

광산매립지에서 중금속(As)의 용출특성에 관한 실험적 연구

한춘 · 서명조 · 윤도영 · 최상일 · 이화영* · 김성규* · 오종기*

광운대학교 화학공학과

*한국과학기술연구원 금속공정연구센터

Experimental Studies on Dissolution Characteristics of a Heavy Metal(As) in Mining Waste

Choon Han · Myoung Jo Seo · Do-Young Yoon · Sang Il Choi ·
Hwa Young Lee* · Sung Kyu Kim* · Jong Kee Oh*

Department of Chemical Engineering, Kwangwoon Univeristy, Seoul 139-701, Korea
*Metal Processing Research Center, KIST, Seoul 136-791, Korea**

ABSTRACT

This study investigates the contamination mechanism of soil by drainages including acid rains around mining waste sites, and suggests the quantitative methods of prevention against soil contaminations and its alternatives. For these purposes, the dissolution of arsenic in soils, which is one of toxic heavy metals, has been examined experimentally using the artificial acidic solution. Also, in order to prevent dissolution of arsenic by acid rain, the effects of limestone for the neutrality method on the soil were investigated. The arsenic in soil specimen was dissolved by strong acidic solution below pH1.0. The maximum amount of dissolved arsenic increased with decreasing pH value. Furthermore, it was found very effective to use limestones for the neutrality method. The neutralization of limestones in acidic solution was found to follow the equation of chemical reaction - controlling formulation in unreacted-core models.

Key word : acid rain, heavy metal dissolution, mining waste sites, unreacted-core model, limestone

요 약 문

본 연구에서는 광산 인근 토양에서 산성비를 비롯한 침출수에 의한 지하 환경 오염 메커니즘을 검토하고, 오염 방지 및 교정과 대안의 효과를 정량화 하기 위한 방안을 고찰하였다. 이를 위하여 중금속인 비소의 오염도가 높은 토양을 대상으로 인위적 산성용액에 의한 비소의 용출을 실험적으로 검토하였다. 한편, 산성 침출오염수에 의한 지하 환경의 오염을 방지하기 위하여 석회석을 활용한 토양의 안정화방법의 효과를 살펴 보았다. 오염된 시료토양에 포함된 비소는 pH 1 이하의 강산성 용액일수록 격렬히 용출되었으며, pH 값이 낮아질 수록 최대 용출량은 증가되는 것으로 나타났다. 석회석에 의한 토양 안정화방법은 매우 효과적이었으며, 석회석에 의한 산성용액의 중화반응 특성식은 미반응 핵 모델중에서 화학반응이 속도지배인 특성식에 잘 부합되는 것으로 보여진다.

주제어 : 산성비, 중금속 용출, 폐광산, 미반응 핵모델, 석회석

1. 서 론

산업발전의 원동력인 석탄 및 각종 지하자원을 공급하던 탄광 및 기타 금속광산등이 가채자원의 고갈, 채산성 악화 등의 이유로 상당수 폐광되었으나, 사후 관리가 이루어지지 않아 현재 환경오염의 원인으로 대두되고 있다.¹⁾ 특히 채굴된 지하자원중에서 유효광물을 분리한 후 폐기한 광미(tailing)는 중금속 함량이 토양보존법의 기준치를 크게 웃도는 경우가 많고 강수 등에 의해 지하수를 오염시키거나 오염물질이 다른 지역까지 이동하여 넓은 범위의 지역을 오염시키는 경우도 있다.¹⁾ 따라서 이러한 폐광산의 광미에 대한 사후관리가 요구되며 환경규제 강화에 대처하기 위해서는 적극적인 대책이 절실히 요구되고 있다.

