

Research Paper

토양에서 생물학적 동전기법의 영향에 의한 As의 이동

김흥태 · 이태룡

경북대학교 토목공학과

Improved Migration of Arsenic by Bio-Electrokinetics in Soil

Hong Tae Kim · Tae-Ryong Lee

Department of Civil Engineering, Kyungpook National University

요약 : 본 연구에서는 비소로 오염된 지역의 토양 및 지하수에 동전기적 기술을 사용하고 배양된 토양 미생물과 배양액을 주입하여 토양 내의 토착 미생물을 활성화하여 비소의 이동도를 상승시키는 것이 주요 목표이다.

생물학적 동전기법은 미생물의 전기적 이동을 이용하여 기존의 생물학적 복원에서 문제시 되어온 낮은 분해속도와 낮은 제거효율의 단점을 극복할 수 있었다. 이는 전극의 전해액 대신 토양 미생물과 배양액을 혼합 주입하여 유기물질을 전자 공여체로 이용하는 다양한 토양 미생물이 Fe, Mn 등을 환원하게 된다. 이에 따라 주변의 금속 산화 미생물이 As(III)를 As(V)로 변환시킴으로써 As(III)의 이동도가 증가하게 되고, 이로 인해 As의 이동도가 기존 동전기법의 약 30%에 비해 60 ~ 70%정도로 상승함을 확인하였다.

주요어 : 동전기법, 비소, 이동도

Abstract : In this study, bio-electrokinetics was used to increase migration of arsenic by activating endemic microorganisms in the soil. In this technology, bio-electrokinetics which the cultured soil microorganisms and nutrients injected combines with biological technology. This technology using electrical movement of microorganisms could overcome the weakness of late degradation speed and low removal efficiency. And, various soil microorganisms reduce ferrous, manganese, etc., using organic matter by as an electron donor by injecting mixture of soil microorganisms and nutrients instead of using electrolyte of the electrode. Accordingly, surrounding metal oxide microorganisms convert arsenic (III) to arsenic (V) to increase migration of arsenic (III), in consequence, migration of arsenic increased in 60 to 70% compared to about 30% of conventional electrokinetics.

Keywords : bio-electrokinetics, arsenic, migration

I. 서론

1. 연구배경

현재 알려진 토양 및 지하수 내 오염물질은 CN, F, Cr⁶⁺, Cu, Cd, Pb, Zn, Ni, As, Hg, 유기인, PCB, 페놀류, TCE, PCB, BTEX, 석유계중탄화수소 등으로 알려져 있다. 이 중 AMD(Acid Mine Drainage)에는 As, Ni, Zn, Pb, Cd, Cu 등의 중금속이 많이 함유되어 있어 주변 토양 및 지하수가 계속 오염되고 있는 실태이다. 이들 중금속들은 다양한 이동매체를 통해 토양 내에 축적되어 영양분 결핍, 생태계 파괴, 지하수 오염, 생물학적 다양성 감소 등의 피해를 야기하며 최종적으로 동식물의 성장과 인간의 건강에 악영향을 미친다(Lovley, D. R., E. J. P. Phillips, and D. J. Lonergan, 1989, 연구훈, 이평구, 염승준, 최상훈, 2005, 윤삼석, 2002). 특히 빈약한 수자원 및 토지자원을 집약적이고 효율적으로 이용해야 하는 우리나라의 경우, 지질매체의 청정성 확보는 국가의 지속적인 발전에 필수적인 요소가 되므로 중금속에 의한 지질환경 오염의 피해는 상대적으로 크다고 할 수 있다(McLean, J. S., Lee, J. U. and Beveridge, T. J., 2002).

