４．燃料デブリ処分時の評価に対応した総合的安全評価手法の整備

4. 燃料デブリの処分時の評価に対応した総合的安全評価手法の整備

4.1 はじめに

本項目では、3 章において整備した地質・気候関連事象の発生による影響評価のためのモデル・コードと廃棄体・人工バリアに係る挙動モデル・コード及び核種移行・線量評価コードとのリンケージの方法論を検討し、総合的な安全評価手法としての拡張・整備を行った。はじめに、人工バリアの変遷を対象とした評価において、2 章のシナリオ設定で抽出した発熱、セメント及び海水成分などをはじめとするシナリオに基づき、人工バリアへの影響解析を実施した。

また、仮想燃料デブリ Ver. 1 あるいはガラス固化体を沿岸域の仮想的な堆積岩地域に処分した場合を想定し、仮想的な河床縦断形を設定して、海水準変動と隆起・侵食の両者を組み合わせた地形変化シミュレーションを代表的なパラメータである隆起速度と地質係数を変化させた場合を解析し、評価された地形の時間的な変化に基づいて、地下水流動及び塩分濃度解析を実施した。

さらに、燃料デブリを含む地層処分における人為事象として、温泉開発に伴うボーリング掘削による水理・地質構造の変化に対応した地下水流動への影響に関して、2 次元及び 3 次元の地下水流動解析ならびにトラジェクトリ解析を行うことで、定量的な評価を行った。

これらの解析結果から燃料デブリの処分の安全性を著しく損なう可能性のある地質環境及び人工バリアの設計を含む条件や事象並びに安全評価を実施するうえで着目すべき点などを抽出した。

4.2 人工バリアの変遷シナリオを対象とした安全評価

4.2.1 概要

2.2 及び 2.4 において検討を行い抽出したシナリオに基づいた人工バリアの変遷解析を行い、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。その結果より燃料デブリの処理・処分における要求事項や将来のデブリ処分のさらなる検討に必要と考えられるデブリの特性を抽出した。4.2 及び 4.4 で対象としたのはそれぞれ、

① 海水成分、セメント成分等の溶出による処分環境への化学的影響

② 処分場閉鎖後１０万年を超える期間における人工バリアの変質挙動

である。①については、昨年度のシナリオ設定について新知見等を加え、検討を行った。②については、①の一部について、10 万年以降の設定を変更させた設定について検討した。両者ともインベントリには仮想燃料デブリ H27 を用いた。

4.2.2 人工バリア変遷解析体形

解析①②の体系は、平成 27 年度と同様に、HLW を模擬した 1 次元解析体系とした。図 4.2-1 に本解析体系概念図を示す。本年度は、廃棄体の臨界管理の観点から、廃棄体の大きさが昨年度の設定「仮想燃料デブリ Ver.1」（半径 17.8cm）より小さい「仮想燃料デブリ H27」（半径 11.8cm）を設定した。オーバーパックについては、平成 27 年度と同様に、放射線遮蔽厚さ 15cm に腐食代 4cm を加えた 19cm が厚さとし、これを設定した。緩衝材についても、平成 27 年度と同様に厚さ 70cm に設定した。支保工についても、平成 27 年度と同様に厚さ 60cm を設定した。

体系は、平成 27 年度にも設定した HLW を模擬した 1 次元解析体系とした。

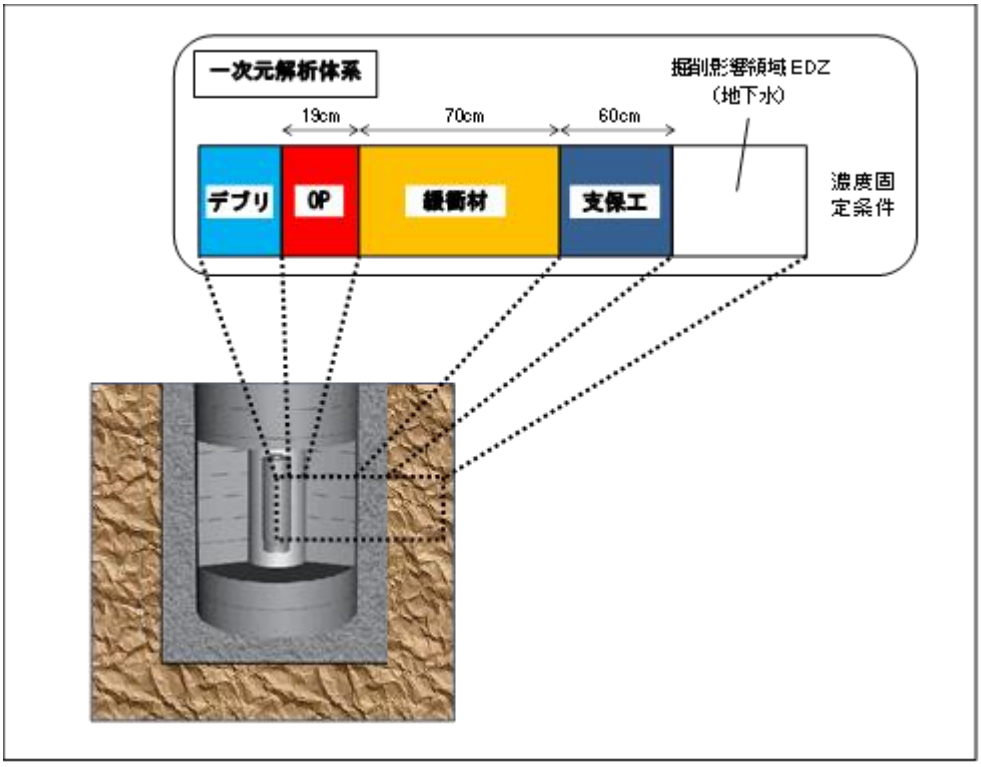


図 4.2-1　人工バリア変遷解析の体系の概念

海水成分による影響については、海水成分を内部からでは無く外部地下水の海水成分を設定し、緩衝材と地下水が直接接触させ、支保工が無い解析体系とした。図 4.2-2 に解析体系概念図を示す。平成 27 年度と同様に、人工バリアの外側には掘削影響領域（以下、「EDZ」という。）があり、境界条件として緩衝材外側に濃度固定条件を与えることにより、常にフレッシュな地下水が接する条件とし、OP 内側の境界には濃度勾配 0 の条件を与えた。

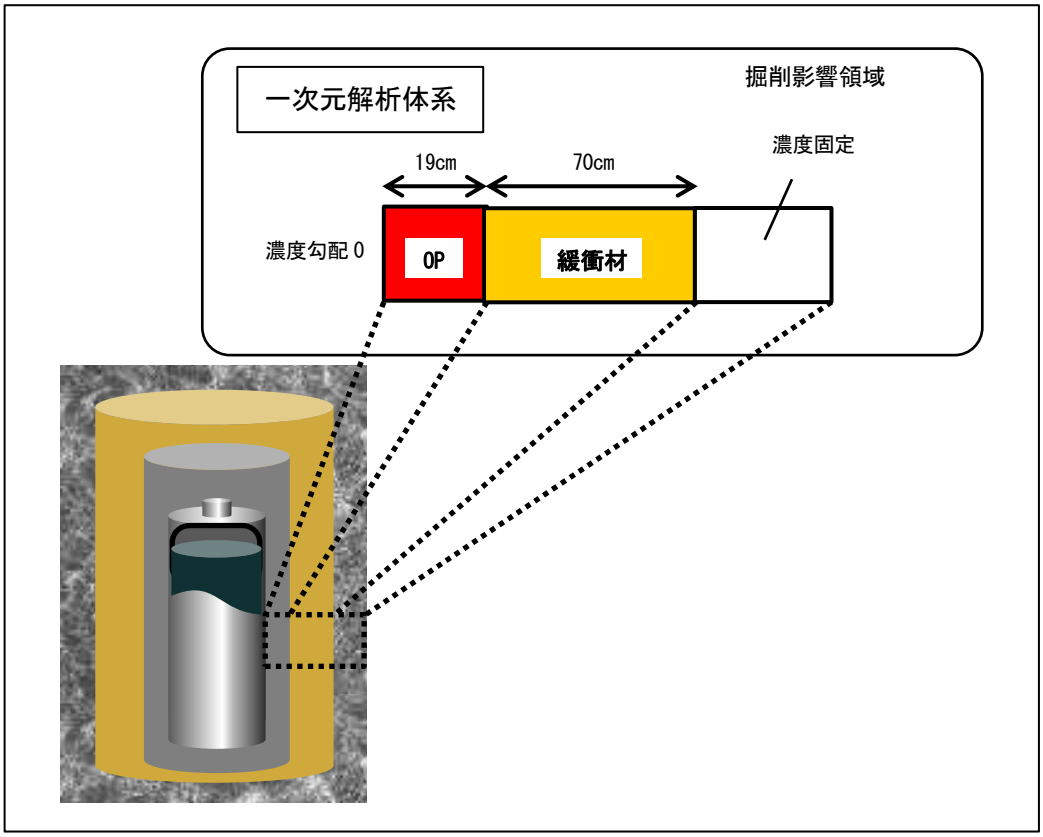


図 4.2-2　解析体系概念図（解析③：海水成分）

4.2.3　人工バリア変遷解析条件

解析評価時間は、平成 27 年度と同様に 10 万年を評価時間として設定し、標準ケースのみ 100 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 ヶ月に設定した。オーバーパックの破損時期を 4,000 年としたケースについては、0～4,000 年間を「OP－緩衝材－支保工体系」で解析した結果を用い、その後 4,000～10 万年間はデブリ廃棄体領域を付加した「デブリ廃棄体－OP－緩衝材－支保工体系」として引き続き解析を行った。

（１）温度

温度については、廃棄体の大きさが昨年度の設定より小さく、廃棄体 1 本あたりの発熱量がガラス固化体と比較して昨年度よりもさらに小さくなることから、影響解析における温度条件は地温一定（47℃）を基本とした。ただし、緩衝材温度変遷の影響を確認するために緩衝材温度変遷（100℃～47℃）を踏襲した解析も 1 ケースのみ実施した。

（２）地下水組成

①～③の解析における地下水組成は平成 27 年度と同様に高 pH 系代表的地下水として設定されている降水系および海水系地下水を設定した。表 4.2-1 に解析に使用した代表地下水組成を示す。

表 4.2-1　代表地下水組成

降水系地下水

pH	8.5
Na	3.42E-03　mol/L
K	4.20E-05　mol/L
Ca	1.10E-04　mol/L
Mg	5.00E-05　mol/L
C	3.50E-03　mol/L
S	1.10E-04　mol/L
Cl	1.50E-05　mol/L
Al	3.40E-07　mol/L
Si	3.40E-04　mol/L
Fe	9.70E-10　mol/L

海水系地下水

pH	8.0
Na	6.42E-01　mol/L
K	1.10E-02　mol/L
Ca	3.30E-04　mol/L
Mg	2.50E-04　mol/L
C	3.50E-02　mol/L
S	3.00E-02　mol/L
Cl	5.90E-01　mol/L
Al	3.20E-09　mol/L
Si	3.00E-04　mol/L
Fe	2.00E-09　mol/L

（３）鉱物組成

元々ベンチマーク計算用に設定された MCCI 生成物組成は、玄武岩系コンクリートの分解生成物（SiO_2、CaO、Al_2O_3、MgO など）であり、このデータを用いた MAAP による SA 解析結果から（内部で phreeqC を使用しているものと推察)、MCCI 生成物の鉱物として anorthite および wollastonite が推定された。

平成 27 年度は、これらの鉱物を鉱物モデルに加えて解析を実施したが、マグマ起因鉱物の wollastonite が支保工中で生成した。anorthite は生成せず、素早く溶解したが、両鉱物とも既往の鉱物モデル内の鉱物で代替した。代替鉱物の選択は平衡論では平衡成分として溶解されるため任意であるが、解析中全般的に出現する以下の鉱物で代替した。

anorthite : 0.5laumontite（$Ca_{0.5}AlSi_2O_6 \cdot 2H_2O$）＋0.5portlandite（$Ca_{0.5}OH$）＋gibbsite（$Al(OH)_3$）

wollastonite : C-S-H(1.0)（$CaSiO_3$）

緩衝材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緩衝材の鉱物組成については、平成 25 年度～平成 26 年度と同様の緩衝材初期鉱物組成を設定した。支保工については、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 55%に設定をした。オーバーパックについては、Fe(c)を設定し、水との化学反応を計算するため、便宜的に間隙率 40%の多孔質と仮定した。燃料デブリ廃棄体に含まれるコンクリート成分については､溶融燃料との MCCI 反応によって生成された MCCI 生成物 $CaAl_2Si_2O_8$（灰長石・anorthite）および $CaSiO_3$（硅灰石・wollastonite）の代替として上記の鉱物を設定した。鉱物モデルについて表 4.2-2 に示す。

表 4.2-2　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
	支保工 (OPC W/C=55%)	緩衝材	オーバーパック	燃料デブリ	(溶解速度式)
$Ca(OH)_2$	17	0	0	8.5	平衡論
C-S-H (1.8)	58.6	0	0	29.3	〃
Monosulfate (AFm)	10.6	0	0	5.3	〃
Hydrogarnet	11.7	0	0	5.9	〃
Brucite	2.1	0	0	1.1	〃
Montmorillonite	0	34.3	0	0	速度論
Quartz	0	26.6	0	0	平衡論
Analcime	0	2.1	0	0	〃
Calcite	0	1.75	0	0	〃
Pyrite	0	0.42	0	0	〃
SiO_2(砂)	0	30	0	0	速度論
Fe(c)	0	0	100	0	〃
Laumontite	0	0	0	16.8	平衡論
Portlandite	0	0	0	2.65	〃
Gibbsite	0	0	0	5.55	〃
C-S-H (1.0)	0	0	0	25	〃
C-S-H(1.5)，(1.3)，(1.1)，(0.9)，(0.833)，(0.6)，(0.4)	0	0	0	0	〃
Ettringite (AFt)	0	0	0	0	〃
Gypsum	0	0	0	0	〃
Brucite	0	0	0	0	〃
Kaolinite	0	0	0	0	〃
Katoite	0	0	0	0	〃
AS_4H	0	0	0	0	〃
Friedel's salt	0	0	0	0	〃
Sepiolite	0	0	0	0	〃
Hydrotalcite	0	0	0	0	〃
Siderite	0	0	0	0	〃
$Fe(OH)_2$(s)	0	0	0	0	〃
Magnetite	0	0	0	0	〃
Chukanovite	0	0	0	0	〃
Goethite	0	0	0	0	〃
Melanterite	0	0	0	0	〃
Berthierine	0	0	0	0	〃
Gleenalite	0	0	0	0	〃

（4）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、表 4.2-2 で示した鉱物モデルを使用する。式(4.2-1)～式(4.2-13)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(4.2-2) ～式(4.2-4)のとおり設定した。また、オーバーパックについては、炭素鋼腐食反応速度モデルを使用する。炭素腐食反応速度モデルについては、式(4.2-11)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、式の特性上、HS^-濃度が低い場合には式(4.2-12)に漸近するように HS^-濃度依存性を設定している。本解析では、HS^-濃度が濃度依存性の影響を受け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(4.2-12)を mol/L/s 換算した式(4.2-13)を使用した。つまり、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。なお、腐食速度は最大 1.5μm/y となるよう設定した。支保工における透水係数（Kw）の設定は、セメント間隙変遷モデルより式(4.2-10)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

$$R_A = 3500\ (a_{OH^-})^{1.4}\ e^{-51000/RT} \qquad (4.2\text{-}1)$$

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})

・ベントナイト透水係数式

$$Kw = 1.2\times10^{-7}\ Is^{1.5}\ 10^{-0.0042\rho_m}\ (7.9\times10^{-5}\ T^2 - 1.9\times10^{-2}\ T - 0.21) \qquad (4.2\text{-}2)$$

○ただし、イオン強度 Is が 0.1 mol L^{-1} 以下の適用条件式

$$Kw = 1.2\times10^{-7}\ \ 0.1^{1.5}\ 10^{-0.0042\rho_m}\ (7.9\times10^{-5}\ T^2 - 1.9\times10^{-2}\ T - 0.21) \qquad (4.2\text{-}3)$$

○また、ρ_m が 0.04 g cm^3 以下の適用条件式

$$Kw = 1.2\times10^{-7}\ \ (7.9\times10^{-5}\ T^2 - 1.9\times10^{-2}\ T - 0.21) \qquad (4.2\text{-}4)$$

Kw：透水係数(m s^{-1})
ρ_m：有効モンモリロナイト密度(kg m^{-3})
Is：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

$$De = 5.0\times10^{-7}\ \ \phi^{2.1}\ e^{(-18600/RT)} \qquad (4.2\text{-}5)$$

De：有効拡散係数(m^2 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})

・quartz の溶解速度式

$$R = k\ A\ (a_{H^+})^n\ (1 - Q/K) \qquad (4.2\text{-}6)$$

$log\ k$：quartz の速度定数（= -13.8（70℃））(mol/m^2/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℃））(-)
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

$$De = 5.37\times10^{-10}\ \phi_{tra} \tag{4.2-7}$$

$$\phi_{tra}(t) = V_{cp-tra}(t)/V_{tot} \tag{4.2-8}$$

$$\Delta V_{cp-tra}(t) = \frac{V_{cp-tra}(0)}{V_{cp-tra}(0)+V_{cp-sto}(0)+V_a(0)}\Delta V_{pore}(t) \tag{4.2-9}$$

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
$V_{cp\text{-}tra}$(t)：物質移動毛細管間隙の体積
$V_{cp\text{-}tra}$(0)：初期の物質移動毛細管間隙の体積
$V_{cp\text{-}sto}$(0)：初期の貯留毛細管間隙の体積
V_a(0) ：初期の水泡体積 （計算では 0）
V_{pore}(t)：セメント硬化体間隙の体積

$$Kw = 1.0\times10^{-15}\text{（一定）} \tag{4.2-10}$$

Kw：透水係数(m s^{-1})

・炭素鋼腐食反応速度式

$$R = \frac{\log(10^{1.5}+10^{340[HS^-]^{0.85}})}{1+10^{(pH-9.6)}} \tag{4.2-11}$$

$$R = \frac{1.5}{1+10^{(pH-9.6)}} \tag{4.2-12}$$

R：腐食反応速度(μm y^{-1})
HS$^-$：硫化水素イオン濃度(mol dm^{-3})

腐食速度の換算 (μm y^{-1} → mol/L/s)

$$R' = \frac{8.8\times10^{-11}}{1+10^{(pH-9.6)}} \tag{4.2-13}$$

R'：腐食反応速度(mol/L/s)

（５）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[(1)]をベースに、CSH ゲル（CSH(0.833)～CSH(1.8)）に A. Atkinson[(2)]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[(3)]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、本解析では考慮していない。

4.2.4　人工バリア変遷解析ケース

①の解析ケースは、降水系地下水と海水系地下水に対し、廃棄体の発熱考慮の有無、MCCI 生成物およびセメント成分の割合を組み合わせた 13 ケース（case P1～P7, case S1～S6）を設定した。表 4.2-3 に検討シナリオ一覧を、表 4.2-4 に検討シナリオに基づく解析ケース一覧を示す。

②の 10 万年以降の設定による影響に対する解析ケースは、①の case P1 について、10 万年時の設定を 10 万以降も継続させる設定または緩衝材の性能喪失状態を想定した全 12 ケースを設定した。表 4.2-5 に検討シナリオ一覧を、表 4.2-6 に検討シナリオに基づく解析ケース一覧を示す。

表 4.2-3　検討シナリオ一覧（①海水成分、セメント成分）

シナリオ	MCCI：セメント成分 海水成分考慮法	MCCI鉱物モデル
標準シナリオ	―	Anorthite・wollastonite
MCCI生成物とセメント成分が混入するシナリオ	1：1	Anorthite・wollastonite
①標準シナリオ	―	既存モデル鉱物
②MCCI生成物のみ混入するシナリオ	―	既存モデル鉱物
③MCCI生成物と海水成分が混入するシナリオ	（海水希釈溶液とMCCI量に比例）	既存モデル鉱物
④MCCI生成物、セメント成分と海水成分が混入するシナリオ	3：1	既存モデル鉱物

表 4.2-4　検討シナリオに基づく解析ケース一覧（①海水成分、セメント成分）

シナリオ	ケース	地下水質特性	温度[℃]	MCCI生成物の割合[%]	セメント成分の割合[%]	海水成分の割合[海水=1]	OP破損[年]	緩衝材厚さ[cm]	乾燥密度[g/cm^3]	混合率[Bnt.：Qtz.]	支保工厚さ[cm]
①	P1	降水系	47	0	0	0	4,000	70	1.6	7：3	60
②	P2			15	0	0					
③	P3			15	0	1/50					
④	P4			3.75	1.25	1/200					
	P5			7.5	2.5	1/100					
	P6			15	5	1/50					
④変動	P7		100～47	15	5	1/50					
①	S1	海水系	47	0	0	0	4,000	70	1.6	7：3	60
②	S2			15	0	0					
③	S3			15	0	1/50					
④	S4			3.75	1.25	1/200					
	S5			7.5	2.5	1/100					
	S6			15	5	1/50					

表 4.2-5　検討シナリオ一覧（②10 万年以降の設定）

シナリオ（緩衝材について）	核種移行パラメータ
①10万年時点の状態継続シナリオ	―
②10万年以降性能低下シナリオ	性能喪失状態
③10万年以降性能低下シナリオ	合理的な下限値
④100万年時点の状態継続シナリオ	―
⑤OP溶解終了以降緩やかに性能低下するシナリオ	合理的な下限値

シナリオ（OPについて）	破損時期
標準シナリオ	4000年
OP長期維持シナリオ	5万年、10万年

表 4.2-6　解析ケース一覧（②10 万年以降の設定）

シナリオ	ケース	地下水質特性	温度[℃]	MCCI等の混入割合[%]	OP破損[年]	0～10万年の設定	10～100万年の設定	100万年以降の設定	緩衝材厚さ[cm]	乾燥密度[g/cm^3]	混合率[Bnt.：Qtz.]	支保工厚さ[cm]
①	1a (P1)	降水系	47	0	4,000	解析結果を反映	10万年時を継続		70	1.6	7：3	60
	1b				50,000							
	1c				100,000							
③	3a				4,000	解析結果を反映	性能が低下した状態（合理的な下限値）					
	3b				50,000							
	3c				100,000							
④	4a				4,000	解析結果を反映		100万年時を継続				
	4b				50,000							
	4c				100,000							
⑤	5a				4,000	解析結果を反映		変遷をできるだけ考慮				
	5b				50,000							
	5c				100,000							

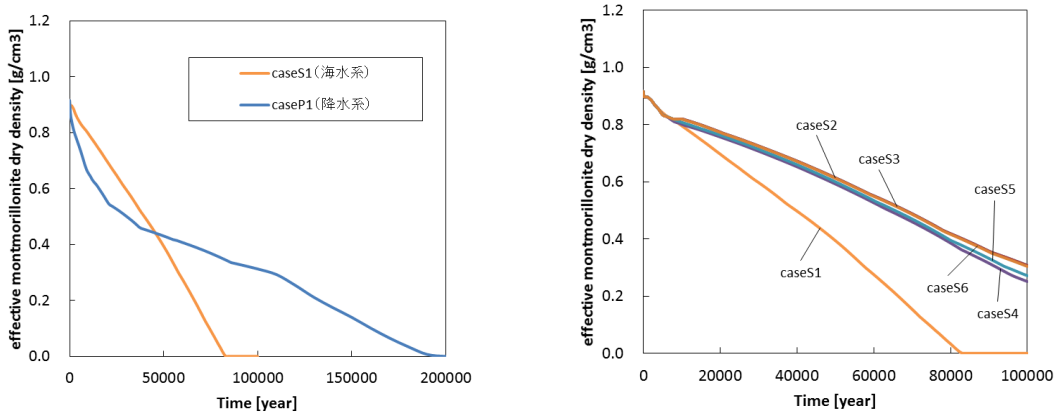
表 4.2-3　検討シナリオ一覧の「MCCI：セメント成分、海水成分考慮法」については、現状では燃料デブリの処理方法が未確定であるため、MCCI 生成物の廃棄体への混入の可能性は排除できない。また、セメント成分、海水成分の混入の可能性は、燃料デブリ自体の温度がかなり長期間（～2021 年および～2031 年）にわたり高温（中心部で 400℃～、表面でも 300℃～）になること[(4)]から、継続する冷却作業で洗い流される可能性が高い。しかしながら、完全に排除できるとは言えないため、昨年度より割合を低くしたシナリオも想定される。海水成分は海

水希釈割合で混入量を設定し、OP 破損直後の初期間隙水として与えることとする。

表 4.2-5　検討シナリオ一覧（②10 万年以降の設定）は、デブリの処分において注視すべき具体的なシナリオとして、「緩衝材変質シナリオ」と「OP 破損シナリオ」の組み合わせを設定した。②10 万年以降性能低下シナリオに対し、「性能低下状態の Kd 等として合理的な下限値を設定するシナリオ③」を追加した。「10 万年以降の状態も考慮するシナリオ」は、「継続シナリオ④」と「OP 溶解終了後の緩やかな性能低下シナリオ⑤」として展開した。なお、解析ケースとしては、昨年度実施内容との対比を踏まえ、降水系地下水のみのケース設定を設定した。

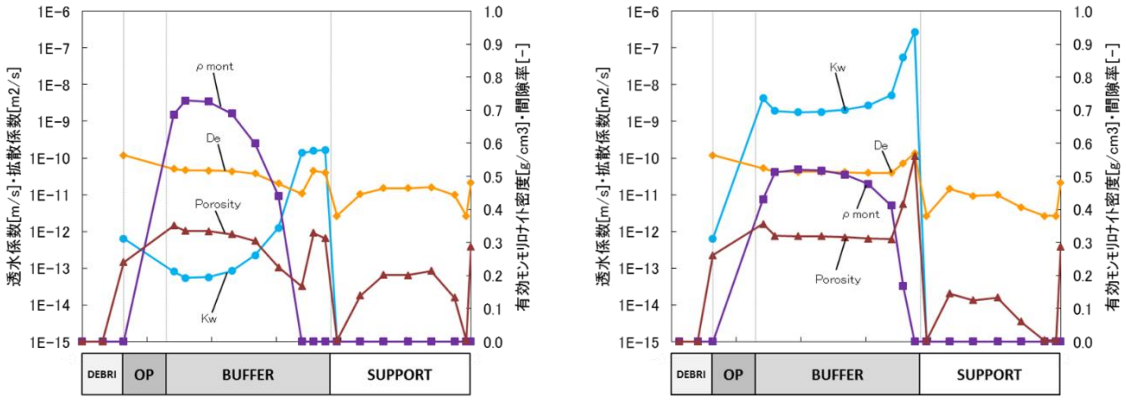
4.2.5　人工バリア変遷解析結果

（1）地下水水質による影響解析



(a) 地下水質の違いによる比較　　(b) 海水系地下水全ケース

図 4.2-3　有効モンモリロナイト密度の経時変化（地下水質による影響）
［セメント，MCCI 成分：0%］



(a) caseP1（降水系 50,000 年後）　　(b) caseS1（海水系 50,000 年後）

図 4.2-4　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(ρm)，
間隙率(Eps)の空間分布［セメント，MCCI 成分：0%］

図 4.2-3 (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では 200,000 年後に、海水系地下水のケースでは約 84,000 年後に消失する結果となった。海水系地下水のケースは線形的にモンモリロナイトの溶解が進んでいるのに対し、降水系地下水のケースでは約 40,000 年後に有効モンモリロナイト密度がやや横ばいに推移する傾向に変化している。これは緩衝材と支保工との境界近傍の緩衝材領域側においても局所的な間隙率低下が発生し、支保工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。

図 4.2-3 (b)の海水系地下水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、どの海水系地下水においても有効モンモリロナイト密度はほぼ線形的に低下する結果となった。

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によってもたらされると推定された。なお、図 4.2-4 に示した有効モンモリロナイト密度、透水係数、間隙率は、緩衝材領域において空間分布を持っているものの平均値であることには注意が必要である（以下すべて）。

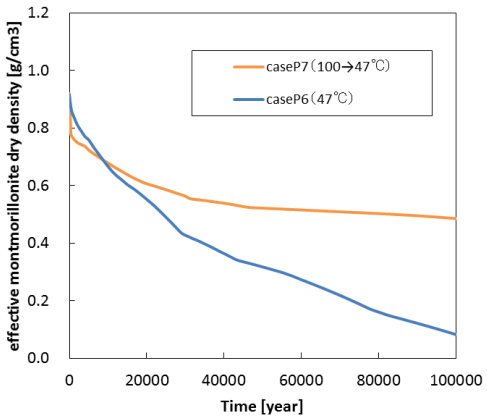
（2）廃棄体からの発熱による影響解析

廃棄体からの発熱の有無を考慮したケースの有効モンモリロナイト密度、透水係数、間隙率の経時変化についての比較を図 4.2-5 (a) – (c)に示す。

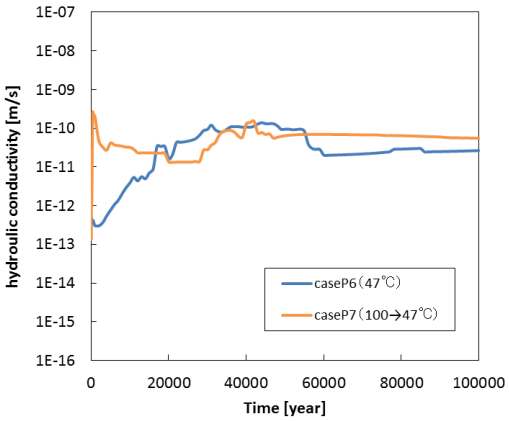
図 4.2-5 (a)に示すとおり、有効モンモリロナイト密度は発熱を考慮したケースにおいて 100,000 年間で 0.49 g/cm^3 残存、地温一定のケースにおいては 0.08 g/cm^3 残存する結果となった。両ケースにおいても緩衝材領域と支保工との境界付近における局所的な間隙率低下によるものであるが、地温一定ケースにおいては間隙率低下の箇所が支保工側で発生していた。

図 4.2-5 (b)の透水係数について、発熱を考慮したケースにおいては、支保工付近の緩衝材領域における局所的な間隙閉塞の影響が強く表れている。地温一定のケースについては緩衝材と支保工境界の間隙率低下が発生している箇所が支保工側であるため、緩衝材領域の透水係数には影響を及ぼしていない。

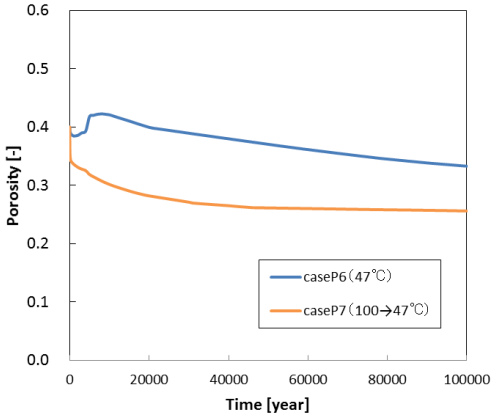
以上の廃棄体からの発熱による影響解析結果より、発熱の有無によって間隙率低下の発生の度合いや発生場所等が変化し、モンモリロナイトの溶解挙動に影響をおよぼすことが示された。



(a)有効モンモリロナイト密度

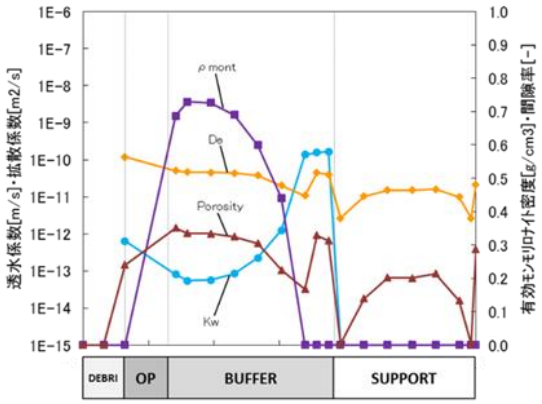


(b)透水係数

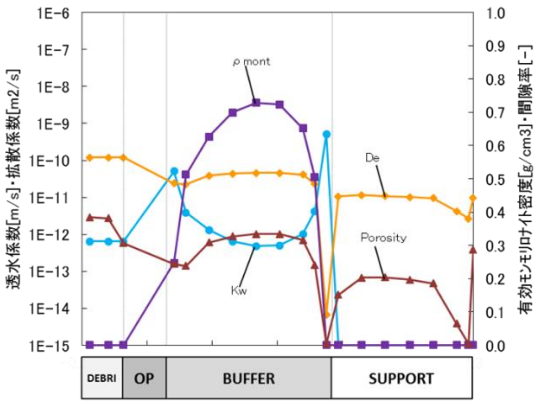


(c)間隙率

図 4.2-5　緩衝材領域における有効モンモリロナイト密度、透水係数、間隙率の経時変化（廃棄体からの発熱の影響）［降水系地下水、セメント，MCCI 成分：0%］



(a) caseP1（47℃　50,000 年後）



(b) caseP7（100→47℃　50,000 年後）

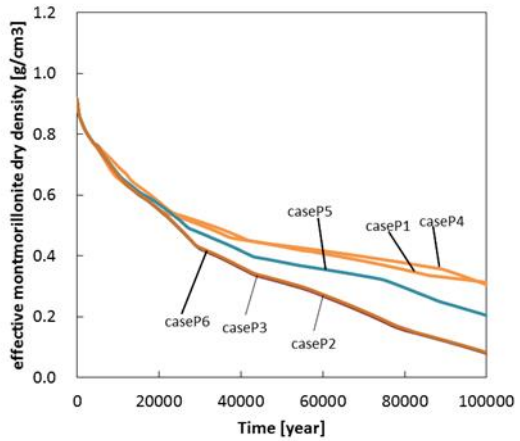
図 4.2-6　全領域における透水係数(Kw)，拡散係数(De)，有効ﾓﾝﾓﾘﾛﾅｲﾄ密度(ρm)，間隙率(Eps)の空間分布（廃棄体からの発熱の影響）

（3）セメント成分、MCCI 成分、海水成分による影響解析

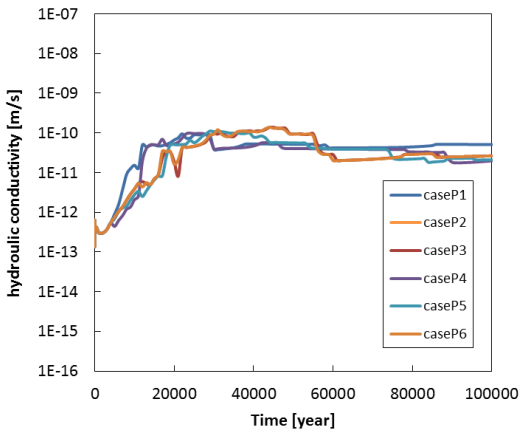
続いて、デブリ廃棄体からのセメント成分量、MCCI 成分量、海水成分量を変化させたケースの有効モンモリロナイト密度、透水係数、間隙率の経時変化を図 4.2-7 (a) – (c)に示す。

図 4.2-7 (a)に示すとおり、モンモリロナイトはセメント及び MCCI 成分を含まないケースにおいて 100,000 年間で 0.31 g/cm^3 残存するのに対し、MCCI 成分のみ 15%含むケースでは 0.08g/cm^3 残存する結果となり、MCCI 成分のみを含むケースの方が、モンモリロナイト溶解が促進される結果となった。また MCCI 成分 15%及びセメント成分 5%を含むケースでは 0.20g/cm^3 残存する結果となり、MCCI 成分のみ 15%のケースの方が、モンモリロナイト溶解が促進される結果となった。また海水成分量によらず似たような有効モンモリロナイト密度の減少傾向を示した。図 4.2-7 (b)の透水係数について、全ケース共に緩衝材と支保工の境界の局所的な間隙率低下が発生している箇所が支保工側であるため、緩衝材領域の透水係数への影響としては現れていない。またこの緩衝材と支保工との境界の支保工側での間隙率低下は、全ケースともほぼ同じ傾向であった。

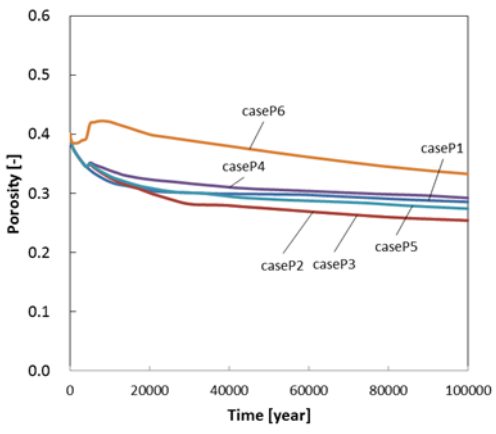
以上のセメント，MCCI，海水成分の影響解析結果より、デブリに含まれるセメント，MCCI 成分は少量であってもモンモリロナイト溶解に影響をおよぼす可能性が示された。



(a)有効モンモリロナイト密度



(b)透水係数

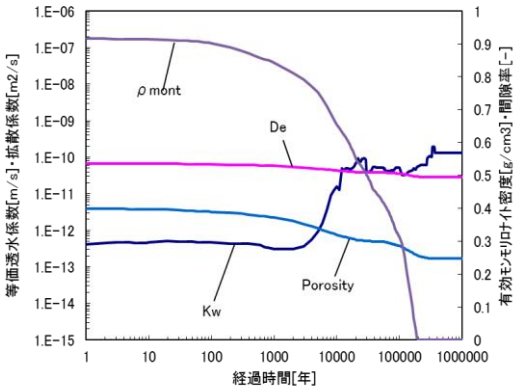


(c)間隙率

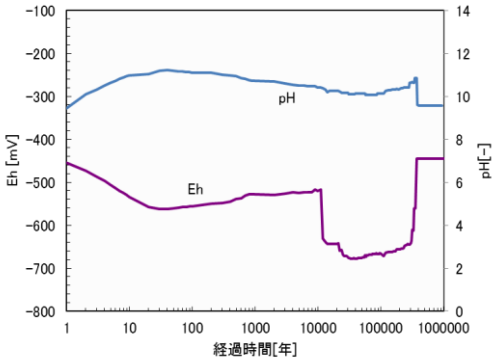
図 4.2-7　緩衝材領域における経時変化（セメント，MCCI 成分の影響）
［降水系地下水、地温一定］

（４）空間分布の経時変化および緩衝材領域の経時変化

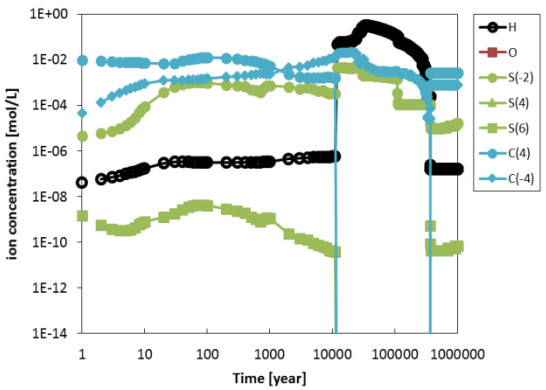
解析した全ケースの緩衝材領域における経時変化および全領域における空間分布の経時変化を以下に示す。



(a) 透水係数，拡散係数，有効ﾓﾝﾓﾘﾛﾅｲﾄ密度，間隙率

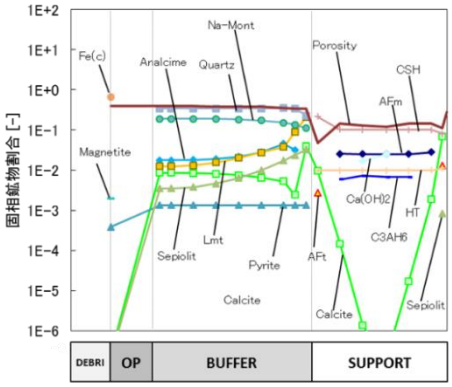


(b) 酸化還元電位， ｐH

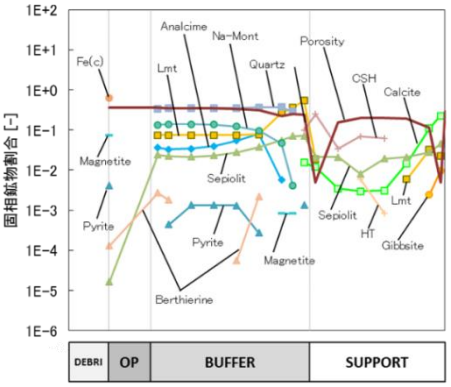


(c) 炭素種，硫黄種，溶存水素，溶存酸素濃度

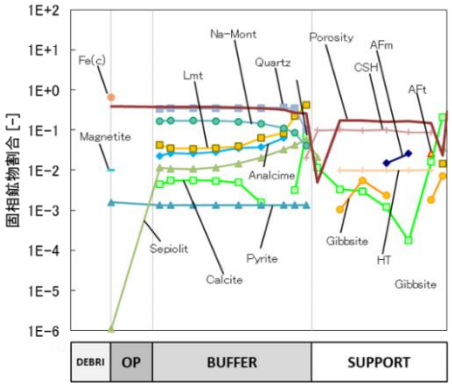
図 4.2-8　緩衝材領域における経時変化（caseP1）



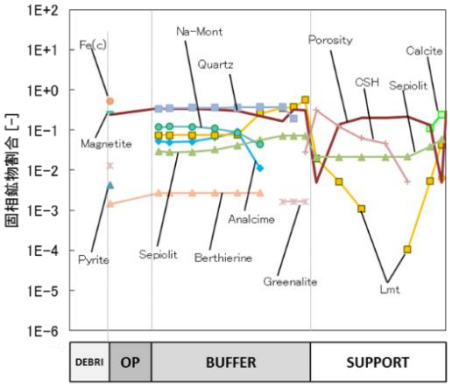
1,000 年後



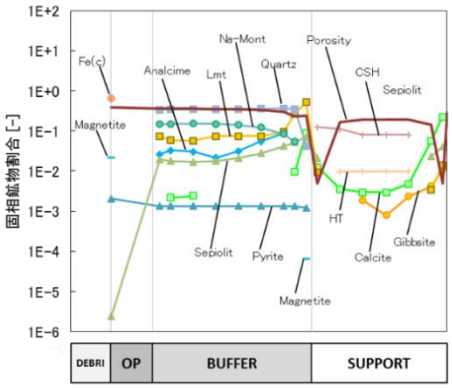
20,000 年後



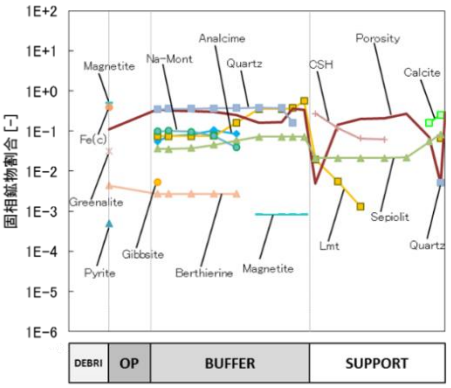
5,000 年後



50,000 年後

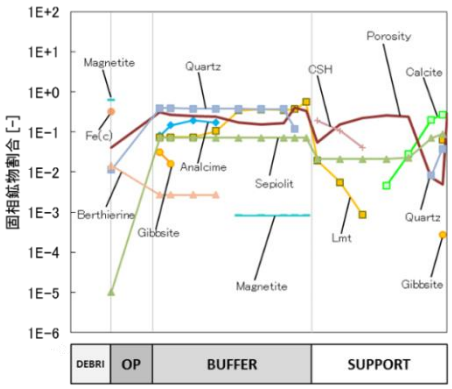


10,000 年後

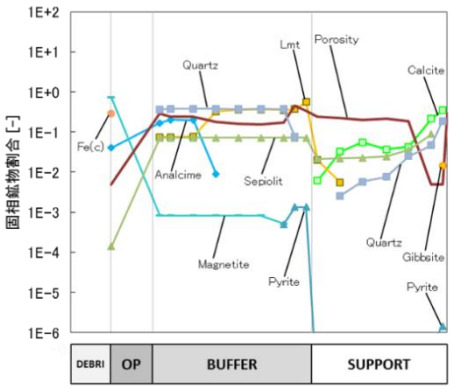


100,000 年後

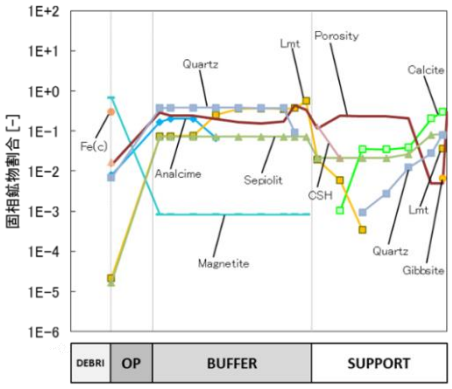
図 4.2-9　全領域における固相空間分布（caseP1）(1/2)



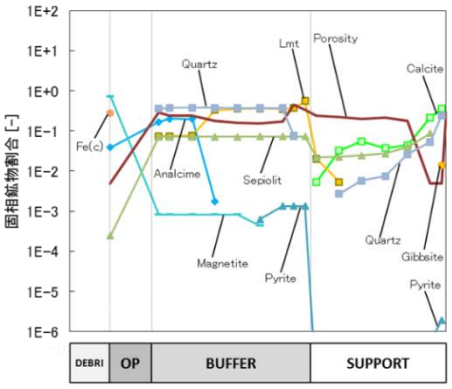
200,000 年後



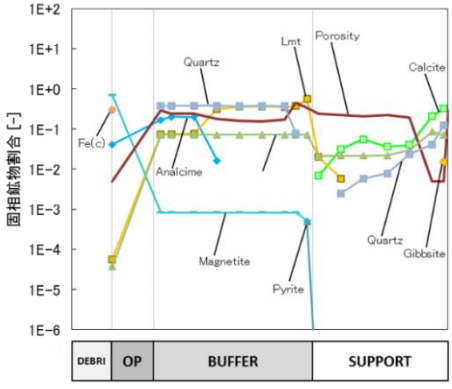
600,000 年後



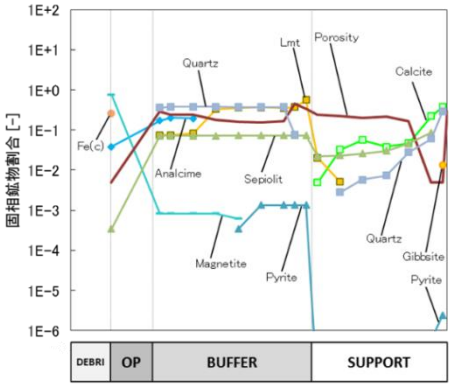
300,000 年後



800,000 年後

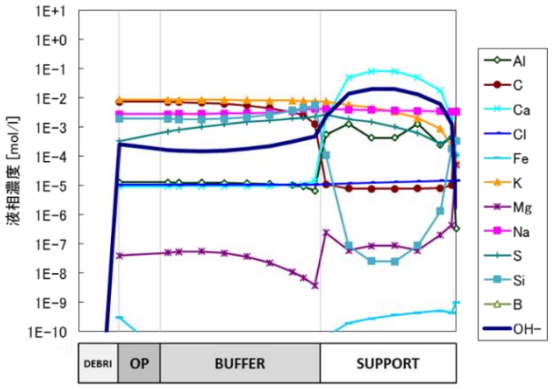


400,000 年後

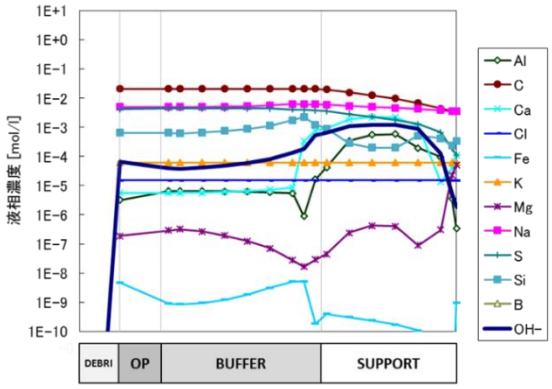


1,000,000 年後

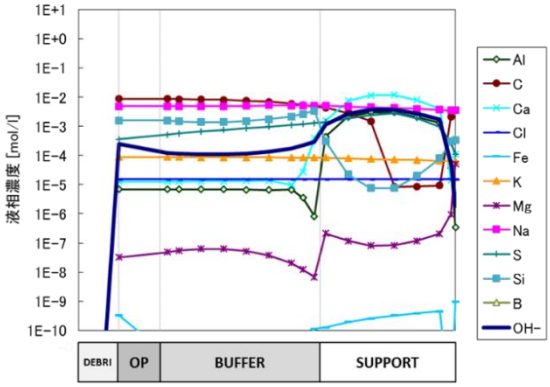
図 4.2-10　全領域における固相空間分布（caseP1）(2/2)



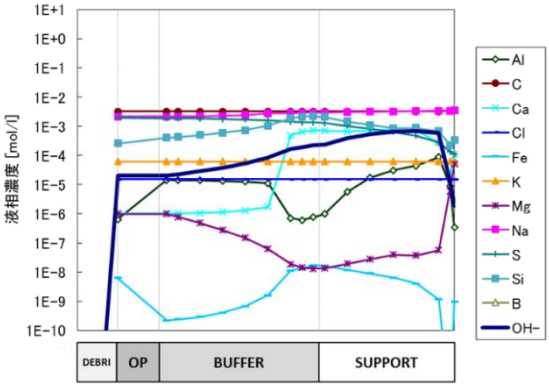
1,000 年後



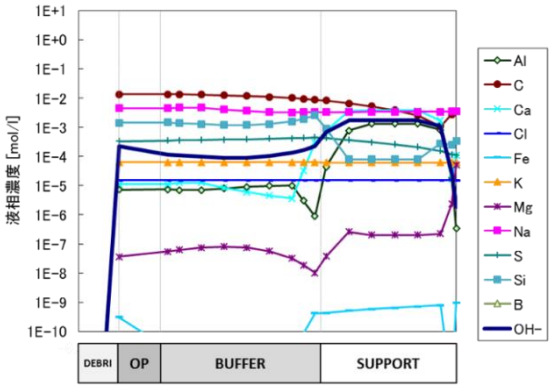
20,000 年後



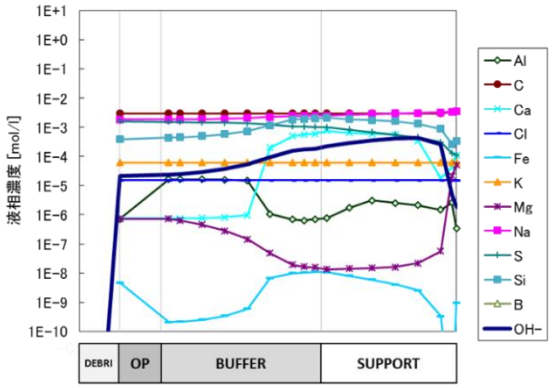
5,000 年後



50,000 年後

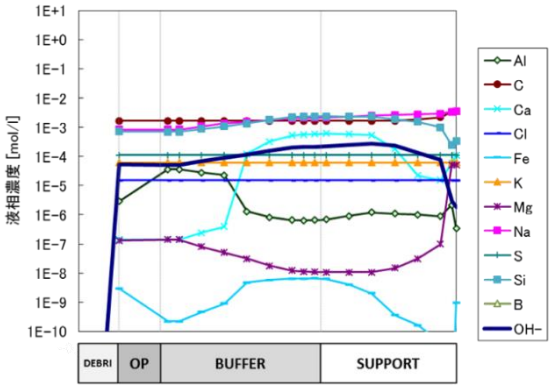


10,000 年後

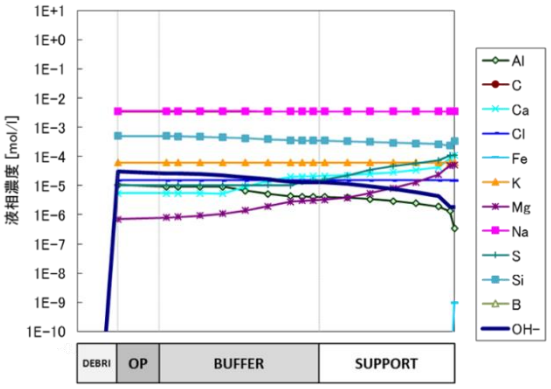


100,000 年後

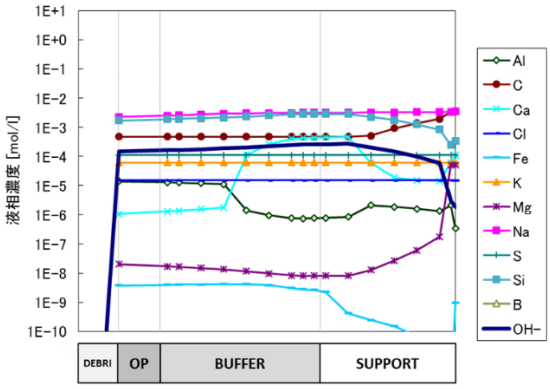
図 4.2-11　全領域における液相組成空間分布（caseP1）(1/2)



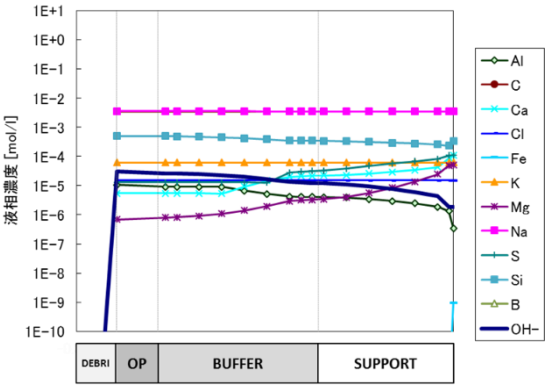
200,000 年後



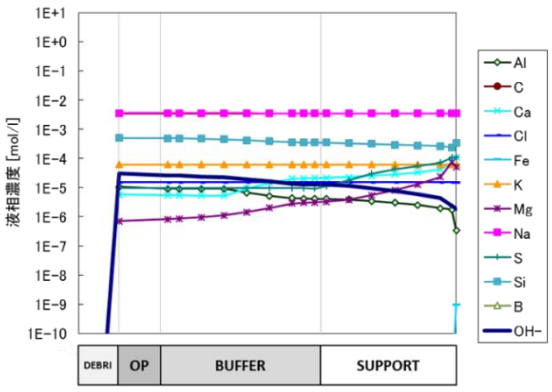
600,000 年後



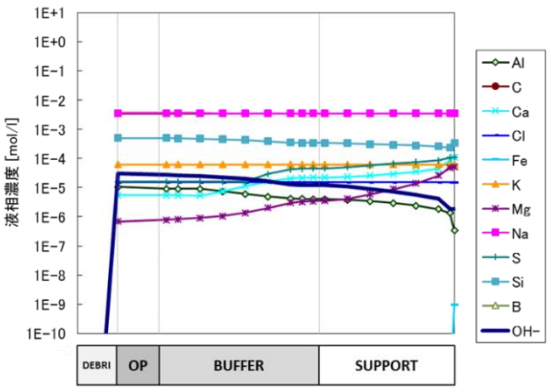
300,000 年後



800,000 年後

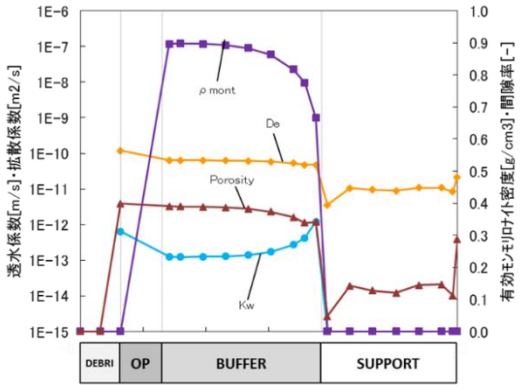


400,000 年後

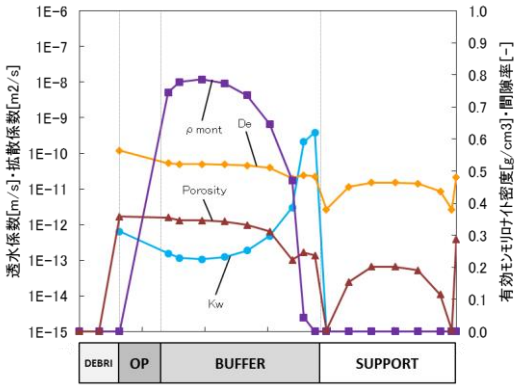


1,000,000 年後

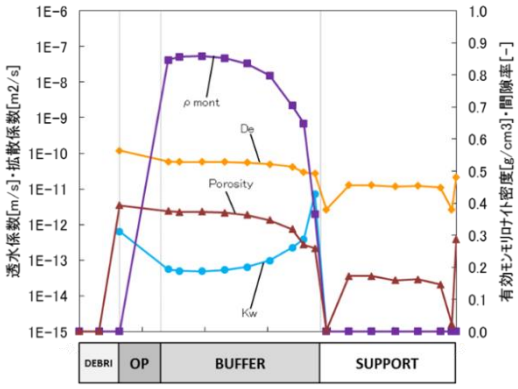
図 4.2-12　全領域における液相組成空間分布（caseP1）(2/2)



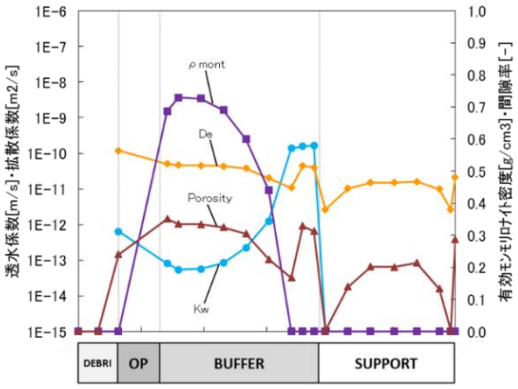
1,000 年後



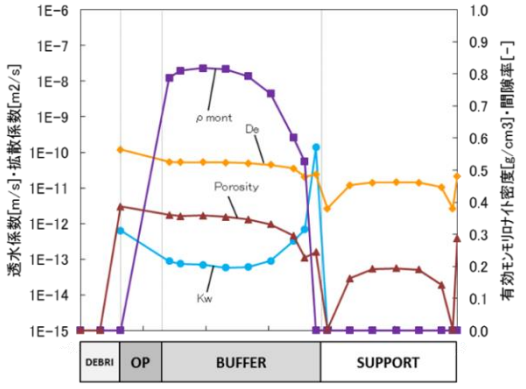
20,000 年後



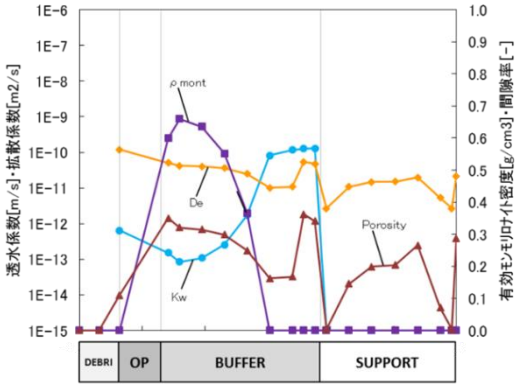
5,000 年後



50,000 年後

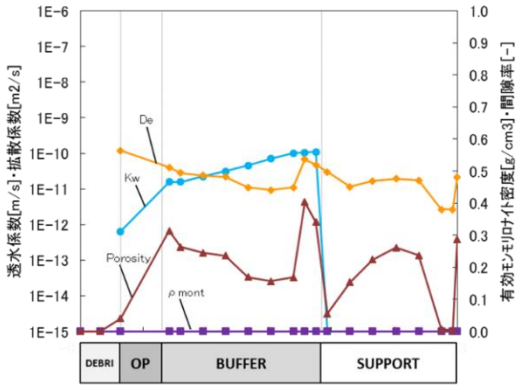


10,000 年後

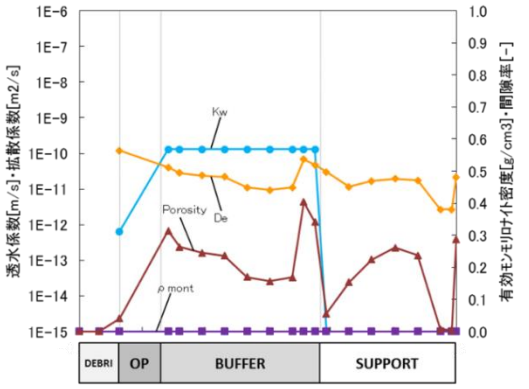


100,000 年後

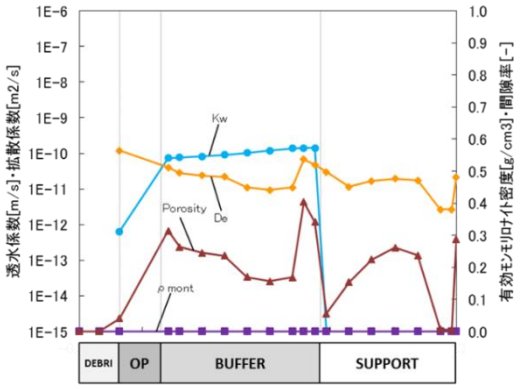
図 4.2-13　全領域における透水係数(Kw)，拡散係数(De)，有効ﾓﾝﾓﾘﾛﾅｲﾄ密度(ρm)，間隙率(Eps)の空間分布（caseP1）(1/2)



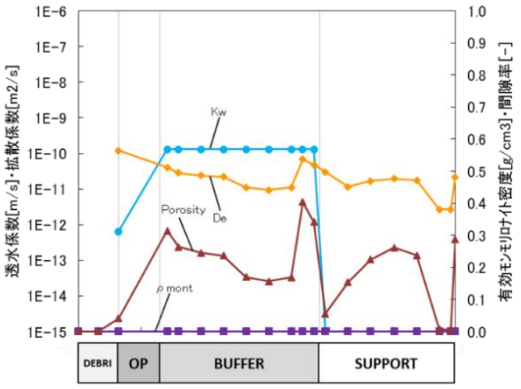
200,000 年後



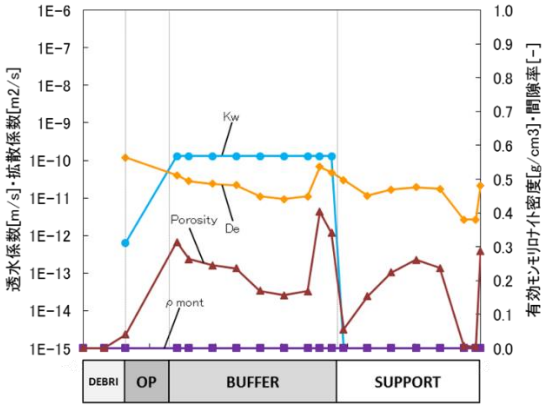
600,000 年後



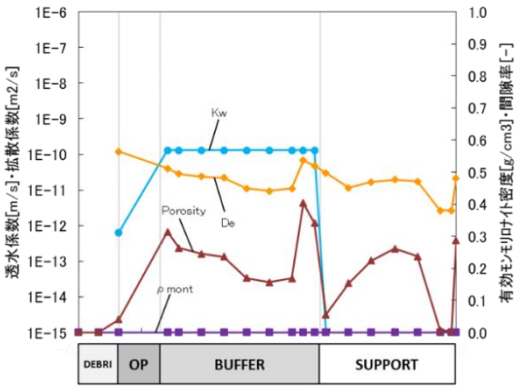
300,000 年後



800,000 年後

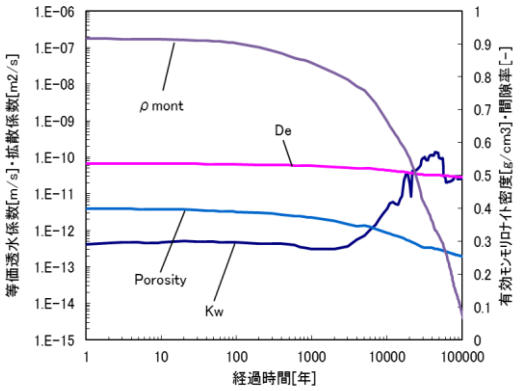


400,000 年後

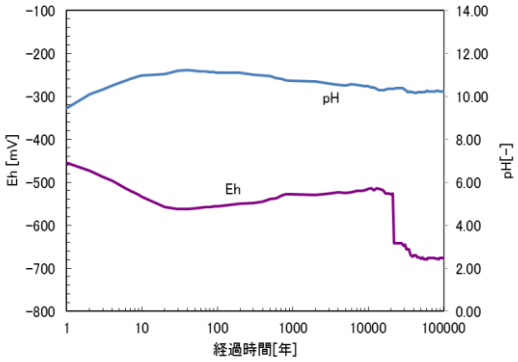


1,000,000 年後

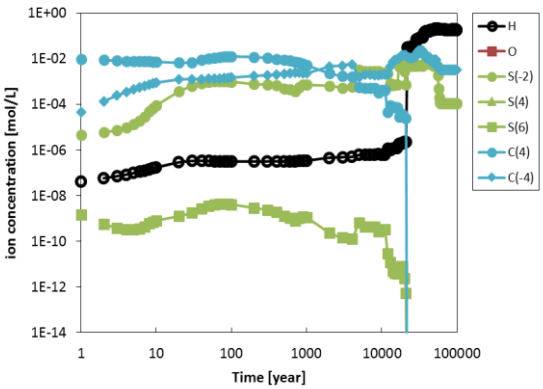
図 4.2-14　全領域における透水係数(Kw)，拡散係数(De)，有効ﾓﾝﾓﾘﾛﾅｲﾄ密度(ρm)，間隙率(Eps)の空間分布（caseP1）(2/2)



(a) 透水係数，拡散係数，有効ﾓﾝﾓﾘﾛﾅｲﾄ密度，間隙率

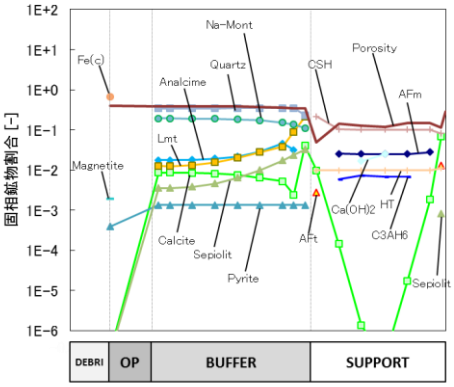


(b) 酸化還元電位， ｐH

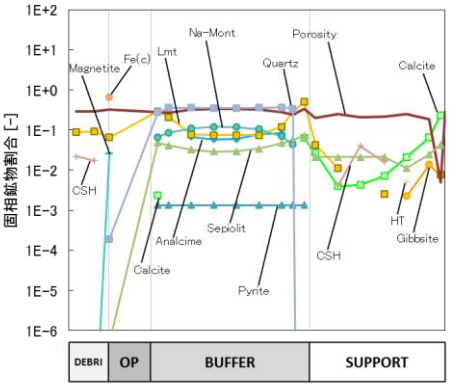


(c) 炭素種，硫黄種，溶存水素，溶存酸素濃度

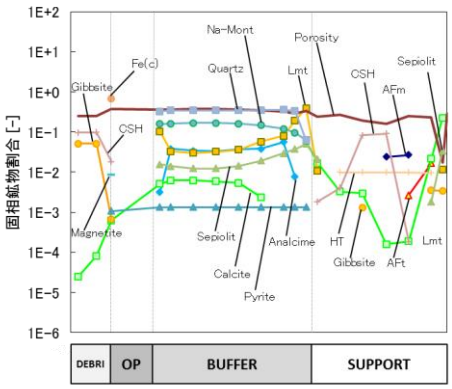
図 4.2-15　緩衝材領域における経時変化（caseP2）



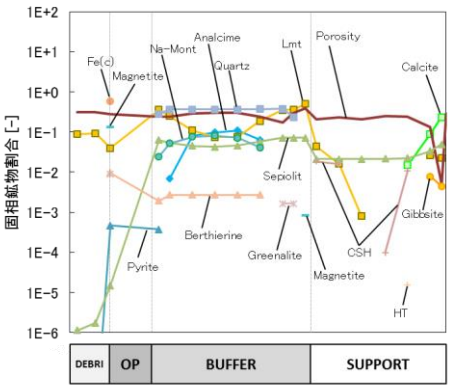
1,000 年後



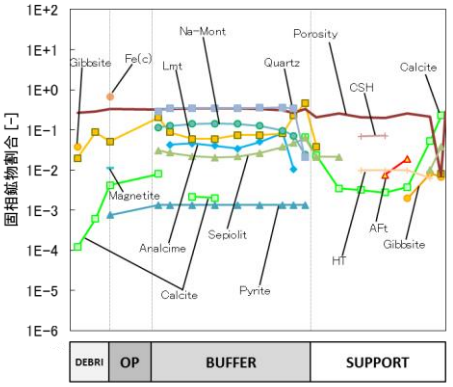
20,000 年後



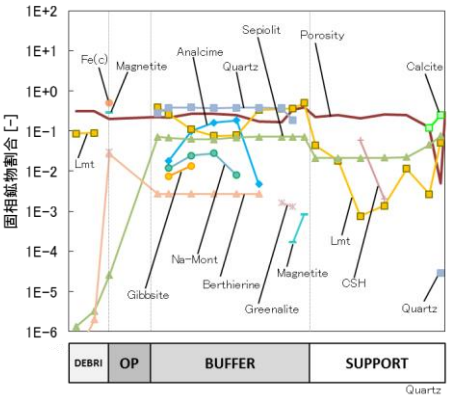
5,000 年後



50,000 年後

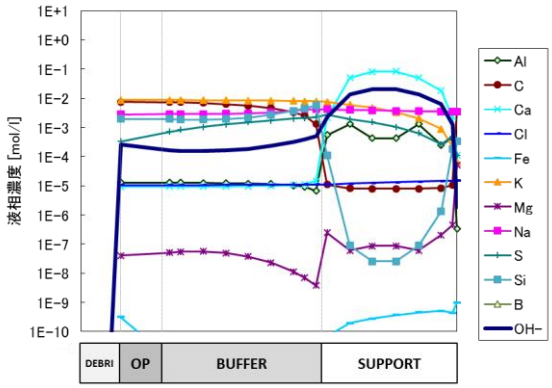


10,000 年後

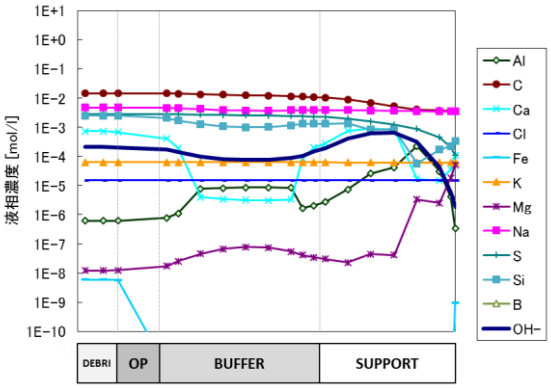


100,000 年後

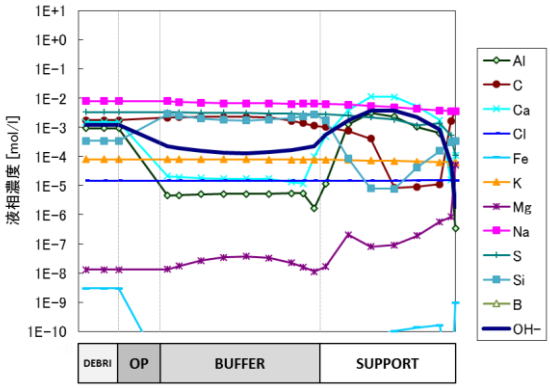
図 4.2-16　全領域における固相空間分布（caseP2）



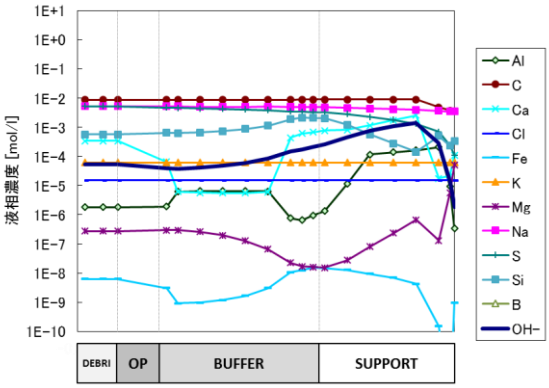
1,000 年後



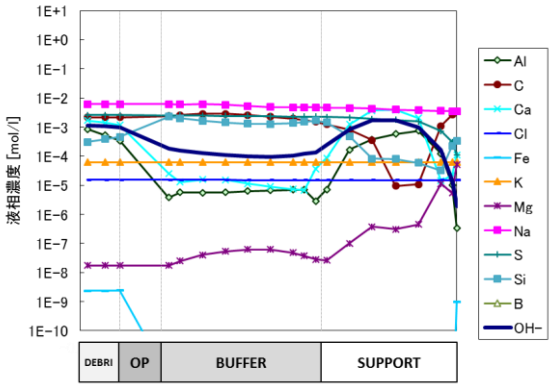
20,000 年後



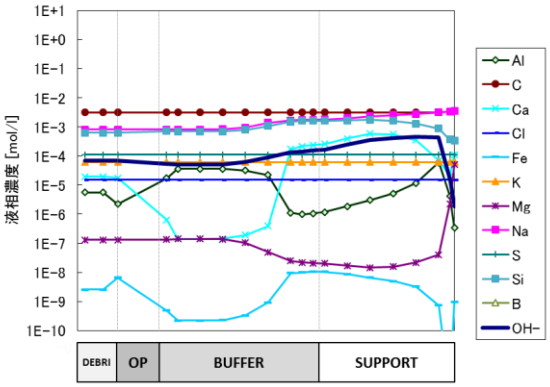
5,000 年後



50,000 年後

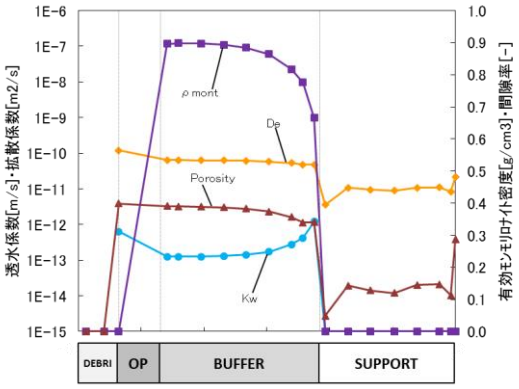


10,000 年後

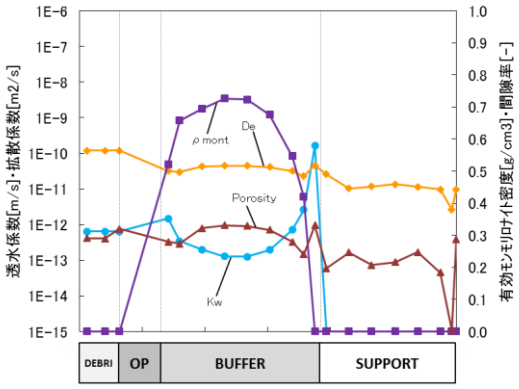


100,000 年後

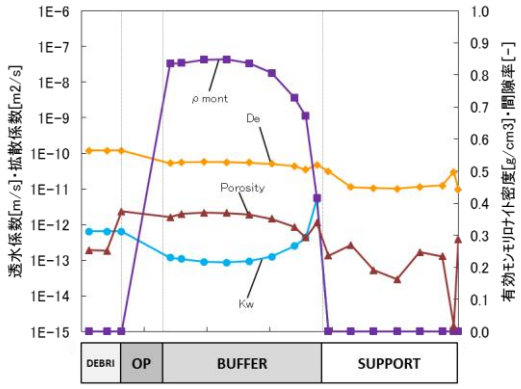
図 4.2-17　全領域における液相組成空間分布（caseP2）



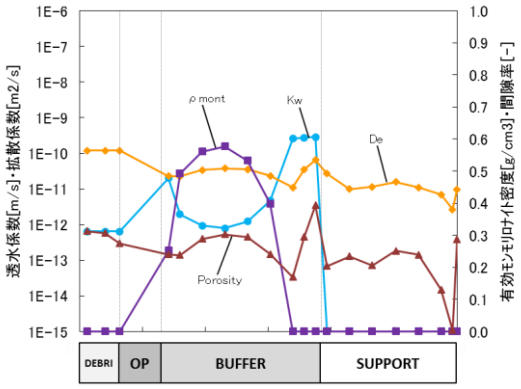
1,000 年後



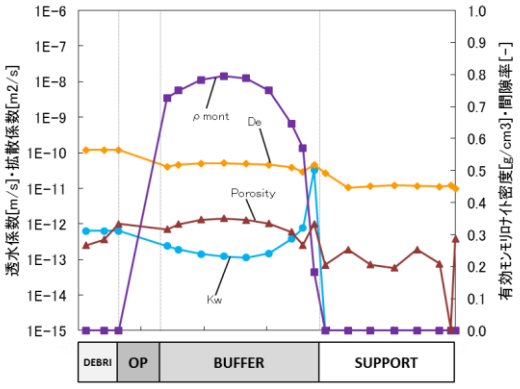
20,000 年後



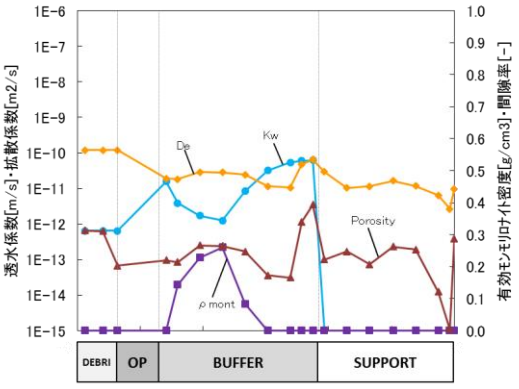
5,000 年後



50,000 年後

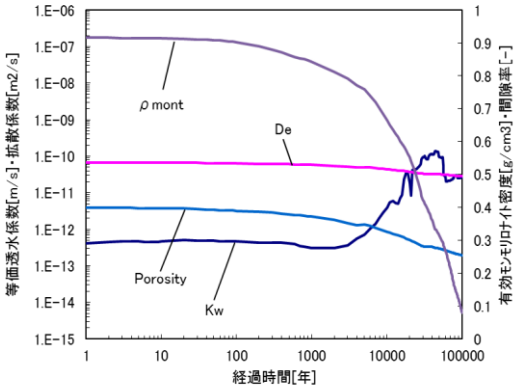


10,000 年後

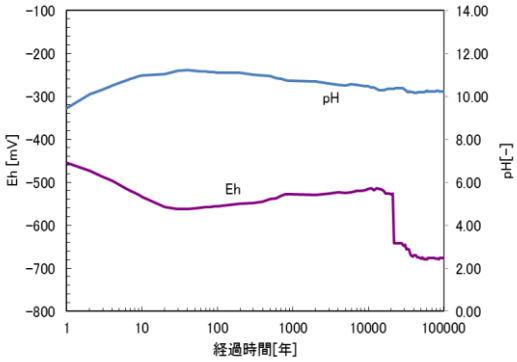


100,000 年後

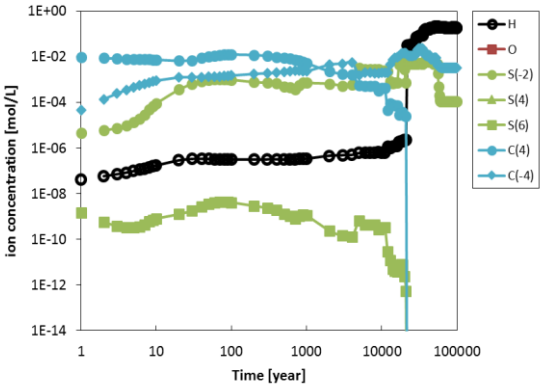
図 4.2-18　全領域における透水係数(Kw)，拡散係数(De)，有効ﾓﾝﾓﾘﾛﾅｲﾄ密度(ρm)，間隙率(Eps)の空間分布（caseP2）



(a) 透水係数，拡散係数，有効ﾓﾝﾓﾘﾛﾅｲﾄ密度，間隙率

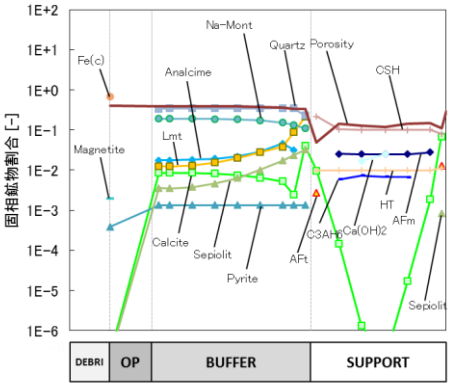


(b) 酸化還元電位， ｐH

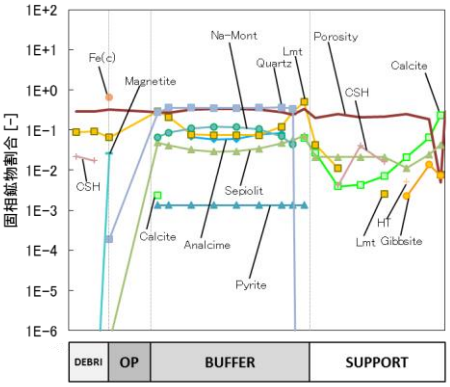


(c) 炭素種，硫黄種，溶存水素，溶存酸素濃度

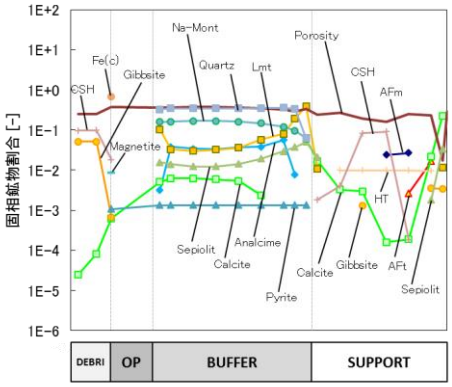
図 4.2-19　緩衝材領域における経時変化（caseP3）



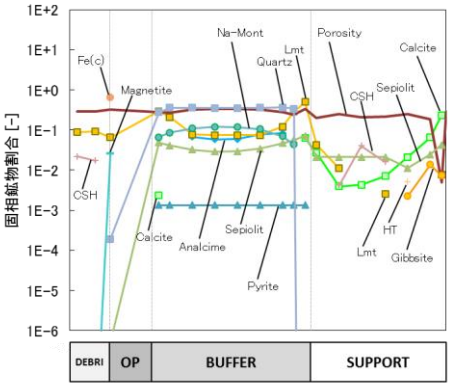
1,000 年後



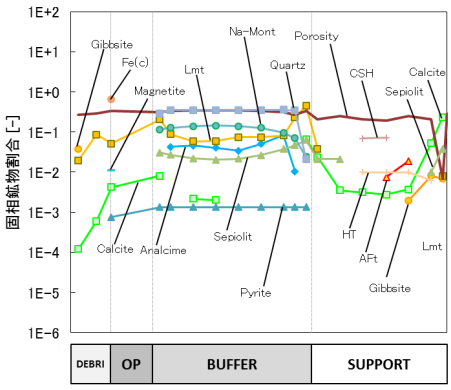
20,000 年後



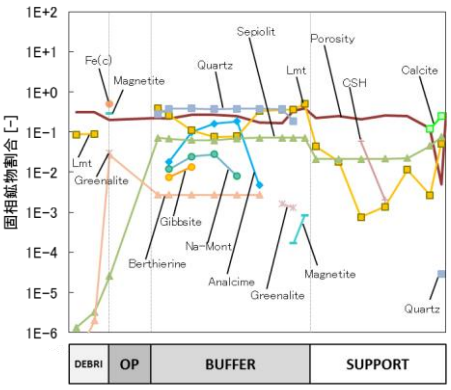
5,000 年後



50,000 年後

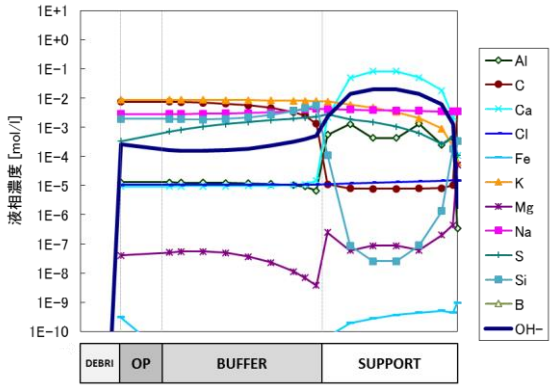


10,000 年後

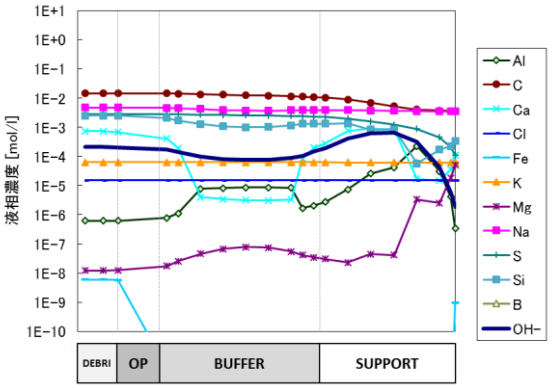


100,000 年後

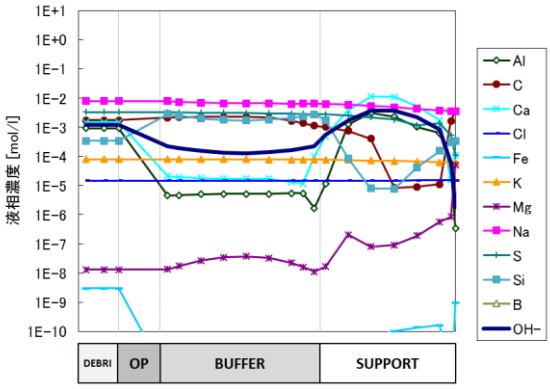
図 4.2-20　全領域における固相空間分布（caseP3）



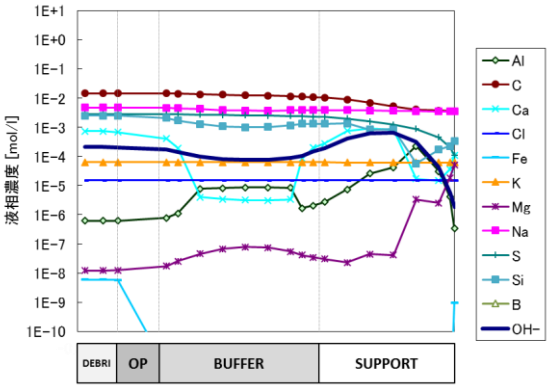
1,000 年後



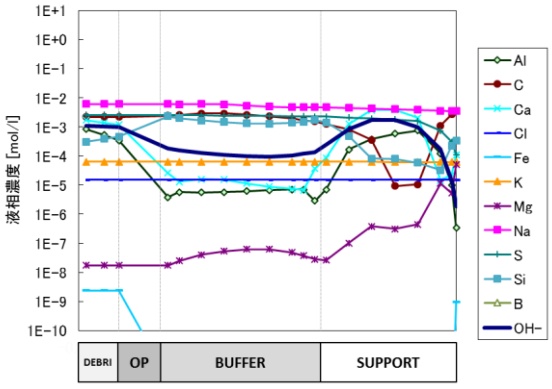
20,000 年後



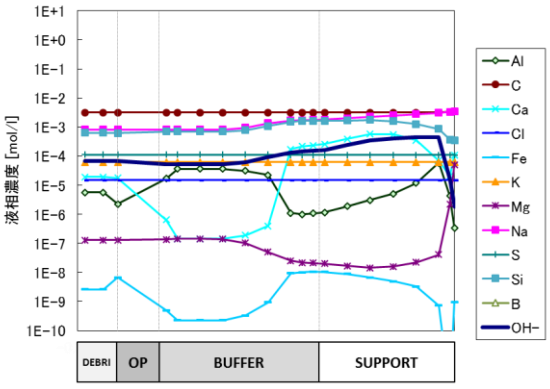
5,000 年後



50,000 年後

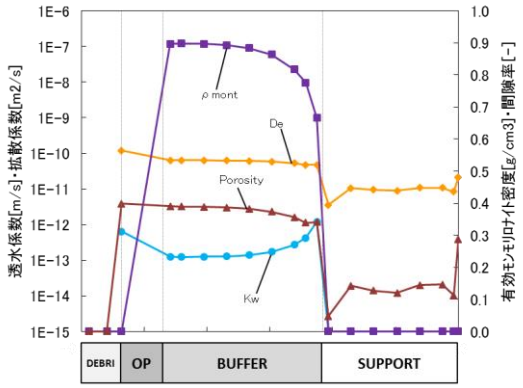


10,000 年後

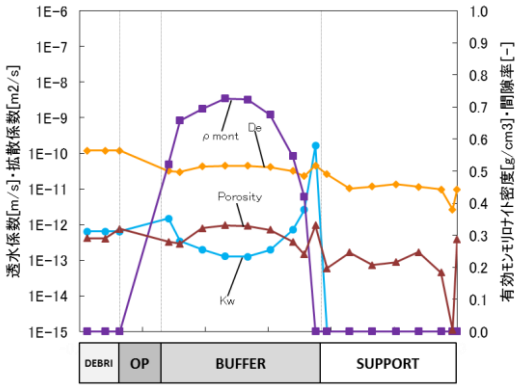


100,000 年後

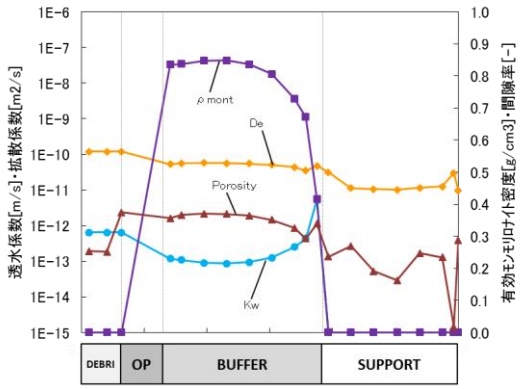
図 4.2-21　全領域における液相組成空間分布（caseP3）



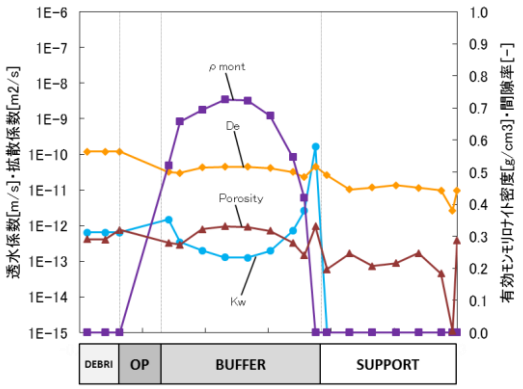
1,000 年後



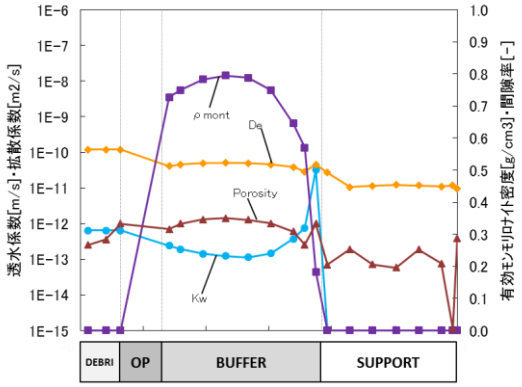
20,000 年後



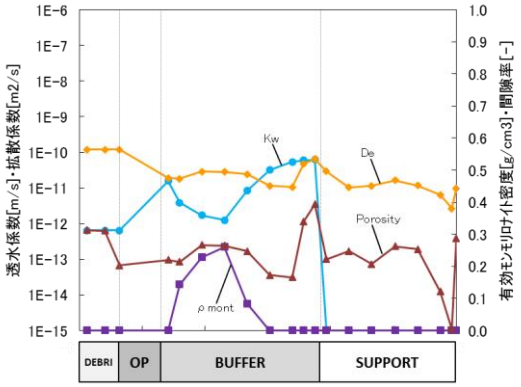
5,000 年後



50,000 年後

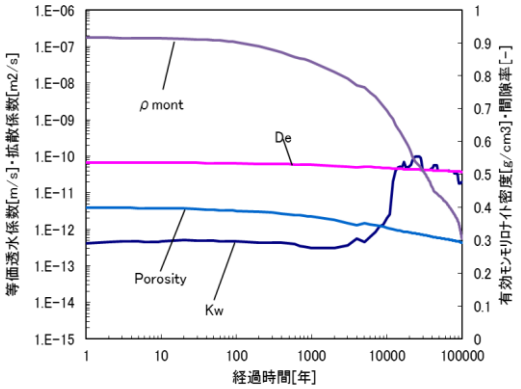


10,000 年後

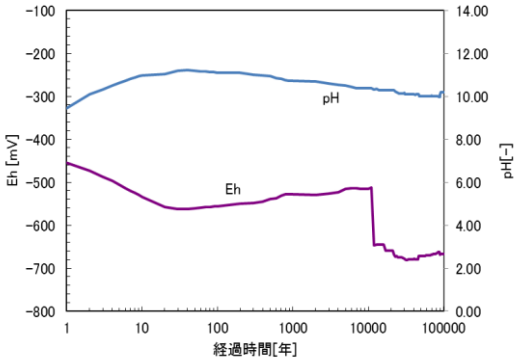


100,000 年後

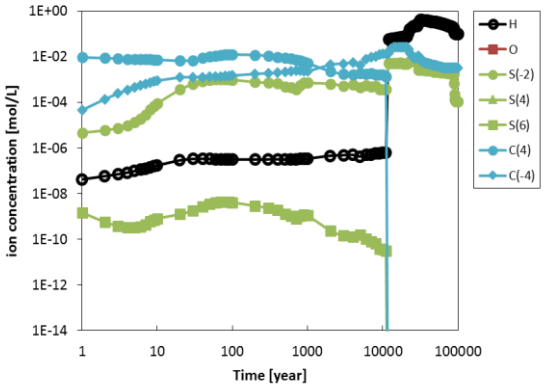
図 4.2-22　全領域における透水係数(Kw)，拡散係数(De)，有効ﾓﾝﾓﾘﾛﾅｲﾄ密度(ρm)，間隙率(Eps)の空間分布（caseP3）



(a) 透水係数，拡散係数，有効ﾓﾝﾓﾘﾛﾅｲﾄ密度，間隙率

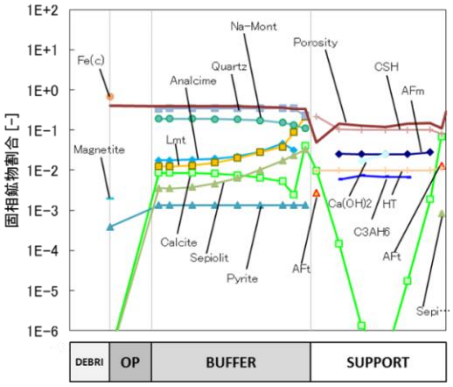


(b) 酸化還元電位， ｐH

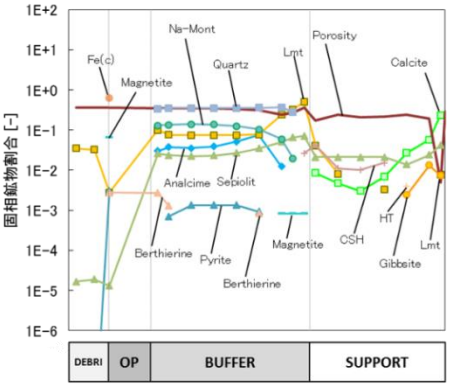


(c) 炭素種，硫黄種，溶存水素，溶存酸素濃度

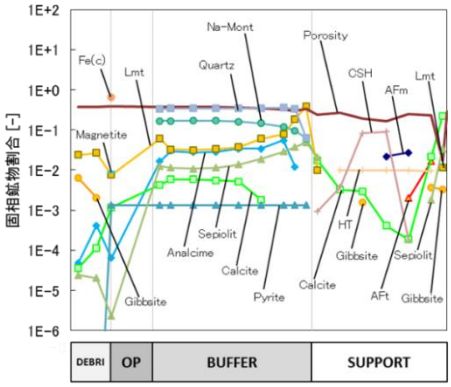
図 4.2-23　緩衝材領域における経時変化（caseP4）



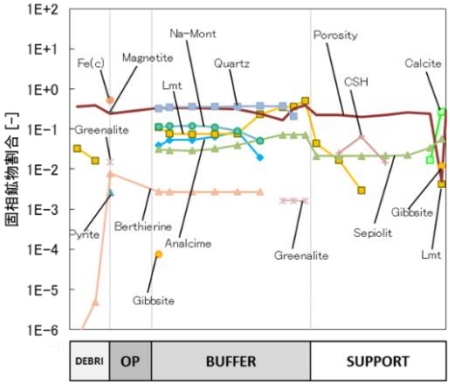
1,000 年後



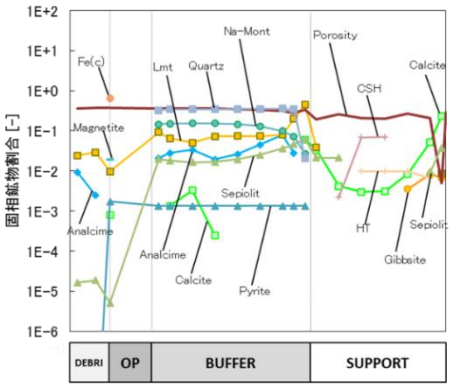
20,000 年後



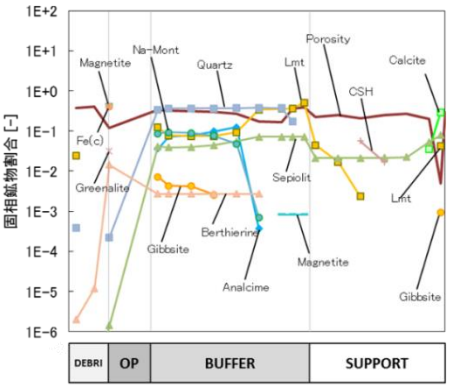
5,000 年後



50,000 年後

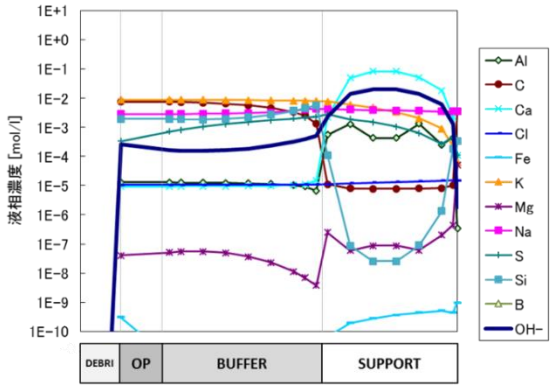


10,000 年後

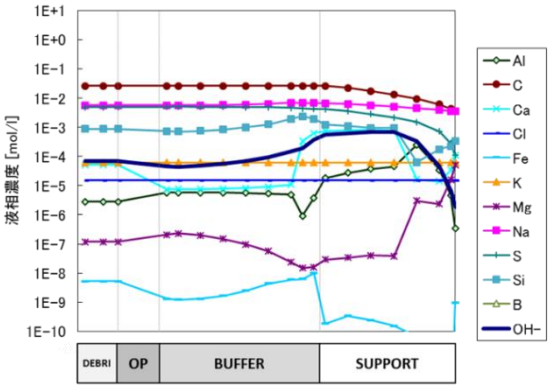


100,000 年後

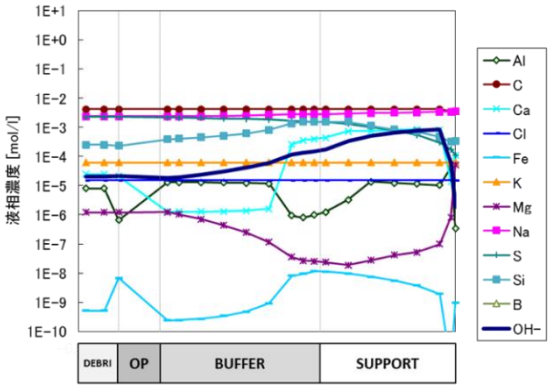
図 4.2-24　全領域における固相空間分布（caseP4）



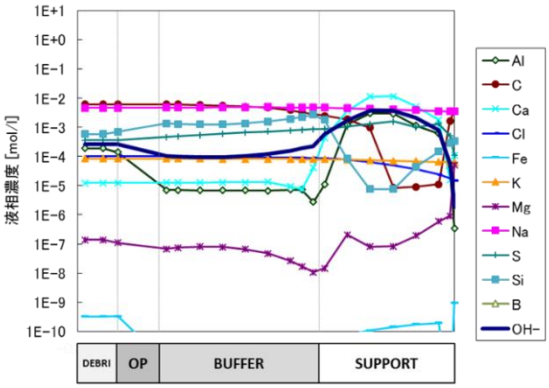
1,000 年後



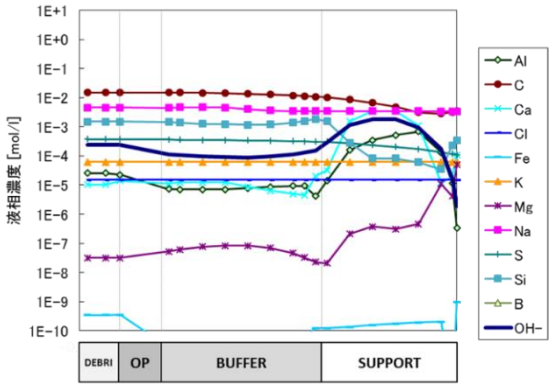
20,000 年後



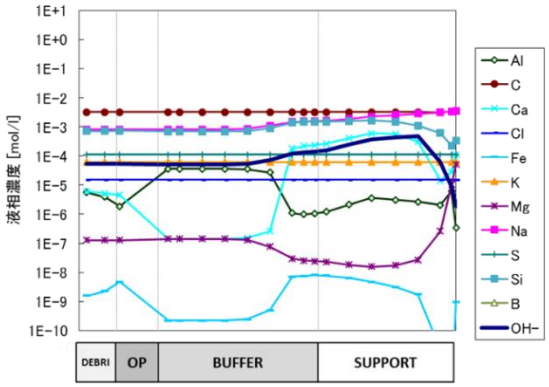
5,000 年後



50,000 年後

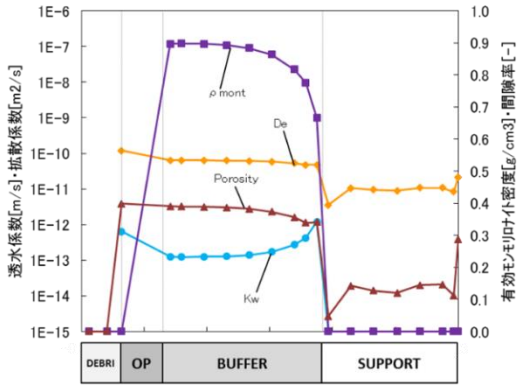


10,000 年後

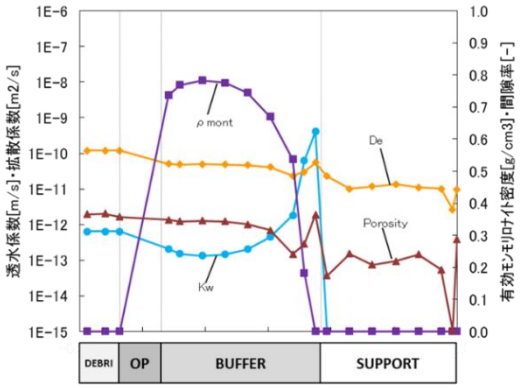


100,000 年後

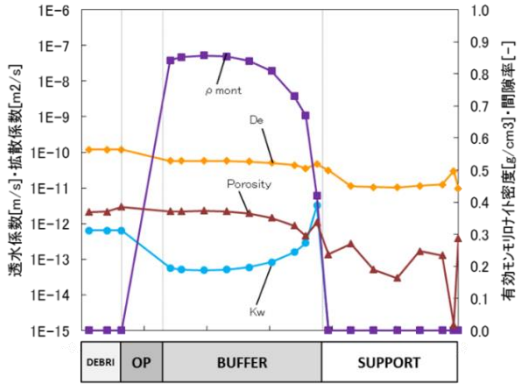
図 4.2-25　全領域における液相組成空間分布（caseP4）



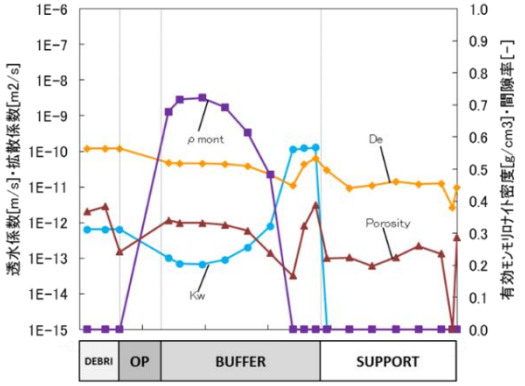
1,000 年後



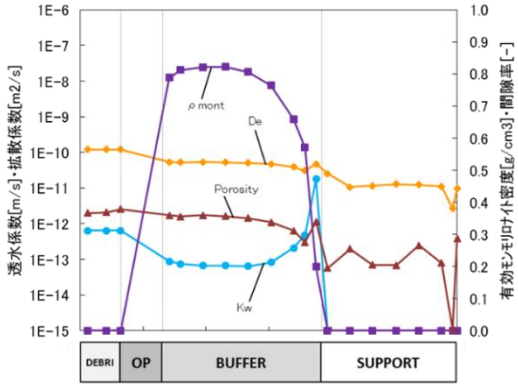
20,000 年後



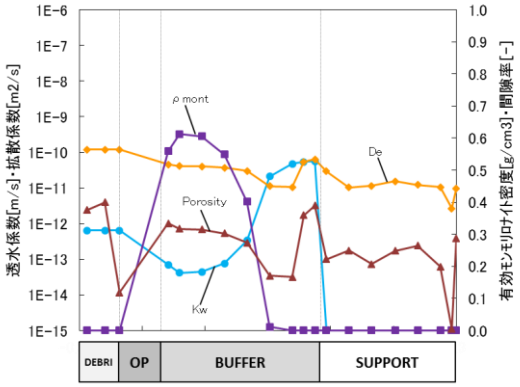
5,000 年後



50,000 年後

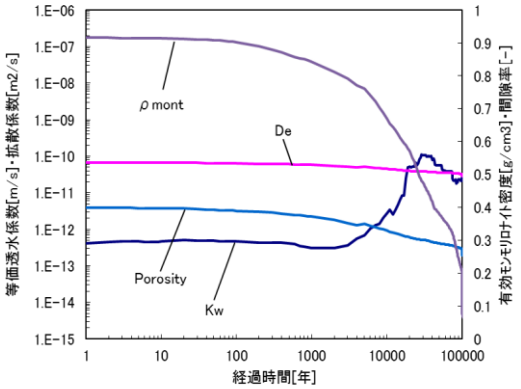


10,000 年後

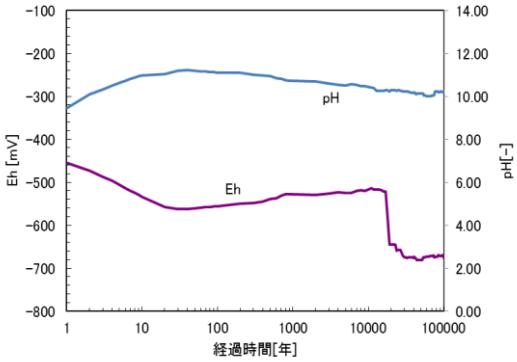


100,000 年後

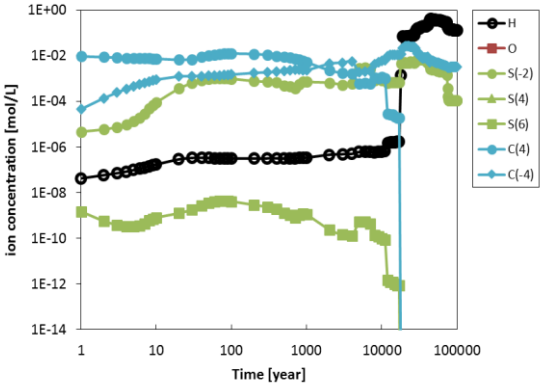
図 4.2-26　全領域における透水係数(Kw)，拡散係数(De)，有効ﾓﾝﾓﾘﾛﾅｲﾄ密度(ρm)，間隙率(Eps)の空間分布（caseP4）



(a) 透水係数，拡散係数，有効ﾓﾝﾓﾘﾛﾅｲﾄ密度，間隙率

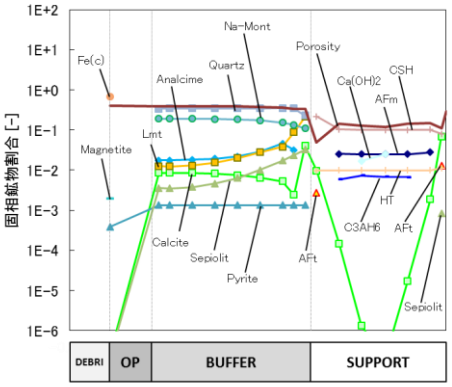


(b) 酸化還元電位， ｐH

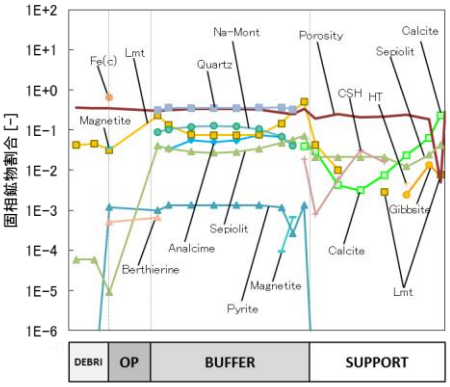


(c) 炭素種，硫黄種，溶存水素，溶存酸素濃度

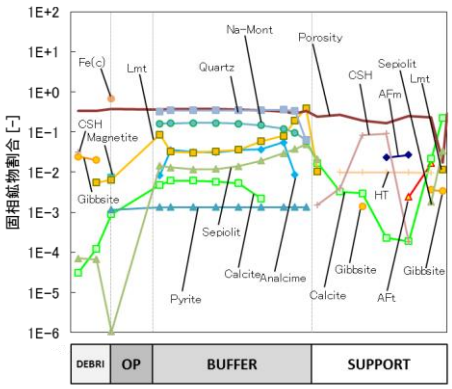
図 4.2-27　緩衝材領域における経時変化（caseP5）



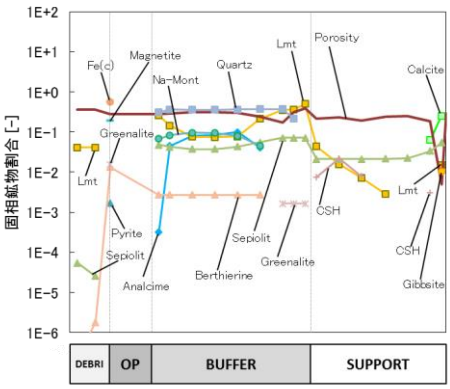
1,000 年後



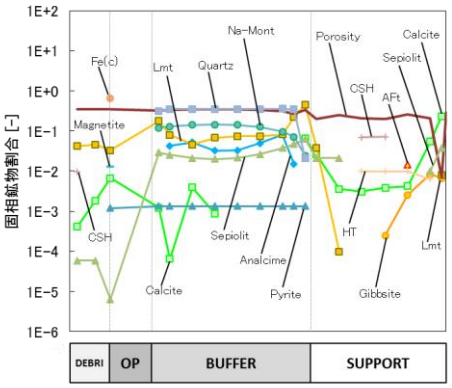
20,000 年後



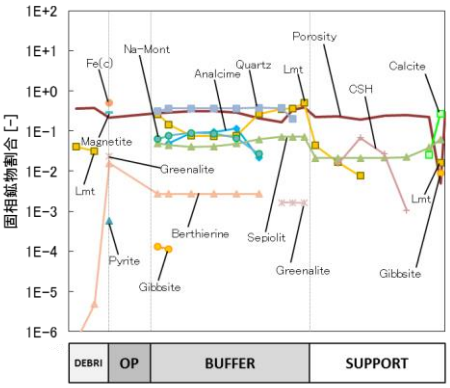
5,000 年後



50,000 年後

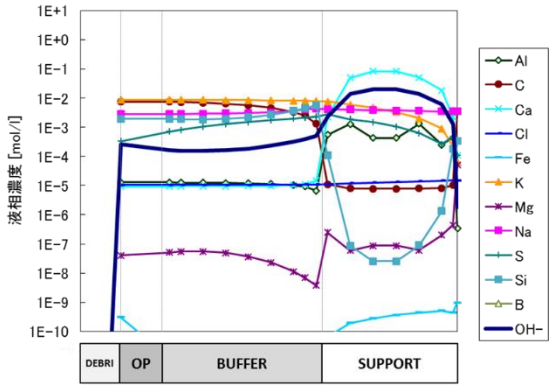


10,000 年後

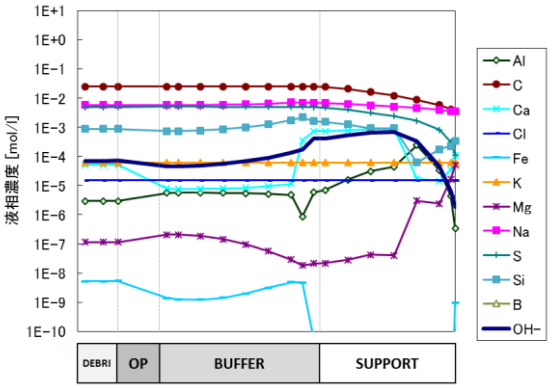


100,000 年後

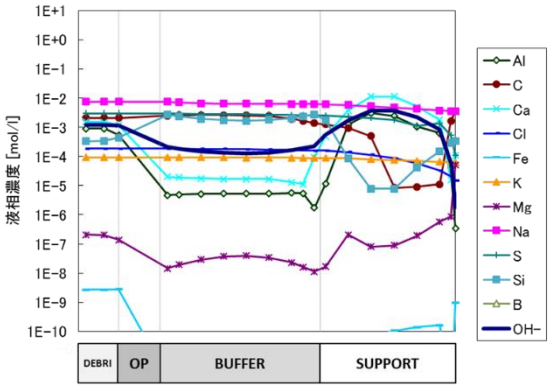
図 4.2-28　全領域における固相空間分布（caseP5）



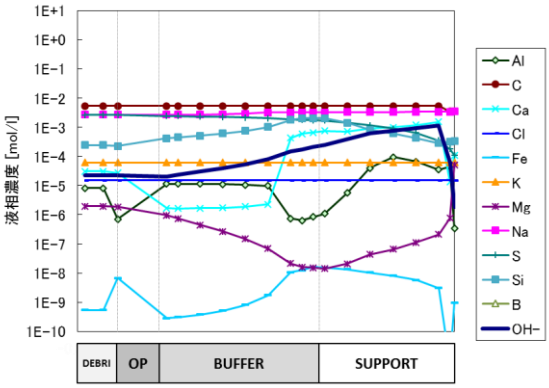
1,000 年後



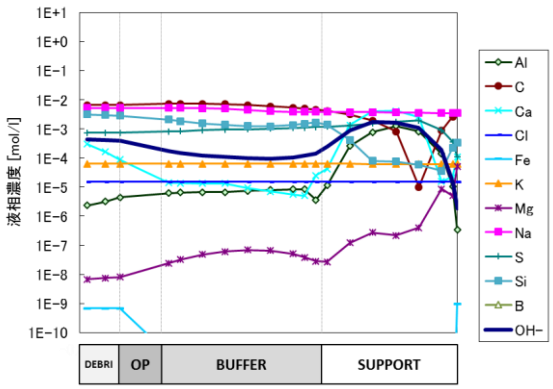
20,000 年後



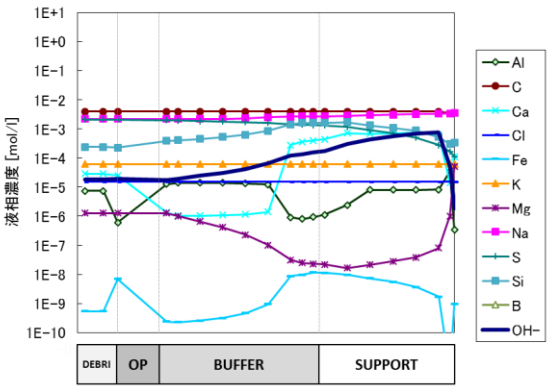
5,000 年後



50,000 年後

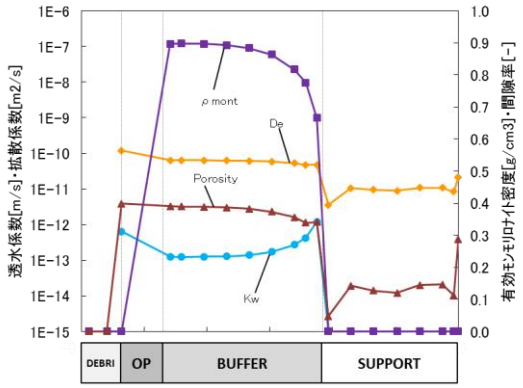


10,000 年後

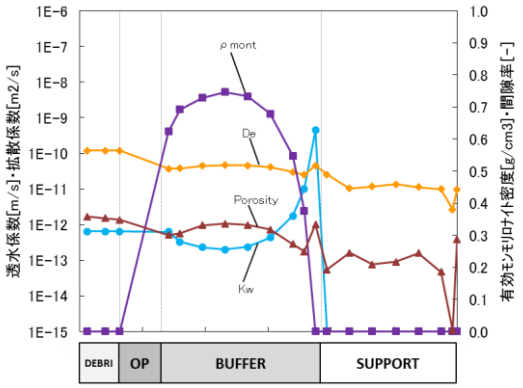


100,000 年後

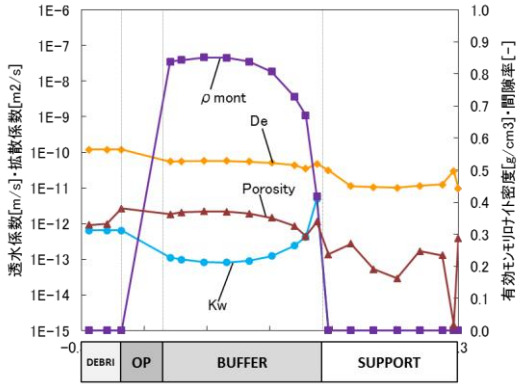
図 4.2-29　全領域における液相組成空間分布（caseP5）



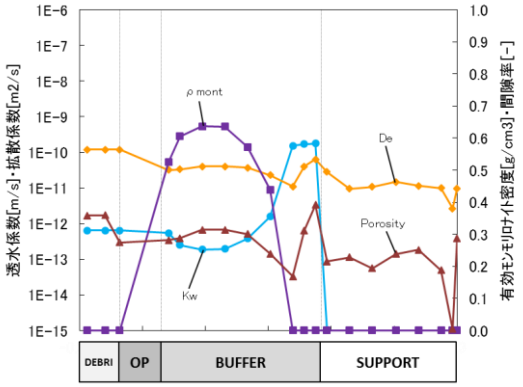
1,000 年後



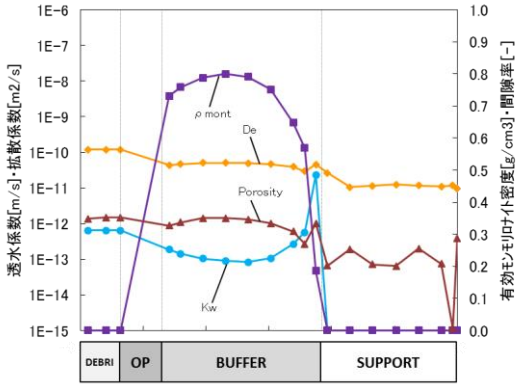
20,000 年後



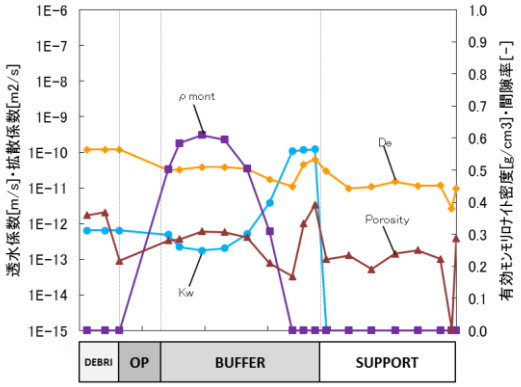
5,000 年後



50,000 年後

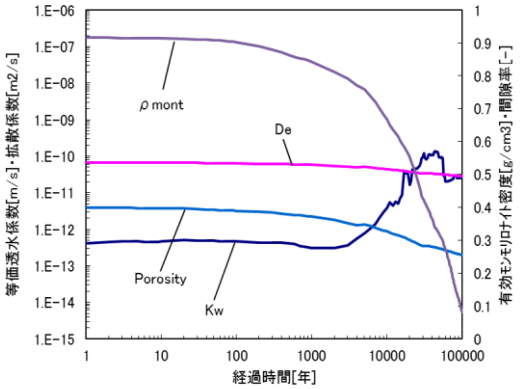


10,000 年後

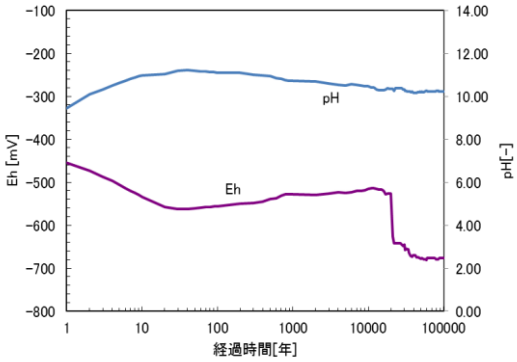


100,000 年後

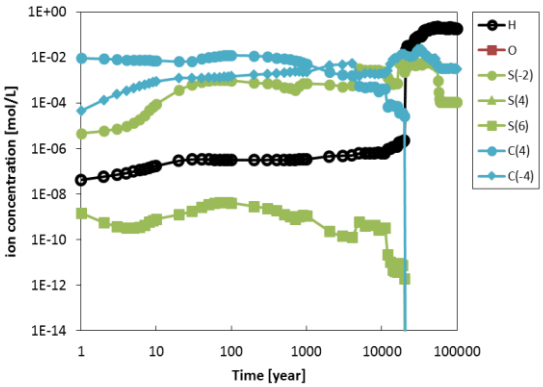
図 4.2-30　全領域における透水係数(Kw)，拡散係数(De)，有効ﾓﾝﾓﾘﾛﾅｲﾄ密度(ρm)，間隙率(Eps)の空間分布（caseP5）



