

《原著》

폐금속 광산의 유형별 오염특성에 관한 연구

이종득¹ · 김태동^{1*} · 김선구² · 김휘중³

¹안동대학교 환경공학과

²고려대학교 환경의학연구소

³강원대학교 환경연구소

Study on the Contamination Characteristics of Pollutants at Various type of Abandoned Metal Mines

Jong-Deuk Lee¹ · Tae Dong Kim^{1*} · Sun Gu Kim² · Hee-Joung Kim³

¹Department of Enviromental Engineering, Andong National University, Korea

²Institute for Occup. & Envi. Health, Korea University, Korea

³Division of Environmental Research Center, Kangwon National University, Korea

ABSTRACT

This study is aimed to prepare the effective detail survey methods(Phase II) of abandoned metal mines through the contamination assessment for mine types and facilities in the abandoned metal mine areas. The study sites of 12 abandoned mines are located in Gyeonggi-do and Gangwon-do and those were chosen among 310 sites that the Phase II survey was conducted from 2007 to 2009 after considering the results of Phase I for abandoned mines scattered all over the country. 12 study sites were classified into four types; Type I sites only have pit mouth. Type II sites have pit mouth and mine-waste field. Type III sites have pit mouth and tailing sorting field. Type IV sites have pit mouth, tailing sorting field and concentrator(s). In forest land, paddy soil and farm land of Type I, As and Cd were showed average concentration, and Cu and Pb were high on the pit mouth area in one mines where the pit mouth was developed within 500 m. In the mines of Type II, Cu and Pb were showed average concentration too, but As and Cd were slightly high in pit mouth and mine-waste field. The mines of Type III which had grinding particle process through physical separation milling or hitting showed similar tendency with Type II. However, mines of Type IV pit mouth, mine-waste field and showed various results depending on defining the contamination sources. For example, if contamination source was pit mouth, the mixed results of Type I, II, II were showed. In tailing sorting field which was regarded as the most important source and having high mobility, however, if there were no facilities or it was difficult to access directly, field sampling was missed occasionally during phase I and phase II survey. For that reason, the assessment for tailing sorting field is missed and it leads to completely different results. In the areas of Type I mines, the concentration of heavy metals exceeded precautionary standards of soil contamination or not within 1,000 meters of pit mouth. Nickel(Ni) was the largest factor of the heavy metal contamination in this type. The heavy metals except Arsenic(As) were shown high levels of concentration in Type II areas ,where pit mouth and mine-waste field were operated for making powder in upriver region; therefore, to the areas in the vicinity of midstream and downstream, the high content of heavy metals were shown. The tendency of high level of heavy metals and toxic materials contained in flotation agent used during sorting process were found in soil around sorting and tailing field. In the abandoned-pit-mouth area, drygrinding area and tailing sorting field area, the content of Cupper(Cu) and Zinc(Zn) were higher than other areas. Also, the contaminated area were larger than mine reclamation area(2,000 m) and the location of tailing sorting field was one of the important factors to estimate contaminated area.

Key words : Abandoned metal mine, Tailing, Pit mouth area, Mine-waste field, Tailing sorting field

*Corresponding author : tdkim@andong.ac.kr

원고접수일 : 2013. 4. 22 심사일 : 2013. 6. 19 게재승인일 : 2013. 6. 20

질의 및 토의 : 2013. 8. 31 까지

1. 서 론

우리나라의 광업형태는 1945년 전에는 금속, 비금속 광산에 주력하였으며, 1950년대 국내 광업생산액은 수출액의 70%를 차지 할 정도로 황금기를 누렸다. 그러나 급속한 경제 성장에 따른 사회구조 변화와 산업개발에 따른 에너지 소비패턴의 변화, 저렴한 가격의 광산물 수입 등으로 노동력 위주의 산업의 특성상 인건비가 오르면서 채산성을 맞추기 어렵게 되었으며, 자연스럽게 휴·폐광하는 광산이 급증하면서 1930년대 이후 개발된 2,006개(석탄광 349개)의 광산 중 1,276개(폐탄광 340개)는 폐광되어 2006년 6월 기준으로 730개(탄광 7개소)광산만이 가행상태에 있다. 이렇게 휴·폐광된 광산들은 휴·폐광 이후 환경보호나 적절한 정화시설 없이 대부분 방치되었다. 방치된 채광 및 선광 제련시설물과 폐갱구, 광미, 폐(광)석 등의 광산폐기물은 광해의 요인으로 작용하고 있다(Sullivan et al., 1988).

광해의 발생은 주로 중금속을 함유한 광산산성배수(AMD)가 인접수로와 주변 농경지 등으로 흘러들어 토양과 지하수를 오염시키고 지반침하에 의한 지표의 인장, 압축, 만곡, 경사 등의 현상으로 도로·철도·제방·농지·건물 등의 피해를 가져오며, 바람에 의한 광미와 분진의 비산으로 인근지역주민의 생활환경과 자연환경 및 건강상 위해를 초래함은 물론이고 주변지역에 오염권을 확산시킨다(Kim et al, 2006).

최근 많은 금속, 비금속광산의 광업 활동 중단이후 환경보전관리가 미흡하여 광산 폐기물(광미, 광산 폐석 등)과 광산폐수로 인해 휴·폐금속광산 주변지역 토양오염을 야기하였고, 광산폐기물과 광산폐수에 함유된 여러 종류의 중금속 오염 물질들이 지하수, 하천, 농경지 토양을 포함한 자연 생태계로 이동하여, 유해물질의 양이 자정능력의 범위를 넘으면서 발생하는 광해에 의한 환경문제가 심각하게 대두 되고 있다(Kim et al., 2003). 특히, 광산 폐기물은 폐석이나 저질탄과 선광·제련과정에서 발생하는 광미(광물찌꺼기)로서 다른 폐기물과는 달리 주로 유독성 중금속(Cd, Hg, Pd, Zn, As, Cr⁶⁺ 등)을 포함하고 있으며, 그 규모와 방치된 양이 많아서 중금속 오염면적이 광범위 할 뿐만 아니라, 집중강우나 바람의 영향으로 지속적으로 그 범위가 확산되고 있다.

중금속에 의한 토양오염이란 어떠한 중금속 성분이나 물질이 한계량 이상으로 토양에 축적되면서 환경 구성 요소로서 토양 본래의 기능이 해를 받는 것을 의미한다. 2004년 경남 고성군 폐광주변의 이따이 이따이병 문제가

제기되어 정부의 폐광지역에 대한 실태조사 및 관리대책을 부처합동으로 추진한 사례에서도 볼 수 있듯이 토양오염의 심각한 문제는 직접적인 오염보다는 지하수의 오염, 오염된 농경지에서 생산된 농작물의 장기적인 섭취와 표토의 유실로 인해 오염물질이 하천으로 흘러들어 물고기나 수생태계에 생물 농축되는 간접적인 피해가 지속적으로 나타나는 것이다.

따라서 휴·폐광된 금속, 비금속광산에 방치된 광산폐기물과 광산산성폐수 등에 의한 인접지역의 오염 확산과 그에 따른 2차적인 환경피해 발생을 예방하기 위해선 전국에 방치된 폐금속광산에 대한 조속한 정화와 안정화작업이 필요하지만, 오염여부를 확인하고 정화를 하는데 실질적으로 오랜 시간과 많은 정화비용이 소요되기 때문에 일시에 여러 지역을 함께 실시하기는 어려운 현실이다.

본 연구에서는 경제적이고 효과적인 조사와 평가방법을 마련코자 폐광산 주변 오염물질 이동성 평가와 폐금속광산의 유형별 오염특성을 분석하였다.

2. 연구 및 방법

2.1. 연구대상 폐광산의 유형별 분류

연구대상 12개 광산을 갱구만 존재하는 폐광산, 갱구와 폐석장 존재 폐광산, 갱구와 광미 존재 폐광산, 선광장이 존재하는 폐광산의 4가지 유형으로 분류하고, 유형에 따른 중금속오염의 특성을 평가하고자 하였다. 연구대상 광산의 일반현황 및 주요 오염원을 요약하여 Table 1에 나타내었다.

2.2. 실험방법

2.2.1. 시료채취 및 분석항목

연구대상 12개 광산에 대하여 1차 정밀조사 시 광산별로 40개 이상, 2차 정밀조사 시 20개 이상의 토양시료채취를 원칙으로 하였다. 광산별 토양시료채취 내역은 Table 2에 나타내었다.

2.2.2. 시료처리 및 분석

현장에서 채취한 시료를 실험실에서 물리화학적 특성 및 화학분석을 위해 필요한 준비과정을 통칭하여 사전처리라고 한다. 이 과정에는 시료의 운반, 건조, 분쇄, 체질 등의 과정이 포함되며 분석을 실시하기 전까지 보관하는 과정도 사전처리에 해당된다. 토양시료의 채취운반처리에는 『토양오염공정시험기준』을 준용하였으며, 전체적인 흐름은 Fig. 1과 같다.

Table 1. Summary of the subjected mines

Mine type	Minnig history			Pollutants			
	Mine	Location	Ore deposit	Tailing volume (m ³)	Waste volume (m ³)	Mine drainage (m ³ /d)	Pithead (num.)
Type I	NW	Gapyeong, Gyeonggi	Ag, Au	–	–	–	1
	SA	Samcheok, Kangwon	Ag, Au	–	–	–	1
	YDW	Hongcheon, Kangwon	Ag, Au	–	–	–	1
Type II	DD	Chuncheon, Kangwon	Ag, Au	–	100	–	2
	DC	Hongcheon, Kangwon	Ag, Au	–	150	–	1
	SYG	Jeongseon, Kangwon	Ag, Au	–	800	–	2
Type III	SLH	Hongcheon, Kangwon	Ag, Au	–	4,900	–	7
	CG	Hoengseong, Kangwon	Ag, Au	–	3,700	–	1
	BJ	Pocheon, Gyeonggi	Ag, Au	–	35,000	–	1
Type IV	JB	Samcheok, Kangwon	Ag	840	1,580	–	–
	DSY	Hongcheon, Kangwon	Ag, Au	623	1,320	a little	4
	HCAG	Whacheon, Kangwon	Ag, Au	1	–	–	1

※ Type I mines only have pit mouth.

