

팔봉광산 선광광미와 주변토양의 중금속 오염 특성

이영업^{1*} · 정재일¹ · 권영호²

¹전북대학교 자연대학 과학기술학부 지구환경과학과, ²서남대학교 공과대학 환경공학과

The Characteristics of Heavy Metal Contamination in Tailings and Soils in the Vicinity of the Palbong Mine, Korea

Young Up Lee^{1*}, Jae Il Chung¹ and Young Ho Kwon²

¹Dept. of Earth & Environmental Sciences, College of Natural Sciences, Chonbuk National University, Chonju 561-756, Korea

²Department of Environmental Engineering, College of Engineering, Seonam University, Namwon 590-170, Korea

The characteristics of the heavy metal contamination in the soils affected by the tailings of the Palbong mine have been studied. The soils in the studied area consist mostly of loam by the particle size analysis, but a little of it, located near the stream, consist of loamy sand to sandy loam, finally to loam downward. The organic contents of soils are significantly low about 2 percent and the pH is in acidic ranging 6.0 ± 0.1 . The samples of the parent rocks, the normal soils, the tailings and the channel deposits from the studied area were chemically analysed. From the result, the heavy metal concentration of the soils is a little low compared with that of the parent rocks, shows the hydrologic process of the surface and the groundwater. The contamination of the tailings from the ore mining are high in lead, copper and arsenic. In the channel deposits the concentrations of lead and copper are abnormally high but that of arsenic is uniquely low. And most of heavy metal contamination are decreased with the distance from the mine. It is caused by the properties of the surface and the ground water during the process of the heavy metal migration. The correlation-coefficient between sand and silt contents and the concentrations of Cd, Cu and Pb are significant but the amounts of As and Hg are increased with the clay contents. The dispersion of the heavy metals with the distance shows that the concentrations of them in the soils sampled at distance of 100 m to 200 m along the stream started near the Palbong mine are extremely high compared with those from other distances. These discrepancies are significant in Cd, Cu, Pb and Hg, but low in As. All the samples contain below detection limit of Cr⁶⁺. In the present stream water the concentrations of the heavy metals are not detected. So, it is interpreted that the concentrations in the soils are caused by the activities of the mining during the operation and have been continued by the dispersion from the tailings since after the closure of the mining, especially by the surface and ground water. The concentrations are diminished with the distance from the mining site, but in the interval of 800~2000 m increases abruptly. In the soil samples counted on the dispersion direction by wind, the lowering of the concentration is relatively uniform with the distance from the mining site. So, the rapid increase of the heavy metal concentrations is presumed to have been caused by the ground-water movement. In the migration of the heavy metals, the groundwater conditions, such as pH, Eh, the contents of colloidal particles, and Mn and Fe oxides are closely involved. Integrating with these factors, it is interpreted that the groundwater conditions which have caused the heavy metal contamination of the studied area are those that the pH is about 3 in oxidized conditions, the contents of the colloidal particles are low, and Mn and Fe oxides are not involved in the migration of the heavy metals. Meanwhile, the vegetables growing on the soils in the studied area are not affected by the contamination of the heavy metals.

Key words : abandoned mine, heavy metal contamination, soil, groundwater

팔봉광산 주변 지역의 오염 특성을 밝히기 위해 선광광미와 주변 토양의 중금속 오염 특성을 조사하였다. 연구 지역의 토양은 일부 토양을 제외한 대부분의 토양이 롬 토양이었으며, 하천 주변 토양 일부도 상류 지역에서 하류쪽으

*Corresponding author: yulee@moak.chonbuk.ac.kr

로 가면서 로미 샌드-샌드 톱 토양에서 톱토양으로 접이한다. 토양 내의 유기물 함량은 평균 2% 정도로 낮았으며, 토양의 pH는 모든 시료에 걸쳐 약간 산성을 띄는 6.0 ± 0.1 이다. 연구 지역에서 분석된 암석, 일반토양, 광미 및 퇴적시료에서는 암석으로부터 기인된 일반토양에서는 중금속의 함량이 암석 자체에 포함된 농도보다 약간씩 낮아져 이들이 지표수나 지하수에 의해 침출되어 나감을 보여준다. 광석으로부터 분리된 광미 더미 시료에서는 납, 구리, 비소의 농도가 높다. 하천 퇴적시료에서도 정상적인 확산 특성을 보이나, 상류 시료에서 납, 구리의 농도는 광미 더미에서 보다 훨씬 높은 농도를 보이는 한편, 비소는 그 농도가 급격하게 떨어지는 특성을 보인다. 카드뮴과 구리, 비소의 농도 변화는 운반 매체로서의 지표수 혹은 지하수의 매질 특성에 기인한 것으로 해석된다. 중금속 농도 분포와 퇴적입자 크기는 카드뮴, 구리 및 납 등은 모래 및 실트와 비교적 높은 상관관계를 보이는 반면, 비소와 수은은 점토입자와는 상관관계가 높았다. 연구 지역에서 측정된 중금속의 거리별 확산 특성은 하천 주변 토양 중 표토 및 심토층에서는 광미 더미로부터 100 m~200 m에 구간에서 측정된 중금속 농도가 광미 더미에서 먼 다른 지역과는 현격하게 높은 농도를 보이는 점이다. 카드뮴과 구리, 납 및 수은의 농도가 차이가 많으며, 비소는 차이가 크지 않다. 육가 크롬은 전 구간에 걸쳐 검출되지 않는다. 중금속의 농축은 광산 개발지나 광미 더미로부터 기인되어, 물에 의해 이동, 침전되었을 것이다. 하천 주변 표토 및 심토층에서는 모든 중금속 농도가 광미더미에서 하류쪽으로 이동한 600 m~2000 m 구간에서 상승하였다. 광미 확산 토양 시료에서는 중금속의 농도가 광미 더미로부터 멀어질수록 비교적 일정하게 감소한다. 600~2000 m 거리 구간에서의 각 중금속의 농도 상승은 지하수에 의해 이동되었을 것으로 추정된다. 중금속의 유동에는 유동 지하수의 pH, Eh 및 콜로이드 입자의 양, 산화환원 및 산화철의 존재에 따른 지하수의 상태 변화가 밀접하게 연관되었을 것이다. 지하수 조건은 3 정도의 비교적 낮은 pH와 +3~+5에 해당되는 산화 조건과 콜로이드는 적고 산화환원 및 산화철이 같이 유동하지 않은 상태였다. 중금속의 유동은 과거의 광산활동과 연관되었을 것이다. 연구지역에서는 오염 토양이 식생의 중금속 오염에는 영향을 미치지 않는다.

주요어 : 폐광, 중금속오염, 토양, 지하수

1. 서 론

토양오염의 원인물질은 유기물, 무기물 중금속류, 농약 등이 있지만 휴광 및 폐광 광산에 있어서는 토양에 유입되어 식물을 통해 생물권으로 유입되는 중금속류가 특히 문제가 된다. 휴광이나 폐광된 광산의 광미더미는 그 특성상 다량의 중금속을 함유하며 세립질로 분쇄되어 있어 지표수나 지하수에 의해 쉽게 반응하여 중금속을 이동시킨다. 그 중 지표수로 이동하는 중금속들은 자연수의 순환경로인 수계를 따른 하상 퇴적물과 그 주변환경에 영향을 미치고, 지하수로 이동하는 중금속은 유입과정에서 토양 및 암반층을 통과함으로써 다양한 화학적 반응을 일으켜 분산된다. 이렇게 지표수계 및 지하수계를 따라 주변환경에 침투한 중금속류는 자연 상태에서 희석되거나 인위적으로 제거되지 않는 한 영구적으로 잔류하는 특성을 가진다. 특히 중금속에 의해 농경지가 오염되면 농경지의 작물 성장에도 영향을 미치지만, 그 보다는 이를 흡수한 식물을 직접 섭취하는 경로나 동물과 연계된 간접적인 섭취 경로를 통해 인체가 치명적인 피해를 입을 수도 있다는 데 문제의 심각성이 있다.

