

삼보 연-아연-중정석 광산 주변 하상퇴적물에서의 중금속 오염 연구

김상현* · 전효택**

Contamination of Heavy Metals in Stream Sediments in the Vicinity of the Sambo Pb-Zn-Barite Mine

Sang-Hyun Kim* and Hyo-Taek Chon**

ABSTRACT: Stream sediment samples were collected in the vicinity of the Sambo Pb-Zn-barite mine in order to investigate dispersion patterns and pollution levels of heavy metals, and to find out their mode of occurrences. Those samples were analyzed for Cd, Cu, Pb, Zn, Fe, and Mn by using partial extraction and sequential extraction methods. Stream sediments of this studied area has been contaminated severely by Pb, Zn, and Cd. Dispersion patterns of heavy metals in those sediments are different according to their pollution source and sampling distance from the mine.

The stream sediment pH is generally neutral in control area, and is slightly acidic in the lower part of tailing dam. The main pollution source of stream sediments was confirmed as tailing and mine drainage. Their pollution level depends mainly on inflow water and distance from the mine. The tolerance index ranges from -0.9 to 0.7. The mode of occurrences of heavy metals in polluted stream sediment are identified as Fe-Mn oxides, organic bounded and carbonate-bounded compound which show high potential of bioavailability.

서 론

퇴적물은 수계에서 오염물질의 운반매개체일 뿐만이 아니라 잠재적인 오염원으로서 역할을 한다. 따라서 퇴적물이 심각하게 오염된 경우, 지표수 및 지하수의 수질에 영향을 미칠 수 있으며 기저 퇴적물에서 성장하는 유기생물체와 더불어 궁극적으로 이들의 먹이사슬에 속한 인간에게까지 심각한 환경적 폐해를 일으키기도 한다.

광산활동에 의해 생성된 광미는 장기적으로 중금속들이 유출될 수 있는 저장지로서 그 하부수계의 하상퇴적물은 중금속으로 심하게 오염된다. 하상퇴적물이 보유한 중금속은 물리화학적 환경의 변화에 의해 물-퇴적물 경계면에서 수중으로 재용출이 일어날 수 있으며 오염을 발생시키는 원인이 제거된 후에도 계속적인 수질오염을 야기한다. 따라서 하상퇴적물은 광산활동이 존재하는 지역에서 중금속에 의한 환경적 영향을 파악하기 위한 가장 적절한 지구화학적 매체이다.

본 연구는 삼보 연-아연-중정석 광산을 대상으로 하여 하상퇴적물을 채취한 후, 부분분석 및 연속추출분석을 실시하여 수계환경에서 중금속의 오염정도를 알아내고 분산에 따른 중금속분배의 변화유형을 파악하고자 하였다. 이런 연구결과, 광산활동에 의한 중금속의 오염특성이 밝혀질 것이며 생태계로 유입되는 중금속을 제어하기 위한 대책수립을 위한 기초를 마련하고자 하였다.

지형 및 지질

삼보 연-아연-중정석 광산(경도 37° 13', 위도 126° 56')은 서울에서 남쪽으로 약 45 km의 거리에 존재하며 행정구역상으로 경기도 화성군 봉담면에 위치하고 있다. 이 광산은 1956년 개광된 이후 광산활동이 활발히 진행 중일 때는 연화 광산, 장군 광산과 함께 국내에서 대표적인 연-아연 광산이었다. 그러나 경제성과 광석의 품위저하에 따라서 1991년에 광산활동이 중단된 상태이며 현재는 과거 선팽작업에 의해 적재된 광미 저장지로부터 광미를 준설, 건조시켜 건축용 자재를 생산하고 있다.

삼보 연-아연-중정석 광산은 선캠브리아기 경기 변성대

* 서울대학교 대학원 자원공학과, 현재 범양엔지니어링 근무

** 서울대학교 공과대학 자원공학과 (Dept. of Mineral and Petroleum Eng., Seoul National Univ., Seoul 151-742, Korea)

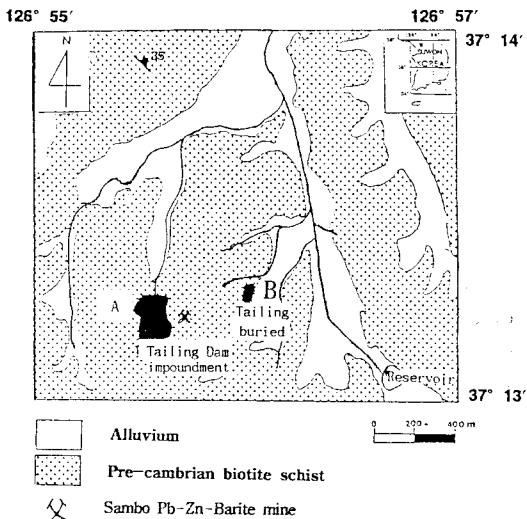


Fig. 1. Geological map of Sambo mine area. A (Tailing Dam) and B (Tailing buried).

의 원생대 암석 사이의 열수 충진 석영맥으로 구성되어 있다. 광산주변은 주로 변성암인 층상 흑운모 편마암, 백운모 편암, 그리고 흑운모 편암으로 구성되어 있다. 연구 지역은 모두 흑운모 편암 지역이며 나머지는 충적층을 이루고 있다 (Fig. 1). 주요 광석 광물은 섬아연석, 방연석, 그리고 중정석 등이며 미량으로 산출되는 광물로는 횡동석과 황철석 등이 있다. 그 외 맥석광물은 주로 석영이며 소량의 능망간석, 방해석, 형석, 돌로마이트, 전운모, 디카이트 등이 산출되고 있다 (대한광업진흥공사, 1977).

광미댐 및 선광장이 위치한 광산은 주변 환경에 중금속에 대한 점오염원적인 특성을 지니고 있으며 구체적인 오염원은 다음과 같다.

1) 선광장의 남서방향에 존재하는 광미저장지 (A)는 깊이 3~5 m, 300 m²의 면적을 점유하고 있으며 광미침출수가 배출되고 있다.

