

산성광산배수에 의한 한창탄광 부근 지하수의 오염과 자연정화처리시설 효율에 관한 연구

지상우* · 김선준

한양대학교 지구환경시스템공학과

The Contamination of Groundwater by Acid Mine Drainage in the Vicinity of the Hanchang Coal Mine and the Efficiency of the Passive Treatment System

Sang Woo Ji* · Sun Joon Kim

Dept. of Geoenviromental System Engineering, Han-Yang University

요약문

페탄광에 의한 주변 지하수의 오염원과 오염 경로의 파악을 위해 강원도 평창군 소재 한창탄광을 대상으로 계절 변화에 따라 SAPS(Successive Alkalinity Producing System)를 이용한 자연정화 처리시설 공정의 각 단계와 폐석침출수, 탄광부근 샘물시료가 채수 및 분석되었다. 또한 지하수의 오염원 규명과 SAPS조에서의 황산염 환원 발생여부를 확인하고자 황동위원소 분석이 실시되었다. 연구지역의 지하수에서 계절적인 변화와 관계없이 높은 수소이온농도와 금속농도가 나타나는 것은 산성광산배수가 계절과 무관하게 지속적으로 지하수를 오염시킬 수 있음을 나타내고 있다고 할 수 있다. 처리시설은 산도(acidity) 제거량이 평균 $18.17 \text{ g/m}^2/\text{day}$ 이고 가장 오염부하량이 많았던 9월에는 $59.02 \text{ g/m}^2/\text{day}$ 이며, 금속제거능은 거의 100%에 이르러 다른 지역의 처리시설에 비해 높은 정화성을 갖는다. 그러나 처리시설의 각 공정 단계별로는 황합량의 감소가 나타나지 않았고 황동위원소 조성의 변화도 거의 없었는데 이는 황산염환원박테리아에 의한 황산염환원 작용은 매우 미약하거나 전혀 이루어지지 않는 것으로 보인다. 화학조성과 황동위원소 조성을 통해 샘물은 폐석침출수에 의해, 처리시설내 석축침출수는 폐석침출수와 간구유출수에 의해 영향을 받은 것으로 판단되었다. 본 연구지역은 간구유출수에 대한 처리시설이 가동중에 있으나 폐석침출수에 대한 대책은 없는데 이는 다른 폐광지역에서도 유사한 상황이므로 폐석침출수에 대한 오염방지 대책 마련이 시급한 것으로 사료된다.

주제어 : 산성광산배수, 지하수오염, 황동위원소

ABSTRACT

Sampling of waters from each stage of treatment system (Successive Alkalinity Producing System; SAPS), tailings seepage, and spring near the Hanchang coal mine of Kangwon Province were carried out seasonally and analyzed to evaluate the source and possible path of groundwater contamination by acid mine drainage (AMD). Sulfur isotope compositions were measured to identify the origin of groundwater contaminations and the sulfate reduction processes in the SAPS. Low pH and high metal concentration of spring water indicates possibility of the groundwater contamination by AMD. Removal efficiency of acidity of the SAPS was $18.17 \text{ g/m}^2/\text{day}$ on an average and the metal removal efficiency was almost 100%, which was higher than those of other treatment systems. However, no appreciable decrease of sulfur content and almost similar sulfur isotope compositions of water from each stage of the treatment system may suggest incomplete or very poor sulfate reduction by sulfate reducing bacteria. Chemical and sulfur isotope compositions showed that spring water was contaminated by seepage from mine tailings. And seepage of stonewall, a part of treatment system was affected by both tailings seepage and mine adit drainage. In this study site, the treatment system was constructed for the only AMD from mine adit not for tailings seepages, which resulted in the groundwater contamination from tailing seepages. Similar situation is expected in other abandoned coal mine areas.

Keywords : AMD, SAPS, groundwater contamination, sulfur isotope

*Corresponding author : geochem@hanmail.net

원고접수일 : 2003. 4. 15 계재승인일 : 2003. 5. 15

질의 및 토의 : 2003. 9. 30 까지

1. 서 론

광산이 가행중인 경우에는 하부 지하수면까지 공급되는 지하수 또는 강수가 광산활동으로 인해 도중에 차단되어 지하수 수위가 낮아지는 경향을 보이게 되는데, 광산활동이 중단한 후에는 폐광을 통과하는 지하수 또는 강수가 하부 지하수에 오염물질을 이동시키는 역할을 할 수 있다. 1989년부터 시작된 석탄산업합리화 사업으로 전국 379개 석탄광 중 대부분이 폐광되고, 현재 10개 탄광 75개 쟁에 서만 석탄이 채굴되고 있다. 대부분의 탄광에서 폐광 후 뒤처리가 소홀하여 대부분이 쟁구를 험몰시켜 폐쇄하는 것으로 마무리되었다. 이 후 사태방지를 위한 사방공사와 정화작업 등의 복구사업이 시행되었으나, 사방공사 시에도 폐석을 그대로 이용하고 복토 및 침식방지시설이 미진하여 주변 오염이 우려되고 있다. 폐탄광에서는 채탄으로 인해 지하에 묻혀있던 황화광물들이 지표환경으로 노출되면서 산화되어 발생되는 산성광산배수(Acid Mine Drainage)가 흘러나온다. 이 AMD는 주변 지표수와 지하수를 오염시켜 수중 생태계를 파괴하고 나아가서 인간 생활에도 악영향을 주고 있다. 석탄산업합리화사업단의 보고에 의하면 1996년 현재 전국에 분포하는 폐탄광들 중 152개 탄광 206개 쟁에서 하루 4만 8천톤 이상의 AMD가 발생되며 피해 오염구간이 153 km에 이르고 있다¹⁾.

그 동안 수행된 폐광에 대한 환경오염관련 연구들은 대부분이 각 광산의 쟁구로부터 유출되는 쟁구유출수와 폐석침출수의 오염정도와 부근 토양, 수계, 식물에 대한 일회성 환경오염 조사에 그치고 있다. 특히 쟁구유출수에 대한 조사 연구와 그 처리방안에 대한 연구는 활발히 진행되고 있으나 폐석침출수에 의한 수계오염에 대해서는 단순히 참고적으로만 조사될 뿐 자세한 연구가 거의 없었다. 국내 광산의 폐석적치장은 설치 당시 지하수오염을 차단할 수 있는 인위적인 차수재 없이 자연 지반위에 조성되어 있어 이를 적치장으로부터 중금속들이 용출되어 강수 및 지하수의 유동을 따라 주변 환경을 오염시킬 위험을 갖고 있다. 실제 광산 폐석적치장 하부의 지하수 오염 모델링 결과 철 및 황산염 등 오염물질에 의해 오염영역이 확산되는 결과가 보고되기도 하였다²⁾.

