

폐금속광산 하부 농경지 토양의 중금속오염과 그 복구방법으로서 반전객토의 효율성

나춘기* · 이무성** · 정재일***

Pollution of Heavy Metals in Paddy Soils Around the Downstream Area of Abandoned Metal Mine and Efficiency of Reversed Soil Method as Its Remediation.

Choon-Ki Na*, Mu-Seong Lee** and Jae-Il Chung***

ABSTRACT : In order to investigate the dispersion patterns and contamination level of heavy metals in the soil-ecosystem and to evaluate the efficiency of soil remediation by reversed soil method, soils and plants were collected from the Dongjin Au-Ag-Cu mine area and analysed for heavy metals. The dispersion patterns of heavy metals in soils and plants show that heavy metal pollutions caused by waste dump around Dongjin mine are mainly found in the vicinity of the waste dump and in the southward slanting of mine. Toxic metallic pollutants from the mine influence heavy metal contents in paddy soils in downstream area, and may be a potential sources of heavy metal pollution on crop plants. Soil samples collected from the remediated rice farming field by reversed method show similar levels of heavy metal content to those from the polluted rice farming field, but topsoil enrichment of heavy metals are not found. Heavy metal contents of the rice plants collected from remediated rice farming field are significantly lower than those from polluted rice farming field, and it suggests that the reversed soil method is effective for the reduction of bioavailability of heavy metals.

서 론

금속광산의 폐석은 인체에 유해한 중금속류를 다량 함유하고 있을 뿐만 아니라 대부분 유화광물을 다량으로 함유하고 있어 풍화시 다량의 수소이온을 방출함에 따라 주변환경을 강하게 산성화시키고 각종 중금속의 이온화를 촉진시켜 환경중에 유해금속원소의 농도를 증가시키는 주된 오염원이 되고 있다 (정기채 등, 1993; 김상현, 전효택, 1993; 이재영 등, 1993, 1996; 나춘기, 전서령, 1995; 이무성 등, 1996). 특히 전라북도 지역에는 대부분 금·은을 중심으로하는 소규모 금속광산이 산재되어 있으며, 대부분 휴·폐광된 상태로 개발부산물인 폐석과 광미가

그대로 방치되어 있는 상태이다. 또한 대부분 광산의 하부지역에는 농경지가 발달되어 있고 광산의 폐석더미를 경유하여 흐르는 수계를 농업용수 또는 생활용수로서 이용하고 있는 실정으로 각종 농작물에 대한 피해는 물론 지역주민의 환경위생적 측면에서도 많은 위해를 끼치고 있을 것으로 예상되어 이에 대한 적절한 조치가 요구되고 있다. 이를 위해서는 광산주변의 수계-토양계-생물계에서 일어나는 중금속 원소들의 분산거동 및 상호영향력에 대한 자료의 축적이 이루어져야 하며 이를 바탕으로 가장 효율적이며 경제적인 복구방안이 수립되어야 할 것으로 판단된다.

본 연구는 소규모 금속광산 주변에 방치되어 있는 폐광석이 하부 농경지를 포함한 주변 토양계에 미치는 환경 위해성을 파악하고, 오염 농경지의 복구대책의 일환으로 수행된 반전객토의 효율성을 검토하여 향후 폐광산 주변 중금속 오염토양의 복구를 위한 기초자료를 얻기 위함에 그 목적을 두고 있다. 이를 위해 광산주변 계곡에 다량의 폐광석이 방치되어 있어 주변수계 및 하부 농경지에 상당

* 목포대학교 공과대학 환경공학과 (Department of Environmental Eng., Mokpo National University, Chonnam 534-729, Korea)

** 한국자원연구소 (Korea Institute of Geology, Mining and Materials, Taejon 305-350, Korea)

*** 전북대학교 자연대학 지질학과 (Department of Geology, Chonbuk National University, Chonju 560-756, Korea)

한 환경오염을 유발시키고 있는 것으로 파악된 동진광산 지역 (이무성 등, 1996)을 대상으로 선정하고, 광산주변 및 폐석더미를 경유하여 흐르는 수계를 중심으로 주변 산토양과 식물시료를 채취하고 이들의 원소함량분포를 조사하여 토양생태계에 대한 폐광석의 영향범위를 추적하였다. 또한 하부농경지를 대상으로 과거 산성수에 의해 침수되었던 논 (오염지), 침수된적이 없는 논 (비오염지) 및 침수된 후 토질개선을 위해 반전액토를 실시한 바 있는 논 (액토지)을 대상으로 산성수에 의해 침수하여 각각의 중금속 함량 및 분포유형을 대비, 고찰하였다.

환경지질학적 배경

동진광산은 전주로부터 동남쪽으로 약 50 km 떨어진 전북 진안군 성수면 내동산의 정상부근에 위치하고 있는 금·은·동광상으로 초기개발시기는 불확실하지만 해방 전부터 개발이 시작된 것으로 알려져 있으며 해방 후 1953년경부터 재개발이 시작되어 1965년경까지 매우 활발하게 채굴활동이 이루어진 후 폐광된 것으로 알려져 있다. 이 광산은 내동산 정상을 중심으로 도통리 중평마을 쪽으로 연결된 북쪽사면과 구신리 염북마을 쪽으로 연장되는 남쪽사면으로 나누어 진다 (Fig. 1). 북쪽사면은 주로 해방전에 활발하게 개발되었다고 전해지며 정상부에 약간의 폐석이 방치되어 있을뿐으로 폐석으로 인한 환경적 영향은 그다지 크지 않은 것으로 알려져 있다 (김옥배, 나춘기, 1987). 반면 남쪽사면은 1953년경부터 매우 활발하게 재개발된 지역으로 개발 당시의 부산물인 폐광석과 폐석이 수계의 상부지역을 광범위하게 덮고 있고 풍화의 정도가 심해 주변환경의 산성화 및 그에 수반되는 중금속 오염을 유발시키는 등 폐광된지 30여년이 지난 오늘날에도 여전히 환경오염원으로 작용하고 있음이 밝혀진바 있다 (이무성 등, 1996).

동진광산의 주변지질은 선캠브리아기의 결정편암과 화강편마암을 기저로 진안층군으로 분류되는 산수동층과 마이산 역암층의 백악기 퇴적층과 이를 관입한 각섬석혹운모화강암 및 산성암맥류로 구성되어 있으며, 광맥은 각섬석혹운모화강암내에 발달된 열곡을 충진한 맥상형태로 배태되어 있다 (Koo, Russel, 1965; 이무성 등, 1996). 주로 산출되는 광석광물은 황철석, 황동석, 섬아연석, 휘수연석 등이며 그외 유비철석, 방연석, 자류철석, 휘동석 등이 소량 산출된다. 광산주변을 경유하여 흐르는 하천수계는 폐석더미 상부계곡에서 스며나오는 소량의 지하수를 발원수로하여 그 하부 약 180여m에 걸쳐 방치된 폐석더미를 복류한 후 폐석더미 하부에서 스며나와 구항도로부

터 유출되는 항내수와 합류된 다음 다시 그 하부에 약 150여m에 걸쳐 방치된 폐석더미를 복류 또는 표층류로 경유하여 하부 농경지에 도달되는 단일하천으로 발달되어 있다 (Fig. 1). 하상은 대부분 마이산 역암층으로 이루어져 있으며 수많은 전석이 존재하는 점 등으로 미루어 볼 때 수량의 변화가 매우 극심한 하천임을 알 수 있다. 기존 연구결과에 의하면 이들 하천수의 pH는 폐석주변에서 3.86~5.02으로 나타나 여전히 산성화가 진행되고 있음을 보여주고 있다. 이 수계의 하부에는 수계를 중심으로 양변에 계단식 논이 개간되어 주로 벼농사를 하고 있

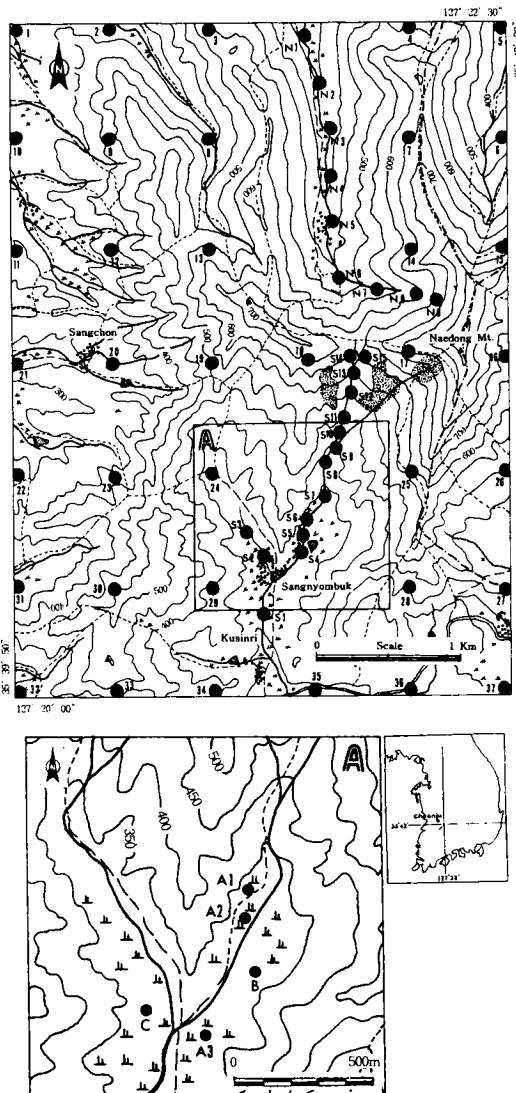


Fig. 1. Sampling locations in the study area (dotted areas: mine waste rump). See in Lee et al. (1996) for location and geology of the Dongjin mine area.

