原環センター トピックス

RADIOACTIVE WASTE MANAGEMENT FUNDING AND RESEARCH CENTER TOPICS

2018.12.NO.128

目　次

センターの活動状況 …… ❶

放射性廃棄物の地層処分における微生物の影響 …… ❸

センターの活動状況

Ⅰ 成果等普及活動の実施状況

平成 30 年度　第 3 回原環センターセミナーの開催

第 3 回原環センターセミナー「放射性廃棄物処分の安全評価の基礎Ⅲ」を以下のとおり開催しました。このセミナーでは、安全評価の基礎知識を持つ技術者・研究者を対象に、安全評価から見た放射性廃棄物処分の全体像をより深く理解していただくことを目標としています。基礎知識講義の後、簡便なプログラムを用いた解析演習を行い、実践的知識を深めていただきました。

開催日時：平成 30 年 9 月 28 日（金）10:00 ～ 18:00
会　　場：京都大学東京オフィス　大会議室 A,B
講　　師：東海大学名誉教授　大江　俊昭　氏
プログラム：
　課題 1　事例分析　浅地中ピット処分（低レベル放射性廃棄物埋設事業）
　課題 2　有限差分法による放射性核種移行解析
　課題 3　多重バリアの総合安全評価

平成 30 年度　第 2 回原環センター講演会の開催

平成 30 年度第 2 回原環センター講演会を以下のとおり開催しました。

開催日時：平成 30 年 10 月 5 日（金）14:00 ～ 16:00
会　　場：原環センター　第 1、2 会議室
演　　題：放射性廃棄物の地層処分における微生物の影響
講 演 者：福永　栄　氏（元（株）IHI 技術開発本部　環境・化学システム開発部　専門部長）

長年この分野でご活躍された研究者を迎え、地層処分の安全評価における不確実性要素の一つとされている微生物の影響について、講演者らの調査経験と国内外の知見から、膨大な情報を含む微生物の要素をどう整理するかの視点で講演していただきました。

平成 30 年度　原環センター研究発表会の開催

130 名のご来場を頂き、平成 30 年度原環センター研究発表会を開催しました。以下のとおり、当センターから研究発表 2 件と東京大学地震研究所　堀宗朗教授による特別講演「都市の統合地震シミュレーション－地震発生、構造物被害、経済回復まで－」を行いました。

開催日時：平成 30 年 12 月 14 日（金）13：45~16：45
会　　場：星陵会館ホール（星陵会館 2 階）
プログラム：
　開会挨拶　理事長　髙橋　彰
　研究発表　原環センターの TRU 廃棄物処理・処分に関する研究開発
　(1) 研究開発のこれまでの成果
　　処分材料調査研究プロジェクト　チーフ・プロジェクト・マネジャー　大和田　仁
　(2) 研究開発の現状と今後の取り組み－人工バリアの長期挙動評価と廃棄体パッケージの研究開発を中心に－
　　処分材料調査研究プロジェクト　プロジェクト・マネジャー　林　大介
　特別講演　都市の統合地震シミュレーション－地震発生、構造物被害、経済回復まで－
　　東京大学地震研究所　巨大地震津波災害予測研究センター長
　　海洋研究開発機構　理事補佐・数理科学・先端技術研究部門分野長　堀　宗朗　氏

開会挨拶　髙橋理事長

研究発表 (1)
大和田チーフ・プロジェクト・マネジャー

研究発表 (2)
林プロジェクト・マネジャー

特別講演　堀宗朗教授

放射性廃棄物の地層処分における微生物の影響

福永　栄

1.　はじめに

微生物というと、ばい菌だとかカビだとか腐るだとか、そういう悪いイメージもあります。一方、発酵とか、みそ、しょうゆ、お酒とか、それらは微生物が作っているものですが、いいイメージもあります。要するに、その辺は人間の都合ですけれども、微生物は人間に役に立ったり害になったりするわけで、いかに微生物をコントロールしていくかというのは、人間社会にとって重要なことです。

微生物の中でも、大きさ1μmぐらいの細菌（バクテリア）は、地下の物質変換に重要な働きをしています。地層処分においても、地下にいる細菌などの微生物を知り、必要に応じてコントロールすることが重要な課題になってきます。

2.　微生物影響を無視できなくなった歴史的経緯と微生物研究の発展

放射性廃棄物の地層処分場は人工バリア、ガラス固化体、オーバーパック、緩衝材というバリアと、それから天然バリアで守られていますが、地下500mぐらいの環境で微生物がどう見られていたかという、1980年代の認識を紹介します。

West and McKinley (1984) の論文の一部に、「処分場は極限環境のため無菌であろうと予測され、生物への配慮はほとんどなされていなかった。しかし、この仮定が正当でないことが明らかになってきた。」という記述があって、1980年代に微生物を調べなきゃいけないんじゃないかという議論が出はじめていることが分かります。

その後、地下の微生物の調査が活発に行われるようになりました。Pedersen and Karlsson (1995) のデータですが、スウェーデンとフィンランドの地下1,000mちょっとまでボーリングして地下水を採って、バクテリアの菌数を調べています。この深さの範囲で大体10^3から10^6/mL（全菌数）のバクテリアがいることが分かってきました。処分施設の高温や、放射線にもある程度耐える微生物がいることも知られて、微生物のことを検討しなきゃいけないという認識が強まりました。Pedersenが描いた絵では、放射性廃棄物の処分場を囲む地質環境に、鉄、マンガンとか、硝酸塩、硫酸塩とかを酸化還元・変換する微生物が棲んでいて、こういう物質循環が微生物によって行われていることが示されています。

このように地下の微生物の存在と重要性がだんだん分かってきたのですが、その研究発展の原動力となった動きが、私は2つあると思います。一つは地下の研究施設の活用です。有名なのはスウェーデンのÄspö（エスポ）岩盤研究所で500mぐらいの深さまで坑道が掘られていて、ここでいろいろな、他の調査もやっていますが、微生物も含めた調査が行われています。あと、カナダにURL（Underground Research Laboratory）、アメリカにWIPP（Waste Isolation Pilot Plant）、スイスにMont Terri（モン・テリ）岩盤研究所、日本には東濃／瑞浪や幌延の地下研究所があります。

それからもう一つ、地下の微生物は、油田、鉱山、汚染土壌、深海など、さまざまな分野で研究対象となっていました。それらの分野の間で、あるいは国の間で交流が始まってきて、お互いに刺激し合って研究が発展していった経緯があります。

その一例として、International Symposium for Subsurface Microbiology（ISSM）があります。このシンポジウムが1990年から始まりまして、3年ごとに持ち回りでやっています。この分野、日本は最初遅れていまして、私は1993年に英国Bathでの会議に参加したのですが、200人ぐらいの参加者の中で日本人はわずか3人でした。それ以降、回を重ねるごとにだんだん日本でも研究者が増えてきて、2008年には静岡で第7回が開催されました。参加者数は全体で200人を超え、国内からは100人以上の方が出席・発表しています。静岡でのテーマの一つが放射性廃棄物処分でしたが、そのセッションには100人ぐらいが参加して盛大でした。国内からは11機関が発表しています。

