

Research Paper

시화산업단지 도로축적퇴적물의 입도분포 및 중금속 오염영향 평가

이지현*** · 정혜령*** · 나공태*** · 최진영***

한국해양과학기술원 해양환경연구센터*,
과학기술연합대학원대학교 한국해양과학기술원 스쿨 해양과학(해양학)**

Assessment of Particle Size Distribution and Pollution Impact of Heavy metals in Road-deposited Sediments (RDS) from Shihwa Industrial Complex

Jihyun Lee*** · Hyeryeong Jeong*** · Kongtae Ra*** · Jin Young Choi***

Marine Environmental Research Center, Korea Institute of Ocean Science & Technology (KIOST)*
Department of Ocean Science (Oceanography), KIOST School, University of Science & Technology (UST)**

요약: 산업화는 도로축적퇴적물(road-deposited sediment, RDS)의 발생과 중금속 오염을 증가시켰고, 이는 비점오염을 통해 주변 수환경에 심각한 영향을 끼칠 수 있다. RDS의 오염과 입자 크기와의 관계는 오염관리를 위해 중요하나, 이에 대한 정보는 매우 부족하다. 본 연구에서는 시화호 및 주변 하천의 주요한 비점오염원으로 판단되는 시화산업단지 내 25개 정점에서 수거된 RDS 시료의 입도에 따른 중금속 분포특성과 환경영향에 대한 연구를 수행하였다. 농집지수(I_{geo})는 RDS가 주로 Zn, Cu, Pb, Sb에 의해 오염되었음을 보여주었고, 이들의 농도범위는 Zn, Cu, Pb, Sb이 각각 633-3605, 130-1483, 120-1997, 5.5-50 mg/kg이었다. 이는 국내외 다른 도시에 비해 매우 높은 수준이었다. 대부분의 중금속은 농도와 입도와의 높은 음의 상관관계를 보였다. 250 μm 이하의 분율은 전체에 대한 질량 부하와, 오염 기여율이 각각 평균 78.6, 70.4%로 매우 지배적이었다. 강우 유출을 통해 인근 하천으로 유입될 확률이 높을 것으로 간주되는 125 μm 이하의 입자 분율에 대한 오염평가 결과, 이는 저서생물에 독성을 나타낼 수 있는 매우 오염된 수준이었다. 입자 크기별로 나누어 RDS의 금속원소에 대한 조성분 및 요인분석을 실시한 결과, 250 μm 보다 큰 RDS는 주변의 산업시설이, 250 μm 보다 작은 RDS는 차량운행이 중금속오염의 주요 요인일 것으로 나타났다. 본 연구 결과, 시화산업단지 내 RDS의 중금속오염 및 인근 수역으로의 비점오염의 효율적인 저감을 위해서는 125에서 250 μm 이하의 미세한 RDS 입자의 제어가 매우 중요한 것으로 나타났다.

주요어: 도로축적퇴적물, 입도분포, 중금속, 시화산업단지, 비점오염

Abstract: Industrialization has increased the production of road-deposited sediments (RDS) and the level of heavy metals in those RDS, which can have a significant impact on the surrounding

First Author: Jihyun Lee, Tel: +82-51-664-3220, E-mail: jhlee1201@kiost.ac.kr, ORCID: 0000-0001-8175-344X

Corresponding Author: Jin Young Choi, Tel: +82-51-664-3216, E-mail: jychoi@kiost.ac.kr, ORCID: 0000-0001-6439-4932

Co-Authors: Hyeryeong Jeong, Tel: +82-51-664-3197, E-mail: hrjeong@kiost.ac.kr, ORCID: 0000-0002-6280-9206

Kongtae Ra, Tel: +82-51-664-3184, E-mail: ktra@kiost.ac.kr, ORCID: 0000-0003-1882-2886

Received: 7 October, 2019. Revised: 28 November, 2019. Accepted: 22 December, 2019.

aquatic environments through non-point pollution. Although the relationship between contamination characteristics and particle size of RDS is important for pollution control, there is very little information on this. In this study, we investigated the characteristics of grain size distribution and heavy metal concentrations in the road-deposited sediments (RDS) collected from 25 stations in Shihwa Industrial Complex. The environmental impact of RDS with particle size is also studied. I_{geo} , the contamination assessment index of each metal concentration, represents the RDS from Shihwa Industrial Complex are very highly polluted with Cu, Zn, Pb and Sb, and the levels of those metals were 633~3605, 130~1483, 120~1997, 5.5~50 mg/kg, respectively. The concentrations of heavy metals in RDS increased with the decrease in particle size. The particle size fraction below 250 μm was very dominant with mass and contamination loads, 78.6 and 70.4%, respectively. Particles less than 125 μm of RDS were highly contaminated and toxic to benthic organisms in rivers. RDS particles larger than 250 μm and smaller than 250 μm were contaminated by the surrounding industrial facility and vehicle activities, respectively. As a result of this study, the clean-up of fine particles of RDS, smaller than 125-250 μm , is very important for the control and reduction of non-point pollution to nearby water in Shihwa Industrial Complex.

Keywords : road-deposited sediments (RDS), grain-size distribution, heavy metals, non-point source pollution

I. 서론

급격한 산업화와 교통량 증가는 도시의 도로축적 퇴적물(도로 퇴적물, road-deposited sediment, RDS)의 발생량을 증가시켰다(Ordoñez et al. 2003). RDS의 주요 발생원은 자동차의 차체, 자동차 배기가스, 도로포장재, 가드레일, 산업단지, 공사장 및 폐기물 소각장 비산재 등이고, 이는 중금속(heavy metals) 및 다양한 유·무기오염물질들을 함유하고 있다(Aryal et al. 2010; Murakami et al. 2008). RDS는 인위적 기원으로부터 중금속을 대기와 수계로 공급할 수 있는 직·간접적인 오염원이다(Zhao et al. 2010; Han et al. 2016). 불투수율이 높은 도시의 RDS는 지표 유출수를 통해 최종적으로 수계로 유입되며(Murakami et al. 2008), 도로에서 배출된 미세먼지는 도시 대기의 미세먼지 배출량의 상당부분을 차지한다(MOE 2012).

특히 산업활동 및 차량운행에서 기인한 RDS는 Cu, Zn, Cd, Pb, Sb 등의 다양한 중금속을 포함하고 있는데(Lu et al. 2010; Lu et al. 2017; Fujiwara et al. 2011; Kreider et al. 2010), 이러한 인위적인 활동을 통해 자연수준을 초과하여 배출된 중금속은 환

경에 축적되고(Ma et al. 2017; Shi et al. 2011), 인간 등 생물이 일정 농도 이상의 중금속에 노출되는 경우 장기 기능 이상 및 신경계 작용 방해 등을 일으킨다(Christofordis and Stamatis 2009; Faiz et al. 2009; Han et al. 2006; Lu et al. 2010; Waisberg et al. 2003; Wei and Yang 2010). 또한 많은 연구들에 의해 중금속뿐 아니라 심각한 생물학적인 독성을 가진 PAHs, PCHs, nitro-PCH, phthalate esters 같은 유기오염물질에 대한 RDS와 도로 주변 토양의 오염 현황 역시 확인되었다(Aatmeeyata and Sharma 2010; Aryal et al. 2010; Dong and Lee 2009; Mostafa et al. 2009; Murakami et al. 2008; Zeng et al. 2009). 이러한 오염물질이 고농도로 포함된 RDS의 위험성 때문에 우리나라를 비롯한 세계 주요 도시에서는 수생태계 및 국민 건강을 위해 도로의 비점오염 저감시설 설치를 의무화하고 있고, 도로청소의 효율을 올리기 위한 많은 노력을 기울이고 있다(Amato et al. 2010). 그러나 RDS는 동적인 특성으로 인해 관리가 매우 어려운 중금속의 비점오염원으로 간주된다(Harrison et al. 1981; Hewitt and Rashed 1990; Murakami et al. 2008;

Li et al. 2015). RDS 입자의 이동성과 오염물질의 농도, 화학적 상호작용은 입자의 크기와 밀접한 관계가 있다(Zhao et al. 2010). 일반적으로 퇴적물의 입자의 크기가 작을수록 표면적, 유기물 함량, 금속 흡착 입자의 코팅 증가로 인해 중금속의 함량이 증가한다. 이러한 미세입자의 경우 입자의 이동성이 크기 때문에 인근 수계로 유입되기 쉬워 환경적으로 매우 중요하다(Singh 2011). 기존의 도로청소 방법은 이러한 미세입자를 제거하는 데 한계가 있는 것으로 보고되고 있다(Amato et al. 2010; Sutherland and Jelen 1996).

시화산업단지는 산업단지과 차량 통행의 영향으로 노면의 총 RDS의 중금속 오염도가 매우 높고, 총 RDS 중 크기가 63 μm 이하인 미세입자의 비율이 18.0~41.6%를 차지한다(Jeong et al. 2019). 시화산업단지가 위치한 안산시 2008년도 이후 도로 포장률이 100%이고, 산업단지의 경우 불투수면적 비율이 90% 이상을 차지하고 있어(Lee and Choi 2015) 강우에 의한 비점오염 문제가 크다. 시화호 하천의 퇴적물은 중금속오염이 매우 심각하며 중금속의 농도가 농업지역 및 도심지에 비해 높다(Jeong et al. 2016). 또한 길고 좁은 형태의 시화호는 여러 개의 산업단지 유역하천으로부터 오염이 유입되나, 내-외부의 물 순환이 원활하지 않아, 산업단지 인근 해역에는 심각한 중금속오염이 지속적으로 보고되고 있다(Kim et al. 2009; Ra et al. 2011).

