



Original Article

자성을 이용한 시화호 유역 산업단지 도로먼지 내 중금속 오염원 추적

정혜령^{1,3} · 이지현^{1,4} · 김경태² · 김은수² · 나공태^{2,5,†}

¹한국해양과학기술원 해양환경연구센터 UST협동연수생

²한국해양과학기술원 해양환경연구센터 책임연구원

³과학기술연합대학원대학교 한국해양과학기술원 스쿨 해양과학(해양학) 박사과정

⁴과학기술연합대학원대학교 한국해양과학기술원 스쿨 해양과학(해양학) 석사과정

⁵과학기술연합대학원대학교 한국해양과학기술원 스쿨 해양과학(해양학) 교수

Identification on Metal Pollution Sources in Road Dust of Industrial Complex Using Magnetic Property Around Shihwa Lake Basin

Hyeryeong Jeong^{1,3}, Jihyun Lee^{1,4}, Kyung-Tae Kim², Eun-Soo Kim², and Kongtae Ra^{2,5,†}

¹UST Student-in-training, Marine Environmental Research Center, Korea Institute of Ocean Science & Technology (KIOST), Busan 49111, Korea

²Principal Research Scientist, Marine Environmental Research Center, Korea Institute of Ocean Science & Technology (KIOST), Busan 49111, Korea

³Ph. D Student, Department of Ocean Science(Oceanography), KIOST School, Korea University of Science & Technology (UST), Busan 49111, Korea

⁴Master's Student, Department of Ocean Science(Oceanography), KIOST School, Korea University of Science & Technology (UST), Busan 49111, Korea

⁵Professor, Department of Ocean Science(Oceanography), KIOST School, Korea University of Science & Technology (UST), Busan 49111, Korea

요 약

본 연구에서는 시화호 유역 산업단지 도로먼지 내 중금속 오염원 추적과 공간분포 특성, 금속 오염도/위해성 평가를 위하여 도로먼지를 채취하였으며, 자성을 이용하여 중금속 분석을 실시하였다. 도로먼지 내 중금속의 평균농도는 Cr 498 mg/kg, Ni 164 mg/kg, Cu 992 mg/kg, Zn 1,824 mg/kg, As 19.4 mg/kg, Cd 2.22 mg/kg, Pb 612 mg/kg, Hg 0.08 mg/kg로 나타났다. Cr, Ni, Cu, Zn, Pb의 변동계수(CV)가 100%를 초과하고 있어 인위적인 오염원이 존재하고 있었다. 자성 부분(magnetic fraction)에서의 Cr, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb, Hg의 평균농도가 비자성 부분(non-magnetic fraction)에 비해 2~35 배 높았으며, 시화호 산업단지가 반월산업단지에 비해 높은 특징을 보였다. 농집지수를 이용한 오염도 평가 결과는 반월, 시화호 산업단지 도로먼지 내 Cr, Cu, Zn, Cd, Pb이 “심한 오염(heavily polluted)”에 해당되는 것으로 나타나, 차량기인 타이어, 브레이크, 엔진 등의 마모를 통한 공급이 있음을 알 수 있었다. Cu와 Zn는 차량기인 뿐만 아니라 금속물질의 제조와 사용 등 다양한 오염원의 영향을 크게 받는 것으로 판단된다. 도로먼지 내 중금속 농도는 전체 도로먼지(total fraction) 52%, 자성 부분 100%, 비자성 부분 52%가 심각하게 오염된 “매우 나쁨”에 해당되는 결과를 얻었다. 전체 도로먼지 중 자성 부분은 양으로는 14%를 차지하지만, 중금속의 양은 Cr 79%, Ni 78%, Cu 40%, Zn 45%, Cd 38%, Pb 29%, Hg 46%를 차지하고 있었다. 도로먼지에서 63 μm 이하가 차지하는 평균 비율은 28.6%로 나타났으며, 이는 시화호로 유입되는 하천을 오염시키는 주요 원인으로, 추가적인 오염원 방지 대책이 필요하다고 판단된다. 또한 도로먼지 청소시 자성을 이용한다면 도로먼지의 상당량을 제거할 수 있어 효율적으로 활용될 수 있을 것이다.

Abstract – Road dust samples were collected in order to assess the road environment qualities such as metal contents and ecological risk and to identify the metal contamination sources using magnetic property from industrial complex in the Shihwa Lake basin. The mean concentrations of heavy metals in road dust were: 498 mg/kg Cr, 164 mg/kg Ni, 992 mg/kg Cu, 1,824 mg/kg Zn, 19.4 mg/kg As, 2.22 mg/kg Cd, 612 mg/kg Pb and 0.08 mg/kg Hg. Coefficient of variance (CV) of Cr, Ni, Cu, Zn and Pb showed very high variability and variability for Cd was lowest, indicating the

†Corresponding author: ktra@kiost.ac.kr

presence of anthropogenic pollution sources. Cr, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb and Hg concentrations in magnetic fraction was 2~35 times higher than in non-magnetic fraction. Metal concentrations in the road dust from Shihwa industrial complex were much higher than those from Banweol industrial complex in all fractions. The assessment of geo-accumulation index indicated that the studied sites are heavily polluted with metals such as Cr, Cu, Zn, Cd and Pb. There are significant associations among Cr, Ni, Cd, Pb which suggest the same origin, as the wear of vehicle-related parts such as tire, brake and engine. Because Cu and Zn are weakly related other metals except for As, Cu and Zn might be affected by road traffic, the manufacture and use of metallic substances in light industry and other sources. The percentage of "very poor" category was about 52%, 100%, 52% for total, magnetic and non-magnetic fractions of road dust, respectively, indicating highly potential ecological risk. Although the relative percentage of magnetic fraction occupied about 14% of total road dust, the heavy metal loads in magnetic fraction accounted for 79%, 78%, 40%, 45%, 38%, 29%, 46% of total road dust load, Cr, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb, Hg, respectively. Road dust samples of less than 63 μm accounted for 28.6% which is the pollution sources of rivers flowing into Shihwa Lake. In addition, magnetic road sweepers can be used efficiently because they can remove a considerable amount of road dust.

Keywords: Road dust(도로먼지), Heavy metal(중금속), geo-accumulation index(농집지수), Pollution load index(오염부하지수), Industrial complex(산업단지)

1. 서 론

지속적인 도시화 및 산업화로 인하여 지붕, 도로, 콘크리트 등 불투수 면적의 급속한 증가와 강우 유출량의 증가는 자연의 물순환 구조 변화를 야기시킨다. 하수 또는 폐수 처리장 등 환경기초시설 증대와 하수관거의 확충으로 인한 비점오염원에 대한 수질오염 기여도는 증가하고 있으며 이로 인한 주변 환경의 수질악화는 사회적 문제가 되고 있다(Jatun *et al.*[2008]; Laurenson *et al.*[2013]; Lee *et al.*[2002]; Soller *et al.*[2005]). 일반적으로 토지의 불투수율이 25% 이상일 경우, 비점오염의 영향을 차단하기 어렵다고 알려져 있으나, 전형적인 도시환경에서의 불투수면적은 전체면적에 60~100%를 차지하고 있다(Lu and Weng[2006]).

연안오염총량관리제도가 시행중인 시화호 유역에 존재하는 반월 및 시화산업단지는 기계, 전기전자 등의 경공업이 발달한 지역으로 전체 국가산업단지 중 약 38%에 해당되는 17,442개의 업체가 존재하고 있다. 시화호 산업단지 주변 하천 및 연안에서 중금속 오염은 지속적으로 보고되었다(Kim *et al.*[2009]; Ra *et al.*[2011]; Ra *et al.*[2013]; Jeong *et al.*[2016]; Jeong *et al.*[2017]). 그리고 강우유출수 연구를 통하여 불투수 표면에 축적되어 있는 오염물질이 강우시 재부유되어 우수관을 통해 시화호로 직접 유출되는 비점오염 형태의 중금속 오염 또한 제시된 바 있다(Ra *et al.*[2014]).

도로먼지(road dust) 혹은 도로노면 축적퇴적물(road deposited sediment)은 차량배기, 타이어와 브레이크의 마모, 차량차체의 부식, 아스팔트, 도로난간, 해빙염, 페인트 표지, 살충제, 제초제 등을 포함한 유기 혹은 무기 오염물질의 저장고이자 공급원이다(Aryal *et al.*[2010]; Murakami *et al.*[2008]; Perry and Taylor[2007]). 도로먼지는 주요한 비점오염원으로 인식되고 있으나 dynamic한 특징으로 인하여 분류하거나 관리하기 어려우며(Li *et al.*[2015]), 차량 및 바람에 의해 재부유되어 주변환경으로 확산되어 도시 및 산업단지에서 대기 입자물질(particulate matter; PM)의 주요한 공급원이기도 하다(Amato *et al.*[2009]; Pant and Harrison[2013]). 아울러 강우, 폭풍, 도로물청소(street-washing events)동안 오염물질이

축적된 도로먼지 입자는 씻겨져 최종적으로는 주변 수환경으로 유입, 퇴적됨으로써 지속적으로 환경에 해로운 영향을 미치기도 한다(Murakami *et al.*[2008]; Yu *et al.*[2001]; Stead-Dexter and Ward[2004]). 반월과 시화산업단지의 총 면적 중 공업, 상업지역, 공공시설지역, 교통지역이 차지하는 면적은 11.2 km^2 과 9.8 km^2 로 이들 지역의 불투수 면적은 전체의 80.5%와 92.2%에 해당되어 산업단지 표면에 축적되어 있는 도로먼지에 대한 중금속오염에 대한 조사가 필요하다. 따라서 본 연구에서는 특별관리해역인 시화호의 중금속 오염원을 추적하기 위하여 산업단지 도로노면에 축적되어 있는 도로먼지 내 중금속의 공간분포 특성과 함께 오염도 평가를 수행하였고, 자성분리를 통한 도로먼지의 효율적인 제거방안에 대한 고찰을 실시하였다.

2. 재료 및 방법

2.1 시료채취

도로먼지 시료는 반월·시화산업단지(반월 11개, 시화 14개 정점) 총 25개 정점에서 채취하였다(Fig. 1). 시료채취면적 0.25 m^2 (0.5 m×0.5 m)에 대하여 포장도로 파손 및 미세입자 손실방지를 위하여 plastic fiber brush로 가볍게 쓸어주며 진공흡입식 청소기(DC-35, Dyson, UK)로 각 정점 당 4군데 이상 도로먼지를 채취하여 대표성을 확보하였다. 시료채취 후 2 mm의 나일론 seive를 이용하여 큰 사이즈의 플라스틱, 식물조각 등을 제거하였고, 40 °C에서 오븐건조를 실시하였다. 채취된 도로먼지는 총 중량을 측정하고 시료채취면적을 이용하여 단위면적당 도로먼지의 양(g/m^2)을 계산하였다. 전체 도로먼지 시료는 자성을 이용하여 자성 부분(magnetic fraction)과 비자성 부분(non-magnetic fraction)으로 구분하였다. 중금속 분석을 위한 시료는 일부를 덜어 자동분쇄기(Pulverisette 6, Fritsch Co., Germany)로 분쇄 및 균질화를 시켰다.