(a) 透水係数，拡散係数，有効ﾓﾝﾓﾘﾛﾅｲﾄ密度，間隙率

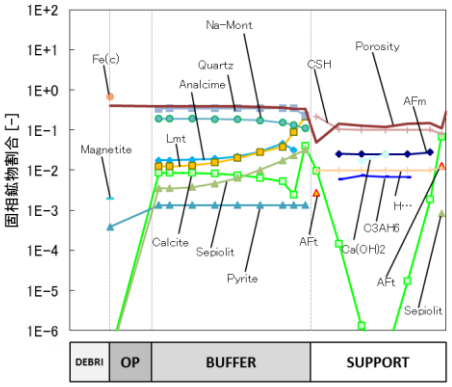


(b) 酸化還元電位， ｐH

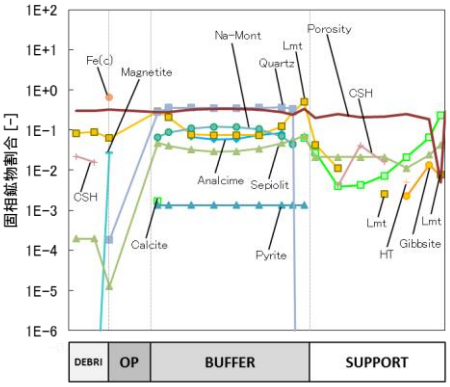


(c) 炭素種，硫黄種，溶存水素，溶存酸素濃度

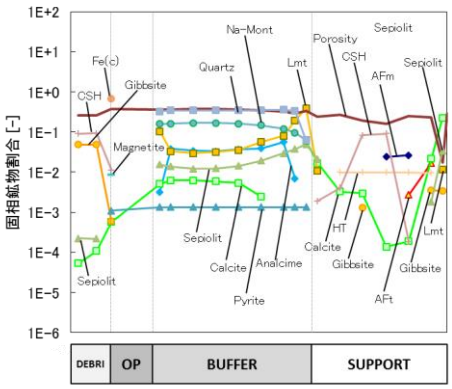
図 4.2-31　緩衝材領域における経時変化（caseP6）



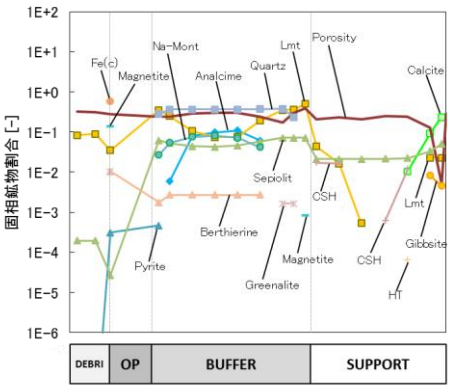
1,000 年後



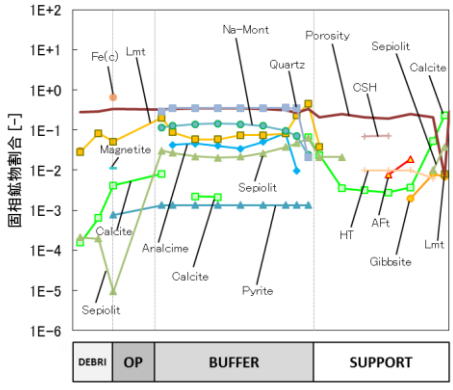
20,000 年後



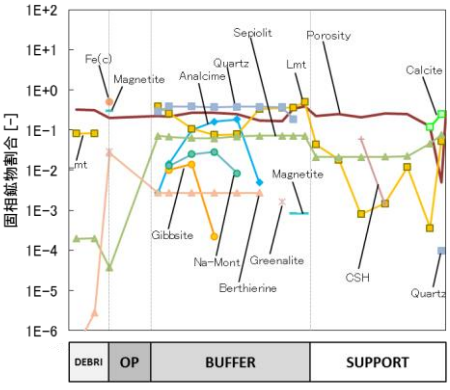
5,000 年後



50,000 年後

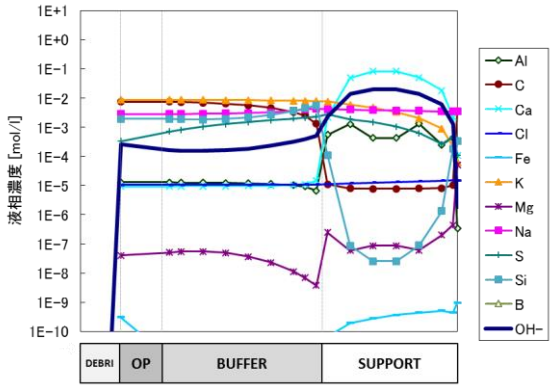


10,000 年後

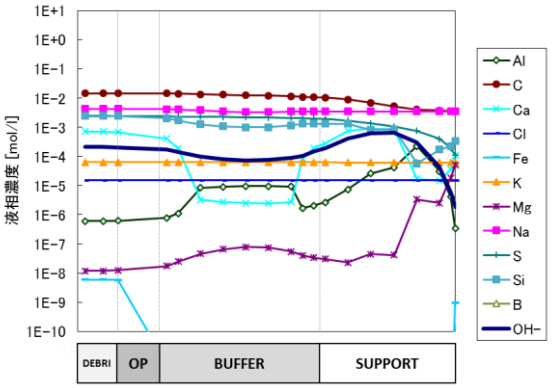


100,000 年後

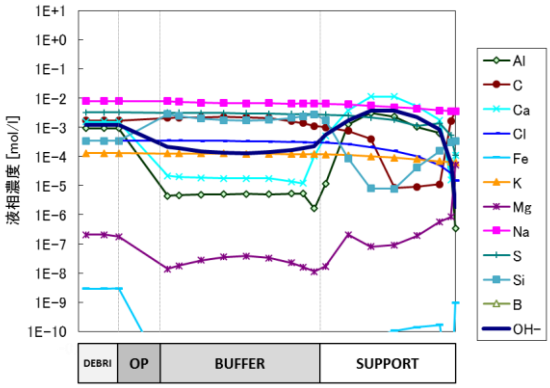
図 4.2-32　全領域における固相空間分布（caseP6）



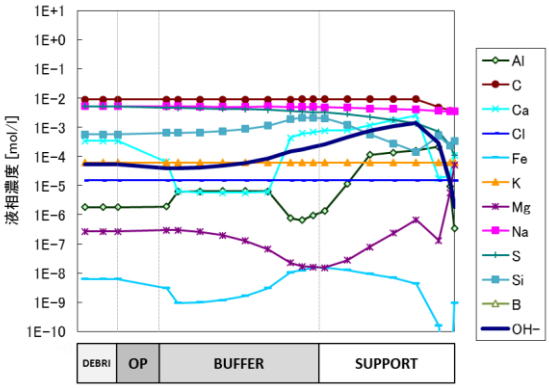
1,000 年後



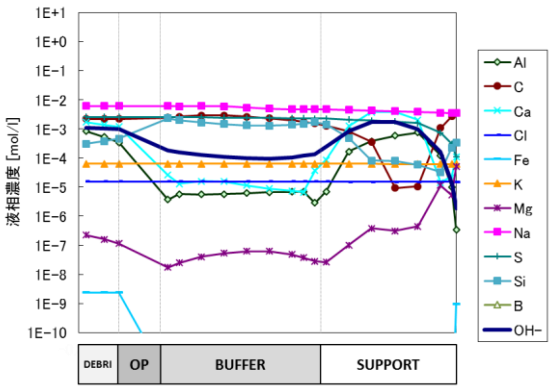
20,000 年後



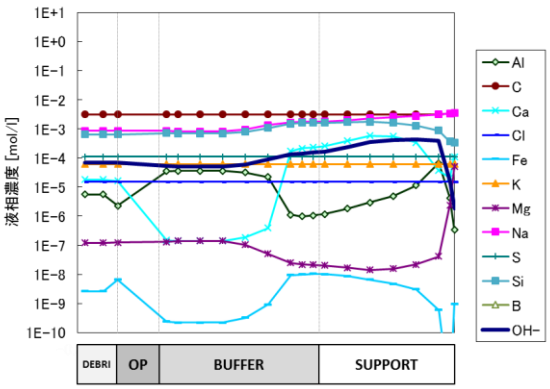
5,000 年後



50,000 年後

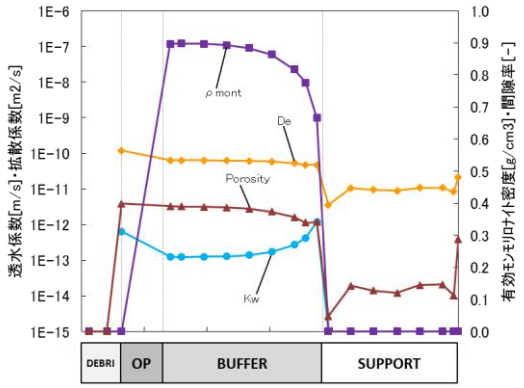


10,000 年後

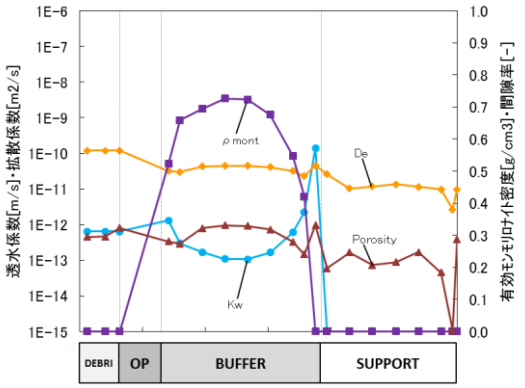


100,000 年後

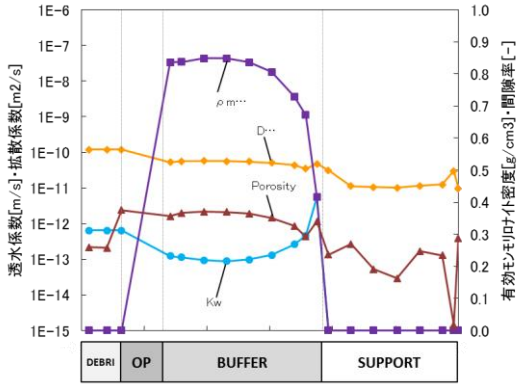
図 4.2-33　全領域における液相組成空間分布（caseP6）



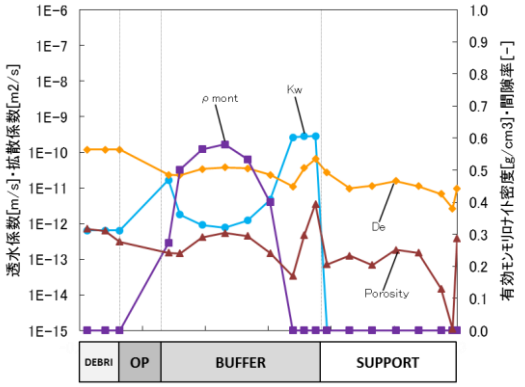
1,000 年後



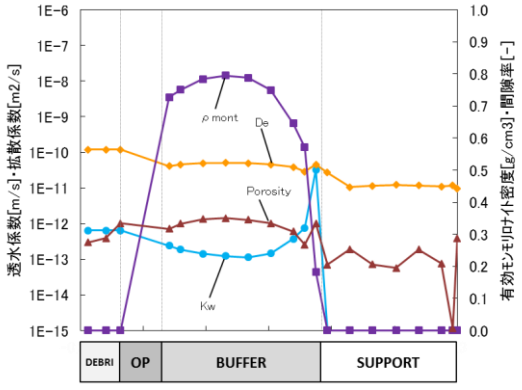
20,000 年後



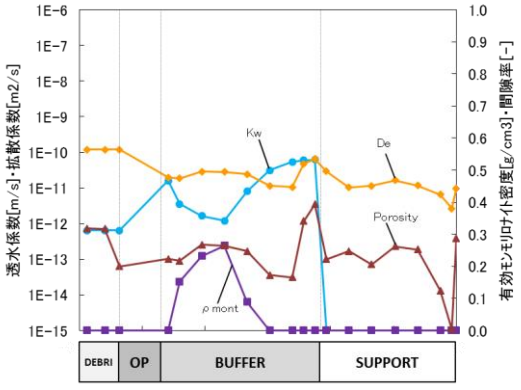
5,000 年後



50,000 年後

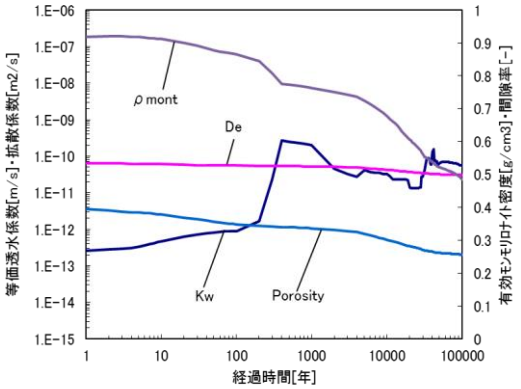


10,000 年後

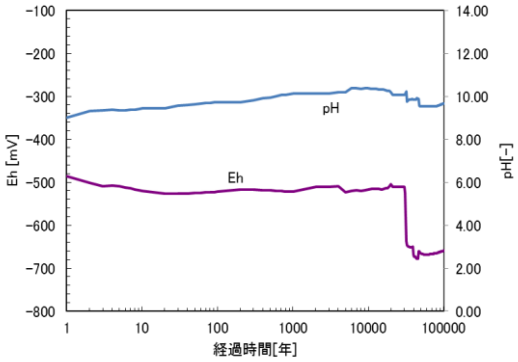


100,000 年後

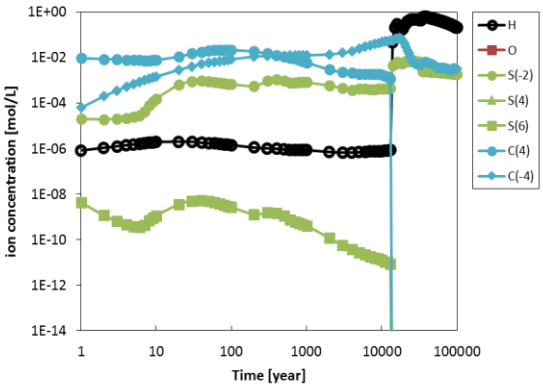
図 4.2-34　全領域における透水係数(Kw)，拡散係数(De)，有効ﾓﾝﾓﾘﾛﾅｲﾄ密度(ρm)，間隙率(Eps)の空間分布（caseP6）



(a) 透水係数，拡散係数，有効ﾓﾝﾓﾘﾛﾅｲﾄ密度，間隙率

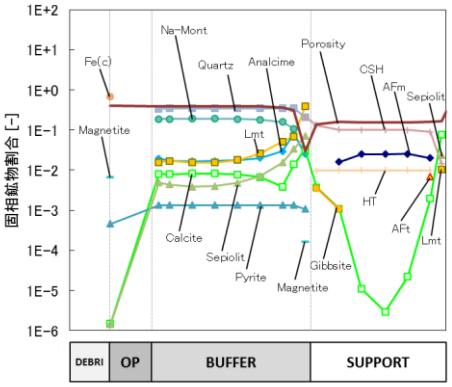


(b) 酸化還元電位， ｐH

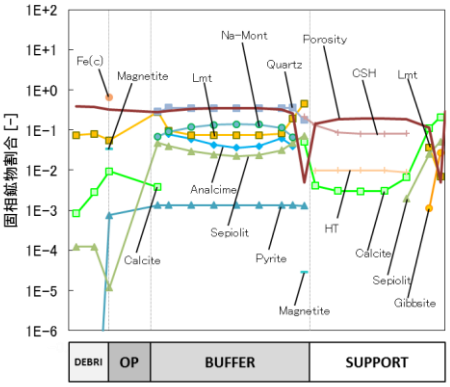


(c) 炭素種，硫黄種，溶存水素，溶存酸素濃度

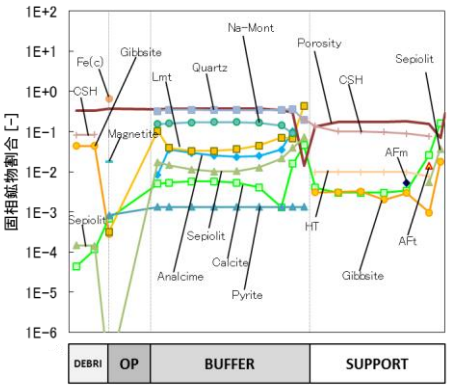
図 4.2-35　緩衝材領域における経時変化（caseP7）



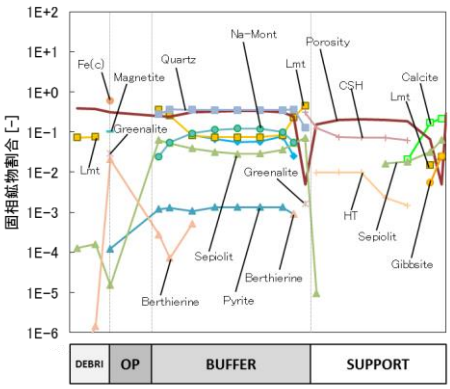
1,000 年後



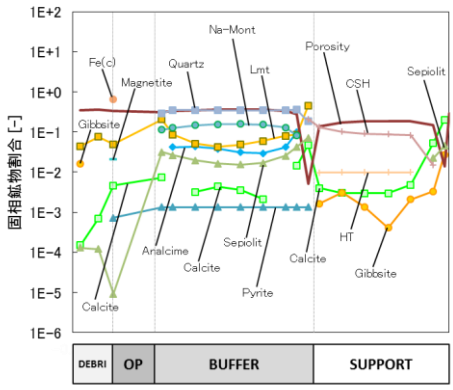
20,000 年後



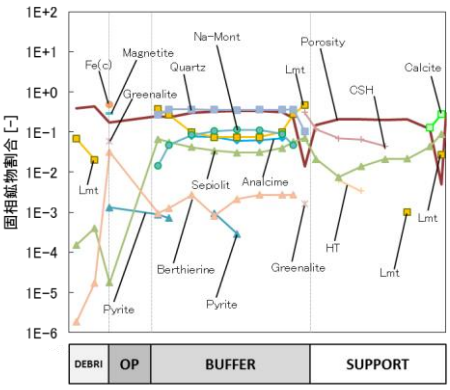
5,000 年後



50,000 年後

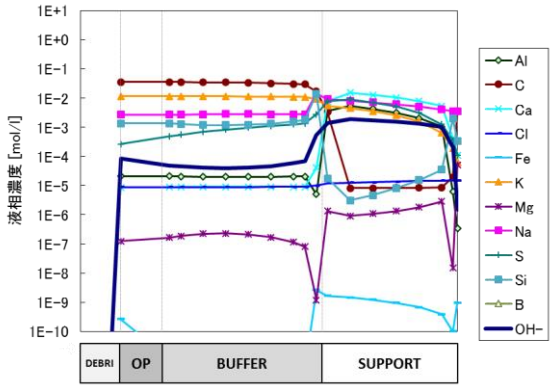


10,000 年後

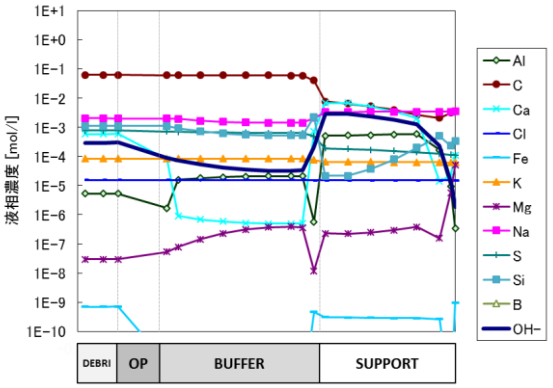


100,000 年後

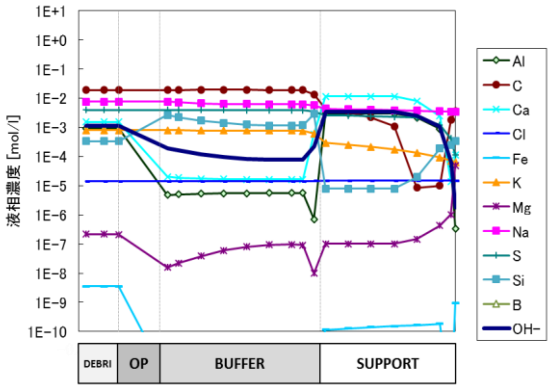
図 4.2-36　全領域における固相空間分布（caseP7）



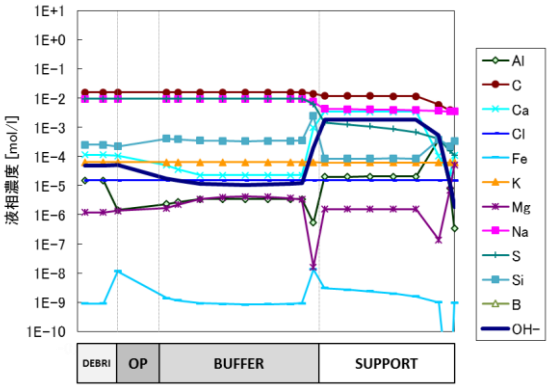
1,000 年後



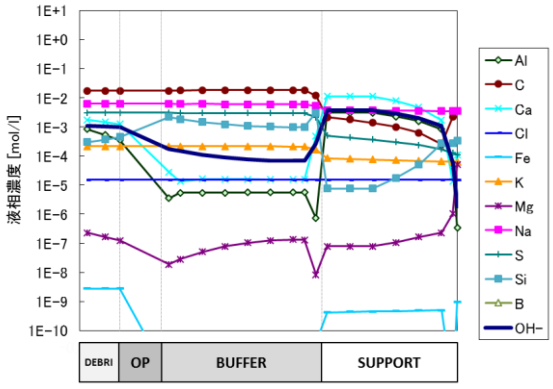
20,000 年後



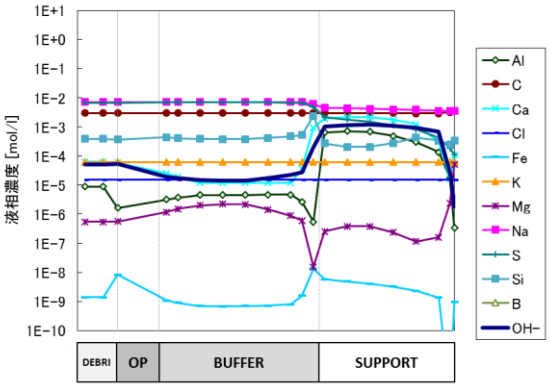
5,000 年後



50,000 年後

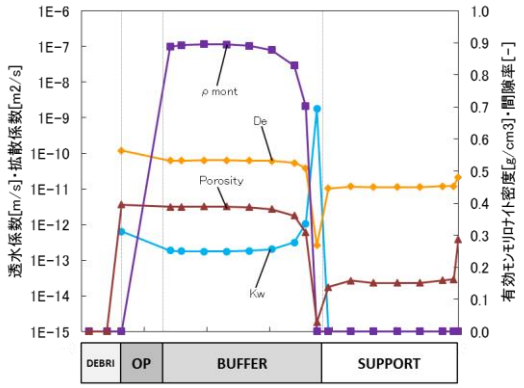


10,000 年後

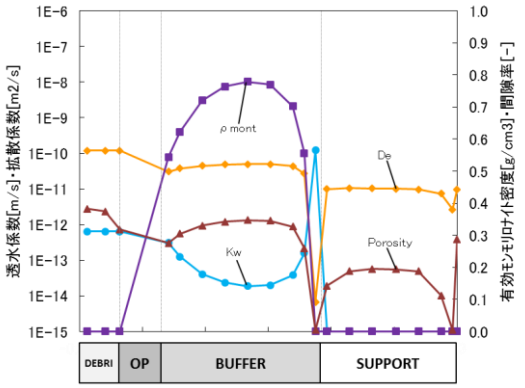


100,000 年後

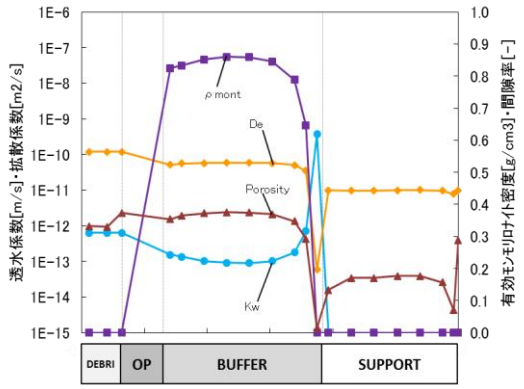
図 4.2-37　全領域における液相組成空間分布（caseP7）



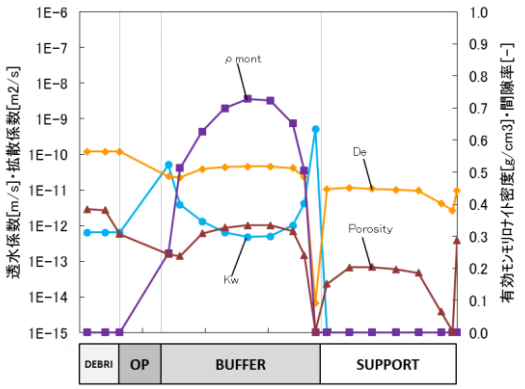
1,000 年後



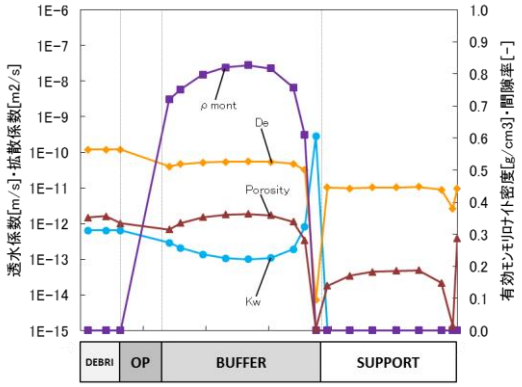
20,000 年後



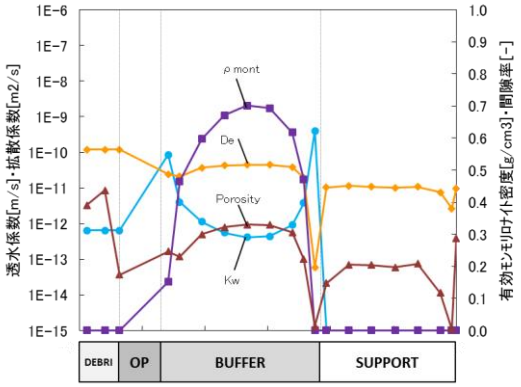
5,000 年後



50,000 年後

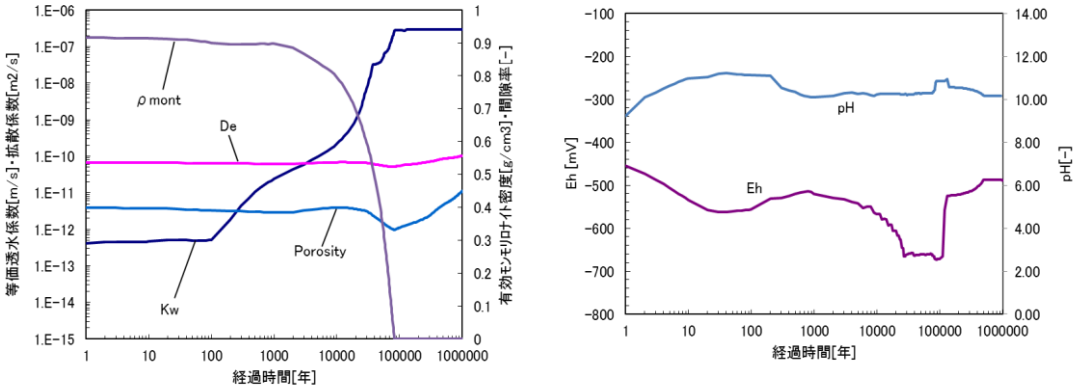


10,000 年後



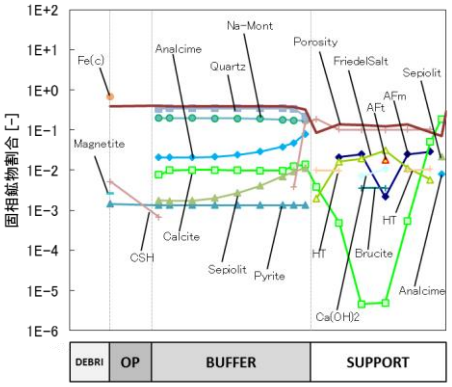
100,000 年後

図 4.2-38　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(ρm)，間隙率(Eps)の空間分布（caseP7）

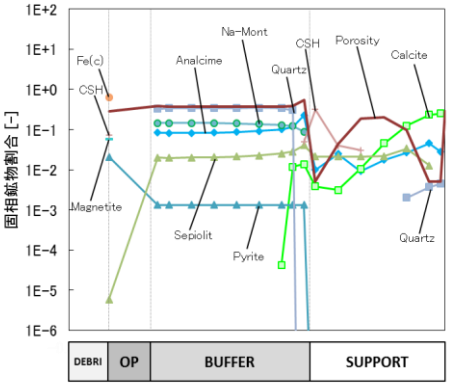


(a) 透水係数，拡散係数，有効ﾓﾝﾓﾘﾛﾅｲﾄ密度，間隙率　　(b) 酸化還元電位， ｐＨ

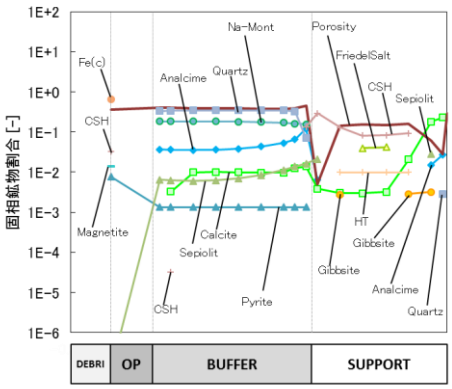
図 4.2-39　緩衝材領域における経時変化（caseS1）



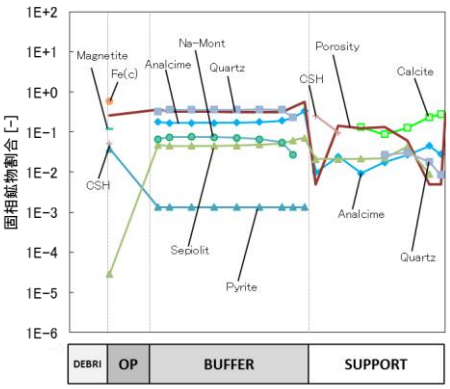
1,000 年後



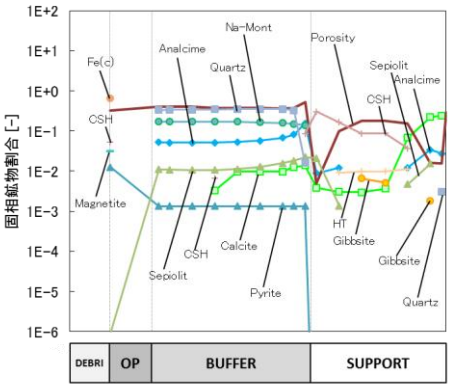
20,000 年後



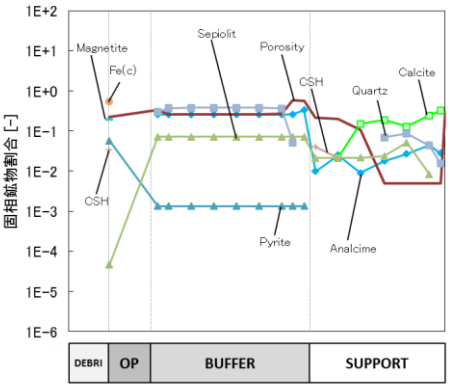
5,000 年後



50,000 年後

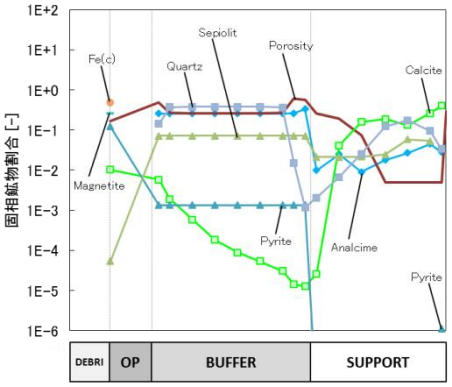


10,000 年後

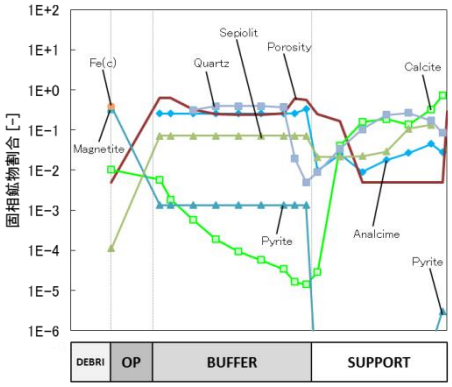


100,000 年後

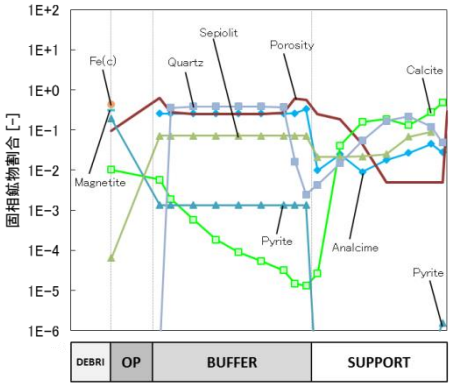
図 4.2-40　全領域における固相空間分布（caseS1）(1/2)



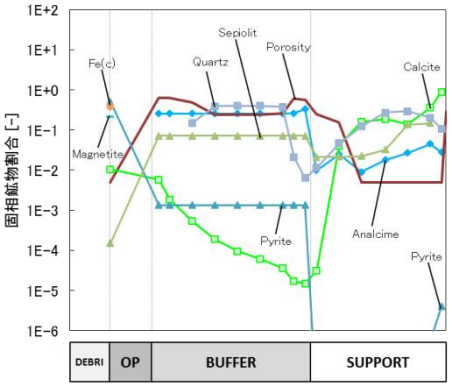
200,000 年後



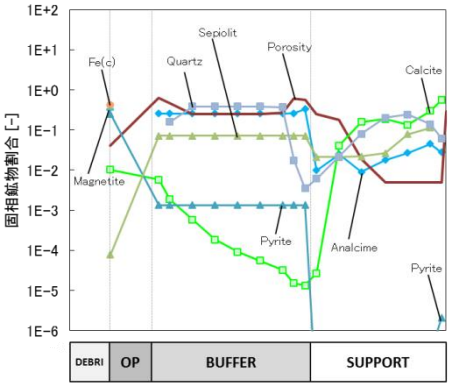
600,000 年後



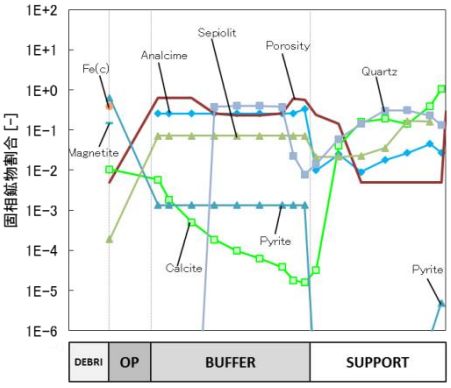
300,000 年後



800,000 年後

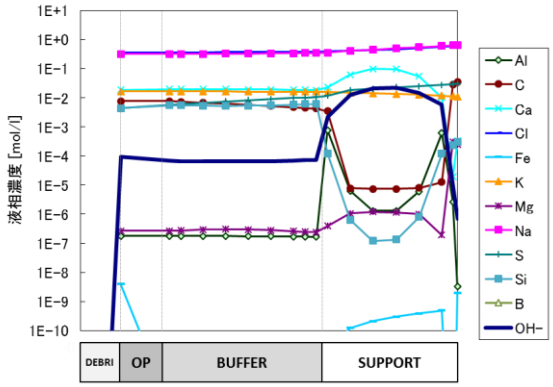


400,000 年後

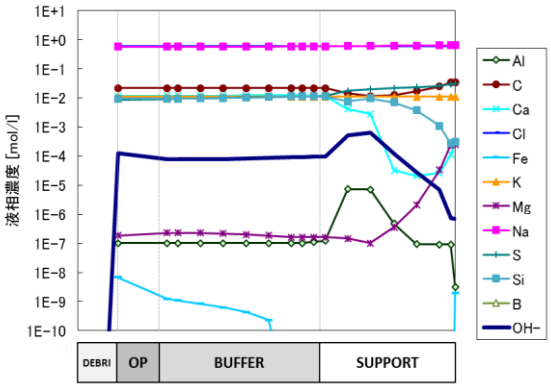


1,000,000 年後

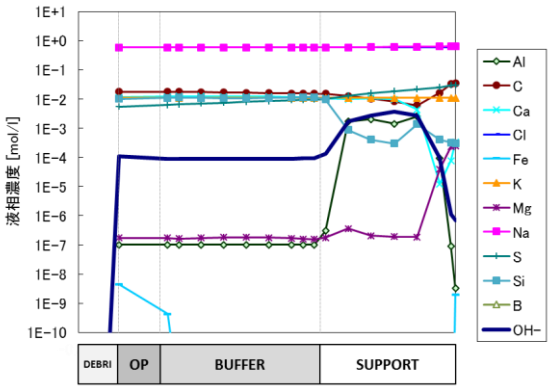
図 4.2-41　全領域における固相空間分布（caseS1）(2/2)



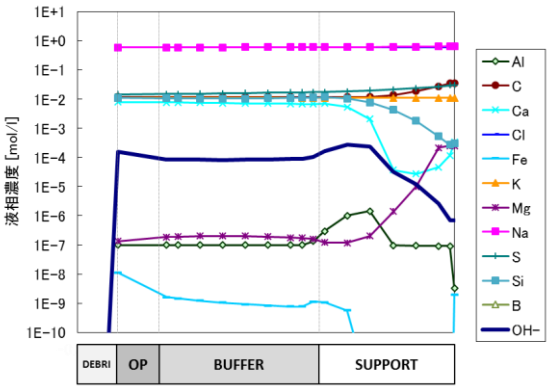
1,000 年後



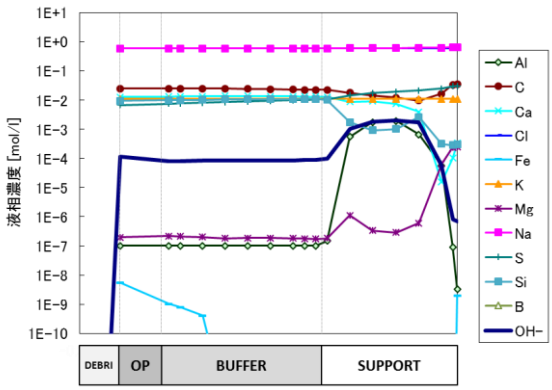
20,000 年後



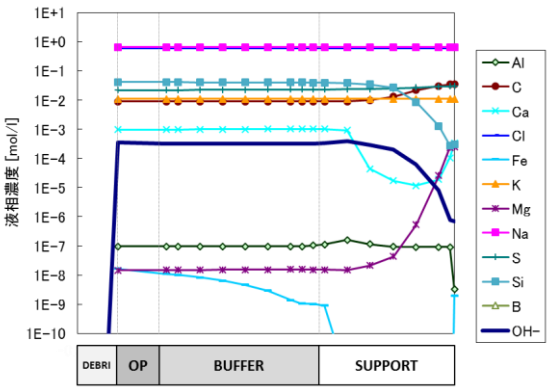
5,000 年後



50,000 年後

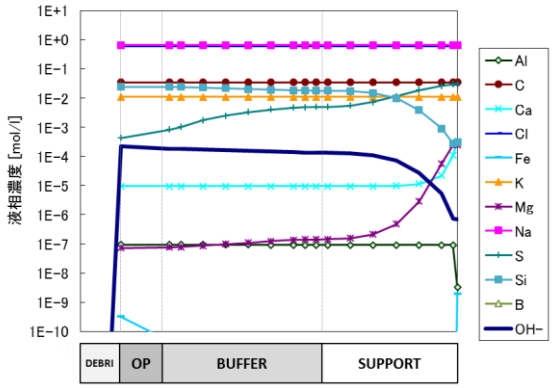


10,000 年後

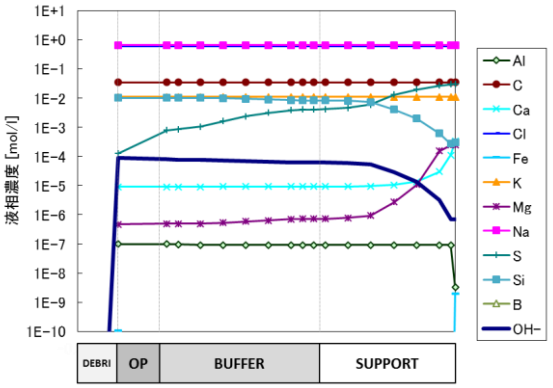


100,000 年後

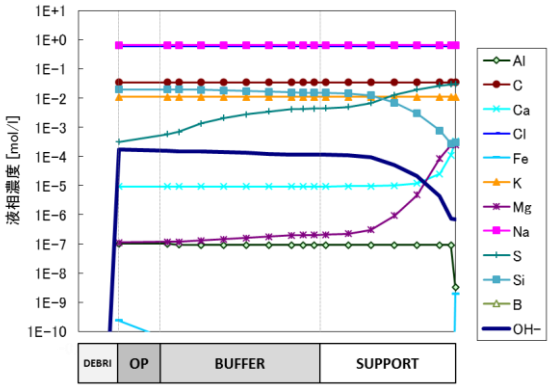
図 4.2-42　全領域における液相組成空間分布（caseS1）(1/2)



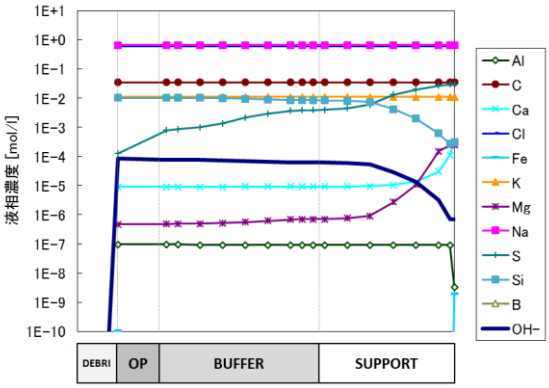
200,000 年後



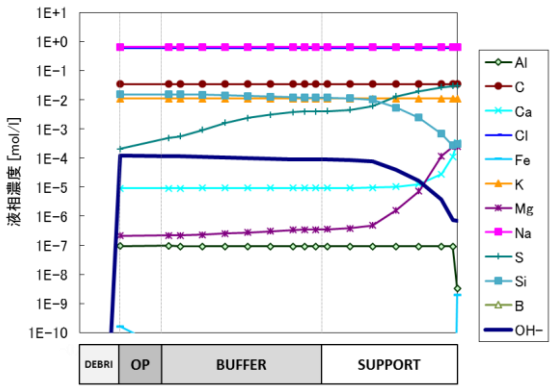
600,000 年後



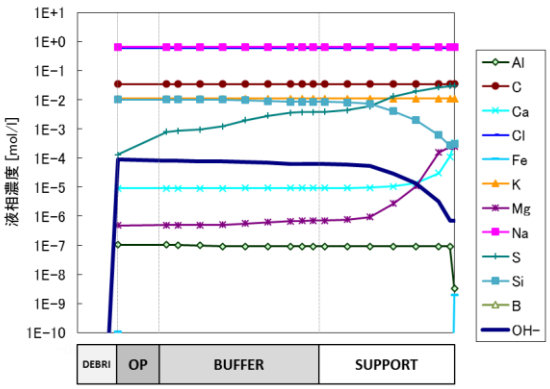
300,000 年後



800,000 年後

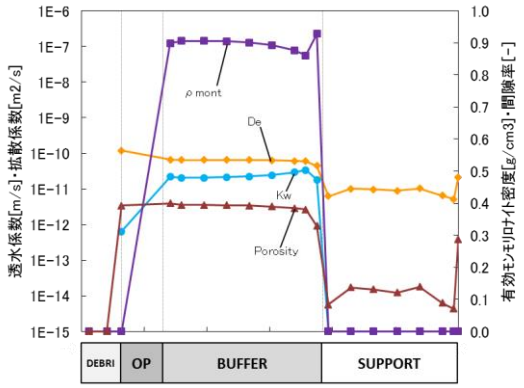


400,000 年後

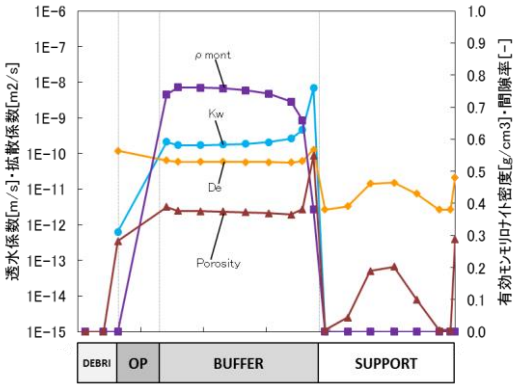


1,000,000 年後

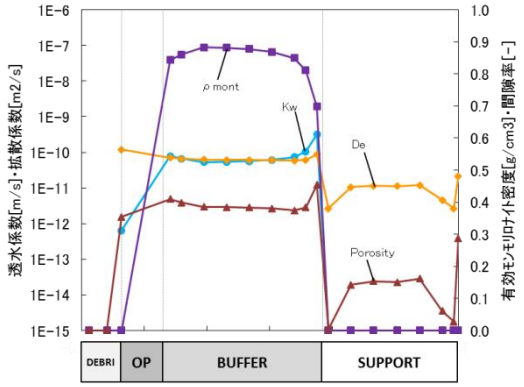
図 4.2-43　全領域における液相組成空間分布（caseS1）(2/2)



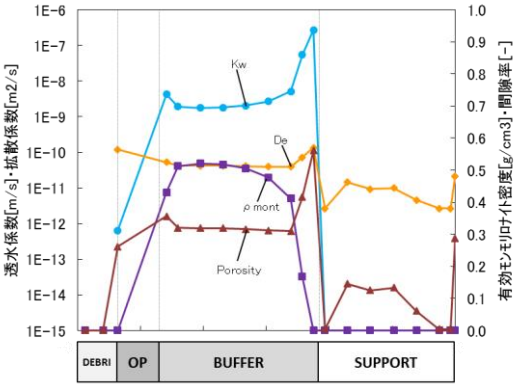
1,000 年後



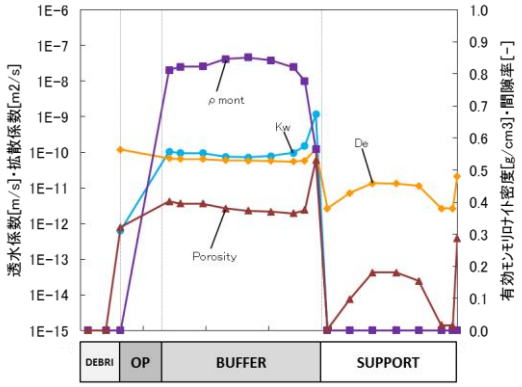
20,000 年後



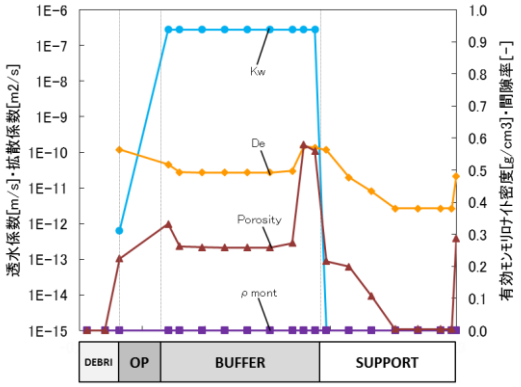
5,000 年後



50,000 年後

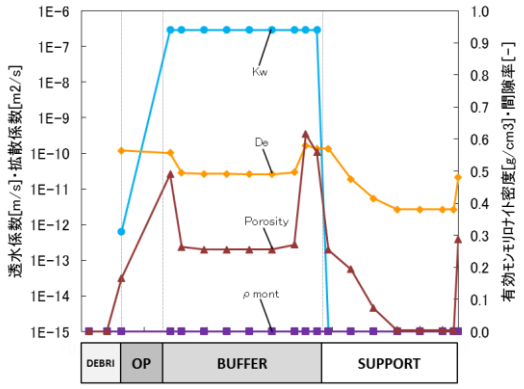


10,000 年後

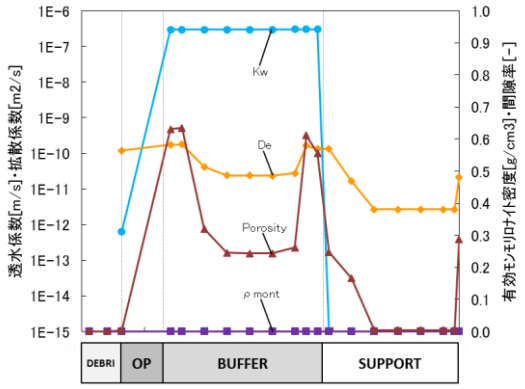


100,000 年後

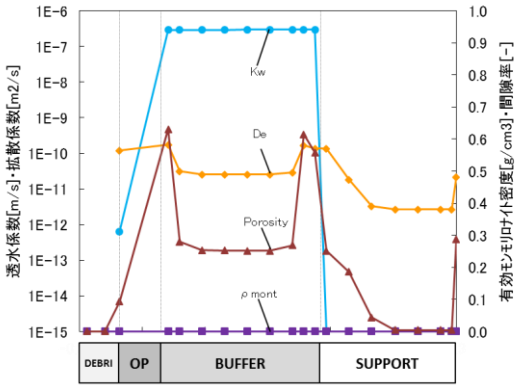
図 4.2-44　全領域における透水係数(Kw)，拡散係数(De)，有効ﾓﾝﾓﾘﾛﾅｲﾄ密度(ρm)，間隙率(Eps)の空間分布（caseS1）(1/2)



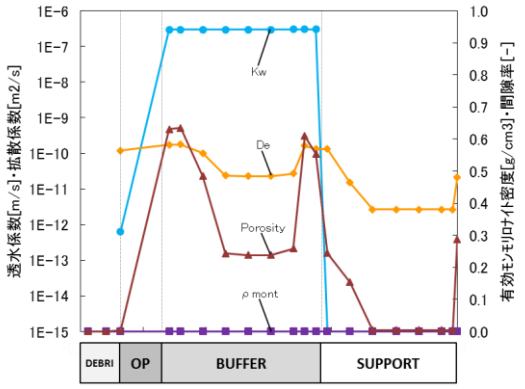
200,000 年後



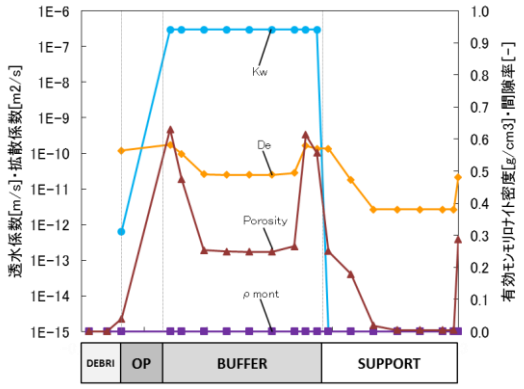
600,000 年後



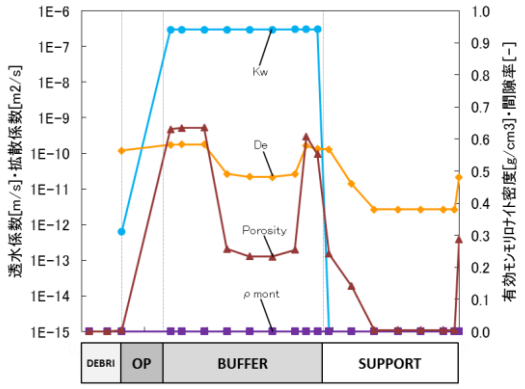
300,000 年後



800,000 年後

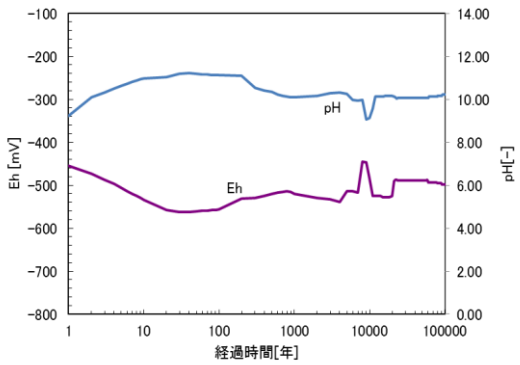


400,000 年後

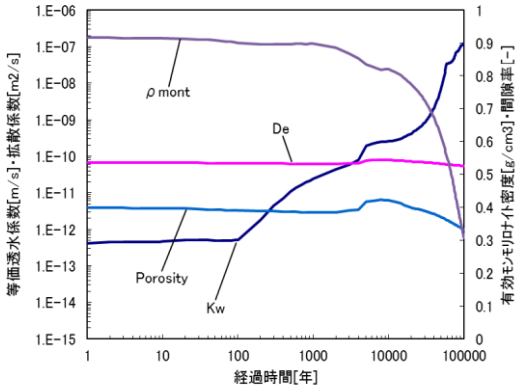


1,000,000 年後

図 4.2-45　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(ρm)，間隙率(Eps)の空間分布（caseS1）(2/2)

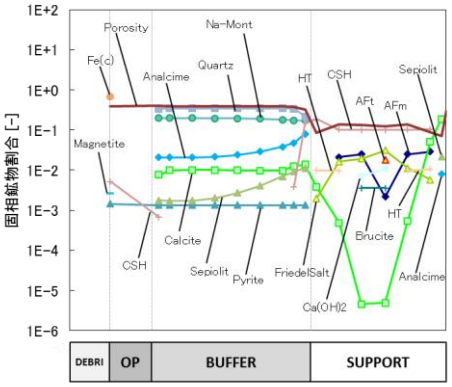


(a) 透水係数，拡散係数，有効ﾓﾝﾓﾘﾛﾅｲﾄ密度，間隙率

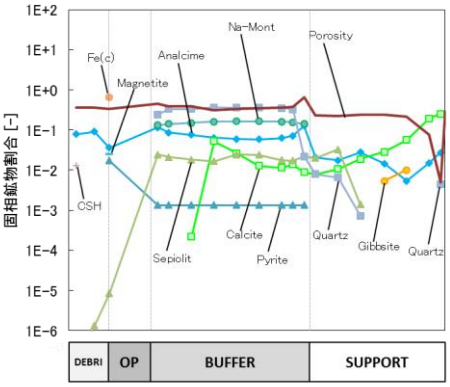


(b) 酸化還元電位， ｐＨ

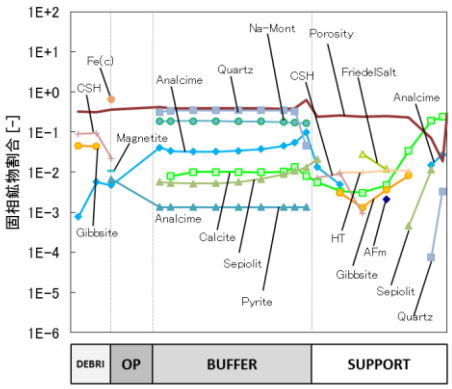
図 4.2-46　緩衝材領域における経時変化（caseS2）



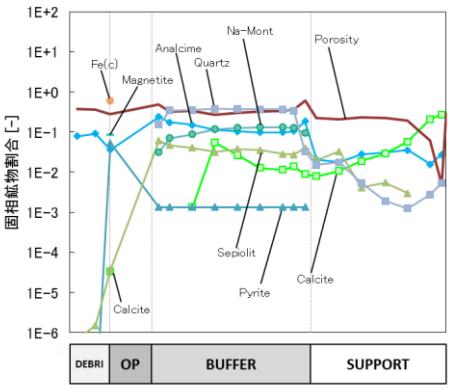
1,000 年後



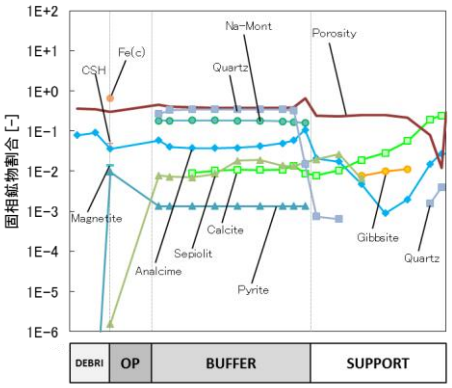
20,000 年後



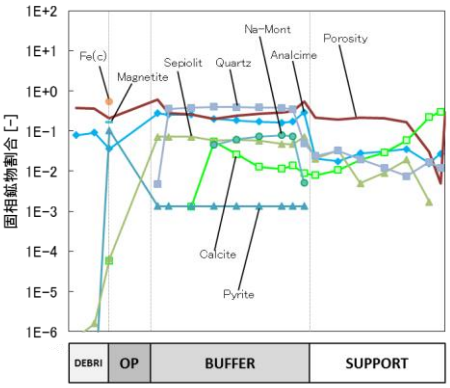
5,000 年後



50,000 年後

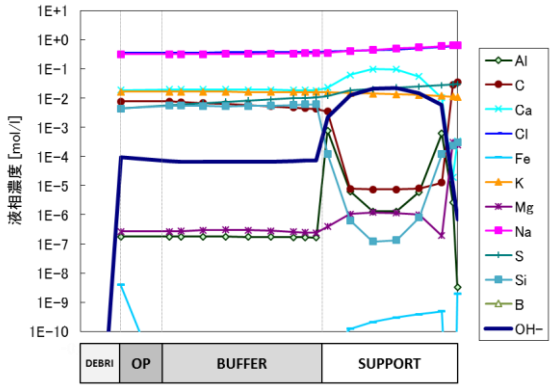


10,000 年後

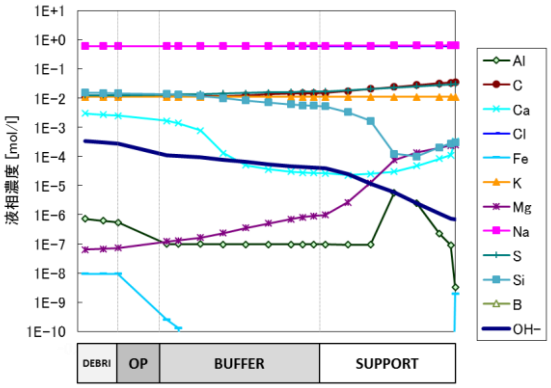


100,000 年後

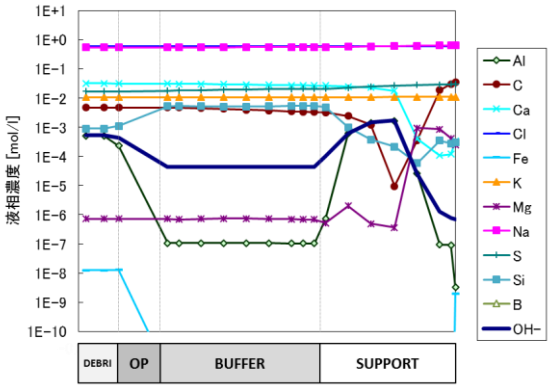
図 4.2-47　全領域における固相空間分布（caseS2）



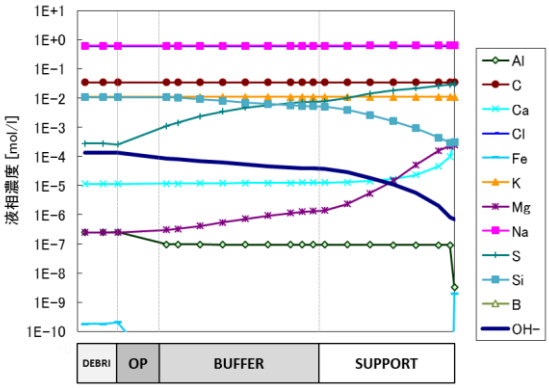
1,000 年後



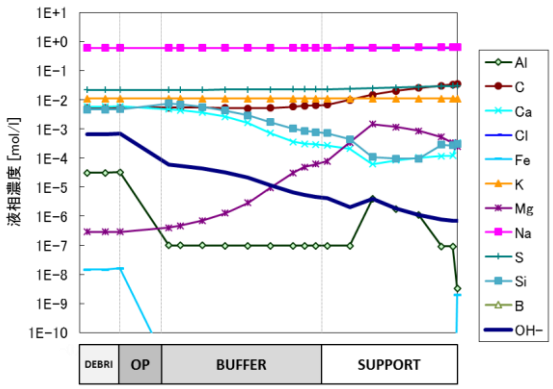
20,000 年後



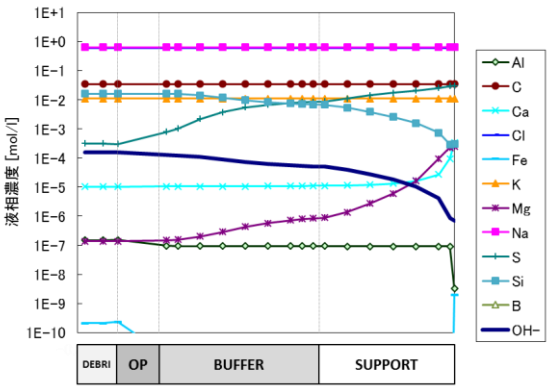
5,000 年後



50,000 年後

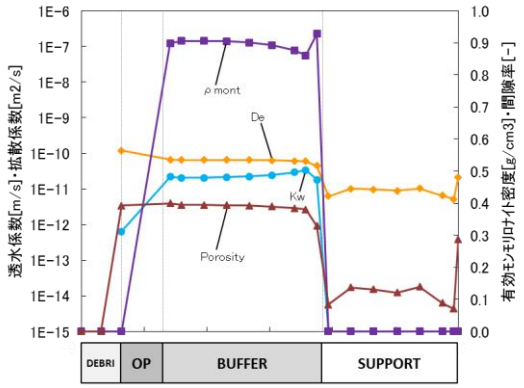


10,000 年後

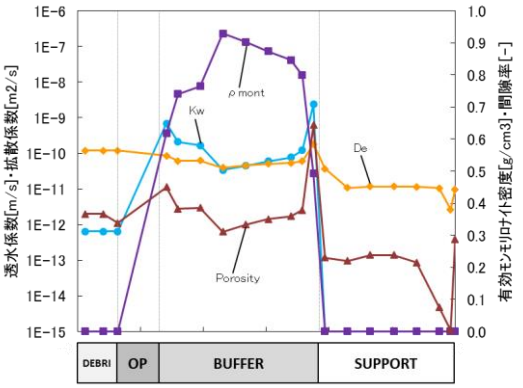


100,000 年後

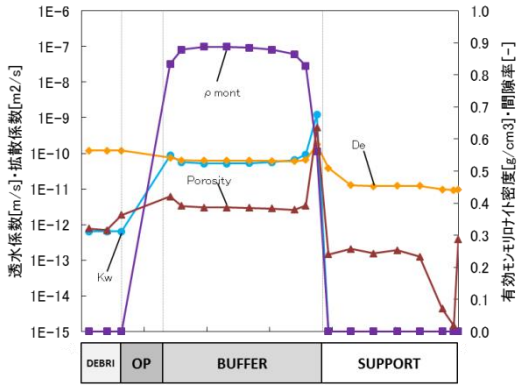
図 4.2-48　全領域における液相組成空間分布（caseS2）



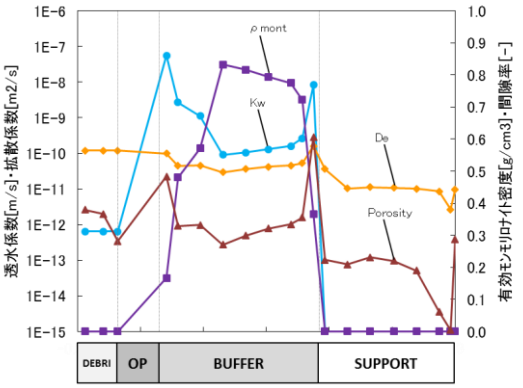
1,000 年後



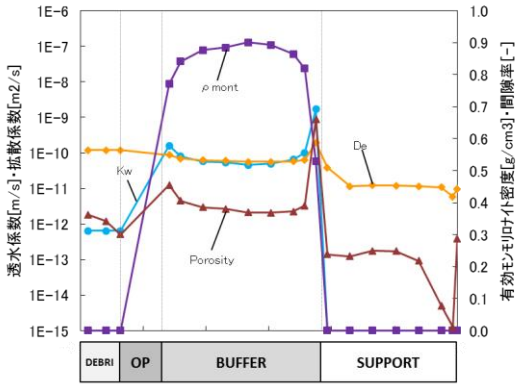
20,000 年後



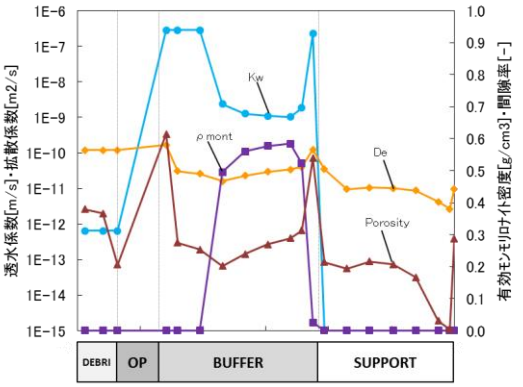
5,000 年後



50,000 年後

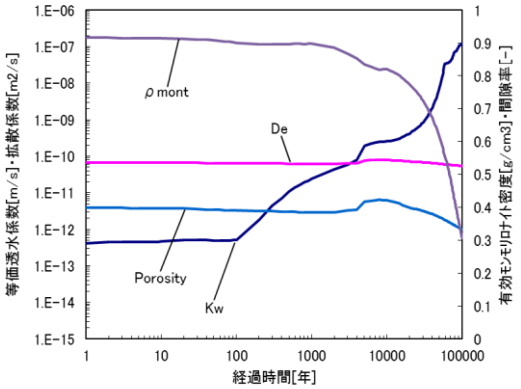


10,000 年後

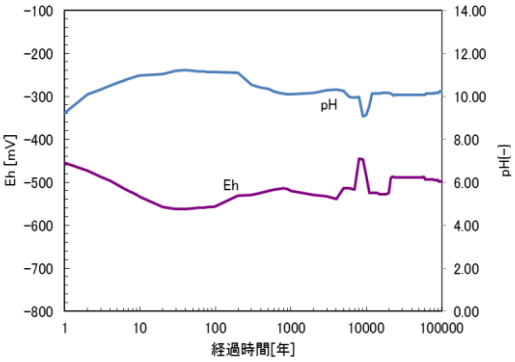


100,000 年後

図 4.2-49　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(ρm)，間隙率(Eps)の空間分布（caseS2）

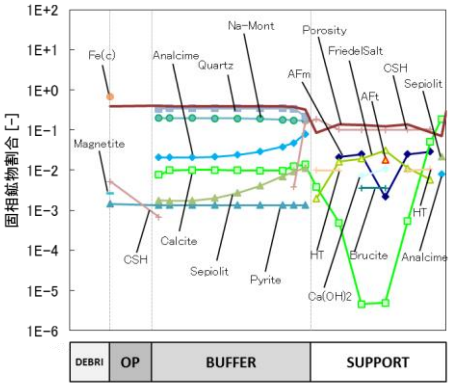


(a) 透水係数，拡散係数，有効ﾓﾝﾓﾘﾛﾅｲﾄ密度，間隙率

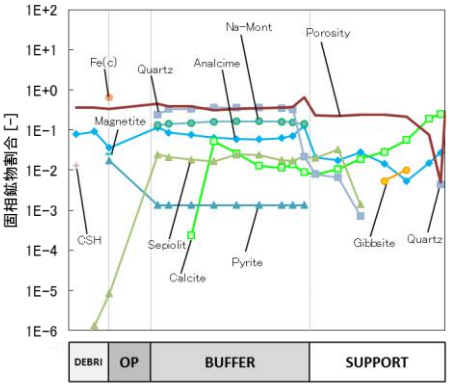


(b) 酸化還元電位， ｐH

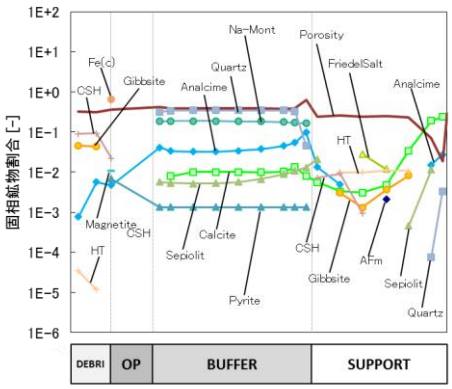
図 4.2-50　緩衝材領域における経時変化（caseS3）



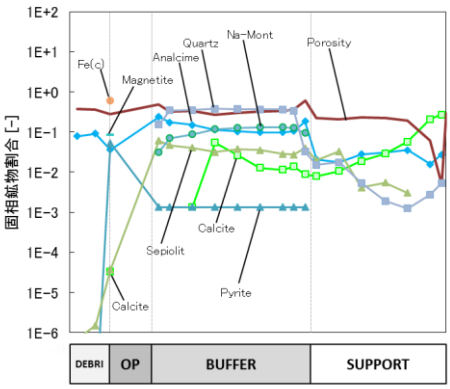
1,000 年後



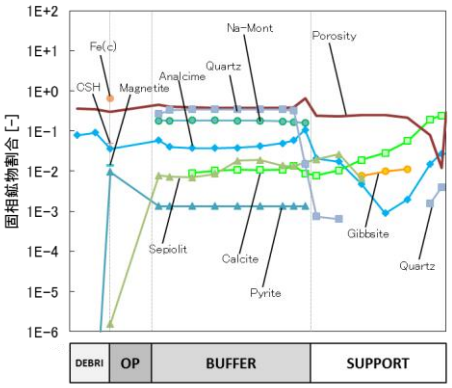
20,000 年後



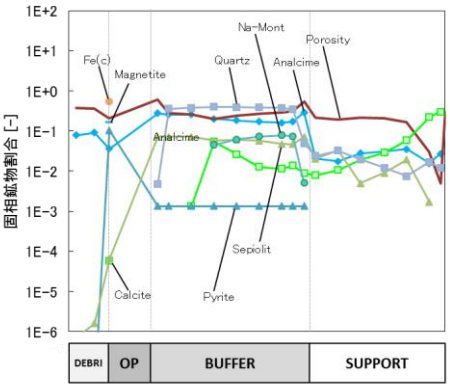
5,000 年後



50,000 年後

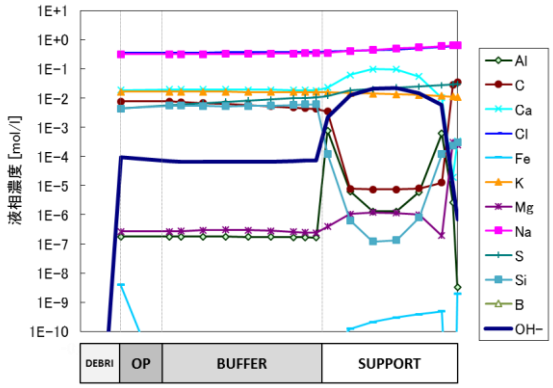


10,000 年後

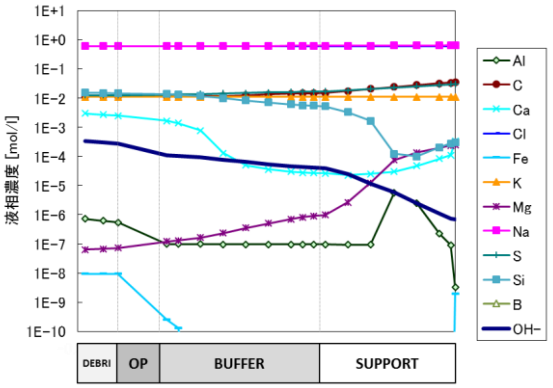


100,000 年後

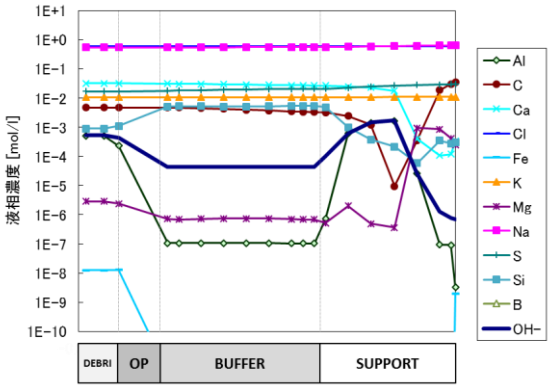
図 4.2-51　全領域における固相空間分布（caseS3）



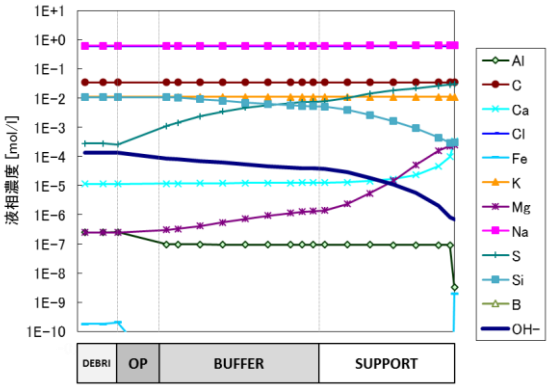
1,000 年後



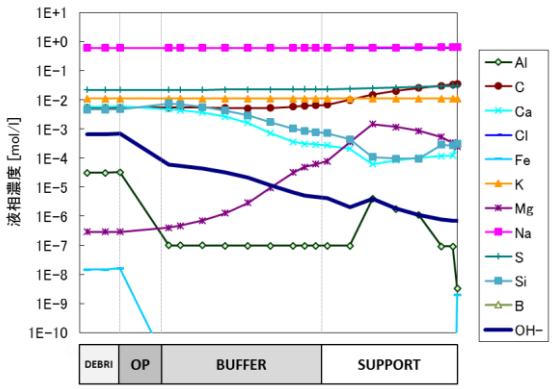
20,000 年後



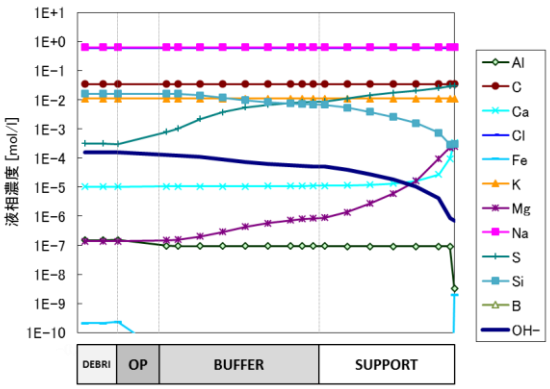
5,000 年後



50,000 年後

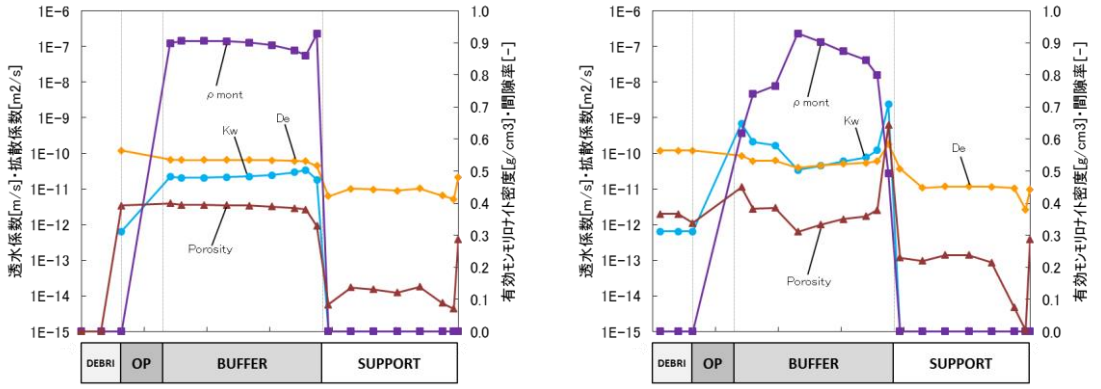


10,000 年後

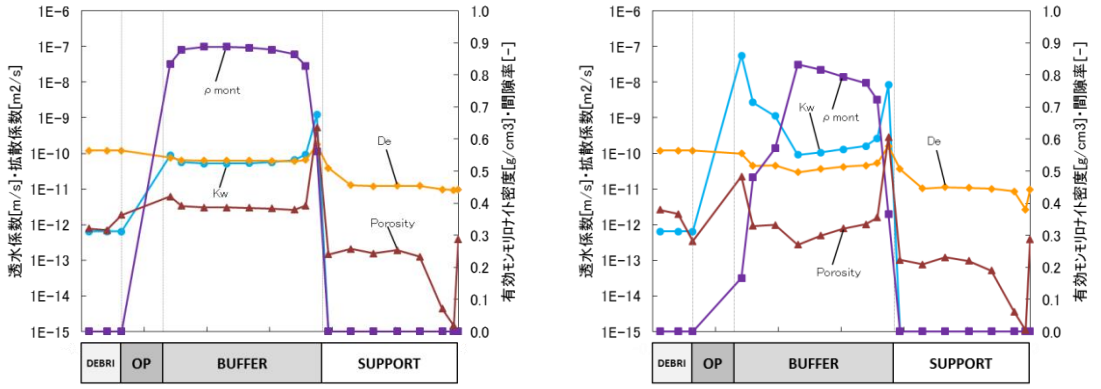


100,000 年後

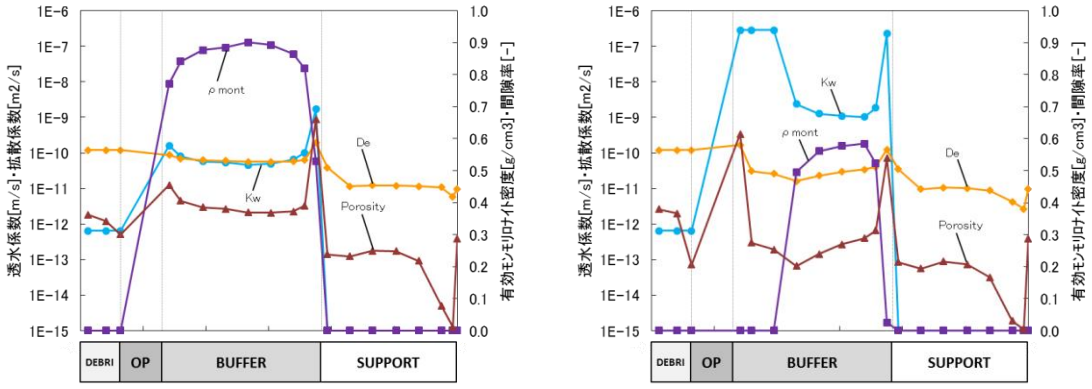
図 4.2-52　全領域における液相組成空間分布（caseS3）



1,000 年後　　20,000 年後

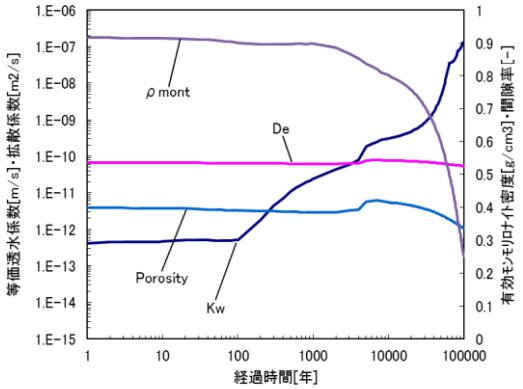


5,000 年後　　50,000 年後

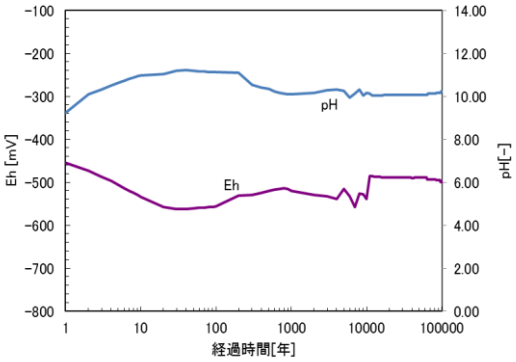


10,000 年後　　100,000 年後

図 4.2-53　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(ρm)，間隙率(Eps)の空間分布（caseS3）

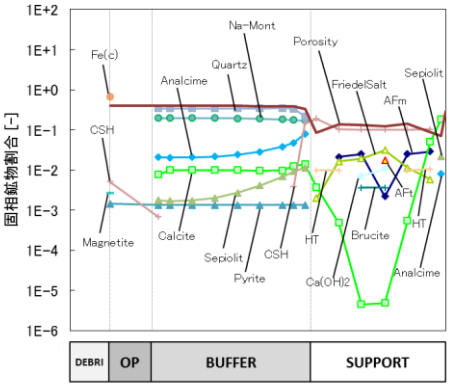


(a) 透水係数，拡散係数，有効ﾓﾝﾓﾘﾛﾅｲﾄ密度，間隙率

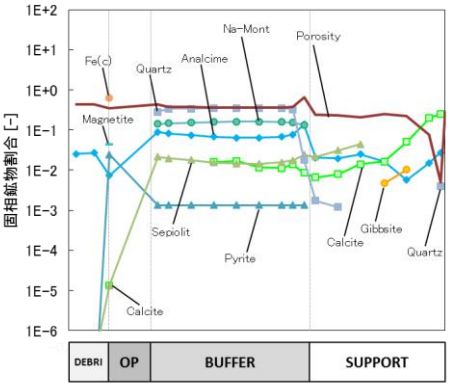


(b) 酸化還元電位， ｐH

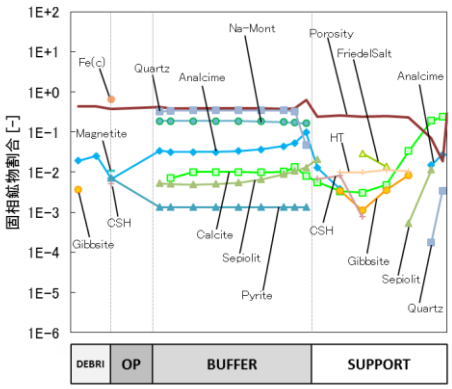
図 4.2-54　緩衝材領域における経時変化（caseS4）



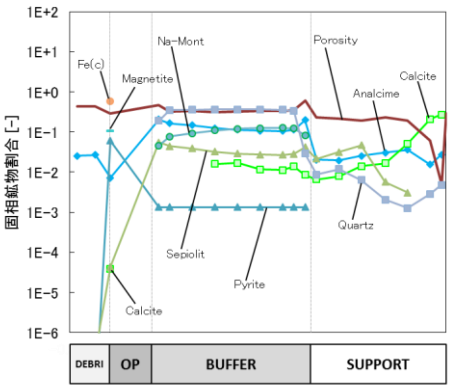
1,000 年後



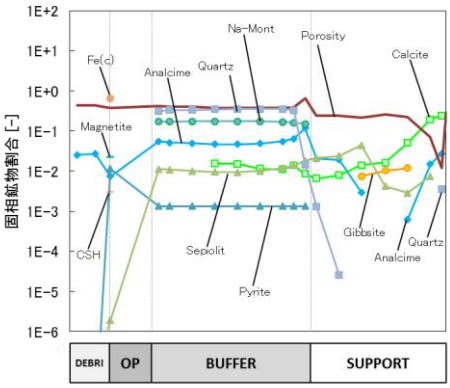
20,000 年後



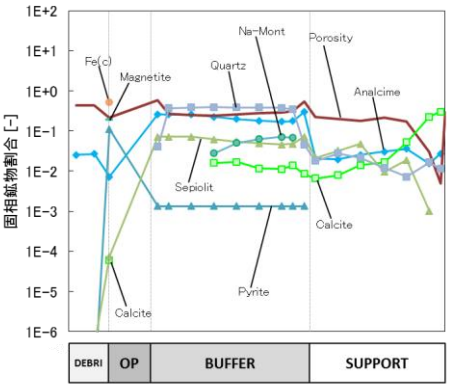
5,000 年後



50,000 年後

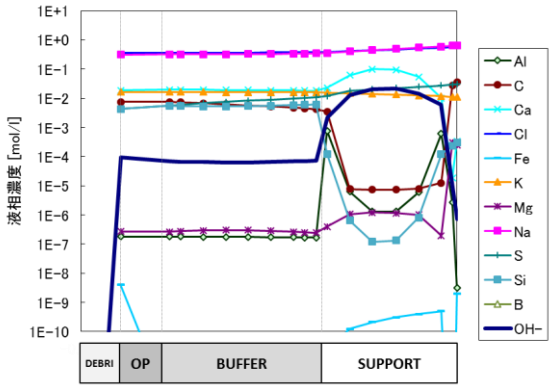


10,000 年後

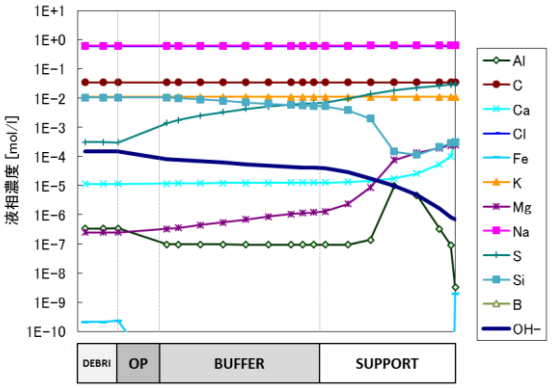


100,000 年後

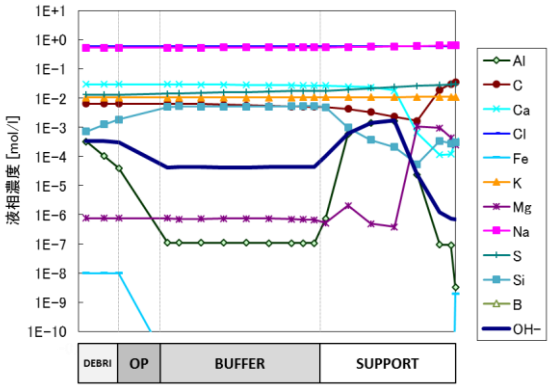
図 4.2-55　全領域における固相空間分布（caseS4）



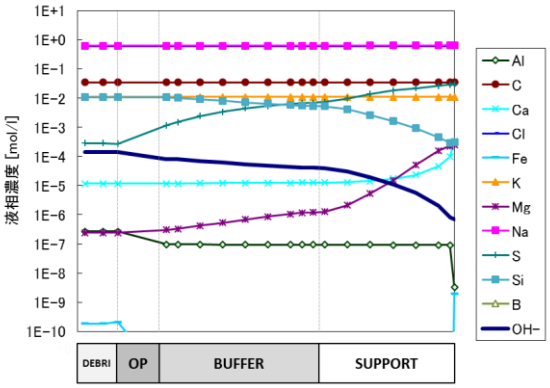
1,000 年後



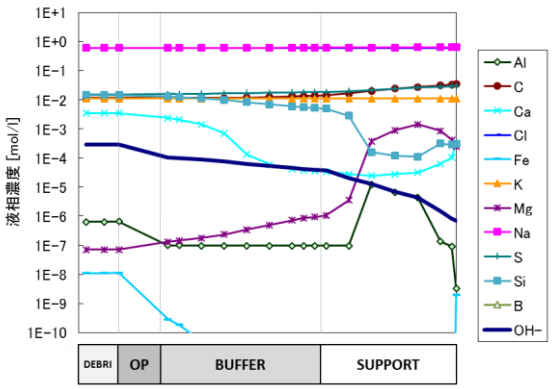
20,000 年後



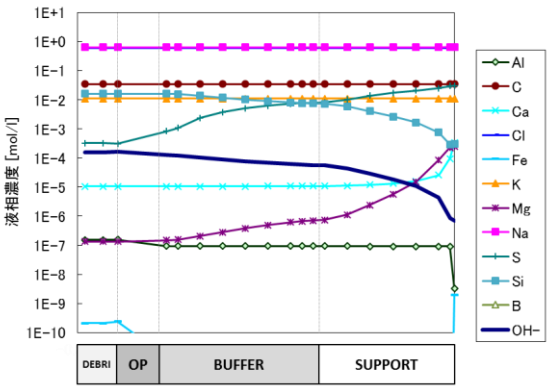
5,000 年後



50,000 年後

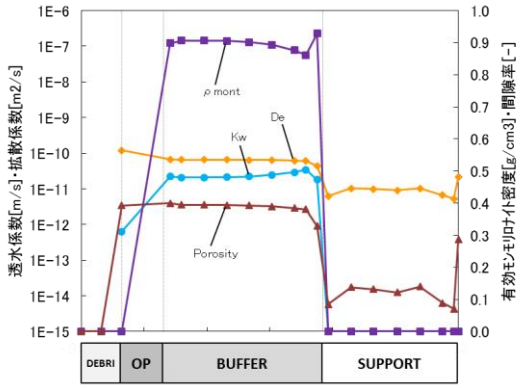


10,000 年後

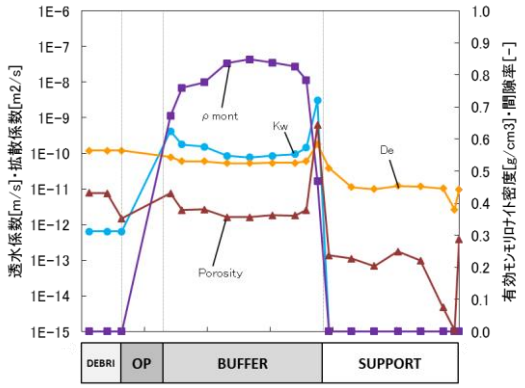


100,000 年後

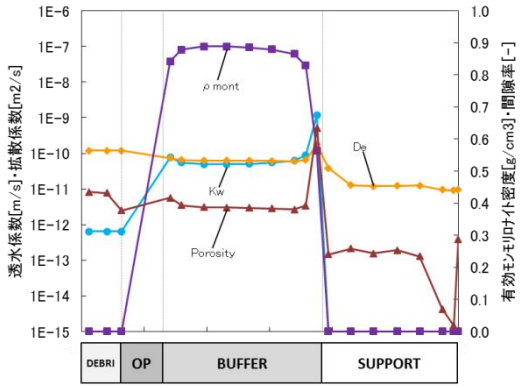
図 4.2-56　全領域における液相組成空間分布（caseS4）



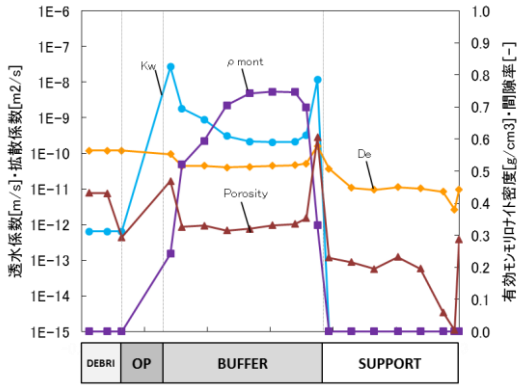
1,000 年後



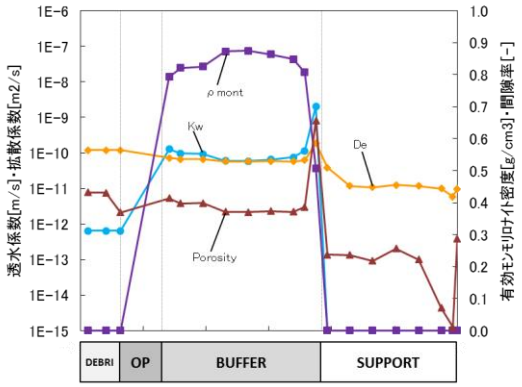
20,000 年後



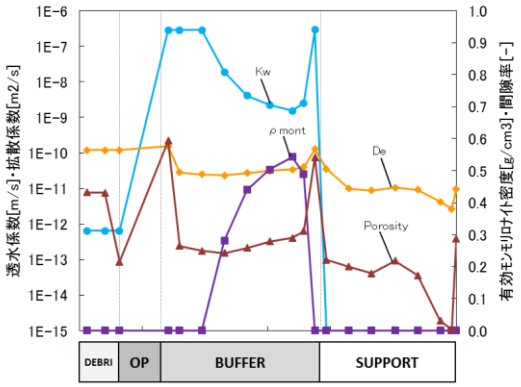
5,000 年後



50,000 年後

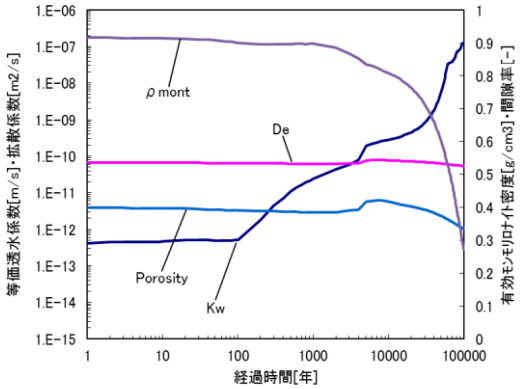


10,000 年後

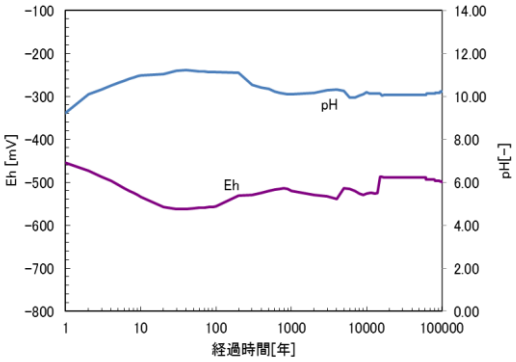


100,000 年後

図 4.2-57　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(ρm)，間隙率(Eps)の空間分布（caseS4）

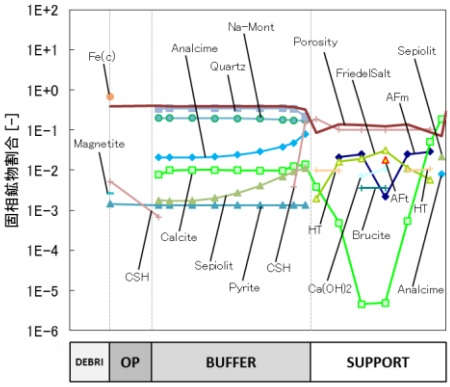


(a) 透水係数，拡散係数，有効ﾓﾝﾓﾘﾛﾅｲﾄ密度，間隙率

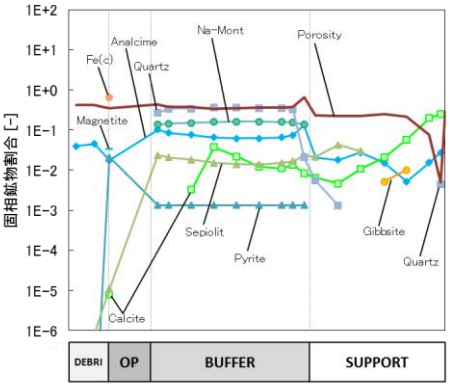


(b) 酸化還元電位， ｐH

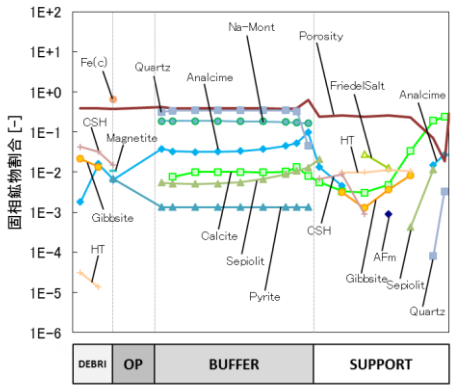
図 4.2-58　緩衝材領域における経時変化（caseS5）



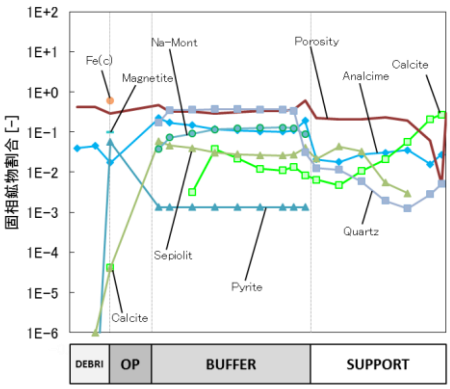
1,000 年後



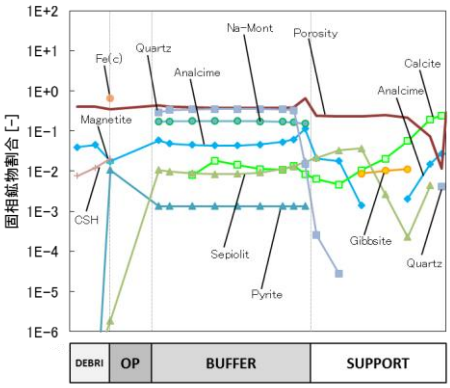
20,000 年後



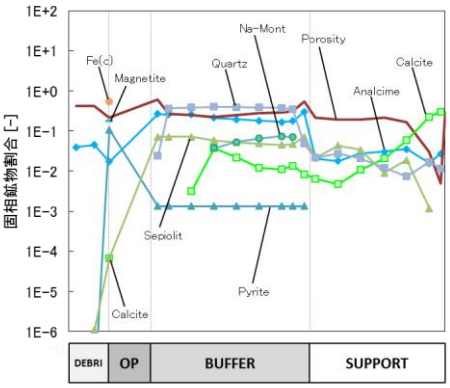
5,000 年後



50,000 年後

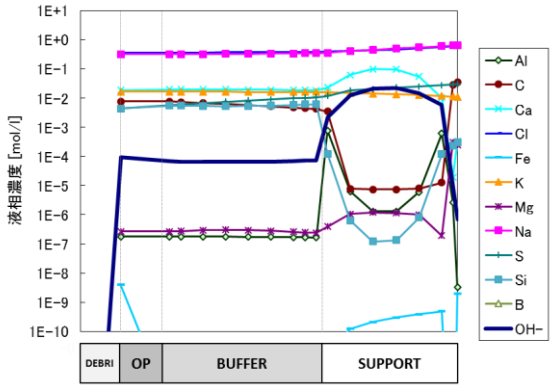


10,000 年後

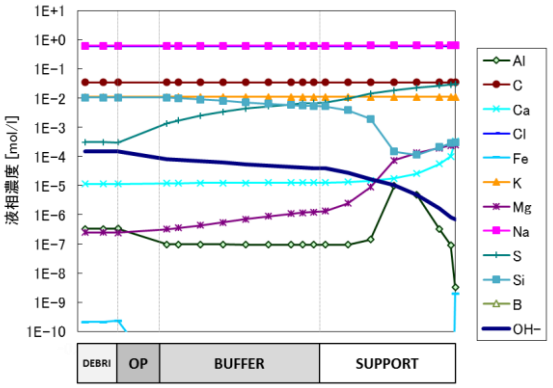


100,000 年後

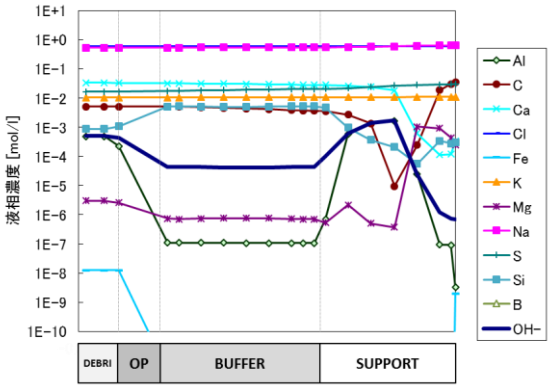
図 4.2-59　全領域における固相空間分布（caseS5）



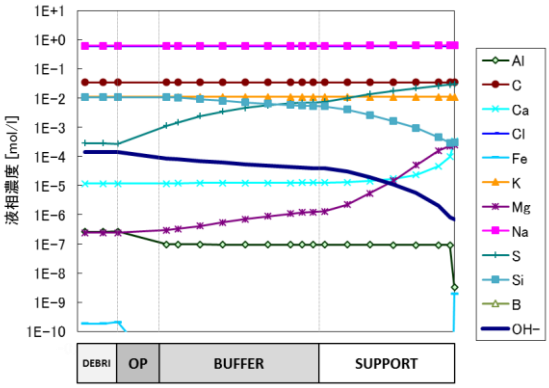
1,000 年後



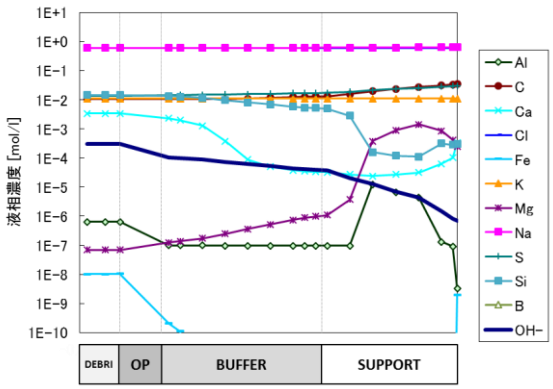
20,000 年後



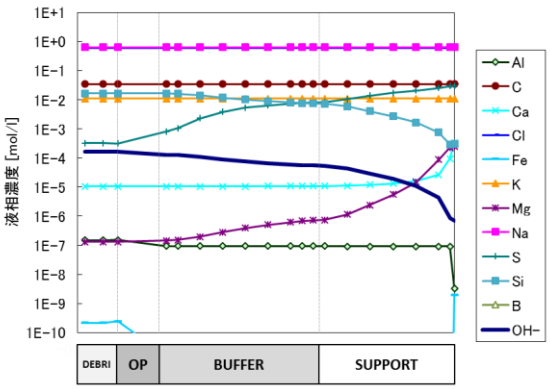
5,000 年後



50,000 年後

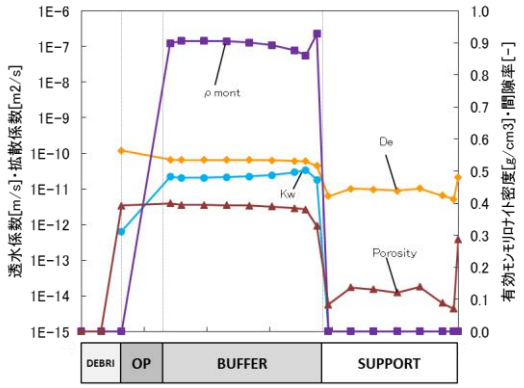


10,000 年後

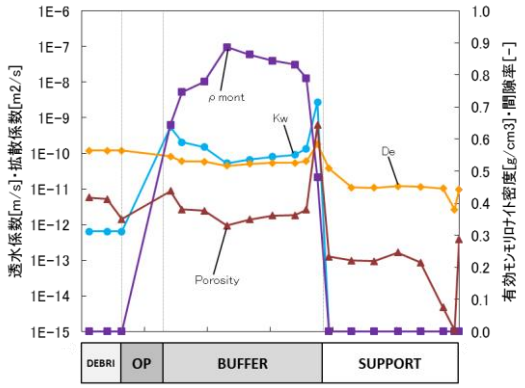


100,000 年後

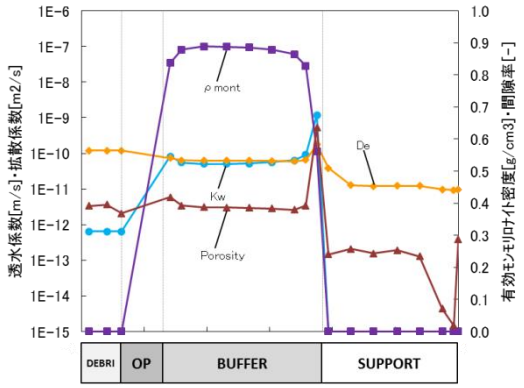
図 4.2-60　全領域における液相組成空間分布（caseS5）



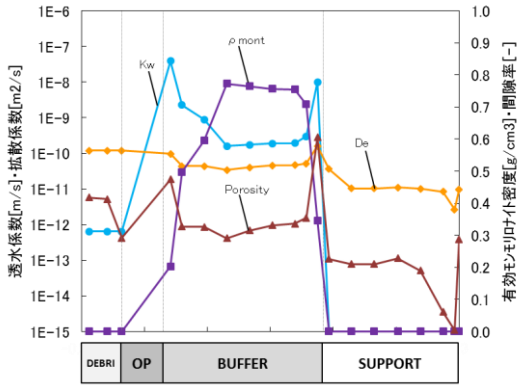
1,000 年後



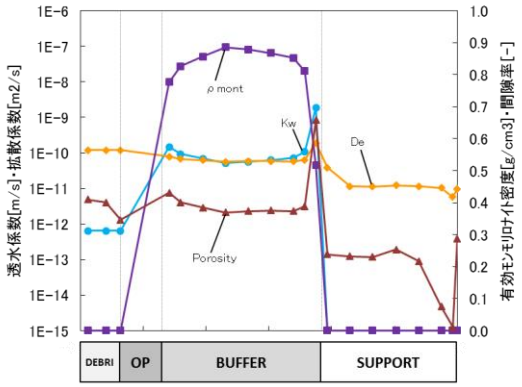
20,000 年後



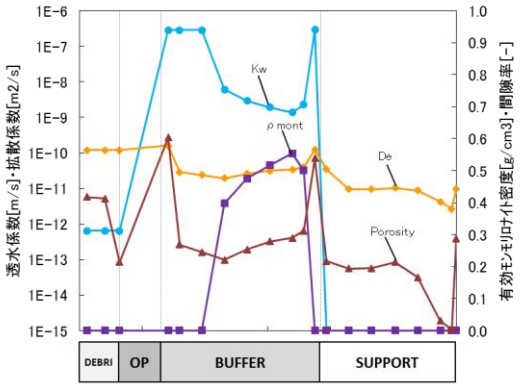
5,000 年後



50,000 年後

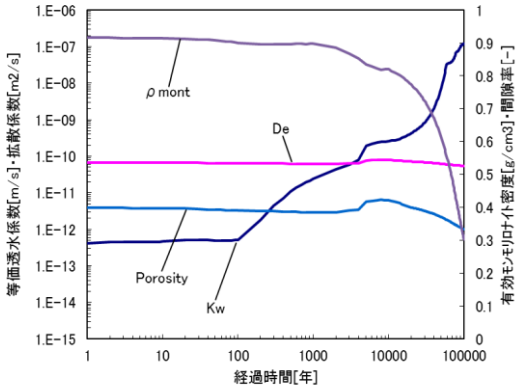


10,000 年後

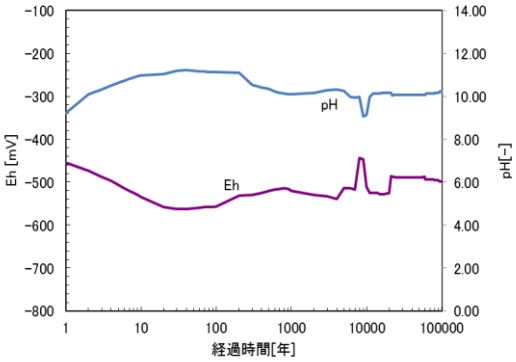


100,000 年後

図 4.2-61　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(ρm)，間隙率(Eps)の空間分布（caseS5）

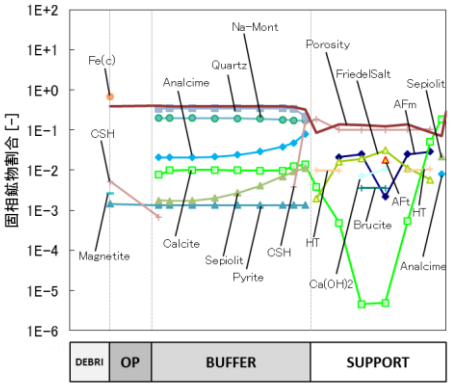


(a) 透水係数，拡散係数，有効ﾓﾝﾓﾘﾛﾅｲﾄ密度，間隙率

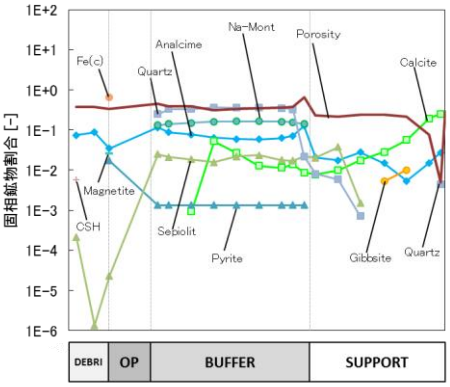


(b) 酸化還元電位， ｐH

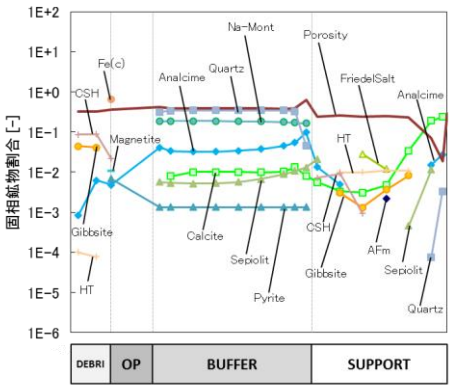
図 4.2-62　緩衝材領域における経時変化（caseS6）



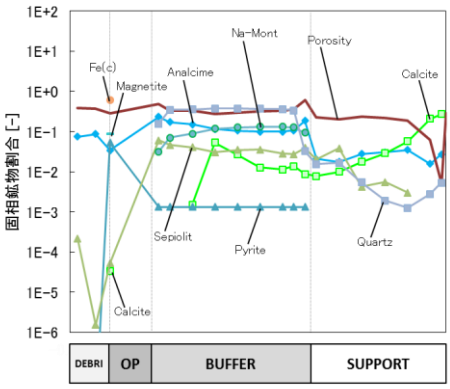
1,000 年後



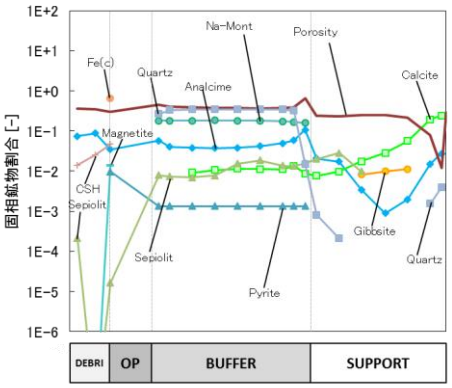
20,000 年後



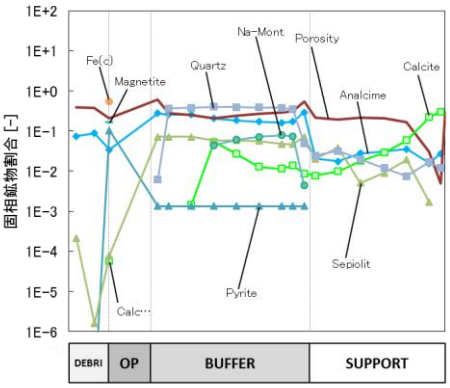
5,000 年後



50,000 年後

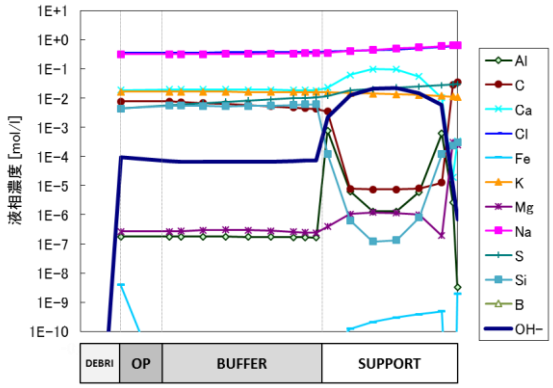


10,000 年後

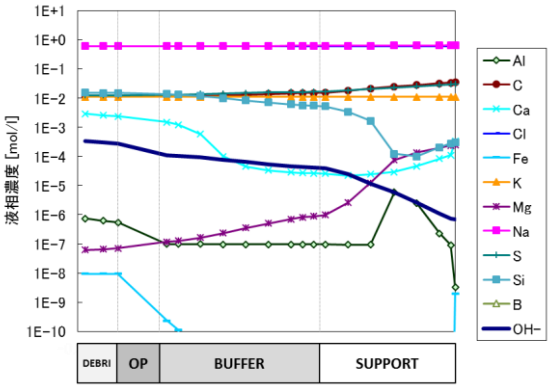


100,000 年後

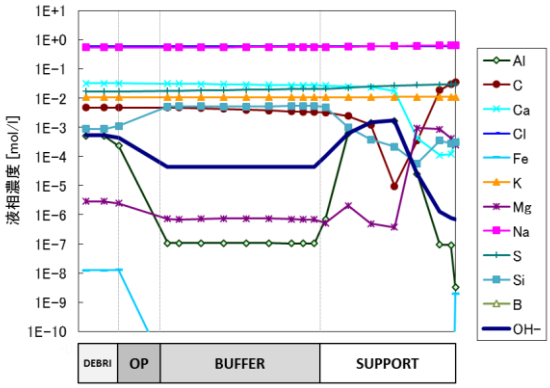
図 4.2-63　全領域における固相空間分布（caseS6）



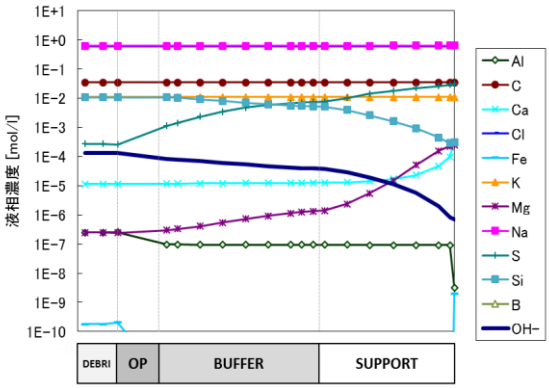
1,000 年後



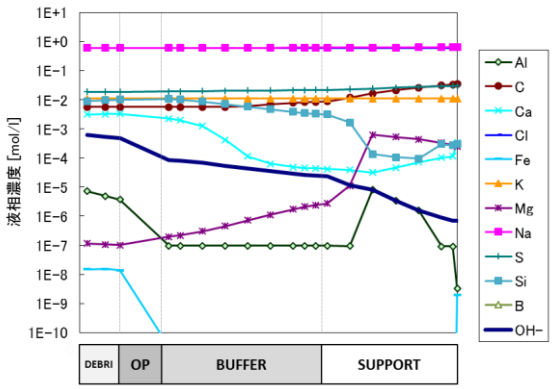
20,000 年後



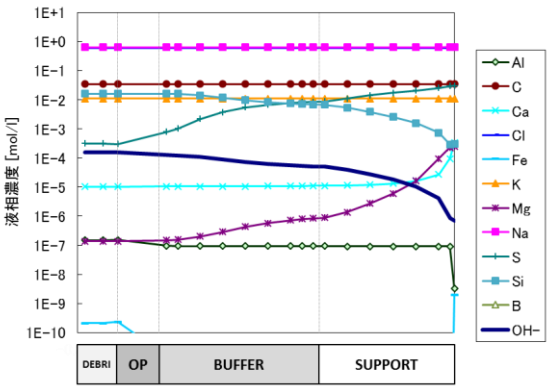
5,000 年後



50,000 年後

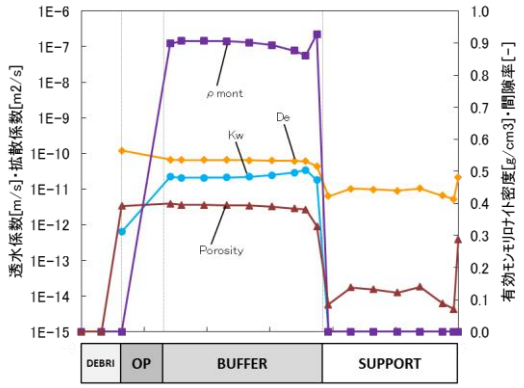


10,000 年後

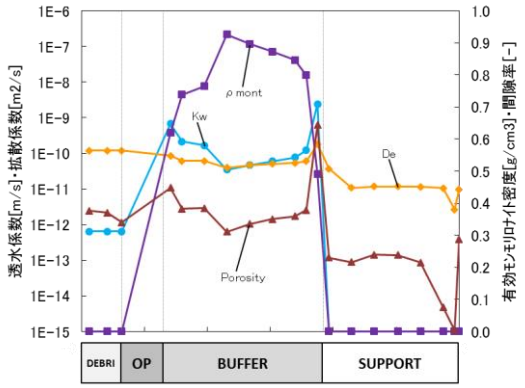


100,000 年後

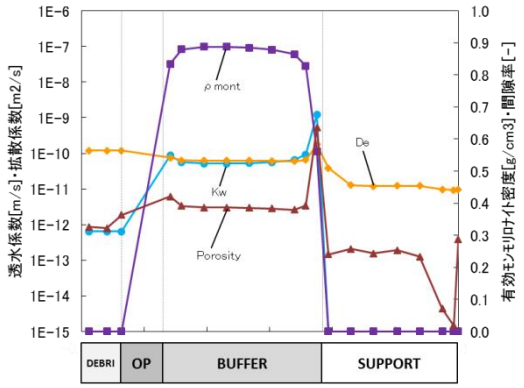
図 4.2-64　全領域における液相組成空間分布（caseS6）



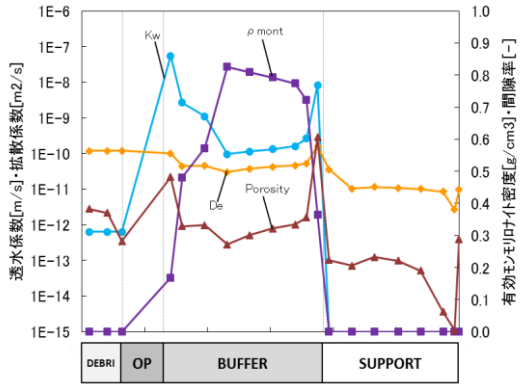
1,000 年後



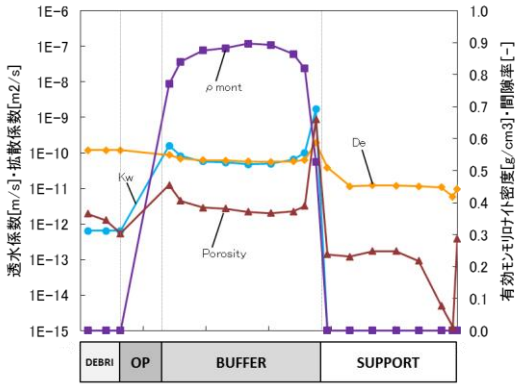
20,000 年後



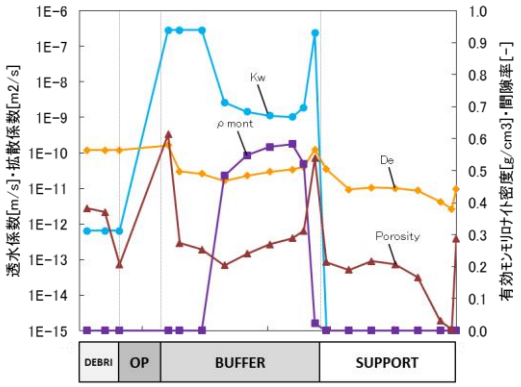
5,000 年後



50,000 年後



10,000 年後



100,000 年後

図 4.2-65　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(ρm)，間隙率(Eps)の空間分布（caseS6）