토양내 비소는 자연적 및 인위적 기원에 유래하며,

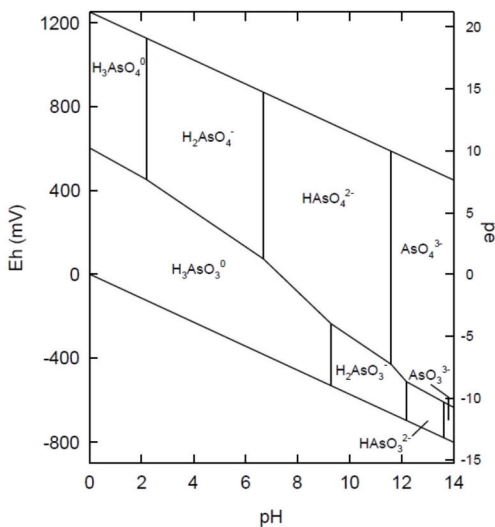


Fig. 1. Arsenic speciation in response to pH and Eh(조아영, 이일규, 전은형, 안태영, 2003)

자연에서 비소성분은 무기 및 유기화합물의 상태로 존재한다. 비소는 자연에서 4가지 산화종인 -3, 0, +3, +5의 원자가로 존재한다. 비소화합물은 크게 산소(O), 염소(Cl) 및 황(S)과 결합한 무기비소 화합물과 탄소(C), 수소(H)와 결합한 유기비소 화합물로 나누어진다. 무기화합물로 존재하는 비소는 As(III)의 아비산염과 As(V)의 비산염으로 구성되며, As(III)는 As(V)보다 독성이 40-60배 강한 것으로 알려져 있다.

pH에 대한 비소 형성에 대한 개관을 Fig. 1에 나타내었다. 호기성 토양에서, 무기 비소는 비산염(arsenate; H₂AsO₄⁻ 또는 HAsO₄²⁻; As⁵⁺)의 형태로 존재한다. 중간정도 환원된 조건하에서는 아비산염(arsenite; HAsO₂; As³⁺)이 지배적인 형태이다. 이러한 형태는 물에서 용해도가 매우 높으므로 생물이용도가 높다. 산소가 결합되어 있는 비산염인 Oxyarsenate는 토양 내의 산화철과 수산화철에 흡착한다. 따라서 사질토양에서 이용도가 높게 나타난다.

중금속 오염 토양의 정화, 복원 방법으로는 토양세척(soil washing), 동전기 정화(electrokinetic remediation), 화학용매추출(chemical extraction), 열탈착 처리법(thermal desorption treatment), 고형화(solidification) 및 안정화(stabilization) 등의 방법이 있다(S. Deshpande, L. Wesson, D. Wade, D. A. Sabatini, J. H. Harwell, 2000). 이들 각각의 방법들은 토양의 퇴적 상태에 따라 나타나는 수많은 유기 및 무기성 오염 물질을 정화하는데 서로 장단점을 가지고 있으므로 복합적인 방법을 사용해야 효과를 높일 수 있다. 토양 세척 및 화학 용매 추출 방법은 광산퇴적토와 같이 미세한 토양에는 부적합하며, 열탈착 처리 방법은 휘발성 유기물의 제거에 적합한 방법이다. 또한 고형화 및 안정화 방법은 오염물질을 근본적으로 제거하는 방법이 아니며, 단순히 위해성을 저감시키는 방법이다. 따라서 광산 퇴적토와 같은 세립질 토양에 흡착된 이온성 오염물의 제거를 위해서 동전기적 정화처리(electrokinetic remediation)(Shufa Zhu, Jinghui Zhang, Teyou Dong, 2009, Sung-Woo Park, Tae-Young Lee, Jung-Seok Yang, Kyoung-Jo Kim, Kitae Baek, 2009, Yasaman Daghighi, Dongqing Li, 2010)가 훌륭한 대안으로

고려되어 많은 연구가 이루어지고 있다.

본 연구는 동전기법을 수행하며 오염 토양 내 토착 미생물을 활성화(Siegrist, H., Reithaar, S. and Lais, P., 1998, Zumft, W.G., 1997, 조아영, 이일규, 전은형, 안태영, 2003)시켜 비소의 이동도를 향상시킬 수 있는지에 대해 조사하였다.

II. 실험 및 실험장치

본 연구에서는 비소로 오염된 지역의 토양 및 지하수에 동전기적 기술을 사용하고 배양된 토양 미생물과 배양액을 주입하여 토양 내의 토착 미생물을 활성화하여 비소의 이동도를 상승시키는 것이 주요 목표이다.

