

제주시 토양 중 다환방향족탄화수소류(PAHs)의 분포 특성

진 유 경 · 이 민 규 · 감 상 규
제주대학교 토목환경공학전공, *부경대학교 응용화학공학부
(2006년 2월 9일 접수; 2006년 4월 5일 채택)

Distribution Characteristics of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Soils in Jeju City of Jeju Island, Korea

Yu-Kyoung Jin, Min-Gyu Lee* and Sang-Kyu Kam

Division of Civil & Environmental Engineering, Cheju National University, Jeju 690-756, Korea

*Division of Applied Chemical Engineering, Pukyong National University, Busan 608-739, Korea

(Manuscript received 9 February, 2006; accepted 5 April, 2006)

Sixteen soil samples around six areas (residential area, traffic area, power plant area, incineration area and factory area) where the stationary and mobile sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) are estimated to be emitted in Jeju City, were collected during February to March, 2004, and analyzed for 16 PAHs recommended by US EPA as primary pollutants to investigate their distribution characteristics. The concentrations of total PAHs (t-PAHs) and total carcinogenic PAHs (t-PAH_{CARC}) in soils of Jeju City were in the range of 21.7~264.2 ng/g on a dry weight basis with a mean value of 87.2 ng/g and 6.3~118.0 ng/g with a mean value of 33.4 ng/g, respectively. The concentrations of t-PAHs were low in comparison with those in soils of other domestic and foreign countries. The mean concentrations of t-PAHs and t-PAH_{CARC} with area decreased in the following sequences: traffic area > incineration area > factory area > power generation area > harbor area > residential area. The correlation between t-PAHs and t-PAH_{CARC} were very high ($r^2 = 0.9701$), indicating that t-PAH_{CARC} concentration increases in proportion with t-PAHs. Comparing the distribution ratio of ring PAHs with area among 16 PAHs, it decreased in the order of 4-ring > 5-ring > 6-ring > 3-ring > 2-ring in all the areas except for harbor area. whileas for harbor area it was similar among 3-, 4- and 5-ring with high value. Low and no correlations between t-PAHs and soil compositions (organic matter content and particle size distribution) were observed, which is considered to be caused by the complex factors, such as the loading and characteristics of PAHs and diverse soil environment change, etc. From the examination of the three PAH origin indices, such as LMW/HMW (low molecular weight 2~3 ring PAHs over high molecular weight 4~6 ring PAHs), phenanthrene/anthracene ratio and fluoranthene/pyrene ratio, it can be concluded that the soil PAH contaminations were ascribed to strong pyrogenic origin in all areas except for harbor area and to both pyrogenic and petrogenic origins.

Key Words : PAHs, Soils, Jeju City, Distribution, Origin Indices

1. 서 론

현대 산업사회의 급격한 발달로 인해 많은 오염

물질들이 대기를 비롯해 수계, 토양으로 방출되어 환경오염을 유발시키고 있다. 특히 화석연료의 소비 증가, 합성화학물질의 생산과 이들 제품의 사용, 교통량의 증가 등은 환경 중에서 잔류시간이 길며, 먹이사슬을 통해 동식물의 체내에 축적되며 독성이 강한 잔류성 유기오염물질(persistent organic pollutants, POPs)의 배출을 가중 시키고 있다¹⁾.

Corresponding Author : Sang-Kyu Kam, Division of Civil & Environmental Engineering, Cheju National University, Jeju 690-756, Korea
Phone : +82-64-754-3444
E-mail : sakyukam@cheju.ac.kr

POPs 중 하나인 다환방향족탄화수소류(Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, PAHs)는 탄소와 수소로 이루어진 2개 이상의 고리를 가진 방향족 화합물로 변이원성과 발암성을 일으키는 물질이며, 대기, 수질, 수계 그리고 토양과 저질에 넓게 분포하고 있다²⁾. PAHs는 구성성분에 따라 200여 물질이 있으며 이는 화산분출이나 산불 등의 자연적인 오염원과 산업 활동, 가정난방, 발전소, 소각로, 자동차 등에서의 화석연료 또는 유기물질의 불완전 연소와 기름 누출과 같이 인간의 활동에 기인한 인위적인 오염원에 의해 생성되며, 주로 인위적인 오염원에 의해서 생성되는 것으로 알려져 있다^{3~5)}. 이와 같이 생성된 PAHs의 토양으로의 주요 유입 경로는 대기로부터의 확산 오염원에 의한 침적으로 알려져 있으며^{6~8)}, 이런 과정을 통해 유입된 PAHs는 토양오염뿐만 아니라 수질 오염 및 환경오염을 유발시키는 것으로 보고되고 있다⁹⁾. 따라서, 토양에서의 PAHs의 오염은 대기 및 수질에서의 오염과 밀접한 상관성을 나타내는 것으로 보이므로, 토양에서의 PAHs 분석은 환경 내에 PAHs 오염상태에 관한 중요한 정보를 제공하게 될 것이다¹⁰⁾.

PAHs에 관한 연구는 Blumer¹¹⁾에 의해서 처음으로 토양에서 검출된 것을 계기로 국외적으로 많은 관심을 갖게 되었다. 그 이유는 PAHs가 인간에 대한 독성이나 토양 미생물 및 식물들에 유해를 끼칠 가능성이 있기 때문이다²⁾. 그러나 이에 관한 연구는 국내·외를 통틀어 대기나 해양환경에 관한 연구가 주를 이루고 있는데, 이는 대기나 수계의 환경오염인 경우 피해의 전달 속도가 빠르고 인체에 직접적인 영향을 주는 때문이다. 그러나 토양에서의 PAHs에 관한 연구는 피부에 직접적으로 와 닿는 환경 문제가 아니기에 대기나 해양환경에 비해 매우 미비한 실정이며, 국내에서 토양에서 PAHs에 관한 연구는 1990년 중반 이후에야 PAHs에 관한 연구가 수행되었다^{1,12~15)}. 그러나 제주도에서의 토양 중 PAHs에 관해 체계적으로 수행된 연구는 전무한 실정이다.

본 연구에서는 청정지역으로 알려진 제주도 토양에서 PAHs에 관한 기초연구의 일환으로 경제적 활동이 가장 활발한 제주시의 토양을 대상으로 이의 분포특성을 검토하였다. 즉, 제주시의 지역별 특성을 고려하여 이동·고정 배출원의 영향이 예상되는 6개의 지역으로 나누어 이들 지역의 토양의 PAHs의 농도수준을 살펴보고, 지역별에 따른 PAHs 및 환상별 PAHs의 분포특성, 이의 분포에 영향을 미칠 것으로 예상되는 토양조성(유기물 및 입도분포)과의 상관성 및 특정 PAHs 상대 비를 통한 PAHs의 오염기원 등을 검토하였다.

2. 연구 방법

2.1. 시료 채취

본 연구의 토양 시료는 제주시의 지역별 특성을 고려하여 이동·고정 배출원의 영향이 예상되는 6개의 지역, 즉, 주거지역(residential area, R), 교통지역(traffic area, T), 화력발전소 지역(power plant area, P), 항구지역(harbor area, H), 소각장 지역(incineration area, I), 공장지역(factory area, F)에서 2004년 2-3월 사이에 시료를 채취하였다. 주거지역은 아파트 밀집단지의 2개 지점(R-1, R-2), 교통지역은 교통이 혼잡한 지역의 2개 지점(T-1, T-2), 발전소 지역은 제주 화력발전소내 및 주변 인근지역 등 2개 지점(P-1, P-2), 항구지역은 제주시의 주요항인 제주항내 주변지점, 소각장 지역은 제주도 봉개동에 위치하고 있는 광역 폐기물 소각시설에서 4방위로 반경 500 m 이내의 4개 지점(I-1, I-2, I-3, I-4), 공장지역은 제주시에서 공장이 밀집되어 있는 화북공단 지역을 중심으로 4방위로 반경 500 m 내(F-1, F-2, F-3, F-4) 및 공장지역내(F-5)의 5개 지점 등 16개 지점에서 시료를 채취하였다(Table 1 및 Fig. 1).

