

중부지역에 위치한 폐광산 주변의 오염물질 이동성 평가

이종득¹ · 김태동^{1*} · 전기석² · 김휘중³

¹안동대학교 환경공학과 ²한국환경공단 물환경본부, ³강원대학교 환경연구소.

Evaluation about Contaminant Migration Near Abandoned Mine in Central Region

Jong-Deuk Lee¹ · Tae-Dong Kim^{1*} · Gee-Seok Jeon² · Hee-Joung Kim³

¹Department Of Enviromental Engineering, Andong University

²Korea Enviroment Corporation, HQ of Water Enviroment Management

³Division of Environmental Research Center , Kangwon National University

ABSTRACT

Several mines including Namil, Solim and Jungbong which are located in the Gyeonggi and Kangwon province have been abandoned and closed since 1980 due to "The promotion policy of mining industry". An enormous amount of mining wastes was disposed without proper treatment, which caused soil pollution in tailing dam and ore-dressing plant areas. However, any quantitative assessment was not performed about soil and water pollution by transporting mining wastes such as acid mine drainage, mine tailing, and rocky waste. In this research, heavy metals in mining wastes were analyzed according to leaching method which used 0.1 N HCl and total solution method which used Aqua-regia to recognize the ecological effect of distance from hot spot. We sampled tailings, rocky wastes and soils around the abandoned mine. Chemical and physical parameters such as pH, electrical conductivity (EC), total organic carbon (TOC), soil texture and heavy metal concentration were analyzed. The range of soil's pH is between 4.3 and 6.4 in the tailing dam and ore-dressing plant area due to mining activity. Total concentrations of As, Cu, and Pb in soil near ore dressing plant area are 250.9, 249.3 and 117.2 mg/kg respectively, which are higher than any other ones near tailing dam area. Arsenic concentration in tailing dams is 31.0 mg/kg, which is also considered as heavily polluted condition comparing with the remediation required level(RRL) in "Soil environment conservation Act".

Key words : Abandoned mine, Acid mine drainage, Mine tailing, Rocky waste, Heavy metals, Tailing dam, Ore-dressing plant

1. 서 론

20세기 말 급속한 경제 성장과 부존자원의 고갈 및 가격 상승으로 인하여 보다 경쟁력이 우수한 값싼 외국 자원이 다량으로 국내로 수입이 되었다. 이러한 영향은 국내 광업활동을 위축시켰으며, 국내 광산 활동 산업의 침체가 가속화되었다. 따라서 1980년대 후반부터 휴·폐광되는 광산의 수가 급격히 증가되었으며, 광물자원 자료에 의하면 1930년 이후 개발광산은 총 2,006개이며, 이중 1,276개(폐탄광 340개)는 폐광되었고, 2006년 6월 기준으

로 730개(탄광 7개소) 광산이 가행 중에 있다.

최근 광산폐기물(광미, 광산폐석 등), 광산폐수, 오염토양 등 광산 활동결과에 의해 발생된 여러 종류의 오염물질이 지하수, 강, 토양을 포함한 자연 생태계에 유입되어, 유해물질의 양이 자정능력을 범위를 넘으면서 발생하는 광해에 의한 환경문제가 심각하게 대두되고 있다(Sheorey, et al., 2000; Kim et al., 2009). 또한 폐갱도의 붕괴로 인해 발생하는 지반침하, 광산폐기물(폐석, 광미사 등)의 유실, 침출수 유출, 광미사의 비산 등도 광해의 요인으로 작용하고 있다(Sengupta, 1993; Kim et al.,

*Corresponding author : tdkim@andong.ac.kr

원고접수일 : 2010. 8. 11 심사일 : 2010. 8. 16 게재승인일 : 2010. 12. 20
질의 및 토의 : 2011. 2. 28 까지

2007). 광산폐기물은 광산 활동 결과 발생된 폐석 및 선광(선광과정에서 발생된 광미(광물찌꺼기) 등이며, 일반폐기물과 다른 성상을 나타내며, 상대적으로 많은 양으로 존재하는 경우가 많고 오염물질은 주로 유독성 중금속(As, Cd, Pb, Zn, Cu 등)을 포함하고 있다. 또한 오염 면적이 광범위하고 지속적으로 오염지역이 확산된다. 광미(tailing)는 송출관을 통해 광미장(tailing pond)에 집적되며 광재담의 수용 능력의 한계로 인하여 강우에 의해 하천으로 유입되거나, 지하수 및 광산 폐수의 영향을 받아 광미에서 특성 성분이 용해되어 침출수로 유출, 주변 지역에 영향을 미친다.

