

해설

고준위 방사성폐기물 심층처분을 위한 우리나라의 지구미생물학적 거동 연구

이중운¹ · 정명채^{2*}

¹전남대학교 에너지자원공학과, ²세종대학교 지구자원시스템공학과

A Review of Research on the Geomicrobiological Behavior of Uranium for Deep Geological Disposal of High-Level Radioactive Wastes

Jong-Un Lee¹ and Myung Chae Jung^{2*}

¹Department of Energy and Resources Engineering, Chonnam National University, Gwangju, Korea

²Department of Energy Resources and Geosystem Engineering, Sejong University, Seoul, Korea

*Corresponding Author. Myung Chae Jung, jmc65@sejong.ac.kr, Department of Energy Resources and Geosystem Engineering, Sejong University, Seoul, Korea

Received

27 October 2022

Final version Received

11 November 2022

Accepted

27 December 2022

Abstract

Recently, studies on geological environment evaluation and rock characterization using geological and rock engineering approaches have been actively conducted to enable deep geological disposal of high-level radioactive wastes in Korea. However, considering that radionuclides have a long half-life and they must be isolated from the biosphere for a long time, their long-term leakage after disposal must be considered. Geochemical and geomicrobiological studies should be included to reduce the risk of nuclides contaminating the biosphere after passing through engineered barriers. In this paper, we summarize the effects of microbes on the geochemical behavior of uranium, including the theory of microbiological reduction and adsorption; the latest research data in this field; and the technological possibility of application in radioactive waste disposal. It is expected that the long-term stability of the repository sites may be fully secured when the geomicrobiological effects on the nuclides' behavior are considered during the site selection and repository construction stages.

Key words : Uranium, High-level radioactive wastes, Deep geological disposal, Geochemistry, Geomicrobiology

요약

최근 국내 고준위 방사성폐기물 심층처분을 위하여 지질학적 및 암반공학적 접근을 통한 지질환경 및 암반 특성 평가 파악 연구가 활발히 수행되고 있다. 그러나 방사성 핵종의 반감기가 길어 처분 후 상당히 오랜 기간 생물권으로부터 격리되어야 함을 고려할 때, 처분 이후 장기 운영과정에서 반드시 고려해야 할 사항은 처분용기 부식 등에 따른 핵종의 유출이다. 공학적 방법을 통과한 핵종이 생물권을 오염시킬 위험성을 감소시키기 위해서는 지구화학적 및 지구미생물학적 고려가 반드시 수반되어야 한다. 이 논문에서는 지중 환경에서 우리나라의 지구화학적 거동에 미치는 미생물학적 영향에 관하여 미생물학적 환원 및 흡착의 이론, 최신 연구 현황, 심층처분이 시행되었을 경우 현장에 적용할 수 있는 기술 가능성 등에 대해 정리하였다. 부지 선정 및 처분장 설치 단계에 핵종의 지구화학적 거동에 미치는 지구미생물학적 영향이 함께 고려되면 처분장의 장기적 안정성이 보다 완전하게 확보될 수 있을 것이라 기대한다.

주요어 : 우리나라, 고준위방사성폐기물, 심층처분, 지구화학, 지구미생물학

서 론

에너지자원, 특히 탄화수소 자원이 부재한 국내 실정상 원자력발전은 세계 10위권의 경제 규모를 유지하게 하는 거의 유일한 에너지자원이다. 그러나 원자력발전의 심각한 부작용 중 하나는 고준위 방사성폐기물의 발생이다. 중저준위 방사성폐기물은 이미 지중 처분되고 있는데 반해, 반감기가 길어 처분 후 약 만년에 이르는 동안 생물권으로부터 격리해야 할 핵종을 다량 포함하고 있는 고준위 폐기물은 현재 국제적으로도 안전한 처분기술이 설정되지 않아 임시 보관하고 있는 실정이다.

우리나라의 경우도 고준위 방사성폐기물의 임시 보관 용량이 포화상태에 근접해 심층 처분 기술개발에 박차를 가하고 있으며 늦지 않은 시기에 영구적인 처분을 해야 할 실정이다(Hankyoreh, 2022). 특히 지하연구시설(Underground Research Laboratory, URL)의 건설 및 운영은 개발되는 국내 고유 심층처분시스템의 성능 및 안전성에 대한 입증을 위해 필수불가결하며 원자력안전위원회 고시「고준위방사성 폐기물 심층처분시설에 관한 일반기준」에 종합안전성 구축에의 활용 필요성이 명시되어 있다(NSSC, 2022). 하지만 지하연구시설에서 수행하는 연구 및 설치/운영에 관한 구체적인 내용은 수록되어 있지 않아 이에 대한 상세 기준 및 검증 도구 마련이 필요한 실정이다. 일반적으로 URL에서 수행되는 연구로는 지질구조조사, 지구화학특성 분석, 지하수유동시험, 암반투수시험, 굴착영향시험, 암반열특성시험, 핵종거동시험, 인공방벽 재료특성시험, 폐기물모의운반시험 및 종합성능평가 등 다양한 분야가 요구되고 있다. 하지만 국내의 사용후 핵연료 심층처분시설 설계에 대한 국내 규제기반은 매우 미미한 수준이므로 앞으로 각각의 요소에 대한 지속적인 연구개발이 필요하다.

일반적으로 고준위 방사성폐기물 및 사용후핵연료 심층 처분시설의 설치, 차폐 및 이후 장기 운영과정에서 문제가 되는 것은 처분용기의 부식에 따른 방사성 핵종의 유출이다. 처분장의 공학적 방법을 통과한 핵종이 지하수를 통하여 부근 토양, 퇴적물, 수계, 생물권을 오염시킬 위험성을 반드시 고려해야 한다(Krauskopf, 1988). 특히 국토가 넓은 다른 나라와는 달리 수자원과 토지자원을 집약적으로 이용해야 하는 우리나라의 경우, 핵종에 의한 지질환경 오염은 그 피해가 상당히 클 것으로 예상된다.

처분장 주변 환경으로 유출된 핵종의 거동은 부지의 지구화학적 환경에 크게 좌우된다. 따라서 심층 처분시설의 장기적인 안정성 평가를 위해서는 우리나라를 포함한 방사성 핵종의 용해, 침전, 흡착 등의 거동과 지구화학적 환경조건이 이에 미치는 영향에 대한 이해가 필수적이다.

그간 일부 국가에서는 방사성원소로 심각하게 오염된 부지를 이용하여 많은 지구화학적 및 지구미생물학적 연구를

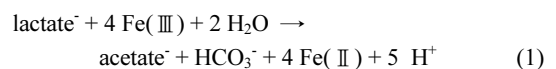
수행하였다. 오염 부지는 주로 미국과 러시아간 냉전 기간 중 군비경쟁을 통해 일부 지하 환경이 방사성 핵종으로 심각하게 오염된 장소였다. 이러한 지역으로는 미국의 Nevada Test Site, Yucca Mountain 핵폐기물 저장소, Los Alamos Laboratory, Hanford plant 등을 들 수 있다. 러시아의 경우, Siberian Chemical Combine과 Mining Chemical Combine 등지에 액상 핵폐기물이 저장된 바 있다(Safonov *et al.*, 2022).

이 논문에서는 우리나라의 거동에 미치는 지구미생물학적 영향의 개요, 최신 연구 결과, 심층처분이 실행되었을 경우 현장에 적용할 수 있는 가능성 등에 대한 조사와 분석을 수행하였다. 주요 내용으로는 우리나라의 미생물학적 환원(bio-reduction) 및 미생물학적 흡착(biosorption)으로 대별하여 정리하였다. 이러한 자료는 향후 URL의 설계와 운영 및 사용후 핵연료 심층처분을 위한 시설의 설계와 안전성 검증에 유용한 자료로 활용될 것이다.

미생물학적 환원

모든 생물체는 호흡을 통하여 생장에 필요한 에너지원인 ATP(adenosine triphosphate)를 얻으며, 호흡 중 전자공여체(electron donor)와 전자수용체(electron acceptor) 사이의 전자전달사슬이 형성된다. 인간을 비롯한 진핵생물은 전자공여체로 유기물, 전자수용체로 산소를 사용한다. 반면 세균을 비롯한 원핵생물의 경우, 유산소 조건에서 생존하는 호기성균은 산소를 전자수용체로 사용하나 무산소 조건의 혐기성균은 산소 대신에 Fe(III), Mn(IV), 질산염, 아질산염, 황, 황산염 등의 여러 무기물을 전자수용체로 이용할 수 있다. 세균에 의하여 전자수용체로 사용된 이 무기물은 결과적으로 환원상태로 바뀌게 된다. 이러한 세균을 이화적(dissimilatory) 금속환원균이라 부르며, 이화적이라는 용어는 미생물이 금속을 환원하여 자신의 몸으로 동화(assimilation)시키는 경우와 구별하기 위한 것으로서, 금속환원을 통하여 에너지를 얻는 경우에 부여한다(Lee and Chon, 2000). 이러한 무기물에는 U(VI), As(V), Cr(VI) 등이 포함된다. 이는 특정 미생물은 산소 대신 우라늄(U(VI))을 사용하여 호흡하고 에너지를 만들며 성장한다는 의미이다.

Shewanella putrefaciens 및 *Geobacter metallireducens* 등의 세균이 Fe(III)를 전자수용체로 사용하여 호흡하는 예를 식(1)에 나타내었다(Lovley and Phillips, 1988).



식(1)에 의하면 지질 환경 내에서 Fe(III)는 세균의 호흡에 의하여 Fe(II)로 환원된다. Fe(III)과 Fe(II)는 같은 원

소이지만 그 지구화학적 거동이 매우 상이해 Fe(III)는 산소와 결합해 불용성의 (수)산화물을 형성하지만 Fe(II)는 물에 잘 녹아 이동도가 크다. 즉 미생물의 작용에 의해 원소의 지구화학적 특징이 크게 변화하는 것이다.