이러한 폐광산의 복원을 위해서는 오염물질을 분리·제거하거나, 불용성 처리 및 독성 감소화 같은 토양 안정화 작업이 요구된다. 그러나 국내에서는 토양오염의 심각성에 대한 인식부족으로 구체적인 연구가 진행되지 않았으며, 최근들어

일부 연구가 진행되고 있으나, 토양오염물질 제거 또는 안정화에 대한 이론 정립이 이루어지지 않아서 실제 적용을 위해서는 많은 문제점이 있다. 환경공해에 대한 인식고조로 폐광산등의 토양오염에 대한 관심과 규제가 강화될 것으로 예상되고 있으며, 특히 폐광산등 토양에 함유되어 있는 각종 중금속(As, Pb, Cu, Cd, Cr, Hg 등)이 산성비에 의해 용출되어 지하수를 심각히 오염시키고 있고 이에 대한 대책이 시급히 요망된다. 이 중에서도 비소(As)에 의한 피해가 가장 우려되며 폐광산의 중금속 오염도가 토양보존법에서 규정한 기준보다 큰 지역에 대한 우선적 해결대책이 필요하다. 중금속 오염원의 하나인 광산은 구광도, 폐석 및 광미의 퇴적장으로부터 침출되는 산성 광산폐수(acid mine drainage, AMD)가 대기, 토양 및 수계를 통해 이동하여 지하수, 하천, 토양 및 농작물을 오염시키는 오염원으로 분류된다. 국외의 경우, 산성 광산폐수에 대한 연구는 이미 인공 습지대(wetland)를 통한 처리방안에 관한 연구에 이르기까지 수행되고 있다.¹⁾ 인공 습지대를 이용한 처리방법은 흙차, 식물에 의

한 중화, 여과, Fe-Mn 산화 박테리아, 황환원 박테리아 등에 의한 생물학적 전환, 그리고 황철석의 생성, 산화·환원 등의 지구화학적 제거 등에 의하여 산성 광산폐수 중의 유해한 원소들을 제거한다. 이 방법은 pH 2.7 정도까지의 산성폐수를 처리할 수 있으며 초기 건설비가 저렴하고, 운영비가 저렴하다는 장점이 있지만, 경사가 완만한 넓은 지역이 필요하고, 겨울에는 그 처리효과가 떨어지며, 야생동식물에 대한 영향에 대하여 아직 보고된 바 없다는 단점이 있다. 국내의 경우, 산성 광산폐수의 현황과 이와 관련된 철수산화물의 흡착특성에 관한 연구만이 일부 수행되어 있는 정도이다.^{2,3)} 이와같은 미약한 국내연구 현황에서도 산성 광산폐수의 특성 파악이 되지 않은 상태에서 연구가 수행되었거나, 경제성 측면에서 국내에 적용하기 힘든 인산염을 이용한 처리방안⁴⁾이 제시되는데 그쳤다. 최근 전국적인 산성 광산폐수의 현황조사 및 처리방안에 관한 연구가 수행되었으나 구체적인 해결방안보다는 일반적으로 알려진 해결방안의 소개에 그치는 경향이 있었다. 또한 각각의 방법은 적절한 목적에 의하여 일부 적용되어 효과적으로 채택되고 있으나, In-Situ 또는 Ex-Situ 공정상의 경제적인 측면을 고려하면 개선할 점이 많이 있다.

또한 산성침출수에 의한 토양 오염의 요인들은 광범위한 산성비에 의하여 비롯되는 경우가 근래에 들어서 자주 발생되고 있다. 산성비에 대해서는 1853년에 Robert Angus Smith가 영국 Manchester시 주변 빗물의 화학적 조성에 대해서 발표한 것이 처음인 것으로 알려져 있다.⁵⁾ 20세기에 들어서 대기화학과 분석화학의 획기적인 발전의 결과로 빗물의 산성도를 pH로 표현하기 시작하였다. 산성비의 원인 물질로는 이산화황과 질소산화물을 들 수 있는데, 이들 물질은 대기중에서 이동, 확산하면서 화학적·물리적 반응을 일으켜 황산, 질산으로 전이되면서 빗물

