한국지하수토양환경학회지 Vol. 12, No. 4, pp. 72~77, 2007 ≪原著≫

중금속으로 오염된 토양의 고정화 영향인자에 관한 연구

황안나 · 나승민 · 김지형*
고려대학교 건축사회환경공학과

A Study of Influence Factors for Immobilizing Heavy Metals in Contaminated Soil

Anna Hwang · Seungmin Na · Jeehyeong Khim*
Department of Civil, Environmental and Architectural Engineering, Korea University

ABSTRACT

Soil contamination by heavy metals was environmental concern due to its effect on human. In this study, monopotassium phosphate (KH_2PO_4) used as phosphate source to remediate the contaminated soil with heavy metals and factors such as reaction time, initial concentration and pH of phosphate solution, species of heavy metal (lead, cadmium, zinc) and particle size were controlled. Heavy metals were removed in the order Pb > Zn > Cd and the maximum effectiveness was achieved for Pb. The removal efficiency of lead was from 95% to 100% and occurred rapidly occurred during 10 minutes. Mechanism of lead immobilization is dissolution of phosphate and the forming of a new mineral with phosphate having extremely low solubility.

Key words : Heavy metal, Monopotassium phosphate, Immobilization, Lead, New mineral

요 약 문

중금속으로 인한 토양오염은 인간에게 치명적인 영향을 끼치기 때문에 환경적인 관심사가 된다. 이 연구에서 인산2수소칼륨(KH_2PO_4)은 중금속으로 오염된 토양을 복원하기 위한 소스로 사용하였고 영향인자로서 반응시간, 인산염 용액의 초기농도와 pH, 중금속 종류(납, 카드뮴, 아연), 토양입경을 고려하였다. 중금속은 납 > 아연 > 카드뮴 순으로 제거되었고, 납에서 최대효과를 얻을수 있었다. 납의 제거효율은 95%에서 100%였으며, 반응은 10분동안 신속하게 일어났다. 납의 제거율은 95%에서 100%였고, 반응은 10분 동안 신속하게 일어났다. 납고정화 매커니즘은 인산염의 용해와 매우 낮은 용해도를 갖고 있는 새로운 광물질을 형성한다는 것이다.

주제어 : 중금속, 인산2수소칼륨, 고정화, 납, 새로운 광물질

1. 서 론

최근 산업발달과 도시화로 인한 환경오염은 날로 심화되고 있으며, 그 중 중금속 오염문제는 휴·폐광산, 철도 및 산업시설 및 군사기지, 산업시설부지에서 많이 발생하고 있다. 토양·지하수 내에 존재하는 중금속은 일반적인 처리방법으로 더 이상 분해되지 않으며, 미량으로도 그 독성이 매우 크므로 이러한 중금속의 유출은 생태계에 심각한 타격을 줄 뿐만 아니라, 인간에게 미치는 위해성 또한 높다.

중금속으로 오염된 지반을 복원하기 위한 공법에는 토양세척법 (Shin et al., 2005; Mulligan et al., 2001), 고형화법 (Malviya et al,, 2006; Rha et al., 2000; Park et al., 2000), 식물정화법(Clemente et al., 2006; Wu et al., 2004; Chena et al., 2004)등이 있다.

고형화법은 시멘트와 같은 바인더(binder)를 오염토양과

*Corresponding author : hyeong@korea.ac.kr
원고접수일 : 2007. 3. 20 게재승인일 : 2007. 7. 23
질의 및 토의 : 2007. 10. 31 까지

혼합시켜 오염토양을 물리적으로 안정한 상태의 고화체로 만드는 동시에 오염물질의 이동을 물리적으로 구속시키거나 고화제와의 화학반응에 의해 토양 내 오염물질의 독성과 이동성을 감소시키는 방법이다. 이 방법은 오염토양에 적용할 경우 특정 오염물질에 대해서 안정화가 잘되지 않으며, 토양의 물성을 변화시킴으로써 처리 후 토양의 활용성을 저감시킨다는 문제점을 가지고 있다. 식물정화법은 식물을 이용하여 오염물질을 흡수축적하거나 안정화시킴으로써 토양 내 오염물질을 제거하는 기술로 처리비용은 저렴하나 처리기간이 길다는 문제점을 안고 있다(이의상, 2004).