それで、1990年代の微生物のテーマは何だったのかを**図-1**に示します。まず処分場に微生物がやって来るのかどうか（DISPERSION）。地下に微生物がいれば処分場には入れると思うので、いるかどうか、そして入ってくるかどうかというのが一つのテーマです。それから処分場に入ってきた微生物は増殖したり活性を持ったりするか、要するに生きて活動するか（GROWTH & ACTIVITY）というのが2番目です。3番目は、微生物が活動した場合、放射性廃棄物の閉じ込め性能とか隔離機構に対し、どんな影響を与えるか(EFFECT ON RADIONUCLIDE TRANSPORT) ということで、この3つの課題が当

時挙げられていました。

1番目の課題については、かなり分かってきていると思うのですが、2番目、3番目についてはまだ調査しなければならない部分がたくさんあります。これらはいずれも、少し形は変えつつも、今も残っている3つの課題ということで、今日のお話でもこれを骨格にして話していきたいと思います。

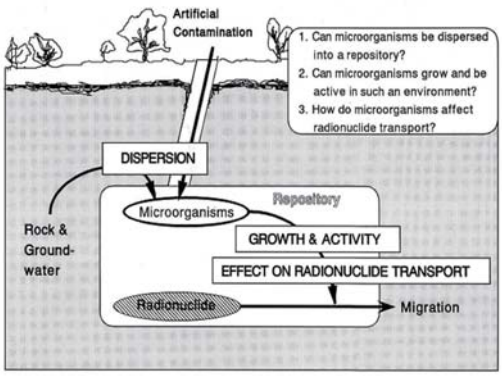


図 -1　放射性廃棄物処分場における微生物の課題
(Fukunaga et al., 1995 参照)

3.　バリアの核種閉じ込め・隔離の機能の何処に微生物は影響するのか

その前に、微生物を何故調べなきゃいけないかという根拠ですね。処分システムの中で、それぞれバリアがあるのですが、そのバリアの機能としてはガラス固化体の化学的耐久性とか、オーバーパックによる接触の阻止とか、それから緩衝材のフィルター効果、天然バリアでいうと地下水を還元状態に保つとか、核種移行を遅延しているというような機能があります。これに対して、微生物がどんな影響を及ぼし得るのかがポイントになるわけで、その微生物影響の具体的内容を最初に整理しておきたいと思います。3つのレビュー（JNC・FEPC,2000 以下）を引用して**表 -1** を作成しました。

表 -1　バリア機能に及ぼす微生物影響として挙げられている項目

	安全性に及ぼす影響			課題としての認識		
対象	TRU廃棄物	HLW/SF/TRU廃棄物		TRU廃棄物	HLW	
文献	JNC and FEPC (2000)	West et al. (2002)	Humphreys et al. (2010)	FEPC & JNC (2005)	JAEA (2014)	平野ら (2018)
人工バリア材料の微生物による劣化						
廃棄体の浸食		—	—			
TRU廃棄物を固化するアスファルトの劣化	N	N	N	-		
金属製容器(オーバーパック)の劣化 (腐食)	N	N	N	-		○
ベントナイトなど緩衝材の劣化	N			-		
セメント/コンクリートの劣化	N	N	N	-		
バリアへの物理的影響						
ガス発生	N	N	N	○		
ガス消費	P	P				
間隙閉塞	P	P/N	P/N			
放射性核種を収着した微生物コロイドの移行	N	N	N	○	○	
バイオフィルム形成						
放射性核種の収着/固定化	P/N	P	P		○	
岩石表面の被覆		N	N		○	
バリア内の化学変化						
錯体形成	N	N	N	○(アスファルトから)		
pH変化	N/P			-		
還元環境の形成		P	P/N		○	
放射性核種の還元	P/N	P	P/N			

N:安全性を損なう可能性がある。　○:課題として存在。
P:安全側に働く可能性がある。
—:微生物の影響は小さいと推定。

微生物影響は、こんなにいろいろ言われています。最初の「廃棄体の浸食」は、微生物が有機酸を出してガラス固化体を浸食するという話ですが、この2つのレビューでは、ほとんど影響しないだろうと記載されているので横棒を引いてあります。N というのは安全性を損なう可能性がある（ネガティブな影響）という評価、P というのは安全側に働く可能性がある（ポジティブな影響）という評価です。

TRU 廃棄物ではアスファルトが劣化する可能性が言われて、これはネガティブな影響 N です。

それからオーバーパックの劣化－腐食ですね。微生物が影響する腐食は微生物腐食といわれています。ただ、実際のオーバーパックの厚さが、微生物腐食が仮に起きても大丈夫ぐらいに設計されている、つまり硫酸塩還元細菌による腐食速度が最大でも 10 μm/ 年という情報をもとに、オーバーパックを持たせたい 1000 年でも、10mm ぐらいしか腐食しない、それも計算に入れて 40mm の腐食しろをとっているので大丈夫ということになっていたはずですが、最近、また話題になっています。これはどうも、メタン生成菌とか、新しい腐食に関わる微生物が見いだされてきたことが関係しているのではないかと思っています。

それから、ベントナイトの劣化、セメント・コンクリートの劣化、微生物によるガス発生というネガティブな影響があります。ガス発生は主に TRU 廃棄物で重要だというふうにいわれています。ガス消費は、例えば腐食で発生した水素ガスを微生物が食って（消費して）、ガスの影響を小さくするというポジティブな影響です。

あと、間隙閉塞があります。これは、微生物が繁殖すると、地下水の流れの部分が詰まって、透水係数が下がって核種移行が遅れるポジティブな影響だという見解と、逆にマトリックス拡散していくような細かい隙間が詰まってしまうと、むしろそこに入っていくべき核種がそのまま大きな割れ目を流れていってしまい、ネガティブだという見解と両方あります。砂カラムの試験で、流す地下水に酢酸を加えると微生物が繁殖し透水係数が下がることは、自分でも確認しています（Fukunaga et al., 2016）。

その次が微生物コロイドですが、放射性核種が微生物に収着して、そのまま微生物が浮遊状態で流れていくと、その放射性核種は岩盤に収着しないために移行しやすくなってしまうということで、ネガティブな影響です。

一方、核種を収着した微生物が岩の表面に付着したりして、バイオフィルムになると動きにくくなる、そこで固定化されることでポジティブな影響が考えられます。バイオフィルムというのは、一方で岩石の表面を被覆して、岩石への放射性核種の付着、固

定化を阻害するというネガティブな影響も考えられて、複雑な関係となります。

錯体形成については、微生物がミネラルの栄養を取る際、固形物となっている鉄を水に溶かして取り込めるよう、錯体を作る物質を出す例がいわれています。放射性核種との錯体を作ればネガティブです。

あとはpH変化とか、もう一つ微生物による還元環境の形成とかいうのがあります。これは先程の「地下水を還元状態に保つ天然バリアの機能」と関係します。アクチノイド系列の核種は、還元状態だと不溶性になる傾向があるので、それによって核種移行遅延に有利な影響があります。ただし、プルトニウムについては、還元されるとかえって溶けやすくなるという報告もあって、一部ネガティブという評価もされています。ウランのように放射性核種を微生物が直接還元する現象も知られています。

こういう微生物の影響項目を全部調べるのは大変なことで、できればどれが重要かをはっきりさせていきたいと思うのですけれども、引用したレビューを見ましても著者は慎重で、これは無視して大丈夫だというようなことはなかなか書かないです。重要なものはやらなきゃいけないし、そんなに重要でないものは優先順位を下げてもいいはずですが、その辺がなかなかレビューを見ただけでは判断が難しいです。

