

삼보광산 하류 수계의 계절별 수질변화와 오염도 평가

정구복* · 이종식¹⁾ · 김원일¹⁾ · 류종수²⁾ · 윤순강¹⁾

농촌진흥청 농촌지원국 현장기술지원과, ¹⁾국립농업과학원, ²⁾국립식량과학원 고령지농업연구센터
(2008년 11월 26일 접수, 2008년 12월 23일 수리)

Monitoring of Seasonal Water Quality Variations and Environmental Contamination in the Sambo Mine Creek, Korea

Goo-Bok Jung*, Jong-Sik Lee¹⁾, Won-Il Kim¹⁾, Jong-Su Ryu²⁾, and Sun-Gang Yun¹⁾ (On-spot Extension Division, Extension Service Bureau, RDA, Suwon 441-707, Korea, ¹⁾National Academy of Agricultural Science, RDA, Suwon 441-707, Korea, ²⁾National Institute of Crop Science, RDA, pyeongchang, 232-955, Korea)

ABSTRACT: Metal mining district drainage is a well recognized source of environmental contamination. Oxidation of metal sulfides produces acidic and metal-rich waters that contaminate local surface water and ground water in mines, mine dumps, and tailing impoundments. This monitoring study was carried out to investigate the stream water quality and pollution as affected by the Sambo mine drainage in relation to the relative distance from the mine. It obvious that pH values of the mine drainage ranged from 5.8 to 6.9, while the average concentrations of the dissolved chemical constituents for EC, SO₄²⁻, K⁺, Ca²⁺, and Mg²⁺ were 1.77 dS m⁻¹, 929, 14.6, 263.3, and 46.9 mg/L in mine drainage discharged from the main waste rock dumps (WRD), respectively. Furthermore, EC values and sulfate concentrations exceeded the critical toxicity levels in agricultural water for rice plant (1.0 dS m⁻¹ for EC and 54.0 mg/L for SO₄²⁻). Also, the average of dissolved cadmium concentrations (0.016~0.021 mg/L) was higher than water quality standard (0.01 mg/L) for agricultural water in Korea, in addition to Zn, Fe and Mn were higher than trace metals maximum concentrations which recommended by FAO for irrigation water. The results indicate that mine drainage discharged from the Sambo mine affected stream water at least to distance of 1 km downstream of the mine water discharge point. EC values, SO₄²⁻ and Ca²⁺ concentrations in discharged water positively correlated with dissolved Cd, Zn, Al and Mn concentrations, while the pH values negatively correlated. In addition, EC values, SO₄²⁻ and Ca²⁺ concentrations were negatively correlated with pH values.

Key Words: Sambo mine, mine drainage, watershed, water quality, trace metal

서 론

국내의 금속광산은 1980년대 이후 품위저하와 채산성 악화로 인하여 대부분이 폐광된 상태로 전국에 1,000여개가 산재되어 있는 것으로 알려져 있다^{1,2)}. 그러나 광산활동 과정에서 발생된 폐석 및 광미 등 대부분의 광산폐기물이 적절한 광해방지 및 환경복원 조치 없이 그대로 방치된 것으로 보고되고 있다^{2,3)}. 특히 환경부에 의하면 폐광산 중에서 127개 지역은 폐광 후 오염원에 대한 적절한 광해방지 시설 없이 침

출수 및 갭내수에 의한 광해가 발생되고 있으며, 303개 지역은 광산하류 수계 및 토양오염을 초래할 가능성이 있다고 하였다¹⁾.

광산폐기물은 광산활동, 광물자원 회수 및 금속 추출시 선광, 제련과정에서 산출되는 폐석(Mine waste)과 광미(Tailing) 등으로 구분된다. 폐광산 주변의 수계오염은 주로 광산배수(AMD : Acid Mine Drainage, ARD : Acid Rock Drainage)의 계속적인 유출에서 비롯되는데, 이러한 광산산성배수는 자연수 및 강우의 순환과정에서 폐석 및 광미에 포함된 황화광물과의 산화반응에 의하여 발생된다^{4,7)}. 특히 강우 등으로 유출된 광산배수는 다량의 중금속 및 황화물 등을 함유한 상태로 하류 장거리까지 분산, 이동되면서 주변 농경지 및 수계를 심각하게 오염시킬수 있다⁸⁻¹⁰⁾. 더욱이 광산폐수가 하류 하천에

*연락처:
Tel: +82-31-299-2710 Fax: +82-31-299-2705
E-mail: gbjung@rda.go.kr

유입됨으로써 발생하는 철 수산화물의 침전은 수계의 경관훼손, 수질오염 및 수서 생태계 파괴 등의 문제를 야기시킨다^{5,10,11,12}. 그리고 황 이온이 다량 함유된 광산배수의 유입은 pH 값을 낮추는 결과를 가져와 수계내 용존 오염물질의 증가와 중금속 농도 등을 높일 수 있다¹³⁻¹⁵. 그러나 광산배수의 특성이 물리 화학적으로 매우 복잡하여 수계내 수질 및 토양 오염에 대한 정확한 비교 평가에는 한계가 있는 것으로 알려져 있다⁹. 따라서 광산배수에 의한 하류 수계의 환경영향 평가 및 그에 따른 정화처리 대책강구는 더욱 필요하며 시급성이 요구된다고 할 수 있다.

본 연구에서는 폐광산 유출 광산배수에 의한 하류 수계의 오염확산을 검토하고자 경기도 화성에 위치한 삼보광산 광미댐에서 유출되는 침출수와 광산에서 거리별 하류 하천수의 수질오염을 평가하였다. 이러한 평가를 위하여 삼보광산 주변 두 광미댐에서 유출되는 광산배수와 하류 하천수를 2004년 4월부터 2005년 10월까지 2개월 간격으로 총 12회에 걸쳐 채수하여 주요 화학성분 및 미량금속을 분석 검토하였다.

재료 및 방법

연구지역

삼보광산은 1956년 등록된 광산으로 경기도 화성시 봉담읍에 위치하고 있다. 주광종은 연, 아연으로 개광된 이래 광산활동이 활발히 진행 중일 때는 연화광산, 장군광산과 함께 국내에서 대표적인 연, 아연 광산이나 경제성과 품위저하에 따라 1991년에 광산활동이 중단된 후 폐광되었다³). 삼보광산의 광상은 선캄브리아기의 경기편마암복합체인 원생대 암석 사이를 열수가 충전한 대표적인 열수변질형이다. 광산 주변은 주로 변성암인 층상 흑운모, 백운모 편암 및 흑운모 편암으로 구성되어 있다. 주요 광석광물로는 섬아연석, 방연석 및 중정석이며, 미량으로 산출되는 광물로는 황동석과 황철석이 있다. 그 외 백석광물은 주로 석영이며, 능망간석, 방해석, 형석, 돌로마이트 및 격운모 등이 소량 존재한다³). 삼보광산의 주 오염원은 내리에 위치한 높이 150 m, 길이 300 m 규모의 주 광미댐으로 적치된 광미에는 광미유실을 방지하기 위하여 복토가 이루어져 있다. 또한 상리에는 주 광미댐에 비해 소규모로 선광장의 하류쪽에 광미 적치지역이 존재한다. 폐광이후 갭내수와 더불어 광미댐으로부터 침출수가 유출되고 있으며, 철수산화물[Fe(OH)₃]의 침전으로 yellow boy 현상이 심하게 관찰된다.