2.2 중금속, 입도 및 대자율 분석

중금속은 분쇄된 도로먼지 시료 약 0.1 g을 Teflon digestion bomb에



Fig. 1. Map showing sampling sites for road dust in the Banweol (blue color) and Shihwa (red color) Industrial complexes around the land basin of Shihwa Lake.

넣고 고순도(Suprapur-grade, Merck Co., Germany)의 불산(HF), 질산(HNO₃)과 과염소산(HClO₄)의 혼합산을 넣고 Hot plate(OD-98-002T, OD Lab Co., Korea)로 180°C에서 24시간 가열하여 용기내의 시료를 완전분해하였다(Ra *et al.*[2011]). 완전분해 후 혼합산을 증발건고 시킨 뒤 1% 질산(HNO₃)을 가해 10 mL로 맞춘 뒤 농도에 따라 적절하게 희석하여 ICP-MS(iCAP-Q, Thermo Fisher Scientific, USA)로 Cr, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Pb를 분석하였다. Hg 분석은 US EPA method 7473에 의하여 열분해 및 금아말갈법을 이용한 Hydra-C(Teledyne Technology Co., USA)를 이용하여 분석하였다. 분석된 도로먼지 내 중금속 자료의 정확도를 검증하기 위하여 2가지 종류의 퇴적물 표준물질 MESS-4(National Research Council, Canada)과 BCR-667(Institute for Reference Materials and Measurements, EU)를

시료와 함께 처리하여 측정하였으며, 회수율은 98.1(Pb)~108.6(Cr)%의 좋은 결과를 보였다(Table 1).

도로먼지 입도 분석은 시료를 35% 과산화수소(H₂O₂)와 1 N 염산(HCl)으로 유기물과 무기탄소를 제거한 뒤 입도분석기(Mastersizer 2000, Malvern Instruments Ltd., UK)를 이용하여 분석하였다. 대자율(magnetic susceptibility; MS)은 건조된 도로먼지 시료를 플라 스틱 시료용기에 담은 후 대자율 측정기(MS2 magnetic susceptibility meter, Bartington Instrument, UK)를 이용하여 분석하였다.

2.3 중금속 오염도 및 위해성 평가

시화호 유역 산업단지 내 도로먼지에서의 개별 중금속 원소의 오염도를 평가하기 위하여 농집지수(geo-accumulation index; I_{geo})를

Table 1. Accuracy and precision data of ICP-MS using certified reference materials (MESS-4 and BCR-667) for heavy metals

| Metals | MESS-4 | | | BCR-667 | | |
|--------|-------------------------|------------------------|--------------|-------------------------|------------------------|--------------|
| | Certified value (mg/kg) | Measured value (mg/kg) | Recovery (%) | Certified value (mg/kg) | Measured value (mg/kg) | Recovery (%) |
| Cr | 94.3±1.8 | 93.6±5.4 | 99.3 | 178 | 193±5 | 108.6 |
| Ni | 42.8±1.6 | 42.0±1.0 | 98.2 | 128 | 131±2 | 102.3 |
| Cu | 32.9±1.8 | 33.5±3.8 | 101.8 | 60 | 62±1 | 104.0 |
| Zn | 147±6 | 158.7±3.7 | 108.0 | 175 | 177±3 | 101.0 |
| As | 21.7±2.8 | 21.9±1.1 | 100.7 | 14.3-19.9 | 19.8±0.5 | 99.6 |
| Cd | 0.28±0.04 | 0.28±0.01 | 101.5 | 0.67 | 0.69±0.03 | 103.3 |
| Pb | 21.5±1.2 | 21.1±0.3 | 98.1 | 31.9 | 31.3±0.6 | 98.1 |
| Hg | 0.08±0.06 | 0.08±0.001 | 102.8 | - | - | - |

사용하였다. 농집지수는 각 금속원소에 대하여 총 7개의 등급으로 오염여부를 판단하며, 다음과 같은 식에 의하여 계산하였다 (Muller[1969]; Forstner *et al.*[1990]).

$$I_{geo} = \text{Log}_2\left(\frac{C_n}{1.5 \times B_n}\right)$$

여기서, C_n 과 B_n 은 각 금속에 대한 분석된 농도와 배경농도이며, 1.5는 지각기원에 대한 영향을 보정하기 위하여 사용된다. 본 연구에서의 배경농도는 Rudnick and Gao[2003]의 지각의 금속농도를 이용하였다.

오염부하지수(pollution load index: PLI)는 개별오염도가 아닌 분석된 원소의 종합적인 독성영향과 배경농도에 비해 얼마나 금속 농도가 초과되어 있는지 평가하는데 사용되며(Tomlinson *et al.* [1980]), 아래와 같이 분석된 8개 금속을 이용하여 계산하였다.

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

CF값은 각 금속에 대해 분석농도와 배경농도의 비를 나타내며, 배경농도는 농집지수와 마찬가지로 지각의 평균농도를 사용하였다.

국내 하천퇴적물 항목별 오염평가기준(국립환경과학원 예규 제 2015-687호)은 금속류를 I~IV 등급으로 구분하여 오염도를 평가하고 있다(NIER[2015]). 본 연구에서의 산업단지 내 도로먼지는 강우를 통해 하천으로 유출되기 때문에 하천퇴적물의 기준을 적용하였다. I 등급은 저서생물에 독성이 나타날 가능성이 거의 없음, II 등급은 저서생물에 독성이 나타날 가능성 있음, III 등급은 저서생물에 독성이 나타날 가능성이 비교적 높음, IV등급은 저서생물에 독성이 나타날 가능성이 매우 높음으로 등급별 퇴적물의 상태를 구

분하고 있다(Table 2).

퇴적물 내 금속 항목별 오염평가 기준과의 비교를 통해, 등급별 퇴적물의 상태 및 독성 영향을 판단하고 있다. 금속의 농도가 모두 I 등급 이하일 경우, 지질이나 대기의 영향을 일반적인 정도로 받는 곳에서 나타나는 “보통”의 오염단계이다. 기준이 설정된 금속류 8개 항목 중 II 등급 또는 III 등급 항목이 1개 이상일 경우 “약간 나쁨”으로 추가적인 독성시험을 통해 악영향 확인이 필요한 오염 상태이다. 금속류 II 등급 기준 지수(mPELQ)는 금속류 항목별 농도를 II 등급으로 나누어 각 금속별로 계산한 값의 합을 금속원소 개수(8)로 나눈 값을 나타낸다. 다음과 같은 식에 의해 계산된 금속류 II 등급 기준 지수(mPELQ)가 0.34 이상일 때에는 “나쁨”의 오염등급으로 독성이 나타날 가능성이 높기 때문에 조사 범위를 상하류로 확대하여 오염 규모 확인이 필요한 등급으로 설정되어 있다.

$$\text{금속류 II 등급 기준 지수(mPELQ)} = \frac{\sum_{i=1}^8 \left(\frac{EC_i}{PEL_{Ki}}\right)}{8}$$

여기서 EC_i 는 금속류 항목별 농도, PEL_{Ki} 는 금속류 항목별 II 등급 기준치이다. 금속 농도가 하나라도 IV 등급 이상일 경우에는 심각하고 명백하게 오염되었으며, “매우 나쁨”의 등급으로 중장기적으로 배출시설 및 공공수역 관리가 필요한 것으로 설정되어 있다.

3. 결과 및 고찰

3.1 단위면적당 도로먼지의 양, 대자율, 중금속 농도의 공간 분포 특성

시화호 유역 산업단지 내 단위면적당 전체 도로먼지의 양은 평

Table 2. Amount of road dust (RD) surface load (g/m²), magnetic susceptibility (MS), metal concentrations and pollution load index for total, magnetic (mag.) and non-magnetic (non-mag.) fractions in road dust of this study and literature data

| | | RD | MS | Cr | Ni | Cu | Zn | As | Cd | Pb | Hg | PLI |
|------------------------------|-----------|------------------|---------------------|-------|------|-------|--------|-------|-------|------|-------|-----|
| | | g/m ² | 10 ⁻⁶ SI | mg/kg | | | | | | | | |
| Total | min. | 150 | 17.3 | 72 | 27 | 38 | 207 | 8.5 | 0.6 | 61 | 0.02 | 2 |
| | max. | 1287 | 410.4 | 1909 | 718 | 12305 | 8221 | 74.8 | 5.2 | 3439 | 0.23 | 21 |
| | mean | 432 | 132.5 | 498 | 164 | 992 | 1824 | 19.4 | 2.2 | 612 | 0.08 | 8 |
| | CV(%) | 62 | 69 | 104 | 104 | 242 | 104 | 68 | 49 | 109 | 84 | 58 |
| Mag. | min. | 15 | 66.4 | 826 | 289 | 323 | 1101 | 1.6 | 1.7 | 196 | 0.08 | 7 |
| | max. | 126 | 1261 | 14101 | 3136 | 75564 | 53669 | 35.0 | 6.6 | 4954 | 0.71 | 41 |
| | mean | 56 | 409.6 | 2709 | 890 | 4095 | 6319 | 13.6 | 3.8 | 1205 | 0.24 | 14 |
| | CV(%) | 59 | 60 | 103 | 92 | 364 | 163 | 51 | 38 | 91 | 66 | 46 |
| Non-mag. | min. | 113 | 0.9 | 37 | 11 | 31 | 132 | 8.6 | 0.4 | 61 | 0.01 | 2 |
| | max. | 1179 | 2.4 | 214 | 78 | 7951 | 7172 | 33.7 | 1.7 | 2982 | 0.20 | 9 |
| | mean | 376 | 1.4 | 78 | 28 | 756 | 1443 | 16.7 | 1.0 | 526 | 0.05 | 4 |
| | CV(%) | 66 | 27 | 58 | 60 | 209 | 132 | 41 | 39 | 109 | 93 | 51 |
| SQG ^a | class I | | | 112 | 40 | 48 | 363 | 15 | 0.4 | 59 | 0.07 | |
| | class II | | | 224 | 87.5 | 228 | 1170 | 44.7 | 1.87 | 154 | 0.67 | |
| | class III | | | 991 | 330 | 1890 | 13000 | 92.1 | 6.09 | 459 | 2.14 | |
| | class IV | | | >991 | >330 | >1890 | >13000 | >92.1 | >6.09 | >459 | >2.14 | |
| Marine sediment ^b | | | | 87 | 38 | 91 | 233 | 9.5 | 0.4 | 54.3 | 0.06 | |
| Stream sediment ^c | | | | 285 | 81 | 826 | 1311 | 12.7 | 2.5 | 456 | 0.26 | |

^aSediment guideline index (SQG) by NIER[2015]; ^bRa *et al.*[2013]; ^cJeong *et al.*[2016]

