

平成 29 年度原子力規制庁委託成果報告書

廃棄物埋設地の安全評価に関する調査

国立研究開発法人 日本原子力研究開発機構

平成 30 年 3 月

本報告書は、原子力規制委員会原子力規制庁からの委託により実施した業務の成果を取りまとめたものです。

本報告書に関する問合せは、原子力規制庁までお願いします。

目 次

1. 序論.....	1-1
1.1 まえがき	1-1
1.2 実施内容	1-1
1.3 成果概要	1-2
1.3.1 処分環境下における人工バリアの変質挙動解析手法の整備.....	1-2
1.3.2 天然バリアにおける核種移行評価手法の整備	1-10
第1章の参考文献.....	1-32
2. 処分環境下における人工バリアの変質挙動解析手法の整備.....	2-1
2.1 背景と目的.....	2-1
2.2 試作版 <i>Da</i> データセットの整備	2-3
2.2.1 <i>Da</i> データセット整備に係る基本方針.....	2-3
2.2.2 試作版 <i>Da</i> データセットの作成.....	2-3
2.2.3 試作版 <i>Da</i> データセットについての考察.....	2-8
2.3 塩水系地下水を想定した拡散試験等の実施.....	2-11
2.3.1 背景と目的、本年度の実施事項.....	2-11
2.3.2 試験方法.....	2-11
2.3.3 解析	2-15
2.3.4 結果と考察.....	2-22
2.3.5 まとめと今後の課題	2-27
2.4 MC-BUFFER の改良および試算.....	2-28
2.4.1 これまでの実施事項、本年度の目的、実施概要	2-28
2.4.2 解析コードの改良	2-31
2.4.3 試解析に係る解析体系、解析ケース、解析条件・モデル	2-32
2.4.4 解析結果、考察、今後の課題	2-36
2.5 まとめ	2-38
第2章の参考文献.....	2-40
3. 天然バリアにおける核種移行評価手法の整備.....	3-1
3.1 はじめに	3-1
3.2 隆起・侵食及び海水準変動による地形変化評価手法の整備	3-3
3.2.1 背景・目的および評価方法	3-3
3.2.2 地形変化シミュレーションの概要.....	3-6
3.2.3 対象地域の選定および地形調査.....	3-18
3.2.4 対象地域に対する地形変化評価.....	3-37
3.2.5 まとめと次年度の実施内容	3-51
3.3 地形変化を考慮した地下水流動評価手法の整備.....	3-52
3.3.1 背景および目的.....	3-52
3.3.2 基本構造固定法による地形変化の評価方法.....	3-53
3.3.3 外部プログラムの整備	3-57
3.3.4 検証計算.....	3-74
3.4 炉内等廃棄物の中深度処分を対象とした核種移行解析	3-84

3.4.1	GSRW-PSA による炉内等廃棄物の中深度処分を対象とした核種移行の予備解析...	3-85
3.4.2	中深度処分の廃棄物埋設地の設定と埋設地水質の時間変化.....	3-140
3.4.3	廃棄物埋設地の水質変化に基づく人工バリアの変質解析	3-153
3.4.4	廃棄物埋設地から流出点までの核種移行経路の設定	3-196
3.4.5	核種移行解析	3-210
3.5	安全評価上の留意点.....	3-218
	第 3 章の参考文献.....	3-221
4.	「2017 年日本原子力学会秋の大会」における情報収集について	4-1
	第 4 章の参考文献.....	4-1

添付資料

Appendix –I	処分環境下における人工バリアの変質挙動解析手法の整備	
I-A	処分環境下における人工バリアの変質挙動解析手法の整備	App.I-1
I-A-1	平成 26 年度に実施した D_a 拡散モデルの導入に係る検討内容	App.I-1
	AppendixI-A の参考文献	App.I-5
Appendix –II	天然バリアにおける核種移行評価手法の整備	
II-A	天然バリアにおける核種移行評価手法の整備	App.II-1
II-A-1	隆起・侵食及び海水準変動による地形変化評価手法の整備	App.II-1
II-A-2	地形変化を考慮した地下水流動評価手法の整備	App.II-3
	AppendixII-A の参考文献	App.II-9
Appendix –III	検討委員会委員名簿	
III-A	平成 29 年度「廃棄物埋設地の安全評価に関する調査」 検討委員会委員名簿	App.III-1

図目次

	頁
図 1.3-1 自由水中の拡散係数及び水和イオン半径と Da との関係	1-4
図 1.3-2 高濃度および低濃度側タンク内の K 濃度の経時変化（実験値と計算値の比較）	1-5
図 1.3-3 In-diffusion 試験結果および傾きから導出した Da （初期 K 濃度を考慮した補正 有り）	1-5
図 1.3-4 解析体系（ベントナイト系人工バリア領域のみ）	1-7
図 1.3-5 解析結果（ケース 1、100 年後の固相および液相組成分布）	1-7
図 1.3-6 解析結果（ケース 2、100 年後の固相および液相組成分布）	1-7
図 1.3-7 解析結果（ケース 3、100 年後の固相および液相組成分布）	1-8
図 1.3-8 隆起・侵食および海水準変動に伴い想定される変化	1-10
図 1.3-9 今年度の評価概要	1-11
図 1.3-10 推定した古地形の標高	1-12
図 1.3-11 シミュレートした現在の地形と実際の現在の地形の標高差（ケース 1）	1-13
図 1.3-12 シミュレートした現在の地形と実際の現在の地形の標高差（ケース 2）	1-13
図 1.3-13 地形変化に応じた解析モデルの変化（基本構造固定法）	1-14
図 1.3-14 地質環境の長期的変遷を考慮した連続的な解析の流れ	1-15
図 1.3-15 原子力学会標準をベースとした河川水利用経路の被ばく線量評価結果	1-16
図 1.3-16 隆起・侵食及び海水準変動に対する核種移行への影響評価のための リンケー ジ評価体系（2次元地形変化評価に基づく）	1-17
図 1.3-17 隆起速度最大 0.4m/1000 年による 12.5 万年後の表層地形の変化	1-17
図 1.3-18 地下水流動・塩分濃度解析のための現在の地質構造の設定	1-17
図 1.3-19 地質係数 240 の場合の陸側及び海側埋設地領域の設定（Case 1 及び 2）拡大図	1-18
図 1.3-20 地質係数 400 の場合の陸側及び海側埋設地領域の設定（Case 3 及び 4）拡大図	1-18
図 1.3-21 人工バリア変遷解析の体系の概念	1-19
図 1.3-22 ベントナイト系人工バリア領域における有効モンモリロナイト密度、 間隙率 の平均値の経時変化（地下水質による影響）	1-21
図 1.3-23 全領域における透水係数(K_w)、拡散係数(De)、 有効モンモリロナイト密度 (p_{mont})、間隙率(Porosity)の空間分布（地下水質による影響）	1-21
図 1.3-24 ベントナイト系人工バリア領域における有効モンモリロナイト密度、 間隙率 の平均値の経時変化（地下水の水質変化の影響）	1-22
図 1.3-25 間隙率低下領域における、間隙率の経時変化（地下水の水質変化の影響）	1-22
図 1.3-26 全領域における透水係数(K_w)、拡散係数(De)、 有効モンモリロナイト密度 (p_{mont})、間隙率(Porosity)の空間分布（地下水の水質変化の影響）	1-23
図 1.3-27 地質係数 400 の場合の陸側及び海側埋設地領域からの核種移行経路	1-25
図 1.3-28 埋設地中央点からの粒子追跡開始時刻別の移行経路の移行距離と地質、水質の 変化	1-26
図 1.3-29 人工バリアと天然バリアの核種移行フラックスの接続のイメージ	1-27
図 1.3-30 2次元地形変化を対象としたリンケージ評価における 人工バリアからの移行 フラックス	1-28

図 1.3-31	2次元地形変化を対象としたリンケージ評価の河川水利用経路における被ばく線量	1-29
図 2.1-1	ベントナイト系人工バリアの劣化に係る評価モデルと解析コードの体系	2-2
図 2.2-1	自由水中の拡散係数に対する見かけの拡散係数	2-10
図 2.2-2	水和イオン半径に対する見かけの拡散係数	2-10
図 2.2-3	価数に対する見かけの拡散係数	2-10
図 2.3-1	透過拡散試験用セル	2-13
図 2.3-2	In-diffusion 試験用セル	2-14
図 2.3-3	高濃度および低濃度側タンク内の K 濃度の経時変化 (実験値と計算値の比較)	2-24
図 2.3-4	In-diffusion 試験結果および傾きから導出した Da (初期 K 濃度を考慮した補正無し)	2-26
図 2.3-5	In-diffusion 試験結果および傾きから導出した Da (初期 K 濃度を考慮した補正有り)	2-27
図 2.4-1	MC-BUFFER の処理フロー	2-29
図 2.4-2	電荷バランスの調整方法概念図	2-30
図 2.4-3	解析体系 (ベントナイト系人工バリア領域のみ)	2-33
図 2.4-4	ケース 1 の解析結果 (1, 10, 100 年後の固相および液相組成分布)	2-35
図 2.4-5	ケース 2 の解析結果 (1, 10, 100 年後の固相および液相組成分布)	2-36
図 2.4-6	ケース 3 の解析結果 (1, 10, 100 年後の固相および液相組成分布)	2-37
図 3.1-1	目標とする 3次元地形変化に伴う核種移行解析のリンケージ評価	3-2
図 3.2-1	隆起・侵食および海水準変動に伴い想定される変化	3-3
図 3.2-2	将来の地形変化の変動幅に対する評価の流れ	3-4
図 3.2-3	今年度の評価の概要	3-5
図 3.2-4	3次元地形変化シミュレーションにおいて活用する	3-6
図 3.2-5	地形変化シミュレーションに用いたメッシュ形態	3-7
図 3.2-6	シミュレーションの 4つの場 (草野ほか、2009 より引用)	3-7
図 3.2-7	河川領域における土砂運搬	3-11
図 3.2-8	全国 22 河川の河口での埋没谷深度と海退距離の関係	3-13
図 3.2-9	地質係数と P 波速度および一軸圧縮強度の関係	3-16
図 3.2-10	一軸圧縮強度と地質係数との関係	3-16
図 3.2-11	隆起速度が小さい 14 流域 (赤)	3-18
図 3.2-12	北海道の選別された 6 流域と隆起速度分布	3-19
図 3.2-13	厚沢部川流域 (図の横幅は 41.5km)	3-20
図 3.2-14	1/100 万シームレス地質図と推定した基盤地質図 (図の横幅は 41.5km)	3-21
図 3.2-15	対象地域周辺の古地形 (八幡 (2002) から引用)	3-22
図 3.2-16	対象地域周辺の古地形 (八幡 (2002) から引用)	3-22
図 3.2-17	堆積岩類の一軸圧縮強度	3-23
図 3.2-18	氷期・温暖期の河床縦断面と TT 法による隆起速度推定方法	3-24
図 3.2-19	対象地域の海成段丘分布	3-24
図 3.2-20	対象地域周辺の地殻変動速度 (日本の海成段丘アトラス, 2001 から作成)	3-25
図 3.2-21	日本海北部における MIS5e の海成段丘の分布高度 (審査会合資料, 2014)	3-26
図 3.2-22	鶺川 (厚沢部川支流) での 2 段の河成段丘位置図	3-27

図 3.2-23	鶉川支流の低位および高位段丘高度と河床縦断面	3-28
図 3.2-24	隆起量補正した低位および高位段丘高度と河床縦断面	3-28
図 3.2-25	大陸棚外縁の水深分布 (佐藤 (1981) から引用)	3-29
図 3.2-26	地殻変動速度分布データ (メッシュサイズ 100m)	3-29
図 3.2-27	周辺河川の試錐柱状図と沖積層基底深度	3-30
図 3.2-28	低位・高位段丘の形成当時の河床高と推定される河床縦断面	3-31
図 3.2-29	現在の等深線 (赤破線) および	3-32
図 3.2-30	基盤高度マップおよび推定した沖積層厚マップ	3-33
図 3.2-31	海成段丘の侵食速度と高度分散量の関係	3-34
図 3.2-32	高度分散量分布図	3-35
図 3.2-33	Ohmori (1978) による侵食速度推定図	3-35
図 3.2-34	使用した海水準変動データ (上は Chappell,1994 の海水準変動曲線)	3-36
図 3.2-35	地形変化シミュレーションのパラメータ評価の流れ	3-37
図 3.2-36	平均侵食速度に対する影響度評価	3-39
図 3.2-37	河成段丘判読位置における河床縦断面形の線形近似	3-41
図 3.2-38	拘束条件を満たす複数のパラメータセットに対する評価結果の違い	3-44
図 3.2-39	推定した古地形	3-46
図 3.2-40	各ケースに対し推定した古地形の標高差	3-46
図 3.2-41	拘束条件を満たす複数のパラメータセットに対する評価結果の違い	3-47
図 3.2-42	拘束条件の一致度 (ケース 1)	3-48
図 3.2-43	現在の地形との一致度 (ケース 1)	3-48
図 3.2-44	拘束条件の一致度 (ケース 2)	3-49
図 3.2-45	現在の地形との一致度 (ケース 2)	3-49
図 3.2-46	12.5 万年間の総基盤侵食量および沖積層厚変化量 (現在 - 最寒冷期)	3-50
図 3.2-47	実際の河床横断面とシミュレーションによる河床横断面の比較	3-51
図 3.3-1	基本構造変化法と基本構造固定法の概念図 (2次元の場合)	3-52
図 3.3-2	地質環境の長期的変遷を考慮した連続的な解析の流れ	3-55
図 3.3-3	解析 XY グリッドと解析モデル節点の関係	3-55
図 3.3-4	地層境界面と地層線の関係	3-56
図 3.3-5	地質 XY グリッドと地層線・地層要素の関係	3-56
図 3.3-6	断層面データの定義方法	3-57
図 3.3-7	地質構造モデル及び地層要素・断層面の概念図 (X-Z 平面で見た場合)	3-58
図 3.3-8	地表面・地層線の年代補間	3-59
図 3.3-9	地層境界面と地層要素節点の関係 (2次元表示)	3-60
図 3.3-10	地層線の数による地層要素形状の違い	3-60
図 3.3-11	断層面年代間補間の概念図	3-61
図 3.3-12	節点設定機能の概念図	3-62
図 3.3-13	計算値継承の概念図	3-64
図 3.3-14	地層線における変遷状態判定・計算値継承法の流れ	3-66
図 3.3-15	地層要素垂直辺の地層厚さ変化による堆積・侵食判定方法概念図	3-67
図 3.3-16	地層要素における変遷状態判定・計算値継承法選択の流れ	3-68
図 3.3-17	地層要素における継承法選択に使用する三角柱の概念図	3-68
図 3.3-18	地層要素における領域ごとの計算値継承法	3-69

図 3.3-19	変形状態と侵食状態における新旧地層線の関係性の違い	3-72
図 3.3-20	侵食継承法における面積比・相対高さの概念図	3-73
図 3.3-21	断層節点における計算値継承法選択の流れ	3-73
図 3.3-22	検証計算に用いた地質構造モデル (XZ 断面)	3-75
図 3.3-23	地質モデル XZ 断面の地層番号	3-76
図 3.3-24	3D-SEEP モデル XZ 断面の浸透流物性値番号	3-77
図 3.3-25	計算値継承前後における全水頭断面図	3-79
図 3.3-26	計算値継承前後における塩分濃度断面図	3-80
図 3.3-27	10 年後における節点の計算値継承法	3-81
図 3.3-28	計算値継承前後における圧力水頭断面図	3-82
図 3.3-29	計算値継承後 0.01 年後の全水頭断面図	3-83
図 3.4-1	各廃棄体グループにおける初期放射能濃度が高い上位 20 核種の平均放射能濃度の経時変化 (1/2)	3-94
図 3.4-2	中深度処分における埋設施設の構造イメージ ⁽²¹⁾	3-98
図 3.4-3	処分システムの全体的な概念 ⁽²²⁾	3-99
図 3.4-4	原子力学会標準 ⁽⁸⁾ モデルと浸出期間モデルの放出率の比較	3-102
図 3.4-5	原子力学会標準浸出率ケース及び廃棄体グループ別浸出率設定ケースにおいて考慮したパラメータの経時変化	3-112
図 3.4-6	原子力学会標準浸出率ケース及び廃棄体グループ別浸出率設定ケースにおける人工バリアからの移行フラックス (FP 核種)	3-116
図 3.4-7	原子力学会標準浸出率ケース及び廃棄体グループ別浸出率設定ケースにおけるニアフィールド (NF) からの移行フラックス (FP 核種)	3-117
図 3.4-8	原子力学会標準浸出率ケース及び廃棄体グループ別浸出率設定ケースにおけるファーフィールド (FF) からの移行フラックス (FP 核種)	3-118
図 3.4-9	原子力学会標準浸出率ケース及び廃棄体グループ別浸出率設定ケースの 河川水利用経路における被ばく線量 (FP 核種)	3-119
図 3.4-10	原子力学会標準浸出率ケース及び廃棄体グループ別浸出率設定ケースの 河川岸建設経路における被ばく線量 (FP 核種)	3-120
図 3.4-11	原子力学会標準浸出率ケース及び廃棄体グループ別浸出率設定ケースの 河川岸居住経路における被ばく線量 (FP 核種)	3-121
図 3.4-12	原子力学会標準浸出率ケース及び廃棄体グループ別浸出率設定ケースの 河川岸農耕作業経路における被ばく線量 (FP 核種)	3-122
図 3.4-13	原子力学会標準浸出率ケース及び廃棄体グループ別浸出率設定ケースにおける人工バリアからの移行フラックス (系列核種: 1/2)	3-124
図 3.4-14	原子力学会標準浸出率ケース及び廃棄体グループ別浸出率設定ケースにおけるニアフィールド (NF) からの移行フラックス (系列核種: 1/2)	3-126
図 3.4-15	原子力学会標準浸出率ケース及び廃棄体グループ別浸出率設定ケースにおけるファーフィールド (FF) からの移行フラックス (系列核種: 1/2)	3-128
図 3.4-16	原子力学会標準浸出率ケース及び廃棄体グループ別浸出率設定ケースの 河川水利用経路における被ばく線量 (系列核種: 1/2)	3-130
図 3.4-17	原子力学会標準浸出率ケース及び廃棄体グループ別浸出率設定ケースの 河川岸建設経路における被ばく線量 (系列核種: 1/2)	3-132
図 3.4-18	原子力学会標準浸出率ケース及び廃棄体グループ別浸出率設定ケースの 河川	

岸居住経路における被ばく線量（系列核種：1/2）	3-134
図 3.4-19 原子力学会標準浸出率ケース及び廃棄体グループ別浸出率設定ケースの 河川 岸農耕作業経路における被ばく線量（系列核種：1/2）	3-136
図 3.4-20 隆起・侵食及び海水準変動に対する核種移行への影響評価のための リンケー ジ評価体系（2次元地形変化評価に基づく）	3-141
図 3.4-21 地形変化に用いた海水準変動の時間変化.....	3-142
図 3.4-22 隆起速度最大 0.4m/1000 年による 12.5 万年後の表層地形の変化	3-142
図 3.4-23 地下水流動・塩分濃度解析のための現在の地質構造の設定	3-143
図 3.4-24 地質係数 240 の場合の 1 万年ごとの地下水流速分布	3-144
図 3.4-25 地質係数 240 の場合の 1 万年ごとの塩分濃度分布変化	3-146
図 3.4-26 地質係数 400 の場合の 1 万年ごとの地下水流速分布	3-147
図 3.4-27 地質係数 400 の場合の 1 万年ごとの塩分濃度分布変化	3-149
図 3.4-28 地質係数 240 の場合の陸側及び海側埋設地領域の設定（Case 1 及び 2） ...	3-150
図 3.4-29 地質係数 400 の場合の陸側及び海側埋設地領域の設定（Case 3 及び 4） ...	3-150
図 3.4-30 2.2 万年後の各領域中央点の水質の判定.....	3-151
図 3.4-31 4.2 万年後の各領域中央点の水質の判定.....	3-151
図 3.4-32 人工バリア変遷解析の体系の概念	3-153
図 3.4-33 ベントナイト系人工バリア領域における有効モンモリロナイト密度、間隙率の 平均値の経時変化（地下水質による影響）	3-167
図 3.4-34 全領域における透水係数(Kw)、拡散係数(De)、有効モンモリロナイト密度 (ρ_{mont})、間隙率(Porosity)の空間分布（地下水質による影響）	3-167
図 3.4-35 全領域における固相空間分布（地下水質による影響）	3-168
図 3.4-36 ベントナイト系人工バリア領域における有効モンモリロナイト密度、間隙率 の平均値の経時変化（地下水の水質変化の影響）	3-169
図 3.4-37 間隙率低下領域における、間隙率の経時変化（地下水の水質変化の影響） ...	3-169
図 3.4-38 全領域における液相組成空間分布（地下水の影響）	3-170
図 3.4-39 全領域における透水係数(Kw)、拡散係数(De)、有効モンモリロナイト密度 (ρ_{mont})、間隙率(Porosity)の空間分布（地下水の水質変化の影響）	3-171
図 3.4-40 ベントナイト系人工バリア領域における経時変化（caseP0）	3-172
図 3.4-41 全領域における固相空間分布（caseP0）	3-173
図 3.4-42 全領域における液相組成空間分布（caseP0）	3-174
図 3.4-43 全領域における透水係数(Kw)、拡散係数(De)、有効モンモリロナイト密度(ρ_m)、間隙率 (Eps)の空間分布（caseP0）	3-175
図 3.4-44 ベントナイト系人工バリア領域における経時変化（caseS0）	3-176
図 3.4-45 全領域における固相空間分布（caseS0）	3-177
図 3.4-46 全領域における液相組成空間分布（caseS0）	3-178
図 3.4-47 全領域における透水係数(Kw)、拡散係数(De)、有効モンモリロナイト密度(ρ_m)、間隙率 (Eps)の空間分布（caseS0）	3-179
図 3.4-48 ベントナイト系人工バリア領域における経時変化（case1）	3-180
図 3.4-49 全領域における固相空間分布（case1）	3-181
図 3.4-50 全領域における液相組成空間分布（case1）	3-182
図 3.4-51 全領域における透水係数(Kw)、拡散係数(De)、有効モンモリロナイト密度(ρ_m)、間隙率	

(Eps)の空間分布 (case1)	3-183
図 3.4-52 緩衝材領域における経時変化 (case2)	3-184
図 3.4-53 全領域における固相空間分布 (case2)	3-185
図 3.4-54 全領域における液相組成空間分布 (case2)	3-186
図 3.4-55 全領域における透水係数(Kw), 拡散係数(De), 有効モリヤイト密度(ρ_m), 間隙率 (Eps)の空間分布 (case2)	3-187
図 3.4-56 緩衝材領域における経時変化 (case3)	3-188
図 3.4-57 全領域における固相空間分布 (case3)	3-189
図 3.4-58 全領域における液相組成空間分布 (case3)	3-190
図 3.4-59 全領域における透水係数(Kw), 拡散係数(De), 有効モリヤイト密度(ρ_m), 間隙率 (Eps)の空間分布 (case3)	3-191
図 3.4-60 緩衝材領域における経時変化 (case4)	3-192
図 3.4-61 全領域における固相空間分布 (case4)	3-193
図 3.4-62 全領域における液相組成空間分布 (case4)	3-194
図 3.4-63 全領域における透水係数(Kw), 拡散係数(De), 有効モリヤイト密度(ρ_m), 間隙率 (Eps)の空間分布 (case4)	3-195
図 3.4-64 地質係数 240 の場合の陸側及び海側埋設地領域からの核種移行経路.....	3-198
図 3.4-65 陸側埋設地領域から放出された粒子 50 個の移行距離の分布 (Case 1)	3-200
図 3.4-66 海側埋設地領域から放出された粒子 50 個の移行距離の分布 (Case 2)	3-200
図 3.4-67 陸側埋設地領域から放出された粒子 50 個の流出点までの 平均流速の分布 (Case 1).....	3-201
図 3.4-68 海側埋設地領域から放出された粒子 50 個の流出点までの 平均流速の分布 (Case 2).....	3-201
図 3.4-69 地質係数 400 の場合の陸側及び海側埋設地領域からの核種移行経路.....	3-202
図 3.4-70 陸側埋設地領域から放出された粒子 50 個の移行距離の分布 (Case 3)	3-204
図 3.4-71 海側埋設地領域から放出された粒子 50 個の移行距離の分布 (Case 4)	3-204
図 3.4-72 陸側埋設地領域から放出された粒子 50 個の平均流速の分布 (Case 3)	3-205
図 3.4-73 海側埋設地領域から放出された粒子 50 個の平均流速の分布 (Case 4)	3-205
図 3.4-74 陸側埋設地領域中央点から放出された粒子の移行経路上の地質区分 (Case 1)	3-206
図 3.4-75 図 3.4-74 の移行距離 5000m までの拡大図 (Case 1).....	3-206
図 3.4-76 海側埋設地領域中央点から放出された粒子の移行経路上の地質・水質区分 (Case 2).....	3-207
図 3.4-77 図 3.4-76 の移行距離 5000m までの拡大図 (Case 2).....	3-207
図 3.4-78 陸側埋設地領域中央点から放出された粒子の移行経路上の地質・水質区分 (Case 3).....	3-208
図 3.4-79 図 3.4-78 の移行距離 5000m までの拡大図 (Case 3).....	3-208
図 3.4-80 海側埋設地領域中央点から放出された粒子の移行経路上の地質・水質区分 (Case 4).....	3-209
図 3.4-81 図 3.4-80 の移行距離 5000m までの拡大図 (Case 4).....	3-209
図 3.4-82 人工バリアと天然バリアの核種移行フラックスの接続のイメージ.....	3-211
図 3.4-83 2次元地形変化を対象としたリンク評価における人工バリアからの移行フラックス.....	3-212

図 3.4-84	2次元地形変化を対象としたリンクージ評価における天然バリアからの移行フラックス.....	3-213
図 3.4-85	2次元地形変化を対象としたリンクージ評価の河川水利用経路における被ばく線量.....	3-214
図 3.4-86	2次元地形変化を対象としたリンクージ評価の河川岸建設経路における被ばく線量.....	3-215
図 3.4-87	2次元地形変化を対象としたリンクージ評価の河川岸居住経路における被ばく線量.....	3-216
図 3.4-88	2次元地形変化を対象としたリンクージ評価の河川岸農耕作業経路における被ばく線量.....	3-217

表目次

	頁
表 1.3-1 試作版 Da データセット	1-3
表 1.3-2 現在を再現するパラメータの評価結果.....	1-12
表 1.3-3 解析ケース一覧.....	1-20
表 2.2-1 ベントナイト系人工バリア中の Da に係る現状の知見の整理.....	2-4
表 2.2-2 試作版 Da データセット	2-8
表 2.3-1 収着バッチ試験ケース	2-12
表 2.3-2 透過拡散試験ケース	2-13
表 2.3-3 収着バッチ試験結果.....	2-22
表 2.3-4 脱離試験結果.....	2-23
表 2.3-5 K の透過拡散試験を模擬した計算に使用したパラメータ	2-24
表 2.3-6 In-diffusion 試験結果.....	2-25
表 2.4-1 解析ケース.....	2-29
表 2.4-2 液相固定境界の組成.....	2-32
表 2.4-3 固相の鉱物モデル (1 次鉱物、2 次鉱物の設定)	2-32
表 3.2-1 シミュレーションで使用するパラメータ	3-9
表 3.2-2 地質別の P 波速度および一軸圧縮強度	3-17
表 3.2-3 条件を満たす 14 流域の一覧	3-19
表 3.2-4 対象地域の地質係数.....	3-23
表 3.2-5 江差および上ノ国地域の海成段丘および隆起速度 (日本の海成段丘アトラス)	3-25
表 3.2-6 地形変化シミュレーションの主なパラメータ	3-38
表 3.2-7 感度解析を実施しないパラメータの設定値.....	3-39
表 3.2-8 各拘束条件に対する真値および許容誤差の設定値.....	3-41
表 3.2-9 河床縦断形 (傾き) に対する近似モデル.....	3-42
表 3.2-10 河床縦断形 (切片) に対する近似モデル.....	3-42
表 3.2-11 埋没谷深度に対する近似モデル.....	3-43
表 3.2-12 平均侵食速度に対する近似モデル	3-43
表 3.2-13 全ての拘束条件を満たすパラメータ (ケース 1)	3-44
表 3.2-14 全ての拘束条件を満たすパラメータ (ケース 2)	3-44
表 3.2-15 拘束条件との誤差が最も小さいパラメータの評価結果	3-45
表 3.2-16 全ての拘束条件を満たすパラメータ (ケース 1)	3-47
表 3.2-17 全ての拘束条件を満たすパラメータ (ケース 2)	3-47
表 3.2-18 現在の地形との標高差の平均値 (ケース 1)	3-47
表 3.2-19 現在を再現するパラメータの評価結果.....	3-48
表 3.4-1 中深度処分対象廃棄物の種類と全体物量【BWR】	3-90
表 3.4-2 中深度処分対象廃棄物の種類と全体物量【PWR】	3-91
表 3.4-3 中深度処分対象廃棄物の種類と全体物量【GCR】	3-92
表 3.4-4 中深度処分対象廃棄物の種類と全体物量【再処理・MOX 工場分】	3-92
表 3.4-5 中深度処分対象炉内等廃棄物に対する廃棄体の分類.....	3-95
表 3.4-6 各廃棄体グループにおける初期放射能濃度が高い上位 20 核種の内訳.....	3-98
表 3.4-7 各廃棄体グループにおいて初期放射能濃度が上位 20 核種としてカウントされた	

回数	3-98
表 3.4-8 埋施設における人工バリアの寸法設定値.....	3-100
表 3.4-9 各廃棄体グループに対する処分施設形状の諸元.....	3-100
表 3.4-10 処分施設の特性.....	3-105
表 3.4-11 評価対象核種.....	3-106
表 3.4-12 中深度処分対象炉内等廃棄物の分類ごとのインベントリ	3-107
表 3.4-13 系列核種について整理した中深度処分対象炉内等廃棄物の分類ごとのインベントリ	3-108
表 3.4-14 放射化金属等の溶出率の既往文献における設定値	3-110
表 3.4-15 本評価における金属廃棄物等の溶出率及び溶出期間の設定値と設定根拠.	3-110
表 3.4-16 セメント系材料層（コンクリートピット、低拡散層）における溶解度.....	3-111
表 3.4-17 セメント系材料層（コンクリートピット、低拡散層）における実効拡散係数3-112	
表 3.4-18 ベントナイト系材料層（低透水層）における実効拡散係数	3-112
表 3.4-19 原子力学会標準浸出率ケース及び廃棄体グループ別浸出率設定ケースの還元性環境及び酸化性環境（硝酸塩影響）における収着分配係数.....	3-113
表 3.4-20 原子力学会標準浸出率ケースにおいて考慮したパラメータ設定.....	3-114
表 3.4-21 被ばく経路.....	3-115
表 3.4-22 内部被ばく及び外部被ばく線量換算係数.....	3-116
表 3.4-23 Case 1 の廃棄物埋設地の水質タイプの時間変化	3-153
表 3.4-24 Case 2 の廃棄物埋設地の水質タイプの時間変化	3-153
表 3.4-25 Case 3 の廃棄物埋設地の水質タイプの時間変化	3-154
表 3.4-26 Case 4 の廃棄物埋設地の水質タイプの時間変化	3-154
表 3.4-27 降水系地下水及び海水系地下水の化学組成.....	3-154
表 3.4-28 地下水組成.....	3-156
表 3.4-29 鉱物モデル.....	3-156
表 3.4-30 解析ケース一覧.....	3-156
表 3.4-31 地下水水質別収着分配係数.....	3-156

1.序論

1.1 まえがき

これまでに廃棄物埋設にかかる原子力規制委員会原子力規制庁（以下「原子力規制庁」という。）の委託事業において、安全評価手法の整備を行ってきた。しかし、淡水系地下水を主に想定しているため、処分地が沿岸陸域に立地した場合に現在又は将来において想定される塩水系地下水環境における安全評価手法の整備に関しては十分ではない。また、過年度の原子力規制庁委託事業の成果により、ベントナイト系人工バリア中でイオン種の拡散係数がイオン強度によって変化する等、安全評価を行うにあたって未解決の課題も出されている。

原子力規制庁においては、今後、炉内等廃棄物埋設等に適用する規制基準及び事業許可申請に必要な安全評価ガイドの整備を行っていく予定であるため、過年度の委託事業による成果を参考にし、安全評価ガイドの整備及び審査に必要な安全評価手法の整備のために、追加的に必要となる以下に示す事業を行った。

- (1) 処分環境下における人工バリアの変質挙動解析手法の整備
- (2) 天然バリアにおける核種移行評価手法の整備

1.2 実施内容

- (1) 処分環境下における人工バリアの変質挙動解析手法の整備

人工バリアの変質挙動に関する評価手法は、これまでに原子力規制庁委託事業において、人工バリアの挙動モデル及び物質移行－変質連成解析コードの開発を行ってきた。しかし、淡水系地下水環境での変質挙動を主に想定していたため塩水系地下水環境での変質挙動の評価手法としては十分ではない。また、ベントナイト系人工バリア中のイオン種の拡散評価においては、過年度の委託事業の成果において、有効拡散係数 (D_e) はイオン強度依存性を示すが、見かけの拡散係数 (D_a) は明確なイオン強度依存性を示さないことが報告されている。一方で、これまでに整備した物質移行－連成解析コードにおいては、ベントナイト中の全てのイオン種に対して同じ有効拡散係数を設定していることから、実際の現象からのかい離を含んでいる可能性がある。

そこで、本事業においては、これまで開発を進めてきた物質移行－変質連成解析コードを基本として、より実際の現象を適切に再現可能で、かつ沿岸陸域に処分施設が立地した場合に考慮が必要となる塩水系地下水に対応した解析コードへの改良を行った。具体的には、対象となるイオン種に対して固有の見かけの拡散係数データセットを整備するために、塩水系地下水を想定した環境での拡散試験を実施した。また、これまでの委託事業で整備した物質移行－変質連成解析コードを見かけの拡散係数を使えるコードに改良し、塩水環境下におけるベントナイト系人工バリアの変質挙動解析を試験的に行った。

- (2) 天然バリアにおける核種移行評価手法の整備

天然バリアの核種移行評価手法については、過年度の原子力規制庁委託事業において、地形変化シュミレーションコードを用いて隆起・侵食活動を予測し、その結果を反映した地下水流動解析を実施した。また、その結果を基に最終的な生物圏への核種移行フラックスを求めるための解析手法の整備等を行ってきた。しかし、処分施設が沿岸陸域に立地した場合、海水準変動による地下水流動の変化に関し、地形変化シミュレーションの評価モデル及び各パラメータの適用性の検証は十分ではない。特に、3次元の地形変化シミュレーション解析に関して、各

パラメータの検証は不十分であるため、現実の地形変化を再現できていない可能性がある。

そこで、本事業においては、海水準変動を考慮し、現実在即した地形変化シミュレーションを行うため、日本国内で地形変化に関するデータを有する沿岸陸域を対象として、海水準変動を含む、隆起・侵食等を考慮した過去から現在までの3次元での地形変化シミュレーションを実施し、現在の地形と比較した。その結果から、評価モデル及び設定したパラメータの妥当性について評価するとともに、今後改良すべき項目と改良方針を示した。また、現実在即した地形の時間変化に応じた地下水流動の変化を評価可能とするため、3次元地形変化シミュレーションと3次元地下水流動を組み合わせた手法整備を開始した。さらに、沿岸域における炉内等廃棄物埋設を想定した人工バリアの変質挙動解析及び地形変化を反映した地下水流動解析を行い、その結果を反映した生物圏までの核種移行解析を予察的に行い、安全評価上留意すべき点を整理した。

1.3 成果概要

1.3.1 処分環境下における人工バリアの変質挙動解析手法の整備

(1) 背景と目的

ベントナイトは、炉内等廃棄物の中深度処分等において人工バリアとして使用されることが想定されている。また、中深度処分の廃棄物埋設地の設計概念^{※1}では、ベントナイト系人工バリアの内側にセメント系人工バリアが隣接しており、このセメント系人工バリアや、廃棄物埋設地の建設等に使用されたセメント系材料から溶出するアルカリ成分によって、ベントナイト系材料が変質する可能性がある。したがって、中深度処分におけるベントナイト系人工バリアの性能を評価するためには、このような変質挙動を評価する必要があるが、評価にあたっては、これまで整備を進めてきた物質移行-変質連成解析コード (MC-BUFFER) を利用することが可能と考えられる。

このため、ベントナイト中の物質移行を表すパラメータとして、 De をベースとするよりも実際の現象からのかい離が小さく科学的に合理的であると考えられる Da をベースとしたベントナイト内拡散モデル (以下「 Da 拡散モデル (仮称)」という。) を用いたベントナイト系人工バリアの変質挙動評価に必要な検討を行った。

具体的には、ベントナイト系人工バリアの変質挙動に関わるイオン種を構成する元素ごとに固有の Da データセットを整備するため、文献調査等により現状の知見を整理し、試作版の Da データセット (以下「試作版 Da データセット」という。) を作成した。また、セメント系材料から初期に多量に溶出し、ベントナイト系人工バリアの変質に大きく影響を及ぼす元素と考えられるにもかかわらず、ベントナイト中における既存の拡散データがほとんど得られていないカリウム (K) を対象に、塩水系地下水を想定した条件で拡散試験や収着試験を行い、ベントナイトの主成分であるモンモリロナイト中における K の Da を取得した。さらに、 Da 拡散モデル (仮称) を MC-BUFFER に導入するため、これまで個別の要素ごとに行ってきたコード修正を連成させるとともに、一連の物質移行-変質連成解析を可能とするための MC-BUFFER の改良を行った。そして改良した MC-BUFFER を用いて、塩水環境下でのベントナイト系人工バリア領域における一連の物質移行-変質連成解析を試験的に実施し、課題等を整理した。

※1 原子力規制委員会「第2回廃炉等に伴う放射性廃棄物の規制に関する検討チーム会合」資料 2-1, 平成 27 年 2 月 12 日

(2) 試作版 Da データセットの整備

試作版 Da データセットの整備にあたって、まず、ベントナイトの変質挙動に影響を及ぼす可能性のあるイオン種を幅広く選定し、現状のMC-BUFFERの入出力形式に対応できるように、当該イオン種を構成する元素ごとの Da を整理した。

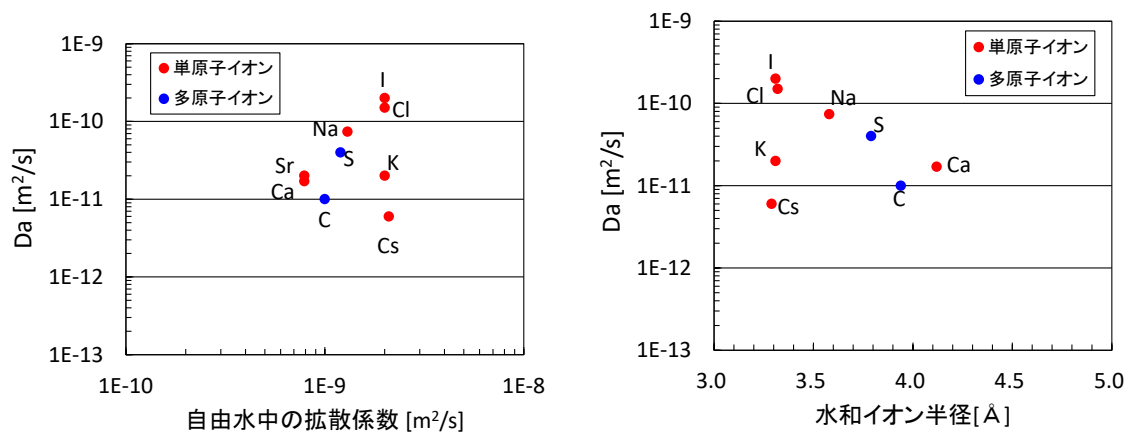
次に、既往文献に示されている各元素の Da データについて、試験条件や試験方法等を確認し、25°C程度かつ健全状態の圧縮ベントナイト(有効モンモリロナイト密度 1,000 kg/m³程度)を用いて取得されたものを選定した。K の Da については、後述する(3)の結果を踏まえて設定した。

一方、こうした条件に適合する既往の Da データが存在しない元素については、自由水中の拡散係数や水和イオン半径等を参考にしつつ、 Da データが存在する他の元素との類似性を考慮し、 Da を推定した。整備した試作版 Da データセットを表 1.3-1 に示す。表 1.3-1 には各元素の Da に加えて、備考として各元素がベントナイト中を移行する際に取りうると考えられるイオン種の情報を記載している。

表 1.3-1 試作版 Da データセット

元素	Da [m ² /s]	備考 (イオンの種類、価数、イオン種 等)
Cl	1.5×10 ⁻¹⁰	単原子イオン (-1)
F		Cl ⁻ 、F ⁻
Na	7.4×10 ⁻¹¹	単原子イオン (+1) Na ⁺
S	4.0×10 ⁻¹¹	多原子イオン (-2、-1)、オキシ酸 SO ₄ ²⁻ 、HSO ₄ ⁻
K	2.0×10 ⁻¹¹	単原子イオン (+1) K ⁺
Ca	1.7×10 ⁻¹¹	単原子イオン (+2)
Mg		Ca ²⁺ 、Mg ²⁺
B	1.0×10 ⁻¹¹	多原子イオン (-1、0)、オキシ酸 BO ₂ ⁻ 、HBO ₂
C		多原子イオン (-2、-1)、オキシ酸 CO ₃ ²⁻ 、HCO ₃ ⁻
Al		多原子イオン (-1)、オキシ酸 AlO ₂ ⁻
P		多原子イオン (-2、-1)、オキシ酸 HPO ₄ ²⁻ 、H ₂ PO ₄ ⁻
N	6.0×10 ⁻¹²	多原子イオン (+1) NH ₄ ⁺ (※還元雰囲気を想定)
Si	6.0×10 ⁻¹³	多原子イオン (-1、0)、水酸化物イオン含む Si(OH) ₅ ⁻ 、Si(OH) ₄
Fe	2.0×10 ⁻¹³	多原子イオン (-1、0、+1)、水酸化物イオン含む Fe(OH) ₃ ⁻ 、Fe(OH) ₂ 、FeOH ⁺

図 1.3-1 は、様々な元素の自由水中の拡散係数や水和イオン半径と Da との関係を示したものである。図より、セシウム (Cs) と K 以外の元素については、自由水中の拡散係数が小さいほど、または、水和イオン半径が大きくなるほど、ベントナイト系材料中の Da は小さくなる傾向が見られた。



※1 K と Cs は上記傾向から外れており、数分の 1～一桁程度小さい Da を取った。また、C についても上記傾向から外れているように見えるが、文献値の上限 ($2.4 \times 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$) を取った場合、これら傾向に合う結果となった。

図 1.3-1 自由水中の拡散係数及び水和イオン半径と Da との関係

(3) 塩水系地下水を想定した K の拡散試験等の実施

Na 型のモンモリロナイトを用いた K の収着バッチ試験と透過拡散試験を、0.1、0.3、0.5 M の NaCl が共存する条件下でそれぞれ実施した。取得した収着分配係数 (Kd) に加えて、図 1.3-2 に示す透過拡散試験結果と Da 拡散モデル (仮称) を用いた評価手法による計算値のフィッティングから、モンモリロナイト密度 $1,000 \text{ kg/m}^3$ 、 25°C の条件下におけるモンモリロナイト圧縮体中の K の Da として、 $(1.6 \sim 2.0) \times 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$ という値を得た。

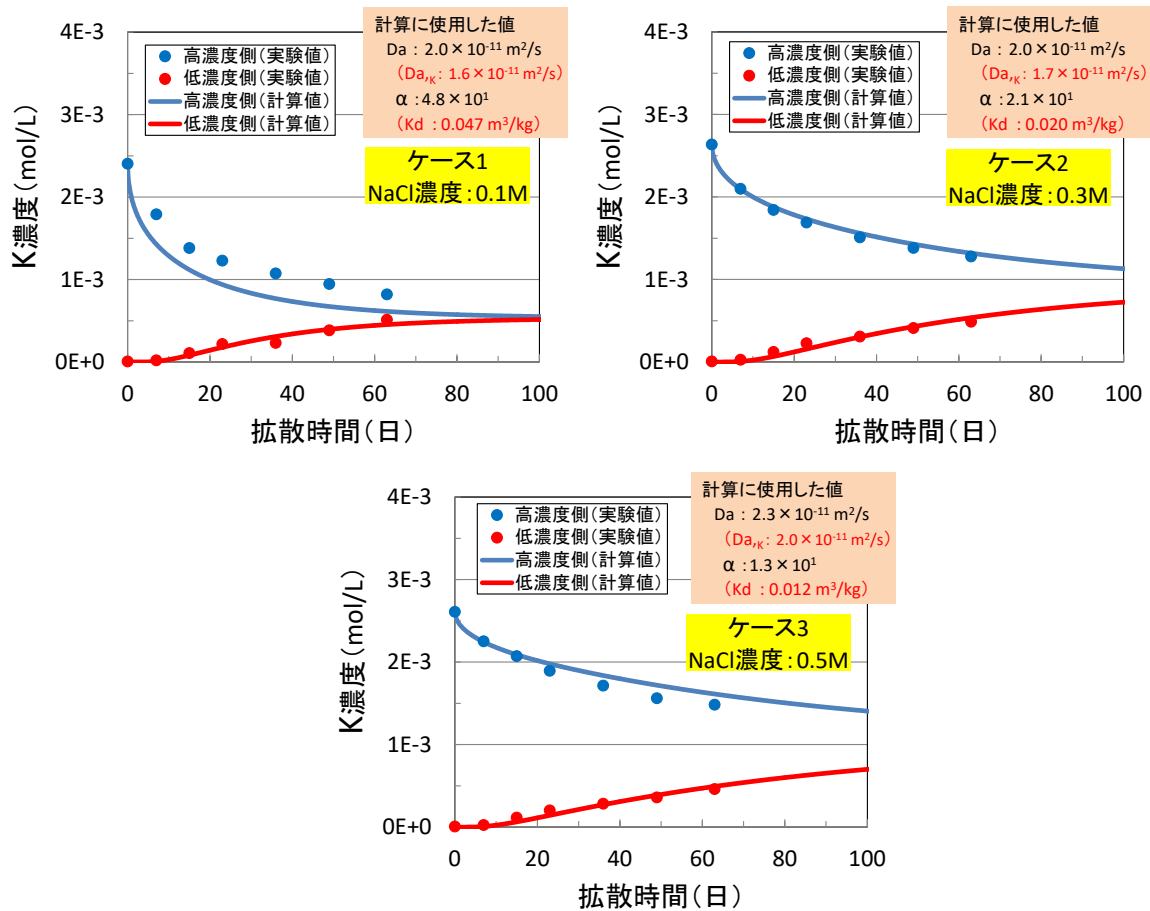


図 1.3-2 高濃度および低濃度側タンク内の K 濃度の経時変化 (実験値と計算値の比較)

また、0.5 M の NaCl 溶液条件で In-diffusion 試験を行った結果を図 1.3-3 に示す。ここで、試験に用いた Na 型モンモリロナイト中には微量の K が含まれていると考えられたため、初期から含まれる K の影響を考慮した補正を行った。図 1.3-3 から導出された Da は透過拡散試験から得られた Da とほぼ同等の値であった。

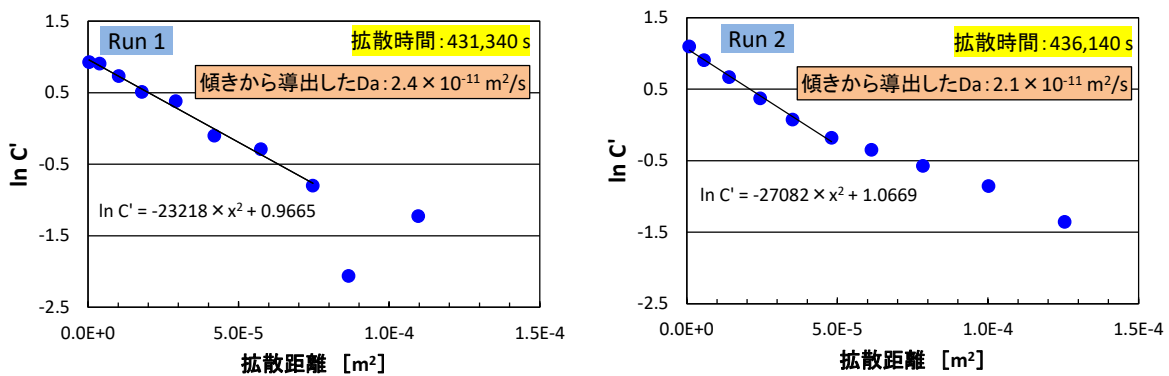


図 1.3-3 In-diffusion 試験結果および傾きから導出した Da (初期 K 濃度を考慮した補正有り)

イオン強度が低い条件では、 K_d が大きくなり、 K が試料を透過しない可能性があるため、透過拡散試験よりも In-diffusion 試験によって Da を取得することが適切と考えるが、今回実施した In-diffusion 試験の課題として、試料中にもともと含まれる K の影響を考慮する必要があることが分かった。このため、低イオン強度の範囲も含む、様々な NaCl 濃度条件下で K の Da を把握するためには、初期試料 (Na 型モンモリロナイト試料) に含まれる K 量の同定方法やモンモリロナイト試料からの K の脱離方法を確立する必要がある。

(4) MC-BUFFER の改良及び塩水環境下における試解析

MC-BUFFER に Da 拡散モデル (仮称) を導入するため、これまで実施してきた要素ごとの修正 (元素ごとの Da の設定、同一の Da を設定する複数の元素群の構成、元素群ごとの移行計算、モンモリロナイトの負電荷も考慮した電荷バランスの調整、地球化学反応計算で用いる濃度の設定に係るもの) を連成させるとともに、 Da 拡散モデルで移行計算した結果を地球化学反応解析に輸入出来るようにプログラムを修正し、一連の物質移行-変質連成解析が MC-BUFFER で実行可能とするための改良を行った。

改良した MC-BUFFER を用いて、図 1.3-4 に示す体系で、ベントナイト系人工バリアの物質移行-変質連成解析を実施した。図 1.3-4 の液相固定境界としては、塩水成分の共存を想定し Na に富むセメント平衡水が接している設定とした。解析ケースとしては、以下の 3 ケースを設定した。

- ・ケース 1: 従来の De を用いた拡散モデルを使用したケース (全ての元素が同じ De で移行)
- ・ケース 2: Da 拡散モデル (仮称) を使用し、電荷バランスを Na で調整するケース
- ・ケース 3: Da 拡散モデル (仮称) を使用し、電荷バランスを pH で調整するケース

100 年間の試解析を行った結果、 Da 拡散モデル (仮称) を用いたケース 2 及び 3 においても、従来のケース 1 と同様に一連の物質移行-変質連成解析が不具合なく実行されることを確認した。

各ケースの試解析の結果を図 1.3-5~図 1.3-7 に示す。図 1.3-5 と図 1.3-7 を比較すると、ケース 3 では、液相固定境界であるセメント平衡水と接している側からアルカリ成分が供給され、変質は当該境界側から進行する結果となっており、ケース 1 と同様の現実的な傾向を示している。一方、ケース 2 では、図 1.3-6 に示したように、液相固定境界付近 (0.1~0.2 m の範囲) において pH が酸性側に振れるという非現実的な結果となった。この要因の一つとして、ケース 2 では OH⁻ の移行を計算していないにもかかわらず、Na で電荷バランスを取ったことが考えられた。また、図 1.3-5~図 1.3-7 の液相組成分布の結果から、pH の変遷は Na 等のアルカリ成分の濃度だけでなく、Si 濃度とも相関があることが分かった。このことから、ベントナイトのアルカリ変質解析においては、各元素に対して現実的な拡散係数を設定することの重要性が確認できた。

Da 拡散モデル (仮称) を導入した MC-BUFFER の整備にあたっては、ベントナイト中における単位体積当たりのイオン種濃度と液相中のイオン種濃度の比例定数 (保持因子) を適切に設定できるようにすることに加えて、上述のケース 1~3 の試解析によって得られた課題も踏まえた改良が必要である。

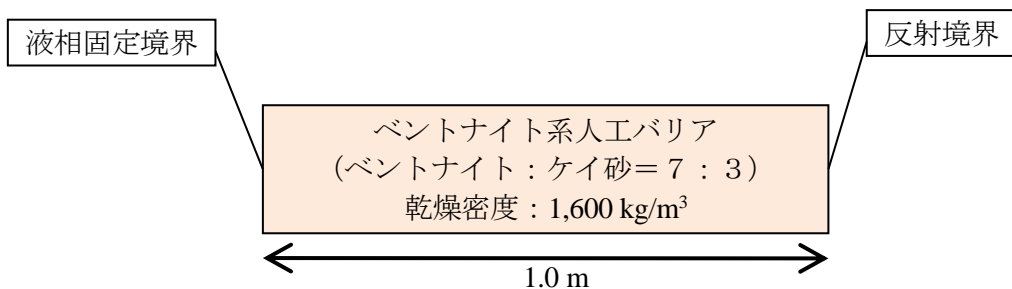
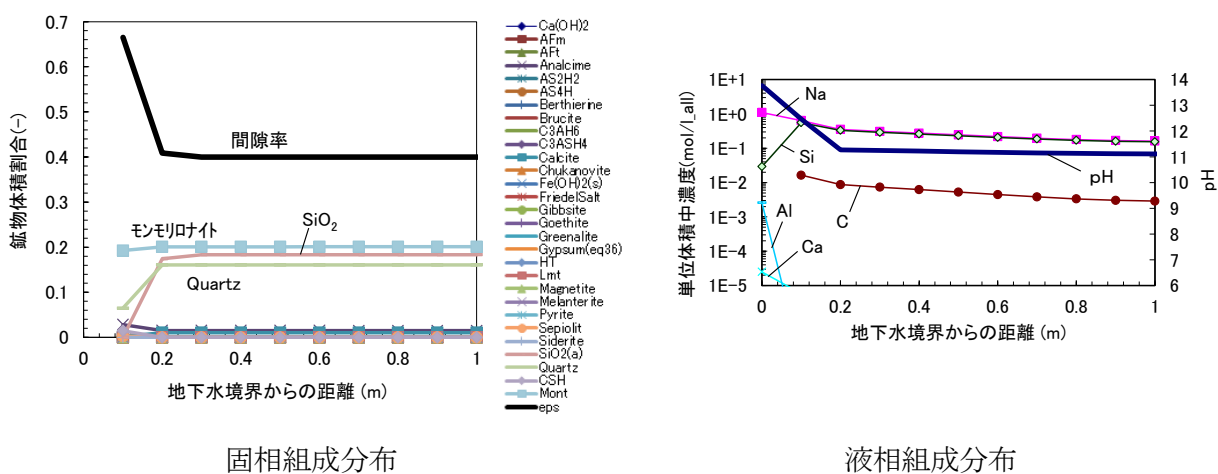


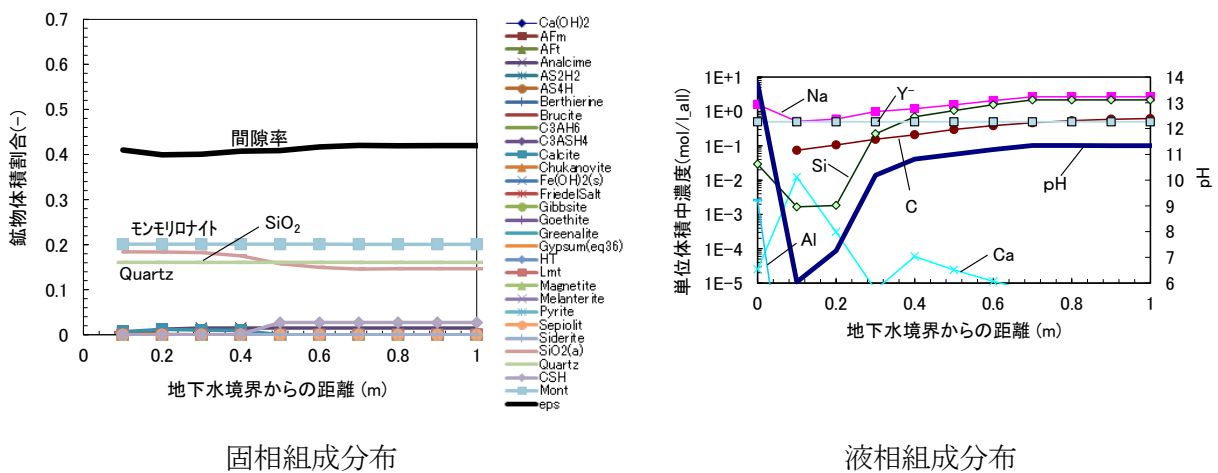
図 1.3-4 解析体系（ベントナイト系人工バリア領域のみ）



固相組成分布

液相組成分布

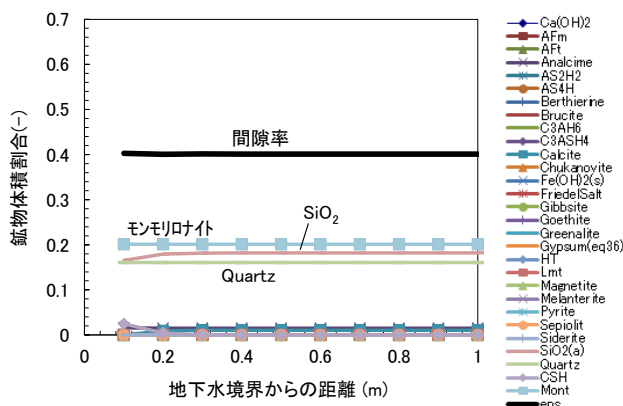
図 1.3-5 解析結果（ケース 1、100 年後の固相および液相組成分布）



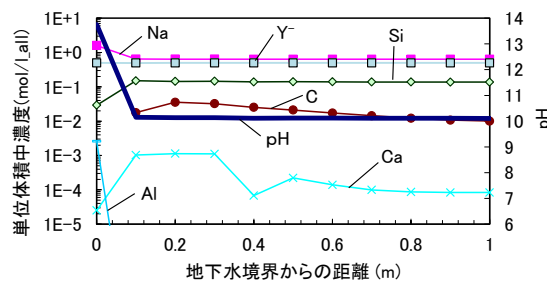
固相組成分布

液相組成分布

図 1.3-6 解析結果（ケース 2、100 年後の固相および液相組成分布）



固相組成分布



液相組成分布

図 1.3-7 解析結果 (ケース 3、100 年後の固相および液相組成分布)

(5) まとめ

平成 29 年度に実施した「処分環境下における人工バリアの変質挙動解析手法の整備」における成果および今後の課題を以下に整理する。

【研究成果】

- ・ ベントナイト系人工バリア劣化に係る物質移行-変質連成評価で対象となるイオン種に対して固有の Da データセットを整備するため、当該イオン種を構成する元素ごとの Da に係る現状の知見 (25°C 程度かつ有効モンモリロナイト密度 1,000 kg/m³ 程度の Da 値) を文献調査等により整理した。
- ・ セメント系材料から初期に多量に溶出され、ベントナイト系人工バリアの変質に大きく影響する元素と考えられるにも関わらず、拡散データがほとんどない K に対して、塩水環境下における拡散試験等を実施し、NaCl 濃度 0.1~0.5 M の範囲における K の Da は約 2×10^{-11} m²/s である可能性が高いことを示した。
- ・ 以上の結果を踏まえ、試作版 Da データセットを作成した。
- ・ 各元素の Da 値に対する自由水中の拡散係数や水和イオン半径等の依存性を調べた結果、経験的ではあるが、一部の元素を除き、これらパラメータへの依存性が確認された。
- ・ これまで個別に検討していた Da 拡散モデル (仮称) の MC-BUFFER への導入に係る要素ごとの修正を連成させるとともに、一連の物質移行-変質連成解析を可能とするための当該コードの改良を行った。
- ・ 改良した MC-BUFFER および試作版 Da データセットを用いて、ベントナイト系人工バリア領域を対象とし、塩水系地下水を想定した試解析を実施した結果、電荷バランスを pH で調整したケースは現実的な傾向を示したが、Na で調整したケースは OH⁻ の移行を計算していないこと等から非現実的な結果となった。また、pH の変遷は Na 等のアルカリ成分の濃度だけでなく、Si 濃度とも相関があることが分かった。

【今後の課題】

- ・ 最新の Da データ等を踏まえ、試作版 Da データセットの更新を図ることが重要である。また、必要に応じて、有効モンモリロナイト密度や温度等に対する Da の依存性を考慮した Da の定式化を行う。
- ・ 低イオン強度の範囲も含む、様々な NaCl 濃度条件下で K の Da を把握するため、初期試料 (Na 型モンモリロナイト試料) に含まれる K 量の同定方法やモンモリロナイト試料からの K の脱離方法を確立する必要がある。
- ・ Da 拡散モデル (仮称) を導入した MC-BUFFER の整備にあたっては、他の人工バリアを含む領域での解析を可能とするため、ベントナイト中における単位体積当たりのイオン種濃度と液相中のイオン種濃度の比例定数 (保持因子) を適切に設定できるようにする必要がある。
- ・ また、OH⁻の移行を MC-BUFFER で計算可能かどうかも含め、Na で電荷バランスを調整する方法の是非を検討することも重要である。
- ・ さらに、 De 拡散モデルおよび Da 拡散モデルを用いた解析結果を比較し、それぞれの適用性を確認した上で、中深度処分等の安全審査で使用すべきモデルをどちらにするのか判断する必要がある。

1.3.2 天然バリアにおける核種移行評価手法の整備

平成 28 年度までの受託研究において、地層処分相当の廃棄物埋設地を対象として、隆起・侵食・海水準変動が地形変化とその領域の地下水流動の変化によって処分システムに与える影響を、河床縦断面を対象とした 2 次元体系で検討を進めてきた。

しかしながら、2 次元の解析では、現在河川の地下に埋設地を設定することとなり、侵食に対してかなり保守的な評価となっている。今後、設置が検討される廃棄物埋設地を現在河川の直下に配置する可能性は低く、河川から離隔して配置された場合の地形変化とその影響を評価するためには、廃棄物埋設地を含めたサイト領域を 3 次元的にとらえて、地形変化が地下水流動及び核種移行にどのような影響を与えるかを評価する必要がある。すなわち、3 次元地形変化評価と 3 次元地下水流動解析を組み合わせ、地下水流動場の時間変化を把握し、それから人工バリア及び天然バリア上の核種移行経路を適切に設定して、核種移行解析につなげることが求められる。

そこで、隆起・侵食・海水準変動による長期的な地形変化を 3 次元で評価できる地形変化評価コードを導入し、その結果から 3 次元地下水流動を評価し、埋設地の水質変化に基づいて人工バリア変質解析を行うとともに、天然バリア上の移行経路を求めて、一連の核種移行解析を行うリンケージ評価について、検討することとした。3 次元地形変化評価手法及び 3 次元地下水流動解析の各要素について検討を行うとともに、来年度以降実施する 3 次元で一連のリンケージに向けて、平成 28 年度までに実施した 2 次元の解析結果をベースに中深度処分を対象とした核種移行解析を実施した。

(1) 隆起・侵食及び海水準変動による地形変化評価手法の整備

炉内等廃棄物埋設等の放射性廃棄物の処分において、隆起・侵食や海水準変動による地形変化は、地下水流動・地下環境の変化や埋設深度の減少を引き起こし、処分システムの機能を低下させる恐れがある（図 1.3-8）。このため、隆起・侵食および海水準変動に伴う将来の地形変化を適切に評価する必要がある。ただし将来の地形変化の評価には不確かさが伴うことから、安全評価においては、生物圏への核種移行評価につながる地下水流動評価の観点から、将来の地形変化の変動幅を評価することが重要である。

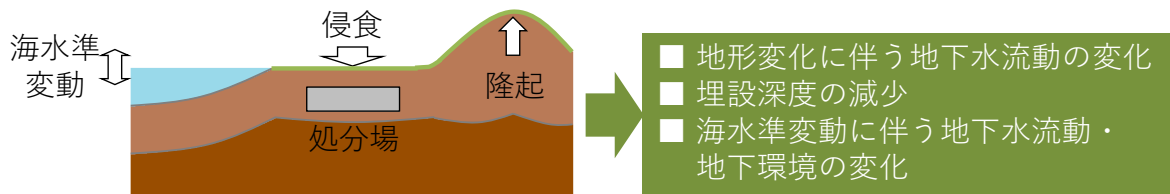


図 1.3-8 隆起・侵食および海水準変動に伴い想定される変化

隆起・侵食および海水準変動は緩慢かつ広域的な現象であり、過去における変動を外挿することで、将来 10 万年程度（氷期・間氷期 1 サイクル：12.5 万年）程度の推論が可能であると推定されている⁽⁴⁾。これらの自然事象の評価にあたっては、サイトの地形や特性に応じた評価が必要であり、これには地形変化の営力を数式化した地形変化シミュレーションが有効であると考えられる。そこで今年度は、地形変化シミュレーションを用いて将来の地形変化の変動幅を評価するために、まず変動が比較的小さく安定な地域を対象に、古地形の推定および現在を再現するパラメータの評価を行った（図 1.3-9）。評価においては、地形・地質調査等から把握さ

れた対象地域における過去の地形変化に対する条件（河床縦断形（河成段丘判読位置）が現在と 12.5 万年前で一致、埋没谷深度（現河口での最寒冷期の標高）および平均侵食速度が推定値に一致）を地形変化シミュレーションの拘束条件とすることで、評価の妥当性を確保するものとした。また古地形の推定の不確かさを把握するために、推定値に不確かさが大きい平均侵食速度（領域・期間平均）の大小に対応した 2 ケースを評価することとした。

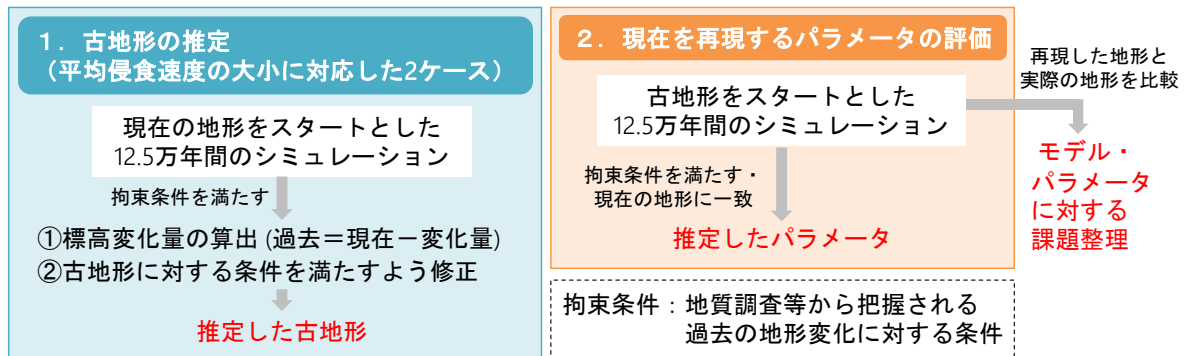


図 1.3-9 今年度の評価概要

(a) 古地形の推定

過去の地形は『過去（12.5 万年前）の標高＝現在の標高－12.5 万年間の標高変化量（隆起量－侵食量＋堆積量）』で表されるが、標高変化量は複数の地形変化プロセスの結果であり、一律に仮定することが困難である。そこで、対象地域の変動が比較的小さく安定であること、さらに河成段丘判読位置において 12.5 万年前と現在の河床高が一致することから、現在を 12.5 万年前の地形と仮定したときの過去～現在の 12.5 万年間の変化量が、おおよその過去 12.5 万年間の変化量に類似すると仮定し、これを地形変化シミュレーションで評価することとした。ただし、これは過去の変化量と必ずしも一致しないため、計算した 12.5 万年間の変化量を現在の標高から差し引いた地形は、地形・地質調査等から把握される古地形に対する条件を満たさない。そこで、調査から特定した古地形に対する条件（汀線位置が 12.5 万年前と現在で一致、河成段丘判読位置での河床縦断形が 12.5 万年前と現在で一致）を考慮して算出した地形を修正し、これを推定した古地形とした。

評価の結果、推定した古地形は図 1.3-10 のようになった。ケース（平均侵食速度）の違いにより、斜面域では標高の高いところで最大 30m の標高差が見られた。河川域では、河成段丘判読位置において河床高が現在と 12.5 万年前で一致するという条件を両ケースとも満たしている。海域では、MIS5e の海成段丘の分布が現在の汀線位置とほぼ一致することから、両ケースとも現在の地形と同じと仮定している。

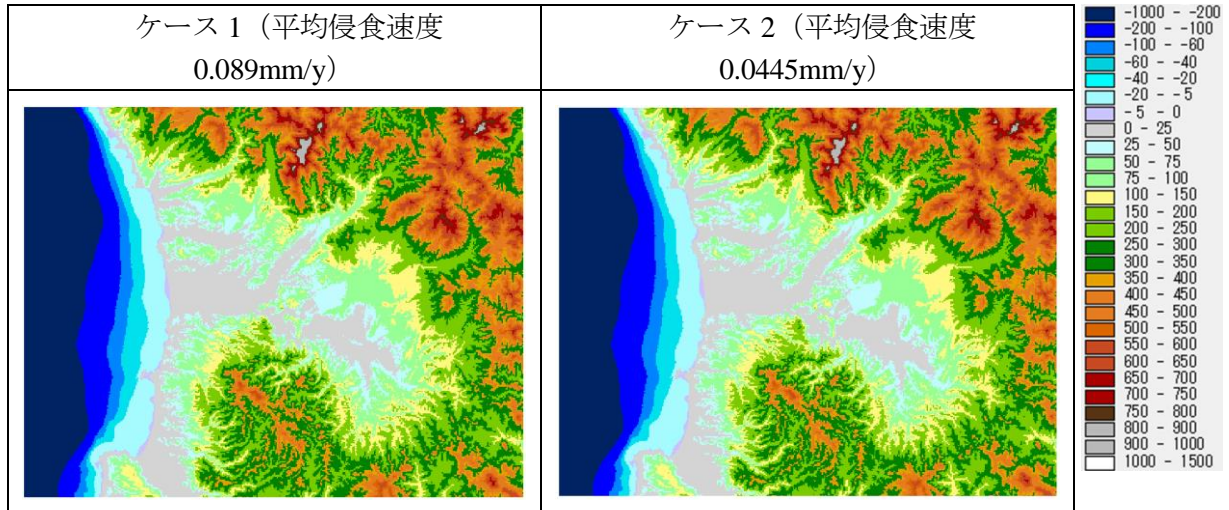


図 1.3-10 推定した古地形の標高

(b) 現在を再現するパラメータの評価

(a) で推定した古地形をスタートとした 12.5 万年間のシミュレーションにより、拘束条件を満たしかつ現在の地形に一致するようなパラメータを、各ケースに対し求めた。その結果を表 1.3-2 に示す。ケース（平均侵食速度）の違いによるパラメータ評価結果の違いは、河川域での侵食力（勾配に応じた項）（河川係数（勾配））および斜面域での侵食力を表す係数（斜面係数）に現れた。

表 1.3-2 現在を再現するパラメータの評価結果

	河川係数 (流域面積)	河川係数 (勾配)	斜面係数	礫径係数	気候係数
ケース 1 (平均侵食速度 0.089mm/y)	0.001	0.0015	0.002	8	0.5
ケース 2 (平均侵食速度 0.0445mm/y)	0.001	0.0001	0.00125	8	0.5

また、各ケースに対する求めたパラメータによりシミュレートした現在の地形と実際の現在の地形の標高差を、図 1.3-11 および図 1.3-12 に示す。両ケースにおいて、全領域の約 8 割で現在との標高差は約±10m 以下となった。ただし、海域は現在に比べ過剰に堆積してする結果となった。これは海域におけるデータが少なく古地形の海域の設定が不十分であること、モデルにおいて土砂移動を考慮できていないことが原因と推定される。また、シミュレートした現在の地形における河床幅は、実際の現在の河床幅と一致しなかった。このことは、側刻・蛇行に関するモデル・パラメータの検討が不十分であったことが理由であると思われる。以上からモデル・パラメータに対する改良点として、海域における土砂移動（沿岸流の影響、急斜面における地すべり等）に関する新たなモデルの取り入れ・改良、海域のパラメータ（堆積深度制限等）の推定方法に関する知見整理、側刻・蛇行に関する適切なパラメータ・数式の設定が挙げられる。

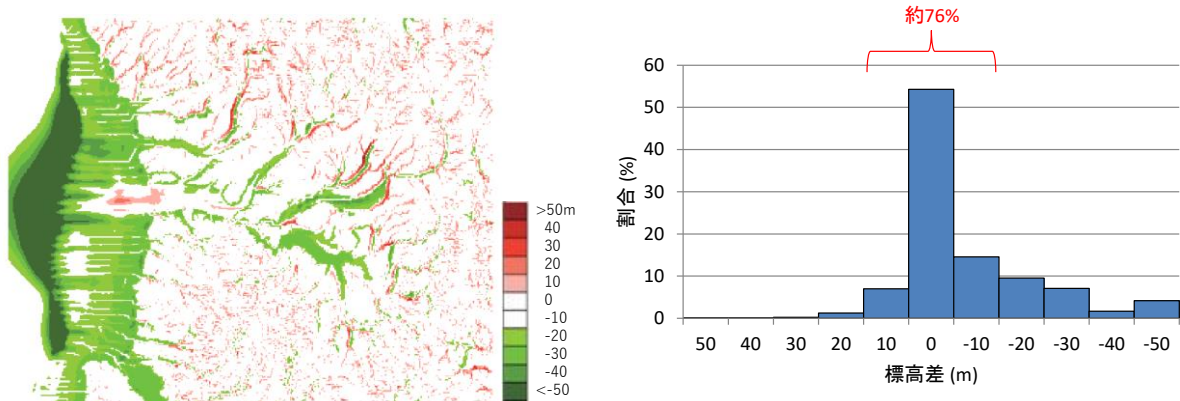


図 1.3-11 シミュレートした現在の地形と実際の現在の地形の標高差（ケース 1）

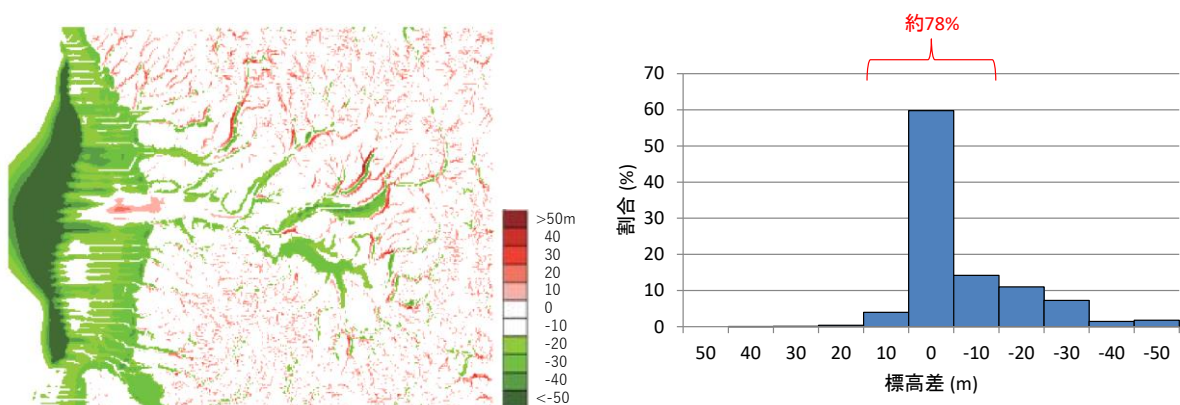


図 1.3-12 シミュレートした現在の地形と実際の現在の地形の標高差（ケース 2）

今後は、今年度評価した古地形推定の不確かさに対応する 2 ケースを、将来の変動の不確かさ（海水準変動等）を考慮した上で将来に外挿する。さらに、評価した現在～将来の地形変化に対し、地形変化を考慮した非定常な地下水流動・塩分濃度解析を実施し、さらにその結果に基づき核種移行解析を行うことで、安全評価において留意すべき点について整理する。

（2）地形変化を考慮した地下水流動評価手法の整備

日本原子力研究開発機構では、多孔質媒体中での 3 次元地下水流動・物質移行解析コード 3D-SEEP⁽²⁾の開発を行っている。(1) に示した地形変化シミュレーションによる非定常な地形変化を 3D-SEEP で考慮するための評価手法の整備を実施した。3D-SEEP の解析モデルに対し地形変化を考慮する方法として、節点数や要素数は変化させずに、座標の位置や要素に割り当てる物性値や計算初期値を地質構造モデル（≡地形や地層を表すモデル）の変化に合わせて設定する方法（以下、基本構造固定法）を導入した。基本構造固定法による地形変化に応じた解析モデルの変化の例を、図 1.3-13 に示す。

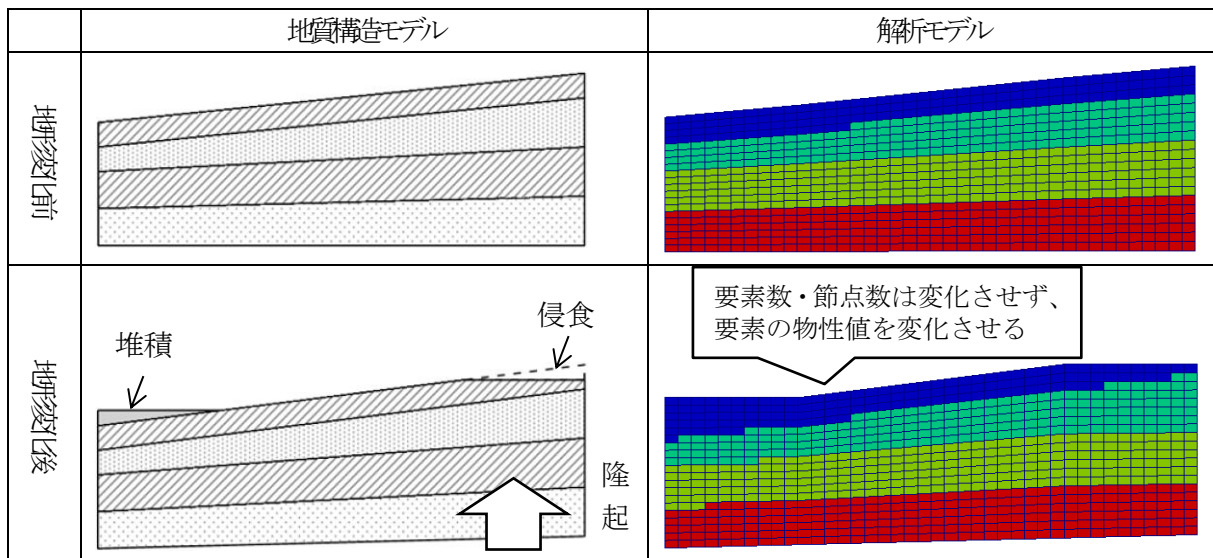


図 1.3-13 地形変化に応じた解析モデルの変化（基本構造固定法）

基本構造固定法により地形変化を評価する場合、解析モデルの節点・要素は、各要素の地層判定のための地質構造モデルに1対1で対応しない。そのため、隆起・侵食による変化を考慮した解析用地質データを別途（任意の年代に対して複数）用意し、用意した解析用地質データにしたがって、解析モデルの節点・要素の物性値や計算値を設定し直す必要がある。本検討ではこれらに対応する機能として、以下の3つの外部プログラムを整備した。

- 1) 隆起・侵食に係る解析用地質データ作成支援機能（uandd_pre_3D-SEEP）
- 2) 節点移動及び物性値割り当て機能（uandd_transnode_3D-SEEP）
- 3) 計算値継承機能（CalVaS_3D-SEEP）

これらのプログラムを3D-SEEPと共に用いることで、長期的な地質環境の変化による地下水流動への影響を連続的に評価することが可能となる。例として、現在～将来の地質環境の変化を評価する場合の流れを図1.3-14に示す。地形変化シミュレーションにより、現在から12.5万年後までの1万年毎の地質構造が得られているとする。このとき、現在に対する3D-SEEPの解析モデルを作成しておけば、以下の流れで現在～将来までの連続的な計算を行うことが可能である。

- ① uandd_pre_3D-SEEPにより、現在～将来（12.5万年後）の1万年毎の地質構造モデルに基づき、計算時刻毎（例えば100年毎）の解析用地質データを補間する。
- ② uandd_transnode_3D-SEEPにより、現在の解析モデルに基づき、①で求めた計算時刻毎の解析用地質データに応じた解析モデルを作成する。
- ③ ②で作成した解析モデルを入力として、モデル切り替えに応じてCalVaS_3D-SEEPで計算値を引き継ぎながら3D-SEEPによる計算を行い、現在～将来までを連続的に解析する。

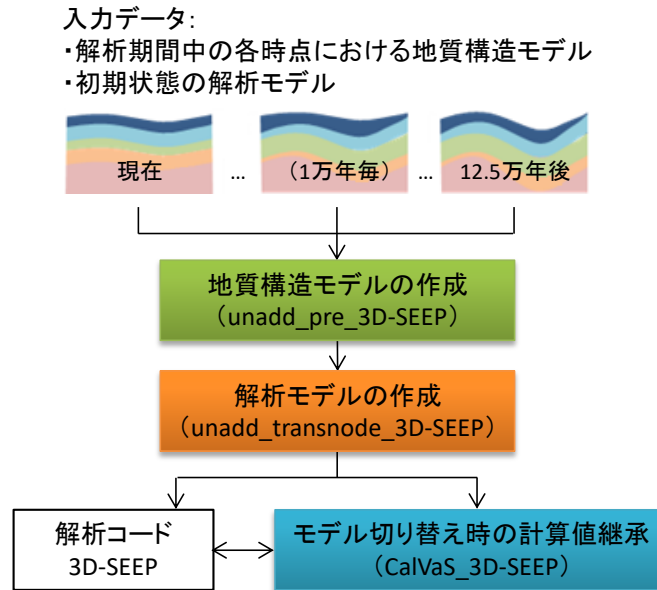


図 1.3-14 地質環境の長期的変遷を考慮した連続的な解析の流れ

解析期間中の各時点における地質構造は、地形変化シミュレーションにおいて任意のタイムステップで出力することが可能である。またこれに対応した解析モデルも、任意のタイムステップで作成することが可能である。

今後は今年度作成したプログラムを用いて、地形変化と地下水流動解析を組み合わせた一連の解析に対する性能分析（適切なタイムステップの設定に関する検討、解析結果の妥当性に関する検討等）を実施する。

（3）炉内等廃棄物の中深度処分を対象とした核種移行解析

本年度の核種移行解析は平成 28 年度までに受託研究で実施した河床縦断形を対象とした 2 次元の地形変化評価結果と 2 次元の地下水流動解析結果をベースとして、沿岸域を対象とした炉内等廃棄物の中深度処分を対象とした核種移行解析を行った。

（a）炉内等廃棄物の中深度処分を対象とした核種移行の予備解析

まず、地形変化を伴う核種移行解析を行う前に、JAEA がこれまでに開発してきた核種移行解析コード GSRW-PSA を炉内等廃棄物の中深度処分に適用して、核種移行の予備解析を実施した。電気事業連合会が公表している中深度処分対象廃棄物の最新インベントリ及び日本原子力学会標準などを参考に解析条件を設定して、生物圏における被ばく線量評価までを実施した。図 1.3-15 に河川水利用経路における被ばく線量評価結果の一部を示す。C-14 が支配核種となり、原子力学会標準で設定された浸出率ケースで最大約 12 $\mu\text{Sv/y}$ 、廃棄体グループ別に金属廃棄物の溶出期間を 2.5 万年に設定した浸出率ケースで最大約 79 $\mu\text{Sv/y}$ となった。そのほかの核種では Cl-36、Ni-59、Mo-93 が廃棄体グループ別浸出率設定ケースにおいて 0.1 $\mu\text{Sv/y}$ オーダーを示した。このほか、系列核種については、河川岸居住経路において、Pa-233 が支配核種となったが、その線量は約 0.01 $\mu\text{Sv/y}$ であり、Cl-36、Ni-59、Mo-93 などよりも 1 桁程度低い結果となった。以上の結果から、地形変化を伴う中深度処分廃棄物埋設地からの核種移行解析においては、C-14、Cl-36、Ni-59、Mo-93、Nb-93m（Mo-93 の子孫核種）を対象に評価を行うものとした。

本予備解析においては、C-14、Cl-36、Ni-59、Mo-93 などのように、廃棄体からの浸出率の変化が、そのまま人工バリアフラックス及び被ばく線量へ線形的に影響を受ける核種があった。したがって、浸出にかかわる期間、瞬時放出割合などの設定により、評価上の被ばく線量が大きく変動するため、設定される浸出特性については、適切な条件で取得されたデータ等に基づくもので、かつその不確かさと保守性をどう見込むかなどについて、吟味する必要がある。なお、C-14 については、本予備解析では、有機態と仮定して、核種移行解析を実施している。化学形態によって収着をはじめとする移行特性が大きく異なるとされていることから、中深度処分における処分環境下での化学形態に加えて、核種移行経路上の化学環境下での化学形態と移行特性について、有機態を取る可能性が排除されれば、被ばく線量が大きく減少する可能性がある。また、人工バリアにおける核種移行パラメータとして、溶解度限度を元素ごとに設定したが、本解析条件下では、溶解度限度にかかる濃度に上昇することはなく、中深度処分の処分体系においては、安全評価上溶解度の重要性は比較的低いものと考えられる。

本予備解析においては、日本原子力学会標準をベースとしたため、コンクリートピットについて、低拡散のバリア機能を有するものとして評価を行ったが、例えば浅地中ピット処分においては、コンクリートピットは長期的なバリア機能としては収着のみとなっている。本解析においてもコンクリートピット中の拡散係数はセメント硬化体層よりも 1 桁程度高い値を設定しているが、低拡散のバリア機能として設定できるかについては今後も検討が必要と考えられる。

また、低拡散層であるセメント硬化体の実効拡散係数についても、初期を健全として、施設の変遷によりひび割れが進展することを想定して、実効拡散係数の時間変化を与えた評価とした。人工バリア建設時にすでに生じているひび割れ、閉鎖後の再冠水時のベントナイト材料の膨潤による力学的な変形等によるひび割れなど、長期的な変遷以外によるひび割れの増加についても、設定の根拠となるデータを蓄積する必要がある。

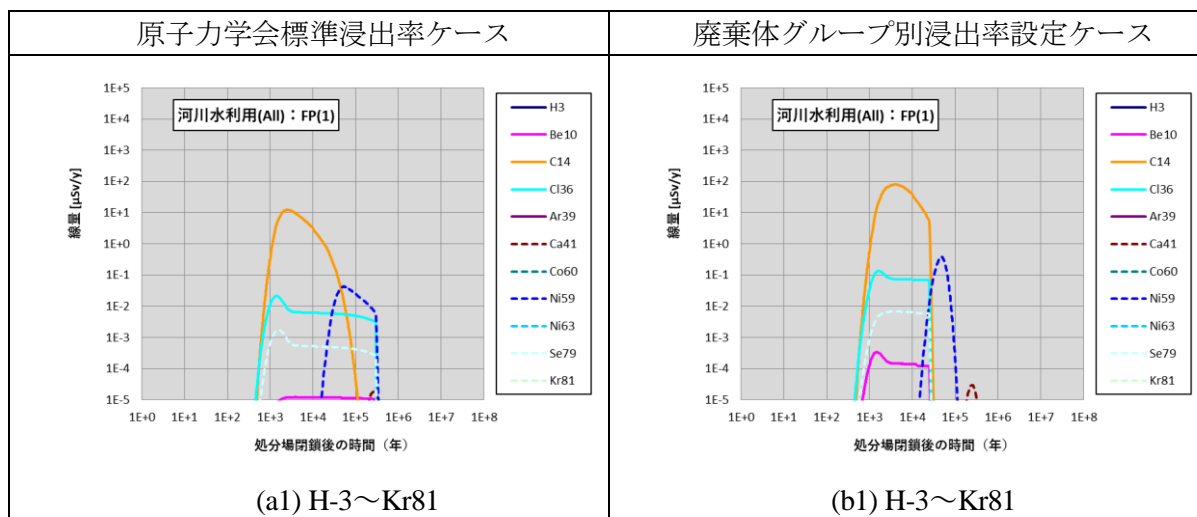


図 1.3-15 原子力学会標準をベースとした河川水利用経路の被ばく線量評価結果

(b) 中深度処分の廃棄物埋設地の設定と埋設地水質の時間変化

将来実施する 3 次元地形変化評価からのリンケージ解析に向けて、平成 28 年度までに実施した 2 次元地形変化解析結果から被ばく線量評価までを図 1.3-15 に示すように実施した。平成 28 年度に実施した河床縦断形を対象とした 2 次元地形変化を図 1.3-16 に示す。このうち、地質係数 240 と 400 の 2 ケースを取りあげ、図 1.3-17 に示す初期地質構造の下で、炉内等廃棄物を対象とした中深度処分の廃棄物埋設地を、汀線前後 3km の範囲で、10 万年後に対地深度 70m

を確保できる深度に図 1.3-18～図 1.3-20 に示すように設定した。地質係数 240 の Case 1, 2 は Case 1 が初期深度 161m の陸側領域で、Case 2 が初期深度 152m の海側領域、地質係数 400 の Case 3, 4 は Case 3 が初期深度 146m の陸側領域で、Case 4 が初期深度 137m の海側領域となった。Case 1～4 までの領域中央点における水質を海水濃度 $C=1$ としたときの $C=0.5$ を塩淡境界として、各地点の水質変化の時間変化を求めて、設定した。また、水質分類別の化学組成を設定して、人工バリア変質解析の境界条件として与えた。

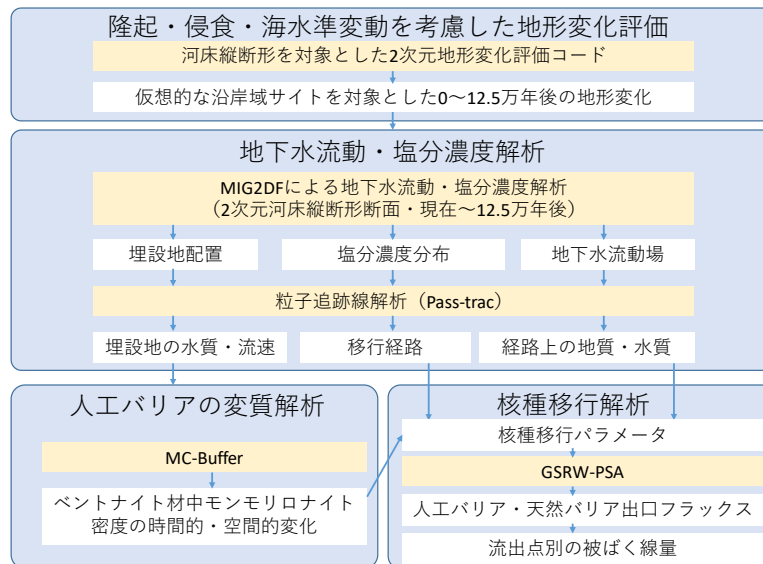


図 1.3-16 隆起・侵食及び海水準変動に対する核種移行への影響評価のためのリンケージ評価体系（2次元地形変化評価に基づく）

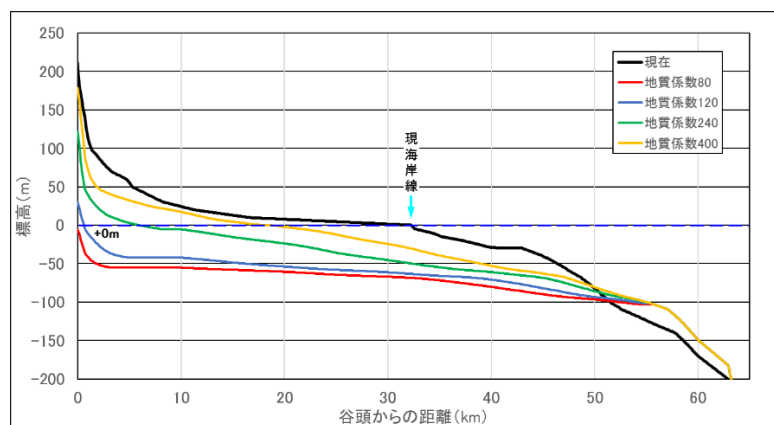


図 1.3-17 隆起速度最大 0.4m/1000 年による 12.5 万年後の表層地形の変化

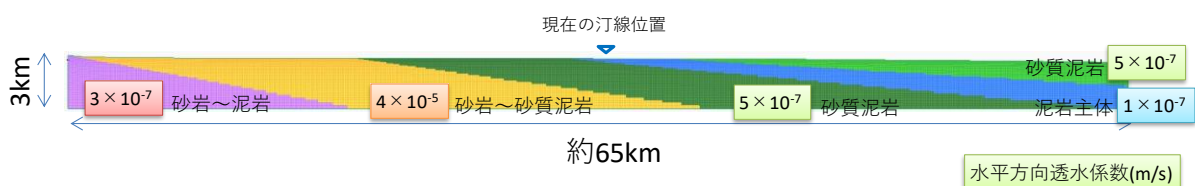


図 1.3-18 地下水流動・塩分濃度解析のための現在の地質構造の設定

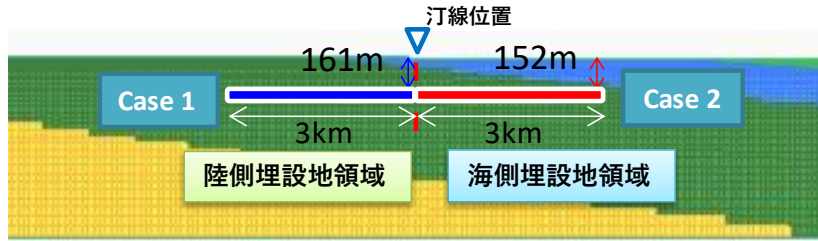


図 1.3-19 地質係数 240 の場合の陸側及び海側埋設地領域の設定 (Case 1 及び 2) 拡大図

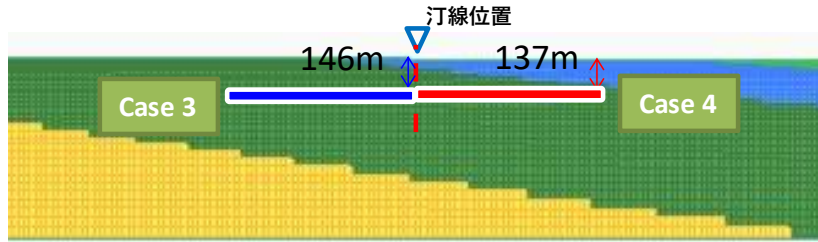


図 1.3-20 地質係数 400 の場合の陸側及び海側埋設地領域の設定 (Case 3 及び 4) 拡大図

(c) 沿岸域を対象とした中深度処分における人工バリアの長期変遷評価

(b)において検討を行った地形変化を考慮した核種移行解析ケースに基づいた人工バリアの変遷解析を行った。さらに人工バリア中の核種移行解析を行って人工バリアからの核種移行フラックスを計算した。その結果より中深度処分における要求事項や将来の中深度処分のさらなる検討に必要と考えられる特性を抽出した。体系は、電気事業連合会の第2回廃炉等に伴う放射性廃棄物の規制に関する検討チーム会合（平成27年02月12日(木)）の「原子力発電所等の廃止措置及び放射性廃棄物の処分について」^③を参考に1次元解析体系とした。

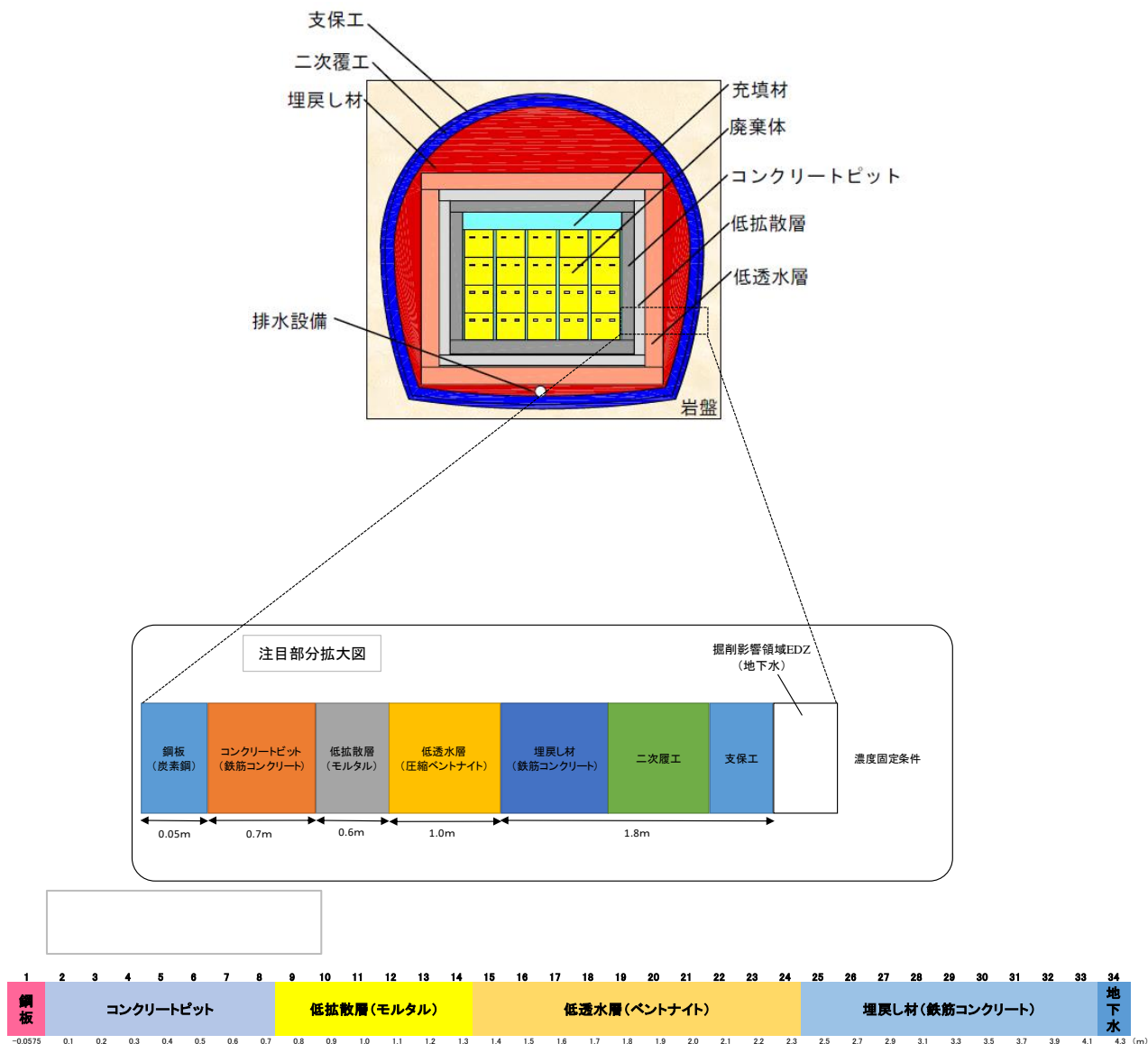


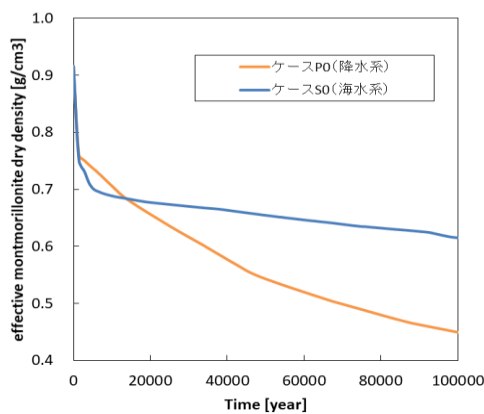
図 1.3-21 人工バリア変遷解析の体系の概念

解析条件として、解析評価時間は 10 万年を設定した。温度は、地温一定 (25°C) に設定した。地下水組成は降水系および海水系地下水を設定した。鉱物組成については、ベントナイト系人工バリア領域の鉱物組成に、平成 25 年度～平成 28 年度と同様の緩衝材初期鉱物組成を設定した。コンクリートピット、低拡散層、埋戻し材は、第 2 次 TRU レポートで人工バリアに使用されるセメント系材料として示されている普通ポルトランドセメントを採用した。処分容器の鋼板は、Fe(c)を設定した。評価モデルは、これまでに「放射性廃棄物処分の長期的評価手法の調査」においてベントナイト変質における評価手法として整備したモンモリロナイト溶解速度モデル、ベントナイト透水係数評価モデル、アルカリ拡散モデル、quartz 溶解速度モデル、セメント間隙変遷モデル、炭素鋼腐食反応速度モデルを使用した。熱力学データベースは、多項式または van't Hoff 式を使って平衡定数の温度依存性を考慮している Spron-JNC⁽⁴⁾をベースに、CSH ゲル (CSH(0.833)～CSH(1.8)) に A. Atkinson⁽⁵⁾によるデータを考慮した熱力学データベースを使用した。

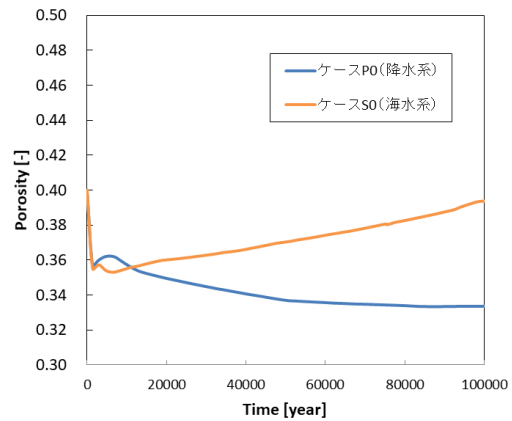
解析ケースは、中深度処分廃棄物埋設地の水質条件の時間変化に基づき降水系地下水と海水系地下水の水質変化を組み合わせた 4 ケース (case 1～4) と、水質が変化しない降水系地下水と海水系地下水の 2 ケース (caseP0,caseS0) を設定した。表 1.3-3 に解析ケース一覧を示す。

表 1.3-3 解析ケース一覧

ケース	期間	地下水水質特性	温度 [°C]
1	0年～4.2万年	地下水1(降水系)	25
	4.2万年～5.4万年	地下水2(海水系)	25
	5.4万年～10.0万年	地下水1(降水系)	25
2	0年～0.6万年	地下水2(海水系)	25
	0.6万年～2.2万年	地下水1(降水系)	25
	2.2万年～6.4万年	地下水2(海水系)	25
	6.4万年～10.0万年	地下水1(降水系)	25
3	0年～4.2万年	地下水1(降水系)	25
	4.2万年～4.6万年	地下水2(海水系)	25
	4.6万年～10.0万年	地下水1(降水系)	25
4	0年～0.6万年	地下水2(海水系)	25
	0.6万年～4.2万年	地下水1(降水系)	25
	4.2万年～6.8万年	地下水2(海水系)	25
	6.8万年～10.0万年	地下水1(降水系)	25
P0	0年～10.0万年	地下水1(降水系)	25
S0	0年～10.0万年	地下水2(海水系)	25

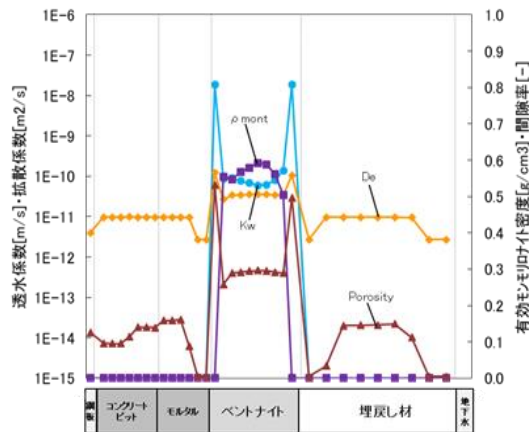


(a) 有効モンモリロナイト密度

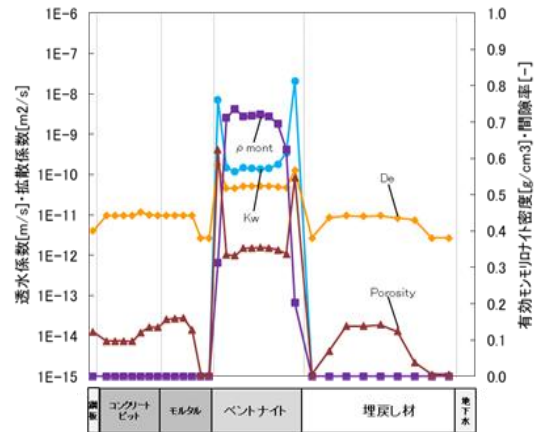


(b) 間隙率

図 1.3-22 ベントナイト系人工バリア領域における有効モンモリロナイト密度、間隙率の平均値の経時変化（地下水質による影響）



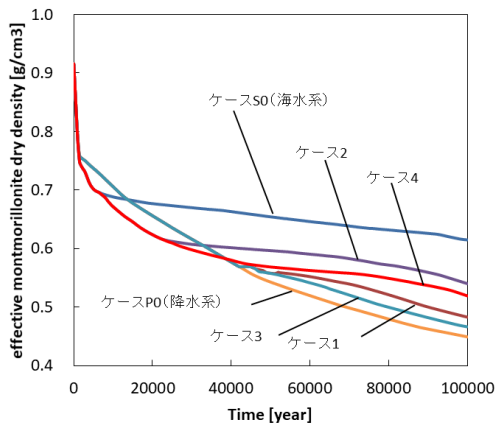
(a) caseP0 (降水系 100,000 年後)



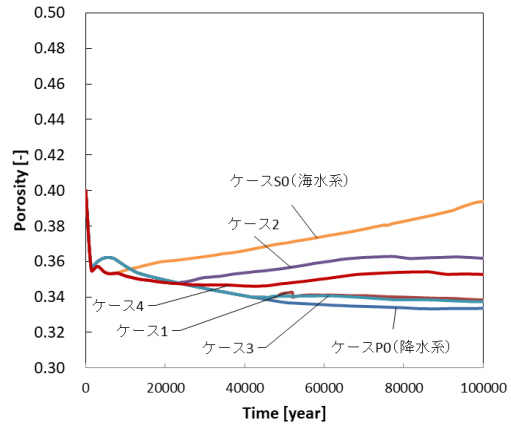
(b) caseS0 (海水系 100,000 年後)

図 1.3-23 全領域における透水係数(Kw)、拡散係数(De)、有効モンモリロナイト密度(ρ_{mont})、間隙率(Porosity)の空間分布（地下水質による影響）

図 1.3-22(a)の有効モンモリロナイト密度の地下水質による比較の通り、有効モンモリロナイト密度は降水系地下水のケース及び海水系地下水のケースともに 100,000 年後にも残存する結果となった。降水系地下水のケースでは 100,000 年後にモンモリロナイトは 0.45g/cm^3 残存し、海水系地下水のケースでは 0.63g/cm^3 残存している。これは図 1.3-23 の全領域における透水係数(Kw)、拡散係数(De)、有効モンモリロナイト密度(ρ_{mont})、間隙率(Porosity)の空間分布の通り、ベントナイト系人工バリアと埋戻し材との境界近傍の埋戻し材領域側とベントナイト系人工バリアとモルタルとの境界近傍のモルタル領域側において局所的な間隙率低下が発生し、埋戻し材及びモルタル側からのアルカリ成分供給が抑制されたことにより、モンモリロナイトが残存する結果となったものと考えられる。

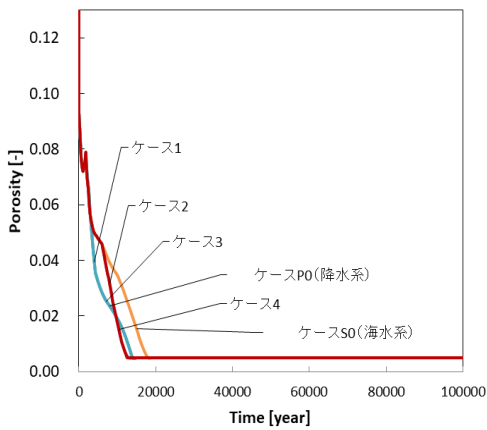


(a)有効モンモリロナイト密度

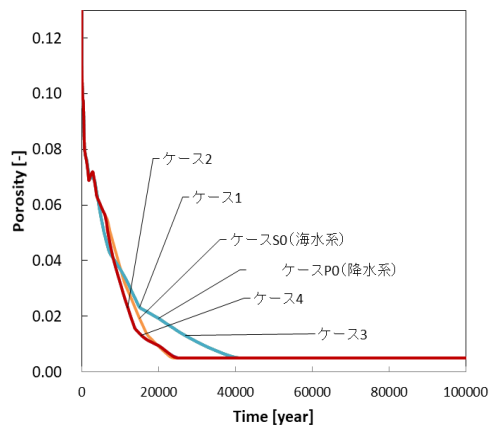


(b)間隙率

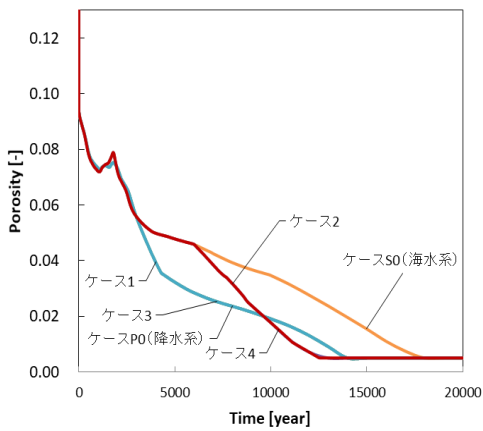
図 1.3-24 ベントナイト系人工バリア領域における有効モンモリロナイト密度、間隙率の平均値の経時変化（地下水の水質変化の影響）



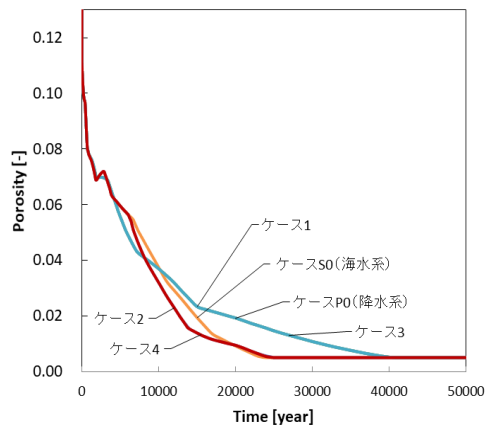
(a) 埋戻し材のベントナイト近傍



(b) モルタルのベントナイト近傍

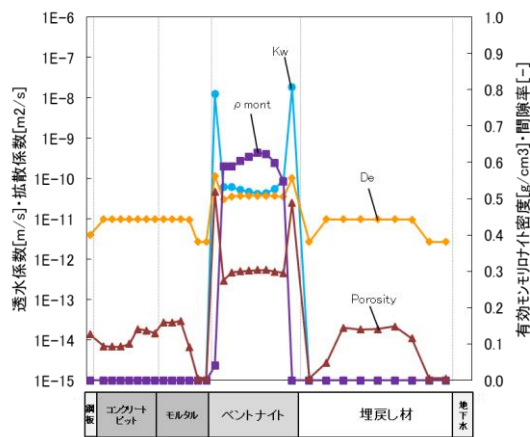


(c) 埋戻し材のベントナイト近傍（拡大図）

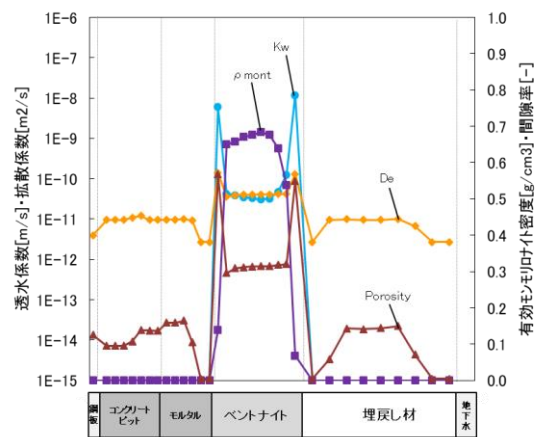


(d) モルタルのベントナイト近傍（拡大図）

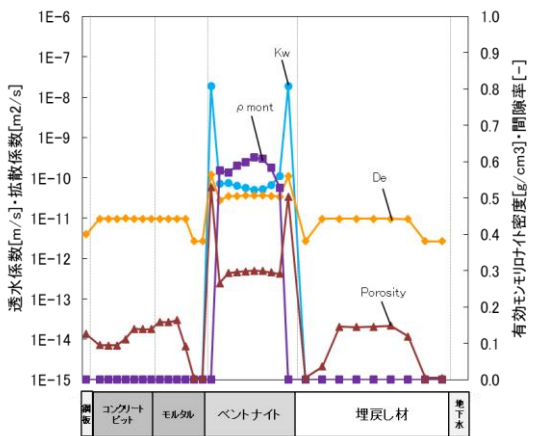
図 1.3-25 間隙率低下領域における、間隙率の経時変化（地下水の水質変化の影響）



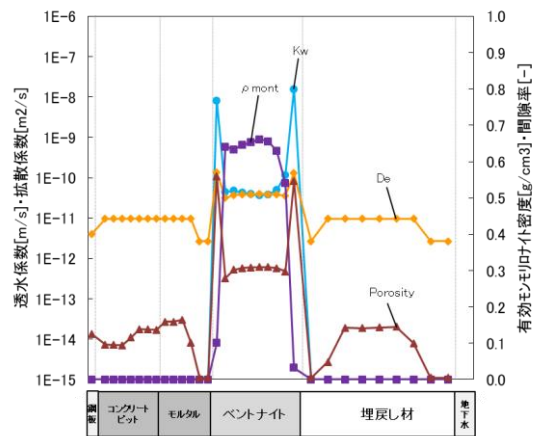
(a) case1 (100,000 年後)



(b) case2 (100,000 年後)



(c) case3 (100,000 年後)



(d) case4 (100,000 年後)

図 1.3-26 全領域における透水係数(Kw)、拡散係数(De)、

有効モンモリロナイト密度(ρ_{mont})、間隙率(Porosity)の空間分布 (地下水の水質変化の影響)

図 1.3-24(a)の全ケースにおける有効モンモリロナイト密度からわかるように、どの地下水質においても有効モンモリロナイト密度は 100,000 年後にも残存し、海水系の期間が長い順 (ケース S0 (10 万年)、ケース 2 (4.8 万年)、ケース 4 (3.2 万年)、ケース 1 (1.2 万年)、ケース 3 (0.4 万年)、ケース P0 (0 年)) に、モンモリロナイトが多く残存する結果となった。図 1.3-25 の間隙率低下領域における間隙率の経時変化の通り、ベントナイト系人工バリアと埋戻し材との境界近傍の埋戻し材領域側における間隙率は降水系地下水のケースでは 41,000 年後に閉塞し、海水系地下水のケースでは 24,000 年後に閉塞している。また、図 1.3-26 の全領域における透水係数(Kw)、拡散係数(De)、有効モンモリロナイト密度(ρ_{mont})、間隙率(Porosity)の空間分布の通り、ベントナイト系人工バリアと埋戻し材との境界近傍のベントナイト系人工バリア領域側においては、降水系の期間が長いケース 1 及びケース 3 ではモンモリロナイトが消失している。

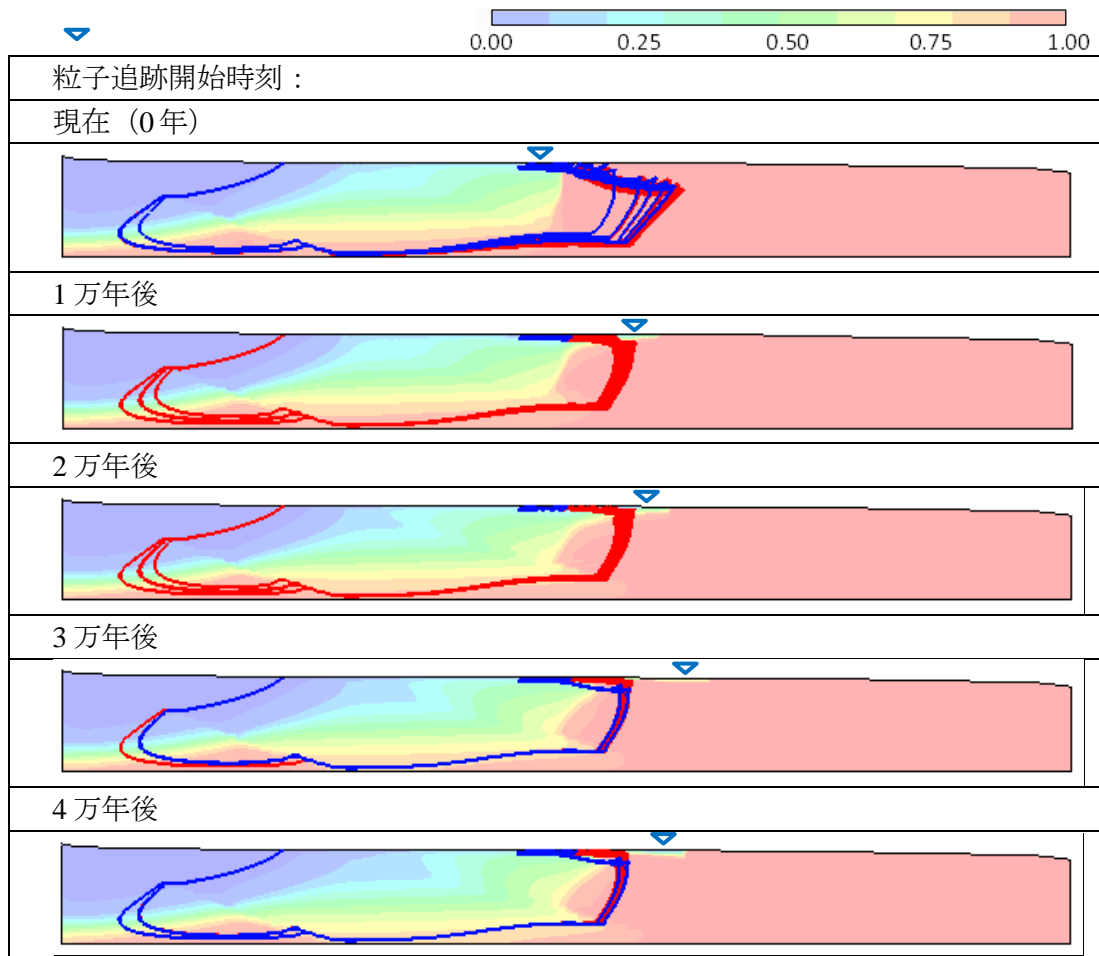
地下水質の違いが有効モンモリロナイト密度の減少傾向に影響することが示され、それは局所的な間隙率低下の程度及び化学反応の違いによってもたらされると推定された。

(d) 廃棄物埋設地から流出点までの核種移行経路の設定

(b)で設定した廃棄物埋設地から漏出した核種が、地下水を通じて地表に到達し、生活圏における被ばくを受けるまでの核種移行経路を、地下水流動解析結果に基づく粒子追跡線解析によって設定した。また、移行経路上の地質・水質の組み合わせによって、核種移行パラメータが変動することから、経路上の各地点の水質を判定した。地形変化を反映した2次元地下水流動解析結果に基づき、Case 1～Case 4までの3km長さの各埋設地領域から60mの等間隔で50点の無質量粒子を放出させ、地表に到達するまでの経路を評価した。地質係数400を対象とした解析では図1.3-27に示すように汀線の移動に伴って、地表に向かう流れに乗るタイミングもあれば、地下に潜り込む経路を取る場合もある。地下に潜り込む経路では、底面境界に沿って西向きの流れにのり、西側側方境界の手前で上向きの流れに転じて、表層から流出する結果となった。

廃棄物埋設地中央からの核種移行経路の移行距離とその地質を整理したグラフを図1.3-28に示す。Case 1では移行距離が長い4万年、5万年、12万年、13万年で経路上すべてが海水系で、それ以外は経路上すべてが降水系となった。Case 2では、7～10万年で経路上すべてが降水系、0.8～2万年でははじめの100m程度が降水系でそれ以降海水系に切り替わり、それ以外は経路上すべてが海水系となった。Case 3では12万年以前はほぼ降水系であるが、3万年に放出された粒子は800m程度まで降水系、1600m程度まで海水系、それ以降流出するまでの1900m程度まで降水系と切り替わりが生じている。Case 4は移行経路上の降水系と海水系の切り替わり回数が比較的多い結果となった。

このなかで最短の移行距離となるのはCase 3の11年後から放出された粒子で地表までの移行距離は91mで、移行時間は1320年程度となった。



※深度方向のみ2倍に拡大

(陸側（青線）および海側（赤線）からの移行経路、背景：追跡開始時の塩分濃度分布)

図 1.3-27 地質係数 400 の場合の陸側及び海側埋設地領域からの核種移行経路

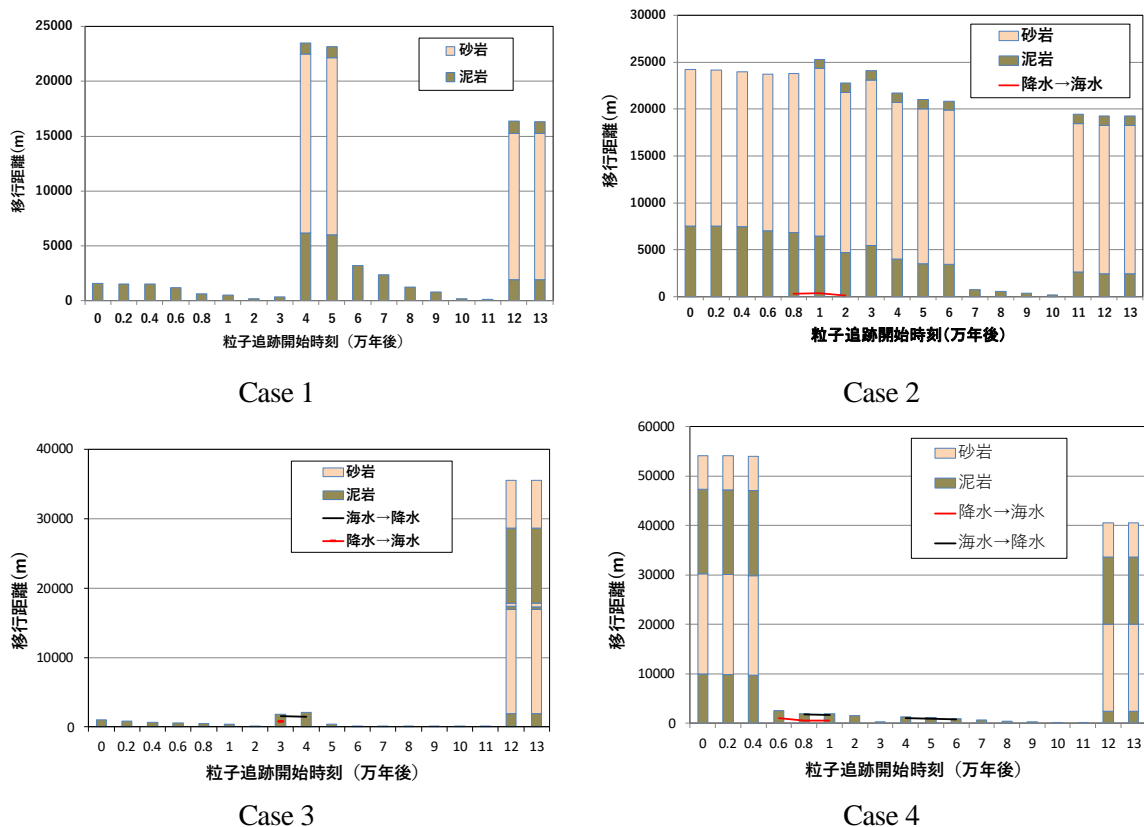


図 1.3-28 埋設地中央点からの粒子追跡開始時刻別の移行経路の移行距離と地質、水質の変化

(e) 地形変化と海水準変動を伴う中深度処分埋設地を対象とした核種移行解析

(a)の予備解析において、重要核種と考えられる C-14、Cl36、Ni-59、Mo-93、Nb-93m (Mo-93の子孫核種) を対象に、(b)～(d)で検討した結果をもとに、核種移行解析を行った。

- 地質係数及び処分場の位置(陸側・海側)の違いを考慮した埋設地の水質タイプの時間変化及び3.4.1で検討した埋設地の核種移行パラメータの時間変化に基づいて、第2次 TRU レポートの核種移行解析データセット (RAMDA) (6)に示されたパラメータを地下水水質タイプに割り当てるとともに浸出率は文献調査により廃棄体グループ別に設定した
- 天然バリアは隆起・侵食の影響評価結果に基づいて、移行距離や流速を設定し、移行経路上の地下水及び岩種の違いを考慮
- 人工バリアは(c)の変質解析では、低透水層のベントナイト材中のモンモリロナイトが10万年間でいずれの条件でも喪失しない結果となった。したがって、移流支配になることはなく拡散場が維持される。
- 一方、低拡散層のセメント硬化体については、長期的な力学的変形や変質によるひび割れの増加を考慮して、時間経過とともに実効拡散係数の増加を考慮するとともに、廃棄物埋設地の地下水水質が降水系か海水系かによって設定を変化させる。

また、図 1.3-29 に示すように、人工バリアから漏出する核種移行フラックスは、その漏出のタイミングに応じて、その時点の核種移行経路に割り当て、天然バリア上での移行解析を行う。また、流出点が大きく異なることから、流出点を2つに分け、それぞれで核種移行フラックスを算出して、被ばく線量評価を行った。

図 1.3-30 に Case 1～4 の人工バリアからのフラックスの時間変化を示す。人工バリアからの

移行フラックスに関しては、全体的に海側埋設地（Case 2, 4）からの移行フラックスが陸側埋設地（Case 1, 3）からのそれよりも大きくなる傾向となった。特に、地下水組成によって収着分配係数が大きく変化する Ni-59、Mo-93、Nb-93m（Mo-93 の子孫核種）の傾向が異なった。Case 2, 4 では 6000 年の海水系から降水系への水質の切り替わり時刻でフラックスの大きな変化がみられるとともに、すべてのケースで 2.5 万年後の金属廃棄物の浸出期間終了時点で大きく移行フラックスが減少した。

図 1.3-31 に Case 1～4 の河川水利用経路における被ばく線量の時間変化を示す。河川岸建設経路、河川岸居住経路、河川岸農耕作業経路についても評価したが、河川水利用経路が支配経路となり、支配核種は予備解析と同様に C-14 となった。Case 3 では約 2 万年後に最大となる約 10 μ Sv/y となった。埋設地の水質が海水系になる期間が長い海側埋設地については、人工バリアからのフラックスが陸側埋設地よりも大きくなる傾向にあるが、移行距離が長く、かつ平均流速も小さいため、生物圏到達までに十分に放射性核種が減衰する時間を確保できているということになる。陸側埋設地においては、侵食しやすい地質係数 240 のほうが、初期深度が 15m 程度大きく（Case 1: 161m、Case 3: 146m）とっていることもあり、1 万年までで地形変化がそれほど発達していない時期に移行距離で 1.5 倍異なる時期もあることから、この差が結果に表れていることが考えられる。

一方、Case 2 については、移行距離が長く、さらに平均流速も小さいため、流出までの時間が 10⁹ 年オーダーになることから及び移行時間が長いため、移行経路上で減衰して生物圏への移行フラックスが生じず、被ばく線量も 0 となった。

地形変化と海水準変動によって決定される汀線位置は、その隆起と侵食の程度によりさまざまであり、海水準の変動も不確かさが大きく、わずかな汀線の位置ずれによって、核種移行経路が変動した。こうしたことから、地形変化、地下水流動、海水準変動がもつ、それぞれの不確かさの程度を把握し、その中で保守性を持った核種移行経路や核種移行パラメータの設定が必要となる。

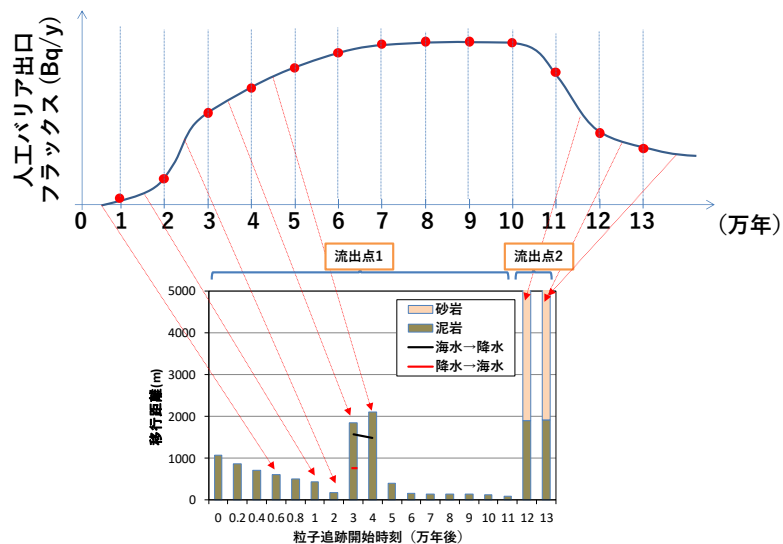
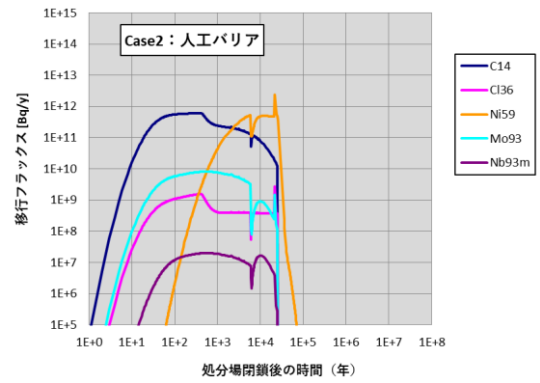
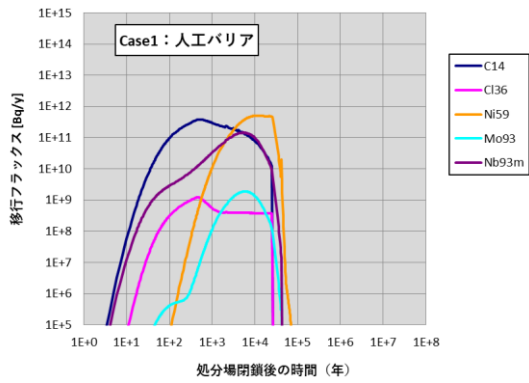
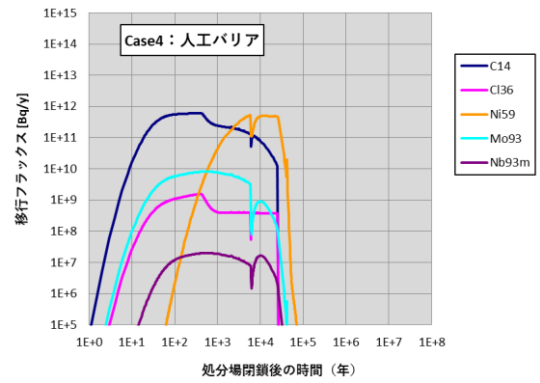
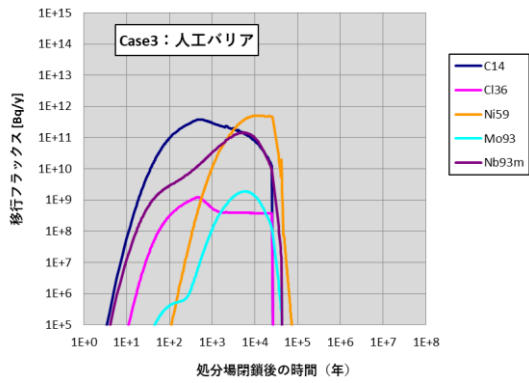


図 1.3-29 人工バリアと天然バリアの核種移行フラックスの接続のイメージ



(a) Case1 : 地質係数 240、陸側埋設地

(b) Case2 : 地質係数 240、海側埋設地



(c) Case3 : 地質係数 400、陸側埋設地

(d) Case4 : 地質係数 400、海側埋設地

図 1.3-30 2次元地形変化を対象としたリンク評価における人工バリアからの移行フラックス

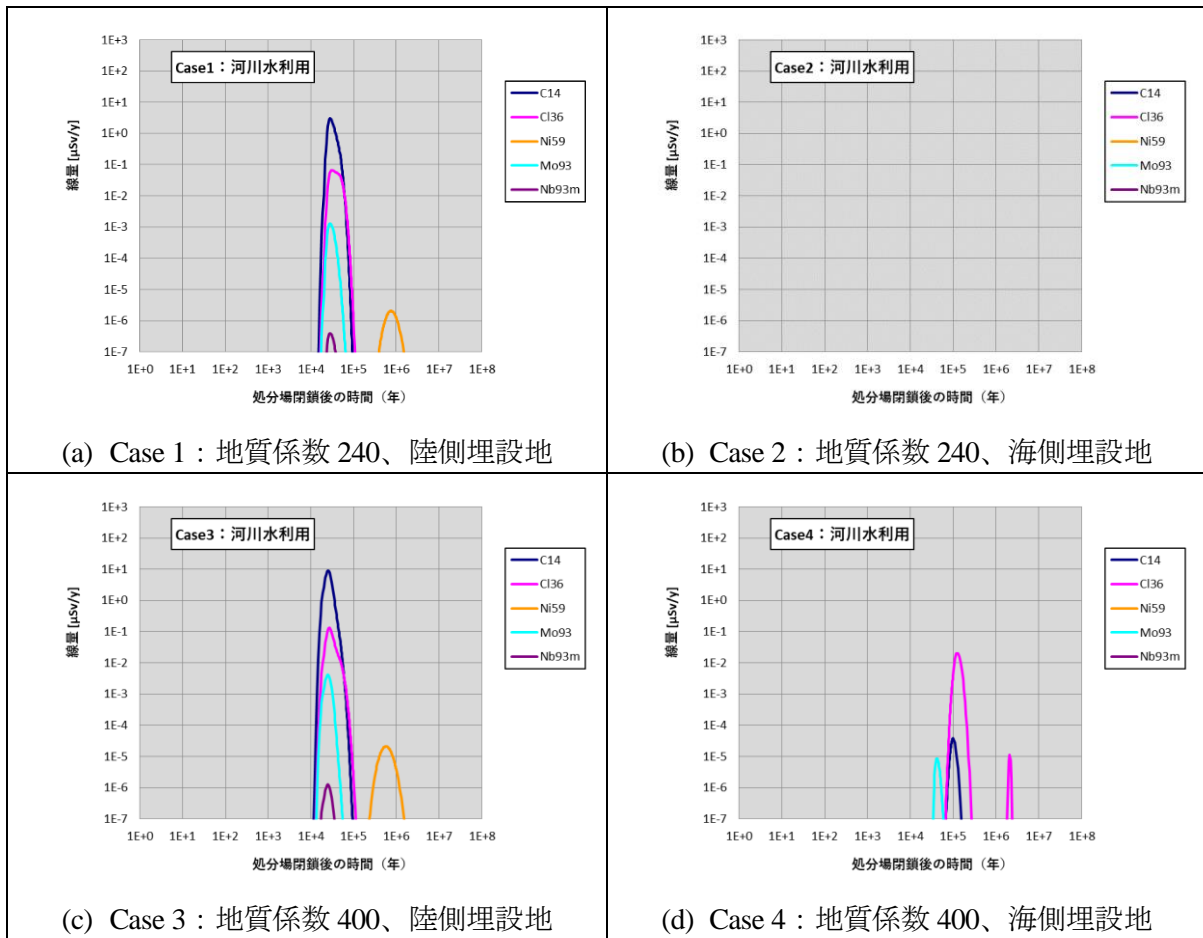


図 1.3-31 2次元地形変化を対象としたリンクージ評価の
河川水利用経路における被ばく線量

(4) 安全評価上の留意点

以上の検討結果に基づき、沿岸域における中深度処分を対象に、地形変化と海水準変動を伴う廃棄物埋設地の安全評価を実施するうえで着目すべき留意点などを以下に整理した。

3次元地形変化評価コードによる解析においては、河川の氾濫により、河川位置を変動させる評価が行われている。その氾濫を判定する頻度や移動の大きさ、側刻の与え方などについては、今後の課題として抽出したが、これは廃棄物埋設地を現在の河床縦断面から離隔して配置しても、上記氾濫による河川の移動により、将来、廃棄物埋設地が河床縦断面に含まれる可能性があることを示している。今後の3次元地形変化評価コードの改良などにより、初期地形における河床縦断面に対して、どの程度の離隔をとれば、その可能性が無視できるのか、仮に河床縦断面に含まれてもその影響の程度が小さいのか、などについて、検討が可能になるものと考えられる。

また、核種移行予備解析を行う中で抽出された課題として以下を挙げる。

予備解析においては、日本原子力学会標準をベースとしたため、コンクリートピットについて、低拡散のバリア機能を有するものとして評価を行ったが、例えば浅地中ピット処分においては、コンクリートピットは長期的なバリア機能としては収着のみとなっている。本解析においては、コンクリートピット中の実効拡散係数はひび割れのあるセメントとして $4.3 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ 、セメント硬化体層中の実効拡散係数はひび割れのないセメントとして $1.4 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ 、と1桁程度高い値を設定しているが、低拡散のバリア機能として設定できるかについては、今後も検討が必要と考えられる。また、低拡散層であるセメント硬化体の実効拡散係数についても、予備解析では初期を健全として、施設の変遷によりひび割れが進展することを想定して、実効拡散係数の時間変化を与えた評価とした。人工バリア建設時にすでに生じているひび割れ、閉鎖後の再冠水時のベントナイト材料の膨潤による力学的な変形等によるひび割れなど、長期的な変遷以外によるひび割れの増加についても、設定の根拠となるデータを蓄積する必要がある。

本予備解析では、C-14、Cl-36、Ni-59、Mo-93 などのように、廃棄体からの浸出率の変化が、そのまま人工バリアフラックス及び被ばく線量へ線形的に影響を受ける核種があった。したがって、浸出にかかわる期間、瞬時放出割合などの設定により、評価上の被ばく線量が大きく変動するため、設定される浸出特性については、適切な条件で取得されたデータ等に基づくもので、かつその不確かさと保守性をどう見込むかなどについて、吟味する必要がある。

C-14 については、予備解析では、有機態と仮定して、核種移行解析を実施した。化学形態によって収着をはじめとする移行特性が大きく異なるとされていることから、中深度処分における処分環境下での化学形態に加えて、核種移行経路上の地球化学環境下での化学形態と移行特性について、有機態を取る可能性が排除されれば、被ばく線量が大きく減少する可能性がある。

また、Ar, Kr などの希ガスについては、GSRW-PSA においてガス移行評価機能を有していないため、地下水中に溶存すると仮定した核種移行解析を実施した。本来はガス移行として評価すべき核種であり、ガス移行評価機能の追加などについても検討する必要がある。

一方、安全評価上影響の小さいパラメータとして、溶解度が抽出された。人工バリアにおける核種移行パラメータとして、溶解度限度を元素ごとに設定したが、本解析条件下では、溶解度制限にかかるような濃度までに達することはなく、中深度処分の処分体系においては、安全評価上溶解度の重要性は比較的低いものと考えられる。

次に、地形変化を起因とする核種移行のリンケージ評価において抽出された課題は以下の通りである。

現汀線位置を中心とした 3km 離隔のある 2つの地点に設定した埋設地（陸側・海側）では、海側地点のほうが、海水系地下水中に存在する期間が長く、ベントナイト材の変質も大きい

今回の解析条件では、10 万年程度では仮にすべての期間海水系地下水下にあってもベントナイト中のモンモリロナイトがすべて消失することはなく、低透水機能を維持できる可能性がある結果となった。よって、人工バリア中は拡散支配となり、低拡散層及び低透水層での元素別の実効拡散係数及び収着分配係数が核種移行を支配することとなった。しかしながら、低透水層周辺の条件設定によっては、上記結果があてはまらない可能性もあることから、各種感度解析を今後も継続して実施して、検討を行う必要がある。

また、陸側と海側の違いとして、人工バリア外側境界における核種移行フラックスは、海水系地下水下に長い期間存在する海側の方が、立ち上がりが早くなるとともに、そのピークでの絶対値も大きくなる結果となった。一方、海側は核種移行経路の距離が陸側よりも長くなる傾向にあり、生物圏への核種移行フラックスは小さくなる結果となった。これらの結果から、人工バリアから接続される天然バリアでの核種移行経路によって、そのタイミングで被ばく線量が大きく変動する可能性があることが示された。今回の解析では、人工バリア出口フラックスとその天然バリアでの核種移行経路を時間別に割り当てた評価を行ったが、地下に潜り込む経路に変化する時刻の不確かさを十分に検討する必要がある。この不確かさは、地形変化、海水準変動の時間変化、地下水流動・塩分濃度解析のそれぞれの不確かさの合成であり、今後、それら不確かさの幅を検討して、核種移行経路の時間変化の割り当て方法について、考え方を整理する必要がある。また、人工バリアからの核種移行経路の割り当てについては、その時間間隔を変化にあわせて行う必要があり、粒子追跡線解析の放出開始時刻の時間間隔を柔軟に行うことも必要となる。

本年度の核種移行解析では、海水準変動 1 サイクルを対象とした地形変化と地下水流動の変化に基づき評価を行っている。特に、12.5 万年以降の地下水流動場は、12.5 万年時点の流動場に固定して、粒子追跡線解析を行ったものである。12.5 万年以降も地形変化と海水準変動は継続するものであり、2 サイクル目以降の評価を行い、それを反映することが望ましいと考えられる。しかしながら、12.5 万年後に急激に海水準が上昇するターミネーションの後、海水準が低下する際に、同じ位置に河川が再び現れるかについては不確かさが非常に大きいとされている。解析上、2 サイクル以降の評価を実施することは可能と考えられるが、その確からしさと地下水流動場の評価への反映方法については、今後も検討が必要となる。

第 1 章の参考文献

- (1) 原子力発電環境整備機構, 概要調査地区選定上の考慮事項の背景と技術的根拠, 技術報告書 NUMO-TR-04-02 (2004).
- (2) H. Kimura, et al., THE 3D-SEEP COMPUTER CODE USER'S MANUAL, JAERI-M-86-091, 52p (1986).
- (3) 電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構, TRU 廃棄物処分技術検討書-第 2 次 TRU 廃棄物処分研究開発取りまとめ-, JNC-TY1400 2005-013, 2005, p. 590.
- (4) Arthur,R.C., Sasamoto,H., Shibata,M., Yui,M. And Neyama,A., Development of Thermodynamic Databases for Geochemical Calculations, JNC Technical Report, JNC TN8400 99-079, 1999.
- (5) A. Atkinson et al., : Aqueous chemistry and thermodynamic modelling of CaO-SiO₂-H₂O gels at 80°C, DoE, DoE-HMIP-RR-91-045, 1991.
- (6) 三原守弘, TRU 廃棄物処分システムの安全評価における核種移行データセットー RAMDA : Radio-nuclide Migration Datasetsー, JAEA-Review 2006-011, 2006, p. 51.