4.2.6　核種移行解析ケース

人工バリアの変遷シナリオを対象とした安全評価として、解析結果より検討した 12 ケース（表 4.2-7　核種移行解析ケース）について人工バリア中の核種移行解析を実施することとした。

表 4.2-7　核種移行解析ケース

<table>
<tr><th>シナリオ</th><th>ケース</th><th>地下水質特性</th><th>温度[℃]</th><th>MCCI等の混入割合[%]</th><th>OP破損[年]</th><th>0～10万年の設定</th><th>10～100万年の設定</th><th>100万年以降の設定</th><th>緩衝材厚さ[cm]</th><th>乾燥密度[g/cm^3]</th><th>混合率[Bnt.：Qtz.]</th><th>支保工厚さ[cm]</th></tr>
<tr><td rowspan="3">①</td><td>1a (P1)</td><td rowspan="15">降水系</td><td rowspan="15">47</td><td rowspan="15">0</td><td>4,000</td><td rowspan="3">解析結果を反映</td><td colspan="2" rowspan="3">10万年時を継続</td><td rowspan="15">70</td><td rowspan="15">1.6</td><td rowspan="15">7：3</td><td rowspan="15">60</td></tr>
<tr><td>1b</td><td>50,000</td></tr>
<tr><td>1c</td><td>100,000</td></tr>
<tr><td rowspan="3">③</td><td>3a</td><td>4,000</td><td rowspan="3">解析結果を反映</td><td colspan="2" rowspan="3">性能が低下した状態（合理的な下限値）</td></tr>
<tr><td>3b</td><td>50,000</td></tr>
<tr><td>3c</td><td>100,000</td></tr>
<tr><td rowspan="3">④</td><td>4a</td><td>4,000</td><td colspan="2" rowspan="3">解析結果を反映</td><td rowspan="3">100万年時を継続</td></tr>
<tr><td>4b</td><td>50,000</td></tr>
<tr><td>4c</td><td>100,000</td></tr>
<tr><td rowspan="3">⑤</td><td>5a</td><td>4,000</td><td colspan="2" rowspan="3">解析結果を反映</td><td rowspan="3">変遷をできるだけ考慮</td></tr>
<tr><td>5b</td><td>50,000</td></tr>
<tr><td>5c</td><td>100,000</td></tr>
</table>

人工バリア変遷解析データをもとに、核種移行データを設定した。核種移行データの設定結果に基づいて、確率論的安全評価コード(GSRW-PSA コード)を用いて人工バリアからの核種移行フラックスを計算した。

4.2.7　核種移行パラメータ

（1）溶解速度

燃料デブリ中の燃料成分については、その状態が不明であることから、溶解速度に関するデータがない。したがって本解析では、燃料マトリクスと同様の扱いとし、Nagra が設定した燃料マトリクスの溶解速度の時間変化[(4)]を参考とした。図 4.4-1 に燃料マトリクスに対する溶解速度の時間変化設定を示す。Nagra では 10 万年以降も溶解速度が減少する設定を与えているが、直接処分第一次とりまとめ[(5)]では溶解速度を 1×10^{-7} (1/y)と与えていることから、これを下限値として、10 万年以降は 1×10^{-7} (1/y)が継続するものとした。

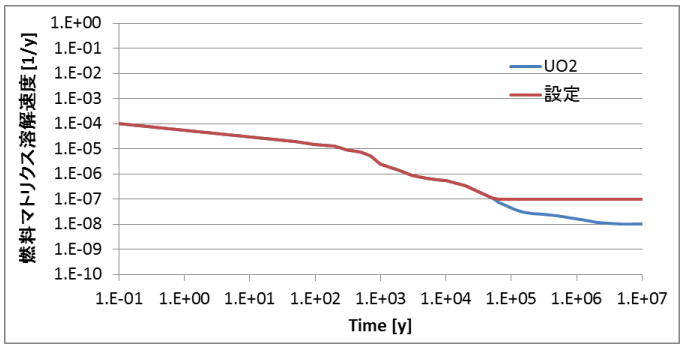


図 4.2-66　燃料マトリクスに対する溶解速度の時間変化設定

（2）溶解度

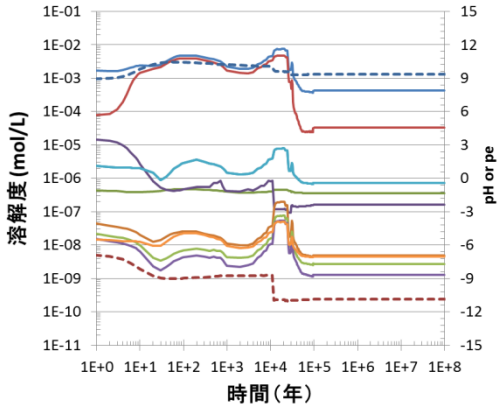
4.2.5 の人工バリア変遷解析によって得られた各解析ケースの緩衝材中の間隙水組成に基づいて、地球化学平衡計算により放射性核種の溶解度を求めた。計算には、確率論的溶解度解析コード PA-SOL（Probabilistic Analysis Code of Uncertainty of Solubility Limit for Radioactive Element in Geological Disposal）を用いた。PA-SOL は、地下水水質と熱力学データに関する不確かさが溶解度に与える影響の定量的評価を目的として、原子力機構が整備したコードであり、PHREEQC[(6)]などの地球化学計算コードにモンテカルロ法による確率論的解析機能を追加したコードである。

解析に使用した熱力学データは、JAEA-TDB（version 100331c2）[(7)]を基に、山口ら[(8)]がデータ選定プロセスの一貫性や溶解度評価の保守性、最新データの検証の観点からレビューし、選定したものを使用した。活量係数の補正については、Davies の式を用いた。また、計算においては、上記の JAEA-TDB において、熱力学データが最も整備されている 25℃の条件で計算を行った。

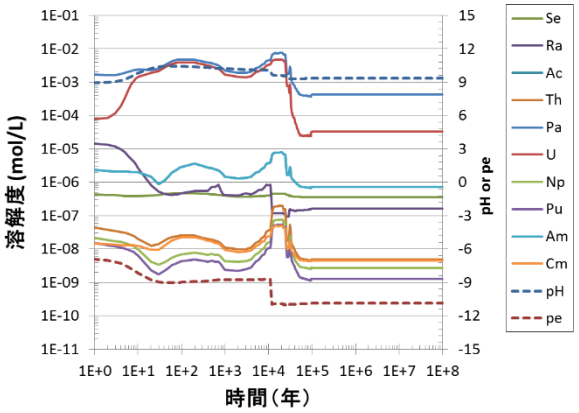
なお、Ra、Ac 及び Cm については、熱力学データが十分に整備されていないため、既存の文献や化学アナログを考慮して設定するものとした。解析の概要を以下に示す。

- C ：有機炭素の化学形態が不明であることから、溶解度制限を考慮しない。
- Se ：Se(cr、trigonal)を溶解度制限固相として仮定した。
- Sr ：$SrCO_3$(strontianite)を溶解度制限固相として仮定した。
- Zr ：$Zr(OH)_4$(am,fresh)を溶解度制限固相として仮定した。
- Nb：Nb_2O_5(s)を溶解度制限固相として仮定した。
- Tc ：$TcO_2 1.6H_2O$(s)を溶解度制限固相として仮定した。
- Pd ：Pd(s)を溶解度制限固相として仮定した。
- Sn ：SnO_2(am)を溶解度制限固相として仮定した。
- I ：易溶性のため溶解度制限を考慮しない。
- Cs ：易溶性のため溶解度制限を考慮しない。
- Sm：Am の化学アナログとして設定した。
- Pb ：$PbCO_3$(cerrusite)を溶解度制限固相として仮定した。
- Po：Pb-210 と Po-210 の放射平衡より Pb と同値とする。
- Ra ：$RaCO_3$(cr)を溶解度制限固相として仮定した。
- Ac：$AcCO_3OH$(am)を溶解度制限固相として仮定した。
- Th ：ThO_2(am、aged)を溶解度制限固相として仮定した。
- Pa ：Pa_2O_5(cr)を溶解度制限固相として仮定した。
- U ：UO_2(am)を溶解度制限固相として仮定した。
- Np：NpO_2(am)を溶解度制限固相として仮定した。
- Pu ：PuO_2(am)を溶解度制限固相として仮定した。
- Am：$AmCO_3OH$(am)を溶解度制限固相として仮定した。
- Cm：$CmCO_3OH$(am)を溶解度制限固相として仮定した。

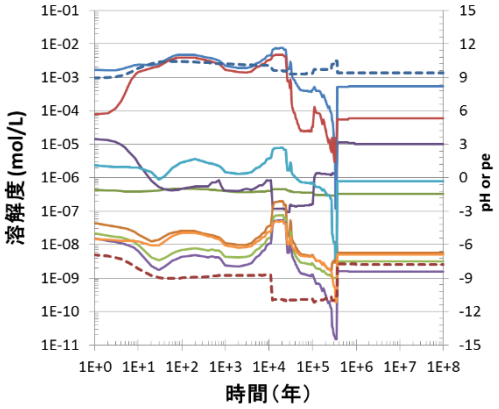
各解析ケースにおける溶解度の経時変化を図 4.2-6 に示す。
ただし、図 4.2-67 において Pd はスケール範囲外（溶解度は 10^{-23} 程度）となっている。



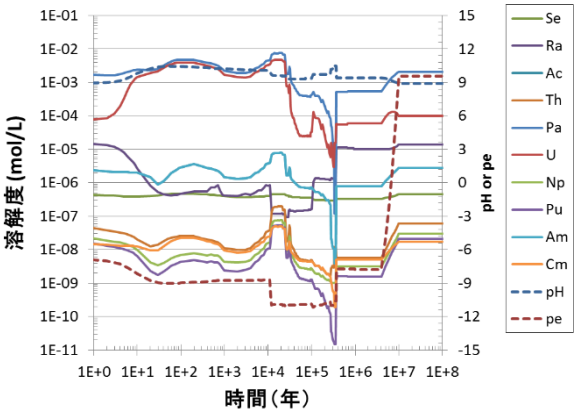
case1a,1b,1c（シナリオ①）



case3a,3b,3c（シナリオ③）



case4a,4b,4c（シナリオ④）



case5a,5b,5c（シナリオ⑤）

図 4.2-67　各解析ケースにおける溶解度の経時変化

（３）拡散係数

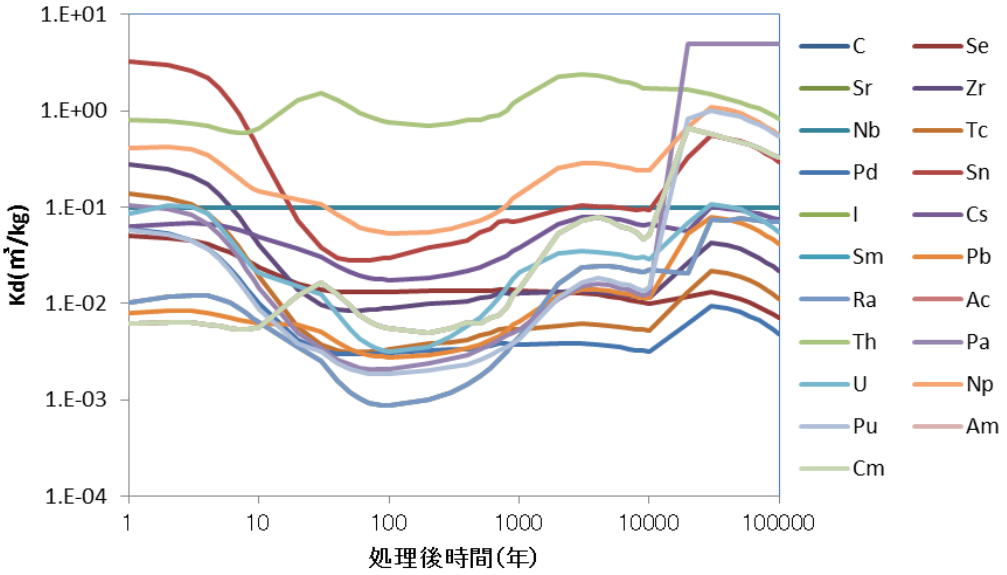
4.2.5 の人工バリア変遷解析の間隙水組成条件を平成 27 年度と同様としたことから、平成 27 年に使用した設定値を参考に表 4.2-の値を設定した。

表 4.2-8　拡散係数の設定値

	Se	その他核種
10 万年以前	1.3×10^{-10}	2.0×10^{-10}
10 万年以降	1.8×10^{-10}	2.7×10^{-10}

（4）吸着分配係数

以上の解析によって得られた各解析ケースの緩衝材中の間隙水組成に基づいて、放射性核種の分配係数を求めた。各解析ケースにおける分配係数の 10 万年までの経時変化を図 4.2-68 に示す。10 万年以降はシナリオ①では 10 万年時の値と同じ値、他のシナリオでは Kd=0 とした。



caseP1

図 4.2-68　各解析ケースにおける収着分配係数の経時変化

4.2.8　核種移行解析

核種移行解析により計算された人工バリアからの核種移行フラックスを図 4.2-69～図 4.2-80 に示した。図 4.2-69 及び図 4.2-75 に、OP 破損直後(4000 年)に Pu-239 及び Pu-240 がピークを形成しているのが特徴的である。デブリ処分の安全評価においては Pu の核種移行評価が重要になると考えられる。

前半の６つの図（図 4.2-69～図 4.2-74）で、左右の図を比較することにより、10 万年以降に人工バリアの吸着特性を期待しないとどうなるかを見ることができる。10 万年のところに娘核種（Ac-225 や Ac-227）が鋭いピークを形成することがわかる。しかし、前述の Pu-239 及び Pu-240 のピーク（4000 年時）を超えることはない。また、10 万年の瞬時に緩衝材領域の Kd をゼロとしたために発生するピークであり、現実的には時間的にも空間的にも不均一に性能が劣化すると考えられるため、この鋭いピークは計算条件を単純に設定したことによる、アーティファクトとも言える。10 万年時点で緩衝材領域の Kd をゼロとすることにより、かなりの量の親核種や娘核種を一気に放出してしまうため、10 万年以降の核種移行フラックスが、10 万年時の性能を継続する場合よりも低くなる場合も見られる。10 万年時に Kd をゼロにすることが保守的な評価とも言い切れない。

後半の６つの図（図 4.2-75～図 4.2-80）の左側の図は、100 万年まで人工バリアの変遷を解析した結果をうけて核種移行評価パラメータを決めた場合の結果を示している。20 万年付近でモンモリロナイトが消滅して緩衝材の性能が低下するため、娘核種（Ac-225 や Ac-227）が鋭いピークを形成している。前述の 10 万年時に緩衝材領域の Kd をゼロとしたケースに見られたピークと同じ理由で形成されたピークであるが、前述のケースよりはピークは小さい。図 4.2-73 などに見られた OP 破損と緩衝材の分配係数低下を同時（10 万年時）に設定したことによるアーティファクトも見られない。また、図 4.2-75～図 4.2-80 の右側の図は、100 万年時に核種移行パラメータを変化させた（溶解度を上昇させた）結果を示しているが、左側の変化させなかった場合と結果に相違は見られない。これらの結果は、モンモリロナイトが消滅するまで（ここでは約 20 万年まで）人工バリアの変遷解析を行って核種移行パラメータを設定すれば、10 万年までの人工バリア変遷解析の結果から核種移行パラメータを設定するのに比べて、信頼性を向上させることができることを示している。

なお、図 4.2-75～図 4.2-80 の右側の図は、20 万年以降は Kd はゼロ、溶解度も高めの設定になっている。それでも核種は瞬時に放出されず、10^8 年ごろまで低いフラックスでの放出が継続している。これは廃棄体の溶解速度に律速されていることによる。デブリ処分の安全評価においては使用済燃料処分の評価でよく用いられるような溶解速度が使えるかどうかが重要なポイントとなると考えられる。

また、各シナリオで a, b, c の各ケースの核種移行フラックスを比較すると、OP 破損時期がピークフラックスに影響していることが明らかになっている。

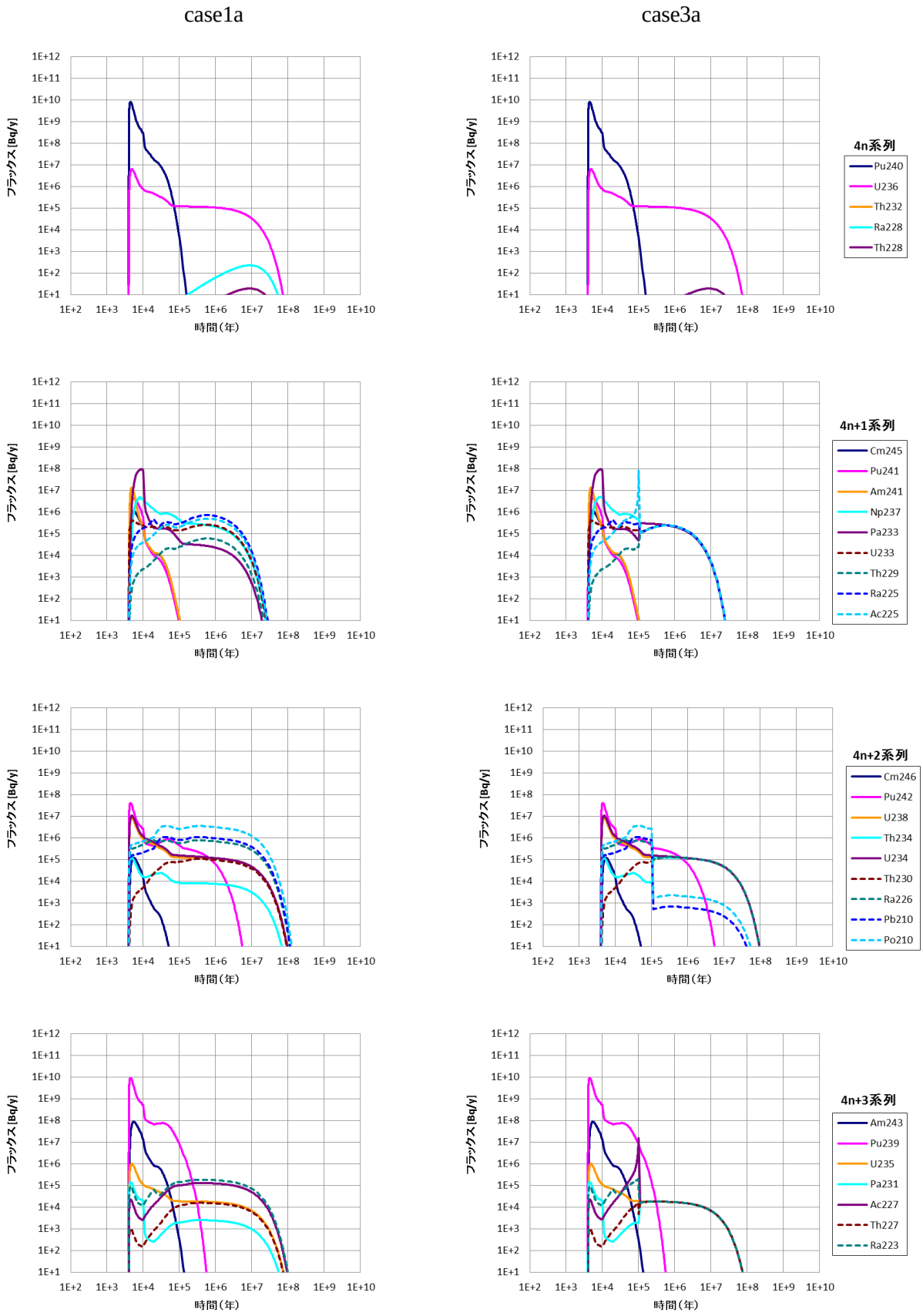


図 4.2-69　10 万年以降の設定を「継続」/「性能が低下した状態」としたときの核種移行フラックス（OP 破損 4,000 年）(1/2)

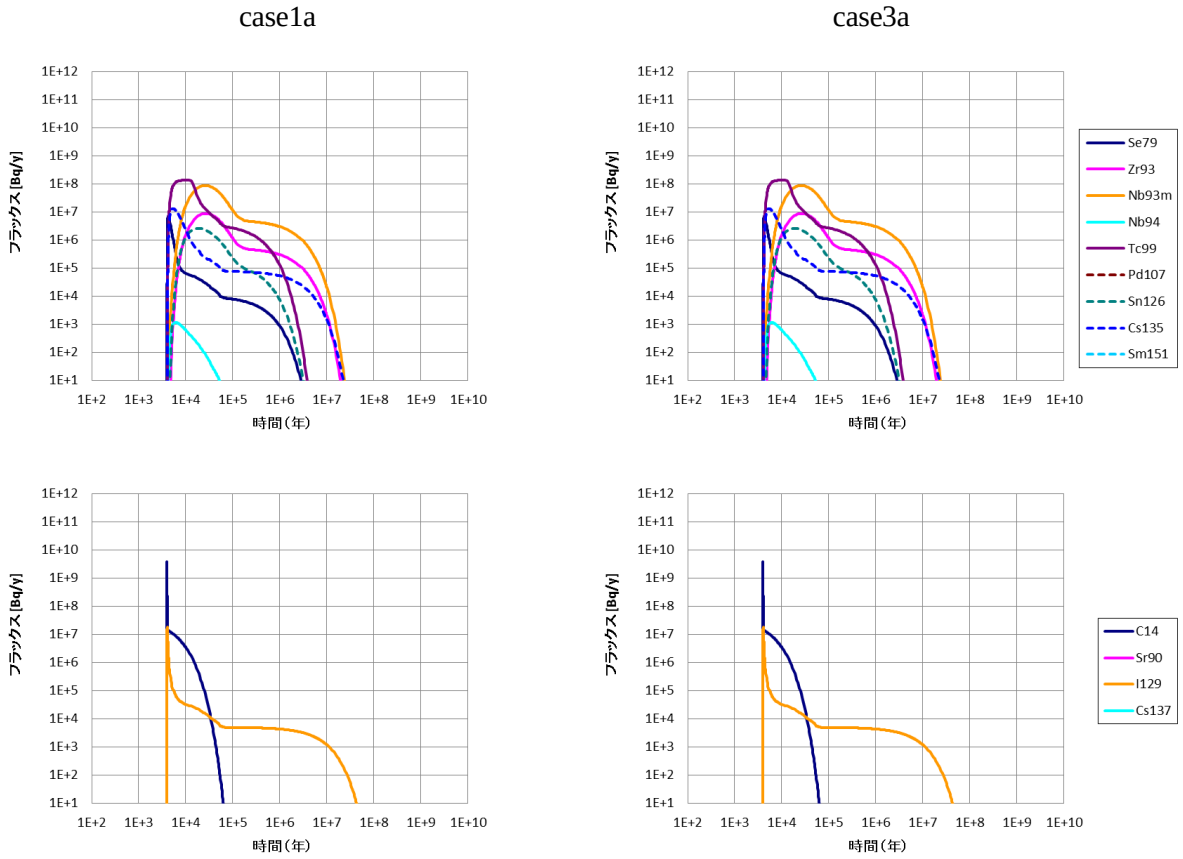


図 4.2-70　10 万年以降の設定を「継続」/「性能が低下した状態」としたときの核種移行フラックス（OP 破損 4,000 年）(2/2)

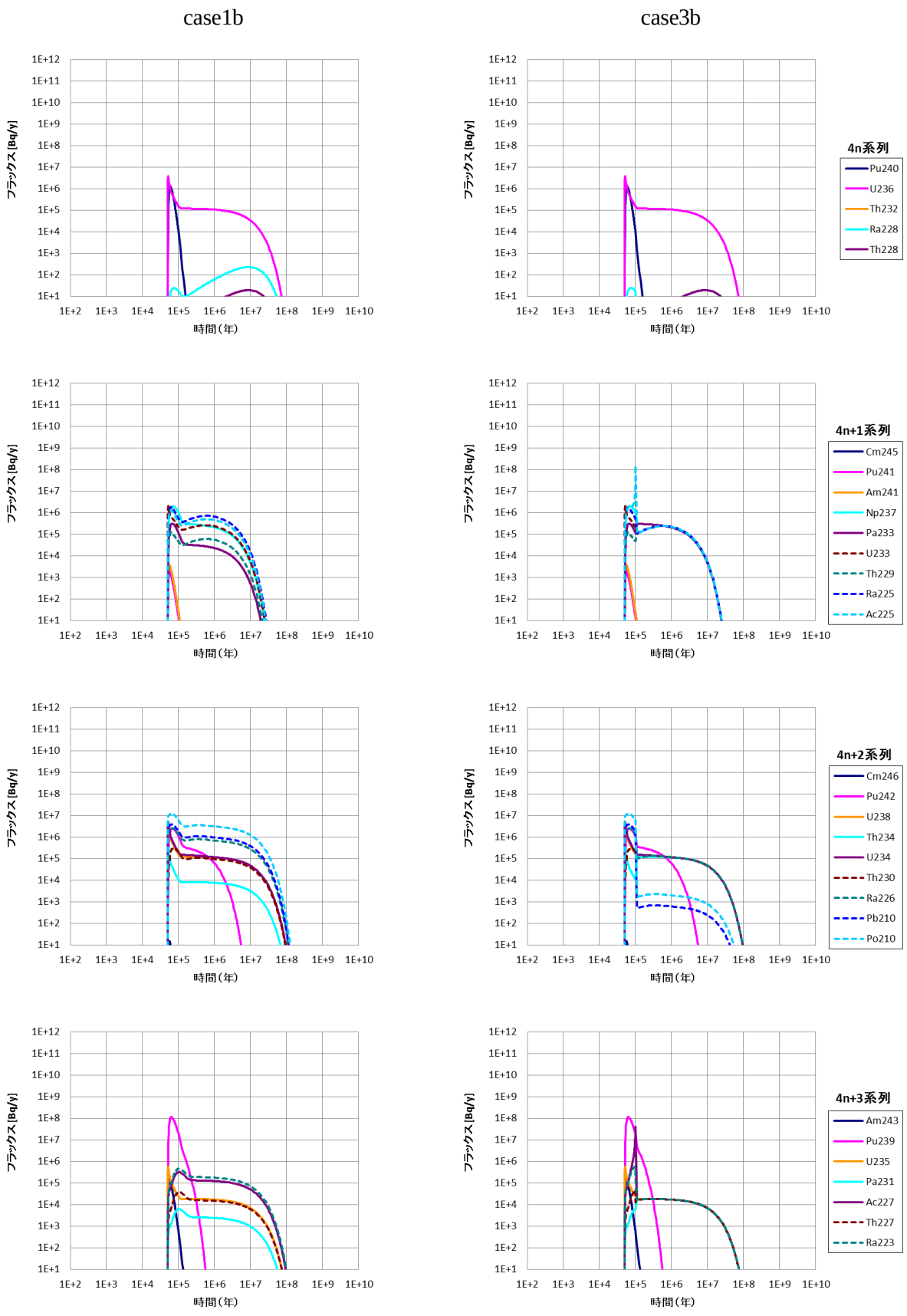


図 4.2-71　10 万年以降の設定を「継続」/「性能が低下した状態」としたときの核種移行フラックス（OP 破損 50,000 年）(1/2)

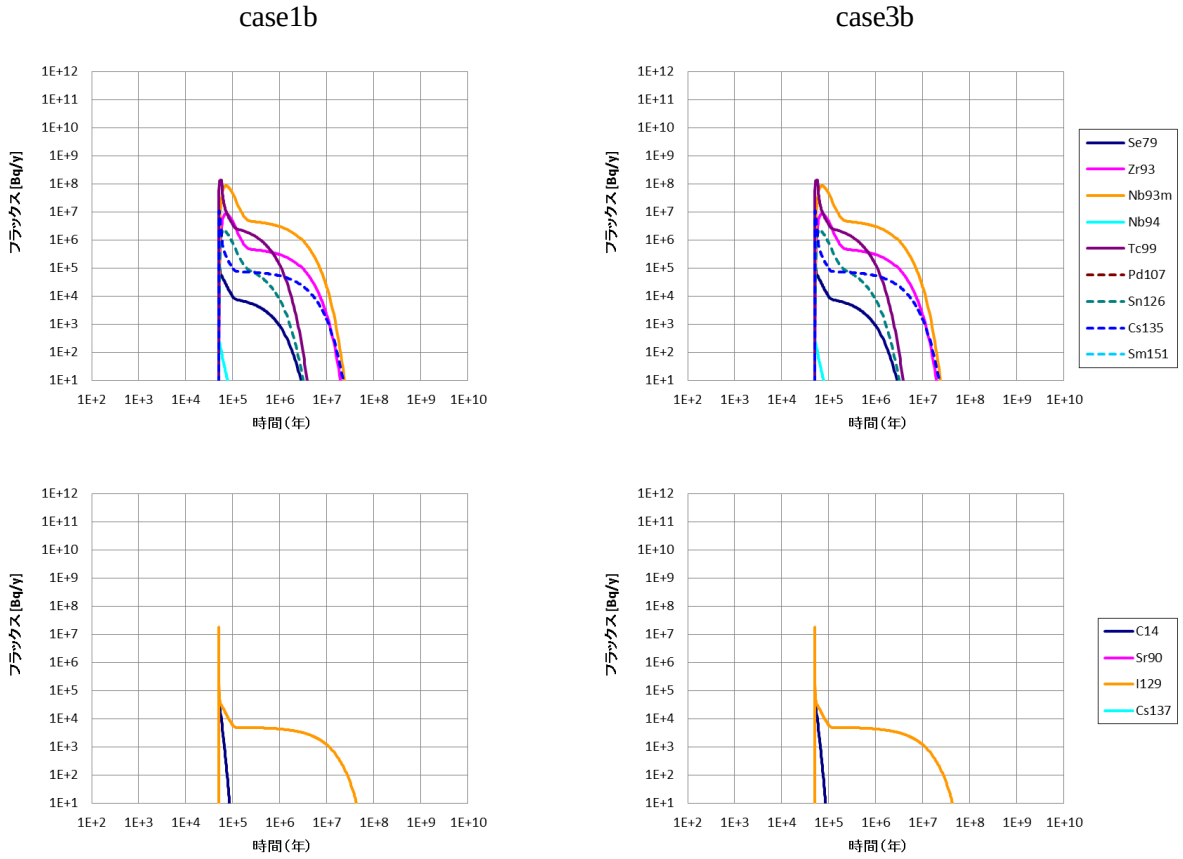


図 4.2-72　10 万年以降の設定を「継続」/「性能が低下した状態」としたときの核種移行フラックス（OP 破損 50,000 年）(2/2)

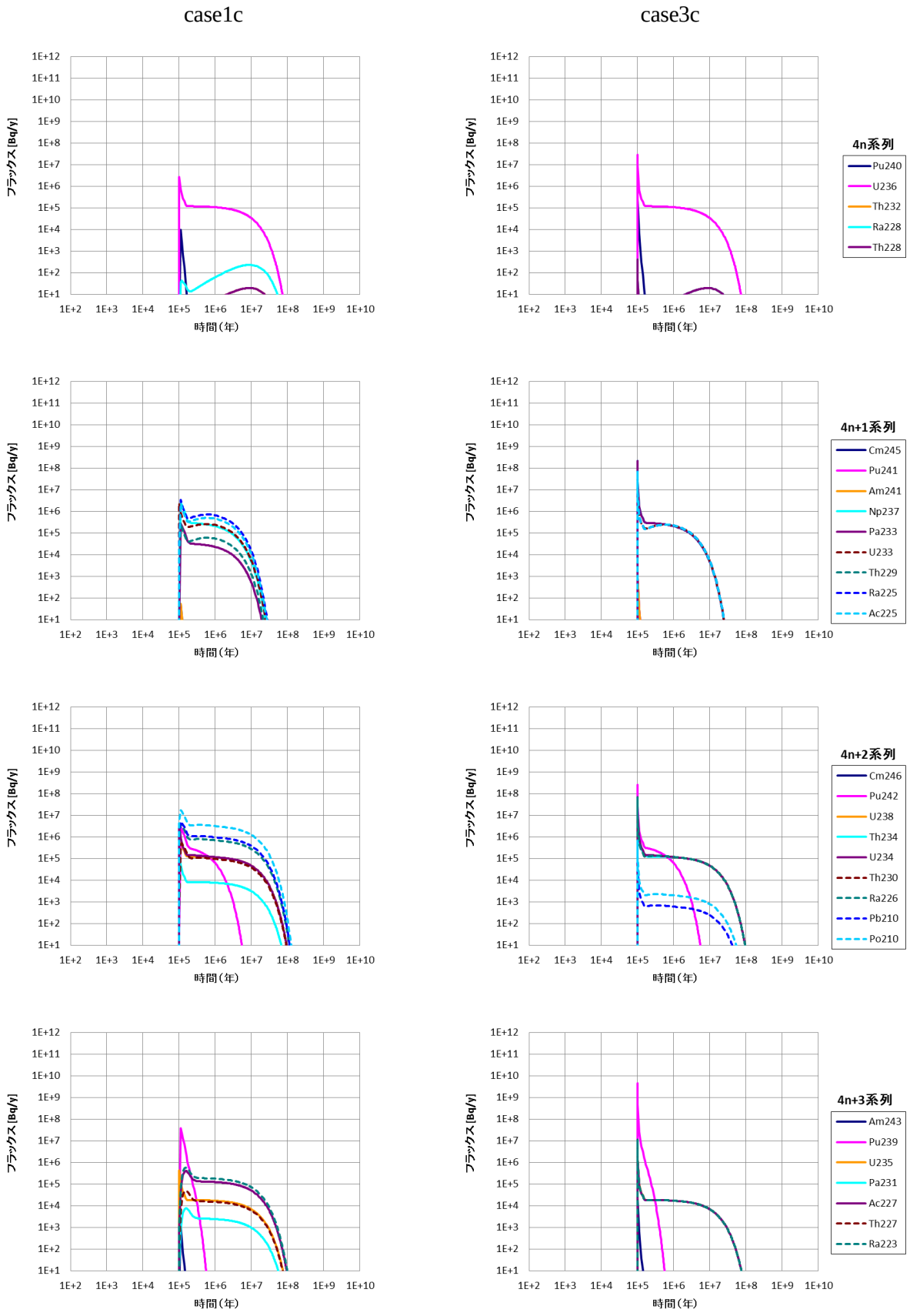


図 4.2-73　10 万年以降の設定を「継続」/「性能が低下した状態」としたときの核種移行フラックス（OP 破損 100,000 年）(1/2)

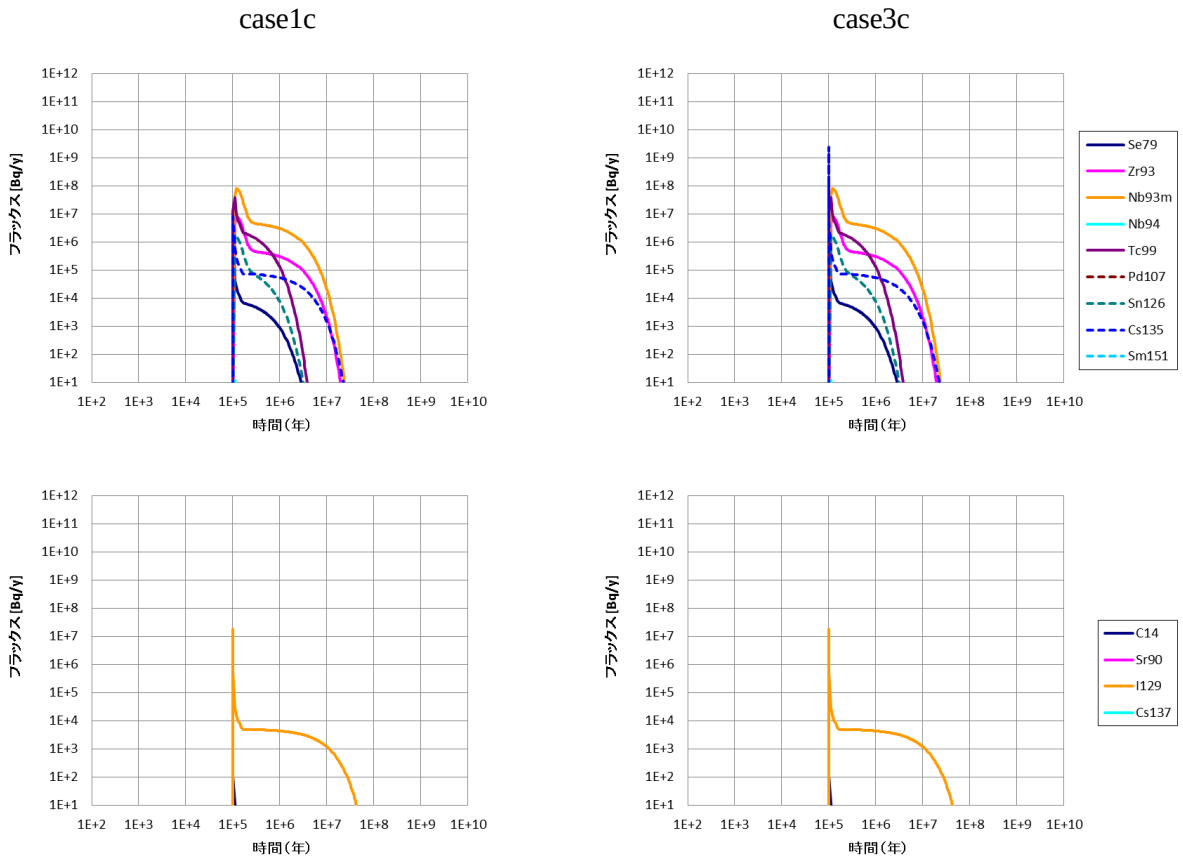


図 4.2-74　10 万年以降の設定を「継続」/「性能が低下した状態」としたときの核種移行フラックス（OP 破損 100,000 年）(2/2)

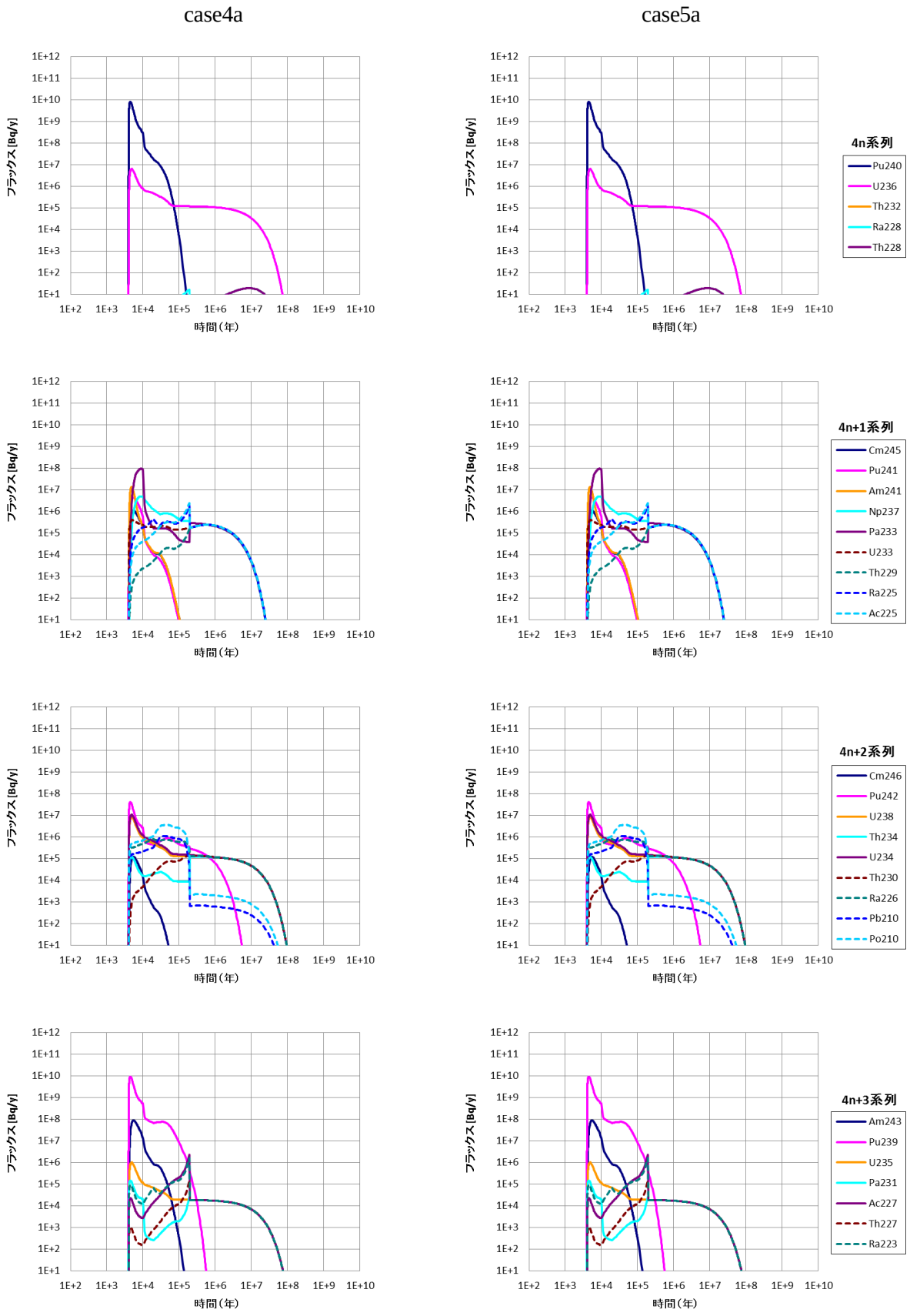


図 4.2-75　100 万年以降の設定を「継続」/「変遷をできるだけ考慮」としたときの核種移行フラックス（OP 破損 4,000 年）(1/2)

case4a　　case5a

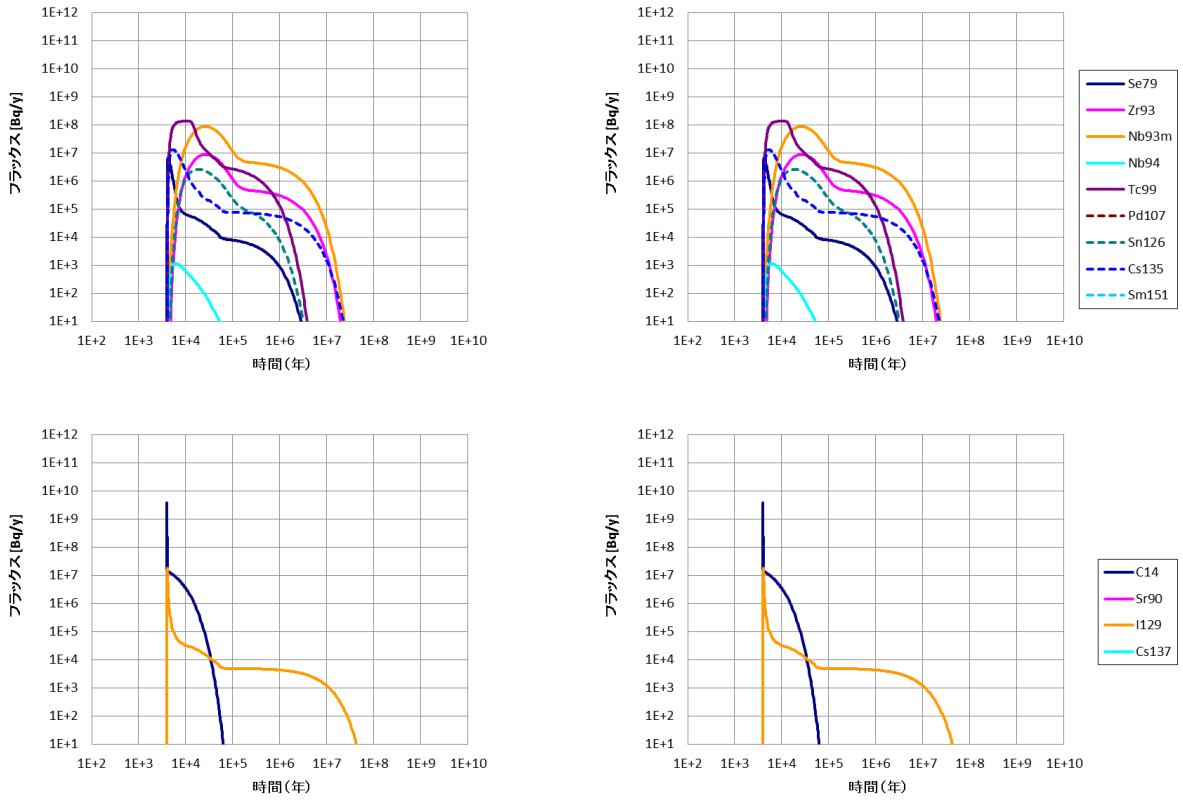


図 4.2-76　100 万年以降の設定を「継続」/「変遷をできるだけ考慮」としたときの核種移行フラックス（OP 破損 4,000 年）(2/2)

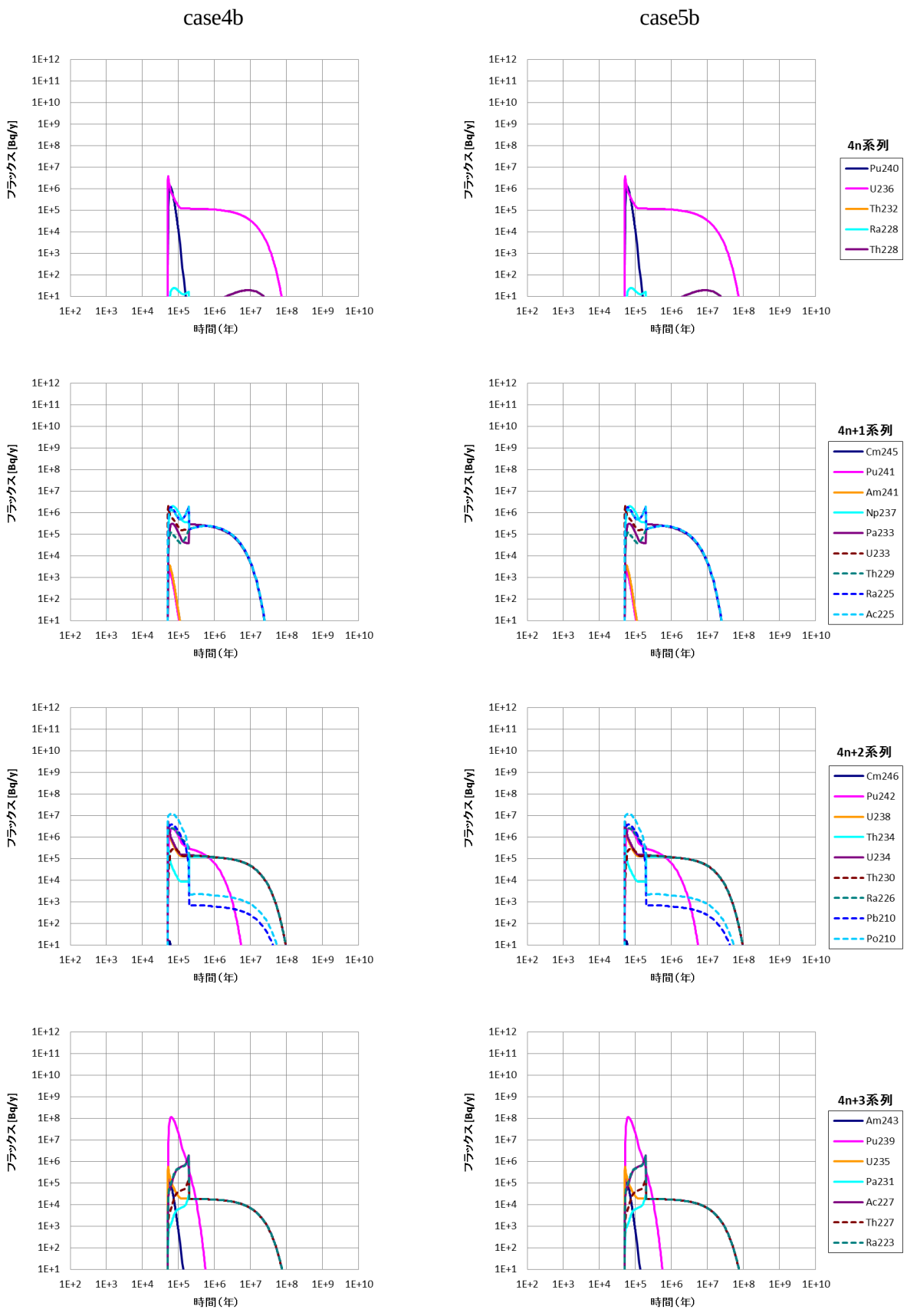


図 4.2-77　100 万年以降の設定を「継続」/「変遷をできるだけ考慮」としたときの核種移行フラックス（OP 破損 50,000 年）(1/2)

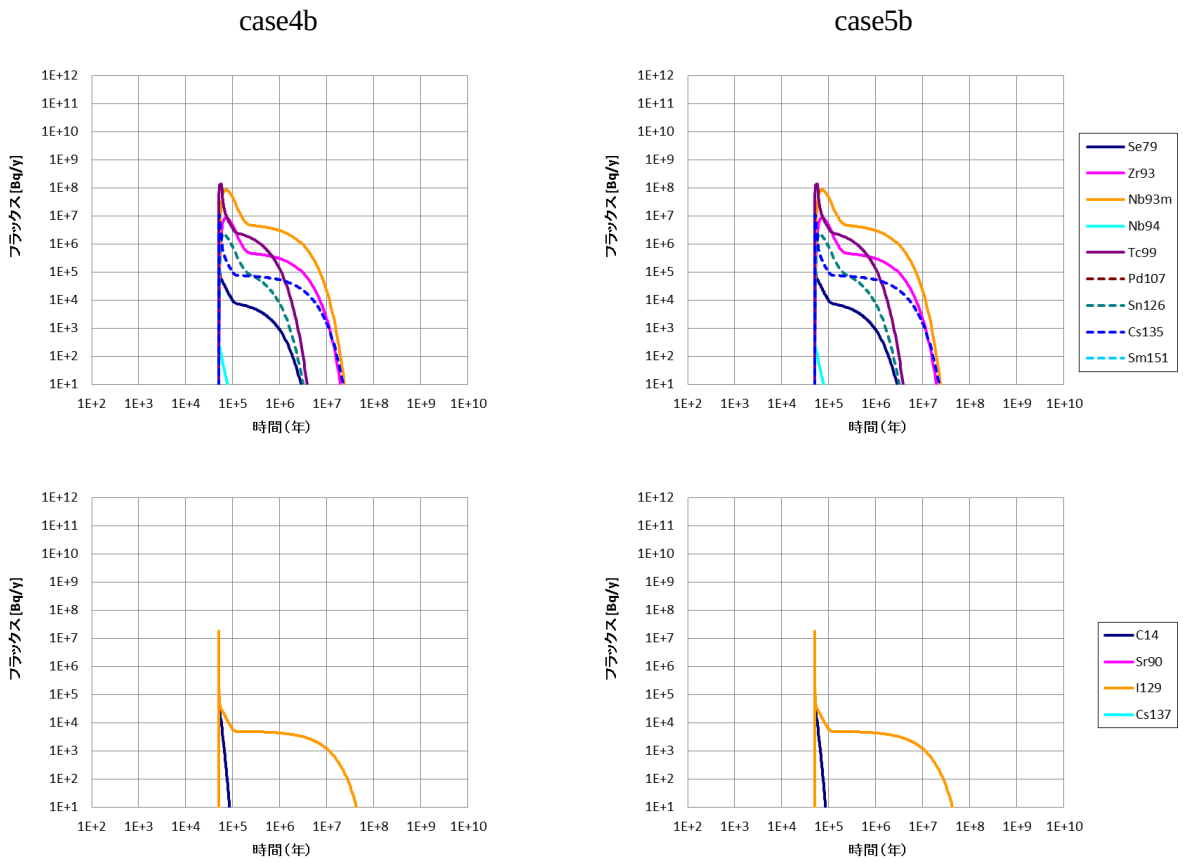


図 4.2-78　100 万年以降の設定を「継続」/「変遷をできるだけ考慮」としたときの核種移行フラックス（OP 破損 50,000 年）(2/2)

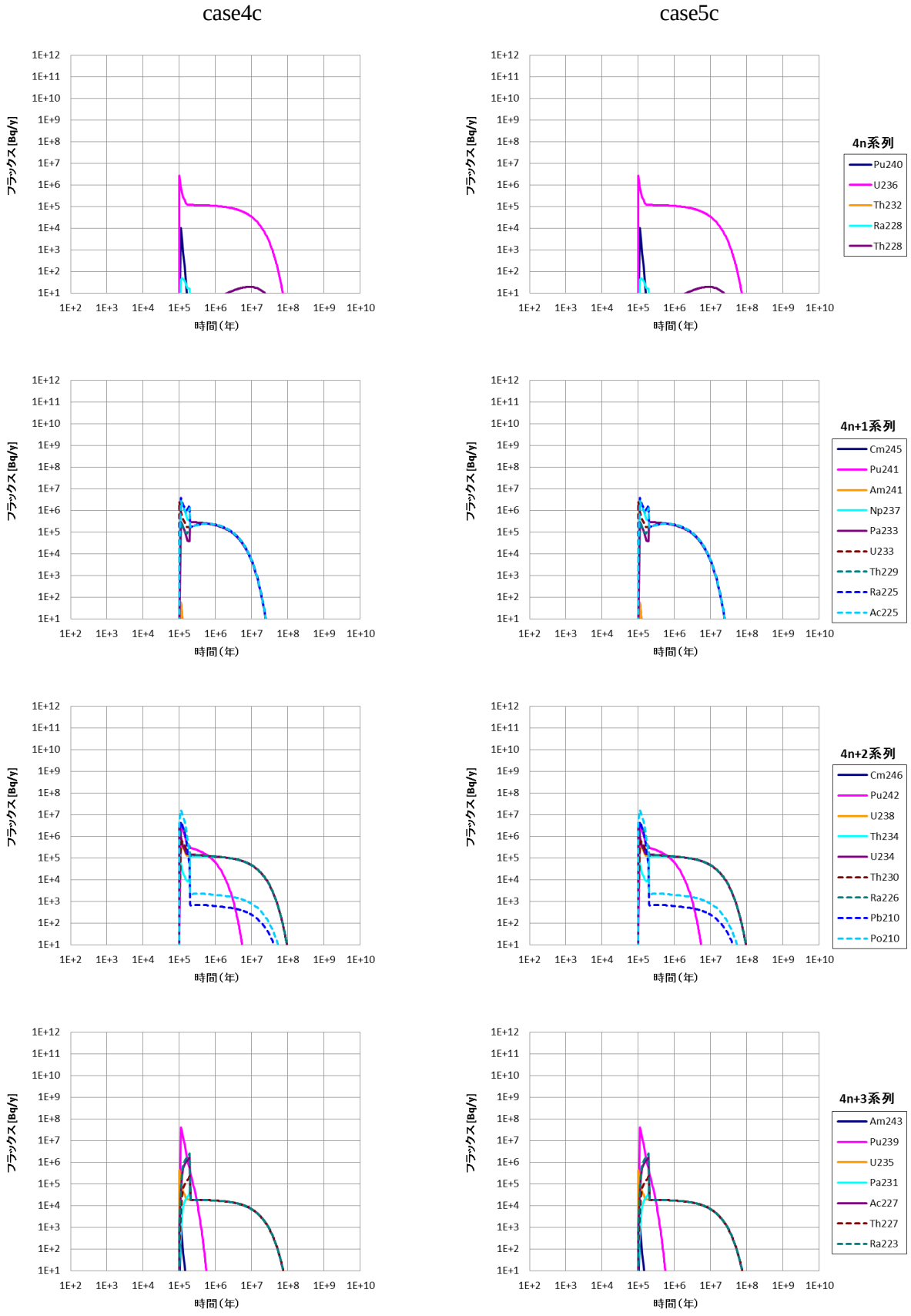


図 4.2-79　100 万年以降の設定を「継続」/「変遷をできるだけ考慮」としたときの核種移行フラックス（OP 破損 100,000 年）(1/2)

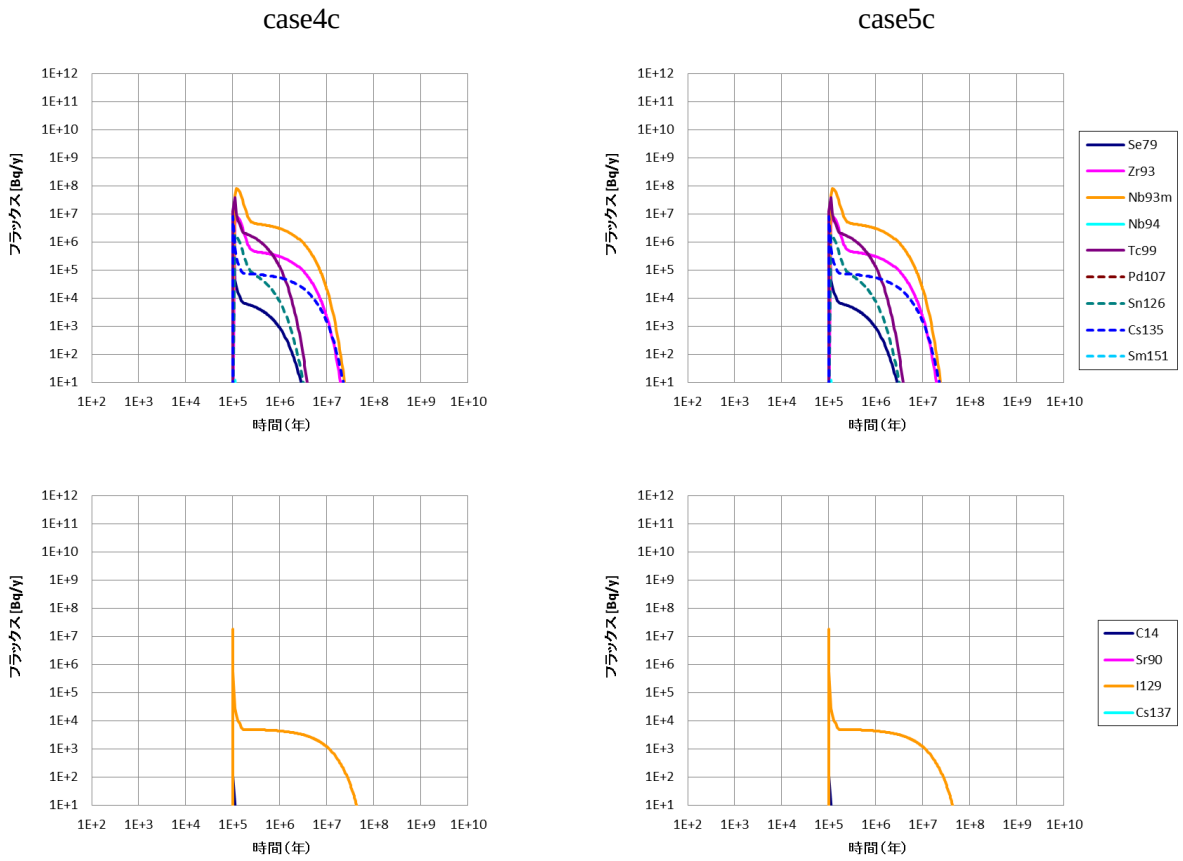


図 4.2-80　100 万年以降の設定を「継続」/「変遷をできるだけ考慮」としたときの核種移行フラックス（OP 破損 100,000 年）(2/2)

4.2.9　人工バリアの変遷シナリオを対象とした安全評価のまとめ

人工バリアの変遷解析の結果、人工バリア中の核種移行解析の結果及び昨年度実施した人工バリア安全機能に着目した感度解析から、燃料デブリの処理・処分における要求事項として、

・燃料デブリへの MCCI 生成物混入割合の定量
・廃棄体の発熱特性の把握
・オーバーパック破損時期設定の科学的合理性の向上
・Pu の核種移行パラメータの信頼性確保
・数十万年間の人工バリアの変遷解析に基づく核種移行解析

が挙げられる。また、将来の燃料デブリ処分のさらなる検討に必要と考えられるデブリの特性として、

・燃料デブリからの核種の浸出特性及び瞬時放出割合を設定するためのデータ
・MCCI 生成物の化学組成、溶解特性のデータ

が挙げられる。

4.3　海水準変動と隆起・侵食を組み合わせたシナリオを対象とした安全評価

日本原子力研究開発機構では、規制庁受託事業「地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備（核種移行データベースの整備）」において、処分システムへの影響の要因を以下の 3 タイプに分類し、各要因に対するシナリオ設定手法の整備を行った。

・建設・操業・閉鎖段階の事故・人的要因等に係るシナリオ
・人工バリア変遷に係るシナリオ
・地質・気候関連事象に係るシナリオ

このうち地質・気候関連事象に係るシナリオとしては、処分システムに対し考慮すべき事象として「火山・火成活動」、「地震・断層活動」、「隆起・侵食」、「気候・海水準変動」について、それぞれ個別に評価を行ってきた（図 4.3-1）。

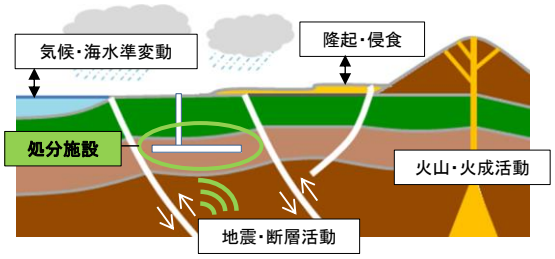


図 4.3-1　処分システムに対し考慮すべき地質・気候関連事象

しかし沿岸域のサイトを対象とした場合、「気候・海水準変動」と「隆起・侵食」は両者を組み合わせて考慮する必要がある。これは、沿岸域では地形変化による汀線位置の変化や、海水準変動に伴う海食の影響を考慮する必要があるためである。また、「隆起・侵食」はサイトへの依存性が大きい事象であるため、気候・海水準変動による地形変化への影響を考慮した上で、各サイトの特性に応じた将来の変遷を考慮する必要がある。

そこで本評価では、仮想的な沿岸域のサイトを対象に、気候・海水準変動を考慮した地形変化シミュレーションに基づき、将来十数万年の気候・海水準変動および隆起・侵食による、天然バリアにおける地下水流動および処分システムからの核種移行への影響を評価することを目的とする。核種移行への影響評価は、核種移行解析に必要な一連の解析のパラメータをリンクさせた総合的な安全評価体系により実施する（図 4.3-2）。

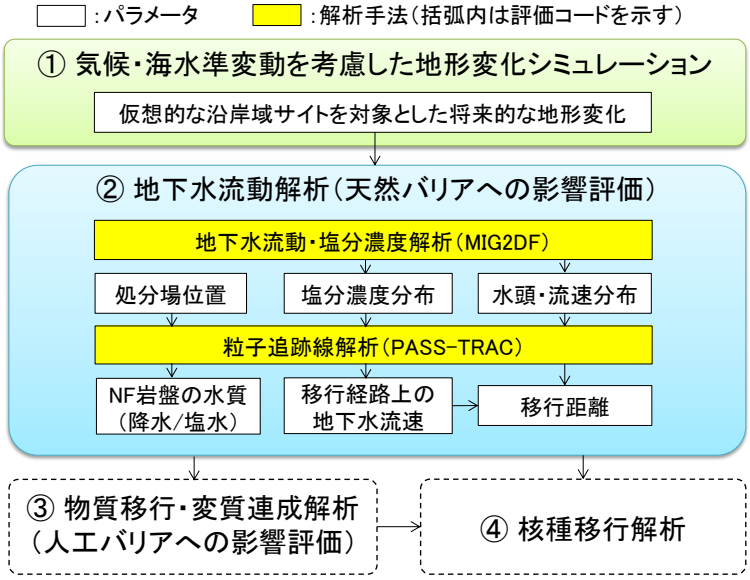


図 4.3-2　気候・海水準変動および隆起・侵食に対する影響評価体系

4.3.1　気候・海水準変動を考慮した地形変化シミュレーションの評価手法

日本原子力研究開発機構では、気候・海水準変動を考慮した地形変化の評価として、平成 21 年度　規制庁受託事業「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」[(1)]において房総半島を対象とした 2 次元および 3 次元の地形変化シミュレーションを実施している。

その中から 2 次元の地形変化シミュレーションについて、設定するパラメータの違いが将来の河床縦断の地形変化に与える影響を検討し、この結果を使用して、気候・海水準変動および隆起・侵食を考慮した影響評価を実施した。

（1）評価概要

2 次元の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。シミュレーションの手順とデータの流れを、図 4.3-3 に示す。

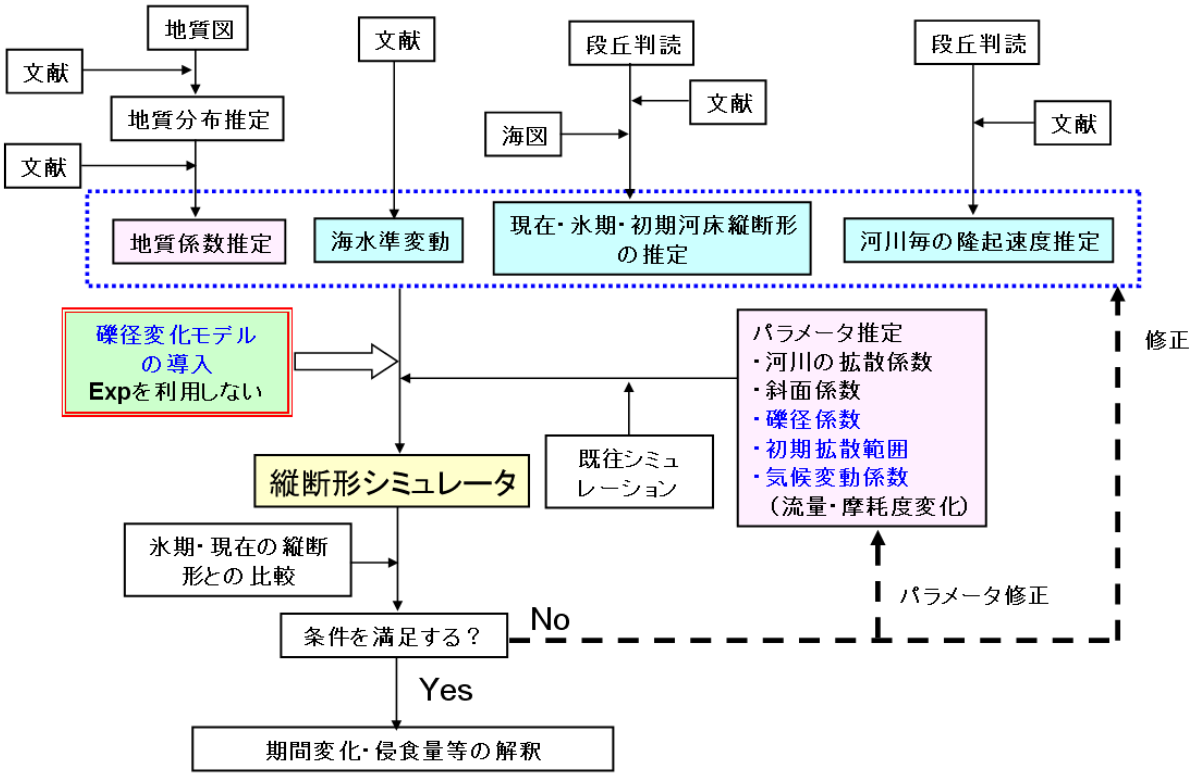
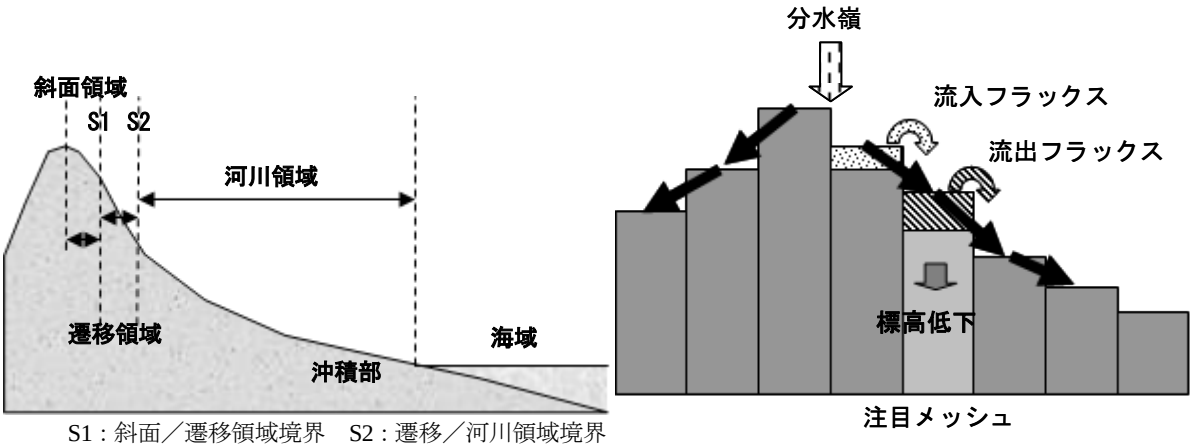


図 4.3-3　2 次元の地形変化シミュレーションの手順とデータの流れ

（2）評価手法

シミュレーションにあたっては、領域を図 4.3-4 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、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。



S1：斜面／遷移領域境界　S2：遷移／河川領域境界

（a）シミュレーションの 4 つの場（草野ほか、2009[2]より引用）

（b）侵食と標高変化の概要モデル（日本原子力研究開発機構、2007[3]より引用）

図 4.3-4　シミュレーションの基本概念

(a) 侵食アルゴリズム

陸域での侵食量は上流部の斜面領域、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深さ *E*（流出フラックス）を次の基本式で計算する。

・斜面領域（*x*＜*S1*）

$$E = (1/Geo_dd) \times SD \times RD \times GD \times W$$

・遷移領域（*S1*≦*x*＜*S2*）

$$E = (1/Geo_dd) \times \{f \times SD + (1-f)\} \times RD \times GD \times W$$

・河川領域（*S2*≦*x*）

$$E = (1/Geo_dd) \times RD \times GD \times W$$

ここで、

S1：斜面領域/遷移領域の閾値（流下距離）、*S2*：遷移領域/河川領域の閾値（流下距離）、
Geo_dd：地質係数、*SD*：斜面の拡散係数、*RD*：河川の拡散係数、
GD：勾配（下流側の点との勾配）、*W*：メッシュ 2 点間の距離、
f：遷移領域での斜面式の重み　[$f=(S2-x)/(S2-S1)$]

(b) 堆積アルゴリズム

・斜面領域

斜面領域では流下距離にかかわらず年間の移動量を与え、生産された土砂は全量が隣接格子に移動・堆積させる。

・河川領域

河川領域の先頭を基準として年間の土砂移動量を定義し、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。堆積範囲は次式によって計算する。

$$W = Wr \times \left(\frac{L}{Ls} \right)^{Diff_k}$$

ここで、

W：任意点の堆積範囲、*Wr*：河川先頭での堆積範囲の初期値、
L：河川域での任意点の流下距離（対数）、*Ls*：河川先頭の流下距離（対数）、
Diff_k：礫径係数

・遷移領域

基本的に河川領域と同じ方法で計算する。この場合、前式における流下距離の比は 1.0 よりも小さくなり、堆積範囲は河川先頭を基準とした堆積範囲よりも短くなる。なお、遷移域で計算した堆積範囲が斜面域の移動量よりも小さくなる場合には、条件文で斜面域の移動量としている。

・海域

Gaussian 関数（次式）により、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で

拡散堆積させる。この際、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。なお、Gaussian 関数により堆積させなかった土砂は、海流によって沖合（系外）に運搬されることとした。

$$f(x) = \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma^2}} exp \times \left(-\frac{(x-\mu)^2}{2\sigma^2} \right)$$

ここで、

$f(x)$：確率密度、σ^2：分散、x：流下距離、μ：河口位置

シミュレーションで使用する各パラメータの概要を、表 4.3-1 に示す。

表 4.3-1　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
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、堆積区間が長いことを示す。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知見を、礫径係数の変化で表現できることになる。
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値と考えられる。
河川拡散係数 （河川係数）	河川領域における侵食力（侵食速度）に相当するパラメータで、これに 2 点間の勾配と距離を乗じて侵食量を求める。
斜面拡散係数	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。
斜面／遷移／河川境界	クリープ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上流端からの距離として与える。
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。一般的には 0.6～0.7 程度の値となり、中間期の値は海水準に応じて比例式で与える。

（3）評価条件

地形変化シミュレーションを実施するためには、図 4.3-3 に示した入力データ（初期地形、隆起速度、地質係数、海水準変動）が必要となる。そのうち、地形変化に大きく影響を与える隆起速度と地質係数を評価対象として、昨年度の評価地域である房総半島をもとに評価ケースを設定した。以下にそれらの条件を示す。

（a） 初期地形

日本原子力研究開発機構(2009)による 2 次元の地形変化シミュレーションで評価を行った、房総半島の夷隅川の、現在の地形を使用した。(図 4.3-5)。

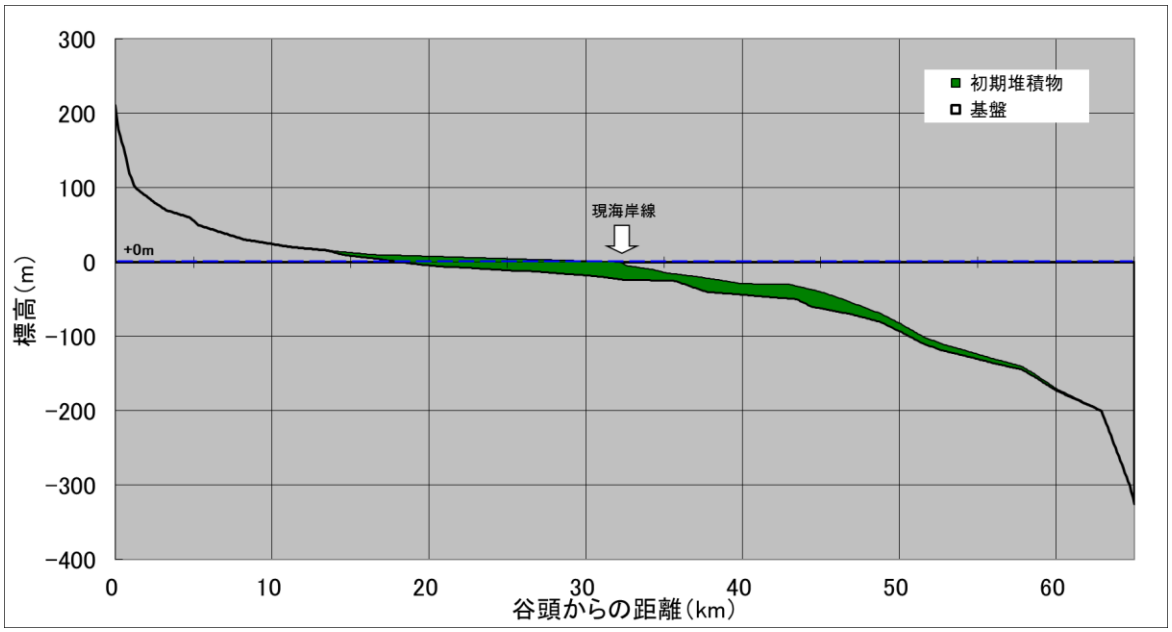


図 4.3-5　夷隅川の現在の縦断形

（b） 隆起速度

房総半島と同時代の第三紀後期～第四紀にかけての類似環境下にある沿岸堆積岩分布域について、地層の傾斜、隆起速度等について取りまとめた（表 4.3-2)。

表 4.3-2　国内の沿岸の第三紀後期堆積岩分布域の地形，地層の傾斜，隆起速度の関係

地域	海岸線からの距離(km)	標高差 (m)	水平距離 (km)	地表面の傾斜 (°)	地層の傾斜 (°)	隆起速度 (m/千年)	地質
豊富	13	112	1-3	3.2	18-20	0.1-0.3	勇知層以浅
留萌	3	260	2-3	5.9	10-25	<0.4	Irm以浅
音別	0-7	95	2	2.7	5-25	0.2-0.4	Sn以浅
秋田	0-8	144	10	0.8	15-38	<0.4	Ts以浅
能代	0-12	94	12	0.45	6-12	<0.4	Ts以浅
仙台	9-14	110	5	1.3	4-30	<0.5	Km以浅
長岡	20-22	300	3.5	4.9	35-80	0.6-0.8	Ua以浅
姉崎	13	170	20	0.5	2-15	0.3-1.8	上総層群
高田	4	295	4	4.2	16-85	0.6	Tn以浅
宮崎	9	60	1-5	1.37	10-18	<0.6	US以浅
全体				0.5〜5.9	2〜38 (2〜85)	0.1〜1.8	鮮新統〜第四紀前期

表に示すように、第三紀堆積岩のうち鮮新統の傾斜は新潟地域を除けば、2°〜38°、新潟地域を含めれば 2°〜85°となる。新潟地域は第三紀後記以降の歪集中帯であるため、鮮新統であっても地層の傾斜が大きくなっているものと思われる。隆起速度については、房総半島以外 0.1〜0.8m/1000 年を示し、房総半島（東京湾側）を含めると 0.1〜1.5m/1000 年となる。房総半島のうち房総丘陵以南は、地震性隆起のエリアに含まれるため、太平洋側まで含めると隆起速度は最大 2.5m/1000 年となる。

図 4.3-6 は上記で取りまとめた国内の沿岸の第三紀後期堆積岩の地表面の傾斜と隆起速度との関係を示した図である。データ数は少ないものの沿岸域に限った場合、また房総半島南端のような地震性隆起の場を除けば、隆起速度は、0.8m/1000 年以下であり、地表面の傾斜と相関がみられる。この隆起速度は、幡谷ほか（2016）[(4)]の全国の海岸線沿いの過去十万年以降の隆起速度（<0.87m/1000 年）とも整合することから、おおむね全国の沿岸野第三紀後期の隆起速度を代表していると考えられる。

図中、房総半島の夷隅川河口の隆起速度も併せて表示しているが、地表面の傾斜に対して隆起速度は他と比べて異常に大きい値を示している。これは房総半島では第四紀以降堆積盆の中心が移動し、丘陵部が隆起を始めた時期が更新世中期以降であるためと考えられる（鹿島―房総隆起帯の形成）。すなわち、隆起速度は大きいが、隆起開始時期が遅いため、沿岸の地表面の傾斜が他地域に比べて小さいものと考えられる。

図 4.3-7 は、地層の傾斜と隆起速度との関係である。地層の傾斜と隆起速度との関係についても明瞭ではないが、傾斜が急な地域では隆起速度が大きい傾向にある。

図 4.3-6 および図 4.3-7 から、房総半島と同程度の地表面傾斜、地層の傾斜に相当する地域の隆起速度は 0.6m/1000 年に相当する。ただし、房総半島以外の地域の代表値として文献からの読み取り誤差も考えると 0.8m/1000 年以下を解析値として設定しておくことがよいと考えられる。

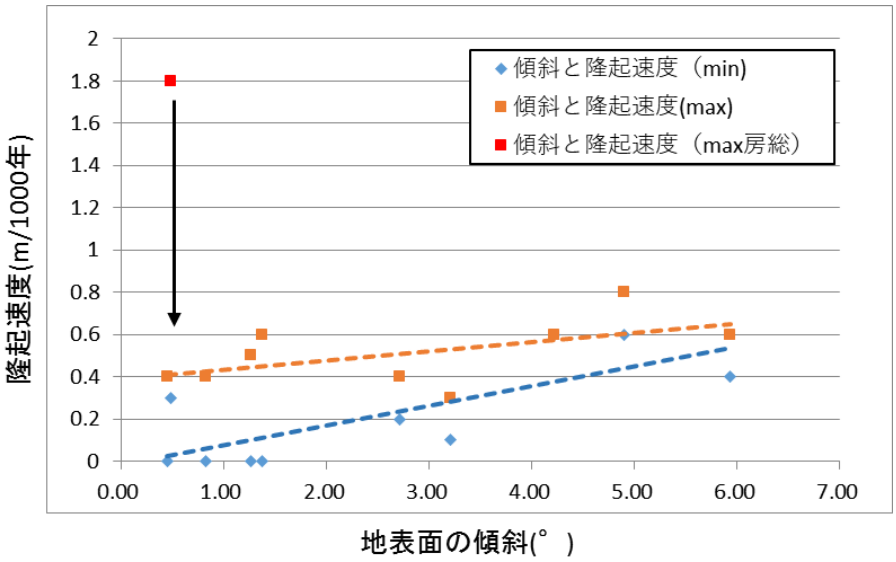


図 4.3-6　沿岸域に分布する第三紀堆積岩の地表面傾斜と隆起速度との関係

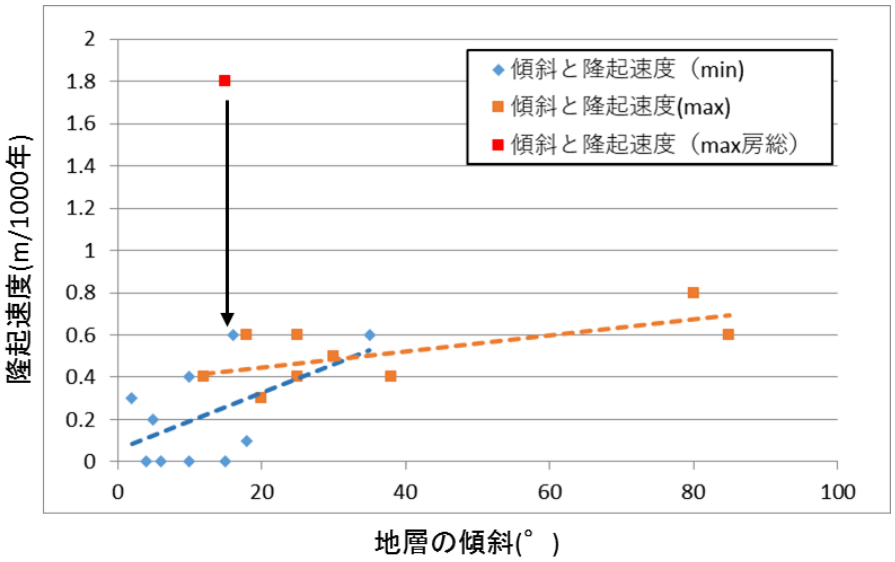


図 4.3-7　沿岸域に分布する第三紀堆積岩の地層の傾斜と隆起速度との関係

図 4.3-8 は、房総半島夷隅川縦断面の谷頭からの距離と隆起速度との関係を 0.4m/千年（最大値）の地域に適用した場合の中間標高の隆起速度との関係を示した図である。房総半島に関しては、河床沿いの詳細な隆起速度分布は、既往の調査から知られているが、他の地域については知られていない。このため、房総半島の隆起速度と海岸線からの距離との関係と、他の地域の隆起速度分布と海岸線からの距離との関係が同じと仮定して、他の地域の隆起速度分布を想定した。図 4.3-8 に見られるように夷隅川沿いの隆起速度は内陸の上流端では 2.2m/千年であり、海岸線では 1.8m/千年、海底下の下流端では 0.8m/千年であり、海岸線からの距離に対して隆起速度は上に凸の分布形状を示している。仮に河川の上流端の隆起速度を 0.4m/千年とした場合、下流区間の隆起速度は海岸線からの距離に応じて夷隅川の隆起速度を用いて比例配分すると図 4.3-8 のようになる。

以上をふまえ、平均的な隆起速度 0.4m/1000 年と、国内で最も隆起速度の大きいエリア内の

夷隅川流域の隆起速度 2.2m/1000 年を、谷頭における隆起速度の最大値とし、2 つのケースを設定した。

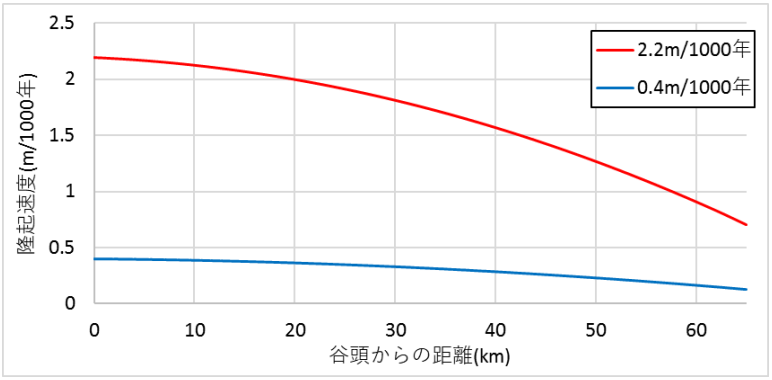


図 4.3-8　設定した全国平均の隆起速度と沿岸域で最も高い隆起速度

（c） 地質係数

地質係数は岩石の侵食に対する抵抗性の指標であり、この逆数を用いて単位時間当たりの侵食量が算出される。すなわち、沖積層が年間 10 cm 侵食される地点に地質係数 100 の基盤が現われている場合、沖積層侵食量の 1/100 となる年間 1 mm が侵食される計算となる。

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 4.3-9 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。

以上により、第三紀後期～第四紀にあたる堆積岩の地質係数を、80～400 の間（80,120,240,400）に設定し、全領域で一定とした。

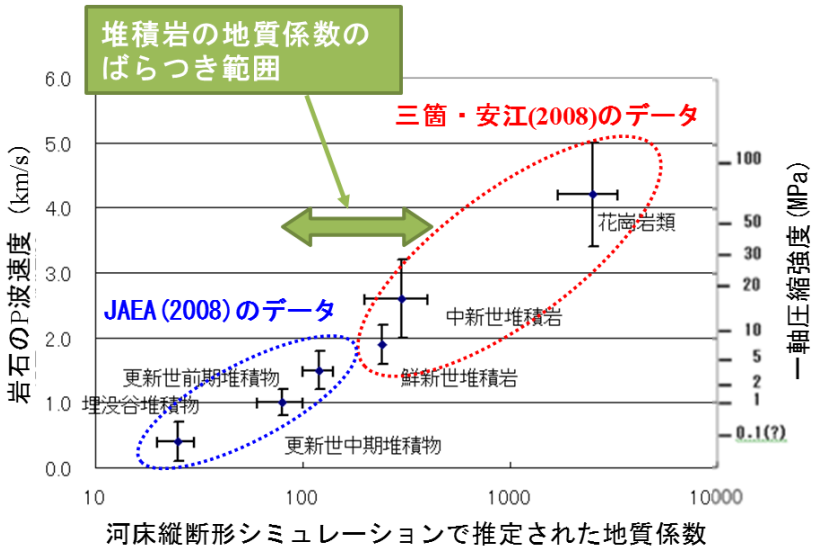


図 4.3-9　地質係数と P 波速度の関係[5][6]

（d） 海水準変動

海水準変動は、Chappell（1994）[7]による直近の氷期・間氷期 1 サイクルの変動曲線（基準シナリオ）に加え、Waelbroeck et al.（2004）[8]の海水準変動曲線および EPICA（2004）[9]の酸素

同位体比曲線から算出した海水準変動曲線（図 4.3-10）に基づき、海水準変動規模に応じて選定した 4 つのシナリオ（表 4.3-3）のうち、昨年度設定した基準シナリオを用いた。

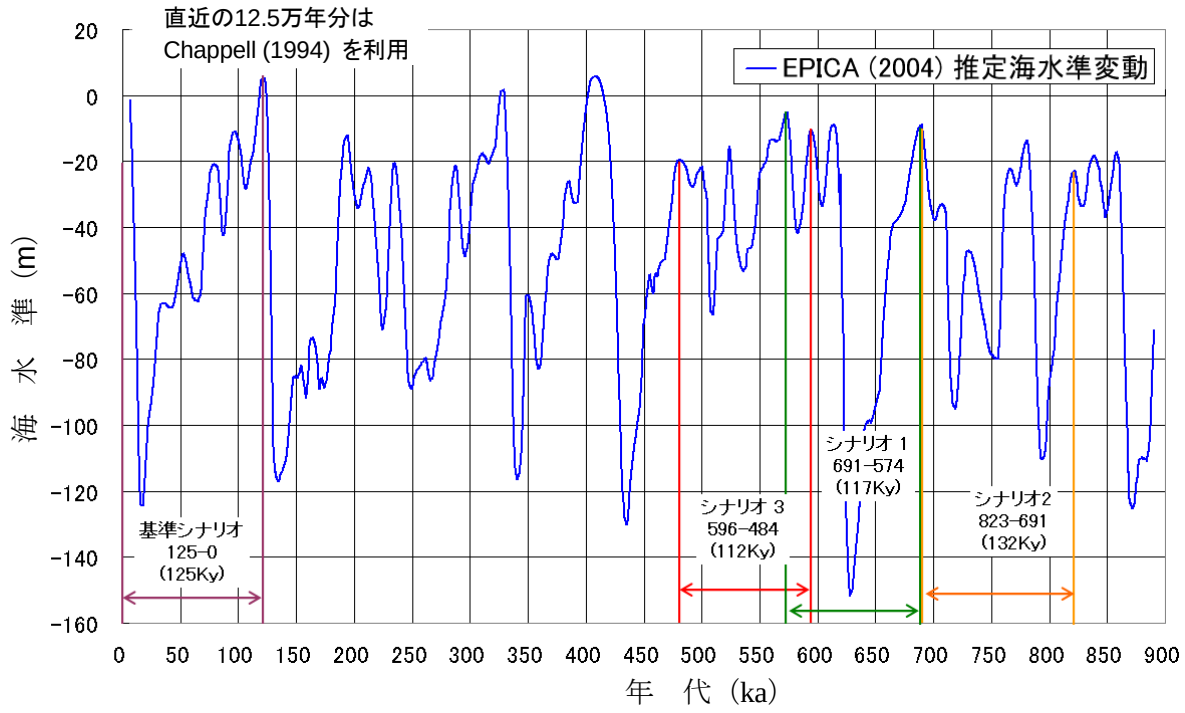


図 4.3-10　選定した 4 種類の海水準変動シナリオの年代位置

表 4.3-3　選定した 4 種類の海水準変動シナリオ

名称	海水準変動規模	平均海水準 (m)	変動幅 (m)	期間 (ka)		期間長 (万年)
				開始	終了	
基準シナリオ	中～大	-53.6	120	125	0	12.5
シナリオ１	大	-51.6	152	691	574	11.7
シナリオ２	中	-53.8	110	823	691	13.2
シナリオ３	小	-28.8	66	596	484	11.2

（4）評価結果

地形変化シミュレーションによって得られた 12.5 万年後（氷期・間氷期 1 サイクル経過後）の表層地形の変化を、隆起速度最大 0.4m/1000 年で比較した図を図 4.3-11 に、隆起速度最大 2.2m/1000 年で比較した図を図 4.3-12 に示す。

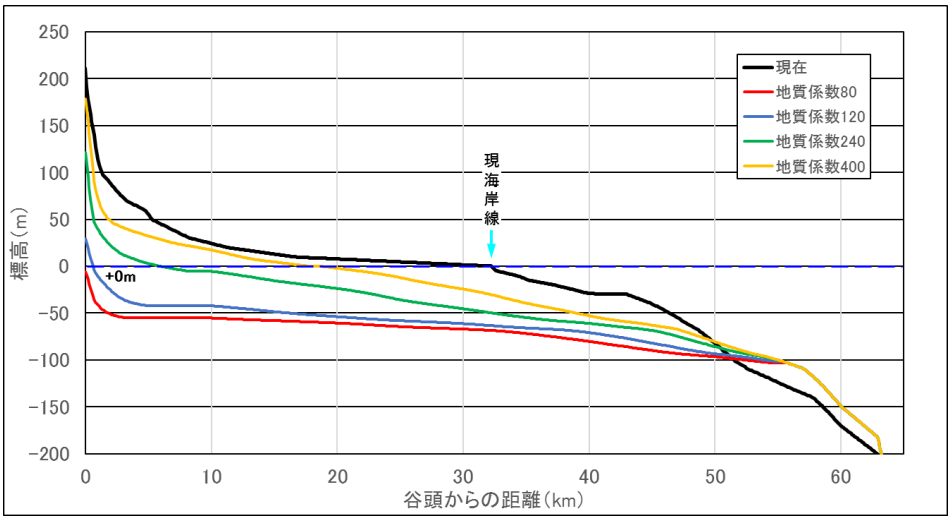


図 4.3-11　隆起速度最大 0.4m/1000 年による 12.5 万年後の表層地形の変化

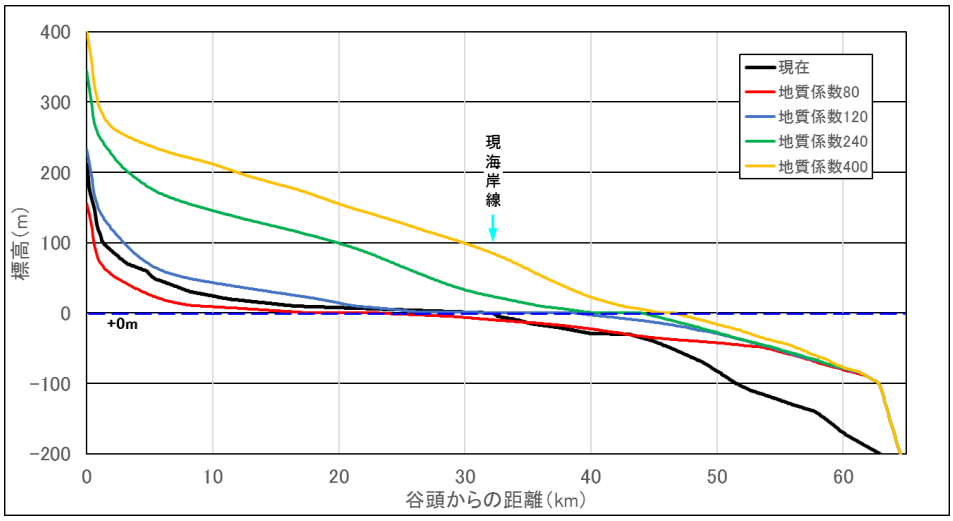


図 4.3-12　隆起速度最大 2.2m/1000 年による 12.5 万年後の表層地形の変化

地形変化シミュレーションの結果より、隆起速度および地質係数が与える地形変化の影響について以下のことがわかった。

- 房総半島と同時代の第三紀後期～第四紀にかけての類似環境下にある沿岸堆積岩地域の平均的な隆起速度 0.4m/1000 年の場合、地質係数が 400 であっても 12.5 万年後（氷期・間氷期 1 サイクル経過後）はすべての領域で現在の地形よりも低下する。地質係数 80 では西端の頂上部でも、現在の海水準よりも 10m 程度低下する。
- 国内で最も隆起速度の大きいエリアである房総半島の、夷隅川流域の隆起速度 2.2m/1000 年とした場合、地質係数が 120 以上ではすべての領域で現在の地形よりも上昇する。地質係数 80 では西から 30km までの範囲で現在の地形よりも低下する。

4.3.2　地下水流動解析

（1）解析概要

気候･海水準変動および隆起･侵食による天然バリアでの地下水流動の変化を調べるために、4.3.1 の房総半島夷隅川に対する地形変化シミュレーションの結果に基づき、2 次元非定常浸透流・塩分濃度解析（密度を考慮）による影響評価を実施した（解析コード：有限要素法による多孔質媒体中での 2 次元地下水流動評価コード MIG2DF[10]（日本原子力研究開発機構所有））。

評価は、以下の点に着目して実施することとし、表 4.3-4 に示す解析ケースを設定した。

- 隆起速度の違いによる影響

  沿岸堆積岩地域の平均的な隆起速度と、国内でも最大にあたる隆起速度を設定した地形変化による地下水流動の変化
- 地質係数の違いによる影響

  第三紀後期～第四紀堆積岩にあたる地質係数のばらつきによる地形変化が与える地下水流動の変化

これらのパラメータの違いが、結果にどのように反映されるかを調査する。

表 4.3-4　解析ケース

解析ケース	Case 1	Case 2	Case 3	Case 4
隆起速度	0.4m/1000 年	0.4m/1000 年	0.4m/1000 年	2.2m/1000 年
地質係数	120	240	400	120

解析の流れを図 4.3-13 に示す。

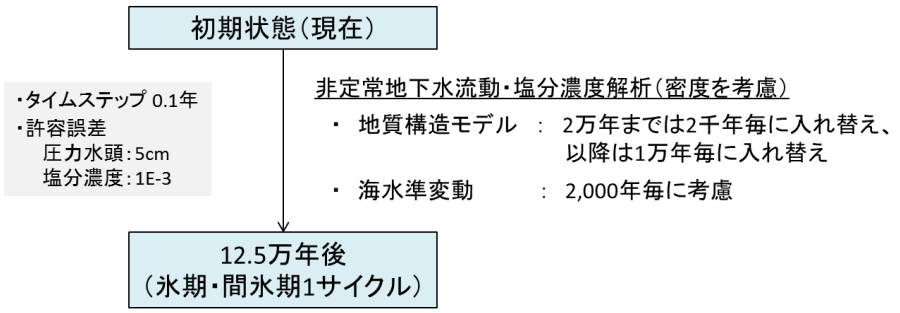


図 4.3-13　地下水流動解析の流れ

・地下水流動解析は、現在から 12.5 万年後（氷期・間氷期 1 サイクル経過後）まで実施することとした。実際には 12.5 万年後以降も気候･海水準変動／隆起･侵食の影響は継続する。しかし、地形変化シミュレーションは上記期間に対してのみ行われていること、海水準変動が 12.5 万年以降も同じサイクルを繰り返すとは言えないことから、本評価では解析期間を 12.5 万年間とした。

・地形変化シミュレーションに基づく地質構造の変化は、解析の都合上、地質構造モデルを 2 万年までは 2 千年毎に入れ替え、以降は 1 万年毎に入れ替えることにより評価した。

・MIG2DF では、塩分濃度解析において経時的に可変境界を設定できないため、2,000 年毎に海水準変動を考慮し、境界条件を入れ替えることとした。
・計算精度を上げるため、タイムステップは 0.1 年と十分細かく設定した。

（2）地下水流動解析のための地質構造モデルの構築

（a） 2 次元断面モデルの設定

4.3.1 で評価した、房総半島夷隅川の縦断面から、表 4.3-4 にある解析ケースを 2 次元断面モデルとして設定した。現在（0 年）、6 万年後、12.5 万年後の各解析ケースの地表面標高の変化を、以下に示す。

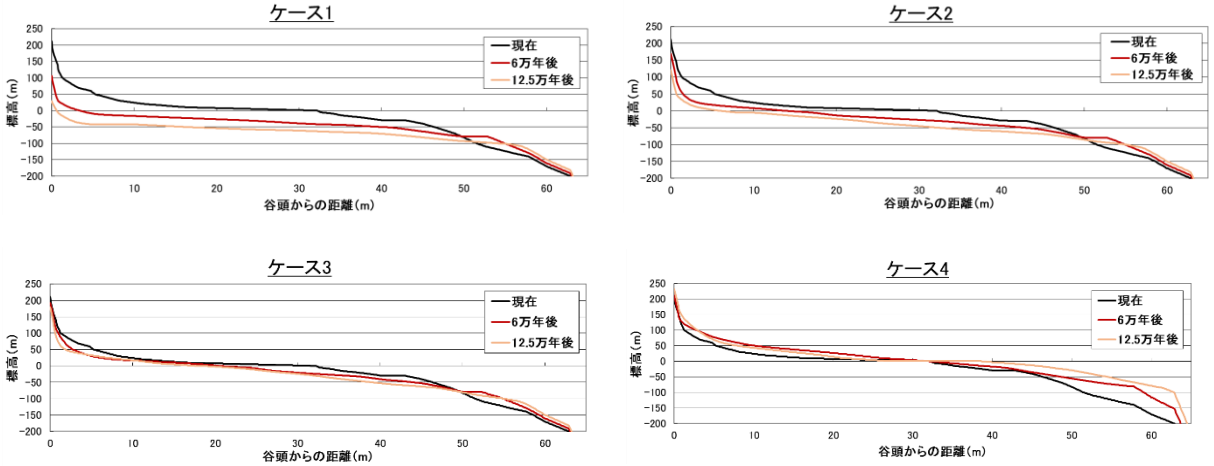


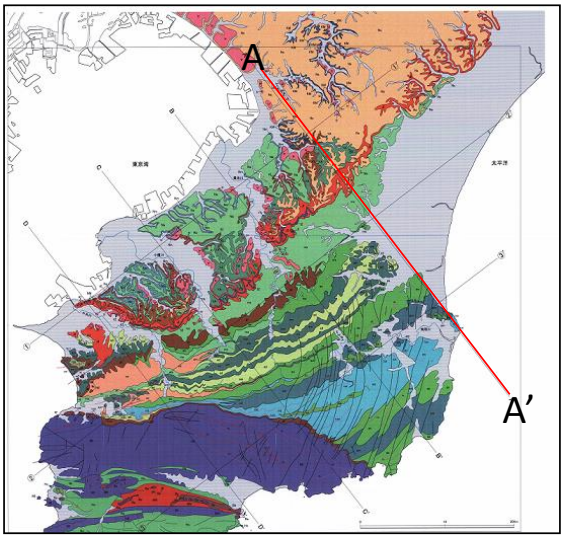
図 4.3-14　各解析ケースの地形変化（現在、6 万年後、12.5 万年後）

（b） 地質構造の設定

図 4.3-15 に房総半島の地質分布と断面抽出位置との関係を示す。夷隅川河口をとおる地質断面は過年度報告書（日本原子力研究開発機構，2011[(11)]）においてすでに編集（A-A’断面）されているため、これを活用することとした。ただし、夷隅川（図の緑線）は房総丘陵に端を発し、丘陵内を蛇行しながら東方に流下し、海域においては西南西へ向きを変えており、陸域で A-A’断面とは一致しない。

今年度の解析断面である夷隅川は、陸域では大きく蛇行しており、地層の走向方向に流下しており、一方、海域では直交方向に流れていることから、夷隅川沿いを 2 次元解析用断面として抽出するのは不適切である。このため、夷隅川の河川沿いの地形、地表地質を保持したまま夷隅川河口とおる北西－南東の A-A’断面に投影することとした（図 4.3-15）。この際、地表地質は夷隅川沿いの地質であるため、A-A’断面の地表地質と食い違う。このため、A-A’断面（図 4.3-16）の太田代層～勝浦層の地層の傾斜を保持したまま、地質境界を平行移動させ、地表部分を夷隅川沿いの地質境界に接合させることとした。

図 4.3-16 は既存の A-A’断面であり、上総層群の太田代層～勝浦層が西傾斜（陸側）で分布する。



基本的には夷隅川中～下流域に最も近い過年度に作成したA-A’断面を参照。

夷隅川の中～上流域の流下方向は地層の走向方向に平行であるため，A-A’断面方向に河床の地表地質を投影（仮想モデル）

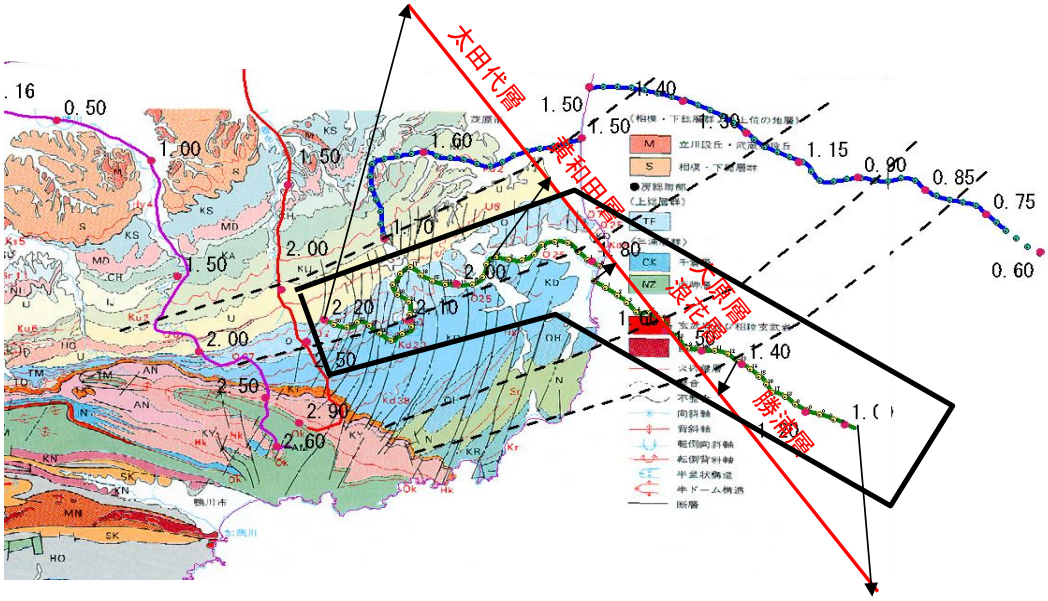


図 4.3-15　夷隅川沿いの地質分布と投影した夷隅川断面位置

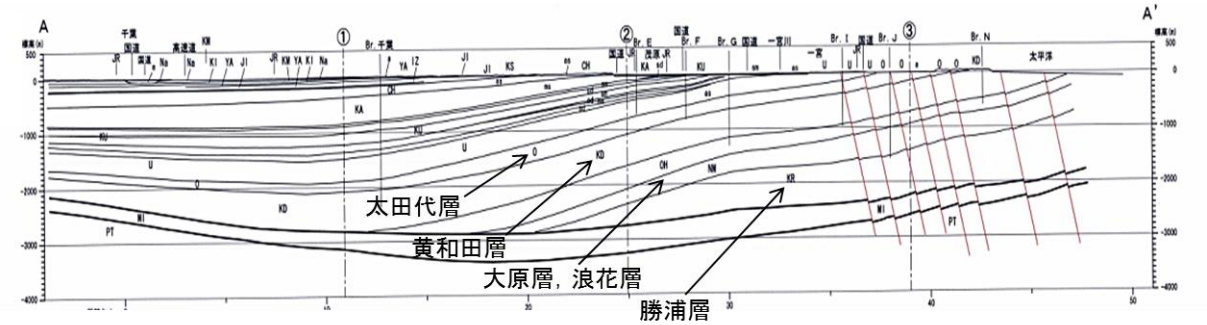


図 4.3-16　既往の地質断面図（A-A’）

図 4.3-17 は A-A’ 断面をもとに作成した夷隅川断面図である。A-A’断面の各地層の傾斜を保持しつつ夷隅川の地形断面に投影しているため、既往の地質断面図（A-A’）とは地層の厚さが異なる。ただし、勝浦層以浅が、三浦層群にアバットしている状況や上総層群の地層の傾斜は

既往の断面図を投影しているため、時代が若くなるにしたがって地層の傾斜が緩くなるという現実的な地質構造が反映できていると思われる。

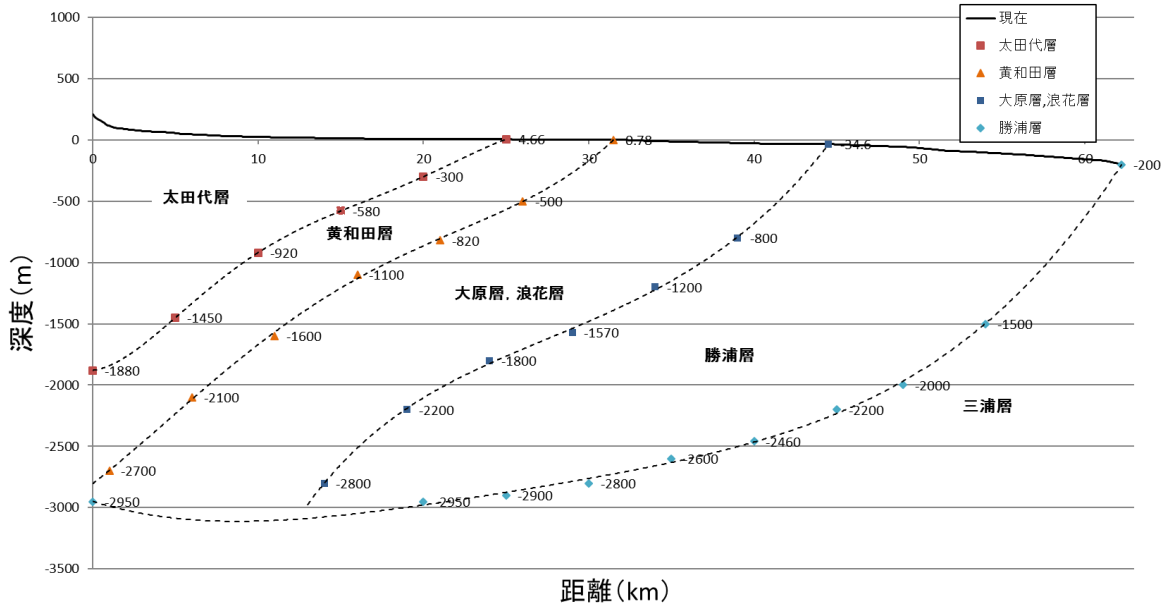


図 4.3-17　A-A’断面をもとに作成した夷隅川断面図

図 4.3-18 は、図 4.3-17 の断面の地表下 500m 以浅の地層の傾斜を傾斜一定として、そのまま深部延長し、地表地形は変えずに地層の傾斜の向きだけを東方海側としたケースである。地層の並びをそのまま反転させると若い地層の上に古い時代の地層が位置することとなるため、地表の地質分布も反転させた（山側のほうが時代の古い地層）ケースを設定した。

これを基に、典型的な流れ盤の地質構造を仮想的に設定した。

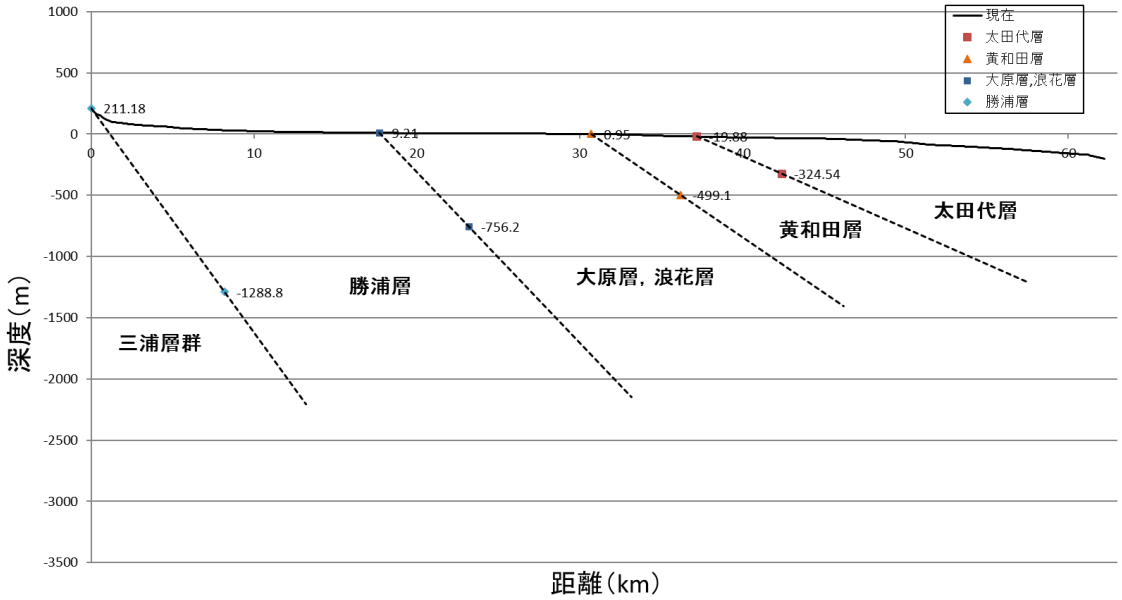


図 4.3-18　図 4.3-17 の地形，地層の層厚は変えずに地下 500m の地層の傾斜をそのまま深部に延長し傾斜方向を海側（西方向）としたケース

・将来の地質構造

将来の地質構造は、将来の隆起量（沈降分）だけ現在の地質境界線が上昇（下降）するものとした。ただし、隆起した地質境界が地表部分を越えた場合、該当部分を削除し地質境界を居表面に接合することとした。

なお、隆起量分布図で示されている隆起量あるいは隆起速度は、年代値の明らかになっている段丘面の標高（m）をもとに地形学的に算出された値であるため、地下深部の地質境界にこれを適用して良いという保証はない。しかし、ここではそれに代わるデータは知られていないため、傾動隆起や褶曲等の水平方向への地盤の移動量は小さいものとし、既往の隆起（沈降）量は深度方向に同じ値であると見なして、同一地点の地表部の隆起量と地下の地質境界の隆起量は同じであるとした。