수십 년 전부터 산업활동과 관련된 지역의 RDS나 토양에서 중금속오염에 관한 수많은 연구가 수행되어 왔으나 대다수의 연구가 입도와 오염과의 연관성을 고려하지 않았다(Kim et al. 1998; Al-Khashman and Shawabkeh 2006; Wang et al., 2014). 최근에 이루어진 연구결과들에 따르면(Zhao et al. 2010; Fujiwara et al. 2011; Duong and Lee 2011; Han et al. 2014; Li et al. 2015; Adamiec et al. 2016; Khademi et al. 2019) RDS의 입도와 이에 따른 오염도가 연구되어야 정확한 오염평가와 비교가 가능하다. 그러나 국내 산업단지에 대한 RDS의 입도 및 그에 따른 오염 연구는 거의 없다.

따라서 본 연구에서는 시화호의 주요 비점오염원

일 것으로 판단되는 시화산업단지의 RDS의 입도와 중금속의 분포특성을 조사하였다. 또한 산업단지 인근 유역의 효과적인 비점오염원 관리를 위해서 RDS의 입자 크기에 따른 중금속의 주요 발생원을 추적하고, 오염 영향과의 관계를 파악하였다.

II. 연구방법

1. 연구지역 및 시료 채취

시화산업단지에는 11,317개(2019년 6월 기준)의 업체가 가동 중이며(<http://www.agec.or.kr>) 업종에 따라 철강, 기계, 전자, 섬유, 석유화학 등 다양한 업체가 분포하고 있다. 시화호 산업단지 유역은 5개의 하천(제1~제4간선수로 및 신길천)이 산업단지를 관통하여 흐르고 있어 산업단지 내에 축적된 RDS는 비교적 쉽게 인근 하천으로 유입되어 하천 및 시화호의 환경에 직접적 영향을 미칠 수 있다.

시화산업단지 내 RDS의 특성을 파악하기 위하여, 37°21'12"N과 37°18'17"N 사이, 126°41'30"E과 126°48'27"E 사이의 광범위한 지역의 RDS를 대표할 수 있도록 1 km² 당 도로 위 한 정점을 간격으로 하여 격자법으로 선정된 25개 정점에서 RDS 시료를 채취하였다. 다만 각 지점 간 등간격 확보가 불가능한 경우 간격을 적절히 조절하여 채취하였다. 시료 채취 위치는 Figure 1에 나타내었다. 도로 연석에서 도로 쪽으로 0.5 m 지점의 도로노면에서(Sartor and Boyd 1972) 진공청소기(Dyson DC35, USA)를 이용하여 RDS 시료를 채취하였으며, 시료의 대표성을 위하여 각 정점에서 0.5 m² 내의 시료를 5회 이상 채취하여 혼합하였다. 시료 채취는 2013년 12월에 교통 혼잡시간을 피하여 새벽에 진행되었으며 시료 채취 전 무강우일수는 8일이었다. 채취된 시료는 오븐을 이용하여 40°C에서 완전히 건조한 후 플라스틱 백에 담아 분석 전까지 실온에 보관하였다.

2. 입도분포 및 중금속 분석

먼저 큰 사이즈의 협잡물(자갈 크기 물질, 식물의 잎과 뿌리) 등을 제거한 후, RDS의 입도분포에 따른

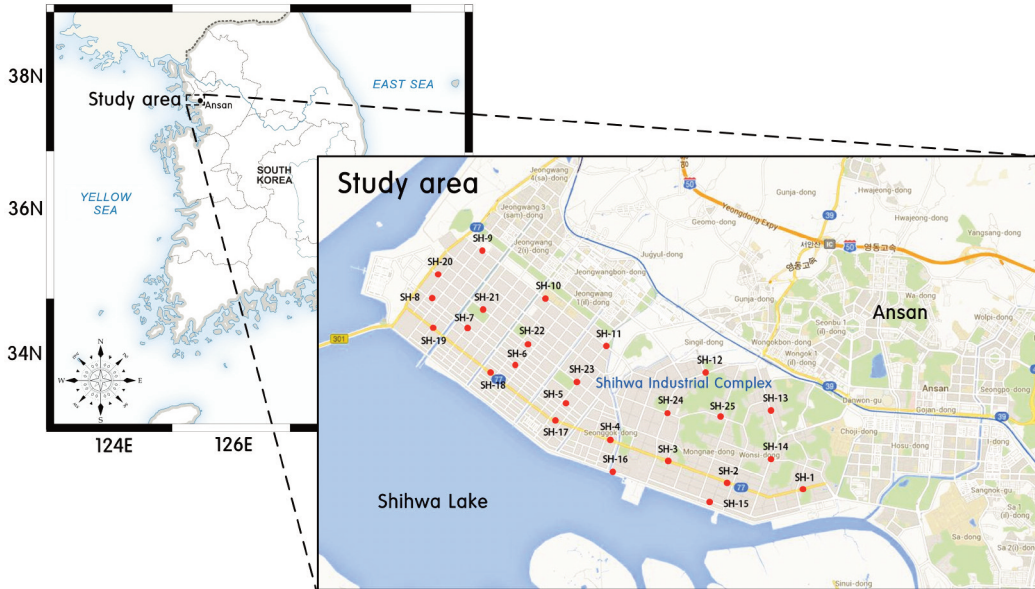


Figure 1. Location of sampling site for road-deposited sediments(RDS) from National Industrial Complex around Shihwa Lake.

오염특성의 유의한 차이를 파악하기 위하여 각 시료 별로 Wentworth (1992)의 퇴적물 입도 분류체계에 따라 1,000 μm 이상(>1,000 μm , 매우 거친 모래), 500–1,000 μm (거친 모래), 250–500 μm (중간 모래), 125–250 μm (가는 모래), 63–125 μm (매우 가는 모래), 63 μm 이하(<63 μm , 실트 및 점토)의 6개의 분획으로 분리하였다. 분리는 시료의 총 중량을 측정 후 nylon mesh체와 자동체질기를 이용하여 건식체질법으로 6개 분획으로 분리하여 무게를 잰 후 각 분율을 자동분쇄기(Pulverisette 6, Frisch)로 분쇄 및 균질화하였다. 미사와 점토는 건식체질법의 기술적인 한계로 인하여 세분화하지 않았다.

RDS의 중금속 분석을 위해 분쇄된 시료 약 0.1 g을 테프론 산분해 용기에 넣고 고순도의 불산(Merck, suprapur-grade)과 질산(Kanto, ultrapur-100 grade), 과염소산(Merck, suprapur-grade)을 각각 가한 뒤 가열하여 분해하였다. 용기 내의 시료가 완전히 분해되면 용기의 뚜껑을 열어 증발건조한 후 최종적으로 1% 질산 10 mL를 가해 잔류물을 녹였다.

Al, Fe, Zn, Cu, Pb, Cd, Cr, Ni, V, Sb, As은 ICP-MS (Elemental-X7, Thermo)를 이용하여 분

석하였다. Hg의 경우, US EPA method 7473에 따라 열분해 및 금 포집 방식을 이용한 자동수은분석기 (Hydra-C, Teledyne)를 이용하여 분석하였다. 분석된 중금속 자료의 정확도 검증을 위하여 해양퇴적물 표준물질인 PACS-3 (National Research Council Canada)를 시료와 동일한 방법으로 분석하였고, 회수율은 93.4–106.8%였다.

3. 중금속 오염도 평가

산업단지 내 RDS에 포함된 각각의 중금속 원소의 인위적 오염도를 평가하기 위하여 농집지수(I_{geo} ; geo-accumulation index)를 이용하였다. I_{geo} 는 Müller (1969)에 의해 제안된 퇴적물 내 금속 오염도 평가 방법으로서, 산업화 이전의 금속농도와 대상 시료의 농도를 비교하여 오염수준을 평가하는데 사용하며 각각의 금속 원소에 대한 오염 여부를 총 7개 등급으로 세분화하여 나타낸다. 계산식은 다음과 같다.

$$I_{geo} = \log_2 \left(\frac{C_i}{1.5 \times B_i} \right)$$

여기서 C_i 는 각각의 중금속의 측정농도, B_i 는 배경농도, 1.5는 지각기원의 영향 보정을 위하여 사용되

Table 1. River sediment quality standards for metals of Korean river-lake sediment pollution assessment guidelines (Unit: mg/kg)

Class	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb	Hg
Class I	<112	<40	<48	<363	<15	<0.4	<59	<0.07
Class II	224	87.5	228	1,170	44.7	1.87	151	0.67
Class III	991	330	1,890	13,000	92.1	6.09	459	2.14
Class IV	>991	>330	>1,890	>13,000	>92.1	>6.09	>459	>2.14

Class I: Very unlikely to be toxic to benthic organisms

Class II: Potentially toxic to benthic organisms

Class III: Likely to be toxic to benthic organisms

Class IV: Very likely to be toxic to benthic organisms

었다. 본 연구에서는 국내 토양의 배경농도(NIER 2005; NIER 2008; NIER 2010)와, 지각농도(Taylor and McLennan 1985), 1900년대 시화호 해양 표층퇴적물의 농도(unpublished)를 배경농도로 이용하여 계산하였다. 농집지수 값이 0이하이면 background concentration, 0-1이면 unpolluted to moderately polluted, 1-2이면 moderately polluted, 2-3이면 moderately to highly polluted, 3-4이면 highly polluted, 4-5이면 highly to very highly polluted, 5이상이면 very highly polluted의 오염도를 의미한다(Müller 1969).

