

부산지역 도로변 노면 퇴적입자의 중금속 및 PAHs 오염특성

유은희[†] · 최유정 · 김미희
폐기물분석과

Pollution Characteristics of Heavy Metals and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons(PAHs) in Deposited Road Particles of Busan

Eun-Hee Yoo[†], You-Jeong Choi and Mi-Hee Kim
Industrial Waste Analysis Division

Abstract

Samples were collected from 13 sites of S area, A area and P area in Busan for September 2009, April and June 2010. These were filtered using 100 μ m pore-sized sieve and analysed by AA for 7 heavy metals of Deposited Road Particles after an acid extraction. The concentration of iron(Fe) was the highest out of heavy metals and that of zinc, copper, lead, chromium, nickel and cadmium was followed sequentially. Total concentration of heavy metals in S area was higher than other areas. Result of pollution indices of heavy metals was low from anthropogenic source. And the concentration of PAHs was widely distributed between 0.391 mg/kg and 4.240 mg/kg. The highest concentration of PAHs appeared in S area and was found near heavy traffic roads. It was considered as the results from the automobile combustion in the main PAHs contamination sources. Comparing with the distribution ratio of ring PAHs among 16 PAHs, it decreased in the order of 4-ring>3-ring>5-ring>6-ring>2-ring in all areas. The correction factor between total PAHs and Σ PAH(6) was very high($R^2=0.96$) and indicated that the concentration of Σ PAH(6) increased in proportion with that of total PAHs. Potential source of PAHs in ambient were identified using the phenanthrene(PhA) concentration, Flu/Pyr and PhA/Ant ratio and BgP/InP ratio. The main contributors were supposed to vehicular emissions, especially diesel engine, at most areas.

Key words : Deposited Road Particles, heavy metals, PAHs

서 론

도로에 축적되는 고형입자는 도로조건, 기상인자, 차량밀도, 산업시설의 존재여부 등과 같은 복합적인 요인에 의해 그 축적량과 성상이 달라진다고 보고되고 있다. 하지만 대도시 지역 도로의 경우는 자동차가 지속적으로 증가하고 있고 과중한 교통량으로 인한 교통체증 현상이 자주 발생하게 되어 자동차에서 배출되는 오염물질들이 도로변에 밀집된 고층건물 때문에 대기 중으로 희석 또는 확산되지 못하고 주로 도로변이나 주변 토양, 건물 등으로 침적되고 있어 주변환경에 작간접적으로 피해를 주고 있다¹⁾.

특히, 부산지역은 2007년도에 자동차등록 대수가 1,010,086대로 100만대를 넘어선 이후 자동차 등록대수가 2008년 1,038,954대, 2009년 1,113,081대로 지속적으로 증가하고 있으므로 교통량이 많은 도로변의 퇴적입자에 대한 특성을 알아 볼 필요가 있다.

침적된 노면 퇴적입자(Deposited Road Particles, DRPs)는 다양한 중금속과 유기오염물질을 포함하고 있는데, 특히 몇몇 중금속들은 사람과 동물에 건강에 장해를 주고 있으며, 식물의 성장에도 많은 장해를 일으키는 것으로 알려져 있다.

납(Pb)은 조혈기관 및 중추신경계의 장해를 일으키는 것으로 알려져 있으며²⁾, 차의 타이어 및 부품의 합금 등에 필수적으로 사용되는 구리(Cu)와 아연(Zn)은 도로 주행시 마찰

[†]Corresponding author. E-mail : ma930103@korea.kr
Tel : +82-757-7505, Fax : +82-888-6817

또는 마멸 등으로 인하여 도로 주변에 배출되어 환경오염을 일으키는 것으로 연구 보고된 바 있다.

다환방향족탄화수소류(Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, PAHs) 등과 같은 유기오염물질은 자동차 연료의 연소 또는 불완전 연소과정에서 배출된다고 알려져 있다³⁻⁵⁾.

최근 내분비계 장애물질 및 유해대기오염물질 중 하나인 PAHs는 잔류성 유기오염물질(Persistent Organic Pollutant, POPs)로 새롭게 분류되고 있는데, 특히 환경독성학적인 관점에서 변이원성을 초래하는 것으로 알려져 있다⁶⁾.

PAHs는 다양한 경로를 통하여 환경 중으로 배출되는데 주로 산업공정이나 석탄연소 배출물, 자동차 연료 및 배출가스, 자동차 폐오일, 담배연기 등 인위적으로 발생되며, 화산이나 산불 또는 원유 등 자연적으로도 발생한다고 알려져 있다⁷⁾. PAHs는 벤젠고리가 2개 이상인 화합물의 총칭으로 약 200여 종의 이성질체가 존재하며 이중 미국 환경청(US-EPA)에서는 16종(Benzo(e)pyrene을 제외해서 16종임)을, WHO에서는 33종(31개 PAH 및 2개의 알킬 유도체)을 관리하고 있다⁸⁾. PAHs는 분자량이 낮은 경우 자연환경에서 생분해되지만 대부분 안정적인 화합물로서 높은 용점과 끓는점을 가지는 강한 불용성 물질이다. 벤젠고리의 수가 증가함에 따라 휘발성이 낮아지며, 따라서 먼지 등에 흡착되어 입자상 물질로 존재하는 경향이 많다⁹⁾. 이러한 PAHs의 일반적인 특징은 비점이 높고, 끓는점 또한 높으며 증기압이 낮다. 또한 탄소와 수소의 비율이 커질수록 화학적으로 안정하며, 이러한 안전성은 벤젠고리가 밀집된 형태에서 나타난다. 그러나 벤젠고리가 직선형태로 배열된 경우에는 분자량이 증가할수록 화학적으로 불안정하다.

또한 탄소 중 비틀어진 위치의 탄소가 화학적으로 약한 이중결합을 하고 있어 반응성이 크다. 그리고 PAHs는 화합

물의 종류에 따라 입자상 또는 기체상으로 존재하면서 두 상간에 서로 분배되는 관계에 있다. 입자상과 기체상에 분배하는 정도는 주위의 온도나 습도 또는 분자의 형태 등 여러 가지 조건에 의존한다⁷⁾.

또한 PAHs는 석탄이나 석유 등 화석연료를 사용하는 가정난방이나 발전소, 자동차 및 각종 산업시설들에서 환경 중으로 배출된 후 습식침적 과정인 강수 등에 의해 토양이나 식생 등으로 유입되며, 또한 건식침적 과정으로 대기 중으로 방출되어 대기 부유분진에 흡착되거나, 가스상의 형태로 지표면으로 유입된다¹⁰⁾.

이러한 유해오염물질을 함유한 노면 퇴적입자는 강우시에 빗물에 씻겨 우수관거 또는 하수관거를 통해 수계로 유입되거나 도로에서 직접적 수계로 유입되어 대도시 지역의 비점오염원의 유발원인이 될 수 있다.

따라서 본 연구에서는 부산지역 주요 도로변의 노면 퇴적입자에 함유되어 있는 중금속과 잔류성 유기오염물질의 일종인 PAHs의 농도와 분포특성을 규명하여, 교통량 등이 오염물질농도에 미치는 영향 등을 평가하고자 한다.

재료 및 방법

연구대상지역

본 연구대상지역은 Fig. 1, Table 1에서 보는 바와 같이 부산광역시내의 주요 도로변으로 하였으며 교통량과 건물의 밀집도를 고려하여 3개 지역(S area, A area, P area)으로 분류하여 선정하였다.

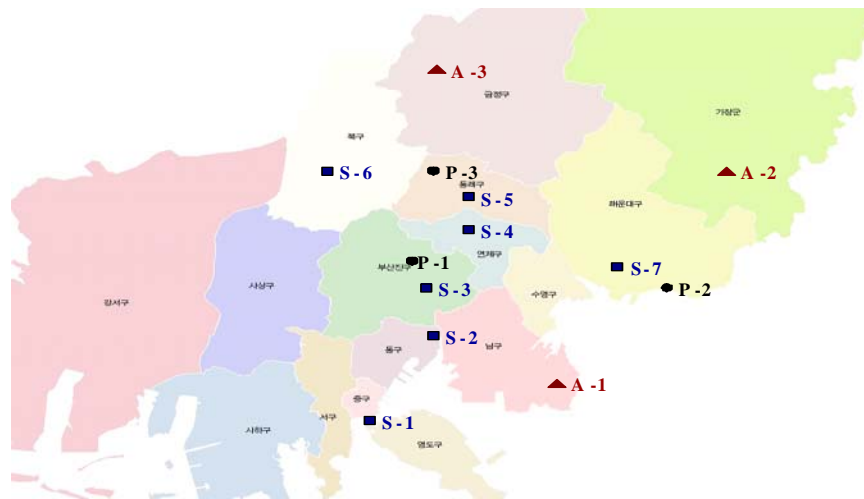


Fig. 1. Location of the sampling sites.

Table 1. Sampling sites and number in Fig. 1

No.	Sampling Site	Location	Category
1	S-1	(Gu)City Hall Jct	S area
2	S-2	Moon Hyun Jct	
3	S-3	Seo Myeon Jct	
4	S-4	Yun San Jct	
5	S-5	Ne Sung Jct	
6	S-6	Duk Chun Jct	
7	S-7	Olimpic Jct	
8	A-1	Busan Environmantal Coporation(Nambu)	A area
9	A-2	Gi Jang Country Office	
10	A-3	Nam San High School	
11	P-1	Busan Children's Gand Park	P area
12	P-2	Dong Bak Island	
13	P-3	Geumgang Park	

S area는 교통량이 많은 간선도로의 주요 교차로이며, A area는 교통량이 상대적으로 낮은 도로변지역, 그리고 P area는 대조군으로 차량통행이 없는 공원으로 하였다.

