한국지하수토양환경학회지 Vol. 9, No. 1, pp. 54~62, 2003 ≪原著≫

납으로 오염된 철성분 함유토의 동전기 정화 특성에 세척제가 미치는 영향

김수삼[1] · 김병일[1]* · 한상재[1] · 김정환[2]
[1]한양대학교 토목환경공학과
[2]중앙대학교 토목공학과

The Effect of Flushing Solutions on ElectroKinetic Remediation of Ferrous Soil Contaminated by Lead

Soo-Sam Kim[1] · Byung-Il Kim[1]* · Sang-Jae Han[1] · Jung-Hwan Kim[2]
[1]Hanyang University, [2]Chungang University

ABSTRACT

In order to enhance the efficiency of removal a series of ElectroKinetic Remediation (EKR) tests on ferrous soil contaminated by lead are carried out using acids, chelates and surfactant as flushing agents. The test results indicate that pH in the electrolyte rapidly reached at steady state as the introduce of flushing solution of the lower pH, the type of flushing solution have no effect the distribution of electrical voltage within the sample but the increasing of solution concentration increases it at x/L=0.9. In the distribution of the residual lead in the sample SDS is the highest. Also, the removal efficiency for acetic acid concentration of 1mM is the highest but the concentration of acetic acid significantly have no effect.

Key words : Ferrous, Electrokinetic remediation, Acis, Chclate, Surfactant

요 약 문

본 연구에서는 납으로 오염된 유기물과 철성분이 다량 함유된 철성분 함유토에 대한 정화 효율을 향상시키기 위해 세척제로 산, 킬레이트제 및 계면활성제를 사용하여 동전기 정화실험을 실시하였다. 실험결과 주입되는 세척제의 pH가 낮을수록 양극(兩極)저수조의 pH는 더 빠른 시간에 정상상태 값에 도달하였으며, 전압 분포의 경우 세척제 종류에 따른 차이는 크게 나타나지 않았고, 주입용액의 농도가 증가함에 따라 (+)극으로부터 정규화된 거리인 0.9지점에서의 전압은 더 크게 나타나는 경향을 보였다. 또한, 음이온성 계면활성제인 SDS가 가장 높은 잔류 납농도 분포를 보였다. 세척제 농도의 경우 1 mM의 Acetic acid에서 가장 양호한 정화효율을 보였지만, 아세트산의 농도 변화는 철성분 함유토(Ferrous soil)의 동전기 정화 효율에 큰 영향을 미치지 않는 것으로 나타났다.

주제어 : 철성분 함유토, 동전기 정화, 산, 킬레이트제, 계면활성제

1. 서 론

저투수성의 포화 지반에 낮은 수준의 직류 전기장을 적용하는 동전기(이하 EK) 정화 기술이 중금속 또는 유기물로 오염된 지반에 상당한 효과를 보이고 있다. 그러나, 이들 대부분의 실험은 EK 효율이 양호한 카올리나이트 등을 대상 시료로 실험한 경우이며, 일라이트와 같은 자연토에 더 가까운 시료에 대한 연구는 상대적으로 적다[1]. 카올리나이트의 경우 가변전하광물(Variable charge mineral)로 양이온 교환능(CEC)이 pH에 의존적이며, 일라이트의

*Corresponding author : geokbi@ihanyang.ac.kr
원고접수일 : 2003. 11. 13 게재승인일 : 2003. 12. 12
질의 및 토의 : 2004. 6. 30 까지

경우 고정전하광물(Fixed charge mineral)로 CEC가 pH에 비의존적이기 때문에 점토광물-오염물의 상호작용이 EK 기술의 효율에 큰 영향을 미칠 수 있다.

카올리나이트의 CEC가 입자 가장자리의 깨진 결합(Broken edge)에서 발생되는 것과는 달리 자연토의 경우 주로 동형치환에 의해 발생되며, 납의 대부분이 침전물 형태로서 탄산 또는 수산화 형태로 잔존한다. 이와 같은 형태는 용해된 상으로 존재하지 않는다면 제거하기 어렵다[1]. 또한, 자연토의 경우 철산화물 등과 같은 불순물이 존재하고, 유기물 함량이 크기 때문에 카올리나이트에 비해 상대적으로 높은 완충능을 보인다. 이는 EK 공정에 의해 발생되는 산전선으로 토양의 pH를 낮추기 어렵다는 것을 의미하며, 따라서 오염물을 용해시키기가 비교적 어렵다[2]. 이때 완충능을 낮추기 위해서 NaOAc/HOAc와 같은 화학반응 유체를 이용할 수 있다[1].

화학반응 유체를 사용할 경우, 일반적으로 계면활성제는 유기오염물의 EK 정화를 향상시키기 위해, 그리고 착화제 또는 킬레이트제는 중금속의 EK 정화를 향상시키기 위해 주로 사용되며, 계면활성제와 킬레이트제를 혼합하여 사용하기도 한다. 또한, 산이 완충능이 큰 자연토에 대하여 시료의 pH를 낮추거나, 산전선의 이동을 촉진시키기 위해 그리고 금속침전물의 용해를 위해 사용된다. 이때, 황산염 이온을 포함하고 있는 계면활성제 그리고 강산을 사용하였을 경우 흙의 조성성분 중 일부가 용해될 수 있는 문제[3~4], 킬레이트와 같은 경우 사용 후 처리수의 회수 문제 등이 제기되기도 하였기 때문에[5], 이에 대한 적절한 조치가 필요하다.

본 연구에서는 유기물과 철성분이 다량 함유된 자연토에 대한 동전기 향상기법의 적용과 향상기법 별 정화특성 등을 규명하고자 국내 자연토에 대하여 일련의 동전기 세척 실험을 실시하였다. 세척제로는 산(아세트산, 염산), 킬레이트제(구연산, EDTA) 및 음이온성 계면활성제(SDS)를 선정하였고, 농도 조건의 경우 아세트산을 선정하여 0, 1, 10, 50, 100 mM로 농도 변화에 따른 동전기 정화 특성을 규명하고자 하였다.