하천·호소퇴적물 오염평가 기준(국립환경과학원 예규 제2015-687호)을 이용하여 일부 RDS 분율을 대상으로 하천 환경에 대한 환경영향평가를 실시하였다. 오염단계는 우리나라 하천퇴적물 항목별 오염평가 기준에 기인하여 나뉜다(Table 1). 금속류 8 항목(Cr, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Pb, Hg) 모두가 'I' 등급에 속하는 지점은 보통(fair), 금속류 8 항목 중 1개 이상의 항목이 'II' 등급 또는 'III' 등급인 지점은 약간 나쁨(marginal), "금속류 'I' 등급 기준 지수"가 0.34 이상인 지점은 나쁨(poor), 'IV' 등급인 항목이 1개 이상인 경우에는 매우 나쁨(worst)에 해당한다. "금속류 'II' 등급 기준 지수"는 아래 식에 따라 계산한다.

$$\text{금속류 'II' 등급 기준 지수} = \frac{\sum_{i=1}^S \left(\frac{EC_i}{PEL_{ki}} \right)}{S}$$

이때, EC는 금속류 항목별 농도이며 PEL_{ki} 는 금속류 항목별 'II' 등급 기준치이다. 보통(fair) 단계에 해

당하는 지점은 지질이나 대기의 영향을 일반적인 정도로 받는 수준이며, 약간 나쁨(marginal)에 해당하는 지점은 해당 지역 저서생물에 독성이 나타날 가능성이 있는 상태임을 의미한다. 나쁨(poor) 단계의 지점에서는 저서생물에 독성이 나타날 가능성이 높아 오염도 조사 범위의 확대가 필요하며, 매우 나쁨(worst)에 해당하는 지역은 심각한 오염 상태임이 명백하게 확인된 지역을 의미한다.

4. 입경분율별 오염부하도(Grain size fraction loading, $GSF_{loading}$)

시화산업단지에서 조사된 RDS의 각 6개 입경분율에서의 상대적인 중금속의 질량 부하도를 계산하여 입경분율별 오염부하도($GSF_{loading}$)를 산정하였다. 계산식은 다음과 같다.

$$GSF_{loading} = 100 \times \left[\frac{X_i \times GS_i}{\sum_{i=1}^6 X_i \times GS_i} \right]$$

X_i 는 각 RDS 시료에서 분리한 입경분율별 금속원소 농도이고, GS_i 는 각 입경분율의 질량 백분율이다. 각 RDS 시료에 대한 $GSF_{loading}$ 값의 합은 항상 100%이다.

5. 통계분석

분석자료의 통계분석은 PASW statistics 18을 이용하였다. RDS의 각 금속원소 농도 및 입도 사이의 관계를 조사하기 위해 Pearson 상관관계분석(Pearson's correlation analysis)이 수행되었다. 유의수준확률은 0.05 이하($p < 0.05$)인 것으로 판단하

었다. 입자 크기별 금속원소의 기원 추적을 위해서는 주성분분석(Principal component analysis, PCA)을 이용하였다. 요인분석은 최소고유값이 1 이상 (Initial Eigenvalue)인 요인을 선택하였고, 정확한 설명을 위해 Varimax 회전된 성분값을 이용하였다.

III. 결과 및 고찰

1. RDS의 입도분포

RDS의 입도는 입자의 오염도 및 이동성과 관련이 크기 때문에(Zhao et al. 2010) 비점오염 관리를 위해서 매우 중요한 요소이다. 시화산업단지 내 25개 정점에서 채취된 RDS의 입도분포를 Figure 2에 나타내었다. 시화산업단지 내 RDS의 입경별 분포는 250–500 μm 의 입자가 평균 28.4%로 가장 높은 비율로 존재하였으며, >1000, 500–1000, 125–250, 63–125, <63 μm 가 각각 평균 7.2, 14.2, 20.8, 17.0, 12.4%의 비율로 존재하였다(Figure 2a). 총 RDS 중 250 μm 보다 작은(이하 <250 μm) 입자의 비율은 50.2% (Figure 2b)인 것으로 나타났다. 본 연구의 선행연구결과 시화산업단지 RDS의 평균 입도는 150.8(85.8~255.9) μm 였다(Jeong et al. 2019). 본 연구결과는 중국의 Zhenjiang (<200 μm , 약 50~80%), Beijing (150–300 μm , 26.52~28.02%), 오

스트리아의 Wels (<180 μm , 약 25%), 스페인의 Murcia (<180 μm , 65.79%)에서 보고된 RDS의 입도 분포와 유사하였다(Bian and Zhu 2009; Li et al. 2015; Khademi et al. 2019). 산업단지의 거리분진의 경우 자연토양에 비해 200–500 μm 같은 상대적으로 큰 입자가 많고, 75 μm 이하의 미세입자 비율이 적다(Khademi et al. 2019). 그러나 도시나 산업단지의 거리먼지 중의 미세입자의 경우 중금속 농도는 토양에 비해 매우 높고, 입자의 크기가 작아질수록 인위적으로 파생된 중금속의 축적이 더 높아서(Khademi et al. 2019) 환경적 측면에서는 더 위험하다. 때문에 국내의 큰 도시들에서는 이러한 미세입자의 제어에 노력을 기울이고 있다(Chang et al. 2005; Amato et al. 2010).

RDS의 미세입자의 높은 축적률은 무강우일수와 도로 청소의 효율성과 관련이 크다. 무강우일수(건조기간)는 RDS의 분포에 영향을 미치는 주 요인 중의 하나이다(Egodawatta and Goonetilleke 2008). Li et al. (2015)에 따르면 무강우일수가 증가할수록 미세입자 (<150 μm)의 입자의 상대분포가 더 높아진다. Li et al. (2015)의 연구결과 무강우일수가 2일에서 15일로 늘어날수록 상대적으로 큰 300–2000 μm 인 입자의 비율은 명확한 감소를 보인데 반해, <150 μm 인 미세입자는 급격한 증가를 보였고, 그 이유를 건조기간 동안 차량의 브레이크 제동, 가속, 롤링에 의한 압축, 도로의 연마증가 등에 의한 미세입자의 축

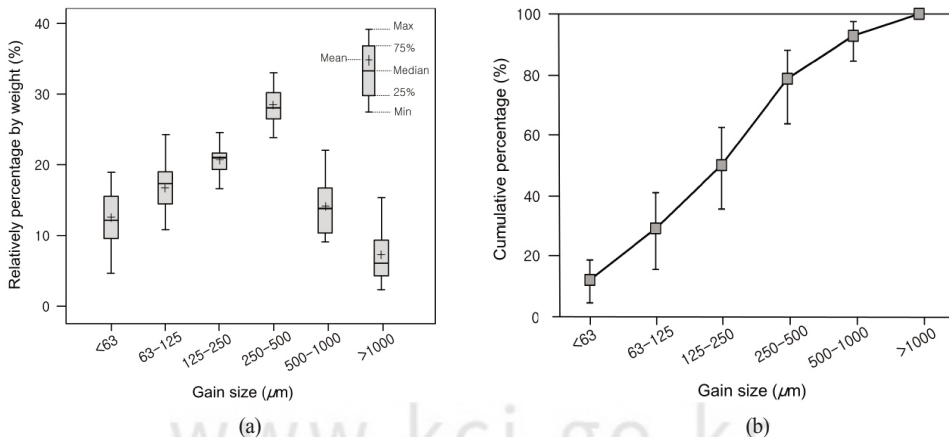


Figure 2. RDS grain-size fractions produced from total RDS, a) relative concentration, b) cumulative distribution.

적인 것으로 보였다. 미세입자 분율의 효과적 제거를 위해 도로 청소의 빈도를 높여야 한다는 제안도 있었으나(Zhao et al, 2010; Zhao et al, 2011; Lee et al, 2013), 일반적인 청소 방법에 의한 도로 청소의 효과는 주로 150–250 μm 이상의 분율에만 주로 효과가 있기 때문에(Calabró 2010; Jeong et al, 2011) 그 이하 크기의 미세입자는 도로 청소의 빈도를 높여도 제거되지 못한다. 이러한 문제를 해결하기 위하여 도로 청소 방식과 도로 청소에 대한 효율과, 그 개선 방안에 관한 연구가 계속 되어오고 있다(Vaze et al, 2002). 도로 청소차의 진공흡입기(Chang et al, 2005), 노면 스위퍼(Duncan et al, 1985), 살수방식(Gromaire et al, 2000), 필터(Chang et al, 2005) 등에 대한 개선이 그 예이다.

본 연구의 샘플링 시 무강우일수는 8일이었다. 안산시는 현재 16대의 청소차(살수차 2대, 분진흡입차 14대)를 보유하고 있으며, 이를 이용한 도로청소는 1일 1회 실시를 기본 운영방식으로 하고 있다. 본 결과의 RDS의 축적 경향으로 볼 때, 정기적인 도로 청소에도 불구하고 <250 μm 의 비율이 높은 이유 역시 무강우일수와 현재 도로 청소방식의 효율성이 도로

의 미세입자축적에 영향을 주는 주 요인일 것으로 나타났다.