이처럼 기존의 기술은 처리기간이 길고 비용이 비싸기 때문에 경제적이지 못하다. 고정화 기술은 다양한 인산염을 주입하여 토양 중의 중금속과 매우 안정한 불용성 화합물을 형성함으로써 중금속의 이동성을 크게 낮추는 기술이다. 이것은 환경적으로 가장 무해하고, 시간적 · 처리효율적으로 가장 경제적인 방법이라 할 수 있다. 또한 인산염과 중금속의 반응은 초, 분 단위에 반응이 끝나는 매우 빠른 반응으로(Ma et al., 1994; Chen et al., 1997) 처리즉시 효과가 나타난다는 장점이 있다. 인산염을 이용하여 중금속 고정화시키는 과정은 다음과 같다.

- Dissolution process

$Ca_{10}(PO_4)_6(OH)_2$ (Solid) + $14H^+(aq) \Leftrightarrow 10Ca^{2+}(aq) + 6H_2PO_4^-(aq) + 2H_2O$

- Precipitation process

$10Pb^{2+}(aq) + 6H_2PO_4^-(aq) + 2H_2O\ Pb_{10}(PO_4)_6(OH)_2$ (Solid) + $14H^+(aq)$

인산염이 용해되어 중금속과 반응하여 용해도가 매우 낮은 새로운 광물(($Pb_5(PO_4)_3OH$(s) $K_{sp} = 10^{-76.8}$, $Zn_5(PO_4)_3OH$ (s) $K_{sp} = 10^{-63.1}$, $Cd_3(PO_4)_2$(s) $K_{sp} = 10^{-38.1}$)을 형성하여 중금속을 고정화시킨다(McGowen et al., 2001; Basta and McGowen, 2004).

이 실험에서는 중금속으로 오염된 토양의 고정화 효율에 미치는 영향인자를 알아보기 위하여 액상 인산염 농도 및 반응시간, 액상 인산염 초기 pH, 중금속 종류, 토양입경을 검토하였다.

2. 재료 및 방법

2.1. 대상시료

화강 풍화토를 70°C에서 24시간 건조한 후, 표준체를 사용하여 2 mm 이하 입도(10 mesh)로 분류하여 사용하였다. 분류된 시료는 토양(무게, g) : 질산납수용액(부피, mL) 비를 1 : 2로 하여 한달 간 오염시킨 후 다시 70°C에서 24시간 건조시킨 후 안정화실험에 사용되었다.이 연구에서는 토양 내 중금속과 액상 인산염의 반응 시에 영향을 줄 수 있는 인자들을 대상으로 다음과 같이 수행되었으며 인산염으로는 인산2수소칼륨(KH_2PO_4)을 사용하였다. 이 실험에서의 고정화반응은 인산2수소칼륨을 증류수에 용해시켜 토양(무게, g):인산염수용액(부피, mm)의 비율을 1 : 2로 하였고, 회전추출장치에서 30 rpm으로 혼합시키며 고정화 반응을 수행하였다.

2.2. 인산염 수용액의 초기농도

중금속과 수용성 인산염의 반응 시 최적농도를 알아보기 위하여 수행하였고 현장 적용시 경제성을 평가하는데 중요한 인자이다. 인의 몰농도([P])는 토양내 인위적으로 오염시킨 납에 이론적으로 반응하는 몰비인 [P/Pb] = 0.6을 기준으로 이 값이 0, 0.5, 0.75, 1, 1.25 및 2가 되도록 하여 실험하였다.

