

『高レベル放射性廃棄物
地層処分の技術的信頼性』批判
に対する見解

2000年10月

核燃料サイクル開発機構

本資料の全部または一部を複写・複製・転載する場合は、下記にお問い合わせください。

〒319-1184 茨城県那珂郡東海村村松 4 番地 49

核燃料サイクル開発機構

技術展開部 技術協力課

Inquiries about copyright and reproduction should be addressed to:

Technical Cooperation Section,

Technology Management Division,

Japan Nuclear Cycle Development Institute

4-49 Muramatsu, Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki 319-1184,
Japan

© 核燃料サイクル開発機構

(Japan Nuclear Cycle Development Institute)

2000

はじめに

核燃料サイクル開発機構（以下、サイクル機構）が平成 11 年 11 月 26 日に原子力委員会に提出した「わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性－地層処分研究開発の第 2 次取りまとめ」（以下、第 2 次取りまとめ）に対し、「『高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性』批判（2000 年 7 月 20 日）」と題するレポート（以下、批判レポート）が地層処分問題研究グループ（高木学校+原子力資料情報室）から公表されました。批判レポートは約 1 年半をかけて取りまとめられたとのことであり、作成に携われた方々が払われた労力は大変なものであったと推察されます。これに対して、まず敬意を表させていただきます。

しかしながら、批判レポートの記述内容には独断的な部分や誤解に基づくものも多々あることから、第 2 次取りまとめに関連した技術的な部分に対して、サイクル機構の見解を本報告書として取りまとめました。

見解をまとめることについては、批判レポートの第 3 章から第 7 章にわたって展開されている内容を対象とし、またそれらの関連性などを考慮して、本報告書を 4 つの章により構成することとしました。第 1 章では「地質環境の長期安定性について」、第 2 章では「工学技術と深部坑道の安定性について」、第 3 章では「人工バリアの特性について」、第 4 章では「地下水シナリオに基づく安全評価について」として、それぞれ見解を述べています。

本報告書に示した見解は、第 2 次取りまとめを構成する 4 つの報告書の記載内容に基づくものであり、関連箇所を引用する際には、それぞれ「総論レポート」、「分冊 1」、「分冊 2」、「分冊 3」と略記しています。また、必要に応じ、第 2 次取りまとめで引用したサイクル機構の技術資料や文献、背景情報など詳細な情報も含めています。

目 次

第1章 地質環境の長期安定性について

1. はじめに	1
2. わが国における地質環境の長期安定性	3
3. わが国における地震・断層活動	5
4. 地震・断層活動が地層処分へ与える影響	17
5. おわりに	20

第2章 工学技術と深部坑道の安定性について

1. はじめに	23
2. 岩盤物性の設定	24
2.1 一軸圧縮強度	24
2.2 岩盤物性	25
2.3 側圧係数	27
3. 坑道の力学的安定性	29
3.1 評価方法	29
3.2 坑道の力学的安定性	30
4. おわりに	31

第3章 人工バリアの特性について

1. はじめに	33
2. ガラス固化体	33
2.1 ガラス固化体が溶けきるまでの時間	33
2.2 オーバーパック腐食生成物との反応	35
2.3 内部照射による損傷	36
2.4 ガラスの結晶化	37
2.5 オーバーパック早期破損時のガラス溶解	38
2.6 ガラス固化体のインベントリ	39
2.7 まとめ	40
3. オーバーパック	41
3.1 不動態化	41
3.2 酸素による腐食	43
3.3 水の還元による腐食	45
3.4 オーバーパックの設計	47
3.5 まとめ	48

4. 処分場の設計	49
4.1 処分坑道の非管理区域化	49
4.2 人工バリアに対する熱的影響	52
4.3 まとめ	56
第4章 地下水シナリオに基づく安全評価について	
1. はじめに	61
2. 第2次取りまとめにおける安全評価の考え方	62
3. 地下水流動特性	64
4. 地下における放射性物質の挙動	71
5. 総合的な線量評価	76
6. おわりに	79

第1章 地質環境の長期安定性について

1. はじめに

本章では、批判レポートの第3章 地震列島では「地質環境の長期安定性」を保証できないに対するサイクル機構の見解を述べます。批判レポートは、地質環境の長期安定性に関連する天然現象のうち、地震現象に焦点を当てて批判しています。第2次取りまとめの中では、総論レポートの第III章「3.2.3 地震・断層活動」や分冊1の第II章「2.3 地震・断層活動」に相当する部分です。ただし、批判レポートには、本題の地震に入る前の部分に、全般およびそのほかの天然現象に関する記述が少しありますので、その点について以下に触れておきます。

批判レポートは、まず「日本列島全域が現在の地球上でもっとも激しい変動帯の一つであって・・・」（40頁上 15~16行）と述べ、その例として世界の地震分布図を載せています。そのうえで、「ところが『第2次取りまとめ』は、変動帯の日本列島でも、十万年程度の将来にわたって地震・火山活動による影響が十分に小さいと期待できる場（安定な地質環境）が広く存在するというのである。はたして本当だろうか？」（40頁上 17~20行）と疑問を投げかけています。日本列島が世界で最も変動の激しい地域のひとつであることは、第2次取りまとめにも記述しているように（たとえば、総論 II-3, III-4），わが国において地層処分を考えるうえでの前提条件です。地層処分の研究開発もここからスタートしています。すなわち、平成4年の第1次取りまとめでは、当時の地球科学的な知見に基づき、わが国における天然現象の特徴、たとえば火山活動の場が遍在していることや、地震・断層活動が既存の活断層で繰り返し起こっていることなどが整理され、これに基づき将来における天然現象の活動を評価し得るとの見通しが示されています。この第1次取りまとめを受けたその後の研究開発の成果や最新の地球科学的な知見に基づき、第2次取りまとめでは、より具体的な根拠をもって「変動帯に位置する日本においても地層処分にとって十分に安定な地質環境が存在し得ること」を述べています。

処分場の深度に関し、批判レポートでは「・・・処分場の深度は、地質環境と工学的な制約によって自由自在に選べるわけではないという問題があるし、例えば、地球規模の寒冷化で100m以上の海面低下が起こり、それによる浸食の加速や、それとは別の地殻隆起・浸食などが重なれば、処分場の深度が半減して、応力場・亀裂系・地下水特性などが大きく変わる可能性もありうる。したがって簡単に対応できるとは思えないが、それでも本章の主題である地震よりは逃げ道が多いかもしれない。」（41頁下 13~3行）としています。

批判レポートの指摘のとおり、処分場の深度は無制限に深くすることはできませ

ん。ただし、砂礫層のような未固結の堆積物は別として、普通の岩盤であれば、現在想定されているような地下数百m～1,000mの深さまで坑道を掘削することは可能です。第2次取りまとめでは、花崗岩のような硬岩で1,000m、新第三紀の堆積岩のような軟岩で500mの深度を想定して、処分場の建設が十分に可能であることを示しています（総論レポートIV-64～76）。これらの深度は、地下水の性質と深度との関係、将来の隆起・侵食による深度の減少、地下での温度や圧力の上昇および現状の土木工学技術などを考慮したうえで、「・・・処分深度については、技術的に厳しい条件となる深めの深度を設定することにより、技術の適用範囲を幅広く示しておくという考えにたち、・・・」（総論レポートIV-18～20），設定したものです。この点については、処分技術に関する部分（本報告書第2章）で後述します。

寒冷化に伴う海面低下や隆起・侵食について、第2次取りまとめでは、地球規模の気候変動サイクルにしたがえば将来100m以上の海面低下が想定されること（総論レポートIII-40）や、わが国の多くの地域で十万年当たり数十mの割合で隆起・侵食が進行していること（総論レポートIII-32～39）などを記述しています。また、これらの変動が著しい例として「中部山岳地帯では、主に地殻の褶曲や逆断層によって山地が上昇しており、第四紀を通じた累積隆起量は1,500mを越える。」（総論レポートIII-35）や「・・・隆起速度の大きな一部の半島先端部では、隆起（最大150m/十万年程度）と3.2.6で述べる氷期の海面低下（100～120m程度）による相対的な高度上昇分が下刻されるとすれば、その規模は300m近くに及ぶことになる。」（総論レポートIII-36）などにも言及しています。そのうえで、「・・・隆起・沈降・侵食および気候・海水準変動については、将来における変動の速度や幅が推定できることから、一部の変動の著しい地域を避けたうえで、個々の地域において想定される変動の規模を考慮して、処分場の深度を設定するなどの対応をとることができる。」（総論レポートIII-44）としているのであって、場所によっては、批判レポートが言う「大きく変わる可能性もありうる」ことは十分に承知しています。だからこそ、適切な場所や深度を選ぶことが重要であり、そのためには研究開発を進めているわけです。

なお、第2次取りまとめでは、このようなわが国の中質環境の特徴を理解したうえで、比較的変動の大きいケースを想定した安全評価も行っています。たとえば、隆起・侵食が進んで処分場の深度が浅くなることにより、周辺岩盤の透水性が大きくなり地下水の水質も還元状態から酸化状態に変化するようなケース、あるいは海水準変動に伴って地下水の水質が淡水と海水との間を変化するケースなどについても、その影響を評価しています（総論レポートV-108～110、付録B-1～4）。

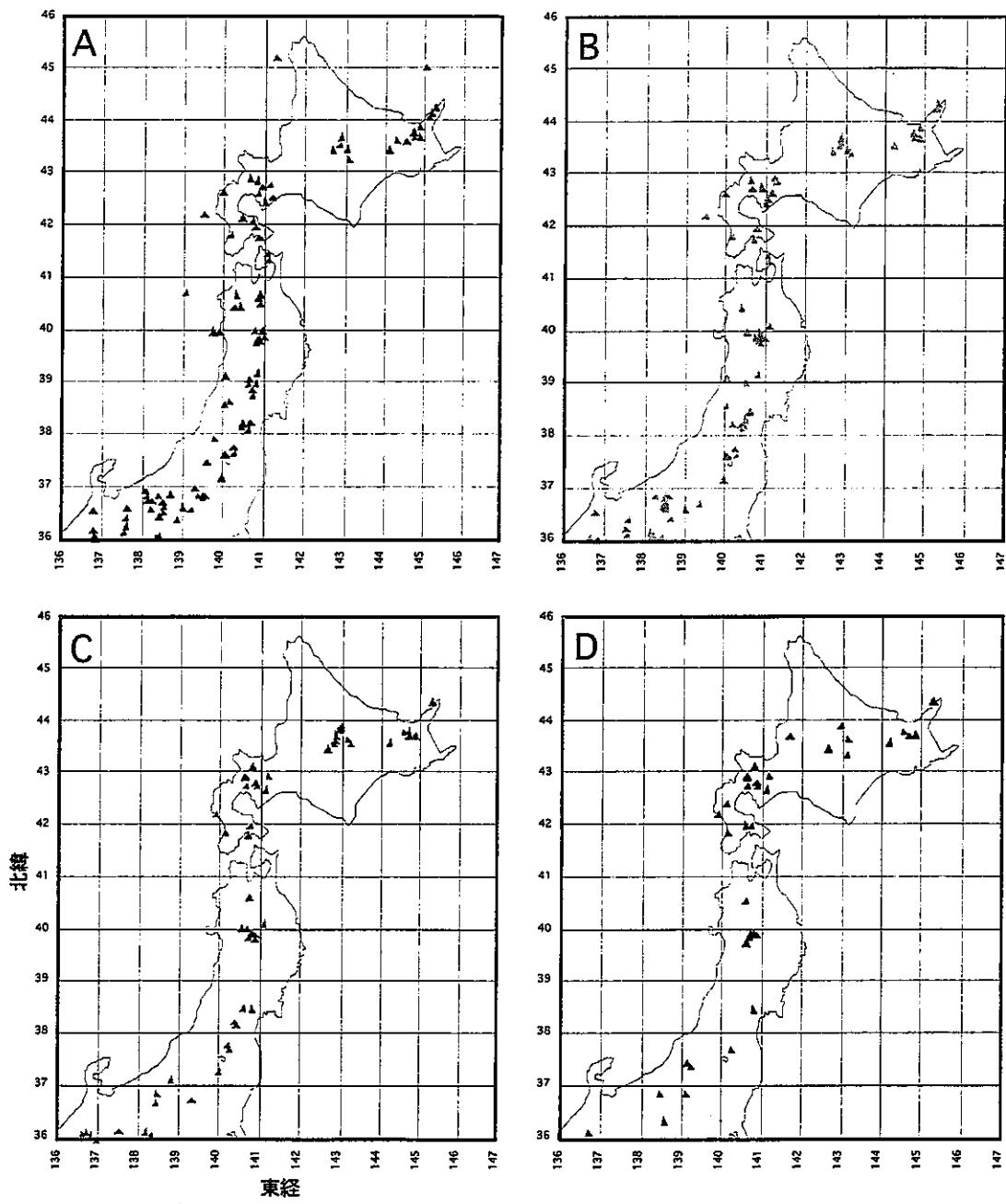
2. わが国における地質環境の長期安定性

批判レポートには「・・・過去約 170 万年間の第四紀（とくにその後期の過去約 50 万年間）の日本列島の大地の変動が現在も続いている、将来もそれが継続するだろうというのは、地球科学者の基本的な見方である。」（42 頁上 16~18 行）との記述があります。まさに、これが第 2 次取りまとめにおいて、天然現象の将来を検討するうえで拠り所としている考え方です。この点について、第 2 次取りまとめでは「このような地球科学の知見やそこで用いられている手法を活用することにより、現在の地質や地形に残された過去の天然現象の活動履歴を追跡することができる。これにより、過去から現在までの活動の中に一定の傾向や規則性を見い出すことができれば、これに基づき将来における天然現象の活動の可能性や変動の規模などを推測することは可能である。」（総論レポート III-9）と述べています。

しかし、批判レポートでは「・・・変動の大局的な一様性は緩慢な変化を内包していて、それが時々揺らぎのように、個々の出来事として顕在化する。岩盤の破壊現象である個々の地震は、その端的な現われである。したがって、ある処分場候補地が今後 10 万年間大地震の影響を受けないかどうか、または、今後 10 万年間大地震の影響を受けない地域はどこか、といった具体的なレベルになると、大局的な傾向のなかの（見かけ上の）揺らぎが大きく効いてきて、将来予測は非常に困難である。」（42 頁上 20~25 行）と続きます。これが、批判レポートの第 3 章全体を通じた主張のようです。この点に関して、第 2 次取りまとめにおける地質環境の長期安定性に関する考え方を、以下にまとめます。

地層処分の安全性を議論するうえで、将来における地震や火山活動などの天然現象を考慮することは非常に重要です。ただし、地層処分にとって必要なのは、いわゆる地震予知とか噴火予知といったものとは違います。日本列島のどこで、いつ大地震が起こって、あるいは火山が噴火するのかを、しかも将来 10 万年にわたって予測できるとは考えていません。そこまでの予測ができなくても、地層処分の安全性を議論することは十分に可能です。

たとえば、日本列島に分布する火山噴出物の年代を調べてみれば、過去数百万年にわたって火山活動が起こった場所は現在の火山地域と大きく違っていないことがわかります（図 1-1）。したがって、将来 10 万年程度についても、火山活動が起こる地域は今までとそれほど変わることはないと考えるのは妥当だと思います。この点については、批判レポートも「火山に関しては、・・・顕著な遍在性を有するのは非常に確かな事実であり、その理由も学問的にほぼわかっている。」（41 頁下 2 行~42 頁上 2 行）としたうえで、「したがって、三陸海岸や四国の大西洋岸で今後 10 万年間火山噴火が起らないと予測することは、ほぼ妥当だと考えられる。」



(第四紀火山カタログ委員会編, 1999を編集)

図 1-1 日本列島における第四紀火山の時空分布（東北日本）

A: 50万年前～現在に活動した火山, B: 100～50万年前に活動した火山
 C: 150～100万年前に活動した火山, D: 200～150万年前に活動した火山

過去200万年にわたって、わが国における火山活動は、新たな火山の形成や活動の休止・再開をともないながら、同じ地域内で繰り返し起こっている。

<第2次取りまとめ総論レポートIII-25より>

(42頁上4~6行)として、第2次取りまとめの主張を支持しています。すなわち、「わが国で火山活動が起こる地域は、過去の長い期間を通じて安定しており、将来的にもこの状態が継続するだろう」というのは、広く地球科学者が認めるところです。

一方、第2次取りまとめにも記述しているように、わが国における地震・断層活動、火山・火成活動、隆起・沈降などの天然現象は、日本列島の周辺にあるプレートの配置や運動様式と密接に関係しており、このうち、火山活動が起こる場所は、主に海溝から沈み込んでくるプレートの深さに支配されています（たとえば、総論レポート III-10）。したがって、火山活動が起こる場所が安定しているという事実は、これを支配しているプレートの配置や運動様式が安定していることを意味しています（図 1-2）。ただし、ここでいう「安定」は「まったく不変」という意味ではありません（総論レポート III-3）。たとえば、ある場所で突然噴火が起り新しい火山ができるというような「変化」はあります。しかし、そういうことが起こるのは火山地域と称される限定された地域内であるという点では「安定」といえます。プレート運動によって起こるそのほかの地殻の変動現象についても、このような「変化」と「安定」が存在するはずです。それらを見きわめ、地層処分の安全性と信頼性の向上に反映していくことが、地層処分の研究開発における地球科学（私たちは、地層科学と呼んでいます）の役割です。次節からは、本題の地震について議論します。

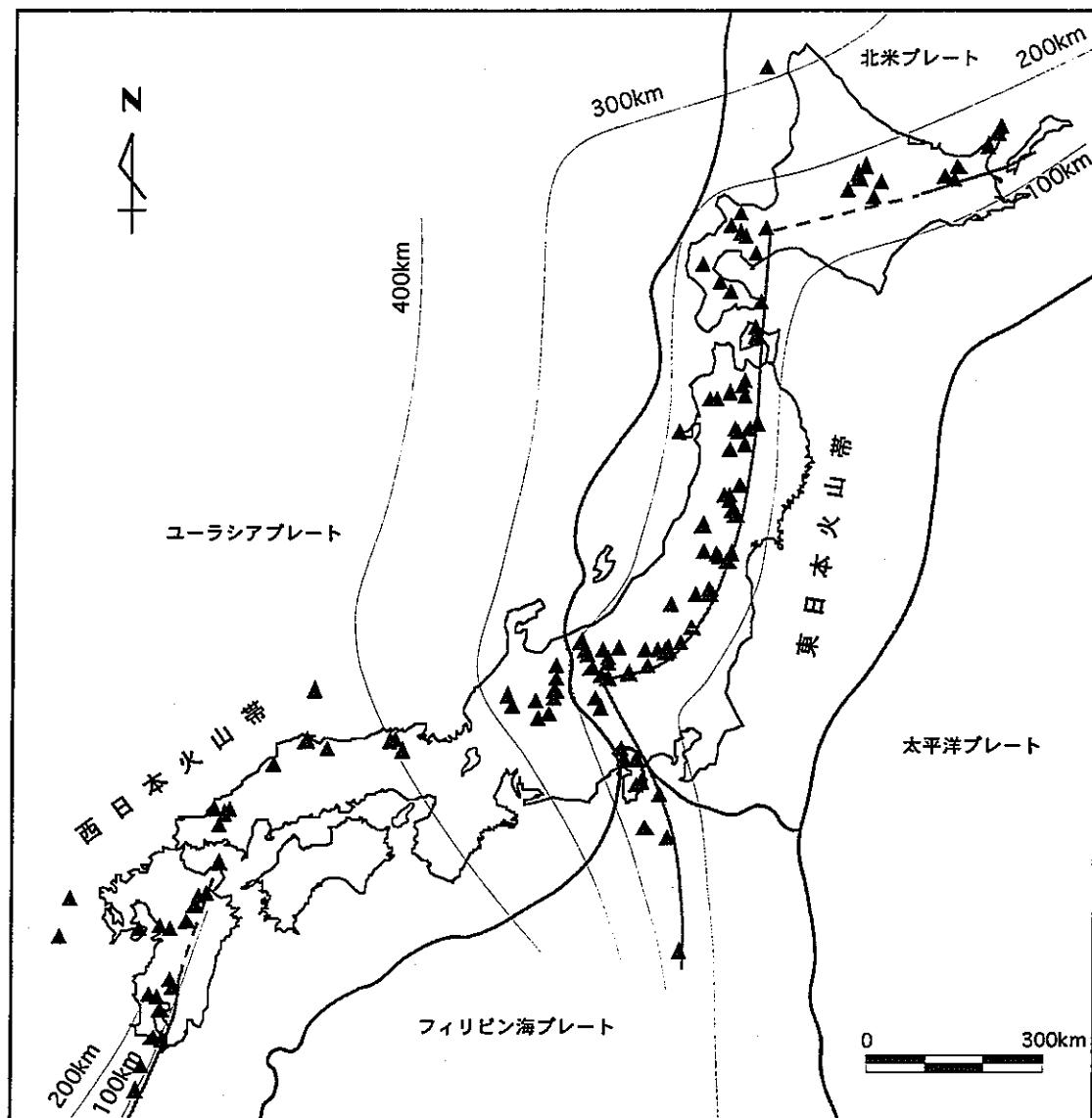
3. わが国における地震・断層活動

1) 地震・断層活動とは？

地震に関しては、そもそも第2次取りまとめにおける地震現象の取り扱いが誤りであるとして、「地震現象を理解していないか、故意に誤魔化そうとしているかのどちらかではないかと疑ってしまうほどである。」（43頁下7~9行）など、厳しく批判されています。また、「そもそも、「地震・断層活動」という用語法と項目設定自体が、地震を真正面からの的確に見据えることを阻害していると言えよう。」（45頁上2~3行）や、「地震学では「断層活動」という言葉はふつう使わない。・・・

「断層運動：faulting」はあるが「断層活動」はない。」（43頁脚注）とされています。第2次取りまとめは、地層処分という非常に学際的なテーマを扱っているので、個々の学問分野の専門家から見れば用語の使い方などに不満な点はあるかもしれません。たとえば、「地層処分」の「地層」は、そもそも堆積岩を意味する地質学用語ですが、「地層処分」では花崗岩体なども含みます。

批判レポートは「プレートのたゆみない運動で列島全域の変形が進行するにつれて応力が増大していくが、ある亀裂や弱面に沿う応力がそこでの破壊強度を超えた



(▲：第四紀火山；－火山フロント；－プレート境界；－深発地震面の等深線)

(第四紀火山カタログ委員会編, 1999を編集)

図 1-2 日本列島周辺のプレート配置と第四紀火山の分布

日本列島における第四紀火山は、太平洋プレートの沈み込みに対応する東日本火山帯とフィリピン海プレートの沈み込みに対応する西日本火山帯に区分される。それぞれの火山帯に属する火山は、プレートが沈み込むライン（海溝）と並行するように帯状に配列している。

<第2次取りまとめ総論レポートIII-22より>

とき、面の両側の岩盤が急激にズレ動く形で破壊するのが「地震」である。破壊の衝撃は岩石の振動の波として四方八方へ放射され、それが大地の揺れ（地震動）を生ずる（日常語ではこの揺れを地震とよんでいる）。ズレ破壊した面を「震源断層面」とよび、それが地震の本源である。」（45頁下14～10行）と定義しています。地震現象に対する私たちの理解も全くそのとおりです。ただし、批判レポートでも「面の両側の岩盤が急激にズレ動く形で破壊するのが「地震」である」としながら、「日常語ではこの揺れを地震とよんでいる」と加えているように、一般の多くのひとにとって、「地震」は揺れることを意味します。

いずれにしても、実際上の問題として、地層処分において考慮すべきは、「断層面の両側で岩盤がズレ動く現象」と「岩盤が振動する現象」です。これら2つは、上記の批判レポートの記述にもあるように、発生する側からすれば一連の現象です。第2次取りまとめでは、まわりの岩盤がズレ動いて処分場を破壊してしまうようなこと（断層活動）と、処分場を包み込んだ状態で岩盤が揺れ動くようなこと（地震）の双方を考慮していることを明示し、かつそれらが本来ひとつの現象であることを踏まえて、「地震・断層活動」と呼びました。なお、「断層活動」あるいは「断層の活動」といった表現は、地球科学の参考書などでも用いられています。

2) 地震・断層活動による影響

この「地震・断層活動」による影響に関し、批判レポートでは「地震が周りに与える影響としては、一般に、①震源断层面のズレ破壊による破断・破壊とそれに伴う熱・電磁気・化学・水理的な擾乱、②地震波による広域的な振動（地震動）、③広域的なひずみ変化（変形）と応力場の変化がある。」（51頁上1～3行）としています。また、「③に関しては、地震というと揺れ（地震動）だけを思い浮かべがちだが、そればかりではなくて、揺れが終ったあとも広範囲に永久的な変形と応力変化を残すことが重要である。」（52頁上8～9行）としています。ここで、③は、①あるいは②の結果ととらえることができます。すなわち、批判レポートが「地震・断層活動」の影響として注目している点は、基本的に第2次取りまとめと同じ（前項で述べたように、断层面の両側での岩盤のズレと地震動による岩盤の揺れ）です。

これらのうち、地層処分の長期的な安全性を検討するうえでは、処分場を断層が横切って破断してしまうこと（ズレ）の方が、岩盤とともに処分場が振動すること（揺れ）に比べて、ずっと重大だと考えました。さらに、断層が処分場を破断するようなことは、めったに起こらないが、岩盤とともに処分場が揺れるようなことは、長期の間には幾度となく起こると考えました。そのうえで、第2次取りまとめでは、適切な場所を選べば、断層によって処分場が破断されるような事態が起こる可能性は十分に小さくできる、一方、地震によって処分場が揺れても、あらかじめそれを考慮して設計（耐震設計）しておけば対処できる、としています（総論

レポート III-20 など)。結局、この 2 点についての第 2 次取りまとめの結論が間違っているというのが、批判レポートの趣旨だと思います。以下、これを踏まえて議論を続けます。

3) 活断層

批判レポートでは「いつのまにか「地層処分において留意すべき地震＝活断層の活動」であるかのようにされ、2.3.1 では、ひたすら活断層だけを検討している。それと裏腹に、日本列島の地震そのものの検討が完全に抜け落ちているのである。」

(43 頁下 2 行～45 頁上 2 行) としています。第 2 次取りまとめでは、地層処分の観点から、活断層の活動を重視していることは事実です。上述したような処分場やその周辺の岩盤を破断・破壊する要因として、活断層に注目しているわけです。活断層は、過去に岩盤が破断され繰り返しズレ動いた跡であり、今後も同じことが繰り返される場所です。

第 2 次取りまとめでは、活断層を「過去数十万年間に繰り返し活動し、将来も活動する可能性のある断層」(総論レポート III-13) と定義しています。活断層の定義には研究者によって若干の違いはありますが、「将来に活動する可能性のある断層」という点では共通しています。少なくとも、第 2 次取りまとめで用いた定義が、地球科学の常識とかけ離れたものではないはずです。第 2 次取りまとめでも紹介しているように(総論レポート III-14)，わが国では、すでに活断層の分布図がいくつか出版されており、それらは将来活動するかもしれない断層という意味で活断層を抽出しています(図 1-3)。もちろん、批判レポートが指摘しているように、これらの活断層分布図がわが国に存在する活断層すべてを抽出したものではなく、未確認の活断層が存在するだらうことは分布図の作成者が共通に認識しているところです。第 2 次取りまとめでも、わが国における活断層の分布がすべて明らかになっていると主張しているわけではありません。むしろ、処分地の選定に当っては詳細な現地調査を実施して、活断層の存在の有無やその性質などを確認することが必要であるとしています。また、その際、地下に伏在している活断層の存在の可能性にも留意が必要なことを指摘しています(総論レポート III-17, VI-11 など)。

ただし、一般論として、大きな活断層は発見しやすく、小さな活断層ほど発見しにくい、また、大きな活断層による影響は大きく、小さな活断層による影響は小さい、と言えると思います。したがって、処分候補地の選定ー(処分候補地の中からの) 処分予定地の選定ー(処分予定地の中からの) 処分地の選定というプロセスに沿って、より詳細な調査を行いながら、活断層への対処をはかっていくことは可能です。たとえば、処分候補地を選定する際に、すでに存在がわかっている活断層を避けることによって、処分場が地震・断層活動による重大な影響(たとえば、広い範囲にわたって岩盤が破断・破碎されるような影響) を被る可能性は相当低くする

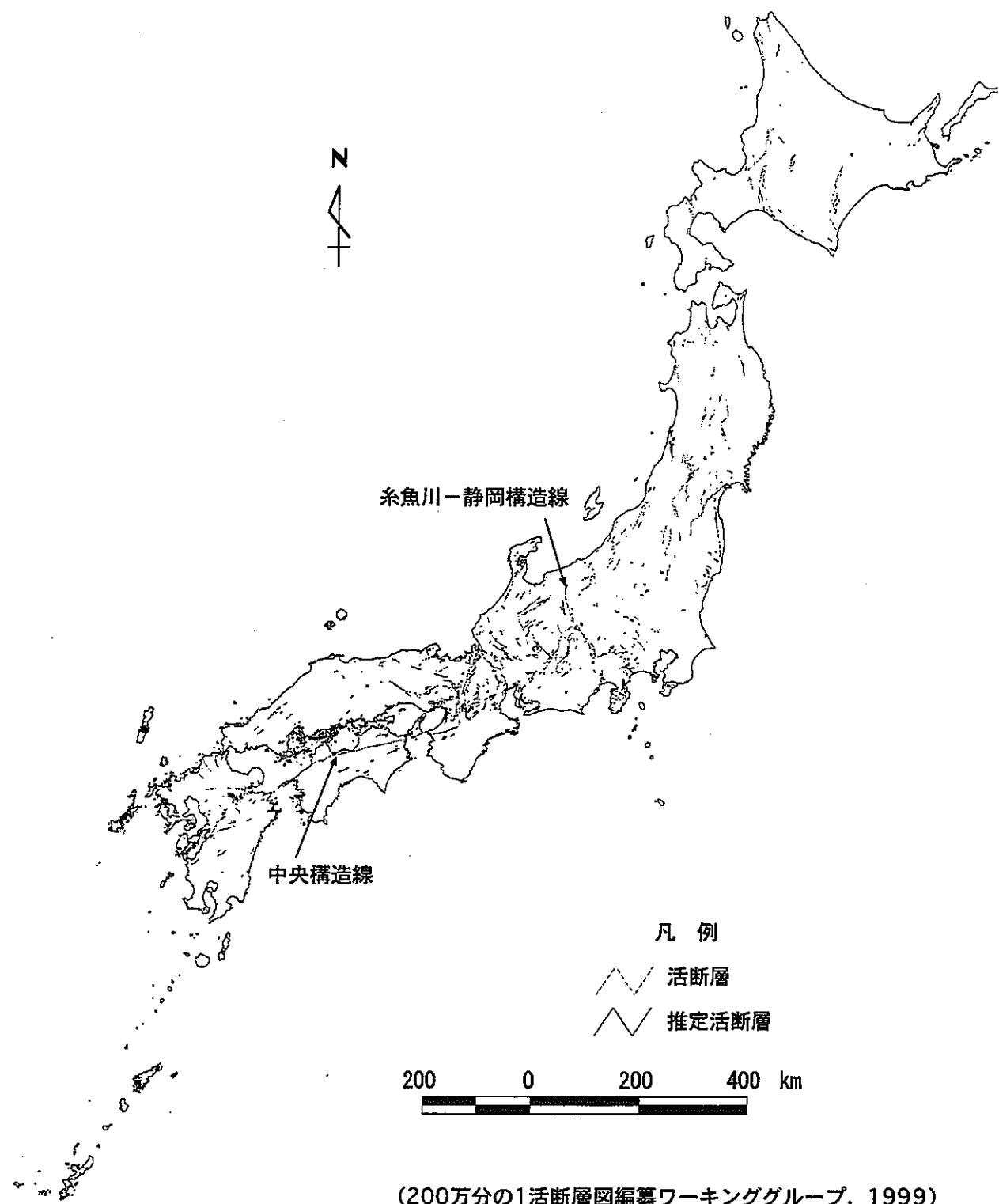


図 1-3 活断層分布図

数十万年前以降の地形や地層に変位を生じさせた断層

<第2次取りまとめ総論レポートIII-15より>

ことができます。次の処分地の選定段階には、地表踏査や地上からのボーリング、物理探査などを行って実際に活断層の有無を調べるわけですから、その結果に基づいて処分地を選定し、あるいは処分場のレイアウトなどを工夫すれば、地震・断層活動によって重大な影響を被る可能性はさらに小さくできます。最終的には、地下に坑道を掘削するわけですから、仮に処分場を横切るような断層があればその存在は確認できます。このように、活断層に着目して段階的な調査を行っていけば（たとえ、現時点ですべての活断層の存在がわかつていなくても），最終的には、地震・断層活動によって処分場が重大な影響を被る可能性は十分に低くできると考えます。

