

스와넬라균(*Shewanella p.*)에 의한 용존우라늄 제거 특성 및 방사성폐기물 처분 에의 응용

이승엽^{1*} · 백민훈¹ · 송준규²

¹한국원자력연구원 방사성폐기물기술개발부, ²(주)영사이언스

Removal Characteristics of Dissolved Uranium by *Shewanella p.* and Application to Radioactive Waste Disposal

Seung Yeop Lee^{1*}, Min Hoon Baik¹ and Jun Kyu Song²

¹Division of Radwaste Technology Development, Korea Atomic Energy Research Institute

²Young Sciences Inc.

An experimental removal of dissolved uranium (U) existing as uranyl ion (UO_2^{2+}) was carried out using *Shewanella p.*, iron-reducing bacterium. By the microbial reductive reaction, initial U concentration ($50 \mu M$) was constantly decreased, and most U were removed from solution after 2 weeks. Major mechanism that U was removed from the solution was adsorption, precipitation and mineralization on the microbe surface. Under the transmission electron microscopy, the U adsorbed on the microbe was observed as being crystallized and eventually enlarged to several μm sizes of minerals by combining with individual microbes and organic exudates. It seems that such U growth and mineralization on the microbial surface could affect the U behavior in a radioactive waste disposal site. Thus, the biogeochemical reaction of metal-reducing bacteria observed in this experiment could give an affirmative measure that the microbial activity may retard U movement in subsurface environment.

Key words : uranium, *Shewanella p.*, bacterium, mineralization, biogeochemical

물속에 우라닐이온(UO_2^{2+}) 형태로 존재하는 산화우라늄을 철환원세균인 스와넬라균(*Shewanella p.*)을 이용하여 제거하는 실험을 수행하였다. 용액상의 우라늄 초기농도는 $50 \mu M$ 이었으며 미생물과의 반응에 의해 점차 그 농도가 감소하였고, 약 2주 후에 거의 대부분의 우라늄이 제거되었다. 우라늄이 제거된 기작은 대부분 미생물 표면에 대한 흡착, 침전 및 광물화에 의한 것이었다. 투과전자현미경으로 관찰한 결과로는 미생물 표면에 흡착되어 점차 결정화되어 가는 우라늄이 큰 광물로 성장하고 여러 미생물개체 및 유기분비물과의 결합을 통해 그 크기가 수 μm 이상으로 커져가는 것을 확인하였다. 이러한 미생물에 의한 우라늄 광물의 성장 및 결합은 방사성폐기물처분장의 우라늄 거동에 큰 영향을 끼칠 수 있으며, 특별히 본 실험에서 관찰한 생지화학적인 금속환원미생물의 역할에 의해 지하 우라늄의 이동이 상당히 지연되는 효과를 거둘 수 있을 것으로 사료된다.

주요어 : 우라늄, 스와넬라, 세균, 광물화, 생지화학

1. 서 론

원자력발전의 부산물인 방사성폐기물의 처분 문제는 원자력발전을 에너지로 사용하는 나라들의 공통적인 관심사이다. 원자력에서 필연적으로 발생하는 방사성폐기

물을 처분하는데 가장 안전한 방법중의 하나가 결정암질 암석의 지하심부에 처분하는 방법이다. 이 방법을 대부분의 원자력 선진국들이 수용하고 있으며, 지난 수십 년간 관련 연구들을 수행하여 왔다(Koppi *et al.*, 1996; Sato *et al.*, 1997; Murakami *et al.*, 2005; Baik

*Corresponding author: seungylee@kaeri.re.kr

et al., 2008). 하지만, 아직 지하심부 핵종들의 장기거동, 핵종이동 지연 특성, 그리고 안전성 확보는 쉽지 않은 과제로 남아있다. 특히, 수백, 수천 년 이상 지하환경 조건의 핵종 지화학작용 및 거동을 이해한다는 것은 쉽지 않다. 그리고 그렇게 오랜세월동안 지하 방사성폐기물처분장의 환경을 안전하게 관리할 수 있는 확실한 방법을 찾는 것도 여간 어렵지 않다.

