광산배수 자연정화 처리기술 현황

정영욱
한국지질자원연구원 탐사개발연구부

1. 서론

폐광산과 관련된 환경문제 중에서 가장 대표적인 문제가 광산배수이다. 폐갱도 혹은 광산폐기물(광미 및 폐석) 적치장에서 유출되는 갱내수 및 침출수 등을 광산배수로 규정하며 이러한 광산배수 중에는 산성수 이거나 혹은 중금속 성분 함량이 높아서 주변 환경을 심각하게 오염시킬 수 있다. 따라서 선진국에서는 이와 같은 폐광산 주변의 환경문제를 해결키 위해서 다양한 기술들을 개발하고 있다.

현재 폐광산 광산배수를 해결하기 위한 조치(방법)들로서 광산배수 유출을 근원적으로 차단하는 방법과 이미 유출된 광산배수를 처리하는 방법들로 크게 나눌 수 있다. 전자는 갱내수 유출 갱도를 봉쇄하여 배출을 막는다던가 혹은 배출량을 줄이는 방법이 대표적이며, 채굴적 중에 황화광물이 집중된 지층 혹은 광산폐기물 적치장에 물이 직접 접촉하지 못하게 하는 일련의 조처들도 이 범주에 속한다. 후자는 오염되어 일정량의 수량을 갖는 광산배수를 처리하는 기술들로서 물리적, 화학적 및 생물학적 수처리법과 석회석 수로 혹은 습지를 인공적으로 조성하여 광산배수를 처리하는 자연정화법 등이 이 범주에 속한다.

폐갱도의 갱내수는 광산주변의 수리학적 환경 변화가 없는 한 지속적으로 유출되므로 수처리 방법 결정시 경제성을 고려하지 않을 수 없다. 즉, 수처리 기술 수준이 비교적 안정화된 중화 및 침전 처리법은 광산배수 처리에 효과적인 수처리법 이지만 운전비 및 슬러지 처분 비용이 지속적으로 소요되어 쉽게 광산배수 처리법으로 채택하기 어렵다. 따라서 이와같은 어려움을 해결키 위해서 미국지질조사소(USGS), 미광무국, 워터루 지하수연구센터, 일본금속광업사업단(MMAJ), 카나다 CANMET 등 세계 유수 연구기관 및 대학 등에서 저렴하며 효과적인 다양한 광산배수 처리기술을 개발해 오고 있다.

국내에서의 광산배수처리 연구는 1980년대 초반부터 한국동력자원연구소 등에서 시도하였고 그 당시는 개발 내용은 가행탄광에 필요한 물리·화학적 수처리 기술 개발 등 이었다. 그러나 1980년대 말경에 많은 수의 석탄광이 폐광되면서 미처리 갱내수가 유출되어 폐광지역에서 환경오염 문제가 이슈화 되기 시작하였다. 합리화 정책 이후 수년이 지난 후인 1990년대 중반부터 폐탄광 지역 갱내수 처리를 위해 자연정화처리시설들이 설치되어 운전이 시작하였다. 본 고에서는 국외에서 개발된 광산배수의 자연정화법들을 간단히 기술하고 국내 폐광지역에 설치되어 운전중인 자연정화처리시설의 현황을 소개하기로 한다.

2. 폐광산 광산배수 자연정화 처리법

2.1 자연정화 처리법 개요

산성 배수 처리에 널리 쓰이는 방법으로 lime이나 가성소다와 같은 알칼리제를 사용하여 배수의 pH를 높이고, 철과 같은 금속류를 높은 pH 조건하에서 산화시켜, 금속 수산화물 형태로 미세한 침전을 형성시킨 다음, 응집제를 이용하여 최종적으로 침전시키는 것이다. 이러한 물리화학적 수처리법은 유지 관리비용이 지속적으로 필요로 하는 기술이다.

자연정화방법은 광산배수의 물리화학적 정화처리를 대체할 수 있는 수처리 기술이다. 자연정화처리가 성공적으로 가능할 경우 유지관리비 측면에서 물리화학적 처리법에 비해 경제적이다. 따라서 미국에서는 1980년대부터 500개 이상의 석탄광 배수처리를 위해서 자연정화처리시설이 설치되었다. 일부 자연정화시설들은 전통적인 물리화학적 처리를 대신해서 가동중에 있으며 일부는 화학적 처리 전단계로 사전처리 공정으로 운전되고 있다. 미국의 경우 산성광산배수를 물리 화학적으로 처리할 경우 1일 약 100만 달러 이상의 수처리 비용이 소요될 것으로 추정하고 있다(Kleinmann and Hedin, 1993). 외국에서 연구된 자연정화처리기술의 사례를 소개하면 다음과 같다.

1. Limestone Drains

석회석과 산성광산배수를 접촉시켜서 산성배수를 알카리수로 변화시키는 방법이다. Anoxic Limestone Drains(ALD) 은 광산배수중에 용존산소, 3 가철, Al 등이 적게 함유된 경우 혐기적인 석회석 배수층을 형성하여 이곳으로 광산배수를 통과 시켜 산성수를 중화처리하는 방식이다(그림 1). 이러한 성분들이 과량 용존되어 있는 광산배수가 석회석층을 통과하게 되면 $Fe(OH)_2$나 Fe(OH)3와 같은 금속수산화물의 침전물이 쌓이게 되어 Clogging을 유발시킬수 있다. 그러나 상기 성분이 낮게 함유된 경우는 광산배수를 혐기적 조건에서 limestone bed 나 limestone trench로 장기간 운전이 가능하다. Hedin et al. (1994) 등에 의하면 ALD 처리법은 DO, Fe, Al의 농도가 모두 1 mg/ℓ 이하일 때 효과적으로 운영될 수 있다고 보고한 바 있다. 외국의 실제 응용사례를 살펴보면 1996년 9월에 미국의 Swatara Creek의 약 34 m long segment 안에 open limestone channel이 설치, 운전되고 있다.

Oxic Limestone Drains(OLD) 은 ALD 와 유사한 형태의 처리법이다. 그러나 본 방법은 철 및 알루미늄 산화물이 OLD 내에 형성될 시 일정한 시간이 경과 할 때 마다 수두를 증가 시킴으로서 주기적으로 산화물들을 배출해 내는 공정이다. 미국 지질조사소에서 Anthracite 지역에서 소규모 형태의 OLD를 실험적으로 성공 시킨바 있다. 이러한 OLD 는 산화조(침전조) 혹은 소택지 이전에 설치한다.

2. SAPS(Successive Alkalinity Producing System)

SAPS를 이용한 처리법은 광산배수의 산도가 높고, Fe3+의 농도가 높아서 ALD나 alkalinity를 공급하는 기존의 처리시스템으로 광산배수를 처리하기 어려을 때 사용된다(그림 2). SAPS는 바닥으로부터 0.5~1.0 m 높이까지 석회석을 채우고, 그 위에 유기물을 0.5~1.0 m 높이로 채운다. 유기물층 위로 산성광산배수를 약 1~2 m 채워 혐기적 상태로 운전한다. 또 석회석층 아래에 유공관을 설치하여 산성광산배수가 하향식으로 유동하도록 설계된다. SAPS의 윗부분은 약 1일 정도 공기와 접촉할 수 있기 때문에 공기에 의한 자연적 산화도 쉽게 일어난다. SAPS는 약 30 ~ 50 g/m2·day의 산도를 제거하는 것으로 알려져 있다. 이러한 산도 제거율은 일반적인 소택지를 통해 얻을

수 있는 제거율보다 높아서 광산배수 처리계의 면적을 줄일 수 있는 방법으로 판단하고 있다. SAPS 의 경우 석회석 층에 발생할 수 있는 침전물의 제거를 위해 수두 차이를 이용한 Aluminator 를 설치하는 기술들도 연구중에 있다(그림 2).

3. 인공소택지 (Constructed Wetland)

인공소택지는 자연소택지의 장점을 살리고, 의도하는 폐수처리 목표를 달성하기 위해 몇몇 인위적인 조작을 함께 이용하여 여러 오염물질을 보다 효과적으로 처리하기 위해 도입된 자연정화 처리기법이다. 인공소택지에서 일어나는 주요한 기작은 생물학적 요인에 의한 것이 대부분이므로, 특정 폐수를 처리하기 위해서는 목적에 부합하는 유기체들을 선별하고, 최적의 상태에서 안정적으로 살아갈 수 있도록 인공소택지를 설계하는 것이 필요하다. 인공소택지에서 일어날 수 있는 주요 작용은 토양이나 나무에 의한 흡착, plant에 의한 중금속 흡수, filtration, Fe, Mn-oxidizing bacteria작용, 황산염 환원, 금속황화물 형성 등을 들 수 있다. 이러한 인공소택지에 대한 생물학적 정화기구, 수리학적 연구, 시간에 따른 정화효율 모니터링, Clogging 발생 연구 등 다양한 형태의 연구가 보고되고 있다(Cohen and Staub, 1992; Darryl, et al, 1992; Kleinmann and Hedin, 1993; Hedin, 1994; Hedin et al., 1994, George and David, 1995, Plewes and McDonald, 1996)

인공소택지를 호기성 소택지와 혐기성 소택지로 구분할 수 있는데 그들의 특징은 다음과 같다. 호기성 소택지는 산화작용을 증대시킬 목적으로 설계되며 광산배수의 주요 흐름은 지표 흐름이 된다. 이러한 호기성 소택지는 산화작용의 결과로 산화물의 침전이 발생되고 이러한 과정에서 pH 가 낮아질 수 있다. 이 소택지의 유입수는 pH 가 5.5 이상되는 광산배수에 적합한 것으로 알려져 있다. 그러나 겨울에는 광산배수가 결빙되는 단점이 있다.