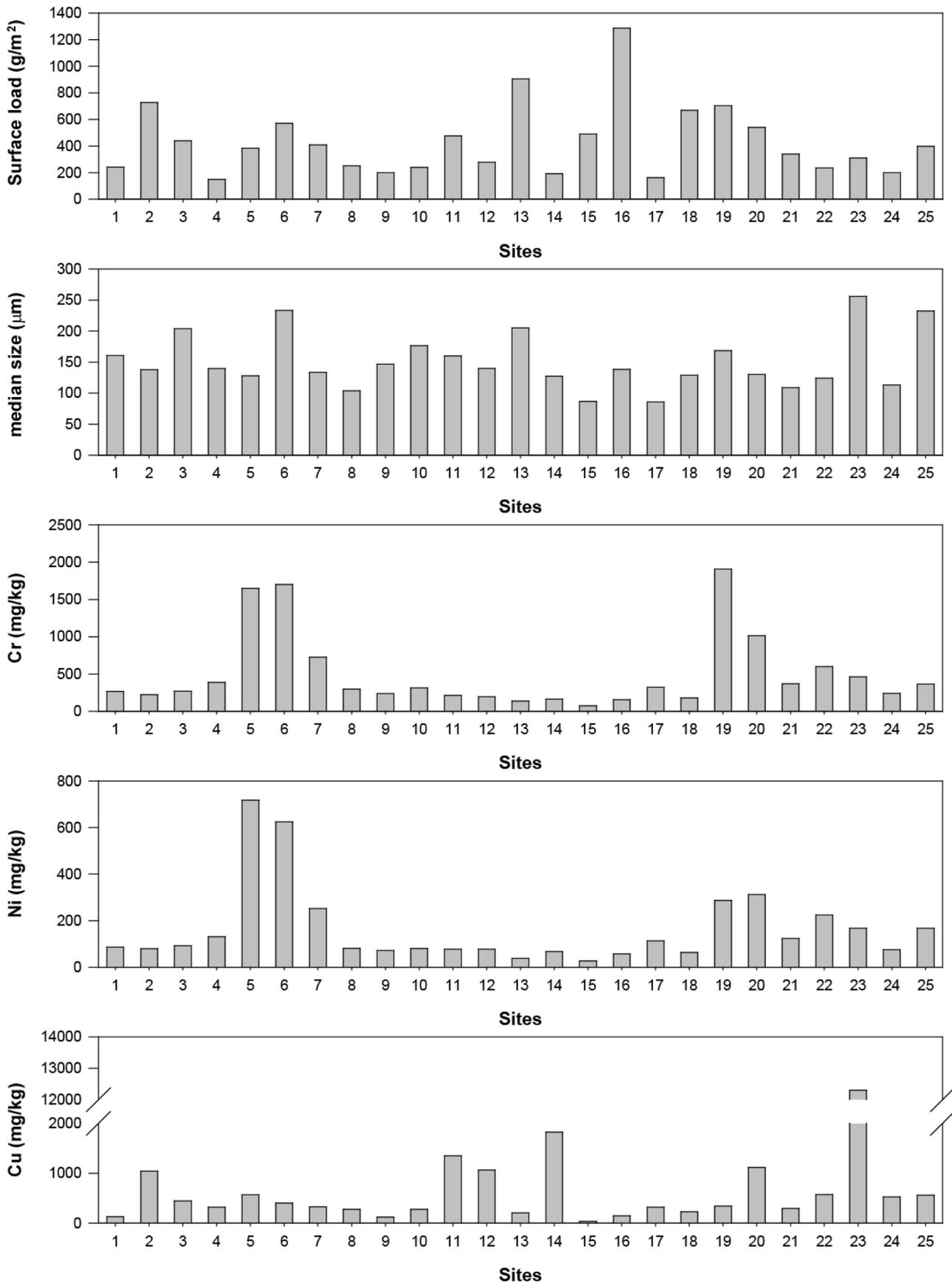


Fig. 2. Spatial distribution of road dust surface load (g/m²), median size and heavy metal concentrations for the present study.

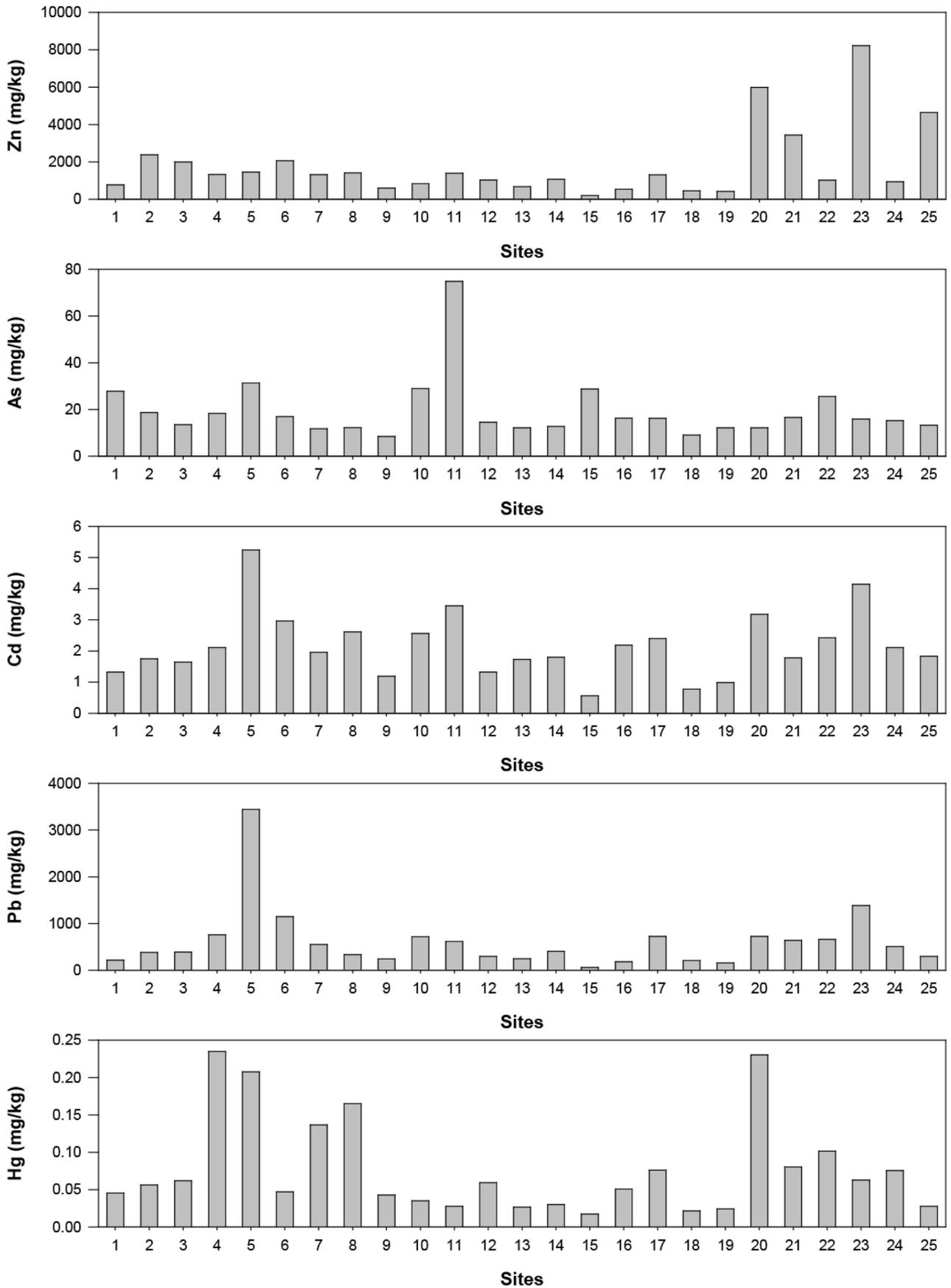


Fig. 2. Continued.

균 432 g/m²(범위 150~1,287 g/m²)로 조사지역에 따라 약 9배의 차이를 보였다(Table 2). 전체 도로먼지(total fraction)내 자성과 비자성 부분은 평균적으로 각각 56 g/m²과 376 g/m²로 비자성 부분이 약 7배 높은 비율을 차지하고 있었다(Table 2).

도로먼지의 입자분포는 입자의 이동성 및 포함되어 있는 농도를 결정하기 때문에 중요한 요인이며, 중금속의 농도는 입자의 크기가 작아질수록 증가하며, <63 μm 이하에서 최고농도를 보인다고 보고되었다(Ewen *et al.*[2009]; Singh[2011]; Zhao *et al.*[2010]). 전체 도로먼지 내 평균 입도는 150.8 μm(범위 85.8~255.9 μm)로 지역적인 차이가 크지 않았으며, 이 중 <63 μm 이하가 차지하는 평균비율은 28.6%(범위 18.0~41.6%)로 나타났다(Fig. 2).

전체 도로먼지 중 중금속의 평균농도는 아연(Zn 1,824 mg/kg) > 구리(Cu 992 mg/kg) > 납(Pb 612 mg/kg) > 크롬(Cr 498 mg/kg) > 니켈(Ni 164 mg/kg) > 비소(As 19.4 mg/kg) > 카드뮴(Cd 2.2 mg/kg) > 수은(Hg 0.08 mg/kg)의 농도 순이었다(Table 2, Fig. 2). Phil-Eze [2010]에 의하면 변동계수(coefficient of variance; CV)가 21~50%는 moderate variability, 51~100%는 high variability, 100% 이상일 때 very high variability로 구분하였다. 전체 도로먼지에 대한 Cr, Ni, Cu, Zn 및 Pb의 변동계수는 각각 104%, 104%, 242%, 104%, 109%로 very high variability의 상태였으며, As (68%)와 Hg (84%)은 high variability, Cd은 49%로 moderate variability의 상태로 나타났다. 공간적인 분포 특성은 Cu와 Zn은 정점 23에서 최대농도를 나타냈으며, Ni, Cd 및 Pb은 정점 5에서 최대농도를 보였다. As는 정점 11에서 최대농도를 가졌으며, Cr, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb 및 Hg은 모두 정점 15에서 최소농도를 나타냈다. 반월과 시화산업단지 내 도로먼지의 중금속 평균농도를 비교한 결과 시화산업단지가 반월산업단지보다 약 1.2배 (As)~3.2배 (Cr) 높은 농도를 나타내고 있었다(Table 3).

중금속의 오염 정도와 독성은 지화학 분석으로 결정되는 농도를 사용하여 평가한다. 그러나 도로먼지에는 먼지와 표층토양의 자화가 강화되는 페리 자성(ferrimagnetic) 입자가 포함되어 있다고 보고된 바 있다(Bucko *et al.*[2010], Bucko *et al.*[2011]; Hoffmann *et al.*[1999]; Magiera *et al.*[2015]; Yang *et al.*[2007]; Zhang *et al.*[2011]; Tan *et al.*[2018]). 따라서 최근 수 십년동안 다양한 생태계에서 중금속 오염을 신속하게 파악하기 위해 대자율 등과 같은 자기적 방법이 사용되었다. 이전의 연구결과에 따르면, 자성 입자는 주로 산업 배출물, 자동차 배기가스 및 마모 제품에서 비롯된 것으로

나타났다(Gautam *et al.* [2005]; Goddu *et al.*[2004]; Kim *et al.*[2007]; Zhu *et al.*[2013b]; Tan *et al.*[2018]). 또한 자성 입자는 Cu, Zn, Fe, Mn 및 Cr과 같은 중금속과 인과관계가 있으며 산업 및 도시의 도로먼지 및 토양에서 자기 매개 변수(magnetic parameters)와 중금속 농도 간에 양의 상관관계가 존재하는 것이 여러 곳에서 관찰되어왔다(Bourliva *et al.*[2009]; Hu *et al.*[2007]; Morton-Bermea *et al.*[2009]; Xia *et al.*[2014]; Yang *et al.*[2010]). 전체 도로먼지에 대한 대자율(MS)의 평균은 132.5 10⁻⁶ SI(범위 17.3~410.4 10⁻⁶ SI)였으며, 중금속 농도와 마찬가지로 시화산업단지에서의 대자율이 반월산업단지에 비해 1.7배 높은 결과를 보였다.

