

중금속 오염토의 Electrokinetic 정화 처리시 pH 발현과 납 제거의 전극 간 특성

한 상 재 · 김 수 삼*

중앙대학교 미래신기술 연구소 · 한양대학교 토목환경공학과

The Characteristics of pH Variations and Lead Transport during Electrokinetic Remediation of Soil Contaminated by Heavy Metal

Sang-Jae Han · Soo-Sam Kim*

The Frontier Technology Innovative Centre, Chung-Ang University

**Dept. of Civil & Environmental Eng., Han-Yang University*

ABSTRACT

In this study, the characteristics of pH variations and contaminant distribution in soil are investigated during electrokinetic treatment for the purpose of restoring contaminated soil with heavy metal. For these objects, laboratory test for the kaolin contaminated by lead was performed. During electrokinetic treatment, lead was transported from anode to cathode. And 75% of lead removed within 80% region of the specimen. Most lead, however, that transported from anode to cathode precipitated in the vicinity of cathode compartment, thus the amount of lead removed by electroosmosis was little. Electrokinetic treatment satisfied regulation criteria of Korean Soil Environment Conservation Law within almost region of the specimen. But enhancement methods can be regarded as inevitable requisite for the cathode region

Key Words : Electrokinetic Remediation, Lead, pH, Contaminated soil

요 약 문

본 연구는 중금속 오염지반의 정화를 목적으로, Electrokinetic(EK) 기법을 적용 할 때 지반 내에서 pH와 오염물 분포특성을 알아보았다.

시료 내에서의 EK 처리로 인한 납 제거 효과를 살펴본 결과 1V/cm의 전압경사 하에서 납은 음극으로 이동하여, 전극 간 시료의 80%정도 영역에서 제거율은 대략 75% 정도에 이르렀다. 그러나 이동된 납은 대부분이 음극영역에 침전되어 궁극적으로 음극수로 배출되어 제거되는 납의 양은 미미하였다. 이때, EK 정화처리는 시료의 대부분인 80% 정도에서 토양환경보전법 상의 기준치를 만족할 수 있으나, 음극쪽 20%지역은 별도의 향상기법을 적용하여 처리하는 기법이 필요하다.

주제어 : 동전기 정화, 납, pH, 오염토

1. 서론

Electrokinetic (이하 EK) 정화기술은 전기삼투와 이온 이동현상을 이용하여 투수성이 매우 낮은 점성토 지반으로부터 오염물질을 효과적으로 제거할 수 있는 방법으로 (Acar and Alshawabkeh, 1993; Alshawabkeh et al., 1999) 지중에 전극을 삽입하여 흡속으로 직류 전류를 통과시켜 오염물을 흡속으로부터 탈착되게 한 후 전극정에서 제거할 수 있게 하는 것이다. 이는 기존의 pump and treat 기법보다 세립토에서 물과 오염물을 더욱 효과적으로 이동시킬 수 있다. 따라서 실트 및 점토가 많은 저 투수성 지반의 지반정화에 주로 적용되고 있는 기법이다. 특히 중금속 및 DNAPLs(Dense Non- Aqueous Phase Liquids)로 오염된 지반의 현장정화에 혁신적 기법으로 평가되어 향후 큰 잠재력과 다른 분야에의 응용가능성이 커지고있다(EPA, 1995; Pamukcu and Whittle, 1993).

본 논문은 포화된 점성토에서 EK 처리 때 시료 내에서 발생하는 pH 발현과 납 이동의 상관성을 규명하며, 국내 환경기준치와의 비교를 통해 EK 정화기술의 적용방법을 검토하는데 있다.

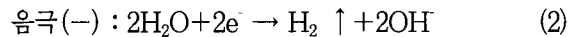
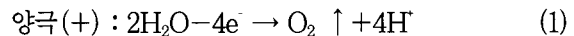
2. EK 정화 메카니즘

지반에서 간극수의 이동에 있어 전기적, 수리학적, 화학적 경사에 의해 일어나는 복합효과(coupling effect)는 세립토에서 다양한 현상을 일으키는데, 지중 내에 전기장이 가해지면 토립자의 전기적 특성으로 인해 흙-물-전해질 시스템에서는 전기삼투(electro-

osmosis), 흐름포텐셜(streamingpotential), 전기영동(electrophoresis), 침강포텐셜(sedimentationpotential), 이온이동(ionic migration)의 5가지 "Electrokinetic 현상"이 발생된다. 이러한 5가지 현상 중 지반의 오염물질은 주로 전기삼투와 이온이동현상에 의해 제거된다(Acar and Alshawabkeh, 1993).

(1) 전기분해

포화된 지반 내에 전극을 삽입하고 직류전원을 연결하면 전자는 전원의 음극으로부터 양극으로 흐른다. 이 때 음극에서는 용액에 전자를 주고 양극에서는 용액으로부터 전자를 얻어서 전극 바로 주위에서 물은 이온화되어 전기분해가 일어난다. 따라서 아래에 서술된 전기분해 반응식과 같이 양극에서는 물의 산화가 일어나고 음극에서는 물의 환원이 일어나므로 양극에서는 산소기체와 수소이온이 방출되고 음극에서는 수소기체와 수산화 이온이 방출되어 양극에서는 산전선(acid front)이 생성되고 음극에서는 염기전선(base front)이 형성된다.



