한국환경분석학회지 제19권 (제3호) 135~145, 2016
J. of the Korean Society for Environmental Analysis

상류 낙동 강변의 광미 내 중금속 오염현황

홍용표[1] · 최종하[1] · 김연정[2] · 김대익[3] · 유건상[1,†]

[1]안동대학교 응용화학과, [2]안동대학교 공동실험실습관, [3]전남대학교 전기전자통신컴퓨터공학부

Contamination Status of the Upper Nakdong Riverside by Heavy Metals in Mine Tailings

Yong Pyo Hong[1], Jong-Ha Choi[1], Younjung Kim[2], Dae-Ik Kim[3], and Keon Sang Ryoo[1,†]

[1]Department of Applied Chemistry, Andong National University, Andong 36729, Korea
[2]Center for Instrumental Analysis, Andong National University, Andong 36729, Korea
[3]School of Electrical, Electronic Communication, and Computer Engineering, Chonnam National University, Yeosu 550-749, Korea

Received June 14, 2016/Revised July 11, 2016/Accepted August 15, 2016

Ore powder had been cumulated at a moderate incline along the upper Nakdong Riverside by the natural disaster such as a flood from mines and smelting factories between 1940 and 1970. This study investigates the surface and deep layer mine tailings and the neighboring soil at 7 sites in the upper Nakdong River System. The study analyzed the sites between 2014 and 2015 for the presence of eight heavy metals (Cd, Pb, As, Cr(VI), Hg, Zn, Cu, Mn), Generally, the content of heavy metals increased in order from the contrast soil, the deep layer mine tailings, to the surface layer mine tailings. Consequently, it was concluded that the upper region of the Nakdong Riverside requires the remediation in the near future in order to remove the mine tailings.

Key words: Ore powder, Upper Nakdong river, Mine tailings, Water quality, Heavy metals

1. 서 론

경북 봉화군 석포면에서 안동댐에 이르기까지 낙동강 수계 구간에 흩어져 있는 광미는 강원도 태백시나 경북 봉화지역 광산개발 사업이 한창이던 1940~1970년대에 광산이나 제련소에서 선광과 제련과정 중 폐기처리되어 배출된 광미가 홍수 등에 의해 상류로부터 이동되어와 수계 경사도가 완만한 곳에 쌓여 만들어진 것이다.[1,2] 그러나 실제 어떠한 광산이나 제련소에서 이들 광미가 유실되었는지에 대한 기록은 현재로서는 파악할 수 없는 상황이다. 이들은 기존의 휴 · 폐광산의 광산폐기물 적치장 내에서와는 달리 수계에 접하고 있어 직접 강물에 의한 풍화에 취약할 것이며 광산에 적치된 광미보다는 좀더 빠른 속도의 풍화과정을 보일 것이다.[3,4] 또한 수계에 직접 노출되어 있어 중금속의 유출 가능성 및 이로 인한 수서 생태계에 미치는 영향도 클 것이다.[5,6]

낙동강 상류 강가에 산재되어 있는 광미는 검붉고 딱딱한 형상을 지니고 있으며 적절한 방지시설 없이 자연 상태로 방치되고 있어 인근 주민들에게 시각적인 혐오감을 준다. 또한 낙동강 상류지역에 커다란 홍수가 내릴 경우 낙동강 강가에 흩어져 있는 광미는 물에 휩쓸려 안동댐으로 유입 될 수 있으며 이 광미로부터 용출되는 중금속이나 기타 오염물질로 인해 낙동강 수계 전체의 수질을 악화시킬 수 있다.[7] 이로 인해 지자체에서는 광미로 인한 환경오염을 줄이기 위해 지속적인 관심을 가지고는 있으나 아직 전문적인 광미 처리기술이 없고, 법적인 제제도 없는 실정이다. 또한 지자체의 열

†To whom correspondence should be addressed.
Tel: 82-54-820-5453, Fax: 82-54-822-5452, E-mail: ksr@andong.ac.kr

악한 환경제정과 적정처리 방법의 부족 및 오염물질이 갖는 장기적인 환경영향 등에 의해 신속하고 정확한 조사, 분석 및 처리기술의 선정이 어려운 실정이다. 그러나 이러한 어려움에도 불구하고 광미 자체 내의 오염도 함량을 고려할 때 광미의 이동, 유실 등을 예방하기 위한 조치를 강구하여야 하며 더 나아가 광미 주변의 환경영향조사와 그에 따른 관리기준 및 대책을 마련할 필요가 있다.[8] 또한 유용한 금속 및 광물 자원이 함유된 광미의 적당한 용도를 개발하여 활용하면 환경오염 문제를 원천적으로 해결할 수 있을 뿐만 아니라 유한한 자원의 효율적인 이용 측면에서도 큰 기여를 할 것이다.[9-13]

본 연구는 낙동강 상류 강가에 흩어져 있는 광미를 추적하여 이들의 정확한 위치, 적치량, 중금속의 오염현황을 조사하여 향후 광미의 적절한 처리 및 관리방안을 위한 기초자료로 활용하였다.

Fig. 1. Sampling sites for mine tailings along the upper Nakdong Riverside.

2. 재료 및 방법

2.1. 실험재료

경북 봉화군에서 안동 댐에 이르는 낙동강 수계 중 과거 제련소나 발전소, 광산 등에 의해 직접적 영향을 받았을 지역 7곳을 선정하여 광미와 그 주변에 있는 토양을 2014~2015년에 걸쳐 총 3회에 걸쳐 일정량을 채취하였다. 토양은 광미로부터 육지방향으로 수 미터 떨어져 있는 토양을 토양오염공정시험법의 절차에 따라 채취하였다.[14] 광미 표층은 표면에서 벗겨낸 퇴적물을 격자망 5지점에서 채취하여 하나의 혼합시료로 만들었다. 광미 심층은 광미 표면에서 30~50 cm 깊이의 퇴적물을 표층과 같은 방법으로 채취하였다.

지역 7곳의 시료는 낙동강 상류로부터 하류의 순으로 선정하였고 그 순서는 Point 1(영풍 석포제련소), Point 2(소수력 발전소), Point 3(현동역 상류), Point 4(현동역), Point 5(임기교), Point 6(명호교 상류) 그리고 Point 7(명호교) 순으로 Fig. 1에 나타내었다. 각 지역에서 채취한 시료들은 실온에서 건조 시킨 후 100 mesh 체를 통과한 것만을 모아서 분석을 마칠 때 까지 토양공정시험법에서 규정하고 있는 보존 방법에 따라 보관하였다. 채취한 광미와 토양 시료의 적치 위치는 global positioning system (GPS)와 주소로 명기하여 Table 1에 나타내었다.