자성 부분에서의 중금속 평균농도는 Zn (6,319 mg/kg)>Cu (4,095 mg/kg)>Cr (2,709 mg/kg)>Pb (1,205 mg/kg)>Ni (890 mg/kg)>As (13.6 mg/kg)>Cd (3.8 mg/kg)>Hg (0.24 mg/kg)의 순서로 나타났다. Cu와 Zn의 변동계수 값은 전체 도로먼지(total fraction)보다 각각 1.5배, 1.6배 증가하였으며, 전체 도로먼지와 마찬가지로 Cd이 가장 낮은 변동계수 값을 보여 인위적인 요인을 적게 받은 것을 알 수 있었다. 전체 도로먼지와 마찬가지로 Cu, Zn 및 Pb은 정점 23에서 각각 최대농도(75,564 mg/kg, 53,669 mg/kg, 4,964 mg/kg)를 나타냈고, As는 Cr, Cu, Zn, Cd 및 Pb이 최소농도를 보인 정점 15에서 최대농도(35.0 mg/kg)를 나타냈다. 반월과 시화산업단지의 중금속 농도 비교 결과, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb 및 Hg은 시화산업단지가 약 1.4배(Cd)~6.1배(Cu) 높은 농도를 보였다. Cr은 두 개의 산업단지가 거의 비슷한 농도를 나타냈으나 As는 반월산업단지가 약 1.5배 높은 농도를 보였다(Table 3). 자성 부분에 대한 평균 대자율은 409.5 10⁻⁶ SI로 전체 도로먼지의 132.5 10⁻⁶ SI에 비해 약 3배 높았으며, 시화산업단지에서의 대자율이 반월산업단지에 비해 약 30% 높았다.

비자성 부분의 중금속 평균농도는 전체 도로먼지와 마찬가지로 Zn(1,443 mg/kg)>Cu (756 mg/kg)>Pb (526 mg/kg)>Cr (78 mg/kg)>Ni (28 mg/kg)>As (16.7 mg/kg)>Cd (1.0 mg/kg)>Hg (0.05 mg/kg)의 농도 순으로 나타났다. 자성과 비자성 부분의 중금속 농도를 비교한 결과 자성 부분이 약 2배 (Pb)~35배 (Cr) 높은 농도를 보였으며, As는 비자성 부분이 약 1.2배 높은 농도를 나타냈다. Cr, Ni, Cu, Zn 및 As의 변동계수 값은 비자성이 자성 부분보다 약 56~82% 낮아 인위적인 요인을 적게 받은 것으로 나타났으나, Pb과 Hg은 각각 1.2배, 1.4배 높아 산업활동에 의한 영향을 크게 받은 것을 알 수 있었다. 비자성 부분의 대자율의 평균은 1.4 10⁻⁶ SI(범위

Table 3. Comparison of mean values for metal concentration (mg/kg), pollution load index (PLI) and mean probable effect level quotient (mPELQ) in different fractions of road dust between Banweol (BW) and Shihwa (SH) Industrial complexes

| Fractions | Sites | Cr | Ni | Cu | Zn | As | Cd | Pb | Hg | PLI | mPELQ |
|-----------|-------|------|------|------|------|------|-----|------|------|------|-------|
| Total | BW | 224 | 82 | 573 | 1420 | 17.4 | 1.7 | 340 | 0.06 | 5.8 | 1.2 |
| | SH | 713 | 228 | 1332 | 2142 | 20.9 | 2.5 | 825 | 0.09 | 10.0 | 2.6 |
| Mag | BW | 2718 | 696 | 1063 | 4913 | 16.6 | 3.1 | 736 | 0.19 | 12.1 | 4.5 |
| | SH | 2702 | 1043 | 6477 | 7424 | 11.3 | 4.4 | 1574 | 0.27 | 16.2 | 9.0 |
| non-mag | BW | 59 | 19 | 453 | 1040 | 17.6 | 0.8 | 270 | 0.04 | 3.2 | 0.7 |
| | SH | 93 | 35 | 994 | 1759 | 15.9 | 1.2 | 727 | 0.06 | 4.8 | 2.6 |

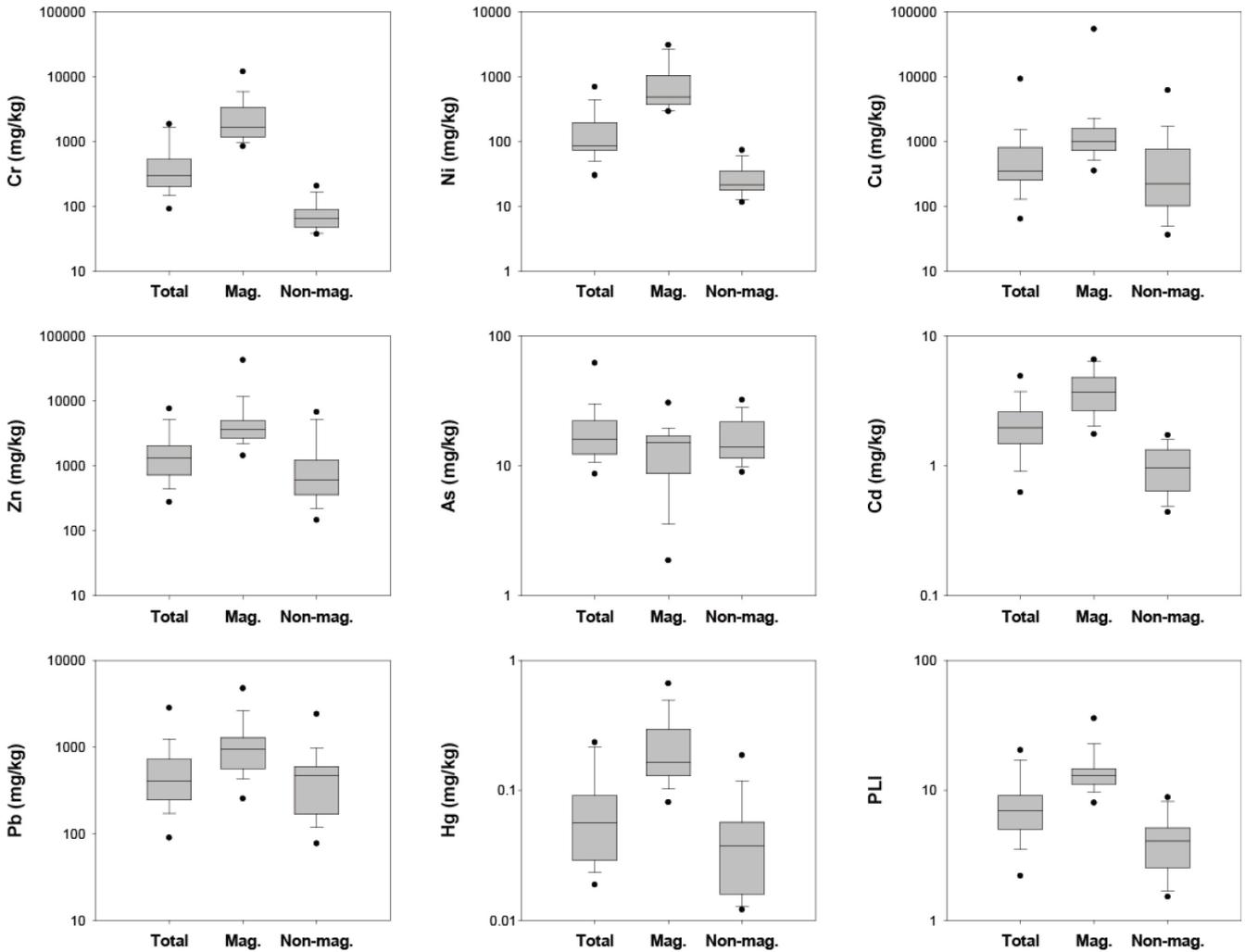


Fig. 3. Comparison of mean of heavy metals and pollution load index among the total, magnetic and non-magnetic fraction for road dust.

0.9~2.4 10^{-6} SI)로 자성 부분의 0.3 % 수준에 불과하였다. 본 연구에서 분석한 3가지 부분에 대한 평균농도 비교는 Fig. 3에 나타냈으며, As를 제외한 금속원소들이 자성 부분>전체 도로먼지>비자성 부분의 농도 순으로 나타났다. As는 비자성이 자성 부분보다 높은 평균농도를 보이고 있었다.

산업단지 전체 도로먼지 내 중금속의 평균농도는 시화호 연안퇴적물에 비해 Cr 5.7배, Ni 4.3배, Cu 10.9배, Zn 7.8배, As 2.0배, Cd 5.5배, Pb 11.3배, Hg 1.3배 높은 것으로 나타났다(Table 2). 시화호 산업단지 유역 하천퇴적물과 비교한 결과, Cd와 Hg는 하천퇴적물의 평균농도가 도로먼지에 비해 높으나, 다른 금속원소는 도로먼지가 높은 특징을 보였다.