광미·광재 더미가 주원인이 되는 폐광산 주변 수계 오염에서는 다양한 오염원이 존재할 수 있으나, 그 중 가장 심각한 것이 산성 폐수의 지속적인 유출일 것이

다. 산성폐수의 원인은 대부분 주변 자연수가 순환과정에서 폐석과 광미 더미에 포함되어 있는 황화광물과 반응하여 산화를 일으킴으로써 발생한다. 이는 금속광산의 경우가 특히 더 심각하다. 광산의 광미·광재 더미로부터 유출되는 산성 폐수는 광미·광재 더미를 점오염원으로 하여 경사 방향이나 하류 방향으로 이동하면서 하부수계를 점진적으로 오염시키는 특성을 가진다(Thornton, 1983). 이러한 오염 특성 때문에 최근에는 휴업중이거나 폐업된 금속광산 주변의 유독성 원소에 의한 주변 수계 및 토양 오염의 오염 경로, 오염 정도, 분산형태에 관해 많은 연구들이 활발하게 진행되고 있으며(김경웅과 이현구, 1996; 김상현과 전효택, 1993; 박영석과 김진, 2000; 전동진 등, 1995; 정명채, 1996), 대부분의 경우 휴·폐업된 금속광산에서의 광산 부산물이 주변환경에 미치는 중금속원소의 분산 특성에 집중되어 있다. 이는 이들 중금속의 분산 특성이 주변환경의 오염에 가장 큰 영향을 미치기 때문일 것이다. 이 논문도 이러한 특성에 착안하여 전라북도 정읍에 위치하며 현재는 폐광된 팔봉광산을 대상으로 연구를 하였다. 팔봉광산은 금과 은을 생산한 금속 광산으로 1981년에 가동을 시작하여 1990년에 폐광되었으며, 광산 운영기간은 휴업 기간을 포함한 약 10년간이었다. 현재는 광미 등 오염 유발물질이 약 5000톤 가량 적치된 채로 방치되어 있으며, 이 중에는 금과 은을 추출하기 위해

사용된 황산동과 황산수는 및 시안화 나트륨도 상당량 포함되어 있을 것으로 보인다. 광산 광미로부터 침출되는 침출수는 하루 약 3t 정도이며, 이로 인해 주변을 흐르는 하천은 탁도가 높고, 적갈색 혹은 흰색의 침전물들이 침전되고 있어 침출수가 하천에 많은 영향을 미치고 있음을 육안으로도 짐작할 수 있다. 광미를 중심으로 한 주변 지역은 주로 임야로 구성되며, 일부지역만 농경지로 이용된다. 주변 농경지는 주로 논으로 구성되며(83%) 사과와 감을 주로 재배하는 과수원(9%)과 고추, 고구마, 참깨가 주 작물인 밭(8%)이 있다. 이 연구에서는 팔봉광산의 폐광 광미 유출수가 주변 농경지에 어떤 영향을 미치는가를 파악하기 위해 주변지역 토지현황, 주변 지질 및 지질구조, 생태계 현황 등을 파악하였으며, 이를 기초로 하여, 토양을 중심으로 한 광미·광재, 하천 퇴적물 등의 오염실태와 침출수 유출문제 지하수 및 간이상수도 오염문제, 농작물을 포함하는 주변 식물의 중금속 축적 정도 등을 연구 조사하여 그 오염 특성을 밝히고자 하였다. 이 연구를 통해 밝혀진 팔봉광산의 오염 확산의 특성들은 광산 주변의 오염 방지 대책을 수립하는 데 일조할 것으로 기대된다.

2. 연구지역의 지질, 지형 및 생태 현황

연구 대상지역인 팔봉광산은 전라북도 정읍시 덕천

면 하학리에 위치한다. 이 지역에 분포하는 암상은 대보 화강암류에 속하는 편상 화강암으로 주라기에 관입한 것으로만 알려져 있으며, 정확한 관입시기는 미상이다(이병주 등, 1997). 편상 화강암은 중립 내지 조립의 광물 결정들로 구성되며, 주 구성광물은 장석, 석영 및 흑운모를 주로 하는 흑운모 화강암으로 일부에서는 백운모가 관찰되기도 한다. 전체적으로 편리가 약하게 발달하는 괴상의 암반으로 노출되어 있으며, 편리는 측정하기 어렵다. 곳에 따라서는 장석이 반정을 이루는 반상화강암의 양상을 보이기도 한다. 반정을 이루는 장석은 주로 타형~반자형의 사장석이다. 암색은 전체적으로는 담회색을 보이나, 광맥을 따라서는 열수변질작용으로 인한 녹니석의 생성으로 담녹색을 띤다. 광산은 편상화강암 내의 열극을 충진한 합금 석영맥을 따라 발달하며, 천연수 광산에 해당된다. 석영맥은 주향 방향에 따라 N60~70°W, 75~85°SW의 동서향 맥과 남북 방향으로 수직의 경사를 가지는 남북향 맥으로 구분된다. 그 중 동서향 맥이 연장성이 좋아 주 맥으로 개발되었으며, 남북향 맥은 동서향 맥을 사교하면서 수개조 발달되어 있으나, 연장성은 좋지 않다. 수반 광물은 방연광, 섬아연광, 황철광, 황동광 등으로 황화 광물의 함량이 높을수록 금과 은의 품위가 높은 것으로 알려져 있다. 이들 황화광물 중에서도 황철광 방연광의 발달이 흔히 관찰되는 데, 대개 2 mm 내외의 중

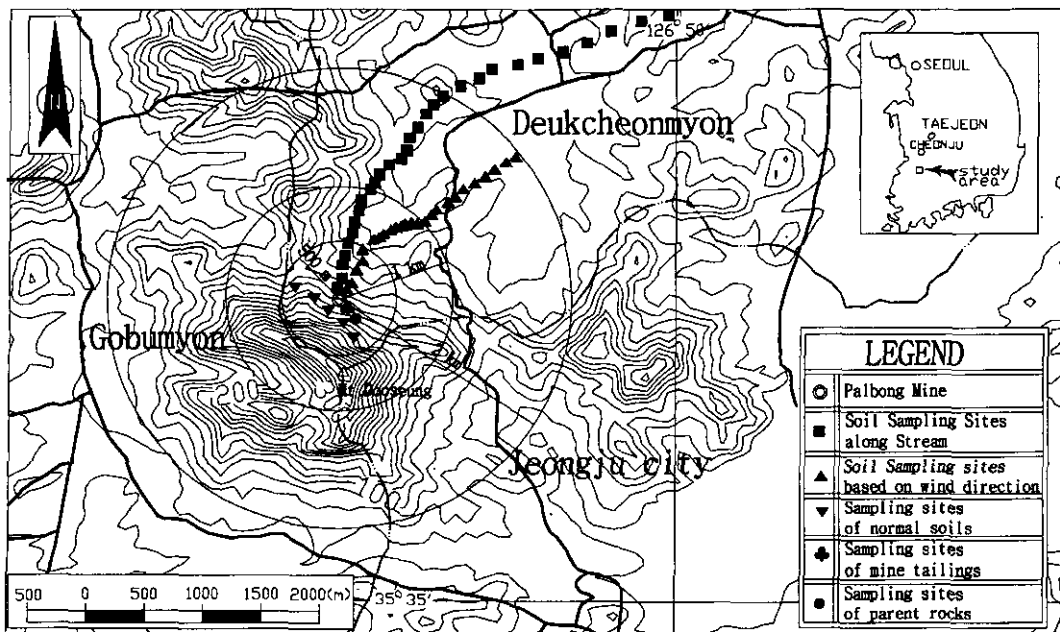


Fig. 1. Location map showing sampling sites in the vicinity of the Palbong mine.