이러한 원소의 산화 상태 변화는 이화적 금속환원균에 의해서만 발생하는 것은 아니다. 많은 박테리아가 에너지 획득과는 관련 없는 메커니즘 - 예를 들면 해독(detoxification) 작용이나 대사작용의 부산물로 생성되는 유기·무기 환원제에 의한 환원 등 - 으로 원소를 환원시킬 수 있다.

철과 망가니즈 이외에 세균에 의해 산화환원 거동이 조절되는 원소의 예로는 우라늄(U), 비소(As), 크롬(Cr), 셀레늄(Se), 안티모니(Sb) 등이 있다. 이들 원소들은 모두 산화환원전위 조건에 매우 민감하며, 유독성 원소이고, 우라늄을 제외한 나머지는 수용액 내에서 산소와 결합한 산화음이온(oxyanion) 상태로 존재한다는 특징이 있다(Lee and Chon, 2000).

우라늄의 미생물학적 환원

지질환경 내에서 우라늄은 U(IV)와 U(VI)의 산화수로 존재한다. U(IV)는 우라니나이트($UO_2(s)$) 등의 불용성 광물을 형성하는 반면, U(VI)는 UO_2^{2+} 등 물에 잘 녹는 화합물로 존재한다. 즉 U(VI)는 높은 용해도를 갖는 반면, 결정질 우라니나이트의 용해도는 $\log K_{sp}^0(UO_2(s)) \leq 60.2 \pm 0.24$ 로서 매우 낮은 값을 나타낸다(Rai *et al.*, 2003).

U(VI) 환원은 화학적 또는 생물학적 방법에 의해 일어날 수 있으며(Kong *et al.*, 2016; Lakaniemi *et al.*, 2019), U(VI)를 환원시켜 U(IV)로 전환하는 것은 우라늄의 이동도를 저감하는 방안이 된다. 따라서 혐기조건에서 우라늄 환원균을 이용하여 U(VI)를 U(IV)로 환원시키면 불용성의 $U^{IV}O_2(s)$ 를 형성하므로 이동도가 감소하게 된다(Fredrickson *et al.*, 2000; Senko *et al.*, 2002). 이것이 지중으로 누출된 우라늄을 미생물을 이용하여 지질 매질에 고정화(immobilization)하여 상부 생물권으로 이동하지 못하게 하는 기본 원리이다. 미생물학적 환원에 의한 불용성 U(IV) 침전이 장기간에 걸쳐 대규모로 발생하면 퇴적광상을 형성할 수 있다. 이처럼 지하에 형성된 대규모 생물학적 우라늄 광상에 관한 연구가 다수 있으며 최근에도 중국 내 미생물학적 성인의 우라늄 광상이 보고된 바 있다(Ren *et al.*, 2022).

Ha *et al.*(2006)은 함우라늄 흑색세일 퇴적물 내 토착균(indigenous bacteria)에 포도당을 공급한 후 용존 우라늄 제거 여부를 조사하였다. 37일간의 혐기성 실험 결과, 비교 시료(control)에 비하여 토착균은 퇴적물 슬러리 내 용존 우라늄을 제거하였다. 이는 우라늄으로 오염된 대수층 처리에 미생물학적 원위치(in situ) 고정화가 적용될 가능성을 나타내는 것이다.

우라늄 환원균

U(VI) 환원균에 대한 정보는 생물학적 우라늄 처리의 기본이 된다. 현재까지 밝혀진 U(VI) 환원균은 Proteobacteria, Firmicutes, Actinomycetes의 세 문(phyla)에 걸쳐 존재한다(Table 1; You *et al.*, 2021).

You *et al.*(2021)이 정리한 바에 의하면, 미생물에 의한 U(VI) 환원 과정은 최종 환원효소(reductase)와 환원되는 위치에 따라 ① 세포주변질 및 외막 시토크롬(periplasmic and outer membrane cytochrome) 환원(Marshall *et al.*, 2006; Shelobolina *et al.*, 2007), ② 세포 외 선모(extracellular pili) 환원(Reguera *et al.*, 2005), ③ 세포 외 전자셔틀 화합물(extracellular electron shuttle compounds) 환원(Canstein *et al.*, 2008; Ma *et al.*, 2015), ④ 티오레독신(thioredoxin) 환원(Li *et al.*, 2014) 등으로 구분할 수 있다.

U(VI) 환원속도는 우라닐(uranyl)의 화학종에 크게 영향을 받는다. 우라닐의 불안정한 형태, 예를 들면 수화 우라닐 이온, 우라닐 수산화물, 일부 우라닐 착화합물들은 매우 쉽게 환원되며 미생물에 의해 용이하게 이용될 수 있는 것으로 알려졌다(Ulrich *et al.*, 2011). 온도와 pH 역시 U(VI) 환원에 영향을 미친다(Rao and Tian, 2008; Senko *et al.*, 2009).

미생물에 의한 U(VI) 환원 연구는 많이 수행되었으나 어느 정도의 U(VI) 농도가 미생물 활동을 저해하는지 그리고 박테리아 군집구조(community structure)에 어떠한 영향을 미치는지에 관한 연구는 초기 단계이다. Nyman *et al.*(2007)은 Oak Ridge Field Research Center 내 퇴적물에 존재하는 U(VI)와 황산이온(SO_4^{2-})을 환원시키는 농화배양균을 이용하여 이를 실험하였다. U(VI) 농도를 49 μM 로부터 9.2 mM로 증가시키며 주입한 결과, 우라늄 농도가 224 μM 에 이르자 전자수용체로 주입한 에탄올로부터 환원되는 아세테이트(acetate) 생성 속도가 둔화되었으며, 1.6 mM 이상의 U(VI) 조건에서는 아세테이트가 거의 생성되지 않았다. 이는 매우 고농도의 U(VI)가 지하수에 존재할 경우 효과적인 미생물학적 환원이 발생하지 못 할 수도 있음을 나타낸다. 한편, 미생물 군집구조 분석 결과, 우라늄 농도가 증가함에 따라 *Desulfovibrio* 유사 미생물은 감소한 반면 *Clostridia* 유사 미생물은 증가하여 미생물 생태계에 변화가 발생함을 밝혔다.

지하수 내 다른 원소 및 화합물의 영향

U(VI) 환원균은 대사작용을 위해 다양한 전자공여체를 이용하는데, 아세테이트, 에탄올, 락테이트(lactate)가 주로 사용되며(Newsome *et al.*, 2014), 이외에도 포도당(glucose), 메탄올, 글리세롤(glycerol), 포메이트(formate), 벤조에이트(benzoate), 부티레이트(butyrate), 뷰탄올(butanol), 피루베이트(pyruvate), 수소 등을 이용할 수 있는 것으로 보고되

었다(Gregory and Lovley, 2005). 우라늄으로 오염된 현장에 미생물학적 방법을 적용 시 미생물의 활성도를 높이기 위하여 이러한 전자공여체를 공급하는데, 주입한 전자공여체에 토착균이 적응하는데 긴 시간이 필요함을 고려해야

한다. 또한 지하수 내 저분자량 유기산이나 토양 부식질(humus) 등이 존재할 경우 U(VI)의 미생물학적 이용도를 낮춰 우라늄의 환원성 침전을 방해하거나 U(IV) 자체의 용해도를 증가시키기도 한다(Burgos *et al.*, 2007).

Table 1. Oxidized-hexavalent-uranium-reducing bacteria (You *et al.*, 2021)

Phylum	Class	Family/Genus	Specific bacteria	
Proteobacteria	β -Proteobacteria	<i>Dechloromonas</i>	/	
		Rhodocyclaceae	/	
		<i>Thiobacillus</i>	/	
		Burkholderiaceae	/	
		<i>Castellaniella</i>	/	
		<i>Acidovorax</i>	/	
	γ -Proteobacteria	<i>Shewanella</i>	<i>S. alga</i> strain BrY <i>S. oneidensis</i> MR-1 <i>S. putrefaciens</i> CN32 <i>S. xiamenensis</i> DCB2-1	
		<i>Enterobacter</i>	<i>Enterobacter</i> sp. YG4	
		<i>Raoultella</i>	<i>Raoultella</i> sp. SM1	
		<i>Pseudomonas</i>	<i>P. putida</i> <i>Pseudomonas</i> sp. CRB5	
		δ -Proteobacteria	<i>Desulfovibrio</i>	<i>D. desulfuricans</i> <i>D. alaskensis</i> strain G20 <i>D. vulgaris</i> <i>D. brasiliensis</i> <i>D. sulfodismutans</i>
			<i>Geobacter</i>	<i>G. lovleyi</i> <i>G. sulfurreducens</i> PCA <i>G. metallireducens</i> GS-15 <i>G. uraniireducens</i> <i>G. daltonii</i> <i>G. bemidjiensis</i>
			<i>Anaeromyxobacte</i>	<i>A. dehalogenans</i> strains FRC-W, FRC-R5, 2CP-C, K
			<i>Desulfobacterium</i>	/
			<i>Desulfuromonas</i>	<i>Desulfuromonas acetoxidans</i>
			<i>Clostridium</i>	<i>C. acetobutylicum</i> <i>C. pasteurianum</i> <i>C. sphenoides</i>
	<i>Desulfotomaculum</i>		<i>Desulfotomaculum reducens</i>	
	<i>Desulfitobacterium</i>		<i>Desulfitobacterium</i> sp. strain Viet1	
	Firmicutes	Clostridia	<i>Bacillus</i>	<i>Bacillus subtilis</i> sp. dwe-2
			<i>Staphylococcus</i>	<i>S. aureus</i>
Actinobacteria	Micrococcales	<i>Arthrobacter</i>	/	
		<i>Cellulomonas</i>	<i>Cellulomonas</i> sp. WS01 <i>Cellulomonas</i> sp. WS18 <i>Cellulomonas</i> sp. ES5 <i>Cellulomonas flaiigena</i>	
		<i>Microbacterium</i>	/	
	Acidimicrobiia	<i>Acidimicrobiaceae</i>	/	

U(VI)와 경쟁 관계에 있는 전자수용체도 미생물의 U(VI) 환원에 영향을 미친다. 특히 산소는 미생물학적 U(VI) 환원에 영향을 끼치는 가장 중요한 요소이다. 산소는 일부 미생물에게 경쟁적인 전자수용체일 뿐만 아니라, U(VI) 환원속도를 지연시키며(Campbell *et al.*, 2011), U(VI) 환원균의 군집구조를 바꾸고 이미 형성된 U(IV)를 재산화(reoxidation)시켜 U(VI)로 바꾼다(Hu *et al.*, 2016).

