

ORIGINAL ARTICLE

## 광주지역 미세먼지(PM-10)의 다환방향족탄화수소 분포 특성 및 발생원 추정

김승호\* · 박병훈 · 조민철 · 나혜윤 · 박원형 · 서광엽 · 이세행 · 주홍수<sup>1)</sup>

광주광역시보건환경연구원, <sup>1)</sup>안양대학교 환경에너지공학과

### Distribution Characteristics and Source Estimation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in PM-10 from Gwangju

Seung-Ho Kim\*, Byung-Hoon Park, Min-cheol Cho, Hye-Yun Na, Won-Hyung Park, Gwang-yeob Seo, Se-Heang Lee, Hung-Soo Joo<sup>1)</sup>

Health and Environment Research Institute of Gwangju, Gwangju 61954, Korea

<sup>1)</sup>Department of Environmental Engineering, Anyang University, Anyang 14028, Korea

#### Abstract

This study was conducted to investigate the distribution characteristics, source identification, and health risk of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) present in particulate matter 10 (PM-10), in Gwangju. PM-10 samples were collected from September 2021 to August 2022 from three sampling sites, one located in each of the following areas: green, residential, and industrial. The average concentrations of PAHs were found to be higher in the industrial area ( $9.75 \pm 6.51 \text{ ng/m}^3$ ) than in the green ( $6.90 \pm 2.41 \text{ ng/m}^3$ ) and residential ( $6.74 \pm 2.38 \text{ ng/m}^3$ ) areas. Throughout the year and across all sites, five-ring PAHs accounted for the largest proportion (29.8–34.5%) of all PAHs. The concentrations of PAHs showed distinct seasonal variations, with the highest concentration observed in winter, followed by autumn, spring, and summer. Source apportionment analyses were performed using diagnostic ratios and principal component analyses, which indicated that coal/biomass combustion and vehicle emissions were the primary sources of PAHs in PM-10. The incremental lifetime cancer risk was estimated for all age groups at all sampling sites, and the results revealed a much lower risk level than the standard acceptable risk level ( $1 \times 10^{-6}$ ).

**Key words** : PM-10, PAHs, Source, Principal component analyses, Incremental lifetime cancer risk

#### 1. 서론

최근에 미세먼지 문제 등 대기 환경에 관심이 높아지는 가운데, 대기 중 미량에서도 인체에 직접적인 영향을 미치는 유해대기오염물질(Hazardous air pollutants, HAPs)에 대한 관리 필요성이 부각 되고 있다. HAPs에는 다양한 오염물질이 포함되어 있는데, 가장 대표적인

물질은 다환방향족탄화수소(Polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs)이다. PAHs는 두 개 이상의 벤젠고리가 융합된 유기화합물로, 주로 석탄, 석유, 가스, 폐기물, 바이오매스 등 유기물의 불완전연소나 열분해 과정에서 발생한다(Ravindra et al., 2008; Zhang and Tao, 2009).

도시 대기 환경에서 측정된 수백 가지의 PAHs 중에

Received 10 February, 2023; Revised 28 March, 2023;

Accepted 30 March, 2023

\*Corresponding author : Seung-Ho Kim, Health and Environment Research Institute of Gwangju, Gwangju 61954, Korea  
Phone : +82-62-613-7582  
E-mail : goodone@korea.kr

© The Korean Environmental Sciences Society. All rights reserved.

© This is an Open-Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution Non-Commercial License (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0>) which permits unrestricted non-commercial use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

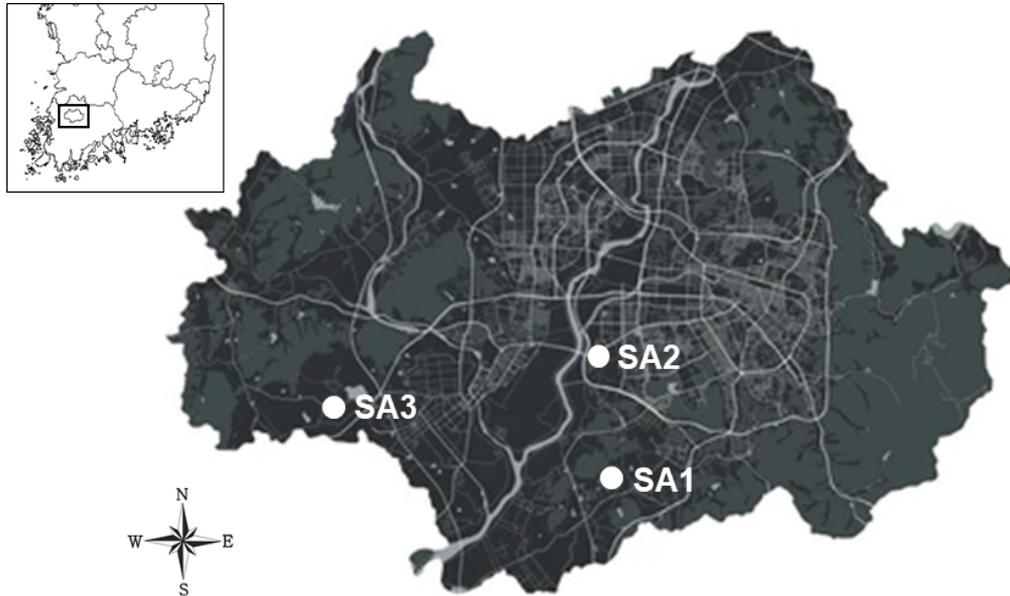


Fig. 1. Location of sampling sites in Gwangju.

서도 미국 환경청(U.S. EPA)에서는 발암성에 근거하여 PAHs 중 관리 우선 대상물질 16종을 정하여 관리하고 있다. 이들 중 일부 PAHs는 발암성과 돌연변이성도 유발시키는 것으로 보고되었다(Kameda et al., 2005). 이러한 PAHs는 환경과 인간의 건강에 잠재적인 위협성 때문에 상당한 우려의 대상물질이다(Bhargava et al., 2004; Lai et al., 2017; Yang et al., 2017).

PAHs의 환경 보건적 중요성 때문에, 도시인들의 인체 위해성을 줄이기 위한 도시 대기 중 PAHs 관리방안 수립이 요구되어지며, 우선적으로 대기 중 PAHs의 거동 특성에 대하여 장기적이고 다양한 지형 용도에 따른 분류적 연구가 요구된다(Garban et al., 2002; Chang et al., 2006; Andreou and Rapsomanikis, 2009).

유해 가능성이 큰 PAHs의 대부분은 분자량이 크고 휘발성이 적어 증기상 보다는 입자상으로 대기 중에 존재하는 경우가 많아 국내외에서는 미세먼지 중에 포함되어 있는 입자상 PAHs의 분포, 발생원 및 건강 유해성 평가에 대한 다수 연구가 수행되었다(Dachs et al., 2002; Omar et al., 2002; Li et al., 2006; Wiriya et al., 2013; Jamhari et al., 2014; Di Vaio et al., 2016; Park et al., 2021). 하지만 광주지역에서는 그동안 수행된 대기오염 관련 연구는 주로 미세먼지, 오

존, 휘발성유기화합물에 관한 연구가 대부분이며, 대기 중 PAHs에 대한 연구나 조사는 미비한 실정이다(Lee et al., 2016; Kim et al., 2017; Yu et al., 2018).

따라서 본 연구에서는 광주시의 녹지지역, 주거지역, 그리고 산업단지에 위치한 공업지역의 세 지점을 대상으로 대기 중 미세먼지(PM-10)에 포함된 입자상 PAHs 농도를 측정하여 지역 및 계절에 따른 농도분포 특성을 파악하고자 하였다. 또한 PAHs에 대해 얻은 농도를 이용하여 발생원 특성 및 발암 위해도를 평가하였다. 아울러 본 연구를 통하여 향후 광주지역 유해대기오염물질의 관리를 위한 유용한 정보로 활용될 수 있을 것으로 기대된다.

## 2. 재료 및 방법

### 2.1. 연구대상 및 시료채취

본 연구에서 광주광역시시의 대기 미세먼지 중 입자상 PAHs의 분포 특성을 파악하기 위해 3개 측정지점을 선정하였다. 대기환경측정소가 설치되어 운영 중인 녹지지역, 주거지역, 공업지역을 대표할 수 있는 지점으로 각각 노대동 녹지지역(SA1), 농성동 주거지역(SA2), 평동 공업지역(SA3)을 선정하였으며, 지점 위치는 Fig. 1