혐기성 소택지는 환원작용이 발생할 수 있는 조건의 소택지로서 물의 흐름은 Subsurface flow 이다. 물의 흐름은 상향류식 혹은 하향류식 등으로 설계가 진행되고 있다(Cohen and Staub, 1992). 침전물은 황화물 형태이며 이러한 과정은 pH를 상승시킨다. 특히 pH 가 2.5 정도의 산성배수도 중화 작용을 발생시킬수 있는 것으로 보고되고 있다. 혐기성 소택지는 겨울에도 운전이 가능하며 중금속 등도 정화할수 있는 시스템이다. 산도와 중금속 제거를 동시에 안정적으로 지속할 수 있는 반응은 황산염환원균에 의한 황산염환원 과정에 의한다. 아울러 황산염환원 반응과정에서 형성된 metal sulfide는 금속산화물, 금속수산화물보다 용해도가 낮아서 매우 안정하므로 재용출의 우려가 적고 대부분의 중금속이 일반적인 혐기조건 (pH 5~8; 산화환원전위 < -100 mV)에서 H2S와 반응하여 황산염환원균 화합물을 형성한다는 장점을 가지고 있다(Cohen and Staub, 1992).

미국에서는 현재 물리화학적 폐수처리 대안으로 산성광산배수 처리를 위한 가장 경제적인 처리법으로 인식되고 있다. Australia의 Woodcutters 납-아연 광산에서는 1984년 채광을 시작할 때부터 광산배수가 종종 하천에 유입되었는데, 그 유입량은 7000 ℓ/min 이른다. 이 광산배수를 처리하기 위한 인공소택지의 규모는 150 × 2000 m 였고, 중금속은 총 95 %이상 제거되어 환경규제 농도이하로 방류할 수 있었다. Colorado주 Idaho spring에 있는 한 폐광에서는 80년대 말에 파일롯 규모의 소규모 인공소택지를 만들어 구리, 철, 망간, 아연을 함유한 높은 산도의 광산배수를 처리하는데 이용하였다(Howard, 1989).

4. 기타

Diversion Well(DW)는 석회석을 가득 채운 웅덩이에 광산배수를 떨어뜨리면서 처리하는 방법이다 일반적으로 광산배수를 2.5 m이상의 높이에서 떨어뜨려 석회석층을 교란시키므로, 금속수산화물에 의한 석회석 표면의 피막형성이 억제된다. 따라서 DW는 중금속의 농도가 높더라도 사용할 수 있는 장점을 가지고 있다. 그러나 수차에 의해 석회석이 서로 부딪혀 마모가 심하게 일어나기 때문에 1~2 주 단위로 석회석을 보충해 주어야 하는 단점을 가지고 있다. 미국에서는 Swatara에 1995년 11월에 2개의 diversion well이 설치, 운영하였고, 97년 6월에는 Martin Run에서 나오는 배수를 처리하기 위해 또 다른 Well을 건설하였다.

자연정화처리시설은 광산배수의 수질, 부지의 조건 과 주변 환경, 기질물질의 가용성 등의 이유로 다양한 형태로 시스템이 결정될 수 있다. 그림 3 은 ALD, 산화조(침전조) 2개, SAPS, 침전조 등으로 구성된 자연정화 시스템이다. 상기 예 이외에도 광산배수량을 줄이기 위한 plug 설치나 차수공법, 그라우팅공법 등도 사용되고 있어서 폐광산 조건에 따라서 다양한 조처들이 수행되고 있다 (정영욱 등, 2001).

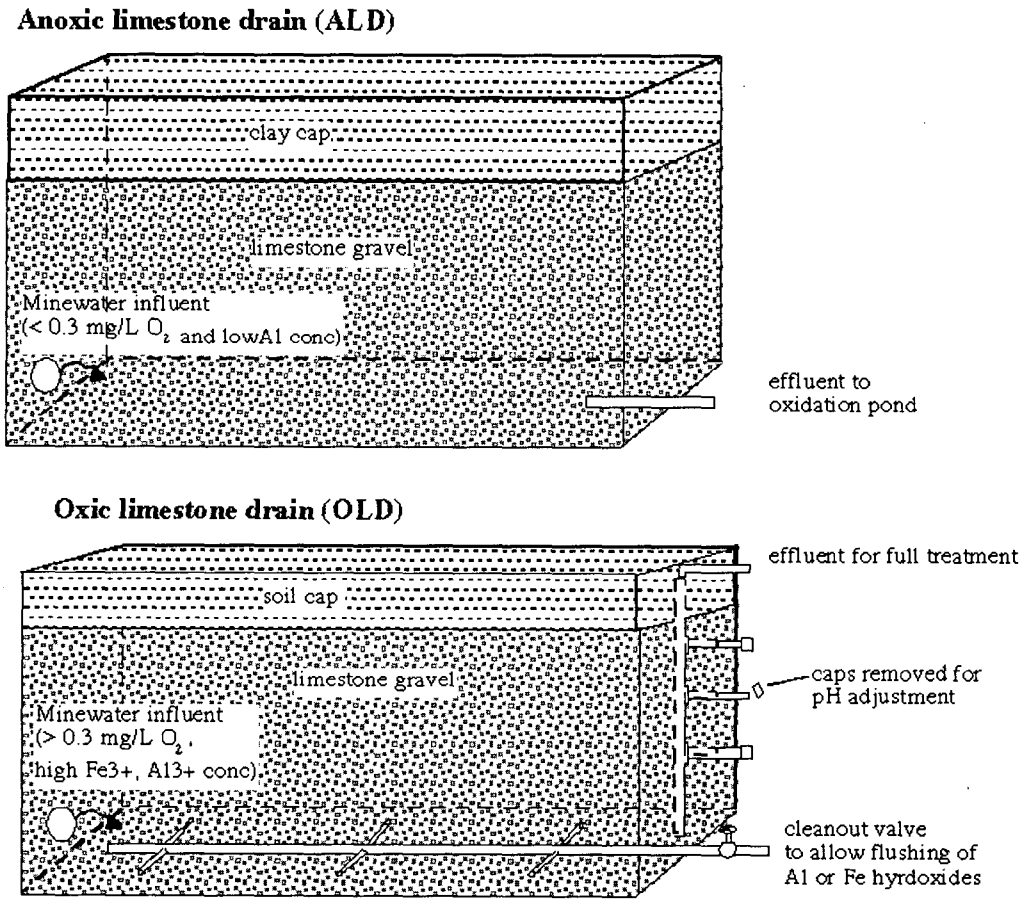

그림 1 ALD 및 OLD 개념도(http://www.facstaff.bucknell.edu)

