J. of the Korean Radioactive Waste Society
Vol.7(1), P. 63-72, Mar. 2009.

[Technical Paper]

Roles and Importance of Microbes in the Radioactive Waste Disposal

방사성폐기물 처분에서 미생물의 역할과 중요성

Min-Hoon Baik[1], Seung-Yeop Lee and Yeol Roh*

Korea Atomic Energy Research Institute, 1045 Daedeokdaero, Yuseong-gu, Daejeon

* Chonnam National University, 300 Yongbong-dong, Puk-gu, Kwangju

백민훈[1], 이승엽, 노열*

한국원자력연구원, 대전광역시 유성구 대덕대로 1045

*전남대학교 지구환경과학과, 광주시 북구 용봉동 300

(Received December 15, 2008 / Revised January 02, 2009 / Approved January 05, 2009)

Abstract

Recently the importance and interest for the microbes has been increased because several important results for the effects of microbes on the radioactive waste disposal have been published continuously. In this study, research status and major results on the various roles and effects of microbes in the radioactive waste disposal have been investigated. We investigated and summarized the roles and major results of microbes in a multi-barrier system consisting of an engineered barrier and a natural barrier which is considered in radioactive waste disposal systems. For the engineered barrier, we discussed about the effects of microbes on the corrosion of a waste container and investigated the survival possibility and roles of microbes in a compacted bentonite buffer. For the natural barrier, the roles of microbes present in groundwaters and rocks were discussed and summarized with major results from natural analogue studies. Furthermore, we investigated and summarized the roles and various interactions processes of microbes and their effects on the radionuclide migration and retardation including recent research status. Therefore, it is expected that the effects and roles of microbes on the radioactive waste disposal can be rigorously evaluated if further researches are carried out for a long-term behavior of the disposal system in the deep geological environments and for the effects of microbes on the radionuclide migration through geological media.

Key words : Microbes, Roles and Effects of Microbes, Radioactive Waste, Disposal System, Radionuclide Migration and Retardation.

요 약

방사성폐기물 처분에서 미생물에 대한 연구는 최근에 중요한 연구 결과들이 지속적으로 발표됨에 따라 그 중요성에 대한 인식이 차츰 확대되고 있는 추세이다. 본 연구에서는 방사성폐기물 처분에서 미생물의 역할과 영향들에 대한 연구결과 및 연구동향을 조사 · 분석하였다. 방사성폐기물 처분시스템에서 고려되고 있

1) Corresponding Author. E-mail : mhbaik@kaeri.re.kr

는 다중방벽들인 인공방벽과 자연방벽에서의 미생물들의 역할 및 연구결과를 정리하여 제시하였다. 인공방벽에서는 처분용기의 부식에 대한 영향과 압축된 완충재에서의 미생물의 생존가능성 및 역할에 대해 논의하였다. 천연방벽에서는 지하수 및 암반에 존재하는 미생물들의 역할을 자연유사연구 결과와 함께 정리하여 제시하였다. 또한 지하매질을 통한 핵종이동 및 지연특성에서 미생물의 역할과 다양한 작용과정들 및 영향을 최근 연구동향과 함께 분석하고 정리하여 제시하였다. 따라서 향후 심부 지하 환경에서 처분시스템의 거동 및 지중매질을 통한 방사성 핵종의 이동 등에 미치는 미생물의 영향에 대한 심도 있는 연구가 본격적으로 수행된다면 미생물의 중요성 및 역할에 대한 엄격한 평가를 할 수 있을 것으로 사료된다.

중심단어 : 미생물, 미생물의 역할 및 영향, 방사성폐기물, 처분시스템, 핵종이동 및 지연

I. 서 론

방사성폐기물 처분에 대한 미생물 활동의 영향은 1980년대 중후반부터 많은 국가들의 방사성폐기물 처분 연구 프로그램에 포함되어 수행되어져 왔다[1-5]. 방사성폐기물 처분을 고려하는 국가마다 처분 방식과 개념들은 상당히 다르지만, 많은 국가들이 미생물 영향을 연구할 필요가 있다는 것에는 보편적으로 일치하는 견해를 보이고 있다. 방사성폐기물 처분 관점에서의 미생물에 대한 연구는 아직도 미미한 수준에 그치고 있는 것이 사실이지만, 최근에 지중에서 핵종거동에 미치는 미생물의 영향에 대한 중요한 연구 결과들이 지속적으로 발표됨에 따라 그 중요성에 대한 인식이 차츰 확대되고 있는 추세이다[6-14].

미생물(microbe)은 하나의 단세포에 완전한 생활주기(life cycle)에 필요한 모든 것을 가진 유기체이다. 많은 미생물 종들은 적당한 조건에서 다세포적 구조를 형성하며 때로는 생물구조를 구성하는 다른 세포들과 형태학적 및 대사적(metabolic) 차이를 가지기도 한다. 세포분화에 의한 미생물의 성장은 미생물 번식(propagation)의 가장 보편적인 방식이다. 미생물은 지구상의 어떤 다세포 유기체보다 수적으로 우세하다. 그들은 환경에서 자연적으로 발생하는 화합물들을 생물열화(bio-degrade) 및 생물합성(bio-synthesize)을 하는 거의 무한한 능력을 가지고 있다[2-5]. 또한 미생물적 반응들은 침전물, 토양, 호수 및 지하수와 같은 매우 다른 많은 환경들의 화학적 조성을 부분적으로 또는 전체적으로 조절한다[2,5].

대부분의 방사성폐기물 지하처분 개념에서 방사성폐기물 처분장은 멸균된 환경이 아니기 때문에 미생물적 영향들이 발생될 수밖에 없다. 방사성폐기물 처분장에 존재하는 미생물들은 처분장의 안전성에 긍정적 또는 부정적 영향을 미칠 수 있다[15]. 긍정적 영향으로는 다음과 같은 것을 생각할 수 있다.

- 지하수로부터 일시적으로 또는 영구적으로 방사성핵종들을 제거할 수 있는 생체막(biofilm)을 가진 미생물로의 방사성핵종의 수착
- 처분공 주변에서 미생물에 의한 지화학적 환경(즉, pH와 Eh) 변화에 기인한 방사성핵종들의 침전
- 미생물들의 왕성한 성장에 의한 처분장의 다공성 물질들의 기공 막힘(clogging) 및 이로 인한 다공성 물질의 수력학적 전도도의 감소

아울러 부정적 영향으로는 다음과 같은 것이 있을 수 있다.

