

分散長が地層処分の安全評価指標である最大核種移行率に与える影響の理解

樺沢さつき*1 山口正秋*1,*2 平野史生*1 加藤智子*1

地層処分の安全評価の核種移行解析では、現象のモデル化に必要な信頼性の高い知見やデータが必ずしも十分にあるとはいえないような場合は、安全上あえて厳しい結果になるようなデータ設定やモデル化を選択する等、技術的根拠の信頼性等に応じて十分な保守性を有するように留意した解析が行われる。岩盤を対象とした核種移行解析で用いる分散長をフィールドスケールで測定することは困難なため、その設定値は不確実性が大きい。一方、その値の増減が核種移行解析結果にどのような影響を与えるかについて知見は乏しい。本研究では、分散長の増減が最大核種移行率に与える影響を分析した。具体的には、亀裂性媒体を対象に、分散長の増減の影響について、分配係数等の核種移行遅延効果に関連するパラメータ値や半減期との関係にも着目した一連の感度解析を行った。その結果、分散長の増加により核種の移行に要する時間が早まり、最大核種移行率が増加する場合があることが確認できた。この傾向をより詳しく分析すると、最大核種移行率発生時間が核種の半減期を下回る場合は分散長の増加による最大核種移行率の増加は数倍程度に留まるが、上回る場合には分散長の増加は最大核種移行率発生時間の短縮に伴い最大核種移行率を大きく増加させる可能性があることを示す結果が得られた。このような新たな知見は、分散長の保守的な設定に資すると考えられる。

Keywords: 地層処分, 核種移行, 安全評価, 縦方向分散長, 半減期, 核種の移行時間

In nuclide migration analyses for the safety assessments of geological disposal, when there is not necessarily sufficient confidence knowledge and data required for modeling phenomena, analyses are conducted using sufficiently conservative depending on the reliability of the technical basis, such as selecting data settings and modeling that yield severe results. There is a high level of uncertainty for setting a parameter value of dispersion length used for the nuclide migration analysis, due to the difficulty in measuring field scale data. However, the effects of fluctuation of dispersion length on maximum nuclide release rate has not yet been fully understood. In this study, the effect of fluctuation of dispersion length on maximum nuclide release rate was investigated. Specifically, a series of the sensitivity analysis focusing on not only the effect of fluctuation of dispersion length but also the effect of parameters related to the retardation effect such as distribution coefficient and half-life of nuclides was performed for fracture medium. As a result, it was suggested the maximum nuclide release rate may increase due to the shortened nuclide transit time as the dispersion length increases. When peak of the nuclide release rate is less than the half-life of the nuclide, the increase of the maximum release rate due to an increase in the dispersion length remains limited to a few times. On the other hand, in case of exceeding half-life, the maximum nuclide release rate increases ten times or more as the maximum release rate occurrence time of the release rate decreases. These findings would contribute to setting the conservative value of dispersion length taking the uncertainty into consideration.

Keywords: Geological disposal, Nuclide migration, Safety assessment, Longitudinal dispersion length, Half-Life, Nuclide transit time

1 はじめに

地層処分システムの安全評価では、地層処分された高レベル放射性廃棄物等により公衆が受ける影響を線量として評価するための核種移行解析を行っている。現象のモデル化に必要な信頼性の高い知見やデータが必ずしも十分にあるとはいえないような場合は、安全上あえて厳しい結果になるようなデータ設定やモデル化を選択する等、技術的根拠の信頼性等に応じて十分な保守性を有するように留意した解析が行われる[1]。例えば、核種移行率の最大値(以下、「最大核種移行率」と表記)を安全評価の指標とする場合には、その最大核種移行率が大きくなるような解析条件をあえて設定する等の対応を実施している。

国内の安全評価[1, 2]での岩盤を対象とした核種移行解析においては、一次元の亀裂中の流れを仮定し、放射性壊変や岩石基質(以下、「マトリクス」と表記)部への拡散、マトリクス部への収着等を考慮した一次元平行平板モデルに

基づく評価を行っている。モデルの概念図を Fig.1 に示す。支配方程式は亀裂中の移流分散方程式である式(1)と、亀裂に接するマトリクス部の拡散方程式である式(2)を連成させたものである[1, 2]。式(3)から式(7)は各記号の導出方法を表している。式中で用いられる記号の定義を Table 1 に示す。Fig.1 の青の実線枠中に示す、亀裂中の核種の移行に伴い生じる分散は式(1)の左辺第 3 項に表される。 D_L は分散係数であり、自由水中の拡散係数 D_0 ならびに地下水流速 v を用いて式(3)で表される。

$$R_n \frac{\partial C_n}{\partial t} + v \frac{\partial C_n}{\partial L} - \frac{\partial}{\partial L} D_L \frac{\partial C_n}{\partial L} + R_n \lambda_n C_n + \frac{F}{b} D_e^m \frac{\partial C_n^m}{\partial \omega} \Big|_{\omega=0} = 0 \quad (1)$$

$$R_n^m \frac{\partial C_n^m}{\partial t} - \frac{\partial}{\partial L} D^m \frac{\partial C_n^m}{\partial \omega} + R_n^m \lambda_n C_n^m = 0 \quad (2)$$

$$D_L = D_0 + \alpha_L v \quad (3)$$

$$R_n = 1 + \frac{K_{a_n}}{b} \quad (4)$$

$$R_n^m = 1 + \frac{\rho^m K_d}{\theta^m} \quad (5)$$

$$2b = e\sqrt{T} \quad (6)$$

$$v = \frac{i \cdot T}{2b} \quad (7)$$

Understanding of effect of dispersion length on maximum nuclide release rate as an indicator for safety assessment of geological disposal by Satsuki KABASAWA (kabasawa.satsuki@jaea.go.jp), Masaaki YAMAGUCHI, Fumio HIRANO, Tomoko KATO

*1 国立研究開発法人 日本原子力研究開発機構 核燃料サイクル工学研究所 環境技術開発センター 基盤技術研究開発部

Department of Geological Disposal Research, Nuclear Backend Technology Center, Nuclear Fuel Cycle Engineering Laboratories, Japan Atomic Energy Agency

〒319-1194 茨城県那珂郡東海村村松 4-33

*2 現所属: 経済産業省 資源エネルギー庁

Agency for Natural Resources and Energy, Ministry of Economy, Trade and Industry

〒100-8931 東京都千代田区霞が関 1-3-1

(Received 28 October 2024; accepted 27 February 2025)

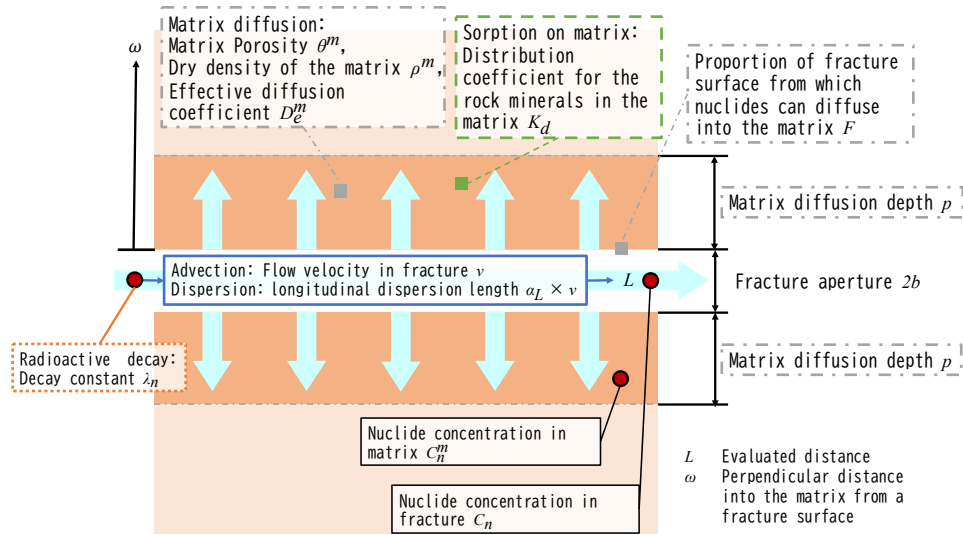


Fig.1 Conceptual illustration of the process considered in the one-dimensional parallel-plate model and key parameters relevant to these processes (created referring to H12 report [2])

Table 1 Description of parameters

Symbol	Unit	Description
C_n	[g/m ³]	Nuclide concentration in fracture
C_n^m	[g/m ³]	Nuclide concentration in matrix
v	[m/s]	Flow velocity in fractures
i	[-]	Hydraulic gradient
T	[m ² /s]	Transmissivity
D_L	[m ² /s]	Longitudinal dispersion coefficient in fracture
D_0	[m ² /s]	Diffusion coefficient in free water
α_L	[m]	Longitudinal dispersion length
R_n	[-]	Retardation factor for nuclide n in fracture
R_n^m	[-]	Retardation factor for nuclide n in matrix
K_{an}	[m ³ /kg]	Distribution coefficient of fracture surface for nuclide n
K_d	[m ³ /kg]	Distribution coefficient of fracture matrix
D_e^m	[m ² /s]	Effective diffusion coefficient
D^m	[m ² /s]	Diffusion coefficient in matrix pores
θ^m	[-]	Matrix porosity
ρ^m	[kg/m ³]	Dry density of the matrix
$2b$	[m]	Fracture Aperture
e	[-]	Factor of fracture aperture
p	[m]	Matrix diffusion depth of nuclide
F	[-]	Proportion of fracture surface from which nuclides can diffuse into the matrix
ω	[m]	Perpendicular distance into the matrix from a fracture surface
λ	[1/s]	Decay constant
L	[m]	Evaluated distance
t	[yr]	Elapsed time