중금속에 의한 토양오염은 어떠한 성분이나 물질이 일정한 한계량 이상으로 토양에 집적됨으로서 환경 구성 요소로서 토양 본래의 기능이 해를 받게 되는 것을 의미한다. 지금의 토양오염은 농경지에 대한 오염보다는 인위적인 생산 시설 및 활동에 의해 발생된 폐기물에 포함되어 있는 중금속 등의 유해 물질에 초점이 맞추어져 있다. 직접적인 피해보다는 지하수의 오염, 오염에 노출된 토양에서 자란 농작물의 장기간 섭취, 표토의 유실로 인한 오염물질의 하천 유입에 따른 오염물질의 수생물 농축 등으로 간접적 오염 피해가 지속적으로 나타나고 있다. 이러한 토양 오염은 축적성 오염이라는 점에서 대기나 수질오염과는 성질이 다르다. 방치된 광산폐기물은 하류부로 유실 확산되거나, 강우와 접촉하여 광산산성폐수(AMD)를 발생하여 유해 중금속을 주변지역으로 확산시켜 토양, 하천수, 지하수, 하상퇴적물, 농경지 등으로 피해범위가 넓어지고 복구에 많은 시간과 비용이 소요된다.

따라서 본 연구에서는 광산폐기물(광미, 광산폐석 등), 광산폐수 등으로 인한 토양오염 및 환경오염 영향성을 파악하기 위해 폐 금속광산 중 폐갱구만 존재하는 지역, 폐석단지가 혼재된 지역, 폐석단지 및 광미장과 선광장이 혼재된 지역을 구분하여 주 오염원(폐갱구 중심)과의 거리별 변화와 분석방법 차이에 의한 중금속 이동성 가능성 파악 및 폐광산 지역 현황에 따른 중금속 오염농도 분포에 대해 연구하였다.

2. 재료 및 방법

2.1. 조사지역 개요

북한강과 남한강 수계에 위치한 남와광산, 홍천소림광산, 증봉광산은 과거에 모두 sodium ethyl xanthate나 oleic acid와 같은 유기 포수제(collecting agent)를 이용하는 부유선광법으로 광석으로부터 목적 광물을 추출하는 방

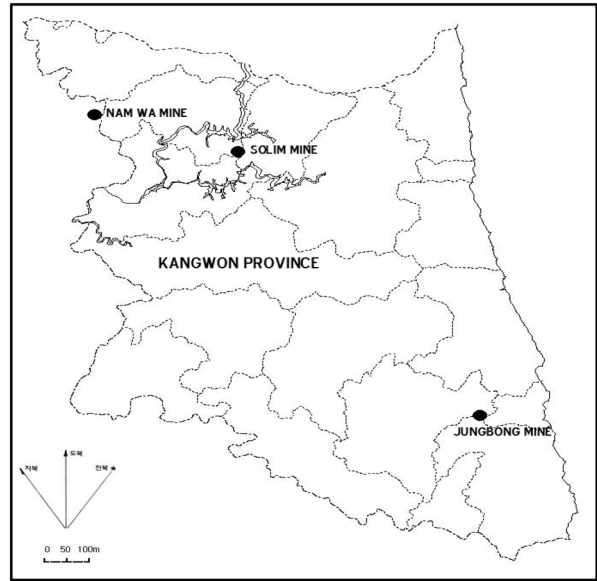


Fig. 1. Location of sampling sites of mining wastes.

법을 시행하였으며, 선광과정에서 발생된 폐석은 건조시켜 방치하고 있다. 방치된 폐석은 폭우 등에 의하여 하천이나 농경지로 유입되고, 폐석을 씻은 물은 하천으로 유입되어 수질 오염과 토양 오염의 원인이 되고 있다(Fig. 1).

특히 남와광산은 경기도 가평군 하면 마일 1리에 소재(Bessel좌표, 경도 127:57:07.9, 위도 37:39:54.1)하고 있으며, 금, 은을 대상으로 한 광산이다. 갱구 전면부에 폐석이 방치되어 있고, 선광장, 광미장 등 선광 및 폐석장 흔적은 확인되지 않았다(환경부, 2009).

소림홍천광산은 강원도 홍천군 화촌면 자은리에 소재(Bessel좌표, 경도 127:29:06.8, 위도 37:47:50.6)하고 있다. 소림홍천광산은 금과 은을 대상으로 한 광산이며, 광산의 광업권은 1987년 소멸되었다. 광구등록편람에 의하면 대부분이 일제 강점기에 금 882,800 g은 565,673 g을 생산한 것으로 기록되어 있으며(환경부, 2009), 상류지역의 폐석단지의 경우 계곡으로 유입되어 하천바닥에서 폐석 등을 확인할 수 있었다. 이 광산의 경우 선광장이 비포함된 지역으로 폐석단지를 포함된 지역으로 분류하였다(Table 1).

증봉광산은 강원도 삼척시 갈전리에 소재(Bessel 좌표, 경도 128:54:51.70, 위도 37:23:47.80)하고 있으며, 금을 대상으로 한 광산이다. 광산의 광업권은 1993년 소멸되었다. 광구등록편람에 의하면 금 15,000 g을 생산한 것으로 기록되어 있으며, 갱구와 광미장, 선광장, 폐석단지 등의 광산 활동 흔적을 확인하였다(한국지질자원연구원, 2005).

