

Article

https://doi.org/10.7850/jkso.2020.25.2.042
pISSN : 1226-2978 eISSN : 2671-8820

광양만 내 도로축적퇴적물 및 해양퇴적물의 금속 오염 평가

정혜령^{1,4} · 최진영² · 나공태^{3,5*}¹한국해양과학기술원 해양환경연구센터 UST학생연구원, ²한국해양과학기술원 해양환경연구센터 선임연구원,³한국해양과학기술원 해양환경연구센터 책임연구원, ⁴과학기술연합대학원대학교 한국해양과학기술원 스쿨 해양과학(해양학) 박사과정,⁵과학기술연합대학원대학교 한국해양과학기술원 스쿨 해양과학(해양학) 교수

Assessment of Metal Pollution of Road-Deposited Sediments and Marine Sediments Around Gwangyang Bay, Korea

HYERYEONG JEONG^{1,4}, JIN YOUNG CHOI² AND KONGTAE RA^{3,5*}¹Graduate Student, Marine Environmental Research Center, Korea Institute of Ocean Science & Technology (KIOST), Busan 49111, Korea²Senior Researcher, Marine Environmental Research Center, Korea Institute of Ocean Science & Technology (KIOST), Busan 49111, Korea³Senior Researcher, Marine Environmental Research Center, Korea Institute of Ocean Science & Technology (KIOST), Busan 49111, Korea⁴Graduate Student, Department of Ocean Science (Oceanography), KIOST School, University of Science & Technology (UST), Daejeon 34113, Korea⁵Professor, Department of Ocean Science (Oceanography), KIOST School, University of Science & Technology (UST), Daejeon 34113, Korea

*Corresponding author: ktra@kiost.ac.kr

Editor Man Sik Choi

Received 23 March 2020; Revised 12 May 2020; Accepted 19 May 2020

ABSTRACT

본 연구에서는 광양만 유역 국가산업단지과 컨테이너 부두 유역의 입자크기별 도로축적퇴적물(Road-deposited sediments; RDS)과 해양퇴적물 내 중금속 오염현황 파악과 잠재적인 오염원으로써의 RDS의 영향을 연구하였다. RDS의 경우 아연(Zn)의 농도가 2,982 mg/kg으로 매우 높았으며, 크롬(Cr)>니켈(Ni)>납(Pb)>구리(Cu)>비소(As)>카드뮴(Cd)>수은(Hg)의 순이었다. RDS의 중금속 농도는 입자가 세립할수록 증가하였으며, 금속폐기물을 취급하는 산업시설 주변에서 상대적으로 높은 농도를 보였다. 125 μm 미만의 입자에서 아연(Zn)이 가장 높은 오염도(very high enrichment)를 나타냈고, Cr, Cd, Pb는 심각한 수준의 오염도(significant enrichment)를 보였다. 한편, 해양퇴적물 내 중금속 농도는 대부분 국내 “주의 기준(threshold effect level, TEL)” 이하였으나, 2010년 이후 Zn의 평균농도가 30~40% 증가하였다. 연구지역 도로노면 내 Zn, Cd, Pb 등은 강우시 쉽게 비점오염의 형태로 유출가능한 125 μm 미만이 전체의 54%를 차지하는 것으로 나타났다. 특히 아연(Zn)의 경우, 연구지역의 교통 뿐만 아니라 산업활동에 사용된 아연도금의 부식에 의한 영향을 크게 받는 것으로 판단된다. 중금속 농도가 높은 세립한 RDS는 바람, 차량이동에 의해 재비산되어 대기 뿐만 아니라 강우시 인근 환경에 크게 영향을 미칠 수 있기 때문에 주변 환경 및 생태계에 미치는 영향에 대한 추가적인 연구가 필요하다.

In this study, heavy metal in road-deposited sediments (RDS) and marine sediment around Gwangyang Bay area have been investigated to assess the pollution status of metals and to understand the environmental impact of RDS as a potential source of metal pollution. Zn concentration for <63 μm size fraction was the highest (2,982 mg/kg), followed by Cr, Ni, Pb, Cu, As, Cd, and Hg. Metal concentrations in RDS increased with decreasing particle size and relatively higher concentrations were observed around the metal waste and recycling facilities. For particle size in RDS smaller than 125 μm , EF values indicated that Zn was very high enrichment and Cr, Cd, Pb were significant enrichment. The concentrations of metals in marine sediments were mostly below the TEL value of sediment quality guidelines of Korea. However, the Zn concentrations has increased by 30~40% compared to 2010 year. The amounts of Zn, Cd and Pb in less than 125 μm fraction where heavy metals can be easily transported by stormwater runoff accounted for 54% of the total RDS. The study area was greatly affected by Zn pollution due to corrosion of Zn plating materials by traffic activity as well as artificial activities related to the container logistics at Gwangyang container terminal. The fine particles of RDS are not only easily resuspended by wind and vehicle movement, but are also transported to the surrounding environments by runoff. Therefore, further research is needed on the adverse effects on the environment and ecosystem.

Keywords: Heavy metal, Road-deposited sediment, Resuspension, Stormwater runoff, Gwangyang

1. 서론

남해의 광양만 해역에는 광양국가산업단지, 여수울촌산업단지, 화력발전소 등의 대규모 산업단지와 컨테이너 부두가 밀집되어 있다. 산업단지 및 컨테이너 부두에는 교통활동 및 산업활동 관련 아연(Zn), 구리(Cu), 납(Pb) 등의 금속 오염의 우려가 있다(Council et al., 2004; Lee et al., 2020a). 특히 컨테이너 부두 주변에는 해외에서 운송된 각종 중금속 원료의 유출과 배후 부지에 위치한 업체들이 각종 산업폐기물을 건물외부에 야적함으로써 금속 농도가 높은 비산먼지 발생 등의 환경문제가 이슈화 되고 있다.

도로축적퇴적물(Road-deposited sediment; RDS)은 중금속, 영양염, 유기물 등의 다양한 오염물질의 주요한 운반 매개체이다(Sutherland, 2003; Ma et al., 2016; Shahsavari et al., 2017; Chen et al., 2018). 산업 및 항만시설에서 유출되어 포장도로, 건물외벽 등의 불투수층에 쌓여 있는 금속 오염물질은 바람을 통해 비산먼지와 비점오염의 형태로 강우유출수(stormwater or rainfall runoff)를 통해 주변환경에 큰 영향을 미칠 것으로 예상되나, 이에 대한 연구는 부족하다. 대규모 산업단지 지역의 도로, 아스팔트, 주차장, 건물 지붕 등의 표면에는 중금속 등에 오염된 입자들이 축적 되어있으며, 강우시 비점오염원의 형태로 주변 해양 환경으로 이동한다(Drake et al., 2014; Zafra et al., 2017; Liu et al., 2018). RDS 혹은 도로 유출수 내 중금속은 입자가 세립할수록 농도가 큰 폭으로 증가하며(Hilliges et al., 2017; Folens et al., 2018; Lanzerstorfer, 2018; Lee et al., 2020a), 국내 산업지역 강우 유출수내 입자 중 125 μm 이하의 크기가 80~90%를 차지하고 있으며 쉽게 주변 수환경으로 이동된다(Lee et al., 2020b). 강우 혹은 지표 유출수는 처리과정 없이 하수/우수관거를 통해 하천 혹은 해양으로 직접 유출되고 있어 체계적 관리가 필요할 것으로 사료된다.

따라서 본 연구에서는 광양만 유역 국가산업단지와 컨테이너 부두 유역에 존재하는 입자크기별 RDS 및 해양퇴적물의 중금속 오염현황 파악과 잠재적 오염원으로서 RDS가 주변환경에 미치는 영향을 고찰하였다.

