

沿岸地域を対象とした地層処分の地下水環境特性の影響評価

高橋正太郎^{*1} 若杉圭一郎^{*2}

Impact Assessment of Groundwater Environmental Characteristics of Geological Disposal for Coastal Areas

by

Shotaro TAKAHASHI^{*1} and Keiichiro WAKASUGI^{*2}

(Received on Mar. 31, 2025 and accepted on Jun. 4, 2025)

Abstract

Coastal areas are considered suitable for geological disposal due to their relatively stable and slow groundwater flow. However, the groundwater environment in coastal areas exhibits complex characteristics that can significantly influence the nuclides migrating from a disposal site. One key characteristic is the saltwater-freshwater boundary formed by the density difference between saltwater and freshwater, across which groundwater flows behave differently. Moreover, this boundary shifts over time as a result of sea-level changes. In this study, the groundwater environment in coastal areas was characterized through density-dependent groundwater flow analysis, which is considered the influence of salinity-induced density differences. Based on the obtained flow field, nuclide migration analyses were conducted, assuming that nuclides are released from two disposal sites, one located inland and the other offshore, and migrate through groundwater to the biosphere at the ground surface. The results show that, particularly at the offshore site, the migration pathways of nuclides are significantly affected by the temporal movement of the saltwater-freshwater boundary. This shift leads to notable variations in the resulting dose to the biosphere, indicating the importance of accounting for dynamic coastal groundwater conditions in safety assessments of geological disposal in coastal areas.

Keywords: Geological disposal, Coastal area, Groundwater, Density flow analysis, Nuclide migration analysis

1. 緒言

我が国では、原子力発電の運転に伴い発生する高レベル放射性廃棄物（ガラス固化体）の処分方法として、地下 300 m 以深に処分施設を建設した上でガラス固化体を埋設する「地層処分」が計画されている¹⁾。地層処分に適した地域の一つとして、沿岸地域が挙げられる。これは、内陸部と比較して動水勾配が小さく地下水流れが緩慢であることから、高レベル放射性廃棄物に含まれる核種が生活圏へ移行しにくいという特性を持っているためである。また、地層処分の候補地選定にあたり考慮すべき科学的特性を整理した経済産業省が公表した科学特性マップ²⁾においても、沿岸地域は高レベル放射性廃棄物の輸送面で好ましい地域であることが示されている。

一方、地下水環境特性は、処分施設から漏えいした核種が生物圏に移行することで生じる公衆被ばくを評価する核種移行解析において、重要な検討事項の一つである。特に沿岸地域の場合、Fig.1 に示すように、地下には、陸側から浸透した淡水系地下水と、海側から海底を通じて浸透した塩水系地下水との密度差によって塩淡水境界が形成される。そして、塩淡水境界を境に、淡水域では陸側の動水勾配に従った流

れ方をするのに対し、塩水域では淡水系の地下水との密度差によって塩水系の地下水が淡水域の下を潜るように流れる（これを密度流と呼ぶ）という異なる地下水流動が見られる³⁾。さらに、長期間の周期で海面水位が上昇あるいは低下を繰り返す海水準変動の影響によって塩淡水境界の位置が変動し、沿岸域の地下水環境は時間的にも複雑に変化する特性を持つ⁴⁾。

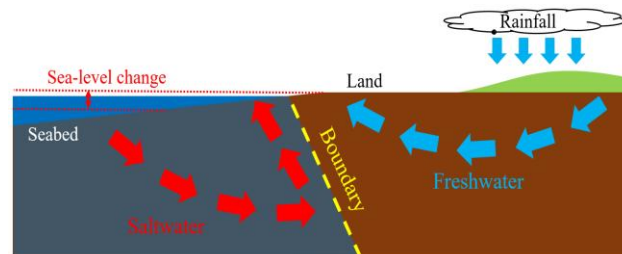


Fig. 1 Groundwater environment in coastal areas

このような沿岸地域特有の水理プロセスに着目した解析はこれまでに数多く存在し、沿岸地域における地下水環境やその状態変遷について一定の知見が蓄積されてきた。しかしながら、これらの沿岸地域の地下水環境特性が漏えいした核種の移行に及ぼす影響を評価した事例はほとんど存在しない。したがって、本研究では沿岸地域の地下水環境を水理解析によって明らかにするとともに、その結果を用い

^{*1} 工学研究科応用理化学専攻修士課程

^{*2} 工学部応用化学科教授

た核種移行解析を行うことにより、沿岸地域の地下水環境が核種移行に及ぼす影響について検討することを目的とした。

2. 解析方法

Fig.2 に本研究の手順を示す。本研究では、始めに沿岸地域特有の地下水環境とその環境下での核種移行経路を把握するために水理解析を実施した。具体的には、沿岸地域の2次元鉛直モデル（以降、沿岸部モデルと記述する）を構築し(Step1)、海水準変動による塩淡水境界および密度流の移動によって複雑化する地下水環境を再現するため、二次元飽和不飽和移流分散解析プログラム Dtransu-2D・EL⁵⁾を用いて、海水中の塩分濃度による密度差を考慮した地下水流動解析である密度流解析(Step2)を実施した。次に、上記の解析によって得られる地下水環境下での核種の移行経路を把握するため、Dtransu-2D・ELの解析結果を視覚情報として出力することが出来るオープンソースの可視化プログラムである ParaView の粒子追跡機能(Particle Tracer)を利用して、深度1000 mの処分場を発生源として移行させた粒子が描く流跡線から移行経路を抽出した(Step3)。また、粒子追跡の結果から、塩淡水境界の移動によって変化する処分場から流出点までの移行距離に加え、移行経路上の流速等の変化についても評価した。

続いて、水理解析で得られた移行経路および海水準変動による塩淡水境界の時間変化の情報を基に、核種移行解析(Step4)を行った。この解析では、汎用的なシミュレーションソフトである GoldSim⁶⁾を利用し、処分場から生物圏まで移行する核種の移行率や線量の変化を評価することによって、沿岸部の複雑な地下水環境が核種移行挙動に及ぼす影響を考察した。