（3）解析条件

（2）で作成した地質構造モデルに基づき、地下水流動解析を実施した。以下に、解析に使用したモデルおよび解析条件について示す。

（a） 解析モデル

モデルにおけるメッシュの大きさは、幅方向：100m（地形変化シミュレーションのデータ間隔）、深度方向：浅部～深部で 30～200m 間隔で徐々に大きくなるように設定した。

初期地形の地質構造と、各地層に仮想的に設定した水理定数を以下に示す。なお、図 4.3-19 と表 4.3-5 の地層の色は対応している。



図 4.3-19 初期地形の地質構造

表 4.3-5 水理定数

地層	透水係数 （m/s）		間隙率(%)	比貯留係数(1/m)
	水平	鉛直		
砂質泥岩	5.0×10^{-7}	5.0×10^{-8}	45	5.0×10^{-5}
泥岩主体	1.0×10^{-7}	1.0×10^{-8}	45	5.0×10^{-5}
砂質泥岩	5.0×10^{-7}	5.0×10^{-8}	45	5.0×10^{-5}
砂岩～砂質泥岩	4.0×10^{-5}	4.0×10^{-6}	45	5.0×10^{-5}
砂岩～泥岩	3.0×10^{-7}	3.0×10^{-8}	40	5.0×10^{-5}

（各地層共通：縦方向分散長 100m、横方向分散長 10m、分子拡散係数 $3.1536\times10^{-2}m^2/y$）

（b） 海水準変動

海水準変動は、亜氷期を忠実に再現できるように海水準変動曲線を 2000 年ごとにプロットした図 4.3-20 に基づき、評価を行った。

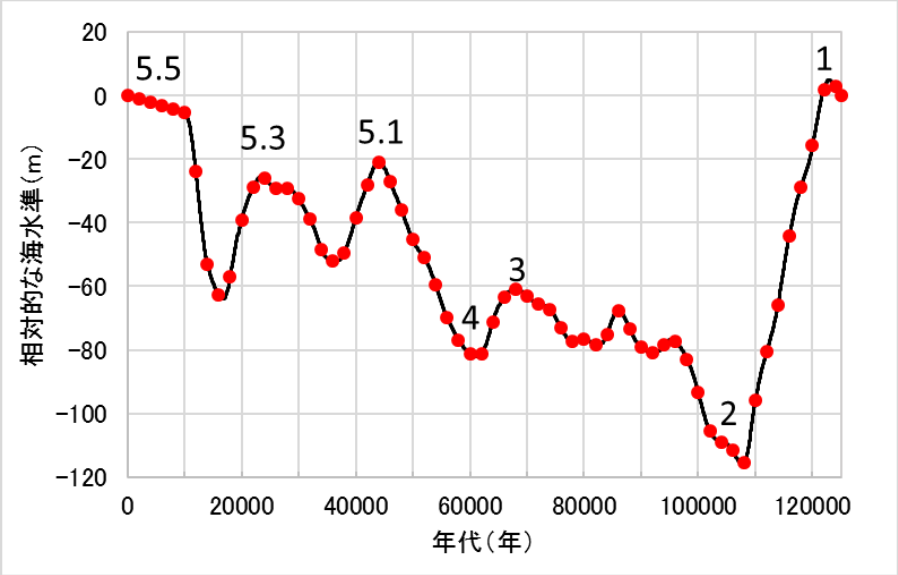
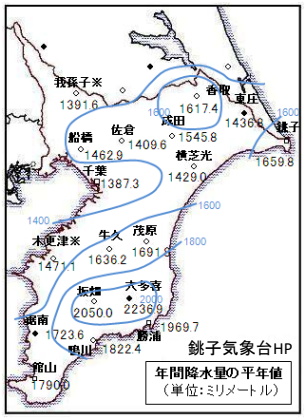


図 4.3-20　設定した海水準変動曲線

（c）　涵養量

房総半島における現在の涵養量は、既往の地下水涵養量の推定例（近藤、1985）[12]を参考に設定した（図 4.3-21）。既往の評価結果より、地下水涵養量は 262mm/年～905mm/年（平均約 600mm/年）となっていることから、本評価では現在の涵養量を 600mm/年と設定した。



年平均降水量(mm/y)

地下水涵養量の推定例

$$R=(1-f)\cdot P-Et$$

R は地下水涵養量、f は降水の直接流出率、
P は降水量、Et は蒸発散量

調査地域の降水の直接流出率(f)を20%と仮定→房総半島中央部で約600mm/yと推定。極端な降雨ケースを想定して解析ケースには，262mm/y～905mm/yを設定（近藤1985）

図 4.3-21　房総半島の涵養量に関する評価例

将来の涵養量の変化は、将来の降水量に対する既往の評価（松末他、2000）[13]から推定した。図 4.3-22 に、花粉データから算出した過去 8 万年間の年間降水量の変化（中日本気候区）と、推定した涵養量の変化を示す。

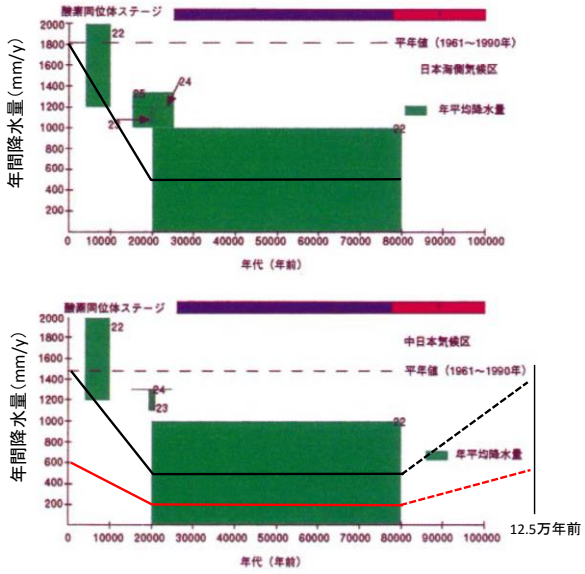


図 4.3-22　過去 8 万年間の年間降水量の変化と涵養量（推定値）の変化

過去 8 万年間の降水量は、全国的に寒冷期は 1,000mm/年以下（平均約 500mm/年）、2 万年前から現在にかけて徐々に降水量は増加する傾向にある。これは最終氷期から現在に向かって温暖期に入り、気温が上昇し湿潤気候に変化するためであると考えられている。涵養量に関する過去の情報はないが、仮に涵養量の変化が降水量の変化（中日本の場合、涵養量/降水量が寒冷期は温暖期の約 1/3）と同じ割合で変化すると仮定すれば、現在の房総半島の涵養量 600mm/年は過去の寒冷期には 200mm/年前後であったものと思われる。ただし、12.5 万年前の最終間氷期～8 万年前までは、データがないため、図中、12.5 万年前の涵養量を現在と同じ 600mm/年とし、8 万年前まで直線的に涵養量が低下したと仮定して表示している。

本評価では、涵養量変化が過去～現在と同じ状態で将来も推移すると仮定し、現在 600mm/年の涵養量が将来の寒冷期に向かって徐々に低下し、次期氷期に 200mm/年に達した後、10.5 万年後までは一定で、次期間氷期に再び 600mm/年に戻ることと予想した（表 4.3-6）。

表 4.3-6　将来の涵養量変化の設定値

	時間（yr）	涵養量 (mm/yr)
現在	0	600
現在～次期氷期	10000	500
	20000	400
	30000	300
	40000	200
	50000	200
	60000	200
	70000	200
	80000	200
	90000	200
	100000	200
次期氷期	105000	200
次期氷期～次期間標記	110000	300
	120000	500
次期間氷期	125000	600

（d） 境界条件・初期条件

・境界条件（浸透流解析（不飽和））

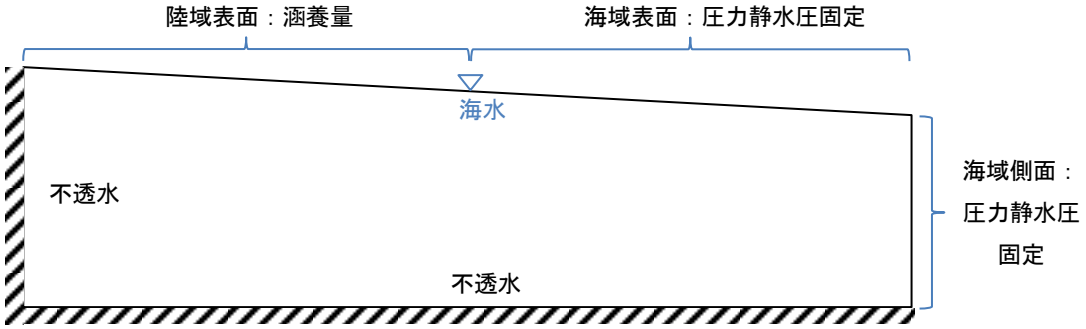


図 4.3-23 境界条件（地下水流動解析）

・境界条件（物質移行解析）

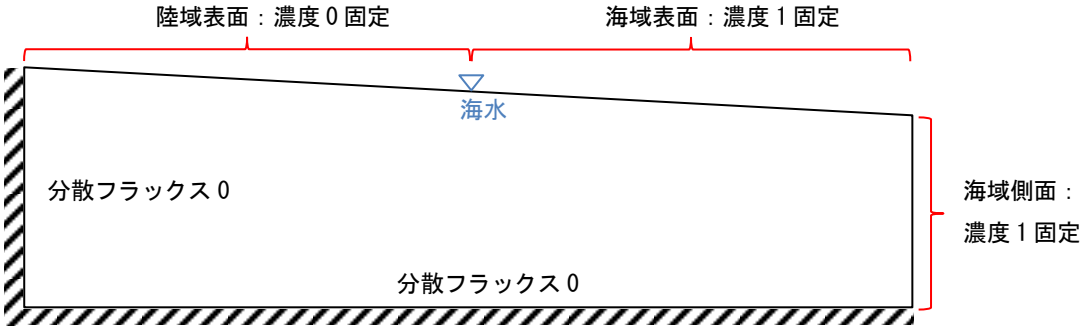


図 4.3-24 境界条件（物質移行解析）

・初期塩分濃度分布

初期塩分濃度分布については、各モデルに対して化石塩水で満たされた状態に対する洗い出し解析を行い、おおよそ定常となる塩分濃度分布を計算した。洗い出し解析は現在（0 年）の状態に対して行っており、地形変化や海水準変動を考慮していない。実際にはこれらの影響を考慮する必要があるが、過去から現在に対する 3 次元地形変化シミュレーションを行っていないことから、洗い出し解析においては現在の状態のみを考慮した。ただし計算した塩分濃度分布については、既存井戸データによる観測値から推定される塩淡境界（日本原子力研究開発機構、2008[(5)]）との比較を行い、大きく乖離していないことを確認した。

房総半島の九十九里／鴨川領域に対し、既存井戸データから推定される塩淡境界を、図 4.3-25 および図 4.3-26 に示す（青点線）。

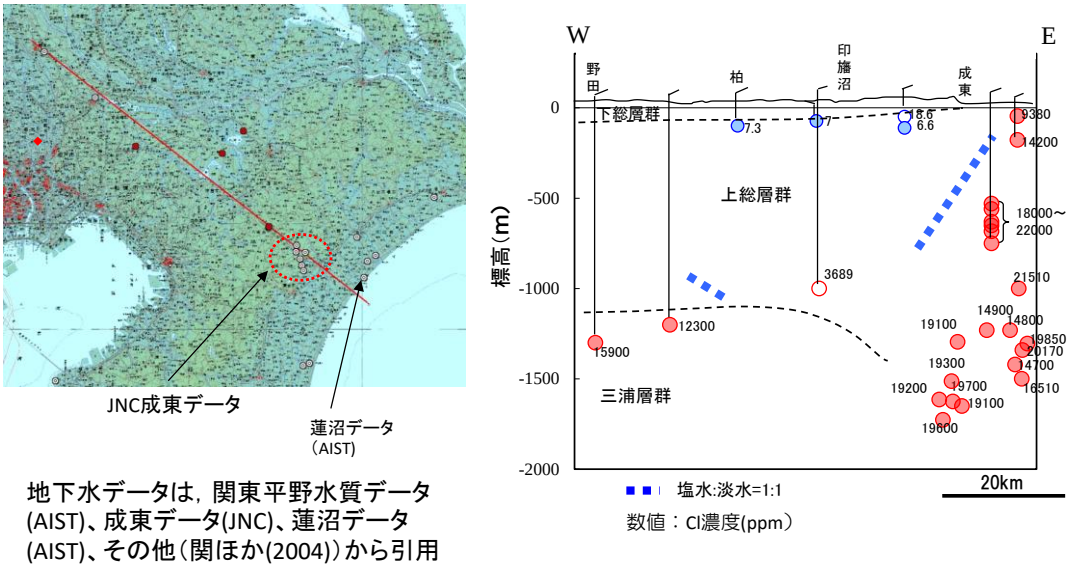


図 4.3-25　九十九里周辺の地下水分布（青○～赤○：淡水，赤●：塩水）

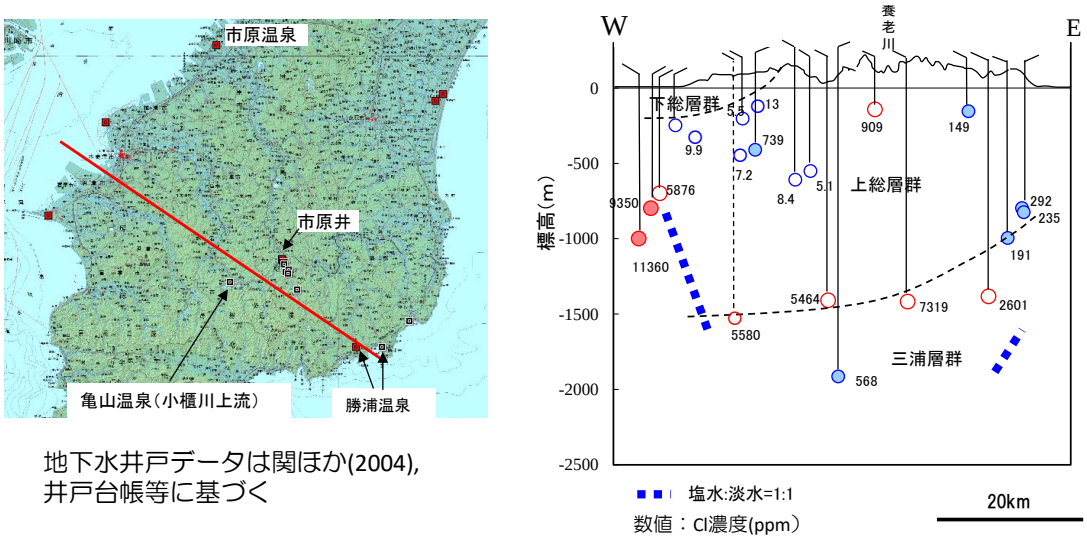


図 4.3-26　鴨川付近の地下水分布（青○～赤○：淡水，赤●：塩水）

洗い出し解析の結果である時刻0年における初期の流速分布及び塩分濃度分布を図 4.3-27に示す。汀線陸側に深度 2000m 程度まで降水系地下水が侵入している。汀線より海側の海底下では海水が地下へ流入し、谷頭から 20km 周辺の表層から降水系地下水が流出する系となっている。

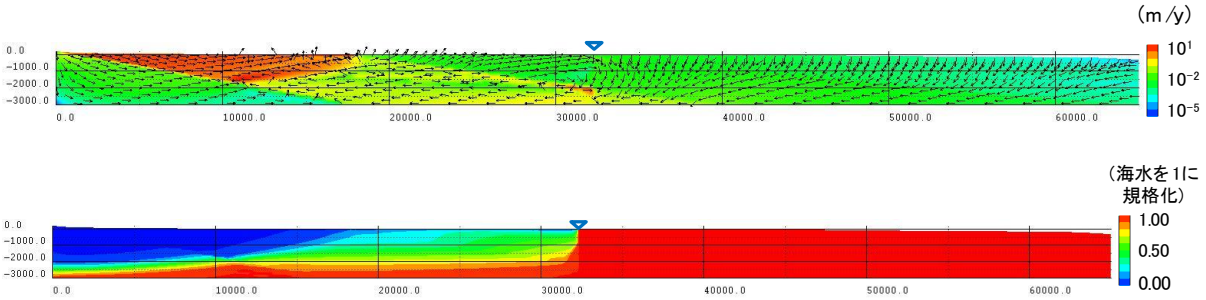


図 4.3-27　初期の流速分布及び塩分濃度分布（洗い出し解析結果）

（e）　処分場からの移行経路の変化

図 4.3-28 に示すように、現在の汀線位置に対して陸側・海側に 1km 離した位置に処分坑道（幅 2km）を設置するものとし、処分坑道内に等間隔に発生させた 50 点に対して流路解析を実施した。粒子放出時刻は 0 年から 1 万年間隔とし、12.5 万年まで放出させた。1 万年ごとに流動場を入れ替えて、粒子追跡線解析を実施した。なお、12.5 万年以降については、12.5 万年時点の流れ場がその後も継続すると仮定して評価したため、12.5 万年以降の粒子追跡線については参考程度の情報となる。

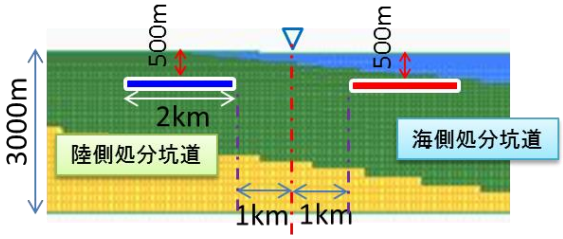


図 4.3-28　現在の汀線位置における陸側及び海側処分坑道の設置位置

（1）　解析結果

（a）　Case 1

Case 1 における 1 万年ごとの塩分濃度分布の変化を図 4.3-29 に示す。現在から 1 万年にかけて海水準が低下して、汀線が海側へ移動するのに伴い、表層近傍に降水系地下水が 1 万年時点の汀線位置まで浸入していく。2 万年時点では海水準が極小を示した後に上昇する途上にあり、汀線が陸側に移動していることから、汀線位置まで海水が戻っている。3 万年後は再び海水準が低下する途上で、汀線位置まで降水系地下水が流入するが、ごく表層に限られ、処分深度へ降水系地下水が到達しない。以上のように汀線付近の降水系地下水の浸入は表層のみであるが、比較的透水係数の高い黄色で示した地層に沿って、降水系地下水が地下へ浸入することが 7 万年から 11 万年にかけてみられる。11 万年以降 12.5 万年にかけて、急激に海水準が上昇する時期であり、12.5 万年では、地形変化で谷頭の標高が 25m となっており、谷頭から 1km 以遠は海面下にあり、ほとんどの領域が海水系地下水で満たされる結果となった。

図 4.3-30 及び図 4.3-31 に 1 万年ごとの地下水流向分布と塩分濃度分布の変化を示す。汀線が海側へ移動するタイミングでは海底から海洋へ放出される向きで、汀線が陸側に移動するタイミングでは海底から地下へ海水が流入することが確認された。

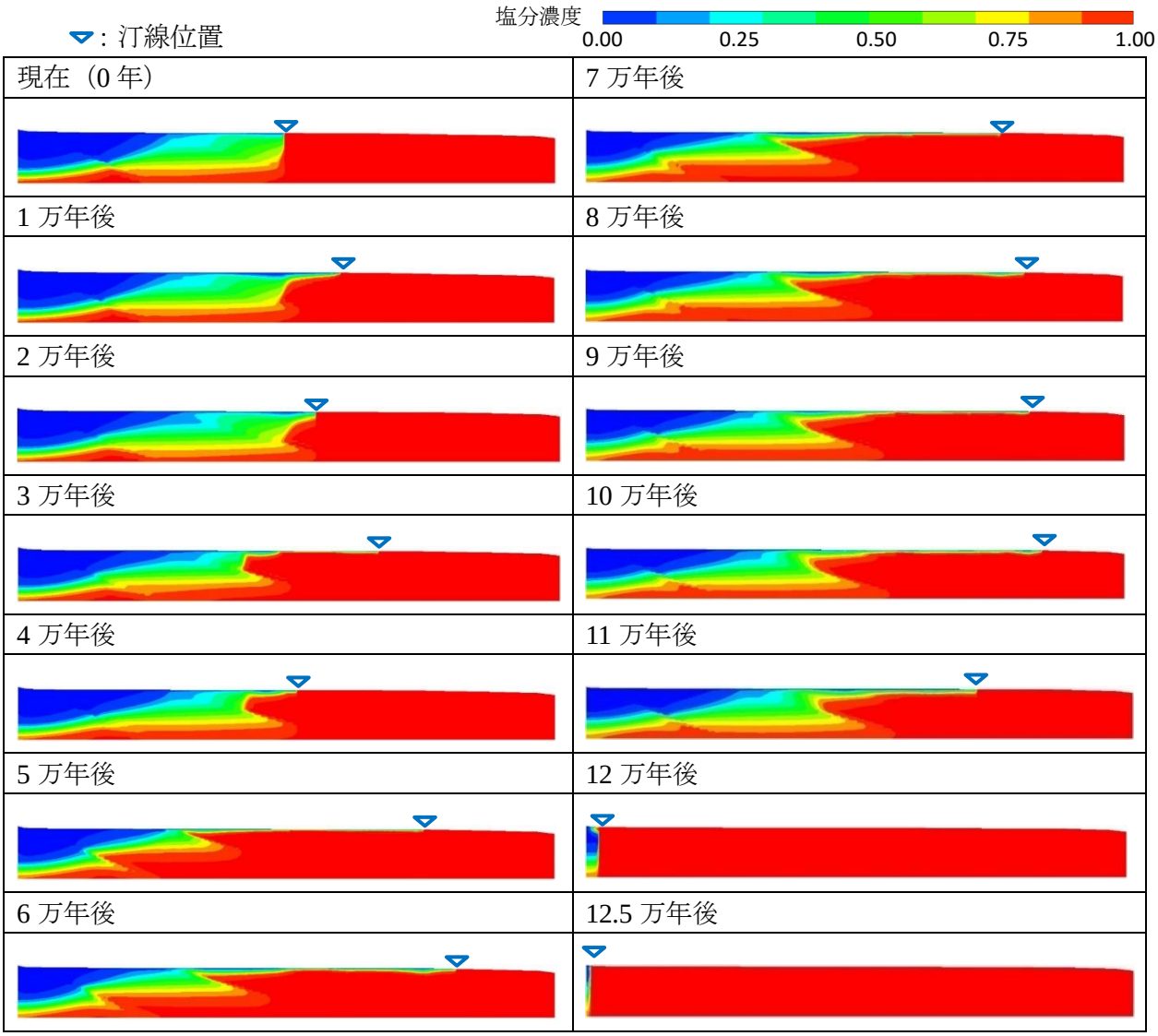
図 4.3-32 及び図 4.3-33 に 1 万年ごとの地下水流速分布を示す。ベクトルは流向だけを示し、コンターのカラーが流速を示している。移動する汀線付近の陸側に局所的に流速が大きい領域

が形成される。また、12 万年以降にみられるように、汀線から 50km 以上大きく離れた海底下では、極端に流速の小さい領域となっているのが特徴的である。

図 4.3-34 及び図 4.3-35 に 1 万年ごとに粒子放出時刻を変えた粒子追跡線を示す。0 年に陸側及び海側処分坑道から放出された粒子は、矢印で示したところが 11 万年時点の粒子位置である。この時点でこれまでやや海側へ向かって下向きに移動していた粒子が、陸側の下向きに移動方向が変わっている。10 万年後に放出された粒子も放出後すぐに陸側へ移動方向を変えている。この 11 万年から 12 万年後のタイミングはそれまで海側にあった汀線が急速に陸側に移動しており、その影響を受けたものと考えられる。

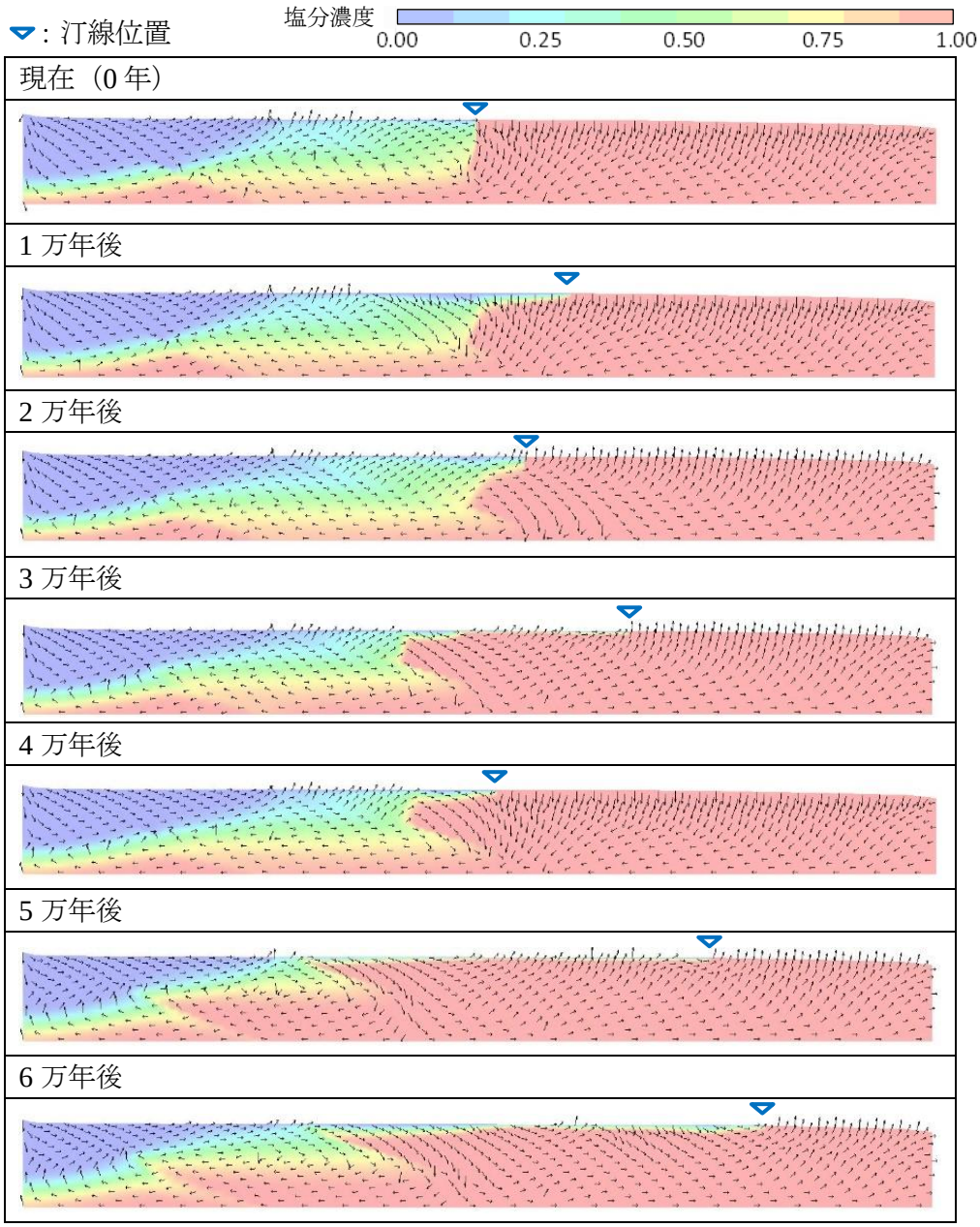
図 4.3-36 に各処分坑道からの移行距離を、図 4.3-37 に系外へ流出するまでの時間から算出した平均流速を示す。12.5 万年以降の移行距離が含まれており、また、それ以降の時間が極めて長いため、平均流速が小さな値となっている。

図 4.3-38 に各処分坑道からの移行経路上の地質及び水質を示す。陸側の処分場において、粒子放出時刻 1 万年までは処分場から 500m 程度は降水系地下水を通り、その後は塩水系地下水となる。また、陸側処分坑道については、2 万年以降は海水に切り替わりその後 12.5 万年まで変化しない。一方、海側処分坑道については、0 年で海水であるが、1 万年時点だけ降水系地下水に切り替わり、再び 2 万年の時点で塩水系に切り替わる結果となった。



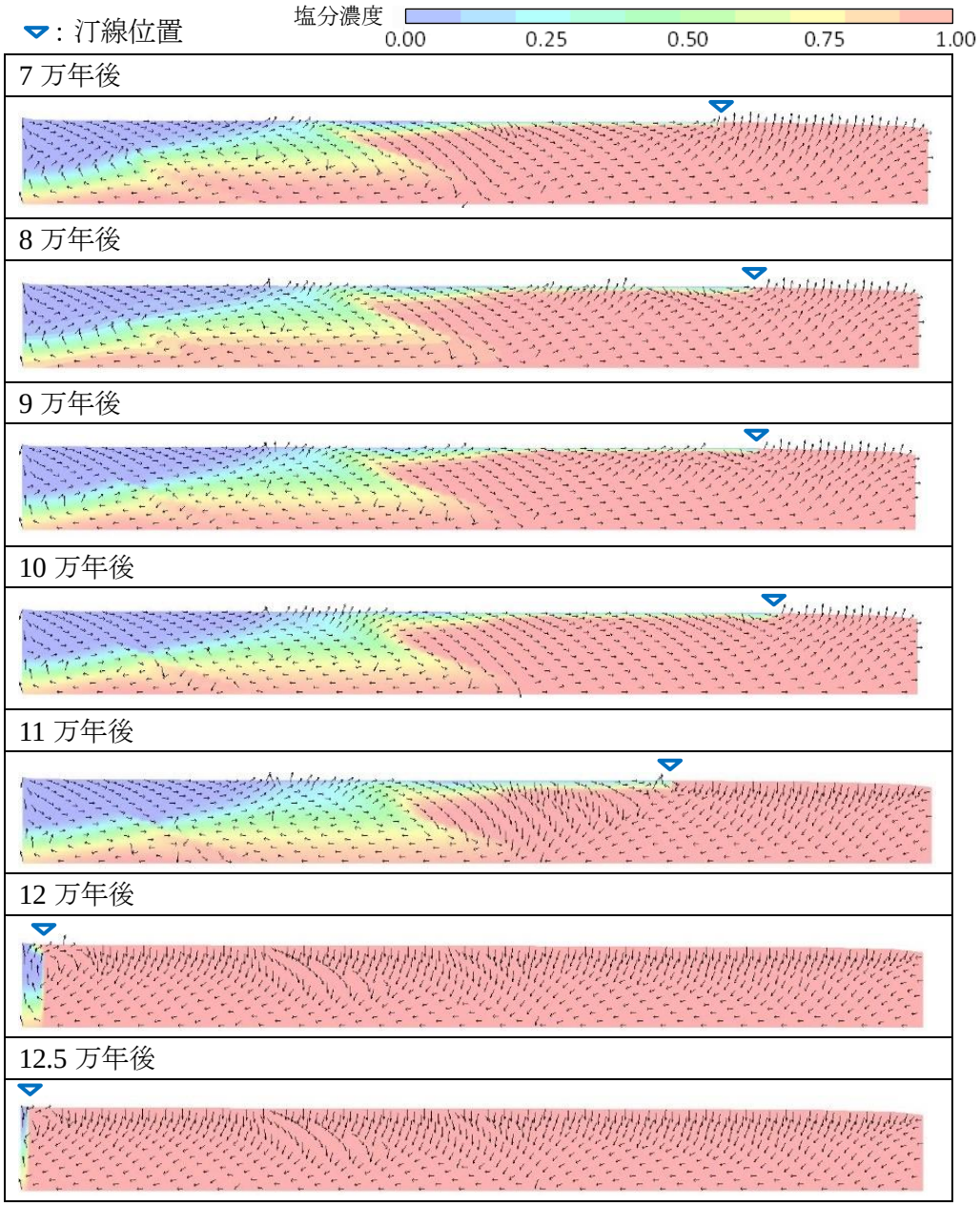
※深度方向のみ 2 倍に拡大

図 4.3-29　Case 1 の 1 万年ごとの塩分濃度分布変化
（隆起速度最大 0.4m/1000 年、地質係数 120）



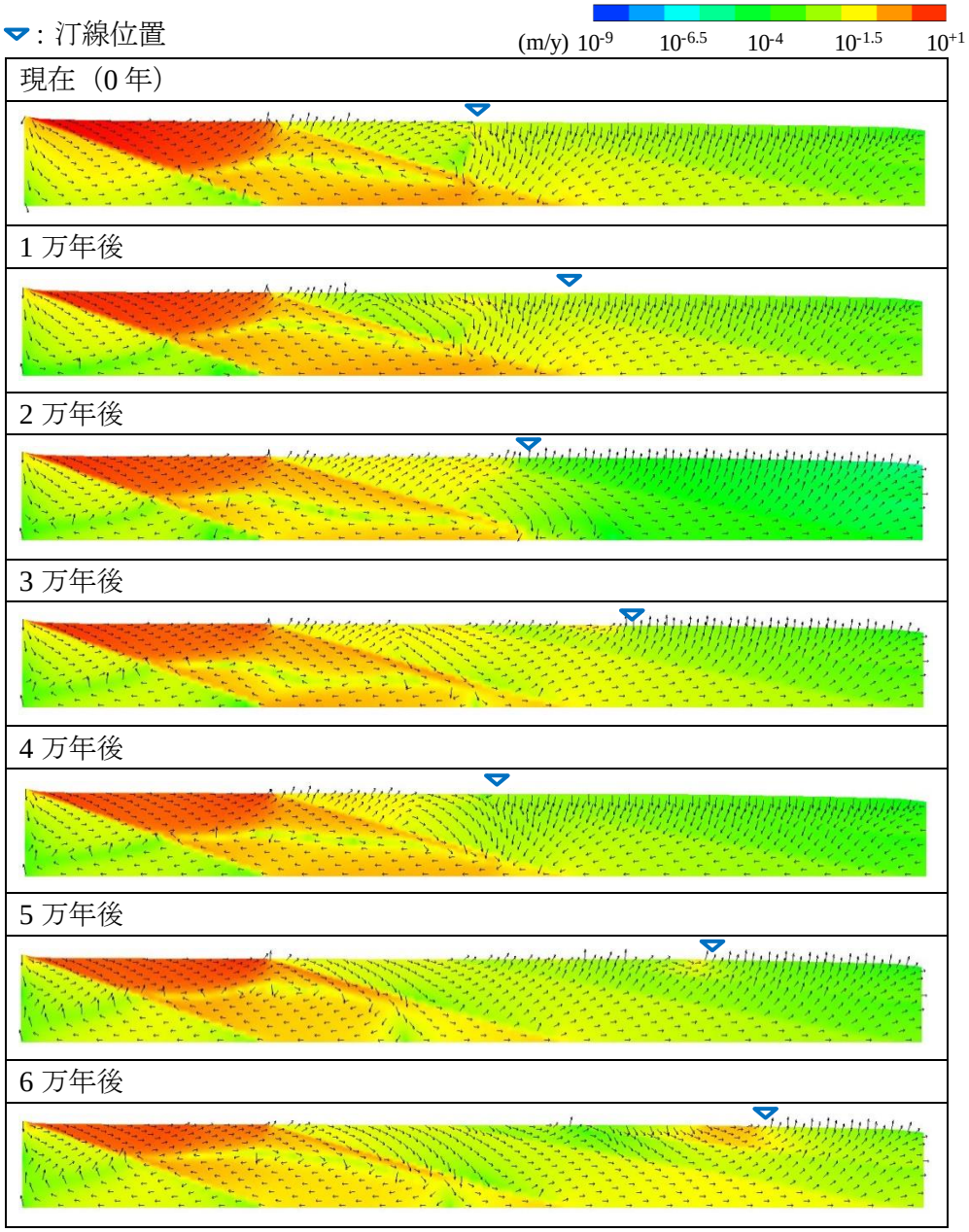
※深度方向のみ 2 倍に拡大

図 4.3-30　Case 1 の 1 万年ごとの地下水流向分布と塩分濃度分布変化(1/2)
（隆起速度最大 0.4m/1000 年、地質係数 120）



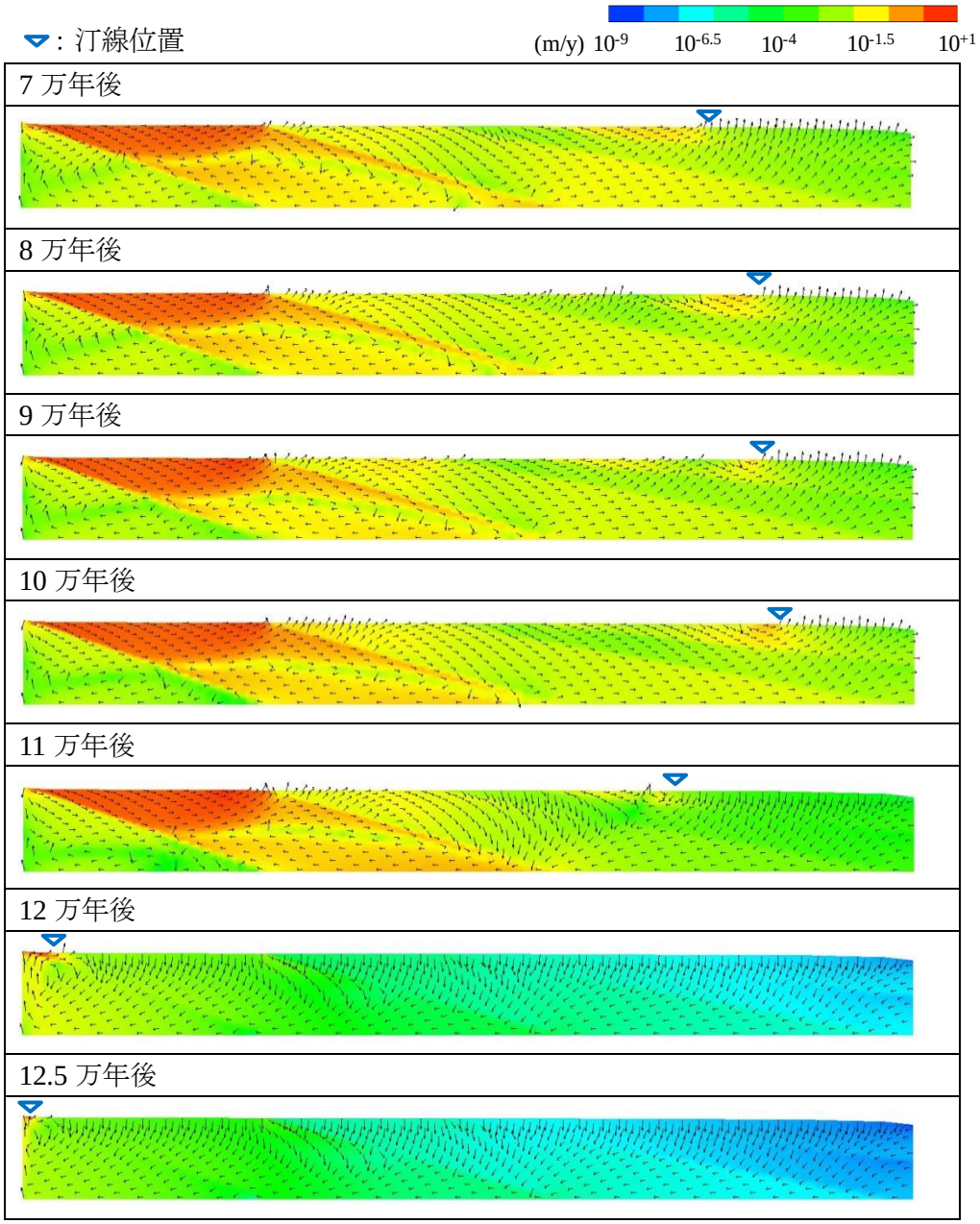
※深度方向のみ 2 倍に拡大

図 4.3-31　Case 1 の 1 万年ごとの地下水流向分布と塩分濃度分布変化(2/2)
（隆起速度最大 0.4m/1000 年、地質係数 120）



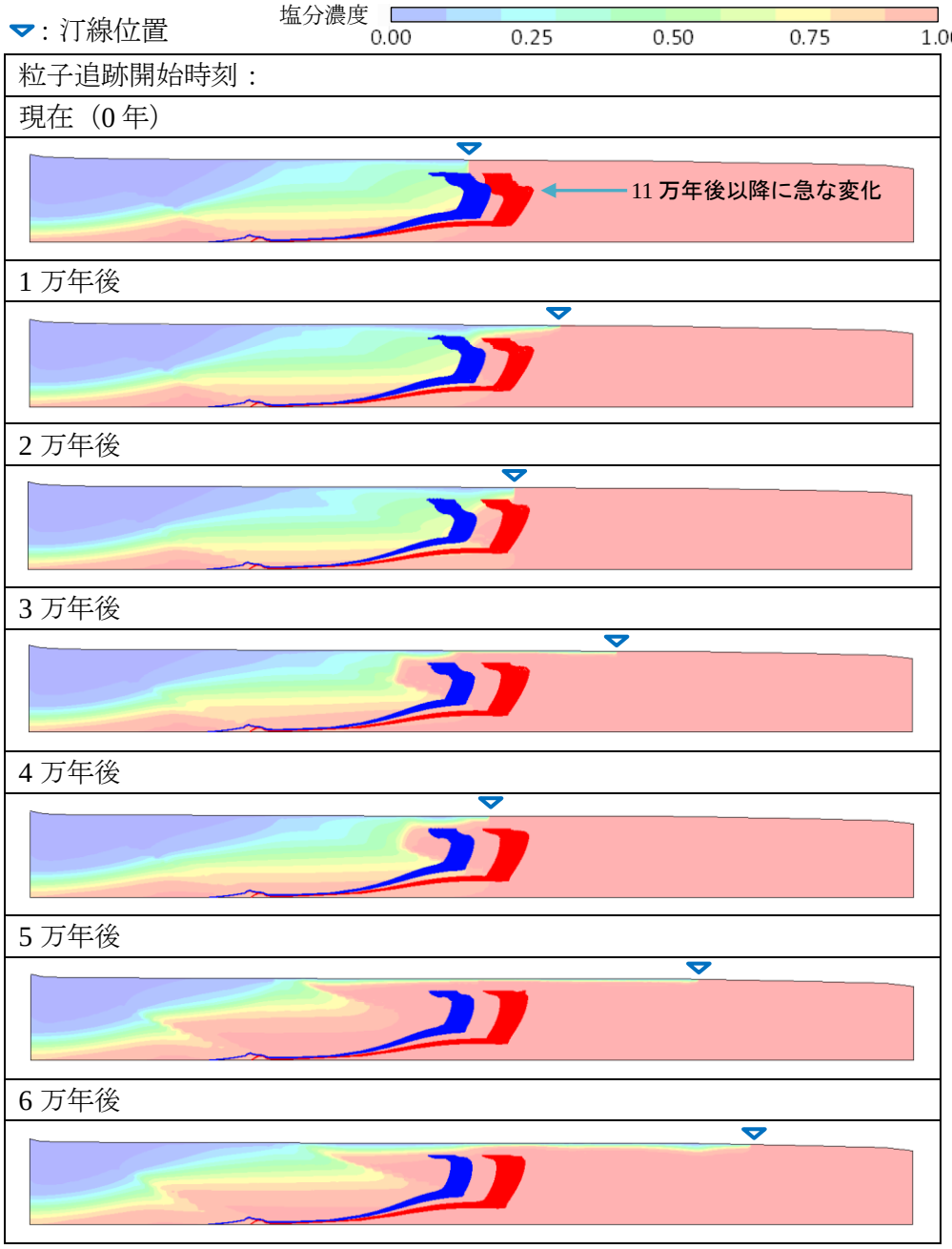
※深度方向のみ 2 倍に拡大

図 4.3-32　Case 1 の 1 万年ごとの地下水流速分布(1/2)
（隆起速度最大 0.4m/1000 年、地質係数 120）



※深度方向のみ 2 倍に拡大

図 4.3-33　Case 1 の 1 万年ごとの地下水流速分布(2/2)
（隆起速度最大 0.4m/1000 年、地質係数 120）

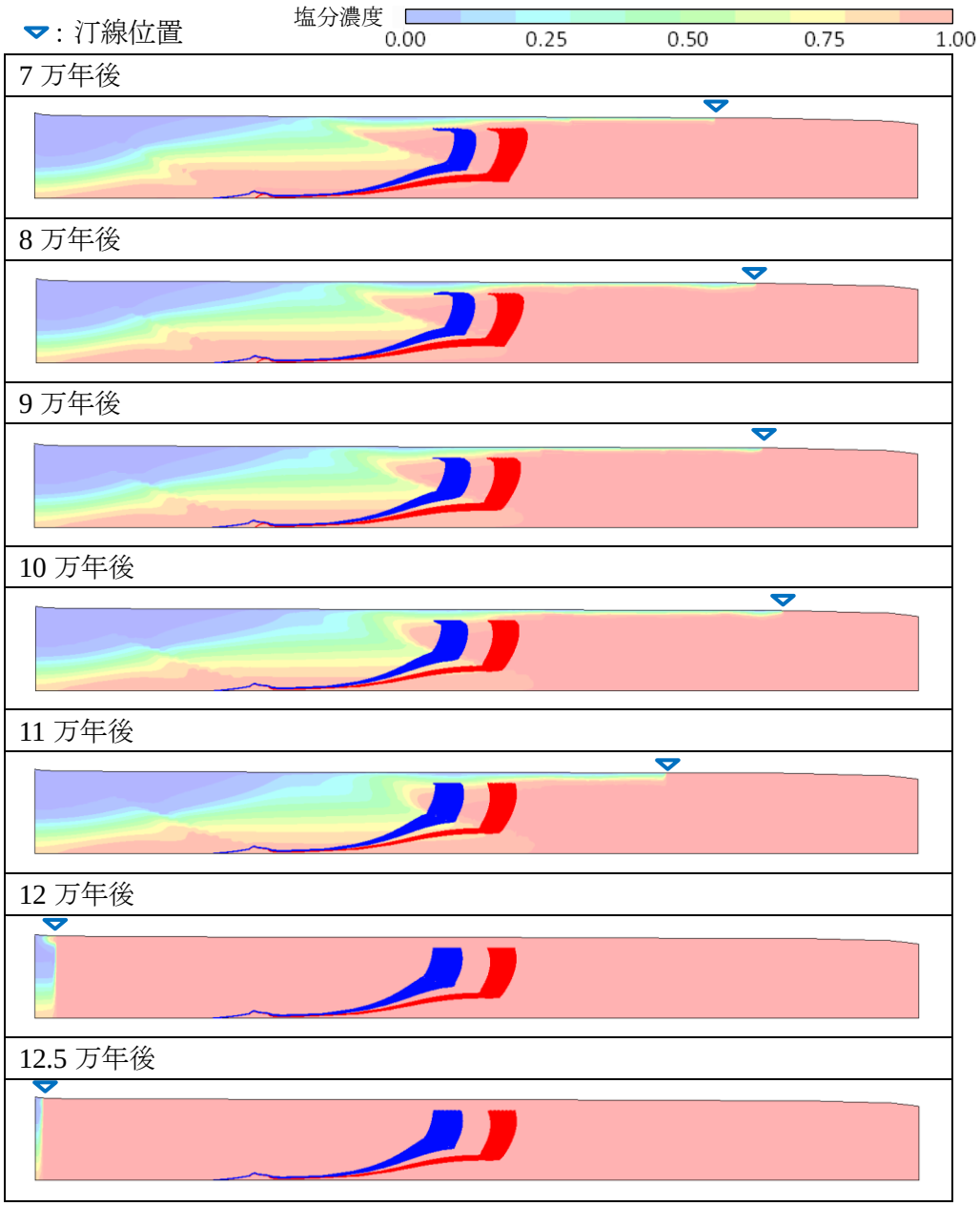


※深度方向のみ 2 倍に拡大

（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 4.3-34　Case 1 の各処分坑道からの粒子追跡線 (1/2)

（隆起速度最大 0.4m/1000 年、地質係数 120）



※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 4.3-35　Case 1 の各処分坑道からの粒子追跡線 (2/2)

（隆起速度最大 0.4m/1000 年、地質係数 120）

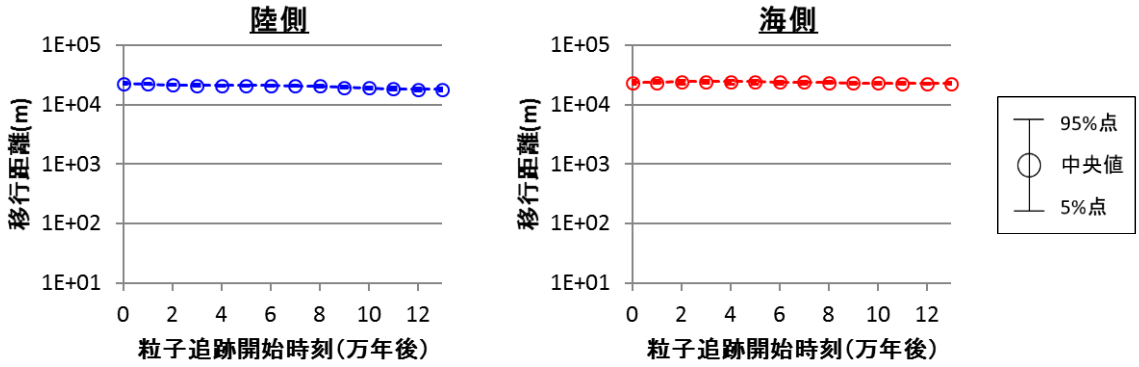


図 4.3-36　Case 1 の各処分坑道からの移行距離

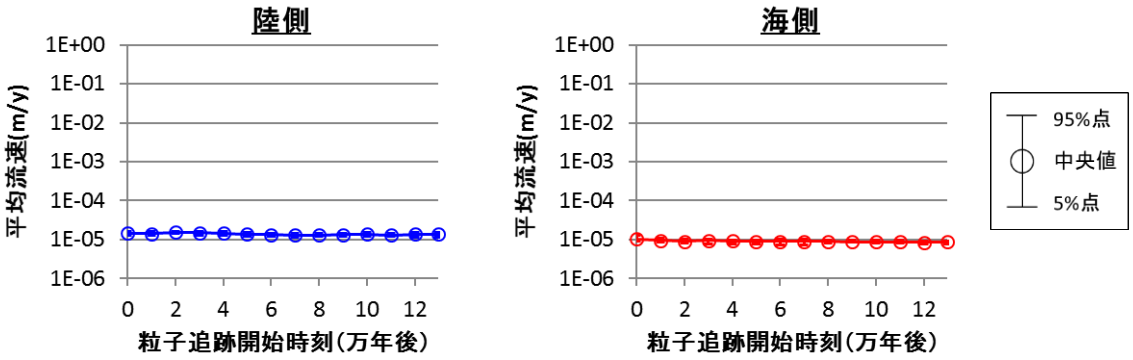


図 4.3-37　Case 1 の各処分坑道からの平均流速

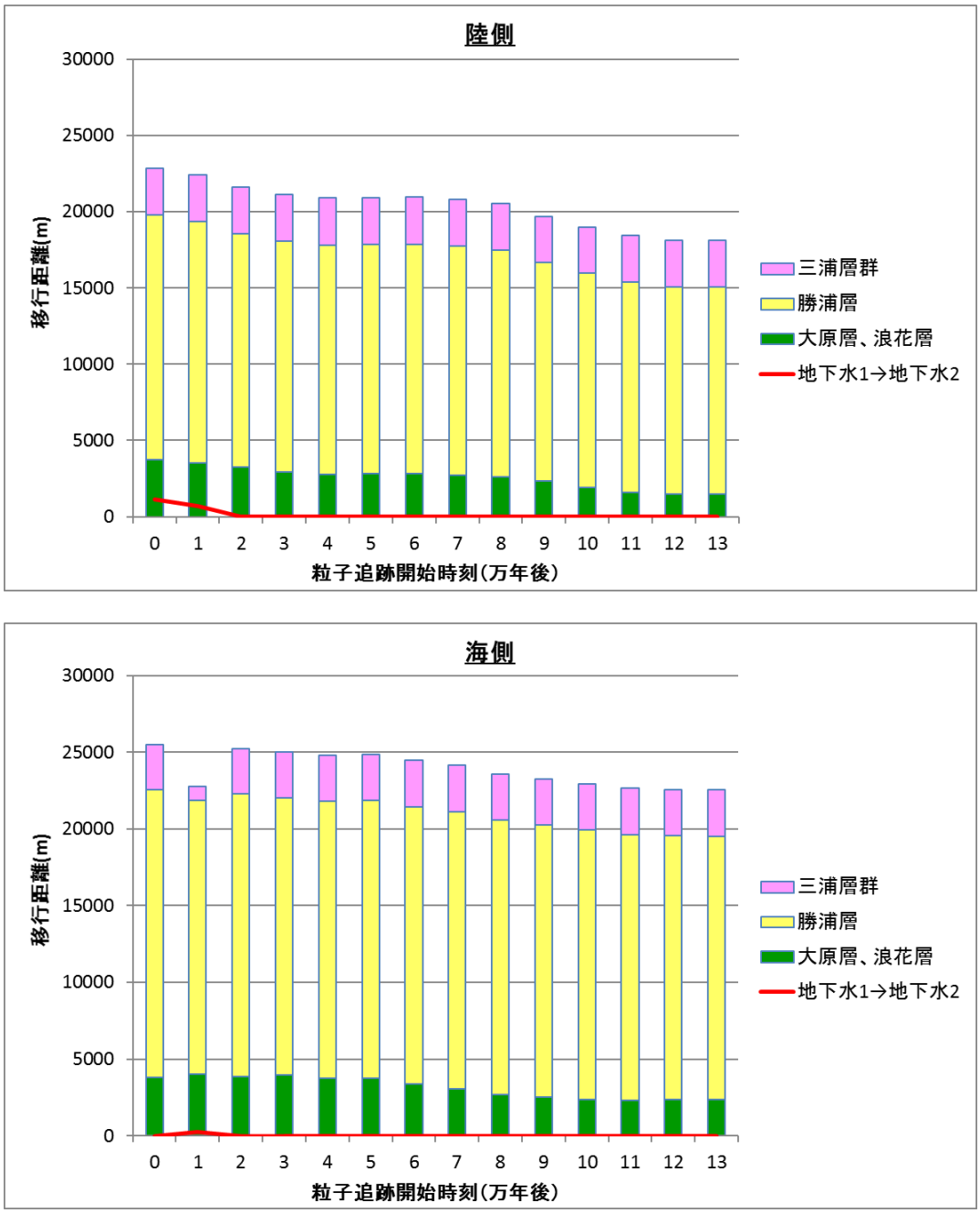


図 4.3-38　Case 1 の各処分坑道からの移行経路上の地質及び水質

（b） Case 2

Case 1 における 1 万年ごとの塩分濃度分布の変化を図 4.3-39 に示す。現在から 1 万年にかけて海水準が低下して、汀線が海側へ移動するのに伴い、表層近傍に降水系地下水が 1 万年時点の汀線位置まで浸入していく。2 万年時点では海水準が極小を示した後に上昇する途上にあり、汀線が陸側に移動していることから、汀線位置まで海水が戻っている。3 万年後は再び海水準が低下する途上で、汀線位置まで降水系地下水が流入するが、ごく表層に限られ、処分深度へ降水系地下水が到達しない。以上のように汀線付近の降水系地下水の浸入は表層のみであるが、比較的透水係数の高い黄色で示した地層に沿って、降水系地下水が地下へ浸入することが 7 万年から 11 万年にかけてみられる。11 万年以降 12.5 万年にかけて、急激に海水準が上昇する時期であり、12.5 万年では、地形変化で谷頭の標高が 100m 程度となっており、谷頭から 10km 以遠は海面下にある結果となった。

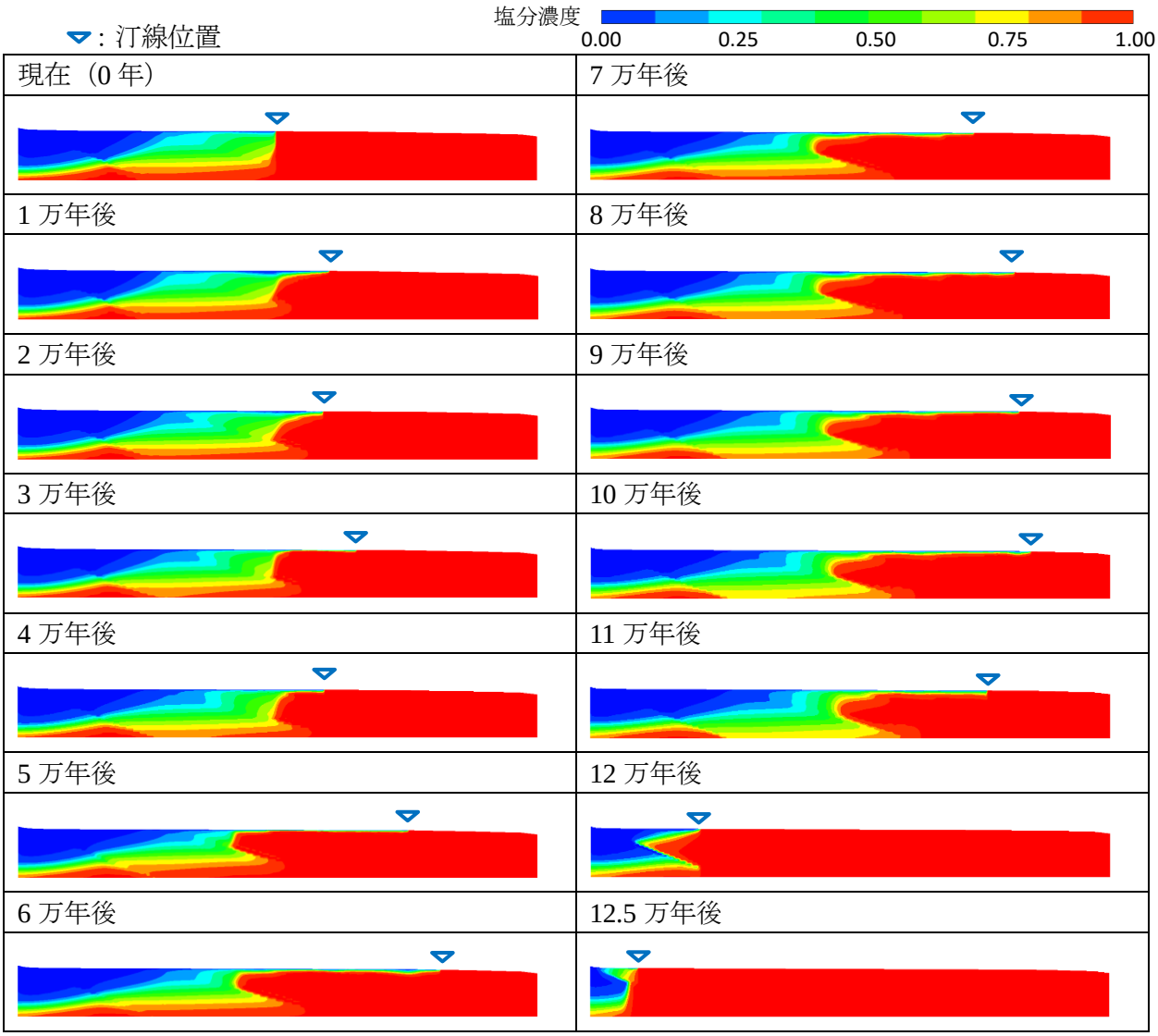
図 4.3-40 及び図 4.3-41 に 1 万年ごとの地下水流向分布と塩分濃度分布の変化を示す。汀線が海側へ移動するタイミングでは海底から海洋へ放出される向きで、汀線が陸側に移動するタイミングでは海底から地下へ海水が流入することが確認された。

図 4.3-42 及び図 4.3-43 に 1 万年ごとの地下水流速分布を示す。ベクトルは流向だけを示し、コンターのカラーが流速を示している。移動する汀線付近の陸側に局所的に流速が大きい領域が形成される。また、12 万年以降にみられるように、汀線から 50km 以上大きく離れた海底下では、極端に流速の小さい領域となっているのが特徴的である。

図 4.3-44 及び図 4.3-45 に 1 万年ごとに粒子放出時刻を変えた粒子追跡線を示す。2 万年後までに放出された粒子は特に陸側処分坑道から放出された粒子は上向きに移動し、1 万年及び 2 万年で陸側から放出された粒子の一部は地表に到達した。3 万年後以降に放出された粒子は表層に到達することなく、海側下向きに移動方向を変え、その後陸側下向きへ方向を変える結果となった。

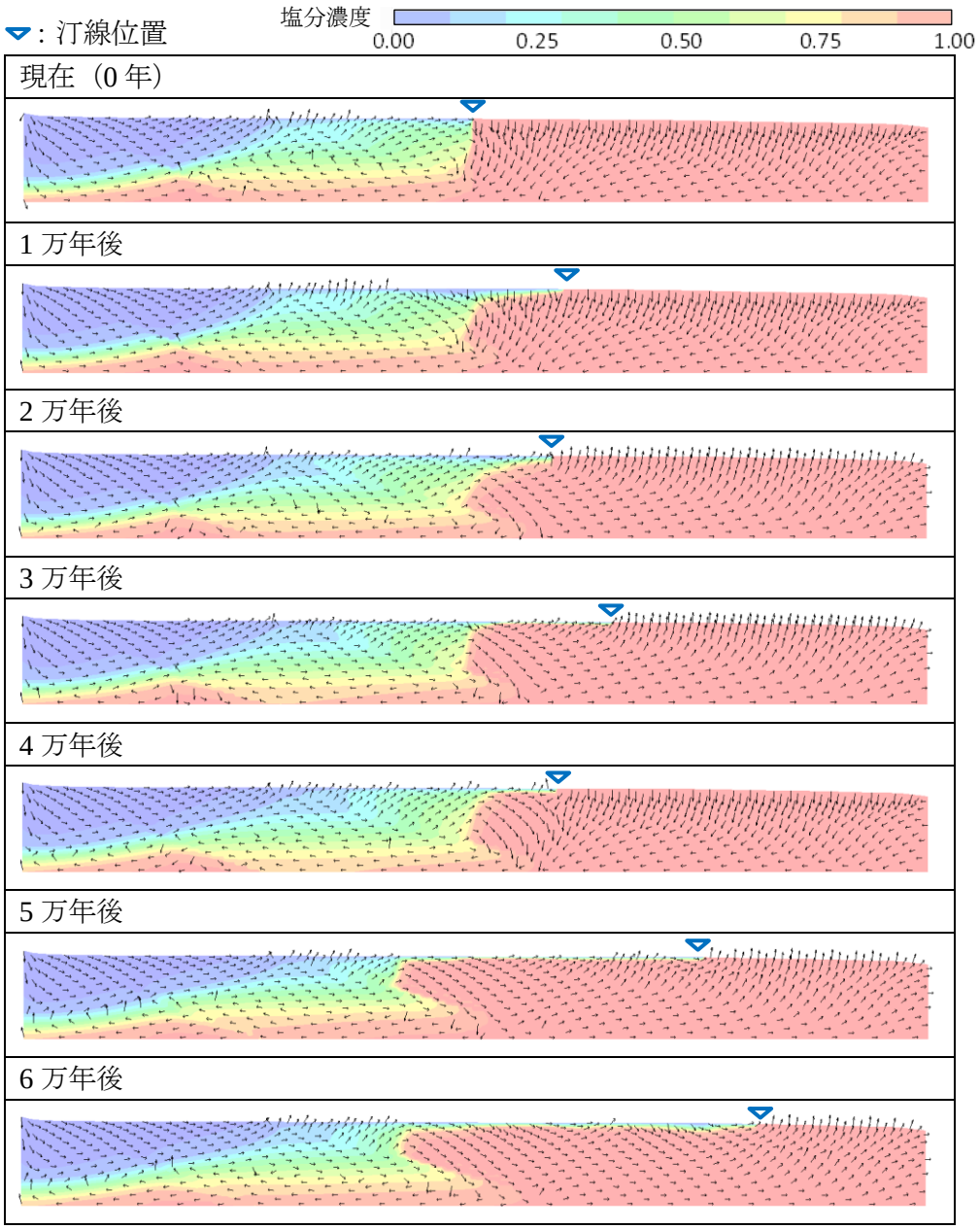
図 4.3-46 に各処分坑道からの移行距離を、図 4.3-47 に系外へ流出するまでの時間から算出した平均流速を示す。上述したように、陸側処分坑道から 1 万年及び 2 万年の時点で放出された 50 個の粒子の一部が地表に流出したことから、陸側にひげが伸びるグラフを形成している。

図 4.3-48 に各処分坑道からの移行経路上の地質及び水質を示す。Case 1 と比較して、水質の切り替わりが多くなっている。陸側の処分場において、粒子放出時刻 0 年では、降水系から海水系に切り替わり、またすぐ降水系に戻ったのち、5000m を超えて海水系となる。4 万年までは降水系が 3000m 以上経たのち、海水系に切り替わる。一方、海側は 8 万年、9 万年で降水系を 2000m 経たのち、海水系に切り替わる。



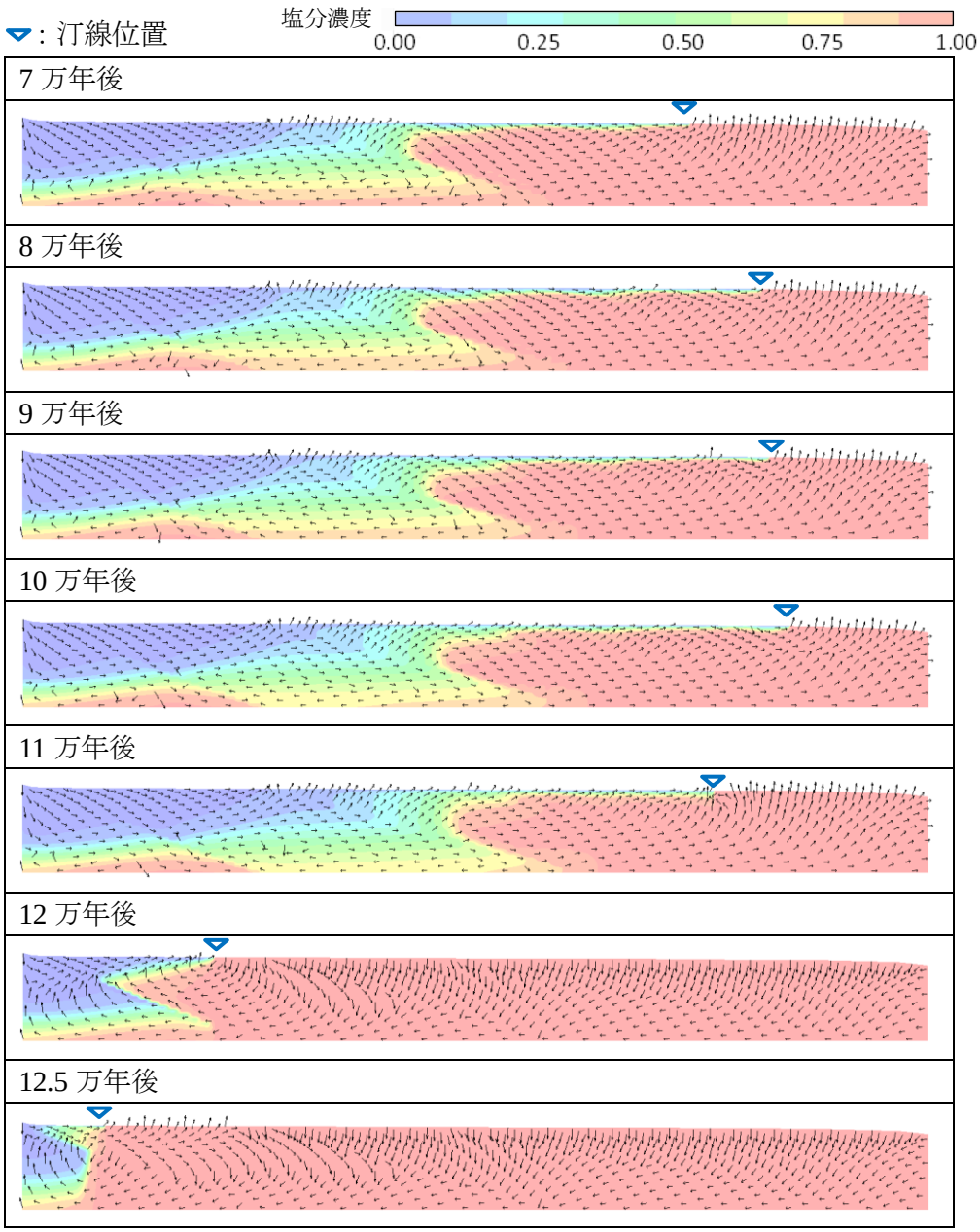
※深度方向のみ 2 倍に拡大

図 4.3-39　Case 2 の 1 万年ごとの塩分濃度分布変化
（隆起速度最大 0.4m/1000 年、地質係数 240）



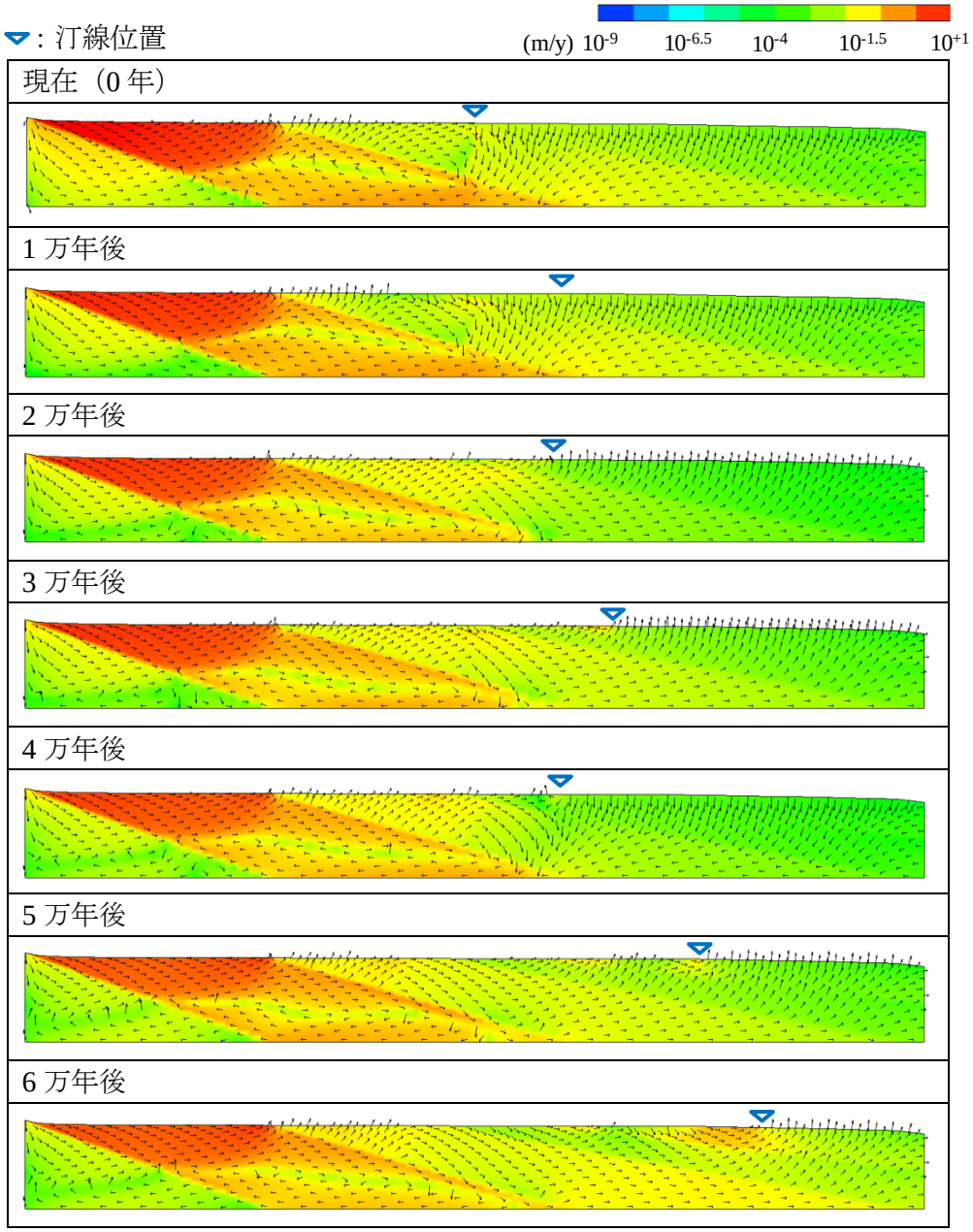
※深度方向のみ 2 倍に拡大

図 4.3-40　Case 2 の 1 万年ごとの地下水流向分布と塩分濃度分布変化(1/2)
（隆起速度最大 0.4m/1000 年、地質係数 240）



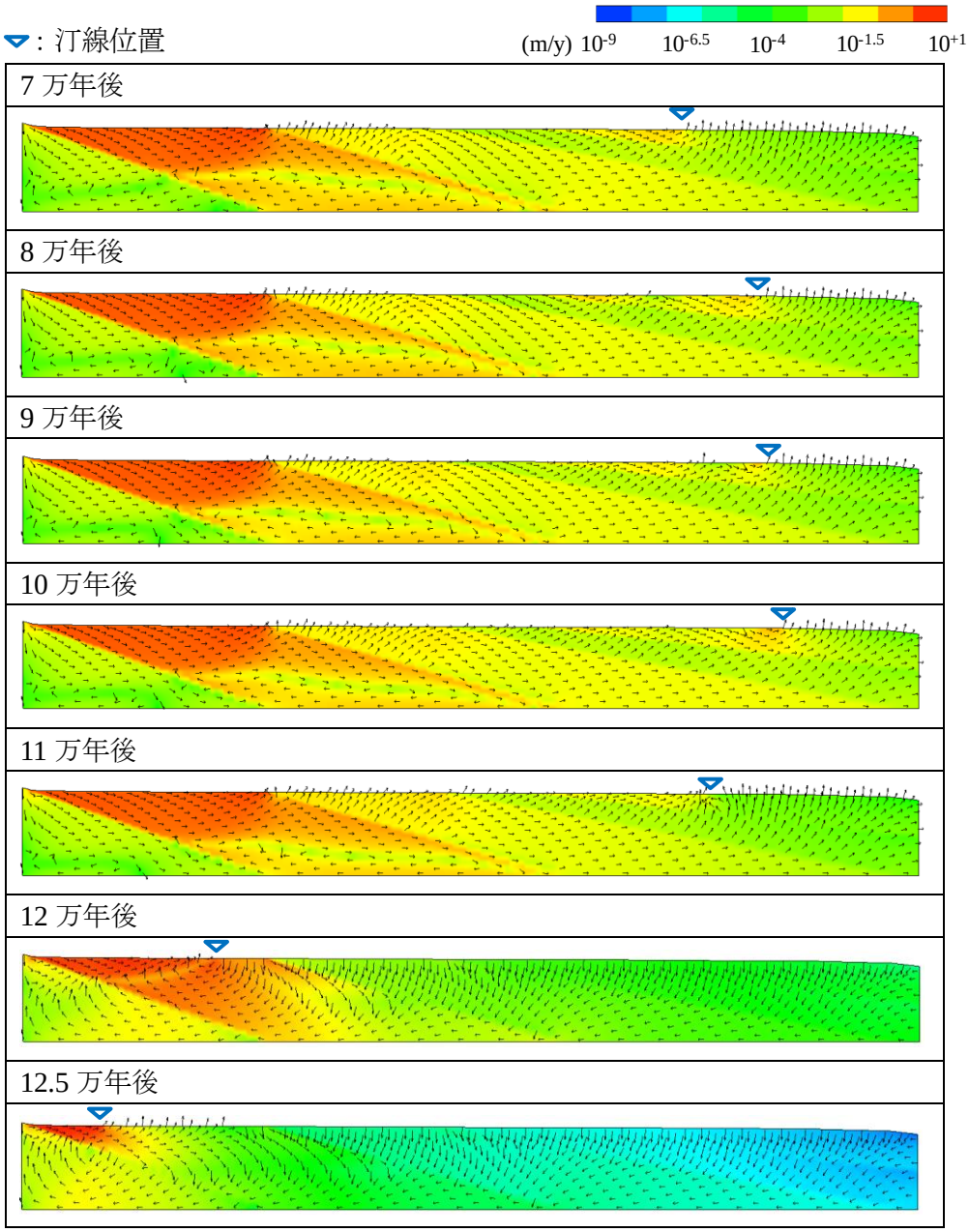
※深度方向のみ 2 倍に拡大

図 4.3-41　Case 2 の 1 万年ごとの地下水流向分布と塩分濃度分布変化(2/2)
（隆起速度最大 0.4m/1000 年、地質係数 240）



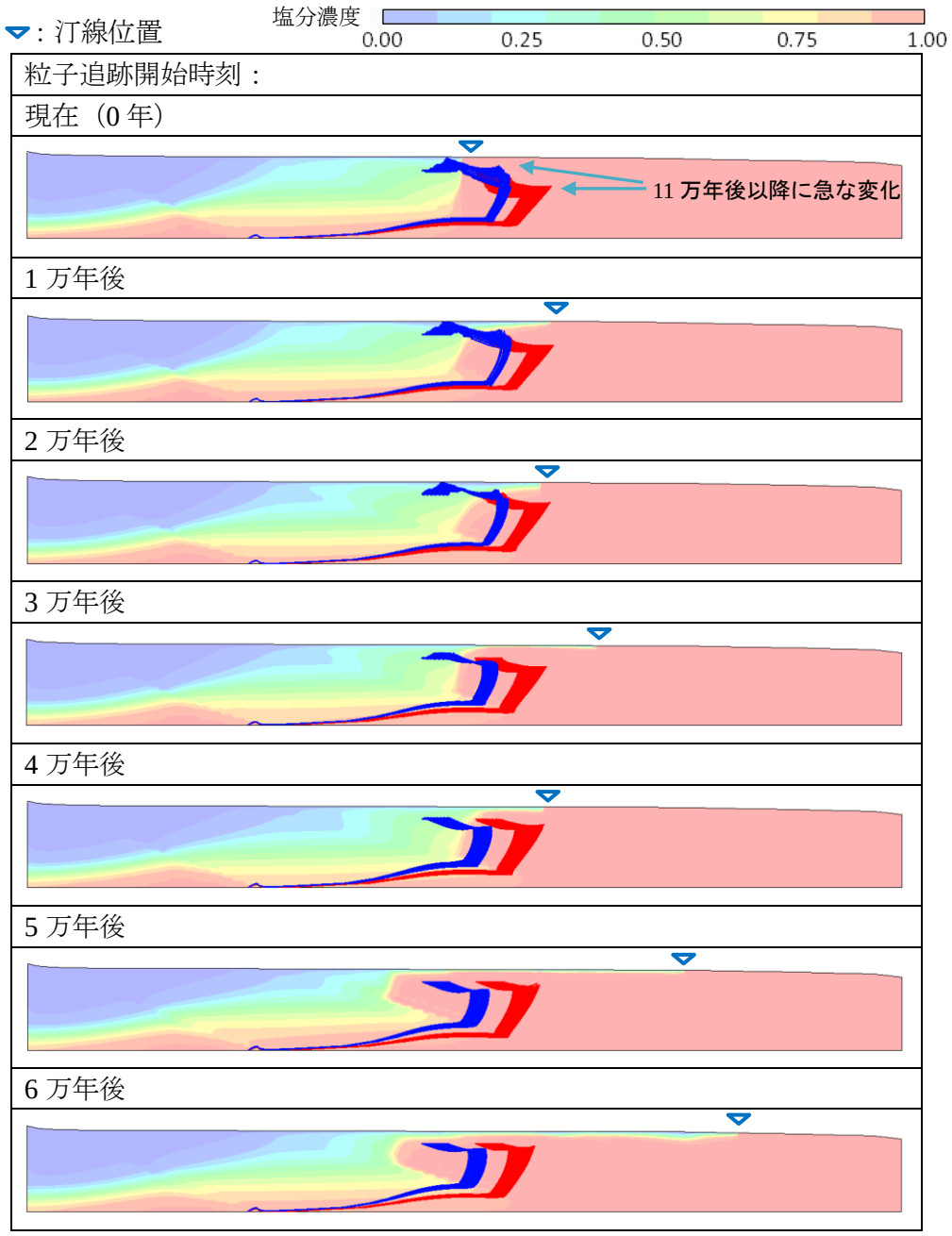
※深度方向のみ 2 倍に拡大

図 4.3-42　Case 2 の 1 万年ごとの地下水流速分布(1/2)
（隆起速度最大 0.4m/1000 年、地質係数 240）



※深度方向のみ 2 倍に拡大

図 4.3-43 Case 2 の 1 万年ごとの地下水流速分布(2/2)
（隆起速度最大 0.4m/1000 年、地質係数 240）

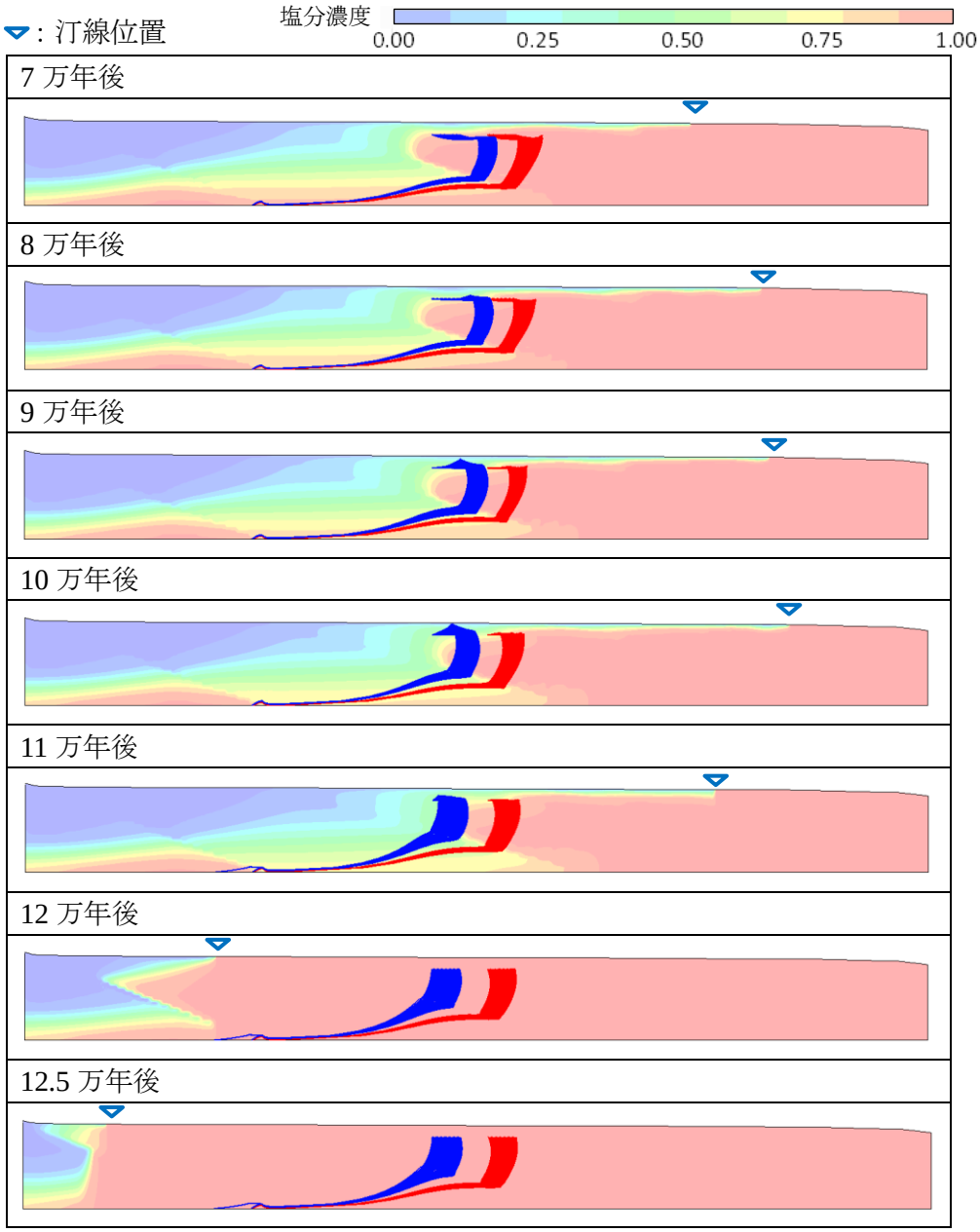


※深度方向のみ 2 倍に拡大

（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 4.3-44　Case 2 の各処分坑道からの粒子追跡線 (1/2)

（隆起速度最大 0.4m/1000 年、地質係数 240）



※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 4.3-45　Case 2 の各処分坑道からの粒子追跡線 (2/2)

（隆起速度最大 0.4m/1000 年、地質係数 240）

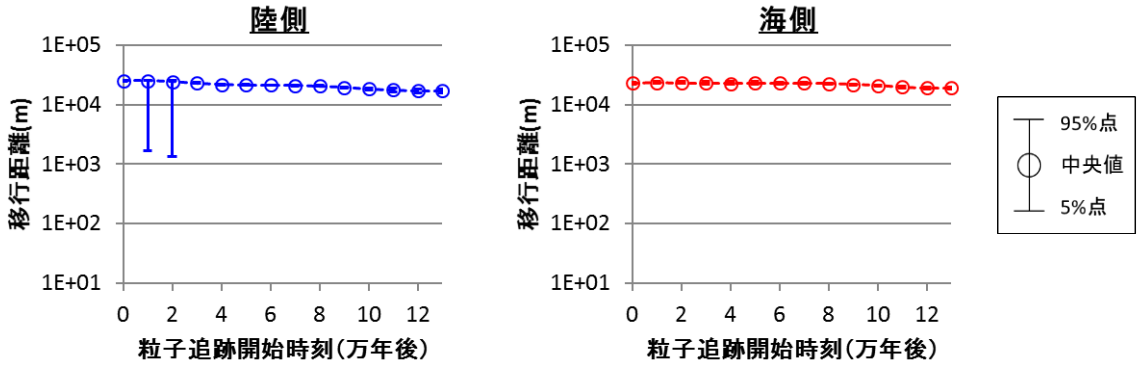


図 4.3-46　Case 2 の各処分坑道からの移行距離

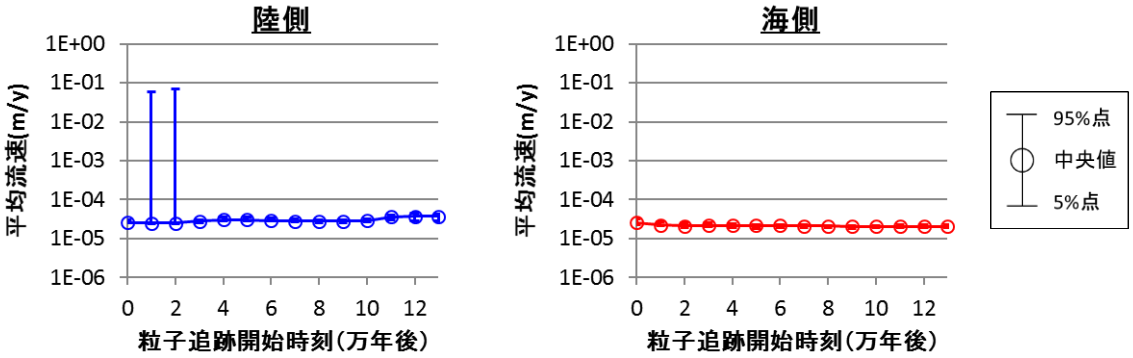
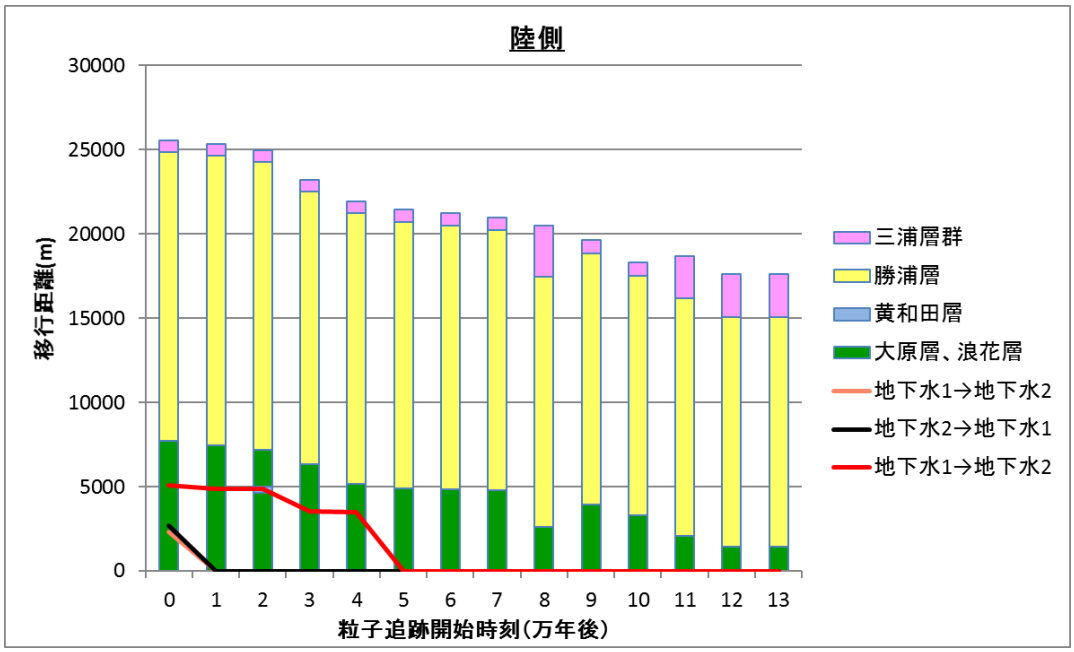


図 4.3-47　Case 2 の各処分坑道からの平均流速



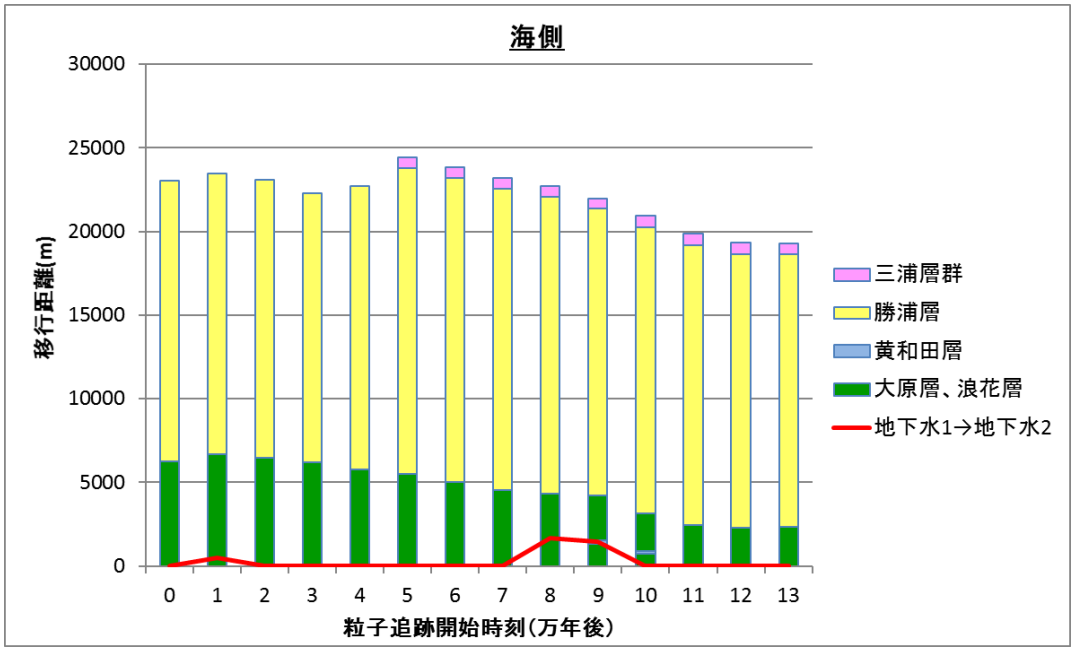


図 4.3-48　Case 2 の各処分坑道からの移行経路上の地質及び水質

（c） Case 3

Case 1 における 1 万年ごとの塩分濃度分布の変化を図 4.3-49 に示す。現在から 1 万年にかけて海水準が低下して、汀線が海側へ移動するのに伴い、表層近傍に降水系地下水が 1 万年時点の汀線位置まで浸入していく。2 万年時点では海水準が極小を示した後に上昇する途上にあり、汀線が陸側に移動していることから、汀線位置まで海水が戻っている。3 万年後は再び海水準が低下する途上で、汀線位置まで降水系地下水が流入するが、ごく表層に限られ、処分深度へ降水系地下水が到達しない。以上のように汀線付近の降水系地下水の浸入は表層のみであるが、比較的透水係数の高い黄色で示した地層に沿って、降水系地下水が地下へ浸入することが 7 万年から 11 万年にかけてみられる。11 万年以降 12.5 万年にかけて、急激に海水準が上昇する時期であり、12.5 万年では、地形変化で谷頭の標高が 25m となっており、谷頭から 1km 以遠は海面下にあり、ほとんどの領域が海水系地下水で満たされる結果となった。

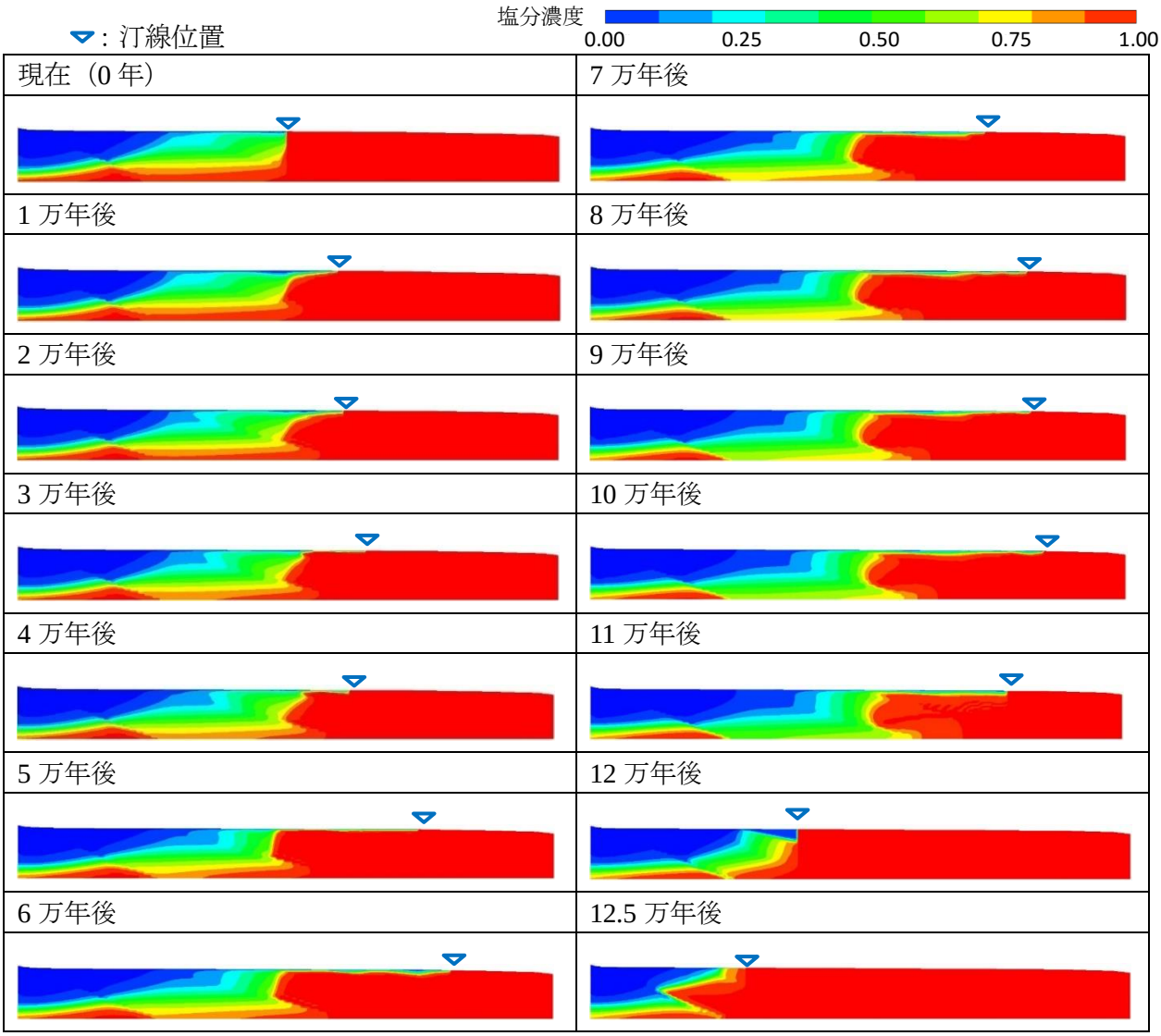
図 4.3-50 及び図 4.3-51 に 1 万年ごとの地下水流向分布と塩分濃度分布の変化を示す。汀線が海側へ移動するタイミングでは海底から海洋へ放出される向きで、汀線が陸側に移動するタイミングでは海底から地下へ海水が流入することが確認された。

図 4.3-52 及び図 4.3-53 に 1 万年ごとの地下水流速分布を示す。ベクトルは流向だけを示し、コンターのカラーが流速を示している。移動する汀線付近の陸側に局所的に流速が大きい領域が形成される。また、12 万年以降にみられるように、汀線から 50km 以上大きく離れた海底下では、極端に流速の小さい領域となっているのが特徴的である。

図 4.3-54 及び図 4.3-55 に 1 万年ごとに粒子放出時刻を変えた粒子追跡線を示す。2 万年後までに放出された粒子は特に陸側処分坑道から放出された粒子は上向きに移動し、1 万年及び 2 万年で陸側から放出された粒子の一部は地表に到達した。3 万年後以降に放出された粒子は表層に到達することなく、海側下向きに移動方向を変え、その後陸側下向きへ方向を変える結果となった。

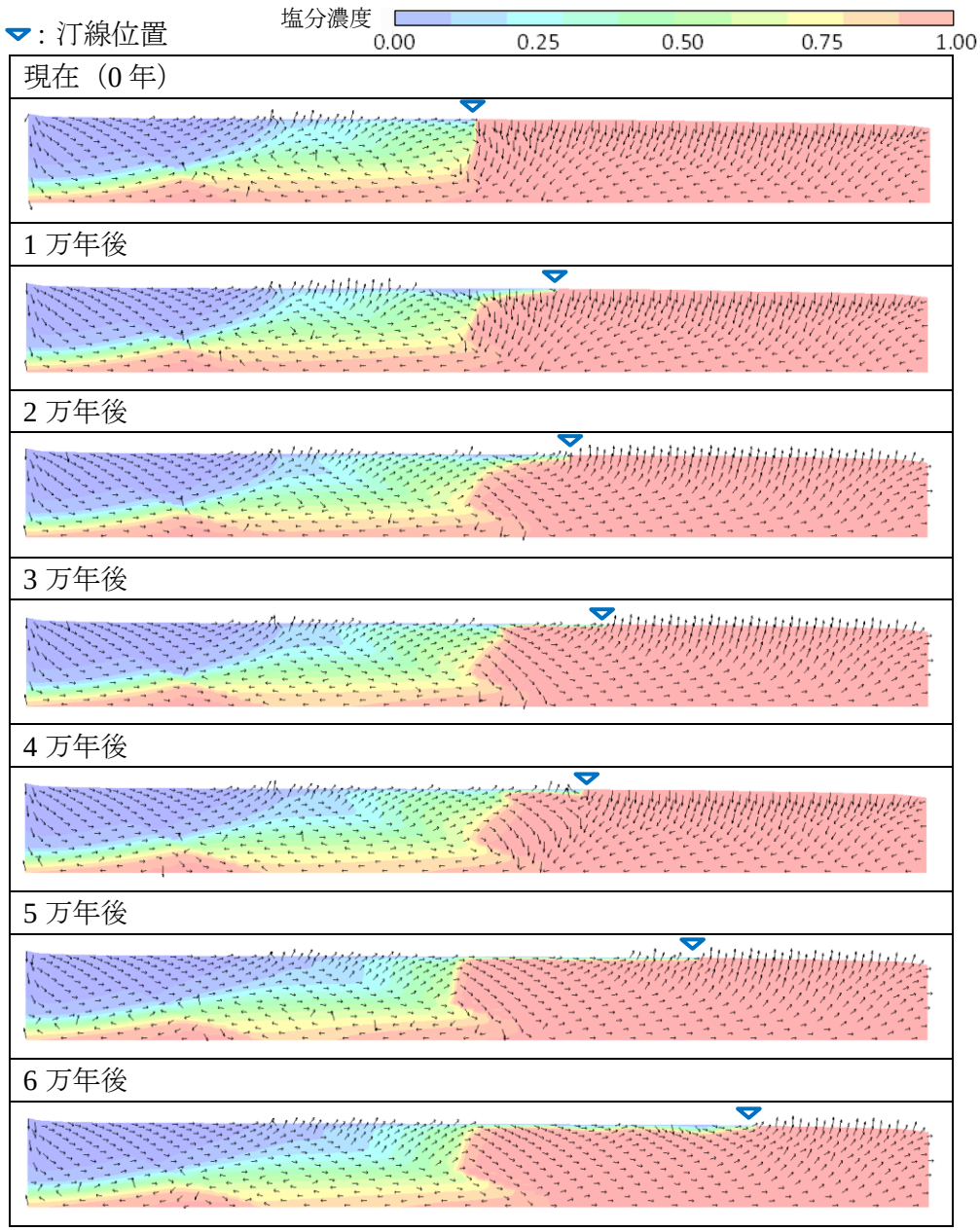
図 4.3-56 に各処分坑道からの移行距離を、図 4.3-57 に系外へ流出するまでの時間から算出した平均流速を示す。上述したように、陸側処分坑道から 5 万年から 10 万年にかけて、表層に流出するため移行距離が短くなり、平均流速も上昇している。一方、海側処分坑道については移行距離及び平均流速ともにほぼ一定を示している。

図 4.3-58 に各処分坑道からの移行経路上の地質及び水質を示す。陸側の処分場において、4 万年までは降水系から海水系へ切り替わり、30km 以上移行したのち、降水系に戻る。海側処分場についても、ほぼ同様の水質の切り替わりが生じる。



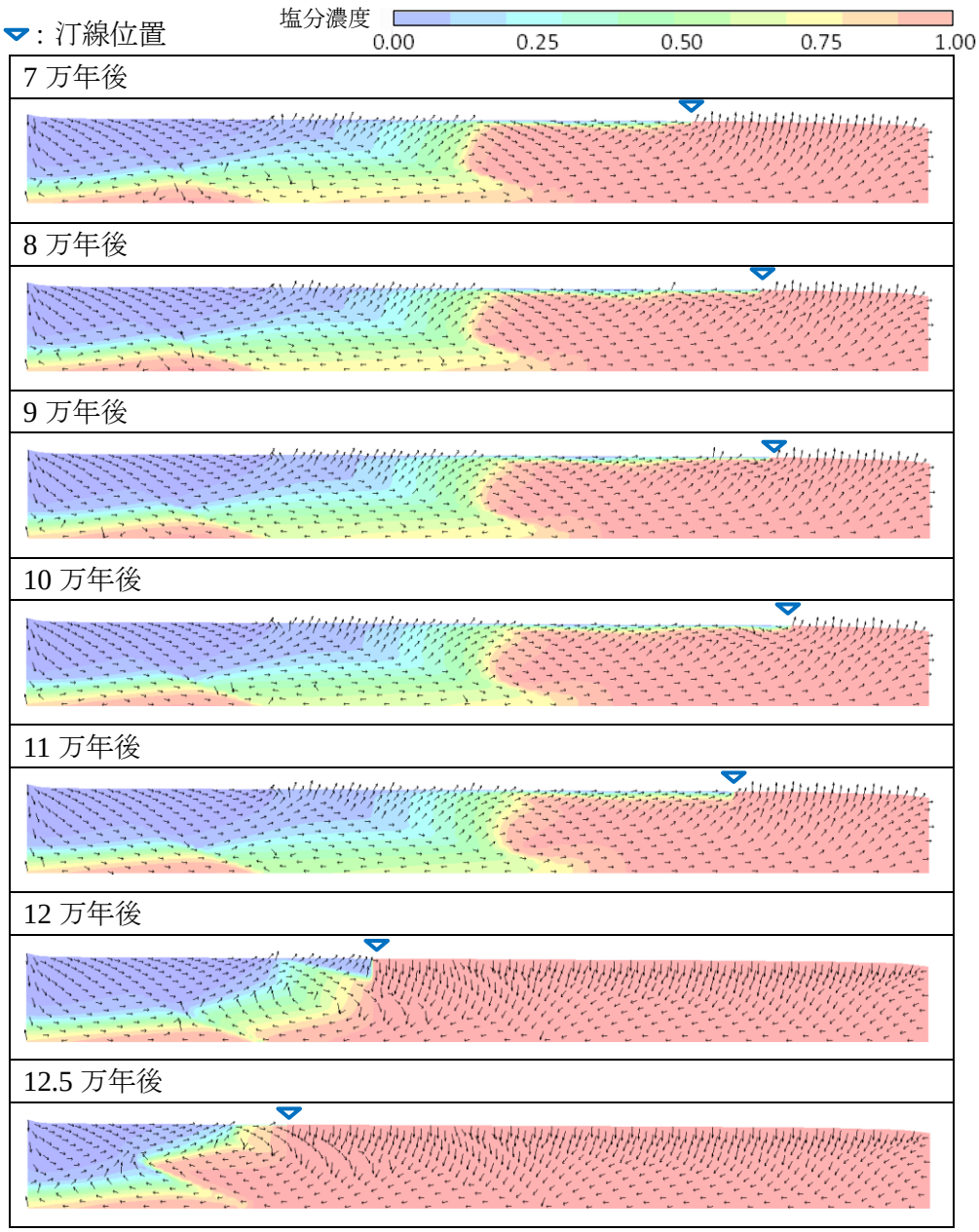
※深度方向のみ 2 倍に拡大

図 4.3-49　Case 3 の 1 万年ごとの塩分濃度分布変化
（隆起速度最大 0.4m/1000 年、地質係数 400）



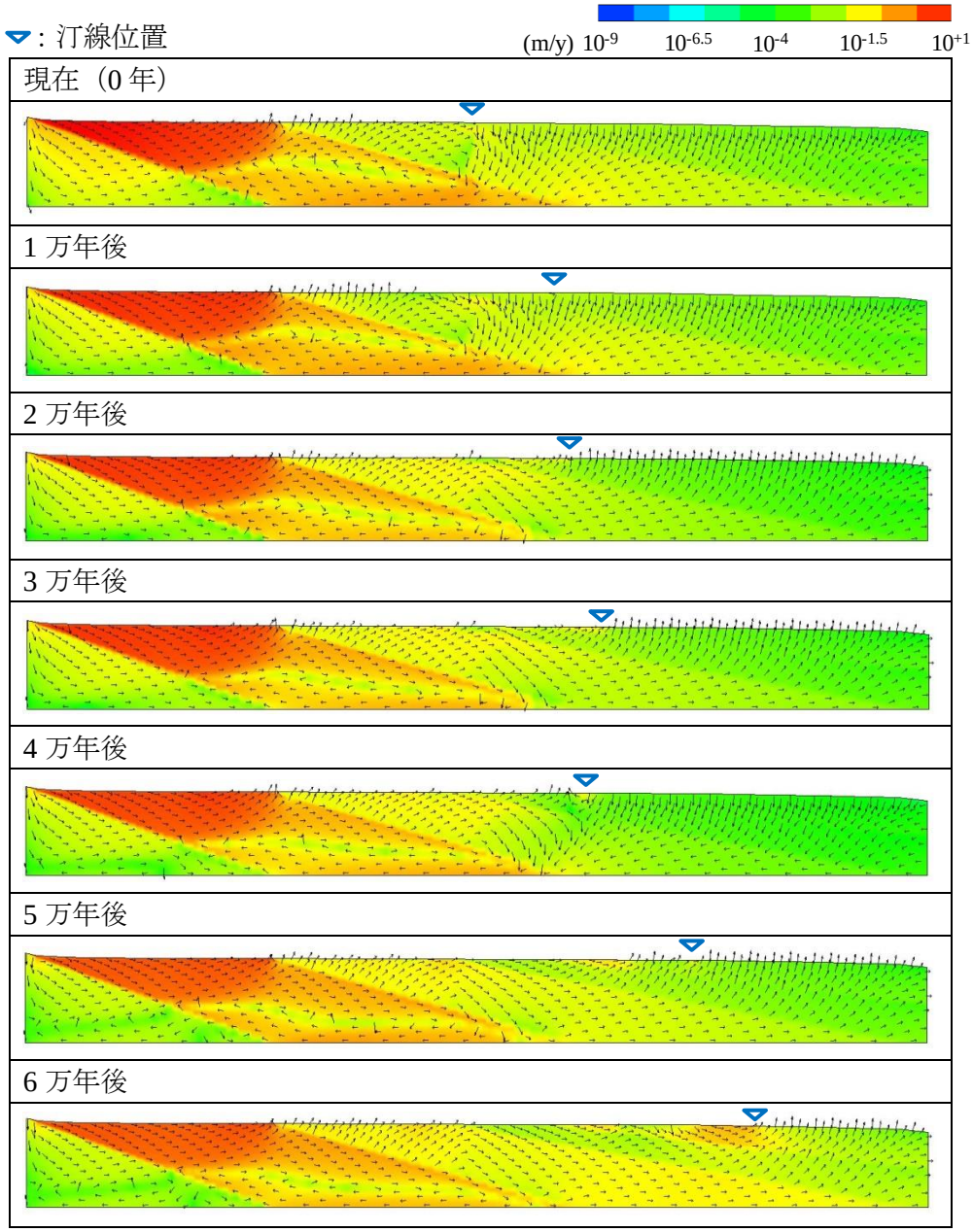
※深度方向のみ 2 倍に拡大

図 4.3-50　Case 3 の 1 万年ごとの地下水流向分布と塩分濃度分布変化(1/2)
（隆起速度最大 0.4m/1000 年、地質係数 400）



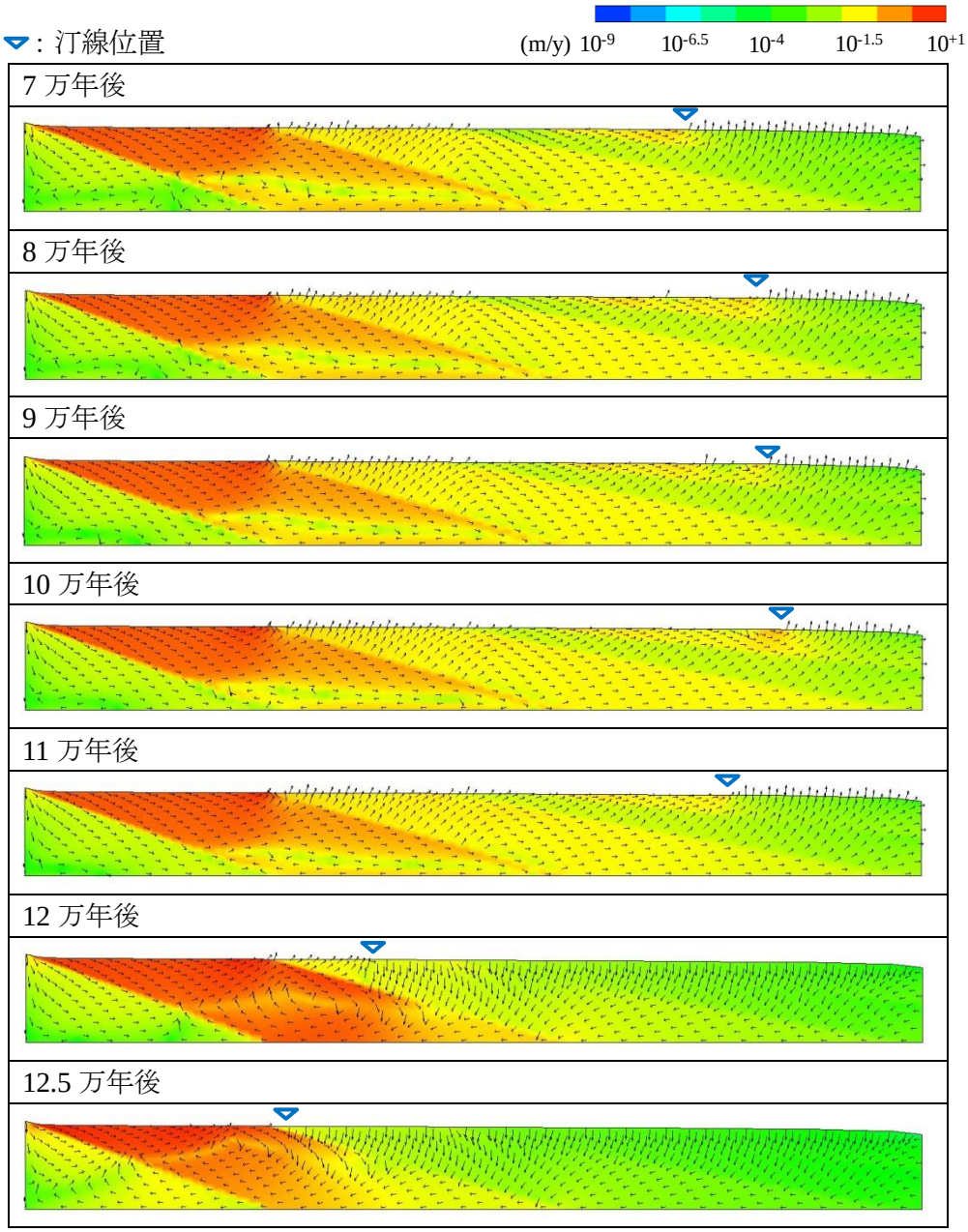
※深度方向のみ 2 倍に拡大

図 4.3-51　Case 3 の 1 万年ごとの地下水流向分布と塩分濃度分布変化(2/2)
（隆起速度最大 0.4m/1000 年、地質係数 400）



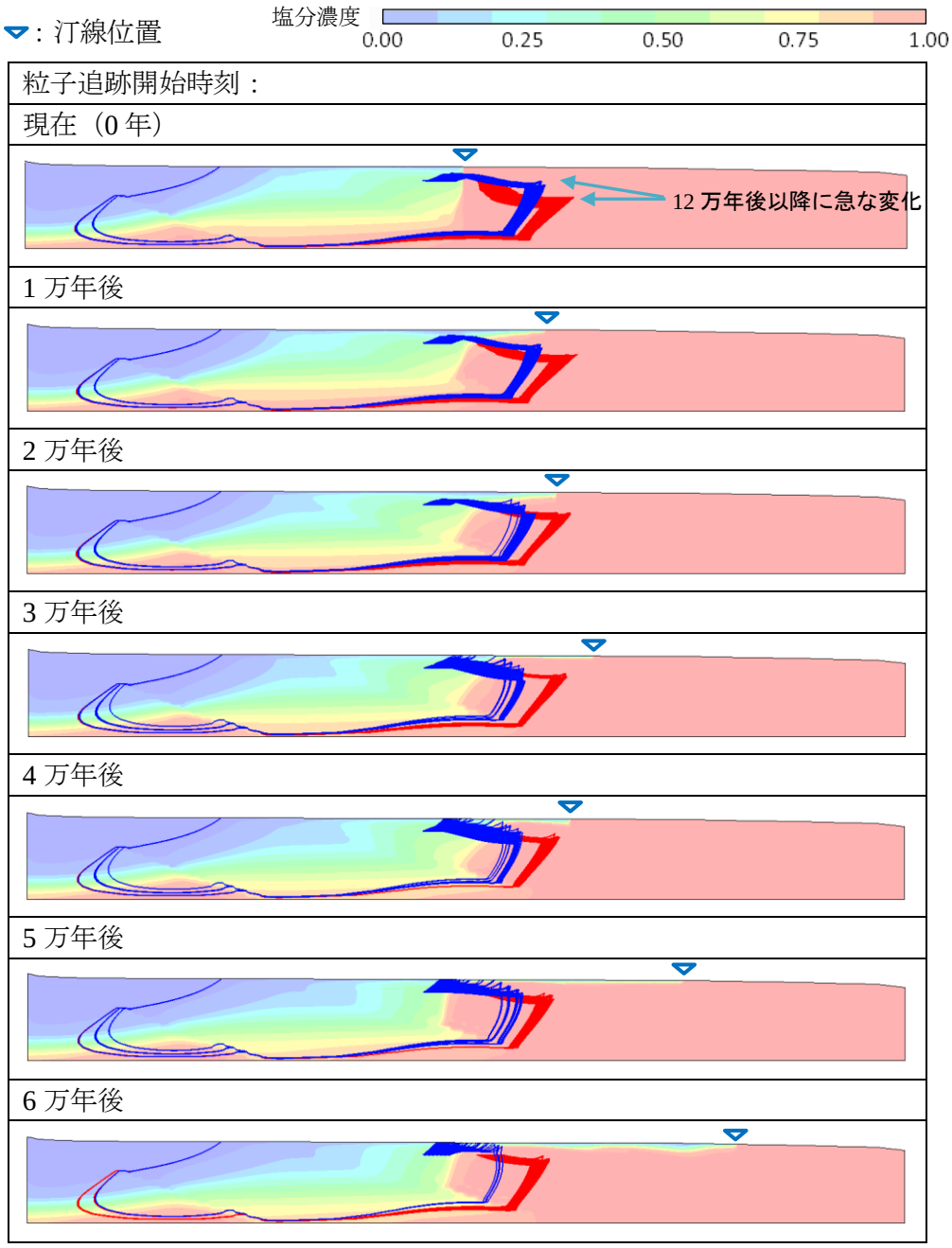
※深度方向のみ 2 倍に拡大

図 4.3-52　Case 3 の 1 万年ごとの地下水流速分布(1/2)
（隆起速度最大 0.4m/1000 年、地質係数 400）



※深度方向のみ 2 倍に拡大

図 4.3-53　Case 3 の 1 万年ごとの地下水流速分布(2/2)
（隆起速度最大 0.4m/1000 年、地質係数 400）

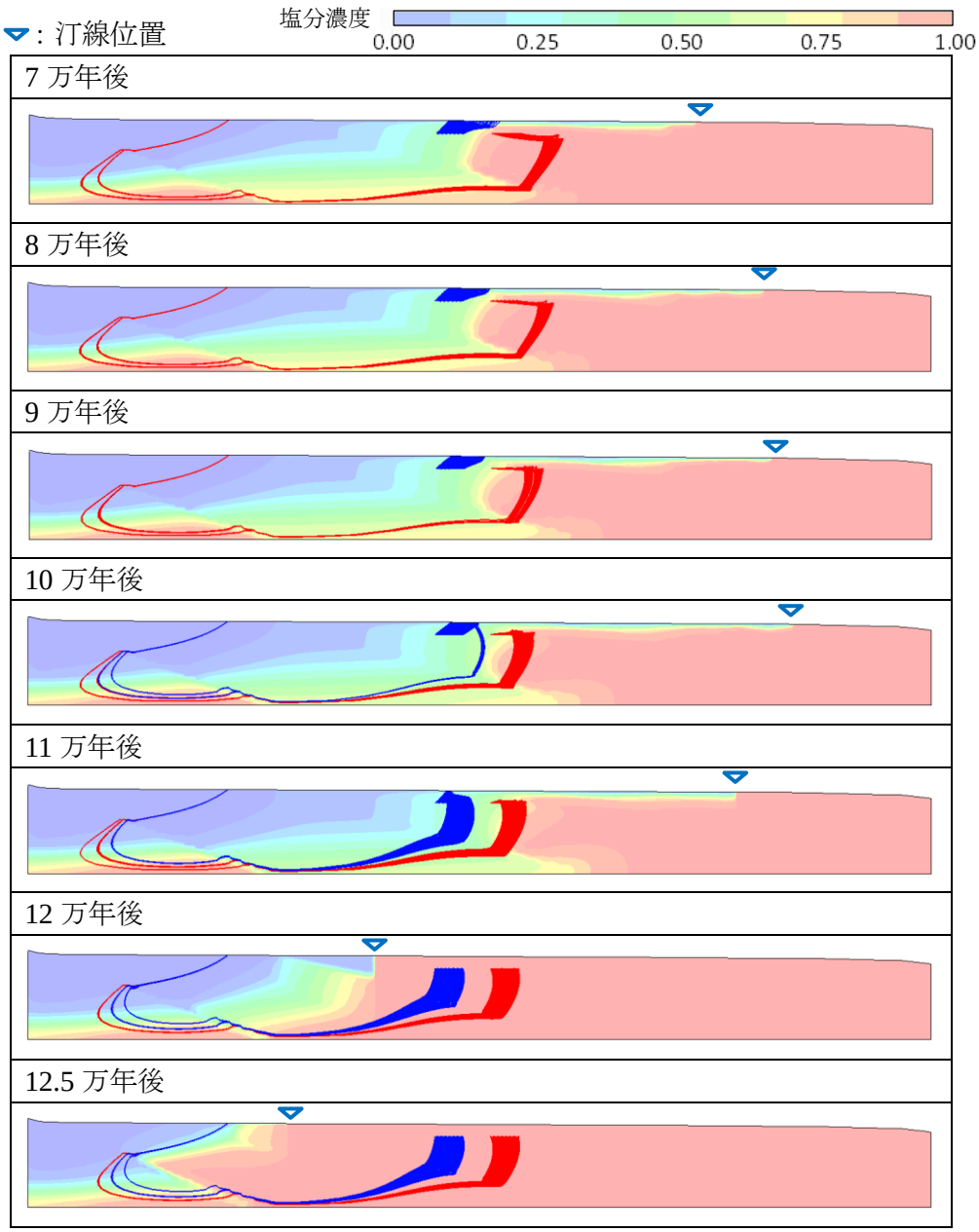


※深度方向のみ 2 倍に拡大

（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 4.3-54　Case 3 の各処分坑道からの粒子追跡線 (1/2)