2.3. 반응시간

오염토양 내 중금속과 수용성 인산염이 반응하여 불용성 금속인산염을 형성하는데 필요한 반응시간을 알아보기 위하여 수행하였으며, 반응시간은 현장 적용 시 중요한 인자로 작용할 수 있다. 실험은 인위적으로 오염시킨 토양 내 납의 농도 및 전함량 분석을 통한 현장 토양시료 내 중금속의 농도를 구한 후, $[P_{Dose}] = 0.25, 0.5, 1$에 해당하는 인산염의 양을 기준으로 변화시킨 $[P_{Dose}]$에서 고정화 실험을 수행하였다. 반응시간 0, 5, 30, 60 및 300분(min)에서 중금속의 양을 분석하였다. 여기서 $[P_{Dose}]$는 다음과 같은 식으로 나타낼 수 있다.

$$[P_{DOSE}] = \frac{[P/Pb]_{applied}}{[P/Pb]_{stoichimetric}} = \frac{[P/Pb]_{applied}}{0.6}$$

2.4. 인산염 수용액의 초기 pH

초기 토양의 pH가 중금속과 인산염의 반응 시 중금속의 고정화에 어떠한 영향을 미치는지 알아보기 위하여 납을 인위적으로 오염시킨 토양에 실시하였다. 토양에 가해지는 인산염수용액의 pH는 1N 염산과 0.1N 수산화나트륨을 이용하여 유리막대로 저어주면서 방치한 후 pH미터를 이용하여 3, 5 및 8로 조절하였다.

2.5. 중금속(Pb, Zn, Cd) 종류

2 mm 이하 입도로 분류된 화강 풍화토를 납, 아연, 카

드뮴으로 토양(무게, g) : 수용액(부피,mL-KANTO Chemical) 비를 1 : 2로 하여 한달 간 오염시킨 후 다시 70°C에서 24시간 건조시킨 시료에 [P_{Dose}] = 0.25, 0.5, 1에서 5, 10, 30, 300분간 고정화 실험을 수행하여 각 중금속별 처리특성을 알아보았다.

2.6. 토양입경

서울 목동지역에서 채취한 화강 풍화토를 입경에 따라 나누었다. 각 입경별 시료를 3,000 mg/kg 납으로 토양(무게, g) : 증류수(부피, mL) 비를 1 : 2로 풍화토를 토양 입경이 #3.5~10, #10~40, #40~60, #60~100, #100~200 및 #200 이하의 범위로 하여 30 rpm으로 일주일간 혼합한 후 한달간 방치시킨 시료를 고정화 실험에 사용하였다. 고정화는 [P_{Dose}] = 0.5를 가하여 10, 30, 300분(min)동안 실험하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 인위 오염된 토양의 물리 · 화학적 특성

대상토양시료의 기본적인 성질을 알아보기 위해 pH, 유기물 함량(Organic Matter Contents), 입도분포, 수분함량 등을 측정하였고, 그 결과를 Table 1에 나타내었다. 또한, 오염된 토양의 입도를 분석한 결과 통과량 10%에 해당하는 유효입경(D10)이 0.032 mm로 실트에 해당하는 크기이며 흙 입자의 크기가 대체적으로 작다는 것을 알 수 있었다. 유효입경이 작을수록 평균입경이 작아지기 때문에 상대적으로 비표면적이 증가하여 인산염 용액과의 접촉 면적이 증가해 중금속 고정화가 더 잘된다고 판단된다.

3.2. 인산염 수용액의 초기 농도

인산염의 주입농도에 따른 중금속 고정화율을 알아보기 위해 3,000(mg/kg soil)의 납으로 인위 오염시킨 토양을 대상으로 실험하였다. 납으로 인위오염 시킨 토양을 TCLP (Toxicity Characteristic Leaching Procedure, EPA method 1311) 시험법으로 용출 시켰다. TCLP방법은 매립지 등에서 중금속의 이동성(mobility) 등을 평가할 때 사용되는 방법으로, 중금속을 포함한 폐기물이 일반 폐기물과 같이 매립된 상황에서 발생할 수 있는 가장 심각한 중금속 용출 정도를 재현할 때 사용된다. 사용되는 추출용매는 주로 pH 4.98의 완충 능력이 있는 유기산 용액이 사용되며, 추출 대상이 매우 높은 알카리 성질을 띄고 있을 때는 pH 2.88의 용매가 사용된다(Wang et al., 2001; Theodoratos et al., 2002).