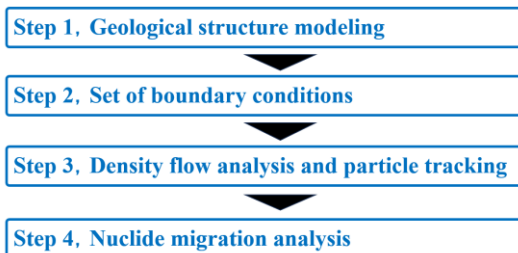


Fig. 2 Overall workflow of the analysis procedure

2.1 地質構造の設定 (Step1)

沿岸部モデルの地形を作成する上で、地下水流動に係る地形勾配に設定する必要があるが、勾配の大きさは地域によって様々である。このため本研究では、「日本の地形・地盤デジタルマップ（若松ほか、2005）」の地形勾配の統計データの中央値を用いて作成した先行研究（産総研ほか、2017）⁷⁾を参考に地形勾配を設定し、これを用いて水理地質構造モデルを作成した。実際に見られる沿岸地域の地形では、陸域から海岸線まで緩やかに傾斜している遠浅の地形の他に、海成段丘のように海底が隆起した地形も見られるが、本研究では Fig.3 のような陸域、大陸棚、大陸傾斜の三つの地形区分で構成される遠浅地形を想定し、鉛直二次元 (Y-Z 軸)

の沿岸部モデルを作成した。また、沿岸地域での地層処分を検討する際には、処分場の位置を陸側では輸送の観点から海岸線から 20 km 程度以内を、海側では建設時の工学的な対応の観点から海岸線より 15 km を目安としている²⁾。これに基づき、各地形区分の水平距離については、陸域を 10 km、海域を 20 km（大陸棚および大陸傾斜をそれぞれ 10 km）とし、全体で 30 km となるような設定を行った。また、地質構造は、巨視的な地下水流動の水理解析による評価で多く採用されている多孔質媒体モデルを採用した。

Table1 に沿岸部モデルでの水理解析に係るパラメータとその設定値を示す。本研究では、1 種類の岩種で構成された単層構造のモデルを仮定し、そのパラメータ値は、核燃料サイクル機構（現、日本原子力研究開発機構）が「第2次取りまとめ 分冊 3」⁸⁾で地下水を介しての核種移行を評価した解析ケース（以降、レファレンスケースと記述する）における岩盤の設定に準拠した。また、上記の参考文献で明示されていないパラメータ（横分散長等）については、同一岩種を用いた他の水理地質モデル評価事例⁹⁾から引用して補完した。

さらに、本研究で考慮する海水準変動は、35 万年前から周期的に急激な海面上昇と段階的かつ緩やかな海面低下を繰り返してきたとされている¹⁰⁾。したがって、本研究では、海退（海面低下）を 7 万年、海進（海面上昇）を 2 万年とし、海水位の変化が±140 m になるような 9 万年周期の海水準変動を考慮した。なお、隆起・侵食による地形の変化は考慮しないものとした。

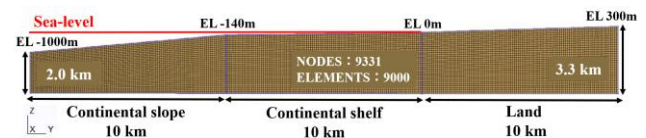


Fig. 3 Coastal Model Structure (EL: Elevation)

Table1 Parameter & Value (Density flow analysis)

Parameter & Value	
Rock	Granite
Coefficient of permeability (m/sec)	1.0×10^{-7}
Porosity (%)	2.0
Specific storage (m^{-1})	1.0×10^{-7}
Anisotropy (°)	0.0
Dispersion length (m)	Longitudinal : 100
	Horizontal : 10
Diffusion Coefficient (m^2/sec)	3.0×10^{-12}

2.2 境界条件の設定 (Step2)

本研究では、海水準変動を考慮した解析手法として、2通りの方法で密度流解析を実施した。Fig.4 に2つの手法において沿岸部モデルに与えた境界条件を示す。一般的に、地下水環境の時間変化を考慮した水理解析においては、境界条件として水頭値等を一定値とする固定境界条件を設定し、時間断面ごとに地下水環境を静的に表現して移行経路を評価する手法が報告されている。そこで、本研究でも上記の手法を参考に、時間断面ごとに地下水環境を固定して海水準変動による時間変化の影響を考慮した解析を実施した（以

降, この手法を固定境界モデルと記述する). 固定境界モデルでは, モデルの地表面を透水境界とし, 標高が海水位より上の陸側の地表面には, 一定降雨境界を設定した. また, 海水位よりも下の海底となる地表面には, 塩分密度を考慮した圧力水頭固定境界を設定した. さらに, 後述する粒子追跡線解析では, 処分場の発生点から 1.4 万年間隔で粒子が断続的に発生することを想定したため, 粒子が発生する時間間隔での海水位の変化に応じて, 降雨境界および圧力水頭固定境界の設定範囲を変更しながら解析を実施することで, 海水準変動の時間変化を考慮した. これによって, 固定境界モデルでは, 塩淡境界の移動を断続的な変化として確認することが出来る.

しかしながら, 実際の海水準変動は連続的に生じる現象であり, 塩淡境界の移動も連続的なものである. そこで本研究では, 地表面において海水準変動による連続的な海水位の変化に対応し, 海底に設定された圧力水頭値が時間とともに変化する変動境界条件を導入し, 連続的な塩淡境界の移動を考慮した解析も実施した. (以降, 変動境界モデルと記述する.) このモデルにおいては, 海水位の時間変化に応じて降雨境界の設定範囲も変化する. しかし, この手法では計算負荷が大きく, 地下水流動の時間変化を後述する核種移行解析に反映させる際, 解析が複雑になるという課題が存在する. よって, 連続的に変化する地下水環境下の移行経路の把握に加え, 核種移行解析まで行った事例はほとんど無い. そこで, 双方の境界モデルの粒子追跡線解析の結果を比較することにより, 事例の多い固定境界モデルの評価の保守性^{*1}の観点での妥当性, あるいは実際の地下水環境をより忠実に反映していると考えられる変動境界モデルの導入の必要性について考察する.