시료채취

시료채취는 비에 의한 오염물질의 희석을 줄이기 위하여 강수 후 일주일 이상이 지난 시기에 하였으며, 예비조사를 포함하여 총 3회(2009. 9월, 2010. 4월, 6월) 각 지점에서 도로변 노면 퇴적입자를 솔을 이용하여 폴리에틸렌 봉지에 쓸어담는 방식으로 채취하였다. 각 시료채취 지점의 대표성을 나타내기 위하여 한 지점에서 5개 이상의 위치를 선정하여 부분 시료를 채취한 후 혼합하여 하나의 시료로 만들었다.

분석항목 및 분석방법

중금속 분석

분석항목은 Fe, Cd, Cu, Cr, Pb, Zn, Ni 등 중금속 7개 항목을 분석하였는데, 분석방법은 토양오염공정시험기준에 의한 전함량 분석법으로 하였다⁶⁾. 중금속 분석을 위하여 각 지점에서 채취한 시료를 일정한 두께로 하여 직사광선이 닿지 않고 통풍이 잘 되는 곳에서 풍건시킨 다음 100mesh 표준체로 체걸음한 시료를 분석용 시료로 하였다. 분석용 시료 3g을 0.001g까지 정밀하게 취하여 250mL 반응용기에 넣고 HCl 21mL와 HNO₃ 7mL를 가하여 상온에서 2시간 이상 정치시킨 후 온도를 서서히 올려 유기물을 분해시킨 다음 No.40 여지로 여과한 여액을 100mL로 맞추어 원자흡광분광

광도계(AAS, Varian spectraAA220)로 분석하였다.

PAHs 분석

PAHs의 분석방법은 토양오염공정시험기준의 벤조(a)피렌 분석법 참조 및 US-EPA method 610¹²⁾에 따라 시료를 용매 추출, 정제후 GC/MS로 분석하였는데, US EPA에서 우선관리 대상물질로 선정한 16종 PAHs 화합물에 대하여 조사하였다.

냉동 보관된 시료를 상온으로 방냉한 후 헤파물과 큰 입자를 제거하여 시료 약 10 g을 가속추출용매장치(ASE200, DIONEX)에 Dichloromethane을 이용하여 추출하고 추출용액은 질소 농축한 후 Hexane으로 용매치환하였다. 정제과정은 칼럼 충전제로 dry oven(Eyela, Japan)을 이용하여 200 °C에서 18 시간 동안 건조시켜 활성화시킨 실리카겔(Merck, 70~230 mesh ASTM)을 사용하였으며, 전개용매로는 Dichloromethane : Hexane (10:90, V/V)을 사용하였다. 정제된 시료의 PAHs 분석을 위하여 DB5-MS가 장착된 GC/MS (HP 6890/5973N MSD)를 사용하였다. GC의 주입구 온도는 280°C이고, 오븐 온도는 100°C에서 1분간 유지한 후 180°C까지 분당 15°C씩 승온시키고 다시 300°C까지 분당 5°C씩 승온시켜 2분간 유지시켰다. 검량선 작성용 표준물질 (Supelco 4-8743, 16종 혼합 표준품)을 이용하여 50-2000 ppb의 농도로 검량선을 작성하였다.

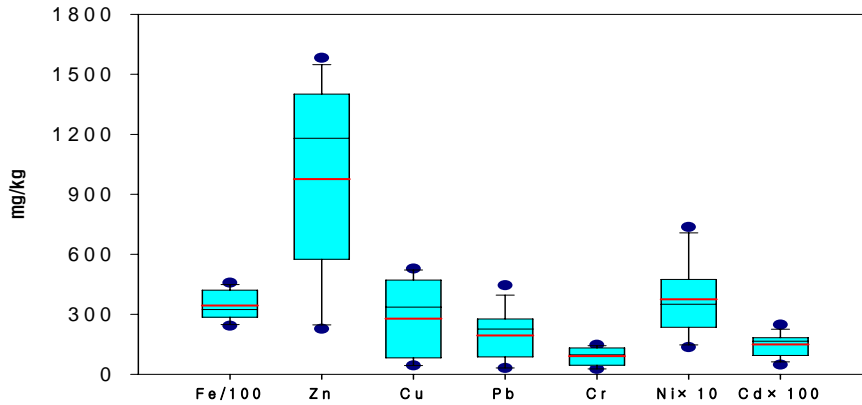


Fig. 2. Concentration of heavy metal in deposited road particles.

Table 2. The concentration of heavy metals in deposited road particles

(Unit: mg/kg)

Sampling sites	Fe	Zn	Cu	Pb	Cr	Ni	Cd
S-1	34483.3	1497.3	527.7	299.4	97.1	66.5	2.5
S-2	42200.0	1287.8	512.3	444.4	125.0	44.6	1.6
S-3	45700.0	1582.0	497.5	322.5	128.1	73.6	1.9
S-4	32383.3	1394.2	368.8	253.6	145.8	46.6	1.7
S-5	41950.0	1179.8	366.4	231.7	134.3	47.0	1.7
S-6	43616.7	1409.0	335.6	226.0	136.9	47.9	1.9
S-7	37300.0	1236.8	443.8	234.0	119.2	35.0	1.8
S area Mean	39661.9	1369.6	436.0	287.4	126.6	51.6	1.9
A-1	31766.7	635.8	132.8	94.2	75.1	23.5	1.6
A-2	27133.3	655.1	178.1	88.1	74.4	25.9	1.0
A-3	29933.3	797.7	112.9	179.0	58.3	24.2	1.6
A area Mean	29611.1	696.2	141.3	120.4	69.3	24.5	1.4
P-1	30500.0	276.7	43.8	34.3	25.9	16.4	0.5
P-2	24183.3	226.3	49.8	30.0	32.7	23.3	0.9
P-3	25933.3	515.0	43.1	85.6	27.7	13.5	0.9
P area Mean	26872.2	339.3	45.6	50.0	28.8	17.7	0.8
Total Mean	3,4391.0	976.4	277.9	194.1	90.8	37.5	1.5
Worrisome level of Soil contamination	-	2,000	2,000	700	-	500	60

결과 및 고찰

노면 퇴적입자의 중금속 농도 특성

지역별 중금속 농도 특성

Fig. 2와 Table 2에서 지역별 평균 농도는 S지역과 A지역은 Fe > Zn > Cu > Pb > Cr > Ni > Cd 순으로 나타났으며, 대조군인 P지역은 Fe > Zn > Pb > Cu > Cr > Ni

> Cd 순으로 나타났다.

각 중금속은 도심지역에서의 극심한 차량정체와 교차로의 신호 대기차량 등으로 인해 자동차로부터 발생되는 배기 가스 등에 다량의 입자상 물질이 포함되어 있는데, 주행시 이러한 중금속들이 차량의 노후정도와 마찰, 마멸 등에 의해 주변으로 배출되는 것으로 보고되고 있다.

예를 들면, Ni:Zn:Pb는 휘발유경유 등의 차량용 연료연소, Cd는 타이어의 마모, Cu는 브레이크라이닝의 마모, Pb

은 도로면 페인트의 마모 등에 직접적인 영향을 받아 축적된 것으로 알려져 있다¹²⁾.

Fe은 지각 구성물질 중 네 번째로 많은 물질로써, 오염경로는 공업과정에서 그 일정 비율이 환경 중으로 방출되고, 일부가 대기 중에 오염을 일으킨다고 한다.

이러한 Fe은 24183.3~ 45700.0 mg/kg로 나타났으며, S-3지점에서 45700.0 mg/kg로 가장 높게 나타났다. 다른 중금속에 비해 상당히 많은 양이 검출되었는데 자동차의 통행량이 많은 지역에서 더 높은 값을 보이는 것으로 보아 오염원인 자동차의 차체를 이루고 있는 철과 각종 부속품들로부터 기인한 것으로 사료된다¹⁴⁾¹⁵⁾.

Zn의 농도 또한 높은 값을 보였는데, 대기 중의 자연현상 외에 자동차, 연료연소, 소각, 기타 인위적인 원인에서 유래된다고 알려져 있으며, 특히 자동차의 고무 타이어에도 많은 양의 Zn이 포함되어 있다고 한다. 도로 주행시 도로의 노후상태와 자동차의 수명정도와의 관련이 크며, 도로주변에 배출됨으로써 주변 환경에 대한 피해가 있는 것으로 보고되고 있다. 하지만 Zn은 독성이 낮고 효율적인 생리적 평형조절 작용을 하기 때문에 만성적으로 중독이 되어도 인체에 유해하지는 않는 것으로 알려져 있다¹³⁾.

Zn은 최소 226.3 mg/kg, 최대 1582.0 mg/kg였으며, S-3지점에서 1582.0 mg/kg로 가장 높은 값을 보였다.

Cu의 오염원인은 주로 자동차의 브레이크의 마모된 미세한 입자와 금속제품의 제작 및 산업활동에 기인한다고 추정하고 있는데¹⁶⁾, 농도 분포는 43.1~527.7 mg/kg로 나타났으며, S-1지점에서 527.7 mg/kg로 가장 높게 나타났다.