일반적으로 지하 방사성폐기물처분장은 방사성폐기물 용기가 물리적 인공방벽에 의해 일차적으로 보호되고 이차적으로 주변 암석에 의해 차단되는 구조로 되어 있다. 물리적 인공방벽은 주로 벤토나이트 재료로 구성되어 있으며 폐기물로부터 용출되어 나올 수 있는 방사성핵종들을 흡착 및 확산 저지하는데 주 목적이 있다. 인공방벽을 통과한 핵종들은 주위의 천연방벽인 암석 및 광물과 접촉하면서 흡착 및 침전 등의 반응이 일어난다. 지금까지는 많은 학자들에 의해서 인공방벽 벤토나이트 물질 혹은 자연 광물과 핵종과의 상호반응에 대해서 많은 연구를 수행하여 왔다(Pusch & Carlsson, 1985; Lee *et al.*, 1997; Lee *et al.*, 2009). 하지만, 최근들어 지하미생물들의 핵종거동에 대한 영향이 매우 크고 광범위하다는 사실들이 밝혀지면서 지하미생물들의 역할이 새롭게 주목받고 있다(Lovley *et al.*, 1991; Fredrickson *et al.*, 2000; Suzuki *et al.*, 2002; Lloyd *et al.*, 2005). 방사성폐기물 지중처분시 고려되어야 할 많은 요소들중에 지금까지 간과되어온 것 중의 하나는 지하미생물의 작용 및 역할일 것이다. 지하미생물은 지표면의 토양에서부터 지하 수 km까지 다양하게 분포하고 있는 생명체이다. 지하미생물의 가장 큰 특징중의 하나는 지하수의 산화/환원력(redox potential)을 쉽게 조절할 수 있는 능력을 가지고 있다는 점이다. 산화/환원 변환과정은 핵종 원소들의 거동에 매우 중요한 영향 인자중의 하나이다. 또한, 미생물은 자가복제(self-reproduction)를 통해 개체수를 기하급수적으로 증가시킬 수 있으며, 편모를 사용하여 원하는 곳으로 이동할 수 있다. 지하미생물들의 이러한 특이한 능력은 오랫동안 장기보관 및 저장될 방사성폐기물에 매우 큰 영향을 끼칠 수 있다.

지하미생물 중에서 금속환원 미생물이라고 일컫는 혐기성박테리아들은 지하 깊숙한 곳에 생존하고 있으며, 이들은 중금속 혹은 핵종원소들을 환원시켜 용존상태의 핵종이온들을 황화광물 및 기타 금속광물로 광물화시킬 수 있다. 우리들의 관심은 우라늄과 같은 핵종들이 미생물에 의해 광물화되고 낮은 용해도로 인해 지하수를 따라 원거리로 이동될 수 있는 가능성이 확

기적으로 감소되는 부분이다. 이는 고준위폐기물의 장기안전성과 매우 밀접한 관련성이 있다. 이에 본 실험은 바다, 지표 혹은 지하심부 등 광범위하게 생존하고 있는 철환원세균인 스와넬라균(*Shewanella putrefaciens*)을 실험실에서 배양하여 우라늄과의 반응을 통해 핵종 원소와 미생물과의 상호반응 및 용존핵종 제거 기작을 조사 하였다. 이를 통해 방사성폐기물처분에서의 미생물의 중요성을 새롭게 인식하고 향후 이들의 효과적인 이용방안을 도출하는 것을 목표로 하고 있다.

2. 실험방법

2.1. 세균배양

실험에 사용된 미생물은 스와넬라균(*Shewanella putrefaciens* CN32 (ATCC BAA-1097))(Fig. 1)으로써, 미국 ATCC(American Type Culture Collection)로부터 구입하였다. 스와넬라균은 분말상태로 작은 유리캡슐에 담겨 있으며, 유리칼을 이용하여 캡슐을 절단하고 핀셋으로 조심스럽게 솜땀개를 제거한 후, 곧바로 세균분말을 배양액에 털어 넣었다. 실험 배양액은 TSB(trypsin soy broth (Difco Laboratories, Detroit, MI, USA)) 성분으로 류류수 1L에 30g의 TSB를 첨가하여 만들었다. 세균분말이 포함된 배양액은 곧바로 교반기에 장착하여 120 rpm의 속도로 24시간 흔들어 주었다. 배양액의 색깔은 맑은 노란색에서 약간 붉은색이 감도는 색으로 변했으며, 이는 스와넬라균들이 성장하면서



Fig. 1. A TEM image of *Shewanella putrefaciens* CN32.