2. 処分環境下における人工バリアの変質挙動解析手法の整備

2.1 背景と目的

炉内等廃棄物の中深度処分システムにおける低透水層等の有力な候補材であるベントナイトは、止水機能、核種収着機能など、当該処分の安全性を確保する上で重要なバリア機能が期待されているが、当該処分システムの構造材料（処分坑道の支保工等）や低拡散層として多量に使用するとされるセメント系材料を起源とする高アルカリ性地下水によって変質し、期待されるバリア機能が長期的に損なわれることが懸念される⁽¹⁾。そのため、安全審査の際に事業者が評価する低透水層等（以下、「ベントナイト系人工バリア」）の各バリア機能およびその挙動の妥当性を適切に評価するためには、時間スケールや処分環境を考慮した「セメント起源のアルカリ成分がベントナイト系材料へ影響を及ぼす期間および影響の程度を明らかにする手法」を整備する必要がある⁽²⁾。

過去の原子力規制庁（旧原子力安全・保安院、旧原子力安全基盤機構も含む）の委託事業である「放射性廃棄物処分の長期的評価手法の調査（平成 13～21 年度）」では、高レベル放射性廃棄物の地層処分システムにおける緩衝材としての使用が想定される砂-ベントナイト混合土圧縮成型体を用いてベントナイトの変質に係る諸現象を実験的に定量化するとともに、ベントナイト系緩衝材に期待されている止水機能（透水係数）の長期的な変動を評価するためのモデル、ならびに、セメント系材料の変質に伴う固相および液相成分の変化を評価するための信頼性あるセメント鉱物モデル、およびセメント間隙変遷モデル^{*2}の構築、さらに、これらのモデルを導入した物質移行-変質連成解析コード（MC-BUFFER）の整備・検証を行ってきた（図 2.1-1）。また、同委託事業「安全審査に向けた評価手法の整備（平成 22～26 年度）」では、我が国の地下環境（淡水、海水、酸化性条件、還元性条件など）を考慮した緩衝材劣化に係る試験を実施するとともに、その試験結果と MC-BUFFER 等による計算結果との比較を行い、当該モデルの地下環境への適用性に係る検討を実施した。その結果、ベントナイト透水係数評価モデルの改良案を提示するとともに、これまで整備してきた一連の緩衝材劣化に係る評価モデルについては、まだ解明されていない課題が残されてはいるが、検証計算では概ね実現象が再現できていることが確認できた。そのため、まだ若干課題があることを認識しつつ、現段階では「総合的な安全評価手法」において使用することとした（第 3 章参照）。さらに、緩衝材中の環境状態設定するために重要であると考えられるイオン種の分布を評価するためには、現行の「全てのイオン種に対して OH⁻の拡散試験結果から構築した拡散モデルを用いる評価」は不適切であると考えられることから、「電気的中性条件を保ちつつ、全てのイオン種の拡散現象を評価可能なモデル」を構築し、MC-BUFFER に組み込むことを今後の当該モデル整備の方針として示した。

当該方針を踏まえ、平成 26 年度（上記「安全審査に向けた評価手法の整備」事業）および同委託事業「燃料デブリの処理・処分に関する予察的調査（平成 27～28 年度）」では、ベントナイト系人工バリア中の化学環境解析における新たな拡散評価モデルの整備、および MC-BUFFER への導入について検討した。まず、ベントナイト系人工バリア中におけるイオン種の拡散を評価するためによく使われ、現行の MC-BUFFER にも導入している「有効拡散係数 (D_e)」はイオン強度によって変化してしまう、すなわち、 D_e は拡散フラックスと間隙水中の濃度勾配との間の比例係数になっておらず、フィックの法則に沿っていなかった。しかしながら、様々

※1 「セメント間隙変遷モデル」は、①セメント硬化体中の間隙を成因や物質移行特性、化学反応場としての機能に基づいて分類するモデル（間隙モデル）と②セメントの変質によるこれらの間隙の量の変化を記述するモデル（変遷モデル）から成り、物質移動に寄与する間隙の間隙率（物質移動毛細管間隙率）と有効拡散係数は正比例するというモデルである。

な要因の影響を受けて発生している拡散フラックスと単位体積当たりの濃度勾配との間の比例係数である「見かけの拡散係数 (Da)」はイオン強度によらず一定であった。そのため、今後は「 Da をベースとしたシンプルで科学的に合理的なベントナイト内拡散モデル (以下、「 Da 拡散モデル」)。ただし、本名称は仮称であり、今後変更する可能性がある。」を整備し、MC-BUFFERに取り込むことを提示した。平成 26 年度に実施した、当該モデルの導入に係る検討内容を Appendix I -A-1 に記載する。また、平成 26~28 年度は、 Da 拡散モデルの原案を提示するとともに、その検証に資するため、非放射性のイオン種 (Na^+ イオン、 Ca^{2+} イオン、 Cl^- イオン) や放射性核種 ($Ca-45$ 、 $Cl-36$) を異なるイオン強度 ($NaCl$ 溶液濃度) 条件で Na 型モンモリロナイト圧縮体等に透過させる拡散試験を実施した。その結果、 Ca (Ca^{2+} イオン、 $Ca-45$) については、イオン強度が高い (収着分配係数 Kd の値が小さい) ケースにおいて、別の試験 (In-diffusion 試験、収着バッチ試験) で得られた Da 値と Kd 値を用いて、透過拡散試験結果を再現することが出来たが、イオン強度が低い (Kd の値が大きい) ケースでは、高濃度側タンク内の濃度変化を再現することが出来なかった。一方、 Na^+ イオンおよび Cl^- イオンについては、長期間の透過拡散試験を実施したにも関わらず高濃度側および低濃度側タンク内の濃度変化が小さかったため、結果に対して十分な検討を実施することが出来なかったが、 $Cl-36$ を用いた試験に係る検討から、陰イオンに対しても、「陰イオン排除効果」の影響を保持因子 α の設定に考慮すれば Da 拡散モデルが適用出来る可能性が示された。また、MC-BUFFER に Da 拡散モデルを導入する際の留意点を整理するとともに、具体的な導入方法として、元素ごとへの Da の設定、同一の Da を設定する複数の元素に対する群の構成、群ごとの移行計算、モンモリロナイトの負電荷も考慮した電荷バランスの調整、地球化学反応計算で用いる濃度の設定について検討するとともに、その妥当性を確認するため、MC-BUFFER プログラムの修正、および検証を実施した。その結果、複数の元素をそれぞれの Da で移行させる計算を実施する場合、電荷バランスを Na で調整する方法が妥当である可能性が示された。

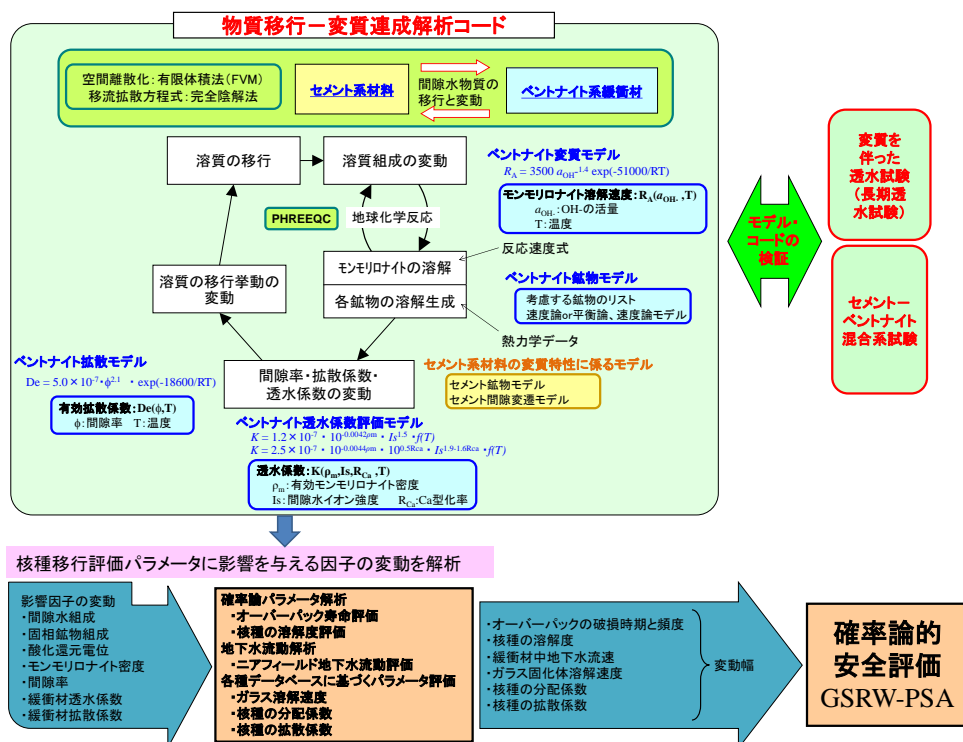


図 2.1-1 ベントナイト系人工バリアの劣化に係る評価モデルと解析コードの体系

上述したとおり、ベントナイトは、炉内等廃棄物の埋設処分システム等の人工バリアとしても使用されることが想定されており、また、隣接するセメント系材料から溶出するアルカリ成分による変質を評価するために、これまで整備してきた MC-BUFFER を用いた物質移行-変質連成評価手法が適用可能と考えられる。そこで本事業では、前事業から継続して、ベントナイト系人工バリア劣化に係る評価手法の整備を行うこととした。

平成 29 年度は、対象となるイオン種に対して固有の Da データセットを整備するために、沿岸陸域に処分施設が立地した場合に考慮が必要となる塩水環境下における拡散試験を実施した。また、これまでの委託事業で整備した MC-BUFFER を、 Da を使えるコードに改良し、塩水環境下におけるベントナイト系人工バリアの変質挙動解析を試験的に行った。

2.2 試作版 Da データセットの整備

2.2.1 Da データセット整備に係る基本方針

Da 拡散モデルを用いる評価手法では、ベントナイト系人工バリアの化学環境解析で考慮すべき全てのイオン種に対して Da を設定 (Da データセットを作成) する必要がある。そこで、本年度は対象になり得るイオン種の Da に係る現状の知見を文献調査等により整理し、試作版 Da データセットを作成することとした。

Da データセットの整備に係る基本方針を以下に記す。

- MC-BUFFER の現状における入出力形式 (移行解析では元素濃度で入出力) を考慮し、処分環境下で想定されるイオン種そのものの Da ではなく、当該イオン種を構成する元素ごとの Da として整理する。
- 既往文献に記載された Da 値を設定することを基本とする。また、 Da データがない元素については、化学的類似性、価数、自由水中の拡散係数、水和イオン半径等を考慮して推定値を設定するとともに、必要に応じて (ベントナイト系人工バリア劣化評価に大きな影響を及ぼす可能性のある元素の場合) 拡散試験を実施して Da 値を取得する。
- 平成 29 年度は既往の文献の値を調査し、25°C 程度かつ健全状態 (有効モンモリロナイト密度 1,000 kg/m³ 程度) の国産ベントナイト系材料中における試作版 Da データセットをまずは作成する。
- 今後は、本年度実施する拡散試験結果や最新の Da データ等を踏まえ、当該試作版を更新し、 Da データセット (正式版) を作成する。また、ベントナイト系人工バリア中の Da は有効モンモリロナイト密度や温度等に対する依存性が確認されている⁶⁾ことから、必要に応じて、これらパラメータの依存性を考慮した Da の定式化も行い、MC-BUFFER への導入を図る。

2.2.2 試作版 Da データセットの作成

処分環境下におけるベントナイト系人工バリアの化学環境解析で考慮すべきイオン種を以下に記す。

陽イオン種	: Na ⁺ , K ⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , NH ₄ ⁺ , FeOH ⁺
陰イオン種	: Cl ⁻ , OH ⁻ , CO ₃ ²⁻ , HCO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻ , HSO ₄ ⁻ , NO ₃ ⁻ , Si(OH) ₅ ⁻ , AlO ₂ ⁻ , Fe(OH) ₃ ⁻ , BO ₂ ⁻ , H ₂ PO ₄ ⁻ , HPO ₄ ²⁻ , F ⁻
中性種	: Fe(OH) ₂ , Si(OH) ₄ , HBO ₂

本検討では、上述の基本方針を踏まえ、これらイオン種を構成する元素（Na、K、Ca、Mg、N、Fe、Si、B、Cl、F、C、S、Al、P）およびOHの Da に係る現状の知見を表 2.2-1 のように整理した。

表 2.2-1 ベントナイト系人工バリア中の Da に係る現状の知見の整理

イオン種	元素	Da データ [m ² /s]		自由水中の 拡散係数 ⁽⁴⁾ [m ² /s]	水和イオン半径 ⁽⁵⁾ [Å]	備考
		文献値	推定値			
Na ⁺	Na	7.4×10 ⁻¹¹	—	1.3×10 ⁻⁹	3.58	Kozaki et al.(1998) ⁽⁶⁾
K ⁺	K	—	2.0×10 ⁻¹¹	2.0×10 ⁻⁹	3.31	Na、Cs の Da を参考
Ca ²⁺	Ca	1.7×10 ⁻¹¹	—	7.9×10 ⁻¹⁰	4.12	Kozaki et al.(2001) ⁽¹²⁾
Mg ²⁺	Mg	—	1.7×10 ⁻¹¹	7.1×10 ⁻¹⁰	4.28	Ca の Da を参考
NH ₄ ⁺ NO ₃ ⁻	N	—	6.0×10 ⁻¹²	— 1.9×10 ⁻⁹	3.31 3.35	Cs の Da を参考
FeOH ⁺ Fe(OH) ₂ Fe(OH) ₃ ⁻	Fe	—	2.0×10 ⁻¹³	— — —	— — —	Ni、Co の Da を参考
Si(OH) ₄ Si(OH) ₅ ⁻	Si	6.0×10 ⁻¹³	—	— —	— —	M.Aertsens et al. (2008) ⁽¹⁷⁾
Cl ⁻	Cl	1.5×10 ⁻¹⁰	—	2.0×10 ⁻⁹	3.32	Kozaki et al.(1998) ⁽²²⁾
F ⁻	F	—	1.5×10 ⁻¹⁰	1.5×10 ⁻⁹	3.52	Cl の Da を参考
HCO ₃ ⁻ CO ₃ ²⁻	C	1.0×10 ⁻¹¹	—	1.2×10 ⁻⁹ 9.2×10 ⁻¹⁰	— 3.94	石寺ら (2004) ⁽²³⁾
HBO ₂ BO ₂ ⁻	B	—	1.0×10 ⁻¹¹	— —	— —	C の Da を参考
AlO ₂ ⁻	Al	—	1.0×10 ⁻¹¹	—	—	C の Da を参考
HSO ₄ ⁻ SO ₄ ²⁻	S	4.0×10 ⁻¹¹	—	1.3×10 ⁻⁹ 1.1×10 ⁻⁹	— 3.79	角田ら (2017) ⁽²⁴⁾
H ₂ PO ₄ ⁻ HPO ₄ ²⁻	P	—	1.0×10 ⁻¹¹	8.8×10 ⁻¹⁰ 4.4×10 ⁻¹⁰	— —	Sb の Da を参考
OH ⁻	—	—	1.0×10 ⁻¹⁰	1.3×10 ⁻⁹	3.00	現行の De 拡散モデルから導出

また、各元素に対する Da の設定根拠を以下に記す。上述の通り、調査した Da は、25°C 程度かつ有効モンモリロナイト密度 1,000 kg/m³ 程度の国産ベントナイト系材料中の値である。

Na (文献値)

Kozaki et al. (1998) ⁽⁶⁾ がモンモリロナイト圧縮体に対する Na-22 の In-diffusion 試験で取得した Da 値 (7.4×10⁻¹¹ m²/s) を設定した。

K (推定値)

該当する文献がなく、同じ 1 価の陽イオンである Na^+ 、 Cs^+ の Da 値もそれぞれ 7.4×10^{-11} 、 $(1.6 \sim 9.3) \times 10^{-12} \text{ m}^2/\text{s}$ と一桁異なっていた。また、K はセメント系材料から初期に多量に溶出され、ベントナイト系人工バリアの変質に大きく影響する元素と考えられることから、本事業では拡散試験を行い、その Da データを取得することとした。後述する $0.1 \sim 0.5 \text{ M}$ の NaCl 濃度条件で行った透過拡散試験の結果から K^+ の Da は $2 \times 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$ 程度であると推測された。この値は Na^+ と Cs^+ の Da 値の間に入っており、試作版としては問題のない値と判断した。K の拡散試験については引続き実施し、K の Da 値を確定する予定である。

※参考 (Cs の文献値)

Da : $(1.6 \sim 9.3) \times 10^{-12} \text{ m}^2/\text{s}$ ^(7,8,9,10,11) (対数平均 $5.5 \times 10^{-12} \text{ m}^2/\text{s}$)

自由水中の拡散係数 : $2.1 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ (Cs^+)

水和イオン半径 : 3.29 \AA (Cs^+)

Ca (文献値)

Kozaki et al. (2001)⁽¹²⁾ がモンモリロナイト圧縮体に対する Ca-45 の In-diffusion 試験で取得した Da 値 ($1.7 \times 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$) を設定した。

Mg (推定値)

該当する文献がなかったが、同じ 2 価の単原子陽イオンである Ca^{2+} 、 Sr^{2+} の Da 値 (それぞれ 1.7×10^{-11} 、 $(1.7 \sim 3.9) \times 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$) が同程度であったことから、Ca と同じ Da 値を設定した。

※参考 (Sr の文献値)

Da : $(1.7 \sim 3.9) \times 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$ ⁽¹³⁾

自由水中の拡散係数 : $7.9 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ (Sr^{2+})

水和イオン半径 : 4.12 \AA (Sr^{2+})

N (推定値)

健全なベントナイト系人工バリア中には黄鉄鉱 (パイライト、 FeS_2) が存在し、還元剤として作用しているため、N は NH_4^+ として存在していると想定した。該当する文献はなかったが、 NH_4^+ は Cs^+ と同様、モンモリロナイトに対する吸着性が強いいため、Cs の Da 値と同等の値 ($6.0 \times 10^{-12} \text{ m}^2/\text{s}$) を設定した。

Fe (推定値)

調査対象の温度、有効モンモリロナイト密度とは異なるが、Kozaki et al. (1995)⁽¹⁴⁾ が 30°C で、有効モンモリロナイト $700 \text{ kg}/\text{m}^3$ 程度の試料 ($1,200 \text{ kg}/\text{m}^3$ のクニゲル V1 圧縮体) に対する Fe-59 の In-diffusion 試験を実施し、 $5.5 \times 10^{-14} \sim 1.3 \times 10^{-12} \text{ m}^2/\text{s}$ (対数平均 $5.7 \times 10^{-13} \text{ m}^2/\text{s}$) の Da 値を取得している。なお、当該条件は 25°C 、モンモリロナイト密度 $1,000 \text{ kg}/\text{m}^3$ の場合よりも Da が大きくなる条件である。また、一般的に類似性が確認されている Ni および Co の Da 値 (それぞれ $(1.1 \sim 25) \times 10^{-13}$ 、 $2.0 \times 10^{-13} \text{ m}^2/\text{s}$) である。これらを参考とし、Co と同じ Da 値を設定した。

※参考 (Ni、Co の文献値)

Ni の Da : $(4.3\sim 25) \times 10^{-13} \text{ m}^2/\text{s}^{(15)}$ 、還元環境、 $770 \text{ kg}/\text{m}^3$
 $(1.1\sim 11) \times 10^{-13} \text{ m}^2/\text{s}^{(15)}$ 、還元環境、 $1,350 \text{ kg}/\text{m}^3$
Co の Da : $2.0 \times 10^{-13} \text{ m}^2/\text{s}^{(16)}$ 、還元環境

Si (文献値)

M.Aertsens et al. (2008)⁽¹⁷⁾が Boom Clay に対する Si-32 (化学形は $\text{Si}(\text{OH})_4$ または $\text{SiO}(\text{OH})_3$) の In-diffusion 試験で取得した Da 値 ($6.0 \times 10^{-13} \text{ m}^2/\text{s}$) を設定した。なお、Boom Clay 中の Si の Da が国産ベントナイト系材料中に対しても適用可能かどうかを確認するため、Boom Clay 中における Si 以外の元素の Da も調べた。その結果、陰イオン (I、Se) や中性種 (HTO) に対してはベントナイト系材料中の Da 値と同程度であったことから、上記 Si の Da 値についてはベントナイト系材料中でも適用可能と判断した。なお、陽イオン (Cs、Sr) の Da 値については、ベントナイト系材料中よりも Boom Clay 中の方が一桁小さくなった。これは含まれる鉱物の収着性の違いによるものと考えられる。

※参考 (Boom Clay 中の Da)

Cs : $(1.6\sim 1.9) \times 10^{-13} \text{ m}^2/\text{s}^{(18)}$ (国産ベントナイト系材料中の Da ($(3\sim 9) \times 10^{-12} \text{ m}^2/\text{s}$) より一桁小さ
く)
Sr : $8.0 \times 10^{-12} \text{ m}^2/\text{s}^{(19)}$ (国産ベントナイト系材料中の Da ($(2\sim 4) \times 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$) より一桁小さ
く)
I : $1.5 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}^{(19)}$ (国産ベントナイト系材料中の Da ($1.5 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$) と同程度)
Se : $(1.7\sim 6.2) \times 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}^{(20)}$ (国産ベントナイト系材料中の Da ($1.1 \times 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$) と同程度)
HTO : $2.4 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}^{(19)}$ (国産ベントナイト系材料中の Da ($(2\sim 3) \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}^{(21)}$) と同程度)

Cl (文献値)

Kozaki et al. (1998)⁽²²⁾がモンモリロナイト圧縮体に対する Cl-36 (Cl⁻) の In-diffusion 試験で取得した Da 値 ($1.5 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$) を設定した。

F (推定値)

該当する文献がなかったが、同じ 1 価の陰イオンである Cl⁻、I⁻ の Da 値 (それぞれ 1.5×10^{-10} 、 $(1.2\sim 2.8) \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$) が同程度であったことから、Cl と同じ Da 値を設定した。

※参考 (I の文献値)

Da : $(1.2\sim 2.8) \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}^{(23)}$
自由水中の拡散係数 : $2.0 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ (I)
水和イオン半径 : 3.31 \AA (I)

C (文献値)

石寺ら (2004)⁽²³⁾が砂-ベントナイト混合圧縮体に対する CO_3^{2-} の透過拡散試験で取得した Da 値 ($(1.1\sim 2.4) \times 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$) を参考として、 $1.0 \times 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$ に設定した。

B (推定値)

該当する文献がなかったが、一般的に類似性が確認されている C と同じ Da 値 ($1.0 \times 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$) を設定した。

Al (推定値)

該当する文献がなく、一般的に類似性が確認されている Be の Da に係る文献もなかった。そのため、同族の B と同じく、C の Da 値 ($1.0 \times 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$) を設定した。

S (文献値)

角田ら (2017) ⁽²⁴⁾ がモンモリロナイト圧縮体に対する S-35 (SO_4^{2-}) の In-diffusion 試験で取得した Da 値 ($4 \times 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$ 程度) を設定した。なお、この値は一般的に類似性が確認されている Se の Da 値 ($1.1 \times 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$) と同程度あり、妥当な値だと考えられる。

※参考 (Se の文献値)

Da : $1.1 \times 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$ ⁽⁸⁾

自由水中の拡散係数 : $1.0 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ (SeO_4^{2-})

水和イオン半径 : 3.84 \AA (SeO_4^{2-})

P (推定値)

該当する文献がなかった。また、一般的に類似性が確認されている Sb の Da 値についても低密度、高温条件における値 ($4.0 \times 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$) しかなかった。そのため、モンモリロナイト密度 $1,000 \text{ kg}/\text{m}^3$ 、 25°C の場合は、この値よりも小さくなると考えられるため、 $1.0 \times 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$ を設定した。

※参考 (Sb の文献値)

Da : $4.0 \times 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$ ⁽²⁵⁾、有効モンモリロナイト $610 \text{ kg}/\text{m}^3$ 、 90°C

OH (推定値)

現行の MC-BUFFER で使用している拡散モデル ($De = 5.0 \times 10^{-7} \times \phi^{2.1} \times \exp(-18600/RT)$) に間隙率 $\phi = 0.4$ 、温度 $T = 298 \text{ K}$ (25°C) を入れて De 値 ($4.0 \times 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$) を導出した。さらにこの De 値を間隙率 ϕ で除することで得られる Da 値 ($1.0 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$) を設定した。ただし、2.4 で後述するように、 Da 拡散モデル用に改良している MC-BUFFER では、現段階で OH^- の Da による移行は評価出来ないため、当該 Da 値は本年度実施するベントナイト系人工バリアの変質挙動の試解析では使用しない。なお、 H^+ の移行についても考慮する必要があるが、現行の上記拡散モデル式には H^+ の移行の影響も含まれている。そのため、 H^+ の移行後の濃度については、水のイオン積 $K_w (= [\text{H}^+][\text{OH}^-])$ を用いて、移行後の OH^- の濃度から導出可能と考えられる。

上記で整理した各元素に対する Da 値 (文献値、推定値) を踏まえ、本年度の試算で使用する試作版 Da データセットを作成した (表 2.2-2)。なお、同じ Da 値を設定している元素については群を設定し、移行評価を行うこととする。

表 2.2-2 試作版 Da データセット

元素	Da [m^2/s]	備考 (イオンの種類、価数、イオン種 等)
Cl	1.5×10^{-10}	単原子イオン (-1)
F		Cl^- 、 F^-
Na	7.4×10^{-11}	単原子イオン (+1) Na^+
S	4.0×10^{-11}	多原子イオン (-2、-1)、オキソ酸 SO_4^{2-} 、 HSO_4^-
K	2.0×10^{-11}	単原子イオン (+1) K^+
Ca	1.7×10^{-11}	単原子イオン (+2)
Mg		Ca^{2+} 、 Mg^{2+}
B	1.0×10^{-11}	多原子イオン (-1、0)、オキソ酸 BO_2^- 、 HBO_2
C		多原子イオン (-2、-1)、オキソ酸 CO_3^{2-} 、 HCO_3^-
Al		多原子イオン (-1)、オキソ酸 AlO_2^-
P		多原子イオン (-2、-1)、オキソ酸 HPO_4^{2-} 、 $H_2PO_4^-$
N	6.0×10^{-12}	多原子イオン (+1) NH_4^+ (※還元雰囲気を想定)
Si	6.0×10^{-13}	多原子イオン (-1、0)、水酸化物イオン含む $Si(OH)_5^-$ 、 $Si(OH)_4$
Fe	2.0×10^{-13}	多原子イオン (-1、0、+1)、水酸化物イオン含む $Fe(OH)_3^-$ 、 $Fe(OH)_2$ 、 $FeOH^+$

2.2.3 試作版 Da データセットについての考察

また、これら元素に設定した Da のうち文献値に対する値（推定値以外。ただし K については当該検討に加えた）に関して、表 2.2-1 に示した自由水中の拡散係数、水和イオン半径、価数に対する相関を取り、その経験的な傾向を調べた（図 2.2-1、2.2-2、2.2-3）。なお、自由水中の拡散係数や水和イオン半径は全ての元素に対して揃ってはいないため、傾向を把握するために、上記参考で掲載した元素も一部含むこととした。また、複数の価数を持つ多原子イオンについては、最も小さい価数のイオンとして整理した。このように整理した結果、以下のような傾向が見られた。

- 単原子イオン、多原子イオンに関わらず、自由水中の拡散係数が小さいほど、ベントナイト系材料中の Da も小さくなる。
- 単原子イオン、多原子イオンに関わらず、水和イオン半径が大きくなるほど、ベントナイト系材料中の Da は小さくなる。

- ・同じ価数の場合、多原子イオンは単原子イオンより数桁 Da は小さくなった。
- ・また、単原子イオン、多原子イオンともに、価数が大きくなるほど、ベントナイト系材料中の Da も小さくなる。
- ・多原子イオンについては、オキソ酸の形をとる S や C の Da は 10^{11} オーダーであるのに対し、水酸化物イオンを含む Si や Fe の Da は 10^{13} オーダーであった。
- ・ただし、 K と Cs は上記傾向から外れており、数分の 1～一桁程度小さい Da を取っている。また、 C についても上記傾向から外れているように見えるが、文献値の上限 ($2.4 \times 10^{11} \text{ m}^2/\text{s}$) を取った場合、これら傾向に合う結果となった。

上記傾向から、 K や Cs 以外のイオン種の Da については、自由水中の拡散係数、水和イオン半径、価数に依存性がある可能性が示された。 K や Cs の Da が他の元素の Da と異なる傾向を示した理由については、次の可能性が考えられる。一般に、2:1 型鉱物でも負電荷密度が高いバーミキュライトなどでは、その特徴的な構造により層間に K^+ や Cs^+ 、 NH_4^+ などを強く吸着(固定)することが知られている⁽²⁶⁾。そのため、 K や Cs のモンモリロナイトへの収着においても一部固定が起こっている可能性があり、当該傾向より低い値をとる結果となったと考えられる。また、多原子イオンについては「オキソ酸」と「水酸化物イオンを含むイオン」で Da に大きな違いがある可能性が示された。本年度の検討では、 Si や Fe の水酸化物に対する自由水中の拡散係数や水和イオン半径のデータがなく、図 2.2-1、図 2.2-2 にこれら元素を載せることは出来なかったが、 Da が 10^{13} オーダーと小さな値となったことは上記傾向から外れている可能性が十分考えられる。また、その原因としては、水の加水分解により生成する「水酸化物イオンを含むイオン」は水との結合が強いと考えられるため、自由水中の拡散係数と相関のある上記傾向とは異なる移行挙動をとっている可能性がある。以上のことから、ベントナイト系人工バリア中の Da の観点からは、元素は、

- (i) ベントナイトに高い収着性を持つ元素
- (ii) 水酸化物イオンを含む錯体を作る元素
- (iii) その他の元素 (Da が上記依存性を示す元素)

に分類される可能性が示された。上記のような傾向を踏まえ、当該分類の観点からもデータがない元素の Da 値の推定を今後行うことが重要になると考えられる。特に (i) (ii) の元素が上記傾向から外れる理由が明らかになれば、 Da の推定に科学的根拠が付与できるかもしれない。なお、上記検討はあくまでも経験的な傾向の整理であり、今後、系統的に整理する等して、より科学的な傾向の整理・検討を引き続き行うことも重要である。

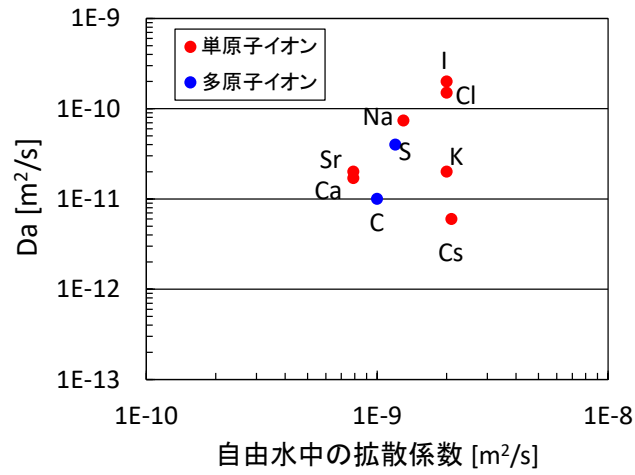


図 2.2-1 自由水中の拡散係数に対する見かけの拡散係数

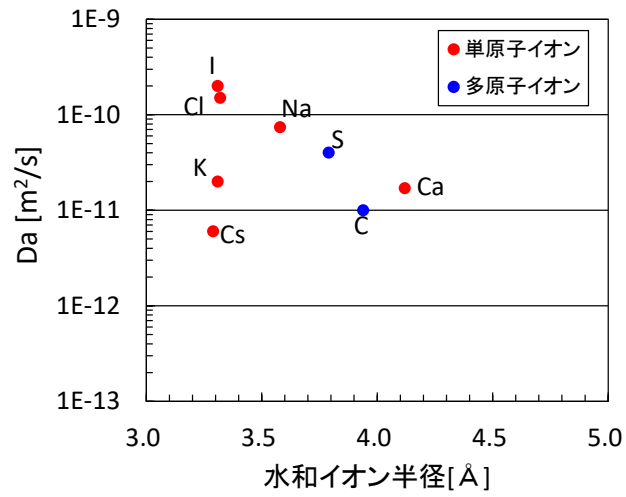


図 2.2-2 水和イオン半径に対する見かけの拡散係数

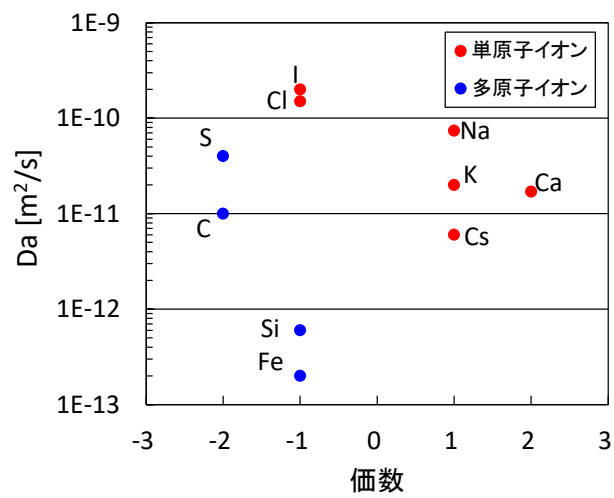


図 2.2-3 価数に対する見かけの拡散係数

2.3 塩水系地下水を想定した拡散試験等の実施

2.3.1 背景と目的、本年度の実施事項

Da 拡散モデルの検討に資するため、これまで非放射性のイオン種や放射性核種を異なるイオン強度 (NaCl 溶液濃度) 条件で Na 型モンモリロナイト圧縮体等に透過させる拡散試験を実施した。そして、モンモリロナイトへの収着性が高い陽イオンである Ca (Ca^{2+} イオン、Ca-45) については、イオン強度が高い (収着分配係数 *Kd* の値が小さい) ケースにおいては、別の試験 (In-diffusion 試験、収着バッチ試験) で得られた *Da* と *Kd* を用いて、透過拡散試験結果を再現する等、*Da* を用いた評価方法の確立を図ってきた。また、*Da* データセット作成に係る基本方針 (2.2.1) で述べたように、*Da* データがなく、ベントナイト系人工バリアの化学環境解析に影響を及ぼす可能性のある元素については、必要に応じて拡散試験を実施して *Da* データを取得するとした。そこで本年度は、上述の *Da* データの調査 (2.2.2) から、セメント系材料から初期に溶出され、ベントナイト系人工バリアの変質に大きく影響すると考えられるアルカリ成分の一つであるにも関わらず、拡散データがほとんど取得されていないカリウム (K) について試験を行い、*Da* データの拡充を図ることとした。具体的には、これまで確立してきた当該評価方法に必要な *Kd* を取得するため、収着バッチ試験を実施するとともに、透過拡散試験を行い、その結果から *Da* の導出を試みた。また、In-diffusion 試験も試験的にを行い、その *Da* 値の検証に資することとした。なお、収着バッチ試験終了後、モンモリロナイト試料に一度収着した K が NH_4Cl 溶液で全て脱離できるのかを確認する試験を実施し、In-diffusion 試験方法の妥当性の確認も行った。

2.3.2 試験方法

(1) 試料の精製

試験に用いたモンモリロナイト試料はクニミネ工業製クニピア F である。精製前のモンモリロナイトの交換性陽イオンの大半は Na だが、Ca、Mg、K もそれぞれ 10、2、2% 程度含んでいる⁽²⁷⁾。Na 型への置換は次の手順で行った。まず、モンモリロナイト粉末 20 g を 1 M の NaCl 水溶液 2 L に加え、24 時間以上攪拌させた後、24 時間静置して沈殿させた。上澄み液を取り除き、新たに同濃度の新しい NaCl 水溶液 2 L を加え、同様の操作を計 3 回繰り返した。次に、完全に Na 型に置換したモンモリロナイトを透析用セルロースチューブ (UC36-32-100 : VISKASE SALES CORP 製) の中に入れ、イオン交換水と接触させることにより、試料中の過剰塩を除去した。イオン交換水は、0.5 M の硝酸銀溶液による白濁反応が確認されなくなるまで定期的に交換した。その後、モンモリロナイト試料をセルロースチューブより出し、凍結乾燥 (-110°C、24 時間以上) させた。乾燥後、試料をメノウ製マグネット乳鉢 (1-6020-04 : アズワン(株)製) および乳鉢スターラー (1-6016-11 : アズワン(株)製) によって自動粉碎し、ふるいを用いて粒径が 100-200 メッシュ (75-150 μm) の試料 (以下、「Na 型モンモリロナイト試料」) を得た。

(2) 収着バッチ試験

収着バッチ試験は、日本原子力学会標準「深地層処分のバリア材を対象とした *Kd* の測定方法の基本手順」⁽²⁸⁾ に準拠した方法で実施した。上述の Na 型モンモリロナイト試料 (粉末) 0.1 g を遠心チューブに入れ、表 2.3-1 に示した所定の溶液 (高濃度側タンク内の初期溶液) を 10 mL 加えた。なお、本手順書においては、試験の固液比は 1:10 が推奨されているが、本試験では固液比を 1:100 とした。その後、チューブに蓋をし、ハンドシェイクにて攪拌し、298 K の冷却機能付き恒温槽内 (SU-221 : エスペック(株)製) で静置させた。静置期間中は 1 日 1 回、ハン

ドシェイクにより試料を攪拌させ、固相と液相が十分に混ざり合っていることを確認した。この操作を1週間繰り返した後、当該チューブ内の固相と液相を遠心分離させ、その上澄みを9 mL採取し、0.45 μ mのシリンジフィルターで濾過、その後、原子吸光光度計（Z-2010：日立製作所製）でK濃度を測定した。各ケースで実施する試験数は3 Run ずつとした。

表 2.3-1 収着バッチ試験ケース

ケース	試験溶液	備考
1	0.0025 M KCl 溶液+0.1 M NaCl 溶液	左記溶液は透過拡散試験の高濃度側初期溶液と同じである。
2	0.0025 M KCl 溶液+0.3 M NaCl 溶液	
3	0.0025 M KCl 溶液+0.5 M NaCl 溶液	

(3) 脱離試験

後述する In-diffusion 試験では、K濃度を測定するためにモンモリロナイト試料に一度収着したKを1 MのNH₄Cl溶液で脱離する操作がある。しかしながら、モンモリロナイトに対するKの収着性は高いため、この方法により全てのKを脱離することが出来ない可能性が考えられた。そこで、当該脱離方法が妥当であるかどうかを確認するための脱離試験を行うこととした。

バッチ試験終了後の遠心チューブに1 MのNH₄Cl溶液9 mLを封入し、振とう機（NR-10：TAITEC(株)製）で一昼夜攪拌させることによってモンモリロナイトに収着しているKを脱離させた。攪拌後、チューブ内の固相と液相を遠心分離させ、その上澄みを9 mL採取し、0.45 μ mのシリンジフィルターで濾過後、原子吸光光度計でK濃度を測定した。上澄みを採取した後のチューブに再び上記NH₄Cl溶液9 mLを入れ、同様の操作を4回繰り返した。

(4) 透過拡散試験

Na型モンモリロナイト試料を90°Cの恒温槽内で乾燥させた後、直径20 mm、厚さ10 mmの円柱状に乾燥密度1,000 kg/m³となるように圧縮成型し、その両端にステンレス鋼製焼結フィルター（孔サイズ1 μ m）を付け、図 2.3-1の透過拡散試験用セルを組み立てた。さらに、両タンク内に、表 2.3-2で示した「低濃度側タンク内の初期溶液（0.1 M～0.5 MのNaCl溶液）」をそれぞれ0.11 L入れ、当該圧縮体と接触させた。なお、この際、試料中の空気を取り除き、NaCl溶液の浸透を促進させるため、拡散セルごとデシケーター中で7日間減圧させる操作を行った。この後、当該圧縮体を常温、常圧下で28日以上静置することにより膨潤させた。膨潤終了後、各タンク（高濃度側タンクおよび低濃度側タンク）内の膨潤溶液を、表 2.3-2に示した所定の試験用溶液と入れ換えることで拡散試験を開始した。拡散試験開始時における両タンク内の溶液量はそれぞれ0.11 Lとし、液面の高さを同じとした。また、当該拡散セルは、試験期間を通じて冷却機能付き恒温槽内で静置させ、298 Kに維持した。各ケースで実施する試験数は1 Run ずつとした。

試験開始後、高濃度側タンクから0.5 mL、低濃度タンク側から10 mLの溶液を定期的に採取し、原子吸光光度計でK濃度を経時的に測定した。なお、採取後は、低濃度側タンクに初期溶液をそれぞれ9.5 mL添加し、両タンクの液面の高さが等しく、かつ、常にモンモリロナイト試料が液面上に露出しないように溶液の量を調整した。

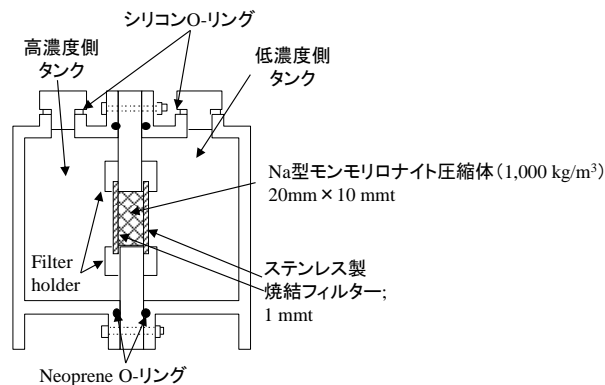


図 2.3-1 透過拡散試験用セル

表 2.3-2 透過拡散試験ケース

ケース	高濃度側タンク内の初期溶液	低濃度側タンク内の初期溶液	備考
1	0.0025 M KCl 溶液+0.1 M NaCl 溶液	0.1 M NaCl 溶液	高濃度側 K 初期濃度 : 97.7 ppm
2	0.0025 M KCl 溶液+0.3 M NaCl 溶液	0.3 M NaCl 溶液	
3	0.0025 M KCl 溶液+0.5 M NaCl 溶液	0.5 M NaCl 溶液	

(5) In-diffusion 試験

Na 型モンモリロナイト試料を 90°C の恒温槽内で乾燥させた後、直径 20 mm、厚さ 20 mm の円柱状に乾燥密度 1,000 kg/m³ となるように圧縮成型し、その両端にステンレス鋼製焼結フィルター(孔サイズ 1 μm)を付け、図 2.3-1 と同様の透過拡散試験用セルを 2 セット組み立てた。さらに、両タンク内に、表 2.3-2 で示した「低濃度側タンク内の初期溶液(ケース 3、0.5 M の NaCl 溶液)」をそれぞれ 0.11 L 入れ、当該圧縮体と接触させた。なお、この際、試料中の空気を取り除き、NaCl 溶液の浸透を促進させるため、拡散セルごとデシケーター中で 7 日間減圧させる操作を行った。この後、当該圧縮体を常温、常圧下で 56 日以上静置することにより膨潤させた。膨潤終了後、それぞれのセルを解体して試料の片面に、0.5 M の KCl 溶液 10 μL (0.195 mg の K) を均等に塗布し、図 2.3-2 に示すように塗布面をあわせて、In-diffusion 試験用セルを組み立て、298 K に保った冷却機能付き恒温槽内で拡散させた。拡散時間は、後述の解析における境界条件を満たすように、5 日間とした。

K を所定の時間拡散させた後、In-diffusion 試験用セルを解体し、ノギスで測りながらモンモリロナイト試料(高濃度側から 10 mm の範囲)を 1.0 mm 程度ずつ押し出し、カッターでスライスした。それぞれの試料片の湿潤重量を測定した後、1 M の NH₄Cl 溶液 10 mL とともに遠心チューブに封入し、振とう機で一昼夜攪拌させることによってモンモリロナイトに収着している K を脱離させた。攪拌後、チューブ内の固相と液相を遠心分離させ、その上澄みを 7 mL 採取し、0.45 μm のシリンジフィルターで濾過後、原子吸光光度計で K 濃度を測定した。上澄みを採取した後のチューブに再び上記 NH₄Cl 溶液 7 mL を入れ、同様の操作を 4 回繰り返した。なお、K に対する In-diffusion 試験はこれまで実施されたことがなく、その試験方法は確立されていない。そのため、本年度は上記 1 ケース(1 セット、2 run)のみを実施し、その妥当性も確認することとした。

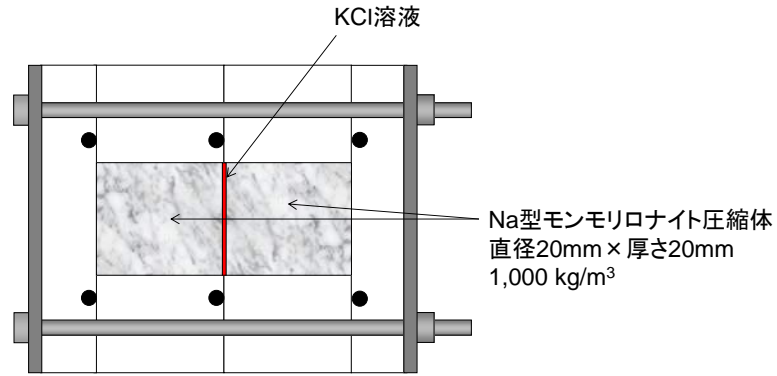


図 2.3-2 In-diffusion 試験用セル

2.3.3 解析

(1) 収着バッチ試験

モンモリロナイト試料に対する K の Kd_K [m³/kg] の導出については、以下の式⁽²⁸⁾を用いることで、収着バッチ試験結果からその値を得た。

$$Kd_K = \frac{V}{M} \cdot \frac{C_{0K} - C_K}{C_K} \times 10^{-3} \quad (2.3-1)$$

ここで、

V : 収着バッチ試験に用いた溶液の体積 [ml] (= 10 mL)

M : 収着バッチ試験に用いた試料の質量 [g] (= 0.1 g)

C_{0K} : 収着バッチ試験に用いた溶液の初期 K 濃度 [mol/L]

C_K : 収着バッチ試験終了後 (平衡後) 溶液の K 濃度 [mol/L]

である。

また、平成 27 年度に行った Ca の Kd に係る検討では、イオン交換反応メカニズムを考慮した方法により導出した Kd 値と、上述した一般的な式(2.3-1)より導出した Kd 値がほぼ同じ値を示した。そこで K に対してもイオン交換反応メカニズムを考慮した同様の方法による Kd_K の導出を行うこととした。イオン交換反応メカニズムを考慮した場合、Na 型モンモリロナイトへの K⁺イオンのイオン交換反応は以下の式で表される。



ここで、 Rs はイオン交換サイト (モンモリロナイト) である。このとき、質量作用の法則と質量保存の法則から、式(2.3-2)の平衡定数 (K) は以下ようになる。

$$K = \frac{[K^+Rs] \cdot (Na^+)}{[Na^+Rs] \cdot (K^+)} \quad (2.3-3)$$

ここで、[] は固相中の濃度 [mol / kg]、() は液相中の濃度 [mol/m³] をそれぞれ示す。

K⁺イオンの収着分配係数 (Kd) は $[K^+Rs]/(K^+)$ で表されるので、式(2.3-3)より、

$$Kd_K = \frac{[K^+Rs]}{(K^+)} = K \cdot \frac{[Na^+Rs]}{(Na^+)} \quad (2.3-4)$$

となる。また、陽イオン交換容量 $CEC[eq/kg]$ を $CEC=[Na^+Rs]+ [K^+Rs]$ とすると、式(2.3-4)を用いて、

$$Kd_K = \frac{CEC}{\frac{(Na^+)}{K} + (K^+)} \quad (2.3-5)$$

となる。本検討では、平衡後の Na 濃度 (K 濃度から推定した値)、K 濃度、 $CEC (=1.086 \times 10^{-3} \text{ eq/g}^{(27)})$ 、平衡定数 ($K=1$) を式(2.3-5)に代入して導出した Kd_K と上記式(2.3-1)を用いて導出した Kd_K を比較した。

(2) 脱離試験

モンモリロナイト試料から脱離した K 量 $M_K[\text{mol}]$ の導出については、以下の式をから導出した。

$$M_K = \left(\sum_{i=1}^n C_n \cdot V_n \right) - C_0 \cdot V_0 \quad (2.3-6)$$

ここで、

C_n : n 回目の脱離試験終了後溶液 (平衡後の上澄み溶液) の K 濃度 [mol/L]

V_n : n 回目の脱離試験終了後に採取した溶液量 [L] (= 0.009 L)。

C_0 : 収着バッチ試験終了後溶液の K 濃度 [mol/L]

V_0 : 収着バッチ試験終了後に残っている溶液量 [L] (= 0.001 L)。

である。ただし、n 回目の測定で K 濃度が検出下限値以下となった場合は、(n-1)回目の V_{n-1} は 0.01 L とした。

(3) 透過拡散試験

上述した収着バッチ試験で得られた Kd_K 値と透過拡散試験結果から Da 拡散モデルを用いて Da 値を導出する方法を記す。

上述した透過拡散試験の試験方法、体系を考慮すると、一次元体系として解くこと可能であり、Fick の第 2 法則は式(2.3-7)となる。

$$\frac{\partial C_{bi}(x,t)}{\partial t} = D_{ai} \left(\frac{\partial^2 C_{bi}(x,t)}{\partial x^2} \right) \quad (2.3-7)$$

高濃度側タンクから低濃度側タンクへ、モンモリロナイト試料を通じてイオン種が拡散する際の位置 x におけるモンモリロナイト中のイオン種濃度 $C_{bi}(x,t)$ は、式(2.3-7)を以下の初期条件および境界条件で解くことによって得られる。

$$\text{初期条件} : C_{bi}(x,0) = 0 \quad (0 \leq x \leq L)$$

$$\text{境界条件} : t > 0 \quad , \quad C_{bi}(0,t) = C_{biH}(t) \quad , \quad C_b(L,t) = C_{biL}(t)$$

ここで、

$C_{biH}(t)$: 高濃度側タンク溶液と試料の界面におけるモンモリロナイト中のイオン種濃度 [mol/m³]

$C_{biL}(t)$: 低濃度側タンク溶液と試料の界面におけるモンモリロナイト中のイオン種濃度 [mol/m³]

D_{ai} : モンモリロナイト中におけるイオン種の見かけの拡散係数 [m²/s]

である。

また、境界条件となるベントナイト-液相境界における C_{bi} は、液相中のイオン種濃度 C_{li} [mol/m³] と保持因子 α_i [-] を用いて式(2.3-8)の形で表すこととした。さらに、陽イオンである K^+ については、 α_i を式(2.3-9)に示す形で表すことが出来ると仮定し、本解析に使用することとした。なお、当該モデルで使用する濃度は「(単位体積当たりの) ベントナイト中のイオン種濃度: C_{bi} 」であり、間隙水中濃度は考えていない。保持因子はあくまでも C_{bi} と「(境界外側の) 液相中のイオン種濃度 C_{li} 」の比例定数 (C_{bi}/C_{li}) であることを前提とする。

$$C_{bi} = \alpha_i C_{li} \quad (2.3-8)$$

$$= (\varepsilon + \rho_b K_{di}) C_{li} \quad (2.3-9)$$

高濃度側タンクおよび低濃度側タンクのイオン種濃度は時間の関数となるため解析解を得ることが難しい。そこで、以下に記す方法により両タンク中におけるイオン種濃度の経時変化の導出を図る。

まず、透過したイオン種による低濃度側タンク濃度の増加が無視できる微小時間 Δt [s] を考える。このとき $C_{biH}(t)$ 、 $C_{biL}(t)$ は定数となるので、位置 x におけるイオン種濃度 $C_{bi}(x,t)$ は、

$$C_{bi}(x,t) = C_{biH}(t) + \{C_{biL}(t) - C_{biH}(t)\} \frac{x}{L} + \frac{2}{\pi} \sum_n \frac{C_{biL}(t) \cos n\pi - C_{biH}(t)}{n} \sin \frac{n\pi x}{L} \exp\left(-\frac{D_{ai} n^2 \pi^2}{L^2} t\right) \quad (2.3-10)$$

となる⁽²⁹⁾。また、その際の拡散フラックス J_i [mol/m²/s] は Fick の第 1 法則を用いて式(2.3-11)で表される。

$$\begin{aligned}
J_i &= -D_{ai} \left(\frac{\partial C_{bi}(x,t)}{\partial x} \right) \\
&= D_{ai} \{C_{biH}(t) - C_{biL}(t)\} \frac{1}{L} \\
&\quad - \frac{2D_{ai}}{L} \sum_n^{\infty} \{C_{biL}(t) \cos n\pi - C_{biH}(t)\} \cos \frac{n\pi x}{L} \exp\left(-\frac{D_{ai}n^2\pi^2}{L^2}t\right)
\end{aligned} \tag{2.3-11}$$

従って、時間 t から微小時間 Δt 経過する間に、モンモリロナイト試料中の位置 x を通過するイオン種の量 $\Delta Q(x,t)$ [mol] は、式(2.3-11)を時間積分することで以下の式(2.3-12)のようになる。

$$\begin{aligned}
\Delta Q(x,t) &= A \int_t^{t+\Delta t} J_i dt \\
&= A \left[D_{ai} \{C_{biH}(t) - C_{biL}(t)\} \frac{\Delta t}{L} \right. \\
&\quad \left. - \frac{2L}{\pi^2} \sum_n^{\infty} \frac{C_{biL}(t) \cos n\pi - C_{biH}(t)}{n^2} \cos \frac{n\pi x}{L} \left\{ \exp\left(-\frac{D_{ai}n^2\pi^2}{L^2}t\right) - \exp\left(-\frac{D_{ai}n^2\pi^2}{L^2}(t+\Delta t)\right) \right\} \right]
\end{aligned} \tag{2.3-12}$$

ここで、 A は試料の断面積 [m²] である。

同様にモンモリロナイト試料中に浸入するイオン種量 $\Delta Q(0,t)$ および 試料を透過して低濃度側タンクに漏出するイオン種量 $\Delta Q(L,t)$ は式(2.3-12)において、 $x=0$ および $x=L$ のときの値なので、式(2.3-8)の関係式と合わせて、それぞれ以下のように表される。

$$\begin{aligned}
\Delta Q(0,t) &= A \left[D_{ai} \{ \alpha_H C_{iH}(t) - \alpha_L C_{iL}(t) \} \frac{\Delta t}{L} \right. \\
&\quad \left. + \frac{2L}{\pi^2} \sum_n^{\infty} \frac{\alpha_H C_{iH}(t) - \alpha_L C_{iL}(t) \cdot (-1)^n}{n^2} \left\{ \exp\left(-\frac{D_{ai}n^2\pi^2}{L^2}t\right) - \exp\left(-\frac{D_{ai}n^2\pi^2}{L^2}(t+\Delta t)\right) \right\} \right]
\end{aligned} \tag{2.3-13}$$

$$\begin{aligned}
\Delta Q(L,t) &= A \left[D_{ai} \{ \alpha_H C_{iH}(t) - \alpha_L C_{iL}(t) \} \frac{\Delta t}{L} \right. \\
&\quad \left. + \frac{2L}{\pi^2} \sum_n^{\infty} \frac{\alpha_H C_{iH}(t) \cdot (-1)^n - \alpha_L C_{iL}(t)}{n^2} \left\{ \exp\left(-\frac{D_{ai}n^2\pi^2}{L^2}t\right) - \exp\left(-\frac{D_{ai}n^2\pi^2}{L^2}(t+\Delta t)\right) \right\} \right]
\end{aligned} \tag{2.3-14}$$

ここで、

$C_{iH}(t)$: 高濃度側タンクのイオン種濃度 [mol/m³]

$C_{iL}(t)$: 低濃度側タンクのイオン種濃度 [mol/m³]

α_H : 高濃度側タンク内溶液と接するモンモリロナイト試料の保持因子 [-]

α_L : 低濃度側タンク内溶液と接するモンモリロナイト試料の保持因子 [-]

である。

一方、さらに Δt 時間が経過した、 $t+\Delta t$ から $(t+\Delta t) + \Delta t$ の間のイオン種の移動量は、高濃度側タンクからイオン種が $\Delta Q(0,t)$ 分減少、低濃度側タンク内へはイオン種が $\Delta Q(L,t)$ 分増加するため、その増減した濃度をそれぞれ新たに $C_{iH}(t+\Delta t)$ 、 $C_{iL}(t+\Delta t)$ とすると、浸入量と透過量

はそれぞれ式(2.3-15)、式(2.3-16)で示される。

$$\begin{aligned} \Delta Q(0, t + \Delta t) = & A \left[D_{ai} \{ \alpha_H C_{iH}(t + \Delta t) - \alpha_L C_{iL}(t + \Delta t) \} \frac{\Delta t}{L} \right. \\ & \left. + \frac{2L}{\pi^2} \sum_n \frac{\alpha_H C_{iH}(t + \Delta t) - \alpha_L C_{iL}(t + \Delta t) \cdot (-1)^n}{n^2} \left\{ \exp \left(-\frac{D_{ai} n^2 \pi^2}{L^2} (t + \Delta t) \right) - \exp \left(-\frac{D_{ai} n^2 \pi^2}{L^2} (t + 2\Delta t) \right) \right\} \right] \end{aligned} \quad (2.3-15)$$

$$\begin{aligned} \Delta Q(L, t + \Delta t) = & A \left[D_{ai} \{ \alpha_H C_{iH}(t + \Delta t) - \alpha_L C_{iL}(t + \Delta t) \} \frac{\Delta t}{L} \right. \\ & \left. + \frac{2L}{\pi^2} \sum_n \frac{\alpha_H C_{iH}(t + \Delta t) (-1)^n - \alpha_L C_{iL}(t + \Delta t)}{n^2} \left\{ \exp \left(-\frac{D_{ai} n^2 \pi^2}{L^2} (t + \Delta t) \right) - \exp \left(-\frac{D_{ai} n^2 \pi^2}{L^2} (t + 2\Delta t) \right) \right\} \right] \end{aligned} \quad (2.3-16)$$

$$C_{iH}(t + \Delta t) = C_{iH}(t) - \frac{\Delta Q(0, t)}{V_{iH}} \quad (2.3-17)$$

$$C_{iL}(t + \Delta t) = C_{iL}(t) + \frac{\Delta Q(L, t)}{V_{iL}} \quad (2.3-18)$$

ここで、

V_{iH} : 高濃度側タンクの体積 [m³]

V_{iL} : 低濃度側タンクの体積 [m³]

である。同様に、 $m\Delta t$ から $m\Delta t + \Delta t$ の間の浸入量および透過量は式(2.3-19)、式(2.3-20)で与えられる。

$$\begin{aligned} \Delta Q(0, m\Delta t) = & A \left[D_{ai} \{ \alpha_H C_{iH}(m\Delta t) - \alpha_L C_{iL}(m\Delta t) \} \frac{\Delta t}{L} \right. \\ & \left. + \frac{2L}{\pi^2} \sum_n \frac{\alpha_H C_{iH}(m\Delta t) - \alpha_L C_{iL}(m\Delta t) \cdot (-1)^n}{n^2} \left\{ \exp \left(-\frac{D_{ai} n^2 \pi^2}{L^2} m\Delta t \right) - \exp \left(-\frac{D_{ai} n^2 \pi^2}{L^2} (m+1)\Delta t \right) \right\} \right] \end{aligned} \quad (2.3-19)$$

$$\begin{aligned} \Delta Q(L, m\Delta t) = & A \left[D_{ai} \{ \alpha_H C_{iH}(m\Delta t) - \alpha_L C_{iL}(m\Delta t) \} \frac{\Delta t}{L} \right. \\ & \left. + \frac{2L}{\pi^2} \sum_n \frac{\alpha_H C_{iH}(m\Delta t) (-1)^n - \alpha_L C_{iL}(m\Delta t)}{n^2} \left\{ \exp \left(-\frac{D_{ai} n^2 \pi^2}{L^2} (m\Delta t) \right) - \exp \left(-\frac{D_{ai} n^2 \pi^2}{L^2} (m+1)\Delta t \right) \right\} \right] \end{aligned} \quad (2.3-20)$$

$$C_{iH}(m\Delta t) = C_{iH}(m\Delta t - \Delta t) - \frac{\Delta Q(0, m\Delta t - \Delta t)}{V_{iH}} \quad (2.3-21)$$

$$C_{iL}(m\Delta t) = C_{iL}(m\Delta t - \Delta t) + \frac{\Delta Q(L, m\Delta t - \Delta t)}{V_{iL}} \quad (2.3-22)$$

本解析では任意の Da を設定し、収着バッチ試験結果より導出された Kd_k を用いて、時間 $t=0$ より所定の時間 $t=k\Delta t$ まで、 k 回のステップの計算を行い、 Δt 間の $\Delta Q(0,t)$ および $\Delta Q(L,t)$ を計算することにより、 $C_{iKH}(t)$ 、 $C_{iKL}(t)$ の経時変化（計算値）を導出した。そして、最少二乗法により透過拡散試験の低濃度側タンク内の濃度（実験値）変化と最もよく合う Da 値を決定した。

なお、当該透過拡散試験では、評価対象イオン種はモンモリロナイト圧縮体以外に焼結フィルターを拡散する。このため、上述した解析によって使用する Da は両フィルター中の拡散の影響を含んだ値としなければいけない。そこで、式(2.3-23)⁽³⁰⁾を用いて導出した Da の値を解析では用いることとした。なお、フィルター中のイオン種の見かけの拡散係数 D_{a,i_filt} [m^2/s]については、フィルターにイオン種は収着しない ($Kd=0$) と仮定し、フィルター中のイオン種の有効拡散係数 De ($4 \times 10^{-10} m^2/s$)⁽³¹⁾とフィルターの間隙率 ε (0.4) を用い、 $Da=De/\varepsilon$ から導出した値 ($1.0 \times 10^{-9} m^2/s$) とした。

$$Da = \frac{\frac{L_{mont} + 2L_{filt}}{D_{a,i_mont}} + \frac{2L_{filt}}{D_{a,i_filt}}}{\frac{L_{mont}}{D_{a,i_mont}} + \frac{2L_{filt}}{D_{a,i_filt}}} \quad (2.3-23)$$

ここで、

L_{mont} : モンモリロナイト圧縮体の厚さ [m] (=0.01 m)

L_{filt} : フィルターの厚さ [m] (=0.001 m)

D_{a,i_mont} : モンモリロナイト圧縮体中のイオン種 i の見かけの拡散係数 [m^2/s]

D_{a,i_filt} : フィルター中のイオン種 i の見かけの拡散係数 [m^2/s] (= $1.0 \times 10^{-9} m^2/s$)

である。

(4) In-diffusion 試験

各試料片から脱離させた K 量 [mol]については、上述した脱離試験と同様の方法（式(2.3-6)）で導出した。また、各試料片の乾燥重量の割合からそれぞれの体積を求め、この値で脱離した K 量を除することで各試料片の単位体積あたりの濃度 C [mol/m^3]を導出した。さらに、この濃度分布より、以下の解析方法によって Da を求めた。

まず、一次元の Fick の第2法則は、

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(Da \frac{\partial C}{\partial x} \right) \quad (2.3-24)$$

と表される。ここで

C : 単位体積あたりの濃度 [mol/m^3]

x : 拡散源からの距離 [m]
 Da : 見かけの拡散係数 [m²/s]
 t : 拡散時間 (s)

である。 Da が拡散源からの距離 x に依存せず、一定であるとみなすと、式 (2.3-24)は、

$$\frac{\partial C}{\partial t} = Da \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (2.3-25)$$

となる。本試験では、 K が試料の末端に達しないように拡散時間を設定したので、体系の長さは無窮遠と考えることができる。また、塗布したトレーサーの量が極めて微量であることから、薄膜拡散源からの拡散と見なすことができる。従って式(2.3-25)を解くにあたり、初期条件および境界条件を以下のように設定した。

初期条件 ; $C(0, 0) = \infty$
 $C(x, 0) = 0, |x| > 0$
 境界条件 ; $C(\pm\infty, t) = 0, t \geq 0$

この条件下で式(2.3-25)の解は、

$$C(x, t) = \frac{M}{2\sqrt{\pi Dat}} \exp\left(-\frac{x^2}{4Dat}\right) \quad (2.3-26)$$

となる⁽²⁹⁾。ここで M は拡散源の総量で、

$$M = \int_{-x}^{+x} C dx \quad (2.3-27)$$

と表される。

式(2.3-27)の両辺の自然対数をとると、

$$\ln C = A - \frac{x^2}{4Dat}, \quad A = \ln \frac{M}{2\sqrt{\pi Dat}} \quad (2.3-28)$$

となる。式(2.3-28)から横軸に x^2 、縦軸に $\ln C$ をとり、濃度分布を最小自乗法により最適化して得た直線において、拡散時間 t における勾配 $-1/4Dat$ から拡散係数を得た。

2.3.4 結果と考察

(1) 収着バッチ試験

収着バッチ試験結果として、浸漬溶液の初期および平衡後の K 濃度、一般的な K_d 導出式(2.3-1)、およびイオン交換を考慮した K_d 導出式(2.3-5)を用いて求めた Kd_K 値を表 2.3-3 に示す。導出された Kd_K 値は、いずれも NaCl 濃度が高くなるほど小さくなる傾向が見られた。しかしながら、Ca の K_d とは異なり、両者の値は一致しなかった。

表 2.3-3 収着バッチ試験結果

試験ケース		Run	試験液量 [ml]	モンモリロナイト 重量 [g]	初期溶液 K濃度 [mol/L]	平衡後 K濃度 [mol/L]	一般式 式(2.3-1)から求めた Kd_K [m ³ /kg]	イオン交換を考慮した 式(2.3-5)から求めた Kd_K [m ³ /kg]
ケース1	0.0025M KCl溶液 + 0.1M NaCl溶液	1	10	0.1021	0.0026	0.0018	0.042	0.011
		2		0.1018		0.0018	0.048	0.011
		3		0.1007		0.0018	0.049	0.011
ケース2	0.0025M KCl溶液 + 0.3M NaCl溶液	1	10	0.1019	0.0026	0.0022	0.017	0.004
		2		0.1000		0.0021	0.021	0.004
		3		0.1002		0.0021	0.021	0.004
ケース3	0.0025M KCl溶液 + 0.5M NaCl溶液	1	10	0.1003	0.0025	0.0023	0.011	0.002
		2		0.1002		0.0022	0.013	0.002
		3		0.1011		0.0023	0.011	0.002

この原因として、一週間という試験期間では短く、平衡に達していない可能性も考えたが、「式(2.3-1)から導出される Kd_K 値」は「式(2.3-5)から導出される Kd_K 値」より大きく、さらに K が収着してもその差は大きくなるのが想定される。また、後述するように、式(2.3-1)から導出された Kd_K 値を用いて 63 日目までの透過拡散係試験を良く再現出来た。以上のことから、この仮説は正しくないと考えられる。そこで、式(2.3-5)で用いた平衡定数 K が 1 ではなかった可能性を考えた。「式(2.3-1)から求めた Kd_K 値」と「式(2.3-5)から求めた Kd_K 値」が同値となるための平衡定数 K を導出したところ、各ケースの平衡定数 K は、4.6 (ケース 1)、5.7 (ケース 2)、5.5 (ケース 3) となった。これら値をばらつきが小さく、定数として良いかどうかについては上記 3 ケースのみのデータからは判断することは難しい。今後異なる NaCl 濃度条件で収着バッチ試験を行い、平衡定数 K が一定値とり、式(2.3-1)から導出された Kd_K 値と同値になるかを確認する必要がある。一方、 Kd_K 値が一致しなかったことについては、K のモンモリロナイトへの収着はイオン交換反応だけでは説明出来ないことが原因の可能性もある。2.2.3 でも記したとおり、一般に、2:1 型鉱物でも負電荷密度が高いバーミキュライトなどでは、その特徴的な構造により層間に K^+ や Cs^+ 、 NH_4^+ などを強く吸着 (固定) することが知られている⁽²⁶⁾。K のモンモリロナイトへの収着においても一部固定が起こっているとすれば、この Kd_K 値の相違を説明出来るかもしれない。

(2) 脱離試験

ケース 1、2 の収着バッチ試験終了後の溶液は、遠心分離しても液相と固相がきれいに分離することが出来ず、目視でも確認できるほど上澄み溶液に固相が混合していた。そのため、脱離試験は収着バッチ試験後に固相の損失がほとんどないケース 3 のみで行うこととした。脱離試験結果として、1~4 回目の脱離試験後の平衡溶液中の K 濃度、およびこれら結果と式(2.3-6)から導出したモンモリロナイト試料から脱離した K 量 [mol] を表 2.3-4 に示す。また収着バッチ試験結果と以下の式(2.3-29)から導出されたモンモリロナイト試料に収着していた K 量 (M_K) [mol]、および脱離割合 (=脱離した K 量/収着していた K 量) も併せて示す。

$$M'_K = (C_{0K} - C_K) \cdot V \quad (2.3-29)$$

ここで、

C_{0K} : 収着バッチ試験に用いた溶液の初期 K 濃度 [mol/L]

C_K : 収着バッチ試験終了後 (平衡後) 溶液の K 濃度 [mol/L]

V : 収着バッチ試験に用いた溶液の体積 [L] (= 0.01 L)

である。

表 2.3-4 脱離試験結果

試験ケース	Run	脱離試験後 K 濃度 [mol/L]				脱離した K 量 (M_K) [mol]	収着して いた K 量 (M'_K) [mol]	脱離 割合
		1 回目	2 回目	3 回目	4 回目			
ケース 3 0.0025 M KCl 溶液 + 0.5 M NaCl 溶液	1	3.4×10^{-4}	3.7×10^{-5}	—	—	1.2×10^{-6}	2.6×10^{-6}	45%
	2	3.9×10^{-4}	4.5×10^{-5}	—	—	1.8×10^{-6}	2.8×10^{-6}	63%
	3	4.8×10^{-4}	8.2×10^{-5}	8.3×10^{-6}	—	2.9×10^{-6}	2.6×10^{-6}	112%

脱離試験の結果、Run1、2については、脱離割合がそれぞれ45、63%と低い割合となったが、Run3については、112%と脱離量が収着量を上回る結果となった。この原因としては、収着バッチ試験後に残存していた液相 (K 濃度 0023 mol/L 程度、0.1 mL) 中の K 量が多く (収着していた K 量と同程度)、バックグラウンドが大きかったこと、また、1 回目の脱離試験後の平衡溶液を 110 倍に希釈して測定したことによる誤差の影響等が考えられる。そのため、1 M の NH₄Cl 溶液を用いてモンモリロナイトに収着した K を全て脱離可能かどうかについては、本試験結果からは分からなかった。そこで、In-diffusion 試験結果の検討においても、初期に塗布した K 量と脱離した K の総量を比較することにより、当該脱方法の妥当性について検討することとした。

(3) 透過拡散試験

透過拡散試験により得られた高濃度側および低濃度側タンク内の K 濃度 (実験値) の経時変化 (拡散期間 63 日まで) を図 2.3-3 に示す。また、これら経時変化の図には 2.3.3 (3) で示した解析方法 (最小二乗法) により、低濃度側タンク内の K 濃度 (実験値) と最もフィットした Da を用いた計算値も併せて示す。なお、本解析では一般的な方法 (式(2.3-1)) から導出した Kd 値を用いた。計算に使用した保持因子 α と見かけの拡散係数 Da に係るパラメータを表 2.3-5 に示す。

図 2.3-3 に示したケース 1~3 の透過拡散試験結果 (実験値) では、高濃度側タンク内の K 濃度の減少、および低濃度側タンク内の K 濃度の増加が確認された。また、NaCl 濃度が高いケースほど、高濃度側の減少率が小さくなる傾向が見られたが、低濃度側の増加率については 63 日までのデータではケース間で有意な違いは見られなかった。

低濃度側タンク内の K 濃度の経時変化へのフィッティングより求めた Da 値は、 $(1.6 \sim 2.0) \times 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$ となり、ほぼ一定の値となった。また、低濃度側 K 濃度変化から得られた Da 値を用いて計算した高濃度側タンク内の K 濃度は実験値を再現していた。これら結果は、塩水系地下

水を想定した比較的イオン強度の大きな条件 (NaCl 溶液濃度 0.1~0.5 M) では、ベントナイト系人工バリア中の K の Da 値は一定であること、および、モンモリロナイトへ収着性を示す K の拡散についても Da 拡散モデルが適用可能であることを示している。

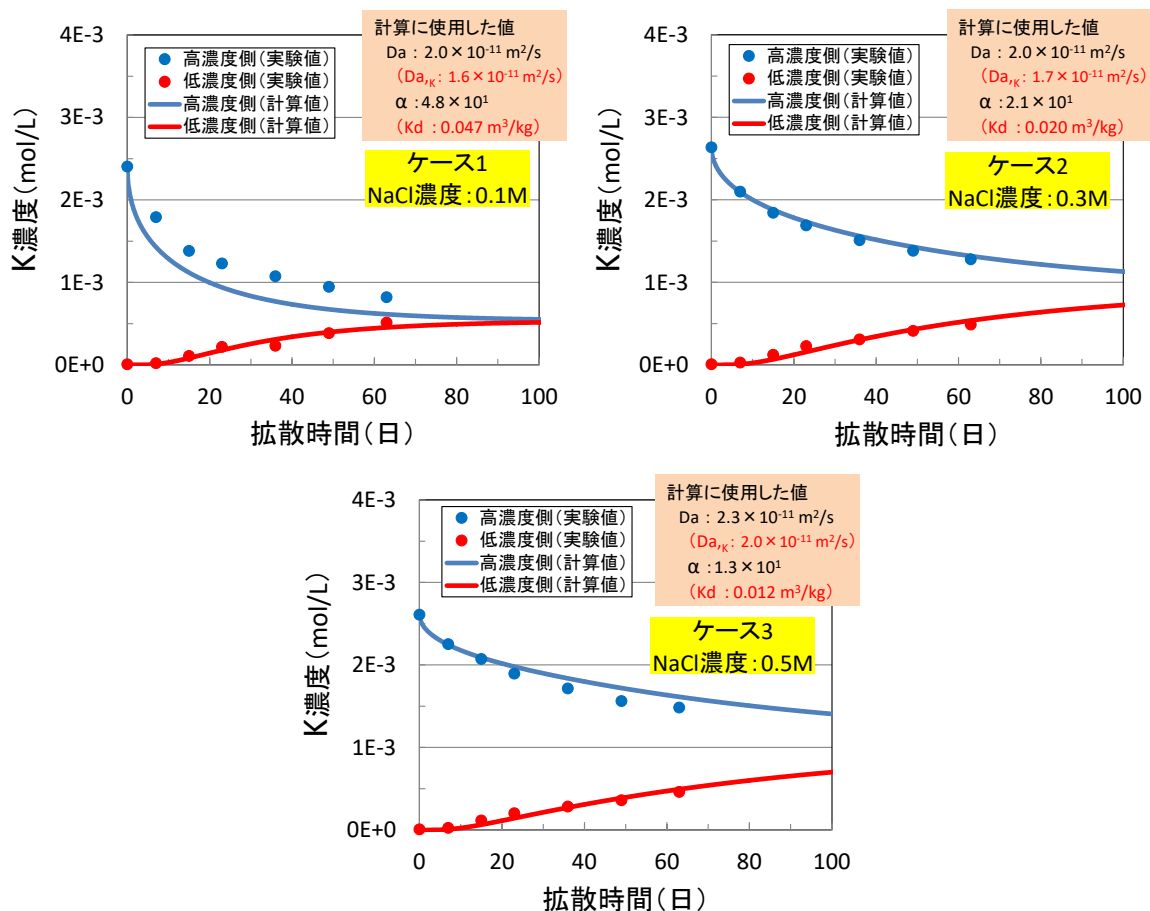


図 2.3-3 高濃度および低濃度側タンク内の K 濃度の経時変化 (実験値と計算値の比較)

表 2.3-5 K の透過拡散試験を模擬した計算に使用したパラメータ

元素	ケース	保持因子に係るパラメータ		見かけの拡散係数に係るパラメータ	
		収着分配係数 Kd [m^3/kg] ^{※1}	計算に使用した α [-] ^{※2}	モンモリロナイト圧縮体中の見かけの拡散係数 Da_K [m^2/s] ^{※3}	計算に使用した Da [m^2/s] ^{※4}
K	1	0.047	4.8×10^1	1.6×10^{-11}	2.0×10^{-11}
	2	0.020	2.1×10^1	1.7×10^{-11}	2.0×10^{-11}
	3	0.012	1.3×10^1	2.0×10^{-11}	2.3×10^{-11}

- ※1 本年度実施した収着バッチ試験結果から式(2.3-1)を用いて導出した値である (表 2.3-3 参照)。
- ※2 式(2.3-9)から導出した値。また、本計算では、高濃度側および低濃度側タンク内溶液と接するモンモリロナイトの保持因子は同一の値を使用した。
- ※3 低濃度側タンク内の K 濃度 (実験値) と最もフィットした Da 値
- ※4 式(2.3-23)から導出した値。

(4) In-diffusion 試験

In-diffusion 試験結果として、各試料片の湿潤重量、1~4 回目の脱離操作後の平衡溶液中 K 濃度を表 2.3-6 に示す。また、湿潤重量の割合から求めた試料片体積、拡散距離 (x : 塗布面から試験片中心までの距離)、および当該 K 濃度から求めた脱離した K 量、単位体積当たりの K 濃度 (C) も併せて示す。拡散時間 (約 5 日間) は Run1、Run2 で、それぞれ 431,340 [s]、436,140 [s]であった。

また、表 2.3-6 で示した拡散距離 (x) の 2 乗に対する単位体積当たりの K 濃度 (C) の自然対数 (ln C) を取り、その傾きから式(2.3-28)を用いて Da を導出した (図 2.3-4)。Run1、Run2 の結果から得られた Da は、それぞれ 4.1×10^{-11} [m²/s]、 5.0×10^{-11} [m²/s]となった。

表 2.3-6 In-diffusion 試験結果

Run	試料片	湿潤重量 [g]	重量割合 [-]	体積 [$\times 10^{-7}$ m ³]	拡散距離 (x) [$\times 10^{-3}$ m]	脱離操作後 K 濃度 [$\times 10^{-4}$ mol/L]				脱離した K 量 [$\times 10^{-6}$ mol]	単位体積当たりの K 濃度 (C) [mol/m ³]
						1 回目	2 回目	3 回目	4 回目		
1	1	0.597	0.060	3.74	0.599	1.11	0.35	0.12	—	1.14	3.06
	2	0.761	0.076	4.77	1.960	1.35	0.47	0.16	—	1.43	3.00
	3	0.472	0.047	2.96	3.197	0.76	0.23	0.08	—	0.77	2.61
	4	0.563	0.056	3.53	4.235	0.75	0.24	0.08	—	0.77	2.19
	5	0.600	0.060	3.76	5.401	0.70	0.25	0.09	—	0.75	1.99
	6	0.474	0.047	2.97	6.478	0.40	0.15	—	—	0.42	1.43
	7	0.622	0.062	3.90	7.577	0.45	0.18	—	—	0.50	1.28
	8	0.440	0.044	2.76	8.642	0.24	0.10	—	—	0.27	0.98
	9	0.220	0.022	1.38	9.304	0.09	—	—	—	0.09	0.66
	10	0.945	0.095	5.93	10.473	0.40	0.21	—	—	0.49	0.82
	残り	4.277	0.429	26.84							
	計	9.969	1.000	62.56						6.64	
2	1	0.916	0.091	5.75	0.911	1.86	0.69	0.23	0.08	2.02	3.50
	2	0.577	0.057	3.62	2.396	1.02	0.37	0.11	—	1.08	3.00
	3	0.788	0.078	4.94	3.753	1.09	0.46	0.14	—	1.22	2.47
	4	0.403	0.040	2.53	4.937	0.44	0.19	—	—	0.50	1.98
	5	0.594	0.059	3.73	5.928	0.52	0.24	0.06	—	0.60	1.60
	6	0.418	0.042	2.62	6.934	0.34	0.12	—	—	0.36	1.36
	7	0.486	0.048	3.05	7.833	0.34	0.13	—	—	0.38	1.23
	8	0.543	0.054	3.41	8.855	0.36	0.12	—	—	0.37	1.09
	9	0.618	0.061	3.88	10.009	0.34	0.13	—	—	0.37	0.95
	10	0.581	0.058	3.65	11.202	0.27	0.10	—	—	0.29	0.79
	残り	4.133	0.411	25.94							
	計	10.06	1.000	63.11						7.19	

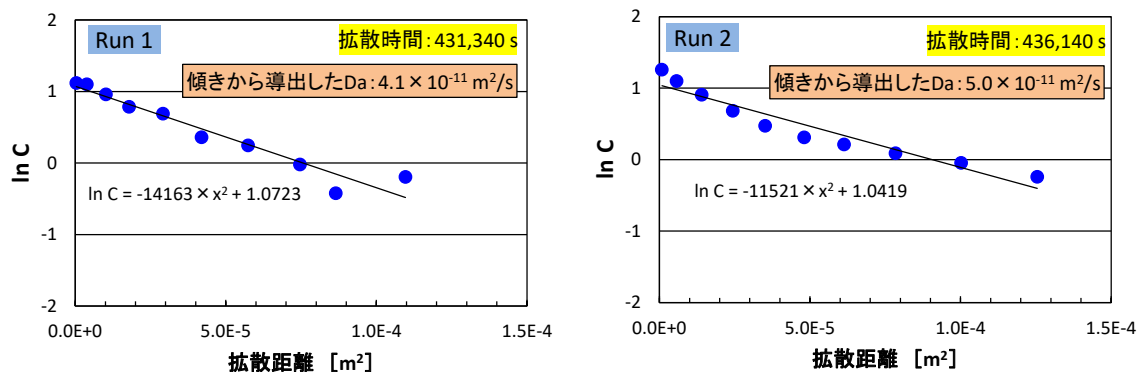


図 2.3-4 In-diffusion 試験結果および傾きから導出した Da
(初期 K 濃度を考慮した補正無し)

In-diffusion 試験結果から得られた Da 値と透過拡散試験から得られた Da 値は数倍の違いがあった。この原因としては、試料として用いたクニピア F に交換性陽イオンとして含まれていた K (2%程度⁽²⁷⁾) が、1M の NaCl 溶液を用いた精製過程で完全に取り除けず、拡散開始前からモンモリロナイト試料に K が収着していたことが原因の可能性がある。すなわち、In-diffusion 試験では、移行した K だけではなく拡散試験初期から存在する K も一緒に脱離したため、移行した K 量を過大に評価してしまい、その結果、式(2.3-28)を用いた計算で用いる (x^2 に対する $\ln C$) の傾きが小さくなってしまった可能性がある。この仮説は①表 2.3-6 に示した「脱離した K 量」の合計 ($6.6 \times 10^{-6} \text{ mol} + 7.2 \times 10^{-6} \text{ mol} = 1.4 \times 10^{-5} \text{ mol}$) が塗布した K 量 ($0.5 \text{ M} \times 10 \mu\text{L} \times 2 \text{ run} = 1 \times 10^{-5} \text{ mol}$) より上回っていること、②図 2.3-4 に示したプロットの傾きは拡散距離が大きくなるにつれて小さくなっている (C の自然対数は拡散距離の 2 乗に対して良い直線性を示していない) こと、③各試料片から脱離した K 量から求めた K 型化率は塗布面側で 0.28%、10 カット目で 0.06%程度であり、クニピア F の 2%より十分小さい値であることから、可能性が十分考えられる。なお、膨潤過程において、特級 NaCl (関東化学製) で作成した 0.5M の NaCl 溶液中に微量の K が含まれていた可能性も考えたが、実際に当該溶液中の K 濃度を測定したところ、 K は検出されず (0.1 ppm 以下であり)、この可能性は除外された。さらに、10 カット目までの試料中の K 量が塗布した K 量と同じとなるためには、拡散試験開始前 (膨潤操作後) におけるモンモリロナイト試料中の K 濃度が 0.53 mol/m^3 (K 型化率に換算すると 0.05%程度) である必要がある。仮に、この濃度を実際の濃度から差引いて補正した K 濃度 C' を用いて x^2 対 $\ln C'$ のグラフを描き、直線性が認められる範囲 (Run1 では 8 カット目までの拡散距離 9 mm 以下、Run2 では 6 カット目までの拡散距離 7 mm 以下) の傾きから Da を導出した。その結果、Run1、Run2 の Da は、それぞれ $2.4 \times 10^{-11} \text{ [m}^2/\text{s]}$ 、 $2.1 \times 10^{-11} \text{ [m}^2/\text{s]}$ となり、透過拡散試験から導出された Da と近い値となった (図 2.3-5)。

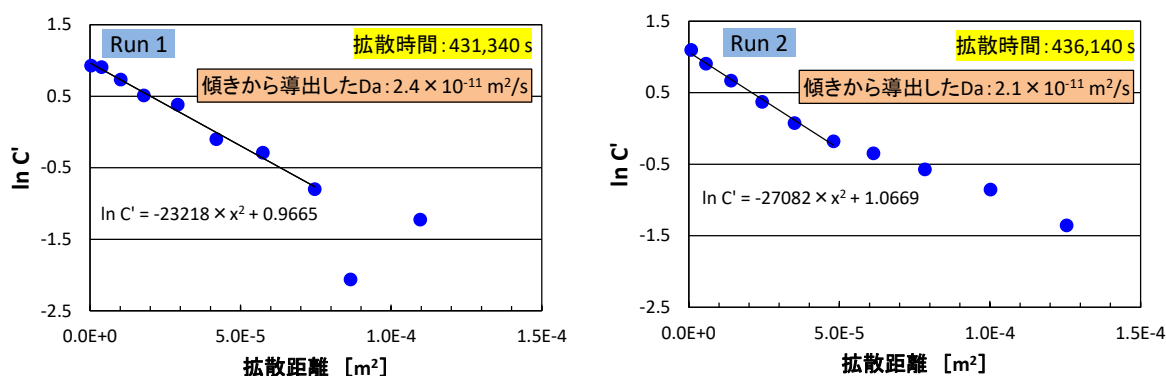


図 2.3-5 In-diffusion 試験結果および傾きから導出した Da
(初期 K 濃度を考慮した補正有り)

以上のことから、K の In-diffusion 試験ではモンモリロナイト試料中に初期から含まれる K の影響を考慮した補正を行った上で Da を導出しなければいけない可能性がある。また、このように導出した Da は透過拡散試験から得られた Da とほぼ同等の値である可能性が示され、NaCl 濃度 0.1~0.5 M の範囲における K の Da は約 $2 \times 10^{-11} m^2/s$ である可能性が高い。しかしながら、式(2.3-28)を用いて Da を導出するためには、トレーサーが極微量であり、かつ、そのトレーサー全量がどの場所でも一定の拡散係数で移行することが大前提であることを忘れてはいけない。本試験条件が上記前提を満たしているのかも含め、試験方法の妥当性については、引き続き確認する必要がある。

2.3.5 まとめと今後の課題

本年度は、セメント系材料から初期に溶出され、ベントナイト系人工バリアの変質に大きく影響すると考えられるアルカリ成分の一つであるにも関わらず、拡散データがほとんど取得されていない K について試験を行い、 Da データの拡充を図ることにした。

まず、これまで確立してきた Da 拡散係数評価方法に必要な収着分配係数 (Kd) を取得するため、Na 型モンモリロナイト試料に対する K の収着バッチ試験を実施し、0.1、0.3、0.5 M の NaCl が共存する条件下の K の Kd 値として、それぞれ 0.047、0.020、0.012 m^3/kg という値を得た。また、同条件における透過拡散試験も行い、その結果と当該評価手法による計算値のフィッティングから、モンモリロナイト密度 1,000 kg/m^3 、25°C の条件下におけるモンモリロナイト圧縮体中の K の Da として、 $(1.6 \sim 2.0) \times 10^{-11} m^2/s$ という値を得た。さらに、0.5 M の NaCl 共存条件における In-diffusion 試験も試験的に行った。その結果、K の In-diffusion 試験ではモンモリロナイト試料中に初期から含まれる K の影響を考慮した補正を行った上で Da を導出しなければいけない可能性が示された。また、このように導出した Da は透過拡散試験から得られた Da とほぼ同等の値である可能性が示され、NaCl 濃度 0.1~0.5 M の範囲における K の Da は約 $2 \times 10^{-11} m^2/s$ である可能性が高い。

今後は、透過拡散試験では Da の取得が困難な (Kd が大きくなり、K が試料を透過しない可能性がある) 低イオン強度の範囲も含む、異なる NaCl 濃度条件下で同様の In-diffusion 試験を行い、K の Da のイオン強度依存性について調べることが重要となる。また、その際、初期試料 (Na 型モンモリロナイト試料) に含まれる K 量の同定、および 1 M の NH_4Cl 溶液を用いた K の脱離方法の妥当性確認も行う必要もある。

2.4 MC-BUFFER の改良および試算

2.4.1 これまでの実施事項、本年度の目的、実施概要

Da 拡散モデルを用いたベントナイト系人工バリア中の化学環境解析を実施するためには、当該モデルを MC-BUFFER に導入する必要がある。そこで最初に、MC-BUFFER に *Da* 拡散モデルを導入するための留意点を下記のように整理した。

Da 拡散モデル導入における留意点の整理

- ① 実験により得ることが可能なのは元素の拡散係数であること、また、収着分配係数についても通常元素ごとに設定されていることから、移行計算については、イオン種ごとではなく、元素ごとの計算を行うこととする。
- ② ベントナイト系人工バリア中の（拡散による）物質移行計算を *Da* 拡散モデルに変更する。具体的には、元素ごとに *Da* を設定し、単位体積当たりの元素濃度 (C_b) 勾配による移行を評価出来るように改良する。
- ③ 現行の MC-BUFFER の移行計算では、1 回に 1 つの元素に対する評価しか出来ないため、異なる拡散係数の元素の移行を評価するには複数回の計算を行い、最後に統合させる必要がある。しかしながら、全ての元素について拡散係数をセットするのは困難であり、類似性が認められる元素については、代表的な元素と同じ値を用いることが想定される。そこで、類似性があり、同一の拡散係数を与えることが出来る元素で群を構成し、群ごとに移行計算を行うことで、移行計算の回数を減少させる等の工夫を図ることとする。
- ④ 地下水やその他のバリア材との界面におけるベントナイト系人工バリア中の C_b （境界条件）は、地下水中（またはその他のバリア材を通過後の浸出溶液）の元素濃度 C_l と保持因子 α を用いて、「 $C_b = \alpha C_l$ 」で設定する。
- ⑤ 化学環境解析では解析体系中の電荷バランスを取る必要がある。そのため、元素が各々の *Da* で拡散する当該モデルを用いた拡散評価においては、移行計算後に場の電荷バランスを調整する必要がある。その方法の一例としては、モンモリロナイト中に多量にあると想定される Na^+ イオンで電荷バランスを調整する方法が考えられる^{※3}（この場合、 Na^+ イオンの拡散は計算しない）。なお、電荷バランスの調整の際にはモンモリロナイトの負電荷（永久電荷）も考慮する必要がある。

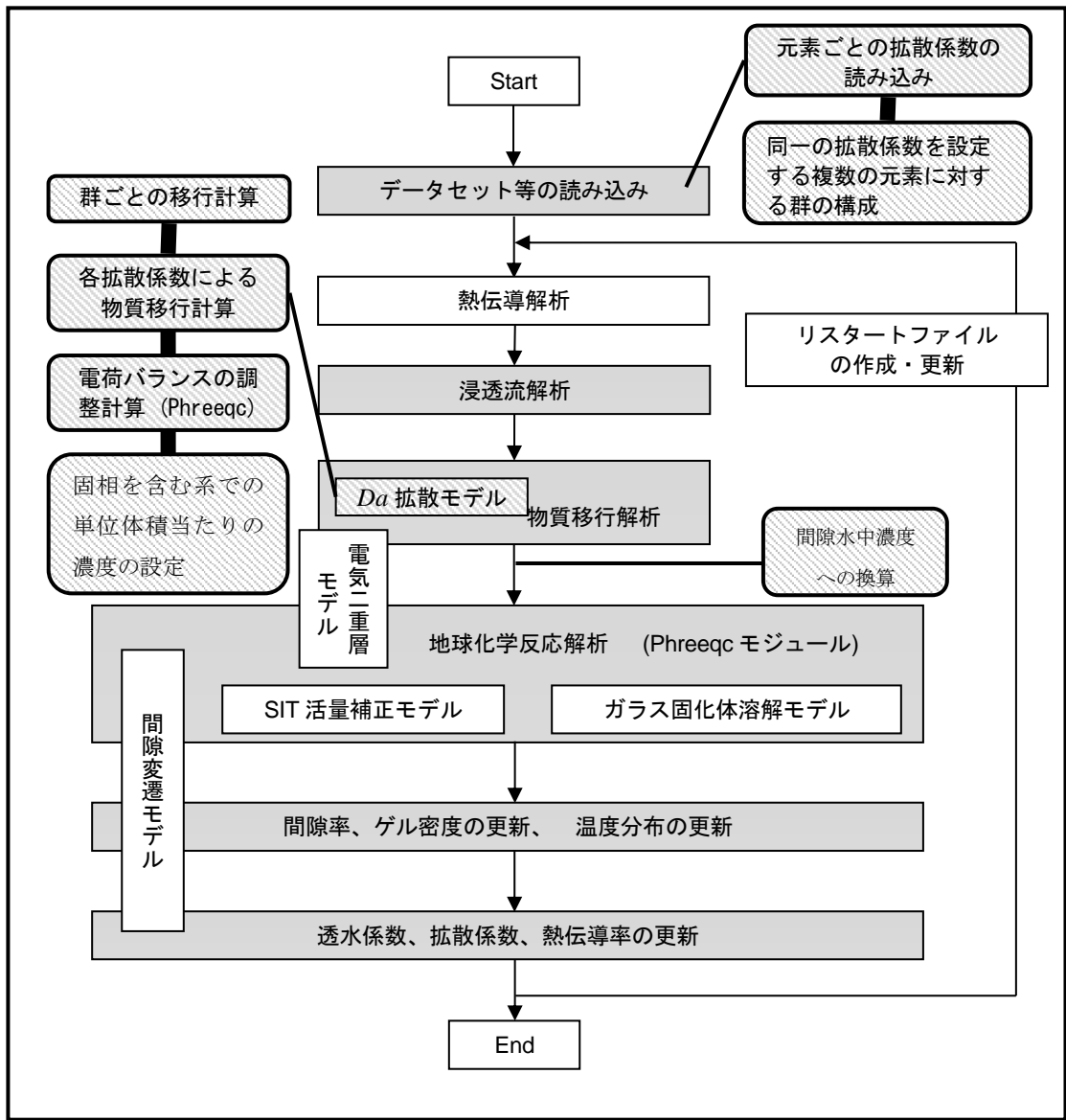
※2 ベントナイト系人工バリアのバリア機能特性は、主成分であるモンモリロナイトによって決定される。現在我が国の地層処分等において使用が想定されるベントナイトに含まれるモンモリロナイトは Na 型であり、交換性陽イオンとして Na^+ イオンが豊富に存在し、負電荷となっているモンモリロナイトに収着していると考えられる。本検討では、この豊富に存在する Na^+ イオンで電荷バランスの調整を行うこととする。なお、モンモリロナイトの Ca 型化が進んだ状態においては Na^+ イオンで電荷バランスをとることは適切でないが、ここではモンモリロナイト中に Na^+ イオンが多量に存在する条件であることを前提とし、検討を進めることとした。当該方法の是非については、検証計算の結果を踏まえ、引き続き検討する必要があると考えられるが、飽和した $1,000\text{kg/m}^3$ のモンモリロナイト圧縮体 1 L 中には、水 0.6 L、モンモリロナイト 1 kg があり、CEC を考慮すると Na は約 1 mol、すなわち水量当たりの濃度は 1.67 mol/L が存在する。pH10 で OH^- 濃度は 10^{-4} mol/L (H^+ は 10^{-10} mol/L) しかないので、当該圧縮体中では Na が自由に動き、Na で電荷バランスを調整するという考えは、pH で電荷バランスを調整するとするより、妥当であると考えられる。

- ⑥ これまで MC-BUFFER のプログラムにおいては固相への収着は考慮しておらず、物質移行および地球化学反応計算では、間隙水中濃度を使用してきた。しかしながら、地球化学反応計算で間隙水中濃度を用いることの妥当性は明らかになってはいない。そこで、固相に収着した状態の拡散も考慮した Da 拡散モデルでは、移行計算で使用する単位体積当たりの元素濃度 (C_b) を、適切な地球化学反応計算で用いる濃度に変換する必要がある。
- ⑦ Da は温度、有効モンモリロナイト密度等、 α はイオン強度、温度、モンモリロナイト割合等に依存すると考えられることから、将来的にはその関係性の定式化を図る予定である。そのため、これらパラメータの設定については、定数またはモデル式の選択ができるようにする。また、その選択肢の一つとして式(2.3-9) ($\alpha = \varepsilon + \rho_b Kd$) を設定できるようにする。
- ⑧ Da 拡散モデルだけではなく、これまでの拡散評価モデルも使用可能とするため、どちらのモデルを使用するかを選択できるようにする。

Da 拡散モデルを導入するための MC-BUFFER の大きな改良点としては、上記留意点を踏まえ、元素または群ごとに Da を設定すること (留意点②、③に関連)、 Na^+ イオンで電荷バランスを調整すること (留意点⑤に関連)、地球化学反応計算で用いる濃度の選定・変換 (留意点⑥に関連) が考えられ、これまでこの3点に係る検討を実施した。また、その妥当性を確認するため、MC-BUFFER プログラムの修正、および検証を実施し、コードが要素ごとには正常に動くことを確認した。図 2.4-1 にこれまでの検討を含めた MC-BUFFER の処理フローを示す。上記検証の結果、複数の元素をそれぞれの Da で移行させる計算を実施する場合、電荷バランスを Na で調整する方法が妥当である可能性が示された (図 2.4-2)。また、どのような濃度が地球化学反応計算で用いる濃度に適切なのかを検討することを念頭に、 Da 拡散モデルにおける移行計算で使用する単位体積当たりの元素濃度 C_b を、以下の3つの方法 (i ~ iii) から選択し、地球化学反応計算で用いる濃度に変換できるようにした。

- i) 単位体積当たりの元素濃度 C そのままを用いる。
- ii) ステップごとに計算される間隙率で C を除することで間隙水中濃度 c_p に変換する。
- iii) 初期間隙率で C を除することで間隙水中濃度 c_p に変換する。

しかしながら、平成 28 年度までの検討では、各要素の連成はなされておらず、また、物質移行解析部分のみの修正であった。そのため、 Da 拡散モデルで移行計算した結果を地球化学反応解析に反映させるといった一連の物質移行-変質連成解析までは MC-BUFFER で実行することが出来なかった。



- D_a 拡散モデルの導入に際して検討が必要と考えられる範囲
- これまで検討してきた項目

図 2.4-1 MC-BUFFER の処理フロー

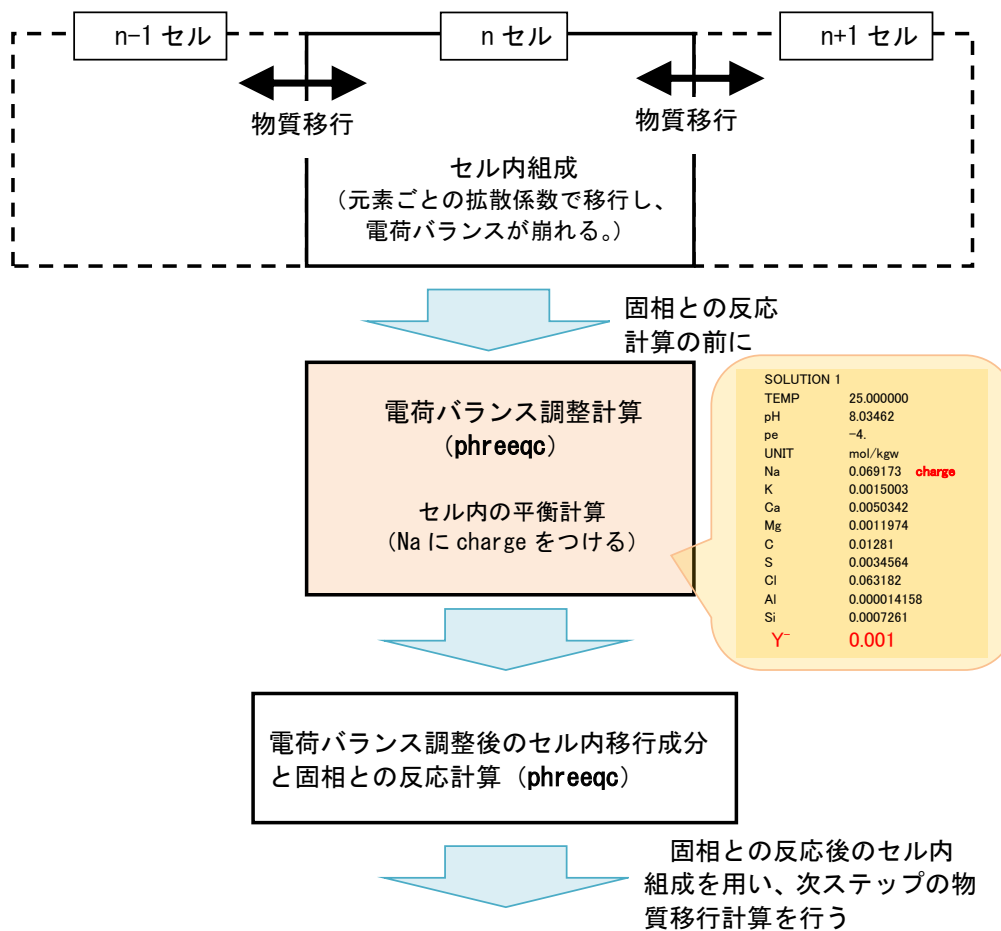


図 2.4-2 電荷バランスの調整方法概念図

本年度は、これまで個別に検討していた「*Da* 拡散モデルの MC-BUFFER への導入に係る要素ごとの修正」を連成させるとともに、*Da* 拡散モデルで移行計算した結果を地球化学反応解析に反映出来るように MC-BUFFER の改良を行った。また、塩水系地下水を想定した一連の物質移行-変質連成解析を、ベントナイト系人工バリア領域を対象として試験的に実施し、*Da* 拡散モデルを部分的に導入した MC-BUFFER の動作確認、および課題等について検討した。

2.4.2 解析コードの改良

MC-BUFFER に *Da* 拡散モデルを導入するため、これまで実施してきた要素ごとの上記修正（元素ごとの *Da* の設定、同一の *Da* を設定する複数の元素群の構成、元素群ごとの移行計算、モンモリロナイトの負電荷も考慮した電荷バランスの調整、地球化学反応計算で用いる濃度の設定に係るもの）を連成させた。また、*Da* 拡散モデルで移行計算した結果を地球化学反応解析に入力出来るようにプログラムを修正し、一連の物質移行-変質連成解析が MC-BUFFER で実行可能とするための改良を行った。

2.4.3 試解析に係る解析体系、解析ケース、解析条件・モデル

本年度はこの改良した MC-BUFFER を用いて、塩水系地下水を想定したベントナイト系人工バリア領域の物質移行-変質連成解析を試験的に実施した。解析条件、解析ケース等を以下に記す。

解析体系は図 2.4-3 に示すとおり、ベントナイト系人工バリア領域（砂-ベントナイト（3：7）混合圧縮体を想定）のみの 1 次元体系とし、メッシュ間隔は 0.1 m とした。境界条件については、片側が塩水系地下水とセメント系材料が接触したことを想定し、左側の濃度固定条件を Na リッチなセメント平衡水の組成とし、右側を反射境界条件とした。評価時間は 100 年後までとし、タイムステップは 0.05 年とした。また、温度については全ての領域で 25°C とした。

解析ケースとしては、従来の有効拡散係数を用いた拡散モデル（ De 拡散モデル）と Da 拡散モデルが比較できるケースを設定するとともに、 Da 拡散モデルにおける電荷バランスの調整方法の検討を行うため、電荷バランスを Na で調整するケースと、pH で調整するケースを実施することとした。本解析で設定したケースを表 2.4-1 に示す。

左側の濃度固定境界とした Na リッチなセメント平衡水組成の設定⁽³²⁾を表 2.4-2 に、固相の鉱物モデル（1 次鉱物、2 次鉱物の設定⁽³³⁾）を表 2.4-3 にそれぞれ示す。なお、 Da 拡散モデルを用いたケース 2、3 では、交換性陽イオンおよびモンモリロナイトの負電荷分として、Na 濃度、当該負電荷（Y）を単位体積濃度にそれぞれ 0.5 mol/L 上乗せした状態を初期鉱物濃度とした。また、地球化学反応解析では、モンモリロナイトと Quartz 以外の鉱物の変質は瞬時平衡によるものとした。本解析で使用したベントナイト変質モデル、Quartz 溶解速度モデルを式(2.4-1)、式(2.4-2)に示す。また、瞬時平衡計算では、Spron-JNC⁽³⁴⁾をベースとし、CSH ゲルについては A. Atkinson⁽³⁵⁾によるデータを考慮した熱力学データベースを使用した。

また、従来の De 拡散モデルを用いた移行計算では、式(2.4-3)を使用した。一方、 Da 拡散モデルでは 2.2.2 で設定した試作版 Da データセットを使用することとした。ただし、境界における液相濃度と単位体積あたりの濃度の変換パラメータである保持因子 α の設定は現在 MC-BUFFER に導入していないため、本年度の解析では $\alpha = 1.0$ とした（ただし、Na と Y については、本解析では初期の固相単位体積濃度にそれぞれ 0.5 mol/L を上乗せしているため、これらの α は計算上 1.45（ $=1.6/1.1$ ）、 ∞ （ $=0.5/0$ ）としたことになる）。当該設定では、モンモリロナイトへの陽イオンの収着を低く見積もっているとともに、陰イオン排除効果を考慮していないため、陽イオンの濃度勾配を過小に、陰イオンの濃度勾配を過大に評価することになる。さらに、現行の MC-BUFFER では、pH（ H^+ 、 OH^- イオン）の物質移行計算は行えない。そのため、Na で電荷バランスを取るケースにおいては、1 回の計算ステップでの pH の変化は小さい（移行しない）と考え、電荷バランス調整では移行計算前の pH を設定した。なお、地球化学反応計算では、単位体積当たりの元素濃度 C を用いた。

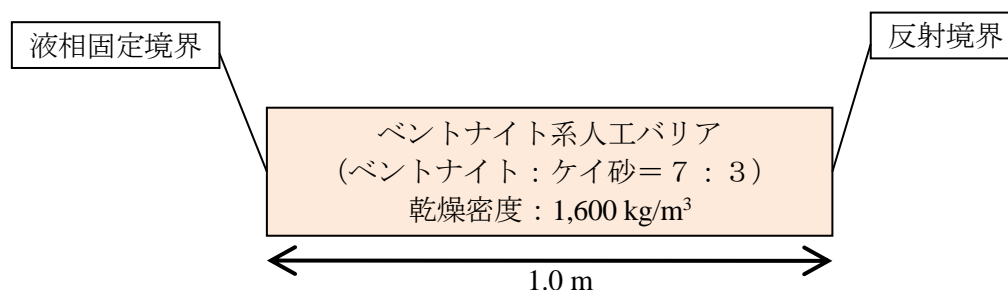


図 2.4-3 解析体系（ベントナイト系人工バリア領域のみ）

表 2.4-1 解析ケース

ケース 1	従来の De 拡散モデルを使用 (全ての元素が同じ De で移行)
ケース 2	Da 拡散モデルを使用 (Na で電荷バランスを調整)
ケース 3	Da 拡散モデルを使用 (pH で電荷バランスを調整)

表 2.4-2 液相固定境界の組成⁽³²⁾

Na リッチなセメント平衡水			
元素	mol/L	元素	mol/L
OH ⁻	1.0 (pH14)	Al	2.6×10^{-3}
Na	1.1	Si	2.9×10^{-2}
Ca	2.5×10^{-5}		

表 2.4-3 固相の鉱物モデル (1 次鉱物、2 次鉱物の設定) ⁽³³⁾

鉱物	初期 wt%	鉱物	初期 wt%
Na-Mont	34.3	Chukanovite	0
Quartz	26.6	CSH(1.8), CSH(1.5), CSH(1.3), CSH(1.1), CSH(0.9), CSH(0.833), CSH(0.6), CSH(0.4)	0
SiO ₂	30.0		
Analcime	2.1		
Calcite	1.75	FriedelSalt	0
AFm	0	Gibbsite	0
AFt	0	Goethite	0
Analcime	0	Greenalite	0
AS2H2	0	Gypsum	0
AS4H	0	HT	0
Berthierine	0	Kaolinit	0
Brucite	0	Lmt	0
C ₃ AH ₆	0	Magnetite	0
C ₃ ASH ₄	0	Melanterite	0
Ca(OH) ₂	0	Sepiolit	0
Calcite	0	Siderite	0

- ・モンモリロナイトの溶解速度式

$$R_A = 3500 (a_{\text{OH}^-})^{1.4} e^{-51000/RT} \quad (2.4-1)$$

R_A : 溶解速度(kg m⁻³ s⁻¹)
 a_{OH^-} : OH⁻活量(mol dm⁻³)
 T : 温度(K)
 R : 気体定数(8.314 Jmol⁻¹ K⁻¹)

- ・Quartz の溶解速度式

$$R = k A (a_{\text{H}^+})^n (1 - Q/K) \quad (2.4-2)$$

$\log k$: quartz の速度定数 (= -13.8 (70°C)) (mol/m²/s)
 A : quartz の表面積 (= 9.53×10³) (m²/m³)
 a_{H^+} : H⁺の活量
 n : 定数 (= -0.55 (70°C)) (-)
 Q/K : quartz の飽和指数 (Q : イオン活量積、K : 平衡定数)

- ・ベントナイト中におけるアルカリ拡散係数式

$$De = 5.0 \times 10^{-7} \phi^{2.1} e^{(-18600/RT)} \quad (2.4-3)$$

De : 有効拡散係数(m² s⁻¹)
 ϕ : 間隙率(-)
 T : 間隙水の絶対温度(K)
 R : ガス定数(8.31kJ mol⁻¹ K⁻¹)

2.4.4 解析結果、考察、今後の課題

各ケースの解析結果(1, 10, 100年後の固相および液相組成分布)を図 2.4-4～図 2.4-6 に示す。

まず、従来の De 拡散モデルを用いたケース 1 と同様に、 Da 拡散モデルを用いて評価したケース 2 およびケース 3 も一連の物質移行-変質連成解析が止まらずに、100 年間は正常に動くことを確認することが出来た。

また、pH で電荷バランスを調整したケース 3 では、ケース 1 と同様に、Na リッチなセメント平衡水境界側からアルカリ成分が供給され、変質は当該境界側から進行する結果となり、現実的な傾向を示した。一方、Na で電荷バランスを調整したケース 2 では、当該境界付近 (0.1～0.2 m の範囲) で pH が酸性側にふれてしまう結果となった。

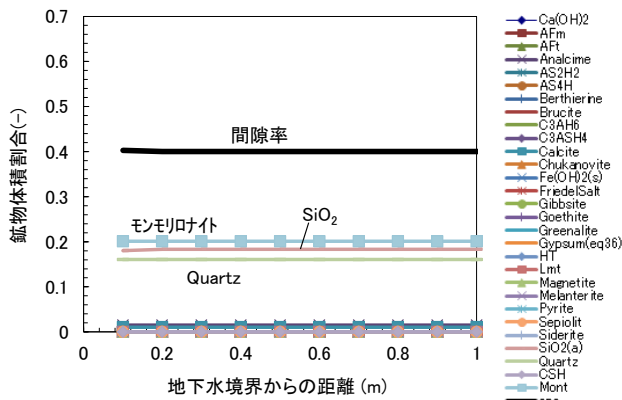
これは、MC-BUFFER では元素の移行計算後の電荷バランスは、組み込まれている PREEQC コードで調整しているが、現行のコードでは OH⁻の移行は直接計算することが出来ず、前者(ケース 1 とケース 3) では pH で調整したことが起因している。すなわち、本解析体系では、セメント平衡水の Na 濃度が高いため、左側から Na⁺が供給されることになるが、前者では浸入した Na⁺で崩れた電荷バランスを OH⁻を追加して補うことになり、結果として pH が上昇することになる。なお、ケース 1 では、OH⁻以外の元素を同じ拡散係数で移行させており、当該方法で電荷バランスを調整しているため、結果として OH⁻の移行を間接的に計算していることになってい

る。また、ケース 1 とケース 3 を比較すると、ケース 1 では SiO_2 、Quartz が溶解することによって 0.1 m 地点の間隙率が 100 年後で 0.67 程度まで上昇しているのに対し、ケース 3 では間隙率に大きな変化は見られなかった。これは、ケース 3 ではモンモリロナイトの交換性陽イオンである Na を初期の液相から考慮しているため、液相固定境界との Na 濃度勾配がケース 1 に比べ小さく、結果として Na の浸入量が少なくなり、pH の上昇が抑えられたためだと考えられる。

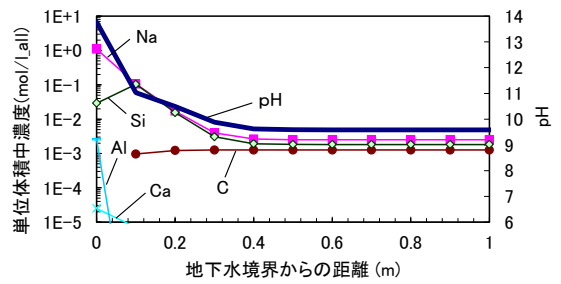
一方、後者では、 OH^- の移行を計算せずに（場の pH を変えずに）、電荷バランスを Na で調整したため、移行計算後における場の陰イオンの量の不足分を、Na 量を減らすことでバランスさせたことになる。そして、その状態で化学反応解析を行うと鉱物が溶解した場所では pH が下がることになる。これが 0.1~0.2 m の範囲で pH が酸性側にふれた原因の一つと考えられる。さらに、ケース 2 では、0.2 m 以降の範囲で Na、Si、C が経時的に増加し、これら元素は負の方向に濃度勾配がついてしまったことも非現実的である。これらの根本的な原因については明らかにはなっていない。

また、場の pH を決定する要因として Si の存在による影響が考えられる。これは全てのケースにおいて pH の変遷は Si 濃度と相関がありそうだからである。例えば、Si が過飽和であるなら、「 $\text{Si}(\text{OH})_5^- \rightarrow \text{Si}(\text{OH})_4(\text{s}) + \text{OH}^-$ 」や「 $\text{Si}(\text{OH})_5^- + \text{Ca}(\text{OH})_2(\text{s}) \rightarrow \text{CaSiO}_3(\text{s}) \cdot 3\text{H}_2\text{O} + \text{OH}^-$ 」等の反応が起こり、pH が上昇することが考えられる。一方、Si が未飽和ならば逆の反応が起こり、pH は減少する。このように考えると pH と Si 濃度に相関がみられることは妥当である。

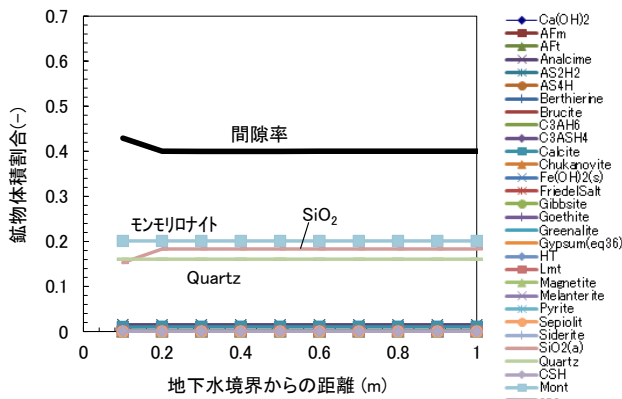
以上の検討より、 D_a 拡散モデルを用いた MC-BUFFER の解析は正常に動作することが出来たが、Na で電荷バランスを調整する方法では、 OH^- の移行を現状評価出来ていない等のことから、非現実的な（pH が酸性側にふれてしまう、一部の元素に負の濃度勾配がついてしまう）結果となってしまった。一方、pH で電荷バランスを調整する方法では、従来の D_e 拡散モデルを用いた解析と同様、現実的な結果となった。また、pH の変遷は Na 等のアルカリ成分の濃度だけではなく、Si 濃度とも相関があることが分かった。このことはベントナイト系人工バリア中の物質移行-変質連成解析では元素の移行速度の設定（各元素に現実的なかつ固有の拡散係数を与えること）が重要である可能性を示している。今後は、 OH^- の移行を MC-BUFFER で計算可能かどうかも含め、Na で電荷バランスを調整する方法の是非を検討するとともに、「保持因子 α の設定」に係る検討および MC-BUFFER への導入を行うことが重要である。また、 D_e 拡散モデルおよび D_a 拡散モデルを用いた解析結果を比較し、それぞれの適用性を確認した上で、中深度処分等の安全審査で使用するべきモデルをどちらにするのか判断する必要がある。



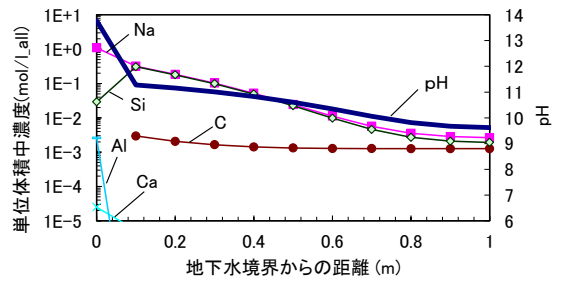
固相組成分布 (1年後)



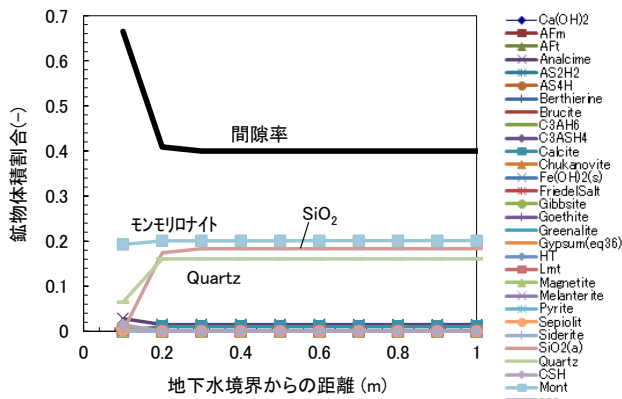
液相組成分布 (1年後)



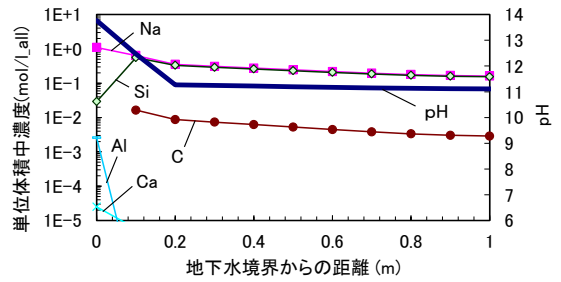
固相組成分布 (10年後)



液相組成分布 (10年後)

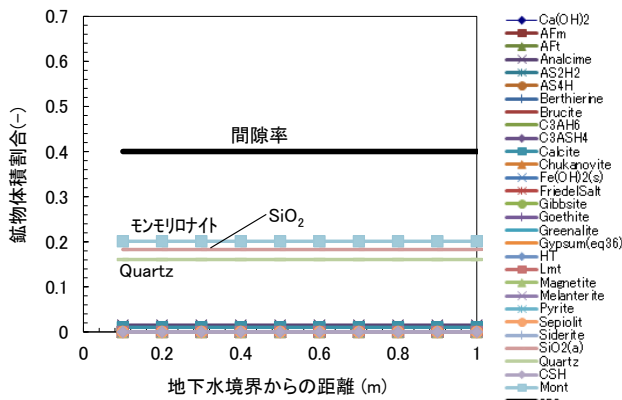


固相組成分布 (100年後)

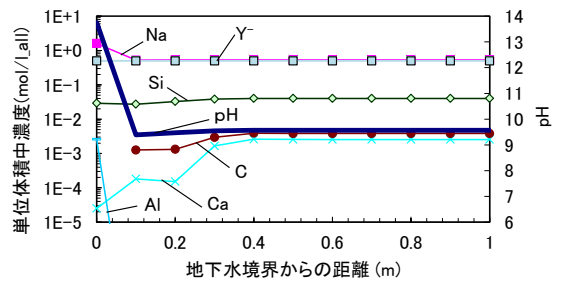


液相組成分布 (100年後)

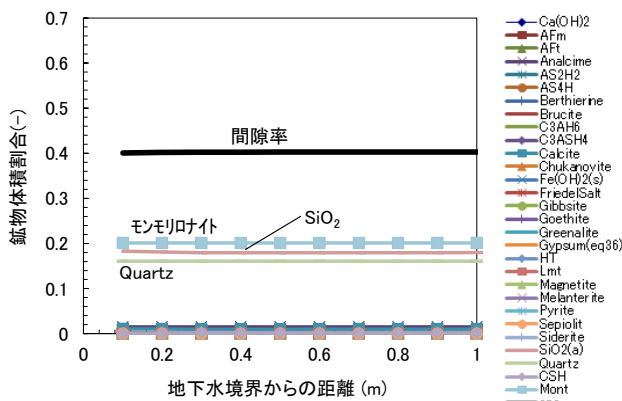
図 2.4-4 ケース 1 の解析結果 (1, 10, 100 年後の固相および液相組成分布)



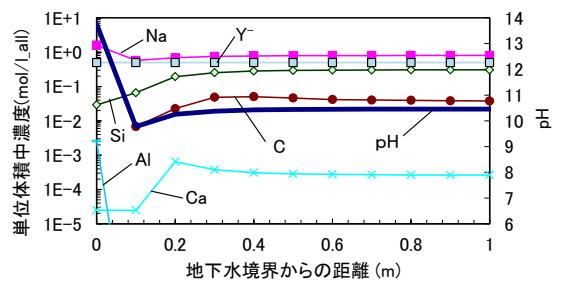
固相組成分布 (1年後)



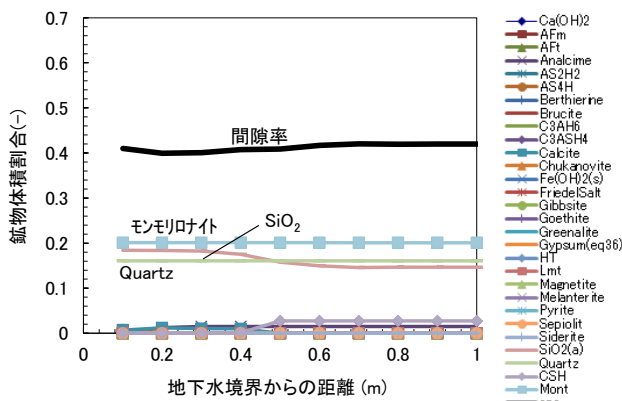
液相組成分布 (1年後)



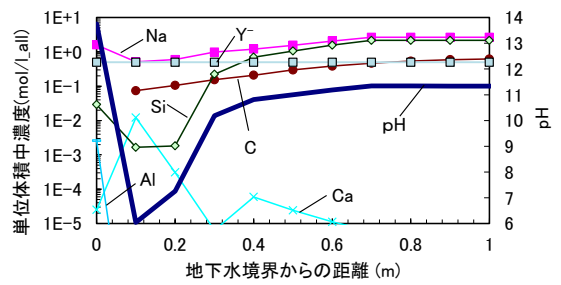
固相組成分布 (10年後)



液相組成分布 (10年後)

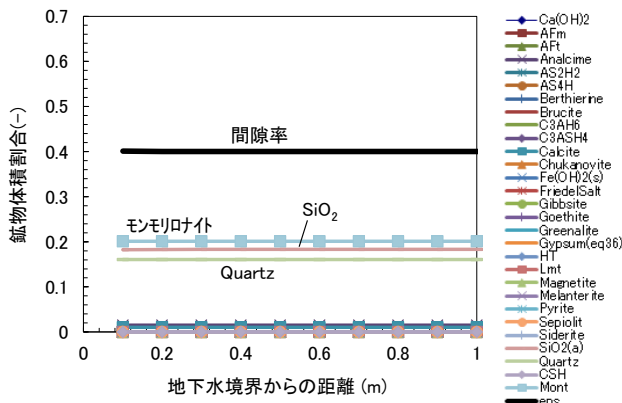


固相組成分布 (100年後)

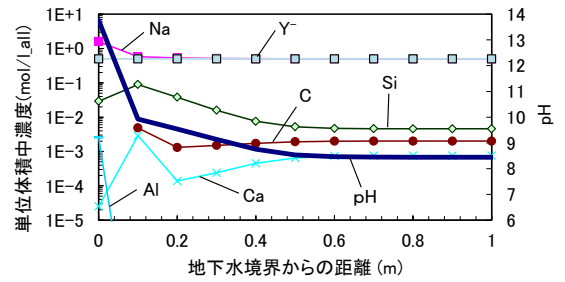


液相組成分布 (100年後)

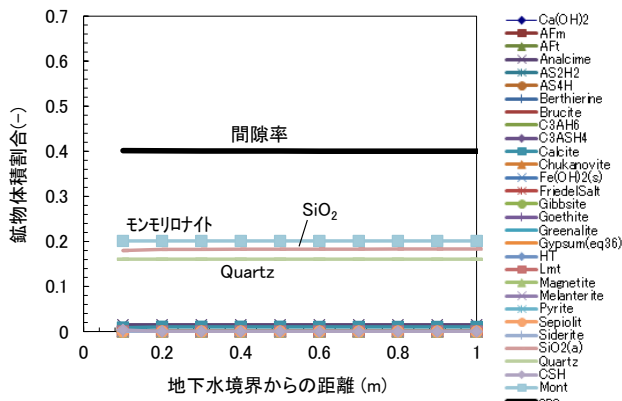
図 2.4-5 ケース 2 の解析結果 (1, 10, 100 年後の固相および液相組成分布)



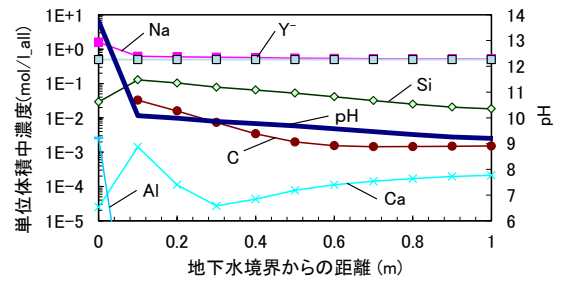
固相組成分布 (1年後)



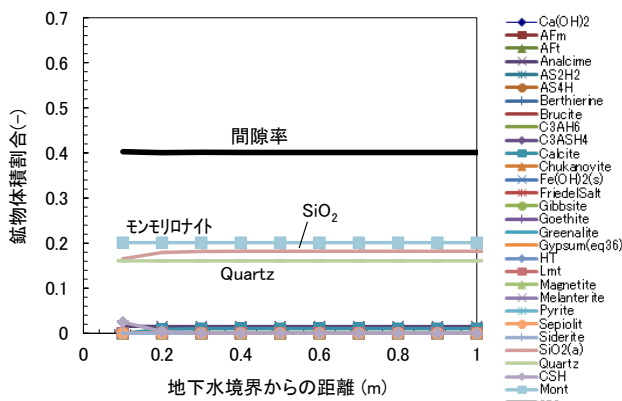
液相組成分布 (1年後)



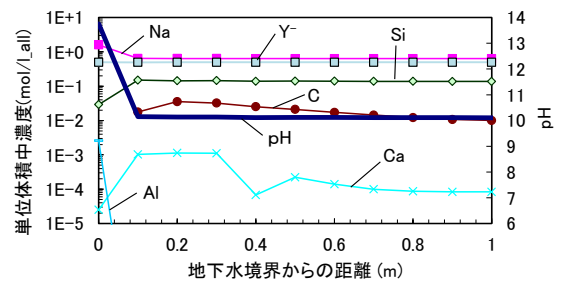
固相組成分布 (10年後)



液相組成分布 (10年後)



固相組成分布 (100年後)



液相組成分布 (100年後)

図 2.4-6 ケース 3 の解析結果 (1, 10, 100 年後の固相および液相組成分布)

2.5 まとめ

ベントナイトは、炉内等廃棄物の埋設処分システム等の人工バリアとしても使用されることが想定されており、また、隣接するセメント系材料から溶出するアルカリ成分による変質を評価するために、これまで整備してきた MC-BUFFER を用いた物質移行-変質連成評価手法が適用可能と考えられる。そこで本事業では、*Da* 拡散モデルを用いたベントナイト系人工バリア劣化に係る評価手法の整備を行うこととした。

本年度は、ベントナイト系人工バリア劣化に係る物質移行-変質連成評価で対象となるイオン種に対して固有の *Da* データセットを整備するため、現状の知見を文献調査等により整理し、試作版 *Da* データセットを作成した。また、セメント系材料から初期に多量に溶出され、ベントナイト系人工バリアの変質に大きく影響する元素と考えられるにも関わらず、拡散データがほとんどない K に対して、塩水環境下における拡散試験等を実施した。さらに、これまで個別に検討していた *Da* 拡散モデルの MC-BUFFER への導入に係る要素ごとの修正を連成させるとともに、一連の物質移行-変質連成解析を可能とするための MC-BUFFER の改良を行った。そして改良した MC-BUFFER を用いて、ベントナイト系人工バリア領域を対象とし、塩水系地下水を想定した試験解析を実施し、*Da* 拡散モデルを部分的に導入した MC-BUFFER の動作確認、および課題等について検討した。

Da データセットの整備に関しては、基本方針として、MC-BUFFER の現状における入出力形式を考慮し、元素ごとの *Da* として整理すること、また、既往文献に記載された *Da* 値を設定することを基本とするが、*Da* データがない元素については推定値を設定するとともに、必要に応じて拡散試験を実施して *Da* 値を取得することを示した。さらに、25°C 程度かつ健全状態（有効モンモリロナイト密度 1,000 kg/m³ 程度）のベントナイト系材料中における *Da* データセットをまずは作成すること、また、必要に応じて *Da* の有効モンモリロナイト密度や温度等に対する依存性を考慮した定式化を行うことを示した。そして、以上を踏まえ、本年度は Na、K、Ca、Mg、N、Fe、Si、B、Cl、F、C、S、Al、P および OH の *Da* に係る現状の知見を整理し、試作版 *Da* データセットを作成した。また、今後の *Da* 値推定の検討に資するため、各元素の *Da* 値に対する自由水中の拡散係数や水和イオン半径等の依存性を調べた。その結果、経験的ではあるが、一部の元素を除き、これらパラメータへの依存性が確認された。

K に対する試験では、これまで確立してきた *Da* 拡散モデルに必要な収着分配係数 (*Kd*) を取得するため、Na 型モンモリロナイト試料に対する収着バッチ試験を実施し、0.1、0.3、0.5 M の NaCl が共存する条件下の *Kd* 値をそれぞれ取得した。また、同条件における透過拡散試験も行い、その結果と当該モデルを用いた評価手法による計算値のフィッティングから、モンモリロナイト密度 1,000 kg/m³、25°C の条件下におけるモンモリロナイト圧縮体中の K の *Da* として、 $(1.6\sim 2.0)\times 10^{-11}$ m²/s という値を得た。さらに、0.5 M の NaCl 共存条件における In-diffusion 試験を試験的に行い、K の In-diffusion 試験ではモンモリロナイト試料中に初期から含まれる K の影響を考慮した補正を行った上で *Da* を導出しなければいけない可能性を示すとともに、このような補正を行って導出した *Da* は透過拡散試験から得られた *Da* とほぼ同等の値であったことを示した。今後は、透過拡散試験では *Da* の取得が困難な低イオン強度の範囲も含む、異なる NaCl 濃度条件下で同様の In-diffusion 試験を行い、K の *Da* のイオン強度依存性について調べることが重要であること、その際、初期試料 (Na 型モンモリロナイト試料) に含まれる K 量の同定、および 1M の NH₄Cl 溶液を用いた K の脱離方法の妥当性確認等を行う必要があることを示した。

MC-BUFFER に *Da* 拡散モデルを導入するため、これまで実施してきた要素ごとの修正を連成させるとともに、*Da* 拡散モデルで移行計算した結果を地球化学反応解析に輸入出来るようにプログ

ラムを修正し、一連の物質移行-変質連成解析が MC-BUFFER で実行可能とするための改良を行った。また、改良した MC-BUFFER を用いて、ベントナイト系人工バリア領域のみを対象にし、Na リッチなセメント平衡水と片側が接した状態を想定した一連の物質移行-変質連成解析を実施した。解析ケースとしては、従来の有効拡散係数を用いた拡散モデルを使用したケース（ケース 1）、および Da 拡散モデルを使用し、電荷バランスを Na または pH で調整するとしたケース（それぞれケース 2、ケース 3）を設定した。解析の結果、 Da 拡散モデルを用いたケースでも一連の物質移行-変質連成解析が止まらずに、100 年間は正常に動くことが確認出来た。また、pH で電荷バランスを調整したケース 3 では、ケース 1 と同様、セメント平衡水境界側からアルカリ成分が供給され、変質は当該境界側から進行する結果となり、現実的な傾向を示した。しかしながら、Na の濃度勾配の大きなケース 1 の方がより pH が高くなり、セメント平衡水境界側の鉱物の溶解が顕著に起こる結果となった。一方、Na で電荷バランスを調整したケース 2 では、当該境界付近（0.1~0.2m の範囲）で pH が酸性側にふれてしまうという非現実的な結果となった。これはケース 2 では OH^- の移行を計算していないにも関わらず、Na で電荷バランスを取ったことが一つの原因であると考えられた。また、いずれのケースにおいても、pH の変遷は Na 等のアルカリ成分の濃度だけでなく、Si 濃度とも相関があることが分かった。このことから、ベントナイトのアルカリ変質解析においては、各元素に対して現実的な拡散係数を設定することの重要性が確認できた。今後は、 OH^- の移行を MC-BUFFER で計算可能かどうかも含め、Na で電荷バランスを調整する方法の是非を検討するとともに、「保持因子 α の設定」に係る検討および MC-BUFFER への導入を行うことが重要である。また、 De 拡散モデルおよび Da 拡散モデルを用いた解析結果を比較し、それぞれの適用性を確認した上で、中深度処分等の安全審査で使用すべきモデルをどちらにするのか判断する必要がある。

第2章の参考文献

- (1) 原子力発電環境整備機構, 地層処分事業の安全確保 (2010 年度版) —確かな技術による安全な地層処分の実現のために—, 技術報告書 NUMO-TR-11-01 (2011).
- (2) 独立行政法人原子力安全基盤機構, 放射性廃棄物処理・処分に係る規制支援研究計画 (平成 22 年度~平成 26 年度), 平成 21 年 10 月 19 日 (2009).
- (3) 日本原子力研究開発機構, 平成 18 年度 放射性廃棄物の長期的評価手法の調査 [確率論的アプローチによる長期的評価手法の調査] 報告書 (2006).
- (4) Y. Marcus, Ion properties, Marcel Dekker Inc., New York (1997).
- (5) E. R. Nightingale, Phenomenological Theory of Ion Solvation. Effective Radii of Hydrated Ions, The Journal of Physical Chemistry, Vol. 63, No. 9, 1381-1387(1959).
- (6) Kozaki, T., Fujishima, A., Sato, S., Ohashi, H., Self-diffusion of sodium ions in compacted sodium montmorillonite. Nuclear Technology 121 (1), 63-69 (1998).
- (7) 佐藤治夫, 放射性廃棄物地層処分における緩衝材および岩体中の核種移行に関する研究, JNC-TN8410 2001-003(1998).
- (8) Sato H., Measurements of Apparent Diffusion Coefficients (Da)for Ca(I), Ni(II)and Se(IV) in Benthite with Silica Sand, JNC-TN8400 99-060(1999).
- (9) Kozaki T., Sato H., Sato S., Ohashi H., Diffusion Mechanism of Cesium Ions in Compacted Montmorillonite, Engineering Geology, 54, 223-230(1999).
- (10) Okamoto, A., Idemitsu, K., Furuya, H., Inagaki, Y. and Arima, T., Distribution coefficients and apparent diffusion coefficients of cesium in compacted bentonites, Materials Research Society Symposium Vol.556, Scientific Basis for Nuclear Waste Management, 1091-1098(1999).
- (11) 佐藤治夫, 放射性廃棄物処分における緩衝材及び岩石マトリクス中の核種拡散移行過程での固液界面現象と移行モデルの高度化に関する研究, JNC TN1400 2004-003 (2004).
- (12) Kozaki, T., Adachi, Y., Inada, K., Sato, S., Ohashi, H., Diffusion Behavior of Ca²⁺ Ions in Compacted Na-Montmorillonite, Scientific Basis for Nuclear Waste Management, 663, 629-635 (2001).
- (13) X. Wang, X. Liu, Effect of pH and concentration on the diffusion of radiostrontium in compacted bentonite - a capillary experimental study, Applied Radiation and Isotopes, 61, 1413-1418(2004).
- (14) Kozaki, T., Imamura, Y., Sato, S., Ohashi, H., Takada, J., Corrosion of iron and migration of corrosion products in compacted bentonite, Scientific Basis for Nuclear Waste Management, 353, 329-336 (1995).
- (15) 嶺達也, 三原守弘, 加藤大生, セメント系材料の影響を受けた環境条件での圧縮成型ベントナイトに対する核種の分配係数, JNC-TN8430 99-012(1999).
- (16) M. Jansson, T. E Eriksen, CHEMLAB - in situ diffusion experiments using radioactive tracers, Radiochimica Acta, 82, 153-156(1998).
- (17) M. Aertsens, P. De Cannière, K. Lemmens, N. Maes, H. Moors, Overview and consistency of migration experiments in clay, Physics and Chemistry of the Earth, 33, 1019-1025 (2008) .
- (18) N. Maes, S. Salah, D. Jacques, M. Aertsens, M. Van Gompel, P. De Cannière, N. Velitchkova, Retention of Cs in Boom Clay: Comparison of data from batch sorption tests and diffusion experiments on intact clay cores, Physics and Chemistry of the Earth, 33, s149-s155 (2008) .
- (19) N. Maes, H. Moors, A. Dierckx, P. De Cannière, M. Put, The assessment of electromigration as a new technique to study diffusion of radionuclides in clayey soils, Journal of Contaminant Hydrology, 36, 231-247(1999).
- (20) Thomas Beauwens, Pierre De Cannière, Hugo Moors, Lian Wang, Norbert Maes, Studying the migration behaviour of selenate in Boom Clay by electromigration, Engineering Geology, 77, 285-293(2005).
- (21) 小崎完, 緩衝材中の核種移行挙動に対する粘土の幾何学的微細構造の影響に関する研究 (III), JNC-TJ8400 2002-053(2003).
- (22) Kozaki, T., Saito, N., Fujishima, A., Sato, S., Ohashi, H., Activation Energy for Diffusion of Chloride Ions in Compacted Sodium Montmorillonite. Journal of Contaminant Hydrology, 35, 67-

- 75 (1998).
- (23) 石寺孝充, 宮本真哉, 佐藤治夫, 圧縮ベントナイト中の C, Cl, I の拡散挙動に及ぼすケイ砂混合率及び NaNO₃ の影響, JNC TN8400 2004-001 (2004).
 - (24) 角田憲弥, 田中真悟, 渡邊直子, 小崎完, 圧縮ベントナイト中における硫酸イオンの拡散挙動, 2017 年日本原子力学会秋の大会要旨集, 2H16(2017).
 - (25) Tsukamoto M., Ohe T., Fujita T., HesbÖl R., Hermansson H-P., Diffusion of Radionuclides in Compacted Bentonite : Results from Combined Glass Dissolution and Migration Tests, Scientific Basis for Nuclear Waste Management, 353, 291-298 (1995).
 - (26) 日本粘土学会編, 粘土ハンドブック 第三版, 技報堂出版 (2009).
 - (27) 鈴木啓三, 天然および合成スメクタイト, 会報 Filler. Vol.4 No.6 December, pp.144-157 (1999).
 - (28) 日本原子力学会, 収着分配係数の測定方法—深地層処分のバリア材を対象とした測定の基本手順 : 2006, AESJ-SC-F008:2006 (2006).
 - (29) J. Crank, The Mathematic of Diffusion, 2nd ed., Clarendon Press, Oxford (1975).
 - (30) Kato, H., Nakazawa, T., Ueta, S. and Yato, T., Measurements of Effective Diffusivities of Tritiated Water in Sand-Mixed Bentonite. Proceedings of the 7th International Conference on Radioactive Waste Management and Environmental Remediation-ASEM 1999, Nagoya, Japan, September 26-30, 1999 (1999).
 - (31) Yamaguchi, T., Nakayama, S., Nagao, S., Kizaki, M., Diffusive Transport of Neptunium and Plutonium through Compacted Sand-Bentonite Mixtures under Anaerobic Conditions. Radiochim. Acta, 95, 115-125 (2007).
 - (32) Yamaguchi, T., Sawaguchi, T., Tsukada, M., Kadowaki M., Tanaka, T., Changes in hydraulic conductivity of sand-bentonite mixtures accompanied by alkaline alteration, Clay Minerals, 48, 403-410 (2013).
 - (33) 日本原子力研究開発機構, 平成 28 年度燃料デブリの処理・処分に関する調査報告書(2016).
 - (34) Arthur, R.C., Sasamoto, H., Shibata, M., Yui, M. And Neyama, A., Development of Thermodynamic Databases for Geochemical Calculations, JNC Technical Report, JNC TN8400 99-079 (1999).
 - (35) A. Atkinson et al., : Aqueous chemistry and thermodynamic modelling of CaO-SiO₂-H₂O gels at 80°C, DoE, DoE-HMIP-RR-91-045 (1991).