본 연구에 사용된 동전기 정화 실험 장치는 Fig. 2에 도시된 바와 같이 실험 세트와 유출액을 저장 및

측정할 수 있는 메스실린더, 전기회로, 전원공급장치(OPE-303Q, ODA), 그리고, 유입, 유출액의 pH를 측정할 수 있는 pH meter(pc-6500, ODA) 등으로 구성되어 있다. 실험 장치는 전기적 절연과 측면에서의 압력을 견딜 수 있는 9 mm 두께의 아크릴 판 재질을 사용하였으며, 장치는 폭 4 cm, 높이 4 cm, 그리고 길이 28 cm의 규격을 가지며 양쪽 수조 내 전극의 간격은 22 cm로 하였다.

실험에 사용된 전극은 가격이 저렴하고 널리 이용되는 철 전극을 사용하였다. 철 전극은 폭 4 cm, 길이 5 cm의 판형으로 지지대를 사용하여 고정하였다. 또한, pore size 5 μ m, 두께 0.26 mm의 여과지와 pore size 0.83 mm의 STS mesh로 구성된 스크린을 설치하여 토양 시료 투입부와 양쪽 수조를 분리하였다. 여과지는 이온성 물질의 투과는 원활하도록 하고 토양 시료 등 입자상 물질은 수조 내 유입을 막기

Table 1. Characteristics of culture fluid

Stock sol.		TES1		TES2	
4.2g	NaHCO ₃	1g	Na ₂ EDTA · 2H ₂ O	1.5g	Na ₂ EDTA · 2H ₂ O
0.3484g	K ₂ HPO ₄	0.5g	FeSO ₄	0.043g	ZnSO ₄ · 7H ₂ O
0.111g	CaCl ₂			0.024g	CoCl ₂ · 6H ₂ O
0.0952g	MgCl ₂			0.099g	MnCl ₂ · 4H ₂ O
4mL	TES1			0.025g	CuSO ₄ · 5H ₂ O
2mL	TES2			0.022g	NaMoO ₄ · 2H ₂ O
				0.019g	NiCl ₂ · 6H ₂ O
				0.008g	Na ₂ SeO ₃
				0.0014g	H ₃ BO ₄

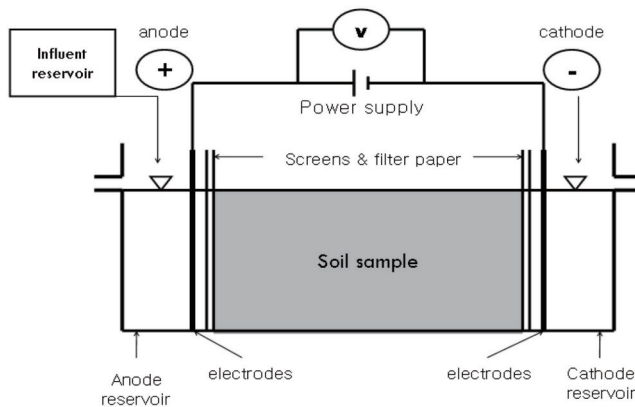


Fig. 2. Schematic diagram of reactor

위하여 사용되었으며, STS mesh는 여과지를 지지하는 역할을 한다. 배양액을 따로 설치하여 각 전극에 위치한 저수조에 순환을 하였다.

토양에 균일한 이온공급과 물의 전기분해에 의한 갑작스런 pH 변화를 조절하기 위해 배양액과 양극/음극 저수조 사이를 같은 유량으로 순환시켰다.

1. 미생물 배양액 성상

본 연구에 사용된 배양액은 증류수에 각종 약품을 첨가하여 제조하였는데, 그 제조방법은 Table 1에 나타내었다. 본 연구에 사용된 배양액은 증류수에 각종 약품을 첨가하여 제조하였는데, 그 제조방법은 Table 1에 나타내었다.