립질 광물로 산출되며, 석영맥 주위에 농집되는 경우에는 황철광이 내부에 방연광이 외곽에 분포하는 대상 배열을 보이기도 한다.

조사지역 중 산지는 대부분 소나무림으로 구성된다. 소나무림 내의 주된 목본 식물로는 소나무가 가장 많고 리기다 소나무, 아까시 나무, 산초나무, 떡갈나무, 산딸기, 두릅나무 등이 있으며, 초본식물은 들국화, 억새, 쑥, 짚신나물, 고사리, 도라지, 참나물 등이 확인되었다.

3. 연구방법

오염 토양 시료는 갯내 유출수 및 광산 광미·광재의 오염 우려가 높은 하천 주변 지역과 농경지를 대상으로 하천 주변 300미터 내의 하상 퇴적물을 포함한 토양시료를 94개 지점에서 4000 m에 걸쳐 수집하였으며, 광미 확산방향으로 반경 500 m 내 5지점, 500~1000 m 내 10지점, 1000~2000 m에 걸쳐 10개 지점을 택하여 일반토양과 비교 분석하였다. 시료의 채취 위치는 Fig. 1과 같다. 일반 및 오염 토양시료의 채취는 채취 지점별로 상부 토양층(0~10 cm)과 하부 토양층(20~30 cm)에서 각 지점을 대표할 수 있도록 여러 곳을 지그재그형으로 토양채취기를 이용하여 전 해당 깊이에 걸쳐 채취하여 잘 혼합한 후 약 2 kg을 얻었으며, 이를 실험실에서 분쇄 혼합하여 통풍이 잘 되고 직사광선을 받지 않는 실내에서 자연 건조 후 2 mm 표준체(8 mesh)로 돌이나 식물 뿌리를 제거한 건조 토양으로 만들어 사분법으로 나눠 약 200그램을 분석용 시료로 취하였다. 광재는 남아 있는 양이 거의 없어서 채취할 수 없었으며, 광미적지장에서 3개의 광미시료를 각각 표층 및 1 m 깊이에서 채취하였다. 암석은 광상을 형성하는 모암 1개소를 대상으로 채취하였으며, 하천 퇴적물은 광산으로부터 일정한 간격으로 3개소를 선정하여 시료 채취를 하였다. 침출수는 폐광석 퇴적장과 폐기물 야적장에서는 유출수가 없으므로 갯내 침출수 유출만 고려하여 1개소에서 채취하였으며, 갯내 유출수는 2개소에서 지하수는 하천 하류에 있는 주거지에서 주민들이 음용수로 사용하고 있는 우물 4개소에서 채취하였고, 주변 저수지와 하천에서도 각각 1개소에서 채취하여 분석하였다. 식물시료의 채취는 자생식물과 농작물을 나누어 채취하였다. 자생식물 채취는 폐광 지역의 폐광석 퇴적장에서 실시하여야 하나, 퇴적장 내에는 자생식물이 자생하지 않아 부득이 침수로 및 하천 유역에서 자생하는 갈대 1점을 채취하여

분석하였으며, 대조군으로는 정읍천 상류의 비오염 지대에서 자생하는 갈대를 취하였다.

채취한 토양 시료는 대기 중에 자연 건조 시킨 후 토양은 모래, 실트, 점토를 삼각점으로 하는 입도 분석을 하여 토성에 따른 토양분류를 하였다. 입도 분석은 토양의 물리화학적 분석에 필요한 2.0 mm 이하의 입자만을 취하여 물리화학적 분석법 중 물에서의 자유 낙하속도를 이용하는 침전법으로 분석하였다(Carver, 1971). 토양의 유기물 함량은 건조 토양 0.5 g을 250 ml 삼각 플라스크에 넣고 10 ml의 0.4N 크롬산 용액을 가한 다음 200°C까지 가열하여 5분 후에 150 ml의 증류수로 희석하고 다시 여기에 85% H₃PO₄ 5 ml와 D.P.A.(diphenylamine) 용액을 10여 방울 가하고 0.2N 유산제1철 암모니아 용액으로 적정한 것을 10 ml의 0.4N 크롬산 용액 가한 공시액으로 똑같은 시험을 하여 나온 값으로 비교 계산하는 방법을 이용하였다. 이때 토양의 수분 함량은 2.0 mm 메쉬의 체를 통과한 20 g의 토양을 90°C 온도의 토양 건조기에서 24 시간 건조 시킨 후 토양의 무게를 측정하여 건조하기 전의 토양의 무게와 비교하는 방법을 이용하였다. 계산에 이용된 식은 다음과 같다(토양화학분석법, 1988).

$$\text{건조토양 중 탄소함량 } C(\%) = (B-S) \times f \times 0.2 \times$$

$$(12/4000) \times (100/\text{건조토양 무게})$$

$$\text{건토양 중 탄소함량 } C(\%) = \text{건조토양 중 탄소함량 } C(\%) \times 100 / (100 - \text{수분}(\%))$$

$$\text{건토양 중 유기물함량}(\%) = \text{건조토양 중 탄소함량 } C(\%) \times 1.724$$

$$f = 0.2N \text{ FeSO}_4(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$$

$$B = \text{공시액의 적정치}(ml)$$

$$S = \text{시료의 적정치}(ml)$$

오염토양, 일반 토양, 광미·광재, 모암 및 하천 퇴적물의 pH는 토양오염공정시험법에 따라 분석용 시료 5 g을 50 ml 비이커에 담아 증류수 25 ml를 가하고 유리봉으로 저어주면서 1시간 방치후 pH Meter(Orion 720A)로 측정하였으며, 갯내 유출수 및 하천수는 직접 pH Meter로 측정하였다. 오염토양, 일반토양, 광미·광재 및 하천 퇴적물의 Cu, Pb, Cd 함량은 토양공정시험법에 따라 조제한 분석용 시료 10 g을 염산용액(0.1N) 50 ml와 혼합한 후 수평진탕기에서 30°C를 유지하면서 1시간 진탕한 다음 5B 거름종이로 여과한 것을 원자흡광광도계(Varian SpectraAA 400)를 이용하여 측정하였다(수질오염 공정시험방법 해석, 1996). As는 1N 염산으로 추출한 후 최종 원자흡광광도계를 이용한 측정에서 환원기화법을 사용하였다. Cr⁺⁶은 위의

방법으로 여과한 시료에 20~50 ml의 질산을 가하고 석면상에서 서서히 가열하는 작업을 아질산염이 발생되지 않을 때까지 반복한 후 냉각시키고 다시 30% 과산화수소 10 ml를 넣고 30~60분 가열하여 냉각시킨 다음, 냉각된 시료에 증류수 100 ml를 가하여 분해액을 여과하고 건조기에서 완전 증발 건조시킨 후, 여기에 다시 황산 2 ml를 넣고 가온하여 녹인 다음 증류수를 가하여 250 ml로 만든 후 적당량을 50 ml 플라스크에서 황산(1+9) 3 ml와 잘 섞고 액온을 15°C로 냉각한 후, 디페닐카바지드용액(1W/V%) 1 ml를 넣어 물을 50 ml 표선까지 채운 다음 5분간 방치한 용액의 일부를 층장 10 mm 흡수셀에 옮겨 검액으로 하였다. 바탕시험액은 앞에서 분취한 시료와 동량을 따로 10 mm 비이커에 취하여 황산(1+9) 3 ml를 넣고 에틸알코올(95.9W/V%) 소량을 넣어 끓여서 6가 Cr을 3가 Cr으로 환원시킨 다음 액온을 15°C로 냉각하고, 디페닐카바지드용액(1W/V%) 1 ml를 넣어 물을 50 ml 표선까지 채운 후 잘 섞고 5분간 방치한 것을 사용하였다. 이 바탕 시험액을 대조액으로 하여 흡광광도계(Hitachi U-2000)에서 540 nm에서의 검액의 흡광도를 측정하고 미리 작성한 검량선으로부터 6가 Cr의 양을 구하고 함량(mg/kg)을 산출하였다. 수은은 조제된 분석용 시료

20~30 mg을 취하여 전처리과정을 거치지 않은 시료를 수은분석기를 이용하여 분석하였다.