3.2 농집지수와 오염부하지수를 이용한 도로먼지 내 금속 오염도 평가

전체 도로먼지에 대한 농집지수는 평균적으로 Pb이 4.1의 값을 보여 “심한 오염에서 극심한 오염(heavily to extremely polluted)”으로 가장 높은 오염상태로 나타났으며, Cu(3.4), Zn(3.6), Cd(3.8)

등이 “심한 오염(heavily polluted)”에 해당하였다(Fig. 4). Cr(1.3)과 Ni(0.7)은 각각 “보통 오염(moderately polluted)”과 “약간 오염(slight polluted)”에 해당되었으며, Hg는 오염되지 않은 상태였다. 자성 부분의 경우, Zn(5.4)과 Pb(5.2)은 “극심한 오염(extremely polluted)”, Cu(4.8)와 Cd(4.7)은 “심한오염에서 극심한 오염”, Cr(3.9)과 Ni(3.2)은 “심한 오염”, Hg(1.4)은 “보통 오염” 상태로 나타났다. 전체 도로먼지에 비해 자성 부분이 모든 금속(As 제외)에서 오염도가 증가한 것을 알 수 있었다. 비자성 부분은 Pb(3.8), Cu(2.8), Zn(2.9)과 Cd(2.8)은 “심한 오염” 이상의 오염상태를 보였으나, Cr, Ni, Hg 등은 오염되지 않은 상태로 나타나 자성 부분에 비해 전체적으로 오염도가 감소한 특징을 보였다. 가장 오염도가 높은 자성 부분에서의 농집지수는 전체 25개 정점 중 Zn, Pb, Cu, Cd는 15개 (60%), 16개(64%), 7개(28%)와 8개(32%) 정점들에서 “극심한 오염”에 해당되어 심각한 오염상태를 보이고 있었다. As와 Hg는 모든 정점들이 “심한 오염” 이하의 오염상태로 다른 금속에 비해 오염이 덜 진행되었음을 알 수 있었다. 반월과 시화산업단지를 구분하여 비교한 결과, 농집지수의 7개 오염등급의 큰 차이는 없으나 모든

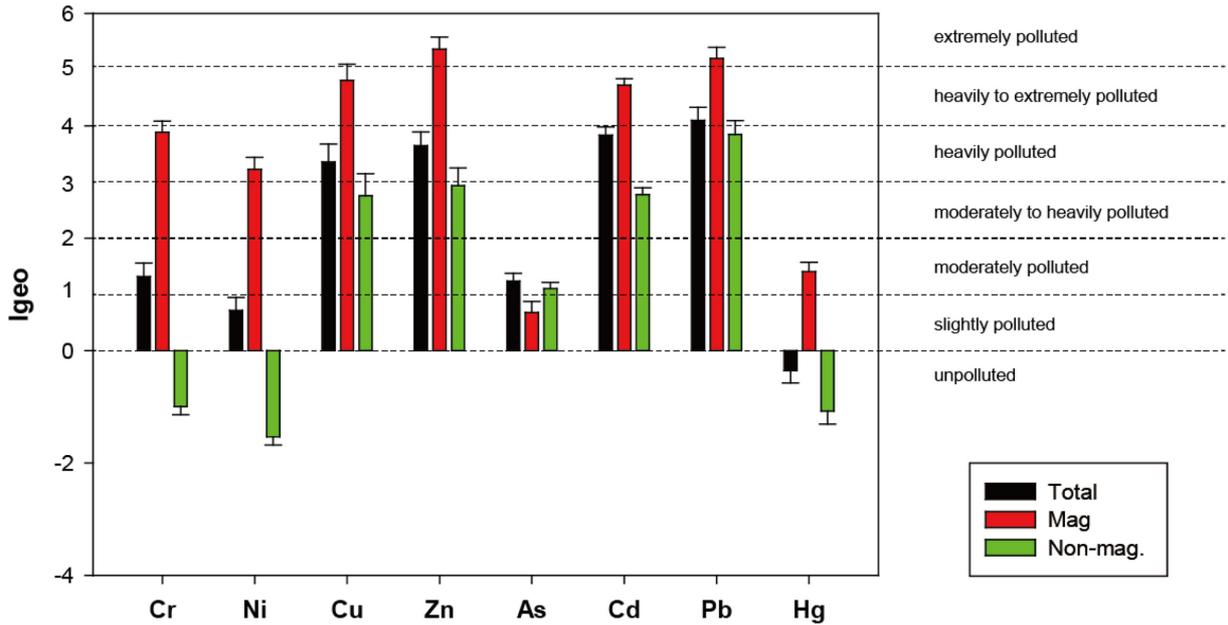


Fig. 4. Comparison of geo-accumulation index (Igeo) for eight metals in different fractions of road dust from industrial complexes.

시료에서 시화산업단지가 반월산업단지에 비해 오염도가 큰 것을 알 수 있었다.

Table 2는 전체 도로먼지, 자성 및 비자성 부분에 대한 오염부하 지수의 범위 및 평균농도를 나타냈다. 오염부하 지수가 1이상의 값을 가지면 인위적인 오염이 존재하는 것이고, 1이하의 값을 가지면 인

위적인 오염이 존재하지 않음을 나타낸다. 전체 도로먼지, 자성 및 비자성 부분 모두 오염부하 지수 값이 1을 초과하여 인위적인 오염이 존재하는 것을 알 수 있었다. 전체 도로먼지(total fraction)에서 오염부하 지수는 2~21의 범위로 정점에 따라 약 12배의 큰 차이가 있었으며, 정점 5에서 최대값을 나타냈고 정점 15에서 최소값을 보



Fig. 5. Spatial distribution of pollution load index (PLI) in total fraction of road dust in the present study.

였다. 자성 부분에서 오염부하지수의 평균은 14로 전체 도로먼지에 비해 1.8배 오염도가 컸으며, 정점 23에서 최대값(14)을 나타냈다. 비자성 부분에서 오염부하지수 범위와 평균은 각각 2~9와 4로 평균적으로 자성 부분에 비해 약 30%의 수준에 불과하였다. 전체 도로먼지에 대한 오염부하지수의 공간분포를 살펴보면 정왕천과 시흥천의 중앙부인 정점 5와 정점 23에서 각각 21과 19의 높은 오염부하지수 값을 보였으며 반월산업단지에서는 상대적으로 낮은 오염부하지수를 나타내고 있음을 알 수 있었다(Fig. 5). Jeong *et al.* [2016]에 의하면 산업단지 하천 중 시흥천의 퇴적물에서 가장 높은 오염부하지수 값을 보인바 있어, 이들 지역이 시화호 금속 오염의 주요한 기원으로 판단된다. 또한 시화호산업단지 내 도로먼지에서의 오염부하지수 값이 반월산업단지에 비해 1.4~1.7배 높은 특징을 보였다.

3.3 도로먼지의 중금속 오염기원 파악

원소간의 상관성은 이들 원소에 대한 기원과 거동에 대한 정보를 제공한다(Manta *et al.*[2002]; Huang *et al.*[2009]). 전체 도로먼지에 대한 분석항목간의 상관관계는 Table 4에 나타났다. Cr, Ni, Cd, Pb 및 Hg은 대자율과 양호한 양의 상관성($p < 0.01$)을 나타내 이들 금속원소의 농도가 자성에 영향을 받음을 알 수 있다. As을 제외한 모든 금속원소는 오염부하지수와 유의한 양의 상관관계($p < 0.01$)를 보여 이들 금속원소는 인위적인 영향을 받은 것으로 판단되며, 입도와 상관성이 있는 금속은 없는 것으로 나타났다. Cr-Ni-Cd-Pb-Hg간에는 상호간 양호한 양(+)의 상관성을 나타냈으며, Cu와 Zn은 Cd-Pb과 상관성이 있었고, As는 다른 금속원소와 상관성이 없는 특징을 보였다. 주성분 분석(principal component analysis) 결과는 Table 5에 나타냈으며, 추출방법은 varimax, 초기 고유값 1 이상을 사용하였고 2개 요인의 총분산은 68.1%를 설명하고 있다.

요인 1은 Cr, Ni, Cd, Pb 및 Hg은 총분산의 47.5%를 설명하고 있으며, 대자율과 같은 요인에 포함되었다. 대자율은 입도와 유의한 상관관계를 나타내고 있지 않아 자연발생적 영향을 받는 금속이 아닌 것으로 나타났다. 차량운행으로 인한 타이어 마모는 Cd, 브레이크 패드 마모는 Cr, Ni, Pb, 엔진 마모 혹은 각종 액체(윤활유, 부동액

Table 5. Result of principal component analysis loading for eight metals in road dust of this study.

| Element | Component | |
|--------------------|--------------|--------------|
| | PC1 | PC2 |
| MS | 0.727 | -0.322 |
| Cr | 0.701 | -0.454 |
| Ni | 0.793 | -0.449 |
| Cu | 0.513 | 0.817 |
| Zn | 0.641 | 0.710 |
| As | -0.279 | -0.008 |
| Cd | 0.855 | -0.035 |
| Pb | 0.794 | 0.318 |
| Hg | 0.722 | -0.265 |
| Initial eigenvalue | 4.283 | 1.855 |
| Total variance % | 47.585 | 20.613 |
| Cumulative % | 47.585 | 68.198 |

등) 누출은 Cr, Ni의 주요한 공급원으로 널리 알려져 있다(Ball *et al.*[1991]; Legret and Pagotto[1999]). 국내에서는 leaded gasoline을 사용하지는 않지만, wheel weight에 부착되어 있는 Pb 역시 차량에 의해 방출되는 주요한 오염원이기도 하다(Fujiwara *et al.*[2011]). 또한 Pb, Ni은 차량 배기 가스에 존재하기 때문에 교통량과 관련이 있다고 보고 된 바 있다(Zhang *et al.*[2016]). 이렇게 방출된 오염물질은 대기 중 퇴적과 도로먼지 입자의 흡착을 통해 도로먼지에 축적될 수 있다(Pardysjak *et al.*[2008]). 따라서 요인 1에 포함된 금속(Cr, Ni, Cd, Pb, Hg)은 차량 기인 등의 인위적 오염물질에 의해 농축되고 있는 것으로 판단된다.

요인 2는 총분산의 20.6%를 설명하고 있으며, Cu와 Zn이 해당되었다. Zn은 마모 방지를 위한 오일 첨가제(Zn dialkyldithiophosphate)이며(Fujiwara *et al.*[2011]), 이전의 연구에 의하면 대기 중 Zn의 약 1/3이 자동차 배기가스에 기인한다고 한다(Harrison *et al.*[2012]). 따라서 이들 원소 역시 또한 도로 교통량의 영향을 받기는 하지만 요인 1에 포함된 원소에 비해 상대적으로 상관성이 낮고, 상이한 공간분포 특성을 보이고 있어 추가적인 오염 요인이 있는 것으로 판단된다. Cu와 Zn은 금속 제련과 제조 등의 산업활동과 관련된

Table 4. Pearson's correlation (r) among amount of magnetic susceptibility (MS), metal concentrations and pollution load index (PLI) in this study

| | MS | Cr | Ni | Cu | Zn | As | Cd | Pb | Hg | PLI |
|-----|--------|--------|--------|--------|--------|-------|--------|--------|--------|-----|
| MS | - | | | | | | | | | |
| Cr | 0.54** | - | | | | | | | | |
| Ni | 0.62** | 0.89** | - | | | | | | | |
| Cu | 0.10 | 0.09 | 0.10 | - | | | | | | |
| Zn | 0.27 | 0.20 | 0.21 | 0.93** | - | | | | | |
| As | -0.23 | -0.16 | -0.18 | -0.12 | -0.21 | - | | | | |
| Cd | 0.70** | 0.45** | 0.56** | 0.35** | 0.46** | -0.10 | - | | | |
| Pb | 0.38** | 0.33** | 0.50** | 0.60** | 0.62** | -0.10 | 0.69** | - | | |
| Hg | 0.46** | 0.46** | 0.58** | 0.10 | 0.24* | -0.16 | 0.68** | 0.52** | - | |
| PLI | 0.58** | 0.51** | 0.60** | 0.63** | 0.73** | -0.12 | 0.84** | 0.81** | 0.68** | - |

**Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed)
*Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed)



Fig. 6. Spatial distribution of mPELQ in total fraction of road dust in the present study.