2. 세척제의 특성 및 오염물 제거 메카니즘

2.1 염산(HCl; Hydrochloric acid)

염산의 비중은 1.190, 분자량은 36.46 g이다. 보통 무색이고 농도 35% 이상의 것을 진한 염산이라고 하며, 진한 염산은 자극적인 냄새가 나는 용액이다. HCl의 경우 납은 낮은 pH에서의 향상된 탈착 및 이온교환(Pb^{2+}에 대한 H^+)에 의해 제거되며[6], 산이 강할수록 중금속의 제거율은 향상된다[7]. 그러나, Steele and Pichtel(1998)[8]에 따르면 납 추출효율은 산의 농도에 비의존적임이 제시된 바 있다.

2.2 Acetic acid

Acetic acid(CH_3COOH)는 강한 자극성의 냄새가 나는 무색의 액체로, 분자량 60.05, 녹는점 16.6℃, 끓는점 117.8℃, 비중 1.0492이다. 약산이며, 1 mol 수용액에서는 0.4%정도 해리하여 아세트산이온과 수소이온이 된다. 냉각하면 결정화되기 쉬우므로 겨울철에는 결정상태가 되는데 이것을 빙초산이라 한다. Cline and Reed(1993)[9]의 경우 여러 토질에 Acetic acid를 세척제로 사용한 실험을 통해 제거율은 토질유형과 세척제의 농도에 큰 영향을 받지 않았다고 제시하였다. 장경수(2003)[10]의 경우 향상물질로써 용해제인 초산을 주입함으로서 예상되는 반응은 식 (1)과 (2)와 같다고 하였다. 식 (1)에서와 같이 초산의 낮은 pH로 인해 점토표면에 흡착된 중금속이 이온화되어 탈착이 용이하게 된다. 또한 식 (2)에 제시된 바와 같이 음극부근에 형성된 수산화 침전물을 용해제인 초산을 주입함으로서 납이 물에 용해되게 된다.

$$Pb^{2+}\ (clay)^{2-} + 2CH_3COO^- + 2H^+ \rightarrow 2H^+\ (clay)^{2-} + Pb^{2+} + 2CH_3COO^- \quad (1)$$

$$2CH_3COO^- + 2H^+ + Pb(OH)_2 \rightarrow 2CH_3COO^- + Pb^{2+} + 2H_2O \quad (2)$$

2.3 SDS(Sodium Dodecyl Sulfate)

SDS는 음이온성 계면활성제로 CMC는 8 mM정도이다[11]. 화학적 구성은(H_3C-$(CH_2)_{10}$-CH_2OSO_3-Na_2)이고, 분자량은 288 g으로 습윤성이 좋다.

SDS와 같이 황산염 이온을 포함하는 화합물의 경우 간극수의 pH를 증가시킬 수 있다고 알려져 있다[3]. 이는 흙의 광물조성 중 어떠한 성분을 용해시킬 수 있으며 이로 인해 용해된 조성물의 침전으로 투수계수의 감소가 야기될 수 있다. 또한, 그는 10 mM 이상의 농도를 주입하였을 경우 Clay를 용해시켜 공극이 막히는 현상이 나타났으며(Pore clogging), 따라서 Clay를 포함하는 토양의 적용에는 한계가 있다고 제시하였다.

SDS를 주입하였을 경우 토양표면과 발생될 중금속의 탈착 반응을 그림 1에 제시하였다. 1단계에서는 토양 표면에 마이셀이 흡착하여, 2단계에서 토양 표면에 흡착된 금속과의 상호작용을 통해 계면활성제와 금속이 탈착되게 된다(3단계). 따라서 4단계에서는 토양 표면으로부터 떨어

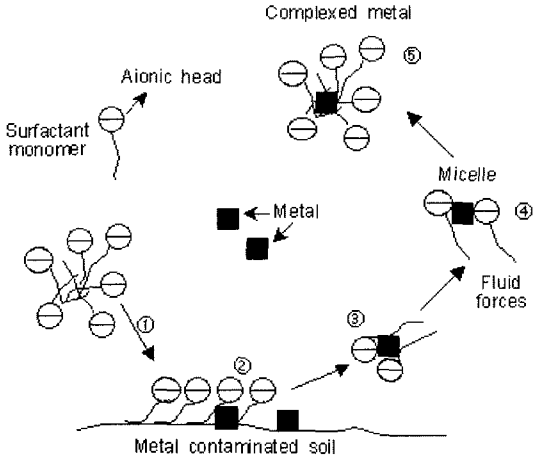

Fig. 1. Desorption mechanism of heavy metals by anionic surfactants (Modified from Mulligan *et al.*, 1999).

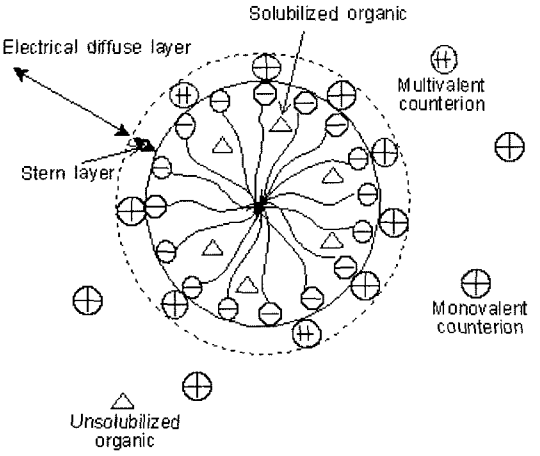

Fig. 2. Schematic of anionic surfactant micelle containing solubilized organic and bound counterions (Modified from Somasundaran and Krishnakumar, 1997).

