

도시대기부유분진중 다환방향족 탄화수소의 농도 및 입경분포 특성

Characteristics of Concentration and Size Distribution of PAHs of Total Suspended Particulates in urban air

조 기 철 · 이 승 일* · 김 달 호** · 허 귀 석** · 김 회 강

전국대학교 환경공학과

*경주전문대 환경공학과

**한국표준과학 연구소 유기분석실

(원고접수 : 1994. 2. 3)

Ki-Cheol Cho, Dal-Ho Kim, Gui-Suk Heo, Seung-Ill Lee, Hui-Kang Kim

Dept. of Environmental Engineering, Konkuk University

*Dept. of Environmental Technology, Kyungju College

**Organic Analysis lab., Korea Research Institute of Standards and Science

(Received 3 February 1994)

Abstract

In order to comprehension of the behaviour of PAHs in air which is known as carcinogens and/or mutagens, suspended particulates in ambient air were collected by Andersen air sampler from 1992. 6 to 1993. 5 in Seoul. Ten species of PAHs(Phen, An, Fl, Py, BaAn, BaP, Chry, BeP, DiB(a, h)An, I123P) were analyzed to understand monthly variations of PAHs, distribution of PAHs concentration according to particle size, and correlation between PAHs and independent characteristics of PAHs. The highest concentration of TSP was $155.58 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in May and the lowest was $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in August. Concentration of TSP was more affected by coarse particles in spring, otherwise which was more affected by fine particles in winter. According to results of analysis of samples that were collected by Andersen air sampler, concentration of PAHs was more high in winter than that in summer. In almost samples collected by Andersen air sampler, concentration of PAHs was more high in coarse particles than in fine particles, but BaP well known as carcinogenic matter had more high concentration in fine particles(56-97.5%) than that in coarse particles(2.5-46%). Correlation between concentrations of TSP and PAHs was more high in fine particles than in coarse particles. Both fine particles and coarse particles have negative correlation with radiation.

1. 서 론

산업의 발달과 생활수준의 향상으로 오염물질의 인체에 대한 영향에 많은 관심을 갖게 되었다. 특히 이러한 오염물질 중 인체에 암 및 돌연변이 등을

유발하는 것으로 알려진 다환방향족 탄화수소(Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, 이하 PAHs라 함)에 대한 연구가 최근 세계 각국에서 활발히 진행되고 있다(Roger et al., 1988).

자연 발생원과 인공 발생원에서 대기중으로 방출

된 PAHs는 대부분 입자상으로 존재하나 PAHs 화합물의 분자량과 주변공기의 온도에 따라 부분적으로는 기체상으로도 존재한다고 알려져 있다(Back, 1991). 자연 발생원의 대부분은 생물적인 유기물 분해과정에서 방출되고 또 식물, 탄전, 유전, 천연 가스전 등으로부터 발생되며 산불에서도 발생한다고 보고되어 있다(Lao et al., 1985). 인공 발생원은 우리가 에너지원으로 많이 사용하고 있는 화석연료의 연소이며 이들의 불완전 연소시에 발생하여 대기로 방출된다. 특히 대도시에서는 자동차의 배출가스로부터, 그리고 난방용 보일러 연료의 연소에서 많은 양의 PAHs가 발생되고 있다. 자동차 연료 중 경유는 휘발유에 비해 많은 방향족 성분을 함유하고 있어 연소시에 더 많은 PAHs가 발생되는 것으로 알려져 있고, 또한 경유의 불완전 연소시에 생성하는 매연속에 많은 양의 PAHs가 포함되어 대기에 방출되므로써 대기오염 및 인체에 악영향을 준다(Bruce et al., 1989). PAHs에 대한 동물실험 및 역학적 연구결과, 이들이 발암성과 돌연변이원성이 강한 물질로 보고되어 많은 연구의 대상이 되고 있다.