Pb는 과거에는 대부분 옥탄가를 높이고 녹킹을 방지하기 위해 4-에틸납을 첨가한 유연휘발유 자동차에서 배출되는 것으로 추정하였으나¹⁷⁾, 최근에는 무연휘발유의 대체로 인해

Pb의 농도가 크게 감소하였으며, 도로면 페인트의 마모 및 각종 납 또는 납합금을 함유한 기계장치 및 부품의 납땀 및 용접상태가 불량한 트럭 등이 도로를 운행중에 발생하는 마찰과 마멸, 진동의 영향인 것으로 사료된다¹⁷⁾¹⁸⁾. 납은 최소 30.0 mg/kg, 최대 444.4 mg/kg였으며 가장 높은 값은 S-2지점의 444.4 mg/kg였다.

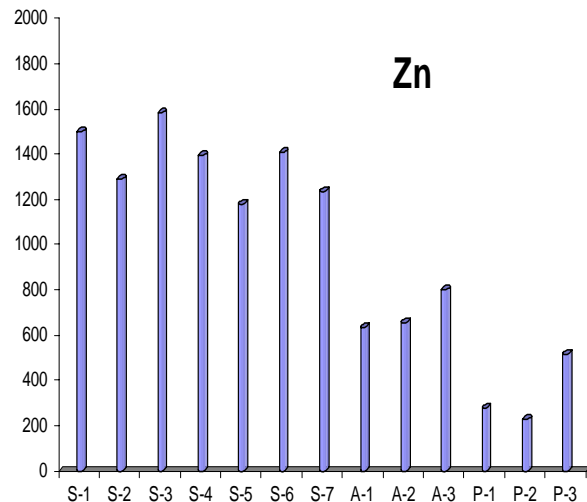
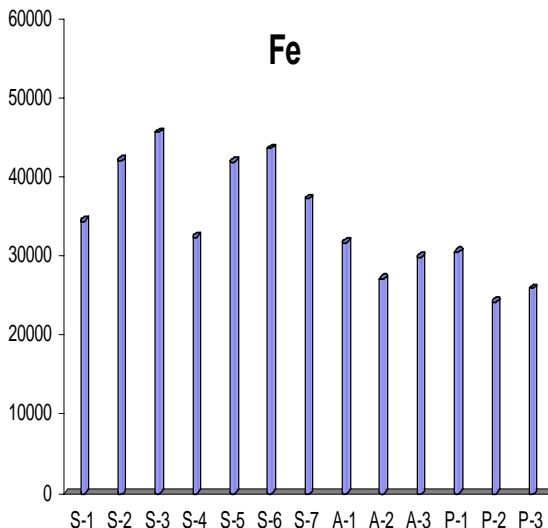
Cr은 자연계에 토양이나 암석에 다량 존재하고 있으며 이번 연구에서는 25.8~145.8 mg/kg의 범위로 나타났으며, S-4지점에서 145.8 mg/kg로 가장 높게 나타났다.

Ni 또한 자동차로부터 배출되는 유해 중금속류로 최소 13.5 mg/kg, 최대 73.6 mg/kg이었으며, 가장 높은 곳은 S-3의 73.6 mg/kg이었다.

Cd은 화석연료의 연소나 자동차 배기가스에서 발생하고 자동차 부품의 합금 제품으로 사용되어 주행시 마찰에 의해서 발생한다고 알려져 있다. 다른 중금속에 비해 가장 낮은 값을 보이고 있으나, Cd은 인체에 미량으로도 유해한 물질일 뿐만 아니라, 식물에는 엽록소 함유량을 감소시키는 것으로 알려져 있다¹⁹⁾. 농도는 0.5 ~2.5 mg/kg의 범위로 S-1지점에서 2.5 mg/kg으로 가장 높게 나타났다.

이와 같이 분석 항목별로 가장 높은 중금속 농도는 모두 S지역에서 나타났으며, 항목별 중금속 농도를 Fig. 3에 나타내었다.

교통량과 건물 밀집도 등을 고려하여 3개 지역으로 구분한 지역별 중금속 분포특성은 Fig. 4에서 보는 바와 같다. 위와 같이 S지역에서 모든 중금속 농도가 가장 높았고, P지역에서의 중금속 농도가 가장 낮게 나타나 교통량이 많고 건물의 밀집도가 높을수록 도로면 노면 퇴적입자에 중금속 성분이 많이 함유되어 있음을 알 수 있었다.



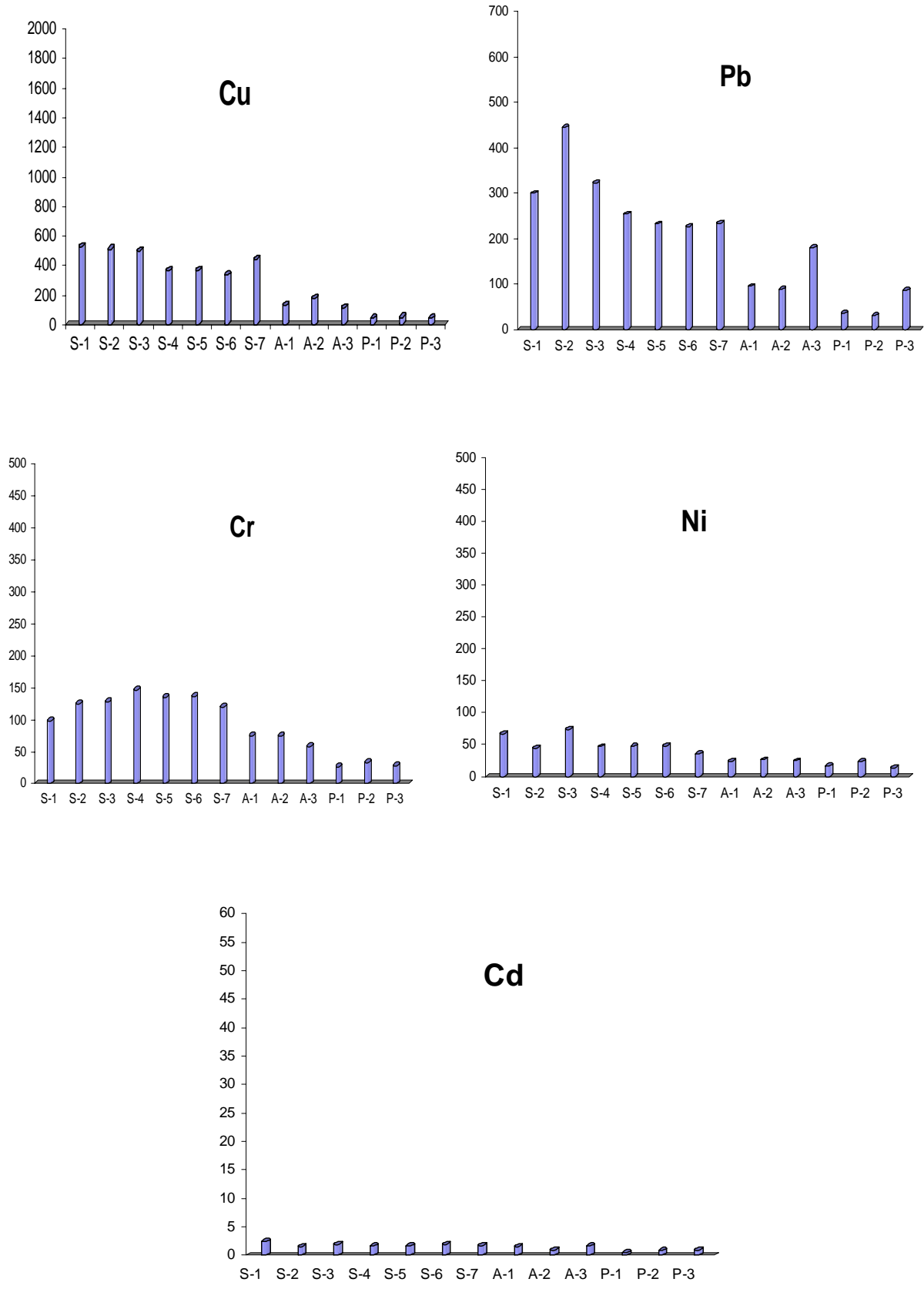


Fig. 3. Concentration of heavy metal on sampling sites.

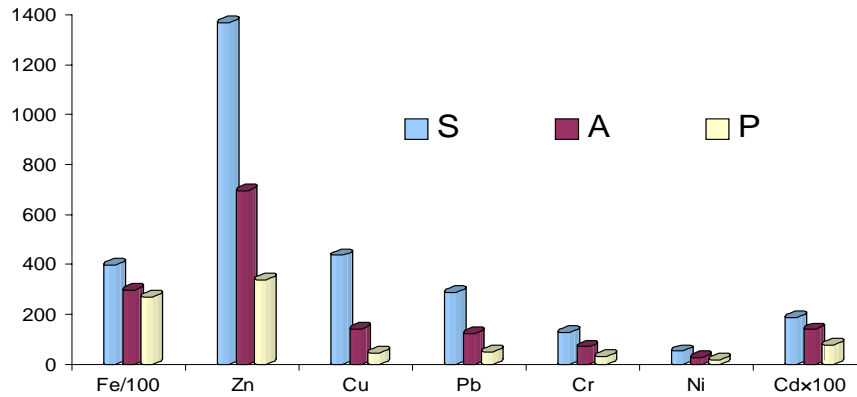


Fig. 4. The comparison of heavy metal concentration in the S, A and P area.