P원으로는 K_2HPO_4 , 그리고 기타 미량원소를 공급하기 위해 $CaCl_2$, $MgCl_2$, $Na_2EDTA \cdot 2H_2O$, $FeSO_4$, $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$, $CoCl_2 \cdot 6H_2O$, $MnCl_2 \cdot 4H_2O$, $CuSO_4 \cdot$

$5H_2O$, $NaMoO_4 \cdot 2H_2O$, $NiCl_2 \cdot 6H_2O$, Na_2SeO_3 , H_3BO_4 등을 각각 주입하였으며, Table 1에 그 주입량이 나타나있다. 한편, 독립영양 미생물에 대한 탄소원의 공급 및 pH값을 일정하게 유지하기 위한 알칼리도를 확보하기 위해 $NaHCO_3$ 를 일정량 주입하였다.

그 외에, NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- Stock solution 100 mg/L을 준비하였다. 증류수에 NH_4^+ 원으로 (NH_4) S_2O_8 , NO_3^- 원은 KNO_3 , NO_2^- 원으로는 $NaNO_2$ 를 각각 100mg/L로 준비하여 사용하였다. anammox 반응은 NH_4^+ 와 NO_3^-/NO_2^- 를 이용하여 이루어지므로 이를 유도하기 위해 수변 토양에 배양액, NH_4^+ Stock solution, NO_3^-/NO_2^- Stock solution을 주입하고 나머지를 증류수로 채운 후, 30℃로 유지한 배양기에서 3-4일 마다 질소 농도를 체크해서 질소화합물 중에 부족해진 부분은 보충하는 방식으로 미생물을 배양하였다.

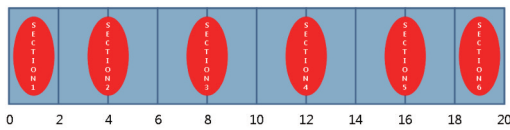


Fig. 3. Sections of a bio-electrokinetics reactor

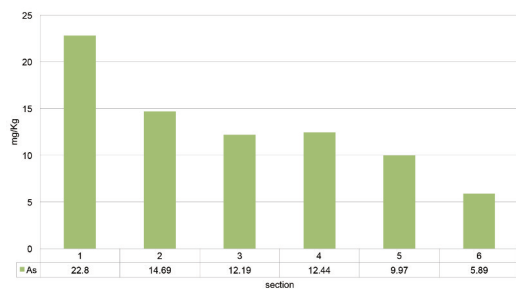


Fig. 4. As concentration in each section

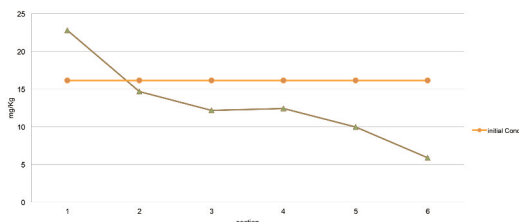


Fig. 5. As concentration in each section

2. 운전

배양액과 미생물의 부피비에 따라 중금속의 이동도가 어떻게 달라지는지 알아보기 위하여 선행으로 실험한 결과 미생물 75%가 이동도가 가장 높게 나타났기(김홍태, 이태룡, 2013) 때문에, 미생물 : 배양액 3 : 1(v/v)로 맞추어 실험을 시행하였다.

또한, 이들 실험은 HRT 10일, 온도 20 ~ 25℃에서 진행하였고, 직류전압 장치를 이용하여 4cm × 5cm의 철판 전극으로 실험을 진행하였다.

이온의 전위 구배에 의한 이동현상을 확인하기 위해, 공급 전압, 시료 내에서의 전압, 양쪽 수조의 pH, 전기삼투유량 등이 측정되었고 가동시간 이후에는 Fig. 3에 나타낸 것과 같이 토양 시료를 6개의 section으로 자른 후 각 section에 대하여 토양의 pH, 함수율, 오염물질 잔류량 등을 분석하였다.

III. 실험 결과 및 분석

1. 비소 제거 효율성 검토

저수조에 NO_3^- 를 주입한 토양미생물로 75%, 나

머지 부분을 배양액으로 채워서 사용한 결과가 Fig. 4에 나타나있다. 양극에서 음극방향으로 As는 22.80, 14.69, 12.19, 12.44, 9.97, 5.89 mg/Kg로 측정되었다.