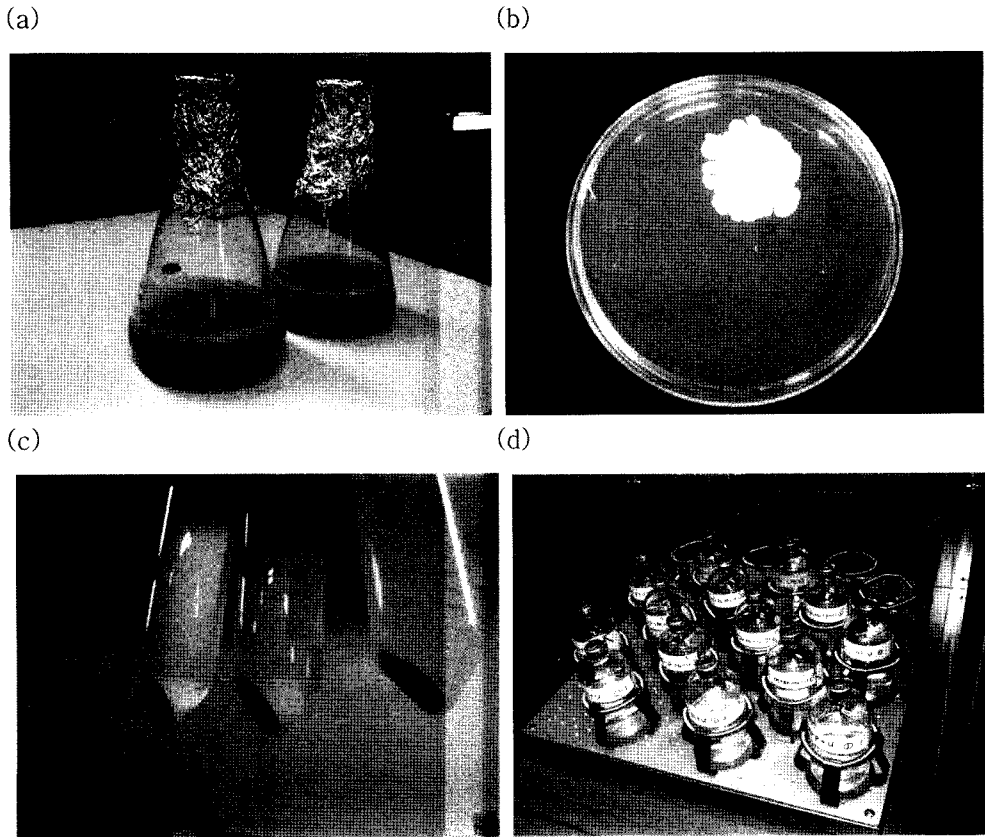


Fig. 2. Photographs of microbial cultivation and reaction with uranium (U). (a) liquid and (b) solid media with grown *Shewanella p.*. (c) some centrifuged *Shewanella p.* and (d) a shaker with bottles containing U and microbes.

약간 붉은 빛을 띠기 때문인 것으로 판단된다(Fig. 2). 성장 배양액을 50 mL의 원심튜브에 분배한 후, 4,000 rpm으로 원심분리 하였다. 상등액은 버리고 가라앉은 스와넬라균을 다시 탄산수소나트륨(NaHCO_3) 30 mM 버퍼용액에 분산시켰다. 이후 다시 원심분리하고 세척하는 과정을 3번 반복하였다. 세척이 끝난 후 스와넬라균을 탄산수소나트륨 버퍼용액에 보관하여 다음 실험에 사용하였다.

2.2. 용존우라늄 제거 실험

100 mL 탄산수소나트륨(30 mM) 용액내 용존산소를 제거하기 위해 장시간 질소가스로 퍼징하였다. 전자공여체로 젖산나트륨(Na-lactate)을 10 mM 주입하고 질소가스로 퍼징한 후 부틸마개로 병의 입구를 막고 알루미늄 캡으로 단단히 고정하였다. 이후 약 20분 동안 121°C 에서 고압멸균 처리하였다.

철, 망간, 그리고 인 등 미량의 무기원소들을 배양액

에 첨가하였는데, 철과 망간은 FeCl_2 와 MnCl_2 의 형태로 0.2 mM로 주입하였고 인은 Na_2HPO_4 의 형태로 0.3 mM 주입하였다. 미량원소 주입시 0.2 μm 필터 주사기를 사용하였다. 우라늄은 50 μM 의 양을 취하여 0.2 μm 필터 주사기를 이용하여 주입하였다. 주입된 우라늄은 U(VI)의 산화된 형태로, 산화우라늄은 용해성이 크고 이동성이 있는 우라늄이온이다. 최종적으로 스와넬라균을 약 8 mg/L 세포단백질량 만큼 주입하였다. 미생물의 영향을 관찰하기 위해 미생물이 주입되지 않은 동일한 농도의 우라늄이 들어있는 비교(control) 용액도 만들어 비교실험 하였다. 실험 용액은 약 120 rpm으로 흔들며 주었으며, 온도는 25°C 로 설정하였다. 모든 실험은 환원조건에서 수행하였으며, 주기적으로 0.2 μm 필터 주사기를 이용하여 약 2 mL의 용액을 채취하여 우라늄을 비롯한 무기성분들의 농도 변화를 유도결합플라즈마 질량분석기(ICP-MS)를 이용하여 측정하였다.