수질시료 채취 및 분석

삼보광산의 광미댐 침출수는 상리와 내리에 위치한 2개 지역에서 유출되며, Fig. 1에서 보면 주 광미댐(WRD-2)과 선광장 하류 광미댐(WRD-1)에서 유래되는 광산 침출수이다. 삼보광산 주변 하류 하천수의 채취지점은 상리와 내리에 위치한 침출수의 하류 하천 영향정도를 보기 위하여 침출수 영

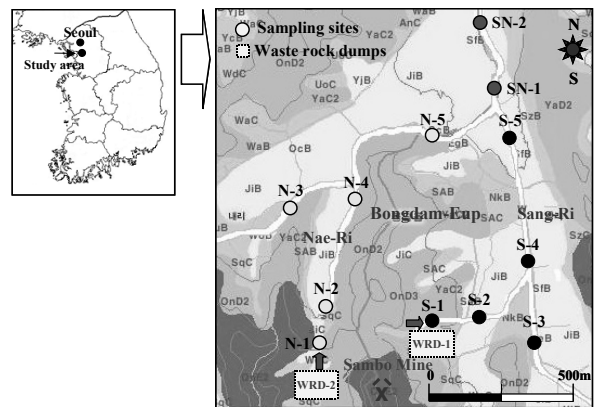


Fig. 1. Study area and sample location of the Sambo mine creek.

향 지점과 자연수 개념의 계곡수를 각각 채취하였다. 상리의 경우 침출수(S-1)와 계곡수(S-3), 그리고 하류 하천수(S-2, S-4, S-5) 지점, 내리의 침출수(N-1)와 계곡수(N-3), 그리고 하류 하천수(N-2, N-4, N-5) 지점을 선정하였다. 또한 상리와 내리 하천이 합류 후 수질상태를 비교하기 위하여 하류 1km 이상지점을 대상으로 두 하천의 합류 후 지점(SN-1, SN-2)까지 선정하였다.

삼보광산 광미댐 침출수 및 하류 하천수의 시료채취는 2004년 4월부터 2개월 주기로 하여 총 12회 채수하였다. 본 논문에서 광미댐으로부터 유출되는 침출수 평가는 총 12회 조사자료를 이용하였고, 그중 계절별 수질변화 평가는 2004년 8월부터 2005년 6월까지 2개월 간격으로 조사된 총 6회 수질 분석자료를 이용하였다.

침출수 및 하천수의 화학성분은 수질오염공정시험법¹⁶)과 Standard Method(APHA, 1992)¹⁷)에 준하여 분석하였다. pH와 EC는 각각 Orion사의 EA 940 ion analyzer와 Model 162 conductivity meter를 사용하여 측정하였다. 음이온인 황산이온(SO₄²⁻), 질산성 질소(NO₃⁻) 및 염소이온(Cl⁻) 분석은 이온크로마토그래피(DX-320, Dionex)를 이용하여 분석하였다. 또한 수질분석 항목중에서 중금속 및 양이온 분석은 ICP-OES (GBC Integra XMP, Australia)와 ICP-MS(HP, Agilent 7500cs, USA)를 이용하여 측정하였다^{16,17}).

결과 및 고찰

광산배수에 의한 하류 수계의 수질오염에 대한 영향 정도를 평가하기 위하여 삼보광산 광미댐에서 유출되는 침출수를 2004년 4월부터 2개월 간격으로 총 12회 채취하여 화학성분을 분석한 결과는 Table 1과 같다. 광미댐 침출수의 pH 값은 평균치가 6.3이고, 그 범위는 5.8~6.9 사이로 중성에 가까운 약산성 이었다. 염농도는 상리(S-1)와 내리(N-1)의 침출수가 각각 0.47, 1.77 dS/m로 주 광미댐 침출수에서 3배 이상 높게 나타났다. 또한 음이온과 양이온 모두 주 광미댐이

Table 1. Chemical composition of mine drainage discharged from the abandoned Sambo mine

| Sites | Basic statistics | pH | EC (dS/m) | ----- (mg/L) ----- | | | | | | |
|------------------------------|--------------------|------|-----------|-------------------------------|-----------------|------------------------------|----------------|------------------|------------------|-----------------|
| | | | | SO ₄ ²⁻ | Cl ⁻ | NO ₃ ⁻ | K ⁺ | Ca ²⁺ | Mg ²⁺ | Na ⁺ |
| Sang Ri (n=12) ¹⁾ | Mean | 6.33 | 0.47 | 160 | 6.0 | 2.1 | 4.4 | 64.2 | 7.9 | 11.5 |
| | Median | 6.31 | 0.46 | 152 | 5.7 | 1.7 | 3.9 | 63.9 | 7.9 | 11.0 |
| | S.D. ²⁾ | 0.28 | 0.06 | 32 | 1.1 | 1.4 | 1.7 | 6.0 | 1.6 | 2.8 |
| | V.C. ³⁾ | 4 | 14 | 20 | 18 | 66 | 38 | 9 | 21 | 24 |
| | Min. | 6.00 | 0.39 | 107 | 4.8 | 0.2 | 2.5 | 54.7 | 5.4 | 8.3 |
| | Max. | 6.90 | 0.56 | 213 | 8.0 | 4.3 | 7.3 | 72.4 | 10.4 | 17.8 |
| Nae Ri (n=12) | Mean | 6.27 | 1.77 | 929 | 8.9 | 2.8 | 14.6 | 263.3 | 46.9 | 20.6 |
| | Median | 6.34 | 1.77 | 1147 | 8.3 | 0.8 | 8.8 | 273.2 | 50.7 | 21.1 |
| | S.D. | 0.26 | 0.17 | 449 | 3.1 | 4.0 | 14.2 | 51.4 | 9.2 | 4.0 |
| | V.C. | 4 | 10 | 48 | 35 | 144 | 97 | 20 | 20 | 19 |
| | Min. | 5.77 | 1.47 | 173 | 5.7 | 0.0 | 5.1 | 127.2 | 20.8 | 12.3 |
| | Max. | 6.65 | 2.12 | 1558 | 16.6 | 11.3 | 44.0 | 316.1 | 53.3 | 27.8 |

¹⁾Sample number, ²⁾Standard deviation, ³⁾Variation coefficient is calculated as percentage of standard deviation respect mean.