4. 결과 및 고찰

4.1. 토양의 종류와 분포, 유기물 함량 및 pH 특성

토양은 모래, 실트 및 점토의 구성비를 이용해 토성을 측정한다. 입도 분석을 통해 연구 지역의 토양을 분석한 결과 광미의 영향을 받는 표토층과 심토층은 모두 모래, 실트 및 점토의 비율이 각각 10~30%, 30~50%, 50~70% 내에 속하는 롬(loam) 토양에 해당되었으나, 하천 주변 토양은 상류 지역에서는 로미샌드(loamy sand)로부터 하류쪽으로 가면서 샌디 롬(sandy loam)을 거쳐 최종적으로 롬에 도달하는 경로를 갖고 있음을 보여 주었다(Fig. 2). 이러한 점이 양상은 하천 주변 표토층에 비해 심토층에서 약간 빠르게 진행된다. 토양 내의 유기물 함량은 평균 2% 정도로 낮았으며, 하천 주변 토양 중 상류 300 m까지 분포한 토양에서는 극히 낮은 0.30~0.37%의 함량을 보였다. 토양의 pH는 모든 시료에 걸쳐 약간 산성을 띄는 6.0±0.1로 거의 일정했다.

연구 지역의 토양은 일부 토양을 제외한 대부분의

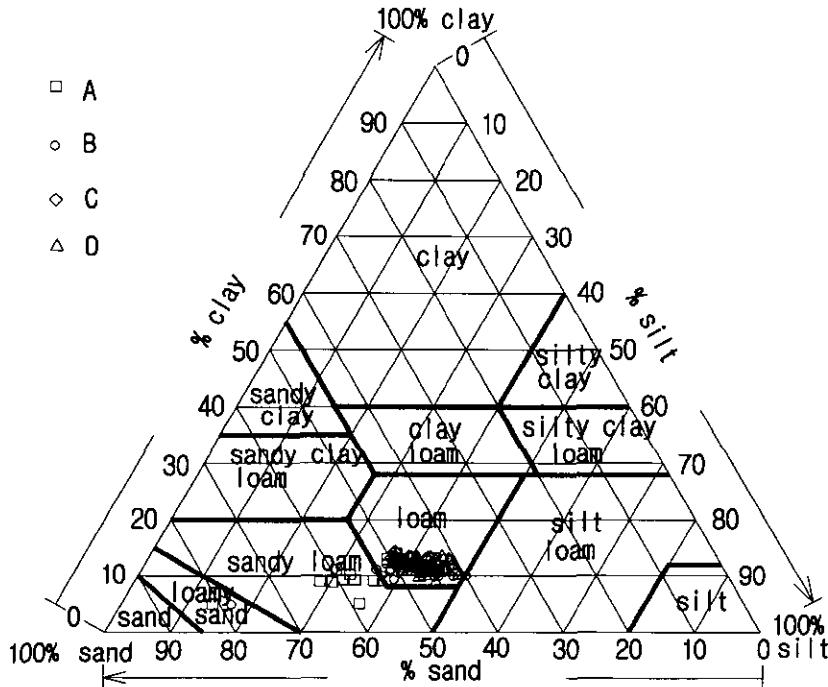


Fig. 2. Classified diagram for the soils by the percentages of sand, silt and clay. A) and B) are upper and lower top soils sampled near stream, and C) and D) those sampled toward dispersion direction.

토양이 롬 토양에 속해 농지로서 좋은 조건을 갖추고 있음을 알 수 있다. 상류쪽 하천 주변 토양 중 일부에서는 로미 샌드-샌디 롬 토양이 나타나, 하류쪽으로 가면서 점진적으로 롬으로 바뀌는 경향을 보인다. 롬 토성의 경우 정상적인 토양 발달에서는 유기물의 함량이 아주 높다. 그에 반해 이 지역 토양의 유기물 함량이 토성에 비해 오히려 토양 기준치인 3%보다 낮은 것은 이 지역의 토양이 비교적 높은 유속의 하천에 의해 운반되는 퇴적물의 영향을 받았기 때문으로 추정할 수 있으며, 또한 상류에서 하류로 이행하면서 토성이 점토질이 높은 쪽으로 점진적으로 변하는 것은 하류로 가면서 하천의 유속이 점차 낮아졌기 때문으로 해석된다. 하천주변 토양 중 천부 표토층이 심부 표토층보다 이런 경향을 더 오래 지속하는 것도 같은 이유 때문일 것이다. 연구 지역의 토양이 유기물을 적게 포함하는 것은 이 지역에서 재배된 식물들의 유기물 회수가 원활하게 이루어지지 않는다고 있음을 시사하며, pH는 이에 큰 영향을 주지는 않았을 것임을 추정케 한다. 하천 주변 토양 중, 상류 300m까지 분포한 토양에서 유기물의 함량이 특히 낮게 측정되는 것은 유기물이 유수의 분급 작용에 의해 가벼운 유기물을 하류로 이동시키는 하천 범람과 연관된 퇴적물의 영향을 받았기 때문으로 추정된다.

4.2. 암석, 광미, 퇴적시료 및 일반토양의 중금속 농도

연구 지역에서 분석된 암석, 광미, 퇴적시료 및 일반 토양의 평균적인 중금속 농도는 Table 1과 같다. 암석으로부터 직접 풍화된 주변 토양에서는 중금속의 함량이 암석 자체에 포함된 농도보다 약간씩 낮아져 이들

Table 1. Heavy metal concentration diagram in parent rocks, mining tailings, stream sediments and soils.

Sample types	Heavy metal (ppm)					
	Cd	Cu	Pb	As	Hg	
Rocks	0.06	1.94	3.82	0.24	0.02	
Upper Dry Soils	0.04	0.15	2.35	0.18	0.02	
Lower Dry Soils	0.02	0.11	1.92	0.10	0.01	
Tailings (upper)	0.15	3.80	16.29	1.47	0.03	
Tailings (middle)	0.16	3.91	17.92	1.52	0.03	
Tailings (lower)	0.18	4.01	18.16	1.62	0.03	
Stream Sed. (up)	8.05	6.54	9.85	0.04	ND	
Stream Sed. (middle)	3.55	3.21	0.61	0.03	ND	
Stream Sed. (down)	0.08	1.13	0.27	0.02	ND	

이 지표수나 지하수에 의해 침출되어 나가 확산되었음을 알 수 있으며, 이러한 경향은 특히 납보다는 구리에서 두드러진다.

광석으로부터 분리된 광미 더미 시료에서는 납, 구리 및 비소의 농축이 각각 16.29~18.16, 3.80~4.10, 0.15~0.18 ppm으로 모암의 3.82, 1.94, 0.06 ppm보다 훨씬 높아 이러한 원소가 광산 폐기물의 오염원이 될 것임을 보여 준다.