(2) 지반의 pH 변화

흙-물 시스템에서 EK 정화의 기본요건은 양극 지역으로부터 음극지역으로의 산전선(acid front)의 이동이다(Acar and Alshawabkeh, 1996).

양, 음전극에서 발생된 수소이온과 수산화이온에 기

인하여 시료내 pH는 양극에서는 감소하고 음극에서는 증가하게 된다. 이 때 수소이온의 이동성이 수산화이온의 이동성에 비해 약 1.76배정도 더 크다 (Alshawahkeh and Acar, 1995). 그리고 전기삼투 현상에 의해 양극에서 음극으로 물의 흐름이 발생하며, 이에 편승하여 수소이온이 음극방향으로 이동하게 된다. 따라서 음극에서 생성된 염기전선은 이동이 지체되고 양극에서 생성된 산 전선은 지반을 통과하여 음극으로 진행하게 되어 산 전선이 지반의 화학작용을 지배하게 된다.

시간이 흘러감에 따라 양극(+)부의 산성범위가 넓어지며 상대적으로 음극(-)부의 염기성 범위가 좁아지는데, 양극(+)의 산성전선이 음극(-)방향으로 이동하면서 음극(-)의 염기전선과 만나게 되는 거리비를 살펴보면 농도에 따라 0.65-0.84(김수삼, 1999)의 값을 보이며, 일반적으로 흙의 완충능력에 따라 다소 차이가 발생한다(오승록, 2001).

지반내의 pH값이 감소하게 되는 정도는 양극에서 생성된 산의 양과 점토의 완충능력에 따라 달라진다. Yong and Phadungchewit (1993)은 여러 종류의 점토에 대하여 완충능력을 관찰하였으며 양이온 교환 능력과 유기물 함유량이 지반의 pH변화에 매우 큰 영향을 미친다는 것을 제시하였다.

이러한 pH 경사 결과에 의해 기대되는 물리화학적 상호작용을 정리하면 다음과 같다(Hamed and Acar, 1991).

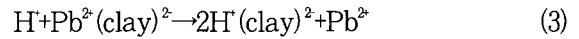
- ① pH 7-9범위 이상에서 점토광물의 용해
- ② 흡/탈착반응 및 수소이온과 수산화이온에 의한 양이온 교환
- ③ pH_p (수산화물 침전 pH) 값에서 금속이온의 침전
- ④ 간극유체의 화학적 성질 변화에 기인한 흙의 공학적 특성 및 구조의 변화

전기장에서 시료의 간극유체내 존재하는 음이온, 양이온 그리고 전기분해 반응결과 생성된 수소이온, 수산화이온은 전도도에 큰 영향을 끼친다.

(3) 흡착 및 탈착

EK 처리과정에서 오염물질은 간극수내 액상으로 존재하는 것을 가정하므로, 음전하를 띤 점토표면에 강하게 이끌려 흡착된 중금속 등의 양이온을 제거하기 위해서는 탈착시키는 것이 필요하며 이 과정은 양극에서 생성된 수소이온이 입자표면에 흡착된 다른 양이온과 교환반응을 함으로서 이루어진다.

점토 표면에 흡착된 금속이온은 다음 식 (3) (Ugaz, 1994)과 같은 교환반응을 통하여 금속이온은 추출되며, 이는 EK 처리과정에서 이온상태로 이동하는데 있어 유리한 조건이 된다.



이와 같은 전기분해반응에 의한 지반의 산성화가 EK 정화기술에 있어서 지반에 흡착되어 있는 오염물질을 탈착시키는 기본 메커니즘이 된다.

흡착 및 탈착 특성은 흙의 종류, 점토광물 표면의 전하밀도, 양이온교환능력, 양이온의 농도와 종류, 유기물질과 탄산염의 존재에 의해 달라진다.

(4) 오염물질 이동

간극수에 존재하거나 토립자 표면으로부터 탈착된 오염물질은 자신들의 전하특성에 따라 양극 또는 음극 방향으로 이동하게 된다. 오염물질의 이동은 전기삼투 흐름에 의한 간극수의 이류(advection), 외부에서 가해지거나 내부에서 생성된 수리포텐셜차이에 의한 간극수의 이류, 농도경사에 의한 확산 및 전기경사에 의한 이온이동 등에 의하여 이루어진다(Alshawahkeh and Acar, 1992).

지반내에 존재하는 오염물질과 전기분해에 의하여 생성된 물질(H⁺ 및 OH⁻)의 이동은 전기삼투현상에 의하여 물과 오염물질이 음극으로 이동하고 전기 이온이동 현상에 의하여 양이온은 음극으로, 음이온은 양극으로 이동되며 중금속과 같은 양이온의 이동에는 전기 이온이동 현상이 크게 작용한다.

(5) 용해와 침전

EK 처리과정에서 전기분해반응결과 음극에서 생성

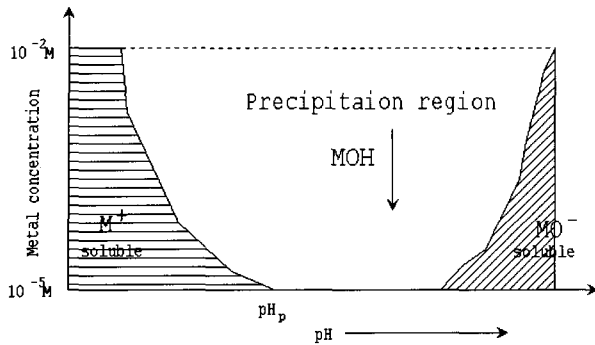


Fig. 1. Solubility of a metal hydroxide compound in relation to pH(Yong and Mohamed, 1992).

