

역적으로 분포하며, 이들 납석광상내에는 광범위한 황화광염대가 형성되어 있다. 황화광물중의 황성분은 화학적 풍화에 의해 쉽게 산화되며, 이러한 과정에서 유해성분을 함유하는 금속원소들이 지표조건에서 안정한 불용해성 화합물로 전환되거나 산성배수를 형성한다 (Stumm and Morgan, 1981). 이 때 용해된 금속 이온들은 하천수나 지표수에 의해 이동되어 중금속 산화물이나 황화물의 형태로 토양이나 퇴적물 중에 고정되기 때문에 토양오염의 원인이 된다. 또한 산성광산배수 중에 다량으로 함유되어 있는 중금속 이온의 일부는 지하수나 하천수에 유입되어 지하수계의 오염원이 되기도 한다(Davies, 1983). 일반적으로 중성 화산암 지대에 형성된 상류 하천수와 지하수는 약산성 내지 중성을 띠며, 퇴적암류 지역은 약알카리성을 띤다. 그러나 황철석을 비롯한 여러 종류의 황화광물이 함유된 납석과 변질대의 안산암은 풍화작용시 산화반응에 의해 다량의 철성분과 황산염을 형성한다. 특히 매립지에서의 용출수의 경우는 황화광물의 산화로 인해 pH가 더욱 낮은 강산성 용액이 형성되며, 이온화된 알카리토류 금속과 중금속을 생성하여 지하수 및 지표수의 오염을 가중시킨다.

부산광역시 회동수원지 상류지역은 광범위한 납석광화대로서 임기, 북동래, 유광, 정관, 천불산 등 많은 납석광산이 분포하며(Fig. 1), 다량의 황화광물을 함유하는 납석광상은 풍화작용에 의해 중금속 함량이 높은 토양과 산성배수를 형성함에도 불구하고 현재까지 발생

메카니즘이나 현황에 대해 별다른 관심의 대상이 되지 않은 실정이다. 이들 납석광상은 광석이나 모암이 금속광상에서와는 달리 산성수에 대한 낮은 완충능력(buffering capacity)으로 인해 광석과 주변 변질대, 채굴적 및 방치된 광산 폐기물의 산화작용에 의해 다량의 중금속을 함유하는 산성광산폐수를 발생시키고 있으므로 실태파악과 대책을 위한 자료 제시에 대한 체계적인 연구가 시급한 상황이다.

본 연구는 부산광역시 회동수원지 상류지역의 납석광산에서 발생하는 토양 및 수질오염 실태를 파악하기 위하여 동래 납석광산에서 회동수원지에 이르는 20여개 지점의 암석, 토양, 하상퇴적물 및 하천수를 채취하여 중금속 분포와 분산의 특성을 검토하였다(Fig. 2).

2. 재료 및 방법

폐석더미에서 유래된 침출수(용출수) 및 하천수시료에 대한 pH, Eh 및 전기전도도(EC)는 현장에서 바로 측정 하였으며, 특히 pH에 대해서는 우기(4월)와 전기(10월)에 걸쳐 2차례를 분석하였다. 물시료에 대한 주성분원소(양이온) 및 중금속원소는 ICP-AES로 분석하였으며, 음이온원소는 이온 크로마티그래피(Dyonex 4500i ion chromatography)로 분석하였다. 납석광석의 모암인 암석시료는 jaw-chrucher로 미분쇄한 다음 boll-miller로 분말화하여 중금속분석용 시료로 하였다. 채취된 하상퇴적물 및 토양(상부토양; 0-15cm 심도)은