을 산화시킨다. 국내의 경우는 양이온 성분 즉, NH_4^+ , Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} , Na^+ 이 다량 함유되어 있고 이들 양이온이 일반적으로 초기 강우를 중화시키는 역할을 한다. 또한, 국내 산성비는 중국의 영향을 크게 받는다. 중국의 이산화황 배출량은 이미 동북아 지역의 80% 이상을 차지하고 있으며 10년 이후에는 현재의 2배가 될 것으로 예상된다. 따라서 중국의 대기오염물질이 국내에 유입되는 경우에는 현재보다 많은 양의 이산화황과 SO_4^{2-} 이온이 유입될 것으로 예상된다.⁶⁾ 이와같은 배경하에 본 연구에서는 광산지역의 토양에 대하여 산성 침출수에 의한 중금속의 용출 등 지하환경오염 현황을 검토하고, 용출억제를 위한 토양 중성화방안을 실험적으로 고찰하였다. 본 연구를 수행하면서 산성비의 As 용출특성 파악시 강산성비를 고려한 이유는 pH 3.0 이상에서는 산성비와 As의 반응속도가 너무 느려서 24시간의 반응시간 동안에도 As의 용출이 거의 없었기 때문이다. 따라서 pH 1.0 이하의 강산성비를 사용하여 용출특성을 파악한 후 As 용출억제를 위한 토양안정화 방안의 자료로 사용하고자 하였다. 중금속의 용출과 관련하여 맹독성인 비소의 용출반응특성과 용출억제를 위한 토양중성화방안으로는 경제성이 매우 높은 석회석을 활용하였다. 즉, 비소함유 오염토양층위에 석회석을 도포시킴으로써 산성비를 중화시켜 토양으로부터 비소용출을 억제시킬 수 있다. 이와같은 연구들은 토양내의 중금속 이동에 대한 최적 억제 조건 확립과 함께 토양 안정화 모델 개발로 조건별 중금속 억제 지속기간을 산출할 수 있을 것이다.

본 연구의 방법 및 결과들은 최근 사회적 관심을 유발시키고 있는 폐광 주변의 중금속 침출오염수 유출로 인한 환경 관리 방안으로서의 인근 토양오염을 억제하기 위한 공학적 자료확보에 있어서 중요한 역할을 하게 될 것이다.

2. 실험

2.1 시료의 광물학적 성분과 화학적 성분

본 연구에 사용된 시료는 경북 봉화군 법전면에 있는 다덕광산의 토양으로 본 맥은 열극을 충진한 석영맥으로 맥내에는 다양한 종류의 유화 광물들이 공존하며, 폐석에서 관찰되는 유화 광물들은 황철광, 황동광, 유비철광, 자류철광과 소량의 섬아연광 및 방연광이었으며 그 외 석영과 장석도 포함되어 있다. 토양의 화학적 성분은 Table 1에 나타나 있다. 또한 산성비 중화반응에 사용된 석회석은 97% 이상의 순도를 가지며 여분의 백운석, 실리카, 장석 및 점토 등으로 구성되어 있다.

2.2 실험 방법

인공산성비는 자연강우의 화학적 조성을 근거⁹⁾로 하여 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 0.94g, Na_2SO_4 0.96g, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0.71g, KNO_3 0.54g, $\text{Mg}(\text{NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 0.44g, $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 1.44g을 증류수 1l에 용해시켜 고농도의 원액을 제조하고, 이 원액을 200배 희석시킨후 황산과 질산 혼합액(황산:질산 = 3:1,w/w)으로 산도를 조절하여 제조(pH 0.1, 0.5, 1.0, 3.0, 5.0)하였다.⁹⁾ 비이커 및 뷰렛

등의 초자류는 Pyrex사 제품을 사용하였으며, 용매로는 이온교환수지를 통과시킨 탈염수(deionized water)를 사용하였다. 석회석은 입도별로 분급한 국내산 석회석을 사용하였으며, 토양은 다덕광산에서 채취한 시료를 분석한 결과, 5010ppm의 비소를 포함하며 51%가 -200mesh의 입도를 가졌다.

