論文

隆起・侵食による地質・地表環境の長期的変動を考慮した地層処分の安全評価手法の開発

若杉 圭一郎^{1,*}, 山口 正秋¹, 小尾 繁¹, 長尾 郁弥¹, 加藤 智子¹,
鈴木 祐二¹, 江橋 健¹, 梅木 博之^{1,†}, 新堀 雄一²

Development of a Method of Safety Assessment for Geological Disposal Considering Long-term Evolution of Geological and Topographical Environment by Uplift and Erosion

Keiichiro WAKASUGI^{1,*}, Masaaki YAMAGUCHI¹, Shigeru KOO¹, Fumiya NAGAO¹, Tomoko KATO¹,
Yuji SUZUKI¹, Takeshi EBASHI¹, Hiroyuki UMEKI^{1,†} and Yuichi NIIBORI²

¹Radioactive Waste Processing and Disposal Research Department, Japan Atomic Energy Agency,
4-33 Muramatsu, Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki 319-1194, Japan

²Department of Quantum Science and Energy Engineering, Graduate School of Engineering, Tohoku University,
6-6-01-2 Aza-Aoba, Aramaki, Aoba-ku, Sendai 980-8579, Japan

(Received May 24, 2016; accepted in revised form August 4, 2016; published online December 21, 2016)

This study provides a method of safety assessment for the geological disposal of HLW to evaluate the effects of uplift and erosion, which are widespread phenomena in Japan. This safety assessment method can account for different uplift and erosion rates while evaluating the repository depth and the time required for a repository to reach the weathered zone and the ground surface, and also considers the number of waste packages eroded on the basis of a landform evolution model. The landform evolution model uses altitude dispersion, which expresses the deviation of altitude from the topographical relief. The results of a trial analysis show that the maximum dose in the base case (uplift rate: 0.3 mm/y) is less than the target criterion suggested by an international organization even if the repository is close to the ground surface. Furthermore, the maximum dose can be reduced if the dispersion of the timing for the waste packages to reach the weathered zone due to heterogeneity in the altitude of the bottom of the weathered zone is considered. This method is applicable to evaluate the safety of geological disposal based on realistic uplift and erosion rates while considering the evolution of the topographical relief, and to quantify the safety margin and robustness of a geological disposal system.

KEYWORDS: radioactive waste management, geological disposal, safety assessment, risk-informed concept, scenario development, uplift, erosion, altitude dispersion, weathered zone, nuclide migration, dose assessment

I. 緒 言

高レベル放射性廃棄物の地層処分では、長期に渡り安定な地質環境を選定することが不可欠である。これは、我が国が変動帯に位置していることを踏まえれば、特に重要な意味をもつ。すなわち局所的かつ突発的な地質環境の変動

(例えば、断層や火山活動)が想定される地域は、サイト選定のプロセスを通じて、綿密な調査・評価により回避することが必要である。一方、我が国の幅広い地域で確認されている緩慢な現象(例えば、気候変動や隆起・侵食)については、その影響が著しい地域は除外されるものの¹⁾、影響自体をサイト選定で回避することが難しいため、その影響をあらかじめ評価に含めておくことが重要である。このうち、隆起は、地域性はあるものの各地域のテクトニクスを反映した現象であり、その傾向は、将来十万年程度の期間については大きく変わらないとされている²⁾。これと侵食が数十年以上の長期間に渡り継続すれば、地下 300 m

¹ (国研)日本原子力研究開発機構 バックエンド研究開発部門

² 東北大学大学院 工学研究科量子エネルギー工学専攻

* Corresponding author, E-mail: wakasugi.keiichiro@jaea.go.jp

† 現在、原子力発電環境整備機構(Nuclear Waste Management Organization of Japan)

以深に建設される処分場と人間の生活圏との離間距離が徐々に短縮し、極端な想定な帰結として処分場が地表面に接近することが考えられる。このため、核燃料サイクル開発機構(現、日本原子力研究開発機構)が1999年にそれまでの研究開発成果を取りまとめた「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-地層処分研究開発第2次取りまとめ」(以下、第2次取りまとめ)の安全評価³⁾では、地層処分に対する隆起・侵食の影響が概略的に評価された。具体的には、隆起速度と侵食速度が等しいとの仮定の下、処分場が一定の速度で地表面に接近し、一斉に処分場が酸化帯へ侵入するとともに、その後処分場は地表面に露出し平面的に様に削剥されるという仮定に基づく、保守的ではあるものの簡易なモデルによる評価が行われた。しかしながら我が国には、隆起速度と侵食速度が異なる地域が多数存在していることから、我が国の多様な地質環境のうち、第2次取りまとめでの評価条件がカバーする範囲は限定的であった。さらに、隆起速度と侵食速度が異なる場合、地表面に起伏が生じ、長期的にはこれが進展していくことが考えられるが、このプロセスを取り扱った安全評価の事例はこれまでにない。また、処分場が一斉に酸化帯に侵入するという仮定や、処分場全体が地表面到達時に平面的に様に削剥される仮定は、保守的ではあるものの現実的ではない。さらに、第2次取りまとめ以降、隆起・侵食の影響を考慮したパラメータ設定の試み⁴⁾や処分場の地表露出時における侵食プロセスのモデル化⁵⁾など、部分的な検討事例はあるものの、地下深部の処分場が隆起・侵食に伴い地表面に接近する一連のプロセスを考慮して安全評価を行った事例はこれまでなかった。

一方、原子力安全委員会は、2004年6月に「放射性廃棄物処分の安全規制における共通的な重要事項について」⁶⁾を取りまとめ、我が国の放射性廃棄物に対する安全規制の指針として、リスク論的考え方に基づく評価手法の適用を推奨した。このリスク論的考え方とは、シナリオの発生の可能性を勘案し影響を評価する考え方であり、蓋然性の高い事象やプロセスを考慮したシナリオを中心に据え、これを現実的に評価することが求められる。上述の地質環境の長期的変動をこのリスク論的考え方に照らして考えれば、我が国の幅広い地域で観測されている隆起・侵食は、今後より現実的に評価することが求められるだけでなく、我が国の地層処分の安全評価において考慮すべき必須の事象となる可能性があり、今から評価技術を整備しておく必要がある。

以上を考慮し、本研究では、隆起・侵食の長期的な影響を考慮した処分場閉鎖後の安全評価手法の開発を目的として、隆起・侵食の影響をより現実的に考慮した地質・地表環境の長期的変動の設定や、これを前提としたシナリオ解析・核種移行解析などを行うための手法を構築した。さらに、この手法を用いて高レベル放射性廃棄物としてガラス固化体を想定した地層処分システムの安全評価を試行し、

従来用いられてきた簡単なモデルとの比較等を通じて本研究で構築した手法の有効性を確認しつつ、隆起・侵食の影響を定量的に考察した。以上の検討を通じて、隆起・侵食による地質・地表環境の長期的な影響を考慮した新しい地層処分の安全評価手法を開発した。なお、蓋然性が高い長期変動として、特に沿岸域への影響が高いと考えられる海水準変動等も想定されるが、事象の影響が場所に大きく依存することから、本研究では対象としない。

II. 隆起・侵食を考慮した安全評価の手順

隆起・侵食による地質・地表環境の長期的な影響を考慮するために、本研究で設定した安全評価の手順を Fig. 1 に示す。ここでは、現時点において処分場を建設するための特定のサイトが未定であるという制約を踏まえ、我が国の隆起・侵食の特徴を考慮して一般化した地質環境、および地表環境の長期的変動を設定する。さらにこれを前提条件として、隆起・侵食を考慮したシナリオを構築し、このシナリオに従い核種移行解析を行い、地層処分システムの安全性を評価するという手順を考えた。以下に、各ステップでの検討内容について説明する。

1. 地質・地表環境における隆起・侵食の影響評価 (Step1)

地層処分システムにおいて隆起・侵食が与える最も重要な影響の1つは、隆起による標高の変化とそれに伴う侵食により処分場と生活圏の離間距離が短くなり、地層処分システムの中心的な安全機能である隔離性能が低下することである。また、これにより処分場周辺の地球化学環境や水理特性が変化し、地下深部の環境で機能していた核種の

Fig. 1 Procedure of safety assessment to consider the effects of uplift and erosion

移行遅延機能の劣化も想定される。すなわち、隆起・侵食による地質・地表環境の長期的な影響を適切に考慮するためには、隆起・沈降と侵食・堆積の速度、さらには処分場の地表接近時における核種移行をより現実的に評価することが必要となる。

隆起・沈降は主にプレート運動を起点として水平方向の力により地殻変動が起こり、この結果生じる事象として知られている。これにより標高の変化・地表面の起伏の変化が生じ、地表と侵食基準面の比高が増大することにより侵食・堆積が生じる⁷⁾。侵食・堆積に作用する要因は、水、風、氷河などがある。その中で侵食は、それぞれの営力に応じて雨食・河食、風食、氷食などと呼ばれ、それらの発生は気候や場の条件と密接に関係する。また、堆積は、水、風などの作用と重力によって運搬された結果によって生じる。我が国の場合、温暖湿潤な気候下にあり、地表は植生により被覆されていることから、侵食・堆積は主に河川に起因すると考えられている⁸⁾。以上の、隆起・沈降と侵食・堆積のプロセスの関係を Fig. 2 に示す。なお、図中の数式については後述する。

例えば、隆起時期が新しく標高が低い場合においては、一般的に侵食速度は隆起速度に比べて小さくなるが、時間の経過とともに隆起により標高が増大し、隆起による侵食基準面からの比高の増加によって侵食作用の影響が顕在化する。この結果、起伏が大きくなり侵食速度が増すことになる。やがて、隆起速度に見合った標高に収斂し、侵食速度が隆起速度と釣り合う状態、すなわち動的平衡状態となる。この状態にある地域では、標高は見掛け上、一定に保たれることになる。このような隆起・侵食の関係に基づき地形の発達過程を定式化したモデル^{9,10)}については、熱年代学的手法によって測定された侵食速度が、上述のモデルから求めた侵食速度とおおむね整合的であることや¹¹⁾、標高から推定された隆起速度と地形学的手法により求めた隆起速度が整合していることからその有効性が支持されている¹²⁾。ここでは、このような考え方に基づき、地形の発