Table 1. Physico-chemical characteristic of contaminated soil

Moisture content (%)	Organic matter content (%)	pH
10.2	27.8	5.6

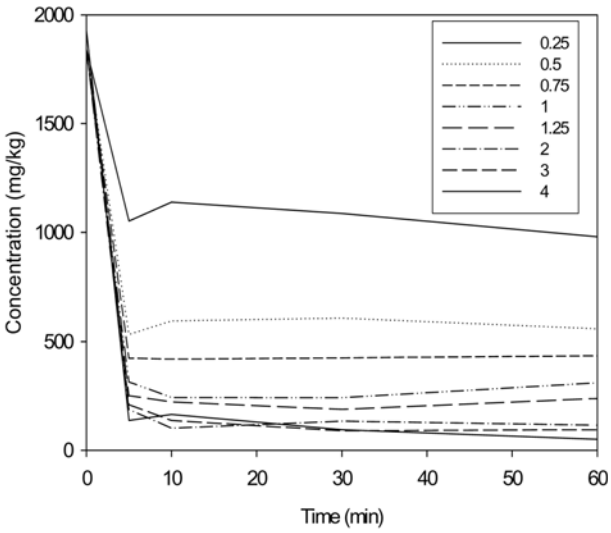

Fig. 1. Leaching concentration of lead after TCLP test with various [P_{Dose}].

각각 92.15 mg/kg, 75 mg/kg 로 납에 관하여 TCLP 용출농도가 높게 나타났다. 따라서 최대처리량을 나타내는 TCLP 용출농도를 기준으로 주입할 인산염의 농도를 결정하였고 시간에 따라 그 결과를 알아보았다.

더해진 인산염의 농도는 이론적으로 고정화 반응에 참여하는 몰비인 [P/Pb] = 0.6을 기준으로 [P_{Dose}]를 다음식과 같이 정의하였고 [P_{Dose}] 값이 0, 0.25, 0.5, 0.75, 1, 1.25, 2, 3 및 4가 되도록 하여 고정화 시험을 실시하였다.

인산염을 주입한 후, 5, 10, 30, 60분(min)반응기간 동안 각 농도별/시간별로 얼마큼 고정화가 이루어졌는지를 고정화 후 TCLP 시험법으로 용출 시험을 실시하였고, 그 결과를 Fig. 1에 나타내었다. 주입한 인산염의 농도가 증가 할수록 용출되는 납의 농도가 감소됨을 알 수 있다. 오염된 토양의 중금속 처리율은 최저 인산염과 최고 인산염 주입량을 비교(P = 0.25/4)할 때 약 50% 이상 차이가 발생했으며, 따라서 주입하는 인산염의 농도가 증가 할수록 고정화 후 용출되는 중금속 농도는 감소됨을 알 수 있다.

3.3. 반응시간

인산염과 중금속의 고정화 반응은 초기 짧은 시간에 이루어지며, 시간 변화에 따른 다양한[P_{Dose}]의 결과를 Fig. 2에 나타내었다. [P_{Dose}] = 0.25~2일 경우, 초기 10분 내에

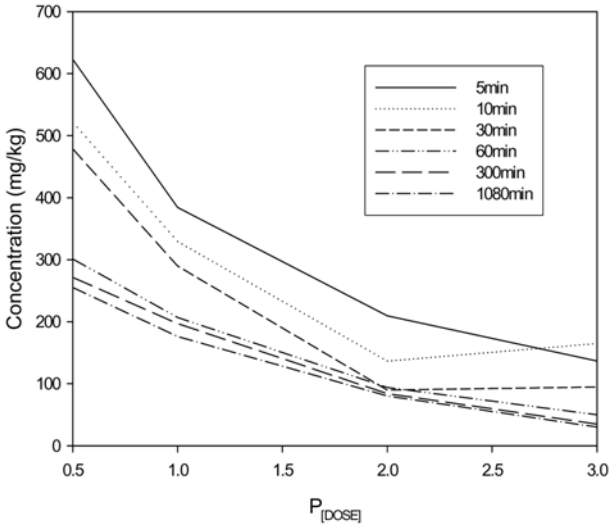

Fig. 2. Leaching concentration of lead after TCLP test with various reaction time.