2) 선광장의 동쪽에 존재하는 광미저장지 (B)는 1992년까지 대기 중에 노출되어 있었으나 깊이 약 40 cm의 토양으로 단순매장시켰다.

3) 선광장은 현재 건축용자재로 이용되는 광미의 미사제거작업이 이루어지고 있으며 선광폐수를 배출된다.

시료채취 및 처리

삼보광산 주변의 수계에서 시료채취 및 현장조사를 1992년 3월에서 4월에 걸쳐 실시하였다. 하상퇴적물 시료는 모든 지류를 대상으로 지구화학적 환경, 지역정보,

오염 및 비오염수계의 연계성을 고려하여 28개를 채취하였다.

시료채취방법은 상층수가 존재하는 곳에서 0~5 cm의 표층퇴적물을 모종삽을 이용하여 채취, 플라스틱 시료병에 저장한 다음 충진 테이프로 공기와의 접촉을 피했다. 입자의 크기에 따른 함량변화를 고려하여 가능한 한 유속이 느린 곳에 퇴적된 미사질의 퇴적물만을 채취하였다. 또한 대표성을 높이기 위하여 한 지점에서 50 cm 간격으로 9곳의 부분시료를 취하여 200 g 이상의 완전한 퇴적물 시료를 확보하였다 (시료채취위치는 Fig. 2 참고).

채취된 시료는 자연건조 후, 유발과 막자를 이용하여 수분증발에 의해 응집된 시료를 분리 (disaggregation)한 후 -80 mesh 입도로 채질하여 분석에 이용하였다. pH는 원래 -10 mesh 채질을 통과한 시료를 대상으로 측정을 하지만, 시료채취 당시 미사질의 퇴적물만을 확보하였으므로 채질을 할 필요성이 없이 분리과정만 경유한 시료를 그대로 이용하였다. 부분분석 및 연속추출분석을 위한 시료는 분리를 한 시료 전량을 축분, 4분의 1을 채질을 실시하여 -80 mesh 입도로 분리하였다.

pH 측정

퇴적물 : 종류순수의 희석비, 반응시간에 의한 pH값의 변화, 반복시료에 의한 정밀도 등을 고려하여 예비분석을 실시하였다. 그 결과 Rump and Krist (1988)가 제시한 방법에 의해 HANNA pH meter를 사용하여 측정하였다.

퇴적물 : 탈이온수비는 10 g의 시료를 25 mL에 혼탕시킨 후, 30분간 자동교반기를 이용하여 평형반응을 유도하였다. 대상지역의 전체 퇴적물시료에 대한 pH측정 결과, 전체적으로 pH값은 4.7~7.6의 분포를 보이고 있다. 오염이 되지 않는 미량골 수계에서는 7.2~7.3의 중성값을 보이고 있으며 광미댐 하부의 모상골 수계는 약간의 변화 양태는 있지만 상부퇴적물의 6.4에서 하부에는 7.3을 나타내고 있어서 pH가 점차 증가하고 있음을 알 수 있다. 장하천 수계도 역시 이와 같은 경향을 나타내고 있다. 특히 선광폐수를 혼입하는 가골 수계의 경우 4.7의 낮은 pH값을 보이며 그하부수계 역시 6.7 또는 6.8의 약산성환경을 지닌다.

화학분석

광산주변의 모든 수계에서 채취한 27개의 하상퇴적물을 대상으로 전체적인 중금속의 분산형태를 파악하고 이 중에서 16개의 시료에 대해서는 연속추출법을 실시하여 중금속의 존재형태를 알아내고자 하였다.

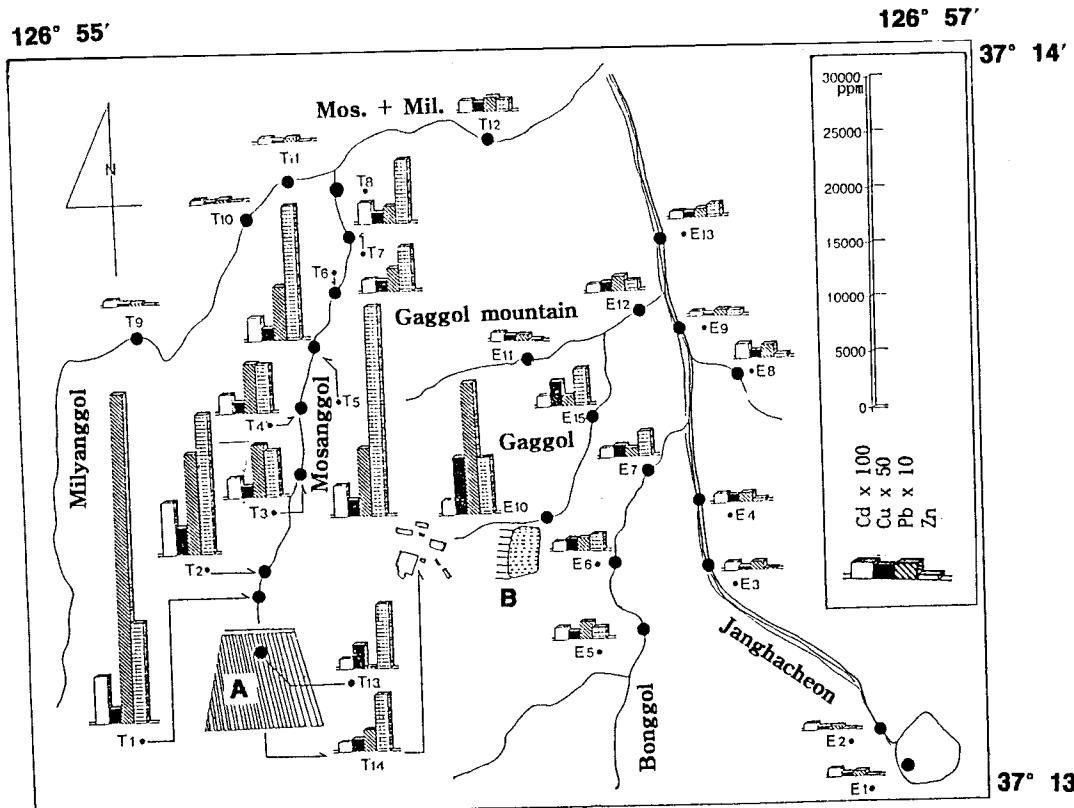


Fig. 2. Content of Cd, Cu, Pb and Zn in stream sediments from the Sambo Pb-Zn-barite mine area. A (Tailing impoundment) and B (Tailing buried).