전해액으로 NO₃⁻를 사용한 As의 농도를 초기 농도와 비교하여 Fig. 5에 나타내었다.

전체 토양내 As의 평균 농도는 16.14 mg/kg으로 측정되었다. Fig. 4, 5에 나타난 것처럼 As가 동전기 반응 후 양극 쪽으로 상당량 이동한 것으로 보인다. 자연환경에서 As는 용존 상태로 존재하지 않고 화학적으로 매우 안정한 고체산화물 상태로 존재하므로, 용해도가 높은 질소나 황에 비해 미생물이 이를 직접 전자수용체로 이용하기가 어려운 상태에서 토양 내 *Shewanella putrefaciens* 및 *Geobacter metallireducens* 등의 이화적 금속환원 박테리아가 비산염(Arsenate)인 As(V)를 전자수용체로 이용하여 아비산염(Arsenite)인 As(III)로 환원시킬 뿐만 아니라 그 과정을 통해 성장에 필요한 에너지를 얻는다. 아비산염은 물에서 용해도가 매우 높으므로 생물이용도가 높다.

배양액 순환으로 As가 음극으로 이동하는지를 알아보기 위해 Fig. 6에 NO₃⁻를 주입한 반응기 내 각각의 위치에서 As의 무게 퍼센트를 나타내었다. 음극판과 저수조 등에서 As가 관측되지 않아 배양액이 순환함에도 불구하고 음극쪽으로는 이동이 없는 것으로 나타났다.

유기물질을 전자 공여체로 이용해 shewanella 등의 미생물이 Fe, Mn 등을 환원함에 따라 주변의 금속산화 미생물이 As(III)를 As(V)로 변환시킴으로써 As(III) 및 As(V)를 둘 다 처리하는 효과를 가져, 이동도가 기존 동전기법의 약 30%에 비해 60 ~ 70% 정도로 상승함을 확인하였다.

비소가 토양내에서 우세한 종은 As(III)로 존재하는 H₂AsO₃⁻와 H₃AsO₃, As(V)로 존재하는 H₂AsO₄⁻, HAsO₄⁻²이다. 즉, As(V)가 전기적으로 이동이 잘되는 이유는 -1가, -2가 음이온이기 때문에 양극으로의 이동성을 가지는 것이다. 그러나, 본 연구에서처럼 As(III)가 As(V)로 산화되는 상황에서는 0가, -1가에서 -1가, -2가로 변화될 때 전하를 띄게 되므로 이동성이 증가하게 되는 것으로 판단된다.

토양내에서, As(III)는 42.4%이며 그 나머지가 As(V)이다. 이는, 42.4%의 유기성 비소 부분이 배양액이 주입됨으로 인하여 배양액의 인산기(PO₄³⁻)가 H₃AsO₃에서 AsO₃³⁻부분이 분리되어 전기적 이동을 가지며 이로 인한 이동을 보이는 것으로, 혹은 AsO₃³⁻가 이온 상태로 H₃AsO₃보다 용해도가 높으므로 동전기적인 효과가 나타나는 것으로 판단된다.

공급 전압구배가 클수록 비례하여 최대 전압구배 또한 크게 나타남을 확인한 기존연구(이명호, 김대호, 김수삼, 2008)에 따라 전기삼투에 의한 흐름속도, 이온의 이동속도, 전기영동에 의한 침강속도 등