Table 3. Mean concentration of heavy metals (mg/kg) in street dust in other cities

City	Cd	Cr	Cu	Fe	Pb	Zn	particle size (μm)	Digestion
Busan	1.5	90.8	277.9	34391.0	194.1	976.4	<100	HCl+HNO ₃
Daegu	9	159	329	43922	152	725	<100	HCl+HNO ₃
jeonju ²⁷⁾	2.6	60.3	117.1	-	115.5	459.6	<100	Σ sequential
Delhi	18.9	4916.9	512.3	-	597.6	365.9	<500	HClO ₄ +HNO ₃ +HF
Kuala Lumpur	2.9		35.5	1790	2466	344	<63	Σ sequential
London	3.5		155	26000	1030	680	<500	HCl+HNO ₃
Luanda	1.15	25.65	41.8	11572	351.3	316.6	<100	HCl+HNO ₃
Manchester			113	8767	265	653	<1000	HNO ₃
Madrid		61	188	19300	1927	476	<100	HClO ₄ +HNO ₃ +HF
Oslo	1.4		123	51472	180	412	<100	HClO ₄ +HNO ₃ +HF
Ottawa	0.6	59	188	25660	68	184	100-250	HClO ₄ +HF

타 도시와의 중금속 농도 비교

각 중금속 농도는 시료처리방법, 분석용 시료의 입자크기, 시료추출과정, 그리고 시료채취지점별 배출원의 특성과 강도 등 복잡한 요인에 의해 그 결과가 서로 다르게 나타날 수 있다. 따라서 이러한 요인 때문에 직접적인 비교는 어렵지만, 각 도시의 도로변 입자의 중금속 특성 등을 파악할 수 있을 것으로 판단되어 Table 3에 비교한 값을 나타내었다²⁰⁻²⁶⁾.

각 도시의 도로변 입자의 중금속 농도는 도시 특성에 따라서 서로 다르게 나타났는데, 부산시의 경우 다른 도시에 비해 우려할 수준은 아닌 것으로 나타났으나 Cu, Zn 등이 약간 높게 나타났다. 이는 자동차의 배출가스의 영향을 받아 도로 주행시 배출되어 환경오염을 일으키는 것으로 판단된다. 그러나, 자동차 연료와 관련된 주요오염원인 Pb의 경우 외국의 여러 도시에 비해 낮은 수준으로 나타났는데, 이는 정부차원에

서 1990년대 이후 대기오염을 줄이기 위해 자동차 연료를 유연휘발유에서 무연휘발유로 대체한 결과로 Pb의 농도가 크게 감소한 원인으로 파악된다¹⁷⁾.

노면퇴적입자에 함유된 중금속 성분의 오염도 평가

중금속의 오염정도를 종합적으로 알아보기 위한 오염지수는 중금속 원소들의 복합된 오염특성을 나타내 주는데 보통 Cu, Pb, Zn, Cd의 4가지 중금속 원소들을 결합시킨 지수를 이용하는 것으로 알려져 있다²⁷⁾. 도로변 노면 퇴적입자의 경우 토양환경과 다르고 인체에 흡입되는 경로와 양도 달라서 토양환경 오염지수에 적용하기에는 다소 무리가 따르나, 중금속 오염지수를 통해 노면 퇴적입자의 위험정도를 표현할 수 있을 것이라 사료되어 KIoKe(1979)가 제시한 토양의 오염지수 공식에 적용시켜 보았다²⁸⁾.

$$\text{오염지수 (PI)} = \frac{\sum_{i=1}^n \left(\frac{\text{각 중금속 함량}}{\text{각 중금속의 토양오염 허용 한계치}} \right)}{n}$$

Table 4. Pollution index of heavy Metals(Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) in the sampling sites

Sampling sites	S-1	S-2	S-3	S-4	S-5	S-6	S-7	A-1	A-2	A-3	P-1	P-2	P-3
P.I	0.32	0.33	0.34	0.27	0.25	0.26	0.25	0.12	0.12	0.16	0.05	0.05	0.09

단, 토양오염 허용한계치는 Kloke가 제시한 값 대신에 개정된 토양환경보전법의 토양오염우려기준(3지역)에 적용시켰다. 이때 중금속의 토양오염우려기준은 Table 2의 값을 이용하였으며, 위의 식에 의거하여 중금속 오염지수(P,I, Pollution Index)의 값을 계산하였다.

위 식으로부터 계산된 각 지점별 오염 지수값은 Table 4와 같으며, PI가 1.0 이하인 값을 나타내면 중금속으로부터 오염되지 않은 지역으로, 그리고 1.0 이상인 값을 나타내면 중금속으로부터 오염된 지역으로 간주하였다. 도심지역에서 발생하는 다량의 입자상물질(Ni,Zn,Pb은 휘발유경유 등의 차량용 연료연소, Cd, Cu는 차량용 부속소모품의 마모)은 극심한 차량정체와 교차로의 신호대기 차량 등 자동차로부터 등의 직접적인 영향을 받아 높은 값을 나타내는 경우가 많은 것으로 알려져 있다²²⁾. S지역에서 상대적으로 높은 값을 보였으나, 지점별로 오염지수가 1.0을 초과하는 지점은 한군데도 없는 것으로 나타나 부산지역의 노면 퇴적입자의 경우 인위적인 중금속 오염으로부터 우려할 만한 수준은 아닌 것으로 판단되었다.

PAHs 분포 특성

PAHs 지역별 분포

부산시내 도로변을 3개 지역으로 구분하여, 13개 지점의 시료를 채취하여 US-EPA에서 관리대상으로 정한 PAHs 16종을 조사한 결과를 Fig. 5 및 Table 5에 나타내었다.

13개 지점의 PAHs의 값은 0.391~4.240 mg/kg로 나타났으며, 교통량이 많은 S지역 평균은 2.503 mg/kg로 나타났으며, 지역별로 S지역이 높게 나타났다.

이는 지역적 특징으로 S 지역이 자동차의 통행량이 아주 많은 상시 교통체증 구간이 많고 건물의 밀집도가 높으므로 그 배출원의 기여로서 자동차에 대한 영향을 많이 받고 있는 것으로 판단되었다.

그러므로, 도심지역에서의 PAHs 주요 배출원은 자동차 운행에 따른 오염과 건물의 밀집도 등에 기여도가 크다는 것으로 판단되었다.

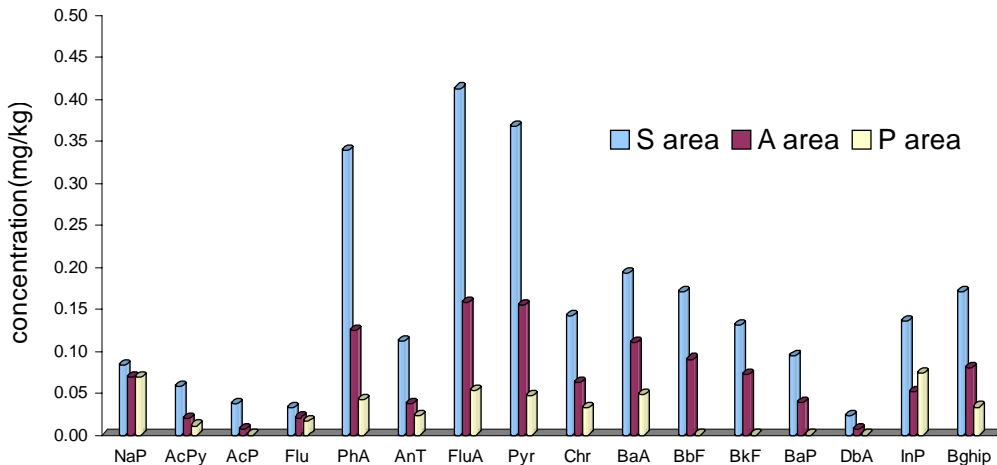


Fig. 5. PAHs concentrations according to the sampling group.

Table 5. Mean concentrations of PAHs according to the sampling sites

NO	Compounds	Abb.	S-1	S-2	S-3	S-4	S-5	S-6	S-7	Average
			mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
1	Naphthalene	NaP	0.027	0.091	0.125	0.107	0.123	0.036	0.076	0.083
2	Acenaphthylene	AcPy	0.052	0.060	0.056	0.051	0.036	0.097	0.051	0.058
3	Acenaphthene	AcP	0.017	0.017	0.041	0.034	0.089	0.008	0.052	0.037
4	Fluorene	Flu	0.016	0.013	0.041	0.037	0.084	0.000	0.038	0.033
5	Phenanthrene	PhA	0.288	0.194	0.373	0.313	0.637	0.215	0.356	0.339
6	Anthracene	AnT	0.054	0.049	0.073	0.105	0.136	0.062	0.305	0.112
7	Fluoranthene	FluA	0.570	0.226	0.432	0.367	0.746	0.222	0.325	0.413
8	Pyrene	Pyr	0.369	0.329	0.391	0.351	0.584	0.239	0.313	0.368
9	Benzo(a)anthracene	BaA	0.134	0.110	0.254	0.169	0.405	0.126	0.149	0.192
10	Chrysene	Chr	0.206	0.082	0.153	0.134	0.237	0.085	0.102	0.143
11	Benzo(b)fluoranthene	BbF	0.224	0.107	0.223	0.155	0.272	0.084	0.126	0.170
12	Benzo(k)fluoranthene	BkF	0.144	0.105	0.156	0.122	0.202	0.072	0.119	0.131
13	Benzo(a)pyrene	BaP	0.056	0.058	0.134	0.098	0.225	0.000	0.086	0.094
14	Indeno(1,2,3-c,d)pyrene	InP	0.113	0.108	0.155	0.142	0.201	0.111	0.123	0.136
15	Dibenzo(a,h)anthracene	DbA	0.022	0.000	0.071	0.000	0.071	0.000	0.000	0.023
16	Benzo(g,h,i)perylene	Bghip	0.145	0.191	0.179	0.169	0.192	0.162	0.160	0.171
Σ PAHs(6)			0.693	0.487	0.994	0.686	1.377	0.392	0.602	0.747
Σ total PAHs			2.436	1.739	2.860	2.353	4.240	1.518	2.380	2.503