- 유동성 세포들에 수착된 방사성 핵종들의 지하수 및 인공방벽을 통한 이동
- 지화학적 환경의 미생물적 변화(즉, 유기산 및 무기산의 생성, 미생물적으로 생성된 리간드에 의한 복합화)에 기인한 방사성핵종들을 함유한 폐기물 및 방사성핵종의 용해
- 폐기물 용기들의 미생물 또는 부식적 대사작용들에 의한 부식(microbially-influenced corrosion, MIC)
- 처분장 환경에서 압력 상승(pressure buildup)을 유발하는 메탄과 같은 가스 생성

최근에 발표된 미생물의 역할 및 중요성에 관한 중요한 연구결과들에 기인하여 선진국들을 중심으로 처분 분야에서도 미생물에 대한 연구가 수행되기 시작하였지만, 국내에서는 미생물에 대한 연구수행이 미진한 상황이다. 따라서 방사성폐기물 처분 분야에서 그동안 수행되어온 미생물에 대한 주요 연구결과 및 연구동향 등을 포괄적으로 살펴보고, 처분장의 성능 및 안전성 평가와 관련된 미생물의 역할 및 중요성을 조사 · 분석하는 연구가 필요할 것이다. 따라서 본 연구에서 현재 국내에서 고려하고 있는 고준위폐기물 처분시스템[16]의 각 방벽별로 미생물들의 거동 특성 및 방사성 핵종의 거동에 미치는 영향들을 조사하고, 최근의 연구동향을 살펴보고자 한다.

Ⅱ. 인공방벽 관련 연구

가. 처분용기 관련 연구

사용후 핵연료를 포함하여 고준위방사성폐기물 처분을 고

려하고 있는 대부분의 국가들은 고준위방사성폐기물 처분장 설계개념에 있어 방사성폐기물은 금속 처분용기(canister)로 포장되어 지하 수 백 미터에 위치하는 지하매질의 처분공에 정치되는데, 이 때 처분용기와 처분공 벽 사이의 공간은 인공방벽시스템(Engineered Barrier System, EBS)을 구성하는 완충재(buffer) 물질인 점토물질로 메워지고, 처분 터널은 뒷채움재(backfill)로 채워지게 된다. 처분장 폐쇄 후에 암반과 인공방벽, 처분공과 터널들은 결국 물로 포화되게 될 것이다[16].

이 때 유입된 물은 암반으로부터 유입된 지하수 이거나 처분용기 정치 작업 등에 의해 추가된 지하수 또는 인공적인 물일 것이다. 발생원에 상관없이 모든 물은 본질적으로 미생물을 포함하고 있으며, 이러한 미생물들은 결국 완충재와 함께 섞이게 되어 어떤 결과들을 유발하게 될 것이다. 점토의 팽윤은 처분용기와 암반 표면으로부터 수 센티미터 범위내의 깊이까지 지하수 미생물을 침투하게 만들 것이다. 또 벤토나이트에 고유한 미생물들이 벤토나이트와 혼합지역에 존재할 수 있을 것이다.

폐기물 용기들의 미생물 영향에 의한 부식(MIC)은 금속표면에서 미생물에 의한 직접적인 영향(예를 들면, 흡장지역(occluded zone)의 생성, 생체막에서의 pH 및 Eh 변화) 또는 미생물적 대사작용들의 결과로 인한 간접적인 영향(예를 들면, sulphide, 유기산, 암모니아 등 생성)에 의해 발생한다[5]. 완충재에서 세균의 생존에 대한 방사선조사(irradiation)의 영향을 결정하기 위한 실험실적 연구들이 수행되었다[17,18]. 또한 열과 건조(desiccation)의 영향에 대한 연구가 85℃의 압축된 완충재에 히터를 삽입하여 실제크기의 시추공을 이용하여 지하연구시설(URL, Underground Research Laboratory)에서 수행되었다[19,20]. 이러한 연구들의 결과는 방사선 및 건조에 따른 영향이 폐기물 용기를 감싸고 있는 완충재 안으로 수십 센티미터 까지 이어지는 감소된(또는 소모된) 미생물 활동영역을 만든다는 것이다[21]. 어떤 미생물도 건조된 조건에서는 활동적일 수 없는 것이 사실이다. 시간이 경과하여 방사선이나 열 영향이 줄어들어서 용기표면이 다시 물로 덮일 때 생존한 미생물들이 다시 활동하고 성장할 것이다. 그러나 이러한 미생물의 재활동은 평균 기공크기가 50 nm 밖에 안 되는 압축된 완충재의 물리적 환경에 의해 크게 제약을 받을 것이다.

만약 세균들이 완충재를 통해 이동할 수 있다면 지하수가 완충재를 재포화 함에 따라 원래의 지하수 세균들이 처분용기 표면에 다시 생성될 것이다. 용액으로부터 5 cm 길이의 건조밀도 1.6과 1.8 g/cm^{3}로 압축된 불포화 완충재를 미생물이 이동할 수 있는지를 조사하기 위한 실험이 Pseudomonas Stutzeri를 이용하여 약 20주 동안 수행되었다[22]. 실험 결과, 비록 완충재들이 물로 완전히 포화되었지만 미생물은 전체 20주 동안 용액에서 완충재로 이동할 수 없는 것으로 나타났다.

캐나다 Whiteshell Laboratory에서 수행된 연구들은 폐기물 용기의 생체막에서 MIC는 건조와 방사선 영향의 결과로 "비생물적 영역(abiological zone)"을 형성하기 때문에 처분 후 상당 기간 동안 발생되지 않을 것임을 보여주었다[4,23]. 그러나 MIC들은 용기 표면에서 어느 정도 떨어진 곳에서 SRB(Sulfate Reducing Bacteria)에 의해 환원된 황 화학종의 형성을 통해 발생될 수도 있을 것이다. 이러한 연구들의 결과로 황 생성, 침전, 확산에 기초한 구리 용기들의 부식율을 계산하기 위한 수학적 모델이 개발되었다[21]. 처분용기 주변의 길이 40 cm의 비생물학적 영역을 관통하는 정상상태(steady state)에서의 물질이동에 기초하여 수행한 예비평가 결과들은 이런 MIC 형태에 의한 부식율은 10^{-3} μg/y 의 수준이 될 것이라고 제안하였다[23]. 이것은 백 만년 이상동안 약 1 mm의 벽을 관통하여 이동하는 정도에 지나지 않는 값이다.

