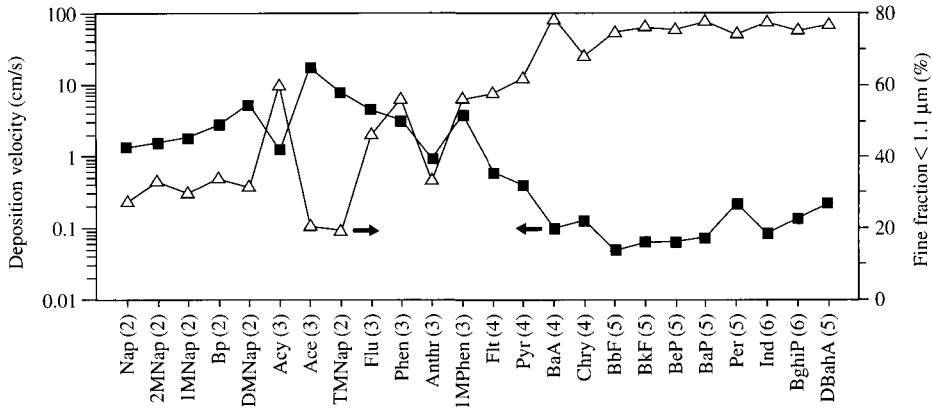


Fig. 5. Deposition velocity and the fine fraction of particulate PAHs (Kim et al., 2006).

Table 2. Mean meteorological conditions and deposition velocities.

Period	Temperature (°C)	Wind speed (m/s)	Cloud cover (total=10)	Deposition velocity (cm/s) Geometric mean (Max. ~ Min.)	
				Gas phase	Particulate phase
Jun. 1~6	23.4	0.70	3.6	(0.22) <sup>a</sup> (0.71 ~)	0.54 (28.7~0.02)
Sep. 3~8	24.9	1.18	4.6	0.19 (1.35~0.05)	0.61 (24.4~0.04)
Sep. 17~21	19.9	0.84	4.0	(0.11) (1.06~)	0.29 (14.3~0.01)
Nov. 18~22	5.6	1.22	4.3	(0.07) (1.80~)	0.85 (14.2~0.11)

<sup>a</sup>For more than one compounds, the deposition flux measured by a water surface sampler was less than that by a dry deposition plate. The deposition velocity of those compounds was assumed to be minimal; the value of 0.001 cm/s was assigned in calculating the geometric mean.

었다. 그림 5의 물질에 따른 침적속도와 미세입자 분율은 대기 중 입자상 PAHs의 분포에 따라 자리수 2 이상 크게 변할 수 있음을 보여줌으로써 이들의 결과를 뒷받침하고 있다.

### 3.3 시기별 침적속도

그림 4는 또한 측정 시기별 침적속도를 보여주고 있다. Franz et al. (1998)은 여름보다 겨울에 입자상 PAHs의 침적속도가 큰데 풍속이 높기 때문으로 추정하였다. Terzi and Samara (2005)는 전원지역이 도시보다 풍속이 높아 침적속도가 크다고 하였다. 김진영 등 (2005)은 모델을 이용하여 SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, 질산, 암모니아 등 기체의 침적속도를 조사한 결과 기온이 높아 대기가 불안정한 여름에 대체로 침적속도가 높으나 용해도가 커서 표면저항이 특별히 적은 질산과 같은 물질은 풍속이 높을 때 침적속도가 컸다.

표 2에서는 측정시기의 평균 기상 조건과 물질들의 평균 침적속도를 살펴보았다. 그림 4에 침적속도

가 log scale로 표시되었음을 감안하여 기하평균을 산출하였고 범위를 함께 나타내었다. 먼저 입자상 물질의 침적속도 평균을 보면 풍속이 높은 11월 중순과 9월 초에 높아 풍속의 영향이 크다. 반면 기체상 물질의 침적속도는 6월 초가 가장 높고 9월 초가 다음으로 높으며 풍속이 가장 높은 11월 중순에는 침적속도가 낮다. 침적속도 평균만을 본다면, 6월 초에는 풍속이 낮은 대신 기온이 높고 운량도 작아 대기가 불안정하고 9월 초도 기온이 높아 기체상 물질의 침적속도에서는 풍속보다 대기안정도의 영향이 크다.