부분분석

하상퇴적물에서의 중금속원소의 함량을 측정하기 위해서 부분분석을 실시하였다. 0.25 g의 하상퇴적물 시료를 1 mL의 HClO_4 용액과 4 mL의 HNO_3 용액의 혼합산에 넣은 후에 24시간 (50°C 에서 3시간, 150°C 에서 3시간, 180°C 에서 18시간)동안 가열하여 화학분해를 실시했다. 그런 후 5 M HCl 용액 (2 mL)를 넣어 용탈시킨 후 증류순수를 넣어 10 mL로 정량화시켰다. 이 용액을 유도분극 아르곤 플라즈마 분광광도계 (ICP)로 분석하였으며 대상원소는 연-아연 광산의 채광 및 선광활동에 의해 주로 오염되는 Pb, Zn, Cu, Cd, Fe, Mn 등을 선정하였다.

연속추출분석

본 연구에서는 Tessier et al. (1979)의 제안한 추출방법을 이용하여 분석을 실시했다 (Table 1). 그 결과 중금속은 1) 교환가능한 형태 2) 탄산염 형태 3) 철-망간산화

물상 4) 유기물과 결합된 형태 5) 잔류상 형태 등 5부분으로 구별된다. 추출과정중 각 단계에서 Cd, Cu, Pb, Zn, Fe 그리고 Mn을 대상으로 유도분극 아르곤 플라즈마 분광광도계 (ICAP)를 이용해서 분석하였다.

분석결과 및 고찰

중금속의 분산특성

퇴적물시료에 대한 Cd, Cu, Pb, Zn, Fe 등 6원소에 대한 부분분석 결과를 Table 2에 나타내었다. 이와 함께 Fig. 2는 전체수계를 대표할 수 있는 각각의 퇴적물 시료채취 위치에서 Cd, Cu, Pb, Zn의 오염정도를 상대적으로 나타낸다. 퇴적물내 존재하는 중금속의 오염정도와 생물학적 폐해 가능성을 예견하기 위해서는 자연적인 배경값과 허용한계값에 대한 비교자료가 필요하다. Table 3에는 카나다의 OME (Ontario Ministry of Environment)가 제시한 퇴적물에 함유된 중금속의 저서생물에 대한 독성정

Table 1. Sequential Extraction Scheme for Partitioning Sediment Samples.

Fraction	Extractant	Extracted Component
Exchangeable	1 M MgCl ₂ , pH 7	Exchangeable ions
Carbonatic	1 M NaOAc, pH 5 with HOAc	Carbonates
Reducible	0.004 M NH ₂ OH·HCl in 25% (v/v) HOAc	Fe-Mn oxides
Organic matter	0.02M HNO ₃ +30% H ₂ O ₂ (pH 2)+HNO ₃	Organic matter
Residual	HNO ₃ +HClO ₄	Lithogenic material

Table 2. Analysis of Cd, Cu, Pb, Zn, Fe and Mn in 27 stream sediments from the Sambo Pb-Zn-barite mine area. Unit in ppm.

Element Sample	Cd	Cu	Pb	Zn	Fe	Mn
Average	13.7	53	348	3502	3.5	4379
Median	10	45	124	1325	2.7	939
Standard variation	11.0	50	646	4701	2.7	7222
Maximum	49.2	262	3308	19105	12.6	31924
Minimum	3.7	8	25	12	1.6	150

Table 3. Sediment quality criteria (ug/g dry weight for metals and nutrients) proposed by the Ontario Ministry of Environment (Persaud et al., 1989).

Metal	No Effect Level	Lowest Level	Limit of Tolerance Level
Cd	0.6	1.0	10.0
Cu	15.0	25.0	114.0
Pb	23.0	31.0	250.0
Zn	65.0	110.0	800.0
Fe(%)	2.0	3.0	4.0
Mn	400.0	457.0	1110.0

도를 나타낸다. 이는 1) 영향을 전혀 받지 않은 수준 2) 오염과 비오염의 문턱 수준 3) 허용한계 수준으로 분리하여 퇴적물 관리 책정선을 제시하였다 (Persaud et al., 1989). 미국 환경청 (EPA)에서 제시한 다른 기준이 Table 4에 나타나 있는 데, 이 자료들은 퇴적물이 오염된 정도를 파악하기 위한 비교자료로 이용된다 (Anon., 1977).

전체적으로 쟁내 배출수, 광미폐수 및 선광폐수 등을 직접적으로 험유하는 단일 수계의 퇴적물에서 중금속이 전반적으로 부하되어 있으므로 이들이 본 지역에서 중금속 오염원임을 알 수 있다. 광산활동의 영향이 미치지 않고 단지 자연적으로 생성, 유수되는 단일수계에서는 EPA가 제시한 비오염 퇴적물의 중금속 함량기준에 속하고 있으

Table 4. U.S. EPA guideline for classifying sediments of Great Lakes (Anon., 1977). Unit in ppm.

	Nonpolluted	Moderately Polluted	Heavily Polluted
Cd	—	—	>6
Cu	<25	25~50	>50
Pb	<40	40~60	>60
Zn	<90	90~200	>200
Fe(%)	<1.7	1.7~2.5	>2.5
Mn	<300	300~500	>500

므로 이 지역의 배경값으로 적용될 수 있다. 그리고 이들 단일수계들이 합수된 복합수계에서는 예상한 바와 같이 오염수계와 비오염 수계의 중간적인 중금속함량을 보인다. 이는 오염된 수계로부터 받는 중금속의 부하정도가 비오염 수계와 혼합됨으로써 일어나는 회석작용에 의한 것으로 알 수 있다.