**Table 1.** Meteorological data during sampling period

| Season | Sampling period    | Temperature (°C) | Wind speed (m/s) | Wind direction | Humidity (%) | Precipitation (mm) |
|--------|--------------------|------------------|------------------|----------------|--------------|--------------------|
| Autumn | Sep. 24 ~ 30, 2021 | 22.4±0.7         | 1.0±0.3          | NE             | 79.3±8.8     | 0                  |
|        | Oct. 20 ~ 26, 2021 | 12.3±1.0         | 0.9±0.3          | NE             | 65.4±4.7     | 0                  |
|        | Nov. 17 ~ 23, 2021 | 9.5±2.7          | 0.8±0.4          | WNW            | 84.5±8.7     | 0                  |
| Winter | Dec. 15 ~ 21, 2021 | 4.2±3.6          | 1.2±0.6          | NE             | 79.2±7.5     | 0                  |
|        | Jan. 25 ~ 31, 2022 | 2.4±1.8          | 1.3±0.3          | NE             | 54.5±7.9     | 0                  |
|        | Feb. 22 ~ 28, 2022 | 2.9±3.3          | 1.6±0.5          | NE             | 52.2±10.2    | 0                  |
| Spring | Mar. 22 ~ 28, 2022 | 9.8±2.1          | 1.6±0.6          | WSW            | 64.2±17.4    | 55                 |
|        | Apr. 19 ~ 25, 2022 | 17.9±1.9         | 1.3±0.4          | WSW            | 61.0±18.5    | 24.4               |
|        | May. 17 ~ 23, 2022 | 21.0±0.8         | 1.4±0.5          | SW             | 56.8±11.1    | 0                  |
| Summer | Jun. 14 ~ 20, 2022 | 23.4±2.4         | 1.8±0.5          | WSW            | 84.4±4.8     | 34.1               |
|        | Jul. 19 ~ 25, 2022 | 25.5±1.1         | 1.5±0.6          | SW             | 90.5±5.2     | 19.5               |
|        | Aug. 17 ~ 23, 2022 | 26.8±0.6         | 1.1±0.5          | SW             | 91.2±6.0     | 89.2               |

**Table 2.** GC/MS conditions for PAHs analysis

| Parameters           | Conditions   |
|----------------------|--|
| GC                   | Agilent 6890N  |
| Detector             | MSD (Agilent, 5975B)   |
| Column               | DB-5MS (30 m × 250 nm × 0.25 μm)   |
| Injector Temperature | 260°C  |
| Carrier gas          | He, 1.0 mL/min, constant flow  |
| Split/splitless      | Split ratio (4:1)  |
| Injection volume     | 1 μL   |
| Oven temperature     | Column initial temperature 80°C, hold 3 min 10 °C/min to 300°C, hold 5 min |

에 나타내었다. 녹지(SA1)는 노인복지건강타운에 위치하여 주변에 신규 택지지구가 자리하고 있다. 주거(SA2)는 주변 관공서 및 아파트가 밀집되어 있으며 차량 통행량은 비교적 적은 편이다. 공업(SA3)은 산업단지 주변에 음식점과 공장이 밀집되어 있으며 제조업인 전자 제품 및 자동차 부품, 금형, 음·식료품을 생산하는 업체가 주를 이루고 있다. 또한 운송업, 일반창고업 업종 등으로 자재 및 물품의 수송을 위한 대형차량의 통행량도 많은 곳이다.

세 지점에서 대기 중 PM-10 시료는 2021년 9월부터 2022년 8월까지 매월 24시간 간격으로 7일(7개) 연속 샘플링 하였으며, 각 지점 마다 총 84개의 시료를 채취하였다. 시료 채취 기간 동안의 기상정보는 기상청 자동관측소에서 관측된 자료를 이용하였으며, Table 1에

나타내었다. PM-10 시료는 고용량공기 시료채취기 (DHA-80, Digital, Switzerland)와 400°C의 전기로에서 5시간 동안 구워 불순물을 제거한 석영섬유필터 (Quartz fiber filter, Ø150 mm, Pall, USA)를 이용하여 채취하였다. 시료채취유량은 약 68 m<sup>3</sup>/hr로 24시간 동안 공기를 채취하였다.

**2.2. 분석방법 및 정도관리**

대기 중의 미세먼지는 포집된 시료를 향온, 항습 상태인 데시케이터 내에서 24 ~ 48시간 동안 보관한 후에 0.01 mg까지 측정 가능한 전자저울(Auw220D, Shimazu, Japan)을 이용하여 필터 무게를 측정된 후 증량 농도를 산출하였다. PAHs 분석은 대기오염공정 시험기준 다환방향족탄화수소류(PAHs)-기체크로마토

**Table 3.** QA/QC data for PAHs

| PAHs                   | Abbreviations | Calibration curve $r^2$ | MDL (ng) | Retention time (%) | Precision (%) | Accuracy (%) |
|------------------------|---------------|-------------------------|----------|--------------------|---------------|--------------|
| Naphtalene             | Nap           | 0.993                   | 0.09     | 0.00               | 1.02          | 98.00        |
| Acenaphthylene         | Acy           | 0.995                   | 0.07     | 0.00               | 3.02          | 95.67        |
| Acenaphthene           | Ace           | 0.998                   | 0.08     | 0.00               | 2.76          | 96.00        |
| Fluorene               | Flu           | 0.997                   | 0.09     | 0.01               | 3.65          | 95.00        |
| Phenanthrene           | Phe           | 0.999                   | 0.09     | 0.01               | 3.08          | 93.67        |
| Anthracene             | Anthr         | 0.998                   | 0.08     | 0.01               | 3.02          | 95.67        |
| Fluoranthene           | Flt           | 0.995                   | 0.09     | 0.00               | 2.81          | 94.00        |
| Pyrene                 | Pyr           | 0.993                   | 0.08     | 0.00               | 2.47          | 93.33        |
| Benz(a)anthracene      | BaA           | 0.992                   | 0.07     | 0.00               | 1.63          | 93.67        |
| Chrysene               | Chr           | 0.998                   | 0.07     | 0.00               | 0.63          | 91.67        |
| Benzo(b)fluoranthene   | BbF           | 0.997                   | 0.07     | 0.00               | 1.19          | 97.33        |
| Benzo(k)fluoranthene   | BkF           | 0.998                   | 0.06     | 0.00               | 1.26          | 91.33        |
| Benzo(a)pyrene         | BaP           | 0.989                   | 0.05     | 0.00               | 1.61          | 94.67        |
| Indeno(1,2,3-cd)pyrene | IcdP          | 0.991                   | 0.07     | 0.00               | 2.18          | 95.67        |
| Dibenzo(a,h)anthracene | DahA          | 0.997                   | 0.06     | 0.00               | 1.23          | 93.67        |
| Benzo(ghi)perylene     | BghiP         | 0.998                   | 0.07     | 0.00               | 1.88          | 92.00        |

그래피/질량분석법 (ES 01802.1a, 2021)에 따라 수행하였다. 시료가 채취된 필터는 가속용매추출기 (ASE-350, Thermo, USA)를 이용하여 다이클로로메테인과 아세톤(1 : 1, v/v) 혼합용액을 용매로 100°C, 1700 psi 조건에서 5분 동안 1회 추출하였다. 추출된 용액은 질소 농축기(Turbo storm, Scinco, Korea)를 이용하여 40°C에서 1 mL 정도가 될 때까지 농축을 시킨다.

PAHs 분석시 GC/MS(6890N GC/5975B MSD, Agilent, USA)를 사용하여 PAHs 16종을 정성 및 정량 분석하였다. 분석 조건은 Table 2에 나타내었다. GC 컬럼은 DB-5MS (30 m × 250 nm × 0.25 μm)를 사용하였다. GC oven의 온도 조건은 초기온도를 80°C로 3분간 유지한 후 300°C까지 10°C/min로 증가시키고, 최종온도에서 5분간 유지시켰다. 선택 이온 모니터링 (Selective Ion Monitoring, SIM) 방법으로 분석대상 이온을 검출하였다.

PAHs 분석결과에 대한 정도관리를 위해 방법검출한계, 정밀도와 정확도를 Table 3에 나타내었다. PAHs의 머무름 시간에 대해 상대표준편차(Relative Standard Deviation, RSD)는 0.1% 이하를 우수한 재현성을 보였다. 방법검출한계(Method Detection Limit, MDL)

는 분석대상물질 각 0.2 ng의 표준 용액을 7번의 분석을 수행하였고, 0.05 ng ~ 0.09 ng로 분석되었다. 분석대상물질 정밀도는 5% 이내였으며, 정확도는 91.3% ~ 98.0%로 나타났다. 검정곡선은 표준물질농도 0.2 ng ~ 4.0 ng 범위에서 작성하였으며, 직선성 평가 결과 결정계수( $R^2$ ) 0.98 이상으로 나타났다.

### 2.3. 통계분석

본 연구에서는 PAHs의 발생원 특성을 파악하기 위해서 SPSS 20.0 (SPSS INC., USA)을 사용하여 주성분분석(Principle Component Analysis, PCA)을 하였다. 인자에 대한 물리적 해석을 용이하기 위해 베리맥스 회전법을 이용하였다.

### 2.4. 위해성평가

발암 위해도를 정량적으로 평가하기 위해 PM-10에 함유한 PAHs를 대상으로 위해성 평가를 실시하였다. 인체에 발암 물질의 노출량 정도에 따라서 인체 발암 가능성을 예측하였으며, 발암물질의 위해성은 다음과 같이 식(1), (2)로 계산하였다(De Pieri et al., 2014; Jamhari et al., 2014).