금속이기도 하다(Zhang *et al.*[2004]; Gong *et al.*[2014]; Buzatu *et al.*[2015]). 이러한 산업활동은 많은 양의 오염된 물, 연기 및 먼지를 방출하는데, 이는 Cu를 포함하여 상당한 양의 금속을 포함한다(Djordjevic *et al.* [2014]; Schwab *et al.*[2014]). 오염된 물은 바람에 의해 도로먼지로 이동하여 토양에 유입될 수 있으며(Taylor *et al.* [2010]), 연기와 먼지는 직접 도로먼지에 쌓일 수 있다(Amato *et al.*[2009]). 현재 반월과 시화산업단지에는 18,180개(2018년 1월 기준)의 경공업(light industry)업체가 존재하고 있으며, 대부분이 기계, 전기전자, 운송장비, 석유화학, 철강 등의 산업을 운영하고 있다. 그리고 요인 1에 포함된 원소와 상대적으로 낮은 상관성을 고려하면, Cu와 Zn의 농도는 차량 기인과 함께 주변 산업활동에서 생긴 부산물 등의 오염물질이 복합적으로 도로에 축적되어 나타난 결과로 판단된다.

3.4 도로먼지의 위해성 평가

전체 도로먼지(total fraction)에 대한 오염평가는 총 25개 정점

중 52%인 13개 정점이 “매우 나쁨(very poor)”, 11개 정점은 “나쁨(poor)”, 1개 정점은 “약간 나쁨(“slightly poor)”의 오염등급으로 “보통(fair)”에 해당되는 오염등급은 없는 것으로 나타났다(Fig. 6, Table 6). “매우 나쁨”에 해당되는 13개 정점 중에 11개 정점은 시화산업단지, 2개 정점은 반월산업단지로 시화산업단지의 오염도가 더 큰 것을 알 수 있었다. 자성 부분의 경우, 모든 정점이 “매우 나쁨”에 해당되는 오염상태를 보였다. 총 25개 정점 중 Cr은 23개, Ni은 20개, Pb은 24개 정점들이 IV등급의 오염기준을 초과하고 있어 이들 원소들이 다른 원소에 비해 오염상태가 심각함을 알 수 있었다. 이는 앞서 언급한 차량의 브레이크 패드의 마모로 인한 자성을 가지고 있는 Cr, Ni, Pb이 도로에 축적된 결과로써 산업단지의 출퇴근 시간에는 차량 정체가 심하게 발생하므로, 브레이크 패드의 마모를 가속시켜 이들 원소의 오염을 증가시킨 것으로 판단된다. Cu, Zn과 Cd은 각각 4개, 2개, 4개 정점들만이 IV 등급의 오염기준을 초과하였고 As와 Hg은 모두 IV 등급 이하의 농도였다. 비자성 부분의 경우, 13개 정점이 “매우 나쁨”에 해당되었으며, 반월과

Table 6. Assessment of sediment quality toxicity with ranges of metal concentrations in different fractions of road dusts (N=25) defined by the sediment quality guidelines (SQGs) for freshwater sediments (NIER[2015])

| Classification | Total fraction | Magnetic fraction | Non-magnetic fraction |
|----------------|----------------|-------------------|-----------------------|
| Fair | 0 (0.0%) | 0 (0.0%) | 1 (4.0%) |
| Slightly poor | 1 (4.0%) | 0 (0.0%) | 2 (8.0%) |
| Poor | 11 (44.0%) | 0 (0.0%) | 9 (36.0%) |
| Very poor | 13 (52.0%) | 25 (100%) | 13 (52.0%) |

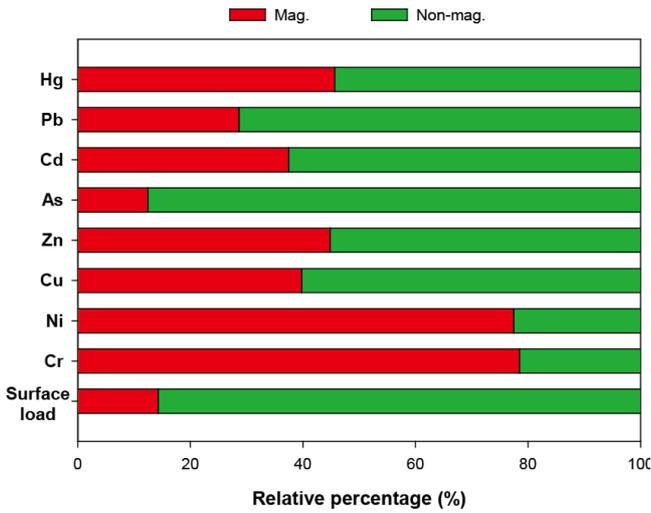


Fig. 7. Relative percentage (%) of road dust surface load and metals between magnetic and non-magnetic fractions of this study.

시화산업단지가 각각 2개와 11개로 나타나 전체 도로먼지와 마찬가지로 시화산업단지의 오염이 심한 것을 알 수 있었다. 비자성 부분은 “보통”이 1개, “약간 나쁨”이 2개, “나쁨”이 9개, “매우 나쁨”이 13개 정점의 분포를 보여, 전체 도로먼지와 유사한 공간분포 특징을 보였다. 비자성 부분은 Pb만이 총 25개 정점 중 13개 정점(시화 2개, 반월 11개)을 초과하였고 Cu(1개)를 제외하고는 모두 IV 등급 이하의 농도로 나타나, Cr, Ni, Pb이 대다수의 정점에서 IV 등급을 초과한 자성 부분과 차이가 있었다.

전체 도로먼지 중 자성과 비자성 부분이 차지하는 평균비율은 각각 14%(범위 3~30%)와 86%(범위 70~97%)로 도로먼지의 양은 비

자성 부분이 약 6배 우세한 것으로 나타났다(Fig. 7). Cr과 Ni은 자성 부분이 각각 78.5%와 77.5%로 우세하였으며, 이는 자성 부분이 비자성 부분에 비해 30배 이상 평균농도가 높았기 때문이다. Cu, As, Cd, Pb은 오히려 비자성 부분이 60.2~87.5%로 우세한 상반되는 결과를 보였으며, 이는 2가지 fraction의 평균농도 차이가 1~4배에 불과하였기 때문이다. Zn과 Hg의 경우, 전체 도로먼지 중 자성 부분이 차지하는 비율은 각각 55.1%와 54.3%로 2가지 fraction이 유사하게 혼합되어 있는 것을 알 수 있었다.

반월과 시화산업단지에 축적되어 있는 도로먼지 내 단위면적당 중금속의 양은 Cr 228 mg/m², Ni 71 mg/m², Cu 356 mg/m², Zn 744 mg/m², As 8.2 mg/m², Cd 0.9 mg/m², Pb 234 mg/m², Hg 0.03 mg/m²로 Zn>Cu>Pb>Cr>Ni>As>Cd>Hg의 순이었다. 시화산업단지 도로먼지 내 단위면적당 중금속의 양은 반월산업단지에 비해 Cr 3.6배, Ni 2.9배, Cu 2.1배, Zn 1.3배, Cd 1.2배, Pb 2.3배, Hg 1.4배 높은 특징을 보였다. 각각의 산업단지 면적과 운영중인 업체수를 고려하면 단위면적당(km²) 업체수는 시화산업단지가 1,087개, 반월산업단지가 602개로 시화산업단지가 반월산업단지에 비해 1.4배 높은 결과를 보여 road traffic과 산업활동의 영향을 받은 것으로 판단된다. 반월과 시화산업단지 내 2차선 이상의 도로의 길이가 약 150 km이 것을 고려할 때, 전체 산업단지 도로에 축적되어 있는 도로먼지의 양은 Cr 34.2 kg, Ni 10.7 kg, Cu 53.4 kg, Zn 111.6 kg, As 1.2 kg, Cd 0.136 kg, Pb 35.1 kg, Hg 0.004 kg으로 상당량의 중금속이 축적되었을 가능성이 크다.

도로먼지는 강우시 불투수면에 흐르는 강우유출수가 우수관, 강, 하천을 통해 자연적으로 제거되거나, 진공흡입식 혹은 도로 청소차에 의해 인위적으로 제거되고 있다. 또한 시간당 10 mm 이상의 강우는 도로먼지의 80% 정도를 제거하는 것으로 보고된 바 있다(Malmquist

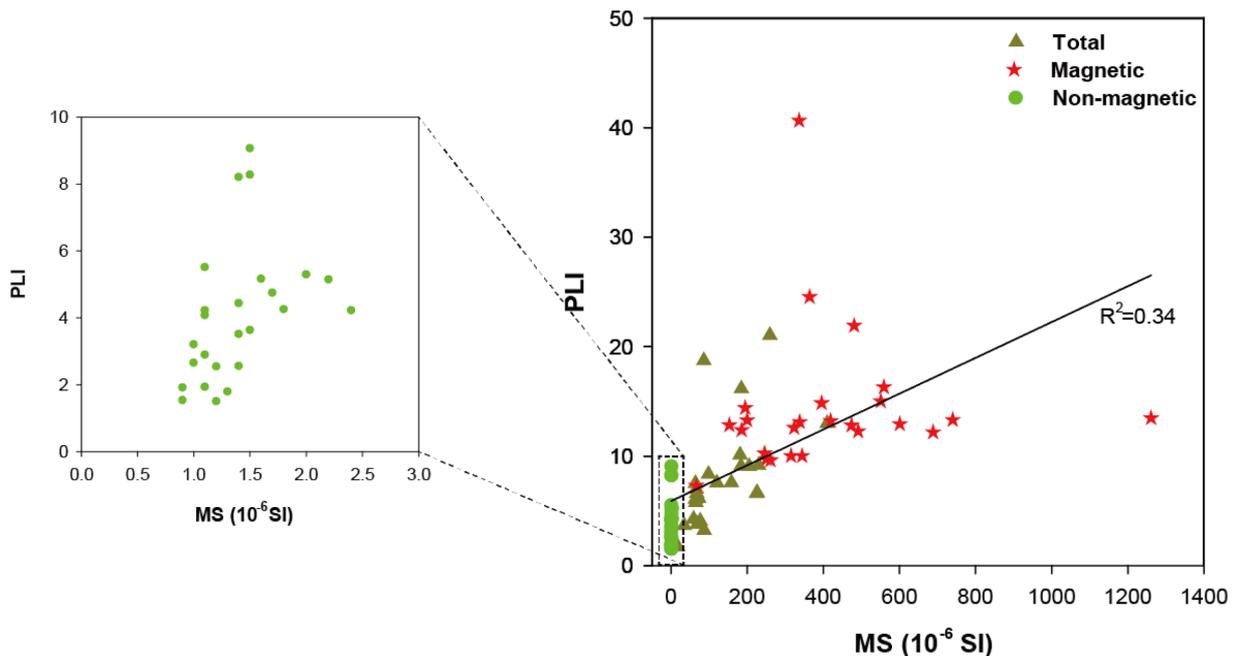


Fig. 8. Correlation between magnetic susceptibility (MS) and pollution load index (PLI) of road dust from Industrial complexes.