α_L は縦方向分散長(以下、「分散長」と表記)である。式(3)の右辺第2項が第1項(分子拡散係数)より十分大きい場合($D_0 \ll \alpha_L v$)には、分散係数は分散長と流速の積により近似的に表すことができる。また、次式で表される Pe 数(以下、「ペクレ数」と表記)のように、分散長に対する移行距離の比で分散の効果を表す場合もある。

$$Pe = \frac{vL}{D_L} = \frac{vL}{D_0 + \alpha_L v} \approx \frac{vL}{\alpha_L v} = \frac{L}{\alpha_L} \quad (8)$$

一般的に、野外(フィールド)スケールの不均質な岩盤において分散長の実測値を得ることは困難である。そのため、経験的に知られる分散長として移行距離の1/10が用いられることが多い[3, 4]。分散長が大きい(すなわちペクレ数が小さい)場合は、核種が移行に伴い分散して空間的な広がりが大きくなり、相対的に核種濃度の最大値が小さくなる。そのため、より保守的な評価結果を導くためには、核種濃度の最大値がより大きな値になるように小さな分散長を設定する必要がある。

一方で、多孔質性媒体を対象とした移流分散方程式の解析解を用いた場合、評価距離に対して分散長が相対的に小さい条件では物質の破過曲線がほぼ対称な形状を示すが、分散長が相対的に大きな条件では上流側境界条件の影響を受けて非対称な形状になり、破過がより早まることが示されている(Ogata and Banks 等[5-7])。また、亀裂性媒体を対象とした核種移行解析においても類似の結果が示されている。例えば、既往の安全評価報告書「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、「H12 レポート」と表記)[2]では、分散長の不確実性が核種移行解析結果に与える影響の評価として、分散長をレファレンスケースの設定(移行距離の1/10)の10倍(移行距離の1倍)と1/10倍(移行距離の1/100倍)に設定した解析を実施している。その結果、10倍のケースについては処分場から100m下流側の母岩からの線量の最大値が増加し(約2倍)、1/10倍のケースは減少(約0.9倍)したことが示されている。このことは、分散長を小

さく設定することが、最大核種移行率について必ずしも保守的な結果(すなわち、より大きな最大核種移行率)を導くことにつながらないことを示している。

このように、岩盤中の核種移行を評価する上で重要なパラメータのひとつである分散長は、フィールドスケールにおいて実測することは困難なため、経験的な値に基づき設定される場合もあり、その設定値の不確実性は大きいといえる。そのため、核種移行解析においては、解析結果の「保守性」を考慮して分散長を設定することが求められる。しかしながら、分散長の増減が核種移行解析結果に与える影響が十分に把握されているとは言い難い。

本研究では、岩盤を対象とした核種移行解析評価において最大核種移行率を指標とした場合について、分散長を保守的な条件で設定するための知見を得ることを目的に、国内外既往の安全評価報告書での設定値や不確実性についての検討結果を調査する(2章)とともに、感度解析により分散長の変化が最大核種移行率を増減させる傾向を定量的に把握した(3章)。さらに、3章で得られた知見を用いて、既往の安全評価である H12 レポート[2]での分散長についての感度解析の事例について再分析を試みた(4章)。

2 地層処分の核種移行解析における分散の取扱い

分散長の増減が核種移行率に及ぼす影響について、これまでに把握されている情報を収集するため、国内外の地層処分の安全評価報告書を調査した。国内の安全評価[1]では評価対象であるわが国の地層処分の対象としている新第三紀より古い堆積岩類、火山岩類、深成岩類等のいずれの岩種も岩盤中の亀裂が核種の支配的な移行経路であると示されている。なお新第三紀堆積岩類については、マトリクス部においても地下水の流れが生じている可能性があることから、多孔質性媒体と亀裂性媒体を組み合わせた核種移行評価手法も提案されている[1]。そのため、本研究では国内の安全評価で適用される可能性の高い亀裂性媒体を対象とした核種移行解析手法について調査した。調査項目は、分散長もしくはペクレ数(式(8)に示されるように評価距離の分散長に対する比で表される)の設定方法と、その不確実性が核種移行率もしくは線量に与える影響についての感度解析結果およびその分析と考察内容とした。なお、調査対象とした安全評価報告書では、核種移行率のほかに線量を指標として分散長が評価結果へ与える影響を検討している場合がある。これらの安全評価報告書中の線量は、時間に対して一定の値の線量換算係数を核種移行率に乗じることで求められているため、分散長の増減が核種移行解析結果に与える影響を検討することを目的とした本研究では、核種移行率と線量の間に本質的な違いはないと考えられる。したがって、ここでは各文献中の表記のまま記載した。

2.1 国内の評価における分散の取扱い

国内の安全評価事例から、核燃料サイクル開発機構(JNC)による H12 レポート[2]と、原子力発電環境整備機構(NUMO)による「包括的技術報告:わが国における安全な地層処分の実現—適切なサイトの選定に向けたセーフティケ

ースの構築—」(以下、「包括的技術報告書」と表記)[1]を例として調査した。

H12 レポート[2]では、処分場から下流側 100 m での母岩からの核種移行率と、その値を入力値とした断層中の核種移行解析の結果から求めた最大線量について、処分場周辺(以下、「ニアフィールド」と表記)岩盤中の亀裂と断層での分散長を評価距離の 1/10 倍と設定した「レファレンスケース」の解析と、これらの分散長をレファレンスケースの 10 倍および 1/10 倍に設定した「データ不確実性ケース」の解析がそれぞれ実施されている。その結果、10 倍のケースについては処分場から 100 m 下流側の母岩からの線量の最大値が増加し(約 2 倍)、1/10 倍のケースは減少(約 0.9 倍)したことが示されている。その理由として、分散長の増加が核種の移行に要する最短の時間を短縮させることにより、放射性壊変による最大核種移行率の減少量を小さくしたためと考察されている。

包括的技術報告書[1]の核種移行解析における基本的な考え方は、H12 レポート[2]と同様である。ニアフィールドスケールの岩盤中の亀裂と断層についての分散長は、H12 レポートと同様に評価距離の 1/10 倍を設定しているが、H12 レポートと異なる点として、ニアフィールドスケールの領域と断層の間に処分場スケールの領域が設定され核種移行解析が行われている。この領域内での分散長の設定方法はニアフィールドスケールと同様である。ニアフィールドスケールおよび処分場スケール中の核種移行について、複数のパラメータ値の変動が最大線量に与える影響についての感度解析が行われているが、分散長のみに着目した感度解析の結果は示されていない。

2.2 諸外国の評価における分散の取扱い

諸外国の亀裂性媒体を対象とした地層処分の安全評価事例の中から、分散長もしくはペクレ数に言及のある報告書を対象に調査した。例として、スウェーデンの実施主体であるスウェーデン核燃料・廃棄物管理会社(SKB)による安全評価報告書[8-11]、フィンランドの実施主体である Posiva 社による安全評価報告書[12-14]、スイスの実施主体である放射性廃棄物管理協同組合(Nagra)による安全評価報告書[15]を対象とした。

2.2.1 スウェーデン

1999 年に発行された安全評価報告書(以下、「SR-97」と表記)[8]では、分散の大きさをペクレ数で表している。ペクレ数の値には「悲観的」な値として 2(すなわち分散長は移行距離の 1/2 倍)を、基本的な値として 10(分散長は移行距離の 1/10 倍)を設定している。両者を用いて最大線量を解析した結果、ペクレ数が最大線量に与える影響は他の感度解析対象のパラメータと比較して小さいと示されている。また、ペクレ数の減少(すなわち、分散長の増加)は「悲観的」すなわち保守的な設定であるとみなされている。

2006 年に発行された安全評価報告書(以下、「SR-Can」と表記)[9]では SR-97 と同じく分散の大きさはペクレ数を用いて表し、基本的な値として 10 を推奨し解析に用いている。ペクレ数を 2 から 10 の間で変化させた場合に、亀裂出口への核種の破過曲線(核種移行率の累積量)の受ける影響

は他のパラメータと比較して小さく示されている。

2011年に発行された安全評価報告書(以下、「SR-Site」と表記)[10]では分散の大きさについて、SR-Canと同様のペクレ数に加え分散長としても並記され、ペクレ数としては10、分散長としては評価距離の10分の1が設定されている。ペクレ数、分散長ともにその増減は核種移行結果にほとんど影響を及ぼさないと示されている。

2022年に発行された安全評価報告書(PSAR)[11]では、SR-Can、SR-Siteと同様のペクレ数についての考え方が示されている。分散係数については、核種の移行経路が異なること等に由来する大規模な分散と、個々の流路に沿った比較的小規模な分散に着目する形で核種移行への影響が述べられている。このうち、分散長で表される個々の流路に沿った比較的小規模な縦方向の分散については、解析によって得られる核種移行の破過曲線に及ぼす影響は小さいと述べられている。