위치한 내리의 광미 침출수에서 높았으며, 특히 음이온 중 SO₄²⁻와 양이온 중 K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ 성분이 대체로 높은 함량을 보였고, 채취지점 및 계절별 함량 차이도 큰 것을 알 수 있었다.

주 광미담 침출수의 SO₄²⁻ 농도가 매우 높아 산성배수 유출이 예상되었으나 침출수의 pH 범위 값이 약산성인 5.7~6.5로 나타났다. 이러한 경향은 광화작용으로 산출되는 방해석과 같은 탄산염 광물의 용출 및 양이온 농도가 상대적으로 높는데 기인한다고 생각된다³⁾. 일반적으로 광산배수의 pH값 및 수질은 모암에 함유된 산성과 알칼리성 무기물질에 의해 좌우되며, Sulfide와 같은 산 유발물질이 다량으로 존재하여도 탄산이온 및 양이온 등 알칼리성 물질이 풍부할 경우 약산성 혹은 알칼리성 배수가 생성될 수 있다^{7,10)}. 시료채취 현장에

서는 광산배수의 영향으로 황화광물의 산화가 발생하여 하천 바닥에 황갈색 및 적갈색의 침전물이 다량으로 관찰되었다. 본 조사 결과에서 광산배수의 주 오염성분 평균치는 우리나라의 농촌지역 소하천의 평균수질(EC 0.17 dS/m, SO₄²⁻ 12.1, K⁺ 2.9, Ca²⁺ 16.0, Mg²⁺ 4.1 mg/L)¹⁸⁾과 비교하여 매우 높았다. 특히 내리의 주광미담 침출수에서는 EC 값 10배, SO₄²⁻ 76배, Ca²⁺ 16배 및 Mg²⁺ 11배 이상 높은 것을 알 수 있었다. 또한 용존하는 양이온의 경우도 FAO에서 제시한 관개용수 판정기준의 적적범위 최고치(K⁺ 2.0, Ca²⁺ 20, Mg²⁺ 5 mg/L)¹⁹⁾와 비교하여도 매우 높은 값을 보였다.

Fig. 2는 2004년 8월부터 2005년 6월까지 2개월 간격으로 광산 침출수의 영향을 살펴보기 위하여 하류 수계의 채수 시기 및 지점별 염농도 변화를 나타낸 것이다. EC 값은 물에

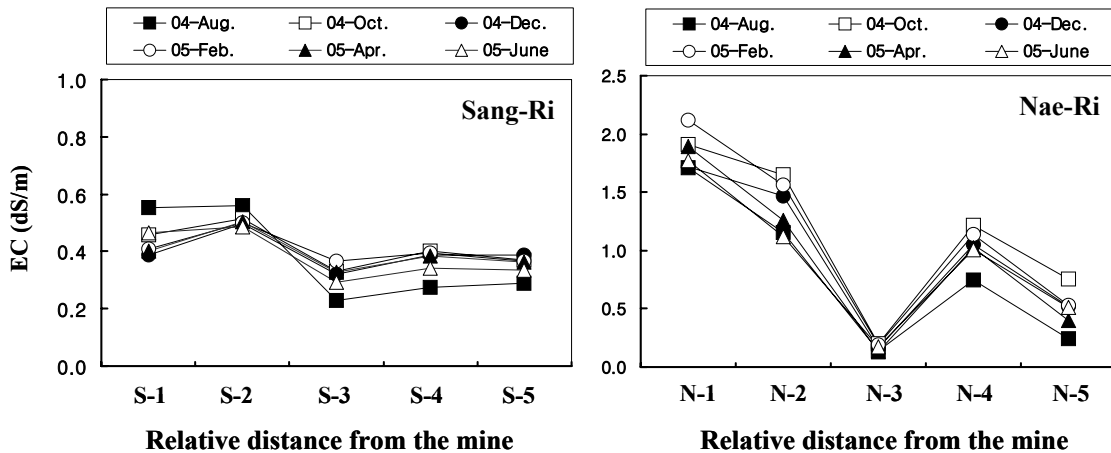


Fig. 2. Seasonal variation of electrical conductivity in stream affected by mine drainage discharged from the abandoned Sambo mine.

녹아 있는 화학성분의 총량으로 현행 국내의 농업용수 수질 기준 항목에는 없으나 국외에서는 농업용수 수질기준 및 허용한계 농도가 설정 운영되고 있다. Table 1과 마찬가지로 상리보다 내리의 주광미장 침출수의 염농도가 3.5배 정도 높게 나타났다. 하류 수계의 EC 값이 광산 영향이 없는 인근에서 유입되는 대조 하천(S-3, N-3)과 비교하여 광산 침출수의 영향으로 합류 후 지점(S-4, N-4)에서도 높게 나타남을 알 수 있었다. 또한 채수 시기별로는 침출수는 일정한 경향이 없었으나 합류 후 지점에서는 강우량이 높은 원인으로 6월 및 8월에 낮은 값을 보였다.

주 광미담에서 유출되는 침출수의 EC 값은 일본 농업용수 수질기준¹⁹⁾ 0.3 dS/m의 6배, 수도의 허용한계 농도 1.0 dS/m의 1.6배 이상으로 높은 값을 보였다. 또한 FAO의 염농도 guideline¹⁹⁾중 작물생육에 영향을 줄수 있는 수준인 0.7 dS/m의 2배 이상 높은 값을 보였다. 따라서 주광미장이 위치한 내리의 침출수 및 하류 하천수를 관개하여 벼를 재배할 경우 생육초기의 농도 장애가 발생할 수 있을 것으로 생각된다.

Fig. 3은 삼보광산 침출수에 의한 하류 수계의 채취시기 및 지점별 SO_4^{2-} 농도 변화를 나타낸 것이다. 두 지역의 지점별 SO_4^{2-} 농도 변화는 염농도의 경향치와 비슷하였으나 각 지점별 농도 변이가 상대적으로 높게 나타났다. 특히 내리의 주 광미장 침출수의 경우 SO_4^{2-} 의 편차가 1,000 mg/L 이상으로 매우 높았고, 그 영향으로 하류의 수질도 계절별로 큰 편차를 보였다. 또한 강우기인 8월에 대체로 농도가 낮았으나 내리의 경우 대조 지점(N-3)을 제외한 모든 지점에서 50 mg/L를 상회하였다.