Table 1. Address and GPS of sampling sites

Vicinity of the Seokpo smelting factory	Address	Gyeongbuk Bongwhagun Seokpomyon
	GPS	E: 129° 03' 03.8", N: 37° 02' 33.5"
Lower region of the Sosu power plant	Address	Gyeongbuk Bongwhagun Sochunmyon
	GPS	E: 129° 01' 28.9", N: 36° 56' 21.7"
Upper region of the Hyundong station	Address	Gyeongbuk Bongwhagun Sochunmyon
	GPS	E: 129° 00' 51.5", N: 36° 56' 45.3"
Hyundong station	Address	Gyeongbuk Bongwhagun Sochunmyon
	GPS	E: 129° 00' 48.4", N: 36° 56' 16.6"
Oimgi bridge	Address	Gyeongbuk Bongwhagun Sochunmyon
	GPS	E: 129° 00' 01.5", N: 36° 53' 07.9"
Upper region of the Myungho bridge	Address	Gyeongbuk Bongwhagun Myunghomyon
	GPS	E: 128° 53' 53.3", N: 36° 51' 14.8"
Myungho bridge	Address	Gyeongbuk Bongwhagun Myunghomyon
	GPS	E: 128° 53' 27.6", N: 36° 50' 02.6"

2.2. 실험 방법

2.2.1. 전처리 과정

Cd, Pb, As, Hg, Zn, Cu, Mn의 분석을 위한 시료 전처리는 US EPA 3051a 방법에 의하여 시료 0.5 g을 Microwave Digestion System 반응용기에 넣고 염산(Merck, Germany) 9 mL와 질산(Merck, Germany) 3 mL를 첨가한 후, 180°C에서 30분 동안 가열하였다. 이 후 가열된 용기를 식힌 후 뚜껑을 열어 용기와 용액을 초순수로 씻어내서 총 부피를 정확하게 50 mL로 취하고 유리섬유여지로 여과하였다. 6가 크롬[Cr(VI)] 분석을 위한 시료 전처리는 토양공정시험법에 의하여 시료 10 g을 100 mL 삼각플라스크에 넣고 염산용액(0.1 N) 50 mL를 넣은 후, 항온수평진탕기(100회/분, 진폭 10 cm)를 사용하여 30℃를 유지하면서 1시간 진탕한 다음 거름종이(5B)로 여과하였다.

2.2.2. 분석기기

원자흡수 분광기(Atomic Absorption Spectroscopy (AAS), Varian, SpectrAA 220FS, Australia)에서 시료를 원자화 하는 장치로 전기로 장치(GTA110, Varian)를 부착한 흑연로원자흡수분광법(AAS-GTA; Graphite Tube Atomizer)으로 Pb을 분석하였으며, As(비화수소)와 Hg(수은증기)은 환원처리시킨 후, 수소화물 발생장치(VGA-77, Varian)를 장착한 증기 발생법(AAS-VGA; Vapor Generation)을 이용하였다. Mn, Cu, Zn, Cd은 유도결합플라즈마 원자방출분광기(Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectroscopy (ICP-AES), Spectra, Flame Modula S, Germany)로 분석하였으며, 6가 크롬[Cr(VI)]은 토양공정시험법의 흡광광도법(디페닐카르바지드법)으로 540 nm에서 정량하였다.[14)]

2.2.3. 광미의 적치량 산정

광미의 적치량은 두 횡단면적 A_1과 A_2사이의 체적에 다 두 단면사이의 수평거리 L을 곱하여 평균을 취하는 양단면 평균법을 이용하여 산정하였다.

$$V = (A_1+A_2)/2 \times L \quad (1)$$

3. 결과 및 고찰

3.1. 광미의 적치량과 적치상태

Table 2는 조사 지점별 광미의 적치량과 상태를 나타낸 표이다. 광미의 적치량은 양단면 평균법을 이용하여 산정하였다. 적치량을 계산한 결과 소수력 발전소 하류에 있는 광미는 18.7 m^3으로 가장 적은 양이었으며, 임기교 지역은 272 m^3로 가장 많이 존재하였다. 나머지 지역은 영풍 석포제련소 부근이 37.0 m^3, 현동역 상류 22.9 m^3, 현동역 211 m^3, 명호교 상류 36.4 m^3, 명호교 32.1 m^3으로 나타났다.

영풍 석포제련소와 현동역 상류지역의 광미는 상당히 딱딱한 상태로 유지되고 있고 주위 하천과의 거리가 조금 떨어져 있어 유실의 가능성은 다른 지역들보다 낮을 것으로 판단된다. 특이하게도 현동역 상류는 하천이나 다른 외부 작용에 의해 밑 부분이 풍화되어 역삼각형의 구조를 이루는 형태로 존재하였다. 소수력 발전소 하류와 명호교 상류지역에 위치해 있는 광미는 주위의 많은 식물체에 의해 붙잡혀있어 홍수 시에도 훼손될 가능성이 낮았다. 그러나 임기교, 명호교, 현동역 지역에 분포되어 있는 광미의 경우는 작은 힘에 의해서도 쉽게 부서질 정도로 약했다. 또한 주위의 하천과 거리가 매우 가까워 유사시 유실의 가능성이 다른 지역에 비해 매우 높을 것으로 예상되며 시료채취 시 광미의 일부가 유실된 흔적을 발견하였다.

3.2. 지역별 중금속 분석

광미는 광물 중의 금속 성분을 추출하는 선광 및 제

Table 2. Quantity (m^3) and representation of mine tailings at sampling sites

Sampling sites	Cross-sectional area (m^2)		Horizontal distance (m)	Quantity (m^2)
	A_1 (m)	A_2 (m)		
Vicinity of the Seokpo smelting factory	1.91	2.34	17.4	37.0
Lower region of the Sosu power plant	1.58	1.37	12.7	18.7
Upper region of the Hyundong station	3.02	2.91	7.7	22.9
Hyundong station	5.11	6.23	37.2	211
Oimgi bridge	4.67	7.54	44.5	272
Upper region of the Myungho bridge	3.61	5.17	8.3	36.4
Myungho bridge	3.31	4.06	8.7	32.1