Type II mines have pit mouth and mine-waste field.

Type III mines have pit mouth and tailing sorting field.

Type IV mines have pit mouth, tailing sorting field and concentrator

Table 2. Summary of soil sampling

No.	Mine	# of soil sample			Analysis items
		Surface	Subsurface	Total	
1	NW	45	13	58	As, Cd, Cu, Pb, Zn, Ni
2	SA	49	13	62	As, Cd, Cu, Pb, Zn, Ni
3	YDW	46	19	65	As, Cd, Pb, Ni
4	DD	44	17	61	As, Cd, Cu, Pb, Zn, Ni
5	DC	46	10	56	As, Cd, Cu, Pb, Zn, Ni
6	SYG	46	14	60	As, Cd, Cu, Pb, Zn, Ni
7	SLH	46	15	61	As, Cd, Cu, Pb, Zn, Ni
8	CG	53	7	60	As, Cd, Cu, Pb, Zn, Ni
9	BJ	43	17	60	As, Cd, Pb, Ni
10	JB	53 (tailing 1)	16	69	As, Cd, Cu, Pb, Zn, Ni
11	DSY	49 (tailing 1)	12	61	As, Cd, Cu, Pb, Zn, Ni
12	HCAG	46 (tailing 1)	16	62	As, Cd, Cu, Pb, Zn, Ni

2.2.3. 시료의 전처리

카드뮴, 구리, 납의 분석은 시료 10 g을 취해 0.1 N HCl 50 mL를 첨가하여 1시간 동안 교반한 후 고액 분리하여 상등액을 분석에 사용하였으며, As 분석은 시료 10 g을 취한 후 1N HCl 50 mL를 첨가하여 30분간 교반한 다음 고액 분리하여 상등액을 분석에 사용하였다.

아연과 니켈 분석은 시료 3 g을 취한 후 진한 염산 21 mL와 진한 질산 7 mL를 첨가하여 70°C에서 1시간 동안 완전 분해한 후 고액 분리하여 100 mL로 취한 후

분석에 사용하였다.

시안 분석용 시료의 경우 시료 0.05 mg 이하를 취한 후 슬퍼민산암모늄용액 1 mL와 인산 10 mL 및 에틸렌디아민테트라초산나트륨용액 10 mL를 넣고 방치한 다음 가열하여 매분 2~3 mL 유출속도로 증류하고, 고액 분리하여 상등액을 분석에 사용하였으며, 6가 크롬 분석용 시료는 시료 10 g을 취한 후 0.1 N HCl 50 mL를 첨가하여 30°C에서 1시간 동안 교반 후 고액 분리하여 상등액을 분석에 사용하였다.

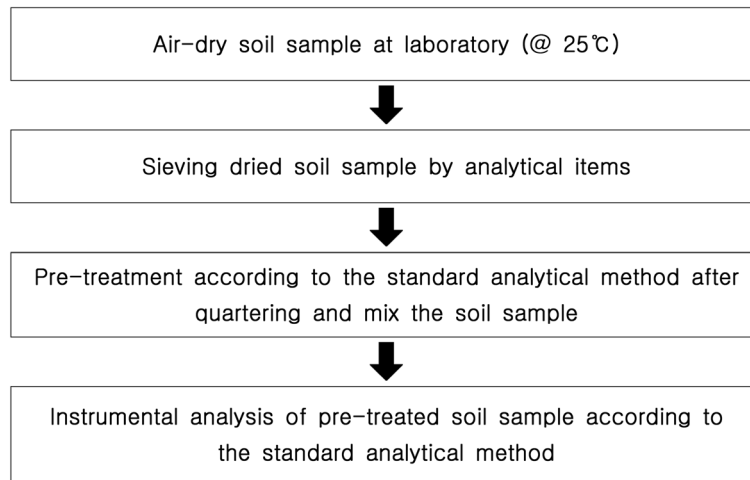


Fig. 1. Procedure of soil analysis.

Table 3. Tolerable level of heavy metal

Heavy metal	Tolerable level
As	20
Cd	3.0
Cu	100
Pb	100
Zn	300

수는 분석용 시료는 시료 2~10 g을 취한 후 질산 50 mL를 첨가하고 과망간산칼륨용액을 2 mL 씩 추가하여 가열·냉각 시킨 후 고액 분리하여 상등액을 분석에 사용하였다.

2.2.4. Pollution index를 이용한 광산활동에 의한 토양 오염도 평가

Pollution index 를 이용한 토양오염도 평가는 2009년 토양오염우려기준을 기준으로 이용하여 연구지역 폐금속 광산에서 발생된 광미 및 광재 주변지역 토양 및 산토양과 경작지 토양을 대상으로 수행하였다. 토양오염평가는 Table 3의 허용 한계치를 이용하여 아래 수식의 계산 방법에 의해 오염지수를 평가하였다.

$$P.I. = \frac{\sum \frac{\text{Heavy metal concentration in soil}}{\text{Tolerable level}}}{\text{Number of Heavy metal}}$$

P.I.에 의하여 계산된 오염지수는 각 원소별로 허용 한계치와의 비를 평균한 것이므로 조사지역의 오염지수가 1 보다 크면 토양이 중금속에 의해 오염이 된 것으로 평가 된다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 갯구만 존재하는 폐광산(Type I)

갯구만 존재하는 폐광산에 대해 갯구로부터 하류수계 방향 이격 거리별 중금속 농도 그래프를 Fig. 2에 나타내었다.

As의 경우 함량은 최소 0.03 mg/kg으로 나타났으며, 최대 함량은 1.05 mg/kg으로 전 지역에서 토양오염우려기준 이하로 나타났다. As의 표토 평균함량은 0.39 mg/kg, 심토의 평균함량은 0.26 mg/kg으로 심토보다 표토에서 평균 함량이 약 1.5배 높은 것으로 나타났다. 용도별 평균은 임 0.46 mg/kg, 전 0.38 mg/kg, 담 0.25 mg/kg 순으로 나타났다. 이러한 결과 값은 전 지역에서 비슷한 경향을 나타내고 있으며, 갯구 앞에서 부분적으로 다른 지역보다 다소 높은 경향을 나타냈었다.

이를 각 중금속 별로 보면 카드뮴의 경우 앞에서 기술한 토양의 농도 결과를 평균 shale의 Cd 함량 0.3 mg/kg(Turekian and Wedepohl, 1961; Forster and Wittmann, 1981)과 비교하면 전 지역에서 비슷한 함량을 나타냈으며, Klope(1979)가 제시한 토양에서의 Tolerable level인 3.0 mg/kg은 전 지역의 토양에서 비교적 적은 값으로 나타났다. 지각의 평균 농도와 0.11 mg/kg, 토양의 평균값 0.35 mg/kg(Bowen, 1979), 0.11~3.0 mg/kg(Istvan and Benton, 1997), 0.1~0.5 mg/kg(Rose, 1979), 0.01~0.7 mg/kg(Bear, 1964)과 비교하여 보아도 전 지역의 토양에서 약간 상회하는 값을 보였다.

구리의 경우 지각의 평균농도 50.0 mg/kg, 토양의 평균 값 30.0 mg/kg(범위 2.0~250.0 mg/kg)(Bowen, 1979), 2.0~100.0 mg/kg(Istvan and Benton, 1997), 15.0 mg/kg(Rose,

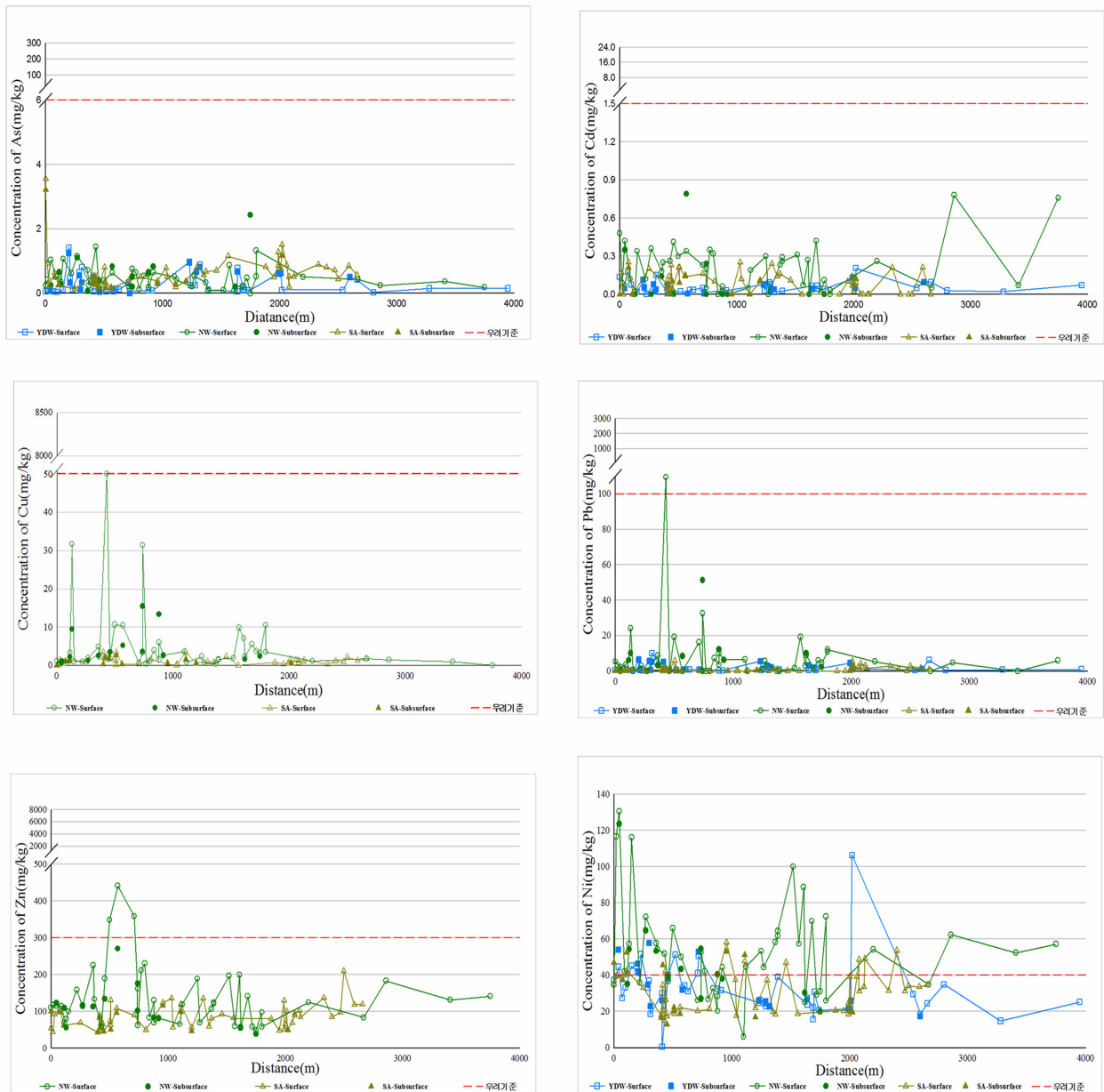


Fig. 2. Concentration of As, Cd, Cu, Pb, Zn and Ni according to the distance from a minehead.