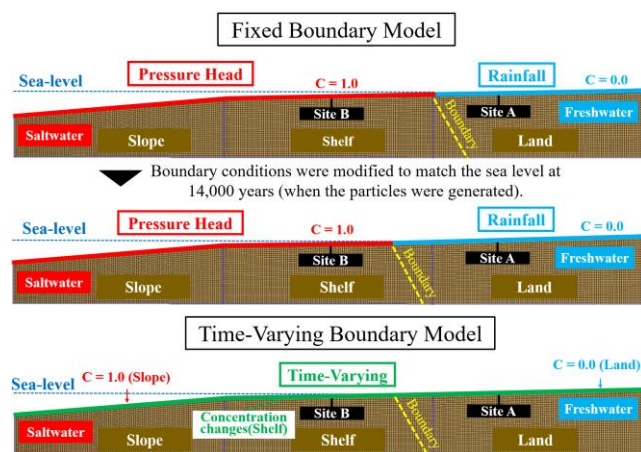


Fig.4 Set of boundary conditions on the ground surface

2.3 密度流解析と粒子追跡線解析(Step3)

[1]密度流解析

密度流解析では, 塩分密度の差による地下水流動への影響と地下水流動に伴う塩分の移流分散を同時に考慮することで, 淡水系地下水と塩水系地下水の密度差によって生じる塩淡境界や密度流を解析する. ここで, この解析に利用す

る Dtransu-2D・EL では, 地下水流動に関する方程式として浸透の基礎方程式, 塩分の移動に関する方程式として移流分散方程式の二つの方程式を連成することで解析を行う.

浸透の基礎方程式は(西垣ほか, 1995)より, 式(1)の通りである^{5),11)}.

$$\rho_f \theta_f \frac{\partial c}{\partial t} + \rho \{ \beta S s + C s(\theta) \} \frac{\partial \varphi}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left\{ \rho K_{ij}^s K_r(\theta) \frac{\partial \varphi}{\partial x_j} + \rho K_{iz}^s K_r(\theta) \rho_f \gamma \right\} \quad (i, j = y, z) \quad (1)$$

φ : 圧力水頭 θ : 体積含水率 Ss : 比貯留係数 $Cs(\theta)$: 比水分容量 K_{ij}^s : 飽和透水テンソル $K_r(\theta)$: 比透水係数

K_{iz}^s : 鉛直成分 (Z 軸方向) の飽和透水係数

c : 塩分濃度 ($0 \leq c \leq 1$ 飽和濃度を 1 として正規化)

t : 時間 ρ_f : 溶媒 (淡水) の密度 ρ : 流体の密度

$\rho_f (\rho/\rho_f)$: 溶媒の密度に対する流体の密度比

γ : 溶質 (塩分) の密度比 (一般に海水は $\gamma = 0.025$)

$\beta = 1$: 飽和領域 $\beta = 0$: 不飽和領域

i, j : 水平, 鉛直成分の座標 (y, z 座標) を示す

ここで, 流体の密度 ρ は式(2)のように塩分濃度 c で関連付けられる⁵⁾.

$$\rho = \rho_f (1 + \gamma c) \quad (2)$$

式(2)から, 濃度変化によって流体の密度が変化する. したがって, 式(1)の左辺第 1 項の塩分濃度 c , 左辺第 2 項の流体の密度の値 ρ が変化することで密度流が生じる. そのため, 後述の塩分濃度 c を導出する移流分散方程式と連成して解析を行う必要がある.

続いて, 式(3)に移流分散方程式を示す⁵⁾.

$$R \theta \rho \frac{\partial c}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\theta \rho D_{ij} \frac{\partial c}{\partial x_j} \right) - \frac{\partial}{\partial x_i} (\theta \rho V_i c) - \theta \rho \lambda R c - Q_c \quad (3)$$

R : 遅延係数

(土中での吸着による塩分の移行の遅れを示すが, 本解析では考慮しないため「 $R = 1.0$ 」となる.)

D_{ij} : 分散テンソル V_i : 実流速 Q_c : 源泉項 λ : 減衰定数

ここで, 式(3)について, 右辺第 1 項には 2 階微分項の分散項, 右辺第 2 項には 1 階微分項の移流項と性質の異なる項が混在した式となっている. よって, 分散に卓越した固定座標系 (有限要素法) のみで解こうとすると数値分散や解の振動といった数値誤差が顕著になる. 一方で, 移流に卓越した移動座標系 (特性曲線法) のみで解こうとしても分散項に対する数値誤差が顕著となる. そこで, Dtransu-2D・EL は移流分散方程式の変数である塩分濃度 c を, 分散項および移流項に分けて計算する EL 法を適用する. これにより, 境界条件, 初期条件も移流項と分散項を区別し, それぞれの卓越した座標系で計算することにより安定に解を得る¹¹⁾.

[2]粒子追跡線解析

粒子追跡線解析では, 密度流解析結果によって得られたタイムステップ毎, 地質モデルのメッシュ毎に時間変化する水頭の値から, 各節点における動水勾配を求め, これを基

*1 時間スケールが数万年以上に及ぶ地層処分安全評価では, シナリオ, モデル, パラメータに不確実性が伴うため, あえて危険側となる設定で解析を実施することによって評価のロバスト性を確保する評価がなされている. (これを保守的な評価と言う.)