4) 活断層がなくても地震は起こる？

第2次取りまとめが活断層を偏重し過ぎていることの根拠として、批判レポートは「活断層の空白地域でも、大小の地震が少なからず発生している。」（47頁下20行）など、地表に活断層が現れない地震の存在を随所で指摘しています。これは、地下深部で始まった岩盤のズレが地表まで到達しない断層（これを活断層と呼ぶべきかどうかについては後述）として存在が推定されるもので、一般に規模（マグニチュード=M）が大きな地震は活断層として地表に現れ、比較的小さな地震は地表に活断層が現れないとされています。おそらく、それらの中間的なもの、すなわち「明瞭な活断層とは言えないが、何らかの痕跡が地表に残っているもの」もあるはずです。そのようなものは、対象地域を限定して現地での調査を注意深く行えば確認できます。

結局、批判レポートが主張するように、活断層がない（存在がわからない）地域の地下でも地震が起こっていることは事実で、批判レポートが注目しているグーデンベルグーリヒターの法則（マグニチュードが1大きく（小さく）なると、頻度は1/10（10倍）になるという規則性）にしたがえば、むしろ活断層で起こる大きな地震（たとえば、野島断層で起こった兵庫県南部地震）に比べて、活断層がないところの地下で起こる小さな地震の方が、回数としてはずっと多いと言えます。にもかかわらず、地震防災の観点からは、活断層に注目した調査が有効とされ、実際に兵庫県南部地震以降、総理府に設置された地震調査研究推進本部などを中心に、精力的な活断層調査が進められています。これは、やはり想定される地震の規模（=災害の規模）を問題にしているからで、その点は地層処分にとっても同じです。処分場の直下で地震が発生し岩盤がズレたとしても、そのズレが処分場まで達しなければ、（もちろん、処分場は揺れます）破壊されることはありません。

5) 活断層と地震の規模

批判レポートでも「・・・こういう活断層の地下部分ではM7クラスの固有の地震だけが起こるとする見方が有力である。」（50頁上1~2行）としているように、「ひとつの活断層が起こす最大の地震の規模はそれぞれ決まっている」と考えられ

ています。たとえば、わが国における活断層研究の開拓者のひとりである松田時彦先生は、著書「活断層」の中で「各活断層ごとに活動規模に固有値があるとする考えは、日本列島における最近 400 年間の地震活動と活断層の検討からも支持されています。」と書かれています（松田, 1995）。この考えにしたがえば、比較的小さな規模の地震を起こす地下（処分場よりも下）に潜んだ断層は、今後も地下に潜んだまま同じような規模の地震を繰り返すことになります。したがって、処分場を断層が横切って破壊してしまうというような影響を回避する観点からは、地表または地表付近（処分場の深度）にまで達している活断層に注目することが重要です。

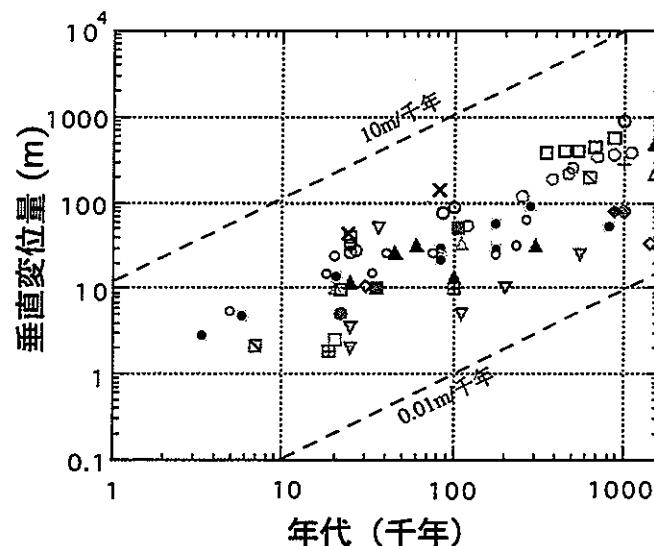
6) 新たな活断層の発生

仮に、地下に潜んでいた断層が、ある地震を機に、地表に現れたとしましょう。それは、地上にいる私たちあるいは人間社会にとって、そして地層処分にとっても、「新しい活断層が発生」したことを意味します。第2次取りまとめでも、地下に潜んでいた断層が地表に現れる場合と、地下に何もないところで断層が発生して地表に現れる場合の双方を含めて、「新たな活断層の発生」ととらえています。そのうえで、「テクトニクスに関する地殻応力場の顕著な変化が想定されない地域においては、活断層が現存していない地域に、新たに断層が発生するとは考え難い。」

（総論レポート III-17）と結論しています。これは、日本列島の活断層（私たちが存在を知っている活断層）についての検討の結果に基づくものです。これらの活断層は、地域によって差はありますが、たとえば西南日本では 50 万年前頃、東北日本ではもっと古い時期から、現在と同じような活動を開始していたと考えられています（総論レポート III-14）。このようなことは、活断層によって切られている地形や地層の年代とズレの大きさとの関係を調べることによってわかります。たとえば、50 万年前にできた地層と 100 万年前にできた地層が活断層によってそれぞれ 100 m よりも 200 m ズレていたとします。この場合、その活断層が活動を開始したのは、少なくとも 50 万年前よりも古くなります（50 万年前よりも新しければ、2つの地層のズレは等しくなるはずです）。ズレの大きさと年代との関係については、第2次取りまとめに代表的な活断層についての例を示しています（図 1-4）。また、第2次取りまとめで引用している「200 万分の 1 日本列島活断層図」（200 万分の 1 活断層図編纂ワーキンググループ, 2000）も、「・・・全国の活断層帯を予察的に分類すると、多くの活断層帯では、高位面・中位面・低位面・沖積面に累積的な変位が認められており、これらの活断層運動の開始時期が高位面形成期以前にまでさかのぼることがわかる。」として、活断層によるズレが昔の地形ほど大きく、活動（ズレ）が始まった時期は 20~30 万年前よりも古いくことを指摘しています（なお、高位面、中位面、低位面、沖積面は、それぞれ、20~30 万年前、約 10 万年前、2~3 万年前、約 1 万年前にできた地形）。結局、いま日本列島にある活断層は、千年前とか 1 万年前に新しくできた（あるいは、地下に潜んでいたものが地表に現れた）ものではないのです。

凡例

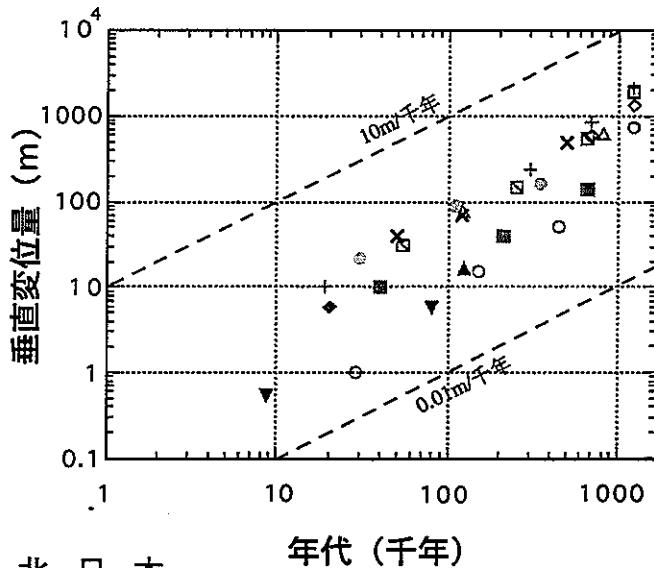
- 阿寺断層（岡田, 1980a）
- 堅田断層（松田, 1988a）
- ◆ 球投-境川断層（中山, 1987）
- ×
- 養老断層（中央部）（須貝ほか, 1997）
- +
- 養老断層（南部）（戸田ほか, 1997）
- △ 大阪湾断層（岩淵ほか, 1997）
- 帯解断層（奈良盆地）（奥村ほか, 1997）
- 金剛断層北部（佐竹ほか, 1998）
- ◆ 山田（金剛北）断層（佐竹ほか, 1997）
- ▲ 肥田断層（丹波）（植村, 1988）
- ▽ 有馬・高根構造線（寒川, 1978）
- 上町断層（藤田, 1986）
- 吳羽山断層（富山）（富山県活断層調査委員会, 1997）
- 長尾断層（四国）（香川県, 1997）
- 根尾谷断層（栗田ほか, 1998）
- 条魚川静岡構造線（諏訪）（岡田, 1986）
- 野島断層（竹村ほか, 1997；荒井・竹村, 1998）
- ◆ 花折断層（吉田, 1995）
- △ 屏風山断層（北部）（陶土団体研究グループ, 1994）
- ▲ 屏風山断層（南部）（陶土団体研究グループ, 1994）
- ▲ 清内路断層（活断層研究会編, 1991）
- ▽ 跡津川断層（竹村・藤井, 1984）
- 岡村断層（中央構造線）（岡田, 1980b）
- 石鎚断層（中央構造線）（岡田, 1980b）



西南日本

凡例

- 能代衝上断層（Awata et al., 1985）
- 北由利衝上断層（Awata et al., 1985）
- ◆ 仁賀保断層（Awata et al., 1985）
- ×
- 申川断層（Awata et al., 1985）
- +
- 酒田衝上断層（栗田・小松原, 1997）
- 花巻断層系（Awata and Kakimi, 1985）
- 津軽山地西縁断層帯（青森県, 1997）
- ◆ 浪岡挽曲（青森県, 1997）
- ▲ 平館断層（吾妻, 1995）
- ▽ 双葉断層（福島県, 1998）
- 折爪断層（青森県, 1998a）
- 入内断層（青森県, 1998b）
- △ 長町-利府線（Awata and Kakimi, 1985
; 活断層研究会編, 1991）



東北日本

図 1-4 主な活断層の垂直変位量と年代値との関係

百万年前以降、おおむね0.01~10m/千年で、古い地形や地層ほど垂直変位量が累積する。
主な引用文献は凡例に表示。

<第2次取りまとめ分冊 III-18より>

プレートの運動によって日本列島の変形が進行するにともなって蓄積されていく応力は、これらの活断層が周期的にズレ動くことによって解放されており、そういう仕組みが過去数十万年にわたって成り立っています。したがって、地殻の応力状態を規制するプレートの運動が大きく変わらなければ、現存する活断層（未確認のものも含めて）によってこの仕組みが維持されると考えられます。日本は地震列島だから、「いつ、どこで新たな活断層が発生してもおかしくない」と考えがちです。しかし、日本列島のように、すでに多数の活断層が存在するところでは、それらが繰り返し活動することによって地殻の中に蓄積されるエネルギーが解放されるため、むしろ「新しく活断層ができる必要はない」と考える方が理にかなっているのではないかでしょうか。もちろん、これは一般論で、個々の地域について断層活動の履歴や地殻の応力状態などを調べることが重要です。応力状態が変化しつつあって、断層活動の仕組みが変わろうとしているような地域では、新しく活断層が発生する可能性は（相対的に）高いと考えるべきです。

以上のことと、第2次取りまとめでは「わが国における主な地震・断層活動は、少なくとも過去数十万年程度にわたり、既存の活断層帯において同様の活動様式で繰り返し起こっており、この間、地殻応力場はおおむね安定して持続してきたとみなすことができる。このことから、十万年程度の将来については、今までと同様の活動が継続するものとして、地震・断層活動を評価することが妥当と考えられる。その際、地域によって活動性や活動様式が異なるため、逆断層帯の幅の拡大など、地域の特徴を十分に考慮する必要がある。」（総論レポート III-44）と記述しています（文中の「活断層帯」、「逆断層帯の幅の拡大」については、次項で述べます）。ここで、主な地震・断層活動とは、兵庫県南部地震（＝野島断層の活動）のように地震を伴って地表付近の岩盤まで（したがって、そこに処分場があれば、それも含めて）ズレ動かすような活動で、その履歴は活断層に記録されています。一方、岩盤のズレ（断層の上端）が処分場よりも深い地下深部でとどまるような活動は、地上にいる私たちにはいわゆる地震（地震動）としてのみ感知できるもので、処分場に対する影響も主に地震動によるものです。なお、このような地下に潜んでいるものも活断層だとする専門家もありますし、地表から認知できるものだけを活断層と呼ぶべきとする専門家もあります。批判レポートでは、地下に潜んでいるものまでも含めて活断層とするのは実用的でないとしています（47頁下19～7行）。地層処分にとっても同じです。

7) 活断層帯

第2次取りまとめでは、活断層を避けるうえで考慮すべき概念として活断層帯を定義しています。すなわち、「日本列島に分布する活断層は、地表付近でしばしば分岐が認められるため、地震・断層活動の発生の場所やその影響を評価するうえでは、近接する複数の活断層や活褶曲によって構成される「活断層帯」としてとらえ、

その性状や活動域などを把握することが重要である。」（総論レポート III-14）とし、その概念図として図 1-5 を載せています。これは、地下で 1 枚の断層面が地表付近で数枚に分かれたり、あるいは断層面が地表で 1 本の線として連続するのではなく、それが断続したり雁行したりすることが多いことに注目したものです。このような場合、1 枚 1 枚の断層面ではなく、全体を活断層帯としてとらえたうえで、これを避けることが重要です。なぜなら、将来また分岐が起こって新たな断層面が生じたり、断続した部分が連続するかもしれないからです。分岐が認められるのは一部の逆断層帯に限られますが、そのようなところでは避けるべき活断層帯の幅が将来拡大する可能性にも注意が必要です。前項の第 2 次取りまとめの記述は、その点を特筆したものです。このように、活断層を 1 枚の断層面ではなく活断層帯として認識することによって、処分地の選定をより有効なものとすることができます。なお、第 2 次取りまとめには、逆断層帯の幅が拡大した実例として千屋断層の地下構造調査の結果を示しています（図 1-6）。千屋断層における活断層帯の幅は現在約 2 km で、並走する複数の断層面は地下 1~2km で 1 枚に収斂すると推定されています。

8) 将来の断層活動

以上に述べてきたように、日本列島における今後の断層活動（地表に現れるような活動）については、以下のように考えます。

- ①基本的に、現存する活断層が繰り返し活動する。
- ②現存する活断層帯の近傍に、新たな断層面が形成されることがあり得る。
- ③地殻の応力状態が変化しつつあるような地域では、新しい活断層が発生する可能性がある。
- ④地殻の応力状態が安定している地域では、現存する活断層や活断層帯と無関係に新たな活断層が発生する可能性は極めて低い。

上記については、地域を限定することによって、より具体的な検討が可能になります。すなわち、調査段階が進むにつれて詳細化されてくる情報に基づき、処分候補地が（さらに、処分候補地の中から処分予定地、処分予定地の中から処分地が）選定され、また、処分場のレイアウトや工学的な対策が施されます。また、場合によっては断層活動を考慮した安全評価がなされることになります。いずれにしても、未確認の活断層や伏在活断層が存在する可能性にも注意して調査を進めながら、現存する活断層や活断層帯を避けて処分地を選定していくというプロセスを丁寧にたどることにより、処分場が断層活動によって重大な影響を被る可能性を十分に低くできると考えます。

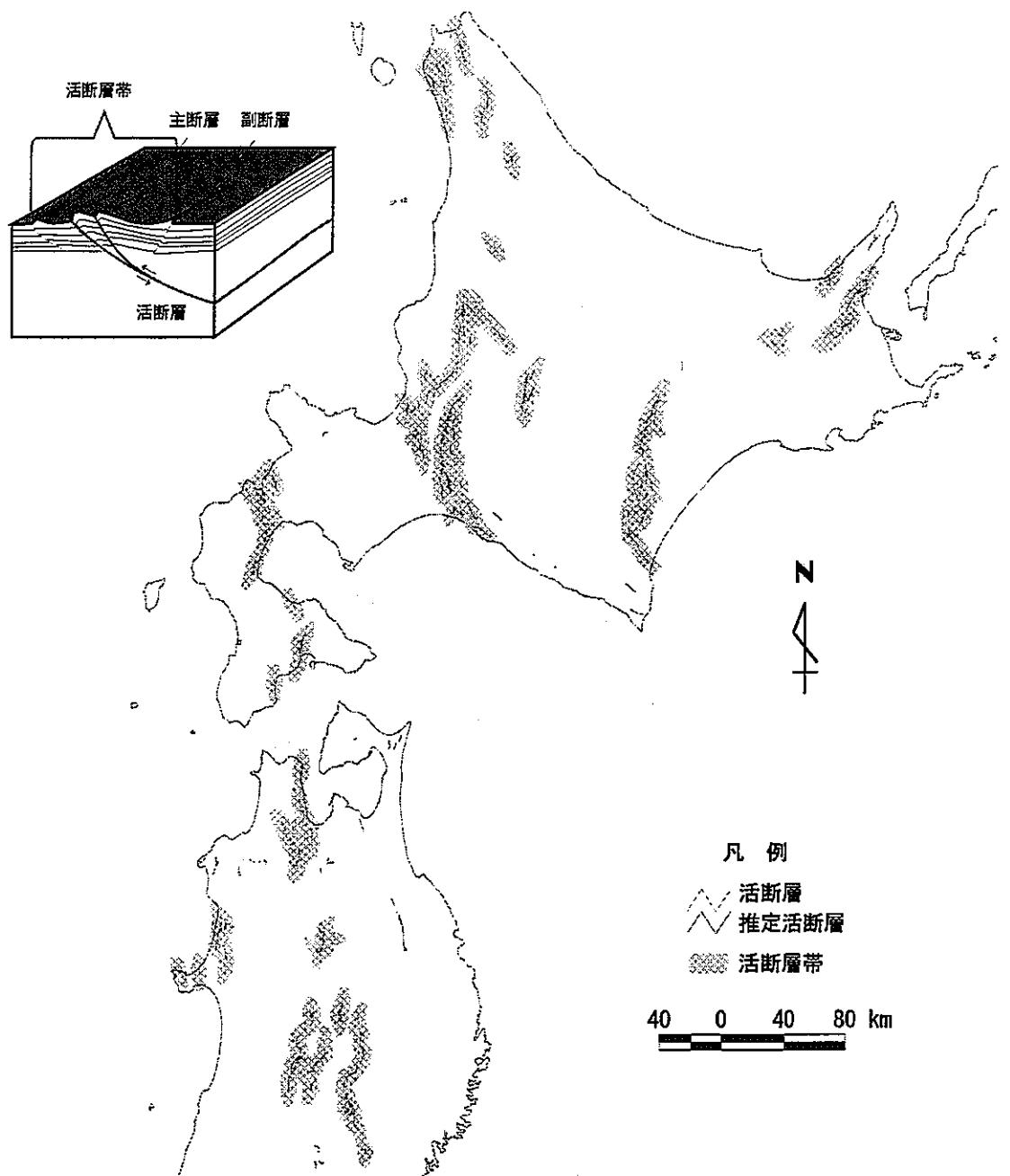


図 1-5 活断層帯の例

活断層分布図（200万分の1活断層図編纂ワーキンググループ、1999）の活断層データに基づいて設定した活断層帯（東北日本の例）。左上の図は活断層帯の模式断面図。

＜第2次取りまとめ総論III-16より＞

<第2次取りまとめ総論レポートII-18より>

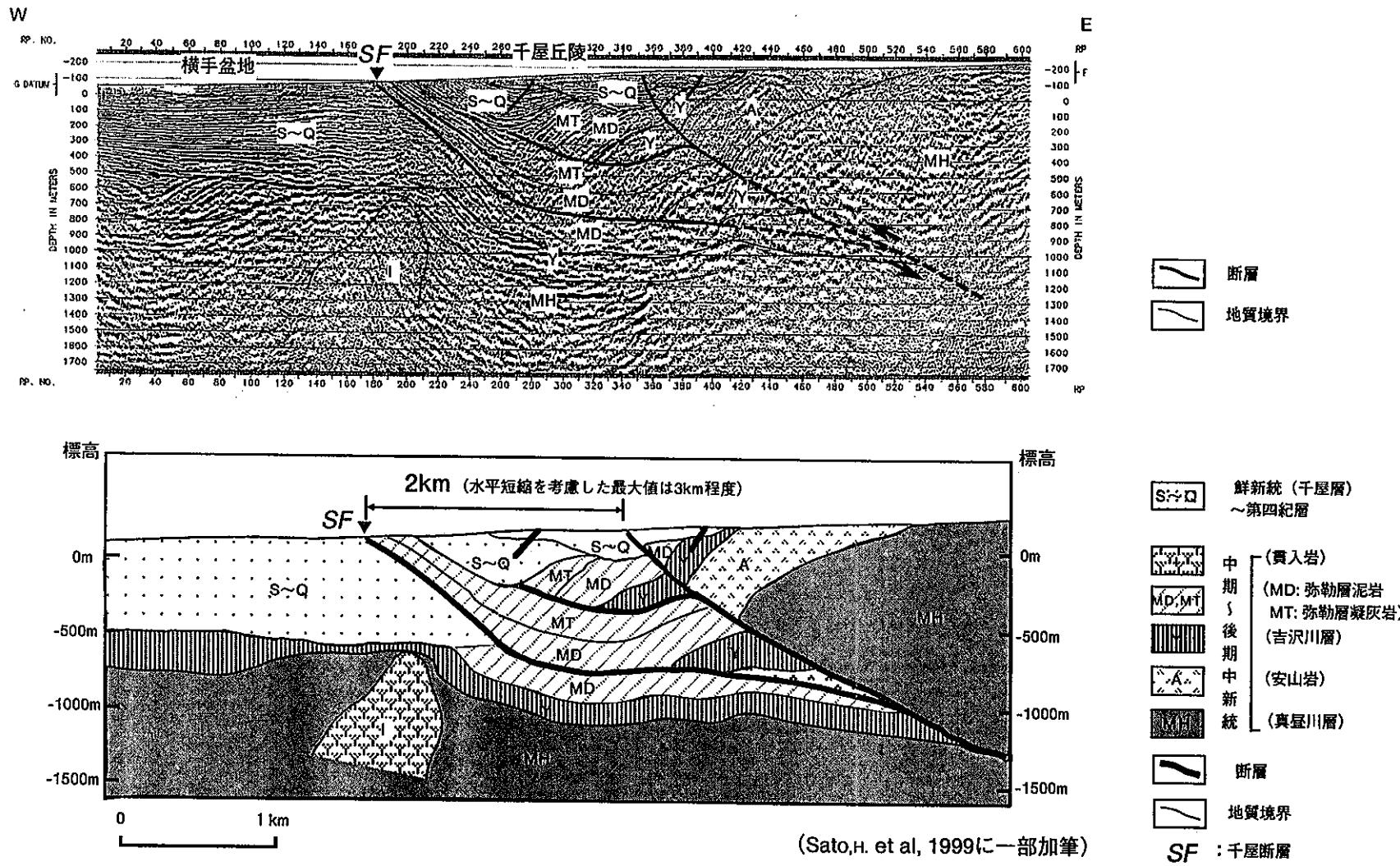


図 1-6 逆断層の地下構造（千屋断層の例）

断層近傍の反射法地震探査解析図（上）とそれに基づいて推定された地質断面図（下）

4. 地震・断層活動が地層処分へ与える影響

批判レポートは「地震が処分場に及ぼす影響という非常に重要な問題に関しても、『第2次取りまとめ』は、地震現象の理解が不適当であるために、的外れできわめて不十分な検討しかしていない。」（50頁下17～16行）としています。第2次取りまとめにおける地震現象（第2次取りまとめでは「地震・断層活動」と呼んでいます）の理解については前節で述べたので、ここでは、その地層処分に対する影響について検討します。批判レポートは、これを、①震源断層面によるズレ、②地震動（地震の揺れ）、③ひずみ・応力変化と地下水の変動、に分けて議論しています。

1) 震源断層面によるズレ

批判レポートは「・・・例えば横に5kmくらい離れた地点の深さ5km弱でズレ始めたM5.5の地震の震源断層面が処分場まで延びて30cm程度のズレが横切るといったケースや、横に50km近く離れた場所の深さ15km程度でズレ始めたM7クラスの大地震の震源断層面が処分場にかかる坑道群を1.5mくらいズレ動かすといったケースは、10万年の間にはありえないことではない。」（51頁上9～13行）としています。非常に具体的な例示ですが、結局「新しい活断層が発生して処分場を横切る」というシナリオです。前節で述べたように、その可能性は非常に小さいと考えますが、第2次取りまとめでは、そういうことが仮に起こったとしたらどうなるかといった観点での評価も行っています（総論レポート付録B-1～11）。すなわち、隆起・侵食によって処分場が露出するシナリオや新たな断層が発生して処分場を横切るシナリオ、火山が噴火して廃棄体を地表に放出するシナリオなどです。このうち新たな断層の発生については、処分場全体を横切る断層が発生し、それを通じて放射能に汚染された地下水が最短距離で生物圏まで上昇してくるとして、断層の発生時期や断層中の地下水の流速を変えたいいくつかの条件で、線量評価を行っています。その結果では、新たな断層の発生に起因する線量は自然の放射線レベルを大きく超えることはありませんでした（総論レポート付録B-5～7）。

2) 地震動（地震の揺れ）

批判レポートは、第2次取りまとめの「ニアフィールドの動的耐震解析では、緩衝材一岩盤間のジョイント要素の設定が解析結果に多大な影響を及ぼし、地震時に人工バリアが周辺岩盤とも剛体になって挙動するためには、緩衝材の膨潤圧などにより緩衝材一岩盤間のせん断剛性を高めなければならないことが推測された。」（分冊2IV-420）との記述を引用して、「人工バリアと周辺岩盤とが一体となって振動するようにするのは、工学技術の今後の課題、というのが真相だろう。」（51頁下5～4行）としています。

ここで問題にしているのは、地震時における岩盤とその中に人工バリアの揺

れ方です。周辺の岩盤と人工バリアが一体となって同じように揺れれば、どこにも無理な力は加わりませんが、周辺岩盤と人工バリアの揺れ方にズレが生じると、人工バリアに局所的な応力が発生してそこに余分な力が加わります。地上の建物の場合、地震の際に建物全体が地面と全く同じ動きをすることはありません（地面にテープ状に貼り付いた状態なら別ですが）。多少の差はある、建物が地面に対して、たとえば「しなる」ような揺れ方をします。このような挙動を解析して対策するのが耐震設計です。一方、地下の処分場の場合には、人工バリアは岩盤中に隙間なく埋め込まれているわけですから、感覚的には人工バリアと周辺の岩盤は一体となって揺れると考えられます。第2次取りまとめでは、これを解析によって検討しました。

批判レポートが引用している記述は、条件を変えたいいくつかのケースについて解析した結果の「まとめ」の部分です。その前段までに示した実際の解析（分冊2 IV-392～419）では、全般的に、緩衝材（粘土）中に地下水が浸透した状態で地震が起った際、人工バリアと周辺岩盤とがほぼ一体となって振動するという結果が得られています。ただし、一部の条件下で、人工バリアが周辺岩盤よりも振動が増幅されるケースがありました。これを防止する対策のひとつとして、「たとえば、緩衝材外側（岩盤に接する付近）で緩衝材の有効粘土密度を上げ、膨潤圧を上昇させるなどの対処を行い、緩衝材一岩盤間のせん断剛性を高める必要がある。ただし、本解析での地震波の卓越周波数、各出力点の変位時刻歴（各出力点の相対変位はほとんどない）および応答倍率から、人工バリアの耐震安定性上は問題ないと思われる。」（分冊2 IV-407）と述べています。すなわち、耐震上は人工バリアと周辺岩盤ができるだけ一体となって振動する方が望ましいのですが、完全に一体とならなければ人工バリアが破綻するわけではありません。指摘の部分は、人工バリアの耐震安定性を向上させるための施工上の留意点として述べたものです。なお、批判レポートは「緩衝材の性質のわずかな変化や、想定外の強い地震動などによっては、人工バリアと天然の岩盤の接触部に隙間ができたり緩衝材が変形したりして、地下水の流れに大きな影響を与える恐れがあると思われる。」（51頁下4～2行）としていますが、岩盤とオーバーパックの間を充てんしている緩衝材は、水分を吸収して膨張しようとしている状態であり（第2次取りまとめの仕様では、0.5 MPa の膨潤圧が発生します：総論レポート IV-51），また可塑性があるため、岩盤との間に隙間ができるようなことはないと考えます。

もちろん、処分システムの性能を最大限に發揮させるためには、人工バリアの施工を適切に行うことが重要であり、また、そのために今後も研究開発が必要です。とくに、地下坑道内で緩衝材を施工する作業については経験も少ないので、実際に何度も試してみて最適な方法を確立していくことが重要です。ただし、第2次取りまとめにも示しているように（分冊2 IV-69～198など），緩衝材の特性や製作・施

工技術については、これまでにもさまざまな実験や海外での事例などを通じて多くの知見を蓄積しており、地質環境条件や安全上の要求に応じて適切に設計・施工できるとの見通しは得られています。実際に地層処分が実施されるまでには 30 年以上あるわけですから、この見通しを地下の研究施設や実際の現場で確認し、実用化していくまでには十分な時間的余裕があります。

批判レポートは「・・・地震動に関しては、『第 2 次取りまとめ』は、地下深部では地表より弱いことを強調している。一般的にはそうであるが、地震（＝震源断層運動）の規模（M）と震源断層面からの距離によっては、かなり強くなって、影響が生じうる。」（51 頁下 14~12 行）としています。批判レポートが言うように、地震の規模や震源からの距離によって被る地震動の大きさはもちろん違ってきますが、一般論として、地震による揺れが地表付近に比べて小さいことは、地下深部における重要な特長のひとつです。釜石鉱山での地震観測によれば、地下百数十 m 以深で観測された地震による揺れは、地表付近の 1/2~1/3 程度でした（総論レポート III-20）。一方、地表～地下浅部の構築物（たとえば、原子力発電所や地下鉄など）については、耐震設計の技術も経験もあります。これに対比して、地下深部の方が地震による揺れが小さいという事実は、それだけで、処分場のような地下深部の構築物に対する耐震設計が必ずしも困難ではないこと、および廃棄物を地表で保管するよりも地下深部に埋設する方が地震動に対してより安全であり得ることを示唆しています。だからと言って、第 2 次取りまとめは、地震動に対して何も考慮する必要がないと主張しているわけではありません。「・・・最大級の地震動を考慮して、これらに適切に対処することにより、地層処分システムに対する重大な影響を避けることができると考えられる。」（総論レポート III-20）と述べており、地層処分の工学技術として、実際に地震動を考慮した設計の方法や結果を示しています（総論レポート IV-100~104、分冊 2 IV-375~420）。