본 실험에 사용된 장치도를 Fig. 1에 도시하였다. pH meter(HANNA 8417)를 고정시켜 적절한 시간 간격으로 산도 변화를 측정하였으며, 완충용액으로 보정하여 사용하였다. 교반기(BARNSTEAD/THERMOLYNE, SP 46925)의 교반속도는 200 r.p.m.으로 일정한 속도를 유지하였다. 이때 각 인공산성비 1.5l에 오염토양 시료 25g을 혼합하여 batch 반응기내에서 교반하여 시간별로 시료를 채취후 ICP-AES(Perkin-Elmer, Plasma40)로 비소의 용출량을 계산하였다. 한편, 석회석의 반응 실험은 -200, -140/+200, -100/+140, -50/+100, -18/+50, -12/+18, -8/+12 mesh의 입도를 사용하였으며, 황산 수용액(pH 1.0, 3.0, 5.0) 1l에 석회석 10g을 혼합하여 반응기내에서 교반하여 시간별로 산도를 측정하여 석회석의 반응량을 계산하였다. Batch test에서 당량비를 1:1로 계산하여 실험하였을 때 As의 반응속도가 너무 느려서 산성비의 당량이 시료보다 10배 되는 과량의 혼합비로 실험을 수행하였으며, 석회석 반응실험에서는 용출실험과는

Table 1. Distribution of metals in various particle size groups of soil sample

	weight partial ratio	As (wt.%)	Cd (wt.%)	Cu (wt.%)	Pb (wt.%)	Zn (wt.%)	Total Cr (wt.%)	Total S (wt.%)
595 μm	5.7%	1.73	0.00026	0.050	0.30	0.080	0.0011	4.6
210 μm -	9.0%	0.38	0.00024	0.330	0.094	0.030	0.0020	1.0
105 μm -	22.0%	0.15	0.00028	0.007	0.047	0.016	0.0014	0.21
74 μm -	11.7%	0.28	0.00028	0.030	0.13	0.041	0.0031	0.61
37 μm -74 μm	16.6%	0.33	0.00028	0.016	0.21	0.045	0.0027	1.2
< 37 μm	35.0%	0.71	0.00030	0.017	0.72	0.110	0.0038	5.3

반대로 석회석과 황산용액이 급격하게 반응을 하기 때문에 석회석의 당량이 황산용액보다 10배 되는 과량의 혼합비로 실험을 수행하였다.

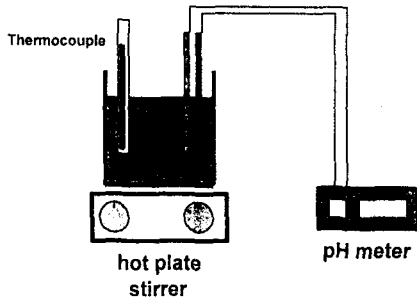


Fig. 1. Schematic diagram of experimental device.

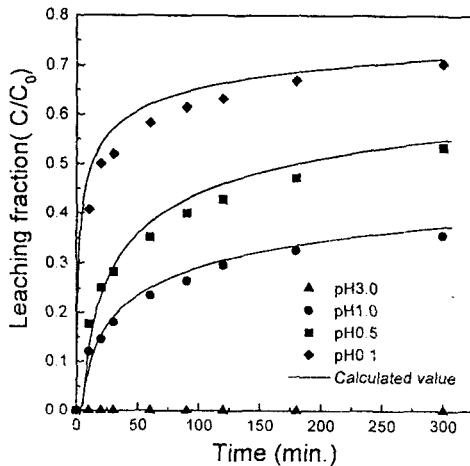


Fig. 2. Variation of As dissolution rate with respect to pH of artificial acid rain.

3. 결과 및 검토

3.1 토양내 As 용출특성

인공산성비에 대한 토양내 비소의 용출 특성 및 반응속도식을 계산하기 위하여 앞서 설명된 As 로 오염된 토양 25g 과 인공산성비의 pH 를 0.1, 0.5, 1.0, 3.0, 5.0으로 변화시키면서 실험하

였다. 반응을 개시한 후 각 농도별로 시간의 변화에 대한 농도변화를 조사하여, 그 결과들을 Fig. 2 에 나타내었다. 그림에 보이듯이 pH 3.0 이상의 약산성비에서는 비소가 거의 용출되지 않았으며, pH 가 1.0 이하에서만 반응이 이루어지고 있다.

