

일광 폐광산 갱내에서 유래된 산성광산배수의 중금속 유출특성

강동환¹ · 권병혁^{2*} · 유훈선³ · 김선옥⁴

¹부경대학교 지구과학연구소, ²부경대학교 환경대기과학과,
³동의과학대학 동의분석센터, ⁴부경대학교 에너지자원공학과

Discharge Characteristics of Heavy Metals in Acid mine Drainage from the Abandoned Ilgwang Mine

Dong Hwan Kang¹, Byung Hyuk Kwon^{2*}, Hun Sun Yu³, and Sun Ok Kim⁴

¹Geo-Sciences Institute, Pukyong National University

^{2*}Department of Atmospheric Environmental Science, Pukyong National University

³Dong-eui Institute of Technology Dong-eui Analysis Center

⁴Department of Energy Resources Engineering, Pukyong National University

본 연구지역에서 2009년 3월부터 9월 사이에 5개 지점(배경수(BW), 산성광산배수(AMD0, AMD1, AMD2, AMD3))에서 수온, pH, Eh, EC, DO 성분 등이 현장에서 6회 관측되었으며, 폐광산 갱내 출구부(AMD0) 지점에서는 유량이 측정되었다. 일광 폐광산에서 유출되는 산성광산배수는 pH 3 이하의 강산성수이며, Eh 성분은 400~600 mV의 범위이었다. 산성광산배수의 EC 값은 주변 배경수에 비해 10배 이상 높았으며, DO 성분은 유출지점 하류부로 갈수록 대기와의 접촉을 통해 그 값이 증가되었다. 산성광산배수 내 중금속 이온의 농도는 Fe > Cu > Zn > Mn > As > Cd 순이었으며, Fe 성분의 농도가 81.870~474.30 mg/L 로서 가장 높았다. 중금속 성분별 최대농도 관측시기는 5월(As, Cd), 6월(Fe), 7월(Cu, Zn, Mn) 이었으며, 최소농도는 4월(Cd, Mn)과 9월(Fe, Cu, Zn, As)에 관측되었다. 산성광산배수에 용존된 중금속의 유출질량은 Fe 성분 53.44 kg, Cu 성분 6.25 kg, Zn 성분 5.26 kg, Mn 성분 2.13 kg, As 성분 0.14 kg, Cd 성분 0.04 kg 정도이었다. 폐광산에서 갱내에서 1일 동안 유출되는 6개 중금속의 전체 질량은 67.26 kg 이었으며, Fe 성분이 전체 유출질량의 79% 정도를 차지하고 있었다.

주요어 : 폐광산, 산성광산배수, 중금속, 유출질량

Field water qualities (temperature, pH, Eh, EC, DO) was monitored by 6 times March to September 2009 on background water (BW) and acid mine drainage (AMD0, AMD1, AMD2 and AMD3 points), and flow rate was measured on AMD0 point. Acid mine drainage flowed out from abandoned Ilgwang mine were high acid waters that lower than pH 3, and Eh component was ranged 400 to 600 mV. EC measured on acid mine drainage were higher over 10 times than background water, DO component was increased by reaction on the air during the water flow from AMD0 point to AMD4 point. Heavy metal concentrations in acid mine drainage were ordered Fe > Cu > Zn > Mn > As > Cd, and Fe concentration was highest for 81.870~474.30 mg/L. Monitoring periods measured maximum concentrations of heavy metals were May for As and Cd, June for Fe, July for Cu, Zn and Mn. The periods measured minimum concentrations were monitored April for Cd and Mn, September for Fe, Cu, Zn and As. Discharge mass of heavy metal components were calculated 53.44 kg for Fe, 6.25 kg for Cu, 5.26 kg for Zn, 2.13 kg for Mn, 0.14 kg for As and 0.04 kg for Cd, respectively. Total discharge mass of heavy metal components were calculated 67.26 kg for 1 day, and Fe component was taken 79% of total mass.

Keywords: Abandoned mine, AMD, Heavy metal, Discharge mass

*Corresponding author: bhkwon@pknu.ac.kr

서 론

우리나라에는 1,000여개의 휴폐금속광산이 있으며, 이들에 의한 환경오염문제가 다수 제기되고 있다. 휴폐금속광산 지역의 환경오염이 사회적으로 문제가 되기 시작한 1990년대 중반 이후부터 정부의 환경오염정화 정책이 추진되어 왔다(박용하와 서경원, 2005). 현재 국내에서 발생하고 있는 폐광산 주변 지역의 중금속 오염은 산성광산배수와 침출수의 유출, 광산폐기물의 유실 및 광미와 분진의 분산 등에 의한 것이다. 폐광산의 갱내수에서 유래된 산성광산배수는 주변지역의 영구적인 오염원으로 알려져 있다(이평구 외, 2004). 갱내수는 지하수 또는 지표수가 갱내로 유입되어 생성되고, 배수관이나 균열부를 따라 지표로 유출된다. 갱내수에는 주변 모암 및 광화대와의 화학반응으로 중금속 원소가 다량 용해되어 있으며, 그 양은 주변 모암과 광화대에 함유되어 있는 광물의 종류에 따라 다르다. 갱내에 존재하는 황철석(FeS_2)과 같은 황화광물이 대기 중의 산소와 물과 반응하여 산성광산배수(AMD; acid mine drainage)가 형성된다. 갱내에서 유출되는 산성광산배수는 중금속을 용해하고 그 용동성을 원활하게 하여, 폐광산 하류부에 위치한 토양, 지표수 및 지하수를 오염시킨다(Lindsay, 1979).