국내에서는 PAHs관련 연구자체가 전반적으로 미미한 상태였으나 최근에 들어서 몇몇 연구가들에 의해 대기중 PAHs의 분리 및 확인(장재연 등, 1988), 표준물질 제작을 목적으로 하는 시험적 연구(서영화 등, 1988), 순환 대기중에서의 PAHs의 정량을 위한 샘플링 및 분석방법의 평가(Baek, 1991), 지하상가에서의 PAHs의 농도조사(전준민과 김운신, 1993)에 관한 연구 등이 진행되어 왔다. 그러나 서울시 대기 부유 입자상 물질중의 PAHs 농도변화에 관한 연구는 극히 드물며, 더욱이 장기간에 걸친 PAHs의 계절별 농도변화, 입경별 PAHs의 분포, 입경별 PAHs 상호간에 지니는 특성 등에 관하여는 거의 연구되지 않은 상태이다.

이에 본 연구에서는 Andersen 에어 샘플러로 분진을 포집하고 10종의 PAHs를 분석하여 이들의 농도와 경월변화, 입경에 따른 농도 분포, 통계적 분석을 통한 총부유분진(TSP)과 각 PAHs간의 상

관관계를 살펴보고 입경별로 PAHs간에 존재하는 상호독립적인 특성 등을 조사하였다.

2. 실험

2.1. 시료 채취

서울특별시 성동구 모진동 소재 건국대학교 공과대학 신관 옥상(지상에서 약 15m정도)에서 Andersen 에어 샘플러(일본 Kanomax 사제, Model 3351)를 사용하여 1992년 6월에서 1993년 5월에 걸쳐 서울시 대기부유분진을 폴리비닐 여지와 석영 섬유제 여지(Back-up 여지용)를 사용하여 1개월에 1회(7-10일/회)씩 포집하였다.

2.2. 분석

Andersen 에어 샘플러로 포집된 여지는 각 단을 Back-up($<0.43\mu\text{m}$), 조대입자군($>2.1\mu\text{m}$), 미세입자군($0.43-0.21\mu\text{m}$)의 세 부분으로 각각 나누어 dichloromethane(CH_2Cl_2)을 용매로 하여 초음파 추출기(미국 Branson Ultrasonics Corporation, Eagle Road, Danbury, CT. 06810-1961)로 30분씩 3회 추출하였다. 추출액을 혼합하여 여지(Wattman 41)로 여과한 후 진공 감압 농축기를 이용하여 약 2-3ml로 농축하고, 이렇게 농축된 액을 여지(Gelman, Nylon Acrodisc, $0.2\mu\text{m}$)로 다시 여과한 후 질소를 통과시켜 거의 건조되도록 한 다음 Acetonitrile(CH_3CN)로 최종 액량을 0.5ml로 조정하여 검액으로 하고 형광검출기(HP 1046 Fluorescence Detector)가 장착된 HPLC(Hewlett Packard

Table 1. $\text{CH}_3\text{CN}/\text{H}_2\text{O}$ ratio as mobile phase.

Time (min)	$\text{CH}_3\text{CN}/\text{H}_2\text{O}$ (%)
0	50
25	80
30	100
40	100
50	50

Table 2. Fluorescence wavelengths used for the detection.

Group I						Group II					
No.	PAHs	Time (min)	λ_{ex} (nm)	λ_{em} (nm)	NBS	No.	PAHs	Time (min)	λ_{ex} (nm)	λ_{em} (nm)	NBS
1	PHEN	0	250	362	249/362	1	An	1	250	362	250/376
2	FL	17	285	450	284/(425-475)	2	Py	18	261	388	261/387
3	CHRY	22	263	360	263/360	3	BaAn	22	285	384	285/384
4	BaP	32	297	404	297/404	4	BeP	28	286	385	286/385
5	I ₂₃ P	38	239	496	239/496	5	DiB(ah)An	35	295	392	295/392

사제, model 1050)로 정량하였다.