3. 天然バリアにおける核種移行評価手法の整備

3.1 はじめに

平成 28 年度までの受託研究「燃料デブリの処理・処分に関する調査」において、地層処分相当の廃棄物埋設地を対象として、隆起・侵食・海水準変動が地形変化とその領域の地下水流動の変化によって処分システムに与える影響を、河床縦断面を対象とした 2 次元体系で検討を進めてきた。値が小さいほど侵食の受けやすい指標である地質係数が小さくなるにつれて、内陸部まで侵食が及び、地質係数が 80 の場合には、12.5 万年後に、現在汀線よりも 20km 以上内陸側にまで汀線が侵入する結果などが得られた。また、12.5 万年間で汀線位置が大きく変動するのに応じて、汀線付近の地下水流動場が大きく変動し、その地下水流速も比較的上昇する結果となった。

しかしながら、2 次元の解析では、現在河川の地下に埋設地を設定することとなり、侵食に対してかなり保守的な評価となっている。今後、設置が検討される廃棄物埋設地を現在河川の直下に配置する可能性は低く、河川から離隔して配置された場合の地形変化とその影響を評価するためには、廃棄物埋設地を含めたサイト領域を 3 次元的にとらえて、地形変化が地下水流動及び核種移行にどのような影響を与えるかを評価する必要がある。すなわち、3 次元地形変化評価と 3 次元地下水流動解析を組み合わせ、地下水流動場の時間変化を把握し、それから人工バリア及び天然バリア上の核種移行経路を適切に設定して、核種移行解析につなげることが求められる。

そこで、図 3.1-1 に示すように、隆起・侵食・海水準変動による長期的な地形変化を 3 次元で評価できる地形変化評価コードを導入し、その結果から 3 次元地下水流動を評価し、埋設地の水質変化に基づいて人工バリア変質解析を行うとともに、天然バリア上の移行経路を求めて、一連の核種移行解析を行うリンケージ評価について、検討することとした。ここでいうリンケージ評価とは以下の通りである。沿岸域においては、地形変化と海水準変動により汀線位置が時々刻々変動し、それによって、埋設地が地表面下にあたり、海面下にあたりと変化する。それに伴い埋設地周辺の地下水流速と水質（海水系と降水系）に時間変化が生ずる。埋設地の人工バリアは水質によって、その変質挙動に大きな影響を与えられることが知られており、上記の時間変化を適切に反映して評価する必要がある。そして、人工バリアの変遷に応じた核種移行パラメータに基づいて、埋設した廃棄物から核種がどのように溶出し、人工バリア内を移行して、人工バリア外側境界（出口）における核種移行フラックスが経時的に変化するかを適切に評価する必要がある。また、廃棄物埋設から放出された核種が生物圏へ移行するまでの経路は、時々刻々変化する地下水流動場に支配されて、定常的な核種移行経路とならないことが想定される。したがって、廃棄物埋設地から放出される時刻を変化させて、地下水流動解析結果に基づく粒子追跡線解析を行い、核種移行経路を設定する必要がある。さらに、核種移行経路上の水質・地質によって核種移行特性が変動することから、その組み合わせに応じた核種移行パラメータを設定する必要がある。以上のように、核種移行解析を行うためには、上記の各評価を適切に組み合わせ、一体的に取り扱うことが必要であり、これまで実施してきた受託研究において、リンケージ評価方法を整備してきた。

まず、3.2 では、隆起・侵食・海水準変動に伴う 3 次元地形変化評価コードを導入するとともに、その適用性を検討した。

そして、3.3 では 3 次元地形変化シミュレーションによる非定常な地形変化を地下水流動解析で考慮するためのプログラムを作成し、次年度以降に地形変化と連動して評価できるよう整備を行った。

また、3.4 では、原子力規制委員会で示されている炉内等廃棄物に対する中深度処分の考え方

に従って、上記リンクージ評価を、沿岸域を対象とした中深度処分に対して適用することとしたが、3次元地形変化評価及び地下水流動解析については、本年度検討に着手したところであり、本年度3次元領域を対象とした評価はできないことから、平成28年度までに実施した2次元の地形変化及び地下水流動・塩分濃度解析結果をもとに、核種移行解析を実施することとした。このとき、地形変化とそれに伴う地下水流動変化を受けた核種移行解析を実施する前に、これまでにHLW及びTRU地層処分を対象に開発を進めてきたGSRW-PSAを、炉内等廃棄物を対象とした中深度処分へ適用した予備解析を行い、中深度処分で重要と考えられる核種の抽出、評価上の留意点などを整理した。以上の検討を通じて、沿岸域における中深度処分を対象に、地形変化と海水準変動を伴う廃棄物埋設地の安全評価を実施するうえで着目すべき留意点などを抽出した。

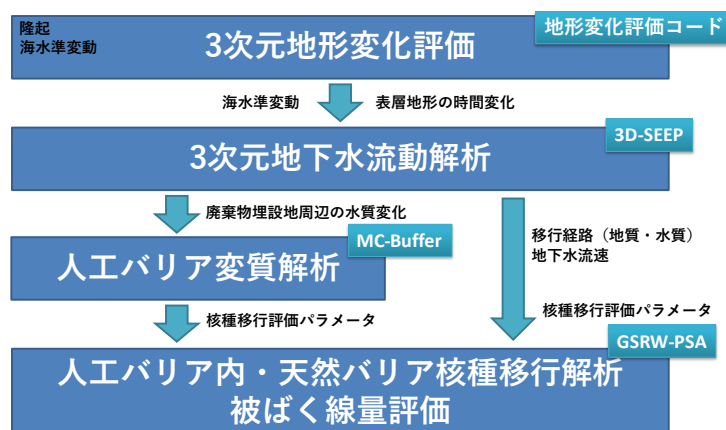


図 3.1-1 目標とする3次元地形変化に伴う核種移行解析のリンクージ評価

3.2 隆起・侵食及び海水準変動による地形変化評価手法の整備

3.2.1 背景・目的および評価方法

放射性廃棄物の処分において、隆起・侵食や海水準変動による地形変化は、地下水流動・地下環境の変化や埋設深度の減少を引き起こし、処分システムの機能を低下させる恐れがある。このため、隆起・侵食および海水準変動に伴う将来の地形変化を適切に評価する必要がある。

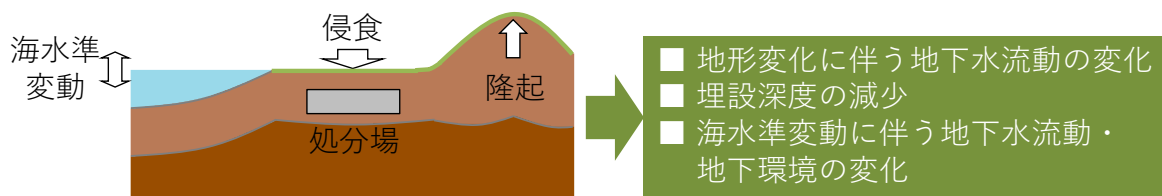


図 3.2-1 隆起・侵食および海水準変動に伴い想定される変化

NUMO⁽¹⁾では、高レベル廃棄物の処分に対し、過去の報告書⁽²⁾⁽³⁾⁽⁴⁾⁽⁵⁾をまとめた上で地質・気候関連事象に関する考え方を取りまとめている。隆起・侵食および海水準変動については、緩慢かつ広域的な現象であり、過去数十万年程度（氷期・間氷期 1 サイクル：12.5 万年）に対し、段丘の地質学的な記録が残されている場合があることから、

『自然事象あるいは地質事象の将来予測について、外挿法により、過去数十万年程度の地質学的記録を基に、将来 10 万年程度の推論は可能である』と結論付けている。

隆起・侵食に対する将来予測について、第 2 次とりまとめ⁽⁴⁾では、侵食速度が隆起速度と等しいと仮定した評価が行われた。しかし、地形変化は空間的に一様に進行する現象ではないため、サイトの地形や特性に応じた評価が必要であり、また沿岸域においては海水準変動を合わせて評価する必要がある。これらを踏まえ、原子力機構東濃地科学センターでは地形変化の営力（隆起・侵食等）を数式化した地形変化のモデル化・コード開発が実施されてきた⁽⁶⁾（適用事例：房総半島を対象とした現在～将来の地形変化の評価⁽⁷⁾、内陸である土岐川流域を対象に推定される古地形をスタートとした過去～現在の地形変化の評価⁽⁸⁾）。将来の地形変化の評価には不確かさが伴うことから、安全評価においては、生物圏への核種移行評価につながる地下水流動評価の観点から、将来の地形変化の変動幅を評価することが重要である。原子力機構安全研究センターでは平成 28 年度に、地形変化による核種移行への影響の予察的な検討のため、地形変化の変動の大きい河床縦断形（2 次元）を対象に、上記モデル・コードを用いて、仮想的なサイトにおいて地質係数（＝シミュレーションにおいて地質の受食性を表す係数）を変化させ、将来の河床縦断形の変化を複数パターン評価した⁽⁹⁾。しかし、この評価は仮想的なサイトに対するものであるため、実サイトに対する評価方法を構築する必要がある。また河床縦断形（2 次元）に対し評価される地下水流動は現実の 3 次元的な地下水の流れと一致せず、また核種移行解析を実施する際に処分場が河川下に位置するという現実的でない設定になってしまう。

そこで本検討では、3 次元地形変化シミュレーションを用いて、古地形推定および将来の変動の不確かさを起因とする将来 12.5 万年間の地形変化の変動幅を地下水流動の観点から評価する手法を整備することを、最終目的とする。評価においては、まず古地形（12.5 万年前）の

推定を行い、推定した古地形から現在を再現するような地形変化シミュレーションのパラメータを評価する。古地形の推定にあたっては、現在残されている過去の情報が限られており（段丘等）、3次元的にある1つの正しい古地形を推定することは困難である。一方安全評価において重要なのは、将来の地形変化の不確かさ、すなわち変動幅を地下水流動の観点から評価することである。そこで、把握可能な過去の地形変化に関する条件を包括的に満たすことを古地形の推定における必要条件とし、その条件を満たした上で想定されうる古地形のケースを複数推定することとした。さらに、各古地形ケースに対して現在の地形を再現可能とするパラメータのセットを評価することで、対象地域の過去12.5万年から現在までの地形変化の推定におけるパラメータの不確かさを評価できると考えられる。この際古地形の取りうる幅として、推定値に不確かさが大きく地下水流動への影響が大きい標高変化量に直結する侵食速度の大小に応じた2ケースを評価することとした。次に評価したパラメータを用いて、将来の変動に対する不確かさを考慮した上で将来への外挿（現在～将来（12.5万年后）のシミュレーション）を行い、将来の地形変化の変動幅を評価する。さらに評価した将来の地形変化に対して、非定常な3次元地下水流動・塩分濃度解析および核種移行解析を行うことで、地形変化が核種移行に与える影響の傾向性・重要因子を把握する。

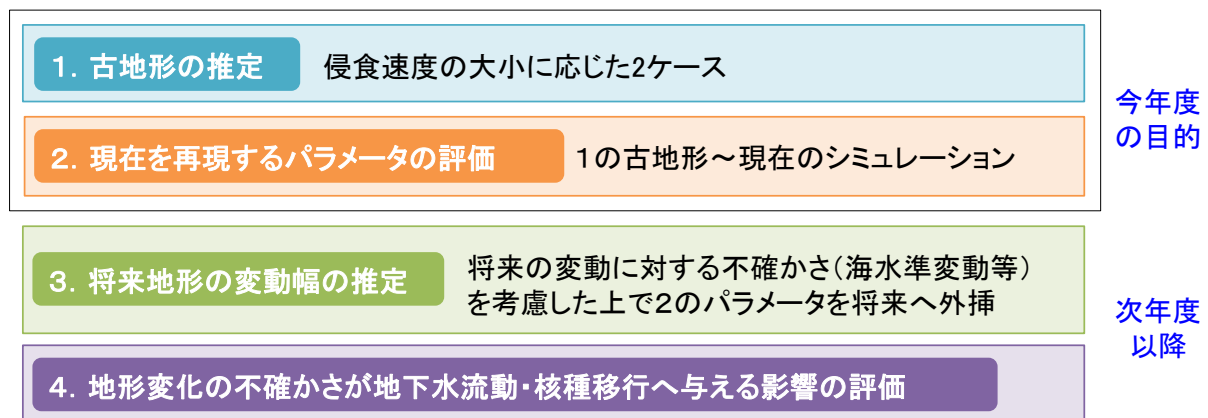


図 3.2-2 将来の地形変化の変動幅に対する評価の流れ

今年度はまず、変動が比較的小さく安定で地形変化シミュレーションを行いやすい地域を対象に、地形変化の評価方法を構築することとした。また実サイトに対して評価を行うために、対象地域の選定および地形・地質調査を行った。調査結果に基づき対象地域に対して構築した評価方法を適用し、古地形として想定される変動幅の推定、および、推定した古地形から現在の地形を再現するような地形変化シミュレーションのパラメータの評価を行った。

評価の流れは以下の通りである：

(1) 古地形の推定

過去の地形は『過去（12.5万年前）の標高＝現在の標高－12.5万年間の標高変化量（隆起量－侵食量＋堆積量）』で表される。侵食量および堆積量はサイトの特性（地形の形状や地質等）や気候などによって異なるため、対象地域に対し一律に標高変化量を仮定することは現実的ではない。そこで、対象地域の変動が比較的小さく安定であること、さらに河成段丘判読位置において12.5万年前と現在の河床高が一致することから、現在を12.5万年前の地形と仮定したときの過去～現在の12.5万年間の変化量がおおよそ過去12.5万年間の標高変化量に類似する

と仮定した地形変化シミュレーションを行い、対象地域における標高変化量の分布を評価することとした。ただし、これは過去の変化量と必ずしも一致しないため、計算した 12.5 万年間の変化量を現在の標高から差し引いた地形は、地形・地質調査等から把握される古地形に対する条件を満たさない可能性がある。そこで、調査から特定した古地形に対する条件を満たすように算出した地形を修正し、これを推定した古地形とする。

(2) 現在を再現するパラメータの評価

(1) で推定した古地形をスタートとして現在までの 12.5 万年間のシミュレーションを行い、現在の地形に一致するようなパラメータを評価する。さらに再現した現在の地形と実際の現在の地形を比較し、地形変化シミュレーションのモデル・パラメータに対する課題を整理する。

(1) (2) の評価において地形変化シミュレーションを実施する際には、地形・地質調査等から把握される過去の地形変化に対する条件を満たすことを拘束条件とし、これを持ってシミュレーションの妥当性を確保するものとした。また、(1) (2) では両者とも 12.5 万年間のシミュレーションを行うが、スタートとする初期地形が異なる ((1) : 現在の地形、(2) : 推定した古地形) ことから、拘束条件を満たすパラメータの値も異なる。

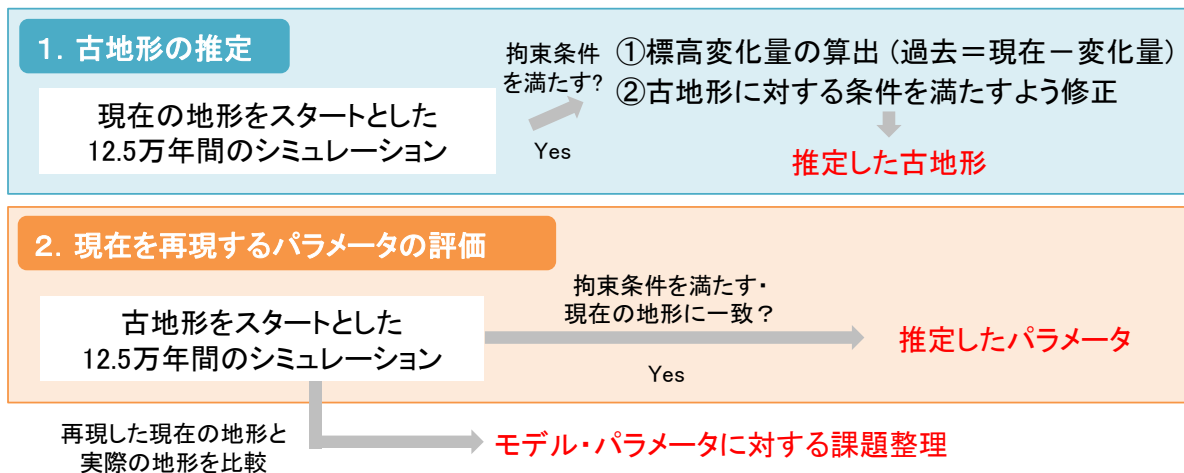


図 3.2-3 今年度の評価の概要

3.2.2 地形変化シミュレーションの概要

(1) 評価概要

地形変化シミュレーションは、地形変化の営力（隆起・侵食等）を数式化し、侵食によって土砂が生産され、生産された土砂が運搬され堆積することを模擬する。シミュレーション対象領域は、メッシュ状に分割して、メッシュごとに土砂の移動量を計算する。

2次元の縦断形シミュレーションでは、河床高度の変化を明らかにすることができるが、河床以外の侵食・堆積量の変化は不明である。したがって、河床両側の比高や勾配、沖積層の厚さなど地下水流動解析に必要なデータを直接求めることができない。それらを得るためには、主流の河床高度変化が波及した支流域についても同様なシミュレーションを行う必要がある。

このような主流と支流が組み合わさる解析には、相互の影響（主流の河床高度変化、支流からの土砂供給など）を組み入れた3次元的地形変化シミュレーションが必要となる。3次元シミュレーションの結果からは、河川両側の比高や勾配、沖積層厚さ等が計算可能であり、地下水流動解析に必要なデータを提供することができる。

また、地形変化シミュレーションは、既往の文献等から求めた多くのデータを組み合わせることで実施されている。シミュレーションにおいて活用する地形・地質情報と入出力データの関係、図 3.2-4 に示す。

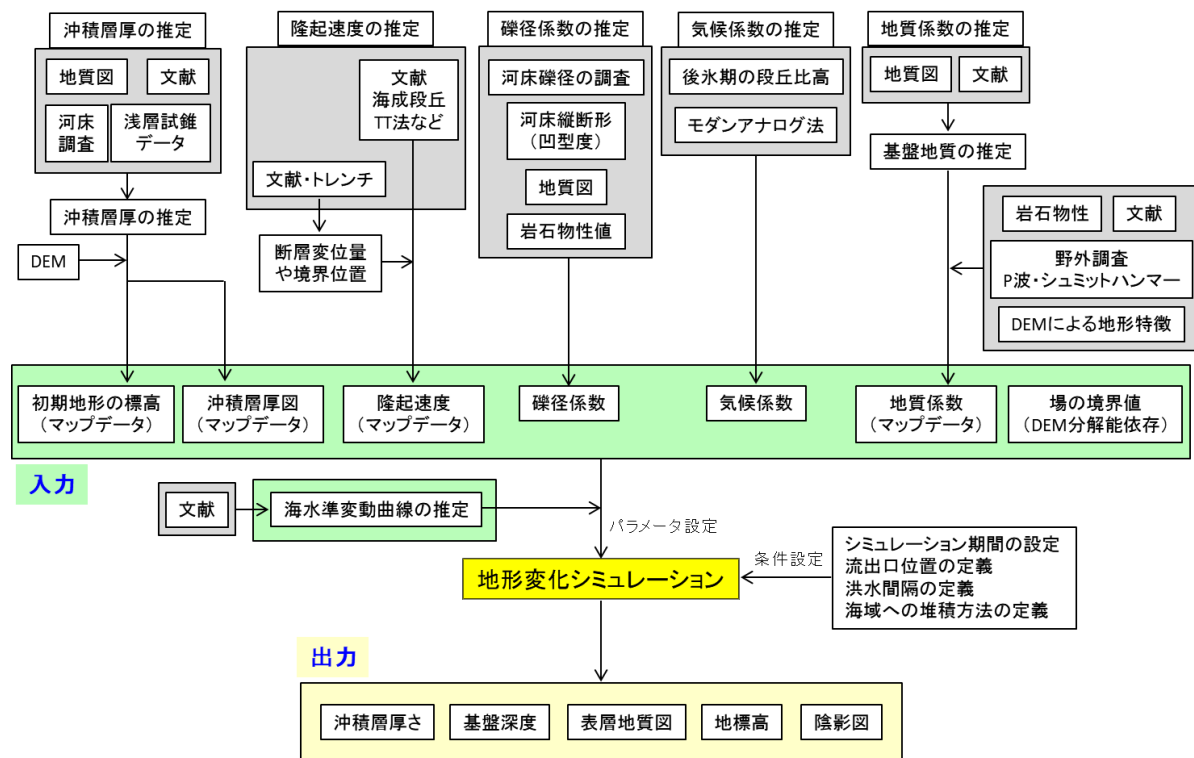


図 3.2-4 3次元地形変化シミュレーションにおいて活用する地形・地質情報と入出力データの関係
(日本原子力研究開発機構、2009⁷⁾より引用)

(2) 地形変化シミュレーションの手法

地形変化シミュレーションの方法は、河川の土砂運搬・堆積仮定を模擬して地形の大局的な変化を再現する、日本原子力研究開発機構と JX 日鉱日石探開株式会社（現 JX 金属探開株式会社）が特許権者の特許（特許第 5422833 号）による方法を前提とした。なお、本シミュレーションのモデルと他のモデルとの比較については、Appendix II-A-1 に示す。

入力となるマップデータは通常の GIS ソフトウェア等で作成が容易な正方形が並ぶグリッドデータを利用するが、内部ではメッシュ間の距離を一致させるために図 3.2-5 で示す三角形が接するメッシュに内部で変換している。なお、流路はメッシュが接した 3 方向で移動ができるとしている。流出は最大傾斜方向としており、接する 3 つのメッシュの最低高度を選択する。2 方向で最低標高となる場合には乱数により方向を決定する。

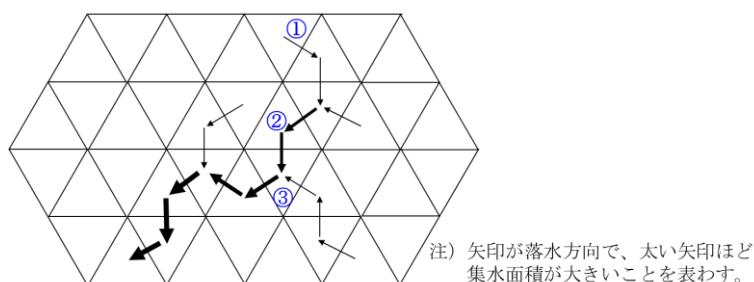


図 3.2-5 地形変化シミュレーションに用いたメッシュ形態

図 3.2-5 の①のメッシュは斜面最上端に位置するメッシュであり、2 方向からの流入がなく、1 方向にのみ流出する。②は斜面を合流無く流れる場合であり、1 方向から流入し、1 方向へ流出する。③は合流がある場合であり 2 方向からの流入があり、1 方向に流出する場合を表す。海岸では例外的に 3 方向からの流入がある場合があり、合計 4 つのパターンからなっている。

シミュレーションをするにあたり、領域を図 3.2-6 に示すように陸域（斜面領域、遷移領域、河川領域）および海域に分類している。

陸域は、重力によるマスムーブメントが卓越する「斜面領域」、河川による作用が卓越する「河川領域」と区分する。また、谷頭位置の変動を考慮し、斜面域と河川域の間に両モデルの作用を距離で按分する遷移領域を設定している。

図 3.2-6 のような縦断形のシミュレーションの場合は、谷頭を始点とし、任意の点までの距離を流下距離 x とする。流下距離 x の値に応じて、 $0 \leq x < S1$ である場合には、斜面領域であると判定し、 $S1 \leq x < S2$ である場合には、遷移域であると判定し、 $S2 \leq x$ である場合には、 x は河川域であると判定する。

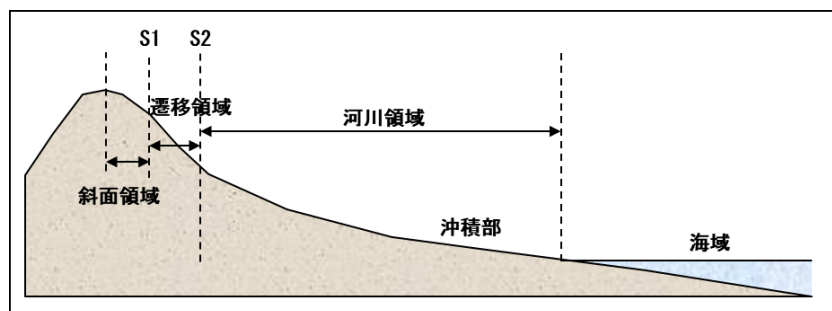


図 3.2-6 シミュレーションの 4 つの場（草野ほか、2009⁽¹⁰⁾より引用）

S1：斜面/遷移領域境界 S2：遷移/河川領域境界

3次元の地形変化シミュレーションでは、領域の定義は流域面積（集水面積）の平方根を用いる。

まず、図 3.2-5 のように全メッシュについて落水方向を斜面勾配から決定して、これら落水線がすべて海まで連結されるように流路網を作成する。すべてのメッシュから落水方向を辿り、1メッシュ通過する毎にメッシュ数をカウントする。これに1メッシュの面積を乗じて流域面積とする。

メッシュ毎の領域の定義は、流域面積の平方根を流下距離 x とし、S1（斜面/遷移）、S2（遷移/河川）で領域を判定する。斜面領域は $x \leq S1$ 、河川領域は $x > S2$ で、これに挟まれる区間を遷移領域と定義している。

マスムーブメントを表す数理モデルには、Culling（1960）⁽¹¹⁾や平野（1966）⁽¹²⁾の拡散モデルを採用している。

$$\frac{\partial H}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(K_{slope} \frac{\partial H}{\partial x} \right) \quad \text{----- 式 3.2-1}$$

ここで、時間 t における位置 x の高度を H とする。物質フラックスは流下距離 x 方向の勾配 $\partial H / \partial x$ に比例し（ K_{slope} ：拡散係数）、その距離微分が高度変化速度 $\partial H / \partial t$ となる。

また、シミュレーションでは、表 3.2-1 に示すパラメータを設定し、分類した各領域に特有な侵食・堆積作用を考慮したアルゴリズムを使用している。

表 3.2-1 シミュレーションで使用するパラメータ

パラメータ名	内 容
斜面／遷移境界 遷移／河川境界	クリープ（重力による非常にゆっくりとした土砂移動）による物質移動領域と、流水による運搬が卓越する領域および両者の遷移領域を区分するための数値で、シミュレーションでは斜面／遷移境界と遷移／河川境界をそれぞれ谷頭からの距離（流下距離）として与える。
斜面係数	河川領域の侵食力に対する斜面領域の侵食力の割合を表す係数で、斜面領域ではクリープによる非常にゆっくりとした土砂移動が主であることから、河川領域における侵食量にこの係数を乗じることによって侵食量を小さく抑える。
河川係数	河川領域における侵食力に相当するパラメータで、これにメッシュ 2 点間の勾配と距離を乗じて侵食量を求める。
礫径係数	流下距離に対する礫径の変化（分解の程度）を表わすパラメータで、大きな値ほど細かくなりやすく、堆積範囲が長いことを示す。寒冷期には降水量減少に伴って河川運搬力が低下することにより、礫が分解されにくくなって凹型度が小さくなるという従来の見解を、礫径係数の変化で表現できる。
拡散範囲初期値 （初期堆積範囲）	河川領域の先頭で侵食された土砂の堆積範囲を表わす。任意点での堆積範囲はこの値を基準として、流下距離に応じて指数的に増大させる。
気候係数	氷期の河川流量減によって、礫径係数および拡散範囲初期値の値を温暖期(現在)に対してどれだけ減らせばよいかという比率を表わす。気候係数は最温暖期を 1 とし、最寒冷期に 1 以下の値を与える。中間期の値は海水準に応じて係数を比例的に変化させる。 したがって、寒冷期には斜面からの土砂供給量の増加と、河川での運搬力の減少により、河川での侵食速度が小さくなり、堆積量が侵食量を上回れば河床の上昇が生じる。
地質係数	沖積層を 1.0 としたときの地質の硬さの倍率を表す数値で、シミュレーションではその逆数を使用して侵食の受けにくさ（侵食耐性）を表す。一軸圧縮強度に関連する。

(a) 侵食アルゴリズム

陸域は上述したように上流部の斜面領域、中～下流部の河川領域、その間の遷移領域の3つの場によって区分され、それぞれの場の侵食量 *Outflux* (流出フラックス) を次の基本式で計算する。

[斜面領域 ($x < S_1$)]

$$Outflux = (1/Geo_dd) \times DS / CLM^k \times DR \times GD \times W \quad \text{----- 式 3.2-2}$$

[遷移領域 ($S_1 \leq x < S_2$)]

$$Outflux = (1/Geo_dd) \times \{f \times DS / CLM^k + (1-f)\} \times DR \times GD \times W \quad \text{----- 式 3.2-3}$$

[河川領域 ($S_2 \leq x$)]

$$Outflux = (1/Geo_dd) \times DR \times GD \times W \quad \text{----- 式 3.2-4}$$

ここで、

x : 流下距離

S_1 : 斜面/遷移領域の閾値 (流下距離)

S_2 : 遷移領域/河川の閾値 (流下距離)

Geo_dd : 地質係数

DS : 斜面係数 (河川領域の拡散係数に乗ずる)

CLM^k : 気候係数 ($k=1$)

DR : 河川係数

GD : 勾配 (下流側の点との勾配)

W : メッシュ 2 点間の距離

f : 遷移領域での斜面的の重み $f=(S_2-x)/(S_2-S_1)$

なお、斜面および遷移領域における DS に気候係数の逆数 $1/CLM^k$ を乗じており、寒冷化には斜面における土砂生産量を大きくしている。高緯度地域では寒冷期のソリフラクション (凍結融解による緩斜面域での土砂移動) により、寒冷期の土砂生産量が大きくなる。このため、高緯度地域での地形変化シミュレーションでは $k>1$ として、寒冷期の斜面での土砂生産量を増加させる必要がある。

上式で示したように侵食量は、 $DR \times GD \times W$ はいずれの場でも共通し、侵食量は勾配に比例した量として計算される。この時、斜面領域ではクリープによる土砂移動であるため斜面係数 DS を乗ずることによって侵食量を小さく抑えている。また、斜面と河川とを連結する遷移領域は、斜面と河川との侵食量の差を連続的につなぐ領域であり、この区間を設けることによって流入・流出土砂量の収支を連続的に変化させている。

侵食させる深さは地質の硬さによって異なるため、地質係数 1 を基準としたときの侵食量を「侵食力」として表現している。侵食量は、地質の硬さ ($1/Geo_dd$) を乗じて算出するが、岩盤上部に堆積物がある場合には堆積物を先に侵食し、余剰侵食力で岩盤を侵食させて生産される土砂量を算出している。凹陥地など一時的に逆勾配となる区間では侵食力を 0 としている。

この様にして、全てのメッシュにおいて侵食量 (土砂生産量) を最初に計算する。

なお、上述の河川領域の侵食モデルは従来のモデルである。従来のモデルには問題点があり、本検討では (3) で後述する SPI 法を侵食モデルに使用している。

(b) 堆積アルゴリズム

[斜面領域]

斜面領域における土砂の移動はマスマーブメントの作用による。斜面領域では年間の移動距離が与えられ、生産された土砂はこの区間に均等に移動・堆積させる。

$$W = W_s \quad \text{----- 式 3.2-5}$$

ここで、

W : 任意の地点の堆積範囲

W_s : 年間の移動範囲 (一定)

[河川領域]

河川領域の先頭 S_2 に基準とする年間の土砂移動量を定義し、それより下流側は流下距離に対して指数的に堆積範囲 (運搬距離) を増大させる。生産された土砂は、堆積範囲に均等に堆積させる。下流側ほど流下距離が大きくなることから、生産された土砂の堆積範囲は増大する。この堆積範囲の増加は「礫径係数」で制御する。計算方法は以下である。

$$W = W_r \times \left(\frac{L}{L_s} \right)^{Diff_k} \quad \text{----- 式 3.2-6}$$

ここで、

W_r : 河川先頭 (S_2) で生産された土砂の堆積範囲 (拡散範囲初期値)

L : 河川領域での任意点の流下距離

L_s : 河川先頭 (S_2)

$Diff_k$: 礫径係数

これは、流下距離の対数比に礫径係数を指数として乗じたものとなり、礫径が小さくなることにより滞留時間が長くなることに対応している (図 3.2-7)。例えば礫径係数が 1.0 である場合には、流下距離が 10 倍になれば堆積範囲も 10 倍となる。係数が 1.5 の場合には $10^{1.5}=31.6$ 倍となる。

河川領域に位置するメッシュで生産された土砂量を、その流下距離に応じて堆積範囲を上式で計算し、生産土砂量を堆積範囲で割った値が、下流側 1 メッシュに堆積する土砂量となる。なお、下流側に堆積させる区間の途中で海に出た場合には、残量すべてを河口に堆積させ、海底に拡散的に堆積させるものとする。堆積区間の途中で領域外に出る場合には、残量は領域外に排出するものとする。

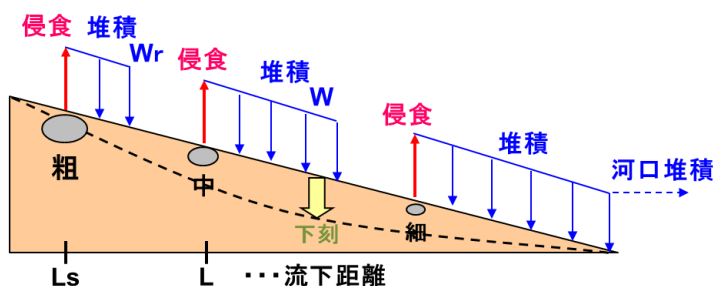


図 3.2-7 河川領域における土砂運搬

[遷移領域]

遷移領域では基本的に河川領域と同じ方法で計算する。この場合には流下距離の比は 1.0 よりも小さくなり、堆積範囲は河川先頭の堆積範囲よりも短い区間となる。なお、遷移領域で計算した堆積範囲が斜面領域の移動量よりも小さくなる場合には、条件分岐により斜面領域の移動量としている。

[海域]

海底での堆積はごく簡単なモデルとして、河口に運搬された土砂の堆積量をガウシアン関数によって河口からの距離が遠くなるほど堆積量を小さくする方法を用いている。この際に、拡散・堆積する範囲は流域面積の平方根に比例するモデルを用いている。この方法で堆積させると、楔形の堆積構造をもつ海底堆積物が形成される。

(3) 従来の河川侵食モデルの問題点

(a) 河川侵食モデルの問題点

河川領域での侵食量は式 3.2-3 で示した様に、河床勾配 GD に河床侵食係数 DR を乗じており、侵食量は河床勾配に比例した量となる。なお、実際の河床高の変化は上流からの土砂の堆積量とのバランスによって決定される。この際の問題は氷期において海水準低下が生じた際に、温暖期の河口付近での河床勾配が緩やかなため侵食力が小さく、下流域での河床低下量が実際の河床縦断面よりも小さくなることである。特に堆積物が薄く岩盤を侵食する河川においては河床低下量が過小評価されてしまう欠点がある。

図 3.2-8 は日本原子力研究開発機構 (2008) ⁽¹³⁾ によって検討された全国 22 河川における現在の河口位置での埋没谷深さと、氷期の海退距離との関係を示す。

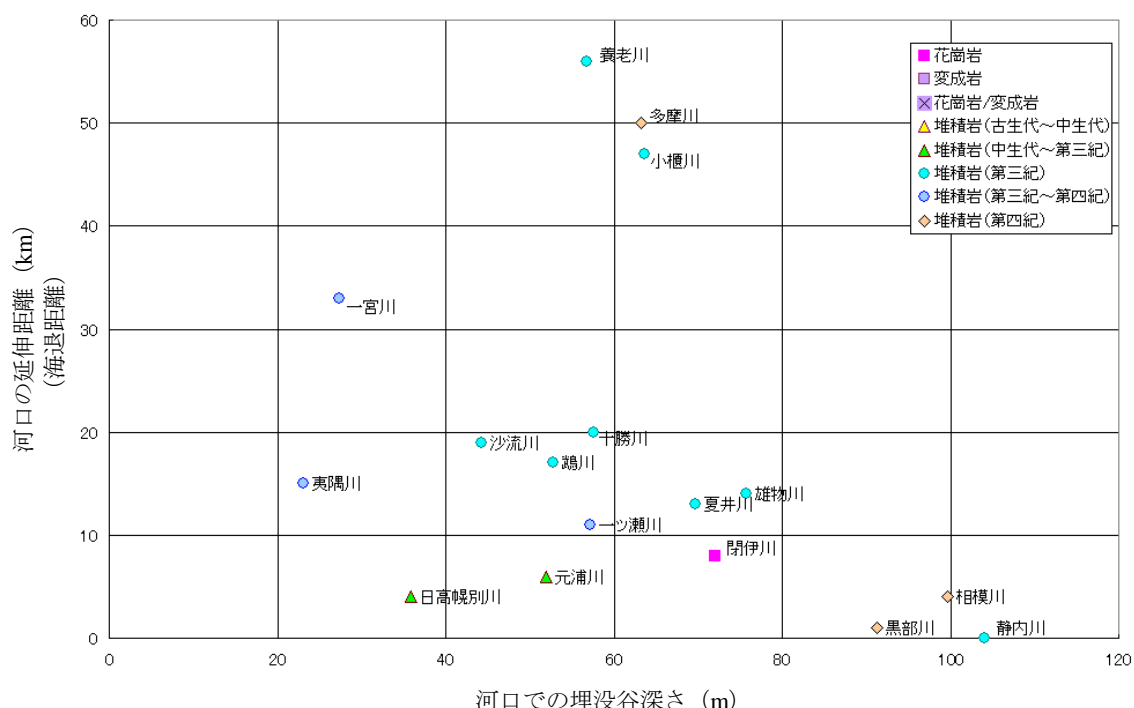


図 3.2-8 全国 22 河川の河口での埋没谷深度と海退距離の関係
日本原子力研究開発機構 (2008) ⁽¹³⁾ から引用

図 3.2-8 の横軸は現在の河口における埋没谷深さ (m) を表し、縦軸は最寒冷期における河口 (海水準-110m) までの距離 (河口までの延伸長) を表している。したがって、延伸距離 (海退距離) 0km とは、現在の河口付近で急激に深くなる海底地形であることを意味し、静内川、相模川および黒部川がこれに近い状態にある。東京湾 (内湾) に注ぐ養老川、小櫃川および多摩川が別の傾向を示すが、基本的には海退距離が大きくなるほど現河口位置での埋没谷の深さは浅くなる。なお、房総半島の太平洋に流出する夷隅・一宮川の 2 河川については隆起速度が大きく、最寒冷期以降の隆起量を補正すると河口付近の河床高度は夷隅川で標高-40m 程度、一宮川で-30m 程度まで低下していたと推定される。

また、中生代から第三紀の堆積岩からなる日高幌別川や元浦川はグラフ下方に位置している。これら河川は、海退距離からみれば河口付近では 80~90m 前後の埋没谷深さを示さなければならないが、地質が硬いために 40~50m 程度の浅い埋没谷を形成したと推定される。

この様に第三紀から第四紀を基盤とする河川では、海底地形 (氷期の海退距離) によって河口付近での埋没谷深さが概ね決定され、海退距離が 40~50km になると 10~20m 程度の浅い埋

没谷しか形成されないことを示している。

養老川、多摩川および小櫃川は湾内に位置し、湾内に供給される土砂量が多いこと、沿岸域に堆積した土砂は沿岸流による再移動が小さいことから、未固結堆積物が厚く堆積したものと推定される。このため、これら内湾河川では海水準低下期において柔らかい未固結の堆積物を深く下刻したために、現在の河口付近において 60m 近く下刻したものと推定される。

以上のように、外洋河川では河口付近の最大下刻量は、氷期の海退距離、すなわち海底地形によってほぼ決定されると言える。

(b) SPI 法による侵食モデル

前述したように式 3.2-3 の河川領域の侵食モデルでは、河床勾配の小さい下流域での下刻力が小さくなるため、海退距離の小さい河川では現在の河口付近で河床が十分低下しない現象が現れる。このため日本原子力研究開発機構 (2017) ⁽¹¹⁾では、SPI (Stream Power Index) 法を用いた河川侵食モデルを導入している。この SPI 法は Wilson and Lorang (2000) ⁽¹²⁾により提唱され Teyler (2013) ⁽¹⁶⁾は対数項を用いて次式で表現している。

$$SPI = Ln(Ca \cdot Tan\theta) \quad \text{----- 式 3.2-7}$$

SPI は SPI 法による侵食力を表し、Ca は集水面積であり流量を意味する。θ はその地点における勾配を表す。SPI は河川強度の指数であるため対数項を除き $SPI = Ca \cdot Tan\theta$ と記述する場合もある。この 2 変数を乗じた対数は上流からの流量と流速に相当し、その地点における侵食ポテンシャルに比例するとするモデルである。隣接する地点では Ca の値は僅かしか増加しないことから、勾配変化率によって実質的な侵食あるいは堆積量が算出される。

対数を用いているため以下のように書き換えることができる

$$SPI = Ln(Ca) + Ln(Tan\theta) \quad \text{----- 式 3.2-8}$$

つまり、ある地点での侵食力はその地点の勾配と集水面積の加算で表現され、下流側で勾配がほぼ 0 であっても、河川での侵食力は流域面積の対数に応じていることを表している。この式の有利である点は河床勾配が 0 に近い勾配一定の河川でも、ある地点の下流側では常に侵食力が大きくなる点にある。

以上により、従来の式 3.2-3 は以下のように表すことができる。

$$Outflux = (1/Geo_dd) \times DR \times Ln(Ca \times GD) \times W \quad \text{----- 式 3.2-9}$$

式 3.2-8 を地形変化シミュレーションに使用する場合には、集水面積および勾配のそれぞれに係数が必要となり、前者を河川流量係数、後者を河川勾配係数と呼ぶ。

これまでは斜面域と河川域では異なる侵食モデルを用い、両者の中間は遷移域として侵食力が連続的に変化するようにしていたが、日本原子力研究開発機構 (2017) ⁽¹⁴⁾において SPI 法を用いた場合の斜面と河川侵食モデルの連結について検討した結果、SPI 法では侵食力が連続的に低下し、遷移域を用いずとも斜面の侵食式に直接連結できることが明らかになっている。

このため、本検討では陸域を斜面領域、河川領域に分け、河川領域の侵食モデルは式 3.2-8 を用いることとした。

(4) 地形変化シミュレーションで使用するデータ

地形変化シミュレーションを実施するためには、図 3.2-4 に示した入力データ（初期地形、沖積層厚さ、隆起速度、地質係数、海水準変動）が必要となる。以下にそれらの設定を示す。

①初期標高マップデータ

初期地形の標高値データであり、海域を含めた地形データを入力する。標高値は現在の海水準を基準とした標高値を用いる。データの外周やデータの無い場所は-9999 などの NULL 値を入力する。

現在の地形図については国土地理院発行の数値地図や、海底地形図から作成する。氷期については文献などによる埋没谷データおよび海底地形図等から推定する。

段丘が周囲に残存している場合には、これらの上面高度を連結することで初期地形を推定することができる。残っていない場合には、初期地形を予想しなければならない。この際、初期地形が異なればどの程度結果が変わってくるのかを検討しておく必要がある。基本的には初期地形が現在と類似した地形であったとすることが妥当である。

海域の初期地形を推定することは一般に難しい。過去の海流による海食や土砂移動の推定が困難なためである。0.1mm/year 程度の隆起量の小さい地域では 12.5 万年間でも 12.5m 隆起するだけであるため、埋没谷以外の基盤高度を隆起量分だけ下げてやれば初期地形とすることができる。この様に海域の初期地形は隆起速度や地質によって関係するため、試行錯誤によって修正し、最適化する必要がある。

②初期堆積物（沖積層）厚マップデータ

平野部に堆積する未固結堆積物は岩石の一軸圧縮強度とは大きく異なり、河川などの侵食により容易に侵食されてしまう。従って、未固結堆積物は基盤と別に扱う必要がある。解析範囲に未固結堆積物が分布する場合には、試錐データや氷期の河床縦断面などから未固結堆積物の範囲と厚さを推定し、データを与える。データのメッシュサイズおよび縦横メッシュ数は①と一致させる必要がある。なお、①と②から基盤上面高が内部で計算される。

初期堆積物厚については、日本原子力研究開発機構（2017）⁽¹⁴⁾では堆積物の圧密による物性変化もシミュレーション可能であるが、本検討ではこの機能は使用していない。また、初期堆積物は 5 層構造としており、それぞれに更新世前期、中期、後期の堆積物など地質係数を変更した年代別データを地質係数の違いとして表現することも可能である。さらにデータ読み込み部のソースコードの修正が必要となるが、花崗岩等を基盤として中新世堆積岩類、鮮新世堆積岩類の厚さを初期堆積物に与えれば、簡易的な 3 次元地質モデルも扱うことが可能である。

③地殻変動速度マップデータ

解析地域の隆起・沈降速度を mm/年として与える。段丘高度などから極力正確に求めておく必要があるが、海域などデータが無い場合も多い。この場合には周囲のデータを参考として、広域的な構造運動を推定し、隆起速度を決定する。活断層などで上下変位量が異なる場合には、断層を境界とする不連続した隆起速度値を与える。ただし、地形変化シミュレーションでは水平方向の地殻変動は扱っていない。これはメッシュサイズを 50m 前後としてシミュレーションする場合が多く、1mm/年の横ずれ変位速度では、変位により 1 メッシュずれるに要する時間が 5 万年となり、シミュレーション期間を 12 万年とした場合には横ずれの変位量が結果にほぼ影響しないためである。

対象地域の地殻変動速度が一定の場合は、すべてのメッシュに同じ値を割り振ることになる。

④地質係数マップデータ

対象地域の地質図を参考に地質単元毎に地質係数を与えたマップデータであり、図 3.2-9 や図 3.2-10 を参考として地質係数を決定する。過去の河床縦断形シミュレーションの結果により、地質係数は P 波速度や一軸圧縮強度との関係性があることが確認されており、図 3.2-9 に示すように、P 波速度および一軸圧縮強度が大きくなる（すなわち固結度が高く、緻密な岩石である）ほど、地質係数が大きくなる（侵食されにくい）傾向にある。

表 3.2-2 には PROCK の P 波速度から、地質別の一軸圧縮強度の推定結果を示した。

堆積物以外の基盤地質は 2 次元分布（図 3.2-14 を参考）としており、垂直な地層境界からなる下方に無限に続く地質構造としている。ただし、上述したように初期堆積物の一部を中新世堆積岩類などの 3 次元地質分布に対応させることは可能であり、この場合にはこれより古い基盤地質が 2 次元分布となる。

なお、③の地殻変動速度マップデータの断層に対応させて断層付近に周囲よりも小さい地質係数を与えると、断層破碎帯に対応する地形特徴の表現が可能である。

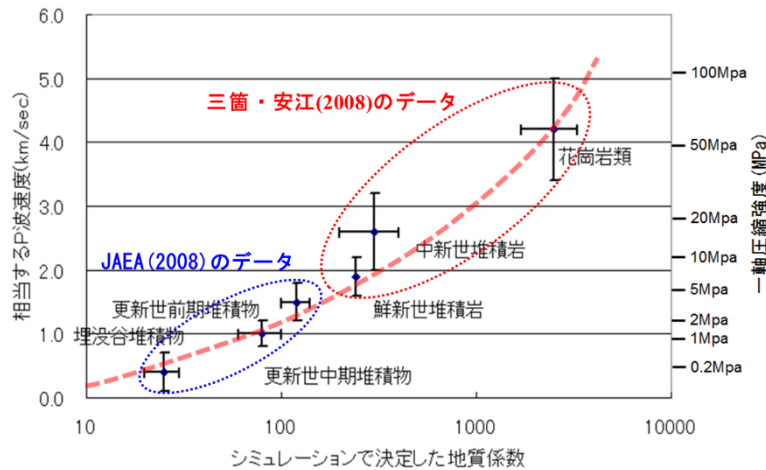


図 3.2-9 地質係数と P 波速度および一軸圧縮強度の関係

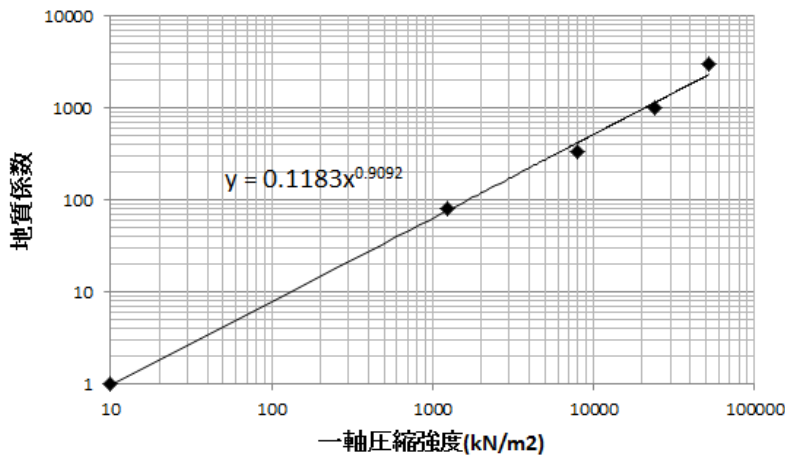


図 3.2-10 一軸圧縮強度と地質係数との関係

表 3.2-2 地質別の P 波速度および一軸圧縮強度

	年代	個数	P 波速度 (m/s)	標準偏差	換算一軸圧縮強度 (MPa)
堆積岩	S 中生代	61	3,401	739	33.5
	S 古第三紀	20	3,090	793	25.9
	S 新第三紀	96	2,391	1,008	12.9
	S 中新世	31	2,335	1,105	12.1
	全部	177	2,818	1,014	20.2
火山性堆積岩	VS 中生代	4	4,285	1,165	62.6
	VS 古第三紀	2	4,320	1,145	64.0
	VS 新第三紀	30	2,878	1,058	21.4
	VS 中新世	13	2,800	1,220	19.8
	全部	36	3,115	1,170	26.4
火山岩	V 中生代	69	4,422	717	68.1
	V 古第三紀	2	5,250	140	108.3
	V 新第三紀	120	3,999	841	51.9
	V 中新世	36	3,911	809	48.9
	V 第四紀	16	2,879	785	21.4
	全部	207	4,066	890	54.3
半～深成岩	p 中生代	127	4,272	701	62.1
	p 古第三紀	6	4,065	370	54.3
	p 新第三紀	36	4,408	743	67.5
	中新世	2	4,800	0	85.0
	第四紀				
	全部	166	4,298	706	63.1
変成岩	m 変成岩	29	4,290	981	62.7

⑤海水準変動データ

対象期間中に海水準変動を考慮する場合には、時間経過に応じた海水準をシミュレーションの時間ステップに合わせてテキストデータで与える。

3.2.3 対象地域の選定および地形調査

(1) 対象領域の選定

i) 選定基準

12.5 万年前の古地形を推定しやすい河川地域として、国内において以下の条件を満たす地域を選定した。選定基準は以下の①～④である。

- ①流域面積が 200～500km² 程度の中規模河川からなる地域
- ②流域中に適度な比高がある地域
- ③海退距離が比較的小さい地域（海退距離が大きいと、流路移動や、ほかの流域との合流など不確定要素が増えるため）
- ④隆起速度が比較的小さく過去の変動量が安定している地域

選定基準を満たす流域を選定する前に、日本全域の 50m メッシュ DEM (Digital Elevation Model: 数値標高モデル) から流路網を算出した。なお、離散的な DEM であるために凹陥地となる場合がある。この場合は凹陥地で流路が途切れてしまうため、標高を嵩上げて隣接する最も低いメッシュへ連結し、すべてのメッシュが海まで連結されたベクトルマップ (流路網) を作成した。

海に流出する地点は河口に相当するが、ある程度の流域面積を持たなければ流域とは見なせない。このため、流域面積が 1km² 以上となる流域を抽出した。なお、流域は DEM から計算しており、平野部では実際の河川流路と異なる流路となる場合がある。

ii) 選定結果

図 3.2-11 で選別した 14 流域の面積、平均高度と流域内での隆起速度データ、および特記事項を表 3.2-3 に示した。選別した流域では、北海道が 6 河川、岩手県が 2 河川で、この地域 2 つで半分を占める。

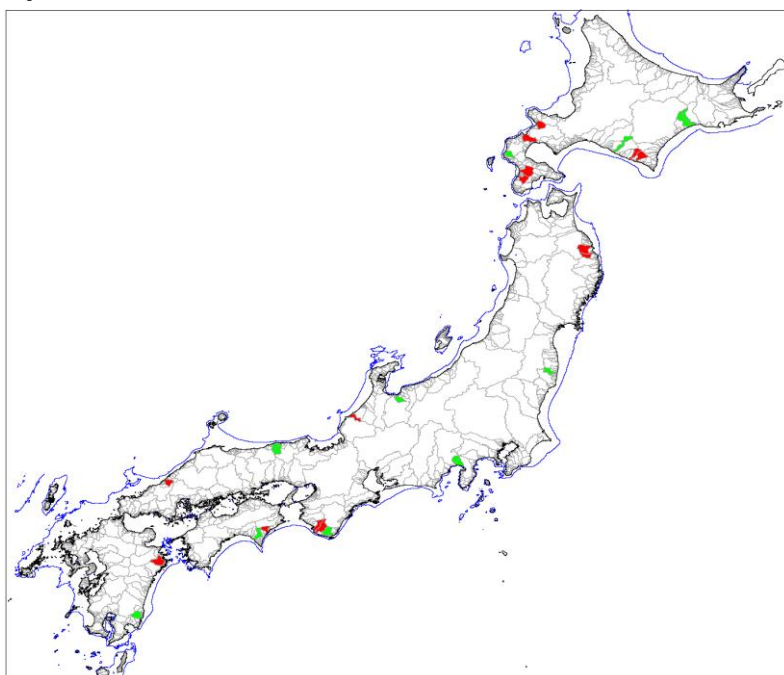


図 3.2-11 隆起速度が小さい 14 流域 (赤)

青線は水深 100m、緑は隆起速度が 0.4mm/年以上、あるいはばらつきが大きい流域

表 3.2-3 条件を満たす 14 流域の一覧

番号	地域	流域名	流域面積 Km2	平均標高	流域内の隆起速度データ 藤原(2004)	特記事項
610	北海道	堀株川	280.0	255.5		泊原発に隣接
672	北海道	朱太川	365.4	202.4	0.29	
766	北海道	元浦川	242.8	417.1		
827	北海道	日高幌別川	344.3	425.5	0.38	海退距離 >10km
1015	北海道	厚沢部川	493.6	219.5	0.25	
1080	北海道	天野川	274.7	259.4		
1531	岩手	陸中久慈川	467.7	418.9		海退距離 >10km
1559	岩手	安家川	226.4	630.6		海退距離 >10km
2481	石川・福井	大聖寺川	209.2	274.8		海退距離 >10km
3233	島根	三隅川	236.1	310.7		海退距離 >10km
4579	和歌山	富田川	257.2	299.4		
4579	三重	日置川	409.6	423.2		
4580	徳島	海部川	208.7	359.2	0.29	
5295	大分	番匠川・堅田川	463.8	235.0		海退距離 >10km

藤原ほか (2005) ⁽¹⁷⁾による MIS5e の隆起速度推定点が流域内に含まれる地域は 4 流域のみとなっており、このうち 3 流域が北海道に位置する。図 3.2-12 に選別された北海道の 6 流域と、藤原ほか (2005) ⁽¹⁷⁾の隆起速度推定点の位置図を示した。0.4mm/年を超える隆起速度測定点を赤、0.2~0.4mm/年を水色、0.2mm/年未満を青で示している。①~③の 3 条件を満たす静内川や太櫓川は、流域内ないし近傍の隆起速度が 0.4mm/年を超えていることから、選別外とした。

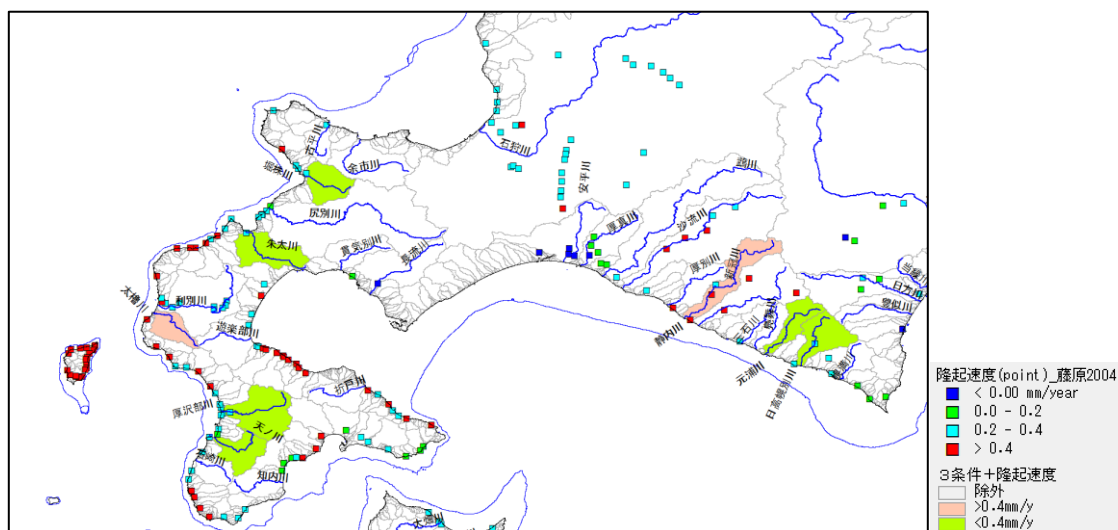


図 3.2-12 北海道の選別された 6 流域と隆起速度分布

表 3.2-3 の 14 流域について、海退距離が 10km 以下で、かつ、流域内に隆起速度が推定されている 3 流域について、MIS5e 以外の海成段丘から隆起速度の変化を検討した。この結果、北海道の厚沢部 (あっさぶ) 川は、後述するように隆起速度が過去 40 万年間程度大きく変化していないことから、本解析では厚沢部川を解析対象とした。

(2) 厚沢部川流域の地形・地質調査

i) 流域の概要

対象とした厚沢部流域は、図 3.2-13 に示すように厚沢部川を主流とし、阿野呂(あのろ)川、鶉(うずら)川、糠野川などの支流が合流する流域面積 491.7km² の中規模河川であり、幹川流路長は 43.5km である。流域形状は河口付近で狭く、上流側で扇状をなしており、流域の南北長は約 28km、東西長は約 27km である。



図 3.2-13 厚沢部川流域 (図の横幅は 41.5km)

流域の平均標高は 219.5m、最高点は流域北端の乙部岳(標高 1016m) からなる。東側の分水嶺は標高 600~700m で、ほぼ標高のそろった稜線をなしている。南側分水嶺は標高 400~600m とやや低い。流域での年間降水量は 1,300mm、平均気温 8°C である。厚沢部川と糠野川の合流付近の平地付近(館地区)は標高 20~30m 程度からなる市街地となっている。この北側の鶉川では上流部に貯水量約 10 百万 m³ の鶉ダムが建設されている。

厚沢部川と鶉川との合流部付近はやや急峻な山地に挟まれた狭隘部をなす。これより下流では幅約 2km、長さ約 7km 程度の平坦地が分布する。

海域では水深 100m までは海岸線から 7km 程度と短く、沿岸域から急に深くなり図 3.2-13 左端付近では水深 700m 以上の深海となっている。海底地形は出入りの少ない海岸線とほぼ平行する等深線となり、単調な海底地形であることを示す。厚沢部川河口北西側の沖合は江差海底谷が北北東に伸びるが、厚沢部川河口からこれに合流するような海底谷は認められない。

海域の地質としては 1/20 万奥尻海盆表層堆積図(2013)⁽¹⁸⁾があり、水深 100m 以深の範囲で作成されている。これによれば、厚沢部川の沖合の水深 400m までの表層は中粒砂(0.25~0.5mm) からなり、これより沖合では細粒砂とシルトからなるとされている。図 3.2-13 南側の岬(州根子岬)沖合では中粒砂と礫質堆積物が分布し、この北端は厚沢部川河口南側の突端(離島)沖合まで連続する。

ii) 基盤地質と地質係数

対象地域の地質は縮尺 1/100 の産業総合研究所のシームレス地質図⁽¹⁹⁾を参考とした。なお、縮尺 1/20 万シームレス地質図を用いても良いが、地形変化シミュレーションでは地質を大まかに分類し、これら単元毎の平均的な物性値から地質係数を与えている程度の精度である。縮尺 1/20 万シームレス地質図でも凝灰岩、礫岩、泥岩などの同一時代の堆積岩は 1 つの単元に集約されており、それぞれ物性は異なることからあまり詳細な地質図を用いる必要は無い。むしろ詳細な地質図を用いるよりも、沖積層などはぎ取った基盤地質をより正確に推定することが重要である。

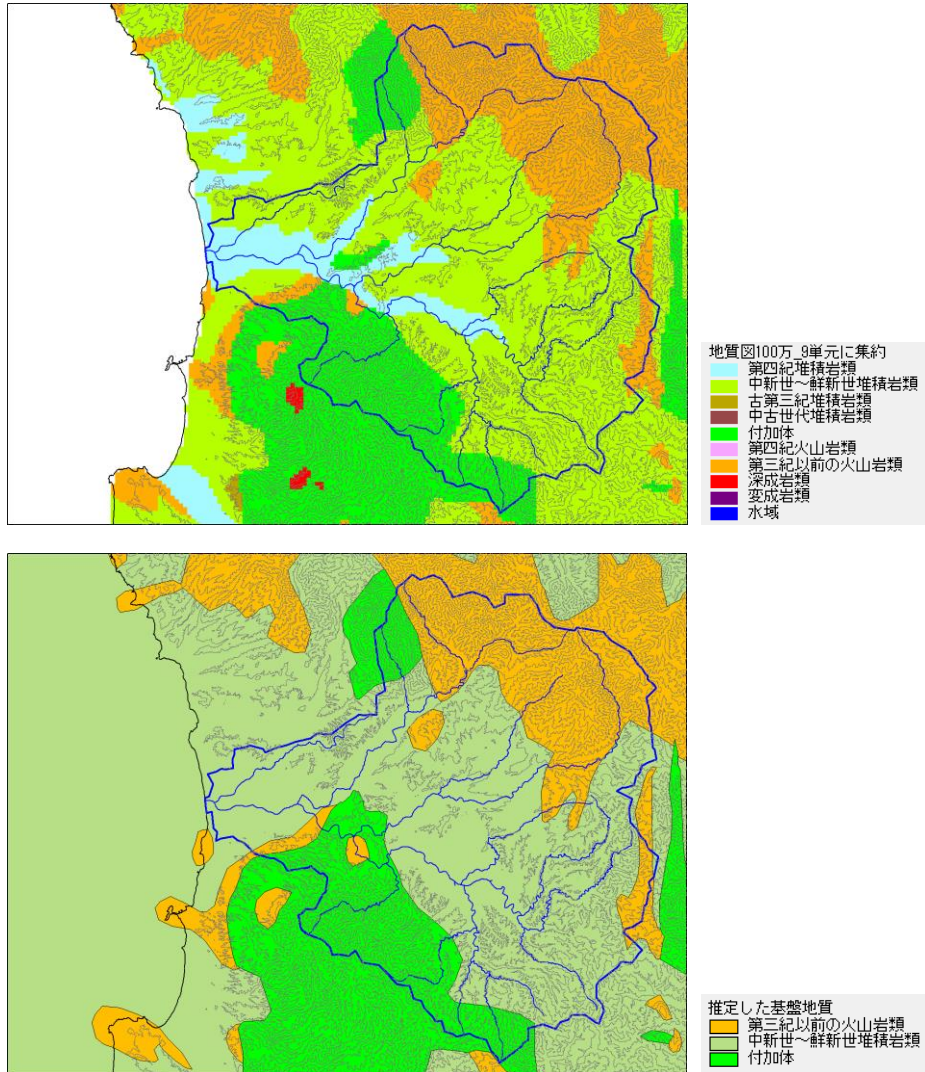


図 3.2-14 1/100 万シームレス地質図と推定した基盤地質図 (図の横幅は 41.5km)

図 3.2-14 上は 9 単元に集約した地質図であり、流域の大半は中新世～鮮新世の堆積岩類からなる。石田ほか (1975)⁽²⁰⁾によれば、これら堆積岩類は館層群と呼ばれるシルトを主とする。北部は中新世～鮮新世の阿野呂火山砕屑岩類であり、凝灰角礫岩等を主とする。流域南部はジュラ紀の松前層群からなる付加体に分類され、砂岩・泥岩・チャートなどからなるやや硬い岩石からなっている。前述した鶉川と厚沢部川の合流付近ではこれら付加体が露出しているために狭隘部を形成していると推定される。

図 3.2-14 下は 1/100 万地質図を参考として、沖積層をはぎ取り推定した基盤地質図である。

簡略化のため付加体中の深成岩類は省略している。沖積層に覆われた基盤地質は試錐等のデータが無いため、周辺の地質分布から推定している。海域については表層堆積物のデータしかないため、海岸に火山岩類が分布している地域以外は中新世～鮮新世の堆積岩類が分布しているとした。

八幡 (2002) (21)による対象地域周辺の古地形を図 3.2-15 に示した。また、八幡ほか (2002) (21)による周辺地域の柱状図を図 3.2-16 に示した。図中の青線は泥質の堆積岩類からなる海成層を表す。図 3.2-15 と図 3.2-16 から対象地域では 3Ma 前後では海域であり、1.5Ma 前後に隆起により離水したと考えられ、新しい時期に形成された山地であることを示す。なお、石田ほか (1975) (20)では、館層群はシルトと砂岩の互層からなる盆状構造をなしており、岩相は比較的軟質であるとしており、八幡 (2002) (21)の古地形の推定した古地形の環境と整合している。

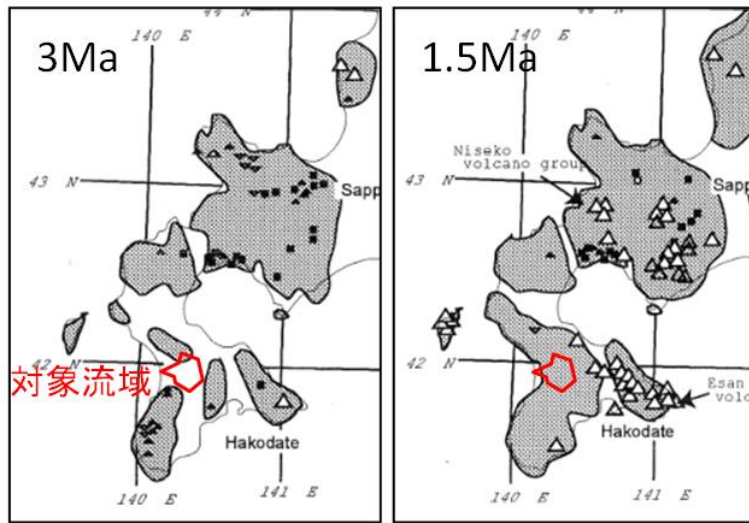


図 3.2-15 対象地域周辺の古地形 (八幡 (2002) (21)から引用)

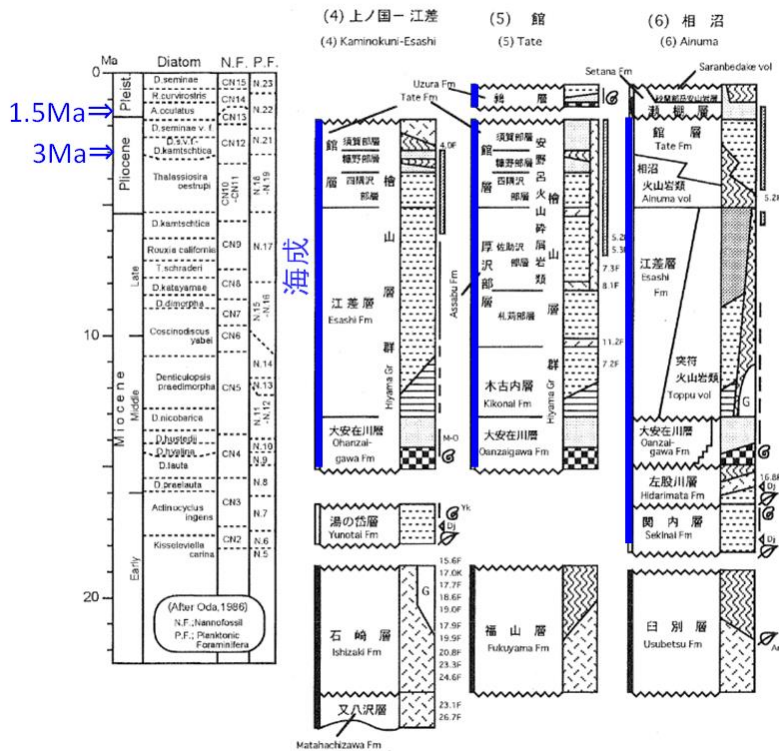


図 3.2-16 対象地域周辺の古地形 (八幡 (2002) (21)から引用)

表 3.2-2 の地質別の一軸圧縮強度から新第三紀の堆積岩類は 13MPa、火山性堆積岩類は 20MPa、付加体に相当する中生代の堆積岩類は 33MPa であり、図 3.2-10 の一軸圧縮強度と地質係数の関係から、中新世～鮮新世の堆積岩類は地質係数 300～400、火山性堆積岩類は 1000、付加体は 1000 を超える地質係数となる。ただし、図 3.2-17 に示した菊池 (1990) ⁽²²⁾ の鮮新世～中新世の堆積岩類では 1～9MPa 程度であり、また、石田ほか (1975) ⁽²⁰⁾ が述べているように中新世～鮮新世の堆積岩類がかなり軟質であること、火山岩類は凝灰角礫岩等からなることから、火山岩類や付加体が分布する地域で傾斜に大きな差が無いことから地質係数を表 3.2-4 のようにやや小さい値を与えた。

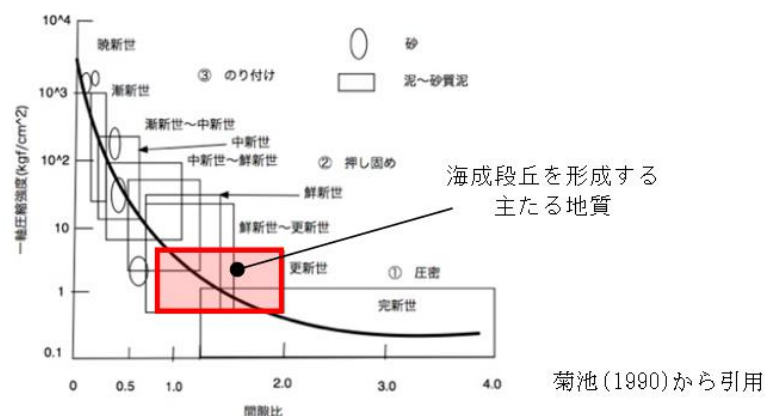


図 3.2-17 堆積岩類の一軸圧縮強度

表 3.2-4 対象地域の地質係数

地質	主な岩相	地質係数
中新世～鮮新世堆積岩類	シルト・砂岩の互層	300
中新世～鮮新世火山岩類	凝灰角礫岩	400
付加体	砂岩・泥岩・チャート	500

iii) 隆起速度

日本の沿岸域に分布する海成段丘の多くは、汎世界的な氷河性海水準変動に対応して形成されており、さらにその多くは海洋酸素同位体ステージ (marine oxygen isotope stage, 以下、MIS) の間氷期に形成されている。とくに日本の沿岸域では、下末吉面と呼ばれる MIS5e に形成された海成段丘が良く発達しており、過去 10 万年程度の隆起量を容易に推定できる場合が多い。一方、内陸部に形成される河成段丘は気候・海水準変動に由来する規則的かつ周期的な河床変動と、速度がほぼ一定の隆起との相互作用によって形成されると考えられている (田力ほか、(2011) ⁽²³⁾)。河川の中・上流における河床変動は、乾燥・寒冷化した氷期における植生の減少や周氷河作用による岩屑供給の増加、および台風や豪雨の頻度低下による河川の掃流力の低下による堆積的な環境への変化、温暖湿潤な間氷期における削剥的な環境への変化に由来する。これにより、氷期の河床はその後に続く間氷期に下刻されて河成段丘となり、また、間氷期と比較して直線的な河床縦断面、礫径の減少、厚い段丘堆積物等の特徴を示すと考えられる。ここで、同じ河川では、同様の気候・海水準のもとでは類似の河床縦断面が形成されることを前提にすると、同程度の寒冷・低海面期であったと考えられている MIS2 と MIS6 に形成された段丘の比高は、その期間の隆起量を表すことになる。この考え方は、図 3.2-18 に示すように吉山・柳田

(1995)⁽²⁴⁾により、MIS2 と MIS6 に形成された段丘の比高から過去 10 万年程度の隆起量を推定する TT 法 (Terrace to Terrace) として示されている。

対象地域の沿岸部では標高の異なる数段の海成段丘が認められ、また、鶉川の両岸では 2 段の河成段丘が判読される。ここでは、海成段丘および河成段丘から推定した対象地域の隆起速度について検討する。

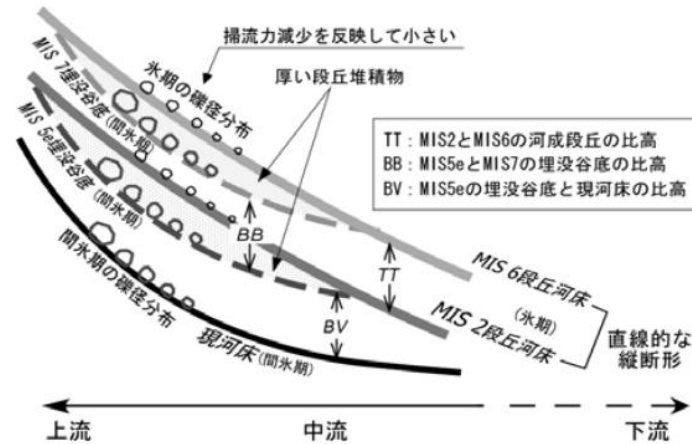


図 3.2-18 氷期・温暖期の河床縦断面と TT 法による隆起速度推定方法 (吉山・柳田 (1995)⁽²⁴⁾ を参考に作成)

(a) 海成段丘による隆起速度推定

日本の海成段丘アトラス (2001)⁽²⁵⁾によれば、対象地域付近 (江差および上ノ国地域) の沿岸域には図 3.2-19 に示すように複数段の海成段丘が判読されている。海成段丘が位置する標高から、海成段丘は表 3.2-5 のように形成年代や隆起速度が推定されている。

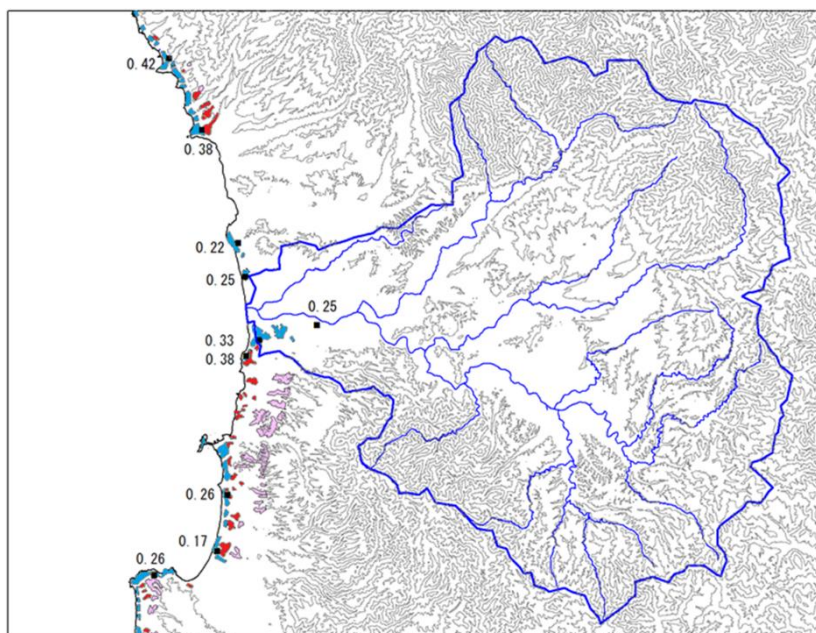


図 3.2-19 対象地域の海成段丘分布
日本の海成段丘アトラス⁽²⁵⁾から作成 (水色 : MIS5e 赤 : MIS7 ピンク : MIS9)
数値は藤原ほか,2005⁽¹⁷⁾の地殻変動速度 (mm/年)

表 3.2-5 江差および上ノ国地域の海成段丘および隆起速度（日本の海成段丘アトラス⁽²²⁾）

海成段丘による垂直変動量のデータ一覧表												
図幅名	地点番号	地点		変動基準			変動基準の年代 (万年)	古海面高度 (m)	垂直変動量 (m)	垂直変動速度 (m/万年)	文献	備考
		標高 (m)	精度	種類	被覆層の厚さ (m)	高さ (m)						
江差	1	35	A	mT _{5e} の旧汀線アングル	4	31	12.5	5	26	2.1	宮内未公表資料, 大森(1975)	
	2	40	A	mT _{5e} の旧汀線アングル	4	36	12.5	5	31	2.5	宮内未公表資料, 大森(1975)	
	3	70	B	mT ₇ の旧汀線アングル	?	70	21.4	5	65	3.0	宮内未公表資料, 大森(1975)	
	4	110	B	mT ₉ の旧汀線アングル	?	110	32.8	5	105	3.2	宮内未公表資料, 大森(1975)	
	5	150	B	mT ₁₁ の旧汀線アングル	?	150	40.6	0	150	3.7	宮内未公表資料, 大森(1975)	

海成段丘による垂直変動量のデータ一覧表												
図幅名	地点番号	地点		変動基準			変動基準の年代 (万年)	古海面高度 (m)	垂直変動量 (m)	垂直変動速度 (m/万年)	文献	備考
		標高 (m)	精度	種類	被覆層の厚さ (m)	高さ (m)						
上ノ国	1	65	C	mT ₇ の旧汀線アングル	?	65	21.4	5	60	2.8		
	2	30	B	mT _{5e} の旧汀線アングル	4	26	12.5	5	21	1.7		
	3	190	C	mT ₁₃ の段丘面	?	190	48.2	0	190	3.9		
	4	110	C	mT ₁₁ の旧汀線アングル	?	110	40.6	0	110	2.7		
	5	95	C	mT ₉ の旧汀線アングル	?	95	32.8	5	90	2.7		
	6	85	C	mT ₇ の旧汀線アングル	?	85	21.4	5	80	3.7		
	7	40	B	mT _{5e} の旧汀線アングル	4	36	12.5	5	31	2.5		
	8	50	C	mT _{5e} の旧汀線アングル	4	46	12.5	5	41	3.4		
	9	70	C	mT ₇ の旧汀線アングル	?	70	21.4	5	65	3.0		

図 3.2-20 は表 3.2-5 の変動基準の年代と垂直変動量から作成したグラフであり、対象地域を含む江差では MIS11 までの海成段丘の垂直変動量と形成年代から 0.33mm/年の隆起速度が推定される。また、対象地域南側の上ノ国では MIS13 までの垂直変動量がほぼ比例関係となり、江差とほぼ一致した 0.32mm/年の隆起速度が推定される。このように沿岸域では過去 40 万年間にほぼ一定の速度（0.3mm/年）で隆起していたと考えられる。また、藤原ほか（2005）⁽¹⁷⁾によっても厚沢部川河口付近では 0.25～0.38mm/年の隆起速度が推定されており、日本の海成段丘アトラスのデータとほぼ一致している。

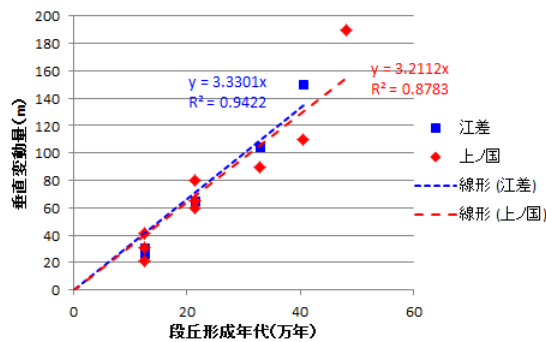


図 3.2-20 対象地域周辺の地殻変動速度（日本の海成段丘アトラス,2001⁽²⁵⁾から作成）

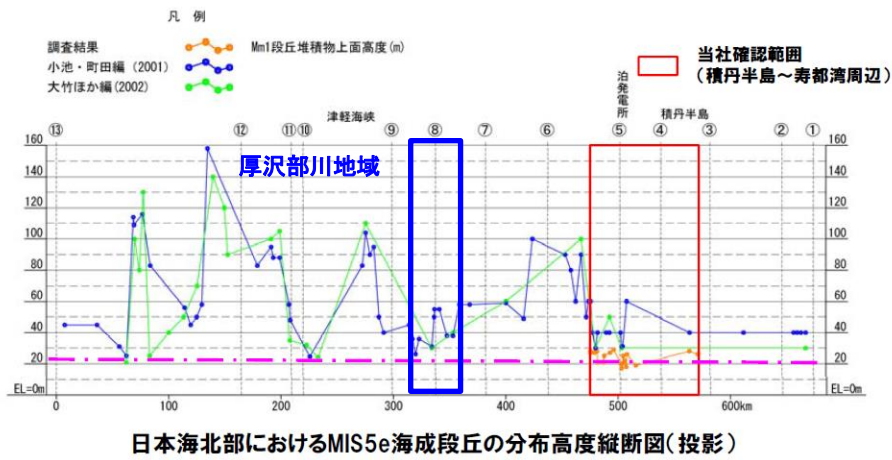
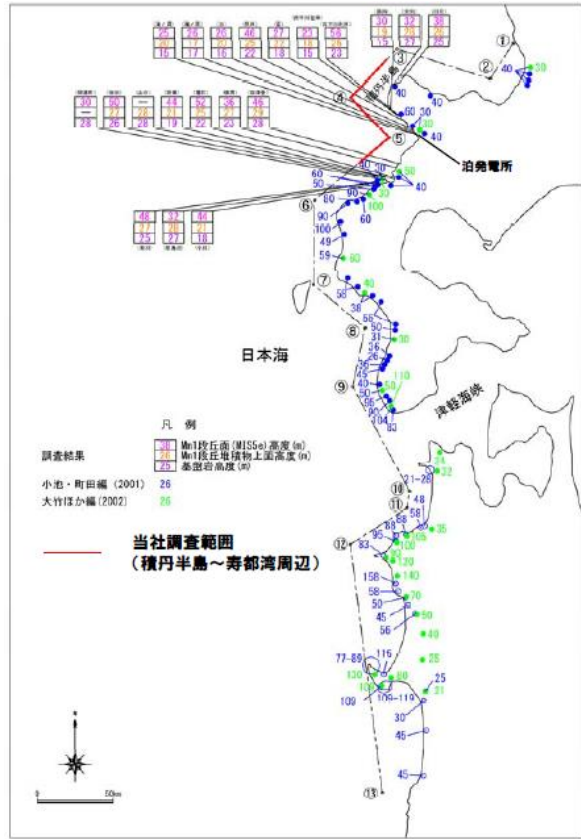


図 3.2-21 日本海北部における MIS5e の海成段丘の分布高度 (審査会合資料,2014⁽²⁶⁾)

図 3.2-21 は泊発電所の審査会合資料 (2014⁽²⁶⁾) による日本海北部における MIS5e 海成段丘の分布高度であり、厚沢部川河口は図の⑧付近に相当する。この資料によれば厚沢部川河口付近周辺 (⑦～⑨) での海成段丘高度は 40m 前後であり、当時の海水準 (+5m) を考慮すると 0.28m/年程度が推定され、厚沢部川河口付近は日本海北部の中でも隆起速度が比較的小さい地域に相当している。

以上の資料から厚沢部川河口付近での隆起速度は 0.3mm/年とした。

(b) 河成段丘による隆起速度推定

図 3.2-18 の TT 法による寒冷期の河成段丘比高から、厚沢部川沿いの内陸部における隆起速度を推定した。厚沢部川流域中軸を流れる支流の鶉川の両岸では図 3.2-22 に示すように低位・高位の少なくとも 2 段の河成段丘が判読される。

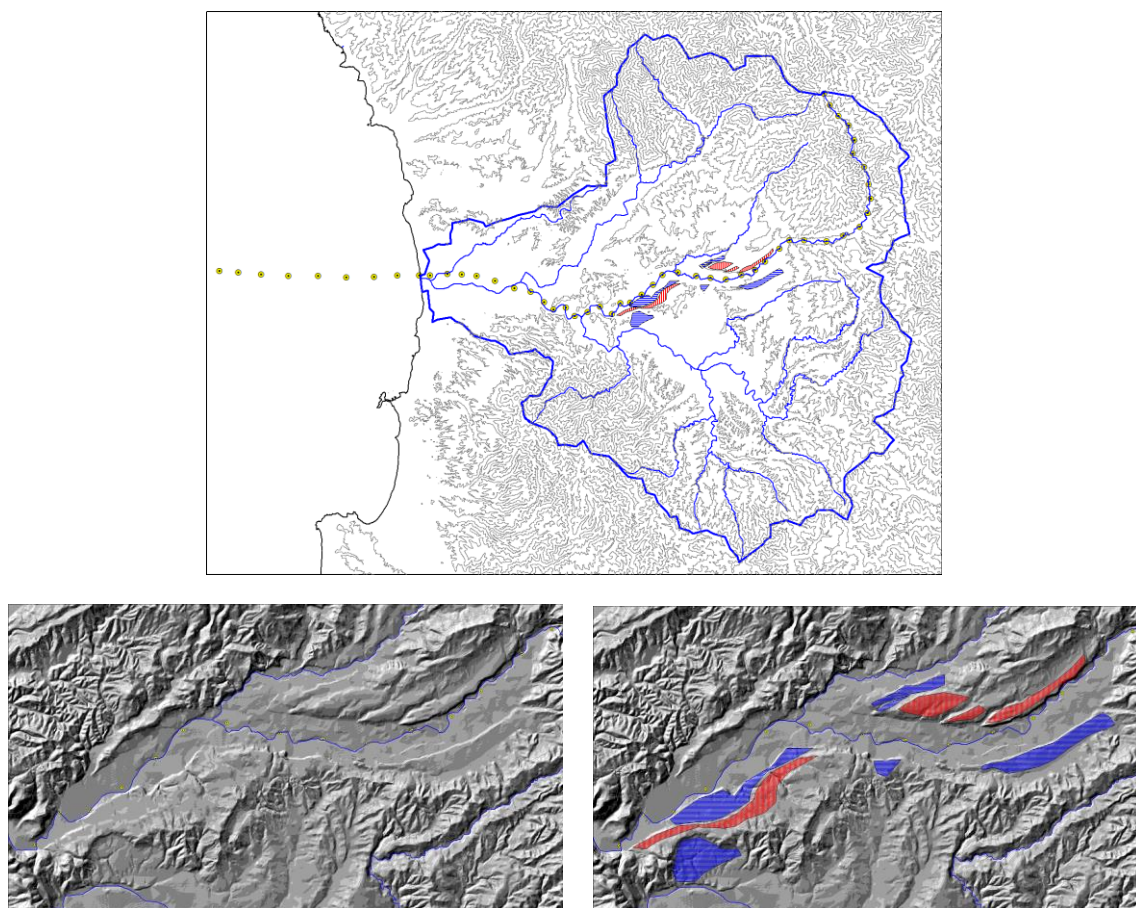


図 3.2-22 鶉川（厚沢部川支流）での 2 段の河成段丘位置図

図 3.2-22 上には、鶉川～厚沢部川沿いの投影断面位置を◎で示した。判読した河床高度および判読した河成段丘面から河床縦断面を作成すると図 3.2-23 が得られる。図で示したように低位・高位の河成段丘は、現在の河床高とほぼ平行し、低位段丘と高位段丘の比高は約 32m 程度である。低位段丘が MIS2（2 万年前）と高位段丘が MIS6（14 万年前）で形成されたと仮定すれば、両者の高度差と期間から 0.27mm/年程度の隆起速度が推定され、内陸部でも海成段丘から推定される隆起速度とほぼ同程度と推定される。なお、鶉川の厚沢部川との合流は流下長 25km 付近である。館付近の厚沢部川両岸にも河成段丘は判読されるが、段丘面がやや不明瞭であること、および鶉川が厚沢部川流域のほぼ中軸に位置することから、鶉川の河成段丘から内陸部の隆起速度を推定した。

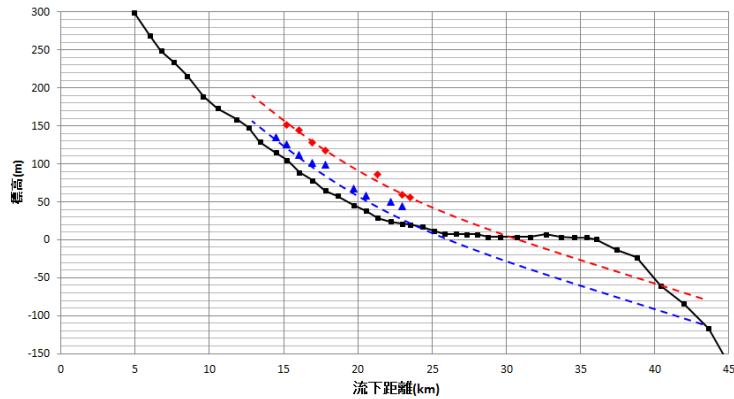


図 3.2-23 鶉川支流の低位および高位段丘高度と河床縦断面

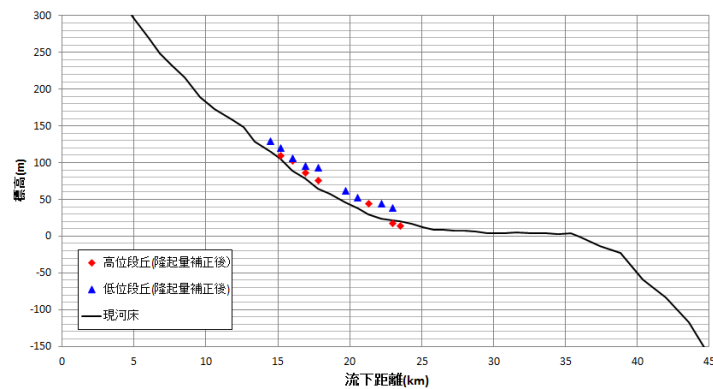


図 3.2-24 隆起量補正した低位および高位段丘高度と河床縦断面

鹿島（1982）⁽²⁷⁾は河成段丘が発達する房総地域の養老川および小櫃川について、河成段丘面の詳細な検討を行い、河成段丘の成因から河道位置が変わることで形成される「河道切断型」の段丘と、侵食力が変化する「侵食変化型」に大別している。前者の場合には河床縦断面に投影した段丘標高が系統的な変化を示さず、後者は同一時代面が系統的な変化を示す特徴があることから、後者を気候変化に伴い形成された気候段丘と考えている。鶉川両岸に認められる 2 段の河成段丘も、気候段丘の特徴を備えることから、前述した TT 法により内陸部の隆起速度を推定した。

図 3.2-24 は隆起速度を 0.3mm/年と仮定し、低位および高位段丘面をそれぞれ MIS2、MIS6 と仮定したときの期間隆起量を差し引いた形成当時の河床高度を示した。両段丘面とも現在の河床よりはやや高いが、現河床とほぼ一致していると考えられ、低位段丘を MIS2、高位段丘を MIS6 と仮定することが妥当であることを示す。

なお、厚沢部川流域の分水嶺付近では河成段丘は形成されておらず、TT 法以外に内陸部での隆起速度を推定する有効な方法がないことから、流域外周部では隆起速度は不明である。

海域における地殻変動速度を推定することは、その方法が限られていることから困難である。1 つは海底埋没谷の末端位置および深度が音響データから推定できる場合に、埋没谷末端が最終氷期最寒冷期に形成されたと仮定して、最寒冷期の平均海水準との高度差から地殻変動速度を推定する方法がある。ただし、埋没谷末端位置が詳細に把握されている例は少なく、また、その後の期間も約 2 万/年程度と短いことから、高度差から地殻変動量を推定することは難しい。もう 1 つは水深 100～130m 付近に位置する大陸棚外縁部の遷急点を最寒冷期の海岸線付近

と考え、当時の海水準との差から地殻変動量を推定する方法がある。佐藤（1981）⁽²⁸⁾は大陸棚外縁深度を図 3.2-25 のように推定している。これによれば厚沢部川沖合では水深 150m 付近に遷急点が位置することになる。この遷急点が最寒冷期の海水準付近に相当し、当時の海水準を水深 120m 程度と仮定すれば、厚沢部川沖合では約 1mm/年の速い速度で沈降していたことになる。ただし、厚沢部川の沖合については海底埋没谷の調査データは無く、また、図 3.2-23 で示すように水深 100～150m 間では明瞭な遷急点を見いだせず、地殻変動速度を推定する根拠は得られなかった。



図 2.16 日本周辺大陸棚の分布(色刷りの部分)と外縁深度(数字の単位は m). 大陸棚から外に向かう黒線は海底谷。(佐藤任弘, 1981)

図 3.2-25 大陸棚外縁の水深分布 (佐藤 (1981) ⁽²⁸⁾から引用)

海域での隆起速度が不明であるため、海域ではあまり隆起させないこととする。また、最寒冷期の海水準が-120m とすれば、現在の水深 200m 以深は地形変化にほぼ影響しない。

このため、対象地域の水深 200m 前後での地殻変動量を 0mm/年と仮定し、沿岸域および内陸域の隆起速度を 0.3mm/年とする地殻変動速度分布データを作成した (図 3.2-26)。なお、水深 200m は海底地形により出入りがあるため、海岸線にほぼ平行する位置を地殻変動量 0mm/年としている。

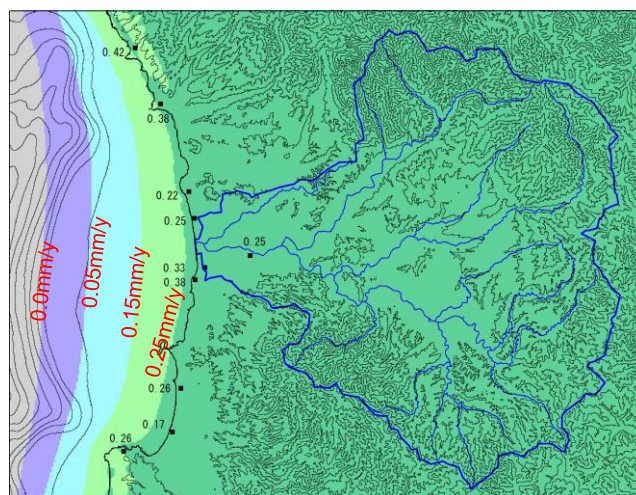


図 3.2-26 地殻変動速度分布データ (メッシュサイズ 100m)

iv) 沖積層厚さ（堆積物厚）

沖積層厚さは、河口付近の平地での試錐データが参考となるが、厚沢部川では下流域における試錐データは収集できなかった。また、過去における堆積物厚は海水準低下に伴う削剥により不明である。

ここでは、現在と類似した温暖期の環境下にあった 12.5 万年前の初期地形も現在と類似した堆積環境下にあったと仮定し、現在の沖積層厚を推定した。

(a) 試錐データによる検討

上述したように、厚沢部川では下流域における試錐データは収集できなかったため、周辺河川での試錐データを検討した。

厚沢部川南側の天の川河口では、図 3.2-27 上に示すように天野川河口付近で実施された試錐では沖積層基底が標高-35m~-50m 付近で得られている。また、図 3.2-27 下で示す後志利別川では複数の試錐が得られており、岡（2009）⁽²⁹⁾はこれらの柱状図から沖積層基底は-55m 付近に位置していると推定している。

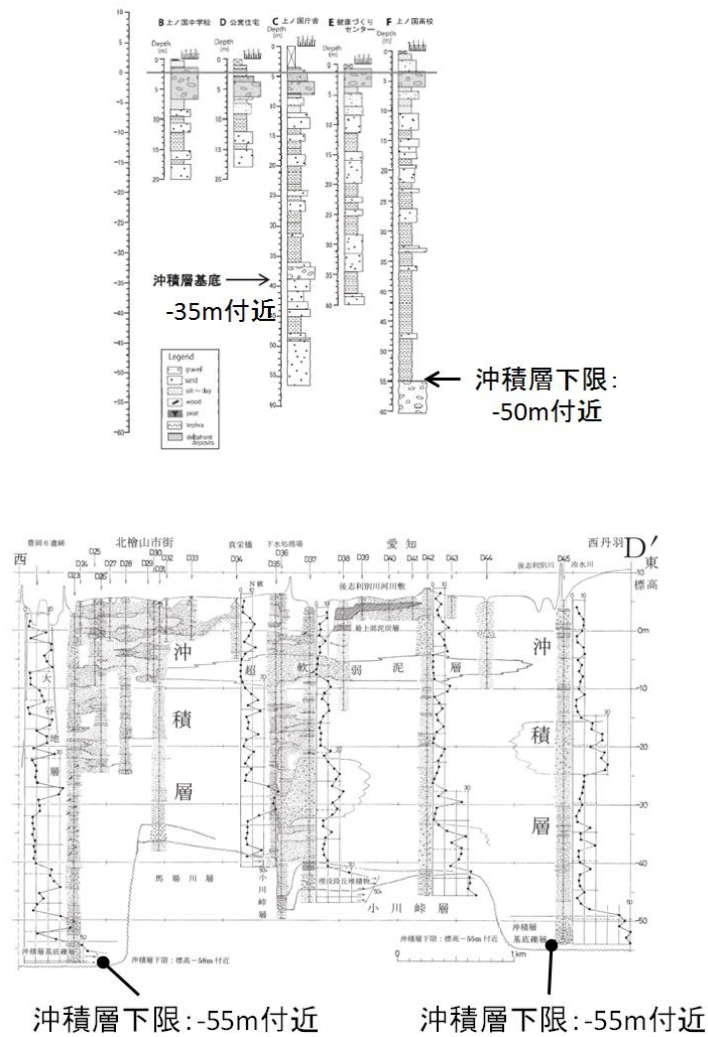


図 3.2-27 周辺河川の試錐柱状図と沖積層基底深度

両河川とも海岸から水深 120m の等深線までの海退距離は約 7km 前後と、厚沢部川の見退距離とほぼ同じであることから、厚沢部川現河口付近でも沖積層下底は標高-50~-60m 前後と推定される。なお、沖積層下底が約 2 万年前に形成されていたとすれば、この後の地殻変動により 6m 程度隆起していたことになるので、当時の河床高度はこれよりやや低いことになる。

なお、3 次元的な沖積層基底深度を試錐データから推定するためにはデータが多数得られている必要があるが、都市域を除いて高い密度で試錐データが得られている地域はほとんど無い。したがって、次に述べるような寒冷期の河床縦断面から沖積層基底深度を求め、これを参考として現在の沖積平野の形状から沖積層基底を推定する方法を用いる。

(b) 寒冷期の河床縦断面の推定

図 3.2-22 に示した厚沢部川の低位段丘面を結ぶ線は、高位段丘や現在の河床高度とほぼ平行する。ただし、低位・高位段丘が形成された寒冷期には海水準が低かったと推定されることから現在の河口付近のような平地は形成されず、当時の海水準付近まで比較的急な河床勾配をなしていたと推定される。これが前述した沖積層基底が現河口付近で-50~-60m の深さに位置する理由である。

図 3.2-28 には隆起速度を 0.3mm/年と仮定し、低位および高位段丘の形成当時の河床高を示した。

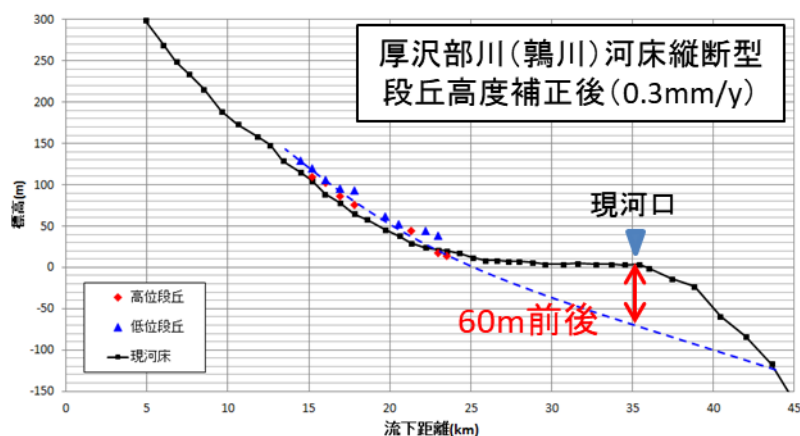


図 3.2-28 低位・高位段丘の形成当時の河床高と推定される河床縦断面

図 3.2-28 で示すように、低位・高位段丘面高度を期間隆起量で補正すると現在よりも 10m 程度高く、現在の河床とほぼ平行する河床高度が推定される。次に、これら河床が形成された当時の海水準を最寒冷期の海水準相当と仮定すると、流下距離 43km 前後が当時の河口位置と推定される。この点と、低位および高位段丘面を滑らかな曲線で結ぶと図 3.2-28 に青破線で示した河床縦断面が推定され、この青破線が寒冷期の河床縦断面であると推定される。なお、現河口位置（流下距離 35km）での青破線の深度は約 60m となり、試錐データから想定した沖積層基底深度とほぼ一致する。

以上の方法で、寒冷期の河川位置での沖積層基底深度が推定できる。

(c) 沖積層厚分布の推定手順

前述したように類似した海退距離からなる近傍 2 河川での現河口付近の沖積層基底は-50~-60m 前後と推定され、また、厚沢部川から推定される氷期 (MIS2 相当) の河床縦断面からも現河口付近における基底は-60m 程度 (現在の沖積層基底は隆起の影響を受けるため、これよりも浅い位置となる) が推定される。なお、推定された河床縦断面は当時の河床位置であるが、厚沢部川での沖積層は河口付近でも幅 2.5km 程度と狭く、また、MIS5e の海成段丘が沖積平野両側の丘陵に位置していることから、当時の河川位置も現在と同様に平野を流れていたと推定される。

以上の仮定から現在の沖積層厚を以下の手順により推定した。

[沖積層厚の推定手順]

- ①陸域 DEM の準備 (国土地理院 10m)
- ②海域等深線の準備 (海底地形デジタルデータ)
- ③等深線②の変更 (+0.1m を沖積層外縁付近に設置)
河床縦断面の深度を参考に沿岸域の等深線を内陸側に湾入させる
- ④補助等深線の追加
- ⑤等深線からの DEM 作成
- ⑥DEM が 0m 以下を切り抜き①と合成 (基盤標高マップ)
- ⑦現在の標高マップー基盤標高マップから沖積層厚マップを算出

図 3.2-29 には現在の海域の等深線と③、④により修正した等深線を示した。

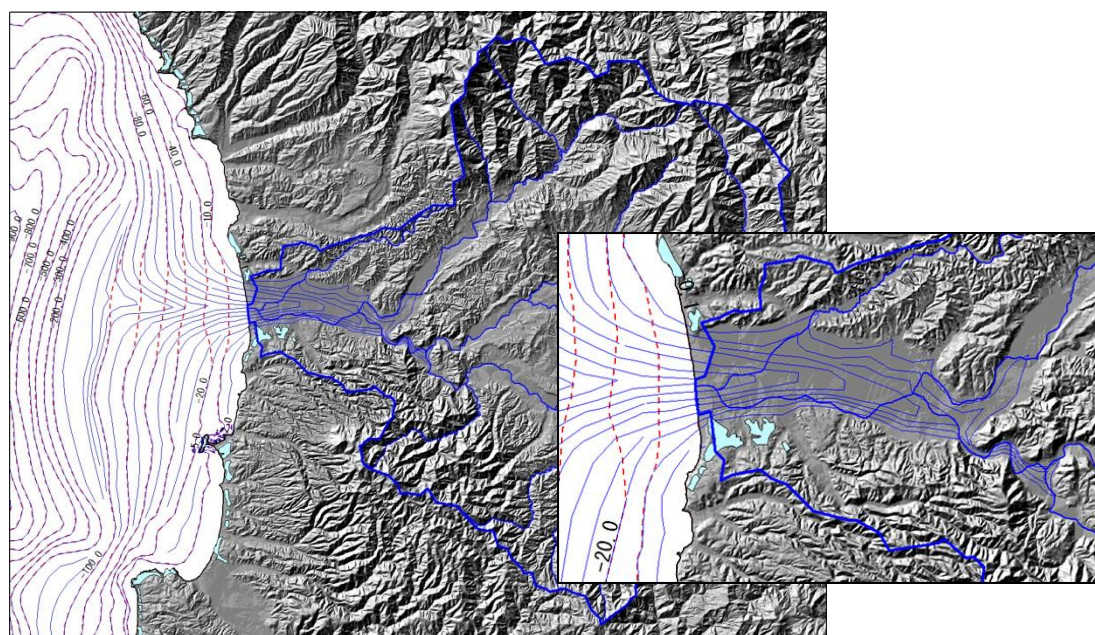


図 3.2-29 現在の等深線 (赤破線) および河床縦断面を参考に推定した氷期の等深 (高) 線 (青線)

これら修正した等深線から沖積層基底深度を内挿するが、この際に沖積平野外側に 0.1m の等高線を追加した。したがって、これより外側では 0m 以上の標高値が外挿される。

(d) 沖積層厚の推定結果

(c) の手順に従い推定した基盤標高および沖積層厚マップを図 3.2-30 に示す。

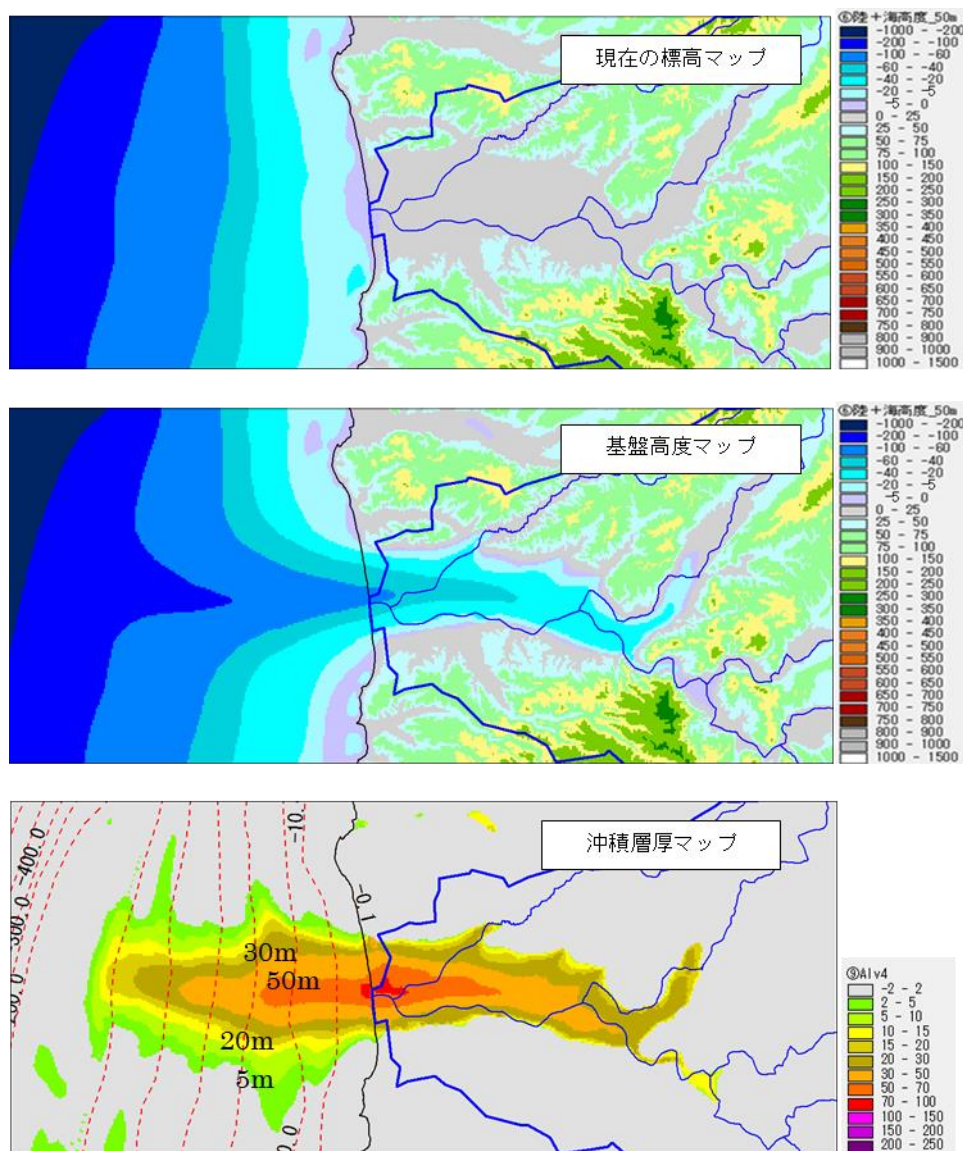


図 3.2-30 基盤高度マップおよび推定した沖積層厚マップ

図 3.2-30 上段は現在の地表高マップであり、中段は推定した基盤上面の標高マップを表す。上述の手順により、沖積平野の外側では現在の標高と基盤標高とが一致し、沖積層厚は 0m となる。沖積平野よりも上流の河床では沖積層が分布するはずであるが、その厚さは薄いと考えられることから 0m としている。盆地などで沖積層厚が無視できない場合は、同様の手順により沖積層厚を推定することになる。なお、海域では河川以外でも等深線に平行して伸びる薄い沖積層が分布するが、これは⑤の作業による内挿結果が実際の地形とは異なるために生じている。ただし、厚さが薄いため大きな問題とはならない。

以上の作業により、

- ①陸域と海域を合成した標高マップデータ
- ②地質係数マップデータ

③地殻変動量マップデータ

④沖積層厚（堆積物厚）マップデータ

を作成した。作成したマップデータのメッシュサイズは 100m であるが、シミュレーション内部では図 3.2-5 に示した三角形からなるメッシュに変換されるためメッシュ間距離は 57.7m となる。

v) 平均侵食速度

対象地域の平均侵食速度は、海成段丘の侵食速度を 1/100 とし、長谷川ほか（2005）⁽³⁰⁾のダム堆砂量から推定される侵食速度式に近い Ohmori（1978）⁽³¹⁾を用いた（図 3.2-31）。この場合の侵食速度は

$$\text{侵食速度 (mm/年)} = 4.2\text{E-}7 \times D^{3.14} \quad D: \text{高度分散量 (m)}$$

であり、高度分散量は藤原ほか（1999）⁽³²⁾の 1×1km の高度分散量を 6×6 個で平均した値を用いた。6×6km 範囲の高度分散量を図 3.2-32 に示す。また、この高度分散量から推定される侵食速度を図 3.2-33 に示した。流域北部の乙部岳で高度分散量は 70～80m と大きく、厚沢部川や鶉川の中～下流では 20～30m 程度である。これに対応する侵食速度は乙部岳付近では 0.3mm/年程度となり、ほぼ隆起速度と侵食速度が釣り合う平衡状態に近い状態にあることになる。平地では侵食速度は 0.04mm/年以下の地域からなり、ほぼ隆起量分だけ標高が上昇する地域と推定される。

図 3.2-33 の侵食速度を陸域で平均すると、0.089mm/年となる。

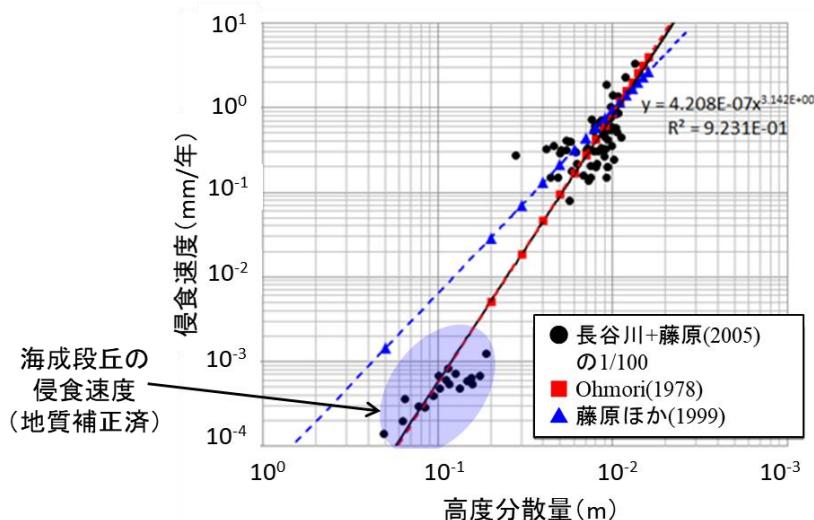


図 3.2-31 海成段丘の侵食速度と高度分散量の関係

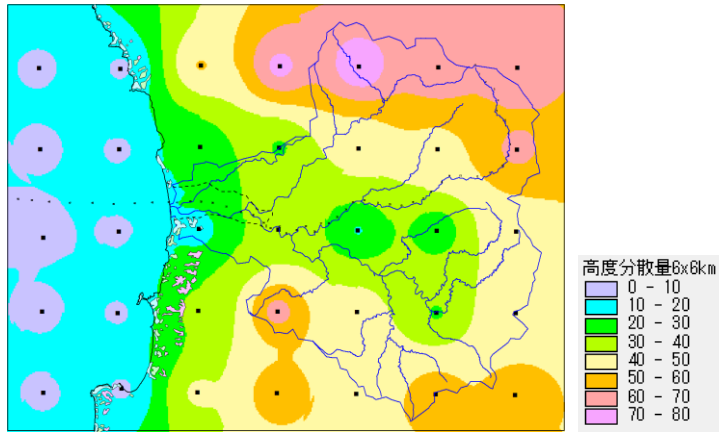


図 3.2-32 高度分散量分布図

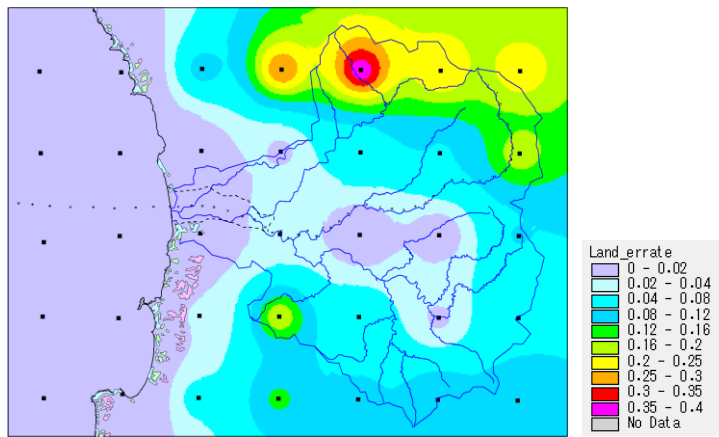


図 3.2-33 Ohmori (1978) ⁽²⁹⁾ による侵食速度推定図

vi) 海水準変動データ

海水準データは図 3.2-34 に示す Chappell (1994) ⁽³³⁾ を読み取り、10 年毎との海水準としてテキストデータを作成した。

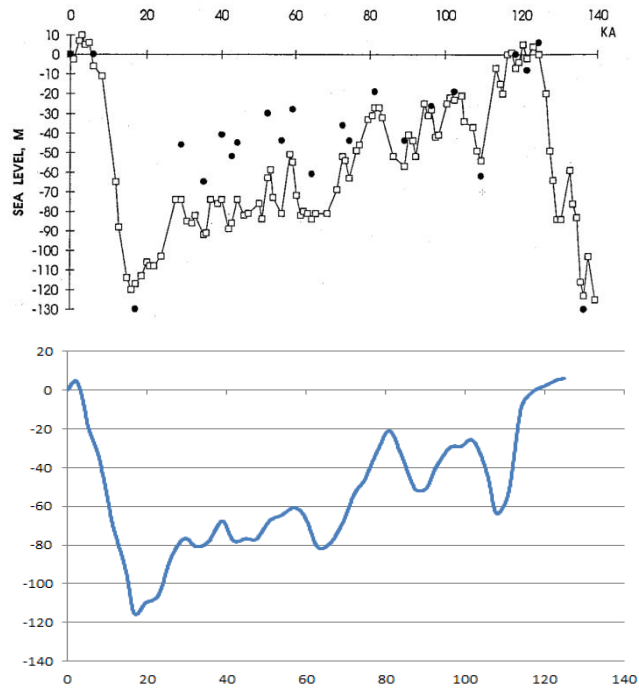


図 3.2-34 使用した海水準変動データ (上は Chappell,1994⁽³³⁾の海水準変動曲線)

3.2.4 対象地域に対する地形変化評価

本節では、3.2.3(2)で整理した対象地域に対するデータに基づき評価を行った結果を示す。対象地域の過去 12.5 万年から現在までの地形変化の推定に対する不確かさを評価するために、平均侵食速度の大小（ケース 1：現在（間氷期）の推定値=0.089 mm/y、ケース 2：現在の推定値の半分（寒冷期の推定値と仮定）=0.0445 mm/y）に対応する 2 ケースを評価する。拘束条件としては、次の 3 つを考慮する：

- ・河床縦断形（河成段丘判読位置（鶉河中流域））が現在と 12.5 万年前で一致する
- ・埋没谷深度（最寒冷期における現河口の標高）が推定値（-55 m）に一致する
- ・平均侵食速度（期間・領域平均）が推定値（0.089/0.0445 mm/y）に一致する

以下では、まず全ての拘束条件を満たすパラメータの評価方法について示し、次に対象地域に対し古地形の推定・現在を再現するパラメータの評価を行った結果を示す。

(1) パラメータの評価方法

地形変化シミュレーションを実施するにあたり、最適なパラメータは全ての拘束条件を満たすようなパラメータとして選定される。しかし地形変化シミュレーションで使用されているパラメータは数が多く、文献調査等から一意に決められないもの・不確かさが大きいものが多い。また、拘束条件を満たすパラメータの組み合わせは複数ある可能性がある。そこで最適なパラメータを総合的に評価するためには感度解析が必要となる。しかし、1 回のシミュレーションに要する時間は約 1 時間であり、モンテカルロ等で総当たりに感度解析を行うことは現実的ではない。そこで本評価では、以下の手順で感度解析によるパラメータ評価を実施した。

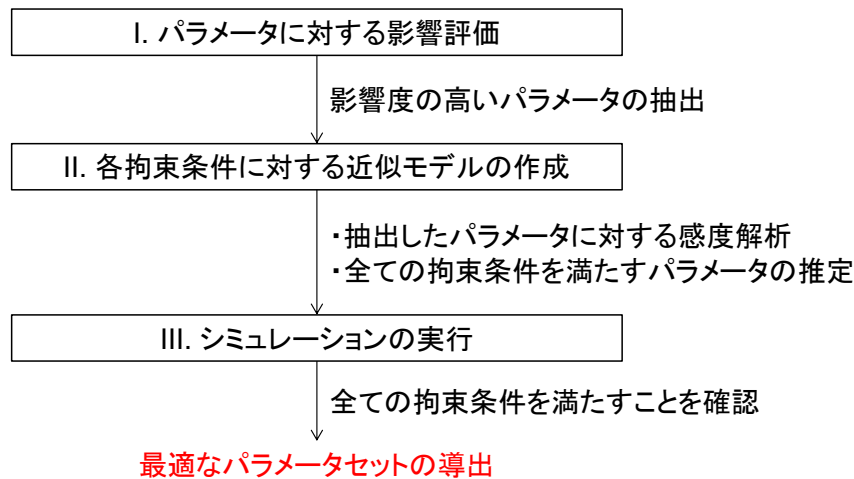


図 3.2-35 地形変化シミュレーションのパラメータ評価の流れ

①パラメータに対する影響度評価

感度解析を実施するパラメータを絞り込むため、拘束条件に対する各パラメータの影響度評価を実施した。パラメータの影響は、ある 1 つのパラメータセットの中で影響を見たいパラメータの値を変動させるだけでは不十分である。これは、他のパラメータの設定が結果に依存する可能性があるため、また、パラメータの変動幅を揃えておかないとパラメータ間での影響度の比較が困難であるためである。そこで本評価では、Morris の方法による影響度評価により、拘束条件への各パラメータの影響度を評価した。

- 影響度評価 (The Morris method)

Morris の方法⁽³⁴⁾によるパラメータの目的関数への感度は、Elementary Effect と呼ばれる次の式で与えられる。

$$EE_i(x) = \frac{y(x_1, \dots, x_{i-1}, x_i + \Delta, x_{i+1}, \dots, x_n) - y(x)}{\Delta} \quad \text{----- 式 3.2-10}$$

ここで、 Δ は $1/(p-1)$ (p : パラメータの変動に対する分割数) の倍数、 $\mathbf{x} = (x_1, \dots, x_k)$ は対象とするパラメータセット (n 個) を表す。

EE_i に対する評価指標として、Campolongo⁽³⁵⁾による修正平均値 μ_i^* および標準偏差 σ を使用した。ここで、 μ_i^* はパラメータ i の目的関数への感度、 σ_i は他のパラメータとの相関および目的関数に対する非線形性の大きさを示す。

$$\mu_i^* = \frac{1}{n} \sum_{k=1}^r |EE_i^{(k)}|, \sigma_i = \sqrt{\frac{\sum_{k=1}^r (EE_i^{(k)} - \mu_i^*)^2}{n-1}} \quad \text{----- 式 3.2-11}$$

μ_i^* および σ_i はランダムに設定した複数の \mathbf{x} に対する評価の統計値として計算される。上式で r は評価回数を示し、Morris の論文⁽³⁴⁾では $r = 4$ (通常 $r = 4 \sim 10$) で評価されている。

地形変化シミュレーションにおいて、入力パラメータとして設定されているのものは、主に以下の表 3.2-6 に示す 10 個である。

表 3.2-6 地形変化シミュレーションの主なパラメータ

主なパラメータ(計10個)			単位	従来の解析等から 想定される変動範囲	EE法	
					min	max
侵食・ 堆積	河川係数	河川域での侵食力(流域面積に比例)	—	0.0001~0.002	0.0001	0.002
		河川域での侵食力(勾配に比例)	—	0.0001~0.002	0.0001	0.002
	斜面係数	斜面域での侵食力(勾配の2乗に比例)	—	0.0005~0.003	0.0005	0.003
	礫径係数	流下長に対する運搬距離の増大幅	—	4~8	4	8
気候	気候係数	寒冷期の斜面からの土砂供給量の増加・河川での運搬力の減少	—	0.3~0.7	0.3	0.7
側刻	側刻強度	河川に隣接するメッシュに対する侵食	—	0.01~1	0.01	1
洪水	洪水の頻度		y	10~100	10	100
海域で の堆積		海に到達した土砂の堆積する割合(1.0は全量堆積)	—	0.75~1	0.75	1
		堆積量減少が始まる水深	m	-40~0	-40	0
		堆積量0となる下限水深	m	-120~-80	-120	-80

Morris の影響度評価における評価関数はなめらかに変動する関数である必要がある。今、拘束条件として平均侵食速度、埋没谷深度、河床縦断形の 3 つがある。このうち平均侵食速度は期間・領域の平均値であるためパラメータ対しなめらかに変動するが、埋没谷深度と河床縦断形はある 1 つのメッシュの標高値であるため、影響度評価の評価関数としては適切でないと考えられる。そこで、平均侵食速度に対する影響度を、 $p = 3$ 、 $\Delta = 2/3$ 、 $r = 4$ として評価した。その結果を以下に示す。

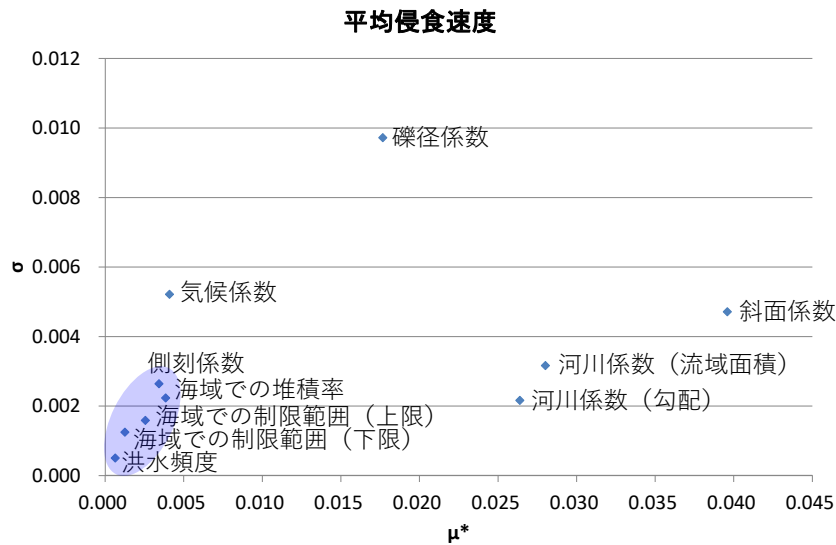


図 3.2-36 平均侵食速度に対する影響度評価

感度解析において各パラメータを3通り変動させるとすると、パラメータ数は5つ程度が現実的である（シミュレーションケース： $3^5=243$ 通り）。そこで、平均侵食速度に対する影響度（ μ^* および σ ）が大きい順に、河川係数（流域面積）、河川係数（勾配）、斜面係数、礫径係数、気候係数の5つを、感度解析を実施するパラメータとして選定した。また、その他のパラメータについては以下のように一定値を設定した。

表 3.2-7 感度解析を実施しないパラメータの設定値

パラメータ		単位	設定値	設定根拠
側刻	側刻強度（河川に隣接するメッシュに対する侵食）	—	0.02	従来の解析での設定値
洪水	洪水の頻度	y	10	
海域での堆積	海に到達した土砂の堆積する割合（1.0は全量堆積）	—	1	海域に対するデータがないため設定しない
	堆積量減少が始まる水深	m	×（深度に対して堆積量を制限しない）	
	堆積量0となる下限水深	m		

②各拘束条件に対する近似モデルの作成

拘束条件を満たすようなパラメータセットを推定するために、事前の複数回の感度解析に基づき各拘束条件に対する近似モデルを作成する。近似モデルとして、今回は以下に示す2次多項式を使用した。これは、2次多項式ではパラメータ間の相関を考慮できること、地形変化シミュレーションのモデルは非線形性が大きくないことが理由である。

$$y = \beta_0 + \sum_{i=1}^k \beta_i x_i + \sum_{i=1}^k \beta_{ii} x_i^2 + \sum_{i < j} \beta_{ij} x_i x_j \quad \text{----- 式 3.2-12}$$

ここで、 y, x, k, β はそれぞれ応答、設計変数、設計変数の個数、未知係数である。上式で示される近似式の未知係数 β を決定するには、未知係数の個数以上の応答を事前にシミュレーションによって得ておく必要がある。今、 n 個の設計関数の組み合わせとその応答が与えられているとき、 k 個の未知係数を持つ線形回帰モデルは次式で表される。

$$y = X\beta + \varepsilon \quad \text{----- 式 3.2-13}$$

$$\mathbf{y} = \begin{pmatrix} y_1 \\ \vdots \\ y_n \end{pmatrix}, \boldsymbol{\beta} = \begin{pmatrix} \beta_1 \\ \vdots \\ \beta_k \end{pmatrix}, X = \begin{pmatrix} 1 & X_{11} & \cdots & X_{1k-1} \\ \vdots & & \ddots & \vdots \\ 1 & X_{n1} & \cdots & X_{nk-1} \end{pmatrix}, \boldsymbol{\varepsilon} = \begin{pmatrix} \varepsilon_1 \\ \vdots \\ \varepsilon_n \end{pmatrix} \quad \text{----- 式 3.2-14}$$

ここで、 $\boldsymbol{\varepsilon}$ は誤差ベクトルである。 $\boldsymbol{\beta}$ は誤差二乗和を最小化することから、最小二乗法により不偏推定量として決定される。

$$\hat{\boldsymbol{\beta}} = (X^T X)^{-1} X^T \mathbf{y} \quad \text{----- 式 3.2-15}$$

回帰モデルが適切かどうかの判定には、自由度調整済み決定関数 R_{adj}^2 が使用される。

$$R_{adj}^2 = 1 - \frac{SSE/(n-k-1)}{S_{yy}/(n-1)} \quad \text{----- 式 3.2-16}$$

$$SSE = \mathbf{y}^T \mathbf{y} - \mathbf{b}^T X^T \mathbf{y}, S_{yy} = \mathbf{y}^T \mathbf{y} - (\sum_{i=1}^n y_i)^2/n \quad \text{----- 式 3.2-17}$$

決定係数は0~1の間をとり、1に近いほど近似式の適合性が高いことを示す。また、近似式中の各係数はt検定により有意性が判定される。有意性が低い(近似式に寄与していない)と判定される係数は棄却され、より最適な近似式が求められる。

評価は東工大 轟研開発のソフト RSMaker⁽³⁶⁾により実施した。

③シミュレーションの実行

2で作成した近似モデルにより全ての拘束条件を満たすようなパラメータセットを推定する。それらを用いて実際にシミュレーションを実行し、真に拘束条件を満たすものを最適なパラメータセットとして導出する。

(2) 古地形の推定

(1) で選定した 5 つのパラメータを用いて、各拘束条件に対する近似モデルを作成した。近似モデルを作成するにあたり、拘束条件およびその許容誤差を以下のように設定した。

- 河床縦断形（河成段丘保存位置）：
 - 線形近似した場合の傾きおよび切片を拘束条件として使用した。
 - 許容誤差は、推定結果と実際の縦断形のずれが $\pm 20\text{m}$ （隆起量補正時の MIS2 と MIS6 の段丘のずれに対応）以内であることとした。
- 埋没谷深度：
 - 真値を推定値 -55m 、許容誤差を $\pm 5\text{m}$ （周辺河川のボーリングデータからの推定値： -50m ～ -60m 程度に対応）とした。
- 平均侵食速度：
 - 真値を各ケースに対応する値（ケース 1： 0.089mm/y 、ケース 2： 0.0445mm/y ）、許容誤差を ± 0.005 と仮定した。

表 3.2-8 各拘束条件に対する真値および許容誤差の設定値

拘束条件		真値	許容誤差
河床縦断形 (線形近似)	傾き	-10.5	縦断形の ずれ $\pm 20\text{m}$
	切片	257	
埋没谷深度		-55m	$\pm 5\text{m}$
平均浸食速度		0.089	± 0.005