져 나온 금속과 계면활성제가 이동하면서, 결국 금속 착물을 형성하게 된다(5단계).

그림 2는 그림 1에서 형성된 계면활성제-금속 착물이 1가 또는 2가 양이온성 금속이 반대로 대전된 마이셀의 표면에 결합(Bind)되어 마이셀이 극성을 띨 수 있기 때문에 동전기 정화시 관련 전극을 향하여 이동할 수 있다는 것을 제시한 것이다.

2.4 Citric acid(구연산)

구연산은 저분자 유기산으로 물에 잘 녹는 강산이며, 강력한 킬레이트제이다. 분자량은 210.14 g이며, 분자식은 $HOOCCH_2(COH)(COOH)CH_2COOH \cdot 2H_2O$ 또는 $C_3H_3(OH)(COOH)_3$로 표현된다. 이 유기산이 중금속과 강한 착화능력(Complexing ability)을 가져 토양 내 오염된 중금속을

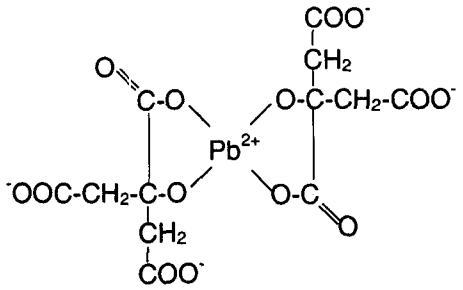

Fig. 3. Schematic illustration of the citric acid and Pb^{2+} reaction.

금속 유기물 착물(Metal-organic complex) 형태로 쉽게 탈착해내어 중금속 자유이온(Free metal ion)에 의한 독성 문제를 감소시킬 수 있고, 탈착후 녹기 쉬운 착물 형태로서 토양 내 투과에 문제가 없는 것으로 알려져 있다[12].

금속과 상대적으로 안정한 착물을 형성하는 citric acid와 같은 유기산은 formic이나 lactic acid와 같이 안정한 착물을 형성하지 않는 것들에 비해 토양으로부터 금속을 유동화 시키는데 보다 큰 potential을 갖는다. 왜냐하면, 저분자량 유기 음이온(organic anions)이 유기 리간드(Ligand)로써 작용하기 때문인데, 이 때 중금속의 유동화를 증가시키는 3가지 경로는 첫째 리간드 교환(ligand-exchange) 반응을 통해 토양 표면에 흡착된 금속을 치환함에 의해, 둘째 금속을 흡착한 금속-산화물 표면을 용해함에 의해, 셋째 용액 내에서 금속을 착물화함에 의해서이다[13]. 또한 그는 처리된 중금속의 용액 내 형태는 유기산 농도 10 mM 이상으로 처리한 경우 대부분 금속-유기물 착물의 형태를 가지므로 금속 자유이온에 의한 독성문제는 없는 것으로 보이며, 유기산의 형태는 중금속과 착물을 이루거나 자유이온 상태(Cit^{3-}) 혹은 organic-H의 형태($HCit^{2-}$, H_2Cit^-, H_3Cit)로 존재하므로 중금속 처리후 유출수에 존재하는 유기산을 상당부분 회수하여 재사용 할 수 있다고 하였다.

Citric acid 주입에 의한 흙 표면과 납의 예상되는 거동은 아래와 같다(식 (3), 그림 3).

$$\begin{aligned} &Soil-Pb + HOOCCH_2\ (COH)\ (COOH)\ CH_2COO^- + H^+ \\ &\rightarrow Soil-H^+ + Pb^{2+} + \\ &\quad HOOCCH_2\ (COH)\ (COOH)CH_2COO^- \end{aligned} \tag{3}$$

2.5 EDTA(Ethylenediaminetetraacetic acid)

EDTA는 대부분의 금속과 강한 수용성 킬레이트를 형성하는 능력을 가지고 있기 때문에 중금속으로 오염된 흙으로부터 중금속을 추출하기 위해서 사용된다[2]. 물에 대한 용해도는 22°C에서 100 ml의 물에 0.2 g이 녹는다. 분자량은 404.47 g이다. EDTA4-이온은 총 6개의 사이트에

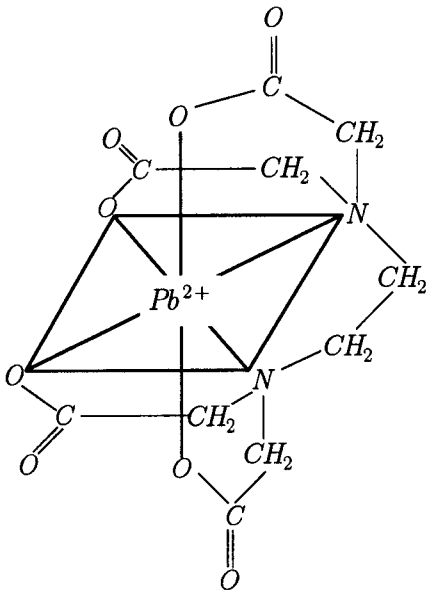

Fig. 4. EDTA complex of Pb^{2+} : $[Pb(EDTA)]^{2-}$.

서 금속과 접할 수 있다(6자리 리간드). 즉, 4개의 Acetate 그룹과 2개의 질소 원자가 공유결합을 형성하기 위해 사용될 수 있는 자유전자쌍(비공유 전자쌍)을 가지고 있다(그림 4). 대부분의 금속-EDTA 킬레이트는 음으로 대전되어 있기 때문에, EO와 EM에 의해 양극으로 향하여 이동할 수 있다[2].

