

안정화제 주입량에 따른 중금속 오염토양의 안정화 분석

최희철^{1,2} · 윤이준¹ · 이병용¹ · 최상일^{1,*}

¹광운대학교
²한국환경복원기술

The Dose Effect of Stabilizing Agent on Stabilization of Heavy Metals in Soil

Hee-Chul Choi^{1,2} · Yi-Joon Yoon¹ · Byung-yong Lee¹ · Sang-il Choi^{1,*}

¹The University of Kwangwoon
²Korea Environmental Restoration Tech

ABSTRACT

In this study, a stabilization method was applied to stabilize heavy metals in soils collected from a domestic contaminated area and a Canadian mine site. The stabilizing agent used in the experiment was a solidifying agent developed by KERT Co., Ltd., Korea. The agent was applied to the samples at varying weight ratios of 0, 2, 5, 7, and 10% (w/w). and the concentrations of heavy metals in the effluent were monitored at predetermined time intervals. The results indicated that the stabilization efficiency of heavy metals (Cd, Cu, Pb) increased proportionally until the agent was increased to 5%, which showed almost no leaching of heavy metals after 28 days after agent application. Therefore, addition of 5% relative to soil mass was proposed to be the optimum dose for the stabilization agent.

Key words : Heavy metal, Stabilizer agent, Stabilization method, Soil

1. 서 론

인류의 삶의 질이 급속도로 향상되었다. 그런 반면 자연 생태계는 원형대로 보존되지 못하고 무분별하게 개발되고 사용되어 다양한 형태로 인류와 생태계를 위협하고 있다. 그리고 인간이 편리를 위해 사용된 산업 시설을 제대로 관리하지 않아 생태계는 파괴되고 있다. 특히 토양 오염은 눈에 쉽게 보이지 않는다. 오염물질이 누적되어 심한 악취와 침출수로 인한 지하수 오염 등 동·식물에 피해를 줄 때까지도 모르는 경우가 많다.

토양오염 사례로 1966년 영국 Aberfan 광미댐 중금속 유출, 1960년 일본 후지현의 아시오 금속광산 카드뮴 유출 사고, 1970년 미국 뉴욕의 Love Canal 매립장 주변 유해화학물질 유출 등은 인간과 생태계를 파괴하였다. 이

를 해결하기 위해 토양오염방지법이 제정되고 피해지역은 복원을 위한 노력이 지속되었다. 그러나 자연 상태의 원형으로 돌리기에는 아직 완전한 처리 기술은 없다. 또한 광산폐수, 금속공장 및 공단폐수, 제련소의 분진 및 폐기물 등 오염 유발시설은 우리 주변에 남아있는 실정이다. 폐기물 등 수질·대기오염이 최종적으로 토양오염으로 진행되어 생태계를 파괴하고 누적되어 인간에게 피해를 주고 있다. 오염된 토양을 복원하는데 많은 시간과 비용이 소요되고 있는 실정이다. 현재 오염된 토양을 처리하는 일반적인 방법으로 토양세척공법이 있다. 이는 오염된 토양을 처리 시설로 운반하여 세척하는 기술이다. 그러나 토양 입도가 모래 입자인 경우에 흡착된 일부 오염물질만 제거되는 제한적인 방법으로 세립자인 점토 등에 오염된 중금속은 제거되지 않고 2차적인 오염원으로 남아 있거나 유출된다(Kim, 2008). 특히나 복합오염 토양이나 불안정한 토양 즉, 사용이 불가피한 유발시설 아래 매립토는 토질에 대한 분석도 어려울 뿐만 아니라 오염범위 측정이 유동적인 경우 처리 기술 적용이 더욱더 어려운 게 현실이다.

토양오염의 특성상 토양오염우려기준 초과 지역의 주변

주저자: 최희철, 대학원생, 대표이사
공동저자: 윤이준, 대학원생; 이병용, 대학원생
*교신저자: 최상일, 교수
E-mail: sichoi@kw.ac.kr

Received : 2020. 11. 30 Reviewed : 2020. 12. 2 Accepted : 2020. 12. 22
Discussion until : 2020. 2. 28

은 토양오염 또는 수질오염으로 확산될 가능성이 크다. 또한 준설토의 처리, 운반, 처분에 대한 관련 규제가 미약하며, 유해물질 함유여부와 관계없이 모두 폐기물로 분류되어 수분함량 85% 이하로 탈수, 건조한 후 매립하거나 성토 또는 복토용으로 재활용하고 있는 실정이다. 오염농도가 높은 미세토를 단순히 탈수만 하여 매립지에 폐기물로 처리할 경우 매립지에서 중금속이 침출수로 유출될 가능성이 크고 매립지의 적층도 수분이 유입될 시 슬러지 상태로 변하여 불안한 매립상태로 유지되고, 2차 환경문제를 야기할 가능성이 있다.