3) ひずみ・応力変化と地下水の変動

批判レポートでは「・・・地震というと揺れ（地震動）だけを思い浮かべがちだが、そればかりではなくて、揺れが終わったあとも広範囲に永久的な変形と応力変化を残すことが重要である。」（52 頁上 8~9 行）として、「・・・深さ 1km でも、もっと深いところでも変形や応力変化は生じるので、それによる深部の水の挙動変化は重要な問題である。」（52 頁上 19~21 行）としています。批判レポートの指摘のとおり、大きな地震が起こった後、岩盤に変形や応力変化が残ることは十分に考えられることです。第 2 次取りまとめでも、実際の観測結果として「釜石鉱山内の水晶管伸縮計方式岩盤歪み計で、約 $0.05\mu\text{m}$ の残留歪みと 0.024kgf cm^{-2} の水圧変化が記録されている。」（分冊 1 II-45）と記述しています。釜石鉱山では、8 年間に 344 回の地震が観測されました。そのうち地震時に水圧変化が検知されたのは 18 回でした。いずれも、数週間のうちに元のトレンド上に戻っており、変化の程度も季節

変動の範囲内でした（分冊1 II-43）。

地下水の流動は、その地域の動水勾配と岩盤の透水性に支配されます。これらが、地震に伴う変形や応力変化の影響を被ることは十分に考えられることです。第2次取りまとめにも、兵庫県南部地震の直後に淡路島北部の広い範囲で観測された湧水と井戸の水位低下（分冊1 II-40）や南海道地震の際に道後温泉で観測された源泉の水位低下の例（分冊1 II-45）をあげています。しかし、ひとつの地震を境に、深部岩盤中の地下水の挙動がそれまでと大きく（地層処分の安全性を揺るがすほどに）変化するとは考えていません。わが国で地層処分の対象となるような岩盤は数百万年～数千万年前あるいはそれ以前にできたもので、現在までに無数とも言える回数の地震動を経験しているはずです。今後のたとえば10万年に比べても、その何倍もの地震の影響を被ってきてています。釜石鉱山の地下坑道を利用した割れ目調査の結果によれば、割れ目のほとんどは花崗岩体ができて間もない時期に形成されています（分冊1 III-12）。大地震のたびに沢山の割れ目が発生して、岩盤の透水性が著しく増加していくということではなさそうです。地震に伴い、岩盤中に局所的な応力の集中や解放が起こって割れ目が開閉し、小規模な水流が生じたり、あるいは地下水の混合が起こって一時的に水質が変化したりするようなことはあると思いますが、地下数百m～1,000mにある処分場を取り巻く地下水の流れやその水質が、処分システムの性能に支障を及ぼすほど劇的に、かつ長期にわたって変化するとは一般には考えにくいと思います。なお、上述した兵庫県南部地震の際の湧水は地表付近の地下水であることが同位体分析によって推定されており（分冊1 II-40），また、南海道地震の際の道後温泉での水位低下は3ヵ月後に回復しています（分冊1 II-45）。

処分場周辺の地下水の挙動については、現地での状態を調べたうえで、安全評価上のパラメータ（動水勾配や透水係数など）を設定し、それにある程度の幅を持たせてやれば、処分システムの安全性を裕度を持って評価できると考えます。第2次取りまとめでは、たとえば動水勾配として0.001, 0.01, 0.1の3つのケースを想定して安全評価を行っています（総論レポートV-116）。これによって、場所による地形条件や地質条件の違いはもとより、地震を被ったときの応力変化などの影響も十分に包含されていると考えます。

5. おわりに

わが国の地質環境に対する基本的な理解は、第2次取りまとめと批判レポートとの間で、本質的に異なっているわけではないと思います。相違があるとすれば、そういう科学的な理解を踏まえて、地層処分をどうとらえるかという点です。たとえば、10万年の地質環境の評価には不確かさが伴う、という点は共通の認識です。この点について、批判レポートでは、わが国で地層処分の場所を選ぶことは「賭と

「いっても過言ではない」（42頁下13行）としています。私たちは、現在の科学技術を駆使すれば、不確かさを考慮しても地層処分の安全性を十分に確保することはできると考えます。過去の火山活動や断層活動の履歴を調べることは、いまの科学でも可能です。それによって、いつ、どこで、火山噴火や地震が起こるかを正確に言い当てることは、いまの科学ではできません。しかし、もし火山噴火が起こるとすれば、それは現在の火山地域のどこかであり、断層活動が起こるとしたら現在ある活断層帯のどれかであろうことは、いまの科学でも相当の確度を持って言えることです。火山地域や活断層帯などを避けて処分地を選ぶという行為は、科学的に十分に意味のある有効な行為だと考えます。

さらに、そのうえで、もし新たな断層が発生して処分場を横切った場合にはどうなるかを評価することも可能です。上述したように、断層が処分場を横切ってそれが地下水の移行経路となつたとしても、即座に大量の放射能が生物圏に放出されて惨劇を招くわけではありません。第2次取りまとめで想定した条件では、新たな断層の発生に起因する線量は自然の放射線レベルと同程度でした。このような事象については、それが起こる可能性と起こった場合の影響の程度の双方を考え併せたうえで、放射性廃棄物を地層処分することに伴うリスクは十分に低いと言えるのか、あるいは、たとえば地上で永久管理する方法に比べてどうか、などを判断していくべきだと考えます。もちろん判断するのは社会で、そのための情報を提供するのが私たちの役割であり、第2次取りまとめの目的です。

第2次取りまとめに当たっては、地球科学の分野に蓄積されている日本列島に関する知識や情報を分析するとともに、地層処分の観点から重要な課題に焦点を当てて野外調査を主体とする事例研究を行いました。その際、大学等の専門家による検討委員会を組織したり、共同研究などを通じて多数の地球科学専門家の協力を得ました。取りまとめの内容についても、そういった専門家との議論を重ねてきました。批判レポートが指摘しているように、地球科学にはまだ解明されていないことが沢山あるのは事実です。しかし、第2次取りまとめに示し、ここでも紹介したように、先人たちの努力によってわかつてきたことも沢山あります。

第2次取りまとめは、対象とする岩種や地域を特定することなく幅広い地質環境を想定して地層処分の実現性を検討しています。わが国の地質環境の多様性や将来の変化、あるいはそれらの不確実性を考慮するため、さまざまな地質環境条件を設定して評価しています。その結果、想定される被ばく線量やその時間的な変化は個々の条件によって変わりますが、全般的に低いレベルに収まっています（総論レポート V-122）。地層処分システムは、地質環境の条件が多少変化しても、全体としての性能が大きく変わるものではないのです。換言すれば、地質環境の全ての条件が精緻に把握でき、その将来的な変化が正確に予測できなければ、地層処分の安全性

が議論できないわけではありません。設定する地質環境条件に、不確かさの程度に応じた適切な幅を持たせることにより、今の地球科学のレベルでも地層処分の安全性を十分に検討することはできます。これが、第2次取りまとめの結論です。

もちろん、第2次取りまとめをもって地層処分の研究開発が終了したわけではありません。今後は、第2次取りまとめに示したような日本列島のテクトニクスおよびこれを背景としたわが国における天然現象の活動の特徴を踏まえつつ、個々の地域における個々の現象や特性に焦点を当てて検討していくことが必要だと考えます。

高レベル放射性廃棄物の問題を解決していくためには、地球科学者の協力が不可欠です。そして、社会がこの問題を議論し結論を出していくうえで、地球科学者の発言が重要な意味を持ちます。第2次取りまとめを契機に、高レベル放射性廃棄物の処分という問題に対する地球科学者の関心と参加の気運が高まる 것을期待しています。

参考文献

200万分の1活断層図編纂ワーキンググループ（2000）：「200万分の1日本列島活断層図」－過去数十万年間の断層活動の特徴－、活断層研究、No.19, pp. 3-12.

松田時彦（1995）：活断層、岩波新書。

第2章 工学技術と深部坑道の安定性について

1. はじめに

本章では、批判レポートの第4章「工学技術」批判－深部坑道の安定性についてに対するサイクル機構の見解を述べます。批判レポートのこの部分の記述は、第2次取りまとめ「地層処分の工学技術」として示した内容に対応するものです。

批判レポート第4章の「1. はじめに」には、「高レベル廃棄物の放射能が無害な程度まで低下する期間、人間の生活空間と接触しないよう、何らかの方法で隔離しておかなければならない。地層処分では、その期間よりも十分長期にわたって隔離する機能を自然地盤が持っているかどうかが問われることになる。幾つかの国で深地層の性質ならびに挙動に関する調査・研究がなされているが、未だに確たる結論を得るに至っていない。不均質を免れない自然地盤を対象とし、かつ再現不可能な10万年オーダーのタイムスパンにわたる検討には、核燃機構がいみじくも“間接的実証”なる形容矛盾の新（珍？）概念を創り出しているように、自然科学がこれまで依拠してきた実証性を欠いているからである（本章末尾【注】実証性について、参照）。」（56頁上2～8行）と述べられています。

この点について、第2次取りまとめでは、地層処分特有の時間スケールと地層処分システムの安全評価の特徴として、「地層処分システムの安全性を評価することが、通常の工学システムの場合と大きく異なるのは、一きわめて長い時間スケールを考慮しなければならないこと、一天然の地層という不均質で大きな空間領域を有するシステム要素を含むこと、の2点である。このため従来の工学的アプローチのように、設計に基づいて試験的にシステム全体を構築し、これを実際に作動させてその安全性を実証するという直接的な方法をとることができない。これが地層処分の安全評価に特徴的な問題である。」（総論レポートII-9頁）と捉えています。そのためのアプローチは、シナリオに基づくモデル予測によって人間への影響を論じることにより、システムの安全性を評価することです。このようなアプローチは、“間接的実証”と呼ばれ、第2次取りまとめ独自のものではなく、国際的にも認められた考え方（OECD/NEA, 1983：OECD/NEA, 1991）です。第2次取りまとめは、これら一連の作業をわが国の地層処分システムに対して具体的に行なったものです（総論レポートII-8～12頁）。

また、批判レポートでは、「世界の中で有数の地殻変動帯に位置する日本の地質環境の劣悪さを、人工バリアを付加することによって補おうとするもの、と受け取られている【OECD/NEA国際レビュー1999.10.20仮訳2頁：（地層が有するバリア機能への依存を相対的に下げている）ことは、処分場が初期の概念設計の段階にあり、地層が有する機能に大きな不確実性が存在するを考慮すれば受け入れられる考え方である。】（56頁上13～17行）としてます。

OECD/NEA国際レビューの内容を引用して述べられている点について、第2次取りまとめでは、「わが国における地層処分を考える場合、まず、わが国が変動帯に位置するという地質学的特徴を念頭に置く必要がある。わが国においては、安定大陸

に比べて地震・断層活動および火山・火成活動の頻度が高く、このような天然現象が処分の安全性に影響を及ぼさないようにすることが、安全に地層処分を行ううえでの前提として重要である。」（総論レポートII-3頁）と捉えています。従って、廃棄物と人間との物理的接近の影響を避け、地下水による人間環境への影響に対する安全機能の冗長性（redundancy）を確保するため、わが国の地層処分概念は、「安定な地質環境に、性能に余裕をもたせた人工バリアを含む多重バリアシステムを構築する」ものです（総論レポートII-3頁）。この概念は、地質環境の長期的安定性に影響を及ぼす可能性のある天然現象に対しては、地層処分に際し重大な影響が及ばないように地域を選定（これが可能であることは総論レポート第III章で論じています。）し、起こりうる地下水の影響に対しては地質環境のもつ隔離機能（天然バリア）の予測に伴う不確実性を有することに対し人工バリアの性能に余裕を持たせようというものであり、地質環境が劣悪であるからということではありません。この考え方を受け、第2次取りまとめに示した工学技術では、長期的な安定性を備えた幅広い地質環境を考慮して、人工バリアや処分施設の設計の考え方や設計要件を一般的に示し、これらに基づいて例示的に設計を試みています（総論レポートIV-1頁）。

また、「実現可能性を左右する問題としては、操業方法、ことに高レベル放射性廃棄物を地上施設から豊坑を降りアクセス坑道を通じて処分坑道まで運搬すること、どの工程を無人化してどの工程を放射線管理区域外としうるか、などインベントリーが絡んで（第6章参照）核燃機構レポートの中では不明のまま残されている。」（56頁下10～7行）と指摘しています。

第2次取りまとめでは、ガラス固化体の受け入れから人工バリア定置までの工程を地上施設、アクセス坑道、連絡坑道・主要坑道・処分坑道に区分して、各施設における作業の内容、手順、および作業に必要となる設備類について包括的に検討し、各施設の概念を示すとともに、放射線管理区域設定の考え方などについて検討しています（総論レポート IV-118～125頁、分冊2 V-34～61頁）。この中でガラス固化体をオーバーパックに封入した廃棄体や緩衝材の搬送・定置については、現状技術あるいは近い将来実現可能と考えられる技術を用いて実施できる見通しが得られています。また、連絡坑道・主要坑道・処分坑道においては、廃棄体の定置作業のスケジュールや方法により、パネルごとあるいは処分坑道ごとに放射線管理区域を移動させていく考え方を示しています。さらに、放射線源となる廃棄体のハンドリングについては、作業員による直接作業が不可能であるため、放射線の遮へい、あるいは作業の遠隔自動化を検討しており、現段階としての検討は十分なものと考えています。インベントリーの問題に対する見解は、本報告書第3章に示すとおり、問題にならないと考えています。

2. 岩盤物性の設定

2.1 一軸圧縮強度

批判レポートでは、『3. 天然岩盤の一軸圧縮強度のばらつき』の中で一軸圧縮強度のデータがばらついていることを取り上げ、さらに、「硬岩系と認定されたすべての対象岩盤が平均値115MPa以上の強度があることを前提とする設計標準では、坑道

の崩壊が起こる可能性が無視しえないことは、自明である。このようなばらつき幅の大きな天然岩盤を対象として、平均値をもって強度の設計数値を設定することは、大きな疑問がある。」(58頁下3行～59頁上2行)とあります。

第2次取りまとめにおける硬岩系、軟岩系岩盤の区別は、様々な文献データ、実測値から一軸圧縮強度を基に設計例を示すために設定したものであり、ある岩盤をこの基準によって硬岩系岩盤と認定し、認定された硬岩系岩盤の一軸圧縮強度が平均値115MPa以上の強度でなければならないということではありません。設定した軟岩系と硬岩系の設計用岩盤特性データセット間の領域については、これら2つのデータセットに対して力学的に安定な坑道を現状技術で設計・施工できることを例示しておけば、それを応用することによって対応できると考えます。また設定した硬岩系岩盤の力学特性値よりも高い領域に対しても、設計・施工上より良好な条件となるため、同様に応用することができるものと考えます。

将来サイトが特定されれば、今回の一軸圧縮強度による分類（軟岩系、硬岩系岩盤）に関わりなく、調査によって得られたサイトの地質環境条件に基づき、そのサイトでのばらつきを考慮し、適切に設計を行うことができると考えています。

2.2 岩盤物性

批判レポートでは、「しかるに、候補地を“遠巻きにして”調べたばらつき幅の大きな調査データから、坑道を掘り進めるサイトそのものの岩盤強度を精度良く推定することは不可能である。それゆえ核燃機構レポートとしては、このような岩盤強度のばらつき幅を前提としてもなお坑道の安定を確保できるような、解析方法を探るべきである。設計に用いる強度など力学特性の数値の設定には、特段の慎重さが求められている。」(60頁上10～14行)と評し、さらに、「特にデータのばらつきを知ることができるように『オリジナルデータの一括』の公表は、一般に施主の利益にはならず（その理由には、公権力行使としての土木工事に纏わる微妙な問題を含む）、その例がない。」(59頁下13～11行)と述べています。

第2次取りまとめでは、ある特定の地質環境に着目しているわけではなく、わが国の地質環境を幅広く考慮して、一般的に設計手法の検討を行ったものであり、候補地を“遠巻きにして”調べたものではありません。サイトが特定され処分場を設計する段階においては、これまでの経験等を生かし、そのサイト固有の地質環境の不均質性に十分留意しながら設計が行われることになり、十分な精度で岩盤強度等を推定しうるものと考えています。

批判レポートでは、「岩盤の強度を表す特性値の一つである内部摩擦角が、平均値よりも著しく過大評価されているのが目につく。」(58頁上1～2行)と評し、「(図 A-9 岩石の一軸圧縮強度と内部摩擦角の関係(硬岩系岩盤グループ基本データセット)(分冊2 A-11頁)に対して)誰が見てもこの図は両者の間に相関がないことを示しており、平均値の▲印(38.5度)をなぜ45度としてよいのか、一片の根拠も示されていない。」(58頁上10～12行)と述べています。

岩盤の内部摩擦角については、以下のように設定しています。公開されている文献を基に作成したデータベースのうち、結晶質岩（酸性岩）の内部摩擦角データは119個あり、これらの平均値は 38.5° となります（表2-1）。一般に、一軸圧縮強度と内部摩擦角は関連づけて論じられている（たとえば、菊地ほか、1984）ため、図2-1には、表2-1に示されている119個の内部摩擦角データのうち、一軸圧縮強度と内部摩擦角の両方が揃っている26個のデータを抽出して示しています。これらのデータから一軸圧縮強度と内部摩擦角との関係を求め、一軸圧縮強度の平均値115MPaに対応する内部摩擦角を求めるところが 45° になります。この値は、これら26個のデータの平均値である 48.3° と比較しても大きく変わりません。また、この値は、東濃地域や釜石鉱山で取得された深部の岩石の内部摩擦角と比較しても大きな差が無いことから、地下深部の特性を表現しているものと考えることができます。以上より、内部摩擦角として 45° を用いて検討を行っております。図2-1の平均値▲印は、参考のため表2-1に示されている119個のデータの平均値 38.5° を一軸圧縮強度の平均値115MPaとともに示したもので、26個のデータの平均値ではありません。仮に、設定した内部摩擦角 45° の代わりに 38° としても、検討に用いた他のパラメータの範囲では円形断面の空洞は力学的に安定するものと考えられます。

表2-1 内部摩擦角の基本統計量（分冊1 III-102頁、表3.5-1より抜粋）

	個数	最大値	最小値	平均値	中央値	標準偏差
硬岩系岩盤の内部摩擦角	119	62°	4.6°	38.5°	40.0°	11.8°

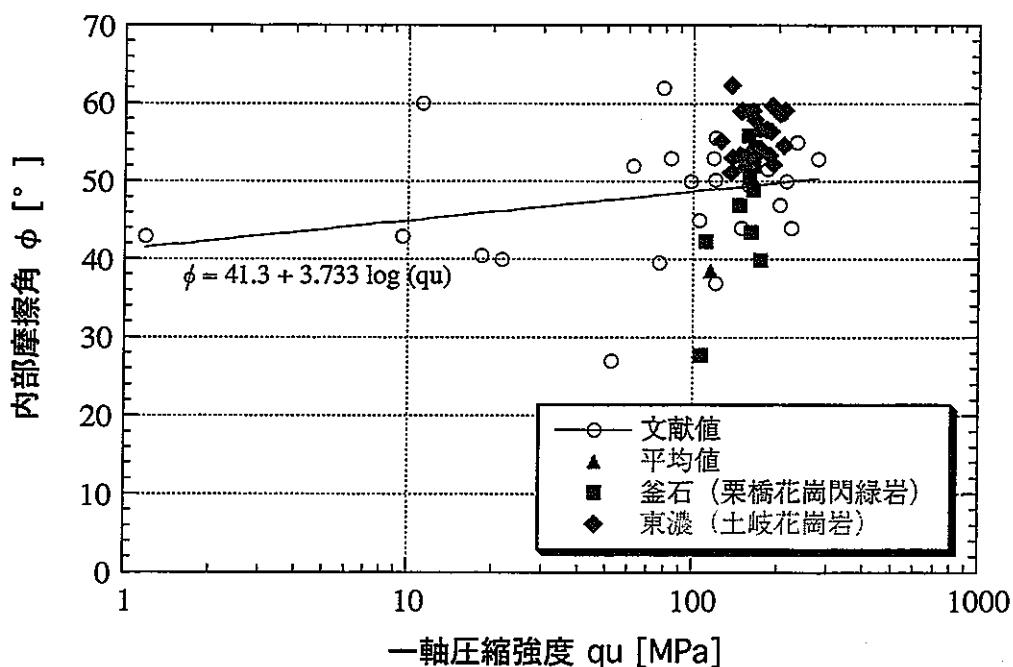


図2-1 岩石の一軸圧縮強度と内部摩擦角の関係

（硬岩系岩盤グループ基本データセット）

（分冊2 A-11頁、図A-9）

2.3 側圧係数

批判レポートでは、側圧係数の深度依存性の関係式について「実はこの図中の式は、『側圧を鉛直圧で除した値』の集まりを深さに対して『平均的に』結んだものではない。この式は『側圧と深さの式』を『鉛直圧と深さの式』で割り算したものであり、それには『地下深部では1よりも小さい値に漸近する傾向がみとめられる』と解説されている。これは二重に誤りである。」(61頁下8~5行)と指摘しています。さらに、「この図にプロットされた61個の実測値の集まりからは、深さ1000m付近において核燃機構が採用した値0.924よりもかなり小さな側圧係数が示唆されている、と読み取るべきである。」(62頁上1~3行)と論じています。

第2次取りまとめでは、地下深部の一般的な応力特性を把握したうえで工学技術の成立性を示すことを目的としています。地下1000m以深では、一般に、側圧係数が1となる傾向があります (Hoek and Brown, 1982)。これはハイムの法則として知られており、岩盤の3つの主応力に大きな差があり過ぎると、岩盤は大きい応力には耐えきれず破壊し、塑性流動を起こしながら変形が進むため、このような過程とともに水平応力と鉛直応力は等しくなる傾向に近づくと考えられるからです。このことを確認するため、分冊1, 3.5.2 2) 項 (分冊1 III-121~123頁) に記述したとおり、これまでに公表された文献で報告されている測定値と、東濃地域や釜石鉱山で取得した初期応力に関するデータを整理しています。文献からは、鉛直応力108個、水平面内平均応力178個、側圧係数71個のデータが収集されました。このうち、鉛直応力と水平面内平均応力が揃ったデータは49個です。これらのデータから深度と側圧係数の関係式を求める場合、斎藤ほか (1988) や Hoek and Brown (1982) の研究でも採用されている簡便な方法を用い、鉛直応力と水平面内応力、それぞれの深度依存性を別々に求め、その結果を用いて側圧係数の深度依存性を求めました (図2-2)。このようにして求められた側圧係数は、サイトが決まっていない段階での概略的な検討に用いる値としては妥当なものと考えています。

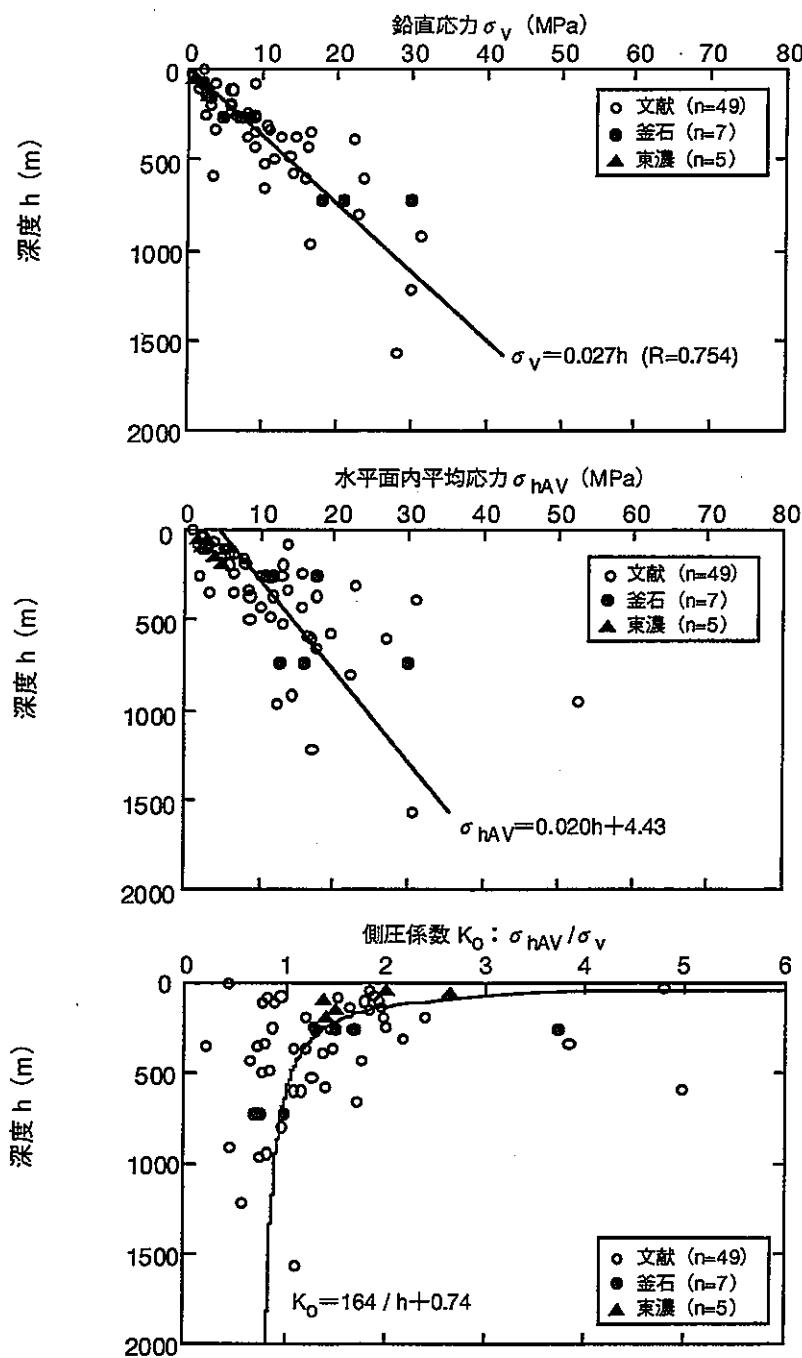


図 2-2 初期応力データ

斎藤ほか (1988) とそれ以降の文献データおよび東濃地域や釜石鉱山における実測データに基づく。なお、文献データについては、鉛直応力108件、水平面内平均応力178件、側圧係数71件のうち、鉛直応力と水平面内平均応力の両方が揃っているデータ49件をプロットした。鉛直応力は、岩石の単位体積重量を勾配とした直線で近似できる。側圧係数は、浅部では大きくばらつくが、深度の増加とともに1前後の値に漸近する傾向がみられる。なお図中の線は、鉛直応力、水平面内平均応力については、最小二乗法で近似したもの、また、側圧係数については、水平面内平均応力の式を鉛直応力の式で徐したもの。

(総論レポート III-74 頁 図 3.3-18, 分冊 1 III-122 頁 図 3.5-35)

3. 坑道の力学的安定性

3.1 評価方法

批判レポートでは、坑道の力学的安定性の評価で用いる余裕度（安全率）について、「従来の工学手法の延長で計画を進めることはできない。実証性の欠如が重くのしかかってくる。技術的な常識としては、ばらつきの大きいデータに関して少なくとも10倍の余裕度を見込む必要があると考えねばならない。たとえば、生物種の違いや個体差に対してばらつきの大きい生物体を対象とする実験では、10倍の安全を見込むのはごく普通のことである。」(60頁上18~22行)と指摘しています。また、深さ1000mでの地山強度比を4.4と算出し、「しかし10倍の余裕度を見込むとすれば、この場合の地山強度比は0.44にしかならない。そうなれば、2節末尾に記した『深度1500mまで岩盤自身の支持力で空洞が安定する』との結論は、内部摩擦角の過大評価に加えて、大幅に揺らぐことになる。なお、核燃機構レポートのこの部分の推論過程が正しいとすれば、深さ1000mで支保工なしで坑道壁が自立するには地山強度比が4.4/1.5=3程度必要だということを、このレポートから読み取ることができる。」(60頁下8~3行)と述べています。

第2次取りまとめで用いた安全率については、岩盤構造物の設計例である山岳トンネルや深部トンネル等（たとえば、金原訳ハーマン・カスナー、1974；今田ほか、1996）を参考に1.5に設定しています。この安全率は、岩盤の作用せん断応力に対するせん断強度の比であり、指摘にあるように、単純に一軸圧縮強度と土かぶり荷重との比である地山強度比と比べることはできません。第2次取りまとめにおいては、坑道の力学的安定性の解析結果の評価にあたり、安全率（岩盤の応力状態）のみならず、既存のトンネルや地下空洞の解析的な手法を用いた評価（たとえば、日本鉄道建設公団、1996）と同様、変形状態（直ひずみおよび最大せん断ひずみ）および支保工の応力状態（支保工応力度）にも着目して、総合的に判定を行っています（総論レポート4.3.4 1項、IV-64頁）。また、岩盤の時間的な効果による変形についても評価を行い、変形量の把握を行っています（総論レポート4.4.2節、IV-95頁参照）。また、内部摩擦角に関しては、2.2節で述べたとおり適切な値であり、地下施設は、解析上、既存のトンネルや地下空洞と同じ程度の力学的安定性に対する裕度を有し、処分場の建設・操業・閉鎖の各段階にわたって坑道の力学的安定性は維持できるものと考えています。

批判レポートには、坑道の力学的安定性におけるせん断に関する説明箇所において「前記国際レビューも次のように指摘している（前記仮訳17頁）。【廃棄体を横切る岩盤のせん断的な変位が、設計の基本的な荷重として考慮されていないことに注意が必要である。過渡的あるいは永続的な不均一荷重についても考慮されていない。】」(61頁上11~14行)と述べています。

このOECD/NEA国際レビューの指摘は、オーバーパックの設計に対するものであり、坑道の力学的安定性とは直接関係しません。レビュー報告書の原文には、「It is noted that shear movements in the rock across a waste package has not been considered as design basis load. Nor have any transient or permanent non-uniform loads been

considered.」(OECD/NEA, 1999) となっています。国際レビュー報告書では、この記述に続いて「With present design and wall thickness, there is no reason to believe that foreseeable non-uniform loads would be a threat to the integrity of the overpack.」(OECD/NEA, 1999) (現在の設計の肉厚であれば、予測できる不均一な荷重が、オーバーパックの健全性を脅かすと考える理由はない。)と述べています。また、上述したように、坑道の力学的安定性の評価では、せん断応力を考慮しています。

3.2 坑道の力学的安定性

批判レポートでは、硬岩系岩盤に関する坑道の力学的安定性の評価において、「もし側圧係数が 0.924 ではなく実測例の 0.45 であったとするならば、前項の終りで記したようにせん断の作用は K_0-1 に比例するのであるから、 $(1-0.45) \div (1-0.924) = 7.2$ となり、核燃機構による安定計算は、空洞の安定を 7.2 倍も過大に評価していると言わねばならない。」(62 頁上 14~18) と論じており、さらに、「1600m 付近のたった 1 個の白丸を除外しないで、白丸群の右側の包絡線を描いてみれば、1000m 付近では $K_0=1.55$ を通りそうである。同じ計算によって、この場合もやはり 7.2 倍の過大評価ということになる。」(62 頁上 19~21) と指摘しています。