3. 실 험

3.1 시료 특성

본 연구에서 사용한 시료는 초기 pH가 4.9인 일반 산토로 한양대학교 안산캠퍼스의 인근 산의 지표에서 50 cm 깊이에 존재하는 흙으로, 육안으로 판별하였을 때 붉은 빛을 띄고 있었다. 표 1과 2에는 시료의 기본 물성 및 지반환경공학적 특성을 제시하였다.

X선 형광분석(XRF) 결과 표 3과 같은 결과를 얻을 수 있었다. SiO_2와 Al_2O_3가 주성분으로 나타났으며, Fe_2O_3가 7.67%로 상당히 높은 값을 보이고 있다.

Table 1. Sample properties

Specific gravity	Liquid limit (%)	Plastic index	Activity	USCS
2.604	37.1	8.88	4.1	ML

Table 2. Geoenvironmental properties of the sample

Initial pH	CEC (=meq/100 g dry soil)	Organic content (%)	Carbonate content (%)	Specific area (m^2/g)
4.9	6.68	9.85	1.23	30.4

3.2 동전기 정화 실험

3.2.1 EK 정화 실험 장치

EK 정화 실험 장치는 셀 본체 및 연결부로 구성되어 있다. 셀 본체는 총 5가지 실험이 동시에 수행될 수 있도록 각각 분리 되어 있어 전압 및 세척용액의 유입 및 처리수의 유출이 각각 독립적으로 이루어진다(그림 5). 외부에서의 동수경사 형성을 방지하기 위해 셀의 양극부에는 세척용액이 들어 있는 마리오 바틀(Mariotte bottle)을 설치하였으며, 음극부에는 자유롭게 월류(Overflow)가 가능하도록 하였다. 또한, 부속 장치로는 각각의 위치에서 전압을 측정할 수 있는 전압측정용 탐침과 시료를 분리하기 위한 시료 절단용 철판, 탄소 전극 및 Porous stone등이 있다.

3.2.2 시험 조건

본 연구에서는 표 4~표 5와 같이 크게 세척제 종류별 시험과 세척제 농도별 시험을 실시하였다. 세척제 종류의 경우 HCl, Acetic acid는 용해제로써, Citric acid와 EDTA는 킬레이트제로써 그리고 SDS는 계면활성제로써 사용되었으며, 세척제 농도 조건에서는 Acetic acid를 사

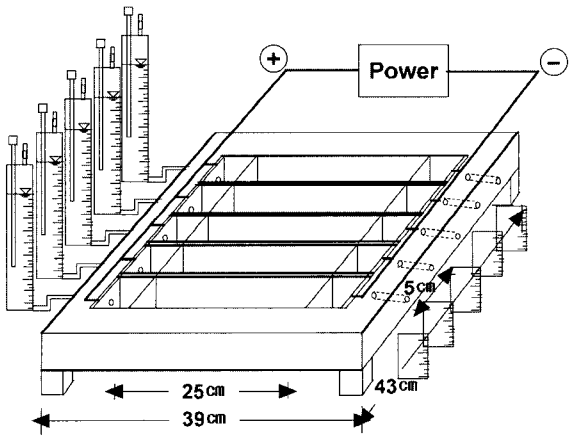

Fig. 5. Schematic diagram of EK test cell

Table 3. XRF Result

SiO_2 (Wt%)	Al_2O_3 (Wt%)	TiO_2 (Wt%)	Fe_2O_3 (Wt%)	MgO (Wt%)	CaO (Wt%)	Na_2O (Wt%)	K_2O (Wt%)	MnO (Wt%)	P_2O_5 (Wt%)	L.O.I. (Wt%)	total (Wt%)
58.84	20.63	0.86	7.67	0.78	0.10	0.12	2.29	0.03	0.07	9.04	100.43

Table 4. Test conditions (Flushing solution)

Fixed factors			Variable factors					
Pb C_0 (mg/kg)	Duration (days)	Volt. (V/cm)	Agents	HCl	Acetic	Citric	EDTA	SDS
1000	15	1.0	Initial Conc. (mM)	50	50	50	50	50
			Initial pH	1.79	3.07	2.54	3.13	4.67

Table 5. Test condition (Concentration)

Fixed factors			Variable factors					
Pb C_0 (mg/kg)	Duration (days)	Volt. (V/cm)	Flushing agents(Acetic acid)					
1000	20	1.0	Initial Conc. (mM)	0	1	10	50	100
			Initial pH	6.36	3.74	3.28	3.01	2.85

용하였다. 이는 아세트산이 사용되더라도 흙의 전기전도도를 크게 증가시키지 않고, 환경적으로 안전하고 생분해될 수 있기 때문이며, 또한 아세테이트이온은 음극 부근에서 비용해성 염의 형성을 방지하여 낮은 전기전도도 영역의 발전 및 음극 부근에서의 과도한 에너지 소산을 막을 수 있다는 장점을 가지고 있기 때문이다[14]. 두 시험 모두 전압경사는 동일하게 적용되었다.

3.2.3 EK 정화 실험 방법

먼저 현장에서 교란된 상태로 채취된 시료를 110±5℃의 건조로에서 24시간 이상 건조한 후 No. 40체를 이용하여 큰 입자를 제거하였다. No. 40체를 통과한 시료를 액성한계 이상의 함수비가 되도록 질산납($Pb(NO_3)_2$)과 비이온수를 혼합하여 제조된 초기 납 농도가 1000 mg/kg인 혼합수를 첨가하여 습윤시료를 제조하였다. 제조된 시료를 EK 셀의 각 섹션에 유사한 양으로 투입한 다음 셀의 본체를 나무망치로 약하게 약 50회 정도 타격한 후 시료의 다짐으로 인하여 발생된 빈 공간에 다시 혼합된 시료를 투입하고 나무망치로 타격하였다. 일정 높이 이하로 시료가 다져지지 않을 때 까지 이와 같은 과정을 반복하였다. 최종 각 섹션에 투입된 시료의 양에는 큰 차이가 없음을 예비실험을 통해 확인할 수 있었으며, 실험 결과에는 큰 영향을 미치지 않을 것으로 판단하여 실험을 진행하였다.