이러한 예측은 용기로부터 어느 정도 떨어진 곳에서 SRB에 의한 황화물(sulphide)의 형성에 기초하고 있다. 그러나 용기 표면에서 직접적으로 생체막 형성이 가능하다면 이러한 예측은 재평가되어야 하고 흡장된 지역에서의 미생물과정 및 부식과정들을 포함할 수 있는 모델이 개발되어야 할 것이다[23]. 비록 용기표면에서 직접적인 생체막 형성이 불가능하다 할지라도 용기표면에 매우 심각한 공간적 제약이 있기 때문에 수용액에서 일반적으로 관측되는 생체막 구조는 이러한 환경에서는 적당하지 않을 것이다. 또한 미생물적으로 생성된 다른 화학종들(acetate, nitrite, ammonia)이 특정한 조건하에서 구리의 응력부식파손(stress corrosion cracking)을 일으킨다고 알려져 있기 때문에 이러한 화학종들이 포함되도록 모델이 개선되어야 할 것이다[15]. 그러나 이러한 생성물들은 완충재에서 세균들의 대사속도(metabolic rate)가 매우 낮기 때문에 그다지 중요해 보이지는 않으며, 이런 화학종들의 농도는 대사적 경로(metabolic pathways)에서 다른 세균들에 의해 소모되기 때문에 크게 증가하지는 않을 것으로 사료된다.

나. 완충재 관련 연구

압축된 벤토나이트에서 미생물의 생존과 활동에 대한 연구결과들은 벤토나이트가 팽윤하는 동안 생존가능한 미생물들의 개체수가 매우 빨리 감소하고, 완전히 압축된 상태에서는 매우 적은 수의 미생물만이 생존할 수 있음을 보고하고 있다[5]. 또 완전히 압축된 상태에서는 황산염-환원(sulphate-

reducing) 활동이 거의 일어나지 않을 것이다. 이러한 조건에서 유일하게 생존할 수 있는 미생물은 포자(spore)를 형성하는 미생물일 것이다. 그러나 연구결과에 의하면 완전 압축 상태에서는 포자도 비활동적이기 때문에 세포활동은 거의 불가능하다. 비록 포자들이 어려운 환경조건에서의 저항성이 크지만 압축된 벤토나이트에서는 결국 모두 죽게 될 것이다. 위 연구에서는 이러한 과정을 그림 1과 같이 도시적으로 제시한 바 있다.

지금까지의 모든 실험들은 완전히 압축된 상태에서 생존 가능한 포자들의 수가 감소하였음을 보여 주고 있다. 느리지만 상당한 포자의 사망률은 결국 완충재에서 생명의 완벽한 박멸을 의미한다. 그러나 이러한 결과가 방사성폐기물 처분장의 수명 내에서 일어날 것인지에 대해서는 아직 명백하지 않다. 일단 벤토나이트 완충재 내부가 멸균된다면 다시 감염될 가능성은 매우 낮다[5]. 점토의 공극 크기는 평균적인 미생물의 크기보다 100-1000배 정도 작다. 이것은 미생물들이 죽고 난 뒤에 새로운 미생물들이 완충재로 다시 들어갈 수 없음을 의미한다. 제시된 모델들은 실험실 배양에서 얻어진 미생물들로부터 얻어진 자료들에 기초하고 있다. 자연적으로 발생한 미생물들이 더 잘 견딜지에 대해서는 논란의 여지가 남아 있지만 기본적으로 현재의 연구결과에 따르면 완충재에서 모든 생명체는 완전히 박멸될 것으로 예상된다[24].

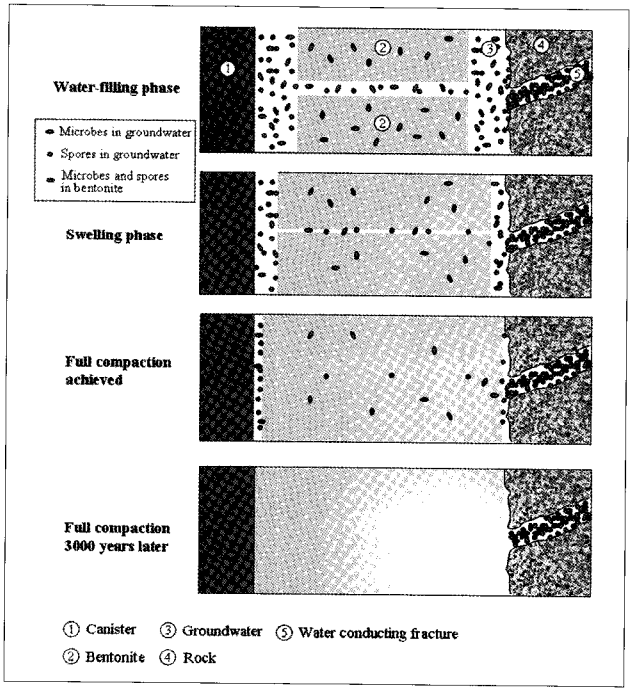

Fig. 1. Schematic illustration for the sterile process of microbes in the compacted bentonite buffer (from Figure 3-4 in [5]).

다. 뒷채움재 관련 연구

뒷채움재에는 상대적으로 많은 수의 다양한 미생물들을 포함하고 있을 것이다. 뒷채움재에 대한 주요 관심은 처음 시작 단계에서 부터 산소를 함유하고 있다는 것이다. 이 산소는 구리 처분용기의 부식효과를 일으킨다. 지금까지 수행된 실험결과들은 대체적으로 만약 지하수가 유입된다면 미생물들이 지하수로부터 산소를 제거하는데 매우 효과적일 것임을 보여주고 있다[5]. 또한 SRB와 IRB (Iron-Reducing Bacteria)들이 뒷채움재에서 지하수의 산화환원 전위를 낮추어 황화물(sulphide)와 제1철(ferrous iron)을 생산할 것이다. 낮은 산화환원 전위는 방사성핵종들의 사고적 유출의 경우에 방사성핵종의 낮은 유동성을 확보한다는 점에서 매우 중요하다. 이러한 시나리오에서 미생물들은 물과 방사화분해(radiolysis) 생성물들로부터 처분장 주변의 처분환경을 핵종유출을 저지할 수 있도록 보호할 것이다. 즉, 미생물들은 물에 의해 생성된 산소와 수소를 효과적으로 다시 재결합시킴으로써 산화환원 전위를 낮게 완충시키는 작용을 할 것이다.