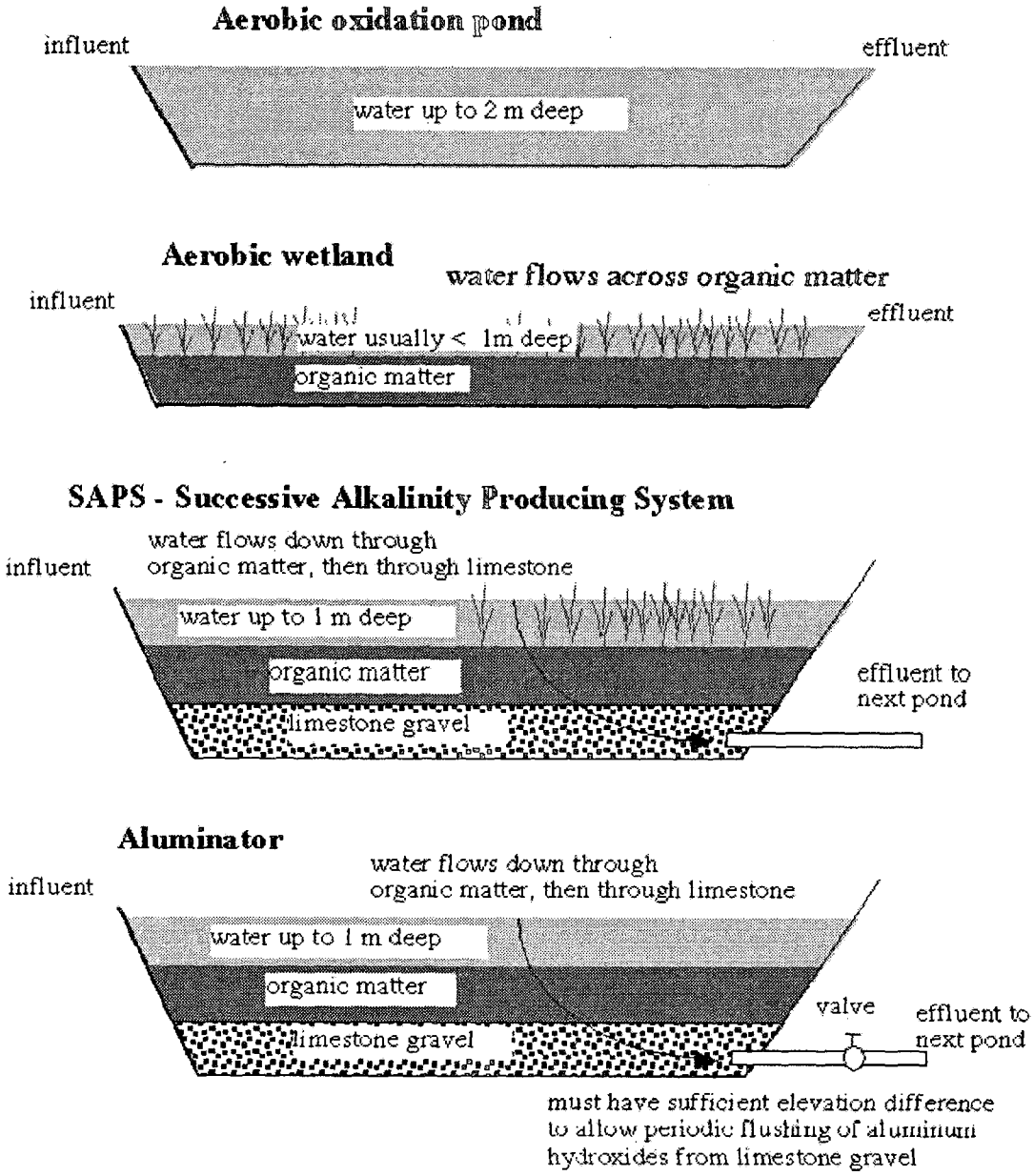

그림 2 자연정화처리시설의 공정

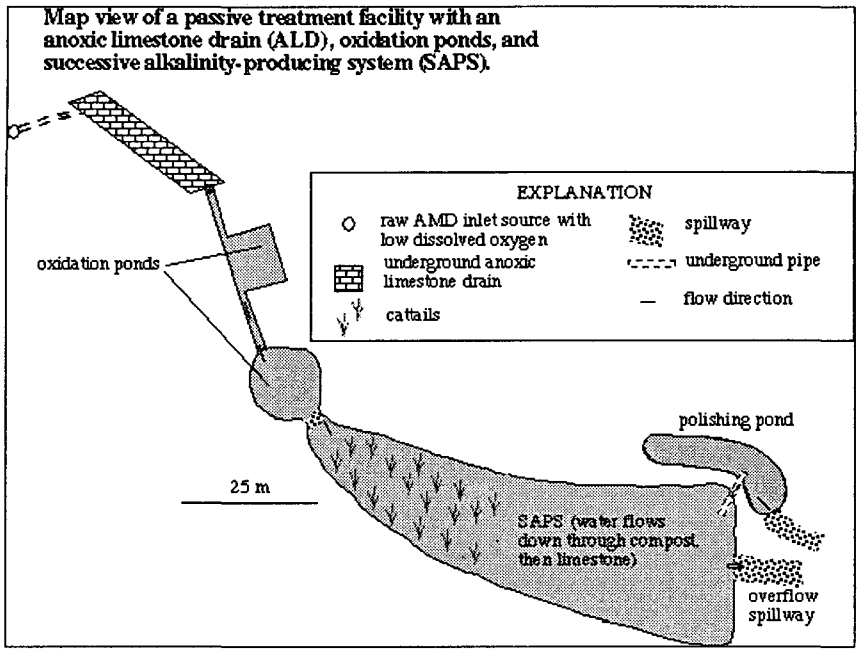

그림 3 자연정화처리시설 공정 배열 사례.
(www.facstaff.bucknell.edu)

2.2 국내 광산배수 처리법 현황

국내 폐광산 지역에서 유출되는 광산배수의 정화법은 모두 자연정화식 처리방식에 의한다. 자연정화방법은 폐광지역의 현장조건에 따라서 흔히 크게 폐갱도 석회석 충전법(Limestone Drains), SAPS, 호기성 및 혐기성 소택지 등을 단독 혹은 복합적으로 연계하여 설계되고 있다.

폐금속광산의 경우 자연정화처리시설이 설치된 곳은 현재 달성광산 및 일광광산 2개소이며 혐기성 소택지 및 호기성 소택지 공정들로 구성되어 있다. 상기 혐기성 소택지 처리시설 설계 면적은 광산배수의 금속성분 오염부하량을 황산염 환원율(기질물질 m3 당 300 mmole/1일 ; Hedin et al, 1994)로 나누어서 설계되었다. 호기성 소택지는 Mn을 제거할 목적으로 설계되었고, 기질물질 m3 당 Mn의 제거율을 2.5g/1일로 하여 처리시설 규모가 결정되었다(권광수 등, 1995).

폐 탄광의 경우 폐갱도에서 유출되는 갱내수 중에서 pH 가 5.0 이하, 철 농도 10mg/l 이상, 유출량이 50m3/일, 하천이 200m 이상 적색 및 백색 침전물로 하천을 오염시킨 갱내수를 정화 대상 지역으로 선정하여 자연정화처리시설을 설치하고 있다(심연식, 1996; 배봉구, 1996). 2000년도 까지 폐탄광의 경우 23개소의 정화처리시설이 설치되어 있다(표 1). 폐탄광에 설치된 SAPS 는 수심층을 1.5m 로 할 때 광산배수의 체류시간이 4일 내지 5일 체류하도록 설계되고 있다. 침전조의 경우, 수심 1m 로 할 때 광산배수가 1일 체류하도록 설계되고 있다. 호기성 소택지는 체류시간이 0.2일에서 0.3일 체류하도록 설계되고 있다(심연식, 개인통신).

표 1 자연정화처리시설 현황(석탄산업 합리화사업단) (단위:개,㎥/일)

지 역	폐광 탄광수	갱내수 유출		정화대상(A)		설치완료(B)		향후대상(A-B)	
		탄광수	유출량	탄광수	유출량	탄광수	유출량	탄광수	유출량
강원	166	81	44,645	44	34,839	17	18,885	27	15,954
경북	55	23	8,176	7	2,491	4	2,055	3	436
충남	74	13	4,259	1	432	-	-	1	432
충북	21	12	2,303	4	1,243	-	-	4	1,243
전라	18	7	995	3	479	2	77	1	402
계	334	136	60,386	59	39,484	23	21,017	36	18,467

국내의 광산배수에 대한 연구는 1980년대부터 이춘택 등(1983), 이춘택(1984), 이부근 등 (1984), 김갑수 등(1988) 등에 의해 추진되었는데 이들 연구들은 주로 물리화학적 처리법의 개발을 위해 연구가 수행되었다. 1980년대 후반에 석탄산업 합리화정책의 시행으로 많은 수의 탄광이 폐광되면서 폐광지역의 광산배수에 많은 관심이 집중되기 시작하였다. 1990년대 시작된 폐광지역 조사는 대부분이 오염도 조사 즉 광산배수에 의한 하천 수질의 지화학적 조사 혹은 하천 수계 등에 생성된 침전물들의 광물화학적 조사가 주종을 이룬다(Cheong and Thornton, 1994; 전동진 등, 1995, Yu, 1996; 박천영 등, 2000a,b; 박천영 등, 2001, Yu and Heo, 2001). 그러나 폐광산의 광산배수 처리 기술개발 연구는 연구사례가 드물며 처리기술개발 단계가 pilot 규모까지 진행된 연구사례는 거의 없는 실정이다. 정영욱 등 (1997) 및 Cheong et al.,(1998) 등에 의해서 혐기성 소택지의 충진물질에 대한 정화 효율성 평가 및 소택지에서의 슬러지 침전에 의한 투수계수의 변화등 의 연구가 진행된 바 있다.

배위섭(개인통신, 2001)은 폐탄광 자연정화처리시설중 SAPS 처리공정은 알칼리도의 원활할 공급으로 정화능력이 우수한 반면 2000톤/일 이상의 광산배수가 유입되는 처리장은 Fe 의 정화효율이 다소 부진하다고 진단한 바 있다. 특히 SAPS조 및 침전조내의 슬러지 퇴적, 그리고 배관에서의 Clogging 문제등으로 효율적인 시설의 관리 필요성을 제기한 바 있다. 이상에서 언급한 것처럼 국내에 설치된 자연정화처리시설은 미국 등에서 도입된 기술로서 1996년 이후부터 설치가 시작되었다. 이러한 과정에서 여러 가지 공정들이 개선되고 있으며 월수현상, 배관의 Clogging 문제, 슬러지 누적 등으로 자연정화시설에 대한 유유 보수가 병행되고 있는 실정이다.

3. 자연정화처리시설 성능

3.1 국내 광산배수 배출량

80 년대 말 석탄산업합리화정책이 시작된 이래로 지금까지 전국에서 폐광된 탄광은 335개이다.

지역적으로는 강원지역이 50% 가까이 차지하고 다음으로 충남, 경북 순이다(그림 4, 심연식, 2002).