達過程を表現したモデルを利用して隆起による標高の変化とそれに伴う侵食速度の変化を評価し、これに基づき地質環境条件を設定する。なお、この地形発達に関する一連のプロセスにおいて、地域によっては沈降・堆積の可能性も考えられるが、これらの地層処分システムへの影響は処分場と地表との距離が増加する方向であり、これにより処分場の安全性が有意に損なわれることは考え難いことから、本検討では沈降・堆積を対象としない。

一方、隆起・侵食が数百万年スケールで継続することを仮定した場合の極端な想定の場合として、処分場が地表面に接近することが考えられる。しかしながら我が国の地質環境の将来予測に関する現時点の知見²⁾では、規則性および継続性の観点からの予測可能な期間は10万年程度でありプレートシステムの転換には少なくとも100年以上の期間を要すること、さらに諸外国の事例¹³⁾においても、シナリオの蓋然性について科学的観点から議論できる時間スケールは最大でも100万年程度と考えられている。このため、100万年を超える安全評価については、シナリオの確からしさなどに関する不確実性の影響が大きく、線量の推定の意味が低下する可能性がある。しかしながら、仮に100万年以降も隆起・侵食が継続するとすれば、処分場の深度^{a)}が著しく小さくなり、極端な想定として地表面に処分場が露出するような状況を考えることも隆起・侵食が継続する場合の最終的な状態として考え得る。地層処分が有する機能の基本概念は、廃棄物の生活圏からの隔離と、地下深部の環境による放射性核種の閉じ込めであるが¹⁴⁾、仮に隆起・侵食の超長期の継続による処分場の地表接近によりこれらの機能が失われることを想定しても、地表接近前までに十分に核種が減衰し、人間への影響が低く抑えられることを示すことは、超長期の評価期間に起因する不確実性への対応としてのみならず、地層処分システムのロバスト性を示す上で有効である。このため、本研究では、処分場が地表面に接近する場合を想定し、処分場内および処分場近傍に存在する核種が侵食プロセスにより削剥され、生活圏へ流入することを評価する。

なお、上述の地形の発達過程に関するモデルに基づけば、地表面の起伏が小さい地域では侵食量が少なく、逆に起伏が大きい地域では侵食が多くなり、これに応じて侵食により生活圏へ移行する核種の量が決まることになる。すなわち、地表環境における隆起・侵食の影響を評価するためには、地表面の起伏とその変遷を設定すること、さらにはこれにより生じる起伏の不均一性を踏まえた上で、地表付近における地球化学環境等の変化の影響を受ける廃棄体

Fig. 2 Interaction of uplift/subsidence and erosion/sedimentation

a) 深度とは地表からの距離を指すが、ここでは長期的な地形の変化を取り扱うため、隆起・侵食により、深度の基準となる地表面の標高が変化し、これにより深度も変化する。一方、標高は平均海水面からの距離であり、基準面が隆起・侵食による影響を受けないことから、普遍的な座標として用いることができる。このため、本研究では深度と標高を区別して用いる。

の数やタイミングを評価することが必要である。一方、処分場が地表へ接近する可能性がある数百万年以上の時間スケールで、地表面の起伏を精緻にモデル化することは現実的ではない。このため、ここでは Ohmori⁹⁾によって定義された地形の特徴を表す属性の1つである高度分散量を導入する。高度分散量は、標高に応じた起伏の程度を表す指標であり、単位面積中に含まれる標高値データの標準偏差で表現され、動的平衡状態であれば正規分布で近似できる¹⁵⁾。これにより起伏の不均一性を統計量として取り扱うことが可能となり、地表面の起伏を精緻にモデル化せずとも、処分場の標高とその領域での起伏に応じて、地球化学等の環境条件の変化の影響を受ける廃棄体の割合を評価することが可能となる¹⁶⁾。

2. 隆起・侵食を考慮したシナリオ解析(Step2)

ここでは、隆起・侵食による地質・地表環境への長期的影響を考慮しつつ、地下深部に埋設されたガラス固化体に起因する核種がどのように人間に影響を与えるのかを検討するためのシナリオを構築する。安全評価におけるシナリオは、地層処分システムを構成する各バリアの状態やそれらの長期的な変遷について記述する必要があるが、我が国では現時点において処分場候補地を公募している段階であることを踏まえ、ここでは、我が国のジェネリックな評価である第2次取りまとめで構築されたシナリオを基本として、これに隆起・侵食の影響を付加的に考慮するシナリオを構築する。

具体的には、II-1節で設定した隆起・侵食速度を踏まえ、処分場の深度の時間変化について評価する。この際、本研究では、既往の評価と異なり、隆起速度と侵食速度が異なるケースを想定するため、これに起因して地形が変化し、処分場内で廃棄体ごとに深度が一様ではなくなる。このような廃棄体ごとの深度の時間変化の不均一性を定量的に評価するとともに、廃棄体の深度に応じた地層処分システムの状態変遷について記述する。また、隆起・侵食が長期に渡って継続する場合、処分場が地表面に接近する。地表付近では、化学的・物理的風化作用により風化帯^{b)}が形成されることが知られており¹⁷⁾、地下深部における環境条件(地球化学条件、水理条件等)と大きく異なる。ここでは、廃棄体が風化帯に侵入することによる環境条件の変化を明示的に取り扱うために、地層処分システムの状態設定を風化帯の底面(以下、「風化帯基底面」)への到達前(以下、この期間を「フェーズ1」)および到達後(以下、この期間を「フェーズ2」)に区分し、これに応じたシナリオを構築する。これらの区分は第2次取りまとめにおいても

同様に定義されている。さらに、本研究では廃棄体が地表面に到達後、汚染された土壌により被ばくするシナリオも取り扱う(以下、「フェーズ3」)。以上の各フェーズにおける地層処分システムの変遷が安全機能に与える影響についても整理する。

3. 核種移行解析(Step3)

核種移行解析では、処分場に埋設されたガラス固化体と地下水が接触することで核種が溶出し、人工バリアおよび天然バリア中を移行することにより、最終的に生活圏へ到達するまでを評価する。フェーズ1についての核種移行解析は、第2次取りまとめで構築した安全評価モデルおよびデータを用いることを基本とする。また、フェーズ2については、処分場周辺の環境が風化帯中で変化することに起因する安全機能の劣化を考慮し、安全評価モデルを構築する。また、隆起・侵食により処分場が地表面に到達するフェーズ3の状況は、地層処分よりも浅い深度に処分場を設置する浅地中処分や余裕深度処分の評価で想定される状況に類するものになると考えられる。このため、浅地中処分や余裕深度処分における生活圏評価、すなわち、地表付近の汚染土壌において人間が建設・居住を行うシナリオの体系を用いて評価を行う。なお、II-2節で述べたように、本研究では、隆起速度と侵食速度が異なるケースを想定するため地表面に起伏が生じ、それが時間的に変化する。すなわち、起伏のある風化帯基底面や地表面に処分場が接近・到達する際には、場所によって風化帯や地表面に到達するタイミングに時間差が生じるため、処分場内で同じ時間に健岩部にある廃棄体、風化帯中にある廃棄体、地表面に到達した廃棄体が併存することが考えられる。そこで本研究ではこのような時間差を考慮した評価を行う。

4. 線量評価(Step4)

ここでは、核種移行解析結果を用いて、人間への影響を放射線量(以下、線量)として評価する。線量評価についても第2次取りまとめの評価体系を用いることとし、フェーズ1および2における地下水移行に伴う核種の移行については移行率に線量へ換算するための係数(以下、線量換算係数)を乗じることにより線量を評価する。なお、本研究では、第2次取りまとめの生活圏モデルに準拠して整備された新法令¹⁹⁾に基づく線量換算係数²⁰⁾を用いる。また、フェーズ3については、浅地中処分や余裕深度処分での状態と類すると考えられることから、これらの安全評価体系を参照し線量を評価する。

III. 隆起・侵食を考慮した安全評価の試行

ここでは、Fig. 1に示した手順に従い、隆起・侵食を考慮した地層処分システムの安全評価を試行する。試行を進める上で前提とした条件をTable 1に示す。

^{b)} 地表近傍は、処分場が建設される地下深部に比べて地下水の流速が速く、酸化環境である等核種移行の観点から性能が劣る領域であると考えられる¹⁸⁾。ここでは、便宜的にこれらの領域を風化帯と定義する。なお第2次取りまとめにおいて酸化帯とした領域と同義である。

Table 1 Basic condition for uplift and erosion scenario

Geological environment	Condition
Topography	Plain (initial altitude : 0 m)
Rock Type	Granite (crystalline rock)
Groundwater Type	Fresh type
Repository design	Condition
Repository depth	1,000 m
Waste type	Vitrified waste
Number of waste package	4×10^4 wastes
Height of repository	2.22 m (horizontal emplacement)
Side length of repository	2,664 m (disposal tunnel spacing : 13.32 m)
Width of repository	626 m (waste package pitch : 3.13 m)

1. 地質・地表環境における隆起・侵食の影響評価の試行

まず、隆起速度の設定に当たっては、過去の変動傾向とその要因が今後も継続するとみなし、それらを外挿して設定する。具体的には、サイトジェネリックな評価であることを踏まえ、日本全国を対象にデータが得られている最近10万年間の隆起速度²¹⁾に基づき、最も広く分布する0～0.3 mm/yのうち、保守的に上端の値として0.3 mm/yを隆起速度として設定し、全評価期間においてこの値を用いる(以下、このケースを「基本ケース」とする)。なお、本研究では隆起速度の不確実性の影響を把握することを目的として、100万年以降隆起速度が基本ケースの10倍(3 mm/y)となるケースについても考慮する(以下、このケースを「変動ケース」とする)。100万年以降に隆起速度の不確実性を考慮する理由は、現在のプレートシステムについては、数十万年から数百万年に渡って著しい変化が認められておらず今後も継続することが予測されること、さらにこのプレートシステムが転換する場合においても、少なくとも100年以上の期間を要すると考えられるためである²⁾。

