한국환경분석학회지 제11권 (제1호) 22~28, 2008
J. of the Korean Society for Environmental Analysis

은행나무 잎을 지표로 한 부산지역 PAHs의 대기오염, 그 기원과 엽 면 농축 특성의 평가

옥곤[1,2,3,4†] · 윤광옥[3] · 김철수[2] · 정봉길[2,4] · 이석형[2,4] · 황성민[2,4] · 박노진[2,4]

[1]부경대학교 환경대기과학과, [2]부경대학교 대학원 지구환경공학과,
[3]부경대학교 교육대학원 지구과학교육과, [4]부경대학교 다이옥신연구센터

Evaluation of Air Pollution, Origins and Leaf Accumulation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) using Indicator for Gingko Leaf in Busan, Korea

Gon Ok[1,2,3,4†], Kwang-Ok Yun[3], Chul Su Kim[2], Bong Gil Jung[2,4], Seok Hyung Lee[2,4], Sung Min Hwang[2,4], and No Jin Park[2,4]

[1]Department of Environment Atmospheric Science
[2]Graduate School of Earth Environmental Engineering
[3]Graduate School of Department of Earth Science Education
[4]Dioxin Research Center, Pukyong National University, Nam-gu Daeyeon-3dong 599-1, Busan 608-737, Korea

In this study, gingko leaf were used which is to monitoring and investigation for air pollution assessment by passive sampler, because of these Gingko plants leaves are widely distribution the Korea. During the growth of plants leaves, assessment of air pollution levels and sources as well as bio-accumulation rate by exposure of PAHs from ambient air. Sixteen priority PAHs concentration in Gingko plant leaves for all site varied between 123 and 745 ng/n d.w. with an average concentration of 367 ng/n d.w. Overall, sixteen priority PAHs in Gingko plant leaves exhibited for spatial distribution of concentration levels the sequence industrial area (I) > intersection point (TI) > residential area (R) > in intersection contiguity residential area (TR) and the concentration level appeared by 468, 409, 363, 244 ng/n d.w. each other. Origin is suggested that petrogenic of gasoline and diesel emission with combustion of pyrogenic origin by multiple contamination origins. Average accumulation rates (AR) were calculated by growth time(exposure time) of gingko leaves in natural condition, and the results presented followed, residential area is average 44ng/g d.w/month, intersection is average 51ng/g d.w/month, residential area of intersection surrounding is average28ng/g d.w/month, and industrial area average 56ng/g d.w/month, respectively.

Key words: PAHs, origin source, gingko leaf, indicator, bioaccumulation rates, air pollution

1. 서 론

최근 국제적인 환경 문제로 지적이 되고 있는 잔류성유기오염물질 (persistent organic pollutants, POPs)은 독성 (toxic), 생체축적성 (bioaccumulative), 잔류성 (persistent) 및 장거리이동성 (long Range Transfer) 등의 물리 · 화학적 특성으로 인간을 비롯한 생태계에 생식작용, 성장, 면역기능 저하, 암의 유발 등 위해성이 큰 물질로 보고되고 있다.[1-2)]

현재 UNEP에서는 aldrin, chlordane, dichlorodiphenyl trichloroethane (DDT), dieldrin, endrin, heptachlor, mirex, toxapene, Hexachlorobenzene (HCB) polychlorinated dibenzo-para(*p*)-dioxins (PCDDs), polychlorinated dibenzofurans (PCDFs), polychlorinated

†To whom correspondence should be addressed.
E-mail: gonok@pknu.ac.kr

biphenyls (PCBs)과 같은 농약류와 비의도적으로 생산되는 부산물 12종을 POPs로 지정하고 있다.[2)]

한편, UNECE의 장거리월경이동 대기오염물질에 관한 조약의 POPs의정서에서는 다환방향족탄화수소(Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, PAHs)가 부속서(Annex) 에 배출삭감의 대상물질로 다이옥신류 및 핵사클로로벤젠과 더불어 포함되어 있으며,[3)] 또한, OSPAR조약의 경우에서도 우선순위 취급물질로서 PAHs가 지정되어 있다.[4)]

이들 조약에서 PAHs가 포함된 근거는 기본적으로 PBT(Persistence, Bioaccumulation, Toxicity) 설정기준의 근거에 따라 UNEP의 POPs조약 근거가 되는 잔류성, 생물농축성, 독성 및 장거리이동성의 기본적 근거를 가지고 있다. 또한, 유럽연합은 벤조(a)피렌을 중심으로 한 PAHs를 By-products로서 취급하고 있기 때문에 UNEP의 POPs 12물질이외의 추가물질 지정의 가능성이 높은 물질이라고 할 수 있다.