（隆起速度最大 0.4m/1000 年、地質係数 400）



※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 4.3-55　Case 3 の各処分坑道からの粒子追跡線 (2/2)

（隆起速度最大 0.4m/1000 年、地質係数 400）

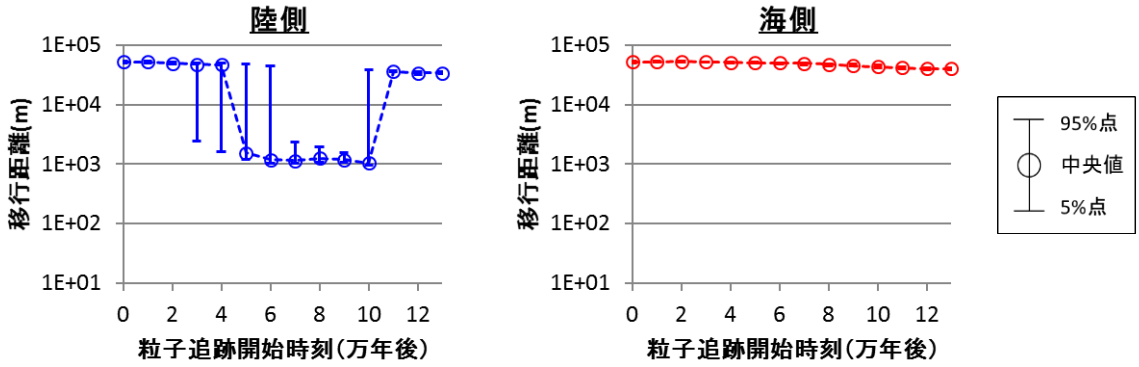


図 4.3-56　Case 3 の各処分坑道からの移行距離

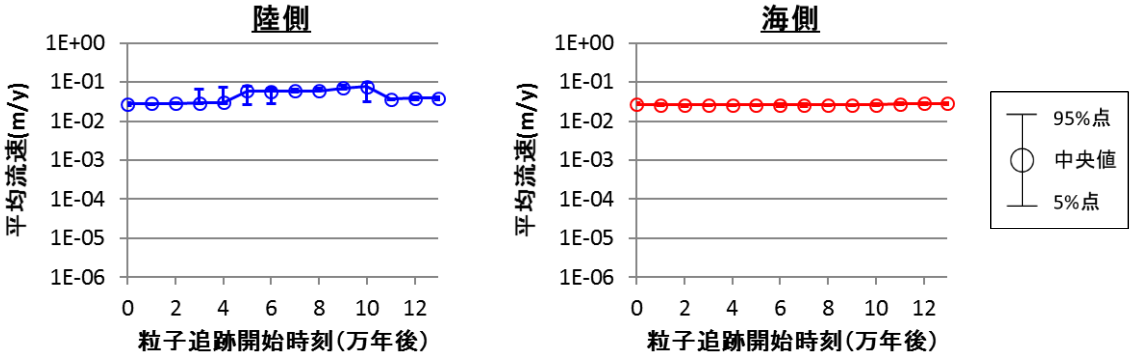


図 4.3-57　Case 3 の各処分坑道からの平均流速

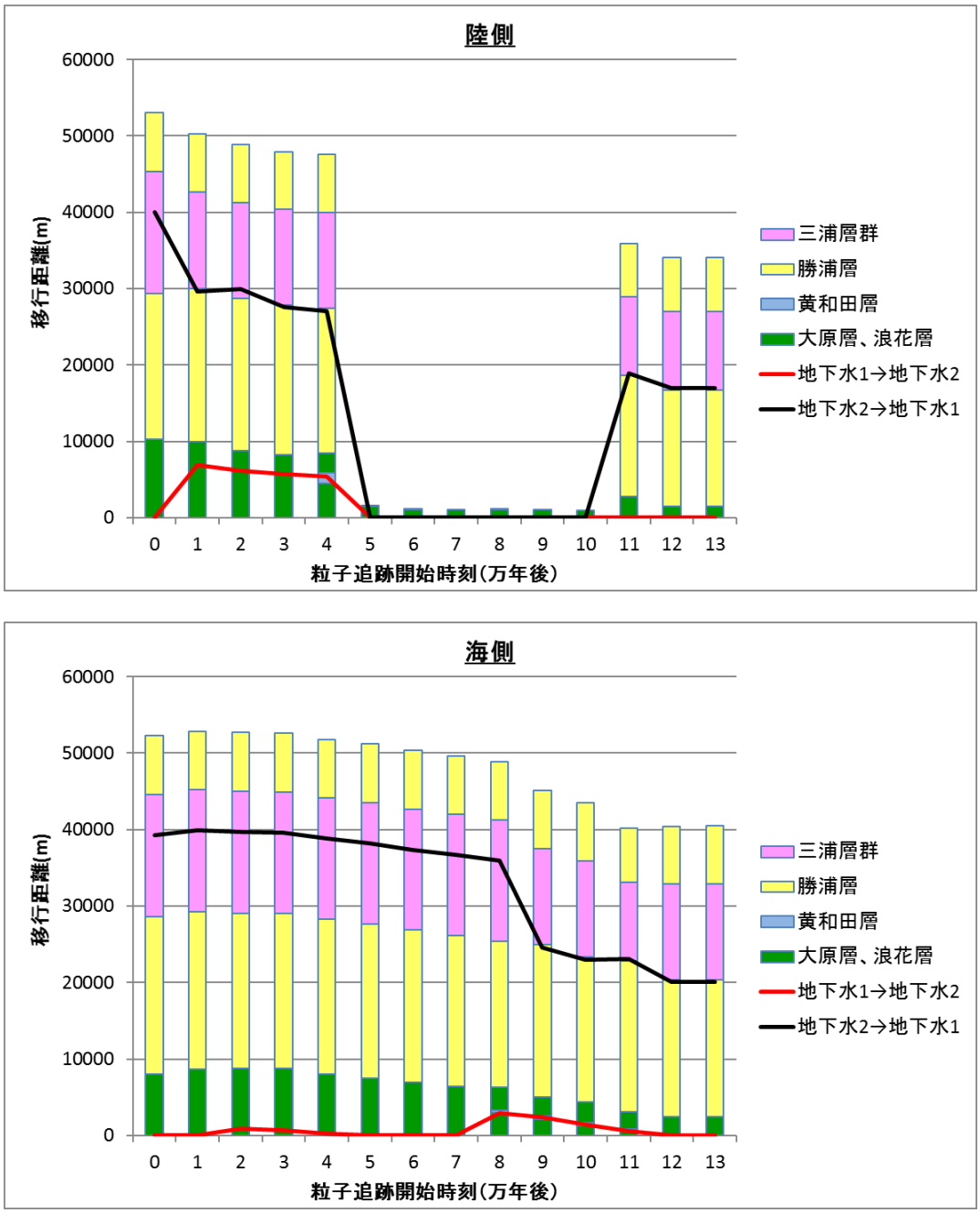


図 4.3-58　Case 3 の各処分坑道からの移行経路上の地質及び水質

（d） Case 4

Case 1 における 1 万年ごとの塩分濃度分布の変化を図 4.3-59 に示す。現在から 1 万年にかけて海水準が低下して、汀線が海側へ移動するのに伴い、表層近傍に降水系地下水が 1 万年時点の汀線位置まで浸入していく。2 万年時点では海水準が極小を示した後に上昇する途上にあり、汀線が陸側に移動していることから、汀線位置まで海水が戻っている。3 万年後は再び海水準が低下する途上で、汀線位置まで降水系地下水が流入するが、ごく表層に限られ、処分深度へ降水系地下水が到達しない。以上のように汀線付近の降水系地下水の浸入は表層のみであるが、比較的透水係数の高い黄色で示した地層に沿って、降水系地下水が地下へ浸入することが 7 万年から 11 万年にかけてみられる。11 万年以降 12.5 万年にかけて、急激に海水準が上昇する時期であり、12.5 万年では、地形変化で谷頭の標高が 25m となっており、谷頭から 1km 以遠は海面下にあり、ほとんどの領域が海水系地下水で満たされる結果となった。

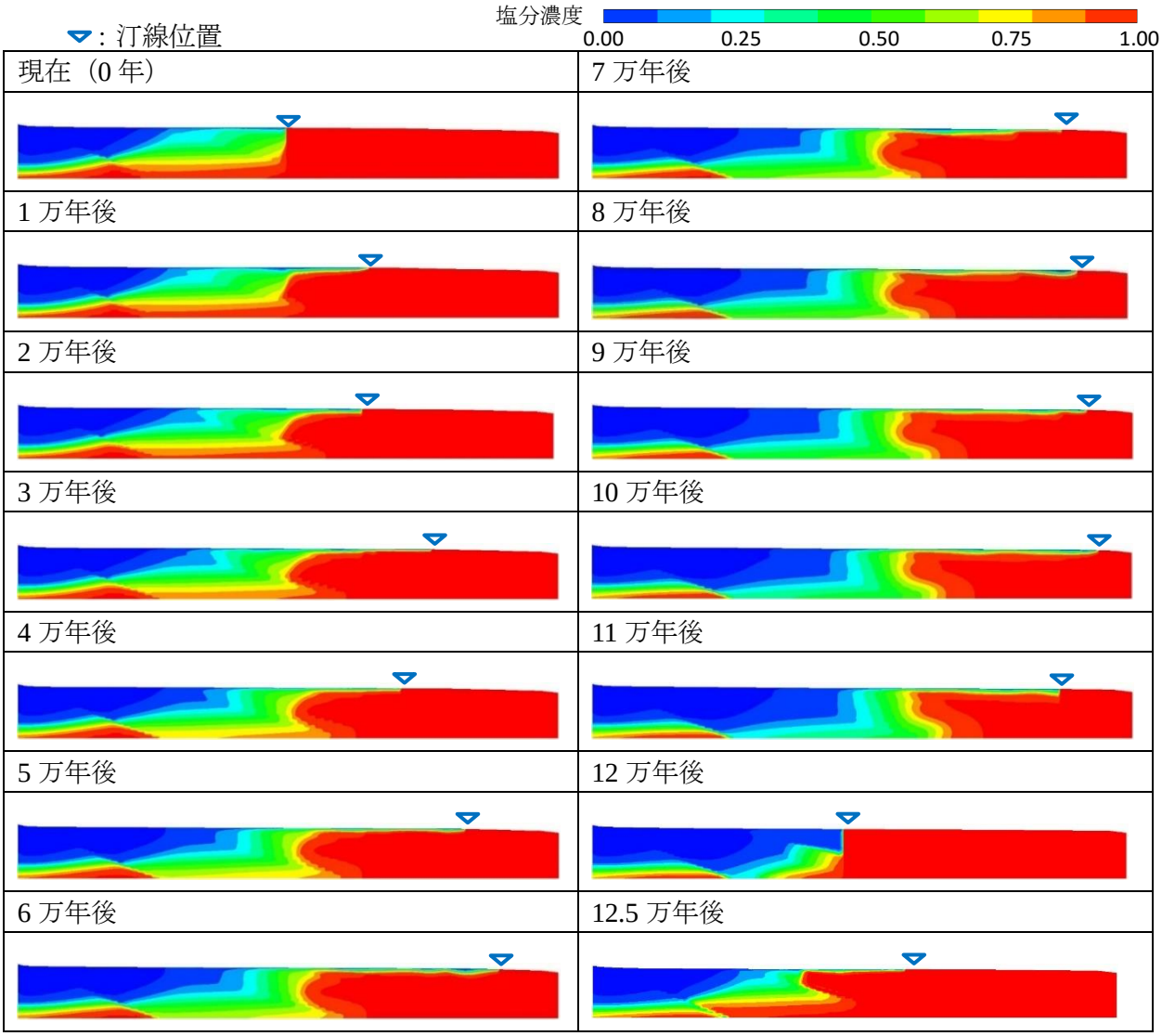
図 4.3-60 及び図 4.3-61 に 1 万年ごとの地下水流向分布と塩分濃度分布の変化を示す。汀線が海側へ移動するタイミングでは海底から海洋へ放出される向きで、汀線が陸側に移動するタイミングでは海底から地下へ海水が流入することが確認された。

図 4.3-62 及び図 4.3-63 に 1 万年ごとの地下水流速分布を示す。ベクトルは流向だけを示し、コンターのカラーが流速を示している。移動する汀線付近の陸側に局所的に流速が大きい領域が形成される。また、12 万年以降にみられるように、汀線から 50km 以上大きく離れた海底下では、極端に流速の小さい領域となっているのが特徴的である。

図 4.3-64 及び図 4.3-65 に 1 万年ごとに粒子放出時刻を変えた粒子追跡線を示す。2 万年後までに放出された粒子は特に陸側処分坑道から放出された粒子は上向きに移動し、1 万年及び 2 万年で陸側から放出された粒子の一部は地表に到達した。3 万年後以降に放出された粒子は表層に到達することなく、海側下向きに移動方向を変え、その後陸側下向きへ方向を変える結果となった。

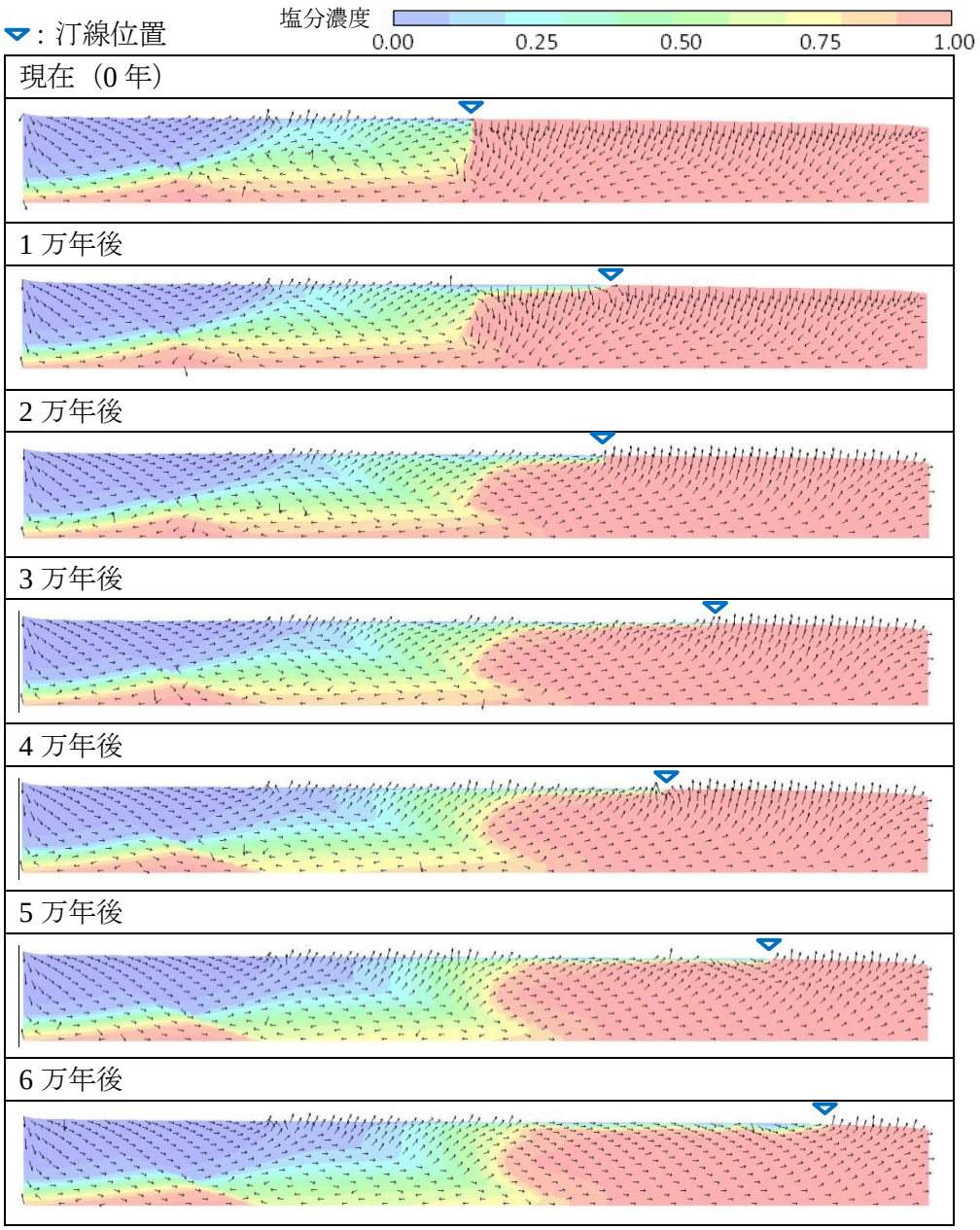
図 4.3-66 に各処分坑道からの移行距離を、図 4.3-67 に系外へ流出するまでの時間から算出した平均流速を示す。海側、陸側ともに表層の帯水層に直接的に流出することから、移行距離は 1000m～500m 程度と短く、平均流速は 0.1m/y 程度と大きい値を示している。

図 4.3-68 に各処分坑道からの移行経路上の地質及び水質を示す。海側の処分坑道において、0 年では海水系で 30km 経たのちに降水系に切り替わる。また、12 万年以降については海側、陸側ともに 20km 程度海水系を経て、降水系に戻る。なお、上述のように 12 万年以降については、流動場を固定した評価となっている。



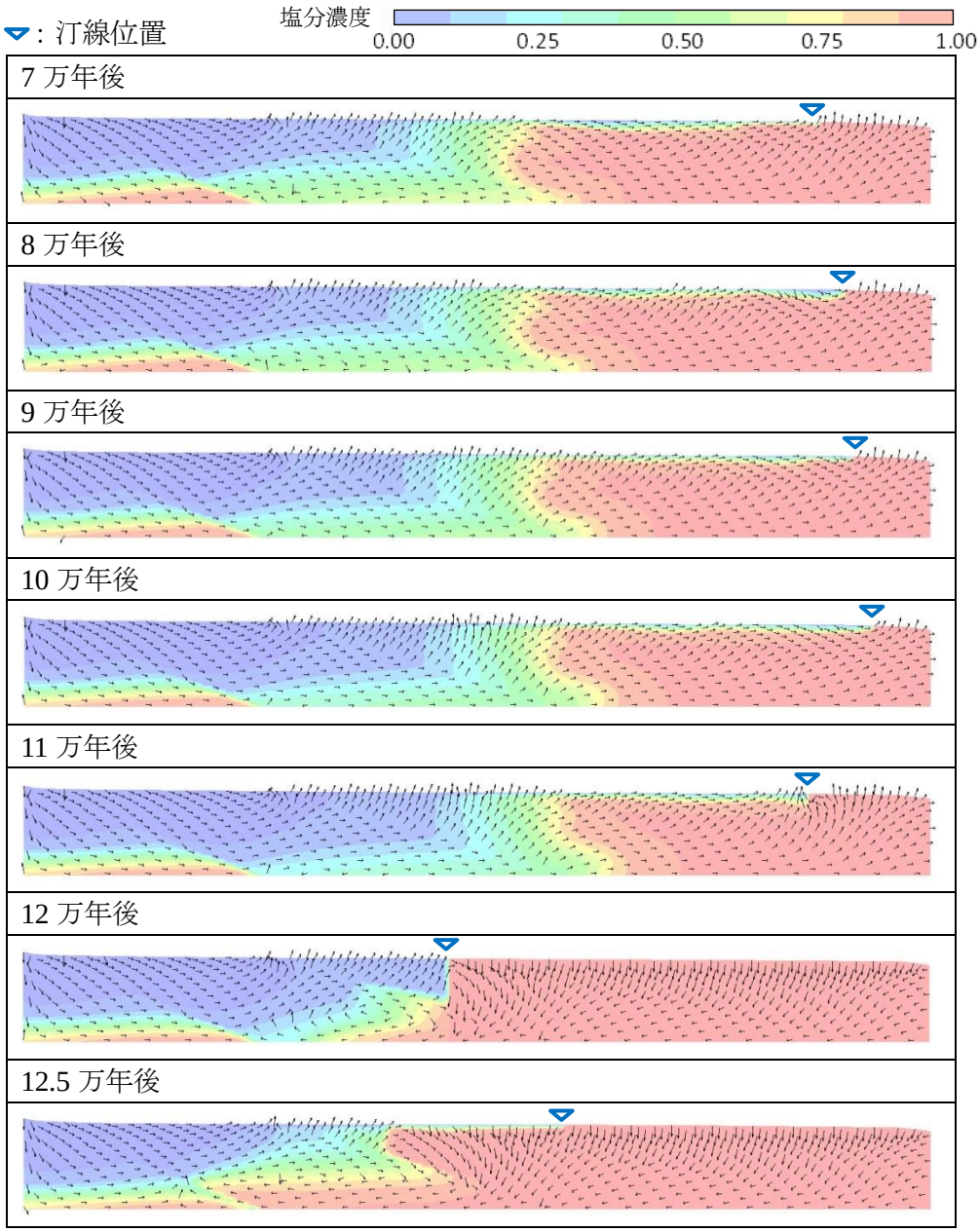
※深度方向のみ 2 倍に拡大

図 4.3-59　Case 4 の 1 万年ごとの塩分濃度分布変化
（隆起速度最大 2.2m/1000 年、地質係数 120）



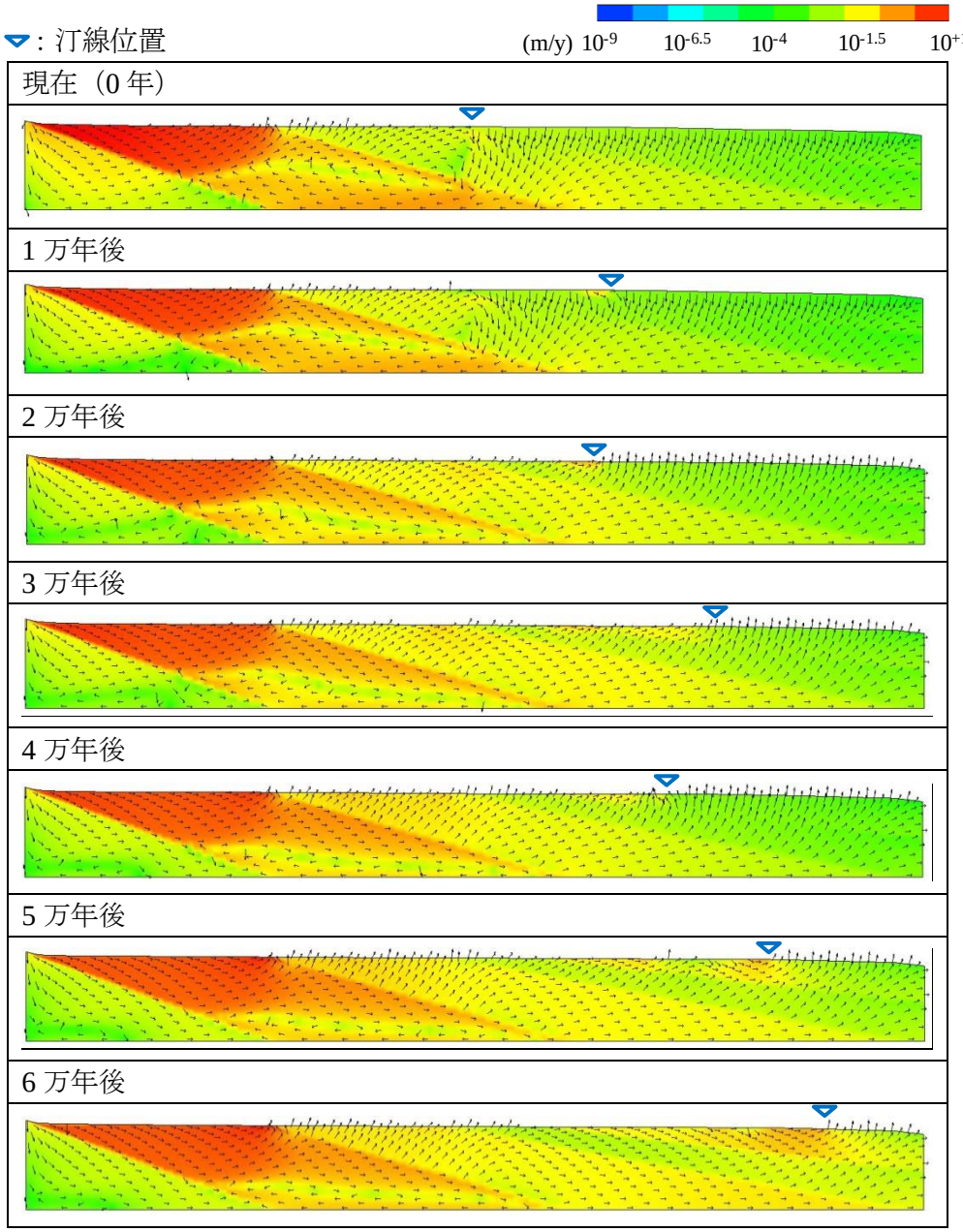
※深度方向のみ 2 倍に拡大

図 4.3-60　Case 4 の 1 万年ごとの地下水流向分布と塩分濃度分布変化(1/2)
（隆起速度最大 2.2m/1000 年、地質係数 120）



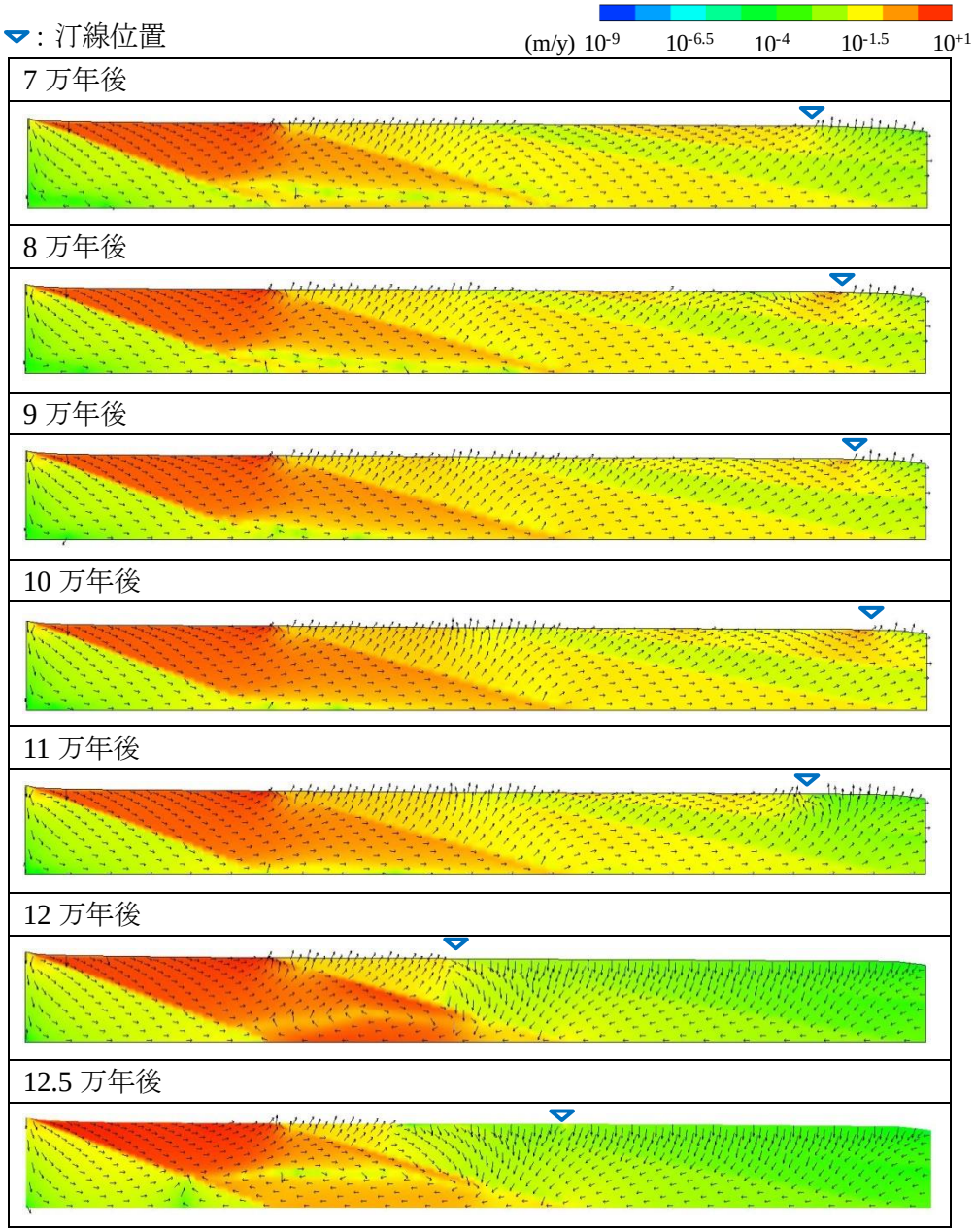
※深度方向のみ 2 倍に拡大

図 4.3-61　Case 4 の 1 万年ごとの地下水流向分布と塩分濃度分布変化(1/2)
（隆起速度最大 2.2m/1000 年、地質係数 120）



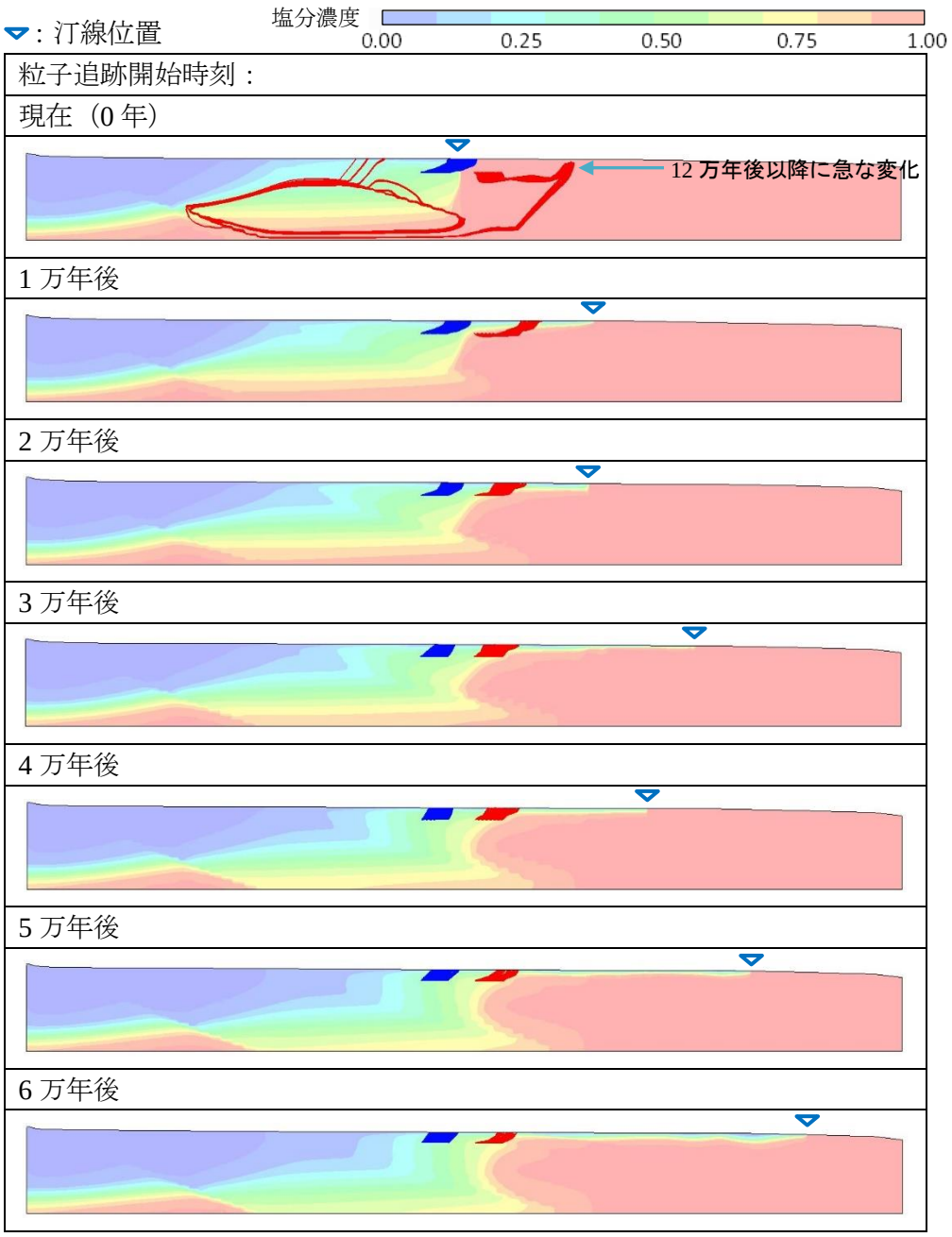
※深度方向のみ 2 倍に拡大

図 4.3-62　Case 4 の 1 万年ごとの地下水流速分布(1/2)
（隆起速度最大 2.2m/1000 年、地質係数 120）



※深度方向のみ 2 倍に拡大

図 4.3-63　Case 4 の 1 万年ごとの地下水流速分布(2/2)
（隆起速度最大 2.2m/1000 年、地質係数 120）

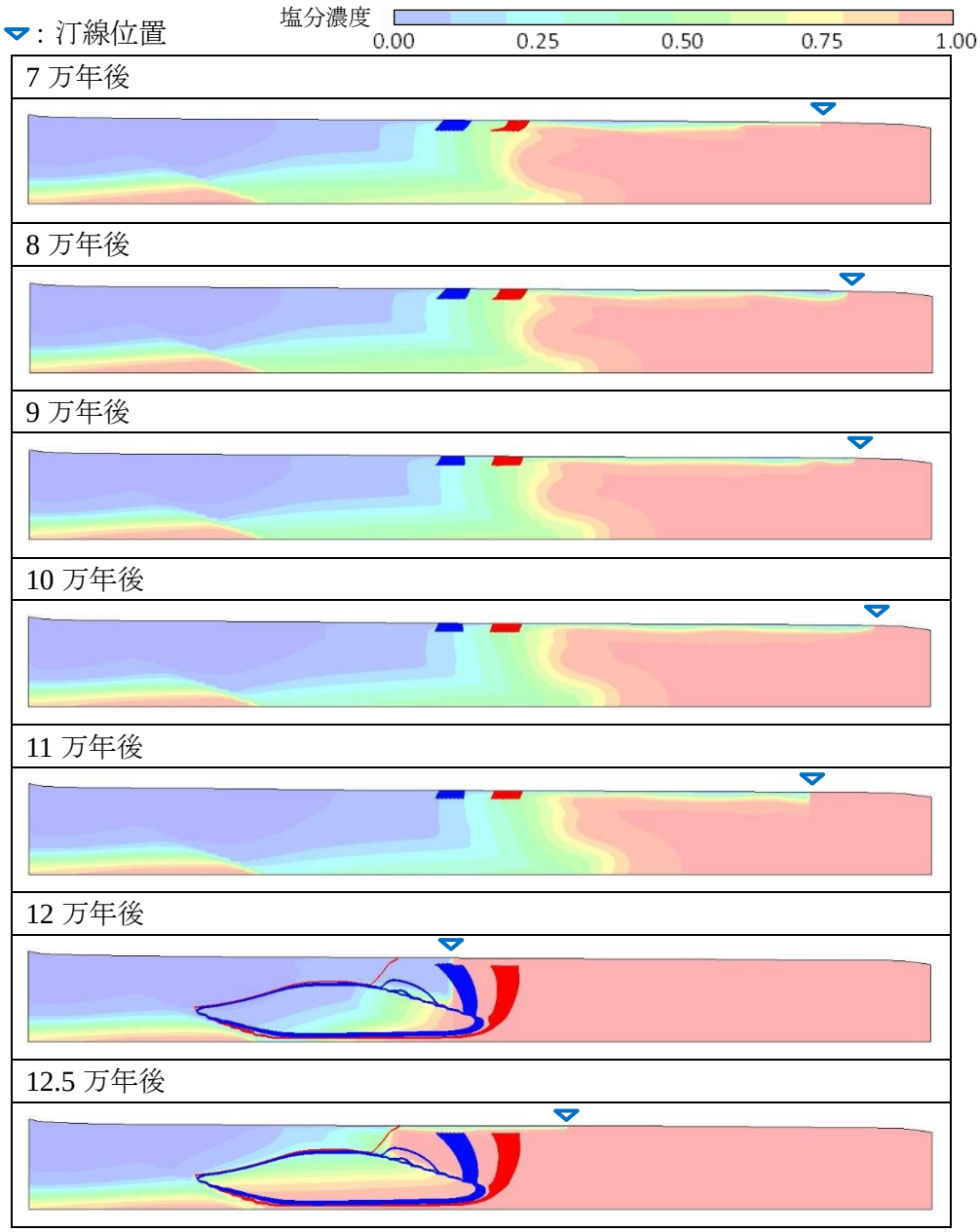


※深度方向のみ 2 倍に拡大

（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 4.3-64　Case 4 の各処分坑道からの粒子追跡線 (1/2)

（隆起速度最大 2.2m/1000 年、地質係数 120）



※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 4.3-65　Case 4 の各処分坑道からの粒子追跡線 (2/2)

（隆起速度最大 2.2m/1000 年、地質係数 120）

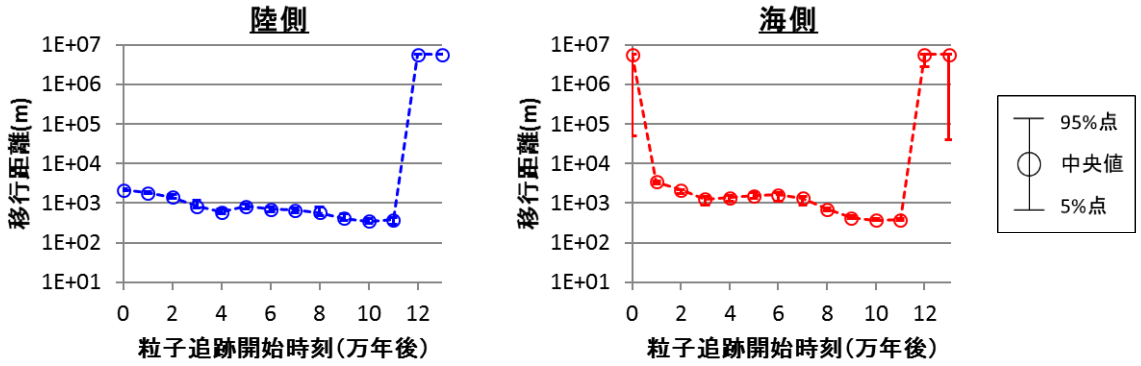


図 4.3-66　Case 4 の各処分坑道からの移行距離

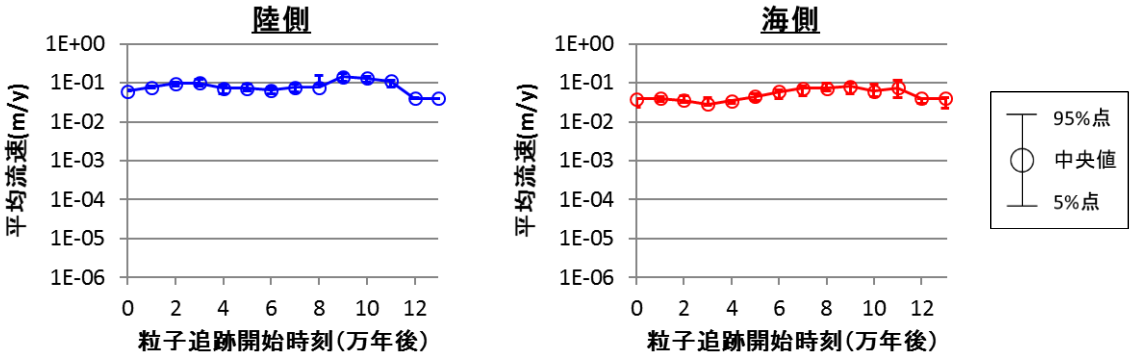


図 4.3-67　Case 4 の各処分坑道からの平均流速

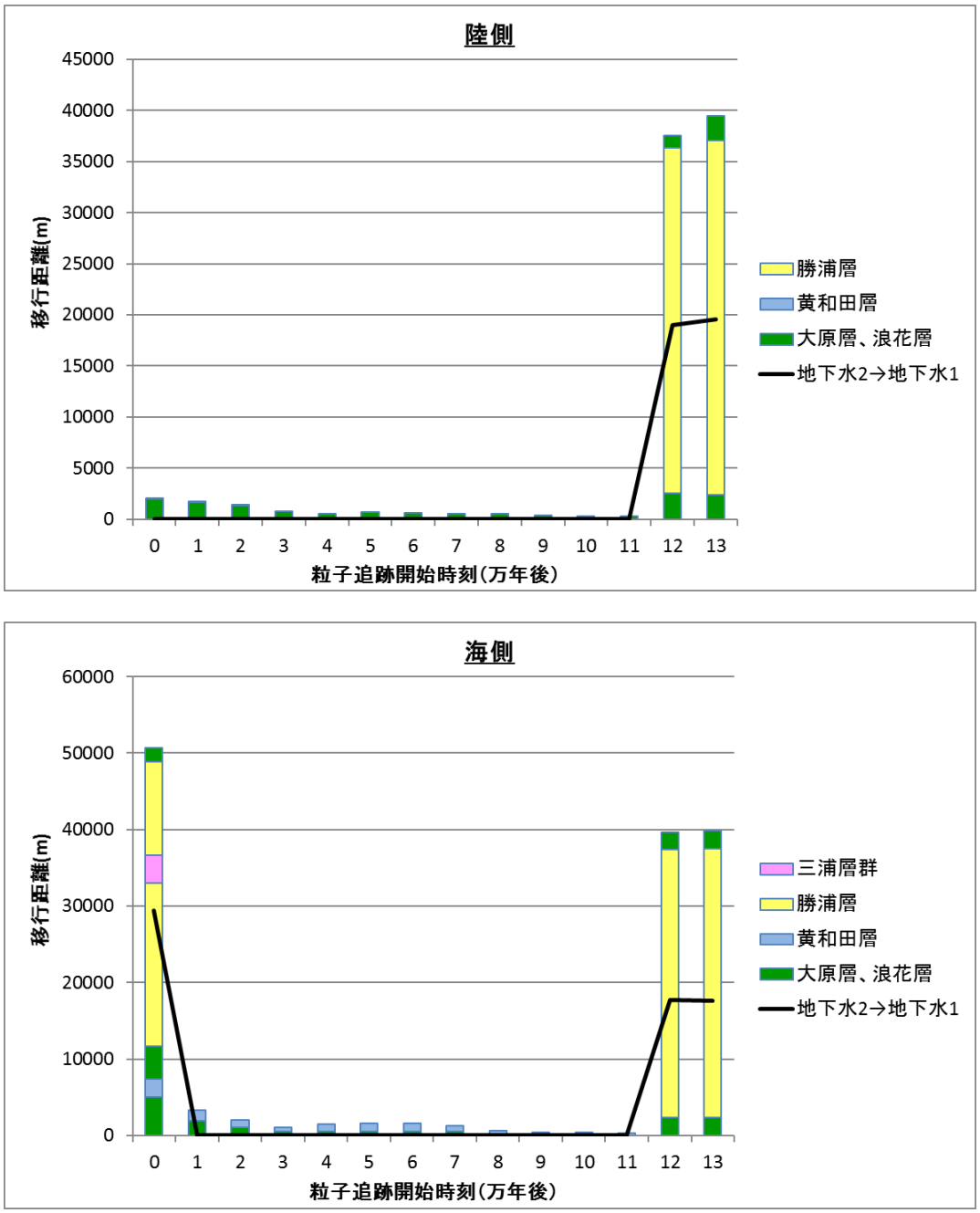


図 4.3-68　Case 4 の各処分坑道からの移行経路上の地質及び水質

（2） 考察

（a） 地質係数の違いによる比較

隆起速度が最大 0.4m/1000 年で地質係数が 120, 240, 400 の Case 1～3 について、地下水流動・塩分濃度分布などの違いから、地質係数がこれらに与える影響を検討した。

図 4.3-69 に地質係数の違い（120 と 400）における塩分濃度分布の比較図を示す。6 万年後では、汀線位置はほぼ同じだが、塩分濃度分布が異なる。これは、Case 1 は地質がやわらかいため、侵食による標高の低下により、海水準の変動の影響を受けやすくなるためである。一方、Case 3 では、侵食量が少なく、かつ隆起量も少ないため、地形の変化が小さい。そのため、海水準の変動の影響が少なく、淡水化が進んでいる。一方、12.5 万年後では、Case 1 では侵食が進むため、11 万年後以降の海水準の上昇によりほとんどが水没する。Case 3 では、現在の地形よりやや標高が低下するため汀線の位置は現在の位置より内陸に移動している。

図 4.3-70 に Case 1 と 3 の汀線位置の違いと海底下の流動について比較した。地質係数の違いにかかわらず、海水準の変動と海底下の流動方向は同じ傾向がみられる。ただし、11 万年後のみ、Case 1 で流入し、Case 3 で流出するという違いがみられた。これは、Case 3 は侵食されにくいため地形勾配が大きく、Case 1 と比較して、汀線の移動が緩和されていることによるものと考えられる。

図 4.3-71 に Case 1 と Case 3 の地下水流向・流速分布を示す。10 万年後までは同じような流速分布を示すが、Case 1 は海水準の変動を受けやすいため流速が低い分布が混在している。11 万年後以降では、大きく海進する Case 1 において、遠い沖合で流速が大きく減少する。

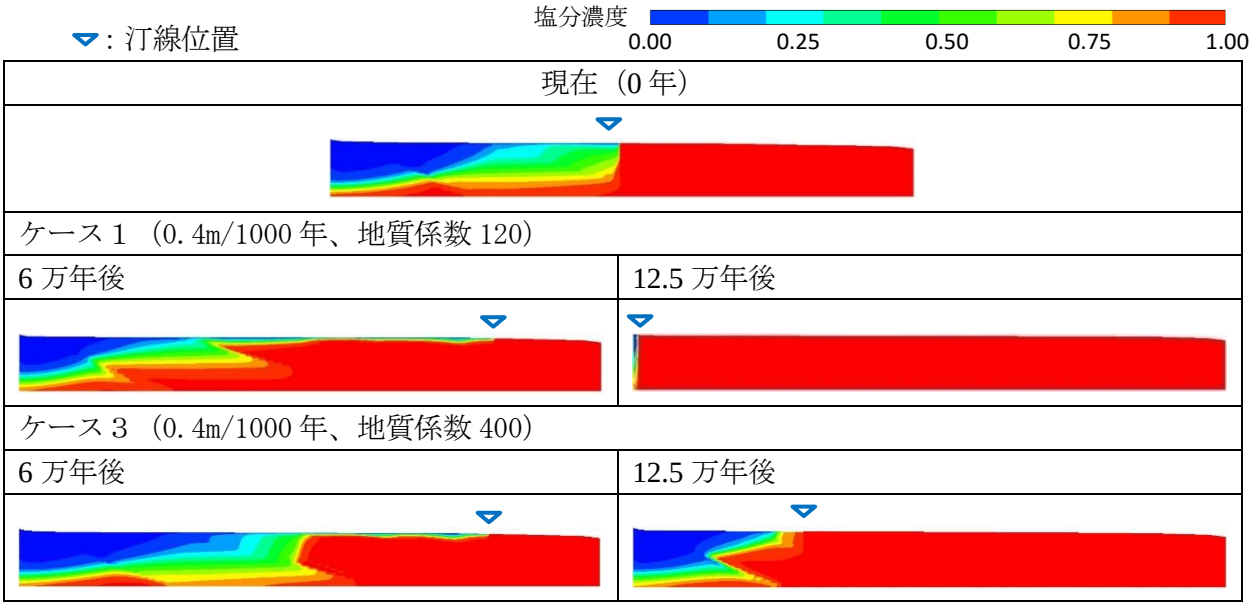


図 4.3-69 地質係数の違い（120 と 400）における塩分濃度分布の比較

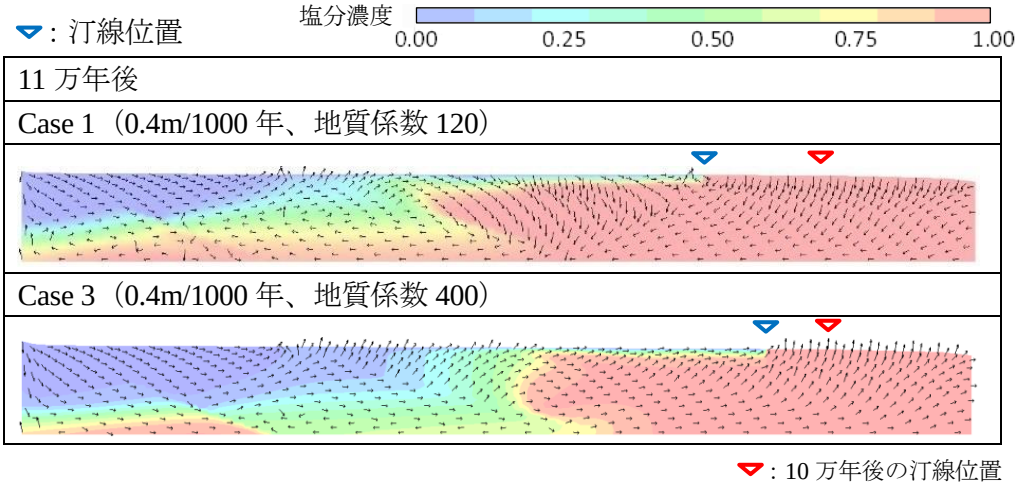


図 4.3-70　Case 1 と 3 の汀線位置の違いと海底下の流動について比較

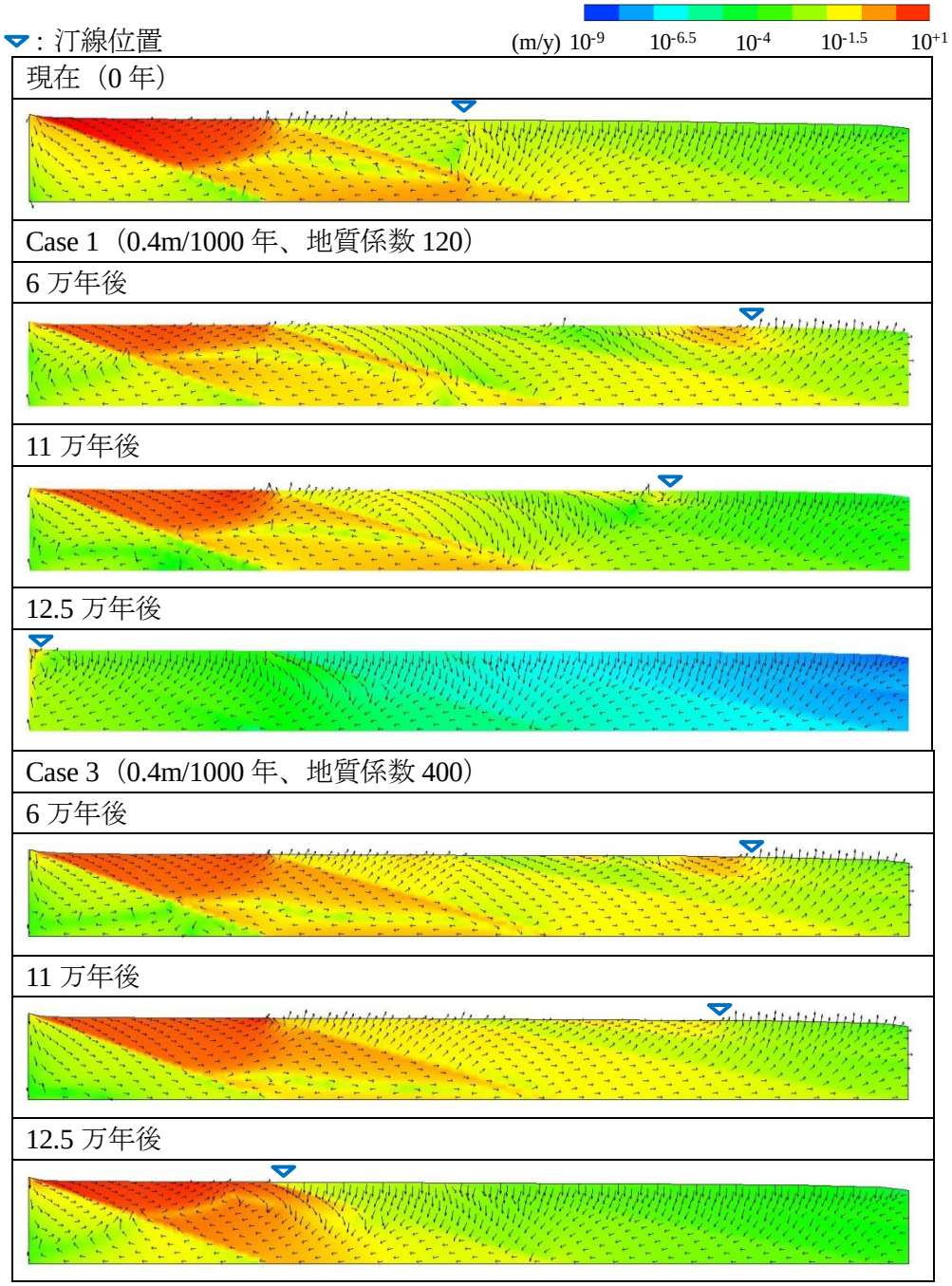


図 4.3-71　Case 1 と 3 の地下水流向・流速分布の比較（6 万年、11 万年、12.5 万年後）

(b)　隆起速度の違いによる比較

地質係数が 120 で同じ値を取り、隆起速度が最大 0.4m/1000 年と最大 2.2m/1000 年の Case 1 と Case 4 を比較して、隆起速度の違い与える影響について検討した。

図 4.3-72 に 6 万年後、12.5 万年後の Case 1 と Case 4 の塩分濃度分布を示す。6 万年後では Case 4 では地質がやわらかく侵食量が多いが、隆起量も大きいため、河口付近の標高が上昇することもあり、Case 1 よりも汀線位置が海側方向へ前進している。また、Case 4 は地形勾配も Case 1 より大きく、さらに地質の傾斜も大きくなることから、動水勾配が大きくなり、降水系地下水が地下深くまで浸入している。12.5 万年後では、Case 4 は侵食量と隆起量が均衡しているが、標高は現在の地形よりやや上昇するため、海進が大きく進む 11 万年後以降でも汀線の位置は現在の位置より海側へ前進している。

図 4.3-73 に 4 万年後及び 11 万年後の Case 1 と Case 4 の海底下の地下水流動と塩分濃度分布の比較を示す。隆起速度は異なるが、海水準変動と海底下の流動方向は同じ傾向がみられる。ただし、4 万年後と 11 万年後では、Case 1 が海底下において流入するのに対し、Case 4 では海洋へ流出する違いがみられた。両者で地形が大きく異なり、標高も異なるため、同じ海水準変動においても、汀線の移動の挙動が異なることにより、流出・流入の違いとして表れている。

図 4.3-74 に Case 1 と Case 4 の地下水流向・流速分布を示す。11 万年後までは、Case 4 は隆起速度が大きいため、河口付近の標高も上昇することから、海水準の変動を受けにくい。また、地形勾配が大きく、傾動隆起により地質の傾斜も上昇することから、降水系地下水が深部まで到達する傾向にあり、全体的に流速が高くなっている。Case 4 は 11 万年後以降でも、海進の影響は小さく、現在と同じような流速分布となっている。

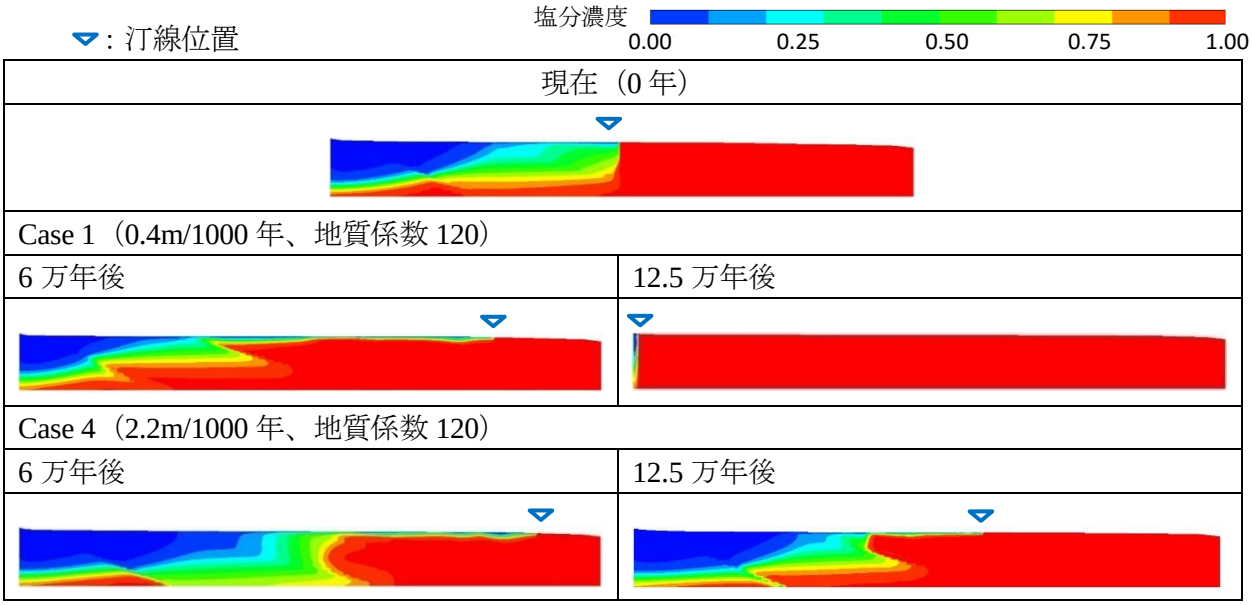


図 4.3-72　Case 1 と Case 4 の塩分濃度分布（6 万年後、12.5 万年後）

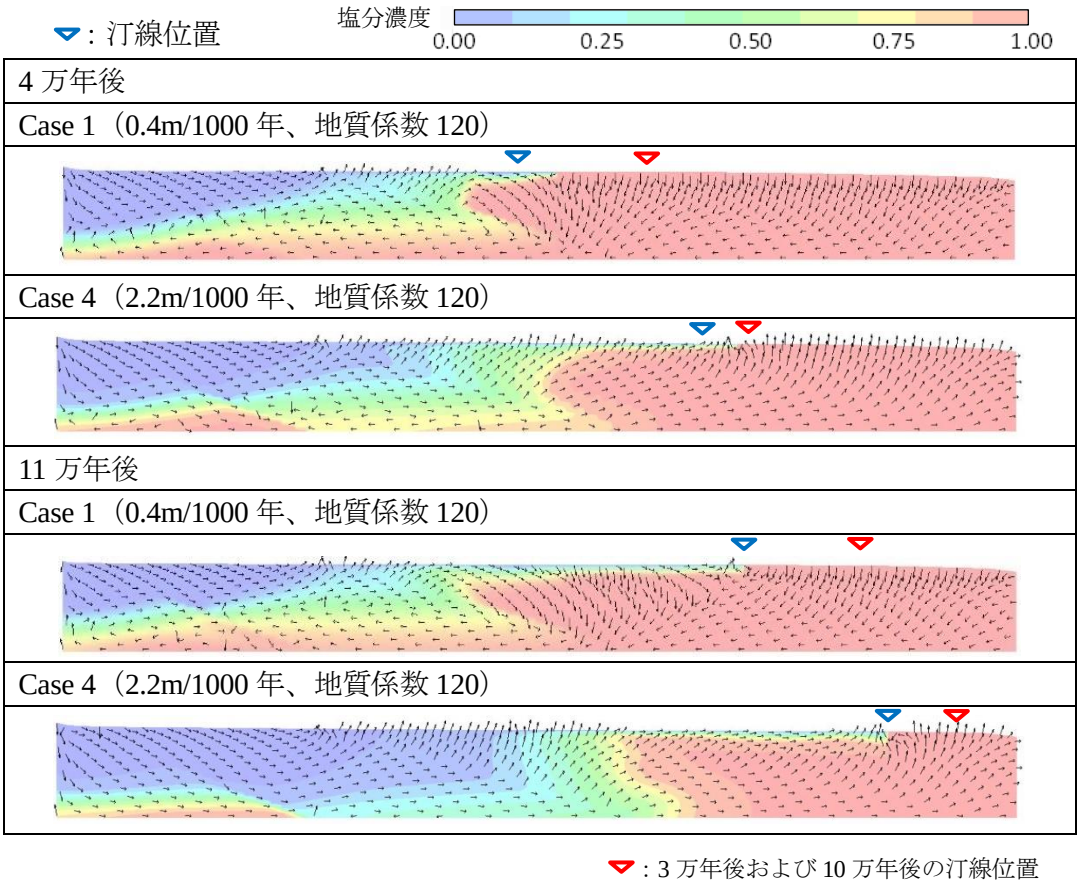


図 4.3-73　4 万年と 11 万年後の Case 1 と Case 4 の地下水流向と塩分濃度分布

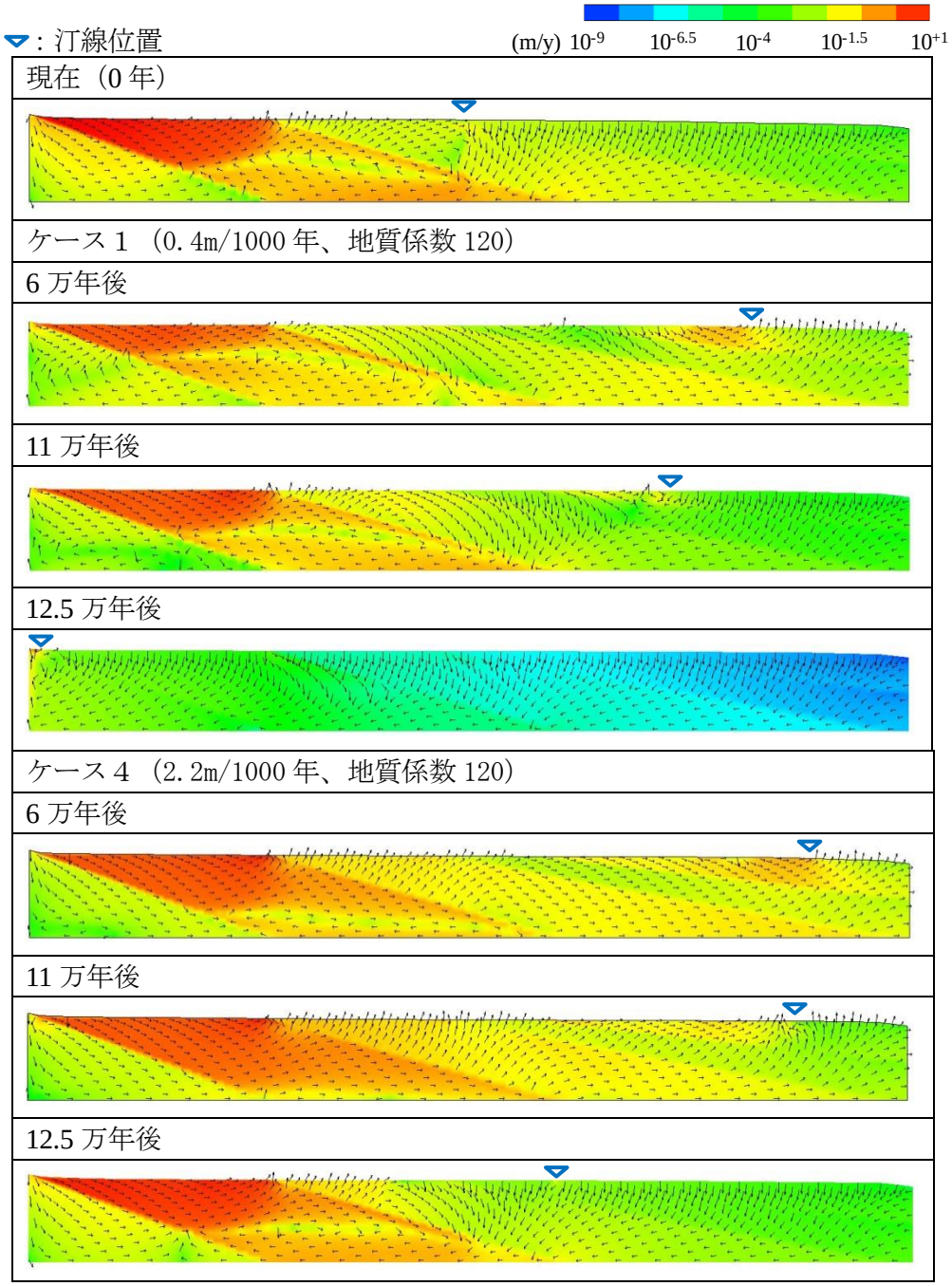


図 4.3-74　Case 1 と 4 の地下水流向・流速分布の比較（6 万年、11 万年、12.5 万年後）

4.3.3　隆起・侵食と海水準変動を組み合わせた評価のまとめ

河床縦断形の地形変化を反映した地下水流動・塩分濃度解析を実施した結果、地形変化と海水準変動を組み合わせて生じる汀線の変化に伴って、地下水の流向も大きく変化し、塩分濃度分布及び粒子追跡線も大きく時間変化する結果となった。すなわち、沿岸域での廃棄物埋設施設の安全評価にあたっては、将来のサイト周辺の地形変化を可能な限り把握するとともに、その不確かさを考慮して、幅広く検討する必要があることが示された。

なお、本検討における地形変化については海水準変動 1 サイクルのみを取り扱ったが、廃棄物埋設の核種移行評価における時間スケールはさらに長いことから、1 サイクル以降の地形変化の考え方を検討して、核種移行評価に反映させていく必要がある。

4.4　断層活動の処分システムへの影響を想定した安全評価

4.4.1　断層活動が地下環境に与える影響に関する解析的検討

本解析では、派生断層の発生により起こりうる影響である分岐断層発生による移行経路の変化を対象として、平成 26 年度に実施した派生断層の成長に伴う地下水流動解析結果に基づいて、燃料デブリを地層処分した際のパラメータ設定を適宜反映した核種移行解析を行い、ガラス固化体を地層処分した場合と比較して、断層活動による燃料デブリ処分システムへの影響を検討した。

本年度は平成 26 年度と同様の天然バリア条件とした。また、人工バリア出口の移行フラックスはすべての廃棄体で核種移行評価期間すべて、平成 26 年度に実施した核種移行パラメータの変化を適用した。なお、断層を交差する廃棄体については、平成 26 年度と同様に人工バリアの安全機能はその時点で喪失するものとし、燃料デブリの溶出速度もその時点の 100 倍に上昇し、その値を継続するものと仮定した。なお、平成 27 年度の検討[(1)]において、燃料マトリクス成分の溶出速度には上限値があることから、その値以上にはならないものとした。

（1）評価シナリオおよび解析条件の設定

（ a ）評価シナリオ

平成 26 年度[(2)]の Case 5（派生断層成長速度 100m/回、処分場深度 300m）において地下水流動解析の結果から、派生断層発生による天然バリアへの影響として分岐断層の発生による移行経路の変化が生じることがわかった。移行経路の変化では、分岐断層の成長に伴って、断層中央および上流では断層を通って地表面へ移行する経路に変化する。また透水性の高い断層を移行することで、地表到達までの平均流速が増加する。

これに基づき、本年度、燃料デブリ廃棄体を対象として核種移行解析を行う解析ケースを平成 26 年度の Case 5 に相当する条件とした。なお、廃棄体は仮想燃料デブリ Ver.1 を対象に設定した。

分岐断層交差によって影響を受ける廃棄体は交差部分のみで、それ以外の領域に配置される廃棄体は影響がないものとする。また、断層交差で影響を受ける廃棄体の本数は、断層が処分パネル[(3)]を対角線上に横切るとして、断層交差幅にかかる廃棄体本数を求める。分岐断層は交差角度 30°で断層幅が 50m であることから交差幅は 100m となり、処分パネルを 2 つ対角線上に交差する場合、交差廃棄体本数は約 420 本となる。したがって 421 本と設定した。したがって各領域で影響を受ける廃棄体本数は表 4.4-1 に示すように整理される。

また、断層交差によって影響を受ける人工バリア内各部位の安全機能および状態の変化を表 4.4-2 に示す。緩衝材及びオーバーパックの設定は平成 26 年度の評価と同様であるが、ガラス固化体から燃料デブリに変わった今回の評価では、燃料デブリが力学的衝撃により破砕すると考えられるが、もともとポーラス状の形態のデブリの存在も想定していることから、表面積の増加は無視することとした。一方、緩衝材形状が保持できず、オーバーパックが崩壊するシナリオであるため、断層交差とともに断層中を流れる地下水が流入することから、燃料デブリからの核種溶出が促進されると想定した。

表 4.4-1　分岐断層交差における処分施設各領域の廃棄体本数（合計 4,193 本）

	下流側	断層中央	上流側
分岐断層交差	1886	421	1886

表 4.4-2　影響を受ける人工バリア各部位の安全機能及び状態の変化

部位	安全機能及び状態
緩衝材	支保工及び岩盤の崩壊により緩衝材形状を保持できず、低透水機能及び収着性が低下・喪失する。
オーバーパック	4000 年時点での亀裂発生により閉じ込め機能喪失に加え、断層交差に伴う緩衝材からの引っ張り応力によって崩壊する。
燃料デブリ	オーバーパック崩壊に伴う力学的衝撃により燃料デブリが破砕するが、もともと表面積が大きい設定のため、変化しない。燃料デブリと新たに浸入する地下水と直接接触するため、溶出速度が増加する。

（ｂ）人工バリア内核種移行パラメータ

燃料デブリの収納した廃棄体からの溶出挙動は平成27年度に実施した感度解析[(1)]の条件と同じとし、塩水／降水の違いは考慮しないものとした（図 4.4-1）。また、処分施設中央で断層と交差する廃棄体については、交差後燃料マトリクス成分の溶出速度を断層交差直前の値の 100 倍と設定し、以降その値が継続するものとした。

深度 300m の下流側は初期から降水系地下水を維持するが、中央部及び上流側は時間経過とともに塩水系から降水系に移行する。この変化を反映して、処分施設の各領域（上流側、中央部、下流側）の塩分濃度時間変化解析結果の塩水／降水境界の関係の時間的な変化から塩水系あるいは降水系を判定して評価した緩衝材変質・間隙水組成の変遷の結果に基づき、緩衝材中の溶解度、拡散係数及び分配係数などを時間変化させて評価した。設定した拡散係数を図 4.4-2 に、収着分配係数を図 4.4-3 に示す。なお、燃料デブリ特有で本評価で対象とする C（有機）及び I については、溶解度を可溶性、収着分配係数は 0 として設定した。拡散係数については平成 27 年度の感度解析で用いた C : 3.0×10^{-10} m^2/s、I: 4.0×10^{-11} m^2/s と設定した。

GSRW-PSA による人工バリア内の 1 次元核種移行解析の入力の 1 つとなる緩衝材中の地下水流速を決定するため、地下水流動解析の結果に対し、緩衝材中に設定した粒子に対する移行経路解析を行い、その結果から緩衝材中の実流速を決定した。すべての解析ケースにおいて、変質した緩衝材中の核種移行は拡散支配となった。一方、断層が交差した人工バリアについては安全機能を喪失し、燃料デブリが断層中を流れる地下水と直接接触することから、断層中の地下水流速を与えることにより、移流支配となる。

また、本解析では、平成 27 年度の燃料デブリの感度解析の結果から、影響の大きいと考えられる 4n+2 系列核種、Se-79、C-14、I-129 を対象として、GSRW-PSA を用いて核種移行解析を行った。

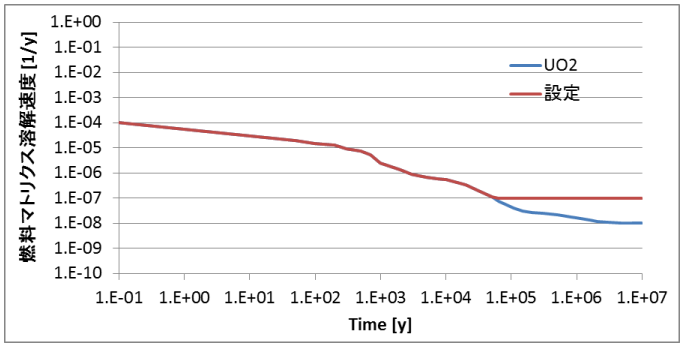
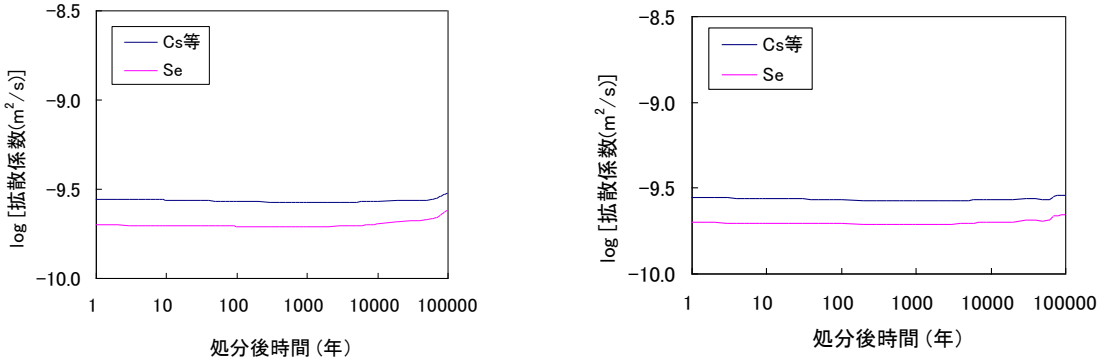
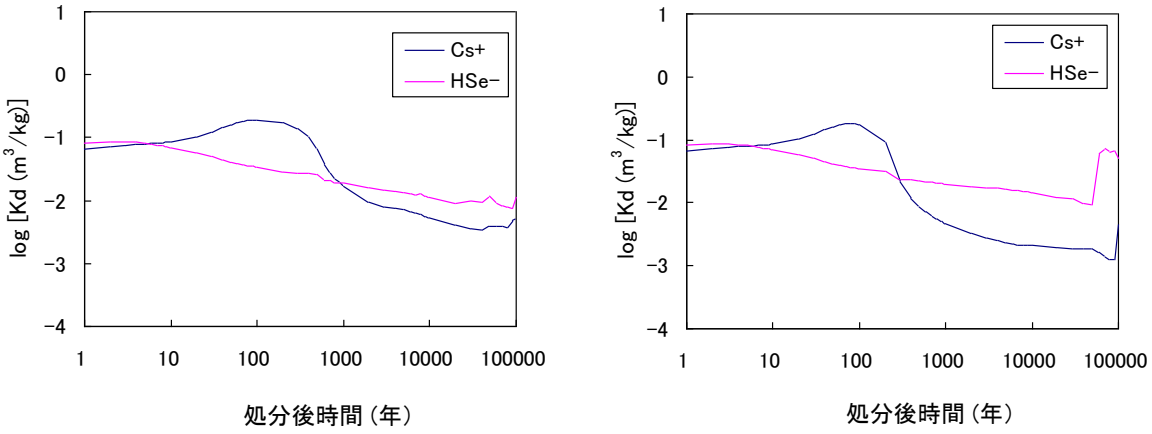


図 4.4-1　燃料マトリクスに対する溶解速度の時間変化設定



(a) 上流側　　(b) 下流側

図 4.4-2　上流側及び下流側における拡散係数の経時変化



(a) 上流側　　(b) 下流側

図 4.4-3　上流側及び下流側における収着分配係数の経時変化

表 4.4-3　人工バリアにおける 4n+2 系列核種の元素収着分配係数

＜m^3/kg＞

元素	設定値	設定根拠
Ra	1E-2	JNC 第 2 次取りまとめ設定値[4]
Ac	1E+0	JNC 第 2 次取りまとめ設定値[4]
Am	1E+1	JNC 第 2 次取りまとめ設定値[4]
Cm	1E+1	JNC 第 2 次取りまとめ設定値[4]
Pa	1E+0	JNC 第 2 次取りまとめ設定値[4]
Th	1E+0	実測値（H25 核種移行データ報告書[5]）
U	1E+0	Th のアナログ
Np	1E+0	Th のアナログ
Pu	1E+0	Th のアナログ

（ c ）天然バリア核種移行パラメータ

平成 26 年度に実施した地下水流動解析における Pass-Trac の結果に基づき、処分施設の上流、中央、下流からの核種移行経路を割り当てた。Pass-Trac では各領域からの移行経路が帯水層（表層から地下 40m）に到達する時点を天然バリア出口として設定した。核種移行経路の地質別の移行距離とその平均流速の時間変化（処分施設の上流側、中央部、下流側の各起点）を図 4.4-4 に示す。なお、分岐断層が地表に到達する際には、更別層に抜けずに断層沿いに地表まで到達することを保守的に考慮して、処分施設中央部からは更別層断層沿いの移行経路を設定した。

天然バリアも同様に、移行経路のうち、塩水／降水境界の上流側（処分場側）にある部分を塩水系、下流側（地表側）にある部分を降水系として、その時間変化を考慮した。移行経路上の地質の空間分布の時間的変化を考慮して、核種移行パラメータ（分配係数、間隙率）を設定した。このときの各水質の組成を表 4.4-4 のように設定した。降水系の地下水 1、塩水系の地下水 2 は平成 26 年度の評価と同様とした。さらに、各地質及び各断層中の鉱物組成を、表 4.4-5 及び表 4.4-6 にそれぞれ示す。これらの情報から設定した天然バリア収着分配係数を表 4.4-7 に示す。4 種類の地質条件（地質 3（稚内層）、地質 4（声問層）、地質 5（勇知層）、地質 6（更別層））、通常地質と断層、5 種類の水質（降水系地下水、塩水系地下水との組み合わせにより、元素別に設定した。なお、燃料デブリ特有の C 及び I については、地質、水質に関係なく、実効拡散係数を C：3.0×10^{-12} m^2/s、I：3.0×10^{-12} m^2/s、収着分配係数を C：0.0001 m^3/kg、I：0.0001 m^3/kg とした。

表 4.4-4　各水質の組成及び特性

	地下水 2 （塩水系）	地下水 1 （降水系）
Na^{+}(ppm)	6200	2500
Ca^{2+}(ppm)	170	110
K^{+}(ppm)	160	100
Mg^{2+}(ppm)	170	60
Cl^{-}(ppm)	9000	3100
HCO^{3-}(ppm)	2300	300
SO_4^{2-}(ppm)	33	7.7
Al^{3+}(ppm)	0.0005	0.005
Fe^{2+}(ppm)	0.1	3.3
Si(ppm)	35	23
pH	6.3	6.8
Eh(mV)	-210	-210
水温　(℃)	25.0	25.0

表 4.4-5　各地質の鉱物組成（単位%）

地層名	岩石名	石英	オパール A	オパール C	斜長石	カリ長石	炭酸塩鉱物			粘土鉱物				黄鉄鉱
							方解石	ドロマイト	シデライト	スメクタイト	緑泥石	イライト	カオリナイト	
声問層（地層 4）	珪藻質泥岩	63.0	5.2	0.4	14.2	4.2	0.1	0.0	1.7	1.3	1.6	3.4	0.1	4.8
稚内層（地層 3）	硬質頁岩	54.3	0.0	24.2	9.9	3.3	0.1	0.0	1.6	0.8	1.1	2.4	0.1	2.8
勇知層（地層 5）	中粒砂岩	64.9	0.0	0.0	22.8	5.7	0.2	0.0	0.2	0.7	2.3	2.3	0.0	0.8
更別層（地層 6）	泥岩	62.3	0.0	0.0	29.9	0.0	0.0	0.0	0.0	1.6	1.9	2.6	0.0	1.7

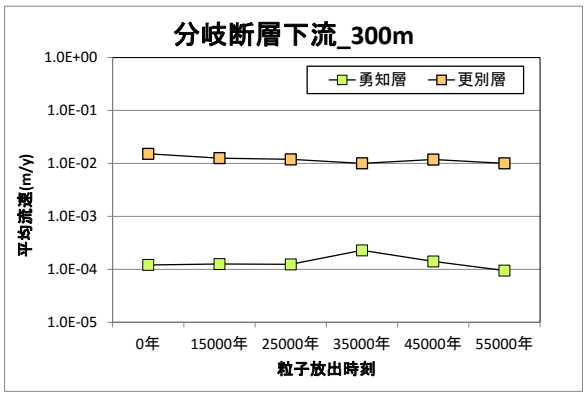
表 4.4-6　各断層の鉱物組成（単位%）

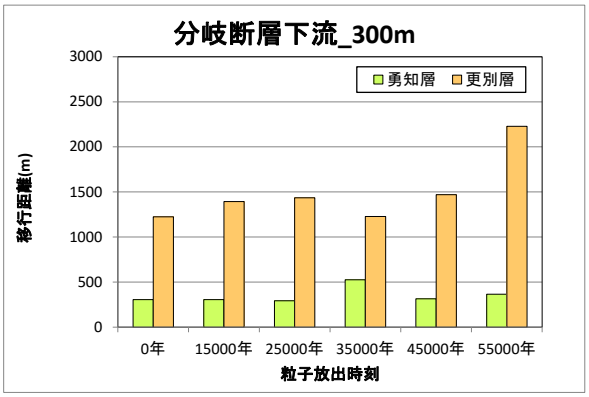
周辺地層名	岩石名	石英	オパールA	オパールC	斜長石	カリ長石	炭酸塩鉱物			粘土鉱物				黄鉄鉱
							方解石	ドロマイト	シデライト	スメクタイト	緑泥石	イライト	カオリナイト	
声問層（地層 4）	珪藻質泥岩	74.3	5.2	0.4	10.9	0.0	0.1	0.0	0.0	5.9	0.9	1.1	0.0	0.0
稚内層（地層 3）	硬質頁岩	64.0	0.0	24.2	7.6	0.0	0.1	0.0	0.0	3.9	0.6	0.8	0.0	0.0
勇知層（地層 5）	中粒砂岩	76.6	0.0	0.0	17.4	0.0	0.1	0.0	0.0	3.1	1.3	0.8	0.0	0.0
更別層（地層 6）	泥岩	69.5	0.0	0.0	21.7	0.0	0.0	0.0	0.0	7.1	1.0	0.8	0.0	0.0

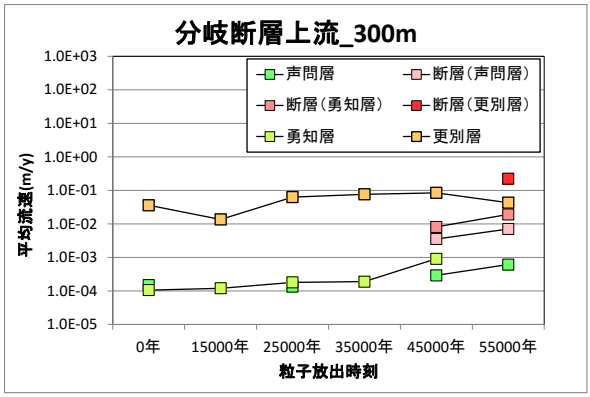
表 4.4-7　天然バリアにおける収着分配係数（単位: m^3/kg）(6)

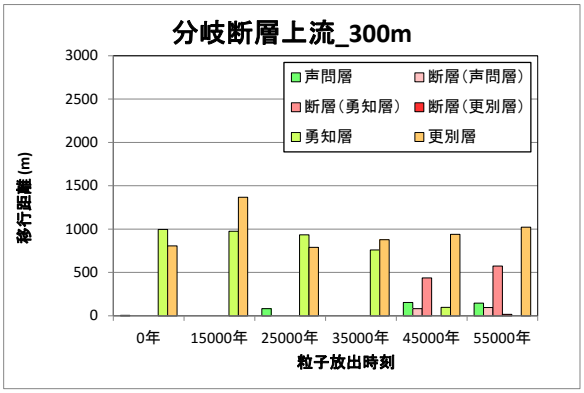
元素	地質条件		液相分類	酸化還元雰囲気	設定値	設定根拠
Se	勇知層	通常	降水系	還元性	2E-2	H25報告書（黄鉄鉱含有量から計算）
			海水系	還元性	2E-2	H25報告書（黄鉄鉱含有量から計算）
		断層	降水系	還元性	7E-2	H25報告書（粘土鉱物含有量から計算）
			海水系	還元性	4E-2	H25報告書（粘土鉱物含有量から計算）
	声問層	通常	降水系	還元性	1E-1	H25報告書（黄鉄鉱含有量から計算）
			海水系	還元性	1E-1	H25報告書（黄鉄鉱含有量から計算）
		断層	降水系	還元性	1E-1	H25報告書（粘土鉱物含有量から計算）
			海水系	還元性	7E-2	H25報告書（粘土鉱物含有量から計算）
	稚内層	通常	降水系	還元性	3E-1	H25報告書（黄鉄鉱含有量から計算）
			海水系	還元性	3E-1	H25報告書（黄鉄鉱含有量から計算）
		断層	降水系	還元性	1E-1	H25報告書（粘土鉱物含有量から計算）
			海水系	還元性	7E-2	H25報告書（黄鉄鉱含有量から計算）
	更別層	通常	降水系	還元性	9E-2	H25報告書（黄鉄鉱含有量から計算）
			海水系	還元性	9E-2	H25報告書（黄鉄鉱含有量から計算）
		断層	降水系	還元性	1E-1	H25報告書（粘土鉱物含有量から計算）
			海水系	還元性	7E-2	H25報告書（粘土鉱物含有量から計算）
Ra	泥質岩		降水系	-	4E-1	データベースに収録された全てのRaのデータ数（Kd>0m^3/kg）のうち泥質岩に分類される岩石は、泥岩25、粘土岩5、不明4、計34であったが、測定データの情報が不足しているため、泥岩（25）のみを対象とした。また、降水系（酸化性雰囲気：14）と海水系（還元性雰囲気：11）で分けた場合、データに顕著な差がみられた。そこで、降水系条件のものに限定し（25件→14件）、統計値（対数平均：4E-1m^3/kg、最小値：2E-1m^3/kg、最大値：5E-1m^3/kg）を算出した。その結果、得られた対数平均値はRAMDAにおける設定値（5E-1m^3/kg）と同程度であったため、最終的にRAMDAの値を採用した。
			海水系	-	2E-2	データベースに収録された全てのRaのデータ数（Kd>0m^3/kg）のうち泥質岩に分類される岩石は、泥岩25、粘土岩5、不明4、計34であったが、測定データの情報が不足しているため、泥岩（25）のみを対象とした。また、降水系（酸化性雰囲気：14）と海水系（還元性雰囲気：11）で分けた場合、データに顕著な差がみられた。そこで、海水系条件のものに限定し（25件→11件）、統計値（対数平均：2E-2m^3/kg、最小値：7E-3m^3/kg、最大値：3E-2m^3/kg）を算出した。その結果、得られた対数平均値はRAMDAにおける設定値（5E-2m^3/kg）と同程度であったため、最終的にRAMDAの値を採用した。
Ac	泥質岩		降水系	-	8E+1	Amの化学アナログとして設定した。
			海水系	-	8E+1	Amの化学アナログとして設定した。
Th	勇知層	通常	降水系	-	7E-2	pHと長石含有率
			海水系	-	6E-2	pHと長石含有率
		断層	降水系	-	4E-2	pHと長石含有率
			海水系	-	4E-2	pHと長石含有率
	声問層	通常	降水系	-	5E-2	pHと長石含有率
			海水系	-	4E-2	pHと長石含有率
		断層	降水系	-	3E-2	pHと長石含有率
			海水系	-	2E-2	pHと長石含有率
	稚内層	通常	降水系	-	3E-2	pHと長石含有率
			海水系	-	3E-2	pHと長石含有率
		断層	降水系	-	2E-2	pHと長石含有率
			海水系	-	2E-2	pHと長石含有率
	更別層	通常	降水系	-	8E-2	pHと長石含有率
			海水系	-	6E-2	pHと長石含有率
		断層	降水系	-	6E-2	pHと長石含有率
			海水系	-	5E-2	pHと長石含有率
Am	泥質岩		降水系	-	8E+1	ty
			海水系	-	8E+1	データベースに収録された全てのAmのデータ数（Kd>0m^3/kg）のうち泥質岩に分類される岩石は、粘板岩95のみであった。また、液相分類は降水系（酸化性：86、不明：9）のみであるが、RAMDAでは降水系と海水系で同じ値が設定されているため、降水系の値をそのまま海水系の値として採用した。
Cm	泥質岩		降水系	-	8E+1	Amの化学アナログとして設定した。
			海水系	-	8E+1	Amの化学アナログとして設定した。

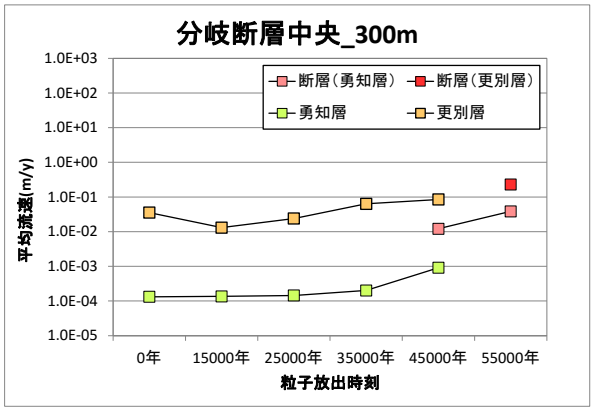
Pa	勇知層	通常	降水系	還元性	7E-2	Thのアナログ
			海水系	還元性	6E-2	Thのアナログ
		断層	降水系	還元性	4E-2	Thのアナログ
			海水系	還元性	4E-2	Thのアナログ
	声問層	通常	降水系	還元性	5E-2	Thのアナログ
			海水系	還元性	4E-2	Thのアナログ
		断層	降水系	還元性	3E-2	Thのアナログ
			海水系	還元性	2E-2	Thのアナログ
	稚内層	通常	降水系	還元性	3E-2	Thのアナログ
			海水系	還元性	3E-2	Thのアナログ
		断層	降水系	還元性	2E-2	Thのアナログ
			海水系	還元性	2E-2	Thのアナログ
	更別層	通常	降水系	還元性	8E-2	Thのアナログ
			海水系	還元性	6E-2	Thのアナログ
		断層	降水系	還元性	6E-2	Thのアナログ
			海水系	還元性	5E-2	Thのアナログ
U	勇知層	通常	降水系	還元性	7E-2	Thのアナログ
			海水系	還元性	6E-2	Thのアナログ
		断層	降水系	還元性	4E-2	Thのアナログ
			海水系	還元性	4E-2	Thのアナログ
	声問層	通常	降水系	還元性	5E-2	Thのアナログ
			海水系	還元性	4E-2	Thのアナログ
		断層	降水系	還元性	3E-2	Thのアナログ
			海水系	還元性	2E-2	Thのアナログ
	稚内層	通常	降水系	還元性	3E-2	Thのアナログ
			海水系	還元性	3E-2	Thのアナログ
		断層	降水系	還元性	2E-2	Thのアナログ
			海水系	還元性	2E-2	Thのアナログ
	更別層	通常	降水系	還元性	8E-2	Thのアナログ
			海水系	還元性	6E-2	Thのアナログ
		断層	降水系	還元性	6E-2	Thのアナログ
			海水系	還元性	5E-2	Thのアナログ
Np	勇知層	通常	降水系	還元性	7E-2	Thのアナログ
			海水系	還元性	6E-2	Thのアナログ
		断層	降水系	還元性	4E-2	Thのアナログ
			海水系	還元性	4E-2	Thのアナログ
	声問層	通常	降水系	還元性	5E-2	Thのアナログ
			海水系	還元性	4E-2	Thのアナログ
		断層	降水系	還元性	3E-2	Thのアナログ
			海水系	還元性	2E-2	Thのアナログ
	稚内層	通常	降水系	還元性	3E-2	Thのアナログ
			海水系	還元性	3E-2	Thのアナログ
		断層	降水系	還元性	2E-2	Thのアナログ
			海水系	還元性	2E-2	Thのアナログ
	更別層	通常	降水系	還元性	8E-2	Thのアナログ
			海水系	還元性	6E-2	Thのアナログ
		断層	降水系	還元性	6E-2	Thのアナログ
			海水系	還元性	5E-2	Thのアナログ
Pu	勇知層	通常	降水系	還元性	7E-2	Thのアナログ
			海水系	還元性	6E-2	Thのアナログ
		断層	降水系	還元性	4E-2	Thのアナログ
			海水系	還元性	4E-2	Thのアナログ
	声問層	通常	降水系	還元性	5E-2	Thのアナログ
			海水系	還元性	4E-2	Thのアナログ
		断層	降水系	還元性	3E-2	Thのアナログ
			海水系	還元性	2E-2	Thのアナログ
	稚内層	通常	降水系	還元性	3E-2	Thのアナログ
			海水系	還元性	3E-2	Thのアナログ
		断層	降水系	還元性	2E-2	Thのアナログ
			海水系	還元性	2E-2	Thのアナログ
	更別層	通常	降水系	還元性	8E-2	Thのアナログ
			海水系	還元性	6E-2	Thのアナログ
		断層	降水系	還元性	6E-2	Thのアナログ
			海水系	還元性	5E-2	Thのアナログ











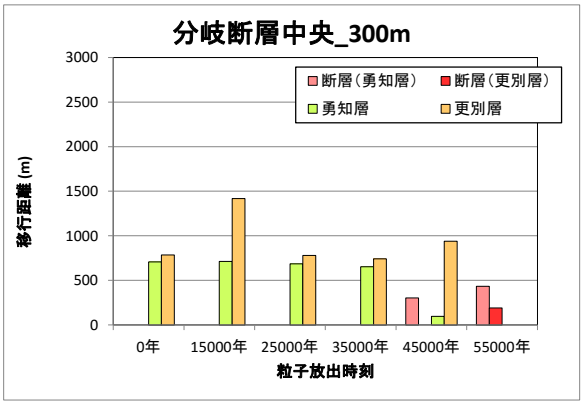


図 4.4-4　深度 300m、断層成長速度 100m/回での天然バリア中の流速と移行経路

（2）解析結果

4n+2 系列, Se-79, C-14, I-129 の核種別に、人工バリア出口における核種移行フラックス、天然バリア出口フラックスについて、解析結果を示す。

（ a ）4n+2 系列核種

① 人工バリア出口核種移行フラックス（燃料デブリ 1 本あたり）

図 4.4-5 に処分場上流側、中央部、処分場下流側における人工バリア出口の 4n+2 系列核種の核種移行フラックスの解析結果を示す。初期が海水系で 9.5 万年後に降水系に切り替わる処分場上流側ではオーバーパックの閉じ込め機能が喪失する 4,000 年で核種の放出が開始され、U-238 は 100Bq/y を示した後、1 億年にかけて 1×10^{5} Bq/y 程度まで上昇する。その後徐々に低下して 8 億年程度で核種の放出が終了する。

一方、初期から降水系で解析期間中それを維持する下流側については、上流側と比較して核種移行フラックスには大きな差が生じていない結果となった。これは、ガラス固化体の設定のように塩水系地下水により Mg 濃度が上昇しても、燃料デブリでは溶解速度が変化することがないため、塩水系と降水系地下水の差が生じにくくなっている。緩衝材の変質の違いの影響はそれほど現れてこないという結果である。核種放出の終了時刻については、下流側のほうがわずかに早かった。

断層が交差する中央部では、断層が交差する 4 万年までは上流側と同様の挙動を示すが、4 万年で断層が交差し、人工バリアの安全機能が喪失して、急激にフラックスが上昇し、U-238 で 1×10^{8} Bq/y 程度のピークフラックスを示す。しかし、その後急激にフラックスを減少させ、そこからは持続的に放出を継続し、300 万年程度で核種の放出を終了する結果となった。

② 天然バリア出口核種移行フラックス（燃料デブリ 1 本あたり）

図 4.4-6 に処分場上流側、中央部、処分場下流側から放出された 4n+2 系列核種の天然バリア出口での核種移行フラックスの解析結果を示す。上流側と下流側を比較すると、上流側のほうが先に核種の放出を開始する結果となった。これは図 4.4-4 に示したように上流側のほうが、移行距離が短く、一部で断層を通過するため下流側よりも移行しやすいことを示している。

中央部は断層と交差する部分であり、断層交差した以降の人工バリア出口フラックスが断層を選択的に通ることによって、断層が交差した 4 万年直後からフラックスの放出が開始され、約 10 万年後にピーク値を示し、1000 万年にかけて減少するが、再び 2 億年を超えたあたりからフラックスが上昇して、30 億年後に極大値を示し、100 億年を超えてもフラックスの放出は継続する結果となった。2 億年以降に生ずるピークは断層が交差する前に人工バリアから放出された核種のフラックスである。

（ b ）Se-79

③ 人工バリア出口核種移行フラックス（燃料デブリ 1 本あたり）

図 4.4-7 に処分場上流側、中央部、処分場下流側における人工バリア出口の Se-79 核種移行フラックスの解析結果を示す。処分場上流側ではオーバーパックの閉じ込め機能が喪失する 4,000 年で核種の放出が開始され、Se-79 は 100Bq/y オーダーを示した後、徐々に低下して 100 万年程度で核種の放出が終了する。初期から降水系で解析期間中それを維持する下流側についても、ほぼ同様の挙動を示しており、上流側と比較して核種移行フラックスには大きな差が生じていない結果となった。

断層が交差する中央部では、断層が交差する 4 万年までは上流側と同様の挙動を示すが、4

万年で断層が交差し、人工バリアの安全機能が喪失して、急激にフラックスが上昇し、U-238 で 1×10^{7} Bq/y のピークフラックスを示す。しかし、その後急激にフラックスを減少させ、そこからは持続的に放出を継続し、200 万年程度で核種の放出を終了する結果となった。

④ 天然バリア出口核種移行フラックス（燃料デブリ 1 本あたり）

図 4.4-8 に天然バリア出口における燃料デブリ 1 本あたりの Se-79 核種移行フラックスの解析結果を示す。断層成長速度が 100m/回で断層交差が 4 万年後である本ケースでは処分場上流側及び下流側からは天然バリア出口でピークフラックスに有意な値は生じていない。これは通常地層のみを通る Se-79 に関しては半減期が 30 万年と比較的短いために、減衰してしまった結果と考えられる。一方、断層が交差する中央部では断層が交差する 4 万年で急激にフラックスが上昇し、20 万年後にピークフラックス 1×10^{4} Bq/y を示した。その後が徐々に減少し、約 1000 万年後に天然バリア出口での放出が終了する結果となった。

（ c ） C-14

⑤ 人工バリア出口核種移行フラックス（燃料デブリ 1 本あたり）

図 4.4-9 に処分場上流、断層交差部、処分場下流における人工バリア出口の C-14 核種移行フラックスの解析結果を示す。処分場上流側ではオーバーパックの閉じ込め機能が喪失する 4,000 年で核種の放出が開始され、C-14 は 1000Bq/y 程度のピーク値を示した後、徐々に低下して 20 万年程度で核種の放出が終了する。初期から降水系で解析期間中それを維持する下流側についても、ほぼ同様の挙動を示しており、上流側と比較して核種移行フラックスには大きな差が生じていない結果となった。

断層が交差する中央部では、断層が交差する 4 万年までは上流側と同様の挙動を示すが、4 万年で断層が交差し、人工バリアの安全機能が喪失して、急激にフラックスが上昇し、初期のピークフラックスと同等の値を示す。これは 4n+2 系列核種、Se-79 よりも半減期が短いため、4 万年の間に減衰した効果が大きいと考えられる。しかし、その後急激にフラックスを減少させ、そこからは持続的に放出を継続し、20 万年程度で核種の放出を終了する結果となった。ほかの核種と異なり、放出終了時刻に差が見られなかった。

⑥ 天然バリア出口核種移行フラックス（燃料デブリ 1 本あたり）

図 4.4-10 に処分場上流、断層交差部、処分場下流から放出された C-14 の天然バリア出口における核種移行フラックスの解析結果を示す。処分場上流側及び下流側からは天然バリア出口でピークフラックスに有意な値は生じなかった。これは通常地層のみを通る C-14 に関しては半減期が 5710 年と短いために、減衰してしまった結果と考えられる。一方、断層が交差する中央部では断層が交差する 4 万年で急激にフラックスが上昇し、その時点でピークフラックス 1×10^{2} Bq/y を示した。その後急速に減少し、40 万年程度で天然バリア出口での放出が終了する結果となった。

（ d ）I-129

① 人工バリア出口核種移行フラックス（燃料デブリ 1 本あたり）

図 4.4-11 に処分場上流、断層交差部、処分場下流における人工バリア出口の I-129 核種移行フラックスの解析結果を示す。処分場上流側ではオーバーパックの閉じ込め機能が喪失する 4,000 年で核種の放出が開始され、I-129 は 1000Bq/y 程度のピーク値を示した後、10 万年にかけて徐々に低下したのち、1000 万年程度までほぼ一定の値を継続する。その後徐々に低下して、

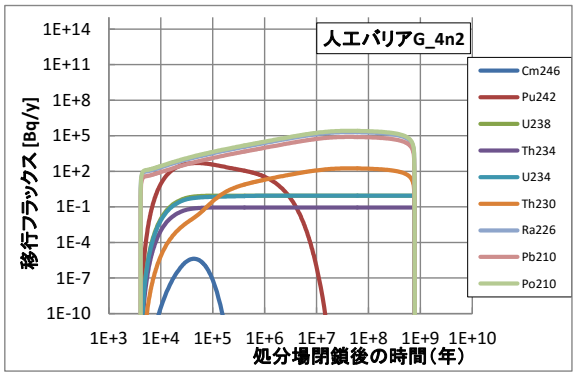
2 億年程度で核種の放出をする結果となった。初期から降水系で解析期間中それを維持する下流側についても、ほぼ同様の挙動を示しており、上流側と比較して核種移行フラックスには大きな差が生じていない結果となった。

断層が交差する中央部では、断層が交差する 4 万年までは上流側と同様の挙動を示すが、4 万年で断層が交差し、人工バリアの安全機能が喪失して、急激にフラックスが上昇して、1×10^{6} Bq/y 程度のピークフラックスを示す。しかし、その後急激にフラックスを減少させ、そこからは持続的に放出を継続し、300 万年程度で核種の放出を終了する結果となった。

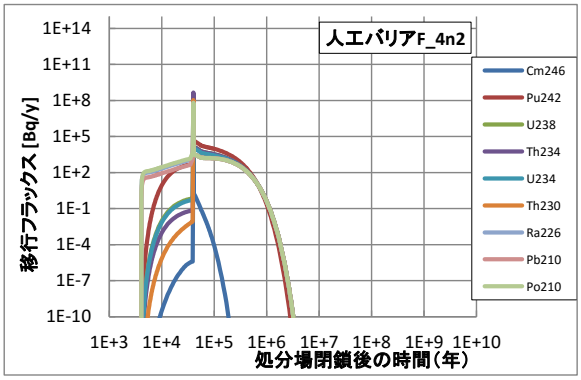
② 天然バリア出口核種移行フラックス（燃料デブリ 1 本あたり）

図 4.4-12 に処分場上流、断層交差部、処分場下流から放出された I-129 の天然バリア出口における核種移行フラックスの解析結果を示す。上流側と下流側を比較すると、上流側のほうが先に核種の放出を開始するが､およそ 1000 万年にかけてピークフラックスを形成するのに対し、下流側は後に核種の放出が始まるが、上昇の傾きはやや大きく、400 万年程度にピークフラックスを示し、その値もわずかであるが上流側より大きな値を示す結果となった。両者ともに 5 億年程度で核種の放出を終了する。I-129 は半減期が 1570 万年と非常に長いことから、減衰の効果はほとんどなく、移行時間に支配されたものと考えられる。

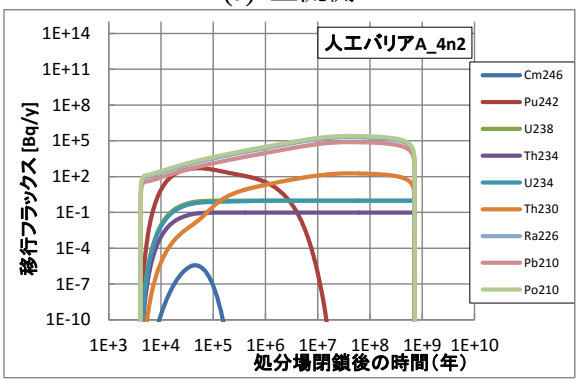
一方、断層が交差する中央部では断層が交差する 4 万年で急激にフラックスが上昇し、その時点でピークフラックス 1×10^{5} Bq/y を示した。その後急速に減少するが、80 万年程度で、再び上昇を開始して 200 万年程度で極大値を示した後、低下する。そして 6000 万年程度で天然バリア出口での放出が終了する結果となった。これは、4n+2 系列核種でも述べたように、断層交差前に人工バリアから放出された核種が、断層交差後に放出された核種の後に天然バリア出口に放出されたと考えられる。



(a) 上流側

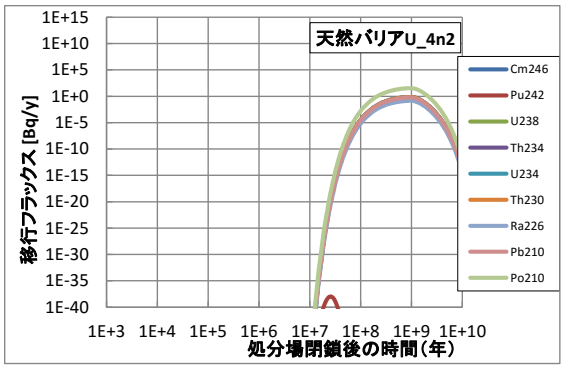


(b) 中央部（交差部）

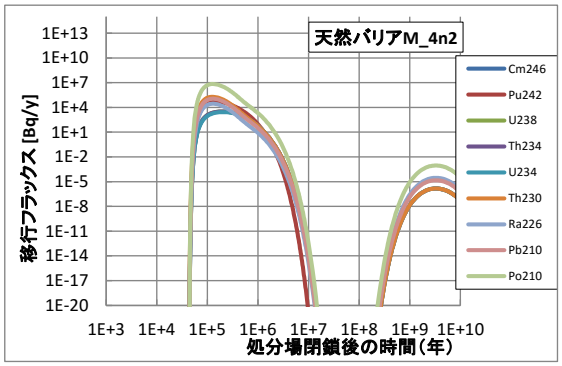


(c) 下流側

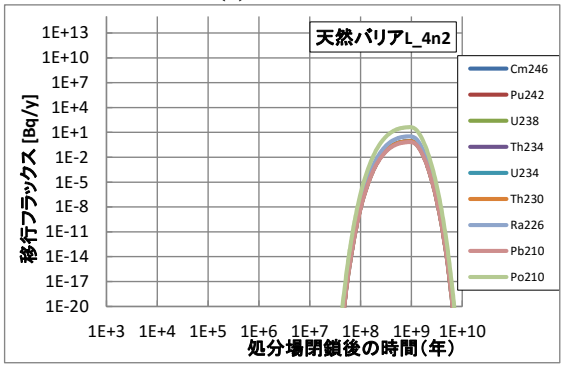
図 4.4-5　燃料デブリ 1 本あたりの人工バリア出口フラックス：4n+2 系列核種



(a) 上流側

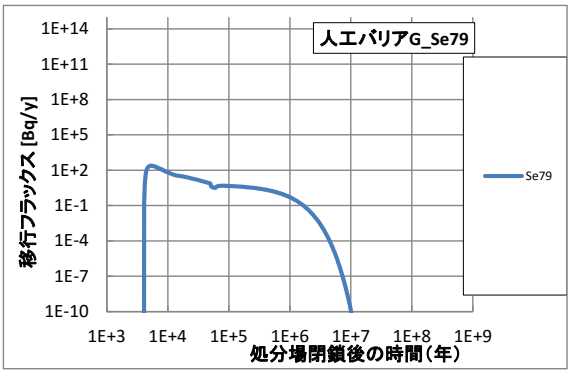


(b) 中央部（交差部）

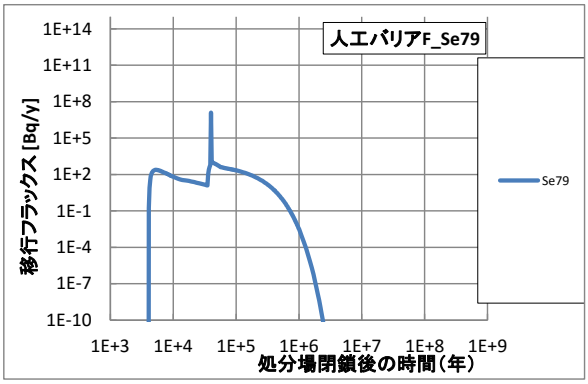


(c) 下流側

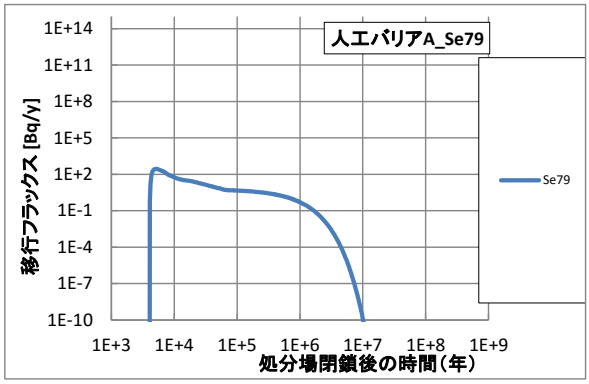
図 4.4-6　燃料デブリ 1 本あたりの天然バリア出口フラックス：4n+2 系列核種