Ⅲ. 천연방벽 관련 연구

가. 심부지하수 관련 연구

그동안 처분분야에서 미생물 관련한 일부 프로젝트들은 실험적으로 각자 독립적인 방법을 사용하여 암반 대수층과 터널에서 미생물의 산화환원 능력에 관한 연구를 수행하였다[5]. 이렇게 독립적으로 각각 수행된 모든 연구결과들은 처분장 성능에 대한 지중 미생물들의 매우 큰 긍정적 역할은 산소로부터 처분장과 모암을 보호하는 능력이 무한하다는 것과 산화환원 전위를 낮추는 지하수 성분을 생산하는 것임을 보여 주었다.

산소는 함양(recharge)되는 지하수를 따라 암반으로 흘러들거나 터널내의 공기로부터 암반으로 확산해 들어갈 것이다. 함양되는 지하수는 또한 유기물질을 함유할 것이고, 미생물들은 유기탄소를 산화시킴으로써 산소를 연속적으로 감소시킬 것이다. 암반 및 암반 대수층에 존재하는 혐기성(anaerobic) 미생물들은 제2철 이온(ferric ion, Fe^{3+}), Mn(IV) (즉, Mn^{4+}) 및 황산염(sulphate) 등을 유기탄소와 함께 제1철(ferrous iron, Fe^{2+}), Mn(II) (즉, Mn^{2+}) 및 황화물(sulphide) 등으로 환원할 것이다[25]. 이러한 금속들과 황은 지하수가 처분장의 처분터널에 유입되어 도찰할 때 산소와 반응할 것이다. 따라서 미생물들은 지하수가 유출되어 나오는 터널 벽에서 발달하고 무기 지하수 성분들로부터 얻은 에너지를 이용하여 유기탄소를 생성한다. 또 다른 미생물들은 추가적인 산

소 소비를 위해 생성된 유기물질들을 추후에 이용할 수 있다. 심지층 고준위폐기물 처분장 주변에서 발생가능한 처분장 폐쇄 전의 미생물에 의한 산소소비 반응과 처분장 폐쇄 후의 미생물에 의한 금속 환원반응들에 대한 도식적인 설명을 Fig. 2에 나타내었다.

스웨덴 Äspö HRL (Hard Rock Laboratory)에서 수행된 Microbe-REX 프로젝트는 메탄-산화 박테리아(methane-oxidizing bacteria) 활동의 중요성을 보여준 연구이다[26]. 메탄이 과량으로 존재하면, 심지층 처분장은 폐쇄 후에 바로 혐기성화 될 것이다. 한 분자의 메탄(CH_4)은 두 분자의 산소를 환원하기 위해 필요한 8개의 전자를 포함하고 있다. 메탄은 지하의 깊은 맨틀 암반에서 생성되어 위로 이동하기 때문에 깊은 맨틀 암석으로부터 메탄의 연속적인 흐름은 빙하기 도래 사건에도 의존하지 않을 것이다. Microbe-REX 프로젝트의 주요 연구결과는 혐기성 암반으로 유입된 산소가 호기성 미생물의 증식을 유발한다는 것이었다. 실험동안 배양가능한 호기성 미생물의 수는 꾸준하게 증가한 반면 배양 가능한 혐기성 미생물의 수는 감소하였다. 따라서 이 실험을 통해 호기성 미생물들이 산소 주입 실험동안 산소감소에 지배적인 역할을 하였음을 알 수 있었다.

나. 자연유사 연구

아프리카 가봉(Gabon)의 Oklo에 있는 자연 핵분열반응기 지역에서 박테리아의 분포와 수를 조사할 목적으로 1993년 3월부터 1998년 2월까지 수차례에 걸쳐 특별히 IRB와 SRB를 염두에 둔 현장 분석 프로그램이 수행되었다[27-29]. IRB와 SRB 등 두 미생물 군은 제1철과 SO_4^{2-}를 가진 유기물을 산화시켜 각각 제2철(ferrous iron)과 S^{2-}를 생성한다. 전자현미경

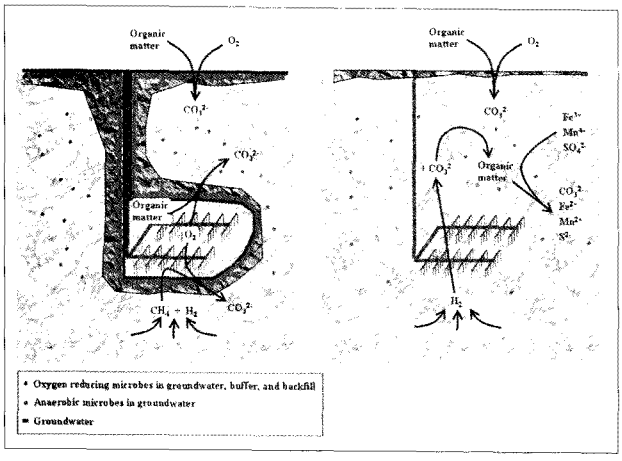

Fig. 2. Schematic picture for the microbial processes showing how microbes in the geosphere prevent oxygen from reaching a HLW repository and keep the groundwater redox potential at low levels (from Figure 3-14 in [5]).

을 이용한 조사 결과들은 지하수 미생물들은 균열물질에 있는 미생물들과 유사한 구조를 보였지만 흐르는 지하수를 가진 균열로부터 시료채취를 하는 것이 어렵기 때문에 결과를 해석하는 것이 쉽지 않았다.

물은 세균활동에 필요한 기본 조건이다. 지하수 화학에 대한 호기 및 혐기성 미생물활동의 주요 영향은 용존산소와 고체 Fe(II) 산화물의 소모 및 CO_2의 생성이다. 지하수의 산화환원 전위를 낮추는 것은 Fe(III)로부터 환원된 전자수용체인 Fe(II)의 생성과 동시에 일어날 것이다. 이러한 결과는 유기물질의 미생물 열화의 결과로 인한 반응기 지역에서의 알칼리도(alkalinity) 증가를 보이는 반응기 지역 지하수에 대한 다변수 혼합(multivariable mixing) 및 물질수지(mass balance) 계산결과와 잘 일치함을 보여주었다[29].