2.2.2 フィンランド

1996年に発行された安全評価報告書(TILA-96)[12]では、スウェーデン[8-11]と同様の処分概念に基づき評価が実施されている。分散の大きさはペクレ数で表される。ペクレ数に関する感度解析の結果、ペクレ数が無限大(分散長が極小になるために分散効果なしの設定となる)からペクレ数2(分散あり)に変化させた場合、核種別の最大線量は最大で2倍程度増加したと示されている。なお、ペクレ数の増減が核種移行解析結果に与える影響は非収着性の核種と比較して、収着性のある核種の移行に対し、より大きな影響を及ぼすと述べられている。

1999年に発行された安全評価報告書(TILA-99)[13]では、ペクレ数が無限大と2の場合を比較した結果、ペクレ数2の場合には、無限大の場合と比較してSr-90やRa-226等の評価対象核種の一部の線量に増加がみられることが示されている。

2012年に発行された安全評価報告書(TURVA-2012)[14]では、ペクレ数のデータ不確実性について、岩盤中を比較的早期に移行する核種に対しては有意な影響を及ぼさないと述べられている。しかし、マトリクスへの分配係数が大きく、岩盤中の移動が遅い核種の場合には、ペクレ数の増減が岩盤からの最大核種移行率に及ぼす影響について、より大きいと示唆されている。

2.2.3 スイス

1994年に発行された安全評価報告書(Kristallin - I)[15]では、定常解析解を用いて得られた岩盤中の亀裂出口からの核種の最大核種移行率について、ペクレ数が無限大の場合と10の場合の解析結果を示している。Tc-99、Sn-126等のいくつかの評価対象核種の最大核種移行率については、ペクレ数無限大の場合と比較して10の場合が高く、その増加量は核種の移行に要する時間(以下、「核種の移行時間」と表記)が核種の半減期を上回る場合に顕著になることが示されている。また、ペクレ数の値の不確実性については、評価対象の結晶質岩の試験データに基づいた不確実性をカバーできる変動幅として2から50が提示されている。ペクレ数10の際の最大核種移行率と比較して、核種の違いによる変動はあるものの、いずれの核種でもペクレ数2の

場合には最大核種移行率は高く、50の場合には低く示されている。

2.3 調査結果のまとめ

以上の調査結果から得られた知見を以下に示す。

- ・ 亀裂性媒体を対象とした分散長の設定値として、国内外の評価で多く用いられているのは評価距離の10分の1[1, 2, 10, 11](ペクレ数としては10[8-15])である。
- ・ 分散長の不確実性の幅として、評価距離の1分の1から100分の1[2]と、評価距離の2分の1から50分の1(ペクレ数としては2~50)設定した解析例[12]がある。
- ・ 分散長の増加(もしくはペクレ数の減少)により、最大核種移行率や最大線量が増加する例が複数確認できる。分散長またはペクレ数の不確実性の幅が核種移行率に与える影響の大きさについては、他の感度解析対象のパラメータと比較して小さいとした例や、下記に示すような核種の特性により大きな影響が現れた事例がある。
- ・ 分散長が最大核種移行率や線量等へ与える影響の現れ方は、核種の収着性[12, 14]や半減期、移行時間により異なる可能性がある[2, 14, 15]と考察されており、核種の移行時間が核種の半減期を上回る場合に、分散長の増減が最大核種移行率に与える影響が顕在化することが示されている事例[15]がある。

これらの知見から、現在の分散長の保守的な設定に関する課題について、以下のようにまとめられる。

- ・ 分散長の増減が最大核種移行率に与える影響が既報間[1, 2, 8-15]で異なる。その理由として、既報[2, 12, 14, 15]で影響が論じられている核種の半減期や収着性、移行時間等の条件が異なることが挙げられる。とくに、核種の移行時間が核種の半減期を上回る場合に分散長の増減が最大核種移行率に与える影響が顕在化する可能性があることが示唆されている[15]。
- ・ その一方で、核種の半減期や移行時間の関係性と、分散長の増減が最大核種移行率に与える影響を定量的かつ系統的に分析した報告例はない。

分散長を保守的に設定するためには、分散長の増減が最大核種移行率に与える影響をあらかじめ把握し、特定の条件でその影響の大きさや傾向が変化するのであれば、そのような変化が生じる条件を理解した上で「保守的」とすることが好ましいと考えられる。本研究では、以上の調査結果から次のような仮説を立て、分散長の増減が最大核種移行率に与える影響を分析するための感度解析を実施することで仮説を検証した。

- ・ 最大核種移行率が発生する時間が核種の半減期を上回る場合に、分散長の増減は核種移行解析結果に大きな影響を与える。

3 分散長に対する最大核種移行率等の感度解析

分散長の増減が最大核種移行率に与える影響を分析するために、最大核種移行率が発生する時間(以下、「最大核種移行率発生時間」と表記)と核種の半減期の関係性に着目して、最大核種移行率発生時間に関係する放射性壊変やマトリクス拡散等の各パラメータを変化させた感度解析を行った。解析では、1章に示した亀裂性媒体における亀裂内の移流・分散とマトリクス拡散およびマトリクスへの収着による遅延を考慮した核種移行解析モデルを用いた。分散長の増減が核種移行解析結果に与える影響を分析するため、指標には最大核種移行率と最大核種移行率発生時間を用いた。また、核種移行率が最大となる時間は、亀裂中の地下水移行時間等で示される核種の移流速度や、マトリクス中への拡散および収着による遅延効果に依存して変化する。そのため、それらのパラメータ値や核種の半減期も分散長と同じく変化させることで、上記の仮説の検証を行うこととした。

3.1 解析手順

Fig.2 に感度解析の手順を示す。まず、核種移行解析で用いられるパラメータ中で、分散長(Fig.1 の青の実線枠)が亀裂内の移流・分散により核種移行に与える影響のみに着目し、その増減が最大核種移行率と最大核種移行率発生時間に与える影響を確認するための感度解析を行った(Fig.2 の Step1)。次に、Step1 の解析条件に放射性壊変(半減期, Fig.1 の橙の点線枠)の効果を加え、その増減が Step1 で得られた最大核種移行率と最大核種移行率発生時間に与える影響を確認した(Fig.2 の Step2)。さらに、Step2 の解析条件にマトリクス拡散(Fig.1 の灰色の鎖線枠)の効果を加えた場合(核種のマトリクス部への収着は考慮しない)において、分散長の増減が最大核種移行率と最大核種移行率発生時間に与える影響を確認した(Fig.2 の Step3)。最後に、マトリクス拡散の効果として収着(Fig.1 の緑の破線枠)を含めて考える際に、分配係数 K_d (以下、「 K_d 」と表記)が異なる値をとる場合について、分散長の増減が最大核種移行率ならびに最大核種移行率発生時間に与える影響を評価した(Fig.2 の Step4)。

Sensitivity analysis focused to	Longitudinal dispersion	Radioactive decay	Nuclide matrix diffusion	Nuclide sorption on matrix
Step1	○	-	-	-
Step2	○	○	-	-
Step3	○	○	○	-
Step4	○	○	○	○

Fig.2 Steps of sensitivity analysis

3.2 解析の方法とその条件

解析には亀裂内の核種の移流・分散、放射性壊変、収着を考慮した一次元移流分散方程式(式(1))に、亀裂面に接するマトリクスへの拡散、収着、放射性壊変(式(2))を連成させたモデルを用いることのできる汎用解析シミュレーションソフトウェア GoldSim®[16] の Contaminant Transport Module に含まれる Pipe Pathway Feature オプション(ラプラ

ス変換を用いた解析解法)を活用した。解析条件を Table 2 から Table 5 に示す。Table 2 には 2 章の調査結果を踏まえた解析での分散長の設定値を示す。具体的には評価距離 L の 1 分の 1(以下、「1/1L」と表記)から評価距離 L の 100 分の 1(以下、「1/100L」と表記)までとした。その間の値としては、2 分の 1(以下、「1/2L」と表記)と 50 分の 1(以下、「1/50L」と表記)、また多くの報告の基本的なケースで使用されている評価距離 L の 10 分の 1(以下、「1/10L」と表記)とし、合計 5 つの値を対象とした。Table 3 には本解析で仮想的に設定した核種の半減期を示す。Table 4 には感度解析で変化させるパラメータ以外のパラメータ値について H12 レポート [2] を参照し設定した値を示す。Table 5 には Step1 から Step4 のそれぞれのケースで個別に設定した条件を示す。

Step1 では、マトリクス拡散や収着による遅延および放射性壊変の効果を無視した仮想的な核種を対象として、分散長の増減が最大核種移行率と最大核種移行率発生時間に与える影響を確認するための核種移行解析を行った。このため、マトリクス拡散深さ p 、マトリクス拡散寄与面積率 F および K_d を 0 (Table 5 参照)とし、半減期を無限大にした核種 No.0 を対象 (Table 3 の “No.0” 参照) とした。Step2 では、Step1 の条件に加えて、半減期を 10 年から 100 万年の間で 10 倍ごとに変更した 6 種類の仮想的な核種 No.1 から No.6 (Table 3 参照) を対象に、放射性壊変による核種量の時間変化を取り入れた解析を行った。Step3 では、Step2 の解析条件にマトリクス拡散の効果を加えた解析を行い、分散長の増減が最大核種移行率等に与える影響を確認した。解析条件としては、マトリクス拡散深さ p を 0.1 m に、マトリクス拡散寄与面積率 F を 0.5 とした。ただしマトリクスの K_d を 0 とし、収着については考慮しなかった (Table 5 参照)。Step4 では、Step3 に加えて、マトリクス拡散の効果を収着も含めて考え、マトリクスの K_d を変化させた感度解析を行った。