また、軟岩系岩盤に対し、「軟岩系の場合の 300m 付近で白丸群を眺めると、 $K_0=0.2 \sim 3.9$ の間にばらついている。冒頭の式に深さ $h=300m$ を代入すると、 $K_0=1.31$ となるので、硬岩系と同じくせん断の作用は K_0-1 に比例すると考えると、 $(1-0.2) \div (1.31-1) = 2.6$, $(3.9-1) \div (1.31-1) = 9.4$ となるので、核燃機構レポートは、左側 ($K_0 < 1$) に対して 2.6 倍、右側 ($K_0 > 1$) に対して 9.4 倍の過大評価をしている。」(62 頁下 9~4 行) と指摘したうえで、「300m では 1000m の場合より絶対値としては小さくなるとしても、やはり K_0-1 に比例するのであるから、 $K_0=1.31$ を前提とした核燃機構レポートにおける軟岩系の坑道の安定は、根本的な見直しを迫られることがある。」(62 頁下 3~1 行) と述べています。

弾性状態では初期応力状態におけるせん断応力は K_0-1 に比例し、その分大きくなりますが、空洞掘削時の力学的安定性は、せん断応力により一義的に求められるものではなく、前述したように総合的に判断する必要があります。批判レポートで引用している無限地山内円形トンネルの岩盤に作用する応力 (61 頁上 15~19 行) には、せん断応力のみならず、半径方向応力 σ_r と円周方向応力 σ_θ も作用しています。同じせん断応力に対しても、 σ_r と σ_θ が大きい場合にはせん断破壊は起こらず、小さい場合には生ずるといった場合も出てきます。従って、せん断応力のみで空洞の力学的安定性を評価することはできません。近年、空洞の力学的安定性を応力状態に着目して評価する場合、モールの応力円と破壊線との近接度を考慮することが一般的となっています。3.1 で述べたように、第 2 次取りまとめにおける空洞の力学的安定性評価では、空洞を掘削したときの岩盤の応力状態、変形状態に着目して、安全率、岩盤のひずみ (直ひずみおよび最大せん断ひずみ)、および支保工応力度を評価指標として、総合的に空洞の力学的安定性を判断しています。

サイクル機構とカナダ原子力公社 (AECL) との共同研究 (Martino and Chandler, 1999) が行われているカナダの地下研究施設では、側圧係数が約 6、深度が 420m の

場合でも、無支保で空洞を施工した実績（図 2-3）があります。また、側圧係数を 0.3 に設定して地下発電所を設計・施工した例もあります（土木学会, 1976）。従って、仮に、側圧係数が批判レポートで述べている値の場合でも、空洞の力学的安定性を十分確保する設計・施工は可能です。

一般的なトンネル施工では、近年、内空変位や天端沈下、ロックボルトの軸力や支保工の応力などのトンネルの変状を直接計測しながら掘削を進め、それらが管理値に近づくような変状が現れた場合には、支保パターンの変更等の対処を行うといった情報化施工の考え方を取り入れられています。サイトが特定された際には、このような考え方に基づき、坑道の設計・施工を適切に行うことが可能です。

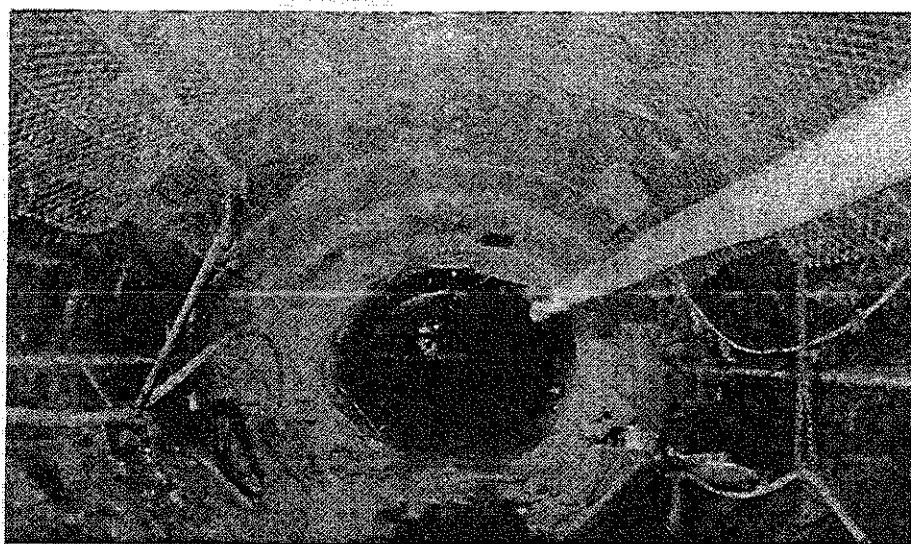


図 2-3 カナダの地下研究施設における空洞
(側圧係数が約 6, 深度が 420m)

4. おわりに

批判レポート第4章「8. おわりに」の項では、「当然のことながら以上の結論は、掘削された坑道がどのような場合にも崩壊することを意味するものではなく、『どのような場合にも崩壊しない』とは決して証拠立てられないことを示したものである。核燃機構のレポートに依拠する地層処分工事が事無きを得るとしても、それは僥倖なのであって、この想定から外れる結果となることが十分ありえる、ということなのである。何世代にも及ぶ住民の生活を、このような僥倖に託することは、技術検討の名に値しないと言わなければならぬ。」(63頁上6~10行)と結論を述べています。

第2次取りまとめでは、地層処分に適するわが国の幅広い地質環境を考慮して適切な岩盤物性値を設定し、より一般的な手法を示すとともに、これを用いて坑道の力学的安定性について例示的に論じています。その結果、現状のトンネルや地下空洞の設計・施工技術を適用または準用することにより、処分場の設計・施工が可能であることを示しています。さらに、予想以上の現象に遭遇する可能性についても検討しており、地下深部で遭遇する環境下で安全かつ合理的な施工を行うための適

正な対策工法の選択あるいはそれらの組み合わせによる対応に加え、従来のトンネル工事にも増して、より綿密な施工管理と各種の計測結果を適切に判断するためのシステムの構築が重要であることを示しています。

参考文献

今田徹、岡林信行、野間正治（1996）：最新 山岳トンネルの施工、鹿島出版会。

土木学会（1976）：地下構造物の設計と施工。

土質工学会（1987）：堆積軟岩の工学的性質とその応用、土質基礎工学ライブラリー30、土質工学会、pp.53-59.

Hoek and Brown (1982) : Underground Excavation in Rock (日本語訳：小野寺透、吉中龍之進、斎藤正忠、北川隆共訳：E.フック・E.T.ブラウン共著 岩盤地下空洞の設計と施工、土木工学社) .

金原訳ハーマン・カスナー原著（1974）：トンネルの力学、森北出版。

菊地宏吉、藤枝誠、岡信彦、小林隆志（1984）：ダム基礎岩盤の耐荷性に関する地質工学的総合評価、応用地質特別号「岩盤分類」、p103～118。

Martino, J.B. and Chandler, N.A. (1999) : Rock mechanics and construction of the tunnel sealing experiment, In:Rock Mechanics for Industry, Proc. 37th U.S.Symposium on Rock Mechanics, pp885-892.

日本道路公団（1997）：設計要領 第三集 トンネル。

日本鉄道建設公団（1996）：NATM 設計施工指針（平成8年2月）。

OECD/NEA (1983) : Long-Term Management of High-Level Radioactive Waste, The Meaning of a Demonstration.

OECD/NEA (1991) : Review of Safety Assessment Methods, Disposal of Radioactive Waste, A Report of the Performance Assessment, Advisory Group of the Radioactive Waste Management Committee.

OECD/NEA (1999) : OECD/NEA International Peer Review of the Main Report of JNC's H12 Project to Establish the Technical Basis for HLW Disposal in Japan.

斎藤敏明、石田 殧、寺田 孚、田中 豊（1988）：実測結果に基づくわが国の地下岩盤内の初期地圧状態の検討、土木学会論文集、Vol.394, Nos.3-9, pp.71-78.

第3章 人工バリアの特性について

1. はじめに

本章では、批判レポートの第5章ガラス固化体の安定性について、第6章現在の計画では地層処分は成立しない、1. 廃棄体の内部放射能量とそれに派生する問題・発熱が大きすぎて、処分場はつくれない！、2. オーバーパックは腐食に対して本当に守られているか、3. 2スメクタイトの安定性に対して、ガラス固化体、オーバーパック、処分場の設計に分けてサイクル機構の見解を述べます。

2. ガラス固化体

本節では、批判レポートの 第5章 ガラス固化体の安定性について に関し、ガラス固化体が溶けきるまでの時間、ガラス固化体のオーバーパック腐食生成物との反応、内部照射による損傷、ガラスの結晶化、オーバーパック早期破損時のガラス溶解、ガラス固化体のインベントリの順に、見解を述べます。

2.1 ガラス固化体が溶けきるまでの時間

批判レポートでは、地下水に対するガラス固化体の溶解反応について、「低温かつ溶解反応が停滞した条件では、ガラスが水に溶ける速度は非常に遅くなる」(67頁上27~30行)としつつも、「ここで鍵となる条件を「第2次とりまとめ」とは変えた場合の、溶解速度の再評価を行ってみたい。「第2次取りまとめ」に従って、ガラスの全体に冷却による割れ目があり、ガラスと水が接する面積が、ガラス固化体製造時の10倍になったとする。固化体一本の体積を V 、水と接する面積を S (簡単のため円柱の側面のみを考慮する)、直徑を R として、

$$V = \pi \times (R/2)^2 \times L$$
$$S = \pi \times R \times L \times 10$$

$$V/S = R/40 = 43/40 = 1.1 \text{ [cm]}$$

つまりガラス表面積 1cm^2 あたり、 1.1cm の深さ分だけ溶かされるガラスが存在することになる。この数字を、図3の電力中央研究所の結果で割ってみると、ガラスの密度を 2.7g/cm^3 として、

$$1.1 \times 2.7 / (3 \times 10^5) = 10^5 \text{ [day]} \sim 270 \text{ [year]}$$

となり、ガラス固化体一本が溶けきるまでの時間は270年になる。」と述べています。(70頁上17~28行)。

ガラス固化体の溶解速度については、ガラス表面近傍での溶性ケイ酸濃度に対する

る一次溶解反応で表現され、溶性ケイ酸濃度の増加にともなって減少する多くの試験から確認されています（たとえば、Avocat et al., 1990）。

$$J_G = k_G^+ \left(1 - C_{Si}^*/C_{Si}^*\right)$$

ここで、

C_{Si}^* : 溶性ケイ酸の飽和濃度 [mol l⁻¹]

C_{Si} : 溶性ケイ酸の濃度 [mol l⁻¹]

k_G^+ : ガラス固化体の初期溶解速度 [g m⁻² d⁻¹]

また、ガラスから溶解した溶性ケイ酸の濃度が飽和濃度（非晶質シリカの溶解度）に近づくとガラスマトリクスの水和変質が卓越し、これがアルカリ金属元素などの可溶性元素の溶出を律速しうることが最近の研究（たとえば、Grambow et al., 1992；Inagaki et al., 1994）により報告されています。このガラスマトリクスの水和変質による溶出量や水和層厚さは時間の平方根に比例して時間とともに減少すると考えられています（Lanza et al., 1988）。

批判レポートの計算で用いられている溶解速度 (3×10^{-5} g day⁻¹ cm⁻²) は、高温 (90°C) かつ比較的短期（数日から 1 ヶ月程度）のガラス溶解試験のデータに基づいており、溶性ケイ酸濃度の飽和の影響を受ける前のものであると推定されます。しかしながら、このような溶解速度が継続するとしてガラス固化体が溶けきるまでの時間を評価することは溶性ケイ酸の濃度増加によるガラス溶解速度の抑制を考慮していないため、過度に保守的であると考えます。

批判レポートが用いた溶解速度を仮定した場合、ガラス固化体近傍の溶性ケイ酸の濃度は早期に飽和濃度に達すると考えられます¹。第 2 次取りまとめにおいては、長期のガラス溶解に対して溶性ケイ酸が飽和した状態を想定するのが適切と考え、計算の簡略化も考慮して、溶性ケイ酸濃度が飽和に達するような長期の溶解試験で得られた値を参考にガラスの溶解速度を設定しました（分冊 3 V-39）。この結果、約 7 万年間でガラス固化体が溶けきるとの計算結果を得ました（分冊 3 V-40）。

なお、溶性ケイ酸が飽和した状態での水和変質の速度は前述のように時間とともに減少すると考えられているものの、現時点ではこの水和変質の経時変化について十分なデータが得られていないことから、保守的にガラス溶解速度は一定として評価を行っています（分冊 3 V-39）。

¹溶性ケイ酸の濃度が飽和に達する時間の試算例

溶性ケイ酸の濃度が飽和に達する時間 [d]

= 溶性ケイ酸の飽和濃度 [g m⁻³] × 体積 [m³] / ガラス固化体表面積 [m²] / ガラス固化体溶解速度 [g m⁻² d⁻¹]

= $300 \times 0.055 / 17 / (3 \times 10^{-5} \times 10^4 [\text{cm}^2 \text{m}^{-3}])$

= 約 3 [d]

上記の試算では以下の条件を用いました。

溶性ケイ酸の飽和濃度（非晶質シリカの溶解度）：約 300 ppm (at pH = 8-9) = 300 g m⁻³

ガラス固化体溶解速度： 3×10^{-5} g cm⁻² d⁻¹

ガラス固化体表面積：17 m²（冷却時の割れによる影響を、ガラスと水が接触する面積をガラス固化体の幾何学的表面積の 10 倍とすることにより考慮）

体積：0.055 m³（オーバーパックの内容積とガラス固化体の体積の差を考慮）

また、本章 2.2 項でも述べるように、データの不確実性を考慮して、レファレンスケース（本報告書第 4 章参照）でのガラス溶解速度を 1 衍増加させた感度解析を行っています（分冊 3 VI-21～23）。

2.2 オーバーパック腐食生成物との反応

批判レポートでは、「『第二次とりまとめ』では、鉄腐食生成物の影響については『データの不確実性を考慮するため』として、ガラス表面積 1cm^2 あたり、一日に 10^{-6}g という、一桁大きい溶解速度についての検討が行われている。しかし、鉄腐食生成物の連続的な供給によって、ガラスの溶解速度が長期的に下がらなくなつた場合についての検討はみられない。」とし（68 頁上 20～24 行）、「この扱いは溶解速度とその時間の変化という二つの区別されるべき量を一緒に扱っているとともに、事実を「データの不確実」としている点でも誤りを犯している。」（68 頁上 24～25 行）と述べています。

鉄腐食生成物または鉄との反応を考慮した研究としては、批判レポートで示されている SKB(1987)をはじめ、McVay&Buckwalte (1983), Shade (1984), McGrail (1986, 1988), McGrail&Strachan (1988) などがあります。この中で、McGrail (1988) と McGrail&Strachan (1988) は、鉄が存在する条件（試験終了時においても鉄が残存し、試験期間中を通じて鉄の腐食により鉄腐食生成物ならびに鉄イオンが連続的に供給される条件）での溶性ケイ酸濃度の経時変化を測定し、鉄が存在する条件でも 1 年程度で溶性ケイ酸が飽和し、ガラスの溶解速度が抑制されることを示しています。図 3-1 に、長期の溶解試験（鉄が存在しない条件）で取得されているガラスの溶解速度のデータ（分冊 3 図 5.3.1-4 に相当）に、鉄が存在する条件での長期の溶解試験（McGrail&Strachan, 1988）のデータに基づく溶解速度を追加したものを示します。この図より、鉄の存在の有無で溶性ケイ酸濃度飽和後のガラス溶解速度に顕著な差のないことがわかります。

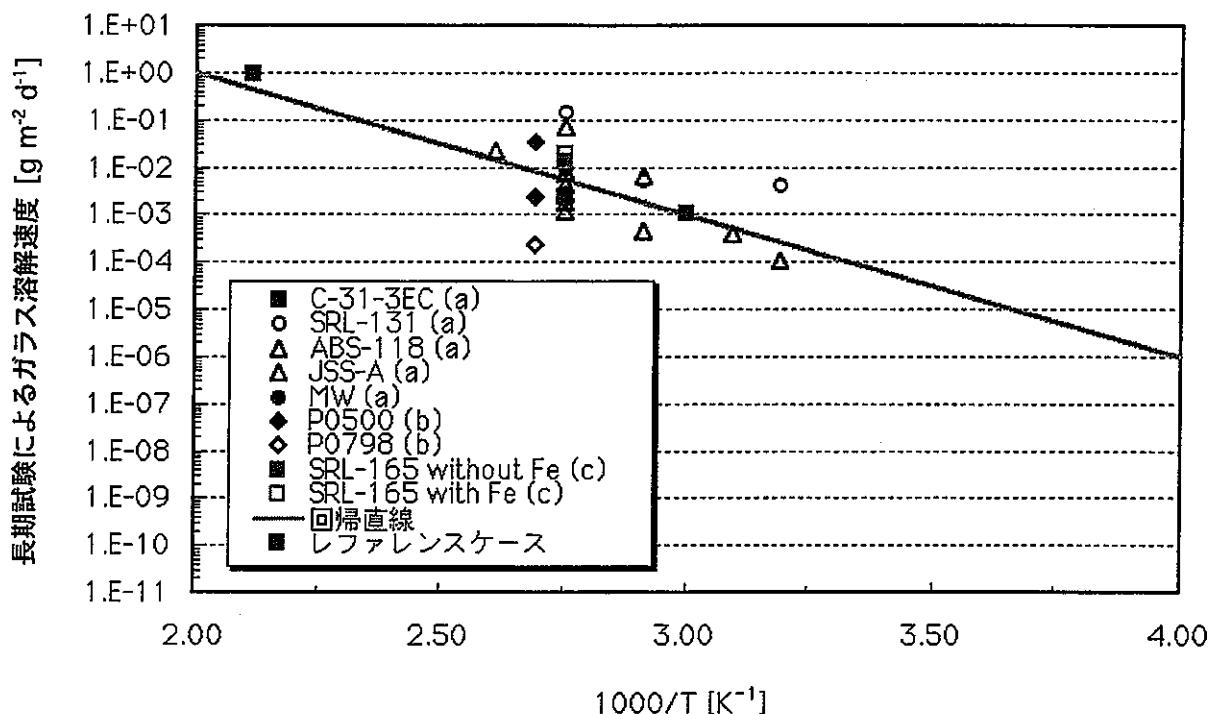


図 3-1 長期溶解試験における各種ガラス固化体の溶解速度

<分冊3 図 5.3.1-4 に、鉄が存在する条件での長期の溶解試験 (McGrail&Strachan,1988) のデータから推定されるガラス溶解速度(図中(c))を追加したもの。>

のことから、安全評価におけるレファレンスケースでは、本章2.1でも述べたように、溶性ケイ酸濃度が飽和に達するような長期の溶解試験で得られた値を参考にガラス固化体の溶解速度を設定しました(分冊3 V-39)。一方、批判レポートが示唆しているような鉄腐食生成物が連続的に供給されることで溶性ケイ酸の飽和が抑制されガラスの溶解速度が長期的に低下しない可能性については、データ不確実性ケースとして取り扱うこととしました(分冊3 VI-21~23)。この場合のガラス溶解速度は、レファレンスケースのものに比べて1桁高く設定しました。これは、McGrail(1986)の研究により示されている、鉄が存在する条件において溶性ケイ酸が飽和に達する前に取得された溶解速度が、鉄が存在しない条件において溶性ケイ酸が飽和に達した後に得られた溶解速度に比べ1桁程度高いとの知見に基づいています(分冊3 VI-21~22)。

2.3 内部照射による損傷

批判レポートでは、「放射線による内部損傷によって、ガラス固化体の地下水への溶解速度は、損傷のないガラスよりも増加する。プルトニウムなどのアルファ線源をガラスに混ぜて行った実験では、変化なし、というものから、5倍の溶解速度増加があった、というまでのままで、様々な結果が報告されている。結果がばらついているので判断が難しいが、最低でも2~3倍の溶解速度増加は考慮すべきである。」(68頁上38~69頁上5行)とし、「『第二次とりまとめ』では、分冊3の表4.1-3に『放射線損傷については、ガラス固化体への α 線の影響(中略)は小さいものと考えられ

る（動力炉・核燃料開発事業団, 1992）』という記述があるのみであり、内部照射の影響は無視されている。」（69 頁上 6~12 行）と述べています。

第 2 次取りまとめにおける放射線の内部照射によるガラス固化体への影響については、総論レポート表 5.3-4 でも引用しているように、以下に示す第 1 次取りまとめ（動力炉・核燃料開発事業団, 1992 : 4-84 頁）での検討結果に基づいています。

「多くの実験結果から、 α 崩壊による放射線破損のガラス固化体自体への影響は密度の変化として表れるが、水への核種の溶解速度はほとんど変化しないか、その影響が最も高い場合でも 2 倍程度の増加であるため、地層処分の観点からは有意なものではないと考えられている（IAEA, 1985）。日本においては、 $^{10}\text{B}(\text{n}, \alpha)^7\text{Li}$ 反応を利用した数万年相当時までの α 加速試験によれば、ガラス固化体の密度変化は、0.6% の範囲内であると報告されている（Sato et al., 1988）。また、Cm-244 をガラス固化体に添付した 10⁴ 年相当時までの α 加速試験においても、密度変化は約 1% 程度であり、固化体の溶解速度は試験前と同オーダーであることが報告されている（田代ほか, 1986; 斎藤ほか, 1992）。」

なお、放射線の内部照射によるガラス溶解速度への影響については、ガラス溶解評価に用いる溶解速度や表面積のデータが十分な裕度を考慮して設定されていること、また、溶性ケイ酸が飽和に達することから溶解速度への影響はさらに小さくなる可能性のあることを考慮すれば、無視できると考えています。

2.4 ガラスの結晶化

批判レポートでは、「ガラス固化体の最高到達温度が、結晶化温度にかなり近く、結晶化に関する温度的な余裕がない」（70 頁上 11~12 行）、「融けたガラスの粘性から考えて、完全に均質なガラス固化体を作ることは難しく、ガラス中の放射能の不均質分布から生ずる発熱の不均質が予想される。さらに、第 6 章で述べるインベントリの過小評価の問題を考慮すると、ガラス中の高温部分での結晶化が起こる可能性を否定することは無理である。」（70 頁上 13~16 行）とし、「しかし、「第二次とりまとめ」には、ガラスの結晶化についての検討は見あたらない。」（70 頁上 16~17 行）と述べています。

ガラスの結晶化は、例えばガラス固化体を温度 550°C で 60 日～数年程度保持すると生じる可能性があります（IAEA, 1985; Kawamura et al., 1990）。しかし、処分後のガラス固化体の温度は最高でも 200°C を超えることはないため結晶化の可能性は無視できます（分冊 2 図 4.2.2-100~103）。したがって、結晶化について考慮しておくべきなのは、ガラス固化体の製造時とその後の貯蔵時に限られます。

ガラス固化体の製造時については、ガラス溶融炉からキャニスターに注入された段階でのガラス固化体の温度は 10 時間程度で 500°C を下回る（大森ほか, 1985）ことから結晶化は問題となりません。また、その後の貯蔵時においても、ガラス固化体は適切に管理され、最も高い温度を想定しても（設計上の最高温度として想定しているたて積み最上段のガラス固化体の中心温度でも約 410°C であり、50 年間貯蔵

すると 200℃未満となる（電気事業連合会ほか, 1998），結晶化の可能性は無視できると考えています。

次に，ガラス固化体の均質性については，これまで実施してきたガラス固化実証試験の結果から，均質なものとして取り扱うことが可能であると確認されています（たとえば，吉岡・稻田, 1994：動燃事業団, 1986）。

なお，第2次取りまとめでは，「工学的対策に関する初期欠陥」という FEP の中で上記のようなガラス固化体の欠陥を考慮していますが，適切な品質管理により，結晶化のような初期欠陥が生じることは考えにくいとしています（総論レポート表 5.4-2）。

2.5 オーバーパック早期破損時のガラス溶解

批判レポートでは，「ガラスからの放射能漏れという最初の段階で，最も肝心な，

- ・ガラス固化体の温度が高い時期にオーバーパックが破損した場合
- ・緩衝材が地下水に対して想定される性能を発揮できなかった場合

について，特に両者が重なる場合について，評価が行われていないのである。この二つは独立ではなく，少なくとも安全評価を行おうとするならば，たとえば前者における高温条件が後者にも影響を与えることには十分な注意が必要である。なお，『オーバーパックが処分後 100 年時点で破損する』場合の解析として，放射能の量に当たるインベントリのみ 100 年後の値に変更し，その他の条件は変更なし，という設定で影響評価を行った旨の記述は存在するが，奇妙なことにガラス固化体の温度が 60℃から変更されていないため（90℃という分冊 2 の結果は使われていない），上記には該当しない。」（71 頁上 12~23 行）と述べています。

総論レポート表 5.4-2 に示したようにガラス固化体，オーバーパック，緩衝材などの「製作・施工については，基本的に現状の手法を適用することにより，それらの品質を管理し，もし不備があったとしてもそれを検出・補修することが可能であると考えられる。そのため，工学的対策に関する初期欠陥が生じることは考えにくい。」としています。したがって，安全評価のレファレンスケースでは，人工バリアは設計で期待したとおりの性能を発揮することとし，オーバーパックに関しては設計寿命である 1000 年（総論レポート第 IV 章参照）で破損することを想定して評価を行っています。

仮に，ガラス固化体の放射能や温度が高い時期にオーバーパックが破損するという可能性の小さい事象を想定したとしても，実際にはオーバーパックそのものがなくなるわけではないため，オーバーパックの放射線に対する遮へい効果や還元環境は維持され，緩衝材の機能（核種収着機能など）に影響を与えることはないと考えます。また，緩衝材機能に対する熱の影響については，緩衝材の変質が問題となるないように設計において緩衝材の制限温度（100℃）を設定している（総論レポート第 IV 章）ことから，安全評価上考慮する必要はないと考えます。

したがって，この両者の影響を組み合わせてオーバーパックの早期破損を想定し

た解析を行う必要はないと判断しています。なお、第2次取りまとめにおいて、100年でオーバーパックが破損するという想定は非現実的なシナリオとして検討したものです。このケースでは、処分後100～1000年においてもレファレンスケースと同じ60℃での溶解速度を想定しています。これは、仮に、100年後のガラス固化体の温度の経時変化に応じたガラス固化体の溶解速度の変化を考慮したとしても、分冊3V-39の図5.3.1-4から、90℃での溶解速度は60℃に対して5～6倍程度（図3.1参照）であり、また、60℃以上の温度での溶解速度が寄与するのはガラス溶解の継続期間（約7万年）に比べて短く（1000年未満：総論レポート図4.3-44），その間も温度（すなわち溶解速度）は減少することから、核種移行解析結果に有意な影響を与えないと考えられるからです。

2.6 ガラス固化体のインベントリー

批判レポートでは第2次取りまとめで示したガラス固化体のインベントリーに関して「結論を先に言えば、レポートでの取り扱いは、はっきり合格点以下である。」（72頁下7～6行）と評し、また、表6-1 ガラス固化体のインベントリー（Bq/本）（73頁）に第2次取りまとめで使用したガラス固化体のインベントリー（以下の表現では、第3欄と言っている。）を示したうえで、「本来こういう値は安全評価のスタートになるものだから考えうる最大値をとるべきだが、この第3欄の値は決して最大値ではない。」（72頁下3～2行）と述べています。批判レポートでは、この理由には2つあり、「ひとつはセラフィールドやラアーグの再処理工場から海外返還されるガラス固化体の方が、放射性物質の充填量がはるかに大きいからである（固化濃度の違い）。」（72頁下2行～73頁上1行）と「第3欄のレポートの値が不当に低くなるもうひとつの理由は、政府は30～50年後とはっきり言っているのに、第2次取りまとめでは処分開始を勝手に50年後と決めてかかっているためである。」（73頁下6～8行）と述べています。

わが国における地層処分を考える場合、ガラス固化体としては、海外再処理の結果生じる返還ガラス固化体としてフランス原子燃料公社；COGEMA仕様、イギリス原子燃料公社；BNFL仕様、国内で発生するガラス固化体として日本原燃株式会社再処理工場；JNFL仕様、サイクル機構ガラス固化技術開発施設；TVF仕様があります。設計の検討の対象とした処分場の規模は、総数40000本（ガラス固化体換算で2015年までの原子力発電による電力量に相当すると試算される総量）（総合エネルギー調査会、原子力部会中間報告、平成11年3月23日）を処分するという前提に立っています。このうち返還固化体の本数は、COGEMA、BNFL合わせて現時点で約3500本（総合エネルギー調査会原子力部会、1999）と見積もられており、全体の10%未満です。そこで、第2次取りまとめでは、今後多数製造されるJNFL仕様を主要な対象としています。

貯蔵期間としては、30～50年という幅（原子力委員会、1987）が示されており、第2次取りまとめでは、貯蔵期間として50年を基本とし、処分場の設計や安全評価において特に冷却期間が短くなることによる影響が有意な場合については、貯蔵期間を30年に設定した場合についても、その影響を把握しています（分冊2 III-10頁）。

さらに批判レポートではインベントリについて「さて、海外返還廃棄物のインベントリーデータとしては与えられていないが、最終処分の安全評価の上では効いてくると考えられるセレン (Se) 79 やセシウム (Cs) 135 を他の放射能値から推定して補足したのが、第 6 欄 (表 6-1 の一番右の欄) でこの論文の採用値である。この第 6 欄が、処分開始時の放射能の内蔵値として前提とすべき値であると考えられる。レポートの採用している値は、ベータ・ガンマ放射能に関して約 3 分の 1、アルファ放射能に関して約 4 から 6 分の 1 でしかない。換言すれば、前提とすべきスタートの放射能量は 3~6 倍を考えなくてはならないので、この点だけでも決定的な過小評価をしていることになる。」(73 頁下 15~9 行) と指摘しています。

上述の批判レポートで用いている表 6-1 の第 4 欄の値 (COGEMA/BNFL 初期値) は、日本原燃株式会社六ヶ所事業所の廃棄物管理施設に対し「ガラス固化体の取扱中の落下による損傷事象」の安全評価を行うために放射性物質の量を安全側に設定したもの (日本原燃株式会社, 1992a) であり、地層処分の長期的な安全性を検討する場合にはこのような想定は必要ありません。サイクル機構の計算によれば、貯蔵期間 30 年及び 50 年とした場合の JNFL 及び COGEMA、それぞれのガラス固化体に含まれる放射能量 (核種生成／崩壊コード ORIGEN2.1 を用いて計算) は表 3-1 のようになります。ここで、貯蔵期間 50 年の JNFL 仕様と貯蔵期間 30 年の COGEMA 仕様のインベントリを比較しても、Pu-241 以外は、約 2 倍程度の差であり、批判レポートで指摘しているような 3~6 倍にはなりません。Pu-241 については、半減期が 14 年であるため、地層処分の長期的な安全性の評価では重要なものとはなりません。インベントリに関連した発熱量の問題については、4.2 節でその見解を述べます。