に粒子発生点から流出する粒子を移行させることによって、その粒子の移行挙動を流跡線（移行経路）として評価する。そこで、処分場の位置による粒子の移行経路の違いを把握するため、Fig.5 に示すように粒子追跡線解析の粒子の発生点として、「陸域の処分場(Site A)」と「大陸棚の処分場(Site

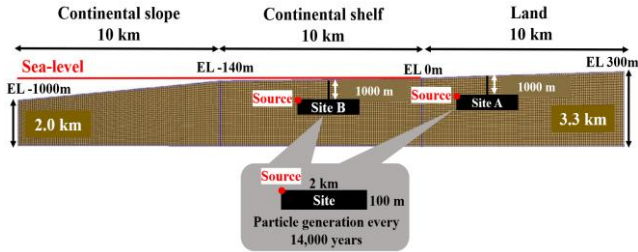


Fig.5 Locations of repository and particle release points

B)」の2つの処分場を想定した。いずれの処分場も建設深度は1000 mとし、スケールは2 km 四方とした。

2.4 核種移行解析 (Step4)

[1]人工バリア中の核種移行

Fig.6 に沿岸地域を対象とした場合の核種移行解析の移行プロセスを示す。地層処分では、処分場に埋設した高レベル放射性廃棄物（ガラス固化体）への地下水の接触を抑制するために、ガラス固化体を金属製容器（オーバーパック）に封入し、その周りを低透水性の緩衝材（ベントナイト）で覆う設計が採用されている。これら複数のバリアは人工バリア（EBS）と呼ばれている。本研究では、ガラス固化体を封入している金属製容器が破損したことによってガラス固化体が接触した地下水により溶解し、地下水に溶け込んだ核種が人工バリアの領域を通過した後、沿岸部地下の岩盤（Host rock）を通過して地表の流出点に流出することによって河川水あるいは沿岸海域水を介して公衆が被ばくするというシナリオを想定し、GoldSim を利用した核種移行解析を実施した。また、本研究では Table2 に示す核種を取り扱った。

モデルの構築にあたっては、レファレンスケースの概念モデルに基づいた核種移行解析を GoldSim で再現した既往研究(仲島ほか,2009)¹²⁾を参考にした。ここで、移行プロセスの内の人工バリアを通過する領域においては、(仲島ほか,2009)で記述されている概念モデル、数学モデルと同様のものをういたため本稿では省略する。しかし、塩淡水境界の移動によって周辺の地下水が塩水あるいは淡水に著しく切り替

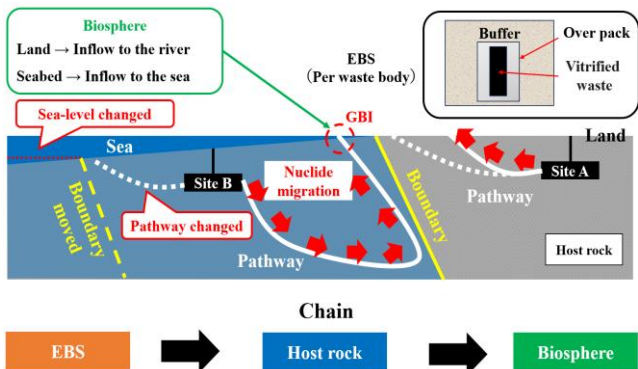


Fig. 6 Nuclide migration pathway

わる大陸棚の処分場内の人工バリアの領域では、地下水に核種が溶け出す溶解度や緩衝材移行中の拡散係数、分配係数が地下水の種類によって変化する核種が存在するため、その核種のパラメータが処分場周辺の地下水環境の切り替わりに応じて変化するという点のみにおいては上記の文献とは異なる設定を行っている。

Table2 Nuclides considered in nuclide migration analysis

4n*	Pu-240→U-236→Th-232
4n+1	Cm-245→Pu-241→Am-241→Np-237→U-233→Th-229
4n+2	Cm-246→Pu-242→U-238→U-234→Th-230→Ra-226→Pb-210
4n+3	Am-243→Pu-239→U-235→Pa-231→Ac-227
FP	Sm-151, Zr-93→Nb-93m, Se-79, Tc-99, Pb-107, Sn-126 Cs-135, Nb-94

* n: Integer

[2]岩盤中の核種移行

水理解析では、沿岸部モデルの岩盤を多孔質媒体であるとして評価を行った。したがって、核種移行解析でも核種は多孔質媒体の岩盤を通過する想定とした。そこで、本研究では、上記の岩盤を対象とした際の数学モデルとして、岩盤中の核種移行に対して多孔質と亀裂性の2種類の媒体を考慮して GoldSim での核種移行解析をおこなった研究例(小尾ほか,2010)¹³⁾を参考にした。ここで、多孔質媒体を想定した場合の核種移行に係る移流分散方程式を式(4)に示す¹³⁾。

$$R_{ij} \frac{\partial C_{ij}}{\partial t} = - \left[\left(\frac{Q}{A} \right) \frac{\partial C_{ij}}{\partial x} - D_L \frac{\partial^2 C_{ij}}{\partial x^2} \right] - C_{ij} \lambda_{ij} R_{ij} + C_{IJ} \lambda_{IJ} R_{IJ} \quad (4)$$

R_{ij} : 遅延係数 [-]

C_{ij} : 多孔質媒体中の核種濃度 [g/m³]

Q : 多孔質媒体間隙水の流量 [m³/y]

A : 多孔質媒体の断面積 [m²]

λ_{ij} : 元素 i の同位体 j の崩壊定数 [1/y]

D_L : 分散係数 [m²/s]

t : 時間 [y]

i, j : 当該核種を表すインデックス (元素 i の同位体 j)

I, J : 親核種を表すインデックス (元素 I の同位体 J)

ここで、分散係数 D_L は式(5)のように示される¹³⁾。

$$D_L = \frac{\alpha Q}{A \theta} + D_p \quad (5)$$

α : 縦方向分散長 [m]

θ : 多孔質媒体の有効間隙率 [-]

D_p : 多孔質媒体の間隙水中の実効拡散係数 [m²/s]

(有効間隙率と実効拡散係数の設定値は Table1 に記載)

また、核種の岩盤中の鉱物表面への吸着による遅延係数 R_{ij} は式(6)のように示される¹³⁾。

$$R_{ij} = 1 + \frac{\rho \cdot K_{dij}}{\theta} \quad (6)$$

ρ : 多孔質媒体の乾燥密度 [kg/m³]