1979), 2.0~100.0 mg/kg(Bear, 1964)과 평균 shale의 Cu 함량 45 mg/kg(Turekian and Wedepohl, 1961; Forster and Wittmann, 1981)과 비교해보면 전 지역의 토양에서 비슷한 경향을 보이는 반면 남와광산의 경우 폐갱구 및 갱구 흔적이 있는 일부 구간에서 상회하는 값을 나타냈다.

일반적으로 구리는 암석 중에서 존재할 경우 풍화과정에서 쉽게 용해되어 이온 형태로 주변의 환경으로 이동하는 특성을 보이는데, 이러한 이온형태의 구리는 반응성이 강한 양이온으로 유기물에 강하게 흡착하며 이러한 흡착능은 다른 양이온보다도 강한 결합을 나타낸다. 또한 풍

화과정에서 발생되는 광물 입자 및 철산화물과 망간산화물과도 강한 흡착력을 나타낸다. 이러한 구리의 결합형태는 토양에 함유된 존재형태를 분석하여 보면 알 수 있다.

납의 경우 SA광산과 YDW광산의 경우 전 지역에서 비슷한 경향을 보이지만 갱구가 여러 지역에서 관찰된 NW광산은 Pb의 함량이 최소 1.06 mg/kg으로 나타났으며, 최대 함량은 109.44 mg/kg으로 폐갱구 지역에서 나타났다. 그러나 이러한 결과도 전 지역에서 토양오염우려 및 대책 기준을 초과하지 않았다. 표토의 평균함량은 8.03 mg/kg, 심토의 평균함량은 8.43 mg/kg으로 심토의 평균함량이 높

은 것으로 나타났다. 이를 토양의 평균값 3.0~189.0 mg/kg(Istvan and Benton, 1997), 17.0 mg/kg(Rose, 1979), 2.0~200.0 mg/kg(Bear, 1964, Levins, 1974), 지각의 평균 농도 10.0 mg/kg, 평균 shale의 Pb 함량 20 mg/kg(Turekian and Wedepohl, 1961; Forster and Wittmann, 1981)과 비교하면 전 지역의 토양에서 비슷하거나 폐갱구 앞에서 대체로 높은 값으로 나타났다.

연구지역 토양에 함유된 아연 총량은 SA광산과 YDW 광산의 경우 전 지역에서 토양오염우려기준 이하로 검출되었으며, 일부 폐갱구 직하부에서 다소 높은 경향을 보이고 있다 그에 비해 갱구가 여러 지역에서 관찰된 남와 광산의 아연 함량은 최소 39.30 mg/kg으로 나타났으며, 최대 함량은 441.33 mg/kg으로 폐갱구 직하부인 정점에서 토양오염 우려기준(300.0 mg/kg)을 초과하였으며, 표토의 평균함량은 133.67 mg/kg, 심토의 평균함량은 112.51 mg/kg으로 표토와 심토의 평균함량이 비슷한 것으로 나타났다. 용도별 평균은 답 100.97 mg/kg, 전 126.80 mg/kg, 임 94.50 mg/kg 순으로 나타났다.

이를 지각의 평균 농도와 80.0 mg/kg, 토양의 평균값 400.0 mg/kg(범위 60.0~2,000.0 mg/kg)(Bowen, 1979), 10.0~300.0 mg/kg(Istvan and Benton, 1997), 36.0 mg/kg(Rose, 1979), 50.0 mg/kg(Bear, 1964), 평균 shale의 Zn 함량 95 mg/kg(Turekian and Wedepohl, 1961; Forster and Wittmann, 1981)과 비교하면 전지역의 토양과 비교하면 폐탄광의 폐재와 일부의 광미와 휴폐금속광산의 폐재에서 높은 값으로 나타났다. 자연환경 내에서 산출되는 아연은 2가의 양이온으로 이동성이 좋고 쉽게 용해되며, 토양의 아연은 토양의 수소이온의 농도가 감소할수록 점토 광물 및 유기물질에 강하게 흡착된다. 아연의 용해도 및 아연의 흡수 기능성은 Ca과 음의 상관관계에 있는 것으로 알려져 있는데, 칼슘이 농도가 높은 석회암지대의 경우 칼슘과 아연 비의 증가로 식물에 흡수되는 아연의 농도는 감소된다.

아연은 식물의 필수 미량원소로서 농작물 경작에 있어서 토양의 이용성 아연의 부족으로 인하여 생육 부진에 대한 결과가 자주보고 되고 있으나, 과잉 공급(150.0~500.0 mg/kg)으로 인한 장애도 종종 보고되고 있다. 특히 산성토양에서는 용해성 이 높기 때문에 석회와 고정화시키거나 또는 환원에 의하여 황화물로 침전시켜 불용태로 할 수 있다.

Ni의 경우 폐갱구지역에서 하류 방향 500 m 지점의 정점에서 토양오염 우려기준(40.0 mg/kg)을 초과하였으며, 농경지 오염이 나타난 지역은 주요오염원에서 하류방향

1,000 m, 1,500 m, 2,000 m, 2,500 m의 농경지 및 하천 부지에서 토양오염우려기준(40.0 mg/kg)을 초과하여 전반적인 오염을 나타내고 있다. 표토의 평균함량은 52.40 mg/kg, 심토의 평균함량은 48.06 mg/kg으로 토양오염우려기준(40.0 mg/kg)을 초과하는 것으로 나타났다. 표토와 심토의 평균함량은 비슷한 것으로 나타났다. Ni의 오염평가는 분석방법에 비해 토양오염 우려기준 및 대책기준이 다른 중금속과 비교할 때 현저히 낮은 것으로 평가되어 향후 이에 대한 고찰이 필요할 것으로 판단된다. 용도별 평균은 답 52.25 mg/kg, 전 44.32 mg/kg, 임 63.19 mg/kg 순으로 나타났다.

광산 별로 결과를 분석 하면 남와광산은 시료분석결과 중금속 분석대상 6개 항목(As, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) 중 4개 항목(Ni, Zn, Pb, Cu)이 토양오염기준을 초과하였고, As, Cd은 토양오염우려기준 이내로 검출되었다. 토양오염기준을 초과하는 시료는 표토 31개, 심토 7개였으며, 거리별 오염도는 갱구로부터 약 3.7 km 지역까지 기준을 초과하는 것으로 나타났다(Fig. 2). Ni은 조사지점 중 37개 시료에서 토양오염우려기준을 초과하는 등 하류지역 넓은 범위에 걸쳐 오염도가 확인되고 있으며, 일부 시료에서는 대책기준을 초과하는 등 고농도로 검출되어 광산에 의해 직접적인 영향을 받는 것으로 판단되었다.

SA광산은 분석대상 6개 항목(As, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) 중 Ni 항목만 토양오염기준을 초과하였고, As, Cd, Cu, Pb, Zn는 토양오염우려기준 이하로 검출되었다(Fig. 2). 토양오염기준을 초과하는 시료는 표토 8개, 심토 5개였으며, 거리별 오염도는 갱구로부터 0~3.0 km 지역까지 오염도가 광범위하게 검출되었다. Ni은 최소 12.74 mg/kg, 최대 58.23 mg/kg으로 조사지역 13개 시료에서 토양오염우려기준을 초과하는 등 하류 지역에서 비교적 넓은 범위에 걸쳐 오염도가 검출되었다. 한편, 배경농도 또한 비교적 높은 농도(평균 36.82 mg/kg)로 검출되고 있어 조사지역의 Ni 오염은 지질학적 특성에 따른 자연배경농도로 판단되었다

YDW광산 또한 분석대상 4개 항목(As, Cd, Ni, Pb) 중 Ni 항목만이 토양오염기준을 초과하였고 As, Cd, Pb은 토양오염우려기준 이내로 검출되었다(Fig. 2). 토양오염기준을 초과하는 시료는 모두 표토였으며, 거리별 오염도는 갱구로부터 40 m, 150 m, 210 m, 230 m, 300 m, 460, 520 m, 710 m, 720 m 지점에서 기준을 초과하는 등, 갱구와 비교적 가까운 지역에서 오염도가 높게 나타났다.



Fig. 3. Concentration of As, Cd, Cu, Pb, Zn, and Ni according to the distance from a minehead.

3.2. 갱구와 폐석장 존재 폐광산(Type II)

DD광산은 중금속 분석대상 6개 항목(As, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) 중 Ni 항목이 21개 시료 토양오염우려기준을 초과하였고, Zn 항목 1개 시료에서 Zn 항목이 토양오염우려기준을 초과하여 검출되었다(Fig. 3). Ni과 Zn을 제외한 다른 중금속은 전 지역에서 토양오염우려기준치 이하로 나타났다. Ni의 경우 최소 10.73 mg/kg, 최대 56.62 mg/kg으로 조사지역 21개 시료에서 토양오염우려기준을 초과하는 등 하류지역에 비교적 넓은 범위에 걸쳐 오염도가

확인되었다. 한편, 배경농도 또한 비교적 높은 농도 (30.56 mg/kg)로 검출되고 있어 조사지역의 Ni 오염은 지질학적 특성에 따른 자연배경농도로 판단된다.