2.3. 투과전자현미경(TEM) 분석

미생물과 우라늄 핵종과의 반응 실험이 끝난 후 투과전자현미경을 이용하여 일부 광물화된 우라늄과 미생물 표면에 흡착된 우라늄을 관찰하였다. 관찰을 위한 샘플준비는 크게 두 가지로 하였는데, 먼저 전처리 과정을 거치지 않고 미생물 표면을 관찰하기 위해 증류수로 한 번 세척한 후 미생물을 증류수에 분산시키고 Cu Grid로 건져 올렸다. Cu Grid는 탄소막으로 코팅되어 있는 200 mesh 제품을 사용하였다. Cu Grid에 올라온 시료를 건조시킨 후 곧바로 투과전자현미경으로 시료를 관찰하였다.

미생물 내부를 관찰하기 위해 다음과 같은 또 다른 샘플준비를 수행하였다. 미생물을 원심분리하여 가라앉힌 후 2.5% 글루타르알데히드(glutaraldehyde)로 고정화 시켰다. 카코딜나트륨(Na-cacodylate)으로 씻어준 후, 다양한 농도의 알코올 과정을 통해 수분을 제거하였다. 수분이 제거된 미생물을 Epon-812 레진에 집어넣고 60°C 조건에서 2일간 굳게 하였다. 이렇게 만들어진 블록을 다이아몬드 칼(Diatome 35°)로 50~70 nm 크기로 절단하였으며, 잘려진 시편을 Cu Grid 위에 올려놓았다. 우라닐아세테이트(uranyl acetate)로 염색하는 과정은 생략하였는데, 이는 이차적인 우라늄의 시료 교란을 방지하고자 하였다. 투과전자현미경은 JEOL JEM 2100F 모델로 200 kV의 가속전압으로 관찰하였으며, 화학분석 및 표면분석을 위해 EDS(energy dispersive X-ray spectrometer)를 사용하였다.

3. 결과 및 토의

3.1. 용존우라늄 제거

50 μM 농도의 우라늄과 스와넬라균이 공존할 때, 스와넬라균에 의한 우라늄 농도의 변화를 관찰하였다(Fig. 3). 미생물이 존재하지 않은 경우, 우라늄의 농도변화는 아주 미약 하였지만, 미생물이 존재하는 경우에는 대부분의 용존우라늄이 2주 안에 거의 제거됨을 관찰하였다. 이는 미생물의 활동과 우라늄 농도의 감소가 상관관계에 있음을 보여준다. 우리가 주입한 우라늄의 초기 형태는 UO_2^{2+} 이온으로 U(VI)이며, 대기조건에서 안정하게 존재할 수 있는 이온이다. 이러한 U(VI)는 용해도 및 이동성이 커서 자연계에 누출시 주변환경에 큰 영향을 미칠 수 있다(Haas *et al.*, 2001; Bargar *et al.*, 2008).

본 실험에서 용액상에 주입된 우라늄 농도의 감소는 혐기성세균인 스와넬라균의 우라늄 환원작용이 원인인

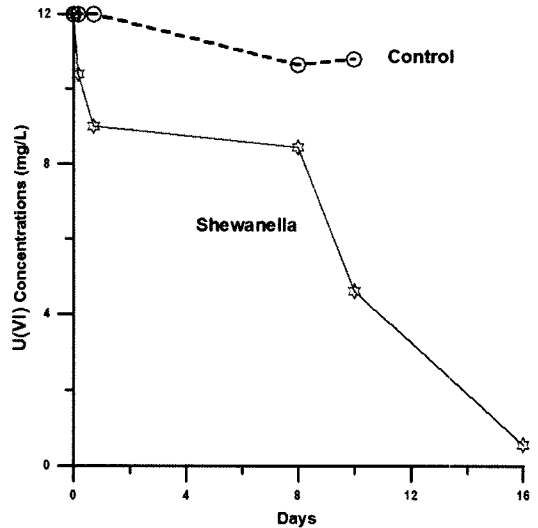


Fig. 3. Decrease of U(VI) concentration from solution by *Shewanella p.*

것으로 보인다(Fredrickson *et al.*, 2000; Haas *et al.*, 2001; Bargar *et al.*, 2008). 미생물은 전자공여체인 젖산을 소모하고 생산된 전자를 전자수용체인 산화우라늄에 제공함으로써 우라늄의 환원을 촉진시킨다. 이러한 미생물학적 기작을 통해 약 2주간의 실험동안 U(VI)가 U(IV)로 환원되고 대부분의 우라늄이 흡착 혹은 광물화과정을 겪은 것으로 사료된다.