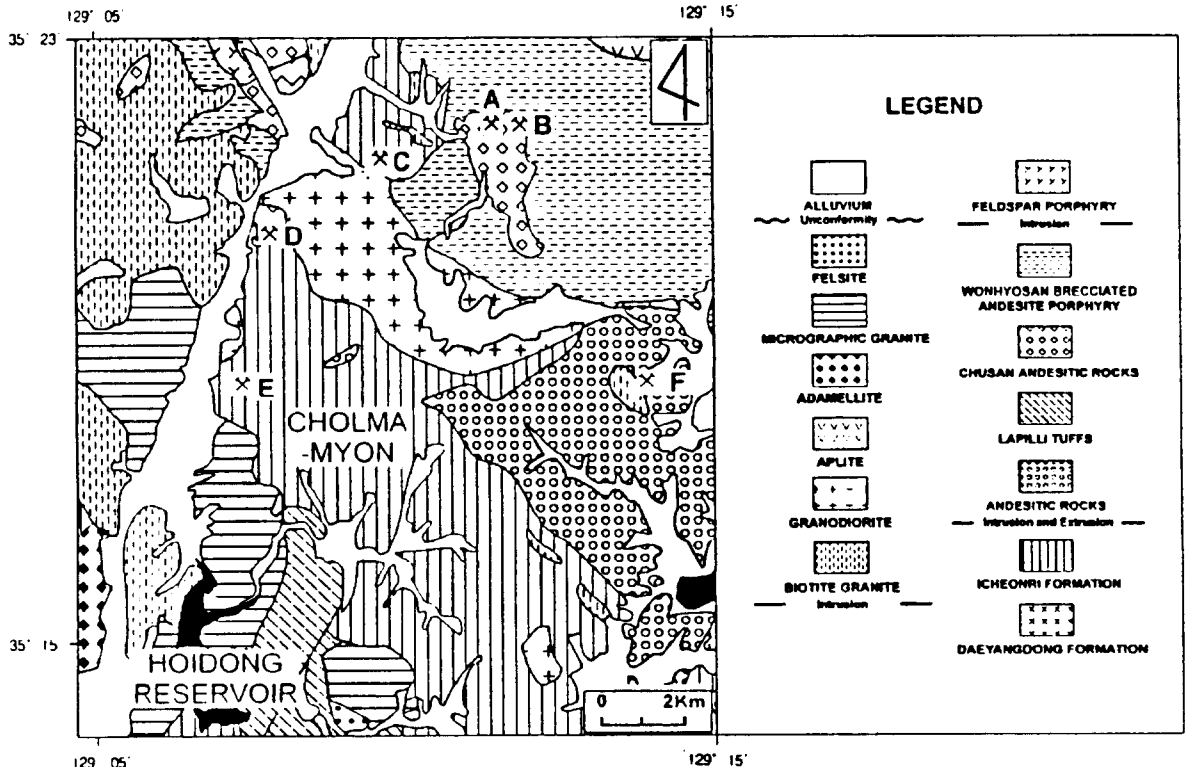


Fig. 1. General geology of study area. A;Buktongnae Mine, B;Junggwon Mine, C;Yongchon Mine, D;Tongnae Mine, E;Imgi Mine, F;Ilgwang Mine.

통풍이 잘되는 실험실에서 완전 자연건조시킨 다음 10mesh(2mm) 이하의 입도로 분리하여 토양시료로 하였으며, 중금속원소 분석용은 100mesh(180 μ m)를 통과한 시료를 사용하였다. 원소분석을 위한 암석 및 토양의 전처리에는 혼합강산(HNO₃+HF+HClO₄)을 이용한 완전용해법으로 수행하였으며, 용액화된 시료는 ICP-AES를 이용하여 원소분석을 실시하였다.

3. 결 과

3.1 납석광상과 토양오염

납석광상은 열수변질작용의 산물로서 온도, 압력, 모암의 화학조성, 투수성의 정도, 열수유체의 성분 및 활동도의 차이에 의해 다양한 양상을 나타내며, 일반적으로 수소이온 교대반응, 금속 양이온과 음이온의 교대작용 등을 수반한다(박맹언 외, 1992; Spycher and Reed, 1989; Meyer and Hemley, 1967). 국내 주요 납석광상은 주구성광물의 조성 특성에 따라 염납석형, 견운모형, 고령토형으로 구분된다(상기남과 김철, 1964). 수영강 상류지역의 동래, 양산일대에는 안산암류와 유문암류를 모암으로 하는 견운모형과 염납석형 납석광상과 금속광상이 광역적으로 발달되어 있으며, 근년에까지 활발하게 개발되어 왔다(Fig. 1).

납석광상은 모암과 열수간의 반응 조건에 의해 광물조성과 그에 따른 지화학적 분산양상이 지배적이고 열수변질작용의 특성에 의해 모암으로부터 용탈된 금속이온과 열수내에 함유되어 있던 다량의 황화물에 의해 황화광물로 침전되어 중금속을 포함한 각종 금속함량이 높은 황화광염대를 형성한다. 동래지역 납석광석의 주구성광물은 견운모, 석영, 녹니석 등이며, 카오리나이트, 스펙타이트 등의 점토광물이 소량으로 수반된다. 다량의 황화광물을 함유하는 납석광화대는 산화작용과 가수분해반응에 의해 산성용액을 형성하여 모암의 분해작용을 촉진시키며, 그 결과 토양내에 중금속을 포함한 알카리토류 및 천금속 오염을 초래하게 된다.

