

## 달성광산지역 토양의 중금속함량 분석결과의 평가

# Evaluation of Analytical Results of Heavy Metal Concentrations in Soils from the Dalsung Mine Area, Korea

김경웅(Kyoung - Woong Kim)\*

**요 약** : 광산활동이 주변지역 토양중의 중금속함량에 미치는 영향을 조사하기 위하여 국내 달성 동-중석 광산지역을 중심으로 지화학적 조사를 수행하여 표토와 심토시료를 채취하였다. 토양의 오염정도를 조사하는 것 외에도 여러 토양분석방법의 비교와 국내토양환경기준의 문제점을 알아보기 위하여 0.1 N 염산, 질산-과염소산과 왕수를 이용하여 토양분석을 위한 용액을 준비한 후 원자흡광분석법으로 Cd, Cu, Pb와 Zn을 분석하였다. 또한 토양내 중금속의 존재형태를 파악하기 위하여 연속추출법을 수행하였다. 질산-과염소산을 이용한 분석법에 의하면 달성광산 주변지역의 토양에 최고 28 µg/g Cd, 5000 µg/g Cu, 2390 µg/g Pb와 930 µg/g Zn이 존재하였으며, 허용한계치로부터 계산되어진 표토와 심토의 오염지수가 환경문제를 야기할수 있을 정도로 높게 나타났다. 그러나 국내 환경오염 공정시험법상의 0.1 N 염산을 이용한 결과는 토양환경보전법령상의 토양오염우려기준보다 낮게 나타나 국내 토양관련 법규 및 분석법에 대한 재고가 필요한 실정이다. 연속추출법 결과 토양내 총 Cu, Pb와 Zn함량은 질산-과염소산 및 왕수를 이용한 분석 결과에 의해 설명되어지며, 이온교환형태로 존재하는 양은 0.1 N 염산을 이용한 결과로 나타낼 수 있다.

**Abstract** : This paper examines the influences of mining activities on the concentrations of heavy metals in soils in the vicinity of the Dalsung Cu-W mine, Korea. Geochemical surveys were undertaken in the Dalsung mine area and sampling of surface and subsurface soils was carried out. Samples were prepared using 0.1 N HCl, HNO<sub>3</sub>-HClO<sub>4</sub> and aqua regia, and analyzed for Cd, Cu, Pb and Zn by Atomic Absorption Spectrometry. In addition, soil samples were sequentially extracted to investigate the chemical speciation of heavy metals in soils. Heavy metals are highly contaminated in soils in the vicinity of mining area ranging up to 28 µg/g Cd, 5000 µg/g Cu, 2390 µg/g Pb and 930 µg/g Zn by the method using HNO<sub>3</sub>-HClO<sub>4</sub>. The pollution indices calculated with the permissible levels are up to 49 in surface and subsurface soils, which are considered sufficient to raise environmental problems. However, the heavy metal levels by the method using 0.1 N HCl are not higher than Korean standard for soil contamination. It suggests that analytical methods and soil standard should be re-examined. From the results of the sequential extraction methods for metal speciation, total Cu, Pb and Zn concentrations may be determined by analytical methods using HNO<sub>3</sub>-HClO<sub>4</sub> or aqua regia, and exchangeable phase of those metals by the method using 0.1 N HCl.

## 서 론

중금속의 근원은 크게 자연적인 것과 인위적인 것으로 나눌 수 있으며(Adriano, 1986), 인위적인 오염원중 하나인 광산활동은 구광도와 폐석 및 광미의 퇴적장으로부터 침출되는 폐수가 대기, 토양 및 수계를 통해 이동하여 지하수, 하천, 토양 및 농작물을 오염시키는 점오염원으로 분류된다(Davies, 1983). 또한 이러한 광산지역은 그 지역 기반암내에 광석광물이 존재하고 있어 잠재적인 오염원으로서 그 지역의 여러 지질매개체의 원소 분포에 영향을 미칠수 있다(Plant and Raiswell, 1983).

대구광역시 달성군 가창면 상원동에 있는 달성광산은 약

40년간 금, 은, 동 및 중석을 생산하였던 광산으로 1975년 휴광된 이후 방치됨에 따라 유해성 광산폐수를 생성하여 유출하고 있어 광산폐수내의 중금속원소제거에 대한 연구(김경웅 외, 1996), 토양오염에 대한 연구(이재영 외, 1993)와 하천수오염 및 공해방지시설 설치방안에 대한 연구(권광수 외, 1995)등이 수행되었다. 그러나 이지역 토양에 존재하는 중금속원소의 함량이 분석방법에 따라 다양하게 나타나 정확한 측정을 통한 오염기준과의 체계적인 비교가 이루어 지지 못하고 있는 실정이다. 본 연구에서는 여러 분석방법에 의하여 달성광산지역 토양의 오염수준과 그 존재형태를 밝히고 토양환경보전법상의 기준과 체계적인 비교를 하고자 한다. 또한 위의 자료를 이용하여 오염지수를 통한 토양오염의 특징을 규명하고 토양오염공정시험방법과 그 기준의 문제점에 대하여도 논의하고자 한다.