그래서 중금속으로 오염된 토양관리 방법 중에서 가장 널리 사용되는 방법은 토양으로부터 중금속을 고체화하는 고형화(Solidification) 방법이 있다. 오염토양에 안정화제를 투입하여 오염물질의 이동성을 저감시키는데 그 목적이 있으며 비교적 가격이 저렴하다. 오염된 준설토를 사업장 일반폐기물로 처리한다면 2차 오염은 필연적으로 발생되기 때문에 준설토에 함유된 유해물질을 안정화하기 위해 시멘트, 석회, 점토, 제올라이트 등의 고화처리제를 이용하여 고형화하는 방법이 사용되고 있다(Yoon, 2006). 고화제는 토양 특성, 오염특성, 오염도, 오염종류에 따라 종류와 적용 비율이 결정되며 폐 금속광산 오염물질의 이동성 저감을 위해 석회석, 제강슬래그, 인회석 등의 안정화제를 사용하여 다수의 연구가 진행된 바 있다(Lee et al., 2005). 기존 고화 처리 방법은 주변 환경변화(pH 등)에 따라 폐기물 성상의 용출 가능성이 증가하고, 고화되기까지 많은 시간이 소요되며, 크고 복잡한 장치와 에너지 요구량이 크다는 단점이 있어 이러한 단점을 해결하기 위하여 주변 환경의 변화에도 중금속의 용출량이 거의 없고, 빠른 고화 반응이 일어나며, 고화열이 적어 안전한 작업이 가능한 고화제의 개발이 시급한 실정이다.

과거 광해방지법에 의거하여 농경지 토양 개량복원 사업에만 안정화공법을 적용하였으나 2017년 토양환경보전법에 따라 사회기반 시설을 그대로 유지하는 정화 곤란한 부지나 오염 물질이 인체나 생태계에 위해를 끼치지 않는 범위로 확대하는 방안을 명시하고 있다. 그러나 국토 면적이 넓은 국외에서는 토양을 굴착해서 처리하는 공법에 비해 안정화공법이 널리 사용되고 추세이다.

국내에서는 1990년대부터 시멘트를 적용하여 고화하는 방법이 연구되기 시작하였으며, 석회의 범위까지 넓어졌다. 현재 국내에는 퇴적토의 오염도 기준이 마련되어 있지 않고, 1993년에는 팔당호 수질개선을 목적으로 “팔당호 퇴적오니 준설토사업” 계획 수립 시에 외국 사례를 중심으로 하여 준설토기준을 제시한 바 있으나 준설토기준은 수립

되지 않았다. 국내의 경우 쌍용시멘트를 주원료로 사용하여 고화제를 공급하는 N특수시멘트와 연약지반 고화제 또는 하수슬러지 고화제를 공급하는 F사 등 여러 회사 제품이 출시되어 있으며, E사에서는 현재 친환경 무기계 고화제 합성 및 고화제를 적용한 개량토의 식생 가능성 평가, 고화제 적용기술이 연구되고 있으며 추후 다목적의 환경 친화적 소재로의 응용을 목표로 하고 있다.

해외의 경우 2011년 10월 중국 환경부 문건에 따르면 중국 내 농지 중 면적의 1/6에 달하는 경지가 현재 중금속에 오염되었거나 중금속 오염의 위협을 받고 있다. 현재 기준 초과 경지의 경우 초과비율이 기준치의 12.1%에 달하는 것으로 조사되었으며, 오염원인인 중금속 중 수은이 가장 많았고 그 다음이 카드뮴, 비소 순으로 나타났다.

일본에서는 1970년대부터 연구가 시작되었으며, 알루미늄, 시멘트계 등이 하수슬러지 고화제로 많이 사용되었으며, 현재에는 수많은 공법들이 상용화되어 주로 현장에서 즉시 처리하는 공법들이 적용되고 있다. 폐수슬러지 고화 신기술은 중성에 가까운 pH영역의 고화제를 사용하고 있다. E사에서는 고분산성 무기고화제 및 고축착성 분말·고강도 응집제의 제조연구가 실시되고 있으며, 이를 토대로 토질개량제, 도로포장제, 절개지 법면 처리토 등의 분야에 적용되고 있다. 또한 하천 및 댐 공사, 고함수율의 갯벌에도 응용되고 있으며, 인도 및 농로의 환경 친화 포장 등에도 시공되고 있다.