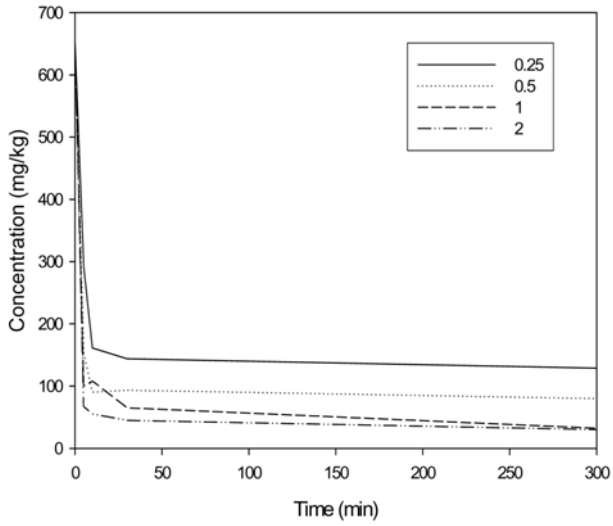

Fig. 3. Leaching concentration of zinc after TCLP test with various [P_{Dose}].

반응이 이루어지며 특히 5, 10, 30분은 초기 주입된 인의 양에 따라 일정한 감소량을 보이는 반면에 60분 이후로는 주입된 인의 농도에 별 차이 없이 일정하다. [P_{Dose}] = 3일 경우, 10분 이내에 반응이 이루어지며 30분 이후에 일정한 고정화율을 보인다.

3.4. 중금속별 용출특성

납 3,000 mg/kg, 카드뮴 150 mg/kg 및 아연 10,000 mg/kg으로 각각 인위 오염시킨 토양시료를 대상으로 각각의 고정화율을 비교하였다. 각 시료를 TCLP방법으로 용출시킨 결과 납 96.5 mg/kg, 아연 32.7 mg/kg, 카드뮴 0.71 mg/kg 용출되었다.

아연과 카드뮴 역시 인산염의 농도에 따른 중금속 고정화율을 알아보기 위해 주입된 인산염의 농도를 이론적으로 고정화 반응에 참여하는 몰 비율인 [P/Pb] = 0.6을 기준으로 P = 0.25, 0.5, 1, 2이 되도록 실험 하였다. 이때 주입된 인산염의 농도는 위 TCLP 용출 농도 기준으로 주입하였다. 인산염을 주입한 후 고정화 되는 시간은 0, 5, 10, 30, 300분(min)동안 관찰 하였으며, 고정화 정도를 알아보기 위해 TCLP 용출시험을 실시하였고, 이러한 결과는 Fig. 3와 Fig. 4에 나타내었다.

아연의 경우 초기 용출농도가 655.6 mg/kg으로 고정화 후 용출된 아연의 농도는 인 주입량이 증가함에 따라 비례적으로 증가하였고, 약 70~95%가 고정화되었다. 카드뮴 역시 초기 용출농도가 14.2 mg/kg으로 [P_{Dose}] = 3에 30분 이후의 고정화 반응으로 고정화율이 전체 40~95%의 광범위한 제거효율을 보였다. 아연은 P가 0.25부터 2