핀란드 Palmottu 자연유사 연구지역에서 수행된 지하수중의 미생물의 총수 측정 결과는 깊이 증가에 따라 미생물의 총수가 감소하는 것을 보여주었고, 이러한 관계는 Äspö HRL에서도 동일하게 관측되었다[5]. 혐기성 환원미생물들의 수는 깊이 증가에 따라 증가하는 것으로 나타났는데 이것은 페노스칸디아 순상지(Fennoscandian Shield)의 대수층 지하수들에서 얻은 결과들과 일치하는 것이었다. 총 철농도 및 황화물 농도로 측정된 IRB 및 SRB 의 수 사이에는 직접적인 상관관계가 있는 것으로 관측되었다. 일반적으로 IRB, SRB, Heterotrophic Acetogens (HAs) 및 Autotrophic Acetogens (AAs)가 많을수록 산화환원 전위가 낮은 것으로 나타났다. 보통 미생물 활동은 산화환원 전위를 감소시키지만, 채취한 Palmottu 지하수의 산화환원 전위값이 발견된 미생물들의 환원활동과 직접 관련되어 있는 것이지 아닌지 결론을 내리기엔 미흡하다. 그러나 결론적으로 미생물들이 Palmuttu 지하수 시스템을 환원상태로 유지하는데 기여한 것으로 판단된다. 미생물들이 U(VI)를 U(IV)로 환원시킬 수 있다는 많은 연구결과가 보고되었기 때문에[30-32], Palmottu 지하수 미생물을 이용한 연구결과들은 미생물들에 의한 U(VI)의 U(IV)로의 환원반응과 직접 관련되어 있을 가능성이 매우 높다.

IV. 핵종 이동 및 지연 관련 연구

가. 핵종 유동성에 영향을 미치는 미생물적 과정들

미생물의 다양한 미생물적 작용들은 환경에서 방사성핵종들의 유동성에 중요한 영향을 미친다. 방사성핵종의 화학종, 또 그로 인한 핵종들의 이동에 영향을 미칠 수 있는 미생물적 과정들을 정리하여 Table 1에 나타내었다[33]. Table 1에 제시된 각 과정들은 방사성폐기물 처분의 안전성 평가에서 미생

Table. 1. Microbial Processes Affecting on the Radionuclide Mobility in the Subsurface Environments [32]

Microbial processes influencing radionuclide migration	States of microbial process		Actions of microbial processes		Actinve microbial energy driven metabolism	
	planktonic	biofilm	direct	indirect	yes	no
Immobilization processes	O	O	O	O	O	O
Bio-sorption	O	O	O	O	O	O
Bio-accumulation	O	O	O		O	
Bio-transformation	O	O	O		O	
Bio-mineralization	O	O	O		O	
Metabolic red-ox reaction	O	O	O		O	
Mobilization processes						
Bio-sorption						
Bio-accumulation						
Production of complexing						
agents						

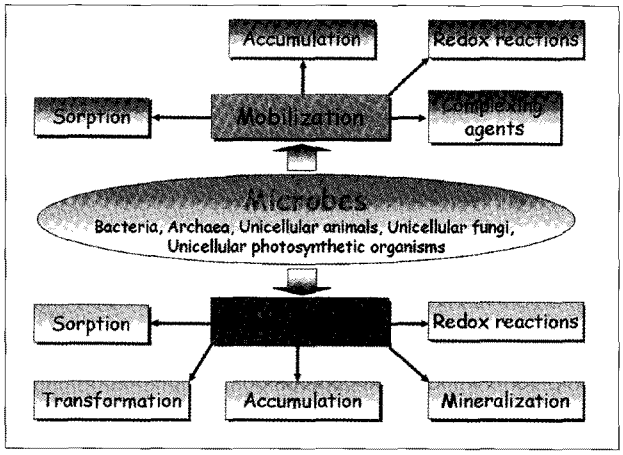

Fig. 3. Schematic illustration for the microbial processes affecting radionuclide mobility in the subsurface environments [32].

물과 관련된 방사성핵종들의 지중지연현상을 이해하는데 필요한 내용들이라고 하겠다. Table 1에 제시된 과정들을 Fig. 3에 도식적으로 정리하여 나타내었다.

미생물들은 자유 수용액상에서 부동하거나(floating) 유영하는(swimming) 부유성(planktonic) 세포들로 발생되거나 또는 고체 표면에 부착되어 살아간다. 살아있는 미생물을 가진 수용액상에 침수된 어떤 고체 표면은 생체막(biofilm)을 형성한다. 만약 성장조건들이 적절하다면 수용액상으로부터 표면에 부착된 미생물들은 부착된 상태로 성장하고 분화하기 시작한다[2]. 아울러 모든 미생물들은 무기 또는 유기 화합물의 산화로 부터 추출되는 화학에너지에 의해 유발된 대사적 과정들(metabolic processes)에 기초하여 생활한다. 에너지의 산화적 추수(harvesting)과정은 동시적으로 수반되어 환원되는 전자수용체(electron acceptor)를 요구한다. 이러한 과정은 환원 가능한 외부의 전자수용체(예를 들면, 산소, 질소, 황, 철 또는 망간 등)가 이용될 때는 호흡작용(respiration)이라 불리고, 전자들이 원래 에너지원의 열화생성물들(degrdation products) 사이에서 뒤섞일 때는(예를 들면, 당이 알콜과 이산화탄소로) 발효작용(fermentation)이라 불린다[5]. 미생물적 과정들은 미생물의 상태와 과정들의 형태에 따라 방사성핵종들을 부동화(immobilization) 시키거나 유동화(mobilization) 시키는 작용을 할 것이다. 일반적으로 생체막이 있는 미생물들은 착화제(complexing agents)를 생성하는 것들을 제외하고는 부동화 작용을 하는 것으로 알려져 있다[5].