Cd

OME (1977)가 제시한 바에 따르면 오염을 받지 않은 퇴적물내의 자연함량은 0.6 ppm 정도이며 오염 부하를 받기 시작하는 함량은 1.0 ppm, 한계 기준치는 10 ppm이다. 또한 EPA (1977)는 6 ppm을 초과할 경우 매우 오염된 퇴적물로 규정하고 있다. 본 지역의 경우 모든 하상퇴적물은 3.7 ppm 이상의 함량을 보유하고 있어 다른 원소와는 달리 전반적으로 오염이 진행됨을 알 수 있다. 삼보광산의 광미는 대상광물인 섬아연석에서 아연과 지구화학적 수반관계가 매우 양호하기 때문에 광미내에서 6.9~23.1 ppm의 범위를 가지고 다양으로 존재하고 있다. Cd는 광미가 화학적 풍화를 거치는 동안 용출된 용존 및 입자형태로 배출수를 통하여 수계로 분산되거나 10~40 μm 크기의 미분말의 입자형태로 대기중으로 비산된다. 모상골 수계는 12~49 ppm의 Cd 범위를 나타내어 광미배출수에 의해 오염이 심각하게 진행됨을 알 수가 있고 가끔 수계에서 채취한 두 곳의 퇴적물에서도 각각 13 ppm (상부), 10 ppm (하부)을 나타내어 선광폐수에 의해서도 주변 수계가 Cd 오염이 진행됨을 알 수 있다. 그러나 장하천 상부와 미량골 수계의 경우 상대적으로 적은 오염정도를 보인다.

미량골의 경우 4~6 ppm의 Cd이 보유되어 있으며 이는 EPA 책정기준에 근거하면 일반적인 오염수준 (moderately polluted)을 나타낸다. 저수지 (장하천 상부)에서 Cd 함량은 6~8 ppm의 오염수준을 보여 주요 풍향인 북서풍에 의해 광미 및 광석입자가 대기로 비산된 영향을 받음을 알 수 있다. pH와 상관성을 도시한 결과, 상관계수 (r)가

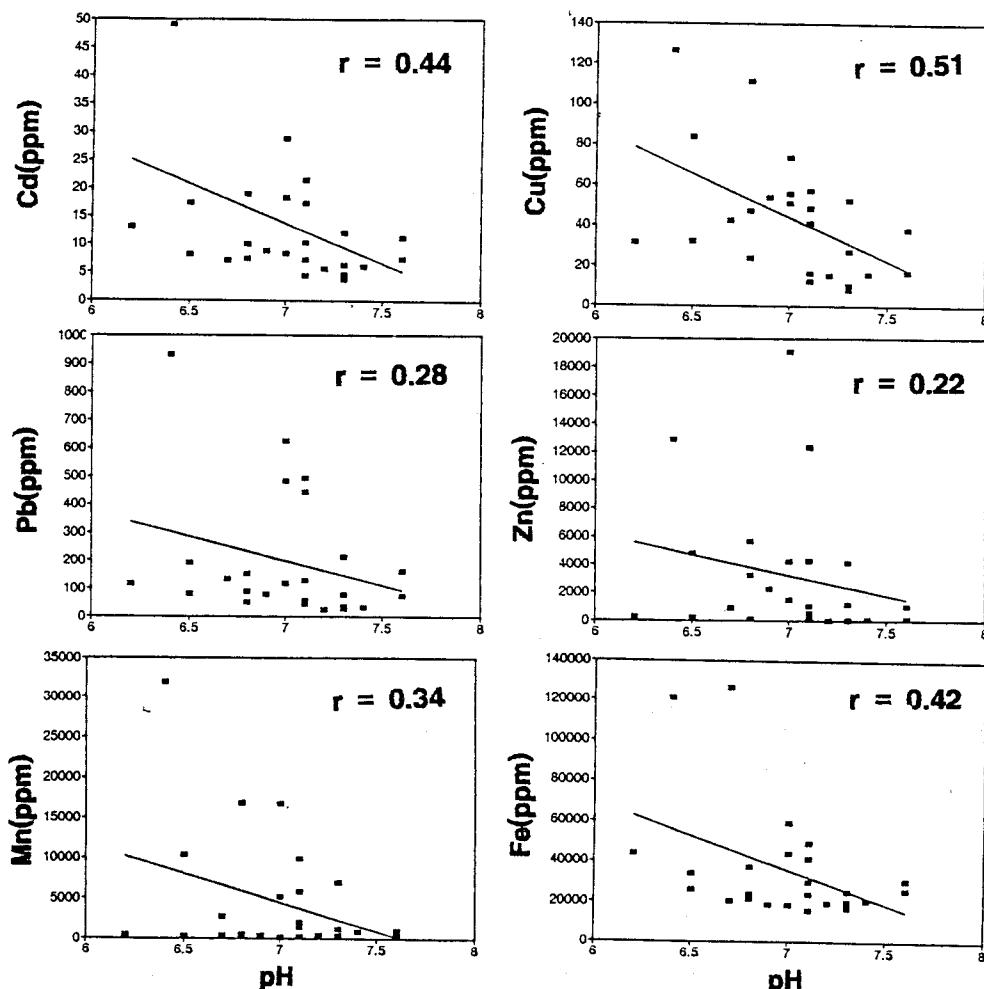


Fig. 3. Correlation between pH and heavy metals in stream sediments from the Sambo Pb-Zn-barite mine area.

0.44를 보인다 (Fig.3)

Cu

OME (1977)가 제시한 오염을 받지 않은 퇴적물내의 자연함량은 15 ppm 정도이며 오염부하를 받기 시작하는 함량은 25 ppm, 한계 기준치는 114 ppm이다. 또한 EPA (1977)는 50 ppm을 초과할 경우 매우 오염된 퇴적물로 규정하고 있다. 본 지역의 경우 8~262 ppm의 함량을 보여주어 오염 및 비오염 지역이 뚜렷하게 구분됨을 알 수 있다. 미량골 수계는 4~6 ppm의 값을 보여 배경값 이하의 함량수준을 가지는 비오염 특성 지역이며, 장하천 상부수계의 경우 16~32 ppm의 Cu 함량을 나타내어 오염이 거의 진행되지 않았음을 보여준다. Cd의 경향과 유사한 결과로, 미량골 수계와 비교할 때 약간 높은 값을 보이는 것은

주요 풍향에 기인하는 것으로 생각된다. 모상골 수계의 경우, 47~127 ppm의 범위를 보이며 이는 하부수계로 갈수록 전반적으로 오염의 부하정도가 감소하고 있음을 보여준다. 가골 수계의 경우 43~262 ppm의 함량범위를 보여 광미 세척 작업에 의해 Cu의 유출량이 큼을 보여준다. pH와 Cu의 상관계수는 0.51로 비교적 양호한 상관성을 보인다 (Fig.3).