반응이 진행되면 토양에 흡착되어 있는 As 가 점차 용출되어지는 특성들이 그림에서 자세히 나타나고 있다. 즉, 전반적으로 pH 가 낮아지는 강산 성용액일 경우에 토양에서 용출되는 As 의 분율이 증가되는 경향을 보여주고 있다. pH 가 비교적 큰 약산의 경우에는 반응성이 낮을뿐 아니라, 토양에 흡착되어 있는 As 를 탈착시키기 위하여는 보다 큰 산성용액의 조건이 필요함을 알 수 있다. 이 때 As의 화합물로 존재 가능한 arsenopyrite($FeAsS$)는 상평형도에 의하면 상온 ($25^{\circ}C$)에서 pH가 5이하일 때 pyrite(FeS_2), Fe, As 등으로 분해되므로¹¹⁾ pH 5.0이하의 본 실험 구간에서 $FeAsS$ 의 용해는 고려되지 않았다. As 의 용출시에 시간이 지날수록 용출된 분율은 일정한 값에 도달하고 있으며, 이는 주어진 pH 에 대하여 As 가 용출될 수 있는 한계를 보여주고 있는 것이다. 따라서 산성침출수의 pH 정도에 따라서 토양에서 용출될 수 있는 As 의 최대량을 가능할 수 있다. 이를 개략적으로 나타내면 Table 2 과 같다. 표와 그림을 종합하여 보면, pH 1.0 이하의 강산성비내에서는 비소의 용출속도는 빠르게 나타남을 알 수 있다.

이와같은 반응특성에 대하여, 관련 반응식의

Table 2. Reactivity of As in acidic solution and reaction constants

pH	Fraction of Maximum Dissolution	Reaction Constants	
		n	K
0.1	0.70	6.71	2.0817
0.5	0.52	6.13	1.0390
1.0	0.35	5.96	1.0249

유도를 위하여 비균일 반응 모델을 검토한 결과⁸⁾, 이 모델들에 의한 특성식에 부합하지는 않고 있다. 따라서 단순한 반응식의 유도를 모색하기 위하여, 높은 인공산성비 농도를 일정하게 유지한 상태에서 As의 농도를 일반적인 화학반응의 n차 반응식으로 가정하면 반응속도식은 다음과 같이 나타낼 수 있다.

$$\frac{dC_{As}}{dt} = -kC_R C_{As}^n = KC_{As}^n \quad (1)$$

여기서 C, k, K와 t는 농도, 반응속도상수, 길보기 반응속도상수와 시간을 각각 나타내고 있다. 각각의 pH 변화에 따른 K와 n을 최소자승법으로 구하여 Table 2에 나타내었다. 이와같은 상관값과 실험 결과의 비교가 Fig. 2에 나타나 있다. 그림에서 보듯이, 모델에 의한 계산 결과는 실험값과 잘 부합하며 상관계수는 0.99의 값을 갖는다. 이로부터 본 연구에서 채택한 오염된 토양에서 As의 용출속도는 대략적으로 6차반응임을 알 수 있다.

3.2 석회석의 반응 특성

석회석으로 인한 산성 침출수의 중화반응 특성을 알아보기 위해 입도별로 석회석 10g과 황산수용액(pH 1.0, 3.0, 5.0) 1l를 혼합하여 교반하면서 실험하였다. Fig. 3에 나타나듯이 황산수용액 pH 1.0의 조건에서 -8/+12 mesh일 경우 30분의 반응완료시간이 보이는 반면 -18/+50 mesh에서는 5분, -140/+200 mesh에서는 1분의 반응완료시간을 나타내었다. 즉, 입자가 작아질수록 입자의 핵까지 반응거리가 짧아지므로 황산속도가 점점 빨라져서 반응완료시간이 급격히 빨라졌다. 한편, Fig. 3과 비교하여 Fig. 4과 5에는 황산수용액의 pH를 변화시키면서 반응특성을 조

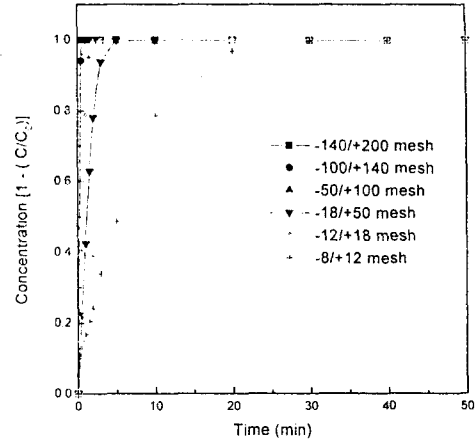


Fig. 3. Reaction of limestones in sulfuric acid(pH 1.0).