3.2.4 중금속의 농도 측정 방법

납에 대한 농도 평가는 토양오염공정시험법에 준하여 수행하였다. 즉, 풍건시료 10 g에 0.1N HCl 용액 50 mL를 넣고 1시간 진탕한 후 거름종이(Whatman No. 42)로 여과하여 여액을 ICP를 이용하여 분석하였다.

4. 실험 결과 및 분석

4.1 양극(兩極)저수조에서의 pH 변화

물의 전기분해 반응을 통해 (+)극에서 생성되는 수소이온과 (-)극에서 생성되는 수산화이온에 의해 (+)극에서의 pH는 약 3이하까지 감소하며, (-)극에서는 약 11이상까지 증가한다. 이와 같은 결과가 본 연구의 동전기 정화 실험에서도 나타났다(그림 6). 세척제 종류와는 거의 상관없이 (-)극에서의 pH는 아주 빠른 시간에 정상상태 값에 도달하였으며, (+)극의 경우 HCl이 가장 빠른 시간에 정상상태 값에 도달하였다. 이는 HCl의 초기 pH가 1.79로 가장 낮기 때문이다. (+)극에서의 pH 값은 SDS, Citric acid, Acetic acid 그리고 EDTA 순으로 높게 나타났으며, 정상상태에 도달하는 시간도 더 느리게 나타났다. EDTA의 경우 (+)극에서의 pH는 거의 전 정화기간에 걸쳐 높은 값을 보였으며, 비교적 변화폭이 큰 것으로 나타났다. 이와 같은 결과로 인하여 EDTA의 경우 시료내부로의 산전선의 이동이 다소 어려웠을 것으로 판단된다. 세척용액을 Acetic acid로 고정시키고 농도를 달리한 실험에서는 (+)극에서 pH가 1 mM를 제외하면 모두 유사한 결과를 보였다.

4.2 시료내 전압경사의 변화

(+)극에서 형성된 수소이온과 (-)극에서 형성된 수산화이온이 만나면서 물이 형성되거나, pH 점프 영역에서 침전물의 발생 등으로 인하여 이온고갈이 발생되며, 이로부터 저항증가로 인한 전기전도도의 감소와 전압차의 증가가 본 연구에서도 x/L=0.9지점에서 발생된 것으로 나타났다. 그림 7은 시험 완료 직전 시료 내부에서의 전압 분포를 나타낸 것으로 세척제 종류에 따른 차이는 크게 나타

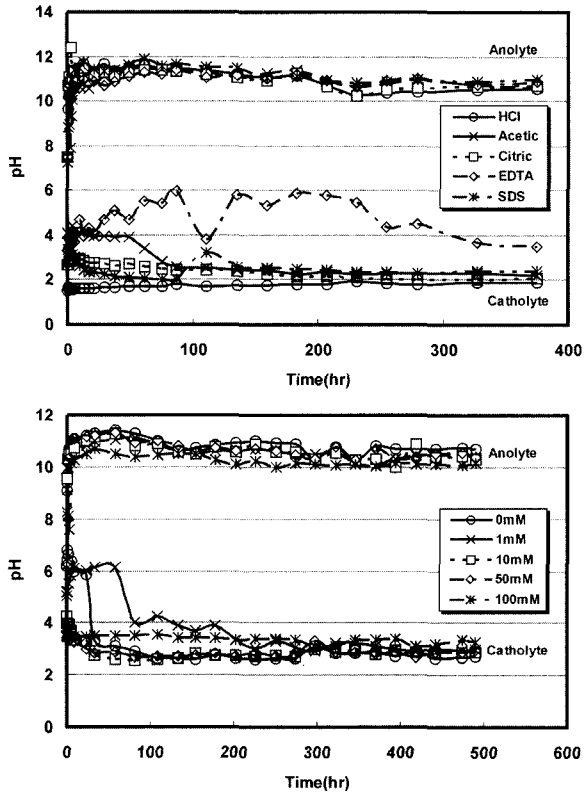

Fig. 6. Changes in pH of the electrolyte with elapsed time.

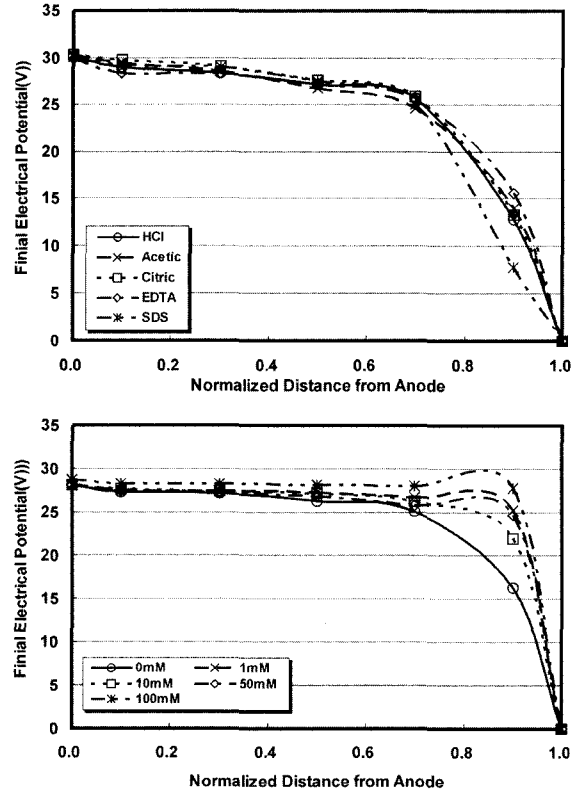

Fig. 7. Electrical potential distribution within the test sample.