으나, 이들 논의 토질은 자갈을 다량 함유하는 전형적인 산간 농경지 토양으로 매우 척박하여 식물생산기반으로서 그 질은 매우 낮을 것으로 판단되었다. 관계용수로는 소규모 저수지를 축조하여 저수된 물을 이용하는 곳도 일부 있으나 대부분 하천수를 양수하여 이용하고 있었다. 농경지 주변 하천수의 pH는 5.67~6.87로 약산성 내지 중성을 나타내었다.

시료채취 및 처리

광산지역 토양의 전체적인 중금속 분포양상을 파악하기 위하여 Fig. 1에 나타낸바와 같이 전체지역을 750~800 m 간격으로 분할하고 각 교차점에서 37개의 산토양을 채취하였다. 또한 광산의 폐석더미를 경유하여 흐르는 수계를 따라 수계 양변으로부터 24개의 산토양을 채취하였다. 동시에 원소들의 식물농축을 고찰하기 위하여 전 조사지역에 걸쳐 자생하고 있는 쑥을 토양과 동일 채취점에서 채취하였다. 토양시료의 채취는 지표하 10~20 cm의 토양을 대상으로 각 채취점을 대표할 수 있도록 1 m² 정도의 면적에서 소량씩 채취하여 혼합한 것을 한 채취점의 시료로 하였다. 또한 하부 농경지의 토양 및 농작물에 대한 폐광석의 영향을 평가하고 그 복구대책으로서 객토의 효율성을 평가하기 위하여 남쪽사면 하부에 분포하는 농경지 중 과거 산성폐수에 의해 침수된 적이 있는 논(A1~A3)과 침수된 후 토질개선을 위해 반전객토를 실시한 논(B) 및 광산의 영향이 없을 것으로 판단되는 반대 쪽 사면의 논(C)을 각각 선정하고 각 농경지에서 5~10 cm 간격으로 심도별 논토양을 채취하였으며 동시에 동일 지점에서 벼를 각각 채취하였다. 모든 시료는 1996년 9월 중순에서 10월 하순사이에 채취되었다 (Fig. 1A).

채취된 토양은 실험실에서 약 2 주간 자연건조시키고 전기건조기 ($100\pm5^{\circ}\text{C}$)를 이용하여 완전건조시킨 후 100 mesh 이하의 입도로 분리하였다. 원소분석을 위한 토양의 전처리는 산토양의 경우 혼합산 ($\text{HNO}_3 + \text{HF} + \text{HClO}_4$)에 의한 완전용해법과 0.1N (Cu)과 1N HCl (As) 용액을 이용하여 추출하는 공해공정시험법 (김무식 등, 1995)에 의해 수행되었으며, 논토양의 경우 혼합산에 의한 완전용해법과 Tessier *et al.* (1979)이 제안한 다양한 시약에 의한 연속추출법을 이용하여 수행하였다. 식물시료는 시료의 표면에 부착되어있는 분진이나 불순물을 제거하기 위하여 증류수로 수회 세척한 다음 전기 건조기를 이용하여 완전 건조시켰다. 건조된 시료는 적량을 자기증발접시에 취해 전기로를 이용하여 약 400°C에서 6시간 정도 화학시킨 다음, 그 희분을 혼합산으로 처리하여 용해

시켰다. 식물중의 중금속 농도는 건조중량을 기준으로 환산하였다 (mg/kg D.W). 위와 같이 처리하여 얻은 시료용액은 ICP-AES, Graphite furnace-AAS를 이용하여 As, Mn, Fe, Cd, Cr, Cu, Zn 등의 원소분석을 실시하였다.

결과 및 고찰

폐광석에 의한 환경적 영향범위

토양

동진광산 주변에 방치된 폐광석의 영향으로 인한 토양 중의 원소확산방향 및 오염범위를 전반적으로 파악하기 위하여 동진광산을 축으로 동서 3.6 km × 남북 4.6 km의 면적을 대상으로 채취된 37개의 토양과, 폐광석을 경유하여 흐르는 남쪽사면과 북쪽사면에 발달된 수계 양변에서 채취된 24개의 토양시료를 공해공정시험법 (김무식 등, 1995)에 따라 처리한 다음 원소분석을 실시하였다. 또한 광산주변 식물에 대한 폐광석의 영향력을 고찰하고 이를 토양과 대비하여 상호간의 원소화학적 상관성을 규명하기 위하여 본 조사지역 전반에 걸쳐 생장하고 있는 쑥을 대상으로 함유원소의 부화양상을 고찰하였다. 쑥은 대부분 토양 채취점을 중심으로 1 m² 이내에서 채취되었으며 채취부위는 쑥이 다년생이므로 그 연령에 따라 농축정도가 상이할 수 있다는 점을 감안하여 이를 가능한 평준화시키기 위하여 일년을 주기로 성장하는 잎에 한정시켰다. 각 시료의 채취점은 Fig. 1에 나타냈으며 토양과 쑥의 원소분석결과는 Table 1에 종합하였다.

채취된 토양은 0.1N HCl 용액으로 처리한 다음 분석된 Cu의 함량은 0.18~110 ppm으로 매우 다양한 범위를 보였으나 대부분 환경부의 토양측정망에서 측정된 우리나라 토양의 Cu 평균치 5.24 ppm (박용하, 1996) 보다 낮았고 단지 폐광석 주변 및 남측사면 하부 농경지 주변 토양에서만 일본, 캐나다, 영국 등에서 채택되고 있는 토양오염 기준치 40~50 ppm (Kelly, 1980; Capman *et al.*, 1987; Swain, Nijimana, 1991; Hobson, 1993; McGee *et al.*, 1993; 임수길 등, 1994)을 초과하는 범위를 보였다 (Fig. 2). 그러나 그 상한치는 토양오염대책기준인 125 ppm을 초과하지는 않았다. 한편 완전용해법에 의해 수행된 Cu분석값은 4~850 ppm의 범위를 보였으며 대체로 오염이 광산주변과 남측사면으로 폭넓게 확산되는 경향을 보였다 (Fig. 3). 또한 이들 총함량은 0.1N HCl 추출함량과 유사한 Cu 부화대를 형성하면서도 양자간의 상관성은 매우 낮았다 (Fig. 4). 이는 추출함량이 가용성분의 이동에 의해 지배되는 반면 총함량은 대부분 쇄설성 이동에 의해

Table 1. Extractable and total contents of selected elements in soils and wormwoods from the Dongjin mine area. Unit in mg/kg.

Sample number	Soil				Wormwood		Sample number	Soil				Wormwood		
	Extractable*		Total		Total**			Extractable*		Total		Total**		
	As	Cu	Cu	Zn	Cu	Zn		As	Cu	Cu	Zn	Cu	Zn	
#1	0.32	9.60	13.2	70.7	12.6	33.5	#31	0.16	0.60	18.8	64.5	12.7	34.1	
#2	0.24	13.3	33.6	82.9	13.4	34.5	#32	0.17	4.25	73.9	59.4	19.1	35.8	
#3	0.27	0.59	36.2	636.	—	—	#33	0.17	2.04	16.3	62.7	—	—	
#4	0.26	1.45	17.9	45.9	18.1	55.6	#34	0.10	2.39	12.3	60.9	14.7	39.6	
#5	0.21	0.51	6.48	58.8	—	—	#35	0.11	1.44	12.1	97.7	30.1	59.0	
#6	0.13	1.35	47.2	76.2	—	—	#36	0.03	3.17	5.49	68.8	8.54	44.6	
#7	0.13	0.18	20.1	63.6	—	—	#37	0.18	1.60	19.6	185.	15.1	55.1	
#8	0.25	0.26	10.1	75.2	8.58	26.0	s-2	14.5	3.70	14.2	115.	21.6	271.	
#9	0.18	1.51	17.7	72.9	12.7	31.2	s-4	2.34	4.90	704.	994.	13.3	43.8	
#10	0.96	0.50	7.94	72.2	9.02	83.9	s-7	51.9	33.2	291.	322	49.9	370.	
#11	0.28	5.12	10.0	70.3	—	—	s-8	2.86	13.5	48.6	1211	—	—	
#12	0.25	1.56	—	38.1	11.6	45.6	s-9	147.	64.2	250.	214.	28.1	71.2	
#13	5.67	6.83	9.25	53.4	8.21	37.7	s-10	3.66	6.67	849.	3006	55.2	47.1	
#14	0.13	0.10	8.53	58.5	—	—	s-11	344	82.2	498.	588.	—	—	
#15	0.23	0.26	65.2	248.	10.3	49.0	s-12	34.7	84.7	278.	291.	—	—	
#17	0.08	5.34	11.2	50.9	13.46	39.0	s-13	16.6	3.42	25.6	77.4	—	—	
#18	0.11	0.23	9.92	80.5	—	—	s-14	150.	108.	513.	1048	10.7	47.0	
#19	0.11	2.80	17.1	107.	12.0	58.2	s-15	0.10	109.	264.	148.	—	—	
#20	0.87	3.82	—	—	7.77	59.3	s-16	17.5	0.49	5.21	41.8	—	—	
#22	0.25	8.45	30.3	75.1	10.8	41.4	n-1	136.	5.34	44.0	85.0	12.9	128.	
#23	0.26	0.59	11.2	66.9	31.0	42.9	n-2	2.47	0.15	11.0	75.4	26.1	73.0	
#24	0.45	0.47	13.9	71.6	10.7	35.6	n-3	1.80	1.08	32.0	82.2	17.6	183.	
#25	0.16	1.13	14.6	311.	16.3	61.4	n-4	2.41	4.12	87.2	127.	16.0	210.	
#26	0.06	4.50	16.7	67.6	7.57	43.9	n-5	1.28	0.34	4.25	79.7	15.5	203.	
#27	0.27	1.67	13.6	55.5	14.7	41.1	n-6	106.	3.00	87.6	421.	10.3	44.9	
#28	0.16	0.82	15.2	50.2	12.3	52.8	n-7	26.2	0.18	24.3	226.	—	—	
#29	0.18	0.21	252.	57.8	15.5	66.3	n-8	353.	67.3	604.	2549	—	—	
#30	0.43	0.60	115.	710.	12.7	34.1	n-9	123.	106.	479.	686.	—	—	

* Extractable As is extracted by 1N HCl solution and extractable Cu by 0.1N HCl solution.