된 수산화이온은 양극에서 생성된 양이온의 이동으로 중화되거나 과잉 생성된 수산화이온에 의해 음극부근은 높은 pH를 나타내며, 납이온과 반응하여 수산화납 침전물을 생성하게 된다. 또한 높은 pH는 흙의 양이온 흡착능력을 증가시킨다. 음극부근에서는 과잉 생성된 수산화이온에 의해 표면포텐셜은 증가하고 이에 따라 확산이중층 두께, 표면전도도 등도 역시 증가하며, 용액에서는 침전물 생성에 의해 전도도는 감소한다.

침전은 지반 및 간극수의 pH, 그리고 오염물질의 농도에 따라 달라지게 되는데 이를 살펴보면 Fig. 1과 같다. 이는 금속이 침전을 일으키게 되는 pH인 pH_p를 전후로 한 pH에 대한 금속 수산화물의 용해도 범위를 나타낸다. 수산화침전은 침전 pH인 pH_p와 최상의 pH사이에서 발생하게 되고 농도가 증가할수록 증대된다.

납의 전체 흡착량은 지반의 완충능력에 좌우된다. 지반내 납성분의 양이 완충능력이상 일 경우 잉여의

납성분은 Pb²⁺, PbOH⁺, PbCl⁻ 등의 형태로 간극수 내에 존재하게 되고 지반내의 Pb²⁺이온과 OH⁻이온이 서로 결합하여 침전하여 토립자 표면에 존재하게 된다.

3. E/K 정화 실험

3.1 실험목적 및 범위

시료내 pH의 변화는 흡·탈착 특성, 용해 및 침전에 영향을 끼친다. EK 정화특성 실험에 앞서, 이와 같은 시료의 기초적인 특성을 파악하고자 pH에 따른 중금속 흡·탈착 특성을 회분식 실험을 통해 알아보았다.

또한 시료 내 pH 변화에 따른 제거효율을 평가하였다.

3.2 실험종류 및 조건

흡착능 실험을 실시하여 양이온 교환능(이하 C.E.C.)값을 구한 다음, pH에 따른 중금속 흡·탈착 특성을 알아보기 위해 회분식 실험(batch test)을 하였다.

EK 정화 실험에서는 정화가동시간과 전압은 일정하게 유지하고 오염농도 및 향상기법에 따른 EK 정화효과를 알아보았다. 정화가동시간은 12일이며 전압은 1V/cm로 일정하게 가하였고 오염농도는 각각 500, 3000ppm로 하였다. 실험종류 및 조건을 정리하면 Table 1과 같다. 이때 전류는 초기오염농도에 따라 다르게 측정되는 바, 변화되는 수치를 Table 1에 나타내었다.

Table 1. Test conditions for electrokinetic remediation test

Code	Initial Pb con.		Duration	Voltage gradient (V/cm)	Current (mA)
	ppm	mg/kg			
EK0	0	0	12days	1	15→2
EK500	500	300			18→2
EK3000	3000	1780			23→2

Table 2. Soil properties used in this test

Liquid Limit (%)	Plastic Limit (%)	Plastic Index	Activity	Specific Gravity	Passing #200(%)	pH at w=400%	USCS
60.0	38.8	21.2	0.22	2.65	100	4.5-5	CH

Table 3. Chemical compositions of kaolinite (%)

SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	TiO ₃	CaO	MgO	K ₂ O	Na ₂ O	Organic Content
50.4	35.5	0.25	0.05	Trace	Trace	Trace	Trace	8.4

3.3 시료 및 시약

3.3.1 카올린 점토

실험의 재료로 쓰이는 카올린 시료는 뉴질랜드 산으로 비중은 2.65±0.02 이다. 시료는 상온에서 보관하였으며 시료는 육안으로 볼 때 미백색의 입자가 매우 고운 분말상태로 시각적인 불순성이나 변색은 없었다.

화학적 성분 조성으로 볼 때 본 시료는 광물의 기본 구성 물질 외에 유기질 성분이 약간 포함된 비교적 불순물이 없는 순수한 카올린으로 판단된다. 카올린의 기본 물성치와 화학적 구성성분은 각각 Table. 2, 3 과 같다.

3.3.2 시약

(1) 염산(HCl)

염산은 무색의 액체로 분자량은 36.46g이다. 본 실험에서 사용되는 염산의 비중은 1.16이다. 회분식 탈착 실험시 pH를 감소시키는 적정용으로 사용되었으며 실험 종료 후 납 추출 실험에 있어 이온 추출 용매로 사용되었다.

(2) 질산납(Pb(NO₃)₂)

질산납의 분자량은 331.21g이며 순도는 99.5%이고 수용성이다. 본 실험에서 오염물질로 납이온을 선택하였으므로 오염공급원으로서 질산납을 사용하였다.

(3) 수산화나트륨(NaOH)

수산화나트륨의 분자량은 40g이며 순도는 93%이고 수용성이다. 회분식 탈착실험시 pH 증가를 위한 적정

용으로 이용되었다.