表 3-1 ガラス固化体に含まれる放射能量

批判レポートに記載されている放射性核種	批判レポートに記載されている高木採用値*1 (Bq/本)	貯蔵30年		貯蔵50年	
		JNFL*2 (Bq/本)	COGEMA *3 (Bq/本)	JNFL*2 (Bq/本)	COGEMA *3 (Bq/本)
Se-79	4.6E+10	1.7E+10	2.1E+10	1.7E+10	2.1E+10
Sr-90	3.6E+15	1.3E+15	1.7E+15	8.3E+14	1.1E+15
Cs-135	4.9E+10	1.8E+10	2.2E+10	1.8E+10	2.2E+10
Cs-137	5.5E+15	1.9E+15	2.4E+15	1.2E+15	1.5E+15
Np-237	4.2E+10	1.8E+10	1.8E+10	1.9E+10	1.9E+10
Pu-241	2.3E+13	4.7E+12	8.0E+12	1.8E+12	3.1E+12
Am-241	1.6E+14	2.9E+13	3.3E+13	2.8E+13	3.2E+13
Cm-244	5.4E+13	3.4E+13	2.3E+13	1.6E+13	1.0E+13

*1：批判レポート 73 頁、表 6-1 の第 6 欄の「高木採用値」

*2：[日本原燃株式会社, 1992a], [日本原燃株式会社, 1992b], [日本原燃株式会社, 1996]を基に計算条件を設定し、核種生成／崩壊コード ORIGEN2.1 を用いて算出、

*3：[日本原燃株式会社, 1992a], [電気事業連合会, 1995]を基に計算条件を設定し、核種生成／崩壊コード ORIGEN2.1 を用いて算出)

2.7 まとめ

本節では、批判レポートで指摘されているガラス固化体の安定性に関する問題に

ついて、それぞれ見解を述べました。これらを総合すれば、批判レポートが述べているような誤った結論が導かれるとは考えていません。

3. オーバーパック

本節では、批判レポートの『第6章 現在の計画では地層処分は成立しない、2. オーバーパックは腐食に対して本当に守られているか、3. 2スメクタイトの安定性』に対して、不動態化、酸素による腐食、水の還元による腐食、オーバーパックの設計に分けて見解を述べます。

3.1 不動態化

批判レポートでは、第2次取りまとめで引用している圧縮ペントナイト中の炭素鋼の不動態化挙動に関する試験結果や研究報告書について、「この問題を直接扱った論文の中で、一番まとまっているのが、なんと 1999 年の 10 月、つまり『第2次取りまとめ』の出る直前に出された JNC 内部の技術資料（研究報告）⁷である。この種の研究報告は、いずれも審査機構を通ったものではなく、『第2次取りまとめ』のためにまとめられた JNC の内部資料であって、第三者によって何の検討もされていない内輪のものにすぎない。通常の言葉で言えば、証拠能力はきわめて低いということになる。」(80 頁上 10~14 行) と指摘しています。

批判レポートが指摘しているように、技術資料の作成年は 1999 年です。しかし、研究自体は 1996 年頃から始められており、圧縮ペントナイト中で不動態化が妨げられることの見通しがついた時点で（具体的には 1997 年の米国材料学会主催の Material Research Society (MRS) 会議の段階で），一旦取りまとめを行っています。その論文は第三者による審査を受けており、翌年公開されています (Taniguchi et al., 1998)。その後とりまとめた技術資料（谷口ほか, 1999a,b）の、不動態化に関する部分については重要なポイントであるため、その内容について（社）腐食防食協会を通じて複数の金属腐食の専門家の確認を得ており、第三者による客観的な評価を受けた証拠として問題はないと考えています。

次に、不動態化に関する実験に対して批判レポートでは、「この実験は極めて限られた炭酸塩濃度でしか行われていないが、炭酸塩濃度が $2 \times 10^{-1} \text{ mol/l}$ をこえると、かなり低い pH でも容易に不動態化が進む可能性が示唆されている。さらに $5 \times 10^{-1} \text{ mol/l}$ 以上では、すべての観測条件下で不動態化が起こっている。また、これらの実験は、80°C の条件でのみ行われているが、前節で述べたようにペントナイトがこれ以上の温度になる可能性はきわめて高いので、その時には不動態化は進むとみるべきであろう。このように、「可能性は低い」というのは、かなり頼りない保証であることがわかる。」(80 頁下 9~4 行) と指摘しています。さらに、「実際には、炭酸塩の濃度が高くなる地下の条件はいくらでも考えられるのではないか。また、たとえ炭酸塩濃度がある程度抑えられたとしても、硫酸イオンないし塩素イオンなどが入れば極めて低濃度でも状況はすっかり変わるはずである。その上、フミンなど植物起源の化学種や硫酸還元菌などの微生物も腐食の原因となりうることも一般的に知られて

いる。本来は、そのような様々な地下環境の可能性について、1000年間の変化を考慮して、観測・考察しなくてはならないはずである。」(80頁下3~81頁上3行)と述べています。

オーバーパックの腐食評価で対象とする地下水には、わが国の地質環境を幅広く捉える観点から、安全評価に用いる降水系地下水（降水系高pH地下水）と海水系地下水（海水系高pH地下水）の2種類に加え、他の仮想的な地下水も考慮に入れています。これらの地下水が緩衝材と反応した後の組成（小田ほか、1999）をもとに、オーバーパックの腐食への影響が大きいと考えられる化学種の濃度範囲を求めています（分冊2IV-10頁）。このような地下水における炭酸塩濃度は、 0.1mol/l 以下です。この 0.1mol/l という上限濃度を設定しても図3-2に示すようにpHが約11.5以上の水が浸潤しなければ緩衝材中で炭素鋼は不動態化しません。通常の岩石一水反応で形成される地下水のpHの上限は10程度であり（分冊1III-66），このような高いpHの地下水は温泉などを除けば、わが国にはほとんど存在しません。地下水中の他の共存化学種や温度条件、有機物や微生物などによって不動態化の臨界pHの値が多少変動しうる可能性はありますが、わが国の地下水条件では、緩衝材中でほとんど不動態化しえないと考えています。実際にサイトが決定されれば、その場所において地下水の化学的特性についても十分調査され、不動態化が生じる可能性について検討が行われます。なお、批判レポートで挙げている硫酸イオン、塩化物イオンは炭素鋼の不動態皮膜を破壊する作用を有する化学種であり、不動態化を阻害することはあっても促進することはありえません。

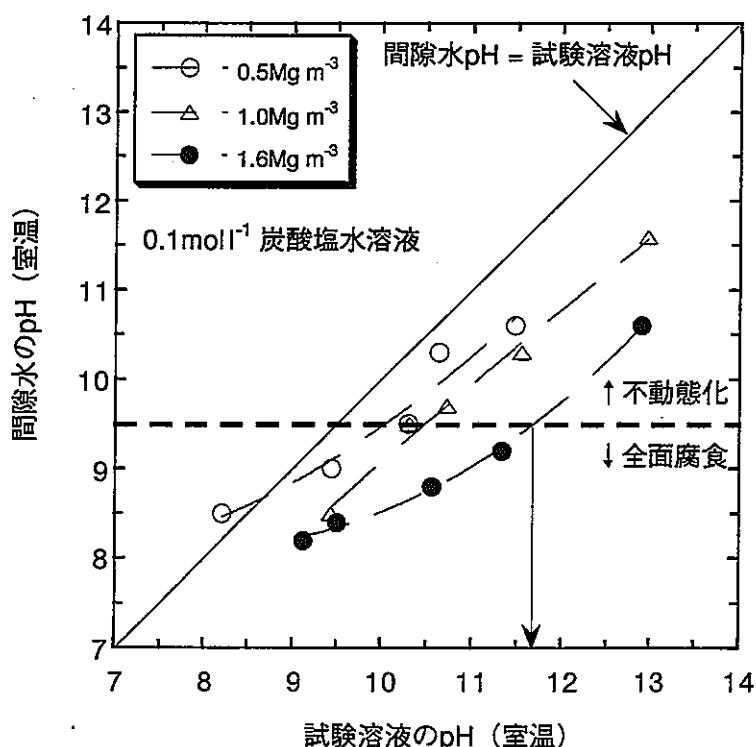


図3-2 炭酸塩水溶液 (0.1 mol l^{-1}) における
試験溶液のpHと間隙水のpHの関係
(分冊2IV-18頁, 図4.1.1-7)

さらに批判レポートでは、「また pH に関しては JNC の研究報告⁸は緩衝材の間隙水が pH7-11 の範囲で変動しうることを報告している。図 6-3 からみると、 10^{-1}mol/l 程度の炭酸塩濃度でも十分不動態化が起こりうることが示唆されるのではないだろうか。」(81 頁上 4~6 行) と述べています。また、緩衝材中の pH に関しては、「間隙水の pH 上昇に起因するスメクタイトの溶解と、それに伴うゲルやゼオライトの生成による緩衝材の劣化は起こらないという、『第 2 次取りまとめ』の主張には根拠がないことがわかる。なお間隙水の pH 上昇は、さらに炭素鋼の不導態化を引き起こすため、オーバーパックの耐腐食性に対しても深刻な影響を与える可能性がある。」(88 頁上 15~18 行) と述べています。

引用されている研究報告では、緩衝材中の可溶性不純物の有無、腐食生成物の種類、鉄イオンの供給量などをパラメータとしてさまざまなケースを想定した計算を実施し、間隙水の pH について検討が行われています(小田ほか, 1999)。可溶性不純物がない場合や、還元性環境での過剰の鉄イオンの供給を想定した場合には pH が比較的高く算出されるケースもあります。腐食による二価鉄イオン、水酸化物イオン、水素の供給で緩衝材間隙水が高アルカリ性になるのは、鉄の腐食により水素が発生して炭酸を還元し、それに伴いペントナイト中方解石が溶解するなどの条件が重なった場合に考えられます。

このような緩衝材間隙水の変化は、還元条件で、鉄の比表面積が極端に大きい場合(ペントナイトに鉄粉を練りませたような場合)に起こる可能性は否定できませんが、実際の処分環境を模擬するために炭素鋼片を圧縮ペントナイトに挟んで行った腐食実験では、雰囲気制御下(還元条件)でおよそ 2 年間くらいまでは試験片周辺の間隙水の pH は 6~9 程度であることを確認しています。また、水素発生型の腐食速度は、圧縮ペントナイト中では時間とともに遅くなることを実験により確認しています。したがって、実際の処分環境では、オーバーパックの腐食反応を考慮しても、緩衝材の間隙水は、長期にわたり中性~弱アルカリ性に維持されると考えることができます。

一方、不動態化が問題となるのは処分後初期の緩衝材が不飽和で操業中に導入された酸素の影響により空隙水が酸化性となっているわずかな期間のみです。このような環境では緩衝材中の黄鉄鉱の酸化反応の寄与、可溶性不純物による影響などにより、pH が上昇することは考え難く、オーバーパックと接触する間隙水の pH は分冊 2 の表 4.1.1-4 緩衝材間隙水中の化学種の濃度範囲と pH の範囲(計算値)(分冊 2 IV-11 頁)に示されているとおり中性付近の値になると考えられます(小田ほか, 1999)。

3.2 酸素による腐食

批判レポートでは、酸素による最大腐食深さの推定値の上限と平均腐食深さとの関係式($P=Xm+7.5Xm^{0.5}$)について、「この式の直接の根拠となっている実験的観測は、動燃時代の技術資料ひとつだけで、上式は人工海水/人工淡水系での短期間の観測に基づくものである。実験には炭素鋼の試験片を用いているが、その面積は 6.65cm^2 、なんとオーバーパック 1 本の 10000 分の 1 程度の大きさにすぎず、これではい

かにも観測の精度が悪い。」(81頁下4~1行)と論じています。さらに、この根拠に對して、「だが、その乏しい実験的根拠にかかわらず、(1)式に自信ありそうに頼っている背景には、一般論として、 $P_i = kT^n$ (2) (P_i は局部的穴あき=孔食の深さ、 k は一般に孔食係数と呼ばれるもの、 T は時間、 n は1より小さいある数、Romanoffの観測⁹では、0.37、Marsh¹⁰では0.485) 型の式が成り立つという一応の定説があり、それに基づいています。しかし、それも、最も長いRomanoffの観測(レポートの引用文献では、1989年となっているが、元の文献は、なんと1957年のもの!)ですら、18年をカバーするにすぎず、これらに基づいて1000年先まで推定するのは乱暴すぎる。特に、(1)式の0.5と言う指数の部分が少し変わると、この1000年間の外挿値は大きく変わりうる可能性のあるものである。」(82頁上1~10行)と述べています。

まず、最大腐食深さを求めるための式 ($P=Xm+7.5Xm^{0.5}$) は試験片表面積 131 cm² の試験で得られたものです。面積 6.65cm²、というのは腐食の局在化の厳しいと思われる局部腐食(孔食・すきま腐食)の進展挙動を把握するための試験において、極値統計解析を行うためのデータサンプリングの面積です。評価式 ($P=Xm+7.5Xm^{0.5}$) は人工海水／人工淡水系の実験から得られたものですが、局在化の厳しいと思われる局部腐食(孔食、すきま腐食)の進展を想定してもこの式による評価は保守的であることが確認されています(谷口ほか、1999b)。また、その実験データは、Romanoffによる土壤中の腐食データ(Romanoff, 1989)と大きなずれはなく(分冊2 IV-31頁)、ほぼ妥当と考えています。Romanoffの元文献は1957年と古いのですが、この文献に示されている幅広く、膨大な調査は現在でも高い評価を得ており、腐食のテキストにも引用されています(腐食防食協会、1986)。また、批判レポート中、p.81(1)式が p.82(2)式に基づいているとしていますが、これらは直接関連づけられるものではありません。p.81 (1)式は平均腐食深さと最大腐食深さの関係を示す式で、p.82 (2)式は腐食深さの時間変化を表している式です。また、p.82(2)式中の k も孔食係数と呼ばれるものではなく定数です。なお、試験片の面積の影響については評価式 ($P=Xm+7.5Xm^{0.5}$) の保守性、妥当性を確認するため、より大きな面積の試験片を用いた実験を現在行っています。また、将来的には地下実験施設などを利用して原位置、実規模での試験を行うことも考えています。

次に、指定信頼率について、批判レポートでは、「ガラス固化体100本に1本は、最大腐食深さが、上の式で求められる値を超える可能性がある。仮に、99.999%の信頼率(10万本に1本以下しか超えない)を得ようとすれば、最大腐食深さの推定値は11.9mmではなく17.4mmとなる。この5.5mm程の違いはさして重要ではないと思われるかもしれない。しかしレポートで、この種の数値がそういう信頼率のものでしかないことに触れていないのはおかしい。」(82頁上16~20行)と論じています。さらに、技術資料(谷口ほか、1999b)を引用して、「『本解析では十分に信頼性の高い値として指定信頼率99%における推定値を示したが、Gumbel分布関数の性質上、指定信頼率を大きくすればするほど無限に大きな推定値が得られる。(中略) 実際に限られた期間、限られた量の酸化性物質の条件下では進展しうる深さに限りがあるため、過度に大きな信頼率での値は工学的に意味を持たないと考えられる。』(下線は引用者による)。そうだとしたら、所詮、1000年先の推定には、限られた信頼率しかおけないのでないだろうか。」(82頁下14~8行)と述べています。

指定信頼率については、上述に引用されているように、大きく設定すればするほど大きな腐食量が得られます。第2次取りまとめでは十分信頼性の高い信頼率として99%を基本的に使用しています（分冊2 IV-27頁）。上述に引用している技術資料（谷口ほか、1999b）において、99.999%とした場合の検討結果も示しており、この値を用いても腐食代を超えることはないことを確認しています。また、腐食深さの推定値と信頼率の関係は同じ技術資料中に明らかにされています（谷口ほか、1999b）。

3.3 水の還元による腐食

まず、批判レポートでは「平均的に、おそらくは上の酸素による酸化よりは速い速度で炭素鋼は腐食していく」（82頁下3～2行）と述べていますが、これは誤りで、水の還元による腐食速度は酸素による腐食速度よりも小さいのが一般的です。

水素脆化に関して批判レポートでは、「このあたりのことは一通り、レポートには書いてあるが、深刻な問題になるかもしれないのに、非常にあいまいな取り扱いでお茶を濁している。」（83頁上1～2行）と指摘しています。水素脆化は生起すれば深刻な問題ですが、これまでの研究を幅広く調査し、処分環境では可能性は低いと評価しています（分冊2 IV-18～21頁）。高硫化物環境など、厳しい条件まで考慮してその可能性を十分に検討しています。

次に、第2次取りまとめにおいて、1000年間の平均腐食深さを5mm以下と見積もったことに対して、批判レポートでは、「これは、科学論文としては普通通りそういう大胆な結論である。たった2年しか観測せず、その最初の1年では図6-4（圧縮ベントナイト中における炭素鋼の平均腐食深さの経時変化）にあるようにかなり腐食は速く進行した。0.008mm/yに近い。その後もう1年たつたら深さの進展が少なく0.002mm/y程度だった。そこで中をとって、1年で0.005mm程度と考え、1000年間先に外挿して、1000年で5mmと言うのである。（本当は、もう少し緻密らしい議論をしかけていて、上の（2）型の式を図から強引に最小自乗法によって導いたりして議論しているのだが、2年間の観測のこれだけの点でそんな議論をすればするほど、恥ずかしい話になるからその議論は無視していい。）」（83頁上14～20行）と述べています。

第2次取りまとめでは、平均腐食深さの評価は最長4年までのデータに基づいています。実験データ（図3-3）が示すように、腐食速度は時間と共に低下します（総論レポートIV-28、分冊2 IV-29頁）。これは表面に腐食生成物の皮膜が形成されるためです。最も保守的な評価は浸漬直後の金属表面がむき出しの状態での腐食速度を外挿することであり、そのむき出しの状態が継続すると仮定した場合、1000年で約50mmと見積もられています（分冊2 IV-25頁）。実際は浸漬直後から腐食速度は低下するため、このむき出しの状態の値を1000年間まで外挿することは過度に保守的であると判断し、4年までの実験データに基づいて腐食速度を設定しています。4年以降も皮膜形成によって腐食速度はさらに低下することも期待できますが、その効果は保守的に無視しています。2年以降の腐食速度の値から長期的な腐食速度は0.005mm/y以下と判断しています。また、ここで示されている腐食速度は試験期間を通じての平均値であり、腐食速度の大きい初期の影響が含まれています。腐食深さの時間変化や交流インピーダンス測定結果から判断すると2年以上経過した時点での

の腐食速度はさらに小さく、現実的には 0.001mm/y 程度と考えられます（谷口ほか、1999a）。寿命評価上は 0.005mm/y の値をさらに 2 倍にしており、十分保守的であると考えています。この 2 倍の妥当性は、微生物（硫酸塩還元菌）の活動による影響を考慮した場合の腐食量の評価結果からも示されています（分冊 2 IV-28 頁）。

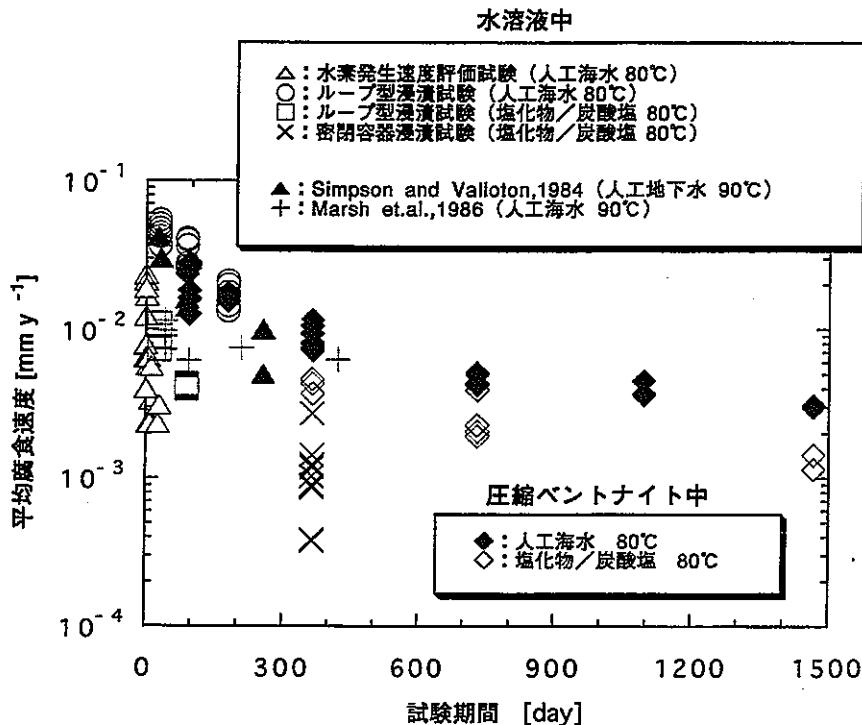


図 3-3 低溶存酸素濃度下における炭素鋼の平均腐食速度の経時変化
(総論レポート IV-28 図 4.3-6, 分冊 2 IV-29 頁 図 4.1.1-11)

批判レポートでは、「言うまでもないと思われるが、仮に図 6-4 のような頭打ち型の曲線に一応の経験的根拠があるとしても、せめて 10 年くらい観測して、「平均」腐食速度を出してもらわないと困る。」(83 頁上 21~22 行) として、腐食評価に必要な試験期間が示されています。

サイクル機構では、現在、より長期の腐食試験を継続しています。これまでの試験結果(図 3-5)からも、結果的にはこれまでと同等以下の腐食速度が得られると予想しており、現時点で設定されている腐食速度の妥当性、保守性が証明できるものと考えています。

批判レポートでは、「このように求めた平均腐食深さに、どれだけの不均一性の幅を見込み、最大腐食深さを想定すべきか。これは上述の文献による還元腐食の扱いでは、99%の信頼率で 8.29mm から 9.16mm , 99.999%の信頼率で 10.3mm から 11.2mm となる。ところが、レポートでは、ここで話が急に整合性がないと言うか、どんぶり勘定となり、次のようなくだりが登場する。」(83 頁下 15~13 行) とし、以降に総論レポートにおける 1000 年間の腐食深さについて述べています。さらに、第 2 次取りまとめの評価に対して、「科学的根拠が薄弱でも、本当の保守性が保たれているならよいが、気前良さそうでいてそうではないのである。」(84 頁上 3~4 行) と論じています。さらに、批判レポートでは、「『微生物の活動などによる環境条件にともな

う不確実性』については、分冊 2 ではんのわずかに、『腐食が加速される可能性は少ない』と述べているにすぎないが、他の部分と比べ気前良く 2 倍に速度を増しているところから見ると、大きな不確かさがあることが気になったのだろう。その不確かな 10mm という数字を基礎にして、99.999%の信頼率で、17.7mm などと計算するのが気が引けたので、1000 年で 20mm という値を出してきたものと思われる。」(84 頁上 7~12 行) と論じています。

水の還元による腐食量の推定が酸素による腐食の場合に比べて精度が落ちることはやむを得ません。これは、酸素による腐食量は存在する酸素量からトータルの腐食量の最大値をほぼ正確に見積もることができるのでに対し、水の還元による腐食量は腐食速度から見積もっているためです。水の還元による腐食評価において、酸素による腐食の場合と同様の 0.1mm の精度で評価するためには 0.0001mm/y ($=0.1\mu\text{m/y}$) の精度で腐食速度を推定しなければなりません。腐食速度は材料と環境の組み合わせで決定され、幅広い地質環境を対象とした検討を行っている現時点で腐食速度にそこまでの精度を求める必要はないと考えています。将来的に処分サイトが決まり、地下水条件が明確になれば、より精度よく腐食速度を評価することは可能であり、それは必要と考えています。今回は精度よく評価することよりも腐食速度の上限を見積もることに重点を置いています。前述したとおり、腐食速度の設定は十分保守的と考えています。また、腐食の局在化については、電気化学的な加速実験を行い、平均腐食深さと最大腐食深さ（または孔食係数）の関係や、平均腐食深さと Gumbel 分布関数のパラメータの関係を求め、平均腐食深さ 10mm に対する最大腐食深さを算出しています。その結果として、谷口ほか (1999b) の技術資料では信頼率 99% の場合で最大 15.5mm、信頼率 99.999% の場合に最大 17.7mm の値が算出されています。前述のとおり、第 2 次取りまとめにおける水の還元による腐食評価では精度よりも上限レベルを見積もることに重点を置いています。よって、加速実験結果に基づいて算出された腐食深さ (17.7mm など) をそのまま用いるのではなく、10mm の腐食量に対する孔食係数の保守的な上限レベルとしての値、2 を設定しています。

3.4 オーバーパックの設計

批判レポートでは、オーバーパックの厚さに対し「ガンマ線は 3 倍して考えなくてはいけないので、遮蔽厚みは 150mm でなく 190mm とし、オーバーパック全体の厚みは 230mm とすべきである。厚みが 40mm 増すというのは、重さにして 3 割以上重くなることを意味し、大きな設計変更である。」(75 頁上 13~15 行) と論じています。批判レポートで設定したガラス固化体のインベントリに対する見解については 2.6 節に示したとおり、仮に COGEMA 仕様、30 年貯蔵の場合であっても、第 2 次取りまとめで設定しているインベントリの 2 倍程度であり、150mm とした場合に含まれる裕度でカバーできます。従って、指摘のような設計変更を考える必要はありません。

さらに、批判レポートでは、「またこの厚み変更は、オーバーパックの工作上も大きな困難をもたらすはずである。たとえば、溶接である。オーバーパックの蓋部分は溶接で取り付けなくてはならないのだが、190mm の厚みに対してさえ、溶接の目途など立っていないのである。」(75 頁上 16~18 行) とし、第 2 次取りまとめの総論レポートの一部分を引用し、「『厚さ 80mm までの周溶接が可能であることを確認し

た。炭素鋼オーバーパックの肉厚は、前述のとおり 190mm となることから、電子ビーム溶接法により溶接可能な限界厚さをさらに拡大するための技術開発や、他の溶接方法との併用にかかる技術開発を行っていく必要がある』(総論レポート IV-35 頁)などとのんきなことを言っているが、要するに未だ技術がないということである。ましてや、230mm となると・・・。これは単に溶接の問題だけでなく、後述するように、そこが 1000 年間、たとえば溶接による熱応力が原因で応力腐食割れを起こさないことを保証しなければならないだけに、大変重要な問題である。」(75 頁上 19~30 行)と指摘しています。

総論レポートで述べている「厚さ 80mmまでの周溶接が可能であることを確認した。」における「厚さ 80mm」は、オーバーパック試製作で確認された電子ビーム溶接法による周溶接1回の溶接深さであり、他の方式(多層盛溶接)を併用することにより 190mm 以上の厚さのオーバーパック封入溶接を行うことが可能であることを試製作を通じて確認しています。この詳細については、総論レポートでも引用しているサイクル機構の技術資料「本間信之、千葉恭彦、棚井憲治(1999b)：チタン-炭素鋼 複合オーバーパックの試作、サイクル機構技術資料、JNC TN8400 99-048.」に示しています。

後半の「ましてや 230mm となると・・・」という記述に関しては、上述のとおり設計変更の必要はありませんが、仮に、230mm を想定したとしても、190mm の場合と技術的には大きな違いはなく、特に問題になるとは考えていません。応力腐食割れに関しても、現状の知見で十分な見通しがあると判断していますが、確認のため、今後も継続した研究が必要と考えています。スイスの概念では、厚さ 250mm の鉄製オーバーパックが仕様例として示されており、耐食性や製作性等に関して、問題はないと言っています(Nagra, 1993)。

3.5まとめ

批判レポートでは、「腐食という現象には、直線的に外挿して議論できない non-linear なプロセス(ある現象が始まると一気に急激に孔食や割れなどが進行する)に左右される可能性がある。」(84 頁下 18~16 行)と指摘しています。また、批判レポートでは、「ある種の化学種や生物の働きが触媒的に働けばそういうことが起こる。ここでも十分議論できなかったが、レポートでは、一応極値統計解析はしているものの、そういう面のメカニズムの考察がまったくないのは大きな欠陥である。」(84 頁下 16~14 行)と述べています。

前段の、腐食には non-linear なプロセスに左右される可能性があるという指摘については、オーバーパックに生じうる腐食現象を抽出するとともに、それらを時系列的に整理し、それぞれの現象について起こりうるかどうか、起こるとすればどの程度かについて最新の情報を基に評価を行っています(分冊 2 IV-12~33 頁)。この評価体系や評価結果は今後得られる情報によっては見直す必要がありますが、基本的に大きくはずれることはないと考えています。現時点ではサイトの環境条件が決まっていないため、腐食速度や微生物の影響など不確かさの存在は否定できませんが、それらを考慮して十分保守的な評価を行っているものと考えます。

批判レポートのまとめは、「仮に十分な保守性を見込めばよいという立場に立ったとしても、『何が十分な保守性か』を定量化できるだけの評価法は確立していない。ましてや、どの程度の信頼率なら人々が納得できるのかの議論もまったくなされていないのである。」(84頁下3~1行)と締めくくられています。

「何が十分な保守性か」を定量化できるだけの評価方法は確立していないと述べていますが、定量化の困難な現象に対しては合理的な範囲で最も保守的なケースを想定しています。たとえば酸素による腐食について、実際には緩衝材中の鉱物などにより腐食以外でも酸素が消費されると考えられますが、どの程度が腐食に寄与するのかについては不明な点があるため、全てが寄与するという極端な仮定を置いています。不動態化の評価についても、わが国で想定される地下水中の上限値以上の炭酸塩濃度条件を設定した実験に基づいています。微生物の影響についても、ペントナイト中では活性を維持できないという研究例(西村ほか, 1999)を示しながらも、物質収支、物質移行に基づいて腐食量を推定しています。水の還元による腐食速度についても、皮膜の保護性による腐食速度の低下は長期的には期待しないという保守的な評価を行っています。信頼率についても、前述したとおり非常に大きな値を設定した評価も行っています。したがって、第2次取りまとめで行った腐食寿命の評価は現段階で十分な保守性、信頼性をもつものと考えています。さらに、処分環境と同一ではありませんが、淡水性粘土中の鉄管の腐食事例や(炭山ほか, 1997), 考古学的鉄製品の腐食事例調査など(Johnson and Francis, 1980; Araki et al., 1989), 類似の環境を対象としたナチュラルアナロジー研究結果から予測される炭素鋼オーバーパックの1000年間の腐食深さは約15mm以下です。この値と比較しても第2次取りまとめにおける腐食寿命評価は保守的であると考えています。

4. 処分場の設計

本節では、批判レポートの『第6章 現在の計画では地層処分は成立しない、1.廃棄体の内部放射能量とそれに派生する問題…発熱が大きすぎて、処分場はつくれない！3. 2スメクタイトの安定性』に対して、処分坑道の非管理区域化、人工バリアに対する熱的影響に分けて見解を述べます。

4.1 処分坑道の非管理区域化

批判レポートでは、「第6章1. 1低すぎる内部放射能量（インベントリー）の設定」において示された「安全側」のガラス固化体インベントリを前提として、「さて、上のようにスタートの放射能内蔵量をレポートよりも安全側に設定した場合、さまざまな問題が生じるが、その第1に取り上げたいのは、地下の処分場がそもそもレポートの想定通りには建設できないだろうという問題である。」(74頁上1~2行)と指摘しています。続けて「地下坑道を非管理区域にし、人間が自由に入って埋め戻し作業を行うという構造自体に大変恐ろしいものがあるが、ひとまずこの計画に従うとしよう。この地下坑道の安全が建築工学的に怪しいことは、すでに永井論文で指摘されているところであるが…仮に工学的に実現したとしても、放射能の前提を上のように変えると、非管理区域の設定ということがいかに難しいことがよ