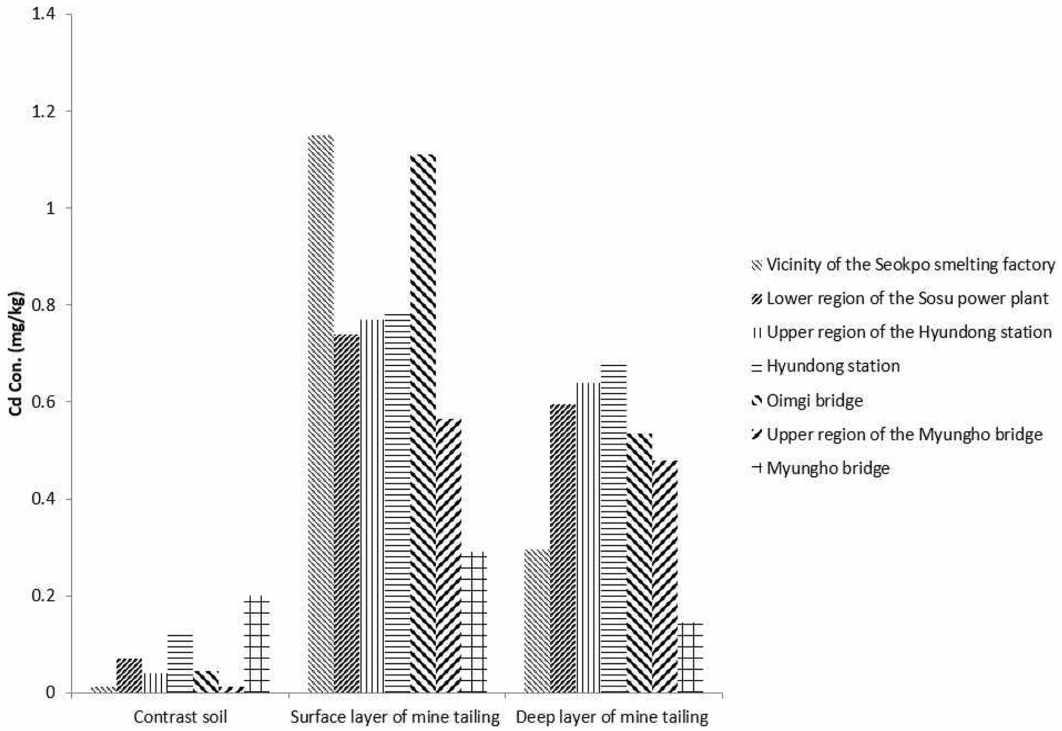

Fig. 2. Cd content (mg/kg) in contrast soil, and surface and deep layer mine tailings, taken from sampling sites.

련 과정에서 금속 성분을 100% 추출하지 못하고 폐기된 것으로 자연의 물리적인 힘에 의해 상류로부터 이동되어 수계 경사도가 완만한 곳에 쌓여 만들어진 것이다. 이러한 광미는 수계에 직접 노출되어 있어 중금속의 유출 가능성이 크며 이로 인해 농경지나 하천 및 호소수를 오염시키는 것으로 알려져 있다. 이러한 이유로 본 연구에서는 광미 중의 중금속 함유량을 토양오염 대책기준 및 하천 및 호소수의 수질 기준과 비교하여 오염도를 평가하였다.

Fig. 2는 지역별로 채취한 토양과 광미 중의 Cd 함유량을 mg/kg으로 나타낸 그림이다. 석포제련소 대조토양 중의 Cd 농도는 0.017 mg/kg이었으나 광미표층과 심층은 각각 1.15 mg/kg과 0.30 mg/kg의 수치로 광미표층 중의 Cd 농도가 대조토양보다는 68배, 심층은 17배 높은 수준이었다. 낙동강 상류지역 중에서 가장 낮은 지점인 명호교의 경우 광미표층과 심층의 Cd 농도는 낙동강 상류에 위치해 있는 영풍 석포제련소 부근에 있는 광미보다 각각 1/4배와 1/2배 정도의 낮은 수준을 나타내었다. 대체적으로 시료채취 지역들의 광미 중 Cd 함량은 4.0 mg/kg으로 되어 있는 Cd의 토양오염대책기준 가 지역보다는 낮게 검출되었다.

지역별 대조토양과 광미표층과 심층 시료들 중의 Pb 함유량을 Fig. 3에 나타내었다. 그림에서 보는 바와 같이, 전 지역에 걸쳐 광미부근에 있는 대조토양의 Pb 농도는 0.26~1.49 mg/kg 범위로 300 mg/kg인 토양오염우려기준 가 지역과 비교해서 매우 낮은 수준을 나타내었다. 광미표층 시료 중의 Pb 함량은 명호교에서 19.0 mg/kg으로 가장 적었으며 현동역에서는 가장 높은 62.7 mg/kg이 검출되었다. 검출된 이러한 농도 수준은 토양오염우려기준 1지역의 비해 1/15~1/5배 정도로 낮았으나 전 지역별 대조토양과 비교해서는 확연히 높은 수준을 보였다. 각 지역별 광미심층의 경우에도 표층의 Pb 농도와 거의 유사한 19.6~52.1 mg/kg을 나타내었다. 환경정책 기본법에 의한 하천 및 호소수의 Pb 기준은 0.1 mg/L 이하로 되어있다. 따라서 만약 광미가 혹시라도 홍수나 다른 이유로 인해 유실된다면 상당한 수질오염을 유발시킬 수 있을 것으로 예상된다.

Fig. 4는 대조토양, 광미표층과 심층 중의 As 함유량을 지역별로 나타낸 그림이다. As의 토양오염우려기준 가 지역은 25 mg/kg으로 되어 있다. 지역별로 채취한

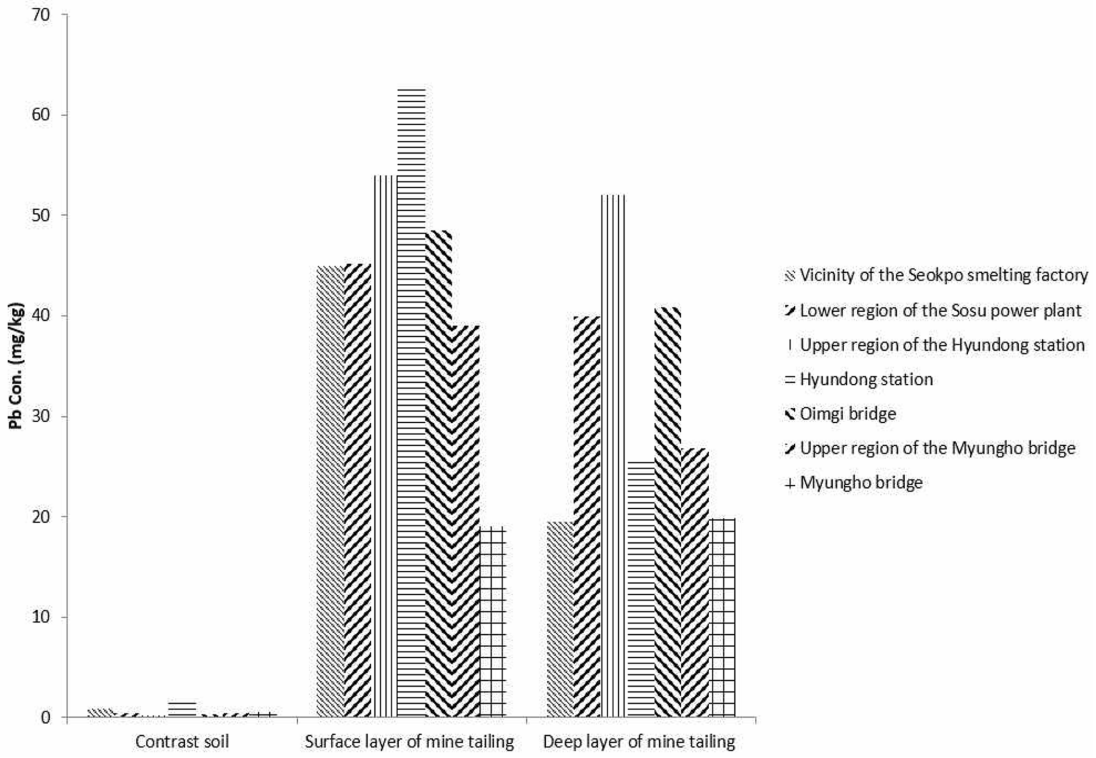

Fig. 3. Pb content (mg/kg) in contrast soil, and surface and deep layer mine tailings, taken from sampling sites.