Table 1. Description of abandoned mine site characteristics

Site	Mine Location	Site characteristics
GW-NamWa (NW)	Gapyoung area	Abandoned Gold mine
GW- SoLim (SL)	Hongcheon area	Abandoned Gold mine
GW-JungBong (JB)	Samcheok area	Abandoned Gold mine waste soil

본 광산은 과거 일제 강점기에 노두에서 소규모로 탐채 광하였으며, 휴광중인 것을 그 후 새로운 광업권자가 개발을 추진한 것으로 알려져 있다(Table 1)

2.2. 시료채취

폐광산 지역의 대표적인 토양, 광폐재 및 광미를 채취하기 위하여 표층으로부터 1.0 m까지 지오프로브(GeoProbe, Geoprobe systems Inc.)를 이용하여 5지점(Table 1)에서 연속적으로 시료를 채취하여 균일 하게 혼합하여 분석시료를 만들었다.

2.3. 시료처리 및 분석

채취된 시료는 40°C에서 건조시킨 후 망눈의 크기 63 µm인 비금속 체(nylon bolting cloth sieve)로 체질하여 분석에 사용하였다. 입도 분석은 체분석(sieving)과 피펫분석(pipette method)을 병행하여 실시하였다. 입자크기가 64 µm 이상을 갖는 입자는 체로 걸러 내어 체분석을 하였으며, 그 이하의 입경을 갖는 시료는 피펫분석법에 의해 입도분석을 하였다. 채취된 시료의 토성(texture)은 미국 농무부의 토양조사법(USDA, 1993)에 따라 분류하였다.

채취된 토양(tailing soil)의 pH 측정은 시료를 40°C에서 건조시켜 2 mm 체로 거른 다음 10 g을 취하여 증류수 50 ml를 넣은 PE병에서 30분간 반응 후 0.45 µm membrane filter를 이용하여 여과하였다. 여과한 여과용액(filtrate)의 pH는 HM-50G를 이용하여 측정하였다.

유기물 함량의 측정은 시료를 110°C에서 건조시킨 후 2 mm sieve를 통과한 시료 0.5 g을 취하여 550°C에서 2 시간 가열한 후 가열하기 전과의 무게 차를 유기물 함량으로 하였다.

2.4. 토양 내 중금속의 이동성과 전 함량 파악을 위한 분석

토양 내 중금속 이동 가능성 파악을 위해 0.1N HCl 추출방법을 적용하였다. 토양 10메쉬 이하의 시료 10 g을 취하여 100 mL 삼각플라스크에 넣고 염산용액(0.1N) 50 mL 넣은 후 항온수평진탕기를 사용하여 30°C를 유지하면서 1시간 진탕한 다음 거름종이 5B를 사용하여 여과하여 분석하였으며, 전 함량분석은 토양공정시험기준에 따랐다.

중금속 측정은 분석기기의 측정오차를 줄이기 위해 측정 원소 간 간섭이 비교적 적은 원자흡수분광광도계(Atomic Absorption Spectrophotometer)를 이용하여 측정하였으며, 비소의 경우 수소화물 증기발생기가 부착된 원자흡수분광광도계(Hydride Generation-Atomic Absorption Spectrophotometer)를 이용 분석하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 토양의 pH, 전기전도도 및 유기물 함량

토양에 포함된 중금속 원소들은 중성 pH 범위 내에서는 안정한 광물상으로 존재하나, 산성 혹은 알칼리성 범위에서는 반응성이 활발한 이온 상태로 존재하기도 한다. 대부분의 금속 원소들은 산성 및 강알칼리성 환경에서는 이동성이 활발한 반면 약알칼리성이나 환원환경에서는 산성환경보다 이동성이 낮아지며, 광물의 형태로 침전되거나, 음이온들과 착물(complex)을 형성하여 침전되는 것으로 알려져 있다(Kovácsa et al., 2006; 최승진 외, 2007). 토양 내 중금속 이동성은 이동 가능한 중금속의 존재형태 함량과 pH, 유기물함량, 중금속 포화도 등 물리화학적 특성의 영향에 따라 달라진다(Chlopecka et al., 1996; Jung et al., 2000b).

각각의 오염원이 위치한 토양 내 pH를 측정함으로써 연구지역 토양 및 환경특성을 판단하였다. 각 오염지역 토양의 pH 측정결과는 4.3~6.4의 약산성의 분포범위를 나타냈다(Table 2). 폐광산 지역 토양에서의 오염형태에 따른 토양의 pH가 뚜렷이 구분되지는 않으나 선광장과 광미장이 위치한 정점 JB 2,500m 지역에서 가장 낮은 pH 범위를 나타냈으며, 폐갱구 지역은 농경지 토양과 같은 분포를 나타냈다(Table 2).

연구지역 내 토양의 총유기탄소(Total Organic Carbon)의 함량은 0.6~1.7 wt%로 나타났다. 이는 우리나라 논토양의 유기물함량 평균 2.3%(유기탄소로 환산하면 약 4%)보다 매우 낮은 함량으로서 (Hur et al., 1997) 유기물이 적은 폐광산 지역 토양, 폐재 및 광미의 특성 때문인 것으로 판단된다.