그러나 표 2에서도 ()로 표시하였지만 기체상 물질의 침적속도 평균에는 9월 초를 제외하고는 WSS와 DDP의 측정값이 거의 같아 침적속도를 최소한으로 가정한 값들이 포함되어 대표성이 떨어진다. 실제 침적속도 평균과 달리 최대값은 풍속이 높은 11월 중순과 9월 초에 높아 풍속에 비례한다. 뿐만 아니라 그림 4의 기체상 물질의 침적속도를 보면 상대적으로

로 용해도가 큰 저분자 물질에서는 풍속이 높은 11월 중순에 침적속도가 큰데 비하여 고리수 4의 중간 분자량대 물질에서는 6월 초에 침적속도가 크다. 경우가 많지 않아 단언하기는 어려우나 김진영 등(2005)에서와 같이 물질에 따라 기상 요소의 영향이 달라질 수 있음을 보여주는 결과일 수 있다.

#### 4. 결 론

전주 전북대학교에서 2002년 6월부터 11월까지 김형섭 등(2006)의 대기 중 PAHs에 이어, 4차례 각각 4~5일씩 24개 PAHs의 건식 침적을 측정하였다. WSS를 이용하여 침적 총량을, DDP를 이용하여 입자상 물질의 침적을 측정하였고, 이 둘의 차이로부터 기체상 물질의 침적량을 구하였다.

고리수 5 이상의 고분자 물질은 WSS와 DDP의 침적량 차이를 구분하기 어려워 모두 입자상으로 침적되는 것으로 가정하였다. 그럼에도 불구하고 저분자 기체상 물질의 대기 중 농도가 높아 PAHs의 86%가 기체상으로 침적되었다. 기체상 물질의 침적속도는 고리수 2의 저분자 물질이 고리수 3, 4의 중분자대 물질보다 다소 낮았으나 차이가 크지 않았다. 고리수 2~3의 중·저분자 물질은 조대 입자의 비율이 높아 입자상 물질의 침적속도가 기체상 물질보다 컸으나, 미세입자 비율이 높아지면서 침적속도가 감소하였다. 대체로 풍속이 높을 때 침적속도가 컸으나 중간 분자량대 기체상 물질에서는 대기가 불안정할 때도 침적속도가 증가하였다.

#### 감사의 글

본 연구는 일부분 한국과학기술연구원의 지원으로 수행되었습니다.

#### 참 고 문 헌

김영성 (2003) 대기 중 잔류성 유기오염물질과 중금속의 특성과 현황, 한국대기환경학회지, 19(2), 113-132.  
 김진영, 김영성, 원재광, 윤순창, 우정현, 조규탁 (2005) 팔당호 유역에 대한 질소와 황의 건식 침적량 추정,

한국대기환경학회지, 21(1), 49-62.