국내에서도 폐광산 하부 수계로 유입되는 산성광산배수에 의한 토양 및 지표수의 중금속 오염은 심각한 수준이며, 이러한 오염지역에서는 폐광산 입구를 차단하여 산성광산배수의 유출을 완전히 제어하여야 한다. 그러나, 현재 국내에서 수행되고 있는 정화방법들은 산성광산배수의 오염원에 대한 제어보다는 그 하부로 유출되는 지표수와 오염토양의 정화에만 국한되어 있다(이민희 외, 2004, 2009; 최정찬, 2005; 최정찬과 이민희, 2004). 폐광산 오염지역에서 수행된 정화사례들은 수개월~수년 정도의 단기적인 효과를 가지지만, 산성광산배수 내 오염물질을 영구적으로 처리할 수는 없다. 산성광산배수에 의한 오염지역의 지표수와 토양의 영구적인 정화를 위해서는 오염원에 대한 정밀분석을 통해 제거 혹은 지속적인 정화시스템이 요구된다. 현실적으로 오염원의 제거가 불가능한 경우에는 영구적인 오염정화 설계가 필요하며, 이를 위해서는 산성광산배수의 유출특성에 대한 정밀 관측 및 분석이 필수적이다.

본 연구에서는 일광 폐광산 갱내에서 유출되는 산성광산배수의 중금속 성분의 질량을 파악하고, 배수로를 통해 유출되는 산성광산배수의 유량과 농도를 이용해 중금속 성분의 질량을 산정하였다. 본 연구는 폐광산 하부 수계로

유입되는 오염물질의 질량을 정량화하고 강우에 의한 변동성을 구명함으로써, 인공습지 조성 등과 같은 영구적인 오염정화 설계에 중요한 자료로 활용될 것이다.

연구지역 개요

연구지역은 부산광역시 기장군 일광면 원리 산 190-1번지 일원에 위치한 일광광산으로서 1931년에 발견되어 구리를 주로 채광하였으며, 1938년부터 1945년까지는 우리나라 최대의 동 광산이었고 중석, 금, 은 등이 산출되었으나 1990년대 초반에 폐광되었다. 부산광역시 기장군에서는 광미제거, 선광장 철거, 사면정리, 함몰대 내에서 폐광석 매립 및 차수벽 설치, 배수로 공사, 소택지 건설 등의 폐광후 오염복원사업이 수행되었다(이기형, 2002). 그리고, 이후에도 일광광산 산성광산배수에 용존되어 있는 중금속 이온의 처리를 위한 현장 및 실내 실험이 수행되었으나(강미아, 2007; 최정찬, 2005), 지속적인 관리가 이루어지지 못함으로 인해 현재까지도 폐광으로부터 pH 3 이하의 산성광산배수가 주변 지역으로 유출되고 있다. 연구지역의 위치와 현장관측지점(시료채취지점과 동일)이 Fig. 1에 도시되어 있다. 현장수질관측 지점은 BW, AMD0, AMD1, AMD2, AMD3로서 5개이었으며, 주변의 오염되지 않은 자연수 채취지점인 BW를 제외하고는 폐광산 갱내에서 유출되고 있는 산성광산배수가 유출되고 있다.

관측 및 실험 방법

본 연구에서의 현장관측은 2009년 3월에서 9월 사이에 6회 수행되었으며, 현장에서 수소이온농도(pH), 산화전위(Eh), 전기전도도(EC), 용존산소(DO), 수온, 유량 등이 측정되었다. 수질성분은 5개 지점(BW, AMD0, AMD1, AMD2, AMD3)에서 관측되었으며, 산성광산배수의 유량은 AMD0 지점에서 측정되었다. 현장수질 성분 중 pH와 Eh는 pH/ORP meter(ISTEK, pH-20N)를 이용하여 측정되었으며, 수온과 EC 성분은 EC/TDS/Salinity meter(ISTEK, EC-40N)에 의해, DO 성분은 DO/O₂/Air meter(ISTEK, DO-30N)에 의해 측정되었다. 유량은 폐광산 갱내에 연결된 파이프를 통해 유출되고 있는 산성광산배수량을 3회 측정하여 그 평균값으로 산정되었다. BW 지점은 주변의 자연수이고, AM0~AMD3 지점은 폐광산에서 산성광산배수의 유출지점부터 콘크리트 도관(conduit)을 따라 하류로 이동하면서 측정된 지점들이다. AMD0 지점은 산성광산배수 유출지점 입구부, AMD1은 기존의 정수

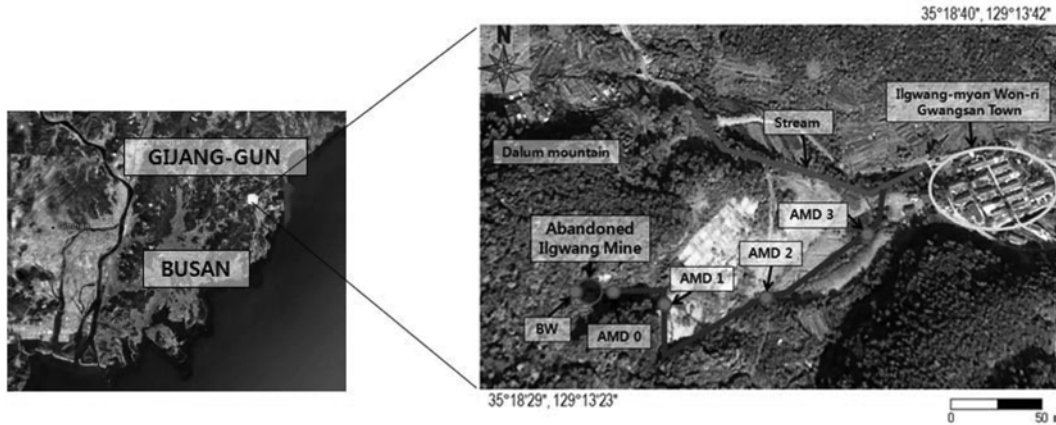


Fig. 1. Location of study site and monitoring points.

처리시설을 통과한 산성광산배수의 배출지점, AMD2는 AMD1 지점에서 도관을 따라 135 m 하류부에 위치한 지점, AMD3은 AMD2에서 하류부로 265 m 이격되어 있으며 도관을 따른 산성광산배수의 최종유출지점이다(Fig. 1 참조).