회동수원지 유입 수원의 상류에 분포하는 동래광산의 납석광화대, 모암 및 토양에서 채취된 시료의 중금속 농도를 분석한 결과는 Table 1과 같다. 일반적으로 납석광산 모암의 중금속 함량은 Pb, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn 및 Cd가 각각 32.98-49.97, 8.10-14.35, 11.10-87.47, 19610.83-59898.25, 11.44-18.89, 11.96-75.96, 14.42-53.89 및 0.47-2.14 ppm으로 지각중에 분포하는 안산암의 평균조성(松尾, 1989)보다 높은 함량을 나타낸다. 특히 납석광화대에서 납석광상의 형성에 의해 광범위하게 발달되는 황화광염대(DP-5)는 매우 높은 중금속 함량을 갖는다. 또한 납석광화대에 분포하는 토양의 경우, Pb, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn 및 Cd의 함량이 각각 64.88-80.80, 8.97-38.56, 412.78-3037.85, 41683.62-96967.05, 13.91-62.32, 20.60-74.62, 112.82-308.71 및 0.05-1.76 ppm의 범위로 납석이나 모암보다 높은 중금속 함량을 보인다. 납석 광화대에서 유래된 침출수의 수계 및 주변 하천내의 하상퇴적물의 중금속 함량을 보면 광화대내의 토양과 유사한 값을 보이며 광화대에서 수 km 하부 까지도 상당히 높은 함량

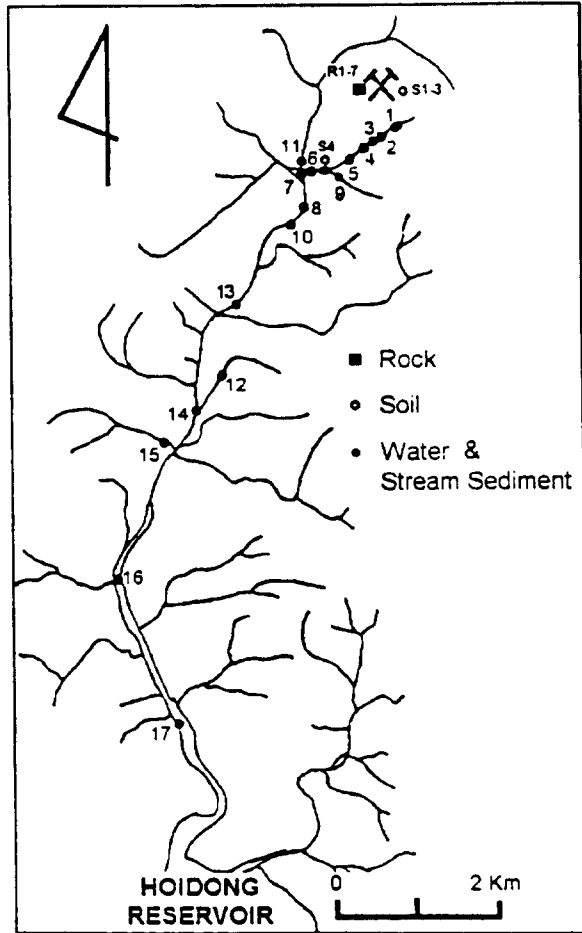


Fig. 2. Sampling site of the studied area. R1 to R7; rock samples of the mine area, S1 to S4; soil samples of mine area, 1 to 17; water and stream sediment samples in stream.

을 갖는다. 특히, Pb, Mn, Cu는 하류쪽으로 갈수록 그 함량이 높아지는 경향이 있다. 광화대 및 그 영향권내의 토양의 중금속 함량은 모암이나 비광화대지역(DC-12) 하상퇴적물(토양)의 평균 중금속 함량에 비해 높으며, 이러한 결과에서 납석광화대의 토양이 비광화대에 비해 심하게 오염되어 있음을 알 수 있다.