K_{dij} : 多孔質媒体への元素 i の同位体 j の分配係数 [m³/kg]

[3]海水準変動の時間変化を考慮した移行経路の設定

3章に後述する固定境界モデルと変動境界モデルの水理解析の結果に基づき海水準変動の時間変化の影響を考慮するにあたって、核種移行解析で反映するべき移行経路の情

報を以下の3点にまとめた。

- 移行経路の変化
- 移行経路の地下水環境の変化（塩水化あるいは淡水化）
- GBI（地表の流出点）の環境変化による生物圏評価モデルの変更

水理解析での粒子追跡による移行経路の把握では、変動境界モデルと固定境界モデルの双方において、海水準変動が1巡する過程での1.4万年間隔で発生した7つの粒子の流跡線の情報を整理した。そこでGoldSimでは、掘削影響領域(EDZ)*2通過後の岩盤(Host rock)の領域に移行距離と経路上の流速が異なる7本の移行経路を設定し、双方のモデル共に海水準変動が1巡する過程で1.4万年が経過するごとに経路が切り替わるような時間変化の設定を行った。また、海水準変動は周期的な現象であることから、2巡目以降についても同様に、9万年ごとに同じ経路が繰り返されるように設定した。

続いて、移行経路の地下水環境の変化とGBIの環境変化の反映方法について記述する。ここで、特に大陸棚に設置された処分場では、海水準変動によって塩淡水境界が処分場を通過するため、地下水が塩水から淡水、あるいはその逆に切り替わり移行核種に対する化学特性が変化する。このような現象にともない岩盤移行中の分配係数が変化する核種が存在し、これを核種移行解析において考慮する必要がある。また、移行経路の流出点(GBI)の環境も、海底あるいは陸上によって公衆への被ばくのプロセスが異なる。具体的には、海底がGBIの場合には、沿岸海域水を介して被ばくする「沿岸海域水モデル」⁸⁾となり、陸上の場合には河川水を介する「河川水モデル」⁸⁾として被ばく線量が評価され、核種の移行率[Bq/y]に乗じる線量換算係数[mSv/Bq]が異なる。したがって、特に移行経路の変化に伴って流出点の環境も変化する大陸棚の処分場では、この現象を考慮する必要がある。以上を踏まえ、以下に固定境界モデルと変動境界モデルのそれぞれの設定内容について述べる。

① 固定境界モデルの設定内容

固定境界モデルでは、1.4万年の間隔において海水準変動による塩淡水境界の移動は考慮されておらず、核種が人工バリアから岩盤に流出した時の塩淡水境界の位置がそのまま保存される。したがって、水理解析で得られた7本の経路の移行経路の地下水環境と流出点(GBI)の環境は変化しない設定となっている。例えば、処分場周辺が塩水域でGBIが海底である時の経路は、核種の生物圏到達までその状態は変わらない。

② 変動境界モデルの設定内容

変動境界モデルでは、海水準の時間変化を連続的に反映し、圧力水頭や塩淡水境界の変動を逐次更新する解析を行った。水理解析では、地下水流速の速度で移行する粒子によって移行経路を把握したが、核種移行解析で取り扱う核種は、

*2 掘削影響領域:処分坑道の周囲に存在する、岩盤の掘削時に新たに生じた割れ目によって地下水の透水性等に影響が生じる領域。

式(6)の遅延係数によって上記の粒子よりも遅く移行する。したがって、核種が岩盤中を移行している間にも塩淡水境界の位置やGBIが時間とともに変化的ことが予想される。このため本モデルでは、粒子追跡により得られた移行距離や地下水流速は固定しつつも、移行中の地下水環境やGBIの環境が、塩淡水境界の変化に応じて時間経過で切り替わる設定を行った。

[4]核種の移行パラメータ及び線量換算係数の設定

核種移行解析で利用した核種の溶解度、拡散係数、分配係数の移行パラメータと線量換算係数は、「第2次取りまとめ 分冊3」のレファレンスケースの値を引用した。ここで、取り扱う核種の種類は多数に及ぶが、レファレンスケースの解析結果において最大総線量の支配核種となっている¹³⁵Csを例に挙げ、その移行パラメータと線量換算係数の値をTable3に示す。

Table3 Parameter used for nuclide migration analysis(¹³⁵Cs)

Cs-135's Parameter & Value			
	Solubility(mol/l)	Fresh*	Soluble
		Salt*	
EBS	Distribution coefficient(m ³ /kg)	Fresh	0.01
		Salt	0.001
	Diffusion coefficient(m ² /s)	Fresh	5.0 × 10 ⁻¹⁰
		Salt	3.0 × 10 ⁻¹⁰
Host rock	Distribution coefficient(m ³ /kg)	Fresh	0.05
		Salt	0.005
Biosphere	Dose conversion factor(mSv/Bq)	River	1.1 × 10 ⁻¹³
		Sea	3.0 × 10 ⁻¹⁶

*“Fresh” and “Salt” indicate the type of groundwater.

3. 解析結果

3.1 密度流解析、粒子追跡線解析の結果

固定境界モデル及び変動境界モデルの結果について、粒子追跡の発生点として想定した陸域の処分場(Site A)、大陸棚の処分場(Site B)に分けて記述する。

[1] 陸域の処分場(Site A)を対象とした場合の結果

Fig.7のSite Aに、陸域の処分場を対象とした場合の粒子追跡の流跡線の変化の一部を示す。ここで、Fig.7に示す濃度分布および塩淡水境界の位置は、粒子が地表に到達した時間（図中のPA timeで表示）における状態を表している。また、Fig.8には海水準変動の1巡分で発生した全ての粒子の移行距離を算出した結果を示す。さらに、同図には、双方の境界モデルの結果の比較として、粒子の各発生時間における粒子の移行距離の双方の境界モデルの相対比も併せて示しており、この相対比は「境界変動モデルの結果/固定境界モデルの結果」により算出した。以上を踏まえた結果は以下の通りである。