2001년 10월말 폐광한 (주)삼탄의 경우 갱내수량이 약 2만/일 이었으며 이를 합산하면 336개의 폐탄광 중에서 유출되는 갱내수 량은 137개 탄광에서 하루 8만여톤 정도에 이른다고 할 수 있다. 지역적으로 갱내수량을 볼 때 강원지역 갱내수량은 나머지 4개 지역 유출량 보다도 크다. 아래 도표는 지역별로 갱내수가 유출되는 탄광수와 유출량을 나타내고 있으며 그래프 위의 숫자는 갱내수가 유출되는 탄광 수이다. 그림 4 에는 최근 폐광한 (주) 삼탄 자료는 수록되지 않았다.

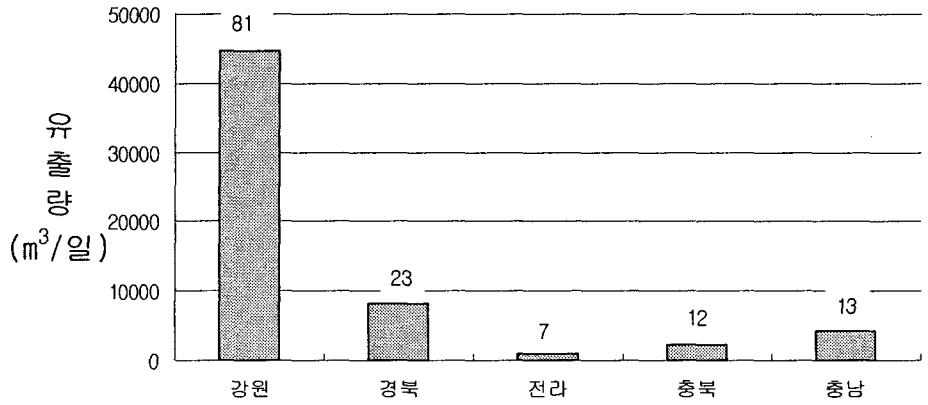

그림 24 지역별 갱내수 유출탄광수 와 갱내수량(㎥/일)

갱내수의 전국 평균 수질은 pH 5.6, Fe 41.8㎎/L, Al 6.4㎎/L 정도 이며 유출량의 74%이상이 pH 5.5이상의 약산성이다(심연식, 2002).

(단위 : ㎎/L)

	pH	Fe	Al	SO_4^{2-}
<최저~최고>	3.3~6.0	16~296	1.0~48	30~2,078
<평 균>	5.6	41.8	6.4	396

합리화 사업단은 전국 갱내수 수질자료를 수질환경보전법에서 정한 "가"지역을 중심으로 pH 5.8이하, Fe 10㎎/L이상 및 유출량 50㎥/일 이상을 초과한 기준과 비교하여 이들 기준을 초과한 광산 59개를 선별하여 이들 광산 갱내수를 정화가 필요한 광산으로 정하고 연차적으로 자연정화처리시설을 설치하고 있다(표 2).

표 2. 합리화사업단 정화대상 폐탄광 갱내수의 수질 평균(심연식, 2002)

구 분		탄광수	유출량 (㎥/일)	수질(㎎/L)			
				pH	Fe	Al	SO_4^{-2}
강 원	강 릉	8	5,486	4.1	131.3	28.6	695
	삼 척	5	1,620	5.2	146.1	44.1	1,647
	태 백	10	7,178	5.4	95.1	8.8	815
	평 창	3	2,371	6.3	30.9	0.7	277
	영 월	8	951	5.0	112.6	17.6	753
	정 선	10	17,233	5.7	21.4	11.7	348
경 북	문 경	6	2,160	5.6	58.1	8.8	873
	봉 화	1	331	4.4	78.0	12.3	950
전 남	화 순	3	479	6.3	23.4	7.1	264
충 청		5	1,675	5.2	65.5	15.7	602
계		59	39,484	5.1	96.0	31.3	845

3.2 처리시설 현황

2000년 12월 말 까지 소택지 및 폐갱도 석회석 충전법(배수법)을 혼합한 처리시설이 23개 시공되었고 향후 36개소에 대해 연차적으로 자연정화처리시설을 설치할 예정이다. 폐금속광산의 경우 대구광역시 달성광산과 부산광역시 일광광산에 자연정화시설이 2기가 설치되었다.

국내에 설치된 광산배수처리시설은 1996년도 12월에 준공된 호탄태백 광산 정화처리시설을 출발로 하여 1998년도 이후 본격적으로 설치되기 시작하여 98년도 이후 그 수가 증가하였다. 국내에 광산배수 처리시설의 운전기간은 대부분은 4년 내지 5년 이내의 것이 대부분이다.

정영욱 등(2001) 은 전국의 폐탄광 및 폐 금속광산 갱내수 처리시설을 답사하고 13개 처리시설(석탄광 12개소, 금속광 1개소)에 대한 운전 성능을 평가한 바 있다(그림 5). 이들 조사 자료를 통하여 국내 폐광산 갱내수 처리시설에 대한 개요를 기술하고자 한다. 처리시설을 구성하는 주요 공정은 각광산 마다 다르며 주로 침전조, SAPS, 호기성 소택지 등으로 구성되어 있다.

○ 자연정화처리시설 공정(조) 배열:

- SAPS -> 방류
- 석회석 갱도 충전(Limestone drain) -> 침전조 -> 방류

- SAPS -> 호기성 소택지 -> 방류
- SAPS-> 침전조->호기성 소택지 -> 방류
- 침전조 -> SAPS -> 호기성 소택지
- 혐기성 소택지 -> 호기성 소택지 - > 방류

그러나 대부분의 처리공정 순서는 SAPS(혐기성 소택지) -> 침전조 -> 호기성 소택지 혹은 침전조 -> SAPS -> 호기성 소택지 순 이다. 영동탄광 및 호탄태백의 경우를 제외한 대부분의 처리시설에는 혐기성 공정인 SAPS 및 혐기성 소택지가 포함되어 있다(표 3, 사진 1).

SAPS에서 광산배수의 흐름은 하향류식이며 SAPS 의 단면은 맨 위로부터 1m - 1.5m 내외의 수체, 그하부에 0.6m에서 0.45m 의 버섯퇴비 그리고 그 하부에 1m 의 석회석 층으로 구성되어 있으며, 석회석 층에 처리수의 배수를 위한 유공관이 포설되어 있다. 달성광산의 혐기성 소택지는 SAPS와 유사한 단면을 갖고 있으나 SAPS 와는 달리 두께가 1m 내외이고 물 흐름이 상향류식이며 하단부에 석회석층, 그위에 유기기질층 그리고 자갈 배수층으로 구성되어 있다.

침전조는 갑정탄광, 동해 동 7갱, 영동, 호탄 태백, 동해동 6갱 등 5개 탄광에 설치되어 있었고 바닥부터 배출수 수위까지의 수심은 0.5m 에서 1m 이다. 침전조에는 기질물질이 없는 조로서 철산화물 등 침전물이 침전되는 장소이다.

호기성 소택지는 대부분의 자연정화처리시설에 포함되어 있으며 처리시설 공정중에서 공통적으로 맨 마지막에 배열되어 있다. 그 구조는 바닥부터 버섯퇴비 및 석회석 등으로 약 0.45m 에서 0.6m 정도 충전되어 있고 기질물질 층 위로 수층 두께는 약 수cm-수십 cm 정도이다. 호기성 소택지에서 물의 흐름은 수평 흐름이다.

13개 처리시설의 설치 면적은 최소 441m2부터 최대 5,504m2 였다. 이러한 처리시설내로 유입되는 광산배수량(유입량)은 43톤/일부터 최대 2,000톤/일 이었다(표 3). 광산배수처리시 주요 정화대상 성분인 Fe, Al, Mn 성분의 함량을 이용하여 처리장 내로 유입되는 1일 Fe+Al+Mn 오염 부하량은 하루에 약 65 gram(호탄태백)에서 최대 0.9ton (영동탄광) 유입되는 것으로 나타났다. 또한 광산배수의 pH는 산성에서 약산성 범위를 보였고 동해동 6갱 광산배수가 가장 낮은 3.81의 pH 값을 나타냈다.

Hydraulic Loading Rate(HRT)의 경우 침전조에서는 호탄 태백에서 최소 0.17m/d 갑정 및 영동에서 최대 2.10m/d 로 나타났다. 즉 각광산 처리시설별로 배수량의 유입 부하가 각각 달랐으며 특히 갑정 및 영동 처리시설의 경우 광산배수 부하량이 가장 큰 것으로 나타났다. SAPS의 경우 동해동 6갱 SAPS1에서 광산배수 유입량이 0.11m/d로 가장 적었고 갑정탄광 처리시설에서 최대 3m/d로 나타났다. SAPS 로 유입되는 광산배수 부하량도 각각 처리장 별로 달랐으며 동해동 6갱 처리장의 부하량이 가장 적게 나타났다. 호기성 소택지의 경우도 다른 공정들처럼 부하량이 각각 달랐으며 갑정탄광의 경우 0.05m/d에서 가장 작았다. 이는 갱내수량이 흐르면서 일부가 증발, SAPS에서 월수 및 HDPE Sheet에서 누수 등에 의해 기인한 것으로 판단된다.

처리시설별로 HLR을 비교하면 침전조, SAPS, 호기성 소택지, 혐기성 소택지 순으로 그 값이 작다. 즉, 갱내수량을 기준으로 침전조 평면적이 가장 작게 설계되어 있고 상대적으로 혐기성 소택지의 면적이 크게 설계되어 있음을 의미한다(표 4).