환경독성학적인 관점에서 PAHs는 변이원성과 발암성을 초래하는 것으로 알려져 있으며, PAHs 중 Benzo-(a)anthracene (BaA), Benzo(b)fluoranthene (BbF), Benzo(k)fluoranthene (BkF), Benzo(a)pyrene (BaP), Dibenzo(a,h)anthracene (DbA), Indeno(1,2.3-cd)pyrene (InP) 등에 대하여 IARC(International Agency for Research on Cancer)에 의해 발암성 물질(PAHcarc.)로 지정되고 있다.[5)]

U.S. EPA의 IRIS(1994)[6)]에 의하면, Hamster를 이용한 Benzo(a)pyrene의 호흡노출에서 호흡기계와 함께 소화기계에서도 용량에 따른 종양 발생의 관찰과 일부 mice를 이용한 Benzo(a)pyrene의 식이 중 투여에서, 투여량에 비례하여 위장 상부 암이 관찰된 것으로 보고되어있다. 또한, 이와 관련된 역학 자료는 충분치 않지만 동물실험의 증거가 뒷받침되고 있으며, Benzo (a)pyrene을 포함한 PAHs가 포함된 담배연기, 요리의 과정에서 발생하는 가정 배출의 타르 등에 의하여 사람에게서의 폐암 유발을 보고하고 있다.

이러한 독성을 가진 PAHs의 발생원은 매우 다양하며 모든 탄소화합물의 연소과정에서 나타날 수 있다. 대표적인 발생원으로 석탄, 석유와 같은 화석연료를 사용하는 가정 난방, 발전소와 같은 각종 산업시설, 알루미늄 제련공정, 코크스와 아스팔트 제조공정, 목재보존시설, 산불, 소각장, 식품의 조리, 담배 연기 등의 불완전 연소과정이 지적되고 있으며, 특히 자동차의 배기가스가 주요 발생원 중의 하나로도 보고되고 있다.[7-11)]

이와 같이 다양한 발생원으로부터 대기 중으로 배출되어진 PAHs는 입자상과 가스상으로 존재하며, 입자상 성분이 부유분진과 흡착하여 장거리 수송을 통해 이동하거나 자유낙하, 강우 등에 의한 건・습식 침적 과정(dry and wet deposition process) 또는 가스상 성분의 침착을 통해 토양이나 식생 등으로 축적된다.[10,12-14)]

PAHs, PCDDs/DFs, PCBs와 같은 반휘발성 화합물(semi-volatile organic compounds, SOCs)의 식물의 이동 경로는 매우 다양하며 그 중 토양에서의 휘발된 가스상 성분이 식물 잎의 지질에 축적될 수 있고, 또한 대기 중에 존재하는 SOCs의 건・습식 침착에 의해 식물로 침착될 수 있는 것으로 설명하고 있다.[15)]

PCDDs/DFs를 중심으로 검토한 토양으로부터의 휘발에 의한 식물 엽 면의 침착에 있어서 식물이 지표면에 접해 있거나, 오염이 심한 토양을 제외하고는 토양에 의한 영향은 매우 작았으며, 대기 중에 존재하는 가스/입자상 SOCs가 식물로의 유입되는 것은 입자상 성분의 건・습식침착 보다는 가스상 성분의 침착의 영향이 중요한 경로라고 보고되어 있다.[15-17)]

특히, 1990년 이후, 다이옥신류 등 POPs의 대기농도의 측정과 식물의 성장기간 동안의 생물농축의 현상을 규명하기 위하여 passive biomonitoring system으로서 간주하여 식물의 왁스성분에 의한 흡착능에 따른 소나무 등을 지표로 한 대기오염모니터링 및 식물의 농축에 의한 bioaccumulation 평가의 연구가 보고되어 그 유용성이 입증되고 있다.[18-24)]

본 연구에서는 대기 중에 존재하는 PAHs가 SOC 중 하나로서 물리화학적 특성과, 잔류성, 축적성, 독성 등의 특성을 고려하여 PAHs에 의한 대기오염을 평가하였다.