最近の日本で、微生物影響のうち、課題として取り組まれているものが幾つかありまして（**表-1**の課題としての認識）、これが多分、重要視されているんじゃないかと思っています。それらは、オーバーパックの腐食、ガス発生、核種を伴うコロイドとしての移行とバイオフィルムによる核種の収着・固定化、錯体形成、そして還元環境の形成です。**図-2**は微生物がバイオフィルムとして核種を固定化するのか、コロイドとして移行するのかを表す図です。この赤いのが放射性核種。緑が微生物ですが、核種が微生物にくっついて、それがバイオフィルムとして固相にくっつけば、ここに留まっているんですが、浮遊性の微生物にくっついて動いていってしまう可能性もあります。微生物がどういう形を取るかが微生物影響を判断する上で重要だということを示しています。

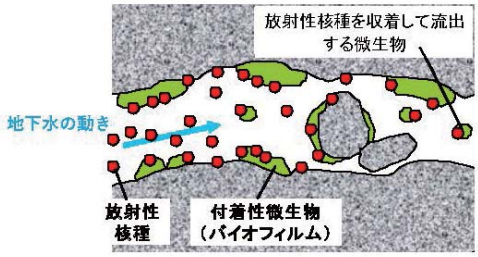


図-2　天然バリアの割れ目で想定される地下水中の放射性核種と微生物の挙動

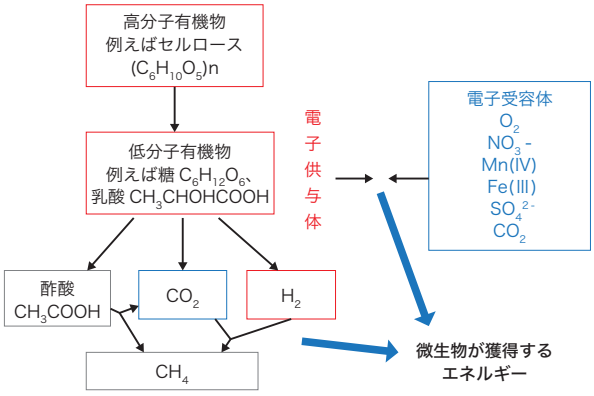
先程の**表-1**については、何とかもう少し定量的な表にしていけないかなと思っています。なかなかまだデータが不十分な部分がありますが、これは重要なことだと思っています。

4.　地質環境内の微生物

天然の地質環境の微生物というのは、処分施設を建設する前の現場にいる微生物を表しています。処分場を建設すると環境が変化するんですが、だんだん元の地質環境に戻ってくるんじゃないか、そういう長期的に出現しそうな微生物を調べるという意味で、現在の地質環境の微生物を調べるのは重要な意味があると思います。

ただ、地下の微生物を調べるには幾つか課題があります。一つはサンプリング方法で、掘削水から地表の微生物が混入してくる可能性をどうやって排除するかという課題ですが、トレーサーなど解決策はあります。

二つ目に微生物をどうやって調べるかです。従来の方法は、顕微鏡を使って形で見る手法と、**図-3**のような地質環境で行われている微生物の代謝を栄養充分な培地上で行わせて増殖を検出する培養法とが主要な方法です。



Oxygen respiration（酸素呼吸）	$O_2+4H^++4e^-\rightarrow 2H_2O$
Nitrate reduction（硝酸塩還元）	$NO_3^-+6H^++5e^-\rightarrow 0.5N_2+3H_2O$
Manganese reduction（マンガン還元）	$MnO_2+4H^++2e^-\rightarrow Mn^{2+}+2H_2O$
Iron reduction（鉄還元）	$Fe(OH)_3+3H^++e^-\rightarrow Fe^{2+}+3H_2O$
Sulfate reduction（硫酸塩還元）	$SO_4^{2-}+9H^++8e^-\rightarrow HS^-+4H_2O$
H_2 - utilizing methanogenesis（メタン生成）	$CO_2+8H^++8e^-\rightarrow CH_4+2H_2O$
Homo acetogenesis（ホモ酢酸生成）	$2CO_2+8H^++8e^-\rightarrow CH_3COOH+2H_2O$

図-3　地下圏での微生物の代謝の例
（Zehnder & Stumm, 1988; Wang & Papenguth, 2001 参照）

ただ、顕微鏡法は、微生物の量（全菌数）は分かるが、どんな種類で何をしている微生物かは、別の工夫をしないとほぼ分からない。培養法はどんな代謝をする微生物がいるかは分かるが、培地上で培養できる微生物は現場の微生物全体の１割以下といわれ、全貌が分からないという欠点が、各々、あります。

これらの伝統的手法に対して、**図 -4** は、最近発展している分子生物学的手法の一つです。地下水などのサンプルから遺伝子を抽出して、それを増幅させて、電気泳動で分画し、最終的にシークエンサーで遺伝子の情報である塩基配列を読み取って、微生物の種類（遺伝的系統）を調べていく方法です。

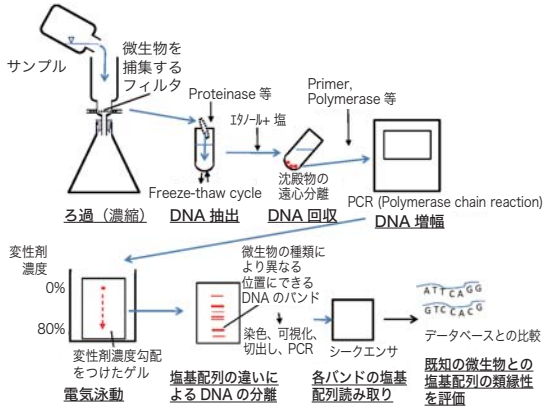


図 -4　DGGE(denaturing gradient gel electrophoresis) の手法概要（Ishii et al., 2000 参照）

さらに次世代シークエンサーという高性能の技術がここ数年出てきて、今、はやりになっていて、いろんなものに対して適用されています。ごく最近の話題では、腸内細菌で善玉菌が多いとか悪玉菌が多いとか言っているのは、ほとんどこの次世代シークエンサーで調べられたものと思います。このような分子生物学的手法は、地下水にも盛んに適用され、どんな微生物がいるかだんだん分かりはじめています（例えば、Kato et al., 2009; Fukuda et al., 2010; Konno et al., 2013; Ise et al., 2017）。

また、培養法では高濃度の培地で繁殖できる微生物しか検出されないのですが、**図 -5** は現場の環境にできるだけ近い環境を密閉容器の中に作って微生物の代謝活性を測定しようという方法です。地下圏では水 - 岩石反応で水素が発生してくるので、水素を加えて、いろいろな電子受容体の添加条件下での水素の消費を比較することで、どの電子受容体（**図 -3**）を利用する微生物の活性が高いかを推定できます。

深度 20 ～ 40m の井戸（Eh：+130mV) と深度 500 ～ 550m の井戸（Eh：-20mV) の地下水にこの方法を適用したところ、前者では酸素とか硝酸塩とかを利用する酸化的な環境に適合した微生物の活性が高く、鉄還元細菌とか硫酸塩還元細菌のように還元的な環境で代謝する微生物の活性がほとんど無いことがわかりました。ところが後者では、逆に酸素や硝酸塩を利用する微生物の活性は検出されず、鉄還元細菌とか硫酸塩還元細菌の活性が高くて、場所によって、おそらく環境の Eh によって微生物が違うことが示唆されました（福永ら , 2010）。

