

낙동강 하구 인근 해양 퇴적토 중의 PAHs 농도 및 발생원 산정 연구

Distribution and Source Apportionment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Surface Sediments Near Nakdong Estuary

이 준 호¹⁾ · 양 찬 근²⁾ · 한 경 수³⁾ · 이 태 윤[†]

Junho Lee · Changeun Yang · Kyongsoo Han · Taeyoon Lee

Received: August 30th, 2018; Revised: October 16th, 2018; Accepted: December 11th, 2018

ABSTRACT : The main objective of this study was to analyse polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments obtained from near Nakdong estuary, and to estimate ecological risks of PAHs using PAHs concentrations. The main constituents of sediments were SiO₂, Al₂O₃, CaO, Fe₂O₃, and ignition loss of sediments ranged from 2.97% and 8.39%. Total concentrations of PAHs ranged from 128.4 ng g⁻¹ and 507.4 ng g⁻¹, and the major PAHs were 2 ring and 4 ring aromatic hydrocarbons. Each concentrations of PAHs are all below effect range low, which indicated that each PAHs in 8 studying sites show low ecological risk. From M-ERM-Q analyses, M-ERM-Q values of 8 studying sites are below 0.1 indicating low ecological risk. From source apportionment analyses, PAHs come from grass, wood, charcoal combustion for N-1 and N-7, petroleum combustion for N-5 and N-6, petroleum pollution for N-2, N-3, N-4, N-8.

Keywords : Nakdong estuary, Polycyclic aromatic hydrocarbons, Ecological risk, M-ERM-Q, Source apportionment

요 지 : 본 연구는 낙동강 하구 인근의 해양퇴적토에 포함된 PAHs의 농도를 분석하여 퇴적토의 생태학적 위해성을 평가하고자 하였다. 퇴적토의 주성분은 SiO₂, Al₂O₃, CaO, Fe₂O₃였으며, 강열감량은 2.97%에서 8.39%의 분포를 보였다. 총 PAHs의 농도는 128.4 ng g⁻¹에서 507.4 ng g⁻¹의 범위를 가졌으며 2고리와 4고리 형태의 PAHs로 주로 구성이 되어있었다. 8개 지역의 각각의 PAHs의 농도는 모두 ERL 이하로 생태학적 위해성은 낮은 것으로 판단되었다. 지역별 PAHs의 생태학적 위해성 평가는 M-ERM-Q를 사용하여 이루어졌고, 계산 값 모두 0.1 이하로 생태학적 위해성은 낮음으로 분류되었다. 발생원 분석을 통해 각 지역의 PAHs의 발생원은 N-1과 N-7은 풀, 나무, 석탄 등의 연소이며, N-5와 N-6는 석유연소, N-2, N-3, N-4, N-8은 석유오염인 것으로 판단되었다.

주요어 : 낙동강 하구, PAHs, 생태학적 위해성, M-ERM-Q, 발생원 추적

1. 서 론

낙동강 하구는 삼각주와 연안 사주의 형성으로 넓은 갯벌이 잘 발달되어 있다. 이러한 낙동강 하구의 갯벌과 삼각주는 생태적으로 보존 가치가 매우 높은 곳으로 다양한 생물들에게 좋은 서식환경을 제공하는 것으로 알려져 있다 (Kim et al., 2005). 낙동강 하구는 농업용수와 공업용수의 염해를 방지하고 교통망 확충을 위해 1983년부터 1987년까지 하구둑이 건설되는 변화를 겪었으며, 이후 공업단지 및 주거단지 등의 개발로 인해 갯벌 매립, 해안선 변화, 준설 등으로 인해 환경적으로 많은 변화를 겪고 있는 중이다(Lee et al., 2005). 산업화 활동은 산업폐수와 생활하수의 발생을 유발하고 이들 폐수는 인근 하천을 통해 최종적으로는 바다로 유입이 된다. 낙동강 수계 주변에는 많은 산업시설이 위

치하고 있어 이들 산업시설에서 배출되는 오염물질의 종류와 농도에 대한 관심이 높아지고 있는 실정이다(We et al., 2012).

다양한 오염물질 중 잔류성 유기오염물질에 대한 관심이 최근 급격히 커지고 있는데 이들 오염물질들은 생태계 내에서 잘 분해가 되지 않고 생물 내에 축적이 되어 그 영향이 인간에게 미칠 수 있기 때문이다. Perfluoroalkyl acids(PFAAs)는 EU와 미국에서는 2005년 이후 규제강화로 생산 및 사용이 감소되고 있고 우리나라에서도 과거에 산업체에서 산업용매로 많이 사용이 되었다(Hong et al., 2013). 낙동강에서의 PFAAs의 경우 용존 PFAAs는 43~50ng/L의 범위를 가졌으나 입자성 PFAAs의 경우에는 116~920ng/kg으로 용존 값에 비해 훨씬 농도가 큰 것을 알 수 있었다(Hong et al., 2013). 대표적 잔류성 유기오염물질인 polychlorinated