① 移行経路の変化の特徴について

陸域での処分場から移行する粒子の移行経路の形状は、処分場の発生点から地表へ斜め向きに粒子が流れる経路が

確認された。この結果については、先行研究¹⁴⁾における均質な地質を想定した条件下での粒子追跡線解析においても、同様の結果が得られている。また、粒子の発生時間による移行距離の違いについては、Fig.8に示す移行距離の結果から、処分場から塩淡水境界が遠ざかる海退時では塩淡水境界が処分場から遠ざかるため移行距離が延長する傾向が見られた。しかし、0[y]（初期）に発生した粒子と70000[y]（最大海退時）に発生した粒子の移行距離を比較すると、固定境界モデル・変動境界モデルのいずれにおいても、約2倍程度の差にとどまり顕著な変化ではないと考えられる。

② 双方の境界モデルの比較について

陸域の処分場では、地下水の実流速に基づく粒子追跡の結果、陸域では流速が速いため、変動境界モデルにおいても塩淡水境界が移動するよりも早く粒子が地表に到達した。これにより、Fig.8に示すように、移行距離の結果では全ての粒子発生時間において固定境界モデルとの間で差異がない結果となった。また、これによってFig.8に示す移行距離の相対比はほぼ1.0となり、両モデル間の違いが移行距離に影響を与えていないことが確認出来た。

[2] 大陸棚の処分場(Site B)を対象とした場合の結果

Fig.7のSite Bに、大陸棚の処分場を対象とした場合の粒子追跡の流跡線の変化の一部を示す。ここで、Fig.7で示される濃度分布および塩淡水境界の位置は、粒子が地表に到達した時点での状態を示している。そして、Fig.9には海水準変動の1巡分で発生した全ての粒子の移行距離を算出して比較した結果を示す。また、Fig.9には、双方の境界モデルの結果の比較として、[1]と同様の方法で比較した相対比を示している。ここで、粒子の移行距離が短い方が保守的な設定とみなせるため、相対比が1.0を上回る場合は固定境界モデルが、1.0を下回ると境界変動モデルが保守的となる。以上を踏まえた結果は以下の通りである。

① 移行経路の変化の特徴について

大陸棚の処分場から移行する粒子の移行経路の形状は、周辺が塩水域である場合、発生点から塩淡水境界に向かって地下深部へ移行し、その後塩淡水境界に到達すると、そこから地表へ上昇するといった楔型の外周を描くような経路を示した。このような流動パターンは、先行研究¹⁴⁾においても報告されている。さらに、海退に伴い塩淡水境界が処分場を通過して周辺が淡水化すると、移行経路は陸域の処分場と類似した経路に変化し、移行距離が急激に短縮される傾向が確認された。Fig.9に示す粒子の移行距離の結果からは、処分場に塩淡水境界が通過した時点(42000[y])で最短の移行距離となり、最大距離となった0[y]（初期）との比較により、固定境界モデルでは10倍程度、変動境界モデルでは6倍程度の差が生じていた。

② 双方の境界モデルの比較について

大陸棚の処分場では、固定境界モデルと変動境界モデルの境界条件の違いによって粒子の移行距離に明確な差が見られた。特に海退時(0~28000[y]時)の塩水域(海底下時)においては、Fig.9に示す移行距離の相対比が1.0を下回る

ことによって、境界変動モデルが保守的となるような結果となった。この時の相対比は最も差が大きい時でも約0.6倍

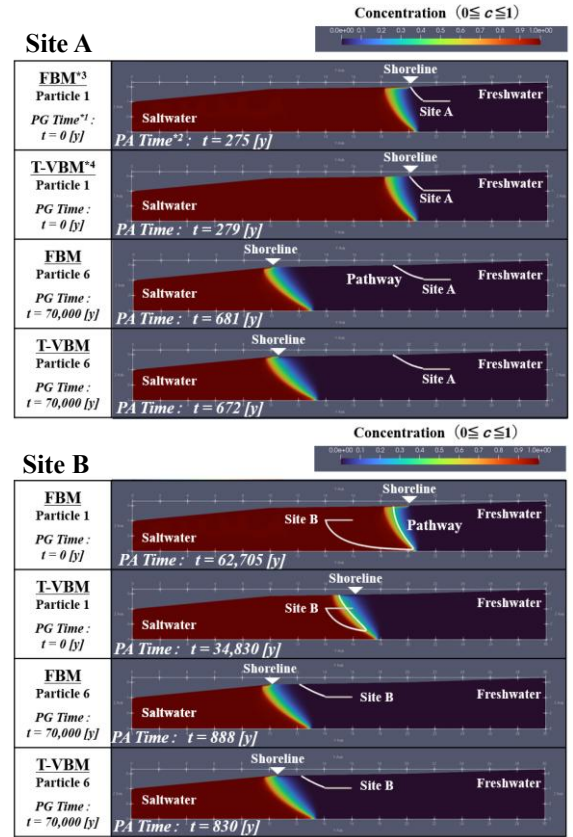


Fig. 7 Change in migration pathway over time at Site A & B

- *1 PG Time: Particle Generation Time
- *2 PA Time: Particle Arrival Time at the ground surface
- *3 FBM: Fixed Boundary Model
- *4 T-VBM: Time-Varying Boundary Model