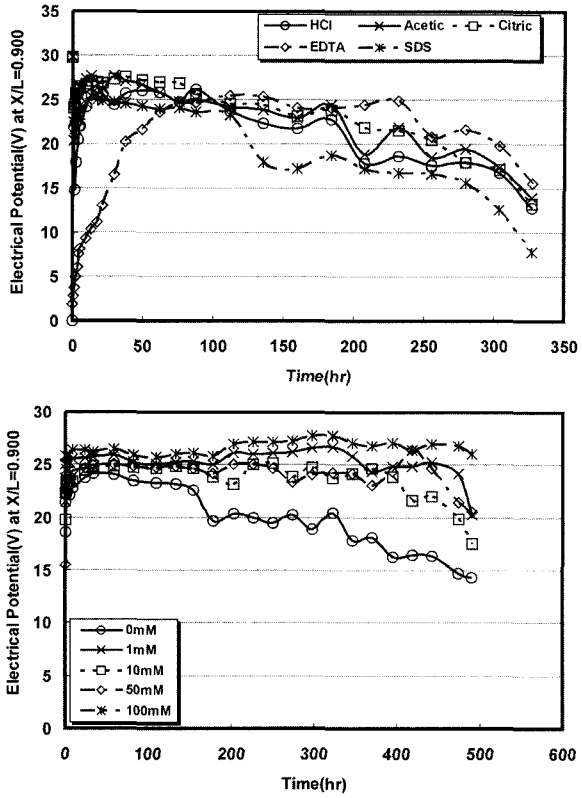

Fig. 8. Changes in electrical potential with elapsed time (at x/L=0.9).

나지 않았으며, 농도 조건의 경우 농도가 증가함에 따라 (+)극으로부터 정규화된 거리인 0.9지점에서의 전압은 더 크게 나타나는 경향을 보였다. 이는 세척용액에서의 아세트산의 농도 증가에 따른 간극수에서의 이온 증가 및 이에 따른 전기전도도의 증가 때문이라 판단된다.

시간에 따른 0.9지점에서의 전압의 변화 양상을 나타낸 그림 8의 경우 SDS가 가장 작은 전압을 보였다. EDTA의 경우 전압의 변화 기간이 더 길게 소요되었다. 전 정화기간에 걸쳐 세척제 종류별로 비교해 보면, SDS<HCl< Acetic ≈ Citric<EDTA순으로 나타났다. 세척제 농도의 경우 0<10 ≈ 50<1<100 mM 순으로 전압의 변화양상을 보였으며, 대체로 농도가 증가함에 따라 0.9지점에서의 이온 농도 및 전기 전도도의 증가로 인하여 전압은 증가하는 경향을 보였다.

4.3 시험후 함수비 분포

시험 후 함수비 분포를 나타내는 그림 9의 경우 세척제 종류별 차이는 크지 않은 것으로 판단되며, 전기삼투 등의 영향으로 저수조로부터 시료 내부로의 전해질 용액의 유입이 발생하였고, 이로 인하여 (+)극 부근에서는 초기

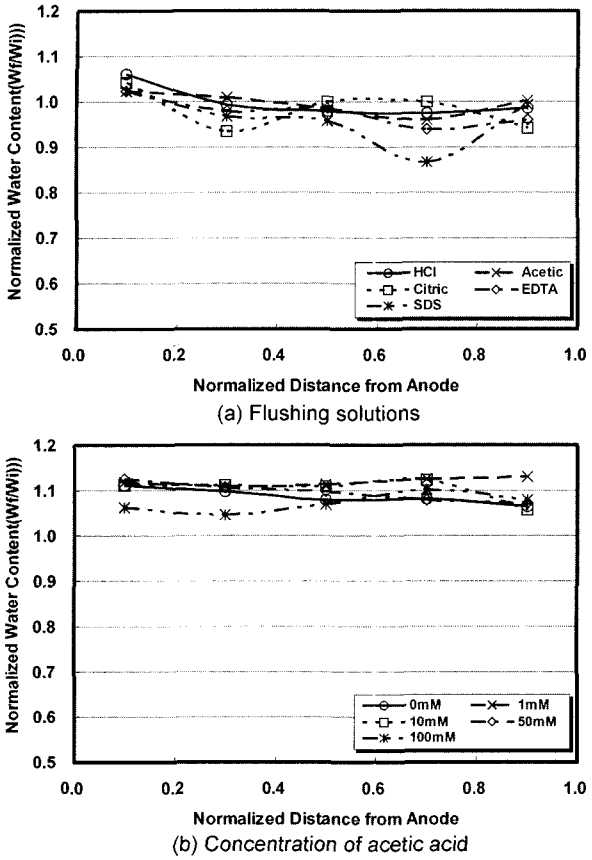

Fig. 9. Distribution of normalized water content within the test sample.

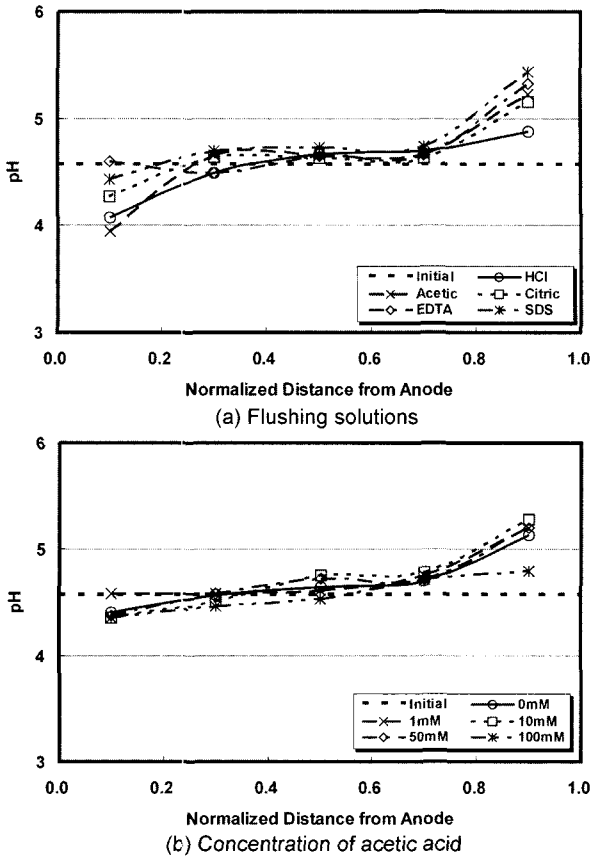

Fig. 10. pH Distribution within the test sample after tests.