특히, 본 연구에서는 대기오염의 평가를 위하여 가로수로 많이 분포되어 있는 활엽수인 은행나무 잎을 대기 중 PAHs의 passive sampler로 활용하여 대기오염의 정도와 오염원을 추정하고 평가 하였다. 또한, 이 평가에서는 대기 중 식물 잎의 성장기간이 폭로기간으로 감안하여 식물농축이 활엽수의 기공 호흡을 통한 흡수과정을 포함하여 엽면 농축현상으로 간주하여 평균적인 평가방법으로서 식생을 지표로 한 생물농축율 (bioaccumulation rates)를 검토하였으며, 토지이용도에 따른 대기 중 PAHs오염의 공간적 특성평가를 위하여 부산지역에 있어 주거지역, 교통 혼잡지역, 공업지역으로 구분하여 평가한 연구결과를 보고하고자 한다.

2. 실험방법

2.1. 시료채취

본 연구의 시료 채취는 2004년 10월에 실시하였으며, 시료 채취 지점은 부산지역을 주거지역(R), 교통 혼합지역(T), 공업지역(I)으로 구분하였고, 교통 혼합지역(T)은 다시 교차로(TI)와 교차로 주변 주거지역(TR)으로 구분하여 총 17지점에서 은행잎 시료를 채취하였다. 본 연구의 시료 채취의 개요를 Table 1에 나타내었으며, 시료의 채취 지점을 Fig. 1에 각각 나타내었다.

2.2. PAHs의 분석방법

2.2.1. 시료의 추출 및 정제

각 조사 지역에서 채취한 은행잎 시료는 알루미늄 호일로 감싸 차광한 후, 폴리에틸렌 재질의 지퍼 팩으로 밀봉하여 즉시 실험실로 옮겨 동결건조하였다.

건조된 시료 중 잎 부분만을 0.2×0.2cm로 잘라 60 g을 분취하여 분석용 시료로 사용하였으며, 분취한 시료는 속실렛 추출 장치를 이용하여 톨루엔 600 mL (Ultra residue analysis, J.T. Baker)로 16시간 동안 추출하였다.

추출이 끝난 시료는 은행잎에 존재하는 엽록소(Chloropy11)와 같은 방해물질을 제거하기 위해 유리깔대기의 밑 부분에 톨루엔으로 미리 세정한 탈지면으로 고정한 후 무활성 실리카겔 (Merck, 70-230mesh, 중성)을 시료에 따라 50~100 g 정도를 사용하여 필터링하였다.

시료의 필터링이 끝난 후 톨루엔 50~100 mL 이상으로 다시 한번 용출하였다. 용출된 시료는 회전증발농축기 (Rotrary evaporator, Eyela, N-N형)를 이용하여 약 10 mL까지 농축하였으며, 이 중 1 mL를 PAHs 분석의 정제용 시료로 하였다.

시료 정제를 위해 분취한 은행잎 추출시료는 n-헥산으로 10 mL 표선한 후 활성 실리카겔 칼럼 크로마토그래피 (Activated silica gel column chromatography: 70-230 mesh, 중성, Merck)를 통과시켜 정제하였다.

시료의 용출은 첫 번째 분획으로 n-헥산 6 mL, 두 번째 분획은 10% CH_2Cl_2/n-헥산 50 mL로 용출시켰으며, 두 번째 분획을 받아 회전증발농축기로 농축한 후 질소가스로 농축하여 최종 농축량 50 uL를 분석용 시료로 하였다. 이상의 PAHs의 분석을 위한 시료의 전처리 및 정제방법에 대하여 옥 등(1998; 1999)[25-26]의 방법을 사용하였다.

2.2.2. 기기분석조건

본 연구에 사용된 기기는 기체크로마토그래프/질량분석계 (GC/MSD, Shimadzu GC/MS-QP2010)이며, 분리를 위해 사용된 모세관칼럼은 HP-5MS (30 m × 0.32 mm × 0.25 μm)를 사용하였다. 16종 PAHs에 대한 GC/MS 분석조건을 Table 2에 나타내었다.

Table 1. Classification of sampling site for gingko sample

Groups		Sample lable	N
Residential area (R)		R1~R3	3
Traffic area (T)	Intersection(TI)	TI1~TI5	5
	Residential(TR)	TR1~TR5	5
Industrial area (I)		I1~I4	4