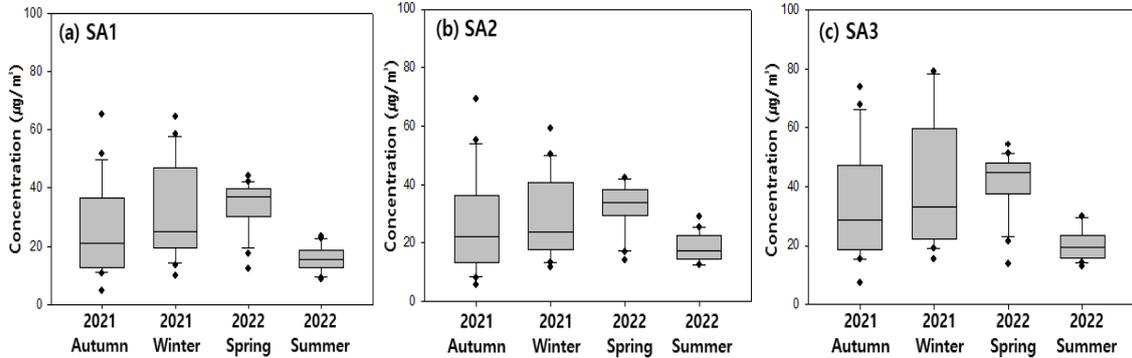


Fig. 2. Seasonal variation in mass concentration (ug/m³) of PM-10 in sampling sites.

$$LADD = (C_i \times IR \times ED \times EF) / (BW \times AT) \quad (1)$$

$$ILCR = LADD \times CSF \quad (2)$$

여기서, LADD는 평생일일평균노출량(Lifetime average daily dose, mg/kg/day),  $C_i$ 는 독성등가농도(BaP equivalent concentration, ng/m³), IR은 공기흡입율(Inhalation Rate, m³/hr), ED는 노출기간(Exposure Duration, year), EF는 노출빈도(Exposure Frequency, days/year), BW는 체중(Body Weight, kg), AT은 평균수명(Average time, days)이다. ILCR은 발암물질 위해성(Incremental Lifetime Cancer Risk)이다. CSF는 발암기율기인자(Cancer Slope Factor, kg·day/mg)로 3.14 kg·day/mg 계수를 사용하였다(Chen and Liao, 2006). U.S. EPA(1991)의 노출 매개변수에 따라 ED는 70 year, EF는 350 days/year으로 가정하여 평가하였다.

### 3. 결과 및 고찰

#### 3.1. 미세먼지 농도 경향

조사지점에서 PM-10 농도 분포를 Fig. 2에 나타내었다. 지점별 비교에서는 공업(SA3)이 가장 높고(연평균  $34 \pm 17 \text{ ug/m}^3$ ), 그 다음으로 녹지(SA1)  $27 \pm 14 \text{ ug/m}^3$ , 주거(SA2)  $26 \pm 13 \text{ ug/m}^3$  순으로 나타났다. 녹지(SA1)과 주거(SA2)에서는 미세먼지 평균 농도 수준이 비슷한 것과는 달리 지점 공업(SA3)만 차이를 나타낸 점으로 미루어 볼 때 공업지역에 위치한 측정지점 인근의 국지적 오염원의 영향이 컸을 것으로 판단된다.

PM-10 농도 경향은 봄철, 겨울철, 가을철, 여름철

순이었으며, 봄철 평균농도는 지점에 따라 여름철의 1.7 ~ 2.1배 정도 높게 나타났다. 일반적으로 겨울철과 봄철에는 난방 등으로 인한 연소 발생량의 증가와 황사의 영향 등으로 PM-10 농도가 높아질 수 있다. 특히 겨울철에 대기가 안정해지는 경향 때문에 대기 중 입자상 물질의 체류시간이 길어져 농도가 높게 나타날 수 있다(Lee et al., 2011; Kim et al., 2013).

각 지점의 PM-10 농도 수준이 가장 차이가 많이 나는 겨울철의 경우 공업(SA3)의 PM-10 농도는  $40 \pm 21 \text{ ug/m}^3$ 로, 녹지(SA1)  $31 \pm 16 \text{ ug/m}^3$ , 주거(SA2)  $28 \pm 14 \text{ ug/m}^3$  보다 약 1.3 ~ 1.4배 높은 수준이었다. 공업지역에서의 야적장 등에서 재비산되는 먼지의 기여도가 클 것으로 추정되며, 특히 겨울철에는 풍속이 강할수록 야적장이나 지면에 침적한 먼지가 재비산되어 공업지역에서는 미세먼지 농도가 오히려 상승한다는 보고한 바 있다(Choi and Baek, 2016).

#### 3.2. PAHs 농도 분포

##### 3.2.1. PAHs 지역별 분포

세 지점에서 조사된 16종의 PAHs 농도 결과를 Table 4에 나타내었다. 총 PAHs (T-PAHs)의 평균값은 녹지(SA1)과 주거(SA2) 지점이 유사한 수준인  $6.90 \pm 2.41 \text{ ng/m}^3$  (3.37 ~ 13.12 ng/m³)과  $6.74 \pm 2.38 \text{ ng/m}^3$  (3.46 ~ 16.20 ng/m³)이었고, 공업(SA3)이 두 지점보다 약 1.4배 정도 되는  $9.75 \pm 6.51 \text{ ng/m}^3$  (1.60 ~ 34.03 ng/m³)이었다.

공업지역은 나머지 녹지지역과 주거지역들과 유의적인 차이가 있는 것으로 나타났다. 녹지(SA1)과 주거

**Table 4.** Concentration of selected PAHs (ng/m<sup>3</sup>) in samples of PM-10 from sampling sites

| PAHs   | SA1(n=84) |      |       | SA2(n=84) |      |       | SA3(n=84) |      |       |
|--------|-----------|------|-------|-----------|------|-------|-----------|------|-------|
|        | Ave. ±SD  | Min. | Max.  | Ave. ±SD  | Min. | Max.  | Ave. ±SD  | Min. | Max.  |
| Nap    | 0.15±0.17 | N.D. | 1.43  | 0.15±0.13 | N.D. | 0.77  | 0.13±0.10 | N.D. | 0.39  |
| Acy    | 0.19±0.11 | N.D. | 0.47  | 0.19±0.10 | N.D. | 0.50  | 0.29±0.53 | N.D. | 3.35  |
| Ace    | 0.34±0.39 | 0.05 | 2.22  | 0.31±0.31 | N.D. | 1.54  | 0.48±0.77 | N.D. | 5.82  |
| Flu    | 0.30±0.49 | 0.10 | 3.73  | 0.28±0.38 | 0.09 | 2.67  | 0.25±0.37 | N.D. | 3.35  |
| Phen   | 0.61±0.76 | 0.20 | 4.73  | 0.54±0.71 | N.D. | 4.09  | 0.49±0.34 | 0.06 | 2.19  |
| Anthr  | 0.26±0.12 | N.D. | 0.68  | 0.25±0.11 | N.D. | 0.51  | 0.26±0.11 | N.D. | 0.51  |
| Flt    | 0.52±0.34 | N.D. | 1.65  | 0.45±0.26 | N.D. | 1.42  | 0.64±0.43 | N.D. | 1.67  |
| Pyr    | 0.45±0.25 | N.D. | 1.12  | 0.40±0.20 | N.D. | 1.03  | 0.57±0.36 | N.D. | 1.53  |
| BaA    | 0.46±0.21 | N.D. | 1.15  | 0.45±0.19 | N.D. | 0.92  | 0.66±0.51 | N.D. | 2.74  |
| Chry   | 0.45±0.20 | N.D. | 0.93  | 0.44±0.18 | N.D. | 0.86  | 0.69±0.50 | N.D. | 2.35  |
| BbF    | 0.80±0.56 | N.D. | 2.44  | 0.82±0.63 | N.D. | 3.75  | 1.57±1.76 | N.D. | 9.13  |
| BkF    | 0.41±0.17 | N.D. | 0.94  | 0.41±0.18 | N.D. | 0.97  | 0.58±0.36 | N.D. | 1.85  |
| BaP    | 0.51±0.22 | 0.11 | 1.15  | 0.53±0.24 | N.D. | 1.60  | 0.79±0.68 | 0.12 | 3.48  |
| Ind    | 0.67±0.32 | 0.29 | 2.31  | 0.68±0.34 | N.D. | 2.08  | 1.13±0.95 | 0.34 | 5.49  |
| DBahA  | 0.35±0.10 | 0.21 | 0.67  | 0.35±0.10 | 0.21 | 0.67  | 0.43±0.16 | 0.23 | 1.12  |
| BghiP  | 0.45±0.27 | N.D. | 1.42  | 0.48±0.30 | N.D. | 1.70  | 0.80±0.72 | N.D. | 3.82  |
| T-PAHs | 6.90±2.41 | 3.37 | 13.12 | 6.74±2.38 | 3.46 | 16.20 | 9.75±6.51 | 1.60 | 34.03 |
| C-PAHs | 3.64±1.50 | 1.40 | 8.97  | 3.69±1.60 | 1.19 | 10.65 | 5.84±4.74 | 1.26 | 25.42 |

(SA2) 두 지역의 PAHs 농도 변화 추이를 조사한 결과 비교적 비슷한 경향을 보였다. 이와 같은 현상은 주로 측정 지역에서 미세먼지에 영향을 미치는 주요 오염원의 분포가 비슷하기 때문으로 판단된다.

Lee et al.(2018)이 선행 연구한 울산의 주거지역과 공업지역에서 PAHs 농도가 각각 0.66 ng/m<sup>3</sup>, 0.86 ng/m<sup>3</sup>로 본 연구결과보다 낮은 농도를 보였으나 공업지역이 석유화학단지주 주거지역보다 PAHs 농도가 더 높은 수준으로 보여 지역별 경향성은 비슷하였다. 또한 Hong et al.(2009)의 서울 도심 지역의 입자상 PAHs 평균 농도는 19.92±18.49 ng/m<sup>3</sup>로 약 2 ~ 3배 정도 높은 것으로 조사되었으며, 이는 PAHs 농도가 겨울철 난방기간과 화석 연료의 사용량에 가장 밀접한 관계가 있는 것으로 판단하였다.