3.4 실험장치

본 EK 정화 실험기는 크게 압밀 및 정화셀, 전기제어장치, 계측장치, 기타 부속장치로 분류할 수 있으며, Fig. 2는 이러한 EK 정화장치의 모습을 나타낸 것이며 Fig. 3은 정화 실험셀의 상세도이다.

실험 셀은 압밀로 인한 시료 재조성과 EK 정화실험이 가능하도록 제작되었으며 전기 회로는 시간에 따라 각 간극수압 포트 위치에서 전압분포와 전류를 측정하며 정화시간동안 일정한 전압을 유지하였다.

본 장치에서는 전기삼투에 의한 양(+)극에서 음(-)극으로의 배수현상을 측정하기 위하여 음(-)극에 유출량 측정을 위한 메스실린더를 설치하였으며 양(+)극의 유입수 장치 중 유입수로 인한 수두경사의 변화를 방지하기 위하여 마리오 바틀(mariotte bottle)을 설치하여 일정한 수두를 유지하도록 하였다. 또한 전극에서의 전기분해에 의한 가스발생으로 시료에 미치는 영향을 최소화하기 위하여 기체 배출관을 설치하여 양극(+) 저수조의 물이 순환하도록 설계되었다.

3.5 실험방법

(1) 시료의 제조

본 실험을 위해 시료는 #200체에 체가름을 행한 후, 자연상태에 가까운 상태의 시료를 구성하기 위하여 재

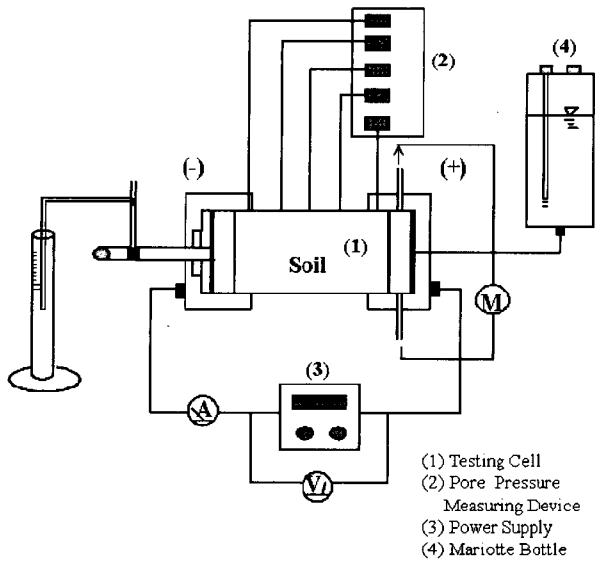


Fig. 2. Schematic diagram of the electrokinetic remediation test set up.

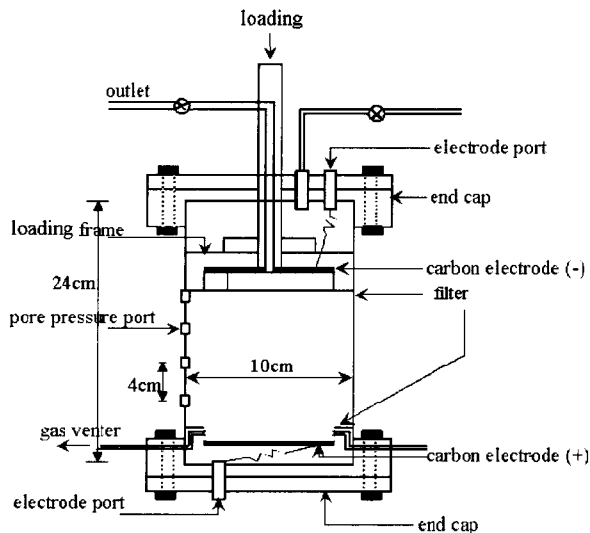


Fig. 3. Schematic diagram of the electrokinetic remediation cell

조성 시료(reconstituted sample)를 제작하여 사용하였다.

재조성 시료의 제조목적은 공장제품인 카올린을 원지반 시료에 가까운 함수비와 구조상태로 재현하기 위

한 것으로, 재조성 정화셀에 직경 10cm × 높이 24cm 체적의 슬러리 상태로 시료를 준비한 후, 압밀시켜 직경 10cm, 높이 16cm의 대략 액성한계 수준인 60% 함수비의 시료가 되게 하였다. 이때의 투수계수 측정치는 각각의 시료에서 $8 \times 10^{-7} \sim 2 \times 10^{-6} \text{cm/s}$ 정도이다.

이와 같은 실험조건을 만족하는 시료와 물의 양을 계산하여 준비하고 각 실험항목마다 오염농도가 다르므로 정해진 물의 양에 따라 0, 500, 3000ppm 농도의 질산납용액을 준비하도록 하였다. 그리고 오염된 시료의 균질성을 확보하기 위해 충분히 교반을 하도록 한다.

이때 C.E.C. 이하의 농도에서는 모든 납이 점토표면에 흡착되어 시료 재조성 시 압밀 배출수에 포함되어 있지 않지만 C.E.C. 이상의 오염농도에서는 점토표면에 흡착되고 남은 납이 압밀 배출수에 포함되어 빠져나가 오염초기치에 약간의 변동이 발생한다.