이 지역의 하천 퇴적물 중금속 농도에서 나타나는 두드러진 특징은 카드뮴, 구리 및 비소의 이동 및 침전이다. 하천 퇴적물 시료 분석에서는 광미에서 높은 함량을 보여 주었던 납의 농도가 상류 퇴적물 시료에서도 9.85로 높게 측정되며, 하류로 갈수록 점차 낮아져 점오염원으로부터 멀어질수록 농도가 낮아지는 정상적인 경향을 보이는 반면, 카드뮴과 구리의 농도는 광미 더미 시료에서는 그 농도가 높지 않았다가 하천 상류 시료에서 오히려 8.05, 6.54 ppm으로 높아진다. 특히 카드뮴 시료는 그 농도차가 심함을 알 수 있다. 그 반면 비소는 광미 더미에서는 1.47~1.62 ppm으로 비교적 높은 함량을 보이지만 하천 퇴적물에서는 0.04로 그 농도가 급격하게 떨어져 있음을 볼 수 있다.

하천 퇴적물 시료의 상류에서부터 하류에 이르는 중금속 농도의 변화 경향은 하천 상류에서부터 하류로 갈수록 점차 낮아져 점오염원으로부터 멀어질수록 농도가 낮아지는 정상적인 변화양상을 보여 준다. 상류 하천 퇴적물에서의 카드뮴의 급격한 농축 특성을 경작에 의한 오염 특성으로 보기도 경작활동이 하류 쪽에서 더 많이 이루어짐을 감안할 때, 깊은 연관이 없을 것으로 판단된다. 따라서 이들 카드뮴, 구리, 비소의 농도 변화는 비정상적인 어떤 다른 요인이 작용되었기보다는 운반 매체로서의 지표수 혹은 지하수의 매질 특성에 기인한 것으로 추정이 가능하다. 이온 상태로 운반되는 납, 카드뮴, 구리 및 비소는 이동에 있어 매질인 물의 특성에 많은 영향을 받는다. 납은 암석 내에서는 황화납으로 존재하면서 구리와 강하게 결합하는 특성이 있다. 또 환원환경이나 비산성 조건에서는 유동성이 아주 낮으며, 산화망간이나 산화철과는 친화력이 강하다(Singh *et al.*, 1997). 반면 구리는 구리와 망간 산화물, phyllosilicates 및 유기물로 된 콜로이드 상태의 퇴적물과 친화성이 높아 콜로이드 입자들이 많을 경우, 상대적으로 유동성이 떨어지며, 이러한 경향은 pH가 높아질수록 두드러진다. 흡착은 pH 4.5에서 가장 높은 것으로 알려져 있다(Singh *et al.*, 1997). 카드뮴은 pH가 낮은 물에서는 철산화물에 흡착되는 비

율이 낮아 이동성이 높아진다(Davis *et al.*, 1991). 구리는 산화상태의 물에서는 거의 Cu^{+2} 의 이온상태로 존재한다(Hem, 1985). 비소의 용해도는 물의 산화환원 상태와 연관된다. 비소의 용해도는 높은 환원 조건에서는 -3~-0가로서, 산화 조건에서는 +3~+5가 상태로 존재 하며, 자연 상태에서는 pH 3~7 상태에서 비산염 1가 이온 상태($H_2AsO_4^-$)로 이동하게 된다(Hem, 1985). pH가 낮아지면 비소의 용해 농도는 낮아지는 반면 토양에서는 철수산화물에 흡착되어 농도가 높아진다. 이 세 중금속 원소의 용해 및 흡착 특성은 연구 지역의 퇴적물의 농도 특성에 영향을 미쳤을 것이다. 현재 이 지역에서 조사된 침출수, 하천수, 지하수 및 농업 용수에서는 이러한 중금속이 전혀 검출되지 않고 있다. 이는 연구지역의 광산이 폐쇄되어 광산폐기물의 발생이 중단된 지 오랜 기간이 경과함에 따라 pH는 안정되면서(7.2~7.7) 이동성이 높은 원소들은 침출되고 용해가 힘든 흡착 원소들만 안정된 상태로 잔류되었기 때문인 것으로 판단된다. 따라서 하천 퇴적물에 나타난 중금속 농도 특성은 광산의 가동시에 침전된 것이 남아 있는 것으로 판단할 수 있다.

광산의 가동시에 발생하는 광산수는 대부분 광미에 포함된 황화철이 산화되면서 산성을 띄게 되며, 이에 *Thiobacillus ferrooxidans* 같은 철박테리아가 작용을 하면 산도가 더욱 높아져 많은 금속 이온을 용해시키는 것으로 알려져 있다. 이는 팔봉광산에서도 적용될 수 있다. 낮은 환원환경이나 비산성의 조건에서는 유동성이 극히 낮기 때문에 팔봉 광산의 하천 상류 퇴적물에서 비교적 많은 납이 검출된 것은 납의 이동조건이 대체로 충족된 상태의 물이 유동했을 것임을 추정할 수 있게 한다. 그러나 납은 포화 가능치보다 항상 낮은 농도로 이동하며(Blowes and Jambor, 1990), 이온 상태에서보다는 납을 풍부하게 함유한 입자들이 침식을 받아 물리적으로 운반되는 경우가 더 많기 때문에 하천 퇴적물 속의 납의 농도 변화가 물의 pH나 산화환원상태를 직접 지시하기는 힘들다. Merrington and Alloway(1994)는 광미 더미로부터 바람에 날리는 입자들이 납을 연간 $1.46 g/m^2$ 축적시키는 예에 대해 보고하고 있다. 카드뮴은 pH가 2 이하로 낮을 경우 용해도가 아주 높아지며, 이동성이 좋아진다. 팔봉 광산 주변 하천 퇴적물에서의 카드뮴의 집중은 이러한 카드뮴의 이동 특성과 무관하지 않은 것으로 보인다. Rampe and Runnels(1989)는 물에 포함된 카드뮴의 농도가 아주 낮은($<0.005\sim0.037 mg/l$) 상태에도 불구하고 퇴적물에서의 카드뮴의 농도가 $135 mg/kg$ 에 달함

을 보고한 바 있다. 따라서 연구지역의 카드뮴 농도가 광미 자체의 카드뮴 농도가 낮음($0.011\sim0.038 mg/l$)에도 불구하고 하천 상류지역 퇴적물에서 높게 나타나는 것($8.048 mg/kg$)은 광산 가동시에 배출된 산성 광산수의 영향에 의한 것으로 추정이 가능하다. 카드뮴보다는 심하지는 않지만 팔봉 광산 주변 하천에서의 구리의 농도도 광미 자체에서보다 조금 높아져 있다. 광산수가 카드뮴을 이동시키기에 적합한 pH였다면 이러한 pH가 구리의 이동에도 영향을 미쳤을 것이다. 구리는 산화 상태에서는 2가 이온 상태로만 이동한다(Singh *et al.*, 1997). 그러나 팔봉 광산 주변 하천에서의 구리의 이동은 산성의 광산수에 포함된 철과 망간의 산화물이나 phyllosilicates 및 유기물 등을 포함한 많은 콜로이드에도 영향을 받을 수 있었기 때문에 카드뮴보다는 pH의 영향이 적게 나타난 것으로 판단된다. Davis *et al.*(1991)은 구리의 농집이 입자에 흡착된 상태에서 용해된 상태에서보다 수 십 배에 달함을 보고하였으며, Sunda and Handson(1979)는 특히 하천에 포함된 유기 화합물이 구리의 킬레이션(chelation)에 중요한 역할을 함도 보고한 바 있다. 팔봉 광산 주변의 토양이 유기물의 함량이 상대적으로 적은 것을 감안하면 구리의 잔류에는 킬레이션보다는 다른 콜로이드의 영향이 더 컸을 것이다. 한편 연구 지역에서의 비소의 농도 변화는 카드뮴과 구리와는 대조되는 농도 변화 양상을 보인다. 이는 비소의 용해 특성이 pH가 낮아지면 용해도가 높아지는 카드뮴과 구리의 용해 특성과 상치되기 때문에 나타난 경향으로 해석된다. 그러나 수산화철(ferric hydroxides)과 흡착된 상태에서 이동이 제한되었을 수도 있다는 사실을 전혀 배제할 수는 없다. 광산수의 산화-환원 상태 변화도 이러한 세 원소의 이동과 침전에 영향을 미쳤을 것으로 보이나 현재로서는 추정하기가 어렵다.