3.2 산성광산폐수의 발생과 수질오염

납석광산은 열수변질산물인 비금속 광물과 함께 광역적으로 발달하는 황화광염대에 다량의 황화광물(주로 황철석)을 수반한다. 지하수(계곡의 물은 용출된 지하수)의 수질은 대수층의 지질특성에 의해 크게 좌우되며, 비광화대는 강우와 암석간의 반응에서 평형에 이르지 못한 상태이며, 매우 활발한 반응에 의해 많은 화학원소들은 암석으로부터 용출되어 지하수의 화학조성에 기여하는 중요한 요소 중의 하나이다. 황화광물을 함유하는 광석이나 변질대뿐만 아니라 채굴적이나 방치된 광산 폐기물은 풍화작용 중 산화반응과 가수분해반응에 의해 산

Table 1. Concentrations of heavy metals in host rocks, soils and stream sediments(unit in ppm)

Sample	Elements	Pb	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd
Host rocks	DR-1	49.97	13.67	11.10	25900.48	18.99	17.66	14.42	1.22
	DP-4	45.77	14.03	25.66	48940.11	17.71	11.96	21.98	0.47
	DP-5	49.47	8.10	87.47	59898.25	17.18	75.96	53.89	2.14
	DP-7	32.98	14.35	15.05	19610.83	11.44	25.16	36.60	1.10
Soils	DS-1	73.41	8.97	412.78	96967.05	62.32	74.62	199.43	0.05
	DS-2	75.49	38.56	1358.75	41683.62	28.05	20.60	157.86	0.21
	DS-3	64.88	20.40	3037.85	56926.23	13.91	48.47	112.82	1.76
	DS-4	80.80	27.63	1494.83	57619.20	31.25	54.24	308.71	1.15
Stream Sediments	DC-1	76.67	14.88	2885.20	53128.11	9.39	186.60	364.22	0.66
	DC-2	48.46	24.73	1227.17	33699.21	21.32	25.78	177.98	0.24
	DC-3	58.99	16.79	1620.30	35065.18	12.48	25.41	190.00	1.32
	DC-4	90.10	7.04	3114.48	70528.85	11.67	39.11	263.82	1.23
	DC-5	76.73	19.33	945.50	58841.32	16.78	31.85	177.64	1.14
	DC-7	85.31	19.51	1187.11	58376.13	16.89	71.89	187.50	0.31
	DC-8	53.94	15.49	3116.98	72274.97	15.05	26.15	164.05	0.76
	DC-9	151.22	27.15	1074.95	67556.11	11.82	44.29	475.22	1.22
	DC-10	72.27	19.56	1278.16	77163.88	16.85	108.36	157.08	0.64
	DC-11	82.17	33.91	1424.99	60648.00	13.08	60.85	206.93	0.71
DC-12	45.26	22.12	813.30	58270.19	13.57	24.29	136.82	0.35	
DC-13	63.54	28.86	1254.44	45988.59	18.72	74.47	240.59	0.71	

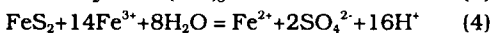
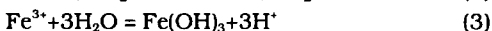
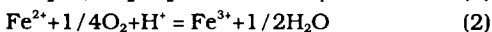
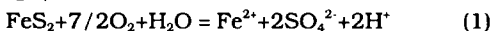
Table 2. Chemical composition of acid mine drainage and stream water(unit in ppm)