광산 특히 탄광의 경우 대부분 산악지방에 위치하기에 관정을 착정하여 연구를 수행하기에 어려움이 많으므로 폐광지역 지하수의 오염에 관한 연구는 광산 부근 침출수, 샘물 또는 주변 마을의 우물에 대하여 수행하는 방법을 택해야 한다. 또한 발생되는 광산배수의 대부분이 지하수보다는 하천수로 바로 유입되기 때문에 지하수에 대한 연

구는 거의 진행되지 않았고, 그동안 수행된 연구에서도 부근에서 사용되는 지하수에서의 오염현상은 발견되지 않았다³⁾. 그러나 최근 강원도 일부 탄광 부근에서 샘물의 오염현상이 발견되어 광산배수에 의한 지하수의 오염이 확인된 바 오염지하수에 대한 정확한 오염원과 오염경로의 파악은 향후 폐광지역 오염방지 및 정화 대책을 세우는데 중요한 요소가 될 것이다.

한창탄광은 정선탄전의 남단부인 강원도 평창군 미탄면 평안리에 위치하며 정선탄전의 동북부에 해당된다. 이 지역에 분포된 지층들은 남부에서 북부로 가며 평안계의 홍점통을 기저로 사동통, 고방산통의 순으로 구성되어 있다. 각 지층은 광구중심 부근에서 습곡구조 및 소규모 단층에 의해 국부적으로 교란을 받고 있으나 전체적으로는 비교적 단순한 지질구조를 이루고 있다. 탄층은 사동통 지층의 중부사암대 내에 2매 정도 협재되어 있다. 하부의 탄층은 탄층 혹은 탄질세일층으로 구성되어 있으며, 상부의 탄층은 중부사암대 상부구간에 협재하며 상반은 흑색세일, 흑색사질세일로 하반은 암회색의 세립-중립사암으로 되어 있다⁴⁾. 한창탄광의 쟁구에서 약 200 m 떨어진 농가(삼막골)에서 과거 식수로 사용하던 샘의 오염현상이 인지되어 삼막골 샘물을 중심으로 한창탄광 부근 지하수에서의 오염원 및 오염경로를 규명함으로써 폐광에 의한 주변 지하수의 오염상황의 파악 및 오염의 자연 또는 궁극적인 제거방안에 관한 기초자료를 마련하고, 한창탄광에 설치 운영중인 자연정화처리시설의 효율성에 대해 살펴보았다.

2. 한창탄광 자연정화 처리시설

한창탄광은 1975년 미탄탄광으로 시작하여 1990년 한창탄광으로 바뀐 뒤 1993년 석탄산업합리화사업으로 폐광되었고, 석탄산업합리화사업단에서 2001년 6월 SAPS (Successive Alkalinity Producing System)를 이용한 자연정화처리시설을 시공하여 현재 운영하고 있다. 처리시설은 쟁구를 석회석으로 충진한 후 밀폐(Anoxic Limestone Drainage)하고, 2개의 SAPS조와 산화조, 호기성 소택지, 연못의 순서로 처리하여 방류되도록 하는 공정을 취하고 있다(Fig. 1). 처리시설의 처리유량은 300 m³/day이며, 각 공정별 면적은 Table 1에 나타내었다. Table 1의 체류시간(Hydraulic Retention Time; HRT)은 유량을 300 m³/day으로 하고 각 처리조의 최고 수위 값을 바탕으로 추정하였다. 실제 HRT는 다소 차이가 있을 것이나 다른 정화처리시설에 대한 조사에서 SAPS조에서의 평균 체류시간이 8.5일 이었는데⁵⁾, 한창탄광의 처리시설 SAPS조는 두

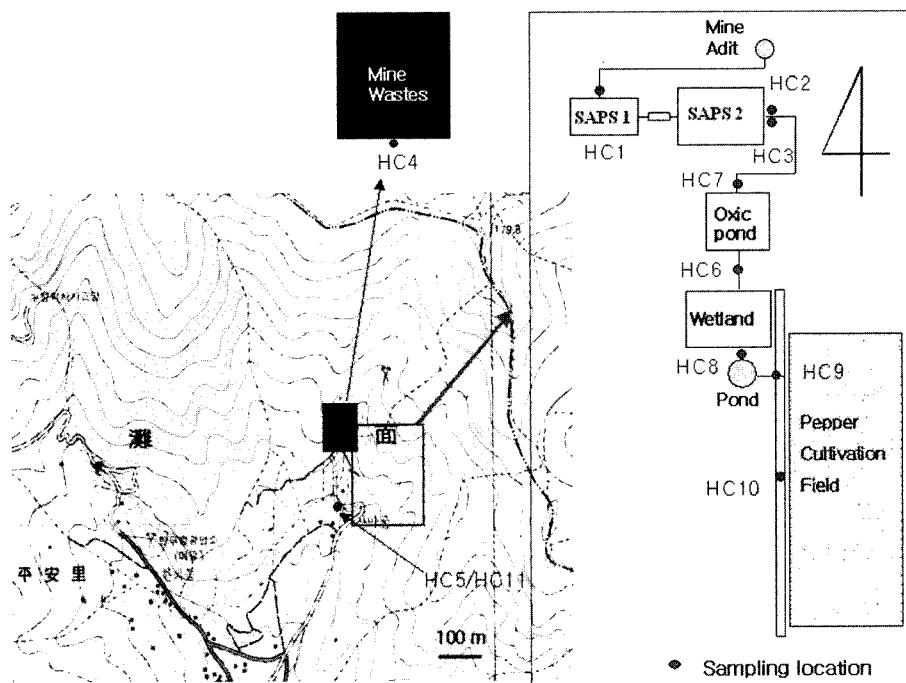


Fig. 1. Map showing operating process for AMD and sampling locations in the Hanchang coal mine.

Table 1. The removal efficiency of each operating process for passive treatment system in the Hanchang Coal Mine

Operating Process	Area (m ²)	HRT (day)*	Removal Efficiency per Unit Area (g/m ² /day)			
			Fe		Acidity	
			Avg.	Sept.**	Avg.	Sept.
SAPS	1	280.3	2.8	11.05	31.87	18.17
	2	508.5	5.1			
Oxidation Pond	260.8	0.87	0.28	0.58	7.39	-0.68
Oxic Wetland	316.73	0.5	-	-	0.68	1.07
Pond	7	-	-	-	-	-

*Hydraulic retention time assuming AMD flux about 300 m³/day.

**in September, Fe loading was maximum at mine adit drainage.

개 조를 합하면 채류시간이 7.9일이 된다.