4.3. 입도별 중금속농도 분포 특성

중금속 농도 분포는 퇴적입자 크기와의 상관관계를

Table 2. Correlation coefficient diagram for the heavy metal concentrations versus each grain sizes as sand, silt and clay (n=94, α=5%).

Grain size	Heavy metal (ppm)				
	Cd	Cu	Pb	As	Hg
Sand	0.51	0.52	0.50	0.35	0.32
Silt	0.48	0.50	0.49	0.28	0.22
Clay	0.32	0.31	0.28	0.38	0.46

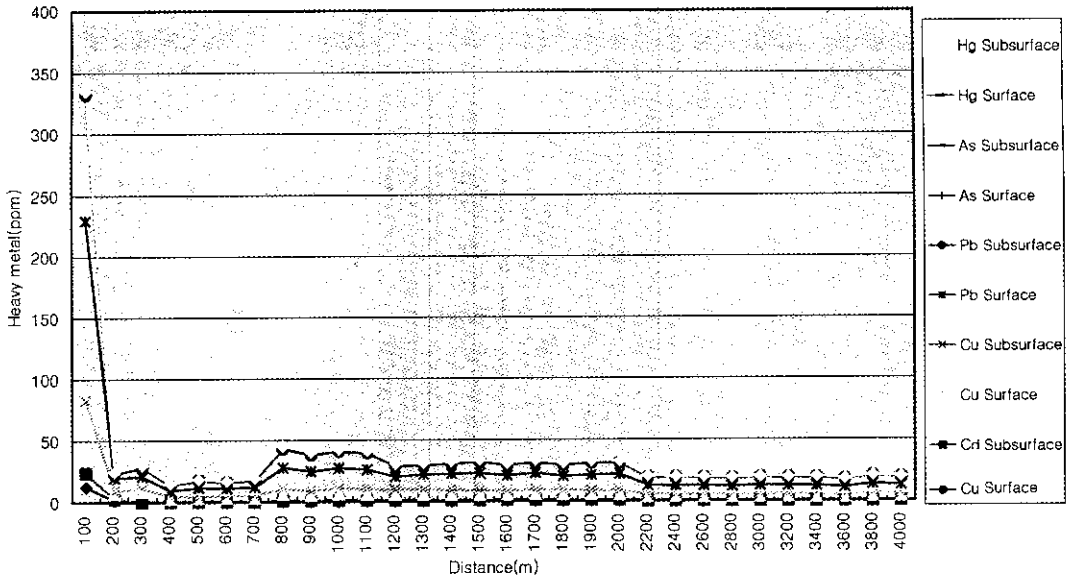


Fig. 3. Heavy metal concentrations in the soils along the stream.

갖는 것으로 보인다. 이를 살펴보기 위해 토양의 입도와 중금속 농도와와의 상관관계를 분석해 보았다(Table 2). 이 경우 시료의 개수는 94개이며, 유의 수준은 5%로 설정하였다. 연구 지역의 중금속 중에서는 카드뮴, 구리 및 납 등은 모래와 실트에서는 비교적 높은 상관관계를 가지는 반면, 점토 입자와는 상관관계가 높지 않은 것으로 나타났다. 그 반면에 비소와 수은은 모래와 실트에서는 상관관계가 낮은 반면 점토입자와는 상관관계가 높은 것으로 나타났다. 이러한 결과는 각 중금속 원소들의 흡착 특성하고 무관하지는 않을 것으로 보인다. 앞에서 언급했듯이 카드뮴, 구리 및 납의 이동은 pH가 낮으면 높아지는 반면 비소는 그와 반하는 이동 특성을 보이기 때문에 이 같은 다른 결과가 나온 것으로 추정할 수 있으나, 그 차이가 크지 않고 데이터가 충분치 않아 이 자료만으로는 명확한 결론은 내릴 수 없다. 수은의 경우는 중금속 원소의 이동 특성과는 별도로 측정상의 차이에 의해 이러한 현상이 발생할 수 있을 것으로도 보이나 이 역시 정확한 결론을 내리기는 힘들다.

4.4. 위치별 농도 변화 특성

연구 지역에서 중금속의 확산에 지표수, 지하수 및 바람이 어떤 영향을 미쳤는지 알아보기 위해 광산 가동 장소 부근의 광미 더미를 시작점으로 한 하천 주변 및 광미 방향 토양의 표토 및 심토층 중금속 농도 측정을 행하였다. 하천 주변 토양 중 표토 및 심토층에

서는 광미더미로부터 100 m~200 m에 구간에서 측정된 중금속 농도가 다른 광미 더미에서 그 보다 떨어진 다른 지역과는 현격하게 높은 농도를 보였다(Fig. 3). 특히 카드뮴과 구리, 납 및 수은의 농도가 차이가 많아 수 배에서 십 수 배에 달했으나, 이와 달리 비소의 농도는 약간 더 높은 수치를 보일 뿐 큰 차이를 보이지는 않았다. 이는 수은의 경우를 제외하면 앞에서 언급된 입도별 중금속 분포 특성과 연관되는 것으로 보인다. 즉, 작은 입도와 상관 관계가 높은 비소가 보다 쉽게 확산되었을 것임을 보여 주는 것으로 보이며, 따라서 이에는 입도의 크기에 따라 확산에 큰 영향을 받는 바람이 더 큰 영향을 미쳤을 것임을 보여 준다. Cr^{+6} 은 전 구간에 걸쳐 전혀 검출되지 않았다. 하천 주변 표토 및 심토층에서의 중금속 농도 분포 특성 가장 두드러진 특징은 광미더미에서 하류쪽으로 이동한 800 m~2000 m 구간에서 모든 중금속의 농도가 전반적으로 상승한다는 점이다. 이는 연구지역에서는 검출되지 않은 Cr^{+6} 을 제외한 측정된 전체 중금속에서 공통적으로 나타나는 특징이다. 각 농집 구간은 중금속의 종류에 따라서도 그 거리별 특성이 조금씩 차이가 난다. 카드뮴은 800~1900 m, 구리는 800~2000 m, 비소는 700~2000 m, 납은 1200~2000 m, 수은은 1100~2000 m 구간에서 나타난다. 한편 광미의 기중 확산 토양 시료에서는 중금속의 농도가 광미 더미로부터 멀어질수록 비교적 일정하게 감소하고 있음을 보인다(Fig. 4). 이러한 경향은 표토층에서 두드러지며, 심