방사성핵종들을 생체수착(Bio-sorption) 또는 생체축적(Bio-accumulation) 하는 부유성 세포들(planktonic cells)은 방사성핵종을 유동화 하는 작용을 한다[5]. 직접적인 작용은 미생물과 방사성핵종 사이의 반응과 이로 인한 화학종의 변화이다. 간접적인 작용은 방사성핵종 거동에 영향을 미치는 미생물 대사작용에 의해 발생되는 환경변화에 기인한다. 마지막으로 생체수착을 제외한 모든 미생물적 과정들은 활성적인 에너지를 유도하는 대사작용을 요구한다. 따라서 미생물적 과정들에 대한 모델링은 심부 암반 대수층에서 미생물적 에너지의 대사전환속도(turnover rates)에 대한 적절한 기술을 포함해야 한다.

나. 미생물에 의한 핵종이동 지연 특성

Bacteriogenic iron oxides (BIOS)는 다양한 금속들을 축적한다. 오래 전부터 스트론튬(strintium), 세슘(cesium), 납(lead), 우라늄(uranium), 나트륨(sodium), 코발트(cobalt), 구리(copper), 크롬(chromium), 아연(zinc) 등의 BIOS에 의한 축적에 대한 연구들이 지하 광산이나 터널 등에서 다양하게 수행되었다[34,35]. 또 위 연구에서는 BIOS와 용해된 중금속 농도 사이의 비로 계산된 분배계수(distribution coefficient) K_d 값은 시료의 금속 및 철산화물 함량에 따라 10에서 10^5 cm^3/g에 이르는 고체상의 농축정도를 나타내었다. 그러나 동시에 시료에서의 log K_d와 환원 가능한 산화물의 질량 분율이 역 선형관계에 있다는 것이 발견되었는데 이것은 금속 포획(uptake)이 복합 고체들에 존재하는 세균들의 상대적인 비율에 의해 크게 영향을 받는다는 것을 의미하는 결과라 하겠다. 따라서 BIOS의 금속 축적 특성에 근거하여, 지하수시스템에서의 용해된 핵종들의 이동은 세균들과 상호 혼합된 철산화물에 크게 의존한다는 것을 추론할 수 있다.

호기성 환경 하에서 호기성 박테리아는 산소를 전자수용체로 사용하여 유기탄소를 산화시켜 이산화탄소를 생성시키며 이때 내놓은 전자를 철 등 전이금속에 공급하여 철과 산화환원에 민감한 핵종들의 환원제 역할을 하는 등 무기물과 유기

물의 대사순환에 영향을 미치며 탄산염 광물의 형성에도 영향을 미친다는 연구결과들이 최근에 제시되었다[36-39]. 이러한 신진대사작용으로 우라늄과 같은 핵종들이 환원되면 +6가 우라늄이 생체전이(Biotransformation) 되어 +4가의 우라늄인 UO_2(s) 등을 형성한다. 독성과 이동성이 강한 +6가 우라늄이 미생물에 의해 환원 및 침전되기 때문에 방사성핵종으로 오염된 지하수의 정화와 방사성폐기물 처분장에서 방사성 핵종의 이동을 지연시키거나 확산을 저지하는데 미생물을 이용할 수 있다. 또한 미생물의 신진대사작용 동안 미생물 배지 또는 지하수내 용존 상태로 존재하는 양이온 등을 흡수(Bioaccumulation) 하므로 이를 이용한 오염된 환경의 복구에 그 이용가치가 있는 것으로 나타났다. 박테리아의 세포벽은 주로 카르복실기(COO^-), 인산기(PO_4^{3-}) 및 수산기(OH^-)가 분포되어 있어 음(-)전하를 띠므로 토양 공극수, 지하수 또는 지표수에 존재하는 용존 양이온을 세포벽에 수착함으로써 용존 양이온으로 존재하는 방사성 핵종 또는 오염물질을 제거하는 효과를 나타낸다(Fig. 4참조). 이러한 박테리아의 표면 특성은 방사성핵종을 미생물에 고착시켜 핵종의 이동을 저지하는데 이용될 수 있다.

박테리아 세포벽이 양이온의 흡착장소로 활용되어 양이온의 농도가 높아지면 이차 광물의 생성을 위한 광물성장의 핵 역할을 하여 광물의 형성에 기여하므로 미생물이 세포벽 밖에서 이차광물을 형성한다[40,41]. 형성된 이차광물의 종류는 용액 내 존재하는 양이온과 음이온의 종류에 따라서 결정된다. 예를 들면 철(Fe^{2+} 또는 Fe^{3+}) 양이온이 존재할 때 어떤 종류의 음이온(즉, 황산이온, 인산이온, 탄산이온)이 존재하느냐에 따라 형성되는 철 광물(예를 들면, FeS, $FePO_4$, $FeCO_3$)이 달라진다. 이러한 박테리아에 의한 광물형성

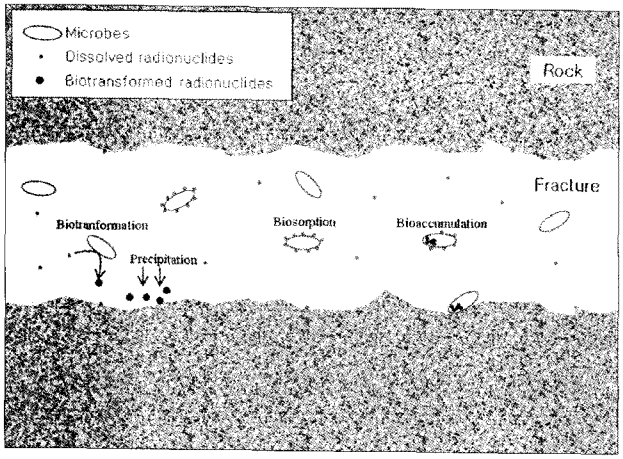

Fig. 4. Some of ways in which natural microbial activity can be used in bio-immobilization of radionuclides in a fractured rock media.

(Biomineralization)은 독성의 방사성핵종을 공침시키거나 또는 방사성핵종과 음이온이 반응하여 고체상의 광물을 침전시켜 미생물에 의한 생광화작용 등을 통해 지하수 내 핵종이동을 지연시킬 수 있다[30,31,37,42,43].