NO	Compounds	Abb.	A-1	A-2	A-3	Average	P-1	P-2	P-3	Average
			mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
1	Naphthalene	NaP	0.069	0.120	0.020	0.070	0.063	0.049	0.095	0.069
2	Acenaphthylene	AcPy	0.015	0.031	0.013	0.020	0.000	0.017	0.016	0.011
3	Acenaphthene	AcP	0.011	0.000	0.009	0.007	0.000	0.000	0.000	0.000
4	Fluorene	Flu	0.015	0.030	0.017	0.021	0.017	0.016	0.017	0.016
5	Phenanthrene	PhA	0.124	0.093	0.158	0.125	0.038	0.032	0.055	0.042
6	Anthracene	AnT	0.039	0.044	0.027	0.037	0.023	0.023	0.022	0.023
7	Fluoranthene	FluA	0.162	0.104	0.210	0.159	0.045	0.046	0.068	0.053
8	Pyrene	Pyr	0.166	0.122	0.177	0.155	0.040	0.038	0.063	0.047
9	Benzo(a)anthracene	BaA	0.088	0.073	0.169	0.110	0.047	0.040	0.057	0.048
10	Chrysene	Chr	0.064	0.051	0.073	0.063	0.030	0.029	0.038	0.033
11	Benzo(b)fluoranthene	BbF	0.079	0.095	0.071	0.090	0.000	0.000	0.000	0.000
12	Benzo(k)fluoranthene	BkF	0.051	0.090	0.075	0.072	0.000	0.000	0.000	0.000
13	Benzo(a)pyrene	BaP	0.046	0.000	0.072	0.039	0.000	0.000	0.000	0.000
14	Indeno(1,2,3-c,d)pyrene	InP	0.085	0.000	0.069	0.052	0.074	0.074	0.075	0.074
15	Dibenzo(a,h)anthracene	DbA	0.000	0.000	0.022	0.007	0.000	0.000	0.000	0.000
16	Benzo(g,h,i)perylene	Bghip	0.097	0.083	0.063	0.081	0.026	0.028	0.046	0.033
Σ PAHs(6)			0.350	0.258	0.504	0.370	0.121	0.113	0.132	0.122
Σ total PAHs			1.112	0.935	1.271	1.106	0.402	0.391	0.552	0.449

Table 6. Comparison of PAHs concentrations(mg/kg dw) in soils of this study with those in other domestic and foreign areas

Location	n ^a	Range(Mean)	References	remarks
Jeju City (Korea)	16	0.022~0.264 (0.087)	Jin et al. ³⁴⁾	
Korea	16	0.023~2.834 (0.236)	Nam et al. ³⁵⁾	
Ulsan City (Korea)	16	0.004~2.672	Lee ³⁶⁾	
Ulsan City (Korea)	16	11.840~245.120	Dong and Lee ³¹⁾	roadside sediment
Incheon City (Korea)	16	0.598~4.517	Eom et al. ³⁰⁾	roadside sediment
Seoul (Korea)	16	0.015~1.221 (0.482)	Kim ³⁷⁾	
Changwon City (Korea)	16	0.011~0.835 (0.199)	Kim et al. ³⁸⁾	
Tarragona Country (Spain)	16	0.112~1,100 (0.504)	Nadal et al. ³⁹⁾	
Tian Jin (China)	16	0.007~0.969 (0.229)	Tao et al. ⁴⁰⁾	
Takushima (Japan)	13	0.009~1.640 (0.442)	Yang et al. ⁴¹⁾	
Zelzate (Belgium)	7	3,000~14,000	Bakker et al. ⁴²⁾	
Chiang-mai (thailand)	16	(0.781)	Takashi ⁴³⁾	
Kohtla-Järve (Estonia)	12	(12.390)	Trapido ⁴⁴⁾	
Tallinn	12	(2.200)	Trapido ⁴⁴⁾	
Harjumaa	12	(0.032)	Trapido ⁴⁴⁾	
Bangkok	20	0.012~0.380 (0.129)	Wilcke et al. ⁴⁵⁾	
Welsh	14	0.108~54.500 (2.325)	Kavin et al. ⁴⁶⁾	

n^a: number of PAHs analyzed in each study.

최근 엄진균³⁰⁾ 등이 조사한 인천광역시 차도변 침적물중의 PAHs 농도는 0.598~4.517 mg/kg로 나타났으며, Dong and Lee³¹⁾가 조사한 울산광역시 차도변 침적물중 PAHs는 이보다 높은 11.840~245.12 mg/kg로 나타났으며, 그 외 국내의 타 지역의 농도와 비교한 값을 Table 6에 나타내었다.

자동차 통행의 영향을 많이 받고 있는 S지역의 경우 16개 PAHs에 대한 평균농도 및 검출순위를 살펴보면, Fig. 5에서 보듯이 Fluoranthene(FluA)가 가장 많이 검출되었으며, Pyrene(Pyr), Phenanthrene(PhA)의 순으로 높게 나타났다. 이는 박 등³²⁾의 연구에서 phenanthrene(PhA)이 가장 높은 농도로 검출되었고, pyrene, fluoranthene, anthracene 및 naphthalene도 다른 물질에 비하여 비교적 높게 나타났다는 연구결과에서처럼 터널 내의 PAHs 농도는 자동차 배기가스

의 영향을 간접적으로 판단하는 자료로 판단되며 본 연구 결과 또한 이와 유사한 결과를 나타내어 부산시내 도로변 중의 PAHs의 농도는 자동차의 영향을 많이 받은 것으로 판단되었다. 이는 Smith와 Harrison의 영국의 Birmingham와 Smith 등의 파키스탄의 Lahore에서의 도심지역 PAHs의 분포 특성 및 EPA, IARC 등이 조사한 결과와도 매우 유사한 것으로 나타났다. 그러므로, 도심지역의 PAHs는 주로 자동차 영향에 의해 대기중으로 방출되었다가 다시 도로변으로 유입되어 나타난 결과임을 의미하고 있다³³⁾.

PAHs 화합물 분포 특성

16개 PAHs 화합물중 주요 6종의 PAHs(BaA+BbF+BkF+BaP+DbA+InP)에 대한 값은 Table 5에 나타내었다.

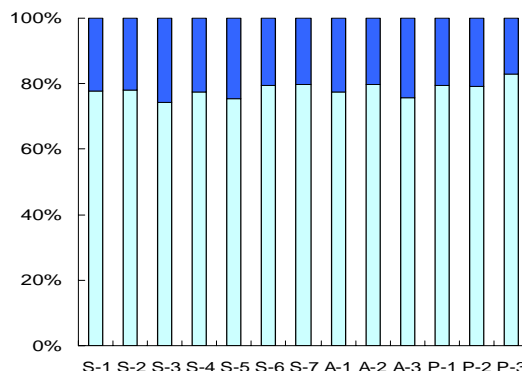
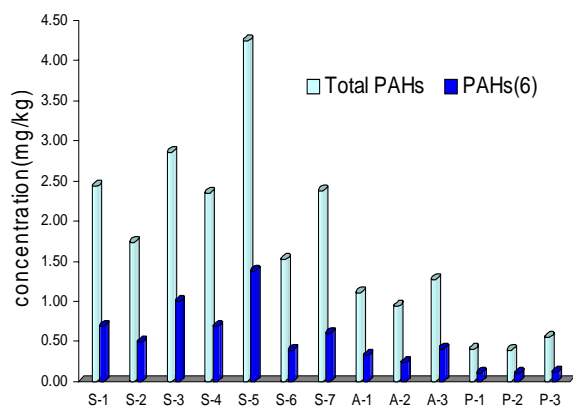


Fig. 6. Concentration of PAHs와 PAH(6) and ratio between PAH(6) and ΣPAHs.

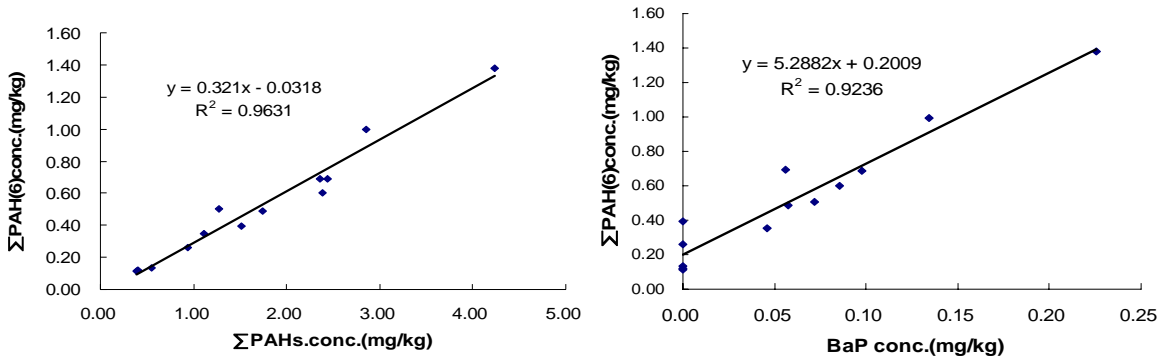


Fig. 7. Correlation between ΣPAH(6) and BaP, ΣPAHs.