1) Professor, Ship Practical Training Center, Pukyong National University

2) Team Leader, Ship Practical Training Center, Pukyong National University

3) Professor, Department of Spatial Information Engineering, Pukyong National University

† Professor, Department of Environmental Engineering, Pukyong National University (Corresponding Author : badger74w@pknu.ac.kr)

biphenyl(PCB)는 물리화학적으로 안정하여 높은 잔류성을 가지고 있고 생태독성도 큰 것으로 알려져 있다. PCB는 수중에 유출이 되면 유기물질에 흡착되어 저층으로 퇴적되는 것으로 알려져 있다. PCBs는 지금은 사용이 중단되었지만 1996년까지 4,292톤의 PCBs를 사용하였고 현재까지 각 하천 퇴적토에서 검출이 되고 있다(We et al., 2012). 2012년 낙동강 하구에서 검출된 PCBs의 농도는 570ng/kg~3,680ng/kg으로 보고되었다(We et al., 2012). 또한 낙동강 상류, 중류, 하류를 포함한 전 지역에 대한 PCBs의 농도를 측정하고 PCBs의 발생원을 찾아내기 위한 연구도 수행이 되었다(Jin et al., 2010).

해양에 인접한 산업시설과 대도시화는 Polycyclic aromatic hydrocarbons(PAHs)를 대량 발생시키며 주변 해양에 많은 양의 PAHs를 유출시키는 것으로 보고되었다(Liu et al., 2017). PAHs는 다수의 벤젠 고리를 가지는 방향성 화합물(aromatic compounds)로 낮은 용해도와 유기물에 대한 강한 흡착특성으로 인해 퇴적토에 침전이 되는 특성을 가지고 있다. 해양 도시 인근 퇴적토에서 발견된 PAHs는 대부분이 산업활동으로 인해 유출된 오염물질로 분류가 되며(Lee et al., 2005; Wang et al., 2012; Zhang et al., 2016), 해양생태계와 인간에 악영향을 미치는 것으로 확인되었다(Soliman et al., 2014). 산업시설이 위치한 마산만과 울산만 퇴적토의 PAHs 분석을 통해 산업활동이 PAHs의 주 발생원인일 가능성이 큰 것으로 보고되었으며(Khim et al., 2014; Choi et al., 2003), 폐

수 정화시설을 가동하여 폐수를 처리할 경우 농도증가는 없는 것으로 확인되었다(Khim et al., 2014).

본 연구에서는 낙동강 하구 인근의 해양 퇴적토를 채취하여 퇴적토의 기본 물성과 퇴적토에 포함된 PAHs의 종류와 농도를 측정하고자 하였다. 측정된 PAHs의 농도를 통해 퇴적토의 오염도와 이들 PAHs로 인해 발생될 수 있는 생태학적 위험성을 평가하고자 하였다. 또한 이들 PAHs의 발생원이 자연적 혹은 인위적(석유오염, 석유연소, 일반 유기물의 연소) 요소인지에 대한 발생원 평가도 수행하여 향후 PAHs 관리를 위한 방향을 제시하고자 하였다.

2. 실험 재료 및 방법

2.1 시료채취 및 분석방법

낙동강 하구 인근의 퇴적토를 채취하기 위해 부산 소재 국립 P대학교의 해양탐사선을 2017년 9월에 투입하여 400미터 당 하나의 시료를 채취하여 총 8개의 시료를 확보하였다. 각 시료 채취 시 시료의 대표성을 확보하기 위해 채취장소를 중심으로 50미터의 거리로 동서남북에서 4개의 시료를 채취한 후 모든 시료를 혼합하여 대표시료로 하였다. 시료채취는 Vanveen grab sampler를 이용하였고 샘플러의 용량은 9L에 무게는 25kg이었다. 채취한 시료는 즉시 4°C에서 냉장보관하였고 분석 시에는 실온으로 해동하여 사용