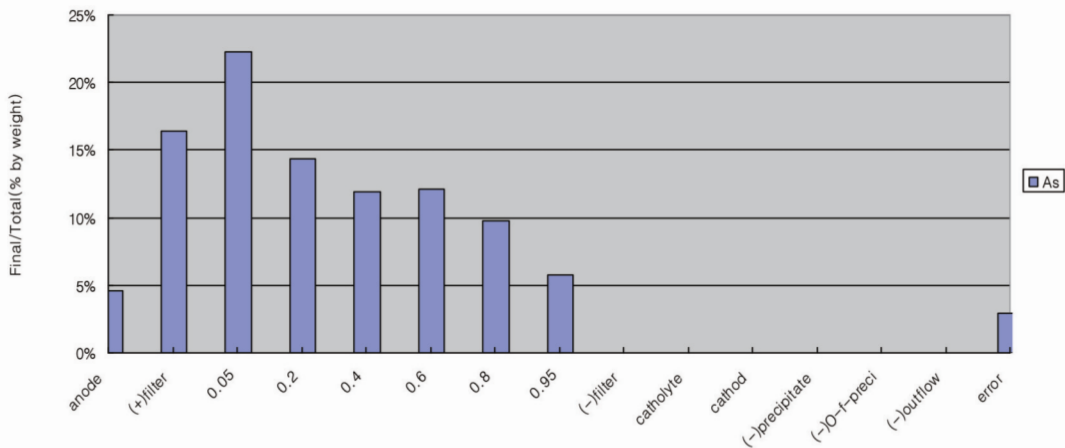


Fig. 6. Weight percentages of As in each section

Table 2. Major soil remediation specific costs

복원처리기술		처리비용 (\$/ton)	
In-Situ	Biological	Biodegradation	30-100
		Bioventing	10-70
		White Rot Fungus	98
		Natural Attenuation	-
		Phytoremediation	10-35
	Physi-Chemical	Air sparging/SVE	10-50
		Soil Flushing	130-220
		Solidification/Stabilization	80-190
		Pneumatic Fracturing	9-13
	Thermal	Thermally Enhanced SVE	30-130
	Vitrification	25,000	

은 공급 전압구배에 비례하기 때문에 중금속이온의 이동 역시 공급 전압구배가 클수록 수월하게 일어날 것으로 판단된다.

Table 2에 현재 주요 복원 기술 소요비용을 나타내었다. 본 연구에서는 미생물이 배양되어 있는 상황에서 전력비가 소비되는 상황으로, 예상되는 소요비용은 사용량 0.1095kWh(1,130원/kWh)로 톤당 약 3,200원 정도(약 2.7달러)가 드는 것으로 나타났다. 다른 복원 기술에 비하여 소요비용이 현저히 낮은 것을 알 수 있다.

토양이나 퇴적물 내에 그 함유량이 높은 Fe 및 Mn을 제외하고 금속환원 박테리아에 의해 그 거동이 조절되는 원소로는 U, As, Se 및 Cr 등을 들 수 있다. 이들 원소들은 모두 물에 녹아 있을 때는 산소와 결합한 음이온(oxyanion) 상태로 존재한다는 것이다. 따라서 오염된 지역에서 이들을 제거하려고 할 경우, 박테리아의 세포 표면 특성인 양이온을 세포벽에 흡착하는 특성을 지닌 Cd, Pb, Zn, Ni, Co 등의 원소들과는 달리 흡착기제로서의 효율적인 저감 효과를 기대하기 어렵다. 즉, 양이온이 아닌 음이온으로 이루어진 중금속들은 흡착으로 인한 이동 효과는 기대할 수가 없다. 이러한 경우, 이들 유독성 화합물을 As(V)를 As(III)로 조절할 수 있는 금속환원 박테리아를 이용하여 토양 내에서 이들의 이동도를 증가시키는 방안이 효과적일 것이다. 생물권으로 배출되는 일부 유독성 원소의 자연저감(natural attenuation)

처리 과정에 배양액을 추가함으로써 이러한 박테리아의 환원 특성을 활성화시킨다면 실제적으로 적용될 수 있을 것으로 판단된다.

IV. 결론

폐금속 광산에서 채취된 광미 퇴적토로부터 배양액 주입에 의한 비소의 이동도를 확인하고자, 전해액 대신 배양액과 토양 미생물을 동전기 방법에 적용하여 실험한 결과 다음과 같은 결론을 얻었다.