2. 입경별 중금속 분포 및 오염평가

시화산업단지 내에서 채집된 RDS의 각 입자 크기 분율에서의 중금속의 농도분포를 Figure 3, Table 2에 나타내었다. 지각 기원의 금속 원소인 Al과 Fe은 각각 평균 3.6~7.9%, 4.2~6.4%의 농도를 보였다. 지각 기원 원소를 제외한 중금속 원소들의 농도범위는 Zn>>Pb>Cu>Cr>Ni>>V>Sb>As>Cd>>Hg 순으로 나타났으며, 이 중 가장 농도가 높은 것으로 나타난 Zn, Cu와 Pb의 입경별 분율의 평균농도 범위는 각각 633–3605, 130–1483과 120–1997 mg/kg였다.

서로 다른 연구의 금속농도 결정은 전처리 방법, 분석 입자의 크기 등 복잡한 요인에 의해 의미하는 바가 상이할 수 있어 직접적 비교가 힘들지만(Song et al, 2007), 본 연구에서는 간접적으로나마 다른 도시에서 보고된 RDS의 중금속 농도를 비교하여 오염수준을 평가하였다(Table 2). 시화산업단지의 RDS 내 총 중금속 농도는 Zürich 외의 다른 도시의 RDS에 비해 대체로 매우 높았다. 반면 교통의 원인으로 RDS의

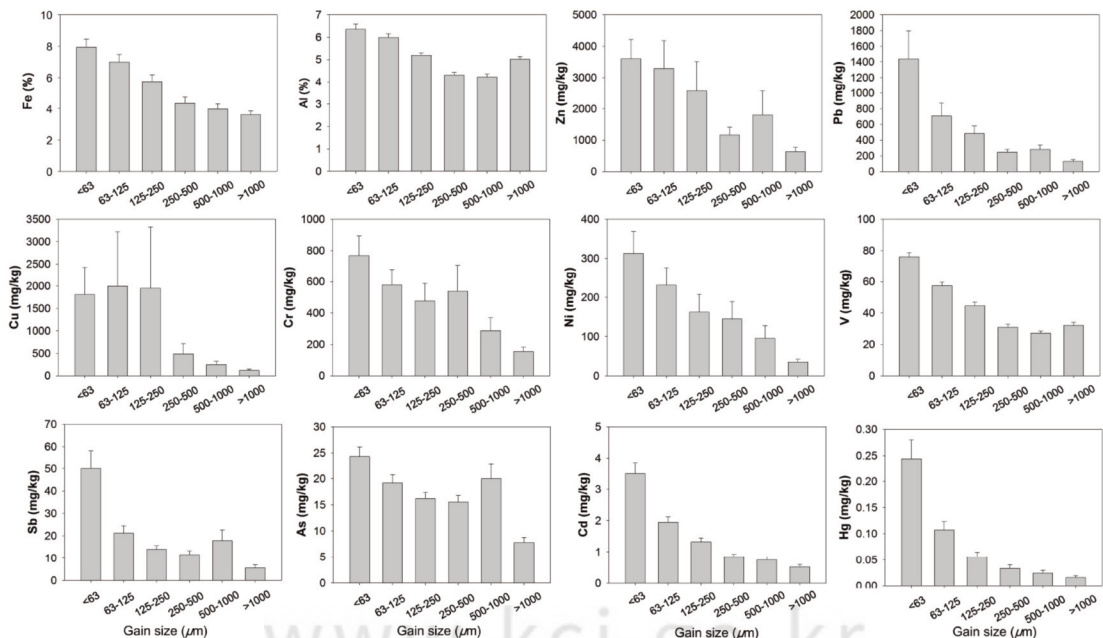


Figure 3. Mean concentrations of different metals in each grain-size fraction of RDS from Shihwa Industrial Complex.

Table 2. Comparison of the mean metal concentrations in RDS from Shihwa and other cities worldwide (Unit: mg/kg)

Characterization	Size (µm)	Zn	Cu	Pb	Sb	Cr	Hg	Ni	Cd	As	V	Reference
Shihwa, Korea												
Industrial road	>1000	633	120	130	6	154	0.016	35	0.51	7.8	32	This study ^a
	500-1000	1797	251	283	18	287	0.024	96	0.75	20	27	
	250-500	1167	484	147	12	539	0.033	145	0.84	16	31	
	125-250	2573	1949	484	14	476	0.056	162	1.3	16	44	
	63-125	3290	1997	706	21	579	0.11	231	1.9	19	57	
<63	3605	1810	1438	50	769	0.24	312	3.5	24	76		
Katowice, Poland												
Motorway	>250	730	78.2	138		111		48.2	0.098			Adamiec et al. 2016 ^b
	90-250	593	93.2	213		109		49.9	0.245			
	56-90	1390	120	326	-	112	-	87	0.584	-	-	
	20-56	1609	209	362		132		98.2	0.659			
	<20	1829	287	456		182		109	0.912			
Katowice Poland												
Urban road	>250	946	89	387		87.9		22.7	0.081			Adamiec et al. 2016 ^b
	90-250	1879	103	309		222		28.4	0.218			
	56-90	1768	189	569	-	169	-	76.5	0.56			
	20-56	2267	353	743		198		89.4	0.78			
	<20	2565	389	789		219		87.9	1.095			
Ulsan, Korea												
Urban road	850-2000	258	265	52				13.2	0.3			Doung et al. 2006 ^c
	180-850	430	139	57				24.8	0.5			
	75-180	752	236	118	-	-	-	36.9	1.0			
	<75	1271	345	223				52.1	2.3			
Kuala Lumpur, Malaysia												
Urban road	125-250	153	22	32					0.3			Han et al. 2014 ^d
	63-125	243	50	40	-	-	-	-	0.6			
	<63	394	84	88					0.7			
Tangshan China												
Coal industrial city, soil	<2000	70.31	65.54	22.93	-	36.98	(0.06) ^g	16.81	0.15	(5.89) ^g	-	Sun et al. 2019 ^{a, g}
Beijing, China												
Park, street	<2000	51.38	126.3	510.7	-	-	-	-	3.14	-	-	Li et al. 2015 ^e
Newcastle, UK												
Urban road	<250	421	132	992	-	-	-	26.0	1.0	6.4	-	Okorie et al. 2012 ^e
Hong Kong												
Urban road	<100	3840	110	120	-	124	-	28.6	-	66.8	36.6	Yeung et al. 2003 ^f
Zürich, Switzerland												
Urban, road	<10	2183	3547	247	324	330	-	504	10	19	56	Amato et al. 2011 ^a
Barcelona, Spain												
Urban, road	<10	1572	1332	248	196	229	-	58	3	12	84	Amato et al. 2011 ^a

^a digested with HF, HNO₃ and HClO₄, determined using inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS) for metals (except Hg)

^b digested with HNO₃, HCl and H₂O₂, determined using inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS)

^c digested with aqua regia (HNO₃ and HCl), determined using atomic absorption spectrometry (AAS)

^d digested with HF, H₂SO₄, HNO₃ and HClO₄, determined using atomic absorption spectrophotometry (AAS)

^e digested with HF and HClO₄, determined using flame atomic absorption spectrophotometry (FAAS) for Zn and Cu and graphite furnace atomic absorption spectrophotometry (GFAAS) for Pb and Cd

^f determined using energy dispersive X-ray fluorescence (EDXRF) spectrometry

^g digested with HNO₃ and HCl, determined using atomic fluorescence spectrometry (AFS) for Hg and As

-: not measured

오염도가 매우 극심한 것으로 보고된 Zürich에 비하여 Cu, Sb, Ni, Cd의 농도는 비교적 낮은 편으로 나타났다.

분석된 지각기원금속(Fe, Al) 및 중금속(Cr, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Pb, Hg)의 입자의 크기별 농도 분포 결과에 따르면 대체로 모든 금속이 입자의 크기가 작아질수록 점차 농도가 높아지는 경향을 보였으며, <63 μm 분율에서 금속의 농도가 가장 높게 나타났다. RDS 중 가장 풍부한 원소로 나타난 Zn, Cu, Pb은 <250 μm 분율에서 그 이상의 분율에 비해 2배 이상 농도가 높게 나타났다. 여러 선행 연구에서도 RDS의 입자 크기가 감소할수록 금속(Cu, Fe, Cd, Mn, Ni, Pb, Zn)의 농도가 증가했으며, 최대 농도는 가장 작은 크기인 63–75 μm 이하에서 나타났다(Haiyan et al. 2015; Lee et al. 2013; Singh 2011; Zhao et al. 2010; Zhao et al. 2011). Cu의 경우는 최고농도는 63–125 μm 에서 측정되었고, <250 μm 에서 매우 농도가 높으나 크기에 따른 경향은 보이지 않았다.

RDS의 입자 크기에 따른 중금속의 인위적 오염 정도를 평가하기 위하여 I_{geo} (geo-accumulation index)를 활용하였고 계산 결과는 Figure 4에 나타내었다. <63 μm 분율은 Cu, Zn, Pb, Sb의 I_{geo} 가 5이상으로 very highly polluted, Hg, Cr, Ni의 I_{geo} 는 3–4로 highly~very highly polluted 상태인 것으로 나타

났다. 또한 63–125, 125–250 μm 분율은 Cu, Zn, Sb의 I_{geo} 가 3–5로 highly~very highly polluted 상태이고, Pb, Cr은 highly polluted인 것으로 나타났다. 이는 <250 μm 의 RDS 입자가 인위적 원인에 의해 Cu, Zn, Pb, Sb에 상당히 오염되었음을 보여주는 결과이다. 반면 250–500 μm 분율은 Cu, Zn, Sb이, 500–1000 μm 분율은 Sb만 highly polluted로 나타났고, 나머지 >250 μm 의 입자 분율들의 I_{geo} 는 unpolluted~moderately to highly polluted로 나타나 상대적으로 큰 입자의 경우 인위적인 오염이 크지 않음을 보여주었다.