(a) 上流側

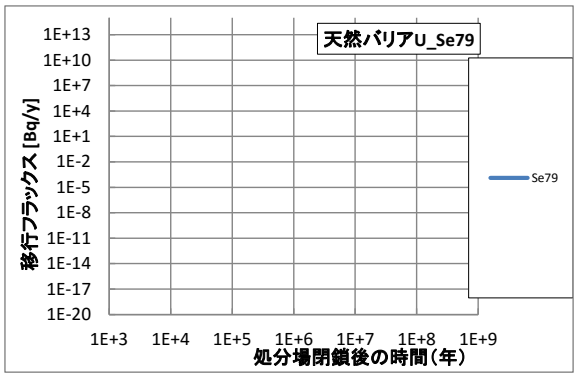


(b) 中央部（交差部）

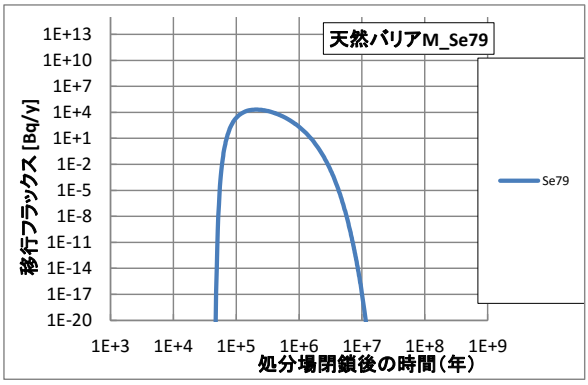


(c) 下流側

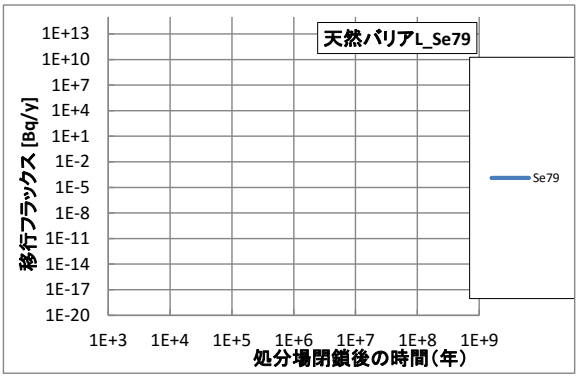
図 4.4-7 燃料デブリ 1 本あたりの人工バリア出口フラックス：Se-79



(a)上流側

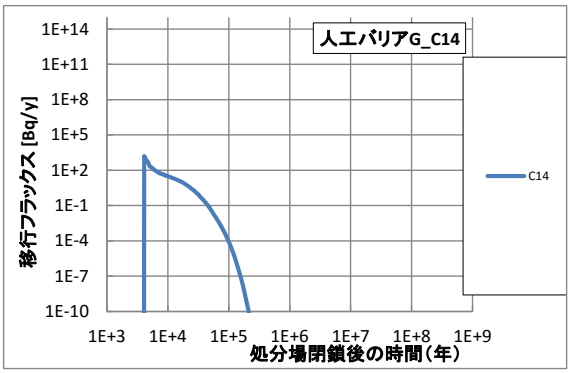


(b) 中央部（交差部）

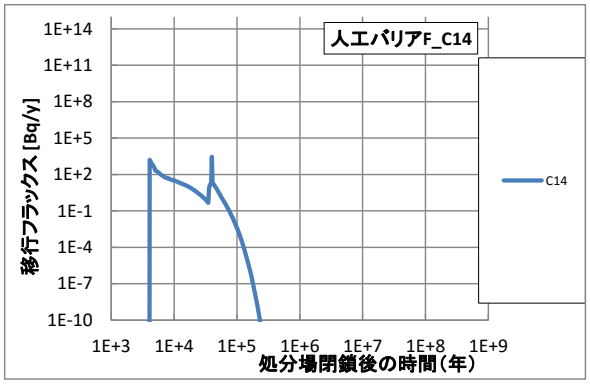


(c) 下流側

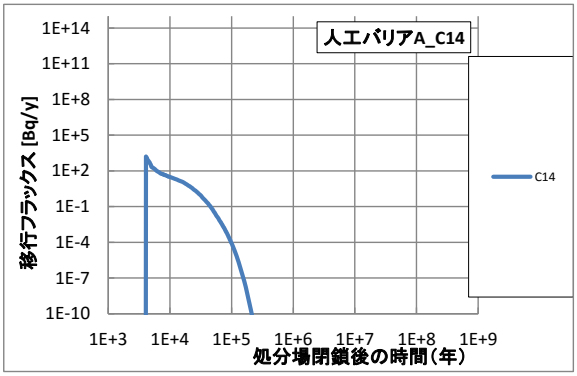
図 4.4-8 燃料デブリ 1 本あたりの天然バリア出口フラックス：Se-79



(a) 上流側

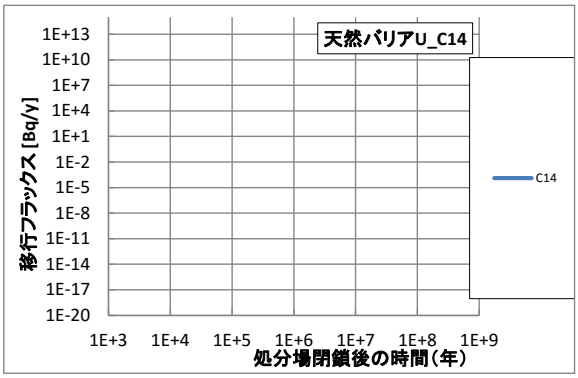


(b) 中央部（交差部）

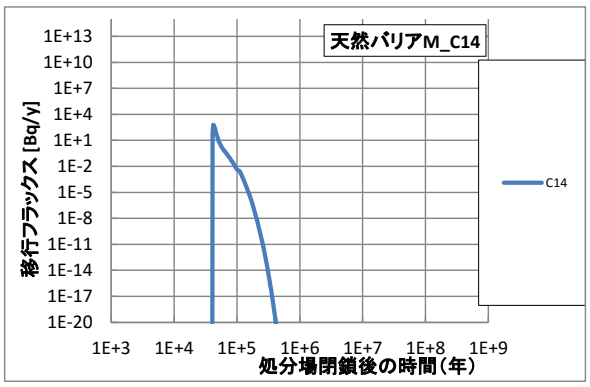


(c) 下流側

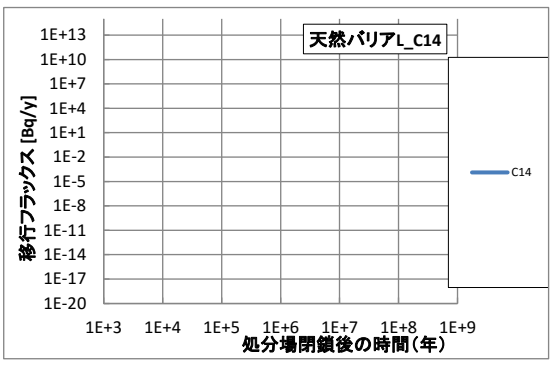
図 4.4-9 燃料デブリ 1 本あたりの人工バリア出口フラックス：C-14



(a) 上流側

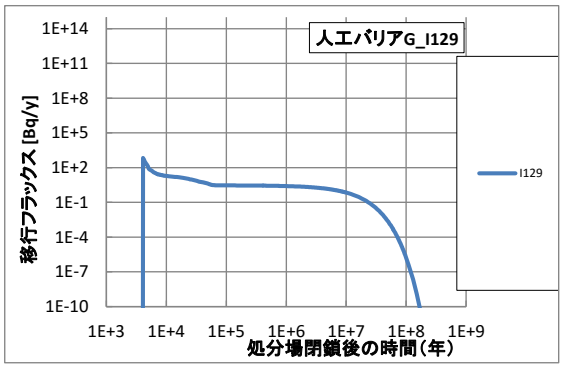


(b) 中央部（交差部）

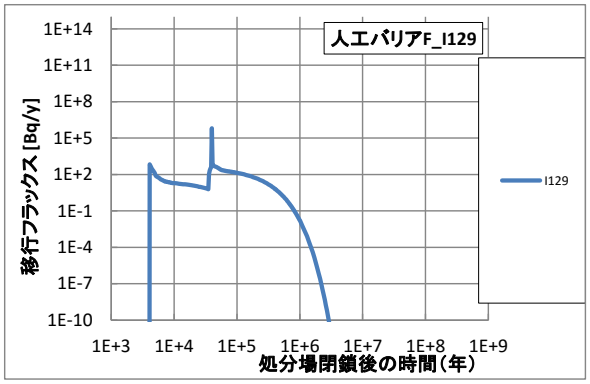


(c) 下流側

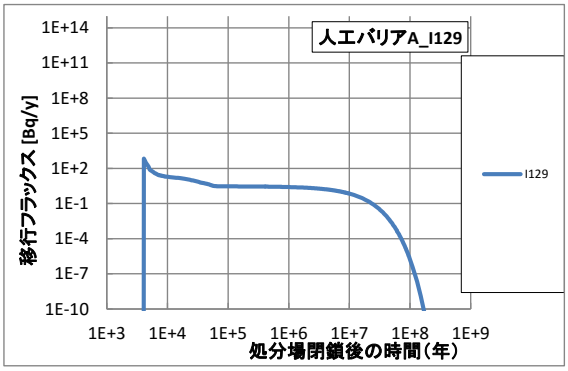
図 4.4-10 燃料デブリ 1 本あたりの天然バリア出口フラックス：C-14



(a) 上流側

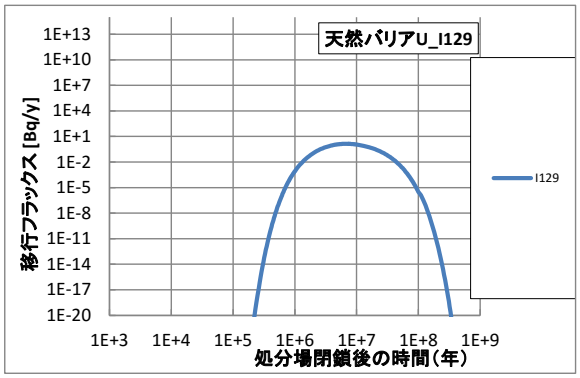


(b) 中央部（交差部）

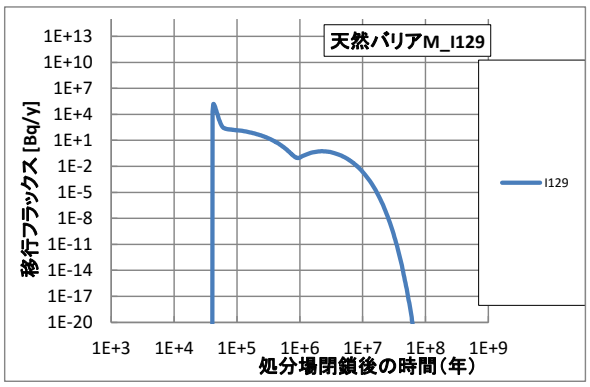


(c) 下流側

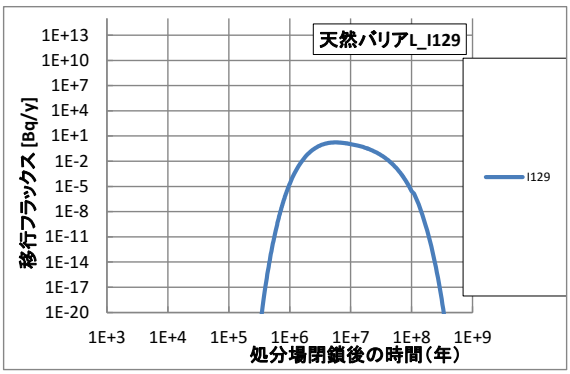
図 4.4-11 燃料デブリ 1 本あたりの人工バリア出口フラックス：I-129



(a) 上流側



(b) 中央部（交差部）



(c) 下流側

図 4.4-12 燃料デブリ 1 本あたりの天然バリア出口フラックス：I-129

4.4.2　断層活動の処分システムへの影響を想定した安全評価のまとめ

平成 26 年度に実施した派生断層の成長による地下水流動の解析結果に基づき、廃棄体の対象をガラス固化体から燃料デブリ廃棄体としたときの核種移行評価を実施した。燃料デブリの溶出については、平成 27 年度に実施した感度解析で用いた燃料マトリクス成分の溶解速度の時間変化を与えて評価した。また、処分施設は深度 300m に配置し、派生断層の成長速度を 100m/回と設定した。これにより 4 万年後に断層が処分施設中央に到達して、中央部の廃棄体の人工バリア安全機能が喪失するとし、断層が交差した廃棄体については、燃料デブリの溶解速度が 100 倍になると仮定した。

その結果、半減期が短く、通常の地質だけを通る移行経路では、有意な天然バリア出口フラックスを示さなかった C-14 及び Se-79 については、断層が交差することによって、有意な核種移行フラックスを示した。燃料デブリのインベントリの多くを占める U-238 を含む 4n+2 系列核種は、断層が交差しない場合に比べて 6 桁程度高いピークフラックスを示した。また、その時刻は 4 万年で断層が交差した時点から 6 万年程度後となった。半減期の長い系列核種、I-129 などは断層が交差する前に放出された核種が、断層交差後に放出された核種よりあとに、天然バリア出口に到達することから、2 つのピークを形成する結果となった。

4.5　人為事象による地下水流動への影響

4.5.1　背景・目的

これまで原子力機構では、高レベル放射性廃棄物等の地層処分の安全評価シナリオの整備の一環として、処分システムに直接あるいは間接的な影響を与える様々な土地利用や掘削などの開発行為である人為事象に関して、「人間侵入」の評価手法の整備を進めてきた。そこでは、人間侵入としてボーリング掘削による廃棄体への人間の接近やバリアシステムの損傷に関するシナリオ（ボーリングシナリオ）を想定し、わが国におけるボーリング頻度推定のためのデータと人間侵入に伴う放射線影響の評価のためのデータベース整備[(1)]や、わが国に対応したボーリングシナリオの被ばく経路の設定及びボーリングにより廃棄体へ直接接近するシナリオに関する放射線影響を評価するためのモデル及びコード（HUINT）の整備[(2)]を行った。

人為事象として、ボーリング掘削を対象とした場合、これまでの原子力機構の検討により、“わが国におけるボーリングの技術基盤およびボーリングを必要とする社会基盤の継続”を様式化の前提とすると、わが国におけるボーリングは、その目的から、建設工事、学術調査、井戸開発、温泉開発、資源開発の 5 つの開発分野に区分することができる[(1)]。そこで、ここでは、掘削深度が比較的深くかつ掘削頻度も高いことが想定される温泉開発を対象に検討を行った。なお、温泉開発の場合、最終掘削径は、最大で約 20 cm（194 mm）であり[(1)]、1 源泉あたりの全国平均湧出量は、およそ 100 L/min である[(3)]。

本年度では、燃料デブリを含む地層処分における人為事象として、温泉開発に伴うボーリング掘削による水理・地質構造の変化に対応した地下水流動への影響に関して、2 次元及び 3 次元の地下水流動解析ならびにトラジェクトリ解析を行うことで、定量的な評価を行った。

4.5.2　2 次元解析

ここでは、2 次元解析により、被圧帯水層中を地下水が流動している場で揚水を行った場合の地下水流動への影響を評価した。

（1）　解析条件

一般に、被圧帯水層の 2 次元（x-y 座標系）流れにおいて、x 軸に平行に地下水が流れている場における被圧帯水層井戸への定常流に対する解析解は、井戸を原点として、原点を通過する地下水の流線上に x 軸を設定し、原点の水頭を基準に x 軸上の影響圏半径 R における水頭 h を、上流と下流側でそれぞれ*(x,y)=(-R,0)*で $h=H_R$ 及び*(x,y)=(R,0)*で $h=H'_R$ とすると、次式で表すことができる[4]。

$$h(r) = -\frac{H_R}{R}x + \frac{Q_w}{2\pi T}\ln\frac{r}{R} + \left(H_R - H'_R\right) \qquad (4.5\text{-}1)$$

$h(r)$　：原点からの距離 r における全水頭 [m]

$$r = \sqrt{x^2 + y^2}$$

R　：影響圏半径 [m]

H_R　：(x,y)=(-R,0)における全水頭 [m]

H'_R　：(x,y)=(R,0)における全水頭 [m]

Q_w　：揚水量 [m^3/s]

T　：透水量係数 [m^2/s]

$$T = KD$$

K　：透水係数 [m/s]

D　：帯水層厚さ [m]

ここで、揚水量と影響圏半径を一定とすると、式(4.5-1)より、2 次元被圧帯水層における全水頭に対して、透水量係数や動水勾配（H_R と H'_R の差）がパラメータとして感度をもつことがわかる。

そこで、2 次元水平断面定常流に対する温泉開発に伴う揚水の影響を検討するため、2 次元地下水流動-核種移行解析コード MIG2DF を用いて、揚水量を先述した 1 源泉あたりの全国平均湧出量 100 L/min[3]、影響圏半径をボーリング孔から十分に離れた距離に定水頭境界があるものとして 1,000 m とした場合について、動水勾配及び透水量係数のパラメータ感度解析を行うこととした。

（a） 解析モデル

図 4.5-1 の解析モデルの概念図に示すように、2,000m 四方で対称性を考慮して、ボーリング孔を中心に地下水の流れ方向の断面（x 軸）で半分の領域を対象とした。x 軸の上流端及び下流端に動水勾配に応じた定水頭境界を、y 軸の側方端に不透水境界を設定した。x 軸の負側が上流、正側が下流となるように、動水勾配を設定し、地下水の流れが x 軸の正方向に向かうように設定した。

また、トラジェクトリ解析において、処分場位置とボーリング孔の距離の影響の概要を検討するため、粒子出発点を、x 軸方向に-1,000 m、-500 m、-100 m、-10 m の位置で、y 軸方向に 5～995 m の間に 10 m 間隔で配置した。

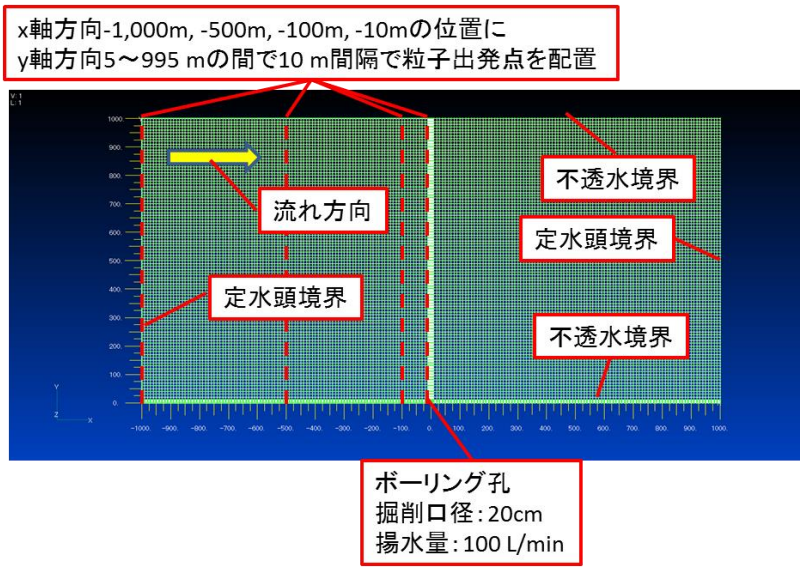


図 4.5-1　2 次元水平断面解析における解析モデルの概念図

(b) 解析ケース及び設定パラメータ

動水勾配は、0.001～0.1 の範囲、透水量係数は、十分な揚水量を確保できるよう、一般的な帯水層の透水係数 10^{-6}～10^{-4} m/s から、帯水層厚さを 100 m と仮定して、10^{-4}～10^{-2} m^2/s の範囲で設定した。

また、ボーリング孔の最終掘削径を 20 cm（半径 10 cm）[(1)]とした場合に、ボーリング孔をモデルに組み込むかどうかによる違いを検討するため、ボーリング孔を解析モデルに組み込むケース（半径 10 cm）とボーリング孔を解析モデルに組み込まないケース（半径 0 cm）を設定し、前者（半径 10 cm）の場合、ボーリング孔半径位置で揚水を行うものとし、後者（半径 0 cm）の場合、原点位置で揚水を行うものとした。

2 次元水平断面解析における解析ケース及び設定パラメータを表 4.5-1 に示す。

表 4.5-1 2 次元水平断面解析における解析ケース及び設定パラメータ

No.	影響圏半径 R [m]	揚水量Q_w [m^3/sec]	帯水層厚さD [m]	動水勾配	透水量係数T [m^2/sec]	透水係数K [m/sec]	ボーリング孔半径r_w [m]
1	1000	1.67E-03	100	0.001	1.00E-04	1.00E-06	0.1
2							0
3					1.00E-03	1.00E-05	0.1
4							0
5					1.00E-02	1.00E-04	0.1
6							0
7				0.01	1.00E-04	1.00E-06	0.1
8							0
9					1.00E-03	1.00E-05	0.1
10							0
11					1.00E-02	1.00E-04	0.1
12							0
13				0.1	1.00E-04	1.00E-06	0.1
14							0
15					1.00E-03	1.00E-05	0.1
16							0
17					1.00E-02	1.00E-04	0.1
18							0

※ ボーリング孔半径が 0.1m の場合がボーリング孔をモデルに組み込んだケースであり、0m の場合がボーリング孔をモデルに組み込んでいないケースに相当する。

（2） 解析結果

（a） 全水頭分布

ボーリング孔をモデルに組み込んだケース（半径 0.1 m）及び組み込んでいないケース（半径 0 m）における透水量係数ごとの全水頭分布の比較を行ったものに関して、動水勾配が 0.001 の場合を図 4.5-2 に、動水勾配が 0.01 の場合を図 4.5-3 に、動水勾配が 0.1 の場合を図 4.5-4 に示す。これらの図は、温泉開発を行うための揚水を行った地層（以下、「揚水地層」という。）における全水頭分布を示したものである。また、各解析ケースにおける x 軸上（y=0 m）における全水頭分布及び水位低下量の比較を行ったものに関して、動水勾配が 0.001 の場合を図 4.5-5 に、動水勾配が 0.01 の場合を図 4.5-6 に、動水勾配が 0.1 の場合を図 4.5-7 に示す。ここで、水位低下量とは、揚水なし（揚水量をゼロとしたケース）の場合の全水頭分布から各ケースにおける全水頭分布を引いた値として算出した。これらの図から分かるように、各動水勾配におけるいずれの透水量係数のケースにおいても、ボーリング孔をモデルに組み込んだケース（半径 0.1 m）と組み込んでいないケース（半径 0 m）で顕著な違いはみられなかったため、ここでは、これらを区別せずに言及する。

動水勾配が 0.001 の場合（図 4.5-2）には、揚水地層の透水量係数が 10^{-4} m^2/s のケースにおいて、ボーリング孔（原点）を中心としたほぼ同心円に近い全水頭分布となり、透水量係数が大きくなるにつれて、動水勾配に従った全水頭分布に近づくことが分かる。これは、図 4.5-5 の水位低下量（(b1)～(b3)）から分かるように、揚水地層の透水量係数が小さいほど水位低下量が大きく、透水量係数が大きいほど水位低下量が小さくなるためである。また、図 4.5-5 の全水頭分布（(a1)～(a3)）でみた場合に、ボーリング孔位置での全水頭が下流端（x=1,000m）での全水頭よりも小さい場合に、動水勾配よりも揚水による水位低下の効果がより顕著に現れることが分かる。

動水勾配が 0.01 の場合（図 4.5-3）には、揚水地層の透水量係数が 10^{-4} m^2/s のケースにおいて、ボーリング孔（原点）近傍で全水頭分布が低くなり揚水の影響が現れているのに対して、透水量係数が 10^{-3} m^2/s のケースでは揚水の影響による全水頭の低下はわずかであり、透水量係数が 10^{-2} m^2/s のケースでは動水勾配に従った全水頭分布となっていることが分かる。

動水勾配が 0.1 の場合（図 4.5-3）には、揚水地層の透水量係数が 10^{-4} m^2/s のケースにおいて、揚水の影響による全水頭の低下がわずかにみられるのみで、10^{-3} m^2/s や 10^{-2} m^2/s のケースでは動水勾配に従った全水頭分布となっていることが分かる。

いずれの動水勾配の場合（図 4.5-5：動水勾配 0.001、図 4.5-6：動水勾配 0.01、図 4.5-7：動水勾配 0.1）でも、透水量係数が同じであれば水位低下量（(b1)～(b3)）は同じであるが、全水頭（(a1)～(a3)）でみた場合に、各動水勾配の各透水量係数ケースで、ボーリング孔近傍での全水頭が、動水勾配による下流端（x=-1,000m）での全水頭よりも低くなる場合には、揚水による水位低下の効果がより顕著に現れることが分かる。つまり、揚水による水位低下量は揚水地層の透水量係数によって定まるが、その水位低下の全水頭分布に対する影響は動水勾配が小さい場合により顕著となることが分かった。

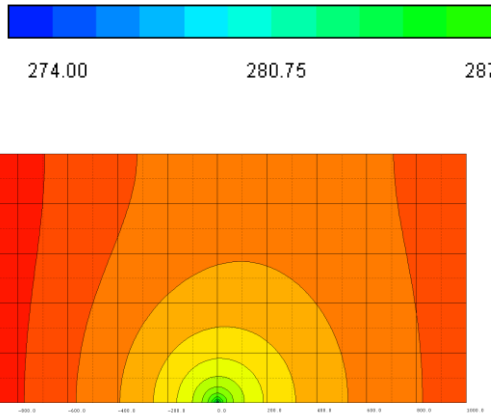
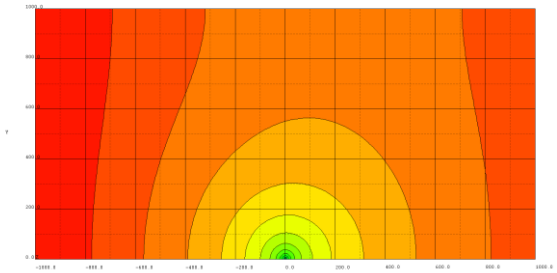
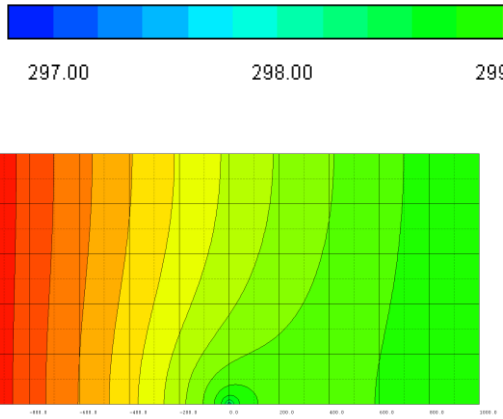
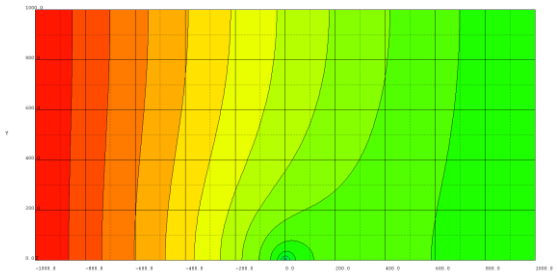
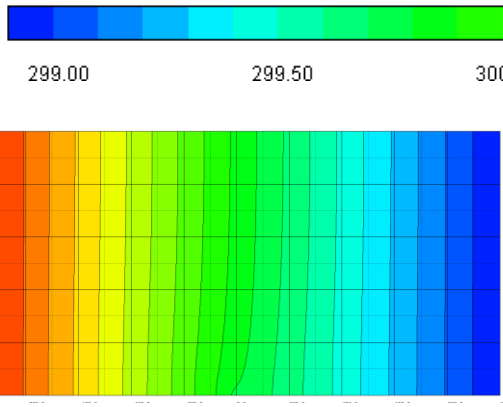
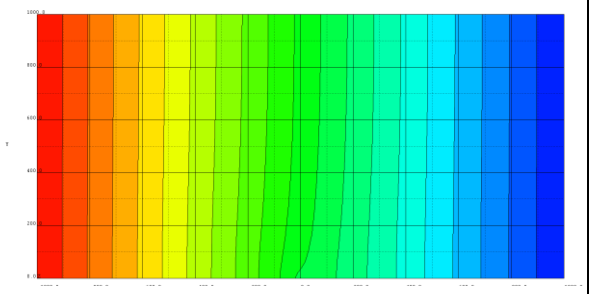
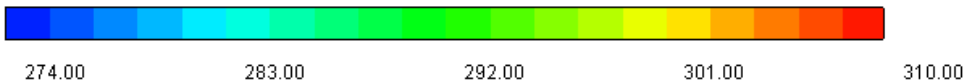
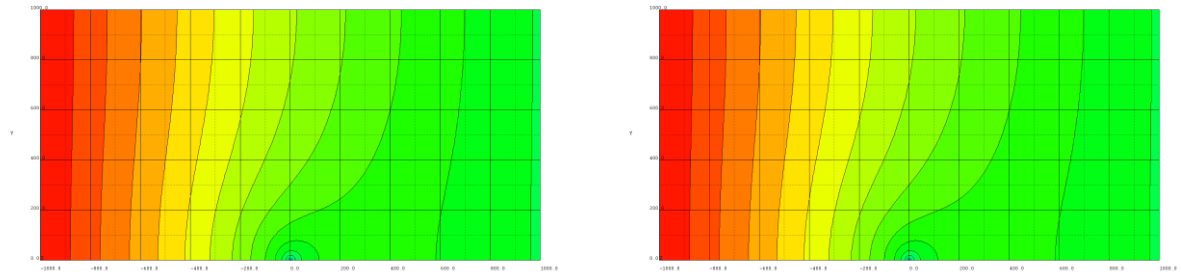
ボーリング孔半径：0.1 m	ボーリング孔半径：0 m
	
	
(a1) 透水量係数：10^{-4} m^2/s	(b1) 透水量係数：10^{-4} m^2/s
	
	
(a2) 透水量係数：10^{-3} m^2/s	(b2) 透水量係数：10^{-3} m^2/s
	
	
(a3) 透水量係数：10^{-2} m^2/s	(b3) 透水量係数：10^{-2} m^2/s

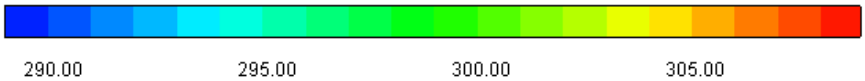
図 4.5-2　ボーリング孔をモデルに組み込んだケース（半径 0.1 m）及び組み込んでいないケース（半径 0 m）における透水量係数ごとの全水頭分布の比較（動水勾配：0.001）

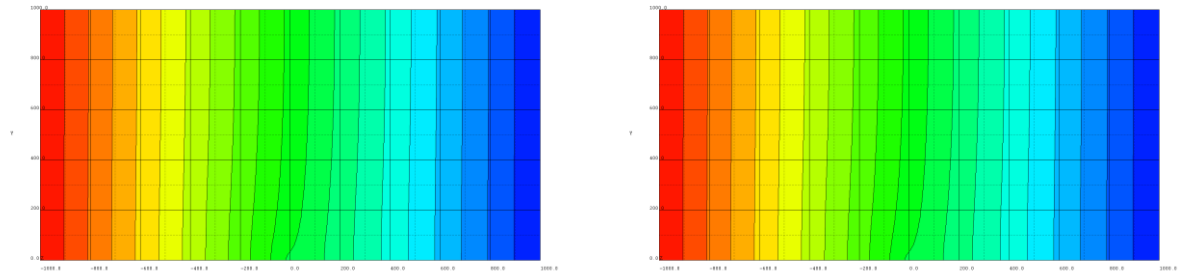
ボーリング孔半径：0.1 m	ボーリング孔半径：0 m



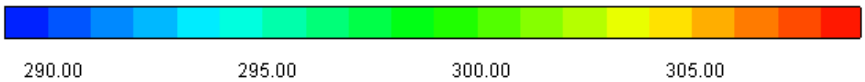


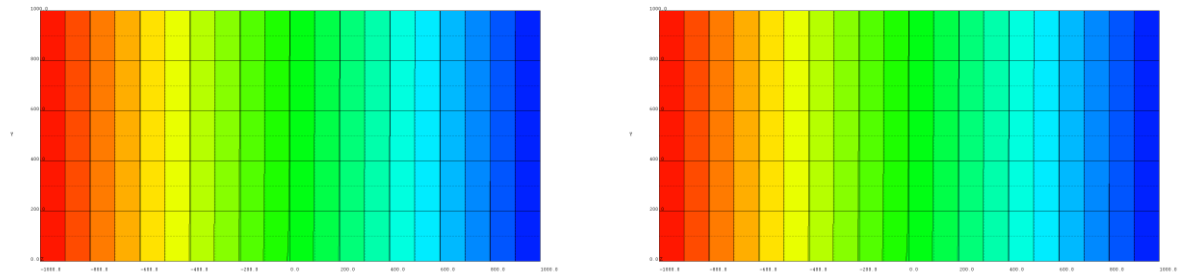
(a1) 透水量係数：10^{-4} m^2/s　　(b1) 透水量係数：10^{-4} m^2/s





(a2) 透水量係数：10^{-3} m^2/s　　(b2) 透水量係数：10^{-3} m^2/s





(a3) 透水量係数：10^{-2} m^2/s　　(b3) 透水量係数：10^{-2} m^2/s

図 4.5-3　ボーリング孔をモデルに組み込んだケース（半径 0.1 m）及び組み込んでいないケース（半径 0 m）における透水量係数ごとの全水頭分布の比較（動水勾配：0.01）

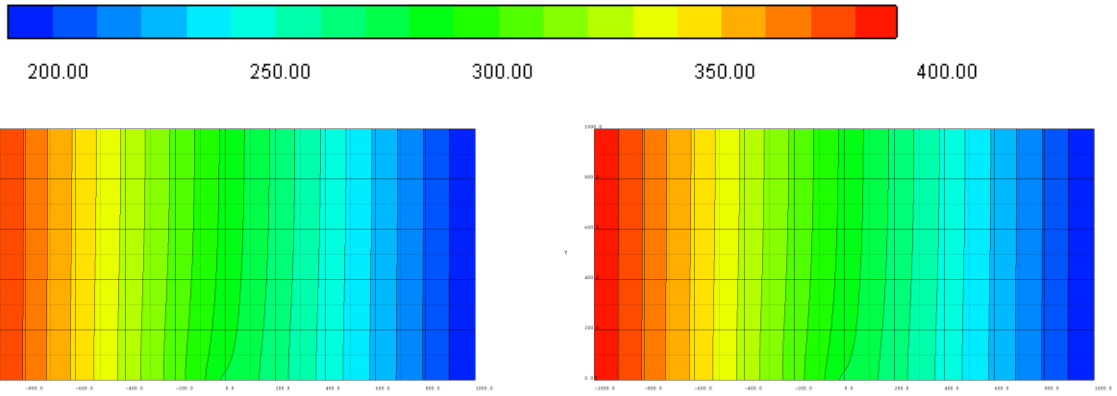
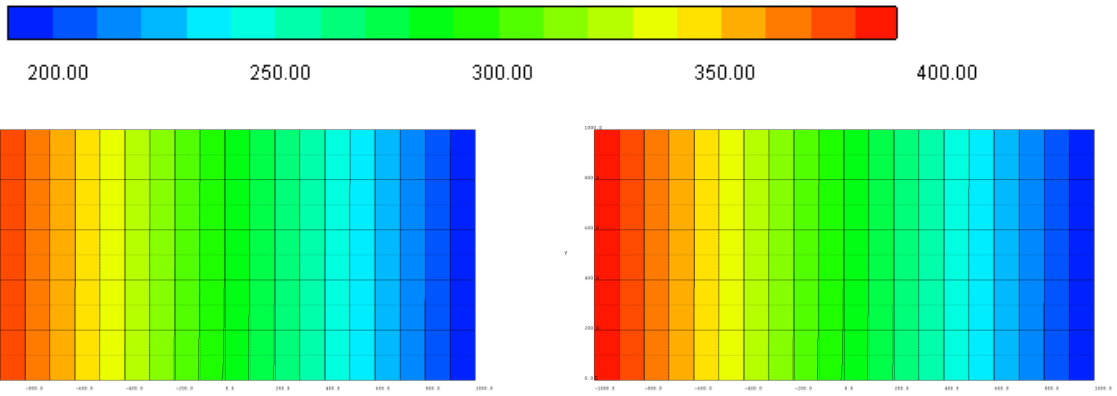
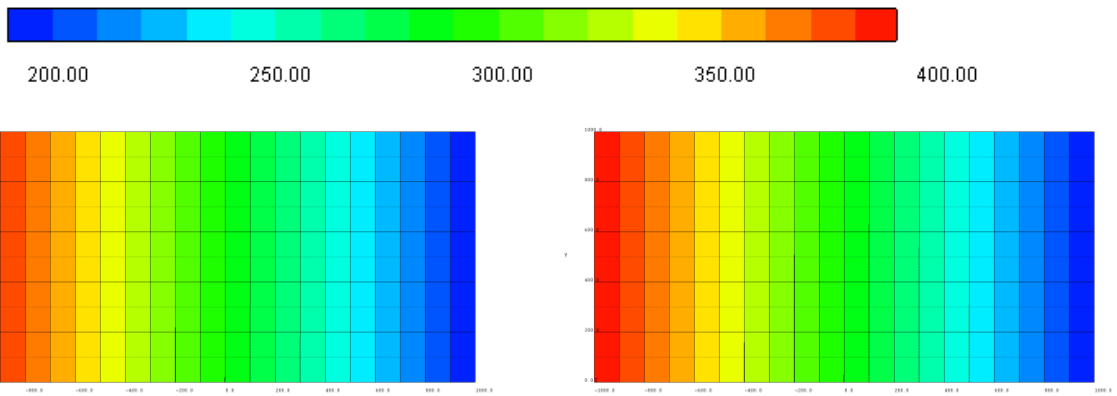
ボーリング孔半径：0.1 m	ボーリング孔半径：0 m
	
(a1) 透水量係数：10^{-4} m^2/s	(b1) 透水量係数：10^{-4} m^2/s
	
(a2) 透水量係数：10^{-3} m^2/s	(b2) 透水量係数：10^{-3} m^2/s
	
(a3) 透水量係数：10^{-2} m^2/s	(b3) 透水量係数：10^{-2} m^2/s

図 4.5-4　ボーリング孔をモデルに組み込んだケース（半径 0.1 m）及び組み込んでいないケース（半径 0 m）における透水量係数ごとの全水頭分布の比較（動水勾配：0.1）

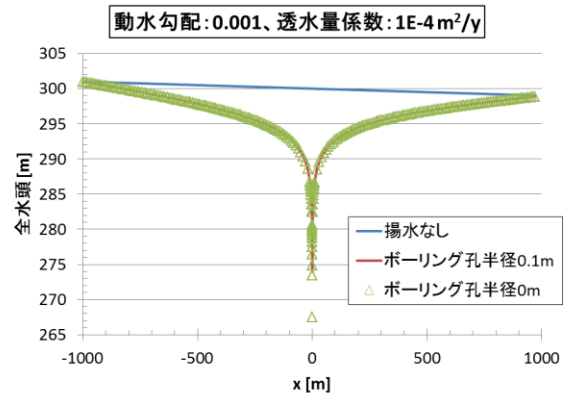
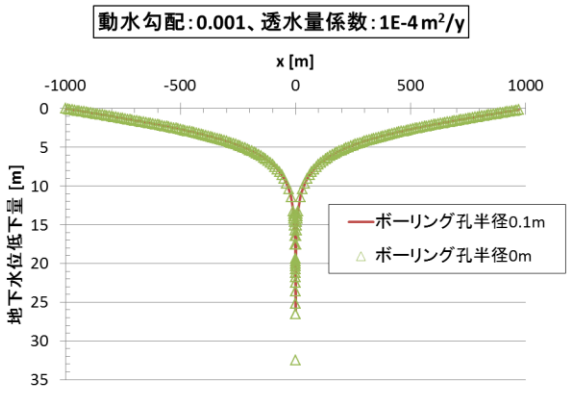
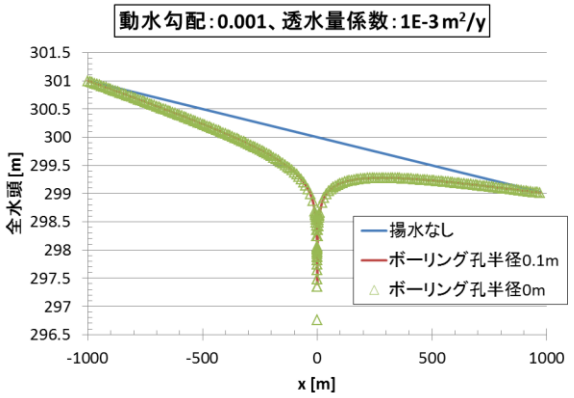
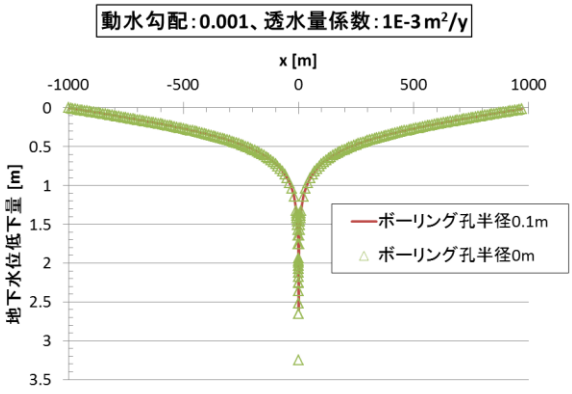
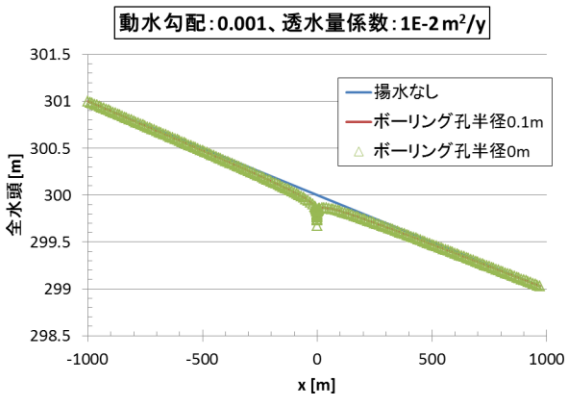
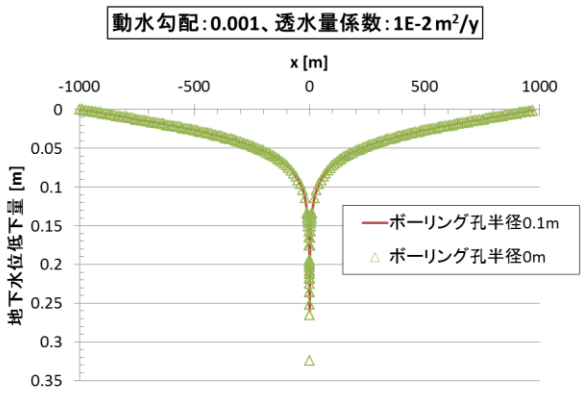
全水頭分布	水位低下量
	
(a1) 透水量係数：10^{-4} m^2/s	(b1) 透水量係数：10^{-4} m^2/s
	
(a2) 透水量係数：10^{-3} m^2/s	(b2) 透水量係数：10^{-3} m^2/s
	
(a3) 透水量係数：10^{-2} m^2/s	(b3) 透水量係数：10^{-2} m^2/s

図 4.5-5　各解析ケースにおける x 軸上における全水頭分布及び水位低下量の比較
（動水勾配：0.001）

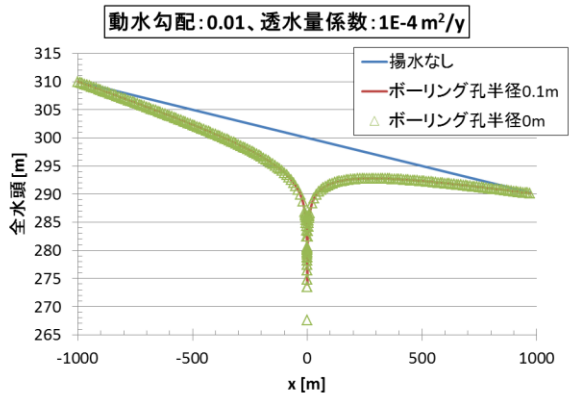
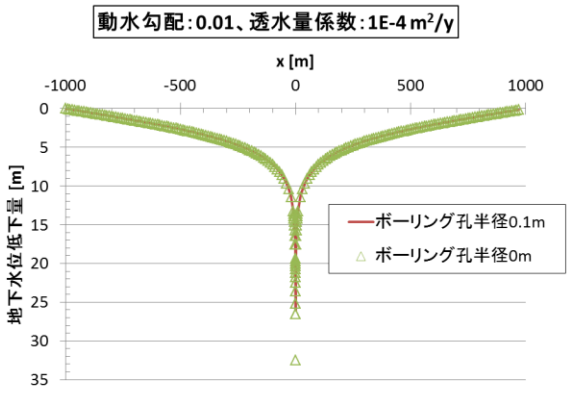
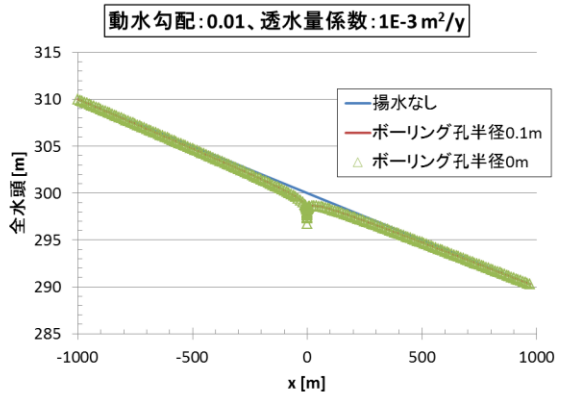
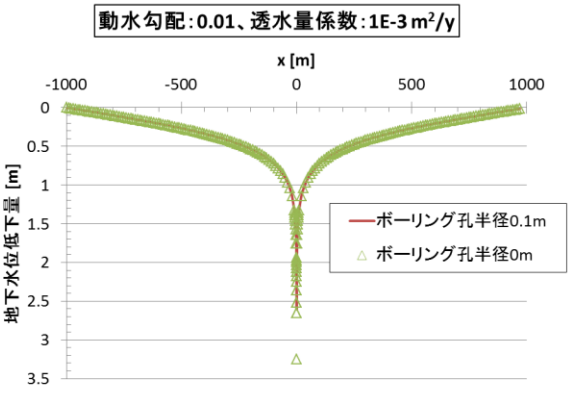
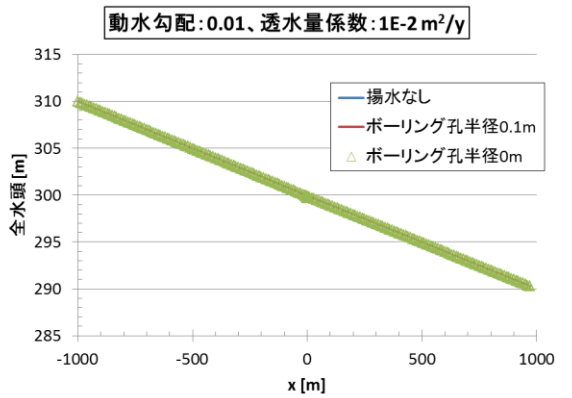
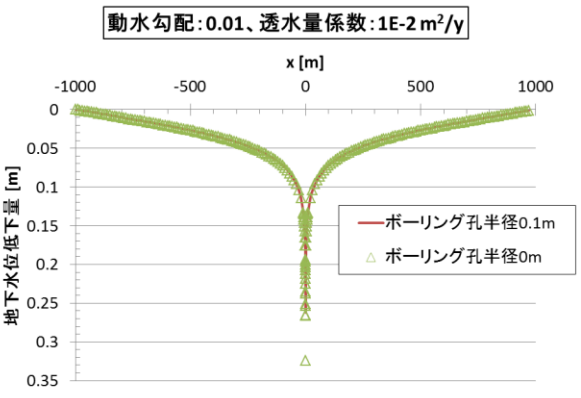
全水頭分布	水位低下量
	
(a1) 透水量係数：10^{-4} m^2/s	(b1) 透水量係数：10^{-4} m^2/s
	
(a2) 透水量係数：10^{-3} m^2/s	(b2) 透水量係数：10^{-3} m^2/s
	
(a3) 透水量係数：10^{-2} m^2/s	(b3) 透水量係数：10^{-2} m^2/s

図 4.5-6　各解析ケースにおける x 軸上における全水頭分布及び水位低下量の比較
（動水勾配：0.01）

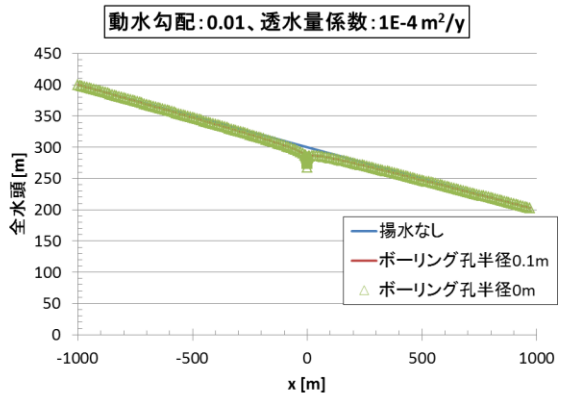
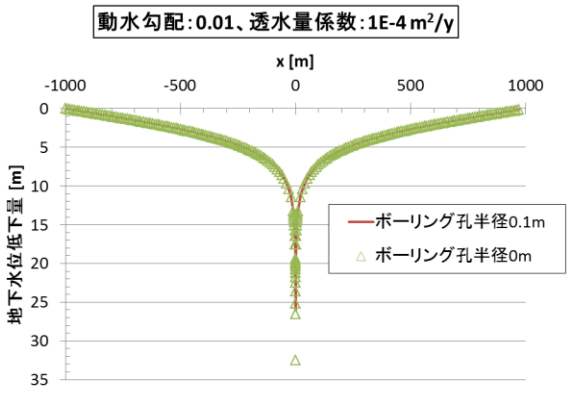
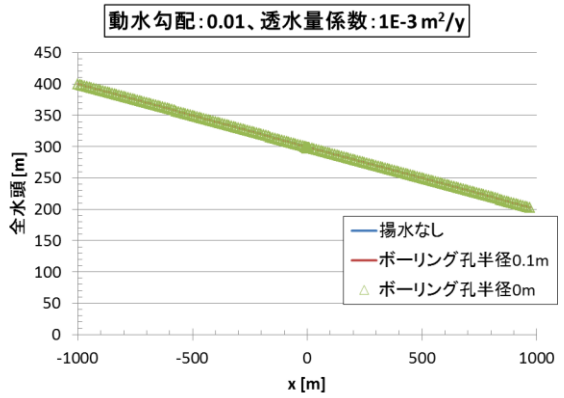
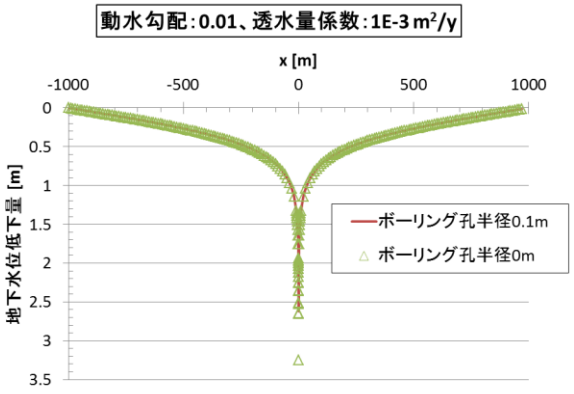
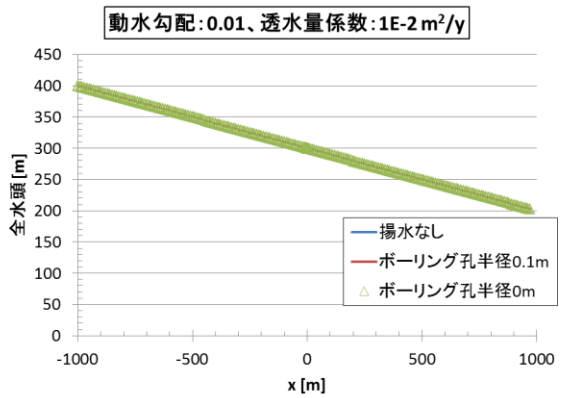
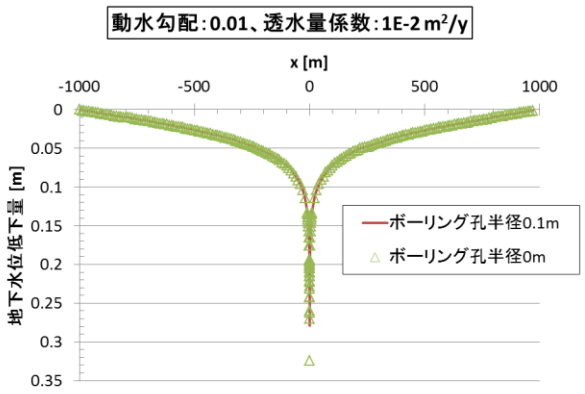
全水頭分布	水位低下量
	
(a1) 透水量係数：10^{-4} m^2/s	(b1) 透水量係数：10^{-4} m^2/s
	
(a2) 透水量係数：10^{-3} m^2/s	(b2) 透水量係数：10^{-3} m^2/s
	
(a3) 透水量係数：10^{-2} m^2/s	(b3) 透水量係数：10^{-2} m^2/s

図 4.5-7　各解析ケースにおける x 軸上における全水頭分布及び水位低下量の比較
（動水勾配：0.1）

（b） トラジェクトリ解析

ボーリング孔をモデルに組み込んだ場合（半径 0.1m）における透水量係数ごとのトラジェクトリ解析結果の比較を行ったものに関して、動水勾配が 0.001 の場合を図 4.5-8 に、動水勾配が 0.01 の場合を図 4.5-9 に、動水勾配が 0.1 の場合を図 4.5-10 に示す。これらの図では、粒子出発点として、x 軸方向に-1,000 m、-500 m、-100 m、-10 m の位置で、y 軸方向に 5～995 m の間に 10 m 間隔（各 x 軸位置において、y 軸方向に 100 の出発点）で配置した場合のトラジェクトリ解析の結果を示している。解析ケースによって、ボーリング孔へ向かう流動が形成されていることが分かる。

そこで、これらの図をもとに、各解析ケースの各粒子出発点でのトラジェクトリ解析結果について、ボーリング孔へ向かう流動の割合を整理したものを図 4.5-11 に示す。また、同図には、y 方向での影響範囲も合わせて示した。この図から、動水勾配が小さいほど、揚水地層の透水量係数が小さいほど、粒子出発点の位置がボーリング孔から遠いほど、ボーリング孔へ向かう流動の割合が高く（影響範囲が広く）なることが分かる。なお、本解析におけるパラメータの組合せの場合、動水勾配が 0.1 のように大きい場合には、ボーリング孔へ向かう流動の割合が少なく、ほぼ動水勾配に支配された流動となった。

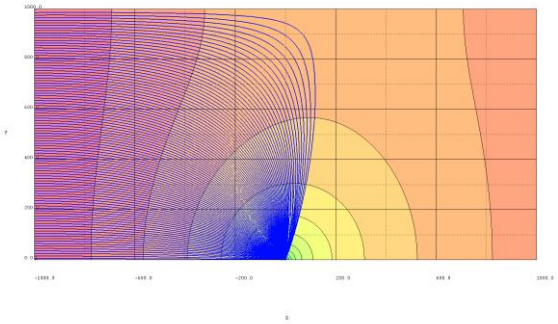
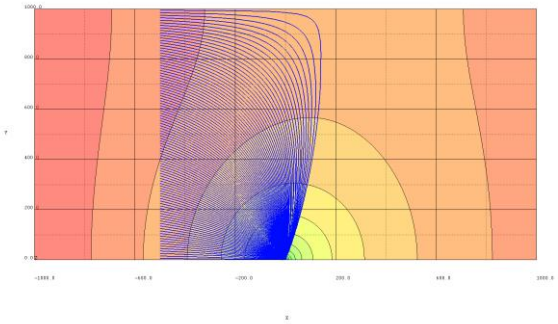
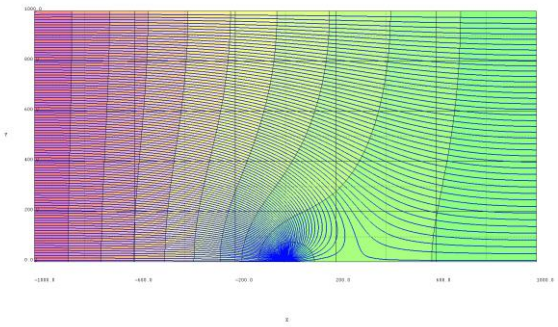
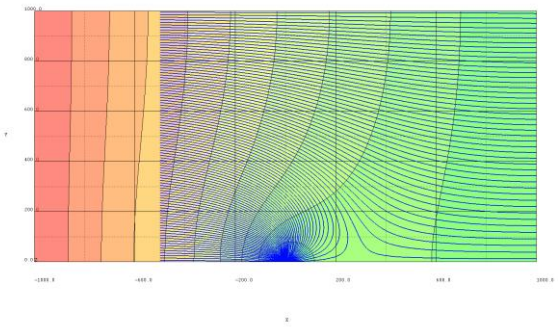
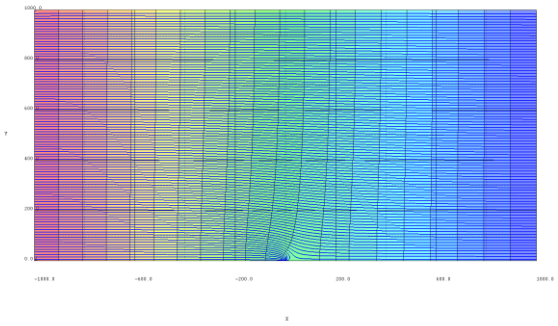
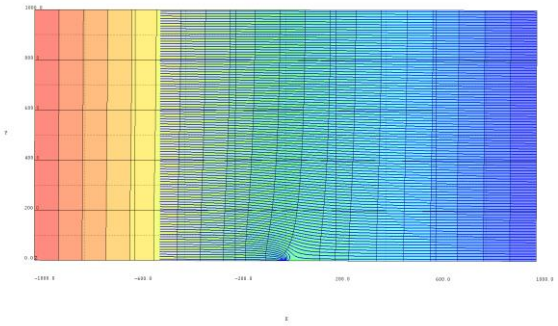
粒子出発点：x=-1,000m	粒子出発点：x=-500m
	
(a1) 透水量係数：10^{-4} m^2/s	(b1) 透水量係数：10^{-4} m^2/s
	
(a2) 透水量係数：10^{-3} m^2/s	(b2) 透水量係数：10^{-3} m^2/s
	
(a3) 透水量係数：10^{-2} m^2/s	(b3) 透水量係数：10^{-2} m^2/s

図 4.5-8　ボーリング孔をモデルに組み込んだ場合（半径 0.1m）における透水量係数ごとのトラジェクトリ解析結果の比較（動水勾配：0.001、粒子出発点：y=5～995 m の間で 10m ごとに配置）（1/2）

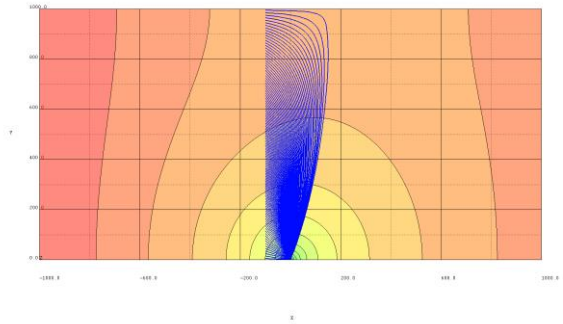
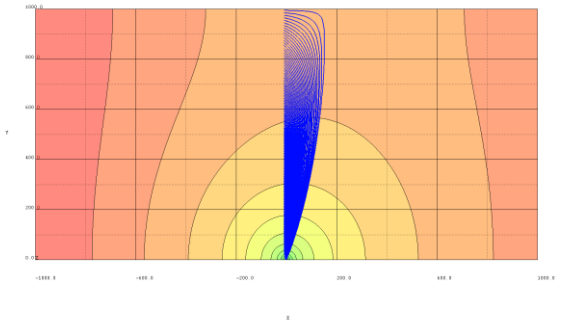
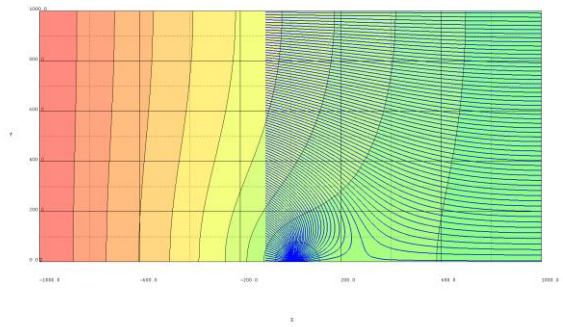
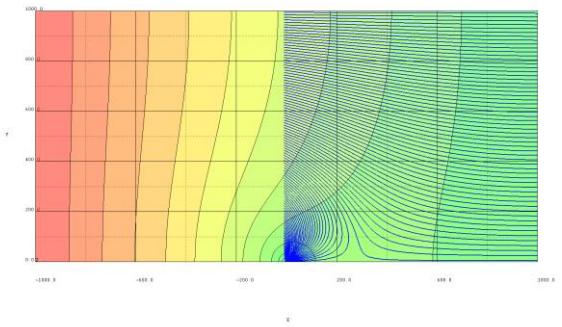
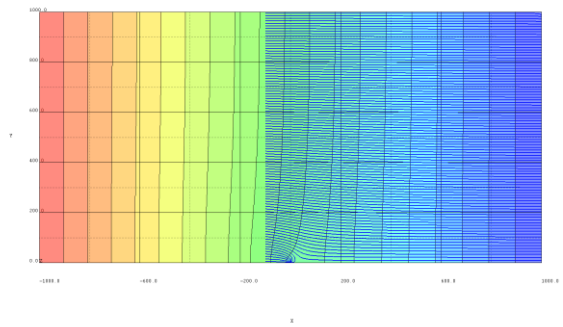
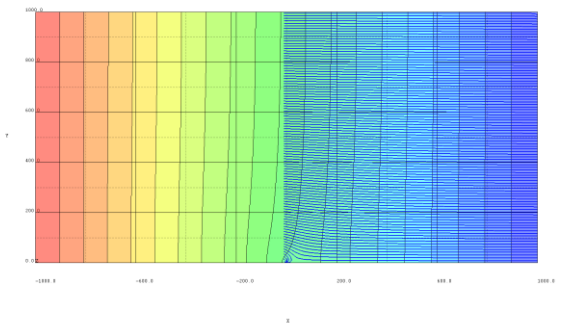
粒子出発点：x=-100m	粒子出発点：x=-10m
	
(c1) 透水量係数：10^{-4} m^2/s	(d1) 透水量係数：10^{-4} m^2/s
	
(c2) 透水量係数：10^{-3} m^2/s	(d2) 透水量係数：10^{-3} m^2/s
	
(c3) 透水量係数：10^{-2} m^2/s	(d3) 透水量係数：10^{-2} m^2/s

図 4.5-8　ボーリング孔をモデルに組み込んだ場合（半径 0.1m）における透水量係数ごとのトラジェクトリ解析結果の比較（動水勾配：0.001、粒子出発点：y=5～995 m の間で 10m ごとに配置）（2/2）

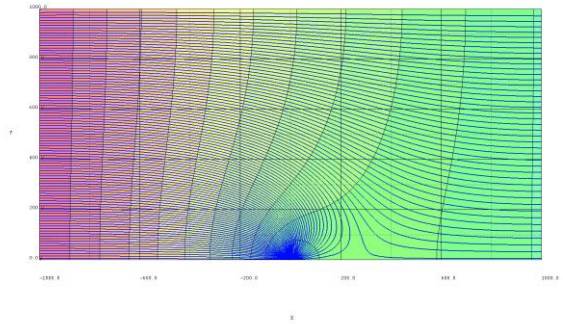
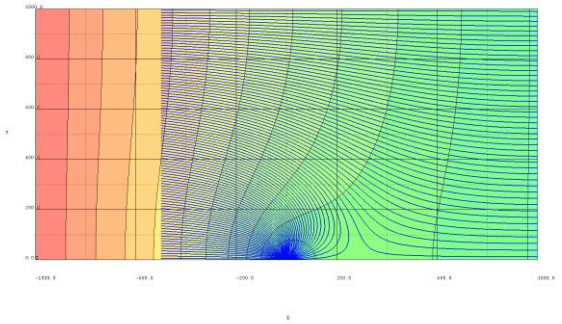
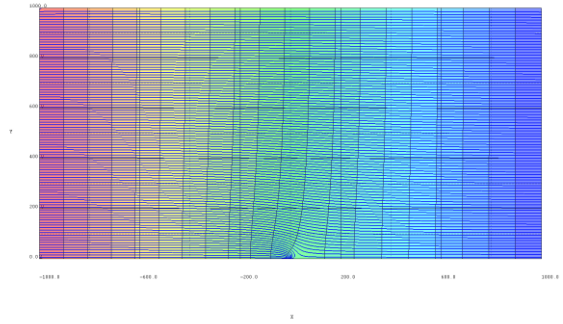
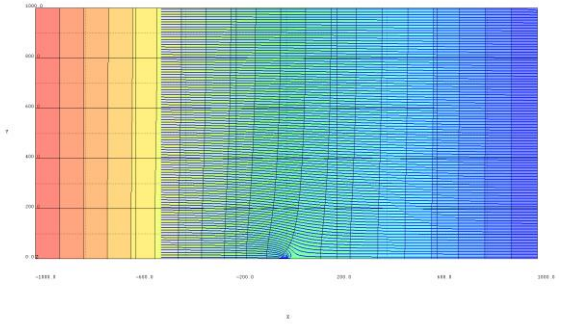
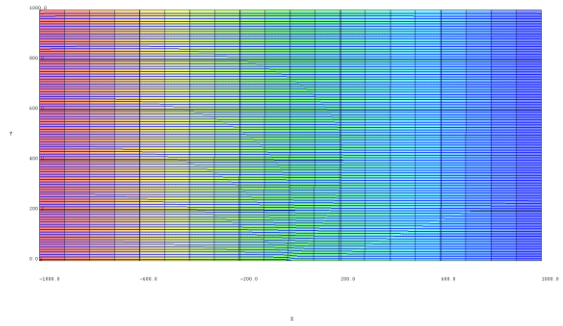
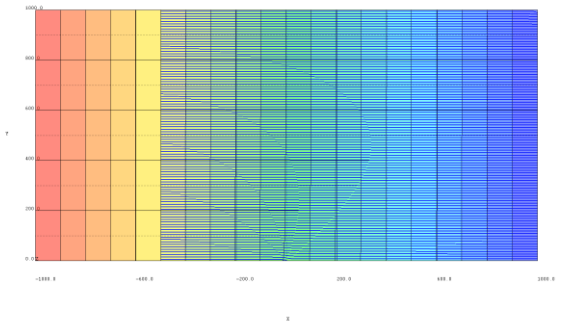
粒子出発点：x=-1,000m	粒子出発点：x=-500m
	
(a1) 透水量係数：10^{-4} m^2/s	(b1) 透水量係数：10^{-4} m^2/s
	
(a2) 透水量係数：10^{-3} m^2/s	(b2) 透水量係数：10^{-3} m^2/s
	
(a3) 透水量係数：10^{-2} m^2/s	(b3) 透水量係数：10^{-2} m^2/s

図 4.5-9　ボーリング孔をモデルに組み込んだ場合（半径 0.1m）における透水量係数ごとのトラジェクトリ解析結果の比較（動水勾配：0.01、粒子出発点：y=5～995 m の間で 10m ごとに配置）（1/2）

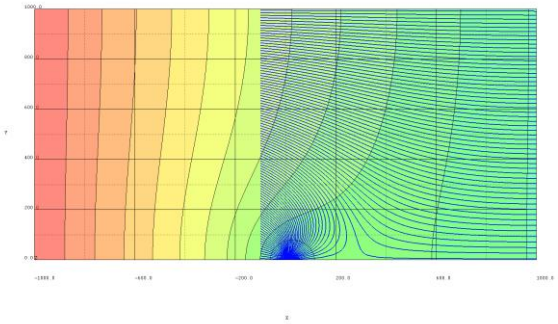
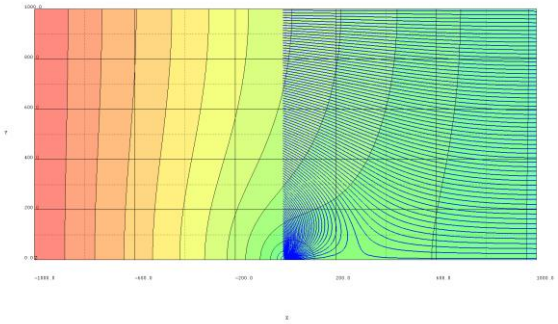
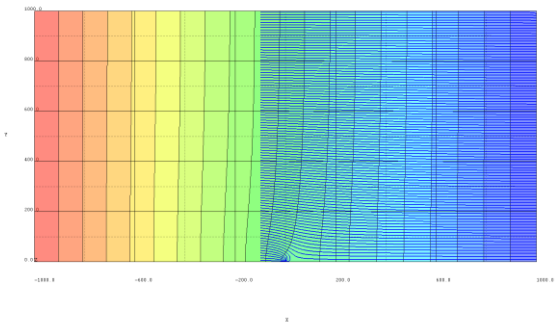
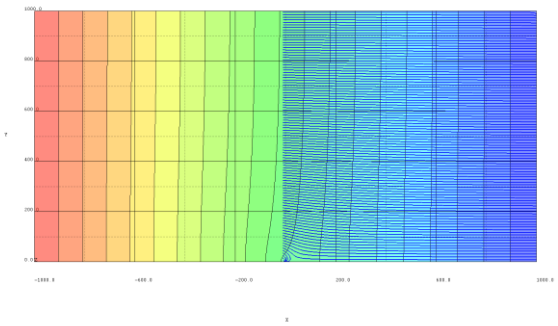
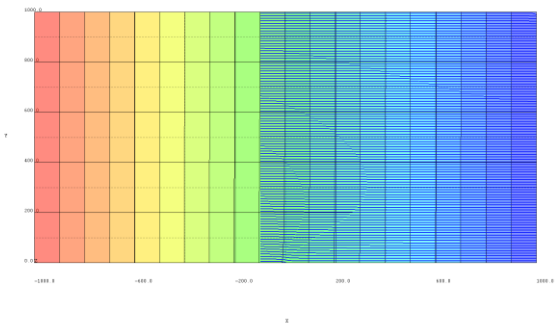
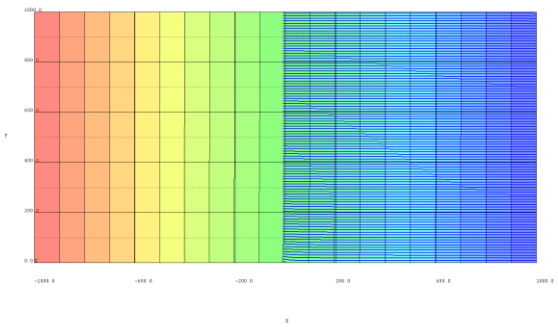
粒子出発点：x=-100m	粒子出発点：x=-10m
	
(c1) 透水量係数：10^{-4} m^2/s	(d1) 透水量係数：10^{-4} m^2/s
	
(c2) 透水量係数：10^{-3} m^2/s	(d2) 透水量係数：10^{-3} m^2/s
	
(c3) 透水量係数：10^{-2} m^2/s	(d3) 透水量係数：10^{-2} m^2/s

図 4.5-9　ボーリング孔をモデルに組み込んだ場合（半径 0.1m）における透水量係数ごとのトラジェクトリ解析結果の比較（動水勾配：0.01、粒子出発点：y=5～995 m の間で 10m ごとに配置）（2/2）

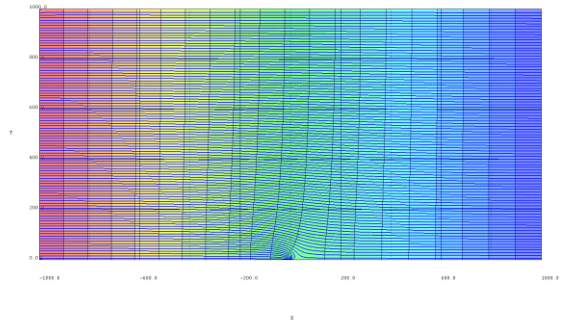
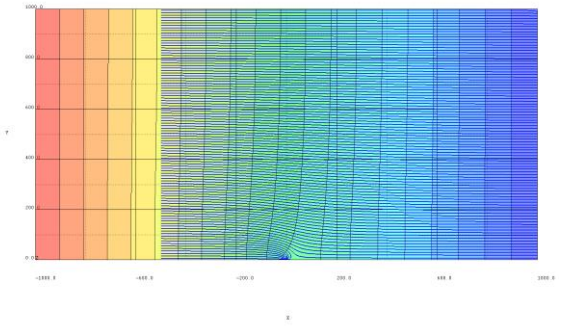
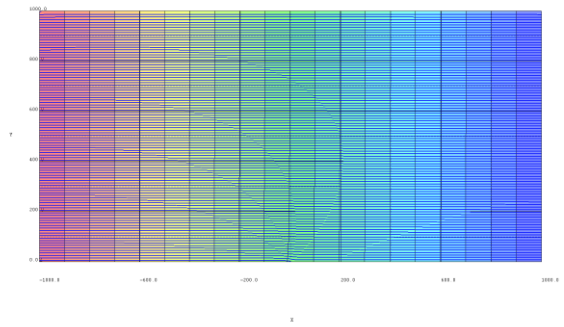
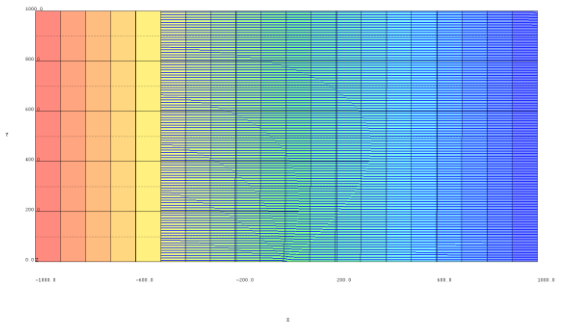
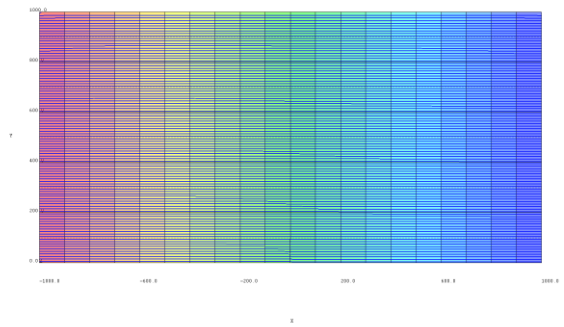
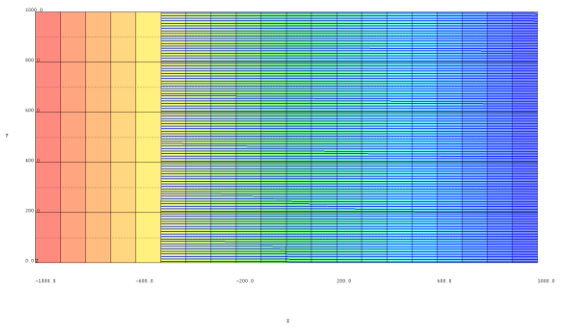
粒子出発点：x=-1,000m	粒子出発点：x=-500m
	
(a1) 透水量係数：10^{-4} m^2/s	(b1) 透水量係数：10^{-4} m^2/s
	
(a2) 透水量係数：10^{-3} m^2/s	(b2) 透水量係数：10^{-3} m^2/s
	
(a3) 透水量係数：10^{-2} m^2/s	(b3) 透水量係数：10^{-2} m^2/s

図 4.5-10　ボーリング孔をモデルに組み込んだ場合（半径 0.1m）における透水量係数ごとのトラジェクトリ解析結果の比較（動水勾配：0.1、粒子出発点：y=5～995 m の間で 10m ごとに配置）（1/2）

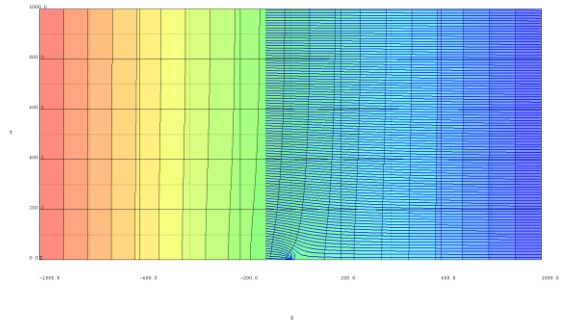
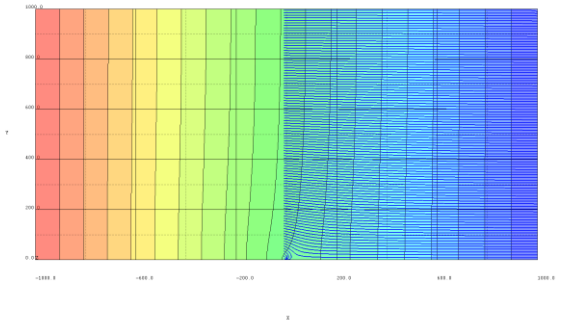
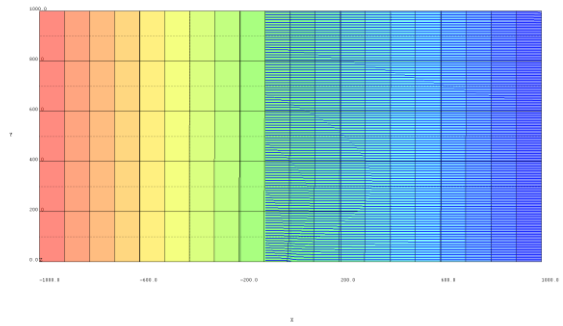
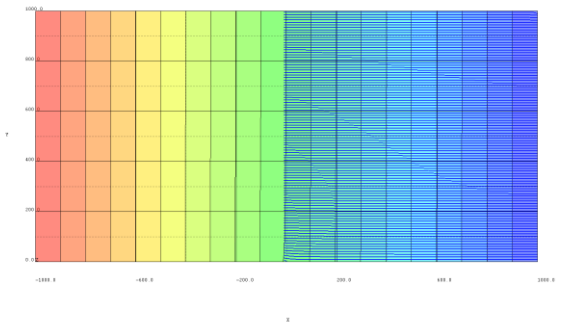
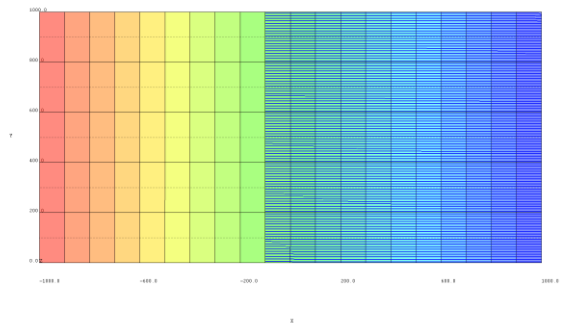
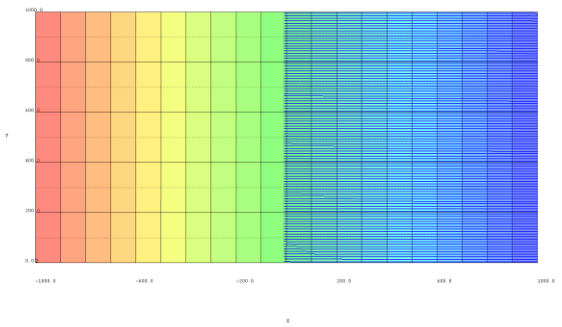
粒子出発点：x=-100m	粒子出発点：x=-10m
	
(c1) 透水量係数：10^{-4} m^2/s	(d1) 透水量係数：10^{-4} m^2/s
	
(c2) 透水量係数：10^{-3} m^2/s	(d2) 透水量係数：10^{-3} m^2/s
	
(c3) 透水量係数：10^{-2} m^2/s	(d3) 透水量係数：10^{-2} m^2/s

図 4.5-10　ボーリング孔をモデルに組み込んだ場合（半径 0.1m）における透水量係数ごとのトラジェクトリ解析結果の比較（動水勾配：0.1、粒子出発点：y=5～995 m の間で 10m ごとに配置）（2/2）

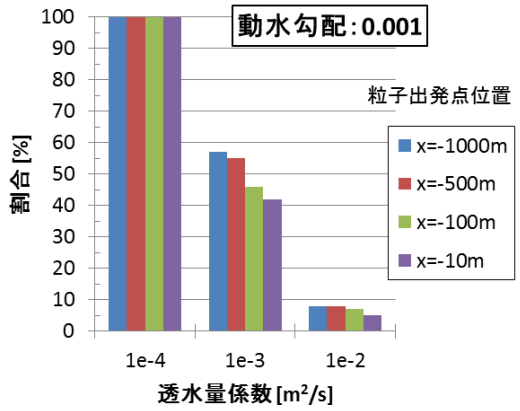
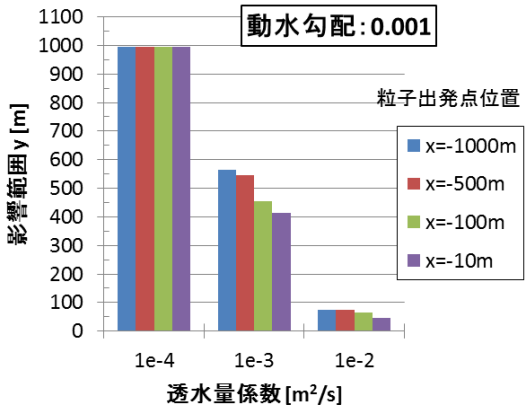
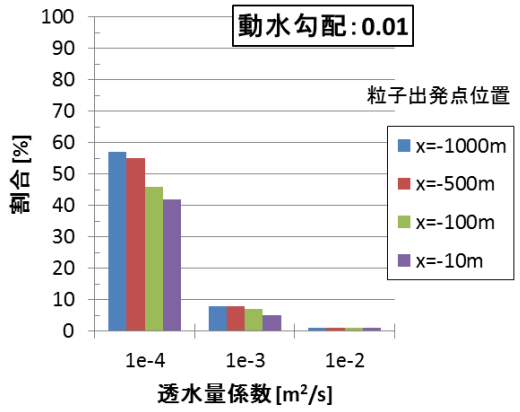
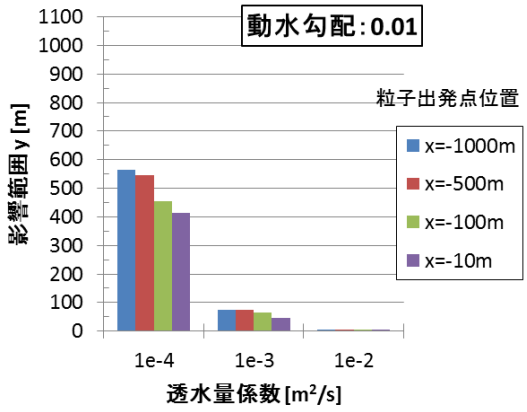
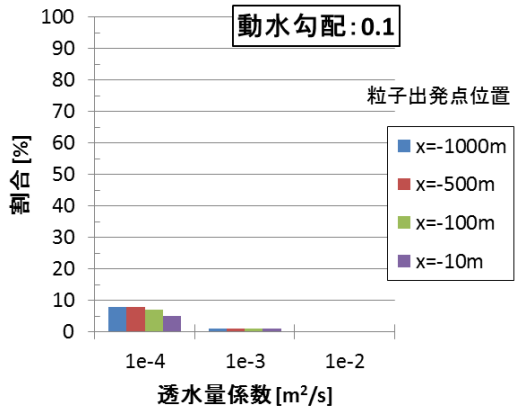
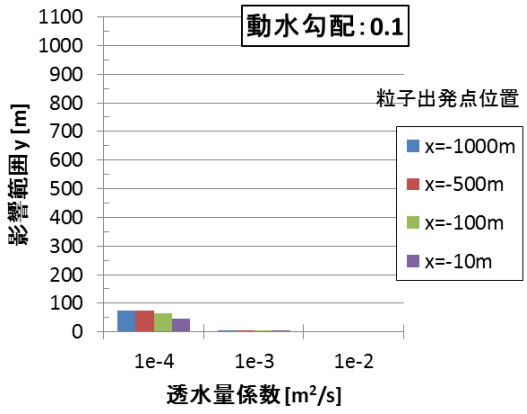
ボーリング孔へ向かう流動の割合	影響範囲
	
(a1) 動水勾配：0.001	(b1) 動水勾配：0.001
	
(a2) 動水勾配：0.01	(b2) 動水勾配：0.01
	
(a3) 動水勾配：0.1	(b3) 動水勾配：0.1

図 4.5-11　各解析ケースの各粒子出発点でのトラジェクトリ解析結果におけるボーリング孔へ向かう流動の割合及び影響範囲の比較

（3） 考察

揚水地層に対する 2 次元水平断面による流動解析の結果、揚水地層の透水量係数が小さいほど、揚水に伴う水位低下量が大きく、その水位低下に伴うボーリング孔での全水頭が動水勾配によって形成される全水頭よりも低い場合には、ボーリング孔へ向かう流動が形成される範囲が広くなることが分かった。つまり、揚水地層の透水量係数が小さく、動水勾配が小さい場合には、ボーリング孔へ向かう流動が形成される範囲が広くなるため、揚水による地下水流動への影響は大きいということが言える。

以上の 2 次元水平断面による解析結果を受けて、次項の 3 次元解析では、以下の点を考慮して、解析ケース及びパラメータを設定した。

- 温泉開発におけるボーリング孔の直径は約 20 cm と、解析モデルのスケール（2,000 メートル四方）に比して小さく、ボーリング孔をモデルに組み込むかどうかによる全水頭に対する影響は小さいため、3 次元解析ではボーリング孔をモデルに組み込まず、揚水の効果のみを考慮する。
- 透水量係数が 10^{-4} m^2/s の地層（厚さ 100m を仮定すると、透水係数は 10^{-6} m^2/s）に対して、100 L/min で揚水を行うと、ボーリング孔半径 0.1m での水位低下量は約 26 m であり、「広域で過度な水位低下が発生しないよう温泉も対策が必要とされる場合もある」（環境省自然環境局、2014）[(3)]ことから、実際にはこのような透水性の地層からは、100 L/min で揚水が行われる可能性は低いものと考えられる。よって、透水量係数が 10^{-4} m^2/s の地層は検討の対象外とする。また、透水量係数が 10^{-2} m^2/s の地層（厚さ 100m を仮定すると、透水係数は 10^{-4} m^2/s）に対して、100 L/min で揚水を行うと、ボーリング孔半径 0.1m での水位低下量は約 0.26 m と小さいため、検討の対象外とする。したがって、3 次元解析では、揚水地層の透水量係数として、10^{-3} m^2/s の地層（厚さ 100m を仮定すると、透水係数は 10^{-5} m^2/s）を検討対象とする。
- 本解析の対象とする透水量係数の範囲において、動水勾配が 0.1 のような場合には、ほとんどボーリング孔へ向かう流動は形成されなかったため、次項の 3 次元解析において、動水勾配 0.1 は検討の対象外とする。したがって、3 次元解析では、動水勾配として、0.001、0.01 を検討対象とする。

4.5.3　3 次元解析

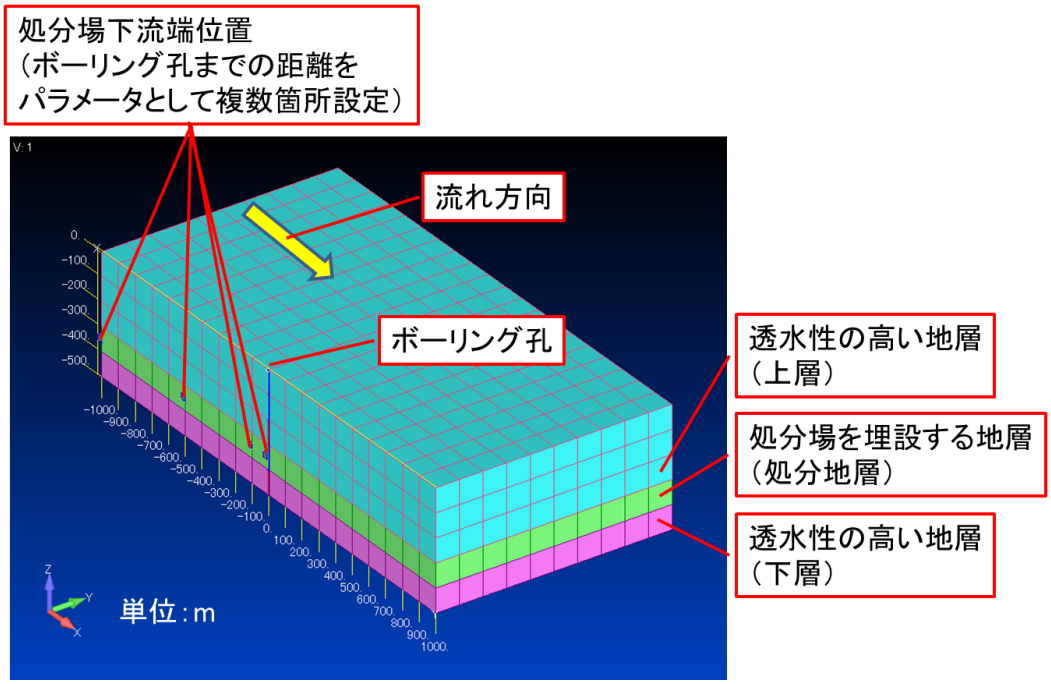
解析コードとして、3 次元地下水流動-核種移行解析コード 3D-SEEP を用いて、以下の解析モデルにより解析を行った。

（1）　解析条件

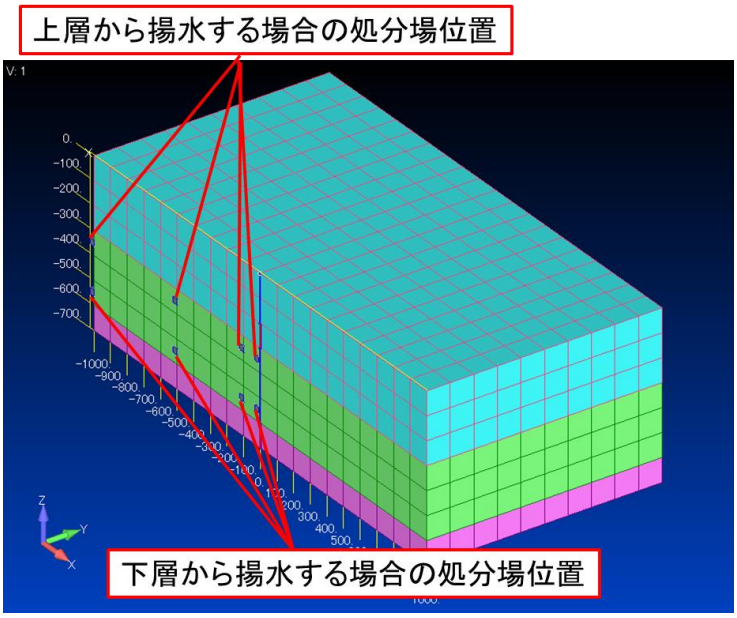
（a）　解析モデル

図 4.5-12 の解析モデルの概念図に示すように、2,000m 四方で対称性を考慮して、ボーリング孔を中心に地下水の流れ方向の断面（x 軸）で半分の領域を対象とした。この図の場合、深度方向の中央部分（緑色）に処分場を埋設する地層（以下、「処分地層」という。）が存在し、その上側（水色）と下側（桃色）に処分地層よりも透水性の高い地層（以下、上の透水性の高い地層を「上層」といい、下の透水性の高い地層を「下層」という。）が存在するものとした。また、処分地層の厚さの影響を検討するため、処分地層の厚さが 100m の場合（図 4.5-12(a)）と、処分地層の厚さが 300m の場合（図 4.5-12(b)）を設定した。さらに、3 次元解析では、下層から温泉の揚水を行った場合を揚水地層（下層）、上層から温泉の揚水を行った場合を揚水地層（上層）と区別し、それぞれ解析を行った。揚水を行う範囲（深度方向）は処分地層に隣接する 100m とした。間隙率は、すべての地層で一律 0.4 とした。なお、温泉開発におけるボーリング孔の直径は約 20 cm と、解析モデルのスケール（2,000 メートル四方）に比して小さく、ボーリング孔をモデルに組み込むかどうかによる全水頭に対する影響は小さいため、ボーリング孔をモデルに組み込まず、揚水の効果のみを考慮した。

トラジェクトリ解析に関しては、処分地層における処分場位置とボーリング孔の距離の影響を検討するため、処分場下流端位置に粒子出発点を配置することとし、x 方向の水平距離に関しては、ボーリング孔までの距離をパラメータとして、-1000 m, -500 m, -100 m, -10 m を設定した。この処分場下流端位置に対して、y 軸方向に 5～995 m の間に 10 m 間隔で粒子出発点を配置した。また、z 軸での位置は、ケース間で相対距離を揃えるため、揚水を行う地層から 50m 離れた位置とした。つまり、処分地層の厚さが 100m の場合は、上層から揚水した場合でも下層から揚水した場合でも同じ z 軸位置（図 4.5-12(a)）であるが、処分地層の厚さが 300m の場合は、上層から揚水を行う場合は上層から z のマイナス方向に 50m の位置、下層から揚水を行う場合は下層から z のプラス方向に 50m の位置とした（図 4.5-12(b)）。処分地層の厚さ 100m の場合のトラジェクトリ解析の粒子出発点の配置イメージを図 4.5-13 に示す。



(a) 処分地層の厚さ：100 m



(b) 処分地層の厚さ：300 m

図 4.5-12　解析モデルの概念図

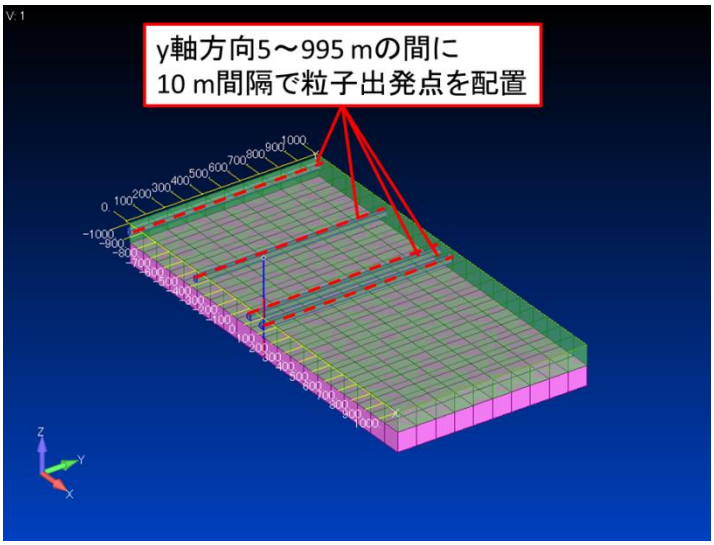


図 4.5-13　トラジェクトリ解析における粒子出発点の配置イメージ（処分地層の厚さ 100m の場合）

(b)　解析ケース及び設定パラメータ

3 次元解析では、深度方向での揚水位置の影響を検討するため、下層から揚水した場合あるいは上層から揚水した場合について解析ケースを設定した。また、2 次元解析の結果から、動水勾配は、0.001、0.01 を設定し、揚水地層の透水係数は、透水量係数 10^{-3} m^2/s 及び揚水を行う範囲（深度方向）の厚さ 100 m から、10^{-5} m/s と設定した。

処分地層の厚さは 100m あるいは 300m とし、処分地層の透水係数は揚水地層よりも小さくなるよう、10^{-8}～10^{-6} m/s の範囲で設定した。

3 次元解析における解析ケース及び処分地層の設定パラメータを表 4.5-2 に示す。

表 4.5-2　3 次元解析における解析ケース及び処分地層の設定パラメータ

No.	揚水位置	動水勾配	処分地層厚さ [m]	処分地層透水係数 [m/s]
1	下層	0.001	100	1.00E-08
2				1.00E-07
3				1.00E-06
4			300	1.00E-08
5				1.00E-07
6				1.00E-06
7		0.01	100	1.00E-08
8				1.00E-07
9				1.00E-06
10			300	1.00E-08
11				1.00E-07
12				1.00E-06
13	上層	0.001	100	1.00E-08
14				1.00E-07
15				1.00E-06
16			300	1.00E-08
17				1.00E-07
18				1.00E-06
19		0.01	100	1.00E-08
20				1.00E-07
21				1.00E-06
22			300	1.00E-08
23				1.00E-07
24				1.00E-06

（2） 解析結果

（a） 下層から揚水

① 処分地層の厚さと透水係数の感度

下層から揚水した場合かつ動水勾配が 0.001 の場合に関して、処分地層厚さ及び処分地層透水係数ごとの処分場下流端位置 x=-1,000m におけるトラジェクトリ解析の結果を図 4.5-14 に示す。この図において、緑の流跡線が処分地層での流動、赤が揚水地層（下層）での流動を示している。

この図から、処分地層の透水係数が大きくなるほど、処分地層中での移行距離が長くなることが分かる。また、処分地層の厚さの影響は顕著ではないが、処分地層の透水係数が 10^{-7} m/s より小さいケースでは、処分地層厚さの 300 m の方がが 100 m に比べて、処分地層中での移行距離が長くなるのに対して、処分地層の透水係数が 10^{-6} m/s のケースでは、処分地層厚さの大きい方が小さい方に比べて、処分地層中での移行距離が短くなることが分かる。なお、いずれのケースにおいても､ボーリング孔へ向かう流動が一定の割合で形成されていることが分かる。

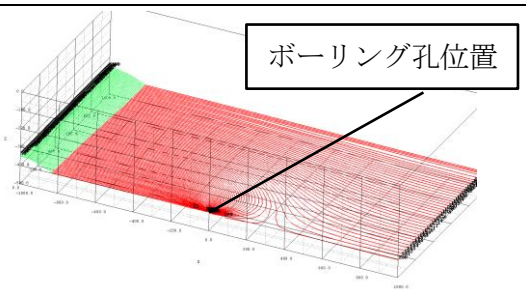
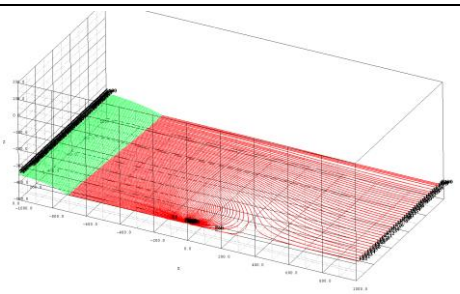
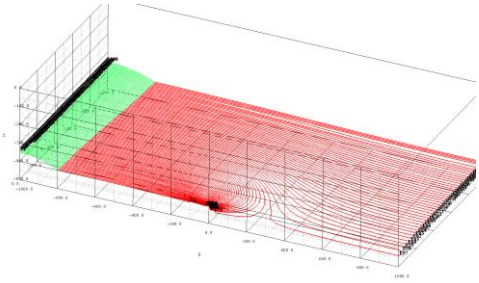
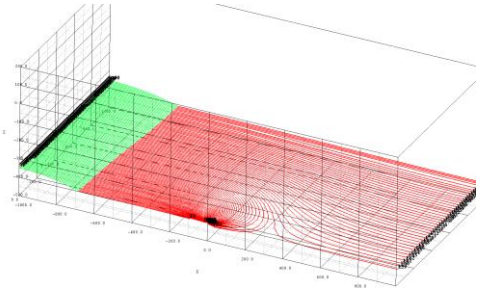
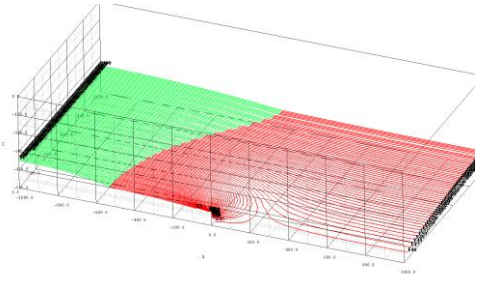
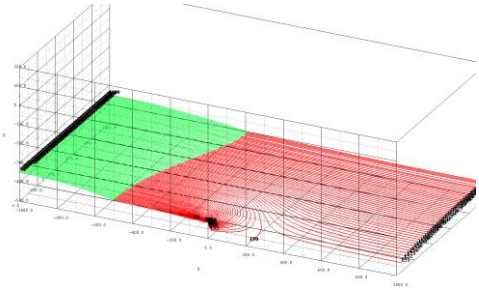
処分地層厚さ：100 m	処分地層厚さ：300 m
 (a1) 処分地層透水係数：10^{-8} m/s	 (b1) 処分地層透水係数：10^{-8} m/s
 (a2) 処分地層透水係数：10^{-7} m/s	 (b2) 処分地層透水係数：10^{-7} m/s
 (a3) 処分地層透水係数：10^{-6} m/s	 (b3) 処分地層透水係数：10^{-6} m/s
※ 緑の流跡線が処分地層での流動、赤が揚水地層（下層）での流動を示している。	

図 4.5-14 処分地層厚さ及び処分地層透水係数ごとの処分場下流端位置 x=-1,000m におけるトラジェクトリ解析の結果（下層から揚水、動水勾配 0.001）

② 動水勾配と透水係数の感度

下層から揚水した場合かつ処分地層厚さが 100 m の場合に関して、動水勾配及び処分地層透水係数ごとの処分場下流端位置 x=-1,000m におけるトラジェクトリ解析の結果を図 4.5-15 に示す。この図において、緑の流跡線が処分地層での流動、赤が揚水地層（下層）での流動を示している。

この図から、動水勾配が大きくかつ処分地層の透水係数が大きいほど、処分地層中での移行距離が長くなることが分かり、特に動水勾配が 0.01 かつ処分地層の透水係数が 10^{-6} m/s のケースにおいて、揚水地層へ行かず、元の処分地層をそのまま流動する箇所が存在することが分かる。それ以外には、ボーリング孔へ向かう流動やボーリング孔へ向かわないものの揚水地層を下流まで移行する流動が形成されていることが分かる。

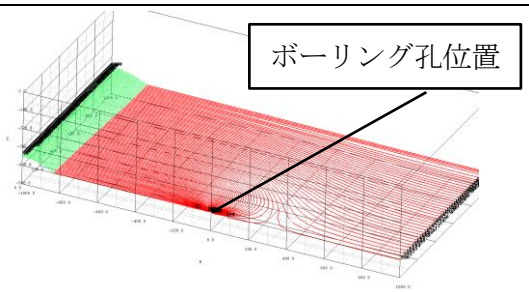
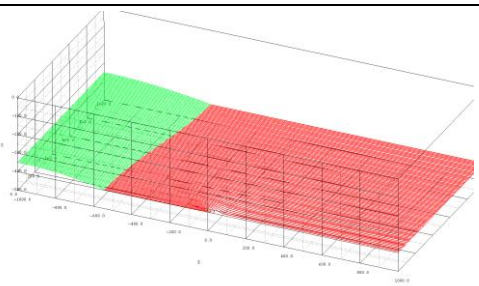
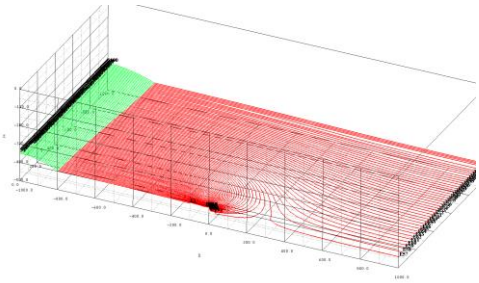
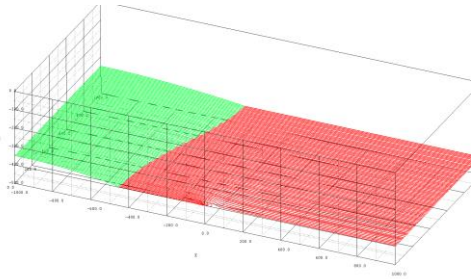
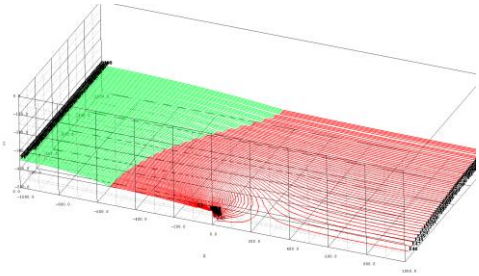
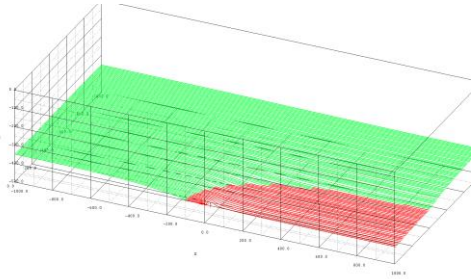
動水勾配：0.001	動水勾配：0.01
 (1) 処分地層透水係数：10^{-8} m/s	 (2) 処分地層透水係数：10^{-8} m/s
 (3) 処分地層透水係数：10^{-7} m/s	 (4) 処分地層透水係数：10^{-7} m/s
 (5) 処分地層透水係数：10^{-6} m/s	 (6) 処分地層透水係数：10^{-6} m/s
※ 緑の流跡線が処分地層での流動、赤が揚水地層（下層）での流動を示している。	

図 4.5-15 動水勾配及び処分地層透水係数ごとのトラジェクトリ解析の結果
（下層から揚水、処分地層の厚さ 100 m）

③ 各流動パターンの割合及び平均流速

以上より、動水勾配と透水係数の組合せによって、地下水流動パターンは次の 3 つに分類できることが分かった。

① 短絡：ボーリング孔へ向かう流動が形成され、通常よりも短い移行経路となるパターン
② 流速増加：ボーリング孔へは向かわないものの、透水係数の高い揚水地層に浸入するため、流速が増加するパターン
③ 影響なし：ボーリング掘削の影響をほとんど受けずに、元の処分地層をそのまま通過する流動パターン

そこで、以下では、下層から揚水した場合の全ケースについて、各流動パターンの割合及び平均流速を整理した。ここで、平均流速は、各粒子出発点からボーリング孔あるいは解析モデルの下流端までの移行距離を移行時間で除すことによって求めた。

i) 短絡パターン

下層から揚水した場合に関して、処分地層厚さ及び動水勾配ごとに各処分地層透水係数及び各処分場下流端位置における短絡パターンの割合を図 4.5-16、平均流速を図 4.5-17 に示す。なお、平均流速については、揚水を行わない場合における処分地層での平均流速もあわせて表示した（図中の凡例「揚水なし」）。

短絡パターンの割合（図 4.5-16）に関しては、処分地層の透水係数が小さいほど、また、処分場下流端位置がボーリング孔から遠い距離にあるほど、ボーリング孔へ向かう流動である短絡パターンが多くなり、ボーリング掘削に伴う揚水の影響を受けやすいことが分かる。さらに、動水勾配が小さい（0.001）場合は、動水勾配が大きい（0.01）場合に比べて短絡パターンが多く、揚水の影響を受けやすいことが分かる。一方、処分地層の厚さの影響は顕著ではない。

短絡パターンの平均流速（図 4.5-17）に関しては、動水勾配が小さい（0.001）場合、すべての処分地層の透水係数条件において、短絡パターンにおける平均流速が揚水なしに比べて 1 桁程度増加していることが分かり、また、その増加の割合は処分場下流端位置がボーリング孔に近いほど大きい傾向がある。一方、動水勾配が大きい（0.01）場合、処分地層の透水係数が小さい条件（10^{-8} m/y）において、短絡パターンにおける平均流速は揚水なしに比べて数倍程度増加するが、処分地層の透水係数が 10^{-6} m/y の場合や処分地層の厚さが 300m の場合において、短絡パターンの平均流速は揚水なしの場合とほぼ同じ流速となった。

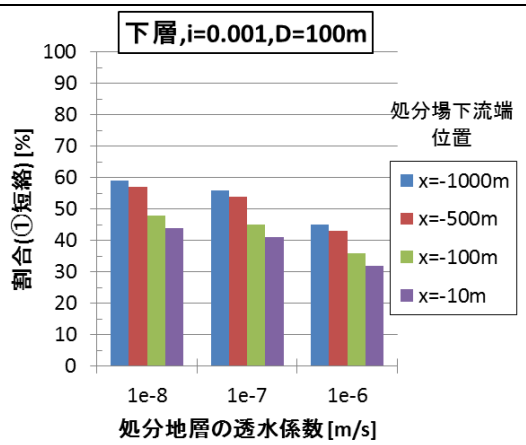
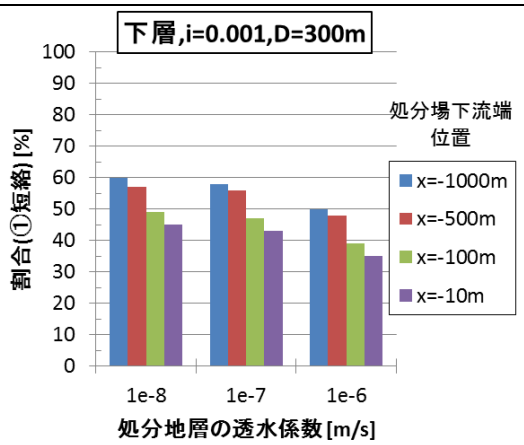
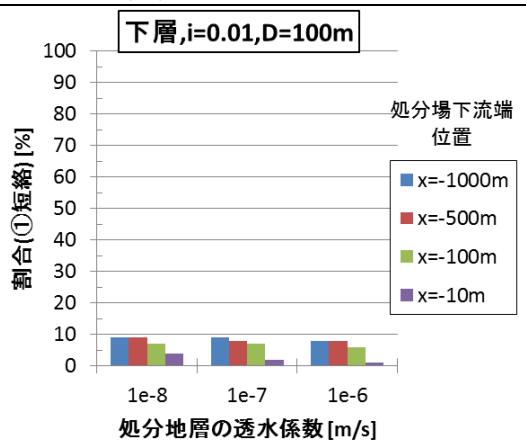
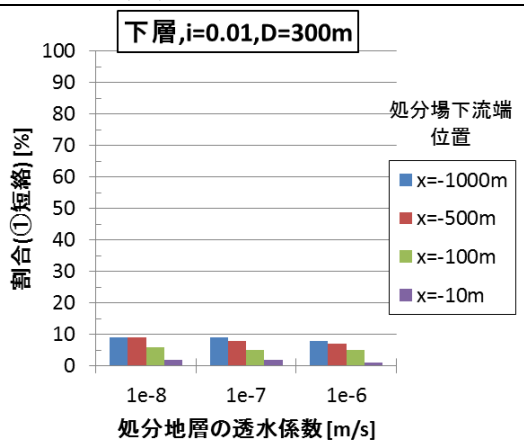
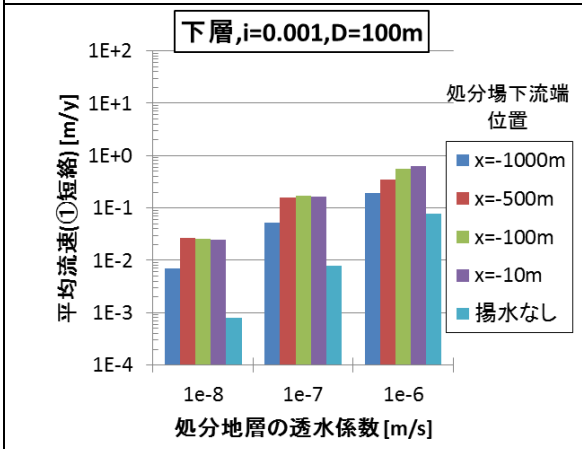
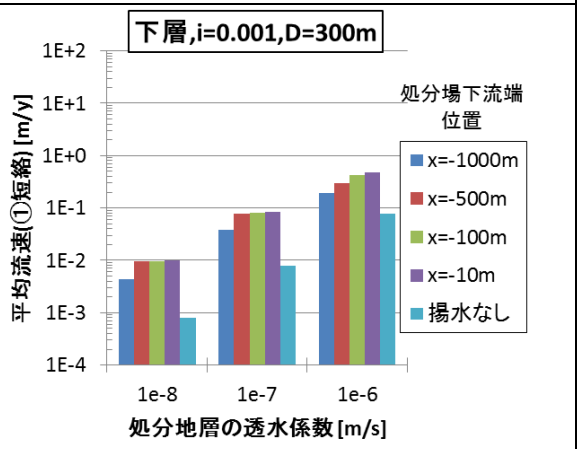
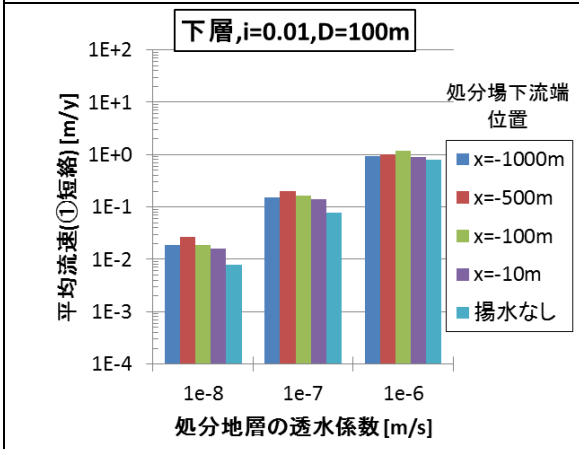
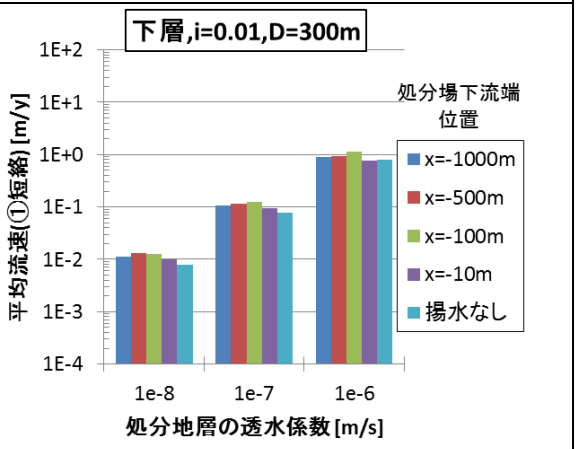
処分地層厚さ：100 m	処分地層厚さ：300 m
 (a1) 動水勾配：0.001	 (b1) 動水勾配：0.001
 (a2) 動水勾配：0.01	 (b2) 動水勾配：0.01

図 4.5-16　処分地層厚さ及び動水勾配ごとの各処分地層透水係数及び各処分場下流端位置における短絡パターンの割合（下層から揚水）

<table>
<tr><th>処分地層厚さ：100 m</th><th>処分地層厚さ：300 m</th></tr>
<tr><td> 

(a1) 動水勾配：0.001</td><td> 

(b1) 動水勾配：0.001</td></tr>
<tr><td> 

(a2) 動水勾配：0.01</td><td> 

(b2) 動水勾配：0.01</td></tr>
</table>

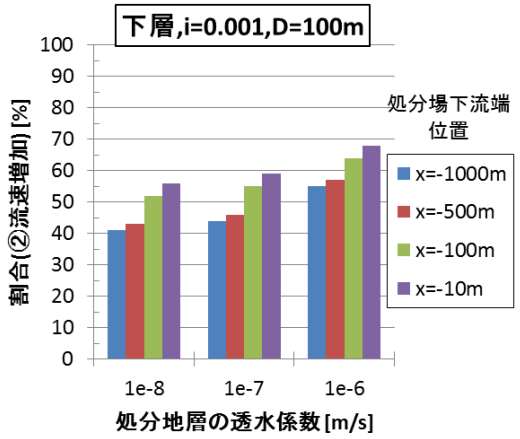
図 4.5-17　処分地層厚さ及び動水勾配ごとの各処分地層透水係数及び各処分場下流端位置における短絡パターンの平均流速（下層から揚水）

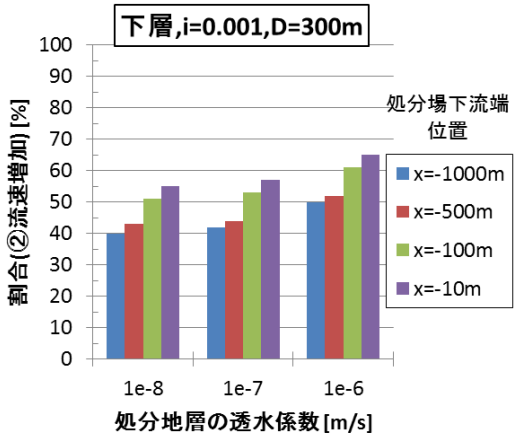
ii) 流速増加パターン

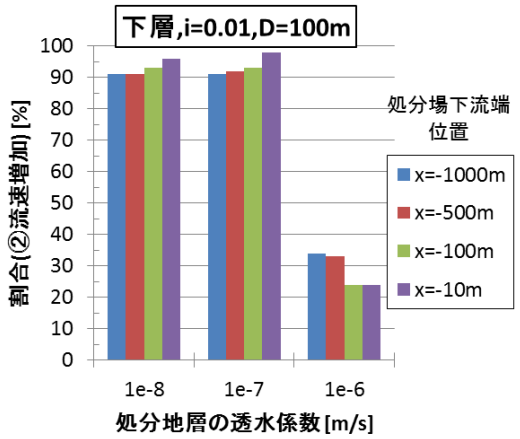
下層から揚水した場合に関して、処分地層厚さ及び動水勾配ごとに各処分地層透水係数及び各処分場下流端位置における流速増加パターンの割合を図 4.5-18、平均流速を図 4.5-19 に示す。なお、平均流速については、揚水を行わない場合における処分地層での平均流速もあわせて表示した（図中の凡例「揚水なし」）。

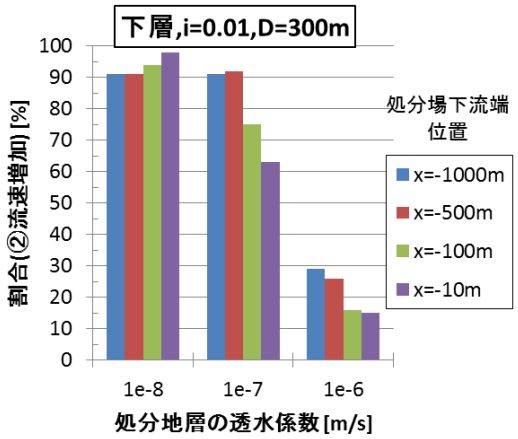
流速増加パターンの割合（図 4.5-18）に関しては、概ね短絡パターンと逆の傾向を示し、処分地層の透水係数が大きいほど、また、処分場下流端位置がボーリング孔から近い距離にあるほど、流速増加パターンの割合が多くなることが分かる。さらに、動水勾配が大きい（0.01）場合は、動水勾配が小さい（0.001）場合に比べて流速増加パターンの割合が多くなる傾向があるが、処分地層の透水係数が大きい場合には、後述する影響なしパターンの割合が増加するため、流速増加パターンの割合は減少する。なお、動水勾配が大きい（0.01）場合には、処分地層の厚さの影響がみられ、処分地層厚さが 100m の場合には、処分地層の透水係数が 10^{-6} m/y のケースにおいてのみ流速増加パターンの割合の減少がみられるのに対して、処分地層厚さが 300m の場合には、処分地層の透水係数が 10^{-7} m/y のケースの処分場下流端位置 x=-100m 及び x=-10m において流速増加パターンの割合の減少がみられた。

流速増加パターンの平均流速（図 4.5-19）に関しては、短絡パターンの平均流速と同様に、動水勾配が小さい（0.001）場合、すべての処分地層の透水係数条件において、流速増加パターンにおける平均流速が揚水なしに比べて 1 桁程度増加することが分かった。また、動水勾配が大きい（0.01）場合についても、すべての処分地層の透水係数条件において、流速増加パターンの平均流速が揚水なしに比べて数倍程度増加することが分かった。ただし、処分地層の透水係数が大きくなるにつれて、増加の割合は小さくなる。

<table>
<tr><th>処分地層厚さ：100 m</th><th>処分地層厚さ：300 m</th></tr>
<tr><td> 

(a1) 動水勾配：0.001</td><td> 

(b1) 動水勾配：0.001</td></tr>
<tr><td> 

(a2) 動水勾配：0.01</td><td> 

(b2) 動水勾配：0.01</td></tr>
</table>

図 4.5-18　処分地層厚さ及び動水勾配ごとの各処分地層透水係数及び各処分場下流端位置における流速増加パターンの割合（下層から揚水）

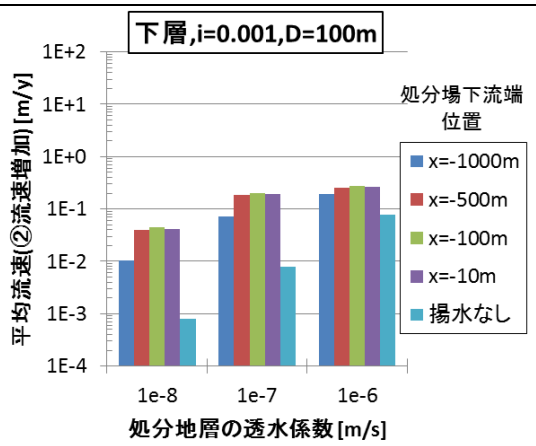
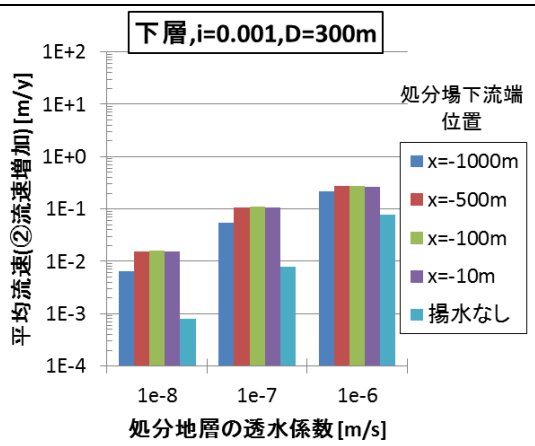
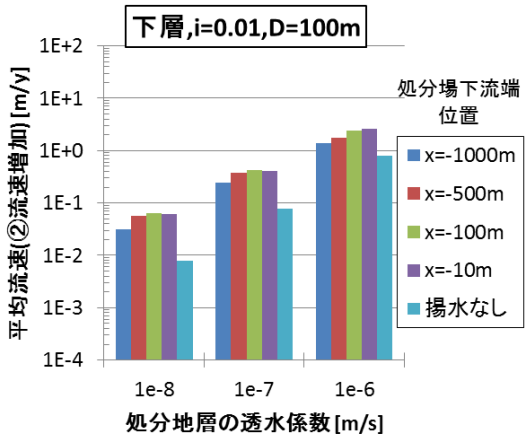
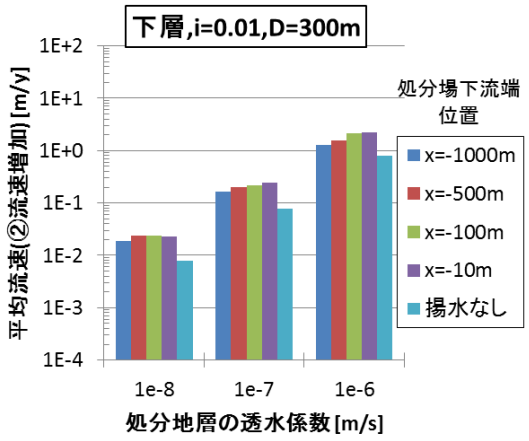
処分地層厚さ：100 m	処分地層厚さ：300 m
	