모든 토양 시료 채취는 PAHs가 대부분 토양 표면에 강하게 흡착하고 있음을 감안하여, 토양 표면에서 0 - 5 cm 깊이의 표층을 채취하였으며, 채취한 토양은 뚜껑이 Teflon으로 이루어진 병에 담아서 밀봉하고, PAHs 분석 전까지 -5°C에 보관 하였다. 그리고 토양의 유기물 함량 및 입도분석 실험을 위한 시료는 따로 polyethylene bag에 담아서 밀봉하고, 분석 전까지 냉장 보관하였다.

2.2. 실험방법

각 지점별로 채취한 토양 시료는 실온에서 약 1주일 동안 건조한 다음, 나무와 풀, 동맹이 등의 조대물질을 제거한 후 막자사발에 넣어 조심스럽게 분쇄하였다. 토양 중의 PAHs의 분석 과정은 Yim의 방법¹⁶⁾에 따라 행하였으며, 이는 크게 용매추출, 정제, 분석의 단계로 이루어져 있다. 즉, 균일화 된 시료 20 g을 달아 셀룰로오즈 팀블에 넣고 여기에 4

Table 1. The area and number of sampling sites in soil of JeJu City

Sampling area	Sampling number
Residential Area (R)	R-1, R-2
traffic Area (T)	T-1, T-2
Power Plants Area (P)	P-1, P-2,
Harbor Area (H)	H
Incineration Area (I)	I-1, I-2, I-3, I-4
Factory Area (F)	F-1, F-2, F-3, F-4, F-5

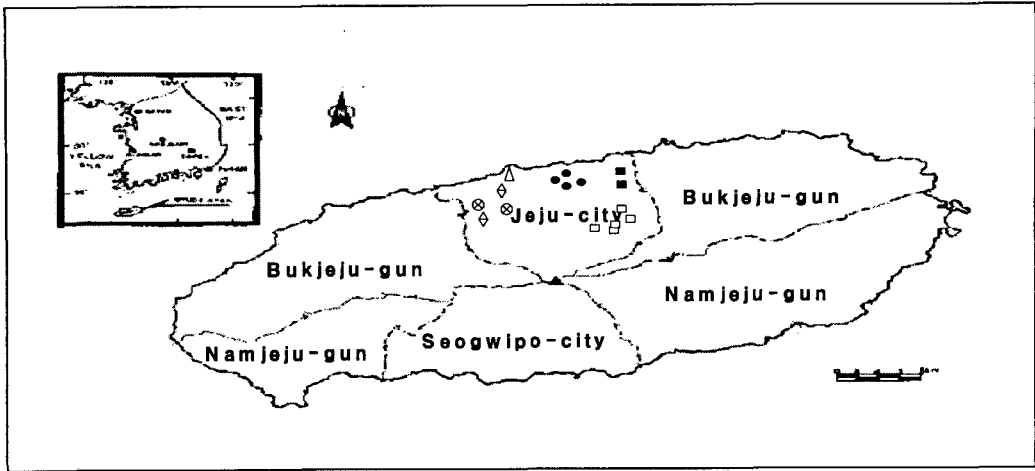


Fig. 1. Location of sampling sites for the analysis of PAHs in soils of Jeju City (◇: residential area, ⊗: traffic area, ■: power generation area, △: harbor area, □: factory area, ●: incineration area).

종류의 PAHs 내부표준물질(naphthalene-d₈, acenaphthene-d₁₀, perylene-d₁₂, chrysene-d₁₂; Ehrenstorfer, German)를 가한 후 200 ml CH₂Cl₂ (Fisher, USA, HPLC grade)을 사용하여 속슬렛 추출장치에서 16시간 동안 추출하였다. 여분의 토양 시료로 105°C에서 4시간 건조시켜 수분 함량을 측정하였는데, 이는 토양 시료 중의 PAHs의 농도를 건조중량(dry weight, dw)으로 나타내기 위함이다. 추출액은 60~70°C 수욕상에서 약 1 ml로 농축하고, 이를 2 ml의 n-hexane(Fisher, USA, HPLC grade)으로 용매 치환하였다. 시료 추출액은 450°C에서 활성화된 알루미늄 1 g과 실리카겔 3 g (Sigma Chem. Co., USA)을 CH₂Cl₂으로 헹가시켜 충전된 glass column (내경 1 cm × 길이 30 cm)에서 25 ml의 n-hexane : benzene (1 : 1 v/v)으로 용리시켜 정제하고 이를 감압농축기(Turbo Vap[®] 500)로 1 ml로 농축한 후, 여기에 GC internal standard (hexamethylbenzene, Aldrich. Chem. Co., USA)를 넣었다.

농축된 시료는 fused capillary column (DB-5 MS, 30 m long x 0.25 mm I.D. x 0.25 μm film thickness, J&W Sci. Inc., USA) 가 내장된 GC (HP 5890 series II)-MSD (HP 5972)로 특정 질량을 가지는 이온만을 선택하여 검출하는 방법인 SIM (selective ion monitoring) mode (electron impact ionization: 70 eV)를 이용하여, 주입구 온도(300°C), 오븐 온도(60°C (2 min) → 10°C/min to 240°C → 1°C/min to 260°C → 10°C/min to 300°C (8 min)), 운반가스(He, 1.5 ml/min), injection mode (splitless)의 조건에서 다음과 같이 US EPA에서 우선 관리 대상물질로 선정한 16종의 PAHs에 대해 분석

하였으며, 시료 또는 표준물질 전 후에 공시험을 수행하였다: naphthalene (NaP), acenaphthylene (Acy), acenaphtene (Ace), fluorene (Flu), phenanthrene (Phe), anthracene (Ant), fluoranthene (Flu), pyrene (Pyr), benzo[a]anthracene (BaA), chrysene (Chr), benzo[b]fluoranthene (BbF), benzo[k]fluoranthene (BkF), benzo[a]pyrene (BaP), dibenzo[a,h]anthracene (DaA), benzo[g,h,i]perylene (BgP) indeno(1,2,3-cd)pyrene (IcP).

검량선은 상기 16종의 PAHs가 혼합된 표준 용액 (Supelco, USA)의 2, 20, 200, 1000 및 2000 ng/ml 농도에 대해 얻어졌고, 모든 정량조작은 200 ng/ml 농도의 4 종류의 내부표준물질을 사용한 내부표준법에 의해 수행되었다. 16종의 PAHs에 대한 검량선은 직선적이었고 결정계수(r²)는 0.99 이상이였다. 토양 시료 추출전에 가한 4종류의 내부표준물질, 즉, naphthalene-d₁₀, acenaphthene-d₁₀, perylene-d₁₂, chrysene-d₁₂의 평균 회수율(± 표준편차)는 각각 58±8%, 78±6%, 95±5%, 102±4% 로 본 PAHs의 분석에 의한 각 내부표준물질에 대한 회수율은 신뢰할만한 범위인 40~120%¹⁶⁾에 있음을 알 수 있었다. 그리고 본 연구에 사용된 PAHs의 분석법을 검증하기 위해 검증 시료인 NIST SRM 1941a를 이용하여 본 분석법과 동일하게 수행하였으며 그 결과를 Table 2에 나타내었다. Table 2에서 보여 지는 바와 같이 회수율은 80.2~110.5%의 범위에 있었고, 평균 회수율은 95.1% 로 본 분석법은 대부분의 PAHs에 대해 신뢰할만한 수준에 있음을 알 수 있었다.