시화산업단지같이 불투수면적율이 높은 도시의 RDS는 주변의 하천퇴적물의 지속적인 중금속 공급원이다. 오염된 RDS는 강우 시 강우 유출수에 의해 인근 수계로 유입되며, 인구밀도가 높은 도시로부터의 유출수가 들어오는 수역 퇴적물의 금속농도는 기준을 초과할 정도로 높다(Hwang et al. 2016). Zhao et al. (2016)은 <105 μm 의 입자가 전체 RDS 질량의 30–40% 정도를 차지하며, 자연적 강우이벤트가 발생했을 시 강우에 의한 RDS의 유입부하의 60–80%를 기여할 수 있다고 보고한 바 있다. 이에 본 연구에서는 이에 가장 근접한 크기인 <125 μm 의 RDS 입자가 장기간에 걸쳐 지속적으로 시화호 주변 하천퇴적물로 유입, 응집, 침강하는 과정을 거쳐 상당량 하천

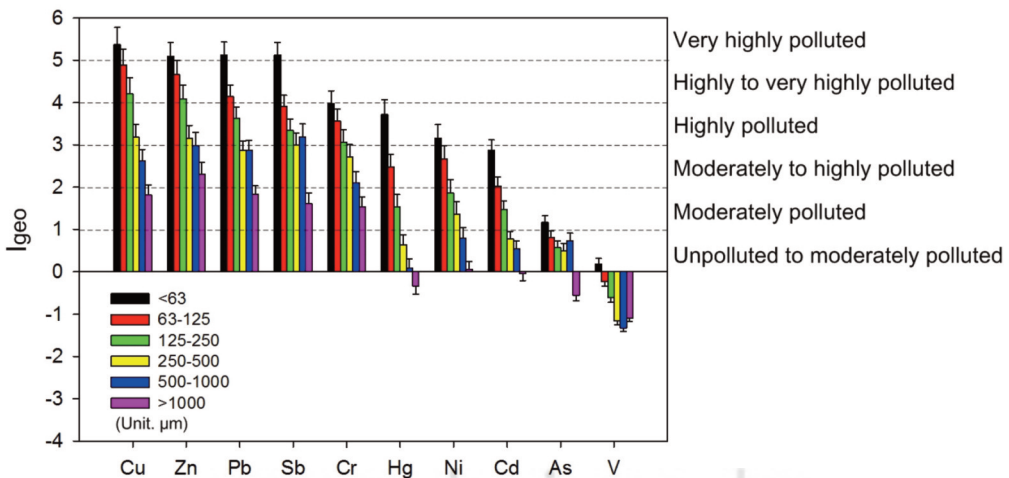


Figure 4. Mean geo-accumulation index (I_{geo}) of heavy metals calculated for different grain-size fractions of RDS from Shihwa Industrial Complex.

Table 3. The results of the assessment with Korean river-lake sediment pollution assessment guidelines for RDS of two grain-size fractions, <63 and 63-125 μm

Grain size	Fair	Marginal	Poor	Worst	Amount of stations (N)
63-125 μm	–	–	14 (56%)	11 (44%)	25
<63 μm	–	–	3 (12%)	22 (88%)	25

에 퇴적되었다는 가정 하에, 이를 주변 하천의 잠재적 퇴적물로 간주하였다. 그리고 25개 정점에서 채취한 RDS 시료 중 125 μm 이하의 시료에 대한 오염평가를 실시하여 하천에 대한 대략적인 위해성을 예측하였다(Table 3). 정점별 오염평가 결과 63–125 μm의 시료는 정점별로 나쁨(poor)이 56%, 매우 나쁨(worst)이 44%였으며 매우 나쁨의 원인은 Cr, Ni, Cu, Zn, Pb이었다. 또한 <63 μm 시료는 정점별로 나쁨이 12%, 매우 나쁨이 88%였고 매우 나쁨의 원인은 Cr, Ni, Cu, Cd, Pb이었다. 전 정점의 평균농도를 대상으로 한 오염평가 결과 63–125, <63 μm 분을 모두 매우 나쁨이었으며 원인 금속은 Cu, Pb이었다. 본 결과는 시화호 및 유역하천의 잠재적 오염원인 RDS의 미세입자가 하천퇴적물로 지속적으로 유입되어 퇴적될 경우 결국 하천 및 시화호의 저서생태계에 독성이 나타날 수 있는 심각한 오염을 유발할 가능성이 있음을 의미한다.

3. RDS 내 중금속의 오염원 추적

대도시의 RDS는 주로 교통기원이 주 배출원이다. 그러나 산업단지의 RDS 경우 교통기원 외의 산업활동의 영향을 받는다(Khademi et al, 2019). 본 연구 지역의 RDS에 가장 풍부한 것으로 나타난 Cu, Zn 및 Pb는 연구지역에서 주로 운영 중인 기계, 철강, 화학물질, 전기 산업 관련이 크나(Acosta et al, 2010), 차량운행과도 가장 큰 관련이 있는 중금속이다(Amato et al, 2011; Bian and Zhu 2009).

RDS의 각 금속 원소들의 농도와 입도간의 Pearson 상관계수를 Table 4에 요약하였다. Cu를 제외한 모든 원소들은 입자의 크기와 유의(p<0.05, 0.01)한 상관관계를 보였다. 지각기원 원소인 Al은 V, Cd, Hg을 제외한 다른 금속 원소와는 상관성이 낮게 나타나 V, Cd, Hg를 제외한 RDS 내 중금속들은 자연적인 지각의 원소 이동과는 다른 인위적 활동에 의해 축적된 것임을 보여주었다. 중금속들 간에도 유의수준 내에서 상관성이 발견되어 기원을 추측할 수 있으나,

Table 4. Pearson's correlation coefficients among the concentrations of metals in RDS

	Al	Fe	V	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Sb	Pb	Hg	Size
Al	1	.308**	.757**	.026	.067	-.036	-.020	.104	.340**	.072	.112	.333**	.636**
Fe		1	.652**	.677**	.703**	.083	.219*	.289*	.720*	.579*	.632*	.592*	.502*
V			1	.364**	.412**	.046	.108	.241**	.690**	.413**	.424**	.586**	.835**
Cr				1	.923**	.116	.189*	.307**	.495**	.510**	.626**	.460**	.298**
Ni					1	.113	.179*	.371**	.574**	.603**	.741**	.511**	.378**
Cu						1	.773**	.065	.220**	.137	.255**	.126	.148
Zn							1	.062	.341**	.197*	.278**	.303**	.267**
As								1	.360**	.434**	.342**	.221**	.381**
Cd									1	.779**	.751**	.737**	.766**
Sb										1	.869**	.646**	.539**
Pb											1	.609**	.468**
Hg												1	.686**
Size													1

*, ** Correlation coefficients are significant at p < 0.05 and p < 0.01 (two-tailed), respectively.

Table 5. The results extracted by Principle component analysis (PCA) for heavy metals in RDS grain-size fractions, which are >250 μm , <250 μm and total RDS. a) initial eigenvalues, b) rotated component matrix

a)

Initial Eigenvalue									
No.	Total			> 250 μm			< 250 μm		
	Total	% of Variance	Cumulative %	Total	% of Variance	Cumulative %	Total	% of Variance	Cumulative %
1	5.773	48.111	48.111	3.478	28.979	28.979	5.648	47.063	47.063
2	1.774	14.783	62.894	2.285	19.038	48.017	2.273	18.942	66.005
3	1.497	12.472	75.366	1.197	9.975	57.992	1.373	11.441	77.446
4	-	-	-	1.051	8.759	66.752	-	-	-

b)

Rotated Component Matrix ^a										
	Total			> 250 μm				< 250 μm		
	Component			Component				Component		
	1	2	3	1	2	3	4	1	2	3
Al	-.058	.924	-.066	-.687	.020	-.046	-.372	-.224	-.185	.878
Fe	.732	.429	.067	-.116	.544	.489	.033	.856	-.086	.096
V	.362	.877	.018	-.508	.480	.180	-.337	.342	-.094	.848
Cr	.855	.002	.035	.107	.931	.129	.023	.924	.039	-.090
Ni	.908	.051	.032	.183	.902	.045	.022	.932	-.015	-.060
Cu	.051	-.024	.929	.073	.095	-.094	.699	.019	.947	-.111
Zn	.136	.050	.928	-.024	-.069	.142	.748	.142	.948	-.121
As	.497	.067	-.029	.821	.217	-.056	-.014	.360	-.052	.346
Cd	.693	.522	.261	.382	.062	.717	.074	.773	.227	.383
Sb	.819	.182	.140	.772	-.019	.197	-.156	.886	.118	.186
Pb	.851	.164	.229	.648	.524	.284	.048	.886	.176	.061
Hg	.590	.507	.208	-.019	.145	.721	-.025	.635	.190	.354
% of Variance ^b	39.3	20.0	16.0	21.9	21.4	12.3	11.1	44.5	16.5	16.4

^a Rotation method : Varimax with Kaiser Normalization.

^b Extraction Sums of Squared Loadings.

다양한 요인에 의해 영향을 받는 이러한 금속간의 관계를 Pearson 상관계수만으로 설명하기에는 한계가 있다.