Figure 3は、地形の発達過程のモデルに基づく隆起・侵食、地表面の標高の変化、および起伏の変遷に関する概念図である。標高の上昇による起伏(高度分散量)の変化に伴い侵食速度は増加し、一定の時間が経過したのち平均標高の変化がなくなる動的平衡状態となる。なお、既往の隆起・侵食を考慮した安全評価³⁾では、起伏(高度分散量)の影響を考慮せず、評価期間中隆起速度と侵食速度が等しいと仮定されている。これは時間が経過しても地表面に起伏が生じず一様な状態が継続することを意味する。

ここで、侵食速度と高度分散量の関係は明確なべき関数で表されることが知られていることから^{9,23)}、侵食速度と高度分散量の実測値の関係から導き出された以下の回帰式が成り立つ。

$$E = \alpha D^\beta \quad (1)$$

ここで、 E は侵食速度 [mm/y]、 D は高度分散量 [m]、 α 、 β はそれぞれ係数 [-] である。本研究では、既往の研究における侵食速度と高度分散量の回帰分析において最も高い相関係数(R^2)が得られている係数 α 、 β を設定する($\alpha = 8.64 \times 10^{-6}$, $\beta = 2.54$, $R^2 = 0.957$)²²⁾。さらに、高度分散量については、地表面の平均標高(H)との関係が明確なべき関数で表されることが知られていることから^{9,23)}、平均標高と高度分散量の実測値の関係から導き出された以下の回帰式が成り立つ。

$$D = aH^b \quad (2)$$

ここで、 a 、 b は係数 [-] である。これらの具体的な値は、既往の研究における平均標高と高度分散量の回帰分析において最も高い相関係数(R^2)が得られている係数 a 、 b を設定する($a = 3.15$, $b = 0.482$, $R^2 = 0.975$)²²⁾。

(1)、(2)式の関係から、地表面の平均標高(H)と侵食速度(E)の関係式が導かれることから、隆起による平均標高の変化、その標高において生じる侵食、侵食による平均標高の変化といった一連のプロセス(Fig. 2 参照)が下記の微分方程式により数学的に表現することが可能となる。

$$\begin{aligned} \frac{dH}{dt} &= U - E \\ &= U - \alpha (aH^b)^\beta \end{aligned} \quad (3)$$

ここで、 U は隆起速度 [mm/y] である。以上の数式、データを用いて、基本ケースおよび変動ケースのそれぞれについて、侵食速度と侵食速度の時間変化、および地表面の平均標高の時間変化を評価した。結果を隆起速度とともに**Fig. 4**に示す。

基本ケースにおいては、100万年以降、侵食速度が増加し、およそ400万年で隆起速度と侵食速度が等しくなる。すなわち、地表面の平均標高が隆起速度に見合った標高に収斂し、侵食速度が隆起速度と釣り合う状態、すなわち動的平衡状態となる。この状態にある地域では、地表面の平均標高は見掛け上一定に保たれることになり、基本ケースの場合、地表面の平均標高が500 m程度の丘陵の状態が継続する。一方、100万年以降、隆起速度が10倍になる変動ケースにおいては、およそ500万年で隆起速度と侵食速度が等しくなる動的平衡状態となる。また、地表面の平均標高は3,100 mまで上昇し高山性山地まで発達する。

2. 隆起・侵食に対するシナリオ解析の試行

ここでは、地層処分システムの状態設定の各フェーズにおけるシナリオを記述するために、まず、処分場の標高の経時変化を評価し、地表と処分場の相対的な位置関係を明らかにする。地表面の標高については、隆起速度に応じて時間の経過とともに高くなり、同時に(1)式で示した速度により侵食され、その時間変化は(3)式で表現される。また、このとき処分場の標高は、時間の経過に伴い隆起量分だけ上昇する。これらを、地表面の標高0 m、処分場の標高-1,000 mを初期条件として評価した基本ケースおよ

Fig. 3 Relationship among altitude of ground surface, altitude dispersion, and uplift/erosion based on landform evolution model (modified based on Yasue *et al.*²²⁾)

Fig. 4 Changes of uplift and erosion rate (upper), and mean altitude of ground surface (lower) based on landform evolution model

び変動ケースの結果を **Fig. 5** に示す。なお、ここでは、後述するように風化帯の厚さを 100 m としている。

評価期間の隆起速度が一定である基本ケースにおいては、処分後約 450 万年に処分場が風化帯基底面の平均標高と等しくなる。すなわち、処分場が風化帯へ侵入するまでの平均的な時間(平均的なフェーズ 1 の期間)は、処分後から約 450 万年となる。その後、処分場は隆起により

Fig. 5 Changes of mean altitude of ground surface and bottom of weathered zone, and altitude of repository in the Base Case and Variant Case

風化帯中を上昇し、処分後約 490 万年に地表へ到達する。すなわち、平均的なフェーズ 2 の期間は処分後約 450 年から約 490 万年となり、これ以降の期間がフェーズ 3 となる。一方、変動ケースにおいては、100 万年以降に隆起速度が 10 倍となることに起因して急速に隆起・侵食が進み、処分後約 185 万年に処分場が風化帯基底面の平均標高と等しくなり、処分後約 190 万年に地表へ到達する。以下、各フェーズについてシナリオを設定する。

(1) フェーズ 1 におけるシナリオ

隆起・侵食による処分場の深度の変化とその時点での地質環境条件を前提に、地層処分システムの状態や各バリアに期待する安全機能を考慮しつつシナリオを構築する。この際、前述のように第 2 次取りまとめで構築された基本シナリオのレファレンスケースを参照しながら設定する。すなわち、オーバーパックは放射能や発熱が高い初期の 1,000 年間はその閉じ込め機能を発揮する。その後、腐食の進行とともに破損し、地下水とガラス固化体が接触することで、地下水への核種の放出が始まり、7 万年かけてガラス固化体が全量溶解する。溶出した核種は緩衝材中を拡散で移行し、緩衝材外側に到達した核種はその全量が緩衝材に接する母岩中の亀裂に移行する。亀裂に移行した核種はゆっくりとした地下水の流れにより移流・分散により移

行する。以上、フェーズ1で考慮する地層処分システムの安全機能を **Table 2** にまとめる。なお、母岩は長期的には隆起・侵食による処分場深度減少の影響を受けるが、その変化は極めて緩慢に進むため、フェーズ1の期間で

Table 2 Safety functions in each phase

Safety function	Phase 1	Phase 2	Phase 3
Containment of overpack ^{a)}	○: 1×10^3 y ×: after 1×10^3 y	×	×
Slow dissolution of vitrified waste ^{b)}	○: 7×10^4 y ×: after 7×10^4 y	×	×
Solubility limit in the buffer	○ (Reducing condition)	△ (Oxidizing condition)	×
Low permeability in the buffer (diffusion)	○	○ (Oxidizing condition)	×
Sorption in the buffer	○ (Reducing condition)	△ (Oxidizing condition)	×
Sorption in the host rock	○ (Reducing condition)	△ (Oxidizing condition)	×
Low ground water flow	○ (Deep region)	△ (Shallow region)	×

^{a)} All overpacks are assumed to fail 1,000 years after emplacement as in the H12 report³⁾.

^{b)} The vitrified waste is assumed to dissolve completely after 70,000 years, as in the H12 report.

○: The safety function works as designed. ×: The safety function does not work or is not expected. △: The safety function deteriorates.

は評価で対象とした処分場から下流側 100 m の母岩領域において地下水流動や核種移行特性の変化は顕著ではない。なお、第2次取りまとめでは、処分場下流域に大規模な破碎帯を含む断層を仮定し、断層に到達した核種は断層中を移流・分散により移行するとしたが、ここでは、断層中の移行遅延を考慮せず、断層に到達した核種は瞬時に生活圏へ移行するとした。また、生活圏は、第2次取りまとめの基本シナリオと同じ設定とし、核種は地表の環境中を移行しながら様々な被ばく経路を通じて最終的に人間の生活環境へ影響を与えるとした。

(2) フェーズ2におけるシナリオ

フェーズ2では、処分場が風化帯に侵入し、地表へ到達するまでのシナリオを取り扱う。フェーズ2の概念モデルを **Fig. 6** に示すとともに、以下にフェーズ2におけるシナリオの設定について示す。

- 風化帯の厚さは、既往の風化帯に関する文献調査²⁴⁾や既往の隆起・侵食を考慮した安全評価³⁾での設定を参考に 100 m とし、評価期間中一定とする。
- 風化帯は岩盤の応力解放、物理的・化学的風化作用により微細な亀裂が多く発達していると考えられることから多孔質媒体で近似する。また、風化帯では降雨浸透による下方向の地下水の流れ、および流出域である河川までの水平方向の地下水の流れを想定

Fig. 6 Conceptual model on nuclide transport pathway assuming that repository reaches near-surface by uplift and erosion