2. 재료 및 방법

2.1 연구지역 및 시료채취

광양항의 국가산업단지 및 컨테이너 부두 지역에서 2013년 21개 정점에서 도로축적퇴적물(Road-deposited sediments; RDS) 시료를 채취하였다(Fig. 1). RDS 시료채취는 진공청소기(Dyson DC35, USA)를 이용하였으며, 각 정점당 4개 이상의 소구역에 0.25 m² 면적(0.5 m × 0.5 m)의 격자를 설치하여 시료의 대표성을 확보하였다. 채취된 시료는 지퍼백에 담아 실험실의 오븐(40°C)에서 건조시킨 후 나일론체와 자동체질기(Analysette 3, Fritsch Co.)를 이용하여 Wentworth(1992)의 퇴적물 입도 분류체계에 따라 6개의 입자크기(>1000 μm , 500-1000 μm , 250-500 μm , 125-250 μm , 63-125 μm , <63 μm)로 분류하여 무게를 측정하였다.

해양퇴적물은 2016년 광양만 해역 31개 정점에서 그랩(Grab) 시료채취기를 사용하여 표층(0.5 cm 이내)만을 채취하여 동결건조하였다. 모든 시료는 자동분쇄기(Pulverisette 6, Fritsch Co.)로 균질화 시킨 후 분석시까지 산세척된 폴리에틸렌 시료 병에 넣어 보관하였다.

2.2 중금속 및 입도분석

퇴적물 중금속 함량 분석을 위해 퇴적물 시료 약 0.1 g을 테프론 산분해용기에 넣고 고순도의 불산(HF), 질산(HNO₃), 과

염소산(HClO₄)의 혼합산을 넣어 Graphite digestion system (ECOPRE series, Teflon coated Hotplates, ODLAB, Co., Korea) 180°C로 36시간 동안 완전분해하였다. 완전분해 후 산분해용기를 열고 160°C에서 증발건고 시켰으며, 1% 질산으로 10 mL로 재용해 한 후 원소에 따라 희석배수를 달리하여 ICP-MS (iCAP-Q, Thermo Scientific Co., USA)로 분석하였다. 수은(Hg)은 자동수은분석기(Hydra-C, Teledyne Leeman Labs., USA)를 이용하여 분석하였다. 분석된 자료의 정확도 검증을 위하여 2가지 종류의 해양 퇴적물 표준물질인 MESS-4 (N=6)와 BCR667 (N=6)을 시료와 같이 분석하였으며, MESS-4는 91.2% (Zn)~98.8% (Pb), BCR667은 95.6 (Ni)%~103.7% (Cr)의 매우 양호한 회수율을 보였다. RDS와 해양퇴적물의 입도 분석은 1N 염산과 과산화수소로 각각 무기탄소와 유기물을 제거한 후 입도분석기(Mastersizer, 2000; Malvern Instruments Ltd., UK)로 분석하였다.

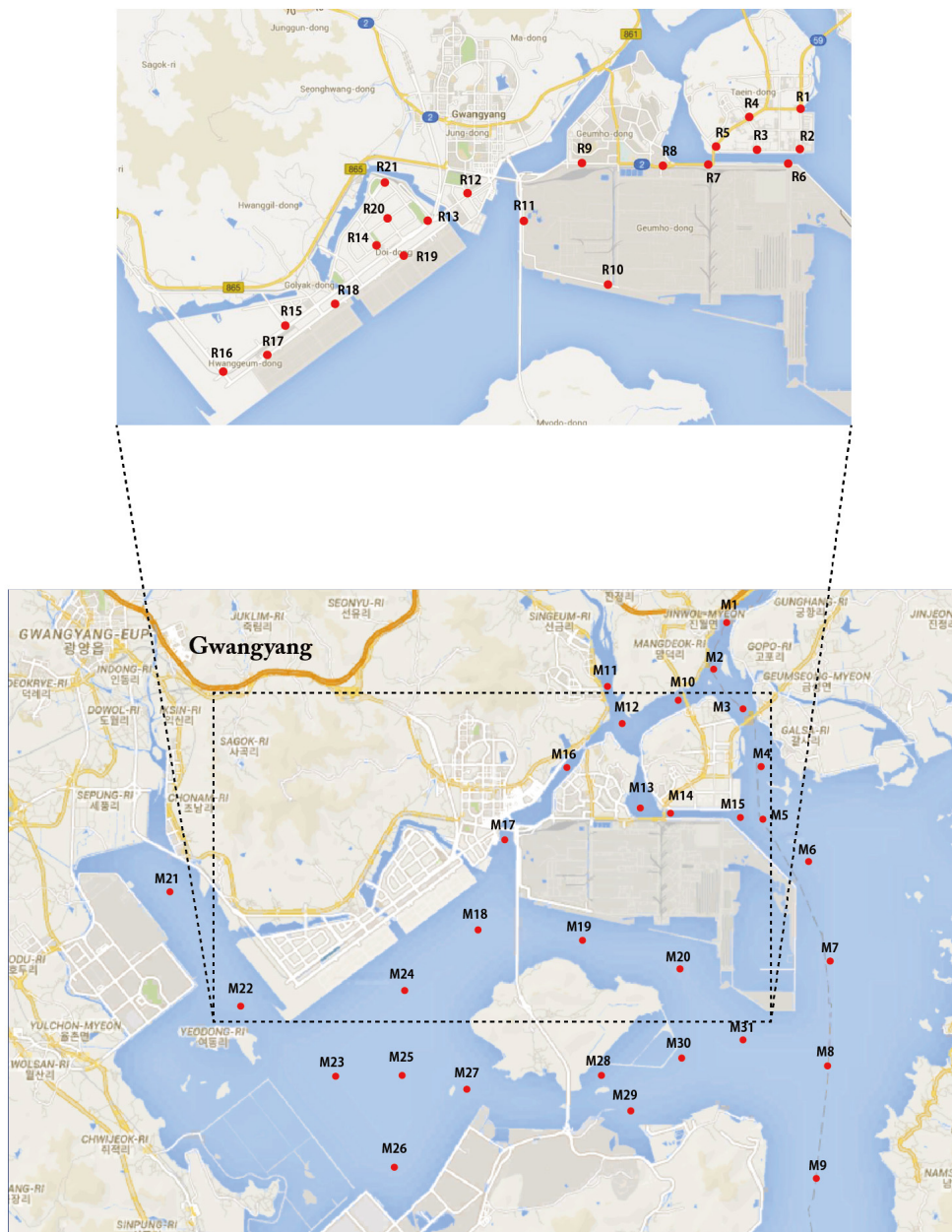


Fig. 1. Map of sampling sites for road-deposited sediments (RDS; upper) and marine sediments (lower) from Gwangyang Bay.

2.3 중금속 오염도 평가

RDS 내 금속의 오염도 평가를 위하여 농축계수(Enrichment factor; EF)를 사용하였으며 계산식은 다음과 같다(Taylor, 1964).

$$EF = \frac{(Metal/Li)_{sample}}{(Metal/Li)_{background}} \quad (1)$$

여기서(Metal/Li)_{sample}은 시료의 중금속 과 Li의 농도이며, (Metal/Li)_{background}는 지각의 평균농도(Rudnick and Gao, 2003)를 사용하였다. 농축계수는 각 중금속 원소에 대하여 총 5개의 등급으로 구분되며, 2이하는 “deficiency to minimal enrichment”, 2-5는 “moderate enrichment”, 5-20은 “significant enrichment”, 20-40은 “very high enrichment”, 40이상은 “extremely high enrichment”로 구분된다(Yongming *et al.*, 2006).