벼의 관개용수 중에서 SO_4^{2-} 에 의한 수량감수농도²⁰⁾가 54 mg/L정도이고, 관개용수 농도 100 mg/L부터는 벼 수량이 현저히 감소하며, 농도가 1000 mg/L 이상에서는 초장 및 분얼 억제 후 고사하는 것으로 알려져 있다. 따라서 삼보광산 하류가 주로 논농사 지역인 점을 감안할 때 이러한 황이온이

높은 광산배수 및 하류 하천수를 관개용수로 사용할 경우 벼 생육피해의 원인으로 작용할 수 있을 것이다. 위의 결과를 종합하면 삼보광산 광미담의 침출수가 수계에 유입됨으로써 하류 1 km 이상까지 영향을 미치는 것을 알 수 있었고, 특히 내리의 경우 EC 및 SO_4^{2-} 성분은 하천생태계 파괴 및 주 작물인 벼 농사에 관개할 경우 생육피해 및 수량이 감소될 수준인 것으로 판단된다^{5,12,19,20)}. 또한 광산배수 영향 하천의 주요 오염성분의 농도편차가 계절별로 크게 나타났는데, 이는 대상광산의 광상, 황화물과 양이온 조성, 그리고 강우시기 및 여름철 고온기의 미생물 활동에 의한 산성배수 발생의 차이에 기인한다고 판단된다^{4,7,13)}.

Table 2는 삼보광산의 주 광미담(WRD-2) 및 부광미담(WRD-1)에서 유출되는 침출수를 2004년 4월부터 2개월 간격으로 총 12회 채수하여 물에 녹아 있는 미량금속을 분석한 결과이다. 광산 침출수의 미량금속은 상리에서 Cd와 Cu 성분이 약간 높았을 뿐 다른 미량성분은 화학성분과 마찬가지로 내리에 위치한 주광미장 침출수에서 높게 나타났다.

본 조사 결과를 우리나라 농업용수 수질기준¹⁹⁾과 비교하면, Cd의 경우 두 지역 모두 Cd 평균치가 수질기준인 0.01 mg/L을 초과하였다. 그러나 중금속 중에서 As 및 Pb 농도는 농업용수 수질기준인 0.05, 0.1 mg/L보다 낮게 나타났다. 한편 FAO에서 제시한 관개용수 중 미량원소의 최대 권고치(Cd 0.01, Cu 0.2, Pb 5.0, Zn 2.0, Ni 0.2, Cr 0.1, As 0.1, Al 5.0, Fe 5.0, Mn 0.2 mg/L)¹⁹⁾와 비교하여 Cd, Zn, Fe 및 Mn 성분이 권고농도를 초과하였다. 특히 두 지역의 Zn 및 Mn의 평균 값이 권고치의 8~26배, 45~313배 이상 높은 것을 알 수 있었다. 여러 보고들에 의하면 광산배수는 고농도의 Zn, Al, Fe 및 Mn 함유하는 공통적인 특징이 있다⁵⁻⁸⁾. 반면에 일부 유해 중금속은 대상 광산별로 농도 차이가 있는 것으로 보고 되는데, 이는 대상광산 주변의 광물조성, 수문지질 및 지화학적 특성 등의 차이에 기인할 수 있다^{2,3)}. 또한 미량금속 농도는 희석 및 침전 등 자연저감으로 낮아질 수 있

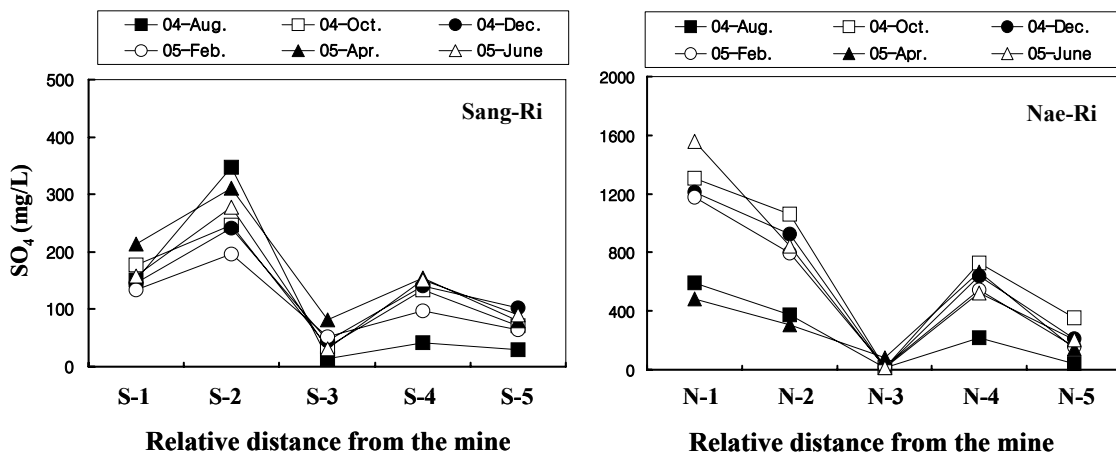


Fig. 3. Seasonal variation of SO_4^{2-} concentrations in stream affected by mine drainage discharged from the abandoned Sambo mine.

Table 2. Concentrations of trace element in mine drainage discharged from the abandoned Sambo mine

| Sites | Basic statistics | Cd | Cu | Pb | Ni | Cr | As | Zn | Al | Fe | Mn |
|------------------------------|--------------------|--------|------|------|-------|-------|-------|--------|------|-------|------|
| | | (ug/L) | | | | | | (mg/L) | | | |
| Sang Ri (n=12) ¹⁾ | Mean | 21.9 | 24.2 | 13.7 | 24.0 | 1.24 | 2.58 | 16.6 | 0.54 | 0.77 | 9.0 |
| | Median | 18.6 | 22.2 | 13.4 | 19.9 | 1.14 | 2.24 | 16.1 | 0.21 | 0.04 | 6.7 |
| | S.D. ²⁾ | 12.0 | 11.1 | 8.5 | 11.8 | 0.58 | 1.46 | 8.0 | 0.62 | 1.62 | 6.7 |
| | V.C. ³⁾ | 55 | 46 | 62 | 49 | 47 | 56 | 49 | 113 | 210 | 74 |
| | Min. | 8.5 | 6.9 | 2.0 | 9.7 | 0.20 | 0.31 | 8.2 | 0.06 | 0.01 | 2.5 |
| | Max. | 43.9 | 44.0 | 30.2 | 43.2 | 2.06 | 5.80 | 30.3 | 1.76 | 5.32 | 20.4 |
| Nae Ri (n=12) | Mean | 16.5 | 10.4 | 24.0 | 117.9 | 8.59 | 3.56 | 52.9 | 1.96 | 4.12 | 62.6 |
| | Median | 17.7 | 8.4 | 18.9 | 124.5 | 1.96 | 2.06 | 56.7 | 1.65 | 3.22 | 64.4 |
| | S.D. | 4.5 | 6.4 | 20.4 | 27.4 | 12.08 | 4.98 | 11.5 | 0.98 | 4.43 | 14.5 |
| | V.C. | 27 | 61 | 85 | 23 | 141 | 140 | 22 | 50 | 108 | 23 |
| | Min. | 6.5 | 2.2 | 6.8 | 54.0 | 0.78 | 1.00 | 23.3 | 0.71 | 0.10 | 31.1 |
| | Max. | 24.7 | 23.6 | 70.9 | 148.9 | 28.50 | 18.40 | 65.5 | 3.70 | 16.34 | 81.6 |

¹⁾Sample number, ²⁾Standard deviation, ³⁾Variation coefficient is calculated as percentage of standard deviation respect mean.