SAPS1과 SAPS2 사이에는 작은 용량의 석회석 연못을 설치하여 SAPS1에서 overflow되는 폐수를 중화시킨 후 SAPS2로 가도록 되어있다. SAPS1과 2는 같은 고도에 위치하고, 산화조는 SAPS조보다 약 40 m 낮은 위치에 자리하고 있다. 긴 거리와 고도차이를 갖고있는 SAPS조와 산화조 사이에는 연결관 사이에 4개의 맨홀로 유량을 조절하며 처리수가 이동되도록 되어있고, 경사면에는 폐석들을 사용하여 사방공사를 하고 빗물이 빠져나가도록 배수로가 설치되어있다. 산화조에 이어서 호기성소택지가 설치되어 잔류 금속 특히 Mn의 처리가 이어지고 작은 연못을 통과한 후 정화된 물이 방류된다. 처리시설 우측 70~80 m에 폐석적치장에 사방공사 및 조림사업이 시행되어있는데,

하부에 침출수가 흐르고 있다. 쟁구에서 약 200 m 떨어진 곳에 위치하는 농가(삼막골)에 과거 식수로 사용하던 샘물이 있으나 현재는 오염으로 이용하지 않고 있으며, 식수로는 광산보다 윗 편 산에서 관을 연결하여 사용하고 있다. 현장조사결과 SAPS2에서 overflow가 발생되어 광산배수의 일부가 SAPS조를 거치지 않고 산화조로 이동된다. 또한 SAPS조와 산화조 사이의 석축사이에서 침출수가 흘러나와 배수로를 따라 하천으로 흐르는데, 이 물은 건천화 된 하천으로 유입되었다가 처리시설의 최종 방류지점에서 최종방류수와 혼합되어 흘러 약 2 km까지 yellowboy 현상이 나타나고 있다. 특히 방류지점에 인접하여 농경지가 위치하고 있어 농작물의 오염이 우려되기 도 한다.

3. 시료채취 및 분석

3.1. 시료채취

본 연구를 위해 2002년 2월, 6월, 7월, 9월, 10월 5회에 걸쳐 수행되었다. 2월시료와 다른 시기의 시료간 비교를 통해 건기와 우기의 수질특성이 비교될 수 있을 것이며, 특히 7월과 9월 시료의 비교를 통해 8월의 많은 강우를 전후로 한 비교가 가능할 것이다.

시료는 한창탄광 자연정화처리시설의 유입수(HC1)와 SAPS조 2개를 통과한 처리수(HC2), 폐석침출수(HC4), 산화조 처리수(HC6), 소택지 처리수(HC8), 최종방류수(HC9), 하천수(HC10) 그리고, 부근 농가의 샘물(HC5)과 처리시설의 SAPS조 overflow(HC3), SAPS조와 산화조 사이 석축의 침출수(HC7)가 각각 채수되었다. 9월시료 부터는 농가에서 식수로 사용하는 물시료를 채수(HC11)하였는데, 이 시료는 이 지역 강수로 볼 수 있으므로 배경값으로 광산과 관련된 물시료와 비교가 가능할 것으로 판단된다(Fig. 1).

물시료는 각각 $0.45\text{ }\mu\text{m}$ 의 Nitrocellulose Membrane Filter로 부유물질을 제거한 후 양이온 분석용과 음이온 분석용으로 나누어 보관하였다. 양이온 분석용 시료의 경우 시간이 경과함에 따른 양이온들의 벽면흡착을 방지하기 위해 농질산을 가하여 pH를 2이하로 처리한 후 냉장보관하였다. 수소이온농도(pH), 산화-환원전위(Eh), 온도, 전기전도도 등은 시료 채취시 현장에서 측정하였다.

동위원소 분석을 위한 시료가 채수되었는데, 산소와 수소동위원소 분석을 위해서는 60 ml의 bottle에 시료를 가득담고 밀봉하여 보관하였고, 황동위원소 분석을 위해서

는 250 ml의 시료를 채수한 후 묽은염산을 이용하여 pH를 4.5이하로 떨어뜨린 후 BaCl_2 를 과량 가하여 BaSO_4 를 침전시키고 원심분리 등을 이용하여 이를 회수하였다. 10월에 추가로 채취된 인근농가 식수로 이용하는 식수는 SO_4^{2-} 의 함량이 미량인 관계로 4 l를 채수하여 전처리를 수행하였다.

3.2. 분석방법

양이온 분석은 한국기초과학지원연구원 서울분원의 ICP-AES(Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectrophotometer; Jobin Yvon사 138 Ultrace)를 이용하여 분석하였다. 음이온중 bicarbonate ion(HCO_3^-)은 현장에서 end point pH를 4.5로 하여 적정법으로 측정하였고, F^- , Br^- , Cl^- , NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} 는 한국기초과학지원연구원 부산분원의 IC(Ion Chromatography; Dionex series 500DX)를 이용하여 분석하였다. Alkalinity는 bicarbonate ion의 측정과 동일하게 적정을 하여 CaCO_3 값으로 환산하였고, acidity는 pH, Fe, Mn, Al의 값을 이용하여 계산하였다.

동위원소 분석은 한국기초과학지원연구원 대전분원의 영국 VG Isotech사의 제품인 PRISM II 모델을 이용하여 분석하였다. 산소-수소 동위원소의 표준시료는 VSMOW (Vienna standard mean ocean water)를 사용하였고, 분석 정밀도는 $\pm 0.1\%$ 이다. 황동위원소의 표준시료는 CDT (Canyon Diablo Troilite)를 사용하였고 분석정밀도는 $\pm 0.2\%$ 이다. 시료채취부터 분석까지의 과정을 Fig. 2에 나타내었다.

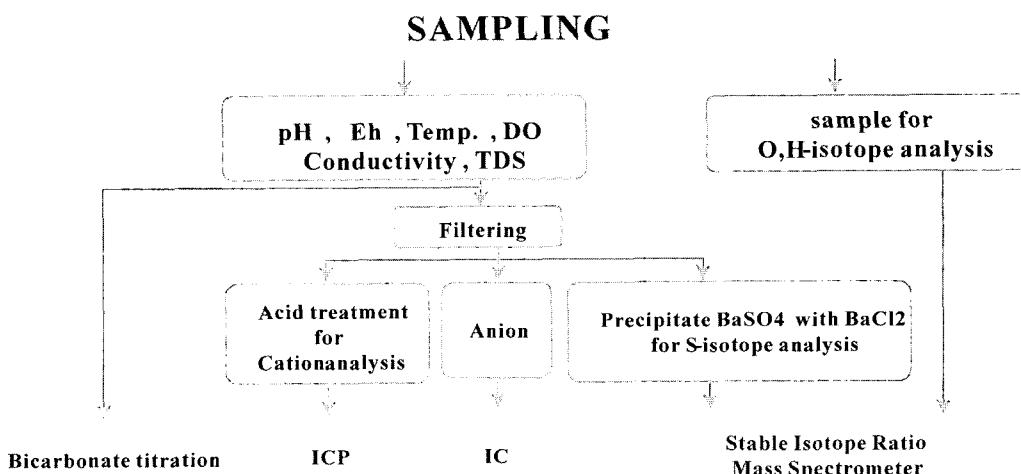


Fig. 2. The flow chart for sample analysis procedures.