	Pb	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	EC(μS/cm)	Eh(mv)	pH*	F	Cl	NO ₃	SO ₄ ²⁻
DW-1	0.000	0.001	0.029	0.027	0.007	0.000	0.009	0.001	60.9	-7.1	7.2(6.2)	nd	3.2	1.1	3.9
DW-2	0.036	0.000	13.130	0.436	0.279	0.054	1.159	0.012	334.0	203.7	3.5(6.0)	0.1	3.2	0.9	4.0
DW-3	0.025	0.000	9.600	0.661	0.207	0.044	0.914	0.008	740.0	193.0	3.8(4.7)	0.4	3.6	1.2	27.9
DW-4	0.270	0.190	186.300	258.900	1.970	0.893	10.192	0.110	4650.0	236.4	2.9(3.7)	1.9	3.3	1.1	136.0
DW-5	0.067	0.020	33.140	25.880	0.482	0.223	2.214	0.024	2860.0	235.5	2.9(2.1)	53.0	4.2	0.8	1518.0
DW-6	0.251	0.130	157.000	177.000	1.710	0.943	9.878	0.096	4040.0	236.6	2.8(2.2)	100.0	5.2	1.1	3378.0
DW-7	0.247	0.120	140.000	148.700	1.620	0.918	9.100	0.091	3930.0	237.6	2.8(2.2)	53.1	4.1	1.0	1806.0
DW-8	0.161	0.070	64.800	79.300	1.110	0.674	4.725	0.049	2990.0	230.4	3.0(3.4)	38.0	5.6	0.9	1056.0
DW-9	0.000	0.001	0.000	0.055	0.008	0.004	0.010	0.001	190.0	12.8	6.8(6.8)	0.1	8.4	8.6	8.1
DW-10	0.041	0.010	16.000	17.920	0.280	0.170	1.231	0.012	1000.0	203.3	3.7(4.7)	2.2	12.8	14.5	90.8
DW-11	0.015	0.000	9.500	1.471	0.174	0.100	0.071	0.008	680.0	191.2	3.7(4.7)	2.5	13.8	14.1	88.6
DW-12	0.000	0.000	3.530	0.031	0.029	0.000	0.101	0.002	358.0	120.0	4.9(4.6)	1.7	2.7	0.7	79.5
DW-13	0.000	0.000	1.860	0.041	0.010	0.001	0.020	0.001	332.0	176.0	5.0(4.7)	1.2	12.3	14.5	75.8
DW-14	0.000	0.000	2.013	0.034	0.005	0.002	0.012	0.001	345.0	189.0	6.1(5.4)	1.1	11.9	14.1	75.0
DW-15	0.000	0.004	2.342	0.023	0.010	0.004	0.015	0.001	284.0	27.0	6.6(5.8)	0.9	15.3	16.2	75.5
DW-16	0.000	0.006	2.524	0.160	0.002	0.000	0.014	0.000	356.0	18.3	6.7(6.2)	0.9	15.6	16.9	72.0
DW-17	0.000	0.000	0.449	0.032	0.004	0.004	0.005	0.001	443.0	-33.6	7.6(7.1)	0.2	30.4	9.1	62.7

* () pH of rainy season.

성광산배수를 형성한다. 납석광상의 광석이나 모암은 산에 대한 낮은 완충능력(buffering capacity)으로 금속 광상에서와는 달리 강산성의 광산배수가 쉽게 중화되지 않는 특성을 갖는다.

황철석을 대상으로 한 산성용액의 형성과정은 다음과 같다.



반응(1)에 의해 일차적으로 2가 철이 형성되고 이는 지속적인 산화작용에 의해 3가 철로 산화된다(반응(2)). 이러한 과정에서 형성된 3가 철은 반응(3), (4), (5)에 의해 강산성 배수를 형성한다(Patrick et al., 1988). 상기 반응은 포화 또는 비포화 조건에서 모두 가능하며, pH 조건에 따라 2차 침전물의 형성이 지배된다.

납석광산내의 용출수와 하천수의 pH는 2.1~3.7인 강 산성수로서 납석광화대 상류의 하천수(DW-1)에서 측정된 pH 값(7.2) 및 주변 비광화대 지역에서 유입된 하천수(DW-9)의 pH 값(6.8)보다 매우 낮다(Table 2). 납 석광산에서 기원된 하천수는 하류로 갈수록 주변 비광

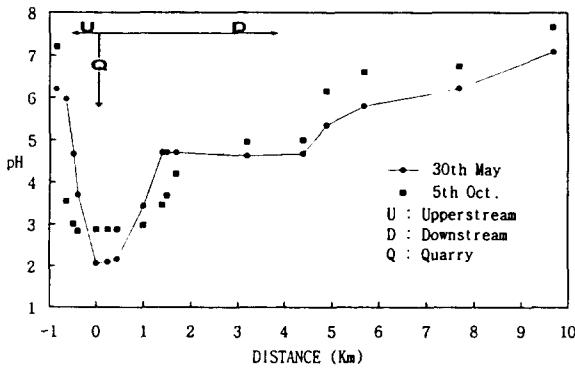


Fig. 3. The pH variation for the distance from Tongnae mine.