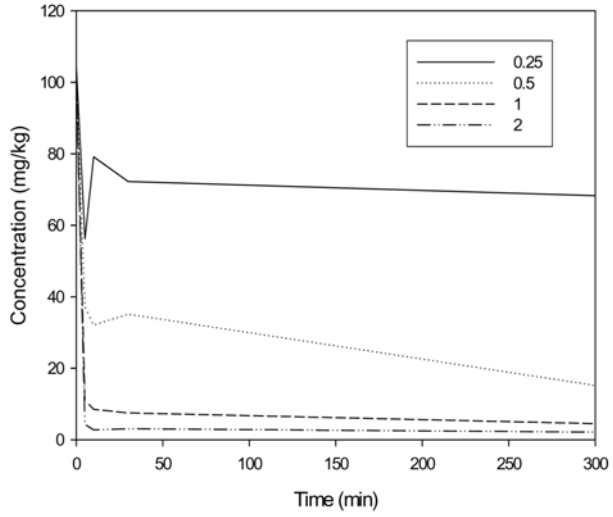

Fig. 4. Leaching concentration of cadmium after TCLP test with various [P_{Dose}].

까지 오염기준 이하로 용출되지만, 초기 5분 안에 80% 이상의 제거율을 보이기 위해서는 P = 0.5일 때 30분간 고정화 반응을 가져야 한다. 반면에 카드뮴은 P = 3일 때 30분간 고정화 반응이 필요하다.

용출 실험 결과 고정화 정도는 Pb > Zn > Cd이었고, 이러한 결과는 Table 2에 나타내었다. Basta(2004)와 McGowen(2001)에 의하면 인산염과 중금속이 반응을 했을 때 새로운 광물이 생성되는데 이것은 중금속의 종류에 따라 달라지는데, 생성된 광물질의 용해도적이 납의 경우 $Pb_5(PO_4)_3OH(s) = 10^{-76.8}$, 아연의 경우 $Zn_5(PO_4)_3OH\ (s) = 10^{-63.1}$, 카드뮴의 경우 $Cd_3(PO_4)_2(s) = 10^{-38.1}$이기 때문에 고정화 정도가 Pb > Zn > Cd 인 것으로 판단된다.

Table 2. The result of TCLP test

		Pb	Zn	Cd
Concentration (mg/kg)	Contaminated soil	3,000	10,000	150
	After TCLP testing	1930	655.6	14.2
[P_{Dose}] = 3 (30 min.)		85.74	47.12	1.42
Immobilization (%) (after 30min.)		95	92	90

Table 3. The leaching concentration of lead after immobilization process with various pH

pH	Initial	3	5	8
	After immobilization	6.2-6.6	6.6-6.8	7.1-9
Leaching conc. of lead (mg/kg)		0.030	0.032	0.039

3.5. 인산염 수용액의 초기 pH

초기 인산염 수용액의 pH가 3, 5 및 8일 때 3,000 mg/kg 납으로 오염된 토양을 [P_{Dose}] = 0.5에서 10분간 고정화 시킨 결과를 Table 3에 나타내었다.

각기 다른 조건에서 pH 고정화 반응을 실시한 후, 측정한 pH는 6.6 ~ 9범위로 나타났다. Pb는 이 pH 범위에서 일정한 불용성 상태를 가지게 되므로 고정화 후 용출농도 차이는 크지 않은 것으로 판단된다. 이러한 내용은 Chen et al.(1997)도 고정화 후 pH범위가 6.6에서 6.8일 때 HF(Hydroxyl fluoropyromophite)이 형성되고 pH 7.1에서 10.6일 때 CHF(Carbonate hydroxyl fluoropyromophite)가 형성되므로 초기pH에 따른 인고정화 효율에 큰 영향을 미치지 않는다고 보고하였다. 일반적으로 pH가 낮을수록 토양에서 인산의 고정화가 약간 높게 나타나며 이것은 산성조건의 토양에서 가수산화물이나 규산염 중의 Fe와 Al의 용출이 촉진되어 인산과의 불용성화합물의 생성이 증가하기 때문인 것으로 판단되지만, 초기 pH의 영향을 미비하다.

또한 용출농도에는 약간씩 차이가 있지만, 고정화전 용출농도인 25.5 mg/kg에 비하면 초기 pH에 따른 용출농도의 차이는 매우 작다. 이것은 인산염이 모든 pH 조건에서 안정한 Hydroxyapatite를 형성하지만 pH가 높을수록 인산염과 중금속의 결합력이 커지므로 초기 pH가 납의 고정화에 주는 영향이 크지 않은 결과를 나타낸 것으로 보인다.