다른 외국 도시에서의 연구 결과와 비교해서 미국의 볼티모어 1.59 ng/m<sup>3</sup>, 이탈리아의 나폴리 2.19 ng/m<sup>3</sup> 보다 높았으며 태국 치앙마이 25±10 ng/m<sup>3</sup>, 중국 광저우 23.7 ng/m<sup>3</sup> 보다 낮았다. 또한 말레이시아 쿠알라룸푸르 6.28±4.35 ng/m<sup>3</sup>와 유사한 수준이었다(Dachs et al., 2002; Omar et al., 2002; Li et al., 2006;

Wiriya et al., 2013; Di Vaio et al., 2016).

U.S. EPA(2005) PAHs 16종 중 발암성 PAHs 7종 (BaA, Chry, BbF, BkF, BaP, Ind, DBahA)의 농도 합을 C-PAHs으로 나타냈으며, C-PAHs의 경우 공업(SA3) 지점에서 5.84±4.74 ng/m<sup>3</sup>로 가장 높은 농도를 나타내었고, 나머지 지점에서는 3.64 ~ 3.69 ng/m<sup>3</sup> 분포를 보였다. T-PAHs 대비 C-PAHs 비율은 53% ~ 60%로 인체발암 물질 비율이 50% 이상을 차지하였다.

유럽연합에서는 PAHs의 중 발암성이 가장 높은 BaP 물질을 관리하고 있으며 연평균 1 ng/m<sup>3</sup>을 대기환경기준으로 채택하고 있다(European Union, 2018). BaP의 평균농도는 녹지(SA1) 0.51±0.22 ng/m<sup>3</sup>, 주거(SA2) 0.53±0.24 ng/m<sup>3</sup>, 공업(SA3) 0.79±0.68 ng/m<sup>3</sup>으로 모든 지점에서 EU 환경기준보다 0.5 ~ 0.8배로 낮게 나타났다. 하지만 공업(SA3) 지점 BaP의 최고 농도가 3.48 ng/m<sup>3</sup>로 기준과 비교하여 3.5배 정도로 다른 두 지점보다 높게 나타났다.

각 지점에서 벤젠 고리 환별 PAHs의 분율을 Fig. 3에 나타내었다. PAHs의 16종을 방향족 고리의 수에 따라 2-ring (Nap), 3-ring (Acy, Ace, Flu, Phen,

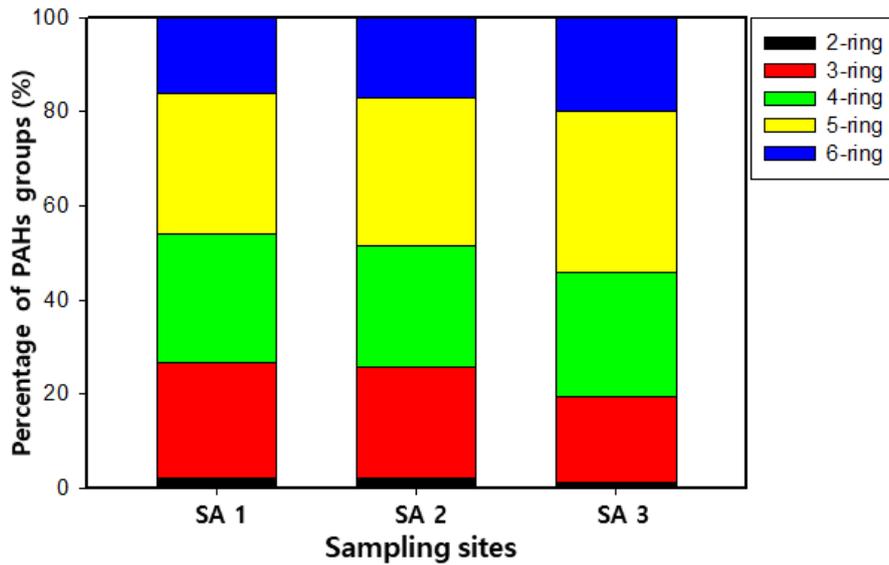


Fig. 3. Ring number distribution of PAHs in sampling sites.

Anthr), 4-ring (Flt, Pyr, BaA, Chry), 5-ring (BbF, BkF, BaP, DBahA), 6-ring (Ind, BghiP)의 5개 그룹으로 분류하였다(Kaur et al., 2013). 녹지(SA1)에서 PAHs의 분율은 5-ring (29.8%)이 가장 높게 보였으며 4-ring (27.2%) > 3-ring (24.6%) > 6-ring (16.2%) > 2-ring (2.1%) 순으로 보였다. 녹지(SA2) 5-ring 31.4%, 공업(SA3) 5-ring 34.5%로 모든 지점에서 벤젠 고리 5개인 PAHs가 가장 높은 분포를 보였습니다.

일반적으로 벤젠고리 2 ~ 3개인 PAHs를 저분자 PAHs, 4 ~ 6개인 PAHs를 고분자 PAHs로 분류하였다. 각 지점에서 저분자 PAHs는 19.5 ~ 26.7%를 보였으며, 반면 고분자 PAHs의 73.2 ~ 80.5% 범위를 차지하였다. 고분자 PAHs의 높은 비율의 원인이 자동차 등의 화석연료와 유류의 사용 시 고온의 연소과정에서 발생한 것으로 보여진다(Moon et al., 2008; Tobiszewski and Namiesnik, 2012).

### 3.2.2. PAHs 계절별 변화

측정지점의 PAHs 농도를 계절별로 Fig. 4에 나타내었다. 녹지(SA1)에서는 2021년 겨울철에 가장 높은 농도 ( $8.56 \pm 2.29 \text{ ng/m}^3$ )를 나타냈고, 2021년 가을철 ( $8.24 \pm 2.10 \text{ ng/m}^3$ )에 그 다음으로 높았으며, 2022년 여름철에 가장 낮은 농도 ( $4.63 \pm 0.56 \text{ ng/m}^3$ )를 보였

다. 주거(SA2)도 겨울철에 가장 높은 농도 ( $8.35 \pm 2.70 \text{ ng/m}^3$ )를 나타냈다. 또한 공업(SA3)에서도 겨울철에 가장 높은 농도 ( $12.68 \pm 5.50 \text{ ng/m}^3$ )를 보였다. 지점별로 비교한 결과 공업(SA3)에서 가을과 겨울철에 다른 두 지점보다 PAHs 농도가 약 1.4 ~ 1.5 배 높은 것으로 조사되었다.

세 지점에서 PAHs는 겨울철에 가장 높은 농도를 보이며 가을철 > 봄철 > 여름철의 순으로 낮아지고 있다. 반면에 PM-10은 봄철 > 겨울철 > 가을철 > 여름철의 순으로 나타났다. PM-10과는 달리 이 지역의 PAHs 농도에 영향을 주는 인자는 연료 사용량의 변화, 차량운행, 계절별 주풍향의 변화 등 매우 다양할 것으로 판단된다.

세 지역 모두가 가을, 겨울철에 농도가 높고 봄, 여름철에 농도가 낮아지는 현상을 보였으며 다른 연구결과와 유사한 결과를 보여주었다(Brown et al., 2013; Albuquerque et al., 2016). 또한 PAHs 농도의 동고하지 현상은 북반구의 온대지방에서는 일반적인 현상으로 다른 문헌에서도 빈번하게 나타나는 결과이다(Lee et al., 2011; Kim et al., 2013). 이와 같이 겨울철에 PAHs 농도가 상승하는 주된 요인은 겨울철 난방용 화석연료 사용량의 증가, 대기가 정체되고 안정화되는 현상, 증기상물질의 입자로의 변환이 가속화되는 현상(Offenberg and Baket, 1999), 그리고 경유 차량의

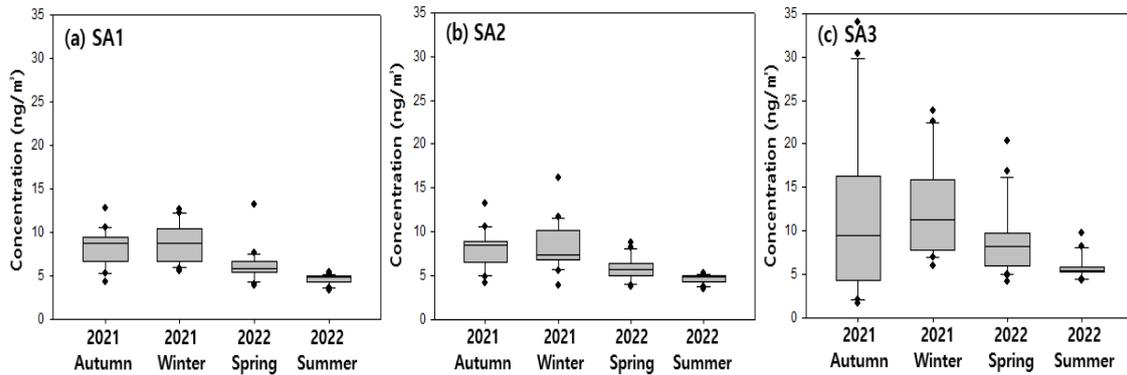


Fig. 4. Seasonal variation in mass concentration ( $\text{ng}/\text{m}^3$ ) of PAHs in sampling sites.