토양유기물은 부식이 되면서 음전기를 띄며, 토양입자

Table 2. The pH, TOC, EC and soil textures

Sample I.D.	Components			pH	TOC	EC	Soil texture	
	Clay	Silt	Sand					
Unit	%				wt%	/	USDA	
NW	500	22.0	65.2	12.8	5.5	0.7	401	Silt loam
	1000	20.9	65.4	13.7	5.9	1.3	397	Silt loam
	2000	10.8	65.0	24.2	6.4	0.6	268	Sandy loam
	2500	23.0	62.9	14.1	5.0	1.1	504	Silt loam
	3000	15.2	64.7	20.1	6.2	1.5	244	Silty loam
SL	500	25.0	65.6	9.4	5.4	1.3	382	Silty clay loam
	1000	20.9	63.7	15.4	5.1	1.6	571	Silt loam
	2000	19.7	60.1	20.2	5.8	0.9	347	Silt loam
	2500	21.1	59.4	19.5	5.8	0.9	422	Silt loam
	3000	20.7	60.1	19.2	5.3	1.0	428	Silt loam
JB	500	24.3	60.5	15.2	4.9	1.6	607	Silt loam
	1000	23.7	59.5	16.8	5.0	1.0	542	Silt loam
	2000	21.2	60.7	18.1	5.8	0.8	427	Silt loam
	2500	25.2	64.5	10.2	4.3	1.7	653	Silt loam
	3000	23.6	66.9	9.5	5.6	0.7	541	Silt loam

EC : Electric Conductivity, TOC : Total Organic Carbon

의 입단화를 조장하여, 토양의 통기성과 통수성을 좋게 한다는 특성을 갖는다. 따라서 연구지역의 토양의 경우 유기물 함량이 농경지 및 산토양 함량보다 낮아 이지역의 산림 피복도가 매우 낮게 나타나는 경향을 보이고 있어 강우에 쉽게 침식이 발생되기도 한다.

연구지역 토양의 전기전도도(Electrical Conductivity)는 244~653 $\mu\text{s}/\text{cm}$ 로서 폐갱구가 존재하는 지역과 선풍장이 존재하는 지역에서 큰 차이를 보였다. 특히 선풍장과 광미장이 존재하는 정점 JB 2,500 m 지점에서 높은 값을 나타냈다(Table 2). 양이온치환용량이 높은 폐석이나 광미 등에 포함되어 있는 오염물질의 대부분은 중금속으로 나타나, 산성비나 강우에 의해 오염물질이 용출될 경우 토양에서 재용출에 의해 발생한 유해한 중금속은 토양에서 흡착에 의한 유해물질 완충효과를 효과적으로 나타낼 수 없을 것으로 판단된다. 강우나 주변 환경변화에 의해 오염된 토양 표면으로부터 용출되는 중금속이 수로나 지반을 통해 유출된다면 지하수를 오염시킬 가능성이 있을 것으로 판단된다.

3.2. 입도분석

토양의 입도는 오염물의 존재가능성에 큰 의미를 가지고 있다. 대체로 입자의 크기가 작은 clay의 경우 비 표면적이 silt나 sand 보다 적게는 1,000배 많게는 100,000배 정도의 차이를 가지고 있으며, 이러한 차이는 오염물

질이 입자의 토성에 따라 분포하는 정도에 영향을 미치고 있다.

연구지역의 토양에 대한 토성 분석결과 sand 함량이 9.4%~20.2%를 나타냈으며, silt는 59.4%~66.9%, clay는 10.8%~25.2%를 나타내었다. 따라서 미국 농무부(USDA, 1993)의 토성분류에 기준에 따르면 대부분이 silt loam에 해당되며 일부 시료가 sandy loam과 silty clay loam에 포함되며, 광미장 및 선풍장 지역에서 clay와 silt 함량이 높은 분포를 나타내었다(Table 2). 이러한 결과는 광미장 또는 선풍장의 토양 입자 크기가 대부분 silt와 clay로 폐갱구 및 폐석단지 내 토양보다 미세한 입자구조를 가지고 있어, 오염물질의 농도와 64 μm 이하 입자 사이에 밀접한 상관관계를 가지고 있는 것으로 미루어 볼 때 입자 크기에 의한 상류지역의 토양에서 오염물질 농도가 높을 것으로 판단된다.

3.3. 오염원 형태에 따른 오염도 및 이동성평가

3.3.1. 갱구만 존재하는 지역

연구 대상 지역 광산 중 일부분 산재된 폐석과 함몰된 갱구형태를 가지고 있는 대표적인 남와 폐광산을 대상으로 거리별 중금속의 평균 농도를 대상으로 주변 토양에 미치는 중금속 오염을 평가하였다(Fig. 2).

연구지역 토양 내 중금속 원소는 비소, 카드뮴, 구리, 납을 대상으로 조사하였다.