これは、例えば還元環境を作っておくのが核種移行遅延にプラスに働くという話（**表 -1**）と組み合わせて考えますと、500m の井戸のように還元環境に適合する微生物がいる地質環境は、処分場建設で一時的に酸素が侵入しても将来的には還元環境になってプラスの影響が出やすいという推定につながっていきます。この点で、水素消費活性の測定は役に立つ可能性があります。

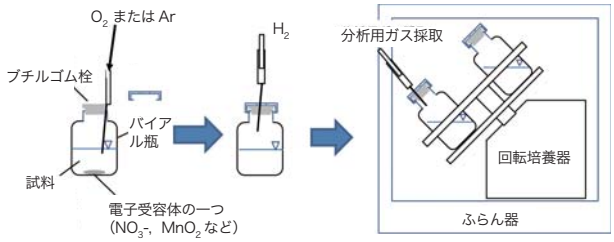


図 -5　バイアル瓶による水素消費活性測定法（福永ら , 2010 参照）

ところで、今、大部分の微生物試験は大気圧で行われています。地下圏は、深度 500m あったら地圧を加えると 5MPa 以上の圧力がかかります。しかし今までの地下の微生物研究の大部分は、大気圧での試験データから地下のことを考えていました。確かに深海では大気圧と 5MPa では微生物の生存力はあまり変わらないという話もあるのですが、我々は、高圧下で微生物の活性を調べてみよう考えました。

深海の研究者の方法を参考に、固形物が共存する条件を作れる装置（シリンジとバイアルのセット）を用い、地下から採取したコアと地下水と微生物を入れて、Ar の気相に水素を加えて、水素濃度の変化を、大気圧下と 10MPa の条件で調べました。5 日間の培養後、どちらも気相の CO_2 濃度が増加した点は同様でしたが、気相の H_2 濃度は大気圧では変化が無かったのに、10MPa では、無菌の blank と比べても明らかに減少しました。これはおそらく、高圧ほど溶存水素濃度が上がって生物的な水素消費が活発になったと考えています。水－岩石反応や腐食で水素ガスが発生する環境で微生物の作用を考える上では、やはり高圧条件で試験しないと本当のことは分からない可能性を示しています。

このように地質環境の微生物の調査は、新しい手法が出現・進展し、今まで以上に成果が期待できるようになりました。

5.　処分施設における微生物

こういう地質環境の微生物が、処分場が建設された場合、減るのか、逆にもっと増えるのかという問題が次にあります。微生物が減る要因を**表 -2** に、増える要因を**表 -3** にまとめました。

表 -2 の中では、放射線と乾燥（低い水分活性）と高 pH が、微生物抑制効果が大きいようです。乾燥については、カナダで廃棄体を模擬したコンテナにヒーターを入れて熱をかけて、その周りの微生物の分布を調べたデータがあるのですが、それを見ますと、ヒーターの周りで微生物と水分が減っています。水分低下が微生物減少の原因と解釈されています（Stroes-Gascoyne et al., 1996）。

表 -2　処分施設内またはその周囲で、微生物に対し致死的なあるいは抑制的な要因

要因	場所	微生物に対する影響	耐性微生物
放射線（max. 3×10^2 Sv/h*）	廃棄物（SF、HLW）周辺	閉鎖直後は致死量になりうる	*Deinococcus radiodurans*（5000 Gyまで増殖）（West et al., 2002）。
熱（通常、50～100℃*）	廃棄物（SF、HLW）周辺	通常の微生物には抑制的	好熱性微生物は耐える。Black smokerの微生物は26.9MPaにおいて250℃で増殖（West et al., 2002）。
低い水分活性（aw）	緩衝材	熱、緩衝材組成により抑制	緩衝材中で、aw 0.96（乾燥密度1.6 g/cm^3）で増殖する微生物が存在する（Stroes-Gascoyne et al., 1996）。
高いpH	TRU廃棄物におけるセメント	大部分の微生物を抑制	pH12.5で増殖する微生物が深地層の鉱山で見つかっている（Takai et al., 2001）。

*：廃棄物表面の条件（West et al., 2002による。）

一方、処分場には**表 -3** のように微生物の代謝や増殖を促進する要因もありまして、一番大きいのは処分場を建設したときに酸素が入ってきます。酸素があると微生物は**図 -3** の他の代謝より効率よく酸化還元反応によるエネルギーを獲得でき、微生物が増えることが考えられます。

それから、硝酸イオンとか温度上昇とか、その他いくつかの微生物促進要因があります。実験例を紹介しますと、ベントナイトを水に懸濁して振とうすると、溶解性有機炭素が溶け出し、細菌数も、地下水のみの場合より増加した結果が出ています（Fukunaga et al., 1993）。

表 -3　処分施設内またはその周囲で微生物の代謝や増殖を促進する要因

要因	場所	微生物に対する影響	コメント
酸素の拡散	人工バリアとその周辺	増殖・代謝の速い好気性微生物を活性化する	処分場建設時に、大気中の酸素が拡散する。
掘削された岩石	処分施設建設時および閉鎖後	有機物、硝酸塩などの供給により微生物繁殖	カナダURLで確認（Stroes-Gascoyne & Sargent, 1998）。
水素の拡散	オーバーパック周辺	電子供与体を微生物に供給する	金属腐食で発生した水素が拡散する。
有機物の拡散	人工バリアとその周辺	同上	緩衝材、埋め戻し材から、またTRU廃棄物、セメントの可塑剤からも有機物が供給される。
硝酸イオンの拡散	人工バリアとその周辺	電子受容体を微生物に供給する	TRU廃棄物処分や並置処分の場合、有機物に硝酸イオンが加わり、硝酸還元菌が活発化する可能性がある。
廃棄物の熱による温度上昇	人工バリアとその周辺	微生物の活性向上	許容範囲内ならば、微生物の代謝も増殖も高温ほど速い。

*：REXプロジェクト（Puigdomenech et al., 2001参照）

以上を総合して、実際に処分施設が建設されたとき、その後、処分施設内の微生物量はどうなるのだろうかというのを、文献情報と、幾つかの実験結果とから推測してみました。**図 -6** は、廃棄物から人工バリア、天然バリアと距離が離れていくにつれての微生物量の推測です。処分場建設前は一定であるとして、処分場を閉鎖したときには放射線や乾燥などにより廃棄物の近くは微生物が少ない。ちょっと離れたニアフィールドのほうへ来ると、先程申し上げた酸素の拡散と、掘削や人工バリアからの持ち込みの影響もあって、微生物が増えてくるという、こんなカーブを描くのではないかと思います。1000 年たつと、カーブはだんだん緩やかになって、1 万年ではもっと緩やかになると想定されます。まだ根拠が十分でないのですが、微生物の影響を予測する上で、このような推定をしていく試みは有意義ではないかと思って、あえて書いてみました。