Pb

OME (1977)가 제시한 오염을 받지 않은 퇴적물내의 자연함량은 23 ppm 정도이며 오염 부하를 받기 시작하는 함량은 31 ppm, 한계 기준치는 250 ppm 이다. 또한 EPA (1977)는 60 ppm을 초과할 경우 매우 오염된 퇴적물로 규정하고 있다. 삼보광산이 방연석을 주 목적산물로 했던

점율 비추어 볼때 광미 내에는 회수되지 않은 병연석 입자들이 다량으로 존재하는데 이는 화학적풍화에 약하므로 광미폐수 및 선풍폐수로 다량 용출될 것으로 기대된다. 모상꼴 수계의 경우 153~3303 ppm의 함량범위를 가지며 퇴적물의 오염부하가 감소하는 경향을 보여준다. 가골 수계의 경우 역시 선풍작업에 의해 영향을 받아 90~1200 ppm의 오염 부하를 보여주며 이러한 경향은 비오염되거나 준오염된 수계와 합수되었을 때는 뚜렷한 감소가 된다. 미랑꼴 수계에서는 하부로 갈수록 25 ppm, 28 ppm, 37 ppm의 Pb 함량을 보여 거의 오염을 받지 않음을 보여주어 배경값으로 인식되며 장하천 상부 수계 (저수지)의 경우 32~81 ppm의 함량분포를 보임으로써 Cu나 Cd의 경우와는 달리 배경값을 약간 초과한다. 즉 다른 중금속 원소보다 퇴적 : 용출비가 큰 이유로 설명될 수 있다. 이 지역의 오염은 지리적인 여건에 의한 대기기원의 두가지 요인으로 파악될 수 있는 데 광산지역의 주요풍향인 북서풍의 영향을 받으며 근처에 주요 교통로 (43번 국도)로부터 자동차배출물질의 유입에 의한 것으로 고려된다. 한편, pH와 Pb 사이의 상관계수 (r)은 0.28을 나타내어 상관성을 보이지 않는다 (Fig.3).

Zn

OME (1977)가 제시한 바에 따르면 오염을 받지 않은 퇴적물내의 자연함량은 65 ppm 정도이며 오염 부하를 받기 시작하는 함량은 110 ppm, 한계기준치는 800 ppm이다. 또한 EPA (1977)는 200 ppm을 초과할 경우 매우 오염된 퇴적물로 규정하고 있다. 미량골 수계의 경우 12~30 ppm의 함량을 보이고 있어 자연 함량 이하의 값을 보이고 있다. 모상골 수계의 경우 4134~19105 ppm의 함량범위를 보이며, 가골 수계의 경우 893~5160 ppm의 범위를 보이고 있어서 선광폐수 및 광미 배출수는 오염이 매우 심화되어 있음을 알 수 있다. 장하천 상부수계의 경우 자연함량보다 약간 부화되어 있지만 오염의 영향은 적은 것으로 나타난다. pH와 Zn의 상관계수는 0.22를 나타내어 상관성을 보이지 않는다 (Fig.3).

Fe

퇴적물내의 Fe 함량은 그 자체에 의한 유기물의 폐해 요인도 중요하지만 Mn과 함께 산화물의 형태로서 수중의 많은 미량금속을 흡착, 공침전하는 기질로서의 역할이 주 관심의 대상이 된다. 따라서 퇴적물 내의 철의 높은 함량은 낮은 함량을 보이는 퇴적물에 비해서 다른 Cd, Cu, Pb, Zn 등의 미량금속들을 상대적으로 많이 함유하게 되므로 수계환경에 영향을 미치는 조절자가 된다. OME (1977)가

제시한 바에 따르면 자연함량은 2% 정도이며 3.0%를 넘어설 경우 오염이 진행되었음을 나타내며, 한계 기준치를 4% 이상이 되었을 경우 기저 유기체의 생존이 어렵다. 또한 EPA (1977)는 2.5%을 초과할 경우 매우 오염된 퇴적물로 규정하고 있다. 본 연구 지역의 경우 전체적으로 1.3~12.6%의 값을 보여 광산활동에 의해 오염이 진행된 지역과 비오염지역이 뚜렷하게 구분된다. 비오염지역인 미량골 수계의 퇴적물 경우, 1.7~1.9%의 자연 함유량을 나타내고 있는 반면 광미배출수인 모상골 수계의 경우, 화학분석 결과 3.7~12.6%의 Fe를 함유하고 있어 광미로부터 Fe의 유출이 심하게 일어나고 있음을 보여준다. 또한 현장조사결과, 상부수계에서 하부수계로 갈수록 퇴적물의 색이 적황색에서 진황색을 나타내고 있다. 이는 철의 발색효과에 기인하는 것으로 화학분석결과를 뒷받침하고 있다. 광미 세척수의 영향을 받는 가골 수계의 경우 광미배출수보다는 적은 오염정도를 나타내고 있긴 하지만 2.0~2.7%의 함량을 보여 미량골 수계의 퇴적물보다 오염이 진행되어 있음을 알 수 있다. 한편, pH와 Fe 사이의 상관계수 (r)는 0.42를 보여준다 (Fig. 3).