(2) 실험 진행

총 정화가동시간 12일 동안 시료에 걸친 전기포텐셜 차이, 전기삼투유량, 간극수압의 분포, 유출액의 pH 변화, 전류의 흐름을 측정하였다. 실험이 끝난 후 시료를 10개의 섹션으로 자른 다음 각 섹션별로 납의 농도, 함수비, pH를 측정하였으며 전기삼투 유출액을 집수하여 납의 농도를 측정하였다. 실험에 사용한 전극과 거름종이 역시 질산용액으로 흡착된 납을 추출하여 납의 농도를 검토하여 초기 납의 농도와 비교하여 제거효율이 계산되었다.

4. 실험 결과 및 분석

4.1 카올린의 흡착/탈착 특성

Fig. 4는 실험을 통하여 뉴질랜드산 카올린의 납 흡착능을 나타낸 것으로서 흡착선은 양대수(log-log) 상에서 선형관계를 나타내는 것으로 보아 Freundlich 모델에 의해 해석할 수 있다.

카올린의 흡착실험 결과 100ppm이하에서는 100% 흡착되었으므로 이를 통해 얻어진 흡착등온식은,

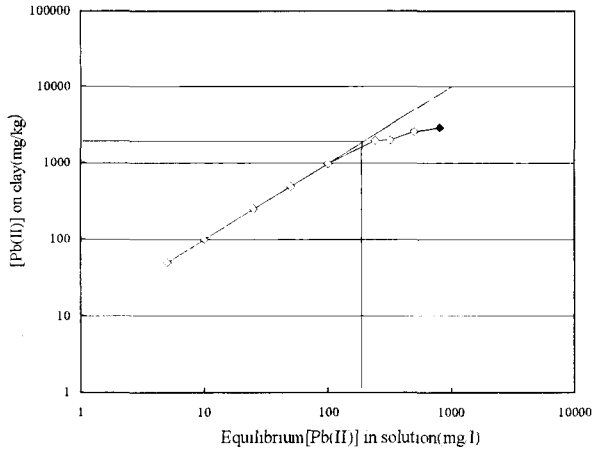


Fig. 4. Lead adsorption isotherm for kaolinite.

S=10C로서 Freundlich 흡착계수는 10이며, 실험상수 값은 1로서 일차식이 얻어진다.

위의 Freundlich 모델에 의한 흡착 상관관계는 대략 평형농도 171.6mg/l 이상이 되면 일치하지 않는 것을 Fig. 4에서 확인할 수 있으며 이 이상의 농도는 흡착량을 넘었으므로 대부분의 납은 간극수에 존재할 것이다. 따라서 평형농도 171.6mg/l에서 흡착량 1761mg/kg을 최대 납 흡착량으로서 판단하였으며 환산한 결과, 본 연구 대상시료인 카올린의 C.E.C.는 pH 5에서 1.7meq/100g_{drysoil}으로 계산된다. 이 수치는 실험에 사용된 카올린을 대상으로 최대 흡착할 수 있는 납의 농도를 구하여 납으로 오염 가능한 수준을 파악하고, 이를 기준으로 이하와 이상에서 EK 정화실험을 행하고자 하는 목적으로 구하여진 것으로 토질 자체의 양 이온 흡착능과는 구별된다.

따라서 3000ppm에서는 모든 납이 시료에 존재하지 않는다. 즉, 500ppm과 3000ppm으로 시료 제조시 투입된 납의 양은 각각 386mg과 2313mg이다. 이때 500ppm일때의 386mg은 시료 압밀 이후에도 전량 남아있지만, 3000ppm일 때의 2313mg은 일부가 압밀 중 빠져나가 실제 존재량은 2290mg으로 계산된다. 따라서 시료농도 500ppm과 3000ppm은 각각 300mg/kg과 1780mg/kg으로 오염된 상태로 표현될 수 있다. 이러한 수치는 각각 국내 토양환경보전법상

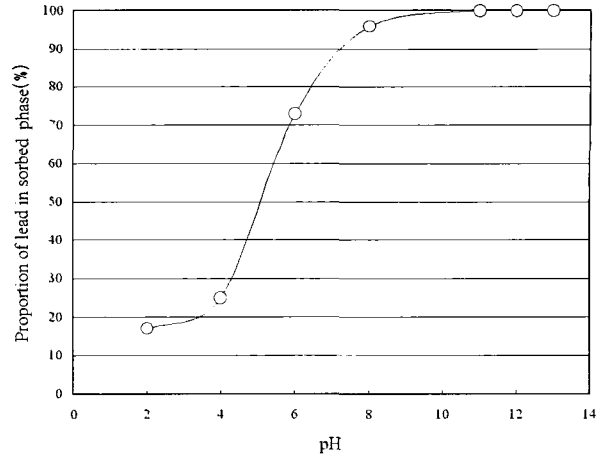


Fig. 5. Sorption curves with pH changes of kaolinite

의 납오염 대책기준(300mg/kg)과 대략 C.E.C. 농도 (1760mg/kg) 이상에 해당한다.