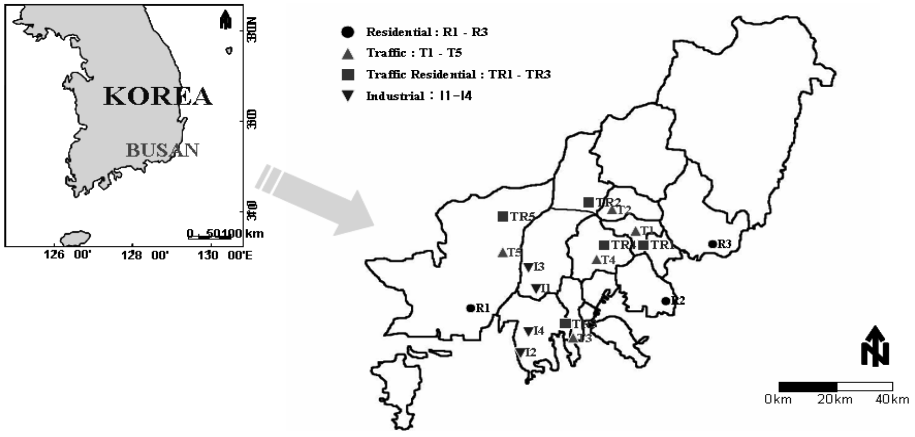

Fig. 1. Map showing the sampling stations in Busan, Korea.

Table 2. Analytical conditions of GC/MS for PAHs

Item	Conditions
GC/MS	Shimadzu GC/MS-QP2010
Column	HP-5MS (30 m × 0.32 mm × 0.25 μm)
Ion source temp.	200°C
Injector temp.	250°C
Carrier gas	He (1.7.5 mL/min)
Injection mode	Splitless
Ionization mode	EI mode
GC oven program	100°C (2 min) → 8°C/min → 250°C (3 min) → 10°C/min → 300°C (3 min) → 10°C/min → 350°C (5.25 min)

3. 결과 및 고찰

3.1. 은행잎 중 PAHs의 농도 수준과 특성

본 연구는 부산시 가로수로 이용되고 있는 은행잎 중 PAHs의 농도 수준 및 분포 특성을 조사하기 위하여 총 17개 지점에서 채취된 은행잎 시료에 대하여 16종 PAHs (EPA 610)를 분석하였다.

채취된 모든 은행잎 시료에서 PAHs가 검출되었으며, 본 연구지역의 그룹별에 따른 각 지점별 PAHs 농도를 Fig. 2에 나타내었다. 본 연구 지역의 은행잎에 대한 PAHs의 총 농도는 123~745 *ng/n d.w.*의 농도 범위를 나타내었으며, 전체 평균 농도는 367 ng/n d.w. 였다.

PAHs의 총 평균 농도의 지역적 분포특성은 공단지역(I) > 교차로 지점(TI) > 주거지역(R) > 교차로 인접 주거지역(TR) 순으로 나타나며, 그 농도 수준은 각각 468, 409, 363, 244 ng/n d.w. 순으로 나타났다. 특히, 공단지역이 다소 높게 나타난 것은 은행잎이 지면에서 2M 이상의 높이에 위치하기 때문에 시료의 위치상 자동차의 이동오염원 외에 굴뚝의 고정발생 오염원의 영향을 직접적으로 더 많이 받기 때문인 것으로 판단된다.

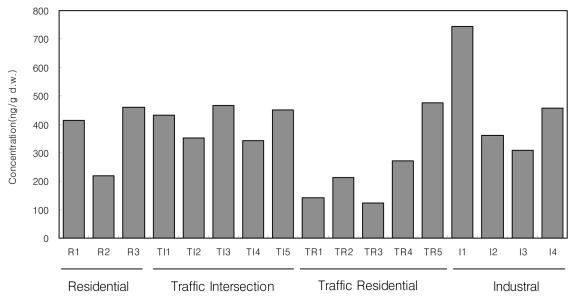

Fig. 2. Total concentration of PAHs in gingko for each site.

발암성과 돌연변이성을 유발할 수 있는 이들 물질은 대부분이 중, 고비점 화합물로서 부산지역 은행나무 잎에서의 ΣPAHcarc. 농도범위는 nd-52 ng/n d.w. 의 범위를 나타내었다. 또한, 지역 그룹별 평균 농도는 Residential 지역이 4.7 ng/n d.w. < Traffic Residential 지역이 9.7 ng/n d.w. < Traffic intersection 지역이 15.9 ng/n d.w. < Industrial 지역이 23.7 ng/n d.w. 순으로 나타났으며, 이는 그룹별 ΣPAHs 농도와 다소 차이를 나타내고 있다.

Fig. 3와 Fig. 4에 지점별 은행잎의 ΣPAHs 농도와 ΣPAHcarc. 농도와의 상관관계를 나타내었다. 각 지점별 은행잎의 ΣPAHs 농도와 ΣPAHcarc. 농도와의 상관관계를 살펴본 결과, R^2=0.0691로 거의 상관성을 나타내지 않는다.