\*배재대학교 자원환경공학과(Department of Earth Resources and Environmental Engineering, Paichai University, Taegon 302-735, Republic of Korea)

지형 및 지질

연구가 수행된 지역은 대구광역시 달성군 가창면 상원동 일대의 대한중석 달성광산지역으로 이지역에는 중금속오염원인 폐석 및 광미가 널리 분포되어 있다. 또한 구개도 주변지역에서 나오는 산성폐수는 지하에서 용출된 후 수 미터로 노출되어 흐르다가 다시 토양으로 침투하여 토양을 오염시키고 있다(권광수 외, 1995). 달성광산지역의 기반암으로는 주로 안산암질암, 안산반암 및 관입 석영안산암질 각력암이 넓게 분포하며, 이들 안산암질암류는 광산 서측에서 화강반암과 몬조나이트의 차례로 관입되어 있다(Figure 1). 광상은 몬조나이트의 관입으로 파쇄된 안산암질암의 각력간을 충전하고 있는 각력파이프형 열수광상이다. 주 광석광물은 흑중석, 황동석이나 이외에 미량의 섬아연석, 자류철석, 휘창연석, 휘수연석, 회중석이 수반된다(원종관과 김기태, 1966).

시료채취 및 화학분석

달성광산지역에서는 표토(0~15 cm 깊이)와 심토(15~130 cm 깊이)로 구분하여 총 40개의 시료를 채취하였으며, 대표성을 높이기 위하여 한 지점에서 1 m 간격으로 9곳의 부분시료를 취하여 하나의 시료를 만들었다. 토양은 체질을 거쳐 분리된 -10 mesh의 시료를 -80 mesh로 분쇄한 후 환경오염 공정시험법상의 0.1 N 염산을 이용한 방법(환경부, 1993), 질산-과염소산을 이용한 방법(Thompson, 1983) 및 왕수(Aqua Regia)를 이용한 방법(Davidson *et al.*, 1994)을 통하여 용액을 만든 후 Cd, Cu, Pb, Zn을 원자흡광분석법(Atomic Absorption Spectrometry) 으로 측정하였다(Figure 2). 토양시료중 특징적으로 높은 중금속을 포함하고 있는 시료에 대하여 -10 mesh 시료로 연속추출법을 이용하여 각 원소들의 존재형태를 조사하였으며(Davidson *et al.*,

1994), 토양오염의 원인이라 생각되는 산성광산폐수내의 중금속원소 함량도 조사하였다. Figure 3에 나타난 Step 1은 이온교환형태(exchangeable, water & acid soluble phase)로 존재하는 함량을 의미하고, Step 2는 철/망간 산화물 형태(reducible phase), Step 3는 유기물과 황화물형태(oxidizable phase), 그리고 residue는 잔류형태(residual phase)로 존재하는 것을 의미한다

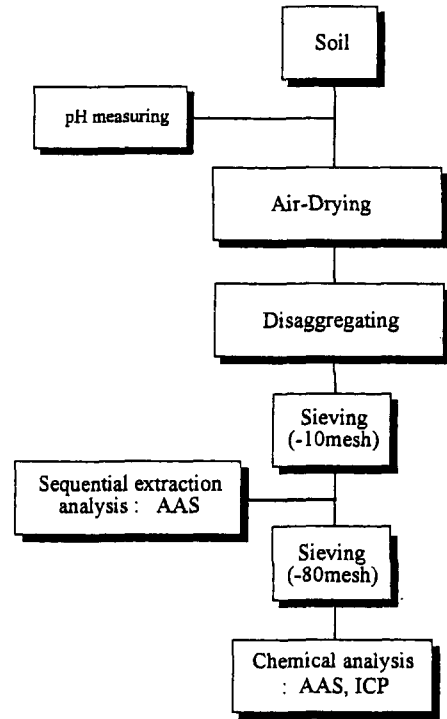


Figure 2. Flow chart of whole experimental procedure.

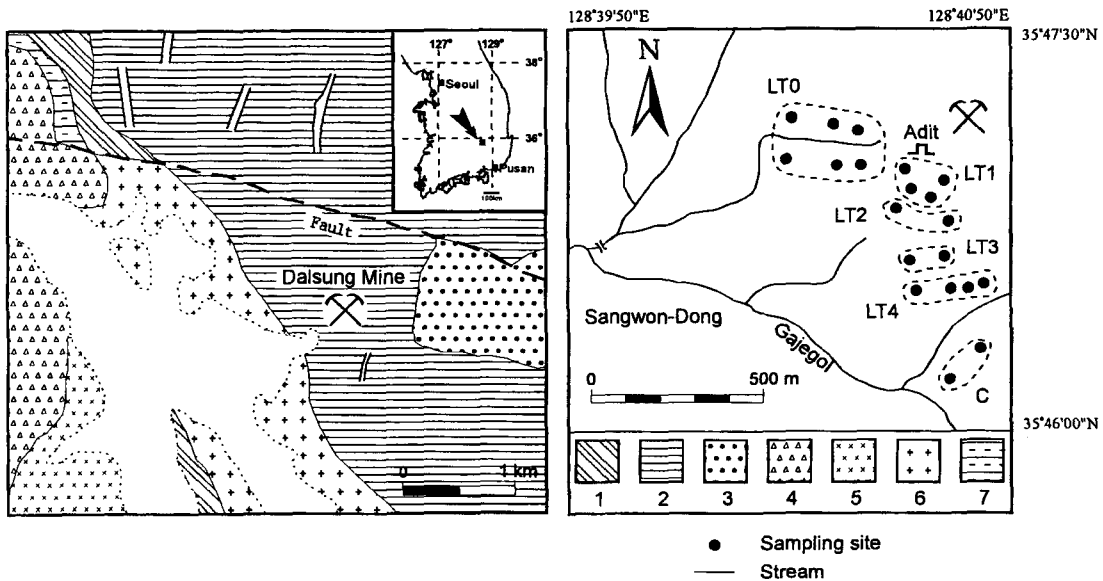


Figure 1. Sampling locations in the Dalsung mine area (Won and Kim, 1966).