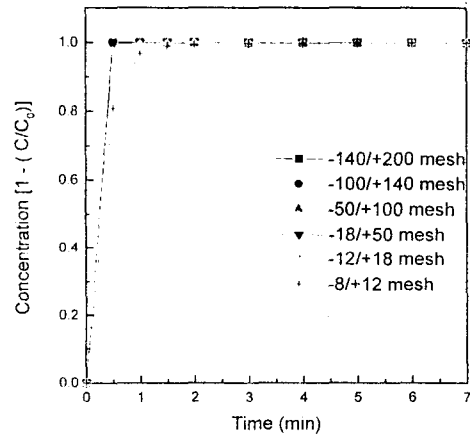


Fig. 4. Reaction of limestones in sulfuric acid(pH 3.0).

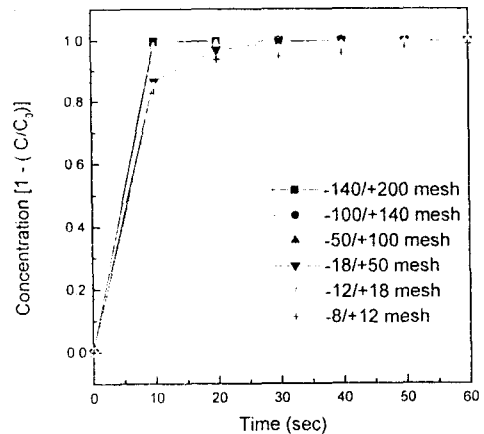


Fig. 5. Reaction of limestones in sulfuric acid(pH 5.0)

사하였다. Figs 3, 4, 5를 비교하면 전반적으로 황산 수용액의 pH가 증가함에 따라 급격히 반응 완료시간이 빨라지고 있다. 이는 pH가 증가하면서 황산 수용액의 농도는 급격히 줄어들었기 때문인 것으로 고려된다. 또한 pH가 높은 약산성 수용액일수록 석회석의 입도에 상관없이 산에 대한 석회석의 높은 반응성을 보여주고 있다.

인위적 산성용액과 중금속 또는 석회석과의 반응은 비균일상 반응(noncatalytic heterogeneous reaction)으로 해석가능하다. 이 반응들은 화학 반응이 일어나는 방식에 의해 잘 알려져 있는 미반응 핵 모델(Unreacted-core Model) 과 핵지름 수축 모델(Shrinking-core Model)으로 구분되어진다.^{7,8)} 이 중에서 미반응 핵 모델의 경우에는 반응의 율속단계가 유체막 확산, 재층 확산과 화학 반응인 각각의 경우에 대하여 특성식이 다르게 구성된다. 즉, 이 모델에서는 고체입자를 둘러싸고 있는 유체막에서의 유체확산, 입자내부나 외부에서의 다공성 생산층을 통한 유체확산 그리고 반응된 상과 미반응된 상 사이에서의 화학반응으로 나누어진다. 한편 핵지름 수축모델의 경우에도 율속단계가 화학반응과 유체막확산인 각각의 경우에 대하여 전환율 특성식이 다르게 유도되어진다.