1. 생물학적 동전기법은 미생물의 전기적 이동을 이용하여 기존의 생물학적 복원에서 문제시 되어 온 낮은 분해속도와 낮은 제거효율의 단점을 극복할 수 있었다. 이는 전극의 전해액 대신 토양 미생물과 배양액을 혼합 주입하여 유기물질을 전자 공여체로 이용하는 다양한 토양 미생물이 Fe, Mn 등을 환원하게 된다. 이에 따라 주변의 금속 산화 미생물이 As(III)를 As(V)로 변환 시킴으로써 As(III)의 이동도가 증가하게 되고, 이로 인해 As의 이동도가 기존 동전기법의 약 30%에 비해 60 ~ 70%정도로 상승함을 확인하였다.
2. As(III)가 As(V)로 산화되는 상황에서는 0가, -1가에서 -1가, -2가로 변화될 때 전하가 증가하게 되므로 이동성이 증가하게 되는 것으로 보인다. 또한, As(III)는 42.4%이며 그 나머지가 As(V)이다. 이는, 42.4%의 유기성 비소 부분이 배양액이 주입됨으로 인하여 배양액의 인산기(PO₄³⁻)가 H₃AsO₃에서 AsO₃³⁻부분이 분리되어 전기적 이동도를 가지며 이로 인한 이동을 보이는 것으로, 혹은 AsO₃³⁻가 이온 상태로 H₃AsO₃보다 용해도가 높으므로 동전기적인 효과가 나타나는 것으로 판단된다.
3. 다른 복원 기술에 비하여 소요 비용이 현저히 낮은 것을 알 수 있었으며, 박테리아의 세포 표면 특성인 양이온을 세포벽에 흡착하는 특성을 이용한 흡착기제로는 효율적인 저감 효과를 기대하기 어려운 경우, As(V)를 As(III)로 조절할 수 있는 금속환원 박테리아를 이용하여 토양 내

에서 이들의 이동도를 증가시키는 방안이 효과적일 것이다. 생물권으로 배출되는 일부 유독성 원소의 자연저감(natural attenuation) 처리 과정에 배양액을 추가함으로써 이러한 박테리아의 환원 특성을 활성화시킨다면 실제적으로 적용될 수 있을 것으로 판단된다.

감사의 글

본 연구는 한국연구재단 2011년 하반기 일반연구자 지원 사업(NRF-2011-0022834)에 의해 수행되었고, 경북대학교 환경과학연구소, 공동실험실습관의 실험과 분석으로 인한 도움에 감사드립니다.

인용문헌

- Lovley DR., Phillips EJP, Lonergan DJ. 1989. Hydrogen and formate oxidation coupled to dissimilatory reduction of iron or manganese by *Alteromonas putrefaciens*, *Appl. Environ. Microbiol.*, 55, 700-706.
- McLean JS, Lee JU, Beveridge TJ. 2002. Interactions of bacteria and environmental metals, fine-grained mineral development and bioremediation strategies. In: Huang PM, Bollag JM, Senesi N. (Eds.) *Interactions between Soil Particles and Microorganisms: Impact on the Terrestrial Ecosystem*, John Wiley and Sons, Chichester, England, pp. 227-261.
- Deshpande S, Wesson L, Wade D, Sabatini DA, Harwell JH. 2000. Dowfax Surfactant Component for Enhancing Contaminant Solubilization, *Wat. Res.*, 34(3), 1030-1036.
- Zhu S, Zhang J, Dong T. 2009. Removal of fluorine from contaminated field soil by anolyte enhanced electrokinetic remediation, *Environ Earth Sci*, 59, 379-384.
- Siegrist H, Reithaar S, Lais P. 1998. Nitrogen loss in a nitrifying rotating contactor treating ammonium-rich wastewater without organic carbon. *Wat Sci Techn*, 38, 241-248.
- Park SW, Lee TY, Yang JS, Kim KJ, Baek K. 2009. Electrokinetic remediation of contaminated soil with waste-lubricant oils and zinc, *Journal of Hazardous Materials*, 169, 1168-1172.
- Daghighi Y, Li D. 2010. Induced-charge electrokinetic phenomena, *Microfluid Nanofluid*, 9, 593-611.
- Zumft WG. 1997. Cell biology and molecular basis of denitrification, *Microbiol Mol Biol Rev*, 61, 533-616.
- 연규훈, 이평구, 염승준, 최상훈. 2005. 삼산제일광산 광미 내 유해 미량원소의 오염 및 이동도, *자원환경지질*, 38, 451-464.
- 윤삼석. 2002. Electrokinetic 기술에 의한 광산 퇴적토의 중금속 정화 특성, *경성대학교 박사학위 논문*, 107-124.
- 조아영, 이일규, 전은형, 안태영. 2003. *Shewanella putrefaciens* DK-1의 Fe(III) 환원 특성, *The Korean Journal of Microbiology*, 39(3), 175-180.
- 김홍태, 이태룡. 2013. 배지의 특성에 따른 토양미생물 활성이 Bio-electrokinetics에서 Pb와 Cu의 이동성에 미치는 영향, *한국방재학회*, 13(3), 247-251.
- 이명호, 김대호, 김수삼. 2008. 점토슬러지의 초기 함수비 및 공급 전압구배가 동전기적 정화효율에 미치는 영향, *대한폐기물학회*, 25(3), 253-259.