현장관측기간 동안 5개 지점에서 물 시료를 샘플링(40 mL)에 채수하였으며, 채수된 시료는 5°C에서 냉장보관되었다. 본 연구기간 동안 6회 현장관측을 통해 총 30개의 시료가 채수되었으며, 산성광산배수 내 중금속 성분의 농도를 분석하기 위해 부경대학교 공동실험실습관에 의뢰하였다. 현장에서 채수된 시료 내 중금속 농도는 유도 결합 플라즈마 원자 방출 분광기(Perkin elmer, Optima 3300XL)를 이용해 분석되었으며, 분석항목은 As, Cd, Cu, Fe, Mn, Zn 이었다.

결과 및 고찰

현장수질

자연 배경수(BW)와 일광폐광산의 산성광산배수(AMD0-3)의 현장수질 결과는 Table 1에 정리되어 있다. 일광폐광산의 배경수에서 관측된 pH 성분은 5.05~6.46의 범위이었으며, 산성광산배수에서는 모두 3 이하로서 강산 성질이 확인되었다. 관측시기별 산성광산배수의 pH 값은 3월이 낮고 9월이 상대적으로 높았으나, 그 차이가 크지는 않았다. 관측지점에 따른 값의 차이는 증가하거나 감소하는 경향을 나타내진 않았다. 폐광산 주변 배경수의 Eh 값은 100~300 mV의 범위이었으며, 산성광산배수에서는 400~600 mV의 범위로 나타났다. 산성광산배수에서 측정시기별 Eh 성분의 변동경향은 6월에 낮았고 4월에 높게 나타났으며, 폐광 입구부에서 공간적으로 멀어질수록 그 값이

Table 1. Field water qualities at the monitoring points in study site.

Components	Date	BW1	AMD0	AMD1	AMD2	AMD3
pH	2009/03/07	5.60	2.39	2.28	2.46	2.50
	2009/04/11	5.93	2.60	2.51	2.55	2.56
	2009/05/30	6.10	2.56	2.57	2.61	2.62
	2009/06/20	6.46	2.47	2.53	2.65	2.65
	2009/07/31	5.02	2.36	2.53	2.68	2.53
	2009/09/26	6.06	2.75	2.69	2.86	2.79
Eh (mV)	2009/03/07	225.4	505.1	508.5	519.6	551.4
	2009/04/11	191.3	471.7	557.0	568.6	588.5
	2009/05/30	171.4	457.6	465.7	479.2	482.3
	2009/06/20	108.8	448.7	447.4	451.1	455.8
	2009/07/31	278.3	471.1	481.3	493.0	508.7
	2009/09/26	188.8	476.6	503.0	527.8	558.7
EC (uS/cm)	2009/03/07	136.0	2570.0	2460.0	2080.0	2070.0
	2009/04/11	90.6	2610.0	2650.0	2170.0	2380.0
	2009/05/30	170.5	2930.0	2860.0	2500.0	2410.0
	2009/06/20	149.5	2760.0	2690.0	2520.0	2490.0
	2009/07/31	222.1	2510.0	2300.0	1996.0	2020.0
	2009/09/26	165.8	2500.0	2280.0	2120.0	1993.0
DO (mg/L)	2009/03/07	8.20	3.10	7.88	7.74	7.68
	2009/04/11	7.86	4.30	7.48	7.40	7.16
	2009/05/30	7.81	4.80	6.74	7.27	6.82
	2009/06/20	8.25	1.33	7.08	7.53	7.41
	2009/07/31	9.60	3.27	8.43	9.20	9.46
	2009/09/26	9.45	2.86	7.62	8.70	9.10
Water temp. (°C)	2009/03/07	12.0	16.7	12.4	10.8	10.8
	2009/04/11	17.0	18.2	20.8	19.4	19.4
	2009/05/30	17.6	17.9	18.9	18.9	19.7
	2009/06/20	22.4	18.4	21.0	21.6	22.7
	2009/07/31	17.6	16.7	18.4	19.2	19.4
	2009/09/26	20.2	17.9	19.8	20.4	21.2

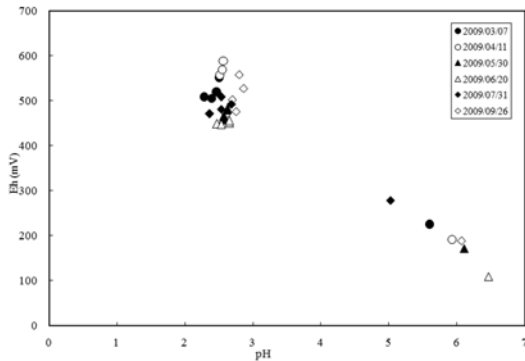


Fig. 2. Relationship of pH versus Eh for surface waters in study site.

증가하였다. pH-Eh 다이어그램에서도 산성광산배수는 Garrels and Christ (1965) 등에 의해 제시된 광산수(mine water)의 범위에 포함되었으며, 배경수는 또 300 mV 이하이고 pH 5 이상으로서 지하수와 지표수의 전이대(transition zone)에 해당하는 것으로 나타났다(Fig. 2).

연구지역의 배경수에서 EC 값은 250 uS/cm 이하로서 낮았으나, 산성광산배수에서는 2,000~3,000 uS/cm의 범위로 높게 나타났다. 산성광산배수에서 EC 값이 높은 것은 폐광산 갭내수에서 용존되어 있는 중금속 이온들에 의한 것이다. 산성광산배수에서 시기별 EC 값의 변동은 5월과 6월이 높았으며, 7월과 9월에는 강수로 인해 낮은 값을 보였다. 폐광산 출구에서 이격거리에 따른 EC 값의 변동은 4월 관측자료를 제외하고는 모두 감소하였으며, 이는 산성광산배수 내에 용존되어 있던 중금속 이온들이 배수로에 침전되어 흡착되었기 때문으로 판단된다(안윤희 외, 1999).