する。

- 風化帯での透水性については深度依存性があり、透水性は地表面に向かい増加する傾向があることが知られているため²⁴⁾、風化帯の透水係数は風化帯底面と地表面との間で透水係数の対数値が線形に変化すると仮定する。また、人工バリア外側の掘削影響領域での地下水通過流量は、深度に依存した風化帯の透水係数に応じて変化する。
- 風化帯において、人工バリア中の緩衝材の拡散機能が維持されると仮定するが、地球化学環境は還元性から酸化性に変化するものとし、これに伴い核種移行パラメータは酸化性条件を想定した値に変化する。人工バリア外側から放出された核種は、全量がその時点での処分場深度の風化帯へ移行する。
- フェーズ 1 からフェーズ 2 への過渡期(隆起・侵食による廃棄体の風化帯への侵入)においては、廃棄体中に存在している核種のみならず、母岩中に存在する核種についても、隆起・侵食により風化帯へ移行することが考えられる。本研究ではこのプロセスを擬似的に考慮するため、廃棄体が風化帯基底面に到達した時点で、母岩中に存在する核種の全量を、風化帯直下に想定する仮想的な領域において均一混合するとし、隆起・侵食速度に従いその仮想的な領域から核種が風化帯中へ移行すると仮定する。なお、仮想的な体積としてここでは処分場体積を用いる。
- 風化帯中では、核種は降雨浸透に伴う下方向への地下水の流れと分散により移行する。移行では、核種の収着を考慮するが、核種の沈殿は考慮しない。この降雨浸透による下向きの流れにより、地上に到達する核種量は抑制されるが、逆に河川に流入する地下水中の核種濃度が増加する。また、風化帯から河川までの水平方向の地下水流れを考慮し、風化帯中の核種はこの流れに沿って河川に流出するものとする。この風化帯から河川までの移行距離については、国土数値情報の河川データを用いて、日本の本土中の任意の点から最も近い河川までの距離を計測・集計した結果に基づき、500 m と設定する⁹⁾。また、風化帯中の核種は(処分場が地表面に到達する前であっても)分散により地表面付近の土壤へ到達し、フェーズ 3 のシナリオで考慮する被ばく経路で生活圏を移行する。

以上の設定に基づき、フェーズ 2 における地層処分システムの安全機能を Table 2 にまとめる。

(3) フェーズ 3 におけるシナリオ

フェーズ 3 では、隆起・侵食による処分場の地表面到達後のシナリオを取り扱う。通常、処分場の深度が 0 m となった時点で廃棄体は地表面に露出するため、人間により廃棄体が認知されなんらかの介入措置が講じられると考えられるが、ここでは保守的に、このような認知・介入は一切考えずに廃棄体に起因する公衆への被ばくを評価する。

処分場が地表面に到達後、人工バリアはすべての安全機能を失い(Table 2 参照)、廃棄体中の核種は周辺の土壌と混合する。このとき、混合される土壌の量は、過度な希釈効果により非保守側の結果となることを避けるために、処分場面積と深度 10 m (第 2 次取りまとめの設計における処分坑道の高さ)と処分孔の高さの和に基づき設定)からなる体積の土壌を仮定する。なお、III-3 節で述べるように、地表の起伏により、廃棄体が地表へ到達する時間にばらつきが生じるため、核種移行解析は廃棄体 1 体当たりで評価する。このため、実際の解析では処分場体積を廃棄体本数(4 万本)で除した体積の土壌と混合する。混合された核種は、侵食作用によって下流側堆積地に移動するほか、フェーズ 2 で示したように、地下水の流れによって下流側河川に向かって移流する、あるいは、降雨浸透によって下方向に移行する。

(4) 起伏の状態に応じた各フェーズにおける廃棄体数の時間変化

本研究では、隆起・侵食に伴う地形の起伏とその進展を取り扱っているため、地表面へ接近してきた処分場は、全廃棄体が同時に風化帯へ侵入するのではなく、直上の地表面が谷となる部分(いい換えれば、風化帯基底面の標高が最も低い部分)に存在する廃棄体から風化帯へ侵入する。その後、時間の経過とともに、隆起により風化帯に侵入する廃棄体の数が増え、さらに、地表面に到達する廃棄体の数も増えていくことになる。すなわち、風化帯に侵入するあるいは地表面に到達する廃棄体の数は、隆起・侵食に伴う地表面の起伏の状態に応じて時々刻々変化することになる。

ここで、隆起と侵食の関係が、動的平衡状態にある場合、任意の領域における標高のばらつきは正規分布で近似できることが知られていることから¹⁵⁾、任意の時間 t における地表面の標高のばらつきは、各標高 y [m] の頻度を $G[-]$ として、ガウス関数を用いて(4)式で表すことが可能である。

$$G(y) = \frac{1}{\sqrt{2\pi} D} \exp \left[-\frac{(y-H)^2}{2D^2} \right] \quad (4)$$

この式を用いれば、Fig. 7 に示すように、地表面に到達した廃棄体の割合は、処分場の標高(y')において、この正規分布の処分場の標高以下($y \leq y'$)を満たす領域の積分値で与えられることになる。このことから、任意の時間 t に地表面に到達した廃棄体の数 N_{P3} は以下のように表せる。

⁹⁾ 本研究で設定した風化帯の条件に基づけば、移行距離が約 500 m までは風化帯から河川までの移行の遅延効果は極めて小さいことを確認している。

Fig. 7 Changes in topography using a landform evolution model and relationship between altitude dispersion and the number of eroded waste packages

Fig. 8 The number of waste packages in each phase as a function of time in the Base Case and Variant Case

$$N_{P3}(t) = N_{all} \int_{y^0}^{y'} G(y) dy \quad (5)$$

ここで、 N_{all} は初期に処分場に埋設された全廃棄体の数、 y^0 は処分場の初期の標高である。

さらに、フェーズ2として風化帯に存在している廃棄体の数 N_{P2} は、風化帯が地表面から一様の深さで存在していることから風化帯基底面の標高のばらつきをガウス関

数で表現し、さらに風化帯を通過して地表面に到達した廃棄体の数を考慮することにより、以下の式で表現できる。

$$N_{P2}(t) = N_{all} \int_{y^0}^{y'} G(y+w) dy - N_{P3}(t) \quad (6)$$

ここで、 w は風化帯厚さ [m] である。

これらの関係から、フェーズ1に存在している廃棄体の数 N_{P1} は以下のように表される。

$$N_{P1}(t) = N_{all} - N_{P2}(t) - N_{P3}(t) \quad (7)$$

以上の関係式より求めた各フェーズの廃棄体の数の経時変化を Fig. 8 に示す。これより、基本ケースでは、約 370 万年に処分場が最も標高の低い風化帯基底面へ到達し、約 470 万年に風化帯中に存在する廃棄体の数が最も多くなり、約 570 万年には全廃棄体が風化帯を通り過ぎ、地表面へ到達する。本研究では、II-3 節で述べたように、地表面の起伏に応じて廃棄体が分散して風化帯や地表面に到達する効果を定量化する。すなわち、Fig. 8 のフェーズ2に存在している廃棄体の数の分布における分散の大きさに応じて、風化帯や地表面に到達するタイミングに時間差が生じることになる。一方、変動ケースにおいては、100 万年以降、隆起速度が 10 倍になることに起因して、約 220 万年には全廃棄体が風化帯を通り過ぎ、地表面へ到達する。

(5) 被ばく経路の設定

本研究での人間への被ばくは、廃棄物に起因する核種が天然バリアおよび風化帯中の地下水により移行し、河川に流入することで生じる被ばく経路と、処分場が地表面に接近するフェーズ2あるいはフェーズ3で地上付近の土壌が汚染され、この汚染土により被ばくする経路がある。前者は、“地下水移行シナリオ”として、第2次取りまとめと同じ生活圏評価モデルを用いる。具体的には Fig. 9 に示すように、核種の流入ポイントとして河川を想定し、被ばくグループとして農作業従者を対象とする。河川水に流

Fig. 9 Radionuclide transport processes and exposure pathways for the groundwater scenario in the biosphere assessment

Fig. 10 Radionuclide transport processes and exposure pathways for the construction and inhabitation scenario in the biosphere assessment

入した核種は表面土壌等の地表環境へ移行し、被ばくグループへ内部被ばく・外部被ばくを生じる。また農作物や畜産物などの摂取を介して内部被ばくも生じる。後者の汚染土壌による被ばくについては、浅地中処分や余裕深度処分での生活圏評価に準拠して設定する。すなわち、余裕深度処分に対する安全評価の基本的枠組みを示した日本原子力学会標準²⁵⁾では、長期的な隆起・侵食の影響を踏まえたシナリオの例として、“処分場跡地での居住”および隆起・侵食により埋設施設が地表面に接近した際の“侵食による核種の移行”を挙げている。また、浅地中ピット処分に対する安全評価の基本的枠組みを示した日本原子力学会標準²⁶⁾においても考慮すべきシナリオの1つとして土地利用シナリオを挙げ、埋設施設の地表面への接近による被ばくとして、“処分場上部の土地利用”および“施設の削

剥・再堆積”を挙げている。以上を考慮し、Fig. 10に示すように表面土壌を核種の流入ポイントとし、この表面土壌での農作業や建設作業、さらには表面土壌を利用した居住者の農産物の摂取等を想定し、これにより内部被ばく、外部被ばくが生じることを想定する(以下、このシナリオを「直上での建設・居住シナリオ」とする)。なお、上記学会標準で示されているように、汚染土壌が侵食作用により削剥され、下流側堆積地に移動することも考えられるが、削剥土が河川水等を通じて下流に移行する中で、処分場由来の核種によって汚染されていない場所からの削剥土と混合されるため、下流堆積地における核種濃度は大きく希釈される。これらのプロセスにより、汚染土壌の侵食作用による下流側への移動は処分場直上での建設・居住に比べて線量が極めて低くなると考えられるため本検討では対

象としない。

3. 核種移行解析モデルおよびデータ

III-2 節に示したシナリオに基づき、核種移行解析を行うためのモデル、および使用したデータを各フェーズについて以下に示す。なお、本研究では地表面での起伏を考慮しているため、廃棄体ごとに風化帯基底面や地表面に到達する時間が異なることになる。このため、ここでは解析の効率化のために、最初の廃棄体が風化帯基底面に到達する時間から最後の廃棄体が風化帯基底面に到達するまでの時間を 20 間隔に等しく分割し、各時間間隔で風化帯基底面に到達する廃棄体のグルーピングを行う。なお、分割数については、10 間隔以上分割すれば線量の最大値が分割数に大きく依存しないことを確認している。このグループごとに廃棄体 1 体当たりの核種移行解析を行い、結果に各グループに該当する廃棄体の数(W_i : (19)式参照)を乗じた上で、全グループの結果を合計することで処分場全体の評価を行う。以下、廃棄体 1 体当たりの核種移行モデルについて説明する。