Step1 から Step4 を通して、核種が亀裂へ流入する入力側の境界条件については、分散長の増減による分散効果の大小が最大核種移行率と最大核種移行率発生時間に与える影響を観察しやすい条件として、Step1 から Step4 のいずれのケースについても瞬間(パルス)入力とした。具体的には、経過時間 0 yr から 1 yr の間で 1 g/yr の入力とした。

Table 2 Longitudinal dispersion length of sensitivity analysis (common)

Symbol	Unit	Value
α_L	[m]	1/100L, 1/50L, 1/10L, 1/2L, 1/1L

Table 3 Half-Life variation for sensitivity analysis (common)

Nuclide Name	Half-life [yr]	Steps of sensitivity analysis
No. 0	∞	Step 1
No. 1	1×10^1	Step 2-4
No. 2	1×10^2	
No. 3	1×10^3	
No. 4	1×10^4	
No. 5	1×10^5	
No. 6	1×10^6	

Table 4 Parameters value of step 1 to 4 (common)

Symbol	Unit	Value
i	[-]	0.01
T	[m ² /s]	1×10^{-10}
D_0	[m ² /s]	4×10^{-9}
R_n	[-]	1
D_e	[m ² /s]	3×10^{-12}
L	[m]	100

Table 5 Parameters value of step 1 to 4 (specific)

Symbol	Unit	Value			
		Step1	Step2	Step3	Step4
p	[m]	0		0.1	0.1
F	[-]	0		0.5	0.5
K_d	[m ³ /kg]	0		0	0.001, 0.01, 0.1, 1

3.3 解析結果と考察

3.3.1 Step1の結果と分析

Fig.3 に亀裂出口における核種 No.0 (半減期 $T_{1/2}=\infty$)の移行率の経時変化である破過曲線を示す。縦軸は核種移行率、横軸は経過時間、凡例は分散長の違いを表している。以下、Fig.6 まで同様の表示である。

Step 1

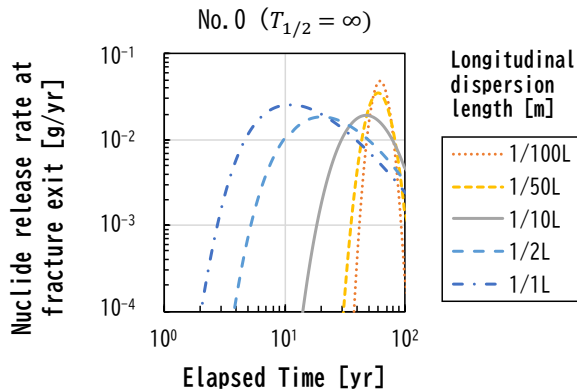


Fig.3 Result of release rate (Step 1, No.0)

Fig.3 に示されるように、分散長が 1/100L の結果に比べて、1/50L の結果は破過がわずかに早くなった。そして、1/10L, 1/2L, 1/1L との分散長の増加に伴い核種の破過がさらに早まり、かつ核種移行率がより早い時間で最大となった。これより、分散長の増加に伴い最大核種移行率発生時間が早まり、破過曲線が非対称になる場合があることが確認できた。とくに、Step1 の解析条件では分散長が 1/10L 以上のケースで最大核種移行率発生時間が早まり破過曲線が非対称になる効果が顕在化した。

また、最大核種移行率については、分散長を 1/100L から 1/10L まで増加させると減少した。これは、分散効果の増大に伴って核種濃度が相対的に低下するためと考えられる。一方で、分散長を 1/10L よりさらに増加させると、最大核種移行率が増加に転じる傾向が見られた。このような傾向を示すのは、分散長を大きくすると破過が早くなり、破過曲線が非対称な形状を示すためと考えられる。これは 1 章

に記した Ogata and Banks 等[5-7]の例のように、ペクレ数が小さい条件(評価距離に対して分散長が相対的に大きな条件)では上流側境界条件の影響を受けて破過曲線がより非対称な形状になり、物質の破過がより早まる現象として説明される。また、江種[7]は、Ogata and Banks [5]の解析解から得られる破過曲線の非対称性について、対称形の解析解から得られる破過曲線と比較し、ペクレ数 10 でその差が 14.6%, 100 で 5.3%, 300 で 3.2%, 500 で 2.5%と、ペクレ数を増加させるとその差が小さくなり、ペクレ数が 100 以上であれば実用上は対称形の解析解を適用できると考察している。Fig.3 の結果は、このような既往研究の報告と整合的である。分散長が 1/100L や 1/50L など小さい(ペクレ数が 100 や 50 など大きい)ケースの最大核種移行率発生時間の変化は小さいが、分散長の増加に伴い最大核種移行率発生時間が短縮された。そして分散長が 1/10L 以上(ペクレ数が 10 以下)のケースでは、最大核種移行率発生時間はより大きく短縮されるとともに、最大核種移行率は増加した。

3.3.2 Step2の結果と分析

Step1 で確認した、分散長の増減が最大核種移行率発生時間に与える影響について、放射性壊変の影響を加えた感度解析(Step2)の結果を Fig.4 (a)から(c)に示す。Fig.4 (a)には分散長 1/1L で最大核種移行率発生時間が半減期より遅く現れた例として核種 No.1 (半減期 $T_{1/2}=1 \times 10^1$ yr)の結果を示す。これに対し、最大核種移行率発生時間が半減期より早く現れた例として、(b)に核種 No.3(半減期 $T_{1/2}=1 \times 10^3$ yr)、(c)に核種 No.5(半減期 $T_{1/2}=1 \times 10^5$ yr)の結果を示す。

Fig.4 (a)は Fig.3 と異なり、分散長が 1/100L と 1/50L で最大核種移行率がほぼ同じ値となるが、1/50L から 1/1L への増加に伴って増加している。この Fig.3 と Fig.4 (a)の違いは核種の放射性壊変(半減期)の有無によるものと考えられる。核種 No.1 の半減期は 1×10^1 yr(図中の黒破線)である。それ以後に核種移行率が最大となる 1/2L より小さい分散長のケースでは、時間の経過に応じて核種が減少し、最大核種移行率発生時間が遅くなるに伴い最大核種移行率が小さな値となった。一方、核種 No.1 の半減期以前に核種移行率が最大となる分散長 1/1L のケースの最大核種移行率は、1/2L 等のケースと比較して放射性壊変による減衰の影響が顕在化しないことから、Fig.3 と比較してもあまり変化していない。

Fig.4 の(a)から(c)の間で分散長が同じケースを比較すると、最大核種移行率発生時間がほぼ同じ時間である。しかし Fig.4 (b)と(c)の破過曲線は(a)と異なり、Fig.3 に類似している。Fig.4 (b)の核種 No.3 の半減期は 1×10^3 yr、(c)の核種 No.5 の半減期は 1×10^5 yr であり、分散長の異なるすべてのケースで最大核種移行率発生時間は半減期を下回る。そのため、放射性壊変による減衰の影響が顕在化せず、放射性壊変を考慮しない Fig.3 と同様の破過曲線が現れたと考えられる。

以上から、分散長が最大核種移行率に与える影響は、最大核種移行率発生時間と半減期の大小関係で変化することがわかる。とくに、最大核種移行率発生時間が半減期を上回る場合には、1/100L 等の小さな分散長のケースでは、最大核種移行率発生時間が遅れることで、放射性壊変による

Step 2

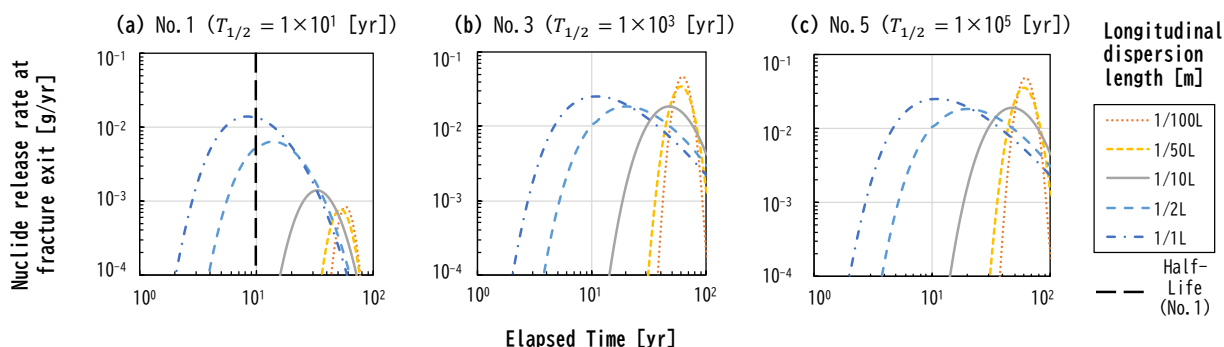


Fig.4 Some results of nuclide release rate (Step 2, No.1, No.3, No.5)