く分かる。」（74 頁上 8~10 行）と評しています。

文中の永井論文である批判レポートの『第 4 章「工学技術」批判—深部坑道の安定性について』に対する見解は、第 2 章に示すとおりです。

批判レポートでは、さらに「空間線量率に効いてくるのは、オーバーパックの表面での線量等量率と 1700mm の【緩衝材+埋め戻し材】（どちらも 70% ベントナイト十 30% ケイ砂を使う予定とされる：ベントナイトについては後述）の遮蔽だが、ここで問題になるのは主には中性子線量である。これには、固化体中のアメリシウム (Am) 241 のアルファ線とガラス成分のホウ素やケイ素との核反応で生成する中性子²と、キュリウム (Cm) 244 の自発核分裂によって発生する中性子が寄与する。これらの中性子とガンマ線の効果も考慮に入れて、レポートの線量率の評価は約 4 倍にしなくてはならない（図 1 を参照）。」（74 頁上 13~19 行）と指摘しています。

第 2 次取りまとめで行った処分孔堅置き方式の場合の遮へい上必要な埋め戻し材厚さの検討について簡単にまとめます。この検討は、廃棄体の定置後の処分坑道を非管理区域とし、操業や閉鎖の作業効率を向上させることを目的としたものです。現行の原子力施設の許認可申請と同等の考え方に基づき、すでに原子力施設の許認可申請で実績のある評価コード ANISN（1 次元放射線輸送計算コード）を用いています。隣接する廃棄体からの線量の寄与分も模擬できるよう放射線源は無限平板モデルとしており、これによって実際には廃棄体から全方位に散逸するすべての放射線をモデルで対象とする領域内に集めるようにしました。中性子線については、批判レポートでも指摘されているように、Cm-244 の自発核分裂によって発生するものに加え、Am-241 などのアクチニド核種から放出されるアルファ線とガラスを構成する酸化物 (SiO_2 など) との反応によって発生するものを考慮しています。ガンマ線については主に核分裂生成物から放出されるものを放射線源として扱っています。埋め戻し材は、放射線の透過／反射の観点からは、緩衝材と同じ材質であると考えてよく、オーバーパック表面から 3 m の緩衝材（埋め戻し材を含む）が連続して存在する系を想定しています。このような体系に対して行った評価結果から、現行の原子炉等規制法で規定されている値をもとに、管理区域の設定を必要としないレベルまで放射線の遮へいを行うには緩衝材 700mm に加え、埋め戻し材 1000mm、全体で約 1700mm の厚さがあることを示しています。

以上から、批判レポートで指摘されている中性子線やガンマ線の効果については、第 2 次取りまとめでの評価では考慮されています。また、線量率を 4 倍にする必要があるとの指摘については、2.6 節のガラス固化体の内蔵放射能量に対する見解で示したとおり、COGEMA 仕様で 30 年貯蔵の場合でも 2 倍程度を考えればよいことになります。

また、批判レポートでは、「近日中に採用されつつある、ICRP90 年勧告に基づく新しい規制値では、非管理区域は、1 週間当たり $300 \mu\text{Sv}$ ではなく、 $100 \mu\text{Sv}$ と 3 分の 1 にされるはずである。従って、レポートの言うように 1700mm の埋め戻し厚みとすると、非管理区域の規制値のなんと $3 \times 4 = 12$ 倍の空間線量になってしまい、とても非管理区域など成立しない。逆に言うと、非管理区域にするためには、埋め戻

し材を強化して線量を 12 分の 1 に下げる必要があるが、そのためには、埋め戻し材の厚みは 1700mm ではなく 2100mm が必要で、40cm も厚くしてやらなくてはならないのである。これは大変大きな設計変更が必要になる。」(74 頁上 20~26 行) と続けています。

ICRP 1990 年勧告 (ICRP, 1991) では管理区域設定の基準の目安となる線量レベルの数値は示されていませんが、同勧告をわが国に取入れるにあたり、わが国の放射線審議会は 1998 年 10 月に「ICRP 1990 年勧告 (Pub.60) の国内制度等への取入れについて (意見具申)」(放射線審議会, 1998) を示しています。これによれば、管理区域については従来どおり法令で基準値の設定を義務づけるべきであるとし、具体的な適用にあたっての基本的考え方として、外部放射線に係る実効線量の場合、3 ヶ月につき 1.3 mSv を示しています。この値は、批判レポートに記載されているように、1 週間あたり約 100 μ Sv に相当します。しかしながら、放射線審議会では、同勧告を適用するにあたっては、「放射線発生装置や放射線源を取り扱う施設の設計に関する計算に関しては、より現実的な評価を行うようにするため、適切な線源項、計算モデル、パラメータの選択、滞在時間の算定方法等の合理化を検討する必要がある」としています。これは、これまでの許認可申請で用いられてきた評価手法に対して合理性を取り入れることを意味しています。したがって、同勧告が適用された際には、第 2 次取りまとめで行った評価についても合理性の観点からの見直しを行うことが可能となり、たとえば 3 次元の解析評価コードを用いることにより、無限平板の放射線源を想定したモデルよりも現実的な評価結果が得られることになり、遮へい厚は小さくなると考えられます。

さらに、批判レポートでは、「廃棄体（オーバーパック）表面の中性子線量は約 4 ~ 5 倍あり、スカイシャイン効果もかなり効くはずである。したがって、廃棄体を坑道に沿って下ろしたり、人間が坑道に下りていって埋め戻し作業などするのは非常に困難であると考えられる。」と述べています。

ここで批判レポートが指摘しているスカイシャイン効果とは、地下深部の処分場から地上まで到達した放射線が大気で反射・散乱することではなく、処分坑道の天井などの周囲岩盤からの放射線の反射効果のことを意味していると解釈しました。第 2 次取りまとめの解析評価では、このような意味でのスカイシャインの効果と同様な中性子線の反射効果を考慮しています。上述したとおり、オーバーパック表面から 3 m の緩衝材（埋め戻し材を含む）が連続して存在する系を想定しているため、各評価地点での線量値（分冊 2 の図 4.1.2-82, IV-156 頁）は、その評価地点以遠にある埋め戻し材からの放射線の反射分も加味しています。このため、緩衝材と埋め戻し材の合計の厚さが 2100mm の場合でも、厚さ 900mm の埋め戻し材からの反射分を考慮することになり、媒体が空気からなる坑道空間とその外側にある岩盤を考慮した系の場合と同じ効果を取り入れているものと言えます。

なお、批判レポートの指摘にあるように、仮に放射線の線量率が約 12 倍になり、緩衝材 700 mm と埋め戻し材 1,000 mm からなる第 2 次取りまとめの仕様のうち、埋め戻し材の厚さが 400 mm 増えて 2,100mm となったとしても、実際の埋め戻し材には、礫とケイ砂（約 85%）にペントナイト（約 15%）を加えた混合物を使用するこ

と、また、COGEMA 仕様のガラス固化体の本数が全体に占める割合は大きくないことから、大幅な処分場の設計変更やコストの増加にはなりません。また仮に処分坑道が管理区域になったとしても、処分場の操業や閉鎖の各作業には大きく影響せず、たとえば廃棄体の搬送設備等に適切な遮へい機能を施すなど、現状の技術で十分に対応することが可能であると言えます。

4.2 人工バリアに対する熱的影響

ここでも、批判レポートでは「第6章1. 1低すぎる内部放射能量（インベントリー）の設定」で示された「安全側」のガラス固化体インベントリを前提として、「処分直後の発熱量に主に効いてくるのは、Cs-137 と Sr-90 のベータ・ガンマ放射能で、これに 10~20% の割合で Am-241 などのアルファ放射能の寄与がある。前に述べたような理由で、処分開始を 30 年貯蔵後とすると、レポートに与えられている発熱量の約 4 倍となる。レポートでは、ガラス固化体当たり 350W の発熱としているが、COGEMA/BNFL の与えているデータでは返還時で 2.5kW となっている。後者は、処分開始を 30 年後とすると、1.3kW/本ということになり、この計算からも上述の約 4 倍というのが妥当な推定であることがわかる。」(75 頁下 9~4 行)としています。

ガラス固化体のインベントリに対する見解については 2.6 節のとおりです。ガラス固化体のインベントリ計算条件を基に核種生成／崩壊コード ORIGEN2.1 を用いて発熱量を計算すると表 3-2 のようになります。表 3-2 には、固化時および 30 年貯蔵後における COGEMA 仕様ガラス固化体 1 本当たりの総放射能量および総発熱量これらを支配する上位 10 核種の内訳、批判レポートでの採用値を示してあります。サイクル機構の計算結果によると、固化時の発熱量が 2.8kW/本に対し、30 年後は 0.68kW/本まで低下します。一方、批判レポートでは、固化時 2.5kW/本に対し、30 年貯蔵後には 1.3kW/本としています。この違いは、批判レポートでは、30 年貯蔵後の発熱量に主に寄与する核種として Cs-137 に注目し、Cs-137 のインベントリの変化から固化時と 30 年貯蔵後の発熱量の関係を決めていることによっています。Cs-137 の半減期は約 30 年であり、固化時から 30 年後に発熱量が約 1/2 になっているのはこのためです。しかし、実際には、表 3-2 に示すように発熱量に寄与する核種には短半減期のものがあり、これを考慮すれば 30 年後には約 1/4 まで発熱量が下がります。

第 2 次取りまとめでは、JNFL 仕様のガラス固化体を基本としていますが、その発熱量は、30 年貯蔵の場合で 0.56kW/本、50 年貯蔵では 0.35kW/本となります。従って、第 2 次取りまとめで用いた 0.35kW/本に対し、COGEMA 仕様 30 年貯蔵の場合の発熱量は 2 倍程度です。

表 3-2 COGEMA 仕様ガラス固化体の放射能量および発熱量

([日本原燃株式会社, 1992], [電気事業連合会, 1995]を基に計算条件を設定し, 核種生成／崩壊コード ORIGEN2.1 を用いて算出)

<サイクル機構計算値>

固化時						30年貯蔵後					
放射能量 (上位10核種)			発熱量 (上位10核種)			放射能量 (上位10核種)			発熱量 (上位10核種)		
核種	半減期 [年]	放射能量 [Bq/本]	核種	半減期 [年]	発熱量 [W/本]	核種	半減期 [年]	放射能量 [Bq/本]	核種	半減期 [年]	発熱量 [W/本]
Cs137	3.0E+01	4.8E+15	Cs134	2.1E+00	5.4E+02	Cs137	3.0E+01	2.4E+15	Y 90	7.3E-03	2.5E+02
Ba137M	4.9E-06	4.5E+15	Y 90	7.3E-03	5.2E+02	Ba137M	4.9E-06	2.3E+15	Ba137M	4.9E-06	2.4E+02
Sr 90	2.9E+01	3.5E+15	Ba137M	4.9E-06	4.8E+02	Sr 90	2.9E+01	1.7E+15	Cs137	3.0E+01	7.1E+01
Y 90	7.3E-03	3.5E+15	Rh106	9.5E-07	4.0E+02	Y 90	7.3E-03	1.7E+15	Sr 90	2.9E+01	5.3E+01
Pm147	2.6E+00	2.4E+15	Pr144	3.3E-05	3.1E+02	Am241	4.3E+02	3.3E+13	Am241	4.3E+02	3.0E+01
Cs134	2.1E+00	2.0E+15	Cs137	3.0E+01	1.4E+02	Eu154	8.6E+00	2.8E+13	Cm244	1.8E+01	2.1E+01
Ce144	7.8E-01	1.5E+15	Sr 90	2.9E+01	1.1E+02	Cm244	1.8E+01	2.3E+13	Eu154	8.6E+00	6.7E+00
Pr144	3.3E-05	1.5E+15	Eu154	8.6E+00	7.6E+01	Sm151	9.0E+01	1.5E+13	Pu238	8.8E+01	7.8E-01
Ru106	1.0E+00	1.5E+15	Cm244	1.8E+01	6.7E+01	Pu241	1.4E+01	8.0E+12	Am243	7.4E+03	6.6E-01
Rh106	9.5E-07	1.5E+15	Am241	4.3E+02	3.0E+01	Eu155	5.0E+00	2.4E+12	Cm242	4.5E-01	5.2E-01
総放射能量 [Bq/本]		2.8E+16	総発熱量 [W/本]		2.8E+03	総放射能量 [Bq/本]		8.2E+15	総発熱量 [W/本]		6.8E+02

<批判レポート採用値 (75頁) >

固化時		30年貯蔵後	
批判レポートでの総発熱量 [W/本]	2.5E+03	批判レポートでの総発熱量 [W/本]	1.3E+03

批判レポートでは、設定した発熱量を基に緩衝材の温度を検討し、「どうも私の計算では処分場を設定できない。」(76 頁上 1 行)と結論付けています。また、この結果に対し、「JNC 自身も同じような計算をしていたにもかかわらず秘かに隠していたらしいことが、最近取り寄せた資料でようやく判明した。」(76 頁上 3~4 行)とし、サイクル機構の技術資料 (谷口・岩佐, 1999) の一部分を引用し、「(処分前貯蔵期間を 50 年でなく 30 年と設定した場合)『本検討で用いた条件下では、ガラス固化体貯蔵期間 30 年の場合、硬岩系岩盤においては、解析上現実的な処分坑道離間距離・廃棄体ピッチ、つまり廃棄体占有面積を設定することは、緩衝材の最高上昇温度及びその制限温度の観点から難しい、という結果となった。』(下線は引用者による)。彼らも処分場の設定は難しい、と言っているのである。」(76 頁上 7~12 行)と論じています。

まず、ここで「内部資料」と言及されている技術資料は、第 2 次取りまとめにも引用されており、公開されているものです。

第 2 次取りまとめでは、人工バリア周辺の温度場について、廃棄体の発熱量、貯蔵期間、地温、岩盤及び緩衝材の物性値等を基に、処分坑道離間距離と廃棄体ピッチをパラメータとして人工バリア周辺の温度の計算を行っています。これらの計算結果と温度に対して設定した設計要件とを比較してこれを満たすように処分坑道離間距離と廃棄体ピッチの組み合わせを設定しています (総論レポート IV-78~81 頁, 分冊 2 IV-272~289 頁)。設計要件としては、ガラス固化体の発熱に対し人工バリア

周辺の温度が制限温度（ガラスに対して 400~500°C, 緩衝材に対して 100°C, 岩盤に対して 150~300°C）以下になるように適切に処分坑道と廃棄体が配置されるようすることを考えています。

このように、人工バリア周辺の温度は、多くの条件に左右されます。したがって、条件の組み合わせによっては、設計の検討を行う上で設定した制限温度を超える可能性もあり得ます。上述のサイクル機構の技術資料「ニアフィールドの熱解析」（谷口・岩佐, 1999）では、このような条件をいろいろ組み合わせた感度解析を実施し、将来サイトが決まり、その地質環境条件に対して、人工バリア周辺の温度を評価する際に注意しなければならない条件の組み合わせとその場合の工学的な対応策を例示しています。

上述の技術資料（谷口・岩佐, 1999）に掲載されている図 3-13~14 (55~56 頁, 図 3-4 に抜粋) や図 3-39 (111~112 頁, 図 3-5 に抜粋) に示すように、貯蔵期間 30 年の場合でも、専有面積や緩衝材の初期含水比等、設計で対応することにより、制限温度以下となるような坑道離間距離と廃棄体ピッチの組み合わせを設定することが可能です。また、COGEMA 仕様ガラス固化体で 30 年貯蔵後の場合であっても、同様に、制限温度以下となるような坑道離間距離と廃棄体ピッチの組み合わせを設定することが可能です。

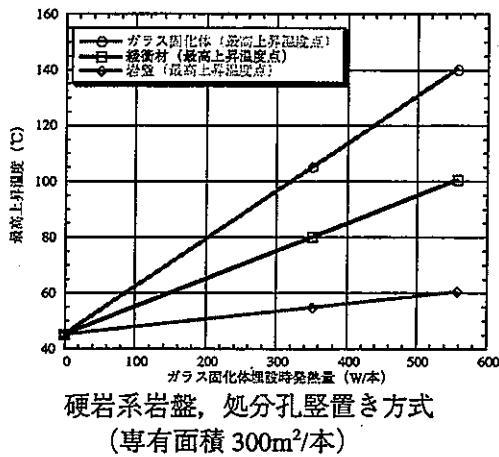
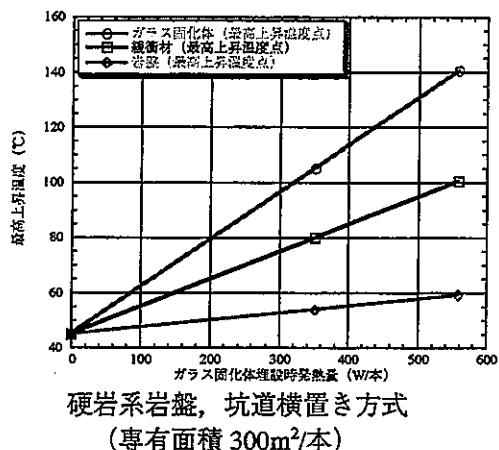
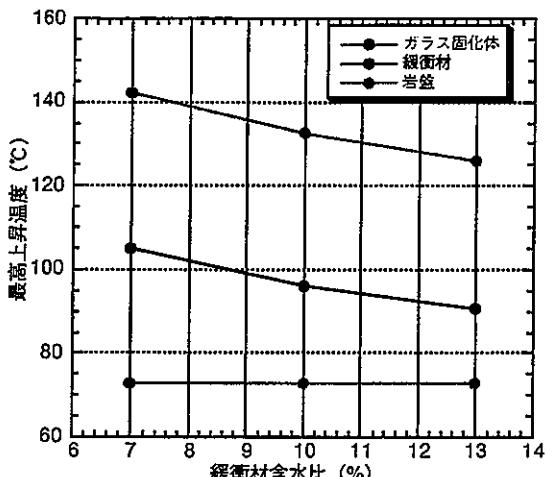


図 3-4 ガラス固化体埋設時発熱量と最高上昇温度の関係

(谷口・岩佐 (1999), 図 3-13, 3-14 から抜粋)



硬岩系岩盤、処分孔縦置き方式、専有面積 100m²

図 3-5 緩衝材の含水比と最高上昇温度との関係

(谷口・岩佐 (1999), 図 3-39 から抜粋)

緩衝材の制限温度について、批判レポートでは、「処分場の設定が困難になる最大の理由は、緩衝材（ベントナイト）が 100℃以上になってしまって、期待される機能を発揮できなくなるからである。」(76 頁下 16~15 行) と述べたうえで、「このベントナイトの温度が 100℃を超えた場合には、水を保持する能力や透水性能などは大きく変わってしまい、機能が劣化すると考えられる。したがって、温度が絶対に 100℃を超えないように廃棄体を配置することが地層処分の基本的な必要条件である（十分条件ではない）。」(76 頁下 9~6 行) としています。さらに、緩衝材の加圧水蒸気による変質に関しては、「『第 2 次とりまとめ』においては全く検討されていないが、非常に重要なスマクタイトの変質過程として、加圧水蒸気との反応による膨潤能力の著しい低下と、それに伴う封じ込め能力の劣化が報告されている。」(87 頁上 10~12 行) として Couture (1985) を引用し、「緩衝材が H₂O に対して飽和するまでの間、そこに周囲から入り込んだ地下水は、放射能の強い発熱により加熱されて水蒸気となり、スマクタイトを変質させるだろう。総論レポート 4 章に引用されている、動燃事業団所属の著者の文献（石川ら, 1994）には、Couture (1985) が検討課題として引用されていることから、『第 2 次取りまとめ』においては引用が意図的に行われなかった可能性が高い。このようなことが許されるのだろうか。」(87 頁上 25~30 行) と述べています。

緩衝材の制限温度については、主に変質という観点から検討しています。緩衝材の変質に関しては、第 2 次取りまとめの中でも、イオン型の変化、鉱物学的な変化、セメンテーション等に関する現状の知見をまとめています（総論レポート IV-48~49 頁、分冊 2 IV-135~137 頁）。この中で、Couture (1985) の研究に関しては、スマクタイトの変質過程の 1 つとして考えられるセメンテーションに関する議論の中で引用しています（総論レポート IV-48 頁、分冊 2 IV-137 頁、および分冊 3 IV-46 頁）。批判レポート中にも記載されている（87 頁）とおり、Couture (1985) の報告ではスマクタイトのイライト化などの一般的な変質がほとんど認められておらず、Pusch (1993) は、Couture (1985) の結果を、粒子の凝固作用（coagulation）あるいは、冷却過程でのセメンテーションによるものと推定しています。スマクタイトのセメ

ンテーションについては、これら既往の原位置試験や室内試験の結果から、「100°Cを超えない条件では、緩衝材性能に有意な影響を及ぼすようなセメンテーションは生じないと考えられる」(総論レポート IV-48)と判断しています。また、100°Cを超える期間が数十年に及び、かつ最高温度が130°C程度になる場合であっても著しいイライタ化は生じないとという計算結果(石川ほか, 1994)があります。さらに、ナチュラルアナログ研究として、100~150°Cで数百年間ベントナイトが存在した例(Pusch, 1983)や、海水類似環境で200万年かかって160から100°Cまで変化した条件下でも、ベントナイトの変質が起きなかつたとする例(Kamei et al., 1992)が示されています。従って、第2次取りまとめで設定した100°Cの値は、保守的な値であると考えています。実際、緩衝材の一部が数10年以上100°Cを越える状態(最高温度150°C程度)となることを許容し、緩衝材としての機能(水を保持する能力や透水性能)が失われないとしているスイスの例(Nagra, 1994)もあります。今後、さらに検討が進み、より合理的に緩衝材の制限温度についての技術基準が定められるものと考えています。

また、地温勾配について、批判レポートでは、「特に火山の近くではないようなところでも100mにつき5°Cぐらいまでを処分場の一般的な条件として想定すべきである。その場合、緩衝材の最高温度はさらに10°Cから20°C高くなるわけで、緩衝材の制限温度を守るということは、ますます難しい条件になる。」(77頁上5~8行)と述べています。

第2次取りまとめでは、地温勾配については、日本全国をほぼ平均的に網羅できる坑井データ1979件が収集され検討されている文献(矢野ほか, 1999)を引用しています。地温勾配のヒストグラムによると2°C/100m以下が全体の7%, 2~5°C/100mが40%, 5~10°C/100mが30%, 10°C/100m以上が23%であり、ピーク値は2~3°C/100mになっています。これは、火山および地熱地帯を除いたわが国の平均的な地温勾配が3°C/100m程度という従来の知見(大久保ほか, 1993; 矢野ほか, 1994)と整合的である(分冊1 III-101~107頁)ため、熱解析の初期条件となる地温勾配を3°C/100mとしています。仮に、今回設定した地温勾配と異なる場合があったとしても、緩衝材の初期含水比の変更、坑道離間距離と廃棄体ピッチの調整等、設計で対応し、制限温度以下となるように設定することが可能であると考えます。将来サイトが特定されれば、今回の地温勾配の設定に関わりなく、地温勾配も含む地質環境条件が適切に評価され、その地質環境に対応した設計を柔軟に行うことができると言えます。

4.3 まとめ

批判レポートでは「レポートがずるいのは、このような計算が背景にありながら、それを一切隠し、一番少ない内蔵放射能の仮定と、楽観的な前提条件で計算した都合の良い結果だけを公表して、「処分はできる」としていることである。冒頭にも述べたように、このレポートでは非常に気前よく安全の余裕を見ているところがある一方で、内蔵放射能量や地温勾配のようにわずかの変更でも地層処分の実施を困難にするようなウイークポイントについては、都合の良い値に固定して評価を行っている。こういった点が、このレポートの信頼性の無さと、地層処分がいかに困難であるかを示していると言えよう。この具体的な検討を行うまでは、私は「このレポ

ートは随分不確かさが多い、いい加減なレポートだ」というぐらいに思っていたのだが、こうやって内部資料も含めて検討してみると、あまりのひどいやり方に憤りでいっぱいである。」(77 頁上 10~19 行)と批判を行っています。

本節では、処分場の設計に関し、批判レポートに指摘された問題点それぞれについて見解を示しました。その中で説明したように、第 2 次取りまとめにおける処分場の設計の検討にあたっては、個々の仮定やパラメータの値に關し、その不確実性を考慮して適切に設定しており、批判レポートの言うように、都合よく決めている訳ではありません。

参考文献

Advocat, T., Crovisier, J.L., Fritz, B. and Vernaz, E. (1990) : Thermokinetic Model of Borosilicate Glass Dissolution : Contextual Affinity, Scientific Basis for Nuclear Waste Management XIII, pp.241-248, Oversby, V.M. and Brown, P.W. (ed.), Material Research Society.

Araki,K., Motegi,M., Emoto,Y., Kaji,Y., Iraki,S., Nada,T. and Watanabe,T. (1989) : Natural Analogue Study on Engineered Barriers for Underground Disposal of Radioactive Wastes, ASME'89 proceedings, pp601-609.

Couture, R.A. (1985) : Steam Rapidly Reduces the Swelling Capacity of Bentonite, Nature, 318, pp.50-52.

電気事業連合会 (1995) : COGEMAガラス固化体について

電気事業連合会、日本原燃株式会社、原燃輸送株式会社 (1998) : 海外から返還されるガラス固化体の受入れ概要.

動力炉・核燃料開発事業団 (1986) : 放射性廃棄物の処理 高レベル廃棄物対策 CPF におけるホット試験, 動燃技報 No. 59, PNC TN1340 86-003.

動力炉・核燃料開発事業団 (1992) : 高レベル放射性廃棄物地層処分研究開発の技術報告書－平成 3 年度－, PNC TN1410 92-081.

腐食防食協会(1986) : 防食技術便覧, 日刊工業新聞社, p.237.

原子力委員会 (1987) : 原子力開発利用長期計画 (昭和 62 年).

原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会 (1984) : 放射性廃棄物処理処分方策について (中間報告).

Grambow, B., Lutze, W. and Müller, R. (1992) : Empirical Dissolution Rate Law for the Glass R7T7 Contacting Halite- and Silica-saturated Brines, Scientific Basis for Nuclear Waste Management XV, pp.143-150, Sombret, C.G. (ed.), Material Research Society.

IAEA (1985) : Chemical Durability and Related Properties of Solidified High-level Waste Forms, IAEA Technical Reports Series No. 257.

ICRP (1991): "1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection", ICRP Publication 60, Pergamon Press.

Inagaki, Y., Furuya, H., Idemitsu, K. and Yonezawa, S. (1994) : Corrosion Behavior of a Powdered Simulated Nuclear Waste Glass : A Corrosion Model Including Diffusion Process, Journal of Nuclear Materials, 208, pp.27-34.

石川博久, 柴田雅博, 藤田朝雄 (1994) : 放射性廃棄物地層処分における緩衝材のイライト化変質シミュレーション, 粘土科学, 34, pp.149-156.

放射線審議会 (1998): ICRP 1990 年勧告 (Pub.60) の国内制度等への取入れについて (意見具申), 平成 10 年 6 月.

Johnson, A.B. and Francis,B. (1980) : Durability of Metals from Archaeological Objects, Metal Meteorites and Native Metals, Battelle Pacific Northwest Laboratory, PNL-3198.

Kamei, G., Yusa, Y., Sasaki, N. (1992) : Natural Analogue Study on the Long-Term Durability of Bentonite.—Time—Temperature Condition and Water Chemistry on Illitization at the Murakami Deposit, Japan-, Material Research Society Symposium Proceeding, 257, pp.505-512.

Kawamura, K., Takahashi, T., Horie, M. and Tsunoda, N. (1990) : Characterization of High Level Waste Glass, Nuclear waste management III (edited by G.B. Mellinger), Ceramic transactions, Volume 9 (Proceedings of the Fourth International Symposium on Ceramics in Nuclear Waste Management, Indiana, April 24-26), pp.469-481.

Lanza, F., Manara, A., Mammarella, L., Blasi, P. and Ceccone, G. (1988) : Borosilicate HLW Glass Leaching in Silica Saturated Solution, Scientific Basis for Nuclear Waste Management XI, pp.685-691, Apted, M.J. and Westerman, R.E. (ed.), Material Research Society.

McGrail, B.P. (1986) : Waste Package Component Interactions with Savannah River Defense Waste Glass in a Low-magnesium Salt Brine, Nuclear Technology, 75, pp.168-186.

McGrail, B. P. (1988): Modeling the dissolution behavior of defense waste glass in a salt repository environment, Mat. Res. Soc. Symp. Proc. 112, pp. 595-606.

McGrail, B. P. and Strachan, D. M. (1988): A General Model for the Dissolution of Nuclear Waste Glasses in Salt Brine, PNL Technical Report PNL/SRP-6676

McVay, G. L. and Buckwalter C. Q.(1983):Effect of iron on waste-glass leaching, J. Ceram. Soc., 66, pp.170-174.

Nagra (1994) : Kristallin-I, Safety Assessment Report, Nagra Technical Report NTB 93-22, Nagra Wettingen, Switzerland.

日本原燃株式会社 (1992a) : 六ヶ所事業所 廃棄物管理事業許可申請書 (平成 4 年 1 月一部補正) .

日本原燃株式会社 (1992b) : 六ヶ所再処理・廃棄物事業所 再処理事業指定申請書 (平成 4 年 11 月一部補正) .

日本原燃株式会社 (1996) : 再処理施設における放射性核種の挙動 (平成 8 年 4 月), JNFS R-91-001 改 1.

西村務, 和田隆太郎, 西本英敏, 藤原和雄, 谷口直樹, 本田明 (1999) : ベントナイト中における炭素鋼の腐食挙動に及ぼす微生物の影響, JNC TN8400 99-077.

大久保泰邦 (1993) : 日本列島の温度勾配図, 日本地熱学会誌, 15-1, pp.1-21.

大森栄一, 河津和人, 佐々木憲明, 横原英千代 (1985) : 高レベル模擬廃液溶融ガラス注入時のキャニスター特性 (温度分布, 変形量), 日本原子力学会「昭 60 年会」, G23.

Pusch, R. (1983) : Stability of Deep-Sited Smectite Minerals in Crystalline Rock -Chemical Aspects-, SKBF/KBS Teknisk Rapport 83-16.

Romanoff, M. (1989) : Underground Corrosion, originally issued by NBS in 1957, reprinted by NACE, p.80.

斎藤誠美, 山田一夫, 石川博久, 佐々木憲明, 馬場恒孝, 松本征一郎, 村岡進 (1992) : 高レベル放射性廃液ガラス固化体の α 加速試験, 日本原子力学会 1992 春の年会予稿集, p. 103.

Sato, S., Inagaki, Y., Furuya, H. and Tamai, T. (1989) : Radiation Effects on Volumetric Change and Corrosion for Simulated Radioactive Waste Glass, Proc. 1989 Joint Int. Waste Management Conf., Slate, S. C. et al. Eds., Vol. 2, pp.323-328.

Shade, J. W., Pederson, L. R. and McVay G. L. (1984) : Waste glass-metal interaction in brines, Advances in Ceramics, 8, pp. 358-367.

SKB (1987) : JSS Project Phase IV : Experimental and Modeling Studies of HLW Glass Dissolution in Repository Environments, JSS Technical Report 87-01.

総合エネルギー調査会原子力部会 (1999) : 総合エネルギー調査会原子力部会中間報告, 高レベル放射性廃棄物処分事業の制度化のあり方, 平成 11 年 3 月 23 日.

炭山守男, 玉田明宏, 三ツ井誠一郎, 本田明 (1997) : ベントナイト中の炭素鋼オ-

バーパックの腐食挙動に関するナチュラルアナログ研究, 第 44 回材料と環境討論会
講演集, p.417.

Taniguchi, N., Honda, A. and Ishikawa, H. (1998) : Experimental Investigation of Passivation Behavior and Corrosion Rate of Carbon Steel in Compacted Bentonite, Mat. Res. Soc. Symp. Proc. Vol. 506 495-501.