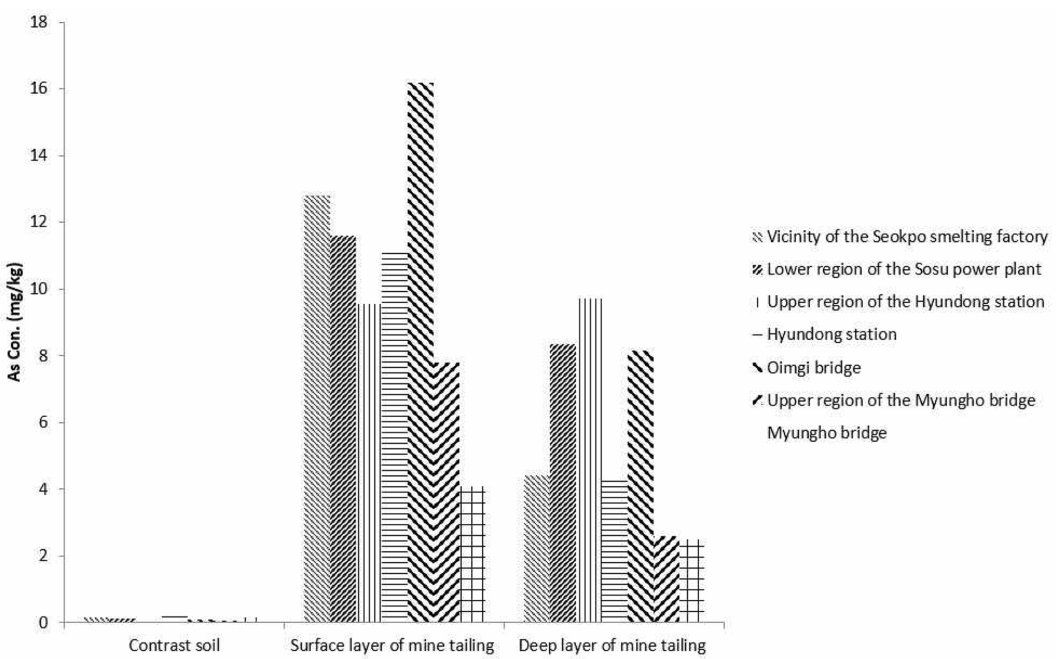

Fig. 4. As content (mg/kg) in contrast soil, and surface and deep layer mine tailings, taken from sampling sites.

대조토양의 As 농도는 0.01~0.13 mg/kg 수준으로 토양오염우려기준 가 지역의 As 농도보다 상당히 낮은 수치를 보이고 있다. 그러나 광미표층의 경우에는 As의 농도범위가 4.11~16.8 mg/kg에 이르며 이들 농도는 토양오염우려기준 가 지역의 1/6~3/5배 범주에 속할 정도로 매우 높은 수준을 나타내었다. 광미심층의 As 농도를 측정한 결과 As의 농도는 광미표층보다는 약간 낮은 수준인 2.58~9.70 mg/kg의 범위를 보였다. 대체로 낙동강 상류 위에서 아래로 내려갈수록 광미에 함유되어 있는 As 함유량은 점차적으로 낮게 검출되었다. 이러한 결과를 고찰해보면 As는 광미에서 비교적 안정한 상태인 잔류형태로 주로 존재한다는 것을 의미한다. Fig. 5는 대조토양과 광미표층 · 심층의 Cr^{6+} 함유량을 지역별로 나타낸 그림이다. 그림에서 나타난 바와 같이 석포제련소 부근에 위치한 대조토양과 광미표층과 심층의 Cr^{6+} 농도는 거의 비슷한 수준이었다. 소수력 발전소 부근에서 채취한 대조토양과 광미표층 · 심층의 Cr^{6+}은 각각 0.75 mg/kg, 0.45 mg/kg, 그리고 1.02 mg/kg이었다. 현동력 상류의 시료별 Cr^{6+} 함유량을 비교해 보면, 광미심층의 Cr^{6+}이 대조토양과 광미표층보다 대략 2배 정도 높게 검출되었다. 현동역, 임기교, 명호교 상류의 대조토양과 광미표층의 Cr^{6+} 함유량은 0.5~1.0 mg/kg 범위를 보였으나 광미심층 부분에서는 Cr^{6+}이 전혀 검출되지 않았다. 전반적으로 모든 지역별 시료들 중의 Cr^{6+} 함유량은 토양오염우려기준 가 지역인 10 mg/kg보다 상당히 낮은 수준을 보였다. 그러나 위에서 언급한 Cd, Pb, As와는 달리 전 지역의 대조토양에서도 광미표층과 심층과 거의 비슷한 수준의 Cr^{6+}가 검출되어 광미에 인접해있는 토양에 대해 추가적인 조사가 더 필요하다고 본다.

지역별 대조토양과 광미표층과 심층 중의 Hg 농도를 Fig. 6에 나타내었다. 낙동강 상류 중 비교적 위쪽에 위치해 있는 석포제련소의 Hg 함유량은 대조토양, 광미심층, 광미표층 순으로 높았으며 대조토양보다 광미심층이 5배, 광미표층이 10배 높은 Hg을 함유하였다. 소수력 발전소의 경우 대조토양, 광미표층, 광미심층의 Hg 함유량은 각각 0.05 mg/kg, 0.38 mg/kg, 0.15 mg/kg으로 Hg 함유량의 크기순서는 석포제련소와 비슷한 경향을 보였다. 대체적으로 광미표층에서 검출된 Hg의 양은 낙동강 상류인 석포제련소로부터 하류인 명호교로 내려옴에 따라 점차적으로 낮은 수준의 농도를 보였다. 그러나 광미심층 중의 Hg 함량은 현동역 상류를 제외하고는 그다지 농도 차이가 나지 않았다. 전체적으로 볼 때 Hg은 모든 지역별 시료에서 토양오염우려기준 가 지역인 10