** Unit in mg/kg Dry weight.

운반된 폐광석광물의 풍화생성물의 존재여부에 의해 지배되고 있기 때문인 것으로 판단된다.

Fig. 5는 1N HCl용액으로 추출된 토양중의 As농도가 10 ppm 이상인 범위를 도시한 것으로 이 역시 Cu와 동일한 방향으로 오염이 확산되고 있음을 나타내고 있다. 조사지역 토양의 As함량은 Cu와 마찬가지로 대부분 토양에서 우리나라 토양의 평균치인 0.5 ppm에 비해 낮은 값을 보였으나 광산주변 및 남쪽 수계사면의 토양에서는 급격히 높아져 대부분 토양오염기준치인 6~15 ppm을 초과하였다. 특히 폐광석 주변 및 하부 농경지 주변 토양에서는 100 ppm 이상의 As함량을 보이고 있는 곳도 있어 오염정도가 매우 심각함을 보였다 (Table 1).

이상의 결과로 미루어 동진광산에 방치된 폐석의 환경적 영향은 주로 광산주변과 남쪽사면에 국한되어 확산되고 있음을 알 수 있으며 특히 남쪽사면 하부 농경지 주변

에서 뚜렷한 부화대가 형성되고 있어 농작물에 대한 광해 및 중금속 오염을 방지하기 위한 적절한 대책이 필요하다고 판단된다.

쑥

광산주변 토양과 동일지점에서 채취된 쑥 중의 Cu 함량은 7.57~55.2 ppm D.W의 범위를 보였으며 토양과 마찬가지로 광산의 남쪽사면을 중심으로 강하게 농축된 경향을 보였다 (Fig. 6). 특히 주목할만한 사실은 토양에서 보여지지 않던 북쪽사면의 수계하부에서 부화대가 형성된다는 점이다. 이는 쑥 중에 함유된 Cu의 오염기준치가 설정되어있지 않은 관계로 상부의 폐광석에 의해 북쪽사면의 하부지역이 오염되었는지 여부는 판단할 수 없지만 적어도 북쪽사면의 하부지역 역시 남쪽사면과 마찬가지로 상부의 폐광석에 의해 얼마간 영향을 받고 있음을 추

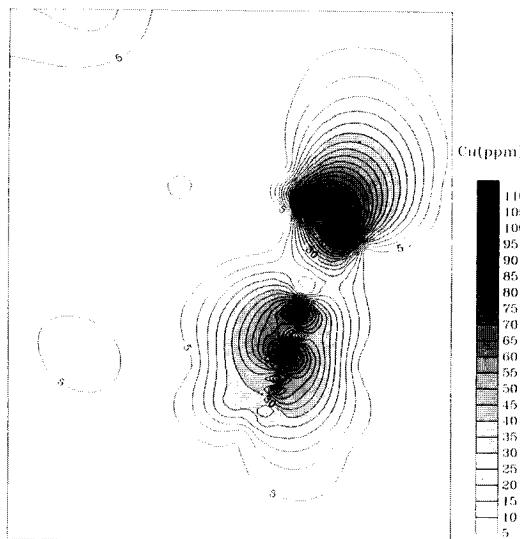


Fig. 2. Contour map of 0.1N HCl-extractable Cu content in soils around the Dongjin mine area. Unit in mg/kg.

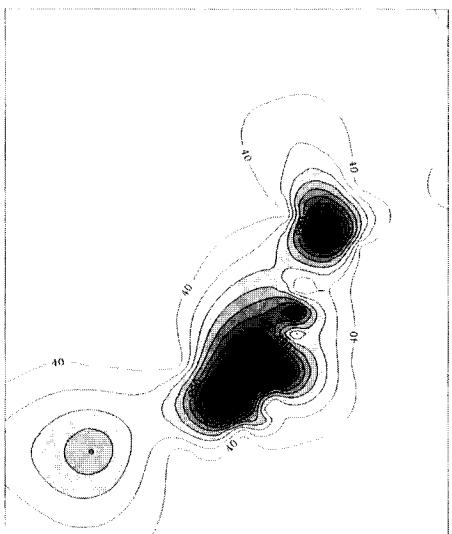


Fig. 3. Contour map of total Cu content in soils around the Dongjin mine area. Unit in mg/kg.

정할 수 있게 한다. 이와 같은 경향은 부화대를 형성하는 위치에 있어서는 약간 다르지만 다시 쑥 중의 Zn농도에서도 뚜렷히 나타나고 있다 (Fig. 7). 토양과 쑥 사이에 폐광석의 영향범위가 서로 다른 것은 토양과 쑥의 금속농축기구가 서로 다르기 때문으로 생각된다. 즉 토양이 주로 물리화학적인 흡착에 의해 금속성분을 농축시키는 반면 쑥은 주변 토양환경계에서 금속성분을 흡수하여 농축시키는 생물학적 축적작용이 주된 농축기구이기 때문에 판단되며 (Yaron *et al.*, 1996; Chaney, 1989; Bur-

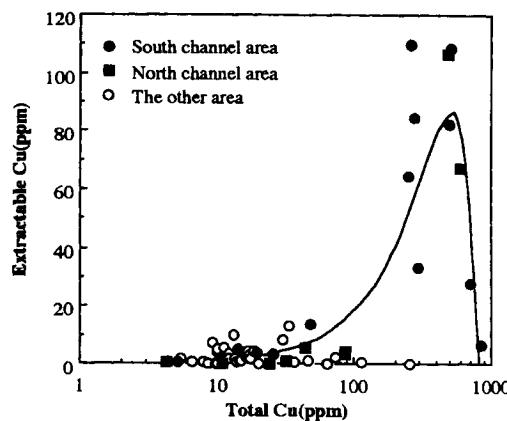


Fig. 4. 0.1N HCl-extractable Cu contents vs. total Cu contents of soils around the Dongjin mine area.

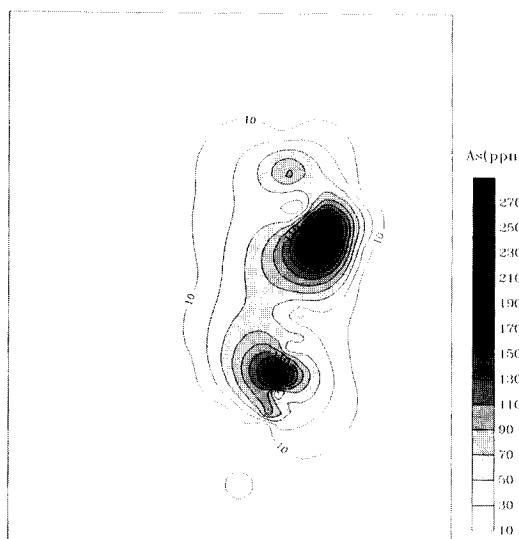


Fig. 5. Contour map of 1N HCl-extractable As content in soils around the Dongjin mine area. Unit in mg/kg.

chill *et al.*, 1981; Quirk, Posner, 1975), 특히 쑥은 다년 생 식물이라는 점을 감안할 때 오염원으로부터 미량의 금속성분이 지속적으로 유입된다면 비록 토양은 이를 검출 할 수 있을 정도로 농축시키지 못한다 할지라도 식물은 장기간에 걸쳐 이를 체내에 축적하므로 배경지역에 비해 고농도의 금속함량을 보유하게 될 수 있을 것으로 판단된다. 따라서 중금속에 의한 토양오염범위를 추적하는데 있어 토양은 현재의 오염상태 및 오염범위를 추적하는데 유용한 반면 쑥과 같이 금속원소에 대해 생물학적 농축을 일으킬 수 있는 식물은 현재의 토양오염범위 뿐만 아니라 잠재적인 토양오염범위를 추적하는데 있어 유용

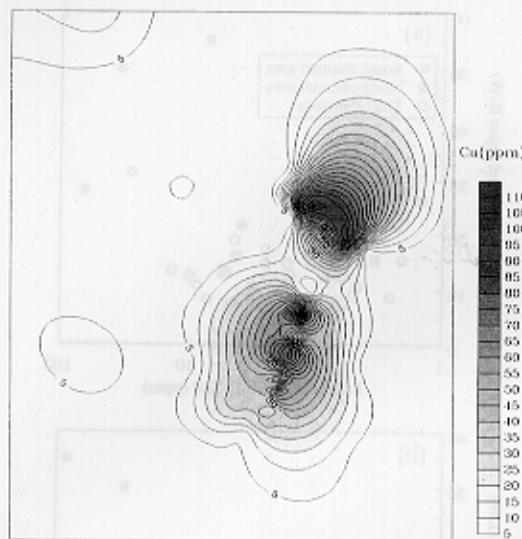


Fig. 2. Contour map of 0.1N HCl-extractable Cu content in soils around the Dongjin mine area. Unit in mg/kg.

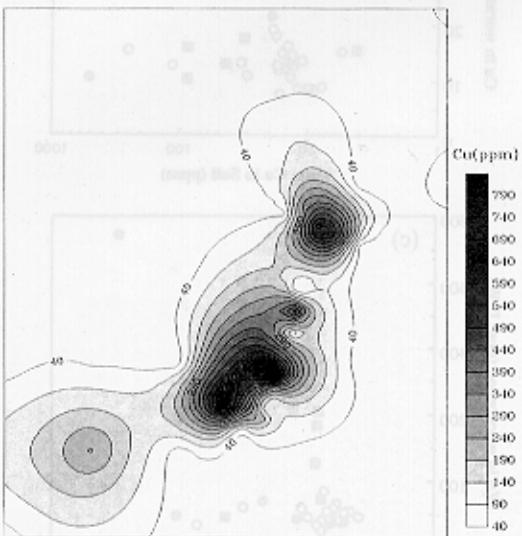


Fig. 3. Contour map of total Cu content in soils around the Dongjin mine area. Unit in mg/kg.