1. Jain Formation, 2. Andesitic rocks, 3. Andesite porphyry, 4. Intrusive dacite breccia, 5. Granite porphyry, 6. Quartz monzonite, 7. Felsites, LT 0 : Lower Tunnel 0 area, LT 1 : Lower Tunnel 1 area, LT 2 : Lower Tunnel 2 area, LT 3 : Lower Tunnel 3 area, LT 4 : Lower Tunnel 4 area, C : Control area.

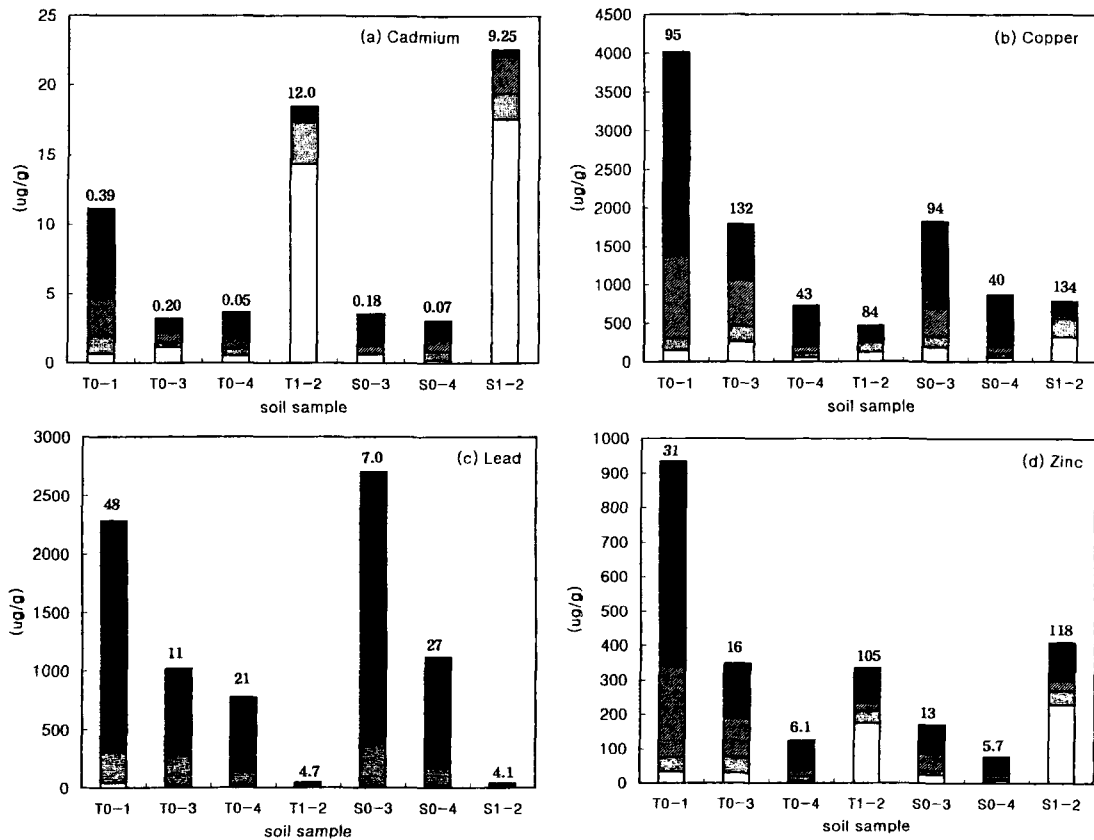


Figure 3. Heavy metal concentrations in soils by sequential extraction method in the Dalsung mine area [T: top soil & S: subsurface soil] (Exchangeable metal concentrations are given in µg/g on top of each column).  
 ■: Residual, ▨: Oxidizable, ▩: Reducible, □: Exchangeable

(Davidson *et al.*, 1994). 모든 분석과정에서는 중복시료, 참고시료 및 blank를 첨가하여 data quality control과정을 거친 신뢰성 있는 분석결과를 얻었으며(Ramsey *et al.*, 1987), 자료처리는 지구통계학적인 과정을 통하여 수행하였다(Davies, 1986).

### 결과 및 논의

#### 여러 가지 분석법에 의한 광산주변지역 토양중 중금속원소 함량의 비교

달성광산지역 토양중 중금속원소 함량을 조사하기 위하여 질산-과염소산을 이용한 방법과 왕수를 이용한 방법에 의해 분석된 값은 시료채취시 광산폐수의 유출이 발견된 하 0번갱 및 1번갱 주변지역 (LT 0, LT 1 area)의 몇몇 표토 및 심토에서 Bowen (1979)이 제시한 문헌상의 토양중 평균함량인 0.35 µg/g Cd, 30 µg/g Cu, 35 µg/g Pb와 90 µg/g Zn을 훨씬 넘어 광산활동에 의한 토양오염이 상당히 진행되었음을 알수 있다(Table 1). 위의 두 방법을 이용한 토양중 함량은 여러 문헌상에 제시된 평균치가 대부분 강산을 이용한 총함량이므로 직접적인 비교가 가능하다. 또한 이러한 오염은 광산폐수의 영향이외에도 달성 Cu-W 광산 주변의 토양이 하부 기반암의 영향을 받아 열수 황화광상에서 Cu와 수반되는 원소가 전체적으로 부화되어 있음을 보이며(김경웅 외, 1996), 토양의 pH 값이 3.9에 까지 이르는 강산성으로 나타나