미국에서는 환경청(EPA) 주관으로 SITE(superfund innovative technology evaluation) program을 실시하여 무기물로 오염된 지역에 대한 지속적인 관리와 정화기술을 적용하고 있다. 그 동안 superfund site에서 적용된 기술을 살펴보면 in-situ보다는 ex-situ기술의 비율이 높게 나타나고 있으며, in-situ에서는 SVE(soil vapor extraction : 토양증기추출) 기술이 우세하고, ex-situ에서는 solidification/stabilization(고형화/안정화) 기술이 많이 적용되고 있다.

본 연구에서는 안정화공법에 사용되는 고화제의 주입량에 따른 중금속 오염토양의 안정화를 분석하고자 한다. 이는 초기 안정화 형성과 시간 경과에 따른 허용치 이하로의 최종 안정화 상태를 1개월 간 모니터링 하였다. 그리고 가성비 대비하여 최적에 주입량을 산정하는데 목적이 있다.

2. 실험재료 및 방법

2.1. 표준 실험 및 중금속 오염토양

본 실험에 신뢰성을 확보하기 위해 토양오염공정시험법

Table 1. Standard soil particle size distribution

Particle size distribution (μm)	Compound (%)
137.7	<0
245.8	<10
319.9	<50
400.8	<90
541.9	<100%

Table 2. Physical properties of standard soil

pH	EC (ds/m)	Bulk density (g/cm ³)	Moisture (%)
5.4	0.03	1.44	0.02~0.03

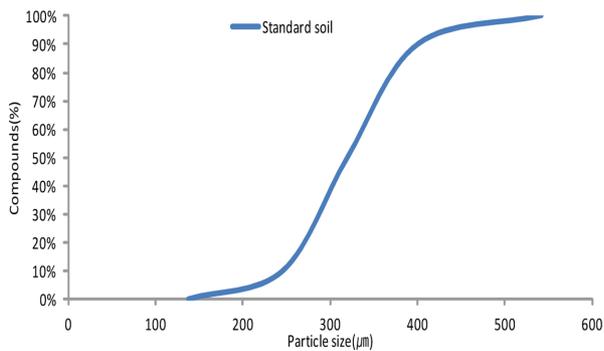


Fig. 1. Cumulative particle distribution curve.

에 명시된 절차에 따라 시험을 실시하였다. 표준 토양은 Sigma-Aldrich사의 표준 토양(Sand, white quartz 50-70 mesh particle size)을 사용하였다. 그 결과는 Table 1, Table 2에 나타내었다. 본 실험에 사용된 중금속 오염 토양은 현재 폐 광산에 많이 오염되어 있다고 알려진 카드뮴, 구리, 납, 크롬, 비소 중에서 카드뮴, 구리, 납이 포함된 오염토양을 고려하였다. 국내 오염 토양은 인천에 위치한 충남비철 오염토양을 채취하였다. 오염 농도는 Cd(136 mg/L), Cu(3,254 mg/L), Pb(1,722 mg/L)이다. 국외 오염 토양은 캐나다 Ontario주의 Southwestern지역의 Camp Robin Hood에서 채취하였다. 오염농도는 Cd(799 mg/L), Cu(3,090 mg/L), Pb(45,100 mg/L)이다. 오염토양에 성상을 일정하게 유지하기 위해 1000 ml 용기를 사용하여 운반 보관하였다.

2.2. 안정화제(KSPA) 및 실험방법

분석에 사용된 안정화제는 한국환경복원기술(주)에서 2017년에 개발한 안정화제를 사용하였다. 안정화제는 국내 폐자원을 활용하였다. 주성분은 H사의 제지 슬러지 소각 처리제로 탄산 성분을 첨가한 자체 석회 형태의 안정