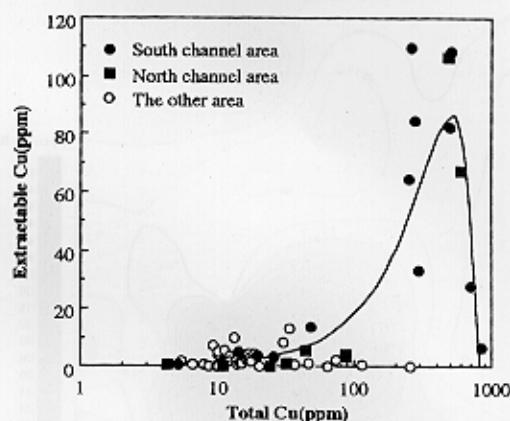


Fig. 4. 0.1N HCl-extractable Cu contents vs. total Cu contents of soils around the Dongjin mine area.

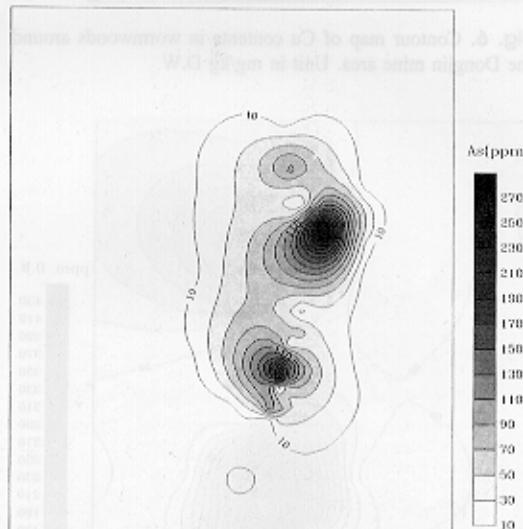


Fig. 5. Contour map of 1N HCl-extractable As content in soils around the Dongjin mine area. Unit in mg/kg.

chill *et al.*, 1981; Quirk, Posner, 1975), 특히 쑥은 다년 세 식물이라는 점을 감안할 때 유통의 으로부터 미리인 구

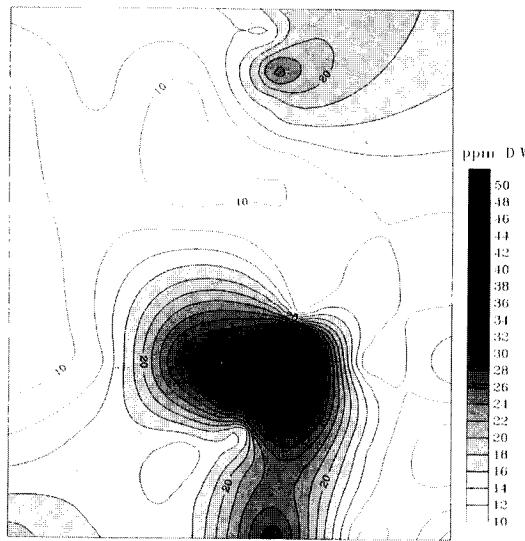


Fig. 6. Contour map of Cu contents in wormwoods around the Dongjin mine area. Unit in mg/kg D.W.

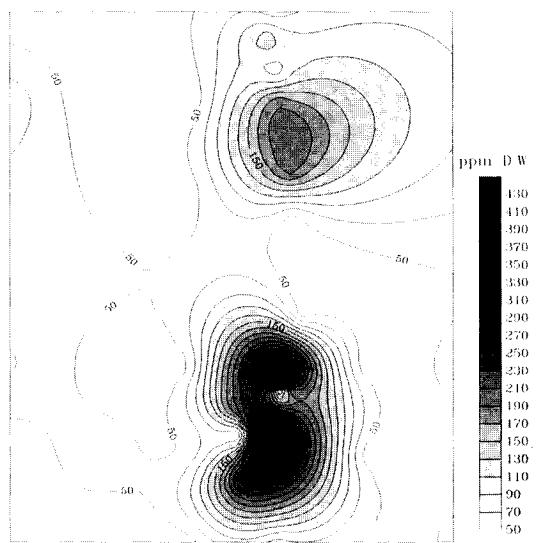


Fig. 7. Contour map of Zn contents in wormwoods around the Dongjin mine area. Unit in mg/kg.

한 정보를 제공할 것으로 판단된다.

쑥과 서식지 토양과의 원소함량적 상관성

쑥의 금속농축량과 서식지 토양의 금속함량과의 상호 관계를 알아보기 위하여 토양 중의 Cu 추출함량 및 전 함량에 대한 쑥 중의 전 Cu함량을 도시해본 결과, Fig. 8에 나타낸바와 같이 매우 큰 분산상을 보여 양자간의 상관성은 매우 낮음을 알 수 있다. 이러한 결과는, 식물체내의

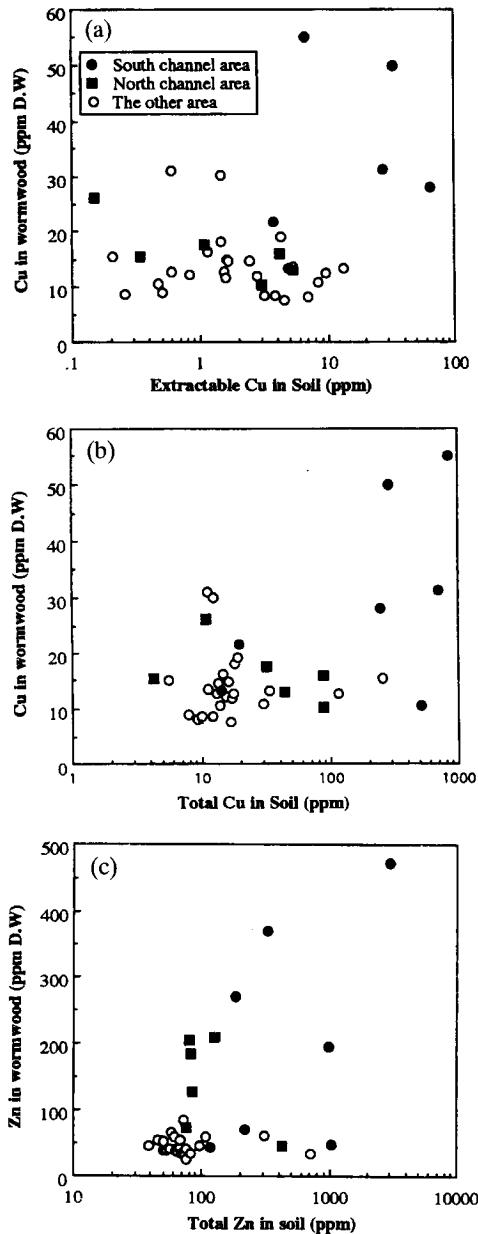


Fig. 8. Relationship between selected elements in soil and wormwood from the Dongjin mine area.

중금속 함량이 서식지 토양의 중금속 함량에 비례한다는 일반론과 일치하지 않는 것으로, 다금속 환경하에서의 식물흡수 및 농축에 대한 다금속에 상호간의 길항효과 (Wallace, Berry, 1983; 김경웅 등, 1995), 토양 중에 식물이 이용 가능한 형태로 존재하는 금속함량의 차이 (Tessier *et al.*, 1979; Leschber *et al.*, 1985; Xian, X., 1989; Broekaert *et al.*, 1990; Li *et al.*, 1995) 등이 반영

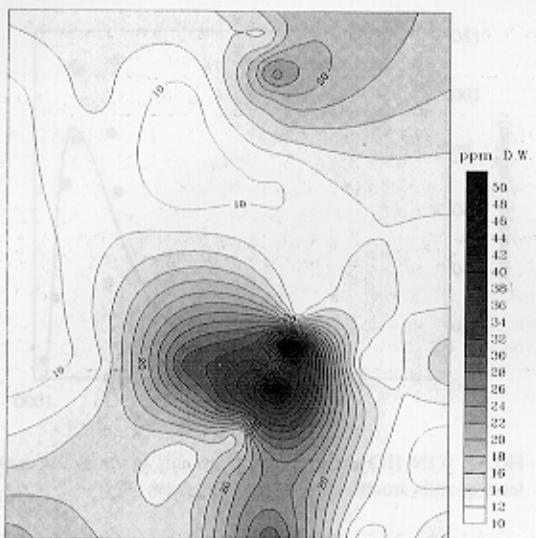


Fig. 6. Contour map of Cu contents in wormwoods around the Dongjin mine area. Unit in mg/kg D.W.

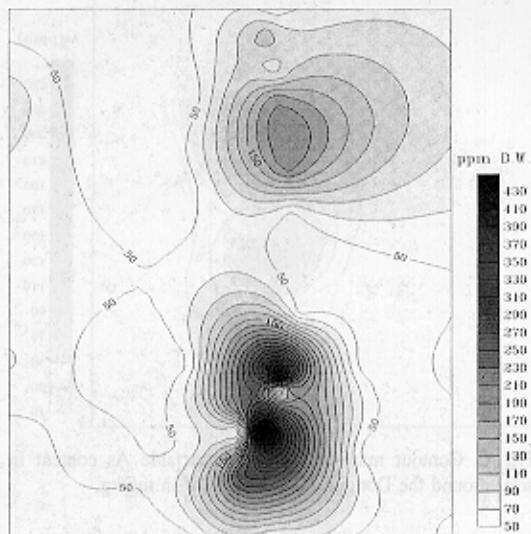


Fig. 7. Contour map of Zn contents in wormwoods around the Dongjin mine area. Unit in mg/kg.