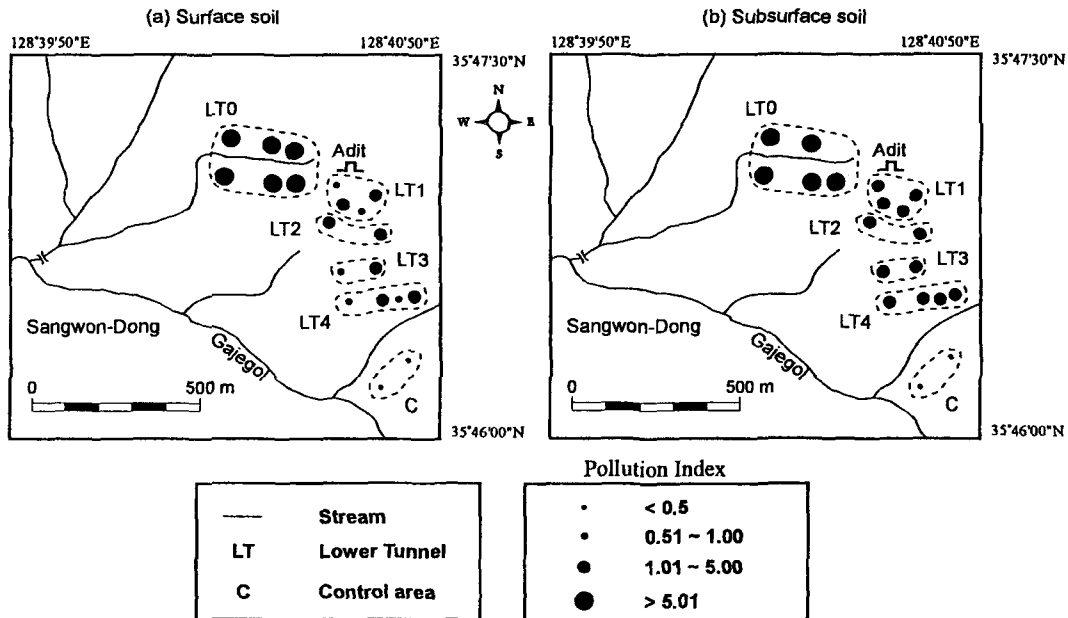
토양내 중금속원소의 이동이 용이하므로 이지역의 토양에서 경작된 농작물에 중금속 축적이 예상된다(Adriano, 1986).

국내 환경오염 공정시험법(환경부, 1993)에 따라 0.1 N HCl을 이용하여 분석한 Cd, Cu, Pb, Zn함량은 앞의 두 방법과는 많은 차이가 있고 최대 수십분의 일까지 함량이 적은 것으로 나타난다(Table 1). 이를 환경오염 공정시험법에 의한 토양환경보전법(환경부, 1996) 상의 공장, 산업지역 토양오염 우려기준 12 µg/g Cd, 200 µg/g Cu와 400 µg/g Pb과 비교하면 앞의 하 0번갱 및 1번갱 주변지역의 모든 토양에서 오염이 발견되지 않는 것으로 보고된다. 이러한 차이점은 국내 토양환경기준이 분석방법을 고려하지 않은 상태에서 제정되어 토양환경보전법상의 우려기준 및 대책기준을 정할 때 참고자료로 강산을 이용하여 완전분해된 토양중의 총함량을 이용하였음에도 불구하고 그 분석방법은 약산추출법으로 규정하였기 때문이다(Kabata-Pendias and Pendias, 1984). 실제로 0.1 N HCl에 의한 함량을 연속추출법에 의한 결과와 비교할 때(Figure 3), exchangeable 형태로 존재하는 양과 유사한 값을 보여 토양중의 총함량에 대해 제시된 국내 우려기준 및 대책기준을 위한 분석방법으로는 적절하지 못하다. 따라서 토양환경보전법의 보전을 위하여 환경오염 공정시험법상의 분석법을 약산추출법에서 현재의 기준치에 적합한 강산을 이용한 방법(왕수법 또는 과염소산법)으로 바꾸어야 할 것이다. 또 다른 방법은 약산추출법에 적합한 새로운 기준치를 제시하

**Table 1.** Concentrations of Cd, Cu, Pb and Zn in soils attacked by 0.1 N HCl, HNO<sub>3</sub>-HClO<sub>4</sub> and aqua regia