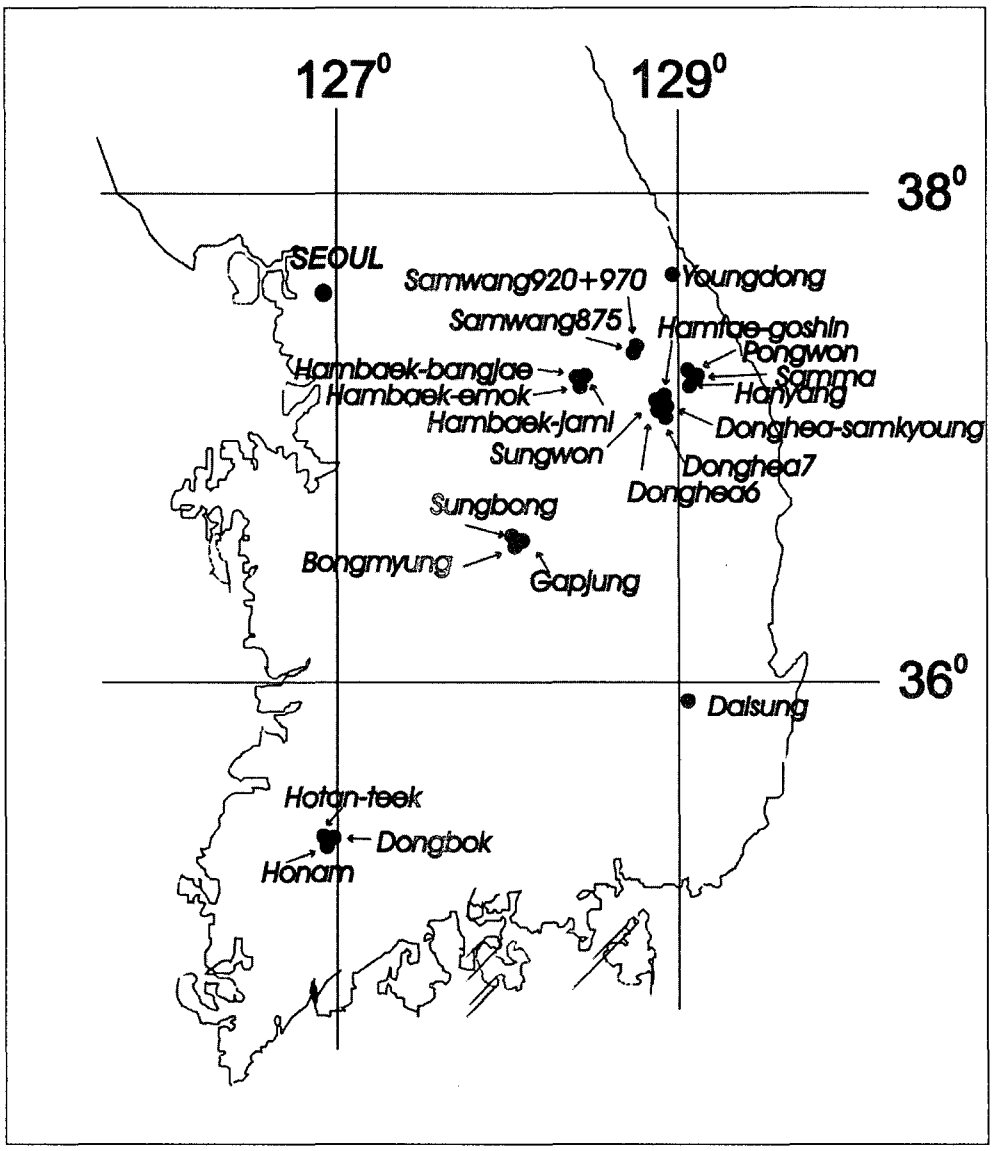

그림 5. 국내 일부 폐광산 갱내수 자연정화처리시설 위치

표 3. 국내 일부 폐광산 갱내수의 자연정화시설 개요

광산(갱도명)	처리시설 개요			갱내수 특징		
	준공 년도	구성	면적 (m^2)	유량 (ton/day)	Fe+Al+Mn 부하율(g/day)	pH
동해 동 7 갱	98.08	S, P, OW	2,256	324	19,152	6.22
동해 6 갱	98.08	S, S, P, OW	4,724	269	50,160	3.81
석공-함백 방제갱	98.07	S	1,260	100	1,013	6.89
함백 자미갱	99.01	S,OW	3,740	2,032	10,912	6.80
동원-삼왕 875	99.11	S, OW	3,055	870	1,862	6.74
동원 삼왕 920+970	99.11	S, OW, OW	5,504	941	6,860	6.80
풍원	99.04	S, OW	500	83	1,681	6.95
한양	99.01	S, OW	1,870	341	6,066	6.63
영동	-	P	924	1,943	947,407	4.08
호탄태백	96.12	P, OW, OW	441	43	65	6.73
동복	99.01	S, OW, OW	1,614	200	244	6.42
달성	98.07	AW, AW, AW, OW, OW	2,225	62	18,314	4.63
갑정	99.04	P, S, S, OW	4,000	2,100	45,236	5.52

약어: S: SAPS, OW: 호기성 소택지, AW: 혐기성 소택지, P: 침전조

표 4 처리공정별 광산배수의 평균 체류시간 및 HLR 비교

공정	Retention time(d)	HLR(m/d)
침전조(n=5)	0.6	1.1
SAPS(n=11)	8.5	0.6
호기성 소택지(n=15)	0.6	0.4
혐기성소택지(n=3)	7.9	0.2

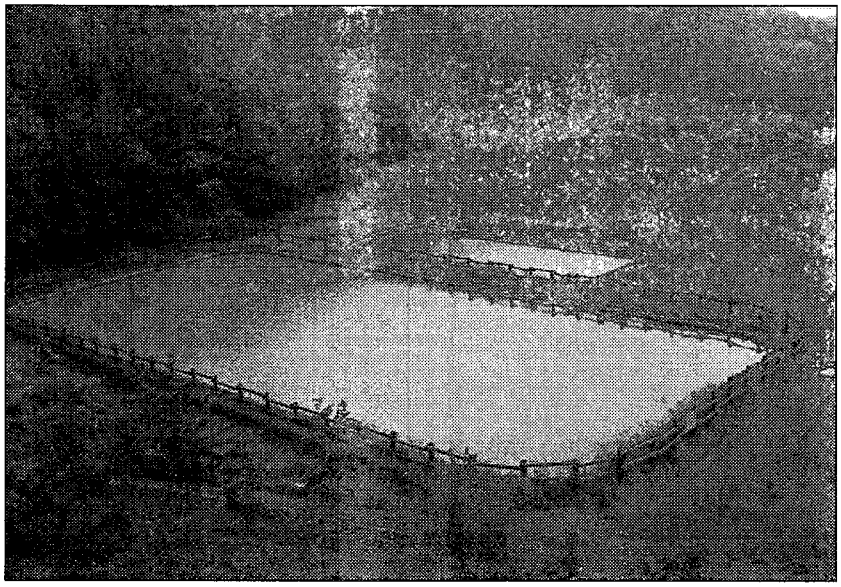

사진 1. 동해6갱 자연정화처리시설 전경
(갱내수->SAPS-침전조->호기성소택지->방류)

3.3 처리시설 성능

처리시설을 구성하는 공정(예: 침전조, SAPS, 소택지)의 유입수와 방류수의 수질을 Stiff diagram으로 표현하여 광산배수가 처리시설을 흐르면서 어떻게 수질의 변화가 일어나는가를 일부 광산에 한해서 그림 6, 7 에 나타냈다.

그림 6 는 동해동 6갱의 광산배수가 SAPS1, SAPS2, 침전조, 호기성 소택지를 흐르면서 각 공정별로 수질의 변화과정을 나타낸 것이다. 동해 6갱 광산배수는 SAPS1로 유입되면서 원수와는 다른 Stiff diagram을 나타낸다(그림 6). 즉 원수에는 Fe가 상당량 함유되어 있고 중탄산 이온이 없었던 수질이 SAPS1 조를 통과하면서 Fe 성분이 감소하고 알카리 성분이 증가하여 수질에 많은 변화가 생겼다. SAPS 2 조 그리고 산화조 및 호기성 소택지를 통과하면서 비록 중탄산 이온 함량이 약간 감소하지만 대체적으로 동일한 수질 특성을 유지하면서 방류되고 있다. 이와 같은 수질변화가 그림 7의 갑정탄광 SAPS 조에서도 나타나고 있다. 즉 자연정화처리 공정중에서 SAPS 조가 광산배수 수질에 미치는 영향이 매우 큰 것을 알 수 있다. 그러나 SAPS 조 하부로 흐르지 못하고 수표면에서 월류관을 통해 방류되는 수질(그림 7의 SAPS조 월류구) 은 중탄산 이온 함량이 작은 상태로 그대로 침전조 방류수와 거의 동일한 수질을 보이고 있다. 이는 SAPS조에서 기질물질을 통과하는 것이 매우 중요하다는 점을 암시하고 있다. 13개 처리시설에 대한 단위 조(공정)들의 정화성능을 요약하면 다음과 같다.