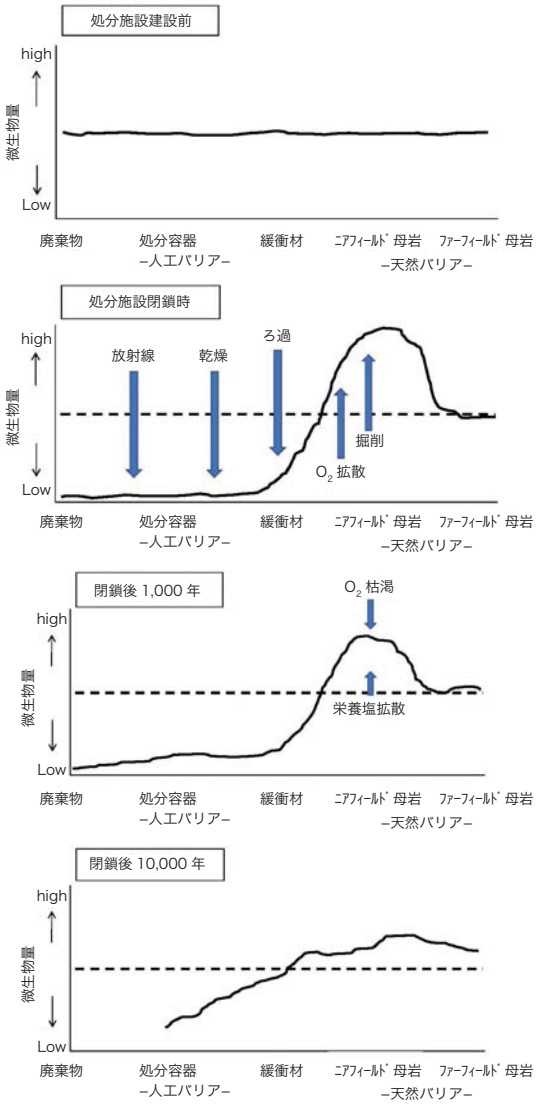


図 -6　処分施設建設後の微生物量の時空間的な変遷予測の試み－ HLW の場合－（福永 , 2005 参照）

6. 微生物影響のケーススタディ

先程、微生物影響検討の対象を絞り込んでいきたいという話をしましたが、腐食、ガス発生、それからコロイドとしての移行の３つの実例を紹介したいと思います。

錯体についても重要だといわれているのですが、あまりデータがないので、Horn and Meike (1995) や Pedersen（2005）を紹介します。それから、還元環境の形成については、天野ら（2007）がよく書いてありまして、そこでは酸化還元緩衝能力（処分場閉鎖後の還元環境の形成しやすさ）が処分場、周辺の地質、微生物などの条件によって、どう影響されるかを、実験データをもとに考察しています。

さて、実例紹介の最初は微生物腐食ですけれども、硫酸塩還元細菌以外の微生物が腐食に関わるメカニズムを調べていくことも重要ですが、もう一つ、腐食が問題になるのはオーバーパック表面なので、そこに微生物がアクセスするかを調べるという方向性もあります。後者は、最初、放射線か乾燥でオーバーパックの周りがほぼ無菌になる（West et al., 2002）とすると、その後、外から微生物が侵入したとき、緩衝材の機能によって微生物が抑えられればよいという考え方です。その方法の一つはベントナイトの高い乾燥密度による微生物活性の抑制です。

もう一つは緩衝材のフィルトレーション効果による微生物の侵入防止です。ベントナイトの含有率を 20％、50％、70％、100％と変化させた圧縮成型緩衝材に大腸菌を流入させて、３週間でどこまで動いたかという試験が行われました（吉川ら , 1995; Fukunaga et al., 2001）。**図 -7** は結果の一部です。

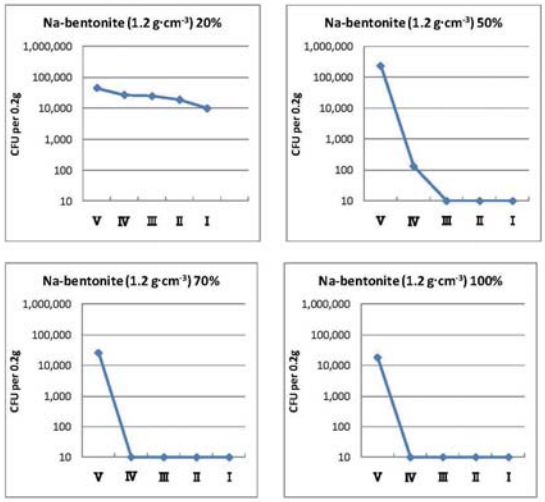


図 -7　乾燥密度（g·cm^{-3}）とベントナイト含有率（%）の異なる圧縮成型緩衝材中の３週間の移行試験後の大腸菌の菌数分布（大腸菌接種部からの距離はⅤ :<1mm、Ⅳ :5mm、 Ⅲ :10mm、 Ⅱ :15mm、 Ⅰ :20mm。CFU：寒天培地の細菌コロニー数。）（Fukunaga et al., 2001 参照）

図中、Ⅴから大腸菌が入ってⅠから出ていくのですが、縦軸が菌数です。ベントナイト 20％だと菌はほとんど筒抜けで通ってしまいますが、50％だと 5mm はギリギリ動くけれども、その後へは行かない、70％以上だと３週間では 5mm も流れていかないという結果が出て、ベントナイトの比率は、少なくとも 70％以上にすべきというデータをここで取っています。

２番目のガス発生は、**図 -8** のように 2.4L の密閉容器に TRU 廃棄物の一つのモデルとしてセルロースを入れて調べました。セメント固化体も試験しました。この試験は、**表 -4** のように、微生物にとって条件のいい、栄養塩溶液を加えた case 1、栄養塩無しだが水は入っている case 2、水も無い case 3、そしてセメント固化した case 4 と、幾つかの条件で培養しました。結果は、case 1 は大量のガスが出て、**表 -4** の下へいくほどガスが出なくなりました。**図 -9** は case 1 より現実的な case 2 の結果で、CO_2 とメタンが出ています。この case 2 と水なしの case 3、それからセメント固化（case 4）のガス発生を、単位を換算して**表 -5** のように他の文献と比較しました。

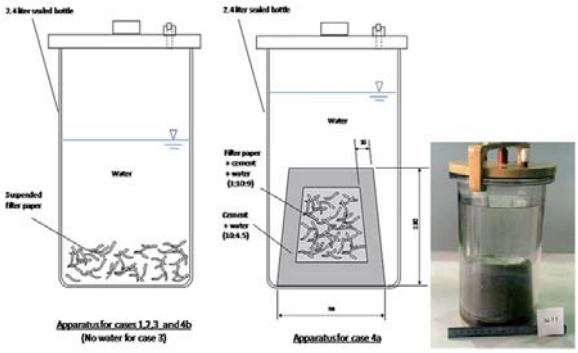


図 -8　セルロースからのガス発生試験装置
（case 番号は表 -4 による。Fukunaga et al., 1996 参照。）

表 -4　セルロースからのガス発生試験条件
（Blank 以外ダブルで実施。Fukunaga et al., 1996 参照）

Case	セルロース量*1	廃棄物（セルロース）容積 (mL)	種菌*2	純水	栄養塩溶液*3	気相ガス容積 (mL)	微生物にとっての条件
1	19 g	ca. 20 mL	1 mL		1,500 mL	ca. 880 mL	好適
2	19 g	ca. 20 mL	1 mL	1,500 mL		ca. 880 mL	栄養塩不足
3	19 g	ca. 20 mL	1 mL			ca. 2,380 mL	水分不足
4a	19 g in cement*4	ca. 600 mL	1 mL	1,500 mL		ca. 300 mL	高pH
4b	19 g	ca. 20 mL	1 mL	1,500 mL*5		ca. 300 mL	高pH
Blank	-	-	1 mL	1,500 mL		ca. 900 mL	セルロースなし