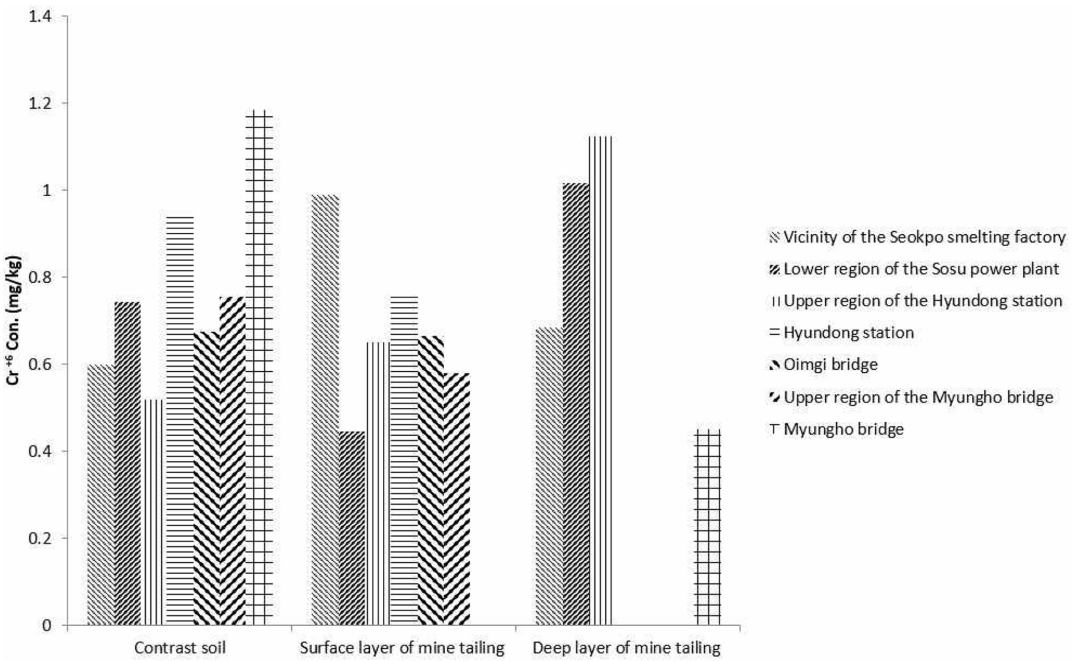

Fig. 5. Cr^{6+} content (mg/kg) in contrast soil, and surface and deep layer mine tailings, taken from sampling sites.

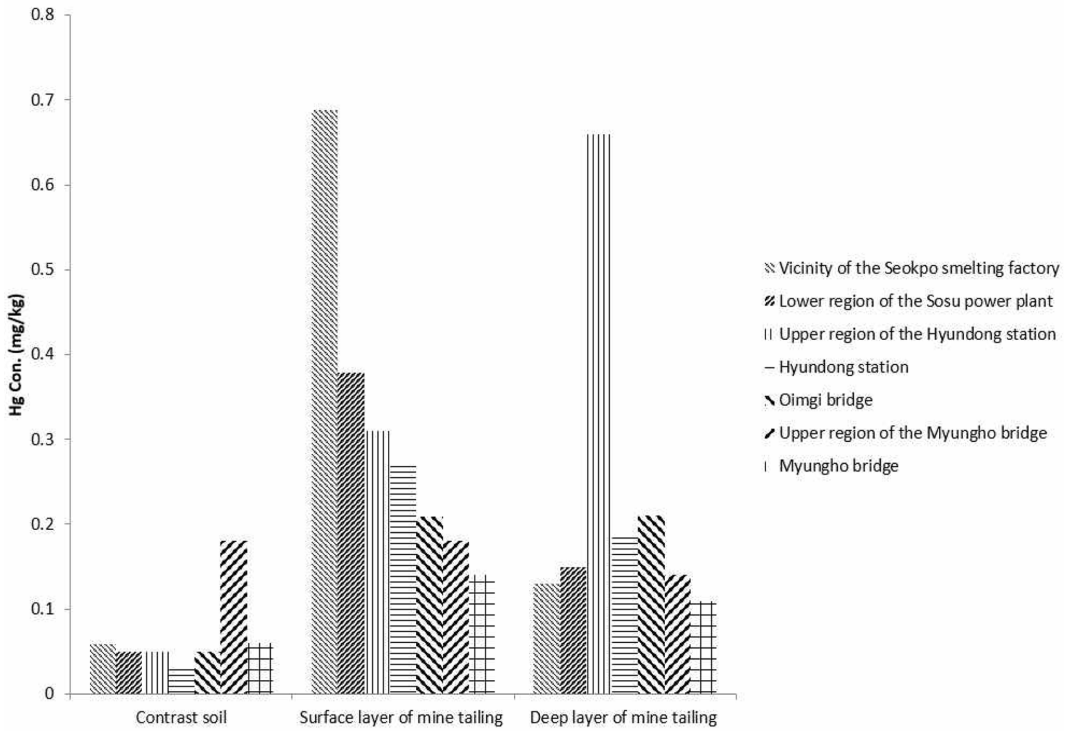

Fig. 6. Hg content (mg/kg) in contrast soil, and surface and deep layer mine tailings, taken from sampling sites.

mg/kg에 미치지 않는 매우 적은 양이 검출되었다. 그러나 수질의 경우 Hg은 절대로 검출되어서는 안 되는 중금속이기 때문에 비록 광미가 미량의 Hg을 함유하고 있다 하더라도 이 광미가 낙동강으로 유입될 수 없도록 어떤 조치가 이루어져야 된다고 본다.

Fig. 7은 각 지역에서 채취한 대조토양과 광미표층과 심층 중의 Zn 함유량을 나타낸 그림이다. 석포제련소의 경우, 대조토양 중의 Zn 농도는 4.30 mg/kg, 광미표층은 57.4 mg/kg으로 광미표층의 Zn 농도가 대조토양보다 약 14배 정도 높았다. 소수력발전소와 임기교 광미의 표층과 심층의 Zn 농도는 대략 18.0 mg/kg 내외로 거의 비슷한 수준이었고 대조토양에 비해서는 3~4배 더 높은 수치를 나타내었다. 현동역상류, 현동역, 명호교 상류의 Zn 농도는 대조토양, 광미표층, 광미심층 순으로 높았으며 앞서와는 달리 광미심층이 표층보다 더 높은 수치를 나타내었다. 낙동강 상류지역 중 제일 낮은 지점에서 채취한 명호교 대조토양의 Zn 농도는 0.40 mg/kg, 광미표층은 6.30 mg/kg, 광미심층은 6.00 mg/kg이었다. 이들의 Zn 농도는 시료채취 지역 중 가장 위쪽인 석포제련소의 대조토양과 광미표층보다는 대략 10배 이상 낮았다. 이와 같은 경향은 본 연구에서 선정한 지역별 시료 모두에게서 공통되게 나타났다. 전 지역에서 광미표층과 심층 중에서 가장 높게 Zn을 함유하고 있는 지역은 석포제련소와 현동역 상류지역이었으며 Zn의 토양오염우려기준 가 지역과 비교해서 1/20~1/12의 수준을 보였다.

Cu의 경우, 토양오염우려기준 가 지역은 125 mg/kg 이하이며 하천 및 호소수 전지역의 농도는 별도로 규정되어 있지 않다. 지역별 대조토양과 광미표층 · 심층 시료 중의 Cu 함유량을 Fig. 8에 나타내었다. 이들 시료들로부터 측정된 Cu의 농도 범위는 대략적으로 0.13~2.90 mg/kg이었으며 이러한 농도는 토양오염우려기준 가 지역에 비해서 매우 낮은 수준이었다. 지역별 대조토양의 Cu 농도는 0.13~0.36 mg/kg, 광미표층은 0.80~2.80 mg/kg, 광미심층은 0.87~3.00 mg/kg의 범위를 보였다.