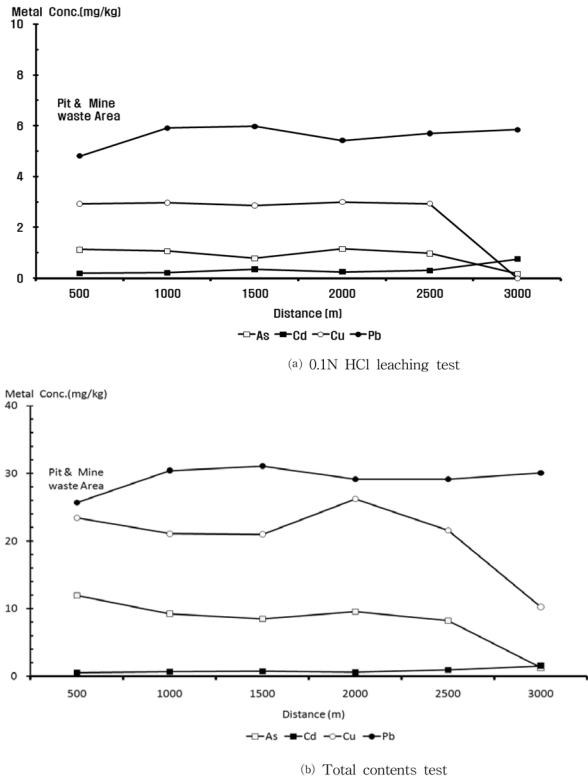


Fig. 2. Average concentration of heavy metals at distance in abandoned mine pit.

갱구만 존재하는 광산의 경우 토양 내 비소의 거리별 평균 전 함량 농도는 1.2 mg/kg~11.9 mg/kg로 토양의 평균 비소 함량인 5.0 mg/kg(Bobert, 1965) 보다 갱구 앞에서 약 2.2배 정도 높게 나타났다.

납의 토양 내 평균값 2.0~200.0 mg/kg(Levins, 1974), 지각의 평균 농도 10.0 mg/kg, 평균 shale의 납 함량 20.0 mg/kg(Förstner et al., 1979)과 비교하면 0.1 N 염산 추출법(생태계로 이동성이 가능한 함량)의 납의 함량은 토양오염우려기준 및 대책기준이하를 나타냈으며, 특별한 오염현상은 보이지 않았다(Fig. 2). 전 함량 값도 갱구만 존재하는 지역 전 토양에서 대체로 낮은 농도를 보였으며, 납의 경우 갱구 앞 지역 보다는 정점 1,500 m 지역에서 31.1 mg/kg으로 광화작용을 받지 않은 지역의 토양의 납 평균 농도는 35.0 mg/kg과 비슷한 경향을 보였다(Fig. 2).

3.3.2. 폐갱구 및 폐석더미(분쇄장) 존재지역

홍천소림광산은 폐갱구와 폐석더미가 혼재된 곳으로 주요오염원으로 판단되는 상류부의 폐갱구와 폐석이 혼재된 주변 지역의 경우 이동 가능성이 있는 비소의 평균 농도가 4.0 mg/kg로 갱구 앞에서 제일 높은 값을 보였으며, 전 함량 농도는 폐석더미가 산재한 1,000 m 지역에서 평

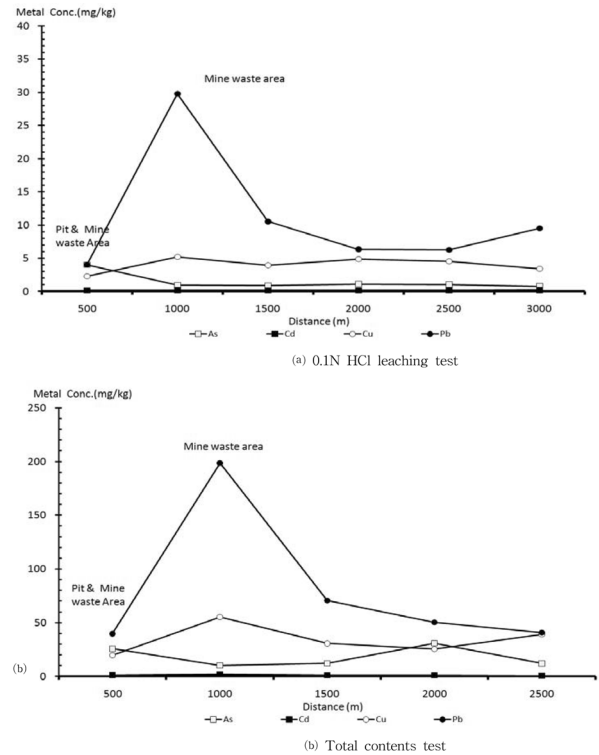


Fig. 3. Average concentration of heavy metals at distance in the nine area are mixed abandoned mine pit and waste pile.

균 30.9 mg/kg으로 토양오염 제 1지역 기준치를 상회하는 값을 나타냈다.