4. 결과 및 고찰

4.1. 물리화학적 특성

현장에서 측정된 자료에 대한 결과는 Table 2에 나타내

었다. 석축침출수에서 가장 높은 전기전도도(EC)와 총용존고형물량(TDS)을 갖는다. 용존산소량(DO)에 있어서 SAPS 처리수에서 매우 낮은 값을 갖는데 이는 SAPS 조의 혐기성 환원 환경에서 처리되었기 때문이다. 완전히

Table 2. The field data of each sampling trip

		Temp (°C)	pH	Eh (mV)	Cond (µS/cm)	TDS (ppm)	DO (%)	Alkalinity (mg/l, as CaCO ₃)	Acidity
February	HC1-1	10.9	6.6	37.5	903.0	632.0	44.5	153.3	25.9
	HC2-1	6.9	7.2	7.0	879.0	617.0	15.0	150.0	0.9
	HC4-1	11.8	6.0	67.5	728.0	650.0	58.8	60.0	4.5
	HC5-1	12.0	3.3	195.0	862.0	603.0	60.0	0.0	88.4
	HC6-1	7.0	7.9	-21.4	888.0	621.0	70.8	150.0	1.0
	HC7-1	9.5	2.4	234.0	1760.0	1233.0	61.3	0.0	291.7
	HC8-1	5.8	8.3	-41.9	877.0	614.0	26.0	154.0	0.6
June	HC1-2	13.9	6.7	33.8	852.0	596.0	52.3	193.0	35.2
	HC2-2	20.3	6.9	21.8	867.0	607.0	2.3	213.0	1.4
	HC3-2	27.1	7.3	15.4	77.60	543.0	64.5	155.0	1.6
	HC4-2	16.5	6.1	65.8	732.0	512.0	86.1	6.3	1.4
	HC5-2	16.1	3.9	182.6	563.0	394.0	70.0	0.0	48.0
	HC6-2	23.6	8.0	-41.2	834.0	584.0	69.8	200.1	0.7
	HC7-2	19.1	2.5	265.8	5630.0	3940.0	67.9	0.0	1624.4
	HC8-2	25.4	7.6	-14.8	842.0	590.0	26.0	202.3	1.1
July									
	HC1-3	14.0	6.8	24.7	650.0	457.0	47.0	155.8	6.3
	HC2-3	19.1	7.1	11.4	801.0	560.0	8.3	220.0	36.2
	HC3-3	23.2	6.7	30.3	669.0	468.0	49.1	132.8	7.9
	HC4-3	16.0	6.9	23.1	440.0	308.0	60.8	14.3	1.2
	HC5-3	16.3	3.6	183.4	487.0	341.0	67.1	0.0	97.6
	HC6-3	22.7	8.0	-34.0	736.0	515.0	61.1	173.8	2.9
	HC7-3	19.6	2.0	262.8	5270.0	2640.0	59.0	0.0	870.6
	HC8-3	24.0	7.6	-12.9	735.0	515.0	38.0	173.0	1.6
	Effluent	HC9-3	24.2	8.0	-34.6	744.0	521.0	57.1	173.0
	Stream water	HC10-3	23.9	4.6	138.2	938.0	637.0	56.9	0.0
									15.6
October									
	HC1-4	11.9	6.5	25.1	738.0	369.0		163.0	156.1
	HC2-4	14.2	6.9	3.3	724.0	363.0		176.0	0.9
	HC3-4	21.4	6.8	12.6	706.0	353.0		78.0	10.0
	HC4-4	12.3	4.3	152.0	665.0	333.0		0.0	29.9
	HC5-4	14.3	3.7	186.5	590.0	295.0		0.0	114.4
	HC6-4	18.2	7.6	-37.8	927.0	463.0		142.0	1.5
	HC7-4	16.2	2.7	243.6	2210.0	1105.0		0.0	402.4
	HC8-4	18.2	7.2	-11.9	926.0	463.0		154.0	0.4
	Dffluent	HC9-4	17.8	7.5	-28.3	938.0	468.0		145.0
	Stream water	HC10-4	18.0	6.9	5.6	985.0	492.0		102.0
	Drinking Water	HC11-4	14.1	6.3	37.9	24.2	12.1		7.0
									0.1
November									
	HC1-5	10.5	6.6	25.5	1305.0	659.0		165.0	3.4
	HC2-5	7.1	7.1	-1.7	1225.0	612.0		124.0	3.5
	HC3-5	8.4	6.8	16.4	1163.0	581.0		4.3	5.1
	HC4-5	8.7	4.5	136.6	885.0	443.0		0.0	2.8
	HC5-5	9.3	3.9	168.9	604.0	302.0		0.0	8.2
	HC6-5	7.2	7.1	-3.5	1151.0	574.0		74.0	25.7
	HC7-5	9.0	2.7	235.1	2434.0	1217.0		0.0	101.1
	HC8-5	10.4	6.9	12.5	1200.0	600.0		76.0	187.3
	Effluent	HC9-5	12.2	7.2	-6.4	1162.0	581.0		77.0
	Stream water	HC10-5	5.5	6.4	34.9	1246.0	621.0		18.0
	Drinking Water	HC11-5	8.1	6.5	28.4	24.6	12.3		5.0
									19.7

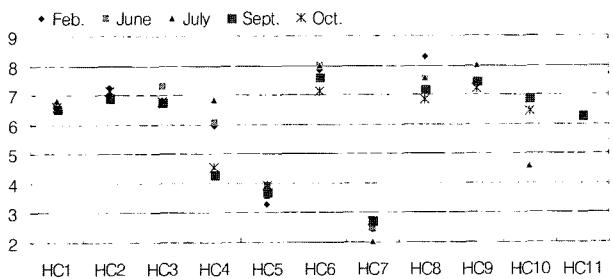


Fig. 3. pH variations of waters from the Hanchang coal mine.

0%가 되지 않는 이유는 유량조절조에서 산소와 접하게 되기 때문이다. 소택지에서도 일부 환원환경을 통과하기 때문에 소택지 처리수에서도 26~39%로 낮은 값을 갖는다.

Fig. 3은 한창탄광 처리시설 부근 수계의 수소이온농도 변화를 도시한 것이다.

유량에 있어서 6월과 7월에는 유량의 차이가 거의 없었고, 8월말의 집중 호우 이후에 유량이 증가되었다. 9월에 채취한 폐석침출수의 pH가 매우 낮아진 것은 강수량의 증가로 인해 폐석더미 내의 황화물의 산도의 용출량이 증가한 이유인 것으로 보인다. 반면에 하천수의 pH는 높아졌는데, 이는 하천수의 증가에 의한 희석효과인 것으로 판단된다. 하천수의 pH는 10월에 다시 낮아지는 데, 역시 유량의 감소로 석축침출수의 영향이 증가함에 기인한 것이다.