Step 3

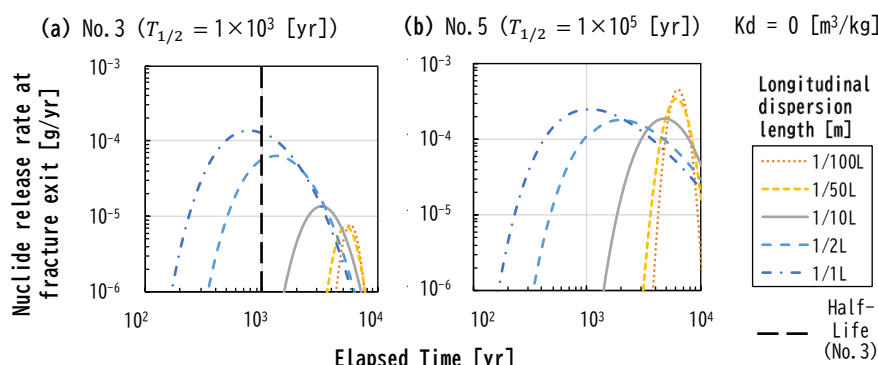


Fig.5 Some results of nuclide release rate (Step 3, No.3, No.5)

核種の減衰の影響が顕在化し最大核種移行率が減少する (Fig.3 と比較して Fig.4 (a) の 1/100L や 1/50L の最大値が減少している) が、分散長を増加させると、最大核種移行率発生時間が短縮されることで減衰の影響が小さくなり、分散長が小さなケースと比較して最大核種移行率が大きくなる現象が顕在化する。これは 2 章で調査したスイスの事例に記されていた考察[15]と整合的である。

3.3.3 Step3 の結果と分析

Step2 の解析条件にマトリクス拡散を加えた場合(収着は考慮しない)の核種移行解析結果について、核種 No.3(半減期 $T_{1/2}=1 \times 10^3$ yr)の結果を Fig.5 (a)に、核種 No.5(半減期 $T_{1/2}=1 \times 10^5$ yr)の結果を(b)にそれぞれ示す。

Fig.5 (a)の破過曲線が分散長の違いにより変化する傾向は、異なる半減期の核種を対象としている Fig.4 (a)と同様のパターンである。ただし、Fig.4 (a)と Fig.5 (a)では縦軸と横軸の絶対値が大きく異なる。これはマトリクス拡散による核種移行遅延効果の有無によるものである。Fig.4 (a)と Fig.5 (a)がほぼ同じパターンとなっているのは、半減期の長さとマトリクス拡散の有無は異なるが、分散長が 1/2L より小さいケースでは、ともに最大核種移行率発生時間が半減期を上回り、放射性壊変の最大核種移行率への影響が顕著に現れているためである。他方、Fig.4 (b), (c)と Fig.5 (b)については、Fig.4 (a)と Fig.5 (a)と同じ理由で縦軸と横軸の絶対値は異なるが、最大核種移行率発生時間が半減期を下回り、放射性壊変の最大核種移行率への影響はほとんど現れない同様のパターンを表している。

また、Fig.5 (a), (b)においても分散長が増加した場合の破過曲線の非対称性が見られる。これより、マトリクス拡散を考慮した亀裂性媒体においても、多孔質性媒体を対象に分散長を増加させると破過曲線の非対称性が生じるとの、既往の知見と同様の現象が発現することを確認できた。

よって、マトリクス拡散による核種移行遅延効果を考慮する場合でも、Step2 と同様に分散長の増減が最大核種移行率と最大核種移行率発生時間に与える影響は、最大核種移行率発生時間と半減期の大小関係から 2 つのパターンに分類できると考えられる。

3.3.4 Step4 の結果と分析

Step3 の条件に加えてマトリクスでの収着を考慮し、 K_d の違いが分散長の増減に応じた最大核種移行率および最大核種移行率発生時間の変化に与える影響についての感度解析を行った。Fig.6 に解析結果の代表例として、核種 No.5(半減期 $T_{1/2}=1 \times 10^5$ yr)を対象とした場合の破過曲線を示す。

Fig.6 の破過曲線が分散長の増加に伴い変化する傾向は、Fig.4 (a)や Fig.5 (a)とほぼ同じパターンとなっている。ただし、Fig.4 (a)や Fig.5 (a)と Fig.6 では縦軸と横軸の絶対値が大きく異なる。これはマトリクスでの収着による核種移行遅延効果によるものである。また、分散長の増減による最大核種移行率の変化は、Fig.5 (a)等と比較して非常に小さくなっている。このような結果が生じた理由についての分析結果を以下に示す。

縦軸を最大核種移行率、横軸を分散長として Fig.6 を再整理した結果を Fig.7(a)に示す。図中には Step4 の代表例と

して、半減期が 1×10^5 yr の核種 No.5 の結果のうち K_d が 0.001 から 0.1 m^3/kg のケースと、比較のために Step3 で得られた K_d が 0 のケースを示している。このうち K_d が 0.1 m^3/kg で分散長が 1/10L 以下のケースは、収着による核種移行の遅延効果が大きいため本計算条件では破過が算出されなかったため、Fig.7(a)と Fig.7(b)に表示していない。

Step 4

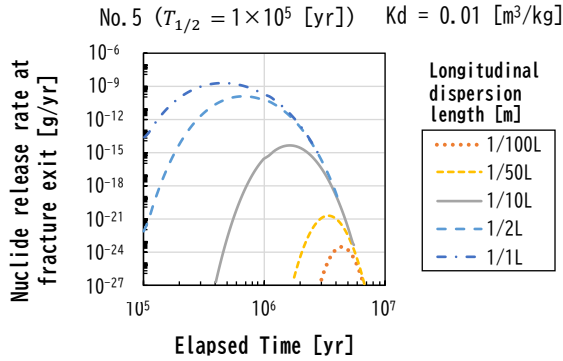


Fig.6 Result of nuclide release rate (Step 4, No.5)

いずれの分散長においても、 K_d が 0.001 m^3/kg 以上のケースでは、0 の場合と比較して最大核種移行率が大きく減少した。また、 K_d が 0 のケースと 0.001 m^3/kg 以上のケースでは、分散長の増減による最大核種移行率の変化量や変化の傾向に差異がみられた。 K_d が 0 のケースの最大核種移行率は、Fig.4(c)や Step1 の Fig.3 と同様に、分散長を 1/100L から増加させると減少し、1/10L 以上で増加に転じたが、その増分は 1/10L に比べて数倍程度であった。一方で K_d が 0.001 m^3/kg のケースは 0 のケースと異なり、分散長の増加とともに最大核種移行率も増加する傾向が見られた。また、 K_d

が 0.01 および 0.1 m^3/kg のケースは、分散長の増加に伴い顕著に増加した。その理由として、核種のマトリクス拡散での収着が増加することで移行遅延が生じ、 K_d が 0 のケースと比較して最大核種移行率発生時間が遅くなったことで、Step2 や Step 3 で示した「最大核種移行率発生時間が半減期を上回る」条件となり、Fig.5 (a)のように、分散長の増加による最大核種移行率の増加が顕著になったためと考えられる。

Fig.6 に示した解析結果を、分散長と最大核種移行率発生時間(図中では「 T_{max} 」と表記)の関係で整理した図を Fig.7(b)に示す。縦軸は最大核種移行率発生時間、横軸は分散長、凡例は K_d の違いを表している。また、核種 No.5 の半減期 1×10^5 yr を黒点線で示している。

K_d が 0 の場合はいずれの分散長のケースにおいても、最大核種移行率発生時間が半減期を下回る。一方で、 K_d が 0.001 m^3/kg 以上のケースでは、 K_d が 0.001 m^3/kg で分散長が 1/1L のケースを除き、最大核種移行率発生時間が半減期を上回る条件であることが確認できた。

したがって、Step3 の条件にマトリクス拡散での収着の影響を加えた場合においても、「分散長の増減が最大核種移行率と最大核種移行率発生時間に与える影響は、最大核種移行率発生時間と半減期の大小関係によって 2 つのパターンに分類できる」ことが確認できた。

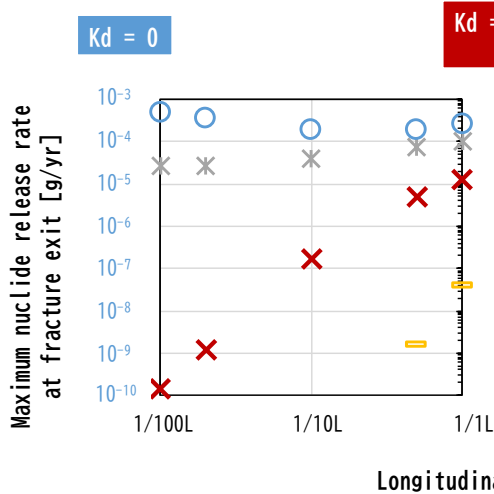
3.4 最大核種移行率発生時間と半減期の比に着目した分析

3.3 節で示す通り、分散長の増減が最大核種移行率に与える影響は、最大核種移行率発生時間と半減期の大小関係によって変化する。そのため、半減期に対する最大核種移行率発生時間の比(以下、「 $T_{max}/T_{1/2}$ 比」と表記)を用いて、分散長別に最大核種移行率を整理した。

Step 3 - 4

No. 5 ($T_{1/2} = 1 \times 10^5$ [yr])