표 1에 이동상으로 사용된 CH₃CN : H₂O의 시간에 따른 혼합비를 나타냈다. 이때의 유량은 1ml/min 이었으며 Precolumn(Waters 사제 Bondapack C18 Guard-Pak Precolumn)을 사용하였다. 검출효율을 높이기 위해 각 성분을 2개의 그룹으로 나누어 검출하였다. 본 연구에서 정량된 PAHs는 Phenanthrene(Phen), Anthracene(An), Fluoranthene(Fl), Pyrene(Py), Benzo(a)anthracene(BaAn), Benzo(a)pyrene(BaP), Chrysene(Chry), Benzo(e)pyrene(BeP), Dibenzo(a,h)anthracene(DiB(a, h)An), Indeno(1, 2, 3-cd)pyrene(I123P)이며 시간에 따른 각 PAHs에 대한 검출과장은 표2에 나타내었다.

3. 결과 및 고찰

3.1 입경에 따른 TSP 농도의 경월변화

그림 1에 TSP농도의 월별 거동을 조대입자와 미세입자(Back-up 포함)로 나누어 나타내었다. 연평균 TSP의 농도는 93.08µg/m³이었다. 가장 높은 농도는 5월의 155.58µg/m³이었고 다음으로 11월의 124.25µg/m³이었으며 가장 낮은 농도를 나타낸 것은 8월의 60.45µg/m³이었다.

TSP의 농도가 여름철인 6, 7, 8월에 낮게 나타나는 이유로서 여름철에는 잦은 강수에 의한 세정효과에 의한 것으로 생각되며 봄철인 4, 5월에 높은 농도를 보이는 것은 중국으로부터 발생한 황사의 영향때문인 것으로 판단된다.

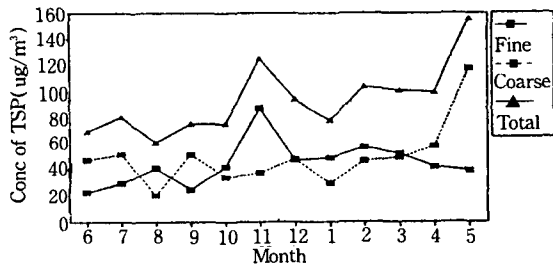


Fig. 1. Monthly variations of TSP concentration.

농도가 높은 봄과 겨울에의 조대입자와, 미세입자의 비율을 비교해 보면 겨울(12, 1, 2월)은 조대입자가 44.2%, 미세입자가 55.8%이고 봄(3, 4, 5월)에는 조대입자가 60.6%, 미세입자가 39.4%로 나타나 겨울은 미세입자의 기여율이, 봄에는 조대입자의 기여율이 많음을 알 수 있다.

3.2 PAHs 농도의 경월변화

표 3은 대기중 PAHs 농도를 나타낸 것이다. 거

울철인 12, 1, 2월에 높은 농도치를 보였고 봄과 가을의 농도는 거의 같으며 여름철인 6, 7, 8월에 낮은 농도를 나타내었다. 그 이유로는 겨울철에 난방을 위한 화석연료 사용의 증가로 인한 발생량의 증가로 겨울철의 농도가 높고 여름철에는 높은 기온과 많은 일사량에 의하여 PAHs성분의 다른 성분으로의 전환때문에 여름철의 농도가 낮은 것으로 사료된다. 표 4에 일사량(기상청 자료 이용)과 조대입자 및 미세입자와의 상관성에 대해 나타냈는데 미세 입자에서는 I123P를 제외한 나머지 모든 성분에서 매우 높은 음(-)의 상관을 나타내었으며 조대입자에서도 대부분 높은 음의 상관을 나타내 일사량이 많을수록 PAHs농도가 감소함을 알 수 있다.

발암물질로 잘 알려진 BaP의 경우 연평균 농도가 1.2511ng/m³으로 권 등(1978)에 의해 서울시 대기 부유분진중의 BaP의 농도가 5.02ng/m³으로 보고된 이후 박 등(1992)의 연구에서 1.84ng/m³으로 나타나 점점 감소되는 경향을 보였는데 이는 현재 대기중 BaP의 농도가 각국의 대기오염방지정책에 따라 감소추세에 있음을 보고한 Peter(1991)의 연구와 일치함을 알 수 있었다. 그러나 여름철의 6, 8월을 제외하고는 폐포내 침입율이 높은 미세입자에서의 BaP 농도(56-97.5%)가 조대입자에서의 농도(2.5-46%)보다 더 높게 나타나 인체의 발암이 분진중의 PAHs에 영향을 받고 있는 것으로 사료된다.