지역별로 채취한 대조토양과 광미표층 · 심층 중의 Mn 함유량을 Fig. 9에 나타내었다. 석포제련소의 경우, Mn의 농도는 대조토양이 5.70 mg/kg 이었으며 광미표층 · 심층에서는 위 농도보다 거의 10배 이상 검출되었다. 현

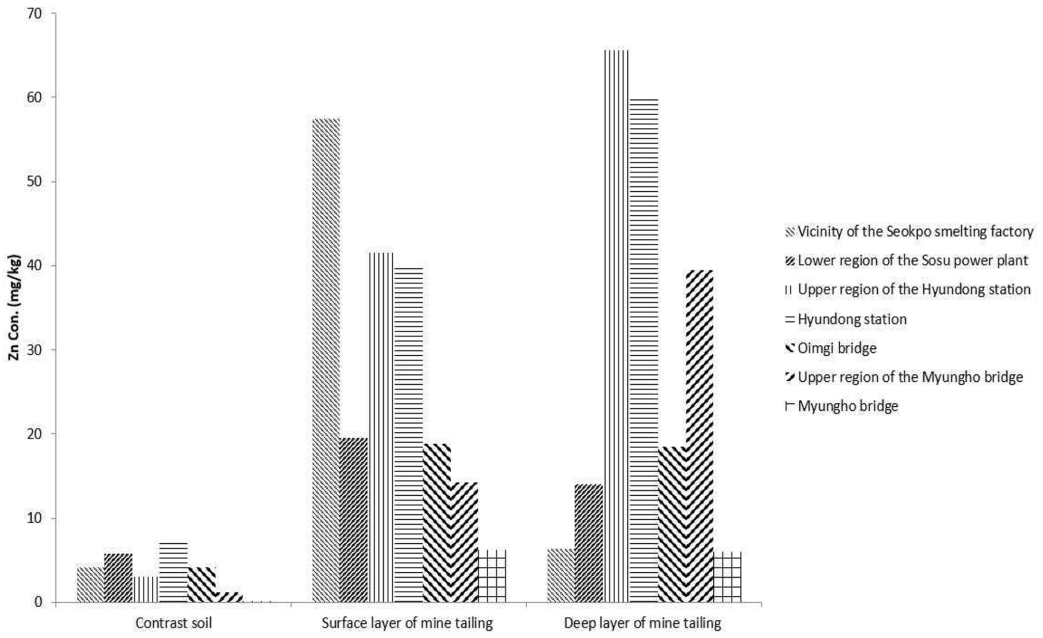

Fig. 7. Zn content (mg/kg) in contrast soil, and surface and deep layer mine tailings, taken from sampling sites.

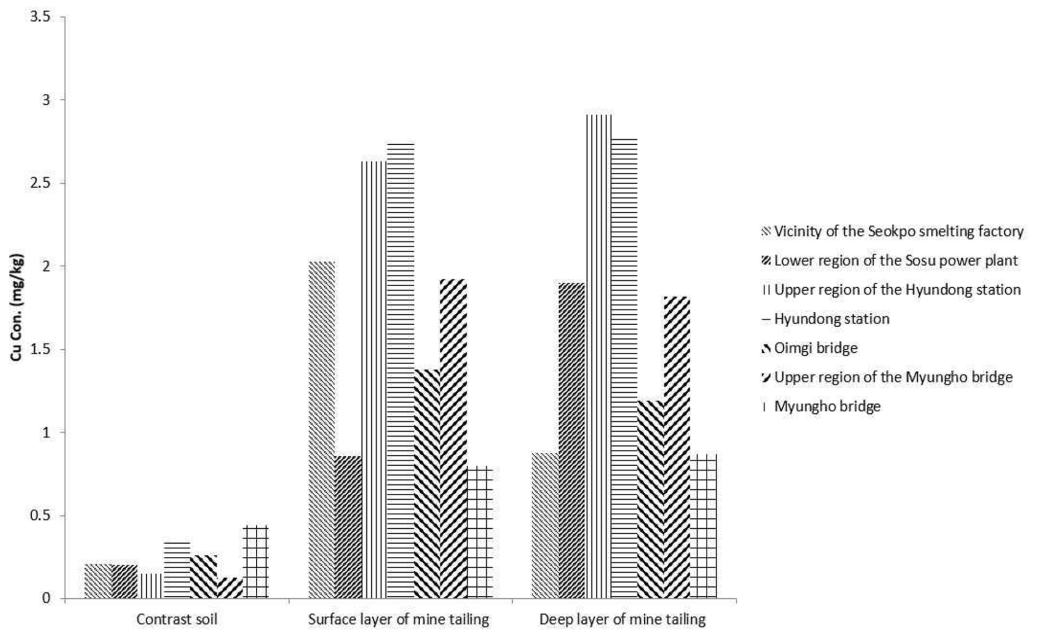

Fig. 8. Cu content (mg/kg) in contrast soil, and surface and deep layer mine tailings, taken from sampling sites.

동역 상류에 위치한 광미표층과 심층에서 대략 200 mg/kg 정도의 Mn이 검출되었고 대조토양과 비교했을 때 그 농도는 70배 높은 수준이었다. 현동역 광미표층 · 심층 중의 Mn 함유량은 각각 210 mg/kg과 322 mg/kg을 보여

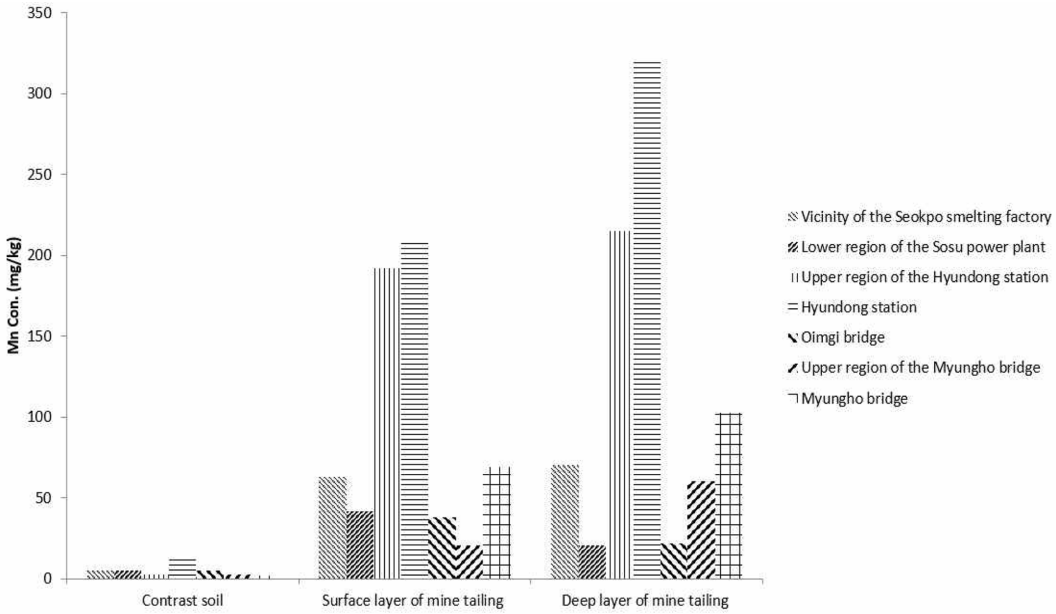

Fig. 9. Mn content (mg/kg) in contrast soil, and surface and deep layer mine tailings, taken from sampling sites.