Sample I.D.	0.1 N HCl (µg/g)				HNO <sub>3</sub> -HClO <sub>4</sub> (µg/g)				Aqua Regia (µg/g)			
	Cd	Cu	Pb	Zn	Cd	Cu	Pb	Zn	Cd	Cu	Pb	Zn
T*0-1	0.39	95	48	31	9.5	5000	2390	930	10	5050	2785	965
T*0-2	1.10	57	4.5	6.3	3.6	2750	957	234	-	-	-	-
S**0-2	0.32	40	2.5	4.8	2.0	1340	2410	110	-	-	-	-
T*0-3	0.20	132	11	16	2.9	1810	1010	313	2.8	1850	1145	311
S**0-3	0.18	94	7.0	13	3.1	1870	2920	124	2.5	1920	3195	140
T*0-4	0.05	43	21	6.1	28	776	801	173	2.2	775	785	132
S**0-4	0.07	40	27	5.7	2.0	956	1140	105	3.0	920	1200	82
T*0-6	0.50	43	19	4.9	4.3	1230	785	272	-	-	-	-
S**0-6	0.14	55	14	4.8	2.8	880	821	237	-	-	-	-
T*1-2	12.0	84	4.7	105	12	496	61	333	16	535	44	336
S**1-2	9.25	134	4.1	118	16	868	61	371	17	875	42	450

T\* : top soil, S\*\* : subsurface soil



**Figure 4.** Pollution index of soils in the Dalsung mine area.

는 것으로 이를 위해서는 좀 더 많은 연구가 필요할 것이다. 참고로 Adriano(1986)가 제시한 약산으로 추출가능한 각 원소의 허용한계치는 10 µg/g Cu, 3.4 µg/g Pb와 5 µg/g Zn이다.

**토양중의 중금속함량에 의한 오염지수의 계산**

인류활동에 기인한 오염정도를 나타내는 오염지수(Pollution index)는 여러 문헌에서 인용되었으며(Nimick and Moore, 1991), 이는 퇴적물이나 토양등의 지질매개체에 나타날 수 있는 복합적인 중금속오염정도를 정량화하기 위하여 도입되었다(Chon et al., 1995). 달성광산지역에서의 중금속오염은 Cu와 수반관계 있는 여러원소에서 복합적으로 나타나므로 이를 예상할수 있는 지표로써 중금속원소의 함량과 허용한계치와의 비를 이용한 오염지수(Pollution index)를 제안하여 그 오염정도를 비교하고자 한다.

$$\text{오염지수} = \frac{\sum(\text{토양내의 중금속원소함량} / \text{허용한계치})}{\text{중금속원소의 수}}$$

**(Pollution index)**

오염지수계산에 이용된 원소로는 Cd, Cu, Pb, Zn과 같이 광석광물에 존재하는 중금속원소(김경웅 외, 1996)를, 허용한계치는 Kabata-Pendias and Pendias(1984)가 제시한 토양내 한계인 3 µg/g Cd, 100 µg/g Cu, 100 µg/g Pb, 300 µg/g Zn을 이용하였다. 이와같이 계산된 오염지수는 각 원소별로 허용한계치와의 비를 평균한 것이므로 이 값이 1보다 크면 토양에 중금속오염이 존재함을 의미한다.

Figure 4에 나타난 오염지수를 볼 때, 중금속함량이 높게 나타난 하 0번 갱지역의 표토 및 심토에서 특징적으로 높은 오염지수의 값을 보인다. 하 1, 2, 3, 4번 갱지역의 표토 및 심토에서도 각각 0.4~2.8, 1.2~3.3의 값을 보여 광산활동에 전혀 영향을 받지 않은 비교지역(control area)의 0.3~0.4 보다 높음을 알수 있다. 특히 하 1, 2, 3, 4번 갱지역의 표토와 심토를 비교할 때 심토는 전체적으로 1보다 큰 값을 보여 하부 기반암의 영향으로

오염이 진행되었음을 보여주며 표토의 경우 광산폐수가 유출된 지역에서는 오염이 심화되었으나 광산폐수가 유출되지 않은 몇몇 지역에서는 1보다 작은 0.4의 오염지수를 보여 비교지역과 비슷한 양상을 보인다.

토양이 오염되었을때 그 토양에서 자란 농작물은 인체로의 중금속원소 이동의 중요한 매개체이므로 토양에서 농작물로의 이동에 영향을 미치는 토양내 중금속원소의 존재형태는 농작물 및 인체에 대한 영향을 예상할수 있는 한 방법이 될수 있을 것이다. 특히 중금속원소함량이 높은 이지역의 토양에서는 주로 벼가 경작되어 이지역 주민의 건강에 영향을 미칠수 있으므로 농작물내의 중금속함량의 조사도 계속 진행되어야 할 것이다.

**토양중 중금속원소의 존재형태와 총함량과의 관계**

토양에 존재하는 중금속원소들 사이의 분산특징을 조사하기 위하여 원소간의 상관계수를 조사하였다(Table 2). 대부분의 지화학 자료와 마찬가지로 분석결과는 로그정규분포를 이루었으므로 (Davies, 1986), 로그로 변환한 표토내 Cd와 Cu, Pb함량 사이에는 유의한 양의 상관관계를 보여 달성광산 지역의 주요 광석광물에 존재하는 위의 원소들이 토양오염의 원인이 되었음을 보여준다. 또한 표토와 심토내 Cu와 Pb 함량의 사이에도 유의한 양의 상관관계가 존재하여 표토와 심토에 중금속오염이 같이 진행되었음을 나타낸다. 광산주변지역 토양오염의 원인은 광산폐수에 의한 것과 기반암의 영향에 의한 것으로 구분될 수 있으며(Davies, 1983), 본 지역 표토내의 함량이 심토내의 함량보다 높은 것으로 나타나 광산폐수에 의한 오염이 우세한 것으로 예상되어진다.