는 반면, 수계 저니토의 고농도 농축과 콜로이드 상태의 부유 물질로 원거리까지 이동시킬 가능성이 높은 것으로 알려져 있다⁸⁻¹⁰⁾.

Fig. 4는 삼보광산 침출수 및 하류 지천에 대한 채취시기 및 지점별 Cd 농도 변화를 나타낸 것이다. 상리와 내리 지역의 광미 침출수 Cd 농도 변화는 앞에서 언급한 EC 및 SO₄²⁻와는 반대 경향으로 부광미장 침출수에서 높았으며, 그 영향으로 상리에 위치한 하류 지천의 Cd농도가 대체로 높았다. 특히 상리의 부광미장 침출수(S-1) 및 150m 하류 하천수(S-2)의 농도가 0.01~0.04 mg/L 범위로 국내의 농업용수 수질기준¹⁹⁾인 0.01 mg/L를 상회하였다. 또한 주 광미장 침출수(N-1) 및 100 m 하류 지천도 대체로 농업용수 수질기준을 상회 하였고, 두지역 모두 하류 1 km 지점까지 Cd농도

의 영향이 미치는 것을 알 수 있었다.

Fig. 5는 삼보광산 침출수 및 하류 지천에 대한 채취시기 및 지점별 Zn 농도 변화를 나타낸 것이다. 광산 침출수의 Zn 농도 변화는 앞에서 이미 언급한 SO₄²⁻ 경향치와 유사하여 상리보다 내리의 주광미장 침출수에서 높았으며, 그 영향으로 내리 하천의 Zn농도가 대체로 높았다. 특히 내리의 부광미장 침출수(S-1) 및 100m 하류 하천수(S-2)의 농도가 각각 20~65, 10~40 mg/L 범위로 매우 높은 것을 알 수 있으며, 두지역에서 하류 1 km 지점(S-5, N-5)의 Zn 농도가 1 mg/L을 상회하는 것을 알 수 있었다. 이러한 결과는 FAO의 농업용수에 대한 최대 권고치¹⁹⁾중 Zn 농도가 2.0 mg/L 점을 감안한다면 침출수 및 하천수 모두에서 심각한 오염농도 수준임을 알 수 있었다. 또한 국내외 국가에서 하천의 방

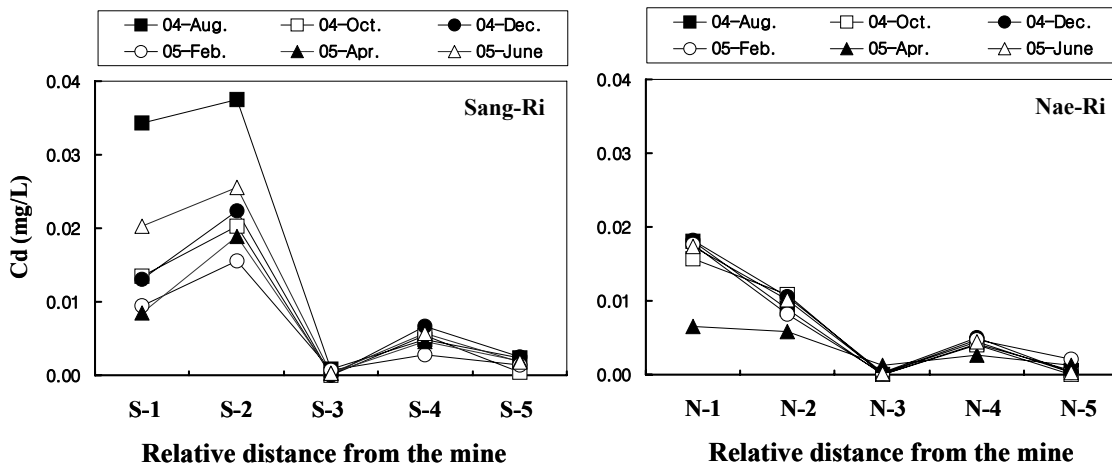


Fig. 4. Seasonal variation of cadmium concentration in stream affected by mine drainage discharged from the abandoned Sambo mine.

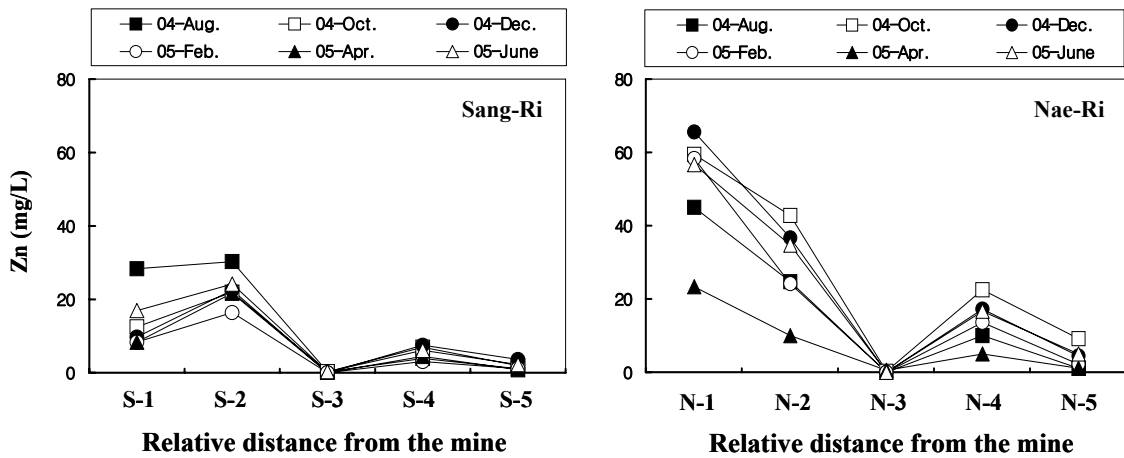


Fig. 5. Seasonal variation of zinc concentration in stream affected by mine drainage discharged from the abandoned Sambo mine.