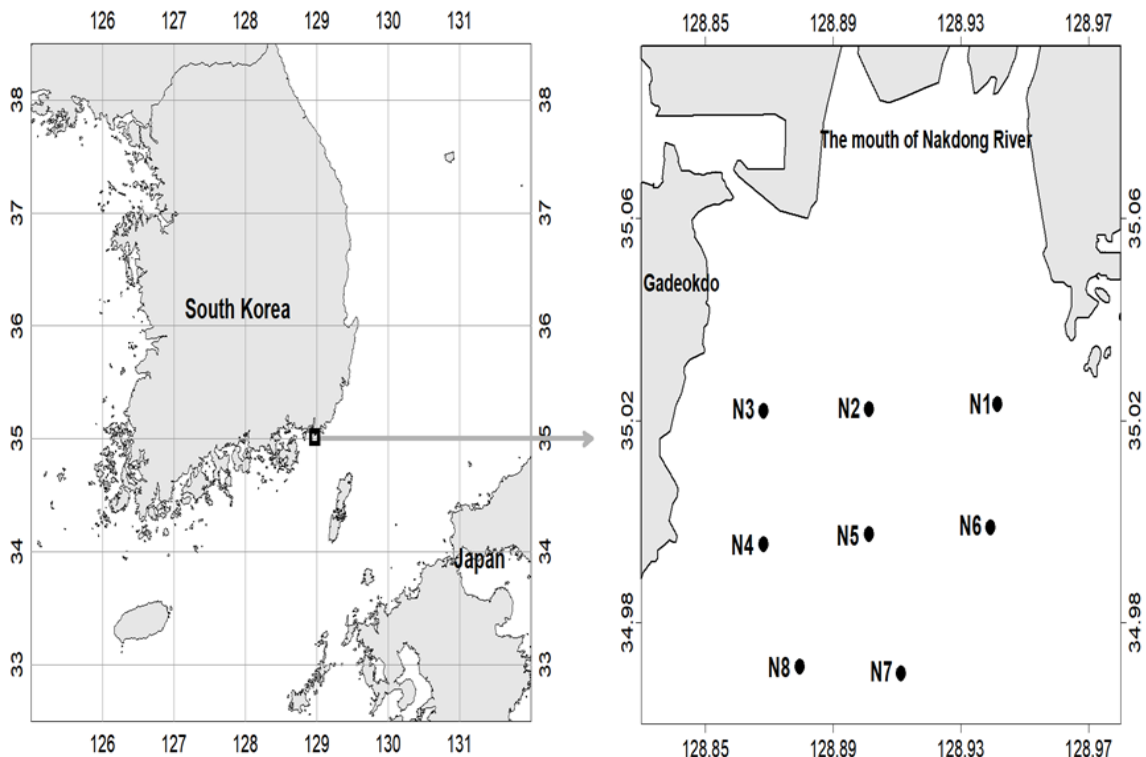


Fig. 1. Map showing the sampling sites of near Nakdong river estuary

하였다. 시료 채취 장소는 탐사선이 들어갈 수 있는 수심 한도까지 접근하여 적합한 장소를 선정하였다. 배를 정박시킨 상태에서 8개 장소에서 Grab sampler를 이용하여 퇴적토 시료를 채취하였으며, 시료 채취 장소는 Fig. 1에 표시하였다. 시료번호는 채취 순서에 따라 N1에서 N8로 명명하였다.

퇴적토의 강열감량(ignition loss)은 해양오염공정시험법에 따라 측정되었다. 건조 시료 5g을 전기로에서 550°C로 2시간 가열하여 강열 전후의 무게차로 시료의 강열감량을 계산하였다. 시료로부터 PAHs를 추출하기 위해 속실렛 추출법을 사용하였다. 습식 시료 10g을 속실렛 추출장치에 넣은 후 톨루엔을 추출액으로 하여 16시간 동안 추출하였다. 추출된 용액은 회전증발기(rotary evaporator)에서 80°C, 50rpm의 속도로 농축되었다. 추출액 전량을 거의 농축한 후 노르말헥산 5mL를 가하여 용매를 노르말헥산으로 치환하였다. 치환된 시료는 실리카겔이 충전된 유리컬럼에 주입하고 여기에 염화메틸렌과 노르말헥산 용액을 분당 2.5mL의 유속으로 유출시켜 분석대상물질을 용출시켰다. 시료에 포함된 16개의 PAHs 성분은 GC/MS(Agilent 7890 A GC/5975C MSD)로 분석하였다. 이송기체로는 분당 1mL의 속도로 헬륨이 사용되었고, 초기 오븐의 온도는 70°C였으며 분당 20°C의 속도로 280°C까지 상승하였다. 사용한 컬럼은 Agilent HP-5MS(30m × 0.25mm × 0.25µm) silica-fused capillary 컬럼이었다. 본 연구에서 분석한 16 PAHs에 대한 자료는 해양환경공정시험방법을 참조하여 Table 1에 요약하였다. 퇴적토의 물리화학적 특성은 XRF 분석을 통하여 퇴적토에 포함된 산화물의 조성을 이용하여 규명하였다.

Table 1. Description of 16 PAHs

| Species | Abbreviations | Number of rings |
|------------------------|---------------|-----------------|
| Naphthalene | NAP | 2 |
| Acenaphthylene | ACY | 3 |
| Acenaphthene | ACE | 3 |
| Fluorene | FLO | 3 |
| Phenanthrene | PHE | 3 |
| Anthracene | ANT | 3 |
| Fluoranthene | FLA | 4 |
| Pyrene | PYR | 4 |
| Benzo(a)anthracene | B(a)A | 4 |
| Chrysene | CHR | 4 |
| Benzo(b)fluoranthene | B(b)F | 5 |
| Benzo(k)fluoranthene | B(k)F | 5 |
| Benzo(a)pyrene | B(a)P | 5 |
| Dibenzo(a,h)anthracene | DB(a,h)A | 5 |
| Indeno(1,2,3-cd)pyrene | I(1,2,3-cd)P | 6 |
| Benzo(g,h,i)perylene | B(g,h,i)P | 6 |