Mn

Mn은 Fe와 함께 산화물의 형태로 미량금속을 함유하는 기질로 잘 알려져 있다 (Hem, 1978). OME (1977)가 제시한 바에 따르면 오염을 받지 않은 퇴적물내의 자연함량은 400 ppm 정도이며, 457 ppm부터 오염의 영향을 반영하고 있고, 한계 기준치는 1110 ppm으로 규정하고 있다. EPA (1977)는 500 ppm을 초과할 경우 심하게 오염된 퇴적물로 규정하고 있다. 미량콜 수계의 경우 267~448 ppm의 함량범위를 보여 오염의 영향을 받지 않았다. 그러나 모사콜 수계의 퇴적물의 경우 2796 ppm~31294

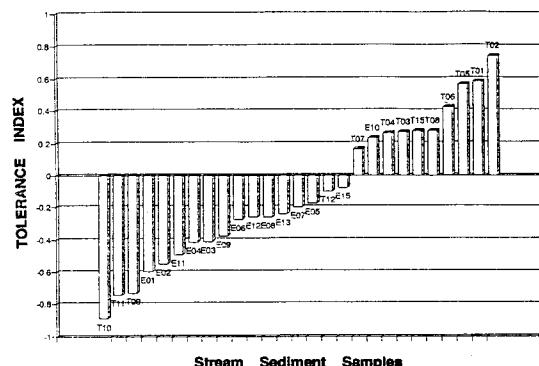


Fig. 4. Tolerance index (TIS) of each stream sediment samples collected in the vicinity of the Sambo Pb-Zn-barite mine.

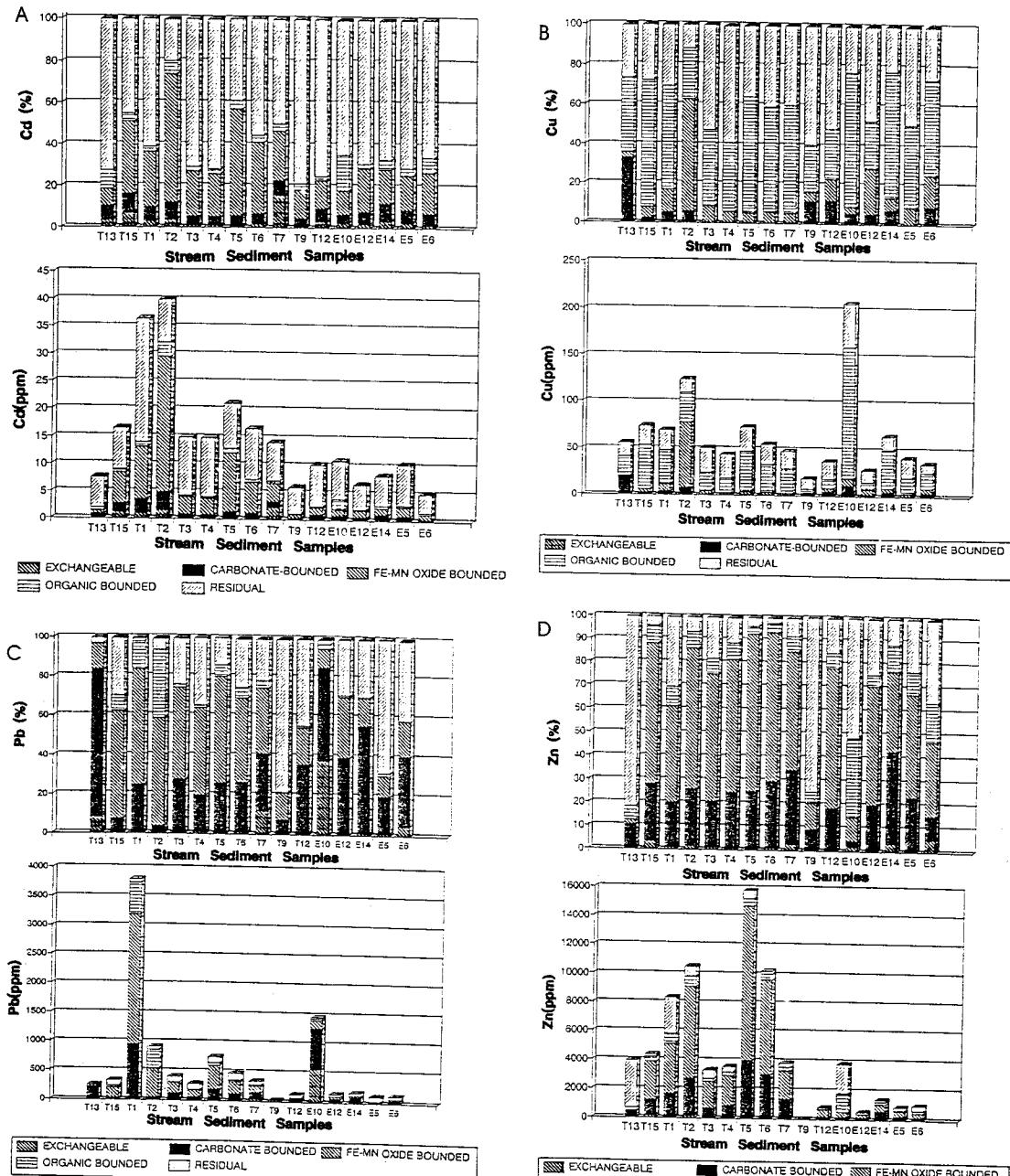


Fig. 5. Partitioning(%) of Cd, Cu, Pb, Zn, Fe and Mn in stream sediments measured by sequential extraction method (upper) and metal content of each stream sediment sample (lower).

ppm의 Mn 함량을 보이고 있어 미량골 수계와 비교할 때 광미 배출수에 의해 극심하게 오염되어 있고 광미세척수에 의해 영향을 받는 가골 수계 역시 최고 477 ppm의 함량을 보이고 있어 오염이 진행되어 있음을 알 수 있다. pH와 Mn 사이의 상관계수 (r)는 0.34를 보인다 (Fig. 3).