3.2. 우라늄 흡착 및 광물화

산화우라늄이 스와넬라균에 의해 환원되면서 세균의 표면에 흡착되거나 침전물을 형성하는 모습이 관찰되었다(Fig. 4a). 미생물의 표면에 침전된 우라늄과 미생물 주변에 다량의 우라늄 침전물들이 관찰되었다. 이는 미생물에 의해 용액상에 이온상태로 존재하던 U(VI)가 환원되면서 용해도 감소 및 이온간의 결합이 증대되면서 환원광물화 과정이 진행된 것으로 보인다. Fig. 4b는 미생물의 일부분을 EDS로 스캔하여 화학분석을 살펴본 이미지로 미생물의 표면에 다량의 우라늄이 침전 및 광물화되어 분포되어 있는 모습을 볼 수 있다. 그리고, 일부 무기이온성분들(철, 망간, 인)도 미생물 표면에 공침되어 존재하는 것을 확인할 수 있었다(자료 미제시). 우라늄의 경우 미생물 표면 대부분에 우라늄이 존재하며, 특히 미생물 가장자리에 부분적으로 높은 농도의 우라늄 분포를 보여주고 있다. 스와넬라와 같은 철환원박테리아는 표면에 효소(enzyme)를 가지고 있어서 우라늄 환원을 촉진할 있으며, 표면이

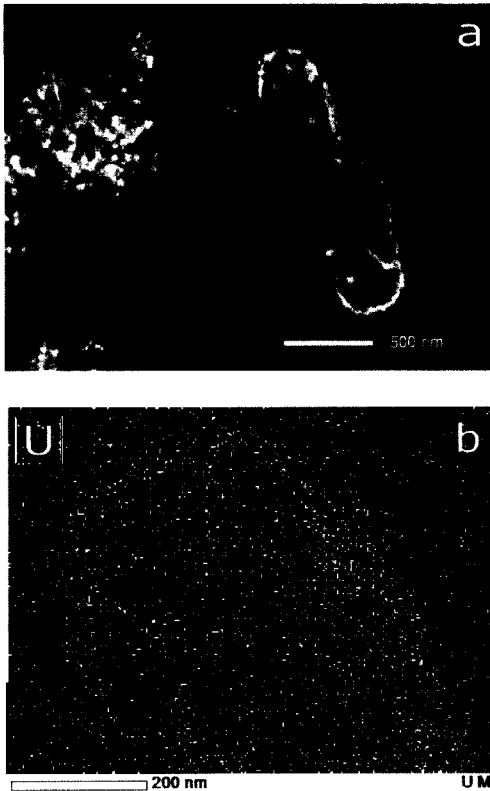


Fig. 4. (a) U precipitation and mineralization on the microbe and substrate, and (b) U mapping image of the rectangle area of (a).

음으로 하전되어 있어서 양이온인 우라늄을 쉽게 끌어 당길 수 있다(Truex *et al.*, 1997; Haas *et al.*, 2001; Istok *et al.*, 2004).

Fig. 5는 스와넬라균을 50~70 nm 크기로 잘라서 미생물 내부를 관찰한 전자현미경 이미지이다. 사진에 보이는 것처럼 우라늄의 미생물 표면 흡착 뿐만아니라 우라늄이 광물화되면서 성장하는 모습이 관찰되고 있다. 또한, 미생물의 세포벽을 통과한 우라늄이온들이 미생물 내부에서 환원되어 점차 우라늄광물로 성장하는 것을 확인할 수 있다.

미생물은 단일 개체로 존재하기 보다는 군체(colony)를 이루거나 바이오막(biofilm)을 이루며 생존한다. Fig. 6에서 보는 것처럼, 몇몇 미생물들이 응집형태로 공존하며 자신들의 표면에 우라늄을 흡착하고 있음을 알 수 있다. 미생물 표면에 흡착된 우라늄 결정체가 점차 커지면서 우라늄광물들은 상호 연결되고 큰 형태의 광물로 발전하고 있음을 알 수 있다.