Fe(III), 질산이온(NO₃⁻), 황산이온 등은 우라늄 오염지역에 흔하게 높은 농도로 존재하는 것들로서 대부분 혐기성균이 선호하는 전자수용체이다. 질산이온은 높은 산화환원전위를 가져 미생물이 U(VI)에 비하여 질산이온을 이용하였을 때 더 높은 에너지를 낼 수 있으므로, 질산이온과 함께 존재할 경우 U(VI) 환원에 매우 부정적 영향을 미친다(Istok *et al.*, 2004). 질산이온 및 황산이온은 대수층 내에서 산화환원을 유발하므로 우라늄은 용존 산화상태로 지하수에서 용이하게 이동하게 된다(Wu *et al.*, 2010; Nolan and Weber, 2015). 탄산이온 역시 용해도가 매우 높은 탄산 화합물을 형성함으로써 우라늄의 이동도를 높일 수 있다(Choppin, 2007).

U(VI)는 방사능 이외에 화학적 독성도 강하다. 따라서 고농도의 U(VI)는 미생물 성장을 저해하고 환원 활동을 저해하므로 초기 U(VI) 농도 역시 미생물학적 환원에 영향을 미친다(Sani *et al.*, 2006). 송어, 히드라, 클로렐라 등의 수중생물을 대상으로 한 실험 결과, 우라늄은 U^{VI}O₂²⁺ 및 U^{VI}O₂OH⁺ 형태일 때 독성이 강한데 탄산이온, 인산이온(PO₄³⁻), 황산이온, 용존 유기탄소 등은 UO₂²⁺ 및 UO₂OH⁺와 리간드를 형성하므로 우라늄 독성을 낮출 수 있다. 또한 클로렐라를 이용한 연구 결과, Ca²⁺, Mg²⁺, H⁺ 같은 양이온들도 클로렐라 세포 표면의 결합점을 두고 우라늄 화합물과 경쟁하므로 우라늄 독성을 낮출 수 있다(Trenfield *et al.*, 2011; Charles *et al.*, 2002).

지하수 내 탄산이온(CO₃²⁻) 및 중탄산이온(HCO₃⁻) 농도가 증가하면 U(VI)의 미생물학적 환원이 원활히 진행되지 않는다. 이는 중성 및 알칼리성 pH 조건에서 칼슘-우라늄-탄산염 같은 탄산우라늄 착화합물이 강한 안정성을 가지고 있고 생물학적 이용도가 낮아지기 때문이다(Ulrich *et al.*, 2011; Sheng and Fein, 2014). 반면 일부 현장 연구에서는 중탄산이온 첨가가 U(VI) 환원을 저해하지 않는다는 결과가 보고된 바 있다(Long *et al.*, 2015). 이러한 불일치는 아마도 연구 지역 간의 서로 다른 지구화학적 특성 때문으로 보이며, U(VI)가 퇴적물과 강하게 결합하여 존재하는 경우, 지하수 내 탄산이온 또는 중탄산이온이 U(VI)과 용존 탄산우라늄 착화합물을 형성하여 용액 중으로 용출시키기 때문일 것이다(You *et al.*, 2021).

그간 중성 pH의 탄산염 용액에서 칼슘이 존재하면 U(VI)

의 미생물학적 환원이 거의 발생하지 않는다고 알려져 왔다(Neiss *et al.*, 2007; Sheng and Fein, 2014). 그러나 Xie *et al.*(2021)에 의하면, 높은 CaCl₂(1.0~6.0 mM) 조건에서 우라늄-탄산이온-칼슘 화합물에 대한 *S. putrefaciens*의 환원은 약산성(< pH 6.0) 및 약알칼리성(pH 7.0~7.9) 조건에서 크게 증가하는 것으로 나타났다. 반면 중성 pH 조건(pH 6.1~6.9)에서는 환원이 거의 발생하지 않았다. 중성 pH 조건에서는 CaCl₂ 농도가 0에서 6.0 mM로 증가함에 따라 U(VI)의 환원율이 97.0%에서 24.4%로 감소한 반면, 약알칼리성 조건에서는 50.9%에서 89.7%로 증가하였다. 이는 높은 농도의 Ca와 CO₃²⁻ 및 약산성과 약알칼리성 pH 조건에서도 지하수 내 U(VI)가 미생물학적 환원에 의해서 감소될 수 있음을 나타낸다.

한편, 지질 환경에서 우라늄은 종종 바나듐과 같이 존재하는 경우가 많다. 미생물을 이용하여 혐기성 조건에서 아세테이트를 전자공여체로 주입하며 우라늄과 바나듐을 동시에 환원하는 컬럼 연구를 수행한 결과, U(VI)의 92.7%가 U(IV)로 침전되었고, V(V)의 100%가 환원되어 불용성의 V(IV)로 제거된 바 있다(Chen *et al.*, 2022).

우라늄 환원산물

오랫동안 미생물에 의해 U(VI)가 U(IV)로 환원되면 오직 불용성의 결정질 UO_{2(s)}를 형성하는 것으로 알려졌다. 그러나 미생물학적 U(VI) 환원 결과, 비정질의 U(IV) 중 또한 생성될 수 있음이 밝혀진 바 있다(Bernier-Latmani *et al.*, 2010). 비정질 U(IV)는 그 구조와 높은 반응성 때문에 결정질 UO_{2(s)}에 비하여 불안정하므로 우라늄 오염 지역 처리 시 예상한 것보다 낮은 처리효율을 보일 수 있다(Loreggian *et al.*, 2020).

Alessi *et al.*(2014)은 비정질 U(IV)가 주로 인산 그룹과 결합되어 있는 다양한 U(IV) 화학종으로 구성되어 있으며, 지하수 내 황산이온, 규산염, 인산이온 농도가 높을 경우 미생물이 UO_{2(s)}에 비하여 더욱 많은 비정질 U(IV)를 형성할 수 있다고 밝혔다. 또한 이들 이온은 세균의 세포외중합체(EPS, Extracellular polymeric substances) 형성을 촉진하며, EPS 내에서 C, N, O, P, S를 포함하는 작용기(functional group)가 U(IV)의 결합점을 더 많이 제공하므로 비정질 U(IV) 형성을 증가시키게 된다. 한편 이렇게 형성된 비정질 U(IV)는 약 4개월 후에 결정질 UO_{2(s)}로 전환된다는 결과가 있는 반면(Newsome *et al.*, 2015), 1년 이상이 소요된다는 보고도 있다(Loreggian *et al.*, 2020).

미생물학적 U(VI) 환원 산물에 관하여 심각하게 고려되어 온 우려 사항은 박테리아가 U(VI)를 환원하여 불용성의 U(IV)로 전환하기는 하나 이렇게 형성된 UO_{2(s)}의 입도가 2 nm 이하로 작아 수계에서의 이동도 저감 효과를 볼 수 없다

는 것이었다(Suzuki *et al.*, 2002). 또한 많은 연구 결과에 의하면 철질(ferruginous), 점토질, 유기물 콜로이드의 지하수 내 이동은 우라늄이 지하에서 이동하는데 중요한 역할을 한다(Smith and Degueldre, 1993; McCarthy *et al.*, 1998; Kurosawa and Ueta, 2001; Novikov *et al.*, 2006).

방사성핵종과 질산이온으로 오염된 지하수 내에서 콜로이드와 pseudo-colloid의 이동 중 생지구화학적 과정의 역할에 대한 실험실적 연구가 수행된 바 있다(Safonov *et al.*, 2022). 오염 지하수 시료에 대하여 미생물학적 환원 처리 전과 후를 비교한 결과, 처리 후에 용존 우라늄 함량은 10배 이상, 플루토늄 함량은 검출한계 이하로 감소하였다. 1년과 2년 후에 다시 채취하여 분석한 결과, 질산이온 농도가 증가하고 산화환원전위가 환원상태로 전환되었음에도 불구하고 심각한 우라늄 및 플루토늄 용해는 발생하지 않았다. 처리 전 우라늄은 주로 용존상태 또는 5 nm 이하의 나노입자로 존재하였으나, 2년 후에는 대부분의 우라늄이 400 µm 이상 입도의 점토질 및 철질 입자와 결합하며 존재하였다. 즉 미생물학적 작용에 의하여 점토질, 철질, 악티늄족 원소 콜로이드가 응집하는 것으로 나타났다. 주요 메커니즘은 미생물에 의하여 생성된 불용성 Fe(II) 광물 형성(침철석, 자류철석, 능철석, 트로일라이트, 페리하이드라이트), 미생물 대사산물에 의한 점토 입자의 응집, 세균 세포, 중합체(polymer), 철 및 점토 퇴적물의 악티늄족 원소 안정화 등이다. 이처럼 미생물 활성화 중에 커지는 입자 크기는 우라늄이 콜로이드 및 pseudo-colloid로 이동하는 위험을 감소시키는 효과를 유도하여 처분장 주위에서 장기적 안정성을 확보할 수 있음을 나타낸다.