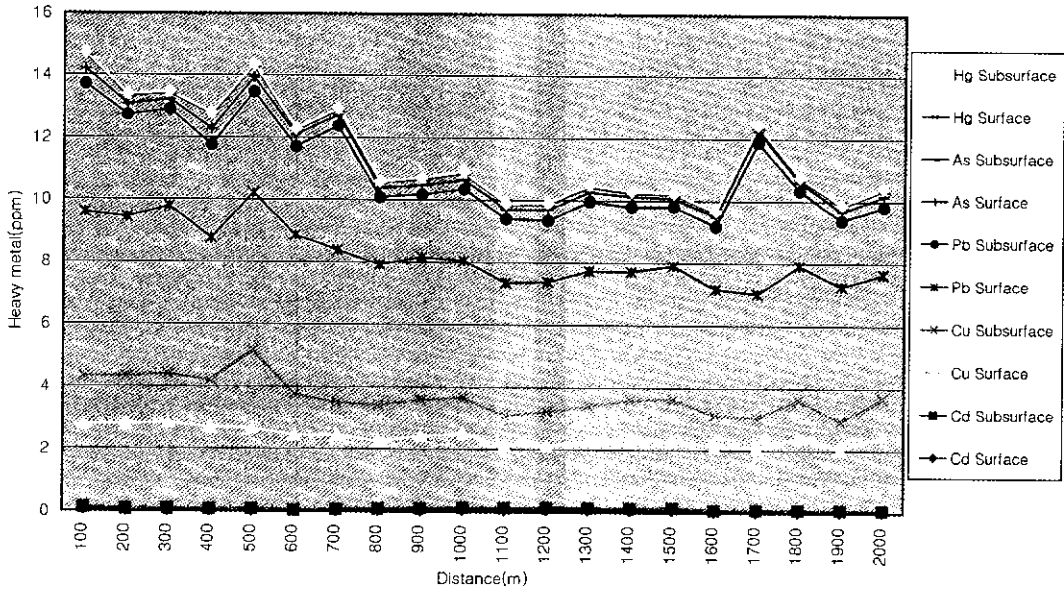


Fig. 4. Heavy metal concentrations in the soils toward dispersion direction.

토층에서는 일부 구간에서는 일부 중금속의 농도가 상승하는 이상치를 보이는 것이 관찰된다.

하천 주변 토양 및 광미 확산 방향 토양 시료에서 중금속의 농도가 높은 것은 광산 개발지나 광미 더미가 점오염원으로 작용했음을 보여 준다. 특히 하천 주변 토양 중 표토 및 심토층에서 광미더미로부터 100 m~200 m에 구간에서 중금속 농도가 급격하게 상승하는 것은 이러한 중금속이 점오염원인 광산 개발지나 광미 더미로부터 물에 의해 이동하면서 침전했을 것임을 시사한다. 이동 속도와 이동량은 하천 퇴적물에서 분석된 것과 마찬가지로 중금속 원소의 이온화 특성 및 이동 매체인 물의 pH와 산화환원상태에 크게 영향을 받았을 것이다. 광미확산 표토 및 심토층에서는 나타나지 않는 800~2000 m 거리 구간에서의 각 중금속의 농도 상승은 이러한 중금속의 이동이 지하수를 통해 일어났을 것임을 강하게 보여준다. 이러한 중금속의 농집 구간이 오염원으로부터의 거리에 따른 카드뮴, 구리, 납 및 비소와 수은의 순서로 나타나는 것은 유동시 pH, Eh 및 콜로이드 입자의 양, 산화방간 및 산화철의 존재에 따른 지하수의 상태 변화와 밀접하게 연관되었을 것이다. 특히 납은 광미 확산 방향의 바람에 의한 농도 변화가 일정한 것으로 보아, 이 구간으로의 이동은 입자와 함께 이동하기보다는 이온화되어 이동하였을 것으로 해석할 수 있다. 이 경우 지하수의 특성은 산화 조건과 산성을 띄어야 하며, 구리, 납 및 비소의 침전에 강한 영향을 미치는 망간과 철 화합물

을 많이 포함하지 않아야 한다(Auerswald *et al.*, 1997). 카드뮴과 구리도 이러한 조건과 비슷한 조건인 낮은 pH에서 이온화되어 이동성이 높아지나, 비소는 아주 낮은 pH보다는 3~7까지가 이온화에 적합하다. 비소는 일부 강한 환원 조건에서도 산화 조건에서도 각각 -3가~0가와 +3가~+5가 상태로 이온화가 잘 이루어진다(Hem, 1985). 이는 납과 구리가 산화 조건에서 이온화될 수 있음과 비교할 수 있다. 그러므로 이 모든 조건을 충족시키는 지하수 조건은 3 정도의 비교적 낮은 pH와 산화 조건 및 콜로이드는 적고 산화방간 및 산화철이 같이 유동하지 않는 지하수이었을 것으로 판단할 수 있다. 또 현재 조사된 침출수, 하천수, 지하수 및 농업용수가 pH가 7.2~7.7 정도로 중성에서 알칼리 쪽에 가깝고 해당 중금속이 전혀 검출되지 않기 때문에 이러한 지하수 조건이 광산활동이 활발하였을 당시에 형성되었을 것임을 추정할 수 있으며, 이는 앞에서 언급한 하천 퇴적물에서의 중금속 농도 특성에서 설명한 것과도 일치한다. 미고결된 실트질 퇴스와 실크질 모래의 지하수의 투수계수는 10^{-6} ~5 cm/s 정도이며(Freeze와 Cherry, 1979), 이는 연구 지역 중금속의 이동 특성을 반영하는 데 충분한 속도로 보여 진다. 각 중금속의 농집 구간이 조금씩 차이가 있는 것은 각 원소들의 이동 특성과 이동 매체인 지하수의 특성에 기인했을 것이다. 그러나 중금속의 확산상의 특성은 많은 변수가 있기 때문에 이 자료만으로 단정하기에는 일부 불충분한 부분이 없을 수는 없

Table 3. Heavy metal concentration diagram in A) reeds, B) pepper, C) sesame and D) unpolished rice from the study area and the compared sites.

Sample types	Heavy metal (ppm)				
	Cd	Cu	Pb	As	Hg
Reeds	0.58	10.25	3.07	1.02	ND
Reeds compared	0.53	9.84	2.91	0.96	ND
Pepper 1	0.02	1.25	0.08	0.11	ND
Pepper 2	0.03	1.24	0.07	0.11	ND
Pepper compared	0.03	1.17	0.07	0.11	ND
Sesame 1	0.35	0.06	0.69	0.30	ND
Sesame 2	0.31	0.06	0.63	0.21	ND
Sesame compared	0.30	0.06	0.58	0.22	ND
Unpolished rice 1	0.06	1.01	1.25	0.12	ND
Unpolished rice 2	0.06	0.97	1.19	0.09	ND
Unpolished rice compared	0.06	0.94	1.22	0.10	ND

다. 더 정확한 결론을 내리기 위해서는 보다 정밀한 조사가 요구된다. 한편 광미확산 방향 토양 중 심토층에서 보이는 거리별 농도의 불규칙성 또한 부분적인 지하수의 유동상 특성과 연관될 것으로 보이나, 이 부분도 역시 정확한 해석을 위해서는 지하수 유동과 관련된 보다 정밀한 연구가 있어야 할 것으로 판단된다.

4.5. 지표수 및 지하수 오염과 식생 영향

연구지역의 침출수를 포함한 지표수 및 지하수는 현재로서는 중금속에 전혀 오염되지 않은 것으로 조사되었다. 중금속 오염 토양이 식생에 미치는 영향을 살펴 보기 위해 측정된 갈대, 고추, 참깨 및 현미 시료군들은 각각 대조군과의 차이가 미미하여 오염 토양이 식생의 중금속 오염에는 큰 영향을 미치지 않았음을 확인할 수 있다(Table 3).