갱구유출수의 pH가 전반적으로 6이상을 보이고 있는데, 이는 지질학적인 요인과 석회석 충진(ALD)의 효과 두 가지로 생각할 수 있다. 지질학적인 요인으로는 한창탄광이 속하는 정선탄전에서 함탄층의 하부에 위치하는 석회석층과 함탄층이 습곡에 의해 접하게 되는 경우가 있으므로 석회석의 용출이 있을 수 있다⁶⁾. 한창탄광의 자연정화처리시설이 설치되기 이전에 조사된 자료에서 6이상의 pH를 갖고 있었던 것은 이를 뒷받침 해준다고 할 수 있다⁷⁾. 갱내 석회석 충진의 효과 역시 갱구유출수의 pH를 높여 주고 있는데, 처리시설 가동 직후에는 pH가 8기까이 높아졌던 것으로 조사된 바 있다. 한창탄광 정화처리시설의 가동기간이 1년여로 ALD의 기능이 유지되고 있으나, 갱구유출수의 DO가 40% 이상인 점을 감안하면 철수산화물의 석회석 표면 파복으로 인한 ALD의 효능저하가 발생하여 수년 내에 그 기능은 소멸될 것으로 예상된다. Hedin 등(1994)은 ALD의 효과적인 운용을 위해서는 Fe, Al, DO가 모두 1mg/l 이하여야 한다고 제안했다⁸⁾.

지하수 시료인 샘물과 석축침출수의 pH는 계절에 관계 없이 거의 일정하게 낮았다. 즉 지하수의 pH변화가 계절적인 영향을 거의 받지 않는 것을 보여주며, 이는 계절과

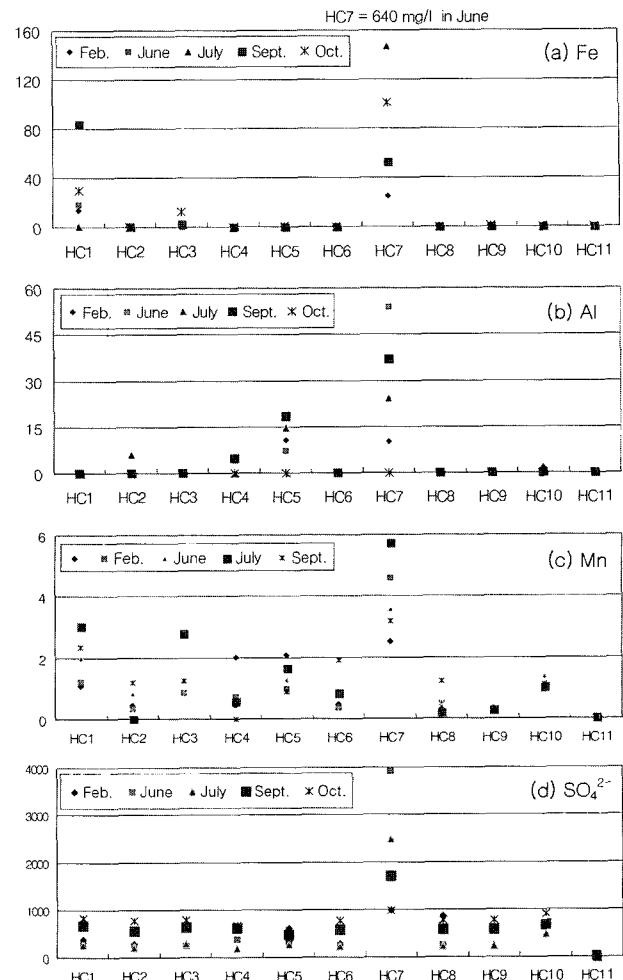


Fig. 4. Variations of Fe, Al, Mn and SO_4^{2-} in waters from the Hanchang coal mine (unit in mg/l).

무관하게 지하수가 지속적으로 AMD에 의해 오염되고 있음을 나타내고 있다고 할 수 있다

4.2. 화학조성

금속농도는 전체적으로 석축침출수에서 가장 높은 농도를 보인다(Fig. 4(a),(b),(c)). Fe함량에 있어서 석축침출수에서 최고(6월) 640 mg/l에 이르는 높은 농도가 나타났다. Al함량 역시 석축침출수에서 6월에 53.8 mg/l로 가장 높았다. Mn은 9월 석축침출수에서 5.71 mg/l의 값을 갖는다. 갱구유출수는 석회석 충진의 효과로 금속 농도가 낮게 나타난다. 그러나 9월에 유량증가로 인해 석회석과의 반응이 적은 상태로 유출되면서 Fe 함량이 84.3 mg/l까지 높아졌다. 폐석침출수는 9월에 가장 낮은 pH를 보였는데 이 때 Al의 농도가 4.74 mg/l로 나타났다. 삼막골 샘물은 Fe가 거의 없고 Al 농도만 높게 나타나는데 지중에서의 유

동 중에 Fe는 침전등을 통해 제거되고 안정영역이 Fe에 비해 높은 Al은 잔류하는 것으로 보인다. pH의 영향에 의한 침전영역은 Fe^{3+} 가 2.5~4.3⁹⁾이고 Al이 약 5~5.2로 알려져 있다⁹⁾. 이러한 현상은 AMD가 흐르는 하천에서 유출지점에 가까운 상류에는 황적색의 침전물이 주를 이루다가 하류로 가면서 백색침전물이 형성되는 것과 유사한 것으로 보여진다¹⁰⁾. 반면, 석축침출수는 쟁구유출수나 처리시설에서 누수가 석축을 지나면서 석축을 구성하는 폐석들과 계속 반응을 하여 고농도의 금속을 함유하며 유출되는 것으로 보인다. Fig. 4의 그래프 상으로는 잘 보이지는 않으나 처리시설내에서 SAPS2에 발생되는 overflow의 Fe 농도가 7, 9, 10월 각각 2.4, 2.8, 12.5 mg/l로 나타나 SAPS조에서 Fe의 일부가 처리되지 않고 빠져나가고 있음을 보여준다.

SAPS에서의 주요처리기자 중 하나는 버섯퇴비 등을 이용하는 유기물총이 SO_4^{2-} 를 환원시킴으로써 SO_4^{2-} 를 제거 또는 감소시키는 것이다¹¹⁾. 그런데, 처리시설을 통과하는 각 단계에서 SO_4^{2-} 농도가 거의 변화가 없는 것으로 나타나고 있다(Fig. 4(d)). 다른 처리시설에 대한 조사에서도 SO_4^{2-} 의 농도는 거의 변화가 없었으며 오히려 증가한 경우도 발견되었다^{12, 13)}. 이는 SAPS조의 유기물총 자체에서 SO_4^{2-} 가 용출되어 그 효과를 볼 수 없는 가능성과 유기물총에서 기대되는 황환원이 일어나지 않는 가능성을 제시한다.

Fig. 5의 (a)는 한창탄광 부근 수계의 화학조성비를 통해 각 시료간 특히 광산배수와 지하수와의 상호관계를 보기위해 쟁구유출수, 폐석침출수, 삼막골샘물, 석축침출수, 삼막골식수의 화학조성비를 Piper's diagram에 도시한 것이다. 음이온의 경우 폐석침출수, 샘물, 석축침출수의 조성비에 있어서 SO_4^{2-} 의 농도가 높은 관계로 계절적인 변화가 거의 나타나지 않고 있으나 쟁구유출수와 삼막골식수의 조성비의 변화는 크게 나타남을 볼 수 있다. 양이온 조성비를 보면 삼막골식수를 제외한 모든 시료가 거의 일치하고 있다. 이들을 종합한 좌표에서는 음이온의 경향과 거의 같게 나타나고 있다.