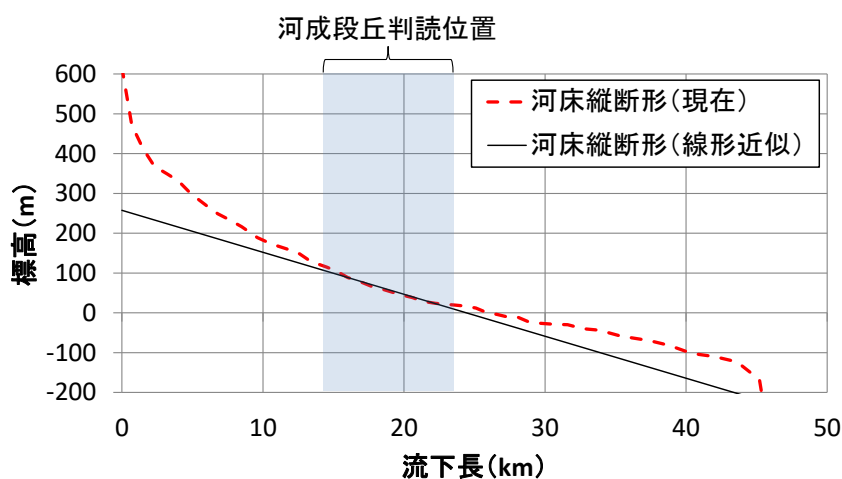


図 3.2-37 河成段丘判読位置における河床縦断形の線形近似

各拘束条件に対し、近似モデルを作成した結果を以下に示す。作成した近似モデルは全て自由度調整済み決定係数が1に近く、2次多項式により良く近似できていると言える。

表 3.2-9 河床縦断形（傾き）に対する近似モデル

説明変数	応答曲面	自由度調整済み決定係数	T境界値	残差平方和
定数項	-6.99166	0.964069364	-----	28.71507
V1	3281.785			
V2	941.1895			
V4	-0.95511			
V1*V2	696825.6			
V1*V3	854821.5			
V1*V4	-710.588			
V1*V5	-4490.91			
V2*V2	-742610			
V2*V3	283780.1			
V2*V4	-114.679			
V3*V3	-71949.7			
V3*V4	-39.7878			
V3*V5	-197.083			
V4*V4	0.111914			
V4*V5	0.252285			
V5*V5	1.508876			

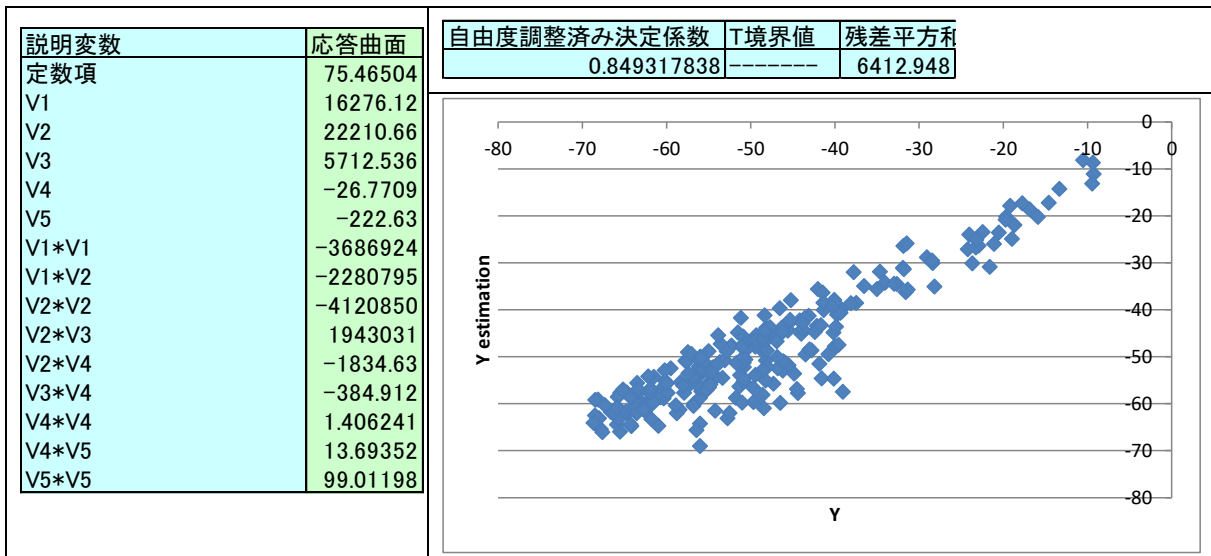
(V1：河川係数（流量）, V2：河川係数（勾配）, V3：斜面係数,
V4：礫径係数, V5：気候係数)

表 3.2-10 河床縦断形（切片）に対する近似モデル

説明変数	応答曲面	自由度調整済み決定係数	T境界値	残差平方和
定数項	281.9912	0.932568921	-----	9690.401
V1	-52337.4			
V3	5781.838			
V5	-85.6415			
V1*V2	-1E+07			
V1*V3	-1.3E+07			
V1*V4	10483.02			
V1*V5	68728.23			
V2*V2	7374271			
V2*V3	-3723200			
V3*V3	1407413			
V3*V4	-258.701			
V4*V4	-0.78386			
V4*V5	4.67573			

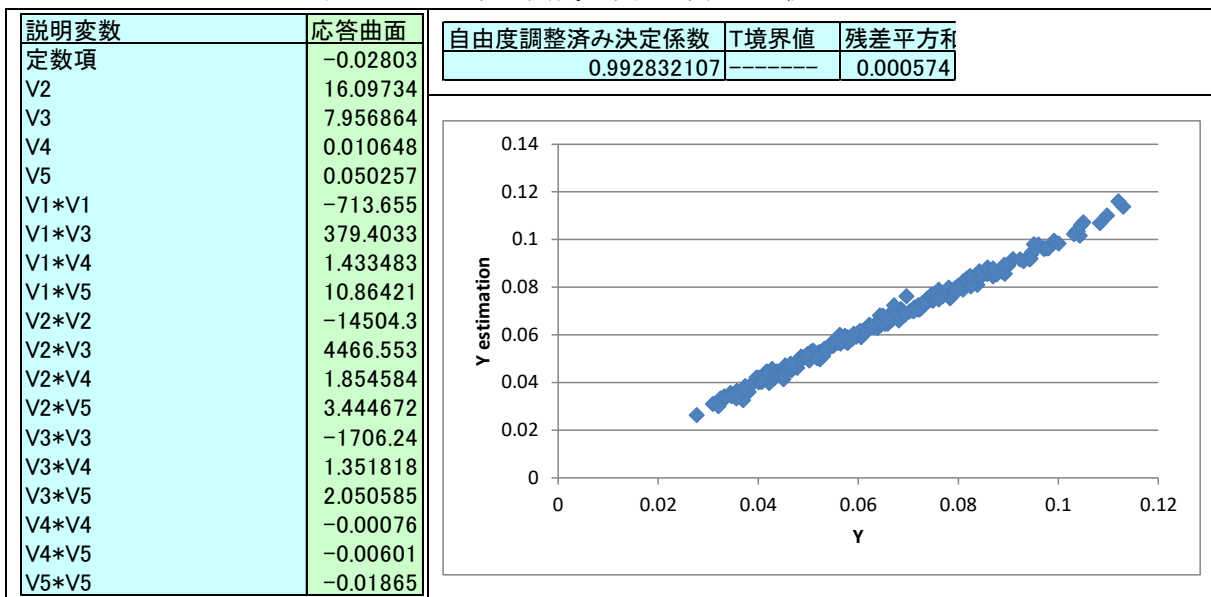
(V1：河川係数（流量）, V2：河川係数（勾配）, V3：斜面係数,
V4：礫径係数, V5：気候係数)

表 3.2-11 埋没谷深度に対する近似モデル



(V1 : 河川係数 (流量) , V2 : 河川係数 (勾配) , V3 : 斜面係数,
V4 : 礫径係数, V5 : 気候係数)

表 3.2-12 平均侵食速度に対する近似モデル



(V1 : 河川係数 (流量) , V2 : 河川係数 (勾配) , V3 : 斜面係数,
V4 : 礫径係数, V5 : 気候係数)

以上の近似モデルを用いて全ての拘束条件を満たすようなパラメータを予測し、そのうち実際にシミュレーションを行って拘束条件を満たしたものを、最適なパラメータとして選定した。

その結果、現在から将来 12.5 万年間のシミュレーションにおいて全ての拘束条件を満たすパラメータの組み合わせは、表 3.2-13 および表 3.2-14 のようになった。

表 3.2-13 全ての拘束条件を満たすパラメータ (ケース 1)

パターン	河川係数 (流域面積)	河川係数 (勾配)	斜面係数	礫径係数	気候係数
1	0.0015	0.0005	0.003	7	0.6
2	0.0015	0.0005	0.0025	7	0.5
3	0.001	0.002	0.0015	8	0.6
4	0.0015	0.001	0.0025	6	0.7
5	0.0015	0.002	0.0015	6	0.7

表 3.2-14 全ての拘束条件を満たすパラメータ (ケース 2)

河川係数 (流域面積)	河川係数 (勾配)	斜面係数	礫径係数	気候係数
0.0015	0.0001	0.001	4	0.6

ケース 1 では、全ての拘束条件を満たすパラメータセットが複数求められた。これらのパラメータセットによる評価結果の違いを見るため、各パターンで再現した 12.5 万年後の地形に対しその標高差を図示した結果、これらのパラメータセットの違いによる評価結果の違いは、斜面域および海域の一部で約±30m の違いが見られたが、領域のほとんどで違いは約±10m 以下であり、拘束条件を満たす複数のパラメータセットによる評価結果の違いは領域全体で見ると小さい。そこで本解析では、拘束条件との誤差が最も小さいパターン 1 を最終的なパラメータセットとして選定することとした。最終的なパラメータの評価結果を表 3.2-15 に示す。

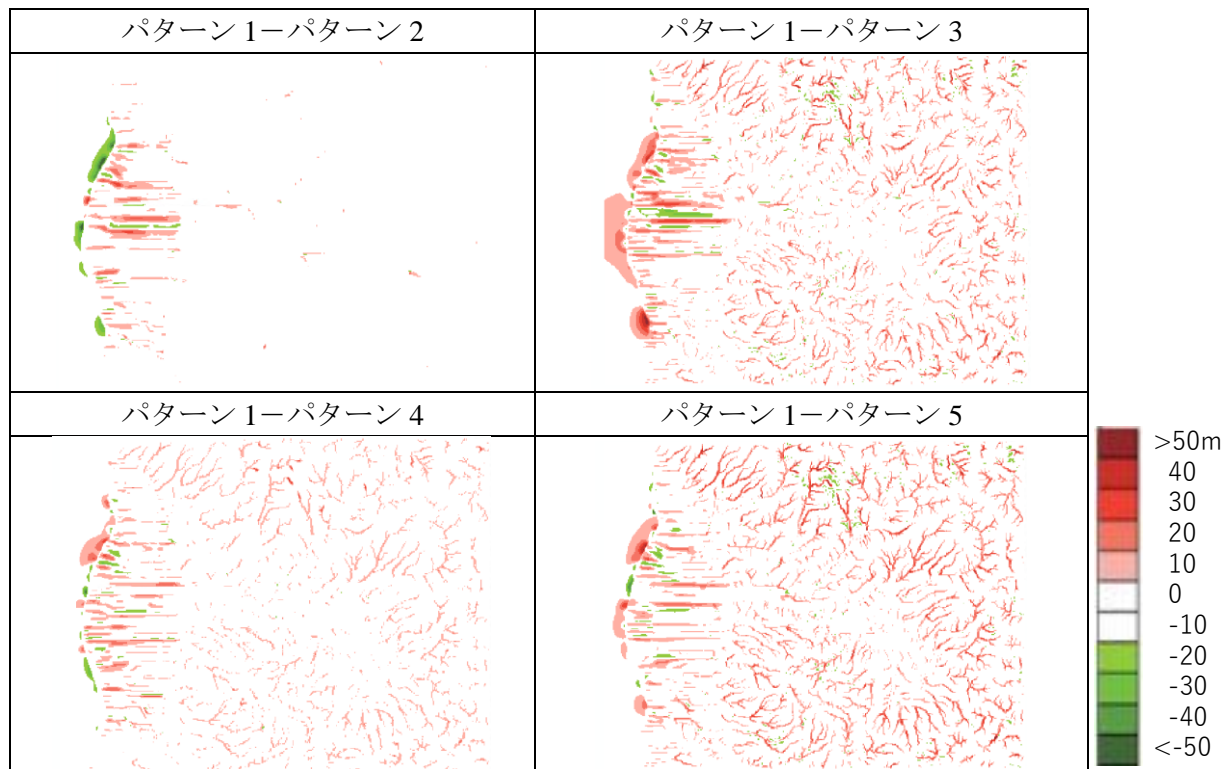


図 3.2-38 拘束条件を満たす複数のパラメータセットに対する評価結果の違い (再現した 12.5 万年後の地形標高の比較 (ケース 1))

表 3.2-15 拘束条件との誤差が最も小さいパラメータの評価結果
(現在をスタートとした 12.5 万年間のシミュレーション)

	河川係数 (流域面積)	河川係数 (勾配)	斜面係数	礫径係数	気候係数
ケース 1 (侵食速度 0.089mm/y)	0.0015	0.0005	0.003	7	0.6
ケース 2 (侵食速度 0.0445mm/y)	0.0015	0.0001	0.001	4	0.6

これらのパラメータによる 12.5 万年間の標高変化量を現在の地形から差し引き、算出した地形に対して古地形に対する以下の条件を満たすように修正した。

- ・河成段丘保存位置での河床高の復元

現在から将来 12.5 万後までの標高変化量を現在の標高から差し引くと、河成段丘判読位置で現在の河川が天井川の状態になる領域が現れ、河川位置や河床高が現在と過去で一致しなくなる。しかし、河成段丘が現在の河川沿いに見られること、および、隆起量分だけ補正した同気候の河成段丘 (MIS2 と MIS6) が一致することから、実際には過去の河川周辺の標高は河床高と同程度であったと想定される。そこで、河成段丘判読範囲 (河川位置から±1km) において、河川周辺の標高を河床高に一致させることで天井川となっている状態を解消した。

河床高の復元は、まず IDW (Inverse Distance Weighted : 逆距離加重法)⁽³⁷⁾によって河床高を外挿しておき、現在の標高から標高変化量を差し引いた結果に対し外挿結果を河川位置から±1km の範囲に対して反映させることで行った。

- ・陸域の標高 ≥ 0 、海域の標高：過去=現在

MIS5e の河成段丘位置は現在の汀線位置にほぼ一致することから、古地形の汀線位置が現在と同じであるとして、現在陸域である領域はすべて標高 ≥ 0 となるよう修正した。また過去の海域の標高は、推定するためのデータが得られなかったため、現在と同じであると仮定した。

- ・凹地の修正

推定した古地形に凹地 (窪んでおり水が流出できない領域) があると、シミュレーションにおいて流路 (河川域) の評価が正しく実行できない可能性がある。そこで、ArcGIS のサーフェスの平滑化の処理により、凹地の修正を行った。

以上の修正を行い推定した古地形を図 3.2-39 に示す。推定した古地形と現在の地形の差は、陸域の河川域以外では約 30m 程度であり、対象領域が過去海に沈んでいたことを考慮すると、上昇傾向にあることは妥当であると考えられる。また河川域においては、河成段丘判読位置において古地形と現在で標高が一致するという拘束条件を満たしている。海域では今回過去と現在が等しいという仮定を置いたため、差が見られていない。

また、各ケースに対し推定した古地形の標高差（ケース 1－ケース 2）を、図 3.2-40 に示す。ケース（平均侵食速度）の違いにより、標高の高い斜面域では最大 30m の標高差があるものの、河川域や海域では差は見られない結果となった。

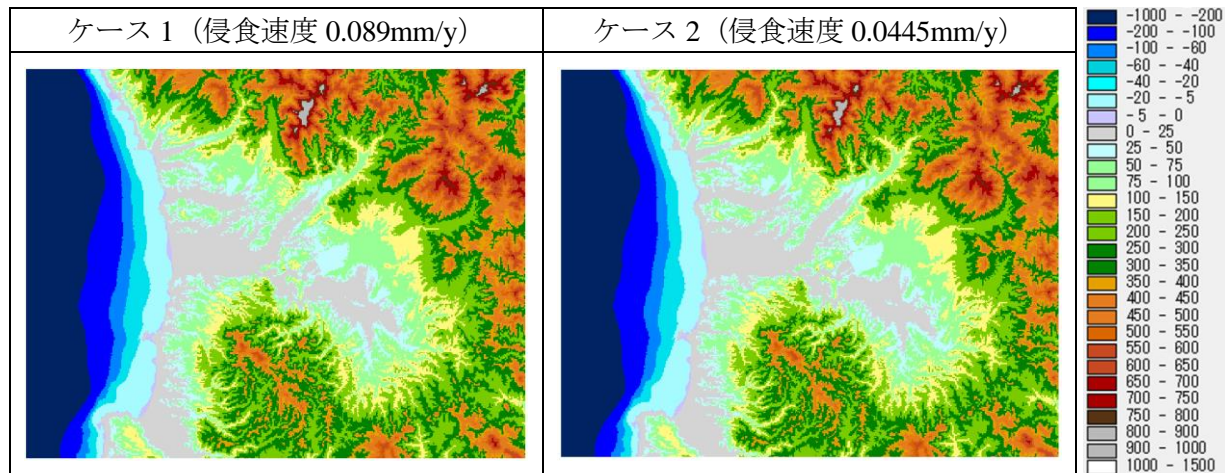


図 3.2-39 推定した古地形

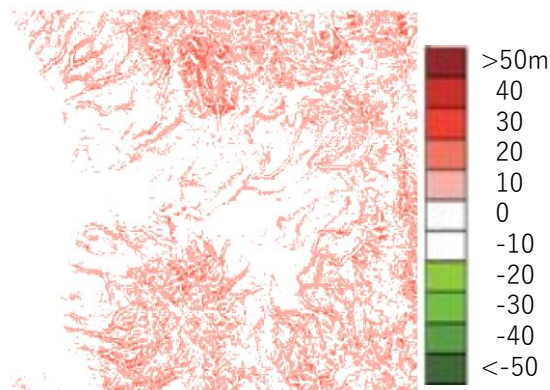


図 3.2-40 各ケースに対し推定した古地形の標高差

(3) 現在を再現するパラメータの評価

(2) で推定した古地形をスタートとした 12.5 万年間のシミュレーションにより、全ての拘束条件を満たすパラメータを求めた結果、以下のようになった。

表 3.2-16 全ての拘束条件を満たすパラメータ (ケース 1)

パターン	河川係数 (流域面積)	河川係数 (勾配)	斜面係数	礫径係数	気候係数
1	0.001	0.0015	0.002	8	0.5
2					0.6
3					0.7

表 3.2-17 全ての拘束条件を満たすパラメータ (ケース 2)

河川係数 (流域面積)	河川係数 (勾配)	斜面係数	礫径係数	気候係数
0.001	0.0001	0.00125	8	0.5

ケース 1 では、全ての拘束条件を満たすパラメータセットが複数求まった。これらのパラメータセットによる評価結果の違いを見るため、各パターンで再現した現在の地形に対しその標高差を図示した結果、これらのパラメータセットの違いによる評価結果の違いは約±10m 以下と小さいことが確認された (図 3.2-40)。また、各パターンに対し現在の地形との標高差の平均値を求めた結果、その値はパターンによってほぼ変わらなかった (表 3.2-18)。以上より、拘束条件を満たす複数のパラメータセットによる評価結果の違いは小さいことが確認された。

そこで、現在の地形との誤差が最も小さいパターン 1 を最終的なパラメータセットとして選定することとした。最終的なパラメータの評価結果を表 3.2-19 に示す。

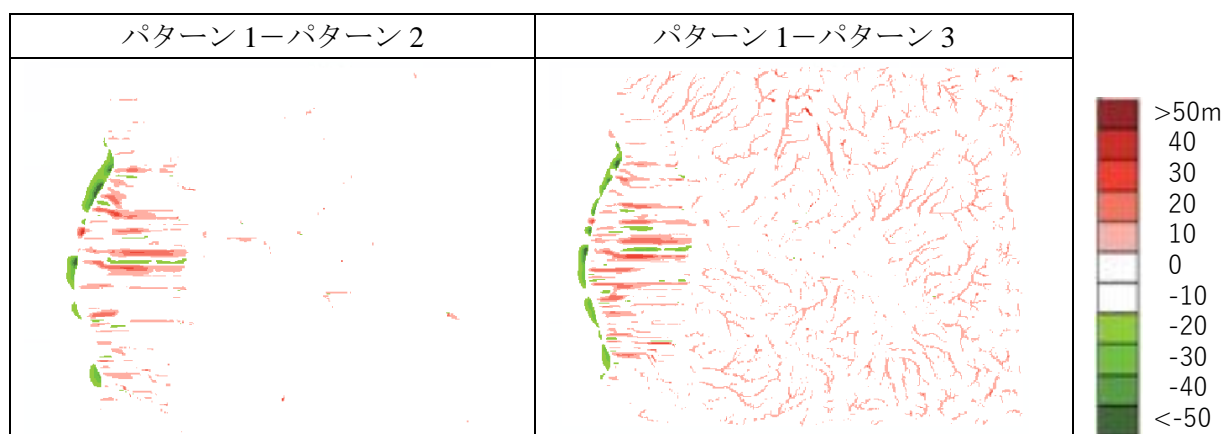


図 3.2-41 拘束条件を満たす複数のパラメータセットに対する評価結果の違い (再現した現在の地形標高の比較 (ケース 1))

表 3.2-18 現在の地形との標高差の平均値 (ケース 1)

パターン 1	パターン 2	パターン 3
-7.0 m	-7.2 m	-7.1 m

表 3.2-19 現在を再現するパラメータの評価結果

	河川係数 (流域面積 積)	河川係数 (勾配)	斜面係数	礫径係数	気候係数
ケース 1 (平均侵食速度 0.089mm/y)	0.001	0.0015	0.002	8	0.5
ケース 2 (平均侵食速度 0.0445mm/y)	0.001	0.0001	0.00125	8	0.5

各ケースに対する拘束条件の一致度、および、求めたパラメータを用いてシミュレートした現在の地形（12.5 万年後）と実際の現在の地形を比較した結果を、以下に示す。

ケース 1 (平均侵食速度 0.089mm/y)

・拘束条件の一致度

河床縦断形・埋没谷深度・平均侵食速度に対する拘束条件を満たす。

拘束条件	計算値	真値
河床縦断形(傾き)	-9.7	-10.5
河床縦断形(切片)	255.0	257.4
埋没谷深度	-55.7	-55.0
平均侵食速度	0.086	0.089

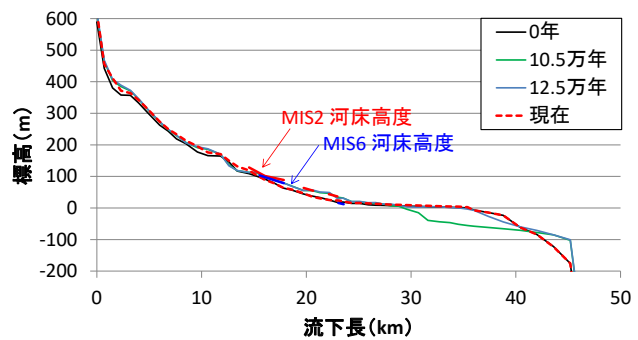


図 3.2-42 拘束条件の一致度 (ケース 1)

・シミュレートした現在の地形（12.5 万年後）と実際の現在の地形の比較

全メッシュのうち 8 割に対し、現在との標高差が±15m 以下となった。また、海域は現在に比べ過剰に堆積しているが、これは海域における土砂移動を考慮できていないためである。

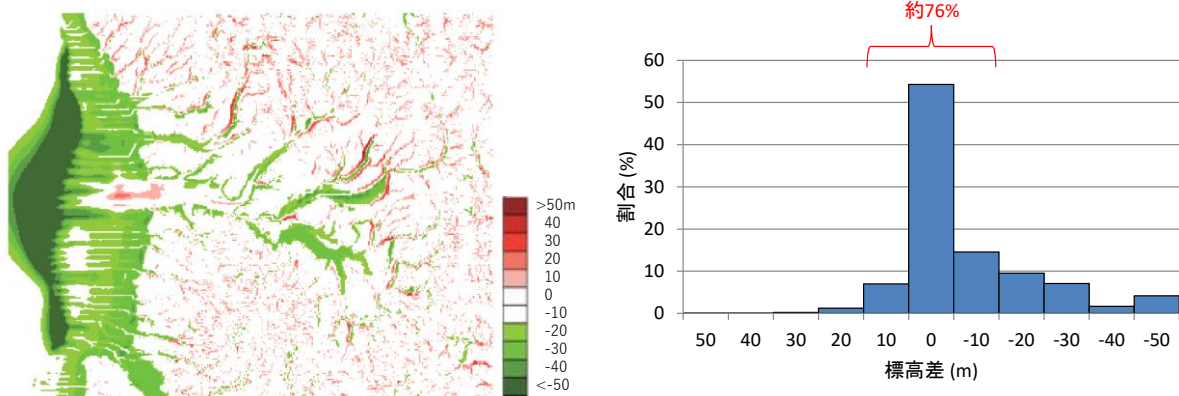


図 3.2-43 現在の地形との一致度 (ケース 1)

ケース 2 (平均侵食速度 0.0445mm/y)

・拘束条件の一致度

河床縦断形・埋没谷深度・平均侵食速度に対する拘束条件を満たす。

拘束条件	計算値	真値
河床縦断形(傾き)	-9.8	-10.5
河床縦断形(切片)	258.9	257.4
埋没谷深度	-58.2	-55.0
平均侵食速度	0.046	0.0445

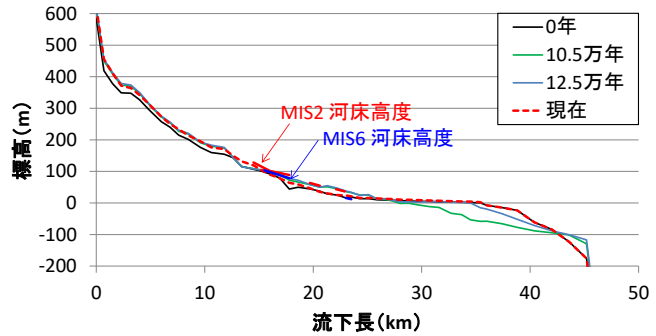


図 3.2-44 拘束条件の一致度 (ケース 2)

・シミュレートした現在の地形 (12.5 万年後) と実際の現在の地形の比較

全メッシュのうち 8 割に対し、現在との標高差が±15m 以下となった。また、海域は現在に比べ過剰に堆積しているが、これは海域における土砂移動を考慮できていないためである。

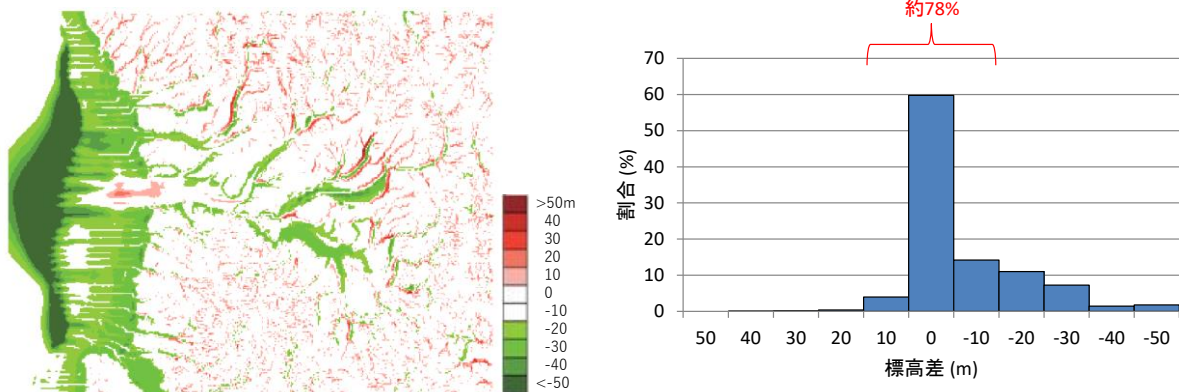


図 3.2-45 現在の地形との一致度 (ケース 2)

また各ケースにおける基盤侵食域・沖積域の時間変化を、図 3.2-46 に示す。図では以下の 2 つの変化量を示している：

- ・ 総基盤侵食量 = 12.5 万年の基盤標高 - 0 年の基盤標高 - (隆起速度 × 12.5 万年)
- ・ 沖積層厚変化量 (現在 - 最寒冷期) = 12.5 万年の沖積層厚 - 10.5 万年の沖積層厚

基盤侵食量の変化は河川域で大きく、河川域で隆起量 = 侵食量、斜面域で隆起量 > 侵食量という当地域の条件に一致している。また、平均侵食速度の大きいケース 1 のほうが、ケース 2 に比べ基盤侵食量が大きい。

沖積層厚の変化を見ると、最寒冷期から現在にかけて河床縦断形の部分で堆積が大きく生じており、これにより埋没谷深度・現在の河床縦断形の再現がされていることがわかる。一方沖積層の分布は想定よりも狭く、これは側刻・蛇行の条件設定が不十分であったことを示している。また、海域では土砂移動を考慮できていないため過剰に堆積している。

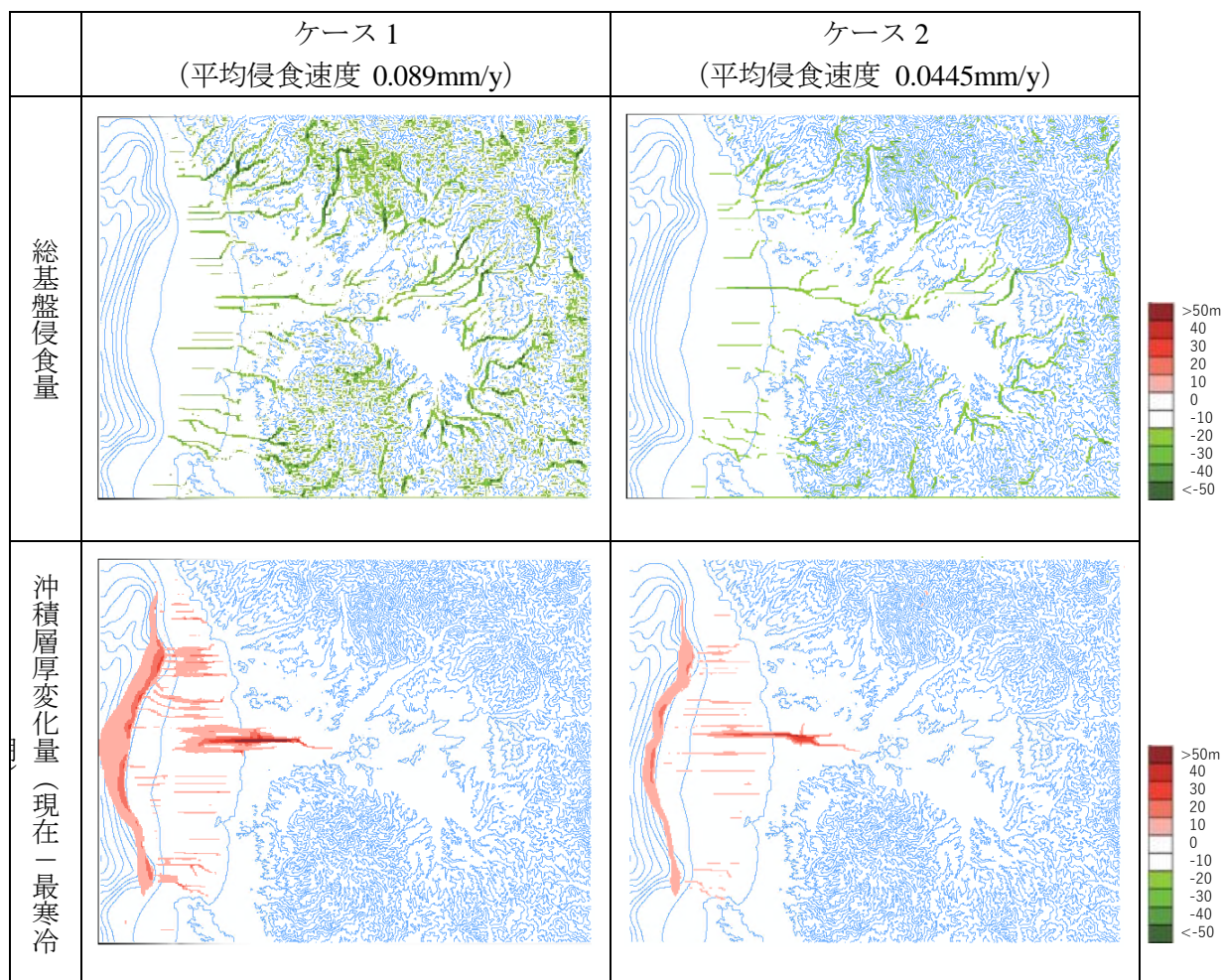


図 3.2-46 12.5 万年間の総基盤侵食量および沖積層厚変化量 (現在 - 最寒冷期)
(背景: 実際の現在の地形の標高に対する等高線図 (100m 毎))

(4) モデル・パラメータに対する課題整理

(2) (3) の解析から、地形変化シミュレーションに対して以下の課題を抽出した。

① 海域

(3) に示したように、現在の地形をシミュレートした結果、海域において実際よりも過剰に堆積する結果となった。これはモデルにおいて海域の土砂移動を考慮していないこと、パラメータ設定で海域でのデータが不十分であったため、適切な初期値を設定できなかったことが原因である。今後の課題としては以下が挙げられる。

- ・海域の土砂移動 (沿岸流の影響、急斜面における地すべり等) に関する新たなモデルの取り入れ・改良
- ・海域のパラメータ (堆積深度制限等) の推定方法に関する知見整理

② 側刻・蛇行

(3) に示したように、シミュレートした現在の地形における沖積層の分布範囲は想定したものと一致しなかった。また、シミュレートした現在の地形に対し鶺川中流域における河床横断面をとった結果、河床幅が現在と一致しなかった (図 3.2-47)。

・ 鶉川中流域における河床横断面



シミュレーションによる河床幅

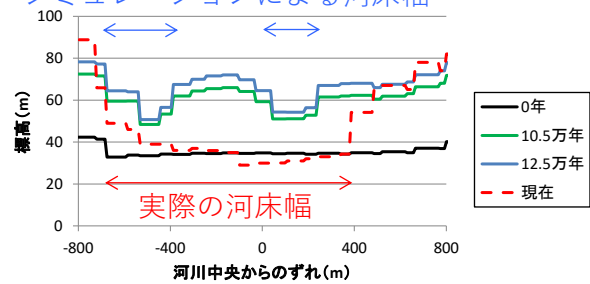


図 3.2-47 実際の河床横断面とシミュレーションによる河床横断面の比較

これは、シミュレーションで側刻強度に対する検討が不十分だったこと、また、モデルで使用されている数式に蛇行させるパイプ径・高さが条件として含まれており、これに対しても河川ごとに検討が必要であったことが原因である。今後の課題としては以下が挙げられる。

- ・ 適切なパラメータ・数式の設定（現在の河床幅・河成段丘の再現の確認）

3.2.5 まとめと次年度の実施内容

今年度の検討では、変動が比較的小さく安定な地域を対象に、古地形の推定および現在を再現するパラメータの評価を行った。評価においては、地下水流動の観点から古地形推定に対する不確かさを抑えるために、平均侵食速度の推定値の大小に対応する2ケースを評価した。

評価の結果、推定した古地形およびそれをスタートとした評価したパラメータによる現在までの地形変化は、地形・地質調査等から把握される過去の地形変化に対する拘束条件を満たしており、評価結果の妥当性は確保されている。ただし、(4)に示したように海域等で現在の地形を満たさない点もあり、次年度整理した課題に対する改良を行う予定である。また、今回の対象領域では評価の妥当性を確保するための拘束条件として、地形・地質調査等から把握可能な河床縦断形・埋没谷深度・平均侵食速度を評価したが、さらなる地質調査や調査方法の発展によって他の拘束条件を求めることができれば、評価の妥当性だけでなく地形変化シミュレーション自身の妥当性を高めることにもつながると想定される。ただし、過去の正しい地形を把握することは困難であることからシミュレーションの妥当性検討を領域内の全ての点に対し行うことは難しいこと、段丘等の情報は全ての地域で求められるものではないことを考慮すれば、過去に対する情報量が限られている場合にどのように将来の地形変化を評価するかを考えると重要であると考えられる。

次年度は、今年度評価した古地形推定の不確かさに対応する2ケースを、将来の変動の不確かさ（海水準変動等）を考慮した上で将来に外挿する。また、今年度の評価では古地形の不確かさを平均侵食速度に対して考慮したが、その他（隆起速度等）のデータが不十分な中で設定しているもので将来の地形変化への影響が大きいものは、将来を評価するにあたってその不確かさを考慮する。さらに、評価した現在～将来の地形変化の1例に対し、地形変化を考慮した非定常な地下水流動・塩分濃度解析を実施し、地下水流動への影響評価を行う。

3.3 地形変化を考慮した地下水流動評価手法の整備

3.3.1 背景および目的

日本原子力研究開発機構では、多孔質媒体中での3次元地下水流動・物質移行解析コード3D-SEEP⁽¹⁾の開発を行っている。本節の目的は、3.2に示した3次元地形変化シミュレーションによる非定常な地形変化を3D-SEEPで考慮するための手法を整備することである。

地下水流動解析において地形変化を考慮する場合、地質構造モデル(≒地形や地層を表すモデル)の変化を解析モデル(≒実際の解析に使用する有限要素モデル)に反映する手法として、大きく基本構造変化法と基本構造固定法の二つの手法が考えられる(図3.3-1)。

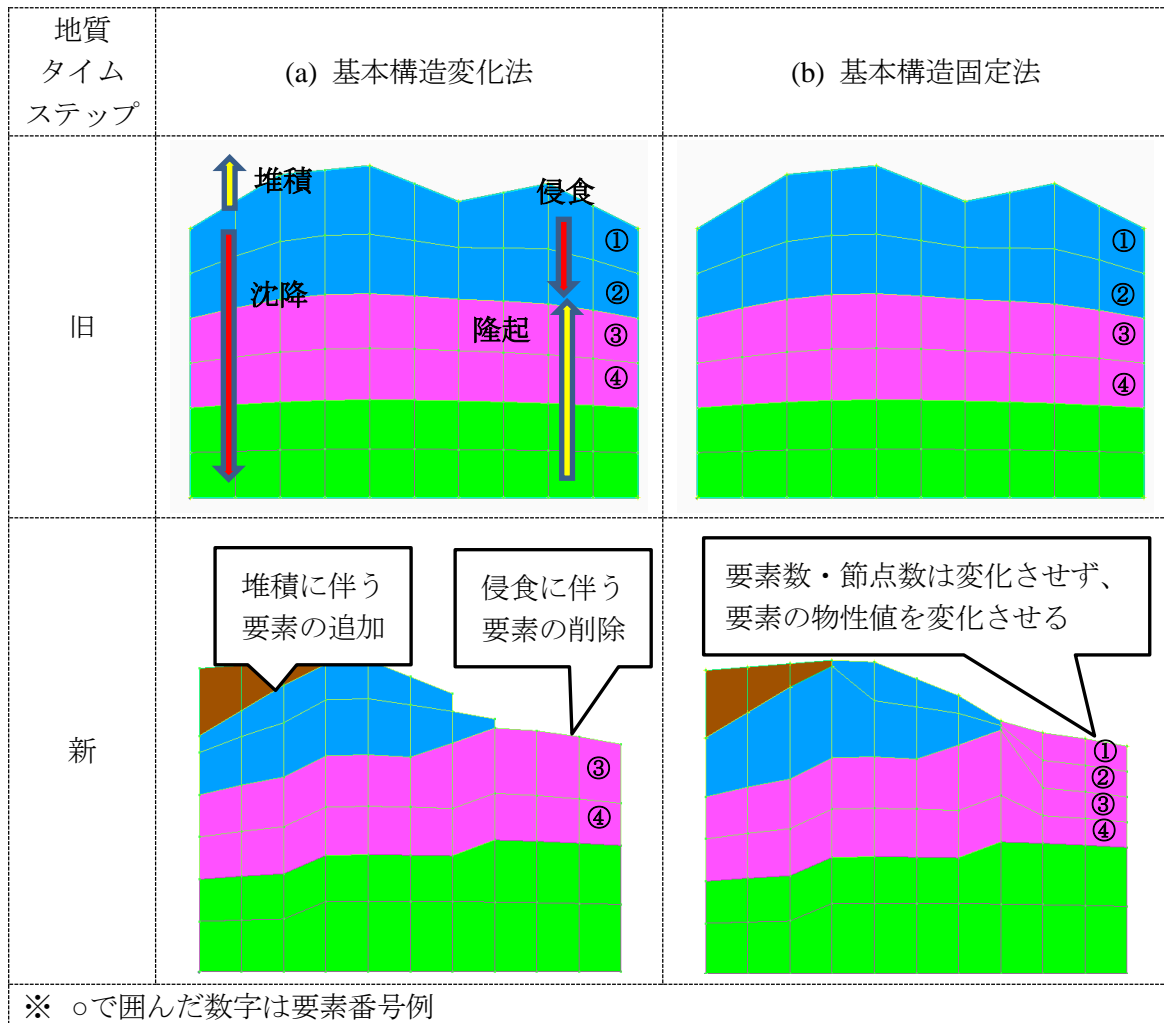


図 3.3-1 基本構造変化法と基本構造固定法の概念図 (2次元の場合)

3次元地下水流動解析コード3D-SEEPでは、前者の基本構造変化法に相当する機能の一部を既に整備してきている。この方法では、侵食・堆積現象である地層が元の位置から消失する、または新たに地層が追加される現象を再現する際に、要素を消失・追加させる必要がある。しかしこの機能はモデル境界における要素の発生・消失という急激な変化を引き起こすため、計算を安定化させる措置、新たにできる境界の条件設定など複雑な作業が必要となる。

一方基本構造固定法では、節点数や要素数は変化させずに、座標の位置や要素に割り当てる物性値や計算初期値を地質構造モデルの変化に合わせて設定するため、安定的に解析を行うことができる。この基本構造固定法に相当する手法として、今井ら（2009）²⁾は2次元地下水流動解析コードに対して、「地下水流動に影響を与える地質環境の変遷を連続的にモデル化するシステム：SMS（Sequential Modeling System of geo-environmental evolution impact on groundwater flow）」を開発している。SMSでは、長期期間における地形・地質などの変形や物性の変化を考慮して連続的に地下水流動解析を実施するために、対象期間を地形・地質形状の変化の影響があまり大きくなるような適切な期間（タイムステップ）に分割し、分割された期間内では地形・地質などの形状や物性は変わらないものとして解析する。そして、ある期間での解析結果（計算値）を、次の期間のモデル（形状などが異なるモデル）に対して、地形・地質などの形状変化を考慮して引き継ぐことにより、形状変化の影響をモデル化している。

隆起・侵食（沈降・堆積を含む）のような時間的に緩慢な変化には、基本構造変化法ではなく、基本構造固定法が適していると考えられる。そこで本検討では、今井らのSMSを参考に、3D-SEEPにおける隆起・侵食による影響を考慮した非定常地下水流動解析において、基本構造固定法に相当する解析を行うための機能を外部プログラムとして整備した。

3.3.2 基本構造固定法による地形変化の評価方法

基本構造固定法により地形変化を評価する場合、解析モデルの節点・要素は、各要素の地層判定のための地質構造モデルに1対1で対応しない。そのため、隆起・侵食による変化を考慮した解析用地質データを別途（任意の年代に対して複数）用意し、用意した解析用地質データにしたがって、解析モデルの節点・要素の物性値や計算値を設定し直す必要がある。本検討ではこれらに対応する機能として、以下の3つの外部プログラムを整備した。

- 1) 隆起・侵食に係る解析用地質データ作成支援機能
(Uplift and Denudation Preprocessor (以下、uandd_pre_3D-SEEP))
- 2) 節点移動及び物性値割り当て機能
(Uplift and Denudation Node Translator (以下、uandd_transnode_3D-SEEP))
- 3) 計算値継承機能
(Calculated Value Succession Program (以下、CalVaS_3D-SEEP))

これらのプログラムを3D-SEEPと共に用いることで、長期的な地質環境の変化による地下水流動への影響を連続的に評価することが可能となる。例として、現在～将来の地質環境の変化を評価する場合の流れを図3.3-2に示す。地形変化シミュレーションにより、現在から12.5万年後までの1万年毎の地質構造が得られているとする。このとき、現在に対する3D-SEEPの解析モデルを作成しておけば、以下の流れで現在～将来の連続的な計算を行うことが可能である。

- ① uandd_pre_3D-SEEPにより、現在～将来（12.5万年後）の1万年毎の地質構造モデルに基づき、計算時刻毎（例えば100年毎）の解析用地質データを補間する。
- ② uandd_transnode_3D-SEEPにより、現在の解析モデルに基づき、①で求めた計算時刻毎の解析用地質データに応じた解析モデルを作成する。
- ③ ②で作成した解析モデルを入力として、モデル切り替えに応じてCalVaS_3D-SEEPで計算値を引き継ぎながら3D-SEEPによる計算を行い、現在～将来までを連続的に解析する。

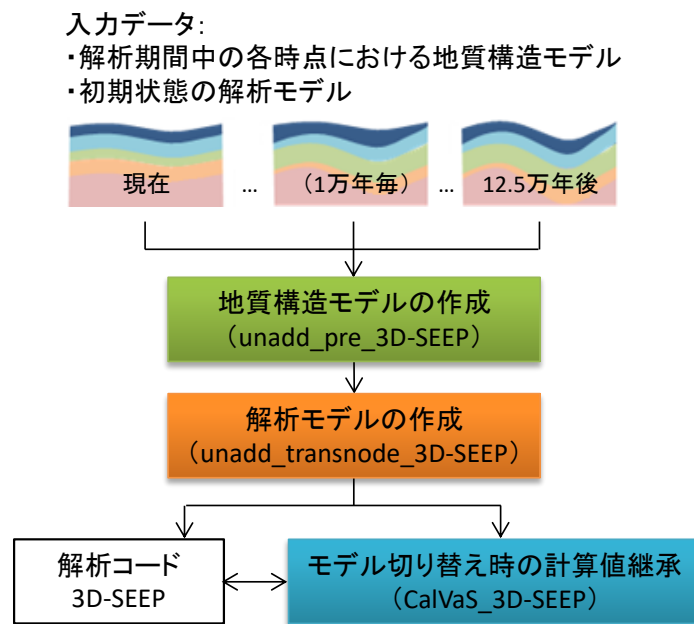


図 3.3-2 地質環境の長期的変遷を考慮した連続的な解析の流れ

以下では、地質構造モデルを変化させる年代のことを、地質タイムステップと呼ぶ。また、解析モデル（有限要素（六面体）から成る水理地質構造モデル）の X、Y 座標は、グリッド状に配置されているものとし、この点を解析 XY グリッド点と呼ぶ。また、解析モデル節点は、解析 XY グリッド点から鉛直方向に伸びる線（解析 XY グリッド鉛直線）上に位置し、解析モデルの要素は、全て六面体とする。このため、Z 方向の節点数は、解析 XY グリッド位置によらず、同じになる。図 3.3-3 に XY グリッドと解析モデル節点の関係を示す。

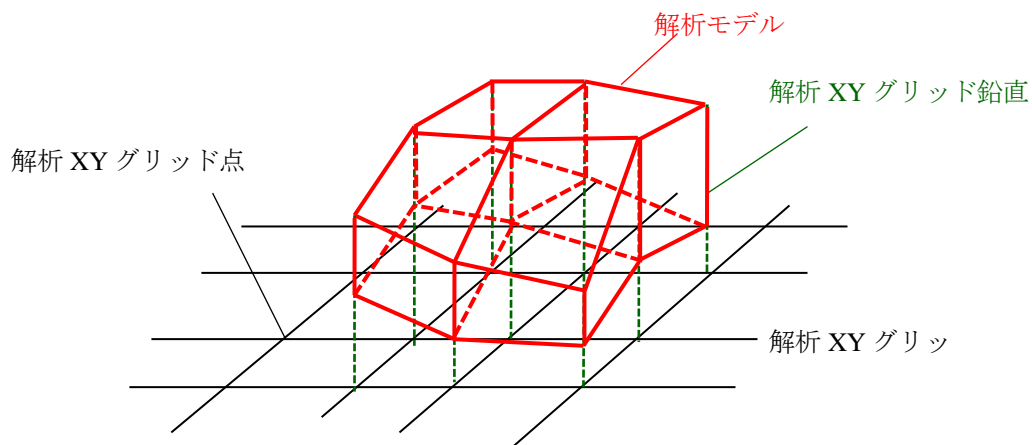


図 3.3-3 解析 XY グリッドと解析モデル節点の関係

地質タイムステップごとの解析モデルを作成する際、地形変化に伴い元々の解析モデル節点からずれが生じた点に対しては、節点における値（水頭値など）から補間値の計算を行う。その場合、地質タイムステップ間で解析モデル要素の形状が変化するため、その変化を考慮できる形状関数を用いる。形状関数の算出方法については、Appendix II-A-2 に示す。

解析用地質データは、以下に示す地層境界面データと断層データから構成される。

1. 地層境界面データ

地質構造を定義する地層境界面データは、三角形メッシュにより定義する。地層境界面データからある特定の地層について分布を設定する場合、地層 XY グリッド鉛直線上において、地層境界面との交点から上下限 Z 座標を定義し、この範囲を「地層線」とする。図 3.3-4 に地層境界面と地層線の関係を示す。

地層 XY グリッドによりできる四角形（地層 XY グリッド四角形）に対し、4 本の地層線から成る「地層要素」により、地層分布範囲を定義する。図 3.3-5 に XY グリッドと地層線・地層要素の関係を示す。地質タイムステップごとの解析モデルを作成する際、節点ではない対象点について、節点における値（水頭値など）から補間値の計算を行うものとした。その場合、地質タイムステップ間で解析モデル要素の形状が変化するため、その変化を考慮できる形状関数を用いる。

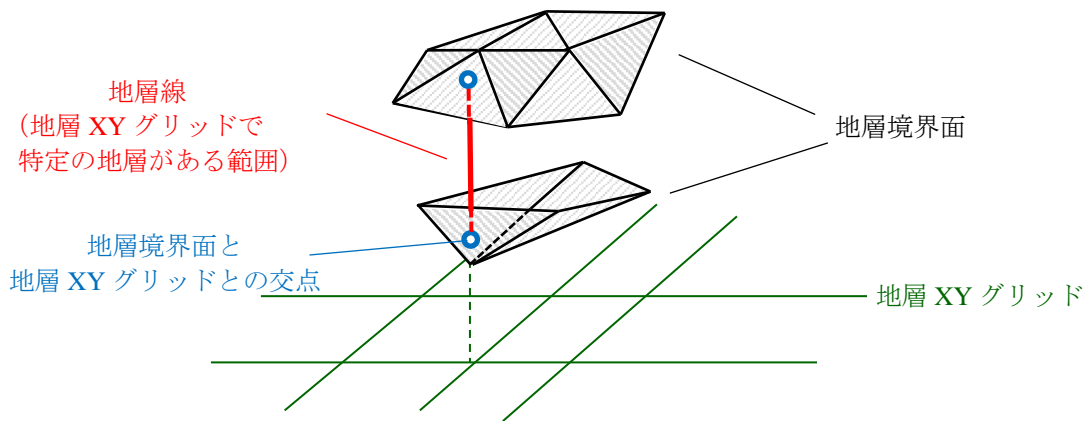


図 3.3-4 地層境界面と地層線の関係

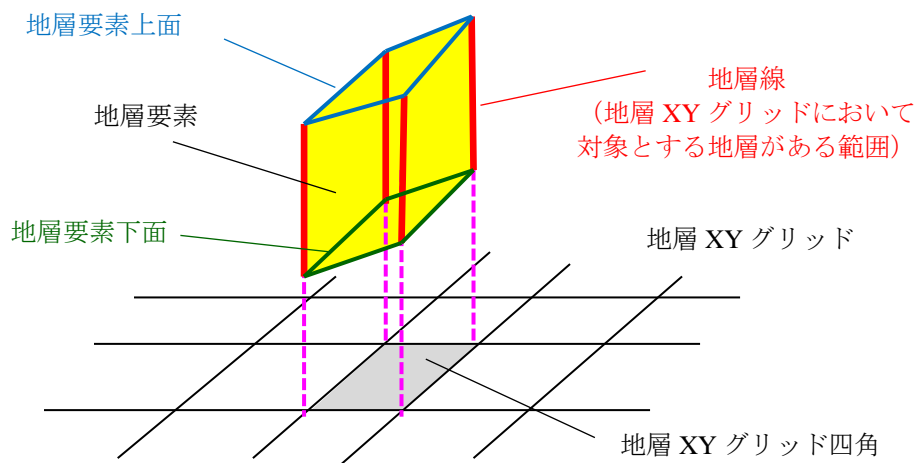


図 3.3-5 地質 XY グリッドと地層線・地層要素の関係

2. 断層データ

断層面は、3次元的な面として表現され、断層面を構成する断層面節点番号、および断層面節点座標により定義される。断層は、時間とともに伸長する事を考慮するため、断層面節点座標は、地質構造データの入力年代間で補間する必要がある。対象とする断層面は、その走向（断層面と水平面の交線方向）が断層面の伸長によらず一定であるとする。このとき、走向に鉛直な面である2次元断面（断層線断面）において、断面と断層面との交線（断層線）を2次元座標で表す事により、全地質年代の断層面を表すことができる（図 3.3-6）。

断層線断面の座標系は、原点（図 3.3-6 の点 O）を3次元座標、断面方向ベクトルを2次元座標で入力する事により、座標系の X 軸、Y 軸が定義でき、断層線断面上の座標値を一般的な座標値に変換できる。断層面データについては、断層の幅（走向方向における長さ）、断層の厚さ（断層面鉛直方向における長さ）、断層線節点の2次元座標（図 3.3-6 右側の点 A~E）を入力する。なお、断層の幅、および断層の厚さは、1個の断層面データで一定とする。

この方法により、断層面について2次元的なデータ（地質断面図に対して線で描かれた断層）しかない場合でも、断層面データを設定できる。

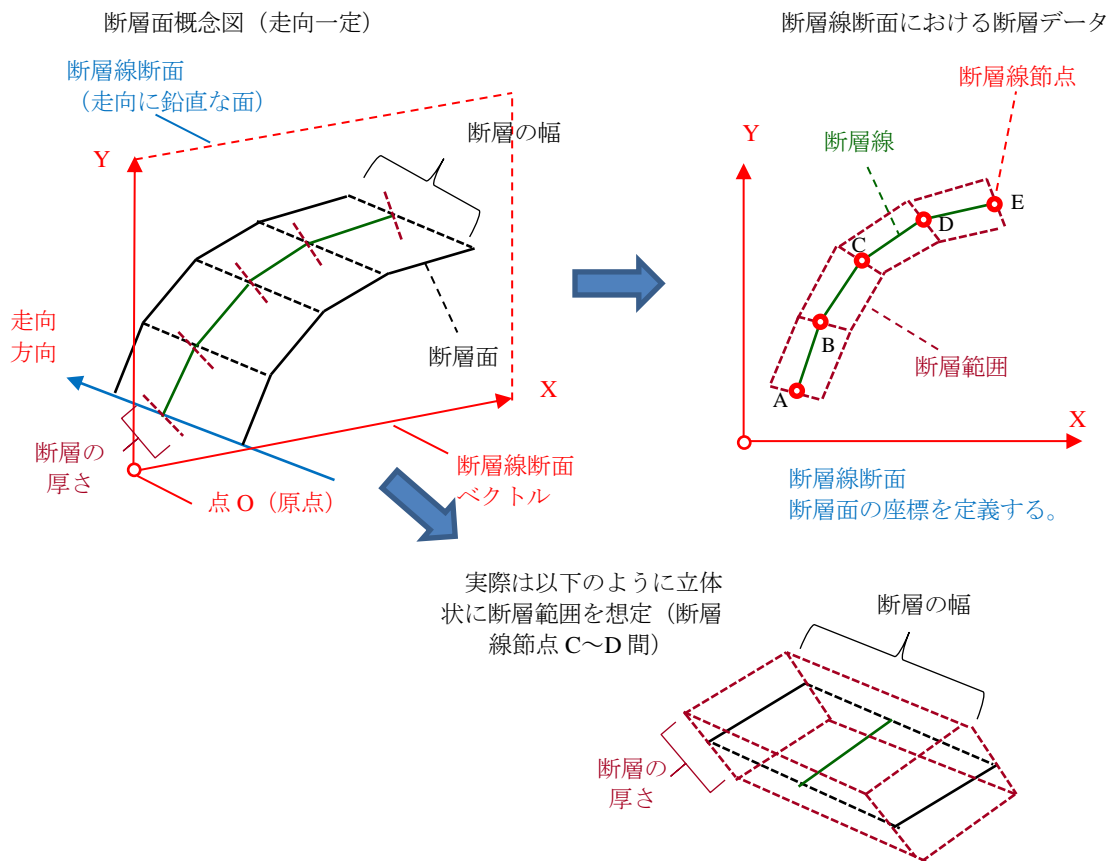


図 3.3-6 断層面データの定義方法

3.3.3 外部プログラムの整備

(1) 隆起・侵食に係る解析用地質データ作成支援機能の整備

隆起・侵食に係る地形及び地質構造モデルの作成支援機能として、以下の機能を整備した。

- ① 地表面データから、解析モデルのXYグリッド座標におけるZ座標を定義し、与えられた地層境界面データから解析モデルのXYグリッド座標に対し、地層要素を作成する。
- ② ①で作成したデータ年代間を補間し、地質タイムステップ毎の地表面、地層要素データを作成する。
- ③ 断層面についてデータ年代間の補間を行う。補間においては、断層の伸長を考慮する。

例えば、隆起・侵食前（時代1）と隆起・侵食後（時代2）の地質構造モデルがある場合、それぞれを時代1、および時代2に相当する地質タイムステップにおける地層要素データに変換する。そして、時代1~時代2間の地質タイムステップの地層要素データについて、任意の時間刻みで補間（線形）して作成できるようにした。また、地層境界面のデータは、原子力機構が指定する形式のフォーマット（地形変化シミュレーションソフトの出力ファイル形式）に対応するようにした。地表面については、最上位にある地層境界面から作成するようにし、地層境界面と別個に入力するようにはしなかった。

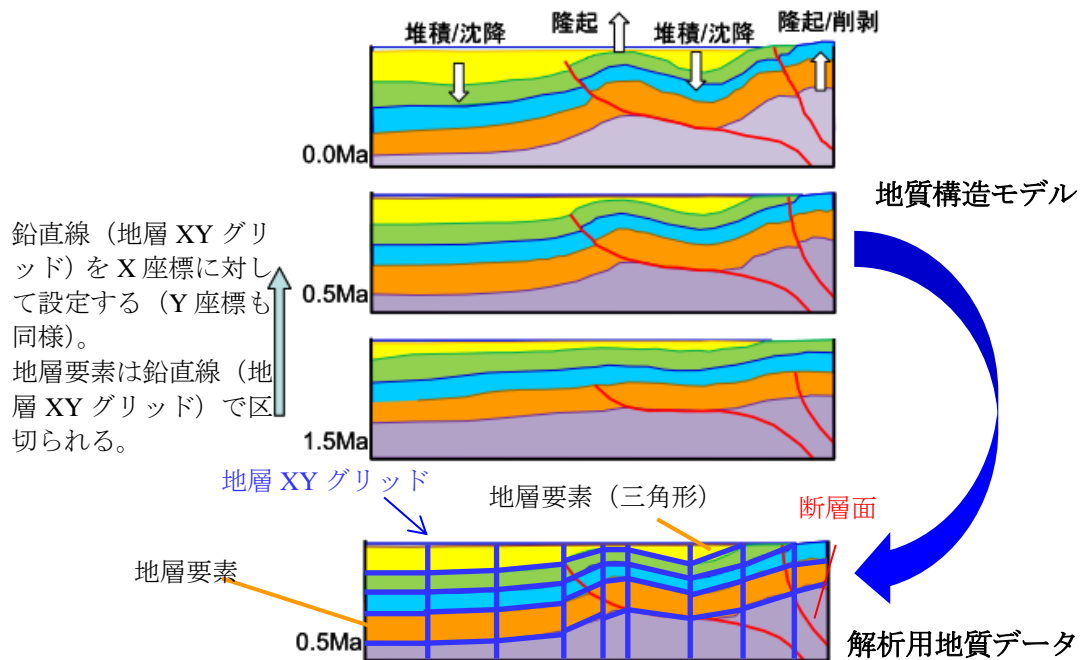


図 3.3-7 地質構造モデル及び地層要素・断層面の概念図（X-Z 平面で見た場合）
今井（2014）⁽³⁾から引用・加筆

①地表面・地層線の作成・年代補間

地層線の年代間補間は、対象とする地層について地層 XY グリッドごとに、その上限点同士、および下限点同士で Z 座標を線形補間する (図 3.3-8)。また、地表面は、地表面に位置する地層によらず、地層 XY グリッドごとに地表面節点同士で Z 座標を線形補間する。年代 t_m における地層線節点、および地表面節点の Z 座標 Z_{t_m} 、および年代 t_n における Z 座標 Z_{t_n} 間 (ただし $t_m < t_n$) の Z 座標 Z_t は、以下の式により求められる。

$$Z_t = \frac{(t - t_m)Z_{t_n} + (t_n - t)Z_{t_m}}{t_n - t_m} \quad (3.3-1)$$

t_m, t_n : 地質構造データの入力年代 t : 補間地質タイムステップの年代
 Z_t, Z_{t_n}, Z_{t_m} : 各地質タイムステップにおける地層線上下限点の Z 座標

ただし、地層の発生・消失により、どちらかの地質構造年代においてのみ地層線が存在する場合、地層線の上限点同士、および下限点同士を補間することができない。地層が発生する (旧地質構造年代 t_m において地層が無い) 場合、 t_m における地層線の上下限点は、両方とも地表面節点であるとみなす。これは、地層の発生は、地表面における地層の堆積とみなすためである。また、地層が消失する (新地質構造年代 t_n において地層が無い) 場合、 t_n における地層線の上下限点は、下位地層の上限点であるとみなす。

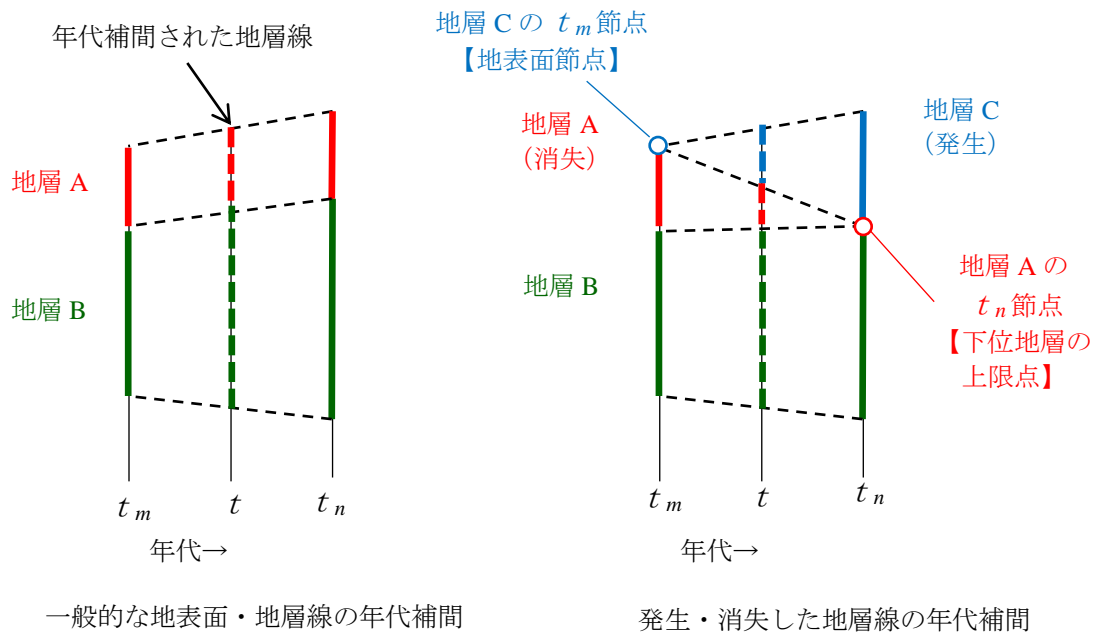


図 3.3-8 地表面・地層線の年代補間

②地層要素作成

地層は、各地層の上面・底面となる地層境界面により設定される。地層要素は、地層境界面と地層 XY グリッド（地層 XY グリッド）鉛直線の交点で定義される地層線から、その上下限点を節点として、作成される。図 3.3-9 に地層境界面と地層要素節点の関係を示す。

地層要素の節点は、地層 XY グリッド鉛直線上に限定されるため、鉛直線の中に地層境界面と地表面の交点があるような場合、その点は地層要素に反映されないことになる。

地層要素は、地層 XY グリッド線のできる四角形に対し、特定の地層の有無が定義される。地層 XY グリッド上において、4 本の地層線に対し、地層の有無が定義されるが、そのうち 1 本以上について地層が存在すれば、地層 XY グリッド四角形に地層が有ると定義される。地層要素は、地層 XY グリッド点における地層線上限をつないでできる地層上面、および地層線下限をつないでできると地層下面により定義される。図 3.3-10 に地層線の数による地層要素形状の違いを示す。

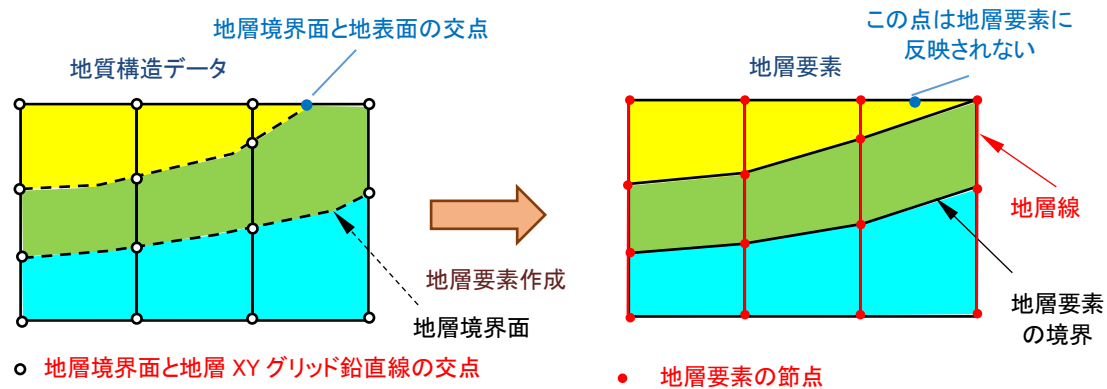


図 3.3-9 地層境界面と地層要素節点の関係（2次元表示）

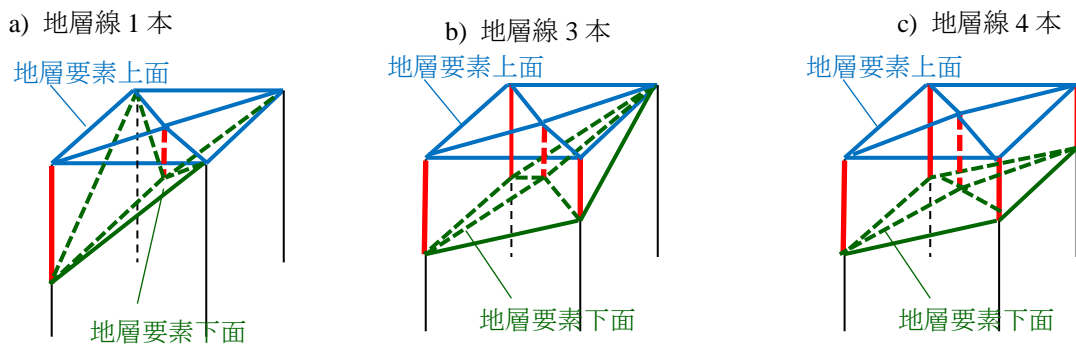


図 3.3-10 地層線の数による地層要素形状の違い

③断層面の年代間補間

本作業では、地質構造データとして入力された断層面データから、年代間補間により任意の地質タイムステップにおける断層面データを作成する必要がある。地質構造入力年代 $T = t_1 \sim t_2$ 間のタイムステップ $T = t$ における断層面データの補間手法の模式図を図 3.3-11 に示す。ここでは、 t_1 において断層点 A、B しかなかった断層面が、 t_2 において断層点 E まで伸長する場合を想定する。

年代間補間においては、新解析モデル節点の旧解析モデル位置をもとめる手法と同じ原理（地質要素における局所座標が変化しないとす）により、ある時代の断層点位置から異なる時代における断層点位置を求める。

断層点 A は、 t_1 、 t_2 の両方に断層線節点があるため、断層線節点 A_{t1} 、 A_{t2} 座標を年代により線形補間し、断層点 A_t とする（断層点 B も同様）。一方、断層点 C~E は、 t_2 にしかデータがないため、 t_1 における断層線節点 $C_{t1} \sim E_{t1}$ について、新解析モデル節点の旧解析モデル位置探索手法と同じ原理（地質要素における局所座標を使用）により求める。その後、 t_1 、 t_2 の断層線節点座標を線形補間して、 t における座標を求める点は点 A、B と同じである。なお、 t_2 における断層線節点位置が、その時の地表面より上にある場合、地表面位置に修正する。

$T = t$ における断層線節点は、A から E まで作成できるが、点 B~E の範囲は $T = t_1$ から $T = t_2$ の間に伸長が進んだ範囲であるので、 $T = t$ の断層長さには、この点を加味する必要がある。伸長速度が一定であると、 t における断層最終位置 C'_t までの断層長さを求める式は、以下である。

$$|B_t C_t| + |C_t C'_t| = (|B_{t_2} C_{t_2}| + |C_{t_2} D_{t_2}| + |D_{t_2} E_{t_2}|) \times \frac{t - t_1}{t_2 - t_1} \quad (3.3-2)$$

t_m, t_n : 地質構造データの入力年代 t : 補間地質タイムステップの年代
 Z_t, Z_{t_n}, Z_{t_m} : 各地質タイムステップにおける断層点の Z 座標

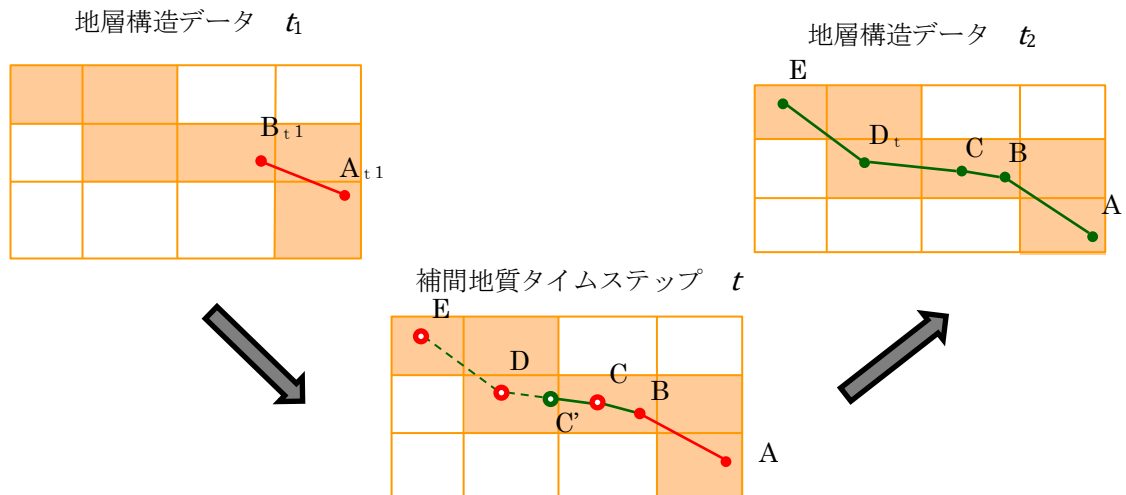


図 3.3-11 断層面年代間補間の概念図

(2) 節点移動及び物性値割り当て機能の整備

(1) で整備した機能により作成される地層構造要素データをもとに、解析モデルを更新する節点移動及び物性値割り当て機能を整備する。

節点移動及び物性値割り当て機能には、以下の機能を有するものとする。

- ①地表面標高データに合わせて解析モデルの節点を移動する機能
- ②地層要素・断層データの分布に合わせて解析モデル要素の物性値を変更する機能
- ③節点圧力水頭初期値設定機能

①地表面標高データに合わせて解析モデルの節点を移動する機能

対象とする解析モデルは、複数の鉛直線上に同数の節点を配置した格子状の構造でなければならない(図 3.3-12)。また、水平方向の節点列については、節点の鉛直座標は同じである必要はない。

解析モデル全体を鉛直方向に対して侵食させることができる。また、任意の深度を用いて上層部分と下層部分に分け、上層部分の上端の節点は地質モデルデータの地表面形状と一致させることもできる。この時、上層部分の鉛直方向の長さ(節点間の距離)は変化させず固定とし、下層部分の鉛直方向の長さのみを変化させる(メッシュの伸縮)。ただし、下層部分における節点間の鉛直方向の長さ比率は固定とする(図 3.3-12)。上層・下層の境界位置は地表面からの要素数を用いてユーザーが任意に設定する。また、図 3.3-12 では解析モデル上層部分の上面を地質モデルデータの地表面形状と一致させているが、オプション機能として、解析モデル下層部分の底面についても地質モデルデータ底面と一致させることができる。

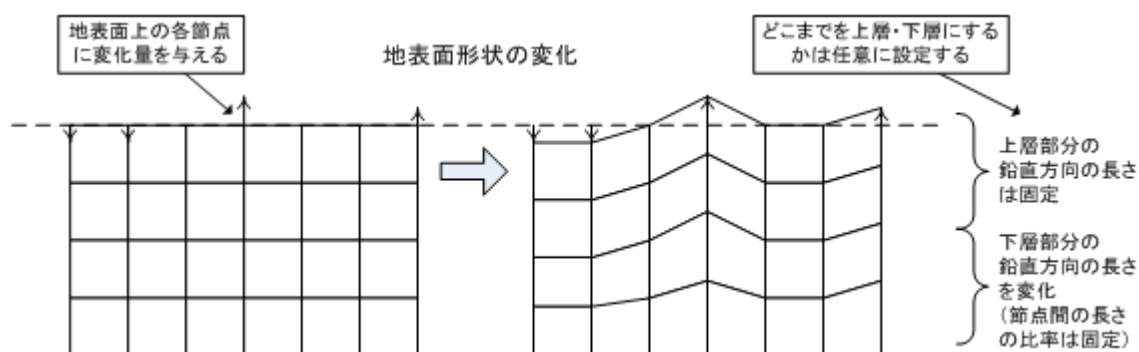


図 3.3-12 節点設定機能の概念図

②地層要素・断層データの分布に合わせた解析モデル要素の物性値変更

①で示した処理により節点が移動した後、移動後の節点から成る要素(8節点六面体)に対し、地質モデルデータの地層要素、断層および表層の物性値パラメータを適用する。パラメータの優先順位は、表層、断層、地層要素の順である。

[1] 地層要素物性値パラメータの適用

解析要素の中心座標が属する地層要素を探索し、その地層要素の物性値パラメータを適用する。解析要素の中心座標は8節点の平均座標とする。

[2] 断層の物性値の適用

地質モデルデータでは、断層面に厚さを設定するため、断層範囲は3次元的な立体として定義される。解析モデル要素が断層範囲と交差する場合、および断層範囲に完全に含まれる（断層範囲と交差はしない）場合、解析モデル要素は、断層要素と定義され、断層要素の節点を断層節点とされる。

解析モデル要素と断層範囲との交差判定では、要素を構成する面のうち、どれか一つでも断層範囲の面と交差していれば、交差したと判定する。断層の物性値パラメータを地層要素の物性値パラメータよりも優先して適用され、1個の解析要素が複数の断層と交わる場合は、地質モデルデータにおける定義順の早い断層の物性値パラメータを適用する。

また、断層とマージン幅を与えることで、断層線分と交わる解析モデル要素だけでなく、その左右にあるマージン幅分の要素について、断層の物性値パラメータを適用することができる。

[3] 表層の物性値の適用

設定した地質モデルが岩盤を想定しているが、表層に対しては未固結の地層を適用したいような場合のため、表層に対して物性値を設定できるようにした。この機能は、地質モデルデータに UANDD_SURFPAR が設定されている場合に用いられる。要素中心の地表面からの深度が地質モデルデータのよりも浅い解析モデル要素に対し、表層の物性値パラメータが地層要素や断層よりも優先して適用される。

③節点の初期圧力水頭設定機能

節点の圧力水頭初期値設定のため、解析モデルに対し、海水位、および陸水位（陸域に存在する水位）の有無を設定できる。陸水位は、海水位より高くなければならない。海水位が有るとした場合、地表面が海水位以下の節点は、海水、および淡水荷重を考慮した圧力水頭が設定される。また、陸水位が有るとした場合、地表面が海水位より高く陸水以下の節点について、淡水荷重を考慮した圧力水頭が設定される。なお、海水位、および陸水位は、どちらかだけが存在するとしてよい。

海水位、および陸水位により、節点は、①海水位以下、②陸水位以下（海水位より高い）、③陸水位より高いに分類される。このうち、③陸水位より高い節点は、圧力水頭の設定方法について、3種類（全水頭設定、水位深度設定、圧力水頭設定）から選択できる。なお、海水位、陸水位を設定しない場合は、全節点が陸水位より高い節点とみなされる。また、初期圧力水頭設定機能はオプション機能であり、使用・不使用をユーザーが設定することができる。

以下に節点の初期圧力水頭設定機能方法について、[1]海水位以下、[2]陸水位以下、[3]~[5]陸水位より高い節点の初期圧力水頭設定方法を説明する。

[1] 海水位設定（海水位以下の節点）

海域において、地表面から上が海水、地表面以下が淡水である状態を想定し、それぞれの荷重の合計から圧力水頭を計算する。

$$h_p = (wz_{sea} - z_{surf}) \cdot SG_{sea} + (z_{surf} - z_{node}) \quad (3.3-3)$$

h_p : 節点水頭値 wz_{sea} : 海水位 z_{surf} : 地表面 Z 座標
 z_{node} : 節点 Z 座標 SG_{sea} : 海水比重

[2] 陸水位設定（陸水位以下の節点）

陸域において、水位以下が全て淡水である状態を想定し、圧力水頭を計算する。

$$h_p = wz_{land} - z_{node} \quad (3.3-4)$$

wz_{land} : 陸水位

[3] 全水頭設定（陸水位よりは高い節点）

陸水位よりは高い節点について、全水頭の一定値を指定する。

$$h_p = H_{tot} - z_{node} \quad (3.3-5)$$

H_{tot} : 全水頭の一定値

[4] 水位深度設定（陸水位より高い節点）

陸水位よりは高い節点について、水位が地表面から一定の深度にある状態を想定し、圧力水頭を計算する。

$$h_p = z_{surf} - H_{dep} - z_{node} \quad (3.3-6)$$

H_{dep} : 地表面標高からの深度値

[5] 圧力水頭設定

陸水位よりは高い節点について、圧力水頭の一定値を指定する。

$$h_p = H_{pre} \quad (3.3-7)$$

H_{pre} : 圧力水頭の一定値

(3) 計算値継承機能の整備

地質タイムステップ間において、前の地質タイムステップにおける最終計算結果(≒旧)を、次の地質タイムステップにおける初期値(≒新)として継承する必要がある。計算値継承では、新解析モデルの節点位置(新節点位置)に相当する旧解析モデルにおける節点位置(旧節点位置)を、節点と地層要素との位置関係から決定する。そして、旧節点位置の旧解析モデルにおける計算値を、旧節点位置と周囲の節点との位置関係から求める。これが新解析モデルにおける初期値となる。図 3.3-13 に計算値継承の概念図を示す。

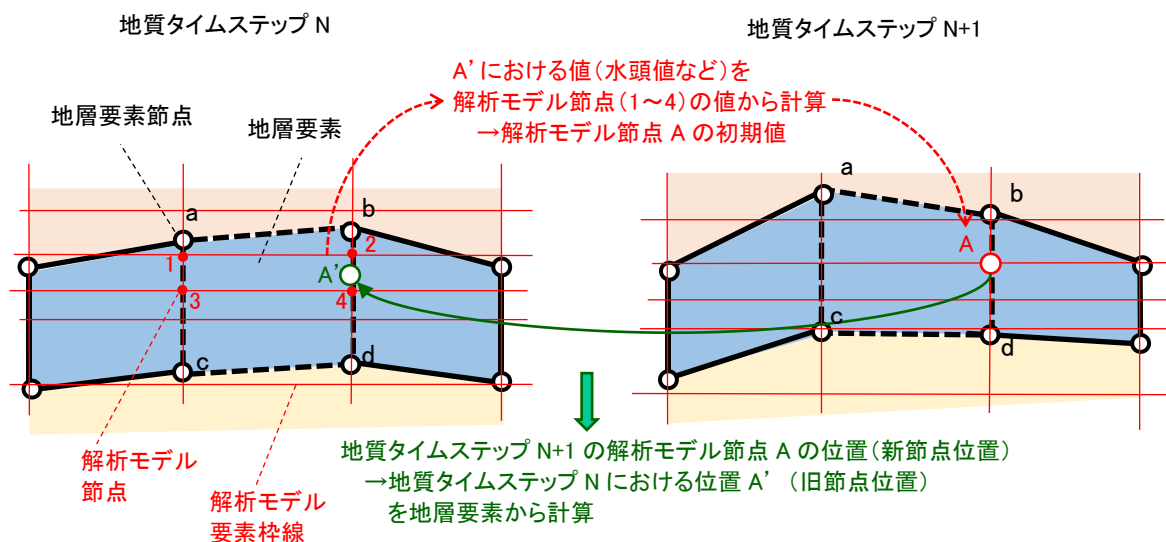


図 3.3-13 計算値継承の概念図

計算値継承法は、変形継承法、堆積継承法、および侵食継承法の3種類である。継承方法は、地層線、または地層要素の変遷状態(変形・堆積・侵食)、および対象点と地層の位置関係により決まる。地層の変遷状態と継承方法は別個であり、変遷状態が堆積である地層内で変形継承法が選択される場合がある。

対象点のXY座標が地層XYグリッドに一致する場合、対象点は地層線に属し、計算値継承法は地層線上で決定する。そうでない場合、対象点は地層要素において計算値継承法が決定される。計算値継承法の決定には、地層線、または地層要素の変遷状態(変形・堆積・侵食)が反映される。変遷状態は、最初に地層線について判定され、その結果に基づいて、地層要素について判定される。

対象点のXY座標が地層XYグリッドに一致する場合、対象点は地層線に属し、計算値継承法は地層線上で決定する。そうでない場合、対象点は地層要素において計算値継承法が決定される。計算値継承法の決定には、地層線、または地層要素の変遷状態(変形・堆積・侵食)が反映される。変遷状態は、最初に地層線について判定され、その結果に基づいて、地層要素について判定される。

1. 変遷状態判定および継承法選択

(a) 地層線における変遷状態判定および継承法選択

地層 XY グリッド点において定義される地層線について、変遷状態（変形・堆積・侵食）判定、および継承方法選択の流れを図 3.3-14 に示す。地層線においては、変遷状態は、堆積、または侵食状態にあるかを判定し、そうでない場合を変形状態とする。

[1] 地層が堆積・侵食状態になる可能性判定

旧または新地質タイムステップのどちらかにおいて、地層が地表（最上位）にある場合のみ、侵食・堆積状態に成る可能性があるとする。旧・新地質タイムステップの両方において、地層が地表面に露出せず、かつ地層が存在した場合は、地層の変形とみなし、地層に対する物質の追加・消失は無いとする。

[2] 新地質タイムステップにおける地層厚推定値の計算および変遷状態（堆積・侵食）判定

地層線の堆積・侵食判定では、判定対象の地層について、新地質タイムステップにおける地層厚推定値を用いる。地層厚推定値は、堆積・侵食判定のための基準となる値である。堆積・侵食の判定は、以下の2通りの方法による。ここで、地層の膨張（圧縮）は、侵食・堆積に関係なく、地層の厚さ変化を引き起こす現象である。

- 地層の膨張（圧縮）を考慮した地層厚さによる判定
- 地層の膨張（圧縮）を考慮しない地層厚さによる判定

①地層の膨張（圧縮）を考慮した地層厚さによる判定

判定が必要な地層の膨張（圧縮）量を考慮して地層厚さの変化を計算し、侵食・堆積の有無を判定する。地層の膨張（圧縮）量を計算する際の基準として、直下の地層における値を参考にするため、直下の地層上面標高と、地質モデルの固定面（隆起・沈降などにより上昇・下降することが無い面）の Z 座標を与えておく。堆積・侵食が発生する地層（以下、堆積・侵食層）直下の地層上面標高を Z_{L1} （旧地質タイムステップ）、 Z_{L2} （新地質タイムステップ）、固定面 Z 座標 Z_{Fix} から、以下の式により直下地層の厚さ変化率（膨張率） α を計算する。厚さ変化率 α は新地質タイムステップにおいて、旧地質タイムステップより地層が厚くなった場合に 1 以上の値（膨張により値が増加）になる。

$$\alpha = \frac{Z_{L2} - Z_{Fix}}{Z_{L1} - Z_{Fix}} \quad (3.3-8)$$

堆積・侵食層は、下位の地層に比べ固結度が低く、変形しやすいと考えられる。そのため、直下地層の厚さ変化率 α に膨張率補正係数 F を乗じた値を堆積・侵食層の膨張率 $ExpRt$ とする。

$$ExpRt = \alpha * F \quad (3.3-9)$$

旧地質タイムステップにおける地層厚 ΔZ_1 から、新地質タイムステップにおける地層厚推定値を $ExpRt * \Delta Z_1$ として計算し、新地質タイムステップにおける実際の地層厚 ΔZ_2 がそれより厚い場合を堆積状態、薄い場合に侵食状態にあると判定する。概念図を図 3.3-15 に示す。なお、推定地層厚を考慮した地層線上限を推定地層線上限、またこの推定地層上限を結んでできる面を推定地層上面と呼び、地層要素における計算値継承法選択に使用する。

②地層の膨張（圧縮）を考慮しない地層厚さによる判定

地層の膨張（圧縮）を考慮しない場合には、堆積・侵食層直下の地層上面のZ座標変化量（隆起・沈降量）がそのまま上位の地層に適用される。旧地質タイムステップにおける堆積・侵食層の厚さ ΔZ_{U1} と新地質タイムステップにおける堆積・侵食層の厚さ ΔZ_{U2} を比較し、旧地質タイムステップより厚い場合を堆積状態、薄い場合に侵食状態にあると判定する。

[3] 地中層侵食判定（地表面から地層上面までの深度による方法、侵食のみの判定）

地層変遷図によっては、短期間に繰り返される侵食・堆積のプロセスを省略し、侵食を受けた地層の上位に別の地層が堆積した状態で表現されている場合がある。その場合は地表面から地層上面までの深度が判定値以下の場合に侵食状態にあると判定する。この方法を用いて侵食を判定する場合、少なくとも1辺が侵食状態にあれば、地層要素全領域に侵食継承法を適用する。なお、この方法は地表面でない地層の侵食の判断のみに適用する。

[4] 計算値継承法選択

計算値継承法については、以下の方法により決定する。

- 地層線の変遷状態が堆積
→地層厚推定値より下位は元々あった地層であるとして変形継承法、上位は新たに堆積した層であるとして堆積継承法を適用。
- 地層線の変遷状態が侵食→全て侵食継承法を適用。
- 地層線の変遷状態が変形→全て変形継承法を適用。

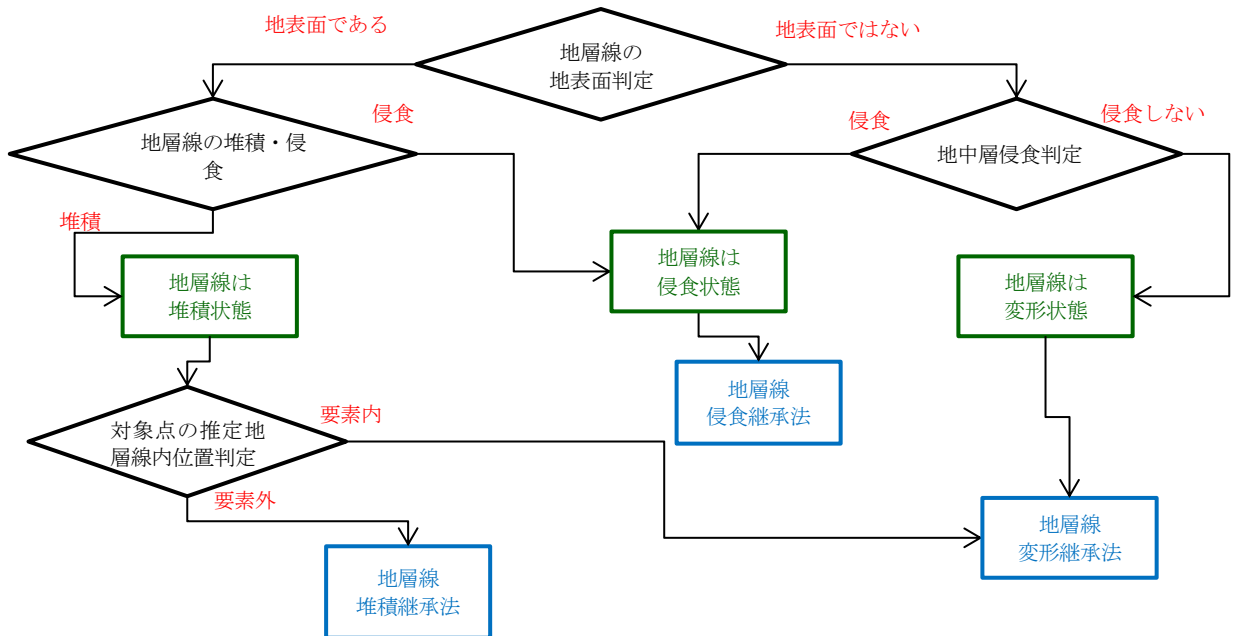


図 3.3-14 地層線における変遷状態判定・計算値継承法の流れ

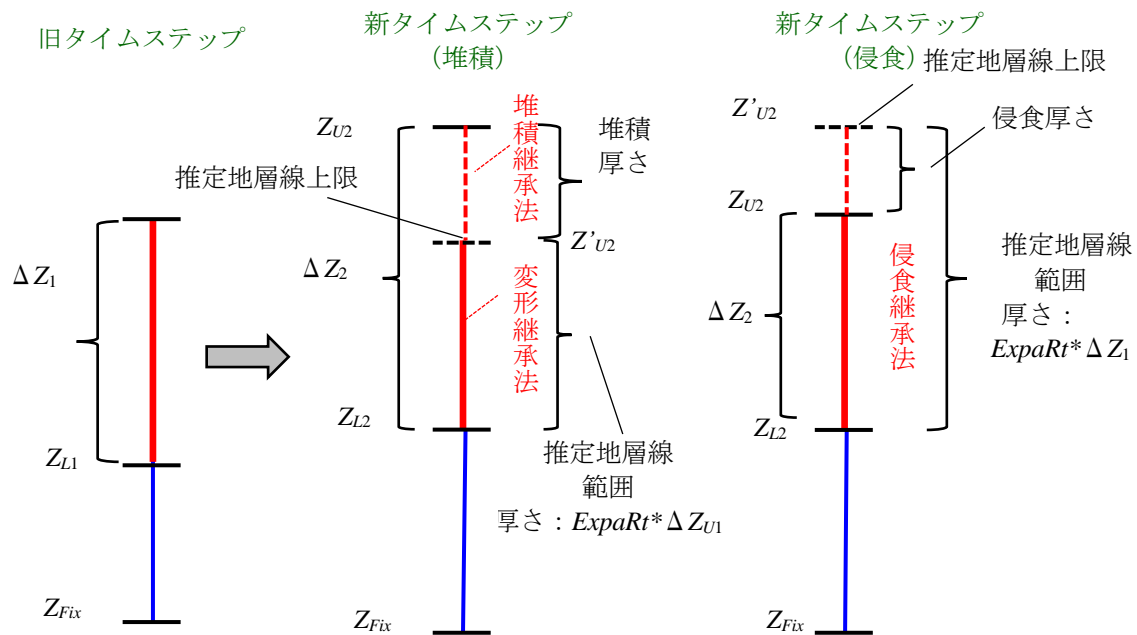


図 3.3-15 地層要素垂直辺の地層厚さ変化による堆積・侵食判定方法概念図

(b) 地層要素における変遷状態判定および継承法選択

地層要素について、変遷状態(変形・堆積・侵食)判定、および継承方法選択の流れを図 3.3-16 に示す。地層要素におけ変遷状態の判定は、地層線における判定結果により行われる。

地層要素の変遷状態判定方法は以下になる。

- 地層 XY グリッド 4 点のうち少なくとも 1 点で地層線が無い場合は、地層要素は侵食状態と判定。
- 地層 XY グリッド 4 点のうち少なくとも 1 点の地層線が侵食状態である場合は、地層要素は侵食状態と判定。
- 地層 XY グリッド 4 点全ての地層線が侵食状態になく、かつ 4 点のうち少なくとも 1 点のい地層線が堆積状態にある場合は、地層要素は堆積状態と判定。
- 地層 XY グリッド 4 点全ての地層線が侵食・堆積状態にない場合は、地層要素は変形状態と判定。

そして、判定結果をもとに、地層要素と対象点との位置関係から、対象点の計算値継承法が決定される。この決定には、地層要素のうち、対象点が属する三角柱が使用される。この概念図を図 3.3-17 に示す。計算値継承法については、以下の方法により決定する。

- 地層要素の変遷状態が堆積
→推定地層要素内は変形継承法、推定地層要素外は堆積継承法を適用。
- 地層要素の変遷状態が侵食
→推定地層要素内は侵食継承法、推定地層要素外は堆積継承法を適用。
- 地層線の変遷状態が変形→全て変形継承法を適用。

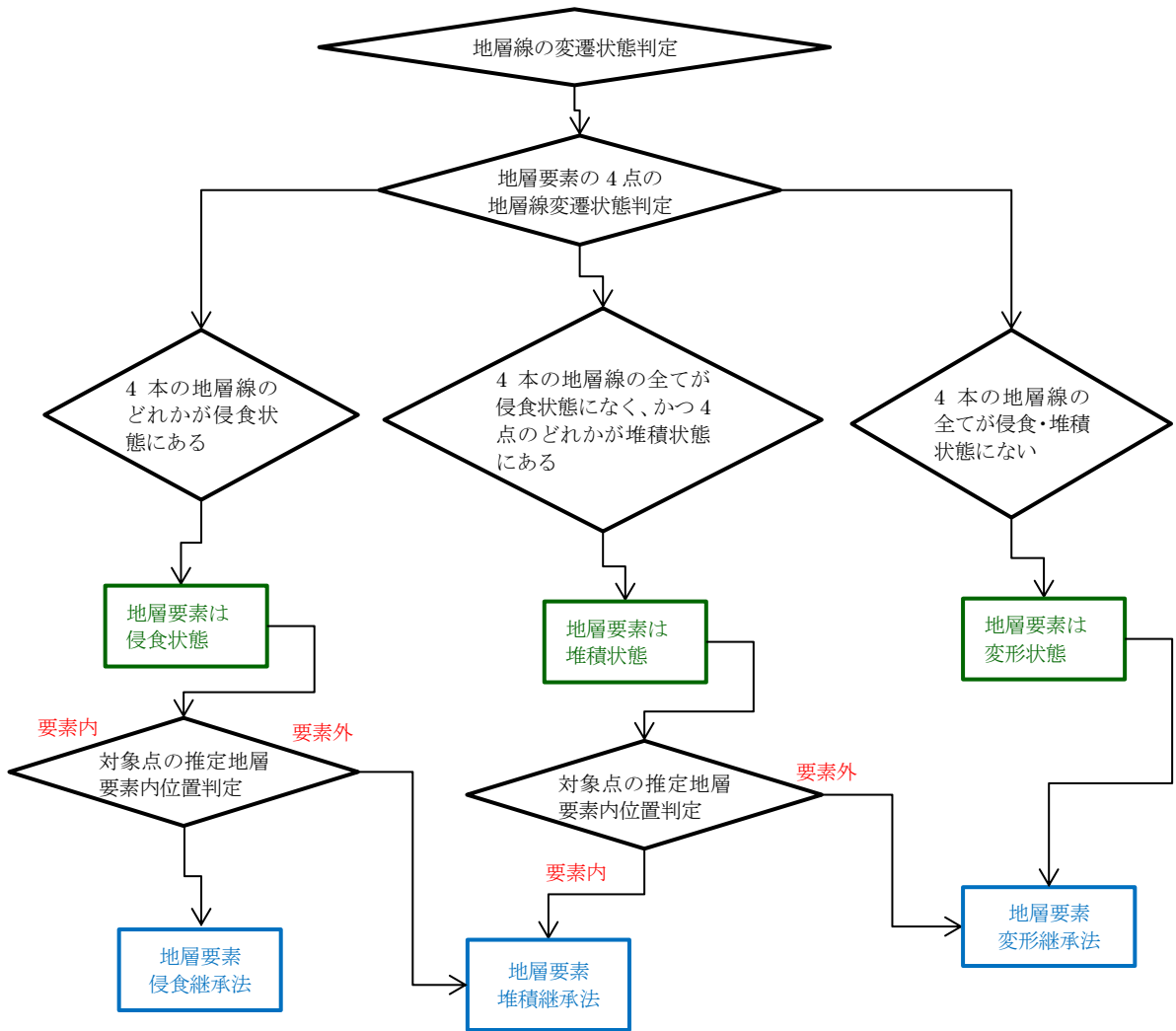


図 3.3-16 地層要素における変遷状態判定・計算値継承法選択の流れ

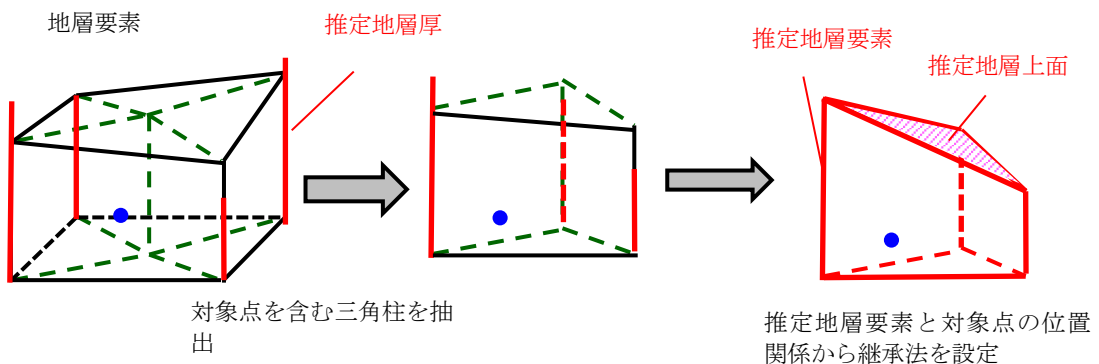


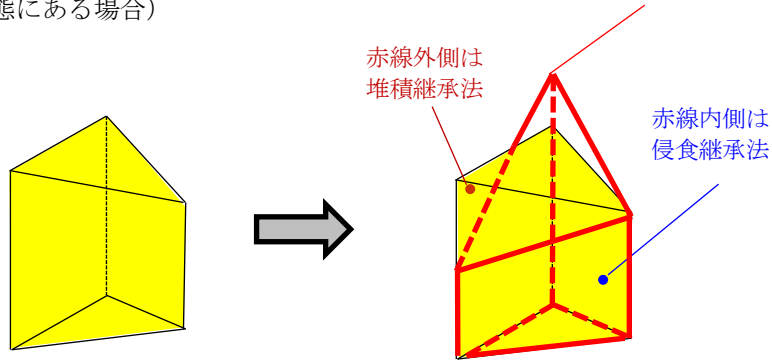
図 3.3-17 地層要素における継承法選択に使用する三角柱の概念図

新地質タイムステップ

旧地質タイムステップから計算した推定地層要素との比較

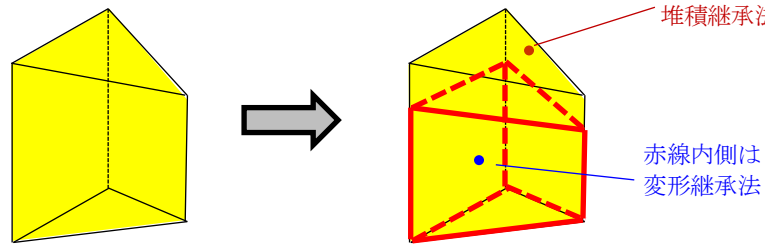
a) XY グリッド 4 点のどれかが侵食状態にある場合)

赤線は推定地層要素



b) XY グリッド 4 点の全てが侵食状態になく、かつ 4 点のどれかが堆積状態にある場合

赤線外側は堆積継承法



c) XY グリッド 4 点の全てが侵食・堆積状態にない場合

赤線内側は変形継承法

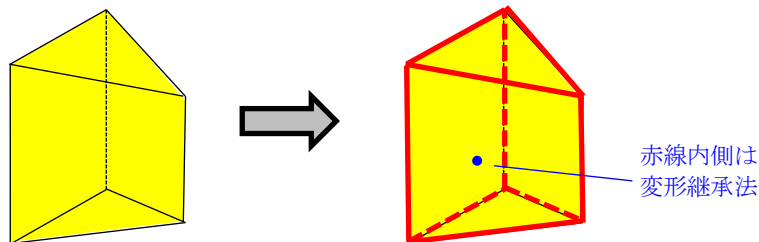


図 3.3-18 地層要素における領域ごとの計算値継承法

2. 各継承法の計算方法

(a) 変形継承法

[1]地層線における変形継承法

変形継承法の対象となる地層線は、堆積・侵食状態になく、新旧の地質タイムステップにおいて、地層線が存在する事が前提となる。新解析モデルにおける節点（以下、新解析節点）における計算値継承は、以下の手順を踏んで行う。

①新解析節点の旧地質モデルにおける位置の計算

解析モデル節点が含まれる地層線を検索する。次に、検索した地層線を線要素とみなし、上下限点 Z 座標から、(II.A -1)により形状関数を求める。(II.A -2)の変数値として、旧地質モデルにおける地層線の上下限点 Z 座標値を用い、新解析節点の旧地質モデル上の Z 座標を求める。

②新解析節点の旧解析モデルにおいて属する要素（解析モデル要素）の決定

旧地質モデルにおける新解析節点の位置（全体座標）を用いて、その座標が旧解析モデルでの解析モデル要素に属しているかを検索する。

③新解析節点の旧解析モデルにおける形状関数の計算

手順①で求めた全体座標と手順②で求めた解析モデル要素番号から、(II.A -1)により新解析節点の旧解析モデルにおける形状関数を求める

④新解析節点の旧解析モデルにおける形状関数からの節点変数値の計算

(3.3-10)に形状関数を適用し、新解析節点の節点変数値を計算する。

[2]地層要素における変形継承法

変形継承法の対象となる地層要素は、堆積・侵食状態になく、新旧の地質タイムステップにおいて、地層要素が六面体である事を前提とする。新解析節点における計算値継承は、以下の手順を踏んで行う。

①新解析節点（局所座標）の旧地質モデルにおける位置（全体座標）の計算

新解析節点が含まれる新地質モデルの地層要素を検索し、さらに節点が含まれる地層要素を分割した三角柱を検索する。次に、検索した地層要素の三角柱を構成する 6 節点の座標から、AppendixII-A-2 に示した手法により局所座標、形状関数を求める。次に(II.A -14)の変数値として旧地質モデルの X、Y、Z 座標値を用い、旧地質モデルにおける新解析節点の位置を求める。

②新解析節点の旧解析モデルにおいて属する要素（解析モデル要素）の決定

旧地質モデルにおける新解析節点の位置（全体座標）を用いて、その座標が属する旧解析モデルの要素を検索する。

③新解析節点（全体座標）の旧解析モデルにおける位置（局所座標）の計算

新解析節点の旧解析モデルにおける局所座標、形状関数を求める。全体座標から局所座標への変換の手順は①と同様である。

④新解析節点の旧解析モデルにおける位置（局所座標）からの節点変数値の計算

新解析節点の旧タイムステップにおける形状関数を用いて、(II.A -14)により変数値を計算する。ここでは、対象点を旧タイムステップにおける新解析節点位置とする。

(b) 堆積継承法

堆積継承法が適用される新解析節点は、新たに堆積した地層に属するため、旧解析モデルからの継承では、新規に圧力水頭値、塩分濃度、核種濃度を与える必要がある。

圧力水頭については、地表面に地下水面があると仮定し、地表面から水が静水圧状態（全水頭が堆積層内で同じ）であるとして、圧力水頭値を与える。ただし、水位が設定されている節点がある場合、解析モデル全体に対して水位が設定されているとみなす。その場合、設定水位より下位の節点については、設定水位による圧力を考慮するが、設定水位より上位の節点については、地表面に地下水面があるとみなしてその圧力を考慮する。設定水位が海水位である場合、海面から地表面までは海水が存在し、地表面以下は淡水があるとして、堆積層中の計算点の圧力水頭 H_p は以下の式で計算する。

$$H_p = \rho_{sea} \times D_{sea} + D_{sf} \quad (3.3-10)$$

ρ_{sea} : 海水と淡水の密度比（海水/淡水）

D_{sea} : 海水面から地表面までの距離（海水が無い場合は0）

D_{sf} : 地表面から計算点までの深度(m)

塩分濃度、核種濃度については、基本的に0とするが、特定の値を与えたい場合は設定可能とする。これは堆積層の粒子への核種付着、海面下での堆積による地下水の塩分含有などの可能性に対処するためである。

(c) 侵食継承法

地層線、および地層要素に適用する侵食継承法は、両者とも変形継承法と基本的に同じであるが、処理①~④のうち、「①新解析節点（局所座標）の旧地質モデルにおける位置（全体座標）の計算」の方法のみが異なる。

[1]地層線における侵食継承法

地層線における侵食継承法は、「①新解析節点（局所座標）の旧地質モデルにおける位置（全体座標）の計算」における形状関数の計算において、新地質タイムステップにおける地層線上限のZ座標（図 3.3-15 の Z_{U2} ）ではなく、推定地層線上限のZ座標（図 3.3-15 の Z'_{U2} ）を使用する点が異なる。これは、旧地質タイムステップ→新地質タイムステップ間で地層線が侵食されたため、新地層線と旧地層線の関係が変わる（図 3.3-19）ためである。侵食状態では、旧地層線の上限が新地層線の上限に該当せず、推定地層線上限が該当する。

[2]地層要素における侵食継承法

侵食継承法では、旧地層要素、および新地層要素の地層線4本が全て存在するわけではないため、六面体を分割した三角柱が不完全（鉛直辺が3本ではない）になる可能性がある。そのため、新解析節点の旧地質モデルにおける位置の計算には、不完全な三角柱に適用できるよう、

平面上の三角形における相対位置、および底面三角形からの相対高さを使用した。図 3.3-20 に概念図を示す。

新解析節点の平面三角形における相対位置は、頂点ごとの面積比により定義される。例えば、頂点 1 の面積比は、節点と頂点 1 以外の頂点（頂点 2、および 3）でできる分割三角形①の元の三角形（頂点 1、2、3 でできる三角形）に対する面積比になる。節点の相対高さは、節点と下面三角形の交点（交点①）、および節点と上面三角形の交点（交点②）により、交点①から節点までの高さ H_1 、および交点①から交点②の高さ H_2 の比 (H_1/H_2) として定義される。

新地層要素において、新解析節点位置から求めた分割三角形の面積比、および相対高さから、以下の式により旧地層要素における解析節点位置（Z 座標）を計算する。

$$RelZ_i = ZL_i + (ZU_i - ZL_i) * RelH, z = \sum_{i=1}^3 RelZ_i * AreaRt_i \quad (3.3-11)$$

$RelH$: 新解析節点の相対高さ ZU_i : 三角形頂点 i の旧地層線上限 Z 座標

ZL_i : 三角形頂点 i の旧地層線下限 Z 座標

$AreaRt_i$: 新解析節点に対する三角形頂点 i の面積比

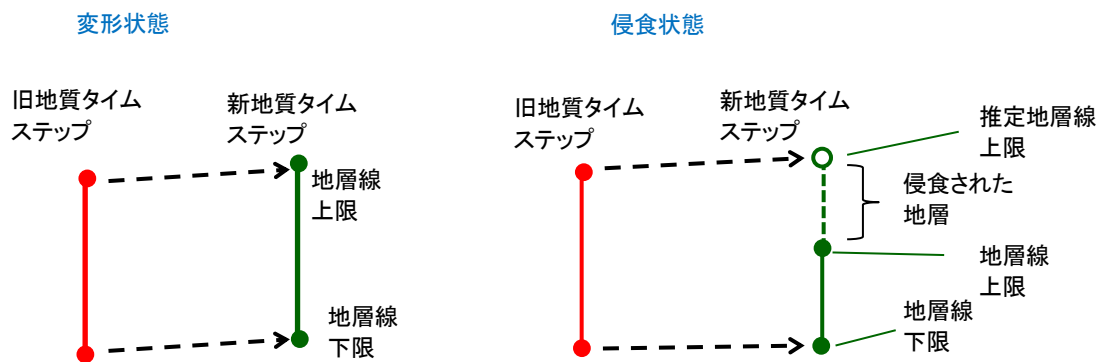


図 3.3-19 変形状態と侵食状態における新旧地層線の関係性の違い

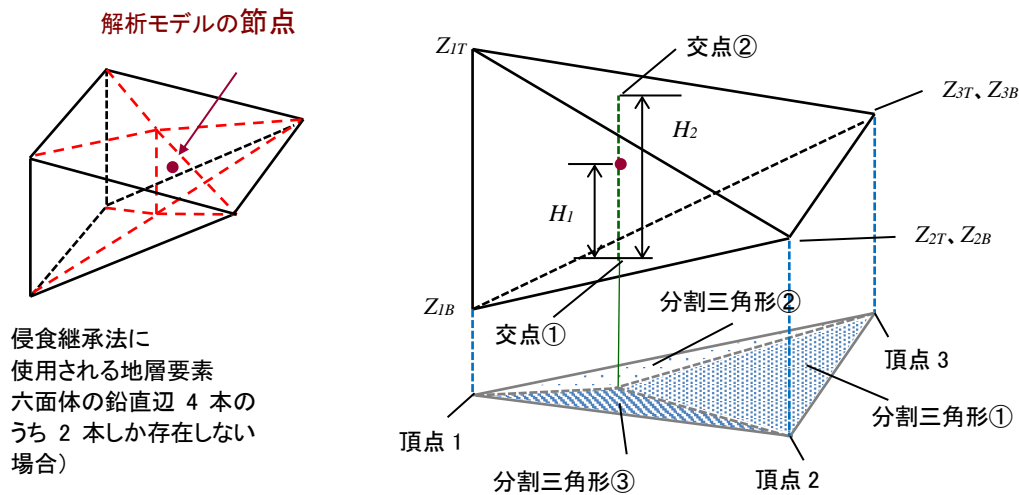


図 3.3-20 侵食継承法における面積比・相対高さの概念図

(3) 断層節点の継承法

計算値継承法の選択後、節点が地層節点、断層節点のどちらであるかによって処理内容が異なる。断層節点における計算値継承法選択の流れを図 3.3-21 に示す。断層節点の計算値継承法は、以下の二つから解析者が選択する。なお、どちらの方法を採用するかは、全断層節点で共通である。

方法①： 地層節点と同じ継承方法を適用する

方法②： 断層節点と判断された場合は計算値を変更せずにそのままを継承する

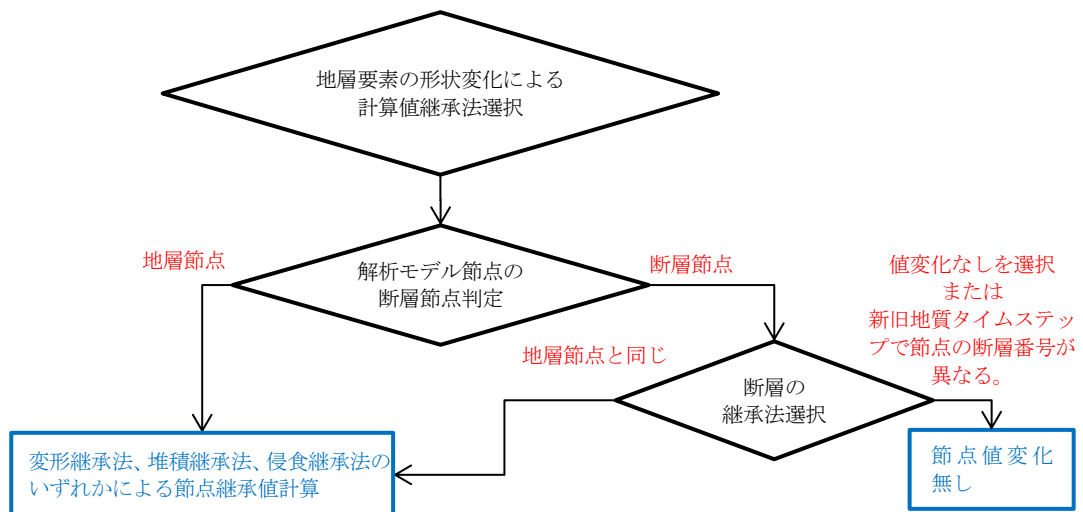


図 3.3-21 断層節点における計算値継承法選択の流れ

3.3.4 検証計算

本検証計算では、3.3.3 で整備したプログラムを全て使用し、変遷する地質構造モデル（2年代）の間を時間補間して作成したモデルに対して、地下水流動・塩分濃度・核種濃度解析（核種は1種類）を実行した。計算検証結果が分かりやすいように、地質構造は2次元的（XZ断面のモデル構造がY方向に連続する）に設定し、モデル1から100年後にモデル2になるとした。図3.3-22に地質構造モデル（XZ断面）を示す。地層は、5種類あり、モデルは、 $X=0\sim 400\text{m}$ 、 $Y=0\sim 200\text{m}$ 、 $Z=0\sim 140\text{m}$ の範囲にある。入力値として必要な地層境界面データは、設定地質構造にあわせて地形変化シミュレーション形式データを作成した。

モデル1→モデル2の変遷では、モデルの右端が隆起し、右側地表面が侵食されるとともに、左側地表面に新しく地層1が堆積する。この設定により、計算値継承では、変形継承法、堆積継承法、侵食継承法が全て使用されることになる。

地層は、5種類あるが、解析結果が解釈しやすいように物性値は全て同じ（透水係数 $1\times 10^{-5}\text{m/sec}$ 、塩分濃度解析・核種濃度解析における分散長 0m 、分子拡散係数 $1\text{m}^2/\text{yr}$ 、遅延係数 1 ）にした。地下水流動解析における境界条件は、地表面を涵養量コントロール条件とし、 1000mm/yr の降雨量を与えた。

塩分濃度解析、および核種濃度解析は、同じ条件とし、モデル右下（ $X=330\text{m}$ 、 $Z=32\text{m}$ 付近）に初期濃度（濃度 1.0 ）範囲（図3.3-22に図示した範囲がY方向に連続）を設定し、境界条件は明示的に設定しなかった。なお、塩分濃度解析で、塩水の密度は淡水と同じにした。これは、塩分濃度解析結果が地下水流動解析に影響を与えないようにするためである。

計算では、 $0\sim 100$ 年を10分割し、計算値継承を10回実行した。1回の3D-SEEP計算ステップは、地下水流動、核種濃度解析ともに 0.01 年とした。計算は、最後まで実行され、全水頭、核種濃度は、正常な結果を示した。しかし、塩分濃度解析において $30\sim 40$ 年計算中に異常に大きな値が発生し、そのまま最後まで異常な結果となった。そこで、分子拡散係数を10倍（ $10\text{m}^2/\text{yr}$ ）にした計算を実行したところ、塩分濃度解析に異常は発生しなかった。

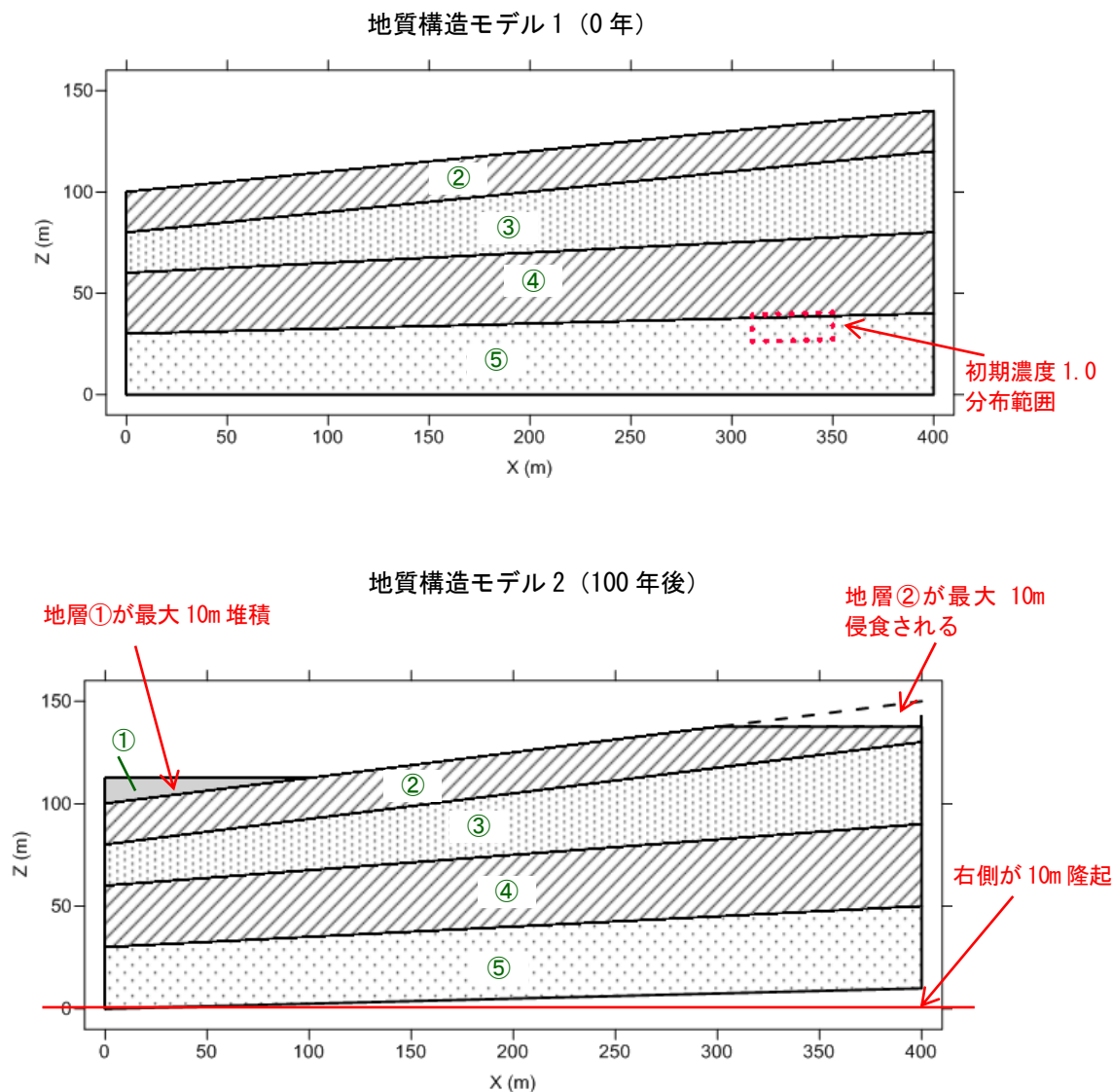


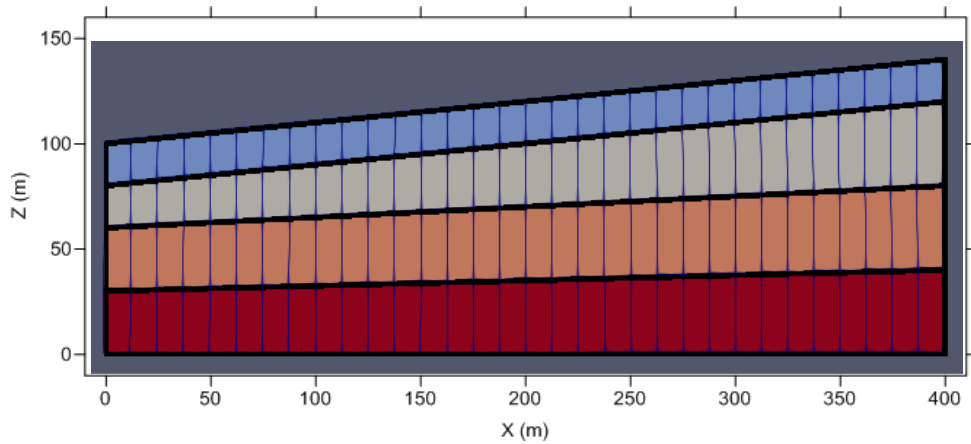
図 3.3-22 検証計算に用いた地質構造モデル (XZ 断面)

(1) 隆起・侵食に係る解析用地質データ作成支援機能機能の確認

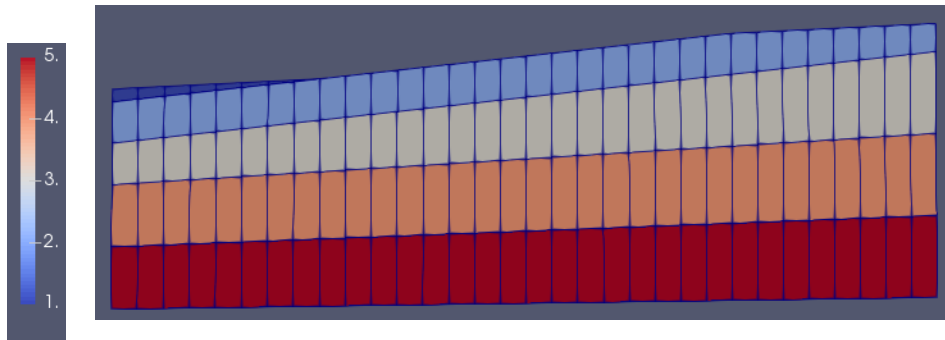
節点移動機能については、地層として想定した構造に対し、作成される地質モデル(地層線)が一致するかを確認した。確認は、地層線を地層要素化し、地層番号ごとに色分けしたデータを用いた。

0年、50年後、100年後地質モデルに対し、地層番号を色分けした XZ 断面を図 3.3-23 に示す。地質構造モデルを設定した 0年、100 年後については、地層境界の枠線を示した。0年、および 100 年後の地層モデル構造から、地質モデルは、地層分布範囲が設定と一致している事が分かる。また、50 年後の地質モデルは、0年、および 100 年後モデルの中間的な構造(例：地表面の左端、右端の勾配が両モデルの中間の状態)となっており、0年、および 100 年後の地質構造モデルを時間補間した結果が地質モデルに適切に反映されている事を示している。

地質モデル（0年）・地層枠線



地質モデル（50年後）



地質モデル（100年後）・地層枠線

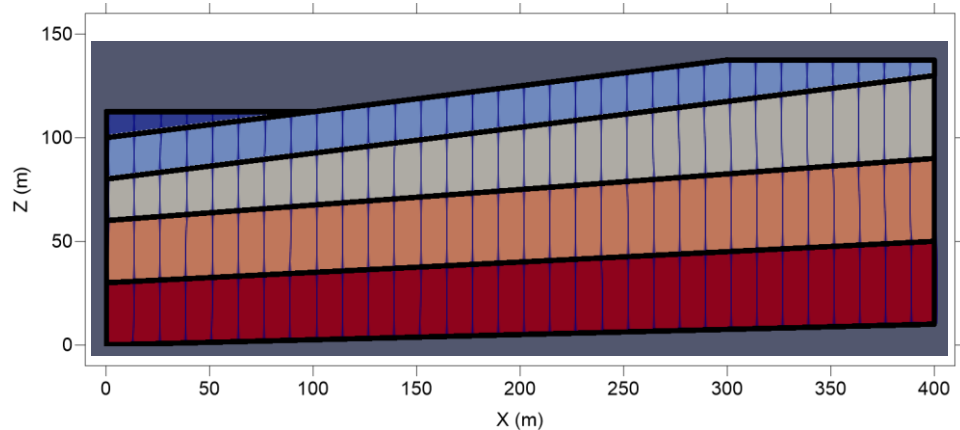


図 3.3-23 地質モデル XZ 断面の地層番号

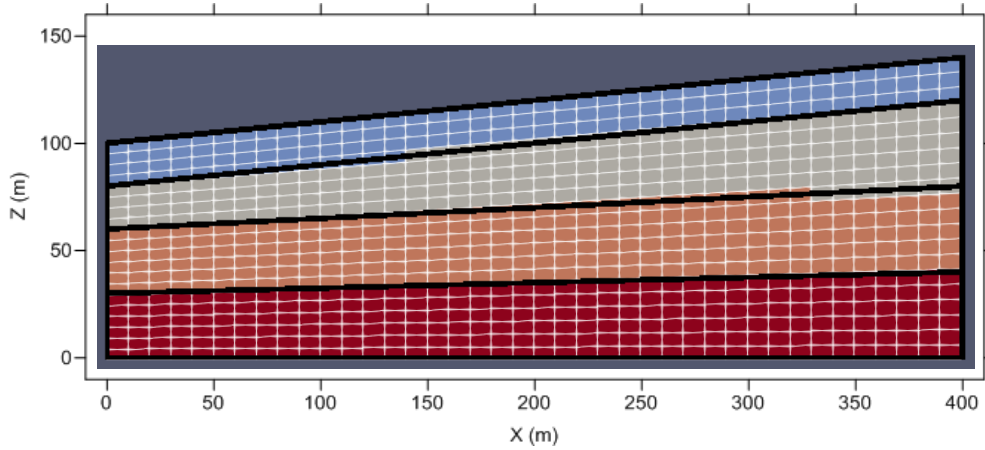
(2) 節点移動・物性値割り当て機能の確認

節点移動機能については、地層として想定した構造と実際の 3D-SEEP モデル構造が一致するかを確認した。確認は 3D-SEEP モデルの節点構造、および要素に割り当てられた物性値（地下水流動解析に使用する浸透流物性値番号 MATE）を用いた。物性値番号は、地層番号と一致するように設定した。

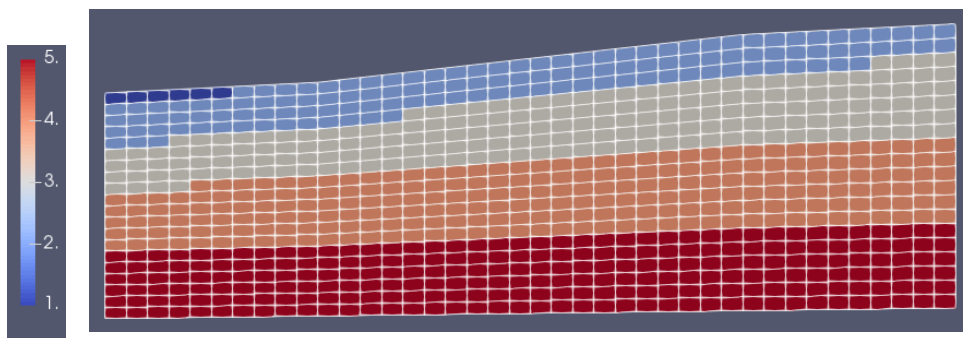
0年、50年後、100年後 3D-SEEP モデルに対し、要素ごとに浸透流物性値番号を色分けした

XZ 断面を図 3.3-24 に示す。地質構造モデルを設定した 0 年、100 年後については、地層境界の枠線を示した。0 年、および 100 年後の 3D-SEEP モデル構造から、地質構造モデルと 3D-SEEP モデルは、節点範囲と地質構造モデル範囲、および、浸透流物性値番号の色と地層分布範囲が一致している事が分かる。また、50 年後の 3D-SEEP モデルは、50 年後の地質モデル構造と一致しており、地質モデルが適切に 3D-SEEP モデルに反映されている。

3D-SEEP モデル (0 年)・地層枠線



3D-SEEP モデル (50 年後)



3D-SEEP モデル (100 年後)・地層枠線

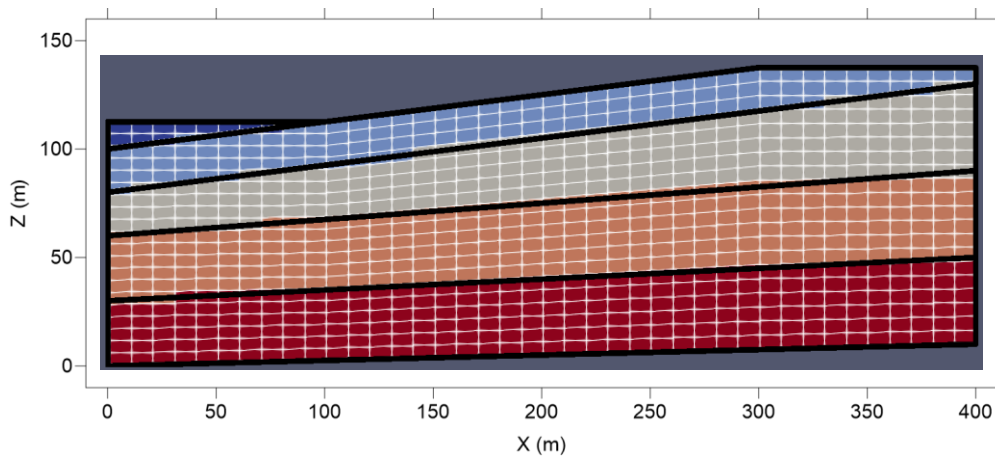


図 3.3-24 3D-SEEP モデル XZ 断面の浸透流物性値番号

(3) 計算値継承機能の確認

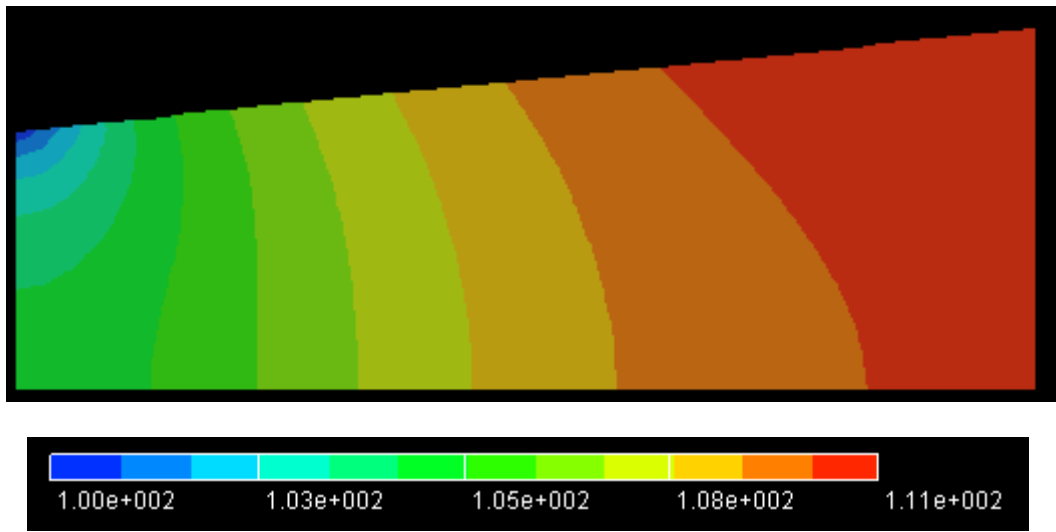
計算値継承機能では、例えば、0年~10年計算を実行後、その最終結果（10年後における計算値継承前の結果）から計算値を継承し、10~20年計算の初期モデル（10年後における計算値継承後の結果）を作成する。計算値継承機能の確認のため、10年後の継承前結果、および継承後結果を比較する。全水頭および塩分濃度の比較結果を図 3.3-25 および図 3.3-26 に示す。

計算値継承が正しく行われている場合、使用している地質モデルの時間変化が大きくないため、継承前後でコンタ形状の大きな変化は発生しないと考えられる。全水頭値は、地表面左端（ $X=0\sim 100\text{m}$ ）に発生する堆積層の影響（新しく堆積した地層の圧力水頭がゼロになる）により、この付近でのみコンタ形状が継承前後で異なるが、それ以外の範囲のコンタ形状は一致する。塩分濃度については、新しく堆積した地層の濃度ゼロとなる地表面左端付近は、継承前の濃度がゼロに近いのでコンタ形状への影響が小さく、コンタ形状は全体で一致する。このことから、計算値継承機能が正しく動作したと言える。

なお、全水頭において、 $X=90\text{m}$ の地表面付近に周囲よりやや高い値を示す領域がある。この原因を考察するため、10年後の計算値継承時に選択された継承法（節点における値）を地層境界線とともに図 3.3-27 に示す。図から、 $X=90\text{m}$ における計算値継承法は、堆積継承法であり、 $X=100\text{m}$ 地表面における変形継承法との境界である事が分かる。地表面のうち、 $X<100\text{m}$ である範囲は、新たに堆積した地層内にあるため、堆積継承法が適用される。

堆積継承法では、節点の圧力水頭をゼロとするため、周囲と水頭値のギャップが発生する可能性がある。図 3.3-28 に 10年後の計算値継承前後における圧力水頭について、飽和域（赤色系）と不飽和域（青色系）の差が分かりやすい濃度表示で示す。継承前には $X=60\sim 90\text{m}$ 地表面付近は不飽和であったが、継承後は圧力水頭ゼロに切り替わっている。 $X=90\text{m}$ 地表面は、堆積継承法が適用される節点のなかで最も地下水面から高く、継承前の圧力水頭が小さいため、継承前後の圧力水頭変化が最も大きくなる。この影響により、 $X=90\text{m}$ 地表面において、高全水頭域が発生したと考えられる。ただし上述した圧力水頭の変化は継承後の初期値に対してのみ一時的に見られるものであり、継承後に計算を継続することでこのような影響は解消される。今回 3D-SEEP による計算は 1 ステップ 0.01 年で実行したが、計算値継承後 1 ステップ後には圧力水頭の分布はなめらかになっていることが確認できる（図 3.3-29）。

全水頭 (10年後 : 計算値継承前)



全水頭 (10年後 : 計算値継承後)

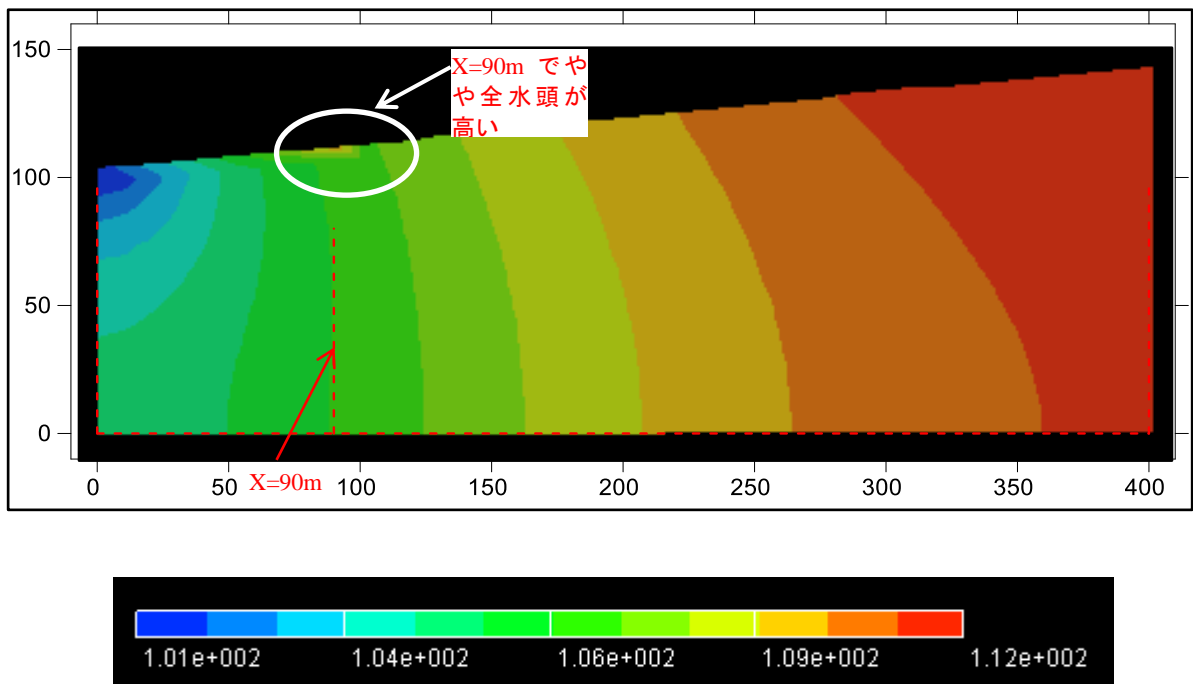
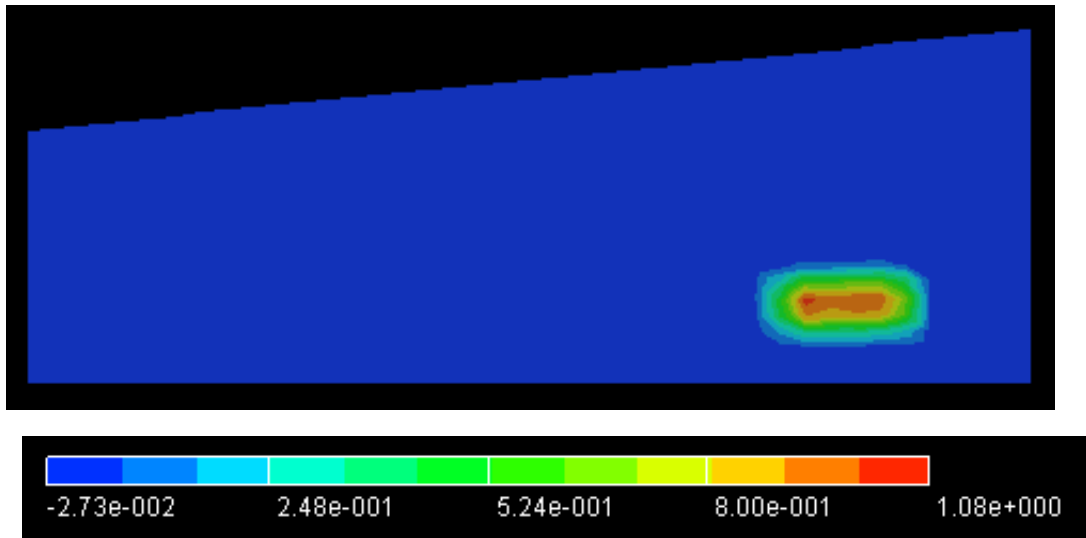


図 3.3-25 計算値継承前後における全水頭断面図

塩分濃度 (10 年後 : 計算値継承前)



塩分濃度 (10 年後 : 計算値継承後)