*1: Whatman 製のろ紙 Type 2CHR を 2mm x 30mm に切断したもの。
*2: 土壌微生物をセルロース *1 と栄養塩溶液 *3 で 35℃で５日間集積培養したもの。
*3: $(NH_4)_2SO_4$ 2.0g, KH_2PO_4 4.0g, $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ 0.5g, KCl 0.5g, $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ 0.01g
*4: セルロースを宇部興産のポルトランドセメントと水に混合し（1:10:9）、厚さ 10mm のセメント層（セメント：水 =10:4.5）で周囲を囲んだもの。
*5: セメントと純水を混合した上澄液（セメント平衡水）

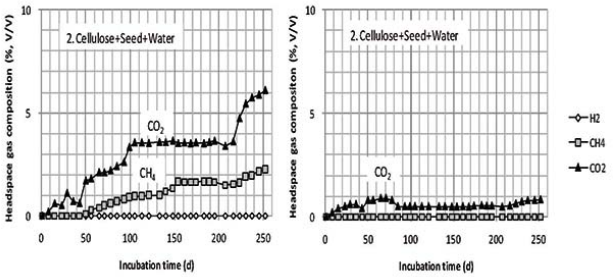


図 -9　セルロースからのガス発生（気相中の濃度変化）の例（表 -4 の case 2。Fukunaga et al., 1996 参照。）

文献の中でもイギリスの Agg (1993) の実験は規模が大きく、いろいろな廃棄物の混合物から水素、CO_2、メタンの発生を報告しています。また pH12.5 でも、微生物由来か解らないけれど、水素が発生したことを報告しています。我々の実験結果も文献と大差ありません。

これらは 1990 年代の仕事ですが、その後、2005 年に TRU 廃棄物から微生物の脱窒反応で窒素ガスが発生するというシミュレーションがなされました。N_2 発生も無視できないという情報です。

表 -5　TRU 模擬廃棄物からのガス発生量（最大値）の年あたりへの換算と文献比較

文献	材料	試験条件	pH	水浸漬	ガス発生量 (mol/m³廃棄物/y)			
					H_2	CO_2	CH_4	N_2
Molecke (1980)	コンポジット（紙、ゴム、ポリエチレン等）	—	—	—	不検出	6～20	不検出	—
	アスファルト	—	—	—	不検出	0～9	不検出	—
Agg (1993)	低レベル廃棄物模擬（木、紙等）	ドラム缶、3年	中性		0.01～0.1	1	0.0001～0.001	—
			12.5	有り	0.1	0.001～0.01	0.0001～0.001	—
Fukunaga et al. (1996)	セルロース（ろ紙）*	2.4ℓ容器、250日	中性	有り	不検出	2～8	0～3	—
					不検出	1	0～0.1	—
			12.2～12.9	有り	不検出	不検出	不検出	—
増田ら (2005)		シミュレーション			—	—	—	5**

*：セルロースは廃棄物の5%を占めるとし、停滞時を除く発生速度からガス発生量を計算。 **：NO_3の減少から演者が推定。

3 番目は核種を収着した微生物がコロイドとして移行するかバイオフィルムとして留まるかについてです。Kurosawa et al. (2007) は、全ての微生物が浮遊性コロイドとして移行すると仮定すると、微生物に収着される核種の移行が促進されるとシミュレーションしています。

一方で Lehman et al. (2001) は、カラム試験を行って、全バイオマスの 99%が固相に付着していた（つまりコロイドとして移行するのは 1%ぐらい）と述べています。それから Yee and Fein (2002) は、やっぱりカラム試験をしたのですが、カラムの材質とか pH で微生物の固相への付着性が異なるという結果を出しています。

我々は与えられた環境で微生物がコロイドとして移行する割合を何とか評価したいと考え、砂カラム試験を実施しました。これは Fukunaga et al. (2016) の論文で出しています。雰囲気制御グローブボックスの中で、横向きに砂の層と水槽を順次流れるリアクタに、硝酸塩と酢酸塩を含む模擬地下水を流入させ、砂層に繁殖していた微生物の挙動を調べました。その結果、砂層の間隙水あたりの微生物量（超音波で剥離した付着微生物を含む）に比べ、下流の水槽の微生物量がかなり少なくなっていることがわかりました。その割合を R_{mobile} と定義して、この模擬地下水の試験およびその後実施した地下水の試験で計算したところ、**表 -6** の結果になりました。Lehman et al. (2001) ほどではないですが、微生物はかなりの部分固相に留まっていました。

その他、このテーマについては、砂カラムでなく岩盤を切り出して孔をあけ地下水を流す試験（Vandergraaf et al., 2003) や地下水中の微生物コロイドの調査（JAEA, 2017) が行われています。

ガス発生にしても、ベントナイト中の細菌の移行にしても、微生物コロイドの試験にしても、現場ではなかなかできません。それを、物理モデルを使ってデータを取っていくことは、微生物影響を評価する一つの根拠になると考えております。

表 -6　カラム試験における浮遊状態の細菌の割合（R_{mobile}）の値（Fukunaga et al., 2016 参照）

流入水	電子供与体	R_{mobile}
模擬地下水	酢酸塩 0.8mM	7.9～10.9%
地下水	地下水中の有機物 DOC 8.6 mg/L	2.1～4.3%

DOC：Dissolved Organic Carbon

R_{mobile}＝（砂層の下流の水槽の全菌数）/（砂層を超音波処理した間隙水の全菌数）

7.　長期予測（ナチュラルアナログ、モデル化）

ここまで述べた調査手法を組み合わせれば、微生物影響はある程度推測できるのではないかと考えますが、ただ全て短期的なもので、長期予測ができるかどうかという問題があります。

長期予測の方法として、一つは、ナチュラルアナログです。処分施設と類似の状態が長期間形成されている現場で、微生物調査を行います。例えばカナダの Cigar Lake 鉱山はウラン鉱床の周りを粘土が囲っている場所ですが、微生物も調べられています（Crammer et al., 1994）。ウラン汚染のある Old Rifle UMTRA site では、Anderson et al.(2003) が地下水に酢酸を注入して微生物の活動を活発化させた時ウランの除去率が高く、微生物が放射性核種の移行を抑える働きがあることを示唆しています。ただし、そのときは鉄還元細菌が優占していて、硫酸塩還元細菌がその後増えてくると、それほど効果はなくなったので、微生物相によって抑制効果が変わるという報告を出しています。他には West et al.(1992)、Pedersen and Karlsson (1995)、Nazina et al. (2010)

などの報告があります。

ここでは東北地方のベントナイト鉱床の調査（Fukunaga et al., 2005）を紹介します。宮城県の露天掘り2地点、山形県の坑道掘り2地点で掘削（drilling）して、ベントナイト層内の微生物の深さ方向の分布を調べました。

掘削した表面というのは空気に触れていて、微生物もたくさんいるところです。それから、掘っていくと、乾燥して栄養も少なく微生物にとって厳しい環境と想定されるベントナイト層に当たります。

調べた中で宮城県の、湿地になっているB地点というのが面白くて、20cmぐらい掘ると、そこから下は含水率も乾燥密度もほぼ一定でした。それにもかかわらず微生物は深さでギャップがありました。**表-7**のように、深さ48cmより浅いところでは好気性、嫌気性菌数、全菌数とも相当数検出されていたのですが、90cmの深さだと生菌数で3桁以上、全菌数で1桁以上減って不検出となっていました。含水率や乾燥密度が同程度なのに、これだけ差が出るということは、環境条件で微生物が抑えられたのではなく、地表からの微生物が深さ48cmまでは移行してそこから先は移行していないことを示唆すると思います。