토양에 존재하는 중금속원소의 총함량보다는 식물에 쉽게 이동되어질 수 있는 형태로 존재하는 원소의 함량이 그 토양에서 경작되는 농작물내의 원소함량을 지배하는 더욱 유용한 정보가 될수 있다(John *et al.*, 1972). Davidson *et al.*(1994)이 제시한 연속추출법을 이용하여 조사된 토양중 Cd, Cu, Pb, Zn의 존재형태는 이러한 정보이외에도 토양오염의 원인도 밝힐수 있을 것이다. 실험결과의 신뢰성을 나타내는 회수율(Recovery)은 Cu, Pb, Zn의 경우 평균 91%, 91%, 101%의 양호한 결과가 나타났으나 Cd의 경우 측정한계로 인해 실제함량보다 높게 측정되어

**Table 2.** Correlation coefficients between log transformed Cd, Cu, Pb and Zn concentrations in soils

(a) Surface soil (Number of samples = 17)				
	Cd	Cu	Pb	Zn
Zn	0.37	0.04	0.53	1.00
Pb	0.50*	0.61*	1.00	
Cu	0.51*	1.00		
Cd	1.00			
(b) Subsurface soil (Number of samples = 17)				
	Cd	Cu	Pb	Zn
Zn	0.09	-0.26	0.08	1.00
Pb	-0.04	0.63*	1.00	
Cu	0.30	1.00		
Cd	1.00			

\*Significant at P = 0.05, \*\*Significant at P = 0.01

비교적 높은 회수율을 보인다(김경웅 외, 1996).

연속추출법을 위한 시료는 과수원 및 밭으로 이용되고 있는 하 0번 갭 주변지역의 비교적 함량이 높은 표토 및 심토, 하 1번 갭 폐수가 유출되는 잠목이 우거진 토양의 표토 및 심토를 이용하였다. 특징적으로 Cu와 Pb의 경우는 기반암으로 부터의 영향이라고 예상되는 잔류형태로 존재하는것이 압도적으로 우세하며, 이외에도 Cu는 유기물과 황화형태, Pb는 철/망간 산화물의 형태도 존재함을 보여준다(Figure 3). 지구화학적으로 수반관계가 있는 Cd와 Zn은 각각 유사한 존재형태를 보여주며 토양오염의 원인이 되는 광산폐수내 중금속의 양을 방류수 배출기준과 원소별로 비교할 때 Cd와 Zn이 다른 원소보다 상대적으로 높아 토양내 이

**Table 3.** Correlation coefficients between heavy metal concentrations in soils by sequential extraction method and total analysis (Ex: exchangeable, Red: reducible, Ox: oxidizable & Res: residual)

(a) Cadmium (Number of samples = 7)			
	Aqua Regia	HNO <sub>3</sub> +HClO <sub>4</sub>	0.1 N HCl
Ex	0.91**	0.27	0.96**
Ex+Red	0.93**	0.27	0.97**
Ex+Red+Ox	0.95**	0.28	0.95**
Ex+Red+Ox+Res	0.99**	0.28	0.90**
0.1 N HCl	0.89**	0.23	1.00
HNO <sub>3</sub> +HClO <sub>4</sub>	0.22	1.00	
Aqua Regia	1.00		
(b) Copper (Number of samples = 7)			
	Aqua Regia	HNO <sub>3</sub> +HClO <sub>4</sub>	0.1 N HCl
Ex	0.09	0.08	0.97**
Ex+Red	0.16	0.16	0.98**
Ex+Red+Ox	0.88**	0.87*	0.62
Ex+Red+Ox+Res	1.00**	0.99**	0.25
0.1 N HCl	0.22	0.21	1.00
HNO <sub>3</sub> +HClO <sub>4</sub>	1.00	1.00	
Aqua Regia	1.00		
(c) Lead (Number of samples = 7)			
	Aqua Regia	HNO <sub>3</sub> +HClO <sub>4</sub>	0.1 N HCl
Ex	0.63	0.60	0.96**
Ex+Red	0.92**	0.92**	0.37
Ex+Red+Ox	0.93**	0.92**	0.38
Ex+Red+Ox+Res	1.00**	1.00**	0.48
0.1 N HCl	0.48	0.45	1.00
HNO <sub>3</sub> +HClO <sub>4</sub>	1.00	1.00	
Aqua Regia	1.00		
(d) Zinc (Number of samples = 7)			
	Aqua Regia	HNO <sub>3</sub> +HClO <sub>4</sub>	0.1 N HCl
Ex	0.21	0.12	0.99**
Ex+Red	0.30	0.22	0.99**
Ex+Red+Ox	0.88**	0.83*	0.65
Ex+Red+Ox+Res	1.00**	0.99**	0.24
0.1 N HCl	0.28	0.21	1.00
HNO <sub>3</sub> +HClO <sub>4</sub>	0.99**	1.00	
Aqua Regia	1.00		