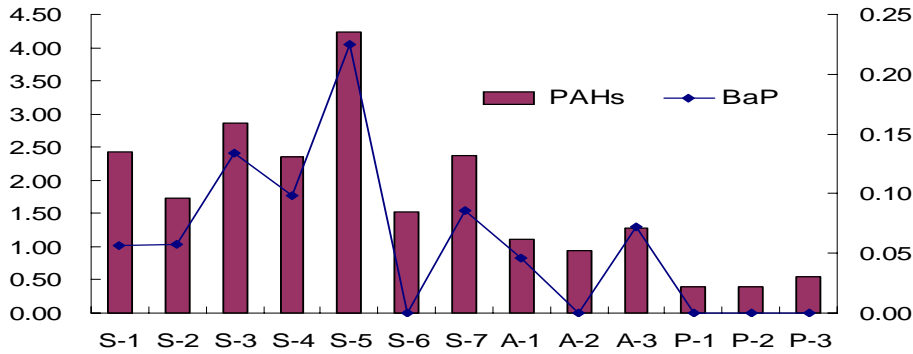


Fig. 8. Concentration of PAHs와 BaP.

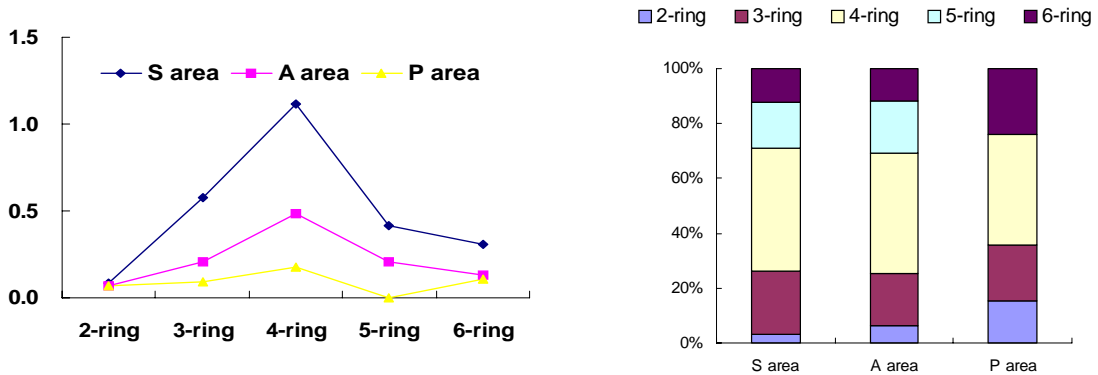


Fig.9. Mean concentration and ratio of compounds with respect to the benzene ring number sampling group.

이들 물질은 대부분이 중, 고비점 화합물로서 결과값이 0.113~1.377 mg/kg의 값으로 나타났으며 S지역의 평균 결과값은 0.747 mg/kg로 나타났다.

그중에서 BaP(Benzo(a)pyrene)의 경우는 내분비성 교란 물질(Endocrine Disruptors: EDs) 즉, 환경호르몬 물질중의 하나로 지적되어 관리되고 있는데, Fig. 7과 Fig. 8을 살펴보

면 본 연구에서 조사된 BaP의 농도는 PAHs의 농도와 유사한 경향을 보이는 것으로 조사되었다^{6,47)}.

또한, ΣPAH(6)과 BaP의 상관성(R^2)은 0.9236으로 PAHs와 ΣPAH(6)의 상관성 계수에서처럼 유사한 높은 상관성을 보이는 것으로 나타났다. 본 연구에서는 대조군인 P 지역에서는 모두 불검출로 나타났으며, A 지역에서 평균 0.039

mg/kg의 값을 보였으며, S지역에서는 평균값이 0.094 mg/kg로 나타나 전 지점에서 토양오염우려기준인 7 mg/kg 이하로 나타났다.

환상별 PAHs 화합물의 분포 특성

지역별로 벤젠환별 PAHs 화합물의 분포특성을 검토하기 위하여 각 환상별 농도의 합을 전체 PAHs에 대한 분율로 Fig. 9에 나타내었다.

2-ring (NaP), 3-ring (AcPy, AcP, FLu, PhA, AnT), 4-ring (FluA, Pyr, Chr, BaA), 5-ring (BbF, BkF, BaP, DbA), 6-ring (InP, Bghip)의 비율은 교통량이 많은 S지역의 경우 3.3%, 23.1%, 44.6%, 16.7%, 12.3%의 순으로 나타났으며, A지역은 6.3%, 18.9%, 43.9%, 18.9%, 12.0%로 P지역은 15.3%, 20.5%, 40.3%, 0%, 23.9%으로 순으로 나타나 4-ring의 PAHs가 43%로 가장 높은 비율을 차지하고 있으며, 4-ring > 3-ring > 5-ring > 6-ring > 2-ring의 순으로 나타남을 알 수 있었다. 이는 전반적으로 저비점 화합물의 농도분포는 낮았으며 3~4개의 벤젠환을 가지고 있는 중고비점 PAHs 화합물로 갈수록 농도분포가 증가하는 경향을 보이고 있었다. 또한 벤젠환이 5~6개인 고비점 화합물의 농도에 대해서도 중고비점 화합물이 상대적으로 높은 비율을 나타내고 있음을 알 수 있었다.

PAHs 오염원 파악

16종의 PAHs 중 오염원을 추정할 수 있는 parameter는 여러 가지가 있는데 그 중 일반적으로 많이 판단하는 parameter가 Phenanthrene/Anthracene의 비와 Fluoranthene/Pyrene

의 비율이다. 일반적으로 Phenanthrene/Anthracene의 비가 10보다 작고, Fluoranthene/Pyrene의 비가 1보다 크면 오염원은 열분해이고, 반대로 Phenanthrene/Anthracene의 비가 10보다 크고, Fluoranthene/Pyrene의 비가 1보다 작으면 오염원은 화석연료로 알려져 있는데^{48,49)}, Fig. 10에서 보는바와 같이 대부분의 지점에서 Fluoranthene/Pyrene의 비가 1보다 크며, Phenanthrene/Anthracene의 비가 10보다 적게 나오므로 주요 오염원이 열분해로 인한 영향을 받는 것으로 판단되었다.

앞에서도 밝혔듯이 자동차 통행이 많은 S지역에서 Fluoranthene (FluA)가 가장 많이 검출되었으며, Pyrene (Pyr), Phenanthrene (PhA)도 높게 나타나 부산시내 도로변 중의 PAHs의 농도는 자동차의 영향을 많이 받은 것으로 조사되었다.

Dong and Lee³¹⁾는 기존 연구자료의 배출원 자료를 이용하여 PhA, FluA는 디젤엔진 자동차, BghiP는 가솔린 엔진 자동차, FluA, Flu, Pyr, BbF, InP 등은 산업시설의 오일연소, AnT, BkF 등은 목재연소에 의한 배출원별 주요 PAHs 성분으로 예측하였다.

Guo⁵⁰⁾ 등과 Martina, 박 등³²⁾ Caricchia⁵¹⁾ 등의 연구결과는 자동차의 영향을 판단할 수 있는 parameter로써 InP/BgP의 비율을 제시하였는데, 유류소각의 영향 즉 디젤과 가솔린 자동차 매연에 의한 기원을 알기 위해서 이 비가 1.1~1.2 정도이면 디젤엔진, 3.5~3.8 정도이면 가솔린엔진의 영향을 받는 것으로 보고하고 있다. 본 연구 결과에서는 Fig. 11에서 나타낸 것처럼 InP/BgP의 비는 약간의 차이는 있었지만 대부분의 지점에서 1.0 부근으로 나타나 부산지역 도로변에 존재하는 PAHs의 대부분은 디젤차량의 영향인 것으로 판단되었다.

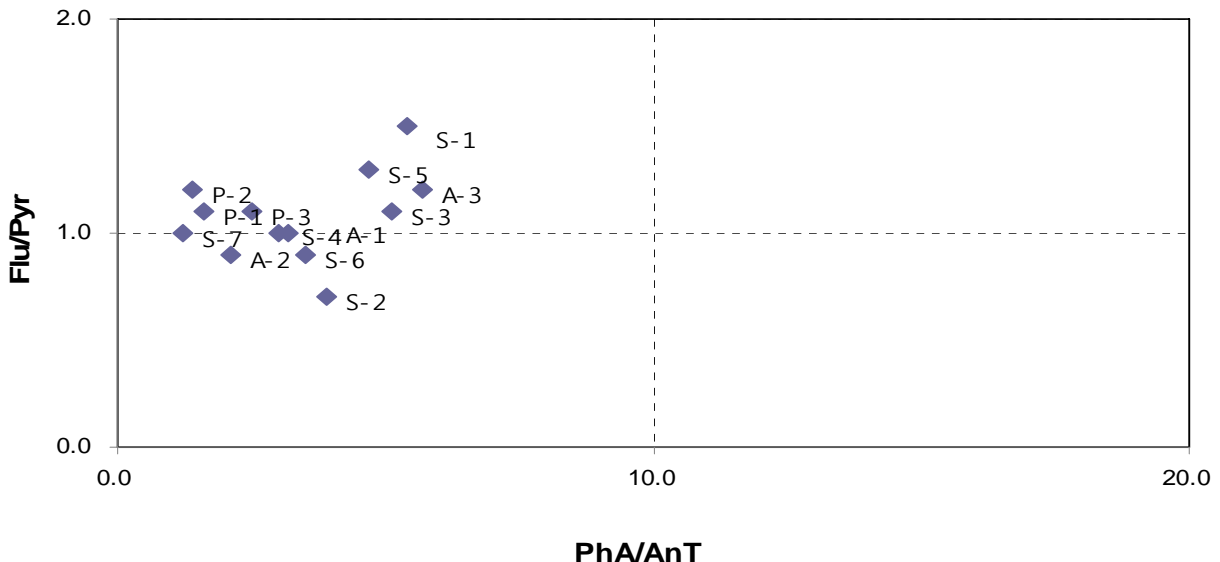


Fig. 10. Relationship between FluA/Pyr and PhA/AnT.