오염부하지수(pollution load index; PLI)는 분석된 8개 원소의 종합적인 독성영향을 평가하기 위해 사용되며, 다음과 같이 계산한다(Tomlinson *et al.*, 1980).

$$PLI = \sqrt[8]{CF_{Cr} \times CF_{Ni} \times CF_{Cu} \times CF_{Zn} \times CF_{As} \times CF_{Cd} \times CF_{Pb} \times CF_{Hg}} \quad (2)$$

CF값은 각 금속원소의 농도와 배경농도의 비를 나타내며, 배경농도는 농축계수와 마찬가지로 지각의 평균농도를 사용하였다. 오염부하지수는 총 6개의 등급으로 구분되며 0-1 (0<PLI≤1)은 “unpolluted”, 1-2 (1<PLI≤2)는 “unpolluted to moderately polluted”, 2-3 (2<PLI≤3)은 “moderately polluted”, 3-4 (3<PLI≤4)는 “moderately to highly polluted”, 4-5 (4<PLI≤5)는 “highly polluted”, 5이상(PLI>5)은 “very highly polluted”로 구분된다.

3. 결과 및 고찰

3.1 도로축적퇴적물 내 중금속 분포 및 오염도 평가

광양만 육상유역에 존재하는 <63 μm의 RDS에서 중금속의 평균농도는 Zn가 2,982 mg/kg으로 가장 높았으며, 다음으로 Cr>Ni>Pb>Cu>As>Cd>Hg 순이다(Table 1). Cr과 Cu를 제외한 모든 금속원소의 농도는 입자 크기가 감소할수록 증가하였다. Cr은 가장 조립한 입자(>1000 μm)에서 1,591 mg/kg의 평균농도를 보였으며, 이는 R10 정점에서 21,825 mg/kg의 높은 농도로 스테인레스 스틸의 주요 성분인 Cr을 포함한 금속덩어리가 도로 노면에 존재하였기 때문으로 판단된다. Cu 농도는 250-500 μm의 입자 크기에서 상대적으로 높은 특징을 보였다. 이는 R21 정점에서 해당 입자크기 내 Cu 농도가 3,655 mg/kg로 매우 높았기 때문이다. R21 정점 인근에는 비철금속 폐기/재활용 업체가 존재하고 있었으며, 이 정점의 모든 입자크기에서 Cu가 최대농도를 나타냈다.

RDS에서 <63 μm 내 중금속 농도의 공간분포를 Fig. 2에 제시하였다. Cr과 As은 R17 정점에서, 나머지 금속원소는 R21에서 최대농도를 보였다. 이들 정점 주변에는 컨테이너의 운송 및 수출입시 발생한 금속 폐기물들을 폐기/재활용하는 업체가 위치하고 있어 운송과정에서 트럭의 적재함으로부터 유출되어 도로노면에 축적되었을 가능성이 있다.

본 연구지역을 산업지역(R1-R11)과 컨테이너 부두 지역(R12-R21)으로 구분하여 중금속 농도를 비교하였다. 입자 크기 500 μm 이상의 RDS에서 Cr, Ni이 산업지역에서 더 높은 농도를 나타냈으며, 500 μm 이하에서는 모든 금속 원소가 컨테이너 부두지역에서 더 높은 농도를 보였다. 컨테이너 지역은 항만을 통한 각종 중금속 원료 및 고철 등의 벌크 화물을 취급하며, 하역 및 주변 산업체로 운송 과정에서 적재함을 통한 유출과 노면에 축적되어 있던 중금속 오염물질들이 차량 타이어에 묻어 인근지역으로 확산되었을 가능성이 있다.

RDS의 금속원소의 오염도를 평가하기 위하여 각 사이즈에 대한 EF값을 Table 2에 제시하였다. Zn의 오염도가 가장 컸으며, 입자크기 >1000 μm의 퇴적물은 “moderately enrichment”, 125~1000 μm는 “significant enrichment”, <125 μm는 “very high enrichment”의 오염등급을 보인다. Cr, Cd, Pb는 250 μm 이하의 입자 크기에서 “significant enrichment”로 나타났으며, 이보다 큰 입자크기에서는 대부분 “moderate enrichment”로, 입자가 크기에 따라 오염도가 다르게 평가되었다. Ni과 Hg은 다른 금속 원소에 비해 오염도가 낮게 나타났으며, 125 μm 이하의 입자크기에서 “moderate enrichment”로 다소 높게 나타났다.

Table 1. Comparison of heavy metal concentrations (mg/kg) in each RDS fraction, marine sediments of this study and other literature values

| Region | Size (μm) | Cr | Ni | Cu | Zn | As | Cd | Pb | Hg |
|---|-----------|-------|------|-------|-------|------|------|-------|------|
| Road-deposited sediments (RDS) | | | | | | | | | |
| This study (industrial road) | >1000 | 1,591 | 92.4 | 52.2 | 248 | 11.4 | 0.3 | 59.6 | 0.01 |
| | 500-1000 | 405 | 82.1 | 126 | 455 | 13.7 | 0.7 | 87.5 | 0.03 |
| | 250-500 | 368 | 63.3 | 227 | 782 | 13.7 | 0.5 | 76.4 | 0.06 |
| | 125-250 | 554 | 101 | 87.6 | 1,114 | 10.7 | 0.9 | 120 | 0.08 |
| | 63-125 | 736 | 146 | 175 | 2,017 | 11.9 | 1.4 | 155 | 0.16 |
| | < 63 | 841 | 246 | 193 | 2,982 | 16.0 | 2.1 | 221 | 0.21 |
| Shihwa ¹⁾ (industrial road) | >1000 | 154 | 35 | 120 | 633 | 7.8 | 0.5 | 130 | 0.02 |
| | 500-1000 | 287 | 96 | 251 | 1,797 | 20 | 0.8 | 283 | 0.02 |
| | 250-500 | 539 | 145 | 484 | 1,167 | 16 | 0.8 | 147 | 0.03 |
| | 125-250 | 476 | 162 | 1,949 | 2,573 | 16 | 1.3 | 484 | 0.06 |
| | 63-125 | 579 | 231 | 1,997 | 3,290 | 19 | 1.9 | 706 | 0.11 |
| | < 63 | 769 | 312 | 1,810 | 3,605 | 24 | 3.5 | 1,438 | 0.24 |
| Spain ²⁾ (urban road) | >1000 | - | - | 36 | 83 | - | 8 | 154 | - |
| | 500-1000 | - | - | 47 | 139 | - | 11 | 210 | - |
| | 250-500 | - | - | 141 | 268 | - | 22 | 297 | - |
| | 125-250 | - | - | 104 | 309 | - | 19 | 273 | - |
| | 63-125 | - | - | 91 | 399 | - | 23 | 280 | - |
| | < 63 | - | - | 124 | 630 | - | 38 | 350 | - |
| Marine sediments | | | | | | | | | |
| This study | | 63.0 | 25.8 | 19.8 | 112 | 9.3 | 0.2 | 29.2 | 0.03 |
| Gwangyang ³⁾ | | 67 | 33 | 19 | 95 | - | - | 35 | - |
| Gwangyang ⁴⁾ | | 51 | 24 | 18 | 86 | - | - | 28 | - |
| Gwangyang ⁵⁾ | | 68 | 30 | 26 | 122 | 8.3 | 0.15 | 31 | 0.02 |
| Shihwa ³⁾ | | 86.8 | 38.4 | 91.2 | 233 | 9.5 | 0.4 | 54.3 | 0.06 |
| Ulsan ⁵⁾ | | 61.4 | 31.1 | 83.8 | 216 | 14.9 | 0.4 | 56.0 | 0.13 |

¹⁾Lee et al.(2020a); ²⁾Zafra et al.(2011); ³⁾Cho et al. (2000); ⁴⁾Hyun et al.(2003); ⁵⁾Ra et al.(2013)