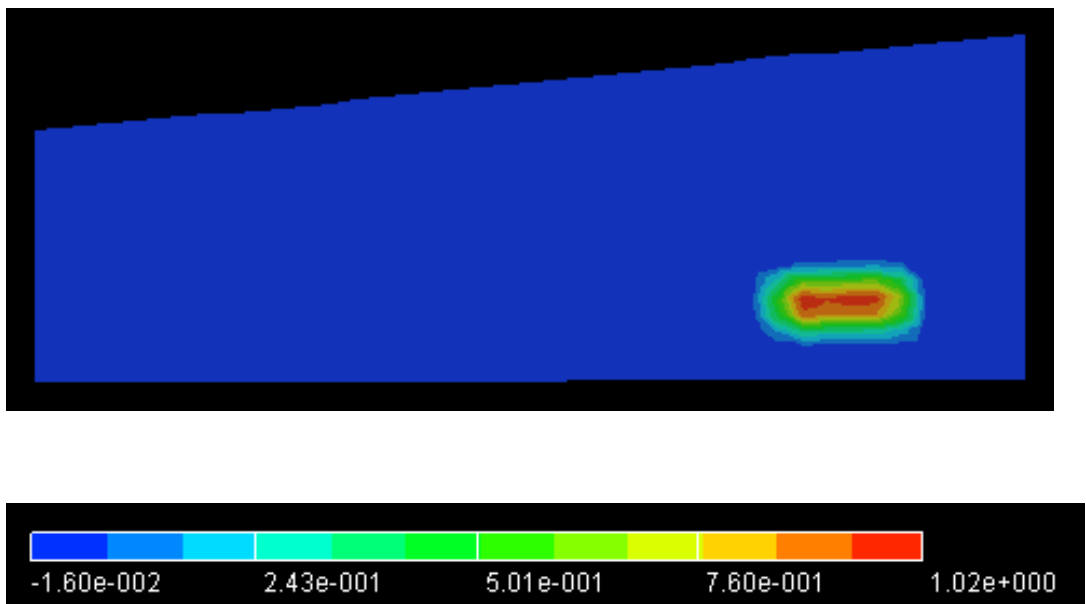


図 3.3-26 計算値継承前後における塩分濃度断面図

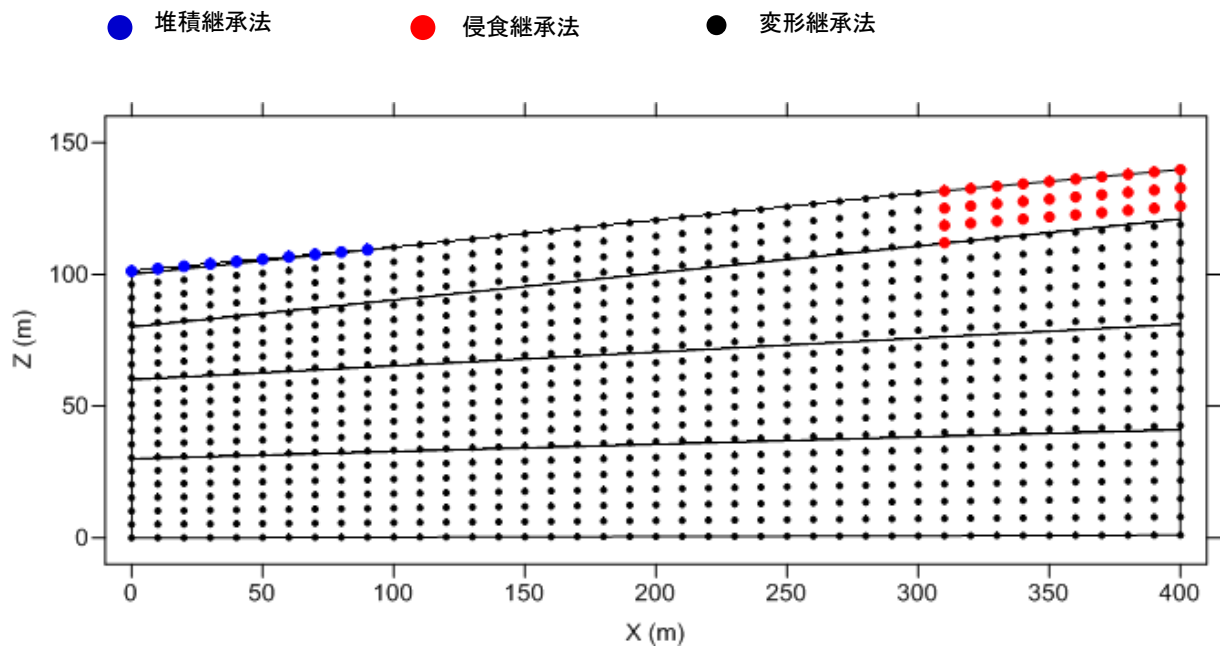
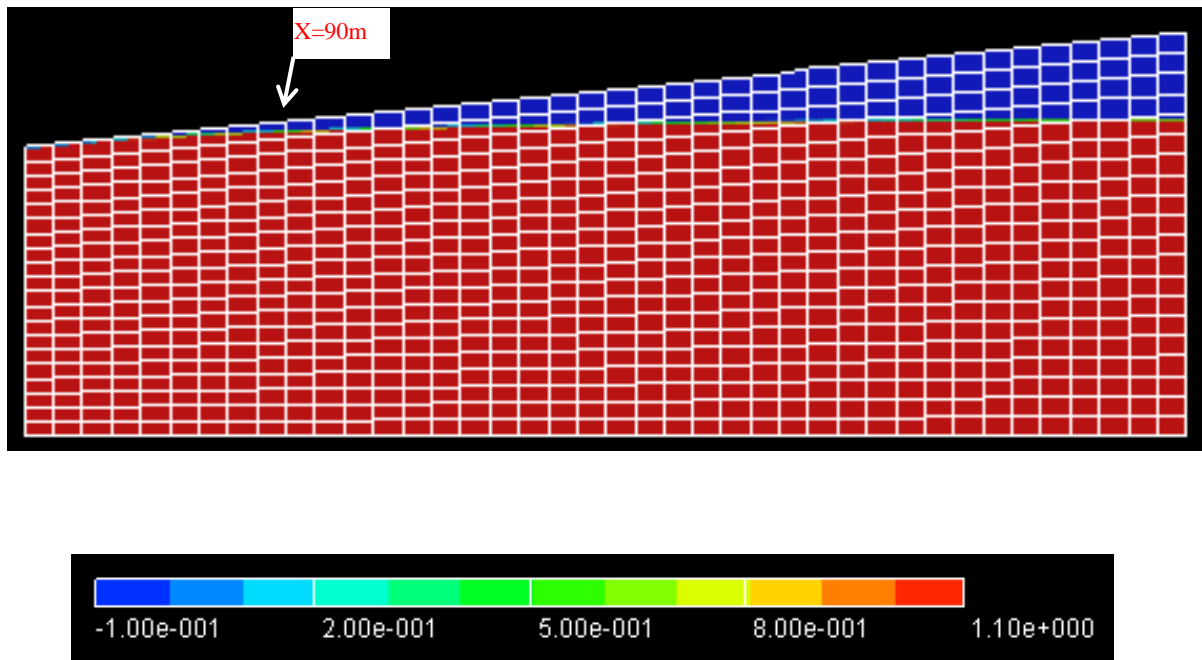


図 3.3-27 10年後における節点の計算値継承法

圧力水頭（10年後：計算値継承前）



圧力水頭（10年後：計算値継承後）

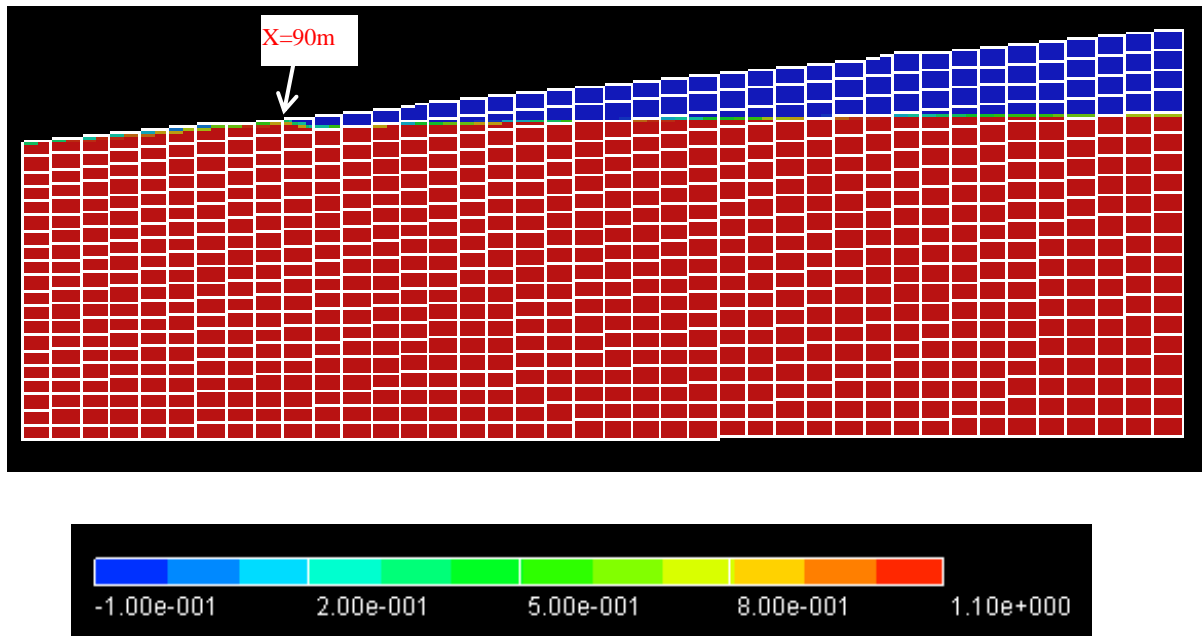


図 3.3-28 計算値継承前後における圧力水頭断面図

圧力水頭（10.01 年後：計算値継承後 0.01 年後）

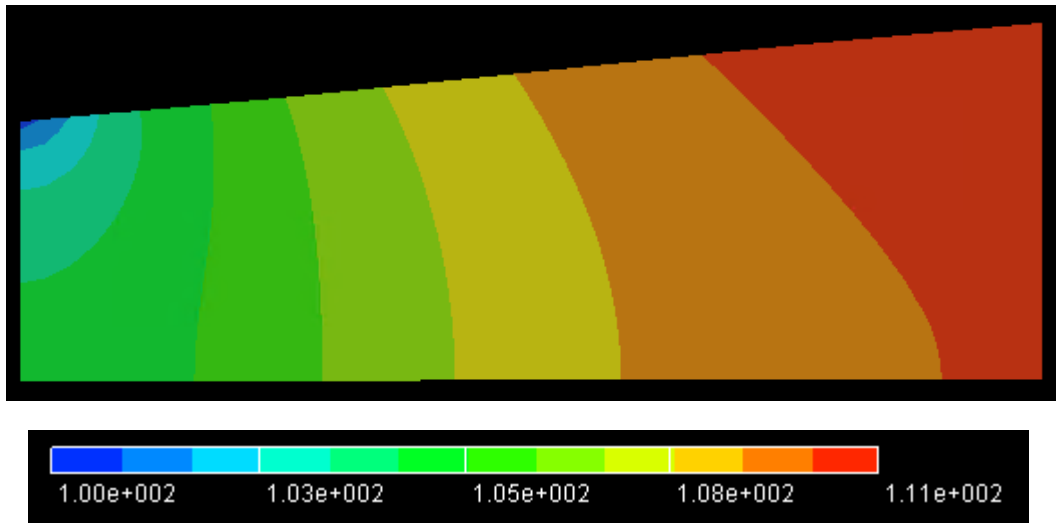


図 3.3-29 計算値継承後 0.01 年後の全水頭断面図

3.4 炉内等廃棄物の中深度処分を対象とした核種移行解析

図 3.1-1 に示したように、本調査においては、3次元地形変化から3次元地下水流動・塩分濃度解析を行い、その結果から、埋設地の水質変化、核種移行経路を評価するとともに、それらをもとに解析した、人工バリアの変質、及び、核種移行経路上の地質・水質の時間変化の結果を一連の入力として、廃棄物から放出される放射性核種の流出点までの核種移行解析を行うことを目標としている。しかしながら、本年度においては、3次元地形変化については、その適用性の検討に着手したところで、また、地下水流動解析については、3次元の地形変化の結果を受けて地質構造を反映させる機能を追加したところであり、3次元の評価結果を核種移行解析に反映できる段階にない。したがって、本年度の核種移行解析は平成28年度までに受託研究「燃料デブリの処理・処分に関する予察的調査」で実施した河床縦断形を対象とした2次元の地形変化評価結果と2次元の地下水流動解析結果をベースとして、沿岸域を対象とした炉内等廃棄物の中深度処分を対象とした核種移行解析を行うこととした。

他方、炉内等廃棄物を対象とした中深度処分については、主に地層処分を対象として開発を進めてきた核種移行解析コード GSRW-PSA の適用することとするが、炉内等廃棄物を対象とした解析の経験がないことから、3.4.1 では、地形変化評価を反映した解析を実施する前に、既往の文献、最新の炉内等廃棄物の放射能インベントリをもとに、核種移行の予備解析を実施した。予備解析においては、中深度処分の安全評価上重要な核種を抽出して、本年度解析で実施する核種の絞り込みなどを実施するとともに、地形変化によらない安全評価上の留意点について整理した。

3.4.2 では、平成28年度に実施した河床縦断形を対象とした2次元地形変化と2次元地下水流動・塩分濃度解析結果をもとに、炉内等廃棄物を対象とした中深度処分の廃棄物埋設地を、沿岸域を想定しつつ、10万年後に対地深度70mを確保できる深度に、仮想エリアの侵食の程度を示す地質係数を2種類と現在汀線の陸側領域と海側領域の組み合わせとして4ケース設定した。設定した埋設地における塩分濃度の時間変化に基づき、海水系および降水系の2つのタイプの水質の時間変化を設定して、人工バリアの変質解析の境界条件とした。

3.4.3 では、3.4.2 で設定した廃棄物埋設地の時間変化に基づき、中深度処分体系における低透水層である圧縮ベントナイト層の12.5万年間の変質解析を行い、低透水層の安全機能の時間変化を評価した。

3.4.4 では、廃棄物埋設地から放出される核種の移行経路について、3.4.2 と同様に、2次元の地下水流動・塩分濃度解析結果に基づいて、各領域から水平方向に等間隔で50粒子を放出させた粒子追跡線解析を行い、解析体系から流出するまでの経路と経路上の地下水流速の変化を評価するとともに、地表などに流出するまでに通過する地質、水質の組み合わせを評価して、核種移行パラメータ設定の基礎データとした。このとき、粒子放出を開始する時刻を1万年ごとに設定するなどして、核種が人工バリアから放出されるタイミングに合わせた核種移行経路を割り当てられるようにするとともに、流出点が大きく変わる際に、被ばく評価地点を変更して評価できるようにした。

3.4.5 では、3.4.2～3.4.4 までの評価結果をもとに、一連のリンケージを行い、3.4.1 で整理した放射能インベントリなどに基づいて、核種移行解析、及び、被ばく線量評価を実施した。以上の解析結果から、炉内等廃棄物の中深度処分を対象とした安全評価において、評価上の留意点などについて、整理を行った。

3.4.1 GSRW-PSA による炉内等廃棄物の中深度処分を対象とした核種移行の予備解析

本リネージ評価の核種移行解析にはこれまでに主に地層処分を対象として開発を進めてきた核種移行解析コード GSRW-PSA を適用することとした。HLW 及び TRU 廃棄物の地層処分、地層処分が想定される燃料デブリの処分における安全評価に適用してきたものの、従来の余裕深度処分を含めて、中深度処分を対象とした核種移行解析を実施した経験がない。そこで、地形変化に伴う核種移行解析を実施する前に、中深度処分を対象とした核種移行の予備解析を実施した。

(1) 炉内等廃棄物の中深度処分とは

旧原子力安全委員会による「低レベル放射性固体廃棄物の埋設処分に係る放射能濃度上限値について、平成 19 年 5 月 21 日」(以下「LLW 濃度上限値」という。)⁽¹⁾では、比較的浅い地下に埋設する処分方式であるトレンチ処分及びピット処分と、比較的深い地下に埋設する処分方式である余裕深度処分の 3 通りに関して、原子炉施設から発生する放射性廃棄物(以下「原子炉廃棄物」という。)及び、再処理事業計画等の核燃料サイクル事業から発生する放射性廃棄物(以下「サイクル廃棄物」という。)に対する濃度上限値が示された。これに合わせて、第二種廃棄物埋設に係る事業規則⁽²⁾では、余裕深度処分に関する記述が追加・改定され、「「余裕深度処分」とは、地表から深さ五十メートル以上の地下に設置された廃棄物埋設地(第二種廃棄物埋設の事業に係るものに限る。以下同じ。)において放射性廃棄物を埋設の方法により最終的に処分することをいう。」と定義されている。そして、2010 年 8 月には、旧原子力安全委員会により「第二種廃棄物埋設の事業に関する安全審査の基本的考え方、平成 22 年 8 月 9 日」(以下「安全審査の基本的考え方」という。)⁽³⁾が決定され、これに従って第二種廃棄物埋設の事業が進められてきた。

しかし、その後、2011 年 3 月の東京電力福島第一原子力発電所の事故を契機として、安全確保の対策を強化するための新規制基準の制定が進められており⁽⁴⁾、近年、原子力規制委員会により「炉内等廃棄物の埋設に係る規制の考え方について(案)、平成 28 年」(以下「規制の考え方」という。)⁽⁵⁾がまとめられ、そこでは、原子力発電所等の廃止措置及び運転(以下「廃炉等」という。)に伴い発生する、原子炉圧力容器内の高放射線環境下での放射化等により比較的放射能濃度が高くなった炉内構造物等の廃棄物(以下「炉内等廃棄物」という。)に対して、深度は浅地中処分(トレンチ処分又はピット処分)よりも深く、地層処分よりも浅い、中深度処分を行うものとされた。ここで、中深度処分とは余裕深度処分のことであり、同様の処分概念として国際的には「Intermediate-depth disposal(中深度処分)」が使用されてきたことから、国際的な表記と整合のとれる「中深度処分」という名称に変更されたものである⁽⁶⁾。したがって、本報告書においても中深度処分という名称を使用するものとした。なお、将来的には、核燃料加工施設からも中深度処分対象となるウラン廃棄物が発生することが予想されるが、そのような廃棄物を対象とする埋設計画が具体化していない現段階では、検討から除外するものとした。

炉内等廃棄物は、廃炉等により発生する低レベル放射性核種のうち放射能濃度の比較的高い廃棄物であり、具体的には原子炉構造物、使用済制御棒、チャンネルボックス、バーナブルポイズン、プロセス廃棄物からなる。その大半は、ステンレス鋼などの金属が燃料近傍で中性子照射されて生じた放射化金属であり、この他、コンクリート、使用済みのイオン交換樹脂などが含まれる⁽⁷⁾。また、炉内等廃棄物に含まれる放射性核種の特徴として、放射性核種の種類は浅地中処分の対象と大きく変わらないこと、地層処分の対象廃棄物である高レベル放射性廃棄物(以下「HLW」という。)とは異なり、 α 線を放出する放射性核種をほとんど含まないこと、放射能濃度は HLW に比べて低いものの、半減期が数百年を超える放射性核種(以下「長半減

期核種」という。)の濃度が浅地中処分の対象廃棄物に比べ数桁高いこと、などがあげられる⁽⁵⁾。そのため、炉内等廃棄物の中深度処分では、これらの特徴を踏まえた安全評価が必要となる。

日本原子力学会標準「余裕深度処分の安全評価手法：2008」(以下、「原子力学会標準」という。)⁽⁶⁾では、中深度処分において、数百年の管理期間が設定されることから、安全評価シナリオは、管理期間内と管理期間終了後に区分して考えるものとしている。管理期間内の安全性の判断のめやすは、原子力安全委員会「放射性廃棄物埋設施設の安全審査の基本的考え方、昭和63年3月17日決定、一部改訂平成13年3月29日」⁽⁷⁾に示されたものを適用することができるとされた。一方、管理期間終了後の安全性の判断のめやすは、原子力安全委員会「低レベル放射性廃棄物埋設に関する安全規制の基本的考え方(中間報告)、平成19年7月12日」(以下、「安全規制の基本的考え方(中間報告)」という。)⁽¹⁰⁾の分類に従い、基本シナリオ、変動シナリオ及び人為・稀頻度事象シナリオの3区分に対して被ばく線量の評価例を示している⁽⁸⁾。

このように原子力発電所の廃止措置の進展に伴い、それらから発生する炉内等廃棄物の中深度処分の実現に向けた規制基準や安全評価手法の整備の必要性が高まっている。

(2) 本予備解析の目的

日本原子力研究開発機構(以下、「JAEA」という。)では、原子力規制委員会原子力規制庁が進める、炉内等廃棄物埋設等に適用する規制基準及び事業許可申請に必要な安全評価ガイドの整備及び審査に必要な安全評価手法の整備に資するため、炉内等廃棄物処分の安全評価手法の整備を行っている。

本報告書では、炉内等廃棄物処分の安全評価手法の整備の一環として、炉内等廃棄物の中深度処分について、原子力学会標準⁽⁶⁾における一般的な被ばく経路となる地下水移行を介した線量評価を対象とした安全評価シナリオのうち、基本シナリオを参考に、炉内等廃棄物に関する最新のデータ⁽¹¹⁾に基づいた予察的安全評価(核種移行解析及び線量評価)を行うものとした。

また、菅谷ほか(2010)⁽¹²⁾では、原子力学会標準⁽⁶⁾の手法に基づいて、JAEAが保有する原子力施設等から発生する廃棄物の中深度処分に関して、基本・変動シナリオに係る検討・評価が行われており、本検討においても、評価手法やモデル、パラメータ等の設定の参考とした。

(3) 中深度処分対象炉内等廃棄物の種類と分類

(a) 中深度処分対象炉内等廃棄物の種類

電気事業連合会「余裕深度処分対象廃棄物に関する基本データ集(一部改定)、平成28年8月23日」(以下、「基本データ集」という。)⁽¹¹⁾では、沸騰水型原子炉(BWR)、加圧水型原子炉(PWR)、黒鉛減速ガス冷却炉(GCR)、再処理工場・MOX工場から発生する運転廃棄物及び解体廃棄物のうち、中深度処分対象となる廃棄物の種類及び物量、放射線量等の基本データが示されている。なお、基本データ集⁽¹¹⁾における数値は、現在運転中の軽水炉発電所(48プラント(BWR:24プラント、PWR:24プラント))、廃止措置中の軽水炉発電所(8プラント)及び日本原子力発電(株)東海発電所、建設中の軽水炉発電所(2プラント)並びに日本原燃(株)再処理工場・MOX工場から発生する運転廃棄物及び解体廃棄物(東京電力(株)福島第一原子力発電所1~3号機の解体廃棄物は除く)を基に編纂されたものであり、今後の技術開発や発電所・再処理工場・MOX工場の運転計画等の変更によって変動しうるものである。また、LLW濃度上限値⁽¹⁾の参考資料では、「原子炉廃棄物」の放射性物質濃度は、第2回低レベル放射性廃棄物埋設分科会⁽¹³⁾で提示された軽水炉及びガス炉から発生する廃棄物の物量と放射線濃度に重水炉(ふげん)と高速炉(常陽)の分を足し合わせたものが示されているに対して、基本データ集⁽¹¹⁾ではそれらが含まれていない。同様に、濃度上限値⁽¹⁾では、「サイクル廃棄物」として、

日本原子力研究開発機構（以下、「JAEA」という。）の再処理工場・MOX工場からの廃棄物が含まれているのに対して、基本データ集⁽¹¹⁾ではそれらが含まれていない、などの違いがみられるが、本報告書では、予備的評価であることを前提に、基本データ集⁽¹¹⁾に記載された数値のみを評価に使用するものとした。

基本データ集⁽¹¹⁾に示された発生箇所ごと（BWR、PWR、GCR、再処理工場・MOX工場）の中深度処分対象廃棄物の種類と全体物量を表 3.4-1～表 3.4-4 に示す。これらの表から、中深度処分対象廃棄物には、多種多様な廃棄物が含まれていることがわかるが、実際の廃棄物の処分及び安全評価においては、TRU 廃棄物の地層処分に係る安全評価（TRU 廃棄物処分概念検討書⁽¹⁴⁾や TRU 廃棄物処分技術検討書（以下「第 2 次 TRU レポート」という）⁽¹⁵⁾）のように、廃棄物の特性（処分施設の設計や核種の浸出特性等）を踏まえた分類を行った方がより合理的な処分・評価となるものとする。

表 3.4-1 中深度処分対象廃棄物の種類と全体物量【BWR】⁽¹⁾

廃棄物種類		廃棄物名称	主な材質	物量	
				重量 (ton)	体積 (m ³)
運転 廃棄物	運転中に継続的に発生する廃棄物	B ₄ C 型制御棒	ステンレス鋼 ホロンカーバイト [°]	1,483	403
		Hf 型制御棒	ステンレス鋼 ハフニウム	438	58
		チャンネルボックス	ジルコイ	744	114
		炉内計装管	ステンレス鋼	401	51
		その他廃棄物 ^{※1}	—	114	20
		粉末樹脂、粒状樹脂	—	2,553	5,483
	炉内構造物 取替えに伴い発生する 廃棄物	上部格子板	ステンレス鋼	774	98
		シュラウド	ステンレス鋼		
		炉心支持板	ステンレス鋼		
		炉心スプレイスパージャ	ステンレス鋼		
		ジェットポンプ	ステンレス鋼		
その他廃棄物 ^{※2}	—				
解体 廃棄物	解体時に発生する廃棄物	上部格子板	ステンレス鋼	302	39
		シュラウド	ステンレス鋼	1,014	130
		炉心支持板	ステンレス鋼	295	38
		炉心スプレイスパージャ	ステンレス鋼	47	6
		ジェットポンプ	ステンレス鋼	297	38
		シュラウドヘッドフランジ	ステンレス鋼	76	10
		制御棒ガイドチューブ	ステンレス鋼	174	22
		燃料支持金具	ステンレス鋼	368	47
		付随廃棄物	—	169	22
		その他廃棄物	—	2	1
合計				9,251	6,580

※1 チャンネルファスナ、ポイズンカーテン、水中フィルタ等の廃棄物

※2 ガイドロッド、差圧検出管、給水スパージャ、ほう酸水注入管、水中フィルタ等の廃棄物

表 3.4-2 中深度処分対象廃棄物の種類と全体物量【PWR】(1/2) ⁽¹⁾

廃棄物種類		廃棄物名称	主な材質	物量		
				重量 (ton)	体積 (m ³)	
運転 廃棄物	運転中に 継続して 発生する 廃棄物	制御棒	Ag-In-Cd、 ステンレス鋼	287	30	
		バーナブルポイズン*1	ボケイ酸ガラス、 ステンレス鋼	35	8	
		ブラギングデバイス	ステンレス鋼	18	2	
		使用済樹脂・樹脂処理廃液	—	1,890	1,982	
	炉内構造 物取替え に伴い発 生する廃 棄物	バップル	ステンレス鋼	257	33	
		炉心槽	ステンレス鋼			
		熱遮へい体	ステンレス鋼			
		上部炉心板	ステンレス鋼			
		上部プレナム1	ステンレス鋼			
		上部プレナム2	ステンレス鋼			
		下部炉心板	ステンレス鋼			
		下部プレナムI-1	ステンレス鋼			
	解体 廃棄物	解体時に 発生する	バップル	ステンレス鋼	265	36
			バップルフォーマ板	ステンレス鋼	71	9
廃棄物		炉心槽	ステンレス鋼	801	123	
		上部炉心板	ステンレス鋼	58	7	
		制御棒クラスター案内管 上部プレナム1	ステンレス鋼	9	4	
		制御棒クラスター案内管 上部プレナム2	ステンレス鋼	38	22	
		熱遮へい体	ステンレス鋼	585	72	
		下部炉心板	ステンレス鋼	52	7	
		下部プレナムI-1	ステンレス鋼	10	2	
		下部プレナムI-2	ステンレス鋼	20	3	
		下部プレナムI-3	ステンレス鋼	20	3	
		下部炉心支持板	ステンレス鋼	297	38	
		汚染金属	ステンレス鋼	240	31	
		コンクリート	コンクリート	1,740	696	
付随廃棄物	—	95	12			
合 計				6,788	3,120	

※1 将来発生するバーナブルポイズンは、燃料と共に再処理工場へ搬出されるため、発電所廃棄物から発生する廃棄物には計上せず、再処理工場から発生する廃棄物として取り扱う。

再処理工場より余裕深度対象廃棄物として発生するバーナブルポイズン量は、再処理工場の稼働率に依存するため、発電所から搬出するバーナブルポイズン全てが余裕深度処分対象廃棄物量として計上されない。

表 3.4-3 中深度処分対象廃棄物の種類と全体物量【GCR】⁽¹⁾

廃棄物種類		廃棄物名称	主な材質	物量	
				重量 (ton)	体積 (m ³)
運転 廃棄物	運転中に継続的に発生する廃棄物	黒鉛スリーブ付属金属	ステンレス鋼	<1	<1
		その他 (バンカ内放射化金属)	ステンレス鋼	20	3
解体 廃棄物	解体時に発生する廃棄物	黒鉛ブロック	黒鉛	1,514	865
		炉内構造物	ステンレス鋼	15	2
		制御棒	ステンレス鋼 (一部炭素鋼)	11	2
		二次廃棄物	ステンレス鋼	4	1
合 計				1,564	873

表 3.4-4 中深度処分対象廃棄物の種類と全体物量【再処理・MOX 工場分】⁽¹⁾

廃棄物 種類		廃棄物名称	物量		
			重量 (ton)	体積 (m ³)	
再 処 理 工 場	操 業 廃 棄 物	放射化 金属	チャンネルボックス	5,265	808
			バーナブルポイズン	241	31
		汚 染 廃 棄 物	不燃性廃棄物Ⅰ	952	131
			不燃性廃棄物Ⅰ (ハルドラム)	2,734	346
			不燃性廃棄物Ⅰ (特殊機器廃品等)	65	9
			可燃性廃棄物Ⅱ	552	460
	解 体 廃 棄 物	—	一次廃棄物 (本体)	3,883	658
			一次廃棄物 (廃棄物処理施設)	1,322	167
			汚染コンクリート	1,470	684
			二次廃棄物Ⅰ 可燃	469	235
			二次廃棄物Ⅰ 難燃	73	37
			二次廃棄物Ⅰ 不燃	20	4
			系統除染廃液Ⅱ	87	48
			部分除染廃液Ⅱ	90	50
M O X 工 場	操 業 廃 棄 物	可燃性廃棄物Ⅱ	40	33	
		一次廃棄物Ⅱ (金属)『機器更新』	107	21	
		一次廃棄物Ⅱ (不燃)『機器更新』	9	2	
	解 体 廃 棄 物	一次廃棄物Ⅱ (金属)	162	32	
		一次廃棄物Ⅱ (不燃)	12	2	
合 計			17,553	3,758	

(b) 分類の考え方

そこで、基本データ集⁽¹¹⁾に示された廃棄体仕様における容器形状に関して、BWR 運転・解体廃棄物、PWR 運転・解体廃棄物、GCR 運転・解体廃棄物に対して「1.6□×1.6m 容器」、再処理・MOX 操業廃棄物・解体廃棄物に対して「1.6□×1.2m 容器」との記載があり、これに基づいて廃棄体数が計算されていることから、安全評価では、BWR・PWR・GCR といった原子力発電所に由来する原子炉廃棄物と、再処理工場・MOX 工場に由来するサイクル廃棄物に大別することができる。

また、原子力学会標準⁽⁸⁾では、対象廃棄物には、放射化金属のような廃棄物の母材中に放射性核種が含まれているものと、樹脂のような放射性核種で汚染されたものがあり、前者の放射化金属のように放射性核種が金属内部に閉じ込められているものについては、母材である金属の腐食に伴う溶出率を設定することで、後者の汚染した状態の放射性核種については、評価モデルとして収着効果を考慮することによって、廃棄物からの放射性核種の放出過程をモデル化している。そこで、核種溶出の観点から、金属廃棄物や黒鉛に関しては、溶出率を設定可能な放射化金属を含む混合廃棄物（以下「放射化金属等」という。）として、それ以外の樹脂類、コンクリート、除染廃液、その他（詳細不明含む）に関しては、汚染廃棄物として分類した。

放射化金属等としては、廃棄物の種類（ステンレス鋼、ジルカロイ、黒鉛）に応じて異なった溶出率を設定可能なものは別のグループとして扱うものとした。ここで、ジルカロイに関して、TRU 廃棄物の地層処分に係る安全評価⁽¹⁴⁾⁽¹⁵⁾では、使用済被覆管に使用されるジルカロイに20%の酸化皮膜が存在することが報告されている⁽¹⁶⁾ことから、その閉じ込め性能は低いものとしてこの領域に存在する放射化生成物については瞬時放出として扱っている。しかし、近年の報告⁽¹⁷⁾では、酸化物中の C-14 存在量は総インベントリの10%未満であり、6.5年後の C-14 の気相や溶存有機物及び溶存無機物への各浸出比の合計は、浸漬された被覆管の C-14 インベントリ全体の0.01%未満であることなどから、既存の評価における設定（酸化皮膜20%及び瞬時放出）はやや保守的過ぎることが指摘されている。また、炉内等廃棄物に含まれるジルカロイは燃料の被覆管に比べて過酷な環境に曝されていないものだと考えられるため、ここではジルカロイに関して酸化皮膜成分はないものと仮定した。

なお、BWR 運転廃棄物の B₄C 型制御棒に含まれるボロンカーバイト及び、PWR 運転廃棄物のバーナブルポイズンに含まれるホウケイ酸ガラスに関しては、使用済制御棒の放射化計算及び測定を行っている報告⁽¹⁸⁾において、放射性核種は被覆材としてのステンレス鋼の放射化に由来するものがほとんどであることが示されているため、ステンレス鋼として取り扱うものとした。同様に、BWR 運転廃棄物の Hf 型廃棄物に関しても、ステンレス鋼の放射化が主であると仮定し、ステンレス鋼として取り扱うものとした。また、BWR 運転廃棄物のうち、炉内構造物取替えに伴い発生する廃棄物には、ステンレス鋼ではない其他廃棄物が含まれているが、それ以外のステンレス鋼を主な材質とする廃棄物と分離するための情報が得られなかったため、ステンレス鋼に含めるものとした。一方、PWR 運転廃棄物の制御棒ガイドチューブに含まれる Ag-In-Cd 合金に関しては、先述の報告⁽¹⁸⁾によると、Ag-In-Cd 合金の放射化に由来する Ag-108m が多量に存在することが確認されているものの、現状において Ag-In-Cd 合金の溶出率を設定するための情報が不足しているため、ステンレス鋼として扱うものとした。今後、情報収集・実験等により、Ag-In-Cd 合金の溶出率を設定する情報を取得し、それを反映するため、別のグループとして分離する必要がある。

一方、汚染廃棄物からの溶出に関しては、菅谷ほか（2010）⁽¹²⁾と同様に、廃棄物中の核種が瞬時に放出されるもの（瞬時放出）として扱うものとした。また、菅谷ほか（2010）⁽¹²⁾における安全評価では、汚染廃棄物の一部には、人工バリア等の核種閉じ込め機能に影響を与える物

質（原著には明記されていないが、硝酸塩と推測される）が含まれており、これらが同一の処分坑道に埋設処分されることは考えにくいとして、汚染廃棄物については、「影響物質を含む廃棄物」と「影響物質を含まない廃棄物」に分類している。基本データ集⁽¹¹⁾には、個々の廃棄物の物性に係る詳細な情報が記載されていないため、どの廃棄物に核種閉じ込め機能に影響を与える物質（硝酸塩と仮定）が含まれているのか不明であるが、ここでは、PWR 運転廃棄物の樹脂処理廃液（表 3.4-2 では、「使用済樹脂・樹脂処理廃液」としての合計値が示されているが、基本データ集⁽¹¹⁾において示されたその他の表から分離可能である）と、再処理工場解体廃棄物の系統除染廃液Ⅱ及び部分除染廃棄Ⅱを、影響物質を含む廃棄物として、それぞれ、汚染廃棄物（樹脂処理廃液）と汚染廃棄物（除染廃液）として区別した。残りの汚染廃棄物（樹脂類、コンクリート、その他）は、影響物質を含まない廃棄物とした。ここで、コンクリートからの核種の溶出に関して、評価の時間スケールが比較的短い浅地中処分などの安全評価では、その溶出挙動は重要であるが、コンクリートが放射化によって生成される放射性核種が限定的（⁶⁰Co、¹³⁴Cs、¹⁵²Eu が検出され、⁴¹Ca、⁵⁵Fe、¹³³Ba、¹⁵⁴Eu も生成しているものと推定された）で半減期が比較的短い（半減期が 1.03×10^5 年の ⁴¹Ca を除く）こと⁽¹⁹⁾、廃炉等において、コンクリート廃棄物はブロック、破片、顆粒、粉などの多種多様な形で発生することが予想され、その溶出モデルを設定するのは困難であること⁽²⁰⁾から、後述するようにセメント系材料及びベントナイト系材料を設置する中深度処分では、それらの媒体中での移行速度に比してコンクリートからの核種の溶出は十分に速いものと考え、汚染廃棄物として扱うものとした。

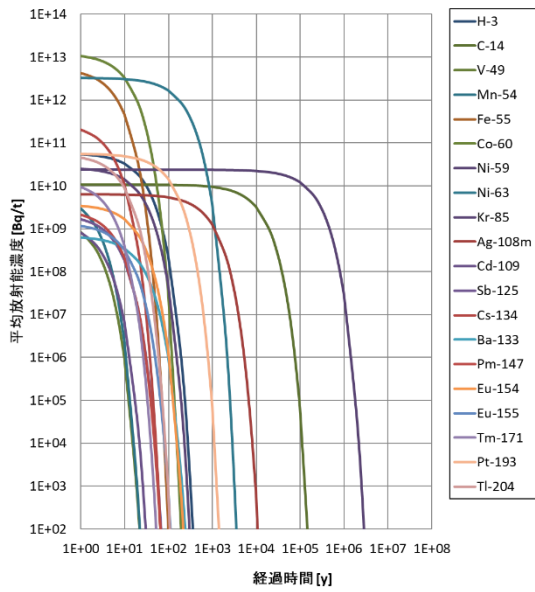
(c) 分類結果

以上の分類に従った、中深度処分対象炉内等廃棄物に対する廃棄体の分類結果を表 3.4-5 に示す。表から、原子力発電所由来の原子炉廃棄物では、ステンレス鋼の発生量が最も多く、次いで汚染廃棄物（樹脂類、コンクリート、その他）という順であることがわかる。一方、再処理工場・MOX 工場由来のサイクル廃棄物では、汚染廃棄物（樹脂類、コンクリート、その他）の発生量が最も多く（全体で最も多い）、放射化金属（ステンレス鋼を仮定）がその約半分程度であることがわかる。

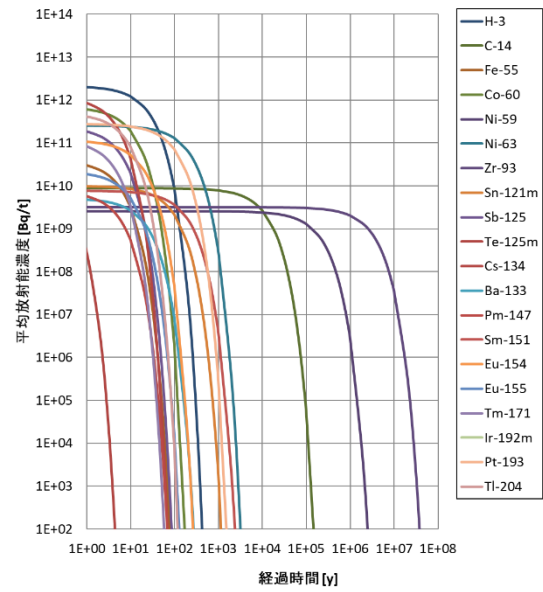
また、表 3.4-5 の分類による、各廃棄体グループにおける初期放射能濃度が高い上位 20 核種の平均放射能濃度の経時変化を図 3.4-1 に、その順位の内訳を表 3.4-6 に示す。ここで、各廃棄体グループの平均放射能濃度は、基本データ集⁽¹¹⁾から総放射能/廃棄体総重量により算出した。初期放射能濃度としては、ほとんどの廃棄体グループにおいて、放射化生成核種や FP 核種が比較的多く含まれていることがわかる。また、サイクル廃棄物の CYC_ot（汚染廃棄物（樹脂類、コンクリート、その他））や CYC_no（汚染廃棄物（除染廃液））に α 核種が相対的に多く含まれるものの、その濃度はほかの廃棄体グループの放射化生成核種や FP 核種に比べて低いことがわかる。表 3.4-6 から各廃棄体グループにおいて初期放射能濃度が上位 20 核種としてカウントされた回数を整理したものを表 3.4-7 に示す。この表からも、すべての廃棄体グループに Co-60 や Ni-63 が、ほとんどの廃棄体グループに C-14、Ni-59、Fe-55、Eu-154 などが相対的に多く含まれていることがわかる。一方、 α 核種に関しては Pu-241 が 5 つの廃棄体グループに比較的多くに含まれている以外は、1~3 つの廃棄体グループに含まれているに過ぎない。また、規制の考え方⁽⁵⁾において想定されている規制終了までの期間 300~400 年を考慮すると、これらの核種のうち半減期が 300 年を超える核種は、Be-10、C-14、Cl-36、Ca-41、Ni-59、Zr-93、Nb-94、Tc-99、Ag-108m、Sn-126、Cs-135、Ho-166m、U-236、U-238、Np-237、Pu-239、Pu-240、Pu-242、Am-241、Am-243、Cm-245 である（表 3.4-7 において網掛けの核種）。

表 3.4-5 中深度処分対象炉内等廃棄物に対する廃棄体の分類

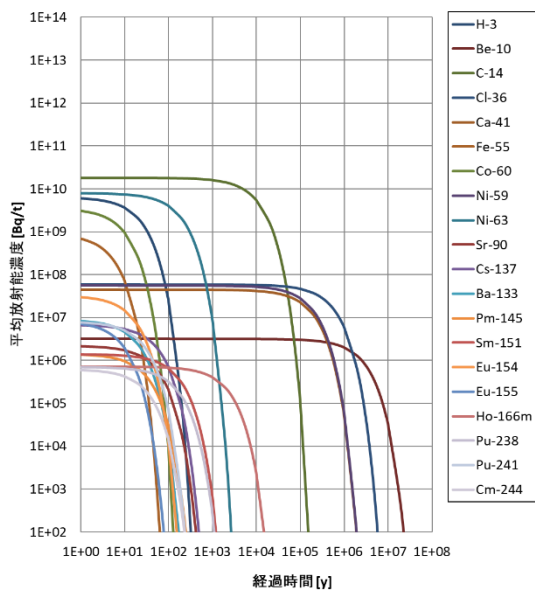
グループ	廃棄物発生源	容器形状	廃棄物の分類	影響物質	廃棄体発生量		小計		計	
					重量(ton)	体積(m ³)	重量(ton)	体積(m ³)	重量(ton)	体積(m ³)
BPG_st	原子力発電所 (原子炉廃棄物)	1.6m□× 1.6m容器	放射化金属等 (ステンレス鋼)	-	8782	1379	17603	10573	35156	14331
BPG_zr			放射化金属等 (ジルカロイ)	-	744	114				
BPG_gr			放射化金属等 (黒鉛)	-	1514	865				
BPG_ot			汚染廃棄物(樹脂類、 コンクリート、その他)	含まない	5235	7144				
BPG_no			汚染廃棄物 (樹脂処理廃液)	含む	1328	1071				
CYC_st	再処理工場 ・MOX工場 (サイクル廃棄物)	1.6m□× 1.2m容器	放射化金属等 (ステンレス鋼を仮定)	-	5775	892	17553	3758		
CYC_ot			汚染廃棄物(樹脂類、 コンクリート、その他)	含まない	11601	2768				
CYC_no			汚染廃棄物 (除染廃液)	含む	177	98				



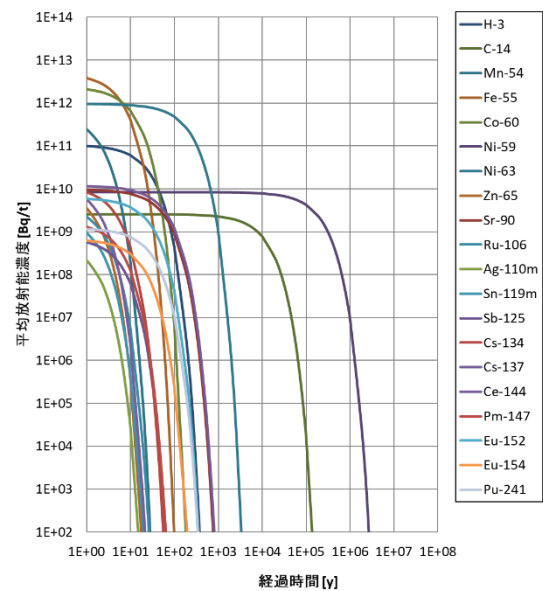
(a) BPG_st



(b) BPG_zr



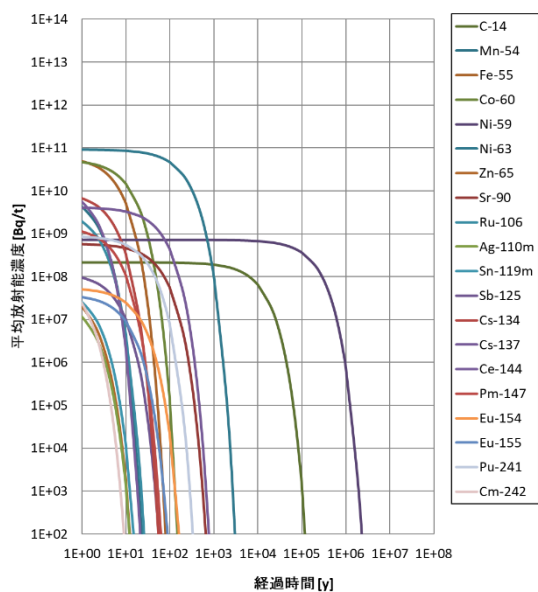
(c) BPG_gr



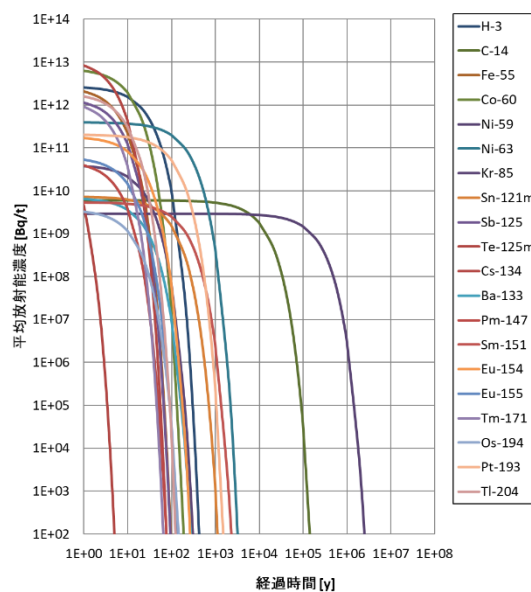
(d) BPG_ot

※ 電気事業連合会「余裕深度処分対象廃棄物に関する基本データ集（一部改定）」（平成 28 年 8 月 23 日）⁽¹¹⁾より廃棄体グループの平均放射能濃度（＝総放射能／廃棄体総重量）を算出した。

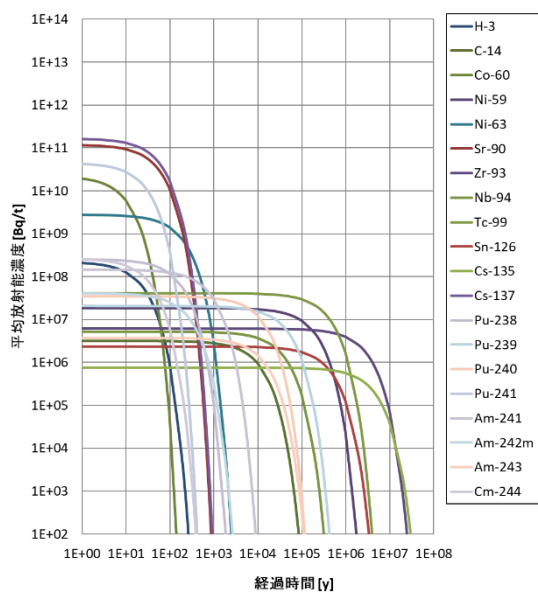
図 3.4-1 各廃棄体グループにおける初期放射能濃度が高い上位 20 核種の平均放射能濃度の経時変化（1/2）



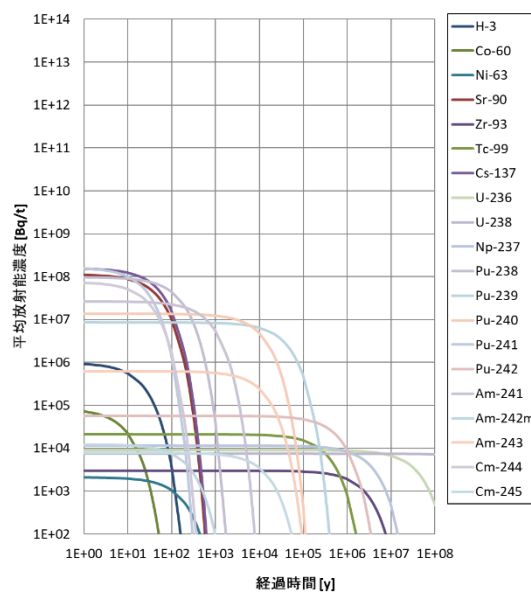
(e) BPG_no



(f) CYC_st



(g) CYC_ot



(h) CYC_no

※ 電気事業連合会「余裕深度処分対象廃棄物に関する基本データ集（一部改定）」（平成 28 年 8 月 23 日）⁽¹¹⁾より廃棄体グループの平均放射能濃度（＝総放射能／廃棄体総重量）を算出した。

図 3.4-1 各廃棄体グループにおける初期放射能濃度が高い上位 20 核種の平均放射能濃度の経時変化 (2/2)

表 3.4-6 各廃棄体グループにおける初期放射能濃度が高い上位 20 核種の内訳

初期放射能濃度の高い順	BPG_st	BPG_zr	BPG_gr	BPG_ot	BPG_no	CYC_st	CYC_ot	CYC_no
1	Co-60	H-3	C-14	Fe-55	Ni-63	Cs-134	Cs-137	Pu-241
2	Fe-55	Cs-134	Ni-63	Co-60	Fe-55	Co-60	Sr-90	Cs-137
3	Ni-63	Co-60	H-3	Ni-63	Co-60	Fe-55	Pu-241	Sr-90
4	Cs-134	Tl-204	Co-60	Mn-54	Ce-144	H-3	Co-60	Pu-238
5	H-3	Pt-193	Fe-55	H-3	Mn-54	Tl-204	Ni-63	Cm-244
6	Pt-193	Ni-63	Cl-36	Ce-144	Cs-134	Sb-125	Cm-244	Am-241
7	Tl-204	Sb-125	Ni-59	Cs-137	Cs-137	Tm-171	Pu-238	Pu-240
8	Kr-85	Tm-171	Ca-41	Cs-134	Ru-106	Ni-63	H-3	Pu-239
9	Ni-59	Eu-154	Eu-154	Zn-65	Pm-147	Te-125m	Am-241	H-3
10	Tm-171	Fe-55	Ba-133	Sr-90	Pu-241	Pt-193	Am-242m	Am-243
11	C-14	Te-125m	Eu-155	Ni-59	Ni-59	Eu-154	Tc-99	Co-60
12	Mn-54	Eu-155	Pu-241	Eu-152	Sr-90	Eu-155	Pu-240	Pu-242
13	Ag-108m	Sn-121m	Cs-137	Ru-106	C-14	Pm-147	Pu-239	Tc-99
14	Eu-154	C-14	Be-10	C-14	Sb-125	Kr-85	Ni-59	Am-242m
15	Pm-147	Sm-151	Sr-90	Sn-119m	Cm-242	Sn-121m	Zr-93	Np-237
16	Sb-125	Pm-147	Pm-145	Pm-147	Sn-119m	Ba-133	Nb-94	U-236
17	V-49	Ba-133	Sm-151	Pu-241	Zn-65	C-14	Am-243	Cm-245
18	Cd-109	Ir-192m	Ho-166m	Sb-125	Eu-154	Sm-151	C-14	U-238
19	Eu-155	Zr-93	Pu-238	Eu-154	Eu-155	Os-194	Sn-126	Zr-93
20	Ba-133	Ni-59	Cm-244	Ag-110m	Ag-110m	Ni-59	Cs-135	Ni-63

表 3.4-7 各廃棄体グループにおいて初期放射能濃度が高い上位 20 核種としてカウントされた回数

核種	半減期	カウント数	核種	半減期	カウント数
Co-60	5.2713y	8	Te-125m	57.40d	2
Ni-63	100.1y	8	Ce-144	284.91d	2
H-3	12.32y	7	Pu-239	2.411E+4y	2
C-14	5.70E+3y	7	Pu-240	6564y	2
Ni-59	1.01E+5y	7	Am-241	432.2y	2
Fe-55	2.737y	6	Am-242m	141y	2
Eu-154	8.593y	6	Am-243	7.37E+3y	2
Sr-90	28.79y	5	Be-10	1.51E+6y	1
Sb-125	2.75856y	5	Cl-36	3.01E+5y	1
Cs-134	2.0648y	5	Ca-41	1.02E+5y	1
Cs-137	30.1671y	5	V-49	330d	1
Pm-147	2.6234y	5	Nb-94	2.03E+4y	1
Eu-155	4.7611y	5	Ag-108m	418y	1
Pu-241	14.35y	5	Cd-109	461.4d	1
Ba-133	10.52y	4	Sn-126	2.30E+5y	1
Mn-54	312.12d	3	Cs-135	2.3E+6y	1
Zr-93	1.53E+6y	3	Pm-145	17.7y	1
Sm-151	90y	3	Eu-152	13.537y	1
Tm-171	1.92y	3	Ho-166m	1.20E+3y	1
Pt-193	50y	3	Os-194	6.0y	1
Tl-204	3.78y	3	Ir-192m	1.45m	1
Pu-238	87.7y	3	U-236	2.342E+7y	1
Cm-244	18.10y	3	U-238	4.468E+9y	1
Zn-65	244.06d	2	Np-237	2.144E+6y	1
Kr-85	10.756y	2	Pu-242	3.75E+5y	1
Tc-99	2.111E+5y	2	Cm-242	162.8d	1
Ru-106	373.59d	2	Cm-245	8.5E+3y	1
Ag-110m	249.76d	2			
Sn-119m	293.1d	2			
Sn-121m	43.9y	2			

※ 網掛けは半減期が 300 年を超える核種を示す。

(4) 処分概念

本検討では、沿岸・平野部の堆積岩を主な地質環境の対象として解析を実施する。

(a) 処分システムの設計条件

総合資源エネルギー調査会原子力安全・保安部会廃棄物安全小委員会埋設処分技術ワーキンググループの第6回資料2「余裕深度埋設の概要, 平成23年1月19日」⁽²¹⁾に示された中深度処分における埋設施設の構造イメージを図3.4-2に示す。原子力学会標準⁽⁸⁾における説明によると、中深度処分埋設施設では、現行の低レベル放射性廃棄物埋設施設と同等以上の核種閉じ込め性能が要求されることから、コンクリートピットの周囲に岩盤よりも透水性が小さい高配合ベントナイト（図3.4-2における低透水層：圧縮ベントナイト）を敷設し、廃棄体を定置した後のコンクリートピットにはモルタルを充填することにより一体化されたとしている。また、モルタルなどのセメント系材料については、現行埋設施設では収着性能しか見込んでいないが、コンクリートピット内面又は外面に、より緻密な材料（図3.4-2ではコンクリートピット外面の低拡散層：モルタル）を用いることによって拡散抑制効果が期待されている⁽⁸⁾。

原子力学会標準⁽⁸⁾及び菅谷ほか（2010）⁽¹²⁾に示された埋設施設における人工バリアの寸法設定値を表3.4-8に示す。原子力学会標準⁽⁸⁾と菅谷ほか（2010）⁽¹²⁾において、想定する人工バリアの各層の厚さに大差はなく、ここでは、原子力学会標準⁽⁸⁾を参考に、コンクリートピット及び低拡散層の厚さを0.5m、低透水層の厚さを1mと設定した。

以上より、処分概念図（図3.4-2）及び人工バリアの寸法設定値（表3.4-8における原子力学会標準⁽⁸⁾の設定値）を基に廃棄体グループ（表3.4-5）別の人工バリアの処分施設形状の諸元を整理したものを表3.4-9に示す。ここで、原子力発電所起源の廃棄体（BPG）は、図3.4-2の断面図から、1.6m□×1.6m容器を、横5列×高さ4列（幅8m×高さ6.4m×奥行1.6m）の20個を1組として、坑道長さ方向に何列できるかを、各廃棄体グループの廃棄体個数から求め（余りがある場合は1列とした）、廃棄体定置領域の長さを算出した。同様に、再処理工場・MOX工場起源の廃棄体（CYC）は、1.6m□×1.2m容器を、横5列×高さ5列（幅8m×高さ6m×奥行1.6m）の25個を1組として、坑道長さ方向に何列できるかを、各廃棄体グループの廃棄体個数から求め、廃棄体定置領域の長さを算出した。また、各領域の体積及び表面積は断面方向のみの領域を対象として算出した。

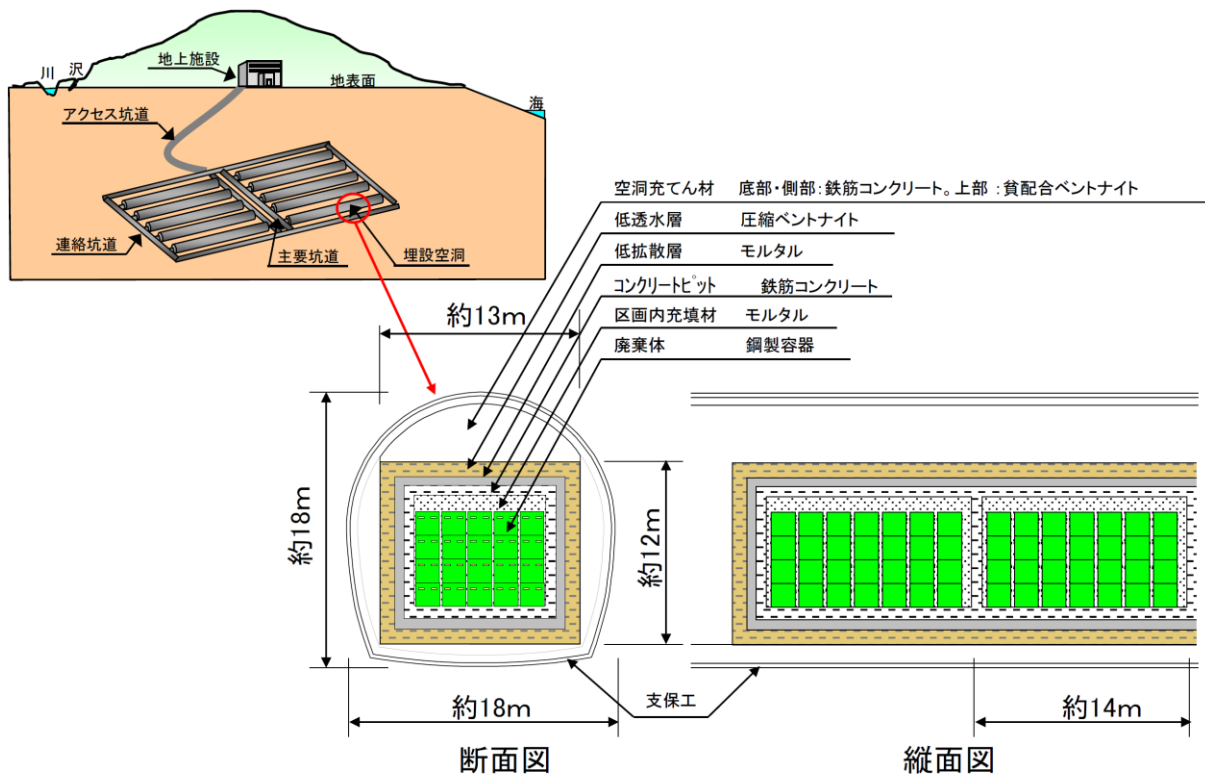


図 3.4-2 中深度処分における埋設施設の構造イメージ⁽²¹⁾

表 3.4-8 埋設施設における人工バリアの寸法設定値

パラメータ		設定値	
		原子力学会標準 ^{*1}	菅原ほか(2010) ^{*2}
廃棄体層 [m]	幅	10	9.2
	高さ	10	7.4
	長さ	100	100
セメント系材料層厚さ [m]	コンクリートピット	0.5	0.7
	低拡散層	0.5	0.6
ベントナイト系材料層厚さ [m]	低透水層	1	1

*1：原子力学会標準⁽⁸⁾

*2：JAEA-Research 2009-063（菅谷ほか, 2010⁽¹²⁾）

表 3.4-9 各廃棄体グループに対する処分施設形状の諸元

グループ	廃棄物発生源	容器形状	廃棄物の分類	廃棄体配置領域				コンクリートピット			低拡散層			低透水層				
				廃棄体個数 [-]	長さ [m]	体積 [m ³]	表面積 [m ²]	長さ [m]	体積 [m ³]	表面積 [m ²]	長さ [m]	体積 [m ³]	表面積 [m ²]	高さ [m]	幅 [m]			
BPG_st	原子力発電所 (原子炉廃棄物)	1.6m□× 1.6m容器	放射化金属等 (ステンレス鋼)	24306	1945.6	99615	56033	0.5	35021	73933	0.5	38912	81715	1.0	89498	97280	12	18
BPG_zr			放射化金属等 (ジルカロイ)	360	28.8	1475	829	0.5	518	1094	0.5	576	1210	1.0	1325	1440	12	18
BPG_gr			放射化金属等 (黒鉛)	655	52.8	2703	1521	0.5	950	2006	0.5	1056	2218	1.0	2429	2640	12	18
BPG_ot			汚染廃棄物(樹脂類、 コンクリート、その他)	1461	118.4	6062	3410	0.5	2131	4499	0.5	2368	4973	1.0	5446	5920	12	18
BPG_no			汚染廃棄物 (樹脂処理廃液)	1437	115.2	5898	3318	0.5	2074	4378	0.5	2304	4838	1.0	5299	5760	12	18
CYC_st	再処理工場 ・MOX工場 (サイクル廃棄物)	1.6m□× 1.2m容器	放射化金属等 (ステンレス鋼を仮定)	6527	419.2	20122	11738	0.5	7546	15930	0.5	8384	17606	1.0	19283	20960	12	18
CYC_ot			汚染廃棄物(樹脂類、 コンクリート、その他)	7945	508.8	24422	14246	0.5	9158	19334	0.5	10176	21370	1.0	23405	25440	12	18
CYC_no			汚染廃棄物 (除染廃液)	239	16.0	768	448	0.5	288	608	0.5	320	672	1.0	736	800	12	18

(5) 基準とする処分システムの状態と変動要因の想定

処分システムは、原子力学会標準⁽⁸⁾と同様に、「埋設施設とそれが設けられている地質環境から構成され、主として地表水を介して、人の生活環境と接している」ものとした。

また、原子力学会標準⁽⁸⁾では、旧原子力安全委員会「低レベル放射性固体廃棄物の陸地処分の安全規制に関する基準値について（第3次中間報告）、平成12年9月14日」⁽²²⁾に示された全体的な処分システム（図3.4-3）に、表3.4-8に示す形状などを有する埋設施設が深度50mに設置されることを想定し、処分システムの状態に対して長期的に影響を与える変動要因として、地質環境条件と埋設施設に関連する次の現象を想定している。

- ① 隆起・侵食による放射性核種の移行距離の減少
- ② 隆起・侵食による施設近傍岩盤の風化
- ③ 埋設施設の変質による施設浸入水量の増加
- ④ 埋設施設の変質による拡散移行抑制性能の低下

そこで、本検討においても、処分システムの状態に対して長期的に影響を与える変動要因として、上記の現象を考慮するものとして検討を行った。また、原子力学会標準⁽⁸⁾の基本シナリオに基づいた予備的解析を行った後に、処分システムの状態設定にそれらの影響解析の結果を反映し、核種移行解析及び線量評価を行うものとした。

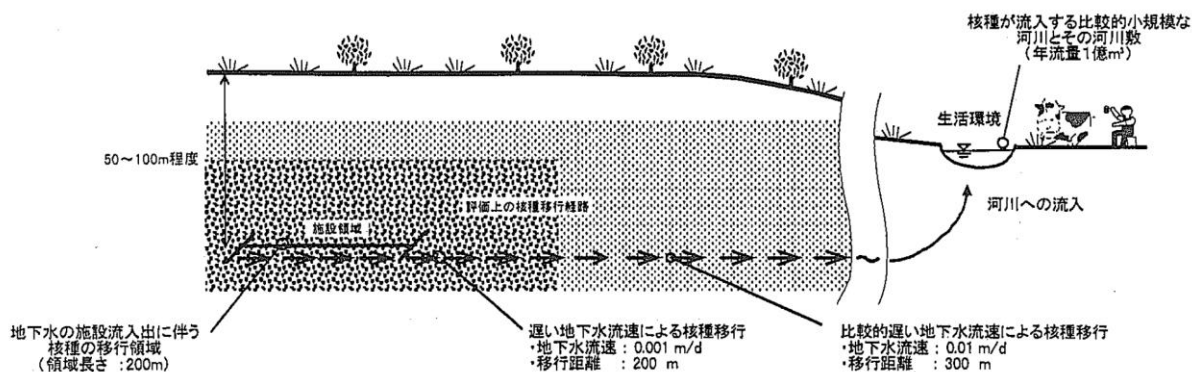


図 3.4-3 処分システムの全体的な概念⁽²²⁾

(6) 評価シナリオ及び解析ケース

先述したように、安全規制の基本的考え方（中間報告）⁽¹⁰⁾では、基本シナリオ、変動シナリオ、人為・稀頻度事象シナリオの「3区分のシナリオ分類にもとづき、それぞれの区分のシナリオごとに安全評価を行い、対応する区分の線量めやす値との比較を行うことが妥当」とされ、原子力学会標準⁽⁸⁾では、それらの3区分のシナリオ分類に基づいた線量評価例が示されている。

本報告書において対象とした基本シナリオに関しては、安全規制の基本的考え方（中間報告）⁽¹⁰⁾において、「余裕深度処分の場合、深度による生物圏からの隔離が十分であるかどうかを判断する観点から、土地の隆起・侵食や海水準変動などに起因する長期的な地形の変化、気候変動を考慮した地下水シナリオを選定することが適当である」とされ、原子力学会標準⁽⁸⁾において、「処分システムの基本設計及びその方針について、一般公衆の被ばく線量が可能な限り低く抑えられるように配慮されているかどうかを評価するために用いられるもので、処分システムの可能性の高い状態での放射性核種の移行と一般的な被ばく経路が対象となる」もので、「その

際、長期的な気候・海水準変動、隆起・侵食などの地質変動も考慮する」とされる。また、原子力学会標準⁽⁸⁾において、「基本シナリオにおいて設定する処分システムの可能性の高い状態は原則として一つ」としており、変動要因として「基準とする処分システムの状態と変動要因の想定」で想定した①～④の現象を考慮した地下水移行シナリオが基本シナリオと想定されている。

ここでは、ジェネリックな処分サイトを想定し、以下の解析ケースを設定した。

A) 原子力学会標準浸出率ケース

- 原子力学会標準⁽⁸⁾における核種移行パラメータ及び浸出率(浸出期間)を設定したケース。
- 天然バリアは隆起・侵食に伴う移行距離の減少や流速の増加を考慮。
- 人工バリアは低拡散層のひび割れを考慮した実効拡散係数の増加を考慮。

B) 廃棄体グループ別浸出率設定ケース

- 廃棄体グループ別の浸出率を文献調査により設定した以外は、原子力学会標準浸出率ケースと同様のケース。

(7) 評価コード及び評価モデル

放射性核種の移行及び被ばく線量の評価には、確率論的安全評価コード GSRW-PSA (Generic Safety Assessment Code for Geologic Disposal of Radioactive Waste for Probabilistic Safety Assessment)⁽²³⁾を用いた。GSRW-PSA は、確率論的解析の対象とするパラメータを生成するパラメータサンプリングコード (Latin Hypercube Sampling : LHS⁽²⁴⁾)、地下水移行シナリオの決定論的評価用コード (GSRW)⁽²⁵⁾、及び統計解析コード (Statistical POstProcessor : SPOP^{(26),(27)}) から構成されるコードシステムである。なお、本評価に使用した GSRW-PSA は、これまで受託事業^{(28),(29),(30),(31),(32),(33),(34),(35),(36)}等により原子力機構が拡張・整備を行ってきたものである。この拡張した GSRW-PSA における地下水移行シナリオの決定論的評価用コード (GSRW) を使用することにより、基本的には、原子力学会標準⁽⁸⁾において示された「処分システムにおける核種移行及び被ばく経路の評価手法」と同等の評価を行うことが可能である。

具体的には、廃棄体層からの核種の溶出やセメント系材料層及びベントナイト系材料層内の放射性物質の濃度の評価には、ソースタームモデルを、岩盤地下水中の放射性物質の濃度の評価には、天然バリアモデルの多孔質媒体モデルを、被ばく線量評価には、生物圏モデルを使用した。

ただし、廃棄体層における放射化金属等からの核種の溶出に係る廃棄体層からの核種溶出モデルに関しては、原子力学会標準⁽⁸⁾の次式 (一部表式を改変) ではなく、

$$R^i(t) = A_0^i \eta \exp[-(\lambda^i + \eta)t] \quad (3.4-1)$$

$R^i(t)$: 時間 t における核種 i の放出率 [Bq/y]

A_0^i : 核種 i の初期放射エネルギー [Bq]

η : 溶出率 [1/y]

λ^i : 核種 i の崩壊定数 [1/y]

平成 19 年の GSRW-PSA の拡張⁽²⁸⁾において整備した次式の溶出期間モデルにより評価した。なお、本モデルは第 2 次 TRU レポート⁽¹⁵⁾における金属廃棄物からの溶出モデルと同等である。

$$R^i(t) = \begin{cases} A^i(t)/T & (0 \leq t \leq T) \\ 0 & (T < t) \end{cases} \quad (3.4-2)$$

T : 溶出期間 [y] ($\eta = 1/T$)

$A^i(t)$: 時間 t における核種 i の放射エネルギー [Bq]

$$\text{ただし、} \frac{dA^i(t)}{dt} = -\lambda^i A^i(t) + \sum_p \lambda^p A^p(t)$$

λ^p : 親核種 p の崩壊定数 [1/y]

$A^p(t)$: 時間 t における親核種 p の放射エネルギー [Bq]

式(3.4-2)を溶出期間 T 未満の時間 t 及び単独核種の場合について、式(3.4-1)と同様に核種 i の初期放射エネルギー A_0^i 及び溶出率 η を用いて書き直すと、次のようになる。

$$R^i(t) = A_0^i \eta \exp[-\lambda^i t] \quad (3.4-3)$$

本報告書において、式(3.4-1)の原子力学会標準[®]モデルではなく、式(3.4-2) (式(3.4-3)) の浸出期間モデルを用いたのは以下の理由による。

式(3.4-3)の場合、初期放射エネルギー A_0^i に対して崩壊定数 λ^i のみによる減少を考慮した残存放射エネルギーに対して、溶出率 η を掛けたものが核種 i の放出率 $R^i(t)$ になるのに対して、式(3.4-1)の場合、初期放射エネルギー A_0^i に対して崩壊定数 λ^i に加えて溶出率 η による減少を考慮した残存放射エネルギーに対して、溶出率 η を掛けたものが核種 i の放出率 $R^i(t)$ になるので、放出率が過小評価となる可能性がある。例えば、初期放射能濃度が 100Bq、浸出率が 0.01[1/y] (浸出期間 100 年) として、半減期が浸出期間に対して十分長い (放射性崩壊による減衰がない) ものと仮定した場合の、式(3.4-1)の原子力学会標準[®]モデルと式(3.4-3)の浸出期間モデルの放出率を比較したものを図 3.4-4 に示す。この図から、式(3.4-1)の原子力学会標準[®]モデルの方が放出率の減少が式(3.4-3)の浸出期間モデルに比べて大きいこと、式(3.4-3)の浸出期間モデルでは浸出期間の 100 年以降の放出がなく、金属が腐食により消失する時間である溶出期間と調和的であることがわかる。よって、本報告書では、金属廃棄物等からの核種の放出に関して、式(3.4-1)の原子力学会標準[®]モデルではなく、式(3.4-2)の浸出期間モデルを用いることとした。

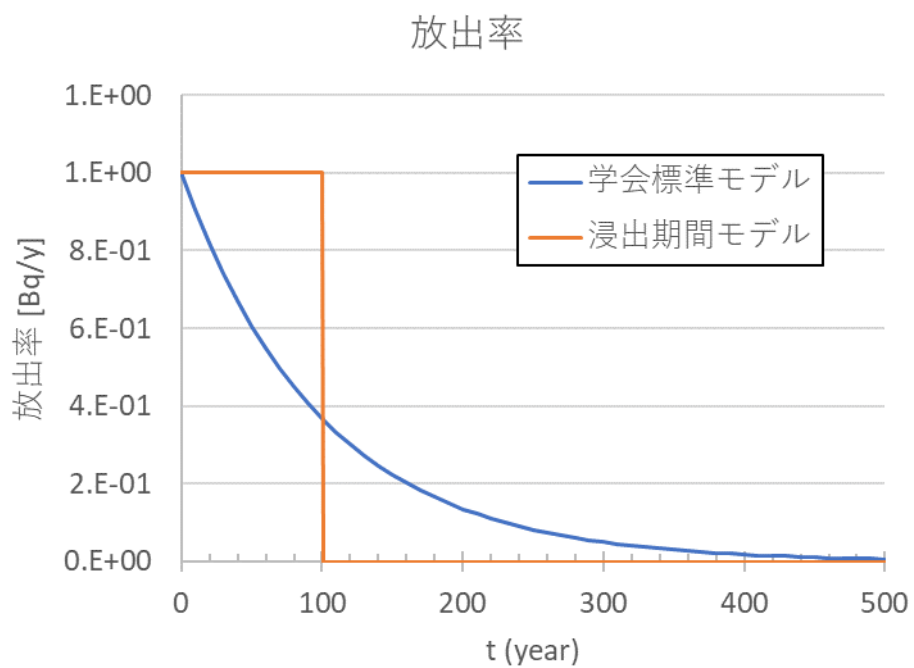


図 3.4.4 原子力学会標準⁽⁸⁾モデルと浸出期間モデルの放出率の比較

(8) 解析条件

(a) 処分施設の特徴

処分施設を構成する各バリアの特性については、原子力学会標準⁽⁸⁾、菅谷ほか (2010)⁽¹²⁾、第2次 TRU レポート⁽¹⁵⁾を参考に表 3.4-10 のように設定した。なお、天然バリアに関して、原子力学会標準浸出率ケース及び廃棄体グループ別浸出率設定ケースでは、表 3.4-10 のニアフィールド (NF) 及びファーフィールド (FF) の設定を行った。

表 3.4-10 処分施設の特徴

バリア	パラメータ	値
コンクリートピット層	厚さ [m]	0.5
	間隙率 [-]	0.19
	密度 [g/cm ³]	2.6
低拡散層 (健全部)	厚さ [m]	0.5
	間隙率 [-]	0.19
	密度 [g/cm ³]	2.6
ベントナイト層	厚さ [m]	1.0
	間隙率 [-]	0.4
	密度 [g/cm ³]	2.7
施設近傍 (ニアフィールド : NF)	移行距離 [m]	200
	間隙率 [-]	0.47
	密度 [g/cm ³]	2.8
	地下水実流速 [m/y]	0.1
施設近傍以外 (ファーフィールド : FF)	移行距離 [m]	300
	間隙率 [-]	0.47
	密度 [g/cm ³]	2.8
	地下水実流速 [m/y]	1.0

(b) 評価対象核種及びインベントリ

評価対象核種を表 3.4-11 に示す。本検討で評価対象とする核種は、原子力学会標準⁽⁸⁾の対象核種に Ba-133 を追加した、菅谷ほか (2010)⁽¹²⁾で対象とされている核種を基本として、基本データ集⁽¹¹⁾において放射エネルギーが多いものを追加した。

具体的には、規制の考え方⁽⁶⁾において想定されている規制終了までの期間 300~400 年を参考に、基本データ集⁽¹¹⁾の全廃棄物を核種ごとに合計した放射エネルギーに対して、処分後 300 年時点における放射エネルギーが高い上位 20 核種 (ただし、親核種からの生成物は考慮せず、放射性崩壊による減衰のみを考慮) を選定し、菅谷ほか (2010)⁽¹²⁾で対象とされていない核種 (Ar-39、Kr-81、Nb-91) を追加した。Ar、Kr といった希ガスについては、本来ガス移行として取り扱いことが望ましいと考えられるが、現時点では、GSRW-PSA ではガス移行を取り扱うことができず、また、ほかにガス移行に関する評価ツールがないため、地下水移行において溶存ガスとして仮定して評価を行った。同様に、長期的な影響を評価するため、処分後 10 万年時点における放射エネルギーが高い上位 20 核種についても、選定・追加した (Tc-97、Bi-208、Bi-210m)。また、Ra-223、Ra-225、Th-227、Th-234、Pu-236、Cm-242、Cm-246 については、系列核種として評価する場合に

重要となるため、評価対象核種とした。その結果、菅谷ほか (2010) ⁽¹²⁾における評価対象の 57 核種 (ただし、Cm-242、Cm-246 については子孫核種のインベントリに取り入れている) に、上記の 13 核種を新たに追加し、計 70 核種を本検討における評価対象核種とした。なお、すべての C-14 は菅谷ほか (2010) ⁽¹²⁾と同様に放射化物質起源の有機形態として扱った。

中深度処分対象炉内等廃棄物の分類ごとのインベントリを表 3.4-1 に示す。また、系列核種について整理した中深度処分対象炉内等廃棄物の分類ごとのインベントリを表 3.4-13 に示す。表 3.4-13 のうち、基本データ集⁽¹¹⁾に放射エネルギーのデータがない核種、あるいは、ほかの系列で既に考慮されている核種に関しては、初期放射エネルギーを 0 とした。なお、これ以降では、系列核種以外の核種を便宜的に FP 核種と呼称する。

表 3.4-11 評価対象核種

核種	半減期	菅谷ほか (2010)	上位20 (300年)	上位20 (10万年)	核種	半減期	菅谷ほか (2010)	上位20 (300年)	上位20 (10万年)	系列重要 核種
H-3	12.32y	○			Pb-210	22.20y	○			
Be-10	1.51E+6y	○		12	Bi-208	3.68E+5y			19	
C-14	5.70E+3y	○	3	17	Bi-210m	3.04E+6y			20	
Cl-36	3.01E+5y	○	17	6	Po-210	138.376d	○			
Ar-39	269y		12		Ra-223	11.43d				○
Ca-41	1.02E+5y	○	20	8	Ra-225	14.9d				○
Co-60	5.2713y	○			Ra-226	1600y	○			
Ni-59	1.01E+5y	○	2	1	Ra-228	5.75y	○			
Ni-63	100.1y	○	1		Ac-227	21.772y	○			
Se-79	2.95E+5y	○		9	Th-227	18.68d				○
Kr-81	2.29E+5y		13	3	Th-228	1.9116y	○			
Sr-90	28.79y	○	19		Th-229	7.34E+3y	○			
Zr-93	1.53E+6y	○	8	2	Th-230	7.538E+4y	○			
Nb-91	680y		10		Th-232	1.405E10y	○			
Nb-93m	16.13y	○			Th-234	24.10d				○
Nb-94	2.03E+4y	○	6	7	Pa-231	3.276E+4y	○			
Mo-93	4.0E+3y	○	7		Pa-233	26.967d	○			
Tc-97	2.6E+6y			11	U-232	68.9y	○			
Tc-99	2.111E+5y	○	14	4	U-233	1.592E+5y	○		18	
Pd-107	6.5E+6y	○		10	U-234	2.455E+5y	○			
Ag-108m	418y	○	4		U-235	7.04E+8y	○			
Sn-121m	43.9y	○			U-236	2.342E+7y	○			
Sn-126	2.30E+5y	○		14	U-238	4.468E+9y	○			
I-129	1.57E+7y	○		16	Np-237	2.144E+6y	○			
Cs-135	2.3E+6y	○	16	5	Pu-236	2.858y				○
Cs-137	30.1671y	○	15		Pu-238	87.7y	○			
Ba-133	10.52y	○			Pu-239	2.411E+4y	○		15	
La-137	6.0E+4y	○			Pu-240	6564y	○			
Sm-151	90y	○	11		Pu-241	14.35y	○			
Tb-157	71y	○			Pu-242	3.75E+5y	○			
Ho-166m	1.20E+3y	○	9		Am-241	432.2y	○	18		
Hf-182	9E+6y	○		13	Am-242m	141y	○			
Pt-193	50y	○	5		Am-243	7.37E+3y	○			
追加核種					Cm-242	162.8d				○
					Cm-244	18.10y	○			
					Cm-245	8.5E+3y	○			
					Cm-246	4.76E+3y				○

※ 表中の数値は各処分後時間 (300 年及び 10 万年) における放射エネルギーの高い順でのランク (上位 20 位まで) を示す。

※ 網掛けは菅谷ほか (2010) ⁽¹²⁾から新たに追加された核種を示す。

※ 半減期は、ICRP Publ. 107⁽³⁷⁾を参照した。

※ Nb-93m は、Zr-93 及び Mo-93 の子孫核種として考慮した。

表 3.4-12 中深度処分対象炉内等廃棄物の分類ごとのインベントリ

核種	半減期	放射能量 [Bq]								
		BPG_st	BPG_zr	BPG_gr	BPG_ot	BPG_no	CYC_st	CYC_ot	CYC_no	
H-3	12.32y	3.2E+16	1.6E+16	5.1E+13	3.0E+15	2.7E+11	2.4E+17	2.1E+13	3.0E+09	
Be-10	1.51E+6y	1.3E+11	2.0E+10	2.5E+10	6.3E+07	3.6E+04	1.5E+11	0.0E+00	0.0E+00	
C-14	5.70E+3y	5.9E+15	6.6E+13	1.5E+14	7.2E+13	3.8E+12	5.3E+14	3.0E+11	2.3E+06	
Cl-36	3.01E+5y	7.0E+12	9.4E+09	4.7E+11	1.1E+11	1.2E+09	2.7E+12	6.0E+09	4.7E+04	
Ar-39	269y	8.7E+13	3.7E+10	0.0E+00	3.3E+10	0.0E+00	1.4E+13	0.0E+00	0.0E+00	
Ca-41	1.02E+5y	3.7E+12	1.1E+11	3.6E+11	2.3E+12	2.4E+07	9.0E+11	0.0E+00	0.0E+00	
Co-60	5.2713y	6.6E+18	5.2E+15	2.8E+13	6.8E+16	9.5E+14	6.3E+17	2.2E+15	2.5E+08	
Ni-59	1.01E+5y	1.3E+16	1.9E+13	4.5E+11	2.4E+14	1.3E+13	2.6E+14	1.8E+12	4.3E+04	
Ni-63	100.1y	1.8E+18	1.9E+15	6.5E+13	2.7E+16	1.6E+15	3.5E+16	2.7E+14	6.6E+06	
Se-79	2.95E+5y	4.8E+11	4.8E+10	6.5E+07	1.8E+09	7.9E+07	8.4E+11	1.5E+10	2.1E+06	
Kr-81	2.29E+5y	9.1E+12	3.1E+12	0.0E+00	2.2E+08	0.0E+00	2.3E+13	0.0E+00	0.0E+00	
Sr-90	28.79y	2.2E+12	2.4E+12	1.8E+10	2.8E+14	1.0E+13	3.2E+13	1.1E+16	3.5E+11	
Zr-93	1.53E+6y	2.1E+11	2.4E+13	4.3E+06	6.8E+08	3.0E+08	1.7E+14	6.1E+11	9.4E+06	
Nb-91	680y	9.2E+13	1.8E+04	0.0E+00	1.8E+05	0.0E+00	6.3E+12	0.0E+00	0.0E+00	
Nb-93m	16.13y	7.4E+13	6.2E+12	3.3E+06	7.9E+10	1.2E+07	7.6E+13	0.0E+00	0.0E+00	
Nb-94	2.03E+4y	1.8E+14	7.0E+12	9.3E+08	2.9E+12	2.7E+11	5.5E+13	5.0E+11	6.7E+02	
Mo-93	4.0E+3y	2.2E+14	1.7E+11	1.1E+09	8.4E+11	2.4E+08	2.6E+12	1.4E+10	2.9E+03	
Tc-97	2.6E+6y	5.8E+10	4.0E+10	0.0E+00	1.3E+07	0.0E+00	2.9E+11	0.0E+00	0.0E+00	
Tc-99	2.111E+5y	2.6E+13	3.3E+10	3.2E+07	2.2E+12	8.4E+08	2.9E+11	4.0E+12	6.5E+07	
Pd-107	6.5E+6y	7.9E+10	3.8E+10	2.6E+05	4.4E+07	1.1E+07	2.7E+11	3.9E+09	5.4E+05	
Ag-108m	418y	3.5E+15	1.4E+12	1.6E+09	8.7E+11	1.9E+09	1.3E+13	2.8E+09	5.2E+04	
Sn-121m	43.9y	9.0E+12	7.5E+13	2.0E+08	1.0E+11	9.3E+07	6.5E+14	0.0E+00	0.0E+00	
Sn-126	2.30E+5y	1.1E+08	8.1E+07	9.0E+05	1.9E+08	9.3E+07	6.8E+08	2.3E+11	3.8E+06	
I-129	1.57E+7y	1.1E+10	5.8E+09	3.5E+04	1.0E+09	4.5E+08	4.2E+10	1.2E+09	1.6E+05	
Cs-135	2.3E+6y	2.0E+12	1.6E+12	1.2E+06	1.2E+09	0.0E+00	1.1E+13	7.4E+10	2.2E+06	
Cs-137	30.1671y	2.9E+14	5.9E+12	5.5E+10	3.3E+14	7.4E+13	9.3E+13	1.6E+16	4.8E+11	
Ba-133	10.52y	3.7E+14	3.9E+13	7.2E+10	5.1E+11	9.7E+08	6.2E+14	0.0E+00	0.0E+00	
La-137	6.0E+4y	1.7E+08	8.5E+07	1.5E+07	1.8E+07	6.5E+03	6.2E+08	0.0E+00	0.0E+00	
Sm-151	90y	1.1E+14	5.9E+13	1.1E+10	1.6E+12	6.3E+10	4.7E+14	0.0E+00	0.0E+00	
Tb-157	71y	3.2E+10	1.1E+10	9.8E+08	2.7E+08	6.7E+06	1.0E+11	0.0E+00	0.0E+00	
Ho-166m	1.20E+3y	4.7E+13	5.7E+12	5.8E+09	1.1E+10	8.3E+07	4.1E+13	0.0E+00	0.0E+00	
Hf-182	9E+6y	2.4E+11	8.6E+07	3.5E+06	3.4E+04	3.4E+01	6.1E+08	0.0E+00	0.0E+00	
Pt-193	50y	3.2E+16	2.1E+15	1.8E+04	1.3E+12	5.9E+02	1.8E+16	0.0E+00	0.0E+00	
Pb-210	22.20y	4.1E+03	4.5E+02	2.3E+03	1.6E+01	0.0E+00	3.4E+04	0.0E+00	0.0E+00	
Bi-208	3.68E+5y	6.5E+09	1.9E+09	1.3E+03	1.8E+06	3.0E+00	1.4E+10	0.0E+00	0.0E+00	
Bi-210m	3.04E+6y	4.7E+09	1.7E+09	3.7E+03	1.0E+06	1.8E+00	1.2E+10	0.0E+00	0.0E+00	
Po-210	138.376d	8.1E+09	1.1E+06	1.7E+01	1.2E+07	6.5E+06	2.2E+08	0.0E+00	0.0E+00	
Ra-223	11.43d	-	-	-	-	-	-	-	-	
Ra-225	14.9d	-	-	-	-	-	-	-	-	
Ra-226	1600y	2.7E+03	1.9E+02	3.7E-01	5.6E+00	1.5E+00	7.7E+03	0.0E+00	0.0E+00	
Ra-228	5.75y	7.0E+06	5.1E+04	0.0E+00	7.0E+02	3.8E+01	8.8E+06	0.0E+00	0.0E+00	
Ac-227	21.772y	2.2E+07	1.1E+06	3.9E+00	5.5E+04	1.4E+02	9.6E+07	0.0E+00	0.0E+00	
Th-227	18.68d	-	-	-	-	-	-	-	-	
Th-228	1.9116y	1.5E+10	1.4E+08	1.8E+03	2.1E+06	2.8E+05	1.3E+11	0.0E+00	0.0E+00	
Th-229	7.34E+3y	1.5E+07	1.1E+06	1.3E-01	3.4E+03	5.0E+01	4.7E+07	0.0E+00	0.0E+00	
Th-230	7.538E+4y	3.2E+05	4.2E+04	7.0E+01	9.1E+03	3.8E+03	1.8E+06	0.0E+00	0.0E+00	
Th-232	1.405E10y	7.3E+06	2.4E+05	2.2E-05	4.1E+03	2.6E+02	1.2E+07	0.0E+00	0.0E+00	
Th-234	24.10d	-	-	-	-	-	-	-	-	
Pa-231	3.276E+4y	4.4E+07	5.2E+06	8.3E+00	1.5E+05	6.3E+03	3.2E+08	0.0E+00	0.0E+00	
Pa-233	26.967d	-	-	-	-	-	-	-	-	
U-232	68.9y	1.5E+10	2.2E+09	1.8E+03	9.4E+06	1.8E+06	1.3E+11	0.0E+00	0.0E+00	
U-233	1.592E+5y	6.5E+09	9.2E+08	4.4E+00	6.4E+06	6.1E+05	4.2E+10	1.1E+05	1.1E+03	
U-234	2.455E+5y	5.9E+08	1.2E+08	4.8E+05	4.7E+08	2.8E+08	4.2E+09	4.0E+08	4.7E+06	
U-235	7.04E+8y	2.4E+05	2.0E+05	5.4E+01	1.4E+07	8.3E+06	1.8E+06	1.1E+08	1.6E+06	
U-236	2.342E+7y	2.7E+06	5.9E+06	1.1E+04	9.3E+07	5.0E+07	4.6E+07	1.8E+09	2.8E+07	
U-238	4.468E+9y	1.6E+07	3.1E+07	5.7E+04	1.1E+08	5.7E+07	2.3E+08	1.5E+09	2.3E+07	
Np-237	2.144E+6y	5.4E+06	1.4E+07	3.5E+04	7.4E+07	3.8E+07	1.2E+08	7.8E+09	3.5E+07	
Pu-236	2.858y	6.1E+05	2.3E+05	3.3E+01	8.6E+07	5.4E+07	1.6E+07	0.0E+00	0.0E+00	
Pu-238	87.7y	1.1E+11	2.1E+11	5.7E+09	3.4E+11	1.6E+11	1.9E+12	2.4E+13	3.0E+11	
Pu-239	2.411E+4y	1.6E+10	2.9E+10	2.8E+08	1.1E+11	5.7E+10	2.8E+11	2.0E+12	2.6E+10	
Pu-240	6564y	3.2E+10	5.4E+10	9.7E+08	1.3E+11	6.1E+10	5.1E+11	3.4E+12	4.2E+10	
Pu-241	14.35y	3.4E+12	4.9E+12	6.5E+10	3.4E+13	1.6E+13	8.5E+13	4.4E+15	5.0E+11	
Pu-242	3.75E+5y	1.8E+08	3.2E+08	5.8E+06	2.5E+08	1.0E+08	2.6E+09	1.4E+10	1.8E+08	
Am-241	432.2y	1.3E+11	2.0E+11	4.0E+09	2.9E+10	9.9E+09	1.8E+12	1.4E+13	8.2E+10	
Am-242m	141y	8.0E+08	1.3E+09	7.4E+07	1.3E+09	5.0E+08	1.2E+10	4.0E+12	3.8E+07	
Am-243	7.37E+3y	2.7E+09	4.6E+09	7.1E+07	1.5E+09	5.9E+08	3.7E+10	3.7E+11	1.9E+09	
Cm-242	162.8d	6.7E+08	4.3E+07	6.1E+07	5.8E+12	2.0E+12	9.3E+09	0.0E+00	0.0E+00	
Cm-244	18.10y	4.3E+11	3.4E+11	5.0E+09	1.1E+11	3.6E+10	4.3E+12	2.6E+13	2.3E+11	
Cm-245	8.5E+3y	6.3E+07	7.6E+07	2.2E+05	5.9E+06	2.0E+06	5.8E+08	5.3E+09	2.4E+07	
Cm-246	4.76E+3y	8.5E+07	2.5E+07	4.3E+05	7.6E+05	1.9E+05	1.8E+08	0.0E+00	0.0E+00	

※ 半減期は、ICRP Publ. 107⁽³⁷⁾を参照した。

※ 放射能量データは、基本データ集⁽¹¹⁾を参照した。ただし、網掛けは、基本データ集⁽¹¹⁾に放射能量のデータがない核種を示す。

表 3.4-13 系列核種について整理した中深度処分対象炉内等廃棄物の
分類ごとのインベントリ

系列	核種	半減期	放射能量 [Bq]							
			BPG_st	BPG_zr	BPG_gr	BPG_ot	BPG_no	CYC_st	CYC_ot	CYC_no
4n(A)	Cm-244	18.10y	4.3E+11	3.4E+11	5.0E+09	1.1E+11	3.6E+10	4.3E+12	2.6E+13	2.3E+11
	Pu-240	6564y	3.2E+10	5.4E+10	9.7E+08	1.3E+11	6.1E+10	5.1E+11	3.4E+12	4.2E+10
	U-236	2.342E+7y	2.7E+06	5.9E+06	1.1E+04	9.3E+07	5.0E+07	4.6E+07	1.8E+09	2.8E+07
	Th-232	1.405E10y	7.3E+06	2.4E+05	2.2E-05	4.1E+03	2.6E+02	1.2E+07	0.0E+00	0.0E+00
	Ra-228	5.75y	7.0E+06	5.1E+04	0.0E+00	7.0E+02	3.8E+01	8.8E+06	0.0E+00	0.0E+00
	Th-228	1.9116y	1.5E+10	1.4E+08	1.8E+03	2.1E+06	2.8E+05	1.3E+11	0.0E+00	0.0E+00
4n(B)	Pu-236	2.858y	6.1E+05	2.3E+05	3.3E+01	8.6E+07	5.4E+07	1.6E+07	0.0E+00	0.0E+00
	U-232	68.9y	1.5E+10	2.2E+09	1.8E+03	9.4E+06	1.8E+06	1.3E+11	0.0E+00	0.0E+00
	Th-228	1.9116y	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00
4n(C)	Bi-208	3.68E+5y	6.5E+09	1.9E+09	1.3E+03	1.8E+06	3.0E+00	1.4E+10	0.0E+00	0.0E+00
4n+1	Cm-245	8.5E+3y	6.3E+07	7.6E+07	2.2E+05	5.9E+06	2.0E+06	5.8E+08	5.3E+09	2.4E+07
	Pu-241	14.35y	3.4E+12	4.9E+12	6.5E+10	3.4E+13	1.6E+13	8.5E+13	4.4E+15	5.0E+11
	Am-241	432.2y	1.3E+11	2.0E+11	4.0E+09	2.9E+10	9.9E+09	1.8E+12	1.4E+13	8.2E+10
	Np-237	2.144E+6y	5.4E+06	1.4E+07	3.5E+04	7.4E+07	3.8E+07	1.2E+08	7.8E+09	3.5E+07
	Pa-233	26.967d	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00
	U-233	1.592E+5y	6.5E+09	9.2E+08	4.4E+00	6.4E+06	6.1E+05	4.2E+10	1.1E+05	1.1E+03
	Th-229	7.34E+3y	1.5E+07	1.1E+06	1.3E-01	3.4E+03	5.0E+01	4.7E+07	0.0E+00	0.0E+00
	Ra-225	14.9d	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00
4n+2(A)	Cm-246	4.76E+3y	8.5E+07	2.5E+07	4.3E+05	7.6E+05	1.9E+05	1.8E+08	0.0E+00	0.0E+00
	Pu-242	3.75E+5y	1.8E+08	3.2E+08	5.8E+06	2.5E+08	1.0E+08	2.6E+09	1.4E+10	1.8E+08
	U-238	4.468E+9y	1.6E+07	3.1E+07	5.7E+04	1.1E+08	5.7E+07	2.3E+08	1.5E+09	2.3E+07
	Th-234	24.10d	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00
	Th-230	7.538E+4y	3.2E+05	4.2E+04	7.0E+01	9.1E+03	3.8E+03	1.8E+06	0.0E+00	0.0E+00
	Ra-226	1600y	2.7E+03	1.9E+02	3.7E-01	5.6E+00	1.5E+00	7.7E+03	0.0E+00	0.0E+00
	Pb-210	22.20y	4.1E+03	4.5E+02	2.3E-03	1.6E-01	0.0E+00	3.4E+04	0.0E+00	0.0E+00
Po-210	138.376d	8.1E+09	1.1E+06	1.7E+01	1.2E+07	6.5E+06	2.2E+08	0.0E+00	0.0E+00	
4n+2(B)	Am-242m	141y	8.0E+08	1.3E+09	7.4E+07	1.3E+09	5.0E+08	1.2E+10	4.0E+12	3.8E+07
	Cm-242	162.8d	6.7E+08	4.3E+07	6.1E+07	5.8E+12	2.0E+12	9.3E+09	0.0E+00	0.0E+00
	Pu-238	87.7y	1.1E+11	2.1E+11	5.7E+09	3.4E+11	1.6E+11	1.9E+12	2.4E+13	3.0E+11
	U-234	2.455E+5y	5.9E+08	1.2E+08	4.8E+05	4.7E+08	2.8E+08	4.2E+09	4.0E+08	4.7E+06
	Th-230	7.538E+4y	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00
	Ra-226	1600y	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00
	Pb-210	22.20y	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00
	Po-210	138.376d	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00
4n+2(C)	Bi-210m	3.04E+6y	4.7E+09	1.7E+09	3.7E+03	1.0E+06	1.8E+00	1.2E+10	0.0E+00	0.0E+00
4n+3	Am-243	7.37E+3y	2.7E+09	4.6E+09	7.1E+07	1.5E+09	5.9E+08	3.7E+10	3.7E+11	1.9E+09
	Pu-239	2.411E+4y	1.6E+10	2.9E+10	2.8E+08	1.1E+11	5.7E+10	2.8E+11	2.0E+12	2.6E+10
	U-235	7.04E+8y	2.4E+05	2.0E+05	5.4E+01	1.4E+07	8.3E+06	1.8E+06	1.1E+08	1.6E+06
	Pa-231	3.276E+4y	4.4E+07	5.2E+06	8.3E+00	1.5E+05	6.3E+03	3.2E+08	0.0E+00	0.0E+00
	Ac-227	21.772y	2.2E+07	1.1E+06	3.9E+00	5.5E+04	1.4E+02	9.6E+07	0.0E+00	0.0E+00
	Th-227	18.68d	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00
Ra-223	11.43d	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	

※ 半減期は、ICRP Publ. 107⁽³⁷⁾を参照した。

放射能量データは、基本データ集⁽¹¹⁾を参照した。ただし、網掛けは、基本データ集⁽¹¹⁾に放射能量のデータがない核種、あるいは、ほかの系列で既に考慮されている核種であることを示し、これらの初期放射能量を0とした。

(c) 廃棄体層からの溶出率及び溶出期間

放射化金属等の溶出率の既往文献における設定値を表 3.4-14 に整理した。中深度処分（余裕深度処分）に関連した既往文献としては、原子力学会標準⁽⁸⁾、菅谷ほか（2010）⁽¹²⁾、辻ほか（2015）⁽³⁸⁾を参照した。また、ステンレス鋼及びジルカロイの溶出率に関しては、TRU 廃棄物の地層処分に係る安全評価（TRU 廃棄物処分概念検討書⁽¹⁴⁾、第 2 次 TRU レポート⁽¹⁵⁾）に加えて、北村ほか（2016）⁽³⁹⁾によりまとめられた、諸外国の使用済燃料直接処分に係る安全評価における構造材金属に対する溶出率を参考に、SR-site⁽⁴⁰⁾、TURVA-2012⁽⁴¹⁾、NAGRANAB 13-37⁽⁴²⁾、Dossier 2005⁽⁴³⁾における設定値を参照した。さらに、黒鉛に関しては、C-14 のガス状放出に関してではあるものの、NDA（2014）⁽⁴⁴⁾を参考にした。なお、溶出期間は溶出率の逆数として算出した。

原子力学会標準⁽⁸⁾及び菅谷ほか（2010）⁽¹²⁾では、金属廃棄物の種類までは明示されていないものの、ほぼ同様の値が設定されており、諸外国の安全評価における溶出率の設定値よりも比較的小さい値となっている。

ステンレス鋼の溶出率に関しては、SR-site⁽⁴⁰⁾及び TURVA-2012⁽⁴¹⁾における $1 \times 10^{-3} \text{ y}^{-1}$ のオーダーから、第 2 次 TRU レポート⁽¹⁵⁾及び Dossier 2005⁽⁴³⁾における $1 \times 10^{-4} \text{ y}^{-1}$ のオーダーの値が設定されている。

ジルカロイの溶出率に関しては、辻ほか（2015）⁽³⁸⁾において比較的小さい値が設定されている以外は、TURVA-2012⁽⁴¹⁾における $1 \times 10^{-4} \text{ y}^{-1}$ のオーダーから、第 2 次 TRU レポート⁽¹⁵⁾、NAGRA NAB 13-37⁽⁴²⁾及び Dossier 2005⁽⁴³⁾における $1 \times 10^{-4} \text{ y}^{-1}$ のオーダーの値が設定されている。

黒鉛の溶出率に関しては、C-14 のガス状放出に関して、速い放出成分と遅い放出成分に分けて、その放出率（溶出率）が設定されており、遅い成分の場合でもステンレス鋼やジルカロイに比べて大きな溶出率となっている⁽⁴⁴⁾。なお、速い放出成分に関しては、その発生割合が 1.5×10^{-4} と極めて低い⁽⁴⁴⁾。

以上の放射化金属等の溶出率の既往文献における設定値を基に設定した、本評価における金属廃棄物等の溶出率及び溶出期間の設定値と設定根拠を表 3.4-15 に示す。ステンレス鋼に関しては、廃棄物ごとに含まれるステンレス鋼すべてに厚さを設定することが困難なため、菅谷ほか（2010）⁽¹²⁾で考慮されているふげんの放射化した金属の部材厚さは約 1mm～100m を参考に、保守的に 1mm と仮定し、腐食速度は、保守的な値として第 2 次 TRU レポート⁽¹⁵⁾の値を設定し、溶出率（溶出期間）を算出した。また、ジルカロイに関しては、被覆管と同程度の厚さとして保守的に 0.5mm と仮定し、腐食速度は、保守的な値として第 2 次 TRU レポート⁽¹⁵⁾の値を設定し、溶出率（溶出期間）を算出した。黒鉛に関しては、速い放出成分に関しては、その発生割合が 1.5×10^{-4} と極めて低いこと⁽⁴⁴⁾から、すべての遅い放出成分の放出率を溶出率として設定した。

本検討においてステンレス鋼及びジルカロイの溶出率の算出に用いた金属の腐食速度は、第 2 次 TRU レポート⁽¹⁵⁾に示された値であり、初期の速い腐食速度であると考えられるが、時間の経過とともに減少することが知られているため、ここでの浸出率は保守的な設定となっている可能性がある。また、黒鉛の溶出率に関してもデータの不足によりガスの放出率のモデルパラメータより設定しているため、不確実性が大きく、保守的な設定となっている可能性がある。

表 3.4-14 放射化金属等の溶出率の既往文献における設定値

母材	溶出率 [1/y]	溶出期間 [y]	腐食速度 [nm/y]	厚さ [mm]	酸化皮膜割合 [-]	設定根拠	文献
金属廃棄物	3.3E-06	3.00E+05	30	9	0	基本シナリオ：腐食速度と放射化金属廃棄物の厚さを踏まえて想定(例えば、0.03μ m/yで厚さ9mm)。他の文献と異なり、両面からの腐食ではなく、片面からの腐食を想定した値となっている。	原子力学会標準 (8)
	3.3E-05	-	-	-	-	感度解析：溶出率を適用し難い廃棄物の存在を考慮し、基本シナリオより1桁大きな値に設定。	
	5.0E-06	2.00E+05	30	10	0	原子炉本体の厚さ10mmという仮定と既往文献における放射化金属の腐食速度から求めた溶出期間を丸めて評価用の溶出期間から溶出率を設定。	菅谷ほか (2010) (12)
	5.0E-05	2.00E+04	30	1	0	制御棒の厚さ1mmという仮定と既往文献における放射化金属の腐食速度から求めた溶出期間を丸めて評価用の溶出期間から溶出率を設定。	
ステンレス鋼	2.6E-06	3.82E+05	30	22.9	0	エンドピース	TRU廃棄物処分概念検討書 (14)
	1.2E-04	8.50E+03	20	0.34	0	エンドピース：母材の厚さに関しては明示されていないため、溶出期間と腐食速度より求めた。	第2次TRUレポート (15)
	1.0E-03	1.00E+03	-	-	-	ステンレス鋼の腐食速度を基に溶出率を設定。不確実性を考慮して1E-4~1E-2[1/y]の範囲を設定している。	スウェーデン (SR-site) (41)
	1.0E-03	1.00E+03	-	-	-	その他の金属として、構造材の最小厚さと腐食速度から設定。	フィンランド (TURVA-2012) (42)
	4.0E-04	2.50E+03	-	-	-	ステンレス鋼構造材の最小厚さと腐食速度から設定。	Dossier 2005 (44)
ジルカロイ	1.3E-04	7.60E+03	30	0.57	0.2	ハル	TRU廃棄物処分概念検討書 (14)
	8.8E-05	1.14E+04	20	0.57	0.2	ハル	第2次TRUレポート (15)
	9.3E-06	1.08E+05	20	4.3	0	基本ケース：第2次TRUレポートの腐食速度及びふげんの圧力容器の厚さから設定。	辻ほか (2015) (39)
	2.8E-06	3.58E+05	6	4.3	0	ケース1：Zr-2.5wt%Nb合金の試験期間1年時における腐食速度	
	1.7E-06	5.97E+05	3.6	4.3	0	ケース2：Zr-2.5wt%Nb合金の試験期間2年時における腐食速度	
	1.0E-07	1.00E+07	2.2E-01	4.3	0	ケース3：腐食期間1万年時点の腐食速度	
	1.0E-09	1.00E+09	2.2E-03	4.3	0	ケース4：腐食期間10万年時点の腐食速度	
	1.0E-10	1.00E+10	2.2E-04	4.3	0	ケース5：腐食期間100万年時点の腐食速度	
	1.0E-04	1.00E+04	-	-	-	ジルカロイ被覆管として、構造材の最小厚さと腐食速度から設定。	TURVA-2012 (42)
	3.3E-05	3.00E+04	10	0.6	0	ジルカロイ被覆管の値が構造材中最も保守的として、ジルカロイ被覆管の厚さと腐食速度から設定。	NAGRA NAB 13-37 (43)
3.0E-05	3.33E+04	-	-	-	ジルカロイ被覆管の最小厚さと腐食速度から設定。	Dossier 2005 (44)	
黒鉛	5.00E+01	0.02	-	-	-	C-14のガス状放出に関して、速い放出成分の放出率として評価された値。ただし、速い放出成分の割合は1.5E-4である。	NDA (2014) (45)
	2.50E-03	400	-	-	-	C-14のガス状放出に関して、遅い放出成分の放出率として評価された値。ただし、遅い放出成分の割合は0.05である。	

表 3.4-15 本評価における金属廃棄物等の溶出率及び溶出期間の設定値と設定根拠

母材	溶出率 [1/y]	溶出期間 [y]	腐食速度 [nm/y]	厚さ [mm]	設定根拠
ステンレス鋼	4.0E-05	2.50E+04	20	1	廃棄物ごとに含まれるステンレス鋼すべてに厚さを設定することが困難なため、保守的に1mmと仮定した。腐食速度は、保守的な値として第2次TRUレポート ⁽¹⁵⁾ の値を設定した。
ジルカロイ	8.0E-05	1.25E+04	20	0.5	被覆管と同程度の厚さとして、保守的に0.5mmと仮定した。腐食速度は、保守的な値として第2次TRUレポート ⁽¹⁵⁾ の値を設定した。
黒鉛	2.50E-03	400	-	-	NDA (2014) ⁽⁴⁵⁾ におけるC-14のガス状放出のモデルパラメータのうち、速い成分の放出比が極めて低いため、遅い成分の値を設定した。

(d) 溶解度

溶解度は、セメント系材料層（コンクリートピット、低拡散層）のみに考慮し、緩衝材では保守的に全ての核種は沈澱しないものと仮定した。セメント系材料層（コンクリートピット、低拡散層）における溶解度を表 3.4-16 に示す。溶解度は、第 2 次 TRU レポートの核種移行解析データセット（RAMDA）⁽⁶⁾ に示された、降水系及び海水系ごとに最大値を設定した。また、RAMDA⁽⁶⁾ に値が掲載されていない元素に関しては可溶性とした。

表 3.4-16 セメント系材料層（コンクリートピット、低拡散層）における溶解度

元素	溶解度 [mol/m ³]		備考(設定根拠)
	降水系	海水系	
H	可溶性	可溶性	第2次TRUレポートの核種移行解析データセット(RAMDA) ⁽²³⁾ に示された、降水系及び海水系ごとに最大値を設定した。
Be	可溶性	可溶性	
C(有機)	可溶性	可溶性	
Cl	可溶性	可溶性	
Ar	可溶性	可溶性	
Ca	5E+01	5E+01	
Co	5E-01	1E-01	
Ni	5E-01	1E-01	
Se	5E-03	5E-02	
Kr	可溶性	可溶性	
Sr	5E+00	5E+00	
Zr	5E-02	5E-02	
Nb	5E+01	5E+01	
Mo	1E+00	1E+00	
Tc	1E-03	1E-03	
Pd	可溶性	可溶性	
Ag	可溶性	可溶性	
Sn	5E+02	5E+02	
I	可溶性	可溶性	
Cs	可溶性	可溶性	
Ba	可溶性	可溶性	
La	可溶性	可溶性	
Sm	5E-06	5E-06	
Tb	可溶性	可溶性	
Ho	可溶性	可溶性	
Hf	可溶性	可溶性	
Pt	可溶性	可溶性	
Pb	5E+01	5E+01	
Bi	可溶性	可溶性	
Po	可溶性	可溶性	
Ra	1E-03	1E-03	
Ac	5E-06	5E-06	
Th	1E-06	1E-03	
Pa	5E-05	5E-05	
U	5E-06	5E-06	
Np	5E-06	5E-06	
Pu	1E-07	5E-06	
Am	5E-06	5E-06	
Cm	5E-06	5E-06	

(e) 実効拡散係数

セメント系材料及びベントナイト系材料に対する実効拡散係数は、原子力学会標準⁽⁸⁾及び菅谷ほか(2010)⁽¹²⁾の設定根拠となっている RAMDA⁽⁶⁾を基に設定した。また、岩盤の実効拡散係数は、菅谷ほか(2010)⁽¹²⁾を参考に、すべての元素に対して $9.4 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ (間隙率0.47) を設定した。

表 3.4-17 セメント系材料層（コンクリートピット、低拡散層）における実効拡散係数

	コンクリートピット	低拡散バリア健全部	備考(出典や設定根拠)
間隙率	0.19	0.19	第2次TRUレポートの核種移行解析データセット(RAMDA) ⁽²³⁾ を基に設定。自由水中の拡散係数はトリチウムの25°Cにおける値。コンクリートピットは「ひび割れのあるセメントモルタル」、低拡散バリア健全部は「ひび割れのないセメントモルタル」から設定した。
自由水中の拡散係数 [m^2/s]	2.27E-09	2.27E-09	
実効拡散係数 [m^2/s]	4.3E-10	1.4E-11	

表 3.4-18 ベントナイト系材料層（低透水層）における実効拡散係数

元素	実効拡散係数 [m^2/s]		備考(出典や設定根拠)
	降水系	海水系	
H	3E-10	3E-10	第2次TRUレポートの核種移行解析データセット(RAMDA) ⁽²³⁾ を基に設定。主たる化学特性により、中性、陽イオン、陰イオンごとに設定した。ただし、RAMDAでは、25°Cにおける設定値がないため、60°Cのものを設定した。
Be	3E-10	3E-10	
C(有機)	3E-10	3E-10	
Cl	4E-11	3E-10	
Ar	3E-10	3E-10	
Ca	4E-10	3E-10	
Co	3E-10	3E-10	
Ni	3E-10	3E-10	
Se	4E-11	3E-10	
Kr	3E-10	3E-10	
Sr	4E-10	3E-10	
Zr	3E-10	3E-10	
Nb	3E-10	3E-10	
Mo	4E-11	3E-10	
Tc	3E-10	3E-10	
Pd	3E-10	3E-10	
Ag	3E-10	3E-10	
Sn	3E-10	3E-10	
I	4E-11	3E-10	
Cs	4E-10	3E-10	
Ba	3E-10	3E-10	
La	3E-10	3E-10	
Sm	3E-10	3E-10	
Tb	3E-10	3E-10	
Ho	3E-10	3E-10	
Hf	3E-10	3E-10	
Pt	3E-10	3E-10	
Pb	3E-10	3E-10	
Bi	3E-10	3E-10	
Po	3E-10	3E-10	
Ra	4E-10	3E-10	
Ac	3E-10	3E-10	
Th	3E-10	3E-10	
Pa	3E-10	3E-10	
U	3E-10	3E-10	
Np	3E-10	3E-10	
Pu	3E-10	3E-10	
Am	3E-10	3E-10	
Cm	3E-10	3E-10	

(f) 収着分配係数

原子力学会標準浸出率ケース及び廃棄体グループ別浸出率設定ケースにおける収着分配係数は、菅谷ほか(2010)⁽¹²⁾より設定した(表 3.4-19)。硝酸塩影響を考慮する廃棄体グループ BPG_no 及び CYC_no に対しては酸化性環境の収着分配係数を設定し、それ以外の廃棄体グループは、還元性環境の値を設定した。ただし、Ar, Kr は希ガスのため、収着分配係数をゼロとした。また、Bi, Po は Pb のアナログとして設定した。

表 3.4-19 原子力学会標準浸出率ケース及び廃棄体グループ別浸出率設定ケースの還元性環境及び酸化性環境(硝酸塩影響)における収着分配係数

元素	分配係数[m ³ /kg]								備考(出典や設定根拠)
	還元性				酸化性				
	コンクリートピット	低拡散B(健)	ベントナイト系材料層	岩	コンクリートピット	低拡散B(健)	ベントナイト系材料層	岩	
H	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	菅谷ほか(2010) ⁽¹²⁾ を基に設定。
Be	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	
C(有機)	1.00E-03	1.00E-03	1.00E-03	1.00E-04	1.00E-03	1.00E-03	0.00E+00	1.00E-04	
Cl	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	
Ar	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	
Ca	1.00E-03	1.00E-03	1.00E-03	2.00E-01	1.00E-03	1.00E-03	1.00E-03	2.00E-01	
Co	1.25E-02	1.25E-02	5.00E-02	1.00E-02	1.25E-02	1.25E-02	5.00E-02	1.00E-02	
Ni	1.25E-02	1.25E-02	5.00E-02	1.00E-02	1.25E-02	1.25E-02	5.00E-02	1.00E-02	
Se	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	
Kr	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	
Sr	1.00E-03	1.00E-03	1.00E-03	2.00E-01	1.00E-03	1.00E-03	1.00E-03	2.00E-01	
Zr	2.50E+00	2.50E+00	1.00E+00	1.00E-01	2.50E+00	2.50E+00	1.00E+00	1.00E-01	
Nb	0.00E+00	0.00E+00	1.00E-01	1.00E-01	0.00E+00	0.00E+00	1.00E-01	1.00E-01	
Mo	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	1.00E-04	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	1.00E-04	
Tc	3.00E-04	3.00E-04	0.00E+00	0.00E+00	3.00E-09	3.00E-09	0.00E+00	0.00E+00	
Pd	1.25E-02	1.25E-02	5.00E-02	1.00E-01	1.25E-02	1.25E-02	5.00E-02	1.00E-01	
Ag	1.00E-03	1.00E-03	0.00E+00	9.00E-02	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	
Sn	2.50E+00	2.50E+00	1.00E+00	1.00E+00	2.50E+00	2.50E+00	1.00E+00	1.00E+00	
I	1.25E-03	1.25E-03	0.00E+00	1.00E-04	1.25E-03	1.25E-03	0.00E+00	1.00E-04	
Cs	2.00E-03	2.00E-03	5.00E-02	5.00E-02	2.00E-03	2.00E-03	5.00E-02	5.00E-02	
Ba	1.00E-03	1.00E-03	1.00E-03	2.00E-01	1.00E-03	1.00E-03	1.00E-03	2.00E-01	
La	1.00E-02	1.00E-02	1.00E+00	1.00E-01	1.00E-03	1.00E-03	5.00E-03	5.00E-04	
Sm	1.00E-02	1.00E-02	1.00E+00	1.00E-01	1.00E-02	1.00E-02	1.00E+00	1.00E-01	
Tb	1.00E-02	1.00E-02	1.00E+00	1.00E-01	1.00E-03	1.00E-03	5.00E-03	5.00E-04	
Ho	1.00E-02	1.00E-02	1.00E+00	1.00E-01	1.00E-02	1.00E-02	1.00E+00	1.00E-01	
Hf	1.25E-02	1.25E-02	5.00E-02	1.00E-02	1.25E-02	1.25E-02	5.00E-02	1.00E-02	
Pt	1.25E-02	1.25E-02	5.00E-02	1.00E-02	1.25E-02	1.25E-02	5.00E-02	1.00E-02	
Pb	1.25E-02	1.25E-02	5.00E-02	1.00E-01	1.25E-02	1.25E-02	5.00E-02	1.00E-01	
Bi	1.25E-02	1.25E-02	5.00E-02	1.00E-01	1.25E-02	1.25E-02	5.00E-02	1.00E-01	
Po	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	
Ra	1.25E-03	1.25E-03	1.00E-03	5.00E-01	1.25E-03	1.25E-03	1.00E-03	5.00E-01	
Ac	2.50E-01	2.50E-01	1.00E+00	5.00E+00	2.50E-01	2.50E-01	1.00E+00	5.00E+00	
Th	2.50E-01	2.50E-01	1.00E+00	1.00E+00	2.50E-01	2.50E-01	1.00E+00	1.00E+00	
Pa	2.50E-01	2.50E-01	1.00E+00	5.00E-03	2.50E-01	2.50E-01	2.00E-01	2.50E-05	
U	2.50E-01	2.50E-01	5.00E-03	5.00E-03	2.50E-02	2.50E-02	5.00E-06	2.50E-05	
Np	2.50E-01	2.50E-01	5.00E-03	5.00E-03	2.50E-01	2.50E-01	5.00E-06	2.50E-05	
Pu	2.50E-01	2.50E-01	5.00E+00	5.00E-02	2.50E-02	2.50E-02	5.00E+00	2.50E-03	
Am	2.50E-01	2.50E-01	1.00E+00	5.00E+00	2.50E-01	2.50E-01	1.00E+00	5.00E+00	
Cm	2.50E-01	2.50E-01	1.00E+00	5.00E+00	2.50E-01	2.50E-01	1.00E+00	5.00E+00	

(g) パラメータの時間変化

原子力学会標準浸出率ケース及び廃棄体グループ別浸出率設定ケースでは、表 3.4-20 及び図 3.4-5 に示すパラメータの時間変化を考慮した。なお、原子力学会標準⁽⁸⁾では、低拡散層の実効拡散係数に関して、設定根拠として参照されている第 2 次 TRU レポート⁽¹⁵⁾よりも 1 桁小さい値が設定されているため、変化の比率のみを参考にした。

表 3.4-20 原子力学会標準浸出率ケースにおいて考慮したパラメータ設定

経過時間[y]	初期	1.0E+04	2.5E+04	4.0E+04	1.0E+05	2.5E+05	4.0E+05	1.0E+06		
施設近傍以外の岩盤 移行距離 [m]	300	→				150	→	30	---	30
地下水実流速 [m/y]	0.1	→				1.0	---	1.0		
低拡散層 実効拡散係数 [m ² /s]	1.4E-11	→	4.3E-11	→		2.9E-10	-----	-----	2.9E-10	

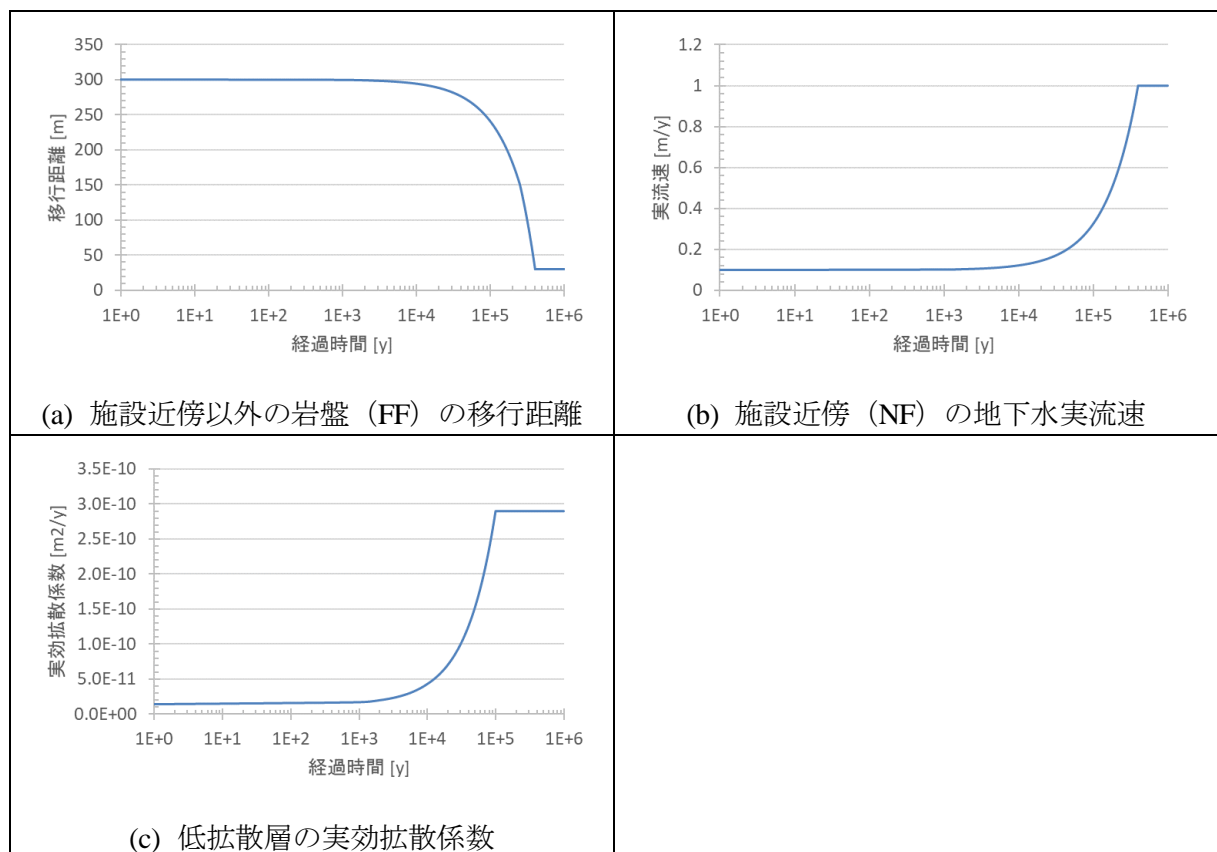


図 3.4-5 原子力学会標準浸出率ケース及び廃棄体グループ別浸出率設定ケースにおいて考慮したパラメータの経時変化

(h) 生物圏

表 3.4-21 に示す被ばく経路について線量評価を行った。内部被ばく及び外部被ばく線量換算係数については、原子力学会標準⁽⁸⁾及び菅谷ほか (2010)⁽¹²⁾を参照した。また、それ以外のパラメータに関しては、これまでの受託事業報告書^{(28)~(36)}を参照した。なお、線量換算係数を設定できなかった Ar-39、Kr-81、Nb-91、Tc-97、Bi-208、Bi-210m、Pu-236 に関しては、被ばく線量評価対象外とした。

表 3.4-21 被ばく経路

評価シナリオ	評価経路	利用形態	線量評価対象者	被ばく形態	評価経路No.	
地下水移行シナリオ	河川水利用経路	河川水	飲料水利用	飲料水利用者	飲料水摂取・内部	1
			灌漑水利用	農耕作業	土壌直接線・外部	2
					塵埃吸入・内部	3
				農作物消費	農作物消費	農作物摂取・内部
			飼育水利用	畜産物消費	畜産物摂取・内部	5
			河川産物消費	河川産物消費	水産物摂取・内部	6
	河川岸建設経路	河川岸	建設作業	建設作業	土壌直接線・外部	7
					塵埃吸入・内部	8
	河川岸居住経路	河川岸	居住	居住者	土壌直接線・外部	9
					塵埃吸入・内部	10
	河川岸農耕作業経路	河川岸	農耕作業	農耕作業	土壌直接線・外部	11
					塵埃吸入・内部	12
			農作物消費	農作物消費	農作物摂取・内部	13
			畜産物消費	畜産物消費	畜産物摂取・内部	14

表 3.4-22 内部被ばく及び外部被ばく線量換算係数

核種	線量換算係数 [Sv/Bq]		外部被ばく 線量換算 係数 [μ Sv/h per Bq/g]
	経口摂取	吸入	
H-3	4.2E-11	4.5E-11	0.0E+00
Be-10	1.1E-09	3.5E-08	0.0E+00
C-14	5.8E-10	2.0E-09	0.0E+00
Cl-36	9.3E-10	7.3E-09	4.6E-05
Ca-41	1.9E-10	9.5E-11	0.0E+00
Co-60	3.4E-09	1.0E-08	7.3E-01
Ni-59	6.3E-11	1.3E-10	4.9E-06
Ni-63	1.5E-10	4.8E-10	0.0E+00
Se-79	2.9E-09	1.1E-09	0.0E+00
Sr-90	3.1E-08	3.8E-08	2.2E-09
Zr-93	1.1E-09	1.0E-08	0.0E+00
Nb-93m	1.2E-10	5.1E-10	3.3E-06
Nb-94	1.7E-09	1.1E-08	4.7E-01
Mo-93	3.2E-09	1.1E-09	2.2E-05
Tc-99	6.4E-10	4.0E-09	1.5E-07
Pd-107	3.7E-11	8.5E-11	0.0E+00
Ag-108m	2.3E-09	7.4E-09	4.9E-01
Sn-121m	5.6E-10	4.7E-09	1.0E-04
Sn-126	5.1E-09	2.8E-08	6.0E-01
I-129	1.1E-07	3.6E-08	7.2E-04
Cs-135	2.0E-09	6.9E-10	0.0E+00
Cs-137	1.3E-08	4.6E-09	1.7E-01
Ba-133	1.5E-09	1.0E-08	9.7E-02
La-137	8.1E-11	8.7E-09	8.0E-04
Sm-151	9.8E-11	4.0E-09	3.8E-08
Tb-157	3.4E-11	1.2E-09	6.5E-03
Ho-166m	2.0E-09	1.2E-07	5.2E-01
Hf-182	4.5E-09	3.2E-07	3.6E-01
Pt-193	3.1E-11	2.1E-11	0.0E+00

核種	線量換算係数 [Sv/Bq]		外部被ばく 線量換算 係数 [μ Sv/h per Bq/g]
	経口摂取	吸入	
Pb-210	6.9E-07	1.2E-06	1.8E-04
Po-210	1.2E-06	3.3E-06	2.5E-06
Ra-223	1.0E-07	7.4E-06	8.7E-02
Ra-225	9.9E-08	6.3E-06	7.3E-04
Ra-226	2.8E-07	3.5E-06	5.0E-01
Ra-228	6.9E-07	2.6E-06	2.7E-01
Ac-225	2.4E-08	8.5E-06	6.8E-02
Ac-227	1.1E-06	5.5E-04	2.1E-04
Th-227	8.8E-09	1.0E-05	3.1E-02
Th-228	1.4E-07	4.4E-05	4.5E-01
Th-229	4.9E-07	7.1E-05	2.4E-02
Th-230	2.1E-07	1.4E-05	9.0E-05
Th-232	2.3E-07	2.5E-05	3.8E-05
Th-234	3.4E-09	7.7E-09	6.0E-03
Pa-231	7.1E-07	1.4E-04	1.1E-02
Pa-233	8.7E-10	3.3E-09	6.1E-02
U-232	3.3E-07	7.8E-06	6.3E-05
U-233	5.1E-08	3.6E-06	8.5E-05
U-234	4.9E-08	3.5E-06	2.7E-05
U-235	4.7E-08	3.1E-06	5.1E-02
U-236	4.7E-08	3.2E-06	1.3E-05
U-238	4.5E-08	2.9E-06	2.7E-04
Np-237	1.1E-07	2.3E-05	5.8E-03
Pu-238	2.3E-07	4.6E-05	6.6E-06
Pu-239	2.5E-07	5.0E-05	1.5E-05
Pu-240	2.5E-07	5.0E-05	7.1E-06
Pu-241	4.8E-09	9.0E-07	1.4E-06
Pu-242	2.4E-07	4.8E-05	3.2E-05
Am-241	2.0E-07	4.2E-05	3.5E-03
Am-242m	1.9E-07	3.7E-05	4.6E-03
Am-243	2.0E-07	4.1E-05	6.2E-02
Cm-242	1.2E-08	5.2E-06	7.1E-06
Cm-244	1.2E-07	2.7E-05	9.9E-06
Cm-245	2.1E-07	4.2E-05	2.5E-02
Cm-246	2.1E-07	4.2E-05	1.1E-03

(9) 解析結果

(a) FP 核種

原子力学会標準浸出率ケース及び廃棄体グループ別浸出率設定ケースにおける FP 核種について、人工バリアからの移行フラックスを図 3.4-6 に、ニアフィールド (NF) からの移行フラックスを図 3.4-7 に、ファーフィールド (FF) からの移行フラックスを図 3.4-8 に、河川水利用経路における被ばく線量を図 3.4-9 に、河川岸建設経路における被ばく線量を図 3.4-10 に、河川岸居住経路における被ばく線量を図 3.4-11 に、河川岸農耕作業経路における被ばく線量を図 3.4-12 に示す。なお、いずれも全廃棄体グループの合計値として示した。

人工バリアからの移行フラックス (図 3.4-6) をみると、原子力学会標準浸出率ケース及び廃棄体グループ別浸出率設定ケースともに、H-3 の移行フラックスが最も高く、数十年で 1×10^{12} Bq/y に達していることがわかる。また、Sr-90 も両ケースにおいて移行フラックスが比較的高く、およそ 5×10^{10} Bq/y であった。H-3 及び Sr-90 において、ケース間の違いがみられないのは、これらの核種は瞬時放出成分の寄与が多いためであり、H-3 は廃棄体グループ BPG_ot、Sr-90 は CYC_ot からの寄与が支配的となっている。一方、C-14、Ni-59 の移行フラックスは、廃棄体グループ別浸出率設定ケースにおいて 1×10^{11} Bq/y 以上となっており、原子力学会標準浸出率ケースに比べて 1 桁程度高くなった。同様に、Cl-36、Mo-93、Nb-94、Kr-81、Ag-108m、Cs-135 に関しても、廃棄体グループ別浸出率設定ケースの方が原子力学会標準浸出率ケースに比べて 1 桁程度高くなった (1×10^9 Bq/y 以上)。また、Tc-99 の移行フラックスは、廃棄体グループ別浸出率設定ケースの方が原子力学会標準浸出率ケースに比べて数倍程度高くなった。Zr-93 及びその子孫核種としての Nb-93m は、ケース間で大きな違いはみられず、Zr の収着分配係数が比較的高いため、浸出率の違いがほとんど影響しなかったものと考えられる。

ニアフィールド (NF) からの移行フラックス (図 3.4-7) をみると、H-3、Sr-90、Nb-94、Ag-108m は両ケースにおいて NF 移行中に放射性崩壊により減衰していることがわかる。一方、C-14、Ni-59 の移行フラックスは、両ケースとも人工バリアからの移行フラックスとほぼ同程度であり、廃棄体グループ別浸出率設定ケースにおいて 1×10^{11} Bq/y 以上と、原子力学会標準浸出率ケースに比べて 1 桁程度高くなっている。これは、NF 出口までの移行時間に対して、C-14、Ni-59 の半減期が長く、ほとんど減衰しないことを意味している。Cl-36、Mo-93、Kr-81、Ag-108m、Cs-135 に関しても、ほぼ同様に、NF 出口までの移行時間に対して半減期が長く、ほとんど減衰しないため、人工バリアからの移行フラックスにおける両ケース間の差がそのまま現れる結果となった。

ファーフィールド (FF) からの移行フラックス (図 3.4-8) に関しては、流速が NF に比べて 10 倍となっており、移行距離も隆起・侵食に伴い減少するので、岩に対する収着分配係数の低い元素 (C-14、Cl-36、Ni-59、Mo-93 など) に対しては、そのバリア機能がほとんど見込めないため、NF からの移行フラックスとほぼ同じ結果となっている。このことから、学会標準で示された天然バリア (NF・FF) における条件の場合、人工バリアでの差がそのまま天然バリア出口フラックスに影響することがわかる。

FF からの移行フラックスに対して、各被ばく経路における線量を評価した結果、河川水利用経路における線量 (図 3.4-9) が最も高く、C-14 が支配核種となった (原子力学会標準浸出率ケースで約 $12 \mu\text{Sv/y}$ 、廃棄体グループ別浸出率設定ケースで約 $79 \mu\text{Sv/y}$)。C-14 の場合、河川水利用経路における水産物摂取による内部被ばくが支配的であった。河川水利用経路でみた場合、Cl-36、Ni-59、Mo-93 が廃棄体グループ別浸出率設定ケースにおいて $0.1 \mu\text{Sv/y}$ となった。

以上より、FP 核種のうち、C-14、Cl-36、Ni-59、Mo-93 が重要核種として選定された。

(a) 人工バリア

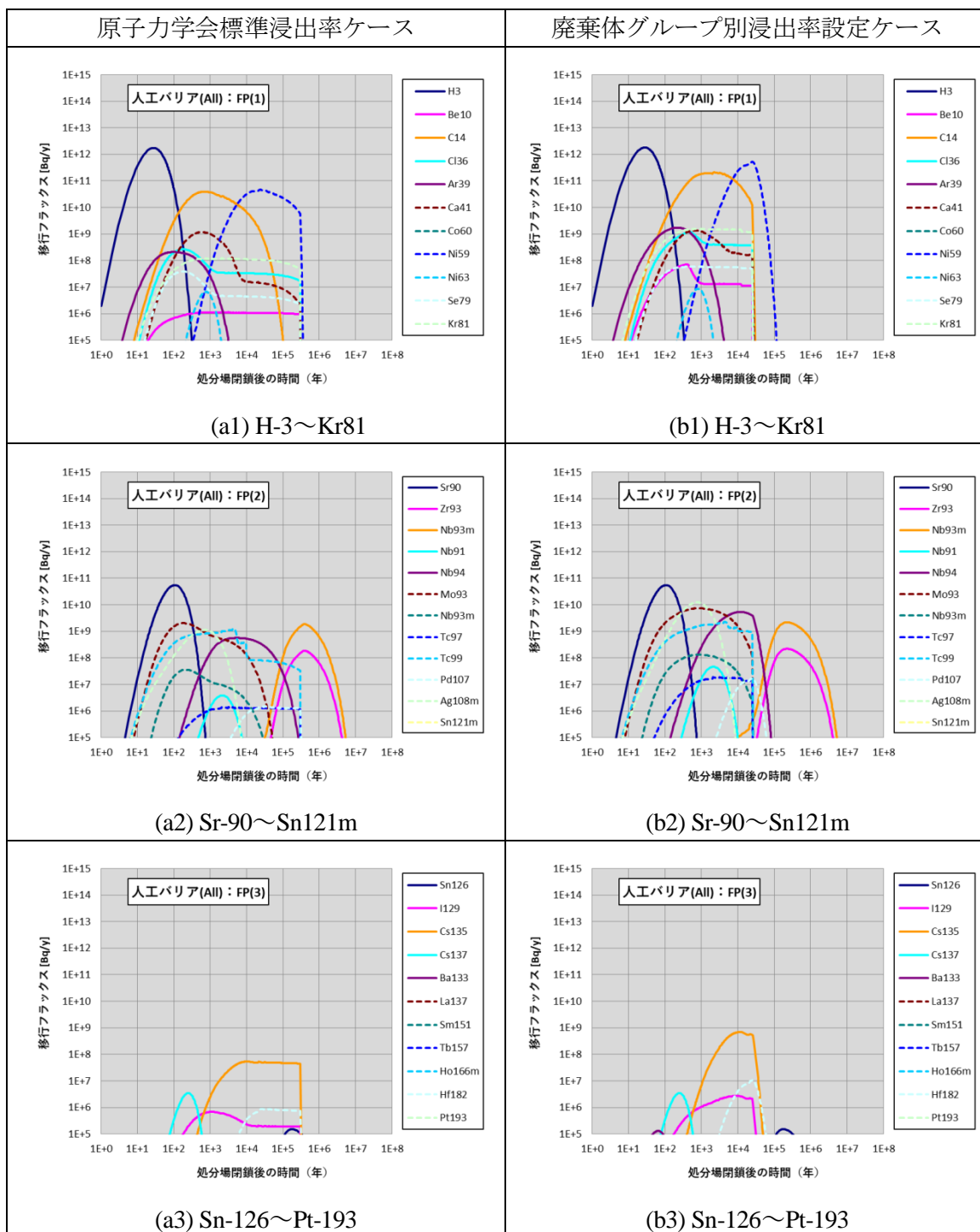


図 3.4-6 原子力学会標準浸出率ケース及び廃棄体グループ別浸出率設定ケースにおける人工バリアからの移行フラックス (FP 核種)