이 중에서 미반응 핵모델중 화학반응이 율속단계인 경우에는 유체막과 재층을 통한 반응물의 확산에 비하여 화학 반응속도는 느리다. 반응의 진행에 재층의 존재가 영향을 미치지 않으므로 반응물질의 양은 미반응핵의 표면에 비례한다. 그러나 미반응된 core의 표면에서는 부분적으로 영향을 받는다. Levenspiel⁷⁾과 Mckewan¹⁰⁾은 이와같은 경우에 대하여 전환시간을 유도하여, 완전전환시간을 환산한후 반지름 감소 또는 입자의 전환율의 증가에 관한 식으로 유도하였다. 그 결과는 Table 3에 나타나 있다. 이외에 각각의 경우에 대하여 적당한 가정을 통하여 반

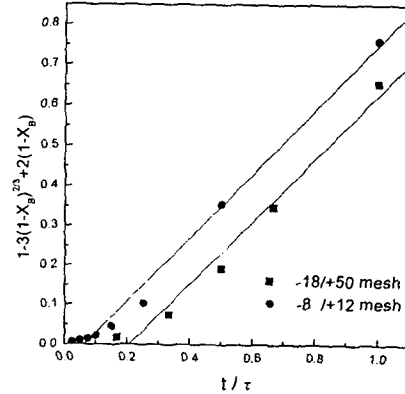


Fig. 6. Correlation of characteristic equation for diffusion-controlling reaction in ash layer among unreacted core models.

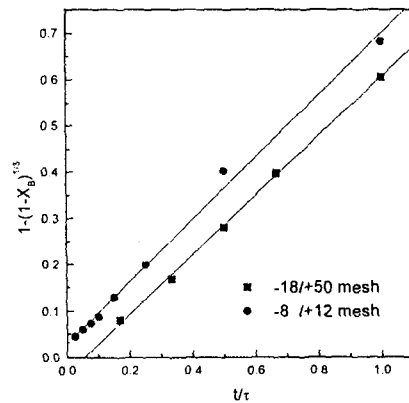


Fig. 7. Correlation of characteristic equation for chemical reaction-controlling reaction among unreacted core models.

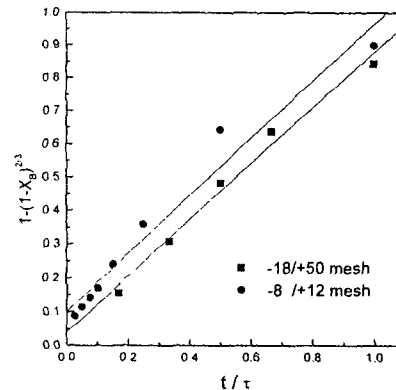


Fig. 8. Correlation of characteristic equation for diffusion-controlling reaction in fluid film among shrinking core models.

Table 3. Properties of characteristic equations of experimental data by linear regression

Reaction model and characteristic equation		particle size(mesh)	slope (b)	intercept (a)
Unreacted-core Model	diffusion in ash layer controlling $\frac{t}{\tau} = a + b \left[1 - 3(1-x_B)^2 + 2(1-x_B) \right]$	-18/+50	0.7877	-0.1623
		-8/+12	0.7992	-0.0502
	chemical reaction controlling $\frac{t}{\tau} = 1 - \frac{r_c}{R} = a + b \left[1 - (1-x_B)^{1/3} \right]$	-18/+50	0.6389	-0.0345
		-8/+12	0.6690	0.0298
Shrinking-core Model	diffusion in fluid film controlling $\frac{t}{\tau} = 1 - \left(\frac{R}{R_0} \right)^2 = a + b \left[1 - (1-x_B)^2 \right]$	-18/+50	0.8373	0.0386
		-8/+12	0.8606	0.1003

응 전환율에 관한 상관식이 유도되어지며, 그 전형적인 식들과 실험과의 비교를 Table 3에 나타나 있다.

한편, 본 연구에서 구해진 실험결과와 Table 3에 나타나 있는 모델식들과 적합성을 알아보기 위해 여러 가지의 조절단계를 간단히 선형화해서 도식화하였다. pH 3.0 과 pH 5.0 에서는 너무 빠른 반응속도를 보이므로 특성식을 찾기에 는 무리가 있기 때문에 pH 1.0으로 실험했을 때 의 -8/+12, -18/+50 mesh 입도의 전환율을 가지 고 각각의 경우에 대해 Fig's 6, 7, 8로 도식화 하였다. 이들 자료로부터 반응 시간별 전환율을 측정하여 계산값과 측정값의 오차가 최소값을 갖도록 하는 linear regression 법으로 기울기와 절편의 미지수를 결정하였다. 그 결과들은 Table 3에 나타나 있다. Fig's 6, 7, 8 과 Table 3에서 미반응 핵 모델중 화학반응이 속도지배인 특성식이 가장 적절하게 선형화가 되었으며 그 때의 상관계수(γ)는 0.983으로 잘 부합되는 것 으로 나타났다.