폐석더미 있는 지역으로 주요오염원으로부터 1,000 m 주변 토양의 경우 납의 농도가 갱구 주요오염원지역의 평균 농도(39.8 mg/kg)보다도 약 7배 이상 높은 농도(198.6 mg/kg)를 나타냈으며(Fig. 3), 지각 중의 비소농도는 평균 1.8 mg/kg 정도로 우리나라 논토양 자연함유량 인 평균 0.56 mg/kg(가용성)과 일반 토양의 평균 농도인 3~10 mg/kg보다 높은 값을 보였다.(박용하, 1994.) 농작물에 영향을 주는 비소의 농도는 10~20 mg/kg(이동 가능성 형태)으로 알려져 있다(<http://airlab.wkhc.ac.kr>).

따라서 폐갱구 및 폐석더미(분쇄장) 존재지역의 경우 일반적으로 중금속 함량이 높을 것으로 판단되는 갱구 지역의 폐석단지 보다 중금속 중 비소를 제외한 전 중금속이 높게 나타났다. 분체를 조제 하였던 곳의 경우 대부분 광산에서 고상의 대상광물을 기계적 분쇄법을 통하여 입자가 균일한 입径의 원료분말을 얻기 위한 보편적으로 사용되는 방법으로, 분쇄장 지역의 경우 입자가 작은 광석분이 주변에 산재되어 자연 생태계에 영향을 주고 있다. 작은 입자가 산재된 분쇄장 주변의 토양의 경우 입자 크기에 의한 영향으로 다른 폐석 단지나 광석장보다도 원석에

함유된 대상 중금속 함량이 높게 나타나고 있다. 이 지역의 경우 오염원이 갯구주변과 광산활동을 대상으로 했던 지역에서 중금속 함량이 높게 나타나는 경향을 보였다 (Fig. 3).

3.3.3. 폐갱구, 폐석더미 및 선광장이 혼재된 지역

중봉광산 지역의 경우 연구지역 광산 가운데 폐갱구, 건식 분쇄방법을 통한 분쇄장 및 선광장이 존재하였던 곳으로 주 오염원인 갯구 앞 지역인 반경 500m에서 주변 생태계로 이동 가능한 부분의 비소가 23.2 mg/kg로 높은 값을 나타냈으며, 주 오염원으로 부터 약 2,000 m~2,500 m 지역인 선광장과 광미장이 위치한 지역에서 31.3 mg/kg으로 지각 중의 비소농도는 평균 1.8 mg/kg과 비교하면 약 11배에서 15배 이상 상회하는 값을 나타냈다. 이동 가능한 부분의 비소의 경우 우리나라 논토양 자연함유량인 평균 0.56 mg/kg(가용성)(박용하, 1994.)의 약 40배 이상 상회하는 값을 보였으며, 농작물에 영향을 주는 비소의 농도는 10~20 mg/kg(이동 가능성 형태)으로 500 m 지점과 선광장과 광미장이 혼재된 지역인 2,500 m 지점 두 정점에서 약 2~3배 높은 값을 나타냈다(Fig. 4).

구리의 지각 평균 농도 50.0 mg/kg(Aswathanarayana, 1995)과 토양의 평균농도 30.0 mg/kg(범위 2.0~250.0 mg/kg)(Kabata-Pendias & Pendias, 1984), 2.0~100.0 mg/kg, 15.0 mg/kg, 2.0~100.0 mg/kg(Rose, 1979), 평균 shale의 구리 함량 45 mg/kg(Levinson, 1974)과 비교해 보면 전 함량 추출방법에 의한 값은 16.8~249.3 mg/kg으로 폐갱구가 인접해 있는 정점 500 m 지역과 광미장과 선광장이 혼재된 지역인 정점 2,500 m 토양에서 높은 값을 나타냈다. 일반적으로 구리는 지구화학적 환경에서 비교적 이동도가 낮아 수계에 의한 주변의 농경지로의 이동이 제한되어 있으며, 암석 중에서 존재할 경우 풍화과정에서 쉽게 용해되어 이온 형태로 주변의 환경으로 이동하는 특성을 보인다. 또한 풍화과정에서 발생하는 광물 입자 및 철 산화물과 망간 산화물과도 강한 흡착력을 나타낸다.

카드뮴의 경우 shale의 평균 카드뮴 함량 0.3 mg/kg과 비교하면 전 지역에서 약 0.3~15배 정도 매우 높은 함량을 나타냈으며(Jung, 1995), Kloke(1979)이 제시한 토양에서의 tolerable level(3.0 mg/kg)보다 광미장과 선광장이 혼재된 지역 토양이 약 1.5배 높은 수치를 나타냈다. 지각의 평균 농도 0.11 mg/kg, 토양의 평균값 0.35 mg/kg, 0.11~3.0 mg/kg, 0.1~0.5 mg/kg과 비교하여 보아도 정점 2,500 m 지역 토양에서 높은 값을 나타냈다. Alloway에 의하면 비오염지역 토양에서 카드뮴 농도는 1 mg/kg 이하