Table 2. Comparison of EF values in different size of RDS and marine sediments of the present study

| | size (μm) | Cr | Ni | Cu | Zn | As | Cd | Pb | Hg |
|------------------|-----------|------|-----|-----|------|-----|------|-----|-----|
| RDS | >1000 | 18.5 | 1.8 | 1.5 | 3.1 | 2.3 | 3.0 | 2.9 | 0.2 |
| | 500-1000 | 3.5 | 1.6 | 3.5 | 5.4 | 2.3 | 5.9 | 4.1 | 0.5 |
| | 250-500 | 3.4 | 1.2 | 7.0 | 10.2 | 2.4 | 4.7 | 3.9 | 1.1 |
| | 125-250 | 5.1 | 1.8 | 2.8 | 14.4 | 1.9 | 8.2 | 6.1 | 1.6 |
| | 63-125 | 6.5 | 2.4 | 5.1 | 23.5 | 1.9 | 11.5 | 7.1 | 2.5 |
| | <63 | 6.5 | 3.6 | 4.7 | 30.0 | 2.5 | 15.4 | 8.7 | 2.7 |
| Marine sediments | mean | 0.2 | 0.1 | 0.2 | 0.4 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.2 |

20<EF<40; Very high enrichment
 5<EF<20; Significant enrichment
 2<EF<5; Moderate enrichment
 EF<2; Deficiency to minimal enrichment

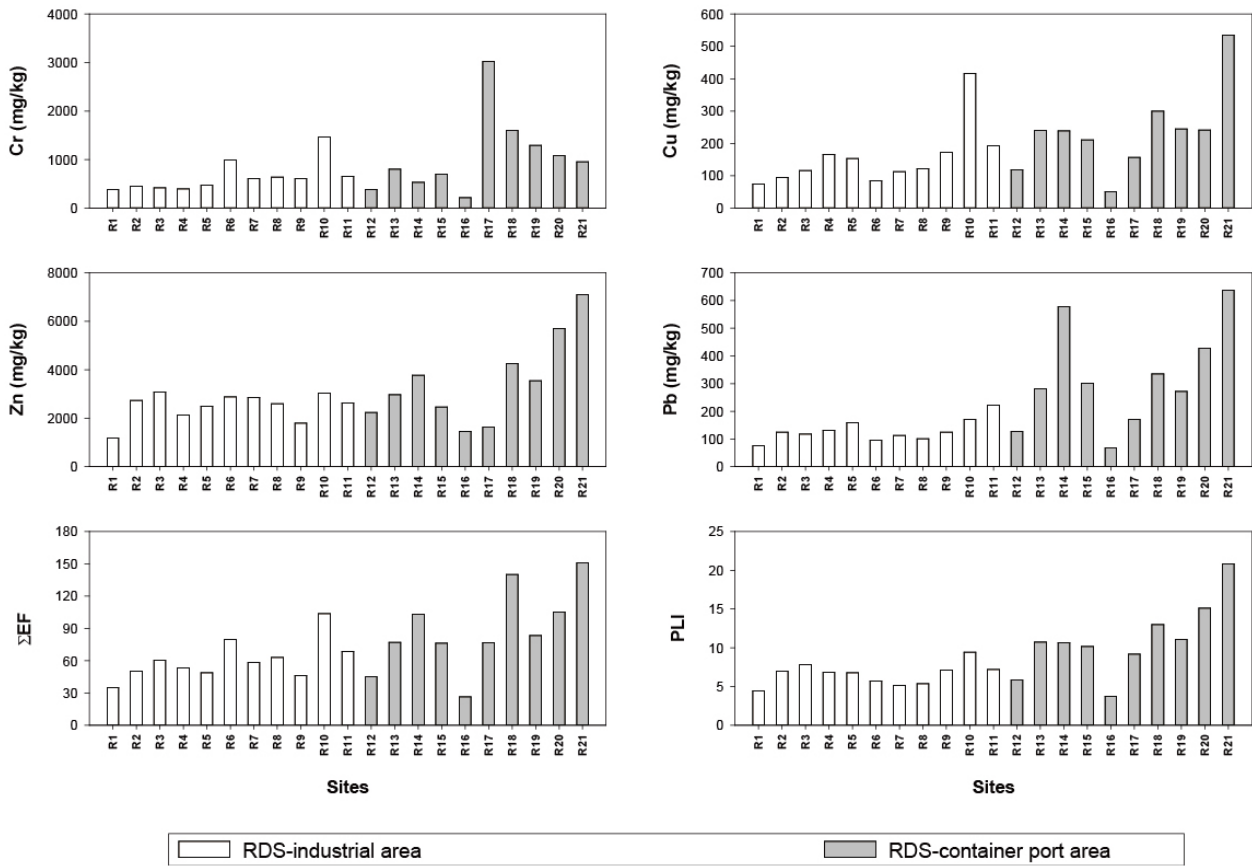


Fig. 2. Spatial distribution of Cr, Cu, Zn, Pb concentration, sum of EF value (SEF) and pollution load index (PLI) in <63 μm fraction of RDS in this study.

본 연구에서 분석된 8개 원소에 대한 오염부하지수(PLI)의 각 사이즈별 평균은 1.8~8.7이었으며, 125 μm 이하는 very highly polluted의 오염등급에 해당되었다. EF의 총합(SEF)과 PLI는 모두 R21 정점에서 가장 높은 오염도를 보였으며, 컨테이너 부두 지역이 광양 국가산업단지보다 높은 특징을 보였다(Fig. 2).

이전 연구를 통해 금속 산업위주의 업체가 가장 많이 존재하여 RDS 내 금속 오염도가 매우 높았던 시화 산업단지와 비교한 결과(Lee *et al.*, 2020a), Cr은 대부분의 입자크기에서 시화산업단지에 비해 농도가 높았다. 63 μm 이하의 경우, 본 연구지역은 시화산업단지에 비해 Ni, Zn, As, Cd, Hg는 60~88%(평균 75%) 수준이었다. 시화 산업단지의 산업시설구역 면적과 입주한 업체수는 각각 21,168 천 m^2 과 19,582개로 조사되었으며, 광양산업단지는 산업시설구역 면적은 유사하나(20,582 천 m^2) 입주한 업체수가 시화산업단지의 0.8%(162개)에 불과한 것으로 조사되었다(www.kicox.or.kr). 따라서 본 연구지역의 산업특성을 고려할 때 Ni, Zn, As, Cd, Hg의 오염도는 매우 높은 수준으로 판단된다.

광양 산업단지 RDS(63 μm 이하) 내 Cu와 Pb의 평균농도는 시화 산업단지에 비해 각각 11%와 15% 수준이었으나, 도시지역(Zafra *et al.*, 2011)과 유사한 수준이었다. 특히 광양 산업지역 RDS 내 Zn의 농도는 도시지역에 비해 약 5배 높은 특징을 보여 중금속 원소 중 Zn 오염이 심각한 상태임을 알 수 있었다(Table 1).