DC광산은 분석대상 6개 항목(As, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) 중 As, Zn, Ni 및 Pb 항목이 토양오염기준을 초과하였으며, Cu와 Cd는 토양오염우려기준 이내로 검출되었다(Fig. 3). 토양오염기준을 초과하는 시료는 표토 8개였으며, 거리별 오염도는 갱구로부터 470 m, 510 m, 830 m, 900 m, 1,240 m, 1,470 m, 2,810 m, 2,870 m 지점에서

기준을 초과하는 등, 갯구와 비교적 먼 곳의 오염도가 높게 검출되었다. Ni의 경우 최대 56.35 mg/kg으로 조사지역 5개 시료에서 토양오염우려기준을 초과하는 등 하류지역에서 국부적으로 오염도가 확인되었다.

SYG광산은 분석대상 6개 항목(As, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) 중 As 및 Ni 항목이 토양오염기준을 초과하였고, Cd, Pb, Cu, Zn는 토양오염우려기준 이하로 검출되었다(Fig. 3). 토양오염기준을 초과하는 시료는 표토 4개 시료, 심토 1개 시료였으며, 거리별 오염도는 갯구로부터 35 m, 440 m, 360 m, 410 m, 1,790 m 지점에서 기준을 초과하는 등, 갯구와 비교적 가까운 지역에서 오염도가 높게 검출되었다.

갯구와 폐석장이 존재하는 폐광산에 대해 갯구로부터 하류측에 방한 이격 거리별 중금속 농도 그래프를 Fig. 3에 나타내었다.

As의 경우 함량은 최소 0.15 mg/kg으로 나타났으며, 최대 함량은 19.50 mg/kg으로 2개 시료(SYG-S-10, 30)에서 토양오염우려기준(6.0 mg/kg)을 상회하는 값을 보였고, 1개 시료(SYG-S-46)에서 토양오염대책기준(15.0 mg/kg)을 상회하는 값을 보였다. As의 표토 평균함량은 1.98 mg/kg, 심토의 평균함량은 1.24 mg/kg으로 심토보다는 표토에서 평균함량이 약 1.3배 높은 것으로 나타났다. 용도별 평균은 임 2.20 mg/kg, 담 1.74 mg/kg, 전 1.56 mg/kg 순으로 나타났다. 이러한 결과 값은 전 지역에서 비슷한 경향을 나타내고 있으며, 갯구 앞과 폐석장이 존재하는 지역에서 부분적으로 다른 지역보다 다소 높은 경향 및 분포를 보이고 있다. 특히 SYG 광산의 경우 폐갯구 및 폐석터미가 산발적으로 분포하고 있으며, 많은 부분이 강우와 자연적 붕괴로 인하여 하류 분산이 다른 지역보다 많이 관찰되고 있으며, 따라서 As의 하류로의 오염이 부분적으로 보이고 있다. 이에 비해 DC 광산의 경우, 폐석 등의 유실되었으나, 소규모 폐(광)석들이 현재 남아있어, 폐(광)석장 주변 토양오염이 관찰되고 있어, 폐(광)석지에 대한 토양오염지역에 대한 관리가 필요할 것으로 판단된다. 또한 동덕광산의 오염현상은 주오염원 지역인 함몰갯구와 산재해 있는 폐(광)석적치장의 하류의 주변 산림토양으로 나타나 향 후 오염관리나 복원 등의 대책을 위해서는 이 지역을 중점대상으로 실시해야 할 것으로 판단된다.

SYG 광산의 경우 갯구로부터 하류방향인 폐석적치장으로 추정되는 곳까지는 임야로 이루어져 있으며, 광미적치장 지점은 현재 도로와 하천둑으로 사용되고 있다. 하류로 내려오면 대부분이 전과 담으로 이루어져 있다. Cd는 최소 0.01 mg/kg, 최대 0.77 mg/kg으로 전 지역에서 토양

오염우려기준 및 대책기준을 초과하지 않았다. 표토의 평균함량은 0.09 mg/kg, 심토는 0.08 mg/kg으로 나타나 표토와 심토가 비슷한 경향을 나타냈다. 용도별 평균 함량은 임 0.16 mg/kg, 담 0.08 mg/kg, 전 0.05 mg/kg, 순으로 나타났다. 이 지역에서 Cd에 의한 토양오염현상은 나타나지 않았다.

DC광산의 경우 토양오염기준을 초과하는 시료는 표토 8개였으며, 거리별 오염도는 갯구로부터 470 m, 510 m, 830 m, 900 m, 1,240 m, 1,470 m, 2,810 m, 2,870 m 지점에서 기준을 초과하여 나타나 갯구와 비교적 먼 곳의 오염도가 높게 나타났다. 용도별 오염도는 전에서 7개 시료, 임에서 1개 시료로 나타났다. 따라서 DC광산에 대한 종합적인 오염도를 평가하면, 전체적으로 큰 오염원은 없었고 중하부로 내려갈수록 소규모 폐(광)석적치장 주변의 토양에서 Cd의 원소가 우려기준을 초과한 것을 보아 이 광산의 주요 오염원은 폐(광)석적치장으로 판단된다. DC광산의 경우, 광미는 유실되었으나, 소규모 폐(광)석들이 현재 남아있어, 폐(광)석장 주변 토양오염이 관찰되고 있다. 기술한 토양의 농도 결과를 평균 shale의 Cd 함량 0.3 mg/kg(Turekian and Wedepohl, 1961; Forster and Wittmann, 1981)과 비교하면 전 지역에서 비슷한 함량을 나타냈으며, Kloke(1979)가 제시한 토양에서의 Tolerable level인 3.0 mg/kg은 전 지역의 토양에서 비교적 낮은 값으로 나타났으며, 지각의 평균 농도와 0.11 mg/kg, 토양의 평균값 0.35 mg/kg(Bowen, 1979), 0.11~3.0 mg/kg(Istvan and Benton, 1997), 0.1~0.5 mg/kg(Rose, 1979), 0.01~0.7 mg/kg(Bear, 1964)과 비교하여 보아도 전 지역의 토양에서 약간 상회하는 값을 보였다.

SYG의 토양 내 Cu는 최소 0.03 mg/kg, 최대 5.69 mg/kg으로 전 지역에서 토양오염우려기준 및 대책기준을 초과하지 않았다. 서유, 골지리광산 Cu의 표토 평균함량은 1.57 mg/kg, 심토는 0.67 mg/kg으로 나타나 표토가 심토에 비해 오염정도가 다소 높은 것으로 나타났다. 용도별 평균 함량은 임 0.95 mg/kg, 전 1.00 mg/kg, 담 2.18 mg/kg 순으로 나타났다. 이 지역에서 Cu에 의한 토양오염현상은 나타나지 않았다. DC광산의 경우 토양오염기준을 초과하는 시료는 갯구로부터 470 m, 510 m, 830 m, 900 m, 1,240 m, 1,470 m, 2,810 m, 2,870 m 지점에서 기준을 초과하여 나타나 갯구와 비교적 먼 곳의 오염도가 높게 나타났으며, 중하부로 내려갈수록 소규모 폐(광)석적치장 주변의 토양에서 Cu의 원소가 우려기준을 초과한 것을 보아 이 광산의 주요 오염원은 폐(광)석적치장으로 판단된다. DC광산의 경우, 광미는 유실되었으나, 소규모 폐

(광)석들이 현재 남아있어, 폐(광)석장 주변 토양오염이 관찰되고 있다. 이 지역의 구리의 농도를 지각의 평균농도 50.0 mg/kg, 토양의 평균값 30.0 mg/kg(범위 2.0~250.0 mg/kg)(Bowen, 1979), 2.0~100.0 mg/kg(Istvan and Benton, 1997), 15.0 mg/kg(Rose, 1979), 2.0~100.0 mg/kg(Bear, 1964)과 평균 shale의 Cu 함량 45 mg/kg(Turekian and Wedepohl, 1961; Forster and Wittmann, 1981)과 비교해보면 폐갱구 및 폐석 더미가 있는 일부 구간에서 상회하는 값을 나타냈다. 일반적으로 구리는 암석 중에서 존재할 경우 풍화과정에서 쉽게 용해되어 이온 형태로 주변의 환경으로 이동하는 특성을 보이는데, 이러한 이온형태의 구리는 반응성이 강한 양이온으로 유기물에 강하게 흡착하며 이러한 흡착능은 다른 양이온보다도 강한 결합을 나타낸다. 또한 풍화과정에서 발생하는 광물 입자 및 철 산화물과 망간산화물과도 강한 흡착력을 나타낸다. 이러한 구리의 결합형태는 토양에 함유된 존재형태를 분석하여 보면 알 수 있다. 납의 경우 최소 0.11 mg/kg, 최대 25.34 mg/kg으로 전 지역에서 토양오염우려기준 및 대책 기준을 초과하지 않았다. 표토 평균함량은 3.67 mg/kg, 심토는 2.86 mg/kg으로 나타나 표토가 심토에 비해 오염정도가 다소 높은 것으로 나타났다. 용도별 평균 함량은 임 5.58 mg/kg, 전 2.50 mg/kg, 답 2.38 mg/kg 순으로 나타났다. 대조군 평균농도 2.50 mg/kg와 비교했을 때 영향권 내 토양에서 Pb에 의한 토양부화현상은 산림토양에서 약 2배 정도 나타났다. 이를 토양의 평균값 3.0~189.0 mg/kg(Istvan and Benton, 1997), 17.0 mg/kg(Rose, 1979), 2.0~200.0 mg/kg(Bear, 1964; Levins, 1974), 지각의 평균 농도 10.0 mg/kg, 평균 shale의 Pb 함량 20 mg/kg(Turekian and Wedepohl, 1961; Forster and Wittmann, 1981)과 비교하면 전 지역의 토양에서 대체로 낮은 값으로 나타났다.

SYG 광산 토양 내 Zn은 최소 39.73 mg/kg, 최대 196.33 mg/kg으로 전 지역에서 토양오염우려기준 및 대책 기준을 초과하지 않았다. 표토 평균함량은 86.30 mg/kg, 심토는 83.61 mg/kg으로 나타나 표토가 심토보다 높게 나타났다. 용도별 평균 함량은 전 91.79 mg/kg, 답 76.28 mg/kg, 임 26.61 mg/kg 순으로 나타났다. 대조군 평균농도 72.1 mg/kg와 비교했을 때 영향권 내 토양에서 Zn에 의한 토양오염 부화현상은 전과 답에서 나타났으며, 조사 토양에서도 대부분이 부화된 현상을 볼 수 있었다.