[1978]; Reinertsen[1981]). 도로청소차에 의한 도로먼지 제거는 입자가 큰 퇴적물에는 효과가 있으나 미세한 입자는 여전히 잔류하게 되며, 차량이동 및 바람에 의한 도로먼지의 재부유는 대기오염의 주요한 원인으로 알려져 있다(Amato *et al.*[2009]; Bukowiecki *et al.*[2010]; Karanasiou *et al.*[2011]; Martuzevicius *et al.*[2011]). 도로먼지 중 63 μm 이하의 입자는 대기 중 장기간 머물며, 도로먼지 내 중금속은 흡입(*inhalation*), 직접섭취(*direct ingestion*), 피부접촉(*dermal contact*) 등을 통해 인체 건강을 위협하게 된다(De Miguel *et al.*[1997]; Siciliano *et al.*[2009]). 본 연구지역인 산업단지 주변 63 μm 이하 도로먼지의 평균비율은 28.6%(범위 18.0~41.6%)였다. 반월과 시화산업단지에 근무하고 있는 인원(25만명)을 고려하면 산업단지 근무자에 대한 중·장기적인 위해 영향 평가 및 효율적인 도로먼지 제거는 매우 필요할 것으로 판단된다. 본 연구에서 단위면적당 도로먼지의 양은 432 g/m^2 로 산업단지 내 도로의 길이(~150 km)를 고려하면 평균적으로 64.8 ton(범위 22.5~193.1 ton)의 도로먼지가 축적되어 있을 것으로 추정된다. 하지만 도로청소 이후 수거된 도로먼지 보관 및 중금속 등 오염물질 제거 등에 있어 어려움이 있는 실정이다(Choi *et al.*[2016]). Table 4와 Fig. 8은 대자율(MS)과 오염부하지수의 상관관계를 보여주고 있으며, 대자율과 일부 중금속(Cr, Ni, Cd, Pb, Hg)은 유의한 결과를 나타냈다. 따라서 도로청소시 자성을 이용하여 중금속 분리를 가능하게 하면 평균적으로 14%의 도로먼지 회수만으로도 12.5%(As)~78.5%(Cr)의 중금속을 제거할 수 있으며, 특히, Cr과 Ni은 70% 이상의 중금속을 제거 가능할 것으로 판단된다.

4. 결 론

시화호 유역 산업단지 도로먼지의 중금속의 평균농도는 Cr, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb 및 Hg는 자성 부분>전체 도로먼지>비자성 부분의 농도 순으로 나타났으며, 시화산업단지에서의 평균농도가 반월산업단지에 비해 높은 특징을 보였다. 또한 중금속 농도의 변동계수(CV)가 높게 나타나 산업단지 내 업종에 따라 인위적인 오염의 영향을 크게 받고 있음을 알 수 있었다.

농집지수와 오염부하지수오염도 평가 결과, 일부 중금속을 제외한 대부분의 중금속(Cu, Zn, Cd, Pb)이 산업단지 내 도로먼지에서 심각하게 오염되었고, 특히 정왕천과 시흥천의 중앙부인 시화산업단지에서의 오염도가 매우 크게 나타났다.

국내 하천퇴적물 기준과 비교를 실시한 결과, 전체 도로먼지 조사지역의 52%(13개 정점)가 “매우 나쁨”에 해당되었고, 42%(11개 정점)는 “나쁨”에 해당되는 오염상태로 나타났다.

자성 부분은 모든 조사지역이 “매우 나쁨”에 해당되는 오염도를 보였고, 비자성 부분은 시화산업단지 인근 11개 정점에서 “매우 나쁨”의 등급이었다. 도로먼지에서 63 μm 이하가 차지하는 평균 비율은 28.6%였으며, 이는 시화호 유입 하천의 주요 오염원으로 추가적인 오염원 방지 대책이 필요할 것으로 판단된다. 또한 도로먼지 청소시 자성을 이용한다면 도로먼지 내 중금속의 상당량을 제

거할 수 있을 것으로 판단된다. 단위면적당 축적되어 있는 도로먼지의 양, 중금속 농도 및 산업단지 전체 도로면적을 고려할 때 상당량의 중금속 축적 가능성이 높고, 인위적 또는 자연적 재부유 및 강우유출수로 인하여 주변 환경으로 이동되어 중금속 오염이 심화될 우려가 크다. 따라서 시화호 산업단지 주변 중금속 오염원을 정확히 파악하기 위해서는 중금속 동위원소 분석 등의 추가적인 연구가 필요할 것으로 판단된다.

후 기

본 연구는 한국해양과학기술원 연구사업 “중금속 안정동위원소를 활용한 오염원 추적 연구(PE99502)”와 “생지화학 순환 및 해양환경변동 연구(PE99712)”의 연구비 지원에 의해 수행되었습니다.

References

- [1] Amato, F., Pandolfi, M., Viana, M., Querol, X., Alastuev, A. and Moreno, T., 2009. Spatial and chemical patterns of PM10 in road dust deposited in urban environment. *Atmos. Environ.*, 43, 1650-1659.
- [2] Aryal, R., Vigneswaran, S., Kandasamy, J. and Naidu, R., 2010. Urban stormwater quality and treatment. *Korean J. Chem. Eng.*, 27(5), 1343-1359.
- [3] Ball, D., Hamilton, R. and Harrison, R., 1991. The influence of highway-related pollutants on environmental quality: In Hamilton, R. and Harrison, R., (Eds.) *Highway Pollution*, Elsevier Science, New York pp. 1-47.
- [4] Bourliva, A., Papadopoulou, L. and Aidona, E., 2016. Study of road dust magnetic phases as the main carrier of potentially harmful trace elements. *Sci. Total Environ.*, 553, 380-391.
- [5] Bucko, M.S., Magiera, T., Pesonen, L. J. and Janus, B., 2010. Magnetic, geochemical, and microstructural characteristics of road dust on roadsides with different traffic volumes-Case study from Finland. *Water, Air, and Soil Pollution*, 209(1-4), 295-306.
- [6] Bucko, M.S., Magiera, T., Johanson, B., Petrovsky, E. and Pesonen, L.J., 2011. Identification of magnetic particulates in road dust accumulated on roadside snow using magnetic, geochemical and micro-morphological analyses. *Environ. Pollut.*, 159(5), 1266-1276.
- [7] Bukowiecki, N., Lienemann, P., Hill M., Furger, M., Richard, A. and Amato, F., Prevot, A.S.H., Baltensperger, U., Buchmann, B., Gehrig, R., 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, 2230-2340.
- [8] Buzatu, T., Talpos, E., Petrescu, M.I., Ghica, B.G., Iaob, G. and Buzatu, M., 2015. Utilization of granulated lead slag as structural material in road constructions. *J. Mater. Cycles Waste Manage.*, 17, 707-717.
- [9] Choi, J.Y., Kim, K., Ra, K., Kim, K.T., Lee, S.Y., Yim, J.Y., Lim, C.W., Kim, E.S., Yang, D.B., 2016. Levels and distribution

- characteristics of heavy metals in road-deposited sediments from the roads near Suyoung Bay, Busan. in proc. of KOSMEE Spring Meeting, Busan, Korea, 183-189.
- [10] De Miguel, E., Llamas, J.F., Chacon, E., Berg, T., Larssen, S., Rgysset, O. and Vadset, M., 1997. Origin and patterns of distribution of trace elements in street dust: unleaded petrol and urban lead. *Atmos. Environ.*, 31, 2733-2740.
- [11] Djordjevic, P., Mitevaska, N., Mihajlovic, I., Nikolic, D. and Zivkovic, Z., 2014. Effect of the slag basicity on the coefficient of distribution between copper matte and the slag for certain metals. *Miner. Process. Extr. Metall. Rev.*, 35, 202-207.
- [12] Ewen, C., Anagnostopoulou, M.A. and Ward, N.I., 2009. Monitoring of heavy metal levels in roadside dusts of Thessaloniki, Greece in relation to motor vehicle traffic density and flow. *Environ. Monit. Assess.*, 157(1-4), 483-498.
- [13] Forstner, U., 1990. Inorganic sediment chemistry and elemental speciation. In: Baudo, P., Giesv, J.P., Mantau, H.(Eds.), *Sediments: Chemistry and Toxicity on In-Place Pollutants*, Lewis, pp. 61-105.
- [14] Fujiwara, F., Rebagliati, R.J., Dawidowski, L., Gomez, D., Polla, G., Perevra, V. and Smichowski, P., 2011. Spatial and chemical patterns of size fractionated road dust collected in a megacity. *Atmos. Environ.*, 45, 1497-1505.
- [15] Gautam, P., Blaha, U. and Appel, E., 2005. Magnetic susceptibility of dust-loaded leaves as a proxy of traffic-related heavy metal pollution in Kathmandu city, Nepal. *Atmos. Environ.*, 39(12), 2201-2211.
- [16] Goddu, S.R., Appel, E., Jordanova, D. and Wehland, E., 2004. Magnetic properties of road dust from Visakhapatnam(India)-Relationship to industrial pollution and road traffic. *Phys. Chem. Earth, Parts A/B/C*, 29(13), 985-995.
- [17] Gong, X., Chen, Z. and Luo, Z., 2014. Spatial distribution, temporal variation and sources of heavy metal pollution in groundwater of a century- old nonferrous metal mining and smelting area in China. *Environ. Monit. Assess.*, 186, 9101-9116.
- [18] Harrison, R.M., Jones, A.M., Gietl, J., Yin, J. and Green, D.C., 2012. Estimation of the contributions of brake dust, tire wear, and resuspension to nonexhaust traffic particles derived from atmospheric measurements. *Environ. Sci. Technol.*, 46, 6523-6529.
- [19] Hoffmann, V., Knab, M. and Appel, E., 1999. Magnetic susceptibility mapping of roadside pollution. *J. Geochem. Explor.*, 66(1), 313-326.
- [20] Hu, X.F., Su, Y., Ye, R., Li, X. and Zhang, G., 2007. Magnetic properties of the urban soils in Shanghai and their environmental implications. *CATENA*, 70(3), 428-436.
- [21] Huang, S., Tu, J., Liu, H., Hua, M., Liao, Q., Feng, J., Weng, Z.H. and Huang, C., 2009. Multivariate analysis of trace element concentrations in atmospheric in the Yangtze River Delta, East China. *Atmos. Environ.*, 43, 5781-5790.
- [22] Jatun, M., Ottesen, R.T., Steinnes, E. and Vlden, T., 2008. Run-off of particle bound pollutants from urban impervious surfaces studied by analysis of sediments from stormwater traps. *Sci. Total Environ.* 396, 147-163.
- [23] Jeong, H., Kim, K.T., Kim, E.S., Lee, S.Y. and Ra, K., 2016. Sediment quality assessment for heavy metals in stream around the Shihwa Lake. *J. Kor. Soc. Mar. Environ. Energy*, 19(1), 25-36.
- [24] Jeong, H., Kim, K.T., Kim, E.S., Lee, S.Y. and Ra, K., 2017. Regional variation and discharge characteristics stream water quality and heavy metals around Shihwa Lake Basin. *J. Kor. Soc. Mar. Environ. Energy*, 20(2), 1-8.
- [25] Karanasiou, A., Moreno, T., Amato, F., Lumberas, J., Narros, A., Borge, R., Tobias, A., Boldo, E., Linares, C., Pey, J., Reche, C., Alastuey, A. and Querol, X., 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.
- [26] Kim, W., Doh, S.J., Park, Y.H. and Yun, S.T., 2007. Two-year magnetic monitoring in conjunction with geochemical and electron microscopic data of roadside dust in Seoul, Korea. *Atmos. Environ.*, 41(35), 7627-7641.
- [27] Kim, K.T., Kim, E.S., Cho, S.R. and Park, J.K., 2009. Distribution and temporal change of heavy metals in the surface sediments of Lake Shihwa and the adjacent sea, Korea. *J. Coastal Res.*, SI56, 817-821.
- [28] Lecoanet, H., Leveque, F. and Ambrosi, J.P., 2003. Combination of magnetic parameters: An efficient way to discriminate soil-contamination sources (south France). *Environ. Pollut.*, 122(2), 229-234.
- [29] Lee, J.H., Bang, K.W., Ketchum, L.H., Choe, J.S. and Yu, M.J., 2002. First flush analysis of urban storm runoff. *Sci. Total Environ.*, 293, 163-175.
- [30] Legret, M. and Pagotto, C., 1999. Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway. *Sci. Total Environ.*, 235, 143-150.
- [31] Laurenson, G., Laurenson, S., Bolan, N., Beecham, S. and Clark, I., 2013. The role of bioretention system in the treatment of stormwater. In: Spark, D.L., (Ed.), *Adcanes in Agronomy*, Vol., 120, Elsevier Inc., PA., pp. 223-274.
- [32] Li, H., Shi, A. and Zhang, X., 2015. Particle size distribution and characteristics of heavy metals in road-deposited sediments from Beijing Olympic Park. *J. Environ. Sci.*, 32, 228-237.
- [33] Lu, D. and Weng, Q., 2006. Use of impervious surface in urban land-use classification. *Remote Sens. Environ.*, 102, 146-160.
- [34] Magiera, T., Parzenty, H., Rog, L., Chybiors, R. and Wawer, M., 2015. Spatial variation of soil magnetic susceptibility in relation to different emission sources in southern Poland. *Geoderma*, 255, 94-103.
- [35] Malmquist, P.A., 1978. Atmospheric fallout and street cleaning: effects on urban storm water and snow. *Prog. Water Technol.*, 10(5), 495-505.
- [36] Manta, D.S., Angelone, M., Bellanca, A., Neri, R. and Sprovieri, M., 2002. Heavy metals in urban soils: a case study from the