함수비보다 약간 크게 나타난 것으로 판단된다. (-)극 부근의 경우 전해질 용액의 (-)극으로의 유출로 인하여 초기 함수비보다 약간 감소한 것으로 판단되며, SDS의 경우 0.7지점에서 가장 큰 함수비 변화가 보인 것은 그림 7에 제시된 전압 분포와 비교해 볼 때 가장 큰 전압경사로 인하여 이 영역에서 국부적인 EO량이 크게 나타났기 때문인 것으로 판단된다. 세척제 농도조건의 경우 거의 전 범위에 걸쳐 함수비가 약 1.1 주위에 있음을 보였다. 100 mM의 경우 (+)극 부근에서 다른 농도에 비해 작은 함수비 증가가 보인 것은 이 영역에의 전압경사가 다른 세척제보다 더 빠르게 평탄화가 되어 물의 공급이 상대적으로 원활하지 않았기 때문에 발생된 결과라 사료된다.

4.4 시험 후 pH 분포

철성분 함유토에 대한 동전기 향상 실험 후 시료 내부에서의 pH를 그림 10에 제시하였다. 그림에 제시된 바와 같이 거의 전 범위에 걸쳐 pH는 초기치와 비교하여 큰 변화를 보이지 않았다. 이는 본 연구에서 사용된 시료가 높은 유기물함량과 철산화물 함량을 가졌기 때문에 이로 인하여 완충이 커서 시료의 pH가 크게 변화하지 않은 것으로 판단된다. 이는 세척용액을 Acetic acid로 사용한 경우에도 100 mM을 주입하였음에도 불구하고 pH는 큰 변화가 없는 것으로도 확인할 수 있었다.

4.5 시험 후 농도 분포 및 제거율

그림 11에는 일반산토에 대한 세척제 관련 실험 결과를 제시한 것이다. 세척제 종류의 경우 세척제 유형별로 납의 분포 양상이 다르게 나타났다. 즉, 용해제로 사용된 Acetic acid와 HCl이 유사한 분포 경향을, 킬레이트제인 Citric acid와 EDTA가 유사한 분포 양상을 보였다. 그리고 마지막으로 음이온성 계면활성제인 SDS가 가장 높게 분포하고 있었다. SDS가 가장 높은 잔류 납농도를 보인 이유는 초기 pH가 4.67로 납의 탈착이 일반적으로 낮은 pH(약 4.2정도)에서 발생된 것을 고려해 볼 때, 상대적으로 납의 탈착이 용이하지 않았기 때문인 것으로 판단된다. 또한, 납의 농도가 시료의 중앙부에서 가장 높은 것은 SDS, Citric acid 및 EDTA로 이들 모두 납과 착물을 형성하여 음이온 형태를 취하기 때문에 양극(+)에 주입되면 EO에 의해

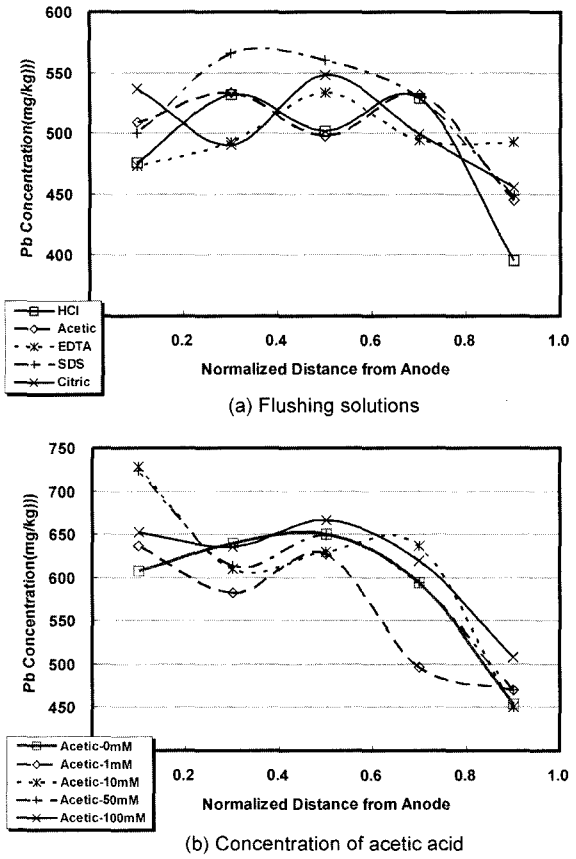

Fig. 11. Distribution of the residual lead within the test sample.

양극(+)으로 이동하지만 반대방향(-극)으로의 전기이온이동(EM)에 의한 방해를 받기 때문에 시료의 중앙부에 축적 된 것으로 판단된다.