Fig. 5는 pH 변화에 따른 카올린에 납의 흡착량을 나타낸 것으로서 pH 2-4범위에서 납의 흡착율은 대략 15~25%에 이르며, pH 4이상에서는 급격히 증가하여, pH 8이상에서는 95% 이상인 높은 흡착율을 나타낸다. 이렇게 높은 pH에서 납의 흡착이 큰 것은 음의 표면전하 증가, PbOH와 같은 물질의 흡착 또는 침전에 의한 것으로 pH가 증가할수록 납의 흡착율은 증가함을 알 수 있다. 그러므로 EK 정화과정에서 낮은 pH를 나타내는 양극에서는 납 이온은 이온상태로 간극수에 존재하여 음극으로 이동하는 반면 음극에서는 높은 pH 조건에서 납은 흡착되거나 침전물을 형성하여 축적될 것으로 예상된다. 따라서 본 시료의 EK 정화를 위한 pH는 4~5이하일 것으로 판단되고, 이 때의 제거율은 80% 정도일 것으로 예상된다. EK 정화시에는 시료가 이 pH값에 도달되는 시간을 고려할 필요가 제기된다.

4.2 E/K 정화 특성 실험 결과 및 분석

4.2.1 pH 변화

EK0, EK500, EK3000 실험에서 시간에 따른 양극부의 유입수와 음극부의 유출수의 pH 변화를 살펴

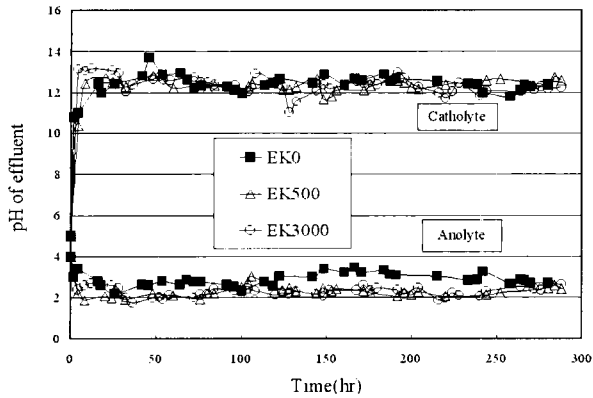


Fig. 6. The anolyte and catholyte pH during EK0, EK500, EK3000 test.

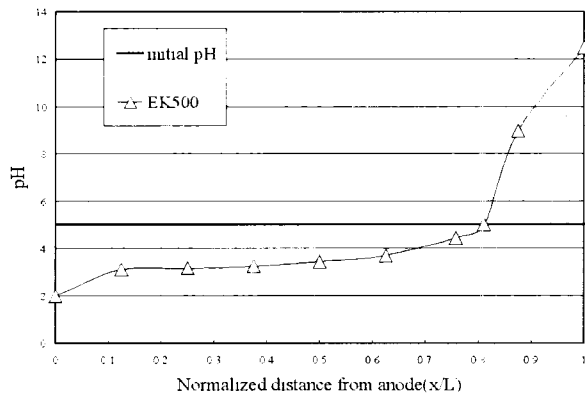


Fig. 7. pH distribution in soil for EK500 test.

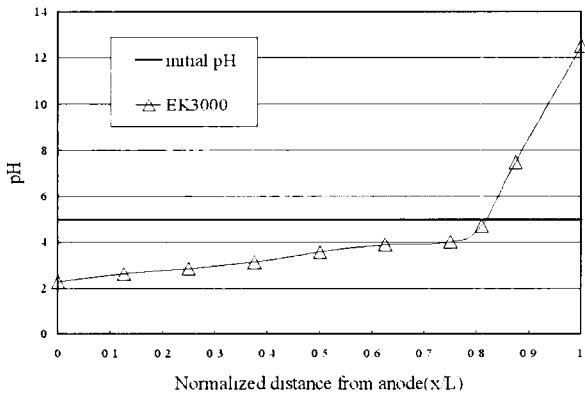


Fig. 8. pH distribution in soil for EK3000 test.

보면 Fig. 6과 같다. 전기분해 반응결과 양극에서 산소기체와 수소이온이, 음극에서 수소기체와 수산화이온이 생성되어 양극에서는 pH가 낮아지고 음극에서는 증가하는데 pH 변화는 실험초기에 뚜렷이 발생하여 양(+)극에서는 pH 3 이하의 낮은 값을 나타내며 음극에서는 11-13 정도의 pH 값을 나타낸다. 이 때 초기 납 농도에 따른 전극에서의 pH 변화는 무관한 것으로 판단되며 이는 pH 변화는 용액의 전기분해속도에 우선적으로 관련되어 있기 때문이다.

EK 정화 실험이 완료된 이후 각 섹션을 절취하여 pH를 측정한 결과 pH 분포 결과는 Fig. 7, Fig. 8과 같다. 시료의 상당한 부분의 pH가 감소하였으며, 이는 양극으로부터 이류와 전기이온이동에 의한 산전선이 이동한 결과이며 음극근처에서의 pH 증가는 염기전선의 확산현상에 의해 결과이다. 이때 pH의 변화가 급격한 곳은 음극근처의 시료에서 발생하며 이는 산전선과 염기전선의 충돌하는 지점이다. 이러한 지점은 전압분포의 변화, 음의 간극수압이 발생하는 지점과 일치한다(한상재, 2001).