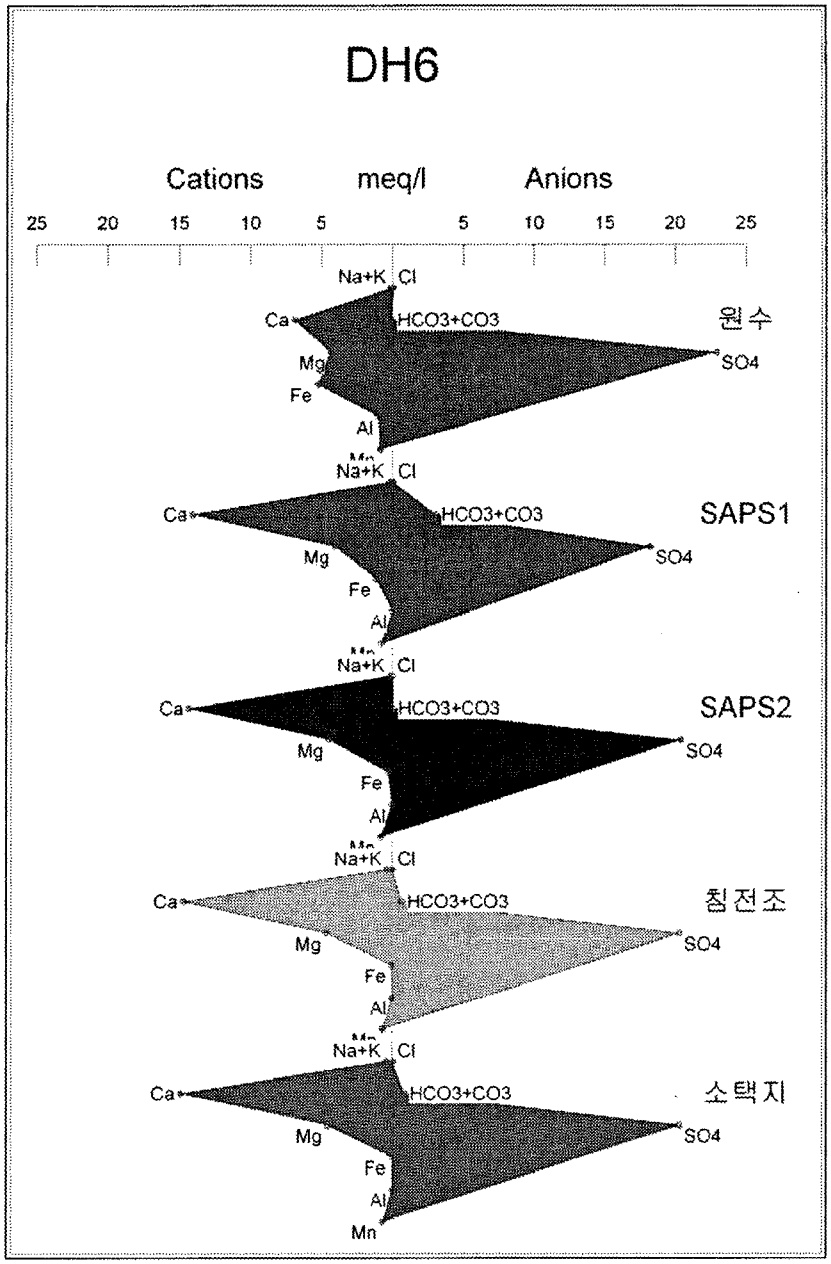

그림 6 동해 6 개 처리장 공정별 주성분의 Stiff diagram

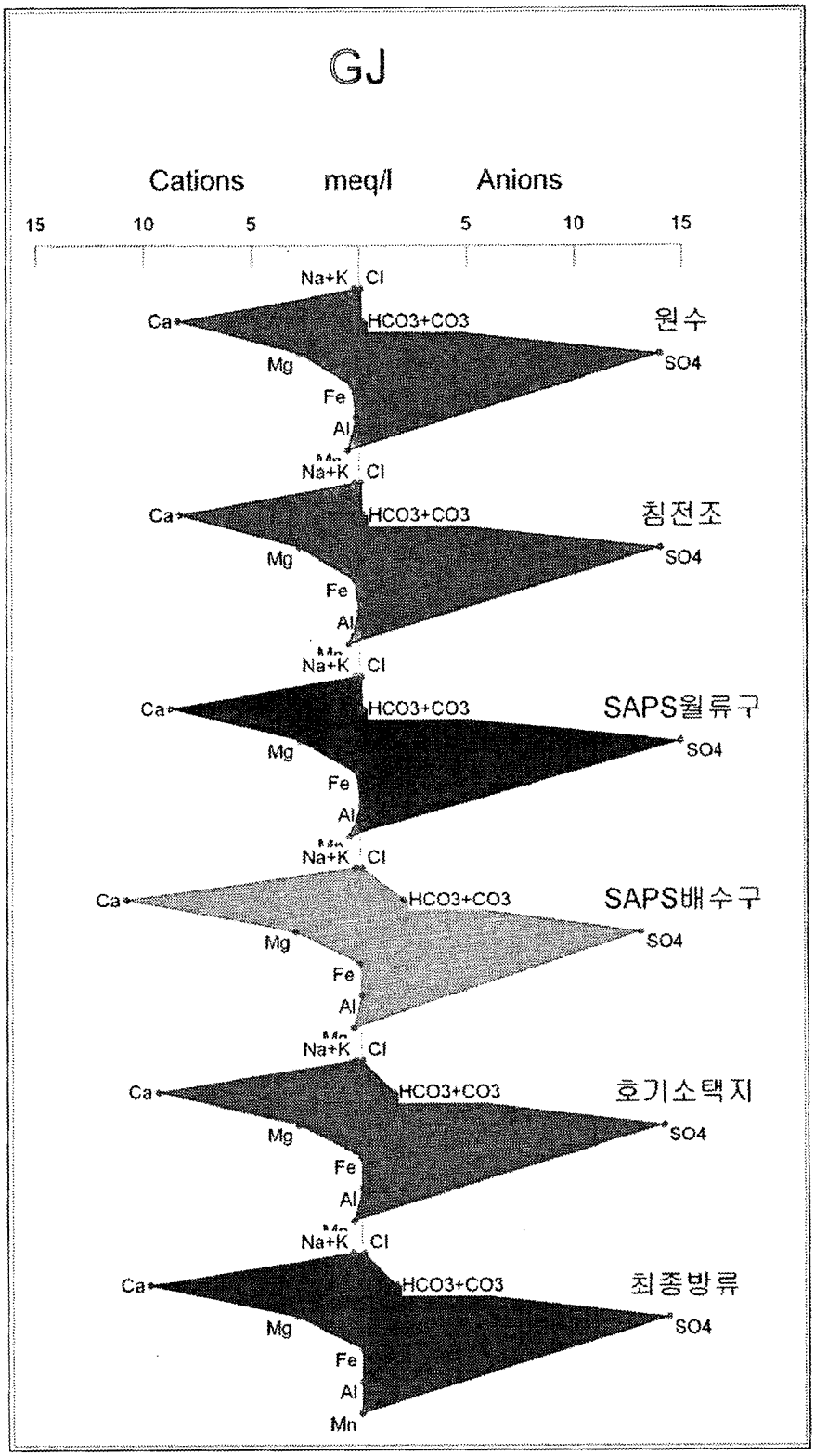

그림 7 갑정 광산 처리장 공정별 주성분의 Stiff diagram

13개 처리시설의 정화성능을 단위 면적당 계산하여 보면 다음과 같다.

1. SAPS 의 정화 성능

총 13개 처리시설중에서 SAPS 공정은 11개 포함되어 있었다. SAPS가 처리하는 1일 1m2 당 Fe의 제거량은 평균 4.2g 으로서 동해동 6갱 SAPS의 경우 최대 13.6g을 정화하여 최고의 정화성능을 나타냈다. 석공 함백 자미갱의 SAPS는 1일 m2 당 Fe을 0.07g 정화하여 성능이 가장 낮게 나타났다.

2. 침전조 정화 성능

총 13개 처리시설중 침전조(산화조)가 설치된 곳은 5개소 였다. 1m2 당 침전조가 정화하는 Fe의 양은 평균 4.75g 였다. 최대의 정화 성능을 보인 처리시설은 동해동 7갱의 침전조 였고 1m2 의 침전조가 1일 16.2g 의 Fe를 제거하였다. 그러나 영동탄광의 경우 1m2 의 침전조에서 2.10g 의 Fe 가 더 용출되었다. 영동탄광의 경우 침전조의 유입수량과 침전조의 설계용적을 고려하여 체류시간을 구해보면 약 12시간에 이른다. 그러나 조사당시 철수산화물이 침전조에 퇴적되어 체류시간은 1-2시간 정도로 단축된 상태였다. SAPS 조에 비해서 침전조의 정화성능은 편차가 매우 컸다.

3. 호기성 소택지 정화 성능

총 13개 처리시설에 호기성 소택지는 15개가 설치되어 있다. 1m2 당 호기성 소택지가 정화하는 Fe 량은 평균 0.43g 이었다. 평균값으로 할 때 단위공정중에서 가장 낮은 성능을 나타내었다. 호기성 소택지중 Fe 정화성능이 가장 우수했던 처리시설은 동해동 7 갱의 호기성 소택지였고 단위 m2 당 Fe를 1.7g 정화하였다. 그리고 호탄태백, 삼왕 920, 970 호기성 소택지에서는 Fe 가 재용출 하였다. 나머지 호기성 소택지의 Fe 정화 성능은 단위 m2 당 1g에서 0.01g 정도의 정화 성능을 나타냈다.