DD광산의 경우, 광미나 선광장의 흔적은 찾아 볼 수 없으나, 폐(광)석 등에 의한 영향으로 판단되는 하류분사 오염이 나타나, 갱구 직하부의 산림토와 하천수 및 저질

토에서 오염이 관찰되고 있다. 따라서 동덕광산의 오염현상은 주요오염원 지역인 함몰갱구와 산재해 있는 폐(광)석 적치장의 하류의 주변 산림토양으로 나타났다.

이를 지각의 평균 농도와 80.0 mg/kg, 토양의 평균값 400.0 mg/kg(범위 60.0~2,000.0 mg/kg)(Bowen, 1979), 10.0~300.0 mg/kg(Istvan & Benton, 1997), 36.0 mg/kg(Rose, 1979), 50.0 mg/kg(Bear, 1964), 평균 shale의 Zn 함량 95 mg/kg(Turekian and Wedepohl, 1961; Forster and Wittmann, 1981)과 비교하면 전지역의 토양과 비교하면 폐탄광의 폐재와 일부의 광미와 휴폐금속광산의 폐재에서 높은 값으로 나타났다. 자연환경 내에서 산출되는 아연은 2가의 양이온으로 이동성이 좋고 쉽게 용해되며, 토양의 아연은 토양의 수소이온의 농도가 감소할수록 점토 광물 및 유기물질에 강하게 흡착된다. 아연의 용해도 및 아연의 흡수 기능성은 Ca과 음의 상관관계에 있는 것으로 알려져 있는데, 칼슘이 농도가 높은 석회암지대의 경우 칼슘과 아연 비의 증가로 식물에 흡수되는 아연의 농도는 감소된다.

Ni은 SYG 광산 토양 내 농도는 최소 6.47 mg/kg, 최대 43.68 mg/kg으로 나타났으며, 3개 시료(SYG-S-4, 10, 45)에서 토양오염우려기준(40 mg/kg)을 초과하였으며, 초과시료를 제외한 지역에서는 As가 낮은 함량을 나타냈다. 표토의 평균함량은 24.34 mg/kg, 심토는 22.71 mg/kg으로 나타나 표토가 심토보다 약간 높게 나타났다. 용도별 평균은 임 26.61 mg/kg, 전 21.97 mg/kg, 답 21.85 mg/kg 순으로 나타났나, 폐(광)석 유실로 인하여 광산 직하부 하류의 산림토양과 밭토양이 일부 오염이 나타나고 있다.

동덕광산의 경우 최소 10.73 mg/kg, 최대 56.62 mg/kg으로 하류지역에 비교적 넓은 범위에 걸쳐 오염도가 확인되고 있다. 한편, 배경농도 또한 비교적 높은 농도(30.56 mg/kg)로 검출되고 있어 조사지역의 Ni 오염은 지질학적 특성에 따른 자연배경농도로 판단된다.

종합적인 오염도를 평가하면, 전체적으로 큰 오염원은 없었고 중하부로 내려갈수록 Ni 토양오염우려기준초과 성분이 나타나는 경향을 볼 수 있었다. 하지만 이는 대부분의 Ni 오염토양이 토양오염 우려기준을 간신히 초과한 수치이고, 광산 중하부 지역의 Ni 표준편차가 고르게 나타나는 점으로 보아 하부지역 지질과 토양성분의 변화가 있는 것으로 생각된다. 또한 소규모 폐(광)석적치장주변의 토양에서 Zn, Cd, Pb의 원소가 우려기준을 초과한 것을 보아 이 광산의 주요 오염원은 폐(광)석적치장으로 판단된다. 두촌광산의 경우, 광미는 유실되었으나, 소규모 폐(광)석들이 현재 남아있어, 폐(광)석장 주변 토양오염이 관

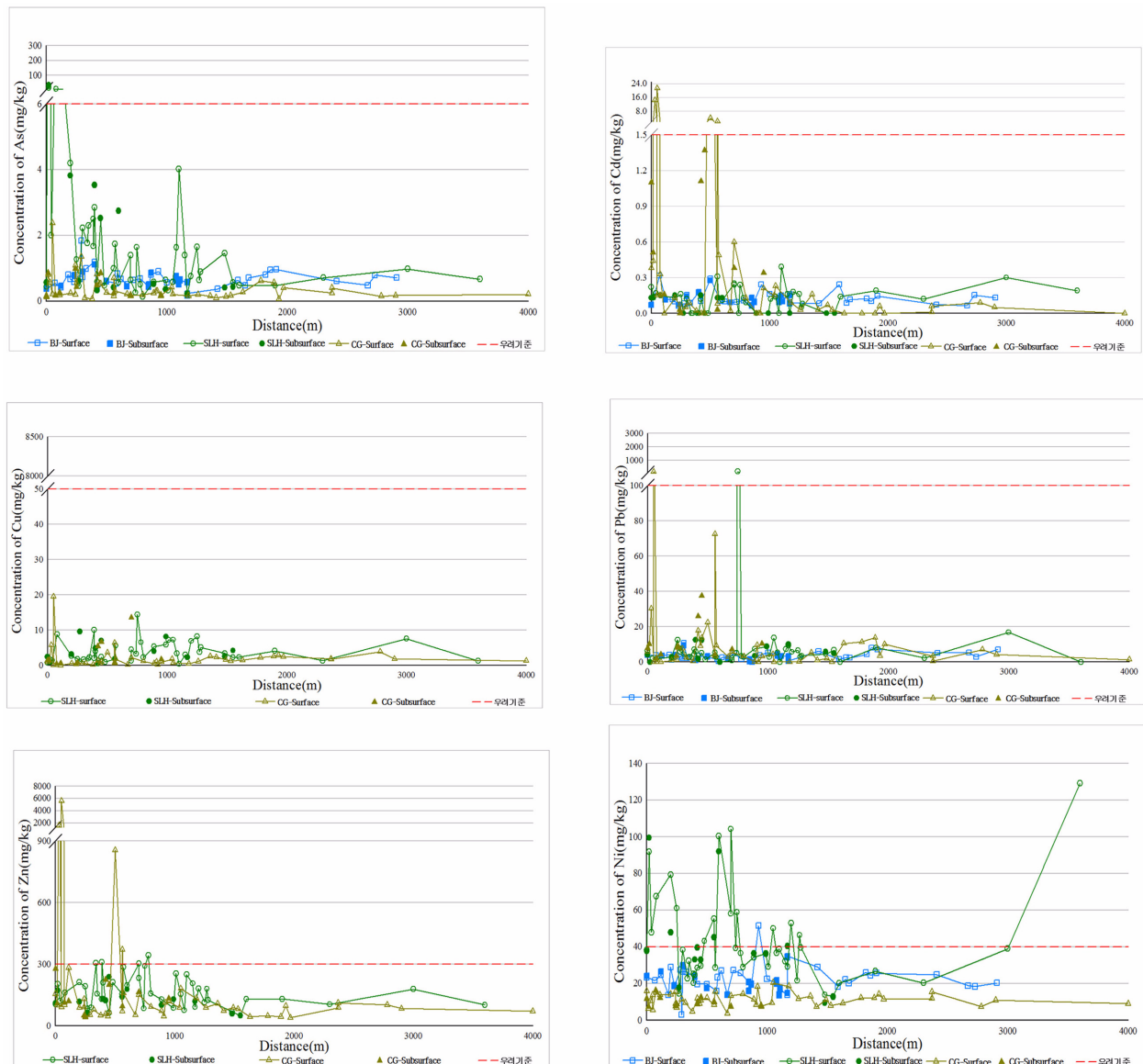


Fig. 4. Concentration of As, Cd, Cu, Pb, Zn, and Ni according to the distance from a minehead.

참되고 있어, 폐(광)석지에 대한 토양오염지역에 대한 관리가 필요할 것으로 판단된다.

3.3. 갱구와 광미 선별장 존재 폐광산(Type III)

SLH광산은 중금속 분석대상 6개 항목(As, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) 중 As, Pb, Zn, Ni 항목 23개 시료가 토양오염기준을 초과하였다(Fig. 4). 이 중 표토는 18개, 심토는 5개 시료가 토양오염 우려기준을 초과하였다. 거리별 오염도는 갱구로부터 20 m, 40 m, 80 m, 200 m, 250 m, 480 m, 560 m, 600 m, 700 m, 750 m, 780 m, 1,050 m, 1,170 m, 1,200 m, 1,270 m, 3,600 m 지점에서

기준을 초과하는 등, 전 구간에서 오염도가 고르게 검출되었다. Ni의 경우, 최소 9.45 mg/kg, 최대 129.13 mg/kg으로 조사지역 20개 시료에서 토양오염우려기준을 초과하는 등 하류지역 넓은 범위에 걸쳐 오염도가 확인되었고, 일부 시료에서는 대책기준을 초과하는 등 고농도로 관찰되고 있어 광산에 의해 직접적인 영향을 받는 것으로 판단되었다. CG광산은 Cd, Zn 및 Pb 항목이 토양오염기준을 초과하였으며, As, Cu, Ni은 토양오염우려기준 이내로 검출되었다(Fig. 4). 토양오염기준을 초과하는 시료는 표토 3개 시료, 심토 1개 시료였으며, 거리별 오염도는 갱구로부터 30 m, 50 m, 500 m, 560 m 지점에서 기준을 초과

하는 등, 갯구와 비교적 가까운 지역에서 오염도가 높게 검출되었다. 보장광산은 중금속 중 Ni 항목이 1개 지점에서 토양오염기준을 초과하였고, As, Cd, Pb는 토양오염우려기준 이내로 검출되었다(Fig. 4). 거리별 오염도는 갯구를 중심으로 930 m 지점에서 기준을 초과하였다.