산성광산배수 내 DO 성분은 폐광산 출구에서 떨어질수록 증가하는 경향을 보였으며, 이는 AMD0 지점에서는 갭내수가 파이프를 통해 지표로 흘러나오고 있으며 그 하류 지점들에서의 산성광산배수는 대기와 직접 접촉하게 되어 산소가 용존되어 진다. AMD0 지점에서는 DO 농도가 5 mg/L 이하이었으나, 그 하류부의 3개 지점들에서는 6 mg/L 이상의 값을 보였다. 산성광산배수가 대기와 접촉하는 AMD1~3 지점들에서 관측시기에 따른 DO 농도는 7월이 가장 높았으며, 5월이 가장 낮게 나타났다.

폐광산 갭내수의 출구부인 AMD0 지점에서는 수온의 변화가 매우 적었으며, 배경수를 포함한 다른 지점들에서는 계절적인 영향을 반영하여 10°C이상의 차이를 나타내었다. 관측시기별로는 6월말에 측정된 수온이 모든 지점에서 가장 높았으며, 3월에 측정된 수온이 가장 낮은 것으로 나타났다.

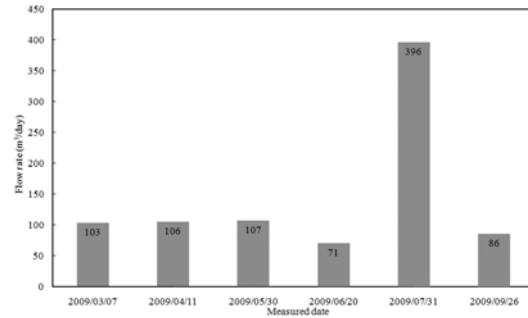


Fig. 3. Flow rate variation with monitoring periods at the AMD0 point.

산성광산배수는 갭내수가 대기 중의 산소와 반응하여 형성되며, 갭내수는 지표수와 지하수가 갭내로 유입되어 생성된다(이평구의, 2004). 갭내수의 양은 강수에 의해 지배적인 영향을 받으므로, 산성광산배수의 유출을 또한 강수량과 밀접한 관계를 가진다(Fig. 3). 2009년도 부산 지역의 강수량은 7월에 886 mm로서 집중되었으며, 7월을 제외하면 월 강수량이 가장 높았던 6월에도 188 mm 정도 이었다(기상청, 2009). 따라서, 산성광산배수의 유출율이 7월 31일 관측에서 4배 정도 높게 나타났다. 월 강수량이 높았던 6월의 산성광산배수 유출율이 낮은 것은 현장관측이 수행된 6월 20일 이전 9일 동안 강수가 없었으며, 관측일 이후에 많은 강수가 내렸기 때문이다.

중금속 유출특성

폐광산 주변의 배경수, 산성광산배수의 유출부와 그 하류부의 3개 지점에서 분석된 중금속 성분의 농도가 관측 시기별로 Table 2에 정리되어 있다. 폐광산 주변의 배경수 내 중금속의 성분별 최대농도는 Cu 성분 0.593 mg/L, Fe 성분 0.471 mg/L, Zn 성분 1.306 mg/L, As 성분 0.005 mg/L, Cd 성분 0.008 mg/L, Mn 성분 1.497 mg/L이었으며, 관측 시기는 Fe, As 및 Cd 성분을 제외하고는 모두 7월이었다. 산성광산배수의 중금속 농도는 Cd, Mn 성분에서는 배경수의 수십 배이고, 나머지 성분들은 수백 배 이상의 값을 나타내었다. 본 연구지역에서 산성광산배수에 의한 중금속 성분의 오염이 심각함을 알 수 있었으며, 이러한 산성광산배수가 수로를 따라 하류로 지속적으로 유출되고 있다.

산성광산배수 내에서의 중금속 농도는 Fe > Cu > Zn > Mn > As > Cd 순이었으며, 가장 높은 농도를 보인 Fe 성분은 관측기간 동안 81.870~474.300 mg/L의 범위로 나타났다(Table 2). Cu 성분의 농도 범위는 7.532~59.830 mg/L,

Table 2. Heavy metal concentrations of sampled waters with monitoring periods (unit : ppm).

Component	Sampling date	BW	AMD0	AMD1	AMD2	AMD3
Cu	7 March	0.011	26.782	24.017	20.205	20.112
	11 April	0.011	32.610	40.530	23.680	33.400
	30 May	0.105	41.730	39.990	35.480	35.390
	20 June	N.D.	24.610	22.760	19.610	19.670
	31 July	0.593	59.830	52.270	43.150	44.090
	26 September	N.D.	15.850	14.010	9.257	7.532
Fe	7 March	N.D.	225.797	202.539	140.828	160.749
	11 April	N.D.	359.100	346.600	196.300	291.300
	30 May	0.025	420.900	360.600	309.200	300.000
	20 June	0.471	474.300	438.700	357.400	332.700
	31 July	0.121	417.300	314.500	235.600	242.100
	26 September	0.039	178.800	108.100	108.500	81.870
Zn	7 March	N.D.	23.570	20.321	17.800	17.391
	11 April	N.D.	27.050	33.860	19.560	27.880
	30 May	0.363	36.210	34.820	30.990	30.860
	20 June	N.D.	23.210	21.910	18.620	18.720
	31 July	1.306	48.090	43.940	37.970	38.260
	26 September	0.106	19.520	17.390	14.230	12.870
As	7 March	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
	11 April	N.D.	0.671	0.577	0.404	0.157
	30 May	0.005	3.211	2.771	2.223	1.870
	20 June	N.D.	1.039	0.647	0.355	0.264
	31 July	N.D.	0.450	0.252	0.151	0.161
	26 September	N.D.	0.122	N.D.	N.D.	N.D.
Cd	7 March	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
	11 April	N.D.	0.288	0.360	0.273	0.148
	30 May	N.D.	0.368	0.349	0.314	0.310
	20 June	N.D.	0.265	0.243	0.213	0.211
	31 July	0.008	0.225	0.198	0.173	0.174
	26 September	0.007	0.234	0.203	0.174	0.157
Mn	7 March	0.352	11.950	10.764	9.419	9.252
	11 April	N.D.	11.730	16.440	12.260	6.701
	30 May	0.790	13.840	13.770	12.460	12.390
	20 June	0.350	14.050	13.310	11.84	11.960
	31 July	1.497	17.290	15.410	12.870	13.210
	26 September	0.368	11.320	9.876	8.764	8.279

N.D. : Not detected.