4. 혐기성 소택지 정화 성능

달성광산의 경우 SAPS 와 유사한 혐기성 소택지 3개가 설치되어 있다. 이들 혐기성 소택지의 단위 m2 당 Fe 정화 성능은 8.36g 으로 최대 10.46g을 정화하였다.

자연정화처리 공정중에서 재용출 현상의 유무, 정화효율의 범위 등을 종합적으로 평가하면 SAPS 공정이 Fe의 재용출 현상이 없고 성능면에서 편차가 적어 가장 안정적인 공정으로 판단된다 (표 5). 그림 6부터 그림 8 에 각 광산별로 Fe 의 정화효율이 공정별로 나와 있다. 그림 9부터 그림 11에 체류시간과 Fe 의 정화효율 관계가 점시되어 있다. 각 공정에서 공통적으로 체류시간이 길면 정화효율이 커지는 경향을 확인 할 수 있다.

표 5 자연정화처리시설 공정별 Fe 정화효율 비교

자연정화 처리시설 공정	Fe 정화효율($g/m^2/일$)	
	범위	평균 (n=개소)
침전조	-2.1~16.2	4.71(5)
SAPS	0.07 ~13.6	4.32(11)
호기성 소택지	-0.1~1.6	0.43(15)
혐기성 소택지	7.05~10.16	8.36(3)

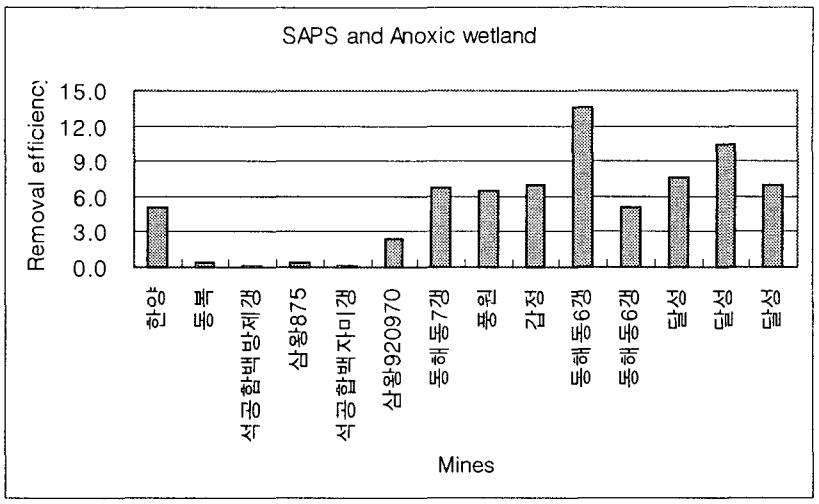

그림 6 혐기성 소택지의 Fe 제거율 비교(g/ m^2/일)

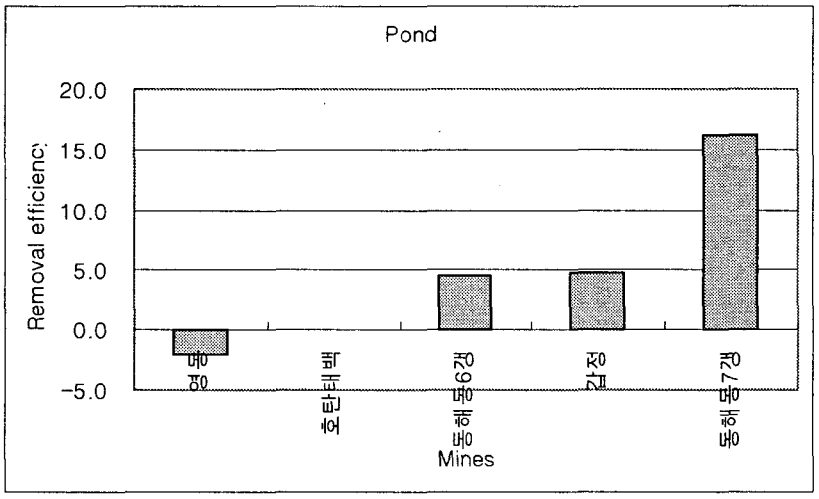

그림 7 침전조의 Fe 제거율 비교(g/ m^2/일)

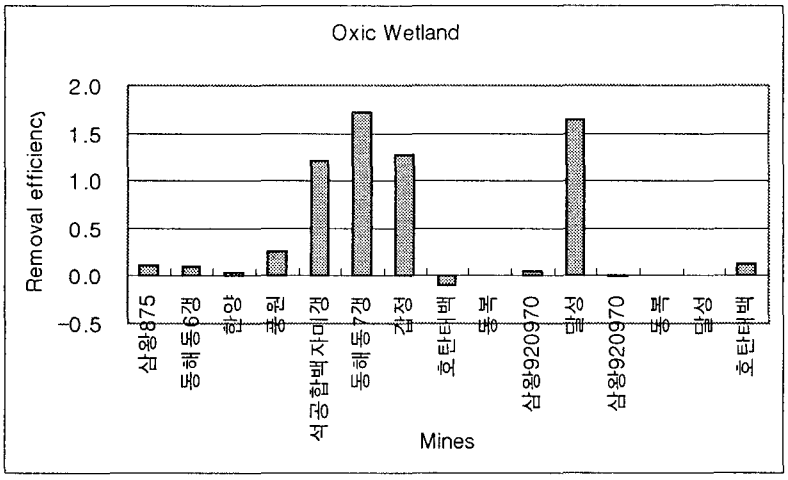

그림 8 호기성 소택지의 Fe 제거율 비교(g/ m^2/일)