2.2 오염도 산정방법

2.2.1 M-ERM-Q를 이용한 PAHs의 생태학적 위해성 (ecological risk) 평가방법

해양퇴적토에 PAHs가 포함됨으로 인해 발생할 수 있는 생태학적 위해성은 Mean effects range-median quotient(M-ERM-Q)로 평가하였다(Long & MacDonald, 1998). 어떤 물질의 Effects range median(ERM)은 그 물질의 기존 위해성평가 데이터를 기반으로 산정한 값으로 ERM 값보다 크다는 것은 이 물질이 생태학적 위해성을 발생시킬 가능성이 크다는 것을 의미한다(Long & MacDonald, 1998). M-ERM-Q는 Eq. (1)과 같이 계산되어 진다.

$$M-ERM-Q = \frac{\sum(C_i / ERM_i)}{n} \quad (1)$$

여기서, C_i 는 퇴적토에 포함된 PAH i 의 농도이며, ERM_i 는 PAH i 의 Effects range median(ERM)을 의미한다. n 은 위 계산에 고려된 PAHs의 총 숫자를 뜻한다. 어떤 물질의 농도가 그 물질의 ERM 보다 크다는 것은 그 물질의 위험성이 일반적으로 발현된다는 것을 의미한다. M-ERM-Q의 값에 따른 생태학적 위해성 분류는 다음과 같다. M-ERM-Q가 0.1보다 작은 경우에는 생태학적 위해성이 낮고(low), 0.11보다 크고 0.5보다 작은 경우에는 medium-low, 0.51보다 크고 1.5보다 작은 경우에는 medium-high, 그리고 1.51보다 큰 경우에는 생태학적 위험성이 아주 높음(high priority sites)으로 분류가 된다.

2.2.2 PAHs 발생원 추적(source appointment)

PAHs의 발생원을 알아내기 위해 퇴적토에서 측정된 다양한 종류의 PAHs 중 ANT, PHE, PYR, B(a)A, CHR, I(1,2,3-cd)P, B(g,h,i)P의 비율을 계산하였다. 다음과 같이 ANT/(ANT+PHE), FLA/(FLA+PYR), B(a)A/(B(a)A+CHR), I(1,2,3-cd)P/(I(1,2,3-cd)P+B(g,h,i)P)의 값을 계산하였다(Yunker et al., 2002). 각 계산값을 이용한 PAHs의 발생원 분류방법은 아래 Table 2에 요약하였다.

3. 실험 결과 및 고찰

3.1 퇴적토 성분분석

낙동강 하구 퇴적토의 산화물 조성은 XRF 분석을 통해 구하였으며 결과는 Table 3에 요약하였다. SiO₂, Al₂O₃, CaO, Fe₂O₃의 순으로 함량이 높았으며 6개 시료의 산화물 조성

Table 2. Determination for sources of PAHs using different ratios of PAHs

| Calculation | Sources |
|---|--------------------------------------|
| $ANT/(ANT+PHE) < 0.1$ and $FLA/(FLA+PYR) < 0.4$ | Petroleum pollution |
| $0.1 < ANT/(ANT+PHE) < 0.5$ and $0.4 < FLA/(FLA+PYR) < 0.5$ | Petroleum combustion |
| $ANT/(ANT+PHE) > 0.5$ and $0.5 < FLA/(FLA+PYR) < 0.8$ | Grass, wood, and charcoal combustion |
| $B(a)A/(B(a)A+CHR) < 0.2$ | Petroleum pollution |
| $B(a)A/(B(a)A+CHR) > 0.35$ | Pyrolytic processes |
| $I(1,2,3-cd)P/(I(1,2,3-cd)P+B(g,h,i)P) < 0.2$ | Petroleum pollution |
| $0.2 < I(1,2,3-cd)P/(I(1,2,3-cd)P+B(g,h,i)P) < 0.5$ | Petroleum combustion |
| $I(1,2,3-cd)P/(I(1,2,3-cd)P+B(g,h,i)P) > 0.5$ | Grass, wood, and charcoal combustion |

Table 3. Results of oxides and ignition loss of sediments obtained from Nakdong estuary (wt, %)