5. 결 론

이 연구를 통해 밝혀진 팔봉 광산 선광광미와 주변 토양의 중금속 오염 특성은 다음과 같다. 연구 지역의 토양은 일부 토양을 제외한 대부분의 토양이 농지로서 적합한 톱 토양이었으나, 광산 하천 주변 토양 중 일부는 로미 샌드-샌디 톱 토양으로 밝혀졌다. 이러한 토양도 상류 지역에서 하류쪽으로 가면서 샌디 톱을 거쳐 최종적으로 톱으로 바뀌었다. 토양 내의 유기물 함량은 평균 2% 정도로 낮았으며, 토양의 pH는 모든 시료에 걸쳐 약간 산성을 띠는 6.0 ± 0.1 이었다. 암석, 일반토양, 광미 및 퇴적시료의 중금속 오염 특성은 다

음과 같다. 먼저 일반토양에서는 중금속의 농도가 암석 자체에 포함된 농도보다 약간씩 낮아져 이들이 지표수나 지하수에 의해 침출되어 나감을 보여 주고 있다. 광석으로부터 분리된 광미 더미 시료에서는 납, 구리 및 비소의 농축이 두드러져 이러한 원소가 광산 폐기물의 오염원임을 보인다. 하천 퇴적시료에서는 납의 농도는 정상적인 확산 특성을 보이나, 카드뮴과 구리의 농도는 상류 시료에서 급격하게 높아지는 한편, 비소는 광미 더미에서는 비교적 높은 함량을 보이지만 하천 퇴적물에서는 그 농도가 급격하게 떨어진다. 하천 퇴적물 시료의 전반적인 중금속 농도의 변화 경향은 하천 상류에서부터 하류로 갈수록 점차 낮아져 점오염원으로부터 멀어질수록 농도가 낮아지는 정상적인 변화양상을 보인다. 카드뮴, 구리 및 비소의 농도 변화 차이는 운반 매체로서의 지표수 혹은 지하수의 매질 특성에 기인한 것으로 해석된다.

중금속 농도 분포와 퇴적입자 크기의 상관관계는 카드뮴, 구리 및 납 등은 모래 및 실트와, 비소와 수은은 점토와 각각 높았다. 연구 지역에서 측정된 중금속의 거리별 확산 특성은 하천 주변 토양 중 표토 및 심토층에서는 광미더미로부터 100 m~200 m 구간에서 측정된 중금속 농도가 광미 더미에서 그보다 떨어진 다른 지역의 농도보다 높았다. 이는 지표수나 지하수에 의해 이동, 침전에 영향을 받았을 것이다. 육가 크롬은 전 구간에 걸쳐 검출되지 않았다. 하천 주변 표토 및 심토층에서는 모든 중금속 농도가 광미 더미에서 하류쪽으로 이동한 800 m~2000 m 구간에서 상승하였으며, 농집 구간은 중금속의 종류에 따라서도 거리별 특성이 조금씩 차이가 있었다. 이 구간에서의 각 중금속의 농도 상승은 지하수에 의해 이동된 중금속 원소 때문이었을 것으로 추정된다. 중금속 원소별 농집 구간이 카드뮴, 구리, 납과 비소 및 수은의 순서로 나타나는 것은 유동시 pH, Eh 및 콜로이드 입자의 양, 산화망간 및 산화철의 존재에 따른 지하수의 상태 변화와 밀접하게 연관되었을 것으로 추정된다. 지하수 조건은 3 정도의 비교적 낮은 pH와 산화 조건 및 콜로이드는 적고 산화망간 및 산화철이 같이 유동하지 않은 상태였던 것으로 판단된다. 광미 확산 방향 토양 중 심토층에서 보이는 거리별 농도의 불규칙성도 부분적인 지하수의 유동 특성과 연관된 것일 것이다. 이러한 중금속 유동과 관련된 지표수 및 지하수 조건은 광산이 가동되었을 당시에 형성된 것으로 추정된다. 현재는 연구지역의 지표수나 지하수에서 중금속은 전혀 검출되지 않으며, 오염 토양이 식생의 중금속 오염에

영향을 미치지도 않는 것으로 나타났다.

사 사

이 논문을 세심하게 검토하여 수정과 보완을 해 준 심사위원에게 깊이 감사 드립니다.

참고문헌

김경웅, 이현구 (1996) 대전지역 하천수 및 하상 퇴적물에서의 중금속 오염. 한국지원공학회지, 33권, p. 266-273.
 김상현, 전효택 (1993) 삼보 연-아연-중정석 광산 주변 하상 퇴적물에서의 중금속 오염연구. 관산지질, 26권, p. 217-226.
 박영석, 김 진 (2000) 덕음광산 선광광미와 주변토양의 중금속에 대한 수평. 수직적인 분산에 관한 연구, 자원환경지질, 33권, p. 91-100.
 수질오염 공정시험방법 해석 (1996) 신평출판사.
 이병주, 김정찬, 김유봉, 조동룡, 최현일, 전희영, 김복철 (1997) 한국지질도 1:250,000 광주도폭, 한국자원연구소.
 전동진, 전효택, 전용원 (1995) 신예미 Pb-Zn-Fe 광산과 거도 Cu-Fe 광산 주변 토양, 하상 퇴적물 및 하천수의 중금속 오염. 한국자원공학회지, 32권, p. 409-423.
 정명채 (1996) 달성 Cu-W 광산 주변 수계의 하상 퇴적물과 자연수의 Cd, Cu, Pb 및 Zn 오염. 자원환경지질, 29권, p. 305-313.
 토양화학분석법 (1988) 농촌진흥청.
 Auerswald, K., H. Stanjek, J.M. Bigham (1997) Soils and Environment: Soil Processes from Mineral to Landscape Scale, p. 159-192.
 Blowes, D.W. and Jambor, J.L. (1990) The pore-water

geochemistry and mineralogy of the vadose zone of sulfide tailings, Waite Amulet, Quebec, Canada. Appl. Geochem. v. 5, p. 327-346.
 Davis, A., Olsen R.I. and Walker, D.R. (1991) Distribution of metals between water and entrained sediment in streams impacted by acid mine discharge, Clear Creek, Colorado, U.S.A. Appl. Geochem. v. 6, p. 333-348.
 Freeze, R.A and Cherry, J.A. (1979) Groundwater, Prentice Hall Inc., 1979, pp384-457.
 Galehouse, J.S. (1971) Procedures in Sedimentary Petrology; edited by Carver R. E., Wiley-interscience, p. 69-94.
 Hem, J.D. (1985) Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water. 3rd Ed., U.S. Geol. Survey Water Supply Pap. 2234p.
 Merrington G., and Alloway, B.J. (1994) The flux of Cd, Cu, Pb, and Zn in mining polluted soils. Water Air Soil Pollut., v. 73, p. 333-344.
 Rampe, J.J. and Runnels, D.D. (1989) Contamination of water and sediments in a desert stream by metals from an abandoned gold mine and mill, Eureka District, Arizona, U.S.A. Appl. Geochem. v. 4, p. 445-454.
 Singh, B., P.J. Harris and M.J. Wilson (1997) Geochemistry of Acid Mine and the Role of Micro-Organisms in Such Environments: A Review, Advances in Geoecology v. 30, p. 159-192.
 Sunda, W.G. and Hanson P.H. (1979) Chemical speciation of copper in river water. In: E.A. Jenne (Editor). Chemical Modelling in Aqueous Systems. Amer. Chem. Soc. Washington, D.C., Amer. Chem. Soc. Sump. Ser. 93p.
 Thornton, I. (1983) Applied Environmental Geochemistry. Academic Press, London.

2000년 10월 23일 원고접수, 2001년 6월 15일 게재승인.