이러한 결과는, 대기 중에 존재하는 가스/입자상 PAHs의 분배에 따른 영향으로서 활엽수는 소나무 등의 침엽수가 함유하는 식물성 왁스성분의 함량의 차이에 의한 영향이 큰 것으로 판단된다. 또한, 기공호흡을 통한 식생으로의 흡수 유입은 입자상 성분의 엽 면 침적 보다는 대부분 가스상 성분의 흡수 침적 농축에 의

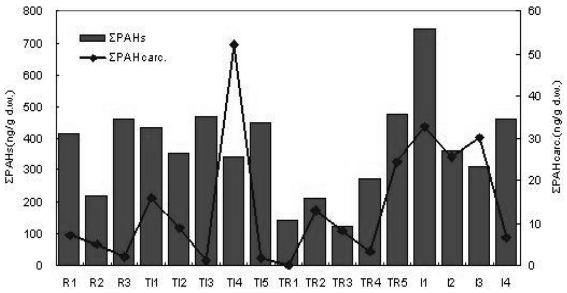

Fig. 3. Correlation between PAHs and PAHcarc. in gingko at each site.

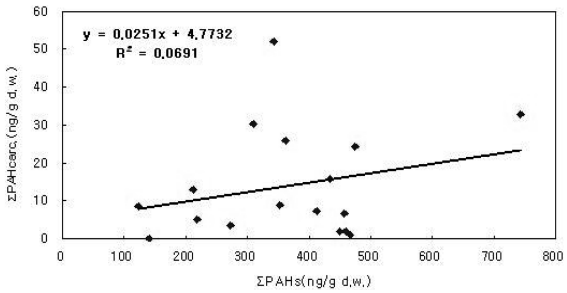

Fig. 4. Plot between PAHs and PAHcarc. in gingko at each site.

해 이루어지는 반면, 6종의 발암성 물질은 대부분 고분자량으로 입자상 존재비가 크기 때문에 호흡을 통한 엽면 침적 농축의 기여가 적은 것에 기인하는 것으로 판단된다.

3.2. 은행잎 대기폭로에 대한 PAHs 오염원 추정

PAHs의 오염원을 추정하기 위한 접근 방법으로 시료 중의 특정화합물의 잔존 비율을 적용하는 방법들이 제시되어 적용되고 있다.[27-29]

특히, Yunker et al. (2002)[27]은 Anthracene/Phenanthrene; (AnT/PhA), Fluoranthene/(Fluoranthene+Pyrene); (FluA/(FluA+Pyr)의 복합지표와 Indeno(1,2,3-c,d)pyrene/(Indeno[1,2,3-c,d]pyrene+Benzo[g,h,i]perylene); (InP/(InP+BghiP)), Fluroanthene/(Fluoranthene+Pyrene); (FluA/(FluA+Pyr))의 복합 지표를 이용한 cross-plot을 나타내어 석유기원(petroleum)과 연소기원(combustion)을 추정하는 방법을 제시하였다.

본 연구 지역의 은행나무 잎의 대기 중에서의 PAHs 폭로의 기원을 추정하기 위해 AnT/PhA vs. FluA/(FluA+Pyr), InP/(InP+BghiP) vs. FluA/(FluA+Pyr)의 cross-plot을 Fig. 5에 나타내었다.

대부분의 시료에서 AnT/PhA<0.1, FluA/(FluA+Pyr)<0.4 값을 나타내어 부산 지역 은행잎에 대한 주 PAHs의 오염원은 petroleum으로 디젤, 원유와 같은 석유기원의 영향이 큰 것으로 추정되었으며, 또한, 0.2<InP/(InP+BghiP)<0.5, FluA/(FluA+Pyr)<0.4 값을 나타내어, 디젤에 대한 석유기원과 연소기원이 함께 나타나 Fig. 5(a)의 plot과의 차이를 나타내어 공존 발생원의 영향이 큰 것으로 판단된다.

따라서, 본 연구결과 은행잎의 경우 최대 8개월 기간의 폭로 및 축적에 대한 대기 중의 PAHs에 의한 오염의 지표매체로서의 활용가능성과 오염원을 추정하기 위해 측정분석 결과의 cross-plot을 통하여 평가를 위한 활용 가능성이 확인 되었다. 특히, 오염원을 추정하기 위해 많은 통계적 자료가 필요하므로 은행나무가 가로수로 많이 식수가 되어 있어 대기오염 물질 중 POPs 등의 모니터링의 Passive Bio-Monitoring System으로서, 또한, 식물의 폭로 평가의 환경 중에서의 수용 매체의 지표로서 간주 할 수 있는 것으로 판단되며, 발생원과 연계한 자료의 통합적인 축적과 취합으로 향후 수용 모델의 식생에 있어서의 생물 농축의 파라미터로서의 활용가능성도 확인되었다.