3.3 각 PAHs간의 독립적 특성

표 5와 표 6에는 TSP와 각 PAHs간의 상관성을 검증하기 위하여 TSP와 본 실험에서 분석된 10종의 PAHs간의 상관계수를 구하였다. 표 5는 미세입자중의 성분에 대한 상관관계를 나타낸 것으로 유의수준 0.05에서 TSP와 An의 상관계수는 0.70으로 상관성이 가장 높았으며 다음이 BaAn으로 0.60, Py이 0.51의 순이었고 BeP도 0.50으로 다른 화합물보다 높은 상관성을 나타내었다. 또한 TSP에 대한 PAHs의 상관성에 있어서 조대입자보다는 미세입자에서 상관성이 높게 나타나(r=0.3837) PAHs는 조대입자보다는 미세입자의 형태로 대부분 발생됨을 알 수 있었다.

여러개의 변수들을 동질적인 몇개의 요인으로 묶어줌으로써 변수들내에 존재하는 상호 독립적인 특성을 발견하기 위해 상관분석에 이용된 데이터에 대해 인자분석(Factor Analysis)한 결과를 그림 2에 나타내었다. 크게 2개의 그룹으로 PAHs가 나누어져 그룹1에는 Phen, Fl, Chry, BaP, I123P, An의 성분들이, 그룹2에는 Py, BaAn, BeP, DiB(a, h)An의 성분들이 각각 나타났다. Baltimore harbor tun-

Table 3. Concentration of PAHs in ambient air.