こういうデータを、より多くのベントナイト層について蓄積し、先ほど述べたような実際の緩衝材の条件でのラボでの微生物移行試験と比較しながら解析すると、より評価の精度が上がるのではないかと思いました。

表-7　B地点のベントナイト物性と微生物数の分布（Fukunaga et al., 2005参照）

深度（cm）	0〜3	19〜22	44〜48	90〜95
含水率（%）	40.3	32.0	30.4	31.3
乾燥密度（g DW/cm^3）	0.90	1.07	1.13	1.15
R2A培地の好気培養による生菌数（CFU/g DW）	4.1×10	1.1×10^3	3.0×10^5	$<1\times10^2$
R2A培地の嫌気培養による生菌数（通性嫌気を含む）（CFU/g DW）	2.4×10	1.9×10^3	8.4×10^4	$<1\times10^2$
CFDA-AMで染色して顕微鏡下で計数した全菌数（cell/gDW）	2.1×10	2.9×10^6	1.1×10^6	$<2.0\times10^5$

含水率：105℃の乾燥重量／水を含む全重量、DW：乾燥重量

長期予測方法のもう一つはモデル化です。微生物のモデルというのはいろいろ出されています。食品だとか発酵槽だとか、湖とか水道管とか汚染土壌がありますが、深地層の場合は本当に現場データが少ないために難しくて、まだまだこれからという面があります。

発酵槽は一番進んでいて、そのモデルの例に以下のようなものがあります（福永，2008；Fukunaga et al., 2016）。

$$dX/dt = \mu\cdot X - \beta\cdot X = \mu_{max}\cdot\{S/(K_S+S)\} - \beta\cdot X$$
$$= Y\cdot V_{max}\cdot\{S/(K_S+S)\} - \beta\cdot X$$

ここに、

X：時間tにおける微生物濃度
μ：比増殖速度
β：死滅速度定数
μ_{max}：最大比増殖速度
S：時間tにおける基質（電子供与体）濃度
K_S：半飽和定数
Y：（電子供与体からの）細胞収率
V_{max}：最大比基質（電子供与体）利用速度

地層処分への適用可能性を持つモデルとしては、Humphreys et al. (2010) が7つほどを紹介しています。その中では発酵槽モデルのように速度の解析をするモデルが多いのですが、「現場の有機物の量とか栄養塩の量がこのくらいが上限だから微生物はここまでしか繁殖しない」という解析をするモデルもあります。

深地層のモデルの課題として4つが挙げられます。一つ目は、地下圏に多様な微生物がいる点です。増殖速度や収率の定数が微生物によって違うのを先程の式でどう処理していくかです。一つの対策は、各電子受容体を利用するグループ（代謝群）ごとに定数を与え、さらに代謝群を水質変化によって遷移させるというような設定で、何とか形は作られています（Wang and Papenguth, 2001）。

それから、2番目に最大比増殖速度のようなパラメーター値がなかなか決めづらいことです。Äspöの地下でパラメーターフィッティングされた例はありますが、普通はなかなか難しいです。

3番目は微生物影響をモデル化しようとするときの問題点です。微生物の量やガス発生量などは、発酵槽で使われている従来のモデルで割と出しやすいのですが、微生物コロイドの移行だとか微生物腐食だとか間隙閉塞などは、それがそのまま使えないので、数学モデルのほうから開発していくことになるでしょう。そして最後に、深地層では確証が難しいという課題があります。

それらのうち、パラメーターをどうするかという2番目の課題について述べます。今まで、いろいろな微生物のモデルのパラメーター値を調べてきたのですが、微生物量を全菌数で表したとき、試験管とかフラスコで糖などの栄養が充分な環境で純粋培養している微生物は、自然環境中の微生物群に比べると、増殖速度が大きい傾向があります。

それで、地質環境中の微生物でのパラメーター値は一体どこにあるのかということになります。微生物の電子供与体として地下水に割と多いのは酢酸なので、酢酸で純粋培養している微生物のデータと、環境中の微生物群のデータとをベースにして、各代謝群（利用する電子受容体ごと分けた微生物群）の主なパラメーター値をリストアップしました。

ところが、地下圏では重要な鉄還元細菌と硫酸塩還元細菌の文献値が少なかったので、それは自分で先程の微生物コロイドの試験で用いたカラムを使って、鉄還元細菌と硫酸塩還元細菌を含む微生物群を育てて、その各々の群を取り出して、バッチ試験でパラメーター値を求めました。**図 -10** 中、This study with acetate のマークで示したプロットです。また、一つの文献で電子受容体を変えてパラメーター値を比較しているのがあり、その相対的な関係にも配慮して、**図 -10** を作成しました。μ_{max} は最大比増殖速度、Y は細胞収率です。実線で結んでいる値が、我々が、微生物群のデータを優先して、妥当と判断したパラメーター値です。

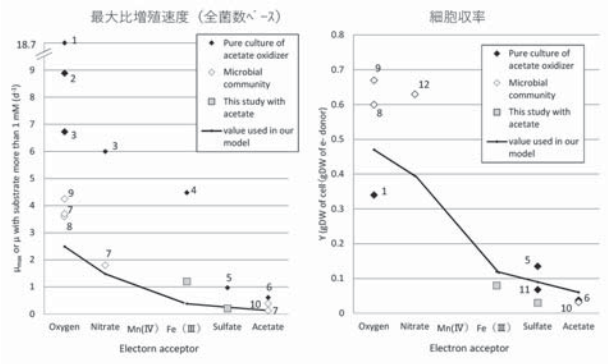


図 -10　微生物モデルの、深地層に適合するパラメーター値選定の試み（電子供与体：酢酸、電子受容体：6 種、プロット肩は文献番号、Fukunaga et al., 2008 参照）

次に、モデルに微生物影響を組み込むという 3 番目の課題の中で、微生物がバイオフィルムとして留まるかコロイドとして移行するかという問題に触れます。放射性核種の液相に対する固相への分配係数は一般に使われますが、ここでは、微生物の液相に対する固相への分配係数を使ってモデル化できないかと考えました。先程のカラム試験で得られた R_{mobile} 値から計算した微生物の分配係数、その 1/10、10 倍の 3 段階の値について、数値モデル MINT（宮坂ら , 2007）を用いて、全細菌量、浮遊性細菌量などの時空間変化を解析する感度解析を実施しました（Fukunaga et al., 2016）。

その結果、R_{mobile} 値が大きく分配係数が小さいほど浮遊性細菌が増え、微生物影響はネガティブな方向になると解析されました。即ち、地質環境を模擬したカラム試験で R_{mobile} を求めて微生物の分配係数を計算し数値モデルと組み合わせれば、ある環境の微生物が、コロイドの移行という意味で安全側に働くか非安全側に働くかも予測できるようになるのではないかと思います。

8.　まとめと今後の課題

今後の課題を**図 -11** にまとめました。やはり微生物影響を評価する上で、モデル化は避けて通れないと思います。世の中で、微生物量と代謝のモデルというのは、曲がりなりにもできあがっています。それをベースに、地層処分に適合したパラメーター値の選定と微生物影響のモデルへの組み込みを進め、ナチュラルアナログとの比較も含めた確証への道筋を進めるべきと考えます。そのため、天然の地質環境の微生物のデータ、物理モデルのデータの提供が求められます。15 項目の微生物影響のうち、どれをモデルに組み込むかの絞り込みや、処分場建設による微生物量の変化の予測も求められます。

こんな流れで考えているのですけれども、精密にやろうとすると大変な仕事になると思います。微生物が地下にいることは間違いないので、何らかの評価をしていかなければならないわけで、今後、若い人に期待したいと思います。

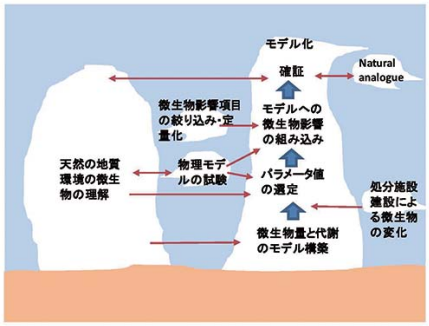


図 -11　微生物影響に関する今後の課題

（本稿は、平成 30 年 10 月 5 日に開催された平成 30 年度第 2 回原環センター講演会「放射性廃棄物の地層処分における微生物の影響」の内容を再構成したものです。）

参考文献

Agg,P.J. (1993) Nucl. Energy, Vol. 32, p.81-87.