현동역 상류와 거의 비슷한 경향을 나타내었다. 명호교 상류의 Mn 농도는 대조토양, 광미표층, 광미심층 순으로 높았으며 이들의 농도는 각각 3.40 mg/kg, 22.0 mg/kg 그리고 61.1 mg/kg이었다. 명호교의 경우도 다른 지역과 비슷하게 대조토양보다는 광미표층과 심층 순으로 Mn 농도가 높았으며, 대조토양과 비교해서 광미표층과 심층의 Mn 농도가 무려 35~50배 높은 수준을 보였다. 전체적으로 전 지역에 걸쳐 광미 중의 Mn의 함유량은 광미표층과 광미심층에서 대등하게 나타났다.

3.3. 중금속별 토양과 광미의 비교

지역별로 채취한 대조토양, 광미의 표층과 심층 간의 여러 중금속들의 함량을 평균하여 Table 3에 나타내었다. 광미의 경우 중금속 함량이 높은 순서는 Mn > Pb > Zn > As > Cu > Cd > Cr^{6+} > Hg이었다.

Cd의 경우, 대조토양, 광미심층, 광미표층 순서로 Cd 함량이 높았다. 대조토양 중의 Cd 농도는 0.07 mg/kg에 불과했으나 광미표층에서는 Cd의 10배 정도 높은 0.77 mg/kg이 검출되었다. Cd의 토양오염우려 가 지역의 환경기준은 4 mg/kg이고 하천 및 호소수 전지역은 0.01 mg/kg으로 규정되어 있다. 낙동강 상류 지역에 있는 광미들이 비록 토양오염우려기준 가 지역보다 Cd의 평균 함량이 1/5 정도라 하더라도, 이 광미가 홍수 발생 시 물에 잠겨 풍화가 쉽게 일어나게 되면 많은 양의 Cd이 수중으로 유입되어 낙동강 수계의 수질을 악화시킬 수 있다.

Table 3. Mean content (mg/kg) of heavy metals in contrast soil, and surface and deep layer mine tailings

	Contrast soil	Surface layer mine tailings	Deep layer mine tailings
Cd	0.07	0.77	0.48
Pb	0.61	44.8	32.1
As	0.13	10.4	5.70
Cr^{6+}	0.78	0.59	0.47
Hg	0.07	0.31	0.23
Zn	3.71	28.2	29.9
Cu	0.25	1.77	1.76
Mn	5.13	90.7	116

Pb의 함량은 대조토양, 광미심층, 광미표층 순이었다. 대조토양 중의 Pb 함량은 매우 낮은 0.61 mg/kg이었으나 광미의 표층에서는 상당히 높은 44.8 mg/kg의 Pb가 검출되었다. 광미의 표층에서 이와 같은 농도는 토양오염우려기준 가 지역에 비해 1/7의 정도에 불과하나 하천 및 호소수의 환경오염기준보다는 무려 450배 높은 수준이었다. 따라서 Cd와 마찬가지로 Pb의 경우도 홍수로 인해 광미가 낙동강에 유실된다면 낙동강의 수질오염을 피할 수 없는 상황이다.

As는 대조토양에서 0.13 mg/kg, 광미의 심층 5.70 mg/kg, 광미의 표층에서 10.4 mg/kg이었다. 광미의 심층과 표층 중의 As는 대조토양에 비해 각각 42배와 80배로 매우 높게 검출되었다. 광미표층의 경우 15 mg/kg인 토양오염우려기준 가 지역에 비교해서 대략 2/3배, 0.05 mg/kg인 하천 및 호소수의 환경기준보다는 무려 210배 높은 As의 양을 보였다. 광미의 표층에서 이와 같이 높은 수준의 As는 위에서 언급한 Cd와 Pb처럼 만약 광미가 자연의 물리적인 힘에 의하여 유실된다면 주변의 농경지나 수질을 현격하게 오염시킬 수 있다.

Cr^{6+}의 함유량은 광미심층, 광미표층, 대조토양의 순으로 높았으며 각각의 농도는 0.47 mg/kg, 0.58 mg/kg, 0.78 mg/kg이었다. 이러한 결과는 위에서 언급한 광미표층에서의 중금속들과는 달리 대조토양에서 더 높게 나타났다. 평균적으로 광미의 Cr^{6+}의 농도는 토양오염우려기준 가 지역보다 상당히 낮은 수치를 보이고 있다.

Hg은 토양오염우려 가 지역 기준이 10 mg/kg이고 하천 및 호소수의 전지역에서는 절대로 검출되어서는 안 되는 중금속이다. 본 연구에서 채취한 대조토양 중의 Hg 함유량은 0.07 mg/kg으로 비교적 낮은 수준이었다. 그러나 광미의 표층과 심층에서 Hg의 농도는 각각 0.31과 0.23 mg/kg이 측정되었고 이들의 농도는 대조토양에 비해 4~5배 정도 높았다. 광미의 표층과 심층의 Hg 함량은 토양오염우려 가 지역보다 1/30~1/50배 정도 낮은 수준을 보이고 있다. 그러나 Hg은 수질에서는 절대로 검출되어서는 안 되는 중금속들 중 한 원소이므로 광미의 유실을 방지하기 위한 조치가 필요하다.

대조토양, 광미표층, 광미심층 중의 Zn 함량은 각각 3.71 mg/kg, 28.2 mg/kg, 30.0 mg/kg으로 광미의 표층과 심층이 부근에 있는 대조토양보다 약 8배의 Zn을 함유하고 있다. 그러나 토양오염우려기준 가 지역보다는 1/23 정도로 매우 낮은 수준이었다. Cu의 환경기준은 토양오염우려기준 가 지역에서 125 mg/kg이고 하천 및 호소수 전지역에서는 규정되어 있지 않다. 대조토양 중의 Cu 농도는 0.25 mg/kg, 광미표층은 1.77 mg/kg, 광미심층은 0.76 mg/kg으로 광미의 표층과 심층이 비슷한 농도를 보이고 있으며 대조토양보다는 약 8배 높게 Cu를 함유하고 있다. Mn의 경우, 대조토양과 광미의 표층과 심층에서 Mn의 농도는 각각 5.13 mg/kg, 90.7 mg/kg, 116 mg/kg으로 광미의 표층과 심층에서 대조토양에 비해 Mn을 상당량 더 함유하고 있다.