Table 3. Constituents of solidifying agents and waste resources

Component	XRF data (Unit : %)			
	제지 슬러지	재강 슬래그	고화제 (KSPA)	표준토양
MgO	3.0	7.0	3.0	
Al ₂ O ₃	13.0	15.0	8.0	0.1
SiO ₂	20.0	32.0	25.8	98.0
P ₂ O ₅	1.3		0.2	
SO ₃	1.5	2.0	0.5	
Cl	2.0		0.1	
K ₂ O			0.3	1
CaO	52.0	42.0	57.0	
TiO ₂	1.0	1.0	0.5	
MnO	0.1	0.3	0.1	
Fe ₂ O ₃	4.5	0.4	2.5	0.5
CuO	0.1			
ZnO	0.2		0.1	
SrO	0.1	0.1		
ZrO ₂	0.1			
PbO	0.1			
Ig	1.33	0.4	2.5	0.5
Total	100.3	100.1	100.6	100.1

화제를 사용하였다. 먼저 분석에 사용될 시료의 구성성분을 파악하였다. 구성성분을 파악하기 위한 실험으로는 X선 형광분석법(X-ray Fluorescence Spectrometry, Rigaku, Japan)을 이용하였다. 그 결과는 Table 3에 나타내었다.

국내, 국외 중금속 오염토양에 대한 1일차에서 28일차까지 총 5회를 모니터링하면서 용출량 시험을 아래와 같은 절차로 시행하였다.

중금속 오염실험의 경우 분석에 사용된 시료는 오염된 토양에서 10 kg을 채취하여 실험실내에서 표준 비커에 넣고 유리막대로 섞어 수일간 건조 후에 사용하였다. 오염된 토양에 고화처리 시에는 각 실험의 주입비율에 맞추어 고화제를 0, 2, 5, 7, 그리고 10%(w/w) 비율로 첨가하였다. 그에 따른 토양시료 무게의 40%의 물을 넣어 유리막대로 섞은 후 수일간 건조 후에 실험에 사용하였다.

중금속 용출실험은 TCLP 방법을 적용하였다. 실험에 사용된 TCLP는 Toxicity Characteristic Leaching Procedure 방법으로 Extraction Procedure Toxicity Test (EP Tox)법에서 규제하는 8가지 중금속과 6가지 유기물질 이외에 추가적으로 휘발성 및 반휘발성 유기물의 용출이 가능한 방법이다. 이 실험법은 폐기물의 유·무해성을 판단하는 기준으로서 EP Tox를 대체하기 위해 채택되었으며 특정폐기물의 안정화의 효율성을 평가하기 위해 광범위하게 사용된다.

일반적으로 EP Tox와 TCLP 실험 방법은 중금속 용출에 있어서 비슷한 결과를 나타낸다고 하나 TCLP 실험법이 훨씬 더 많은 양의 중금속을 용출시킨다는 보고도 있다. 통계적으로 EP Tox와 TCLP의 중금속 용출농도가 약 1.0배에서 3배까지 차이가 나고, 유기물질의 경우에는 1배에서 1.5배정도 차이가 난다는 보고도 있다(Lim, 2010).

3. 결과 및 고찰

3.1. 안정화제 주입량에 따른 국외 중금속 오염토양 안정화 효과

국외 토양 오염지역 내 중금속 오염토양에 안정화제 주입량을 0, 2, 5, 7, 그리고 10%(w/w) 비율로 주입하였을 때 Cd, Cu, Pb의 용출량을 시간 경과에 따른 용출량과 처리 효율을 분석하였다. 중금속의 용출량은 토양 1 kg당 용출되는 중금속의 양으로 환산하고 그래프에 도식하여 Fig. 2~4에 나타내었다.

Fig. 2는 Cd의 오염토양 안정화 처리 효율을 보여주고 있다. 안정화제를 주입하였을 때 시간 경과에 따른 용출량이 감소하였다. 이는 고화제가 오염토양에서 물과 반응하여 포졸란(Pozzolan)반응을 일으키기 때문이다. 중금속 오염물질 표면을 현미경으로 관찰하면 미량의 산화칼슘과 이산화규소가 용출되어 입자의 표면에 불용성의 치밀한 수화물과 함께 비결정질의 실리카 및 알루미늄 수화물이 생성됨을 확인하였다. 안정화제 주입량 0%에서는 초기에 약간의 감소량을 보였다. 이는 검출 과정에서 수분이 포함되는 건조 처리 과정에서 약간의 안정화가 이루어진 것으로 판단된다. 그러나 28일차 이후까지도 오염 농도를 지속 유지하였다. 고화제 주입량을 5% 이상으로 증가시켰을 경우 1일차 용출농도는 비교적 안정적으로 감소하였고 28일차 이후에는 99.5% 이상 안정화됨을 확인했다. 또한 초기 1일에서 7일차까지는 고화제 주입량이 많을수록 순간적인 결합강도가 증가하나 7일차 이후에는 거의 같은 수준에 안정화 효율을 보여주고 있다. 국외 토양 오염에 대한 Cd의 안정화 시 경제성 및 인체 위해성을 고려한 안정화제 최적주입량은 2-5%로 판단된다.