		(unit : ng/m ³)									
month	size	PHEN	FL	CHRY	BaP	I123P	An	Py	BaAn	BeP	DiB(a,h)An
6	coarse	3.25	10.49	0.21	0.02	0.91	0.00	13.70	43.16	0.00	4.11
	fine	1.27	1.61	0.00	0.00	1.92	0.00	4.73	1.74	0.44	0.10
	Total	4.51	12.10	0.21	0.02	2.83	0.00	18.42	44.90	0.44	4.21
7	coarse	1.58	7.91	0.47	0.00	0.37	0.27	6.87	5.55	14.76	1.97
	fine	1.53	5.27	0.00	0.03	7.74	0.00	5.25	2.41	2.13	0.97
	Total	3.12	13.18	0.47	0.03	8.11	0.27	12.12	7.96	16.89	2.94
8	coarse	1.62	10.58	0.00	0.00	1.22	0.00	3.11	0.00	0.00	0.15
	fine	1.18	4.66	0.33	0.00	2.76	0.00	3.23	3.93	6.44	1.72
	Total	2.80	15.23	0.33	0.00	3.98	0.00	6.34	3.93	6.44	1.87
	ave.	3.48	13.50	0.34	0.02	4.97	0.09	12.29	18.93	7.92	3.01
9	coarse	1.59	11.55	0.87	0.12	0.75	0.00	8.20	13.74	28.07	3.89
	fine	1.83	11.55	0.00	0.82	14.47	0.00	6.52	6.79	16.13	3.51
	Total	3.42	23.10	0.87	0.94	15.21	0.00	14.71	20.53	44.20	7.40
10	coarse	1.89	8.24	0.00	0.05	0.95	0.64	12.31	16.25	29.85	9.22
	fine	1.56	8.95	0.00	0.09	4.98	0.00	6.06	10.27	14.40	4.65
	Total	3.45	17.19	0.00	0.15	5.93	0.64	18.37	26.52	44.25	13.86
11	coarse	9.93	35.63	6.46	0.03	0.00	4.74	40.81	50.79	81.45	80.35
	fine	4.96	13.59	2.28	0.97	5.42	3.56	19.92	18.39	47.67	7.68
	Total	14.89	49.21	8.74	1.00	5.42	8.30	60.73	69.18	129.12	88.03
	ave.	7.26	29.84	3.20	0.70	8.85	2.98	31.27	38.75	72.52	36.43
12	coarse	12.42	41.98	11.59	2.26	0.49	4.42	27.99	33.50	61.90	21.36
	fine	15.49	37.41	7.60	2.91	9.55	1.71	17.91	14.77	51.04	13.86
	Total	27.90	79.39	19.20	5.17	10.03	6.13	45.90	48.27	112.94	35.23
1	coarse	15.93	56.64	16.08	2.43	58.00	7.28	0.01	1.64	0.14	0.16
	fine	13.69	39.75	10.38	3.94	47.25	4.42	37.14	26.97	98.58	30.70
	Total	29.62	96.39	26.46	6.38	105.24	11.70	37.14	28.61	98.72	30.85
2	coarse	9.64	32.22	5.54	0.00	0.44	3.59	28.83	13.68	72.59	26.32
	fine	7.02	18.16	1.54	0.69	9.19	2.30	19.96	13.50	45.35	13.81
	Total	16.66	50.39	7.08	0.69	9.63	5.89	48.79	27.18	117.94	40.14
	ave.	24.73	75.39	17.58	4.08	41.63	7.91	43.94	34.69	109.86	35.41
3	coarse	7.56	22.47	0.25	0.02	1.54	1.93	18.73	20.38	44.78	9.48
	fine	2.85	7.78	1.16	0.31	5.21	0.28	6.02	4.20	10.61	1.51
	Total	10.41	30.25	1.41	0.33	6.74	2.21	24.74	24.58	55.38	10.99
4	coarse	3.44	9.75	0.98	0.02	2.52	0.87	12.99	14.89	9.58	9.58
	fine	2.45	5.55	0.71	0.12	3.34	0.14	6.77	5.51	1.53	1.90
	Total	5.89	15.29	1.70	0.15	5.86	1.01	19.76	20.40	11.11	11.48
5	coarse	2.61	8.47	0.81	0.00	0.18	0.00	10.25	12.13	9.88	5.73
	fine	2.12	5.98	0.00	0.16	7.43	0.52	7.70	6.66	1.96	7.28
	Total	4.73	14.46	0.81	0.16	7.61	0.52	17.94	18.79	11.84	13.01
	ave.	7.01	20.00	1.31	0.21	6.74	1.25	20.82	21.26	26.11	11.83

Table 4. Correlation between fine, coarse particle and radiation.

Fine Particle	Radiation	Coarse Particle	Radiation
Phen	-0.5954	Phen	-0.6230
Fl	-0.5930	Fl	-0.6462
Chry	-0.5684	Chry	-0.6276
BaP	-0.5142	BaP	-0.4504
I123P	-0.3449	I123P	-0.3123
An	-0.6567	An	-0.6950
Py	-0.6110	Py	-0.2841
BaAn	-0.6438	BaAn	0.1947
BeP	-0.6288	BeP	-0.4366
DiB(a,h)An	-0.5664	DiB(a,h)An	-0.4025

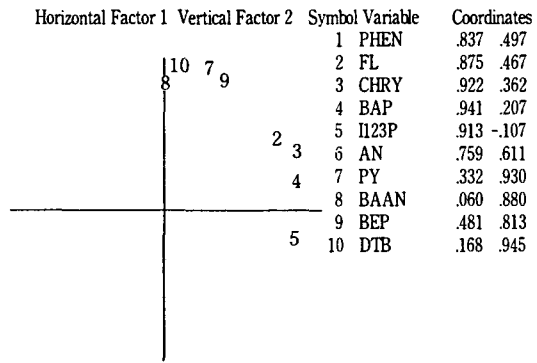


Fig. 2. Factor loading of each compounds.

Table 5. The correlation coefficients between TSP and PAHs in fine particle.