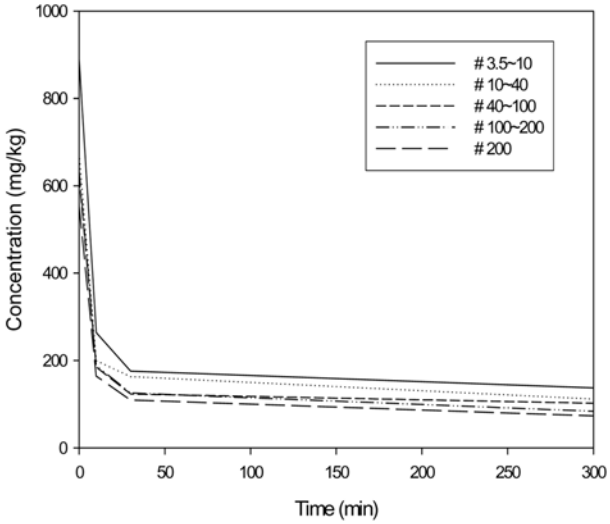

Fig. 5. Leaching concentration of lead after TCLP test with various particle size ([P_{DOSE}] = 3).

3.6. 토양입경

Table 4와 같이 입경별로 나눈 토양에 3,000(mg/kg)의 납을 인위적으로 오염시킨 후 각각의 시료에 대하여 전함량 및 용출농도(TCLP방법)를 구하였다. 그 결과 토양의 입경이 클수록 용출 농도가 높았으며, 입경의 크기가 작을수록 비표면적이 넓어 동일농도에서 오염을 시키더라도 입경의 크기가 작은 것이 큰 것보다 높은 흡착률을 보이기 때문이다. 각 입경별 시료는 [P_{Dose}] = 3일 때 10, 30, 300 min(5hr)동안 중금속 고정화를 실시하여 고정화 정도를 Fig. 5에 나타내었다.

중금속 고정화 후 용출농도는 입경이 클수록 초기 반응시간 내에 용출되는 농도가 다른 입자들에 비해 10% 내로 높게 나타났으며, 입경크기가 작을수록 적은 농도로 용출됨으로써 입경크기가 클수록 고정화율이 낮아짐을 알 수 있다.

Table 4. The results of lead concentration with various particle diameters

Particle diameters		#3.5-10	#10-40	#40-100	#100-200	Under #200
Conc. (mg/kg)	Total content	3300	3155	2549	2575	2743
	After leaching	1,302.08	884.22	940.48	716.04	553.58

4. 결 론

본 연구는 중금속으로 오염된 토양의 고정화 소스로 인산염 수용액을 검토하였고, 고정화에 영향을 줄 수 있는 인자에 대한 조사를 위해 수행되었다.

(1) 오염된 토양의 중금속 처리율은 최저 인산염과 최고 인산염 주입량을 비교(P = 0.25/4)할 때 약 50% 이상 차이가 발생했으며, 따라서 주입하는 인산염의 농도가 증가할수록 고정화후 용출되는 중금속 농도는 감소됨을 알 수 있다.

(2) 3,000 mg/kg의 납으로 오염시킨 토양을 인산염을 첨가하여 안정화시킬 때 필요한 납과 인의 반응비는, 토양의 화학적 특성에 따른 안전계수를 고려 할 때 몰비로 1 : 2 정도이고, 회분식 실험조건에서 반응시간은 30분 정도인 것으로 판단된다. 납으로 오염시킨 토양과 인은 초기 10분 이내에 대부분의 반응이 이루어졌고, 30분 뒤에는 더 이상 반응이 진행되지 않았다.

(3) 카드뮴 (150 mg/kg) 아연 (10,000 mg/kg)으로 인위오염시킨 토양을 납과 같은 조건에서 실험하여 고정화 정도를 비교해본 결과, 아연이 카드뮴보다 좋았으나 모두 납(3,000 mg/kg)의 결과보다는 낮았다. 이것은 고정화 후 새로운 광물질의 용해도적 차이인 것으로 판단된다.