(b) ニアフィールド (NF)

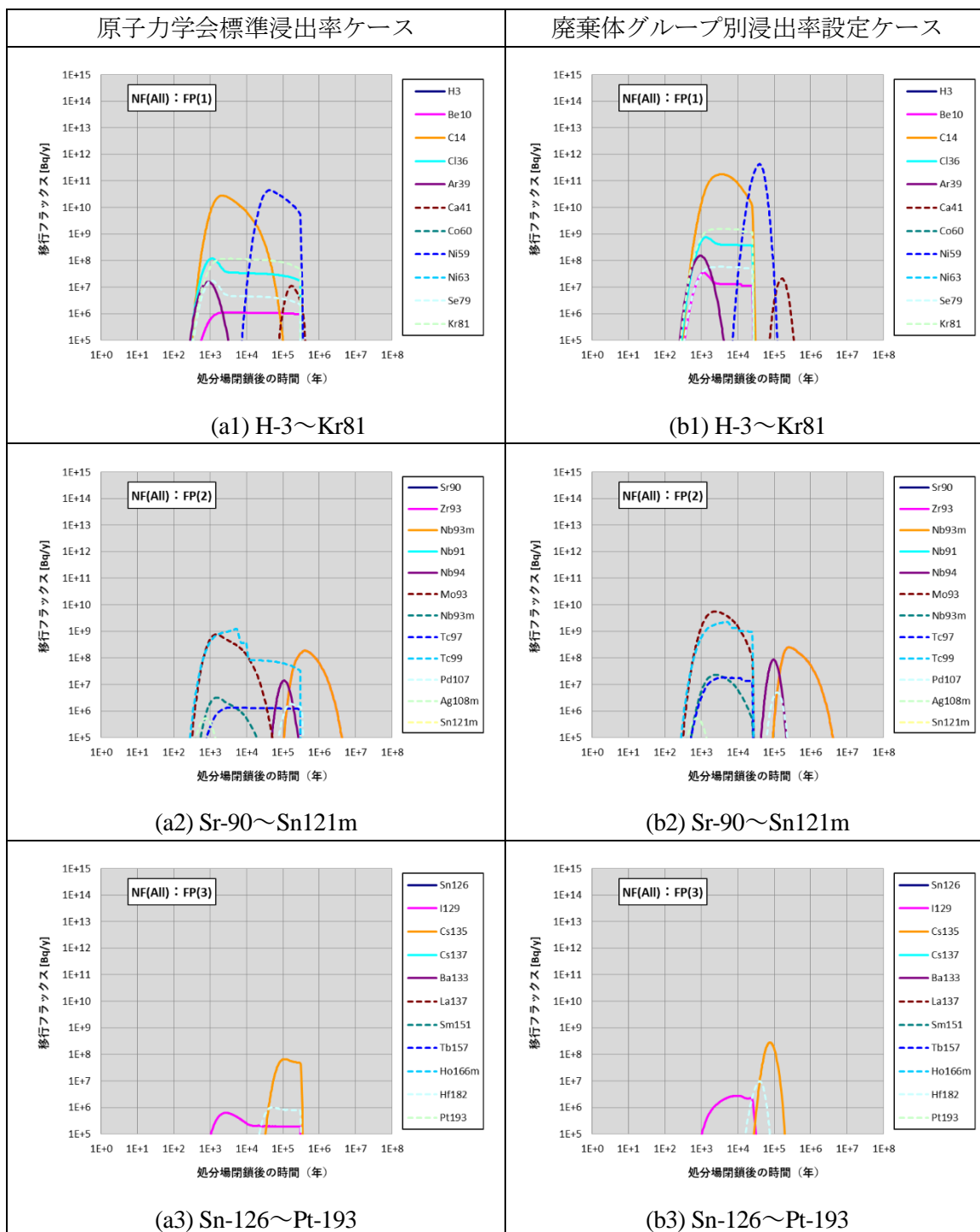


図 3.4-7 原子力学会標準浸出率ケース及び廃棄体グループ別浸出率設定ケースにおけるニアフィールド (NF) からの移行フラックス (FP 核種)

(c) ファーフィールド (FF)

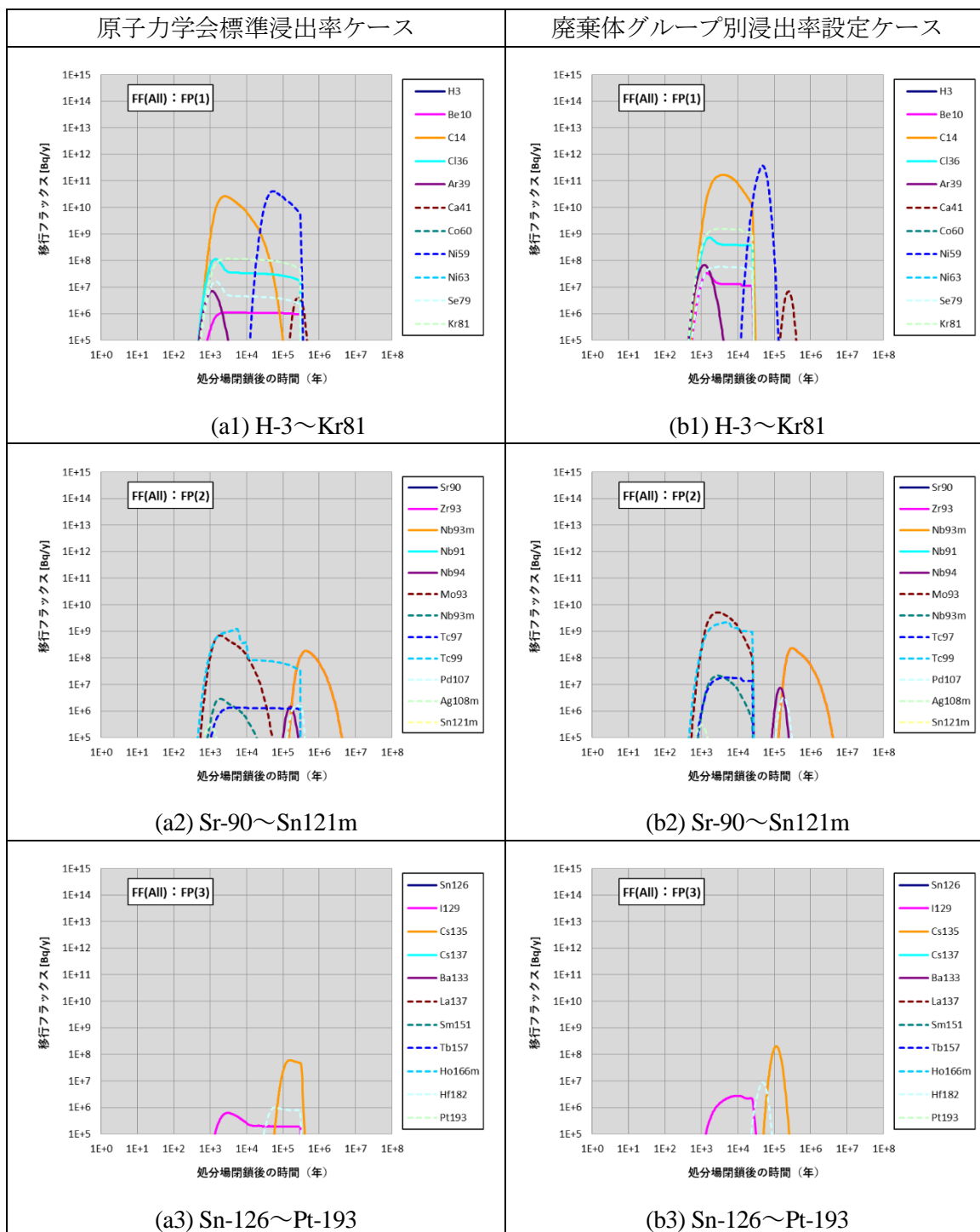


図 3.4-8 原子力学会標準浸出率ケース及び廃棄体グループ別浸出率設定ケースにおける
ファーフィールド (FF) からの移行フラックス (FP 核種)

(d) 生物圏における被ばく線量

① 河川水利用

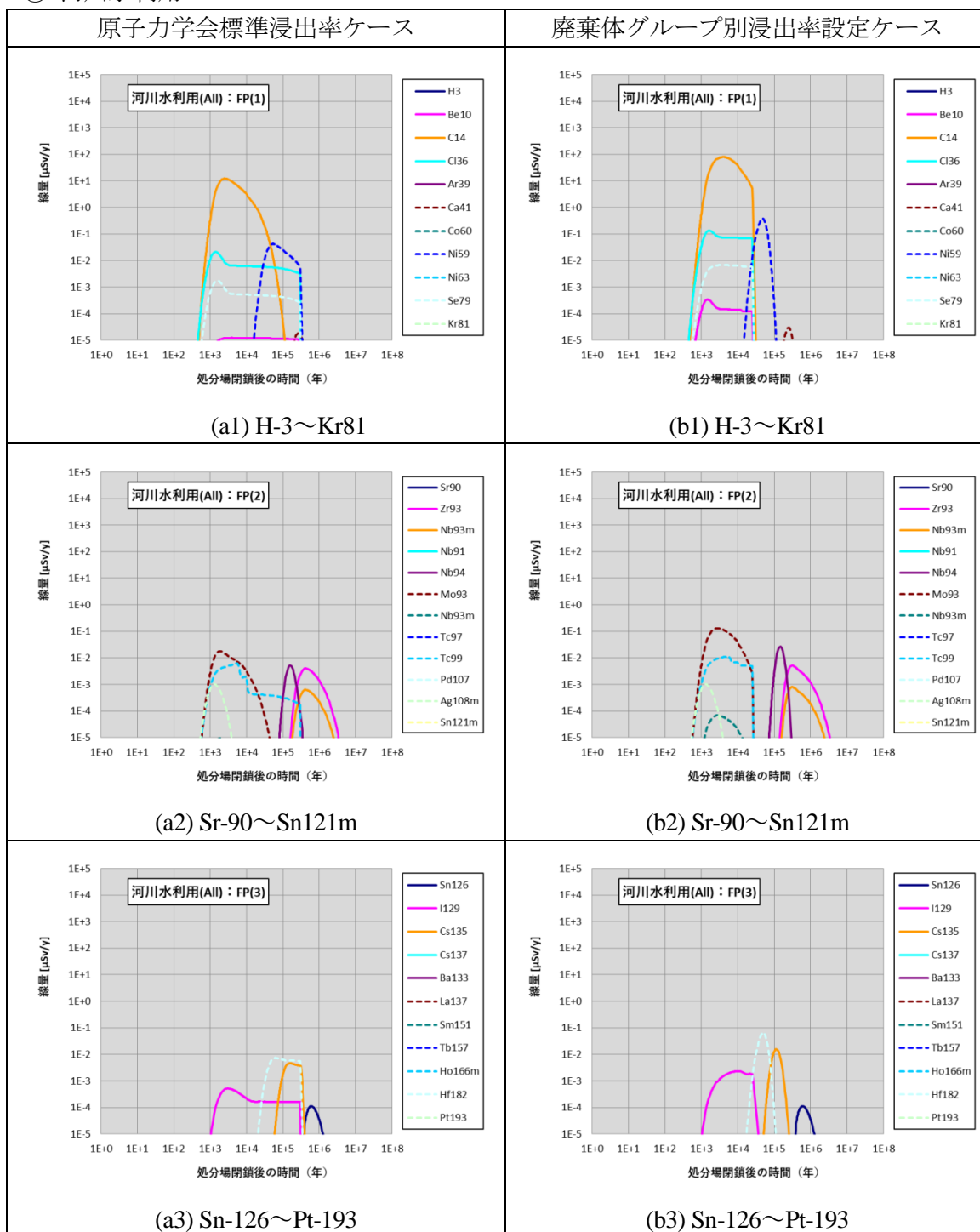


図 3.4-9 原子力学会標準浸出率ケース及び廃棄体グループ別浸出率設定ケースの河川水利用経路における被ばく線量 (FP 核種)

② 河川岸建設

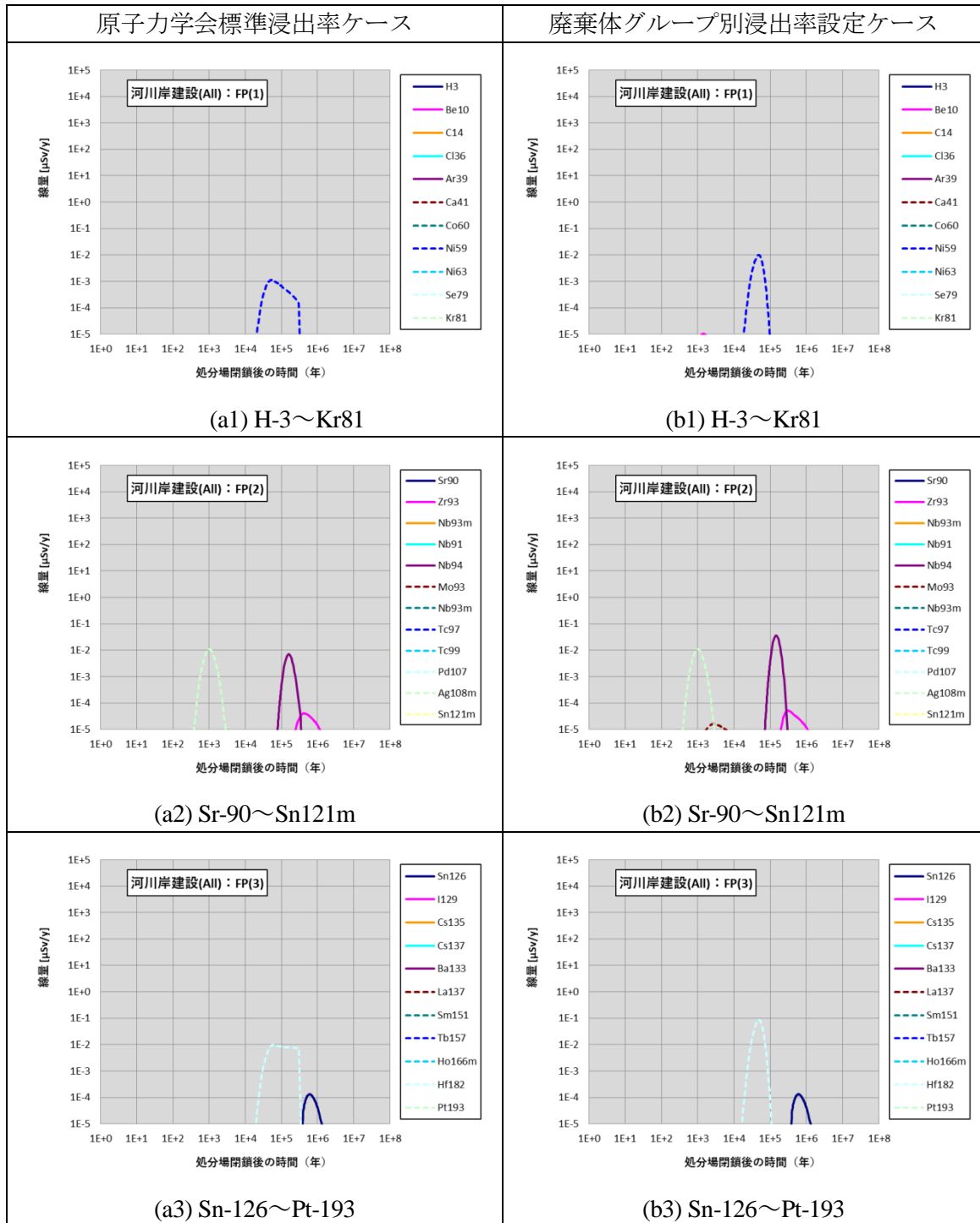


図 3.4-10 原子力学会標準浸出率ケース及び廃棄体グループ別浸出率設定ケースの河川岸建設経路における被ばく線量 (FP 核種)

③ 河川岸居住

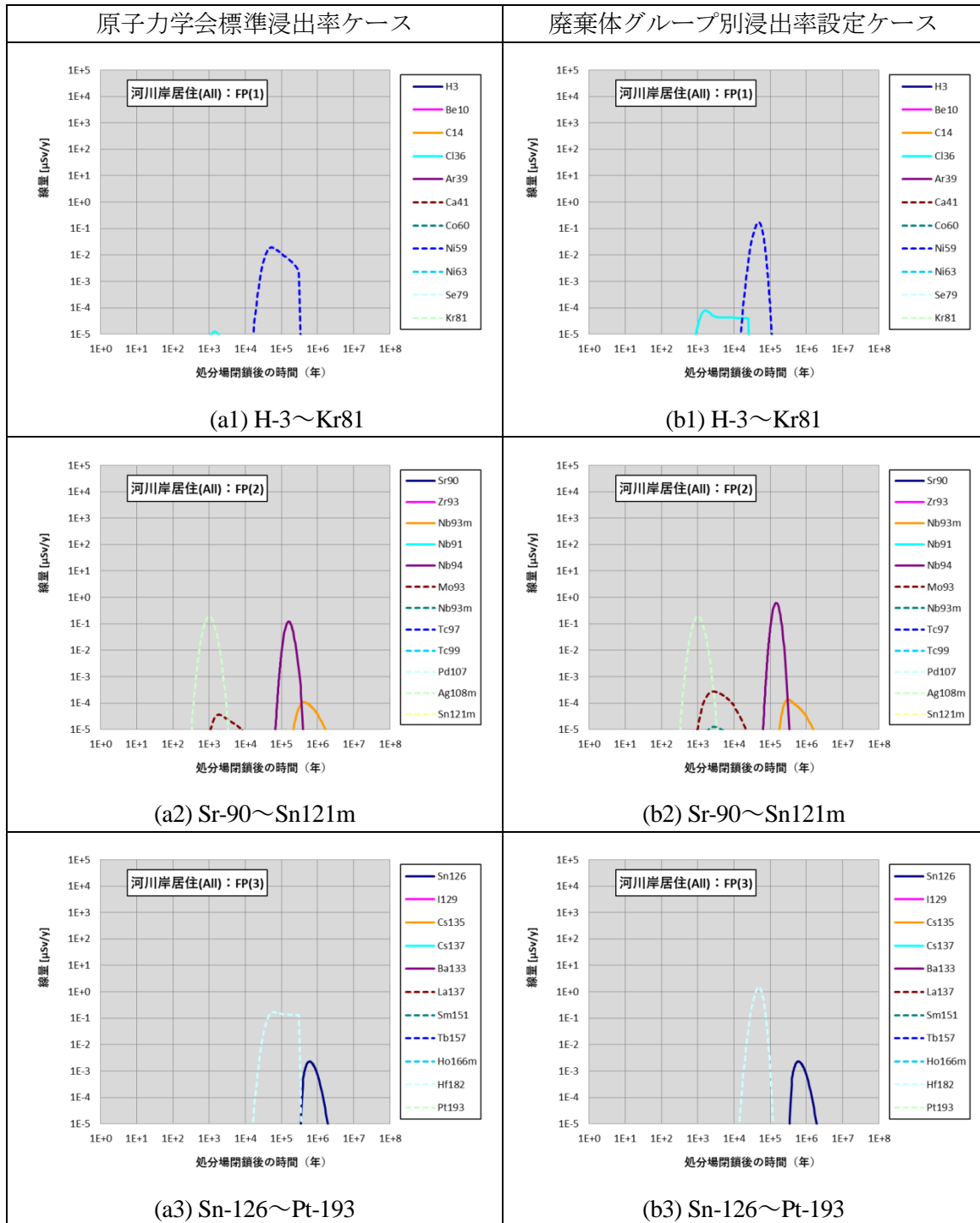


図 3.4-11 原子力学会標準浸出率ケース及び廃棄体グループ別浸出率設定ケースの河川岸居住経路における被ばく線量 (FP 核種)

④ 河川岸農耕作業

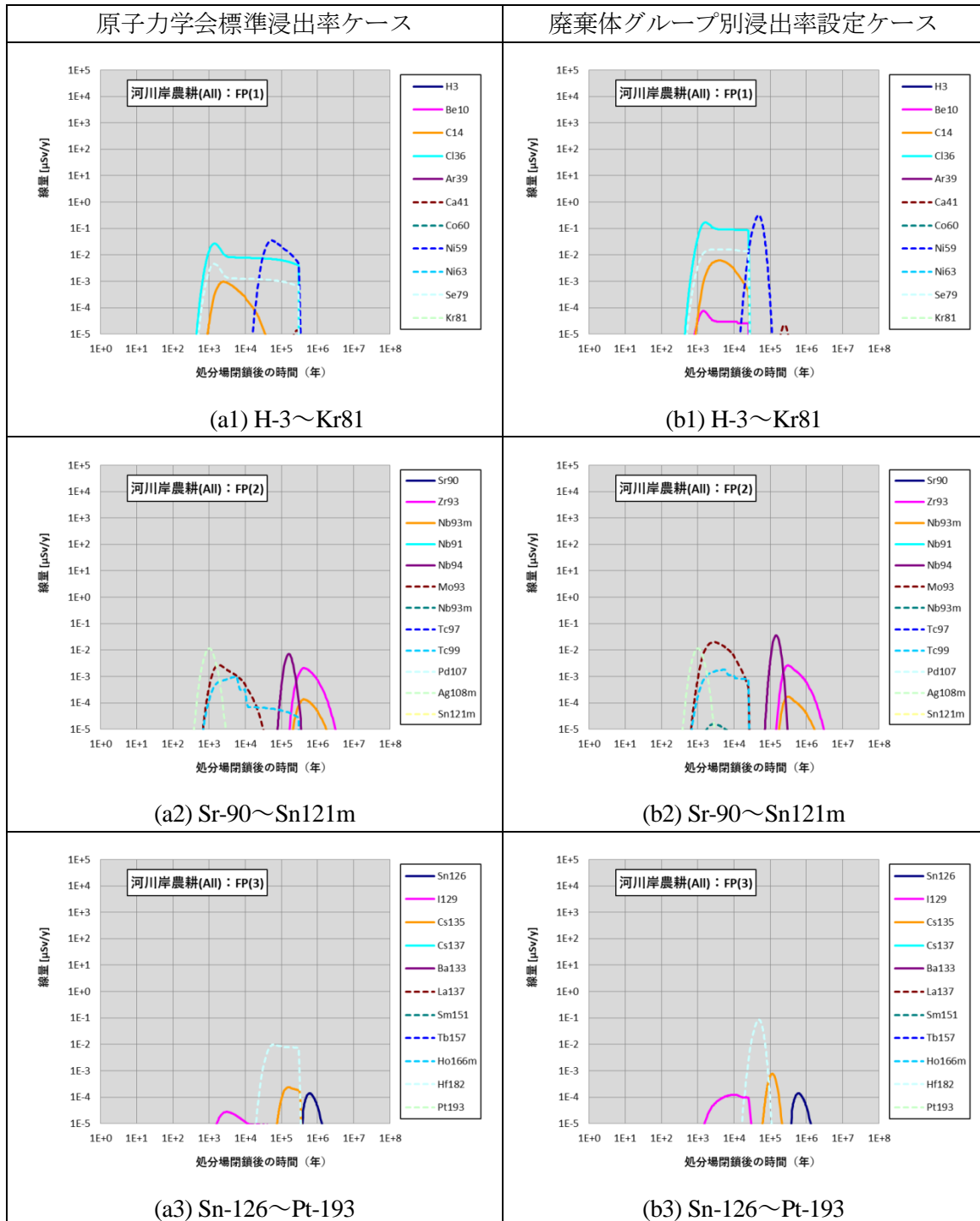


図 3.4-12 原子力学会標準浸出率ケース及び廃棄体グループ別浸出率設定ケースの河川岸農耕作業経路における被ばく線量 (FP 核種)

(b) 系列核種

原子力学会標準浸出率ケース及び廃棄体グループ別浸出率設定ケースにおける系列核種について、人工バリアからの移行フラックスを図 3.4-13 に、ニアフィールド (NF) からの移行フラックスを図 3.4-14 に、ファーフィールド (FF) からの移行フラックスを図 3.4-15 に、河川水利用経路における被ばく線量を図 3.4-16 に、河川岸建設経路における被ばく線量を図 3.4-17 に、河川岸居住経路における被ばく線量を図 3.4-18 に、河川岸農耕作業経路における被ばく線量を図 3.4-19 に示す。系列核種の場合、初期インベントリが FP 核種における主要な核種に比べて 5 桁以上も低いため、移行フラックス及び線量の図の縦軸のスケールが異なっていることに注意が必要である。なお、いずれも全廃棄体グループの合計値として示した。

系列核種では、人工バリアからの移行フラックス (図 3.4-13)、ニアフィールド (NF) からの移行フラックス (図 3.4-14)、ファーフィールド (FF) からの移行フラックス (図 3.4-15) において、両ケース間においてほとんど差がみられない。これは、収着分配係数をゼロとした Bi を除き、系列核種の収着分配係数が比較的高いため、浸出率 (浸出期間) の違いによる影響が現れにくいものと考えられる。

FF からの移行フラックスに対して、各被ばく経路における線量を評価した結果、河川岸居住経路における線量 (図 3.4-18) が最も高く、 $4n+1$ 系列の Pa-233 が支配核種となった (原子力学会標準浸出率ケース及び廃棄体グループ別浸出率設定ケースともに約 $0.01 \mu\text{Sv/y}$)。したがって、廃棄体グループ別浸出率設定ケースにおける C-14 に比べて 4 桁以上も線量が低く、Cl-36、Ni-59、Mo-93 に比べても 1 桁程度線量が低い結果となった。

(e) 人工バリア

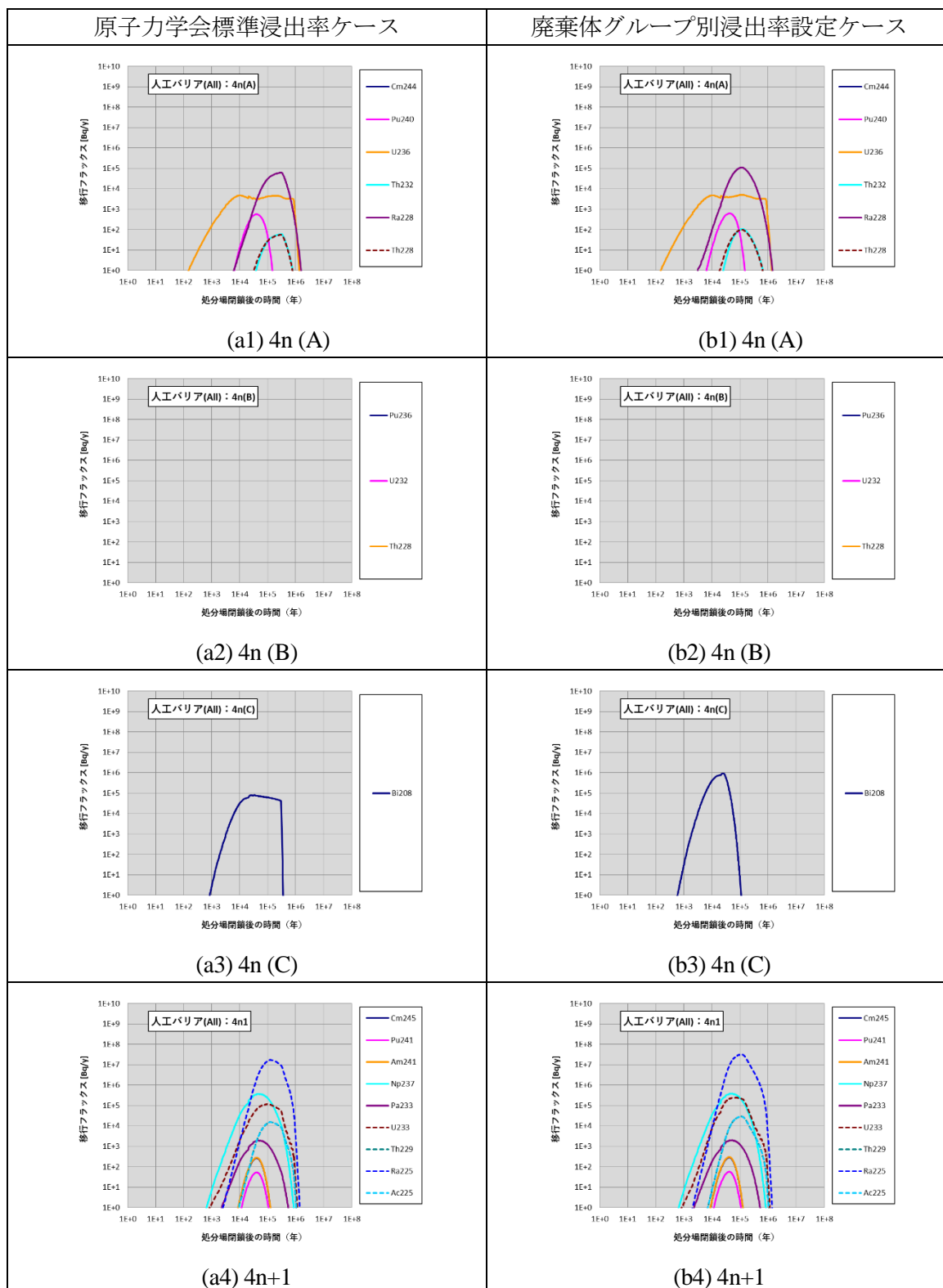


図 3.4-13 原子力学会標準浸出率ケース及び廃棄体グループ別浸出率設定ケースにおける人工バリアからの移行フラックス (系列核種 : 1/2)

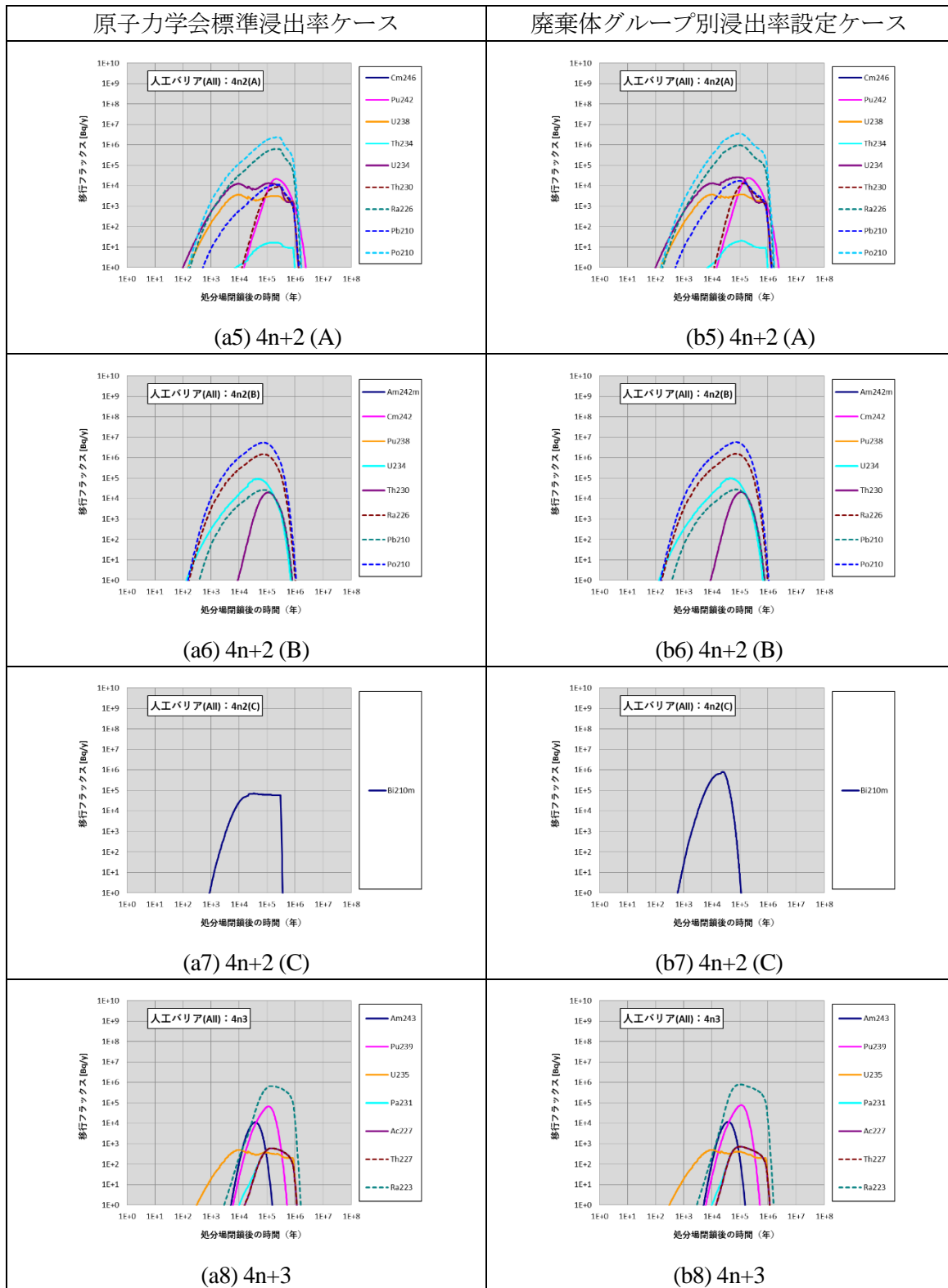


図 3.4-13 原子力学会標準浸出率ケース及び廃棄体グループ別浸出率設定ケースにおける人工バリアからの移行フラックス (系列核種: 2/2)

(f) ニアフィールド (NF)

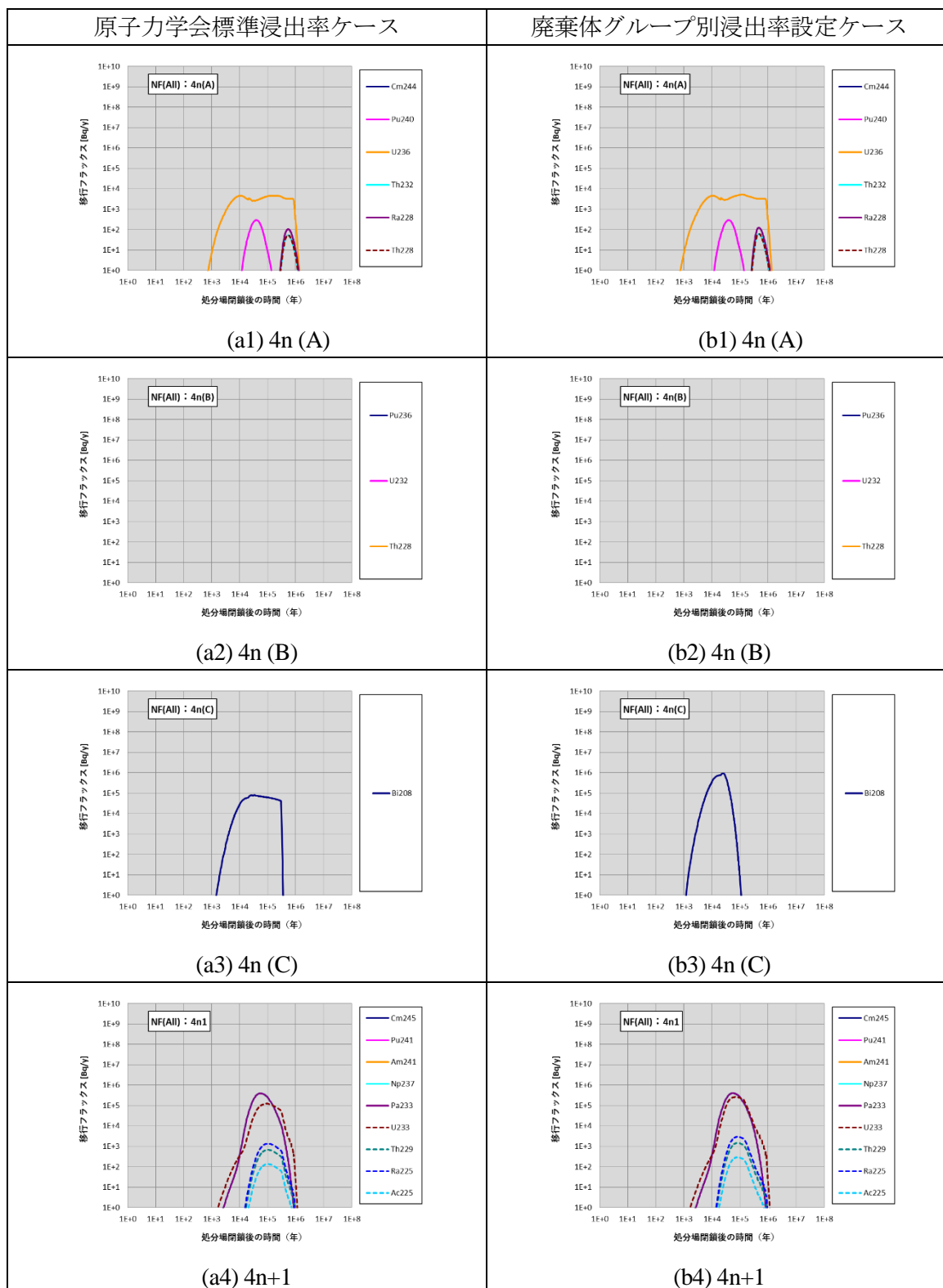


図 3.4-14 原子力学会標準浸出率ケース及び廃棄体グループ別浸出率設定ケースにおけるニアフィールド (NF) からの移行フラックス (系列核種 : 1/2)

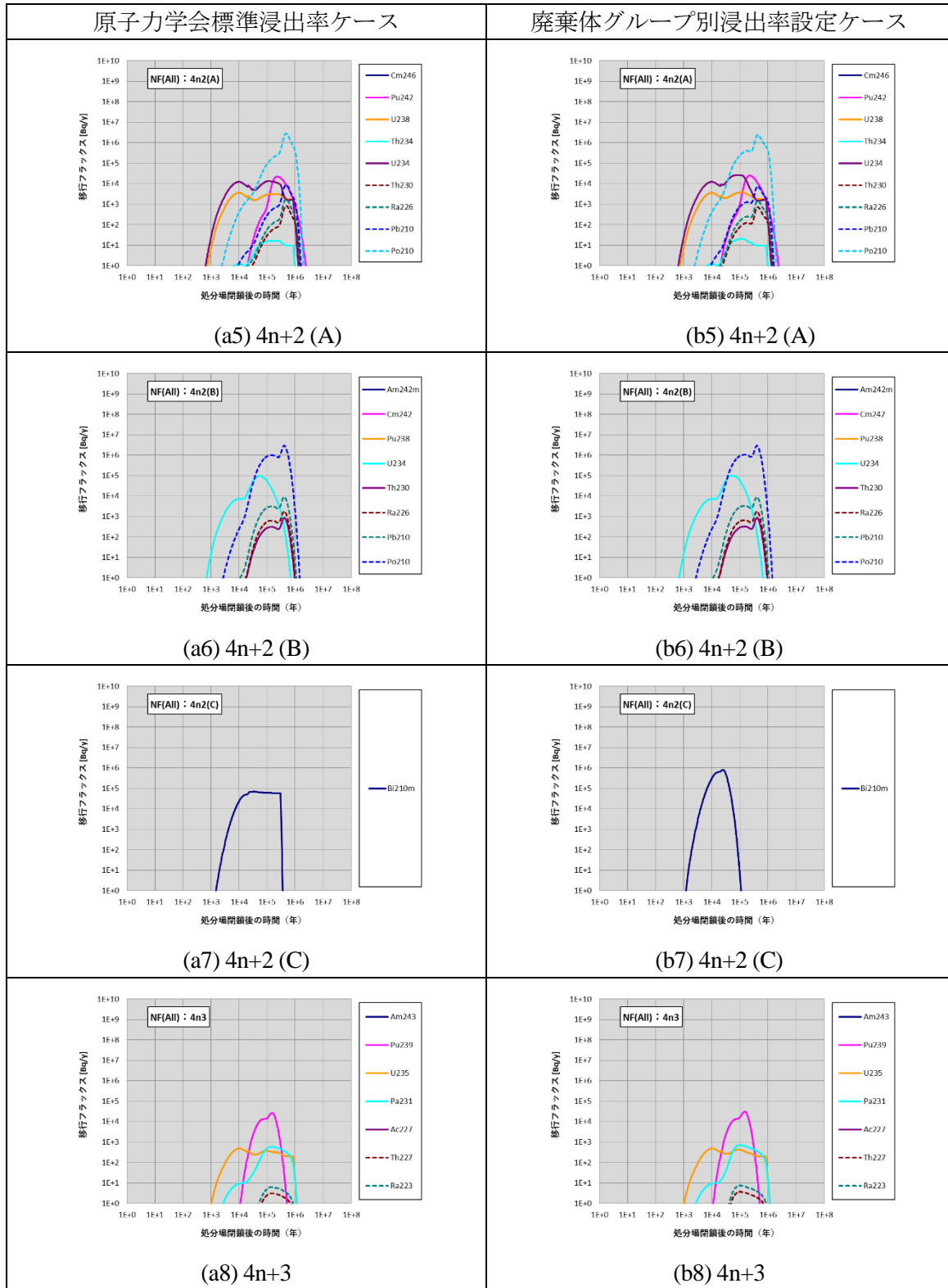


図 3.4-14 原子力学会標準浸出率ケース及び廃棄体グループ別浸出率設定ケースにおけるニアフィールド (NF) からの移行フラックス (系列核種 : 2/2)

(g) ファーフールド (FF)

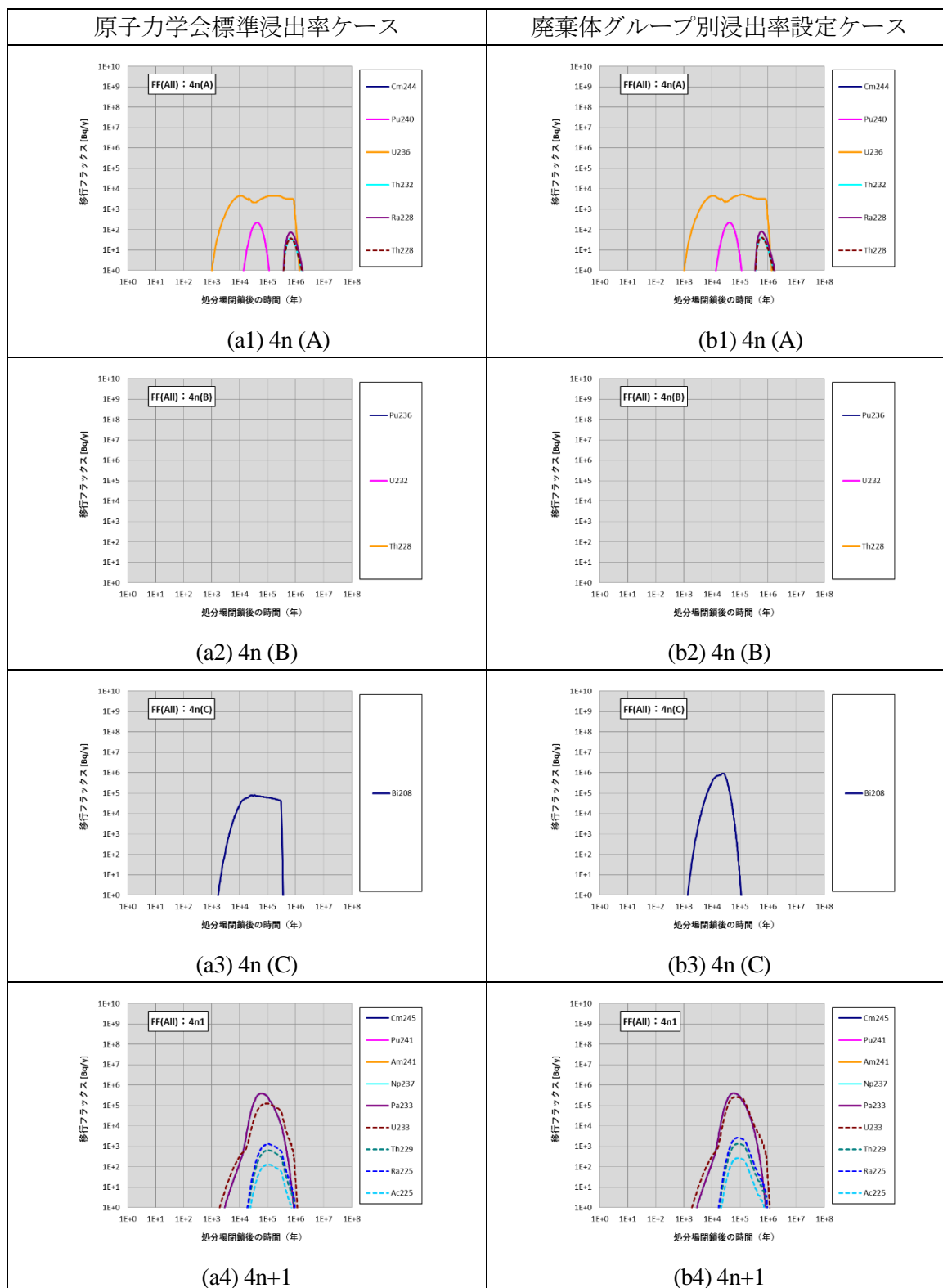


図 3.4-15 原子力学会標準浸出率ケース及び廃棄体グループ別浸出率設定ケースにおけるファーフールド (FF) からの移行フラックス (系列核種 : 1/2)

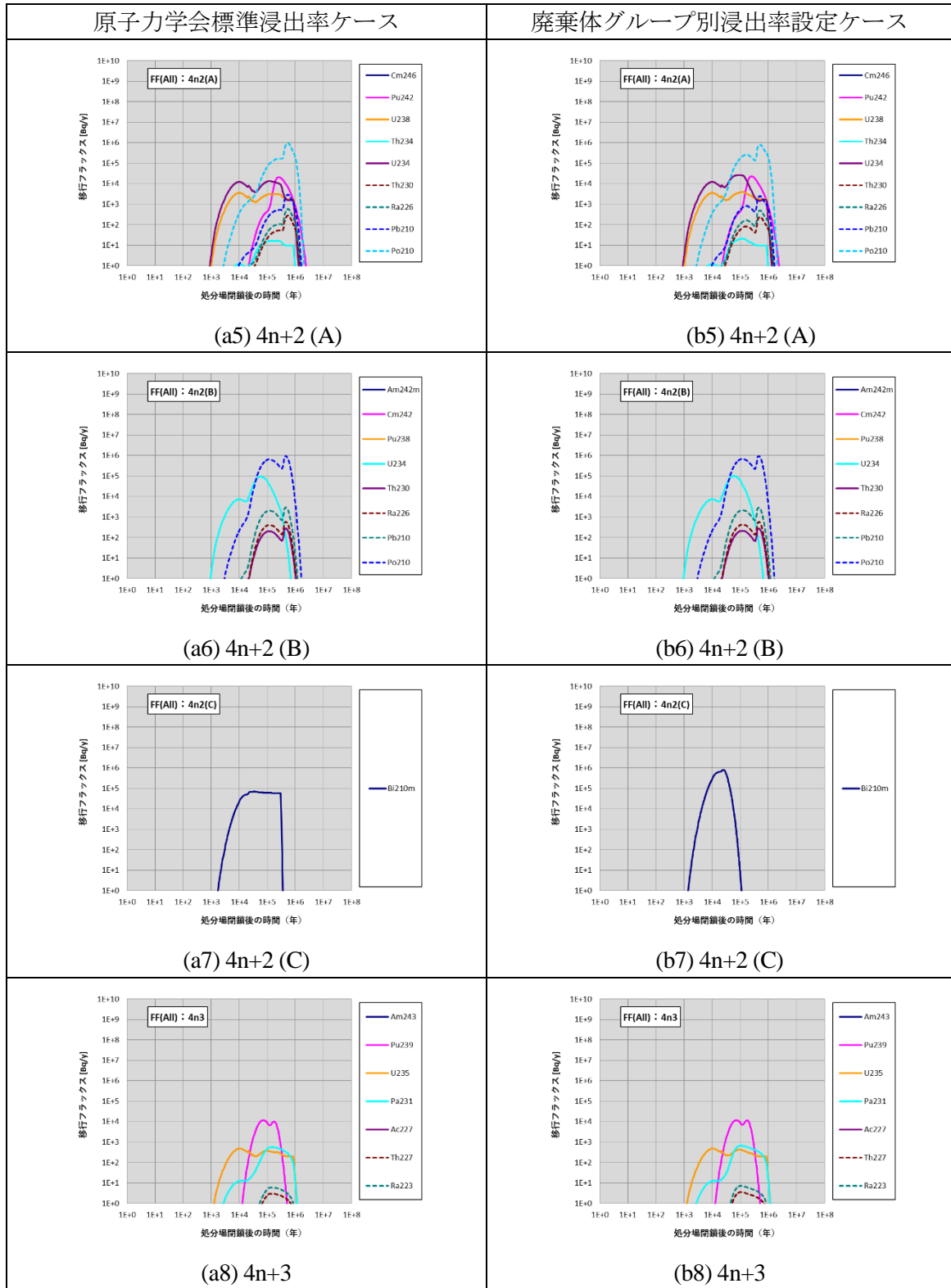


図 3.4-15 原子力学会標準浸出率ケース及び廃棄体グループ別浸出率設定ケースにおけるファーフールド (FF) からの移行フラックス (系列核種 : 2/2)

(h) 生物圏における被ばく線量

① 河川水利用

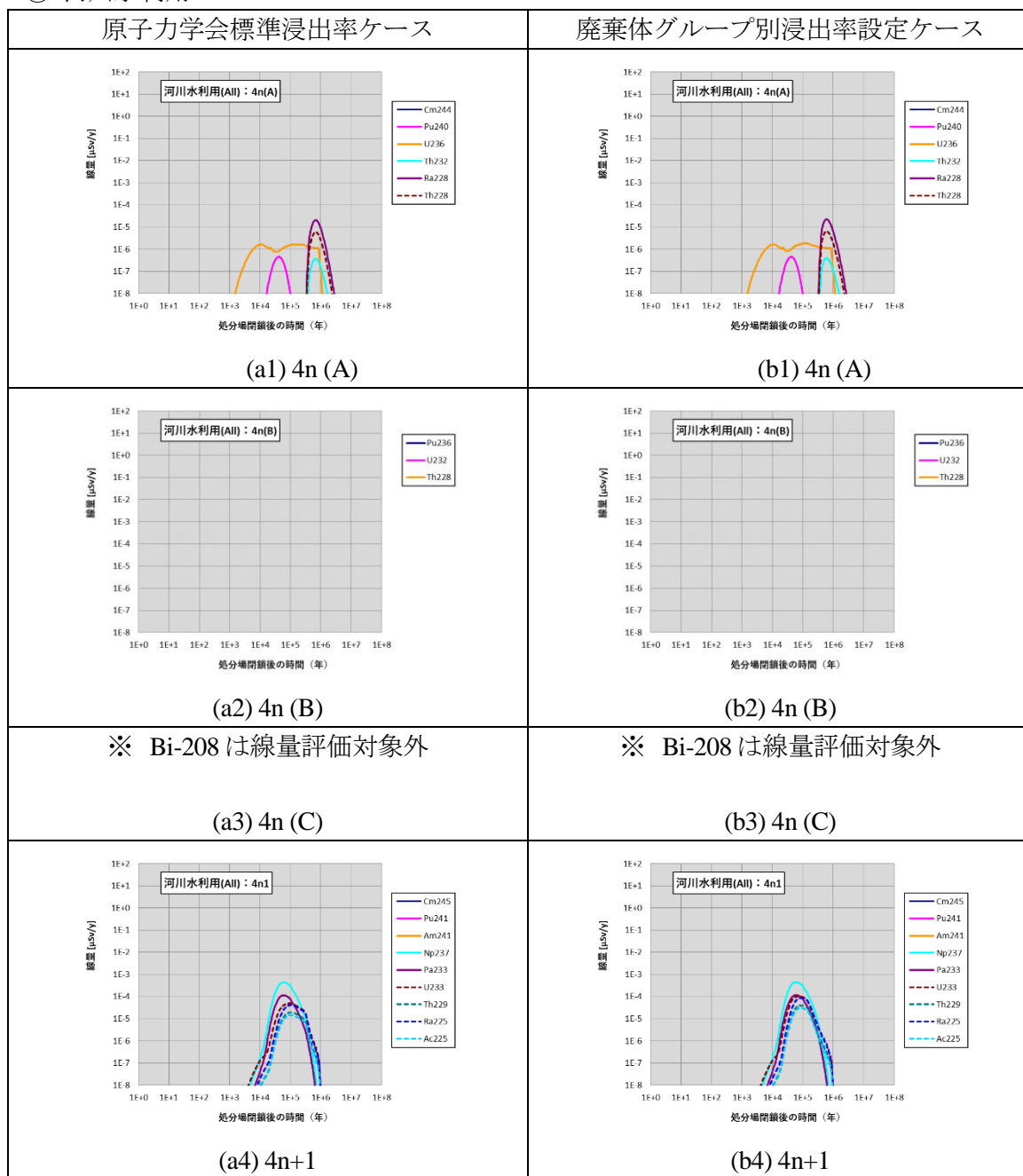


図 3.4-16 原子力学会標準浸出率ケース及び廃棄体グループ別浸出率設定ケースの河川水利用経路における被ばく線量（系列核種：1/2）

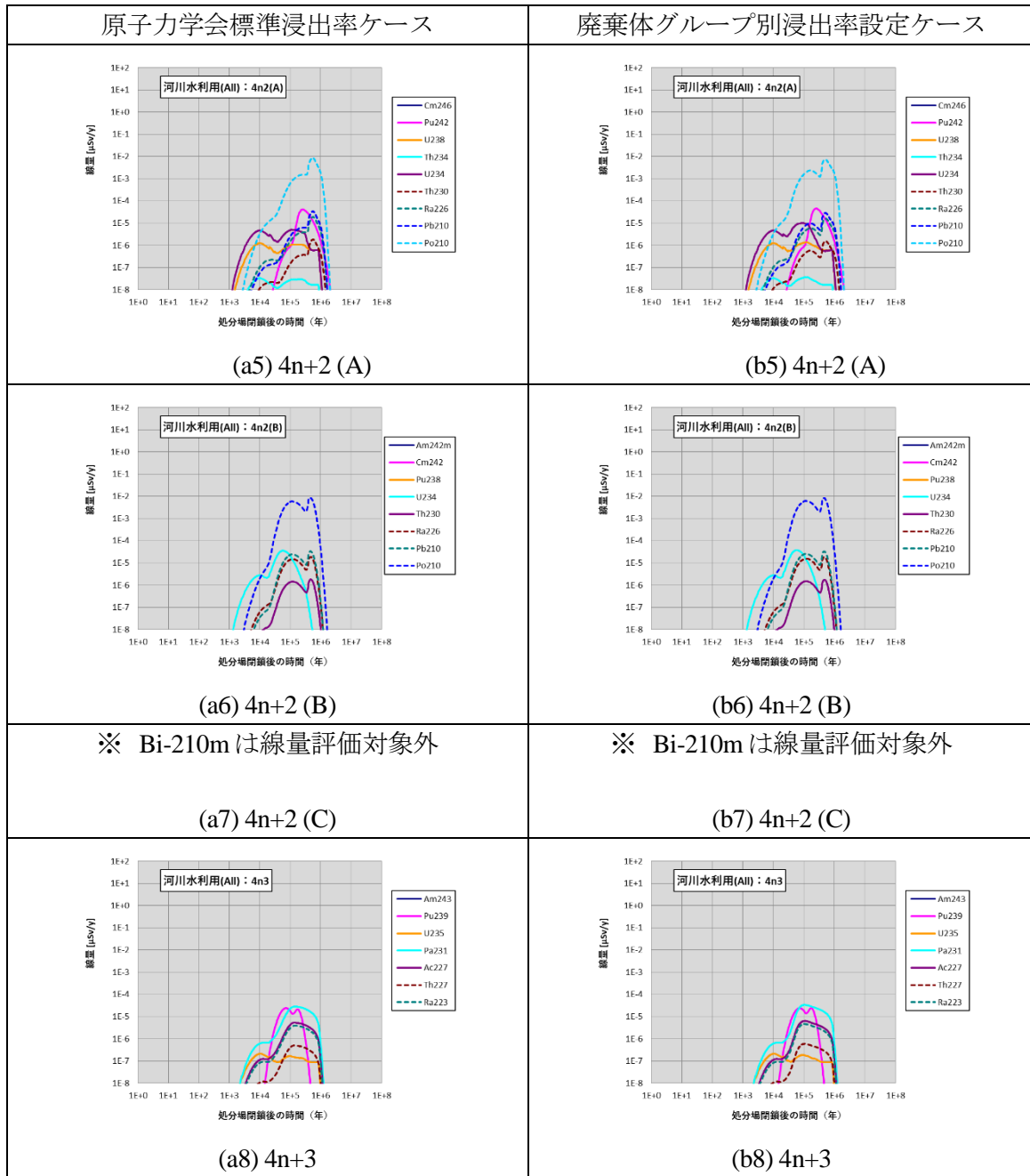


図 3.4-16 原子力学会標準浸出率ケース及び廃棄体グループ別浸出率設定ケースの河川水利用経路における被ばく線量（系列核種：2/2）

② 河川岸建設

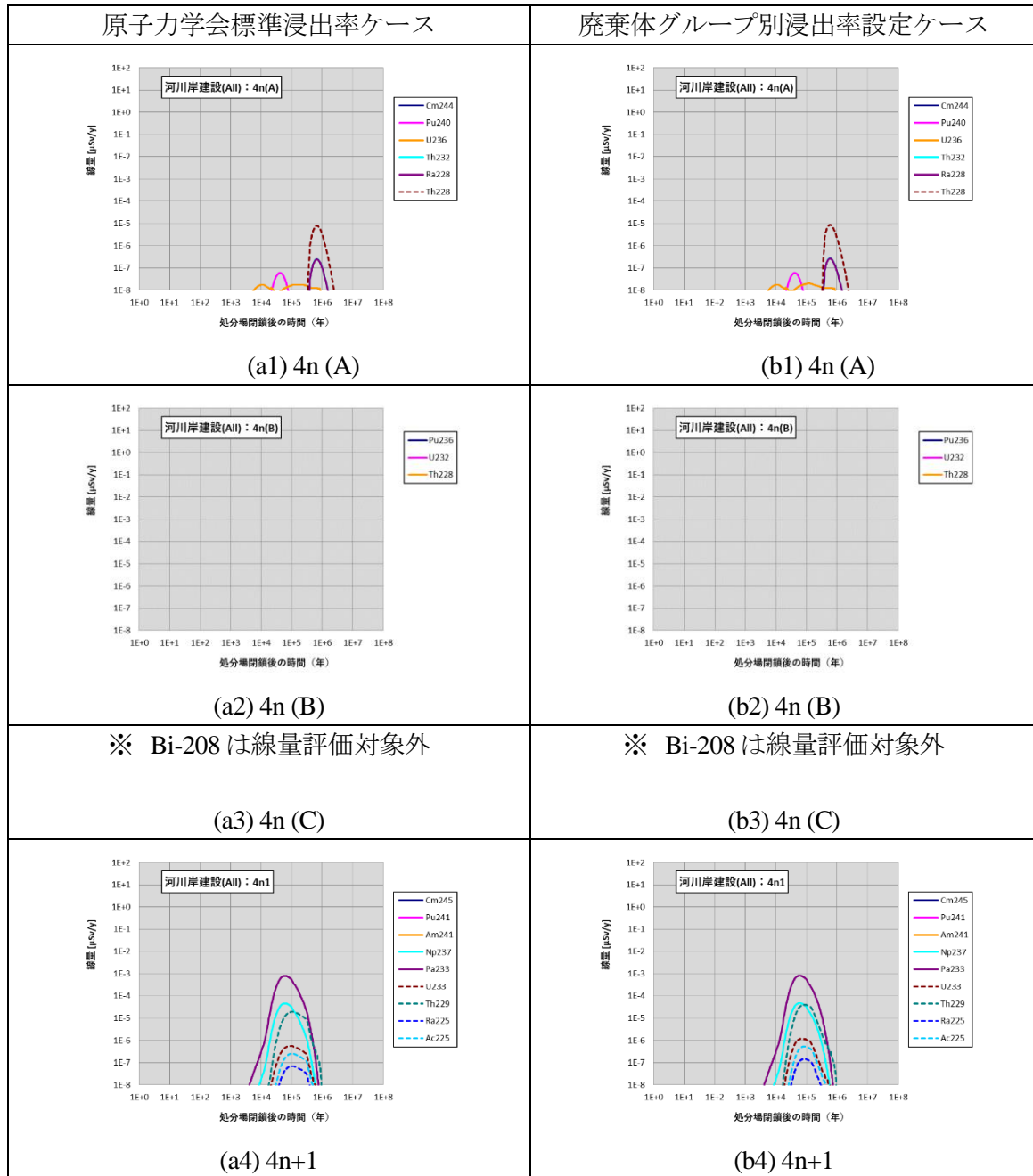


図 3.4-17 原子力学会標準浸出率ケース及び廃棄体グループ別浸出率設定ケースの河川岸建設経路における被ばく線量（系列核種：1/2）

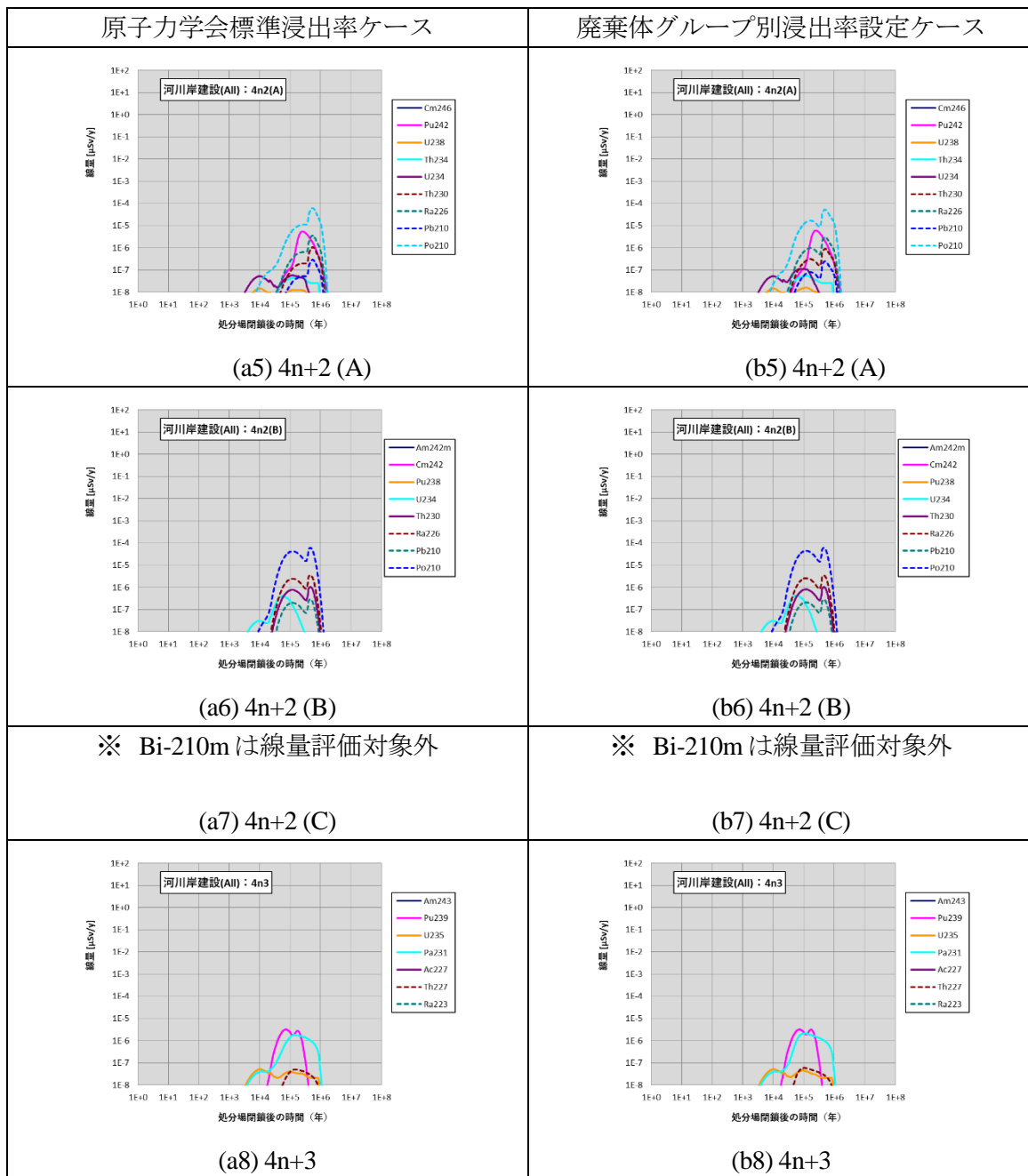


図 3.4-17 原子力学会標準浸出率ケース及び廃棄体グループ別浸出率設定ケースの河川岸建設経路における被ばく線量（系列核種：2/2）

③ 河川岸居住

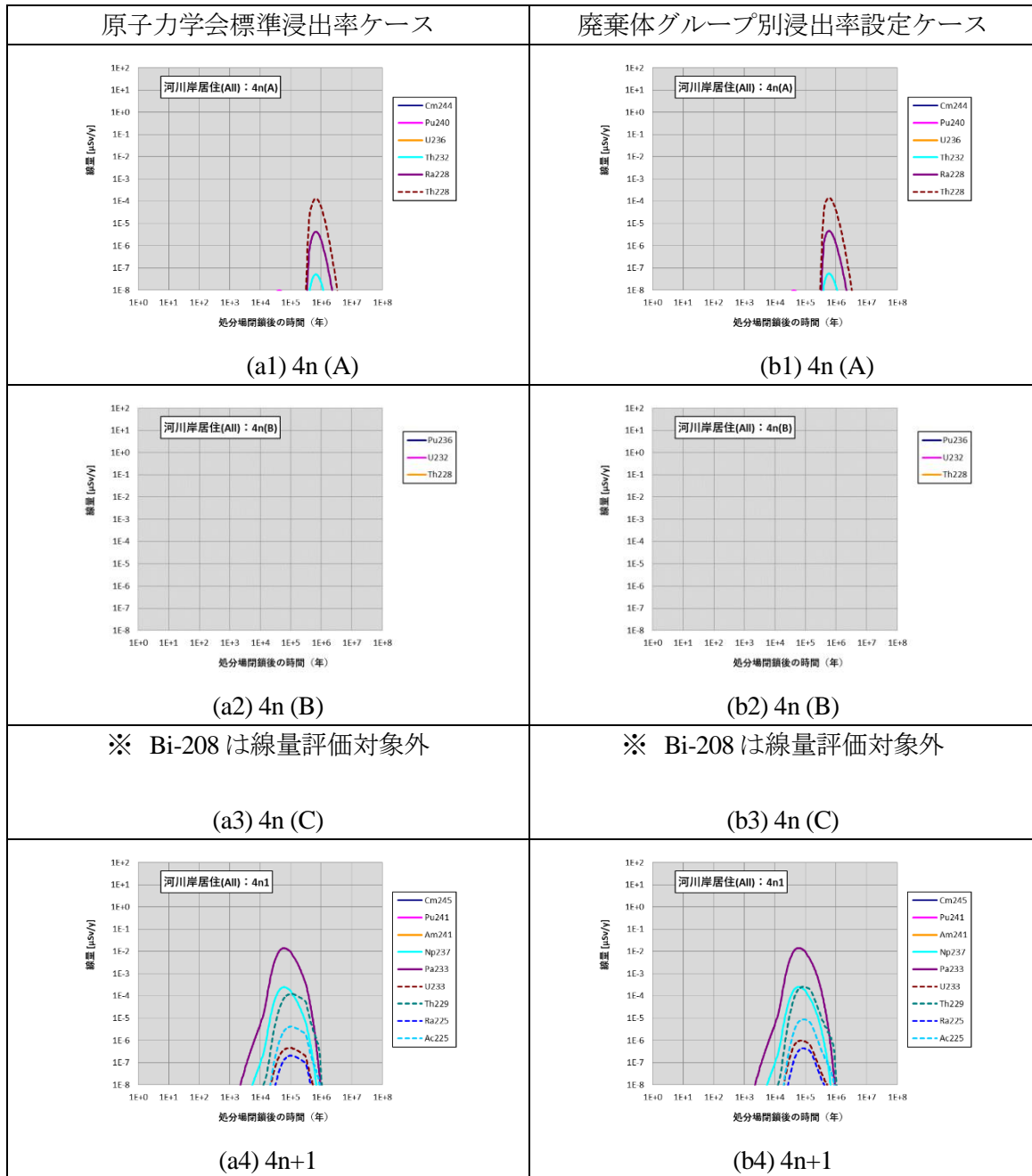


図 3.4-18 原子力学会標準浸出率ケース及び廃棄体グループ別浸出率設定ケースの河川岸居住経路における被ばく線量（系列核種：1/2）

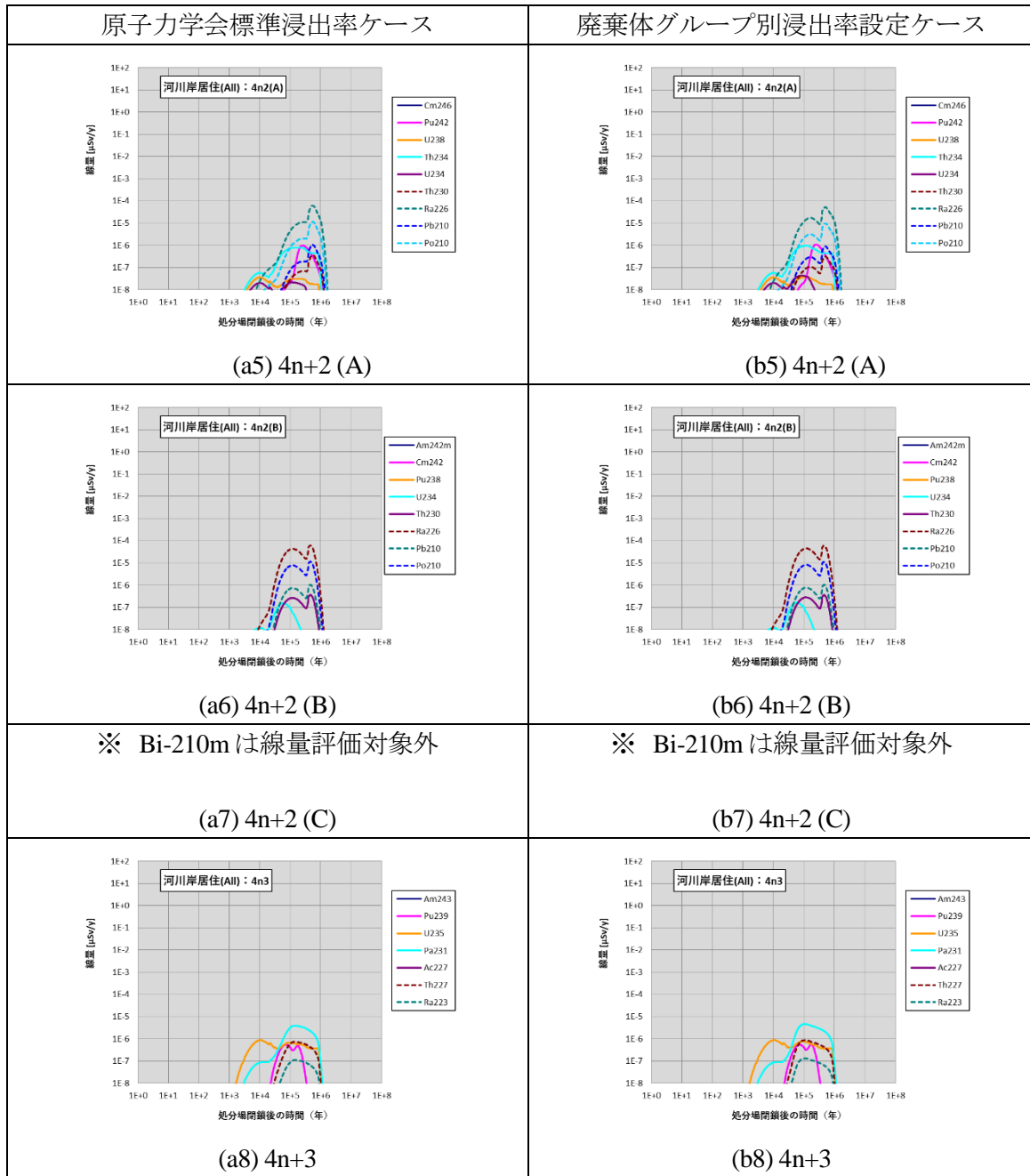


図 3.4-18 原子力学会標準浸出率ケース及び廃棄体グループ別浸出率設定ケースの河川岸居住経路における被ばく線量（系列核種：2/2）

④ 河川岸農耕作業

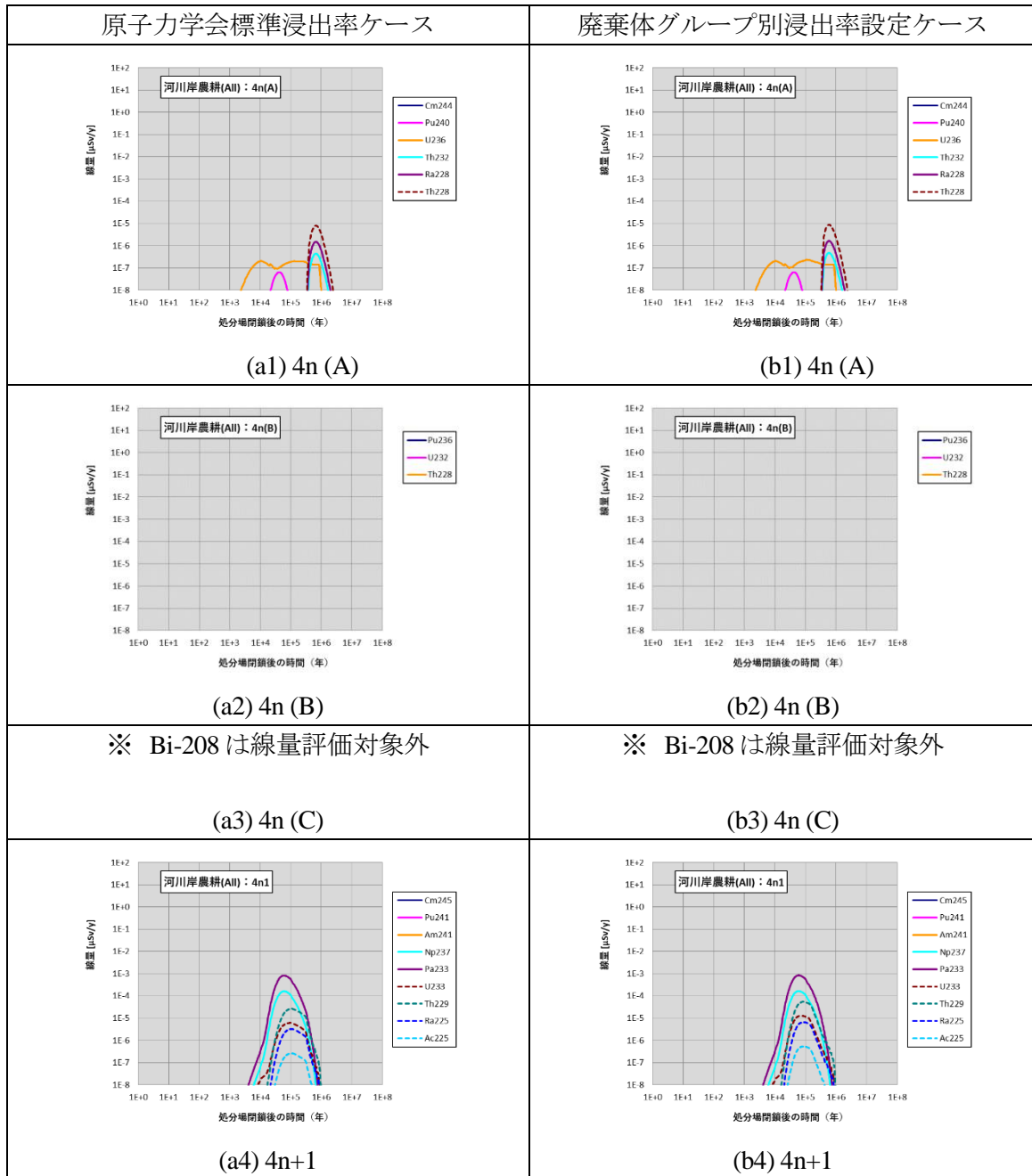


図 3.4-19 原子力学会標準浸出率ケース及び廃棄体グループ別浸出率設定ケースの河川岸農耕作業経路における被ばく線量（系列核種：1/2）

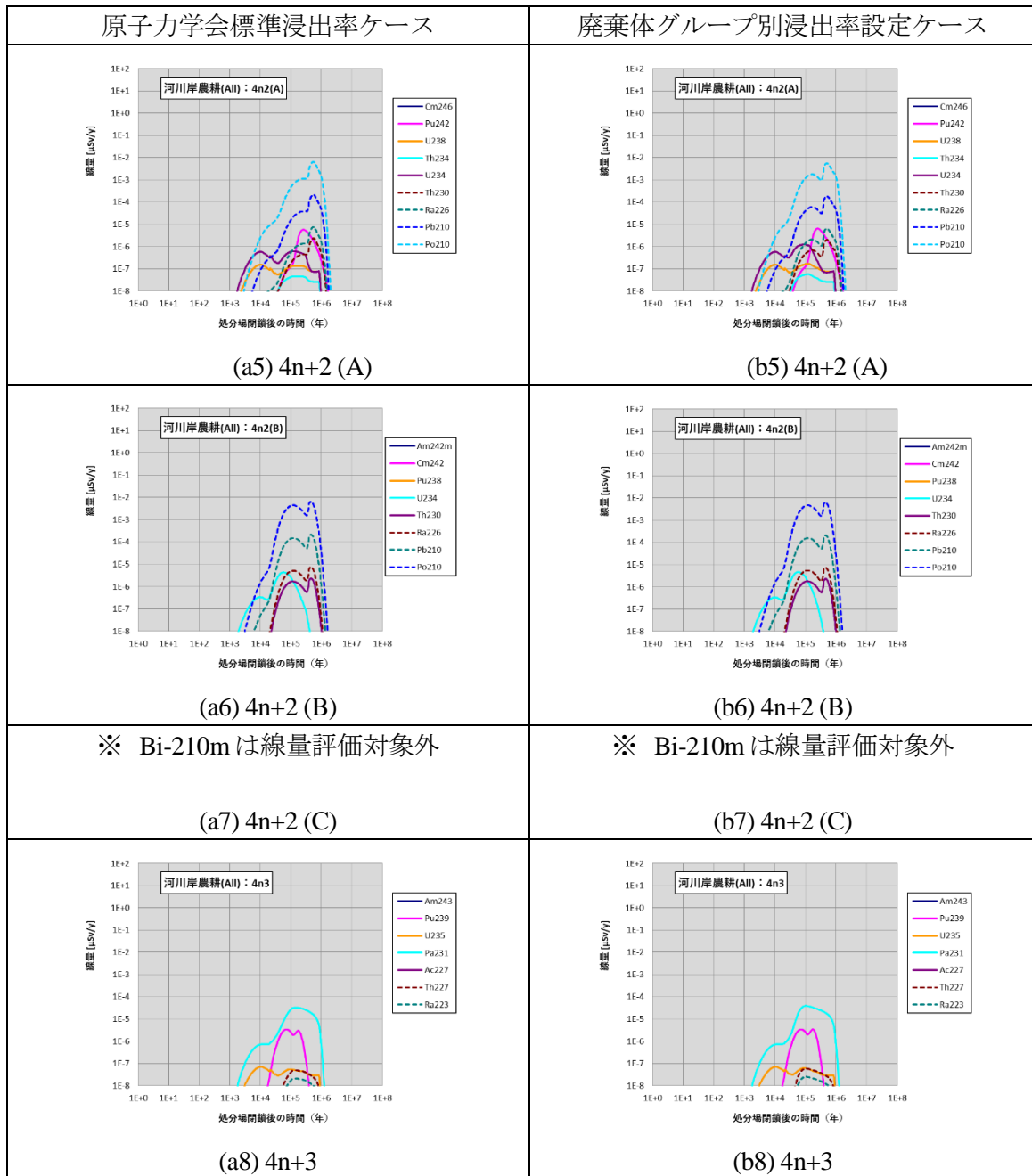


図 3.4-19 原子力学会標準浸出率ケース及び廃棄体グループ別浸出率設定ケースの河川岸農耕作業経路における被ばく線量（系列核種：2/2）

(10) 中深度処分を対象とした核種移行予備解析のまとめ

地形変化に伴う核種移行への影響評価を実施する前に、核種移行解析コード GSRW-PSA を用いて、炉内等廃棄物の中深度処分を対象とした予備解析を実施した。日本原子力学会標準に示される評価条件をベースとして、最新の炉内等廃棄物の放射能インベントリ情報をもとに、地下水移行シナリオにおける生物圏での被ばく線量評価までを行い、安全評価上重要と考えられる核種の抽出を行った。また、金属廃棄物の腐食による溶出期間に着目したケースを加えて、溶出パラメータの違いによる人工バリア出口フラックスや被ばく線量への影響を評価した。

その結果、FP 核種については、人工バリアからの移行フラックス H-3 が最も高く、数十年で 1×10^{12} Bq/y に達した、Sr-90 も比較的高く、およそ 5×10^{10} Bq/y であった。H-3 及び Sr-90 については、瞬時放出成分の寄与が大きいためケース間の違いがみられなかった。H-3 は廃棄体グループ BPG_ot、Sr-90 は CYC_ot からの寄与が支配的となった。一方、C-14、Ni-59 の移行フラックスは、廃棄体グループ別浸出率設定ケースにおいて 1×10^{11} Bq/y 以上となっており、原子力学会標準浸出率ケースに比べて 1 桁程度高くなった。同様に、Cl-36、Mo-93、Nb-94、Kr-81、Ag-108m、Cs-135 に関しても、廃棄体グループ別浸出率設定ケースの方が原子力学会標準浸出率ケースに比べて 1 桁程度高くなった (1×10^9 Bq/y 以上)。

各被ばく経路における線量を評価した結果、河川水利用経路における線量が最も高く、C-14 が支配核種となった (原子力学会標準浸出率ケースで約 $12 \mu\text{Sv/y}$ 、廃棄体グループ別浸出率設定ケースで約 $79 \mu\text{Sv/y}$)。C-14 の場合、河川水利用経路における水産物摂取による内部被ばくが支配的であった。河川水利用経路でみた場合、Cl-36、Ni-59、Mo-93 が廃棄体グループ別浸出率設定ケースにおいて $0.1 \mu\text{Sv/y}$ となった。以上の結果より、FP 核種のうち、C-14、Cl-36、Ni-59、Mo-93 が重要核種として選定された。

一方、系列核種では、初期インベントリが FP 核種における主要な核種に比べて 5 桁以上も低く、人工バリアからのフラックスは最大の Ra-226 で 10×10^7 Bq/y 程度となった。FP 核種では浸出率の違いによって、フラックスにも影響が現れたが、系列核種では、両ケース間においてほとんど差がみられなかった。これは、収着分配係数をゼロとした Bi を除き、系列核種の収着分配係数が比較的高いため、浸出率 (浸出期間) の違いによる影響が現れにくいものと考えられる。各被ばく経路における線量を評価した結果、河川岸居住経路における 4n+1 系列の Pa-233 による線量が最も高く、支配核種となったが、被ばく線量としては約 $0.01 \mu\text{Sv/y}$ であり、廃棄体グループ別浸出率設定ケースにおける C-14 に比べて 4 桁以上も線量が低く、Cl-36、Ni-59、Mo-93 に比べても 1 桁程度線量が低い結果となった。

以上の結果から、次節以降の評価においては、C-14、Cl-36、Ni-59、Mo-93 を対象とすることとした。なお、Mo-93 の子孫核種である Nb-93m についても、評価に含めるものとした。

本予備解析においては、日本原子力学会標準をベースとしたため、コンクリートピットについて、低拡散のバリア機能を有するものとして評価を行ったが、例えば浅地中ピット処分においては、コンクリートピットは長期的なバリア機能としては収着のみとなっている。本解析においてもコンクリートピット中の拡散係数はセメント硬化体層よりも 1 桁程度高い値を設定しているが、低拡散のバリア機能として設定できるかについては、今後も検討が必要かと考えられる。

また、低拡散層であるセメント硬化体の実効拡散係数についても、初期を健全として、施設の変遷によりひび割れが進展することを想定して、実効拡散係数の時間変化を与えた評価とした。人工バリア建設時にすでに生じているひび割れ、閉鎖後の再冠水時のベントナイト材料の膨潤による力学的な変形等によるひび割れなど、長期的な変遷以外によるひび割れの増加についても、設定の根拠となるデータを蓄積する必要がある。

このほか、人工バリアにおける核種移行パラメータとして、溶解度限度を元素ごとに設定したが、本解析条件下では、溶解度制限にかかるまで濃度が上昇することはなく、中深度処分の処分体系においては、安全評価上溶解度の重要性は比較的低いものと考えられる。

本予備解析では、C-14、Cl-36、Ni-59、Mo-93 などのように、廃棄体からの浸出率の変化が、そのまま人工バリアフラックス及び被ばく線量へ線形的に影響を受ける核種があった。したがって、浸出にかかわる期間、瞬時放出割合などの設定により、評価上の被ばく線量が大きく変動するため、設定される浸出特性については、適切な条件で取得されたデータ等に基づくもので、かつその不確かさと保守性をどう見込むかなどについて、吟味する必要がある。

C-14 については、本予備解析では、有機態と仮定して、核種移行解析を実施している。化学形態によって収着をはじめとする移行特性が大きく異なるとされていることから、中深度処分における処分環境下での化学形態に加えて、核種移行経路上の化学環境下での化学形態と移行特性について、有機態を取る可能性が排除されれば、被ばく線量が大きく減少する可能性がある。一方、無機体と設定される場合には CO₂ ガスとして、ガス移行することが想定される。本予備解析では、希ガスである Kr, Ar を地下水に溶存するものと仮定して評価を実施した。C-14 を含めたガス移行評価について、GSRW-PSA の改良を含めて、今後検討する必要がある。

3.4.2 中深度処分の廃棄物埋設地の設定と埋設地水質の時間変化

本節以降では、将来実施する3次元地形変化評価からのリンケージ解析に向けて、平成28年度までに実施した2次元地形変化解析結果から被ばく線量評価までを実施する。

ここでいうリンケージ解析とは次の通りである。

沿岸域においては、地形変化と海水準変動により汀線位置が時々刻々変動し、それによって、埋設地が地表面下にあたり、海面下にあたりと変化する。それに伴い埋設地周辺の地下水流速と水質（海水系と降水系）に時間変化が生ずる。埋設地の人工バリアは水質によって、その変質挙動に大きな影響が与えられることが知られており、上記の時間変化を適切に反映して評価する必要がある。そして、人工バリアの変遷に応じた核種移行パラメータに基づいて、埋設した廃棄物から核種がどのように溶出し、人工バリア内を移行して、人工バリア外側境界（出口）における核種移行フラックスが経時的に変化するかを適切に評価する必要がある。また、廃棄物埋設から放出された核種が生物圏へ移行するまでの経路は、時々刻々変化する地下水流動場に支配されて、定常的な核種移行経路とされないことが想定される。したがって、廃棄物埋設地から放出される時刻を変化させて、地下水流動解析結果に基づく粒子追跡線解析を行い、核種移行経路を設定する必要がある。また、核種移行経路上の水質・地質によって核種移行特性が変動することから、その組み合わせに応じた核種移行パラメータを設定する必要がある。

以上のように、核種移行解析を行うためには、上記の各評価を適切に組み合わせて一体的に取り扱うことが必要であり、これまで実施してきた受託研究において、リンケージ評価方法を整備してきた。図 3.4-20 に本節以降で実施する、隆起・侵食・海水準変動によって生ずる地形変化を起因とするリンケージ評価の流れを示す。

本節では、平成28年度に実施した河床縦断形を対象とした2次元地形変化と2次元地下水流動・塩分濃度解析結果をもとに、炉内等廃棄物を対象とした中深度処分の廃棄物埋設地を、沿岸域を想定しつつ、10万年後に対地深度70mを確保できる深度に、仮想エリアの侵食の程度を示す地質係数を2種類と現在汀線の陸側領域と海側領域の組み合わせとして4ケース設定した。また、水質分類と分類別の化学組成を設定して、人工バリア変質解析の境界条件として与えた。地形変化評価及び地下水流動・塩分濃度解析については、平成28年度までに実施した結果を利用し、沿岸域の中深度処分を対象とした埋設地配置の設定以降を、今年度新たに実施した。

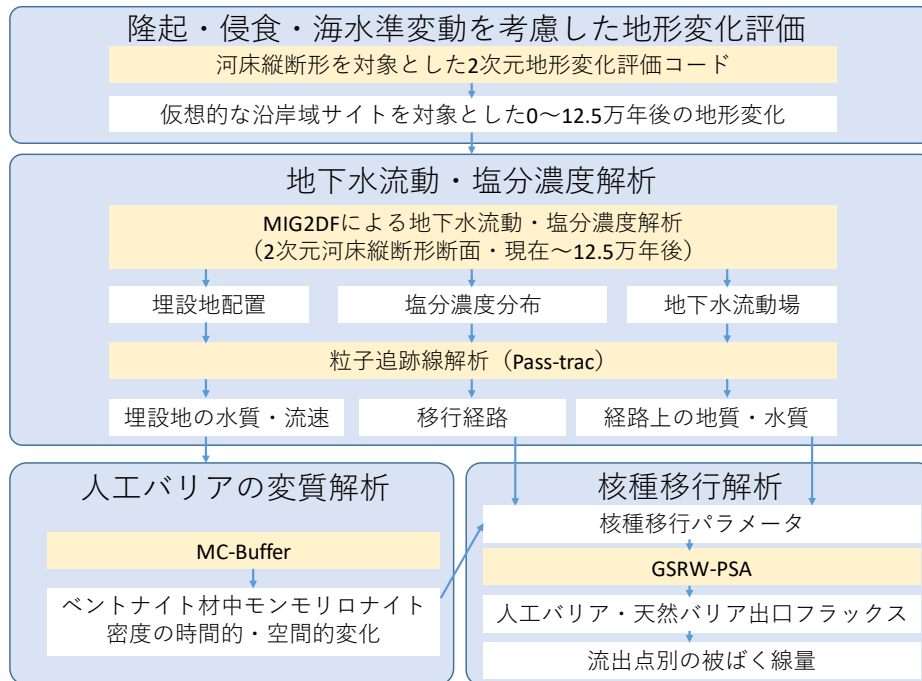


図 3.4-20 隆起・侵食及び海水準変動に対する核種移行への影響評価のための
リンケージ評価体系（2次元地形変化評価に基づく）

(1) 平成 28 年度に実施した河床縦断形における地形変化及び地下水流動・塩分濃度の評価概要
平成 28 年度に実施した「燃料デブリの処理・処分にに関する予察的調査」においては、日本平均の隆起速度に基づき、2次元の河床縦断形を対象に、12.5 万年間の地形変化を評価するとともに、2次元断面の地形変化を考慮した地下水流動・塩分濃度解析を実施した。以下にその概要を示す。

(a) 2次元河床縦断形を対象とした地形変化

日本平均の隆起速度最大 0.4m/1000 年を与えた場合の、現在と 12.5 万年後の河床縦断形を地質係数 80, 120, 240 及び 400 の 4 ケースを対象として評価した。なお、隆起速度は谷頭で最大の 0.4m/1000 年、65km 海側の解析体系の右端で 0.2m/1000 年の傾動隆起として与えるとともに、地質係数は第三紀後期～第四紀にあたる堆積岩を想定し、その変動幅である 80～400 の間で選定した。また、海水準の変動については、図 3.4-21 に示すように、過去 12.5 万年間の変動を与えた。

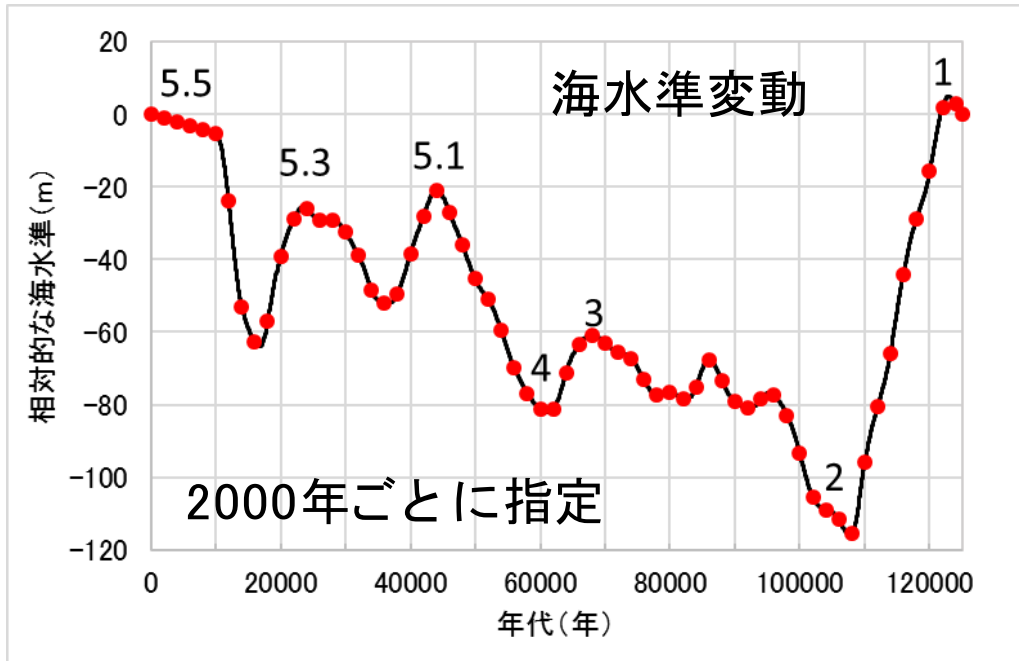


図 3.4-21 地形変化に用いた海水準変動の時間変化

図 3.4-22 に現在と 12.5 万年後の河床縦断形を地質係数 80, 120, 240 及び 400 の 4 ケースの評価結果を示す。対象とした河床縦断形において、日本平均の隆起速度を与えた場合には、すべての評価対象領域とすべての地質係数で、現在の地表面よりも 12.5 万年後の地表面のほうが標高は低くなり、12.5 万年時点での汀線位置が陸側に移動する結果となった。特に、地質係数が 80 の場合には、現在谷頭部が 12.5 万年後には海水面下にある結果となった。

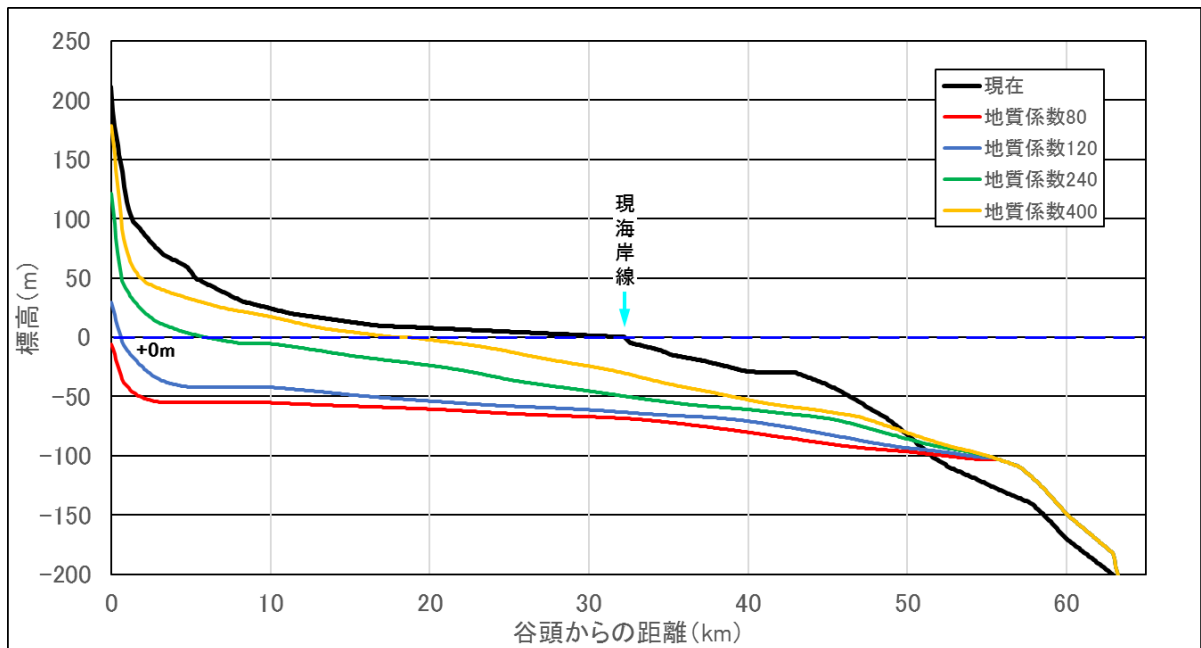


図 3.4-22 隆起速度最大 0.4m/1000 年による 12.5 万年後の表層地形の変化

(b) 2 次元河床縦断形の断面を対象とした 2 次元地下水流動・塩分濃度解析

(a)の現在～12.5 万年後までの 2 次元河床縦断形の時間変化を入力として、地下水流動・塩

分濃度解析を実施した。解析条件として与えた現在の地質構造を図 3.4-23 に示す。橙色の領域の透水係数が比較的大きい設定となっている。



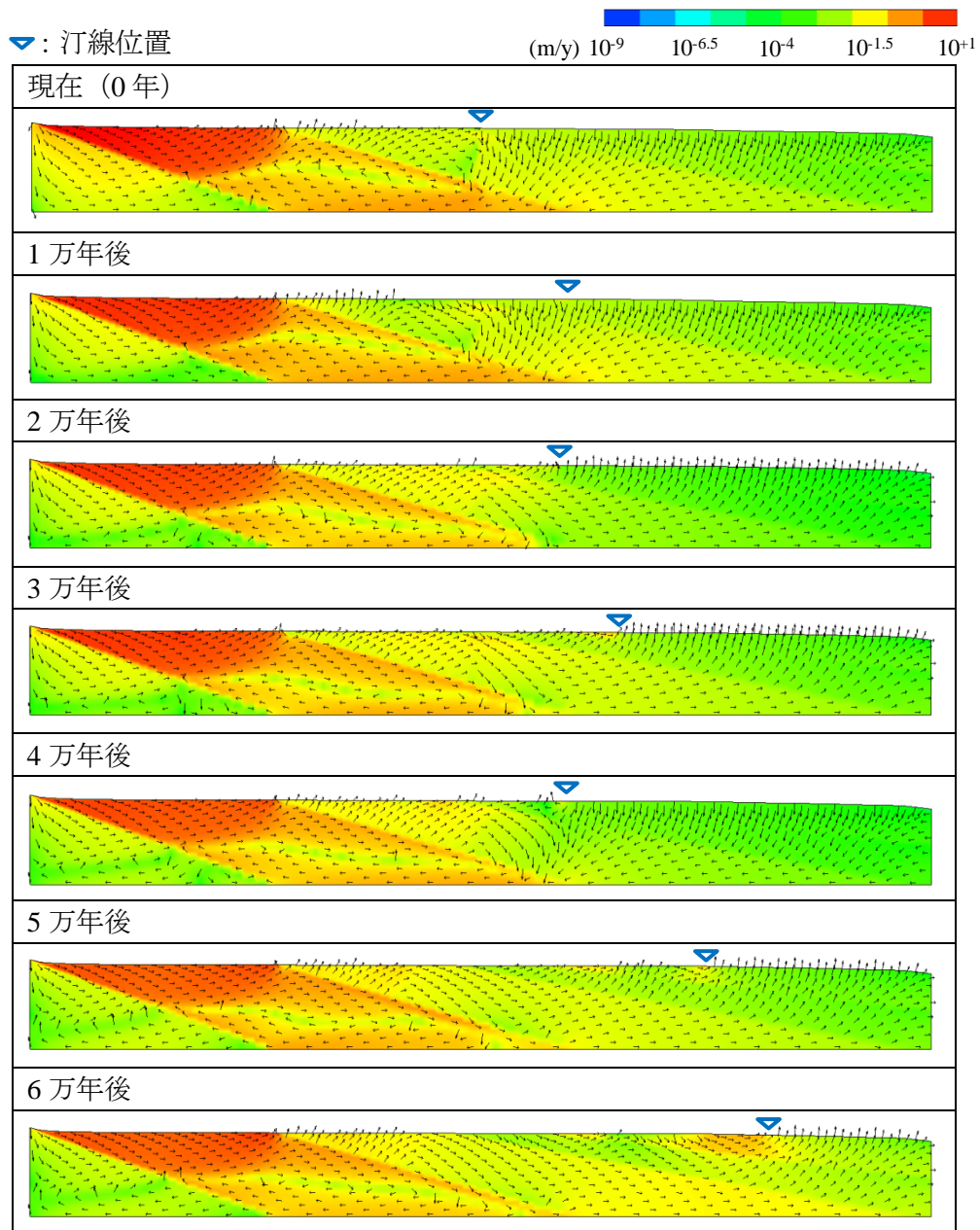
図 3.4-23 地下水流動・塩分濃度解析のための現在の地質構造の設定

図 3.4-24 に地質係数を 240 と設定した場合の、現在～12.5 万年後までの 1 万年ごとの地下水流速ベクトル分布を示す。図中の矢印は流向のみを示しており、流速の大きさはコンターで示している。陸側領域では、図 3.4-23 で示した橙色の透水係数の高い領域のうち、上部で地下水流速が大きく、東隣の緑色の層へ流出する流れとなっている。海水準変動に伴う汀線の移動により、汀線付近の特に陸側で流速が大きくなっている。また、12 万年以降、海水準が高くなる際に沖合での流速が非常に小さくなっている。

図 3.4-25 にこのときの塩分濃度分布の時間変化を示す。汀線が海側へ移動するのに伴って、ごく表層の領域にだけ降水が浸透している。密度差によって深部にまで浸透しない結果となっている。

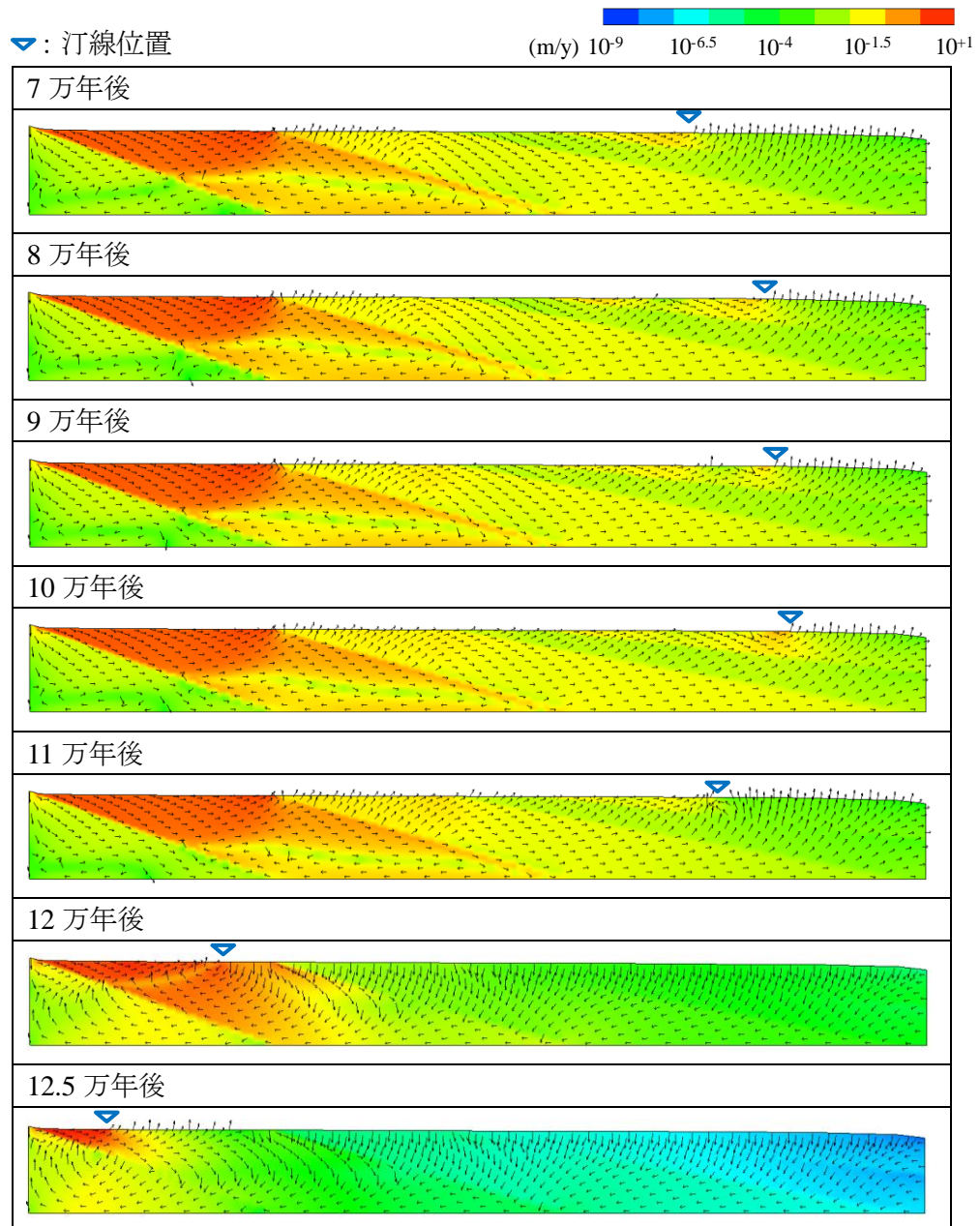
図 3.4-26 に地質係数を 400 と設定した場合の、現在～12.5 万年後までの 1 万年ごとの地下水流速ベクトル分布を示す。地質係数 240 と比較して、侵食が小さく、標高が維持されるため、汀線の移動も顕著ではなく、12 万年以降の沖合での流速もそれほど減少しない結果となった。

図 3.4-27 にこのときの塩分濃度分布の時間変化を示す。汀線の移動が地質係数 240 と異なるため局所的には異なる部分があるが、大きな傾向は同様であった。



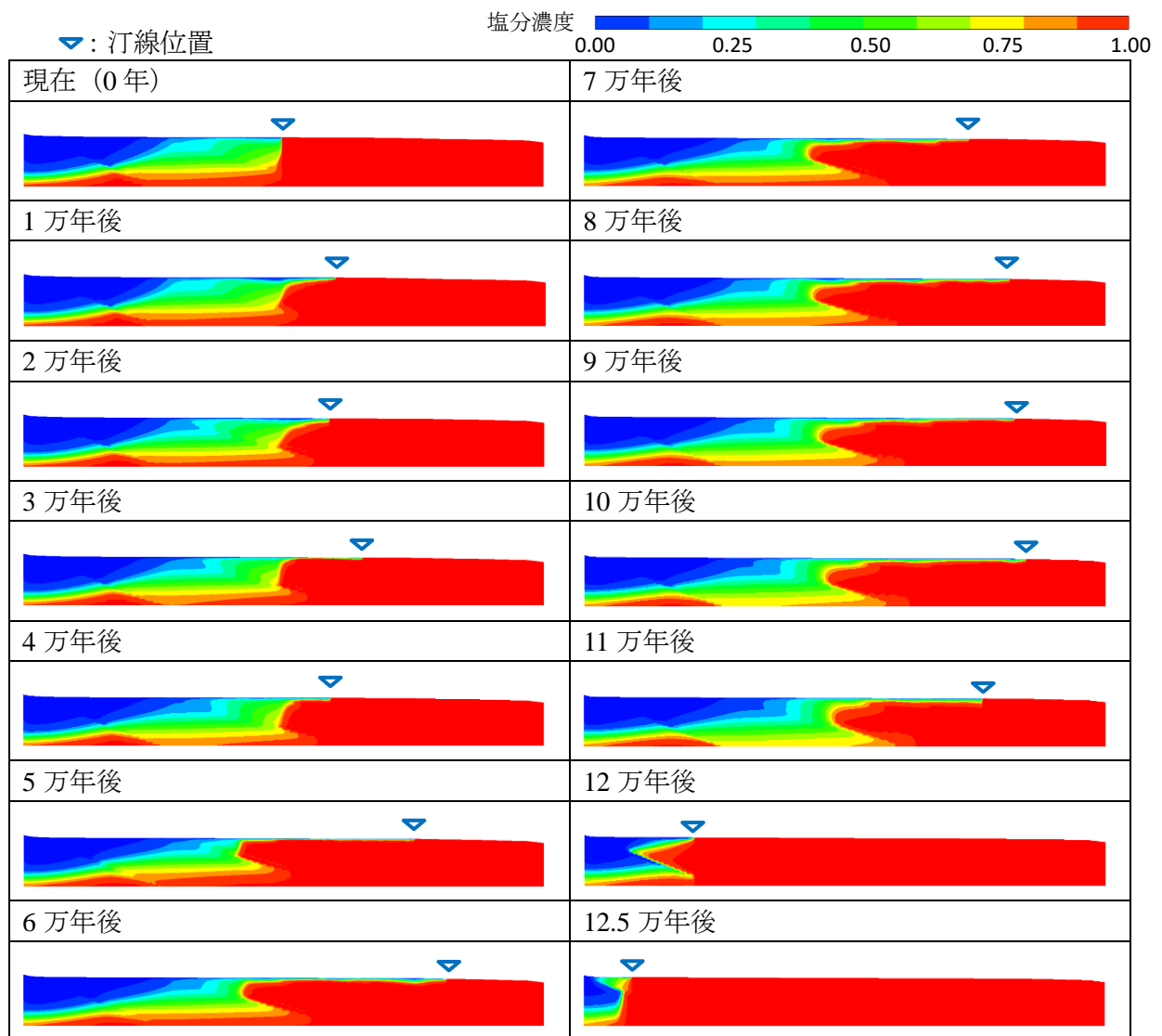
※深度方向のみ2倍に拡大

図 3.4-24 地質係数 240 の場合の 1 万年ごとの地下水流速分布(1/2)



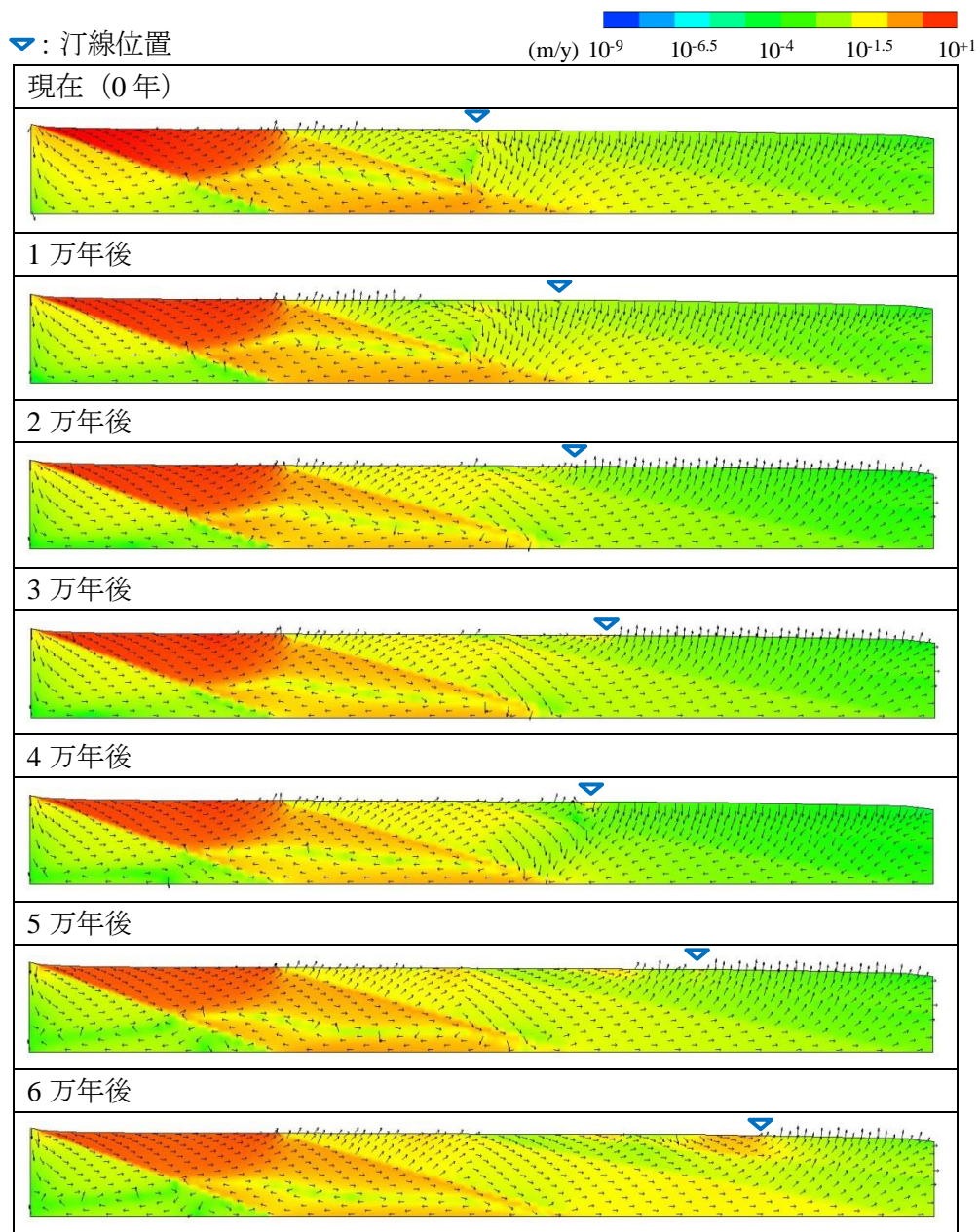
※深度方向のみ 2 倍に拡大

図 3.4-24 地質係数 240 の場合の 1 万年ごとの地下水流速分布(2/2)



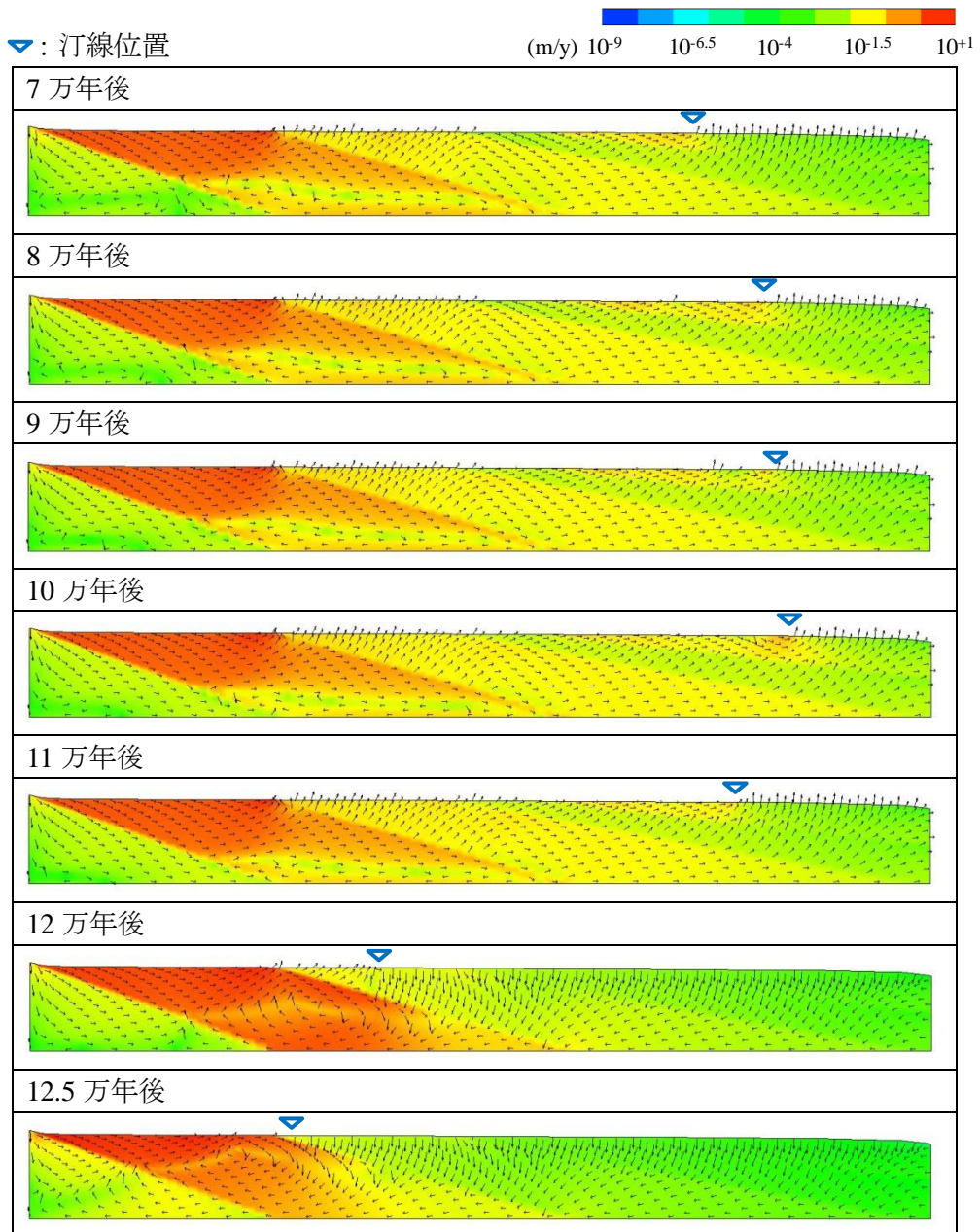
※深度方向のみ 2 倍に拡大

図 3.4-25 地質係数 240 の場合の 1 万年ごとの塩分濃度分布変化



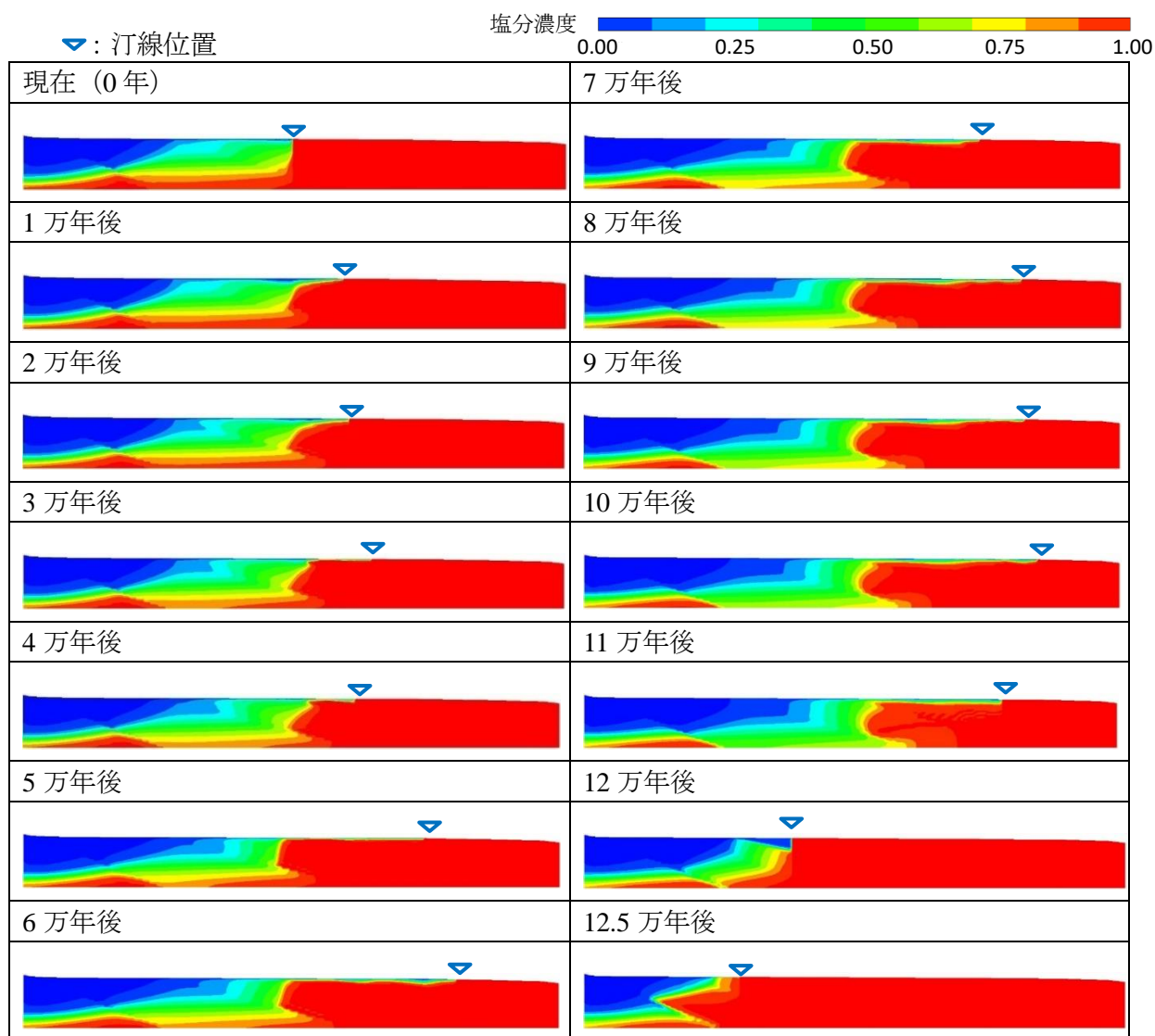
※深度方向のみ2倍に拡大

図 3.4-26 地質係数 400 の場合の 1 万年ごとの地下水流速分布(1/2)



※深度方向のみ 2 倍に拡大

図 3.4-26 地質係数 400 の場合の 1 万年ごとの地下水流速分布 (2/2)



※深度方向のみ 2 倍に拡大

図 3.4-27 地質係数 400 の場合の 1 万年ごとの塩分濃度分布変化

(2) 中深度処分を対象とした廃棄物埋設地の位置設定

(1)の解析結果をもとに、沿岸域における中深度処分を対象とした廃棄物埋設地の設定を行う。沿岸域への埋設処分を想定するため、現在の汀線位置から前後 3km の範囲を対象とした。また、汀線の陸側及び海側で埋設地の水質や核種移行経路が異なる可能性があるため、陸側と海側の 2 ケースに分類することとした。また、地形変化の大小によって、水質や核種移行経路などが異なる可能性を想定して、(1)の解析結果のうち、地質係数が 240 と 400 の 2 つのケースを想定し、それらの組み合わせで合計 4 ケース設定することとした。

中深度処分の埋設深度に関しては、10 万年後に対地深度 70m を確保できる位置に埋設することが規定されることから、(1)の地形変化評価に基づき、図 4.3-10 に示すように、地質係数 240 の場合では、Case 1 の陸側領域で汀線位置において対地深度 161m、Case 2 の海側領域で汀線より 3km 海側地点で対地深度 152m となった。これにより 10 万年後において、Case 1 で 80m、Case 2 で 75m の対地深度が確保される。また、図 4.3-11 に示すように、地質係数 400 の場合では、Case 3 の陸側領域で汀線位置において 146m、Case 4 の海側領域で汀線より 3km 海側地点で 137m となり、10 万年後でそれぞれ 85m 及び 78m の対地深度が確保される。なお、地質係数が同じ場合には、陸側と海側で同じ標高を設定するものとした。

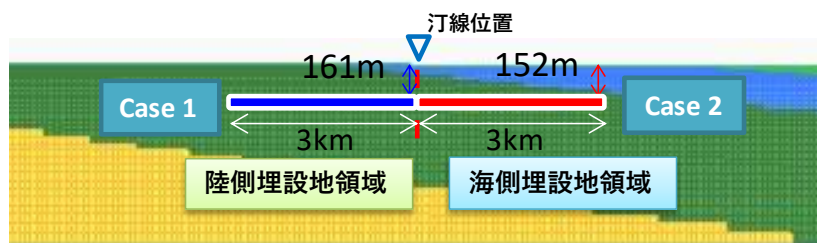


図 3.4-28 地質係数 240 の場合の陸側及び海側埋設地領域の設定 (Case 1 及び 2)

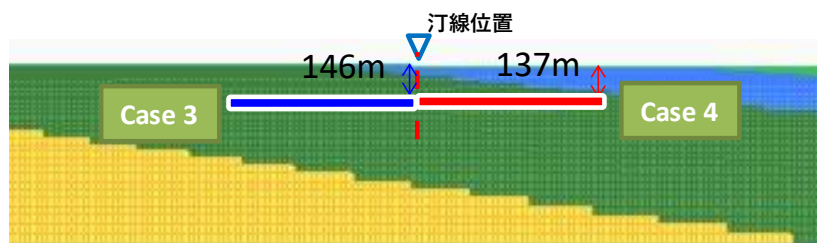


図 3.4-29 地質係数 400 の場合の陸側及び海側埋設地領域の設定 (Case 3 及び 4)

(3) Case 1 から Case 4 の廃棄物埋設地の水質タイプの設定

Case 1 から Case 4 の廃棄物埋設地の水質変化を塩分濃度解析結果から設定した。海水濃度 $C=1$ としたとき、 $C=0.5$ を塩淡境界と定義し、 $C \geq 0.5$ を海水系地下水、 $C < 0.5$ を降水系地下水とした。図 3.4-30 に 2.2 万年後の廃棄物埋設地近傍の塩分濃度分布を示す。コンター表示は赤色領域が海水系地下水を示している。各領域の中央点、すなわち、現在汀線から陸側に 1.5km と海側 1.5km 地点の濃度で降水系、海水系の判定を行った。Case 2 を除き、降水と判定された。次に図 3.4-31 に 4.2 万年後の廃棄物埋設地近傍の塩分濃度分布を示す。この時点ではすべての評価点で海水系と判定された。

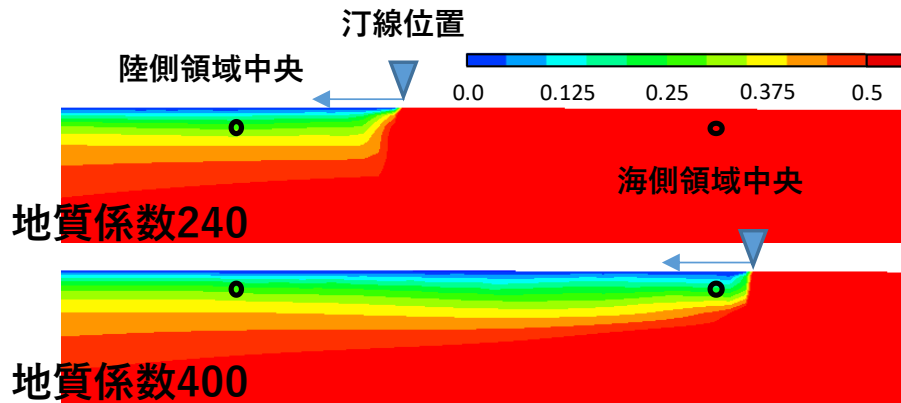


図 3.4-30 2.2 万年後の各領域中央点の水質の判定

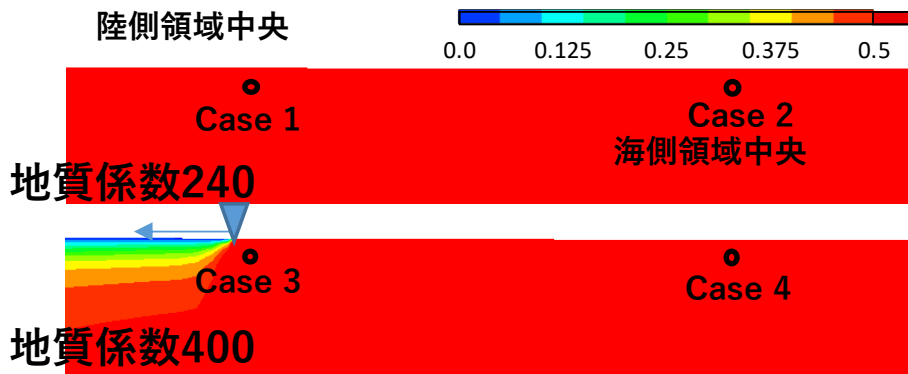


図 3.4-31 4.2 万年後の各領域中央点の水質の判定

(4) Case 1 から Case 4 の廃棄物埋設地の水質タイプの時間変化

(3)の水質判定を 12.5 万年後まで行った結果を表 3.4-23～表 3.4-26 にまとめた。

表 3.4-23 Case 1 の廃棄物埋設地の水質タイプの時間変化

Case	海側・陸側	初期埋設深度	時刻 (万年)	水質	流速 (m/y)	埋設地対地深度 (m)
1	陸	161m	0	降水	1.14E-02	161
			4.2	海水	2.04E-02	120
			5.4	降水	1.84E-02	117
			11.4	海水	2.67E-02	72

表 3.4-24 Case 2 の廃棄物埋設地の水質タイプの時間変化

Case	海側・陸側	初期埋設深度	時刻 (万年)	水質	流速 (m/y)	埋設地対地深度 (m)
2	海	152m	0	海水	9.13E-03	152
			0.6	降水	8.97E-03	155
			2.2	海水	1.28E-02	128
			6.4	降水	5.42E-03	109
			11.4	海水	9.17E-03	68

表 3.4-25 Case 3 の廃棄物埋設地の水質タイプの時間変化

Case	海側・陸側	初期埋設深度	時刻 (万年)	水質	流速 (m/y)	埋設地対地深度 (m)
3	陸	146m	0	降水	1.14E-02	146
			4.2	海水	3.72E-02	112
			4.6	降水	5.30E-02	112
			11.6	海水	3.08E-02	79

表 3.4-26 Case 4 の廃棄物埋設地の水質タイプの時間変化

Case	海側・陸側	初期埋設深度	時間 (万年)	水質	流速 (m/y)	埋設地対地深度 (m)
4	海	137m	0	海水	9.13E-03	137
			0.6	降水	8.76E-03	141
			4.2	海水	1.05E-02	105
			6.8	降水	5.54E-03	99
			11.6	海水	1.53E-02	72

(5) 水質タイプ別の地下水化学組成

分類した水質タイプ別の地下水の化学組成は、関東地方東部で行われたボーリング調査⁽⁴⁵⁾によって取得されたデータのうち、房総半島に係るものを抽出して設定した。C=0.5 を塩淡水境界として、C \geq 0.5 で海水系、C<0.5 で降水系と分類し、分類後の化学組成の各データを算術平均して設定した。Eh については穂刈ら (2012) ⁽⁴⁶⁾を参考に設定した。設定した地下水化学組成を表 3.4-27 に示す。

表 3.4-27 降水系地下水及び海水系地下水の化学組成

	降水系地下水	海水系地下水
HCO ₃ ⁻ (ppm)	1210.2	743.6
Cl ⁻ (ppm)	4032.6	17496
Br ⁻ (ppm)	16.9	87.2
SO ₄ ²⁻ (ppm)	13.7	11.7
Na ⁺ (ppm)	2866.2	10455
K ⁺ (ppm)	88.2	315.3
Ca ²⁺ (ppm)	47	326.6
Mg ²⁺ (ppm)	64.4	334.2
t-Fe	0.4	1.3
pH	8.2	7.4
Eh (mV)	-230	-200

3.4.3 廃棄物埋設地の水質変化に基づく人工バリアの変質解析

3.4.2 において検討を行った地形変化を考慮した核種移行解析ケースに基づいた人工バリアの変遷解析を行った。さらに人工バリア中の核種移行解析を行って人工バリアからの核種移行フラックスを計算した。その結果より中深度処分における要求事項や将来の中深度処分さらなる検討に必要と考えられる特性を抽出した。体系は、電気事業連合会の第2回廃炉等に伴う放射性廃棄物の規制に関する検討チーム会合（平成27年02月12日(木)）の「原子力発電所等の廃止措置及び放射性廃棄物の処分について」⁽⁴⁷⁾を参考に1次元解析体系とした。

(1) 人工バリア変遷解析体系

図3.4-32に本解析体系概念図を示す。処分容器の鋼板については厚さ0.05mに便宜的に間隙率13vol%を考慮し0.5747mとした。コンクリートピットは厚さ0.7mを設定した。低拡散層については、厚さ0.6mを設定した。低透水層については、厚さ1.0mを設定した。埋戻し材、二次覆工、支保工については、全て鉄筋コンクリートとして厚さ1.8mを設定した。

解析体系は、1次元解析体系とした。

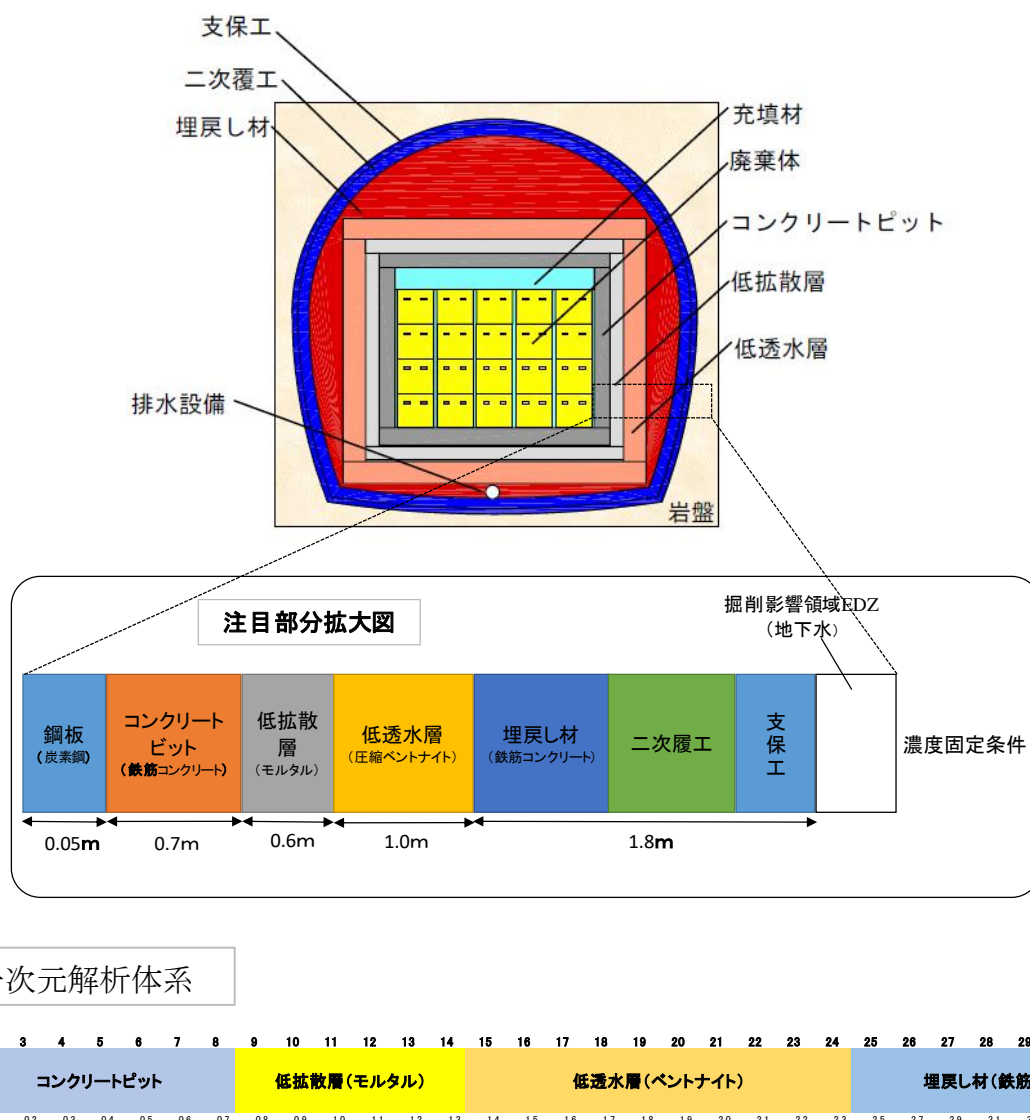


図 3.4-32 人工バリア変遷解析の体系の概念

(2) 人工バリア変遷解析条件

解析評価時間は、平成28年度の燃料デブリ評価と同様に10万年を評価時間として設定した。また、本解析ではタイムステップを1ヶ月に設定している、間隙の閉塞などが要因となり計算が停止してしまうケースがあり、それらのケースについてはMC-BUFFERのリスタート計算機能を使用し、タイムステップを変更することで10万年までの評価を実施した。計算メッシュについては低透水層から内側は昨年度と同程度にセル幅を0.1mとし、埋戻し材から外側は0.2mに設定した。

(a) 温度

温度については、廃棄体の発熱量が燃料デブリと比較して昨年度よりも大幅に小さくなり、影響は殆ど無いと考えられることから、解析における温度条件は地温一定(25°C)に設定した。

(b) 地下水組成

地下水組成は房総半島で取得されたボーリング調査⁽⁴⁸⁾に基づく化学組成をC=0.5で分類し、分類後の各データを算術平均して降水系および海水系地下水を設定した。表3.4-28に解析に使用した地下水組成を示す。

表 3.4-28 地下水組成

	地下水 1 (降水系)	地下水 2 (海水系)
HCO ₃ ⁻ (ppm)	1210.2	743.6
Cl ⁻ (ppm)	4032.6	17496
Br ⁻ (ppm)	16.9	87.2
SO ₄ ²⁻ (ppm)	13.7	11.7
Na ⁺ (ppm)	2866.2	10455
K ⁺ (ppm)	88.2	315.3
Ca ²⁺ (ppm)	47	326.6
Mg ²⁺ (ppm)	64.4	334.2
t-Fe	0.4	1.3
pH	8.2	7.4
Eh (mV)	-230	-200

(c) 鉱物組成

ベントナイト系人工バリア領域のベントナイトについては、第2次取りまとめにおいて示されているベントナイト系緩衝材の国内外ベントナイト鉱物組成より、また第2次TRUレポートでも変質評価解析にて使用されているクニゲルV1を採用した。解析に用いるベントナイト系人工バリア領域の鉱物組成については、平成25年度～平成28年度と同様の緩衝材初期鉱物組成を設定した。コンクリートピット、低拡散層、埋戻し材については、第2次TRUレポート

で人工バリアに使用されるセメント系材料として示されている普通ポルトランドセメント（以下、「OPC」と言う。）を採用した。なお、OPCでのW/C（水セメント比）は第2次TRUレポートでコンクリート・モルタルのモデル配合として示されている55%に設定した。コンクリートピット及び埋戻し材については、Fe(c)の割合を一般的な鉄筋コンクリート造の14wt%と仮定した。処分容器の鋼板については、Fe(c)を設定し、水との化学反応を計算するため、便宜的に隣接するコンクリートピットと同じ間隙率13%の多孔質と仮定した。鉱物モデルについて表3.4-29に示す。