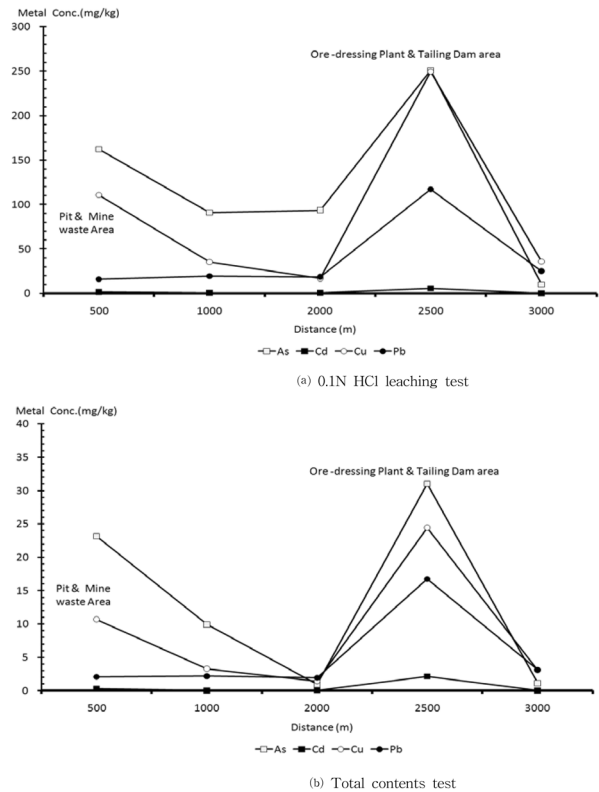


Fig. 4. Average concentration of heavy metals at distance in the nine area are mixed abandoned mine pit, tailing dam and ore-dressing plant.

로 보고하고 있다.

토양오염에 영향을 주는 주요 요소로는 상류지역의 폐석더미와 중하류 지역 선광장과 광미장의 광미로 판단된다. 선광장이 주요오염원으로 판단되는 폐갱구 주변 보다 대상 중금속 함량이 높게 나타나는 이유는 첫째로 선광과정에서 부유선광 시 광석의 선별효과를 높이기 위하여 쓰는 약제에 의한 영향을 들 수 있다.

부유선광제 중 포함된 중금속 성분이나 독성물질 등이 선광장 주변 토양과 광미장 등에서 높게 나타나는 경향이 있다. 따라서 이 지역에서는 구리나, 납, 비소 등 함량이 다른 지역보다 높은 경향을 보였다. 이러한 결과로 보아 폐금속 광산 오염특성을 파악하기 위해서 갯구나 폐석단지 보다 선광장 및 광미장 지역이 우선 연구되어 그 것을 바탕으로 실시하는 것이 지역 오염특성을 파악하기에 좋은 결과를 도출 할 수 있을 것으로 판단된다.

4. 결 론

중부지역의 대표적 폐광산 중 폐갱구만 존재하는 광산지역, 폐갱구와 폐석단지가 혼합되어 존재하는 지역, 폐갱구,

폐석단지 및 광미장과 선광장이 혼재된 지역을 대상으로 거리별, 생태계로 이동성이 가능한 부분과 전함량 분석방법에 차이를 두어 pH, 입도분석과 전기전도도를 측정하고, 중금속 오염정도를 측정하여 다음과 같은 결론을 얻었다.

1) 광미장과 선광장이 혼재된 지역의 경우 분체를 조제 하였던 곳 대부분 광산이 고상의 대상광물을 기계적 분쇄법을 통하여 입자가 균일한 원료분말을 얻었던 곳으로 입자의 크기가 폐갱구만 있었던 지역보다는 세립한 형태의 입자구조를 가지고 있다.

2) 분쇄장 주변의 토양의 경우 입자 크기에 의한 영향으로 다른 폐석 단지나 광석장보다도 원석에 함유된 대상 중금속 함량이 높게 나타나 오염원이 갱구주변과 광산활동 등을 대상으로 했던 지역 중류 및 하류까지 중금속 함량이 높게 나타나는 경향을 보였다.

3) 폐갱구와 폐석이 혼재된 주변 지역의 경우 분체를 조제 하였던 곳으로 중금속 중 비소를 제외한 전 중금속이 높게 나타났다. 분체를 조제 하였던 곳의 경우 대부분 광산이 고상의 대상광물을 기계적 분쇄법을 통하여 입자가 균일한 원료분말을 얻었던 곳으로 입자의 크기가 폐갱구만 있었던 지역보다는 세립한 형태의 입자구조를 가지고 있다. 또한 이러한 입자의 크기는 분쇄공정을 하였던 곳에서 발생한 폐석더미의 경우 대부분이 계곡에 위치하고 있어 호우 시 하천수에 의해 하류까지 중금속 분산이 발생해 1,000~2,000 m까지 오염현상이 나타나 오염범위 산정에 주위가 필요할 것으로 판단된다. 분쇄장 지역의 경우 입자가 작은 광석분들이 주변에 산재되어 자연생태계에 영향을 주었을 것으로 판단된다. 작은 입자의 분쇄장 주변의 토양의 경우 입자 크기에 의한 영향으로 다른 폐석 단지나 광석장보다도 원석에 함유된 대상 중금속 함량이 높게 나타나고 있다. 이러한 경우 오염원이 갱구주변과 광산활동을 대상으로 했던 지역 중류 및 하류까지 중금속 함량이 높게 나타나는 경향을 보였다.