화대에서 발달된 하천수의 유입으로 인해 희석되며, 하류 8km까지 그 영향을 미치고 있다(Fig. 3). 이러한 결과는 광산산성배수 뿐 만아니라 남석광산에서 유래된 황화광물을 함유하는 퇴적물이 하류지역으로 이동되는 동안 지속적인 산화반응을 통하여 산성수를 형성하고 있음을 시사한다. 한편 Pb, Zn, Cu, Cd, Mn 및 Fe 등의 중금속 농도는 낮은 pH 값을 갖는 용출수에서 특히 부화(Pb=0.07~0.27ppm; Zn=2.21~10.19ppm; Cu=0.22~0.94, Cd=0.02~0.11, Mn=33.14~196.30ppm; Fe=25.88~258.90ppm)되어 있으며, 이들 원소의 농도는 비오염 지역에서 유래된 하천수의 유입에 따른 pH의 증가와 함께 감소되며(Fig. 4), 음이온 중 SO_4^{2-} 과 F⁻ 역시 동일한 양상을 띤다. 그러나 Cl⁻과 NO_3^- 의 함량은 남석광산에서 멀어지고, 다 기원의 하천수가 혼합됨에 따라 pH의 상승과 함께 증가하는 양상을 나타낸다(Fig. 5). 산성광산폐수의 중화작용에 의해 형성된 황갈색 침전물을 비롯한 하상퇴적물은 남석광산에서 회동수원지로 유입되는 전 하천에서 발달되며, 특히 높은 Mn 및 Fe 함량을 나타낸다.

4. 고 찰

남석광화대의 광석, 모암변질대, 모암을 비롯한 토양, 하상퇴적물 및 하천수를 구분하여 중금속 함량을 분석한 결과 광산지역의 토양과 하상 퇴적물에서 가장 높게 나타났으며, 시료의 유형별로 볼 때는 모암, 광석 및 하천수 순으로 감소됨을 알 수 있다. 또한, 남석광산 지역의 토양, 하상퇴적물 및 하천수가 높은 중금속 함량과 산성도를 나타내며, 광산에서 회동수원지로 멀어질수록 감소되는 양상으로 볼 때 남석광산이 중금속과 산성배수의 공급원임을 알 수 있다. 산성광산배수는 상대적으로 높은 pH값을 갖는 수계와 혼합됨으로서, pH 증가에 따른 용해도의 감소로 인해 2차 침전물을 형성하며, 이때 침전된 퇴적물의 특성에 따라 금속성분을 흡착하는 정도가 달라진다. 이러한 과정에서 퇴적된 토양은 중금속을 흡착하는 정도에 따라 오염도가 달라지며, 일반적으로 pH나 토양의 물리적 성질에 의해 좌우된다.

거리에 따른 중금속원소의 분산특성은 하천수와 하상 퇴적물이 서로 유사하며, 그 중 하상퇴적물이 보다 광역

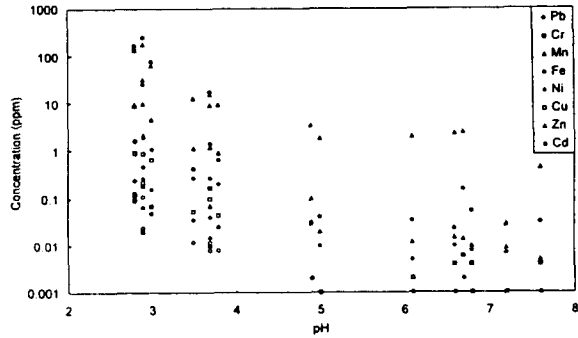


Fig. 4. Variation diagram of heavy metals for the pH values.

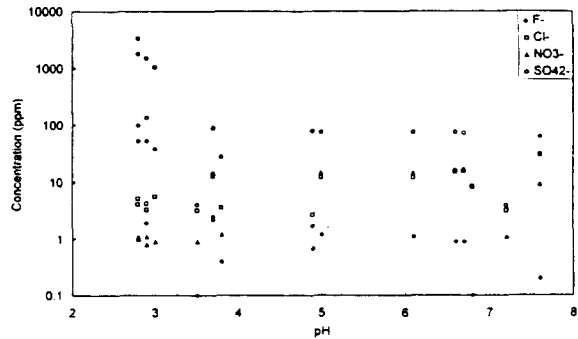


Fig. 5. Variation diagram of SO_4^{2-} , F⁻, Cl⁻, and NO_3^- for the pH values.

적으로 분산됨으로서, 화학적 환경변화에 따른 영향의 범위가 하천수에 의한 퇴적물의 이동에 의해 오염이 보다 확산될 수 있음을 보여준다. 하상퇴적물내의 중금속 함량은 동일한 경향성을 띠면서 증가하며, 특히 Pb, Zn, Cu, Ni, Cd, Mn 및 Fe 등은 높은 상관성을 띤다. 이들은 회동수원지 퇴적물의 중금속 평균 함량의 결과(문병철 외, 1996)에 비해 높은 함량을 보여주며, 중금속함량의 분포경향이 유사한 양상을 나타냄을 알 수 있다.