그리고 토양 중의 유기물 함량은 Walkley-Black 법에 의해, 입도 분석은 30% H₂O₂로 유기물을 분해

Table 2. Comparison of NIST SRM 1941a's certified value with this study's value ($\mu\text{g}/\text{kg dw}$)

PAHs	Abbreviation	Certified Value ^a	This study (mean \pm SD, n=4)	Mean percent of certified value
Naphthalene	Nap	1010 \pm 140	810 \pm 33	80.2
Acenaphthylene	Acy	-	-	-
Acenaphthene	Ace	-	-	-
Fluorene	Flu	97.3 \pm 8.6	101 \pm 15	103.8
Phenanthrene	Phe	489 \pm 23	458 \pm 18	93.7
Anthracene	Ant	184 \pm 14	159 \pm 10	86.4
Fluoranthene	Fle	981 \pm 78	920 \pm 7	93.8
Pyrene	Pyr	811 \pm 24	770 \pm 9	95.1
Benzo[a]anthracene	BaA	427 \pm 25	401 \pm 25	87.4
Chrysene	Chr	380 \pm 24	420 \pm 23	110.5
Benzo[b]fluoranthene	BbF	740 \pm 110	805 \pm 34	108.8
Benzo[k]fluoranthene	BkF	361 \pm 18	380 \pm 16	105.3
Benzo[a]pyrene	BaP	628 \pm 52	563 \pm 23	89.6
Dibenzo[a,h]anthracene	DaA	73.9 \pm 9.7	70 \pm 8	94.7
Benzo[g,h,i]perylene	BgP	525 \pm 67	474 \pm 27	90.3
Indeno[1,2,3-cd]pyrene	IcP	501 \pm 72	460 \pm 16	91.8

^aThe uncertainty is based on a 95% confidence interval for the true concentration.

한 후 토양학 실험¹⁷⁾에 따라 수행하여 모래(sand, 2~0.02 mm), 실트(silt, 0.02~0.002 mm) 및 점토(clay, < 0.002 mm)의 함량을 구하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. PAHs의 농도수준

본 연구에서 채취한 제주도 16개 지점의 토양 시료 중 US EPA에서 우선적 오염물질(priority pollutants)로 권장되고 있는 16종의 PAHs의 각각의 농도, 총 농도(t-PAHs)와 현재 IARC(International Agency for Research on Cancer)에서 발암 물질로 간주하고 있는 6종의 PAHs(BaA, BbF, BkF, BaP, IcP, DaA)의 총 농도(t-PAH_{CARC})를 Table 3에 나타내었다.

Table 3에서 보여 지는 바와 같이 지역별로 또한 같은 지역 내에서도 조사지점에 따라 PAHs의 농도 분포는 큰 차이를 보임을 알 수 있었다. 이는 발생한 PAHs의 농도 및 기상 확산 등의 요인에 의한 것으로 사료된다. 제주시의 토양 중 t-PAHs의 농도 범위(평균)는 21.7~264.2 ng/g dw (87.2 ng/g dw)으로 나타났으며, 이는 국내의 타 지역의 농도와 비교하였을 때(Table 4) 매우 낮은 농도 수준이다. 즉, 국내의 타지역과 비교하였을 때 18~44%, 국외의 타 지역과 비교하였을 때 1~67%의 농도 수준으로 분포하고 있음을 알 수 있다. 지역별로 평균 t-PAHs 농도를 비교하면, 교통지역(149.3 ng/g dw) > 소각장지역(112.4 ng/g dw) > 공장지역(79.6 ng/g dw) > 발전소지역 (69.2 ng/g dw) > 항구지

역(48.7 ng/g dw) > 주거지역(26.0 ng/g dw) 순으로, 교통지역이 가장 높은 농도로, 주거지역이 가장 낮은 농도로 분포하고 있었다.

지역별로 t-PAHs의 농도 수준을 살펴보면, 주거지역은 21.7~30.3 ng/g dw(평균 26.0 ng/g dw)으로 본 연구조사 지역 중 가장 낮은 농도를 보였으며, 이는 창원시의 주거지역에서의 10.90~77.98 ng/g dw(평균 49.58 ng/g dw)¹¹⁾, 스페인 Tarragona Country의 주거지역에서의 평균 농도 736 ng/g dw¹⁸⁾와 비교하더라도 매우 낮은 농도로 분포하고 있었다. 교통지역에서의 t-PAHs의 농도는 78.9~219.7 ng/g dw(평균 149.3 ng/g dw)으로 본 조사지역에서 가장 높은 농도를 보였으나 부산시의 교통지역에서의 농도 40~5,830 ng/g dw¹²⁾, 서울시의 교통지역에서의 농도 149.6~1,029.7 ng/g dw¹³⁾ 보다는 낮은 농도 수준이다. 이러한 차이는 이동 통행량 및 기상의 복합적인 요인에 의한 것으로 사료된다. 그리고 T-2지점이 T-1지점보다 2.8배 높은 농도로 분포하는데, 이는 T-2 지점이 T-1지점보다 이동차량이 많음을 의미한다. 발전소지역의 t-PAHs는 27.4~111.0 ng/g dw(평균 69.2 ng/g dw)으로 조사지점에 따라 큰 차이를 보이는데, 이는 지리적 특성인 해풍으로 인한 오염물질의 확산 등의 영향으로 사료된다. 항구지역에서의 t-PAHs는 주로 제주항내 선박의 운행이나 주변 지역을 운행하는 차량에 의한 것으로 이 지역에서의 농도는 48.7 ng/g dw로 비교적 낮은 농도로 분포하고 있었다. 소각로지역은 65.9~264.2 ng/g dw(평균 132.5 ng/g dw)으로 평

제주시 토양 중 다환방향족탄화수소류(PAHs)의 분포 특성

Table 3. Concentration (ng/g dw) levels of PAHs in soils of Jeju City

PAHs	Residential Area			Traffic Area			Power Plant Area			Harbor area
	R-1	R-2	Range (Mean)	T-1	T-2	Range (Mean)	P-1	P-2	Range (Mean)	
Nap	1.2	2.6	1.2~2.6 (1.9)	1.6	9.5	1.6~9.5 (5.6)	1.5	2.3	1.5~2.3 (1.9)	5.3
Acy	nd ^c	nd	nd	0.7	0.9	0.7~0.9 (0.8)	0.5	1.8	0.5~1.8 (1.2)	0.9
Ace	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Flu	nd	nd	nd	1.0	2.1	1.0~2.1 (1.6)	nd	1.7	nd~1.7 (0.9)	2.2
Phe	1.6	1.0	1.0~1.6 (1.3)	3.3	15.5	3.3~15.5 (9.4)	2.3	8.1	2.3~8.1 (5.2)	8.9
Ant	1.6	0.2	0.2~1.6 (0.8)	0.7	3.5	0.7~3.5 (2.1)	0.6	1.2	0.6~1.2 (0.9)	0.7
Fle	1.4	2.5	1.4~2.5 (2.0)	9.7	33.3	9.7~33.3 (21.5)	1.7	16.2	1.7~16.2 (9.0)	4.8
Pyr	3.1	5.2	3.1~5.2 (4.2)	14.0	34.6	14.0~34.6 (24.3)	5.6	19.6	5.6~19.6 (12.6)	3.3
BaA	1.4	0.4	0.4~1.4 (0.9)	2.2	16.7	2.2~16.7 (9.5)	nd	10.5	nd~10.5 (5.3)	0.5
Chr	1.8	1.5	1.5~1.8 (1.7)	7.1	26.4	7.1~26.4 (16.8)	3.3	9.1	3.3~9.1 (6.2)	3.8
BbF	3.6	2.0	2.0~3.6 (2.8)	6.9	18.6	6.9~18.6 (12.8)	3.5	10.7	3.5~10.7 (7.1)	5.3
BkF	4.6	1.2	1.4~4.6 (3.0)	4.7	17.7	4.7~17.7 (11.2)	1.9	8.6	1.9~8.6 (5.3)	3.6
BaP	2.8	1.0	1.0~2.8 (1.9)	2.7	7.9	2.7~7.9 (5.3)	1.2	2.4	1.2~2.4 (1.9)	1.5
DaA	0.5	nd	nd~0.5 (0.3)	1.5	3.7	1.5~3.7 (2.6)	0.7	2.0	0.7~2.0 (1.4)	0.9
BgP	3.3	2.4	2.4~3.3 (2.9)	15.0	17.2	15.0~17.2 (16.1)	2.0	8.4	2.0~8.4 (5.2)	3.3
IcP	3.4	1.7	1.7~3.4 (2.6)	7.8	15.1	7.8~15.1 (11.5)	2.6	8.4	2.6~8.4 (5.5)	3.6
ΣPAHs ^a	30.3	21.7	21.7~30.3 (26.0)	78.9	222.7	78.9~222.7 (150.8)	27.4	111.0	27.4~111.0 (69.2)	48.7
ΣPAHcarc ^b	16.3	6.3	6.3~16.3 (11.3)	25.8	79.7	25.8~79.7 (52.8)	9.9	42.6	9.9~42.6 (26.3)	15.3
ΣPAHcarc/ ΣPAHs (%)	54.0	29.0	29.0~54.0 (41.5)	32.7	36.3	32.7~36.3 (34.5)	36.1	38.4	36.1~38.4 (37.3)	31.4