(a) Longitudinal dispersion length and maximum nuclide release rate



(b) Longitudinal dispersion length and T_{max}

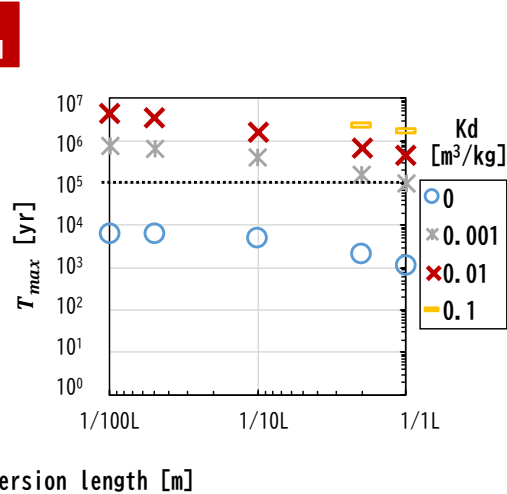


Fig.7 Organized results (Step3-4, No.5, $K_d = 0 - 0.1$ m^3/kg)

(a) Effect of longitudinal dispersion length and distribution coefficient on maximum nuclide release rate

(b) Effect of longitudinal dispersion length and distribution coefficient on T_{max}

Fig.8 に Step2 から 4 のすべてのケースの解析結果について、 $T_{max}/T_{1/2}$ 比と最大核種移行率の関係を整理した。縦軸は各分散長を用いたケースの解析結果を同条件の分散長 1/100L のケースの解析結果で規格化した値、横軸は $T_{max}/T_{1/2}$ 比とした。凡例の形は分散長を、色は K_d の違いを示す。このうち塗り潰しマーカーは Fig.7 中で表示した、 $T_{1/2}=1\times 10^5$ yr の結果を示している。なお、 K_d が 0.1 m³/kg 以上の場合には、分散長を 1/100L とするとすべての条件で核種が破過しない結果となったため、Fig.8 にはこれらに対応するマーカーは表示されていない。

$T_{max}/T_{1/2}$ 比が 1 を下回る場合には、この比が変化しても規格化した最大核種移行率の値に大きな変化は生じていない。例えば、Fig.5(b)(すなわち Fig.7 の K_d が 0 のケース)で示したデータに対応するマーカーが該当し、その $T_{max}/T_{1/2}$ 比は分散長の増加に伴い小さくなる。規格化した最大核種移行率については、分散長が 1/100L で最大で、1/50L, 1/1L, 1/2L, 1/10L の順で小さくなっているが、その変化は数倍程度である。

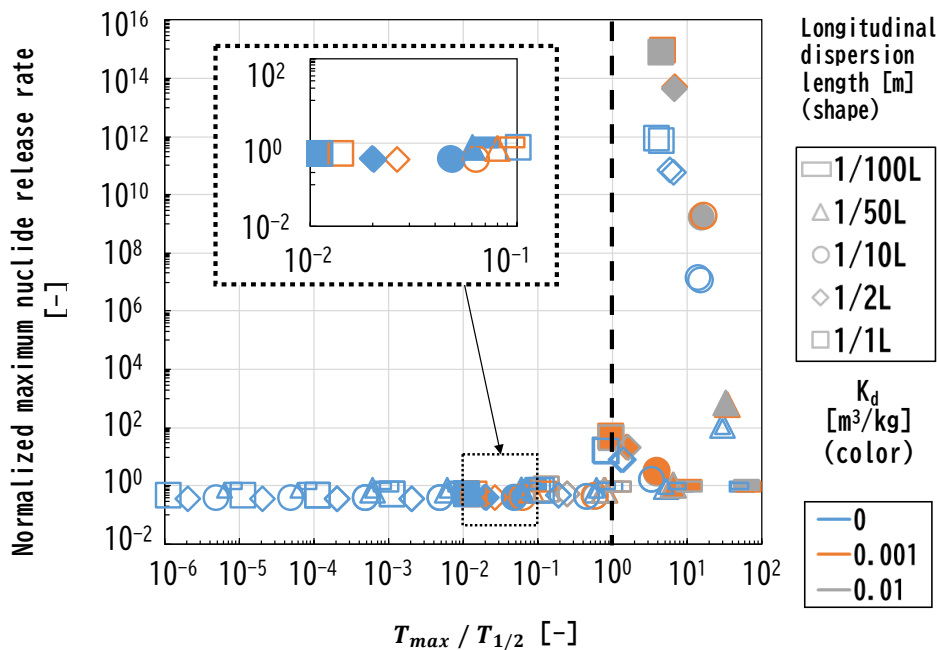
$T_{max}/T_{1/2}$ 比が 1 より大きい場合にも、この比は分散長の増加に伴い小さくなる。一方、規格化した最大核種移行率については分散長の増加に伴い大きく増加する傾向が見られる。例えば Fig.6(すなわち Fig.7 の K_d が 0.01 m³/kg のケース)で示したデータに対応するマーカーでは、数桁から十数桁の範囲で変化が生じている。これらの変化の差異が生じる理由については、以下のように解釈できる。

最大核種移行率発生時間が半減期を下回る (Fig.8 の $T_{max}/T_{1/2}$ 比が 1 を下回る)場合には、Fig.3, Fig.4(b), (c)や Fig.5(b)(すなわち Fig.7 の K_d が 0 のケース)に示されるように、分散長を 1/100L から 1/50L や 1/10L に増加させると最大核種移行率が減少するが、分散長を 1/2L や 1/1L へさら

に増加させると増加に転じる (Fig.8 中の拡大図を参照)。このとき、最大核種移行率は分散長 1/10L の場合の数倍程度の範囲で変化する。また、放射性壊変による核種の減衰が最大核種移行率に与える影響は顕在化しないと考えられる。なお、分散長を 1/2L や 1/1L 等の大きな値に設定した場合の最大核種移行率の増加は、上流側境界条件の影響を受けた分散の非対称性の顕在化と、それによる最大核種移行率発生時間の減少によるものと考えられる。一方、最大核種移行率発生時間が半減期を上回る (Fig.8 の $T_{max}/T_{1/2}$ 比が 1 を上回る)場合には、Fig.4(a), Fig.5(a), Fig.6(すなわち Fig.7 の K_d が 0.01 m³/kg のケース)に示されるように、分散長を増加させると最大核種移行率が顕著に増加する。これについては以下の理由が考えられる。最大核種移行率発生時間が半減期を上回ると、最大核種移行率発生時間に応じた放射性壊変による核種の減衰の影響が顕在化する。このような条件下で分散長が増加し最大核種移行率発生時間が短縮されると、放射性壊変による核種の減衰量は相対的に小さくなる。よって、分散長の増加に伴い最大核種移行率は顕著に増加する。

以上の結果から、3 章の冒頭に記した仮説を確認することができた。得られた知見を以下に記す。

- 分散長の増減が最大核種移行率と最大核種移行率発生時間に与える影響は、最大核種移行率発生時間と半減期の大小関係によって以下の 2 つのパターンに分類できる。
 - ① 最大核種移行率発生時間が半減期を上回る場合には、放射性壊変の影響が加わり、分散長の増加により最大核種移行率発生時間が早くなる。これに伴い、分散長の増減が最大核種移行率に



※ Closed symbols are also shown in Fig.7.

Fig.8 Relationship between normalized nuclide release rate and rate of time parameters (normalized by result of 1/100L)

与える影響の感度は高くなる。

- ② 最大核種移行率発生時間が半減期を下回る場合には、分散長の増加に伴い最大核種移行率が一旦減少し、分散長をさらに増加すると、最大核種移行率は増加に転じる。その増減の幅は相対的に小さく、上記に示した最大となる最大核種移行率の取り得る値は最小となる値の数倍程度である。

これらの知見に基づき、安全上あえて厳しい結果になるように分散長を保守的な値に設定するためには、解析結果の最大核種移行率発生時間と半減期の大小関係から、上記①および②のどちらのパターンに当てはまるかを把握したうえで、過度に保守的にならない等、適切な対応となるようにしていく必要がある。具体的には、はじめに分散長の増減が最大核種移行率に与える影響を把握するための感度解析を行い、 $T_{max}/T_{1/2}$ 比に着目した分析と解析結果の整理を行う。そして、 $T_{max}/T_{1/2}$ 比から、解析結果が該当するパターンが①か②か判別する。パターン②の場合には、分散長の増加に伴い最大核種移行率が一旦減少した後に増加に転じるため、安全上あえて厳しい結果を得るためには、 $1/100L$ 等のより小さな分散長さや $1/1L$ 等のより大きな分散長のうち、最大核種移行率が大きくなるものを設定する必要がある。ただし、そのような分散長の設定の違いによる最大核種移行率の差は数倍の範囲である。一方で、パターン①の場合には、より大きな分散長とすることによって最大核種移行率が大きくなり、保守的な評価となる。ただし、分散長の増減が最大核種移行率に与える影響の感度がパターン②と比較して非常に大きいため、分散長の不確実性の取り扱いをより慎重に行い、過度に保守的にならないようにする等の配慮が重要になると考えられる。