(1) フェーズ 1

隆起・侵食の影響が顕在化しないフェーズ 1 においては、第 2 次取りまとめで構築された人工バリアおよび天然バリアにおける核種移行モデル³⁾をそのまま用いた。なお、本検討では断層中の核種の移行遅延を考慮しないため、処分場下流に存在する 100 m の母岩外側からの移行率をフェーズ 1 における核種移行率($f^{P1}(t)$)とした。また、評価対象核種、核種移行パラメータについても、第 2 次取りまとめの設定をそのまま用いた。なお、フェーズ 1

では処分場は地下深部に存在するため、核種移行パラメータは第 2 次取りまとめで設定された還元条件における値を用いた。核種のインベントリおよび主要な核種移行パラメータをそれぞれ **Table 3**, **Table 4** に示す。

(2) フェーズ 2

ここでは風化帯中の核種移行に対する数学モデルを構築するために、風化帯を便宜的に、処分場が隆起・侵食により通過する領域(すなわち地下深部にある廃棄体 1 体当たりの処分場面積を地表面に投影した際に内包される風化帯の領域: 以下、この領域を「風化帯上流域」とする)と、この領域から流出域である河川までの領域(以下、この領域を「風化帯下流域」とする)に区分する(**Fig. 11** 参照)。以下、それぞれの領域について構築した数学モデル、およびデータについて述べる。

風化帯上流域における核種移行の数学モデルは、隆起・侵食による処分場の上昇を考慮した核種の風化帯上流域への流入、地上からの降雨浸透を考慮した風化帯上流域での核種の移流・分散、風化帯下流域への核種の流出、等を考慮し、以下のように示す。なお、数値計算上、風化帯上流域における核種移行を簡略化するために、この領域を鉛直方向に 10 分割する(以下、この区間を「セル」とする)。すなわち核種濃度は鉛直方向のみの濃淡を考慮し、水平方向の核種濃度は均一と仮定する。

$$R_n \frac{\partial C_{n,i}^u}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial y} (v_i^u C_{n,i}^u) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_L \frac{\partial C_{n,i}^u}{\partial y} \right) - R_n \lambda_n C_{n,i}^u + R_{n-1} \lambda_{n-1} C_{n-1,i}^u + \zeta_{n,i} - \eta_{n,i} - \phi_{n,i} \quad (8)$$

$C_{n,i}^u$: 風化帯上流域での i 番目のセルにおける地下水中の核種濃度 [mol/m³]

Table 3 Inventories of radionuclides (1,000 years after disposal)

Element	Mass number	Half-life [y]	Inventory [mol] [Bq]		Element	Mass number	Half-life [y]	Inventory [mol] [Bq]	
Se	79	7×10^4	8×10^{-2}	2×10^{10}	Ac	227	2×10^1	1×10^{-9}	9×10^5
	Stable	—	7×10^{-1}	—	Th	229	7×10^3	3×10^{-6}	5×10^6
Zr	93	2×10^6	9×10^0	7×10^{10}		230	8×10^4	5×10^{-5}	9×10^6
	Stable	—	5×10^1	—		232	1×10^{10}	7×10^{-6}	6×10^0
Nb	93m	1×10^1	7×10^{-5}	7×10^{10}	Pa	231	3×10^4	2×10^{-6}	9×10^5
	94	2×10^4	3×10^{-4}	2×10^8	U	233	2×10^5	1×10^{-3}	1×10^8
	Stable	—	3×10^{-2}	—		234	2×10^5	2×10^{-2}	8×10^8
Tc	99	2×10^5	8×10^0	5×10^{11}		235	7×10^8	1×10^{-1}	3×10^6
Pd	107	7×10^6	2×10^0	4×10^9		236	2×10^7	1×10^{-1}	6×10^7
	Stable	—	1×10^1	—		238	4×10^9	1×10^1	4×10^7
Sn	126	1×10^5	2×10^{-1}	3×10^{10}	Np	237	2×10^6	4×10^0	2×10^{10}
	Stable	—	7×10^{-1}	—	Pu	239	2×10^4	2×10^{-1}	9×10^{10}
Cs	135	2×10^6	3×10^0	2×10^{10}		240	7×10^3	2×10^{-1}	4×10^{11}
	Stable	—	9×10^0	—		241	1×10^1	1×10^{-5}	1×10^{10}
Sm	151	9×10^1	3×10^{-5}	5×10^9		242	4×10^5	1×10^{-2}	4×10^8
	Stable	—	3×10^0	—	Am	241	4×10^2	2×10^{-1}	6×10^{12}
Pb	210	2×10^1	3×10^{-9}	2×10^6		243	7×10^3	4×10^{-1}	7×10^{11}
	Stable	—	4×10^{-3}	—	Cm	245	9×10^3	7×10^{-3}	1×10^{10}
Ra	226	2×10^3	3×10^{-7}	2×10^6		246	5×10^3	8×10^{-4}	2×10^9

Table 4 Parameters used in the nuclide transport analysis

Element	Buffer						Host rock/Weathered zone	
	Solubility [mol/l]		Distribution coefficient [m ³ /kg]		Diffusion coefficient [m ² /y]		Distribution coefficient [m ³ /kg]	
	Reducing	Oxidizing	Reducing	Oxidizing	Reducing	Oxidizing	Reducing	Oxidizing
Se	3×10^{-9}	Soluble	0	0	0.02	0.004	0.01	0
Zr	1×10^{-6}	1×10^{-6}	10	10	0.03	0.03	0.1	0.1
Nb	1×10^{-4}	1×10^{-4}	1	1	0.03	0.03	0.1	0.1
Tc	4×10^{-8}	Soluble	0.1	0	0.03	0.004	1	0
Pd	1×10^{-9}	1×10^{-7}	0.1	0.1	0.03	0.03	0.1	0.1
Sn	5×10^{-6}	5×10^{-6}	1	1	0.03	0.03	1	1
Cs	Soluble	Soluble	0.01	0.01	0.05	0.05	0.05	0.05
Sm	2×10^{-7}	2×10^{-7}	1	1	0.03	0.03	5	5
Pb	2×10^{-6}	2×10^{-6}	0.1	0.1	0.03	0.03	0.1	0.1
Ra	1×10^{-12}	1×10^{-12}	0.01	0.01	0.03	0.03	0.5	0.5
Ac	2×10^{-7}	2×10^{-7}	1	1	0.03	0.03	5	5
Th	5×10^{-6}	5×10^{-6}	1	1	0.03	0.03	1	1
Pa	2×10^{-8}	2×10^{-8}	1	1	0.03	0.03	1	0.005
U	8×10^{-9}	5×10^{-3}	1	0.005	0.03	0.002	1	0.005
Np	2×10^{-8}	4×10^{-5}	1	0.005	0.03	0.003	1	0.005
Pu	3×10^{-8}	6×10^{-9}	10	10	0.03	0.03	1	0.05
Am	2×10^{-7}	2×10^{-7}	10	10	0.03	0.03	5	5
Cm	2×10^{-7}	2×10^{-7}	10	10	0.03	0.03	5	5

Fig. 11 Conceptual model of radionuclide transport in the weathered zone

v_i^u : 風化帯上流域での i 番目のセルにおける降雨浸透による鉛直方向下向きの実流速 [m/y]

D_L : 流れ方向の分散係数 [m²/s]

y : 風化帯での鉛直方向の距離 [m]

λ_n : 崩壊定数 [1/y]

R_n : 風化帯中の遅延係数 [-]

ここで, n は, 核種を表し, $n-1$ は核種 n の親核種を表す。風化帯中の遅延係数 R_n は, 次式のように表される。

$$R_n = 1 + \frac{\rho}{\varepsilon} Kd_n \quad (9)$$

ε : 風化帯の間隙率 [-]

ρ : 風化帯の乾燥密度 [Kg/m³]

Kd_n : 分配係数 [m³/Kg]

また, $\zeta_{n,i}$, $\eta_{n,i}$, $\varphi_{n,i}$ はそれぞれ, 人工バリアから風化帯上流域への核種の流入項, 風化帯上流域から風化帯下流域への核種の流出項, および風化帯上流域に含まれる核種の隆起・侵食による移行項であり, 次式のように表される。

$$\zeta_{n,i} = \frac{f_n^B}{\varepsilon V_i^u} \quad (10)$$

$$\eta_{n,i} = \frac{C_{n,i}^u Q_i}{\varepsilon V_i^u} \quad (11)$$

$$\varphi_{n,i} = \frac{\partial}{\partial y} (A_{n,i}^u \cdot E) \quad (12)$$

f_n^B : 人工バリアからの核種移行率 [mol/y]

V_i^u : 風化帯上流域の i 番目のセルの体積 [m³]

Q_i : 風化帯上流域の i 番目のセルから風化帯下流域への地下水流速 [m³/y]

$A_{n,i}^u$: 風化帯上流域における i 番目のセルの単位体積あたりの核種 n の濃度 [mol/m³]

E : 侵食速度 [m/y]

なお, 人工バリアから風化帯上流域への核種の流入項 ζ_n は, 処分場の標高に相当する風化帯上流域のセルにのみ付与される (Fig. 11 参照)。また, ここでは風化帯の厚さを一定としていることから, 侵食された分だけ風化帯上流域に含まれる核種が上方向へ進むことを考える必要がある。このため, 風化帯上流域に含まれる核種の隆起・侵食による移行項 φ_n により, セル中に存在する核種の一部が侵食速度に従い上方向のセルへ移行することを表現する。