谷口直樹, 本田明, 川崎学, 水流徹 (1999a) : 圧縮ベントナイト中における炭素鋼の腐食形態と腐食速度の評価, JNC TN8400 99-003.

谷口直樹, 本田明, 川崎学, 森田光男, 森本昌孝, 油井三和 (1999b) : 炭素鋼オーバーパックにおける腐食の局在化の検討, JNC TN8400 99-067.

谷口航, 岩佐健吾 (1999) : ニアフィールドの熱解析 ~第 2 次取りまとめにおける処分坑道離間距離と廃棄体ピッチの設定~, JNC TN8400 99-051.

田代晋吾, 松本征一郎, 馬場恒孝, 妹尾宗明, 中村治人 (1986) : ガラス固化体の α 崩壊に対する耐久性試験 (α 加速試験) (II) 1 万年相当試験の結果, 日本原子力学会「昭和 61 分科会」予稿集, p. 125.

矢野雄策, 大久保泰邦, 渋谷明貴 (1994) : 坑井データに基づく日本列島温度勾配分布図, 物理探査学会第 91 回 (平成 6 年度) 学術講演会講演論文集, pp.153-156.

矢野雄策, 田中明子, 高橋正明, 大久保泰邦, 笹田政克, 梅田浩司, 中司昇 (1999) : 日本列島地温勾配図, 地質調査所特殊地質図および同解説書.

吉岡正弘, 稲田栄一 (1994) : ガラス固化技術開発施設 (TVF) コールド試運転結果, 動燃技報 No91, pp.111-122.

第4章 地下水シナリオに基づく安全評価について

1. はじめに

批判レポートの第7章 地下水シナリオに基づく「安全評価」の問題点では、地下水シナリオで考慮すべき現象と過程のうち、放射性物質の移動を支配する地下水の流動特性に焦点をあてて、第2次取りまとめでの取り扱いを論じています。

批判レポートでは、地下水の流動特性について、「放射性物質の人工バリアからの放出量と天然バリア中の移動量の双方に影響を与えるため、最終的な被曝線量を大きく左右する重要な量である」(98頁上 16~18行)とし、「地下 1000m の深さの地下水流量をこれまでの限られた測定データから推算しているが、この推算には大きな問題があるため、「安全評価」の結果が大きく変わる」(98頁上 22~23行), 「本来標準的とすべき地下水流量より約 100 倍は過小評価をしている」(96頁上 12~13行)と主張し、以下の点について批判しています。また、これに関連して、コロイド移行、溶解度の不確実性、オーバーパック破損時期の早期化の影響が問題となるとしています (117~118頁)。

地下水流動特性以外では、地下における放射性物質の挙動に関して、緩衝材間隙水中の溶解度、緩衝材中の放射性物質の移動、ホットアトム効果、有機物、コロイド、微生物等の影響の取り扱いに問題があるとしています (89~93頁)。

批判レポートでは、以上の点に加えて、線量の換算方法 (113~114頁) に関して問題点を挙げた上で、「・・・被曝線量が国際的な防護水準や現在の一般人の許容被曝線量に達する可能性が十分にあることを示した。このことは『第2次取りまとめ』の「安全評価」が示すような結論が成り立つには、地下水流動特性について相当に厳しい条件が課せられることを意味している」(121頁上 36~38行)と結論づけています。

本章では、第2次取りまとめにおける安全評価の考え方を述べた上で、上記のそれぞれの批判に対するサイクル機構の見解を順に述べることとします。

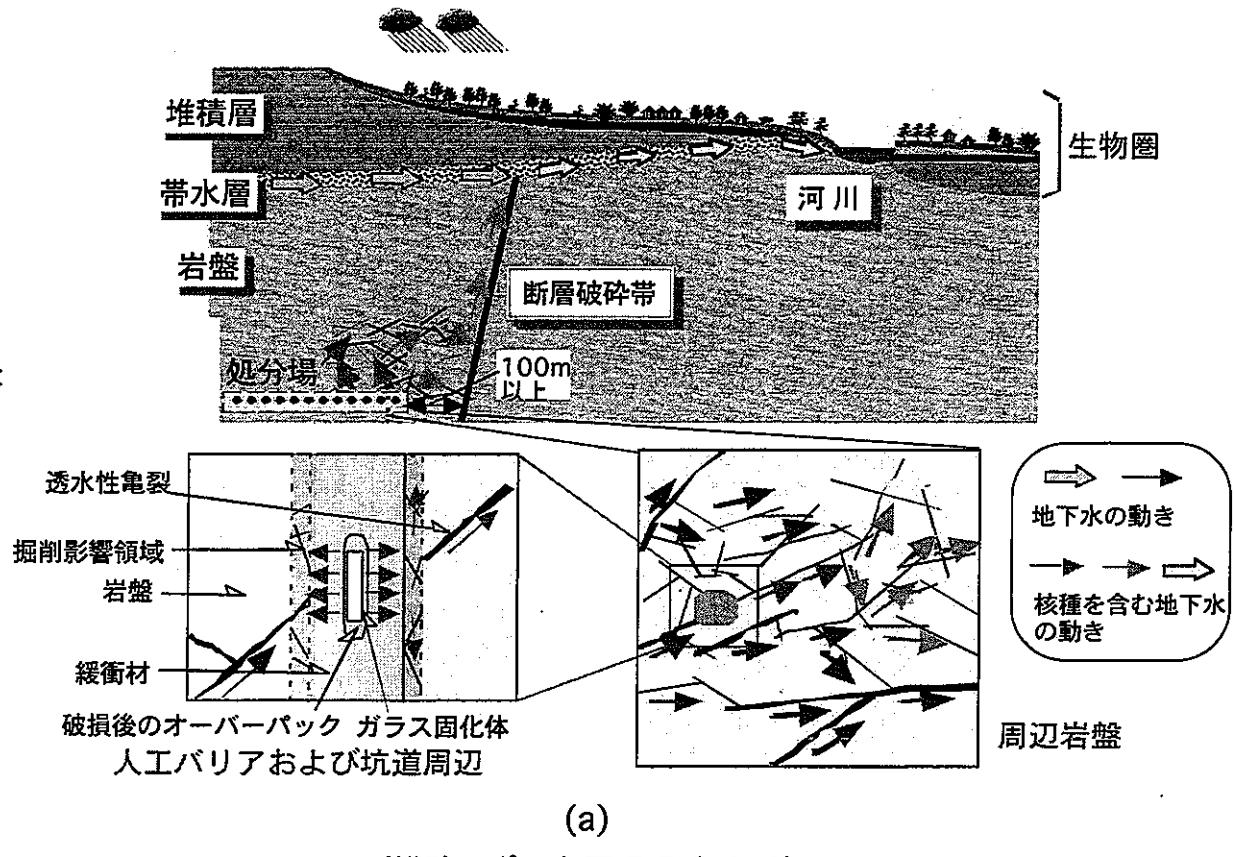
2. 第2次取りまとめにおける安全評価の考え方

総論レポート I-14 で述べたように、わが国における地層処分研究開発は、「岩石の種類を特定することなく幅広い地質環境を対象」としており、また、「地層処分に関する安全規制上の基準については現在準備段階」にあります。このことから第2次取りまとめは、「わが国の地層処分概念を一般的に検討し、その成立性を概括的に論じたものであり、地層処分計画を研究開発の段階から実施段階に進めることについての技術的な判断材料となることを意図」しています。これを踏まえ、第2次取りまとめの安全評価では、適切に選ばれた地質環境に現時点で適用が可能な工学的技術により合理的に構築された「地層処分システムの長期安全性を科学的根拠をもって判断するための手法と情報を整備する」ことを目的としています。

したがって、岩盤中の地下水移行経路は、一般に複数の地質構造や断層を経て非常に複雑で長い経路となると考えられるものの、特定のサイトを対象としない現在の研究開発の段階では、わが国における幅広い地質環境を考慮しても、地層処分システムの長期安全性に関する評価結果が、地質環境の多様性や不均質性による影響を受けにくくするように、簡略かつ保守的に地下水移行経路を設定し、これと整合のとれた物質移行モデルを与えて評価することが適切と考えました。

• 地下水移行経路

簡略かつ保守的な地下水移行経路概念モデルとしては、総論レポート V-13 に示したように処分場下流側 100m の位置に大規模な断層破碎帯（地下深部から地表まで鉛直に配置する）が存在することを仮定し、すべての廃棄体（40,000 体）から断層破碎帯までの距離を保守的に一律 100m としました（図 4-1(b)参照）。この概念モデルに基づき、処分場から地下水を介して移行した放射性物質が、処分場下流側の岩盤における連続性のある亀裂中を、直線距離にして 100m 下流側の断層破碎帯へ移行することとし、その後断層破碎帯中を上向きの地下水の流れに沿って、最短距離で地表近傍の帶水層に到達することを仮定しました（図 4-1(a)参照）。



(a)

<総論レポート図 5.5-2 より>

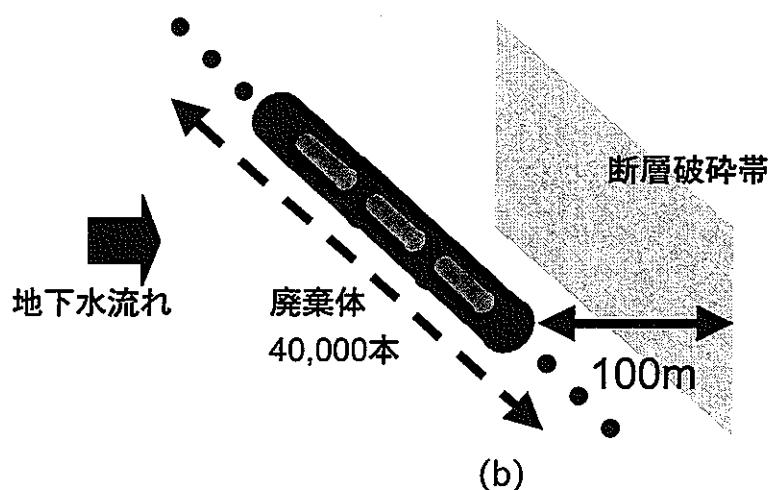


図 4-1 レファレンスケースにおける地下水移行経路

- 物質移行モデル

処分場から断層破碎帯までの岩盤中の物質移行モデルとしては、総論レポート V-52 で述べたように、亀裂の透水量係数の不均質性に着目し、透水量係数の異なる複数の 1 次元平行平板モデルを重ね合わせたモデルを適用しました。このモデルでは、上述の岩盤中の地下水移行経路と整合をとって、処分場から下流側の断

層破碎帯まで水平に最短距離で達する複数の平行平板亀裂を想定しており、亀裂ごとの地下水流速の不均質性を透水量係数の分布に基づいて設定しています。

この1次元平行平板モデルの重ね合わせにより得られた核種移行解析結果については、より現実的な岩盤中の亀裂の分布・連続性を考慮した亀裂ネットワークモデルを用いて構築した亀裂モデルによる核種移行解析結果と比較することにより、モデルの簡略化が適切になされていることを確認しています（総論レポートV-53）。

第2次取りまとめの安全評価では、まず解析を行ううえで参考となるケース（レファレンスケース）を設定しています。レファレンスケースは、特定のサイトを対象したものではなく、わが国の地層処分概念に基づいて、現実的な地質環境のデータとそれを踏まえて適切に設計された人工バリアの仕様によって特徴づけられる地層処分システムを対象に地下水の影響を合理的に想定したものです。レファレンスケースに対する解析モデル（図4-1の概念モデルに基づく）やデータの設定はこの考え方へ沿って行っています。レファレンスケースをもとにモデルやデータとともに不確実性を考慮したケース、天然現象により地質環境が変動すると想定したケースや人間活動が影響を及ぼすケース、さらに地質環境の多様性や処分場の仕様の幅を考慮した多様な地層処分システムに対する解析ケースをそれぞれ設定しています。システム性能の総合的解析では、すべての組み合わせによる解析を行うのではなく、合理的に解析ケースを設定し、可能な限りケース数を減らすことにより、解析の追跡性や評価のわかりやすさを向上させることとしました。このため、感度解析で得られた結果をもとに、システムの多様性や評価における不確実性の組み合わせを合理的に設定し、それぞれ線量の計算結果を諸外国で提案されている基準と比較することによって、システム性能の総合的安全性に関する検討を行いました。

3. 地下水流動特性

ここでは、まず、批判レポート第7章の焦点である地下水シナリオにおける地下水流動特性の取り扱いについて問題があるとされた以下の点に対して、サイクル機構の見解を述べることとします。

- 透水係数の深度依存性を考慮した亀裂の透水量係数分布の設定
- 亀裂の透水量係数のばらつきの平均化
- 亀裂頻度の扱いの不統一
- 動水勾配の設定

1) 透水係数の深度依存性を考慮した亀裂の透水量係数分布の設定

批判レポートでは、「世界でも有数の変動帶にある「わが国」の「地層処分」の問題なのであるから、ここで使うべきは図7-7のようなスウェーデンの地質特性ではなく、図7-3の東濃や釜石の地質特性であろう。」（108頁上9~11行）とし、「何よ

りも問題なのは、この地下深くの透水量係数を小さい値に設定することを論じている総論レポート V-57 から V-58 ページ、分冊 3 の V-59 から V-61 ページにおいて、図 7-3 の東濃や釜石のデータや総論レポート III-57 ページの「深度と透水係数の間に明瞭な相関は認められない」という結論に一文字も言及していないことである。」

(108 頁上 11~15 行) と述べた上で、「東濃や釜石で測定されたように、深度と透水係数は特に関係がないと見るのが一般的であり、地下深くの透水量係数を 10 分の 1 にする理由はないと考えられる。したがって透水量係数分布は「第 2 次取りまとめ」よりも 10 倍高い側に戻して「安全評価」を行うべきである。」(109 頁上 1~4 行) としています。

わが国における透水係数の深度依存性の実測データ（総論レポート図 3.3-9）に関しては、総論レポート III-57 に「地表付近で測定された透水係数（文献データ）が、比較的大きな値を示すものの、深度と透水係数の間に明瞭な相関は認められない。むしろ、地下深部であっても、断層破碎帯や割れ目帯などの部分では、透水係数が著しく大きくなる場合がある。」と述べたとおり、総論レポート図 3.3-9 には、断層破碎帯や割れ目帯の透水係数のデータを含めており、データのばらつきが大きく透水係数の深度依存性が明瞭となっていません。

しかしながら、図 4-1 に示したとおり安全評価においては、主要な断層破碎帯から処分場を 100m 離すことを想定して核種移行解析を行っていることから、岩盤の透水係数の深度依存性を判断する場合、断層破碎帯や割れ目帯のデータを除外して考えるのが適切です。実際に、総論レポート図 3.3-9 で深度 800~1000m にある透水係数の高いデータは東濃地域の月吉断層近傍での測定値であり（図 4-2 参照：総論レポート図 3.3-9 に加筆），これらのデータを除けば、深度 400m 程度以深では、それ以浅に比べて透水係数が 1 枝以上小さくなる傾向が認められます。

一方、批判レポートが、スウェーデンやカナダのような先カンブリア紀の岩盤特性を日本の岩盤にあてはめられないとした点に関しては、小島（1982）は、北欧の岩盤に比べてわが国の岩盤が水理学的に決して悪いものではなく、明瞭な亀裂の多い北欧の岩盤よりもむしろ良好な岩盤もあることを指摘するとともに、両者の岩盤において透水係数の深度依存性がみられることを述べています。

レファレンスケースにおける亀裂の透水量係数については、上記の点と、地下深部では亀裂面への応力の増加にともない亀裂開口幅が減少するとの理論的な解釈も踏まえ、透水係数の深度依存性を考慮して、釜石鉱山の深度約 260m で実測された透水係数に基づき求めた亀裂の透水量係数の分布を 1 枝低減させた分布を用いました（総論レポート V-58）。併せて、レファレンスケースの透水量係数分布を 1 枝増加させて感度解析を実施しており、透水量係数分布設定の不確実性を十分に考慮して

いると判断しています（総論レポート V-92）。

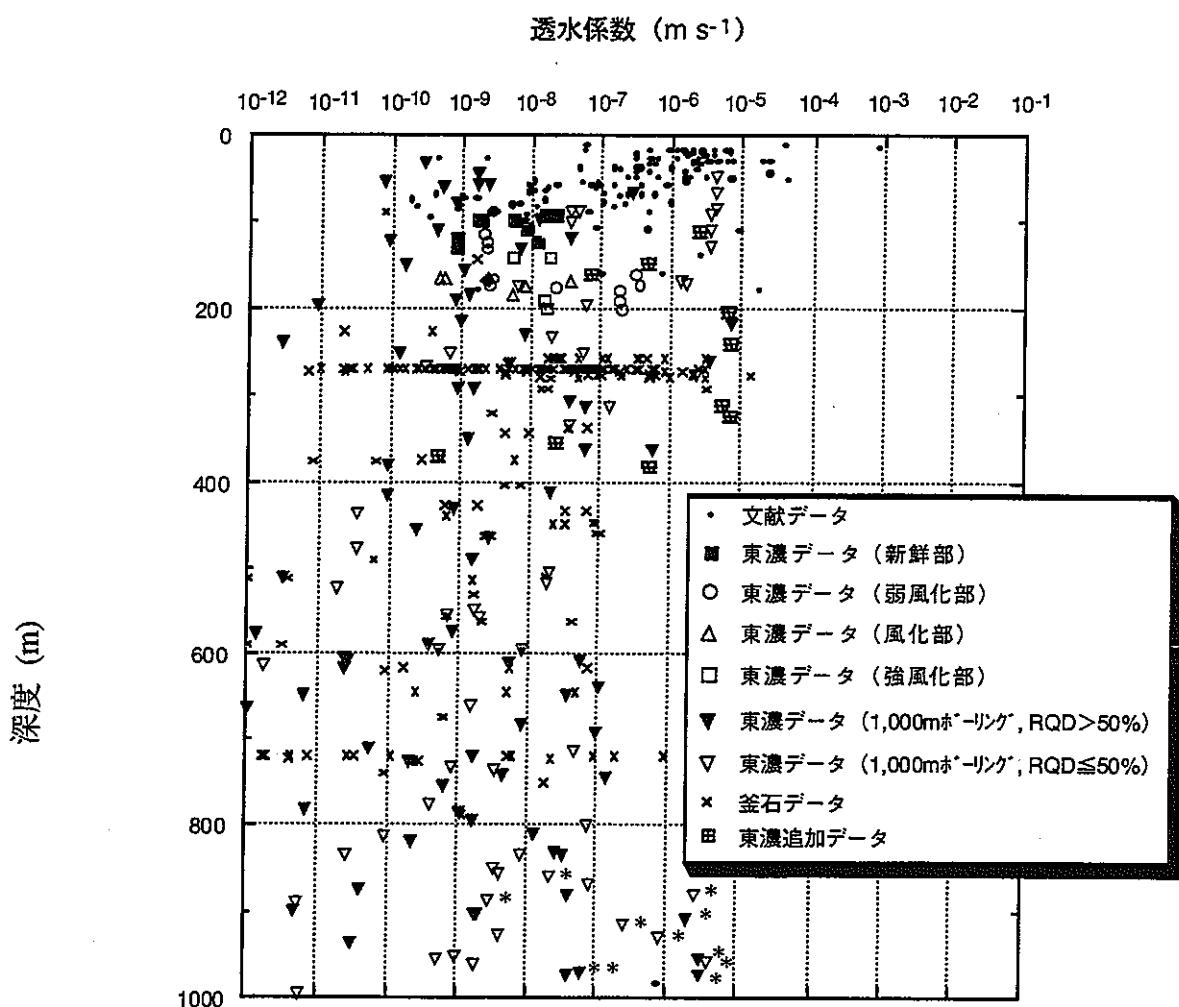


図 4-2 深度と透水係数の関係（花崗岩）

<総論レポート図 3.3-9において、月吉断層近傍の測定値に“*”を付した。なお、“**”は月吉断層近傍の測定値のうち、誤植である透水係数 7.6×10^{-6} ($m s^{-1}$)を 7.6×10^{-8} ($m s^{-1}$)に修正したもの。>

批判レポート（103 頁上 26～105 頁上 19 行）では、さらに透水係数と割れ目日本数の関係（分冊 1 図 3.3-7）と深度と透水係数の関係（総論レポート図 3.3-9）のそれぞれの図の測定点の対応に不整合がみられるとともに、前者の図では深度とともに割れ目の開口幅が減少するという主張を満たさないデータが存在すると指摘しています。

批判レポートの指摘のとおり、分冊 1 図 3.3-7 に記載されているデータのうち総論レポート図 3.3-9 に含まれていないものがあります。図 4-2 にはこれらの点（図中の

"東濃追加データ") も含めて示したものですが、透水係数の深度依存性の全体的傾向は変わらないことがわかります。一方、分冊1図 3.3-7 で深度とともに割れ目の開口幅が減少するという主張を満たさないデータは、月吉断層近傍の測定値であり、このような傾向を把握するためには適切なものではありません。したがって、これらのデータを除けば、深度と割れ目開口幅に関する第2次取りまとめの解釈に問題はないと考えます。ここで、図 4-2 中において" ** "で示した月吉断層近傍のデータについて、総論レポート図 3.3-9 には誤植がありましたので修正させて頂きます。

2) 亀裂の透水量係数のばらつきの平均化

批判レポートでは、「透水係数から透水量係数への換算は式(7)に基づいて行われていて、このような換算が正しいのは、長さ L の測定区間に含まれる全ての亀裂の透水量係数が同じである場合に限る。」(107 頁上 14~15 行) ことから、「透水量係数が大きい亀裂が放射性物質を人間環境に運ぶことに強く効くのにもかかわらず、この効果を亀裂本数で割って薄めることで最終的な被曝線量を過小評価することになる。」(107 頁上 31~33 行) としています。

実際のサイトにおいては、ボーリング孔における透水試験に流量検層などを組み合わせ、できるだけ個々の亀裂の透水量係数を測定することにより透水量係数の分布を把握することとなると考えられます。しかし、現段階では、ボーリング孔における透水試験の試験区間を適切に設定して個々の亀裂の透水量係数を直接測定することは難しいことなどにより、個々の亀裂に対する透水量係数の実測データは得られていません。したがって、ボーリング孔における透水試験で得られた透水係数の実測値から亀裂の透水量係数分布を求めるには、試験区内に存在する個々の亀裂への透水量係数の割り当て方を予め決めておく必要があります。この亀裂の透水量係数の割り当て方には、対数正規分布などの統計的なモデルを適用することが考えられますが、ひとつの分布に特定できるというわけではありません。そこで第2次取りまとめでは、最も簡略な取り扱いとして、透水試験の試験区内で亀裂の透水量係数を平均値として求める（開口亀裂の本数で割る）という考え方をとりました。

この取り扱いに関する不確実性の扱いについては、現段階における天然バリア中核種移行評価に関する他の不確実性の扱いとともに、本章「6. おわりに」で述べます。

3) 亀裂頻度の扱いの不統一

批判レポートでは、「三次元亀裂ネットワークモデルでは透水量係数分布を算出するときとくらべて、亀裂頻度が 10 分の 1 またはそれ以下に小さく設定されている。」(109 頁上 16~18 行) ことと「この不統一な亀裂頻度の取扱いが地下水流速の見積もりに与える影響は大きい。・・・亀裂頻度を大きく取ると、人間環境に達する放射

性物質の量を支配する透水量係数の大きな亀裂の寄与が薄められて過小評価される。一方、亀裂の配置では亀裂頻度が低いほど当然のことだが地下水の移動が過小評価される。」(109 頁上 28~31 行) ことから、「この亀裂頻度が不統一な亀裂ネットワークモデルでは、本来再現すべき透水係数よりも約 10 倍小さい透水係数分布になると考えられる。本章では、亀裂頻度の扱いが不統一なために生じたこの 10 倍の違いは当然是正して「安全評価」をすべきであると考える。」(110 頁上 2~5 行) と述べています。

亀裂性岩盤の地下水流动特性を評価する場合、主に透水性の亀裂部分に地下水が流れるため、透水性の亀裂が互いに連絡した亀裂群（亀裂ネットワーク）による亀裂の連續性が重要になります。岩盤中には様々な大きさの亀裂が分布しており、一般的には対象とする岩盤のスケールに比べ亀裂が小さいほど、他の亀裂と連絡しにくくなり、亀裂の連續性すなわち岩盤の透水性に寄与しにくくなります。したがって、どの程度の大きさの亀裂がどのように互いに連絡しあい岩盤の透水性に影響するかは、地下水流动特性を把握するスケールや、亀裂の頻度と大きさの関係などに応じて異なり、亀裂ネットワークモデルを構築することによりスケールに応じた地下水流动特性を評価することができます（たとえば、NRC, 1996）（亀裂ネットワークモデルによる岩盤中の水理や物質移動評価への適用性については分冊 3 C-3 参照）。

透水試験によって測定される透水係数は、ボーリング孔近傍の局所的スケールに対応するものであり、第 2 次取りまとめにおける亀裂ネットワークモデルで対象とした 200m 立方スケールでは亀裂の連續性や岩盤の透水性に寄与しないような小さな亀裂が、ボーリング孔での透水性のデータには寄与することが考えられます。例えば、第 2 次取りまとめでは、亀裂ネットワークモデルを用いて亀裂の最小半径をパラメータとした感度解析を行い、半径 7m 未満の亀裂を含めても、これらの亀裂の連續性が乏しいことから、透水係数（200m 立方スケールにおける平均値）にほとんど影響を与えないことを確認しています（澤田ほか, 1999）。着目するスケールによって仮定する亀裂頻度が異なるのは、不整合ではなく亀裂性媒体の特性に応じた取り扱いをした結果です。したがって、200m スケールを対象とした亀裂ネットワークモデルによる透水係数の解析結果が、ボーリング孔による透水試験結果を再現する必要はありません。

4) 動水勾配の設定

批判レポートでは、「『第 2 次取りまとめ』は地下深くの地下水は遅いということを透水係数だけでなく動水勾配の観点からも述べている。・・・地下深くでは動水勾配が小さくなる傾向があるとしているが、東濃地域のような山地では地下深くでも低地の動水勾配の 3 倍近いのであるから、先に述べたように一般的には動水勾配を 0.03 程度にして「安全評価」をするべきであろう。またもともと動水勾配が小さい

低地において、地下深くなるほど動水勾配がどれだけ小さくなるかは示されていない。」(111頁上7~13行)としています。

レファレンスケースでの動水勾配の設定値では、すべての地形を含めた地表付近の動水勾配の最頻値を用いています。これは、わが国において広く同程度の動水勾配を有する地域が存在し得ることを意味します。レファレンスケースの地質環境としては低地を想定しており、地形に応じた動水勾配の分布(総論レポート図3.3-6)からは設定値は保守側の値と考えることができます。さらに地質環境変更ケースにおいて山地を想定して、レファレンスケースよりも1桁高い動水勾配の値を考慮しています。さらに、地下深部においては動水勾配が地表近傍に比べ低くなる傾向を示すデータが得られている(総論レポート図3.3-7)ことも考え合わせると、第2次取りまとめにおける動水勾配の設定値が過小評価となっているわけではないと考えます。

以上のことから、第2次取りまとめにおける取り扱いは、地下深部での地下水流动特性を現段階において合理的に評価したものと考えています。今後とも地下深部の研究により地下水流动特性に関し一般的な知見を蓄積させるとともに、サイトでの調査によりこれらの特性をより詳細に把握し評価に取り込むことにより、地層処分の安全性を確認していくことが重要と考えます。

5) 地下水流動特性に過小評価があるとした場合の影響

批判レポート(117頁)において、地下水流动特性の過小評価を前提として述べられているコロイド移行、溶解度の不確実性、オーバーパック破損時期の早期化に関する批判については、上記1)~4)に示したようにその前提があてはまらないと考えるもの、第2次取りまとめへの理解を深めて頂くという主旨で以下に若干の説明を行います。

• コロイド移行

批判レポートでは、「『第2次取りまとめ』でもその影響が評価されているが、最大線量への影響は小さく、コロイドの影響はないと結論されている。しかし、これは本章で問題としている過小評価された地下水流速のもとで計算されたために、結局、コロイドから地質に取り込まれてしまったためである疑いが強い。したがって、本章で「標準的」とすべきとしている地下水流速で評価をし直すと、コロイドの影響も顕著になる可能性が高い。」(117頁上12~16行)としています。

第2次取りまとめにおけるコロイドの影響を考慮した天然バリア中の核種移行モデルでは、

- コロイドの亀裂表面への収着は、保守的に考慮しない。

- コロイドは、粒径が比較的大きく、一般に岩石と同じ負に帯電していることから、コロイドの岩石基質内への拡散は、保守的に考慮しない。
- フィルター効果や凝集沈殿によるコロイド濃度の低下は、保守的に考慮しない。

としており（分冊 3 VI-52），コロイドと岩盤との相互作用（亀裂表面への収着、岩石基質部への拡散、フィルター効果などによるコロイド濃度の減少）を保守的に無視した評価を行っています。

実際には、コロイドと岩盤との相互作用には流速依存性があることも考えられ、これが核種移行に影響を及ぼす可能性もあります。しかし、第 2 次取りまとめのモデルでは、上述のようにコロイド移行を抑制するコロイドと岩盤との相互作用は保守的に無視しているため、このモデルに基づけば、地下水流速が速くなった場合でも、コロイドの影響は顕著とはなりません。

- 溶解度の不確実性

批判レポートでは、「『第 2 次取りまとめ』においてネプツニウムをはじめ緩衝材中で沈殿をする元素の溶解度の設定の不確定も最終線量に大きな影響を与える。この影響も、地下水流速を過小評価したことによる過剰な「天然バリア」機能によって過小評価される。」（117 頁上 20~23 行）としています。

間隙水中の溶解度については、熱力学に基づく平衡計算により、間隙水の化学組成に応じた溶解度を求めることができます。この平衡計算に必要な放射性元素の熱力学データベースは、国際的な協力により信頼性の高いものが整備されてきています（分冊 3 IV-29）。

溶解度の計算においては、短期の実験で観察される溶解度制限固相を設定しています。これは、「長期のタイムスケールでは、熱力学的により安定な結晶性の固相が溶解度を支配し、より低い溶解度となる可能性がある」（分冊 3 IV-29）ことから安全評価上保守的な取り扱いとなるためです。また、「溶解度実測値のあるものについては、溶解度計算値と比べて安全評価上保守的となる場合に実測値を採用」（分冊 3 V-40）しています。

以上のことから、第 2 次取りまとめの溶解度の設定においては、不確実性の幅を考慮して保守的な設定をしていると考えています。

- オーバーパック破損時期の早期化

批判レポートでは、「『第 2 次取りまとめ』では分冊 3 の VI-102 から VI-104 ページにかけてオーバーパックが処分後 100 年で破損する場合を想定した解析の結果につ

いて、ストロンチウム 90（半減期 29 年）とセシウム 137（半減期 30 年）が人工バリアからの放出率はレファレンスケースのセシウム 135 と同程度（ガラス固化体 1 本当たり 10^5 Bq/y）であったと述べている。・・・しかし、透水量係数の 100 倍の過小評価を是正して、地質への取り込みの影響がほとんどなく数年で人間環境に達するすれば、表 7-3 のセシウム 135 程度の被曝線量は与えるはずである。透水量係数の評価が 100 倍違うことで、人工バリアが健全に機能しない場合に近い将来に与える影響は深刻なものとなる。」（117 頁上 27 行～118 頁 3 行）としています。