4) 연구지역 광산 중 폐갱구, 건식 분쇄방법을 통한 분쇄장 및 선광장이 존재하였던 지역의 경우 갱구로부터 2,500 m 지점까지 비소 및 납, 구리가 높은 값을 나타내고 있어, 폐광산 중금속 위해도 조사를 위해서는 선광장 및 광미장 지역이 우선 조사되어 그것을 바탕으로 실시하는 것이 조사 목적상 향상된 결과를 도출할 수 있다.

참 고 문 헌

Kim, Hee Joung, Sun Gu Kim, and Sang Ho Jun, 2009, Assessment Index of Heavy Metals in the abandoned Gold mine area

stream sediments, *Korean Society of Soil and Ground Water Environment, Annual Meetings*, p. 201-207.

최승진, 김휘중, 전상호, 김신구, 이재영, 우남칠, 2007, 폐금속광산 광미적치장에서의 심도별 중금속 존재형태와 이동성에 관한 연구, *한국폐기물학회지*, **24**(8), 724-733.

한국지질자원연구원, 2005, 한국의 금속광산.

환경부, 2009, 2009년도 폐금속광산 토양오염실태 정밀조사.

Bowen, H.J.M., 1979, *Environmental Chemistry of the Elements*, Academic Press, New York, p. 333.

Chlopecka, A., Bacon, J.R., Wilson, M.J., and Key, J., 1996, Form of cadmium, lead and zinc in contaminated soils from southwest Poland, *J. Environ. Qual.*, **25**, 69-79.

Hur, B.K., Rim, S.K., Kim, Y.H., and Lee, K.Y., 1997, Physico-Chemical properties on the management groups of paddy soils in Korea, *Korean J. Soil Sci. Fert.*, **30**, 62-66.

Istvan, P. and Benton, J.J. Jr., 1997, *The Handbook of Trace Elements*, 2rd, CRC Press, Washington D.C., p. 240.

Jung, G.B., Kim, W.I., Moon, K.H., and Ryu, I.S., 2000, Fractionation and availability of heavy metals in paddy soils near abandoned mining areas, *Kor. J. Environ. Agric.*, **19**, 319-323.

Kim, H.J., Choi, S.J., Kim, S.K., Jun, S.H., and Park, J.S., 2007, Assessment of contamination for heavy metals fraction and mobility according to depth in abandoned mine tailings, *Proceeding of the 18th Annual conference of the Japan society of wastes management Experts, Japan*, 105-107.

Kim, H.J., Jung, H.G., Kim, Y.B., and Choi, S.I., 2009, Removal ability of soluble arsenic in waste water using pachymeniopsis sp., *Korean Society of Soil and Ground Water Environment, Annual Meetings, Korea*, pp. 87-95.

Kloke, A., 1979, Content of arsenic, cadmium, fluorine, lead, mercury, nickel in plants grown on contaminated soil, *UK-ECE Symp.*, London, pp. 58-73.

Kovácsa, E., Dubbinb, W.E., and Tamása, J., 2006, Influence of hydrology on heavy metal speciation and mobility in a Pb-Zn mine tailing. *Environmental Pollution*, **141**, 310-320.

Levins A.A., 1974, *Introduction to exploration geochemistry*, Applied Publishing Ltd., May Wood, 614.

Bobert, C.k., 1965, Trace elements in six water systems of the Unite Sates, J. A., *Water work association*, **57**(2), 150-156.

Rose, A.W., Hawkes, H.E., and Webb, J.S., 1979, *Geochemistry in Mineral Exploration*, 3rd, Academic Press, p. 640.

Sengupta, M., 1993, Environmental impacts of mine drainage on streams of United States, *Env. Geol. Water Sic.*, **11**, 141-152.

박용하, 1994, 휴 · 폐광된 금속광산지역의 오염관리대책, 한국환경기술개발원, p. 588.

Aswathanarayan, U., 1995, Geoenvironment An introduction. A Balkema, rotterdam, Brookfield in Netherlands, p. 269.

Kabata-Pendias, A. and Pendias, H., 1984, Trace elements in soils and plants, CRC Press, inc., p. 315.

Jung, M.C., 1995, eavy metal contamination of soil, plants, waters and sediments in the vicinity of malliferous mine in Korea, PhD thesis, University of London, p. 455.

Sheorey, P.R., Loui, J.P., Singh, K.B., and Singh, S.K., 1998, Ground subsidence observations and a modified influence func-

tion method for complete subsidence prediction. *International Jour. of Rock Mechanics and Mining Sciences*, **37**, 801-818.

Alloway, B.J., 1990, Soil processes and the behavior of metals, In "Heavy metals in soils(Alloway, B. J.(ed))" : Blackie and Son, p. 7-28.

USDA Soil Survey Division Staff, 1993, Soil survey manual - soil conservation service, U.S. Department of Agriculture Handbook, **18**(3), 448-457.

<http://airlab.wkhc.ac.kr>