Fig. 3는 Cu의 오염토양 안정화 처리 효율을 보여주고 있다. 각각의 안정화제 주입량에 따른 초기 1일차에서는 처리효율이 비교적 불안정 했으나 28일이 경과할 때부터는 2% 이상 주입량에서 99.5% 이상의 안정화 효율을 보였다. 특히 안정화제 7% 이상 주입 시는 검출 한계(0.1 mg/L) 이하의 용출량을 나타냈다. 그러나 고화제 주입을 하지 않은 경우는 거의 안정화되지 못하였다. Cu의 경우 안정화

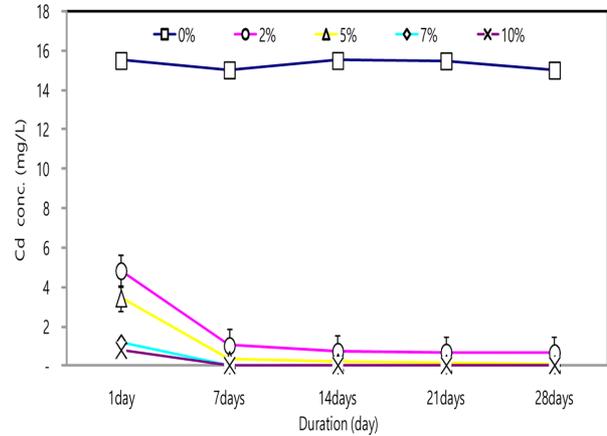


Fig. 2. Stabilization rate for heavy metals (Cd).

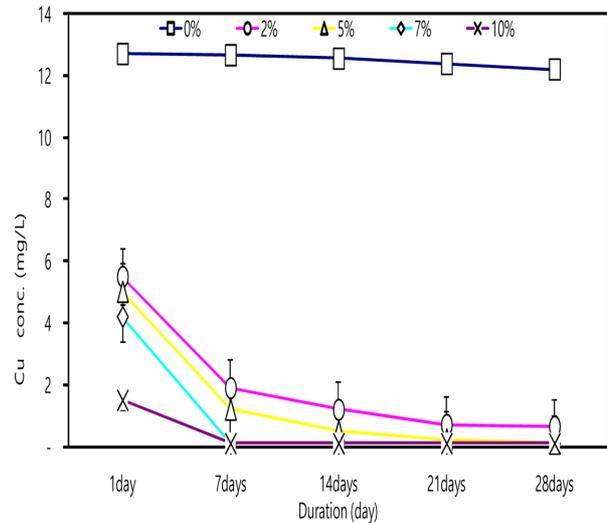


Fig. 3. Stabilization rate for heavy metals (Cu).

제 최적 주입량은 7%로 판단된다.

Fig. 4는 Pb의 오염토양 안정화 처리 효율을 보여주고 있다. 안정화제 주입량이 2%일 이하에서 초기 7일차까지는 안정화 형태를 나타내지 못하고 불안정한 결과를 보였다. 특히 0%에서는 안정화가 안 되고 있음을 알 수 있다. 안정화제 5% 이상 주입시 안정적으로 안정화 되었으나 안정화제 주입량 10%에서는 28일차 까지도 처리 효율이 미흡함을 확인하였다. 또한 오염 농도가 높거나 Pb인 경우는 추가적인 모니터링을 통해 최적의 안정화 방안을 강구할 필요가 있다. 그러나 초기 7일차까지는 오염 농도가 높아 안정화 효율이 조금은 미진했으나 7일차 이후에는 안정화됨을 확인했다. 최적 주입량이 5%임을 알 수 있다.