\*Significant at P = 0.05, \*\*Significant at P = 0.01

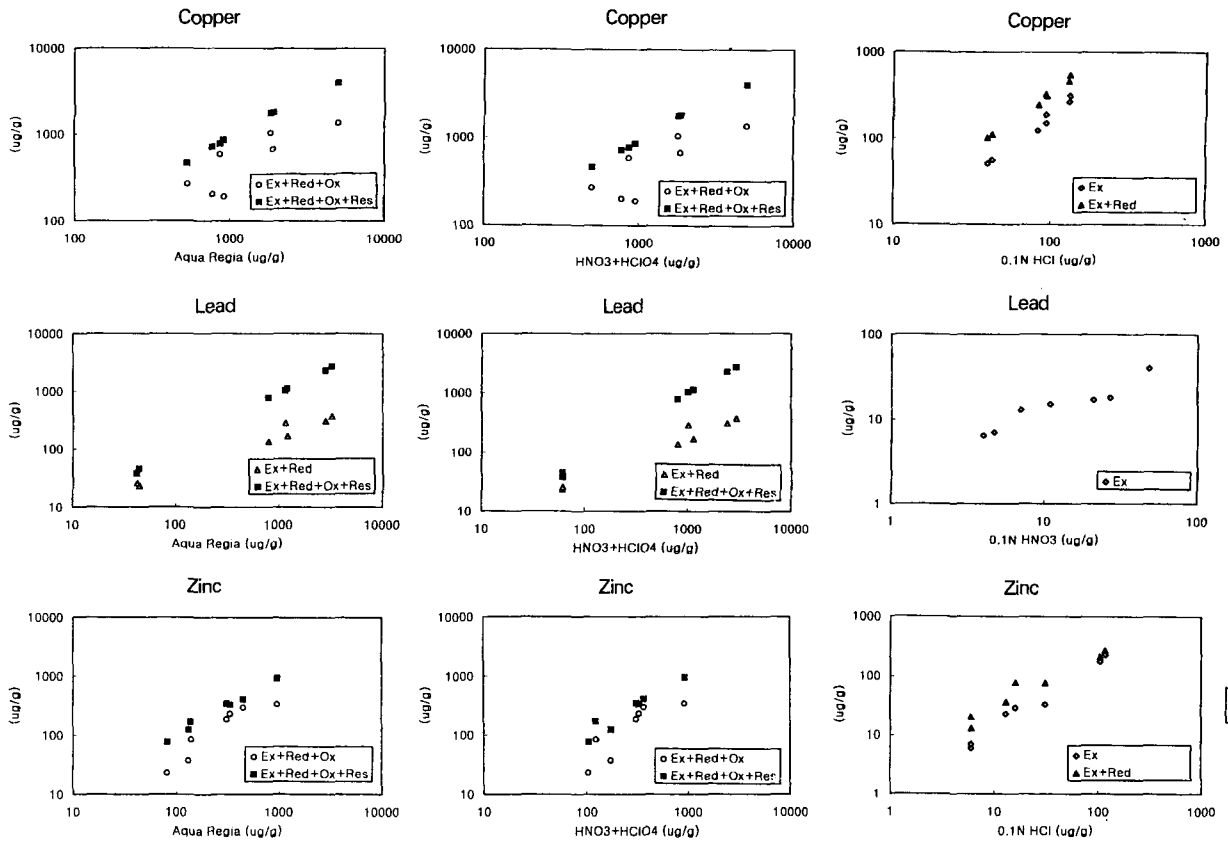


Figure 5. Relationships between heavy metal concentrations in soils by sequential extraction method and total analysis (Ex: exchangeable, Red: reducible, Ox: oxidizable & Res: residual).

은교환형태나 산화물 형태의 근원이 된 것으로 생각된다.

Table 3에 나타난 각 step별 함량의 누적값과 여러 분석방법에 의한 함량사이의 상관관계를 볼 때 Cd의 경우 특징적으로 함량이 높은 시료 두 개가 전체적인 상관계수를 좌우해 통계학적으로 의미를 갖기 어렵다. Cu와 Zn은 비슷한 양상을 보이는데 유기물과 황화물형태나 잔류형태로까지 존재하는 양은 질산/과염소산법과 왕수법에 의한 함량과 관계가 있으며, 0.1 N 염산을 이용한 방법은 이온교환형태나 철/망간 산화물형태로 존재하는 양까지를 설명한다(Figure 5). Pb의 경우 질산/과염소산법과 왕수법은 모든 step의 합인 잔류형태까지의 누적함량을 가장 잘 설명하고, 0.1 N 염산법은 이온교환형태로 존재하는 양과 유의한 상관관계를 보인다(Figure 5).

## 결론

1. 달성광산 주변지역(LT area) 토양은 평균치를 훨씬 넘어 광산활동에 의한 토양오염이 상당히 진행되었음을 알 수 있다. 특히 시료채취시 광산폐수의 유출이 발견된 하 0번 갱 및 1번 갱 주변지역(LT 0, LT 1 area)의 몇몇 표토에서는 강산처리법 결과 최고 28 µg/g Cd, 5000 µg/g Cu, 2390 µg/g Pb, 930 µg/g Zn이 존재하고 있어 국내 급속광산에 존재하는 토양중 평균함량보다도 최고 수백배까지 높은 것으로 나타났다. 그러나 국내 환경오염 공정시험법에 따라 0.1 N HCl을 이용하여 분석한 결과는 토

양중의 Cd, Cu, Pb, Zn함량이 토양환경보전법상의 공장, 산업지역 토양오염 우려기준보다 낮게 나타나 하 0번 갱 및 1번 갱 주변지역의 모든 토양에서 오염이 발견되지 않는 것으로 보고된다. 이는 국내 토양환경기준이 분석방법을 고려하지 않은 상태에서 제정되었기 때문이다.