| Sampling sites | SiO ₂ | Al ₂ O ₃ | CaO | Fe ₂ O ₃ | K ₂ O | MgO | Na ₂ O | Cl | SO ₃ | TiO ₂ | P ₂ O ₅ | MnO | SrO | Ignition loss |
|----------------|------------------|--------------------------------|------|--------------------------------|------------------|------|-------------------|------|-----------------|------------------|-------------------------------|------|-----|---------------|
| N-1 | 62.22 | 16.14 | 2.87 | 5.39 | 4.56 | 2.67 | 2.53 | 1.71 | 0.60 | 0.95 | 0.25 | 0.11 | - | 3.40 |
| N-2 | 63.14 | 16.78 | 2.63 | 4.94 | 4.33 | 2.48 | 2.68 | 1.22 | 0.54 | 0.93 | 0.22 | 0.10 | - | 2.97 |
| N-3 | 61.67 | 16.61 | 3.14 | 5.85 | 4.07 | 2.83 | 1.92 | 1.90 | 0.70 | 0.89 | 0.30 | 0.13 | - | 6.63 |
| N-4 | 61.78 | 16.92 | 3.17 | 5.62 | 4.30 | 2.82 | 2.14 | 1.53 | 0.55 | 0.85 | 0.23 | 0.09 | - | 5.45 |
| N-5 | 60.97 | 17.28 | 3.13 | 5.59 | 4.26 | 2.60 | 2.32 | 1.85 | 0.72 | 0.91 | 0.25 | 0.11 | - | 6.04 |
| N-6 | 60.08 | 17.32 | 3.44 | 5.91 | 4.23 | 2.84 | 2.34 | 1.80 | 0.81 | 0.98 | 0.24 | - | - | 6.54 |
| N-7 | 57.56 | 17.72 | 4.24 | 6.32 | 4.46 | 3.33 | 2.57 | 2.08 | 0.70 | 0.90 | - | 0.11 | - | 8.39 |
| N-8 | 59.96 | 17.69 | 3.71 | 5.76 | 4.24 | 2.91 | 2.24 | 1.49 | 0.87 | 0.85 | 0.20 | 0.09 | - | 7.13 |

은 유사한 것으로 판단된다. 강열감량의 경우에는 N-7에서 8.39%로 가장 높았고 다음으로 N-8에서 7.13%로 높은 값을 보였다. 나머지 시료에서는 2.97%(N-2)~6.63%(N-3)의 분포를 보여주었다. 이는 N-7과 N-8 지역의 유기물 함량이 다른 지역보다 높다는 것을 의미한다.

3.2 PAHs 총 농도 및 고리 숫자에 따른 PAHs 구성 비율

6개 시료의 총 PAHs 농도는 Table 4와 Fig. 2(a)에 표시하

였다. 총 농도는 최저인 128.4ng g⁻¹(N-2)에서 최고인 507.4 ng g⁻¹(N-5)의 범위를 보였다. 6개 지역 평균 농도는 264.9 ng g⁻¹이었다. 총 PAHs의 농도는 다음의 순서로 감소하였다 (N-5 > N-7 > N-8 > N-1 > N-6 > N-4 > N-3 > N-2). 6개 지역에서 Acys, Aces, Ants와 Baps는 검출되지 않았다. 6개 지역에서 검출된 PAHs의 평균 농도는 Nap > Phe > Fla > Pyr > BbF > Dac > Chr > Inp > BkF > BaA > BgP > Flu > Acy > Ace > Ant > BaP의 순서로 감소하는 것을 확인하였다. 각 지역의 PAHs의 고리숫자에 따른 구성비율은 Fig. 2(b)에 나

Table 4. Concentrations of 16 PAHs (ng g⁻¹d,w) in the surface sediments from Nakdong estuary and related toxicity guidelines

| PAHs | Abbreviation | Ring | N1 | N2 | N3 | N4 | N5 | N6 | N7 | N8 | ERL | ERM |
|-------------------------|--------------|------|--------|-------|-------|-------|--------|--------|--------|--------|------|-------|
| Naphthalene | Nap | 2 | 128.70 | 77.60 | 76.54 | 64.67 | 333.08 | 134.94 | 105.29 | 119.30 | 160 | 2,100 |
| Acenaphthalene | Acy | 3 | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND | 44 | 640 |
| Acenaphthene | Ace | 3 | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND | 16 | 500 |
| Fluorene | Flu | 3 | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND | 6.66 | 19 |
| Phenanthrene | Phe | 3 | 18.59 | 17.68 | 23.76 | 29.28 | 36.83 | 28.14 | 40.61 | 26.85 | 240 | 1,500 |
| Anthracene | Ant | 3 | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND | 85.3 | 1,100 |
| Fluoranthene | Fla | 4 | 16.05 | 13.21 | 20.09 | 31.20 | 34.05 | 19.73 | 46.08 | 22.99 | 600 | 5,100 |
| Pyrene | Pyr | 4 | 13.64 | 11.57 | 19.33 | 22.81 | 26.67 | 19.70 | 33.81 | 20.02 | 665 | 2,600 |
| Benzo(a)anthracene | BaA | 4 | ND | 3.98 | 6.13 | 10.44 | 12.78 | 7.06 | 21.44 | 9.48 | 261 | 1,600 |
| Chrysene | Chr | 4 | 22.43 | 4.31 | 6.59 | 13.29 | 12.78 | 6.25 | 22.93 | 8.83 | 384 | 2,800 |
| Benzo(b)fluoranthene | BbF | 5 | 10.48 | ND | 6.29 | 16.68 | 25.78 | 8.11 | 55.35 | 11.69 | 320 | 1,880 |
| Benzo(k)fluoranthene | BkF | 5 | 6.11 | ND | ND | 5.54 | 9.33 | 5.43 | 25.89 | 8.94 | 280 | 1,620 |
| Benzo(a)pyrene | BaP | 5 | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND | 430 | 1,600 |
| Indeno(1,2,3-c,d)pyrene | Inp | 6 | 8.42 | ND | ND | ND | 7.94 | 7.31 | 23.54 | ND | - | - |
| Dibenzo(a,h)anthracene | Dac | 5 | 14.98 | ND | ND | ND | ND | ND | ND | 13.18 | 63.4 | 260 |
| Benzo(g,h,i)perylene | BgP | 6 | 5.00 | ND | ND | ND | 8.20 | 7.54 | 19.35 | ND | 430 | 1,600 |