表 3.4-29 鉱物モデル

計算に用いた鉱物	初期鉱物量(wt%)					溶解反応モデル (溶解速度式)
	埋戻し材 (OPC W/C=55%)	低透水層 (圧縮ベントナイト)	低拡散層 (モルタル)	コンクリートピット	処分容器	
Ca(OH) ₂	14.6	0	17	14.6	0	平衡論
C-S-H (1.8)	50.4	0	58.6	50.4	0	〃
Monosulfate (AFm)	9.1	0	10.6	9.1	0	〃
Hydrogarnet	10.1	0	11.7	10.1	0	〃
Brucite	1.8	0	2.1	1.8	0	〃
Montmorillonite	0	34.3	0	0	0	速度論
Quartz	0	26.6	0	0	0	平衡論
Analcime	0	2.1	0	0	0	〃
Calcite	0	1.75	0	0	0	〃
Pyrite	0	0.42	0	0	0	〃
SiO ₂	0	30	0	0	0	速度論
Fe(c)	14	0	0	14	100	〃
Anorthite	0	0	0	0	0	平衡論
C-S-H (1.0)	0	0	0	0	0	〃
C-S-H(1.5), (1.3), (1.1), (0.9), (0.833), (0.6), (0.4)	0	0	0	0	0	〃
Ettringite (AFt)	0	0	0	0	0	〃
Gypsum	0	0	0	0	0	〃
Laumontite	0	0	0	0	0	〃
Brucite	0	0	0	0	0	〃
Kaolinite	0	0	0	0	0	〃
Katoite	0	0	0	0	0	〃
AS ₄ H	0	0	0	0	0	〃
Friedel's salt	0	0	0	0	0	〃
Gibbsite	0	0	0	0	0	〃
Sepiolite	0	0	0	0	0	〃
Hydrotalcite	0	0	0	0	0	〃
Siderite	0	0	0	0	0	〃
Fe(OH) ₂ (s)	0	0	0	0	0	〃
Magnetite	0	0	0	0	0	〃
Chukanovite	0	0	0	0	0	〃
Goethite	0	0	0	0	0	〃
Melanterite	0	0	0	0	0	〃
Berthierine	0	0	0	0	0	〃
Gleenalite	0	0	0	0	0	〃

(d) 評価モデル

評価モデルは、これまでに「放射性廃棄物処分の長期的評価手法の調査」においてベントナイト変質における評価手法として整備したモンモリロナイト溶解速度モデル、ベントナイト透水係数評価モデル、アルカリ拡散モデル、quartz 溶解速度モデル、セメント間隙変遷モデル、炭素鋼腐食反応速度モデル、表 3.4-29 で示した鉱物モデルを使用する。式(3.4-4)～式(3.4-23)に各評価モデル式を示す。ベントナイト透水係数式については、昨年度設定した適用条件を踏まえ、式(3.4-5)～式(3.4-7)のとおり設定した。また、処分容器の鋼板、コンクリートピット及び埋戻し材の鉄骨については、炭素鋼腐食反応速度モデルを使用する。炭素鋼腐食反応速度モデルについては、式(3.4-18)に示すように腐食反応速度 pH と硫化水素イオン (HS⁻) 濃度で表されているが、HS⁻濃度が低い場合には式(3.4-19)に漸近する。本解析では、HS⁻濃度が腐食反応速度に影響するまで上昇しないことを仮定し、HS⁻を 0 とした pH 依存性のみの式(3.4-19)を mol/L/s 換算した。腐食速度は最大 1.5 μm/y である。なお、初期には設定した間隙（間隙水）が存在するので、最大速度で鉄が溶けるが、鉄の腐食生成物が間隙を埋めていくため、鉄を溶かす水の量は時間と共に減少し、単位時間あたりの鉄の溶解量は低下する。処分容器の鋼板、コンクリートピット及び埋戻し材の鉄骨の腐食反応速度(mol/L/s)はそれぞれの表面積を考慮し式(3.4-21)～式(3.4-23)を使用した。コンクリートピット、低拡散層、埋戻し材における透水係数 (K_w) の設定は、セメント間隙変遷モデルより式(3.4-13)に示す 1.0×10⁻¹⁵ m/s の一定条件としている。

- ・モンモリロナイトの溶解速度式

$$R_A = 3500 (a_{OH^-})^{1.4} e^{-51000/RT} \quad (3.4-4)$$

R_A : 溶解速度(kg m⁻³ s⁻¹)

a_{OH^-} : OH⁻活量(mol dm⁻³)

T : 温度(K)

R : 気体定数(8.314 Jmol⁻¹ K⁻¹)

- ・ベントナイト透水係数式

$$K_w = 1.2 \times 10^{-7} I_s^{1.5} 10^{-0.0042\rho_m} (7.9 \times 10^{-5} T^2 - 1.9 \times 10^{-2} T - 0.21) \quad (3.4-5)$$

○ただし、イオン強度 I_s が 0.1 mol L⁻¹ 以下の適用条件式

$$K_w = 1.2 \times 10^{-7} 0.1^{1.5} 10^{-0.0042\rho_m} (7.9 \times 10^{-5} T^2 - 1.9 \times 10^{-2} T - 0.21) \quad (3.4-6)$$

○また、 ρ_m が 0.04 g cm³ 以下の適用条件式

$$K_w = 1.2 \times 10^{-7} (7.9 \times 10^{-5} T^2 - 1.9 \times 10^{-2} T - 0.21) \quad (3.4-7)$$

K_w : 透水係数(m s⁻¹)

ρ_m : 有効モンモリロナイト密度(kg m⁻³)

I_s : イオン強度(mol dm⁻³)

T : 温度(K)

- ・緩衝材中におけるアルカリ拡散係数式

$$De = 5.0 \times 10^{-7} \varphi^{2.1} e^{-18600/RT} \quad (3.4-8)$$

De : 有効拡散係数 ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$)

φ : 間隙率 (-)

T : 間隙水の絶対温度 (K)

R : ガス定数 ($8.31 \text{kJ mol}^{-1} \text{K}^{-1}$)

- ・ quartz の溶解速度式

$$R = k A (a_{\text{H}^+})^n (1 - Q/K) \quad (3.4-9)$$

$\log k$: quartz の速度定数 (= -13.8 (70°C)) ($\text{mol/m}^2/\text{s}$)

A : quartz の表面積 (= 9.53×10^3) (m^2/m^3)

a_{H^+} : H^+ の活量

n : 定数 (= -0.55 (70°C)) (-)

Q/K : quartz の飽和指数 (Q : イオン活量積、 K : 平衡定数)

・セメント間隙変遷モデル式

$$De = 5.37 \times 10^{-10} \phi_{tra} \quad (3.4-10)$$

$$\phi_{tra}(t) = V_{cp-tra}(t) / V_{tot} \quad (3.4-11)$$

$$\Delta V_{cp-tra}(t) = \frac{V_{cp-tra}(0)}{V_{cp-tra}(0) + V_{cp-sto}(0) + V_a(0)} \Delta V_{pore}(t) \quad (3.4-12)$$

De : 有効拡散係数($m^2 s^{-1}$)

$\phi_{tra}(t)$: 物質移動毛細管間隙率

V_{tot} : セメント硬化体の総体積

$V_{cp-tra}(t)$: 物質移動毛細管間隙の体積

$V_{cp-tra}(0)$: 初期の物質移動毛細管間隙の体積 (ここでは 0.018)

$V_{cp-sto}(0)$: 初期の貯留毛細管間隙の体積 (ここでは 0.122)

$V_a(0)$: 初期の水泡体積 (ここでは 0)

$V_{pore}(t)$: セメント硬化体間隙の体積

$$Kw = 1.0 \times 10^{-15} \text{ (一定)} \quad (3.4-13)$$

Kw : 透水係数($m s^{-1}$)

○セメント硬化体の総体積 V_{tot} の評価

本モデルでは、膨張や収縮によるセメント硬化体の総体積の経時変化は考慮しない。すなわち、セメント硬化体の総体積は、配合時の各材料の体積、水泡の体積 $V_a(0)$ および水中養生中に吸水する水の体積 V_{wab} により決定する。

$$V_{tot} = V_w + V_{wab} + V_c + V_{fa}(0) + V_{ca}(0) + V_a(0) \quad (3.4-14)$$

V_w : 配合時の水の体積

V_{wab} : セメント硬化体の水中養生中に吸水する水の体積

V_c : 配合時のセメントの体積

$V_{fa}(0)$: 初期の細骨材体積

$V_{ca}(0)$: 初期の粗骨材体積

$V_a(0)$: 初期の水泡体積

○物質移動毛細管間隙の体積 $V_{cp-tra}(t)$ の評価

物質移動毛細管間隙の体積 $V_{cp-tra}(t)$ は、初期の物質移動毛細管間隙の体積と物質移動毛細管間隙体積の変化量により与えられる。

$$V_{cp-tra}(t) = V_{cp-tra}(0) + \sum \Delta V_{cp-tra} \quad (3.4-15)$$

○全間隙体積変化量 $\Delta V_{pore}(t)$ の評価

物質移動毛細管間隙体積の変化量 $\Delta V_{cp-tra}(t)$ を評価するためには、全間隙体積変化量 $\Delta V_{pore}(t)$ を評価することが必要となる。全間隙体積 $V_{pore}(t)$ は、セメント硬化体の総体積 V_{tot} から構成鉱物の体積を除くことで評価される

$$V_{pore}(t) = V_{tot}(t) - V_{hyd}(t) - V_{fa}(t) - V_{ca}(t) \quad (3.4-16)$$

$V_{pore}(t)$: セメント硬化体間隙の体積

$V_{hyd}(t)$: セメント水和鉱物体積

$V_{fa}(t)$: 細骨材体積

$V_{ca}(t)$: 粗骨材体積

時間 t と時間 $t+\Delta t$ との間におけるセメント硬化体内間隙の全体積変化 $\Delta V_{pore}(t)$ は、(5.1-17)式を時間微分することにより

$$\Delta V_{pore}(t) = -\Delta V_{hyd}(t) - \Delta V_{fa}(t) - \Delta V_{ca}(t) \quad (3.4-17)$$

と表される。ここで、セメント水和鉱物、細骨材、粗骨材の時間変化量は、鉱物の溶解・生成を地球化学計算により評価される。

・炭素鋼腐食反応速度式

$$R = \frac{\log(10^{1.5} + 10^{340[\text{HS}^-]^{0.85}})}{1 + 10^{(\text{pH}-9.6)}} \quad (3.4-18)$$

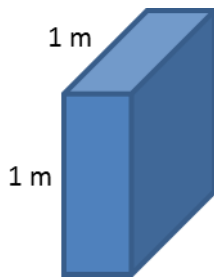
$$R = \frac{1.5}{1 + 10^{(\text{pH}-9.6)}} \quad (3.4-19)$$

R : 腐食反応速度($\mu\text{m y}^{-1}$)

HS^- : 硫化水素イオン濃度(mol dm^{-3})

○MC-BUFFER では鉄物 (Fe(c)) の溶解速度として与えるため、鉄物の溶解速度の単位(mol/L/sec)に変換する必要がある。

単位面積 (1m^2) を考える。



$1.5 \mu\text{m/y}$ は、

$$1.5 \mu\text{m/y} \times 1 \text{m}^2 = 1.5\text{E-}6 \text{m}^3/\text{y}$$

であり、

炭素鋼の密度を $7.86 \text{Mg/m}^3 (=7.86\text{E}+06 \text{g/m}^3)$ とすると

$$1.5\text{E-}6 \text{m}^3/\text{y} \times 7.86\text{E}+6 \text{g/m}^3 = 1.18\text{E}+1 \text{g/y}$$

鉄の原子量を 55.847g/mol とすると

$$1.18\text{E}+1 \text{g/y} \div 55.847 \text{g/mol} = 2.11\text{E-}1 \text{mol/y}$$

1年を 31557600sec とすると、表面積 1m^2 あたり、1秒間に腐食する Fe のモル数は

$$2.11\text{E-}1 \text{mol/y} \div 31557600 \text{sec/y} = 6.68\text{E-}9 \text{mol/sec} \quad (3.4-20)$$

となる。

○処分容器の鋼板の腐食速度を換算する ($\mu\text{m y}^{-1} \rightarrow \text{mol/L/s}$)。

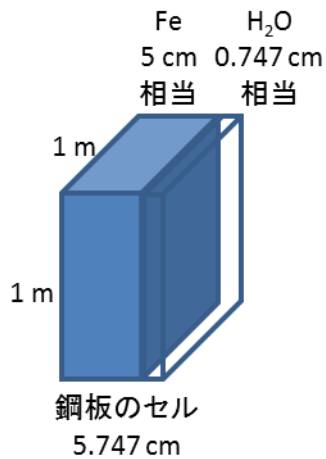
本解析では、鋼板はコンクリート中に 13 vol%存在する間隙水によって腐食する。鋼板のセルについても便宜的に間隙率を 13 vol%と仮定する。鋼板を厚さ 5cm とすると、鋼板のセルの厚さは

$$5\text{cm} \div (1 - 0.13) = 5.747 \text{ cm}$$

となり、
間隙水の量は

$$1 \text{ m}^2 \times (5.747 - 5) \text{ cm} = 7.47 \text{ L}$$

となる。



1.5 $\mu\text{m/y}$ の腐食速度の場合に、1 秒間に 1L の水に溶けるモル数は、

$$6.68\text{E-}9 \text{ mol/sec} \div 7.47\text{L} = 8.94\text{E-}10 \text{ mol/L/sec}$$

となる。

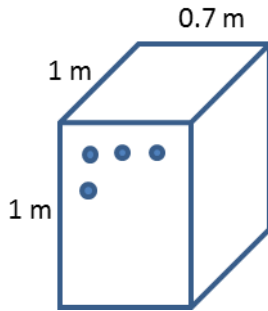
pH 依存性を考慮すれば、腐食速度は

$$R' = \frac{8.94 \times 10^{-10}}{1 + 10^{(\text{pH} - 9.6)}} \quad (3.4-21)$$

となる。

R' : 腐食反応速度(mol/L/s)

○コンクリートピットの鉄骨の腐食速度を換算する ($\mu\text{m y}^{-1} \rightarrow \text{mol/L/s}$)



鉄筋の vol% を 2%、直径を 2cm とすると鉄筋の体積は

$$0.7\text{m}^3 \times 0.02 = 0.014 \text{ m}^3$$

となる。

鉄筋一本の体積は

$$0.01\text{m} \times 0.01\text{m} \times 3.14 = 0.000314 \text{ m}^3$$

であるから、鉄筋の本数は

$$0.014\text{m}^3 \div 0.000314\text{m}^3 = 44.6 \text{ 本}$$

となる。

鉄筋の表面積は

$$0.02\text{m} \times 3.14 \times 44.6 = 2.801\text{m}^2$$

となる。

(3.4-16)を用いれば、表面積 2.801m^2 あたり、1 秒間に腐食する Fe のモル数は

$$6.68\text{E-}9 \text{ mol/sec} \times 2.801 = 1.87\text{E-}8 \text{ mol/sec}$$

となる。

間隙率 0.13 とすると間隙水の量は

$$0.7\text{m}^3 \times 0.13 = 0.091 \text{ m}^3 = 91\text{L}$$

となる。

MC-BUFFER で用いる溶解速度(mol/L/sec)としては

$$1.87\text{E-}8 \text{ mol/sec} \div 91\text{L} = 2.05\text{E-}10 \text{ mol/L/sec}$$

となる。

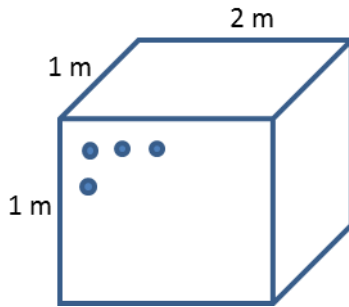
pH 依存性を考慮すれば、腐食速度は

$$R' = \frac{2.05 \times 10^{-10}}{1 + 10^{(\text{pH} - 9.6)}} \quad (3.4-22)$$

となる。

R' : 腐食反応速度(mol/L/s)

○埋戻し材の鉄骨の腐食速度を換算する ($\mu\text{m y}^{-1} \rightarrow \text{mol/L/s}$)



鉄筋の vol% を 2%、直径を 2cm とすると鉄筋の体積は

$$2.0\text{m}^3 \times 0.02 = 0.04 \text{ m}^3$$

となる。

鉄筋一本の体積は

$$0.01\text{m} \times 0.01\text{m} \times 3.14 = 0.000314 \text{ m}^3$$

であるから、鉄筋の本数は

$$0.04\text{m}^3 \div 0.000314\text{m}^3 = 127.4 \text{ 本}$$

となる。

鉄筋の表面積は

$$0.02\text{m} \times 3.14 \times 127.4 = 8.00\text{m}^2$$

となる。

(3.4-16)を用いれば、表面積 8.00m^2 あたり、1 秒間に腐食する Fe のモル数は

$$6.68\text{E-}9 \text{ mol/sec} \times 8.00 = 5.34\text{E-}8 \text{ mol/sec}$$

となる。

間隙率 0.13 とすると間隙水の量は

$$2.0\text{m}^3 \times 0.13 = 0.26 \text{ m}^3 = 260\text{L}$$

となる。

MC-BUFFER で用いる溶解速度 (mol/L/sec) としては

$$5.34\text{E-}8 \text{ mol/sec} \div 260\text{L} = 2.05\text{E-}10 \text{ mol/L/sec}$$

となる。

pH 依存性を考慮すれば、腐食速度は

$$R' = \frac{2.05 \times 10^{-10}}{1 + 10^{(\text{pH} - 9.6)}} \quad (3.4-23)$$

となる。

R' : 腐食反応速度 (mol/L/s)

(e) 熱力学データベース

熱力学データベースは、多項式または van't Hoff 式を使って平衡定数の温度依存性を考慮している Spron-JNC⁽⁴⁹⁾をベースに、CSH ゲル (CSH(0.833)~CSH(1.8)) に A. Atkinson⁽⁵⁰⁾によるデータを考慮した熱力学データベースを使用した。この熱力学データベースは、「放射性廃棄物処分の長期的評価手法の調査」におけるベントナイトおよびセメント変質評価解析で使用された実績がある。オーバーパックにおける熱力学データについては、平成 19 年度に報告されている鉄化学種および平成 25 年度に報告されている鉄鉱物の検討によって選定された鉱物の熱力学データを使用した。なお、大塚ら⁽⁵¹⁾の報告ではカソード反応は水素発生反応が支配的で、炭酸イオン (CO_3^{2-}) や硫酸イオン (SO_4^{2-}) の還元生成物であるメタン (CH_4) や硫化物イオン (HS^-) が検出されていないことから、熱力学データベースからメタンと硫化物イオンの反応を除外することも検討されたが、本解析では除外していない。

(3) 人工バリア変遷解析ケース

解析ケースは、中深度処分廃棄物埋設地の水質条件の時間変化に基づき降水系地下水と海水系地下水の水質変化を組み合わせた4ケース(case1~4)と、水質が変化しない降水系地下水と海水系地下水の2ケース(caseP0,caseS0)を設定した。表 3.4-30 に解析ケース一覧を示す。

表 3.4-30 解析ケース一覧

ケース	期間	地下水水質特性	温度 [°C]
1	0年~4.2万年	地下水1(降水系)	25
	4.2万年~5.4万年	地下水2(海水系)	25
	5.4万年~10.0万年	地下水1(降水系)	25
2	0年~0.6万年	地下水2(海水系)	25
	0.6万年~2.2万年	地下水1(降水系)	25
	2.2万年~6.4万年	地下水2(海水系)	25
	6.4万年~10.0万年	地下水1(降水系)	25
3	0年~4.2万年	地下水1(降水系)	25
	4.2万年~4.6万年	地下水2(海水系)	25
	4.6万年~10.0万年	地下水1(降水系)	25
4	0年~0.6万年	地下水2(海水系)	25
	0.6万年~4.2万年	地下水1(降水系)	25
	4.2万年~6.8万年	地下水2(海水系)	25
	6.8万年~10.0万年	地下水1(降水系)	25
P0	0年~10.0万年	地下水1(降水系)	25
S0	0年~10.0万年	地下水2(海水系)	25

(4) 人工バリア変遷解析結果

(a) 地下水水質による影響解析

図 3.4-33 (a) の有効モンモリロナイト密度の地下水水質による比較の通り、有効モンモリロナイト密度は降水系地下水のケース及び海水系地下水のケースともに 100,000 年後にも残存する結果となった。降水系地下水のケースでは 100,000 年後にモンモリロナイトは 0.45g/cm^3 残存し、海水系地下水のケースでは 0.63g/cm^3 残存している。これは、図 3.4-33 の固相空間分布に示す通り、両ケースとも CSH 及び Calcite の生成によりモルタル-ベントナイト境界及び埋戻し材-ベントナイト境界で、間隙率の低下が速やかに始まり、10 万年後までも間隙率の非常に小さい状態が保持され、埋戻し材及びモルタル側からのアルカリ成分供給が抑制されたことにより、モンモリロナイトが残存する結果となったものと考えられる。

有効モンモリロナイト密度は降水系地下水のケースは約 1,000 年後までは急激に低下し、その後ほぼ直線的に低下している。海水系地下水のケースは約 5,000 年後まで急激に低下し、その後ほぼ直線的に低下しており、低下は降水系地下水のケースよりも遅めである。15,000 年までは海水系地下水のケースのほうが降水系地下水のケースよりもモンモリロナイト密度が低くなっているが、16,000 年以降には降水系地下水のケースのほうが海水系地下水のケースよりもモンモリロナイト密度が低くなっている。図 3.4-37(a)の埋戻し材のベントナイト系人工バリアと埋戻し材との境界近傍の間隙率が降水系地下水のケースでは 14,000 年後に閉塞し、海水系地下水のケースでは 19,000 年後に閉塞している。

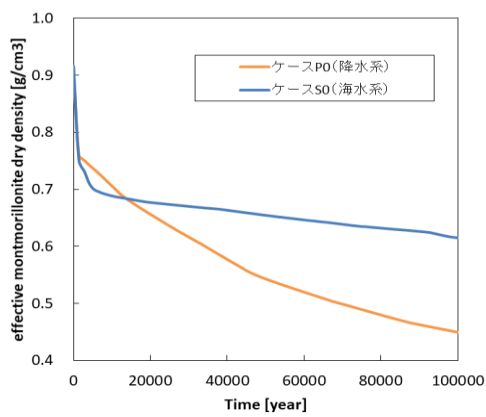
また、図 3.4-37 (b)のモルタルのベントナイト系人工バリアとモルタルとの境界近傍の間隙率は降水系地下水のケースでは 41,000 年後に閉塞し、海水系地下水のケースでは 24,000 年後に閉塞している。

図 3.4-33 (a)の全ケースにおける有効モンモリロナイト密度からわかるように、どの地下水水質においても有効モンモリロナイト密度は 100,000 年後にも残存し、海水系の期間が長い順 (ケース S0 (10 万年)、ケース 2 (4.8 万年)、ケース 4 (3.2 万年)、ケース 1 (1.2 万年)、ケース 3 (0.4 万年)、ケース P0 (0 年)) に、モンモリロナイトが多く残存する結果となった。

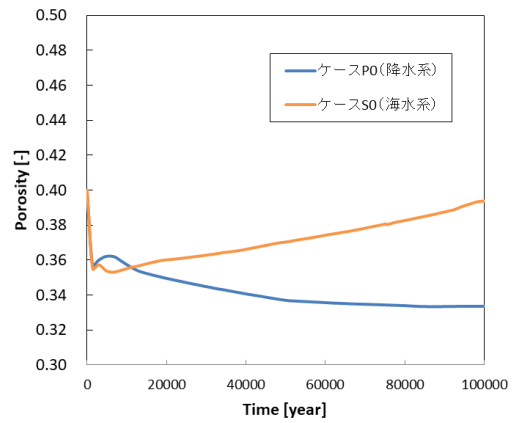
図 3.4-35 の降水系のケースの固相空間分布を見ると、10,000 年後から 50,000 年後にかけて埋戻し材領域で CSH が炭酸化した Calcite が安定的に見られるが、図 3.4-35 の海水系のケースの固相空間分布を見ると Calcite が消失しており、 CO_3^{2-} が還元したために H_2 が支配的となり、Eh が低下しているものと考えられる。

海水系のほうが埋戻し材の地下水側の CSH の C/S 比の低下が進み、埋戻し材領域の OH-濃度が低くなり (図 3.4-38 の全領域における液相組成空間分布)、そのために降水系よりも海水系のほうがモンモリロナイトの減り方が遅くなっているものと思われる。また、海水系では 100,000 年後には Berthierine が安定となりベントナイト領域に生成されている。

地下水質の違いが有効モンモリロナイト密度の減少傾向に影響することが示され、それは局所的な間隙率低下の程度及び化学反応の違いによってもたらされると推定された。

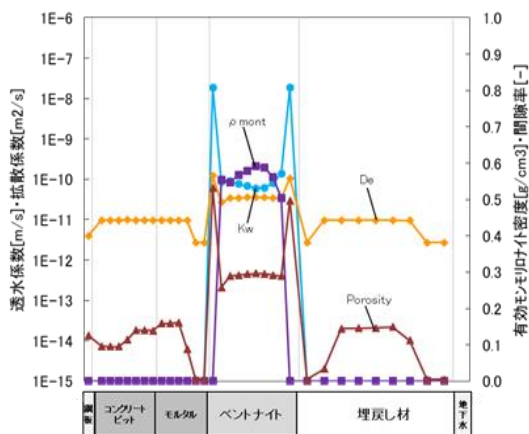


(a) 有効モンモリロナイト密度

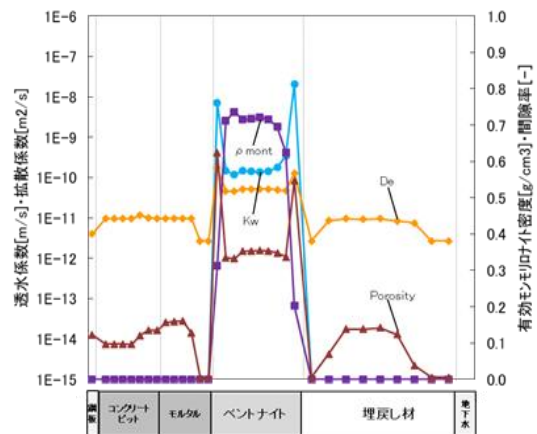


(b) 間隙率

図 3.4-33 ベントナイト系人工バリア領域における有効モンモリロナイト密度、間隙率の平均値の経時変化（地下水質による影響）



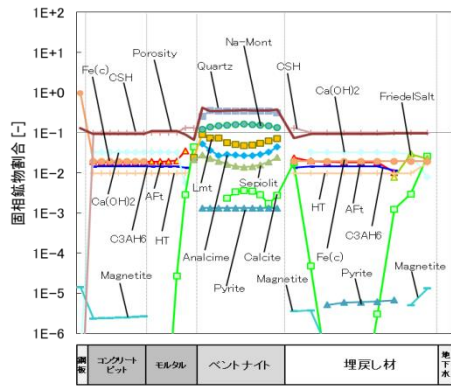
(a) caseP0（降水系 100,000 年後）



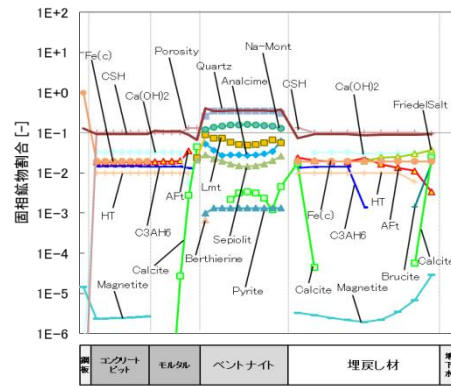
(b) caseS0（海水系 100,000

年後）

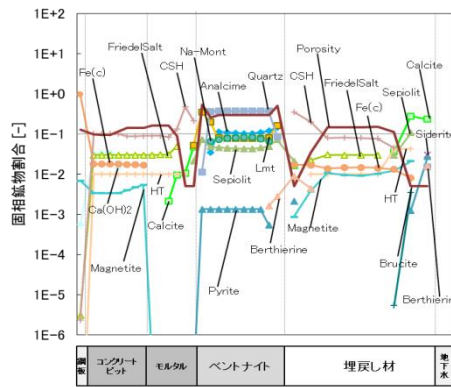
図 3.4-34 全領域における透水係数(Kw)、拡散係数(De)、有効モンモリロナイト密度(ρ_{mont})、間隙率(Porosity)の空間分布（地下水質による影響）（ただし、コンクリートピット、モルタル、埋戻し材の間隙率は、セメント間隙変遷モデルにおける $(V_{cp-tra}(t) + V_{cp-sto}(t)) / V_{tot}$ である）



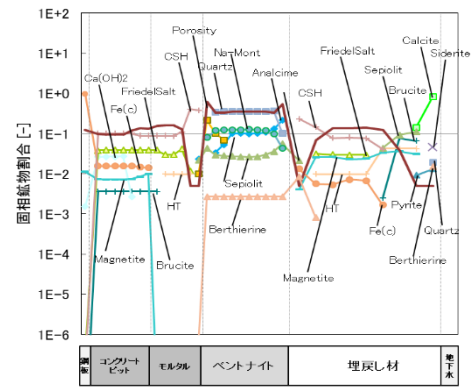
(a)caseP0 (1,000 年後)



(b)caseS0 (1,000 年後)

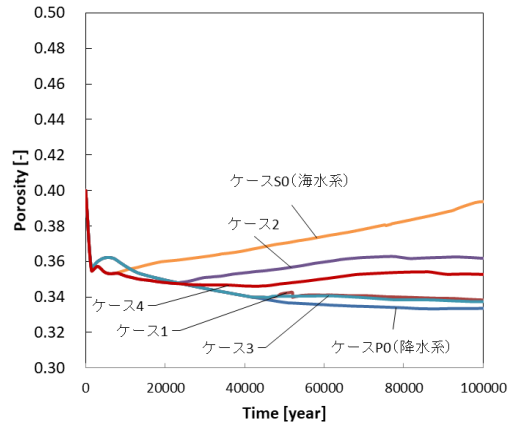
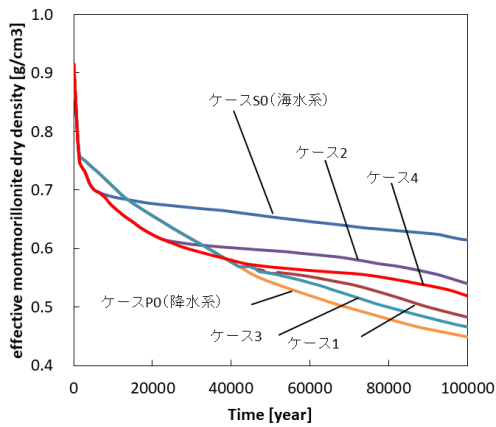


(c)caseP0 (100,000 年後)



(d)caseS0 (100,000 年後)

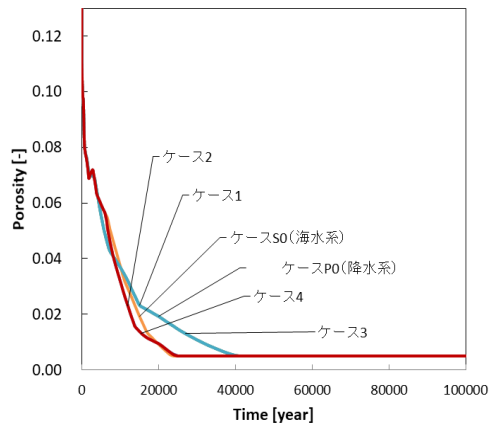
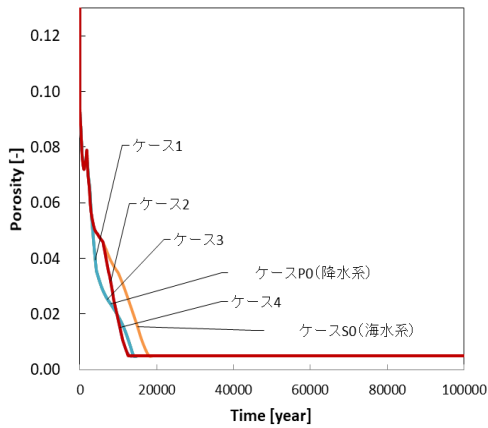
図 3.4-35 全領域における固相空間分布 (地下水質による影響)



(a)有効モンモリロナイト密度

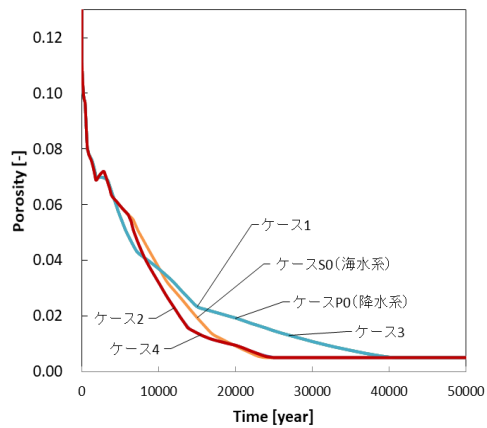
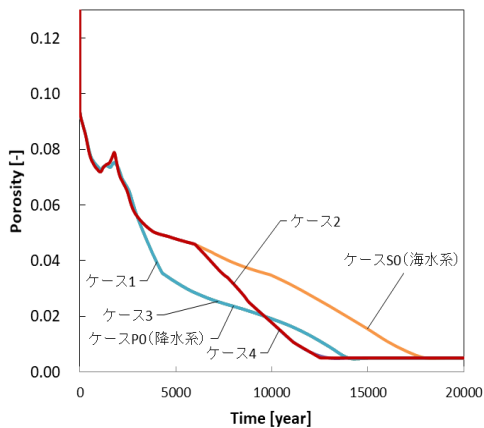
(b)間隙率

図 3.4-36 ベントナイト系人工バリア領域における有効モンモリロナイト密度、間隙率の平均値の経時変化（地下水の水質変化の影響）



(a) 埋戻し材のベントナイト近傍

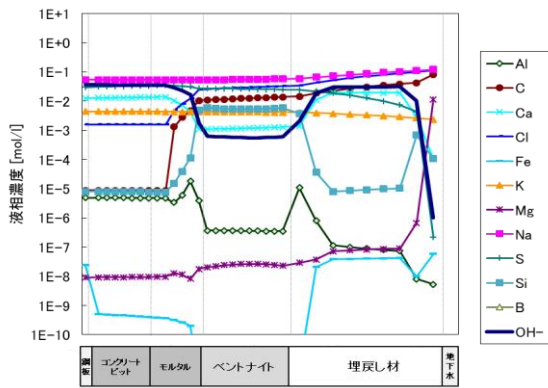
(b) モルタルのベントナイト近傍



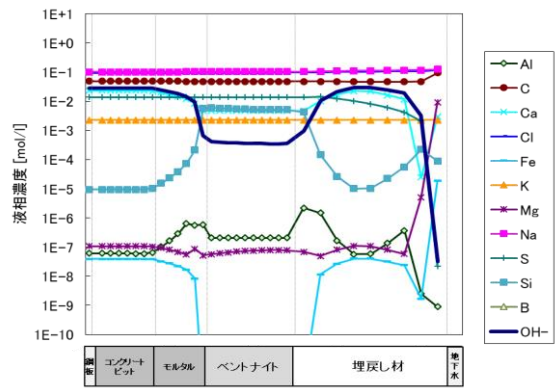
(c) 埋戻し材のベントナイト近傍（拡大図）

(d) モルタルのベントナイト近傍（拡大図）

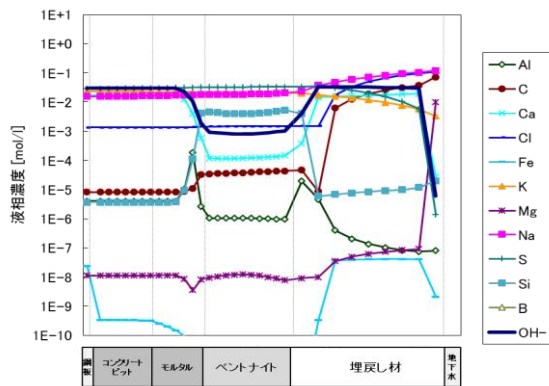
図 3.4-37 間隙率低下領域における、間隙率の経時変化（地下水の水質変化の影響）



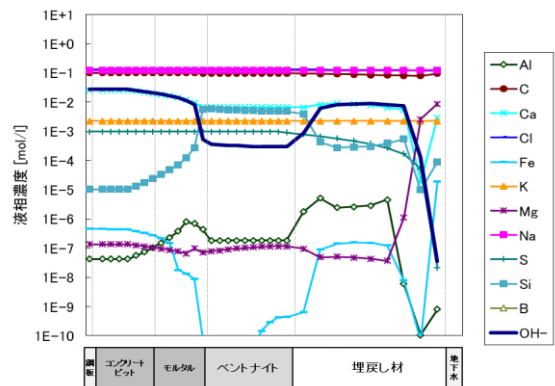
(a)ケース P0 (20,000 年後)



(b)ケース S0 (20,000 年後)

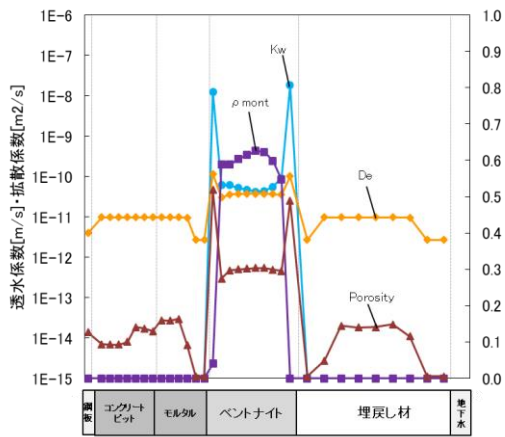


(c)ケース P0 (100,000 年後)

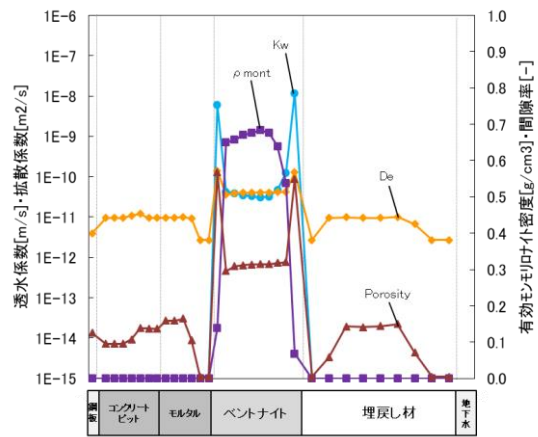


(d)ケース S0 (100,000 年後)

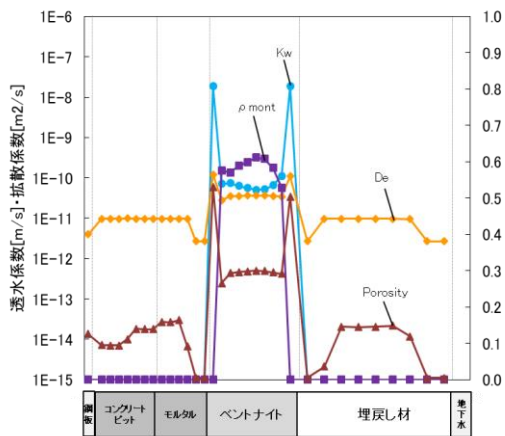
図 3.4-38 全領域における液相組成空間分布 (地下水の影響)



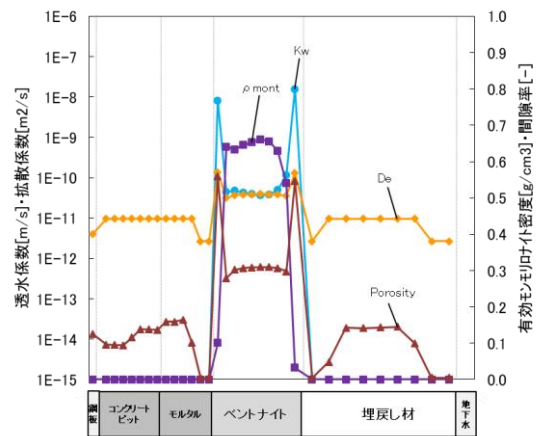
(a) case1 (100,000 年後)



(b) case2 (100,000 年後)



(c) case3 (100,000 年後)

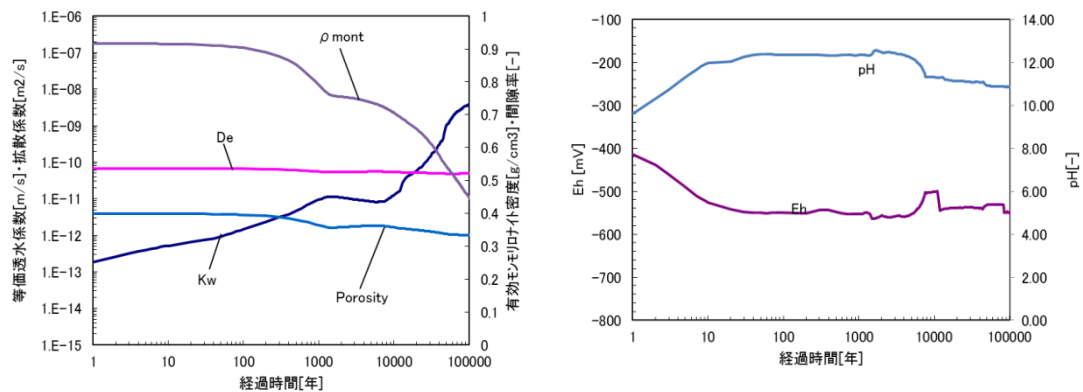


(d) case4 (100,000 年後)

図 3.4-39 全領域における透水係数(Kw)、拡散係数(De)、有効モンモリロナイト密度(ρ_{mont})、間隙率(Porosity)の空間分布 (地下水の水質変化の影響)

(b) 空間分布の経時変化およびベントナイト系人工バリア領域の経時変化

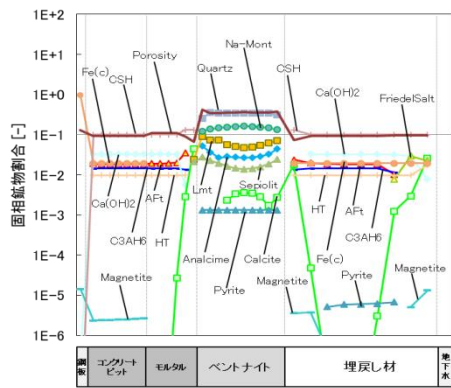
解析した全ケースのベントナイト系人工バリア領域における経時変化および全領域における空間分布の経時変化を以下に示す。



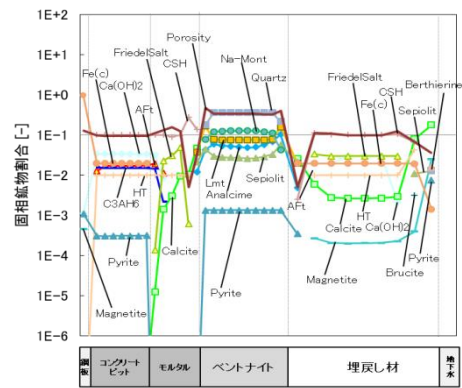
(a) 透水係数, 拡散係数, 有効モンモリロナイト密度, 間隙率

(b) 酸化還元電位, pH

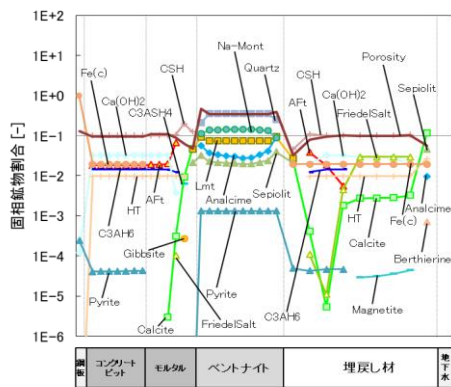
図 3.4-40 ベントナイト系人工バリア領域における経時変化 (caseP0)



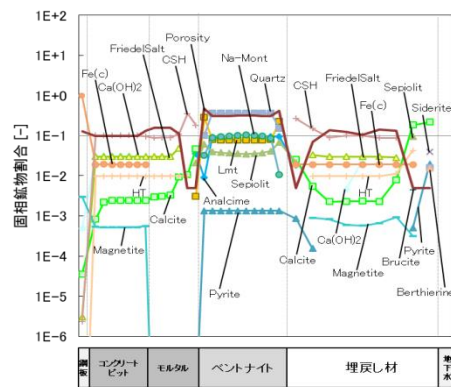
1,000年後



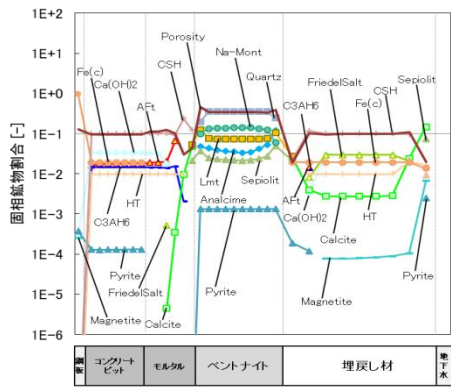
20,000年後



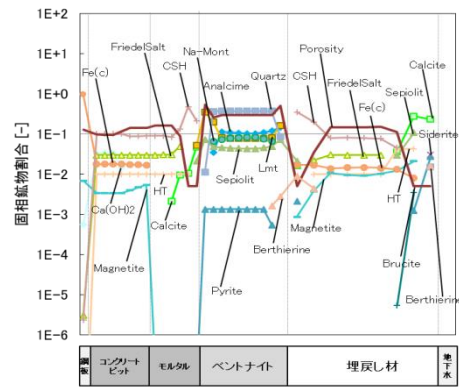
5,000年後



50,000年後



10,000年後



100,000年後

図 3.4-41 全領域における固相空間分布 (caseP0)

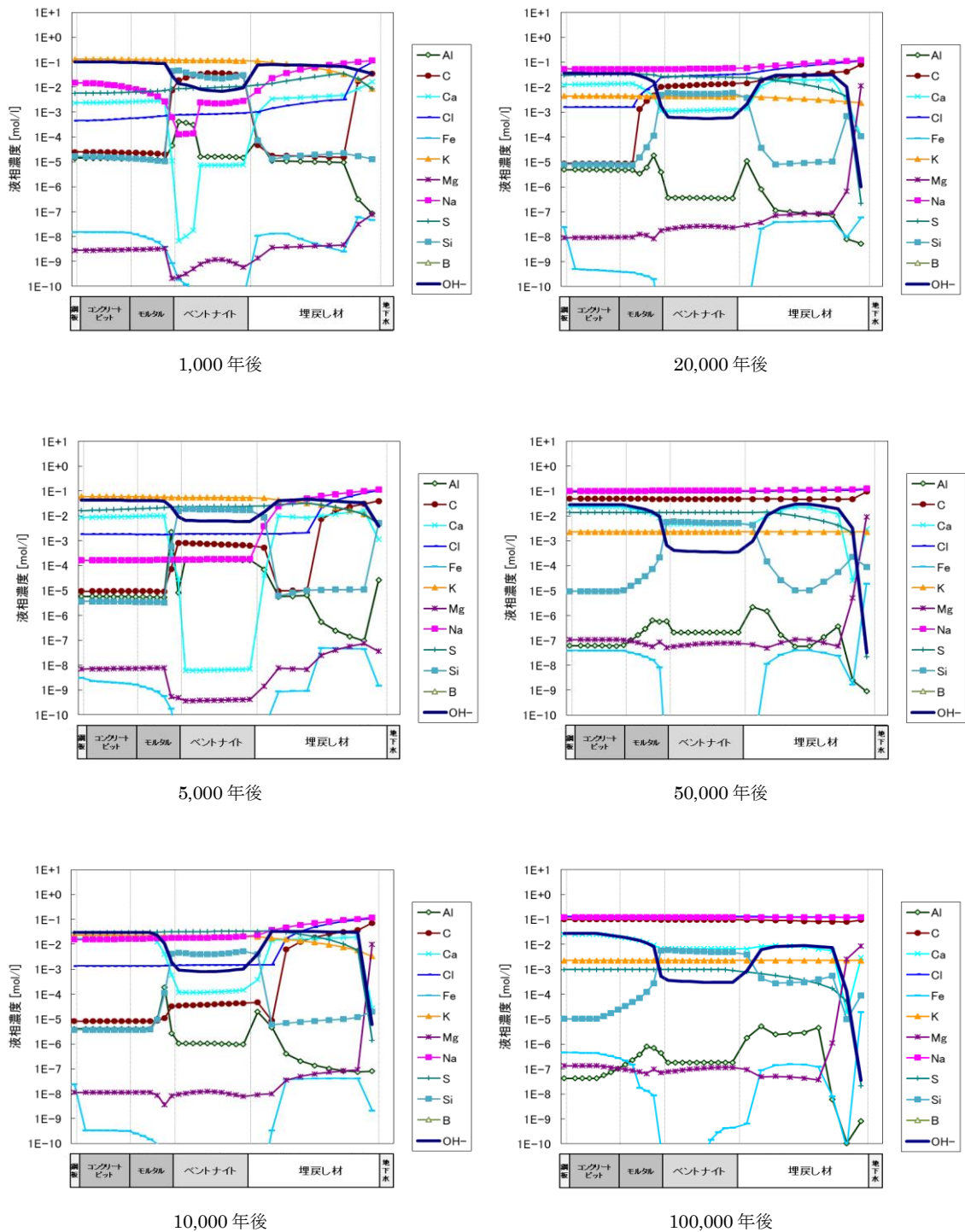


図 3.4-42 全領域における液相組成空間分布 (caseP0)

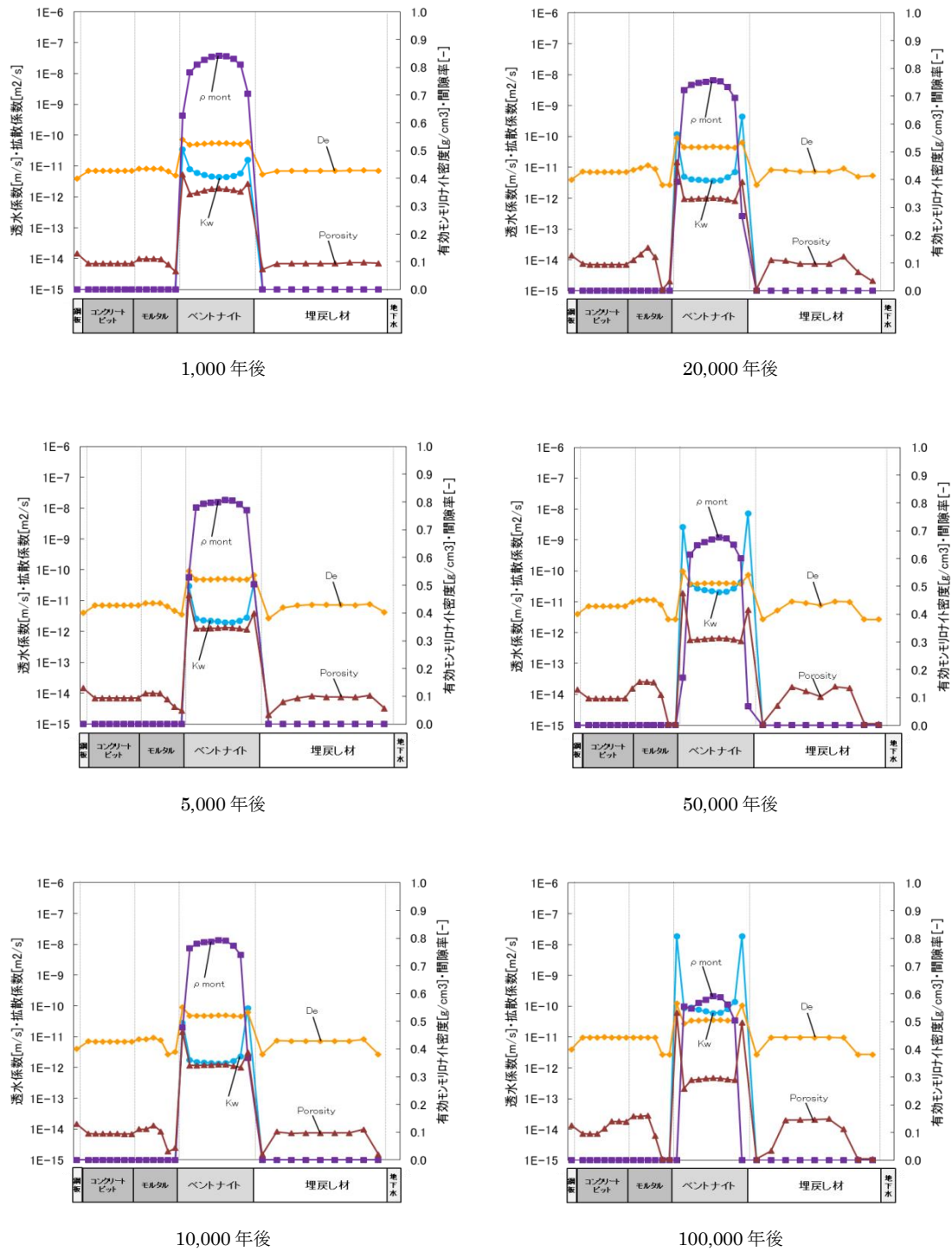
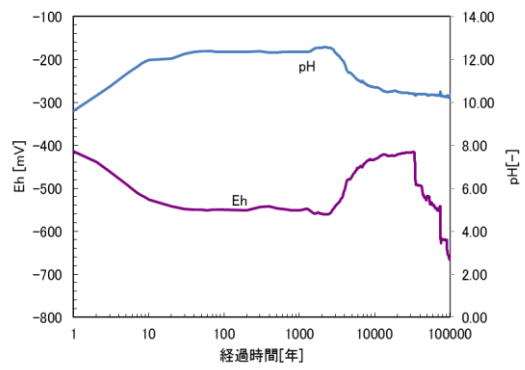
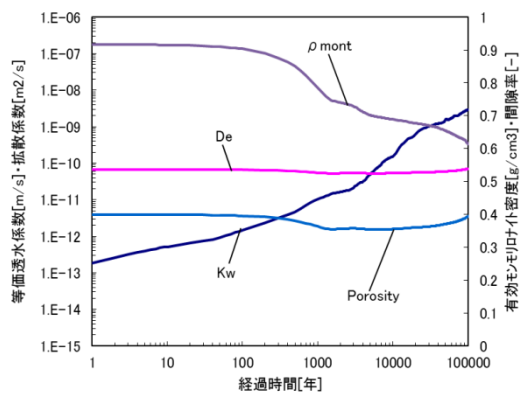


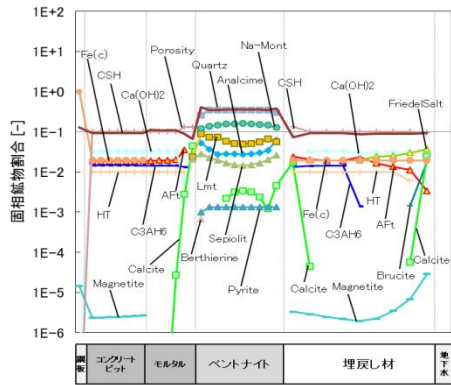
図 3.4-43 全領域における透水係数(Kw), 拡散係数(De), 有効モリヨト密度(ρ_m), 間隙率(Eps)の空間分布 (caseP0)



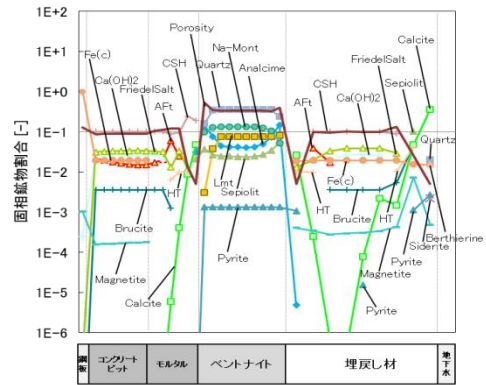
(a) 透水係数, 拡散係数, 有効モンモリロナイト密度, 間隙率

(b) 酸化還元電位, pH

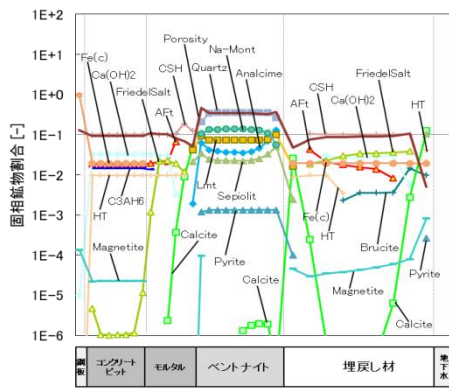
図 3.4-44 ベントナイト系人工バリア領域における経時変化 (caseS0)



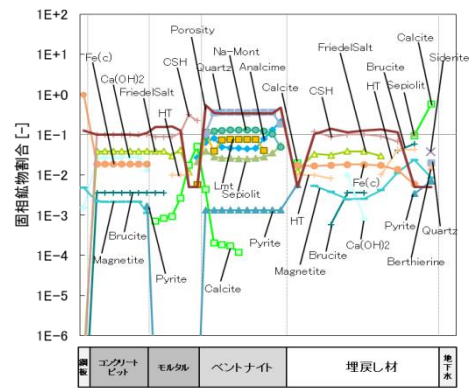
1,000 年後



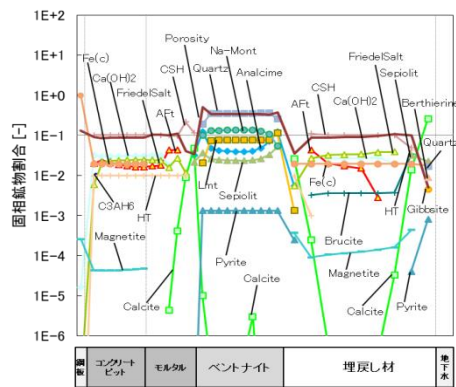
20,000 年後



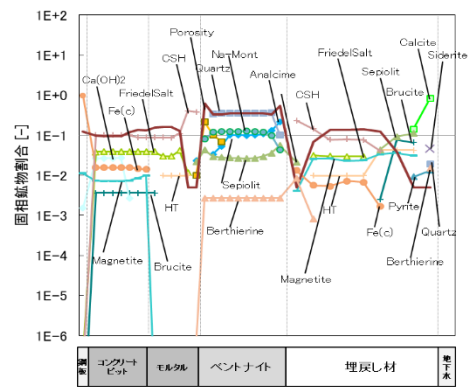
5,000 年後



50,000 年後



10,000 年後



100,000 年後

図 3.4-45 全領域における固相空間分布 (caseS0)

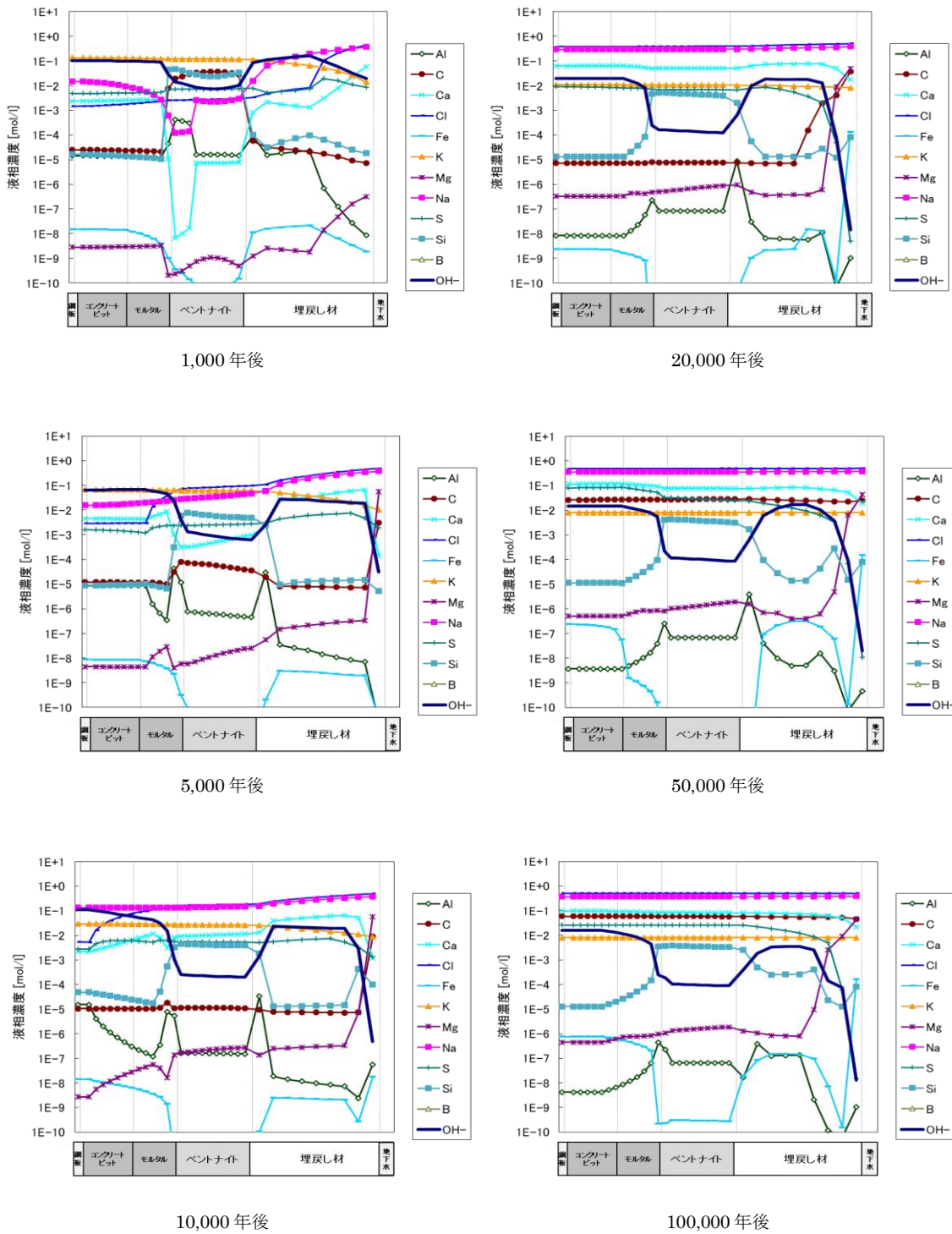
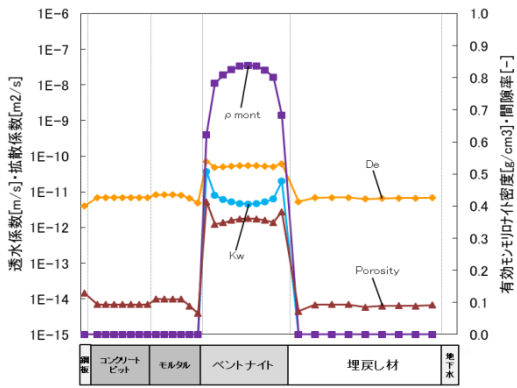
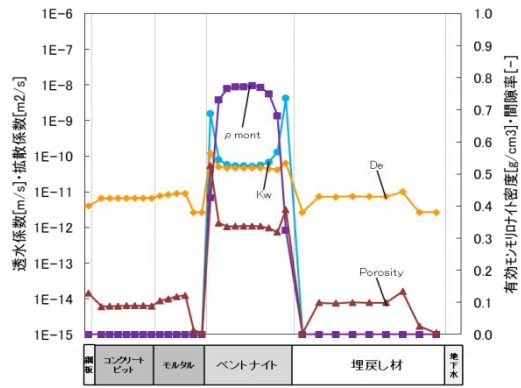


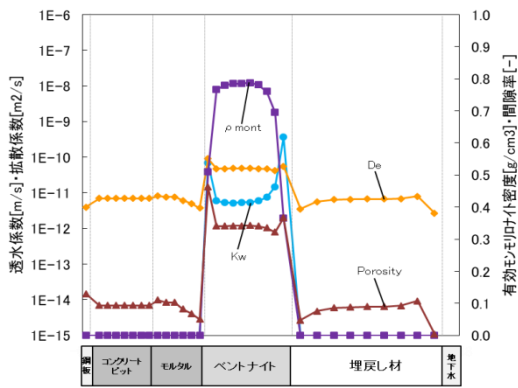
図 3.4-46 全領域における液相組成空間分布 (caseS0)



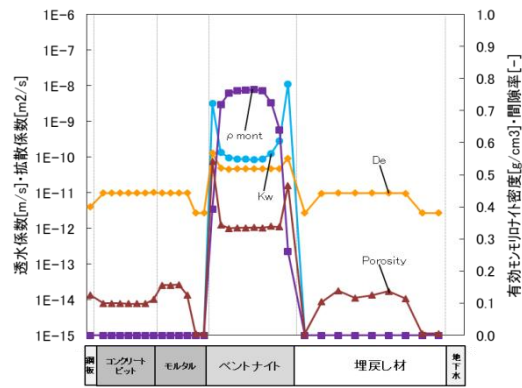
1,000 年後



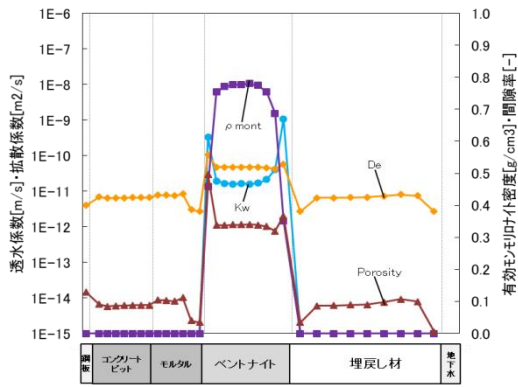
20,000 年後



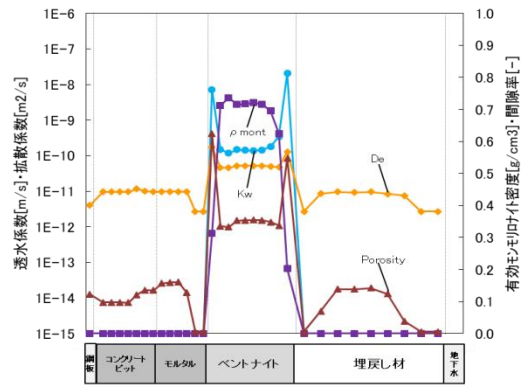
5,000 年後



50,000 年後

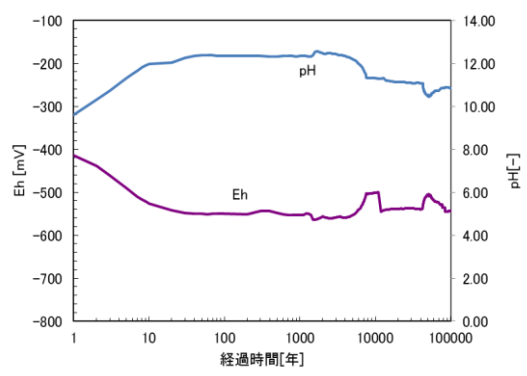
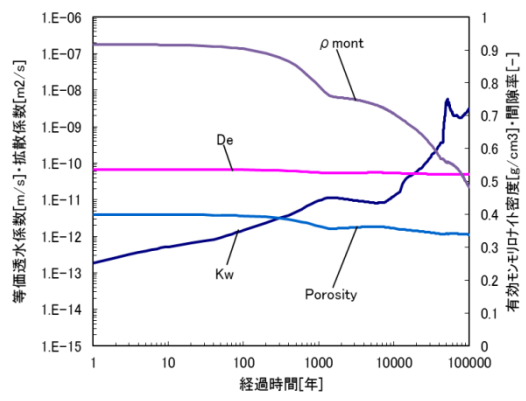


10,000 年後



100,000 年後

図 3.4-47 全領域における透水係数(Kw), 拡散係数(De), 有効モンモリロナイト密度(ρ_m), 間隙率(E_p)の空間分布 (caseS0)



(a) 透水係数, 拡散係数, 有効モンモリロナイト密度, 間隙率

(b) 酸化還元電位, p H

図 3.4-48 ベントナイト系人工バリア領域における経時変化 (case1)

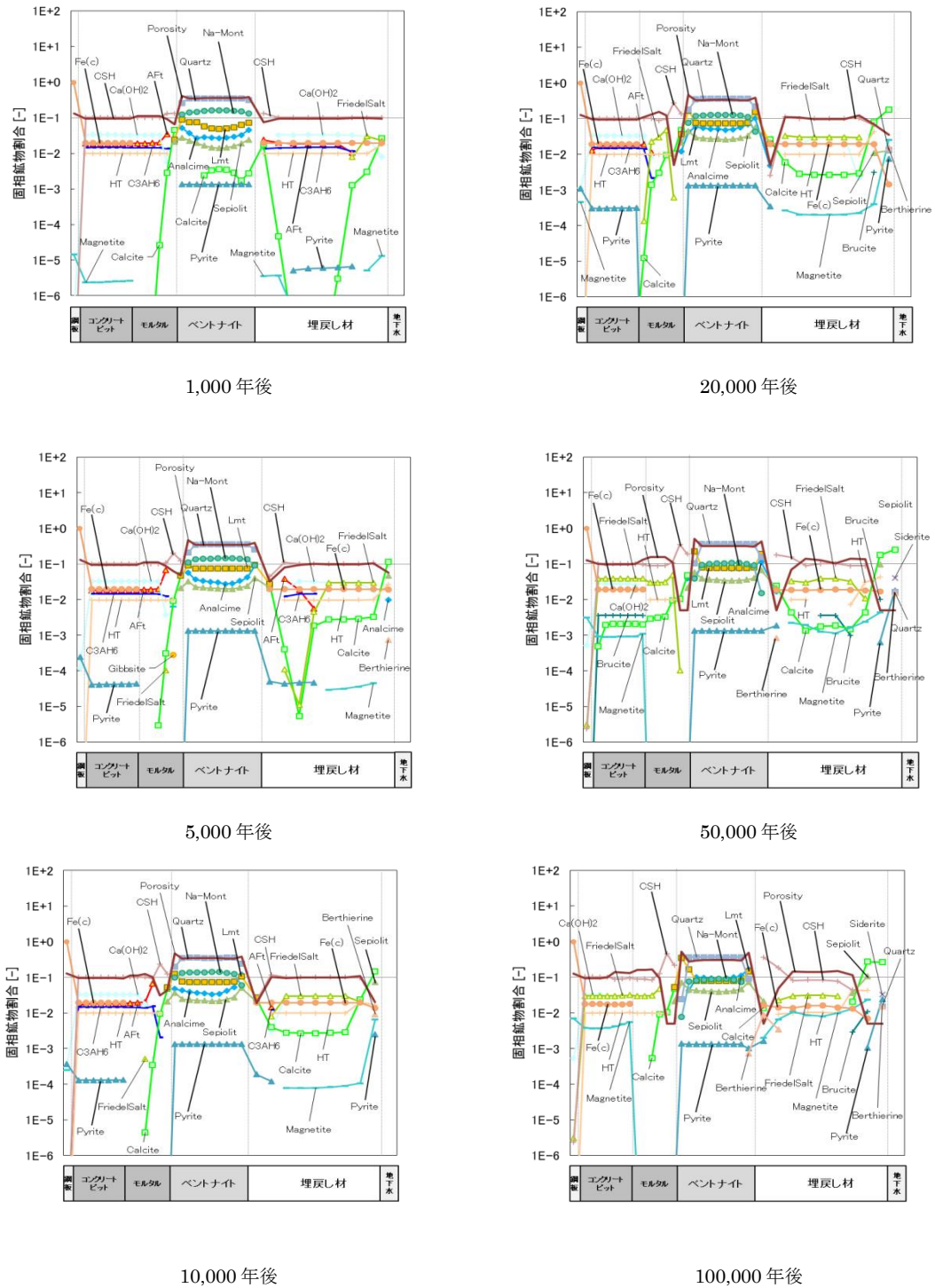


図 3.4-49 全領域における固相空間分布 (case1)

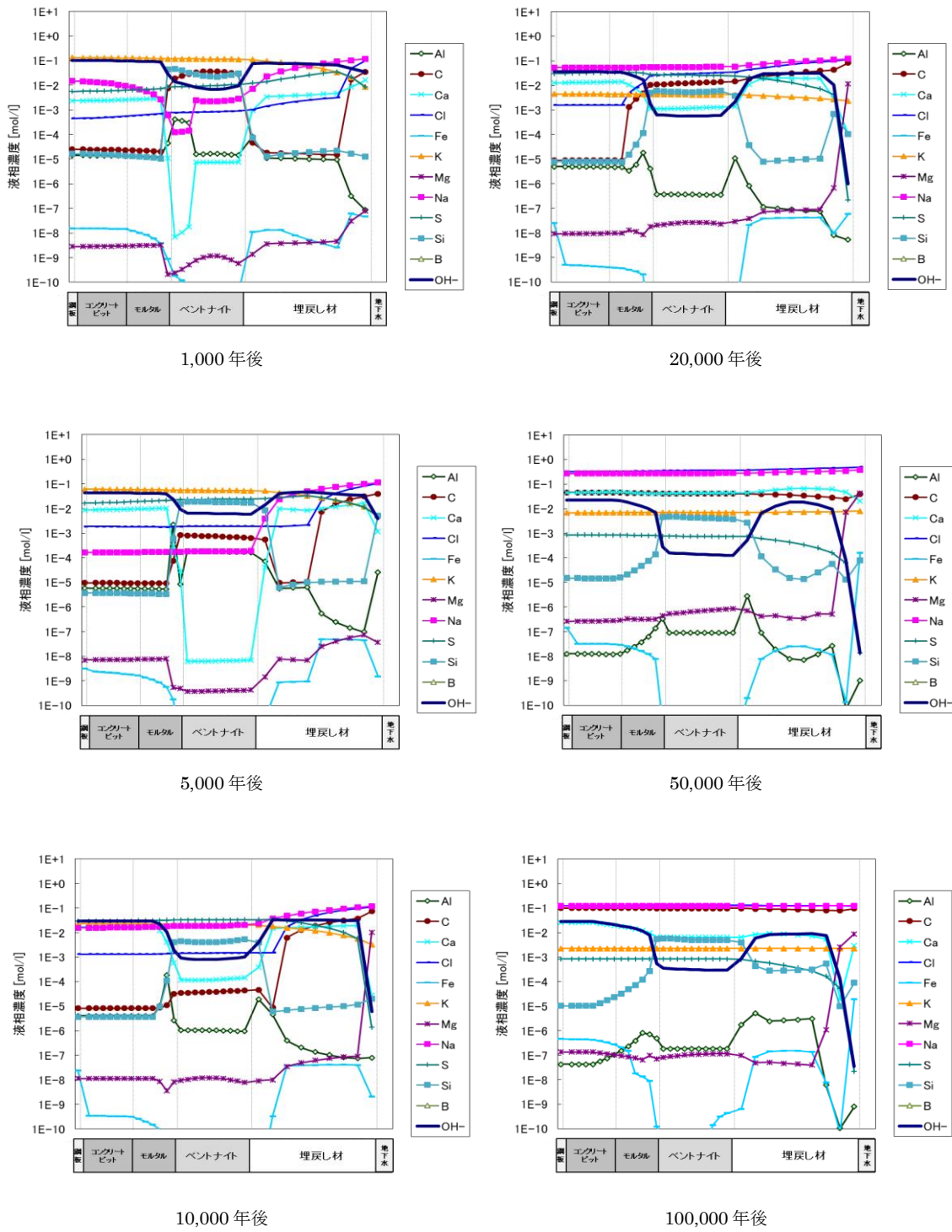
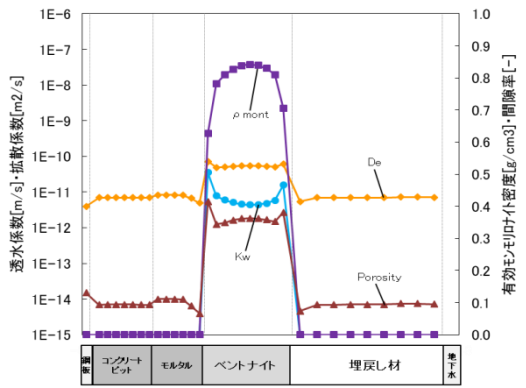
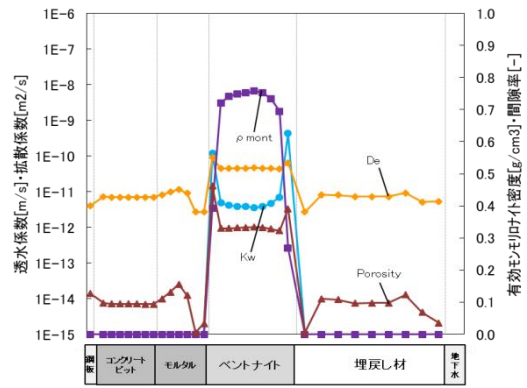


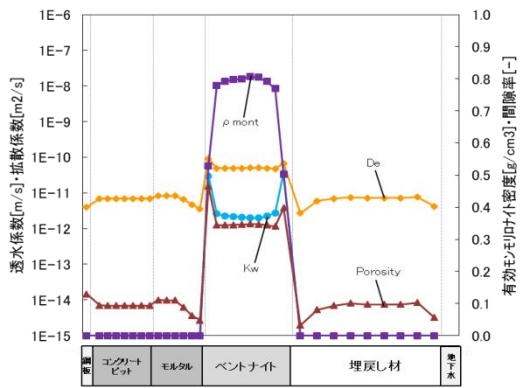
図 3.4-50 全領域における液相組成空間分布 (case1)



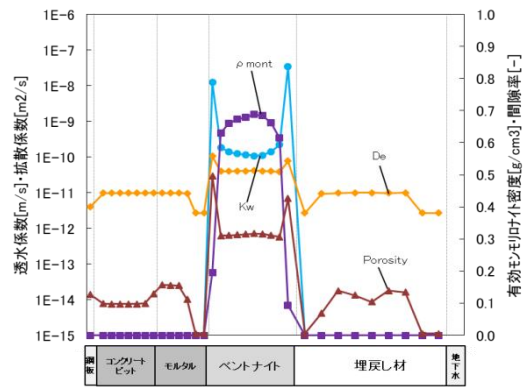
1,000 年後



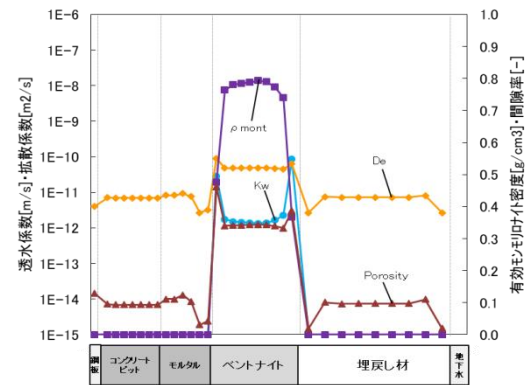
20,000 年後



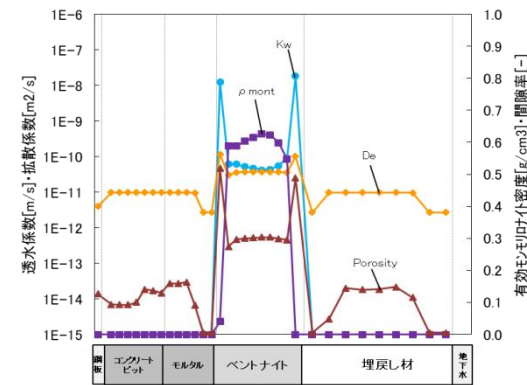
5,000 年後



50,000 年後

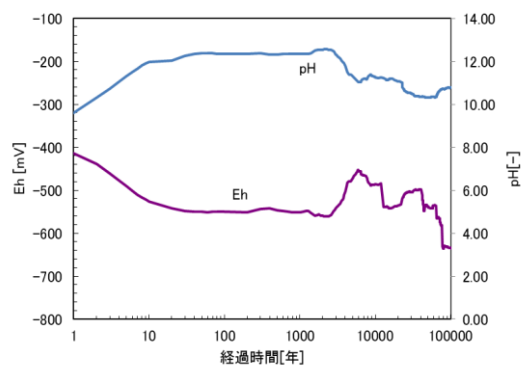
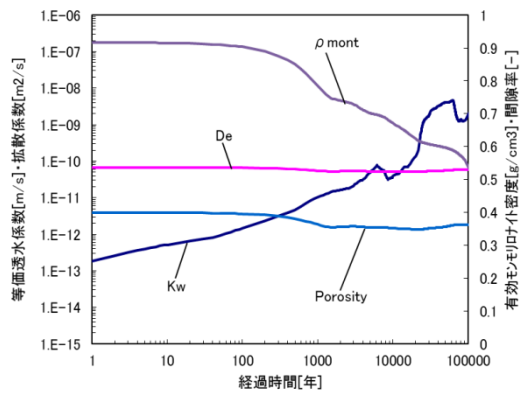


10,000 年後



100,000 年後

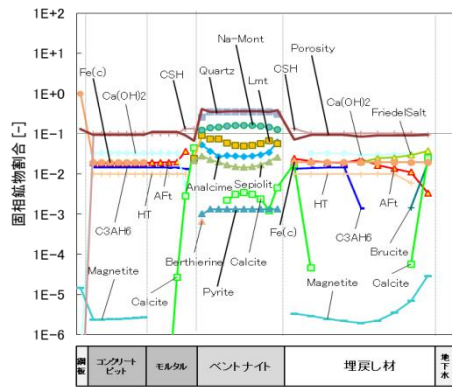
図 3.4-51 全領域における透水係数(Kw), 拡散係数(De), 有効モンモリロナイト密度(ρ_m), 間隙率(Eps)の空間分布 (case1)



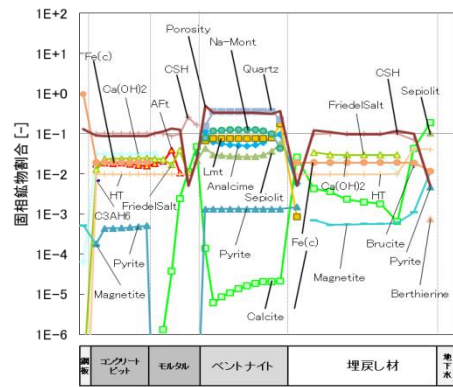
(a) 透水係数, 拡散係数, 有効モンモリロナイト密度, 間隙率

(b) 酸化還元電位, p H

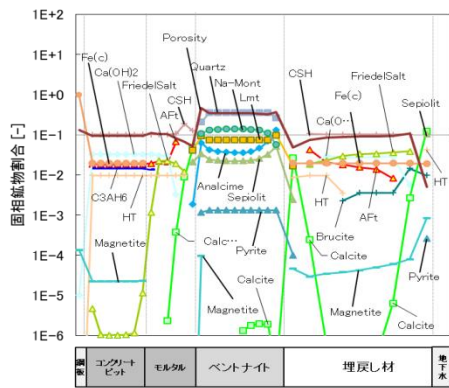
図 3.4-52 緩衝材領域における経時変化 (case2)



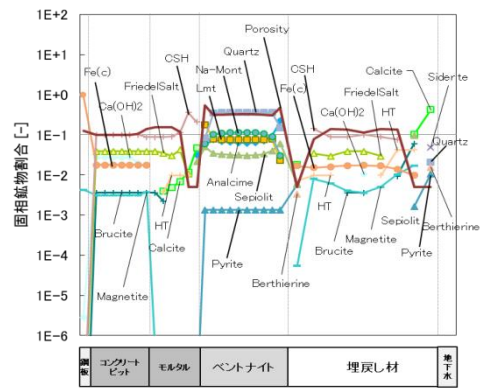
1,000 年後



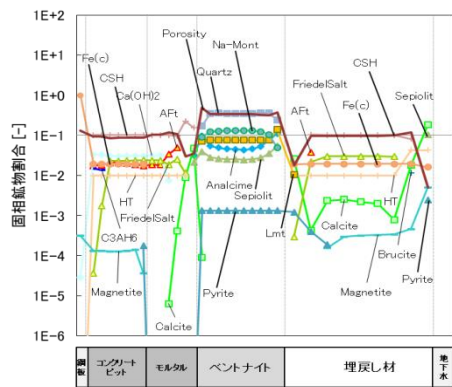
20,000 年後



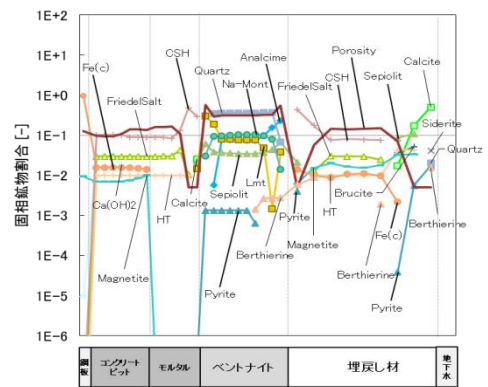
5,000 年後



50,000 年後



10,000 年後



100,000 年後

図 3.4-53 全領域における固相空間分布 (case2)

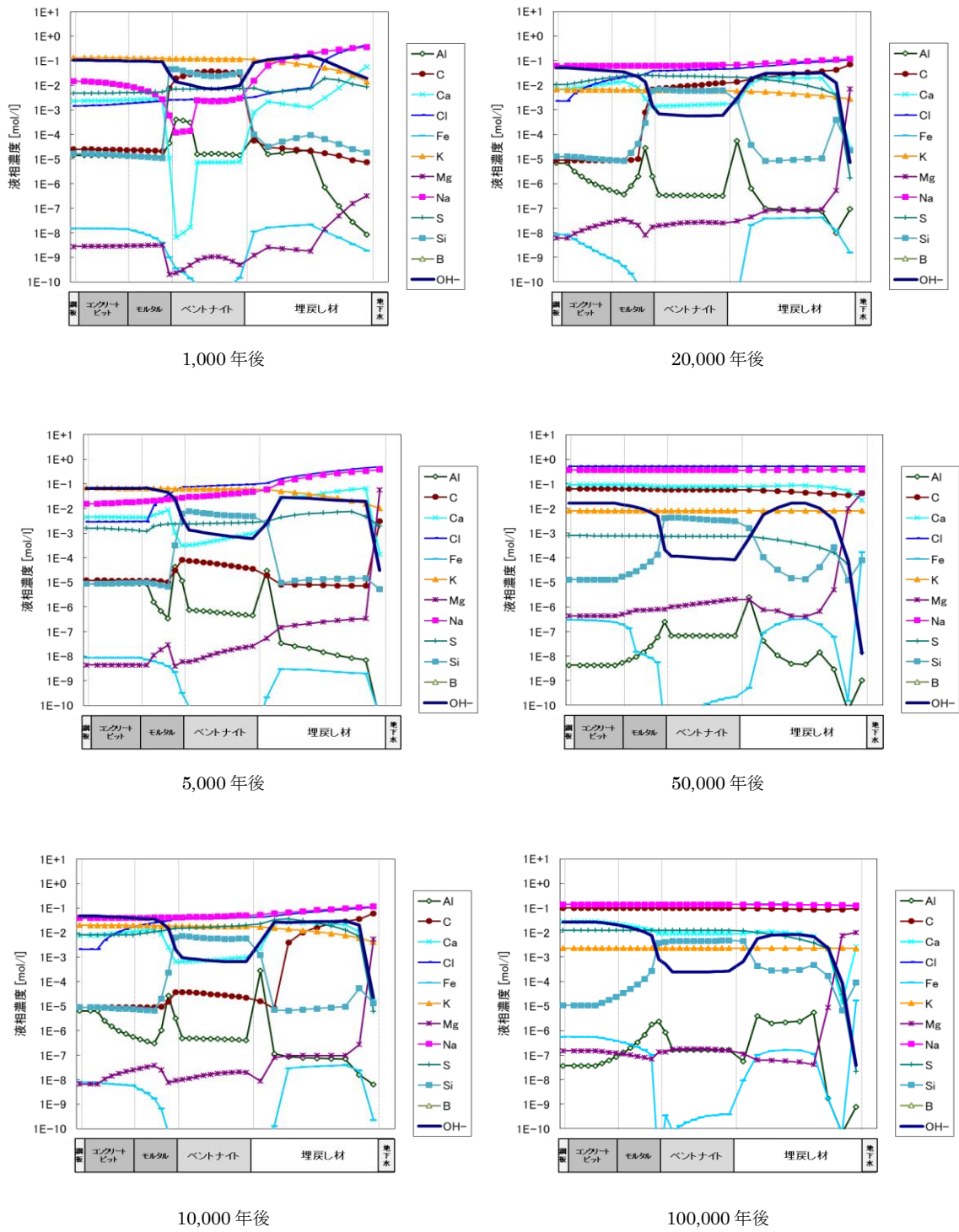
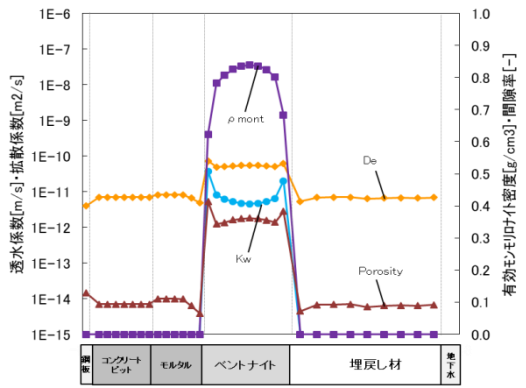
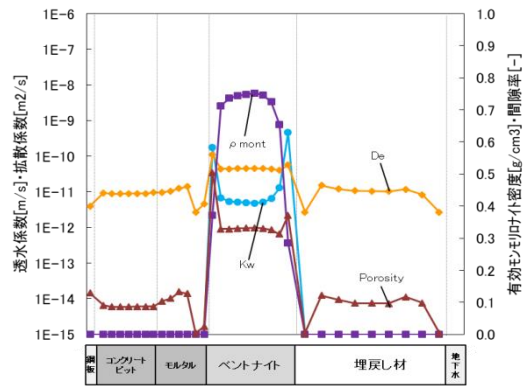


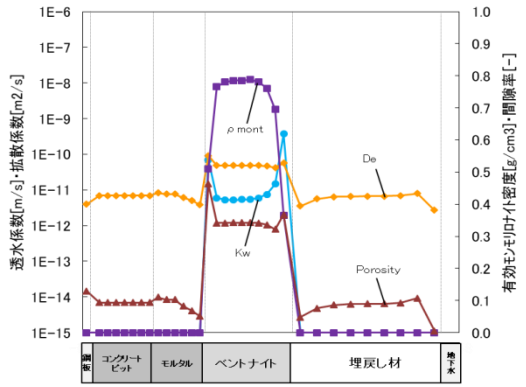
図 3.4-54 全領域における液相組成空間分布 (case2)



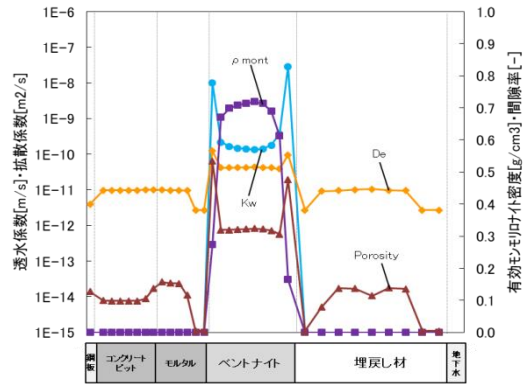
1,000年後



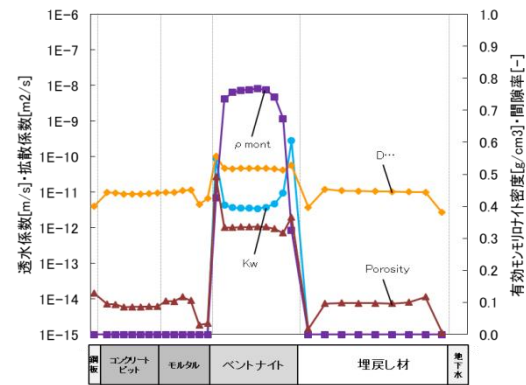
20,000年後



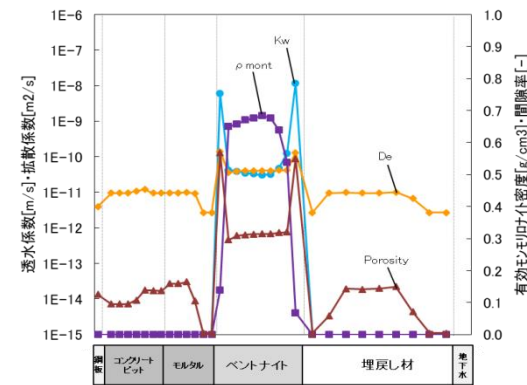
5,000年後



50,000年後

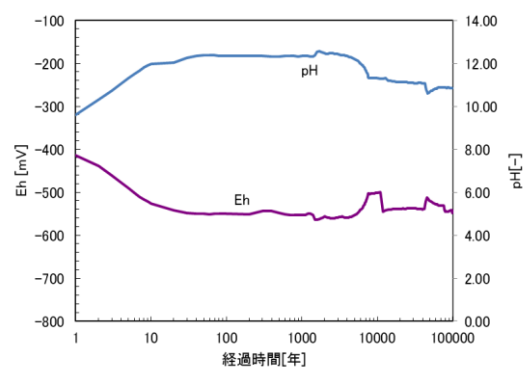
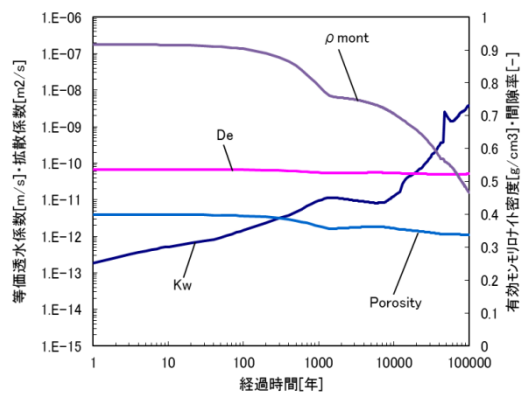


10,000年後



100,000年後

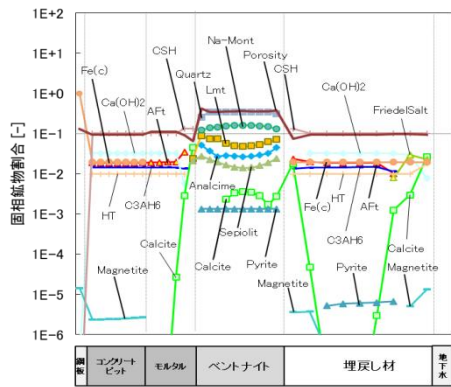
図 3.4-55 全領域における透水係数(Kw), 拡散係数(De), 有効モンモリロナイト密度(ρ_m), 間隙率(Eps)の空間分布 (case2)



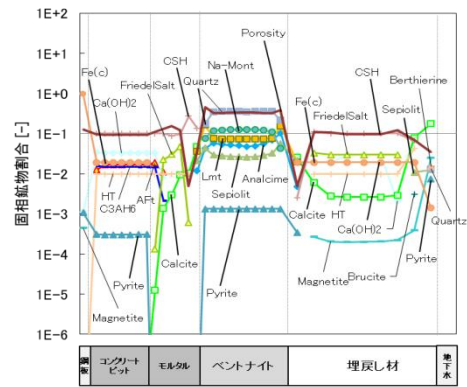
(a) 透水係数, 拡散係数, 有効モンモリロナイト密度, 間隙率

(b) 酸化還元電位, pH

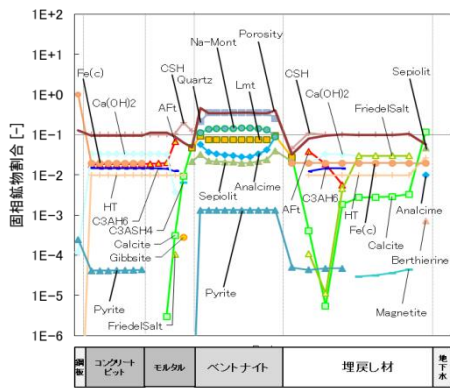
図 3.4-56 緩衝材領域における経時変化 (case3)



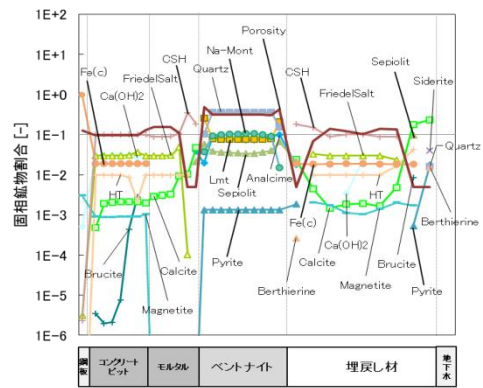
1,000 年後



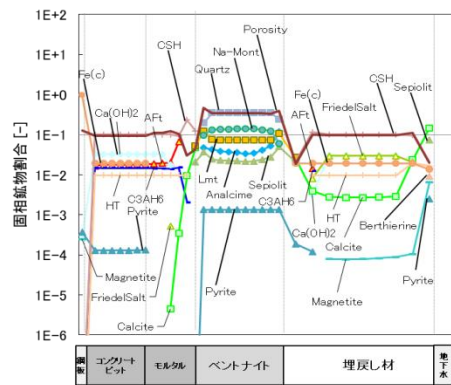
20,000 年後



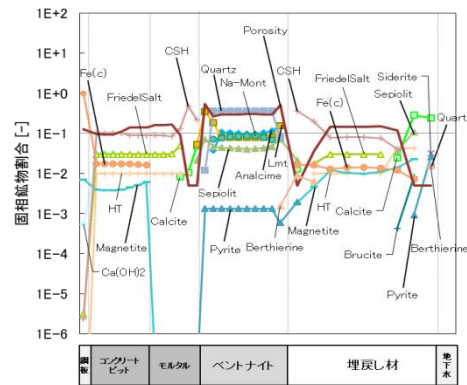
5,000 年後



50,000 年後



10,000 年後



100,000 年後

図 3.4-57 全領域における固相空間分布 (case3)

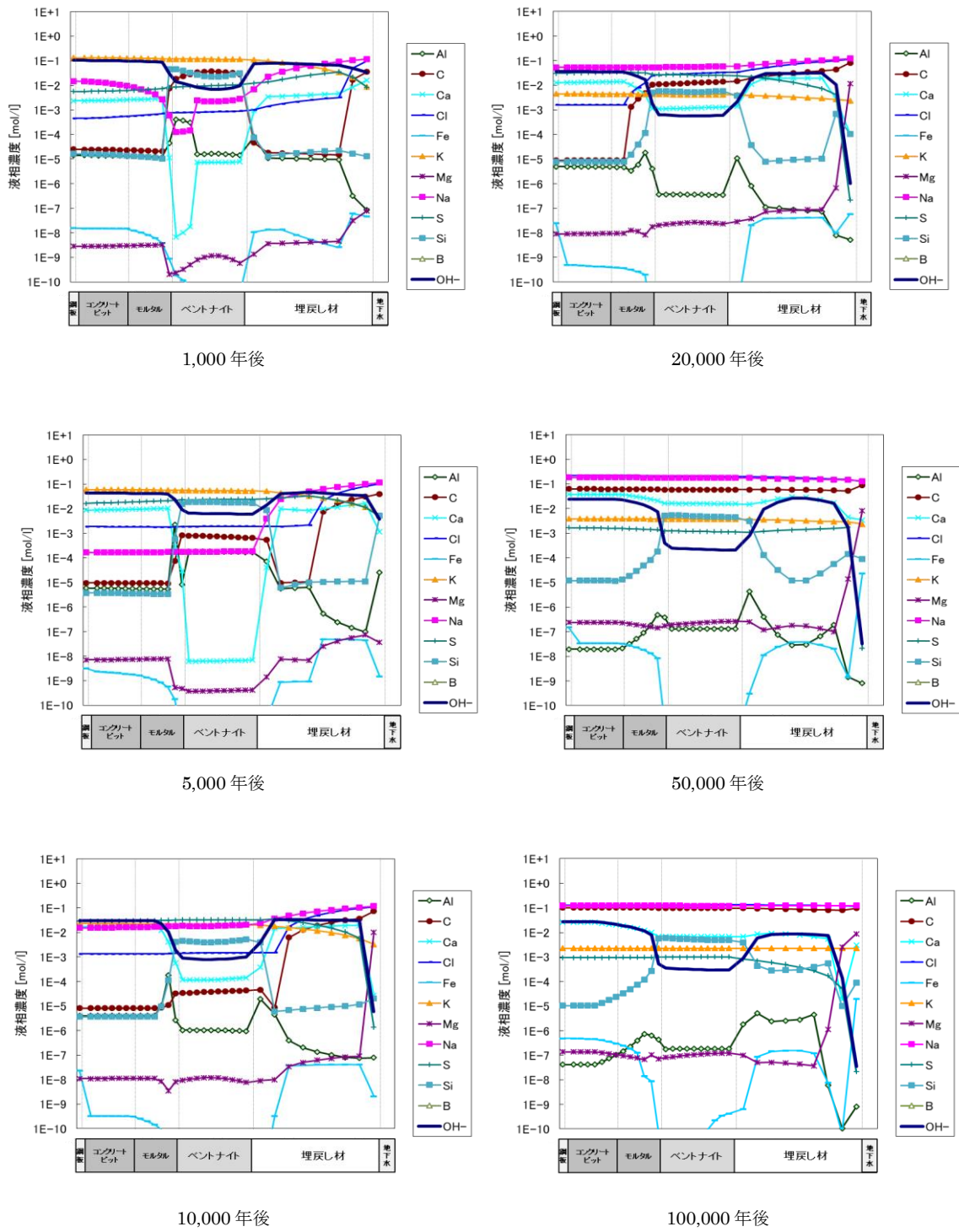
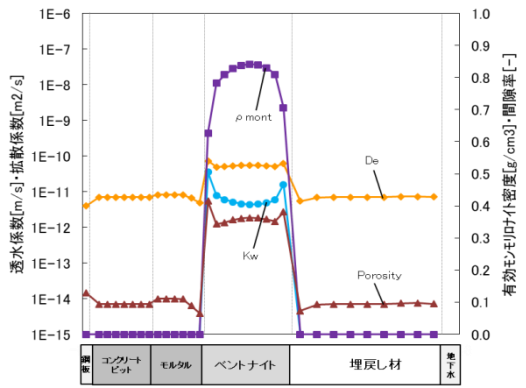
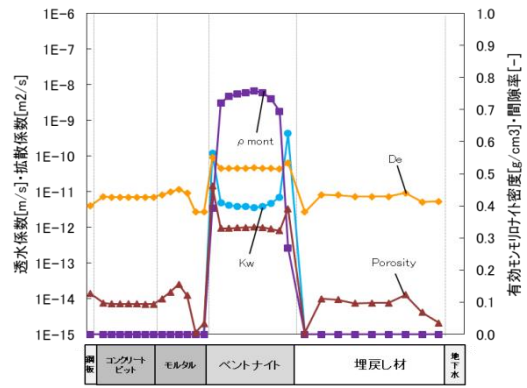


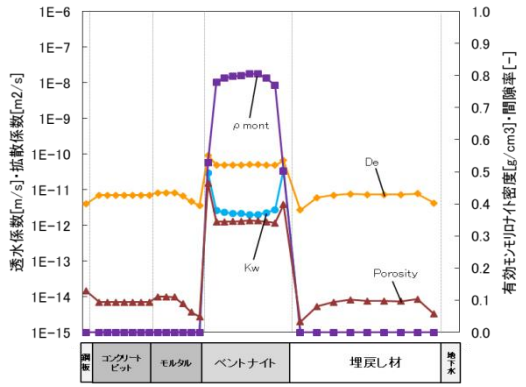
図 3.4-58 全領域における液相組成空間分布 (case3)



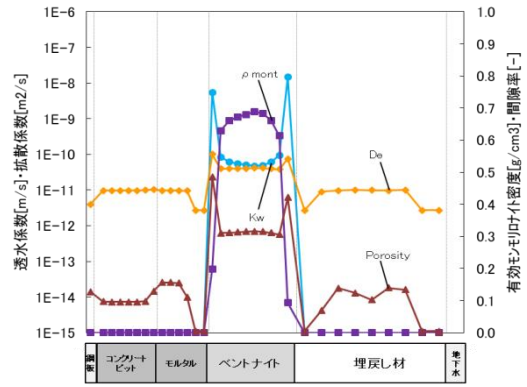
1,000 年後



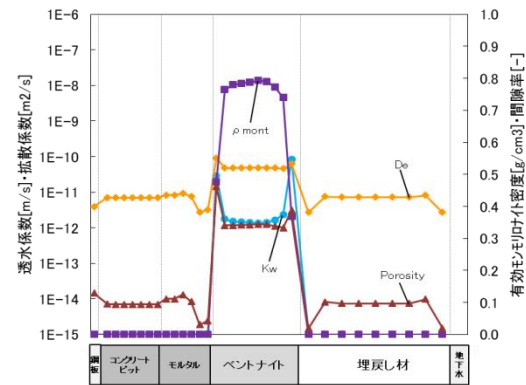
20,000 年後



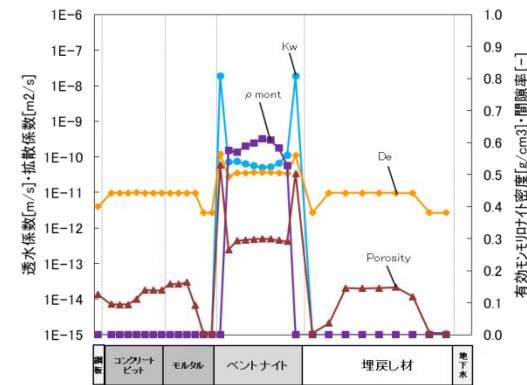
5,000 年後



50,000 年後

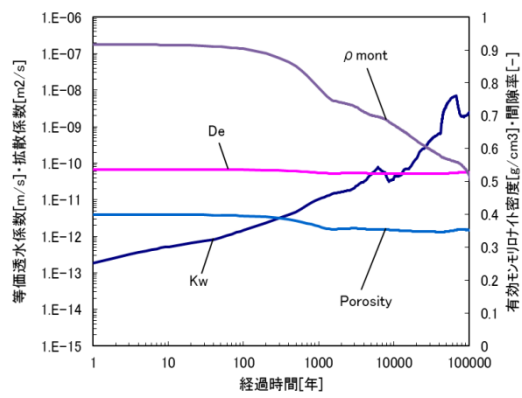


10,000 年後

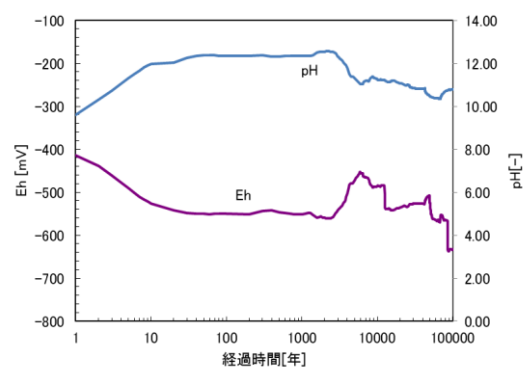


100,000 年後

図 3.4-59 全領域における透水係数(Kw), 拡散係数(De), 有効モンモリロナイト密度(ρ_m), 間隙率(Eps)の空間分布 (case3)

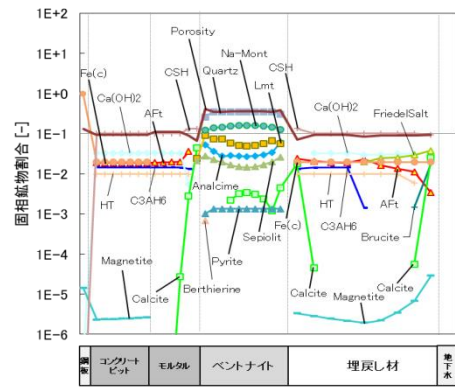


(a) 透水係数, 拡散係数, 有効モンモリロナイト密度, 間隙率

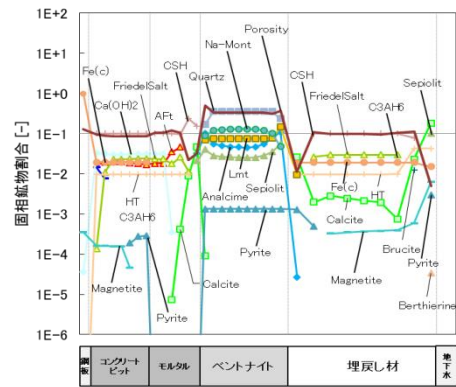


(b) 酸化還元電位, p H

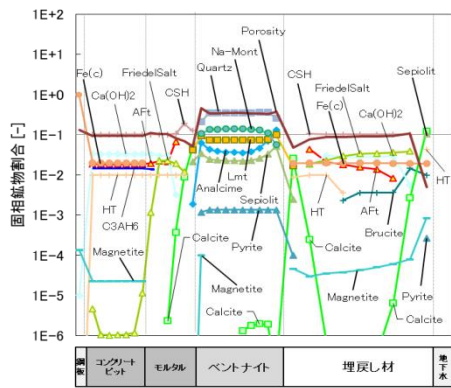
図 3.4-60 緩衝材領域における経時変化 (case4)



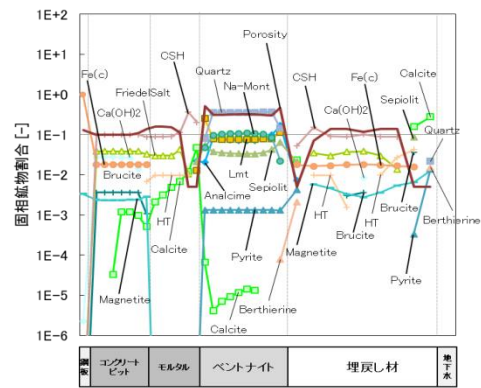
1,000 年後



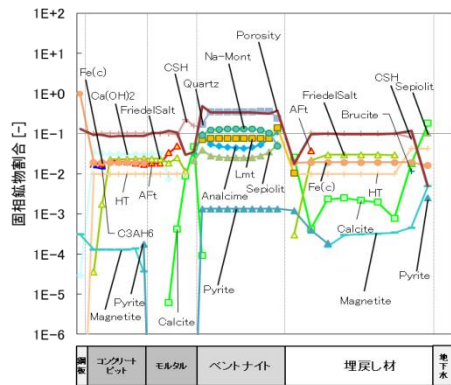
20,000 年後



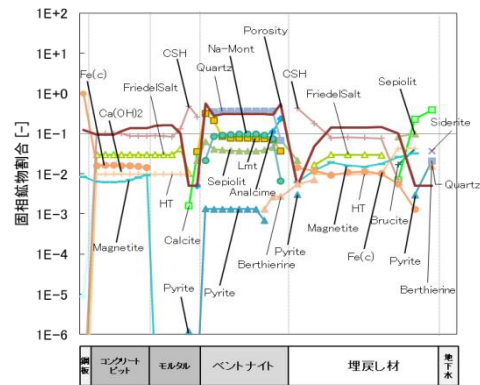
5,000 年後



50,000 年後



10,000 年後



100,000 年後

図 3.4-61 全領域における固相空間分布 (case4)

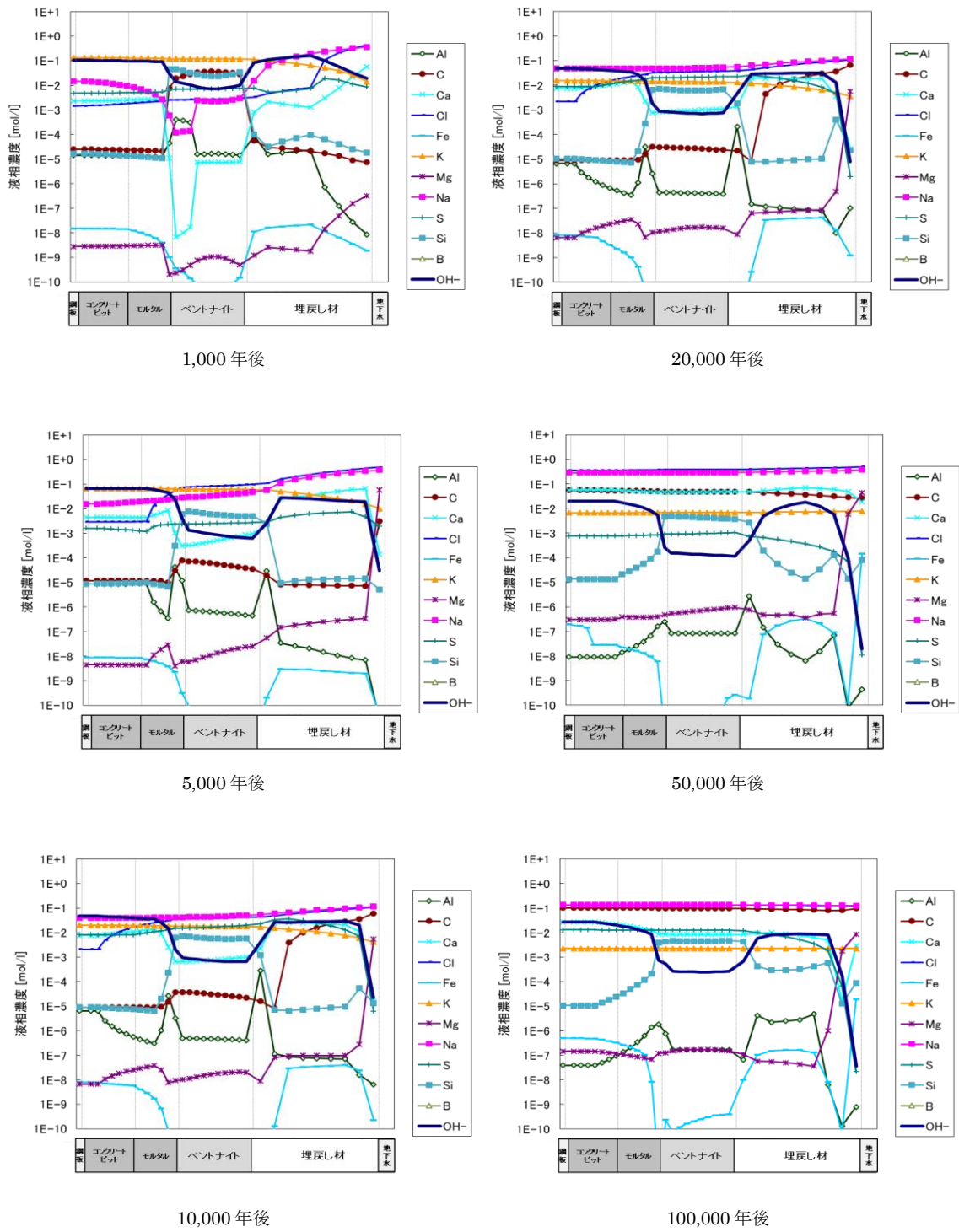
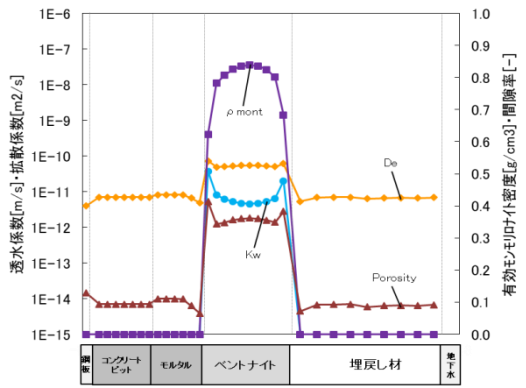
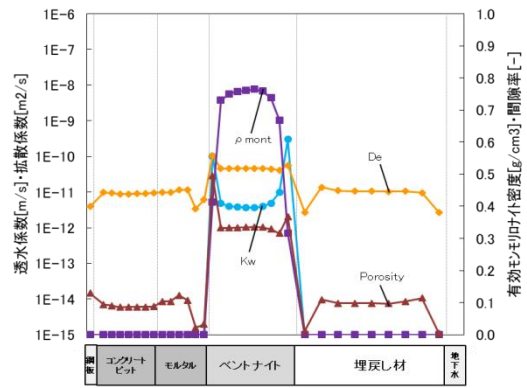


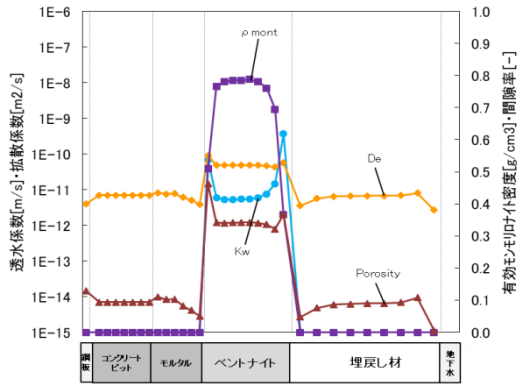
図 3.4-62 全領域における液相組成空間分布 (case4)



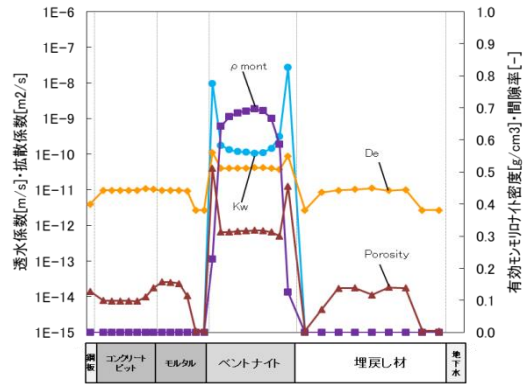
1,000 年後



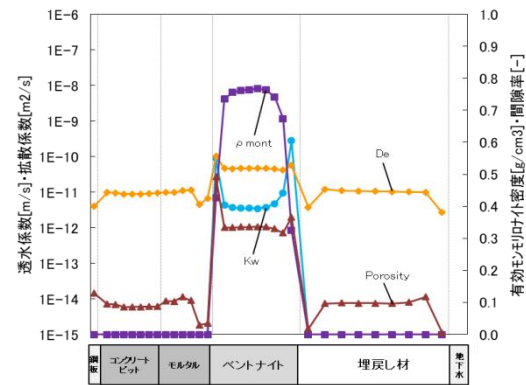
20,000 年後



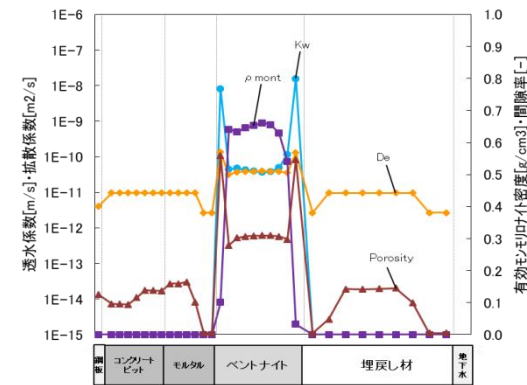
5,000 年後



50,000 年後



10,000 年後



100,000 年後

図 3.4-63 全領域における透水係数(Kw), 拡散係数(De), 有効モリヨト付密度(ρ_m), 間隙率(Eps)の空間分布 (case4)

3.4.4 廃棄物埋設地から流出点までの核種移行経路の設定

本項では、3.4.2 で設定した廃棄物埋設地から漏出した核種が、地下水を通じて地表に到達し、生活圏における被ばくを受けるまでの核種移行経路を、地下水流動解析結果に基づく粒子追跡線解析によって設定した。また、移行経路上の地質・水質の組み合わせによって、核種移行パラメータが変動することから、経路上の各地点の水質を判定した。

(1) 粒子追跡線解析

地形変化を反映した2次元地下水流動解析結果に基づき、Case 1～Case 4 までの3km長さの各埋設地領域から60mの等間隔で50点の無質量粒子を放出させた。粒子放出時刻は1万年までは2000年ごととし、1万年以降は1万年ごととした。1万年ごとに地下水流動場を入れ替えて、粒子追跡を地表に到達するまで、あるいは、評価体系から外れるまで実施した。なお、地下水流動解析は12.5万年までで終了しており、12.5万年時点で流出していない粒子については、12.5万年時点の地下水流動場がその後も継続するという仮定の下、解析を実施している。

図3.4-64に地質係数240の場合の陸側(Case 1)及び海側(Case 2)埋設地領域からの50点の粒子追跡線解析結果を示す。青色が陸側領域から放出された粒子で、赤色が海側領域から放出された粒子を示している。Case 1の陸側領域から放出された粒子は、0～1万年にかけて、汀線に近い領域から放出されたものは地下に潜り込む経路を取り、谷頭方向の汀線から離れた領域から放出されたものは表層へ向かう経路を取る傾向があった。地下へ潜り込む経路については、地下水流動解析体系の底面から粒子が系外に流出する結果となった。底面は不透水境界、本来、境界と接するメッシュにおいては下向きの流れが生じないはずであるが、わずかな下向き流速ベクトル成分が計算上生ずることで、粒子追跡線解析上、不透水境界面から流出する結果となった。この点については、粒子追跡線解析コードを含めた改良を検討する必要がある。8～9万年に放出される粒子はすべてが表層に向かって上向きの流れにのり、表層に放出された。12万年以降は逆にすべての粒子が地下に潜りこむ経路となった。

Case 2の海側領域から放出された粒子は、6万年まではすべての粒子が地下に潜りこむ経路を取り、7万年と10万年に一部の粒子が表層へ向かい、8～9万年はすべての粒子が表層へ向かい、表層で流出した。

図3.4-65にCase 1の陸側埋設地領域から放出された粒子50個の移行距離の分布を、図3.4-66にCase 2の海側埋設地領域から放出された粒子50個の移行距離の分布を示す。各領域の3km幅でCase 1の陸側埋設地領域で移行距離のばらつきが大きい。

図3.4-67にCase 1の陸側埋設地領域から放出された粒子50個の平均流速の分布を、図3.4-68にCase 2の海側埋設地領域から放出された粒子50個の平均流速の分布を示す。平均流速は系外に流出するまでの移行距離と流出するまでの移行時間から求められる。平均流速のばらつきも移行距離と同様にCase 1のばらつきが大きい。

次に、図3.4-69に地質係数400の場合の陸側(Case 3)及び海側(Case 4)埋設地領域からの50点の粒子追跡線解析結果を示す。本結果においても地下に潜り込む経路を取る粒子があるが、この場合は底面から流出することなく、底面境界に沿って西向きの流れにのり、西側側方境界の手前で上向きの流れに転じて、表層から流出する結果となった。

図3.4-70にCase 3の陸側埋設地領域から放出された粒子50個の移行距離の分布を、図3.4-71にCase 4の海側埋設地領域から放出された粒子50個の移行距離の分布を示す。Case 1、Case 2と比較して、ばらつきが小さくなっている。

図3.4-72にCase 3の陸側埋設地領域から放出された粒子50個の平均流速の分布を、図3.4-73にCase 4の海側埋設地領域から放出された粒子50個の平均流速の分布を示す。平均流

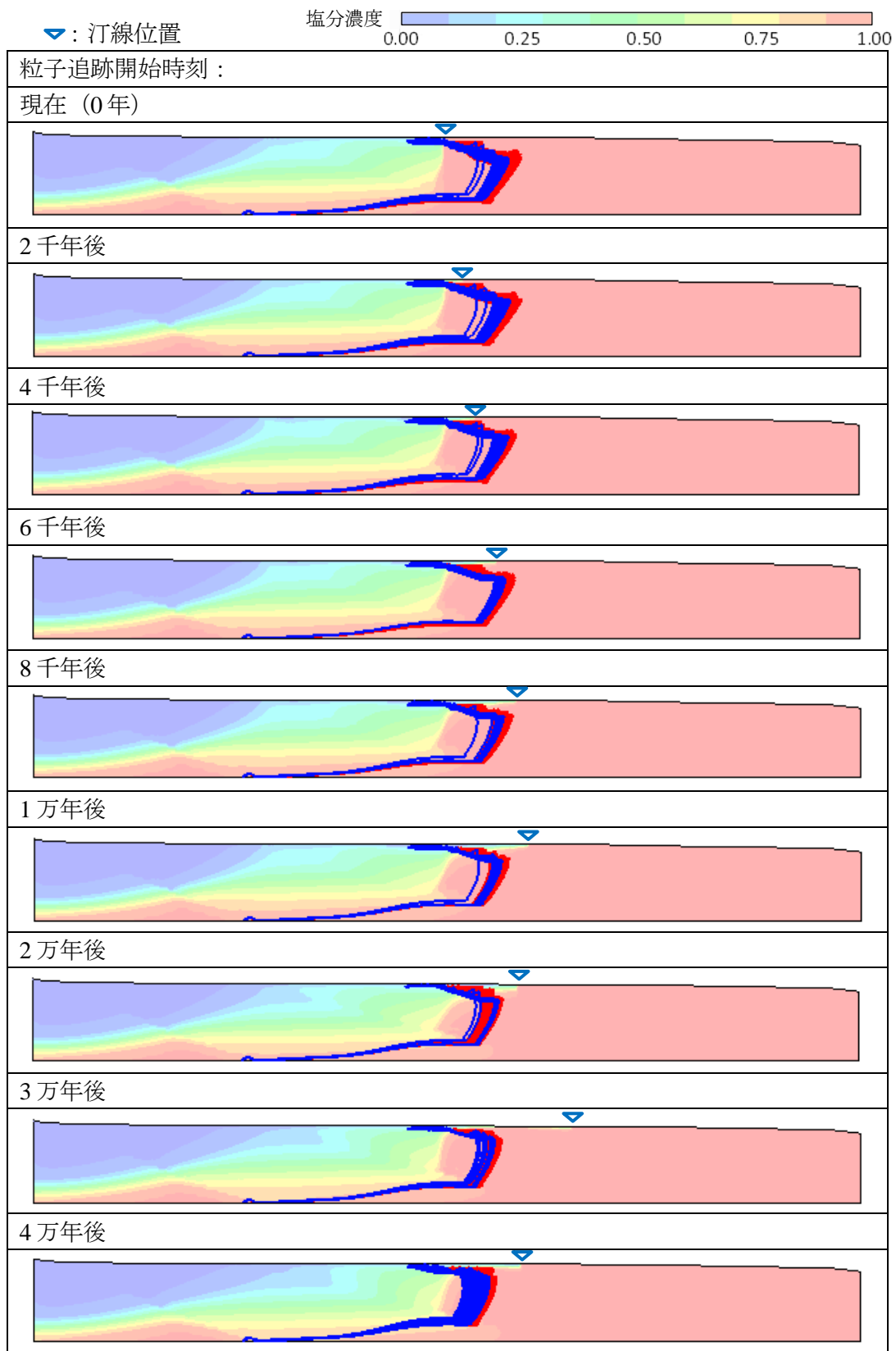
速については、ほとんどばらつきは見られなくなり、地下に潜り込む経路であっても、平均流速は0.01m/y～0.1m/yの範囲に収まった。

Case 1 及び Case 2 で不透水の底面境界から流出する際には、境界近傍の地下水流速が極端に遅く、境界近傍での滞留時間が大きくなったためと考えられる。

図 3.4-75～図 3.4-81 に Case 1～4 の粒子放出時刻に応じた移行距離と移行経路上の地質を示す。移行距離の大小の差が大きいため、5000m までの拡大図もあわせて示した。粒子追跡開始時刻ごとに、0m 地点が廃棄物埋設地であり、棒グラフの頂点が流出点となり、その色分けが地質区分となっている。

Case 1 では移行距離が長い4万年、5万年、12万年、13万年で経路上すべてが海水系で、それ以外は経路上すべてが降水系となった。Case 2 では、7～10万年で経路上すべてが降水系、0.8～2万年でははじめの100m程度が降水系でそれ以降海水系に切り替わり、それ以外は経路上すべてが海水系となった。Case 3 では12万年以前はほぼ降水系であるが、3万年に放出された粒子は800m程度まで降水系、1600m程度まで海水系、それ以降流出するまでの1900m程度まで降水系と切り替わりが生じている。Case 4 は移行経路上の降水系と海水系の切り替わり回数が比較的多い結果となった。

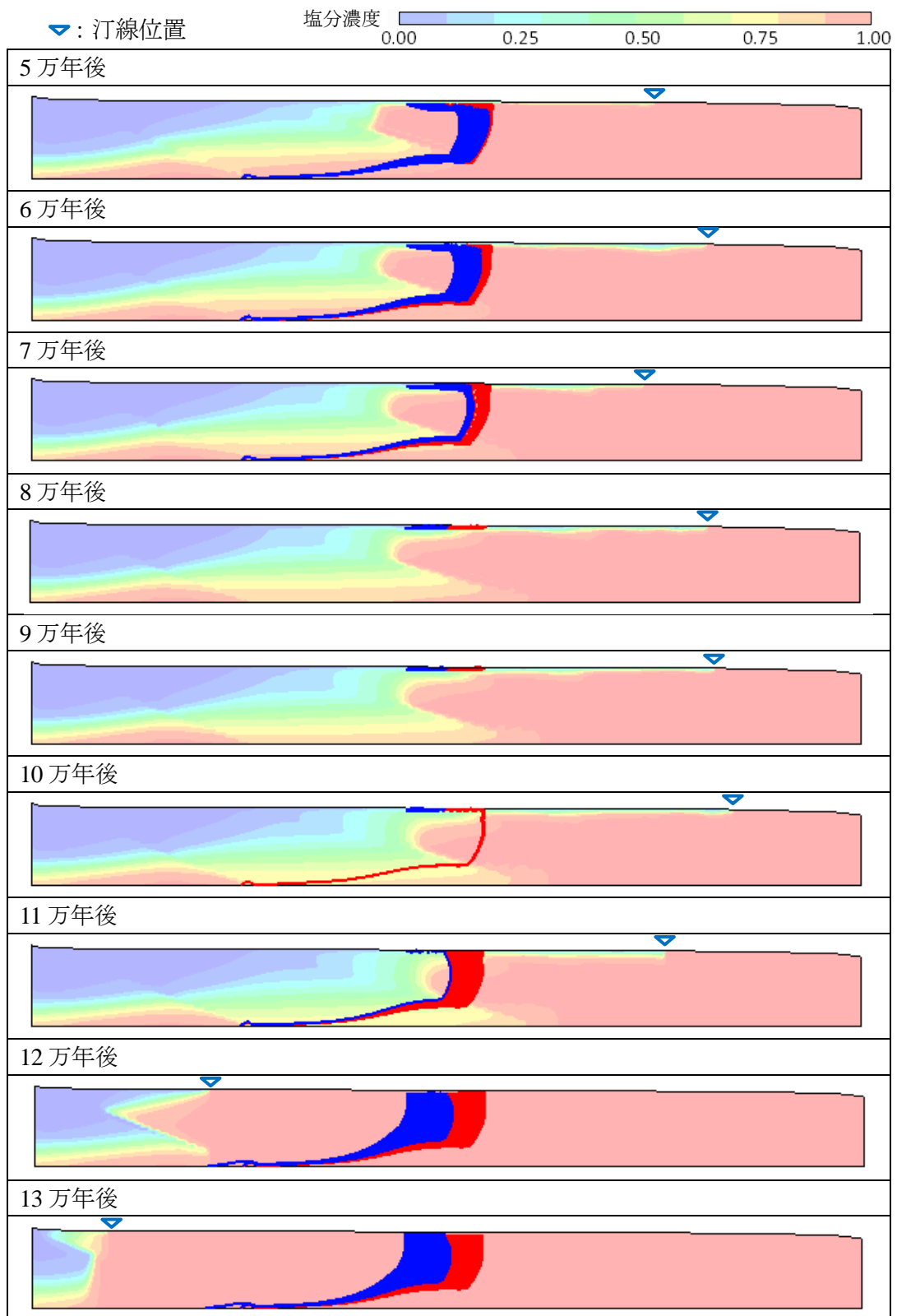
このなかで最短の移行距離となるのは Case 3 の11万年後から放出された粒子で地表までの移行距離は91mで、移行時間は1320年程度となった。



※深度方向のみ2倍に拡大

(陸側 (青線) および海側 (赤線) からの移行経路、背景: 追跡開始時の塩分濃度分布)

図 3.4-64 地質係数 240 の場合の陸側及び海側埋設地領域からの核種移行経路(1/2)



※深度方向のみ2倍に拡大

(陸側 (青線) および海側 (赤線) からの移行経路、背景: 追跡開始時の塩分濃度分布)

図 3.4-64 地質係数 240 の場合の陸側及び海側埋設地領域からの核種移行経路(2/2)

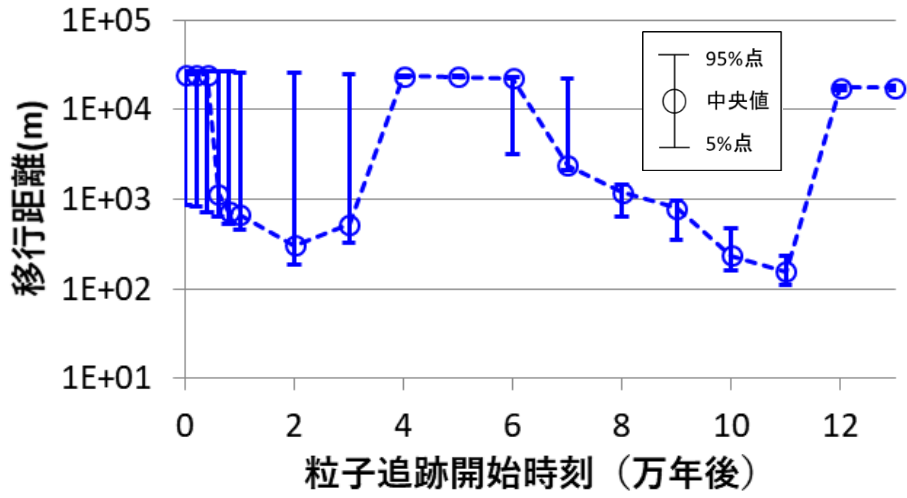


図 3.4-65 陸側埋設地領域から放出された粒子 50 個の移行距離の分布 (Case 1)

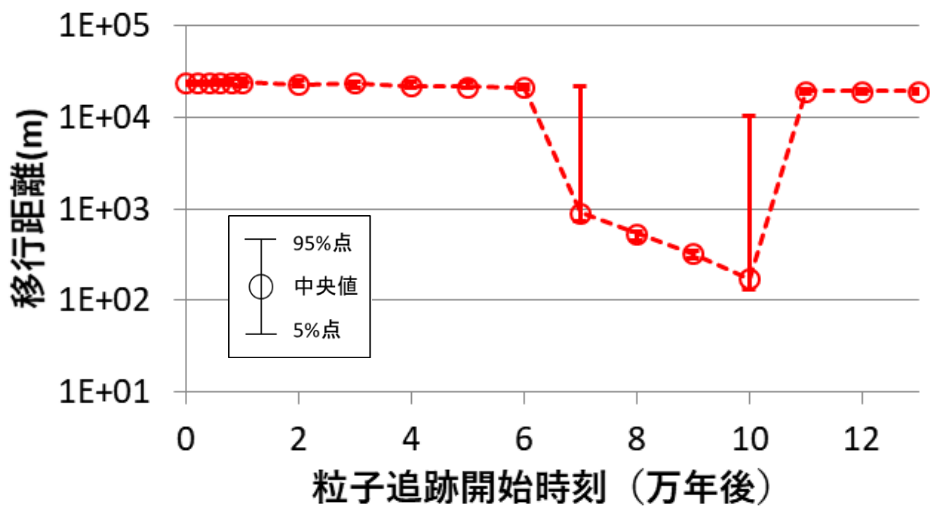


図 3.4-66 海側埋設地領域から放出された粒子 50 個の移行距離の分布 (Case 2)

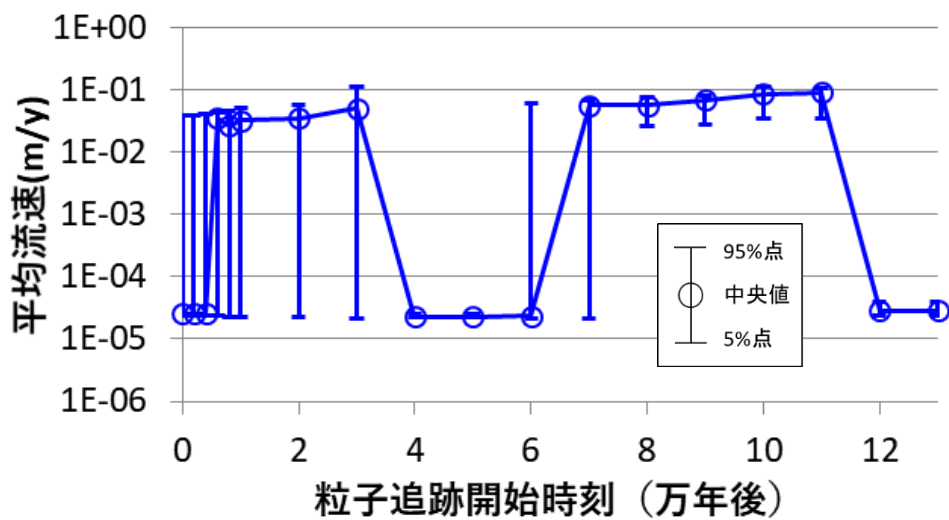


図 3.4-67 陸側埋設地領域から放出された粒子 50 個の流出点までの平均流速の分布 (Case 1)