중금속 오염양상

광산의 하부 수계 퇴적물에서 과부하된 각각의 미량금 속은 퇴적물내의 유기체의 생존에 큰 위협요소로 작용할 가능성을 내포하고 있다 (Hakanson, 1980). 따라서 대상

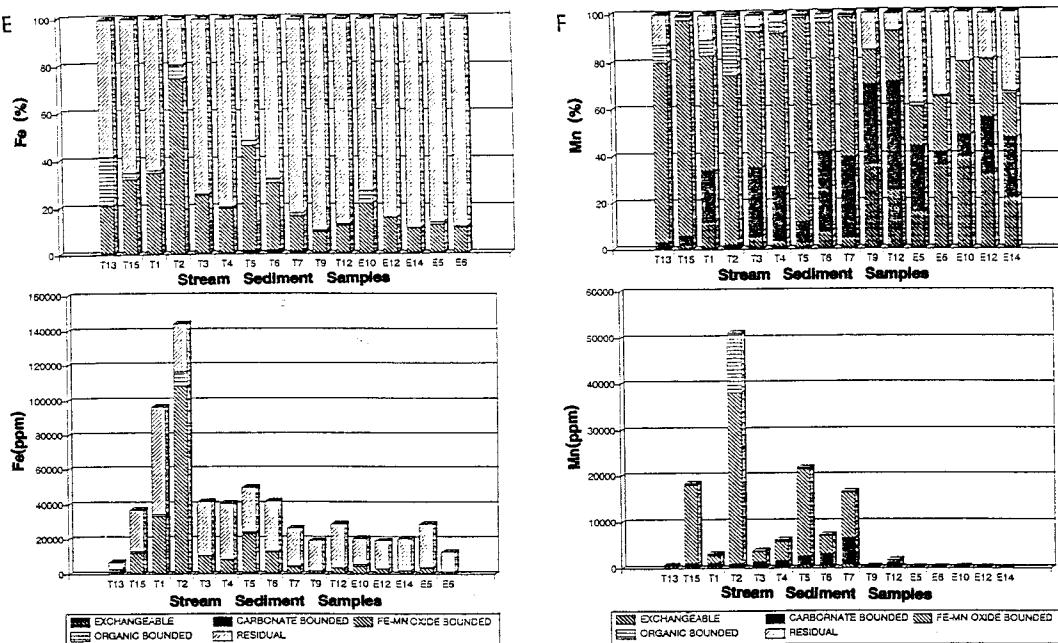


Fig. 5. Continued.

지역 수계 전역에 걸친 각 중금속 및 유독성 금속의 부하정도에 따른 복합적인 오염양상 및 그 환경적 위험성을 종합적으로 제시할 수 있는 생존지수 (Tolerance Index)의 도출이 필요하다.

광산 관련수계의 퇴적물은 매우 높은 금속을 함유하고 있고 수중 유기체에 위험성을 지니고 있으므로 여기서 사용된 지수 (index)는 OME (1977)에서 제시한 퇴적물내 각각의 중금속에 대한 유기물의 생존가능수준 (Table 3)을 이용하였다. 금속함량과 위험수준의 양에 로그를 취한 평균값을 이용하여 계산한다. logarithms은 각 미량금속의 함량이 여러 규모로 나타나므로 이를 균일화하기 위해서 취해졌다. 따라서 생존지수는 중금속 함량에 대한 퇴적물내의 유기체의 생존환경을 지시하고 있다. 양의 지수값은 평균적으로 퇴적물내의 금속함량이 위험수준위임을 나타내고 음의 값은 위험수준 아래를 나타내지만 반드시 인위적인 오염이 없었다는 것을 나타내지 않는다. 각 금속의 생존지수 (TIS)는 다음과 같이 나타낸다.

$$TIS = \frac{\Sigma \log_{10} \frac{\text{퇴적물내의 유독성 금속의 함량}}{\text{유기체가 존재할 수 없는 위험수준}}}{\text{지수에 투여된 유독성원소의 수}}$$

금속 간 함량의 변화 정도, 각 금속의 유기체에 미치는 치명도에 따라서 생존지수는 달라질 수 있겠지만 이 지

수는 원소간의 상관성이 양호하고 Cd, Cu, Pb, Zn, Fe, Mn 등 각각의 6 원소에 대하여 최대 생존한계치를 적용하였으므로 같은 가중치 1을 주었다.

전 수계의 퇴적물에 대한 생존지수를 Fig. 4에 나타내었다. 생존지수는 특성이 다른 각 수계에서 각각 최소 -0.9에서 0.7의 변화를 보이며 유기체의 생존에 양호한 조건과 존재할 수 없는 조건으로 구분되었다. 모상골 수계의 경우 0.2에서 0.7의 지수값을 보여 매우 심각한 환경임을 시사하고 있다. 미량골 수계의 경우 -0.7에서 -0.9의 값을 보이고 있어서 양호한 환경을 구성하고 있으며 병마골 수계로부터 흐르는 장하천수계는 봉골 수계와 가골 수계 등 오염원을 가지고 있는 수계와 합수되면서 하부로 갈수록 지수가 증가하고 있음을 알 수 있다. 결과적으로 유기체의 생존에 양호한 환경은 미량골 수계 > 장하천 수계 > 봉골 수계 > 가골 수계 > 모상골 수계의 순으로 악화되어 있음을 알 수 있다.

중금속의 존재형태

연속추출분석결과에 의해 기능적으로 구분된 금속들의 존재형태는 다음과 같다.

Cd

Cd은 오염이 덜 진행된 퇴적물에서는 주된 형태는 잔

류성부분의 형태로서 존재한다 (Fig. 5A). 봉골, 가골, 장하천 수계 등에서 채취된 퇴적물에서는 66~71%를 차지하고 있다. 그러나 광미 침출수의 영향을 받는 모상골 수계의 잔류성부분은 19~70%를 차지하고 있다. 모상골 수계의 잔류성부분의 평균은 51%를 차지하고 있어, 다른 지역 수계 (비오염지역 및 준오염지역)에 비해 높은 함량을 보이는 반면, 보다 생물학적 흡입가능성이 높은 형태로 존재하고 있음을 알 수 있다. 특히 상대적으로 낮은 Cd 함량 6.2 ppm를 보이는 미량골 수계의 경우 78.4%가 잔류성부분으로 존재하고 있다. 철-망간 산화물로 존재하는 Cd 함량은 16~20%를 보이는 반면 20~60%, 평균 34% 존재하고 있다. 전체적으로 광미의 경우, 유기물과 결합된 부분이 17%, 8.7%를 보이고 있다. Cd은 철망간산화물이나 유기물질과 결합된 상에서 안정하지 않으므로 환경상 유출의 위험을 내포하고 있다.