미생물은 대사과정중에 다양한 유기산 혹은 삼출물

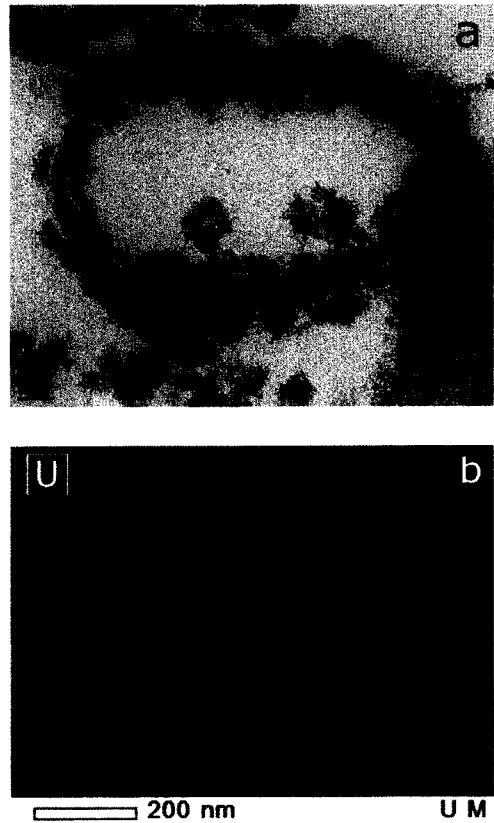


Fig. 5. (a) An ultrathin section TEM image of *Shewanella p.* interacted with U, and (b) U mapping image of (a). The image (a) shows some growing U minerals in the microbe's interior.

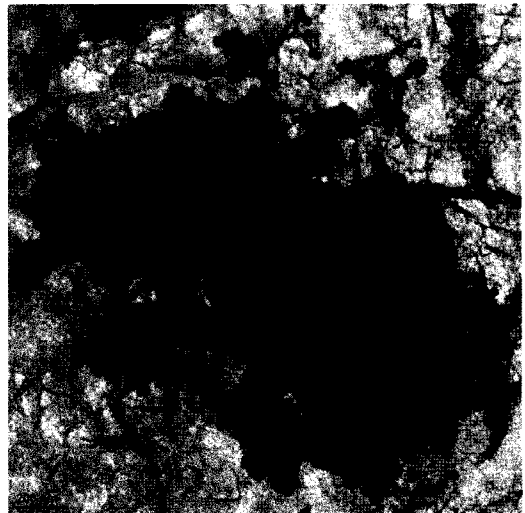


Fig. 6. Several aggregated microbes with considerable surface uranium minerals.

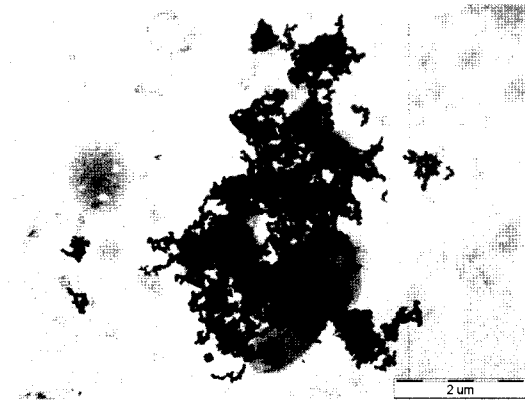


Fig. 7. Organic exudates originated from microbial activity are increased in their sizes by flocculation.

(exudates) 등을 내 놓는다(Ehrlich, 1990; Neelson and Stahl, 1997). 이러한 분비물들은 거대 분자를 이루기도 하고 미생물 혹은 핵종과 결합하여 커다란 바이오막 등을 형성하기도 한다. Fig. 7에서 보는 것처럼 스와넬라균으로부터 분비된 유기분자들이 상호 결합하여 거대 분자를 이루고 있으며, 경우에 따라 미생물 혹은 우라늄을 흡착하며 큰 구조를 형성하기도 한다. 이러한 미생물적 분비물은 구성 유기 종류에 따라 크기 및 유기화학적 특성이 다를 것으로 생각된다.