광산배수와 관련된 금속 농도비를 비교하기 위해 Ca 위치에 Fe+Mn, Mg 위치에 Al, Na와 K 위치에 Ca를 넣고 삼각다이어그램을 도시해보았다(Fig. 5(b)). 처음 Piper's diagram에서 보다 계절에 따른 변화가 많이 나타나는데 Mg, K, Na, Ca와 같은 양이온의 조성은 유량이나 계절에 따라서 큰 변화가 없으나 Fe, Al, Mn과 같은 오염물질이 되는 금속들은 계절과 유량에 따라서 차이가 나기 때문이다. 즉, 쟁구유출수의 경우 유량변화에 따라 쟁내

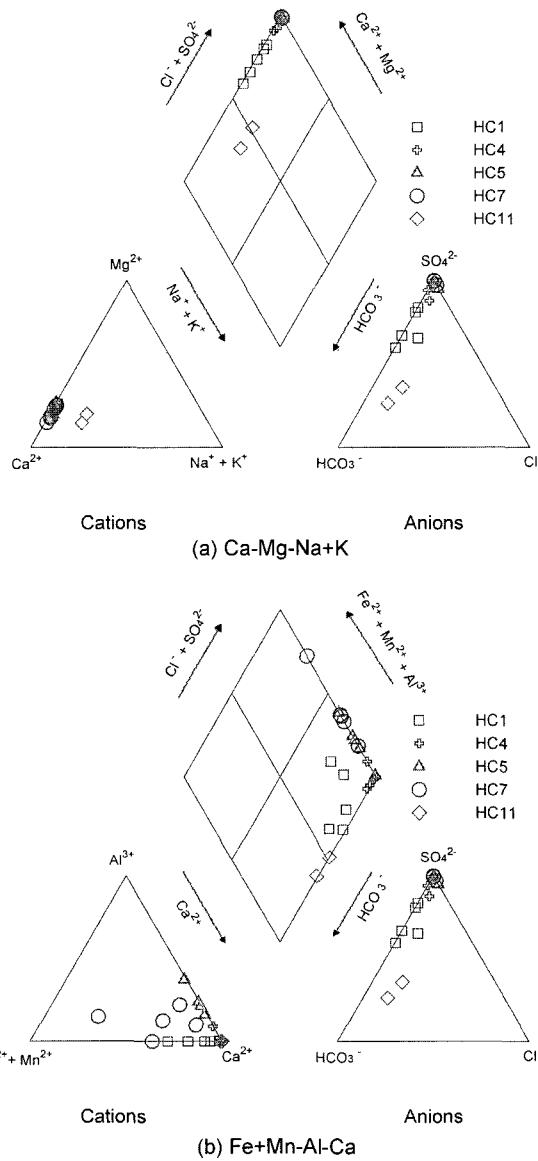


Fig. 5. Ion percentages of total equivalent per liter on the Piper's diagram of Hanchang coal mine waters - mine adit drainages, tailing seepages, spring waters, seepages from stonewall, and drinking waters.

석회석 충진(ALD)의 효과가 다르게 나타나며, 폐석침출수의 경우 역시 유량에 따라 용출되는 금속이온의 양이 달라진다. 지하수인 삼막골샘물과 석축침출수의 경우에는 유량에 따라 지질매체(주변에 분포하는 암석과 폐석)와의 반응시간이나 지하체류시간이 다르게 되면서 금속의 추가적인 용출, 이온교환, 흡착 또는 침전 등이 일어나는 정도가 다르게 된다. 화학조성비가 그림상에 도시되는 위치로 볼 때 삼막골샘물은 폐석침출수와 거의 유사한 경향을 보이며, 석축침출수는 쟁구유출수의 변화에 따라 변하는 경

향이 있는 것으로 생각되나 명확하게 나타나지는 않는다. 좀 더 명확한 지하수의 오염원을 밝히는 데에는 활동위원소 분석결과가 도움이 될 것이다.

4.3. 자연정화 처리시설 단위공정별 정화성능

한창탄광 자연정화 처리시설 단위공정별 1일 단위 면적당(m^2) 정화능력을 계산해 보았다(Table 1). 정화능력은 Fe 제거량과 acidity 제거량을 각각 구하였는데, 유량을 $300 \text{ m}^3/\text{day}$ 로 하고 평균 부하량과 9월 부하량에 대하여 구하였다. 9월 부하량에 대하여 구한 이유는 9월에 쟁구 유출수 금속 및 acidity 부하량이 가장 높았기 때문이다.

SAPS조의 정화성능은 Fe 제거량이 평균 $11.05 \text{ g}/\text{m}^2/\text{day}$ 이며, 9월에는 $31.87 \text{ g}/\text{m}^2/\text{day}$ 로 매우 높은 정화성능을 갖는다. Acidity 제거량에서도 평균 $18.17 \text{ g}/\text{m}^2/\text{day}$, 9월 $59 \text{ g}/\text{m}^2/\text{day}$ 로 높은 정화성능을 보였는데, 이는 다른 처리시설의 처리성능에 비해 월등히 높은 성능이다⁵⁾. 그러나 앞서 SO_4^{2-} 의 농도변화에서 보았듯이 SAPS 처리후에도 SO_4^{2-} 의 농도에는 변화가 없거나 오히려 증가했던 바 SAPS조에서의 정화기작은 황산염환원 보다는 유기물총내 흡착이나 폐수총과 유기물총사이에서의 침전일 가능성성이 크다. SAPS조에서 유기물총 표면에 sludge cake가 형성되는 것은 이를 뒷받침 해준다고 할 수 있다. 이러한 현상은 투수율감소를 일으켜 overflow 등의 문제를 일으킨다. 또한 유기물총내 흡착에 의한 금속제거 역시 장기간 운용시 흡착될 공간의 부족으로 결국 처리효율을 감소시키게 될 수 있다.

산화조에서의 Fe 제거량은 평균 $0.28 \text{ g}/\text{m}^2/\text{day}$, 9월에 $0.58 \text{ g}/\text{m}^2/\text{day}$ 였고, acidity 제거량은 평균 $7.39 \text{ g}/\text{m}^2/\text{day}$, 9월에 $-0.68 \text{ g}/\text{m}^2/\text{day}$ 였다. 9월에 산화조에서 acidity가 오히려 증가하는 이유는 다른 금속은 제거되나 Mn이 잔류 또는 증가하는 경향을 나타내기 때문에 양이 1 mg/l 이하이며, Mn은 호기성 소택지에서 제거되므로 문제가 되지 않는다.