PAHs	Incineration Area					Factory Area					
	I-1	I-2	I-3	I-4	Range (Mean)	F-1	F-2	F-3	F-4	F-5	Range (Mean)
Nap	3.5	4.1	2.3	3.0	2.3~4.1 (3.2)	1.4	6.2	1.6	5.8	2.0	1.4~6.2 (3.4)
Acy	1.1	0.9	nd	3.9	nd~3.9 (1.5)	0.5	nd	0.6	0.8	3.0	nd~3.0 (1.0)
Ace	nd	nd	nd	1.1	nd~1.1 (0.3)	nd	nd	nd	0.6	nd	nd~0.6 (0.1)
Flu	1.5	2.0	1.9	2.4	1.5~2.4 (2.0)	1.1	1.2	1.4	2.7	1.2	1.1~2.7 (1.5)
Phe	8.7	3.4	5.0	20.5	3.4~20.5 (9.4)	3.1	4.2	4.5	10.1	28.9	3.1~28.9 (10.2)
Ant	1.2	1.4	1.3	5.0	1.2~5.0 (2.2)	0.7	1.2	0.6	2.8	4.8	0.2~4.8 (2.0)
Fle	7.3	6.5	2.0	32.7	2.0~32.7 (12.1)	5.1	3.7	3.3	7.1	24.5	3.3~24.5 (8.7)
Pyr	8.2	7.0	2.8	34.7	2.8~34.7 (13.2)	10.7	6.6	5.4	10.5	18.4	5.4~18.4 (10.3)
BaA	5.1	4.1	1.5	18.0	1.5~18.0 (7.2)	0.5	0.5	0.4	6.9	4.6	0.4~6.9 (2.6)
Chr	7.5	6.1	4.0	37.2	4.0~37.2 (13.7)	4.6	4.3	3.1	7.2	14.8	3.1~14.8 (6.8)
BbF	8.3	9.3	5.2	26.9	5.2~26.9 (12.4)	4.8	5.4	2.6	6.3	14.5	2.6~14.5 (6.7)
BkF	5.6	5.9	1.8	28.8	1.8~28.8 (10.5)	3.7	2.5	3.8	12.0	15.0	2.5~15.0 (7.4)
BaP	3.0	2.4	2.5	16.8	2.4~16.8 (6.2)	1.6	1.5	1.1	5.5	7.0	1.1~7.0 (3.3)
DaA	1.4	1.5	1.5	5.4	1.4~5.4 (2.5)	1.5	0.8	0.5	2.6	2.0	0.8~2.6 (1.5)
BgP	10.4	5.3	4.1	5.7	4.1~10.4 (6.4)	3.1	3.8	2.8	19.5	10.2	2.8~19.5 (7.9)
IcP	6.2	6.0	4.8	22.1	4.8~22.1 (9.8)	3.9	3.8	2.3	16.2	10.4	2.3~16.2 (7.3)
ΣPAHs ^a	79.0	65.9	40.7	264.2	40.7~264.2 (112.4)	46.3	45.7	34.0	116.6	161.3	34.0~161.3 (80.8)
ΣPAHcarc ^b	29.6	29.2	17.3	118.0	17.3~118.0 (48.5)	16.0	14.5	10.7	49.5	53.5	10.7~53.5 (28.8)
ΣPAHcarc/ ΣPAHs (%)	37.5	44.3	42.5	44.7	37.5~44.7 (42.3)	34.6	31.7	31.5	43.2	34.0	31.5~43.2 (35.0)

^asum of above 16 PAHs; ^bsum of carcinogenic PAHs (BaA, BbF, BkF, BaP, IcP and DaA); ^cnot detected.

균 농도는 교통지역 다음으로 높은 농도를 보였으며, 이는 서울시의 목동 소각장 지역의 농도 37.1~257.4 ng/g dw(평균 151.7 ng/g dw)¹³⁾과 비슷한 농도 수준을 보였다. 본 소각장지역에서 지점별로 큰 차이를 보이는데, 즉, I-4 지점에서 264.2 ng/g dw으로 가장 높은 농도를, I-2 지점에서 65.9 ng/g dw

로 가장 낮은 농도를 보이는데, 이는 발생하는 오염원의 기상확산에 의한 영향인 것으로 사료된다. 공장지역은 34.0~157.3 ng/g dw(평균 79.6 ng/g dw)로 창원시의 공단지역에서의 69.01~835.29 ng/g dw(평균 305.24 ng/g dw)¹⁾, 서울시의 공장지역에서의 274.01~1,221.34 ng/g dw(평균 772.0 ng/g

Table 4. Comparison of total PAH concentrations (ng/g dw) in soils of this study with those in other domestic and foreign areas

Location	n ^a	Range (Mean)	References
Jeju City (Korea)	16	22~264 (87)	This study
Korea	16	23~2,834 (236)	Nam et al. ¹⁵⁾
Ulsan City (Korea)	16	4~2,672	Lee ¹⁴⁾
Seoul (Korea)	16	15~1,221 (482)	Kim ¹³⁾
Changwon City (Korea)	16	11~835 (199)	Kim et al. ¹⁾
Tarragona Country (Spain)	16	112~1,002 (504)	Nadal et al. ¹⁸⁾
TianJin (China)	16	7.9~969 (229)	Tao et al. ¹⁹⁾
Takushima (Japan)	13	9~1,640 (442)	Yang et al. ²⁰⁾
Zelzate (Belgium)	7	3,000~14,000	Bakker et al. ⁸⁾
Chiang-mai (Thailand)	16	(781)	Takashi ²¹⁾
Kohtla-Järve (Estonia)	12	(12,390)	Trapido ²²⁾
Tallinn (Estonia)	12	(2,200)	Trapido ²²⁾
Harjumaa (Estonia)	12	(32)	Trapido ²²⁾
Bangkok	20	12~380 (129)	Wilcke et al. ⁵⁾
Welsh	14	108~54,500 (2,325)	Kavin et al. ²³⁾

^anumber of PAHs analyzed in each study.

dw)¹³⁾, 스페인 Tarragona Country의 공장지역에서의 평균농도 356 ng/g dw¹⁸⁾보다는 훨씬 낮은 농도로 분포하고 있는데, 이러한 차이는 공장 규모 및 활성화에 따른 차이에 의한 것으로 사료된다. 그리고 본 지역에서 지점별로 큰 차이를 보이고 있는데, 공장지역내의 F-5 지점(157.3 ng/g dw)은 주변지점(F-1~F-4)의 34.0~114.6 ng/g dw 보다 1.4~4.6배 높은 농도로 분포하고 있었다.