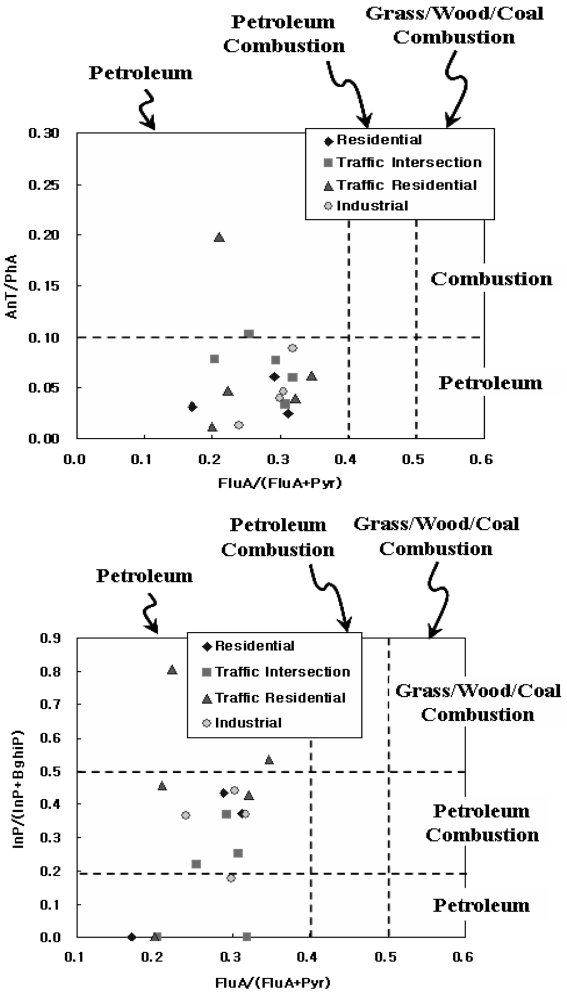

Fig. 5. PAHs cross plot for the ratio of (a)AnT/PhA vs. FluA/(FluA+Pyr), (b)InP/(InP+BghiP) vs. FluA/(FluA+Pyr) in gingko.

3.3. 은행나무 엽 면의 PAHs Accumulation Rates

Simonich와 Hites(1994)[30]는 PAHs의 식물과 대기사이의 분배는 온도의 영향을 가장 크게 받는 것으로 설명하고 있다. 특히, 가스 상의 경우는 온도가 낮아지면 호흡을 통한 흡수의 결과 농축이 증가하지만, 대기의 온도가 높아지면, 엽 면에서의 휘발의 영향도 크게 받을 뿐만이 아니라, 또한 식물의 성장기간 중 오래된 엽면보다 어린 엽 면의 농축이 더 빠른 것으로 설명하고 있다. 최근, Xu et al.(2003)[31]의 연구에서도 이와 같은 결과를 제시하고 있으며, 특히, 농축 비율은 관련 화합물의 대기 중의 농도와 화합물의 물리화학적 특성에 의존하지만, 지질함량과 표면적, 폭로시간을 비롯한

환경적 요소에 영향을 받는 것으로 설명하고 있으며, 소나무 입을 이용한 농축비율을 폭로시간과의 관계로 다음과 같은 수식으로 평가하고 있다.

$$AR=Ct/t$$

여기서, AR은 농축비율이며, Ct는 식물 중의 함유농도, t는 환경 중에서의 폭로시간이다.

본 연구조사에서는 은행나무 입의 농도에 대한 폭로시간에 따른 농축비율을 검토한 결과 대기 중에 폭로되는 은행 입의 폭로기간이 약 8개월로서 추산한 은행나무 잎의 지역적 평균 농도를 Fig. 6에 나타낸 결과에 따라 평가하면, 주거지역이 평균 약 44 ng/g d.w/month로 나타났으며, 교차로의 경우는 평균 약 51 ng/g d.w/month, 교차로 주변의 주거지역의 경우는 약 28 ng/g d.w/month, 공업지역의 경우는 평균 약 56 ng/g d.w/month정도로 추산되었다. 이러한 결과는 은행나무 잎의 생육기간의 대기 중 온도차는 크지 않았으므로 대기 중의 농도의 의존성이 지배하는 것으로 나타났다. 한편 은행 엽 면의 성장 기간 동안의 대기정화의

효과는 존재하지만, 낙엽으로의 낙하 후 계절적인 대기온도를 감안하여 성장 시의 휘발과 낙하 후의 휘발을 통한 엽면과 대기와의 교환율과 토양과 함께하는 지표면 “Reserve”로서의 가능성에 대한 향후 검토가 필요할 것으로 판단된다.