Fine	TSP	PHEN	FL	CHRY	BAP	I123P	AN	PY	BAAN	BEP	DIBAN
TSP	1.0000										
PHEN	.3315	1.0000									
FL	.2994	.9762**	1.0000								
CHRY	.2909	.9474**	.9550**	1.0000							
BAP	.2449	.9378**	.9725**	.9803**	1.0000						
I123P	.0446	.6300	.7391*	.7866*	.8247**	1.0000					
AN	.6948*	.7367*	.7532*	.7715*	.7676*	.6780*	1.0000				
PY	.5095	.8307**	.8630**	.8721**	.8753**	.8168**	.9598**	1.0000			
BAAN	.5969	.7901*	.8481**	.8299**	.8465**	.7522*	.9406**	.9563**	1.0000		
BEP	.4968	.8624**	.9112**	.8997**	.9133**	.8111**	.9313**	.9778**	.9634**	1.0000	
DIBAN	.3280	.8457**	.8950**	.8907**	.8995**	.8784**	.8550**	.9561**	.9146**	.9436**	1.0000

Minimum pairwise N of cases : 12 1-tailed Signif : *.01 **.001 "." is printed if a coefficient cannot be computed

Table 6. The correlation coefficients between TSP and PAHs in coarse particle.

Coarse	TSP	PHEN	FL	CHRY	BAP	I123P	AN	PY	BAAN	BEP	DIBAN
TSP	1.0000										
PHEN	-.2569	1.0000									
FL	-.3255	.9866**	1.0000								
CHRY	-.2514	.9282**	.9559**	1.0000							
BAP	-.2138	.7714*	.7978**	.9011**	1.0000						
I123P	-.2648	.6231	.6645*	.7255*	.6983*	1.0000					
AN	-.3325	.9747**	.9830**	.9393**	.7439*	.6720*	1.0000				
PY	-.0156	.3790	.3255	.1785	-.0768	-.4194	.3568	1.0000			
BAAN	-.0090	.1988	.1499	.0622	-.0518	-.3506	.1577	.7654*	1.0000		
BEP	-.1064	.4367	.4129	.2537	.0082	-.3311	.4316	.9156*	.5257	1.0000	
DIBAN	-.1205	.3719	.3663	.2415	-.0860	-.2174	.4381	.8831*	.6963*	.7927*	1.0000*

Minimum pairwise of cases : 12 1-tailed Signif : *.01 **.001 "." is printed if a coefficient cannot be computed

nel에서 1985-1986년에 PAHs에 대해 평가한 Bruce et al.(1989)의 보고에 의하면 그룹1에 속하는 것들은 디젤자동차에서 배출된 배출물, 그룹2에 속하는 것들은 가솔린자동차의 배출물로 평가되었으나 본 연구에서는 샘플포집이 서울시 대기중에서 이루어져 PAHs를 유발시키는 발생원이 난방, 소각, 산업공정, 가솔린자동차, 디젤자동차 등으로 매우 다양하여 그 정확한 발생원의 확인은 어려웠다. 그러나 두 가지 주요 다른 발생원에서 발생되고 있음을 알 수 있었다.

4. 결 론

서울시 대기부유분진중 다환방향족 탄화수소의 농도, 입경분포 및 상관성 등을 조사할 목적으로 서울시 전국대학교 공과대학 옥상에서 Andersen 에어 샘플러를 이용하여 1992년 6월부터 1993년 5월 까지 1년간에 걸쳐 대기부유 분진을 포집, 분석하여 다음과 같은 결과를 얻었다.

1. 부유분진의 농도가 높은 봄과 겨울의 조대입자와 미세입자의 기여율을 비교해 보면 겨울(12, 1, 2월)은 조대입자가 44.21%, 미세입자가 55.8%이고 봄(3, 4, 5월)에는 조대입자가 60.6%, 미세입자가 39.4%로 나타나 겨울은 미세입자의 기여율이, 봄에는 조대입자의 기여율이 높았다.

2. 부유분진중 PAHs의 농도를 분석한 결과, 겨울철인 12, 1, 2월에 높은 농도치를 보였고 봄과 가을의 농도는 거의 같으며 여름철인 6, 7, 8월에 낮은 농도를 나타내었다.