IARC에서 발암물질로 간주하고 있는 6종의 총 PAHs의 총농도(t-PAH_{CARC})는 6.3~118.0 ng/g dw (평균 33.4 ng/g dw)로 나타났으며, t-PAHs에 대해 29.0~54.0%(평균 37.7%)의 비율로 분포하고 있었다 (Table 3). 지역별로 평균 t-PAH_{CARC} 농도를 비교하면, 교통지역(52.8 ng/g dw) > 소각장지역(48.5 ng/g dw) > 공장지역(28.8 ng/g dw) > 발전소지역(26.3 ng/g dw) > 항구지역(15.3 ng/g dw) > 주거지역(11.3 ng/g dw) 순으로, t-PAHs의 농도와 같은 패턴으로 분포하고 있음을 알 수 있었다. t-PAH_{CARC}와 t-PAHs 사이의 관련성을 알아보기 위해 이들 사이의 상관성을 검토하여 그 결과를 Fig. 2에 나타내었다. 그림에서 보여 지는 바와 같이 결정계수(r^2)가 0.9701로 매우 높은 상관성을 보였으며, 이 결과는 울산시¹⁴⁾ 및 창원시¹⁾의 토양에서 t-PAHs와 t-PAH_{CARC} 사이에서 결정계수(r^2)가 각각 0.9339, 0.9305로 높은 상관성을 보였다는 결과와 유사하다. 이 결과로부터 t-PAHs의 농도가 높은 토양에서는 발암성의 t-PAH_{CARC}가 높은 농도로 분포함을 알 수 있었다.

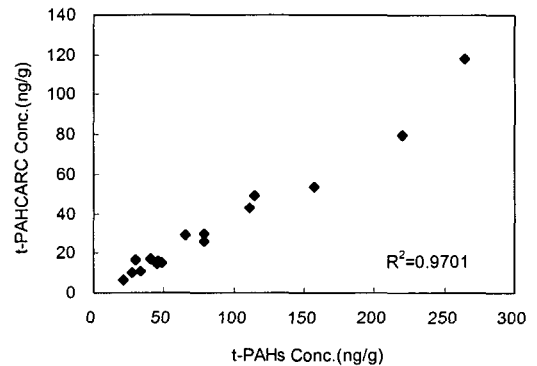


Fig. 2. Relationship between t-PAHs and t-PAH_{CARC} concentrations in soils of Jeju City.

3.2. 지역별로 따른 PAHs 및 환상별 PAHs의 분포특성

16종 PAHs 화합물의 분포특성을 지역별로 평균 농도로 하여 그 결과를 Fig. 3에, 그리고 각 화합물의 t-PAHs에 대한 상대적인 비율을 Table 5에 나타내었다. Fig. 3 및 Table 5에서 보여 지는 바와 같이 모든 지역에서 3개의 고리를 가진 Acy, Ace, Flu, Ant와 5개의 고리를 가진 DaA가 미량으로 검출되거나 불검출 되었다. 각 지역에서 PAHs 중 높은 비율을 차지하는 PAHs 화합물은 주거지역의 경우 Pyr, BbF, BkF, BgP 및 IcP 이고, 이는 t-PAHs의 60%를 차지하였다. 교통지역의 경우는 Fle, Pyr, Chr 및 BgP이며, 이는 t-PAHs의 약 53%로 분포하였다. 교통지역에서의 PAHs의 분포 특성은 Smith와 Harrison²⁴⁾의 영국의 Birmingham과 Smith 등²⁵⁾

제주시 토양 중 다환방향족탄화수소류(PAHs)의 분포 특성

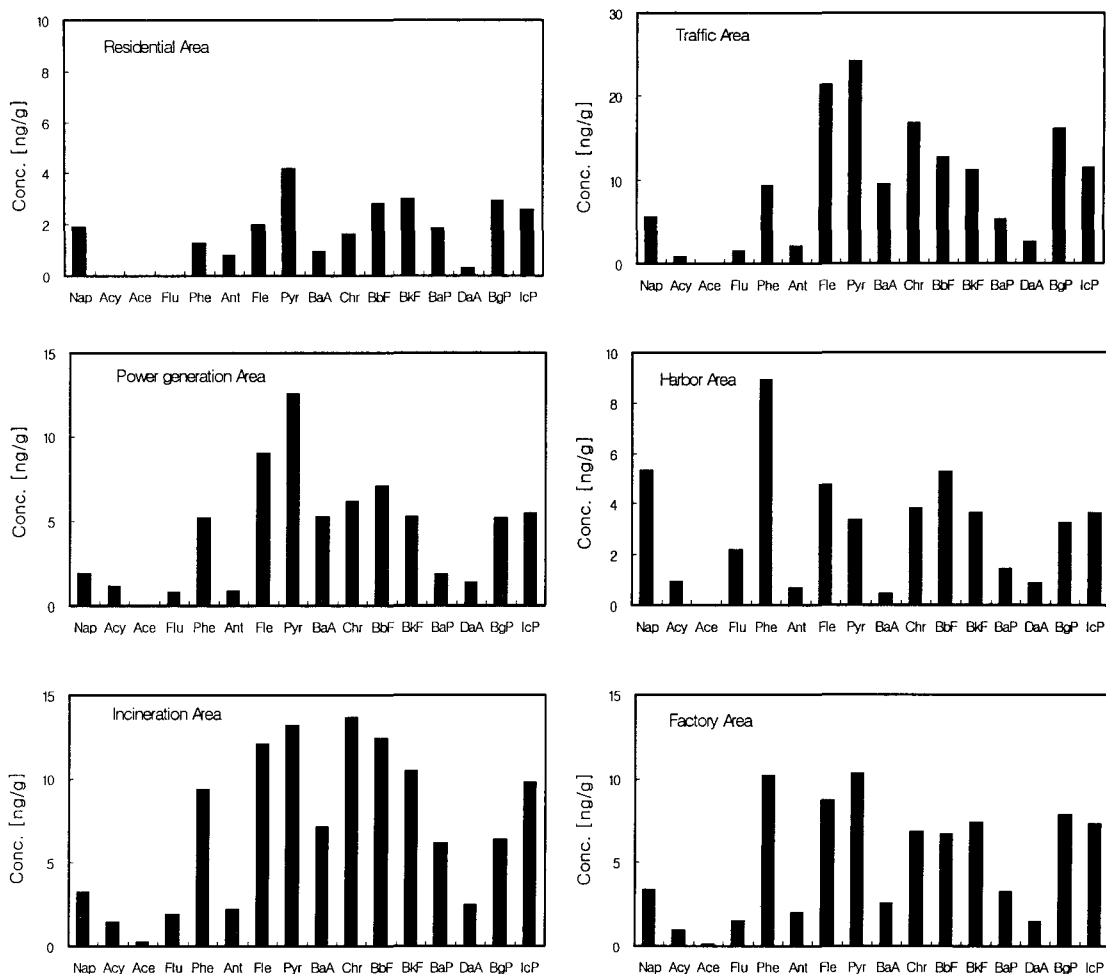


Fig. 3. Average concentration of each PAH with area.