또한, 본 연구를 통하여 식물 종에 따라, 특히, 식물이 함유하는 왁스성분의 함량과의 비교 평가의 필요성이 확인되었으며, 호흡을 통한 엽 면 흡수와 왁스성분 함량의 차이를 가지는 엽 면 흡착에 대하여 대기 중의 PAHs 등 POPs의 분배를 고려하여 비교 평가를 향후 실시할 필요성도 있는 것으로 판단된다.

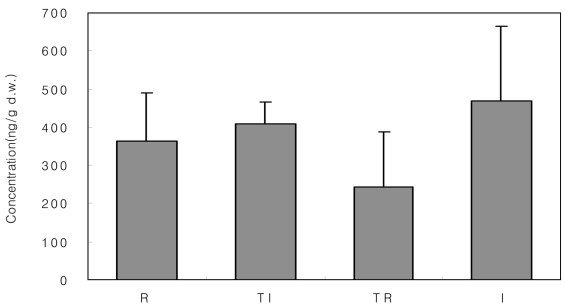

Fig. 6. Average of PAHs total concentration in gingko for each group.

4. 결 론

본 연구는 부산 지역의 은행잎 중 PAHs의 농도 및 분포 특성을 조사함으로써, 대기프로세스 과정 중에서의 PAHs에 의한 대기오염의 수준과 특성을 평가할 수 있는 방법으로서 식생을 지표로 한 평가의 가능성을 검토함에 있어 일반적으로 가로수로서의 식수활용도를 감안하여 은행잎을 지표식물로 선정하여 SOCs 물질에 의한 대기폭로의 수준 및 특성과 발생원의 추정을 평가한 결과는 다음과 같다.

- 지표 종으로 선택한 은행잎 시료에서 PAHs가 검출되었으며, 본 연구지역의 은행잎에 대한 PAHs의 총 농도수준은 123-745 ng/g d.w.이며, 평균 농도는 367 ng/g d.w.를 나타내었다.
- 지표 종의 은행잎에서의 PAHs 농도와 PAHcarc. 의 상관계수는 $R^2=0.0691$로 거의 상관성이 없는 것으로 나타났다. 이러한 원인은 PAHs중 식물로의 유입은 대부분 가스 상 성분의 저분자량 화합물인 반면, PAHcarc.은 입자상 성분의 고분자량 화합물로 구성되기 때문이라고 판단된다.
- 대기로 부터의 은행잎의 PAHs에 의한 폭로의 기원을 추정하기 위하여 AnT/PhA vs. FluA/(FluA+Pyr), InP/(InP+BghiP) vs. FluA/(FluA+Pyr)의 cross-plot을 이용한 결과, 대부분의 시료에서 AnT/PhA<0.1, FluA/(FluA+Pyr)<0.4 값을 나타내어 부산 지역 은행잎에 대한 주 PAHs의 오염원은 petroleum으로 디젤, 원유와 같은 석유기원에 의한 것으로 추정되었다. 한편, 0.2<InP/(InP+BghiP)<0.5, FluA/(FluA+Pyr)<0.4 값을 나타내어, 디젤에 대한 석유 기원과 연소기원이 함께 공존하는 발생원의 영향도 받는 결과를 나타내었다.

  또한, 이러한 결과는 은행잎이 8개월 정도의 폭로 및 축적에 있어서 엽 면의 표면적이 넓고, 주로 가스 상 물질의 기공흡수를 통한 PAHs의 수용매체 중의 하나로 간주하여 엽 면 생육의 기간에 대한 biomonitoring의 지표로서 활용가능성이 확인되었다.
- 따라서, 가로수로서 식재된 은행나무는 엽 면을 통하여 대기 중 가스 상 PAHs의 흡수를 통한 수용매체로서의 일정 부분의 정화능력을 보유한 것으로 판단되며, 대기 중에서 PAHs를 비롯한 반휘발성 화합물(semi-volatile organic compounds, SOCs)의 입자와 가스의 분배에 대한 거동의 평가 및 대기오염 모니터링의 Biomonitoring 지표로서의 활용과 오염원 추정

의 환경 매체로서의 활용을 비롯한 대기 중 거동파악의 지표자료의 활용을 위한 자료축적을 지속적으로 해 나갈 필요성도 있는 것으로 판단된다.