4.2.2 E/K 정확로 인한 납 제거

다음 Fig. 9~Fig. 10은 납 추출실험을 통해 얻은 납의 분포를 나타내고 있다. 12일 처리 시간동안 양극영역(0~0.5x/L)에서 납의 농도 감소는 4.1절에서 예측하였듯이 67~84% 정도이었다. 음극영역에 근접할 수록 잔존하는 납의 농도는 계속 증가하였는데, 음극

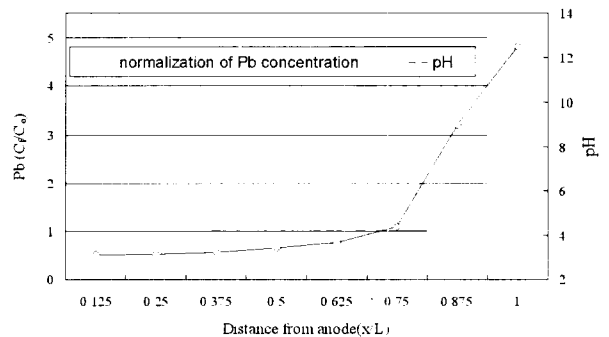


Fig. 9. pH and Pb distribution in soil for EK500 test.

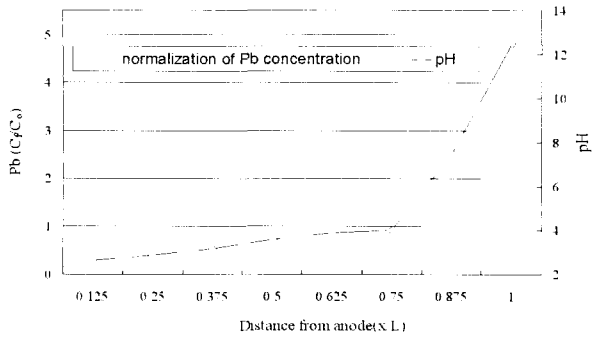


Fig. 10. pH and Pb distribution in soil for EK3000 test.

영역에서 pH 증가로 인해 산성전선의 이동이 방해받고 수산화 침전현상이 발생하여 양극부근에서 이동한 납이 음극에서 축적된 것으로 판단된다. 앞서 제시된 Fig. 5를 보면 납은 pH 8이상에서 거의 모두 축적되며 따라서 납의 이동은 pH에 의존하는 것으로 보인다.

납의 유출을 검토하면 소량이 양극 유출액에서 검출되었으나 음극 유출액에서는 검출되지 않았다. 그러므로 음극부근에서 축적된 납의 제거효과를 증대시키기 위해서는 전압과 시간을 조절하기보다는 향상방법이 적용되어야 할 것으로 판단된다.

4.2.3 국내 환경 기준치 도달 평가

국내 토양환경보전법에는 오염기준을 우려기준(threshold trigger)과 대책기준(action trigger)으로 구분하여 정하고 있다.

이러한 국내 환경 기준치와 본 실험 결과를 비교 검토하여 현장 적용가능성을 평가하고자 한다.

이때 토양환경보전법에서 제시하고 있는 농경지에서의(산업지에서는 이보다 훨씬 높아 1000mg/kg) 납 대책기준은 300mg/kg로서, 1V/cm의 전압경사로 12일 정화 처리한 경우와 비교 검토하면 Fig. 11, Fig. 12와 같다. 본 연구결과와 자연상태의 오염된 시료가 아닌 균질한 카올린을 인위적으로 오염시킨 경우이므로, 본 실험결과와 실제 지반조건을 직접적으로 연결시키기에는 다소 무리가 따를 것으로 판단되지만, 양

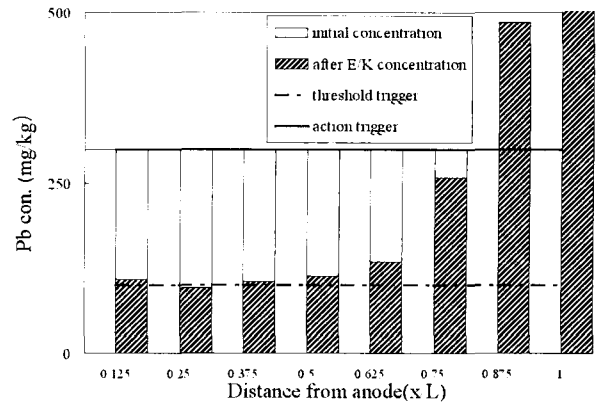


Fig. 11. Lead removal profile in the EK500 test.

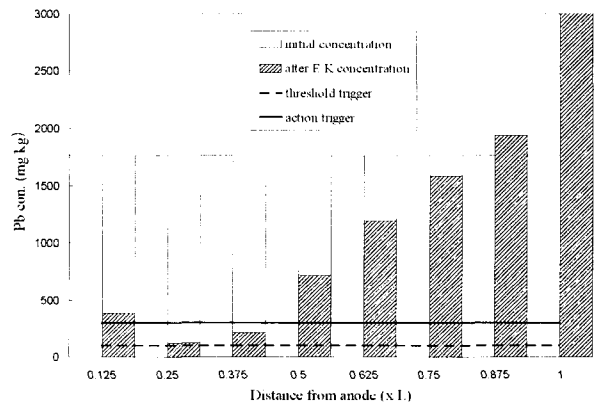


Fig. 12. Lead removal profile in the EK3000 test.