호기성 소택지에서의 Fe 제거량은 선행하는 두 공정에서 Fe가 거의 모두 제거되므로 산정이 되지 않는다. Acidity 제거량은 평균 $0.68 \text{ g}/\text{m}^2/\text{day}$, 9월 $1.07 \text{ g}/\text{m}^2/\text{day}$ 이다. 호기성 소택지에서 Mn의 제거가 일어나므로 Mn 제거량을 구하여 보면, 평균 $0.64 \text{ g}/\text{m}^2/\text{day}$, 9월 $0.36 \text{ g}/\text{m}^2/\text{day}$ 의 정화성능을 보였다.

4.4. 동위원소 조성

산소-수소 동위원소 조성을 Craig(1961)가 제시한 Global Meteoric Water Line (GMWL)¹⁴⁾과 이광식과 이

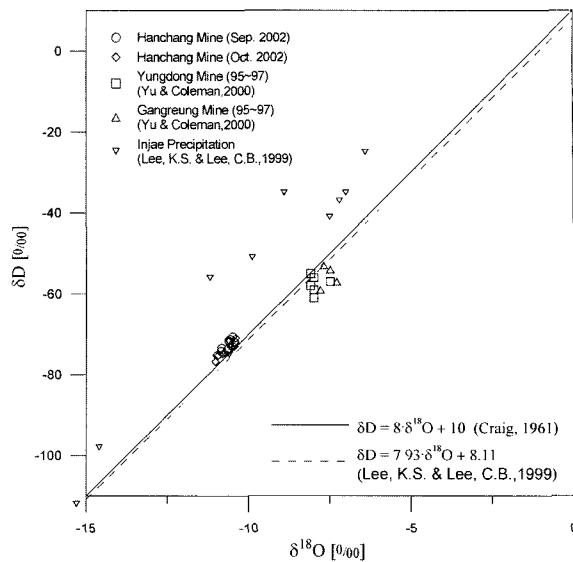


Fig. 6. Oxygen and hydrogen isotope compositions of Hanchang coal mine waters with the Global Meteoric Water Line (GMWL) and the Local Meteoric Water Line (LMWL).

창복(1999)이 제시한 남한지역 Local Meteoric Water Line(LMWL)¹⁵⁾에 도시하면(Fig. 6), 한창탄광의 모든 물 시료들은 이를 선상에 잘 일치하고 있다. 따라서 한창탄광 광산배수의 기원은 이 지역 강수로부터 기인함을 알 수 있다.

활동위원소 조성을 보면 쟁구유출수에 비해 폐석침출수의 $\delta^{34}\text{S}$ 값이 낮게 나타나고 폐석침출수와 삼막골샘물의 $\delta^{34}\text{S}$ 값은 거의 같게 나타나는데, 이는 삼막골샘물의 오염원이 쟁구유출수 보다는 폐석침출수일 가능성이 높음을 보여 준다. 반면에 석축침출수의 경우는 폐석침출수와 쟁구유출수의 중간 값을 나타내고 있어 쟁구유출수와 폐석침출수 모두의 영향을 받고 있는 것으로 보여진다(Fig. 7).

국내 폐탄광 광산배수에 대한 오염방지 및 정화처리는 쟁구유출수에 대해서는 자연정화처리시설이 설치 운영 중에 있으나 폐석침출수에 대한 처리방안은 마련되어있지 않고 폐석적치장에 대한 사방공사와 복토 등의 복구공사만

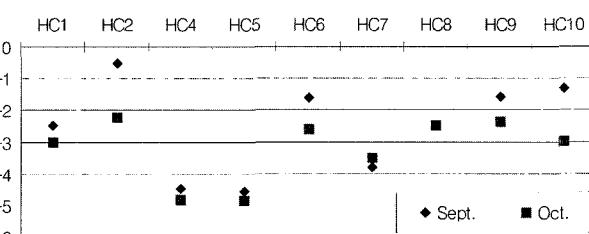


Fig. 7. Sulfur isotope compositions of Hanchang coal mine waters ($\delta^{34}\text{S}$ unit : ‰).

시행되어 있다. 폐광부근에 넓은 범위로 산재하는 폐석적 치장에서 발생되는 폐석침출수는 쟁구유출수 못지 않게 주변 수계에 대한 오염원으로 작용할 수 있다. 특히 우기에는 폐석침출수의 발생이 증가하여 주변 수계를 오염시키고 있다. 일부 광산에서는 쟁구유출수 보다 더 심한 오염도를 나타내는 경우가 조사되기도 한다¹⁶⁾. 본 연구지역에서도 지하수의 오염원이 쟁구유출수 보다는 폐석침출수 일 가능성이 더 큰 것으로 조사되었고, 이러한 경향은 거의 모든 폐광지역에서 예상되는 바 쟁구유출수에 대한 정화 및 오염방지 대책 마련뿐만 아니라 폐석침출수에 대한 대책 마련 또한 시급한 것으로 사료된다.

Krouse 등(1970)에 의하면 황산염 환원작용동안 박테리아들이 $^{34}\text{S}-\text{O}$ 결합보다 $^{32}\text{S}-\text{O}$ 결합을 깨는데 더 적은 에너지가 필요로 하기 때문에 ^{32}S 의 반응은 ^{34}S 보다 빠르게 되며, 반응이 점차 진행될수록 ^{34}S 가 상대적으로 잔류 황산염에 축적되게 되어, 잔류 황산염의 $\delta^{34}\text{S}_{\text{SO}_4}$ 값은 원래의 조성보다 약 25% 정도 더 부화되게 된다. 이런 환원작용은 강한 환원환경 하에서 유기탄소의 산화 또는 황화원박테리아(예, *Desulfovibrio desulfuricans*)의 활동이 개입되면 그 효과는 더 커지게 되는 것으로 알려져 있다¹⁷⁾. 혐기성 상태에서 황산염환원균을 배양한 실험에서 실험전 S^0 의 $\delta^{34}\text{S}$ 값에 비해 실험후 $\delta^{34}\text{S}$ 값이 11~18.4‰ 증가한 결과를 얻었다¹⁸⁾. 또한 자연환경에서 황화원박테리아의 영향에 의한 황동위원소의 분별효과는 5~46‰ 증가하는 것으로 관찰되었고, 황화원 결과로 형성된 해양 퇴적물에서의 ^{34}S 감소는 70‰에 까지 이른다¹⁹⁾. 따라서 SAPS조에서 황산염환원이 일어났다면 SAPS처리수의 $\delta^{34}\text{S}$ 값이 높아질 것이며, SAPS조 내에 형성된 금속황화물의 $\delta^{34}\text{S}$ 는 매우 낮아질 것이다. 9월 SAPS 처리수에서 쟁구유출수에 비해 2‰의 $\delta^{34}\text{S}$ 가 부화된 것으로 나타났으나, 황화원박테리아에 의한 황산염환원의 결과로 보기에는 작은 값이다. 용존 황의 $\delta^{34}\text{S}$ 값에 영향을 미칠만한 황산염 화합물의 침전도 생각해 볼 수 있겠으나, 침전에 의한 $\delta^{34}\text{S}$ 값의 변화는 미미한 것으로 보고되고 있다²⁰⁾. 이는 황산염 환원이 일어나지 않고 있다면, 이를 뒷받침 할 수 있는 결과로 볼 수 있다. 인근 농가 식수의 $\delta^{34}\text{S}$ 값은 6‰로 광산 배수의 영향이 없이 이 지역 강수의 $\delta^{34}\text{S}$ 값을 반영한 것으로 판단된다. 최현수 등(2000)에 의해 제시된 강원도 지역 일부 지표수의 $\delta^{34}\text{S}$ 값은 +7.4~8.4‰이다¹⁷⁾.