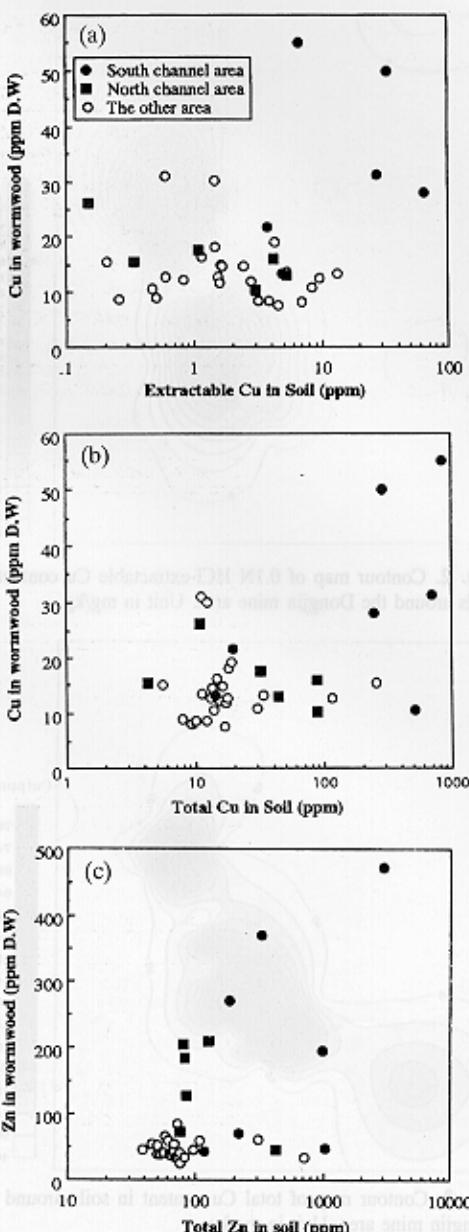


Fig. 8. Relationship between selected elements in soil and wormwood from the Dongjin mine area.

한 정보를 제공할 것으로 판단된다.

되었기 때문으로 사료된다. 특히 본 연구지역이 폐광석 주변이라는 점을 고려할 때 다량의 중금속을 함유한 폐광석의 풍화생성물 또는 미립자가 바람이나 유수에 의해 운반, 집적되는 쇄설성 확산이 활발히 일어나고 있을 것으로 예상되어 토양과 식물의 원소함량 간에 보여지는 낮은 상관성이 대해 후자가 더 지배적인 영향을 미쳤을 것으로 판단된다. 또한 공해공정시험법에 따라 추출처리하여 얻은 토양 중의 Cu함량은 완전용해처리하여 얻은 토양의 Cu함량에 비해 쑥과의 상관성이 오히려 더 낮아지는 경향을 보여 (Fig. 8), 광산주변 토양 중의 중금속 함량으로부터 농작물 등 식물계의 중금속 농축정도를 예측하고자 하는데 있어 공해공정시험법은 완전용해법과 비교하여 뚜렷하게 효율적이지 못함을 시사한다. 따라서 보다 효율적인 토양오염조사법으로서 공해공정시험법을 확립하기 위해서는 현 추출법에 대한 검증과 개선이 필요할 것으로 사료된다.

반전객토법의 효율성 평가

논토양에서의 원소분포특성

광산쪽 수계사면 하부에 분포하는 농경지 중 산성수에 의해 침수되어 농사가 잘 안된다고 하는 농경지 (오염지) 및 침수된적이 있으나 반전객토법에 의해 토질이 개선되

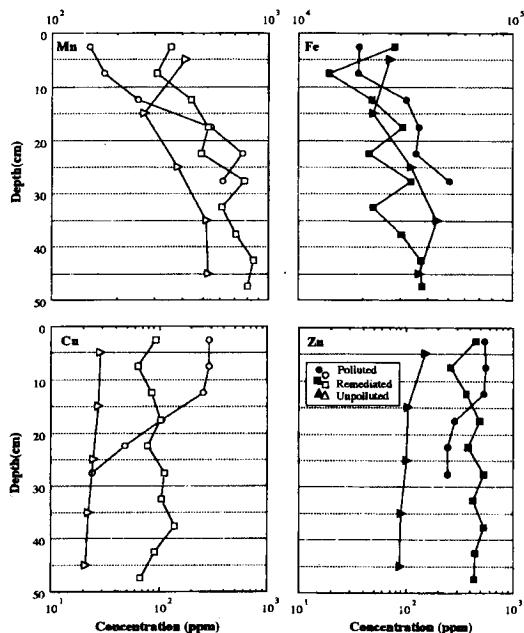


Fig. 9. Vertical variations of total metal contents in soil profile collected from the rice field in downstream area of the Dongjin mine.

었다고 하는 농경지 (객토지), 그리고 광산이 없는 쪽 사면의 농경지 (비오염지)에서 채취된 심도별 논토양에 대한 원소분석 결과를 Table 1에, 원소함량의 심도별 변화 양상을 Fig. 9~12에 각각 나타냈다.

완전용해법에 의해 처리된 각 논토양의 평균 원소함량 및 표준편차는 오염지가 Mn=415±257 ppm, Fe=3.20±1.19%, Cu=169±124 ppm, Zn=400±157 ppm, 객토지가 Mn=603±193 ppm, Fe=2.85±0.78%, Cu=91±22 ppm, Zn=431±79 ppm, 비오염지가 Mn=419±107 ppm, Fe=3.26±0.86%, Cu=24.8±3.4 ppm, Zn=107±26 ppm으로 나타나, Schacklette and Boerngen (1984) 와 Bowen (1979)에 의해 제시된 토양평균값 (Mn=550 ppm, Fe=2.6%, Cu=25 ppm, Zn=60 ppm)에 비해 대부분 높은 값을 보였다. 또한 이들 값을 Anon (1977)이나 Persaud *et al.* (1980)이 제시한 퇴적물의 오염정도 판별 기준치 (Fe=1.7~3.0%, Cu=25 ppm, Zn=90~100 ppm)와 비교할 때 Fe는 모든 지역에서 오염된 수준을 보이는 반면 Cu와 Zn은 광산사면쪽의 농경지에서만 오염된 수준을 보이고 비오염지에서는 거의 기준치에 가까운 함량분포를 보였다. Fig. 9는 각 원소 총함량의 심도별 변화거동을 나타낸 것으로, Mn과 Fe은 각 농경지별 뚜렷한 차이 없이 전체적으로 불규칙하면서도 하부로 갈수록 농축되

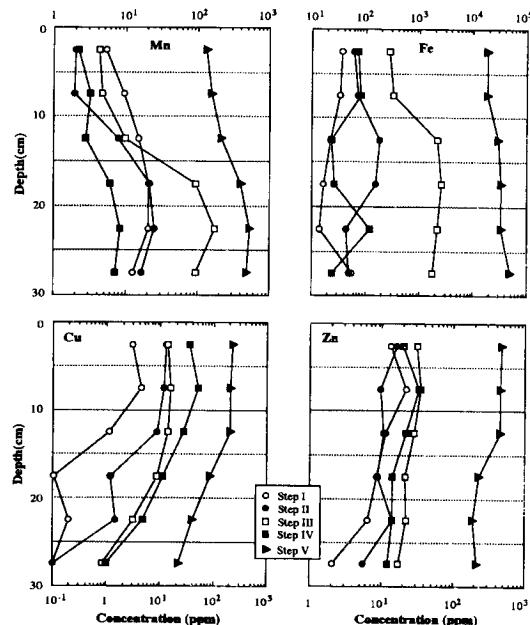


Fig. 10. Vertical variations of each fractional contents of metals in polluted paddy soils in downstream area of the Dongjin mine by sequential extraction method (Tessier *et al.*, 1979).

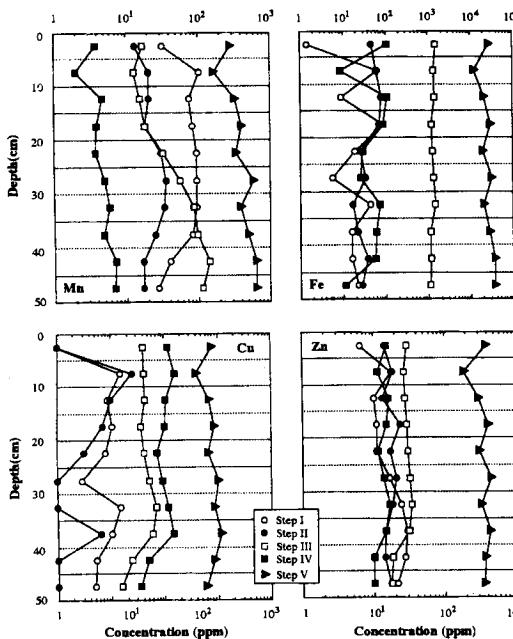


Fig. 11. Vertical variations of each fractional contents of metals in the remediated paddy soils in downstream area of the Dongjin mine by sequential extraction method (Tessier *et al.*, 1979).

는 경향을 보인 반면 Cu와 Zn은 농경지에 따라 상이한 심도별 변화를 보여주고 있다. 즉 비오염지의 경우 양 원소에서 모두 오염지나 객토지에 비해 함량이 낮으면서도 거의 일정한 심도변화를 보이는 반면 오염지의 경우 표층부에서 부화되고 지표하 15 cm 이하부터는 낮아지는 역 S자형 분포를 보임이 특징적이다. 한편 객토지는 오염지의 평균치에 가까운 함량범위에서 불규칙하면서도 일정한 함량분포를 보여 이 지역이 상부와 하부토양을 서로 혼합하는 반전객토에 의해 토질개량되었음을 잘 입증해주고 있다. 특히 오염지에서 보여지는 Cu와 Zn의 심도별 함량변화 경향은 Mn과 Fe의 거동과 양호한 역상관성을 보여주고 있음이 특징적이다.