V. 결 론

본 연구에서는 방사성폐기물 처분시스템에서의 미생물의 다양한 영향 및 연구 동향 등을 개괄적으로 살펴보았다. 방사성폐기물 처분에서 미생물의 역할과 중요성은 현재 보편적으로 인식되고 있지는 않지만, 최근에 발표된 주요한 연구결과들은 처분장의 장기 거동에서 미생물의 역할에 대한 중요성을 강조하고 있다. 현재 한국원자력연구원 내에는 다양한 고준위폐기물 처분 연구 및 실증을 위한 지하처분연구시설인 KURT (KAERI Underground Research Tunnel)가 운영중이다[44]. 아울러 KURT에서는 지하수에 존재하는 혐기성 미생물을 동정(identification)하고 우라늄과 같은 산화환원에 민감한 핵종들의 거동에 미치는 미생물의 영향 규명을 위한 실험적 연구를 수행하고 있다. 따라서 향후 심부 지하처분환경에서 방사성 핵종의 지구화학적 거동 및 지중매질을 통한 이동 등에 미치는 미생물의 영향에 대한 심도 있는 연구가 본격적으로 수행된다면, 방사성폐기물 처분에서의 미생물의 역할과 중요성에 대한 보다 엄격한 평가를 할 수 있을 것으로 사료된다.

참고문헌

[1] J.M. West, I.G. McKinley and N.A. Chapman, "Microbes in deep geological systems and their possible influence on radioactive waste disposal," Radioactive Waste Management and the Nuclear Fuel Cycle, 3, pp. 1-15 (1982).

[2] J.M.. West, N. Christofi and I.G. McKinley, "An overview of recent microbilogical research relevant to the geological disposal of nuclear waste," Radioactive Waste Management and the Nuclear Fuel Cycle, 6, pp. 79-95 (1985).

[3] J.M. West, "A review of progress in the geomicrobiology of radioactive waste disposal," Radioactive Waste Management Environ. Restor., 19, 263-283 (1995).

[4] S. Stroes-Gascoyne and J.M. West, "Microbial

studies in the Canadian nuclear waste management program," FEMS Microbiology Reviews, 20, pp. 573-590 (1997).

[5] K. Pedersen, Microbial processes in radioactive waste disposal. SKB TR-00-04, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co., Stockholm (2000)

[6] A. Abdelouas, Y. Lu, W. Luze and H.E. Nuttall, "Reduction of U(VI) to U(IV) by indigenous bacteria in contaminated groundwater water," J. Contam. Hydrol., 35, pp. 217-233 (1998).

[7] W. Dong, G. Xie, T.R. Miller, M.P. Franklin, T.P. Oxenberg, E.J. Bouwer, W.P. Ball and R.U. Halden, "Sorption and bioreduction of hexavalent uranium at a military facility by the Chesapeake Bay," Environ. Pollution, 142, pp. 132-142 (2006).

[8] D. Fortin and S. Langley, "Formation and occurrence of biogenic iron-rich minerals," Earth-Science Reviews, 72, pp. 1-19 (2005).

[9] D. Gorman-Lewis, J.B. Fein, L. Soderholm, M.P. Jensen and M.-H. Chiang, "Experimental study of neptynyl adsorption onto Bacillus subtilis," Geochim. Cosmochim. Acta, 69, pp. 4837-4844 (2005).

[10] J. Kim, H. Don, J. Seabaugh, S.W. Newell and D.D. Ebert, "Role of microbes in the smectite-to-illite reaction," Science, 303, pp. 830-832 (2004).

[11] T. Ohnuki, H. Aoyagi, Y. Kitatsuji, M. Samadfam, Y. Kimura and O.W. Purvis, "Plutonium(VI) accumulation and reduction by lichen biomass: correlation with U(VI)," J. Environ. Radioactivity, 77, pp. 339-353 (2004).

[12] T. Ozaki, J.B. Fillow, T. Kimura, T. Ohnuki, Z. Yoshida and A.J. Francis, "Sorption behavior of europium(III) and curium(III) on the cell surfaces of microorganism," Radiochim. Acta, 92, pp. 741-748 (2004)

[13] P.J. Panak, R. Knopp, C.H. Booth and H. Nitsche, "Spectroscopic studies on the interaction of U(VI) with Bacillus Sphaericus," Radiochim. Acta, 90, pp. 779-783 (2002).

[14] K.H. Williams, D. Natarlagiannis, L.D. Slater, A. Dohnalkova, S. Hubbard and J.F. Banfield, "Geophysical imaging of stimulated microbial biomineralization," Environ. Sci. Technol., 39, pp. 7592-7600 (2005).

[15] S. Stroes-Gascoyne and F.P. Sargent, "The Canadian approach to microbial studies in nuclear waste management and disposal," J. Contam. Hydrol., 35, pp. 175-190 (1998).

[16] 이종열, 조동건, 최희주, 최종원, 이양, "심지층 처분을 위한 사용후핵연료 냉각기간 분석," 방사성폐기물학회지, 6, pp. 65-72 (2008).

[17] S. Stroes-Gascoyne, L.M. Lucht, J. Borsa, T.L. Delaney, S.A. Haveman and C.J. Hamon, 1995. "Radiation resistance of the natural microbial population in buffer materials," Mat. Res. Soc. Symp. Proc., 353, pp. 345-352 (1995).

[18] L.M. Lucht and S. Stroes-Gascoyne, Characterization of the Radiation and Heat Resistance of the Natural Microbial Population in Buffer Materials and Selected Pure Cultures, Report TR-744, COG-96-171, Atomic Energy of Canada Limited, Pinawa (1996).

[19] S. Stroes-Gascoyne, K. Pedersen, S. Daumas, C.J. Hamon, S.A., Haveman, T.L. Delaney, S. Ekendahl, N. Jahromi, J. Arlinger, I. Hallbeck and K. Dekeyser, Microbial Analysis of the Buffer/Container Experiment at AECL's Underground Research Laboratory, Report AECL-11436, COG-95-446, Atomic Energy of Canada Limited, Pinawa (1996).

[20] S. Stroes-Gascoyne, K. Pedersen, S.A. Haveman, S. Daumas, C.J. Hamon, J. Arlinger, S. Ekendahl, L. Hallbeck, N. Jahromi, T.L. Delany and K. Dekeyser, "Occurrence and identification of microorganisms in compacted clay-based buffer material designed for use in a nuclear fuel waste disposal vault," Can. J. Microbiol., 43, pp. 1133-1146 (1997).