U(IV)의 재산화 및 안정성

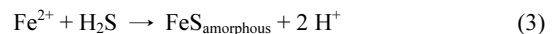
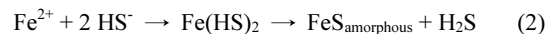
지하 환경이 산화환경으로 바뀌었을 경우, 미생물 의해 환원되어 지하에 고체상으로 포획된 우라늄이 장기간에 걸쳐 안정성을 확보하느냐 하는 문제는 매우 중요하다(Zhong *et al.*, 2005). 환원되어 이동하지 않는 형태로 존재하게 된 우라늄은 산화제 - Fe(III) 산화물, Mn(IV) 산화물, 용존 산소, 질산이온 등 - 의 유입에 의해 용존 U(VI)로 재산화하므로 장기적 안정성은 이들 산화제의 존재에 크게 영향을 받는다(Singh *et al.*, 2014). 미생물에 의해 형성된 $UO_{2(s)}$ 가 산소(Abdelouas *et al.*, 1999; Zheng *et al.*, 2002), 망가니즈 산화물(Fredrickson *et al.*, 2002), NO_2^- , N_2O , NO 등 질산이온 환원 중간산물(Senko *et al.*, 2002) 등에 의해 재산화되어 이동도가 증가하는 예가 보고된 바 있다.

이와 관련하여 Zhong *et al.*(2005)은 산소가 존재하는 조건에서 주변에 철이 공존하면 미생물 환원에 의해 침전된 U(IV)의 이동도가 제한될 수 있음을 보고하였다. 이화적 금속환원균인 *S. putrefaciens* CN32를 이용하여 미국 테네시

Oak Ridge의 퇴적물을 환원시킨 후, pH와 Fe(II) 농도를 변화시키며 실험한 결과, $UO_{2(s)}$ 는 pH 4와 9에서 가장 높게 용출되었으며 중성 부근의 pH에서는 낮게 용출된 결과를 얻었다. 흥미로운 사실은 주입한 Fe(II) 농도가 높을수록 우라늄의 재용출은 감소한 결과로서, 이는 산소에 의하여 Fe(III) 산화물이 형성, 침전되고 이에 용존 U(VI)가 흡착되었기 때문으로 나타났다. 이는 Fe(III) 산화물이 U(IV)과 공침전하는 동시에(Payne *et al.*, 1994) 재산화된 U(VI)의 확산을 막는 역할을 할 수 있음을 나타낸다.

지하에 흔히 존재하는 황산이온이 황산이온 환원균에 의해 환원될 때 침전되는 맥키나와이트(mackinawite, FeS)는 $UO_{2(s)}$ 가 산화되어 재용출되는 것을 방지하기도 한다(Abdelouas *et al.*, 1999).

Ha *et al.*(2006)은 미생물 환원을 이용하여 용존 우라늄을 제거하는 실험을 수행하는 도중, 미생물에 의해 Fe(III)와 SO_4^{2-} 가 환원되어 맥키나와이트($FeS_{0.9}$)가 형성된 것을 관찰하였다. 이 반응은 식 (2), (3)으로 나타낼 수 있다(Wolthers *et al.*, 2003).



이 때, 식 (2)는 pH>7, 식 (3)은 pH<7의 조건에서 각각 우세하다.

Abdelouas *et al.*(2000)은 맥키나와이트의 형성이 환원성 침전된 $UO_{2(s)}$ 의 재용출을 방지할 수 있음을 보고한 바 있다. 즉 산화 상태의 지하수가 유입되어도 $UO_{2(s)}$ 보다 맥키나와이트가 먼저 산화되는 완충작용(buffering)을 함으로써 $UO_{2(s)}$ 의 재산화 및 용출을 막을 수 있다는 것이다. 이 결과는 심부 지하에서 미생물에 의해 안정화된 우라늄 침전물에 장기적 안정성을 보장할 수 있는 가능성을 제시한다.

많은 연구자들이 재산화를 막기 위한 일련의 공학적 방법을 제안한 바 있다. 예를 들면, 용존 산소를 제거하고 U(VI) 농도를 낮은 수준으로 유지하기 위해 장기간에 걸쳐 아황산이온(sulfite)을 지속적으로 첨가하는 연구가 수행된 바 있다(Wu *et al.*, 2007). 또한 연속흐름 조건으로 수행한 실험실 연구에서 철 황화물 침전물이 일종의 완충제로 작용하여 부분적으로 U(IV) 재산화를 방지한 경우도 있다(Moon *et al.*, 2009).

2가 양이온 또한 U(IV) 재산화를 방지할 수 있다. Mn^{2+} (0.93 Å) 이온 반경은 U^{4+} (1.00 Å)보다 작으므로 UO_2 격자 내에 들어갈 수 있으며, 이는 광물구조의 변형률을 증가시키고 형성된 결정질 우라늄의 열역학적 안정성을 증가시킨다(Veeramani *et al.*, 2009). Ca^{2+} 와 Zn^{2+} 는 UO_2 의 재산화

용해를 어느 정도 저해할 수 있다. 이차 Ca-U(VI)의 침전 또는 탄산이연의 침전은 $UO_2(s)$ 표면을 부동태화(passivation)시켜 추가 산화를 방지하기 때문이다(Cerrato *et al.*, 2012).

최근 연구에 의하면 재산화된 우라늄을 격리하여 확산을 막을 수 있다(Li *et al.*, 2019). 이는 앞에서 밝혔듯이, U(IV)와 반응하는 산화제가 Fe(II) 등 다른 환원성 화합물과도 반응하여 결과적으로 생성된 Fe(III) 산화물이 넓은 표면적으로 U(VI)를 강하게 흡착하기 때문이다(Estes and Powell, 2020). 또한 Fe(III)가 침전할 때 우라늄이 Fe(III) 광물상 내로 침투하여 장기간에 걸쳐 숙성되며 $UO_2(s)$ 화합물 결정을 형성할 수도 있다.

Zhu *et al.*(2022)은 두 단계에 걸쳐 미생물 집단을 농화배양한 후 이들을 이용하여 4개월에 걸친 컬럼 실험을 수행한 결과, 이 미생물 집단이 철과 우라늄을 공침전시켜 안정한 고체상의 U(IV)-O-Fe(II) 및 U(VI)- PO_4 를 형성한 것을 관찰하였다. 이 고체상은 UO_2 에 비하여 산소에 의한 우라늄 재산화에 대하여 한층 강력한 저항성을 가진 것으로 나타났다. 이 때 U(IV)-O-Fe(II) 형성에는 *Acinetobacter*와 *Stenotrophomonas*, U(VI)- PO_4 형성에는 *Caulobacteraceae*와 *Aminobacter*가 주된 역할을 한 것으로 밝혔다.

미생물학적 흡착

세균 표면에는 카르복실기(COO⁻), 인산기(PO_4^{3-}), 수산기(OH⁻) 및 아민기(NH₄⁺) 등 다양한 화학적 반응기가 존재한다(Beveridge and Murray, 1980). 이러한 반응기들은, 그램양성균의 경우 세포벽을 구성하는 펩티도글리칸(peptidoglycan), 그램음성균의 경우 외막에 분포하는 지질다당류(LPS, lipopolysaccharide)에 주로 분포한다(Beveridge *et al.*, 1997). 세균 표면은 낮은 pH에서는 전하를 띠지 않으나 pH가 증가하며 점차 음전하를 띠게 되어 용존 양이온을 효과적으로 흡착한다(Beveridge and Murray, 1976; Fein *et al.*, 1997). 세균 표면의 반응기에 흡착된 양이온은 반응이 진행되며 점차 광물생성을 위한 핵으로 작용하며, 결합점이 양이온에 의하여 포화된 후 지속적인 양이온의 공급이 있을 경우 세균 표면에 이차광물을 형성시키게 된다(Lee and Chon, 2000).

한편, 미생물의 대사작용 산물들 역시 이차광물 생성의 원인이 된다. 예를 들면, 화학적 반응성이 있는 다양한 효소, 시데로포어(siderophores), 메탈로싸이오닌(metallothioneins) 등의 유기화합물은 금속과 결합하거나 또는 금속반응의 촉매작용을 유도할 수 있다(Macaskie and Dean, 1990). 또한 대사작용 결과 생성되는 H_2S 또는 HPO_4^{2-} 등의 무기 리간드는 용존 양이온과 결합하여 불용성 이차광물을 형성한다.

우라늄의 미생물학적 흡착

이 절에서는 최근 수행된 우라늄의 미생물학적 흡착 연구 중 중요한 일부를 소개한다.

알칼리성 우라늄 광산배수로부터 분리한 *Bacillus aryabhattai* TP03은 pH 9.2 및 1 mM 탄산이온-중탄산이온 완충제 조건에서 5~10 mg/L의 우라늄을 제거하였다(Banala *et al.*, 2021). 이 연구에서 5 mg/L 탄산우라닐을 적용하였을 때 *B. aryabhattai*는 6 시간 이내에 최대 70%의 우라늄을 제거하였다. TEM 관찰 결과, 흡착된 우라늄은 박테리아 표면의 인산기, 아마이드기(amide), 카르복실기 등의 작용기에 흡착되었을 뿐만 아니라, 세포질 내에서도 관찰됨으로써 미생물 대사작용 결과 우라늄이 세포 내에 집적되었음을 확인하였다.

그램음성균인 *Pseudomonas putida* 33015와 그램양성균인 *Bacillus subtilis* 168을 대상으로 U(VI) 흡착 실험을 수행한 결과, 세포 표면의 인산기와 카르복실기, 이들과 연관된 단백질 및 인산화 고분자(phosphorylated biopolymer)에서 우라늄 흡착이 진행된 것으로 나타났다(Hufton *et al.*, 2021). 이외에도 그램음성균의 경우 세포외막 인지질과 LPS, 그램양성균의 경우 테이코산(teichoic acid), 표면 단백질, 펩티도글리칸에 의해서 흡착이 진행되었다.

우라늄에 대해 높은 내성을 갖는 호기성 미생물인 *Kocuria rosea*를 대상으로 한 흡착 실험에서도 역시 위에서 밝힌 Hufton *et al.*(2021)과 동일한 표면 부분에서 U(VI) 흡착이 발생하였다. 특히 U(VI)-P에 의한 흡착이 주를 이뤄 효과적인 미생물학적 우라늄 흡착을 위해서는 인산의 존재가 요구되는 것으로 나타났다(Zhou *et al.*, 2022). *Magnetospirillum magneticum* AMB-1을 이용한 우라늄의 흡착, 제거 실험에서도 세포 표면, 특히 펩티도글리칸이 중요한 역할을 한 것으로 관찰되었다(Krawczyk-Barsch *et al.*, 2022).