総論レポート表 5.4.2 に示したようにガラス固化体、オーバーパック、緩衝材などの「製作・施工については、基本的に現状の手法を適用することにより、それらの品質を管理し、もし不備があったとしてもそれを検出・補修することが可能であると考えられる。そのため、工学的対策に関する初期欠陥が生じることは考えにくい。」としています。したがって、第 2 次取りまとめでは、工学的な不具合のない、設計で期待したとおりの人工バリアが構築できるとし、レファレンスケースでは、設計寿命である 1000 年（総論レポート第 IV 章参照）でオーバーパックが破損することを想定して評価を行っています。

分冊 3 の VI-102～104 では、仮にガラス固化体の放射能が高い時期にオーバーパックが破損（処分後 100 年）することを考えると、半減期の短い Sr-90 や Cs-137 の人工バリアからの移行率は Cs-135 と同程度になるものの、天然バリアにより大きく減衰し、線量評価結果には寄与しないことを示しました。また、仮に亀裂の透水量係数を 100 倍とした計算を行っても、Sr-90 や Cs-137 による線量の最大値は Cs-135 の最大値を 1 術程度下回っています。処分場のオーバーパックの全てが早期に破損するとは考えられないことからも、Sr-90 や Cs-137 の寄与が問題となることはないと考えています。

4. 地下における放射性物質の挙動

次に、地下水流动特性に関するもの以外に批判レポート（89～93 頁）で述べられた地下における放射性物質の挙動に関する批判に対して、サイクル機構の見解を述べます。

1) 緩衝材間隙水中の溶解度

批判レポートでは、間隙水中の溶解度について、「レポートでの手法は・・・「国際的専門家によるレビューを受けつつまとめられた」と称する熱力学的データベース（JNC TN8400 99-070）の数値に全面的に依拠するものである。ところが、驚いたことにこの第 2 次取りまとめの段階では、このデータベースは公表されておらず、或いは公表されるような形には整っておらず、文献では in preparation（準備中）と

あった。」(89 頁上 3~8) ことを指摘し、また「「国際的専門家によるレビューを受けつつまとめられた」というのも、一体どういうプロセスが踏まれたのかすら国民一般には明らかではないから、にわかに信用もできないし、「国際的専門家」の「虎の威」を借りたような表現である。」(89 頁上 11~13) と批判しています。

熱力学データベースをまとめたサイクル機構の技術資料 (JNC TN 8400 99-070 : Yui et al., 1999) については既に公開しています。この技術資料の中で、熱力学データベース開発に対する国際的専門家の役割を明記しています。

また、批判レポートでは、「介在する化学種が複雑で、多くは 1000 分の 1mol/l 以下の低濃度で核種が存在するので、しっかりした測定データなどほとんどない領域である。」(89 頁上 2~3 行) と述べています。実験条件の制御技術や分析技術の向上により極めて低濃度まで分析が可能 (たとえば、ICP-MS (誘導結合プラズマ質量分析装置) による U の検出限界値は $10^{-11} \sim 10^{-12}$ mol/l (Yajima et al., 1995; Rai et al., 1990)) となっており、地下深部と同様の還元条件で 1000 分の 1mol/l をはるかに下回る極めて小さな値についても、十分な精度をもって測定できるようになっています。このため、国内外で精力的に溶解度のデータ取得とこれに基づく熱力学データの整備が進んでいます (たとえば、OECD/NEA による U の熱力学データの整備 (Grenthe et al, 1992))。第 2 次取りまとめでは、このような既存の信頼のおける熱力学データベースを活用するとともに、最新の知見を取り込んだものを用いています (Yui et al, 1999)。

さらに、批判レポートは、「この種のデータは、熱力学的な計算によるもので、実測による値ではないから大きな不確かさが伴う。総論レポート V-47 ページは、溶解度のデータをレフアランスケースについて表に挙げている (表 5.5.5) が、その一部のデータは計算値でなく、実測値があるので、後者を用いている。そこに参考値として挙げられている計算値を見ると、実測値と大きく違うものがある。」(89 頁上 14 ~18 行) ことについて、「実測値と計算値が違うものについて、実測値を採用したのは正しい」(89 頁上 18 行)との理解を示しつつも、「両者が大きく違うということは、そもそも計算値には信用がおけないことを意味しているのではないだろうか。」(89 頁上 19~20 行) と述べています。

第 2 次取りまとめにおいては、熱力学データベースの整備状況に応じて平衡計算により溶解度を設定することを基本としています。しかし、間隙水を模擬した溶液条件で溶解度の実測データが存在し、その値が平衡計算で求めた値よりも大きく、また緩衝材間隙水での主な化学反応に関し熱力学データベースに整備の余地が残されている場合、保守的に溶解度の実測データを採用しています。また、溶解度計算に用いた熱力学データについて、必ずしも信頼性が高くないと判断された場合にも

保守的に溶解度の実測データを用いています。溶解度の実測値と計算値に比較的大きな違いが生じるのは、間隙水中で考慮する必要のある反応に関する信頼できる熱力学データがまだ整備されていない場合などであり、違いが生じる理由についてもそれぞれ確認しつつ実測データを溶解度の設定に用いています。

2) 緩衝材中の放射性物質の移動

批判レポートでは、「われわれが扱う普通の物理なり、化学の過程を考えれば、実際に D_e （これは一般には普通の拡散実験で求められる）と K_d （普通の吸着／分配実験で一般には求められる）とから・・・見かけの拡散係数 D_a を求め・・・移動の計算をするというのが常道だろう。」(90 頁上 10~13 行) とし、「そもそも、この K_d は・・・見かけの拡散係数への推定値から求められたものだとすると、ここで、 K_d を持ち出す意味はまったくなく、最初から、見かけの拡散係数の推定値を使って、拡散式を解いているのと同じことである。」(90 頁上 25~27 行), 「 K_d が持ち出されるのは、この量の物理化学的概念がはっきりしていて、ちゃんとした実験をやれば個々の元素につき決定しうるものだからであろう。実際にはそれが難しいからといって、より現実主義的な立場で、「見かけの」値、それもかなりの程度に推定値を使うというのでは、実験に恣意性が入るのを否定できないのではないか。」(90 頁上 30~33 行) と述べています。また、「一見手の込んだ手続きをとっているようだが、結局は、 D_a , D_e の推定値の妥当性に結果は一方的に依存しているのであるが、その妥当性をチェックする手だけは与えられていないし、自らも評価していないのである。強いていえば、推定値がすべて、 K_d にして 0.01 とか、1 とか 10 といった order estimate のレベルでしか与えられていないから、受け取る側には、その程度のものでしかないと受け取る自由があるというべきだろう。」(90 頁上 36~91 頁上 1 行) と述べています。

第 2 次取りまとめで述べたように、「ペントナイト間隙中での核種の拡散は・・・固相に吸着（溶質が固体表面および内部に取り込まれる現象を包括的に示す言葉で、物理吸着、イオン交換、表面凝集体形成、鉱物化などの現象を含む）されることにより遅延され」(分冊 3 IV-30~31) ます。

緩衝材中の放射性物質の移動の遅延をモデル化するために必要なパラメータである K_d の設定においては、圧縮ペントナイトを用いた拡散試験のデータから算出しています。拡散試験のデータとしては、対象元素あるいはその化学的類似元素のみかけの拡散係数 (D_a : 溶質の状態と吸着された状態にある核種を併せた濃度（以下、みかけの濃度）に対する拡散係数）と実効拡散係数 (D_e : 間隙水中の溶質濃度に対する拡散係数) を用います。ここで、批判レポートが述べているように、移動のモデル化において D_e の代わりに D_a を用いることも可能ですが（ただし、批判レポート 90 頁 3~4 行目の式(1)と式(2)中の C はみかけの濃度の誤りと思われます）。 D_a を用

いた移動のモデルは、分冊 3 V-25 に示した以下の方程式

$$\frac{\partial A_{ij}^B}{\partial t} = \varepsilon^B D_{pi} \frac{1}{r} \frac{\partial}{\partial r} \left(r \frac{\partial C_{ij}^B}{\partial r} \right) - \lambda_{ij} A_{ij}^B + \lambda_{II} A_{II}^B$$

C_{ij}^B ：緩衝材中における元素 i , 同位体 j の溶存種濃度 [mol m⁻³]

A_{ij}^B ：媒体中に存在する単位領域体積あたりの核種量 [mol m⁻³]

D_{pi} ：間隙水中の拡散係数 [m² y⁻¹]

ε^B ：緩衝材の間隙率 [-]

r ：ガラス固化体中心からの距離 [m]

t ：オーバーパック破損後の経過時間 [y]

λ_{ij} ：崩壊定数 [y⁻¹]

の右辺第一項の $\varepsilon^B D_{pi}$ ($= De_i$) をみかけの拡散係数 Da_i に、 C_{ij}^B をみかけの濃度に書き換えることにより得られます。ただし、溶解度による濃度の制限や境界条件（緩衝材とガラス固化体および岩盤との境界）は間隙水中の溶質濃度として与えられるため、 Da を用いた移動のモデルにおいても、 Kd を用いてみかけの濃度を間隙水中の溶質の濃度に変換する必要が生じます。このため、溶解度による溶質濃度の制限や境界条件の取扱いが容易となるように、間隙水中の溶質濃度に対して De と Kd を用いた移動のモデル化を行いました。

みかけの拡散係数から求められる Kd については、実際の圧縮ベントナイト中の間隙水の組成が及ぼす遅延への影響や、遅延に関わる諸現象の寄与を含んでいるため、ベントナイトを懸濁液にして測定したバッチ法による収着試験から得られる Kd に比べ現実的な遅延効果を反映しているものと考えることができます。このことから、圧縮ベントナイト中の Kd の算出において、圧縮ベントナイトを用いて取得されたみかけの拡散係数を重視することが、朽山ほか（1998）の検討により支持されています（分冊 3 IV-33）。みかけの拡散係数から Kd 求める際に必要となる実効拡散係数については、緩衝材中の対象元素の拡散移動が定常状態となってから測定を行う必要があります、遅延の大きい元素では長い試験時間が必要となるため、実測されている元素が限られています。このため、実効拡散係数の実測値が存在せず、間隙水中での溶存化学種を考慮した適切なアノログ元素が選定できない元素については、トリチウム水の実効拡散係数の値（他の元素に比べ大きな値が得られている；分冊 3 図 5.3.1-5）を用いて Kd を求めています。

みかけの拡散係数から求めた Kd は、バッチ法から求めた Kd よりも小さくなる傾向が認められており、安全側の Kd 設定の考え方となっています（分冊 3 V-52）。また、分冊 3 V-52 で述べたように Kd の設定においてはみかけの拡散係数から計算に

より導出された値を低い側にしてまるめ (1×10^n や 5×10^n (n は整数)) 保守側の設定としています。このように、Kd の設定値は批判レポートにあるような「order estimate のレベル」のいい加減な値ではなく、安全評価上の十分な幅も見込んで設定した値です。これらの Kd 算出の考え方や導出において用いたデータについては公開技術資料（柴田ほか, 1999）に示しています。

また、批判レポートでは、「・・・ Z の見かけの拡散係数が桁違いに大きい (Kd が小さい) とすると、実は無視されたこの Z の化学形で、拡散がどんどん進み、平衡もそちらにずれるから、この Z というチャンネルを通して、極めて速い速度（遅延効果無しに）移動が進む可能性があるのではないか。」(91 頁上 6~9 行) とし、「そういう意味では、可能性のあるすべての化学種について、きちんとした実験的なデータが得られないと、移動の計算、しがたって、最終的な安全評価をするのは難しい。」(91 頁上 9~11 行) と述べています。また、「個々の元素の拡散係数の推定に 2 衍や 3 衍の不確かさはついてまわり、全体としての安全評価にも、それから由来する不確かさが少なくとも 1 衍から 2 衍はつきまとうのではないか。」(91 頁上 11~13 行) と述べています。

みかけの拡散係数は実測値であり、緩衝材中の化学種の存在状態を反映した遅延効果を示す値となっているため、様々な化学種の寄与の効果（たとえば、ある化学種の拡散が卓越することにより元素としての移行が進むような効果）については取り込まれていると考えています。

3) ホットアトム効果

批判レポートでは、「最終的な安全評価にかなり効いて来そうな核種のうち、Th-229, U-233, Np-237、また、Ra-266, Pb-210 は・・・いわゆるホットアトムである。この時には、通常の熱力学的計算や、観測的な溶解・吸着などの挙動と異なる挙動をする可能性が予測される。」(91 頁上 15~18 行) とし、「このような効果をどう評価しているのだろうか。無視できると考えていると正しくないのではないか。」(91 頁上 20~21 行) と述べています。

崩壊連鎖系列核種については、親核種、娘核種の特性（溶解度、Kd）の違いを考慮して核種移行評価を行っています。アルファ崩壊直後の反跳まではモデルにおいて考慮していませんが、緩衝材に吸着していた親核種のアルファ崩壊に伴う反跳により娘核種が一端脱着したとしても、緩衝材中を核種は拡散によりゆっくりと移行するため、娘核種の吸着特性に応じて速やかに吸着平衡に至ると考えることができます。また、溶解／沈澱反応でも同様に、崩壊により固相の放射性元素の一部が溶解したとしても移行に比べ速やかに平衡状態に戻ると考えることができます。

4) 有機物、コロイド、微生物等の影響

批判レポートでは、「有機物、コロイド、微生物などの影響、しかもそれらに他の周囲条件も絡んだ複合的な影響は、全体として「見かけの拡散係数」を不確かなものとしていることになろう。」(93 頁上 6~8 行) と述べています。また、「有機物、コロイド、微生物などの影響については、放射性廃棄物地層処分研究に関して定期的に開催されている国際会議 “Migration” の最近の回の報告においても、様々な議論がある」(93 頁上 8~10 行) ことを述べ、「国際的にも地層処分研究の現状がこのようなものであることに鑑みると、「第 2 次取りまとめ」はあまりにもこうした議論への考慮をおざなりにしたまま結論を急いでいるのではないかとの感が否めない。」(93 頁上 10~13 行) と述べています。

有機物は分子サイズが大きい場合、また微生物とコロイドについては、圧縮ペントナイトによりろ過されることが実験により確認されています（分冊 3 IV-37~IV-42）。また、圧縮ペントナイトを用いた試験により得られた核種の拡散係数は、ペントナイト中に存在する有機物を含んだ条件で測定されているため、有機物錯体の形成などの影響も含まれていると考えることができます。したがって、緩衝材中のコロイド、有機物、微生物の影響については、問題とならないかあるいはすでにパラメータの設定においてその影響を取り込んだものとなっていると判断しています。批判レポートにあるように、国際的な研究の動向や議論に常に注意を払うことは重要と考え、第 2 次取りまとめの作成においては、これら最新の知見を踏まえました。また、今後、具体的なサイトの地質環境条件が与えられれば、その条件においてこれらの影響を確認していくことが適切と考えており、第 2 次取りまとめでもその必要性を指摘しています（分冊 3 IV-40）。批判レポートにあるように「結論を急いでいる」わけではありません。

5. 総合的な線量評価

批判レポートでは、地下水流动特性と放射性物質の挙動に関する批判に加えて、線量の換算方法について問題点を挙げた上で、第 2 次取りまとめの安全評価の全般的な問題として結論的な批判をしています。次に、この点に関しサイクル機構の見解を述べます。

1) 線量の換算方法

批判レポートでは、生物圏モデルで想定した希釈水量について「飲料水のみの摂取で計算した場合の 10 倍程度の被曝線量になっている。この 10 倍程度という数字や生物圏での核種移行モデルがどれだけ現実的に妥当であるかを評価するのは簡単ではないが、計算がしやすい形に単純化されたモデルであることに間違いはない」(113 頁上 17~20 行) とし、「ここで特徴的なのは・・・放射性物質の濃度が河川水

(小さめの 1 級河川の 1 年間の流量である 1 億 m^3) で薄められると仮定されていることである。これについては経済協力開発機構・原子力機関 (OECD/NEA, 1999) によるレビューでも普通ではない希釈量である指摘されている。」(113 頁上 21~25 行) としています。

第 2 ドラフトに対する経済協力開発機構 原子力機関 (OECD/NEA) のレビューにおいては、地圏と生物圏の接点として河川を設定するための理由を明確にし、さらに決定グループの考え方を導入するとともに、地圏と生物圏の接点として井戸（河川に比べ希釈水量が小さい場合）を想定したケースによる評価を行うことが推奨されました (OECD/NEA, 1999)。これは、決定グループの設定で用いる仮定と整合をとって生物圏モデルを作成することが重要であることを指摘したものです。

ICRP が定義する決定グループの考え方 (ICRP, 1977, 1985) は、これまで通常の原子力施設を対象としており、地層処分のように数万年以上にわたる長期間の安全評価に適用することについては議論が継続中であり、国際的にも統一されていません。このため、OECD/NEA の国際レビュー向けに作成した第 2 次取りまとめ第 2 ドラフトの段階では、決定グループを直接用いてはいませんでしたが、グループに代表される個人を想定するという点でその考え方を取り入れていました。第 2 次取りまとめの最終版では、OECD/NEA レビューを受け、決定グループの考え方を強調して記述を行いました (総論レポート V-62~V-63)。

これを基に、わが国の現在の平均的な生活様式によれば、

- 人口の約 80% が低地に居住しており、人口の重心が平野部に偏っていること (西川, 1995),
- 取水源については、飲料水の約 70% (日本水道協会, 1993; MHW, 1998) が、また農業用灌漑水の約 85% (東京農工大学農学部生物圏環境科学専修編集委員会編, 1992) が河川などの表層水を利用していること,

から、地下から地下水により放射性核種が地表に移行する可能性の高い場所として、第 2 次取りまとめでは平野の河川をレファレンスケースの生物圏モデルで想定しています。(総論レポート V-63)。

河川流量については現在の平均的な生活を維持するのに十分な量を設定することが適切となります。わが国の気候は温暖湿潤気候にあり、降水量が欧米などの大陸に比べ数倍以上多いため、日本の河川の特徴は流出量が多く、また河川の長さが短いことから急流であるといわれています (山本・高橋, 1987)。第 2 次取りまとめレファレンスケースの生物圏モデルの河川流量に用いた $10^8 m^3$ の値は日本全国に 108 つある一級河川の約 96% をカバーする流量です (総論レポート V-68)。

以上のことから、今日みられる平均的な生活様式を想定した被ばくグループの考え方を取り入れることによって、地下からの放射性核種の流入域のレファレンスとして 10^8m^3 の流量を有する河川の想定は妥当なものであると判断できます。

また、地圏と生物圏の接点として井戸を想定し、レファレンスケースで求められる断層破碎帯からの核種移行率を線量に換算した結果、最大線量がレファレンスケースに比べて最大 2 倍程度高くなるとの結果を得ました（総論レポート V-112）。第 2 ドラフトにおいても感度解析として井戸を地圏と生物圏の接点として選んだケースを評価していましたが、OECD/NEA の勧告を受けて、最終報告書では、システム性能の総合的解析にもこのケースを含めました。

河川の希釈流量についての指摘に続けて、批判レポートでは、「このような希釈の仕方では、処分場に近いところも遠いところも被曝の危険性は一緒であり、現実性に欠ける。こうした点を補正するために、希釈水量を帶水層の流量に置き換えたり、河川の流量が少ない上流を想定した場合の換算係数も示されている。」（113 頁下 3 行～下 1 行）としています。

天然バリアである断層破碎帯からの放射性核種は、帶水層の地下水に取り込まれた後、最終的に河川などの表層水や海への放出あるいは井戸の汲み上げによって人の生活環境に流入することが考えられます。第 2 次取りまとめの線量評価の解析では、帶水層での収着による移行遅延効果やそれに伴う放射性崩壊を考慮せず、天然バリアからの放射性核種は直接河川などの地表にすべて流入することを想定しています（総論レポート V-63）。従って生物圏の位置は、処分場よりも地下水の下流側の最も近いところを想定していることになります。

第 2 次取りまとめにおいて、井戸や上流の河川などから放射性核種が地表に流入することを想定した生物圏モデルは、上述の河川の希釈水量を補正するためではなく、専門部会報告書に従い幅広い地質環境に対応できるように複数設定しています（総論レポート V-83～V-87）。生物圏は地質環境と密接に関係することから、地質環境のうち地形や地下水の特徴に着目し、それらの組み合わせとして考えられる地圏と生物圏の接点を総論レポート V-13 表 5.3-1 のように想定し、それぞれ生物圏モデルを作成しています（総論レポート V-83～V-87）。

2) 総合的な線量評価結果

批判レポート 7.5.4 では、「『第 2 次取りまとめ』は、過度に安全の余裕を取らない」という基本姿勢のもとに、地下 1000m の亀裂中の地下水流量を実際の挙動に近いものを再現して「安全評価」を試みている。安全性の検討で優先すべきことは地下水の挙動の再現ではなく、予想される最も大きい流量での「安全評価」のはずであり、

このような手法自体にまず大きな問題がある。しかも、よく検討すると、実際の地下水挙動の再現を装いながら過小評価した条件設定を行っており、実際の挙動に基づいた現実的な「安全評価」からもさらに後退して、予定した「どう転んでも安全」という結論に強引に導いていると言わざるを得ない。」(118 頁上 24~30 行)としています。

地下水流动特性が地層処分システムの性能に重要な影響を及ぼすことについては、第2次取りまとめにおいても述べています(たとえば、分冊3IX-3)。したがって、実際のサイトにおいては地下水流动特性に関する情報を十分に取得するとともに、処分場の深度やレイアウトを適切に設定することにより、地層処分システムの長期性能が期待どおり発揮されるように、地質環境を選ぶことが重要になると考えられます。

たとえば山地の動水勾配と、地表近傍の透水係数に基づく亀裂の透水量係数分布を組み合わせることは、人工バリア、天然バリアの性能の両者に影響を及ぼすため、線量の評価結果への影響は大きいと考えられます。しかしながら、十分な深度を選ぶことにより、動水勾配、透水係数とともに値の小さい場所を選ぶことが可能と考えられ、本章で述べたように、第2次取りまとめにおいてもこの裏付けを得ています。したがって、適切なサイト選定と工学的対策に基づいて注意深く構築される処分システムに対する安全評価において、過度に保守的な地質環境のパラメータの幅や組み合わせを任意に与えることは適切ではありません。

また、第2次取りまとめでは、地質環境の多様性や不均質性の影響を受けにくく、簡略かつ保守的に設定した地下水移行経路概念モデルに基づいて評価を行っています。これは、地層処分システムの性能を控えめに見積もる考え方であり、この概念モデルに基づいて、あえて厳しい結果となるような地質環境条件の組み合わせや範囲を強調することも適切ではないと判断しました。むしろ、このような概念モデルによる評価においても、わが国の幅広い地質環境の条件に対して地層処分が安全に成立し得るとの見通しを示すことができたと考えています。

6. おわりに

総論レポート II-8 で述べたように、わが国 地層処分概念に基づけば、安全性を確保するための対策は、適切なサイト選定と工学的対策によって、地層処分システムが備えるべき固有の性能を確保した上で、安全評価を行い長期的安全性の確認を行うことです。

総論レポート第 III 章により、過去の地質学的な記録に基づき、少なくとも将来十

万年程度の期間にわたり地層処分にとって安定な場所（地質環境）がわが国に存在しいうことを示しました。地質環境の長期安定性に関しては、本レポート第1章において、批判レポート第3章における批判の焦点である地震・断層活動に対し、サイクル機構の見解を述べ、適切なサイト選定を行うことが可能であるとの第2次取りまとめの結論に問題のないことを示しました。

また、総論レポート第IV章では、安定な場所に設置される人工バリアについては、オーバーパックの寿命や緩衝材の長期的健全性を評価し適切な品質管理を行うことによって所期の性能が確保できることを示しました。工学的対策に関しては、本レポート第2章、第3章において、批判レポート第4章、第5章、第6章（6.1, 6.2）での批判に対するサイクル機構の見解を述べ、現状の技術に基づいて適切に工学的対策をとることができるとの結論に問題のないことを示しました。

さらに、総論レポート第V章では、適切な安全確保の対策（サイト選定と工学的対策）に基づき、安全評価の対象とする地層処分システムを構築して、安全評価を行うことにより、システムの長期的な安全性を確認し、わが国における地層処分概念が成立することを示しました。安全評価に関しては、本章において、批判レポート第7章と第6章（6.3）での批判に対するサイクル機構の見解を述べました。

安全評価においては、できる限り科学的根拠を示しつつ、地層処分システムの将来挙動を予測し評価します。批判レポートに対するサイクル機構の見解においても科学的根拠を示しつつ述べさせて頂きました。しかしながら、安全評価における予測は、システムの将来挙動を正確に予測し、将来の人間への影響をいいあてるためのものではなく、地層処分の安全性の判断材料を提供するためのものです（総論レポートII-10）。地層処分システムの将来挙動に関し、それぞれの現象のメカニズムや地質環境に関する詳細な情報がすべてわからなければ安全評価ができないということではありません。

たとえば、第2次取りまとめでは、人工バリアから放出した核種が岩盤の遅延効果などを受けずに直接生物圈に至ると仮定するケースを評価し、諸外国の防護レベルを下回ることを示しました（総論レポートV-121）。このケースは、天然バリアの核種移行について現象に即した現実的な評価を行うために、十分に解明されない現象が残っていたり、解析に用いる情報が十分に得られていなかったとしても、それらによる不確実性の影響を受けにくい評価の考え方となっています。本章3節で述べた「亀裂の透水量係数のばらつきの平均化」に関する不確実性についても、このケースを考えておくことで対処できています。

第2次取りまとめでは安全評価の結果の信頼性を示すため、上記の不確実性の影

響を受けにくい評価の考え方のほか、たとえば以下のような側面から評価結果を支持する知見を得ています。

- 補完的解析（総論レポート V-127～V-132）：将来の人間環境の予測の困難さを考慮し、地層処分が長期間にわたって天然の放射線レベルに有意な影響を及ぼさないことを確認するため、放射性物質の濃度を指標とした補完的な解析結果を併せて示しています。
- 諸外国の安全評価との比較（総論レポート V-133）：対象とする地質や廃棄体に違いはあるものの、各国の安全評価は、適切なサイト選定と工学的対策が施されれば、防護レベルを十分下回るとの結論で一致しています。
- 多重バリア性能の冗長性：人工バリアとその近傍の数十m程度の岩盤により、十分な放射性物質の保持性能が期待できることがわかっています（分冊3 V-112～V-118）。このことは、その外側の岩盤によりさらに安全裕度を高める可能性のあることを示しています。
- ナチュラルアナログによる傍証：例えば、東濃ウラン鉱床におけるナチュラルアナログ研究では、様々な地質環境の変化にも関わらず、地下深部に存在するウランが極めて長期にわたり人間環境に有意な影響を及ぼさなかつたとの事実を示しています（総論レポート V-134）。これは、地層処分システムのもつ安全機能を傍証するものです。

第2次取りまとめの安全評価は、幅広い地質環境を考慮したわが国における地層処分概念の安全性に関し、合理的な判断をするための材料を提供できるよう、上述のような安全性の論拠を体系的に示すことを試みたものです。

また、第2次取りまとめでは、適切なサイト選定と工学的対策に基づけば、わが国において地層処分が成立することを幅広い地質環境条件を考慮して示しました。一方、批判レポートで述べられているような、現段階における安全評価により具体的に地層処分の成立が困難となる条件を示すことは、適切なサイト選定と工学的対策を柔軟に駆使することなく、あるいはサイトの地質環境に応じたより詳細な安全評価を行うことなく、今後のサイト選定や安全審査のプロセスに際し、予め大きな制約を与えてしまうものとなりかねません。このような検討は、段階を踏んで注意深く進めていくべきものであり、現段階において地層処分の成立が困難な条件を並べ立てることは適切ではないと考えています。

今後、安全基準が策定され、処分地が決まれば、地層処分の安全性は処分地に対する安全評価により検討されることになります。また、その結果については、安全規制に基づいて判断されることになります。

処分場の建設、操業、閉鎖などの各段階においても地質環境の条件などを確認し

つつ、段階を踏んで地層処分が安全であることをくり返し確しかめていくことが必要と考えられます。今後も関連する様々な分野の研究者の参加により、科学の進展を取り込みつつ進めていくことが大切と考えています。

参考文献

小島圭二(1982)：北欧の花崗岩・日本の花崗岩，応用地質，第23巻，第2号，pp.45-49.

Grenthe, I., Fuger, J., Konings, R.J.M., Lemire, R.J., Muller, A.B., Nguyen-Trung, C. and Wanner, H. (1992) : Chemical Thermodynamics. Vol.1: Chemical Thermodynamics of Uranium, OECD/NEA, Elsevier.

ICRP (1977) : Recommendations of the International Commission on Radiological Protection (adopted January 17, 1977), ICRP Publication 26, Pergamon Press, Oxford.

ICRP (1985) : Radiation Protection Principles for the Disposal of Solid Radioactive Waste, Annals of the ICRP, 15, No.4, ICRP Publication 46, Pergamon Press, Oxford.

MHW (Ministry of Health and Welfare), Water Supply and Environmental Sanitation Department (1998) : Water Japan 1997/98, Japan's Water Works Yearbook, Suido Sangyo Shimbun.

日本水道協会 (1993) : 水道のあらまし, 日本水道協会.

西川治（監修），水見山幸夫，新井正，太田勇，久保幸夫，田村俊和，野上道男，村山裕司，寄藤昂 (1995) : アトラス日本列島の環境変化，朝倉書店。

NRC (National Research Council) (1996) : Rock Fractures and Fluid Flow, Contemporary Understanding and Applications, National Academy Press.

OECD/NEA (1999) : OECD/NEA International Peer Review of the Main Report of JNC's H12 Project to Establish the Technical Basis of HLW Disposal in Japan, NEA/RWM/PEER(99)2.

Rai, D., Felmy, A.R. and Ryan, J.L. (1990) : Uranium(IV) Hydrolysis Constants and Solubility Product of $\text{UO}_2 \cdot x\text{H}_2\text{O}(\text{am})$, Inorganic Chemistry, 29, pp.260-264.

澤田淳, 井尻裕二, 坂本和彦, 亘真吾 (1999) : 龜裂性岩盤を対象とした天然バリア中の核種移行解析, サイクル機構技術資料, JNC TN8400 99-093.

柴田雅博, 佐藤治夫, 小田治恵, 油井三和 (1999) : 地層処分研究開発第2次とりまとめにおける緩衝材への放射性元素の分配係数の設定, サイクル機構技術資料, JNC TN8400 99-072.

朽山修, 高須亞紀, 池田孝夫, 木村英雄, 佐藤正知, 長崎晋也, 中山真一, 新掘雄一, 古屋廣高, 三頭聰明, 山口徹治 (1998) : 核種移行モデルにおける吸着分配係数の概念とその適用性, 原子力バックエンド研究, Vol.5, No.1, pp.3-19.

東京農工大学農学部生物圏環境科学専修編集委員会編 (1992) : 地球環境と自然保護, 培風館.

Yajima, T., Kawamura, T. and Ueta, S. (1995) : Uranium(IV) Solubility and Hydrolysis Constants under Reduced Conditions, Mat. Res. Soc. Symp. Proc., 353, pp.1137-1142.

山本莊毅・高橋裕 (1987) : 図説水文学, 共立出版.

Yui, M., Azuma, J. and Shibata, M. (1999) : JNC Thermodynamic Database for Performance Assessment of High-level Radioactive Waste Disposal System, JNC Technical Report, JNC TN8400 99-070.