Table 5. Relative abundance(%) of average individual PAH to average t-PAHs concentration with area

PAHs	Residential Area	Traffic Area	Power Plant Area	Harbor Area	Incineration Area	Factory Area
Nap	7.2	3.7	2.7	10.9	2.8	4.2
Acy	0	0.5	1.7	1.9	1.3	1.2
Ace	0	0	0	0	0.3	0.1
Flu	0	1.1	1.3	4.5	1.8	1.9
Phe	4.9	6.2	7.5	18.3	8.3	12.6
Ant	3.0	1.4	1.3	1.4	2.0	2.5
Fle	7.6	14.2	13.0	9.9	10.7	10.8
Pyr	16.0	16.1	18.1	6.8	11.7	12.8
BaA	3.4	6.3	7.6	1.0	6.4	3.2
Chr	6.5	11.1	8.9	7.8	12.2	8.4
BbF	10.7	8.5	10.2	10.9	11.0	8.3
BkF	11.4	7.4	7.6	7.4	9.3	9.2
BaP	7.2	3.5	2.7	3.1	5.5	4.1
DaA	1.1	1.7	2.0	1.9	2.2	1.9
BgP	11.0	10.7	7.5	6.8	5.8	9.7
IcP	10.0	7.6	7.9	7.4	8.7	9.1

의 파키스탄의 Lahore에서의 도심지역 PAHs의 분포 특성과 유사한 경향을 보이고 있다. 이는 도심지역에서의 PAHs가 주로 자동차 영향에 의해 대기 중으로 방출되어 대기 침착과정에 의해 토양으로 유입되어 나타난 결과임을 의미하고 있다. 발전소지역은 Fle, Pyr, BbF, 항구지역은 Phe, Fle, BbF, 소각로지역은 Fle, Pyr, Chr, BbF, 공장지역은 Phe, Fle, Pyr, BgP이며, 이들 지역에서 이들 화합물의 합이 차지하는 비율은 각각 41%, 39%, 46%, 47%이다. 각 지역의 토양에서 주요 PAHs의 분포에 차이를 나타내는 것은 명확히 설명하기는 어려우나 오염원의 종류(기름 누출 또는 연소), 연소시에 사용된 유기물 또는 화석연료의 종류, 연소 온도 등과 생성된 PAHs의 기상 확산 등의 복합적인 영향에 의한 것으로 사료된다.

지역별로 환상별 PAHs의 분포특성을 검토하기 위하여 각 환상별 농도의 합을 t-PAHs에 대한 비율로 하여 Fig. 4에 나타내었다. 2-ring(NaP), 3-ring(Acy, Ace, Flu, Phe, Ant), 4-ring(Fle, Pyr, BaA, Chr), 5-ring(BbF, BkF, BaP, DaA), 6-ring(BgP, IcP)의 비율은 주거지역의 경우 각각 7.2%, 7.9%, 33.5%, 30.4%, 21.0%, 교통지역의 경우 각각 3.7%, 9.2%, 47.7%, 21.1%, 18.3%, 발전소지역의 경우 각각 2.7%, 11.8%, 47.5%, 22.5%, 15.4%, 항구지역의 경우 각각 10.9%, 26.1%, 25.5%, 23.3%, 14.2%, 소각로지역의 경우 각각 2.8%, 13.7%, 41.0%, 28.0%, 14.5%, 공장지역의 경우 각각 4.2%, 18.3%, 35.2%, 23.5%, 18.8%로 항구지역을 제외하고 4-ring의 PAHs가 33% 이상으로 가장 높은 비율을 차지하고 있으며 4-ring > 5-ring > 6-ring > 3-ring >

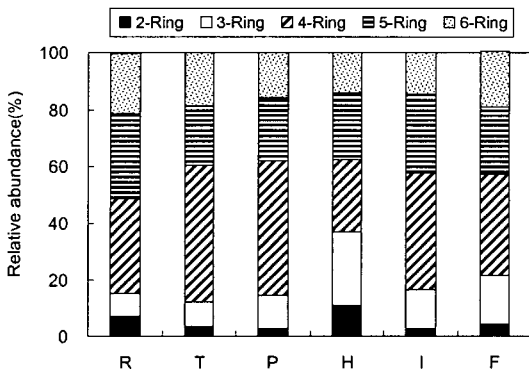


Fig. 4. Relative abundance(%) of each ring group to t-PAHs concentrations with area. The symbols of R, T, P, H, I and F indicate residential area, traffic area, power generation area, harbor area, incineration area and factory area, respectively.

2-ring의 순으로 감소함을 알 수 있는데, 즉, 중·고비점의 4~6 ring의 PAHs가 높은 비율로 분포하고 저비점의 2~3 ring PAHs가 낮은 비율로 분포하고 있는데, 이는 PAHs의 주요 오염원이 화석연료의 연소에 기인하고 사용한 연료의 종류, 연소온도 등의 영향에 의해 다소 차이를 보이는 것으로 사료된다. 그러나 항구지역의 경우 3-ring, 4-ring 및 5-ring의 PAHs가 비슷한 비율로 높게 분포하고 있는데, 이는 명확한 설명은 어려우나 기름누출 및 화석연료의 연소 등의 복합적인 오염원에 의한 것으로 판단된다.

3.3. PAHs 농도와 토양조성(유기물, 입도분포)과의 상관성

유기 오염물질의 분포에 영향을 미치는 토양 중의 인자는 유기물 함량, 입도분포 및 광물 조성 등이라고 보고되고 있다²⁶⁾. 본 연구에서는 PAHs 화합물의 분포에 미치는 토양 조성(유기물, 입도분포)의 영향을 검토하기 위하여 각 토양 중의 t-PAHs와 유기물 함량 및 입도분포와의 상관성을 검토하여 Fig. 5 및 Fig. 6에 각각 나타내었다. Fig. 5에서 보여지는 바와 같이 t-PAHs와 유기물 함량의 상관성(r^2)은 0.1774로 상관성이 낮음을 알 수 있다. 이는 Yang 등²⁷⁾이 보고한 도시 자동차 도로 인근에서의 토양에서, Wilcke 등⁵⁾이 보고한 열대성 지역인 방콕에서의 토양에서, 그리고 Nadal 등¹⁸⁾이 보고한 스페인의 Tarragona country에서의 토양에서 t-PAHs와 유기물 함량은 상관성이 낮았다는 결과와 일치하고 있으나 김 등²⁸⁾이 보고한 서울 부산, 광주 울산 등 지역에서 t-PAHs와 유기물 함량과 높은 상관성($r^2 = 0.63 \sim 0.84$)을 보였다는 결과와는 달랐다. 일반적으로 PAHs와 같은 소수성 유기화합물은 토양 중의 유기물 함량과 높은 상관성을 보이거나 본 연구와 상기 타 연구^{5,18,27)}에서 낮은 상관성을 보이는 이유는 명확히 설명하기는 어려우나 토양

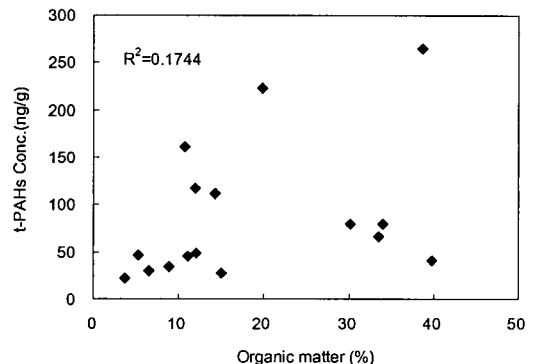


Fig. 5. Relationship between total PAHs concentration and organic matter content in soils of Jeju City.