Pseudomonas stutzeri MRU-UE1을 이용하여 우라늄 흡착 실험을 수행한 또 다른 연구에서는 308.72 mg/g의 우라늄 고정화 효과를 보였으며, 이러한 높은 고정화 효율은 미생물에 의한 흡착, 광물화, 환원이 함께 작용한 결과였다(Yu *et al.*, 2022). 흡착 과정에서는 역시 단백질, 인산기, 카르복실기가 중요한 흡착점으로 작용하였으며, 생광물화(biomineralization) 과정을 통해서는 우라늄이 정방정계의 chernikovite($H_2(UO_2)_2(PO_4)_2 \cdot 8H_2O$)를 형성하며 고정화되었다. 한편, 호기성 조건에서 미생물학적 환원작용의 결과, 우라늄은 $CaU(PO_4)_2$ 형태로 고정화되었으며, 특히 호기성 조건에서의 우라늄 환원은 극히 드물게 관찰되는 현상이므로 이 결과는 주목할 만하다.

처분장 밖으로 방사성 핵종이 유출된 경우, 점토광물로 형성된 지질학적 방벽을 거치게 되며 또한 지표 부근 토양의 주구성 광물 역시 점토광물이므로 최근 핵종 흡착에 미

치는 미생물과 점토광물 간의 상호작용에 관한 연구가 일부 수행되고 있다. Cheng *et al.*(2022)은 *S. putrefaciens*와 몬모릴로나이트의 상호 작용이 U(VI) 고정화에 미치는 영향에 대한 연구를 수행하였다. 이들 유기광물(organomineral)의 우라늄 고정화 효과는 pH 7 이하에서는 감소하였는데 이는 미생물과 몬모릴로나이트 상호간에 응집 및 피복현상이 발생하여 우라늄의 흡착점을 감소시켰기 때문이다. 반면, pH 7 이상에서는 흡착 효과가 증강되었으며 이는 미생물에 의해 생성된 카르복실, 수산화물, 질소 기반 용존 유기탄소 등이 몬모릴로나이트 표면에 새로운 흡착점을 제공하여 U(VI) 고정화를 촉진하였기 때문이다.

우라늄 흡착에 있어 바이오필름(biofilm) 역할에 대한 연구가 중요하다. 이는 바이오필름 반응조에서의 우라늄 제거가 다수 연구되고 있고, 자연 상태에서 대부분의 박테리아는 EPS를 분비하여 바이오필름을 형성하며 존재하기 때문이다(Lee and Chon, 2000). Nie *et al.*(2022)은 EPS를 제거한 *S. putrefaciens*와 제거하지 않은 *S. putrefaciens*를 이용하여 U(VI) 흡착 결과를 비교하였다. 실험 결과, EPS 내 주성분인 단백질이 우라늄 흡착에 중요한 역할을 한 것으로 나타났으며, EPS를 제거하면 우라늄 흡착 용량이 22% 정도 감소하였다. 이 때 생광물화된 우라늄은 500 nm 크기의 수소 인산우라닐(hydrogen uranyl phosphate; $H_2(UO_2)_2(PO_4)_2 \cdot 8H_2O$)로서 미생물 표면에 위치하였다.

Park *et al.*(2010)이 *Pseudomonas aeruginosa*를 이용하여 수행한 우라늄 흡착 연구에서도 역시 EPS의 유무 여부에 따라 실험을 진행하였는데, 반응 후 25 시간 경과하였을 때 바이오필름 상태의 박테리아가 EPS를 제거한 박테리아에 비해 약 200 $\mu g/L$ 의 우라늄을 더 흡착, 제거하였음을 보였다. 한편, 이 연구에서는 비소에 대해서도 동일한 흡착 실험을 수행하였는데 이 때 EPS 존재 여부에 상관없이 *P. aeruginosa*는 비소를 흡착하지 못하였을 뿐만 아니라 도리어 EPS가 존재할 경우 용존 As(V)가 As(III)로 환원되는 결과가 나타난 바 있다.

최근에는 박테리아 이외에 진균류를 이용한 흡착 실험이 진행 중이다. Lee *et al.*(2021)은 진균인 *Cladosporium* sp. strain F1을 이용하여 우라늄 흡착 실험을 진행한 결과, 균사(hyphae)가 다양한 pH 조건에서 인산우라늄을 효과적으로 흡착, 제거함을 관찰하였다. SEM 및 TEM 관찰 결과, pH 4와 5 조건에서는 나노막대 형태, pH 6, 7, 8 조건에서는 나노판 형태로 우라늄 광물이 흡착, 형성되었다. 반면 *Aspergillus niger* VKMF 1119에는 우라늄 광물이 적게 흡착하였다. 지표 부근 산화환경에서 인산우라늄의 물리적 이동도와 화학적 안정성을 고려할 때 *Cladosporium*을 이용하면 다양한 pH 조건에서 우라늄을 효과적으로 흡착, 제거할 수 있다고 제안하였다.

오염현장 적용

우라늄으로 오염된 지하수를 처리하기 위해 다양한 물리적, 화학적, 생물학적 방법이 제시되었다(Gavrilescu *et al.*, 2009). 물리적 처리법으로서 양수처리법(pump and treat; Chang *et al.*, 2007), 점토나 콘크리트 등의 불투수성 물리적 장벽 설치(Sellin and Leupin, 2013), 역삼투압을 이용한 지하수 처리법(Jemison *et al.*, 2020) 등이 제안되었으나, 이 기술은 생물학적 처리에 비하여 적용하기가 복잡하고 광역 부지에 관리가 힘들며 지하수 유로가 변경되어 다른 지역으로 누수되는 등의 난점이 있다. 따라서 비용이 적게 들고 2차 오염을 유발하지 않는 관계로 생물학적 처리가 많은 관심을 받고 있다(Lopez-Fernandez *et al.*, 2021).

우라늄을 처리하기 위한 생물학적 방법으로서 표면 흡착, 내부 축적, 광물화, 환원 등의 메커니즘이 있으나(Newsome *et al.*, 2014) 이 중 미생물을 이용한 환원방법이 안정한 고체 U(IV)를 생성하므로 지난 30년간 많은 관심을 받아 왔다(You *et al.*, 2021).

원위치 미생물학적 처리는 유기탄소를 오염된 지하 환경에 주입함으로써 미생물의 활동도를 높이는 방법이다. U(VI) 환원균은 주입된 유기화합물을 전자공여체로 이용하여 U(VI)를 환원한다. 한편, 탈위치(ex situ) 처리는 현재까지는 원위치 처리에 비해 자주 사용되는 방법으로서, 투수성 반응벽체, 침투층(infiltration bed), 바이오필름 반응조, 혐기조 등에서 처리하며, 이 중 바이오필름 반응조가 주로 사용된다(You *et al.*, 2021).

원위치 처리는 지하수를 양수할 필요가 없어 가격이 저렴하고 우라늄을 지하에 가둬 둔다는 측면에서 공중보건에 끼치는 위험이 적다(You *et al.*, 2021). 그러나 이 방법은 오염지역의 지구화학적 특성과 우라닐 화학종의 미생물학적 이용도에 의존해야 하는 단점이 있다. 미생물 활동도는 높은 우라늄 농도 및 토양 이질성(heterogeneity)에 따른 토양 효소(enzyme)의 계절적 변이에 의해 저해될 수 있기 때문이다(Antunes *et al.*, 2011). 또한 전자공여체를 지하에 주입할 경우 우라늄 처리에 거의 관여하지 않는 ‘도움이 되지 않는’ 미생물을 증식시킬 수 있는 부작용도 있다(Anderson *et al.*, 2003).

위에서 밝힌 바와 같이, 환원된 우라늄의 장기간에 걸친 안정성 확보는 원위치 처리의 효율성에 대한 잠재적 우려 사항이다. 안정화 처리 후 시간이 경과하여 부지가 산화환경으로 변하면 우라늄의 재용출이 발생할 수도 있다. 또한 유기탄소 주입에 따른 바이오매스 성장이나 과도한 광물 침전은 주입정 및 대수층의 폐쇄 현상을 유발할 수도 있다(You *et al.*, 2021).

탈위치 미생물학적 처리 중 많이 사용되는 바이오필름

시스템은 넓은 표면적, 긴 저류(retention)기간, 핵종에 대한 강한 내성 등의 장점이 있다. 또한 바이오필름의 이질적 특성은 바이오필름 내에서 미생물이 다양한 생태계를 조성하도록 해 처리가 어려운 오염물의 처리도 촉진할 수 있다.

반면, 탈위치 처리에서 U(VI)는 오염 부지로부터 제거, 회수되어야 하는데 작업 중 부식성이 있는 무기화합물-염산이나 질산 등-이 토양을 심각하게 훼손할 수 있어 원위치에 비해 덜 친환경적이게 된다(Francis and Nanchariaiah, 2015). 또한 지상 작업을 하는 작업자의 보호 문제가 중요하고, 처리 후 우리나라로 오염된 바이오매스의 처리 또한 고려해야 한다. 이러한 단점은 안전성이나 경제적 측면에서 탈위치 처리를 선택하기 어렵게 할 수 있다. 두 방법을 비교할 때, 원위치 처리가 우리나라 농도를 더 짧은 기간에 감소시키고 작업 용이성 및 안전성 측면에서 특히 넓은 지역을 대상으로 할 때 더 이상적인 전략이라 할 수 있다(You *et al.*, 2021).