토양 중에 존재하는 각 원소들의 존재형태를 파악하기 위하여 Tessier *et al.* (1979)이 제안한 연속추출법을 이용하여 가용성염형 (I), 탄산염형 (II), 철-망간산화물형 (III), 유기물형 (IV) 및 잔류형 (V)으로 각각 존재하는 원소함량을 구하였다 (Table 2). 그 결과를 바탕으로 각 존재형태의 심도별 함량변화를 Fig. 10~12에 나타내었다. 토양 심도에 따른 각 원소의 존재형태별 함량분포 경향은 대체로 총함량에서 보여진 경향과 유사하면서도 총함량의 분포거동에 지배적으로 영향을 주는 존재형태는 원소 및 농경지에 따라 서로 다름을 보여준다. 즉 각 원소

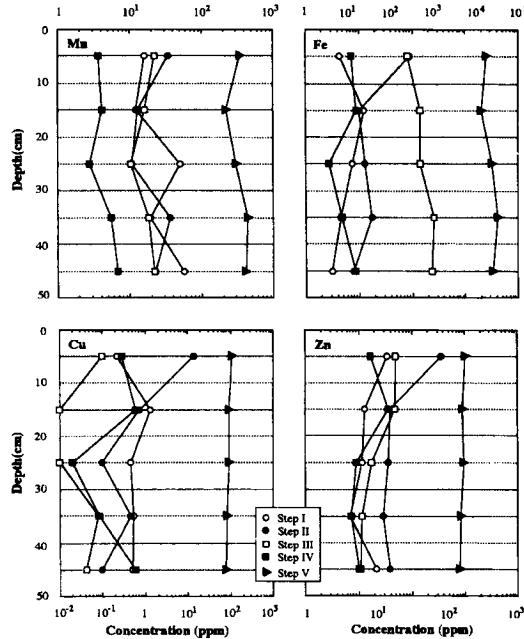


Fig. 12. Vertical variations of each fractional contents of metals in the unpolluted paddy soils in downstream area of the Dongjin mine by sequential extraction method (Tessier *et al.*, 1979).

의 심도별 총함량 분포양상은, 오염지의 경우 Mn과 Fe은 III형, Cu는 I, II, IV형, Zn은 V형에 의해, 객토지의 경우 Mn은 III과 V형, Fe은 IV형, Cu 및 Zn은 IV와 V형, 비오염지의 경우 Mn은 III형, Fe은 II형, Cu 및 Zn은 V형에 의해 각각 지배되는 경향을 보였다. 이들 존재형태중 I형과 II형은 식물에 직접 이용될 수 있고 주변환경에 직접 영향을 미칠 수 있는 존재형태인 반면 III형과 IV형은 토양환경이 매우 강한 산성환경 또는 환원환경이 되지 않는 한 안정한 존재형태라고 하는 점 (Tessier *et al.*, 1979)을 감안할 때, 토양계-수계-생태계에서의 중금속 순환에 직접적인 영향을 미칠 수 있는 존재형태는 I-II형으로 토양 중 이들 두 형태의 존재량이야말로 토양의 중금속 오염을 판단하는데 있어 가장 직접적인 지표라고 할 수 있다. 각 원소에서 I과 II형으로 존재하는 함량을 농경지별로 대비해보면, I형의 경우 Mn=객토지 > 비오염지 > 오염지, Fe=비오염지 > 객토지 > 오염지, Cu=오염지 > 객토지비 > 오염지, Zn=객토지 > 오염지 > 비오염지, II형의 경우 Mn=비오염지 > 객토지 > 오염지, Fe=비오염 > 지오염지 > 객토지, Cu=오염지 > 비오염지 > 객토지, Zn=객토지 > 오염자 > 비오염지순으로 높아지는 경향을 보였다.

이상의 결과를 종합해보면, 전체적으로 광산사면쪽 농경지 즉 오염지와 객토지는 광산이 없는 사면쪽 농경지

Table 2. Partitions of metals in paddy soils by sequential extraction method (Tessier *et al.*, 1979). Step I; exchangeable fraction, Step II; bound to organic and sulphides fraction, Step III; bound to Mn oxides fraction, Step IV; bound to carbonate or specially adsorbed fraction, Step V; bound to Fe and Mn oxides fraction, Step VI; residual fraction.

Sample number	Depth (cm)	Step I				Step II				Step III				Step IV				Step V			
		Mn	Fe	Cu	Zn	Mn	Fe	Cu	Zn	Mn	Fe	Cu	Zn	Mn	Fe	Cu	Zn	Mn	Fe*	Cu	Zn
A-1	0~5	5.28	37.6	3.02	13.5	1.99	59.8	12.9	16.2	5.20	520	15.3	32.6	2.20	71.7	34.3	20.2	134	1.84	226	463
A-2	5~10	9.50	33.4	4.42	22.3	1.95	71.6	11.6	9.74	4.68	329	15.7	35.2	3.24	80.7	50.9	32.7	155	1.85	209	450
A-3	10~15	15.24	22.5	1.11	11.3	7.85	183.	8.75	10.6	9.58	2133	13.9	28.0	2.71	23.4	26.6	22.2	215	2.93	204	461
A-4	15~20	20.6	16.4	0.10	8.42	21.0	157.	1.15	8.74	93.3	2525	8.80	21.6	6.01	26.5	11.3	14.0	203	3.38	84.4	230
A-5	20~25	20.7	13.9	0.20	6.39	25.2	44.4	1.47	14.2	170.	2205	3.12	22.3	8.30	119.	4.80	14.1	533	3.30	38.8	186
A-6	25~30	12.4	56.7	0.10	2.08	16.4	49.6	<0.1	5.57	94.0	1789	0.85	17.2	7.16	23.9	1.01	12.0	485	4.86	22.3	210
Av.		13.97	20.08	1.49	10.66	12.4	94.3	5.99	10.84	62.84	1584	9.62	26.15	4.94	57.5	21.49	19.21	320	3.03	130	333
Std.		6.15	16.02	1.82	6.94	9.93	60.0	5.75	3.83	67.82	930	6.45	6.96	2.56	39.4	19.26	7.71	175	1.13	92.6	137
B-1	0~5	32.1	1.45	0.10	6.52	13.4	47.0	<0.1	14.4	17.2	1471	4.01	28.9	3.74	107.	11.6	15.2	285	2.64	76.7	385
B-2	5~10	102.	63.5	1.51	17.6	20.9	62.0	2.56	18.0	12.9	1364	4.15	26.9	2.02	8.73	15.4	11.2	167	1.24	39.9	186
B-3	10~15	76.3	9.09	0.87	10.0	20.6	80.3	0.99	13.2	15.4	1434	4.29	27.3	4.65	110.	10.8	16.2	323	2.03	68.4	299
B-4	15~20	82.8	86.3	1.08	11.1	18.3	69.9	0.70	23.7	18.4	1240	3.72	29.1	3.93	88.4	10.4	15.3	405	2.92	86.8	414
B-5	20~25	94.8	19.0	0.78	10.9	29.8	26.0	0.31	17.2	32.3	2545	4.14	29.9	3.71	28.6	7.40	11.4	327	2.01	65.1	308
B-6	25~30	94.7	5.56	0.29	16.7	35.5	34.4	<0.1	20.4	55.0	1335	5.25	32.6	4.99	26.2	8.84	13.6	584	3.20	98.8	454
B-7	30~35	92.6	44.4	1.52	24.1	33.1	17.5	<0.1	18.3	84.8	1453	6.97	34.1	5.81	73.4	11.4	16.6	393	2.06	85.2	331
B-8	35~40	82.8	15.8	1.03	29.1	25.3	21.9	0.65	14.6	96.4	1117	5.95	31.6	4.84	59.1	14.2	14.5	497	2.90	116.	446
B-9	40~45	40.3	16.0	0.53	27.7	16.9	37.9	<0.1	14.0	142.	1160	2.42	18.4	7.01	58.4	5.05	10.1	651	3.61	83.6	374
B-10	45~50	27.3	22.1	0.49	21.4	17.2	28.1	<0.1	17.3	115.	1090	1.59	17.4	6.84	11.5	3.58	10.1	636	3.63	61.7	368
Av.		72.57	28.32	0.82	17.51	23.09	42.49	0.57	17.09	58.95	1291	4.25	27.62	4.75	57.12	9.87	13.42	427	2.62	78.18	357
Std.		28.23	27.69	0.48	7.87	7.49	21.59	0.77	3.25	47.46	141.	1.56	5.58	1.52	37.58	3.74	2.53	161	0.78	21.03	79.9
C-1	0~10	16.23	43.24	0.22	3.47	34.4	899.	13.3	36.8	21.8	817	0.10	4.90	3.70	71.1	0.28	1.67	338	2.49	14.9	105
C-2	10~20	11.98	122.	1.31	12.8	103.	0.73	3.91	15.9	1440	0.01	4.74	4.19	88.4	0.61	3.51	220	2.04	25.0	90.3	
C-3	20~30	49.6	76.6	0.46	1.16	10.7	132.	<0.1	3.58	10.2	1402	0.01	1.73	2.76	27.3	0.02	0.88	305	3.18	23.9	93.7
C-4	20~40	19.7	45.0	0.52	0.69	36.3	173.	0.46	2.91	185.	2527	0.01	1.17	5.57	46.5	0.02	0.73	434	4.14	21.3	85.2
C-5	40~50	56.7	31.7	0.51	2.11	22.7	77.7	<0.1	3.90	21.7	2415	0.08	1.11	6.75	86.4	0.61	1.00	419	3.40	19.7	78.8
Av.		30.82	63.79	0.61	1.75	23.37	227.0	10.36	10.22	17.63	1720	0.05	2.74	4.59	63.93	0.31	1.56	343	3.05	20.93	90.4
Std.		20.68	36.76	0.41	1.09	11.85	349.5	20.10	14.86	4.82	730.	0.04	1.94	1.58	26.49	0.29	1.15	87.5	0.82	3.96	9.96