3.2 해양퇴적물 내 중금속 분포 및 오염도 평가

광양만 표층 퇴적물 내 중금속의 평균 농도는 Zn가 112 mg/kg으로 가장 높았으며 Cr>Pb>Ni>Cu>As>Cd>Hg의 순으로

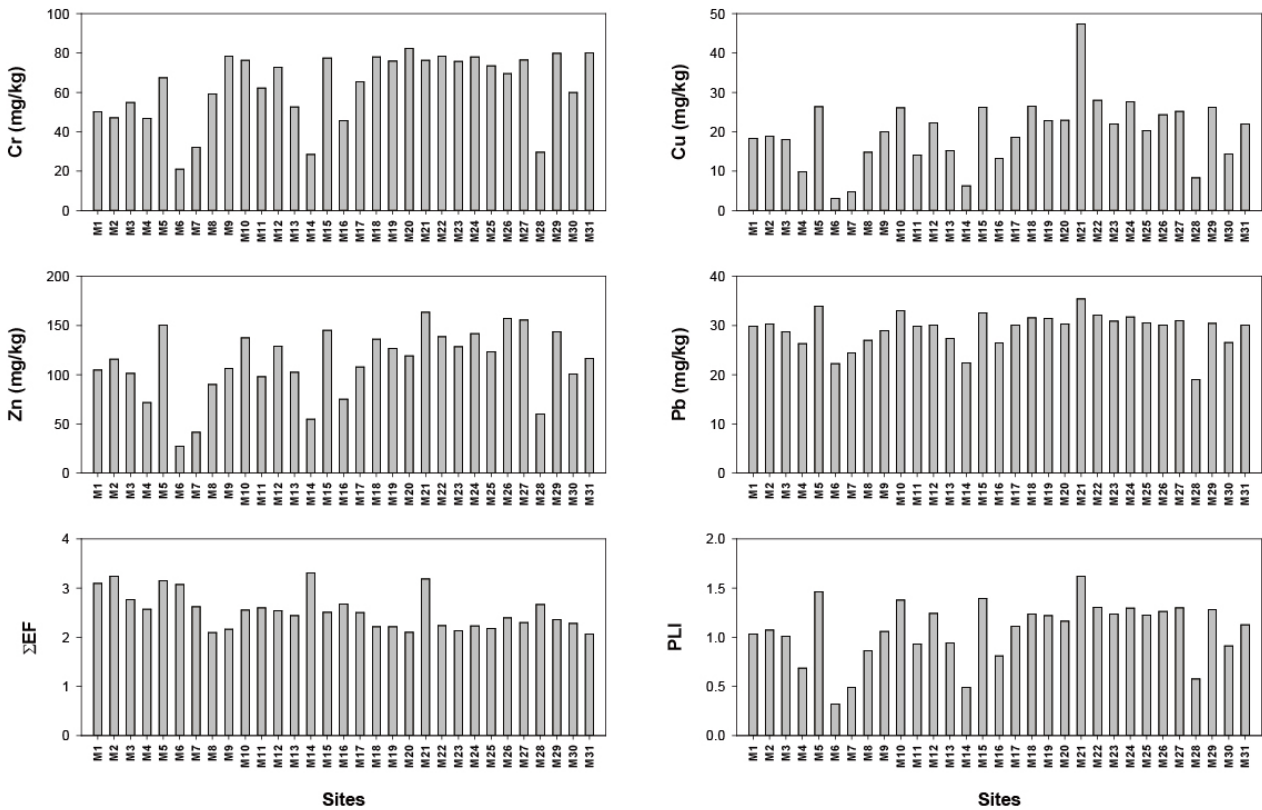


Fig. 3. Spatial distribution of Cr, Cu, Zn, Pb concentration, sum of EF value (SEF) and pollution load index (PLI) in the marine sediments of Kwangyang Bay.

나타났다(Table 1). 전반적으로 정점간 농도 차이는 적었으며, Cr과 Ni은 광양제철소 남측 해역인 M20에서 각각 82.3 mg/kg 과 34.6 mg/kg의 최대농도를 보였다(Fig. 3). Cu, Zn, As, Pb는 광양만 유입하천인 인덕천 및 작은 규모의 일반산업시설이 위치한 M21 정점에서 상대적으로 높은 농도를 나타냈다. Cd와 Hg은 모두 광양국가산업단지 동측 해역인 M5에서 각각 0.27 mg/kg과 0.060 mg/kg의 높은 농도로 존재하고 있었다. 대부분의 원소에서 광양산업단지-포스코 주변과 광양 컨테이너 부두 인접해역에서 상대적으로 높은 농도를 보이고 있었다.

EF의 평균은 0.1~0.5의 값으로 “deficiency to minimal enrichment”의 수준의 오염상태로 나타났다(Table 2). 8개 분석원소의 종합적인 오염도를 나타내는 오염부하지수 값은 평균 1.1이며, 전체 31개 정점 중 21개 정점이 1을 초과하여 “unpolluted to moderately polluted”의 등급으로 인위적인 오염이 다소 존재하는 것을 알 수 있었다(Fig. 3). 해양퇴적물 내 중금속의 농도를 국내 해양퇴적물 주의기준(Threshold effect level: TEL)과 비교한 결과, As만이 M21 정점에서 TEL을 초과하였으며, 나머지 금속 원소는 모두 TEL보다 낮은 농도로 존재하고 있었다.

광양만 해양퇴적물 내 중금속 농도는 Cr이 시화와 울산해역과 유사한 농도였으며, Ni, Zn, As, Cd, Pb는 48~67%의 농도 수준이었다(Table 2). 특히 Cu와 Hg의 평균농도는 시화 혹은 울산에 비해 약 20%의 농도 수준으로 다른 지역에 비해 이들 원소의 오염도가 상대적으로 낮음을 알 수 있었다. 광양만 해역에서의 1997년(Cho *et al.*, 2000), 2002년(Hyun *et al.*, 2003), 2010년(Ra *et al.*, 2013)등 과거자료와 비교한 결과, Zn이 2010년 이후 평균농도가 약 30~40% 증가한 것으로 나타났다.

연안해역 퇴적물의 금속오염원은 강, 하천을 통한 유입, 산업폐수, 대기유입, 비점오염원 유출 등 다양하다. 광양만에 위치한 섬진강 하천퇴적물 내 Cu, Zn, Pb의 평균농도는 각각 15.4 mg/kg, 50.4 mg/kg, 33.1 mg/kg로(NIER, 2008) Cu와 Zn는 해

양퇴적물의 평균보다 낮은 것으로 나타났다. 따라서 광양만 해역 퇴적물 내 Zn의 평균농도 증가는 육상 유역의 도로노면 등 불투수층에 존재하는 RDS가 강우시 배수시스템을 통해 유입되었을 가능성이 있는 것으로 판단된다.

3.3 도로축적퇴적물의 중금속 축적량과 오염기여율

도로 노면에 축적되어 있는 오염물질 농도가 높은 세립한 퇴적물은 바람에 의하여 재비산되거나(Amato *et al.*, 2009; Martuzevicius *et al.*, 2011), 강우 유출수를 통해 주변 환경에 크게 영향을 미친다(Malmquist, 1978; Ball *et al.*, 1998).

국내 도시지역 비산먼지에 의한 대기오염물질의 기여율은 도로 재비산 먼지가 77.7% 그리고 자동차 타이어 마모가 9.8%로, 교통활동이 직간접적으로 큰 영향을 미치는 것으로 보고된 바 있다(Yoo *et al.*, 2009). 입자 크기가 100 μm 이하인 RDS는 차량이동 또는 바람에 의해 쉽게 재부유되어 대기를 통해 주변지역으로 확산된다(Rogge *et al.*, 1993; Zhao *et al.*, 2014). 특히 도로먼지 중 세립한 입자는 주로 PM₁₀과 PM_{2.5}에 크게 기여 하는 것으로 나타났다(Kuhns *et al.*, 2001; Amato *et al.*, 2009; Bukowiecki *et al.*, 2010; Karanasiou *et al.*, 2011).