갯구와 폐석장이 존재하는 폐광산에 대해 갯구로부터 하류수계 방향 이격 거리별 중금속 농도 그래프를 Fig. 4에 나타내었다. SLH광산 토양 내 Ni의 경우, 최소 9.45 mg/kg, 최대 129.13 mg/kg으로 조사지역 20개시료(SLH-S-3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 14, 15, 16, 19, 20, 22, 26, 29, 32, 53)에서 토양오염 우려기준을 초과하는 등 하류지역 넓은 범위에 걸쳐 오염도가 확인되고 있으며, 일부 시료에서는 대책기준을 초과하는 등 고농도로 관찰되고 있어 광산에 의해 직접적인 영향을 받는 것으로 판단된다. 배경농도 또한 비교적 높은 농도(평균 37.54 mg/kg)로 검출되고 있어 지질학적 특성에 따른 자연기원의 가능성도 배제할 수 없다. 소림홍천광산에 대한 종합적인 오염도를 평가하면, 광산 영향으로 인하여 주로 광산 직하부와 하류부의 임야 및 일부 농경지에서 토양오염우려기준 및 토양오염 대책기준을 초과하는 As, Ni, Zn, Pb이 검출되는 결과를 보였다.

3.4. 선광장이 존재하는 폐광산(Type IV)

JB광산은 중금속 분석대상 6개 항목(As, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) 중 As, Zn, Ni, Cd 항목 26개 시료가 토양오염기준을 초과하였으며, Pb 및 Cu는 토양오염우려기준 이하로 검출되었다(Fig. 5). 토양오염기준을 초과하는 시료는 표토 19개, 심토 7개였으며, 거리별 오염도는 갯구로부터 10 m, 20 m, 30 m, 50 m, 70 m, 75 m, 740 m, 860 m, 1,010 m, 1,060 m, 1,170 m, 1,619 m, 2,020 m, 2,030 m, 2,050 m, 2,070 m, 2,080 m, 2,090 m 지점에서 기준을 초과하여 나타났다. 특히 폐석장으로부터 300 m 이내의 토양과 약 2,000 m 부근의 광미장주변의 오염도가 높게 검출되었다.

DSY광산은 As, Cu, Zn, Ni 항목 26개 시료가 토양오염기준을 초과하였으며, Cd, Pb는 토양오염우려기준 이하로 검출되었다(Fig. 5). 토양오염기준을 초과하는 시료는 표토 22개, 심토 7개였으며, 거리별 오염도는 갯구로부터 25 m, 30 m, 50 m, 70 m, 100 m, 130 m, 155 m, 200 m, 370 m, 380 m, 460 m, 490 m, 690 m, 900 m, 1,020 m, 1,120 m, 1,140 m, 1,500 m, 2,390 m, 3,010 m 지점에서 기준을 초과하는 등, 갯구로부터 비교적 먼 지역까지 오염이 나타났다. 특히, 갯구와 폐(광)석장 및 광

미장 주변에서 오염도가 높게 검출되었다.

HCYG광산은 분석대상 6개 항목(As, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) 중 As, Ni, Zn 항목 20개 시료가 토양오염기준을 초과하였으며, Cd, Cu, Pb는 토양오염우려기준 이하로 검출되었다(Fig. 5). 토양오염기준을 초과하는 시료는 표토 16개 시료, 심토 4개 시료였으며, 거리별 오염도는 갯구로부터 0 m, 160 m, 330 m, 540 m, 860 m, 870 m, 880 m, 950 m, 1,260 m, 1,280 m, 1,310 m, 1,380 m, 1,390 m, 1,420 m, 1,840 m 지점에서 기준을 초과하여 나타났다. Ni은 최소 5.49 mg/kg, 최대 120.47 mg/kg으로 조사지역 19개 시료에서 토양오염우려기준을 초과하는 등 하류 지역 넓은 범위에 걸쳐 오염도가 확인되고 있으며, 일부 시료에서는 대책기준을 초과하는 등 고농도로 관찰되고 있어 광산에 의해 직접적인 영향을 받는 것으로 판단되었다.

선광장이 존재하는 폐광산에 대해 갯구로부터 하류수계 방향 이격 거리별 중금속 농도 그래프를 Fig. 5에 나타내었다.

선광장이 존재하는 광산 중 하나인 중봉광산의 경우 폐(광)석터미로부터 선광장으로 추정되는 하류로는 주로 임야와 전답으로 이루어져 있으며, 선광장으로 추정되는 지역과 광미장 부지는 골지천과 바로 인접해 있다. 특히 광미장으로 추정되는 지역은 약 1 m 정도 복토 후 밭, 그린하우스, 주택지 및 창고 시설 등으로 사용되고 있다.

주 오염원으로 부터 약 2,000 m~2,500 m 지역의 경우 선광장과 광미장 지역으로 예측되는 곳으로 이 지역에서도 As의 오염기준치가 우려 및 대책기준을 상회하는 함유량을 나타내고 있다. 이 광산의 경우 주요오염원으로 생각되는 갯구 및 폐(광)석 단지 보다 하류 지역의 오염도가 중점 되는 것은 이 지역 오염 특성으로 향 후 폐금속 광산 정밀조사를 위해서는 선광장 및 광미장 지역이 우선 조사되어 그 것을 바탕으로 실시하는 것이 조사목적상 향상된 결과를 도출 할 수 있을 것으로 판단된다. 따라서 중봉광산의 경우 토양오염에 영향을 주는 주요 요소로는 상류지역의 폐(광)석터미와 중하류 지역 선광장과 광미장의 광미로 판단된다.

연구지역 토양의 오염도는 원소별로 Ni > As > Cu > Pb > Zn > Cd 순으로 나타나 향 후 DSY광산의 중금속에 의한 토양오염에 대한 대책 및 복원을 위해서는 Ni, As, Cu, Pb 및 Zn을 대상으로 실시되어야 할 것으로 판단된다. 특히 Cu의 함량은 최대 함량은 8,106.60 mg/kg으로 나타나, 선광장이 존재하였던 주요오염원 50 m 이내 1개 시료에서 토양오염 대책기준을 약 65배 초과하는 값을 나타

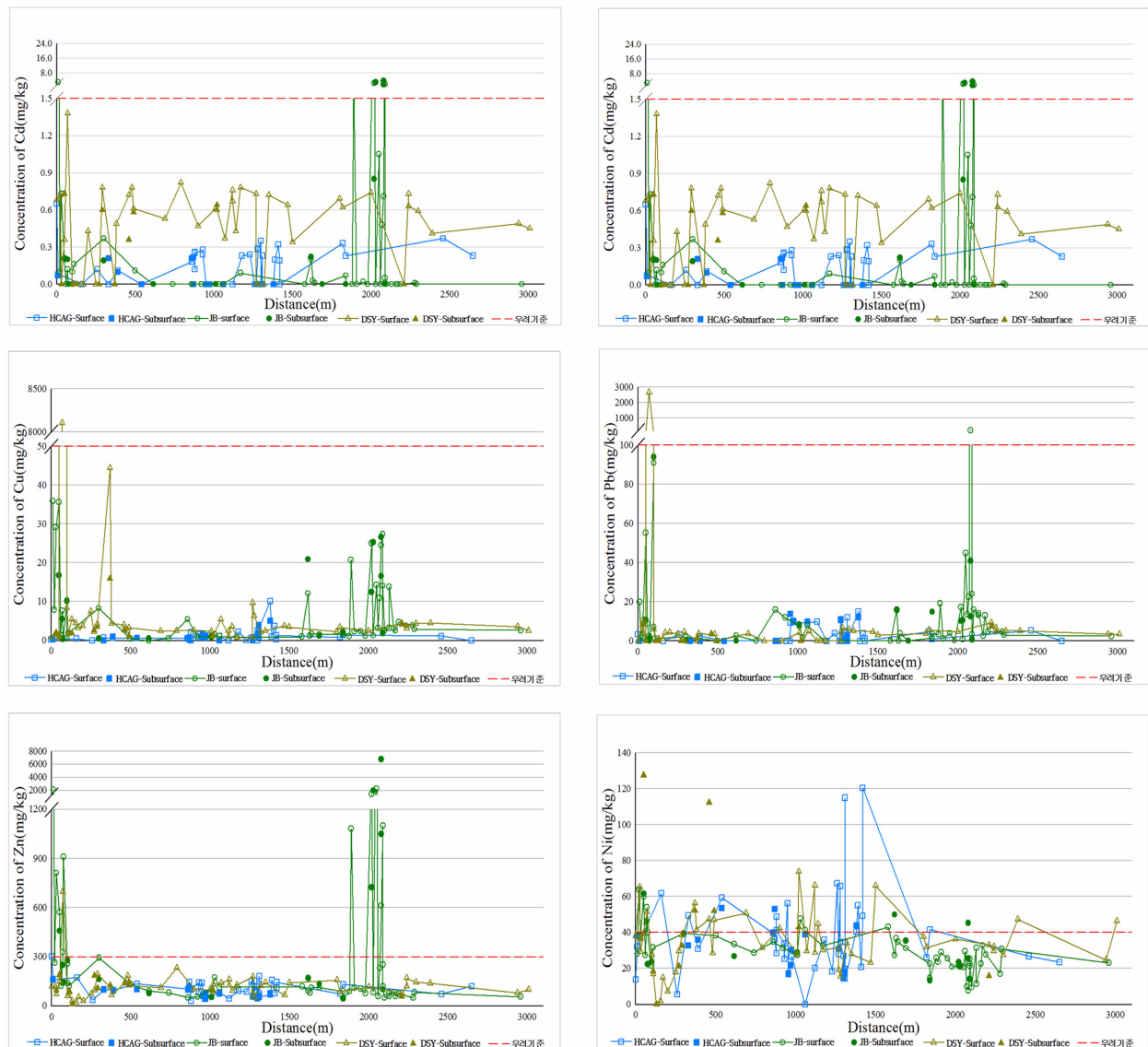


Fig. 5. Concentration of As, Cd, Cu, Pb, Zn, and Ni according to the distance from a minehead.

났다. 또한 이 지역은 제 2갱구 직하부의 폐(광)석에서 검출된 함량으로 주위에 폐(광)석이 산재해 있다.

HCAG광산 시료채취는 오염원인자로 추정되는 함몰 갱구 및 선풍장 부근을 포함하여 수계하류방향 4 km 이내에서 수행하였다. HCAG광산 주변부에 분포하는 토양은 답, 전, 임 등으로 구성되는데 갱구로부터 하류방향 약 800 m까지는 임야로 이루어져 있으며, 하류로 내려오면 대부분이 전으로 이루어져 있다.