References

- Lovley DR., Phillips EJP, Lonergan DJ. 1989. Hydrogen and formate oxidation coupled to dissimilatory reduction of iron or manganese by *Alteromonas putrefaciens*,

- Appl. Environ. Microbiol., Vol. 55, pp. 700-706.
- McLean JS, Lee JU, Beveridge TJ. 2002. Interactions of bacteria and environmental metals, fine-grained mineral development and bioremediation strategies. In: Huang PM, Bollag JM, Senesi N. (Eds.) Interactions between Soil Particles and Microorganisms: Impact on the Terrestrial Ecosystem, John Wiley and Sons, Chichester, England, pp.227-261.
- Deshpande S, Wesson L, Wade D, Sabatini DA, Harwell JH. 2000. Dowfax Surfactant Component for Enhancing Contaminant Solubilization, *Wat. Res.*, 34(3), 1030-1036.
- Zhu S, Zhang J, Dong T. 2009. Removal of fluorine from contaminated field soil by anolyte enhanced electrokinetic remediation, *Environ Earth Sci*, 59, 379-384.
- Siegrist H, Reithaar S, Lais P. 1998. Nitrogen loss in a nitrifying rotating contactor treating ammonium-rich wastewater without organic carbon. *Wat Sci Techn*, 38, 241-248.
- Park SW, Lee TY, Yang JS, Kim KJ, Baek K. 2009. Electrokinetic remediation of contaminated soil with waste-lubricant oils and zinc, *Journal of Hazardous Materials*, 169, 1168-1172.
- Daghighi Y, Li D. 2010. Induced-charge electrokinetic phenomena, *Microfluid Nanofluid*, 9, 593-611.
- Zumft WG. 1997. Cell biology and molecular basis of denitrification, *Microbiol Mol Biol Rev*, 61, 533-616.
- Yeon KH, Lee PK, Youm SJ, Choi SH. 2005. Contamination and mobility of toxic elements in tailings of samsanjeil mine, *Econ. Environ. Gelo.*, 38(4), 451-464.
- Yoon SS. 2002. Characteristics of electrokinetic remediation on the heavy metal contaminated mine deposit, kyungsung university, pp.107-124.
- Cho AY, Lee IG, Jeon EH, Ahn TY. 2003. Utilization of Various Electron Acceptors in *Shewanella putrefaciens* DK-1, *The Korean Journal of Microbiology*, (39)3, 175-180.
- Kim HT, Lee TR. 2013. Effect of soil microbes on electromigration according to the characteristics of the media of lead and copper by bio-electrokinetics, *Journal of KOSHAM*, 13(3), 247-251.
- Lee MH, Kim DH, Kim SS. 2008. The Influence of Electrical Intensity and Initial Moisture Content on the Electrokinetic Remedial Efficiency of Heavy Metal Contaminated Slurry, *korea society of waste management*, 25(3), 253-259.