(a1) 動水勾配：0.001	(b1) 動水勾配：0.001
	
(a2) 動水勾配：0.01	(b2) 動水勾配：0.01

図 4.5-19　処分地層厚さ及び動水勾配ごとの各処分地層透水係数及び各処分場下流端位置における流速増加パターンの平均流速（下層から揚水）

iii) 影響なしパターン

下層から揚水した場合に関して、処分地層厚さ及び動水勾配ごとに各処分地層透水係数及び各処分場下流端位置における影響なしパターンの割合を図 4.5-20、平均流速を図 4.5-21 に示す。なお、平均流速については、揚水を行わない場合における処分地層での平均流速もあわせて表示した（図中の凡例「揚水なし」）。

影響なしパターンの割合（図 4.5-16）に関しては、動水勾配が大きい（0.01）場合でかつ処分地層の透水係数が大きい場合にのみ現れることが分かる。また、その場合には、処分地層の厚さの影響がみられ、処分地層厚さが 100m の場合には、処分地層の透水係数が 10^{-6} m/y のケースにおいてのみ影響なしパターンがみられるのに対して、処分地層厚さが 300m の場合には、処分地層の透水係数が 10^{-7} m/y のケースの処分場下流端位置 x=-100m 及び x=-10m において影響なしパターンがみられた。なお、影響なしパターンがみられるケースでは、処分場下流端位置がボーリング孔に近いほどその割合が多くなることが分かった。

影響なしパターンの平均流速（図 4.5-17）に関しては、ボーリング掘削の影響をほとんど受けずに、元の処分地層を移行するため、揚水なしと同じ平均流速となることを確認した。

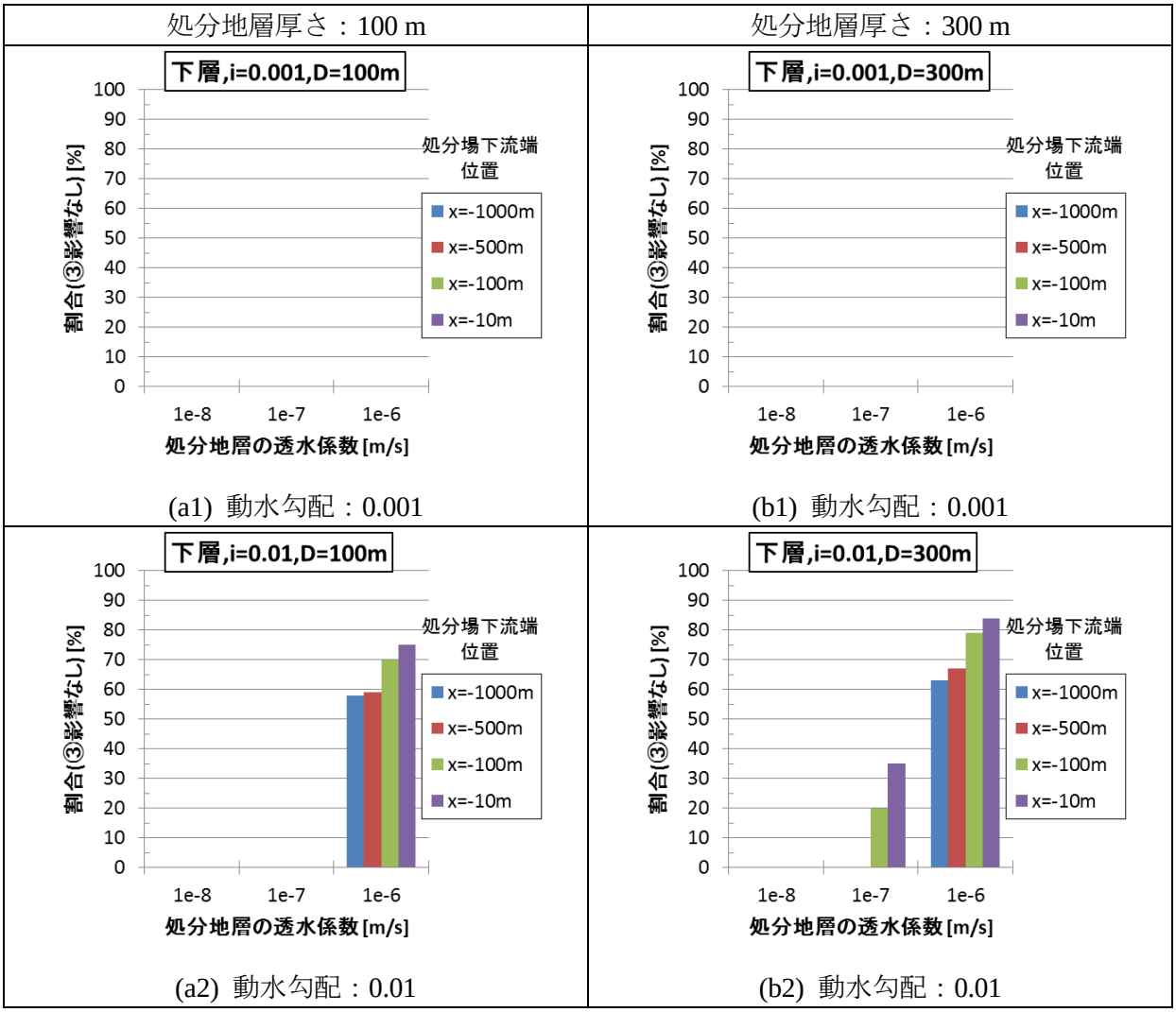


図 4.5-20 処分地層厚さ及び動水勾配ごとの各処分地層透水係数及び各処分場下流端位置における影響なしパターンの割合（下層から揚水）

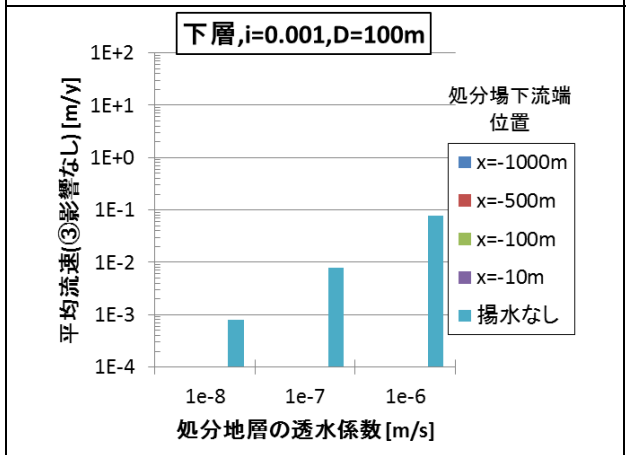
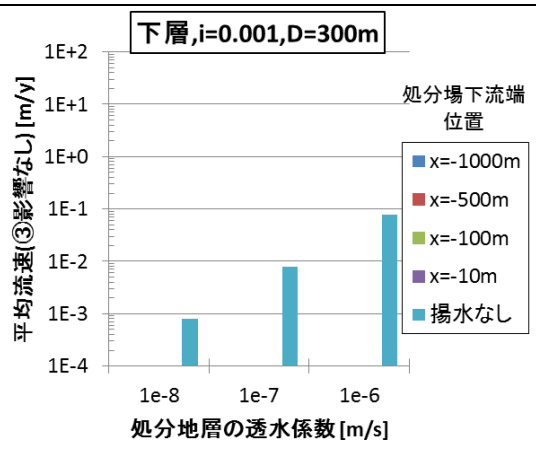
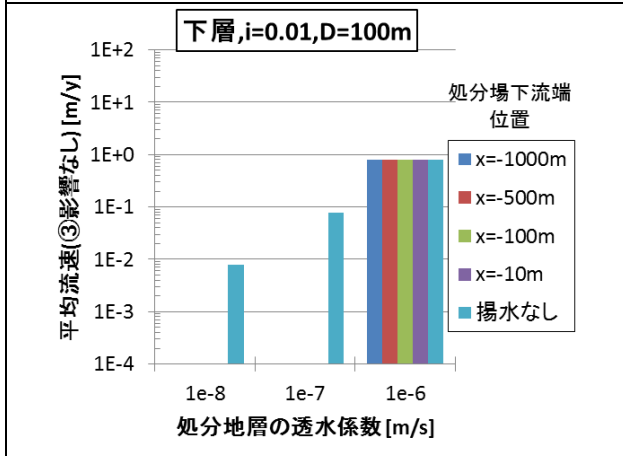
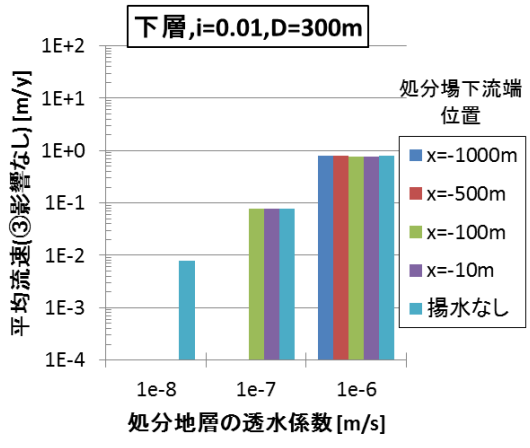
処分地層厚さ：100 m	処分地層厚さ：300 m
	
(a1) 動水勾配：0.001	(b1) 動水勾配：0.001
	
(a2) 動水勾配：0.01	(b2) 動水勾配：0.01

図 4.5-21　処分地層厚さ及び動水勾配ごとの各処分地層透水係数及び各処分場下流端位置における影響なしパターンの平均流速（下層から揚水）

(b)　上層から揚水

① 処分地層の厚さと透水係数の感度

上層から揚水した場合かつ動水勾配が 0.001 の場合に関して、処分地層厚さ及び処分地層透水係数ごとの処分場下流端位置 x=-1,000m におけるトラジェクトリ解析の結果を図 4.5-22 に示す。この図において、緑の流跡線が処分地層での流動、青が揚水地層（上層）での流動を示している。

この図から、処分地層の透水係数が大きくなるほど、処分地層中での移行距離が長くなることが分かる。また、処分地層の厚さの影響に関して、処分地層の厚さが 100m の場合には、処分地層の透水係数が 10^{-6} m/s（図 4.5-22(a3)）において、ボーリング掘削の影響をほとんど受けずに、元の処分地層をそのまま通過する流動パターン（影響なしパターン）がみられる（緑の流跡線が）のに対して、処分地層の厚さが 300m の場合には、いずれの処分地層の透水係数条件でも影響なしパターンはみられない。なお、いずれのケースにおいても、ボーリング孔へ向かう流動が一定の割合で形成されていることが分かる。

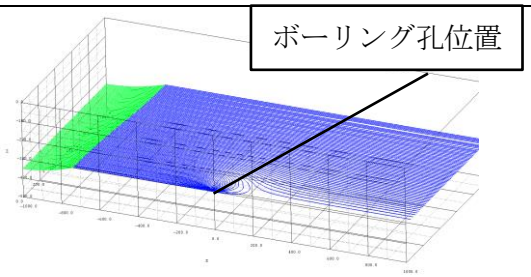
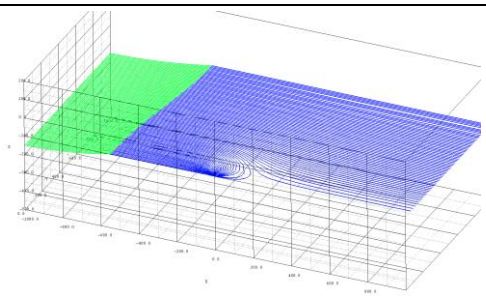
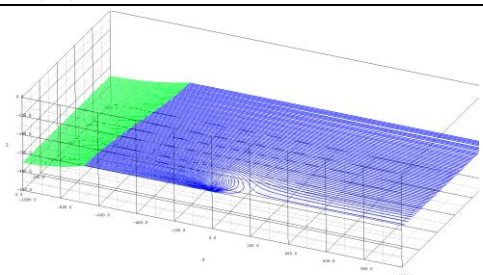
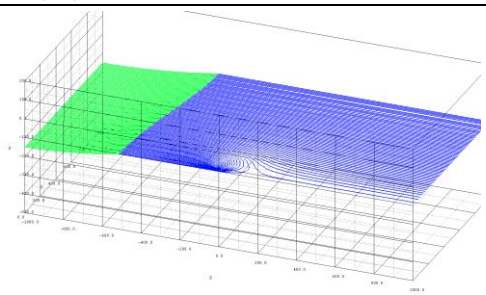
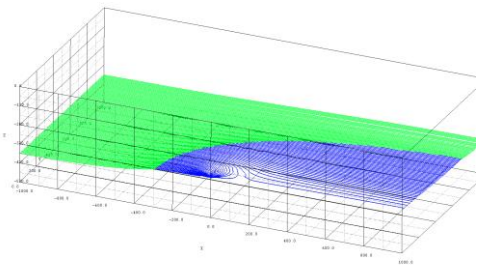
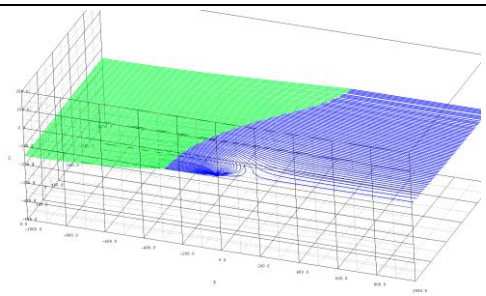
処分地層厚さ：100 m	処分地層厚さ：300 m
 (a1) 処分地層透水係数：10^{-8} m/s	 (b1) 処分地層透水係数：10^{-8} m/s
 (a2) 処分地層透水係数：10^{-7} m/s	 (b2) 処分地層透水係数：10^{-7} m/s
 (a3) 処分地層透水係数：10^{-6} m/s	 (b3) 処分地層透水係数：10^{-6} m/s
※ 緑の流跡線が処分地層での流動、青が揚水地層（上層）での流動を示している。	

図 4.5-22　処分地層厚さ及び処分地層透水係数ごとの処分場下流端位置 x=-1,000m におけるトラジェクトリ解析の結果（上層から揚水、動水勾配 0.001）

② 動水勾配と透水係数の感度

上層から揚水した場合かつ処分地層厚さが 100 m の場合に関して、動水勾配及び処分地層透水係数ごとの処分場下流端位置 x=-1,000m におけるトラジェクトリ解析の結果を図 4.5-23 に示す。この図において、緑の流跡線が処分地層での流動、青が揚水地層（上層）での流動を示している。

この図から、動水勾配が大きくかつ処分地層の透水係数が大きいほど、処分地層中での移行距離が長くなることが分かり、特に処分地層の透水係数が 10^{-6} m/s の場合には、いずれの動水勾配においても、ボーリング掘削の影響をほとんど受けずに、元の処分地層をそのまま通過する流動パターン（影響なしパターン）がみられ、動水勾配が 0.01 のケース（図 4.5-23(b3)）の方が 0.001 のケース（図 4.5-23(a3)）に比べて影響なしパターンが多くみられる。それ以外には、ボーリング孔へ向かう流動やボーリング孔へ向かわないものの揚水地層を下流まで移行する流動が形成されていることが分かる。

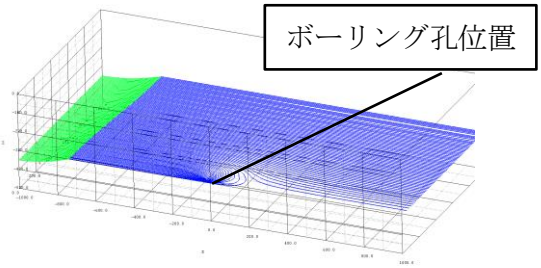
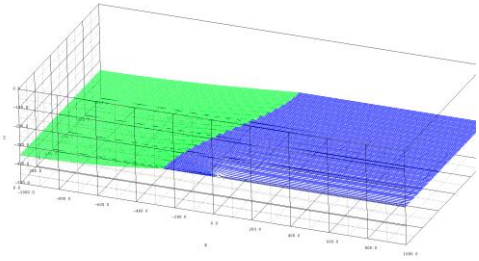
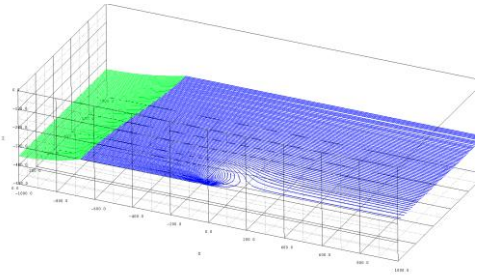
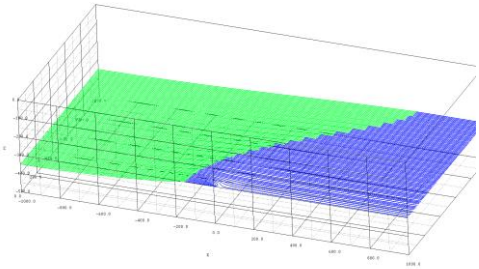
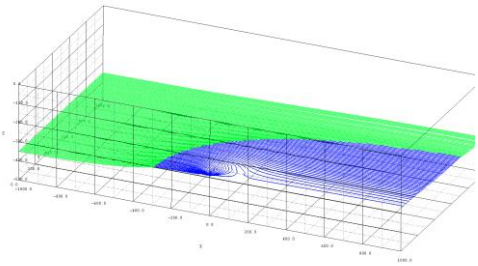
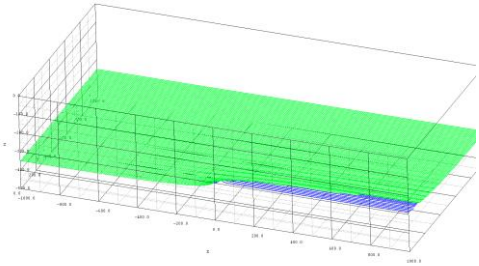
動水勾配：0.001	動水勾配：0.01
 (a1) 処分地層透水係数：10^{-8} m/s	 (b1) 処分地層透水係数：10^{-8} m/s
 (a2) 処分地層透水係数：10^{-7} m/s	 (b2) 処分地層透水係数：10^{-7} m/s
 (a3) 処分地層透水係数：10^{-6} m/s	 (b3) 処分地層透水係数：10^{-6} m/s
※ 緑の流跡線が処分地層での流動、青が揚水地層（上層）での流動を示している。	

図 4.5-23 動水勾配及び処分地層透水係数ごとのトラジェクトリ解析の結果
（上層から揚水、処分地層の厚さ 100 m）

③ 各流動パターンの割合及び平均流速

以上より、動水勾配と透水係数の組合せによって、地下水流動パターンは次の 3 つに分類できることが分かった。

① 短絡：ボーリング孔へ向かう流動が形成され、通常よりも短い移行経路となるパターン
② 流速増加：ボーリング孔へは向かわないものの、透水係数の高い揚水地層に浸入するため、流速が増加するパターン
③ 影響なし：ボーリング掘削の影響をほとんど受けずに、元の処分地層をそのまま通過する流動パターン

そこで、以下では、下層から揚水した場合の全ケースについて、各流動パターンの割合及び平均流速を整理した。ここで、平均流速は、各粒子出発点からボーリング孔あるいは解析モデルの下流端までの移行距離を移行時間で除すことによって求めた。

i) 短絡パターン

上層から揚水した場合に関して、処分地層厚さ及び動水勾配ごとに各処分地層透水係数及び各処分場下流端位置における短絡パターンの割合を図 4.5-24、平均流速を図 4.5-25 に示す。なお、平均流速については、揚水を行わない場合における処分地層での平均流速もあわせて表示した（図中の凡例「揚水なし」）。

短絡パターンの割合（図 4.5-24）に関しては、処分地層の透水係数が小さいほど、また、処分場下流端位置がボーリング孔から遠い距離にあるほど、ボーリング孔へ向かう流動である短絡パターンが多くなり、ボーリング掘削に伴う揚水の影響を受けやすいことが分かる。さらに、動水勾配が小さい（0.001）場合は、動水勾配が大きい（0.01）場合に比べて短絡パターンが多く、揚水の影響を受けやすいことが分かる。一方、処分地層の厚さの影響は顕著ではない。なお、動水勾配が大きく（0.01）かつ処分地層の透水係数が大きい（10^{-6} m/y）場合には、処分場下端位置が x=-10 m において短絡パターンの割合が 0 という結果となった。

短絡パターンの平均流速（図 4.5-25）に関しては、動水勾配が小さい（0.001）場合、すべての処分地層の透水係数条件において、短絡パターンにおける平均流速が揚水なしに比べて 1 桁程度増加することが分かり、また、その増加の割合は処分場下流端位置がボーリング孔に近いほど大きい傾向がある。一方、動水勾配が大きい（0.01）場合、処分地層の透水係数が小さい条件（10^{-8} m/y）において、短絡パターンにおける平均流速は揚水なしに比べて数倍程度増加するが、処分地層の透水係数が 10^{-6} m/y の場合や処分地層の厚さが 300m の場合において、短絡パターンの平均流速は揚水なしの場合とほぼ同じ流速となった。なお、動水勾配が大きく（0.01）かつ処分地層の透水係数が大きい（10^{-6} m/y）場合には、処分場下端位置が x=-10 m において短絡パターンの割合が 0 のため、流速が求められていない。

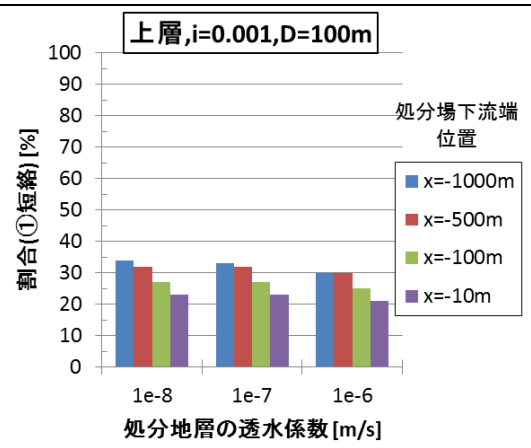
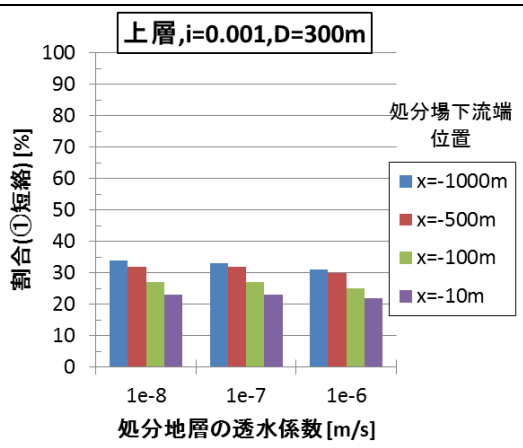
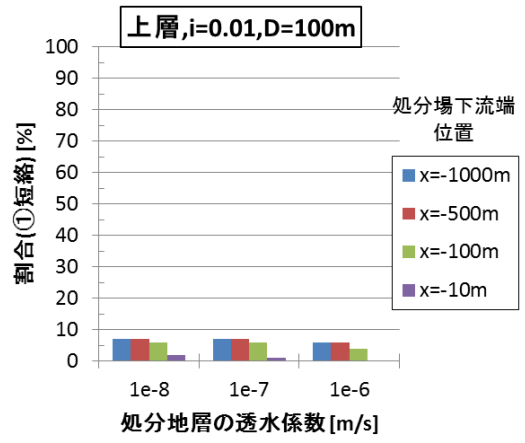
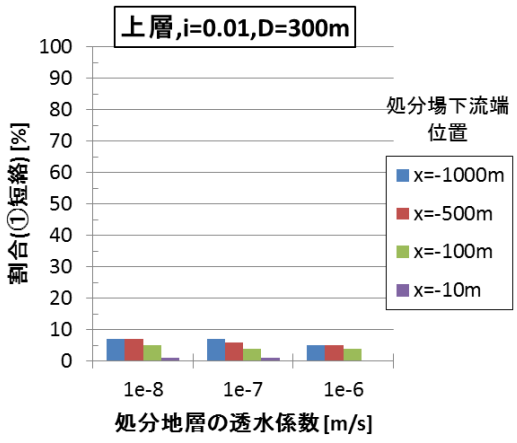
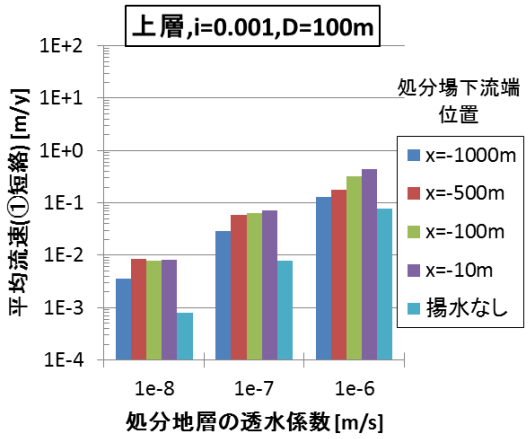
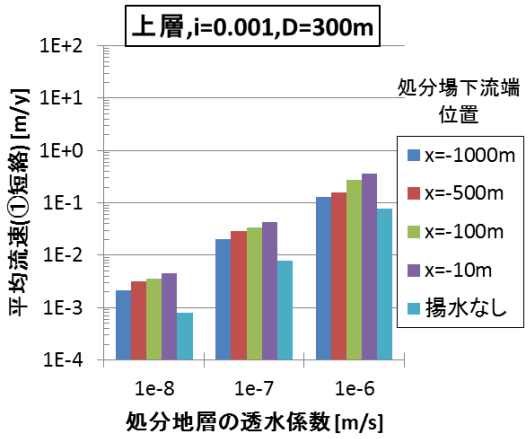
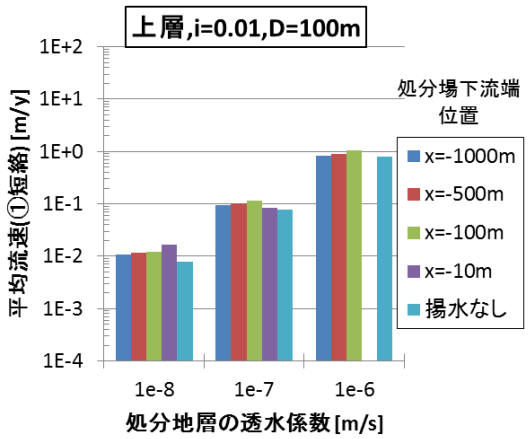
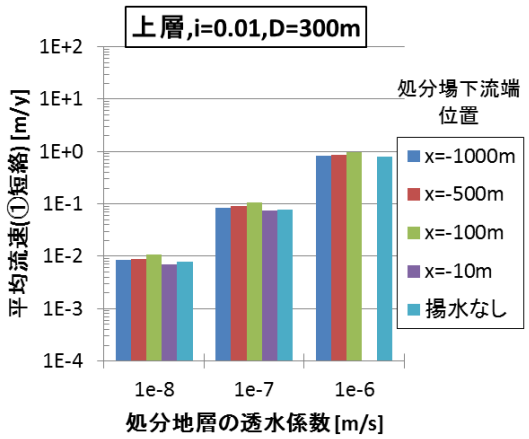
処分地層厚さ：100 m	処分地層厚さ：300 m
 (a1) 動水勾配：0.001	 (b1) 動水勾配：0.001
 (a2) 動水勾配：0.01	 (b2) 動水勾配：0.01

図 4.5-24　処分地層厚さ及び動水勾配ごとの各処分地層透水係数及び各処分場下流端位置における短絡パターンの割合（上層から揚水）

<table>
<tr><th>処分地層厚さ：100 m</th><th>処分地層厚さ：300 m</th></tr>
<tr><td> 

(a1) 動水勾配：0.001</td><td> 

(b1) 動水勾配：0.001</td></tr>
<tr><td> 

(a2) 動水勾配：0.01</td><td> 

(b2) 動水勾配：0.01</td></tr>
</table>

図 4.5-25　処分地層厚さ及び動水勾配ごとの各処分地層透水係数及び各処分場下流端位置における短絡パターンの平均流速（上層から揚水）

ii) 流速増加パターン

上層から揚水した場合に関して、処分地層厚さ及び動水勾配ごとに各処分地層透水係数及び各処分場下流端位置における流速増加パターンの割合を図 4.5-26、平均流速を図 4.5-27 に示す。なお、平均流速については、揚水を行わない場合における処分地層での平均流速もあわせて表示した（図中の凡例「揚水なし」）。

流速増加パターンの割合（図 4.5-26）に関しては、概ね短絡パターンと逆の傾向を示し、処分地層の透水係数が大きいほど、また、処分場下流端位置がボーリング孔から近い距離にあるほど、流速増加パターンの割合が多くなることが分かる。さらに、動水勾配が大きい（0.01）場合は、動水勾配が小さい（0.001）場合に比べて流速増加パターンの割合が多くなる傾向があるが、処分地層の透水係数が大きい場合には、後述する影響なしパターンの割合が増加するため、流速増加パターンの割合は減少する。なお、動水勾配が大きい（0.01）場合には、処分地層の厚さの影響が顕著にみられ、処分地層厚さが 100m の場合には、処分地層の透水係数が 10^{-7} m/y 以上のケースにおいて流速増加パターンの割合の減少がみられるのに対して、処分地層厚さが 300m の場合には、すべての処分地層の透水係数条件において流速増加パターンの割合の減少がみられた。

流速増加パターンの平均流速（図 4.5-27）に関しては、短絡パターンの平均流速と同様に、動水勾配が小さい（0.001）場合、すべての処分地層の透水係数条件において、流速増加パターンにおける平均流速が揚水なしに比べて 1 桁程度増加することが分かった。また、動水勾配が大きい（0.01）場合についても、すべての処分地層の透水係数条件において、流速増加パターンの平均流速が揚水なしに比べて数倍程度増加することが分かった。ただし、処分地層の透水係数が大きくなるにつれて、増加の割合は小さくなる。

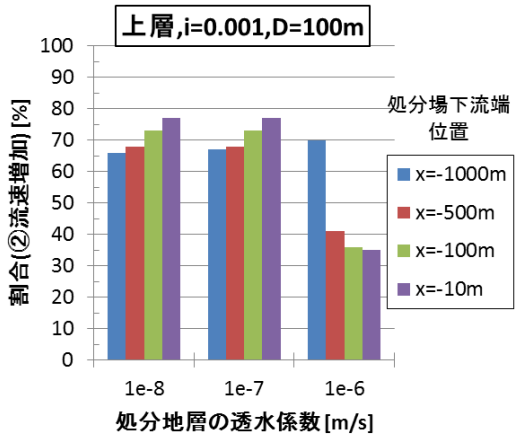
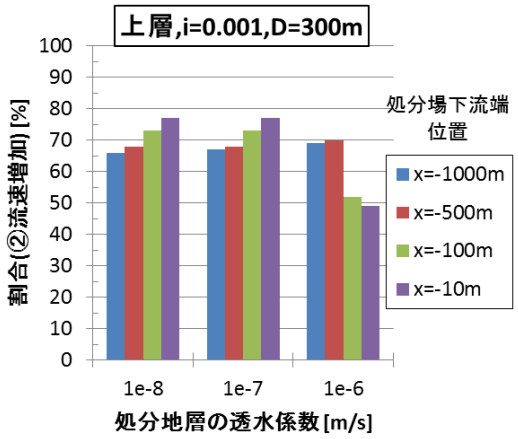
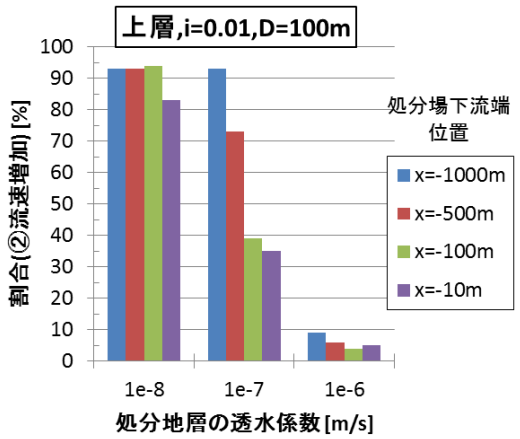
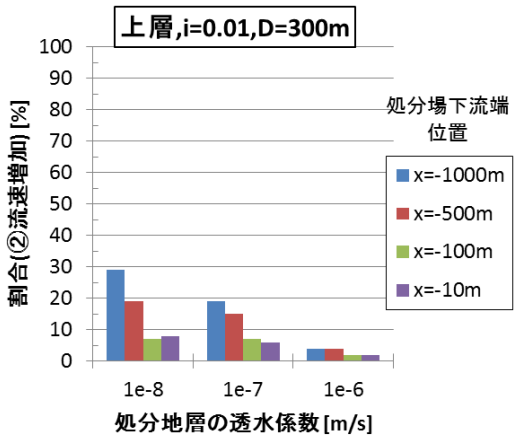
処分地層厚さ：100 m	処分地層厚さ：300 m
 (a1) 動水勾配：0.001	 (b1) 動水勾配：0.001
 (a2) 動水勾配：0.01	 (b2) 動水勾配：0.01

図 4.5-26　処分地層厚さ及び動水勾配ごとの各処分地層透水係数及び各処分場下流端位置における流速増加パターンの割合（上層から揚水）

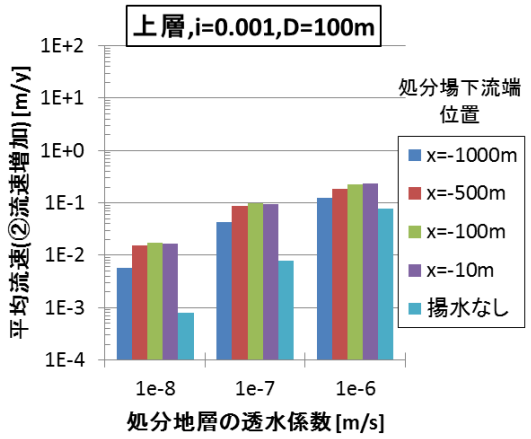
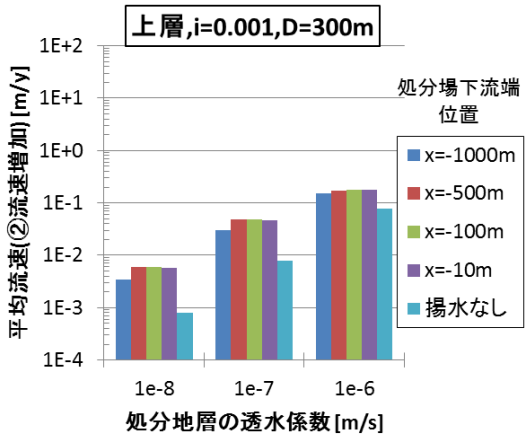
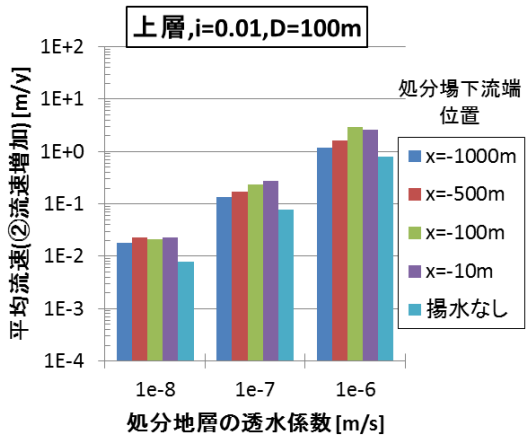
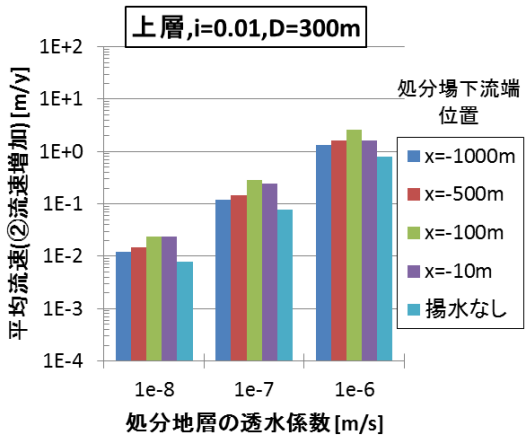
処分地層厚さ：100 m	処分地層厚さ：300 m
	
(a1) 動水勾配：0.001	(b1) 動水勾配：0.001
	
(a2) 動水勾配：0.01	(b2) 動水勾配：0.01

図 4.5-27　処分地層厚さ及び動水勾配ごとの各処分地層透水係数及び各処分場下流端位置における流速増加パターンの平均流速（下層から揚水）

iii) 影響なしパターン

上層から揚水した場合に関して、処分地層厚さ及び動水勾配ごとに各処分地層透水係数及び各処分場下流端位置における影響なしパターンの割合を図 4.5-28、平均流速を図 4.5-29 に示す。なお、平均流速については、揚水を行わない場合における処分地層での平均流速もあわせて表示した（図中の凡例「揚水なし」）。

影響なしパターンの割合（図 4.5-28）に関しては、動水勾配が小さい（0.01）場合には、処分地層の透水係数が大きい（10^{-6} m/y）条件において影響なしパターンが現れており、動水勾配が大きい（0.01）場合には、処分地層の透水係数が小さい条件でも影響なしパターンが現れ始め、処分地層の透水係数が大きくなるほど、かつ、処分場下流端位置がボーリング孔に近いほど、影響なしパターンが増加することが分かる。また、動水勾配が大きい（0.01）場合には、処分地層の厚さの影響がみられ、処分地層厚さが 100m の場合には、処分地層の透水係数が小さい条件において影響なしパターンの割合が少ないに対して、処分地層厚さが 300m の場合には、すべての処分地層の透水係数において影響なしパターンがみられた。

影響なしパターンの平均流速（図 4.5-29）に関しては、ボーリング掘削の影響をほとんど受けずに、元の処分地層を移行するため、揚水なしと同じ平均流速となることを確認した。

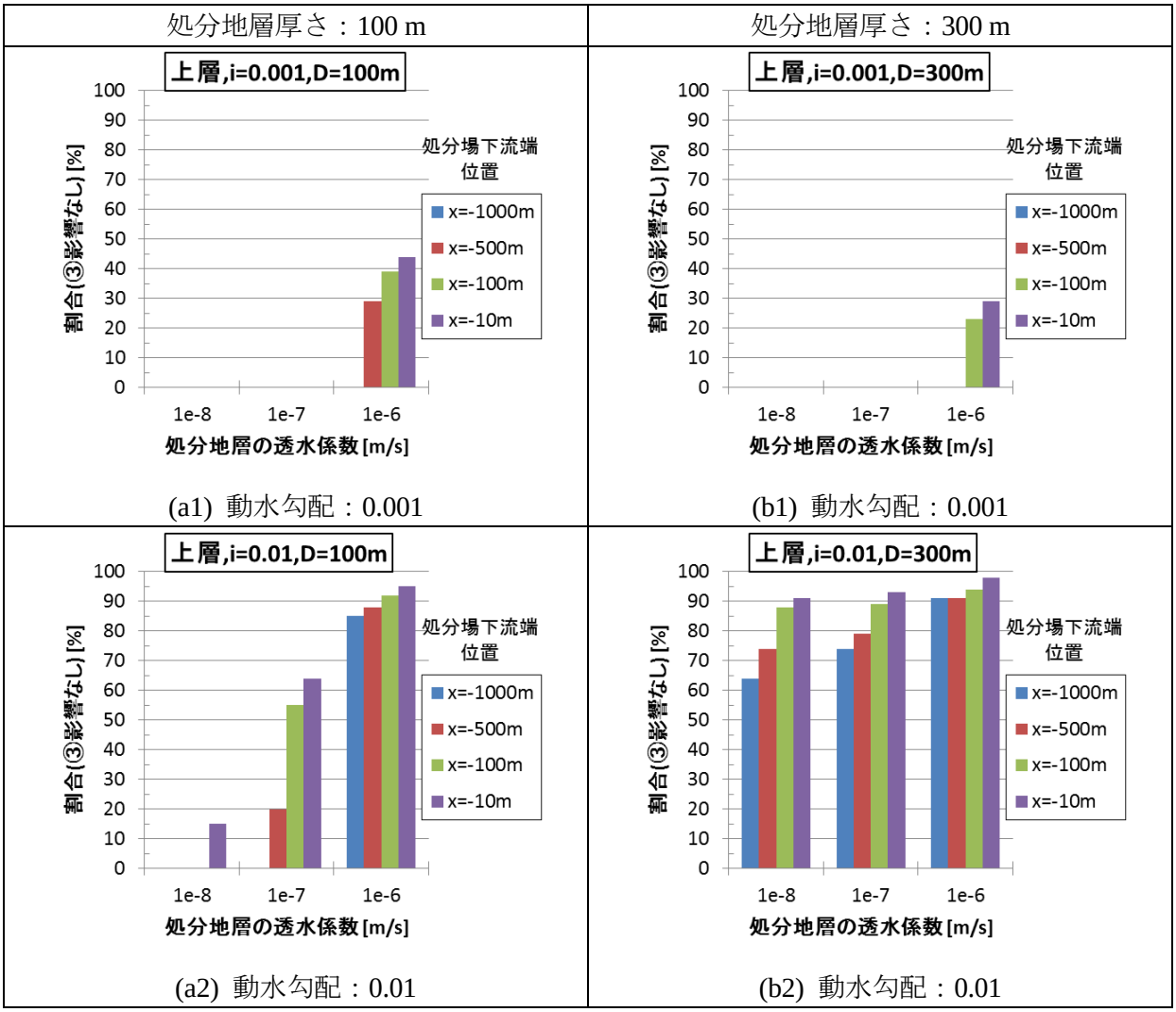


図 4.5-28 処分地層厚さ及び動水勾配ごとの各処分地層透水係数及び各処分場下流端位置における影響なしパターンの割合（上層から揚水）

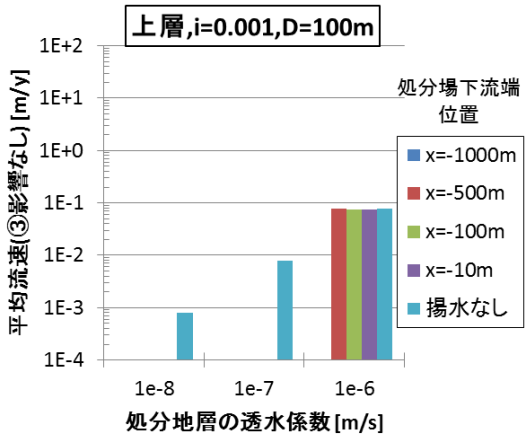
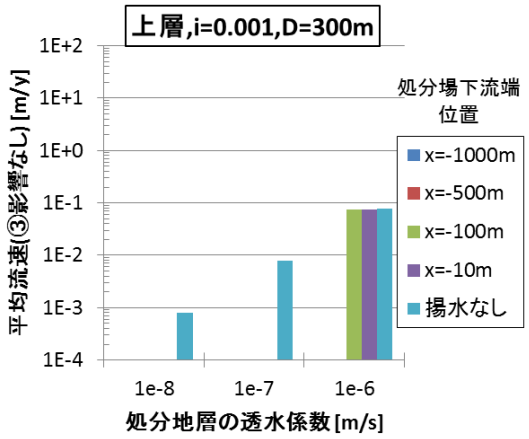
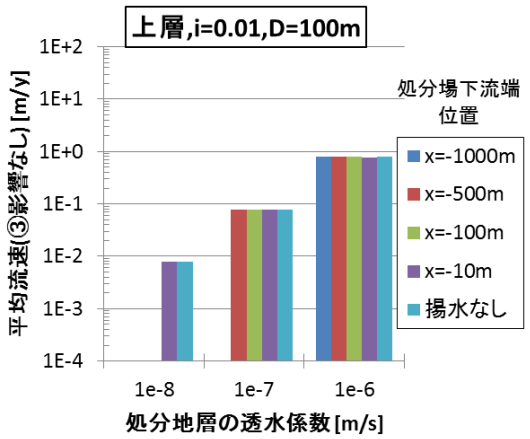
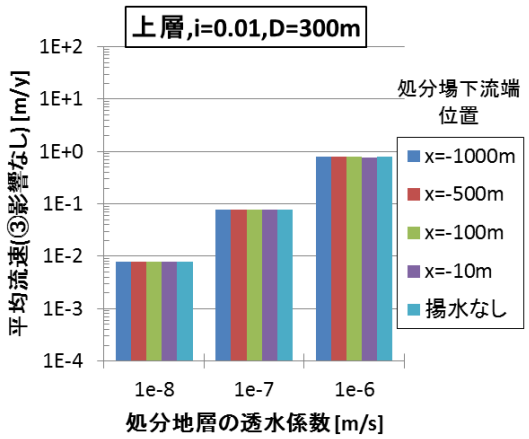
処分地層厚さ：100 m	処分地層厚さ：300 m
	
(a1) 動水勾配：0.001	(b1) 動水勾配：0.001
	
(a2) 動水勾配：0.01	(b2) 動水勾配：0.01

図 4.5-29　処分地層厚さ及び動水勾配ごとの各処分地層透水係数及び各処分場下流端位置における影響なしパターンの平均流速（上層から揚水）

（c） 揚水位置による影響の比較

下層から揚水の場合と上層から揚水の場合を比較するため、処分地層厚さ 100 m に関して、揚水位置及び動水勾配ごとの各処分地層透水係数及び各処分場下流端位置における短絡パターンの割合を図 4.5-30 に、影響なしパターンの割合を図 4.5-31 に示す。

短絡パターンの割合（図 4.5-30）をみると、動水勾配が小さい（0.001）場合、下層から揚水したケース（図中(a1)）が上層から揚水したケース（図中(b1)）に比べて、短絡パターンの割合が多く、下層から揚水したケースの方がボーリング掘削に伴う揚水の影響を受けやすく、上層から揚水したケースのほうが揚水の影響を受けにくいことが分かる。一方、動水勾配が大きい（0.01）場合には、揚水位置によらず短絡パターンの割合が少なく、ボーリング掘削に伴う揚水の影響を受けにくいことが分かる。

影響なしパターンの割合（図 4.5-31）についても、上層から揚水した場合の方が、下層から揚水した場合に比べて影響なしパターンの割合が多く、上層から揚水したケースのほうが揚水の影響を受けにくいことが分かる。また、動水勾配が大きい（0.01）場合には、影響なしパターンの割合が多くなり、ボーリング掘削に伴う揚水の影響を受けにくいことが分かる。

このように、本解析において、上層から揚水したケースのほうが下層から揚水したケースに比べて、ボーリング掘削に伴う揚水の影響を受けにくい結果となったのは、下層から揚水した条件では、揚水地層の下面境界を不透水境界としており、揚水地層への水の供給が上面で接している処分地層からの漏水のみであったのに対して、上層から揚水した条件では、揚水地層自体の厚さが 300m あり、そのうち揚水が行われる範囲 100m よりも上側に 200m の領域が存在するため、揚水地層への水の供給が下面で接している処分地層からの漏水だけでなく、揚水地層自体の上の層からも供給されるため、揚水による水位低下量が小さくなったためである。

このことは、処分地層透水係数ごとの処分地層と揚水地層の境界断面の x 軸上（y=0m）における水位低下量を比較した図 4.5-32 から確認することができる。ここで、水位低下量は揚水なしの場合の全水頭分布から揚水を行った場合の全水頭分布を引くことで算出した。また、動水勾配が 0.001 かつ処分地層厚さが 100 m の場合に関して、揚水位置及び処分地層透水係数ごとの鉛直断面（XZ 平面、Y=0m）における全水頭分布を図 4.5-33 に、揚水位置及び処分地層透水係数ごとの処分地層と揚水地層の境界断面（XY 平面）における全水頭分布を図 4.5-34 に示す（動水勾配が 0.01 の場合をそれぞれ図 4.5-35 及び図 4.5-36 に示す）。これらの全水頭分布からも、下層から揚水したケースが、上層から揚水したケースよりも、ボーリング孔周辺の等値線（コンター線）が密であり、変化が大きいことが分かる。

以上より、揚水を行う地層がどのような透水条件の地層と互層になっているかが重要であることを示唆する。

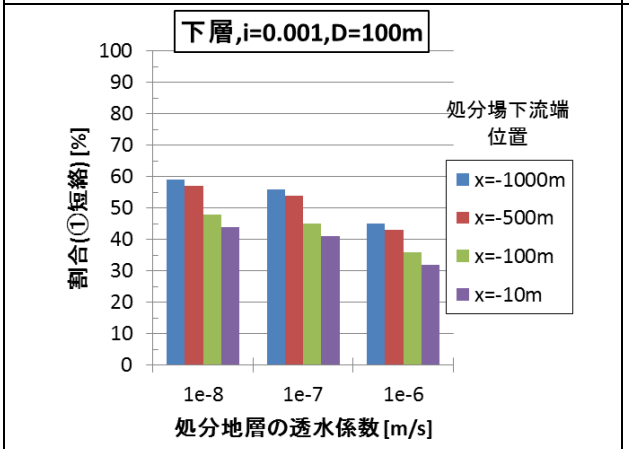
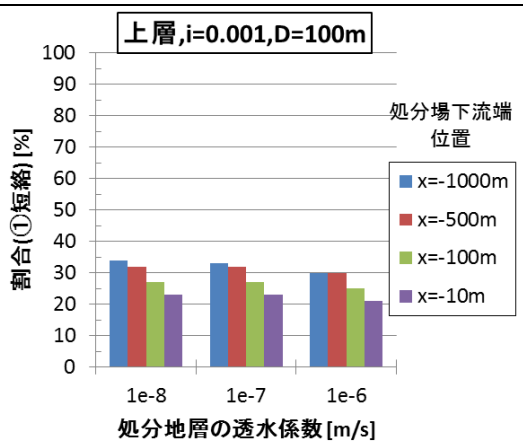
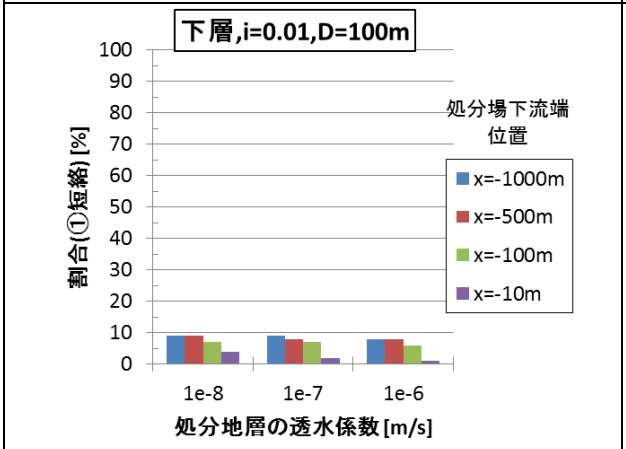
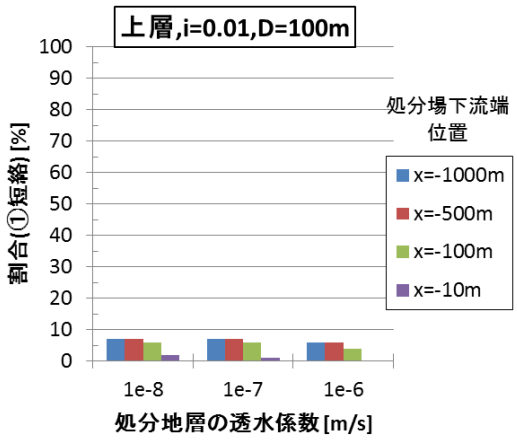
下層から揚水	上層から揚水
	
(a1) 動水勾配：0.001	(b1) 動水勾配：0.001
	
(a2) 動水勾配：0.01	(b2) 動水勾配：0.01

図 4.5-30　揚水位置及び動水勾配ごとの各処分地層透水係数及び各処分場下流端位置における短絡パターンの割合（処分地層厚さ：100 m）

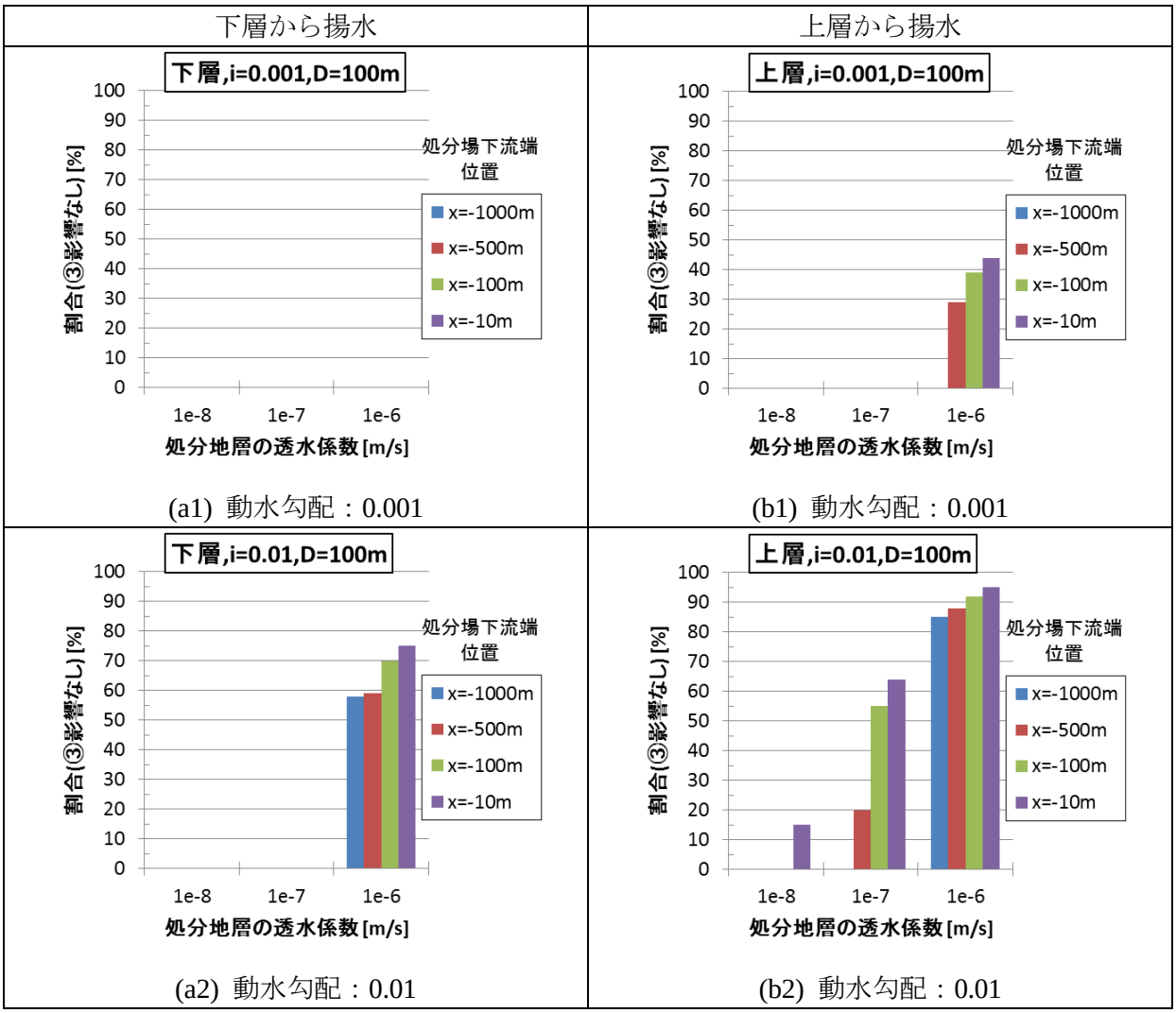


図 4.5-31　揚水位置及び動水勾配ごとの各処分地層透水係数及び各処分場下流端位置における影響なしパターンの割合（処分地層厚さ：100 m）

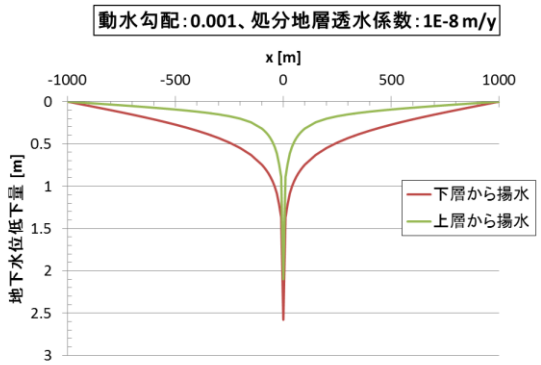
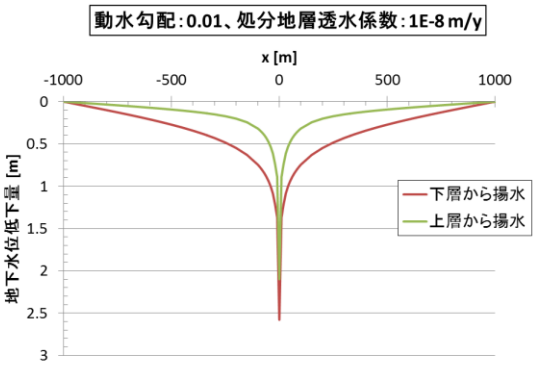
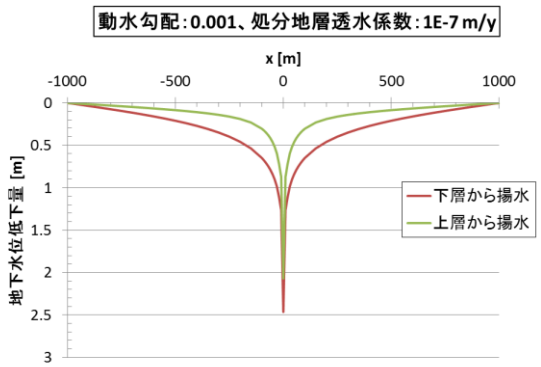
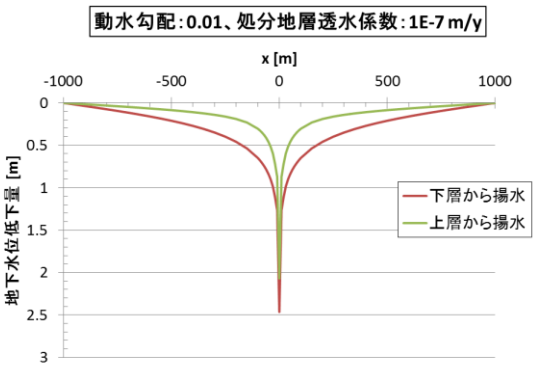
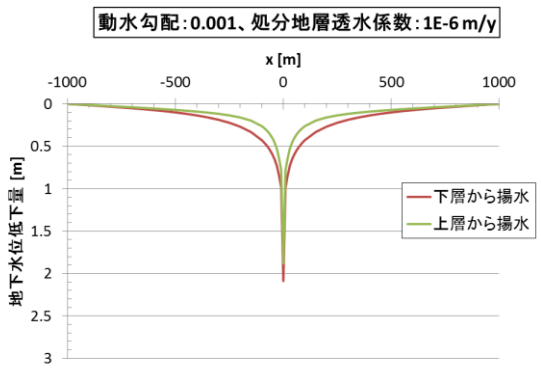
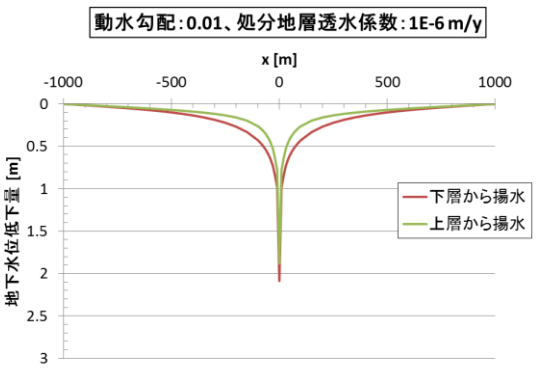
動水勾配：0.001	動水勾配：0.01
 (a1) 処分地層透水係数：10^{-8} m/s	 (b1) 処分地層透水係数：10^{-8} m/s
 (a2) 処分地層透水係数：10^{-7} m/s	 (b2) 処分地層透水係数：10^{-7} m/s
 (a3) 処分地層透水係数：10^{-6} m/s	 (b3) 処分地層透水係数：10^{-6} m/s

図 4.5-32　処分地層透水係数ごとの処分地層と揚水地層の境界断面の x 軸上（y=0m）における水位低下量の比較（処分地層厚さ：100 m）

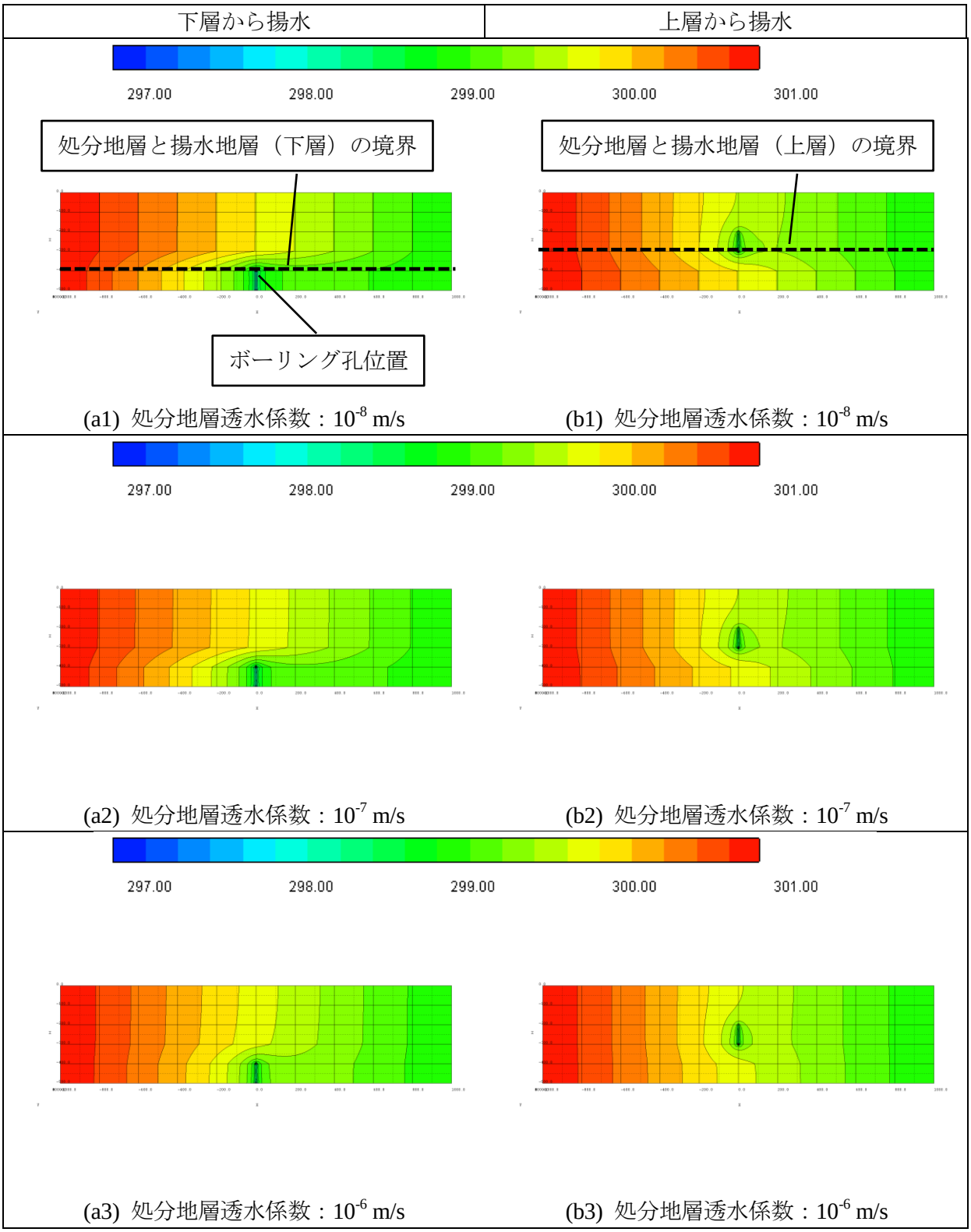


図 4.5-33　揚水位置及び処分地層透水係数ごとの鉛直断面（XZ 平面、Y=0m）における全水頭分布（動水勾配：0.001、処分地層厚さ：100 m）

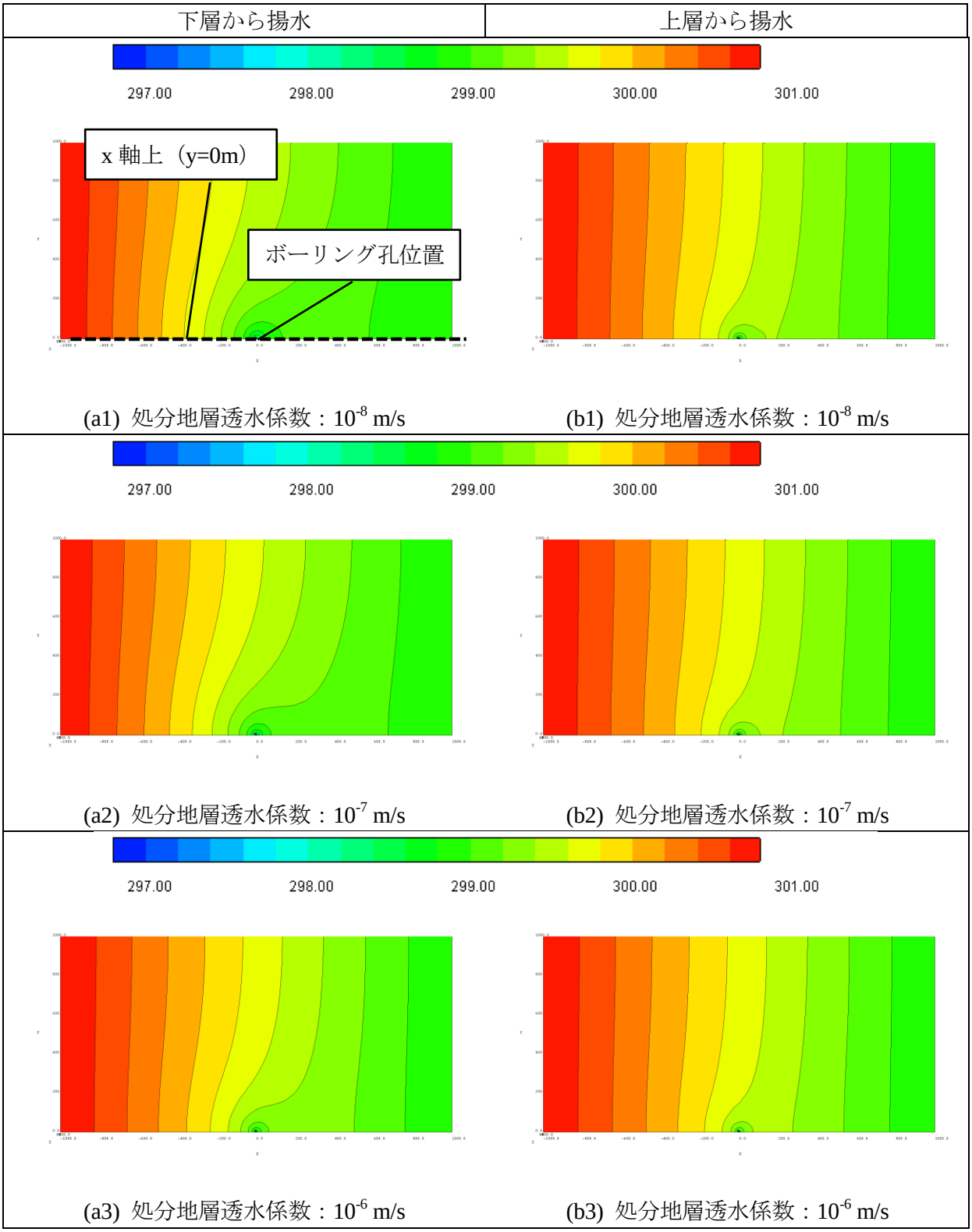


図 4.5-34　揚水位置及び処分地層透水係数ごとの処分地層と揚水地層の境界断面（XY 平面）における全水頭分布（動水勾配：0.001、処分地層厚さ：100 m）

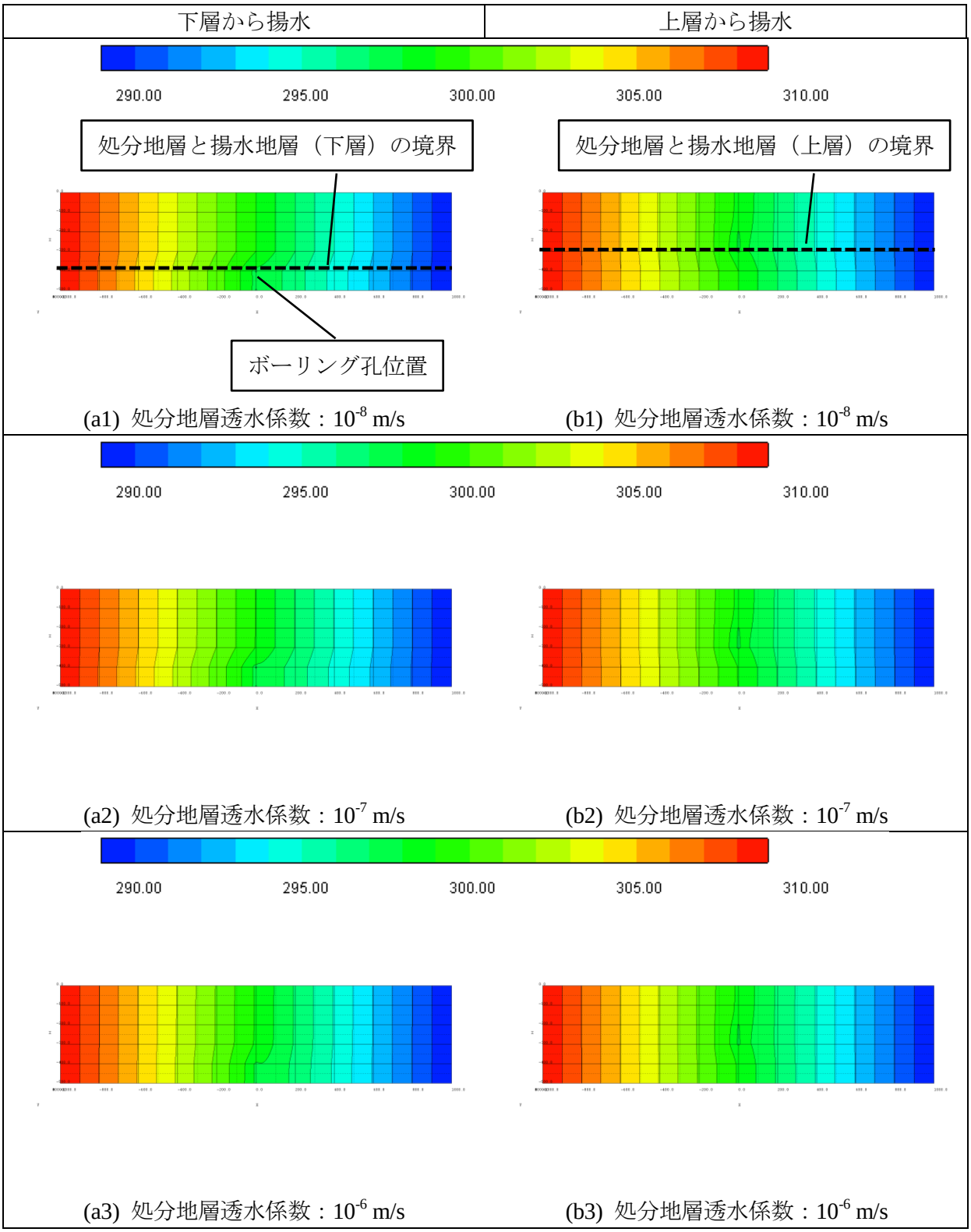


図 4.5-35　揚水位置及び処分地層透水係数ごとの鉛直断面（XZ 平面、Y=0m）における全水頭分布（動水勾配：0.01、処分地層厚さ：100 m）

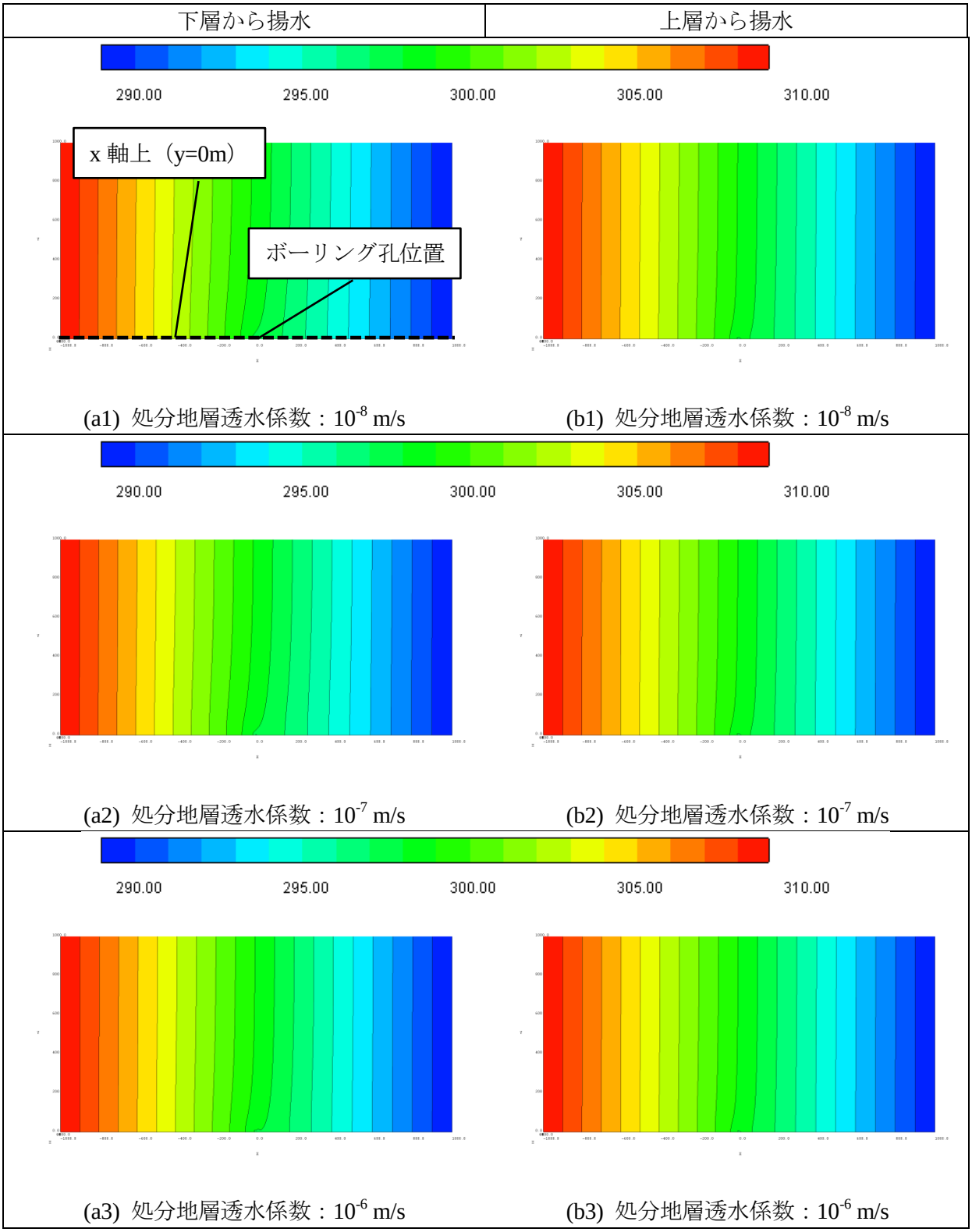


図 4.5-36　揚水位置及び処分地層透水係数ごとの処分地層と揚水地層の境界断面（XY 平面）における全水頭分布（動水勾配：0.01、処分地層厚さ：100 m）

4.5.4　人為事象による地下水流動への影響のまとめ

本年度では、燃料デブリを含む地層処分における人為事象の発生に伴う水理・地質構造の変化に対応した地下水流動への影響に関して、2 次元及び 3 次元の地下水流動解析ならびにトラジェクトリ解析を行うことで、定量的な評価を行った。ここでは、人為事象をボーリング掘削とし、ボーリング掘削における 5 つの開発分野（建設工事、学術調査、井戸開発、温泉開発、資源開発）のうち、掘削深度が比較的深くかつ掘削頻度も高いことが想定される温泉開発を対象に検討を行った（最終掘削径は、最大で約 20 cm であり[(1)]、1 源泉あたりの全国平均湧出量は、およそ 100L/min である[(3)]）。

2 次元解析では、温泉開発のための揚水を行った地層に対するボーリング掘削の地下水流動への影響の概要を把握するとともに、揚水を行う地層に対するパラメータの感度解析により、3 次元解析に資するためのパラメータ設定を行った。

3 次元解析では、深度方向の中央部分に処分場を埋設する地層（以下、「処分地層」という。）が存在し、その上側と下側に処分地層よりも透水性の高い地層（以下、上の透水性の高い地層を「上層」といい、下の透水性の高い地層を「下層」という。）が存在するものとし、上層及び下層から揚水を行った場合について、それぞれ、動水勾配及び処分地層の透水係数ならびに処分地層の厚さに関してパラメータ感度解析を行った。また、トラジェクトリ解析においては、処分場のボーリング孔との位置の関係についても検討を行った。トラジェクトリ解析の結果、流動パターンは、次の 3 つに分けられることがわかった。

① 短絡：ボーリング孔へ向かう流動が形成され、通常よりも短い移行経路となるパターン
② 流速増加：ボーリング孔へは向かわないものの、透水係数の高い揚水地層に浸入するため、流速が増加するパターン
③ 影響なし：元の処分地層をそのまま通過する流動パターン

パラメータの感度（動水勾配：0.001 及び 0.01、処分地層の厚さ：100m 及び 300m、処分地層の透水係数 : 10^{-8}m/y, 10^{-7}m/y, 10^{-6}m/y、処分場下流端の位置 : ボーリング孔から-1,000m, -500m, -100m, -10m）の観点から、上記の 3 つの流動パターンの割合について整理した結果、処分地層の地層厚さに対する感度は、それほど顕著ではないのに対して、動水勾配や処分地層の透水係数、処分場のボーリング孔との位置の違いにより、ボーリング掘削の影響の範囲が異なることがわかった。

①短絡パターンの割合（図 4.5-16 及び図 4.5-24）に関しては、処分地層の透水係数が小さいほど、また、処分場下流端位置がボーリング孔から遠い距離にあるほど、①短絡パターンの割合が多くなり、ボーリング掘削に伴う揚水の影響を受けやすいことが分かった。②流速増加パターンの割合（図 4.5-18 及び図 4.5-26）に関しては、①短絡パターンとは逆に、処分地層の透水係数が小さいほど、また、処分場下流端位置がボーリング孔から遠い距離にあるほど、②流速増加パターンの割合が少なくなった。また、②流速増加パターンの平均流速（図 4.5-19 及び図 4.5-27）に関しては、①短絡パターンのように移行距離の短絡はないものの、①短絡パターンの平均流速と同程度の流動の増加がみられた。一方、③影響なしパターンの割合（図 4.5-20 及び図 4.5-30）に関しては、処分地層の透水係数が大きいほど、また、処分場下流端位置がボーリング孔から近い距離にあるほど、元の処分地層をそのまま通過する流動である③影響なしパターンの割合が多くなり、ボーリング掘削に伴う揚水の影響を受けにくいことが分かった。

今回の解析の場合、上層から取水するよりも、下層から取水する方が、ボーリング掘削に伴う揚水に伴う①短絡パターンによる流動の割合が多く、ボーリング孔への流動がより広い範囲

で形成された。これは、上層から揚水した場合には、揚水箇所の上下に存在する地層から漏水が生じるため、揚水による地下水位低下量が減少し、その結果ボーリング掘削の影響の範囲が狭かったのに対して、下層から揚水した場合には、その下の地層を不透水境界としているため、上側の地層からの漏水（つまり、処分地層を通じての漏水）しかないため、上層からの揚水に比べ地下水低下量が大きく、その結果ボーリング掘削の影響の範囲が広くなったものと考えられる。

今後予定される核種移行解析では、①短絡パターンを想定して移行経路の短絡及び流速の増加を考慮した解析ケースや、①短絡パターンにならない場合でも、残りのほとんどは、透水係数の高い揚水地層への浸入により流速が増加する②流速増加パターンの流動となるため、②流速増加パターンを想定して流速の増加を考慮した解析ケースの設定が必要となる。①短絡パターン及び②流速増加パターンにおける流速の増加は、ボーリング掘削の影響がない場合に比べて、1 桁程度の増加となる。一方、動水勾配や処分地層の透水係数が大きい場合には、③影響なしパターンの割合も一定程度含まれることになる。

第 4 章の参考文献

4.2 の参考文献

(1) 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.
(2) A. Atkinson et al., : Aqueous chemistry and thermodynamic modelling of CaO-SiO2-H2O gels at 80 ℃, DoE, DoE-HMIP-RR-91-045, 1991.
(3) 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.
(4) Nagra (2002): Project Opalinus Clay Safety Report, Demonstration of disposal feasibility for spent fuel, vitrified high-level waste and long-lived intermediate-level waste (Entsorgungsnachweis), Nagra NTB 02-05, 360 p.
(5) 日本原子力研究開発機構 (2015): わが国における使用済燃料の地層処分システムに関する概括的評価―直接処分第 1 次取りまとめ―, JAEA-Research, 2015-016, 327 p
(6) Parkhurst, D. L., Appelo, C. A. J., User's Guide to PHREEQC (Version 2)--A Computer Program for Speciation, Batch-Reaction, One-Dimensional Transport, and Inverse Geochemical Calculations. Water-Resources Investigations Report 99-4259, U.S. Geological Survey, Denver, Colorado, 1999.
(7) Kitamura, A., Fujiwara, K., Doi, R., Yoshida, Y.: Update of JAEA-TDB: Additional Selection of Thermodynamic Data for Solid and Gaseous Phases on Nickel, Selenium, Zirconium, Technetium, Thorium, Uranium, Neptunium, Plutonium and Americium, Update of Thermodynamic Data on Iodine, and some Modifications, JAEA-Data/Code 2012-006, Japan Atomic Energy Agency, 2012
(8) T. Yamaguchi, S. Takeda, Y. Nishimura, Y. Iida, T. Tanaka: U An attempt to select thermodynamic data and to evaluate the solubility of radioelements with uncertainty under HLW disposal conditions, (In press).

4.3 の参考文献

(1) 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.
(2) 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.
(3) 日本原子力研究開発機構、平成 19 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、2007.
(4) 幡谷竜太・柳田誠・鳥越祐司・佐藤賢（2016）後期更新世以降の現海岸線付近での下刻, 応用地質, 37, 1, pp.15-26.
(5) 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.
(6) 三箇智二、安江健一、河川縦断面形のシミュレーション、地形、29, 1, pp.27-49、2008.
(7) J. Chappell, Upper Quaternary sea levels, coral terraces, oxygen isotopes and deep-sea temperatures, Journal of Geography, 103(7), pp.828-840, 1994.
(8) C. Waelbroecka, L. Labeyriea, E. Michela, J.C. Duplessya, J.F. McManusc, K. Lambeckd, E. Balbona, M. Labracherie, Sea-level and deep water temperature changes derived from benthic foraminifera isotopic records, Quaternary Science Reviews, 21, pp. 295-305, 2002.
(9) EPICA [European Project for Ice Coring in Antarctica] Community Members, Eight glacial cycles from an Antarctic ice core, Nature, vol.429, No.6692, pp. 623-628, 2004
(10) Kimura, H., The MIG2DF Computer Code User's Manual, JAERI-M 92-115, 1992.
(11) 日本原子力研究開発機構（2011）地層処分に係る水文学的変化による影響に関する調査

研究報告書，396p
(12) 近藤昭彦、千葉県市原地域における地下水流動系の水収支について、日本地下水学雑誌、27(3)73-87、1985.
(13) 松末和之・藤原治・末吉哲雄、日本列島における最終氷期最寒冷期の気候、サイクル機構技報、6、 pp.93-104、2000.

4.4 の参考文献

(1) 日本原子力研究開発機構，平成 27 年度燃料デブリの処理・処分に関する調査報告書, 2016.
(2) 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）報告書, 2015.
(3) 棚井憲治、岩佐健吾、長谷川宏、郷家光男、堀田政國、納多勝，地層処分場のレイアウトに関する検討, JNC TN8400 99-044, 1999.
(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− 分冊３ 地層処分システムの安全評価，JNC TN1400 99-023，1999.
(5) 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（核種移行データベースの整備）報告書, 2014.
(6) 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）報告書, 2014.

4.5 の参考文献

(1) 長澤 寛和，武田聖司，木村英雄，佐々木利久，人間侵入に関する安全評価手法の開発その１－ボーリングシナリオを対象としたデータベースの整備－（受託研究）, JAEA-Data/Code 2010-018, 2010.
(2) 武田聖司，佐々木利久，長澤 寛和，木村英雄，人間侵入に関する安全評価手法の開発その２－放射性廃棄物処分における人間侵入シナリオ評価コードの開発－（受託研究）, JAEA-Data/Code 2010-019, 2010.
(3) 環境省自然環境局，温泉資源の保護に関するガイドライン（改訂）, 2014.
(4) 藤縄克之，環境地下水学，共立出版, 2010.

５．建屋内滞留水や格納容器内滞留水の放射核種濃度等データの分析・評価

5. 建屋滞留水や格納容器内滞留水の放射性核種濃度等のデータの分析・評価

5.1 はじめに

デブリの処理・処分に先立ってデブリ取り出し等の廃炉に向けた対策が必要となるが、東京電力株式会社福島第一原子力発電所（以下「1F」）では、事故当初から原子炉建屋、タービン建屋等の建屋内部に放射性核種で汚染された滞留水（以下「滞留水」）が存在している。滞留水及び汚染水処理の概念図[1]を図 5.1-1 に建家滞留水移送ラインの概略図[2]を図 5.1-2 に示す。滞留水中のCs濃度は、2011～2012 年にかけては時間に対して低下したことから、汚染水処理によるCs除去と水循環による希釈が作用していたと考えられた（図 5.1-3）。しかしながら 2013 年以降は濃度低下の割合が小さくなり、Cs濃度が下げ止まっていることから、なんらかの汚染源からのCs供給があるものと考えられる。本事業では、滞留水の核種濃度形成において汚染源となっているものについて検討を行った。具体的には以下の通りである。

まず、滞留水について公開されているデータを整理・分析し、データの信頼性及び代表性に関して取りまとめた。また、米国スリーマイル島原子力発電所 2 号機（TMI-2）事故において発生した燃料デブリ又はその模擬体等からの核種浸出挙動について、既存の情報を収集・整理した。これらの情報に基づき、滞留水の汚染源として考えられるものを網羅的に抽出した。また、抽出した汚染源として考えられるものの中から、汚染源として可能性の高いものを絞り込むために有用な要素試験の方法及び計画について検討した。

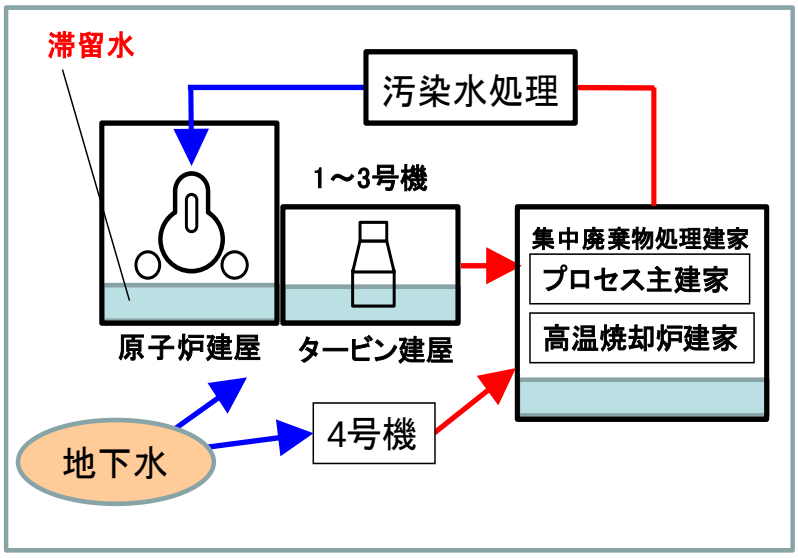


図 5.1-1 滞留水と汚染水処理の概念図

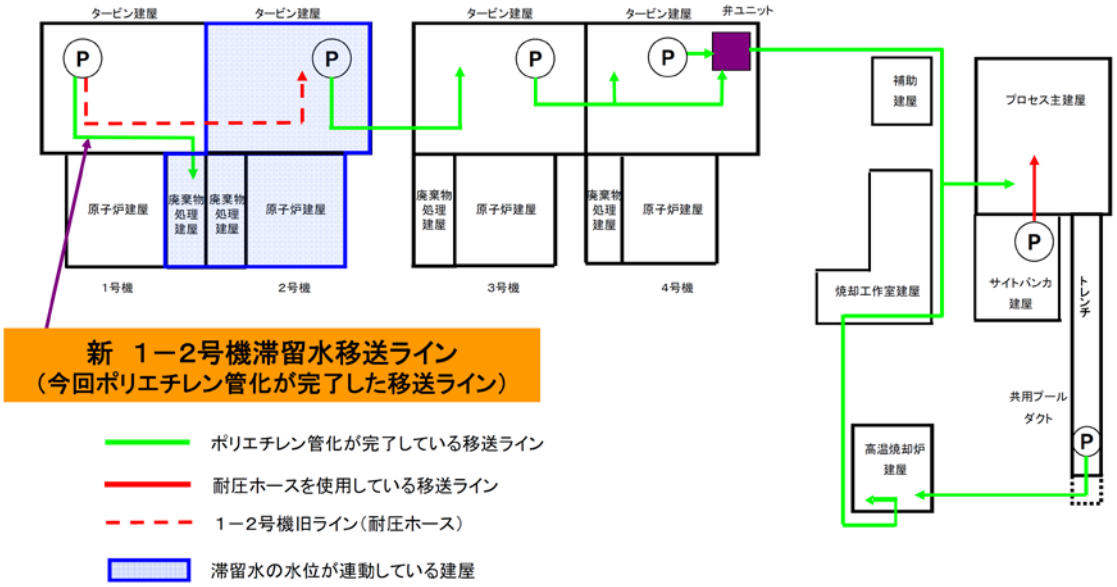


図 5.1-2　建家滞留水移送ラインの概略図（平成 25 年 1 月当時）（文献(1)より抜粋）

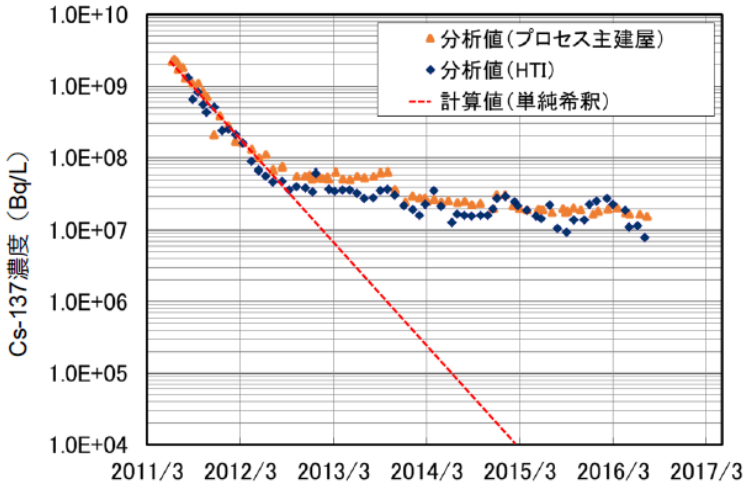


図 5.1-3　建家滞留水中の Cs-137 濃度の経時変化（文献(2)より抜粋）

5.2　滞留水データの整理・分析

5.2.1　滞留水データの整理

（1）データのプロット

東京電力から公開されている滞留水データを収集し、これらのデータをグラフにプロットして整理した。対象としたデータは以下の通りである。

①1～4 号機のタービン建屋滞留水中の Cs-134 及び Cs-137 濃度

②プロセス主建家及び高温焼却炉建家滞留水中の Cs-134 及び Cs-137 濃度滞留水中の Cs-134 及び Cs-137 濃度

③格納容器（PCV）内滞留水中の Cs-134 及び Cs-137 濃度

④1～3 号機の原子炉建屋地下、トーラス室及び三角コーナー滞留水中の Cs-134 及び

Cs-137 濃度結果を図 5.2-1～図 5.2-6 に示す。

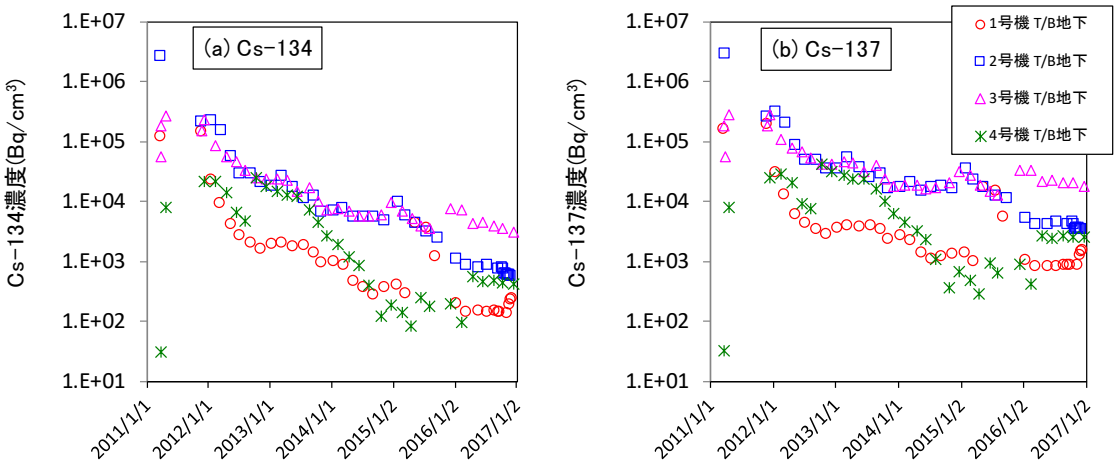


図 5.2-1　タービン建屋滞留水中の Cs 濃度；(a) Cs-134 濃度、(b) Cs-137 濃度
（T/B：タービン建屋）

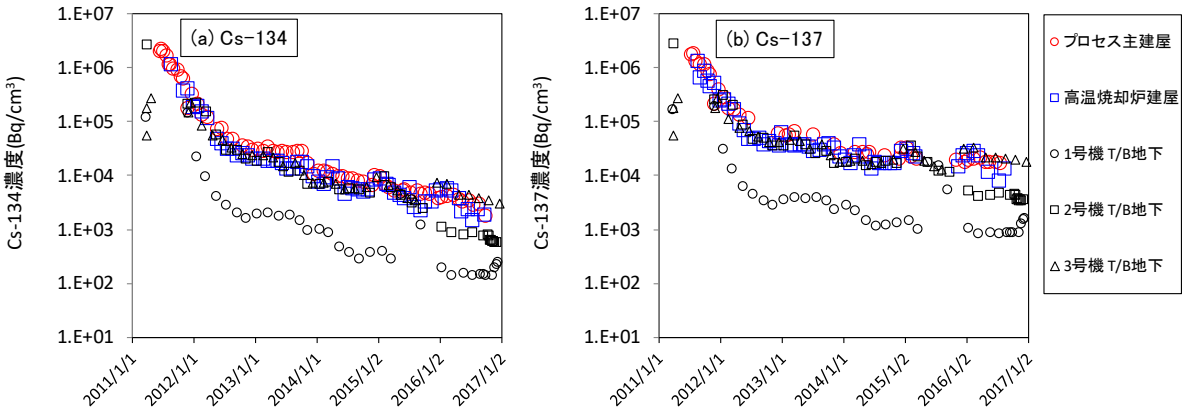


図 5.2-2　プロセス主建家及び高温焼却炉建家滞留水中の Cs 濃度；
(a) Cs-134 濃度、(b) Cs-137 濃度

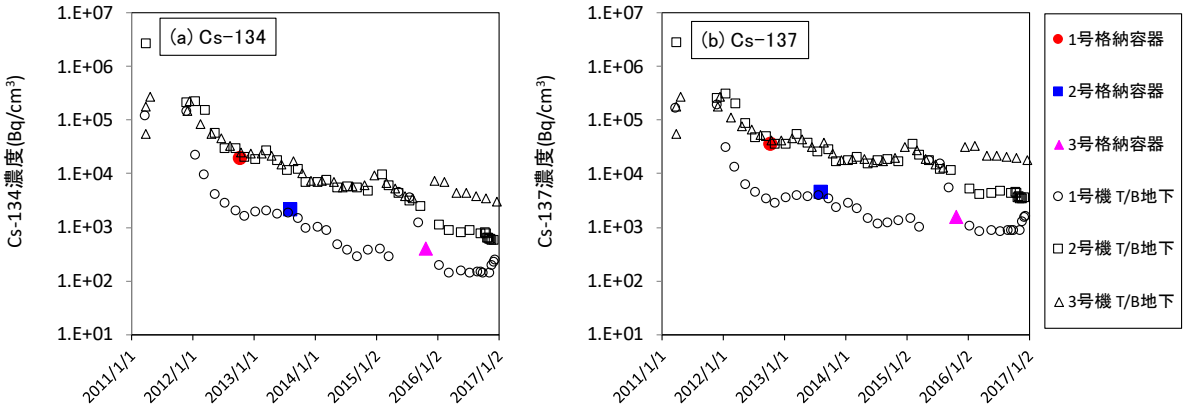


図 5.2-3　格納容器内滞留水中の Cs 濃度；(a) Cs-134 濃度、(b) Cs-137 濃度

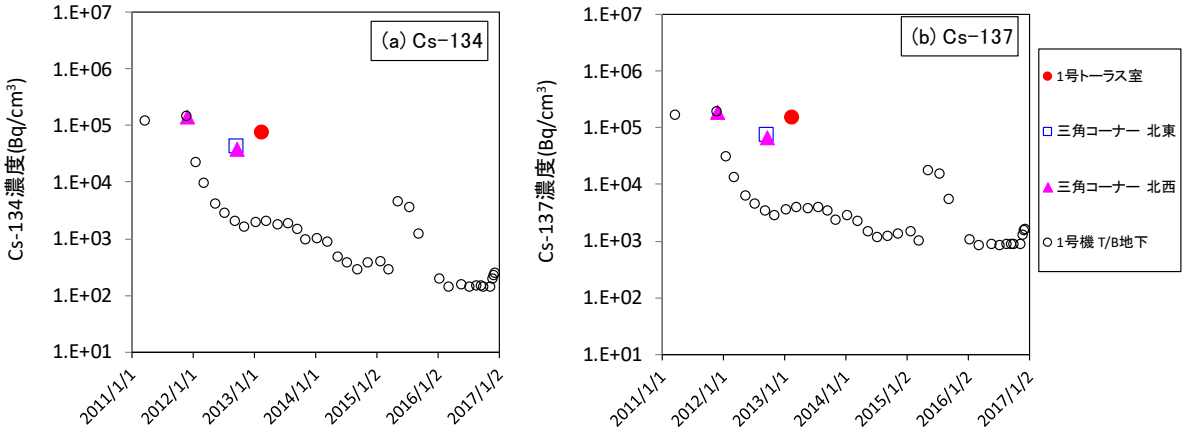


図 5.2-4　1 号機トーラス室及び三角コーナー滞留水中の Cs 濃度；
(a) Cs-134 濃度、(b) Cs-137 濃度

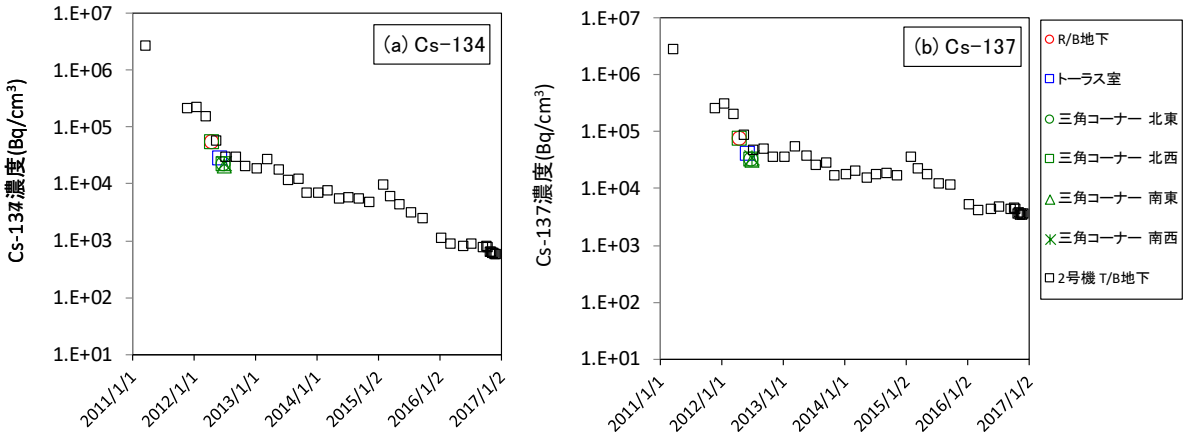


図 5.2-5　2 号機原子炉建屋地下、トーラス室及び三角コーナー滞留水中の Cs 濃度；
(a) Cs-134 濃度、(b) Cs-137 濃度

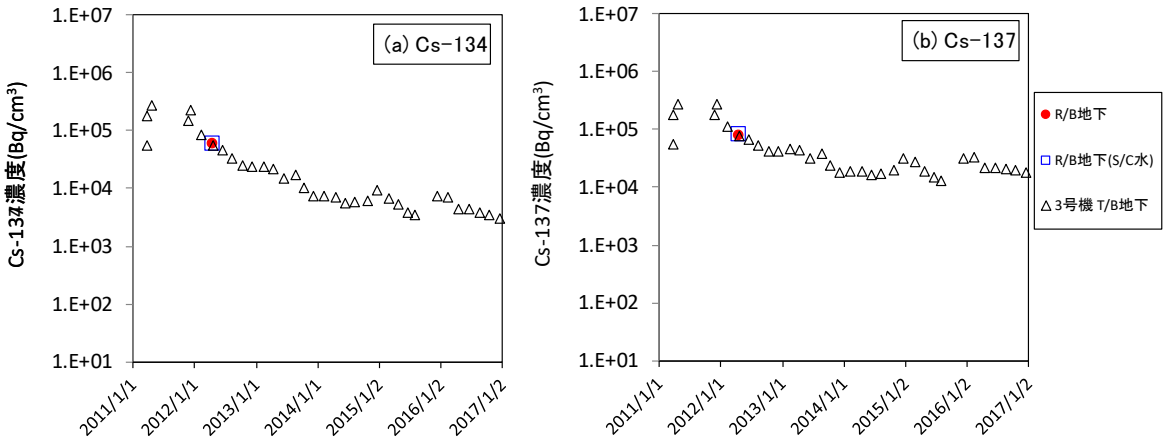


図 5.2-6　3 号機原子炉建屋地下滞留水中の Cs 濃度；
(a) Cs-134 濃度、(b) Cs-137 濃度

（２）採取位置及び方法

タービン建屋、プロセス主建家及び高温焼却炉建家からの試料採取については、採取位置及び方法の公開データは見当たらなかった。格納容器内滞留水[1,2]については図 5.2-7 及び図 5.2-8 に、トーラス室内滞留水[3]については図 5.2-9 及び図 5.2-10 に示す。

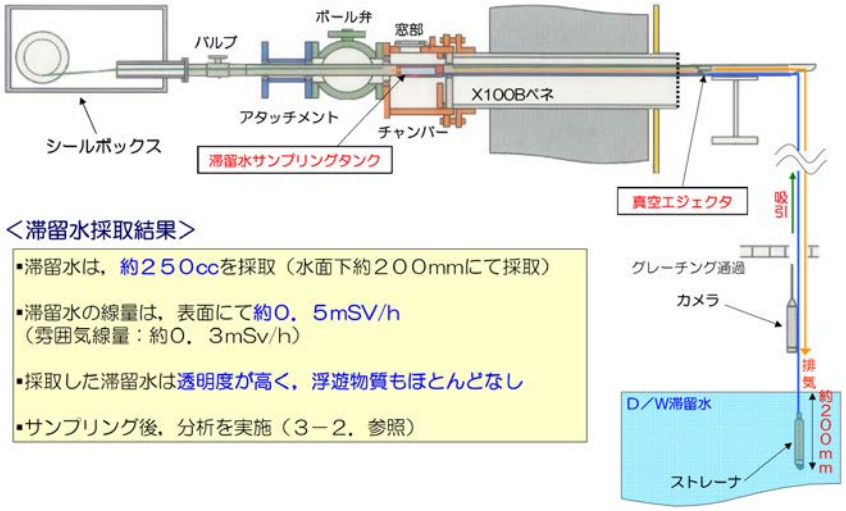


図 5.2-7　1 号機格納容器内滞留水のサンプリング方法（文献(1)より抜粋）

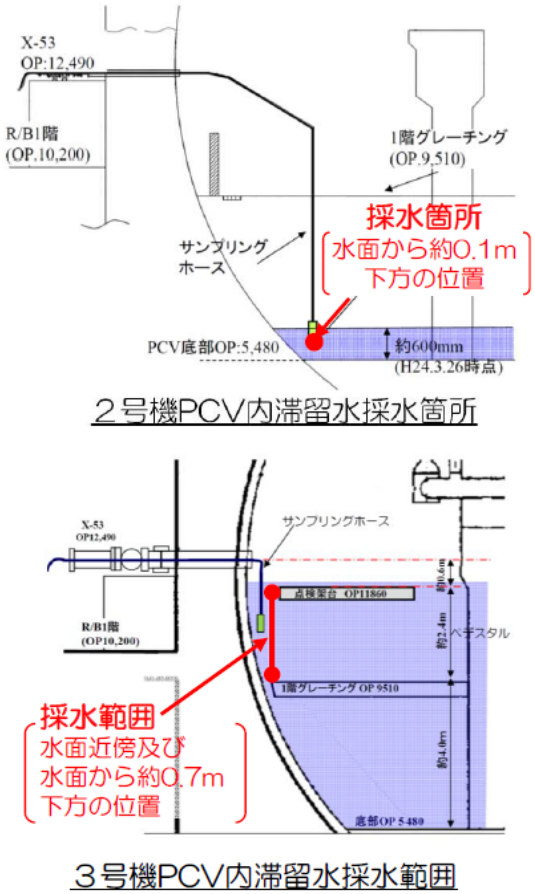


図 5.2-8　2 号機及び 3 号機の格納容器内汚染水のサンプリング方法（文献(2)より抜粋）

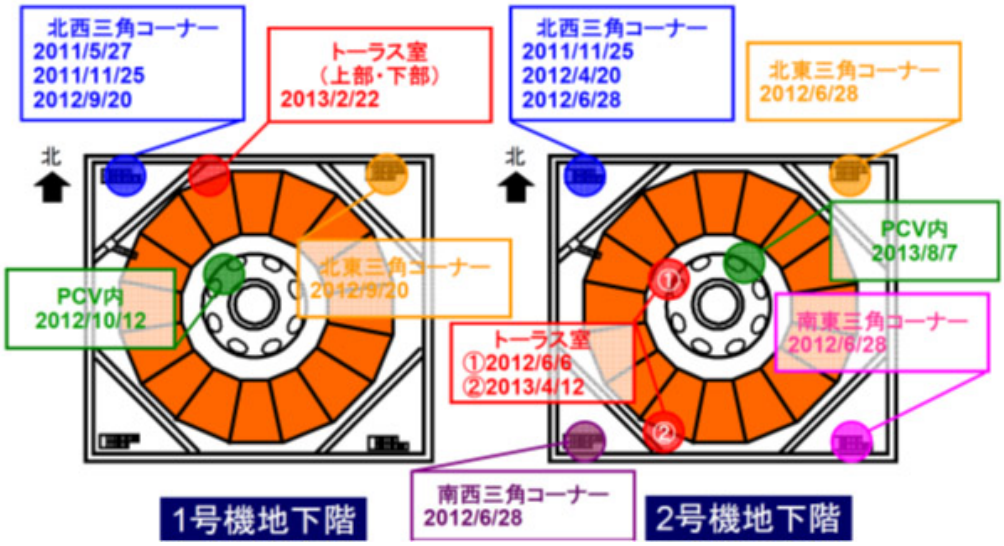


図 5.2-9　トーラス室内汚染水の採取位置（文献(3)より抜粋）

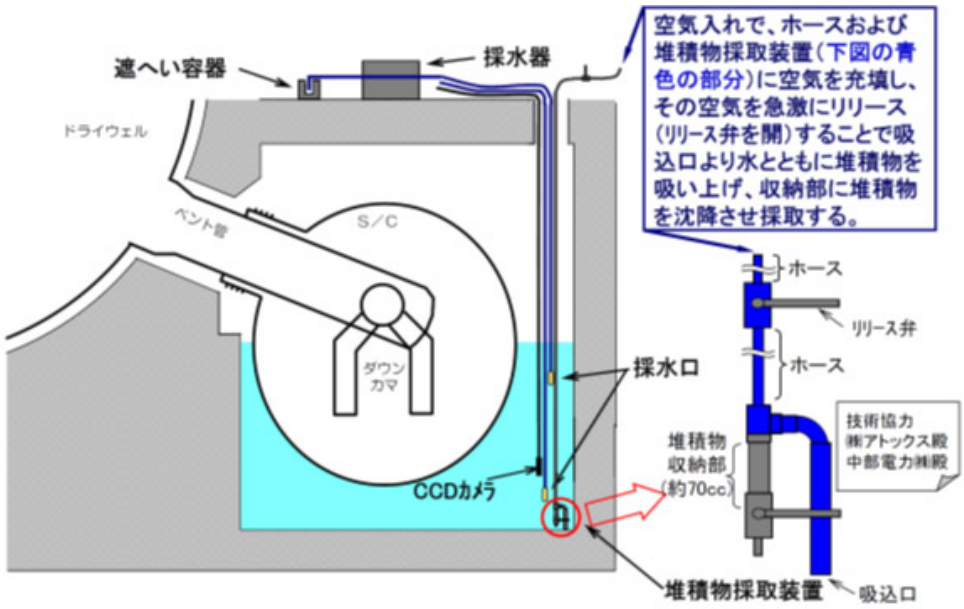


図 5.2-10　トーラス室内汚染水の採取方法（文献(3)より抜粋）

（３）データの変動について

図 5.2-1 のプロットにおいてCs濃度が上昇している時期があるため、その原因を調査して分析等のエラーではないことを確認した。

①2012 年 9 月頃に 4 号機滞留水の Cs 濃度が急上昇している。これは、3 号機タービン建屋地下の滞留水を 4 号機タービン建屋に設置されている弁ユニットを経由してプロセス主建屋及び高温焼却炉建屋へ移送していたが、滞留水移送装置で使用している耐圧ホースからの漏えいがあったためである [4]。2012 年 11 月末には 4 号機タービン建屋からプロセス主建家等への滞留水移送運用を停止し、3 号機からの放射性物質の流入量が減少したため、その後の放射能濃度は低下している [2]。

②2014 年 12 月頃、2 号機及び 3 号機滞留水の Cs 濃度が上昇している。2 号機及び 3 号機の海

水配管トレンチには高濃度な汚染水が滞留しており、線量低減のために海水配管トレンチ内移送作業を実施した際、トレンチ内滞留水が混入したためである[5]。

③2015 年 3 月頃に、1 号機滞留水の Cs 濃度が急上昇している。これは、滞留水移送装置にて建屋内水位調整出来ないエリア（孤立エリア）からタービン建屋への高濃度汚染水の移送が行われたためである[2]。

④2015 年から 4 号機滞留水の Cs 濃度は下げ止まり、その後上昇に転じている。4 号機には燃料が無いため、汚染は他の号機からの汚染水流入によるものである。また、冷却水の注入もないため、希釈効果は地下水流入によるものである。Cs 濃度の上昇は、地下水バイパスの運用（2014 年 4 月開始）[6]、建屋周辺の井戸（サブドレン）からの地下水汲み上げ（2015 年 9 月開始）[6]及び凍土方式の陸側遮水壁の設置（2016 年 3 月設置開始）[6,7]により、建屋へ流れ込む地下水の量が減少したためと推定される。

⑤2016 年 11 月頃から、1 号機滞留水の Cs 濃度が急上昇している。これは、線量低減対策として行われている復水器内貯留水の排水等によるものと推定される[8]。また、注水量低減も開始（2016/12）[9]されており、これも要因の一つと考えられる。

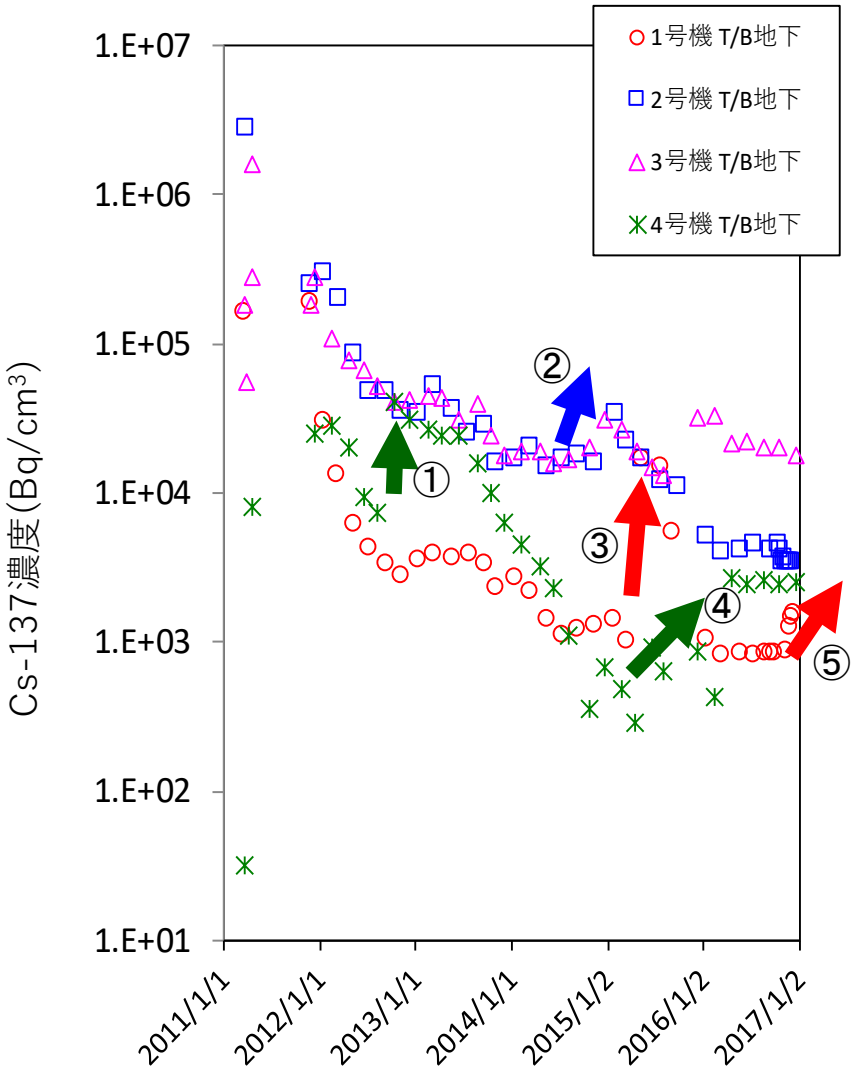


図 5.2-11　タービン建屋滞留水中 Cs-137 濃度データの変動

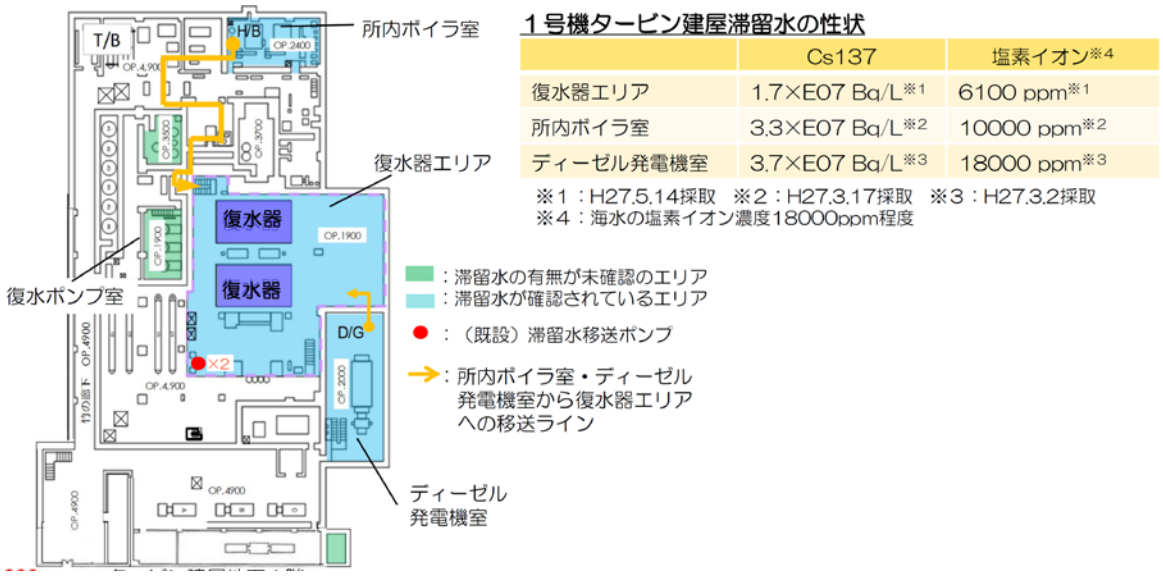
5.2.2　データの分析

（１）データの信頼性

1～4 号機のタービン建屋滞留水において、Cs-134 とCs-137 は同様の挙動を示している（図 5.2-1）。また、Cs濃度の高い 2 号機及び 3 号機タービン建屋データと、プロセス主建家及び高温焼却炉建家データが整合していることから（図 5.2-2）、これらのデータの信頼性は高いと考えられる。格納容器内滞留水についてはデータが少ないため確定的なことは言えないが、サンプリング方法が公開情報として明確にされていること、タービン建屋滞留水と同様の手法で分析されていると推定されることから、データの信頼性は高いと判断した。なお、トーラス室内滞留水のデータは、1 号機では格納容器内室滞留水の分析結果と整合、2 号機ではタービン建屋滞留水の分析結果と整合している。また原子炉建屋地下の滞留水データは、2 号機 3 号機ともに格納容器内室滞留水の分析結果と整合しており、これらのデータの信頼性も高いと考えられる。