제주시 토양 중 다환방향족탄화수소류(PAHs)의 분포 특성

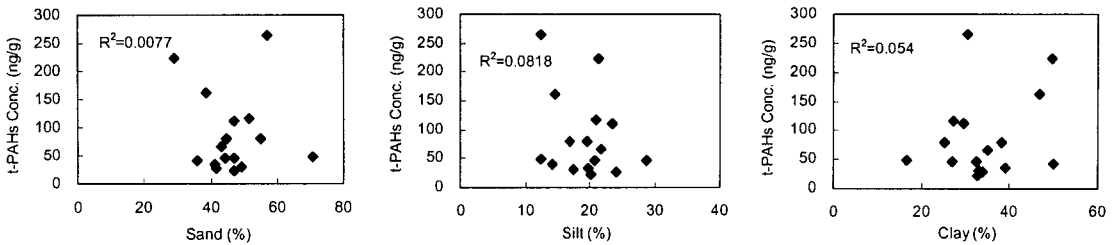


Fig. 6. Relationship between total PAHs concentration (t-PAHs) and each of particle size (sand, silt and clay) in soils of Jeju City.

중의 유기물 함량의 PAHs 흡착용량에 훨씬 미치지 못하는 소량의 PAHs의 유입, PAHs의 물리화학적 특성 그리고 토양환경 변화 등의 복합적인 요인에 기인하는 것으로 사료된다.

Fig. 6은 t-PAHs와 입도분포와의 상관성을 나타낸 것으로 모래(sand, 2~0.02 mm), 실트(silt, 0.02~0.002 mm) 및 점토(clay, < 0.002 mm)의 상관성은 결정계수(r^2)가 각각 0.0077, 0.0818, 0.0547로 t-PAHs와는 상관성이 없음을 알 수 있었다. 일반적으로 토양의 입도가 작을수록 표면적이 증가하여 PAHs와 같은 소수성 유기물질의 흡착량이 증가하나 본 연구에서는 상관성을 보이지 않았는데, 이는 유기물 함량과의 상관성에서 언급한 바와 같이 이들 토양에서 PAHs 부하, PAHs의 특성 그리고 다양한 토양 환경 변화 등의 복합적인 요인에 기인한다고 사료된다.

3.4. 토양에서의 PAHs의 오염 기원

본 연구에서는 제주도 토양에서의 PAHs 오염 기원을 추정하기 위해서 여러 문헌 등에서 이용되고 있는 오염 기원 지수를 이용하여 검토하였다.

일반적으로 PAHs 오염 기원에 대한 분류로는 연소기원에 의한 PAHs 오염은 4~6개의 고리를 가진 고분자의 PAHs가 2~3벤젠 고리를 가진 저분자의 PAHs에 대해 상대적으로 풍부하며, 이에 반하여 유류오염에 의한 기원은 2~3개의 고리를 가진 저분자의 PAHs가 우세하며 5~6개의 고리를 가진 화합

물은 미량으로 검출된다고 알려져 있다²⁹⁾. 지역별로 2~3개의 고리를 가진 저분자(LMW)의 PAHs와 4~6개의 고리를 가진 고분자(HMW)의 PAHs의 비율 Table 6에 나타내었다. Table 6에서 보여 지는 바와 같이 모든 지역에 대한 이 지수값은 0.09~0.37로 이 지수값에 의한 PAHs 오염의 기원은 PAHs가 연소 기원에 의한 것임을 나타내고 있다.

또한 Yang 등²⁷⁾은 도시 자동차 도로 인접지역의 대기, 토양 및 식물에서 분석된 PAHs에서 Phe/Ant과 Fle/Pyr 비를 이용해 PAHs 오염의 기원을 밝히는 방법을 이용하였다. 즉, Phe/Ant 비가 약 3이면 자동차 배기가스에 의한 기원, 50이상일 때는 유류오염의 기원으로, Fle/Pyr 비가 1이하이면 연소기원, 1보다 클 경우에는 유류오염의 기원으로 분류하였다. 본 연구의 지역별 토양 중 Phe/Ant과 Fle/Pyr 비를 살펴보면(Table 6), 항구지역을 제외하고 Phe/Ant 비는 1.0~7.3 이고, Fle/Pyr 비는 0.30~0.94로 유류오염 기원보다는 자동차 배기가스, 유기물 또는 화석연료의 연소 등의 연소기원에 의한 것으로 사료된다. 그러나 항구지역의 경우 Phe/Ant 비는 12.7 이고, Fle/Pyr 비는 1.45로 연소기원과 기름누출 등의 복합적인 요인에 의한 것으로 판단된다.

따라서 본 조사지역의 토양에서의 PAHs의 오염 기원을 살펴보면, 항구지역을 제외한 토양에서는 PAHs의 오염이 화석연료 또는 유기물의 연소에 의한 것이고, 항구지역은 연소기원과 유류오염의 복합

Table 6. The PAH origin indices with area in soils of Jeju City

Area	LMW/HMW ^a	Phe/Ant	Fle/Pyr
Residential area	0.15~0.18 (0.17) ^b	1.0~6.0 (3.5)	0.45~0.48 (0.47)
Traffic area	0.09~0.13 (0.11)	4.4~4.7 (4.6)	0.69~0.96 (0.83)
Power plant area	0.14~0.16 (0.15)	3.8~6.8 (5.3)	0.30~0.83 (0.57)
Harbor area	0.37	12.7	1.45
Incineration area	0.09~0.20 (0.15)	2.4~7.3 (4.4)	0.71~0.94 (0.87)
Factory area	0.15~0.28 (0.22)	3.6~6.0 (5.0)	0.48~0.68 (0.73)

^aThe ratio of sum of the low molecular weight 2~3 ring PAHs to sum of the high molecular weight 4~6 ring PAHs; ^bThe value in the parenthesis indicates the mean of the range.

적인 요인에 기인한 것으로 사료된다.

4. 결 론

제주시의 지역별 특성을 고려하여 이동·고정 배출원의 영향이 예상되는 6개 지역(주거지역, 교통지역, 발전소지역, 항구지역, 소각로지역, 공장지역)의 16개 지점에서 토양을 채취하여 이들 토양에서의 PAHs의 분포특성, 즉, PAHs의 농도수준, 지역별에 따른 PAHs 및 환상별 PAHs의 분포특성, 이의 분포에 영향을 미칠 것으로 예상되는 토양조성(유기물 및 입도분포)과의 상관성, 특정 PAHs 상대 비율 통한 PAHs의 오염기원 등을 검토하여 다음과 같은 결론을 얻었다.

1) 제주시 토양 중의 총 PAHs(t-PAHs)의 농도 범위(평균)는 21.7~264.2 ng/g dw(87.2 ng/g dw)로 국내외 타지역에서의 토양과 비교하였을 때 매우 낮은 농도수준을 보였으며, 지역별로 평균 t-PAHs 농도를 비교하면, 교통지역(149.3 ng/g dw) > 소각장지역(112.4 ng/g dw) > 공장지역(79.6 ng/g dw) > 발전소지역(69.2 ng/g dw) > 항구지역(48.7 ng/g dw) > 주거지역(26.0 ng/g dw) 순으로, 교통지역이 가장 높은 농도로, 주거지역이 가장 낮은 농도로 분포하고 있었다.

2) IARC에서 발암물질로 간주하고 있는 6종의 총 PAHs의 총농도(t-PAH_{CARC})는 6.3~118.0 ng/g dw(평균 33.4 ng/g dw)로 나타났으며, t-PAHs에 대해 29.0~54.0%(평균 37.7%)의 비율로 분포하고 있었으며, 지역별에 따른 평균 t-PAH_{CARC}의 농도는 t-PAHs의 농도와 같은 패턴으로 분포하고 있음을 알 수 있었다. 즉, t-PAHs와 t-PAH_{CARC} 사이의 상관성이 매우 높았는데, 이는 t-PAHs의 농도가 높은 토양에서는 발암성의 t-PAH_{CARC}가 높은 농도로 분포함을 의미하고 있다.