次に, 風化帯下流域については, 風化帯上流域から流出された核種が, 流出域である河川まで移行するプロセスを取り扱う。上述のように, 風化帯上流域では, 降雨浸透による下方向の地下水の流れや分散により, 鉛直方向の核種濃度の濃淡が発生する。風化帯下流域では, この濃度を境界条件として核種が河川まで移行するプロセスをモデル化する。モデル化においては, Fig. 11 に示すように, 風化帯上流域で設定した各セルからの移行を考慮するため, 風化帯下流域を水平方向に, 風化帯上流域のセルと同じ数に分割し, 風化帯上流域の i 番目のセルに存在する核種が風化帯下流域の i 番目の区間へ流入する経路を想定する。

風化帯下流域での核種移行の数学モデルは, 水平方向の地下水流れによる核種の移流・分散プロセスを考慮し, 以下のように表すことができる。

$$R_n \frac{\partial C_{n,i}^d}{\partial t} = - \frac{\partial}{\partial x} (v_i^d C_{n,i}^d) + \frac{\partial}{\partial x} \left(D_L \frac{\partial C_{n,i}^d}{\partial x} \right) - R_n \lambda_n C_{n,i}^d + R_{n-1} \lambda_{n-1} C_{n-1,i}^d \quad (13)$$

$C_{n,i}^d$: 風化帯下流域での i 番目の区間における地下水中の核種濃度 [mol/m³]

v_i^d : 風化帯下流域での i 番目の区間における実流速 [m/y]

x : 風化帯下流域での移行距離 [m]

これを, 以下の初期条件, 風化帯上流域下部の隆起・侵食による移行条件 (廃棄体が風化帯へ到達する時点で母岩中に存在する核種の濃度), 風化帯上流域上部境界条件, および風化帯上流域/下流域間の境界条件で解く。

$$C_{n,i}^u(y, t) = C_{n,i}^d(x, t) = 0, \quad t = 0 \quad (14)$$

$$\frac{dA_n^R}{dt} = - \frac{\alpha^R}{V^R} (A_n^R \cdot U) - R_n \lambda_n A_n^R + R_{n-1} \lambda_{n-1} A_{n-1}^R \quad (15)$$

$$\frac{dA_{n,i}^u}{dt} = \frac{\alpha^R}{V_i^u} \left(v_i^u C_{n,i}^u - D_L \frac{\partial C_{n,i}^u}{\partial y} \right) - R_n \lambda_n A_{n,i}^u + R_{n-1} \lambda_{n-1} A_{n-1,i}^u + \zeta_n - \varphi_n - \eta_n, \quad y = y^G \quad (16)$$

$$v^d C_n^d - D_L \frac{\partial C_n^d}{\partial x} = \eta_n L, \quad x = x^d \quad (17)$$

A_n^R : 風化帯基底面に到達した廃棄体起源の核種のうち, 母岩中に存在する核種の総量が仮想領域 (処分場体積) に混合された濃度 [mol/m³]

V^R : 廃棄体 1 体当たりの処分場体積 [m³]

α^R : 廃棄体 1 体当たりの処分場面積 [m²]

U : 隆起速度 [m/y]

y^G : 地表面の標高 [m]

x^d : 風化帯上流域と風化帯下流域の境界 [m]

L : 風化帯上流域の奥行き [m]

これらの支配方程式を解き, フェーズ 2 における風化帯下流域から河川への移行率 $f^{P2}(t)$ [Bq/y] を求める。この際, Fig. 11 に示すように, 風化帯上流域での鉛直方向の核種の濃度分布に応じた風化帯下流域での移行を考慮するために, 風化帯下流域を複数の区間に分割して評価を行う。このため, $f^{P2}(t)$ は, 以下のように表される。

$$f^{P2}(t) = \sum_{i=1}^l h_i^{P2}(t) \quad (18)$$

$h_i^{P2}(t)$: 区間 i における風化帯下流域から河川への移行率 [Bq/y]

l : 区間の分割数

なお, ここでは区間の分割数 l を 10 とし, この値より分割数を増やしても結果がオーダーで変化しないことを確認している。また, フェーズ 2 の間であっても廃棄体から風化帯へ移行した核種は分散により地表面へ到達することが考えられるため, 地表面 (風化帯上流域の最上段のセル) における核種の濃度 $g^{P2}(t)$ [Bq/m³] についても評価

Table 5 Parameters for weathered zone

Parameter	Unit	Value	Remarks
Porosity	[—]	0.02	Same value with host rock
Dry density	[kg/m]	2,640	Same value with host rock
Effective diffusion coefficient	[m ² /s]	2.10×10^{-12}	Same value of host rock
Infiltration of precipitation	[m/y]	0.4	Assuming that an amount of recharged groundwater from rainfall equals the amount of discharged water into river, the infiltration of precipitation is derived from the national average value of droughty water-flow rate (1.1 mm/day) in Japanese river ²⁷⁾ .
Width of upstream weathered zone	[m]	626	Width of repository (see Table 1)
Side length of upstream weathered zone	[m]	0.67	Side length of repository per single waste package (see Table 1)
Thickness of weathered zone	[m]	100	Approximately maximum value of thickness of weathered zone based on the literature survey ²⁴⁾
Transport length in downstream of weathered zone	[m]	500	Mode of logarithmic distance between the randomly arbitrary points in the area of Japan (100,000 points) and river
Hydraulic gradient	[—]	0.01	Same value with host rock
Permeability for bottom of weathered zone	[m/s]	1×10^{-6}	Logarithmic average on weathered zone of crystalline rock ²⁸⁾
Permeability for upper area of weathered zone	[m/s]	3×10^{-5}	Based on permeability for bottom of weathered zone, the value was decided from water balance on infiltration of precipitation assuming logarithmic linear relation with depth.

する。

風化帯に関わるデータを **Table 5** に、フェーズ 2 で使用した主な核種移行データを Table 4 に示す。なお、核種移行データについては、風化帯中では地球化学環境が還元性から酸化性に変化することに伴い、風化帯中の核種移行データとしては酸化性の条件の値を設定する。

(3) フェーズ 3

廃棄体が地表面に到達するフェーズ 3 では、地表面付近の汚染土壌において、人間が建設・居住を行うシナリオに基づき評価を行う。すなわち、廃棄体が地表面に到達した時点において人工バリア中に存在する核種が、地表面の土壌(廃棄体 1 体をモデル化することを踏まえ、ここでは III-2-(3) 項で述べたように、処分場面積と深度 10 m からなる土壌の体積について廃棄体 1 体分の土壌を想定；Fig. 11 参照)と混合する場合の核種の濃度 $g^{P3}(t)$ [Bq/m³] を評価する。

4. 総線量の評価

本研究における線量の評価は、処分場全体を対象とするため、まず、廃棄体が風化帯基底面に到達する時間で類型化した各グループについて、Fig. 11 に示すように廃棄体 1 体当たりの核種移行解析を行い、地下水移行シナリオにおける移行率および直上での建設・居住シナリオにおける土壌中の核種濃度を算出する。さらに地下水移行シナリオおよび直上での建設・居住シナリオにおける総線量(それぞれ、 $Dose^{GW}(t)$ 、 $Dose^{CI}(t)$ とする)を求めるため、これらの結果に線量換算係数を乗じ、下記の式に従い線量を評価する。

$$Dose^{GW}(t) = \sum_{i=1}^m \{ (f_i^{P1}(t) + f_i^{P2}(t)) DCF^1 \cdot W_i \} \quad (19)$$

Table 6 Dose conversion factors

Nuclide	Dose conversion factors	
	Groundwater scenario [(μSv/y)/(Bq/y)]	Construction and inhabitation scenario [(μSv/y)/(Bq/m ³)]
Sm-151	2×10^{-12}	5×10^{-8}
Cs-135	1×10^{-10}	1×10^{-5}
Sn-126	1×10^{-9}	6×10^{-4}
Pd-107	1×10^{-12}	9×10^{-7}
Tc-99	3×10^{-11}	1×10^{-3}
Nb-94	8×10^{-10}	4×10^{-4}
Zr-93	1×10^{-11}	4×10^{-7}
Nb-93m	2×10^{-12}	2×10^{-7}
Se-79	3×10^{-9}	1×10^{-3}
Pu-240	4×10^{-9}	2×10^{-4}
U-236	9×10^{-10}	4×10^{-5}
Th-232	2×10^{-7}	2×10^{-4}
Cm-245	1×10^{-8}	2×10^{-4}
Pu-241	9×10^{-11}	4×10^{-6}
Am-241	3×10^{-9}	2×10^{-4}
Np-237	1×10^{-9}	2×10^{-4}
U-233	1×10^{-9}	4×10^{-5}
Th-229	2×10^{-8}	6×10^{-4}
Cm-246	7×10^{-9}	2×10^{-4}
Pu-242	4×10^{-9}	2×10^{-4}
U-238	9×10^{-10}	4×10^{-5}
U-234	1×10^{-9}	4×10^{-5}
Th-230	3×10^{-8}	2×10^{-4}
Ra-226	3×10^{-8}	2×10^{-3}
Pb-210	2×10^{-8}	2×10^{-3}
Am-243	6×10^{-9}	2×10^{-4}
Pu-239	4×10^{-9}	2×10^{-4}
U-235	9×10^{-10}	7×10^{-5}
Pa-231	6×10^{-8}	4×10^{-3}
Ac-227	3×10^{-8}	4×10^{-3}

$$Dose^{CI}(t) = \sum_{i=1}^m \{(g_i^{P2}(t) + g_i^{P3}(t)) DCF^2\} \quad (20)$$

(19)式において、例えば廃棄体がフェーズ1にある時間帯においては、 f_i^{P2} の値は0となり、さらに廃棄体がフェーズ2の状態となった場合には、 f_i^{P1} が0となる。また、 $Dose^{GW}$ では総線量を算出するため各グループにおける廃棄体の数(W_i)を乗じる(III-3節参照)。一方、直上での建設・居住シナリオにおける土壌中の核種濃度(g_i^{P2} および g_i^{P3})は、混合する土壌の体積が廃棄体の数に比例することに起因して核種濃度が廃棄体の数に依存しないため、廃棄体の数(W_i)の項は不要である。なお、III-3節に示したように $m=20$ で評価する。また、地下水移行シナリオの線量換算係数は、本研究が第2次取りまとめの安全評価体系をベースにしており、処分場が地表面に接近した場合においても生活圏への核種の流入ポイントが同じであるため、新法令に則して改訂した線量換算係数²⁰⁾をそのまま用いることができる($DCF^1[(\mu Sv/y)/(Bq/y)]$)。直上での建設・居住シナリオの線量換算係数は、日本原子力研究開発機構²⁹⁾において、余裕深度処分や浅地中処分での日本原子力学会標準^{25,26)}で示されている評価体系を考慮しつつ、地表面の土壌を核種の流入ポイントとして導出された線量換算係数が整備されていることから、本研究ではこの線量換算係数($DCF^2[(\mu Sv/y)/(Bq/m^3)]$)を用いる。本解析で用いた線量換算係数をTable 6に示す。