[21] F. King and S. Stroes-Gascoyne, "Predicting the effects of microbial activity on the corrosion of copper nuclear waste disposal containers," Proceedings of the NATO Advanced Research Workshop on Microbial Degradation Processes in a

Radioactive Waste Repository and in Nuclear Fuel Storage Area. Wolfram, J. H., Rogers, R.D., Gazso, L. G. (Eds.), NATO ASI Series, Disarmament Techniques Vol. II, May 9-11, 1996, Budapest, Hungary.

[22] S. Stroes-Gascoyne, L.M. Lucht, D.W. Oscarson, D.A. Dixon, H.B. Hume and S.H. Miller, Migration of Bacteria in Compacted Clay-Based Material, Report AECL-11866, COG-97-413-I, Atomic Energy of Canada Limited, Pinawa (1997).

[23] F. King, Microbially Influenced Corrosion of Copper Nuclear Fuel Waste Containers in a Canadian Disposal Vault," Report AECL-11471, COG-95-519, Atomic Energy of Canada Limited, Pinawa (1996).

[24] 이재완, 조원진, "고준위폐기물처분장 완충재물질로서 팽윤성 점토의 장기건전성과 주요 고려사항," 방사성폐기물학회지, 6, pp. 55-63 (2008).

[25] K. Pedersen and F. Karlsson, Investigations of subtettanean microorganism - Their importance for performance assessment of radioactive waste disposal, SKB TR-95-10, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co., Stockholm (1995).

[26] S. Kotelnikova and K. Pedersen, The micro-REX project: Microbial O_2 consumption in the Äspö tunnel, SKB TR-99-17, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co., Stockholm (1999).

[27] R.H. Crozier, P.-M. Agapov and K. Pedersen, "Towards complete biodiversity assessment: An evaluation of the subterranean bacterial communities in the Oklo region of the sole surviving natural nuclear reactor," FEMS Microbiology Ecology, 28, pp. 325-334 (1999).

[28] K. Pedersen, B. Allard, J. Arlinger, R. Bruetsch, C. Degueldre, L. Hallbeck, M. Laaksoharju, M. Lutz and C. Pettersson, Bacteria, colloids and organic carbon in groundwater at the Bangomb? site in the Oklo area, SKB TR 96-01, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co., Stockholm (1996).

[29] K. Pedersen, J. Arlinger, L. Hallbeck and C. Petterson, "Diversity and distribution of subterranean bacteria in groundwater at Oklo in Gabon, Africa, as determined by 16S-rRNA gene sequencing technique," Molecular Ecology, 5, pp. 427-436 (1996).

[30] D.R. Lovely, E.J.P. Phillips, Y.A. Gorby and R.R. Lands, "Microbial reduction of uranium," Nature, 350, pp. 413-416 (1991).

[31] D.R. Lovely and J.P. Phillips, "Bioremediation of uranium contamination with uranium reduction," Environ. Sci. Technol., 26, pp. 2228-2234 (1992).

[32] D.R. Lovely and J.P. Phillips, "Reduction of uranium by Desulfovibrio dessulfuricans," Appl. Environ. Microbiol., 58, pp. 850-856 (1992).

[33] K. Pedersen, Effect of microorganisms and organic material upon radionuclide migration," Migration'03 Conference, Sep. 21-26, 2003, Gyeongju, Korea.

[34] F.G. Ferris, K.O. Konhauser, B. Lyvén and K. Pedersen, "Accumulation of metals by bacteriogenic iron oxides in a subterranean environment," Geomicrobiology Journal, 16, pp. 181-192 (1999).

[35] F.G. Ferris, R.O. Hallberg, B. Lyvén and K. Pedersen, "Retention of strontium, cesium, lead and uranium by bacterial iron oxides from a subterranean environment," Appl. Geochem., 15, pp. 1035-1042 (2000).

[36] C. Zhang, S. Liu, T.J. Phelps, D.R. Cole, J. Horita, S.M. Fortier, M. Elless and J.W. Valley, "Physicochemical, mineralogical, and isotopic characterization of magnetite ricj iron oxides formed by thermophilic bacteria," Geochim. Cosmochim. Acta, 61, pp. 4621-4632 (1997).

[37] J.K. Fredrickson, J.M. Zachara, D.W. Kennedy, H. Dong, T.C. Onstott, N.W. Hinman and S. Li, "Biogenic iron mineralization accompanying the dissimilatory reduction of hydrous ferric oxide by a groundwater bacterium," Geochim. Cosmochim. Acta, 62, pp. 3239-3257 (1998).

[38] H. Dong, J.K. Fredrickson, D.W. Kennedy, J.M. Zachara, R.K. Kukkadapu and T.C. Onstott, "Mineral transformations associated with the microbial reduction of magnetite," Chem. Geol., 169, pp. 299-318 (2000).

[39] Y. Roh, H. Gao, H. Vali, D.W. Kennedy, Z.K. Yang, W. Gao, A.C. Dohnalkova, R.D. Stapleton, J.-W.

Moon, T.J. Phelps, J.K. Fredrickson and J. Zhou, "Metal reduction and iron biomineralization by a psychrotolerant Fe(III)-reducing bacterium Schewanella sp. PV-4," Appl. Environ. Microbiol., 72, pp. 3236-3244 (2006).

[40] A.J. Francis and C.J. Dodge, "Anaerobic microbial remobilization of toxic metals co-precipitated with iron oxide," Environ. Sci. Technol., 24, pp. 373-378 (1990).

[41] F.G. Ferris, R.G. Wiese and W.S. Fyfe, "Precipitation of carbonate minerals by microorganisms: Implications for silicate weathering and the global carbon dioxide budge," Geomicrobio. J., 12, pp. 1-13 (1994).

[42] D.R. Lovely, "Dissimilatory Fe(III) and Mn(IV) reduction," Microbial. Rev., 55, pp. 259-287 (1991).

[43] Y. Roh, H.S. Moon and Y. Song, "Metal reduction and mineral formation by Fe(III)-reducing bacteria isolated from extreme environment," J. Miner. Soc. Korea, 15, pp. 231-240 (2002).

[44] 조원진, 권상기, 박정화, 한필수, "고준위폐기물 처분연구용 지하터널의 기본 설계," 방사성폐기물학회지, 2, pp. 279-291 (2004).