연구지역은 광양 컨테이너 부두 조성, 운영 이후 야적된 금속 원료 및 폐 고철에서 기원한 많은 양의 비산먼지 그리고 교통 활동에 의한 RDS의 재비산 등의 환경문제가 야기되고 있으나, 이에 대한 과학적 조사 및 연구 자료는 미흡하다. 광양만권 산업단지 주변지역 미세먼지(PM₁₀) 내 중금속 원소 중 Zn의 평균농도는 1,010 ng/m³(범위 631~1,658 ng/m³)로 다른 금속원소에 비해 매우 높은 특징을 보였다(NIER, 2017). PM₁₀ 내 Zn의 농도는 국내 대도시인 부산(219 ng/m³; Jeon and Hwang, 2014)과 산업지역을 포함한 울산(137 ng/m³; Moon *et al.*, 2001)에 비해 4~7배 높았다. 광양만 산업단지 주변 PM₁₀ 내 Fe, Ni, Cr, As는 국내 12개 지역 산단보다 평균적으로 2.1~2.7배 높은 수준으로 보고되었다(NIER, 2017). 본 연구에서 채취한 광양지역 RDS의 평균 입도는 200 μm (범위 94-437 μm)로, RDS 내 PM₁₀의 형태로 대기중으로 재비산될 가능성이 높은 10 μm 이하의 전체의 5%이다. 광양산업단지 및 컨테이너 부두 지역의 단위 면적당 총 RDS 양은 평균 1,147 g/m²이었으며, 63 μm 미만의 입자에서 Zn의 평균농도는 2,982 mg/kg였다. 도로먼지의 입자크기가 작아질수록 농도가 급격히 증가하는 경향 등을 고려할 때, 도로 노면에 고농도로 축적된 오염물질을 포함하는 RDS의 재비산과 확산은 광양지역 미세먼지(PM₁₀) 내 Zn의 오염을 가속화시키는 주요 요인으로 제시된다.

중금속 농도가 높은 세립한 RDS는 강우유출수에 의해 쉽게 주변 환경으로 이동되어 중금속 오염원으로 작용할 수 있다(Zhao *et al.*, 2016; Wang *et al.*, 2017; Logiewa *et al.*, 2020). Zhao *et al.*(2016)는 강우 전과 후 RDS 내 입자크기 분포 연구를 통하여 105 μm 미만의 세립한 입자가 강우에 의해 더 빠르게 재부유되어 이동하는 것으로 보고하였다. 또한 도시 지역에서 강우유출수(urban stormwater runoff)에 의해 도로 노면에서 씻겨(wash off)진 입자는 100 μm 미만이 우세한 것으로 나타났다(Brodie and Dunn, 2009; Zhao *et al.*, 2010). 국내 도시 지역에서도 강우유출수 내 입자상 중금속 농도가 강우 이전에 비해 큰 폭으로 증가하여, 도로, 콘크리트 등 육상유역의 불투수면에 축적된 도로먼지가 금속오염원으로 작용하는 것으로 보고한 바 있다(Jeong *et al.*, 2019). 또한 이전 연구를 통해 국내 산업단지 강우유출수에 125 μm 미만의 입자가 전체의 80%를 차지하는 결과를 제시한 바 있다(Lee *et al.*, 2020b).

연구지역의 RDS 입자 크기별 중금속 오염부하도를 Fig. 4에 제시하였다. 강우유출수에 의해 쉽게 수환경으로 이동가능한 125 μm 이하의 RDS의 양은 26%(무게 기준)로 적으나, Zn, Cd, Hg의 오염기여도는 50% 이상을 차지한다. 각 입자크기 별 단위면적당 중금속의 축적량을 Table 3에 제시하였으며, 63 μm 이하에서 Zn의 축적량은 313.7 mg/m²로 다른 7개 금속의 총합(155.9 mg/m²)보다 2배 이상 높아 Zn의 오염도 및 도로노면 축적량이 매우 높게 나타났다. 또한 컨테이너 부두 지역이 산업공단지역에 비해 RDS 내 단위면적당 금속 축적량이 높은 특징을 보였다. Zhao and Li(2003)의 도시지역 RDS 내 Zn의 축적

량인 25 mg/m²과 비교하면 산업활동 지역과 컨테이너 관련 항만시설에 의한 Zn 오염이 매우 심각한 것으로 나타났다.

Zn는 자동차 브레이크 라이닝에 높은 함량(약 1.9%)으로 포함되어 있으며(Thorpe and Harrison, 2008), 가황공정의 활성화 화제로 ZnO가 타이어에 첨가되기 때문에 타이어 내 Zn의 농도는 1.6~1.8% 범위이다(Weckwerth, 2001; Councell *et al.*, 2004; Apeagyei *et al.*, 2011). 타이어 마모에 의한 도로먼지 내 Zn 오염은 도시지역에서 주요한 오염원으로 널리 알려져 있다(Weckwerth, 2001). 또한 고강도 아연도금강판은 내식성이 우수하기 때문에 철이 포함된 금속에 아연합금 및 아연도금의

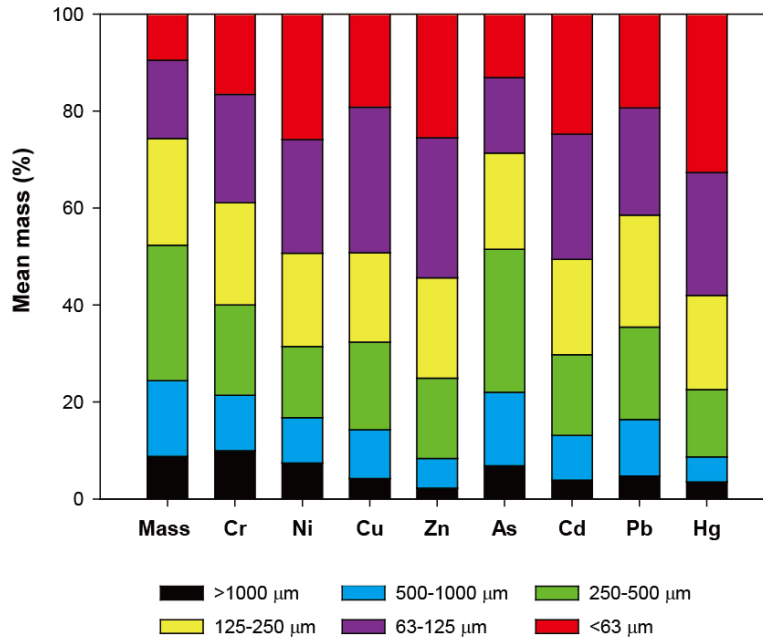


Fig. 4. Histogram of mean mass percentage for amount and heavy metals in different grain size fraction in RDS.

Table 3. Mass and heavy metals of RDS per unit area of industrial region by grain size fraction for this study