RDS 중 비교적 큰 입자는 주로 도로와 교통수단 및 도로의 마모입자 같은 비 배출입자(non-exhaust PM)의 영향을 받는 반면, <250 μm 의 미세입자의 오염은 주로 차량기원 배출입자(exhaust PM)와 관련이 있다(Doung and Lee 2011; Lim et al, 2006). 따라서 RDS의 금속원소들 간의 상관관계와 입자 크기에 따른 중금속의 오염원을 자세히 비교하기 위해 전체 RDS 및 >250 μm , <250 μm 분율의 금속농도에

대하여 각각 PCA분석을 수행하였고 결과를 Table 5에 요약하였다. 분석결과 세 가지 분율 모두 고유값 누적률이 60-80% 사이로 요인을 설명하기 충분하였다(Table 5a). 전체 입경분율(total)의 중금속 분포에서는 3가지 요인(principle component, PC)이 추출되었는데, 전체 RDS의 제1요인(PC1)은 Fe, Cr, Ni, Sb, Pb, PC2는 Al과 V, PC3는 Cu, Zn이었다. >250 μm 의 분율의 중금속 분포에서는 4가지 요인이 추출되었고 PC1은 주로 As, Sb, Pb이, PC2는 주로 Cr-Ni, Fe-V-Pb, PC3는 Hg, Cd, PC4는 Cu, Zn이 주로 연관되어 분포함을 나타낸다. <250 μm 에서는 요

인별로 PC1은 Fe, Cr, Ni, Sb, Pb, PC2는 Cu, Zn, PC3는 Al, V로 나타났다. 각 주성분 내 회전된 성분 값이 비슷한 원소들이 RDS에 주로 연관되어 분포하며, 오염원이 같을 것으로 판단할 수 있다(Table 5b). 이 결과는 >250, <250 μm 크기의 RDS에 함유된 중금속의 기원이 매우 다르며, <250 μm의 중금속 분포의 요인이 전체 RDS의 요인과 매우 유사함을 의미한다.

>250 μm의 경우에는 PC1, 3, 4에 속한 주요원소들이 Al과 음의 상관성을 보이며 인위적 활동과 관련이 있음을 설명하고 있다(Table 5b). 이 원소들의 경우 unpolluted~moderately to highly polluted의 오염수준이며, 입자 크기에 따른 농도분포 패턴을 보이지 않아, 산업활동에서 기인한 비 배출 입자가 여러 경로로 도로에 유입된 것으로 판단된다. Cu, Zn은 가장 풍부하게 분포하며, 인위적 오염도가 가장 심한 원소였다. Jeong et al. (2019)은 시화산업단지의 RDS에 포함된 Cu 과 Zn이 차량 기원뿐 아니라 주변 산업활동에서 기인하는 것으로 보고하였다.

<250 μm의 PC1과 2의 주요 요인들은 차량 통행 기원인 원소로 판단되었다. 최근 도시 환경 중 존재하는 Sb는 차량의 브레이크 패드의 마모에 의해 축적되었음이 밝혀져(Iijima et al. 2007), 교통 관련 오염의 효과적인 추적자(tracer)로 사용된다(Lehndorff and Schwark 2008). PC1의 주요 요인인 Pb, Cr,

Ni, Fe는 Sb와 함께 차량 및 도로의 마모에 의한 비 배출 기원 오염으로 간주되며, Pb은 브레이크 라이닝, 도로 페인트와 타이어 밸런스 웨이트에(Thorpe and Harrison 2008; Del Rio-Salas et al. 2012; Root 2000), Fe은 브레이크 디스크와 패드(Hulskotte et al. 2014), Ni은 아스팔트(Ozaki et al. 2004), Cr은 브레이크 라이닝(Adamiec et al. 2016)의 마모가 주 공급경로이다. Cu와 Zn가 PC2의 주요 요인으로 추출되어 기원이 같음을 알 수 있었다. 상관분석 결과에서 Cu는 입자 크기와 연관이 적은 것으로 나타났고, 농도는 <250 μm에서 매우 높아, <250 μm의 입자범위에 특정 배출원에 Cu의 유입이 있음을 나타내며, 유사한 결과가 Fujiwara et al. (2011), Adamiec et al. (2016), Han et al. (2008), Li et al. (2015), Lanzerstorfer (2018)에 의해 보고된 바 있다. RDS의 Zn은 오일첨가제에 사용되며 자동차 배기가스가 주 배출원이다(Harrison et al. 2012). 이 결과로 <250 μm 분율의 Cu도 배기가스가 주요 기원일 것으로 판단되었다.

4. 입경분율별 중금속오염 기원

RDS의 오염물질에 대한 효과적 관리를 위해서는 입경분율별 농도에 따른 오염 부하량을 산정하여 각 입경분율의 상대적 기여도를 이해하는 것이 중요하다.

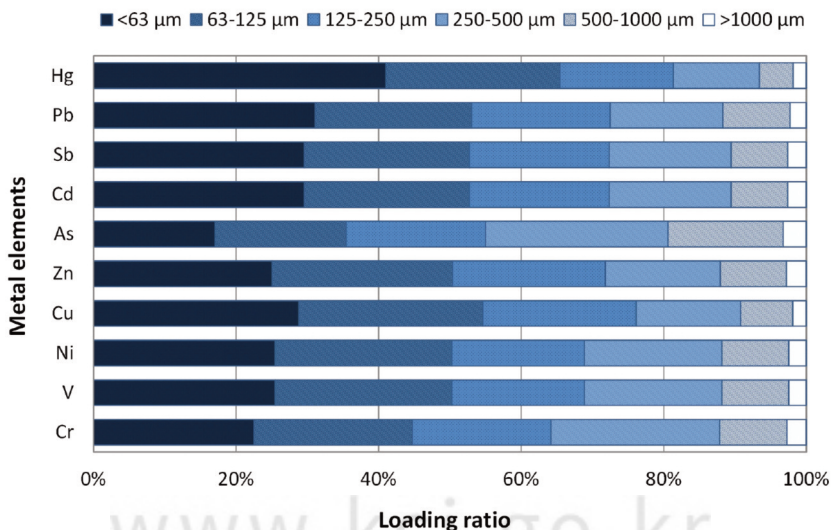


Figure 5. Average GSF_{loading} of heavy metals in each grain-size fraction of RDS.

입경분율별 중금속의 오염부하도(Grain size fraction loading, $GSF_{loading}$)를 산출하여 Figure 5에 나타내었다. Hg, Pb, Sb, Cd, Cu, Ni, V은 6개 입자 크기 범주 중 $63\ \mu\text{m}$ 이하의 입자에서 상대적으로 가장 많은 양이 존재하는 것으로 나타났고, As과 Cr은 $250\text{--}500\ \mu\text{m}$ 의 분율이, Zn는 $63\text{--}125\ \mu\text{m}$ 의 분율이 가장 높은 기여율을 보였다. $125\ \mu\text{m}$ 이하의 분율은 전체 RDS의 모든 중금속에 대한 기여율이 평균 51%였다. $\langle 63\ \mu\text{m}$ 의 분율은 양적으로는 전체 RDS 중에서 평균 12.4%가 존재하였음에도 불구하고 대부분의 금속농도에서 기여율이 가장 높았다. 또한 모든 금속원소는 $\langle 250\ \mu\text{m}$ 의 분율에 평균 70.4%(55–81%)가 존재하는 것으로 나타났다. 이는 RDS의 입자 크기에 따른 금속의 존재 비율을 고려하였을 때, $\langle 250\ \mu\text{m}$ 의 미세입자 분율이 금속오염에 대한 기여도가 높다는 것을 나타낸다. 이는 $\langle 250\ \mu\text{m}$ 의 미세입자 분율의 중금속 분포의 요인이 전체 RDS의 요인과 매우 유사한 것으로 나타난 PCA 분석결과를 설명할 수 있다. 또한 이 결과는 $\langle 250\ \mu\text{m}$ 의 미세입자에 존재하는 금속의 오염부하가 시화호 산업단지의 RDS 금속오염의 절반 이상을 차지하므로, 시화호 산업단지의 비점오염관리를 위해서는 도로청소 시 $\langle 250\ \mu\text{m}$ 의 입자 제거가 매우 중요함을 나타낸다. 산업단지의 RDS의 크기는 인위적 금속오염부하에 중요한 영향을 미치는 요소이며 (Khademi et al. 2019), 그 거동은 RDS의 입경분포에 따라 달라진다(Furumai et al. 2002). Zhao et al. (2010) 역시 Beijing 시내의 RDS에서 $\langle 250\ \mu\text{m}$ 의 분율이 전체 RDS의 비점오염에 의한 금속부하의 80%, $\langle 44\ \mu\text{m}$ 의 분율이 하천의 총부유물질의 금속부하의 70% 이상을 차지한다고 보고하였다. Sutherland and Jelen (1996)는 $\langle 63\ \mu\text{m}$ 의 입자가 가장 중요한 질량성분이며 전체 퇴적물의 38%의 Pb이 이 분획에 저장되어 있다고 보고하였다. RDS는 도로유출수의 금속오염에 대한 기여도가 크고(Walker et al. 1999, Stone and Droppo 1996), 입자 크기가 미세할수록 오염부하가 크기 때문에(Khademi et al. 2019) 도로 청소에서 이러한 미세입자를 제거하는 것이 매우 중요하다(Zhao et al. 2010).