류수 및 배출수에 대한 Zn의 수질기준¹⁹⁾이 1.0~5.0 mg/L 범위인 점을 감안할 때 삼보광산 하류 1km까지는 대부분이 기준을 초과한다고 볼 수 있었다. 한편 광산하류로 갈수록 하천의 Cd 및 Zn 농도가 자연저감 되는 것을 알수 있는데, 이는 희석되는 경우(S-3, N-3)도 있으나 광산배수의 특성이 방해석의 풍화 유출 및 양이온 농도가 상대적으로 높아 pH의 완충력에 의하여 하류 수계로 확산되지 못하는 측면도 있을

것이다^{3,11)}.

Fig. 6은 앞에서 제시한 삼보광산 침출수 및 하류 하천수 중 pH와 EC 평균 값, 음이온, 양이온 및 미량금속의 합에 대한 평균 값을 나타낸 것이다. 조사지점은 부 광미장이 위치한 상리 지점(S-1에서 S-5), 주 광미장이 위치한 내리지점(N-1에서 N-5)과 상리와 내리 하천의 합류지점(SN-1, SN-2)으로 분류할 수 있다. 물 중의 pH 값과 EC 값은 서로

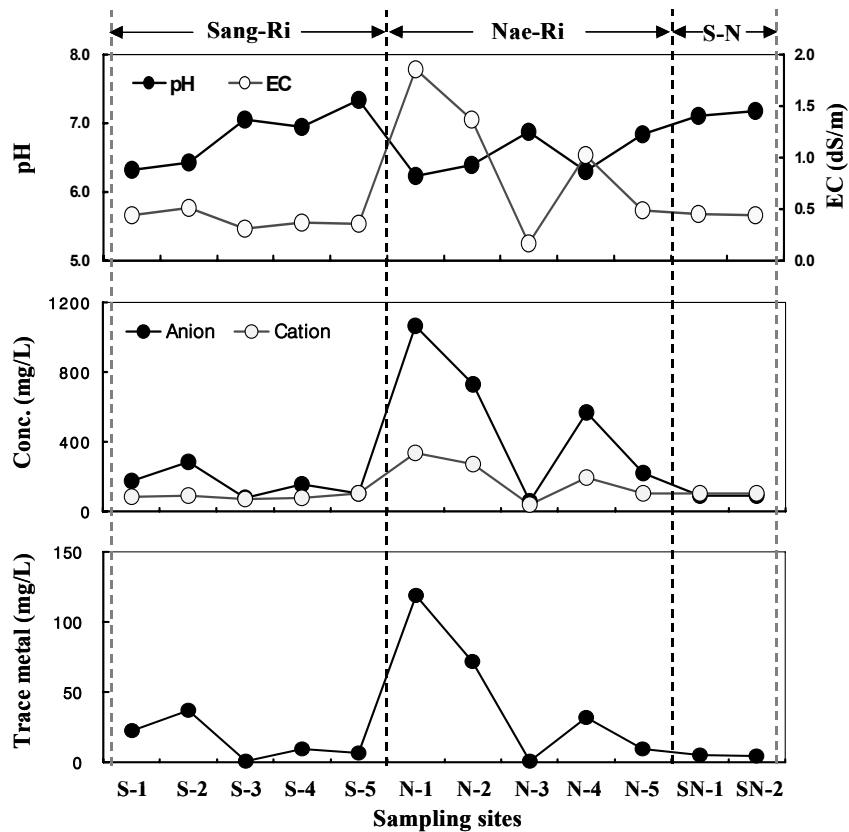


Fig. 6. Variations of pH, EC, sum of the anion, cation and trace metal in stream affected by mine drainage discharged from the abandoned Sambo mine.

Table 3. Relationship between the major chemical composition and trace metals in stream affected by mine drainage discharged from the abandoned Sambo mine

| Sites | Chemical composition | Trace metals | | | | | | |
|---------------------------------|-------------------------------|--------------|----------|----------|-----------|-----------|---------|----------|
| | | Cd | Cu | Pb | Zn | Al | Fe | Mn |
| Sang-Ri (n=30) ¹⁾ | pH | -0.547** | -0.366* | NS | -0.609*** | -0.430* | NS | -0.448* |
| | EC | 0.863*** | 0.589*** | NS | 0.911*** | 0.758*** | 0.356* | 0.728*** |
| | SO ₄ ²⁻ | 0.764*** | 0.479** | NS | 0.868*** | 0.662*** | NS | 0.648*** |
| | Ca ²⁺ | 0.375* | NS | NS | 0.488** | 0.396* | NS | 0.548** |
| Nae-Ri (n=30) | pH | -0.461** | NS | NS | -0.520** | -0.589*** | NS | -0.485** |
| | EC | 0.876*** | 0.464** | 0.602*** | 0.872*** | 0.727*** | 0.455* | 0.698*** |
| | SO ₄ ²⁻ | 0.862*** | NS | 0.607*** | 0.916*** | 0.832*** | 0.524** | 0.633*** |
| | Ca ²⁺ | 0.918*** | NS | 0.510** | 0.943*** | 0.795*** | 0.505** | 0.730*** |

¹⁾Sample number, *, **, *** Significant at P = 5%, 1%, 0.1% respectively, NS : Not significant.

반대 경향을 보였으며, 앞에서도 설명 하였듯이 일반적인 화학성분 함량은 주 광미장 침출수에서 높았으며, 지점별 경향은 EC 값, 음이온 및 미량금속이 유사하게 나타났다. 특히 두 지역의 합류지점(SN-1, SN-2)에서도 염농도, 화학성분 및 미량금속의 함이 상리 및 내리의 대조 지점(S-3, N-3)보다 상대적으로 높은 것을 알 수 있었다.

결과적으로 광산배수가 하류 수계에 유입되면서 광산에서 거리가 멀어질수록 주요 용존 이온들이 자연 감소하였는데, 그 중 미량금속의 자연 감소는 하천내 이동성과 관련하여 Fe>Al>Cu>Mn>Zn 순으로 보고되고 있다. 또한 1 km 하류의 미량금속 감소는 주변 유입수(S-3, N-3)의 합류로 인한 희석작용과 pH 값 상승에 의한 침전 및 흡착 등에 의한 완충작용의 결과로 볼 수 있다^{3,10}. 다른 한편으로 광산배수에 의한 오염확산에 대하여 Lin et al.⁹⁾은 하류 수계 3.5 km까지 생물독성이 매우 높았고, 이들 미량금속은 수계에 유입되어 감소하는 이면에는 수계 퇴적물내 농도가 크게 부하되는 특징을 보인다고 하였다¹². 또한 하천 수질의 자연저감 이면에는 저니토 및 콜로이드 상태로 농축된 미량금속이 다시 pH 값 등의 수계환경이 악화될 경우 미량금속이 다시 용해되어 오염이 확산될 수 있을 것이다¹¹⁻¹⁵.