최근에는 비환원성 생광물화(non-reductive biomineralization)에 대한 관심이 커지고 있다(Wei *et al.*, 2019; Shukla *et al.*, 2020; Sánchez-Castro *et al.*, 2020; Krawczyk-Bärsch *et al.*, 2021). 비환원성 생광물화에 의해 형성된 생성물은 입도가 커 우리나라 주변 환경 내로 이동하는 것을 방해한다(Liang *et al.*, 2016). 또한 환원조건에서 지하수 내 glycerol-2-phosphate가 존재하면 미생물학적 U(VI) 환원에 우선하여 더욱 안정적인 U(VI)-인산염 광물이 형성된다는 보고가 있다(Salome *et al.*, 2013).

미생물학적 흡착 반응을 이용한 우리나라 제거에 관한 연구 역시 최근 활발히 진행 중에 있다. 이 방법의 장점은 대부분의 미생물학적 U(VI) 환원은 혐기적 조건에서만 발생하는 것에 비해 흡착반응은 호기성 환경에서도 가능하므로 적용 범위가 넓다는 것이다. 광범위한 지역이 오염되었을 때 적용 가능한 흡착 공정을 개발할 필요가 있으나, 핵종이 지표 부근을 오염시켰을 경우 원위치 흡착 처리가 가능한 점을 감안하면 미생물학적 우리나라 오염의 현장 처리 가능성이 한층 높아졌다고 할 수 있다.

처분장의 장기적 안정성 확보를 위한 제언

최근 고준위 방사성폐기물 심층처분에 관한 논의가 매우 활발히 이루어지고 있다. 그간 원자력발전은 초고속 국가 발전을 견인하는데 크게 기여하였으나, 필연적으로 폐기물의 지속적 발생을 유발하여 2021년 현재 임시 보관 중인 폐기물의 포화율이 98%를 상회하는 실정이다. 2023년부터 부지선정 단계를 시작해도 처분장 운영은 35~40년 이어나 가능하다.

안정적인 고준위 방사성폐기물 처분장 구축을 위해서는

암반공학, 구조지질, 지질공학, 수리지질 등 다양한 학문적 역량이 결집되어야 한다. 이를 성공시키기 위해서는 많은 노력이 필요할 것이나 대형 지하구조물 건설에 관한 선진 기술을 보유하고 있는 우리나라 과학기술 역량으로 볼 때 성공적인 건설이 예상된다. 이 때 문제는 심층처분의 정의가 방사성폐기물을 인간 생활권으로부터 ‘영구히 격리’시킨다는 것이다. 영구한 기간 동안 방사성 핵종이 생물권으로 누출되지 않으려면 열적, 지질학적 및 역학적 안정성 확보 이외에 공학적 방벽이 부식되고 핵종이 천연 방벽을 통과할 수 있는 위험성에 대한 지구화학적 메커니즘의 고려가 반드시 필요하다. 또한 만일 처분장 외부로 누출되었을 경우 신속히 제거 또는 포획할 수 있는 기술개발 역시 필요하다. 고준위 방폐물의 심층처분은 처분이 완료되는 시점에 끝나는 것이 아니라 그 때부터 시작된다고 간주해야 할 것이다.

최근 자주 개최되고 있는 심층처분에 관한 각종 국내 학술회의에서 지질학적·역학적 주제에 대한 발표가 주를 이루고 지구화학적·지구미생물학적 발표가 부족한 것은 장기간적이고 통합적인 안정성 확보의 측면에서 볼 때 우려스러운 일이다. 이 논문은 우리나라의 미생물지구화학적 거동에 관한 최근의 연구 결과를 정리하여 제공하려 하였다. 기존의 처분장 구축 논의에 지구화학 및 지구미생물학적 고려가 적극 포함됨으로써 시급히 추진되어야 할 고준위 방폐장 심층처분 과정의 완성도를 높이는데 도움이 될 것으로 기대한다.

사 사

이 논문은 한국연구재단 지역대학우수과학자지원사업의 지원(2020R1I1A307435913)과 2022년도 정부(원자력안전위원회)의 재원으로 사용후핵연료관리 핵심기술개발사업단 및 한국원자력안전재단의 지원(2109092-0121-WT-112)을 받아 수행되었습니다.

References

- Abdelouas, A., Lutze, W., and Nuttall, E.H., 1999. Oxidative dissolution of uraninite precipitated on Navajo sandstone, *Journal of Contaminant Hydrology*, 36(3-4), p.353-375.
- Abdelouas, A., Lutze, W., Gong, W., Nuttall, E.H., Strietelmeier, B.A., and Travis, B.J., 2000. Biological reduction of uranium in groundwater and subsurface soil, *Science of the Total Environment*, 250(1-3), p.21-35.
- Alessi, D.S., Lezama-Pacheco, J.S., Stubbs, J.E., Janousch, M., Bargar, J.R., Persson, P., and Bernier-Latmani, R., 2014. The product of microbial uranium reduction includes

- multiple species with U(IV)-phosphate coordination, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 131, p.115-127.
- Anderson, R.T., Vrionis, H.A., Ortiz-Bernad, I., Resch, C.T., Long, P.E., Dayvault, R., Karp, K., Marutzky, S., Metzler, D.R., Peacock, A., White, D.C., Lowe, M., and Lovley, D.R., 2003. Stimulating the in situ activity of *Geobacter* species to remove uranium from the groundwater of a uranium-contaminated aquifer, *Applied and Environmental Microbiology*, 69(10), p.5884-5891.
- Antunes, S.C., Pereira, R., Marques, S.M., Castro, B.B., and Gonçalves, F., 2011. Impaired microbial activity caused by metal pollution: A field study in a deactivated uranium mining area, *Science of the Total Environment*, 410-411, p.87-95.
- Banala, U.K., Das, N.P.I., and Toleti, S.R., 2021. Uranium sequestration abilities of *Bacillus* bacterium isolated from an alkaline mining region, *Journal of Hazardous Materials*, 411, 125053.
- Bernier-Latmani, R., Veeramani, H., Vecchia, E.D., Junier, P., Lezama-Pacheco, J.S., Suvorova, E.I., Sharp, J.O., Wigginton, N.S., and Bargar, J.R., 2010. Non-uraninite products of microbial U(VI) reduction, *Environmental Science and Technology*, 44(24), p.9456-9462.
- Beveridge, T.J. and Murray, R.G.E., 1976. Uptake and retention of metals by cell walls of *Bacillus subtilis*, *Journal of Bacteriology*, 127(3), p.1502-1518.
- Beveridge, T.J. and Murray, R.G.E., 1980. Sites of metal deposition in the cell wall of *Bacillus subtilis*, *Journal of Bacteriology*, 141(2), p.876-887.
- Beveridge, T.J., Makin, S.A., Kadurugamuwa, J.L., and Li, Z., 1997. Interactions between biofilms and the environment, *FEMS Microbiology Reviews*, 20(3-4), p.291-303.
- Burgos, W.D., Senko, J.M., Dempsey, B.A., Roden, E.E., Stone, J.J., Kemner, K.M., and Kelly, S.D., 2007. Soil humic acid decreases biological uranium(VI) reduction by *Shewanella putrefaciens* CN32, *Environmental Engineering Science*, 24(6), p.755-761.
- Campbell, K.M., Veeramani, H., Ulrich, K.-U., Blue, L.Y., Giammar, D.E., Bernier-Latmani, R., Stubbs, J.E., Suvorova, E., Yabusaki, S., Lezama-Pacheco, J.S., Mehta, A., Long, P.E., and Bargar, J.R., 2011. Oxidative dissolution of biogenic uraninite in groundwater at Old Rifle, CO, *Environmental Science and Technology*, 45(20), p.8748-8754.
- Canstein, H.V., Ogawa, J., Shimizu, S., and Lloyd, J.R., 2008. Secretion of flavins by *Shewanella* species and their role in extracellular electron transfer, *Applied and Environmental Microbiology*, 74(3), p.615-623.
- Cerrato, J.M., Barrows, C.J., Blue, L.Y., Lezama-Pacheco, J.S., Bargar, J.R., and Giammar, D.E., 2012. Effect of Ca²⁺ and Zn²⁺ on UO₂ dissolution rates, *Environmental Science and Technology*, 46(5), p.2731-2737.
- Chang, L.C., Chu, H.J., and Hsiao, C.T., 2007. Optimal planning of a dynamic pump-treat-inject groundwater remediation system, *Journal of Hydrology*, 342(3-4), p.295-304.
- Charles, A.L., Markich, S.J., Stauber, J.L., and De Filippis, L.F., 2002. The effect of water hardness on the toxicity of uranium to a tropical freshwater alga (*Chlorella* sp.), *Aquatic Toxicology*, 60(1-2), p.61-73.
- Chen, J., Lu, J., Chen, S., Wang, J., and Zhang, B., 2022. Synchronous bio-reduction of uranium(VI) and vanadium(V) in aquifer: Performance and mechanisms, *Chemosphere*, 288(2), 132539.
- Cheng, W., Tang, H., Yi, Y., Nie, X., and Ding, C., 2022. Mutual effects of *Shewanella putrefaciens*-montmorillonite and their impact on uranium immobilization, *Chemosphere*, 303(1), 135096.
- Choppin, G.R., 2007. Actinide speciation in the environment, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 273(3), p.695-703.
- Estes, S.L. and Powell, B.A., 2020. Enthalpy of uranium adsorption onto hematite, *Environmental Science and Technology*, 54(23), p.15004-15012.
- Fein, J.B., Daughney, C.J., Yee, N., and Davis, T., 1997. A chemical equilibrium model for metal adsorption onto bacterial surfaces, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 61(16), p.3319-3328.
- Francis, A.J. and Nancharaiyah, Y.V., 2015. In situ and ex situ bioremediation of radionuclide-contaminated soils at nuclear and norm sites, In: van Velzen, L. (Ed.), *Environmental Remediation and Restoration of Contaminated Nuclear and Norm Sites*, Woodhead Publishing, p.185-236.
- Fredrickson, J.K., Zachara, J.M., Kennedy, D.W., Duff, M.C., Gorby, Y.A., Li, S.-M., and Krupka, K.M., 2000. Reduction of U(VI) in goethite (α -FeOOH) suspensions by a dissimilatory metal-reducing bacterium, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 64(18), p.3085-3098.
- Fredrickson, J.K., Zachara, J.M., Kennedy, D.W., Liu, C., Duff, M.C., Hunter, D.B., and Dohnalkova, A., 2002. Influence of Mn oxides on the reduction of uranium(VI) by the metal-reducing bacterium *Shewanella putrefaciens*, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 66(18), p.3247-3262.
- Gavrilescu, M., Pavel, L.V., and Cretescu, I., 2009. Characterization and remediation of soils contaminated with uranium, *Journal of Hazardous Materials*, 163(2-3), p.475-510.
- Gregory, K.B. and Lovley, D.R., 2005. Remediation and recovery of uranium from contaminated subsurface environments with electrodes, *Environmental Science and Technology*, 39, p.8943-8947.