극부에서의 잔존 납량은 토양환경보전법 상의 우려기준을 충분히 만족시킴을 알 수 있으며, 대책기준의 납 잔류치 이하로 감소시키는 것도 가능함을 알 수 있다.

본 실험결과로서 현장에서의 처리결과를 예상하건데, 전압과 처리시간을 조절하면 전극간 대부분의 지역(x/L=0~0.8)에서 환경 기준치에 해당하는 정화 효과를 보일 것으로 판단되지만 음극부근(x/L=0.8~1.0)에서는 계속되는 전기분해의 영향으로 수산화 침전이 지속적으로 발생될 것이므로 적정한 정화시간동안 적정 전압을 가동한 후 최소한의 영역에서 착화제 주입이나 굴착공법을 조합하는 등의 구간별 대책이 별도로 수립되어야 할 것이다.

5. 요약 및 결론

납으로 오염된 카올린에 대해 실내실험을 수행하여, Electrokinetic 처리 동안 변화한 pH와 오염물 분포 현상간 상관성을 연구하였다. 본 연구를 통하여 중금속 오염지반에 Electrokinetic 정화기법을 적용하기 위한 기술적 방향을 제시 하고자 하였는 바, 연구결과를 요약하면 다음과 같다.

1. Electrokinetic 정화 때 시료 내 중금속 분포는 전기분해에 의한 pH 변화에 민감하게 영향을 받았다.
2. 1V/cm의 전압경사를 카올린 시료에 적용하였을 때 전극 간 전체 시료길이의 80% 정도에 걸쳐 제거율은 대략 75% 정도에 이르렀으나, 이동된 납은 대부분이 음극 영역에 침전되어 전기삼투 배수 현상에 의하여 시료 외부로 배출되는 납의 양은 적었다.
3. 국내 토양환경보전법의 기준치와 비교할 때 Electrokinetic 공법은 전압과 처리시간을 조절하면 대부분의 전극 사이($x/L=0\sim 0.8$)에서 기준치를 만족할 수 있을 것이나 음극부근($x/L=0.8\sim 1.0$)에서는 향상기법의 적용이나, 타 공법과 조합하여 운용하는 것이 필요하다고 판단된다.

감사의 글

본 연구는 2000년 과학기술부 국가지정연구실 사업(과제번호 : 2000-N-NL-01-C-161)의 지원에 의하여 수행되었습니다. 이에 감사드립니다.

참고 문헌

1. 김수삼, 한상재, 정승용 (1999). "Electro-kinetic 배수 시스템에서 전기/화학적 변화에 관한 연구", 대한토목학회 논문집, 제19권, 제3-4호.
2. 오승록, 한상재, 김수삼, 조성호 (2001), "Electrokinetic 정화시 토질의 완충능이 pH변화에 미치는 영향", 한국지반공학회 봄학술발표회 논문집, pp. 585-590.
3. 한상재, 김수삼 (2001), "Electrokinetic 정화기술 적용시 납 오염토에서의 간극수흐름과 간극수압 발현 특성", 대한토목학회 논문집, 제21권, 제2-C호, pp.177-186.
4. Acar, Y. B., and Alshawabkeh, A. N. (1993). "Principles of electrokinetic remediation." *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 27, No. 13, 2638-2647.
5. Acar, Y. B., and Alshawabkeh, A. N. (1996). "Electrokinetic remediation. I : Pilot-Scale tests with lead-spiked kaolinite." *J. of Geotechnical Engineering*, Vol. 122, No. 3, 173-185.
6. Alshawabkeh, A. N., and Acar, Y. B.(1992). "Removal of contaminants from soil by electrokinetics : A theoretical treatise." *J. of Environ. Sci. Health*, A27(7), 1835-1861.
7. Alshawabkeh, A. N., and Acar, Y. B.(1995). "Principles of species transport in saturated soils under an electric field." *Proceedings of the Symposium GREEN' 93-Geotechnics Related to The Environment*, Balkema, Rotterdam.
8. Alshawabkeh, A. N., Yeung, A. T., and Bricka, M. R. (1999). "Practical aspects of in-situ electrokinetic extraction." *J. of Environmental Engineering*, Vol. 125, No. 1, 27-35.
9. EPA. (1995). "In-situ remediation technology status report; Electrokinetics." 542-K-94-009.
10. Hamed, J., Acar, Y. B., and Gale, R. J.(1991). "Pb(II) removal from kaolinite by electrokinetics." *J. of Geotechnical Engineering*, ASCE, Vol. 117, No. 2, 240-271.
11. Pamukcu, S., and Wittle, J. K. (1993). " Electrokinetically enhanced in-situ soil decontamination." *Handbook of Process Engineering for Pollution Control and Waste Minimization*.
12. Ugaz, D. A. (1994). " Feasibility studies of radionuclide removal from kaolinite by electrokinetic

- soil processing.” *PhD Dissertation*, Louisiana State University.
13. Yong, R. N., and Mohamed, A. M. O.(1992). “Principles of contaminant transport in soils.” Elsevier Science Publishers B.V.
14. Yong, R. N., and Phadungchewit, Y.(1993). “pH influence on selectivity and retention of heavy metals in some clay soils.” *Can. Geotech. J.*, Vol. 30, 821-833.

〈원고접수일 : 2001. 5. 7〉