전체적으로 볼 때 광산지역의 하천수는 먹음물의 중금속 기준(곽결호, 1995; 환경부, 1993)과 대비할 때 원소에 따라 수~수십배 높으며, 토양 역시 오염 우려 수준(환경부, 1996)을 상회하고 있다. 특히 하상퇴적물의 높은 중금속 함량은 하천의 물리·화학적 환경변화에 의해 2차 오염원으로 작용할 가능성이 매우 높으며 이에 대한 대책이 요구된다.

남석광산에서 발생하는 산성광산배수와 그와 연관된 하상퇴적물은 물속에 각종 유해성 금속원소의 농도를 증가시키며, 주변 토양과 회동수원지의 수원에 영향을 주고 있음이 밝혀짐에 따라 이들 산성폐수의 발생현황과 분산특성을 체계적으로 규명하여 가장 효율적이고 경제적인 대책이 수립되어야 한다. 오염된 자연수는 폴리머등 응집제를 투여하여 침전시킴으로서 중금속의 농도를 낮추는 발생 이후에 적용하는 기술과 풍화작용에 의해 발생하는 높은 산성 침출수의 형성을 근원적으로 중화시키는 근본적인 처리방법 등이 연구(심연식, 1996; 정영욱 외, 1996; 최정찬, 1996, Choi, 1996; 류

재근, 1995; 민정식, 1995; 민정식 외, 1995)되어 있다.

5. 결 론

지질권내에 분산되어 있는 각종 유해원소는 토양의 산성화와 중금속 오염 및 지하수 오염(산성광산배수) 등 심각한 환경오염 문제를 초래한다. 부산광역시 회동수원지 상류지역은 광범위한 납석광화대로서, 이들 납석광상은 광석이나 모암이 금속광상에서와는 달리 산성수에 대한 낮은 완충능력(buffering capacity)으로 인해 광석과 주변 변질대, 채굴적 및 방치된 광산 폐기물의 산화작용에 의해 다량의 중금속을 함유하는 산성광산배수를 발생시키고 있다.

납석광산 일대의 토양은 모암의 지구화학적 특성에 의해 지배되며, 특히 높은 Pb, Zn, Cu, Fe, Mn, Cd 함량을 나타낸다. 이러한 현상은 열수작용에 의해 납석광상이 형성될 때 열수반응의 지구화학적 특성에 따른 금속원소의 분산과 풍화작용에 의해 형성된 점토광물의 종류와 함량비에 따른 흡착정도의 차이로 해석된다. 납석광산내의 용출수와 하천수의 pH는 2.1~3.7인 강산성수로 납석광화대 상류의 하천에서 측정된 pH 값(7.2) 및 주변 비광화대 지역에서 유입된 하천의 pH 값(6.8~7.6)보다 대단히 낮다. 또한 이들 산성광산배수는 수량이 많은 수 개의 하천수의 유입에 의해 희석됨에도 불구하고 광산지역에서 8Km 떨어진 하류지역까지 그 영향을 주고 있음이 밝혀졌다. 이러한 결과는 산성광산배수 뿐만 아니라 납석광산에서 유래된 황화광물을 함유하는 퇴적물이 하류지역까지 이동되어 지속적인 산화반응을 통하여 산성수를 형성하고 있음을 시사한다. 한편 Pb, Zn, Cu, Cd, Mn 및 Fe 등의 중금속 농도는 낮은 pH 값을 갖는 용출수에서 특히 부화(Pb=0.07~0.27ppm; Zn=2.21~10.19ppm; Cu=0.22~0.94, Cd=0.02~0.11, Mn=33.14~196.30ppm; Fe=25.88~258.90ppm)되어 있으며, 이들 원소의 농도는 비오염 지역에서 유래된 하천수의 유입에 따른 pH의 증가와 함께 감소된다. 산성광산배수의 중화작용에 의해 형성된 황갈색 침전물을 비롯한 하상퇴적물은 납석광산에서 회동수원지로 유입되는 전 하천에서 발달되며, 특히 높은 Mn 및 Fe 함량을 나타낸다.