겨울철 냉간 시동(Cold start)로 인한 불완전 연소생성물의 발생량이 증가하는 현상 등을 들 수 있다(Weilman et al., 2009). 반면에 여름에 입자상 PAHs의 농도가 낮은 이유는 높은 기온과 많은 일사량으로 인해 열 및 광분해가 촉진될 뿐만 아니라, 분자량이 작은 PAHs가 입자상 보다는 기체상으로 존재하는 비율이 높기 때문이다. 또한 여름철에 시료채취기간 중 누적 강수량이 가장 많았으며 잦은 호우로 인해 대기 중의 오염물질이 씻겨 제거되기 때문이다(Kaupf and McLachlan, 1999).

### 3.3. PAHs 발생원 평가

#### 3.3.1. PAHs 성분 비율

PAHs 성분들은 발생원별로 이성질체 성분들의 분포 비율이 달라지는 특징을 보인다. 본 연구에서는 PAHs 성분비를 이용하여 지점별로 발생원 특성을 살펴보았다(Fig. 5).

PAHs 성분들 중 Flt/(Flt+Pyr)는 0.4 미만이면 원유 자체에서 배출, 0.4 ~ 0.5 범위는 석유 연소, 0.5 보다 크면 바이오매스와 석탄 연소로 보며, Anthr / (Anthr + Phen) 경우에는 0.1 미만이면 원유 자체에서 배출, 0.1 이상이면 바이오매스와 화석연료 연소에 의한 영향으로 보고되고 있다. BaA/(BaA+Chry)는 0.2 ~ 0.35 범위는 유류 및 화석연료 연소, 0.35 보다 크면 바이오매스와 화석연료의 연소, 또한 0.38 ~ 0.64 범위는 디젤 자동차에서 배출, 0.22 ~ 0.55 범위는 가솔린 자동차에 의한 영향으로 보고 있다. Ind/(Ind+BghiP)는 0.2 보다 작으면 원유 자체에서 배출, 0.2 ~ 0.5 범위는

석유 연소, 0.5 보다 크면 바이오매스와 석탄 연소에 의한 영향으로 보고 있다(Yunker et al., 2002; Tobiszewski et al., 2012; Li et al., 2016).

Fig. 5(a)에서 Flu/(Flu+Pyr)는 녹지(SA1) 0.40 ~ 0.60, 주거(SA2) 0.45 ~ 0.58, 공업(SA3) 0.46 ~ 0.58 범위로 세 지점 모두 비슷한 분포를 보였으며, 석유와 바이오매스, 석탄 연소의 영향이 지배적으로 나타났다. Anthr/(Anthr+Phen)도 역시 세 지점 모두 구분 없이 0.18 ~ 0.58의 범위로 바이오매스와 화석연료 연소의 경향을 보여주었다. Fig. 5(b)에서 BaA/(BaA+Chry)는 녹지(SA1) 0.37 ~ 0.68, 주거(SA2) 0.40 ~ 0.68, 공업(SA3) 0.38 ~ 0.65 범위를 나타냈으며, Ind / (Ind + BghiP)는 녹지(SA1) 0.51 ~ 0.65, 주거(SA2) 0.51 ~ 0.65, 공업(SA3) 0.49 ~ 0.66의 범위를 보였다. 세 지점 모두 바이오매스, 석탄, 석유 연소와 자동차 배출의 영향을 보였다.

PAHs 성분 비율을 이용한 발생원 평가결과 세 지점에 대한 PAHs의 배출 특성이 뚜렷한 차이를 보이지 않았고, 대부분 바이오매스와 석탄, 석유 등 화석연료의 연소에 의한 영향으로 판단된다. Lim et al.(2016)의 연구에서도 서울시 대기 중 PAHs의 발생원이 바이오매스와 석탄, 석유 등 화석연료 연소의 영향으로 보인다는 연구결과와 유사하였다.

#### 3.3.2. PAHs 주성분 분석

PCA 통계분석기법을 적용하여 대기 중 PAHs에 대한 발생원을 추정하였다. Table 5에서 조사 지역의 PAHs 주성분 분석 결과를 나타내었다.

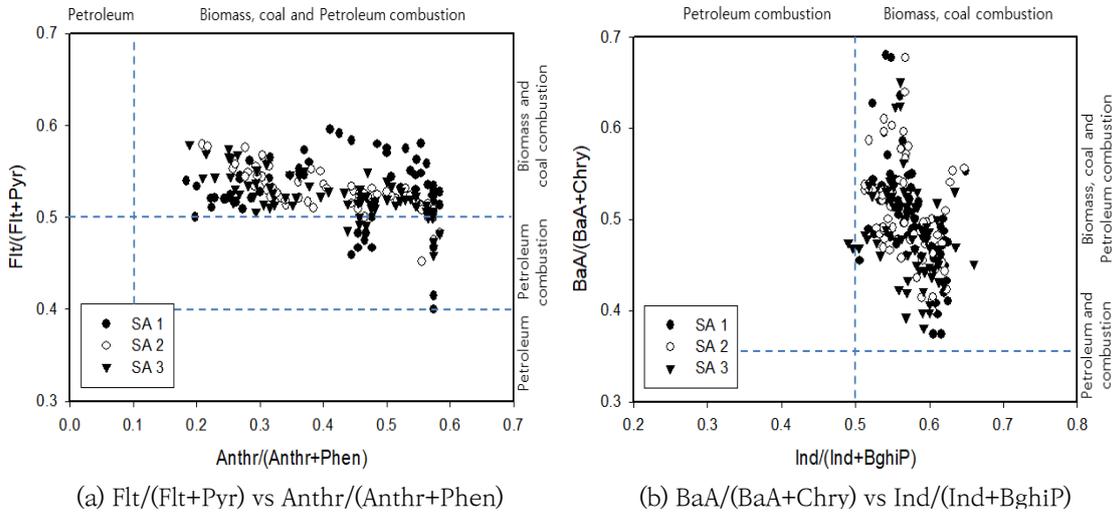


Fig. 5. Diagnostic ratios for the sources of PAHs.

녹지(SA1) 지점의 경우 인자 1은 전체 PAHs의 44.7%, 인자 2는 19.9%, 인자 3은 12.9%를 설명해주는 것으로 조사되었다. 인자 1에는 Flt, Pyr, BaA, Chry, BbF, BkF, BaP, Ind, BghiP 등으로 석탄 연소와 자동차 연소 영향이 높게 나타났다(Sadiktsis et al., 2012; Chen et al., 2013). 요인 2에서는 Ace, Flu, Phen 성분이 높은 값을 보였으며, 이는 바이오매스 연소로 판단된다(Kong et al., 2013; Chen et al., 2017). 요인 3의 Nap, Acy, Anthr 성분은 천연가스 연소에서 높게 검출된다(Lee and Kim, 2007). 주거(SA2) 지점의 인자 1은 전체의 약 38.4%의 분산을 가지며, 녹지(SA1)의 발생원과 비슷한 경향을 보였다. 요인 2에서는 Acy, Anthr 성분은 천연가스 연소, 요인 3은 바이오매스의 연소로 판단된다. 공업(SA3) 지점의 경우 인자 1에서는 약 54.8%로 분산을 가지며, 자동차 배출의 지표인 BghiP과 디젤엔진의 지표로 사용되는 Ind 성분이 높은 값을 보여 자동차 배출의 영향으로 보여진다(Lee et al., 2006). 인자 2에는 바이오매스 연소로 판단된다.

PAHs 성분비율과 주성분 분석을 통한 발생원 평가결과 바이오매스와 화석연료(석탄과 천연가스) 연소, 자동차 배기가스 영향으로 나타났다. 시료채취 장소의 주변으로 도로변과 음식점 및 아파트 주거단지 등이 밀집한 위치에 있어 자동차 배출가스, 음식조리 및 겨울철에 난방용 화석연료 사용의 증가했기 때문으로 여겨진다

(Lim et al., 2016).

### 3.4. PAHs 위해성 평가

#### 3.4.1. PAHs 독성등가농도 평가

PAHs의 유해성 정도를 평가하기 위하여 Nisbet and LaGoy(1992)가 제시한 BaP을 기준으로 각 PAHs 화합물에 대한 상대적인 발암성을 독성등가계수(Toxic equivalency factors, TEFs)를 이용하여 독성등가농도(Toxic equivalent, TEQ)를 산출하였다. 본 연구에서 16종 PAHs 각각의 측정 평균 농도를 TEFs와 곱하여 TEQ의 결과를 Table 6에 나타내었다.

각 지점별로 계산된 총 TEQ (T-TEQ) 값은 공업(SA3) 지점에서 1.63 ng/m<sup>3</sup>로 가장 높고, 주거(SA2) 1.13 ng/m<sup>3</sup>, 그리고 녹지(SA1) 1.10 ng/m<sup>3</sup> 순이었다. 이는 공업지역에서 유해성이 높은 입자상 PAHs의 농도가 다른 두 지역에 비해 높았기 때문이며, 또한 다른 지점의 PAHs에 비해 BaP의 농도가 높아 이와 같은 결과를 나타낸 것이다. 선행 연구 결과와 비교해 보면 가나 쿠마시 (0.3 ng/m<sup>3</sup>) 보다 높게 나왔으며 이탈리아 그리스 (1.5 ng/m<sup>3</sup>)와 비슷한 수준이었고 중국 난징 (8.23 ng/m<sup>3</sup>) 보다 약 5.1 ~ 7.5배 낮게 나왔습니다 (Bortey-Sam et al., 2015; Manoli et al., 2016; Liu et al., 2019).