5. 결 론

1) 연구지역의 지하수(삼막골샘물과 석축침출수)가 계절

과 관계없이 높은 수소이온농도와 금속농도를 보이는 것은 AMD에 의한 지하수의 오염현상을 지시하고 있다.

2) 한창탄광에 설치 가동중인 자연정화처리시설의 처리 성능은 SAPS조의 산도 제거량이 평균 18.17 g/m²/day, 가장 오염부하량이 많았던 9월에는 59.02 g/m²/day이며, 금속제거율은 거의 100%에 이르는 매우 높은 정화성능을 갖는다.

3) 처리시설에서의 SO_4^{2-} 농도 변화와 황동위원소 조성을 통해 볼 때 처리시설 SAPS조에서의 주된 처리기작인 황산염환원 반응은 적절하게 이루어지지 않고 있는 가능성을 제시하였다.

4) 화학조성과 황동위원소 조성분석의 결과는 삼막골샘물은 폐석침출수의 영향을, 석축침출수는 폐석침출수와 쟁구유출수의 영향을 동시에 받고 있는 것을 지시한다.

5) 본 연구지역에 있어서 쟁구유출수에 대한 처리시설이 가동중에 있으나 폐석침출수에 대한 대책이 없는데, 쟁구유출수보다 폐석침출수가 지하수의 오염원으로 더 크게 작용하고 있는 것으로 나타난 바 폐석침출수에 대한 정화 및 오염방지 대책 마련이 시급한 것으로 사료된다.

감사의 글

이 연구는 21세기 프론티어연구개발사업인 수자원의 지속적 확보기술개발사업단의 연구비지원(과제번호:3-5-1)에 의해 수행되었다.

참 고 문 헌

1. 배봉구, “석탄합리화사업단의 광해복구 및 환경개선 사업 활동”, 대한자원환경지질학회 추계학술여행 - 폐탄광일대의 지질환경 오염과 광해복구, pp. 2-15 (1996).
2. 정영욱, 김옥환, 이현주, 김인기, 민정식, “탄광폐석으로부터 산성배수 발생 실증시험”, 대한자원환경지질학회, 한국자원공학회, 한국지구물리팀사학회 춘계공동학술발표회 - 동북아광상성인 심포지움, pp. 315-317 (1999).
3. 김주용, “산성광산배수에 의한 강릉탄전 임곡천 일대의 수계오염과 처리에 관한 연구”, 서울대학교 공학박사학위논문, pp. 204 (1998).
4. 광업진흥공사, 한국의 석탄광(상), pp. 12-123 (1990).
5. 정영욱, “광산배수의 자연정화 처리기술 현황”, 지질환경 재해 및 복원기술, 한국자원공학회 · 지하수토양환경학회 · 대한광업진흥공사 공동 학술 심포지움, pp. 23-43 (2002).
6. 자상우, 이상훈, 이현석, 유상희, 강희태, 김선준, “남한지역 탄전별 광산배수의 특성에 관한 연구”, 한국지하수토양환경학회, 2003년도 춘계학술발표회 논문집, pp. 389-392 (2003).
7. 정명채, “영월 · 정선 · 평창지역 폐석탄광 산성광산배수

- 의 환경오염 평가”, 한국자원공학회 · 대한자원환경지질학회 · 한국지구물리탐사학회 · 대한지질학회, 2002년도 춘계 공동학술발표회 논문집, pp. 92-94 (2002).
8. Hedin, R.S., Nairn, R.W., and Kleinmann, R.L.P., “Passive Treatment of Coal Mine Drainage”, U.S. Dept. of the Interior, Bureau of Mines. IC 9389, pp. pp. 2-35 (1994).
 9. Kelly, M. “Mining and the freshwater environment”, Elsevier Applied Science, London, p. 39 (1988).
 10. 지상우, 김선준, 안지현, “문경 단봉탄광 폐석장 유출수의 조성변화”, 지하수환경학회지, 4(4), pp. 169-174 (1997).
 11. Kepler, D.A. and McCleary, E.C., “Successive alkalinity-producing system (SAPS) for the treatment of acidic mine drainage”, International land reclamation and mine drainage conference and the third international conference on the abatement of acidic drainage, v.1, pp. 195-204 (1994).
 12. 임길재, 정영숙, 강상수, 조영도, 민정식, “갑정탄광 자연정화처리 시설내 광산배수의 지화학적 특성변화”, 한국자원공학회 · 대한자원환경지질학회 · 한국지구물리탐사학회 · 대한지질학회, 2002년도 춘계 공동학술발표회 논문집, pp. 51-53 (2002).
 13. 성낙창, 강현찬, 임재명, 김정권, “폐탄광폐수의 자연정화식 처리의 효율증진과 성능향상을 위한 연구”, 석탄산업합리화사업단 기술총서 97-04, pp. 289 (1997).
 14. Hoefs J., “Stable Isotope Geochemistry”, 3rd Ed., Springer-Verlag, pp. 241 (1987).
 15. 이광식, 이창복, “남한 강수와 하천수의 수소 동위원소 조성”, 지질학회지, 35(1), pp. 73-84 (1999).
 16. 이강근, “지하수 활용을 위한 오염예방 및 저감기술 개발 연차실적 및 계획서”, 수자원의 지속적 확보 기술 개발사업단, 과제번호(3-5-1), pp. 108 (2002).
 17. 최현수, 고용권, 김천수, 배대석, 윤성택, 강원도 지역 탄산수의 환경동위원소적 특성, Econ. Environ. Geol. 33(6), pp. 491-504, (2000).
 18. Böttcher, M.E., Thamdrup, B., and Vennemann T.W., “Oxygen and sulfur isotope fractionation during anaerobic bacterial disproportionation of elemental sulfur”, Geochim. Cosmochim. Acta, 65(10), pp. 1601-1609 (2001)
 19. Habicht, K.S., Canfield, D.E., and Rethmeier, J., “Sulfur isotope fractionation during bacterial reduction and disproportionation of thiosulfate and sulfite”, Geochim. Cosmochim. Acta, 62(15), pp. 2585-2595 (1998).
 20. 유재영, Max Coleman, “산성배수 내 용존 황의 동위원소 조성 : 영동 및 강릉탄광 사례 연구”, 지질학회지, 36(1), pp. 1-10 (2000).