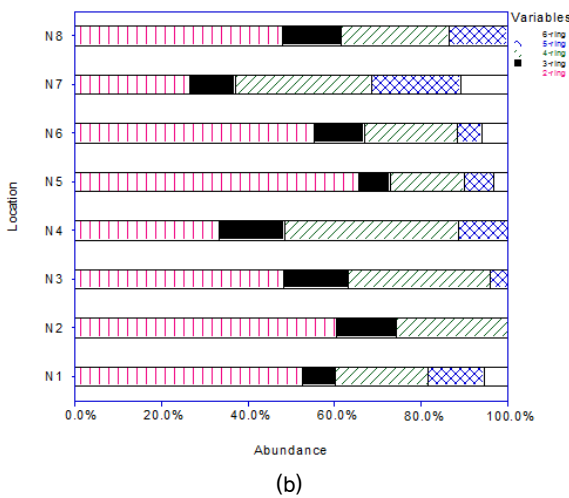
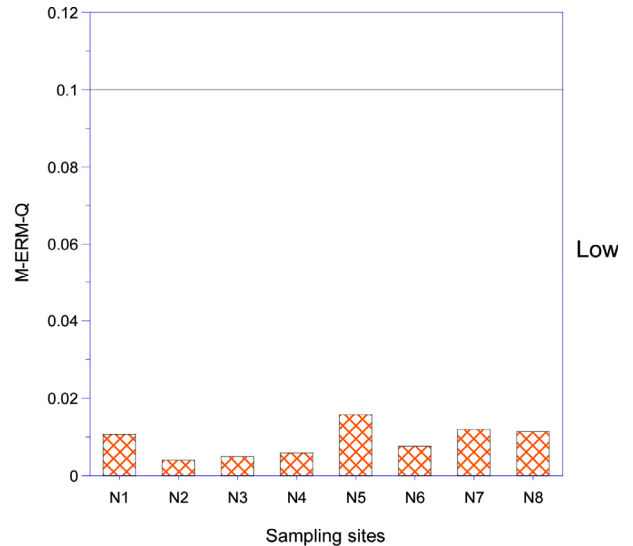
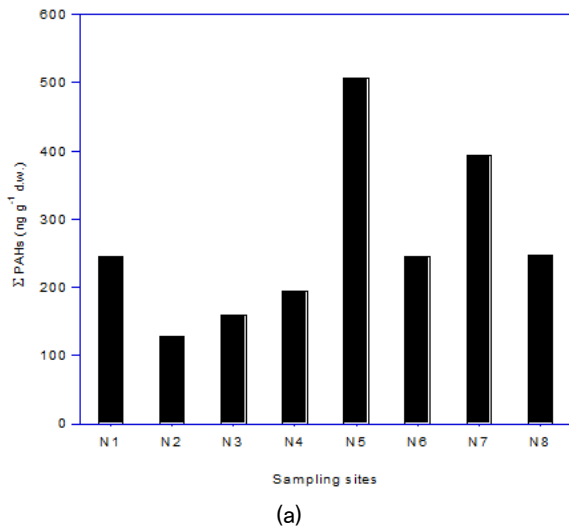


Fig. 3. Spatial distribution of M-ERM-Q in the surface sediments of Nakdong estuary

Fig. 2. Total 16 PAHs concentrations (a) and ratio of ring size for 16 PAHs (b) in the sediments obtained from Nakdong estuary

타내었다. 6개 지역 모두 2 고리와 4고리 형태의 PAHs가 다수인 것으로 확인되었다. 각 지역 퇴적토의 16개의 PAHs 성분들은 모두 Effect range low(ERL)값 이하인 것으로 확인되었으나, N-5 퇴적토의 Naps만이 ERL 값을 초과하였다. 어떤 물질의 농도가 ERL 값 이하인 것은 생태학적 위해성이 낮다는 것을 의미한다.

3.3 PAHs의 생태학적 위해성 평가 및 발생원 파악

생태학적 위해성 평가를 위해 Eq. (1)을 이용하여 각 지역의 M-ERM-Q를 계산하였으며 그 결과는 Fig. 3에 나타내었다. N-5의 M-ERM-Q가 다른 지역에 비해 가장 높은 값인 0.015이었으며, 나머지 지역은 모두 0.01 이하였다. M-ERM-Q가 0.1 이하인 경우에는 PAHs로 인한 생태학적 위해성이 낮음(low)으로 분류되기 때문에 낙동강 하구의 6개 지점 모두 PAHs로 인한 생태학적 위험성은 낮은 것으로 판단되었다.