- Ha, W.-K., Lee, J.-U., and Jung, M.C., 2006. Study on geomicrobiological reductive precipitation of uranium and its long-term stabilization, *Geosystem Engineering*, 43(4), p.331-338.
- Hankyoreh, 2022. https://www.hani.co.kr/arti/economy/economy_general/1066279.html (Accessed in November, 2022).
- Hu, N., Ding, D.-X., Li, S.-M., Tan, X., Li, G.-Y., Wang, Y.-D., and Xu, F., 2016. Bioreduction of U(VI) and stability of immobilized uranium under suboxic conditions, *Journal of Environmental Radioactivity*, 154, p.60-67.
- Hufton, J., Harding, J., Smith, T., and Romero-Gonzalez, M.E., 2021. The importance of the bacterial cell wall in uranium(VI) biosorption, *Physical Chemistry Chemical Physics*, 23, 1566.
- Istok, J.D., Senko, J.M., Krumholz, L.R., Watson, D., Bogle, M.A., Peacock, A., Chang, Y.J., and White, D.C., 2004. In situ bioreduction of technetium and uranium in a nitrate contaminated aquifer, *Environmental Science and Technology*, 38(2), p.468-475.
- Jimison, N., Reimus, P., Harris, R., Boukhalfa, H., Clay, J., and Chamberlain, K., 2020. Reduction and potential remediation of U(VI) by dithionite at an in-situ recovery mine: Insights gained by d238U, *Applied Geochemistry*, 115, 104560.
- Kong, L., Zhu, Y., Wang, M., Li, Z., Tan, Z., Xu, R., Tang, H., Chang, X., Xiong, Y., and Chen, D., 2016. Simultaneous reduction and adsorption for immobilization of uranium from aqueous solution by nano-flake Fe-SC, *Journal of Hazardous Materials*, 320, p.435-441.
- Krauskopf, K.B., 1988. *Radioactive Waste Disposal and Geology*, Chapman and Hall, London, U.K., 145p.
- Krawczyk-Barsch, E., Ramtke, J., Drobot, B., Müller, K., Steudtner, R., Kluge, S., Hübner, R., and Raff, J., 2022. Peptidoglycan as major binding motif for uranium bioassociation on *Magnetospirillum magneticum* AMB-1 in contaminated waters, *Journal of Hazardous Materials*, 437(5), 129376
- Krawczyk-Bärsch, E., Scheinost, A.C., Rossberg, A., Müller, K., Bok, F., Hallbeck, L., Lehrich, J., and Schmeide, K., 2021. Uranium and neptunium retention mechanisms in *Gallionella ferruginea*/ferrihydrite systems for remediation purposes, *Environmental Science and Pollution Research*, 28, p.18342-18353.
- Kurosawa, S. and Ueta, S., 2001. Effect of colloids on radionuclide migration for performance assessment of HLW disposal in Japan, *Pure and Applied Chemistry*, 73(12), p.2027-2037.
- Lakaniemi, A., Douglas, G.B., and Kaksonen, A.H., 2019. Engineering and kinetic aspects of bacterial uranium reduction for the remediation of uranium contaminated environments, *Journal of Hazardous Materials*, 371, p.198-212.
- Lee, J., Lee, S.J., Kim, S., Lee, J.-U., Shin, K.-S., and Hur, H.-G., 2021. Layers of uranium phosphate nanorods and nanoplates encrusted on fungus *Cladosporium* sp. strain F1 hyphae, *Microbes and Environments*, 36(4), ME21036.
- Lee, J.-U. and Chon, H.-T., 2000. Bacterial effects on geochemical behavior of elements: An overview on recent geomicrobiological issues, *Economic and Environmental Geology*, 33(5), p.353-365.
- Li, P.S., Wu, W.M., Phillips, D.H., Watson, D.B., Kelly, S., Li, B., Mehlhorn, T., Lowe, K., Earles, J., Tao, H.C., Zhang, T., and Criddle, C.S., 2019. Uranium sequestration in sediment at an iron-rich contaminated site at oak ridge, Tennessee via. bioreduction followed by reoxidation, *Journal of Environmental Sciences*, 85, p.156-167.
- Li, X., Zhang, H., Ma, Y., Liu, P., and Krumholz, L.R., 2014. Genes required for alleviation of uranium toxicity in sulfate reducing bacterium *Desulfovibrio alaskensis* G20, *Ecotoxicology*, 23, p.726-733.
- Liang, X., Csetenyi, L., and Gadd, G.M., 2016. Uranium bioprecipitation mediated by yeasts utilizing organic phosphorus substrates, *Applied Microbiology and Biotechnology*, 100, p.5141-5151.
- Long, P.E., Williams, K.H., Davis, J.A., Fox, P.M., Wilkins, M.J., Yabusaki, S.B., Fang, Y.L., Waichler, S.R., Berman, E.S.F., Gupta, M., Chandler, D.P., Murray, C., Peacock, A.D., Giloteaux, L., Handley, K.M., Lovley, D.R., and Banfield, J.F., 2015. Bicarbonate impact on U(VI) bioreduction in a shallow alluvial aquifer, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 150, p.106-124.
- Lopez-Fernandez, M., Jroundi, F., Ruiz-Fresneda, M.A., and Merroun, M.L., 2021. Microbial interaction with and tolerance of radionuclides: Underlying mechanisms and biotechnological applications, *Microbial Biotechnology*, 14(3), p.810-828.
- Loreggian, L., Novotny, A., Bretagne, S.L., Bartova, B., Wang, Y., and Bernier-Latmani, R., 2020. Effect of aging on the stability of microbially reduced uranium in natural sediment, *Environmental Science and Technology*, 54(1), p.613-620.
- Lovley, D.R. and Phillips, E.J.P., 1988. Novel mode of microbial energy metabolism: Organic carbon oxidation coupled to dissimilatory reduction of iron or manganese, *Applied and Environmental Microbiology*, 54(6), p.1472-1480.
- Ma, J., Ma, C., Tang, J., Zhou, S., and Zhuang, L., 2015. Mechanisms and applications of electron shuttle-mediated extracellular electron transfer, *Progress in Chemistry*, 27, p.1833-1840.
- Macaskie, L.E. and Dean, A.C.R., 1990. Metal-sequestering biochemicals, In: Volesky, B. (ed), *Biosorption of Heavy*