시료분석결과 중금속(Cd, Ni, Pb, Zn, Cu) 중 토양오염기준을 초과하는 성분은 20개 시료에서 Ni(19)과 Zn(1)로 나타났으며, Cd, Cu, Pb는 토양오염우려기준 이하로 검출되었다. 토양오염기준을 초과하는 시료는 표토 16개

시료, 심토 4개 시료였으며, 거리별 오염도는 갱구로부터 0 m, 160 m, 330 m, 540 m, 860 m, 870 m, 880 m, 950 m, 1,260 m, 1,280 m, 1,310 m, 1,380 m, 1,390 m, 1,420 m, 1,840 m 지점에서 기준을 초과하여 나타났다. 용도별 오염도는 전 6개 시료, 답 1개 시료, 임 13개 시료로 나타났다.

Ni는 최소 5.49 mg/kg, 최대 120.47 mg/kg으로 조사지역 19개 시료에서 토양오염우려기준을 초과하는 등 하류지역 넓은 범위에 걸쳐 오염도가 확인되고 있으며, 일부 시료에서는 대책기준을 초과하는 등 고농도로 관찰되고 있어 광산에 의해 직접적인 영향을 받는 것으로 판단된다. 배경농도 또한 비교적 높은 농도(평균 33.83 mg/kg)로 검

출되고 있어 지질학적 특성에 따른 자연기원의 가능성도 배제할 수 없다.

HCAG광산의 경우, 폐(광)석 및 광미는 유실되었으나 우천 시 상부 토양의 침식 및 유출로 등의 영향으로 인하여 광산 직하부와 하천수 등에서 오염이 관찰되고 있어 하부의 임야 및 일부 농경지에 대하여 양질토로 복토 및 객토 등의 조치가 필요한 것으로 판단된다. 또한 하천정비와 함께 Pb이 수질기준을 초과하는 하천수에 대해서는 도로에서 나오는 빗물 등의 유출수관리가 보다 중요할 것으로 판단되어 이에 대한 조치가 필요할 것으로 판단된다.

JB광산 토양 내 중금속(Cu, Ni, Pb, Zn) 중 토양오염 우려 및 대책기준을 초과하는 시료는 0 m, 100 m, 420 m, 1,600 m, 2,200 m에서 Zn, Ni과 Cd로 나타났으며, Cu는 토양오염우려기준 이하로 검출되었다. 토양오염 기준을 초과하는 시료는 모두 표토와 심토였으며, 거리별 오염도는 함몰 갭구지역과 폐(광)석단지, 주 오염원으로 부터 500 m 지점까지 Zn가 우려기준 및 대책기준을 초과하였다. 주 오염원으로 부터 약 2,000 m~2,500 m 지역의 경우 선광장과 광미장 지역으로 예측되는 곳으로 이 지역에서도 Zn의 오염기준치가 우려 및 대책기준을 상회하는 함유량을 나타내고 있다. 이 광산의 경우 주요오염원으로 생각되는 갭구 및 폐(광)석 단지 보다 하류 지역의 오염도가 중점 되는 것은 이 지역 오염 특성으로 향 후 폐금속 광산 정밀조사를 위해서는 선광장 및 광미장 지역이 우선 조사되어 그 것을 바탕으로 실시하는 것이 조사목적상 향상된 결과를 도출 할 수 있을 것으로 판단된다. 따라서 중봉광산의 경우 토양오염에 영향을 주는 주요 요소로는 상류지역의 폐(광)석더미와 중하류 지역 선광장과 광미장의 광미로 판단된다. 지점별 토양오염도는 용도별 오염도는 임에서 13개, 전 6개, 잡종지 4개로 나타났으며, 주로 선광장 주변과 광미장 지역의 농경지와 잡종지에 대한 영향이 중, 하류부에서 주로 나타났다. 항목별 분석결과를 살펴보면, pH는 4.14~8.33의 범위를 나타냈으며, 비교적 약산성 토양의 성질을 나타내고 있다.

Ni의 경우 함량은 최소 7.76 mg/kg으로 나타났으며, 최대 함량은 63.99 mg/kg으로 주요오염원 폐(광)석단지지역에서 하류 방향 300 m 지점과 선광장미 광미단지로 추측되는 지역에서 토양오염 우려기준(400.0 mg/kg)을 초과하였다. 표토의 평균함량은 29.69 mg/kg, 심토의 평균함량은 29.74 mg/kg으로 표토와 심토의 평균함량이 비슷한 것으로 나타났다. 이러한 결과는 분석방법에 비해 토양오염 우려기준 및 대책기준이 다른 중금속과 비교할 때 현저히 낮은 것으로 평가되어 향 후 이에 대한 고찰이 필요할

것으로 판단된다. 용도별 평균은 담 3.72 mg/kg, 전 6.33 mg/kg, 임 11.82 mg/kg 순으로 나타났다.

Cu의 함량은 최소 0.40 mg/kg으로 나타났으며, 최대 함량은 35.63 mg/kg으로 나타나 전 지역에서 토양오염우려 및 대책기준을 초과하지 않았다. 표토의 평균함량은 7.05 mg/kg, 심토의 평균함량은 10.15 mg/kg으로 나타났다. 용도별 평균은 담 3.29 mg/kg, 전 4.47 mg/kg, 임 6.75 mg/kg 순으로 나타났다.

이 지역의 구리의 농도를 지각의 평균농도 50.0 mg/kg, 토양의 평균값 30.0 mg/kg(범위 2.0~250.0 mg/kg)(Bowen, 1979), 2.0~100.0 mg/kg(Istvan and Benton, 1997), 15.0 mg/kg(Rose, 1979), 2.0~100.0 mg/kg(Bear, 1964)과 평균 shale의 Cu 함량 45 mg/kg(Turekian and Wedepohl, 1961; Forster and Wittmann, 1981)과 비교하여 보아도 전 지역의 토양에서 높은 값으로 나타났다. 이러한 결과로 연구지역의 토양오염은 구리에 의해 주변 지역의 하천 수계의 생태계 및 육상생태계에 가장 큰 영향을 받을 것으로 사료되며 분석한 중금속들의 존재형태에 따른 단계별 오염평가지수도 비교 토양의 값보다 높게 나타난 것으로 보아 광산 활동에 의해 발생한 폐기물에 의해 산업화된 주변지역의 인위적 오염에 의한 오염도가 가중된 것으로 사료되어 지속적인 관리와 복구 작업이 이루어져야 할 것으로 판단된다.

일반적으로 구리는 암석 중에서 존재할 경우 풍화과정에서 쉽게 용해되어 이온 형태로 주변의 환경으로 이동하는 특성을 보이는데, 이러한 이온형태의 구리는 반응성이 강한 양이온으로 유기물에 강하게 흡착하며 이러한 흡착능은 다른 양이온보다도 강한 결합을 나타낸다. 또한 풍화과정에서 발생하는 광물 입자 및 철산화물과 망간산화물과도 강한 흡착력을 나타낸다. 이러한 구리의 결합형태는 토양에 함유된 존재형태를 분석하여 보면 알 수 있다.

Pb의 함량은 최소 0.12 mg/kg으로 나타났으며, 최대 함량은 222.10 mg/kg으로 나타나 1개 시료(JB-S-57)을 제외한 전 지역에서 토양오염우려 및 대책기준을 초과하지 않았다. 표토의 평균함량은 15.77 mg/kg, 심토의 평균함량은 17.41 mg/kg으로 심토의 평균함량이 약간 높은 것으로 나타났다. 용도별 평균은 담 73.33 mg/kg, 전 177.51 mg/kg, 임 268.97 mg/kg 순으로 나타났다.

이를 토양의 평균값 3.0~189.0 mg/kg(Istvan and Benton, 1997), 17.0 mg/kg(Rose, 1979), 2.0~200.0 mg/kg(Bear, 1964; Levins, 1974), 지각의 평균 농도 10.0 mg/kg, 평균 shale의 Pb 함량 20 mg/kg(Turekian and Wedepohl, 1961; Forster and Wittmann, 1981)과 비교하면 농경지를

제외한 전 지역의 토양에서 대체로 높은 값으로 나타났다.

Zn의 경우 함량은 최소 44.60 mg/kg으로 나타났으며, 최대 함량은 6,748.00 mg/kg으로 주오염원 지역에서 약 2,500 m 하류에 위치한 광미장 심토 0.6~1.0 m 1개시료에서 토양오염 대책기준(700.0 mg/kg)을 약 9.6배 정도 초과하는 값을 나타냈다. 표토의 평균함량은 315.05 mg/kg, 심토의 평균함량은 750.62 mg/kg으로 심토의 평균함량이 약 2.2배 높은 것으로 나타나 심토의 오염이 심각한 것으로 나타났다. 용도별 평균은 답 24.86 mg/kg, 전 23.69 mg/kg, 임 36.73 mg/kg 순으로 나타났다.

이를 각각의 평균 농도와 80.0 mg/kg, 토양의 평균값 400.0 mg/kg(범위 60.0~2,000.0 mg/kg)(Bowen, 1979), 10.0~300.0 mg/kg(Istvan and Benton, 1997), 36.0 mg/kg(Rose, 1979), 50.0 mg/kg(Bear, 1964), 평균 shale의 Zn 함량 95 mg/kg(Turekian and Wedepohl, 1961; Forster and Wittmann, 1981)과 비교하면 전 지역의 토양과 비교하면 폐탄광의 폐재와 일부의 광미와 휴폐금속광산의 폐재에서 높은 값으로 나타났다.

조사지역 토양의 오염도는 원소별로 $Zn > Ni > Pb > Cu$ 순으로 나타나 향 후 중봉광산의 중금속에 의한 토양오염에 대한 대책 및 복원을 위해서는 As, Zn 및 Cd를 대상으로 실시되어야 할 것으로 판단된다.