* Unit in wt.%, the other's units in mg/kg

즉 비오염지에 비해 모든 원소 특히 Cu와 Zn에서 높은 농도범위를 보여 폐광석의 영향을 받았음을 보였다. 비오염지는 양 원소에서 심도별 함량변화가 거의 없는 반면 오염지는 대략 지표화 20 cm까지의 표층부에서 뚜렷하게 부화되는 경향을 보임이 특징적이다. 한편 객토지에서는 오염지에서 보여지는 표층부화현상이 없는 대신 불규칙 하면서도 전체적으로 오염지의 평균값과 유사한 범위에서 거의 일정한 심도별 함량변화를 보여 오염된 표층부와 오염되지 않은 하층부를 서로 혼화시켜 오염정도를 약화시키는 반전객토의 특징을 잘 나타내고 있었다. 이러한 결과는 반전객토에 의해 오염토양을 개량하고자 할 경우 바로 반전시키기보다는 오염된 표층토를 10~20 cm 정도 걷어내고 반전시키는 배출토-반전객토 쪽이 훨씬 효율적일 수 있음을 시사한다.

농작물중의 금속원소함량

광산의 남쪽사면 하부에 위치하는 농경지 중 오염지와 객토지에서 채취된 벼포기를 줄기, 잎, 나락으로 분류하

Table 3. Metal contents in different parts of paddy rice collected from the rice field around the downstream area of the Dongjin mine. Unit in mg/kg D.W.

Element	Sample area	part of paddy rice		
		leaves	stem	grain
Mn	polluted A ₁	649	878	39.9
	polluted A ₂	166	471	12.8
	polluted A ₃	69.8	228	19.6
	remediated	86.2	916	31.0
Fe	polluted A ₁	152	386	12.5
	polluted A ₂	52.2	54.2	10.6
	polluted A ₃	38.2	35.8	7.86
	remediated	85.6	70.1	6.24
Cu	polluted A ₁	0.80	4.35	1.15
	polluted A ₂	0.64	0.84	1.09
	polluted A ₃	0.64	0.21	1.11
	remediated	0.57	0.42	0.57
Zn	polluted A ₁	6.00	91.0	5.27
	polluted A ₂	6.43	41.13	6.24
	polluted A ₃	66.8	7.55	8.11
	remediated	24.6	3.42	6.16
Cd	polluted A ₁	0.37	1.96	0.13
	polluted A ₂	0.11	0.39	0.10
	polluted A ₃	1.59	0.46	0.22
	remediated	0.16	0.04	0.02
Cr	polluted A ₁	1.19	0.85	0.23
	polluted A ₂	0.45	0.36	0.20
	polluted A ₃	0.51	0.39	0.28
	remediated	0.25	0.33	0.07

고 각각의 원소함량을 분석한 결과를 Table 3에, 각 원소의 분석함량을 농경지별, 부위별로 대비시켜 Fig. 13에 각각 나타냈다. 부위별 원소의 농축현황을 보면 Mn의 경우 줄기 > 잎 > 나락, Fe는 줄기 ≥ 잎 > 나락, Cu는 나락 ≥ 잎 ≤ 줄기, Zn은 줄기 ≥ 잎 > 나락, Cd은 줄기 ≥ 잎 > 나락, Cr은 잎 > 줄기 > 나락순으로 나타나 동일 원소에서도 농경지에 따라 농축되는 부위가 서로 달라지는 경우가 많아 일관성이 없었다. 특히 이러한 일관성의 결여는 줄기와 잎 사이에서 뚜렷하였으며 나락의 경우는 Cu를 제외한 모든 원소에서 일관적으로 가장 낮게 농축되는 경향을 보였다. 한편 Cu는 대부분 나락에서 가장 농축되는 경향을 보여 타 원소와 상이한 농축특성을 보였다. 오염지와 객토지 간의 벼의 각 부위별 원소함량을 비교해보면, Mn의 경우 모든 부위에서 오염지와 객토지 사이에 뚜렷한 농도차이를 보이지 않지만 오히려 객토지에서 더 농축되는 경향을, Fe은 줄기와 잎에서는 뚜렷한 농도차이가 없으나 나락에서는 객토지가 약간 낮아지는 경향을, Zn은 줄기에서는 객토지가 오염지에 비해 낮은 농도를 보이지만 나락에서는 서로 유사한 농도범위를, 잎에서는 객토지에서 더 높아지는 경향을 각각 보였다. 또한 Cu는 잎과 나락에서, Cd과 Cr은 잎, 줄기, 나락 모든 부위에서 객토지가 오염지에 비해 낮은 농도범위를 보였다. 특히 인간생활에 직접적으로 영향을 미칠 수 있는 나락만을 볼 때 Mn과 Zn을 제외한 모든 원소에서 객토지 나락 (Fe=6.24 ppm, Cd=0.015 ppm, Cr=0.07 ppm, Cu=0.567 ppm)은 오염지의 나락 (Fe=7.86~12.52 ppm, Cd=0.096~0.215 ppm, Cr=0.195 ~0.275 ppm, Cu=1.085~1.151 ppm)에 비해 농도가 현저히 낮아지는 경향을 보였다. 이러한 결과는 중금속으로 오염된 토양을 복구하는데 있어 특히 농작물 중의 중금속 함량을 낮추는데 있어서는 반전객토법이 효율적으로 이용될 수 있음을 시사한다. 그러나 반전객토법은 오염된 토양을 하부의 비오염 토양과 단순히 혼합하는 방법이기 때문에 토양의 분석결과에서 보였듯이 오염성분을 제거한다는 측면에서는 완전치 못하며 상기와 같은 효과가 단순히 토양의 물리성 개선 및 이에 따른 토양환경의 변화 등에 의한 일시적 효과일 가능성이 역시 전적으로 배제할 수 없을 것으로 판단된다. 따라서 오염토양의 복구방법으로서 반전객토법의 유효성을 정확히 평가하기 위해서는 보다 장기적으로 모니터링이 필요할 것으로 판단된다. 그럼에도 불구하고 현 자료는 반전객토이 토질개선 방법 중 가장 간편하고 오염된 토양 부분의 배출토에 대한 처리문제 및 이로 인한 이차오염문제 등을 고려하지 않아도 된다는 점 등을 함께 고려할 때 복토객토법이나 배출토객토법에 비해 경제적으로나 환경

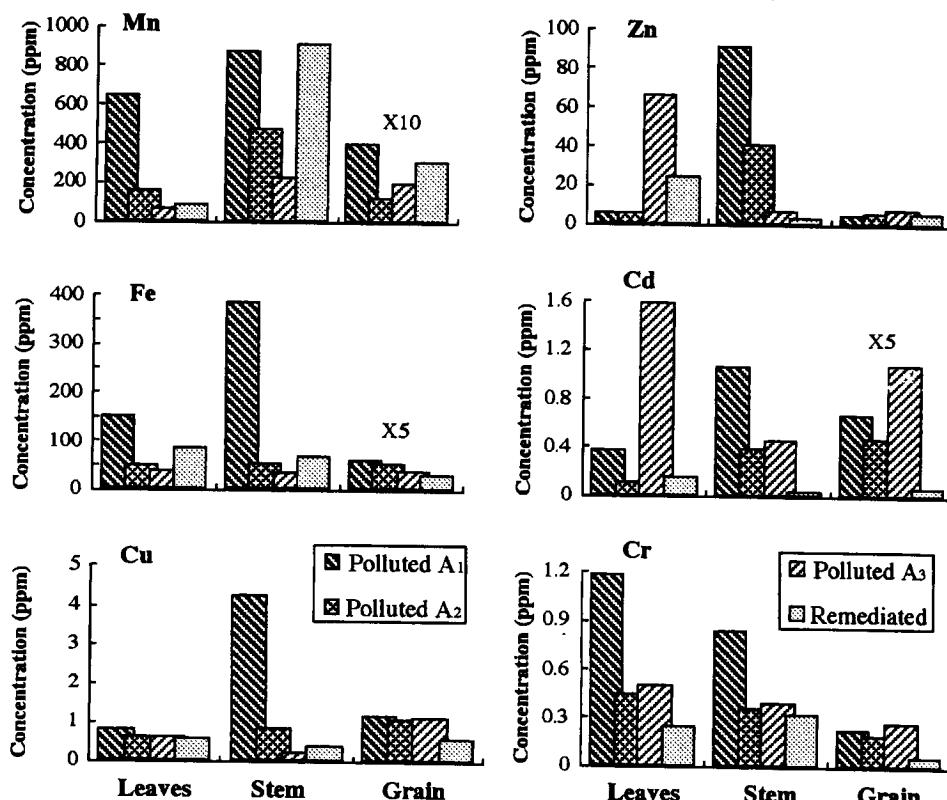


Fig. 13. Comparative histograms of heavy metal content in different parts of rice plants from polluted and remediated rice fields in the downstream area of the Dongjin mine.

적으로 우수한 방법일 수 있음을 입증하고 있어 소규모 금속광산 주변으로 비교적 오염정도가 심하지 않은 토양을 정화하는데 있어 유용하게 이용될 수 있을 것으로 판단된다.