- city of Palermo (Sicily), Italy. *Sci. Total Environ.*, 300, 229-243.
- [37] Martuzevicius, D., Kliucininkas, I., Prasauskas, T., Krugly, E., Kauneliene, V. and Strandberg, B., 2011. Resuspension of particulate matter and PAHs from street dust. *Atmos. Environ.*, 45, 310-317.
- [38] Morton-Bermea, O., Hernandez, E., Martinez-Pichardo, E., Soler-Arechalde, A., Santa-Cruz, R.L., Gonzalez-Hernandez, G., Baramendi-Orosco, L. and Urrutia-Fucugaichi, J., 2009. Mexico City topsoils: Heavy metals vs. magnetic susceptibility. *Geoderma*, 151(3), 121-125.
- [39] Muller, G., 1969. Index of geo-accumulation in sediments of the Rhine River. *Geol., J.*, 2(3), 108-118.
- [40] Murakami, M., Sato, N., Anegawa, A., Nakada, N., Harada, A., Kamatsu, T., Takada, H., Tanaka, H., Ono, Y. and Furumai, H., 2008. Multiple evaluations of the removal of pollutants in road runoff by soil infiltration. *Water Res.*, 42(10-11), 2745-2755.
- [41] NIER (National Institute of Environmental Research), 2015. Criteria of assessment pollution for freshwater sediment.
- [42] Pant, P. and Harrison, R.M., 2013. Estimation of the contribution of road traffic emissions to particulate matter concentrations from field measurements: a review. *Atmos. Environ.*, 77, 78-97.
- [43] Pardyjak, E.R., Speckart, S.O., Yin, F. and Veranth, J.M., 2008. Near source deposition of vehicle generated fugitive dust on vegetation and buildings: model development and theory. *Atmos. Environ.*, 42, 6442-6452.
- [44] Perry, C. and Taylor, K., 2007. *Environmental Sedimentology*. 3rd ed. Blackwell, Malden, pp. 190-222.
- [45] Phil-Eze, P.O., 2010. Variability of soil properties related to vegetation cover in a tropical rainforest landscape. *J. Geogr. Reg. Plann.*, 3, 177-184.
- [46] Qiao, Q., Zhang, C., Huang, B. and Piper, J.D., 2011. Evaluating the environmental quality impact of the 2008 Beijing Olympic Games: Magnetic monitoring of street dust in Beijing Olympic Park. *Geophys. J. Int.*, 187(3), 1222-1236.
- [47] Ra, K., Bang, J.H., Lee, J.M., Kim, K.T. and Kim, E.S., 2011. The extent and historical trend of metal pollution recorded in core sediments from the artificial Lake Shihwa, Korea. *Mar. Poll. Bull.*, 62, 1814-1821.
- [48] Ra, K., Kim, E.S., Kim, K.T., Kim, J.K., Lee, J.M. and Choi, J.Y., 2013. Assessment of heavy metal contamination and its ecological risk in the surface sediments along the coast of Korea. *J. Coastal Res.*, SI65, 105-110.
- [49] Ra, K., Kim, J.K., Lee, J.M., Lee, S.Y., Kim, E.S. and Kim, K.T., 2014. Characteristics and risk assessment of heavy metals in the stormwater runoffs from industrial region discharged into Shihwa Lake. *J. Kor. Soc. Mar. Environ. Energy*, 17(4), 283-296.
- [50] Reinertsen, T.R., 1981. Quality of stormwater runoff from streets. *Proceeding of the Second International Conference on Urban Storm Drainage*, pp. 107-115.
- [51] Rudnick, R.I. and Gao, S., 2003. Composition of the continental crust. In: Rudnick, R.L., editor. *The crust*, Elsevier, pp. 1-64.
- [52] Salo, H., Bucko, M.S., Vaahtovuuo, E., Limo, J., Makinen, J. and Pesonen, L.J., 2012. Biomonitoring of air pollution in SW Finland by magnetic and chemical measurements of moss bags and lichens. *J. Geochem. Explor.*, 115, 69-81.
- [53] Schwab, O., Bayer, P., Juraske, R., Verones, F. and Hellweg, S., 2014. Beyond the material grave: life cycle impact assessment of leaching from secondary materials in road and earth constructions. *Waste Manage.*, 34, 1884-1896.
- [54] Siciliano, S.D., James, K., Zhang, G., Schafer, A.N. and Peak, J.D., 2009. Adhesion and enrichment of metals on human hands from contaminated soil at an arctic urban brownfield. *Environ. Sci. Technol.*, 43, 6385-6390.
- [55] Singh, A.K., 2011. Elemental chemistry and geochemical partitioning of heavy metals in road dust from Dhanbad and Bokaro regions, India. *Environ. Earth Sci.*, 62(7), 1447-1459.
- [56] Soller, J., Stephenson, J., Olivieri, K., Downing, J. and Olivieri, A.W., 2005. Evaluation of seasonal scale first flush pollutant loading and implications for urban runoff management. *J. Environ. Manage.*, 75, 309-318.
- [57] Stead-Dexter, K. and Ward, N.I., 2004. Mobility of heavy metals within freshwater sediments affected by motorway stormwater. *Sci Total Environ.*, 334-335, 271-277.
- [58] Tan, Z., Lu, S., Zhao, H., Kai, X., Jiexian, P., Win, M.S., Yu, S., Yonemochi, S. and Wang, Q., 2018. Magnetic, geochemical characterization and health risk assessment of road dust in Xuanwei and Fuyan, China. *Environ. Geochem. Health*, 40, 1541-1555.
- [59] Taylor, M.P., Mackay, A.K., Hudson-Edwards, K.A. and Holz, E., 2010. Soil Cd, Cu, Pb and Zn contaminants around Mount Isa city, Queensland, Australia: potential sources and risks to human health. *Appl. Geochem.*, 25, 841-855.
- [60] Tomlinson, D.C., Wilson, J.G., Harris, C.R. and Jeffrey, D.W., 1980. Problems in the assessment of heavy metals in estuaries and the formation pollution index. *Helgoland Mar. Res.*, 33(1-4), 566-575.
- [61] Wang, G., Oldfield, F., Xia, D., Chen, F., Liu, X. and Zhang, W., 2012. Magnetic properties and correlation with heavy metals in urban street dust: A case study from the city of Lanzhou, China. *Atmos. Environ.*, 46, 289-298.
- [62] Xia, D., Wang, B., Yu, Y., Jia, J., Nie, Y., Wang, X. and Xu, S., 2014. Combination of magnetic parameters and heavy metals to discriminate soil-contamination sources in Yinchuan-A typical oasis city of Northwestern China. *Sci. Total Environ.*, 485, 83-92.
- [63] Yang, T., Liu, Q., Chan, L. and Cao, G., 2007. Magnetic investigation of heavy metals contamination in urban topsoils around the East Lake, Wuhan, China. *Geophys. J. Int.*, 171(2), 603-612.
- [64] Yang, T., Liu, Q., Li, H., Zeng, Q. and Chan, L., 2010. Anthropogenic magnetic particles and heavy metals in the road dust: Magnetic identification and its implications. *Atmos. Environ.*, 44(9), 1175-1185.
- [65] Yu, K.C., Tsai, L.J., Chen, S.H. and Ho, S.T., 2001. Chemical binding of heavy metals in anoxic river sediments. *Water Res.*

- 35(17), 4086-4094.
- [66] Zhang, T., Wu, A.L., Guan, L. and Qi, Y.H., 2004. Simulation of metal Cu in heating process. *Chin. J. Chem.*, 22, 148-151.
- [67] Zhang, W., Jiang, H., Dong, C., Yan, Q., Yu, L. and Yu, Y., 2011. Magnetic and geochemical characterization of iron pollution in subway dusts in Shanghai, China. *Geochem., Geophys., Geosys.*, 12(6). <http://doi.org/10.1029/2011GC003524>.
- [68] Zhang, H., Huang, B., Dong, L., Hu, W., Akhtar, M.S. and Qu, M., 2016. Accumulation, sources and health risks of trace metals in elevated geochemical background soils used for greenhouse vegetable production in southwestern China. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 137, 233-239.
- [69] Zhao, H.T., Li, X.Y., Wang, X.M. and Tian, D., 2010. Grain size distribution of road-deposited sediments and its contribution to heavy metal pollution in urban runoff in Beijing, China. *J. Hazard. Mater.*, 183(1-3), 203-210.
- [70] Zhu, Z., Han, Z., Bi, Z. and Yang, W., 2012. The relationship between magnetic parameters and heavy metal contents of indoor dust in e-waste recycling impacted area, Southeast China. *Sci. Total Environ.*, 433, 302-308.
- [71] Zhu, Z., Sun, G., Bi, X., Li, Z. and Yu, G., 2013. Identification of trace metal pollution in urban dust from kindergartens using magnetic, geochemical and lead isotopic analyses. *Atmos. Environ.*, 77, 9-15.

Received 17 October 2018

1st Revised 9 November 2018, 2nd Revised 20 February 2019

Accepted 21 February 2019