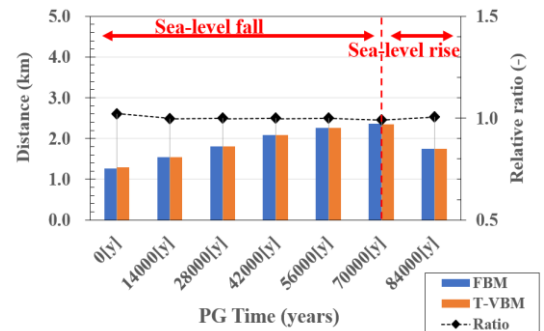


Fig. 8 Change in travel distance over time at Site A

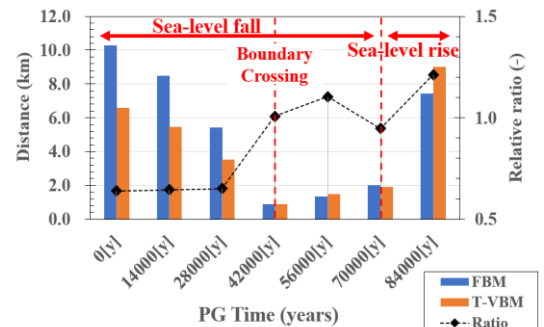


Fig. 9 Change in travel distance over time at Site B

であることが確認された。その後は、海退が進んで淡水化した場合（42000～70000[y]時）において移行距離の相対比が 1.0 を上回ることにより固定境界モデルが保守的となるような切り替わりが見られ、海進時（84000[y]時）においても相対比は 1.0 を上回って固定境界モデルが保守的となる結果が得られた。このように大陸棚の処分場では、海水準変動に伴って塩淡水境界が処分場を繰り返し通過することにより、双方の境界モデルの保守性が時間とともに交互に切り替わるような変化が見られた。

3.2 核種移行解析の結果

3.1 で記述した移行経路情報を用いて、固定境界モデル及び変動境界モデルのそれぞれについて核種移行解析を行った。解析では、粒子追跡の発生点として陸域の処分場(Site A)、大陸棚の処分場(Site B)を想定して実施した。得られた線量の結果を以下に記す。

[1] 陸域の処分場(Site A)を対象とした場合の結果

Fig.10 に、陸域の処分場を対象とした場合の生物圏での双方の境界モデルの総線量の変化を示す。2.2 節の[3]で述べたように、固定境界モデルは核種移行中に塩淡水境界が変化しないため、GBI（流出点）の環境も変化しない。一方、変動境界モデルでは塩淡水境界が核種移行中に変化するため、GBI の環境が海水準変動に応じて時間変化する。ここで、総線量のピークの支配核種である ^{135}Cs において、線量換算係数は、Table3 に示すように GBI が海底（沿岸海域水モデル）あるいは陸上（河川水モデル）で 3 オーダー程度の差があり、河川水モデルになる陸上の線量換算係数が大きく、それに伴い線量も高くなる。このため、変動境界モデルでは、GBI が海底から陸上へ、陸上から海底へと切り替わる移行経路において線量が周期的に変動する傾向が見られ、これが固定境界モデルの総線量の違いとして Fig.10 に現れている。しかしながら、変動境界モデルの総線量のピーク値は、GBI が陸上にある時であり、固定境界モデルの線量の変化とほぼ一致する挙動を示すことから、評価の保守性の観点では、双方モデルの違いによる影響は小さいと考えられる。

[2] 大陸棚の処分場(Site B)を対象とした場合の結果

Fig.11 に、大陸棚の処分場を対象とした場合の固定境界モデルおよび変動境界モデルによる総線量の時間変化を示す。また、比較のために、固定境界モデルでは処分場周辺の地下水環境が淡水域に変化した時の線量を青字の○(FBM(Fresh))で、変動境界モデルでは処分場周辺の地下水環境が塩水域のときに処分場から放出された核種による線量を黄色の実線(T-VBM (Salt→Fresh))で、それぞれ重ねて表示している。変動境界モデルの総線量において、陸域の処分場と同様に核種移行中に GBI の環境が陸上あるいは海底に繰り返し切り替わる経路によって線量の値が振動しているような変化が確認されたことにより、 $1.0 \times 10^5 \sim 1.0 \times 10^6$ [y]において双方のモデルの差異が顕著となった。また、双方の最大線量は、変動境界モデルよりも固定境界モデルが 1 オーダー程度高くなるような線量の変化が見られ、固定境界モデルが保守的となるような変化が見られた。

ここで、高線量が発生する要因が双方の境界モデルで異なっていることに注意が必要である。すなわち、固定境界モデルでは、処分場周辺が淡水化した時の移行経路の距離が急激に短縮するとともに、線量換算係数の大きい陸上 GBI になるタイミングで高線量が生じたと推察される。これは Fig.11 において、全経路の総線量が高い時間での変化と淡水域の経路の線量の変化が一致していることから確認することが出来る（イメージ図を Fig.12 に示す）。一方、Fig.11 から変動境界モデルでは約 $1.0 \times 10^5 \sim 3.0 \times 10^5$ [y]で生じる全経路の線量が高い時間は、移行距離の長い塩水域の経路の線

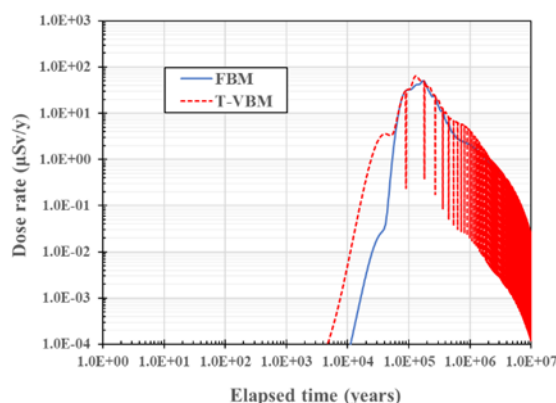


Fig. 10 Change in dose rate over time (Site A)

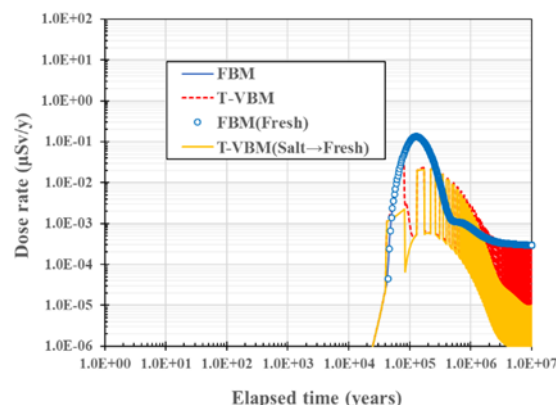


Fig. 11 Change in dose rate over time (Site B)