3.3. 방사성폐기물처분예의 응용

지하환경에 처분되는 방사성폐기물은 다양한 형태의 핵종들을 포함하고 있다. 대표적인 핵종 중의 하나인 우라늄 등이 만약 외부로 누출되어 지하수를 따라 이

동할 때, 다양한 지화학적 반응 및 과정을 겪을 것이다. 그 중에서 우리가 아직 깊이있게 이해하지 못하는 부분이 생지화학적 반응(biogeochemical reaction)이다. 우라늄과 같은 핵종들은 지하수와 접촉하며 산화되고 용해도 및 이동성이 증가하게 된다. 산화된 핵종들이 환원될 수만 있다면 그 것의 용해도 및 이동성이 획기적으로 감소될 것이다. 이러한 관점에서 스와넬라균과 같은 철환원 혐기성미생물들의 역할이 매우 중요하다. 과거 금속환원세균에 의해 산화된 핵종을 환원될 수 있다는 사실이 1990년대 초에 처음으로 보고되었다(Lovley *et al.*, 1991).

본 실험에서도 스와넬라균이 우라늄을 환원시키고 더불어 흡착 및 침전/광물화를 진행시키면서 용존우라늄의 농도를 획기적으로 감소시킬 수 있음이 확인되었다. 이러한 사실로부터 스와넬라균을 이용하여 방사성 폐기물로부터 용출되어 이동할 수 있는 산화핵종들의 지하 이동을 상당히 감소시킬 수 있다. 그리고, 미세한 콜로이드 크기의 핵종원소들은 비록 광물화가 진행되었다 할지라도 매우 작은 크기 때문에 지하수중에 침전되기가 쉽지 않다. 따라서, 방사성폐기물처분장 주변에서 혐기성세균에 의해 형성되는 핵종광물들은 그 크기가 클 수록 폐기물 안전성 측면에서 매우 유리하다. 본 실험 결과에서 확인한 바로는 환원 및 표면 흡착된 우라늄광물들이 미생물들의 상호 응집 및 유기분비물들의 결합에 의해 수 μm 이상으로 성장하면서 침전되고, 따라서 핵종의 이동성이 현격히 감소됨을 확인하였다(Fig. 8). 이는 스와넬라균과 같은 철환원세균 등에 의해 방사성폐기물 처분장의 핵종 거동이 크게 영향을

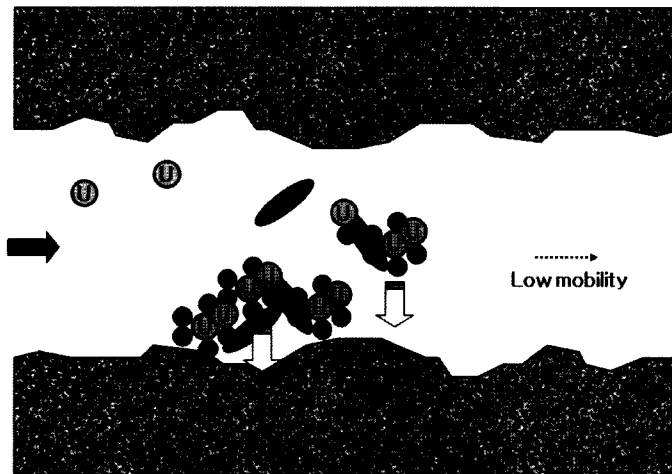


Fig. 8. A schematic illustration for the retardation of U movement by adsorption, precipitation and mineralization of U by the iron-reducing bacteria in subsurface environment.

받을 수 있으며, 본 실험의 결과를 바탕으로 처분장의 환경에 맞는 미생물학적 핵종이동 지연시스템 개념이 마련될 수 있을 것으로 보인다.

4. 결 론

미생물과 방사성핵종과의 상호반응은 방사성폐기물의 지하처분과 관련하여 그 관심도가 점점 증가하고 있다. 본 연구에서는 지하미생물 중 흔하게 관찰되는 철환원세균인 스와넬라균을 우라늄과 반응시켜 일어나는 기작을 살펴 보았다. 스와넬라균은 50 μM 용존 산화우라늄을 2주 안에 대부분 용액으로부터 제거하였으며, 대부분의 우라늄은 미생물 표면에 흡착되거나 광물화되었다. 흡착된 우라늄은 단독으로 존재하지 않고 다른 미량의 원소들과 함께 공존하였으며, 이는 순수한 우라늄만의 침전광물이 형성되기 어려움을 보여준다. 미생물 표면에 흡착된 우라늄은 지속적인 성장을 보여주었고, 작은 구형의 우라늄광물들로 성장하였다. 미생물간의 응집 및 유기분비물 등의 영향에 의해 형성된 우라늄광물들의 크기가 점차 커졌고, 이러한 사실들은 지하수를 따라 이동할 수 있는 우라늄이 흡착 및 침전되면서 핵종 이동 지연효과가 분명하게 나타날 수 있을 것을 암시한다. 향후, 금속환원미생물을 활용한 방사성폐기물 핵종이동 지연시스템 개발은 매우 중요할 뿐만 아니라, 미래 처분장의 안전성 향상에 크게 이바지할 수 있을 것으로 사료된다.