결 론

폐금속 광산 주변 및 광산 하부 농경지 토양에 대한 중금속 오염원으로서 폐금속 광산 주변에 방치된 폐석의 영향을 고찰하고 오염토양에 대한 복구방법으로서 반전객토의 효율성을 검토하기 위하여 동진 금·은·동 광산 주변토양과 하부 농경지 중 오염된 논, 객토된 논 및 오염되지 않은 논을 선정하여 각각의 토양과 벼에서 보여지는 금속원소의 함량과 분포특성을 비교·고찰한 결과 다음과 같은 결론을 얻을 수 있었다.

1. 동진광산 주변에 방치된 폐광석에 의한 주변 토양 중의 금소원소 부화현상은 주로 폐광석 주변과 광산의 남쪽사면에서 두드러졌으며 남쪽사면의 하부농경지까지 연장되어 있었다.

2. 특히 폐광석 주변 및 하부농경지 주변 토양은 세계 각국에서 채택하고 있는 토양오염기준치 ($As=12 \text{ ppm}$, $Cu=40 \text{ ppm}$)를 훨씬 초과하고 있어 적절한 광해방지대책이 필요하였다.

3. 쑥 중에서의 원소부화현상은 서식지 토양에 비해 더 넓은 범위에서 일어나고 있었으며 토양에서 부화현상이 인지되지 않는 북쪽사면 하부에서도 나타나 이곳 역시 폐광석의 영향을 받고 있음을 나타내고 있다.

4. 따라서 토양오염범위를 추적하기 위한 대상시료로서 토양은 현 오염정도 및 범위를 파악하는데 유효한 반면 쑥 등의 식물은 현재 상태는 물론 잠재적 오염가능범위를 추정하는데 있어 유용한 정보를 제공할 수 있을 것으로 기대된다.

5. 반전객토된 논토양 중의 평균원소함량은 오염 논토양과 유사한 범위를 보였으나 원소의 심도별 함량변화는 오염 논토양에서 뚜렷하게 나타나는 표층부화현상이 없는 대신 전체적으로 오염 논토양의 평균값과 유사한 농도 범위에서 거의 일정한 심도별 함량변화를 보여, 오염된 표층토양과 오염되지 않은 하층토양을 서로 혼화시켜 오

염정도를 약화시키는 반전객토의 특징을 잘 나타내고 있다. 이는 반전객토법이 중금속으로 오염된 토양을 정화하는 방법으로서는 완전하지 못함을 의미하며 또한 반전객토법을 이용하여 중금속으로 오염된 토양을 개선하고자 할 경우 바로 반전시키기 보다는 중금속이 농축되어 있는 표층토양 (10~20 cm)을 걷어내고 반전시키는 배출토-반전객토법이 보다 효율적임을 시사한다.

6. 반전객토지에서 산출된 나락의 중금속 함량 ($Cd=0.015 \text{ ppm}$, $Cr=0.07 \text{ ppm}$, $Cu=0.567 \text{ ppm}$)은 오염지 ($Cd=0.096\sim0.215 \text{ ppm}$, $Cr=0.195\sim0.275 \text{ ppm}$, $Cu=1.085\sim1.151 \text{ ppm}$)에 비해 대부분의 원소에서 1/2 이하의 낮은 값을 보이고 있어 비록 반전객토법이 토양으로부터 중금속 오염성분을 제거한다는 측면에서는 완전치 못하지만 농작물의 중금속 오염을 억제하는 수단으로서는 상당히 효율적임을 시사한다. 반전객토법은 복토객토법에서의 고비용 문제, 배출토객토법에서의 배출오염토 처리 및 그로 인한 이차오염문제 등을 고려하지 않아도 된다고 하는 점에서 중금속 오염정도가 심하지 않은 소규모 금속광산 주변의 농경지에 대한 복구수단으로서 매우 유용한 방법이라고 사료된다.

사 사

이 연구는 전북대학교 기초과학연구소의 교육부 학술 연구조성비 (BSRI-96-5425)와 한국과학재단 후원 전략 광물자원연구센터의 지원에 의해 이루어졌음을 밝히며 이에 감사한다.

참고문헌

- 김경웅, 백성희, 이현구 (1995) 유구-광천 금은광화대 지역에서의 토양 및 농작물의 중금속 오염. 자원환경지질, 28권, p. 389-394.
- 김무식, 유근우, 최규철, 황재석 (1995) 수질오염 공정시험법 주해. 도서출판 동화기술, p. 461-473.
- 김상현, 전효택 (1993) 삼보 연-아연-중정석 광산 주변 하상 퇴적물에서의 중금속 오염 연구. 광산지질, 26권, p. 217-226.
- 김옥배, 나춘기 (1987) 금속광상의 탐사를 위한 자연수 지구화학 탐사법의 개발에 관한 연구. 광산학회지, 24권, p. 255-266.
- 나춘기, 전서령 (1995) 모악 금-은 광산에 방치된 폐석이 주변 수계 및 생태계에 미치는 환경적 영향. 자원환경지질, 28권, p. 221-229.
- 박용하 (1996) 중금속 및 비소오염 토양질 평가를 위한 토양오염지표의 고안과 응용 가능성. 한국 토양환경학회지, 1권 1호, p. 47-54.
- 이무성, 전서령, 나춘기, 정재일 (1996) 동진 금-은-동 광산 주변에 방치된 폐석의 환경적 영향. 자원환경지질, 29권, p. 45-55.
- 이재영, 김종근, 이인호, 이진국 (1993) 경북지역 폐금속 광산이 환경에 미치는 영향. 광산지질, 26권, p. 465-472.
- 이재영, 이인호, 이순영 (1996) 금속폐광산 주변의 토양, 식물 및 하천의 중금속오염에 대한 지화학적 연구-달성 및 경산광산-. 자원환경지질 29권, p. 597-613.
- 임수길, 이민효, 김정규, 이창호 (1994) 토양질 기준의 설정에 관한 연구. 한국환경과학협의회.
- 정기채, 김복진, 한상국 (1993) 아연광산 야생식물종의 중금속 함량조사. 한국환경농학회지, 12권, p. 105-111.
- Annon, J. (1977) Ecological evaluation of proposed discharge of dredged and fill material into navigable water. Interim Guidance for Implementation of Section 404 (b) of Public Law 92-500.
- Broekaert, J.A.C., Gucer, S. and Adams, F. (1990) Metal speciation in the environment. Springer Berlin, p. 645.
- Bowen, H.J.M. (1979) Environmental Chemistry of the Elements. Academic Press, London.
- Burchill, S.M., Hayes, M.H.B. and Greenland, D.J. (1981) Adsorption. In: Greenland D.J. and Hayes M.H.B. (eds) Chemistry of soil processes. Wiley, New York, p. 224-400.
- Chaney, R.L. (1989) Toxic element accumulation in soils and crops protecting soil fertility and agricultural food chains. In: Bolt G.H. et al. (eds) Inorganic contaminants in the vadose zone. Springer, Berlin Heidelberg New York, p. 140-159.
- Chapman, P.M., Barrick, R.C., Neff, J.M. and Swartz, R.C. (1987) Four independent approaches developing sediment quality criteria yield similar values for model contaminants. Hazard assessment. Environ. Toxicol. Chem., v. 6, p. 723-725.
- Hobson, D.M. (1993) Rational site investigation. In: Contaminated Land Problems and Solutions. ed. T. Cairney. Chapman & Hall Press.
- Kelly, R.T. (1980) Site investigation and material problems. In: Reclamation of contaminated land. B2/1-B2/12, Society of Chemical Industry Press.
- Koo, M.O. and Russell, B.E. (1965) Report of investigation Tongjin gold-silver-copper mine.
- Leschber, R., Davis, R.D. and L'Hermite, P. (1985) Chemical method for assessing bio-available metals in sludges and soils. Elsevier, London, 96p.
- Li, X., Coles, B.J., Ramsey, M.H., and Thornton, I. (1995) Sequential extraction of soils for multielement analysis by ICP-AES. Chemical Geology, v. 124, p. 109-123.
- McGee, B.L., Schlekat, C.E. and Reinharz, E. (1993) Assessing sublethal levels of sedimentary contamination using the Estuarine Amphipod Leptocherus Plumulosus. Environ. Toxicol. Chem. v. 12, p. 577-587.
- Persaud, D., Jaagumagi, R. and Hayton, A. (1989) Development of provincial sediment quality guidelines. Ontario Ministry of the Environment, Water Resources Branch, Aquatic Biology Section, Toronto, Ontario, Canada.
- Quirk, J.P. and Posner, A.M. (1975) Trace element adsorption by soil minerals. In: Nicholas D.J. and Egan A.R. (eds) Trace elements in soil plant animal systems. Academic Press, New York, p. 95-107.
- Tessier, A., Campbell, P.G.C. and Bisson, M. (1979) Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. Analytical Chemistry, v. 51, p. 844-851.

- Schacklette, H.T. and Boerngen, J.G. (1984) Element concentrations in soils and other surficial materials of the conterminous United States, U.S. Geological Survey Prof. Paper 1270.
- Swain, L.G. and Nijman, R.A. (1991) An approach to the development of sediment quality objectives for Burrard Inlet. In: P. Chapman *et al.* (ed), Proceeding of the 17th Annual Aquatic Toxicity Workshop, 1990, Vancouver, B.C. vol. 2, Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Science No. 1774 v. 2, 12p.
- Wallace, A. and Berry, W.L. (1983) Shift in the thres-
- hold toxicity levels in plants when more than trace metal contaminates simultaneously. *The Sci. of the Total Environ.* v. 28, p. 257-263.
- Xian, X. (1989) Effect of pH on chemical forms and plant availability of Cd, Zn and Pb in polluted soils. *Water, Air and Soil Pollution*, v. 45, p. 265-273.
- Yaron, B., Calvet, R. and Prost, R. (1996) Soil pollution, processes and dynamics. Springer, Berlin Heidelberg New York, p. 99-143.

1997년 4월 9일 원고접수