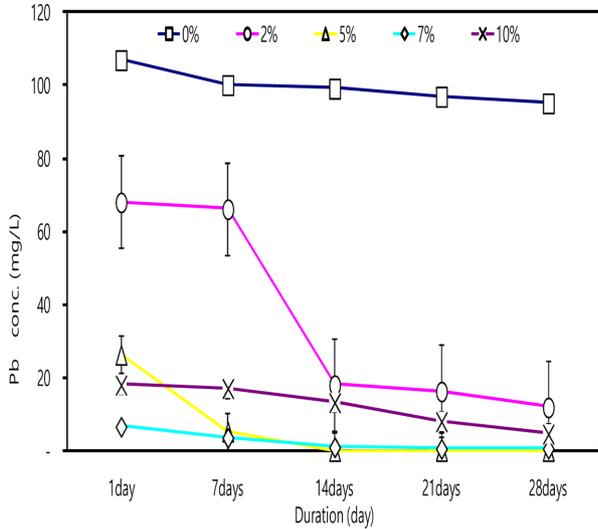


Fig. 4. Stabilization rate for heavy metals (Pb).

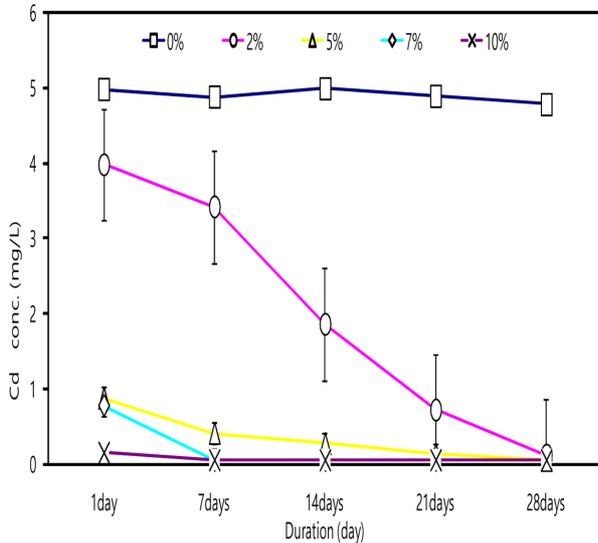


Fig. 5. Stabilization rate for heavy metals (Cd).

3.2. 안정화제 주입량에 따른 국내 중금속 오염토양 안정화 효과

국내 중금속 오염토양에 안정화제 주입량을 0, 2, 5, 7, 그리고 10%(w/w) 비율로 주입하였을 때 Cd, Cu, Pb의 오염토양에 대한 시간 경과에 따른 용출량과 안정화 효율을 분석하였다. 중금속의 용출량은 토양 1kg당 용출되는 중금속의 양으로 환산하고 그래프에 도식하여 Fig. 5-7에 나타내었다.

Fig. 5는 Cd의 오염토양 안정화 처리 효율을 보여주고 있다. 안정화제 주입량 0%일 경우 초기 용출농도가 높으며 시간이 경과하더라도 안정화 효율에 변화가 없음을 확

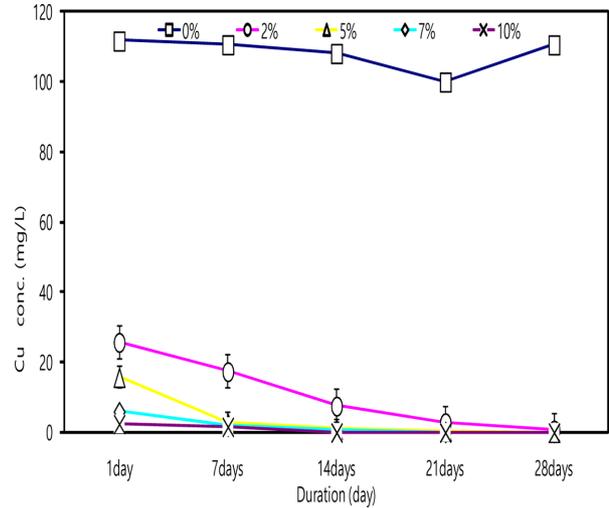
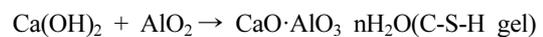
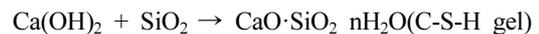


Fig. 6. Stabilization rate for heavy metals (Cu).