- Metals*, CRC Press, Boca Raton, FL, p.199-249.
- Marshall, M.J., Beliaev, A.S., Dohnalkova, A.C., Kennedy, D.W., Shi, L., Wang, Z.M., Boyanov, M.I., Lai, B., Kemner, K.M., McLean, J.S., Reed, S.B., Culley, D.E., Bailey, V.L., Simonson, C.J., Saffarini, D.A., Romine, M.F., Zachara, J.M., and Fredrickson, J.K., 2006. *c*-type cytochrome-dependent formation of U(IV) nanoparticles by *Shewanella oneidensis*, *PLoS Biology*, 4, p.1324-1333.
- McCarthy, J., Czerwinski, K.R., Sanford, W.E., Jardine, P.M., and Marsh, J.D., 1998. Mobilization of transuranic radionuclides from disposal trenches by natural organic matter, *Journal of Contaminant Hydrology*, 30(1-2), p.49-77.
- Moon, H.S., Komlos, J., and Jaffe, P.R., 2009. Biogenic U(IV) oxidation by dissolved oxygen and nitrate in sediment after prolonged U(VI)/Fe(III)/SO₄²⁻ reduction, *Journal of Contaminant Hydrology*, 105(1-2), p.18-27.
- Neiss, J., Stewart, B.D., Nico, P.S., and Fendorf, S., 2007. Speciation-dependent microbial reduction of uranium within iron-coated sands, *Environmental Science and Technology*, 41(21), p.7343-7348.
- Newsome, L., Morris, K., and Lloyd, J.R., 2014. The biogeochemistry and bioremediation of uranium and other priority radionuclides, *Chemical Geology*, 363, p.164-184.
- Newsome, L., Morris, K., Shaw, S., Trivedi, D., and Lloyd, J.R., 2015. The stability of microbially reduced U(IV); Impact of residual electron donor and sediment ageing, *Chemical Geology*, 409, p.125-135.
- Nie, X., Lin, Q., Dong, F., Cheng, W., Ding, C., Wang, J., Liu, M., Chen, G., Zhou, Y., Li, X., Boyanov, M.I., and Kemner, K.M., 2022. Surface biomineralization of uranium onto *Shewanella putrefaciens* with or without extracellular polymeric substances, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 241, 113719.
- Nolan, J. and Weber, K.A., 2015. Natural uranium contamination in major US aquifers linked to nitrate, *Environmental Science and Technology Letters*, 2(8), p.215-220.
- Novikov, A.P., Kalmykov, S.N., Utsunomiya, S., Ewing, R.C., Horreard, F., Merkulov, A., Clark, S.B., Tkachev, V.V., and Myasoedov, B.F., 2006. Colloid transport of plutonium in the far-field of the mayak production association, Russia, *Science*, 314(5799), p.638-641.
- NSSC(Nuclear Safety and Security Commission), 2022. <https://www.law.go.kr/LSW/admRulInfoP.do?admRulSeq=2100000107640> (Accessed in November, 2022).
- Nyman, J.L., Wu, H.-I., Gentile, M.E., Kitanidis, P.K., and Criddle, C.S., 2007. Inhibition of a U(VI)- and sulfate-reducing consortia by U(VI), *Environmental Science and Technology*, 41, p.6528-6533.
- Park, H.-S., Ko, M.-S., and Lee, J.-U., 2010. Adsorption and redox state alteration of arsenic, chromium and uranium by bacterial extracellular polymeric substances (EPS), *Economic and Environmental Geology*, 43(3), p.223-233.
- Payne, T.E., Davis, J.A., and Waite, T.D., 1994. Uranium retention by weathered schists - The role of iron minerals, *Radiochimica Acta*, 66-67, p.297-303.
- Rai, D., Yui, M., and Moore, D.A., 2003. Solubility and solubility product at 22°C of UO_{2(c)} precipitated from aqueous U(IV) solutions, *Journal of Solution Chemistry*, 32, p.1-17.
- Rao, L. and Tian, G., 2008. The effect of temperature on the speciation of U(VI) in sulfate solutions. In: Merkel, B.J. and Hasche-Berger, A. (Eds.), *Uranium, Mining and Hydrogeology*. Springer, Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, p.763-770.
- Reguera, G., McCarthy, K.D., Mehta, T., Nicoll, J.S., Tuominen, M.T., and Lovley, D.R., 2005. Extracellular electron transfer via microbial nanowires, *Nature*, 435, p.1098-1101.
- Ren, Y., Yang, X., Hu, X., Wei, J., and Tang, C., 2022. Mineralogical and geochemical evidence for biogenic uranium mineralization in northern Songliao Basin, NE China, *Ore Geology Reviews*, 141, 104556.
- Safonov, A., Lavrinovich, E., Emel'yanov, A., Boldyrev, K., Kuryakov, V., Rodygina, N., Zakharova, E., and Novikov, A., 2022. Risk of colloidal and pseudo-colloidal transport of actinides in nitrate contaminated groundwater near a radioactive waste repository after bioremediation, *Scientific Reports*, 12, 4557.
- Salome, K.R., Green, S.J., Beazley, M.J., Webb, S.M., Kostka, J.E., and Tallefert, M., 2013. The role of anaerobic respiration in the immobilization of uranium through biomineralization of phosphate minerals, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 106, p.344-363.
- Sánchez-Castro, I., Martínez-Rodríguez, P., Jroundi, F., Solari, P.L., Descostes, M., and Merroun, M.L., 2020. High-efficient microbial immobilization of solvated U(VI) by the *Stenotrophomonas* strain br 8, *Water Research*, 183, 116110.
- Sani, R.K., Peyton, B.M., and Dohnalkova, A., 2006. Toxic effects of uranium on *Desulfovibrio desulfuricans* G20, *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25(5), p.1231-1238.
- Sellin, P. and Leupin, O.X., 2013. The use of clay as an engineered barrier in radioactive waste management - A review, *Clays and Clay Minerals*, 61(6), p.477-498.
- Senko, J.M., Istok, J.D., Suflita, J.M., and Krumholz, L.R., 2002. In-situ evidence for uranium immobilization and remobilization, *Environmental Science and Technology*, 36(7), p.1491-1496.
- Senko, J.M., Zhang, G.X., McDonough, J.T., Bruns, M.A., and Burgos, W.D., 2009. Metal reduction at low pH by a *Desulfosporosinus* species: Implications for the biological

- treatment of acidic mine drainage, *Geomicrobiology Journal*, 26(2), p.71-82.
- Shelobolina, E.S., Coppi, M.V., Korenevsky, A.A., DiDonato, L.N., Sullivan, S.A., Konishi, H., Xu, H., Leang, C., Butler, J.E., Kim, B.-C., and Lovley, D.R., 2007. Importance of c-type cytochromes for U(VI) reduction by *Geobacter sulfurreducens*, *BMC Microbiology*, 7, p.16.
- Sheng, L. and Fein, J.B., 2014. Uranium reduction by *Shewanella oneidensis* MR-1 as a function of NaHCO₃ concentration: Surface complexation control of reduction kinetics, *Environmental Science and Technology*, 48(7), p.3768-3775.
- Shukla, S.K., Hariharan, S., and Rao, T.S., 2020. Uranium bioremediation by acid phosphatase activity of *Staphylococcus aureus* biofilms: Can a foe turn a friend? *Journal of Hazardous Materials*, 384, 121316.
- Singh, G., Sengor, S.S., Bhalla, A., Kumar, S., De, J., Stewart, B., Spycher, N., Ginn, T.M., Peyton, B.M., and Sani, R.K., 2014. Reoxidation of biogenic reduced uranium: A challenge toward bioremediation, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 44(4), p.391-415.
- Smith, P.A. and Degueudre, C., 1993. Colloid-facilitated transport of radionuclides through fractured media, *Journal of Contaminant Hydrology*, 13(1-4), p.143-166.
- Suzuki, Y., Kelly, S.D., Kemner, K.M., and Banfield, J.F., 2002. Nanometre-size products of uranium bioreduction, *Nature*, 419, p.134.
- Trenfield, M.A., Ng, J.C., Noller, B.N., Markich, S.J., and van Dam, R.A., 2011. Dissolved organic carbon reduces uranium bioavailability and toxicity. 2. Uranium [VI] speciation and toxicity to three tropical freshwater organisms, *Environmental Science and Technology*, 45(7), p.3082-3089.
- Ulrich, K.-U., Veeramani, H., Bernier-Latmani, R., and Giammar, D.E., 2011. Speciation dependent kinetics of uranium(VI) bioreduction, *Geomicrobiology Journal*, 28, p.396-409.
- Veeramani, H., Schofield, E.J., Sharp, J.O., Suvorova, E.I., Ulrich, K.U., Mehta, A., Giammar, D.E., Bargar, J.R., and Bernier-Latmani, R., 2009. Effect of Mn(II) on the structure and reactivity of biogenic uraninite, *Environmental Science and Technology*, 43, p.6541-6547.
- Wei, Y., Chen, Z., Song, H., Zhang, J., Lin, Z., Dang, Z., and Deng, H., 2019. The immobilization mechanism of U(VI) induced by *Bacillus thuringiensis* 016 and the effects of coexisting ions, *Biochemical Engineering Journal*, 144, p.57-63.
- Wolthers, M., Van der Gaast, S.J., and Rickard, D., 2003. The structure of disordered mackinawite, *American Mineralogist*, 88(11-12), p.2007-2015.
- Wu, W.M., Carley, J., Green, S.J., Luo, J., Kelly, S.D., Nostrand, J.V., Lowe, K., Mehlhorn, T., Carroll, S., Boonchayanant, B., Löffler, F.E., Watson, D., Kemner, K.M., Zhou, J., Kitanidis, P.K., Kostka, J.E., Jardine, P.M., and Criddle, C.S., 2010. Effects of nitrate on the stability of uranium in a bioreduced region of the subsurface, *Environmental Science and Technology*, 44(13), p.5104-5111.
- Wu, W.M., Carley, J., Luo, J., Ginder-Vogel, M.A., Cardenas, E., Leigh, M.B., Hwang, C.C., Kelly, S.D., Ruan, C.M., Wu, L.Y., Van Nostrand, J., Gentry, T., Lowe, K., Mehlhorn, T., Carroll, S., Luo, W.S., Fields, M.W., Gu, B.H., Watson, D., Kemner, K.M., Marsh, T., Tiedje, J., Zhou, J.Z., Fendorf, S., Kitanidis, P.K., Jardine, P.M., and Criddle, C.S., 2007. In situ bioreduction of uranium(VI) to submicromolar levels and reoxidation by dissolved oxygen, *Environmental Science and Technology*, 41(16), p.5716-5723.
- Xie, J., Wang, J., and Lin, J., 2021. New insights into the role of calcium in the bioreduction of uranium(VI) under varying pH conditions, *Journal of Hazardous Materials*, 411, 125140.
- You, W., Peng, W., Tian, Z., and Zheng, M., 2021. Uranium bioremediation with U(VI)-reducing bacteria, *Science of the Total Environment*, 798, 149107.
- Yu, Q., Yuan, Y., Feng, L., Sun, W., Lin, K., Zhang, J., Zhang, Y., Wang, H., Wang, N., and Peng, Q., 2022. Highly efficient immobilization of environmental uranium contamination with *Pseudomonas stutzeri* by biosorption, biomineralization, and bioreduction, *Journal of Hazardous Materials*, 424, 127758.
- Zheng, Y., Anderson, R.F., Geen, A., and Fleisher, M.O., 2002. Remobilization of authigenic uranium in marine sediments by bioturbation, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 66(10), p.1759-1772.
- Zhong, L., Liu, C., Zachara, J.M., Kennedy, D.W., Szecsody, J.E., and Wood, B., 2005. Oxidative remobilization of biogenic uranium(IV) precipitates: Effects of iron(II) and pH, *Journal of Environmental Quality*, 34(5), p.1763-1771.
- Zhou, L., Dong, F., Zhang, W., Chen, Y., Zhou, L., Zheng, F., Lv, Z., Xue, J., and He, D., 2022. Biosorption and biomineralization of U(VI) by *Kocuria rosea*: Involvement of phosphorus and formation of U-P minerals, *Chemosphere*, 288(3), 132659.
- Zhu, Y., Sheng, Y., Liu, Y., Chen, J., He, X., Wang, W., and Hu, B., 2022. Stable immobilization of uranium in iron containing environments with microbial consortia enriched via two steps accumulation method, *Environmental Pollution*, 294, 118591.



이 종 운

1997년 서울대학교 대학원 자원공학과 공
학박사

현재 전남대학교 공과대학 에너지자원공학과 교수
(E-mail; jongun@jnu.ac.kr)



정 명 채

1995년 런던대학교 임페리얼대학 ICCET
PhD

현재 세종대학교 공과대학 지구자원시스템공학과 교수
(E-mail; jmc65@sejong.ac.kr)