4 既往の評価の再分析・再解釈

3章までで得られた知見に基づき、2.1節で示した既往の安全評価(H12 レポート[2])の解析結果事例について、分散長の増加が最大核種移行率へ与える影響やその理由に関する再分析を試みた。H12 レポートのレファレンスケースの母岩を対象とした核種移行解析では、処分場下流側の亀裂性媒体における核種の不均質な移行経路を表現するモデルとして、一次元平行平板モデルの重ね合わせの手法を用いている。これは、亀裂の透水量係数分布を分割した区間ごとに、各区間の確率密度で重みづけしながら、一次元平行平板モデルを適用する手法である。H12 レポートのレファレンスケースでは 48 分割した区間ごとに一次元平行平板モデルでの核種移行解析が行われている。区間ごとに透水性とそれに伴う地下水流速が異なるため、それぞれの区間で算出される最大核種移行率発生時間が異なる。そのため、この事例での分散長の増減が核種移行解析結果に与える影響の分析に、3章で得られた知見である「半減期に対する最大核種移行率発生時間の比」による整理方法を適用するためには、48 分割した区間それぞれの透水性に応じた最大核種移行率発生時間の違いに着目する必要がある。

H12 レポートのレファレンスケースの母岩を対象とした

核種移行解析に用いられたパラメータの値を **Table 6** に示す。このうち、透水量係数は対数正規分布(対数平均値-9.99, 対数標準偏差 1.07, 単位は m^2/s)で表され、縦軸を確率密度、横軸を透水量係数とすると **Fig.9** のように示される。本検討で対象とする核種は、H12 レポートの母岩を対象としたレファレンスケースの核種移行解析で支配核種となっている Cs-135(半減期 $T_{1/2}=2.3 \times 10^6$ yr)とした。H12 レポートの核種移行解析では、ラプラス変換後の解析解を Talbot 法で逆変換している MATRICS コード[17]が用いられている。本検討では3章で実施した感度解析と同様に GoldSim®[16]の Pipe Pathway Feature を用いて作成した H12 レポートと同様の核種移行解析モデル[18]により、レファレンスケースと同様に分散長を $1/10L$ (**Table 6**)としたケースと、10 倍($1/1L$ を設定)した2つのケースの解析を行い、結果を分析した。なお、母岩への核種の流入(入力)条件は、同じモデル[18]内で解析している人工バリア中から放出される核種移行率とした。

Table 6 Parameters value of reference case [2]

Symbol	Unit	Value
α_L	[m]	$1/10L$
i	[-]	0.01
D_0	[m^2/s]	4×10^{-9}
T	[m^2/s]	48 segments (Seg.) according to probability densities (Fig.9)
R_n	[-]	1
D_e	[m^2/s]	3×10^{-12}
L	[m]	100
K_d	[m^3/kg]	0.05
p	[m]	0.1
F	[-]	0.5

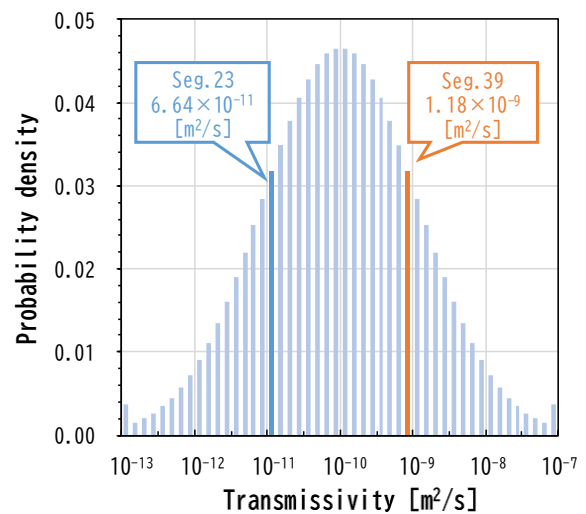


Fig.9 Transmissivity distribution of reference case

解析結果を **Fig.10** に示す。同図には人工バリアからの核種移行率(緑色の破線)を併せて示している。まず、48 分割した区間ごとの核種移行率を重ね合わせた結果について、

レファレンスケース(分散長 1/10L, 赤の実線)と分散長を 10 倍(1/1L, 赤の破線)として解析した結果を比較した。Cs-135 は処分後 1000 年程度の比較的早い時期に人工バリアから母岩への移行が始まり, 処分後約 7 万年で人工バリアからの核種移行率が最大となる。それに対してレファレンスケースでの母岩の核種移行では, 破過に遅れが生じ, 処分後約 30 万年で最大値を示す。その値は人工バリアからの核種移行率に比べて 2 桁程度低下している。分散長 10 倍のケースはレファレンスケースと比較して, より早く核種が破過し, 最大核種移行率発生時間も早くなることで最大核種移行率も増加している。具体的には, レファレンスケースの最大核種移行率発生時間が 3.2×10^5 yr であるのに対し, 分散長 10 倍のケースでは 2.5×10^5 yr と僅かに早い。また, 最大核種移行率についてはレファレンスケースの約 2 倍である。

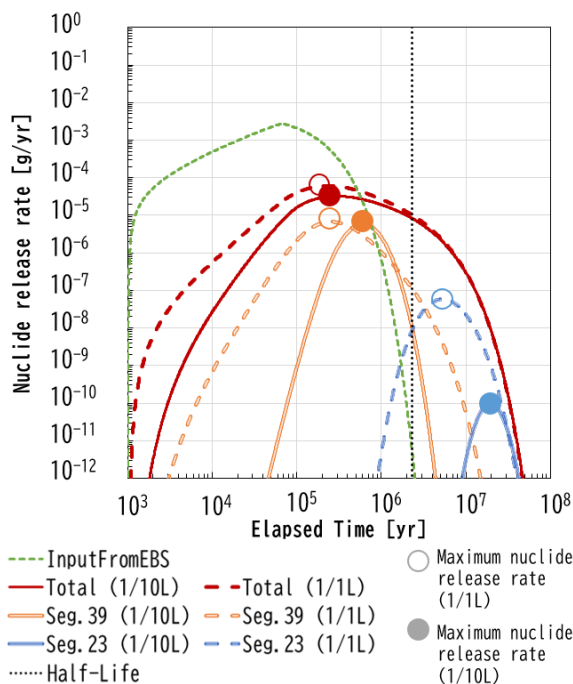


Fig.10 Nuclide release rate from near field rock (1/10L and 1/1L)

次に, 48 分割した透水性の異なる区間ごとに, 分散長の違いが最大核種移行率や最大核種移行率発生時間にもたらす影響を, 最大核種移行率発生時間が半減期を下回る場合(3 章末で示したパターンの②)と, 上回る場合(①)の 2 つのパターンを例示できる区間を抽出して分析した。区間の抽出の際には, 重ね合わせ後の最大核種移行率に対して支配的に影響する区間を抽出するため, 重ね合わせ後と区間ごとの最大核種移行率を比較し, 重ね合わせ後の最大核種移行率に近い移行率となる区間を抽出した。具体的には, 48 分割した区間のうち, 最大核種移行率発生時間が半減期を下回る区間である Seg.39(Fig.9 の橙色吹き出しを参照)と, 最大核種移行率発生時間が半減期を上回る区間のうち, 上記の Seg.39 と同じ確率密度になる区間である Seg.23(Fig.9 の青色吹き出し参照)を選定して分析の対象とした。

Fig.9 の Seg.39 の解析結果を Fig.10 の橙色(実線がレファ

レンスケースの分散長のケース, 破線が分散長を 10 倍したケース)で示す。また, Seg.23 については同図中に青色で Seg.39 と同様に示す。レファレンスケースにおける Seg.39 と Seg.23 を比較すると, Seg.39 の場合は最大核種移行率発生時間が半減期を下回り(Fig.10 の Cs-135 の半減期を示す黒色の破線から横軸方向左側の領域に位置する), Seg.23 の場合は上回る(Fig.10 の黒色の破線から横軸方向右側の領域に位置する)結果となっている。また, その最大核種移行率を比較すると, Seg.39 の結果は Seg.23 の結果に比べて 5 桁程度大きな値となっていることがわかる。そして Seg.39 の場合では, 分散長を 10 倍しても, レファレンスケースと比較して, 最大核種移行率が 1.1 倍に留まる結果となった。一方, Seg.23 の場合では, 分散長を 10 倍すると, レファレンスケースと比較して最大核種移行率が約 600 倍に増加した。Seg.39 は透水性が高く, 最大核種移行率発生時間が半減期を下回るため, 2 つのパターンのうち②の挙動を示し, 他方 Seg.23 は透水性が比較的低く, 最大核種移行率発生時間が半減期を上回るため, 上記のパターンの①の挙動を示したものと思われる。

Seg.39 のケースのように, 透水性が高い区間は最大核種移行率が相対的に大きな値となり, 48 分割した区間の核種移行率を重ね合わせた結果に対する寄与が大きい。そして, 最大核種移行率発生時間が半減期を下回るため, 分散長の増加による最大核種移行率の増加は数倍程度に留まる。一方, Seg.23 のケースのように透水性が低い区間は最大核種移行率が相対的に低くなり(例えば, Seg.39 に比べて 5 桁程度小さい), 分散長の増加に伴う区間の最大核種移行率の顕著な増加(約 600 倍)が生じて, その効果が区間の重ね合わせ後の最大核種移行率に影響を与えることはなかった。以上の結果から, H12 レポートにおける, 分散長の増加が最大核種移行率に与える影響は, 上記の②に相当するパターンに該当するものと分析できる。

このような分析は, 不均質なフィールドスケールの岩盤中において実測値を得ることが難しい分散長について, 安全上あえて厳しい結果になるような保守的な値の設定に資すると考えられる。具体的には, Fig.11 に示すような手順で, 保守的な分散長の設定値を検討することが想定される。