Zn 성분은 12.870~48.090 mg/L, Mn 성분은 6.701~17.290 mg/L 이었으며, As와 Cd 성분은 분석한계 이하인 값을 제외하면 As 성분은 0.122~3.211 mg/L, Cd 성분은 0.148~0.368 mg/L의 범위를 나타내었다. 관측기간 동안 최소농도와 최고농도의 비는 As와 Cd 성분을 제외하면 약 3~8배 정도로 나타났다. 관측시기별 최대농도는 As와 Cd 성분이 5월, Fe 성분이 6월, 나머지 성분들은 7월이

있으며, 최소농도는 Cd와 Mn 성분이 4월이고 나머지 성분들은 9월이었다. 중금속 성분의 최고농도는 모두 AMD0 지점에서 관측되었으며, 분석한계 이하인 지점을 포함한 최소농도는 AMD3 지점에서 관측되었다. 이는 폐광산 산성광산배수 내 중금속 이온이 AMD0 지점에서 수로를 따라 AMD3 지점까지 이송되면서 철박테리아와 반응하여 수로바닥에 침전되었기 때문이다(Southam and Beveridge,

1992; Davis, 1995; 안윤희 외, 1999). 본 연구지역과 같은 관측 조건에서 강수량이 풍부한 6월과 7월에 중금속 농도가 높은 것은 강우에 의한 지하수 충전량이 증가하여 갭내수의 수위가 상승하면서 산성광산배수가 다량 발생하였기 때문으로 판단된다(Jamber et al., 2000; Lindsay, 1979).

일광 폐광산에서 유래된 산성광산배수 수로에서 갭내 출구로부터의 이격거리에 따른 중금속 농도를 분석하였다(Fig. 4). As 성분은 6회의 관측 시기에서 산성광산배수의 수로를 따라 하류로 갈수록 농도가 감소하는 경향을 보였으며, 나머지 성분들은 4월 관측을 제외하고는 수로의 하류부로 갈수록 그 농도가 감소하였다. 수로에서 하류부로 갈수록 Fe 농도가 감소하는 것은 철박테리아에 의한 침전으로 인한 것이며(안윤희 외, 1999), 다른 중금속 성분들의 농도저감 또한 침전효과로 인해 수중 중금속 이온이 감소된 것으로 판단된다(강민주 외, 2007). 산성광산배

수의 수질은 수문, 지질 및 다양한 지표 환경에 등에 의해 조절되고 있으며, 침전 및 흡착과 같은 물리화학적 반응에 의해 수중 중금속 이온의 농도가 저감된다(Chapman et al., 1983; McCarty et al., 1998; Webster et al., 1998; 강민주 외, 2006).

Cu 성분의 농도는 7월 > 5월 > 4월 > 3월 > 6월 > 9월의 순으로 나타났으며, 4월을 제외하고는 수로 하류부로 갈수록 농도가 감소하는 경향이 유사하였다. Fe 성분의 농도는 6월 > 5월 > 7월(4월) > 3월 > 9월의 순이었으며, 관측시기별 농도감소 경향은 Cu 성분에 비해 그 유사성이 낮았다. Zn 성분의 농도는 7월 > 5월 > 4월 > 6월 > 3월 > 9월의 순이었으며, 공간적인 농도 경향은 4월 관측 자료를 제외하고는 수로 하류부로 갈수록 농도가 감소하였다. As 성분의 농도는 5월 > 6월 > 4월 > 7월 > 9월 > 3월의 순으로서 공간적인 경향은 유사하였으나, 5월 관측 자료를 제외