Table 3은 삼보광산 침출수 및 하류 하천수 중 주요 화학성분과 미량금속과의 관계를 나타낸 것이다. 물 중 pH 값은 물속에 녹아 있는 Cd, Zn, Al 및 Mn 농도와 부의 상관관을 보였다. 물 중의 화학성분인 EC 값, SO₄²⁻ 및 Ca²⁺ 농도는 지역간 약간의 차이는 있으나 모든 미량금속과 정의 상관관을 보였고, 특히 상리보다 내리에서 Cd, Zn, Al 및 Mn 성분과 상관관계가 매우 높은 것을 알 수 있었다. 따라서 EC 값과 관계로 볼 때 삼보광산의 경우 모든 미량금속이 하천수의 수질에 영향을 미치는 것을 알 수 있었다.

또한 삼보광산 광미 침출수와 하천수 중 SO₄²⁻ 농도가 미량금속과 높은 상관관계를 보여 광미의 화학적 풍화에 의해서 하류 하천의 수질오염이 가중되고 있음을 알 수 있었다.

Bhattacharya et al.¹³⁾은 광산배수 영향을 받는 하류 수계의 미량금속 농도는 콜로이드, 점토함량 등 물리성과 pH 값, 황화물 함유량에 영향을 받으며, 낮은 pH 조건에서는 미량금속을 용해시켜 용존농도가 증가한다고 하였다^{7,8)}.

Fig. 7은 삼보광산 침출수 및 하류 하천수 중의 주요 화학성분간 분포 특성 및 관련성을 나타낸 것이다. 물 중 pH 값은 화학성분의 총량으로 볼 수 있는 EC 값과 주 오염성분인 SO₄²⁻ 농도와 부의 상관관을 보였다. 또한 물 중 pH 값 변화에 따른 EC 값과 SO₄²⁻ 분포 경향은 유사하였고, 상대적인 농도가 높은 주 광미장이 위치한 내리에서 농도편차가 큰 것을 알 수 있었다.

광산 배수의 주 오염성분인 SO₄²⁻ 농도와 EC 값은 정의 상관관을 보여 SO₄²⁻ 농도 증가로 EC 값이 상승 하였으며, 또한 물중에 Zn 농도와도 정의 상관으로 체수시기 및 지점간 유출양상이 비슷할 것으로 판단된다. 또한 SO₄²⁻ 농도는 EC 값과 높은 상관성을 보여 광산폐기물의 화학적 풍화 및 산화로 SO₄²⁻ 농도가 증가하여 수질오염이 가중되고 있음을 알 수 있었다¹⁴⁾. 이와 관련하여 황화물을 많이 함유한 광산배수는 산화과정을 통하여 수계내 SO₄²⁻ 농도를 높이고, pH 값과 관계없이 EC 값을 높이는 데 가장 큰 영향을 미치는 것으로 알려져 있다^{7,14)}.

이상의 결과에서 삼보광산 주변 광산배수의 Cd, Zn, Fe 및 Mn 농도가 FAO 관개용수의 최대 권고치를 크게 상회하였고, 광산배수의 영향이 하류 하천 1 km 이상까지 미치는 것으로 나타났다. 또한 주요 화학성분중 염농도 및 SO₄²⁻ 농도가 농작물 피해농도를 상회하는 것으로 나타나 주변이 논농사 지역인 점을 감안할 때 관개용수로 사용할 경우 생육피해는 물론 중금속에 의한 농산물 안전성에도 문제가 될 가능성이 있을 것이다. 따라서 광미담 광산배수를 그대로 방치할 경우 하류 하천 및 농경지는 환경오염에 완전히 노출되기 때문에 수계 오염원 제거 및 수질 환경개선 등 광해의 종합적인 대책수립이 필요할 것으로 판단된다.

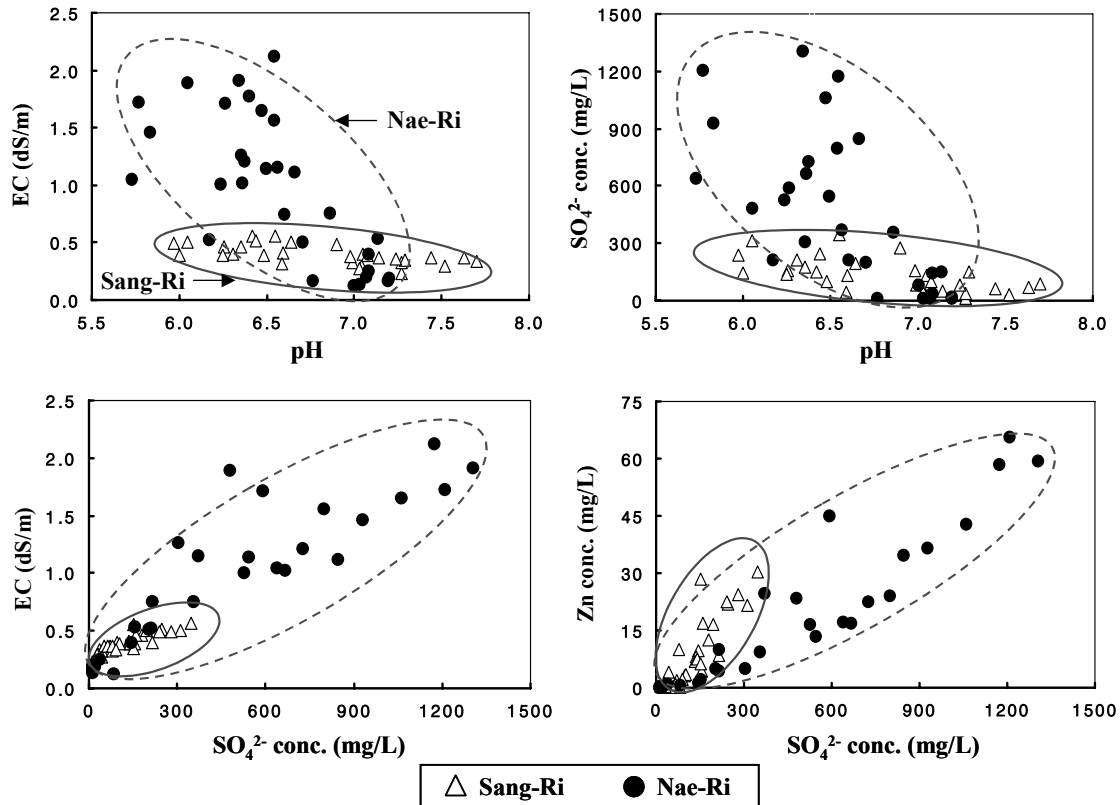


Fig. 7. Trends in pH versus EC and SO_4^{2-} , and SO_4^{2-} versus EC and Zn in stream affected by mine drainage discharged from the abandoned Sambo mine.