IV. 評価結果および考察

III章で述べたシナリオ、モデル、データを用いて、基本ケースについて解析した結果をFig. 12に示す。なお、核種移行解析には、Wakasugi *et al.*³⁰⁾によりシミュレーションプラットフォームGoldSim³¹⁾を用いて開発された隆起・侵食プロセスを考慮した核種移行解析モデルを改良して用いた。

地下水移行シナリオのうちフェーズ1からの線量は、第2次取りまとめのレファレンスケースの母岩からの核種移行率を線量へ換算した結果と同様の、処分後約30万年后に最大値約0.006 $\mu Sv/y$ となった。また、最初の廃棄体が風化帯に入る約370万年以降、線量は急激に上昇し、風化帯に存在する廃棄体が最も多くなる約470万年時点で最大となり、その値は約3 $\mu Sv/y$ であった。これは、処分場が風化帯に侵入し地球化学環境が還元性から酸化性に変化し、さらに透水性が増加することによって起因する。なお、支配核種はNp-237であった。これは、地球化学環境が、還元性から酸化性に変化したことにより溶解度が3桁増加し、人工バリア内で沈殿として存在していたNpが急激に間隙水に溶出し、移行率が増加したことによって起因する。約470万年以降、地表面へ到達する(フェーズ3へ移行する)廃棄体の数が多くなるため、地下水移行シナリオの線量は減少していく。

Fig. 12 Doses of groundwater scenario and construction and inhabitation scenario directly above the repository in the Base Case

Fig. 13 Doses of groundwater scenario and construction and inhabitation scenario directly above the repository in the Variant Case

Fig. 14 Doses of groundwater scenario and construction and inhabitation scenario directly above the repository in the case of dynamic equilibrium state

次に、基本ケースにおける直上の建設・居住シナリオについての線量は、最初の廃棄体が風化帯基底面に到達する約 370 万年から急激に立ち上がり、最後の廃棄体が地表面に到達する約 570 万年以降急激に減少する。また、最大線量は約 $10 \mu\text{Sv/y}$ であり、支配核種は Ra-226 であった。Ra-226 は半減期が 1,600 年と短いにも関わらず支配核種となったのは、Ra-226 の線量換算係数が比較的高いこと、親核種である U-238 からの崩壊の影響で風化帯に到達する時点で廃棄体中の核種量が増えている状態であること、さらに風化帯中での分配係数が比較的小さいため、風化帯基底部に侵入後速やかに風化帯上流域を分散により移行し、地表面へ到達するためと考えられる。また、Pd-107 は Ra-226 とプロファイルが異なり、さらに急激な立ち上がりを示した。これは、風化帯侵入前の緩衝材中において Pd の沈殿が存在し、風化帯侵入後に緩衝材中での Pd の溶解度が 2 桁増加するが、その後も沈殿は枯渇することなく人工バリア中に Pd-107 が保持されたまま地表面へ接近し、これが地表面に到達した際に高い線量を生じることにより起因する。

次に、変動ケースの結果を Fig. 13 に示す。地下水移行シナリオの総線量の最大値は、処分後約 190 万年後に約 $15 \mu\text{Sv/y}$ となり基本ケースに比べて約 1 桁大きく、また、支配核種は基本ケースと同様に Np-237 であった。変動ケースでは、処分後約 100 万年後に隆起速度が 10 倍になるため、最初の廃棄体が風化帯へ侵入する時間は処分後約 160 万年であり、約 220 万年にはすべての廃棄体が風化帯を通過する。支配核種の Np-237 の半減期が 210 万年であることを考慮すれば、隆起・侵食速度が増加したことにより Np-237 が基本ケースと比較して十分に減衰することなく廃棄体が風化帯へ侵入したことが線量の増加に寄与していると考えられる。また、隆起・侵食速度の増加により、単位時間当たりに風化帯へ侵入する廃棄体の数が増えたことも線量を増加させた原因の 1 つであると考えられる。

変動ケースの直上の建設・居住シナリオは、最大線量が約 1.2 mSv/y となり、支配核種は Th-229 となった。Th-229 は半減期が 7 千年と短いため、廃棄体が風化帯へ侵入する時間帯では初期に存在する核種の多くは崩壊しているが、親核種である Np-237 の崩壊により人工バリア中で Th-229 が多く生成する。さらに、Th の核種移行データは酸化還元鈍感なため、Th-229 は人工バリア中に保持されたまま隆起・侵食により風化帯中を上昇し、地表面に到達後、人工バリアから生活圏へ放出されるため、このような高い線量を生じたと考えられる。なお、基本ケースの直上の建設・居住シナリオでは、Th-229 の影響が顕在化しなかった。これは、基本ケースの隆起・侵食速度が変動ケースに比べて遅いため、地表面に接近するまでにより多くの時間を要し、この間に Th-229 が崩壊することにより起因して、地表面到達時の Th-229 の人工バリア内の存在量が

少なくなっていたと考えられる。

なお、フェーズ 2 の地下水移行シナリオにおいて処分場やその近傍に核種を留める機能が維持されることは、処分場が地表面に到達するフェーズ 3 において、高濃度の核種を地表面に持ち込み、直上での建設・居住シナリオにおいて線量を高める方向に働く。逆に、フェーズ 2 においてそれらの機能の劣化を想定する場合は、核種の多くが風化帯中で地下水により下流側へ移行することになり地下水移行シナリオの線量が増加するが、その結果として地表面へ到達する核種量が減少するため、フェーズ 3 の線量を下げる方向に働く。すなわち、地下水移行シナリオと直上での建設・居住シナリオの間にはトレードオフの関係があるため、双方のシナリオにおける線量を同時に下げるとは困難であると考えられる。

一方、本研究で着目した地形の起伏に起因して廃棄体の風化帯への侵入が分散する状況は、我が国の地形が起伏に富んでいることを踏まれば、蓋然性の高い設定であると考えられる。この効果それ自体は安全機能としては定義していないが、このようなプロセスを現実的に評価することは、どのフェーズのシナリオとも競合することのない効果であるといえる。本研究で対象とした隆起・侵食では、上記のトレードオフの関係が存在するため、このような蓋然性の高い現象を積極的に取り込むことで、長期的な地層処分の安全性の見通しを、合理的により確かなものにしていくことが可能であると考えられる。なお、上記の分散効果により線量の低減が期待される状況においても、地層処分の安全性を高めるためには、処分場が地下深部に存在する時間、言い換えれば処分場がフェーズ 1 の状態にある時間が最も重要であり、この間における核種の崩壊を期待することが、原則的に重要である。

次に、地表面の起伏による廃棄体の風化帯への侵入に関する分散の効果を定量的に把握するために、従来用いられてきた簡単な隆起・侵食の評価モデルとの比較を行う。具体的には、評価期間中、隆起速度と侵食速度が 0.3 mm/y で一定となる動的平衡状態を想定し、地表面に起伏が生じないこと以外、すべて基本ケースと同様の条件とした。すなわち、隆起速度と侵食速度が等しいとの仮定の下、処分場が一定の速度で地表面に接近し、風化帯基底面あるいは地表面に到達した時点で処分場全体が一斉に影響を受けると仮定した解析を実施した。結果を Fig. 14 に示す。地下水移行シナリオの総線量は、処分場内にある全廃棄体が風化帯へ一斉に侵入する処分後約 300 万年で急激に増加し、最大値は約 $35 \mu\text{Sv/y}$ 、支配核種は基本ケースと同じ Np-237 となった。この結果から、基本ケースで想定したように、地表面の起伏により廃棄体が風化帯に分散して侵入することにより、全廃棄体が風化帯へ一斉に侵入する場合に比べて最大線量が 1 桁小さくなることがわかる。なお、直上での建設・居住シナリオの最大線量には双方の結果に大きな違いがみられなかった。これは、人工バリアが地表

面に到達した際に、廃棄体1体当たりの土壌の体積を算出し、これと廃棄体1体当たり存在する核種を混合させるため、核種濃度が廃棄体の数に依存しないことに起因する。また、動的平衡を想定したケースでは処分場が侵食により一斉に削剥されるが、廃棄体1体当たりの核種と混合する土壌の体積は基本ケースと同じであるため、線量に違いが出なかったと考えられる。

V. 結 論

本研究では、我が国の地質環境における蓋然性の高い長期的変動事象として隆起・侵食を考慮した地層処分安全性を評価するための評価手法を開発した。この結果、隆起と侵食のより現実的な取り扱いによる地表面の標高とその起伏の時間変化、および処分場の深度の時間変化をモデル化することにより、これと関連付けて風化帯および地表面に到達する廃棄体数と到達時期の分散を評価することが可能となった。