또한, Fang et al.⁵²⁾이 제시한 InP/(InP+BghiP)의 비율로 이 비가 0.18 부근이면 가솔린엔진, 0.35~0.7 정도이면 디젤엔진의 영향을 받는 것으로 알려져 있는데, 본 연구에서는 0.36~0.74의 범위로 나타나 이 또한 디젤엔진 자동차의 영향으로 조사되었다.

Bghip 또한 공업용 연료의 연소에 의해서 생성되는 양보다 이동발생원의 불완전연소에 의해서 많은 양이 생성되며, 그 기준을 BaP/Bghip의 비율로서 0.6 이하가 되면 화석연료의 연소보다 액체 연료 연소에 의한 이동발생원의 오염이 높은 것으로 보고되고 있다⁵³⁾.

이번 결과에서 S-1, A-2, P-1, P-2, P-3 지점에서는

Benzo(a)pyrene(BaP) 값이 검출한계 미만 또는 불검출로 나타났으며, 이동발생원에 의한 영향을 나타내는 비율은 BaP와 Bghip의 농도값이 모두 존재하는 지점에만 적용하였다. Table 7의 연구결과에서 보는 바와 같이 교통량이 많은 S지역에서 0.6이하의 값을 나타내는 곳이 많아 화석연료의 고정 배출원보다는 이동 배출원의 액체연료에 의한 오염 영향을 받고 있는 것으로 판단되었다.

Nilsen 등⁵⁴⁾에 의한 연구결과 또한 현재 도시지역에서의 PAHs의 주 배출원은 이동오염원인 자동차에 의한 오염의 기여도가 가장 큰 것으로 설명되고 있다.

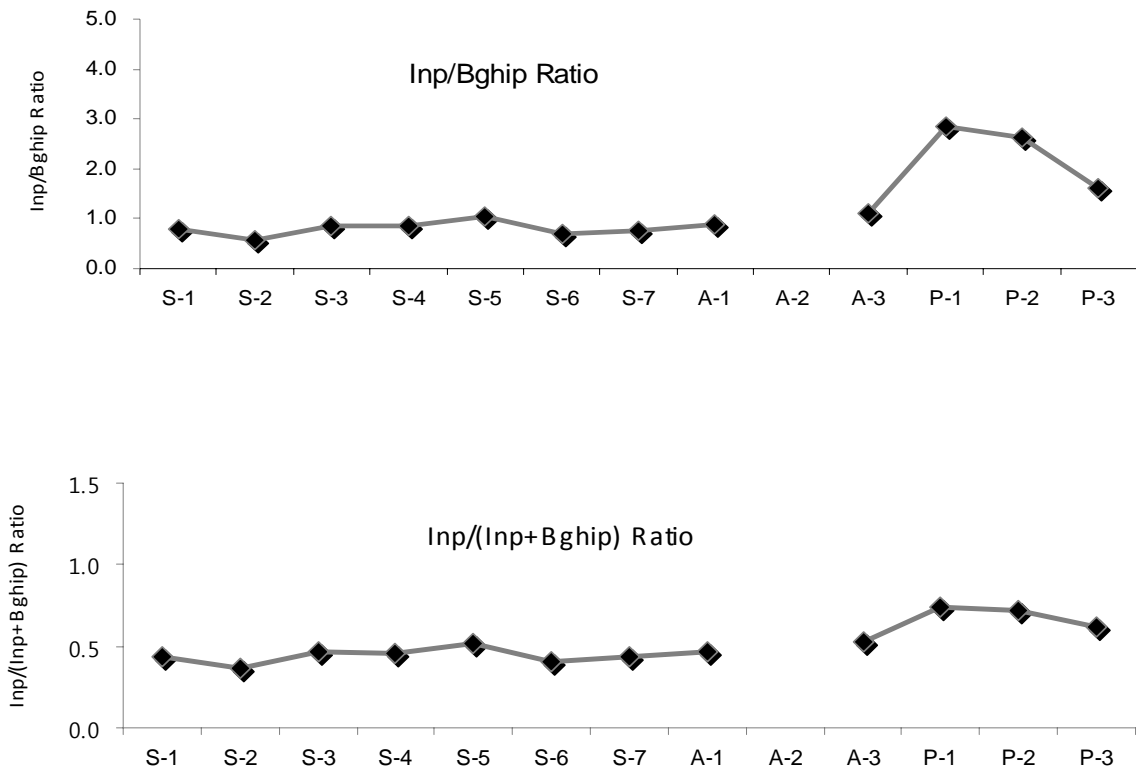


Fig. 11. The ratio of InP/BghiP and InP/(InP+BghiP) according to the sampling sites.

Table 7. The ratio of BaP/BghiP according to the sampling sites

	S-1	S-2	S-3	S-4	S-5	S-6	S-7
BaP/Bghip	0.38	0.30	0.75	0.58	1.17	-	0.53

결 론

참 고 문 헌

부산시 주요 도로변을 교통량과 건물의 밀집도를 고려하여 3개 지역으로 분류하여 채취한 13개 지점의 노면 퇴적입자의 중금속 7개 항목 및 PAHs의 농도를 분석한 결과는 다음과 같다.

1. 도로변 노면 퇴적입자는 자동차의 배기가스 등에 의한 영향으로 각종 유해물질과 중금속 등을 포함하고 있는데 중금속 분석 결과, 평균 농도값은 S지역과 A지역은 $Fe > Zn > Cu > Pb > Cr > Ni > Cd$ 순으로 나타났으며, 대조군인 P지역은 $Fe > Zn > Pb > Cu > Cr > Ni > Cd$ 순으로 나타났다.
2. S지역에서 모든 중금속 농도가 높게 나타났으며 대조군인 P지역에서 가장 낮게 나타났는데, 교통량이 많고 건물의 밀집도가 높을수록 도로변 노면 퇴적입자의 중금속 성분이 많이 함유되어 있음을 알 수 있었다.
3. 노면 퇴적입자에 함유된 중금속의 오염도 평가를 위한 Kloke가 제시한 오염지수는 S지역에서 상대적으로 높은 값을 보였으나 1.0을 초과하는 지점이 한군데도 없는 것으로 나타났다.
4. PAHs도 교통량이 많은 S지역에서 높게 나타났으며, FluA, Pyr, PhA이 다른 농도에 비해 높은 값을 보인 것으로 보아 자동차의 영향으로 도로변에 유입된 것으로 판단되었다.
5. BaP은 총 PAHs의 농도와 높은 상관성을 나타내었는데 전 지점에서 토양오염우려기준인 7 mg/kg 이하로 나타났다.
6. 벤젠환별 PAHs 화합물의 분포 특성을 조사한 결과 3~4개의 벤젠환을 가지고 있는 중고비점 PAHs 화합물이 저비점 화합물의 농도보다 증가하는 경향을 보였으며, 벤젠환이 5~6개인 고비점 화합물의 농도에 대해서도 상대적으로 높게 나타났다.
7. PAHs 오염원을 파악한 결과, 부산시내 도로변의 PAHs 농도는 자동차의 영향을 많이 받았으며, InP/BghiP 및 InP/(InP+BghiP)의 비율을 살펴본 결과 특히 디젤엔진 차량의 영향을 더 많이 받고 있는 것으로 조사되었다.
1. 강화양, 차상은, 하청근, “도로변 지표생물을 이용한 대기 오염의 식물에 미치는 영향에 관한 연구” 한국환경위생학회지, Vol.14, No2. pp.29~41(1988).
2. 김민영, 박성태, 한상훈, 박성배 “서울지역 은행잎 중 중금속 함량에 관한 연구, 서울시보건환경연구원보, Vol.23 pp.353~362(1987).
3. Ho, Y.B. and Tai,K.M, “Elevated levels of lead and other metals in roadside soil and their use to monitor aerial metal deposition in Hong Kong, Environmental pollution, Vol.49, pp.37~51(1988).
4. Miller,M.P. and Mcfee,W.W”distribution of cadmium, zinc, copper, and lead in soils of industrial northwestern Indiana, Journal of Environmental Quality, Vol.12, pp.29~33(1983).
5. Pierre, M., Godin, Max. H., Feinberry and Christion, J. Ducauze, “Modelling of soil contamination by airborne lead and cadmium around several emissin source, Environmental Pollution, Vol.10, pp.97~114(1985).
6. IARC, IARC Monographs on the Evauatioin of Caecinogenic Risks to Humans, Diesel and Gasoline Engine Exhausts and Some Nitroarenes, Monographs, 56, pp.41~57(1989).
7. 김태승, 신선경, “환경중의 다환방향족탄화수소류의 배출 및 분석현황”, 한국분석과학회지14(4), pp.47A~74A(2001).
8. International Agency for Research on Cancer, <http://www.iarc.fr>, “Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans”, pp.43~53(1991).
9. 김상조, 정용현, 옥곤, “창원시 토양 중 다환방향족탄화수소화합물의 농도수준 및 분포특성”, 한국환경분석학회지, 3(3), pp.171~175(2000).
10. 옥곤, 문효방, 지성희, 한영호, “대기 부유분진 중 다환방향족탄화수소의 농도 수준 및 특성”, 한국환경분석학회지, 1(3), pp.265~274(1998).
11. 환경부, 토양오염공정시험기준(2009).
12. 송희봉, 이은영, 도화석, 정철수, 신동찬, 이명숙, 백운경, 전성숙, 신원식, “대구지역 도로먼지에 함유된 미량원소 성분과 오염원평가”, 대한환경공학회지 논문, Original Paper, pp.793~800(2007).
13. 이영환, 정문호, “금속과 사람”, 신광출판사(1993)
14. 정용, “자동차 배출물질과 건강장해”, 한국대기보전학회, 12(2), pp.171~174(1997).
15. 신찬기, 한진석, 김윤신, “대기오염농도와 기상인자의 관련성 연구-서울 광화문지역을 중심으로-”, 한국대기보전