Cu

Cu는 주로 24~67%의 범위를 가지며 유기물과 결합된 형태로 존재한다. 또한 모든 환경에서 잔류상을 구성하는 중금속 부분은 거의 일정함을 알 수 있다. 퇴적물의 주요 오염형태가 광물입자의 이동에 의해 영향을 받지 않고 보다 이동성이 양호한 용존 및 침엽의 형태로 이동됨을 보여준다 (Fig. 5B).

Pb

Pb는 오염된 수계에서 주로 철-망간 산화물의 형태로 총 중금속 함량 중 30~58% 존재하고 있으며 탄산염상태의 부분도 6.8%에서 28.8% 존재한다 (Fig. 5C). 상대적인 함량을 비교할 때 퇴적물내에서의 Pb가 잔류상으로 존재하는 부분이 작음을 알 수 있다. 여기서 관심이 되는 것은 광미 세척수에 의해 배출되는 퇴적물과 광미 중 교환성 Pb가 38%, 8% 가량 존재하고 있다는 사실이다.

Zn

Zn은 퇴적물내에 함유된 절대량을 볼 때 다른 금속에서와는 대조적으로 모상골 수계의 퇴적물에서는 189 ppm까지 교환성부분으로 존재하고 있다. 따라서 오염된 퇴적물에서는 Zn가 이동성이 높은 상태로 존재하고 있음을 보여주고 있다 (Fig. 5D). Zn의 금속분배는 광미의 경우, 84%가 잔류상으로 주로 존재하고, 그 하부의 모상골 수계는 잔류상은 평균 10.4%가 잔류상 부분, 50.9~67.6%가 철-망간산화물의 형태로 존재한다. 이는 광미에서 주로 잔류상으로 존재하던 Zn가 화학적 풍화를 받으면서 용탈, 그 하부수계로 배출, 결합력이 낮은 상태로 퇴적되고 있

음을 입증하고 있다. 이는 미량골 수계는 74.6%가 잔류상으로 존재하는 반면, 모상골 수계와 미량골 수계가 합수된 후의 퇴적물의 Zn의 잔류상이 15%로 감소함을 볼 때 명확해진다.

Fe

Fe의 금속분배는 교환성부분이 전 수계에 걸쳐 발견되지 않으며, 주로 철-망간 산화물의 형태와 잔류상으로 두 형태로 존재한다 (Fig. 5E). 전체적으로 오염된 모상골 퇴적물에서 평균 34.7%가 철-망간산화물의 형태, 62.4%가 잔류상으로 존재하는 반면 미량골 퇴적물에서 15.3%가 철-망간산화물, 89.7%가 잔류상으로 존재하고 있다. 이는 주 구성광물로 함유된 Fe가 광미로부터 용존된 상태로 유출, 산화물의 형태로 침전을 이루고 있음을 알려준다. 이는 각 부분의 Fe 함량을 비교한 결과와 일치하는 데, 잔류상으로 존재하는 Fe는 전 수계에 걸쳐 일정한 반면, 산화물의 형태로 존재하는 Fe는 오염된 수계, 비오염된 수계에서 그 함량의 변화가 큼을 알 수 있다.

Mn

Fe와 비교하여, Mn의 금속분배의 특징은 퇴적물내에서 잔류상으로 존재하는 Mn은 평균 3.7%로 매우 적으며, 교환성부분, 탄산염 및 유기물과 결합된 부분이 많이 존재하고 있다 (Fig. 5F).

결 론

이상과 같은 연구에서 얻은 결과를 요약하면 다음과 같다.

1. 하상퇴적물의 pH는 4.7~7.6의 범위를 나타내며 비교지역의 경우 7.2~7.3의 중성환경, 모상골 수계의 경우 약산성환경 ($\text{pH}=6.4\sim7.3$), 그리고 가골 수계는 산성환경 ($\text{pH}=4.7$)임을 나타낸다.

2. 수계의 오염원은 광미배출수, 광미세척수, 간내배출수임이 판명되었고 하부수계로 가면서 장하천, 병마골 저수지 등의 비오염수와 회석되면서 오염의 정도는 감소된다.

3. 퇴적물내 유기체의 생존에 필요한 중금속 함량과 비교하여 생존지수를 구한 결과, -0.9~0.7의 범위를 가지며 광미배출수의 영향을 받는 모상골 수계와 광미세척수에 의한 오염을 받는 가골 수계에서는 유기물이 존재할 수 없는 대표적 환경이며, 병마골 저수지와 미량골 수계는 비교적 생존이 용이한 환경으로 평가된다.

4. Cd, Cu, Pb, Zn 등은 오염된 수계에서 잔류상이 아닌

철-망간 산화물의 형태, 유기물과 결합된 형태, 탄산염의 상태로 존재하고 있어 장마 등의 수화학적인 환경이 변화될 경우 수계로 재용출될 가능성이 크며, 또한 생물학적 흡입가능성이 높은 상태로 존재하고 있음을 알 수 있다.

사 사

본 연구는 전략광물자원연구센터로부터 연구비 일부를 지원받아서 수행되었습니다. 시료채취에 많은 도움을 준 서울대학교 자원공학과 조창호, 김주용 교수에게 감사드립니다.

참고문헌

대한광업진흥공사 (1977) 광산평가조사 (삼보 광산). p. 57.
Anon, J. (1977) Ecological Evaluation of Proposed Discharge

of Dredged or Fill Material into Navigable Water. Interim Guidance for Implementation of Section 404 (b) of Public Law 92-500.

Hakanson, L. (1980) An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. Water Res., v. 14, p. 975-1001.

Hem, J.D. (1978) Redox processes at surface of manganese oxide and their effects on aqueous metal ions. Chem. Geol., v. 21, p. 199.

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.

Rump, H.H. and Krist, H. (1988) Laboratory manual for the examination of water, waste water, and soil. VCH Verlagsgesellschaft, 190p.

Tessier, A., Campbell, P.G.C. and M. Bisson. (1979) Analytical chemistry. v. 51, v. 7, p. 844-851.

1993년 2월 25일 원고접수