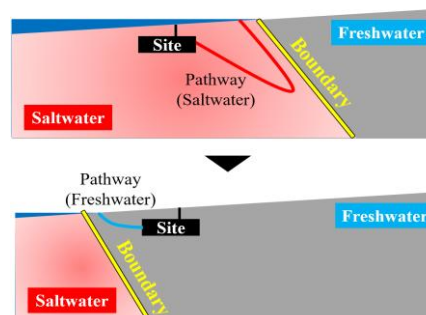


Fig. 12 Image of reaching maximum dose rate (Fixed Boundary Model)

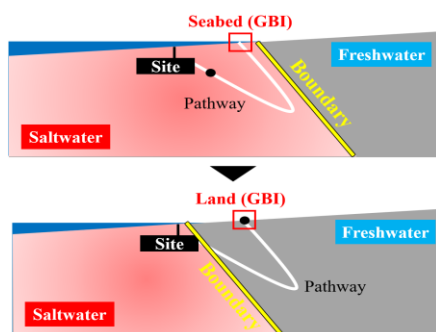


Fig. 13 Image of reaching maximum dose rate
(Time-Varying Boundary Model)

量の変化と一致する。さらに、この時間では GBI の環境変化による総線量の変化も確認された。このことから、処分場から母岩へ核種が移行し始める時点では、処分場周辺の地下水環境は塩水域で GBI は海底になる経路であったが、岩盤中を長い時間をかけて移行する過程で塩淡水境界が移動し、核種 (^{135}Cs) が流出点に到達する頃には、GBI は高線量になる陸上に変化していた。この結果、より大きな線量換算係数が適用され、最終的に線量が高くなると考えられる (イメージ図を Fig.13 に示す)。したがって、処分場周辺が塩水域の時にある時点で核種の移行が開始された場合でも、移行中の塩淡水境界の移動により GBI が陸上に切り替わり、最終的な線量が増加する可能性があることが、変動境界モデルの結果から示唆された。

4. 結言

本研究では、始めに水理解析を実施し、海水準変動による塩淡水境界の変化により複雑化する沿岸部の地下水環境とその環境中における核種の移行経路の把握を試みた。この結果、処分場の位置が陸域か大陸棚かによって、海水準変動が核種の移行経路に及ぼす影響が大きく異なることが明らかとなり、この知見を核種移行解析への入力情報として整理した。次に、地下水環境の時間変化を考慮した解析において、実例が多く比較的簡便である固定境界モデルと、連続的な環境変化を連続的に表現可能であるものの適用事例の少ない変動境界モデルの双方について解析を行い、それぞれのモデルにおける移行経路の差異を明らかにした。

続いて、上記の解析から得られた情報を基に沿岸部特有の地下水環境を考慮した核種移行解析を行い、陸域および大陸棚に設置した処分場を対象に、核種移行率や生物圏での線量を評価した。この結果、陸域の処分場を対象とした場合では双方の境界モデルの違いによる影響は小さく、実例の多い固定境界モデルも保守的な評価が可能であることが示された。一方、大陸棚の処分場を対象とした場合には、変動境界モデルを用いることにより、総線量が増加するような核種移行のシナリオが示されたことから、変動境界モデルによる評価の重要性が示唆された。以上のことから、本研究では沿岸部の地下水環境が核種移行経路に与える影響を、

処分場の位置との関係に着目して明らかにするとともに、沿岸部を対象とした地層処分の核種移行解析において考慮すべき点を整理することができた。

参考文献

- 1) 経済産業省：特定放射性廃棄物の最終処分に関する法律、第1章 第2条の2(2000)。
- 2) 経済産業省：地層処分に係る地域の科学的な特性の提示に係る要件・基準の検討結果（地層処分技術 WG とりまとめ）、p59-62(2017)。
- 3) 日本応用地質学会：応用地質 Q&A 中国四国版、環境地質 環-6 地下水の塩水化、p3-19~3-22(2023)。
- 4) 谷口真人：グローバルな観点からの地下水研究の現状と課題 -地下水研究の時空間方向へのスケールアップ- 総説、水文・水資源学会誌、Vol.13, No.6, p476-485(2000)。
- 5) 西垣誠、菱谷智幸、橋本学、河野伊一郎：飽和・不飽和領域における物質移動を伴う密度依存地下水流の数値解析の手法に関する研究、土木学会論文集、No.511, III -30, p135-144(1995)。
- 6) GoldSim Technology Group : User's Guide GoldSim Contaminant Transport Module, p1~p38(2025)。
- 7) 産総研, JAEA, 原環センター, 電中研:平成 28 年度 地層処分技術調査等事業 沿岸部処分システム高度化開発 報告書, p303-306(2017)。
- 8) 核燃料サイクル開発機構:我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- 分冊3 地層処分システムにおける安全評価, JNC TN1400 99-023, V-1~V-17, V-24, V-29~V-71, V-104~V-118, VI-1~VI-18, VI-66~VI-86(1999)。
- 9) 日本原子力研究開発機構:平成 27 年度 地層処分技術調査等事業 直接処分等代替処分技術開発 報告書, p2-175~2-176(2016)。
- 10) 核燃料サイクル開発機構:我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- 分冊1 わが国の地質環境, JNC TN1400 99-021, II -168(1999)。
- 11) 原子力発電環境整備機構:地層処分事業のための安全評価技術の開発(II) -核種移行解析モデルの高度化-, NUMO-TU-10-10, 付 4-1~4-2。
- 12) 仲島邦彦, 小尾繁, 蛭名貴憲, 江橋健, 稲垣学: GoldSim による第二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, p2-14(2009)。
- 13) 小尾繁, 稲垣学: GoldSim による核種移行パラメータの時間的変化を考慮した地層処分核種移行解析モデルの構築, JAEA-Data/Code 2010-006, p15(2010)。
- 14) 原子力環境整備促進・資金管理センター:海水準変動を考慮した沿岸地域の地下水流動に及ぼす地層構造の影響について, 土木学会第 60 回年次学術講演会, p613-614(2005)。