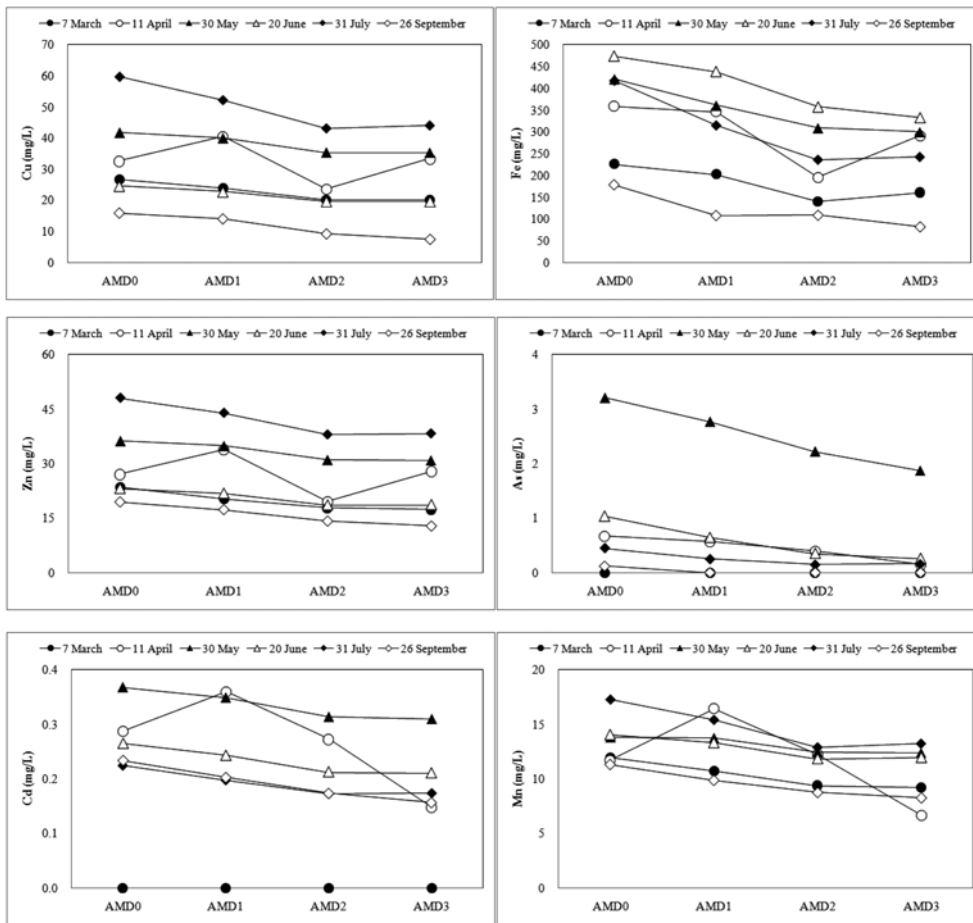


Fig. 4. Heavy metal concentrations of AMD at the monitoring points.

하고는 수로 하류부로 갈수록 관측 시기별 농도값의 차이가 작아지는 경향을 보였다. Cd 및 Mn 성분 농도의 공간적인 경향은 4월 관측 자료를 제외하고는 수로의 하류부로 갈수록 감소하는 경향을 보였으며, Cd 성분의 농도는 5월이 다른 관측 시기에 비해 높게 나타났다. 수로에서 농도변화 경향이 일정하지 않은 4월 관측 자료를 제외하면, Cd 성분의 농도는 5월 > 6월 > 9월(7월)의 순으로, Mn 성분의 농도는 7월 > 5월(6월) > 3월 > 9월의 순으로 나타났다. 일광 폐광산의 산성광산배수 내 중금속 농도는 5월과 7월 사이에 높게 나타났으며, 3월과 9월에 낮은 값을 보였다. 이는 강수량이 많은 우기에 갭내 지하수위가 상승하면서 풍화되어 있던 갭내 벽면의 가용성 2차 염류들과 지하수가 반응하여 중금속 성분들이 지하수에 용존되어 침출되었기 때문이다(Hammarstrom et al., 2005; Jerz and Rimstide, 2003).

산성광산배수의 출구부인 AMD0 지점에서 폐광산 갭내수의 유출에 의한 6개 중금속 성분의 질량을 산정하여 분석하였다. 일광 폐광산에서 1일 동안 AMD0 지점을 통해 유출되는 중금속의 질량(M_{of})은 갭내수의 유출율(R_{of})과 중금속 성분의 농도(C_m)를 이용한 식 (1)에 의해 산정되었다.

$$M_{of} = R_{of} \times C_m \times 1day/1000 \quad (1)$$

여기서 M_{of} 는 폐광산에서 유출되는 갭내수 내 중금속 질량(kg), R_{of} 는 AMD0 지점에서 측정된 갭내수 유출율(m^3/day), C_m 은 갭내수에 용존되어 있는 중금속의 농도(mg/L)이다. 일광 폐광산에서 1일 동안 유출되는 6개 성분의 중금속 질량이 Fig. 5에 관측시기별로 작성되어 있다. As 성분을 제외한 5개 중금속 성분의 유출질량이 7월에 매우 높았으며, 이는 7월의 강수량이 다른 관측 시기에 비해 4배 정도 많았기 때문이다. 강수량이 상대적으로 적

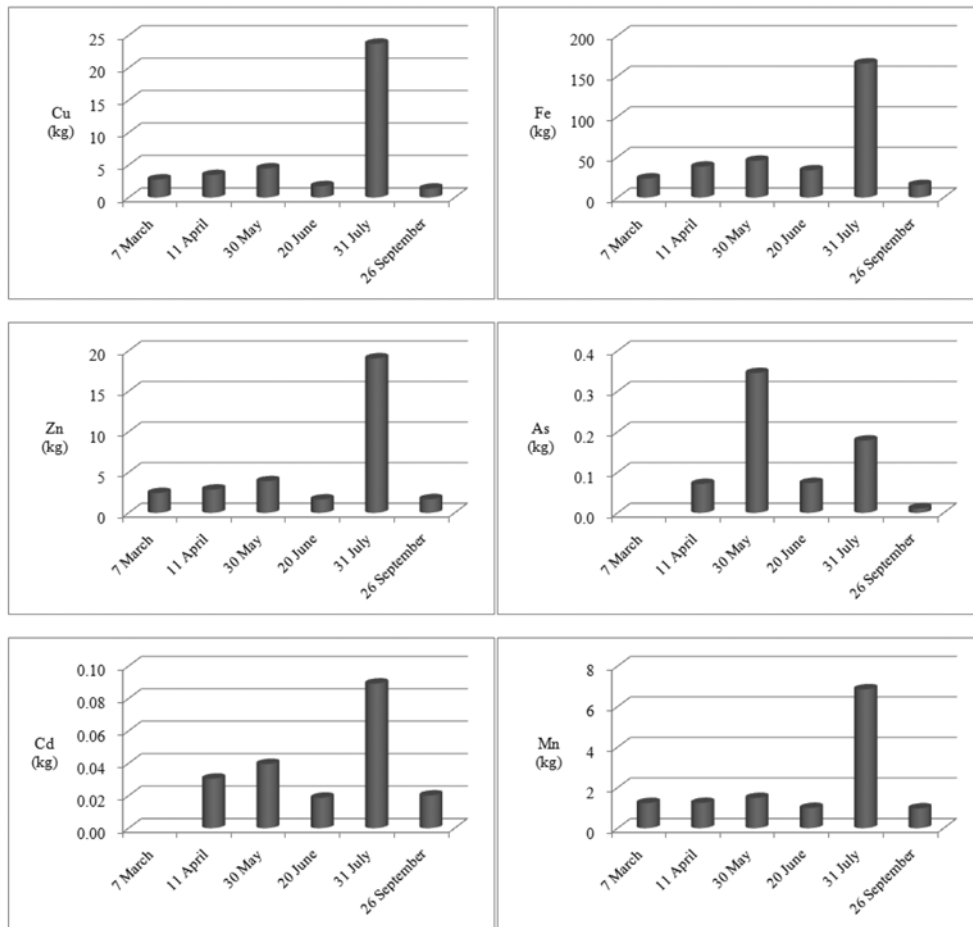


Fig. 5. Discharge mass of heavy metal components with monitoring periods.