4. 결론

환경공해에 대한 인식고조로 폐광산등의 토양 오염에 대한 관심과 규제가 강화되고 있어 토양에 함유되어 있는 중금속인 비소가 산성비에 의

해 용출됨으로써 지하수를 심각히 오염시키고 있어 본 연구에서는 인공산성비에 의한 비소의 용출현상 규명, 석회석과 황산용액의 pH별 반응특성 및 모델 특성식 규명하였다. 그 결과 pH 3.0이상의 약산성비에서는 비소가 거의 용출되지 않았으며, pH 1.0이하의 강산성비내에서 비소의 용출속도는 빨랐다. 비소 용출속도에 대한 반응식은 실험치들로 모사시 6차반응을 보여주는 것으로 나타났다. 석회석을 비소로 오염된 토양위에 도포시킴으로써 산성비를 중화시켜 비소의 용출을 억제할 수 있다. 이 때, 석회석의 반응 특성은 입자가 작아질수록, 황산수용액의 pH가 높아질수록 반응완료시간이 급격히 빨라졌다. 반응 특성식은 미반응 핵 모델 중 화학반응이 속도지배인 특성식과 잘 부합됐으며, 입도가 -18 / +50, -8 / +12 각각의 기울기는 0.6389, 0.6690 이었다. 본 연구를 통하여, 광산 폐기물 매립지 주변에서 산성용액에 의한 비소의 용출현황을 실험적으로 조사하였으며, 산성침출수에 의한 토양오염 및 중금속 용출을 억제하기 위한 방안으로 석회석의 중성화에 따른 효과들을 검토할 수 있는 교두보를 마련하였다. 이를 기초로하여, 토양오염에 대한 흡착 및 이동현상에 따른 효과들을 엄밀히 예측하여 2차적인 처리방안들이 고려되어야 할 것이다.

참고 문헌

1. Eger, P., Wagner, J. R., Kassa, Z. and Melchert, G. D., The 3rd International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, pp.80-88 (1994).
2. 오대균, 김정엽, 전효택, "동해탄광 주변 산성 광산폐수와 하상퇴적물의 지구화학", 자원환경지질, 28, pp.213-220 (1995).
3. 유재영, 최인규, "태백 탄전 지대의 비정질 철 수산화물에 대한 희귀 원소의 흡착", 지하수환경, 1, pp.23-32 (1994).
4. 최정찬, West, T. R., "Evaluation of Phosphate Pebble as a Precipitant for Acid Mine Drainage Treatment", 지하수환경, 1, pp.16-22 (1994).
5. Record, F.A., Bubenick, D.V. and Kindja, R.J., Acid Rain Information Book, Noyes Data, Corp., Park Ridge, NJ (1982).
6. 박성배, 김민영, 김광진, 이승천, 이상열, 임채극, "서울지역 산성 강하 현상에 관한 연구", 서울특별시 보건환경연구원보, 30, pp.182-187 (1994).
7. Levenspiel, O., Chemical Reaction Engineering, 2nd Ed., John Wiley, New York (1972).
8. Mohammad, F. H. and El-Shawaby, S. I., "Dissolution Kinetics of Iron Oxide from Egyptian Clays in Sulfuric Acid", World Congress III of Chemical Engineering, IV, 9a-115 (1986).
9. 김동호, 임수길, 이민효, "산성강화물 피해상상지역 산림토양의 이화학적 특성과 산성우에 의한 이들 토양의 화학적 변화", 한국토양환경학회 추계학술 논문집, pp.140-143 (1996)
10. Mckewan, W. M., Tr. Met. Soc. A.I.M.E., 212, 791 (1958)
11. Reddy, R.G., Hendrix, J.L. and Queneau, P.B., Arsenic Metallurgy Fundamentals and Applications, A Publication of The Metallurgical Society, Inc., pp.61-63 (1988)