まず, 分散長に対する最大核種移行率の感度解析を行い, 最大核種移行率の支配核種について, $T_{max}/T_{1/2}$ 比で解析結果を整理する。次に, その結果における分散長に対する最大核種移行率の変化のパターンが, 3 章の最後で示した①と②のいずれのパターンに分類されるかを分析・整理し, これらのパターンに応じてより保守的な結果を導く分散長を検討する。パターン①の場合には, 分散長の増減が最大核種移行率に与える影響の感度が高く, その範囲は数桁に及ぶことに留意が必要である。

また, H12 レポートのように核種移行経路として複数の区間を考慮している場合には, 最大核種移行率を支配している区間を抽出した上で, 上記と同様の手順で結果を分析することが必要である。

フィールドスケールの不均質な岩盤中において, 分散長の実測値を得ることは困難である。そのため, 一般的な分散長として設定される値として 1/10L が適用されることが

多いが、本研究で構築した手法を用いて分散長を設定することで、分散長の値の不確実性による核種移行解析結果への影響を考慮した、保守的な分散長の設定を効果的に行うことが期待できる。なお、分散長の設定の際には、このような保守的な条件となるように留意することに加え、分散長が現実的に取り得る値の範囲についても検討し、これらも踏まえて分散長を設定することが必要と考えられる。

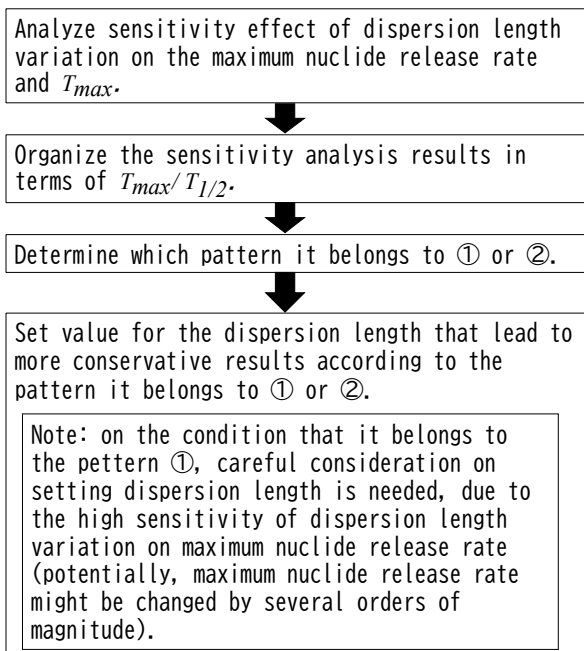


Fig.11 Flowchart of longitudinal dispersion length setting

5 おわりに

本研究では、高レベル放射性廃棄物地層処分安全評価における、岩盤中を対象とした核種移行解析に用いられるパラメータのうちフィールドスケールでの実測が困難で本質的に不確実な分散長に着目して、保守的な最大核種移行率を得るための条件等の知見を得るために、以下の項目について実施した。

まず、国内外の既往の安全評価報告書における分散長の設定値やその不確実性についての検討結果を調査した(2章)。次に、4つのステップに分けた感度解析により分散長の変化が最大核種移行率を増減させる傾向を定量的に把握した(3章)。さらに、3章で得られた知見を用いて、既往の安全評価(H12 レポート[2])の分散長の感度解析の事例について再分析を試みた(4章)。各章の調査・解析・分析結果から得られた結果は以下のようにまとめられる。

- 国内外の安全評価報告書の調査の結果から、分散長は評価距離の10分の1を設定する例が多く、その不確実性の幅として、例えば大きな幅の例として評価距離の1分の1から100分の1が設定されていることを確認した。また、分散長の増減が最大核種移行率に与える影響は、核種の半減期や収着性、移行時間等の条件により異なる可能性が指摘されていることを整理した。
- 分散長の増減が最大核種移行率に与える影響に着目した感度解析から、まず、分散長を増加させた場合に分散の非対称性が顕在化し、最大核種移行率発生時間が早くなり、最大核種移行率が大きくなる場合があるとの多孔質性媒体モデルを対象とした既往の知見について、マトリクス拡散が考慮された亀裂性媒体モデルにおいても同様であることを確認した。
- 分散長が最大核種移行率に与える影響は、以下に記すように最大核種移行率発生時間が半減期を上回る場合と下回る場合で大きく異なることが示された。
 - 核種の最大核種移行率発生時間と半減期の比がおおよそ1を上回る場合には、分散長の増加により、最大核種移行率発生時間が短縮されるとともに、最大核種移行率の増加は数桁に及ぶ。
 - 核種の最大核種移行率発生時間と半減期の比がおおよそ1を下回る場合には、分散長の増加による最大核種移行率の増加は相対的に小さく、数倍程度に留まる。
- そのため、分散長の設定値の不確実性を考慮した「保守的」な設定のためには、最大核種移行率発生時間と半減期の大小関係から、上記①②のどちらに該当するかに留意し、とくに分散長の影響が顕在化する①に該当する場合には不確実性の設定を慎重に判断することや、評価対象のフィールドの状態を鑑みた設定を行うこと等が必要である。
- 以上の知見に基づくと、H12 レポートのレファレンスケースのように透水性の異なる(核種移行時間が異なる)複数の移行経路を用いてモデル化している場合には、それぞれの経路における最大核種移行率発生時間と半減期の関係だけでなく、複数の移行経路を重ね合わせた全体の破過曲線や最大値に影響を及ぼしている(もしくは支配している)経路等にも着目して、設定値の保守性を論じることが必要となる。

なお、これらの結果は亀裂性媒体中の移流分散方程式を用いて、分散長の設定値を1/100Lから1/1Lまでとし、核種の入力条件を瞬時入力とする本研究での解析条件で成立したものである。また、今回の解析では、壊変系列中の子孫核種については対象外としたが、地層処分の安全評価では子孫核種についても評価の対象となる。壊変系列の子孫核種が最大核種移行率を支配する場合には、分散長の増減が最大核種移行率の増減に与える影響の検討において、子孫核種の半減期や移行時間だけでなく、親核種の移行時間や親核種と子孫核種との半減期の大小関係等の違いの影響等にも着目した検討が求められる。

謝辞

日本原子力研究開発機構核燃料サイクル工学研究所環境技術開発センター基盤技術研究開発部の皆様、査読者の皆様、ならびに三成映理子博士(現: 国立環境研究所)には多大なるご助力とご指導を頂きました。この場をお借りしてお礼申し上げます。

参考文献

- [1] 原子力発電環境整備機構: 包括的技術報告: わが国における安全な地層処分の実現－適切なサイトの選定に向けたセーフティケースの構築－本編. NUMO-TR-20-03, 原子力発電環境整備機構 (2021).
- [2] 核燃料サイクル開発機構: 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次取りまとめ一冊3 地層処分システムの安全評価, JNC TN1400 99-023, 核燃料サイクル開発機構 (1999).
- [3] 日本地下水学会編: 地下水用語集, 初版第1刷, 理工図書 (2011).
- [4] Spitz K. and Moreno J. 著, 岡山地下水研究会訳: 実務者のための地下水環境モデリング, 初版, 技報堂出版 (2003).
- [5] Ogata A. and Banks B. R. : A solution of the differential equation of longitudinal dispersion in porous media, *Geological Survey Professional Paper* 411-A, United States government printing office, Washington, pp. 1-7 (1961).
- [6] Bear Jacob: Dynamics of Fluids in Porous Media, Courier Corporation (1988).
- [7] 江種伸之: 地下水学の名著を読む (5) Ogata and Banks (1961)の式: もっとも知られた一次元移流分散方程式の解析解, 地下水学会誌第56巻 2, pp. 251-256 (2014).
- [8] Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co.: Deep repository for spent nuclear fuel SR 97 – Post-closure safety. TR-99-06, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co. (1999).
- [9] Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co.: Long-term safety for KBS-3 repositories at Forsmark and Laxemar - a first evaluation. Main report of the SR-Can project. TR-06-09, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co. (2006).
- [10] Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co.: Long-term safety for the final repository for spent nuclear fuel at Forsmark. Main report of the SR-Site project. TR-11-01, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co. (2011).
- [11] Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co.: Post-closure safety for the final repository for spent nuclear fuel at Forsmark Data report, PSAR version, TR-21-06, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co. (2022).
- [12] Posiva Oy: Interim report on safety assessment of spent fuel disposal TILA-96, POSIVA-96-17, Posiva Oy (1996).
- [13] Posiva Oy: Safety assessment of spent fuel disposal in Hastholmen, Kivetty, Olkiluoto and Romuvaara TILA-99, POSIVA 99-07, Posiva Oy (1999).
- [14] Posiva Oy: Safety Case for the Disposal of Spent Nuclear Fuel at Olkiluoto - Assessment of Radionuclide Release Scenarios for the Repository System 2012, POSIVA 2012-09, Posiva Oy (2012).
- [15] Nagra: TR 93-22, Kristallin - I Safety Assessment Report, Nagra (1994).
- [16] GoldSim Technology Group: Goldsim version 14.0 Contaminant Transport Module User's Guide (2021).
- [17] 白川敏彦他: 核種移行解析コード MATRICS による解析の信頼性の検証, JNC TN8400 2000-021, 核燃料サイクル機構 (2000).
- [18] 仲島邦彦他: GoldSimによる第2次取りまとめレファレンスケースの安全評価モデルの構築, JAEA-Data/Code 2009-009, 日本原子力研究開発機構 (2009).