회동수원지 상류의 납석광산에서 발생하는 산성광산배수는 다량의 중금속을 함유함에도 불구하고 현재 아무런 정화과정 없이 그대로 유입되고 있는 실정이며, 회동수원지의 수질을 보호하기 위해서는 이들 오염원에 대한 처리대책이 마련되어야 한다.

감사의 글

본 연구는 학술진흥재단 박사후 연수과제의 일부로 수행되었으며, 지원해 주신 학술진흥재단에 감사 드린다. 아울러 분석상의 도움을 주신 전략광물자원연구센터에 사의를 표한다.

참 고 문 헌

곽결호, 1995, 먹는샘물 환경영향평가 제도과 과제, 한

국자원연구소 · 한국지하수자원보전협의회, 21세기 지하수자원과 환경기술 Symposium, pp. 45~68.

류재근, 1995, 우리나라 광산폐수 처리기술의 현황과 전망, 대한자원환경지질학회 · 대한지질학회 제 12회 공동학술강연회 발표논문집, pp. 57~67.

문병철, 박광재, 송현정, 정종학, 정기호, 1996, 부산의 환경오염 현황과 관리 대책, 부산대학교 환경문제연구소, 부산대학교 개교 50주년 환경 심포지움, pp. 130.

민정식, 1995, 휴 · 폐광산지역 환경오염실태와 대책, 대한자원환경지질학회 · 대한지질학회 제 12회 공동학술강연회 발표논문집, pp. 1~15.

민정식, 정영욱, 이현주, 송덕영, 1995, 광산지역 광해 대책 연구, 한국자원연구소 KR-95(C)-37 연구보고서, pp. 1~152.

박맹언, 최인식, 김진섭, 1992, 유문암-열수 반응과 유광견운모 광상의 성인, 광산지질, 25, 225~232.

상기남, 1992, 영남지역 고령토-납석 광상의 성인 연구, 광산지질, 25, 101~114.

상기남, 1986, 한반도 남부지역의 고령토-납석광상 생성기구, 광산지질특별호, 19, 43~52.

상기남, 김철, 1964, 점토 및 점토광물(III)-동래납석에 대하여, 국립지질조사소, 지질광상조사연구보고, 7, 147~156.

심연식, 1996, 소도천 유역의 폐탄광 유출수 정화방안, 대한자원환경지질학회 추계학술여행 학술발표회, pp. 48~63.

오대균, 전효택, 민경원, 1992, 경남 밀양지역 납석광상과 안산암질 모암의 지구화학적 연구, 광산지질, 25, 27~39.

정영욱, 민정식, 권광수, 1996, 폐탄광 산성광산배수의 지구화학적 특성과 수질오염 방지대책, 대한자원환경지질학회 추계학술여행 학술발표회, pp. 16~25.

정영욱, 전효택, 1989, 경남 양산 및 밀양지역 납석광상의 지구화학적 연구, 광산지질, 22, 341~354.

최정찬, 1996, 광산 산성수 평가 및 처리기술 분석, 대한자원환경지질학회 추계학술여행 학술발표회, pp. 26~47.

환경부, 1996, 토양환경보전업무 편람, 358pp.

환경부, 1993, 수질환경보전법, 수질보전규.

Choi, J.C., 1996, Field experiment on iron and aluminum removal from acid mine drainage using an apatite drain system, Econ. Environ. Geol., 29, 315~323.

Davies, B. E., 1983, Heavy metal contamination from base metal mining and smelting : implications for man and his environment. In Applied Environmental Geochemistry (Ed., Thornton, I.), Academic Press, London, 425~462.

松尾禎士, 1989, 地球化學, 講談社, 266pp.

- Meyer, C. and J.J. Hemley, 1967, Wall rock alteration, In Barnes, H.L., ed., *Geochemistry of Hydrothermal Ore Deposits*, New York, Holt Rinehart and Wilson, Inc., 204, pp. 183~218.
- Patrich, J.S., L.Y. Jenmife and K.J. Reddy, 1988, Iron Sulfide Oxidation and the Chemistry of Acid Generation, *Environ Geol Water Sci.*, 11, 289~295
- Spycher, N.F. and M.H. Reed, 1989, Evolution of a Broadlands-type epithermal ore fluid along alternative P-T paths : Implications for the transport and deposition of base, precious, and volatile metals, *Econ. Geol.*, 84, 328~359.
- Stumm, W. and J.J. Morgan, 1981, *Aquatic chemistry : An introduction emphasizing equilibria in natural waters*, John Wiley and Sons Inc., 780pp.