T-TEQ값의 각 개별 PAHs의 중 BaP 비율이 47.11%

**Table 5.** The factor loadings after PCA varimax-rotation at the study areas

| PAHs         | SA1                                     |                        |                           | SA2                                     |                           |                        | SA3                                     |                        |                           |
|--------------|---|------------------------|---------------------------|---|---------------------------|------------------------|---|------------------------|---------------------------|
|              | PC1                                     | PC2                    | PC3                       | PC1                                     | PC2                       | PC3                    | PC1                                     | PC2                    | PC3                       |
| Nap          | -0.251                                  | 0.552                  | <b>0.562</b>              | -0.454                                  | 0.277                     | <b>0.698</b>           | -0.218                                  | 0.122                  | <b>0.894</b>              |
| Acy          | 0.482                                   | -0.143                 | <b>0.750</b>              | 0.173                                   | <b>0.908</b>              | -0.017                 | 0.251                                   | -0.113                 | 0.043                     |
| Ace          | 0.094                                   | <b>0.728</b>           | 0.048                     | 0.377                                   | -0.025                    | <b>0.739</b>           | 0.358                                   | 0.267                  | 0.315                     |
| Flu          | -0.320                                  | <b>0.768</b>           | -0.098                    | -0.300                                  | -0.316                    | <b>0.825</b>           | -0.176                                  | <b>0.859</b>           | 0.011                     |
| Phen         | -0.241                                  | <b>0.862</b>           | -0.135                    | -0.130                                  | -0.403                    | 0.734                  | 0.104                                   | <b>0.930</b>           | -0.087                    |
| Anthr        | 0.166                                   | -0.143                 | <b>0.736</b>              | 0.005                                   | <b>0.925</b>              | -0.149                 | 0.173                                   | -0.390                 | <b>0.711</b>              |
| Flt          | <b>0.738</b>                            | -0.070                 | 0.269                     | <b>0.573</b>                            | 0.533                     | -0.142                 | <b>0.835</b>                            | 0.055                  | 0.289                     |
| Pyr          | <b>0.817</b>                            | -0.117                 | 0.307                     | <b>0.615</b>                            | 0.578                     | -0.145                 | <b>0.884</b>                            | 0.037                  | 0.251                     |
| BaA          | <b>0.883</b>                            | -0.283                 | 0.172                     | <b>0.771</b>                            | 0.486                     | -0.309                 | <b>0.938</b>                            | -0.091                 | -0.033                    |
| Chry         | <b>0.842</b>                            | -0.172                 | 0.375                     | <b>0.626</b>                            | 0.654                     | -0.129                 | <b>0.970</b>                            | -0.023                 | 0.117                     |
| BbF          | <b>0.975</b>                            | -0.035                 | -0.095                    | <b>0.968</b>                            | 0.154                     | -0.039                 | <b>0.977</b>                            | 0.008                  | -0.162                    |
| BkF          | <b>0.831</b>                            | -0.313                 | 0.358                     | <b>0.727</b>                            | 0.615                     | -0.205                 | <b>0.966</b>                            | -0.143                 | 0.089                     |
| BaP          | <b>0.932</b>                            | 0.082                  | 0.021                     | <b>0.911</b>                            | 0.110                     | 0.171                  | <b>0.969</b>                            | 0.013                  | -0.150                    |
| Ind          | <b>0.753</b>                            | 0.456                  | -0.337                    | <b>0.887</b>                            | -0.102                    | 0.399                  | <b>0.932</b>                            | 0.059                  | -0.220                    |
| DBahA        | 0.060                                   | <b>0.722</b>           | -0.140                    | 0.204                                   | -0.053                    | <b>0.788</b>           | <b>0.717</b>                            | 0.183                  | -0.419                    |
| BghiP        | <b>0.936</b>                            | -0.120                 | 0.025                     | <b>0.916</b>                            | 0.281                     | -0.070                 | <b>0.973</b>                            | -0.065                 | -0.070                    |
| Variance (%) | 44.7                                    | 19.9                   | 12.9                      | 38.4                                    | 23.8                      | 20.5                   | 54.8                                    | 12.1                   | 11.6                      |
| Source       | vehicle<br>emission, coal<br>combustion | bio mass<br>combustion | natural gas<br>combustion | vehicle<br>emission, coal<br>combustion | natural gas<br>combustion | bio mass<br>combustion | vehicle<br>emission, coal<br>combustion | bio mass<br>combustion | natural gas<br>combustion |

~ 48.46%로 가장 높게 나타났으며 PAHs의 독성 평가하는데 중요한 물질임을 알 수 있었다. 각 지점에서 발암 가능물질 PAHs (C-PAHs)의 독성등가농도가 전체의 99% 이상을 차지하였다. 따라서 이 연구에서 측정된 16종 PAHs 만을 고려할 때, PM-10 중에 함유된 PAHs에 대한 발암 가능성을 평가에서 건강 위해도는 공업지역 > 주거지역 > 녹지지역 순인 것으로 나타났다.

#### 3.4.2. PAHs 발암 위해도

PAHs의 유해성을 평가하기 위해 개인의 흡입률과 체중은 평생 동안 변할 수 있기 때문에 연령대별로 계산하였다. 연령대별 및 지점별의 PAHs의 유해성 평가를 Table 7에 나타내었다. 녹지(SA1) 지점에서의 위험 수준 범위는  $3.67E-8 \sim 5.88E-7$ , 주거(SA2)는  $3.75E-8 \sim 6.02E-7$ , 공업(SA3)은  $5.42E-8 \sim 8.69E-7$ 이었다. 전반적으로 공업지역의 위해도가 녹지 및 주거지역의 위해도에 비해 상대적으로 높았다. 세 지점의 모든 연령대에서 발암성 PAHs의 유해성 평가 결과가 US

EPA(2005)에서 제안한 허용 수준인  $1E-6 \sim 1E-4$ 보다 낮은 수치를 보였으므로 인체에 심각한 영향은 없을 것으로 판단된다.

연령대별 발암 위해도 위험 수준을 보면 녹지지역에서는 성인 ( $5.88E-7$ ) > 유아 ( $1.43E-7$ ) > 청소년 ( $1.18E-7$ ) > 아동 ( $1.10E-7$ ) > 영아 ( $3.67E-8$ ) 순으로 나타났다. 주거와 공업지역에서도 연령대별 순서는 녹지지역과 같았다. 연령대에서 성인이 위험 수준이 가장 높았으며, 이는 발암물질에 노출된 성인이 젊은 연령층보다 더 오랜 기간 동안 노출되었기 때문으로 판단된다 (Sulong et al., 2019).

광주지역에서 미세먼지 중의 PAHs의 위해도는 녹지 및 주거지역보다 산업단지에서 높게 나타났다. 조사 지점에서 발암 위해도는 미국 EPA 기준치 이하였으나, 산업단지 등 고농도 유해대기오염물질에 오래 노출되는 지역에서는 위해도가 기준치를 초과할 수 있으므로 지속적인 모니터링이 필요한 것으로 사료된다.

**Table 6.** TEQ concentrations (ng/m<sup>3</sup>) of PAHs at sampling sites

| PAHs            | TEFs  | Toxic equivalent (TEQ) |        |        |
|-----------------|-------|------------------------|--------|--------|
|                 |       | SA1                    | SA2    | SA3    |
| Nap             | 0.001 | 0.0001                 | 0.0002 | 0.0001 |
| Acy             | 0.001 | 0.0002                 | 0.0002 | 0.0003 |
| Ace             | 0.001 | 0.0003                 | 0.0003 | 0.0005 |
| Flu             | 0.001 | 0.0003                 | 0.0003 | 0.0002 |
| Phen            | 0.001 | 0.0006                 | 0.0005 | 0.0005 |
| Anthr           | 0.01  | 0.0026                 | 0.0025 | 0.0026 |
| Flt             | 0.001 | 0.0005                 | 0.0005 | 0.0006 |
| Pyr             | 0.001 | 0.0004                 | 0.0004 | 0.0006 |
| BaA             | 0.1   | 0.0462                 | 0.0450 | 0.0656 |
| Chry            | 0.01  | 0.0045                 | 0.0044 | 0.0069 |
| BbF             | 0.1   | 0.0798                 | 0.0824 | 0.1565 |
| BkF             | 0.1   | 0.0406                 | 0.0414 | 0.0575 |
| BaP             | 1     | 0.5077                 | 0.5330 | 0.7918 |
| Ind             | 0.1   | 0.0667                 | 0.0680 | 0.1133 |
| DBahA           | 1     | 0.3496                 | 0.3476 | 0.4287 |
| BghiP           | 0.01  | 0.0045                 | 0.0048 | 0.0080 |
| T-TEQ           | -     | 1.10                   | 1.13   | 1.63   |
| BaP/T-TEQ(%)    | -     | 45.95                  | 47.11  | 48.46  |
| C-PAHs/T-TEQ(%) | -     | 99.12                  | 99.15  | 99.18  |