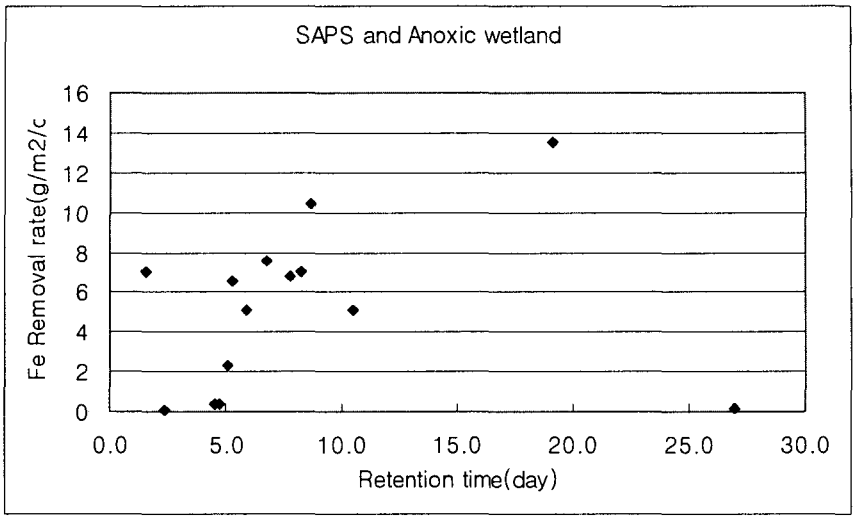

그림 9 SAPS 및 혐기성 소택지에서 Fe 정화와 체류시간 관계

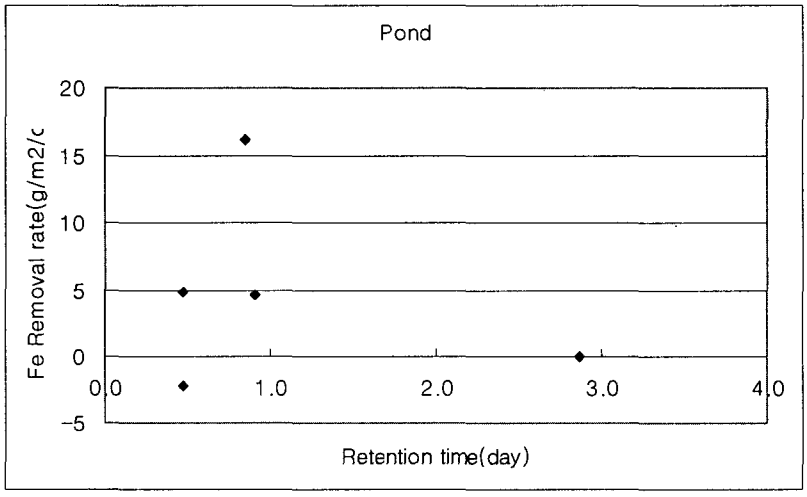

그림 10 침전조에서 Fe 정화효율과 체류시간 관계

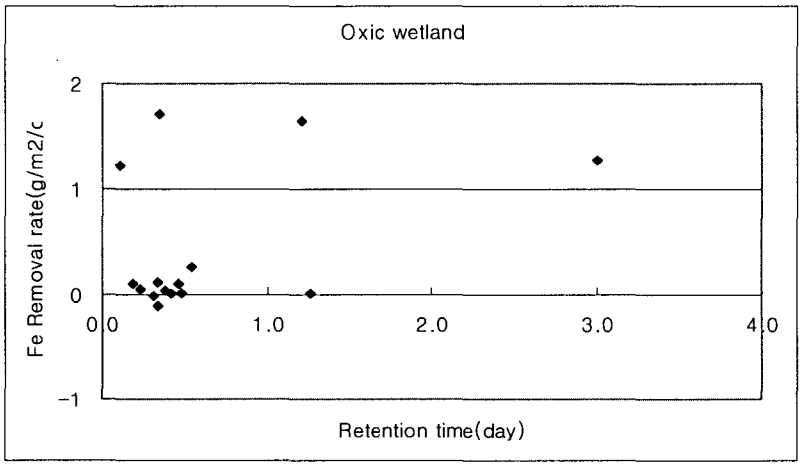

그림 11 호기성 소택지에서 Fe 정화효율과 체류시간 관계

3. 결론

폐광산과 관련된 환경문제 중에서 가장 대표적인 문제가 광산배수이다. 폐갱도 혹은 광산폐기물(광미 및 폐석) 적치장에서 유출되는 갱내수 및 침출수 등 광산배수는 산성수 이거나 혹은 중금속 성분 함량이 높아서 주변 환경을 심각하게 오염시킨다. 따라서 선진국에서는 이와 같은 폐광산 주변의 환경문제를 해결키 위해서 다양한 기술들이 연구 개발 적용되어 왔고 이를 해결키 위해 석회석 수로 혹은 습지를 인공적으로 조성하여 광산배수를 처리하는 자연정화법 등이 흔히 사용되어 왔다.

국내에서도 1980년대 말부터 많은 수의 석탄광이 폐광되면서 미처리 갱내수가 유출되어 폐광지역에서 환경오염 문제가 이슈화 되었다. 1990년대 중반부터 폐탄광 지역 갱내수 처리를 위해 자연정화처리시설들이 설치 운전되기 시작하였다. 국내 광산배수 자연정화처리시설은 SAPS, 침전조, 호기성 및 혐기성 소택지 등으로 구성되어 있으며 이들의 배열 순서 와 그 규모는 광산별로 다르다. 13개 광산배수처리시설을 조사한 결과 시설 면적은 최소 441m2부터 최대 5,504m2 였다. 처리시설로 유입되는 광산배수량은 43톤/일 부터 최대 2,000톤/일 범위였다. 자연정화 처리시설내로 유입되는 Fe, Al, Mn 오염 부하량(Metal Loading)은 1일 약 65g(호탄 태백)에서 최대 0.9ton(영동)에 달하고 있다. 유입수의 pH는 산성에서 약산성까지 였다.

처리시설 공정별로 광산배수의 평균 체류시간(Nominal detention time)은 침전조에서 0.6일, SAPS에서 8.5일, 호기성 소택지에서 0.6일 그리고 혐기성 소택지에서 7.9일로 추정되지만 실제체류시간은 슬러지 퇴적에 의한 수용적 감소 및 Channelling 현상 등으로 이보다는 작을 것이다. Hydraulic Loading Rate는 각각 1.1m/일, SAPS 에서는 0.6m/일, 호기성 소택지에서는 0.4m/일, 혐기성 소택지에서는 0.2m/일 로 나타나 단위 공정별로 광산배수 유입량이 차이가 나고 있다.

자연정화처리 공정별 Fe의 평균 자연 정화 성능은 혐기성 소택지, 침전조, SAPS 및 호기성 소택지순으로 나타났지만 SAPS 의 경우 Fe의 재용출 현상이 없고 성능면에서 편차가 적어 정화측면에서 보면 안정적인 공정으로 평가할 수 있다. Fe 에 대한 자연정화 성능을 SAPS, 침전조, 호기성 및 혐기성 소택지에서의 광산배수 체류시간과 비교한 결과 체류시간이 길수록 정화효율이 증대하는 추세가 확인된다.

최근에 폐광된 (주)삼탄 갱내수와 폐 금속광산 갱내수를 포함 시키면 1일 약 10만톤 수준의 갱내수가 폐광산 주변으로 유출될 것으로 추정되며 현재 약 30개 미만의 갱내수가 자연정화 방식에 의해서 처리되고 있다. 현재 자연정화처리방법은 필연적으로 정화처리시설 내부에 슬러지가 침전되어 정화능력이 감소하는 시스템이므로 지속적인 유지 관리가 필요하다. 아직도 미처리 개소가 상당수 남아 있고 향후에도 동일한 형태의 자연정화 처리시설이 설치될 예정이므로 자연정화가 장기간 지속될 수 있는 기술의 발전을 기대한다.

<참고문헌>

권광수, 민정식, 홍영국, 김성재, 이종림, 윤인주, 이재천, 정영욱, 1995, 달성광산 광해 방지시설 설치방안 조사연구 , 대구광역시 달성군청, p. 1-108

김갑수, 김광수, 이우근, 이현삼, 이재현, 안양헌, 노승철, 1988, 태백 광산지역 탄광폐수 처리시스템 개발, 건설부, p.1-119

박천영, 정연중, 최낙철, 강지성, 박신숙, 김성구, 2000a, 상동 폐탄광지역 광산산성배수와 증발광물에 대한 지구화학, 한국자원공학회지, Vol. 37., No. 4, p. 249-261.

박천영, 정연중, 강지성, 2000b, 화순 폐탄광지역 광산배수와 침전 및 증발잔류광물에 대한 지구화학적 및 광물학적 연구, 자원환경지질, Vol. 33, No. 5, p. 391-404

배봉구, 1996, 석탄산업합리화사업던의 광해복구 및 환경개선 사업활동, 대한자원환경지질학회 추계학술대회 논문집: 폐탄광 일대의 지질환경오염과 광해복구, 대한환경지질학회, p.2-15.

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

심연식, 2002, 폐탄광 갱내수 정화사업 추진현황과 대채, 광해방지 정책 및 기술 심포지움, 한국지질자원연구원, 2002, 7,1, p.97-108

이춘택, 유시영, 강창희, 이동찬, 이상권, 김호영, 1983, 광해(폐수) 방지를 위한 강릉탄전의 산성폐수화 방지 대책 연구, 한국동력자원연구소, 92-석탄자원-9-15, p.1-202

이춘택, 1984, 석탄광 산성갱내배수의 중화처리법에 대한 설계기준, 한국동력자원연구소, p.1-338

이부근, 송춘수, 강창구, 1984, 갱내수처리에 관한 경제성 연구, 대한석탄공사 기술연구소, Dc.C.R.I. No. 103, p.1-126

정영욱, 민정식, 권광수, 이현주, 1997, 광산폐수 정화용 소택지의 기질물질 효율성평가, 한국자원공학회지, Vol. 34, No. 2, p. 142-151

정영욱 등, 2001, 폐금속광산 환경오염 평가 및 정화기술 연구, 한국지질자원연구원 보고서, p. 198

Cheong, Y.W. and Thornton, I., 1994, Acid mine drainage and heavy metal contamination of stream sediments in the Okdongcheon stream, Sangdong area, South Korea, Econ. Geol. Vol. 27, No. 1., p. 101-113

Cheong, Y.W., Min, J. S., and Kwon, K. S., 1998, Metal removal efficiencies of substrates for treating acid mine drainage of the Dalsung mine, South Korea, J. of Geochem. Explor., Vol. 64, p. 147-152

Cohen, Ronard R.H. and Staub M.W., 1992, Technical Manual for the Design and Operation of a Passive Mine Drainage Treatment System, U.S. Bureau of Reclamation, 69p.

Darryl H. D., Robert S. H., Harry M. E. and Pamela E. M., 1992, Treatment of Metal-contaminated water using bacterial sulfate reduction : Results from pilot-scale reactors ; Biotechnology and Bioengineering, Vol. 40, p. 609-616.

George, R.W. and David, M.H., 1995, Limitations of Passive Systems for Treatment of Mine Drainage, 17th Annual Conference of the National Abondoned Mine Land Program.

Hedin, R. S., Hammack, R. W., Hyman, D. M., 1989, Potential importance of sulfate reduction processes in wetlands constructed to treat mine drainage. Lewis Publishers, Chelsea, Ml. p. 508-514.

Hedin, R.S., R.W. Nairn and R.L.P. Kleinmann, 1994, Passive Treatment of Coal Mine Drainage, U.S. Dept. of the Interior, Bureau of Mines, Information Circular 9389.

Hedin, R.S., 1994, Passive Treatment of Coal Mine Drainage, USBM, IC-9389.

Kleinmann, R.L.P. and Hedin, R.S, 1993, Treat mine water using passive methods, Pollution Engineering, Vol. 20, p. 20-22

Plewes, H.D. and McDonald, T., 1996, Investigation of chemical clogging of drains at Inco's Central area tailings dam in Tailings and mine wastes '96, A.A. Balkman, Rotterdam, p. 59-72

Yu, J.Y., 1996, Pollution of Osheepcheon creek by abandoned coal mine drainage in Dongygae area, eastern part of Samcheok coal field, Kangwon-Do, Korea, Environ. Geol., Vol. 27, p. 286-299

Yu, J.Y., Heo, B., 2001, Dilution and removal of dissolved metals from acid mine drainage along Imgok creek, Korea, Applied Geochem., Vol., 16, p. 1041-10