분석결과 중봉광산의 주 오염원은 현재 밭으로 개간하여 쓰고 있는 광미장이며 1개의 광미시료(JB-T-1)와 광미장 주변 8개 시료에서 토양오염 대책기준을 초과하는 것으로 나타났다. 성분별 우려기준 초과항목은 As(8), Cd(7), Pb(1), Zn(9), Ni(1)이 토양오염 우려기준을 초과하였으며, 이 중 As(5), Zn(8)이 토양오염대책기준을 초과

하는 것으로 나타났다. 또한 광산 상류 폐(광)석장주변 10개 토양시료 중 8개 시료가 토양오염 대책기준을 초과하여 상류 폐(광)석장에 의한 토양오염이 심각한 수준으로 나타났다. 오염원으로부터 수계 하류방향 토양시료 분석 결과 골지천으로 유입되기 전, 마을하천 주변 임야 및 밭 토양시료에 일부 중금속 오염이 나타났다.

3.5. 토양 중 오염지수(Pollution Index; P.I.)를 이용한 오염도평가

토양에 포함된 중금속의 각각의 원소에 대한 자료를 분석하여 해석하는 것은 매우 복잡하고 어려운 일이다. 그러므로 다변수의 자료를 단순화시키기 위한 방법으로 각 시료의 자료를 결합해서 하나의 값으로 나타내어 비교 목적으로 사용할 수 있는 지수를 사용하는 것이 바람직하다. 따라서 분석된 중금속들의 복합적인 오염양상을 평가하기 위해 오염지수를 구하였다. 오염지수 계산에 도입한 기준 값은 토양오염우려 및 대책기준으로 중금속의 허용 한계치를 넘지 않은 중금속의 값으로 나눈 후 다시 분석하는 원소의 합으로 나눈 값으로 오염지수를 결정하였다. 표토에 함유된 오염물질은 바람이나 강우에 의해 풍화과정을 거치는 동안 보다 안정화 상태가 환경적 변화에 의해 입자태 혹은 이온형태로 수체의 환경이나 대기 환경으로 이동이 가능하다. 또한 오염물질의 잠재적인 오염원으로서도 역할을 하기도 하고 오염물질을 안정화 형태로 유지하고 또한 저장능력을 가지기도 한다. 그러나 토양이 중금속에 의해 심하게 오염되어 안정화 정도 수치를 넘게 될 경우 토양 생태계에서 life cycle을 이루는 유기생물체와 지표수 및 지하수의 수질에 영향을 미칠 수 있으며 토양

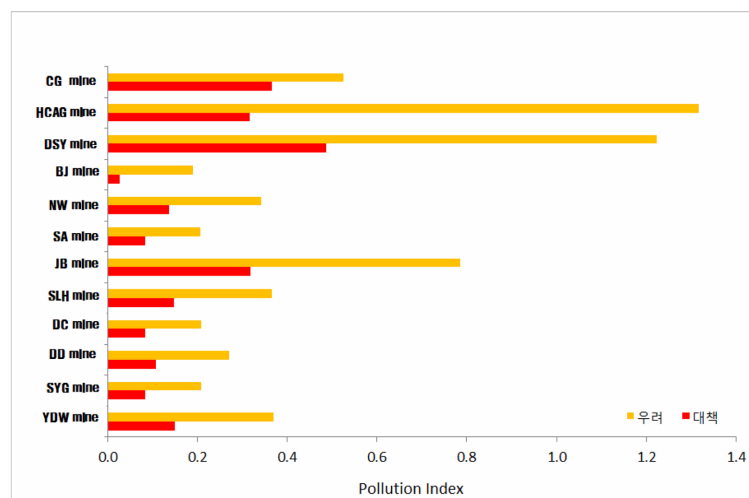


Fig. 6. Pollution index for soil quality evaluation in abandoned metal mine.

생태계에서 성장하는 유기생물체와 이들의 먹이사슬에 속한 인간에게까지 심각한 환경적 피해를 가져오기도 한다. 이러한 현상에 의해 발생하는 오염정도 중 중금속에 대한 오염을 평가하여 오염지역을 복원할 때 우선순위 결정을 위해 토양오염을 평가하였다.

토양의 As, Cd, Cu, Pb, Ni, Zn의 존재형태별 중금속 총 농도를 허용한계 값으로 나누어 각 원소의 오염지수를 산출 각 원소의 오염지수를 합하여 평균값을 오염도로 산정하였다. 오염도 평가는 토양오염우려 및 대책기준을 이용하였으며, 토양에 포함된 중금속(As, Cd, Cu, Pb, Zn) 총 농도에 대한 오염평가 지수는 Fig. 6에 나타내었다. 총 농도에 대한 오염평가지수는 전체 중금속 중 As, Ni, Zn이 제일 높게 나타났으며, 대체로 전 지역에서 납의 지수가 다른 중금속 보다 낮은 값으로 나타났다. 특히 설팡장 지역이 포함된 폐금속광산에서 구리가 다른 지역보다 높은 오염지수를 나타낸 것은 설팡 작업시 사용된 부선제의 영향으로 사료된다.

총량에 대한 각 중금속의 오염지수는 $Ni > Zn > As > Pb > Cd$ 의 순으로 나타났으며, 정점으로는 대성광산에서 우려기준을 초과하는 값인 1.2으로 가장 높은 값을 나타냈다(Fig. 6). 이러한 결과로 연구지역의 토양오염은 니켈에 의해 주변 지역의 하천 수계의 생태계 및 육상생태계에 가장 큰 영향을 받을 것으로 판단되고, 비교 토양의 값보다 높게 나타난 것으로 보아 광산활동에 의해 발생된 폐기물에 의해 산업화된 주변지역의 인위적 오염에 의한 오염도가 가중된 것으로 사료되어 지속적인 관리와 복구작업이 이루어져야 할 것으로 판단된다.

4. 결 론

2007년부터 2009년까지 3년에 걸쳐 310개 폐금속 광산에 대해 정밀조사를 실시하였으며, 그 중 경기도 및 강원도 지역에 분포하는 폐금속광산 중 갱구만 존재하는 광산, 갱구와 폐석장 존재 광산, 갱구와 광미 선별장 존재 광산, 갱구 및 폐석장, 설팡장이 존재하는 광산으로 4개를 유형별로 분리 하여 12개 폐금속광산을 대상으로 연구를 하였다.

(1) 갱구만 존재하는 광산의 경우 임야, 밭토양, 논토양 등에서 As, Cd이 전 지역에서 비슷한 경향을 나타냈으며, Cu, Pb의 경우 갱구 지역에서 500 m 이내에서 갱구가 발달되어 있는 NW광산에서 다른 광산과는 다른 형태인 높은 농도를 보였다. 중, 하류로 갈수록 두 중금속의 농도

는 대부분의 광산에서 특별한 경향을 보이지 않았다.

(2) 갱구와 폐석장이 존재하는 광산 유형인 SWG 및 DC광산의 경우, Cu, Pb이 전 지역에서 비슷한 경향을 나타내어 특별한 경향을 도출하지 못하였으나 As, Cd의 경우 갱구 지역과 폐석장 지역에서 다소 높은 농도를 보였다. 그러나 주변 농경지 토양의 분석자료와 혼재되어 있어 대부분의 광산에서 특별한 경향을 보이지 않았다.

(3) 갱구와 광미 선별장이 존재하는 광산은 대부분의 광산에서 광미선별장의 경우 물리적 설팡인 밀링 또는 타격을 통한 입자 크기를 분쇄하는 공정으로 갱구와 폐석장이 존재하는 유형의 폐광산과 비슷한 경향을 보였다.

(4) 갱구 및 폐석장, 설팡장이 존재하는 광산 유형의 경우 오염원을 어디에 규정하느냐에 따라 다양한 결과를 나타내고 있다. 예를 들면 갱구로 오염원을 규정하였을 경우 I 유형, II 유형, III 유형의 결과를 혼재된 형태로 나타내고 있다. 그러나 오염원 중 제일 중요하며, 이동성이 가장 높은 것으로 판단되는 설팡장 지역 오염물질에 대하여 직접적으로 접근하기가 어려운 상황에 놓이게 되면 간혹 시설물이 존재하지 않는 경우는 기본조사나 정밀조사시 현장 시료채취를 놓치는 경우도 간혹 발생하기도 한다. 이러한 결과는 전혀 다른 결과를 유도하기도 하며, 주요 오염원에 대한 평가를 놓치기도 한다.

사 사

본 연구는 강원대학교 환경연구소 연구비 지원에 의해 이루어졌으며, 이에 감사드립니다.

참 고 문 헌

- Bear, F.E., 1964, Chemistry of the Soil. Second Edition. Reinhold Publishing Corporation.
- Bowen, H.J.M., 1979, Environmental Chemistry of the Elements, Academic Press, New York, 333 p.
- Forster, U. and Wittmann, T.G., 1981, Metal pollution in the aquatic environment[M]. 2nd ed. Berlin: Springer-Verlag.
- Istvan, P. and Benton, J.J. Jr., 1997, The Handbook of Trace Elements, 2nd, CRC Press, Washington D.C., p. 240.
- Kim, H.J., Yang, J., and Lee, J.-Y., 2003, Fraction and Soil Pollution Assessment Index of heavy metals in cultivated land soils near the abandoned mine. *J. Soil & Ground water Env.*, 8(4), 53-63.
- Kim, H.J., Yang, J., and Lee, J.-Y., and Sang, H.J., 2006, Leaching Characteristics of Heavy Metals from Abandoned Mines wastes in the Namhan River Shore, Korean Society of Soil and

Ground Water Environment, Annual Meetings, p. 201-207.

Kloke, A., 1979, Content of arsenic, cadmium, chromium, fluorine, lead, mercury, nickel in plants grown on contaminated soil: UN-ECE Symp.

Levinson, A.A., 1974, Introduction to exploration geochemistry: Applied Publishing Ltd., May Wood, p. 614.

Rose, A.W., Hawkes, H.E., and Webb, J.S., 1979, Geochemistry

in Mineral Exploration, 3rd, Academic Press, p. 640

Sullivan, P.J., 1988, Iron sulfide oxidation and the chemistry of acid generation. *Env. Geol. Water Sci.*, **11**, 289-295.

Turekian, K.K. and Wedepohl, K.H., 1961, Distribution of the elements in some major units of the Earth's crust. *Bull. Geol. Soc. Am.*, **72**(2), 175-192.