(4) 초기 pH, 오염농도 등이 납의 고정화에 미치는 영향을 살펴보았으나 고정화율에 큰 영향을 주지 않는 것으로 나타났다. 또 다른 영향인자인 입경크기에 대해서는 입경크기가 작을수록 고정화율이 높게 나타났는데, 이것은 비표면적의 증가 때문인 것으로 판단된다.

(5) 위의 실험결과는 같은 성상을 가진 토양에 batch 형태의 접촉형태를 갖는 공법 적용시에만 적용 가능할 것으로 판단된다.

참 고 문 헌

이의상, 장영천, 이상봉, 2004, 중금속 오염토양에 대한 액상 인산염 복원기술의 적용성 평가, 한국폐기물학회지, **21**(7), 677-683.

Basta, N.T. and MoGowen, S.L., 2004, Evaluation of chemical immobilization treatments fro reducing heavy metal transport in a smelter-contaminated soil, *Environ. Pollut.,* **127**(1), 73-82.

Chen, X., Wright, J.V., Concha, J.L., and Peurrung, L.M., 1997, Effects of pH on heavy metal sorption on mineral apatite, *Environ. Sci. Technol.,* **31**(3), 624-631.

Chena, Y., Shena, Z., and Li, X., 2004, The use of vetiver grass (Vetiveria zizanioides) in the phytoremediation of soils contaminated with heavy metals, *Appl. Geochem.,* **19**(10), 1553-1565.

Clemente, R., Almela, C., and Bernal, M.P., 2006, A remediation strategy based on active phytoremediation followed by natural attenuation in a soil contaminated by pyrite waste, *Environ. Pollut.,* **143**(3), 397-406.

Teodoratos, P., Papassiopi, N., and Xenidis, A., 2002, Evaluation of monobasic calcium phosphate for the immobilization of heavy metals in contaminated soils from Lavrion, *J. Hazad. Mater.,* **94**(2), 135-146.

Ma, Q.Y., Logan, T.J., and Traina, S.J., 1994, Effects of aqueous Al, Cd, Fe (II), Ni, and Zn on Pb immobilization by hydroxyapatite, *Environ. Sci. Technol.,* **28**(7), 1219-1228.

McGowen, S.L., Basta, N.T., and Brown, G.O., 2001, Use of diammonium phosphate to reduce heavy metal solubility and transport in smelter-contaminated soil, *J. Environ. Qual.*, **30**, 493-500.

Malviya, R. and Chaudhary, R., 2006, Leaching behavior and immobilization of heavy metals in solidified/stabilized products, *J. Hazard. Mater. B,* **137**(1), 207-217.

Mulligan, C.N.,Yong, R.N., and Gibbs, B.F., 2001, Heavy metal removal from sediments by biosurfactants, *J. Hazard. Mater.,* **85**(1), 111-125.

Park, C.K., 2000, Hydration and solidification of hazardous wastes containing heavy metals using modified cementitious materials, *Cement Concrete Res.,* **30**(3), 429-435.

Rha, C.Y., Kang, S.K., and Kim, C.E., 2000, Investigation of the stability of hardened slag paste for the stabilization/solidification of wastes containing heavy metal ions, *J. Hazard. Mater. B,* **73**(3), 255-267.

Shin, M., Barrington, S.F., Marshall, W.D., and Kim, J.W., 2005, Effect of surfactant alkyl chain length on soil cadmium desorption using surfactant/ligand systems, *Chemosphere,* **58**(6), 735-742.

Wang, Y. and Chen, T., 2001, Stabilization of an elevated heavy metal contaminated site, *J. Hazad. Mater.,* **88**(1), 63-74.

Wu, L.H., Luoa, Y.M., Xing, X.R., and Christie, P., 2004, EDTA-enhanced phytoremediation of heavy metal contaminated soil with Indian mustard and associated potential leaching risk, *Agr. Ecosist. Environ.,* **102**(3), 307-318.