사 사

본 연구는 원자력연구개발사업의 일환으로 한국연구재단의 지원을 받아 수행되었으며, 전남대학교 노열 교수님의 조언과 도움에 의해 연구가 시작될 수 있었음에 감사드립니다.

참고문헌

Baik, M.H., Lee, S.Y., Lee, J.K., Kim, S.S., Park, C.K. and Choi, J.W. (2008) Review and complication of data on radionuclide migration and retardation for the performance assessment of HLW repository in Korea. Nucl. Eng. Technol., v.40, p.593-606.
 Bargar, J.R., Bernier-Latmani, R., Giammar, D.E. and Tebo, B.M. (2008) Biogenic uraninite nanoparticles and their importance for uranium remediation. Elements, v.4, p.407-412.
 Ehrlich, H.L. (1990) Geomicrobiology. 2nd(ed.), Marcel Dekker, New York, 646p.

Fredrickson, J.K., Zachara, J.M., Kennedy, D.W., Duff, M.C., Gorby, Y.A., Li, S.M.W. and Krupka, K.M. (2000) Reduction of U(VI) in goethite ($\alpha\text{-FeOOH}$) suspensions by a dissimilatory metal-reducing bacterium. Geochim. Cosmochim. Acta, v.64, p.3085-3098.
 Haas, J.R., Dichristina, T.J. and Wade, R. (2001) Thermodynamics of U(VI) sorption onto *Shewanella putrefaciens*. Chem. Geol., v.180, p.33-54.
 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. Environ. Sci. Technol., v.38, p.468-475.
 Koppi, A.J., Edis, R., Field, D.J., Geering, H.R., Klessa, D.A. and Cockayne, J.H. (1996) Rare earth element trends and cerium-uranium-manganese associations in weathered rock from Koongarra, Northern Territory, Australia. Geochim. Cosmochim. Acta, v.60, p.1695-1707.
 Lee, J.O., Lee, K.J. and Cho, W.J. (1997) Sorption and diffusion of I-125 and Sr-90 in a mixture of bentonite and crushed granite backfill of a radioactive waste repository. Radiochim. Acta, v.76, p.143-151.
 Lee, S.Y., Baik, M.H. and Lee, Y.B. (2009) Adsorption of uranyl ions and microscale distribution on Fe-bearing mica. Appl. Clay Sci., v.44, p.259-264.
 Lloyd, J.R., Renshaw, J.C., May, I., Livens, F.R., Burke, I.T., Mortimer, R.J.G. and Morris, K. (2005) Biotransformation of radioactive waste: Microbial reduction of actinides and fission products. J. Nucl. Radiochem. Sci., v.6, p.17-20.
 Lovley, D.R., Phillips, E.J.P., Gorby, Y.A. and Landa, E.R. (1991) Microbial reduction of uranium. Nature, v.350, p.413-416.
 Murakami, T., Sato, T., Ohnuki, T. and Isobe, H. (2005) Field evidence for uranium nanocrystallization and its implications for uranium transport. Chem. Geol., v.221, p.117-126.
 Nealson, K.H. and Stahl, D.A. (1997) Microorganisms and biogeochemical cycles: what can we learn from layered microbial communities? In Banfield, J.F. and Nealson, K.H.(ed.) Geomicrobiology: Interactions between microbes and minerals. Reviews in Mineralogy, vol.35, Mineralogical Society of America.
 Pusch, R. and Carlsson, T. (1985) The physical state of Na-smectite used as barrier component. Eng. Geol., v.21, p.257-265.
 Sato, T., Murakami, T., Yanase, N., Isobe, H., Payne, T.E. and Airey, P.L. (1997) Iron nodules scavenging uranium from groundwater. Environ. Sci. Technol., v.31, p.2854-2858.
 Suzuki, Y., Kelly, S.D., Kemner, K.M. and Banfield, J.F. (2002) Nanometre-size products of uranium bioreduction. Nature, v.419, p.134.
 Truex, M.J., Peyton, B.M., Valentine, N.B. and Gorby, Y.A. (1997) Kinetics of U(VI) reduction by a dissimilatory Fe(III)-reducing bacterium under non-growth conditions. Biotechnol. Bioeng., v.55, p.490-496.