위의 결과를 종합적으로 평가해 볼 때, 비록 낙동강 수계에 흩어져 있는 광미 중의 중금속의 오염도가 토양환경보존법의 대책기준을 초과하지 않아 우려할 상황은 아니라 판단된다. 그러나 As의 경우에는 토양우려 또는 대책기준에 근접하는 오염치를 나타내었고, 이러한 결과는 타 연구에서 행한 광미 중에서 가장 많은 빈도를 초과하는 항목 원소와 일치함을 보였다.[15]

3.4. 광미혼합퇴적물의 처리방안

현장 조사 시 조사지역에 있는 광미는 대부분 방지시설 없이 자연 상태로 방치되어 있었고 집중 호우 시 유실의 가능성이 크다고 본다. 따라서 낙동강 상류지역에 큰비가 내릴 경우 흩어져 있는 광미가 물에 휩쓸리게 되면 이때 광미로부터 용출되는 중금속으로 인해 낙동강의 수질에 악영향을 미칠 수 있다. 그리하여 광미의 안정화 상태 유지 여부를 지속적으로 파악하기 위해 광미의 유실여부 및 인근 수계의 수질 오염도를 지속적으로 모니터링하는 방안이 필요하다. 또 향후 광미 적치지역이 포함된 지역에서의 공사 시행계획을 수립할 경우에는 공사로 인해 발생되는 수질오염 영향 검토 및 광미의 처리방안에 대한 계획을 포함하여야 한다.

일반적으로 유해물질이 함유된 폐기물의 경우 기술적인 처리방법으로서 중금속 등 다양한 유해물질이 외부로 용출되는 것을 억제하기 위해 안정화 및 고형화하는 방안이 이용되고 있다. 이러한 방법은 금속 마무리 공정 폐기물, 도금 및 납 용융 산 폐기물, 광산폐기물, 유출수 처리 슬러지 등 다양한 폐기물에 적용되고 있다. 광미의 영구적인 안정화를 위해 이러한 방안을 고려할 수 있지만, 고형화를 위해 사용된 중금속, 시멘트 등으로 인한 2차적인 수질오염 유발여부의 검토를 선행하고 기타 경제성 등을 고려하여 사업의 적정성 및 시행가능여부를 신중히 검토하여야 한다.

4. 결 론

본 논문은 경북 봉화군 낙동강 수계에 산재되어 있는

지역별 광미의 적치량과 상태 그리고 중금속 함유량 측정을 통하여 앞으로 광미의 종합적인 관리 대책을 세우기 위한 기초자료로 활용하고자 연구되었다. 광미의 적치량을 측정한 결과 현동역과 임기교 부근에 있는 광미의 양이 다른 지역에 비해 가장 많이 낙동강 수계에 퇴적되어 있었다. 특히 임기교, 명호교, 현동역 지역에 분포되어 있는 광미의 경우는 약간의 물리적인 힘에 의해서도 쉽게 으스러질 정도로 약해 보여 유사시 유실의 가능성이 다른 지역에 비해 매우 높을 것으로 예상된다. 광미표층과 심층 중의 중금속 함량은 Mn > Pb > Zn > As > Cu > Cd > Cr^{6+} > Hg의 순이었고 Cr^{6+}를 제외하고는 대조토양보다 비교적 높은 수준을 나타내었으나 대체로 각각의 토양오염우려기준 가 지역보다는 낮았다. 또한 각 중금속의 양은 낙동강 상류인 석포제련소로부터 하류인 명호교로 내려옴에 따라 점차적으로 낮은 수치를 보여 이들 중금속이 광미 내에서 안정적인 형태로 존재한다는 것을 알 수 있었다. 현재 봉화군 낙동강 변 지표면에 노출된 광미는 안정화된 암반상태로서 수질과 접촉하지 않는 상태로 존재하고 있다. 그러나 광미표층과 심층 내의 높은 중금속 함유량으로 인해 이동이나 파손에 의한 유실이 생긴다면 중금속의 유출로 인해 낙동강 수질을 악화시킬 수 있어 광미를 안정적으로 처리할 수 있는 방안이 강구되어야 한다.

감사의 글

이 논문은 2015학년도 안동대학교 연구비에 의하여 연구되었으며, 이에 깊은 감사를 드립니다.

참고문헌

1. J. D. Kim, “Assessment of pollution level and contamination status on mine tailings and soil in the vicinity of disused metal mines in Kangwon province”, *Journal of Korean Society of Environmental Engineers*, **2005**, 27, 626-634.
2. J. Y. Kim, J. Y. Yoo, C. S. Choi, S. W. Jang, and J. G. Kim, “Mineralogical characterization of mine tailing in Okdong mine, euiseong, korea”, *Journal of the Mineralogical Society of Korea,* **2008**, 21, 297-305.
3. H. J. Kim, Y. K. Kim, and C. O. Choo, “Mineralogy and the behaviour of heavy metals at different depths in tailing impoundment of the samsanjeil mine”, *Journal of the Mineralogical Society of Korea,* **2009**, 22, 229-240.
4. P. K. Lee, M. J. Kang, S. H. Choi, and S. C. Sin, “Chemical speciation and potential mobility of heavy metals in tailings and contaminated soils”, *The Korean Society of Economic and Environmental Geology,* **2004**, 37, 87-98.
5. Korea Water Resources Corporation, “Effect on reservoir sediment and water quality by exhausted mine and smelter in the region of Nakdong upstream dam”, **2009**, 32-44.
6. S. I. Yang, D. W. Kang, T. Y. Kim, S. Y. Chung, and M. C. Kim, “Characteristics of ground water quality in bedrock and tailing dumps at the abandoned Dalcheon mine area”, *The Korean Society of Economic and Environmental Geology,* **2008**, 41, 47-56.
7. D. H. Lee and O. H. Park, “A study on the washing remediation of tailing waste and contaminated surrounding soil of abandoned metal mines”, *Journal of Korean Soil Environmental Society,* **1999,** 4, 87-101.
8. D. M. Uh, “A Study on stabilization of heavy metals of mine tailing using clay and fly ash”, *Master’s Dissertation*, **2011**, Kangwon University. Chuncheon, Korea.
9. W. Oh, H. C. Cho, and J. S. Lee, “Recovery of valuable materials from gold mine tailings”, *Journal of Korean Institute of Resources Recycling*, **2010**, 19, 77-85.
10. S. H. Sin, “A study on valuable metal recovery from tailing of gold mine”, *Master’s Dissertation*, **2011**, Chosun University. Gwangju, Korea.
11. J. O. Kim, H. S. Moon, Y. G. Song, and J. H. Yoo, “Chemical forms of heavy metal elements in mine wastes, stream sediments and surrounding soils from the Gubong mine”, *The Korean Society of Economic and Environmental Geology,* **1999**, 32, 261-271.
12. K. N. Kim and J. S. Park, “Stabilization of heavy metals in mine tailing using coal bottom ash and clay and its recycling”, *Journal of Korean Society of Waste Management*, **2010**, 27, 398-404.
13. M. J. Kim, Y. K. Kim, K. S. Park, and S. H. Jeon, “Mineralogical changes caused by the weathering of tailings deposited on the riverside of the Nakdong river, Bongwha, Korea”, *Journal of the Mineralogical Society of Korea*, **2008**, 21, 331-339.
14. Dongwha Technology, **“**Standard Methods of Soil Pollution”, **2003**. 535-539.
15. M. C. Jung, M. Y. Jung, and Y. W. Choi, “Environmental assessment of heavy metals around abandoned metalliferous mine in Korea“, *The Korean Society of Economic and Environmental Geology,* **2004,** 37, 21-33.