IV. 결론

본 연구에서는 시화호의 효과적인 환경관리를 위해 시화호 산업단지의 RDS에 대한 입도분포 및 입도에 따른 중금속 분포 특성을 조사하고 이에 의한 환경영향을 고찰하였다. 입도분포 분석결과 전체 RDS의 질량 중 $250\text{--}500\ \mu\text{m}$ 크기의 입자의 질량이 가장 높은 비율(28.4%)로 존재하였고, 질량 누적분포에 따르면 $250\ \mu\text{m}$ 이하 크기의 입자는 전체 RDS의 50.2%, $500\ \mu\text{m}$ 이하의 입자는 전체 RDS의 78.7%였다. RDS의 중금속은 Cu, Zn, Pb 농도가 현저히 높은 것으로 나타났다. 농집지수 값은 Cu, Zn, Pb, Sb이 인위적 원인에 의해 상당히 오염되었음을 나타냈으며, 대부분의 중금속이 RDS의 입도가 작아질수록 농도와 인위적 오염도가 높아지는 경향을 보였다. $125\ \mu\text{m}$ 보다 작은 RDS를 산업단지 인근 하천의 잠재적 퇴적물로 간주하고 이에 대한 하천퇴적물 오염평가를 실시한 결과 오염도가 매우 나쁨으로 나타났으며, 주요한 원인 금속은 Cu와 Pb이었다. 미세한 RDS 입자의 지속적인 하천 유입은 인근 수환경에 직간접적인 악영향을 줄 것으로 예상된다. 다변량분석을 통한 RDS 내 중금속의 오염원 분석결과 입자의 크기별로 오염원이 다를 것으로 나타났으며, $250\ \mu\text{m}$ 보다 큰 RDS는 주로 주변의 산업시설, $250\ \mu\text{m}$ 보다 작은 RDS는 주로 차량운행의 영향을 받은 것으로 판단되었다. $250\ \mu\text{m}$ 보다 작은 입자에 존재하는 중금속의 오염부하가 전체 RDS 내 금속오염의 절반 이상을 차지하는 것으로 나타났다.

따라서 시화호 산업단지 주변의 환경개선을 위해서는 $125\text{--}250\ \mu\text{m}$ 이하의 미세입자의 제어가 특히 중요하고, 이를 위해서 도로청소방법 개선과 비점오염 저감시설의 확충이 필수적일 것으로 판단된다. 그러나 RDS의 중금속이 주변 수역에 미치는 명확한 영향과 비점오염을 통한 RDS의 유입을 저감하기 위해서는 도로유출수에 속한 RDS와 인근 수역 퇴적물 오염의 관계, RDS의 오염원 추적에 대한 심도 있는 연구가 추가적으로 필요하다.

References

- Aatmeeyata and Sharma M. 2010. Polycyclic aromatic hydrocarbons, elemental and organic carbon emissions from tyre-wear, *Science of Total Environment*, 408: 4563-4568.
- Acosta JA, Faz A and Martinez-Martinez S. 2010. Identification of heavy metal sources by multivariable analysis in a typical Mediterranean city (SE Spain), *Environmental Monitoring Assessment*, 169: 519-530.
- Adamiec E, Jarosz-Krzemińska E and Wieszala A. 2016. Heavy metals from non-exhaust vehicle emissions in urban and motorway road dusts, *Environmental Monitoring Assessment*, 188: 369.
- Al-Khashman OA and Shawabkeh RA. 2006. Metals distribution in soils around the cement factory in southern Jordan, *Environmental Pollution*, 140(3): 387-394.
- Amato F, Pandolfi M, Moreno T, Furger M, Pey J and Alastuey A. 2011. Sources and variability of inhalable road dust particles in three European cities, *Atmospheric Environment*, 45: 6777-6787.
- Amato F, Querol X, Johansson C, Nagl C and Alastuey A. 2010. A review on the effectiveness of street sweeping, washing and dust suppressants as urban PM control methods, *Science of the Total Environment*, 40: 3070-3084.
- Aryal R, Vigneswaran S, Kandasamy J and Naidu R. 2010. Urban stormwater quality and treatment, *Korean Journal of Chemical Engineering*, 27: 1343-1359.
- Bian B and Zhu W. 2009. Particle size distribution and pollutants in road-deposited sediments in different areas of Zhenjiang, China, *Environmental Geochemistry and Health*, 31: 511-520.
- Calabro PS. 2010. Impact of mechanical street cleaning and rainfall events on the quantity and heavy metals load of street sediments, *Environmental Technology*, 31(11): 1255-1262.
- Chang YM, Chou CM, Su KT and Tseng CH. 2005. Effectiveness of street sweeping and washing for controlling ambient TSP, *Atmospheric Environment*, 39: 1891-1902.
- Christoforidis A and Stamatis N. 2009. Heavy metal contamination in street dust and roadside soil along the major national road in Kavala's region, Greece, *Geoderma*, 151: 257-263.
- Del Rio-Salas R, Ruiz J, De la O-Villanueva M, Valencia-Moreno M, Moreno-Rodríguez V, Gomez-Alvarez A, Grijalva T, Mendivil H, Paz-Moreno F and Meza-Figueroa D. 2012. Tracing geogenic and anthropogenic sources in urban dusts: insights from lead isotopes, *Atmospheric Environment*, 60: 202-210.
- Dong TTT and Lee B. 2009. Characteristics toxicity, and source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in road dust of Ulsan, Korea, *Chemosphere*, 74: 1245-1253.
- Duncan M, Jain R, Yung SC and Patterson R. 1985. Performance evaluation of an improved street sweeper. US Environmental Protection Agency (US EPA-600/7-85-008), Government Printing Office, Research Triangle Park, NC.
- Duong TTT and Lee BK. 2011. Determining contamination level of heavy metals in road dust from busy traffic areas with different characteristics, *Journal of Environmental Management*, 92: 554-562.
- Duong TTT, Lee B, Trang, Dong TTT, Ui-ryang Jeong U, Kim A and Lee HK. 2006. Heavy Metal Contamination of Road Dust at the Downtown Area in the Metropolitan

- City of Ulsan, Korea, 2006 International Forum on Strategic Technology, DOI: 10.1109/IFOST.2006.312289.
- Egodawatta P and Goonetilleke A. 2008. Understanding road surface pollutant wash-off and underlying physical processes using simulated rainfall, *Water Science Technology*, 57(8): 1241-1246.
- Faiz Y, Tufail M, Tayyeb Javed M, Chaudhry MM and Naila-Siddique. 2009. Road dust pollution of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn along islamabad expressway, Pakistan, *Microchemical Journal*, 92: 186-192.
- Fujiwara F, Rebagliati RJ, Dawidowski L, Gomez D, Polla G, Pereyra V and Smichowski P. 2011. Spatial and chemical patterns of size fractionated road dust collected in a megacity, *Atmospheric Environment*, 45: 1497-1505.
- Furumai H, Balmer H, and Boller M. 2002. Dynamic behavior of suspended pollutants and particle size distribution in highway runoff, *Water Science and Technology*, 46(11-12): 413-418.
- Gromaire MC, Garnaud S, Ahyerre M and Chebbo G. 2000. The quality of street cleaning waters: comparison with dry and wet weather flows in a Parisian combined sewer system, *Urban Water*, 2: 39-46.
- Haiyan L, Anbang S and Xiaoran Z. 2015. Particle size distribution and characteristics of heavy metals in road-deposited sediments from Beijing Olympic Park, *Journal of Environmental Science*, 32: 1.
- Han Y, Du P, Cao J and Posmentier ES. 2006. Multivariate analysis of heavy metal contamination in urban dusts of Xi'an, Central China, *Science of the Total Environment*, 355(1-3): 176-186.
- Han X, Lu X, Zhang Q, Wuyuntana, Hai Q and Pan H. 2016. Grain-size distribution and contamination characteristics of heavy metal in street dust of Baotou, China, *Environmental Earth Science*, 75: 1-10.
- Han Y, Cao J, Posmentier ES, Fung K, Tian H and An Z. 2008. Particulate-associated potentially harmful elements in urban road dusts in Xi'an, China, *Applied Geochemistry*, 23: 835-845.
- Han NMM, Latif MT, Othman M, Dominick D, Mohamad N, Juahir H and Tahir NM. 2014. Composition of selected heavy metals in road dust from Kuala Lumpur city centre, *Environmental Earth Science*, 72: 849-859.
- Harrison RM, Loxton DP and Wilson SJ. 1981. Chemical associations of lead, cadmium, copper, and zinc in street dusts and roadside soils, *Environmental Science and Technology*, 15: 1378-1383.
- Harrison RM, Jones AM, Gietl J, Yin J and Green DC. 2012. Estimation of the contributions of brake dust, tire wear, and resuspension to nonexhaust traffic particles derived from atmospheric measurements, *Environmental Science and Technology*, 46: 6523-6529.
- Hewitt CN and Rashed MB. 1990. An integrated budget for selected pollutants for a major rural highway, *The Science of Total Environment*, 93: 375-384.
- <http://www.agec.or.kr> <http://www.agec.or.kr/sub06/sub02.php>
- Hulskotte JHJ, Roskam GD and Denier van der Gon HAC. 2014. Elemental composition of current automotive braking materials and derived air emission factors, *Atmospheric Environment*, 99: 436-445.
- Hwang HM, Fiala MJ, Park DJ and Wade TL. 2016. Review of pollutants in urban road dust and stormwater runoff: part 1. Heavy metals released from vehicles, *International*