3. 일사량과 PAHs와의 상관성을 분석한 결과, 미세 입자에서는 I23P를 제외한 나머지 모든 성분에서 매우 높은 음의 상관성을 나타내었으며 조대입자에서도 대부분 높은 음의 상관성을 나타내 일사량이 많을수록 PAHs농도가 감소하였다.

4. TSP와 PAHs의 상관성에 있어서 조대입자보다 미세입자에서 상관성이 높게 나타났다.

5. 인자분석(Factor Analysis)을 행한 결과 대표적으로 요인1과 요인2로 나타나 서울시 대기중에서 포집된 부유분진중의 PAHs는 크게 두 가지 발생원에서 배출된 것으로 추정된다.

참고 문헌

- 권숙표, 정용, 임동구(1978) 서울시 대기중 유해 분진의 성분에 관한 조사연구, 대한 예방의학 회지, 11(1), 65-75.
- 박성은, 정용(1992) 서울시 대기부유분진의 농도와 다환방향족 유기물질에 의한 발암 위해성, 한국대기보전학회지, 8(4), 247-256.
- 서영화, 이광우, 허귀석(1988) 고분리능 기체 크로마토그래피에 의한 굴뚝재 추출물안의 다환방향족 탄화수소의 정량에 관한 연구, 한국대기보전학회지, 4, 11-19.
- 장재연, 김박광, 정용, 조성준(1988) 서울시 대기중 다환방향족 탄화수소류의 분리 및 동정, 한국대기보전학회지, 4, 47-56.
- 전준민, 김운신(1993) 서울시 지하상가 공기중 다환방향족 탄화수소의 농도조사에 관한 연구, 한국대기보전학회지, 9, 81-92.
- Arey J.(1989), Diurnal concentrations of volatile polycyclic aromatic hydrocarbons and nitroarenes during a photochemical air pollution episode in Glendora, California., Environ. Sci. Technol., 23, 321-327.
- Baek S.O.(1991), Evaluation of Sampling and Analytical Methods for the Determination of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Ambient Atmosphere, J.Korea Air Pollut. Res. Ass., 7, 1-16.
- Baek S.O.(1991), Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: Sources, Fate, Behaviour, Int. J. Water, Air and Soil(in Press).
- Baki M.B.(1985), Risk assessment to exposure to polynuclear aromatic hydrocarbons: an overview, Battelle Press, 215-225.
- Bruce A., Benner J. and Glen E.G.(1989), Mobile Sources of Atmospheric Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: A Roadway Tunnel Study, Environ. Sci. Technol., 23, 1269-1278.
- Daisey J.M. and Low M.J.(1985), The Nature of the surface interactions of adsorbed pyrene on several types of particles, Battelle Press, 307-315.
- LAO R.C., Thomas R.S., Chiu C., Lockwood J. and Lanoy M.(1985), Analysis of PAH and Organic Compounds in environmental sample, Battelle Press, 813-826.
- Peter F.(1991), Seasonal variations and trends in concentrations of filter collected PAHs and mutagenic activity in San Fransisco Bay Area, J.Air Pollut. Cont. Res. Ass., 41, 276-381.
- Roger N.W., tomas E.A., Ake B.F. and Michael E. S.(1988), Effect of fuel Polycyclic Aromatic

- Hydrocarbon Content on the emissions of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and other Mutagenic Substances from a Gasoline fueled Automobile, Environ. Sci. Technol., 22, 925-930.
- Stephen A.W., Bruce A.B., Stephen N.C., Laurence R.H., Corazon R.V. and Willie E.M.(1986), Characterization of the Polycyclic Aromatic Hydrocarbons from Two Standard Reference Material Air Particulate Samples, Anal. Chem., 58, 3067-3077.
- Thomas L.G. and Gene Tironi, Polynuclear Aromatic Compounds and the bacterial mutagenicity of airborne particulate matter, Battelle Press, 463-474.
- Yamasaki H., Tsujino Y. and Kuwata K.(1983), Factor analysis on pollution of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in ambient air, J. Japan Soc. Air Pollut., 18(1), 8-17.