참고문헌

1. H. A. Govers and H. B. Krop, *Chemosphere*, **1998**, 37, 2139-2152.
2. UNEP, *Resolutions adopted by the conference of plenipotentiaries on the stockholm convention on persistent organic pollutants*., **2001**.
3. UNECE, *Protocol to the 1979 convention on Log-Lange Transboundary air pollution on persistent organic pollutants*, **1979**.
4. OSPAR *Convention, Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atla*, **1992**.
5. IARC, *Monographs*, **1989**, 46, 41-57.
6. USEPA, IRIS, *Carcinogenicity Assessment for Lifetime Exposure, CASRN*, **1994**, 50-32-8.
7. S. O. Beak., R. A. Field, M. E. Goldstone, P. W. Kirk, J. N. Lester, and R. Perry, *Water, Air, Soil Pollution*, **1991**, 60, 279-300.
8. R. E. Alcock and K. C. Jones, *Environ. Sci. Technol*., **1996**, 30, 11, 3133-3143.
9. L. P. Brzuzy and R. A. Hites, *Environ. Sci. Technol*., **1996**, 30, 6, 1797-1804.
10. P. V. Tremolada., Burnett., D. Calamari and K. C. Jones., *Environ. Sci. Technol*., **1996**, 30, 3570-3577.
11. E. Terzi and C. Samara, *Atmospheric Environment*, **2005**, 39, 34, 6261-6270.
12. T. Bidleman,. *Environ. Sci. Techno*l., **1988**, 361-367.
13. A. Keiichi., S. Takashi, Y. Masahiro and K. Yasuahi, *J. Japan Soc. Air Polut*., **1992**, 27, 4, 190-197.
14. M. Tysklind., I. Faengmark, S. Marklund, A. Lindskog, L. Thaning and C. Rappe, *Environ. Sci. Technol*., **1993,** 27, 10, 2190-2197.
15. S. Trapp and M. Matthies, *Envrion. Sci. Technol*., **1997**, 31, 71-74.
16. E. Bacci., M. J. Cerejerira, C. Gaggi, G. Chemello, D. Calamari and M. Vighi, *Chemosphere*. **1990**, 21, 525-535.
17. E. Bacci., D. Calamari, C. Graggi and M. A. Vichi, *Envrion. Sci. Technol*., **1990,** 24, 885-889.
18. H. Kylin., E. Grlmvall, C. Ostman., *Environ. Sci. Technol*. **1994**, 28, 1320-1324.
19. P. Tremolada., V. Burnett., D. Calamari., K. Jones., *Environ. Sci. Technol*., **1996**, 30, 3570-3577.
20. K. D. Wenzel., L. Weibflog., E. Paladini., M. Gantuz., P. Guerreiro., C. Puliafito., G. Schuurmann., *Chemosphere*, **1997**, 34, 12, 2505-2518.
21. K. D. Wenzel., A. Hubert., M. Manz., L. Weissflog., W. Engewald., G. Schuurmann., *Anal. Chem*. **1998**, 70, 4827-4835.
22. G. Ok., S. H. Ji., S. J. Kim., Y. K. Kim., J. H. Park., Y. S. Kim., Y. H. Han., *Chemosphere*, **2002**, 46, 9-10, 1351-1357.
23. H. Kylin and A. Sjodin., *Environ. Sci. Technol*., **2003**, 37, 2350-2355.
24. M. Rappolder., C. S. Kermani., S. Schadel., U. Waller., W. Korner., *Chemosphere*, **2007**, in press.
25. 옥곤, 지성희, 문효방, 양한섭, *한국 환경 분석학회지*, **1998**, 1, 3, 257-263.
26. 옥곤, 문효방, 지성희, 김중구, *한국 환경 분석학회 추계 학술대회 논문집*, **1999**, 113-116.
27. M. B. Yunker., R. W. Macdonald, R. Vingarzan, R. H. Mitchell, D. Goyette and S. Sylvestre, *Organic Geochemistry*, **2002**, 33, 489-515.
28. L. L. Ma., S. G. Chu, X. T. Wang, H. X. Cheng, X. F. Liu and X. B. Xu, *Chemosphere*, **2005**, 58, 1355-1363.
29. H. B. Zhang., Y. M. Luo, M. H. Wong, Q. G. Zhao and G. L. Zhang, *Environ.Pollut*., **2005**, 1-8.
30. S. Simonich and R. A. Hites., *Environ. Sci. Trchnol.*, **1994**, 939-943.
31. D. Xu., W. Zhong., L. Deng., Z. Chai and X. Mao., *Environ. Sci. Technol*., **2003**, 37, 1, 1-6.