- Journal of Urban Sciences, 20: 334-360.
- Iijima A, Sato K, Yano K, Hiroshi T, Kato M, Kimura H and Furuta N. 2007. Particle size and composition distribution analysis of automotive brake abrasion dusts for the evaluation of antimony sources of airborne particulate matter, *Atmospheric Environment*, 41: 4908-4919.
- Jeong K, Kang HM and Ko SO. 2011. Characteristics of Collected Sediments from Road Sweeping and Reduction in the Nonpoint Source Pollutants Loading, *Journal of the Korean Society of Road Engineers*, 13(2): 187-193. [Korean Literature]
- Jeong H, Kim KT, Kim ES, Ra K and Lee SY. 2016. Sediment quality assessment for heavy metals in stream around the Shihwa Lake, *Journal of Korean Society of Marine Environmental Engineers*, 19(1): 25-36. [Korean Literature]
- Jeong H, Lee J, Kim KT, Kim ES and Ra KT. 2019. Identification on metal pollution source in road dust of industrial complex using magnetic property around Shihwa lake basin, *Journal of Korean Society of Marine Environmental Engineers*, 22(1): 18-33. [Korean Literature]
- Khademi H, Gabarron M, Abbaspour A, Martinez-Martinez S, Faz A and Acosta JA. 2019. Environmental impact assessment of industrial activities on heavy metals distribution in street dust and soil, *Chemosphere*, 217: 695-705.
- Kim KT, Kim ES, Cho SR and Park JK. 2009. Distribution and temporal change of heavy metals in the surface sediments of Lake Shihwa and the adjacent sea, Korea, *Journal of Coastal Research*, 56: 817-821.
- Kim KW, Myung JH, Ahn JS and Chon HT. 1998. Heavy metal contamination in dusts and stream sediments in the Taejon area, Korea, *Journal of Geochemical Exploration*, 64: 409-419.
- Kreider ML, Pankow JM, McAtee BL, Sweet LI and Finley BL. 2010. Physical and chemical characterization of tire-related particles: comparison of particles generated using different methodologies, *Science of Total Environment*, 40: 652-659.
- Lanzerstorfer C. 2018. Heavy metals in the finest size fractions of road-deposited sediments, *Environmental Pollution*, 239: 522-531.
- Lehndorff E and Schwark L. 2008. Accumulation histories of major and trace elements on pine needles in the Cologne Conurbation as function of air quality, *Atmospheric Environment*, 42: 833-845.
- Lee HW and Choi JH. 2015. Analysis of Rainfall-Runoff Characteristics in Shihwa Industrial Watershed Using SWMM, *Journal of Korean Society of Environmental Engineers*, 37(1): 14-22. [Korean Literature]
- Lee PK, Youm SJ and Jo HY. 2013. Heavy metal concentrations and contamination levels from Asian dust and identification of sources: a case-study, *Chemosphere*, 91: 1018-1025.
- Lim JH, Sabin LD, Schiff KC and Stolzenbach KD. 2006. Concentration, size distribution, and dry deposition rate of particle-associated metals in the Los Angeles region, *Atmospheric Environment*, 40: 7810-7823.
- Li H, Shi A and Zhang X. 2015. Particle size distribution and characteristics of heavy metals in road-deposited sediments from Beijing Olympic Park, *Journal of Environmental Sciences*, 32: 228-237.
- Lu X, Pan H and Wang Y. 2017. Pollution evaluation and source analysis of heavy metal in roadway dust from a resource-

- typed industrial city in Northwest China, *Atmospheric Pollution Research*, 8: 587-595.
- Lu X, Wang L, Li LY, Lei K, Huang J and Kang D. 2010. Multivariate statistical analysis of heavy metals in street dust of Baoji, NW China, *Journal of Hazardous Material*, 173: 744-749.
- Ma Y, McGree J, Liu A, Deilami K, Egodawatta P and Goonetilleke A. 2017. Catchment scale assessment of risk posed by traffic generated heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 144: 593-600.
- Ministry of Environment. 2012. Emissions characteristics and risk assessments of resuspended dust from tires and brake pad wears. TRKO201800001241. [Korean Literature]
- Mostafa AR, Hegazi AH, El-Gayar MS and Anderson JT. 2009. Source characterisation and the environmental impact of urban street dusts from Egypt based on hydrocarbon distributions, *Fuel*, 88: 95-104.
- Müller G. 1969. Index of geo-accumulation in sediments of the rhine river, *Geochemical Journal*, 2: 108-118.
- Murakami M, Sato N, Anegawa A, Nakada N, Harada A and Kamatsu T. 2008. Multiple evaluations of the removal of pollutants in road runoff by soil infiltration, *Water Researches*, 42(10-11): 2745-2755.
- National Institute of Environmental Research. 2010. Assessment of soil contamination by new soil contaminants('10), 11-1480523-000715-01. [Korean Literature]
- National Institute of Environmental Research. 2008. Assessment of soil contamination by new soil contaminants, 11-1480523-000403-01. [Korean Literature]
- National Institute of Environmental Research. 2005. Evaluation and Establishment of the Soil Pollution Standards(II), 11-1480083-000268-10. [Korean Literature]
- Okorie A, Entwistle J and Dean JR. 2012. Estimation of daily intake of potentially toxic elements from urban street dust and the role of oral bioaccessibility testing, *Chemosphere*, 85: 460-467.
- Ordoñez A, Loredó J, Miguel ED and Charlesworth S. 2003. Distribution of heavy metals in the street dusts and soils of an industrial city in Northern Spain, *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 44: 160-170.
- Ozaki H, Watanabe I and Kuno K. 2004. Investigation of the heavy metal sources in relation to automobiles. *Water, Air, and Soil Pollution*, 157: 209-223.
- Ra K, Bang JH, Lee JM, Kim KT and Kim ES. 2011. The extent and historical trend of metal pollution recorded in core sediments from the artificial Lake Shihwa, Korea, *Marine Pollution Bulletin*, 62(8): 1814-1821.
- Root RA. 2000. Lead loading of urban streets by motor vehicle wheel weights, *Environmental Health Perspectives*, 108(10): 937-940.
- Sartor JD and Boyd BG. 1972. *Water Pollution Aspects of Street Surface Contaminants*. Washington, D.C., EPA Rep. 11024 DOC 07-71, (NTIS PB-203289).
- Shi G, Chen Z, Bi C, Wang L, Teng J, Li Y and Xu S. 2011. A comprehensive study of health risk of potentially toxic metals in urban and suburban road dust in the most populated city of China, *Atmospheric Environment*, 43(3): 764-771.
- Singh AK. 2011. Elemental chemistry and geochemical partitioning of heavy metals in road dust from Dhanbad and Bokaro regions, India, *Environmental Earth Science*,

- 62: 1447-1459.
- Sutherland RC and Jelen SL. 1996. Studies Show Sweeping has Beneficial Impact on Stormwater Quality, Published APWA Reporter, 63(10): 8.
- Song HB, Lee EY, Do HS, Jeong CS, Shin DC, Lee MS, Peak YK, Jeon SS and Shin WS. 2007. Trace Elements and Source Assessment of Street Dust in Daegu, Korea, Journal of Korean Society of Environmental Engineers, 29(7): 793-800. [Korean Literature]
- Stone M and Droppo IG. 1996. Distribution of lead, copper and zinc in size-fractionated river bed sediment in two agricultural catchments of southern Ontario, Canada, Environmental Pollution, 93: 353-362.
- Sun X, Guo D, Liu K, Meng H, Zheng Y, Yuan F and Zhu G. 2019. Levels, sources, and spatial distribution of heavy metals in soils from a typical coal industrial city of Tangshan, China, Catena, 175: 101-109.
- Taylor SR and McLennan SM. 1985. The Continental Crust : Its Composition and Evolution, Blackwell Science, Cambridge, Mass, pp. 46-47.
- Thorpe A and Harrison RM. 2008. Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: a review, Science of Total Environment, 400(1-3): 270-282.
- Vaze, J and Chiew S. 2002. Experimental study of pollutant accumulation on an urban road surface, Urban Water, 4: 379-389.
- Waisberg M, Joseph P, Hale B and Beyersmann D. 2003. Molecular and cellular mechanisms of cadmium carcinogenesis, Toxicology, 192: 95-117.
- Wang L, Lu X, Ren C, Li X and Chen C. 2014. Contamination assessment and health risk of heavy metals in dust from Changqing industrial park of Baoji, NW China, Environmental Earth Science, 71: 2095-2104.
- Walker WJ, McNutt RP and Maslanka CK. 1999. The potential contribution of urban runoff to surface sediments of the Passaic River: sources and chemical characteristics, Chemosphere, 38: 363-377.
- Wei BG and Yang LS. 2010. A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China, Microchemical Journal, 94: 99-107.
- Wentworth CK. 1992. A Scale of Grade and Class Terms for Clastic Sediments, The Journal of Geology, 30(5): 377-392.
- Yeung ZLL, Kwok RCW and Yu KN. 2003. Determination of multi-element profiles of street dust using energy dispersive X-ray fluorescence (EDXRF), Applied Radiation and Isotopes, 58: 339-346.
- Zeng F, Cui K, Xie Z, Wu L, Luo D, Chen L, Lin Y, Liu M, and Sun G. 2009. Distribution of phthalate esters in urban soils of subtropical city, Guangzhou, China, Journal of Hazardous Material, 164: 1171-1178.
- Zhao H, Li X, Wang X and Tian D. 2010. Grain size distribution of road-deposited sediment and its contribution to heavy metal pollution in urban runoff in Beijing, China, Journal of Hazardous Material, 183: 203-210.
- Zhao H, Li XY and Wang XM. 2011. Heavy metal contents of road-deposited sediment along the urban-rural gradient around Beijing and its potential contribution to runoff pollution, Environmental Science and Technology, 45: 7120-7127.
- Zhao H, Chen X, Hao S, Jiang Y, Zhao J, Zou C and Xie W. 2016. Is the wash-off process of road-deposited sediment source limited or transport limited?, Science of the Total Environment, 563-564: 60-70.