세척제 농도의 경우 납의 분포 양상에서는 세척제의 유무에 따라 그 거동 양상이 다르게 나타났다. 즉, 세척제가 사용되지 않은 Blank시험에서는 음극 부근에서 가장 큰 농도의 감소가 보였지만, 세척제가 사용된 경우 (+)극 부근에서도 농도의 누적이 발생하였다. (+)극 부근에서의 농도 누적은 1<100<10 ≈ 50 mM순으로 나타났으며, 음극 부근에서는 모든 농도가 큰 감소를 보였다. 전체적인 경향을 볼때 1 mM의 Acetic acid에서 가장 양호한 정화효율을 보였으며, Wong *et al.*(1997)[4]과 Acar and Alshawebkeh (1993)[15]가 제시한 바와 같이 아세트산의 농도 변화는 철성분 함유토의 동전기 정화 효율에 큰 영향을 미치지 않는 것으로 판단된다.

5. 결 론

세척제로 산, 킬레이트제 및 계면활성제를 사용하여 유기물과 철성분이 다량 함유된 철성분 함유토(Ferrous soil)에 대하여 실시한 향상된 동전기 정화 특성 실험 결과 다음과 같은 결론을 얻을 수 있었다.

1. 주입되는 세척제의 pH가 낮을수록 양극(兩極)저수조의 pH는 더 빠른 시간에 정상상태 값에 도달하였다.

2. 시험 완료 직전 시료 내부에서의 전압 분포의 경우 세척제 종류에 따른 차이는 크게 나타나지 않았으며, 아세트산의 경우 간극수에서의 이온 증가 및 이에 따른 전기전도도의 증가로 인하여 농도가 증가함에 따라 (+)극으로부터 정규화된 거리인 0.9지점에서의 전압은 더 크게 나타나는 경향을 보였다.

3. 시료 내부에서의 국부적인 전압경사가 가장 큰 SDS의 경우 0.7지점에서 가장 큰 함수비 변화를 보였으며, 세척제 농도조건의 경우 거의 전 범위에 걸쳐 함수비가 약 1.1 주위에 있음을 보였다.

4. 세척제 종류의 경우 용해제로 사용된 Acetic acid와 HCl이 유사한 잔류 납농도 분포 경향을, 킬레이트제인 Citric acid와 EDTA가 유사한 분포 양상을 보였다. 그리고 음이온성 계면활성제인 SDS가 가장 높은 잔류 납농도 분포를 보였다. SDS가 가장 높은 잔류 납농도를 보인 이유는 초기 pH가 4.67로 가장 높아 납의 탈착이 용이하지 않았기 때문인 것으로 판단된다.

5. 세척제 농도의 경우 1 mM의 Acetic acid에서 가장 양호한 정화효율을 보였지만, 아세트산의 농도 변화는 철성분 함유토의 동전기 정화 효율에 큰 영향을 미치지 않는 것으로 나타났다.

참 고 문 헌

1. Li, R.S.O., "A study of the efficiency and enhancement of electro-kinetic extraction of a heavy metal from contaminated soils", Ph.D thesis, McGill University, Montreal, Canada, p. 224 (1997).
2. Yeung, A.T., Hsu, C.N., and Menon, R.M., "EDTA-enhanced electrokinetic extraction of lead", *J. of Geotechnical Engineering*, **122**(8), pp. 666-673 (1996).
3. 이재원, "토양세척을 위한 계면활성제의 선정기법과 Column을 이용한 포화지층내 저비중 비수용성 유기용매의 제거 거동에 관한 연구", 중앙대학교 (1997).
4. Wong, J.S.H., Hicks, R.D., and Probstein, R.F., "EDTA-enhanced electroremediation of metal-contaminated soils", *Journal of Hazardous Materials*, **55**, pp. 61-79 (1997).
5. 한상재, "Electrokinetic 기법에 의한 오염토의 전기삼투와 중금속 이동 특성", 중앙대학교 (2000).
6. Reddy, B.E., Carriere, P.C., Moore, R., "Flushing of a Pb II contaminated soil using HCl, EDTA, and CaCl", *J. of Envi-*

ronmental Engineering, **122**(1), pp. 48-50 (1996).

7. Semer, R., Reddy, K., "Evaluation of soil washing process to remove mixed contaminants from a sandy loam", *Journal of Hazardous Materials*, **45**, pp. 45-57 (1996).
8. Steele, M.C., Pichtel, J., "Ex-situ remediation of a metal-contaminated superfund soil using selective extractants", *J. of Environmental Engineering*, **124**(7), pp. 639-645 (1998).
9. Cline, S.R., Reed, B.R., and Matsumoto, B.E. "Efficiencies of soil washing solutions for the remediation of lead contaminated soils", *Proc. 25th Mid-Atlantic Indus., Waste Conf. 25*, pp. 93-101 (1993).
10. 장경수, "중금속 오염토에 대한 동전기 정화효율의 향상기법", 인하대학교 (2003).
11. Taha, M.R., Acar, Y.B., Gale, R.J., and Zappi, M.E. "Surfactant enhanced electrokinetic remediation of NAPLs in soils", *1st Int. Congress on Enviromental Geotechnics*, Edmonton, Alberta, Canada, pp. 373-377 (1994).
12. 이용호, 공성호, 강선기, "In-situ soil flushing을 이용한 오염토양내 중금속 제거에 관한 연구", 대한환경공학회 추계학술대회논문집, pp. 7-8 (1998).
13. KANG, S.K. "The mobilization of heavy metals from contaminated soil using Low molecular weight organic acids", *Ph.D thesis*, Oregon state University, Oregon, pp. 30-70 (1994).
14. Alshawabkeh, A.N., Yeung, A.T., and Brika, M.R., "Practical aspects of in-situ electrokinetic extraction". *J. of Environmental Engineering*, **125**(1), pp. 27-35 (1999).
15. Acar, Y.B., and Alshawabkeh, A.N., "Principles of electrokinetic remediation", *J. of Environ. Sci. Technol.*, **27**(13), pp. 2638-2647 (1993).