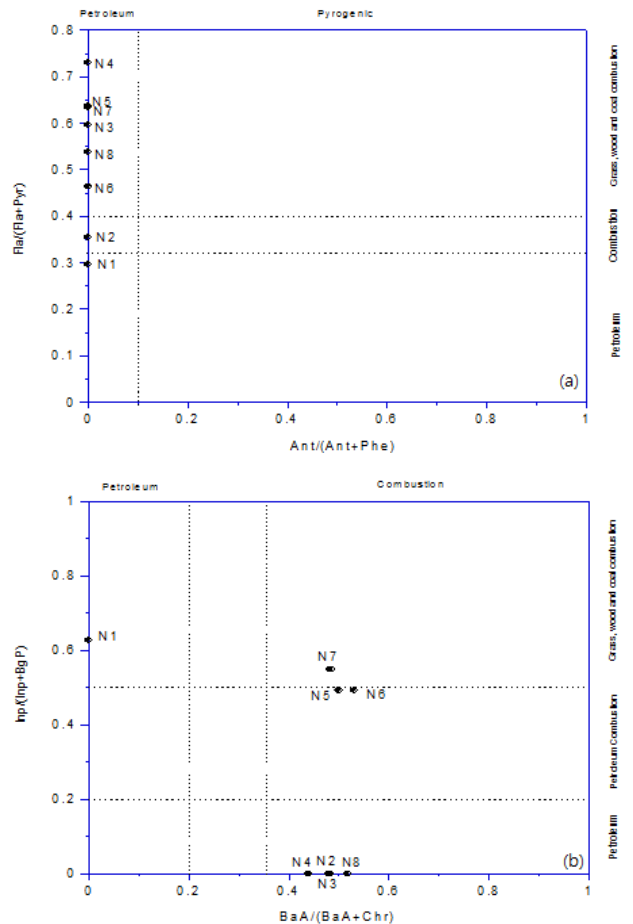


Fig. 4. Source apportionment of PAHs contained in surface sediments of Nakdong estuary

PAHs의 발생원을 찾기 위해 각 지역에서 검출된 PAHs의 구성성분의 비를 Fig. 4에 도시하였다. Table 2에 요약한 구성성분의 비에 따른 발생원 분류를 이용하여 낙동강 6개

지점의 PAHs의 발생원을 추적하면 다음과 같다. N-1과 N-2의 경우는 ANT/(ANT + PHE)가 0.1 이하이고 FLA/(FLA+PYR)이 0.4 이하이므로 석유오염(Petroleum pollution)에 의해 발생한 것으로 확인되었다. N-1과 N-2를 제외한 나머지 지역의 오염원은 Fig. 4(a)에서처럼 확인이 되지 않았다. Fig. 4(b)는 BaA/(BaA+CHR)와 Inp/(Inp+BgP)의 결과를 보여주고 있다. 여기서, Inp는 I(1,2,3-cd)P를 의미하고 BgP는 B(g,h,i)P를 의미한다. BaA/(BaA+CHR)이 0.2 이하인 경우에는 석유오염(Petroleum pollution)으로 분류가 되기 때문에 N-1의 경우 석유오염에 해당이 된다. BaA/(BaA+CHR)이 0.35 이상인 경우에는 열적분해(Pyrolytic)로 인한 PAHs의 발생으로 분류가 되므로, N-1을 제외한 전 지역의 PAHs는 유기물질의 열적분해로 인해 발생된 것으로 판단된다. Inp/(Inp+BgP)가 0.2 이하이면 석유오염이므로 N-2, N-3, N-4, N-8이 여기에 해당이 된다. Inp/(Inp+BgP)가 0.2에서 0.5인 경우에는 석유연소에 해당이 되므로, N-5와 N-6의 발생원은 석유연소로 판단된다. Inp/(Inp+BgP)가 0.5 이상인 경우는 풀, 나무, 석탄 등의 연소에 해당되는데, N-1과 N-7이 여기에 해당이 된다.

요약하면, N-1과 N-7은 풀, 나무, 석탄 등의 연소가 발생원이고, N-5와 N-6는 석유 연소, 그리고 나머지 지역은 석유 오염이 해당 지역 PAHs의 발생원이라 할 수 있다.

4. 결 론

낙동강 하구유역의 8개 지역에서 채취한 퇴적토에 대한 성분분석과 PAHs 농도를 측정하였고, 이 자료를 바탕으로 퇴적토의 오염도와 생태학적 위해성을 판단하였다. 본 연구 결과를 통해 얻은 결론은 다음과 같다.