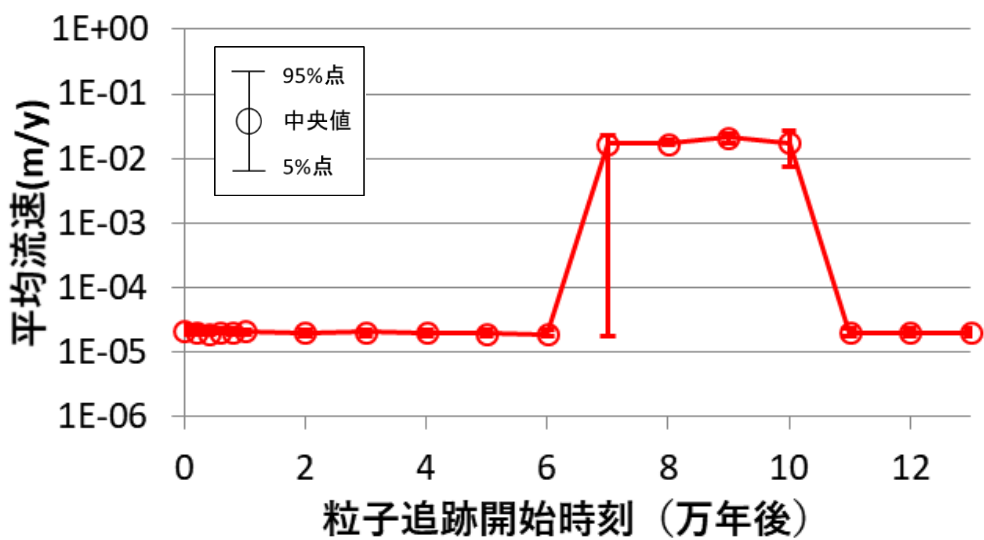
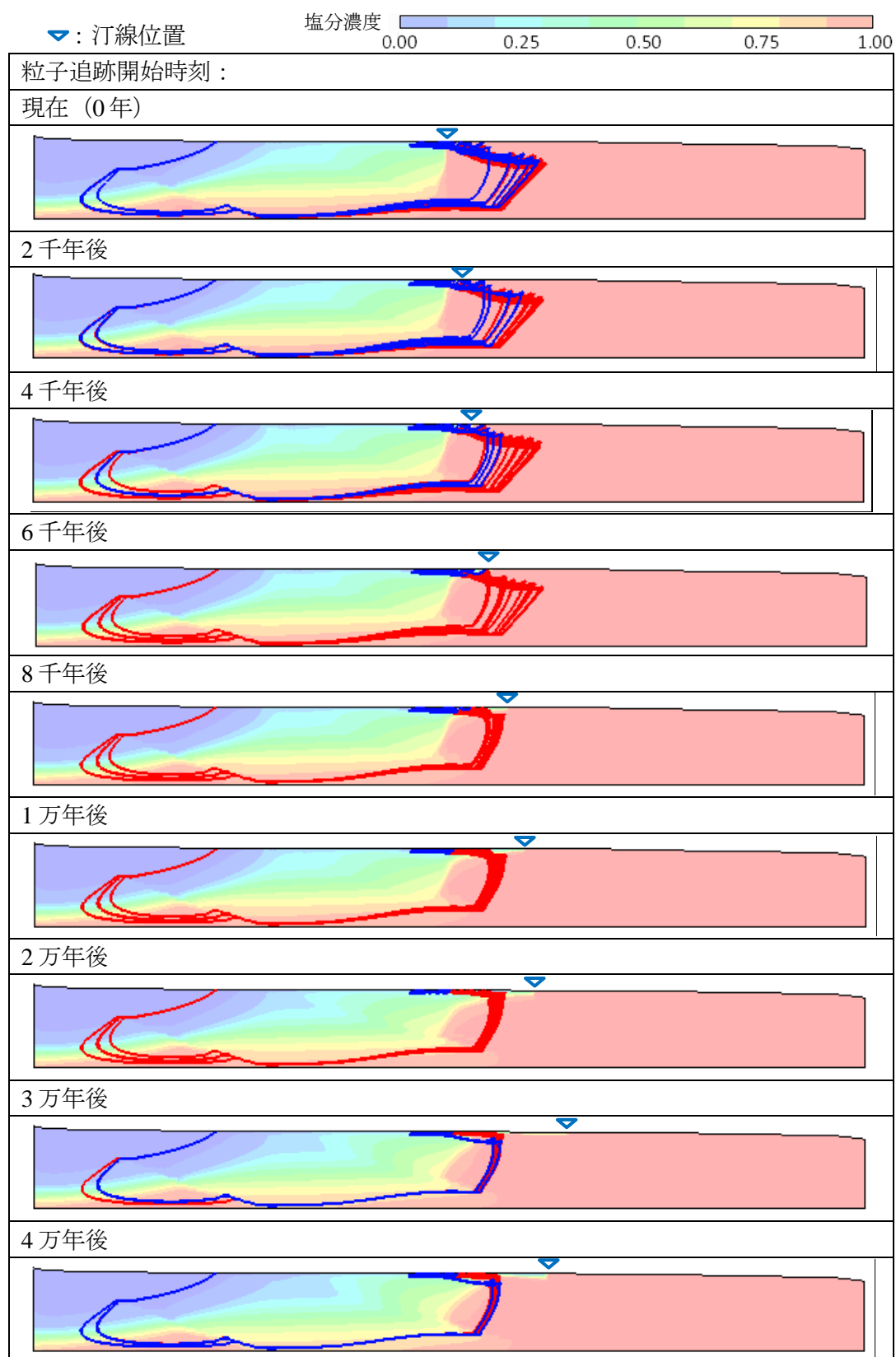


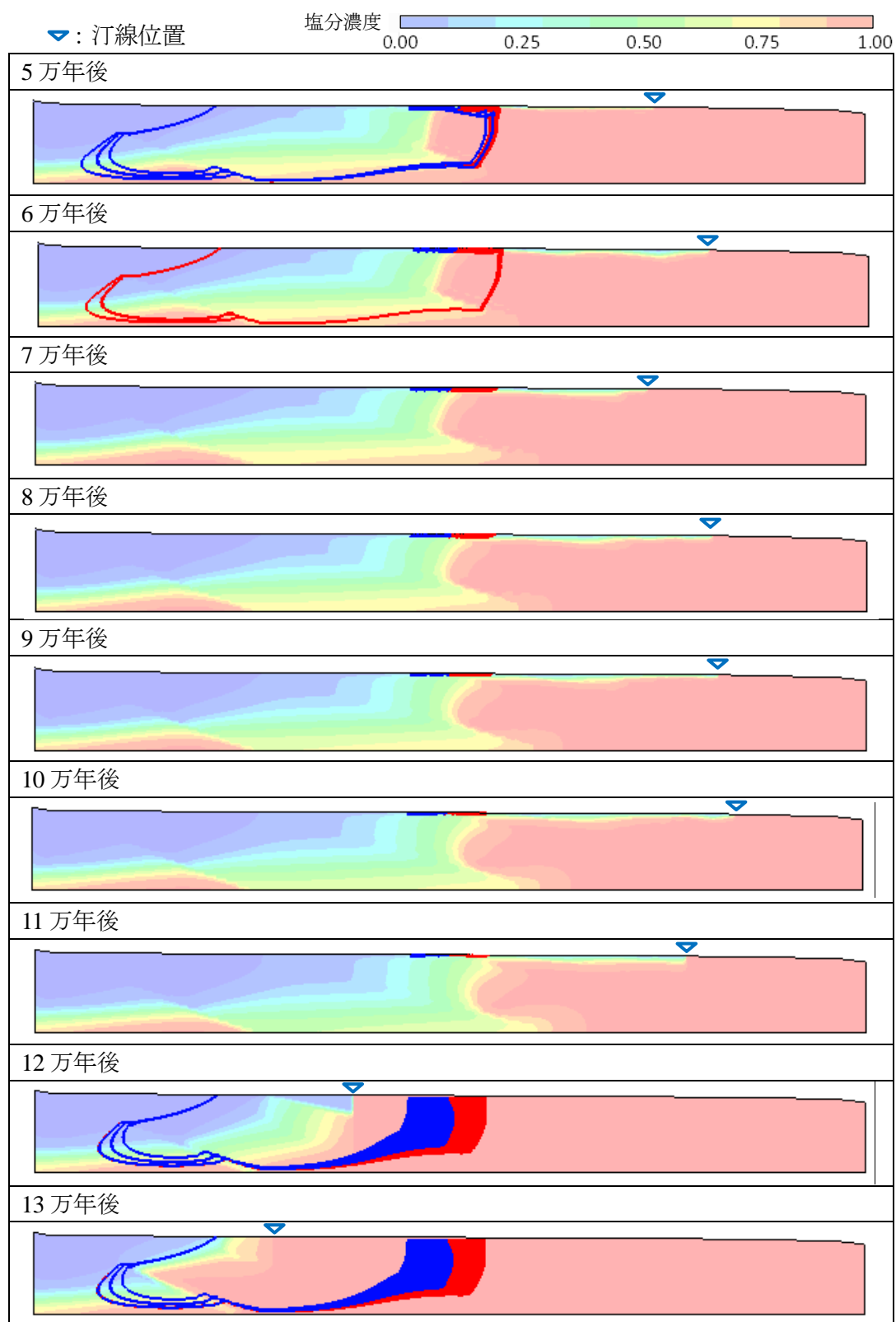
図 3.4-68 海側埋設地領域から放出された粒子 50 個の流出点までの平均流速の分布 (Case 2)



※深度方向のみ2倍に拡大

(陸側 (青線) および海側 (赤線) からの移行経路、背景: 追跡開始時の塩分濃度分布)

図 3.4-69 地質係数 400 の場合の陸側及び海側埋設地領域からの核種移行経路(1/2)



※深度方向のみ2倍に拡大

(陸側 (青線) および海側 (赤線) からの移行経路、背景: 追跡開始時の塩分濃度分布)

図 4.3-68 地質係数 400 の場合の陸側及び海側埋設地領域からの核種移行経路(2/2)

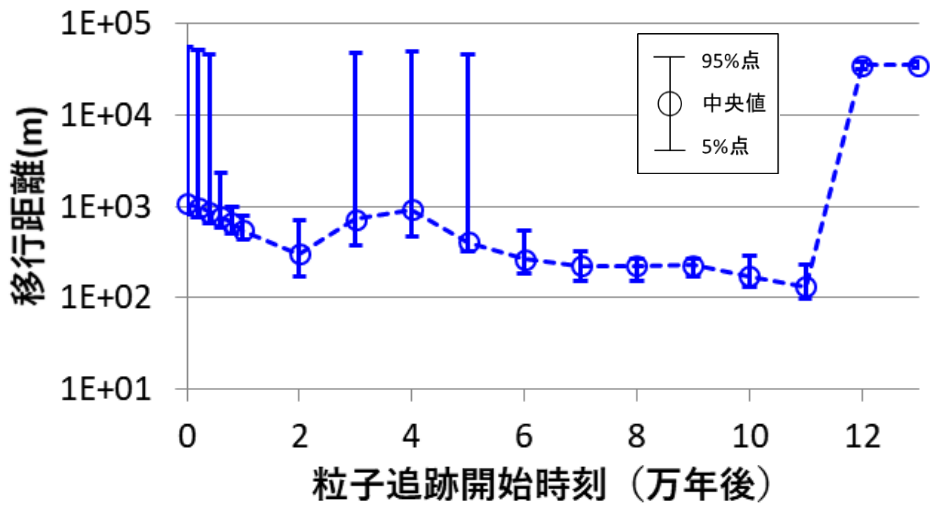


図 3.4-70 陸側埋設地領域から放出された粒子 50 個の移行距離の分布 (Case 3)

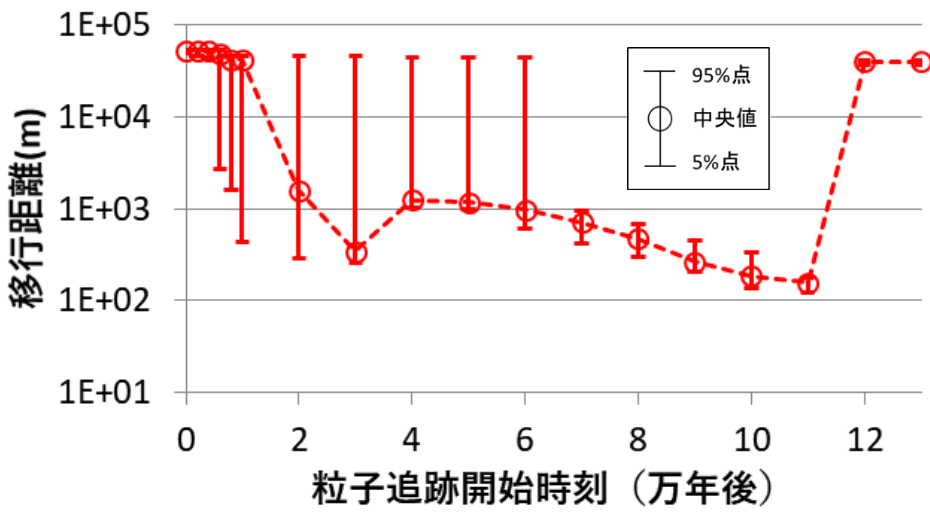


図 3.4-71 海側埋設地領域から放出された粒子 50 個の移行距離の分布 (Case 4)

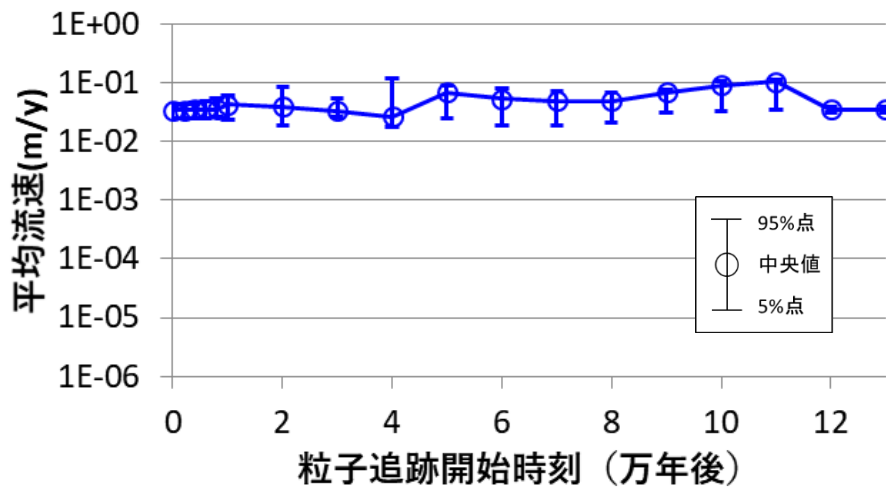


図 3.4-72 陸側埋設地領域から放出された粒子 50 個の平均流速の分布 (Case 3)

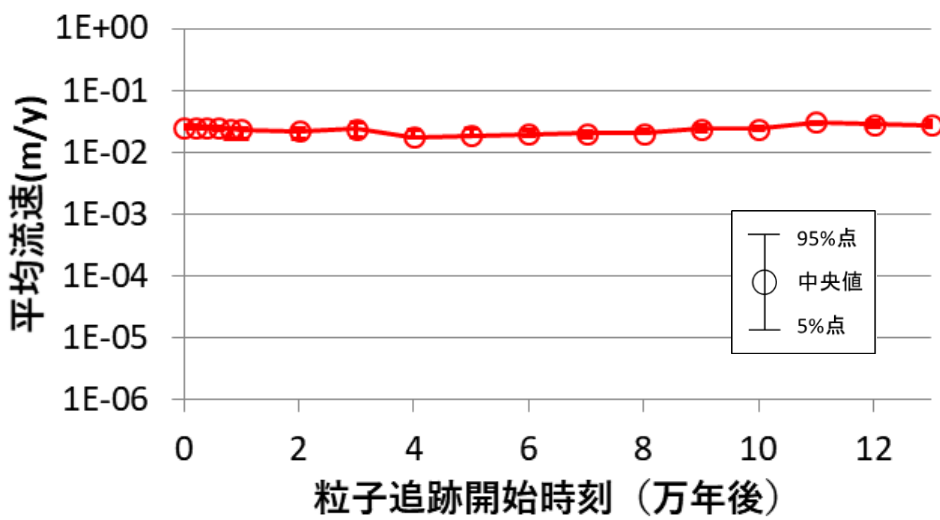


図 3.4-73 海側埋設地領域から放出された粒子 50 個の平均流速の分布 (Case 4)

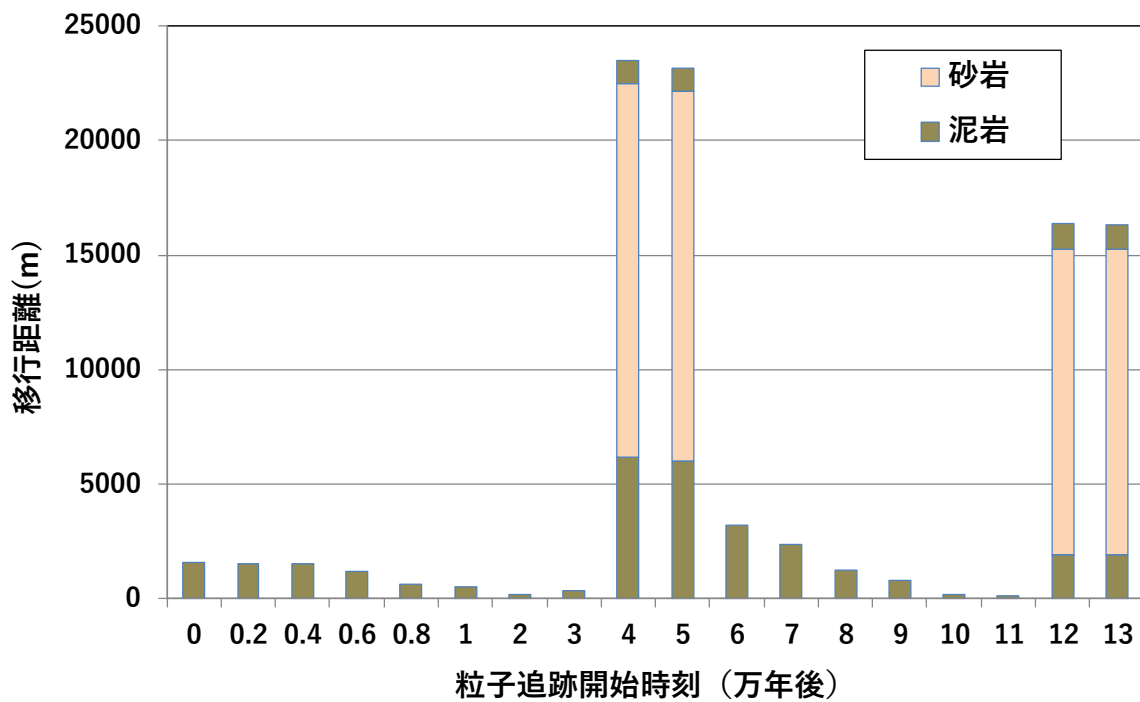


図 3.4-74 陸側埋設地領域中央点から放出された粒子の移行経路上の地質区分 (Case 1)

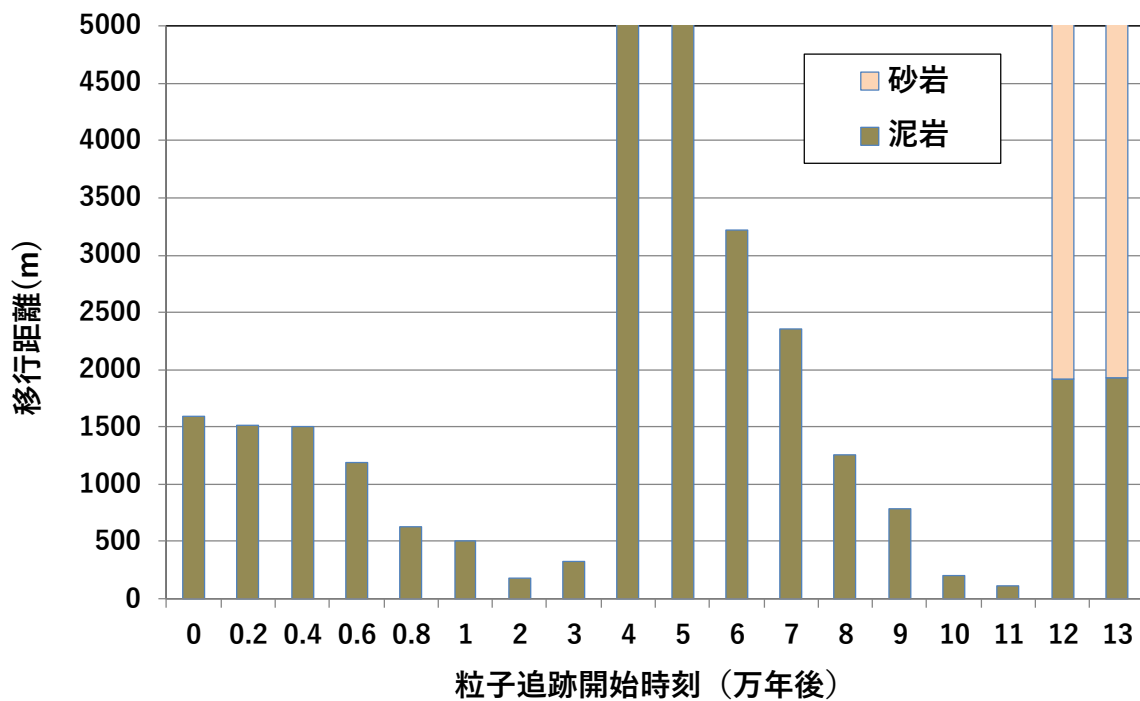


図 3.4-75 図 3.4-74 の移行距離 5000m までの拡大図 (Case 1)

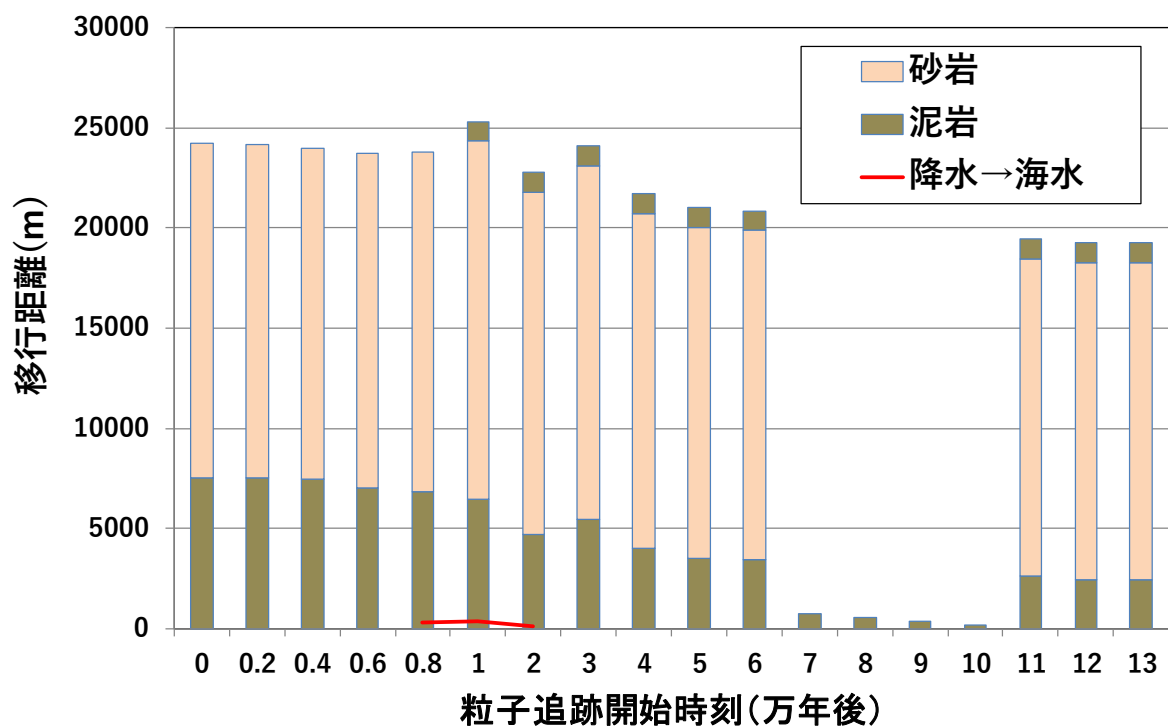


図 3.4-76 海側埋設地領域中央点から放出された粒子の移行経路上の地質・水質区分 (Case 2)

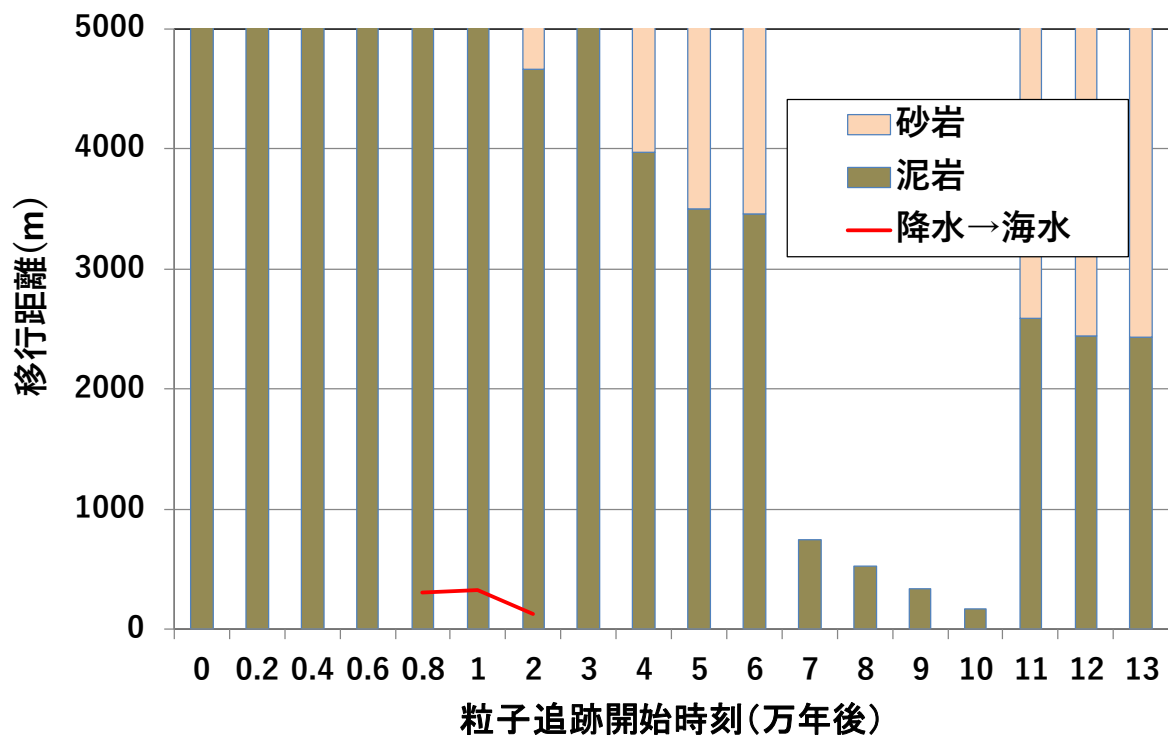


図 3.4-77 図 3.4-76 の移行距離 5000m までの拡大図 (Case 2)

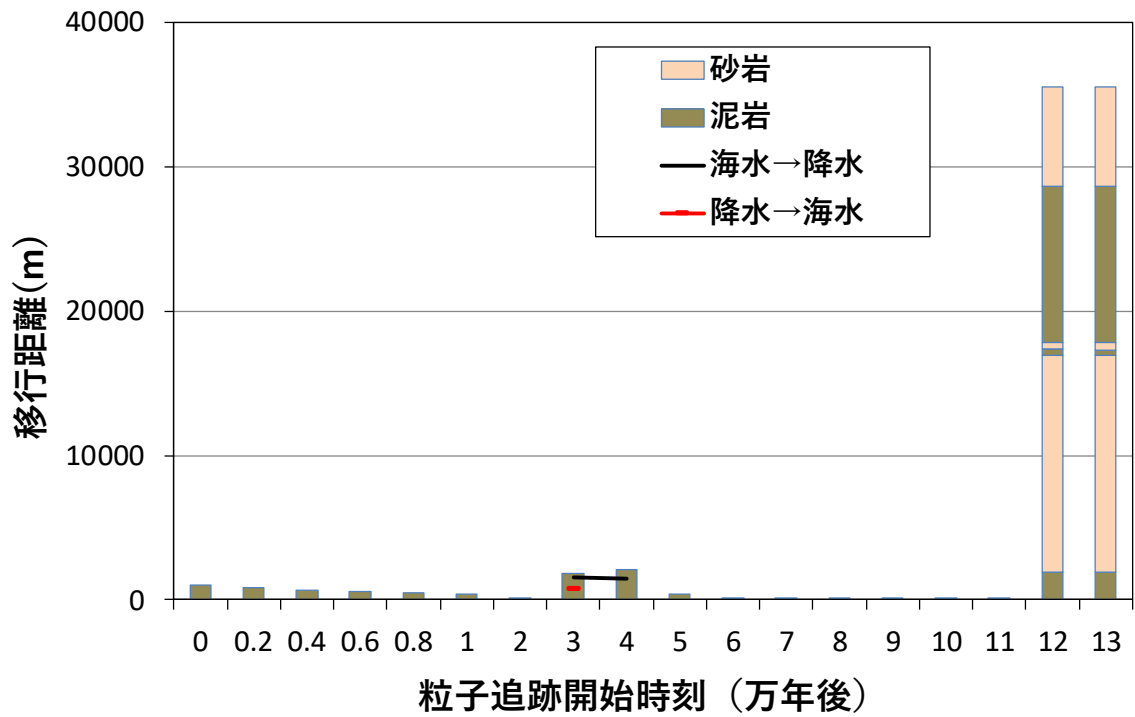


図 3.4-78 陸側埋設地領域中央点から放出された粒子の移行経路上の地質・水質区分 (Case 3)

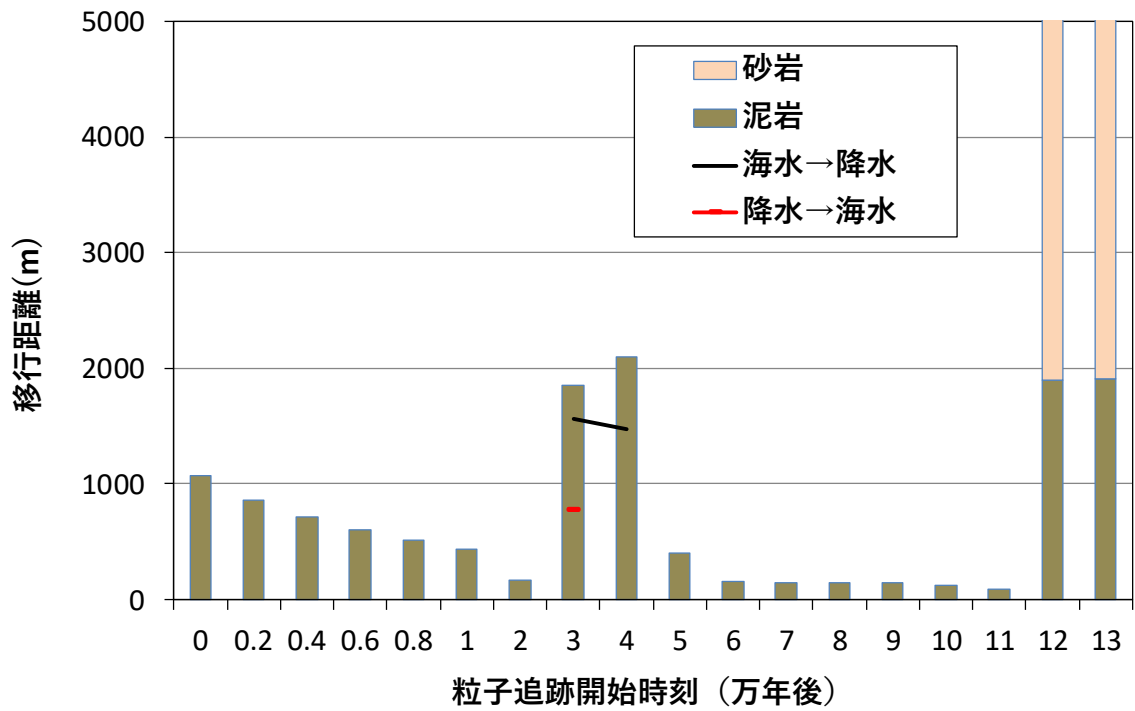


図 3.4-79 図 3.4-78 の移行距離 5000m までの拡大図 (Case 3)

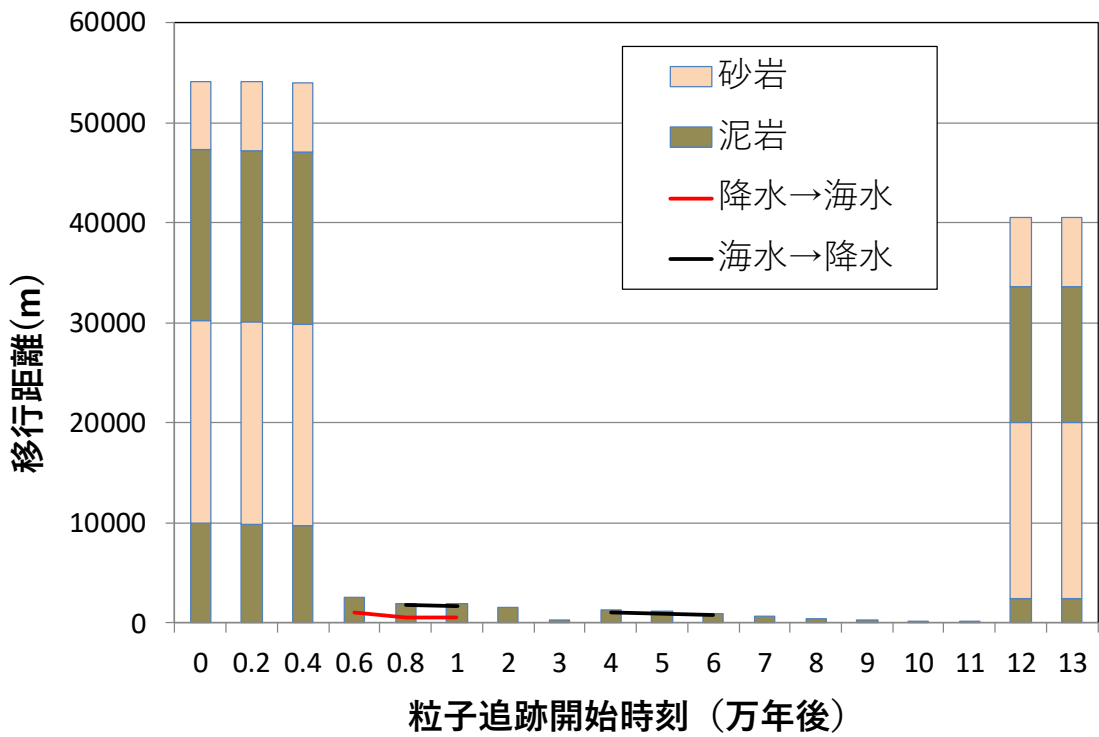


図 3.4-80 海側埋設地領域中央点から放出された粒子の移行経路上の地質・水質区分 (Case 4)

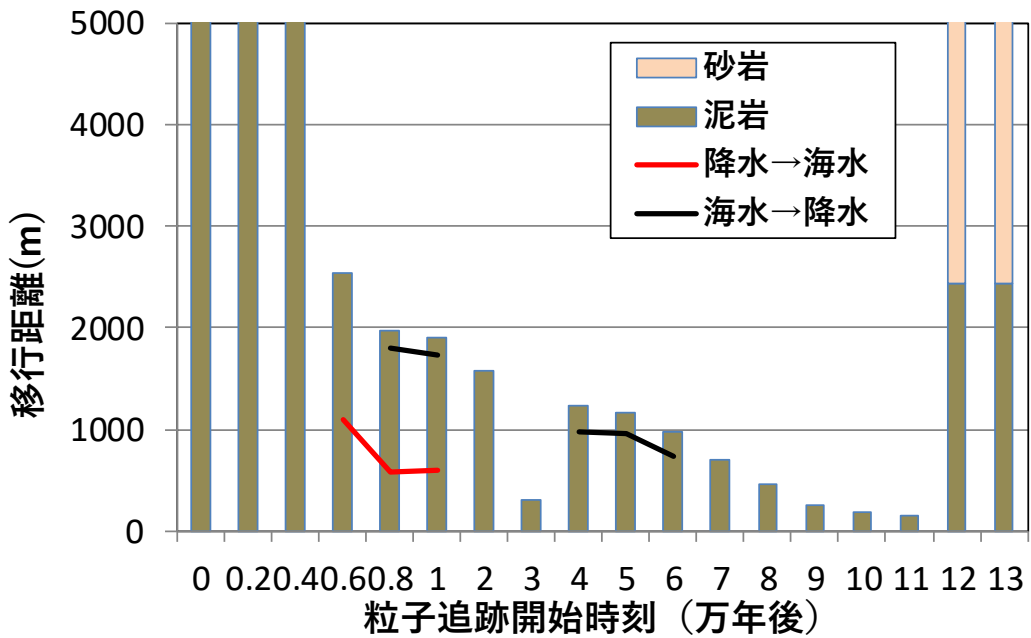


図 3.4-81 図 3.4-80 の移行距離 5000m までの拡大図 (Case 4)

3.4.5 核種移行解析

本項では、3.4.2～3.4.4 で検討した結果に基づき、一連のリンケージを行った中深度処分を対象とした核種移行解析を行った。

(1) 解析条件

先述の予察的評価の結果、重要核種と考えられる C-14、Cl-36、Ni-59、Mo-93、Nb-93m (Mo-93 の子孫核種) を対象に、核種移行解析を行った。

- 人工バリアは 3.4.3 の変質解析では、低透水層のベントナイト材中のモンモリロナイトが 10 万年間でいずれの条件でも喪失しない結果となった。したがって、移流支配になることはなく拡散場が維持される。
- 一方、低拡散層のセメント硬化体については、長期的な力学的変形や変質によるひび割れの増加を考慮して、3.4.1 で検討した埋設地の核種移行パラメータの時間変化に基づいて時間経過とともに実効拡散係数の増加を考慮するとともに、廃棄物埋設地の地下水水質が降水系か海水系かによって設定を変化させる。硝酸塩影響を考慮する廃棄体グループ BPG_no 及び CYC_no に関しては、人工バリアの地下水の条件に関わらず、表 3.4-19 における酸化性環境の値を設定した。
- 天然バリアは 3.4.4 の核種移行経路の評価結果に基づいて、移行距離や流速を設定し、移行経路上の地下水及び地質の違いを考慮する。
- 地質係数及び処分場の位置 (陸側・海側) の違いを考慮した埋設地の水質タイプの時間変化及び、第 2 次 TRU レポートの核種移行解析データセット (RAMDA)⁽⁵²⁾ に示されたパラメータを地下水水質タイプに割り当てるとともに浸出率は文献調査により廃棄体グループ別に設定した
- 低拡散層実効拡散係数以外のパラメータは地下水等の変化に応じて RAMDA⁽⁶⁾ に示された降水系及び海水系のそれぞれで最も保守的な値となるよう設定した (収着分配係数: 表 3.4-31)。

また、図 3.4-82 に示すように、人工バリアから漏出する核種移行フラックスは、その漏出のタイミングに応じて、その時点の核種移行経路に割り当て、天然バリア上での移行解析を行う。また、流出点が大きく異なることから、流出点を 2 つに分け、それぞれで核種移行フラックスを算出して、被ばく線量評価を行った。

表 3.4-31 地下水水質別収着分配係数

元素	分配係数[m ³ /kg]										備考(出典や設定根拠)
	降水系					海水系					
	コンクリートピット	低拡散B(健)	ベントナイト系材料層	泥岩	砂岩	コンクリートピット	低拡散B(健)	ベントナイト系材料層	泥岩	砂岩	
C(有機)	2.50E-04	2.50E-04	0.00E+00	1.00E-04	1.00E-04	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	第2次TRUレポートの核種移行解析データセット (RAMDA) ⁽²³⁾ を基に設定。
Cl	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	1.00E-04	1.00E-04	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	
Ni	1.25E-03	1.25E-03	5.00E-02	1.00E-01	1.00E-02	2.50E-03	2.50E-03	1.00E-02	1.00E-03	1.00E-03	
Nb	0.00E+00	0.00E+00	1.00E-01	1.00E+00	1.00E-01	2.50E-02	2.50E-02	1.00E-01	1.00E+00	1.00E-01	
Mo	2.50E-03	2.50E-03	0.00E+00	1.00E-04	1.00E-04	2.50E-05	2.50E-05	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	

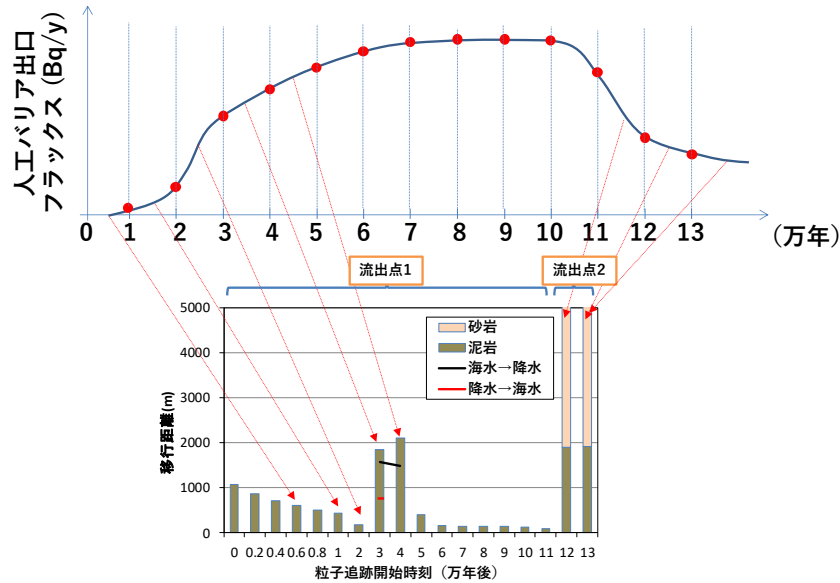


図 3.4-82 人工バリアと天然バリアの核種移行フラックスの接続のイメージ

(2) 解析結果

対象核種について、人工バリアからの移行フラックスを図 3.4-83 に、天然バリアからの移行フラックスを図 3.4-84 に、河川水利用経路における被ばく線量を図 3.4-85 に、河川岸建設経路における被ばく線量を図 3.4-86 に、河川岸居住経路における被ばく線量を図 3.4-87 に、河川岸農耕作業経路における被ばく線量を図 3.4-88 に示す。なお、いずれも全廃棄体グループの合計値として示した。

人工バリアからの移行フラックス（図 3.4-83）に関しては、大別すると、処分埋設地が陸側（Case 1、3）か海側（Case 2、4）かで異なり、特に、地下水組成によって収着分配係数が大きく変化する Ni-59、Mo-93、Nb-93m（Mo-93 の子孫核種）の傾向が異なっていることがわかる。

天然バリアからの移行フラックス（図 3.4-84）をみると、ケース間の移行距離及び地下水流速の違いを反映した結果となっている。例えば、Case 2 では、人工バリアからの移行フラックスが主に現れている期間（数万年まで）における天然バリアの移行距離が長くなっているため、天然バリアの移行中にすべての核種が放射性崩壊により減衰し、他のケースと同じスケールでは移行フラックスが現れていないことがわかる。一方、処分埋設地が陸側である Case 1 及び 3 では、海側である Case 2 及び 4 に比べて、比較的大きな移行フラックスが現れており、Case 3 の方が Case 1 に比べて全体的に高いフラックスとなっていることがわかる。

天然バリアからの移行フラックスに対して、各被ばく経路における線量を評価した結果、河川水利用経路における線量が最も高く、C-14 が支配核種となった（Case 3 で約 $10 \mu\text{Sv/y}$ ）。

以上より、Case 1 及び 3 のように、天然バリアの移行距離が短く（かつ流速が速い）なるタイミングで、人工バリアからの移行フラックスがある場合に、天然バリアでの収着による遅延が見込めないような C-14、Cl-36、Ni-59、Mo-93、Nb-93m といった核種の被ばく線量は有意なものとなり、Case 2 のように、天然バリアの移行距離が長く保たれる場合には、これらの核種による被ばく線量は小さくなることがわかる。

(2) 人工バリア

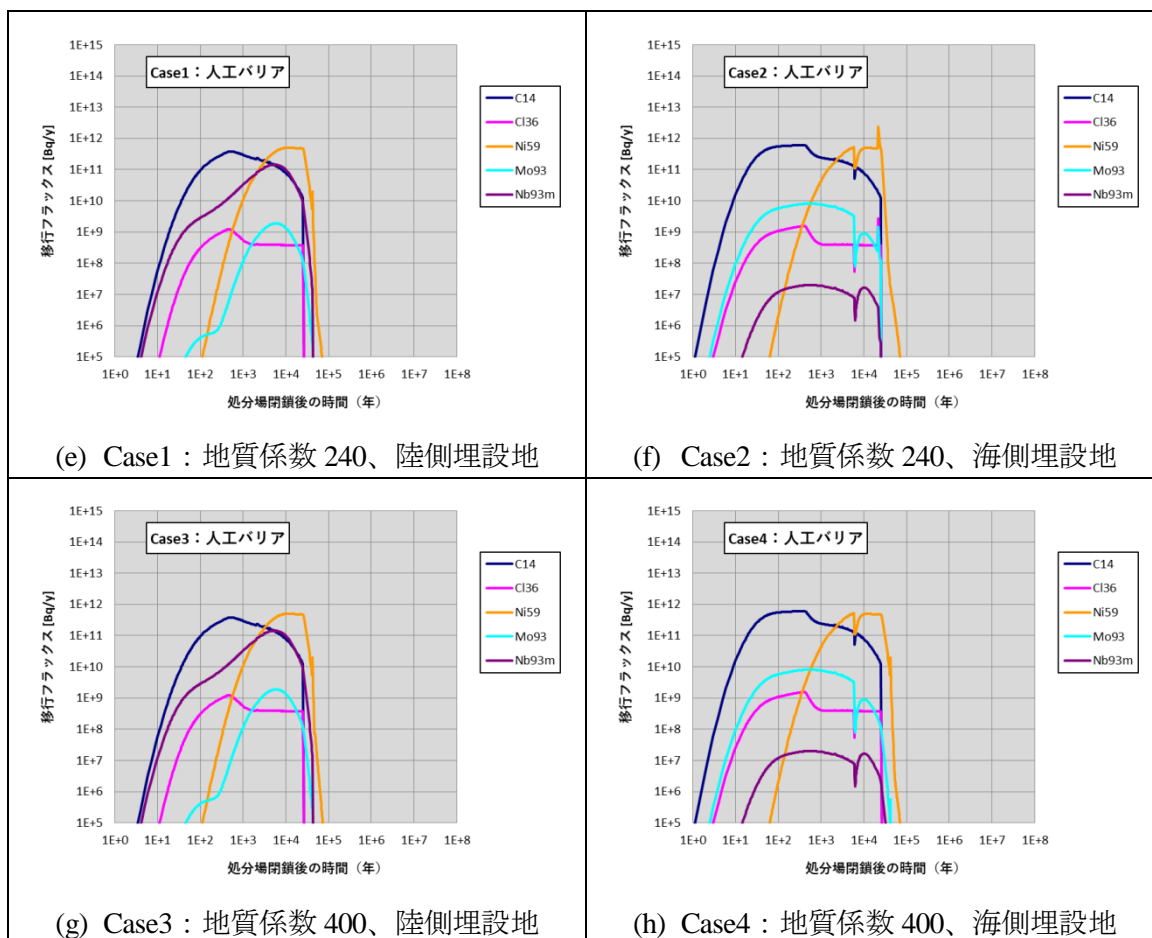


図 3.4-83 2次元地形変化を対象としたリンクージ評価における人工バリアからの移行フラックス

(3) 天然バリア

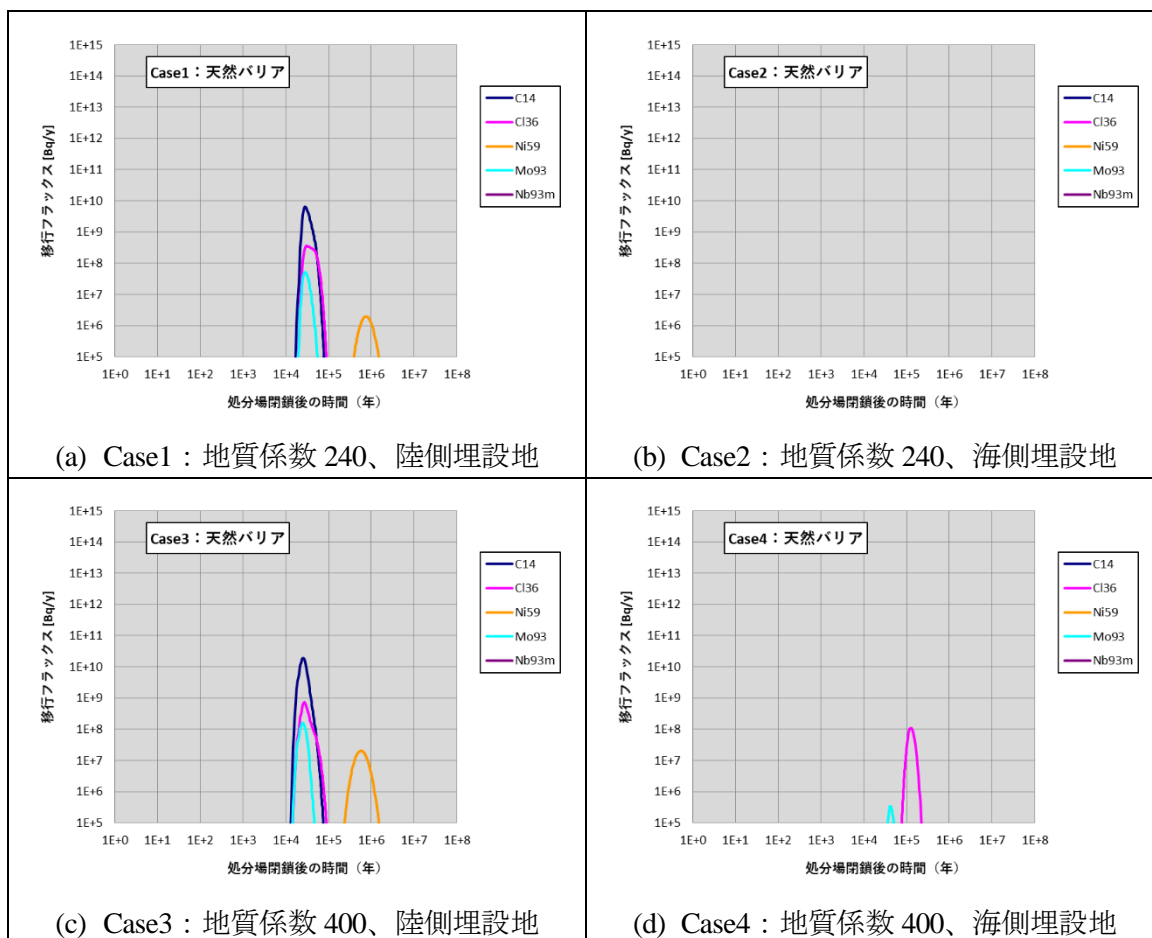


図 3.4-84 2次元地形変化を対象としたリンクージ評価における天然バリアからの移行フラックス

(4) 生物圏における被ばく線量

(a) 河川水利用

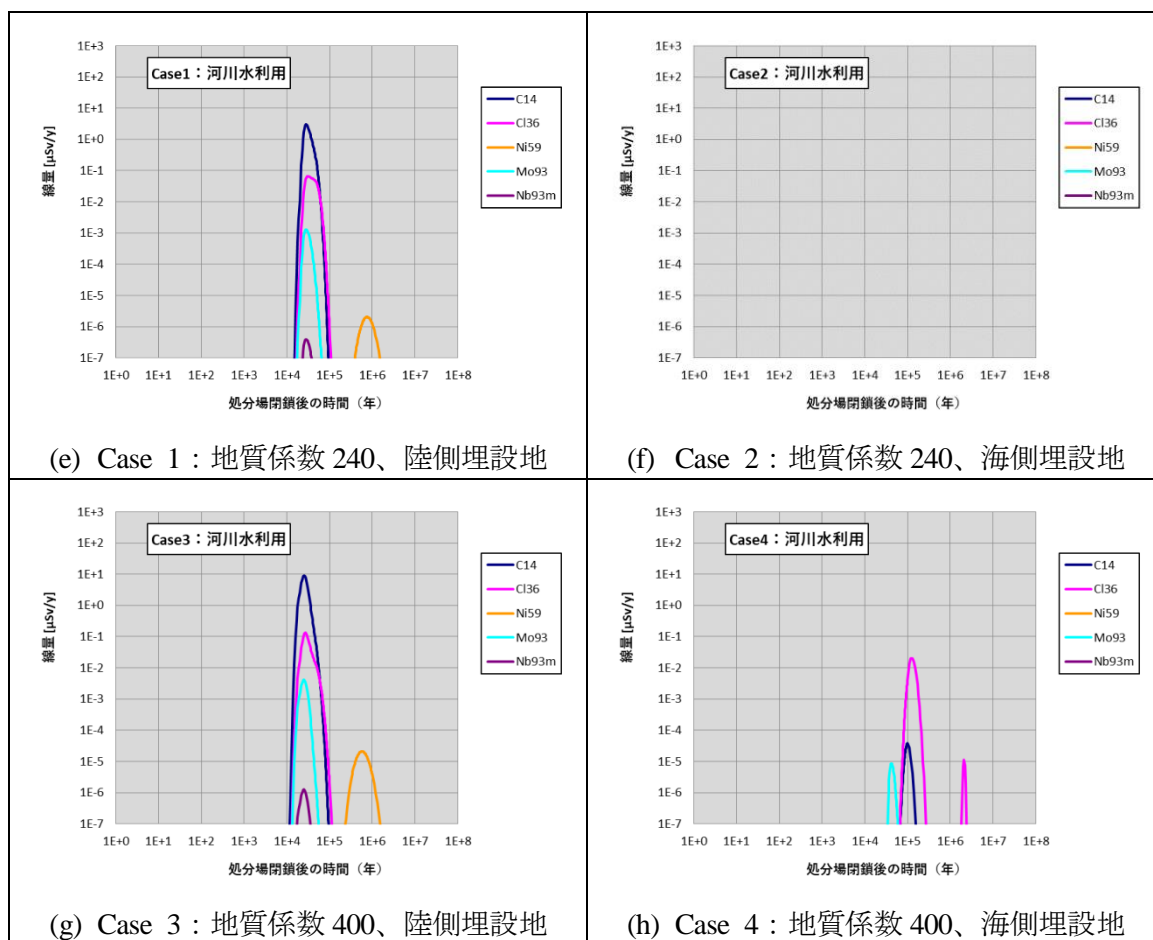


図 3.4-85 2次元地形変化を対象としたリンクージ評価の河川水利用経路における被ばく線量

(b) 河川岸建設

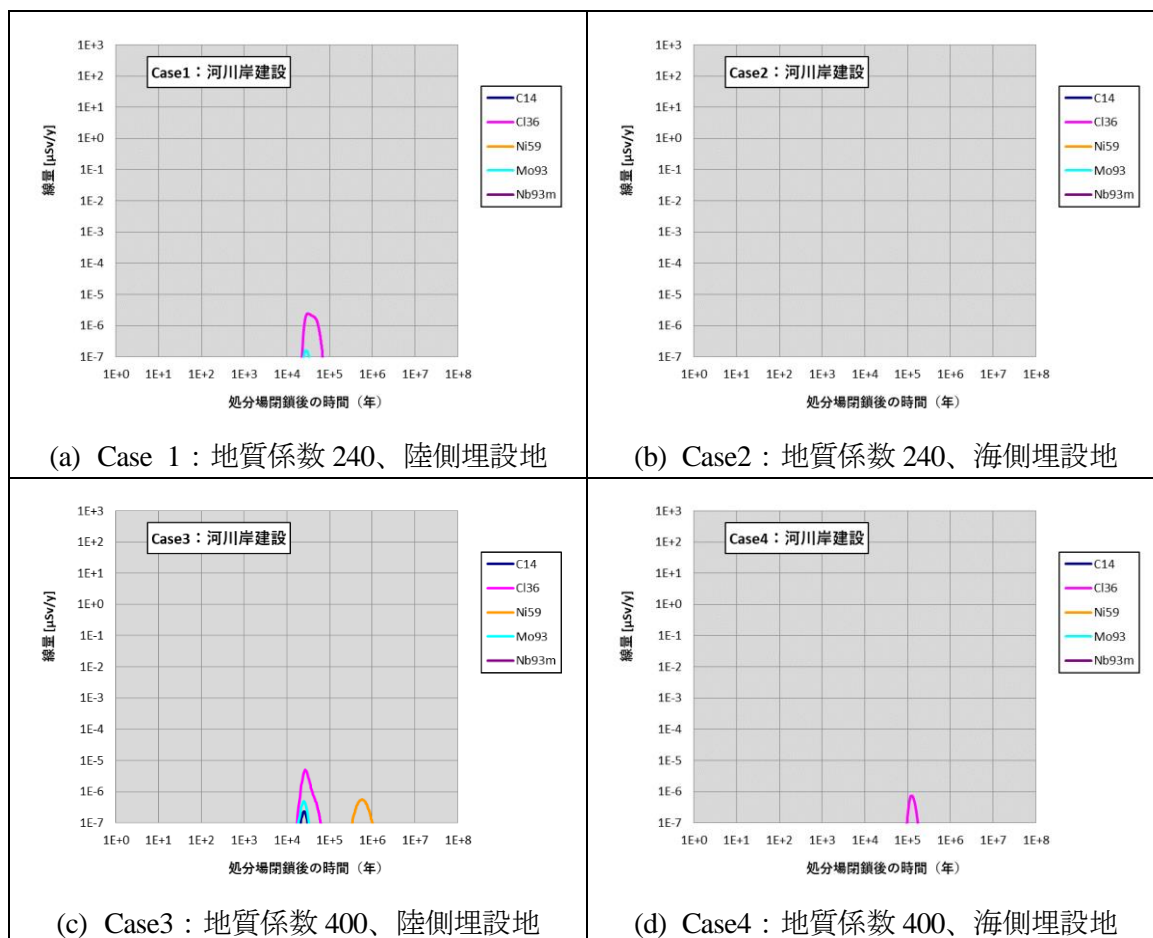


図 3.4-86 2次元地形変化を対象としたリンクージ評価の河川岸建設経路における被ばく線量

(c) 河川岸居住

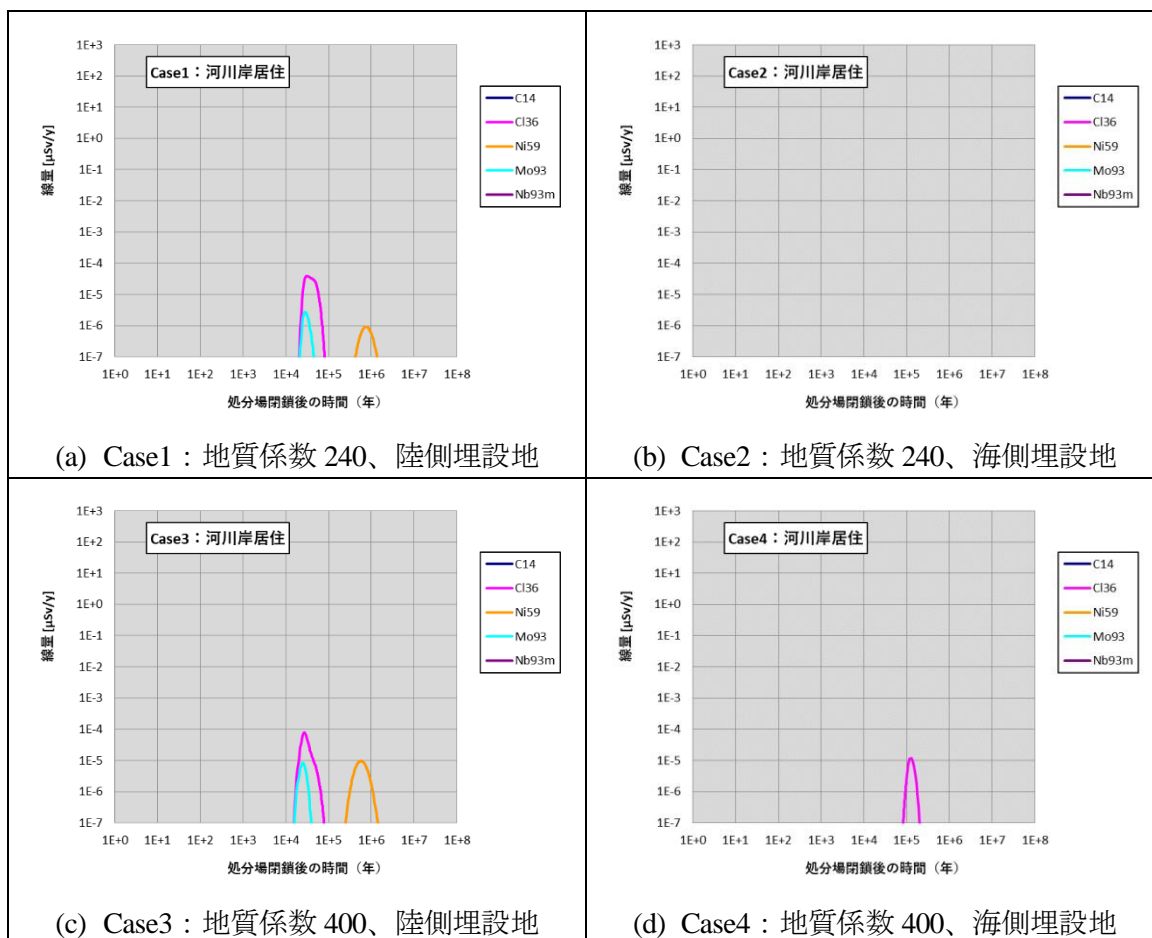


図 3.4-87 2次元地形変化を対象としたリンクージ評価の河川岸居住経路における被ばく線量

(d) 河川岸農耕作業

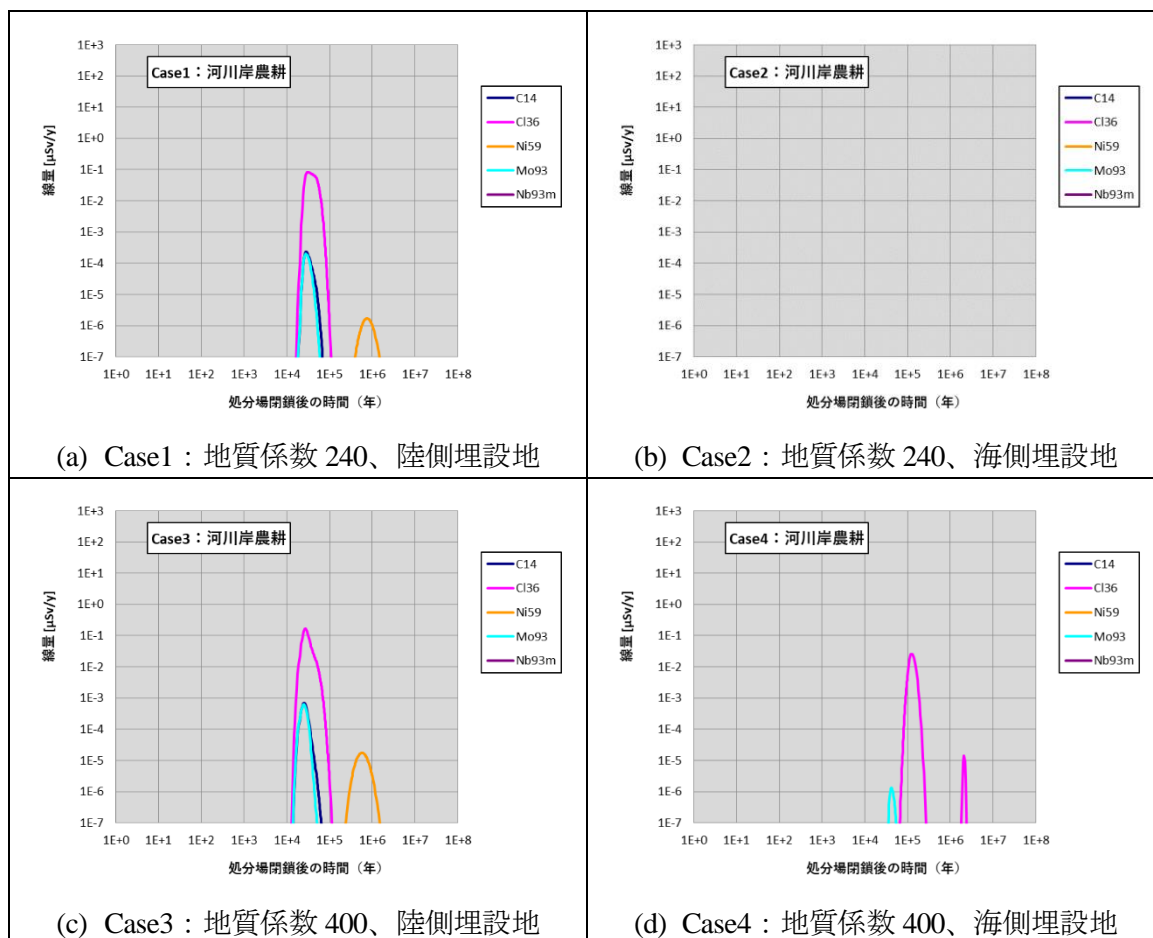


図 3.4-88 2次元地形変化を対象としたリンクージ評価の河川岸農耕作業経路における被ばく線量

(3) 核種移行解析のまとめ

2次元地形変化評価から地下水流動・塩分濃度解析、廃棄物埋設地の設定、人工バリア変質解析、移行経路の設定によって、一連のリンケージを行った核種移行解析と被ばく線量評価を行った。その結果、核種移行経路の設定においては、汀線位置の変動に応じて、地下水流動場が大きく変動して、中深度処分を想定した廃棄物埋設地の水質が変動するとともに、海面下に埋設地がある場合には、地下に潜り込む経路が生じる可能性があることが示された。それぞれの核種移行経路を割り当てて、核種移行解析を行ったところ、比較的侵食しにくい地質係数400で汀線より陸側に埋設地を設定したケースで、河川水利用経路において、最大の $10\mu\text{Sv/y}$ の被ばく線量がおよそ2万年後に発生する結果となった。埋設地の水質が海水系になる期間が長い海側埋設地については、人工バリアからのフラックスが陸側埋設地よりも大きくなる傾向にあるが、移行距離が長く、かつ、平均流速も小さいため、生物圏到達までに十分に放射性核種が減衰する時間を確保できているということになる。陸側埋設地においては、侵食しやすい地質係数240のほうが、初期深度が15m程度大きく（Case 1: 161m、Case 3: 146m）とっていることもあり、1万年までで地形変化がそれほど発達していない時期に移行距離で1.5倍異なる時期もあることから、この差が結果に表れていることが考えられる。

人工バリアからのフラックスが放出されるタイミングとそのときの移行経路の組み合わせで生物圏でのフラックスが決定されるとともに、流出点では各移行経路から放出されるフラックスを重ね合わせて、被ばく線量評価を行った。地形変化と海水準変動によって決定される汀線位置は、その隆起と侵食の程度によりさまざまであり、海水準の変動も不確かさが大きく、わずかな汀線位置の差によって、核種移行経路が変動した。こうしたことから、地形変化、地下水流動、海水準変動がもつ、それぞれの不確かさの程度を把握し、その中で保守性を持った核種移行経路や核種移行パラメータの設定が必要となる。また、人工バリアから放出される核種移行フラックスの時間変化と核種移行経路の割り当てが今回の評価では1年間隔とした。移行経路が変化する時刻については、間隔期間にとらわれずに、変化が現れる時点で切り替えるなどの措置が必要になると考えられる。

また、今回の核種移行解析では、海水準変動1サイクルを対象とした地形変化と地下水流動の変化に基づき評価を行っている。特に、12.5万年以降の地下水流動場は、12.5万年時点の流動場に固定されて、粒子追跡線解析を行ったものである。12.5万年以降も地形変化と海水準変動は継続するものであり、2サイクル以降の評価を行い、それを反映することが望ましいと考えられるが、12.5万年後に海水準が上昇して、その後海水準が低下する際に、同じ位置に河川が再び現れるかについては不確かさが非常に大きいとされている。解析上、2サイクル以降の評価を実施することは可能と考えられるが、その確からしさについては、今後も検討が必要となる。

なお、2次元での解析は、現河床下に廃棄物埋設地を配置するという現実的ではない仮定の下での評価となっている。次年度以降実施される3次元領域での3次元評価において、河川の氾濫などを考慮しても河床下に入らない埋設地について、現河川からどの程度の離隔が必要かなどについても検討が必要と考えられる。

3.5 安全評価上の留意点

3.2～3.4の検討結果に基づき、沿岸域における中深度処分を対象に、地形変化と海水準変動を伴う廃棄物埋設地の安全評価を実施するうえで着目すべき留意点などを以下に整理した。

3次元地形変化評価コードによる解析においては、河川の氾濫により、河川位置を変動させ

る評価が行われている。その氾濫を判定する頻度や移動に大きさ、側刻の与え方などについては、今後の課題として抽出したが、これは廃棄物埋設地を現在の河床縦断面から離隔して配置しても、上記氾濫による河川の移動により、将来、廃棄物埋設地が河床縦断面に含まれる可能性があることを示している。今後の3次元地形変化評価コードの改良などにより、初期地形における河床縦断面に対して、どの程度の離隔をとれば、その可能性が無視できるのか、仮に河床縦断面に含まれてもその影響の程度が小さいのか、などについて、検討が可能になるものと考えられる。

また、核種移行予備解析を行う中で抽出された課題として以下を挙げる。

予備解析においては、日本原子力学会標準をベースとしたため、コンクリートピットについて、低拡散のバリア機能を有するものとして評価を行ったが、例えば浅地中ピット処分においては、コンクリートピットは長期的なバリア機能としては収着のみとなっている。本解析においては、コンクリートピット中の実効拡散係数はひび割れのあるセメントとして $4.3 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ 、セメント硬化体層中の実効拡散係数はひび割れないセメントとして $1.4 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ 、と1桁程度高い値を設定しているが、低拡散のバリア機能として設定できるかについては、今後も検討が必要かと考えられる。また、低拡散層であるセメント硬化体の実効拡散係数についても、予備解析では初期を健全として、施設の変遷によりひび割れが進展することを想定して、実効拡散係数の時間変化を与えた評価とした。人工バリア建設時にすでに生じているひび割れ、閉鎖後の再冠水時のベントナイト材料の膨潤による力学的な変形等によるひび割れなど、長期的な変遷以外によるひび割れの増加についても、設定の根拠となるデータを蓄積する必要がある。

本予備解析では、C-14、Cl-36、Ni-59、Mo-93 などのように、廃棄体からの浸出率の変化が、そのまま人工バリアフラックス及び被ばく線量へ線形的に影響を受ける核種があった。したがって、浸出にかかわる期間、瞬時放出割合などの設定により、評価上の被ばく線量が大きく変動するため、設定される浸出特性については、適切な条件で取得されたデータ等に基づくもので、かつその不確かさと保守性をどう見込むかなどについて、吟味する必要がある。

C-14 については、予備解析では、有機態と仮定して、核種移行解析を実施した。化学形態によって収着をはじめとする移行特性が大きく異なるとされていることから、中深度処分における処分環境下での化学形態に加えて、核種移行経路上の地球化学環境下での化学形態と移行特性について、有機態を取る可能性が排除されれば、被ばく線量が大きく減少する可能性がある。

また、Ar, Kr などの希ガスについては、GSRW-PSA においてガス移行評価機能を有していないため、地下水中に溶存すると仮定した核種移行解析を実施した。本来はガス移行として評価すべき核種であり、ガス移行評価機能の追加などについても検討する必要がある。

一方、安全評価上影響の小さいパラメータとして、溶解度が抽出された。人工バリアにおける核種移行パラメータとして、溶解度限度を元素ごとに設定したが、本解析条件下では、溶解度限度にかかる濃度に上昇することはなく、中深度処分の処分体系においては、安全評価上溶解度の重要性は比較的低いものと考えられる。

次に、地形変化を起因とする核種移行のリンケージ評価において抽出された課題は以下の通りである。

現汀線位置を中心とした 3km 離隔のある 2 つの地点に設定した埋設地（陸側・海側）では、海側地点のほうが、海水系地下水に存在する期間が長く、ベントナイト材の変質も大きい。今回の解析条件では、10 万年程度では仮にすべての期間海水系地下水下にあってもベントナイト中のモンモリロナイトがすべて消失することはなく、低透水機能を維持できる可能性がある結果となった。よって、人工バリア中は拡散支配となり、低拡散層及び低透水層での元素別の実効拡散係数及び収着分配係数が核種移行を支配することとなった。しかしながら、低透水層

周辺の条件設定によっては、上記結果があてはまらない可能性もあることから、各種感度解析を今後も継続して実施して、検討を行う必要がある。

また、陸側と海側の違いとして、人工バリア外側境界における核種移行フラックスは、海水系地下水下に長い期間存在する海側の方が、立ち上がりが早くなるとともに、そのピークでの絶対値も大きくなる結果となった。一方、海側は核種移行経路の距離が陸側よりも長くなる傾向にあり、生物圏への核種移行フラックスは小さくなる結果となった。これらの結果から、人工バリアから接続される天然バリアでの核種移行経路によって、そのタイミングで被ばく線量が大きく変動する可能性があることが示された。今回の解析では、人工バリア出口フラックスとその天然バリアでの核種移行経路を時間別に割り当てた評価を行ったが、地下に潜り込む経路に変化する時刻の不確かさを十分に検討する必要がある。この不確かさは、地形変化、海水準変動の時間変化、地下水流動・塩分濃度解析のそれぞれの不確かさの合成であり、今後、それら不確かさの幅を検討して、核種移行経路の時間変化の割り当て方法について、考え方を整理する必要がある。また、人工バリアからの核種移行経路の割り当てについては、その時間間隔を変化にあわせて行う必要があり、粒子追跡線解析の放出開始時刻の時間間隔を柔軟に行うことも必要となる。

本年度の核種移行解析では、海水準変動1サイクルを対象とした地形変化と地下水流動の変化に基づき評価を行っている。特に、12.5万年以降の地下水流動場は、12.5万年時点の流動場に固定して、粒子追跡線解析を行ったものである。12.5万年以降も地形変化と海水準変動は継続するものであり、2サイクル目以降の評価を行い、それを反映することが望ましいと考えられる。しかしながら、12.5万年後に急激に海水準が上昇するターミネーションの後、海水準が低下する際に、同じ位置に河川が再び現れるかについては不確かさが非常に大きいとされている。解析上、2サイクル以降の評価を実施することは可能と考えられるが、その確からしさと地下水流動場の評価への反映方法については、今後も検討が必要となる。

第3章の参考文献

3.2

- (1) 原子力発電環境整備機構, 概要調査地区選定上の考慮事項の背景と技術的根拠, 技術報告書 NUMO-TR-04-02 (2004).
- (2) 電力中央研究所・電気事業連合会, 高レベル放射性廃棄物地層処分の事業化技術 (1999).
- (3) 原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会, 高レベル放射性廃棄物の地層処分研究開発等の今後の進め方について (1997).
- (4) 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－ (1999).
- (5) 土木学会原子力土木委員会地下環境部会, 概要調査地区選定時に考慮すべき地質環境に対する基本的考え方 (2001).
- (6) 谷川晋一, 三箇智二, 安江健一, 河川の土砂運搬作用を考慮した河床縦断面形のシミュレーション, 地形, 37(2), pp.189-207 (2016).
- (7) 日本原子力研究開発機構, 平成21年度地層処分に係る水文地質学的変化による影響に関する調査報告書 (2009).
- (8) 安江健一, 浅森浩一, 谷川晋一, 山田国見, 山崎誠子, 國分陽子, 丹羽正和, 道家涼介, 草野友宏, 花室孝広, 石丸恒存, 梅田浩司, 地質環境の長期安定性に関する研究年度報告書(平成22年度) (2011).
- (9) 日本原子力研究開発機構, 平成28年度燃料デブリの処理・処分に係る予察的調査報告書 (2017).
- (10) 草野友宏, 浅森浩一, 黒澤英樹, 谷川晋一, 二ノ宮淳, 根木健之, 花室孝広, 安江健一, 山田国見, 石丸恒存, 梅田浩司, 地質環境の長期安定性に関する研究年度報告書(平成20年度), JAEA-Research 2009-076(2009).
- (11) Culling, W. E. H., Analytical theory of erosion, *Journal of Geology*, 68, 1960, pp.336-344.
- (12) 平野昌繁, 斜面発達とくに断層崖発達に関する数学的モデル, 地理学評論, 39(5), 1966, pp.324-336.
- (13) 日本原子力研究開発機構, 平成20年度地層処分に係る水文地質学的変化による影響に関する調査報告書 (2008).
- (14) 日本原子力研究開発機構, 地形変化モデル技術の高度化に係る作業報告書(2017) pp.148.
- (15) Wilson, J.P., and Gallant, J. C., *Digital Terrain Analysis, Principles and Applications*, 2000, pp.1-27.
- (16) Tyler D., Utilizing a High Resolution Digital Elevation Model (DEM) to Apply Stream Power Index (SPI) to the Gilmore Creek Watershed in Winona County, Minnesota. Volume 15, *Papers in Resource Analysis*. pp.11.
- (17) 藤原治, 柳田誠, 三箇智二, 守屋俊文, 地層処分からみた日本列島の隆起・侵食に関する研究, 原子力バックエンド研究, 11, 2005, pp.113-124.
- (18) 国立研究開発法人産業技術総合研究所, 1:200,000 海洋地質図 奥尻海盆表層堆積図, (2013).
- (19) 国立研究開発法人産業技術総合研究所, 100万分の1日本シームレス地質図, 1992
- (20) 石田正夫, 垣見俊弘, 平山次郎, 秦光男, 5万分の1図幅館地域の地質, 地域地質研究報告, 1975, pp.108.
- (21) 八幡正弘, 北海道における後期新生代の鉍化作用および熱水活動の時空変遷, 北海道立地質研究報告, no. 73, 2002, pp.1-194.
- (22) 菊地宏吉, 地質工学概論, pp.115-117. 1990, 土木工学社
- (23) 田力正好, 安江健一, 柳田誠, 古澤明, 田中義文, 守田益宗, 須貝俊彦, 土岐川(庄内川)流

- 域の河成段丘と更新世中期以降の地形発達、地理学評論、84-2、2011、pp.118-130.
- (24) 吉山昭, 柳田誠, 河成地形面の比高分布からみた地殻変動. 地学雑誌 104, 1995, pp. 809–826.
 - (25) 小池一之, 町田洋, 日本の海成段丘アトラス, 東京大学出版会, 2001, pp.105.
 - (26) 原子力規制委員会, 第 166 回原子力発電所の新規制基準適合性に係る審査会合資料 <http://www.nsr.go.jp/data/000085750.pdf>
 - (27) 鹿島薫, 小櫃川流域と養老川流域の更新世末期以降の地形発達史, 地理学評論, Vol.55, No.2, 1982, pp.113-129.
 - (28) 佐藤任弘, 深海底と大陸棚, 共立科学ブックス, 1981、pp.182
 - (29) 岡孝雄, 北海道渡島半島, 後志利別川低地の沖積層－低位段丘上の遺跡と超軟弱泥層（縄文海進最高海面期）の関係を中心として－, 北海道立地質研究所報告, 第 80 号、2009、pp.63-109.
 - (30) 長谷川浩一, 若松加寿江, 松岡昌志, ダム堆砂データに基づく日本全国の潜在的侵食速度分布, 自然災害科学, 24, 2005, pp.287-301.
 - (31) Ohmori, H. Relief structure of the Japanese mountains and their stages in geomorphic development, Bulletin of Department of Geography, University of Tokyo, 1978, 10, pp.31–85.
 - (32) 藤原 治, 三箇智二, 大森博雄, 日本列島における侵食速度の分布, サイクル機構技報, 5, 1999, pp.85–93.
 - (33) Chappell, J., Upper Quaternary sea levels, coral terraces, oxygen isotopes and deep-sea temperatures. Journal of Geography, 103(7), 1994, pp. 828-840 .
 - (34) Max D. Morris, Factorial Sampling Plans for Preliminary Computational Experiments, Technometrics 33(2), pp. 161–174 (1991).
 - (35) Campolongo, F., S. Tarontola and A. Saltelli, Tackling quantitatively large dimensionality problems, Computer Physics Communication 117, pp. 77–85 (1999).
 - (36) 轟 章, RSMaker for Excel ver. 0.1, <http://todoroki.arrow.jp/ssoft/RSMkaisetsu.pdf> (平成 30 年 3 月 5 日参照).
 - (37) Watson, D.F. and G.M. Philip, A refinement of inverse distance weighted interpolation, Geo-Processing 2, pp. 315–327 (1999).

3.3

- (1) H. Kimura, et al., THE 3D-SEEP COMPUTER CODE USER'S MANUAL, JAERI-M-86-091, 52p (1986).
- (2) 今井久, 山下亮, 塩崎功, 浦野和彦, 笠博義, 丸山能生, 新里忠史, 前川恵輔, 地下水流動に対する地質環境の長期的変遷の影響に関する研究, JAEA-Research 2009-001 (2009).
- (3) 今井久, 流れ場が変化する地盤浸透流の解析方法に関する研究 (博士論文), 埼玉大学大学院理工学研究科 (2014).

3.4

- (1) 原子力安全委員会, 低レベル放射性固体廃棄物の埋設処分に係る放射能濃度上限値について、平成 19 年 5 月 21 日, 2007.
- (2) 日本国政府, 核燃料物質又は核燃料物質によつて汚染された物の第二種廃棄物埋設の事業に関する規則 (昭和六十三年総理府令第一号) . http://elaws.e-gov.go.jp/search/elawsSearch/elaws_search/lsg0500/detail?lawId=363M50000002001
- (3) 原子力安全委員会, 第二種廃棄物埋設の事業に関する安全審査の基本的考え方、平成 22 年 8 月 9 日, 2010.
- (4) 吉原恒一, 関口高志, 中居邦浩, 新堀雄一, 原子力発電所の運転及び廃止措置によつて発

- 生ずる低レベル放射性廃棄物の埋設処分に保る安全確保の考え方, デコミッションング技報, 第 56 号, 2017.
- (5) 原子力規制委員会, 炉内等廃棄物の埋設に係る規制の考え方について (案), 2016.
 - (6) 原子力規制庁, 「炉内等廃棄物の埋設に係る規制の考え方について (案)」に対する意見募集の結果及び今後の検討の進め方等について (案), 2016.
 - (7) 原子力規制委員会, 現行の政令濃度上限値を超える低レベル放射性廃棄物処分の基本的考え方について, 1998.
 - (8) 日本原子力学会, 余裕深度処分 of 安全評価手法: 2008, AESJ-SC-F012:2008, 2009, p. 156.
 - (9) 原子力安全委員会, 放射性廃棄物埋設施設の安全審査の基本的考え方, 昭和 63 年 3 月 17 日決定, 一部改訂平成 13 年 3 月 29 日, 2001.
 - (10) 原子力安全委員会, 低レベル放射性廃棄物埋設に関する安全規制の基本的考え方 (中間報告), 平成 19 年 7 月 12 日, 2007.
 - (11) 電気事業連合会, 余裕深度処分対象廃棄物に関する基本データ集 (一部改定), 平成 28 年 8 月 23 日, 2016.
 - (12) 菅谷敏克, 曾根智之, 中谷隆良, 石戸谷公英, 船橋英之ほか, 余裕深度処分における基本・変動シナリオにかかわる検討・評価, JAEA-Research 2009-063, 2010, p. 80.
 - (13) 原子力安全委員会低レベル放射性廃棄物埋設分科会, 浅地中処分に関する政令濃度上限値を超える発電所廃棄物の物量と放射能濃度について, 埋分第 2-2-1 号, 平成 17 年 10 月 21 日, 2005.
 - (14) 核燃料サイクル開発機構・電気事業連合会, TRU 廃棄物処分概念検討書, JNC-TY1400 2000-001, 2000, p. 497.
 - (15) 電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構, TRU 廃棄物処分技術検討書-第 2 次 TRU 廃棄物処分研究開発取りまとめ-, JNC-TY1400 2005-013, 2005, p. 590.
 - (16) Yamaguchi, T., Tanuma, S., Yasutomi, I., Nakayama, T., Tanabe, H., Katsurai, K., Kawamura, W. and Maeda, K., A STUDY ON CHEMICAL FORMS AND MIGRATION BEHAVIOR OF RADIONUCLIDES IN HULL WASTES, Radioactive Waste Management and Environmental Remediation, ASME 1999, CD-ROM, 1999.
 - (17) Ueda, H., Sakuragi, T., Fujii, N. and Owada, H., Evaluation of Carbon 14 Release from Irradiated Zircaloy Fuel Cladding Through a Long-Term Static Leaching Test, 6th East Asia Forum on Radwaste Management Conference November 27-29, 2017, Osaka, Japan, 2017.
 - (18) E. A. Lepel, D. E. Robertson, C. W. Thomas, S. L. Pratt, D. L. Haggard, Radiological Characterization of Spent Control Rod Assemblies, NUREG/CR-6390, 1995, p. 45.
 - (19) 福谷哲, 石川譲二, 小山昭夫, 西牧研壯, 中性子照射セメントからの放射化核種の溶出, 環境工学研究論文集・第 38 巻, 2001, Pp. 63~69.
 - (20) Kato, Shohei, Yanase, Yoshiaki, Honda, Tetsutaro, Leaching and adsorption characteristics of radionuclides in activated concrete waste, IRPA9: 1996 International Congress on Radiation Protection, Proceedings, 1996, Pp. 3-354~3-356.
 - (21) 総合資源エネルギー調査会原子力安全・保安部会廃棄物安全小委員会埋設処分技術ワーキンググループ, 第 6 回 資料 2 余裕深度埋設の概要, 平成 23 年 1 月 19 日, 2011.
 - (22) 原子力安全委員会, 低レベル放射性固体廃棄物の陸地処分の安全規制に関する基準値について (第 3 次中間報告) 平成 12 年 9 月 14 日, 2000.
 - (23) 武田聖司・木村英雄, 確率論的評価手法 GSRW-PSA による地層処分システムの不確かさ解析: パラメータ不確かさおよび天然バリアの概念モデル不確かさの検討, JAREI-Research 2002-014, 2002.
 - (24) R. L. Iman and M. J. Shortencarier, A FORTRAN 77 Program and User's Guide for the Generation of Latin Hypercube and Random Samples for Use with Computer Models, NUREG/CR-3624, 1984.
 - (25) Kimura H.・Takahashi T.・Shima S.・Matsuzuru H, "AGeneric SafetyAssessment Code For Geological Disposal of RadioactiveWaste: GSRWCComputer Code User's Manual", JAERI-M 92-

- 161, 1992.
- (26) 本間俊充, 笹原孝, 確率論的システム評価コードによる不確かさ・感度解析 (I), JAERI-M 93-207, 1993.
- (27) A. Saltelli, T. Homma, LISA PACKAGE USER GUIDE Part III, SPOP (Statistical POst Processor) Uncertainty and Sensitivity Analysis for Model Output. Program Description and User Guid, EUR 13924 EN, 1992.
- (28) 日本原子力研究開発機構, 平成 19 年度 放射性廃棄物処分の長期的評価手法の調査, 2008.
- (29) 日本原子力研究開発機構, 平成 20 年度 放射性廃棄物処分の長期的評価手法の調査, 2009.
- (30) 日本原子力研究開発機構, 平成 21 年度 放射性廃棄物処分の長期的評価手法の調査, 2010.
- (31) 日本原子力研究開発機構, 平成 22 年度 地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備, 2011.
- (32) 日本原子力研究開発機構, 平成 23 年度 地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備, 2012.
- (33) 日本原子力研究開発機構, 平成 24 年度 地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備, 2013.
- (34) 日本原子力研究開発機構, 平成 25 年度 地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備 (安全審査に向けた評価手法の整備), 2014.
- (35) 日本原子力研究開発機構, 平成 26 年度 地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備 (安全審査に向けた評価手法の整備), 2015.
- (36) 日本原子力研究開発機構, 平成 27 年度 燃料デブリの処理・処分にに関する予察的調査, 2016.
- (37) ICRP, Nuclear Decay Data for Dosimetric Calculations, ICRP Publication 107, Annals of the ICRP 38(3), 2008.
- (38) 辻智之, 中村康雄, 中谷隆良, 余裕深度処分における溶出率による影響評価について, JAEA-Technology 2015-014, 2015, p. 34.
- (39) 北村暁, 近沢孝弘, 赤堀邦晃, 館幸男, 諸外国における使用済燃料直接処分のソースターム評価- (2) 使用済燃料および構造材の溶解速度評価, 原子力バックエンド研究, Vol.23, No.1, 2016, Pp. 55-72.
- (40) SKB, Long-term safety for the final repository for spent nuclear fuel at Forsmark – Main report of the SR-Site project (3 volumes). TR-11-01, 2011.
- (41) Posiva Oy, Safety case for the disposal of spent nuclear fuel at Olkiluoto – Models and data for the repository system 2012, POSIVA 2013-01, 2013.
- (42) Johnson, L., A model for radionuclide release from spent UO₂ and MOX fuel. Arbeitsbericht NAB 13-37, Nagra, 2014.
- (43) Agence nationale pour la gestion des déchets radioactifs (ANDRA): Dossier 2005 Argile – Synthesis: Evaluation of the feasibility of a geological repository in an argillaceous formation, 2005.
- (44) NDA RWMD, Carbon-14 Release from Oldbury Graphite, AMEC/5352/002 Issue 3, 2014.
- (45) 関陽児ほか、関東東部における大深度温泉の特徴 –水質と地質との関係–、温泉科学、54 (1)、2004.
- (46) 穂刈ら、日本の地下水・温泉水の原位置における支配的な酸化還元反応の推定、温泉科学、62、pp.225-236、2012
- (47) 電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構, TRU 廃棄物処分技術検討書-第 2 次 TRU 廃棄物処分研究開発取りまとめ-, JNC-TY1400 2005-013, 2005, p. 590.
- (48) 温泉科学 第 1 号 平成 16 年 6 月 関東地方東部における大深度温泉の特徴 独立行政法人産業技術総合研究所、関陽児, 中嶋輝充, 上岡昇, 金井豊, 間中光雄, 月村勝宏,
- (49) Arthur,R.C., Sasamoto,H., Shibata,M., Yui,M. And Neyama,A., Development of Thermodynamic

- Databases for Geochemical Calculations, JNC Technical Report, JNC TN8400 99-079, 1999.
- (50) A. Atkinson et al., : Aqueous chemistry and thermodynamic modelling of CaO-SiO₂-H₂O gels at 80°C, DoE, DoE-HMIP-RR-91-045, 1991.
 - (51) 大塚伊知郎・瀧洋・山口徹治・飯田芳久・山田文香・稲田大介・田中忠夫, 処分場の緩衝材間隙水の酸化還元電位へのオーバーパック腐食の影響－重要パラメータの取得及びEhの予備解析－(受託研究), JAEA-Research 2008-043, 2008.
 - (52) 三原守弘, TRU 廃棄物処分システムの安全評価における核種移行データセット－RAMDA : Radio-nuclide Migration Datasets－, JAEA-Review 2006-011, 2006, p. 51.

4. 「2017年日本原子力学会秋の大会」における情報収集について

- ・角田ら⁽¹⁾から「圧縮ベントナイト中における硫酸イオンの拡散挙動」について報告があった。彼らは、脱イオン水で膨潤させた Na 型モンモリロナイト圧縮体中における硫酸イオン ($^{35}\text{SO}_4^{2-}$) の見かけの拡散係数 (Da) を In-diffusion 法で取得した。試験条件は温度 15~50°C、乾燥密度は 800~1,600 kg/m³ である。本事業では、彼らのデータのうち、25°C、乾燥密度 1,000 kg/m³ の Da 値 (4×10^{-11} m²/s 程度) を引用し、試作版 Da データセットにおける S の値を決定した。(2.2.2 参照)
- ・松岡ら⁽²⁾から「地質環境長期評価確証技術開発 (1)地質環境長期変動モデル構築に関する不確実性の抽出・分析」について報告があった。本報告では、東濃地域および幌延地域における古地形復元の結果が示されており、古地形復元の作業のすべてに不確実性が内在しており、モデル化領域の設定では時間スケールの中で生じる地形・地質の変化を考慮する必要があること、不確実性により複数のモデルが構築されることが示されていた。
- ・尾上ら⁽³⁾から「地質環境長期評価確証技術開発 (2)地下水流動状態の長期的な変動性評価における不確実性の影響分析」について報告があった。本報告での地下水流動評価では、幌延では 30km×100km (大陸棚まで) の領域が、現在および過去の特徴的なステージ (宗谷丘陵の陸化：100 万年前、宗谷丘陵以西の陸化：約 33 万年前) に対してモデル化されていた。地下水流動は定常浸透流解析・粒子追跡線解析により評価しており、またモデルに対する不確実性として、復元した地形の違い・涵養量・海水準変動の設定値の違いを考慮していた。結果として、古地形の復元においては細かな地形形状ではなく主要な山地や谷などの大局的な地形分布の復元が重要であること、平野部では機構変動の不確実性の影響がより顕著に現れる標記の機構変動条件の設定が重要であることが述べられていた。

第 4 章の参考文献

- (1) 角田憲弥, 田中真悟, 渡邊直子, 小崎完, 圧縮ベントナイト中における硫酸イオンの拡散挙動, 2017 年日本原子力学会秋の大会要旨集, 2H16(2017).
- (2) 松岡稔幸, 尾上博則, 小松哲也, 安江健一, 岩月輝希, 竹内竜史, 加藤智子, 笹尾英嗣, 地質環境長期評価確証技術開発 (1) 地質環境長期変動モデル構築に関する不確実性の抽出・分析, 2017 年日本原子力学会秋の大会要旨集, 1H08(2017).
- (3) 尾上博則, 松岡稔幸, 小松哲也, 安江健一, 岩月輝希, 竹内竜史, 加藤智子, 笹尾英嗣, 地質環境長期評価確証技術開発 (2)地下水流動状態の長期的な変動性評価における不確実性の影響分析, 2017 年日本原子力学会秋の大会要旨集, 1H09(2017)

I-A 処分環境下における人工バリアの変質挙動解析手法の整備

I-A-1 平成 26 年度に実施した Da 拡散モデルの導入に係る検討内容

(a) ベントナイト内におけるイオン種の拡散に係る評価方針

放射性廃棄物処分の分野では一般的に、ベントナイト系人工バリア中における放射性核種の移行は、収着を伴いながら、間隙を満たす水の中を拡散するという細孔拡散モデル⁽¹⁾で評価されている。当該モデルにおいて、核種に依存する見かけの拡散係数 (Da [m²/s])、有効拡散係数 (De [m²/s]) および収着分配係数 (Kd [m³/kg]) は、核種の移行を決定するパラメータであり、その関係は式(I.A-1)のように表される。

$$Da = \frac{De}{\varepsilon + \rho Kd} = \frac{D_v G_f \varepsilon}{\varepsilon + \rho Kd} \quad (\text{I.A-1})$$

ここで、

ε : 拡散媒体の間隙率 [-]

ρ : 拡散媒体の乾燥密度 [kg/m³]

D_v : 自由水中の拡散係数 [m²/s]

G_f : 形状因子 [-]

である。また、フィックの第 1 法則形で Da と De の定義を示せば、それぞれ式(I.A-2)、式(I.A-3)である。

$$J = -Da \frac{\partial C}{\partial x} \quad (\text{I.A-2})$$

$$J = -De \frac{\partial cp}{\partial x} \quad (\text{I.A-3})$$

ここで、

J : 拡散フラックス [mol/m²/s]

C : 拡散媒体単位体積あたりで示した拡散種の濃度 [mol/m³]

cp : 拡散媒体の間隙水中における拡散種の濃度 [mol/m³]

x : 拡散距離 [m]

である。細孔拡散モデルを用いた核種移行評価においては、イオン種毎に De と Kd が設定されるが、 De を定義する際に使用される cp は便宜的に設定された仮想的な濃度であり、また、一部の陽イオンや陰イオンの拡散は細孔拡散モデルでは説明できないことがしばしば確認されている^{(2),(3)}。具体的には、実験で得られた De が、 D_v を用いて当該モデルにより想定される De よりも、前者では大きくなり、後者では小さくなるというものである。この原因としては、表面拡散や陰イオン排除が起こっていると解釈されており、評価の上では、 De にこれらの効果を考慮した改変を行い、実現象に合うようにしている研究事例もある^{(4),(5)}。しかしながら、これらの現象が実際にベントナイト中で起こっているかどうかについては現在のところ不明

である。また、圧縮状態のベントナイト中では粒子と粒子の間は数 nm～数十 nm 程度で、バルク水はほとんどなく、仮にバルク水が僅かにあったとしても、ベントナイト中のイオン種の濃度に関しては、液相中濃度 c_p と固体中濃度 q のように分けて定量することは困難である。そのため、ベントナイト系人工バリア中におけるイオン種の拡散を間隙水（バルク水）中の濃度勾配で定義される De を用いて細孔拡散モデルで評価するのは適切ではないと考えられる。

Sawaguchi et al.は、種々の溶液を用いて、ベントナイト中における Cs の透過拡散試験を実施し、その拡散は De ではなく Da で拡散していること、すなわち、収着状態での拡散が支配的なメカニズムであることを示している⁽⁶⁾。主要な核種に係る既往の De ^{(3),(6)~(12)} と Da ^{(6),(7),(10),(13)~(15)} の比較においても、（特に陽イオン種および陰イオン種の） De はイオン強度に依存し、変動幅が大きいものに対して、 Da はイオン強度に依存せず、ほぼ一定の値を示した（図I.A-1、図I.A-2）。この結果は、Sawaguchi et al.の考えを支持するものであり、 Da で拡散現象を評価するのが合理的であると考えられる。また、式(I.A-2)に示した通り、 Da は単位体積あたりの濃度勾配による拡散であり、実測可能な濃度データを使用して導出できるという点でも、現実的なパラメータであると考えられる。

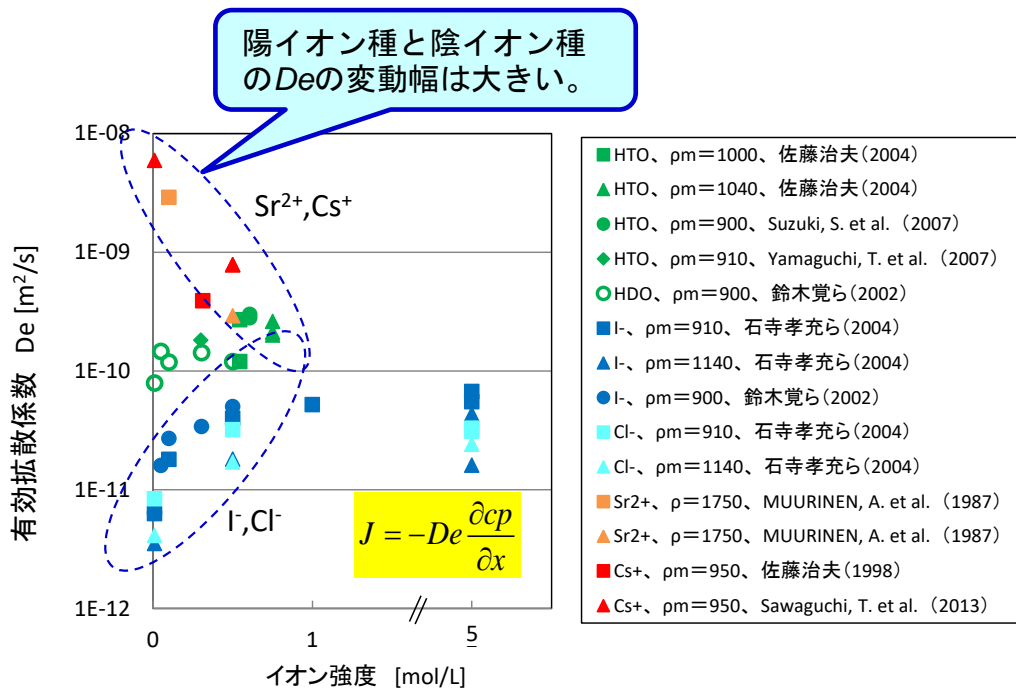
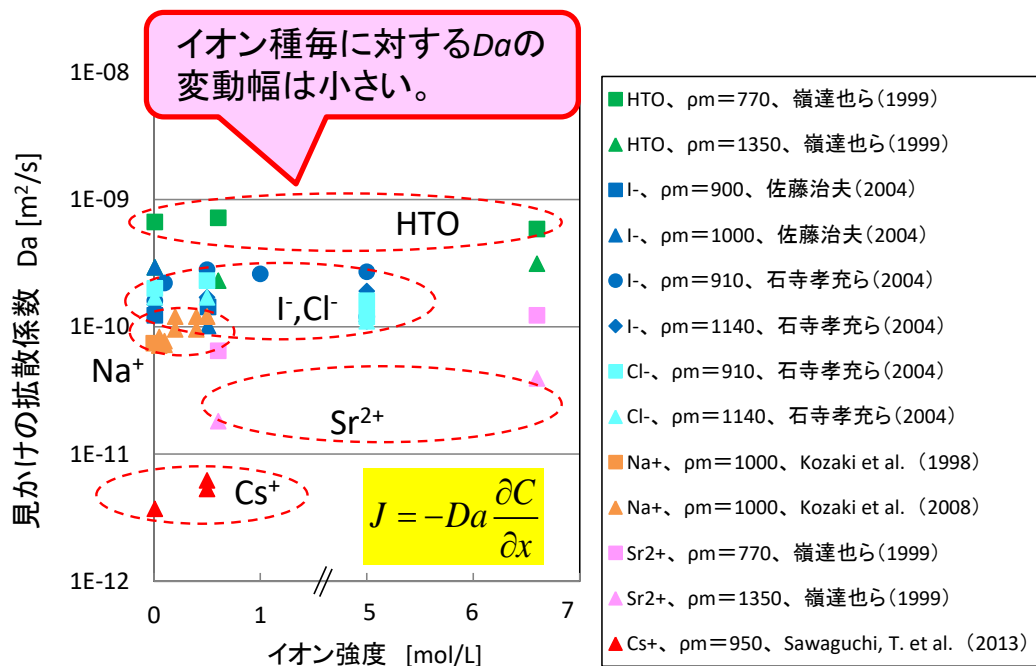


図 I.A-1 有効拡散係数 (De) とイオン強度依存性の関係^{(3),(6)~(12)}
 (有効モンモリロナイト密度 ρ_m : 1,000 kg/m³ 程度※、温度 : 25°C 程度)
 ※Sr²⁺の De は乾燥密度 1,750 kg/m³ のデータ



図I.A-2 見かけの拡散係数 (Da) のイオン強度依存性の関係^{(6),(7),(10),(13)~(15)}
 (有効モンモリロナイト密度 ρ_m : 1,000 kg/m³ 程度、温度 : 25°C 程度)

一方、ベントナイト系人工バリア中の化学環境解析においても、ベントナイト中のイオン種の拡散現象は、鉱物の変質やそれに伴う物理的特性、間隙水組成等の変遷を決定する重要な評価項目である。ただし、核種移行評価とは異なり、化学環境解析における拡散評価では、ベントナイト系人工バリア中の電荷バランスを取る必要があること、保守的に大きな拡散係数を用いることが出来ないこと、通常の化学環境解析コード（例えば、PHREEQC-TRANS⁽¹⁶⁾やRAIDEN 3⁽¹⁷⁾等）では、（イオン交換^{*4}、表面錯体を考慮した吸着相の設定はあるが） Kd の設定がないこと等、両者には違いがある。また、上述したようにMC-BUFFERを用いたベントナイト系人工バリアの化学環境解析における拡散評価では、OH⁻の透過拡散試験結果から構築した拡散評価式を用いて導出した De を全てのイオン種に対して一様に設定し、間隙水中の濃度勾配を駆動力として、間隙水中に溶解しているイオン種のみ移行の評価している。

以上を踏まえ、現行のMC-BUFFERを用いた化学環境解析における圧縮ベントナイト中のイオン種の拡散評価の問題点を整理すると、

- ①全てのイオン種に対して同じ有効拡散係数が設定されていること
- ②評価に使用する間隙水中の濃度の定義が明瞭ではないこと

*1 ベントナイト層間にある交換性陽イオンの置換は、圧縮ベントナイトの膨潤性、ひいては物質移行特性に影響を及ぼす重要な変質現象と考えられる。一般的に化学環境解析では、イオン交換選択係数を用いたモデルでこの現象が評価されているが、当該係数は紛体試料を用いた試験から得られた値であることから、圧縮状態のベントナイトに対しても適用できるかは不明である。

③収着状態の陽イオンの拡散^{*5}が評価されていないこと。
が挙げられる。そこで、本研究では、より現実的、適切なベントナイト内の拡散評価を実施するため、Sawaguchi et al.の研究結果⁶⁾を参考とし、これら問題（特に②、③）に影響されず、かつ、フィックの第一法則に則った拡散係数である Da をベースとしたシンプルで科学的に合理的なベントナイト内拡散モデル (Da 拡散モデル) を作成し、MC-BUFFER に導入することとした。

*2 現行の MC-BUFFER を用いた化学環境解析では間隙水中に溶けたイオン種の移行しか評価しておらず、交換性陽イオンは移行しないとしている。しかしながら、圧縮モンモリロナイト中における Ca の拡散は層間拡散が支配的であるという報告¹⁸⁾もあることから、この「収着状態の陽イオンの拡散」には、ベントナイト表面に収着した陽イオンのみではなく、交換性陽イオンの拡散も含まれると考えられる。

App.I-A の参考文献

- (1) Neretnieks, I., Diffusion in the rock matrix: an important factor in radionuclide retardation?, *Journal of Geophysical Research*, 85, 4379-4397 (1980).
- (2) Eriksen, T. E. and Jansson, M., Diffusion of I, Cs⁺ and Sr²⁺ in compacted bentonite – Anion exclusion and surface diffusion. SKB Technical Report 96-16, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company (1996).
- (3) Yamaguchi, T., Nakayama, S., Nagao, S., Kizaki, M., Diffusive Transport of Neptunium and Plutonium through Compacted Sand-Bentonite Mixtures under Anaerobic Conditions. *Radiochim. Acta*, 95, 115-125 (2007).
- (4) Yu J-W. and Neretnieks I., Diffusion and sorption properties of radionuclides in compacted bentonite. SKB Technical Report 97-12, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company (1997).
- (5) Van Loon, L. R., Glaus, M. A. and Müller, W., Anion exclusion effects in compacted bentonites: Towards a better understanding of anion diffusion. *Applied Geochemistry*, 22, 2536–2552 (2007).
- (6) Sawaguchi, T., Yamaguchi, T., Iida, Y., Tanaka, T., Kitagawa, I., Diffusion of Cs, Np, Am and Co through compacted sand-bentonite mixtures - evidence of surface diffusion of cesium cations. *Clay Minerals*, 48, 411–422 (2013).
- (7) 佐藤治夫, 放射性廃棄物処分における緩衝材及び岩石マトリクス中の核種拡散移行過程での固液界面現象と移行モデルの高度化に関する研究, JNC-TN1400 2004-003 (2004).
- (8) Suzuki, S., Haginuma, M., Suzuki, K., Study of sorption and diffusion of ¹³⁷Cs in compacted bentonite saturated with saline water at 60°C. *Journal of Nuclear Science and Technology*, 44, 81-89 (2007).
- (9) 鈴木寛, 佐藤治夫, 圧縮ベントナイト中のストロンチウムイオン、ヨウ化物イオン、重水の実効拡散係数の塩濃度依存性, JNC TN8400 2002-002 (2002).
- (10) 石寺孝充, 宮本真哉, 佐藤治夫, 圧縮ベントナイト中の C, Cl, I の拡散挙動に及ぼすケイ砂混合率及び NaNO₃ の影響, JNC TN8400 2004-001 (2004).
- (11) Muurinen, A., Penttila-Hiltunen, P., Rantanen, J., Diffusion Mechanisms of Strontium and Cesium in Compacted Sodium Bentonite, *Scientific Basis for Nuclear Waste Management X*, Vol. 84, 803-811 (1987).
- (12) 佐藤治夫, 放射性廃棄物地層処分における緩衝材および岩体中の核種移行に関する研究, PNC TN8410 97-202 (1998).
- (13) 嶺達也, 三原守弘, 加藤大生, セメント系材料の影響を受けた環境条件での圧縮成型ベントナイトに対する核種の分配係数, JNC TN8430 99-012 (1999).
- (14) Kozaki, T., Fujishima, A., Sato, S., Ohashi, H., Self-diffusion of sodium ions in compacted sodium montmorillonite. *Nuclear Technology* 121 (1), 63–69 (1998).
- (15) Kozaki, T., Liu, J. and Sato, S., Diffusion mechanism of sodium ions in compacted montmorillonite under different NaCl concentration. *Physics and Chemistry of the Earth*, 33, 957-961 (2008).
- (16) 電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構, TRU 廃棄物処分技術検討書-第 2 次 TRU 廃棄物処分研究開発取りまとめ- 根拠資料集 分冊 2 地層処分の安全性の検討, JNCTY1450 2005-001(2), FEPC, TRU-TR2-2005-04 (2005).
- (17) Watson, C., Benbow, S., RAIDEN 3 v0.9.5 User Guide, Quintessa Report QRS-9018-1 (2004).
- (18) Kozaki, T., Sawaguchi, T., Fujishima, A., Sato, S., Effect of exchangeable cations on apparent diffusion of Ca²⁺ ions in Na- and Ca-montmorillonite mixtures. *Physics and Chemistry of the Earth*, 35, 254-258 (2010).

II-A 天然バリアにおける核種移行評価手法の整備

II-A-1 隆起・侵食及び海水準変動による地形変化評価手法の整備

(a) 地形変化シミュレーションのモデル構築に係る技術的背景

本報告書では、日本原子力研究開発機構と JX 日鉱日石探開株式会社（現 JX 金属探開株式会社）が特許権者の特許（特許第 5422833 号）による地形変化シミュレーションを使用した。このシミュレーションにおけるモデル作成にあたり、日本原子力研究開発機構 東濃地下学センターでは、他のモデルとの比較を行っている⁽¹⁾（以下、JAEA-Research 2010-044）。以下では、これに対する要約を示す。

これまで、地形プロセスを定量的に表現するため、様々なスケールでの地形場と地形量の関係について検討がなされてきた。JAEA-Research 2010-044 において、シミュレーションに用いられる地形プロセスの物理モデルの代表例をまとめた結果を、表 App.II. A-1 に示す。

上述した地形変化シミュレーションのモデルでは、表 App.II. A-1 の平野（1996）による斜面域の拡散モデルと野上（2005）による河川域の拡散モデルを結合した物理モデルにおいて、岩盤物性を拡散係数から独立したパラメータ（地質係数）として考慮可能な形とし、斜面域と河川域の間に両モデルの作用を距離で按分する「遷移域」を設定している。さらに、高度変化が土砂の運搬量で決定される Transport limited model を参考に、河川の土砂運搬能力を下流側へ増大させるパラメータとして「粒径係数」が組み込まれている。さらに本報告書では、河川侵食に対する問題に対処するために SPI（Stream Power Index）法を用いた侵食モデルを使用した（参照：報告書本文 3.2.2（3））。

表 App.II. A-1 数値シミュレーションに用いられる地形プロセスの物理モデルの代表例
(JAEA-Research 2010-044⁽¹⁾から引用)

参考文献	物理モデル	地形場	詳細、問題点など
Ohmori(1978) ⁽²⁾ 藤原ほか(1999) ⁽³⁾ 長谷川ほか(2005) ⁽⁴⁾ 岡野ほか(2002) ⁽⁵⁾	$D = aE^b$	山地全体	D は高度分散量、 E は平均侵食速度。面的侵食速度の指標として使用される(藤原ほか, 1999 ⁽³⁾)。斜面プロセスあるいは河川プロセスに直接対応したモデルではない。
Culling(1960) ⁽⁶⁾ 平野(1996) ⁽⁷⁾	$\frac{\partial H}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(K_{slope} \frac{\partial H}{\partial x} \right)$ (拡散モデル)	斜面域	物質フラックスは流下距離 x 方向の勾配 $\partial H / \partial x$ に比例し、その距離微分が高度変化速度 $\partial H / \partial t$ となる。マスマーブメントのプロセスは崩壊・地すべりなどに細分されるが、長期的には限界勾配に制御される減傾斜過程(Carson, 1976 ⁽⁸⁾)として、拡散モデルで単純化が可能である(例えば、Monaghan et al., 1992 ⁽⁹⁾)。地形物質は係数(ここでは斜面の拡散係数) K_{slope} に含む。
Howard and Kerby (1983) ⁽¹⁰⁾ Whipple and Tucker (1999) ⁽¹¹⁾	$\frac{\partial H}{\partial t} = -KA^m S^n$ (Detachment limited model: 侵食量制限モデル)	河川域	Howard and Kerby(1983) ⁽¹⁰⁾ がバッドランドでの地形計測に基づいて考案し、以後多くの山地流域に適用されている。高度変化速度 $\partial H / \partial t$ は、流域面積 A と流路勾配 S のべき関数となる。流域面積 A は河川流量の代理変数であり、べき係数 m の値は、高度変化速度を何の関数とするか(掃流力、水流の仕事率(Stream power)など)により異なる。地形物質は係数 K に含む。流域面積・勾配が土砂移動量に強く寄与するため、合流点近傍や下流の沖積区間での土砂移動が不連続的となる。
Beaumont et al. (1992) ⁽¹²⁾	$\frac{\partial H}{\partial t} = \frac{1}{l_f} (Q_f - Q_f^{eq})$ $= \frac{1}{l_f} (Q_f - K_f \cdot Q_r^\alpha \cdot S^\beta)$ (Long-term transport model: 長距離運搬モデル)	河川域	Detachment limited modelを変形し、沖積区間に適用したもの。高度変化速度 $\partial H / \partial t$ は、上流からの土砂流入量 Q_f と可能土砂流出量 Q_f^{eq} の差分に比例する。可能土砂流出量 Q_f^{eq} は、河川流量 Q_r (流域面積 A で代理)および流路勾配 S のべき関数となる。地形物質は係数 K_f に含む。比例定数 l_f は、河川の流水と河床との間での土砂の交換が行われる時間と土砂の移流速度の積からなる距離スケールとされる。この l_f の値により、河川の土砂運搬量(=侵食速度)は大きく変化する(Stüwe, 2002 ⁽¹³⁾)ため、上流から下流まで固定した値を与えることの意味は不明確である。
野上(1981) ⁽¹⁴⁾ 野上(2005) ⁽¹⁵⁾	$\frac{\partial H}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(K e^{rx} \frac{\partial H}{\partial x} \right)$ (河川域の拡散モデル: 指数項 e^{rx} を使用)	河川域	拡散モデルに指数項を加えた物。拡散係数×指数項 $K e^{rx}$ ($r > 0$)の値は、流下距離 x とともに大きくなり、平衡河床勾配は指数的減少を示す。また、係数 r が大きいと $K e^{rx}$ は大きくなる。このことは、 r の値が大きいと、運搬量が多くなり、また河床縦断形が明らかな凹形となることを表している。 大きな合流のない河川区間での一次元シミュレーションへの適用(野上, 1981 ⁽¹⁴⁾)がなされているが、定数のパラメータにより河床形状を固定するため、複数のセグメントに分かれる河川(大矢, 1993 ⁽¹⁶⁾)などへの適用が難しい。
Suzuki(1982) ⁽¹⁷⁾	$\frac{W}{t} = K \sqrt{\frac{\rho P A \tan \theta}{T_r S_c l_d}}$ (年平均側刻速度の式)	河川域	岩木川流域の段丘面と谷底低地を形成した側刻作用を示す経験式。地形量、地形営力、地形物質、作用時間の4変数を含むモデルの代表例として示した。 W は側刻幅で、一次元の地形量である。 ρ は洪水の密度、 P は平均年降水量、 θ は側刻面の勾配、 T_r は大規模洪水の再現期間、 S_c と l_d は岩石物性(一軸圧縮強度及びP波速度)を表す。
核燃料サイクル開発機構(2005) ⁽¹⁸⁾	$\tan \theta_c = \frac{\partial H}{\partial \sqrt{A}} = e^{(-r\sqrt{A}-c)}$ $\frac{\partial H}{\partial t} = f \times K \times \frac{\partial}{\partial x} (\theta - \theta_c)$ (平衡勾配モデル)	河川域	流下にもなつて指数関数的に減少する河床勾配(平衡勾配) θ_c との差を埋めるように、現在の河床勾配 θ との差を侵食・堆積させるモデル。 $\partial H / \partial \sqrt{A}$ は流域面積を基準とした勾配で、指数関数 $e^{(-r\sqrt{A}-c)}$ のパラメータは土岐川(庄内川)において求めた河床縦断形の指数式に基づく。拡散係数 K に乗じる係数 f (実効侵食率)は、DEMにおける河川域の幅(1グリッド)が上流から下流まで変わらないため、急勾配の谷頭域での侵食が過剰となる問題を解決するために組み込まれた係数であり、流域面積のシグモイド関数として、岩盤では0~0.1、沖積層では0~0.3の値をとる。

・ Tucker and Slingerland(1997)⁽¹⁹⁾は、斜面域の拡散モデルと河川域の長距離運搬モデルを組み合わせて山地流域のシミュレーションを実施。

・ 野上(2005)⁽¹⁵⁾及び核燃料サイクル開発機構(2005)⁽¹⁸⁾は、斜面域の拡散モデル+河川域の拡散モデル(指数項使用)の組み合わせ。

・ $a, b, K_{slope}, m, n, l_f, K_f, \alpha, \beta, r, C$ はそれぞれ定数(正の定数)

II-A-2 地形変化を考慮した地下水流動評価手法の整備

(a) 形状関数の算出方法

3.2において、地質タイムステップごとの解析モデルを作成する際、節点ではない対象点について、節点における値（水頭値など）から補間値の計算を行う。その場合、地質タイムステップ間で解析モデル要素の形状が変化するため、その変化を考慮できる形状関数を用いる。形状関数は、1次元関数（地層線などに適用）、または3次元関数（地層要素などに適用）を用い、上記の目的以外にも、対象点の位置計算など、本作業における複数の用途において使われる。以下に、全体座標から形状関数を算出する方法について記載する。

①線要素（1次元要素）に対する形状関数の算出

線要素は、Z方向に伸びる線であるとし、対象点は、2節点間に位置するとする。2節点のZ座標から以下の式で形状関数が求められる。

$$N_1 = \frac{z_{ND_2} - z_0}{z_{ND_2} - z_{ND_1}} \quad N_2 = \frac{z_0 - z_{ND_1}}{z_{ND_2} - z_{ND_1}} \quad (\text{II.A-1})$$

z_0 : 対象点のZ座標, z_{ND_i} : 2節点のZ座標, N_i : 対象点の節点*i*における形状関数

節点における変数値（Z座標値、圧力水頭など）から、対象点における変数値を求める場合、以下の式を用いる。

$$var_0 = \sum_{i=1}^2 N_i var(i) \quad (\text{II.A-2})$$

N_i : 節点*i*における形状関数, $var(i)$: 2節点における変数値, var_0 : 対象点における変数値

②三角柱要素（3次元要素）に対する形状関数の算出

評価で扱う主な立体要素は、解析モデル要素、地層要素ともに六面体であるが、要素上面、および下面は、厳密には平面ではない。つまり、上面、または下面を構成する4節点は、必ずしも1平面上にあるわけではない。

形状関数の算出では、対象点が含まれる要素を探索する作業が必要になるが、その場合、要素が完全な平面から構成されている方が効率的である。そのため、六面体を4個の三角柱に分割し、その三角柱を局所座標系の対象とする方法を採用。六面体要素の三角柱分割について、概念図を図 App.II. A-1 に示す。分割する場合、要素上面、および下面のそれぞれについて、面を構成する4節点座標の平均値を座標とする節点（図 App.II. A-1 の節点⑨、および⑩）を追加する。これらの点は、XY平面的には、4隅にあるグリッド点の中心に位置する。

分割してできる三角柱は、この2節点、および側面上の4節点（例えば節点③、④、⑦、⑧）が含まれる。

三角柱における形状関数算出では、元々の三角柱を規格化して、直角二等辺三角形を上面、および下面とする三角柱（アイソパラメトリック要素）とする。そして、節点における関数値を用いて、要素内の任意の位置における関数値を求める。三角柱要素における全体座標、および規格化して得られる局所座標の関係を図 App.II. A-2 に示す。

要素内における全体座標は、変換点の要素内における局所座標、6節点の全体座標、および形状関数から、以下の式で求められる。

$$\begin{aligned}
 x &= \sum_{i=1}^6 N_i(\xi_1, \xi_2, \eta) x_{ND_i} & y &= \sum_{i=1}^6 N_i(\xi_1, \xi_2, \eta) y_{ND_i} \\
 z &= \sum_{i=1}^6 N_i(\xi_1, \xi_2, \eta) z_{ND_i}
 \end{aligned}
 \tag{II.A-3}$$

x, y, z : 変換点の全体座標 $x_{ND_i}, y_{ND_i}, z_{ND_i}$: 6節点の全体座標

N_i : 節点形状関数（局所座標の関数） ξ_1, ξ_2, η : 変換点の局所座標

アイソパラメトリック要素の形状関数は局所座標の関数であり、以下の式で求められる。

$$\begin{aligned}
 N_1 &= \frac{1}{2} \xi_1 (1 + \eta) & N_2 &= \frac{1}{2} \xi_2 (1 + \eta) & N_3 &= \frac{1}{2} (1 - \xi_1 - \xi_2) (1 + \eta) \\
 N_4 &= \frac{1}{2} \xi_1 (1 - \eta) & N_5 &= \frac{1}{2} \xi_2 (1 - \eta) & N_6 &= \frac{1}{2} (1 - \xi_1 - \xi_2) (1 - \eta)
 \end{aligned}
 \tag{II.A-4}$$

上記の(II.A-3)は、局所座標から全体座標を算出する式であるが、逆に、全体座標から局所座標を直接求める式は存在しない。そこで、局所座標を仮設定し、仮設定した局所座標から得られた全体座標に対し、求めたい全体座標である変換点 P 位置とのずれが許容値以下になるまで計算を繰り返し行う事で、局所座標を求める。仮設定した局所座標 $(\xi_{10}, \xi_{20}, \eta_0)$ を持つ点 P₀、および全体座標 (x, y, z) にある変換点 P のずれは、点 P₀の全体座標 (x_0, y_0, z_0) により以下の式で全体座標値として求められる。

$$\begin{aligned} \Delta x &= x - x_0 = x - \sum_{i=1}^6 N_i(\xi_{10}, \xi_{20}, \eta_0) x_{ND_i} \\ \Delta y &= y - y_0 = y - \sum_{i=1}^6 N_i(\xi_{10}, \xi_{20}, \eta_0) y_{ND_i} \\ \Delta z &= z - z_0 = z - \sum_{i=1}^6 N_i(\xi_{10}, \xi_{20}, \eta_0) z_{ND_i} \end{aligned} \tag{II.A-5}$$

全体座標による変換点 P と仮設定点 P₀ のずれ $(\Delta x, \Delta y, \Delta z)$ から、仮設定点の局所座標を修正する必要がある。その際に、全体座標におけるずれ $(\Delta x, \Delta y, \Delta z)$ を局所座標におけるずれ $(\Delta \xi_1, \Delta \xi_2, \Delta \zeta)$ に変換する式を用いる。

そのための第 1 段階として、局所座標におけるずれ $(\Delta \xi_1, \Delta \xi_2, \Delta \zeta)$ から全体座標におけるずれ $(\Delta x, \Delta y, \Delta z)$ を求める式を以下に示す。

$$\begin{Bmatrix} \Delta x \\ \Delta y \\ \Delta z \end{Bmatrix} = \begin{bmatrix} \frac{\partial x}{\partial \xi_1} & \frac{\partial x}{\partial \xi_2} & \frac{\partial x}{\partial \eta} \\ \frac{\partial y}{\partial \xi_1} & \frac{\partial y}{\partial \xi_2} & \frac{\partial y}{\partial \eta} \\ \frac{\partial z}{\partial \xi_1} & \frac{\partial z}{\partial \xi_2} & \frac{\partial z}{\partial \eta} \end{bmatrix} \begin{Bmatrix} \Delta \xi_1 \\ \Delta \xi_2 \\ \Delta \eta \end{Bmatrix} \tag{II.A-6}$$

$\frac{\partial x}{\partial \xi_1}$ などマトリックスの 9 成分：全体座標に対する局所座標微分値

ここで、(II.A-6)の行列成分を以下の式で表す。

$$J = \begin{bmatrix} \frac{\partial x}{\partial \xi_1} & \frac{\partial x}{\partial \xi_2} & \frac{\partial x}{\partial \eta} \\ \frac{\partial y}{\partial \xi_1} & \frac{\partial y}{\partial \xi_2} & \frac{\partial y}{\partial \eta} \\ \frac{\partial z}{\partial \xi_1} & \frac{\partial z}{\partial \xi_2} & \frac{\partial z}{\partial \eta} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} J_{11} & J_{12} & J_{13} \\ J_{21} & J_{22} & J_{23} \\ J_{31} & J_{32} & J_{33} \end{bmatrix} \tag{II.A-7}$$

(II.A-6)中の全体座標に対する局所座標微分値、およびその算出に用いられる形状関数の局所座標微分値との関係式は(II.A-8)、形状関数の局所座標微分値計算式は(II.A-9)となる。

$$\begin{aligned}
 \frac{\partial x}{\partial \xi_1} &= \sum_{i=1}^6 \frac{\partial N_i}{\partial \xi_1} x_{NDi} & \frac{\partial x}{\partial \xi_2} &= \sum_{i=1}^6 \frac{\partial N_i}{\partial \xi_2} x_{NDi} & \frac{\partial x}{\partial \eta} &= \sum_{i=1}^6 \frac{\partial N_i}{\partial \eta} x_{NDi} \\
 \frac{\partial y}{\partial \xi_1} &= \sum_{i=1}^6 \frac{\partial N_i}{\partial \xi_1} y_{NDi} & \frac{\partial y}{\partial \xi_2} &= \sum_{i=1}^6 \frac{\partial N_i}{\partial \xi_2} y_{NDi} & \frac{\partial y}{\partial \eta} &= \sum_{i=1}^6 \frac{\partial N_i}{\partial \eta} y_{NDi} \\
 \frac{\partial z}{\partial \xi_1} &= \sum_{i=1}^6 \frac{\partial N_i}{\partial \xi_1} z_{NDi} & \frac{\partial z}{\partial \xi_2} &= \sum_{i=1}^6 \frac{\partial N_i}{\partial \xi_2} z_{NDi} & \frac{\partial z}{\partial \eta} &= \sum_{i=1}^6 \frac{\partial N_i}{\partial \eta} z_{NDi}
 \end{aligned} \tag{II.A-8}$$

$$\begin{aligned}
 \frac{\partial N_1}{\partial \xi_1} &= \frac{1}{2}(1+\eta) & \frac{\partial N_1}{\partial \xi_2} &= 0 & \frac{\partial N_1}{\partial \eta} &= \frac{1}{2}\xi_1 \\
 \frac{\partial N_2}{\partial \xi_1} &= 0 & \frac{\partial N_2}{\partial \xi_2} &= \frac{1}{2}(1+\eta) & \frac{\partial N_2}{\partial \eta} &= \frac{1}{2}\xi_2 \\
 \frac{\partial N_3}{\partial \xi_1} &= -\frac{1}{2}(1+\eta) & \frac{\partial N_3}{\partial \xi_2} &= -\frac{1}{2}(1+\eta) & \frac{\partial N_3}{\partial \eta} &= \frac{1}{2}(1-\xi_1-\xi_2) \\
 \frac{\partial N_4}{\partial \xi_1} &= \frac{1}{2}(1-\eta) & \frac{\partial N_4}{\partial \xi_2} &= 0 & \frac{\partial N_4}{\partial \eta} &= -\frac{1}{2}\xi_1 \\
 \frac{\partial N_5}{\partial \xi_1} &= 0 & \frac{\partial N_5}{\partial \xi_2} &= \frac{1}{2}(1-\eta) & \frac{\partial N_5}{\partial \eta} &= -\frac{1}{2}\xi_2 \\
 \frac{\partial N_6}{\partial \xi_1} &= -\frac{1}{2}(1-\eta) & \frac{\partial N_6}{\partial \xi_2} &= -\frac{1}{2}(1-\eta) & \frac{\partial N_6}{\partial \eta} &= -\frac{1}{2}(1-\xi_1-\xi_2)
 \end{aligned} \tag{II.A-9}$$

(II.A-6)について、全体座標におけるずれ $(\Delta x, \Delta y, \Delta z)$ から局所座標におけるずれ $(\Delta \xi_1, \Delta \xi_2, \Delta \zeta)$ を求める式へ変換すると、以下となる。

$$\begin{pmatrix} \Delta \xi_1 \\ \Delta \xi_2 \\ \Delta \zeta \end{pmatrix} = J^{-1} \begin{pmatrix} \Delta x \\ \Delta y \\ \Delta z \end{pmatrix} \tag{II.A-10}$$

$$J^{-1} = \frac{1}{|J|} \begin{bmatrix} a_{11} & a_{12} & a_{13} \\ a_{21} & a_{22} & a_{23} \\ a_{31} & a_{32} & a_{33} \end{bmatrix} \tag{II.A-11}$$

$$\begin{aligned}
 |J| &= (J_{11}J_{22}J_{33} + J_{12}J_{23}J_{31} + J_{13}J_{21}J_{32}) \\
 &\quad - (J_{13}J_{22}J_{31} + J_{12}J_{21}J_{33} + J_{11}J_{23}J_{32})
 \end{aligned} \tag{II.A-12}$$

$$\begin{aligned}
a_{11} &= \begin{vmatrix} J_{22} & J_{23} \\ J_{32} & J_{33} \end{vmatrix} & a_{12} &= - \begin{vmatrix} J_{12} & J_{13} \\ J_{32} & J_{33} \end{vmatrix} & a_{13} &= \begin{vmatrix} J_{12} & J_{13} \\ J_{22} & J_{23} \end{vmatrix} \\
a_{21} &= - \begin{vmatrix} J_{21} & J_{23} \\ J_{31} & J_{33} \end{vmatrix} & a_{22} &= \begin{vmatrix} J_{11} & J_{13} \\ J_{31} & J_{33} \end{vmatrix} & a_{23} &= - \begin{vmatrix} J_{11} & J_{13} \\ J_{21} & J_{23} \end{vmatrix} \\
a_{31} &= \begin{vmatrix} J_{21} & J_{22} \\ J_{31} & J_{32} \end{vmatrix} & a_{32} &= - \begin{vmatrix} J_{11} & J_{12} \\ J_{31} & J_{32} \end{vmatrix} & a_{33} &= \begin{vmatrix} J_{11} & J_{12} \\ J_{21} & J_{22} \end{vmatrix}
\end{aligned} \tag{II.A -13}$$

(II.A-10)より、全体座標におけるずれ $(\Delta x, \Delta y, \Delta z)$ から局所座標におけるずれ $(\Delta \xi_1, \Delta \xi_2, \Delta \zeta)$ が求められる。この値を補正值として、新しい点 P_0 の局所座標を $(\xi_{10} + \Delta \xi_1, \xi_{20} + \Delta \xi_2, \eta_0 + \Delta \eta)$ とすると、 P_0 をより P に近い点に移動できる。計算された局所座標におけるずれは、元の位置 P_0 における値である。 P と P_0 が離れていれば補正值が必ずしも正しい値ではない。ただし、この作業を繰り返せば P と P_0 の位置のずれを許容値以下にすることが出来る。

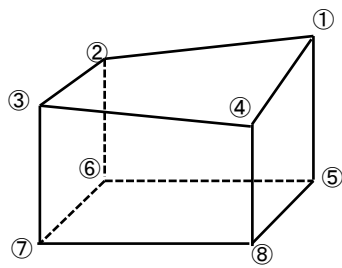
計算は、(II.A-5)により求められる Δx 、 Δy 、および Δz が全て許容値以下になるまで繰り返す。なお、許容値は、1.0E-08 をデフォルト値とした。また、繰り返し計算回数については最大 1000 回としている。

計算値継承計算では、旧タイムステップにおける形状関数を用いて、新タイムステップにおけう変数値 (新タイムステップ初期値) を計算する。計算式を以下に示す。その場合、新タイムステップの節点について、旧タイムステップにおける位置を求め、その位置における形状関数、および旧タイムステップにおける節点変数値を用いる。

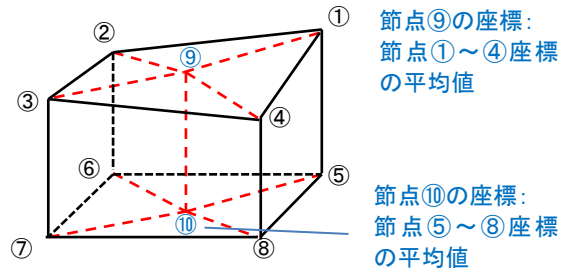
$$vr_0 = \sum_{i=1}^6 N_i(\xi_1, \xi_2, \eta) var(i) \tag{II.A -14}$$

N_i : 節点形状関数 (局所座標の関数) $var(i)$: 節点における変数値 (圧力水頭など)

var_0 : 対象点における変数値 (圧力水頭など)



六面体要素



六面体要素を4個の三角柱に分割

節点⑨の座標:
節点①~④座標
の平均値

節点⑩の座標:
節点⑤~⑧座標
の平均値

図 App.II. A-1 六面体要素における三角柱分割の概念図

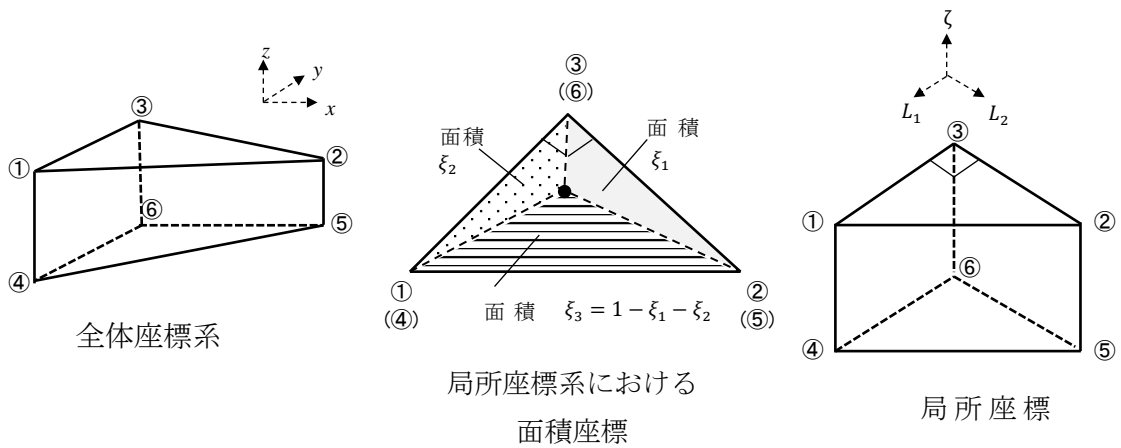


図 App.II. A-2 三角柱要素における全体座標と局所座標の関係

App.II-A の参考文献

- (1) JAEA-Research 2010-044.
- (2) Ohmori, H., Relief structure of the Japanese mountains and their stages in geomorphic development, *Bulletin of the Department of Geography, University of Tokyo*, 10, pp.31-85 (1978).
- (3) 藤原治, 三箇智二, 大森博雄, 日本列島における侵食速度の分布, *サイクル機構技報*, 5, pp.85-93 (1999).
- (4) 長谷川浩一, 若松加寿江, 松岡昌志, ダム堆砂データに基づく日本全国の潜在的侵食速度分布, *自然災害科学*, 24(3), pp.287-301 (2005).
- (5) 岡野眞久, 高柳淳二, 藤井隆弘, 計画堆砂容量の設定とダム貯水池流水土砂量に基づく貯水池堆砂量推定方法についての考察, *平成 14 年度ダム水源環境技術研究所所報*, pp.31-37 (2002).
- (6) Culling, W. E. H., Analytical theory of erosion, *Journal of Geology*, 68, pp.336-344 (1960).
- (7) 平野昌繁, 斜面発達とくに断層崖発達に関する数学的モデル, *地理学評論*, 39(5), pp.324-336 (1966).
- (8) Carson, M. A., Mass-wasting, slope development and climate, *Geomorphology and Climate*, E. Derbyshire (Ed), Wiley, London, pp.101-136 (1976).
- (9) Monaghan, M. C., J. McKean, W. Dietrich, and J. Klein, ^{10}Be chronometry of bedrock-to soil conversion rates, *Earth and Planetary Science Letters*, 111, pp.483-492 (1992).
- (10) Howard, A. D., and G. Kerby, Channel changes in badlands, *Geological Society of America Bulletin*, 94, pp.739-752 (1983).
- (11) Whipple, K. X. and G. E. Tucker, Dynamics of the stream-power river incision model: Implication for height limits of mountain ranges, landscape response timescales, and research needs, *Journal of Geophysical Research*, 104, pp.17661-17674 (1999).
- (12) Beaumont C., P. Fullsack, and J. Hamilton, Erosional control of active compressional orogens, Thrust tectonics, K. McClay (Ed), Chapman and Hall, New-York, pp.1-18 (1992).
- (13) Stüwe, K., *Geodynamics of the Lithosphere: An Introduction*, Springer, 441p (2002).
- (14) 野上道男, 河川縦断面形の発達過程に関する数学モデルと多摩川の段丘京成のシミュレーション, *地理学評論*, 54, pp.86-101 (1981).
- (15) 野上道男, 地理学におけるシミュレーション, *地理学評論*, 78(3), pp. 33-1461 (2005).
- (16) 大矢雅彦, *河川地理学*, 古今書院, 253p (1993).
- (17) Suzuki, T., Rate of lateral planation by Iwaki River, Japan, *地形*, 3, pp. 1-24 (1982).
- (18) 核燃料サイクル開発機構, 高レベル放射性廃棄物の地層処分技術に関する知識基盤の構築—平成 17 年取りまとめ—分冊 1 深地層の科学的研究, JNC TN1400 2005-014 (2005).
- (19) Tucker, G. E., and R. L. Slingerland, Drainage basin responses to climate change, *Water Resource Research*, 33, pp.2031-2047 (1997).

III-A 平成 29 年度「廃棄物埋設地の安全評価に関する調査」検討委員会委員名簿

	氏名	所 属 ・ 職 位
委員長	大江 俊昭	東海大学 工学部 原子力工学科 教授
委員	長田 昌彦	埼玉大学大学院 理工学研究科 環境科学・社会基盤部門 教授
”	小崎 完	北海道大学大学院 工学研究院 エネルギー環境システム部門 教授
”	須貝 俊彦	東京大学大学院 新領域創成科学研究科 教授
”	高橋 知之	京都大学 原子炉実験所 原子力基礎工学研究部門 准教授

検討委員会開催日

第 1 回 平成 29 年 7 月 25 日

第 2 回 平成 30 年 3 月 1 日