2. 원소함량에 의하여 계산된 오염지수는 중금속함량이 높게 나타난 하 0번 갱지역의 표토 및 심토에서 특징적으로 높은 값을 보인다. 하 1, 2, 3, 4번 갱지역의 표토 및 심토에서도 각각 0.4~2.8, 1.2~3.3의 값을 보여 0.3~0.4의 값을 가지는 비교지역보다 높음을 알 수 있다. 특히 하 1, 2, 3, 4번 갱지역의 표토와 심토를 비교할 때 심토는 전체적으로 1보다 큰 값을 보여 하부기반암의 영향으로 오염이 진행되었음을 보여주나 표토의 경우 광산폐수가 유출된 지역에서는 오염이 심화되었으나 광산폐수가 유출되지 않은 몇몇 지역에서는 1보다 작은 0.4의 오염지수를 보여 비교지역과 비슷한 양상을 보인다.

3. 연속 추출법에 의해서 토양내 중금속원소의 존재형태를 살펴본 결과 Cu와 Zn의 경우 유기물과 황화물형태나 잔류형태로까지 존재하는 양은 질산/과염소산법과 왕수법에 의한 함량과 관계가 있으며, 0.1 N 염산을 이용한 방법은 이온교환형태나 철/망간 산화물형태로 존재하는 양까지를 설명한다. Pb의 경우 질산/과염소산법과 왕수법은 모든 step의 합인 잔류형태까지의 누적함량을 가장 잘 설명하고, 0.1 N 염산법은 이온교환형태로 존재하는 양과 유의한 상관관계를 보인다. Cu와 Pb의 경우는

잔류형태로 존재하는것이 압도적으로 우세하며, Cd와 Zn의 경우는 이온교환형태나 산화물형태로 존재하는 양이 대부분 40%를 넘으며, 광산폐수내 Cd와 Zn이 다른 원소보다 상대적으로 높아 토양내 이온교환형태나 산화물 형태의 근원이 된 것으로 생각된다.

사 사

본 연구는 1996년도 한국과학재단의 핵심전문연구(과제번호 961-0407-020-1: 달성광산 주변지역에서의 중금속오염과 이의 제거방안)의 연구비 지원으로 이루어졌다. 연구수행시 분석작업을 위해 실험실 사용을 허락해 준 서울대학교 자원공학과와 전효택교수와 시료채취에 도움을 준 한국자원연구소의 홍영국 박사께 감사드립니다.

참고문헌

권광수, 민정식, 홍영국, 김성재, 이종립, 윤인주, 이재천, 정영욱, 1995, 달성광산 공해방지시설 설치방안 조사 연구. 대구광역시 달성군청, 한국자원연구소, 191p.  
 김경용, 홍영국, 김택남, 1996, 달성광산 주변지역에서의 중금속오염과 이의 제거방안. 자원환경지질학회지, 29, p. 57-63.  
 원종관, 김기태, 1966, 달성광산 부근의 지질과 광화작용에 대하여. 지질학회지, 2, p. 52-68.  
 이재영, 김종근, 이인호, 이진국, 1993, 경북지역 폐금속광산이 환경에 미치는 영향. 자원환경지질학회지, 26, p. 465-472.  
 환경부, 1993, 토양오염 공정시험법. p. 336-340.  
 환경부, 1996, 토양환경 보전법령, 65p.  
 Adriano, D.C., 1986, Trace Elements in the Terrestrial Environment. Springer-Verlag, New York. 533p.  
 Bowen, H.J.M., 1979, Environmental Chemistry of the Elements. Academic Press, London, 333p.

Chon, H.T., Kim, K.W. and Kim, J.Y., 1995, Metal contamination of soils and dusts in Seoul metropolitan city, Korea. Environ. Geochem. and Health, 17, p. 139-146.  
 Davies, B.E., 1983, Heavy metal contamination from base metal mining and smelting: implications for man and his environment. In Applied Environmental Geochemistry (Ed., I. Thornton), Academic Press, London, p. 425-462.  
 Davies, J.C., 1986, Statistics and Data Analysis in Geology (2nd Ed.). John Wiley & Sons, New York, 646p.  
 Davidson, C.M., Thomas, R.P., McVey, S.E., Perala, R., Littlejohn, D. and Ure, A.M., 1994, Evaluation of a sequential extraction procedure for the speciation of heavy metals in sediments. Anal. Chim. Acta, 291, p. 277-286.  
 John, M.K., VanLaerhoven, C.J. and Chuah, H.H., 1972, Factors affecting plant uptake and phytotoxicity of cadmium added soils. Environ. Sci. Technol., 6, p. 1005-1009.  
 Kabata-Pendias, A. and Pendias, H., 1984, Trace Elements in Soils and Plants. CRC Press, Florida, 315p.  
 Nimick, D.A. and Moore, J.M., 1991, Prediction of water-soluble metal concentrations in fluviially deposited tailing sediments, Upper Clark Fork Valley, Montana, U.S.A.. Appl. Geochem., 6, p. 635-664.  
 Plant, J.A. and Raiswell, R., 1983, Principles of environmental geochemistry. In Applied Environmental Geochemistry (Ed., I. Thornton), Academic Press, London, p. 1-39.  
 Ramsey, M.H., Thompson, M. and Banerjee, E.K., 1987, Realistic assessment of analytical data quality from inductively coupled plasma atomic emission spectrometry. Anal. Proc., 24, p. 260-265.  
 Thompson, M., 1983, Analytical methods in applied environmental geochemistry. In Applied Environmental Geochemistry (Ed., I. Thornton), Academic Press, London, p. 75-101.