**Table 7.** Health risk assessment of PAHs by age specific group and sampling areas

| Exposure parameter | Unit                       | Infant        | Toddler        | Children        | Adolescent       | Adult            |
|--------------------|----------------------------|---------------|----------------|-----------------|------------------|------------------|
| Exposure variables |                            | 0 to < 1 year | 1 to < 6 years | 6 to < 12 years | 12 to < 18 years | 18 to < 70 years |
| IR                 | m <sup>3</sup> /day        | 5.4           | 9              | 12              | 15.7             | 15.7             |
| ED                 | Years                      | 1             | 5              | 6               | 6                | 52               |
| EF                 | Days/year                  | 350           | 350            | 350             | 350              | 350              |
| BW                 | kg                         | 7             | 15             | 31.2            | 38               | 66               |
| AT                 | Years                      | 70            | 70             | 70              | 70               | 70               |
| CSF                | kg·day/mg                  | 3.14          | 3.14           | 3.14            | 3.14             | 3.14             |
| Sampling areas     | T-TEQ (pg/m <sup>3</sup> ) | Infant        | Toddler        | Children        | Adolescent       | Adult            |
| LADD(mg/kg/day)    |                            |               |                |                 |                  |                  |
| SA1                | 1104.80                    | 1.17E-8       | 4.54E-8        | 3.49E-8         | 3.75E-8          | 1.87E-7          |
| SA2                | 1131.35                    | 1.20E-8       | 4.65E-8        | 3.58E-8         | 3.84E-8          | 1.92E-7          |
| SA3                | 1633.80                    | 1.73E-8       | 6.71E-8        | 5.16E-8         | 5.55E-8          | 2.77E-7          |
| ILCR               |                            |               |                |                 |                  |                  |
| SA1                |                            | 3.67E-8       | 1.43E-7        | 1.10E-7         | 1.18E-7          | 5.88E-7          |
| SA2                |                            | 3.75E-8       | 1.46E-7        | 1.12E-7         | 1.21E-7          | 6.02E-7          |
| SA3                |                            | 5.42E-8       | 2.11E-7        | 1.62E-7         | 1.74E-7          | 8.69E-7          |

#### 4. 결 론

본 연구에서는 광주지역 대상으로 대기 중 PM-10에 함유된 PAHs의 지역별, 계절별 농도 분포 및 발생원 특성, 발암 위해성을 평가하였다.

- 1) PM-10 농도 경향은 지점별로 공업(SA3)  $34 \pm 17$   $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 가장 높고 녹지(SA1)  $27 \pm 14$   $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 주거(SA2)  $26 \pm 13$   $\mu\text{g}/\text{m}^3$  순이었으며, 계절별로 세 지점 모두 봄철, 겨울철, 가을철, 여름철 순으로 조사되었다.
- 2) PAHs 농도는 녹지(SA1)  $6.91 \pm 2.40$   $\text{ng}/\text{m}^3$ , 주거(SA2)  $6.74 \pm 2.38$   $\text{ng}/\text{m}^3$ , 공업(SA3)  $9.74 \pm 6.51$   $\text{ng}/\text{m}^3$ 으로 공업지역 > 녹지지역 > 주거지역 순으로 나타났다. 환절 PAHs 농도 비율은 벤젠고리 5-ring에서 29.8 ~ 34.5%로 가장 높게 나타났으며 고분자 PAHs 73.2 ~ 80.5%로 PAHs의 대부분을 차지하였다.
- 3) 계절별 PAHs 농도는 세 지점 모두 겨울 > 가을 > 봄 > 여름 순으로 나타나 화석연료의 사용이 증가한 겨울철에 높은 농도를 보였다.
- 4) PAHs 성분비율과 주성분 분석을 통한 PAHs 발생원 평가 결과 화석연료 연소와 자동차 배출가스 영향으로 나타났으며, 연소 기원에 의해 PAHs가 주로 생성된 것으로 확인할 수 있었다.
- 5) PAHs 독성등가농도 TEQ는 녹지(SA1)  $1.10$   $\text{ng}/\text{m}^3$ , 주거(SA2)  $1.13$   $\text{ng}/\text{m}^3$ , 공업(SA3)  $1.63$   $\text{ng}/\text{m}^3$ 으로 공업지역이 다른 지역보다 약 1.5배 정도 높게 나타났으며 발암물질 위해성 위험 수준은  $3.67\text{E}-8$  ~  $8.69\text{E}-7$  범위로 허용 수준 ( $1\text{E}-6$  ~  $1\text{E}-4$ ) 이내로 인체에 심각한 영향은 없을 것으로 확인하였다.

광주지역의 유해대기오염물질 관리를 위해서는 계절별로 동절기와 지역별로 산업단지의 주변 대기질에 더 관심을 기울일 필요가 있으며, 추후 공업지역의 PAHs에 대한 정밀조사와 모니터링으로 효과적인 저감 방안 제시와 체계적인 연구를 지속적으로 수행하여야 할 것으로 판단된다.

#### 감사의 글

본 연구는 2022년 환경부 환경분야 시험검사의 국제적 적합성 기반구축 사업과 광주광역시보건환경연구원 연구역량강화 사업의 지원으로 수행 되었습니다.

#### REFERENCES

- Albuquerque, M., Coutinho, M., Borrego, C., 2016, Long-term monitoring and seasonal analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) measured over a decade in the ambient air of Porto, Portugal, *Sci. Total Environ.*, 543, 439-448.
- Andreou, G., Rapsomanikis, G., 2009, Polycyclic aromatic hydrocarbons and their oxygenated derivatives in the urban atmospheric of Athens, *J. Hazard. Mater.*, 172, 363-373.
- Bhargava, A., Khanna, R., Bhargava, S., Kumar, S., 2004, Exposure risk to carcinogenic PAHs in indoor air during biomass combustion whilst cooking in rural India, *Atmos. Environ.*, 38, 4761-4767.
- Bortey-Sam, N., Ikenaka, Y., Akoto, O., Nakayama, S. M. M., Yohannes, Y. B., Baidoo, E., Mizukawa, H., Ishizuka, M., 2015, Levels, potential sources and human health risk of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in particulate matter (PM<sub>10</sub>) in Kumasi, Ghana, *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 22, 9658-9667.
- Brown, A. S., Brown, R. J. C., Coleman, P. J., Conolly, C., Sweetman, A. J., Jones, K. C., Butterfield, D. M., Sarantaris, D., Donovan, B. J., Roberts, I., 2013, Twenty years of measurement of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in UK ambient air by nationwide air quality networks, *Environ. Sci. Process. Impacts*, 15, 1199-1215.
- Chang, K. F., Fang, G. C., Chen, J. C., Wu, Y. S., 2006, Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Asia: A review from 1999 to 2004, *Environ. Poll.*, 142, 388-396.
- Chen, F., Hu, W., Zhong, Q., 2013, Emissions of particle-phase polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the Fu Gui-shan tunnel of Nanjing, China, *Atmos. Res.*, 24, 53-60.
- Chen, S. C., Liao, C. M., 2006, Health risk assessment on human exposed to environmental polycyclic aromatic hydrocarbons pollution sources, *Sci. Total Environ.*, 366, 112-123.
- Chen, Y., Li, X. H., Zhu, T. L., Han, Y. J., Lv, D., 2017, PM<sub>2.5</sub>-bound PAHs in three indoor and one outdoor air in Beijing: concentration, source and health risk assessment, *Sci. Total Environ.*, 586, 255-264.
- Choi, M. S., Baek, S. O., 2016, Statistical analysis of PM<sub>10</sub> and meteorological data in Pohang, a steel-industrial city, *J. Kor. Soc. Atmos. Environ.*, 32, 329-341.
- Dachs, J., Glenn, T. R., Gigliotti, C. L., Brunciak, P., Totten, L. A., Nelson, E. D., Franz, T. P., Eisenreich,