3) 지역별에 따른 환상별 PAHs의 분포는 항구지역을 제외하고 4-ring의 PAHs가 33% 이상으로 가장 높은 비율을 차지하고 있으며 4-ring > 5-ring > 6-ring > 3-ring > 2-ring의 순으로 감소함을 알 수 있는데, 즉, 중·고비점의 4-6 ring의 PAHs가 높은 비율로 분포하고 저비점의 2-3 ring PAHs가 낮은 비율로 분포하고 있었으나 항구지역은 3-ring, 4-ring 및 5-ring의 PAHs가 비슷한 비율로 높게 분포하고 있었는데, 이는 명확한 설명은 어려우나 기름누출 및 화석연료의 연소 등의 복합적인 오염원에 의한 것으로 판단된다.

4) 제주시의 토양조성(유기물 함량, 입도분포)과 t-PAHs와의 상관성은 낮거나 없었는데, 이는 PAHs 부하 및 특성 및 다양한 토양환경 등의 복합적인 요인에 기인하는 것으로 사료된다.

5) 제주시 토양에서의 PAHs의 오염원은 항구지역을 제외한 토양에서는 PAHs의 오염이 화석연료 또는 유기물의 연소에 의한 것이고, 항구지역은 연소기원과 유류오염의 복합적인 요인에 기인한 것으로 사료된다.

감사의 글

이 논문은 2004년도 제주대학교 두뇌한국 21사업에 의하여 지원되었음.

참 고 문 헌

- 1) 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), 171-175.
- 2) Menzie, C. A., B. B. Potocki and J. Santodonato, 1992, Exposure to carcinogenic PAHs in the environment, Environ. Sci. Technol., 26, 1278-1284.
- 3) Suess, M. J., 1976, The environmental load and cycle of polycyclic aromatic hydrocarbons, Sci. Total Environ., 6, 239-250.
- 4) Compaan, H., T. Smit, R. Law, A. Abarnou, E. Evers, H. Hünnerfuss, E. Hoekstra, J. Klungsøyr, L. Holsbeek and C. Joiris, 1992, Organic compounds, In Laane, R. W. P. M. (ed.), Background Concentrations of Natural Compounds in Rivers, Seawater, Atmosphere and Mussels, Report DGW-92033, Tidal Waters Divisions, Rijkswaterstaat, Netherlands.
- 5) Wilcke W., S. Müller, N. Kanchanakool, C. Niamskul and W. Zech, 1999, Polycyclic aromatic hydrocarbons in hydromorphic soils of the tropical metropolis Bangkok, Geoderma, 91, 297-309.
- 6) Lunde, G. and A. Bjorseth, 1977, Polycyclic aromatic hydrocarbons in long range transported aerosol, Nature, 268, 518-519.
- 7) Aamot, E., E. Steinnes and R. Schmid, 1996, Polycyclic aromatic hydrocarbons in Norwegian forest soil: Impact of long range atmospheric transport, Environ. Pollut., 92, 275-280.
- 8) Bakker, M. I., B. Casado, J. W. Koerselman, J. Toll and C. Kollöffel, 2000, Polycyclic aromatic hydrocarbon in soil and plant samples from vicinity of an oil refinery, Sci. Total Environ.,

- 263, 91-100.
- 9) Keiichi, A., S. Takashi, Y. Mashiro and K. Yasushi, 1962, Polynuclear aromatic hydrocarbon concentration and mutagenic activity in soils sampled at roadsides, J. Japan Soc. Air Pollut., 27(4), 190-197.
 - 10) Vogt, N. B., F. Brakstad, K. Thrane, S. Nordenson, J. Krane, E. Amote, K. Kolset, K. Esbensen and E. Steinnes, 1987, Polycyclic aromatic hydrocarbons in soil and air: statistical analysis and classification by SIMCA method, Environ. Sci. Technol., 21, 35-44.
 - 11) Blumer, M., 1961, Benzprenes in soils., Science, 134, 474-475.
 - 12) Ok, G., S. H. Ji, H. B. Moon and H. S. Yang, Distribution characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil, J. Korea Soc. Environ. Anal., 4(1), 257-263.
 - 13) Kim, D. H., 2000, Concentration levels and distribution characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil in Seoul, MS Thesis, Graduate School of Environment, Hanyang University, 65pp.
 - 14) Lee, D. W., 2001, Contamination levels of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil at Ulsan City, MS Thesis, Graduate School of Industry, Pukyong National University, 45pp.
 - 15) Nam, J. J., B. H. Song, K. C. Eom, S. H. Lee and A. Smith, 2003, Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in agricultural soils in South Korea, Chemosphere, 50, 1281-1289.
 - 16) Yim, U. H., 1998, Contamination of polycyclic aromatic hydrocarbons(PAHs) in Masan Bay Korea, MS Thesis, Seoul National University, 99pp.
 - 17) 최경, 김현재, 신형오, 1985, 토양학 실험, 형설출판사, pp.15-23.
 - 18) Nadal, M., M. Schuhmacher and J. L. Domingo, 2004, Level of PAHs in soil and vegetation samples from Tarragona Country, Spain. Environ. Pollut., 132, 1-11.
 - 19) 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, 2004, Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in agricultural soil and vegetables from Tianjin, Sci. Total Environ., 320, 11-24.
 - 20) Yang, Y., X. X. Zhang and T. Korenaga, 2000, Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil of Takushima, Japan, Water, Air Soil Pollution., 138, 149-183.
 - 21) Takashi, A., T. Yukari and M. Hidetsuru, 2004, A survey on polycyclic aromatic hydrocarbons in soil in Chiang-Mai, Thailand, Environ. International, 25, 563-572.
 - 22) Trapido, M., 1999, Polycyclic aromatic hydrocarbons in Estonian soil: contamination and profile, Environ. Pollut., 105, 67-74.
 - 23) Kavin, C. J., A. S. Jennifer, S. W. Keith and B. V. Nils, 1989, Oranic contaminants in Welsh soil: polynuclear aromatic hydrocarbons, Environ. Sci. Technol., 23, 540-550.
 - 24) Smith, D. J. T. and R. M. Harrison, 1996, Concentrations, trends and vehicle source profile of polycyclic aromatic hydrocarbons in the U.K. atmosphere, Atmos. Environ., 30(14), 2513-2524.
 - 25) Smith, D. J. T., R. M. Harrison, L. Luhana, C. A. Pio, L. M. Castro, M. N. Tario, S. Hayat and T. Quraishi, 1996, Concentration of particulate airborne polycyclic aromatic hydrocarbons and metals collected in Lahore, Pakistan., Atmos. Environ., 30(23), 4031-4040.
 - 26) Lambert, S. M., 1967, Functional relationship between sorption in soil and chemical structure, J. Agric. Food Chem., 15, 572-576.
 - 27) Yang, S. Y. N., D. W. Connell, D. W. Hawarker and S. I. Kayal, 1991, Polycyclic aromatic hydrocarbons in air, soil and vegetation in the vicinity of an urban roadway, Sci. Total Environ., 102, 229-240.
 - 28) Kim, S. J., S. T. Kim, S. Y. Kim, J. H. Park and G. Ok, 2001, Study on the contamination characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soils, J. Korea Soc. Environ. Anal., 4(1), 1-8.
 - 29) Baumard, P., H. Budzinski, P. Garrigues, H. Dizer and P. D. Hansen, 1999, Polycyclic aromatic hydrocarbons in recent sediments and mussels (*Mytilus edulis*) from the Western Baltic Sea: occurrence, bioavailability and seasonal variations, Mar. Environ. Res., 47, 17-47.