| | Size (μm) | Mass g/m ² | Cr mg/m ² | Ni mg/m ² | Cu mg/m ² | Zn mg/m ² | As mg/m ² | Cd mg/m ² | Pb mg/m ² | Hg mg/m ² |
|---|-----------|--------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|
| This study (Total area) | >1000 | 101.8 | 77.4 | 7.9 | 4.9 | 26.3 | 1.2 | 0.03 | 5.7 | 0.001 |
| | 500-1000 | 177.3 | 54.5 | 10.6 | 18.0 | 76.2 | 2.4 | 0.11 | 13.2 | 0.005 |
| | 250-500 | 318.6 | 102.2 | 16.5 | 37.5 | 200.2 | 4.2 | 0.13 | 19.8 | 0.011 |
| | 125-250 | 255.2 | 125.2 | 20.6 | 17.3 | 246.2 | 2.6 | 0.17 | 26.0 | 0.013 |
| | 63-125 | 186.3 | 136.5 | 26.6 | 33.1 | 359.0 | 2.2 | 0.022 | 25.0 | 0.017 |
| | < 63 | 108.1 | 85.8 | 28.6 | 18.5 | 313.7 | 1.8 | 0.22 | 21.0 | 0.018 |
| This study (Industrial area, R1-R11) | >1000 | 71.7 | 117.9 | 10.0 | 3.0 | 11.7 | 0.6 | 0.01 | 3.1 | 0.001 |
| | 500-1000 | 155.8 | 55.5 | 11.0 | 5.8 | 40.8 | 1.4 | 0.04 | 10.5 | 0.006 |
| | 250-500 | 350.8 | 79.9 | 11.2 | 14.3 | 117.8 | 3.3 | 0.09 | 16.1 | 0.008 |
| | 125-250 | 299.5 | 93.4 | 17.2 | 12.8 | 203.3 | 2.2 | 0.13 | 24.8 | 0.010 |
| | 63-125 | 204.8 | 100.2 | 26.8 | 24.3 | 318.3 | 1.4 | 0.18 | 19.6 | 0.016 |
| < 63 | 117.0 | 65.9 | 34.1 | 15.5 | 288.2 | 1.2 | 0.17 | 14.8 | 0.017 | |
| This study (Container terminal area, R12-R21) | >1000 | 134.9 | 32.8 | 5.7 | 7.0 | 42.3 | 1.9 | 0.05 | 8.7 | 0.002 |
| | 500-1000 | 201.0 | 53.4 | 10.1 | 31.5 | 115.1 | 3.4 | 0.19 | 16.2 | 0.003 |
| | 250-500 | 283.3 | 126.7 | 22.4 | 62.9 | 290.9 | 5.2 | 0.18 | 23.8 | 0.014 |
| | 125-250 | 206.6 | 160.2 | 24.4 | 22.3 | 293.2 | 3.1 | 0.23 | 27.2 | 0.016 |
| | 63-125 | 166.1 | 174.3 | 26.3 | 42.9 | 403.8 | 3.1 | 0.27 | 30.9 | 0.019 |
| < 63 | 98.3 | 107.6 | 22.5 | 21.7 | 341.7 | 2.4 | 0.28 | 27.9 | 0.018 | |

형태로 자동차 사업, 금속, 건설사업에 널리 사용되고 있다. 아연도금 충돌 방호벽 및 도로표지판에도 고농도의 Zn가 포함되어 있어 부식 혹은 사고 등에 의해 도로노면으로 축적된다(Helmreich *et al.*, 2010; Huber *et al.*, 2016). 광양 컨테이너 부두 지역에서는 조립식 공장이 다수 존재하며, 컨테이너 물동량이 많은 지역이다. 금속 패널을 이용한 조립식 공장, 건설현장의 안전펜스 및 컨테이너 등에는 녹방지를 위하여 아연도금강판을 주요하게 사용하고 있다. 해당 연구지역의 평균습도는 68%이며, 해양에서 가까워 해염입자의 영향을 직접적으로 받아 아연도금강판에서 부식되어 떨어진 Zn이 도로노면에 높은 농도로 축적되어 있던 것으로 판단된다. Zn를 포함한 단위면적당 금속의 축적량은 산업시설이 집중적으로 존재하는 산업단지 지역에 비해 컨테이너 부두 지역이 높은 결과를 보인 바 있다(Table 3).

광양산업단지 및 컨테이너 부두지역의 도로연장은 각각 23 km와 32 km이다. 조사지역에 따라 약간의 차이는 있으나 단위면적당 중금속 축적량 결과를 통해 연구지역 도로노면에는 막대한 양의 중금속이 축적되어 있음을 알 수 있었다. 중금속에 오염되어 도로에 축적된 세립한 퇴적물은 바람, 교통활동에 의한 재비산과 강우유출수를 통하여 주변 환경의 대기오염과 수환경(퇴적환경)의 금속 오염을 일으킬 우려가 높다. 광양만 지역은 반폐쇄성 지형이나 중앙부의 수심은 20-30 m로 깊으며, 광양만 권역으로 유입된 하천수의 80% 이상은 여수수로를 통해 외해로 유출되는 것으로 알려져 있다(Kim *et al.*, 2014). 이러한 지형적인 영향으로 광양만 해양퇴적물의 금속 오염도는 아직 낮은 상태를 보이나, 과거에 비해 해양퇴적물 내 Zn의 오염도가 증가하고 있으므로 육상에 존재하는 다양한 금속오염원을 저감시키기 위한 대책이 필요하다.

사 사

본 연구는 한국해양과학기술원의 연구비 지원(PE99812)에 의해 수행되었습니다. RDS 시료 채취에 도움을 주신 이승용님과 논문을 심사해주신 심사위원분들께 감사드립니다.

참고문헌(References)

- Amato, F., M. Pandolfi, M. Viana, X. Querol, A. Alastuev and T. Moreno, 2009. Spatial and chemical patterns of PM10 in road dust deposited in urban environment. *Atmos. Environ.*, **43**: 1650-1659.
- Apegyei, E., M.S. Bank and J.D. Spengler, 2011. Distribution of heavy metals in road dust along an urban-rural gradient in Massachusetts. *Atmos. Environ.*, **45**: 2310-2323.
- Ball, J.E., R. Jenks and D. Aubourg, 1998. An assessment of the availability of pollutant constituents on road surfaces. *Sci. Total Environ.*, **209**: 243-254.
- Brodie, I. and P. Dunn, 2009. Suspended particle characteristics in storm runoff from urban impervious surfaces in Toowoomba, Australia. *Urban Water J.*, **6**: 137-146.
- Bukowiecki, N., P. Lienemann, M. Hill, M. Furger, A. Richard, F. Amato, A.S.H. Prevot, U. Baltensperger, B. Buchmann, R. Gehrig, 2010. PM10 emission factors for non-exhaust particles generated by road traffic in an urban street canyon and along a freeway in Switzerland. *Atmos. Environ.*, **44**: 2330-2340.
- Chen, L., X. Zhi, Z. Shen, Y. Dai and G. Aini, 2018. Comparison between snowmelt-runoff and rainfall-runoff nonpoint source pollution in a typical urban catchment in Beijing, China. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, **25**: 2377-2388.
- Cho, Y.G., C.B. Lee and C.H. Koh, 2000. Heavy metals in surface sediments from Kwangyang Bay, South coast of Korea. *J. Kor. Soc. Oceanogr.*, **5**: 131-140.
- Councill, T.B., K.U. Duckenfield, E.R. Landa and E. Callender, 2004. Tire-wear particles as a source of zinc to the environment. *Environ. Sci. Technol.*, **38**: 4206-4214.