있던 관측 시기에는 갯내수의 지하수위가 7월에 비해 낮을 것이고, 또한 유출되는 산성광산배수의 수량이 적다. 강수량이 상대적으로 매우 많았던 7월에는 폐광산 갯내로의 지하수 충전량이 급증하여 지하수위가 상승하면서 지하수와 풍화된 갯내 벽면 사이의 반응으로 인해 산성광산배수가 발생하고, 산성광산배수의 유출량 또한 증가하게 된다(Jamber et al., 2000). 이러한 과정을 통해, 폐광산의 산성광산배수에 용존되어 있던 중금속 이온들이 다량 유출되면서 하류부에서 그 질량이 증가하는 것이다.

일광 폐광산에서 유출되는 중금속 성분의 유출질량은 $Fe > Cu > Zn > Mn > As > Cd$ 의 순으로 나타났다. Fe 성분의 1일 평균 유출질량은 53.44 kg, Cu 성분은 6.25 kg, Zn 성분은 5.26 kg, Mn 성분은 2.13 kg, As 성분은 0.14 kg, Cd 성분은 0.04 kg으로 산정되었다. 일광 폐광산에서 1일 동안 유출되는 6개 중금속의 전체 유출질량은 67.26 kg 이었으며, 이중 Fe 성분이 79% 정도를 차지하는 것으로 산정되었다. 이러한 결과는 일광 폐광산의 산성광산배수에 용존되어 있는 중금속의 대부분이 Fe 성분임을 확인한 것이며, 본 연구지역에서 중금속 오염에 의한 정화 설계는 Fe 성분을 주 대상으로 하여야 할 것이다.

결 론

일광 폐광산 갯내에서 유출되는 산성광산배수 내 중금속 성분의 계절변화 특성을 관측하고 유출질량을 산정하였으며, 그 결과는 아래와 같이 도출되었다.

1. 일광 폐광산 주변의 배경수 pH 성분은 5.05~6.46의 범위이고 산성광산배수에서는 pH 3 이하로서 강산성이었다. Eh 성분은 배경수에서는 100~300 mV의 범위이고 산성광산배수에서는 400~600 mV의 범위로 나타났다. 산성광산배수의 EC 값은 주변 배경수에 비해 10배 이상 높게 나타났으며, 이는 폐광산 갯내에서 지하수에 용존되어 유출된 중금속 이온들에 의한 것이다. 폐광산 갯내 출구부에서 멀어질수록 산성광산배수는 대기와 접촉하는 시간이 증가하고 이로 인해 수중 DO 성분의 농도가 높았으며, AMD0 지점에서는 5 mg/L 이하이고 그 하류부의 3개 지점들에서는 6 mg/L 이상이었다. 산성광산배수의 수온변화는 AMD0 지점에서는 적었으며, 배경수를 포함한 다른 지점들에서는 계절적인 영향으로 10°C이상의 차이를 나타내었다.

2. 일광 폐광산 갯내에서 유출되는 산성광산배수의 중금속 성분 농도는 주변 배경수에 비해 Cd, Mn 성분에서는 수십 배, Fe, Cu, Zn, As 성분에서는 수백 배 이상으로서 오염정도가 심각하였으며 지속적으로 유출되고 있다. 산성

광산배수에 용존된 중금속 성분은 $Fe > Cu > Zn > Mn > As > Cd$ 순이었으며, Fe 성분은 81.870~474.300 mg/L의 범위로서 매우 높았다. 중금속 성분별 최소농도에 대한 최고농도의 비는 Fe, Cu, Zn, Mn 성분에서는 약 3~8 배 정도로 나타났으며, As와 Cd 성분은 농도가 낮고 측정 한계 이하인 값들이 존재하여 농도비를 비교할 수 없었다. 산성광산배수의 중금속 이온의 최대농도는 5월(As, Cd), 6월(Fe), 7월(Cu, Zn, Mn)에, 최소농도는 4월(Cd, Mn)과 9월(Fe, Cu, Zn, As)에 관측되었다. AMD0 지점에서 모든 중금속 성분의 농도가 가장 높게 관측되었으며, 이는 산성광산배수 내 중금속 이온이 AMD0 지점에서 콘크리트 수로를 따라 하류부로 이동되면서 박테리아와 반응하여 수로바닥에 침전되었기 때문이다.

3. 본 연구지역의 산성광산배수 출구부인 AMD0 지점에서 1일 동안 유출되는 중금속 성분의 질량은 갯내수의 유출율과 중금속 성분의 농도를 이용하여 산정하였다. 강수량이 다른 관측시기에 비해 4배 이상 높았던 7월에 As를 제외한 모든 중금속 성분의 유출질량이 가장 많았다. AMD0 지점에서 유출되는 중금속 성분의 질량은 $Fe > Cu > Zn > Mn > As > Cd$ 의 순이었으며, 1일 평균 유출질량은 Fe 성분 53.44 kg, Cu 성분 6.25 kg, Zn 성분 5.26 kg, Mn 성분 2.13 kg, As 성분 0.14 kg, Cd 성분 0.04 kg 정도이었다. 폐광산에서 갯내에서 1일 동안 유출되는 6개 중금속의 전체 질량은 67.26 kg 이었으며, 유출량이 가장 많은 중금속은 Fe 성분으로서 전체 질량의 79% 정도인 것으로 나타났다.