また、本手法を用いて、隆起・侵食により処分場が風化帯および地表面に到達し、地下水の流れによって核種が生活圏に放出される、あるいは地表面に接近した処分場に起因する核種が地表面の土壌を汚染するという想定の下、廃棄体に起因する人間への影響を評価した。この結果、我が国の隆起速度の最頻値である0.3 mm/yのケースでは、本研究で想定した地質・地表環境条件および核種移行データを条件として、地下水移行シナリオ、直上での建設・居住シナリオのいずれのシナリオにおいても、国際機関で示されている放射線防護基準のめやす値(300 μ Sv/y)³²⁾を下回った。さらに、地表面の起伏に起因して廃棄体が風化帯へ分散して侵入することの効果を定量的に把握した。

なお、隆起・侵食シナリオについては、ある時期の安全機能の発揮による核種の閉じ込めが、超長期の地表面への接近を想定する場合には多くの核種が地表面に至るという結果を導くなどのトレードオフの関係が指摘されてきた³⁰⁾。例えば、フェーズ1の安全機能は処分場やその近傍に核種を留める方向に働くため、処分場が地表面に接近したフェーズ2やフェーズ3の段階では、処分場およびその近傍に維持された高濃度の核種が地表面に持ち込まれ、線量が高くなる関係である。しかしながら、これらは、ゆっくりとした隆起・侵食速度による地表面への接近までの時間の確保とその間の核種の減衰、処分場が地表面へ接近する時期での地形の起伏に起因する風化帯侵入の分散効果、降雨浸透による下向きの地下水流れ、などのプロセスにより緩和されることが考えられる。その意味においては、原則的に、隆起・侵食の影響が顕在化しないように、隆起・侵食速度の小さいサイトを選定するとともに、本研究での取り組みのように、隆起・侵食の地層処分システムへの影響を、蓋然性の高い現象に着目しつつ注意深く分析し評価に取り込むことで、長期的な安全性の見通しを合理的により確かなものにしていくことが重要である。

本論文の作成に当たり、有益な助言・コメントを頂いた原子力機構 牧野仁史氏および立花光夫氏に感謝致します。

— 参考文献 —

- 1) Nuclear Waste Management Organization of Japan, *Evaluating Site Suitability for a HLW Repository, Scientific Background and Practical Application of NUMO's Siting Factors*, NUMO Technical Report, NUMO-TR-04-04 (2004).
- 2) Japan Nuclear Cycle Development Institute, *H12: Project to Establish the Scientific and Technical Basis for HLW Disposal in Japan, Supporting Report 1, Geological Environment in Japan*, JNC TN1410 2000-002 (2000).
- 3) Japan Nuclear Cycle Development Institute, *H12: Project to Establish the Scientific and Technical Basis for HLW Disposal in Japan, Supporting Report 3, Safety Assessment of the Geological Disposal System*, JNC TN1410 2000-004 (2000).
- 4) T. Ebashi, M. Kawamura, M. Inagaki, S. Koo, M. Shibata, T. Itazu, K. Nakajima, K. Miyahara, M. J. Apted, "Relative Rates Method" for Evaluating the Effect of Potential Geological Environmental Change due to Uplift/Erosion to radionuclide migration of High-level Radioactive Waste," *Sci. Basis Nucl. Waste Manage.* XXXVII, **1665**, 39-45 (2014).
- 5) K. Miyahara, M. Kawamura, I. G. McKinley, M. Inagaki, T. Ebina, "Consequence analysis of fluvial erosion scenarios for a HLW repository," *J. Nucl. Sci. Tech.*, **48**[7], 1069-1076 (2011).
- 6) Nuclear Safety Commission of Japan, *Commonly Important Issues for the Safety Regulations of Radioactive Waste Disposal*, Jun. 10, 2004, Nuclear Safety Commission of Japan (2004), [in Japanese].
- 7) T. Kimura, *Tectonic Deformation of Japanese Archipelago*, Aichi-shupopan, Tokyo, 31-33, ISBN 4-87256-409-X C3044 (2002), [in Japanese].
- 8) K. Umeda, H. Osawa, T. Nohara, E. Sasao, O. Fujiwara, K. Asamori, N. Nakatsuka, "Current status of the geoscientific research for long-term stability of the geological environment in the JNC's R&D programme," *J. Nucl. Fuel Cycle Envi.*, **11**[2], 97-111 (2005), [in Japanese].
- 9) H. Ohmori, "Relief structure of the Japanese mountains and their stages in geomorphic development," *Bull. Dep. Geog.*, University of Tokyo, **10**, 31-85 (1978).
- 10) H. Ohmori, "The paradox of equivalence of the davisian end-peneplain and penckian primary peneplain," *Concepts and Modelling in Geomorphology: International Perspectives*, TERRAPUB, 3-32 (2003).
- 11) S. Sueoka, H. Tsutsumi, T. Tagami, "Development of low-temperature thermochronology and its application to uplift and denudation a history of Japanese mountains," *Earth Sci. (Chikyu Kagaku)*, **69**, 47-70 (2015), [in Japanese].
- 12) N. Yonekura, A. Okada, A. Moriyama, *Tectonic Landforms*, Kokin-syoin, Tokyo, 85-86, ISBN 4-7722-1382-1 C3044 (1990), [in Japanese].
- 13) OECD/NEA, *Considering Timescales in the Post-closure Safety of Geological Disposal of Radioactive Waste*, NEA No. 6424, ISBN 978-92-64-06058-6 (2009).

- 14) IAEA, *Disposal of Radioactive Waste, Specific Safety Requirements*, IAEA Safety Standards Series no. SSR-5, ISBN 978-92-0-103010-8 (2011).
- 15) H. Ohmori, M. Hirano, "Mathematical explanation of some characteristics of altitude distributions of landforms in an equilibrium state," *Trans., Jpn. Geomorphol. Union*, **5**, 293-310 (1984).
- 16) M. Yamaguchi, K. Wakasugi, S. Koo, H. Shimemoto, M. Shibata, "Study on uplift and erosion scenario for HLW on the base of long-term geomorphic change," *At. Energy Soc. Jpn., Annu. Meeting*, Tokyo, Japan, 26-28 Mar., I 10 (2014), [in Japanese].
- 17) M. Chigira, *Weathering and Slope Movement*, Kinmirai-sha, Nagoya, 109-112, ISBN 4-906431-04-6 (1995), [in Japanese].
- 18) Nuclear Safety Commission of Japan, *Policy of the Safety Assessment of Sub-surface Disposal after Period for Active Control*, NSC Special Committee on Radioactive Waste and Decommissioning (2010), [in Japanese].
- 19) ICRP, *1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection*, ICRP Publication 60, Pergamon Press, Oxford, ISBN 0-08-041144-4 (1990).
- 20) Japan Atomic Energy Agency and the Federation of Electric Power Companies of Japan, *Second Progress Report on Research and Development for TRU Waste Disposal in Japan*, JAEA-Review 2007-010, FEPC TRU-TR2-2007-01 (2007).
- 21) Committee for Geosphere Stability Research, *Geological Leaflet 4 — Japanese Island-arc and Geosphere Stability*, Geological Society of Japan (2011), [in Japanese].
- 22) K. Yasue, K. Asamori, S. Tanikawa, K. Yamada, S. Yamasaki, S. Yoko, M. Niwa, R. Doke, T. Kusano, T. Hanamuro, T. Ishimaru, K. Umeda, *Annual Report for Research on Geosphere Stability for Long-Term Isolation of Radioactive Waste in Fiscal Years 2010*, JAEA-Research 2011-023 (2011), [in Japanese].
- 23) H. Ohmori, "Characteristics of the erosion rate in the Japanese mountains from the viewpoint of climatic geomorphology," *Z. Geomorphol. Neue Folge Suppl. Band* **46**, 1-14 (1983).
- 24) H. Shimemoto, K. Wakasugi, M. Shibata, M. Yamaguchi, "An Approach to establish information basis of Weathered zone for the safety assessment to HLW disposal over long-term," *Jpn. Geosci. Union Meeting 2014*, Yokohama, Japan, 28 Apr. - 2 May, HCG36-04 (2014), [in Japanese].
- 25) Atomic Energy Society of Japan, *Safety Assessment Method for Sub-surface Disposal: 2008*, Standards Committee, Atomic Energy Society of Japan, 156, AESJ-SC-F012:2008, ISBN978-4-89047-322-9 (2009), [in Japanese].
- 26) Atomic Energy Society of Japan, *Safety Assessment Method for Shallow-ground Trench Disposal: 2012*, Standards Committee, Atomic Energy Society of Japan, 195, AESJ-SC-F023:2012, ISBN 978-4-89047-370-0 (2013), [in Japanese].
- 27) Editorial committee on groundwater handbook, *Groundwater Handbook —Revised edition—*, Constructional Industry Investigation Committee, ISBN4-87456-035-0 C3051, (1998), [in Japanese].
- 28) T. Ikuma, A. Kubouchi, S. Hamade, *Research on the Relation between Crack and Weathering and Permeability about Rock*, PNC TJ7308 98-008, (1998), [in Japanese].
- 29) JAEA, *Preliminary Assessment of Geological Disposal System for Spent Fuel in Japan —First Progress Report on Direct Disposal—*, JAEA-Research 2015-016 (2015), [in Japanese].
- 30) K. Wakasugi, K. Nakajima, H. Shimemoto, M. Shibata, M. Yamaguchi, "Bounding analysis of uplift and erosion scenario for an HLW repository," *Proc. 21st Int. Conf. on Nuclear Engineering (ICONE21)*, Chengdu, China, Jul. 29- Aug. 2, ICONE21-16724 (2013), [CD-ROM].
- 31) GoldSim Technology Group, *GoldSim Contaminant Transport Module User's Guide*, Version 10.5(SP3), GoldSim Technology Group LLC (2014).
- 32) IAEA, *Release of Sites from Regulatory Control on Termination of Practices*, Safety Guide, No. WS-G-5.1 (2006).