- S., 2002, Processes driving the short-term variability of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Baltimore and northern Chesapeake Bay atmosphere, USA, *Atmos. Environ.*, 36, 2281-2295.
- De Pieri, S., Arruti, A., Huremovic, J., Sulejmanovic, J., Selovic, A., Đorđević, D., Fernández-Olmo, I., Gambaro, A., 2014, PAHs in the urban air of Sarajevo: levels, sources, day/night variation, and human inhalation risk, *Environ. Monit. Assess.*, 186, 1409-1419.
- Di Vaio, P., Cocozziello, B., Corvino, A., Florino, F., Frecentrese, F., Magli, E., Onorati, G., Saccone, I., Santagada, V., Settimo, G., 2016, Level, potential sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in particulate matter (PM<sub>10</sub>) in Naples, *Atmos. Environ.*, 129, 186-196.
- European Union, 2018, European Union air quality standards, <http://ec.europa.eu/environment/air/quality/standards.htm>.
- Garban, B., Blanchoud, H., Motelay-Massei, A., Chevreuil, M., Ollivon, D., 2002, Atmospheric bulk deposition of PAHs onto France: trends from urban to remote sites, *Atmos. Environ.*, 36, 5395-5403.
- Haha, M., Maharana, D., Kurumisawa, R., Takada, H., Yeo, B., Rodrigues, A., Bhattacharya, B., Kumata, H., Okuda, T., He, K., Ma, Y., Nakajima, F., Zakaria, M., Giang, D., Viet, P., 2017, Seasonal trends of atmospheric PAHs in five Asian megacities and source detection using suitable biomarkers, *Aerosol Air Qual. Res.*, 17, 2247-2262.
- Jamhari, A. A., Sahani, M., Latif, M. T., Chan, K. M., Tan, H. S., Khan, M. F., Tahir, N. M., 2014, Concentration and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in PM<sub>10</sub> of urban, industrial and semi-urban areas in Malaysia, *Atmos. Environ.*, 86, 16-27.
- Kameda, Y., Shirai, J., Komai, T., Nakanishi, J., Masunaga, S., 2005, Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: size distribution, estimation of their risk and their depositions to human respiratory tract, *Sci. Total Environ.*, 340, 71-80.
- Kaupp, H., McLachlan, M. S., 1999, Atmospheric particle size distribution of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PCDD/Fs) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their implications for wet and dry deposition, *Atmos. Environ.*, 33, 85-95.
- Kaur, S., Senthilkumar, K., Verma, V., Kumar, B., Kumar, S., Katnoria, J., Sharma, C., 2013, Preliminary analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons in air particles (PM<sub>10</sub>) in Amritsar, India: sources, apportionment, and possible risk implications to humans, *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 65, 382-395.
- Kim, E. H., Kim, B. U., Kim, H. C., Kim, S. T., 2017, The variability of ozone sensitivity to anthropogenic emissions with biogenic emissions modeled by MEGAN and BEIS3, *Atmosphere*, 8, 187-210.
- Hong, S. B., Kang, C. H., Kim, W. H., Kim, Y. P., Yi S. M., Ghim, Y. S., Song, C. H., Jung, C. H., Hong, J. H., 2009, PAHs concentrations of PM<sub>10</sub> in Seoul metropolitan area, *J. Korean Soc. Atmos. Environ.*, 25, 347-359.
- Kim, I. S., Lee, J. Y., Kim, Y. P., 2013, Impact of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) emissions from North Korea to the air quality in the Seoul Metropolitan area, South Korea, *Atmos. Environ.*, 70, 159-165.
- Kong, S. F., Ji, Y. Q., Li, Z. Y., Lu, B., Bai, Z. P., 2013, Emission and profile characteristic of polycyclic aromatic hydrocarbons in PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> from stationary sources based on dilution sampling, *Atmos. Environ.*, 77, 155-165.
- Lai, Y., Tsai, C., Liang, Y., Chien, G., 2017, Distribution and sources of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons at an industrial region in Kaohsiung, Taiwan, *Aerosol Air Qual., Res.*, 17, 776-787.
- Lee, J. Y., Kim, Y. P., Kang, C. H., Chim, Y. S., 2006, Seasonal trend of particulate PAHs at Gosan, a background site in Korea between 2001 and 2002 and major factors affecting their levels, *Atmos. Res.*, 82, 680-687.
- Lee, J. Y., Kim, Y. P., Kang, C. H., 2011, Characteristics of the ambient particulate PAHs at Seoul, a mega city of Northeast Asia in comparison with the characteristics of a background site, *Atmos. Environ.*, 99, 50-56.
- Lee, S. H., Lee, D. H., Park, K. S., Song, H. M., Yang, Y. C., Lee, K. W., Cho, Y. G., Seo, G. Y., 2016, A Study on characteristics of VOCs in Gwangju using statistical analysis, *J. Korean Soc. Environ. Anal.*, 19, 12-23.
- Lee, S. J., Kim, S. J., Park, M. K., Cho, I. G., Lee, H. Y., Choi, S. D., 2018, Contamination characteristics of hazardous air pollutants in particulate matter in the atmosphere of Ulsan, Korea, *J. Korean Soc. Environ. Anal.*, 21, 281-291.
- Li, X., Kong, S., Yin, Y., Li, L., Yuan, L., Li, Q., Xiao, H., Chen, K., 2016, Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in atmospheric PM<sub>2.5</sub> around 2013 Asian Youth Games period in Nanjing, *Atmos. Res.*, 174/175, 85-96.

- Li, J., Zhang, G., Li, X. D., Qi, S. H., Liu, G. Q., Peng, X. Z., 2006, Source seasonality of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in a subtropical city, Guangzhou, South China, *Sci. Total Environ.*, 355, 145-155.
- Lim, H. B., Kim, Y. P., Lee, J., Y., 2016, Day and night distribution of gas and particle phases polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) concentrations in the atmosphere of Seoul, *J. Kor. Soc. Atmos. Environ.*, 32, 408-421.
- Liu, X., Schnelle-Kreis, J., Schloter-Hai, B., Ma, L., Tai, P., Cao, X., Yu, C., Adam, T., Zimmermann, R., 2019, Analysis of PAHs associated with PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> from different districts in Nanjing, *Aerosol Air Qual. Res.*, 19, 2294-2307.
- Manoli, E., Kouras, A., Karagkiozidou, O., Argyropoulos, G., Voutsas, D., Samara, C., 2016, Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) at traffic and urban background sites of northern Greece: Source apportionment of ambient PAH levels and PAH-induced lung cancer risk, *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 23, 3556-3568.
- Moon, K., Han, J., Ghim, Y., Kim, Y., 2008, Source apportionment of fine carbonaceous particles by positive matrix factorization at Gosan background site in East Asia, *Environ. Int.*, 34, 654-664.
- Offenberg, J. H., Baker, J. E., 1999, Aerosol size distributions of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban and over-water atmospheres, *Environ. Sci. Technol.*, 33, 3324-3331.
- Omar, N. Y. M. J., Abas, M. R. B., Ketuly, K. A., Tahir, N. M., 2002, Concentrations of PAHs in atmospheric particles (PM<sub>10</sub>) and roadside soil particles collected in Kuala Lumpur, Malaysia, *Atmos. Environ.*, 36, 247-254.
- Park, D. Y., Choe, Y. T., Yang, W. H., Choi, K. Y., Lee, C. K., 2021, Seasonal concentration of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in residential areas around petrochemical complexes and risk assessment using Monte-Carlo simulation, *J. Environ. Health Sci.*, 47, 366-377.
- Ramirez, N., Cuadras, A., Rovira, E., Marce, R. M., Borrull, F., 2011, Risk assessment related to atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons in gas and particle phases near industrial sites, *Environ. Health Perspect.*, 119, 1110-1116.
- Ravindra, K., Sokhi, R., Van Gridken, R., 2008, Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: source attribution, emission factors and regulation, *Atmos. Environ.*, 42, 2895-2921.
- Sadiktsis, I., Bergvall, C., Johansson, C., 2012, Automobile tires—A potential source of highly carcinogenic dibenzopyrenes to the environment, *Environ. Sci. Technol.*, 46, 3326-3334.
- Sulong, N. A., Latif, M. T., Sahani, M., Khan, M. F., Fadzil, M. F., Tahir, N. M., Mohamad, N., Sakai, N., Fujii, Y., Othman, M., 2019, Distribution, sources and potential health risks of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in PM<sub>2.5</sub> collected during different monsoon seasons and haze episode in Kuala Lumpur, *Chemosphere*, 219, 1-14.
- Tobiszewski, M., Namieśnik, J., 2012, PAH diagnostic ratios for the identification of pollution emission sources, *Environ. Pollut.*, 162, 110-119.
- U.S. Environmental Protection Agency, 2005, Guidelines for carcinogen risk assessment, EPA / 630 / P-03 / 001F, Washington, D. C., USA.
- U.S. Environmental Protection Agency, 1991, Human health evaluation manual, supplemental guidance: standard default exposure factors, OSWER. Directive 9285.6-03, Washington, D. C., USA.
- Weilenmann, M., Favez, J. Y., Alvarez, R., 2009, Cold-start emissions of modern passenger cars at different low ambient temperatures and their evolution over vehicle legislation categories, *Atmos. Environ.*, 43, 2419-2429.
- Wiriyawong, W., Prapamontol, T., Chantara, S., 2013, PM<sub>10</sub>-bound polycyclic aromatic hydrocarbons in Chiang Mai (Thailand): seasonal variations, source identification, health risk assessment and their relationship to air-mass movement, *Atmos. Res.*, 124, 109-122.
- Yang, T., Hsu, C., Chen, Y., Young, L., Huang, C., Ku, C., 2017, Characteristics, sources, and health risks of atmospheric PM<sub>2.5</sub>-bound polycyclic aromatic hydrocarbons in Hsinchu, Taiwan, *Aerosol Air Qual. Res.*, 17, 563-573.
- Yu, G. H., Park, S. S., Jung, S. A., Jo, M. R., Lim, Y. J., Shin, H. J., Lee, S. B., Ghim, Y. S., 2018, Investigation on characteristics of high PM<sub>2.5</sub> pollution occurred during October 2015 in Gwangju, *J. Korean Soc. Atmos. Environ.*, 34, 567-587.
- Yunker, M. B., Macdonald, R. W., Vingarzan, R., Mitchell, R. H., Goyette, D., Sylvestre, S., 2002, PAHs in the Fraser river basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition, *Org. Geochem.*, 33, 489-515.
- Zhang, Y., Tao, S., 2009, Global atmospheric emission inventory of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) for 2004, *Atmos. Environ.*, 43, 812-819.

- 
- Researcher. Seung-Ho Kim  
Health and Environment Research Institute of Gwangju  
goodone@korea.kr
  - Researcher. Byung-Hoon Park  
Health and Environment Research Institute of Gwangju  
pbhoon1@korea.kr
  - Researcher. Min-Cheol Cho  
Health and Environment Research Institute of Gwangju  
chomc234@korea.kr
  - Researcher. Hye-Yun Na  
Health and Environment Research Institute of Gwangju  
nhy1207@korea.kr

- 
- Researcher. Won-Hyung Park  
Health and Environment Research Institute of Gwangju  
Byeolnim88@korea.kr
  - Director of Environmental Research Department.  
Gwang-Yeob Seo  
Health and Environment Research Institute of Gwangju  
sky521@korea.kr
  - Director of Micro dust Research Division. Se-Heang Lee  
Health and Environment Research Institute of Gwangju  
sehang@korea.kr
  - Professor. Hung-Soo Joo  
Department of Environmental Engineering, Anyang  
University  
hjoo@anyang.ac.kr