인 하였다. 반면 안정화제 주입량을 5% 이상으로 높였을 때 1일차 용출농도는 비교적 안정적으로 감소하였고 28일차 이후에는 98% 이상 안정화되었다. 그러나 안정화제 주입량 2%에서는 초기 처리 효율이 미흡함을 확인하였다. 초기 고화제 주입량이 적을 경우 포졸란 반응에 대한 결합강도가 느슨함을 알 수 있다. 포졸란 반응에 의한 실리카 및 알루미늄 수화물 생성 반응식(3-1)은 아래와 같다.

$$(3-1)$$



반면 고화제 5% 이상에서는 검출한계(0.1 mg/L) 이하의 안정화 효율을 보였다. 결과적으로 적정 안정화제 주입량은 2-7%로 판단된다.

Fig. 6는 Cu의 오염토양 안정화 처리 효율을 보여주고 있다. 안정화제 주입량 0%일 경우 Cd와 같이 안정화되지 않았다. 안정화제 2% 이상 주입 시는 상대적으로 매우 안정된 안정화를 볼 수 있었다. 특히 안정화제를 5%이상 주입 시는 검출한계(0.1 mg/L) 이하의 용출량을 보였다. 본 시료의 경우 최적 안정화제 주입량은 5%로 판단된다.

Fig. 7는 Pb의 오염토양 안정화 처리 효율을 보여주고 있다. 안정화제 주입량이 2% 이하에서와 주입하지 않을 경우 최초 오염농도 측정 값 보다 불안정한 결과를 나타내었다. 이는 일부 중금속의 경우 고정화가 충분히 진행되지 않음에 따라 흡착과 탈착이 매우 불안정하게 진행됨을 나타낸다는 연구도 있다(Lee and Lim, 2015). 수분이 포함되는 건조 과정에서 다른 반응을 보인 것으로도 추정된다. 반면 안정화제를 주입하지 않은 경우는 거의 안정

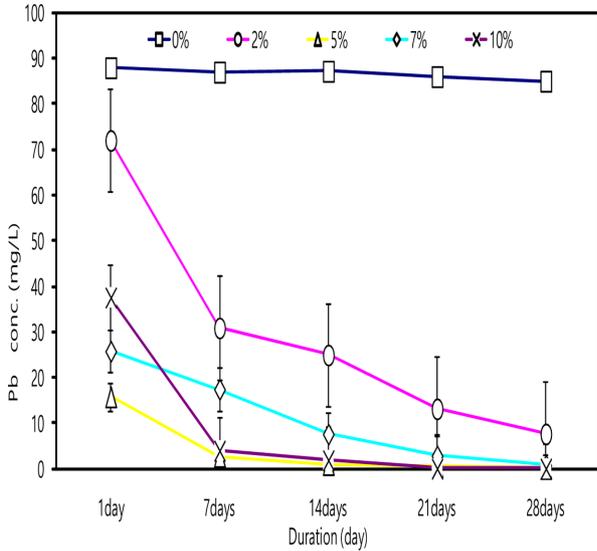


Fig. 7. Stabilization rate for heavy metals (Pb).

화되지 않았으나 안정화제 2%에서 7일차 이후에는 안정화 단계로 넘어가면서 14일차 이후부터는 다소 미흡한 처리 효율을 나타내었다. 안정화제 5% 이상에서는 안정적인 안정화가 이루어 졌다. 특히 5%, 7%일 때 28일차에서는 용출량이 검출한계 이하로 확인되었다. 안정화제 주입량 10%일 경우에는 안정화 초기 오염 농도가 조금은 높은 편이었다. 그러나 7일차 이후에는 안정적으로 처리됨을 보여주었다. 결과적으로 Pb에 대한 안정화 효율은 28일차를 고려하여 안정화제 주입량을 5%로 조정하는 게 좋을 것으로 판단된다. 또한 초기 빠른 안정화를 위한 추가적인 모니터링과 고화제 성능 향상을 위한 방안을 강구할 필요가 있다.

4. 결 론

본 연구는 국내·국외 중금속 오염토양의 안정화를 위한 최적의 안정화제 주입량을 확인하기 위하여 실시하였다. 토양내 카드뮴, 구리, 납으로 각각 오염된 토양에 안정화제 주입 비율을 각각 0, 2, 5, 7, 그리고 10%(w/w)로 달리하여 실험을 진행하였으며 다음과 같은 결론을 얻었다.

중금속으로 오염된 국내·국외 오염토양의 육안상 형태나 기본적인 토성은 비슷하였다. 다만 최초 오염농도의 차이는 있었다. 그러나 국내에서 개발한 안정화제로 처리한 결과 거의 동일한 안정화 결과를 얻었으며 안정화 효율도 양호하게 나왔다. 결과적으로 같은 종류의 중금속 오염과 농도에서는 동일한 안정화 처리공법을 적용해도 가능할 것으로 판단된다. 그러나 초기 오염농도가 높은 중금속 오

염물질은 시간 경과에 따른 결합강도에 차이를 보이고 있으나 7일차 이후에는 거의 안정화 단계로 진행되었다. 이를 고려한 고화제 주입량과 모니터링이 추가로 필요하다.