요 약

폐금속 광산에서 유출되는 광산배수로 인한 수계의 수질 오염 영향을 파악하기 위하여 삼보광산 광미댐 침출수 및 하류 하천수의 화학성분 및 미량금속을 분석 검토한 결과는 다음과 같다.

삼보광산 주변 광미댐 침출수의 pH 값은 5.8~6.9 사이로 중성에 가까운 약산성이었다. 주 광미댐 침출수의 주요 용존 화학성분 평균치는 EC 1.77 dS/m, SO_4^{2-} 929, K^+ 14.6, Ca^{2+} 263.3, Mg^{2+} 46.9 mg/L 이었다. 특히 화학성분 중 EC 값과 SO_4^{2-} 농도는 비의 농업용수 피해한계 농도 (EC 1.0 dS/m, SO_4^{2-} 54.0 mg/L)를 상회하였다. 광산 침출수의 Cd 평균 농도(0.016~0.021 mg/L)는 농업용수 수질기준인 0.01 mg/L을 초과하였고, Cd 최고치는 수질기준의 4배 정도 높았다. 또한 미량금속 중 Zn, Fe 및 Mn 농도는 FAO의 관개용수 최대 권고치(Cd 0.01, Zn 2.0, Fe 5.0, Mn 0.2 mg/L)를 초과하였고, 특히 Zn 및 Mn 평균 농도는 권고치의 8~26배, 45~313배 이상 높았다. 본 조사결과에서 광산 배수에 의한 수계의 수질오염은 하류 1 km 이상까지 영향을 미치는 것으로 나타났다. 광산배수와 하천수의 수질항목 중 pH 값은 용존 Cd, Zn, Al 및 Mn 농도와 부의 상관관, 주

오염성분인 EC 값, SO_4^{2-} 및 Ca^{2+} 농도는 각각의 Cd, Zn, Al 및 Mn 농도와 고도의 정의 상관관을 보였다. 또한 주요 화학성분 중에서는 pH 값이 EC 값 및 SO_4^{2-} 농도와 부의 상관관을 보였다.

인용문헌

1. Jung, M. C., Jung, M. Y. and Choi, Y. W. (2004) Environmental assessment of heavy metals around abandoned metalliferous mine in Korea, *Econ. Environ. Geol.* 37, 21-33.
2. Jung, G. B., Kim, W. I., Lee, J. S., Lee, J. S., Park, C. W., and Koh, M. H. (2005) Characteristics of heavy metal contamination in residual mine tailings near abandoned metalliferous mines in Korea. *Kor. J. Environ. Agric.* 24, 222-231.
3. Jung, M. C. and Chon, H. T. (1998) Seasonal variation of heavy metal contents and environmental contamination in paddy fields around the Sambo Pb-Zn mine, Korea. *The Korean society for geosystem engineering* 35, 19-29.

4. Braungardt, C. B., Achterberg, E. P., Elbaz-Poulichet, F., and Morley, N. H. (2003) Metal geochemistry in a mine-polluted estuarine system in Spain. *Appl. Geochem.* 18, 1757-1771.
5. Lin, C., Wu, Y., Lu, W., Chen, A., and Liu., Y. (2007) Water chemistry and ecotoxicity of an acid mine drainage-affected stream in subtropical China during a major flood event. *Journal of Hazardous Materials* 142, 199-207
6. Moncur, M. C., Ptacek, C. J., Blowes, D. W., and Jambor, J. L. (2006) Spatial variations in water composition at a northern Canadian lake impacted by mine drainage. *Applied Geochemistry* 21, 1799-1817.
7. Olias, M., Nieto, J. M., Sarmiento, A. M., Ceron, J. C., and Canovas, C. R. (2004) Seasonal water quality variations in a river affected by acid mine drainage: the Odiel River (south west Spain). *Sci. Total Environ.* 333, 267-281.
8. Dinelli, E., Lucchini, F., Fabbri, M., and Cortecchi, G. (2001) Metal distribution and environmental problems related to sulfide oxidation in the Libiola copper mine area (Ligurian Apennines, Italy). *Journal of Geochemical Exploration* 74, 141-152.
9. Kim, H. J., Yang, J. E., Ok, Y. S., Lee, J. Y., Park, B. K., Kong S. H., and Jun, S. H. (2005) Assessment of water pollution by discharge of abandoned mines. *Korean society of soil and groundwater environment* 10, 25-36.
10. Jeon, S. R., Chung, J. I., and Kim, D. H. (2001) Environmental effects from national waters contaminated with acid mine drainage in the abandoned Backen mine area. *Econ. Environ. Geol.* 35, 325-337.
11. Berger, A. C., Bethke, C. M., and Krumhansl, J. L. (2000) A process model of natural attenuation in drainage from a historic mining district. *Appl. Geochem.* 15, 655-666.
12. Cherry, D. S., Currie, R. J., Soucek, D. J., Latimer, H. A., and Trent, G. C. (2001) An integrative assessment of a watershed impacted by abandoned mined land discharges. *Environmental Pollution* 111, 377-388.
13. Bhattacharya, A., Routh, J., Jacks, G. Bhattacharya, P., and Mörth, M. (2006) Environmental assessment of abandoned mine tailings in Adak, Västerbotten district (northern Sweden). *Applied Geochemistry* 21, 1760-1780.
14. Lee, C. H., Lee, H. K., Lee, J. C., and Jeon, S. R. (2001) Environmental geochemistry and contamination assessment of the Tohyun mine creek, Korea. *Econ. Environ. Geol.* 34, 471-483.
15. Kang, M. J., Lee, P. K., and Youm, S. J. (2006) Characteristics of geochemical behaviors of trace metals in drainage from abandoned Sechang mine. *Econ. Environ. Geol.* 37, 213-227.
16. Ministry of Environment. (2004) Standard methods for the water examination of water contamination. <http://www.me.go.kr>. p.41-235.
17. APHA, AWWA, WEF. (1995) Standard methods for the examination of water and wastewater. 19th ed. *American Public Health Association, Washington, DC.* p.4-112.
18. National Institute of Agricultural Science and Technology (NIAST). 2003. Status on the agricultural water quality in Korea: Monitoring project on agri-environment quality in Korea. *Mumyoungdang press.* 111-139.
19. An, Y. J., Lee, W. M., and Yoon, C. G. (2006) Evaluation of korean water quality standards and suggestion of additional water parameters. *Korean J. Limnol.* 39, 285-295.
20. Kim, B.Y. (1988) Water pollution in relation to agriculture. *Kor. J. Environ. Agric.* 7, 153-169.