- 학회지, 8(4), pp.213~220(1992).
16. Adriano, D.C., "Trace Element in the Terrestrial Environment", Springer, New York, pp.7~14(1986).
 17. 환경부, 환경백서(2006).
 18. 박기학, "교통량 과밀 도로주변의 토양과 가로수, 대기중 Pb, Cu, Zn 중금속 농도와 그 상관성에 관한 연구", 한국환경위생학회지, 18(2), pp.19~25(1992).
 19. 이광원, 강대신, 박기형, 이경화, 김도순, 구본근, 권세목, 정수근, 함유식, "울산지역내 완충녹지의 중금속 함량에 관한 조사연구, 울산보건환경연구원(2007).
 20. Banerjee, A.D.K., "Heavy metal levels and solid phase speciation in street dust of Delhi, India", Environ. Pollut., 123(1), pp.95~105(2003).
 21. Ramlan, M.N. and Badri, M.A., "Heavy metals in tropical city street dust and road side soils: a case of Kuala Lumpur, Malaysia", Environ. Tech, Lett., 10, pp.435~444(1989).
 22. Schwar, M.J.R., Moorcroft, J.S., Laxen, D.P.H., Thompson, M., and Armorgie, C., "Baseline metal-in-dust concentrations in Greater London", Sci. of the Total Environ., 68, pp.25~43(1988).
 23. Ferreira-Baptista, L. and De Miguel, E., "Geochemistry and risk assessment of street dust in Luanda, Angola: A tropical urban environment", Atmos. Environ., 39(25), pp.4501~4512(2005).
 24. De Miguel, E., Llamas, J. F., Chacon, E., Berg, T., Larssen, S., Royset, O., and Vadset, M., "Origin and patterns of distribution of trace elements, in street dust: Unleaded petrol and urban lead", Atmos. Environ., p31(17).
 25. Robertson, D.J., Taylor, K. G., and Hoon, S. R., "geochemical and mineral magnetic characterisation of urban sediment particulates, Manchester, UK", Appl. Geochem., 18(2), pp.269~282(2003).
 26. Rasmussen, P. E., Subramanian, K. S., and Jessiman, B., "Geochemistry of house dust, soil, and street dust in the city of Ottawa, Canada", 2000 CSEG Conference, www.cseg.ca/2000/session/ss03~1.htm(2000).
 27. 조규성, "전주시 도로변 퇴적물의 중금속 오염 특성", Jour. Korean Earth science society, v. no.8 pp.711~720(2003).
 28. 손창인, 나춘기, "목포지역 도로변 퇴적물의 중금속 함유 특성과 위해성 평가, 한국폐기물학회지 제 24권 제5호 pp.428~440(2007).
 29. 환경부, 토양환경보전법령집(2009).
 30. 엄진균, 동종인, 노재일, 허점건, 강희규, 이주형, 김오목, 이영주, 한지은 "인천광역시 차도변 침적물의 PAHs 분포특성", 한국폐기물자원순환학회지 제27권 제1호, pp.35~42(2010).
 31. Dong, T. T. T. and Lee, B. K., "Characteristics, toxicity, and source appointment of polycyclic aromatic hydrocarbons(PAHs) in road dust of Ulsan, Korea", Chemosphere, Vol. 74, pp.1245~1253(2009).
 32. 박찬구, 윤중섭, 김민영, 손종열, 모세영, "발생원별에 따른 PAHs 배출특성", 한국대기환경학회지, 20(3), 331~343(2004).
 33. 정태욱, 최진택, 정승열, 김광수, "부산지역의 대기중 잔류성 유기오염물질의 거동특성 연구(II)", 부산광역시 보건환경연구원(2008).
 34. 진유경, 이민규, 감상규, "제주시 토양중 다환방향족탄화수소류(PAHs)의 분포특성", 한국환경과학회지 제15권(제5호), pp.405~415(2006).
 35. Nam, J. J., B. H. Song, K. C. Eom, S. H. Lee and A. Smith, "Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in agricultural soils in South Korea", Chemosphere, 50, pp.1281~1289(2003).
 36. Lee, D. W., "Contamination levels of polycyclic aromatic hydrocarbons(PAHs) in soils at Ulsan City, MS Thesis, Graduate School of Industry, Pukyong National University, p.45(2001).
 37. Kim, D. H., "Concentration levels and distribution characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils in Seoul, MS Thesis, Graduate School of Environment, Hanyang University, p.65(2000).
 38. Kim, S. J., Y. H. Chung and G. Ok, "Concentration levels and distribution characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons(PAHs) at soils in Changwon City, J. Korea Soc. Environ. Anal., 3(3), pp.171~175.
 39. Nadal, M., M. Schuhmacher and J. L. Domingo, "Level of PAHs in soil and vegetation samples from Tarragona Country, Spain. Environ. Pollut., 131, pp.1~11(2004).
 40. Tao, S., Y. H. Cui, F. L. XU, J. Cao, W. X., Liu, B. G. Li, G. Schmitt, X. J. Wang, W. R. Shen, B. P. Qing and R. Sun, "Polycyclic aromatic hydrocarbons(PAHs) in agricultural soil and vegetables from Tianjin, Sci. Total Environ., 320, pp.11~24(2004).
 41. Yang, Y., X. X. Zhang and T. Korenaga, "Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons(PAHs) in soils of Takushima, Japan, Water, Air Soil Pollution., 138, pp.149~183(2000).

42. Bakker, M. I., B. Casado, J., W. Koerselman, J. Toll and C. Kolloffel, polycyclic aromatic hydrocarbon in soil and plant samples from vicinity of an oil refinery, *Sci. Total Environ.*, 263, pp.91~100(2000).
43. Takashi, A., T. Yukari and M. Hidetsuru, A survey on polycyclic aromatic hydrocarbons in soils in Chiang-Mai, Thailand, *Environ. International*, 25, pp.563~572(2004).
44. Trapido, M., Polycyclic aromatic hydrocarbons in Estonian soil: contamination and profile, *Environ. Pollut.*, 105, pp.67~74(1999).
45. Wilcke W., S. Müller, N. Kanchanakool, C. Niamskul and W. Zech, Polycyclic aromatic hydrocarbons in hydromorphic soils of the tropical metropolis Bangkok, *Geoderma*, 91, pp.297~309(1999).
46. Kalvin, C. j., A. S. Jennifer, S. W. Keith and B. V. Nils, Oaic contaminants in Welsh soil: polynuclear aromatic hydrocarbons, *Environ. Sci. Technol.*, 23, pp.540~550(1989)
47. 松下秀鶴, 空気中のがん・変異原物質とその暴露平價手法の準備, *大氣汚染學會誌*, 5(6), pp.418~429(1989).
48. Juan C. C., Emillen P., Charles B., Michel K. and Jose A. C., "Determination of hydrocarbon sources using n-alkane and polyaromatic hydrocarbon distribution indexes. Case study : Rio de la plata estuary, Argentina", *Environ. Sci. Technol.*, 23, pp.888~894(1989).
49. 강정원, 김기범, 이창복, "동해 상 대기의 입자상 PAHs 농도수준 : 기단 이동양상과의 관련성", *한국환경분석학회지*, 7(2), pp.53~60(2004).
50. Guo H, Lee S. C., Ho K. F., Wang X. M. and Zou S. C., "Particle-associated polycyclic aromatic hydrocarbons in urban air of Hong Kong", *Atmosphere Environment*, 37(38), pp.5307~5317(2003).
51. Caricchia A. M., Chiavarini S. and Pezza M., "Polycyclic aromatic hydrocarbons in the urban atmospheric particulate matter in the city of Naples(Italy)", *Atmosphere Environment*, 33(23), pp.91~100(1999).
52. Fang, G.C., Chang, C.N., Chang, Y.S., Fu Peter, P. C., Yang, I. L. and Chen, M.H. : Characterization, identification of air and road dust polycyclic aromatic hydrocarbons in central Taiwan, Taichung, *Science of the Total Environment*, Vol.327, pp.135~146(2004).
53. Sawicki, E., Analysis for airborne particulate hydrocarbons: Their relative proportions as affected by different types of pollution. Bethesda, MD: national Cancer Institute Monograph, 9, pp.201~220(1962).
54. Orben, N., Traffic contribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in the center of a large city, *Atmospheric Environment*, 30, pp.3481~3490(1996).