- (1) XRF 분석을 통해 본 연구에서 사용된 퇴적토는 SiO₂, Al₂O₃, CaO, Fe₂O₃로 주로 구성이 되었으며, 강열감량은 2.97%~8.39%로 비교적 편차가 큰 것으로 확인되었다. 이는 본 지역의 퇴적토에 포함된 유기물의 함량이 각 지역별로 크게 차이가 있다는 것을 의미한다.
- (2) 총 PAHs의 농도는 128.4ng g⁻¹~507.4ng g⁻¹의 분포를 가졌으며, 2고리와 4고리 형태의 PAHs로 주로 구성이 되었다.
- (3) 각 지역의 PAHs 농도는 모두 ERL 이하로 생태학적 위해성은 낮은 것으로 판단되었다.
- (4) 각 지역의 PAHs 농도에 대해 M-ERM-Q를 계산한 값은 모두 0.1 이하로 생태학적 위해성은 낮음으로 분류되었다.

- (5) 발생원 분석을 통해 각 지역의 PAHs의 발생원은 N-1과 N-7은 풀, 나무, 석탄 등의 연소이며, N-5와 N-6는 석유연소, N-2, N-3, N-4, N-8은 석유오염인 것으로 판단되었다. 본 연구지역은 비교적 청정지역이긴 하나 대도시에 인접하고 있어 도시에서 발생한 PAHs 물질이 소량 유입이 될 가능성이 있다고 판단된다. 따라서, 지속적인 모니터링을 통해 과도한 PAHs가 축적이 되지 않도록 해당 지역을 관리할 필요가 있다고 본다.

감사의 글

본 연구는 한국연구재단 지역대학우수과학자 지원사업(C-D-2018-0411)의 지원으로 수행이 되었습니다.

References

1. Choi, H., Kim, S. and Moon, H. (2003), Contamination of tributyltin in sediment from four bays in the southeastern part of Korea, *Journal of Environmental Sciences*, Vol. 12, No. 5, pp. 881~889.
2. Hong, S., Khim, J., Park, J., Kim, M., Kim, W., Jung, J. and Giesy, J. (2013), In situ fate and partitioning of waterborne perfluoroalkyl acids (PFAAs) in the Youngsan and Nakdong River estuaries of South Korea, *Science of the Total Environment*, Vol. 445-446, pp. 136-145.
3. Jin, R., Oh, J., Kim, J. and Kim, K. (2010), The concentration distribution and source identification of polychlorinated biphenyls in river sediment, *Journal of Korean Environmental Engineering*, Vol. 32, No. 11, pp. 995-1000.
4. Khim, J. and Hong, S. (2014), Assessment of trace pollutants in Korean coastal sediments using the triad approach: A review, *Science of Total Environment*, Vol. 470, No. 11, pp. 1450-1462.
5. Kim, G., Lee, C., Yoon, H. and Joo, G. (2005), Changes of distribution of vascular hydrophytes in the Nakdong River estuary and growth dynamics of *Scheuchzeria palustris*, *Waterfowl Food Plant*, *Korean Journal of Ecology*, Vol. 28, No. 5, pp. 335-345.
6. Lee, H., Lee, J., Yu, O. and Kim, C. (2005), Spatial characteristics of the Macrobenthos community near the Nakdong River estuary, on the southeast coast of Korea, *Ocean and Polar Research*, Vol. 27, No. 2, pp. 135-148.
7. Lee, C., Hsieh, M. and Fang, M. (2005), Aliphatic and polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments of Kaohsiung Harbour and Adjacent Coast, Taiwan, *Environmental Monitoring Assessment*, Vol. 100, No. 1, pp. 217-234.
8. Liu, N., Li, X., Zhang, D., Liu, Q., Xiang, L., Liu, K., Yan, D. and Li, Y. (2017), Distribution, sources, and ecological risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments from the Nantang Coast, China, *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 114, No. 7, pp. 571-576.
9. Long, E., MacDonald, D., Severn, C. and Hong, C. (2000),

- Classifying probabilities of acute toxicity in marine sediments with empirically derived sediment quality guideline, *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 19, No. 8, pp. 2598~2601.
10. Soliman, Y., Ansari, E. and Wade, T. (2014), Concentration, composition and sources of PAHs in the coastal sediments of the exclusive economic zone (EEZ) of Qatar, Arabian Gulf, *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 85, No. 2, pp. 542~548.
 11. Wang, Z., Liu, Z., Yang, Y., Li, T. and Liu, M. (2012), Distribution of PAHs in tissues of wetland plants and the surrounding sediments in the Chongming wetland, Shanghai, China, *Chemosphere*, Vol. 89, No. 2, pp. 221~227.
 12. We, S., Yoon, C. and Min, B. (2012), Horizontal distributions and their exotoxicological implications relating to PCBs, DDTs, HCHs, and HCB in sediments in the West Nakdong River, *Journal of Life Science*, Vol. 22, No. 3, pp. 332~339.
 13. Yunker, M., Backus, S., Graf Pannatier, E., Jeffries, D. and Macdonald, R. (2002), Sources and significance of alkane and PAH hydrocarbons in Canadian Arctic Rivers, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Vol. 55, No. 1, pp. 1~31.
 14. Zhang, D., Liu, J., Jiang, X., Cao, K., Yin, P. and Zhang, X. (2016), Distribution, sources and ecological risk assessment of PAHs in surface sediments from the Luan River Estuary, China, *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 102, No. 2, pp. 223~229.