- Drake, J., A. Bradford and T.V. Seters, 2014. Stormwater quality of spring-summer-fall effluent from three partial-infiltration permeable pavement systems and conventional asphalt pavement. *J. Environ. Manage.*, **139**: 69-79.
- Folens, K., T. van Acker, E., Bolea-Fernandez, G. Cornelis, F. Vanhaecke, G. Dulaing and S. Rauch, 2018. Identification of platinum nanoparticles in road dust leachate by single particle inductively coupled plasma-mass spectrometry. *Sci. Total Environ.*, **615**: 849-856.
- Helmreich, B., R. Hilliges, A. Schriewer and H. Horn, 2010. Runoff pollutants of a highly trafficked urban road-Correlation analysis and seasonal influences. *Chemosphere*, **80**: 991-997.
- Hilliges, R., M. Endres, A. Tiffert, E. Brenner and T. Marks, 2017. Characterization of road runoff with regard to seasonal variations, particle size distribution and the correlation of fine particles and pollutants. *Water Sci. Technol.*, **75**: 1169-1176.
- Huber, M., A. Welker and B. Helmreich, 2016. Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff: Occurrence, influencing factors and partitioning. *Sci. Total Environ.*, **541**: 895-919.
- Hyun, S.M., T. Lee, J.S. Choi, D.L. Choi and H.J. Woo, 2003. Geochemical characteristics and heavy metals pollutions in the surface sediments of Gwangyang and Yeosu Bay, south coast of Korea. *J. Kor. Soc. Oceangro.*, **8**: 380-391.
- Jeong, H., J. Lee, J.Y. Choi, K.T. Kum, E.S. Kim, C. Sun, J.K. Park and K. Ra, 2019. Study on dissolved and particulate heavy metals in stream water and stormwater runoff from Suyeong watershed in Busan special management area, Korea. *J. Korean Soc. Mar. Environ. Energy*, **22**: 203-214.
- Jeon, B.I. and Y.S. Hwang, 2014. Characteristics of metallic and ionic concentration in PM10 and PM2.5 in Busan. *J. Environ. Sci. Int.*, **23**: 819-827.
- Karanasiou, A., T. Moreno, F. Amato, J. Lumberras, A. Narros, R. Borge, A. Tobias, E. Boldo, C. Linares, J. Pey, C. Reche, A. Alastuey, X. Querol, 2011. Road dust contribution to PM levels — evaluation of the effectiveness of street washing activities by means of positive matrix factorization. *Atmos. Environ.*, **45**: 2193-2201.
- Kim, B.J., Y.J. Ro, K.Y. Jung and K.S. Park, 2014. Numerical modeling of circulation characteristics in the Kwang yang Estuarine system. *J. Kor. Soc. Coast. Ocean Eng.*, **25**: 253-266.
- Kuhns, H., V. Etyemezian, D. Landwehr, C. MacDougall, M. Pitchford, M. Green, 2001. Testing re-entrained aerosol kinetic emissions from roads (TRAKER): a new approach to infer silt loading on roadways. *Atmos. Environ.*, **35**: 2815-2825.
- Lanzerstorfer, C., 2018. Heavy metal in the finest size fractions of road-deposited sediments. *Environ. Pollut.*, **239**: 522-531.
- Lee, J., H. Jeong, K. Ra and J.Y. Choi, 2020a. Assessment of particle size distribution and pollution impact of heavy metals in road-deposited sediments(RDS) from Shihwa industrial complex. *Kor. Soc. Environ. Impact Assess.*, **29**: 8-25.
- Lee J., H. Jeong, J.Y. Choi and K. Ra, 2020b. Characteristics and assessment of metal pollution and their potential sources in stormwater runoff from Shihwa industrial complex, Korea. *Kor. J. Ecol. Environ.*, (in press).
- Liu, A., Y. Ma, J.M.A. Gunawardena, P. Egodawatta, G.A. Ayoko and A. Goonetilleke, 2018. Heavy metals transport pathways: The importance of atmospheric pollution contributing to stormwater pollution. *Ecotox. Environ. Safe.*, **164**: 696-703.
- Logiewa, A., A. Miazgowiec, K. Krennhuber and C. Lanzerstorfer, 2020. Variation in the concentration of metals in road dust size fractions between 2 μ m and 2mm: Results from three metallurgical centres in Poland. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, **78**: 46-59.
- Ma, Y., P. Egodawatta, J. McGree, A. Liu and A. Goonetilleke, 2016. Human health risk assessment of heavy metals in urban stormwater runoffs. *Sci. Total Environ.*, **557-558**: 764-772.
- Malmquist, P.A., 1978. Atmospheric fallout and street cleaning: effects on urban storm water and snow. *Prog. Water Technol.*, **10**: 495-505.
- Martuzevicius, D., L. Kliucininkas, T. Prasauskas, E. Krugly, V. Kauneliene and B. Strandberg, 2011. Resuspension of particle matter and PAHs from street dust. *Atmos. Environ.*, **45**: 310-317.

- Moon, J.Y., Y.B. Kim, J.Y. Lee and G.H. Jeong, 2001. Distribution characteristics of heavy metals in the ambient air of Ulsan area. *Anal. Sc. Technol.*, **14**: 442-450.
- NIER (National Institute of Environmental Research), 2008. Monitoring of river and lake sediments. pp. 410.
- NIER (National Institute of Environmental Research), 2017. An estimation study of major air pollutants for residential area around Gwangyang industrial complex (NIER-SP2016-297). pp. 483.
- Ra, K., E.S. Kim, K.T. Kim, J.K. Kim, J.M. Lee and J.Y. Choi, 2013. Assessment of heavy metal contamination and its ecological risk in the surface sediments along the coast of Korea. *J. Coast. Res.*, **SI65**: 105-110.
- Rogge, W.F., L.M. Hildemann, M.A. Mazurek, G.R. Cass and B.R. Simoneit, 1993. Sources and fine organic aerosol. 3. Road dust, tire debris and organometallic brake lining dust: roads as sources and sinks. *Environ. Sci. Technol.*, **27**: 1892-1904.
- Rudnick, R.I. and S. Gao, 2003. Composition of the continental crust. In: Rudnick, R.L., editor. *The crust*, Elsevier, pp. 1-64.
- Shahsavari, G., G. Arnaud-Fassetta and A. Campisano, 2017. A field experiment to evaluate the cleaning performance of sewer flushing on non-uniform sediment deposit. *Water Res.*, **118**: 59-69.
- Sutherland, R.A., 2003. Lead in grain size fractions of road-deposited sediment. *Environ. Pollut.*, **121**: 229-237.
- Taylor, S.R., 1964. Abundance of chemical elements in the continental crust: a new table. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **28**: 1273-1285.
- Thorpe, A. and R.M. Harrison, 2008. Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: a review. *Sci. Total Environ.*, **400**: 270-282.
- Tomlinson D.L., J. Wilson, C.R. Harris and D.W. Jeffrey, 1980. Problems in assessment of heavy metals in estuaries and the formation of pollution index. *Helgoland Mar. Res.*, **33**: 566-575.
- Wang, Q., Q. Zhang, Y. Wu and X.C. Wang, 2017. Physicochemical conditions and properties of particles in urban runoff and rivers: implications for runoff pollution. *Chemosphere*, **173**: 318-325.
- Weckwerth, G., 2001. Verification of traffic emitted aerosol components in the ambient air of Cologne (Germany). *Atmos. Environ.*, **35**: 5525-5536.
- Wentworth, C.K., 1992. A Scale of Grade and Class Terms for Clastic Sediments. *J. Geol.*, **30**: 377-392.
- Yongming, H., D. Peixuan, C., Junji and E.S. Posmentier, 2006. Multivariate analysis of heavy metal contamination in urban dusts of Xi'an, Cent, China. *Sci. Total. Environ.*, **355**: 176-186.
- Yoo, E.C., W.G. Dou and J.G. Cho, 2009. Study of the control of re-suspended dust from paver road. The annual Report of BIHE, **19**: 177-186.
- Zafra, C.A., J. Temprano and J. Suarez, 2017. A simplified method for determining potential heavy metal loads washed-off by stormwater runoff from road-deposited sediment. *Sci. Total Environ.*, **601-602**: 260-270.
- Zafra, C.A., J. Temprano and I. Tejero, 2011. Distribution of the concentration of heavy metals associated with the sediment particles accumulated on road surface. *Environ. Technol.*, **32**: 997-1008.
- Zhao, H., X. Chen, S. Hao, Y. Jiang, J. Zhao, J. Zou and W. Xie, 2016. Is the wash-off process of road-deposited sediment source limited or transport limited? *Sci. Total. Environ.*, **563-564**: 62-70.
- Zhao, H. and X. Li, 2013. Understanding the relationship between heavy metals in road-deposited sediments and washoff particles in urban stormwater using simulated rainfall. *J. Hazard. Mater.*, **246-247**: 267-276.
- Zhao, H., X. Li, X. Wang and D. Tian, 2010. Grain size distribution of road-deposited sediment and its contribution to heavy metal pollution in urban runoff in Beijing, China. *J. Hazard. Mater.*, **183**: 203-210.
- Zhao, N., X. Lu and S. Chao, 2014. Level and contamination assessment of environmentally sensitive elements in smaller than 100 μm street dust particles from Xining, China. *Int. J. Environ. Rs. Public Health*, **11**: 2536-2549.