김형섭, 김영성, 김종국 (2006) 2002년 6월부터 11월까지 전 주지역 대기 중 다환방향족 탄화수소의 특성. 한국대기환경학회지, 22(4), 499-508.  
 Allen, J.O., N.M. Dookeran, K.A. Smith, A.F. Sarofim, K. Taghizadeh, and A.L. Lafleur (1996) Measurement of polycyclic aromatic hydrocarbons associated with size-segregated atmospheric aerosols in Massachusetts, Environ. Sci. Technol., 30, 1023-1031.  
 Bidleman, T.F. and L.L. McConnell (1995) A review of field experiments to determine air-water gas exchange of persistent organic pollutants, Sci. Total Environ., 159, 101-117.  
 Chamberlain, A.C. (1968) Transport of gases to and from surfaces with bluff and wave-like roughness elements, Quart. J. Royal Meteorol. Soc., 94, 318-332.  
 Davidson, C.I., S.E. Lindberg, J.A. Schmidt, L.G. Cartwright, and L.R. Landis (1985) Dry deposition of sulfate onto surrogate surfaces, J. Geophys. Res., 90, 2123-2130.  
 Dolske, D.A. and D.F. Gatz (1985) A field intercomparison of methods for the measurement of particle and gas dry deposition, J. Geophys. Res., 90, 2076-2084.  
 Eisenreich, S.J., B.B. Looney, and J.D. Thornton (1981) Airborne organic contaminants in the Great Lakes ecosystem, Environ. Sci. Technol., 15, 30-38.  
 Franz, T.P., S.J. Eisenreich, and T.M. Holsen (1998) Dry deposition of particulate polychlorinated biphenyls and polycyclic aromatic hydrocarbons to Lake Michigan, Environ. Sci. Technol., 32, 3681-3688.  
 Harlin, K. and K. Surratt (1995) Analysis of PCBs, Pesticides, and PAHs in air and precipitation samples: sample preparation procedures. SOP #CH-PR-001.3, Illinois State Water Survey, Champaign, IL.  
 Holsen, T.M., K.E. Noll, S.P. Liu, and W.J. Lee (1991) Dry deposition of polychlorinated biphenyls in urban areas, Environ. Sci. Technol., 25, 1075-1081.  
 Hornbuckle, K.C., J.D. Jeremiason, C.W. Sweet, and S.J. Eisenreich (1994) Seasonal variations in air-water exchange of polychlorinated biphenyls in Lake Superior, Environ. Sci. Technol., 28, 1491-1501.  
 McCready, D.I. (1986) Wind tunnel modeling of small particle deposition, Aerosol Sci. Technol., 5, 301-312.  
 Murphy, T.J. and C.P. Rzesutko (1997) Precipitation inputs of PCBs to Lake Michigan, J. Great Lakes Res., 3, 305-312.  
 Odabasi, M., A. Sofuoglu, N. Vardar, Y. Tasdemir, and T.M. Holsen (1999) Measurement of dry deposition and

- air-water exchange of polycyclic aromatic hydrocarbons with the water surface sampler, *Environ. Sci. Technol.*, 33, 426-434.
- Poor, N., R. Tremblay, H. Kay, V. Bhethanabotla, E. Swartz, M. Luther, and S. Campbell (2004) Atmospheric concentrations and dry deposition rates of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) for Tampa Bay, Florida, USA, *Atmospheric Environment*, 38, 6005-6015.
- Pirrone, N., G.J. Keeler, and T.M. Holsen (1995) Dry deposition of semivolatile organic compounds to Lake Michigan, *Environ. Sci. Technol.*, 29, 2123-2132.
- Sweet, C.W. (1993) Standard operating procedure for precipitation sampling using XAD-2 and MIC collectors, Illinois State Water Survey, Champaign, IL.
- Tasdemir, Y. (1997) Modification and evaluation of a water surface sampler to investigate the dry deposition and air water exchange of polychlorinated biphenyls, Ph.D thesis, Illinois Institute of Technology, Chicago, IL.
- Terzi, E. and C. Samara (2005) Dry deposition of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban and rural sites of Western Greece, *Atmospheric Environment*, 39, 6261-6270.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency) (2000) Deposition of air pollutants to great waters, 3rd Report to Congress, EPA-453/R-00-005, Research Triangle Park, NC.
- Yi, S.-M., T.M. Holsen, and K.E. Noll (1997) Comparison of dry deposition predicted from models and measured with a water surface sampler, *Environ. Sci. Technol.*, 31, 272-278.
- Zufall, M.J. and C.I. Davidson (1997) Dry deposition of particles to water surfaces. In atmospheric deposition of contaminants to the great lakes and coastal water, Edited by J. Baker, SETAC Press, Pensacola, FL, Chap. 1.
- Zufall, M.J., M.H. Bergin, and C.I. Davidson (1998) Effects of non-equilibrium hygroscopic growth of  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  on dry deposition to water surfaces, *Environ. Sci. Technol.*, 32, 584-590.