카드뮴 중금속 오염토양의 경우 안정화제 주입량에 따라 높은 안정화 효율을 보였으며 최적 주입량은 5%로 초기 1일차부터 빠른 처리 효율을 나타내었고 28일차에도 99% 이상 안정화되었다. 그러나 안정화제를 주입하지 않은 경우에는 검출 과정에서 수분이 포함된 건조 과정에서 약간의 물과 반응한 결합으로 인한 약간의 안정화를 제외하고는 거의 안정화가 이루어지지 않았다. 다만 적은 양의 안정화제 주입은 초기 1일차에서는 안정화가 다소 늦음을 알 수 있다.

구리 중금속 오염토양의 경우 안정화제 주입량이 증가할수록 초기 용출량이 감소하였으며 특히 5% 이상 주입 시는 검출한계(0.1 mg/L)에 근접하는 처리 효율을 보였다. 카드뮴 안정화 효율과 비슷한 결과를 보였다. 안정화제 주입량 2% 이상에서 매우 안정적인 안정화를 보였다. 특히 안정화제 주입량 5%에서는 가장 좋은 결과를 보였다.

납 중금속 오염토양의 경우 안정화제 주입량이 2% 이하에서 초기 오염농도가 거의 안정화 되지 못하고 용출량이 증가함을 알 수 있었다. 특히나 안정화제를 주입하지 않은 경우는 안정화가 불가능함을 알 수 있다. 주입량 2%에서는 초기에 다소 불안정한 안정화를 보였으나 7일차 이후 14일이 경과하면서 처리 효율이 높아짐을 확인하였다. 특히 안정화제 5%에서는 안정적인 안정화가 이루어 졌다. 그러나 Pb에 의한 중금속 오염의 경우 안정화제 주입량 10%에서 초기에 다소 불안정하며 미흡한 결과를 보였다. 이에 대한 추가적인 연구가 필요하다.

References

Kim, T.S. and Kim, M.J., 2008, Remediation of mine tailings contaminated with arsenic and heavy metals: Removal of arsenic by soil washing, *Korean Soc. Environ. Eng.*, **30**(8), 808-816.

Kim, Y.S., Yu, G.M., and Mun, K.J., 2012, Strength characteristics of solidified soil with hardening agents made of industrial by-products, *J. Korean Geo-Environ. Soc.*, **13**(6), 19-26.

Kim, Y.T. and Kang, H.S., 2008, Mechanical properties of waste rirer powder-added lightweight soil, *J. Korean Soc. Civil Eng.*, **28**(4C), 247-253.

Lee, M.H., Choi, S.I., Lee, J.Y., Lee, G.G., and Park, J.W., 2006, *Soil and groundwater environment*, *Dongwha-Tech.*, P. 294.

Lee, Y.S., Cho, J.W., Yoo, J., Kim, S.H., and Chung, H.I., 2005, Original Paper: The reactivity of by-product pozzolans and engi-

neering properties of soil stabilization agent, *J. Korea Soc. Waste Manage.*, **22**(1), 17-26.

Lim, J.E., Kim, K.R., Lee, S.S., Kwon, O.K., Yang, J.E., and Ok, Y.S., 2010, Stabilization of As (arsenic(V) or roxarsone) Contaminated Soils using Zerovalent Iron and Basic Oxygen Furnace Slag, *Journal of Korean Society of Environmental Engineers*, **36**(6), 631-668.

Lim, J.E., Lee, S.S., and Ok, Y.S., 2015, Efficiency of poultry

manure biochar for stabilization of metals in contaminated Soil, *J. Appl. Biol. Chem.*, **58**(1), 39-50.

Nam, J.M. and Yun, J.M., 2004, The improvement of surface Layer using cement-hardening agents in dredged and reclaimed marine clay, *J. Ocean Eng. Technol.*, **18**(4), 46-51.

Yoon, G.L. and Kim, B.T., 2006, Stabilizing Capability of Oyster Shell binder for Soft Ground treatment, *Journal of the Korean Geotechnical Society*, **22**(11), 143-149.