天野由記、岩月輝希ら (2007) 原子力バックエンド研究 , Vol.14, No.1, p.61-67.

Anderson, R.T., Vrionis, H.A. et al. (2003) Appl. Environ. Microbiol., Vol. 69, p.5884-5891.

Cramer, J.J. and Smellie, J.A.T. (1994) AECL-10851, COGgg-93-147, SKB TR 94-04

FEPC（電気事業連合会）・JNC（核燃料サイクル開発機構）(2005) JNC TY1400 2005-002.

Fukuda, A., Hagiwara, H. et al. (2010) Microb. Ecol., Vol. 15, DOI 10.1007/s00248-010-9683-9.

Fukunaga, S., Fujiki, K. et al. (1993) Int. Symp. Subsurface Microbiology on September 19-24 in Bath, UK, C-04.

Fukunaga, S., Yoshikawa, H. et al. (1995) Mat Res Soc

Symp Proc., Vol.353, p.173-180.
Fukunaga, S., Fujiwara, A. et al. (1996) Int. Symp. Subsurface Microbiology on 15-21 Sep. in Davos, Switzerland, p.92.
Fukunaga, S., Honya, M. et al. (2001) Mat. Res. Soc. Symp. Proc., Vol.663, p.675-682.
福永栄 (2005) 放射性廃棄物地層処分における微生物影響．静岡大学学位論文 .
Fukunaga, S., Tsuji, T. et al. (2005) Geomicrobiology J., Vol.22, p.1-10.
福永栄 (2008) 日本微生物生態学会誌 , Vol. 23, No.1, p.4-17.
Fukunaga, S., Ishii, K. et al.. (2008) Int. Symp. Subsurface Microbiology on November 16–21, in Shizuoka, Japan, S6-P16.
福永栄（2009）日本地下水学会 2009 年春季講演会講演要旨（東京大学）， No. 28.
福永栄、宮坂郁 , 吉川英樹（2010）日本地下水学会秋季講演会講演要旨（和歌山大会）， p.74-77.
Fukunaga, S., Miyasaka, I. et al. Appl. Geochem., Vol.71, p.99-109.
平野伸一、長岡亨ら (2018) 日本鉄鋼協会　材料の組織と特性部会シンポジウム，千葉工業大学，p.19-20.
Horn, J.M. and Meike, A. (1995) UCRL-ID-122256.
Humphreys, P.N., West, J.M. and Metcalfe, R. (2010) Technical Report UK NDA, QRS-1378Q-1, Available from <http://eprints.hud.ac.uk/id/eprint/7613/>
Ise, K., Sasaki, Y. et al. (2017) Geomicrobiology J., Vol.34, Issue 6, p. 489-499.
Ishii, K., Takii, S. et al. (2000) J. gen. Appl. Microbiol., Vol.46, pp.85-93.
JAEA（日本原子力研究開発機構）(2014) 平成 25 年度地層処分技術調査等事業　処分システム評価確証技術開発
JAEA（日本原子力研究開発機構）(2017) 平成 28 年度地層処分技術調査等事業　処分システム評価確証技術開発
JNC（核燃料サイクル開発機構）(1999) TN1400 99- 022, 023
JNC（核燃料サイクル開発機構）･FEPC（電気事業連合会）(2000) JNC TY1400 2000-001
Kato, K., Nagaosa, K. et al. (2009) Environmental Microbiology Reports, Vol.1, No.6, p.569-574.
Konno, U, Kouduka et al. (2013) Environ. Microbiol. DOI 10.1007/s00248-013-0184-5.
Kurosawa, S., Yui, M. et al. (2007) JAERI-Conf. 2005-007, 59-64.
Lehman, R.M., Fredrickson, J.K. et al. (2001) Appl. Environ. Microbiol., Vol.67, p.2799-2809.
増田薫、加藤卓ら (2005) JNC TN8400 2005-021.
宮坂郁、栃木善克ら（2007）石川島播磨技報 , Vol.47, No.1, p.32-37.
Molecke, M.A. (1980) Scientific Basis for Nuclear Waste Management, Vol. 2, p.569-575.
Nazina, T.N., Luk'vanova, E.A. et al. (2010) Geomicrobiology J., Vol. 27, Issue 5, p. 473-486.
Pedersen, K. and Karlsson, F. (1995) SKB Technical Report 95-10.
Pedersen, K. (2005) J. Nucl. Radiochemical Sci. Vol.6, No.1, p.11-15.
Puigdomenech, I., Ambrosi, J.P et al. (2001) SKB Technical Report TR-01-05.
Stroes-Gascoyne, S., Pedersen, K. et al (1996) AECL-11436, SKB TR 96-02.
Stroes-Gascoyne, S. and Sargent, F.P. (1998) J. Contam. Hydrol., Vol.35, p.175-190.
Takai, K., Moser, D.P. et al. (2001) Int. J. Systematic and Evolutionary Microbiol., Vol.51, p.1245-1256.
Vandergraaf, T.T., Drew, D.J. et al. (2003) WM'03 Conference, February 23-27, 2003, Tucson, AZ.
Wang,Y. and Papenguth, H.W. (2001) J. Contam. Hydrol. Vol..47, p.297-309.
West, J.M. and McKinley, I.G. (1984) Mat. Res. Soc. Symp. Proc., Vol.26, p.487-494.
West, J.M., McKinley, I.G. et al. (1992) J. Geochemical Exploration, Vol.45, p.439-449.
West, J.M., McKinley, I.G. et al. (2002) Microbial effects on waste repository materials. In Keith-Roach, M.J. and Livens, F.R. (ed.): Interactions of Microorganisms with Radionuclides, Elsevier, The Netherland.
Yee, N. and Fein, J. (2002) Chem. Geol., Vol.185, p.303-319.
吉川英樹、川上泰、福永栄ら（1995）放射性廃棄物研究, Vol.1, No.2, p.213-230.
Zehnder, A.J.B. and Stumm, W. (1988) Geochemistry and biogeochemistry of anaerobic habitats. In Zehnder, A.J.B. (ed.) "Biology of Anaerobic Microorganisms" John and Wiley Sons. New York, USA.

編集発行　公益財団法人原子力環境整備促進・資金管理センター
〒 104-0044　東京都中央区明石町 6 番 4 号（ニチレイ明石町ビル 12 階）
TEL 03-6264-2111（代表）　FAX 03-5550-9116
ホームページ https://www.rwmc.or.jp/