4. 본 연구에서는 현장관측 시스템이 수동적이고 연속적이지 못한 문제점이 있긴 하지만, 향후에는 자동계측기를 이용한 연속적인 자료를 획득하여 중금속 성분별 유출질량을 산정하고자 한다. 폐광산에서 지속적으로 유출되고 있는 산성광산배수에 의한 그 하류부 토양과 지하수의 중금속 오염을 정화하기 위한 설계에서는 우선적으로 중금속 성분들의 유출질량을 정량적으로 파악하는 것이 중요하다는 것을 제언하는 바이다.

사 사

본 연구는 기상청 기상지진기술개발사업(CATER 2006-2101)의 지원으로 수행되었으며, 지원기관에 감사드립니다.

참고문헌

강미아, 2007, 산성광산배수로 인한 환경오염도 조사, 대

- 한지질공학회지, 17(1), 143-150.
- 강민주, 이평구, 염승준, 2006, 세창 폐금속광산 수계에서 미량원소의 지구화학적 거동특성 규명, 자원환경지질학회지, 39(3), 213-227.
- 강민주, 이평구, 최상훈, 2007, 인대광산 지역 광산배수에 영향을 받은 하천에서 미량원소의 계절적인 수질변화와 자연저감, 자원환경지질학회지, 40(3), 277-293.
- 기상청, 2009, www.kma.go.kr
- 박용하, 서경원, 2005, 휴폐금속광산지역의 토양오염관리 방안, 한국환경정책평가연구원, 정책보고서(KEI 2005 WO-03), 89p.
- 안윤희, 황진연, 김근수, 1999, 일광광산 폐광 유출수에 의해 형성된 바이오메트의 생광물학적 연구, 한국광물학회지, 12(1), 32-42.
- 이기형, 2002, 일광폐광산 오염방지사업 시행사례, 2002년 광해방지 및 기술 심포지엄, 한국지질자원연구원, 1-15.
- 이민희, 이예선, 양민준, 김종성, 왕수균, 2009, 폐광산 주변 중금속 오염 농경지 토양 복원을 위한 석회(CaO)와 석회암(CaCO₃)의 안정화 효율 규명, 자원환경지질학회지, 41(2), 201-210.
- 이민희, 이정산, 차종철, 최정찬, 이정민, 2004, 토양 세척법과 석회를 첨가한 토양 안정화 공법을 이용한 폐광산 주변 비소 오염 토양 및 하천 퇴적토 복원, 자원환경지질학회지, 37(1), 121-131.
- 이평구, 조호영, 염승준, 2004, 폐광산지역의 오염특성 조사와 평가를 위한 지구화학적 접근방법, 자원환경지질학회지, 37(1), 35-48.
- 최정찬, 2005, 인회석 및 생선뼈를 이용한 일광광산 AMD 처리 현장실험, 자원환경지질학회지, 38(5), 563-570.
- 최정찬, 이민희, 2004, 천연물질을 이용한 AMD 및 ARD 내의 중금속 저감효율 실내실험 결과 비교 연구, 자원환경지질학회지, 37(1), 133-142.
- Chapman, B. M., Jones, D. R. and Jung, R. F., 1983, Processes controlling metal ion attenuation in acid mine drainage stream. *Geochim. Cosmochim., Acta*, 47, 1957-1973.
- Davis, B. S., 1995, The geomicrobiology of the oxic zone of two base metal mines tailings impoundments: The Kidd Creek mine and the Kam Kotia mine sites, M. Sc. thesis, Univ. Guelph. Ontario, Canada, 486p.
- Garrels, R. M. and Christ, C. L., 1965, *Solutions, minerals, and equilibria*. Harper and Row, New York, 450p.
- Hammarstrom, J. M., Seal II, R. R., Meier, A. L. and Kornfeld, J. M., 2005, Secondary sulfate minerals associated with acid drainage in the eastern US: recycling of metals and acidity in surficial environments. *Chemical Geology*, 215, 407-431.
- Jamber, J. L., Blowes, D. W. and Ptacek, C. J., 2000, Mineralogy of mine wastes and strategies for remediation, *European Mineralogical Union Notes in Mineralogy*, 2, 255-290.
- Jerz J. K. and Rimstidt, J. D., 2003, Efflorescent iron sulfate minerals: paragenesis, relative stability, and environmental impact. *American Mineralogist*, 88, 1919-1932.
- Lindsay, W. L., 1979, *Chemical equilibria in soils*, John Wiley and Sons, New York, Chichester, 449p.
- McCarty, D. K., Moore, J.N. and Marcus, W. A., 1998, Mineralogy and trace element association in an acid mine drainage iron oxide precipitate; comparison of selective extraction. *Appl. Geochim.*, 13, 165-176.
- Southam, G. and Beveridge, T. J., 1992, Enumeration of thiobacilli with pH neutral and acidic mine tailing and their role in the development of secondary mineral soil, *Applied Environ. Microbiol.*, 58, 1283-1288.
- Webster, J. G., Swedlund, P. J. and Webster, K. S., 1998, Trace metal adsorption onto an acid mine drainage Fe (III) oxyhydroxysulphate. *Environ. Sci. Technol.*, 32, 1361-1368.
-
- 2010년 3월 4일 원고접수, 2010년 3월 25일 게재승인
-
- 강동환**
부경대학교 지구과학연구소
608-737, 부산시 남구 대연3동 599-1
Tel: 051-629-7393
Fax: 051-629-7394
E-mail: dhkang@pknu.ac.kr
- 권병혁**
부경대학교 환경대기과학과
608-737, 부산시 남구 대연3동 599-1
Tel: 051-629-6644
Fax: 051-629-6638
E-mail: bhkwon@pknu.ac.kr
- 유훈선**
동의과학대학 동의분석센터
614-715, 부산시 부산진구 양정1동
Tel: 051-860-3445
Fax: 051-860-3335
E-mail: yuhunsun@dit.ac.kr
- 김선옥**
부경대학교 에너지자원공학과
608-737, 부산시 남구 대연3동 599-1
Tel: 051-629-6561
Fax: 051-629-6553
E-mail: sunok@pknu.ac.kr