（２）データの代表性

Cs濃度の高い 2 号機及び 3 号機タービン建屋データと、プロセス主建家及び高温焼却炉建家データが整合していることから、これらのデータは建家滞留水のCs濃度を概ね代表していると考えられる（図 5.2-2）。しかしながら、例えば 1 号機タービン建屋滞留水の分析において、復水器エリア､所内ボイラ室､ディーゼル発電機室では 2～3 倍の違いがあることや[10]（図 5.2-12）、床ファンネル等を通じて滞留水と連通していないエリア（孤立エリア）に滞留水が残存している可能性があるなど[11]（図 5.2-13）、局所的に高い核種濃度の汚染水が存在する可能性がある。また、格納容器内滞留水の分析においても、水面付近と水面下 0.7 mの位置で分析結果に 2 倍程度の違いがあることや[12]（表 5.2-1）、1 号機復水器内滞留水の分析において、連通している 2 機の復水器内滞留水で 2 倍程度の違いがあることから[13]（表 5.2-2）、サンプリング位置によって数倍程度のばらつきがある可能性がある。



１号機タービン建屋滞留水の性状

	Cs137	塩素イオン※4
復水器エリア	1.7×E07 Bq/L※1	6100 ppm※1
所内ボイラ室	3.3×E07 Bq/L※2	10000 ppm※2
ディーゼル発電機室	3.7×E07 Bq/L※3	18000 ppm※3

※1：H27.5.14採取　※2：H27.3.17採取　※3：H27.3.2採取
※4：海水の塩素イオン濃度18000ppm程度

図 5.2-12　1 号機タービン建屋滞留水の性状分析（文献(10)より抜粋）

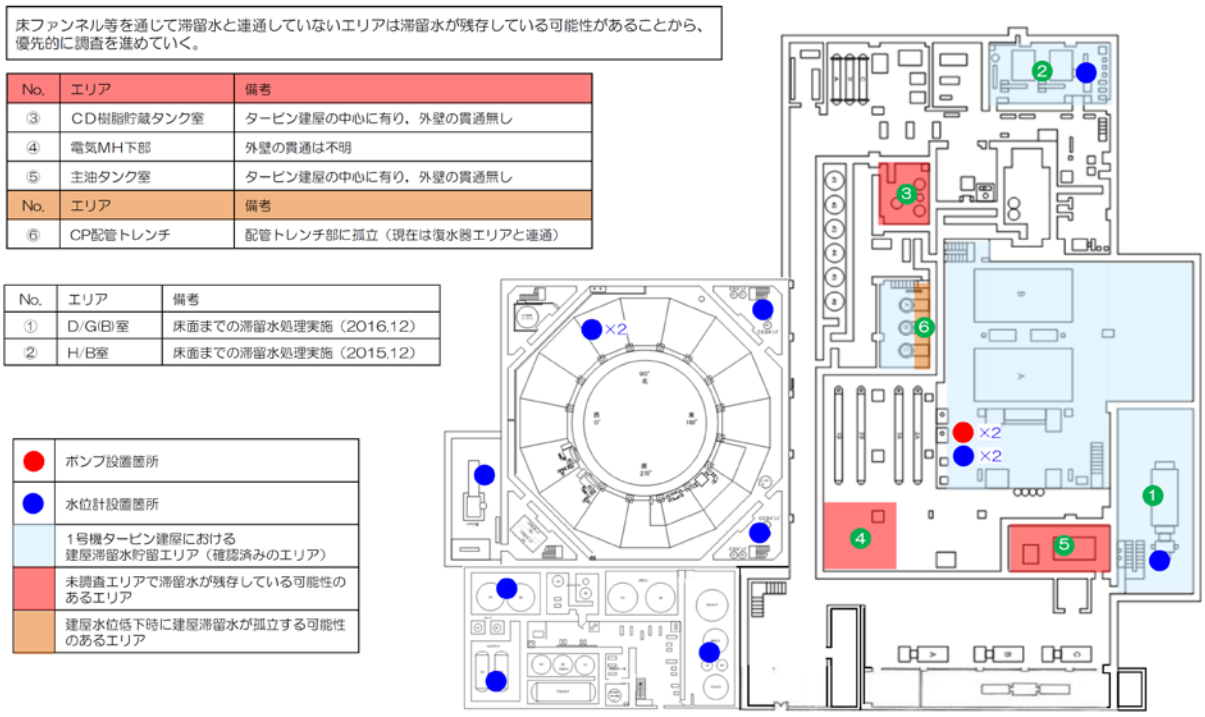


図 5.2-13　1 号機の孤立エリア（文献(11)より抜粋）

表 5.2-1　3 号機格納容器内滞留水の分析結果（文献(12)より抜粋）

分析項目（予定）		水面付近	水面下 約0.7m
pH		6.8	6.3
導電率【μS/cm】		14.0	10.2
塩素濃度【ppm】		検出限界値未満 (<1)	検出限界値未満 (<1)
γ放射能濃度 【Bq/cm³】	Cs134	4.0E+02	2.3E+02
	Cs137	1.6E+03	9.4E+02
	I-131	検出限界値未満 (<8.1E+00)	検出限界値未満 (<5.3E+00)
トリチウム濃度【Bq/cm³】		2.7E+02	1.6E+02
Sr89/90濃度【Bq/cm³】		Sr89:検出限界未満 (<8.4E+01) Sr90:7.4E+03	Sr89:検出限界未満 (<8.1E+01) Sr90:3.9E+03
全α放射能濃度【Bq/cm³】		2.1E+00※	9.7E-01※

表 5.2-2　1 号機復水器内滞留水の分析結果（文献(13)より抜粋）

	Cs-134	Cs-137
復水器 A 内滞留水	1.681×10^{8}	8.404×10^{8}
復水器 B 内滞留水	3.194×10^{8}	1.569×10^{9}
復水器エリア滞留水	1.9×10^{5}	1.0×10^{6}

5.3　TMI-2 デブリ又はその模擬体等からの核種浸出挙動情報の収集・整理

5.3.1　背景と目的

1Fで発生した燃料デブリからの核種浸出挙動を推定するため、スリーマイル島原子力発電所2号機（TMI-2）事故において発生した燃料デブリ又はその模擬体等からの核種浸出挙動について、既存の情報を収集した。

ガラス固化体や使用済燃料からの核種浸出速度は、経時的に低下することが知られている。そこで、燃料デブリについても同様に核種浸出速度が低下することが予想されるため、浸出速度の経時変化を評価することを目的として、TMI-2 事故に関する文献等を調査して情報を整理した。

5.3.2　TMI-2 事故による汚染水発生と処理の経緯

TMI-2 事故による汚染水発生の経緯について、ATOMICA[(1)]からの情報を基に以下にまとめる。

TMI-2 はPWR型の原子炉で、1978 年 3 月に臨界となり、同年 12 月に運転を開始した。1979 年 3 月 28 日午前 4 時、運転中に 2 次系の制御用空気系のトラブルが発生した。そのトラブルにより、2 次系の脱塩器出入口弁が閉じ、主給水ポンプが停止し、タービンが停止した。この結果、一次系の温度及び圧力が上昇し、加圧器逃がし弁が開いた。主給水ポンプ停止後約 8 秒で原子炉は自動停止し、一次系の圧力は急速に低下し、加圧器逃がし弁が閉となるはずだった。しかしながら、加圧器逃がし弁の故障により、弁が開いたまま固着した状態となり、1 次冷却水が加圧器に流れ込み続け、原子炉建屋（格納容器）内のドレンタンク（加圧器から放出された蒸気を凝縮し、逃がすタンク）へ送られ続けた。このため、ドレンタンクの逃がし弁が開き、さらにラプチャーディスク（破裂板）が破裂し、原子炉建屋内に 1 次冷却水が放出された。放出された冷却水は、原子炉建屋内の床に溜まり、サンプ（汚水槽）へ流れ込み、サンプポンプにより補助建屋の廃液貯蔵タンクへ送られた。

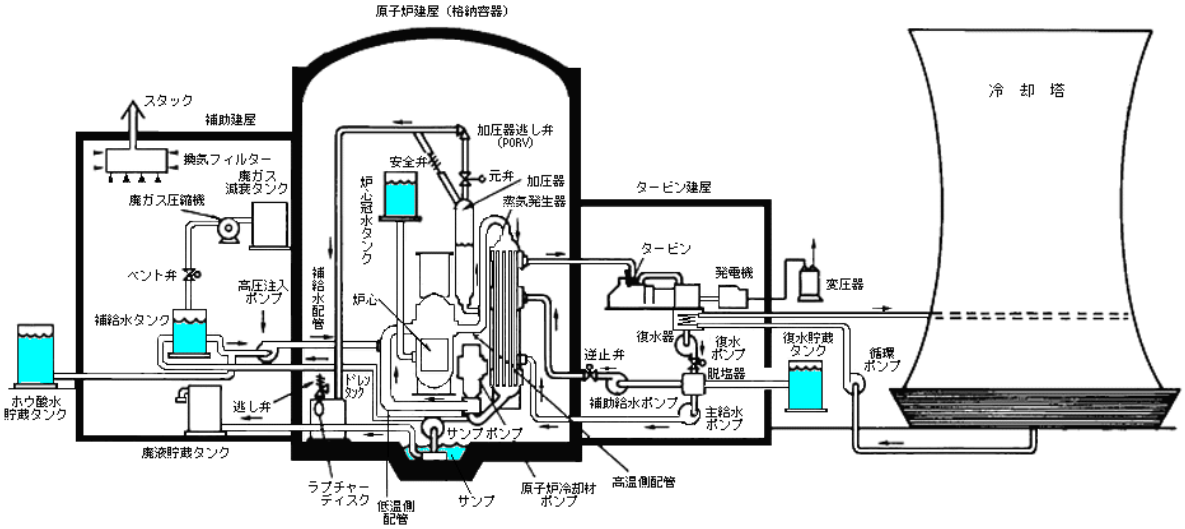


図 5.3-1　TMI-2 の全体概要 [(2)]

環境影響評価[3]によれば、スリーマイル島はサスケハンナ川の中州にあり、地質学及び水文学的に処分施設の安全基準を満たさないため、スリーマイル島を最終処分場にすべきではないとされた。加えて、汚染処理水の川への放出も認められなかった。そのため、汚染処理水は全てTMIサイトのタンクに保管しなければならなかったが、プラント内での再利用（冷却水の循環やfeed-and-bleed（給液及び液抜き）方式等）は認められた[4]。

原子炉冷却系（RCS: Reactor coolant system）の汚染水は、水中脱塩装置（SDS: Submerged demineralizer system）で処理された。TMI-2 事故後の除染作業において重要な核種はCs-137[5, 6, 7]である。Cs-137 は汚染水中の支配的な核種であり、主にCs-137 のγ線が被ばくに寄与している。これは、TMI-2 の運転期間が短いためであり、大半の原子炉でCo-60 のγ線を主に被ばく管理の対象としているのとは異なる[6]。

5.3.3　文献調査による Cs 浸出速度の算出

浸出速度Rを以下の式により算出した。

R(1/day) =
［Cs-137 の累積浸出量(Ci)］÷［固相内のCs-137 総量(Ci)］÷［浸出期間(day)］　　(5.3-1)

浸出開始時の固相内のCs-137 総量が明示されていない場合は、原子炉停止時のCs-137 の総量（8.51×10^{5} Ci）[8]を基準に評価した。

文献調査の結果、①浸出試験、②冷却水の分析、③冷却水処理量のデータ、④キャニスタの水分析、の 4 種類のデータが存在した。これらについて、Cs-137 の累積浸出量、固相内のCs-137 総量及び浸出期間を評価することとした。浸出速度Rを算出する際には、文献のCs-137 の放射能値を適宜、原子炉停止時（1979 年 3 月 28 日）に補正して評価することとした。

（１）浸出試験

（a）使用済燃料の浸出試験

稲垣ら[9]は、54 GWD/tHMまで照射したBWR燃料棒を輪切りにした試料を純水及び実海水に252 日間浸漬した。試料の質量は 1.21 gであり、試料中のCsのインベントリは 3,480 μg/gと評価されている。これらの値から、固相内のCs-137 総量を 4.21×10^{-3} g（3.66×10^{-1} Ci）と評価した。文献中の図 4（図 5.3-1）からCs-137 の累積浸出量を 9.0×10^{-7} mol（1.07×10^{-2} Ci）と評価した。また、文献中表 6 にCsの浸出速度が、試験後半のデータ（浸漬時間、84～252 日）から、試料の単位表面積及び単位時間当たりに純水中に浸出した量（6.5×10^{-2} mg/m^2/d）として求められている。試料の表面積については、4.72×10^{-4} m^{2}と評価されている。これらの値から、試験後半におけるCs-137 の累積浸出量を 3.76×10^{-8} mol（4.47×10^{-4} Ci）と評価した。以上を取りまとめたものを表 5.3-1 に示す。

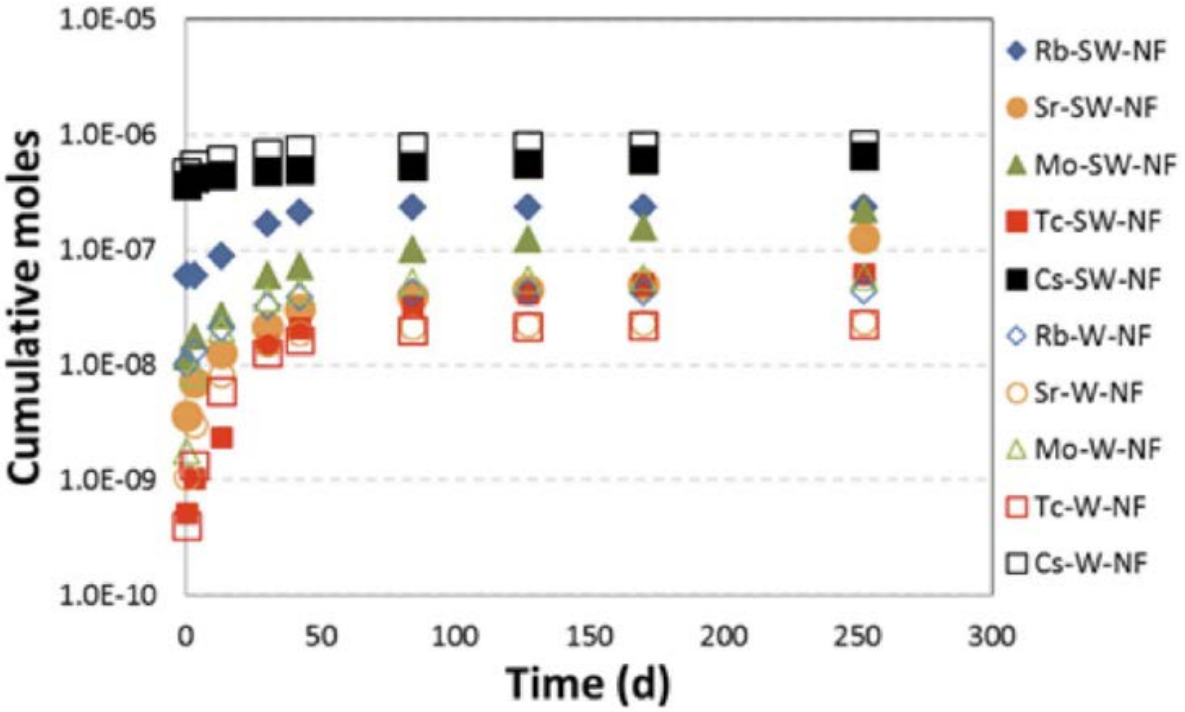


図 5.3-2　純水（W）及び海水（SW）に浸出した揮発性核分裂生成物の積算モル量 [9]

表 5.3-1　使用済燃料の浸出試験 [9]に関する文献から評価した浸出速度 *R*

文献値	累積浸出量（Ci）	固相内 Cs-137 総量（Ci）	浸出期間（day）	*R*（1/day）
252 日までの Cs-137 累積浸出量 9.00E-07 mol（図 5.3-2 の Cs-W-NF より）	1.07E-02	3.66E-01	252	1.16E-04
試験後半における試料の単位表面積及び単位時間当たりに純水中に浸出した量 6.5E-02 mg/m^2/d	4.47E-04	3.66E-01	168	7.29E-06

（b）TMI-2 デブリの浸出試験使用済燃料の浸出試験

稲垣ら[9]は、事故後のTMI-2 炉内中央部から採取したデブリを純水に 351 日間浸漬した。浸漬に用いたTMI-2 デブリの質量は 0.1513 gであり、密度は 7.38 g/cm^3（「core bore rock G12-P2-E」[10]に相当）である。TMI-2 デブリの総量は、Akersら[11]が 133 tonと評価している。試料の質量とTMI-2 デブリの総量との比から、固相内のCs-137 総量を 9.69×10^{-4} Ciと評価した。Schnitzlerら[8]の試算によれば、原子炉停止時のCs-133 のモル数は 71.5 mol、Cs-137 が 71.6 molであり、存在量がほぼ同じである。したがって、文献中の図 10(2)（図 5.3-3）のCs-133 の累積浸出量をCs-137 の累積浸出量として 2.0×10^{-10} mol（2.38×10^{-6} Ci）と評価した。このTMI-2 デブリ（core bore rock G12-P2-E）は、Akersら[12]によれば、1986 年 7 月にボーリングにより採取されている。このことから、浸出期間を 1986 年 7 月から 351 日間とした。

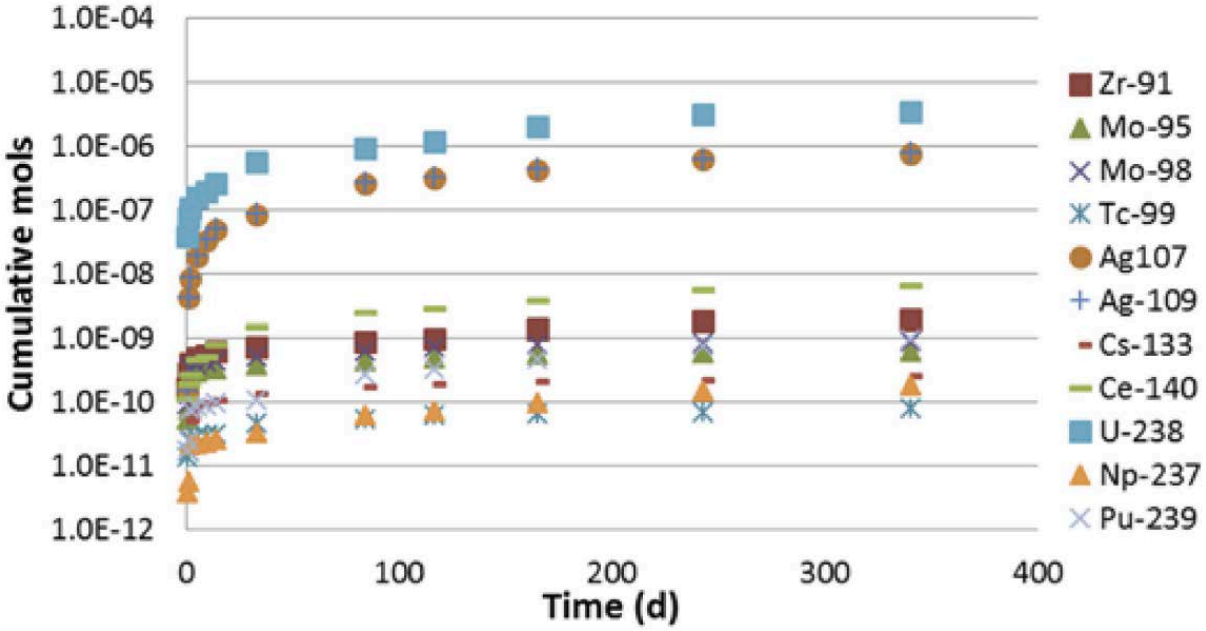


図 5.3-3　純水に浸漬した TMI-2 溶融デブリ試料（中央部コア）の各核種の累積量の時間変化 [9]

Akersら[13]は、TMI-2 のコアデブリを、RCSを模擬した水に 6 日間浸漬した。TMI-2 デブリの質量は 48.75 gであり、試料中のCsのインベントリ（固相内のCs-137 総量）は 5.2×10^{-2} Ciと評価されている。文献中の表 6（表 5.3-2）によれば、固相内のCs-137 総量の 0.12%が浸出していることから、Cs-137 の累積浸出量を 6.24×10^{-5} Ciと評価した。以上を取りまとめたものを表 5.3-3 に示す。

表 5.3-2　（模擬）冷却水へ浸出した核種インベントリ [13]

Radionuclide	Uncrushed Debris: Debris Inventory[a] (μCi)	Uncrushed Debris: Percent Inventory In Solution	Crushed Debris: Debris Inventory[b] (μCi)	Crushed Debris: Percent Inventory in Solution
^{60}Co	5.1 E+3	4.6E-2	4.4E+3	9.6E-3
^{125}Sb	6.73E+3	4.8E-1	5.9E+3	1.4E-1
^{134}Cs	2.6E+3	9.5E-2	2.3E+3	6.7E-1
^{137}Cs	5.2E+4	1.2E-1	4.6E+4	9.9E-1
^{144}Ce	8.0E+4	3.8E-5	7.0E+4	2.3E-4

a. A conservative Debris inventory calculated from Reference 1 for 48.75 gm core debris. Uncertainty is within a factor of 2.

b. A conservative debris inventory calculated for 42.73 gm of debris material.

表 5.3-3　TMI-2 デブリの浸出試験に関する文献から評価した浸出速度 *R*

文献値	累積浸出量（Ci）	固相内 Cs-137 総量（Ci）	浸出期間（day）	*R*（1/day）
351 日までの Cs-133 累積浸出量 2.00E-10 mol[9]（図 5.3-3 の Cs-133 より）	2.38E-06	9.69E-04	351	7.00E-06
5.20E+02 μCi の 0.12%が浸出[13]	6.24E-05	5.20E-02	6	2.00E-04

（2）冷却水の分析

Grambowら[14]は、福島第一原子力発電所（1F）の冷却水のデータからCs-137 がインベントリの 1.8%/yearで 2 年間（浸出期間）放出され続けており、デブリの溶解が続いている証拠だとしている。これをTMI-2 事故に適用し、浸出開始日を原子炉停止時である 1979 年 3 月 28 日、浸出終了日を 2 年後の 1981 年 3 月 28 日とした。

Collinsら[15]は、TMI-2 事故後 2、3 日以内に行われたサンプリングにより、RCS中のCs-137 濃度が 57 μCi/mL（1980 年 7 月 1 日換算）であることを述べている（表 5.3-4）。固相内のCs-137 総量は、事故直後のサンプリングであることから、原子炉停止時のCs-137 の総量（8.51×10^5 Ci）とした。Cs-137 の浸出量は、Cs-137 濃度とRCSの体積（340 m^3）から求め、原子炉停止時の放射能に補正して 1.98×10^4 Ciとした。浸出期間は、原子炉停止時から 3 日間とした。

表 5.3-4　高放射能レベル TMI 水の組成[15]

Parameter	Reactor coolant system (RCS)	Containment Building water (CBW)	Total
Volume (m^3)	340	2440	2780
Concentration (mg/L)			
Sodium	1350	1200	3400 kg
Boron	3870	2000	35,000 kg[a]
Cesium	1.5	0.8	2.5 kg
Strontium	<0.05	0.1	0.3 kg

Nuclide	RCS Conc. (μCi/mL)	RCS Relative ingestion hazard[b]	CBW Conc. (μCi/mL)	CBW Relative ingestion hazard[b]	Total (Ci)
^{3}H	0.17	60	1.0	300	2,500
^{89}Sr	5[c]	2,000,000	0.53	200,000	3,000
^{90}Sr	25[c]	80,000,000	2.3	8,000,000	14,000
^{106}Ru	0.1	10,000	0.002	200	40
^{125}Sb	0.01	100	0.02	200	50
^{134}Cs	10	1,000,000	26	3,000,000	67,000
^{137}Cs	57	3,000,000	160	8,000,000	410,000
^{144}Ce	0.03	2,000	0.0005	50	10

[a] As boric acid.
[b] Expressed as multiples of the concentrations listed in 10 CFR 20, Appendix B, Table II, Column 2.
[c] Values vary, probably because of precipitation.

Holtonら[7]は、算出根拠は不明であるが、TMI-2 デブリ取り出し時の水処理システムの計画において、TMI-2 デブリベッドからのCs-137 浸出速度を 2 Ci/dayと仮定している。デブリ取り出し期間を事故から 7 年 3 ヶ月後の 1986 年 6 月 28 日を浸出開始日、浸出期間を 1,400 日と仮定した。

表 5.3-5　冷却水の分析に関する文献から評価した浸出速度 *R*

文献値	累積浸出量（Ci）	固相内 Cs-137 総量（Ci）	浸出期間（day）	*R*（1/day）
1F 事故後 2 年間、インベントリの 1.8%/year で放出されている[14]	-	-	730.5	4.93E-05
RCS 中の Cs-137 濃度 57 μCi/mL[15]	1.98E+04	8.51E+05	3	7.77E-03
デブリベッドからの Cs-137 浸出速度仮定 2 Ci/day[7]	2.80E+03	8.51E+05	1,400	2.35E-06

（3）冷却水処理量のデータ

Bastonら[16]は、TMI-2 のプラントデータ（事故後 2,287 日（1985 年 7 月 1 日）から 2,392 日（1985 年 10 月 14 日））からTMI-2 デブリ 1 gあたりの累積浸出率を評価している（3.5×10^{-3} μCi/g/day）。TMI-2 デブリの総量が 133 ton[11]であるから、Cs-137 浸出速度は 4.66×10^{-1} Ci/dayとなる。

Hofstetterら[17]は、RCS中の主な核種について分析し、事故後の経過時間（day）に対してそれらの濃度変化を示した（図 5.3-4）。

RCSの汚染水は、SDSにより処理された。RCSの汚染水の処理は 1982 年 5 月 21 日（浸出開始日）に開始され、原子炉容器のふたの取り外しは 1984 年 7 月 23 日（浸出終了日）に実施され、浸出期間は 794 日である。その間のCs-137 の累積浸出量を、(A)RCSの汚染水処理前のCs-137 濃度（13.5 μCi/mL[17]）から求めたCs-137 の存在量、(B)原子炉容器のふたの取り外し前のCs-137 濃度（0.81 μCi/mL[17]）から求めたCs-137 の存在量、(C)その間のSDSによるCs-137 処理量（約 7,300 Ci[18]）から評価した。具体的には、TMI-2 デブリからCs-137 の浸出がなければ、処理前のCs-137 量から処理後の量を引いたものと処理量が等しいので、A – B = Cの関係となるが、実際にはTMI-2 デブリからの溶出があるので、A – B < Cの関係となる。したがって、Cs-137 の累積浸出量 = C – A + Bで求められ、RCSの体積が 340 m^3であるから、Cs-137 の累積浸出量は 3.38×10^3 Ci（原子炉停止時に補正）となる。

表 5.3-6　冷却水処理量のデータに関する文献から評価した浸出速度 *R*

文献値	累積浸出量（Ci）	固相内 Cs-137 総量（Ci）	浸出期間（day）	*R*（1/day）
RCS に浸出した Cs-137 の累積浸出率 3.50E-03 μCi/g/day[16]	4.89E+01	8.51E+05	105	5.47E-07
RCS の SDS による処理量 3.38E+03 Ci	3.38E+03	8.51E+05	794	5.00E-06

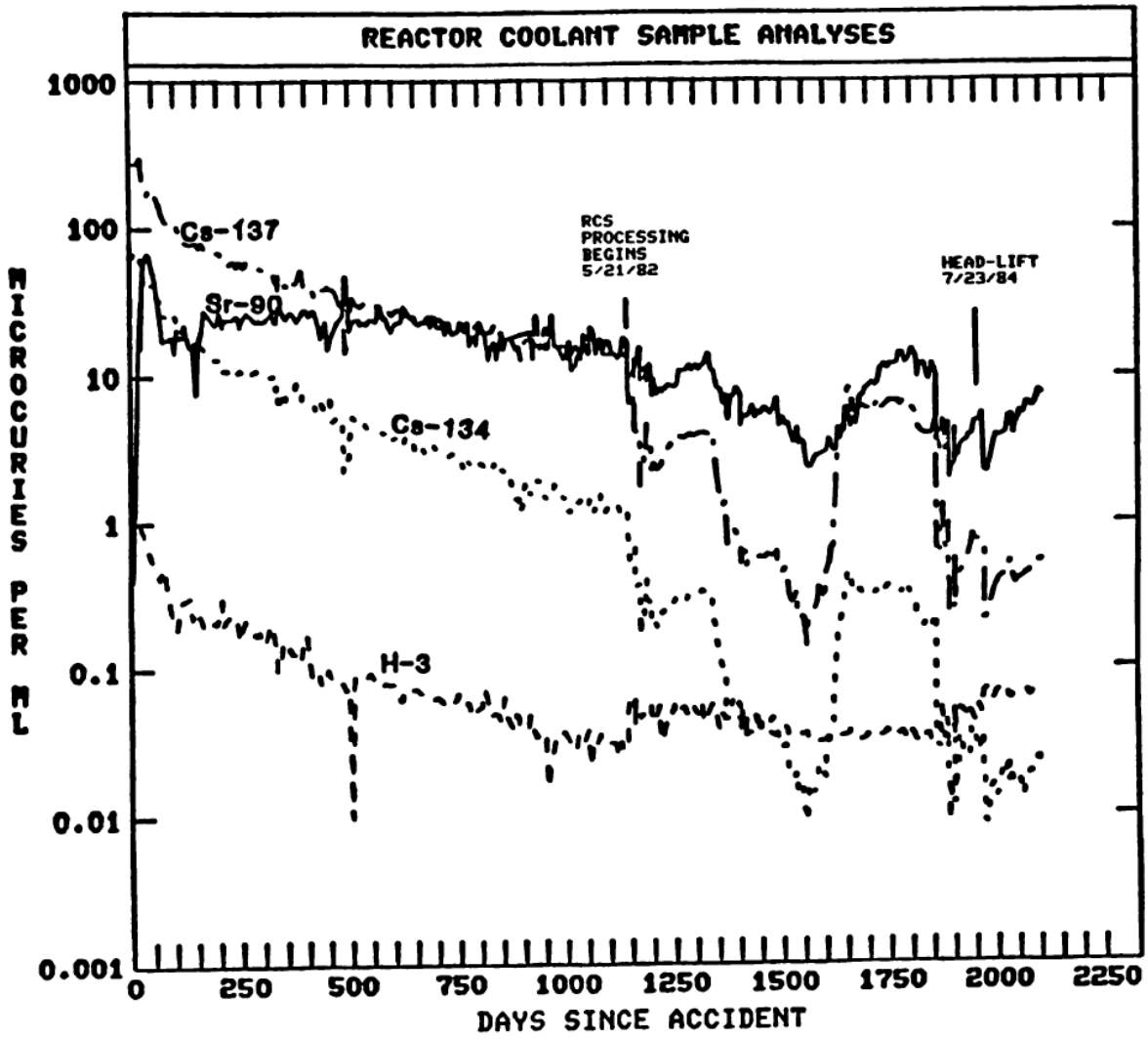


図 5.3-4　原子炉冷却水中の主な核種 [17]

（4）キャニスタの水分析 [19]

1980 年 3 月、米国エネルギー省（DOE）、米国原子力規制委員会（NRC）、GPU社（General Public Utilities）及び米国電力研究所（EPRI）の 4 者により、TMI-2 事故に関するデータ収集及び研究の実施について協定が結ばれた。その協定では、キャニスタに移されたTMI-2 溶融デブリは、アイダホ国立研究所（INL、旧INEL）へ運ばれ、保管されることが決定した[20]。

INLへの輸送時にはキャニスタから水が抜かれたが、乾燥はされなかった。到着後、キャニスタ内部に脱イオン水が入れられ、貯蔵プールの中に置かれた。この脱イオン水と貯蔵プール水との接触はない。

1995 年 12 月（浸出終了日として 1995 年 12 月 28 日を設定）に 5 つのキャニスタ（D-180、D-188、D-330、F-462、K-506）に対して、キャニスタ内の水の分析が実施された。D-180 及び D-188 のプールでの貯蔵期間は約 8 年、他の 3 つについては約 6 年であることから、それぞれ浸出開始日は 1987 年 12 月 28 日、1989 年 12 月 28 日と設定した。文献値を表 5.3-7 に取りまとめる。

表 5.3-7　キャニスタの水分析[19]に関する文献値

キャニスタ ID	キャニスタ内残留水（kg）	キャニスタ内空間（L）	キャニスタ内ウラン量（g）	キャニスタ水中の最大 Cs-137 濃度（1995 年 12 月時点、mg/L）
D-180	29	72	394,100	3.60E-02
D-188	29	81	395,300	4.47E-02
D-330	22	78	402,700	1.41E-02
F-462	111	120	162,500	9.90E-04
K-506	23	146	441,900	2.90E-02

貯蔵プールでの保管期間にキャニスタ内のデブリが接触した水の量は、キャニスタ内の空間（全部に水が満たされていたと仮定）と残留する水の質量（比重 1 と仮定）を足して算出した。TMI-2 停止時のウラン総量は、Taylorが 81.437 tonと評価している[21]。キャニスタ内のウランの質量とTMI-2 停止時のウラン総量との比から、固相内のCs-137 総量を評価した。

表 5.3-8　キャニスタの水分析[19]に関する文献から評価した浸出速度 *R*

文献値	累積浸出量（Ci）	固相内 Cs-137 総量（Ci）	浸出期間（day）	*R*（1/day）
D-180 内 Cs-137 濃度 0.0360 mg/L	4.57E-01	4.12E+03	2,922	3.79E-08
D-188 内 Cs-137 濃度 0.0447 mg/L	6.17E-01	4.13E+03	2,922	5.11E-08
D-330 内 Cs-137 濃度 0.0141 mg/L	1.77E-01	4.21E+03	2,191.5	1.92E-08
F-462 内 Cs-137 濃度 9.90E-04 mg/L	2.87E-02	1.70E+03	2,191.5	7.71E-09
K-506 内 Cs-137 濃度 0.0290 mg/L	6.15E-01	4.62E+03	2,191.5	6.08E-08

5.3.4　デブリ等からの核種浸出速度の経時変化の推定

文献調査結果をまとめると表 5.3-9 のようになる。

表 5.3-9　文献調査結果

出典	浸出開始 年月日 （事故後日数）	浸出終了 年月日 （事故後日数）	浸出期間 （day）	*R* （1/day）
使用済燃料浸出試験 [9]	1979 年 3 月 28 日 （0 日）	1979 年 12 月 5 日 （252 日）	252	1.16E-04
使用済燃料浸出試験 （試験後半のデータ）[9]	1979 年 6 月 20 日 （84 日）	1979 年 12 月 5 日 （252 日）	168	7.29E-06
TMI-2 デブリ浸出試験 （純水）[9]	1986 年 7 月 15 日 （2,666 日）	1987 年 7 月 1 日 （3,017 日）	351	7.00E-06
TMI-2 デブリ浸出試験 （模擬 RCS 水）[13]	1979 年 3 月 28 日 （0 日）	1979 年 4 月 3 日 （6 日）	6	2.00E-04
1F 冷却水分析 [14]	1979 年 3 月 28 日 （0 日）	1981 年 3 月 28 日 （731 日）	730.5	4.93E-05
TMI-2 事故後 2,3 日目 の RCS 水分析 [15]	1979 年 3 月 28 日 （0 日）	1979 年 3 月 31 日 （3 日）	3	7.77E-03
TMI-2 デブリベッド からの浸出速度仮定 [7]	1986 年 6 月 28 日 （2,649 日）	1990 年 4 月 28 日 （4,049 日）	1,400	2.35E-06
RCS に浸出した Cs-137 の累積浸出率 [16]	1985 年 7 月 1 日 （2,287 日）	1985 年 10 月 14 日 （2,392 日）	105	5.47E-07
RCS の SDS による 処理量 [17, 18]	1982 年 5 月 21 日 （1,150 日）	1984 年 7 月 23 日 （1,944 日）	794	5.00E-06
D-180 内水分析 [19]	1987 年 12 月 28 日 （3,197 日）	1995 年 12 月 28 日 （6,119 日）	2,922	3.79E-08
D-188 内水分析 [19]	1987 年 12 月 28 日 （3,197 日）	1995 年 12 月 28 日 （6,119 日）	2,922	5.11E-08
D-330 内水分析 [19]	1989 年 12 月 28 日 （3,928 日）	1995 年 12 月 28 日 （6,119 日）	2,191.5	1.92E-08
F-462 内水分析 [19]	1989 年 12 月 28 日 （3,928 日）	1995 年 12 月 28 日 （6,119 日）	2,191.5	7.71E-09
K-506 内水分析 [19]	1989 年 12 月 28 日 （3,928 日）	1995 年 12 月 28 日 （6,119 日）	2,191.5	6.08E-08

浸出速度の経時変化を図 5.3-5 に示す。文献調査を基に評価した浸出開始日から浸出終了日までが浸出期間となる。その浸出期間の中央値に対し、浸出速度R（1/day）の対数（log R）をプロットし、フィッティングにより浸出速度Rの時間依存性を求めた。横軸の時間t（day）は、事故発生時（1979 年 3 月 28 日）を基準（0 日）とした。フィッティングの結果、t日目における浸出速度の評価式（$\log R = -7.66\times10^{-4}t-3.74$）が得られた。

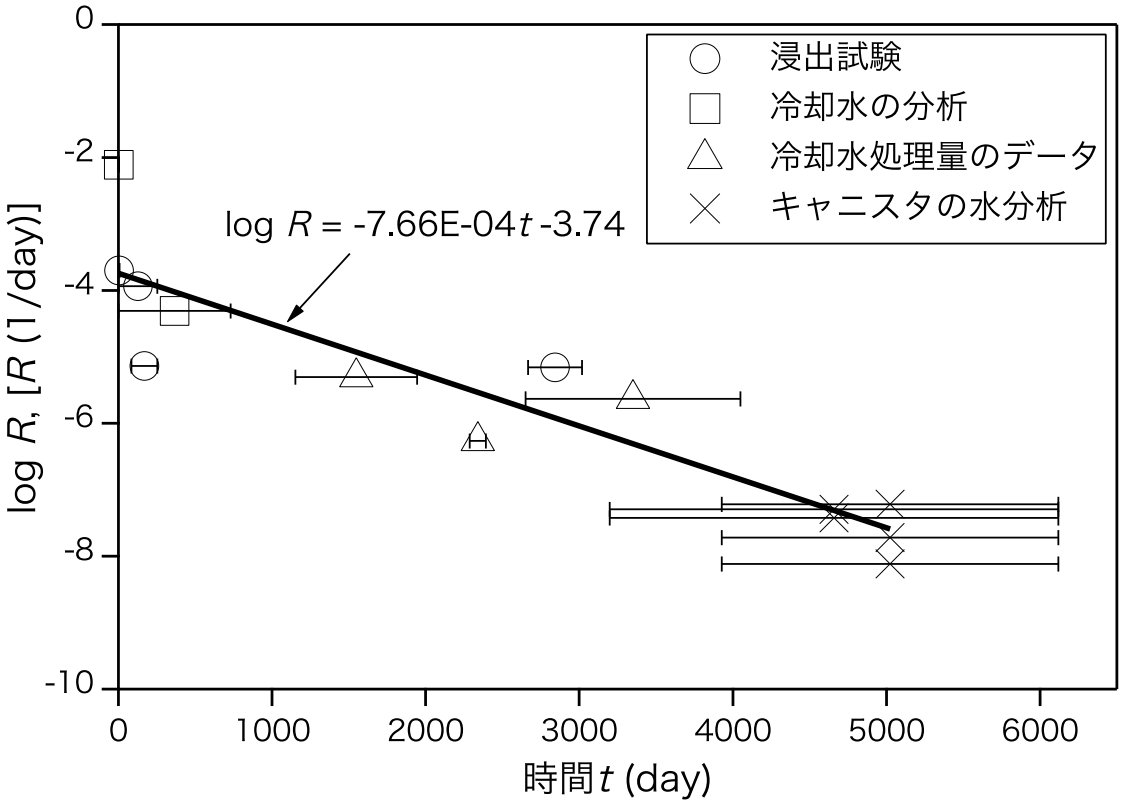


図 5.3-5　浸出速度の経時変化

5.4 滞留水汚染源の抽出及び要素試験計画

5.4.1 滞留水汚染源の抽出

既往文献及び公開情報を調査することにより、汚染源となり得るものを抽出した。

TMI-2 事故に係る米国アイダホ国立研究所の報告書[1,2]において、デブリとして回収されたCs（Cs-137）は元々燃料に存在していた量の約 40%と評価されている。また、TMI-2 の炉心損傷中に起こったCs及びIの移行を解析した結果によれば、元素状のCs及びIが燃料から放出し、次に高温の水蒸気／水素と反応してガス状のCsIとCsOHを精製したことが示されており[3]、原子炉上部プレナム中及びホットレグ配管において、CsOHの一部が凝縮及び化学吸着したと予想されている[3]。さらに、圧力容器から放出されたCsの多くは原子炉建屋地階の水の中に滞留し、少量がコンクリート表面に浸透していたことが示されている[3]。

2016 年 8 月 18 日に公開された東京電力の情報では、2 号機及び 3 号機においてCs濃度は格納容器（PCV）内よりタービン建屋内の方が 1 桁程度高く、PCV内以外に何らかの支配的なCs供給源があると推定され、震災初期の滞留水を貯蔵した復水器からの漏れが要因と推定されている[4]。また、IRIDの分析によれば、タービン建屋内に存在するスラッジや砂中のCs-137 が 10^7 Bq/g程度存在することから、これも汚染源になっている可能性がある[5]。

以上の情報から、格納容器内部の汚染源として燃料デブリ及び格納容器内での化学吸着、格納容器外の汚染源として建家床面のコンクリートへの浸透、復水器内貯留水及び砂（スラッジ）に吸着したCsを抽出し、それぞれの影響について検討した。

5.4.2 各汚染源の影響についての検討

（1）燃料デブリ

燃料デブリからのCsの溶出による滞留水濃度への影響を、以下のパラメータにより見積もった。平成 27 年度に実施した受託事業において、燃料デブリ中のCs-137 は 1 号機で 6.4×10^{16} Bq、2 号機で 8.1×10^{16} Bq、3 号機で 7.6×10^{16} Bq存在していると推定した[1]。燃料デブリからのCsの浸出速度は 5.3 章の文献調査結果から、

$$\log[\text{浸出速度（1/day）}] = -7.66\times10^{-4}t - 3.74 \qquad (5.4\text{-}1)$$

で表される。事故直後の滞留水中 Cs-137 濃度を濃度分析値から 1×10^6 Bq/cm^3（1 号機）、3×10^6 Bq/cm^3（2 号機及び 3 号機）とした。格納容器内滞留水量を圧力抑制プール水量と同値と仮定して 1,750 m^3（1 号機）、2,980 m^3（2 号機及び 3 号機）とした[6]。建家滞留水の量を 16,200 m^3（1 号機）、24,600 m^3（2 号機）、28,100 m^3（3 号機）とした[7]。各建家とも原子炉冷却水の注水量を 100 m^3/day[8]、地下水の建家流入量を 100 m^3/day[9]とし、格納容器内滞留水は 100 m^3/day の水（冷却水）で希釈、建家滞留水は 200 m^3/day の水（冷却水＋地下水）で希釈されるとして滞留水中 Cs-137 濃度の経時変化を算出した。計算に用いた値を表 5.4-1 に、計算結果を図 5.4-1 に示す。

1 号機では格納容器内滞留水、タービン建屋滞留水ともCs濃度の経時変化が概ね再現されており、燃料デブリが主たる汚染源の可能性が示された。一方、2 号機及び 3 号機では、タービン建屋滞留水は概ね再現されたが、格納容器内滞留水は 1 桁程度過大評価となっている。実際の燃料デブリは溶融した後、金属やコンクリートとの反応により溶け難い形態で存在している可能性がある。実際の燃料デブリの溶解速度（Csの浸出速度）が想定よりも低い場合、燃料デブリは主たる汚染源ではないと推定される。

なお、燃料デブリからの核種浸出挙動について、複数の核種（^{3}H、^{54}Mn、^{63}Ni、^{90}Sr、^{106}Ru、^{125}Sb、^{129}I、^{134}Cs、^{137}Cs、^{238}Pu）について異なる浸出速度を与えて、滞留水中の濃度を再現した研究例がある（図 5.4-2）(10)。ただし、設定された浸出速度の妥当性については確認されていない。今後、燃料デブリの溶解速度やCsの浸出速度に関して、粉砕の影響、酸化の影響、金属・コンクリートとの固溶の影響等について調べる必要がある。

表 5.4-1　燃料デブリからの浸出計算に用いたパラメータ

	1 号機	2 号機	3 号機	出典
事故直後の滞留水中 Cs-137 濃度 (Bq/cm^3)	1×10^6	3×10^6	3×10^6	濃度測定から推定
デブリ中の Cs-137 総量 (Bq)	6.4×10^{16}	8.1×10^{16}	7.6×10^{16}	H27 報告書
デブリからの浸出率 (1/day)	10^(-7.66×10^{-4}t-3.74)			5.3 章
格納容器水量 (m^3)	1,750	2,980	2,980	圧力抑制プール水量 [6]
建家滞留水量 (m^3)	16,200	24,600	28,100	[7]
原子炉注入水量 (m^3/day)	100	100	100	[8]
地下水流入量 (m^3/day)	100	100	100	[9]

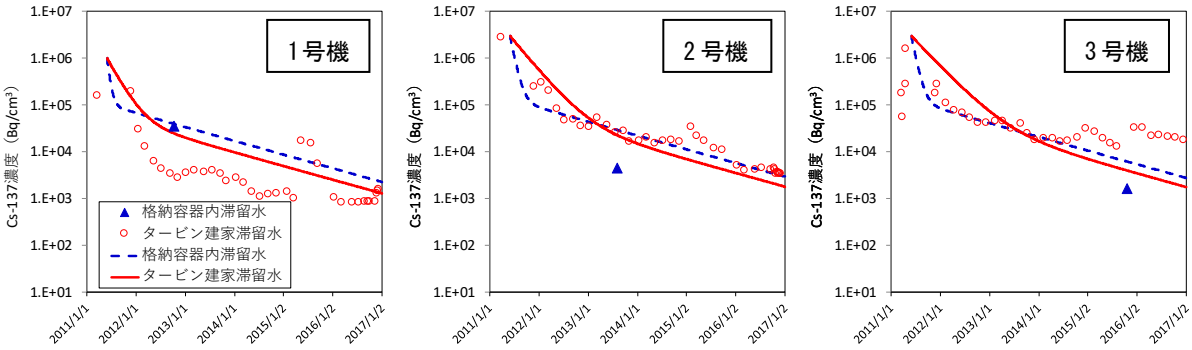


図 5.4-1　燃料デブリからの浸出による滞留水中 Cs-137 濃度の計算結果

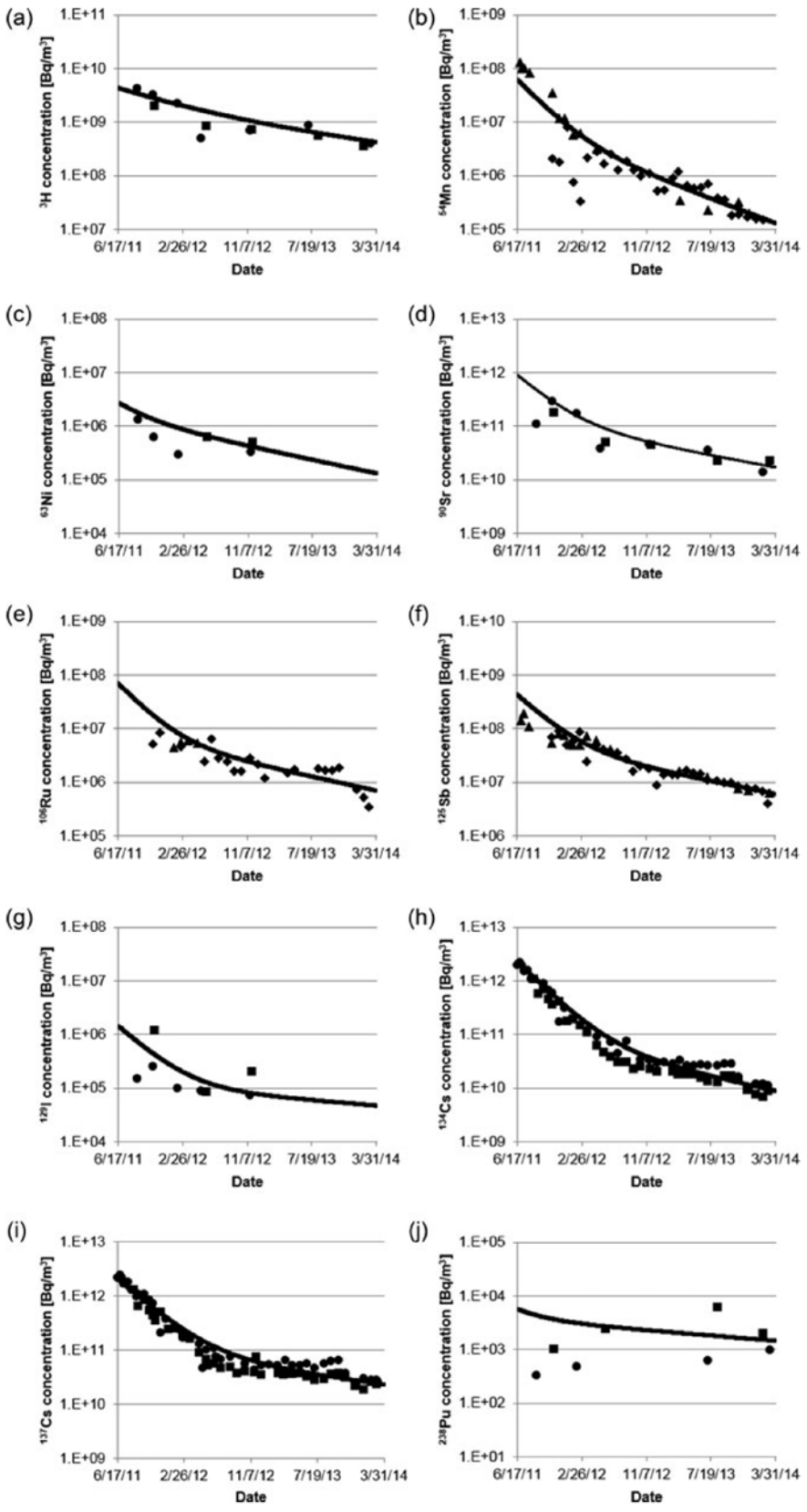


図 5.4-2　滞留水中の核種濃度の経時変化（(a) ^{3}H、(b) ^{54}Mn、(c) ^{63}Ni、(d) ^{90}Sr、(e) ^{106}Ru、(f) ^{125}Sb、(g) ^{129}I、(h) ^{134}Cs、(i) ^{137}Cs、(j) ^{238}Pu）（文献(10)より抜粋）

（２）格納容器内での化学吸着

燃料デブリの大部分は圧力容器から格納容器に落下したと推定されており[11]、このような高温の状態においては、燃料中のCsの一部は揮発して格納容器内に化学吸着している可能性がある[3,12]。しかしながら化学吸着したCsの浸出データは現状では見当たらないため、①で仮定した燃料デブリ中のCs-137 が全量化学吸着したと仮定し、浸出率も燃料デブリと同程度と仮定すると、①の評価と同じ結果となる。今後、化学吸着しているCs量や浸出速度に関して調べる必要がある。

（３）床コンクリートへの浸透

コンクリート内に浸透した単位体積当たりのCs量（C (Bq/m^3)）を、吸着を考慮して以下の式により算出した（図 5.4-3）。

$$C = C_0 \times (\varepsilon + \rho Kd) \qquad (5.4\text{-}2)$$

C_0は滞留水中Cs濃度（Bq/m^3）、εはコンクリートの間隙率（0.1）、ρはコンクリートの密度（2,300 kg/m^3）、Kdは吸着分配係数（m^3/kg）である。Kdはデータベース[13]から海水（0.7 M程度）での値として 0.05 m^3/kgと設定した（図 5.4-4）。

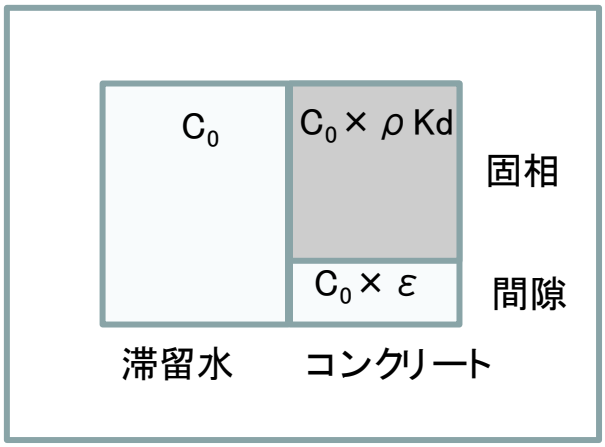


図 5.4-3　Cs のコンクリートへの浸透吸着の概念図

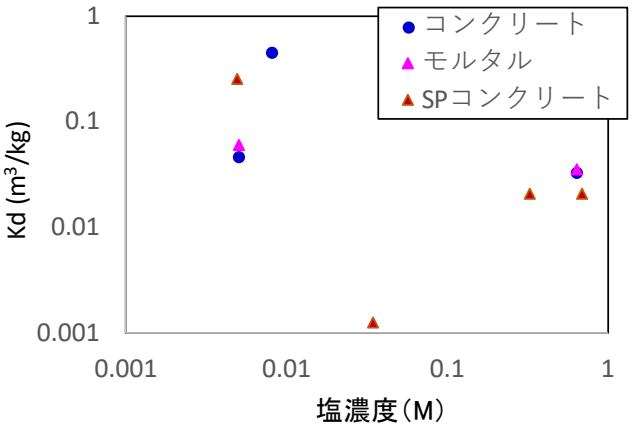


図 5.4-4　コンクリートに対する Cs の分配係数の塩濃度依存性

浸透したCsの全量を、建家床面積S（m^2）及び浸透深さd（m）から以下の式により概算した。

$$［浸透した\ Cs\ 量］\ = C \times S \times d \tag{5.4-3}$$

ここで、建家床面積は原子炉建屋及びタービン建屋の合計とし、4,752 m^2（1 号機）、6,229 m^2（2 号機）及び 7,137 m^2（3 号機）[7]とした。コンクリートへの浸透深さについては、既往文献を調査して設定した。TMI-2 において、塗料によるコーティングが健全な所ではコーティング層を通して浸透する汚染は少なく、事故以前にコーティングに損傷があった所ではコンクリートへの浸透は 20 mmまで観測されているものの、放射性核種の汚染はコーティングとコンクリート表層 1 mmに集中していたことが報告されている[3]。1F原子炉建屋内床及び壁からコンクリートコアサンプルを採取し分析した結果からは、放射性物質は原子炉建屋床の塗膜（厚さ 2.5 mm）に最大約 1 mm 深さまで不均一に浸透していることが示されている[14]。以上から、コンクリートへの浸透深さについては 1 mmとした。コンクリートに浸透したCsが 6 年間で全量放出したと仮定し、浸出率を 4.6×10^{-4} 1/dayと設定した。事故直後の滞留水中Cs-137 濃度を濃度分析値から 1×10^6 Bq/cm^3（1 号機）、3×10^6 Bq/cm^3（2 号機及び 3 号機）とした。建家滞留水の量を 16,200 m^3（1 号機）、24,600 m^3（2 号機）、28,100 m^3（3 号機）とした[7]。各建家とも原子炉冷却水の注水量を 100 m^3/day[8]、地下水の建家流入量を 100 m^3/day[9]として滞留水中Cs-137 濃度の経時変化を算出した。計算に用いた値を表 5.4-2 に、計算結果を図 5.4-5 に示す。

1 号機及び 2 号機ではタービン建屋滞留水中のCs濃度変化が概ね再現されており、床コンクリートが主たる汚染源である可能性が示された。一方、3 号機では 1 桁程度過小評価となっており、主たる汚染源ではないと推定される。ただし、放射線や事故時の熱による塗料及びコンクリートの劣化や地震によるコンクリートの亀裂等により、想定よりも多くのCsが浸透吸着している場合、主たる汚染源となっている可能性もある。今後、床コンクリートへの浸透深さ、吸着性、脱離浸出性及びコーティング塗料の熱及び放射線劣化特性等について調べる必要がある。

表 5.4-2　コンクリートからの浸出計算に用いたパラメータ

	1 号機	2 号機	3 号機	出典
事故直後の滞留水中 Cs-137 濃度 (Bq/cm^3)	1×10^6	3×10^6	3×10^6	濃度測定から推定
建家床面積 (m^2)	4,752	6,229	7,137	[7]
コンクリート内に浸透吸着した Cs-137 量 (Bq)	5.5×10^{14}	2.2×10^{15}	2.5×10^{15}	計算値
浸出率 (1/day)	4.6×10^{-4}	4.6×10^{-4}	4.6×10^{-4}	6 年で全量浸出
建家滞留水量 (m^3)	16,200	24,600	28,100	[7]
原子炉注入水量 (m^3/day)	100	100	100	[8]
地下水流入量 (m^3/day)	100	100	100	[9]

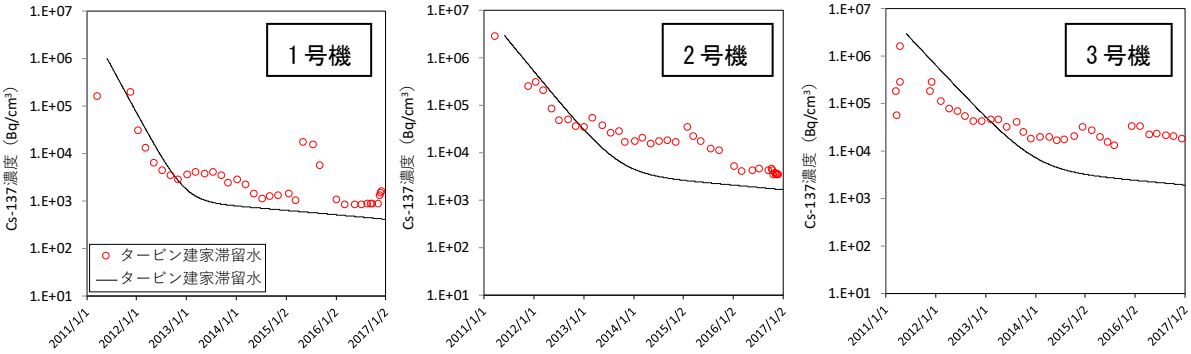


図 5.4-5　床コンクリートに浸透した Cs の溶出による滞留水中 Cs-137 濃度の計算結果

（4）復水器内貯留水

1 号機復水器内貯留水サンプリングの結果、核種濃度（例Cs-137 : 8.4×10^5 Bq/cm^3（復水器A）及び 1.6×10^6 Bq/cm^3（復水器B））は震災直後に発生した建家滞留水とほぼ同程度であった[15]。また、復水器と接続されているヒータドレン配管等が高線量線源となっていることが確認されており、震災直後に復水器内に貯留した滞留水がヒータドレン配管等に流れ込んだと推定されている[15]。復水器内貯留水の現在の水位は貯留時よりも低く（図 5.4-6）、これは上記の理由によると思われるが、貯留水の減少量が全て建家滞留水に混入したとして建家滞留水中のCs-137 濃度を推定した。貯水時の半分量が漏出したとして漏出量を現水量（500 m^3）と同程度と仮定すると、漏出したCs-137 量は、

$$1.6\times10^6(\mathrm{Bq/cm^3})\times500(\mathrm{m^3})\times10^6(\mathrm{cm^3/m^3}) = 8.0\times10^{14}(\mathrm{Bq}) \qquad (5.4\text{-}4)$$

と見積もられる。1 号機において、復水器へ放射能汚染水を移送した 2011 年 3 月から貯留水中 Cs-137 濃度を実測した 2016 年 3 月まで [15]一定量の Cs-137 が漏出し続けたとし、漏出速度を 4.4×10^{11} Bq/day と設定した。事故直後の滞留水中 Cs-137 濃度を濃度分析値から 1×10^6 Bq/cm^3、建家滞留水の量を 16,200 m^{3}とした [7]。原子炉冷却水の注水量を 100 m^3/day[8]、地下水の建家流入量を 100 m^3/day[9]として滞留水中 Cs-137 濃度の経時変化を算出した。計算に用いた値を表 5.4-3 に、計算の結果を図 5.4-7 に示す。滞留水中の Cs-137 濃度は概ね再現されており、漏出量の仮定が正しければ復水器内貯留水が汚染源である可能性が示された。

東京電力より発表された 2 号機及び 3 号機復水器内貯留水の実測結果を表 5.4-4 に示す。実測前の想定（表において反映前の数値）に比べ、実測結果反映後のCs-137 濃度はいずれの号機でも 1/4 程度であり、1 号機の値（事故直後の滞留水中Cs-137 濃度と同等）と比べても 1/3 程度である。そこで、想定値との差分の漏洩があったと仮定して滞留水中Cs-137 濃度の経時変化を算出した。2 号機において復水器へ放射能汚染水を移送した 2011 年 4 月から貯留水中Cs-137 濃度を実測した 2016 年 12 月まで[16]一定量のCs-137 が漏出し続けたとし、漏出率を

$$\{2.2\times10^9(\mathrm{Bq/L})\times680(\mathrm{m^3}) - 5.0\times10^8(\mathrm{Bq/L})\times680(\mathrm{m^3})\}\times1{,}000(\mathrm{L/m^3})\div2{,}070(\mathrm{day}) = 5.4\times10^{11}(\mathrm{Bq/day}) \qquad (5.4\text{-}5)$$

とした。3 号機では、復水器へ放射能汚染水を移送した 2011 年 6 月から実測した 2016 年 12 月まで [16]一定量の Cs-137 が漏出し続けたとし、漏出率を

$$\{2.2\times10^{9}(\mathrm{Bq/L}) \times 750(\mathrm{m^3}) - 5.5\times10^{8}(\mathrm{Bq/L}) \times 450(\mathrm{m^3})\} \times 1{,}000(\mathrm{L/m^3}) \div 2{,}010(\mathrm{day}) = 3.7\times10^{11}(\mathrm{Bq/day}) \quad (5.4\text{-}6)$$

とした。建家滞留水の量を 24,600 m^3（2 号機）、28,100 m^3（3 号機）とし[7]、各建家とも原子炉冷却水の注水量を 100 m^3/day[8]、地下水の建家流入量を 100 m^3/day[9]として、滞留水中 Cs-137 濃度の経時変化を算出した。計算に用いた値を表 5.4-3 に、計算の結果を図 5.4-7 に示す。2 号機ではタービン建屋滞留水中の Cs 濃度変化が概ね再現されており、復水器内貯留水が主たる汚染源の可能性が示された。一方、3 号機では 1 桁程度過小評価となっており、主たる汚染源ではないと推定される。

なお、復水器に貯留されている汚染水の漏洩が主たる汚染の原因である場合、滞留水中濃度の経時変化において核種間で違いが見られないと考えられる。しかしながら、図 5.4-2 に示すように核種によって濃度の経時変化が異なっていることから、滞留水全体としては復水器は主たる汚染源ではない可能性がある。いずれにしても復水器については、今後内部貯留水の抜き取りが行われる予定であるので[17]、汚染の影響は小さくなっていくと考えられる。

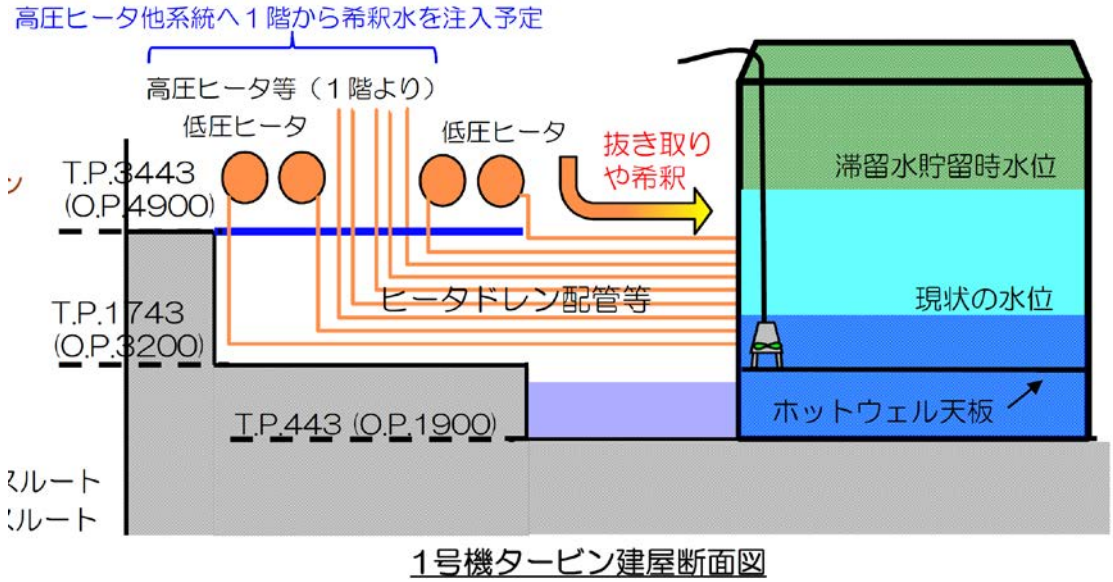


図 5.4-6　復水器内貯留水の概念図（文献(15)より抜粋）

表 5.4-3　復水器からの漏出計算に用いたパラメータ

	1 号機	2 号機	3 号機	出典
事故直後の滞留水中 Cs 濃度 (Bq/cm^3)	1×10^{6}	3×10^{6}	3×10^{6}	濃度測定から推定
復水器からの漏出率 (Bq/day)	4.4×10^{11}	6.1×10^{11}	3.7×10^{11}	計算値
建家滞留水量 (m^3)	16,200	24,600	28,100	[7]
原子炉注入水量 (m^3/day)	100	100	100	[8]
地下水流入量 (m^3/day)	100	100	100	[9]

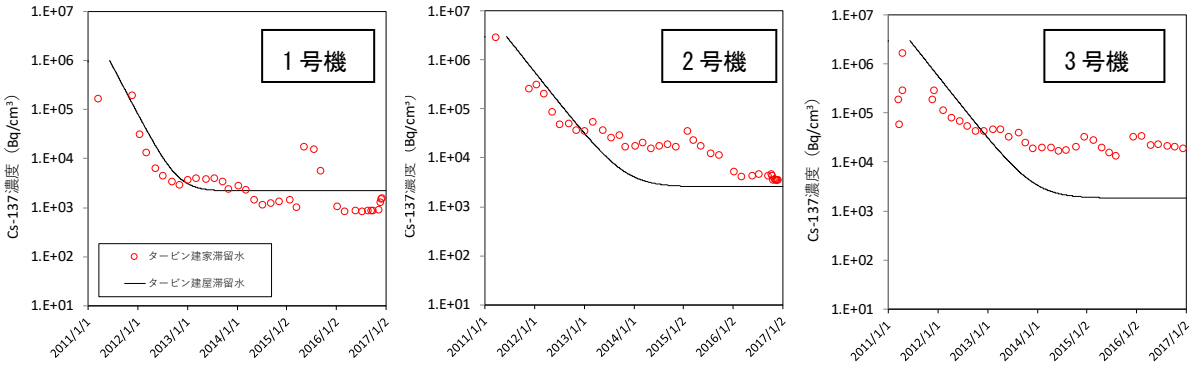


図 5.4-7　復水器内貯留水中 Cs の漏出による滞留水中 Cs-137 濃度の計算結果

表 5.4-4　2 号機及び 3 号機復水器内貯留水の実測結果（文献(16)より抜粋）

	反映前（第49回特定原子力施設監視・評価検討会）		反映後	
	貯留量（m³）	放射能濃度(Cs137)（Bq/L）	貯留量（m³）	放射能濃度(Cs137)（Bq/L）
1 号機(処理前)	約500	約 1.6 E+9	同左（実測値反映済）	
2 号機	約680*1	約 2.2 E+9	約750	約 5.0 E+8
3 号機	約750*2	約 2.2 E+9	約450	約 5.5 E+8

（５）Cs が吸着した砂

建屋内には津波で運ばれた砂が存在しており（図 5.4-8）[18]、1 号機タービン建屋地下に堆積している砂に吸着されたCs-137 量は 10^7 Bq/g程度と分析されている（図 5.4-9）[19]。1 号機タービン建屋滞留水中のCs-137 濃度は 10^3 Bq/m³程度であることから、分配平衡が成り立っているとすると分配係数は、Kd = 10^4 cm³/g = 10 m³/kgとなる。砂試料採取時（2016 年）の滞留水の塩濃度は 0.01 M程度であり（図 5.4-10）、Kd = 10 m³/kgは既往の分配係数データに比べやや高いものの、概ね整合する値である（図 5.4-11）。事故直後の海水条件でのKdを 0.05 m³/kgとし、Cs の吸着量を建家床面積S(m)、砂の堆積高さh(m)及び堆積密度ρ_s（2,000 kg/m³と仮定）から以下の式により概算した。

$$[\text{セシウム量}] = S \times h \times \rho_s \times C_0 \times Kd \qquad (5.4\text{-}7)$$

淡水注入及び地下水流入により滞留水の塩濃度が低下するため、Kd は上昇する。本計算では事故直後以降の Kd を 5 m³/kg と設定し、滞留水中の Cs 濃度が希釈により低下するが Kd = 5 m³/kg になる濃度まで砂に吸着した Cs は脱離せず、その後は砂から Cs が脱離して Kd = 5 m³/kg を維持するという仮定の下、滞留水中 Cs-137 濃度を算出した。砂の堆積高さを 5 mm[20]、建家床面積を 4,752 m²（1 号機）、6,229 m²（2 号機）及び 7,137 m²（3 号機）[7]とした。事故直後の滞留水中 Cs-137 濃度を 1×10^6 Bq/cm³（1 号機）、3×10^6 Bq/cm³（2 号機及び 3 号機）とした。建家滞留水の量を 16,200 m³（1 号機）、24,600 m³（2 号機）、28,100 m³（3 号機）とした[7]。各建家とも原子炉冷却水の注水量を 100 m³/day[8]、地下水の建家流入量を 100 m³/day[9]として滞留水中 Cs-137 濃度の経時変化を算出した。計算に用いた値を表 5.4-5 に、計算の結果を図 5.4-12 に示す。いずれの号機でもタービン建屋滞留水中の Cs 濃度変化が概ね再現されており、砂が主たる汚染源の可能性が示された。今後、砂やスラッジに対する Cs の吸着・脱離特性について調べる必要がある。



図 5.4-8　タービン建屋床面の砂及びスラッジ（文献(18)より抜粋）

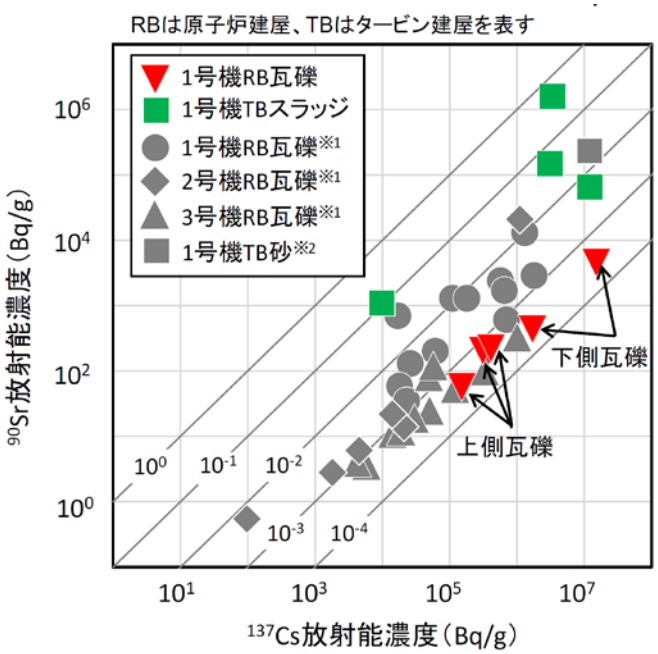


図 5.4-9　砂等の放射能濃度（文献(19)より抜粋）

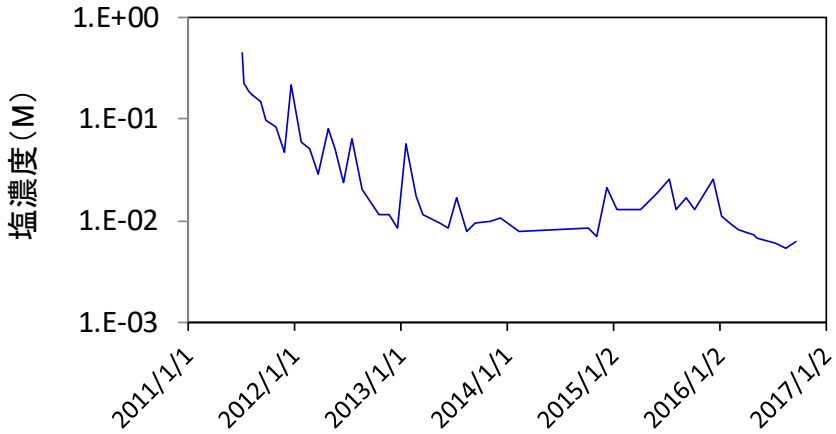


図 5.4-10　滞留水塩濃度の経時変化

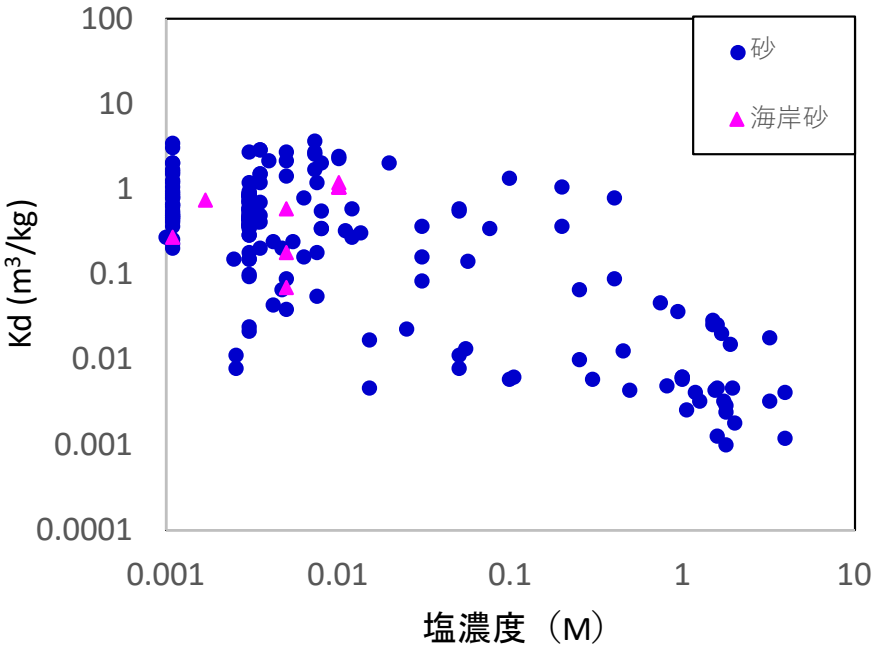


図 5.4-11　砂に対する Cs 分配係数の塩濃度依存性

表 5.4-5　砂からの脱離計算に用いたパラメータ

	1 号機	2 号機	3 号機	出典
事故直後の滞留水中 Cs 濃度 (Bq/cm^3)	1×10^6	3×10^6	3×10^6	濃度測定から推定
建家床面積 (m^2)	4,752	6,229	7,137	[7]
堆積高さ (m)	0.005	0.005	0.005	[20]
建家滞留水量 (m^3)	16,200	24,600	28,100	[7]
原子炉注入水量 (m^3/day)	100	100	100	[8]
地下水流入量 (m^3/day)	100	100	100	[9]

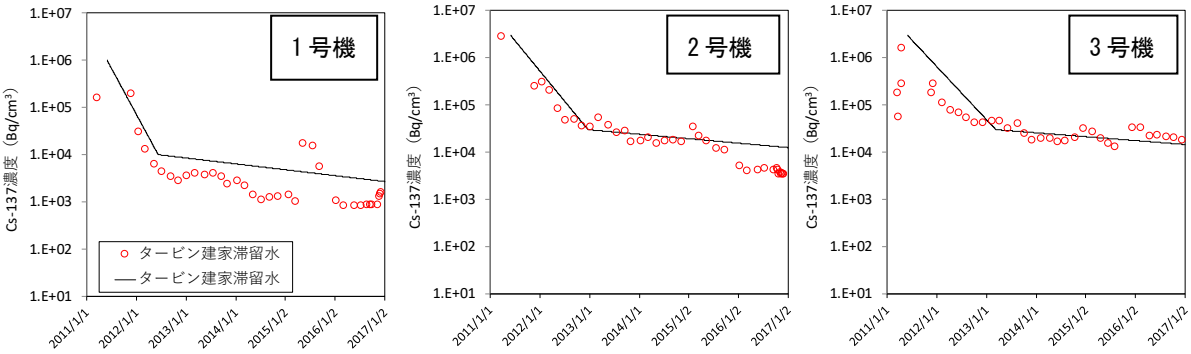


図 5.4-12　砂に吸着した Cs の脱離による滞留水中 Cs-137 濃度の計算結果

5.4.3　汚染源特定のための要素試験計画

5.4.2 章において、滞留水の汚染源の検討の際に用いたパラメータ値は、かなりの仮定を置いて設定されたものである。そのため、パラメータ値の妥当性確認（汚染源特定）のための試験として以下を計画した。

①模擬デブリからの Cs 浸出速度測定試験
- 着目点：粉砕影響、酸化影響（放射線影響）
- 試験方法：浸漬試験
- 固相：模擬デブリ、模擬 MCCI
- 液相：模擬滞留水
- 試験環境：N_2環境、酸化性環境（過酸化水素添加）

②ステンレス鋼に化学吸着した Cs の溶出速度測定試験
- 着目点：吸着形態の同定、吸着形態による溶出速度の違い
- 試験方法：浸漬試験
- 固相：水酸化セシウム蒸気とステンレス鋼の反応により化学吸着（$CsFeSiO_4$等）
- 液相：模擬滞留水

③コンクリートへの Cs 浸透試験及び Cs 吸着・脱離試験
- 着目点：塗料及びコンクリートの放射線劣化影響、吸着・脱離の塩濃度依存性
- 試験方法：拡散浸透試験、バッチ式吸着・脱離試験
- 固相：コンクリート（放射線照射有無、塗料有無）
- 液相：模擬滞留水（Cl 濃度:200～30,000 ppm）

④砂等への Cs 吸着・脱離試験
- 着目点：吸着・脱離の塩濃度依存性
- 試験方法：バッチ式吸着・脱離試験
- 固相：砂、スラッジ、瓦礫
- 液相：模擬滞留水（Cl 濃度:200～30,000 ppm）

これらの試験を実施し、評価に必要なパラメータを取得することで、汚染源の特定や核種浸出挙動等の現象理解が進むと期待できる。

5.5 まとめ

（1）滞留水データの整理・分析

滞留水について公開されているデータを整理し、信頼性及び代表性に関して検討した。滞留水中Cs濃度の経時変化において局所的に濃度が上昇している期間については、どのような事象が起こっていたのかを調査し、分析等のエラーでないことを確認した。整理したデータは良く整合しており、データの信頼性は高く、概ね滞留水を代表していると考えられる。しかしながら、局所的に高い濃度の滞留水が存在する場所や、連通している部分でも数倍程度の値のばらつきがあることには注意が必要である。

（2）TMI-2 デブリ又はその模擬体等からの核種浸出挙動情報の収集・整理

1Fで発生した燃料デブリからの核種浸出挙動を推定するため、スリーマイル島原子力発電所 2 号機（TMI-2）事故において発生した燃料デブリ又はその模擬体等からの核種浸出挙動について、既存の情報を収集した。ガラス固化体や使用済燃料からの核種浸出速度は、経時的に低下することが知られている。燃料デブリについても同様に核種浸出速度が低下することが予想されるため、浸出速度の経時変化を評価することを目的として、TMI-2 事故に関する文献等を調査して情報を整理した。核種はCs-137 を対象とした。文献調査の結果、①浸出試験、②冷却水の分析、③冷却水処理量のデータ、④キャニスタの水分析、の 4 種類のデータが存在した。これらについて、Cs-137 の累積浸出量、固相内のCs-137 総量及び浸出期間を評価した。浸出期間の中央値に対し、浸出速度R（1/day）の対数（log R）をプロットし、フィッティングにより浸出速度Rの時間依存性を求めた。フィッティングの結果、t日目における浸出速度の評価式（$\log R = -7.66\times10^{-4}t-3.74$）が得られた。

（3）滞留水汚染源の抽出、要素試験の方法及び計画

滞留水の汚染源として考えられるものとして、①燃料デブリ、②化学吸着、③建家床面コンクリート、④復水器内汚染水、⑤砂を抽出した。それぞれの影響について検討した結果、1 号機では①②③④⑤のいずれも、2 号機では③④⑤が、3 号機では⑤が主たる汚染源となっている可能性が示された。また、検討の際に用いたパラメータの妥当性を確認する（汚染源特定）ための試験として、「模擬デブリからのCs浸出速度測定試験」、「ステンレス鋼に化学吸着したCsの溶出速度測定試験」、「コンクリートへのCs浸透試験及びCs吸着・脱離試験」及び「砂等へのCs吸着・脱離試験」について計画した。主たる汚染源を特定するためには、今後、これらの試験を実施して滞留水中核種濃度の計算に必要なデータを取得することが必要である。

第 5 章の参考文献

5.1 の参考文献

(1) 東京電力株式会社，福島第一原子力発電所 1-2 号機滞留水移送ラインの信頼性向上工事完了について (2013)
http://www.tepco.co.jp/nu/fukushima-np/handouts/2013/images/handouts_130125_01-j.pdf
(2) 東京電力ホールディングス株式会社，建屋滞留水処理の進め方について (2016)
http://www.tepco.co.jp/nu/fukushima-np/handouts/2016/images2/handouts_160818_01-j.pdf

5.2 の参考文献

(1) 東京電力株式会社， 1 号機原子炉格納容器（PCV）内部調査結果について (2012)
http://www.meti.go.jp/earthquake/nuclear/pdf/121022/121022_01h.pdf
(2) 東京電力ホールディングス株式会社，建屋滞留水処理の進め方について (2016)
http://www.tepco.co.jp/nu/fukushima-np/handouts/2016/images2/handouts_160818_01-j.pdf
(3) 東京電力株式会社，1,2 号機トーラス室滞留水および堆積物分析結果について（2013）
http://www.meti.go.jp/earthquake/nuclear/pdf/130828/130828_01gg.pdf
(4) 東京電力株式会社，福島第一原子力発電所第 4 号機タービン建屋内における滞留水移送ラインからの漏水に係る対応について（報告：その 2）（2012）
http://www.tepco.co.jp/cc/press/betu12_j/images/120913j0401.pdf
(5) 東京電力株式会社，海水配管トレンチ汚染水対策工事の進捗について（2015）
http://www.nsr.go.jp/data/000099099.pdf
(6) 東京電力ホールディングス株式会社, 廃炉・汚染水対策の概要（2016 年 10 月 27 日）(2016)
http://www.tepco.co.jp/nu/fukushima-np/roadmap/images1/images2/d161027_05-j.pdf
(7) 東京電力ホールディングス株式会社，凍土方式による陸側遮水壁（2016）
http://www.tepco.co.jp/decommision/planaction/landwardwall/index-j.html
(8) 東京電力ホールディングス株式会社，建屋滞留水処理の進捗状況 (2016)
http://www.meti.go.jp/earthquake/nuclear/decommissioning/committee/osensuitaisakuteam/2016/11/3-01-06.pdf
(9) 東京電力ホールディングス株式会社，福島第一原子力発電所 1 号機原子炉注水量低減の進捗状況について（ステップ 1）（2016）
http://www.tepco.co.jp/decommision/planaction/landwardwall/index-j.html
(10) 東京電力株式会社，1 号機タービン建屋滞留水処理について（2015 年 7 月 10 日）（2015）
http://www.meti.go.jp/earthquake/nuclear/osensuitaisaku/committtee/rikugawa_tusk/pdf/150710_01c.pdf
(11) 東京電力ホールディングス株式会社, 実施計画Ⅲ章第 26 条変更について（建屋に貯留する滞留水管理の除外項目追加）（2017）http://www.nsr.go.jp/data/000179039.pdf
(12) 東京電力株式会社，福島第一原子力発電所 3 号機原子炉格納容器（PCV）内部調査の実施結果について（2015）
http://www.tepco.co.jp/nu/fukushima-np/roadmap/images/l151030_09-j.pdf
(13) 東京電力ホールディングス株式会社，1 号機タービン建屋滞留水処理について（2016 年 5 月 10 日）（2016）
http://www.meti.go.jp/earthquake/nuclear/osensuitaisaku/committtee/rikugawa_tusk/pdf/160510_01e.pdf

5.3 の参考文献

(1) 原子力百科 ATOMICA, TMI 事故の経過 (02-07-04-02), http://www.rist.or.jp/atomica/data/dat_detail.php?Title_No=02-07-04-02 (last visited at Mar. 14, 2017).
(2) 旧科学技術庁原子力安全局（編）, 米国原子力発電所事故調査報告書第 3 次, 原子力安全委員会月報, 昭和 56 年 6 月号（通巻第 33 号）, p. 35 (1981).
(3) United States Nuclear Regulatory Commission, Office of Nuclear Reactor Regulation, “Final Programmatic Environmental Impact Statement related to the decontamination and disposal of radioactive wastes resulting from the March 28, 1979, accident Three Mile Island Nuclear Station, Unit 2,” Docket No. 50-320, NUREG-0683, Vol. 1 (1981).
(4) United States Nuclear Regulatory Commission, Office of Nuclear Regulatory Research, “Three Mile Island Accident of 1979 Knowledge Management Digest, Recovery and Cleanup,” NUREG/KM-0001, Supp. 1 (2016).
(5) GEND Group, "GEND Planning Report," GEND-001 (1980).
(6) United States Nuclear Regulatory Commission, Office of Nuclear Reactor Regulation, “Final Programmatic Environmental Impact Statement related to the decontamination and disposal of radioactive wastes resulting from the March 28, 1979, accident Three Mile Island Nuclear Station, Unit 2,” Docket No. 50-320, NUREG-0683, Suppl. 3 (1989).
(7) Holton, W. C., Negin, C. A., and Owrutsky, S. L., “The Cleanup of Three Mile Island Unit 2, A Technical History: 1979 to 1990,” EPRI NP-6931, Electric Power Research Inst. (1990).
(8) Schnitzler, B. G., and Briggs, J. B., “TMI-2 Isotopic Inventory Calculations,” EGG-PBS-6798, EG and G Idaho, Inc. (1985).
(9) 稲垣健太, 園田健, 尾形孝成, Serrano-Purroy, D., Glatz, J. –P., Rondinella, V. V., “シビアアクシデント後の破損・溶融燃料の安定性に関する研究－TMI-2 溶融デブリ試料と使用済燃料試料からの核種浸出傾向の把握－,” L15006, 電力中央研究所 (2016).
(10) Bottomley, P. D., and Coquerelle, M., “Metallurgical Examination of Bore Samples from the Three Mile Island Unit 2 Reactor Core,” Nuclear Technology, **87**(1), 120-136 (1989).
(11) Akers, D. W., Mccardell, R. K., Russell, M. L., and Worku, G., “TMI-2 Core Materials and Fission Product Inventory,” Nuclear Engineering and Design, **118**(3), 451-461 (1990).
(12) Akers, D. W., Bart, G., Bottomley, P., Brown, A., Cox, D. S., Hofmann, P., Jensen, S. M., Kleykamp, H., Manley, A. J., Neimark, L. A., Trotabas, M., (1992). “TMI-2 Examination Results from the OECD/CSNI Program. Vol. 2,” EGG-OECD-9168, Committee on the Safety of Nuclear Installations, OECD Nuclear Energy Agency (1992).
(13) Akers, D. W., and Johnson, D. A., (1984). “TMI-2 Core Debris-Cesium Release/Settling Test,” GEND-INF-60-Vol. 3, EG and G Idaho, Inc. (1984).
(14) Grambow, B., and Mostafavi, M., “State of Fukushima Nuclear Fuel Debris Tracked by Cs137 in Cooling Water,” Environmental Science: Processes & Impacts, **16**(11), 2472-2476 (2014).
(15) Collins, E. D., Campbell, D. O., King, L. J., Knauer, J. B., and Wallace, R. M., “Development of the Flowsheet Used for Decontaminating High-Activity-Level Water,” The Three Mile Island Accident, Diagnosis and Prognosis, ACS Symposium Series No. 293, 212-227, American Chemical Society (1986).
(16) Baston, V. F., Hofstetter, K. J., and Ryan, R. F., “A Comparison of Measured Radionuclide Release Rates from Three Mile Island Unit-2 Core Debris for Different Oxygen Chemical Potentials,” Nuclear Technology, **76**(3), 377-389 (1987).
(17) Hofstetter, K. J., and Baston, V. F., “Water Chemistry,” The Three Mile Island Accident, Diagnosis and Prognosis, ACS Symposium Series No. 293, 108-123, American Chemical Society (1986).
(18) Deltete, C. P., and Hahn, R. E., “TMI-2 Waste Management Experience,” EPRI TR-100640, Electric Power Research Inst. (1992).
(19) Pincock, L., and Hintze, W., “Stability of Molten Core Materials,” INL/EXT-12-27136 Rev. 1, Idaho National Laboratory (2013).
(20) United States General Accounting Office, “Nuclear Waste: Shipping Damaged Fuel from Three

Mile Island to Idaho," RCED-87-113 (1987).
(21) Taylor, L. L., "TMI Fuel Characteristics for Disposal Criticality Analysis," DOE/SNF/REP-084, Idaho National Laboratory (2003).

5.4 の参考文献

(1) 日本原子力研究開発機構、平成 27 年度　地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備報告書、2016.
(2) Miller, C. J., Review of Destructive Assay Methods for Nuclear Materials Characterization from the Three Mile Island (TMI) Fuel debris, INL/EXT-13-30078, p.14, 2013.
(3) 日本原子力研究所倒壊研究所　TMI-2 の事故調査翻訳グループ，TMI-2 の事故調査・復旧に関する成果と教訓; ニュークリア・テクノロジ誌 TMI 特集号の紹介，JAERI-M 93-111（1993）
(4) 東京電力ホールディングス株式会社，建屋滞留水処理の進め方について (2016) http://www.tepco.co.jp/nu/fukushima-np/handouts/2016/images2/handouts_160818_01-j.pdf
(5) 技術研究組合 国際廃炉研究開発機構/日本原子力研究開発機構, 廃棄物試料の分析　1 号機原子炉建屋 5 階瓦礫・1 号機タービン建屋地下 1 階スラッジ・核種除去設備 HIC スラリー（2016）
http://www.meti.go.jp/earthquake/nuclear/decommissioning/committee/osensuitaisakuteam/2016/09/3-04-05.pdf
(6) 東京電力ホールディングス株式会社，福島第一原子力発電所　設備の概要 http://www.tepco.co.jp/nu/f1-np/intro/outline/outline-j.html
(7) 東京電力株式会社，福島第一原子力発電所における高濃度の放射性物質を含む水の保管・処理に関する計画について（2015）http://www.tepco.co.jp/cc/press/betu11_j/images/110603a.pdf
(8) 東京電力株式会社、福島第一原子力発電所における高濃度の放射性物質を含むたまり水の貯蔵及び処理の状況について(第 1 報～第 235 報) (2016) http://www.tepco.co.jp/cc/press/betu11_j/images/110629l.pdf
(9) 東京電力ホールディングス株式会社，福島第一原子力発電所の汚染水の状況と対策について（2016）http://www.pref.fukushima.lg.jp/uploaded/attachment/169114.pdf
(10) Shibata, A., Koma, Y., Ohi, T., Estimation of the inventory of the radioactive wastes in Fukushima Daiichi NPS with a radionuclide transport model in the contaminated water, J. Nucl. Sci. Tech. 56(12), 1933-1942 (2016)
(11) 技術研究組合 国際廃炉研究開発機構／一般財団法人 エネルギー総合工学研究所、解析・評価等による燃料デブリ分布の推定について（2016）
(12) 日本原子力研究開発機構，東京電力㈱福島第一原子力発電所事故に係る廃止措置及び環境回復への原子力機構の取組み（2015 年版）(2015)
(13) 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整備　報告書(2010).
(14) 日本原子力研究開発機構，原子力機構の研究開発成果 2013 （2013）
(15) 東京電力ホールディングス株式会社，1 号機タービン建屋滞留水処理について（2016 年 5 月 10 日）（2016）
http://www.meti.go.jp/earthquake/nuclear/osensuitaisaku/committtee/rikugawa_tusk/pdf/160510_01e.pdf
(16) 東京電力ホールディングス株式会社，建屋滞留水処理の進捗状況（前回頂いたコメント回答・最新状況報告）（2017）
http://www.tepco.co.jp/nu/fukushima-np/handouts/2017/images1/handouts_170127_02-j.pdf
(17) 東京電力ホールディングス株式会社，建屋滞留水処理の進捗状況 (2016) http://www.meti.go.jp/earthquake/nuclear/decommissioning/committee/osensuitaisakuteam/2016/11/3-01-06.pdf

(18) 技術研究組合国際廃炉研究開発機構/日本原子力研究開発機構，福島第一原子力発電所構内で採取した瓦礫の分析　平成 28 年 4 月 28 日（2016）
http://irid.or.jp/wp-content/uploads/2016/04/20160428_1.pdf
(19) 技術研究組合 国際廃炉研究開発機構/日本原子力研究開発機構、廃棄物試料の分析　1 号機原子炉建屋 5 階瓦礫・1 号機タービン建屋地下 1 階スラッジ・多核種除去設備 HIC スラリー（2016)
irid.or.jp/wp-content/uploads/2016/09/20160929.pdf
(20) 原子力規制委員会，第 47 回特定原子力施設監視・評価検討会　議事録（2016）
http://www.nsr.go.jp/data/000169588.pdf

Appendix – Ⅰ　総合的な安全評価コード・モデルの整備

Ⅰ-A　緩衝材中拡散モデルおよび物質移行-変質連成解析コードの整備

Ⅰ-A　緩衝材中拡散モデルおよび物質移行-変質連成解析コードの整備

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、ベントナイト系緩衝材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。

$$Da = \frac{De}{\varepsilon + \rho Kd} = \frac{D_v G_f \varepsilon}{\varepsilon + \rho Kd} \qquad (Ⅰ.A-1)$$

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。

$$J = -Da\frac{\partial C}{\partial x} \qquad (Ⅰ.A-2)$$

$$J = -De\frac{\partial cp}{\partial x} \qquad (Ⅰ.A-3)$$

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。

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。

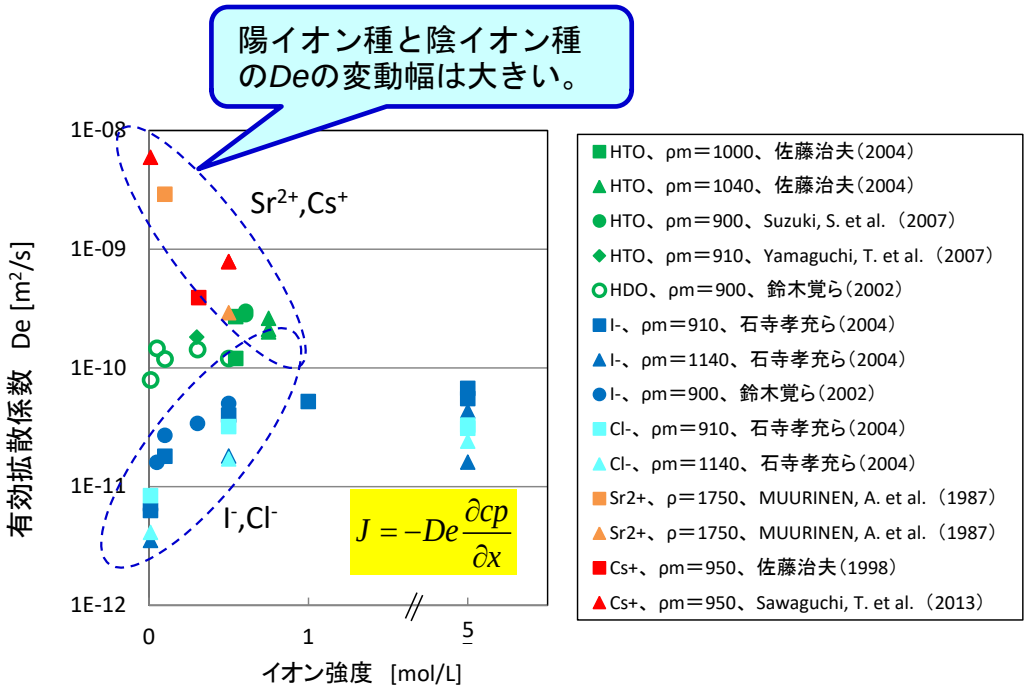
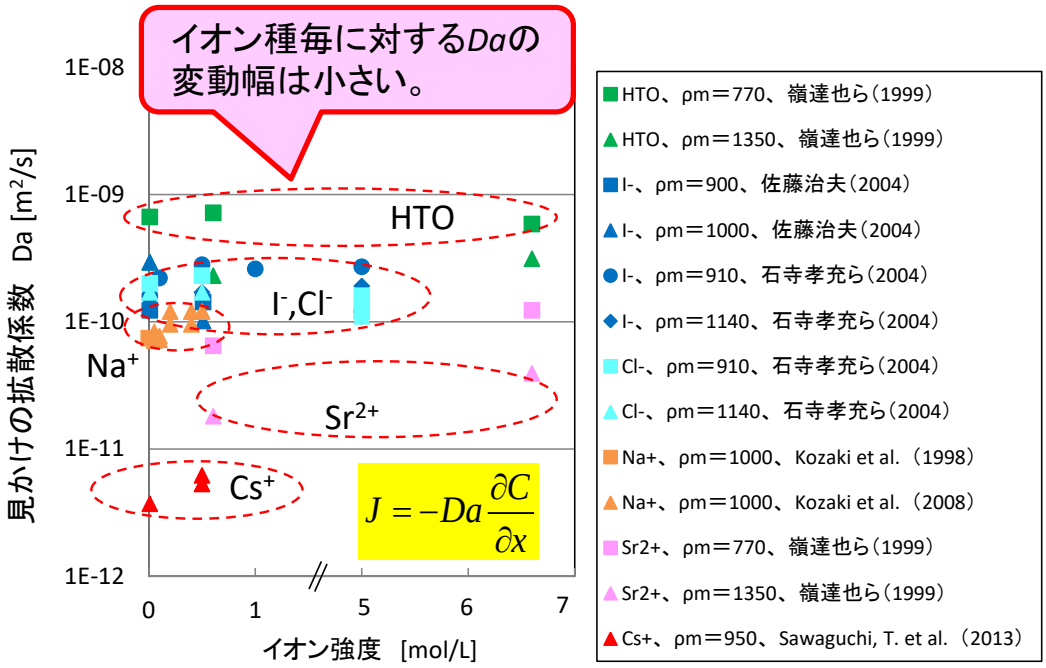


図　Ⅰ.A-1　有効拡散係数（*De*）とイオン強度依存性の関係 [3),(6)~(12)]
（有効モンモリロナイト密度 ρ_m：1,000 kg/m³程度 ※、温度：25℃程度）
※Sr^{2+}の *De* は乾燥密度 1,750 kg/m³のデータ



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/m^{3}程度、温度：25℃程度）

一方、ベントナイト系緩衝材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、緩衝材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※1、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を用いた緩衝材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、間隙水中に溶けているイオン種のみの移行を評価している。

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※2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。

App. I -A の参考文献

(1) Neretnieks, I., Diffusion in the rock matix: 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 Sr^{2+} 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) 鈴木覚，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 $NaNO_3$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

※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。

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 Ca^{2+} ions in Na- and Ca-montmorillonite mixtures. Physics and Chemistry of the Earth, 35, 254-258 (2010).

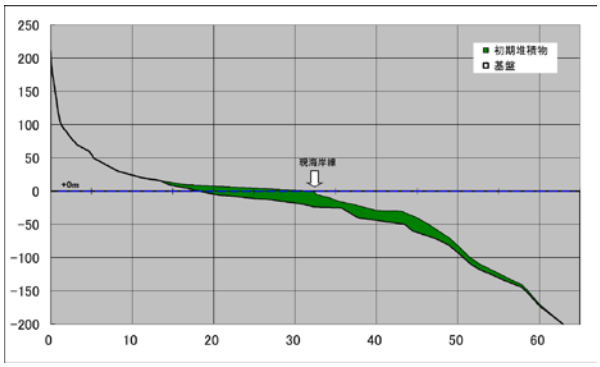
Appendix－Ⅱ　燃料デブリ処分時の評価に対応した総合的安全評価手法の整備

Ⅱ-A 海水準変動と隆起・侵食を組み合わせたシナリオを対象とした安全評価

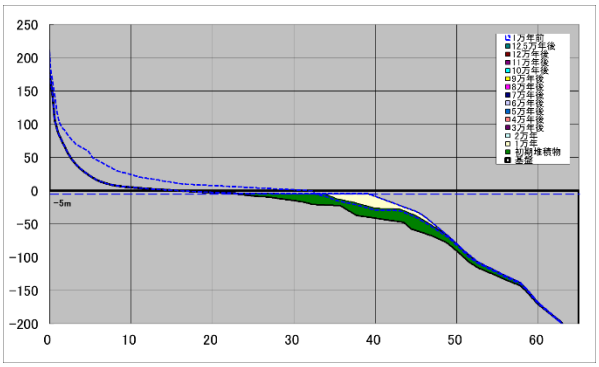
Ⅱ-A　海水準変動と隆起・侵食を組み合わせたシナリオを対象とした安全評価

Ⅱ-A-1　夷隅川の2次元の地形変化シミュレーション結果（現在（0年）～12.5万年後）

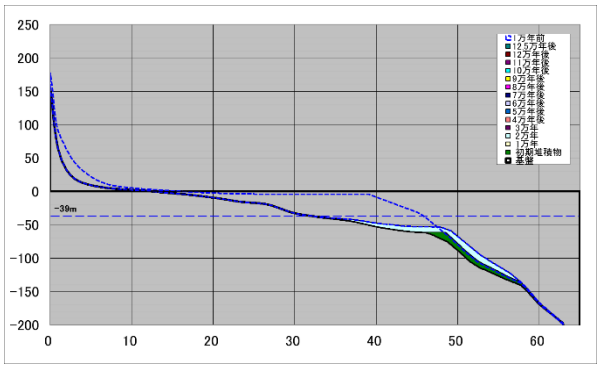
隆起速度最大 0.4m/1000 年および隆起速度最大 2.2m/1000 年において、地質係数を 80～400 で設定した夷隅川の 1 万年毎の経時変化を以下に示す。



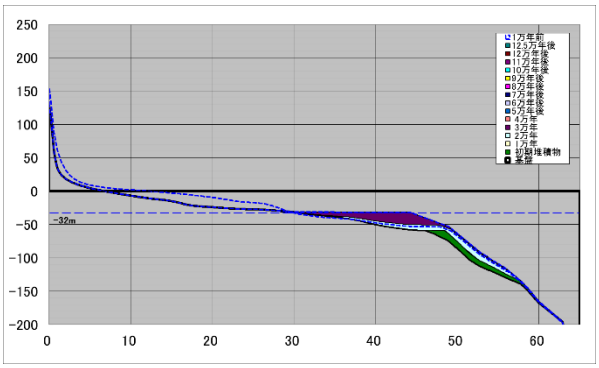
現在（0 年）



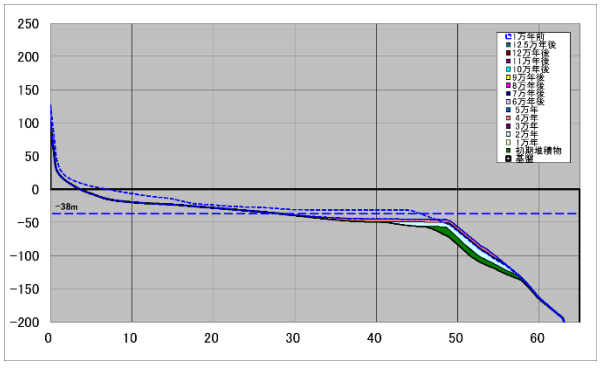
1 万年後



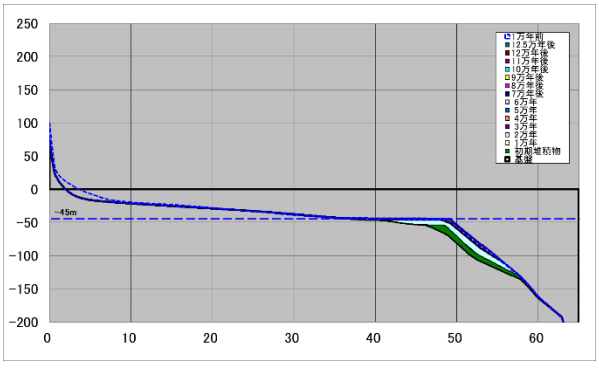
2 万年後



3 万年後

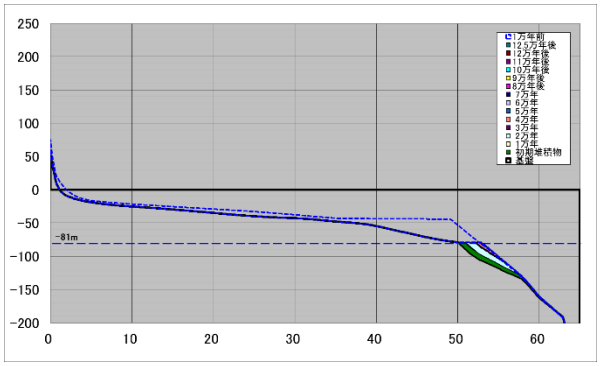


4 万年後

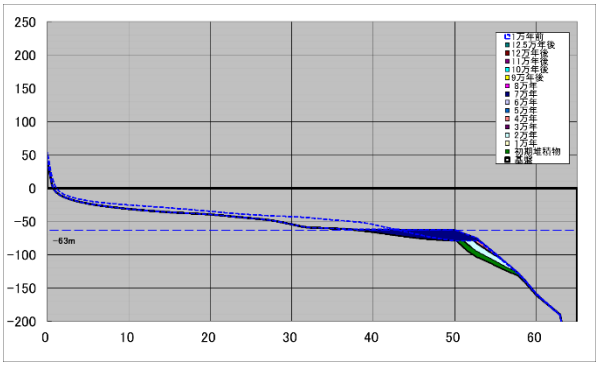


5 万年後

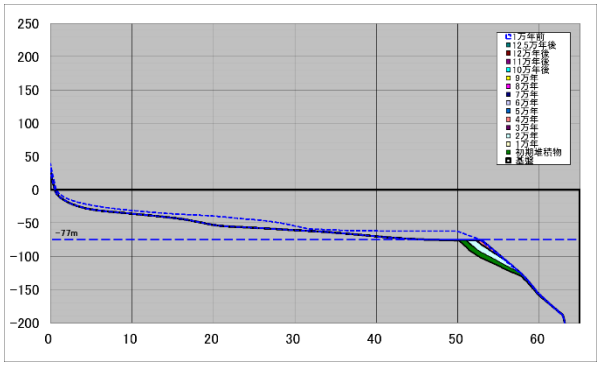
図 App.II. A-1　夷隅川の経時変化（隆起速度最大 0.4m/1000 年、地質係数 80）（１／２）
（縦軸：標高（m）、横軸：谷頭からの距離（km））



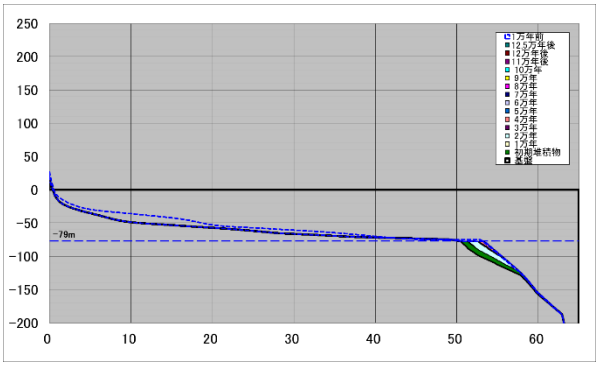
6 万年後



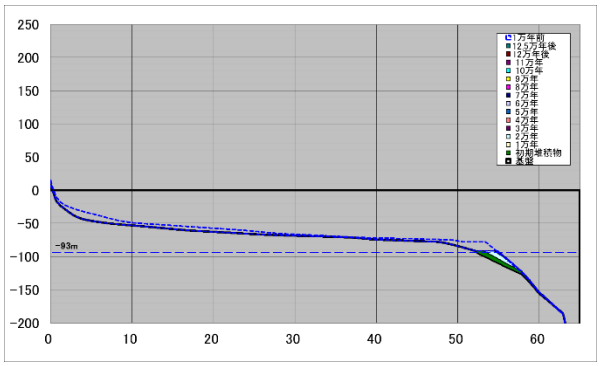
7 万年後



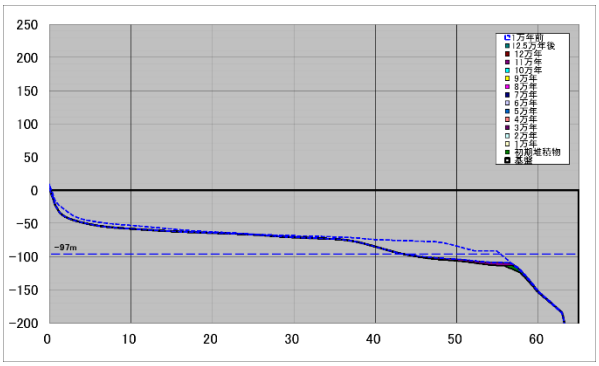
8 万年後



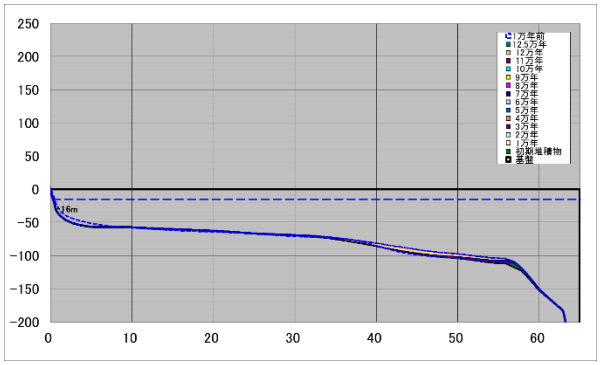
9 万年後



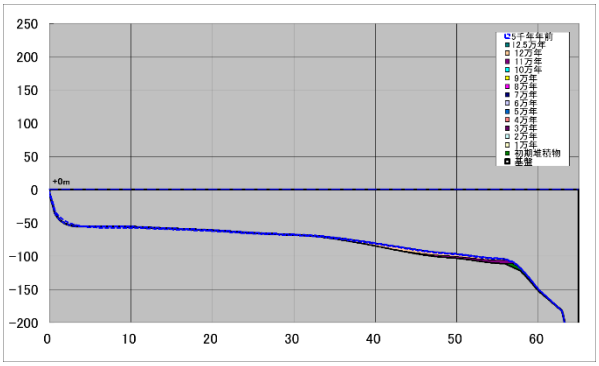
10 万年後



11 万年後

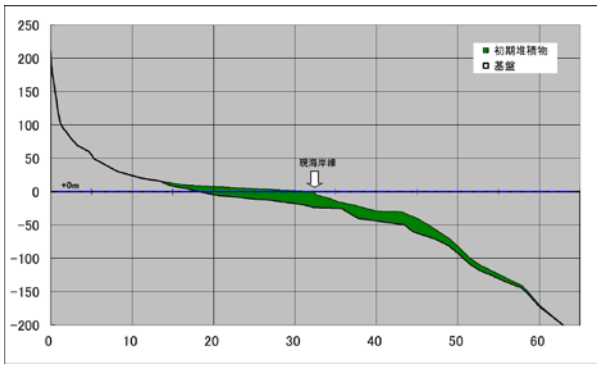


12 万年後

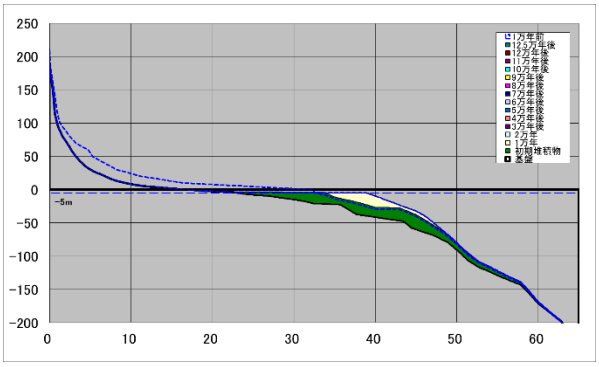


12.5 万年後

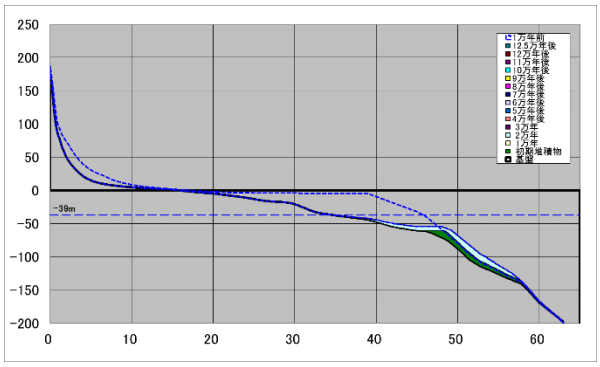
図 App.II. A-2　夷隅川の経時変化（隆起速度最大 0.4m/1000 年、地質係数 80）（２／２）
（縦軸：標高（m）、横軸：谷頭からの距離（km））



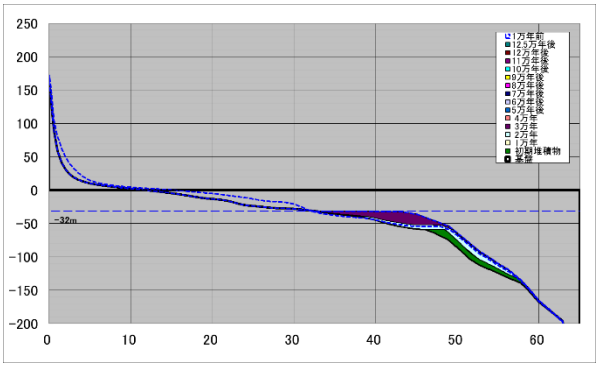
現在（0 年）



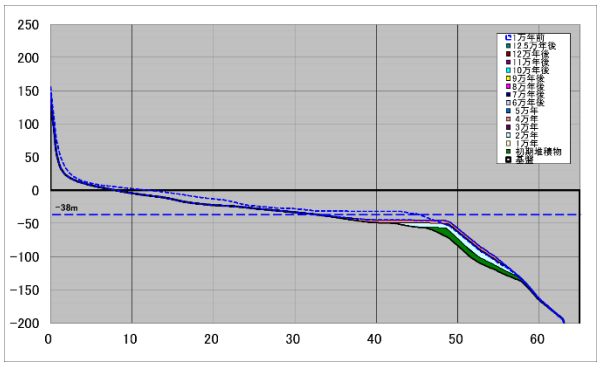
1 万年後



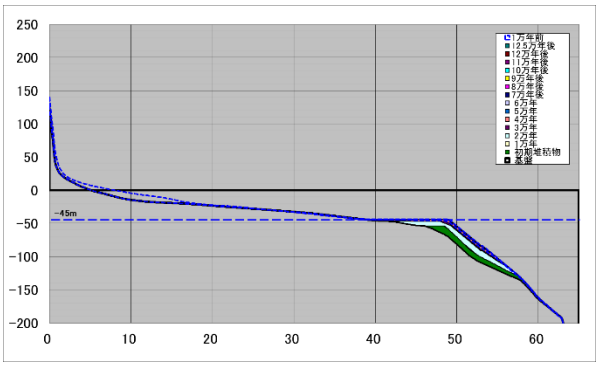
2 万年後



3 万年後

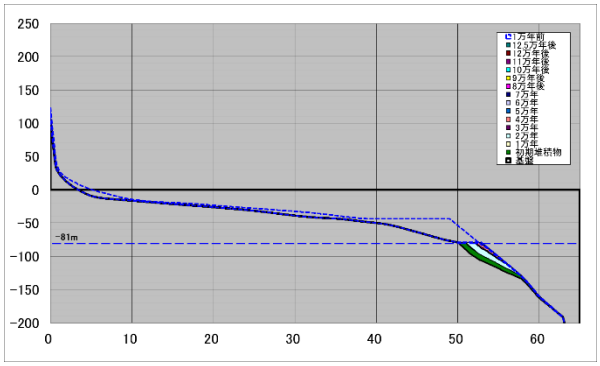


4 万年後

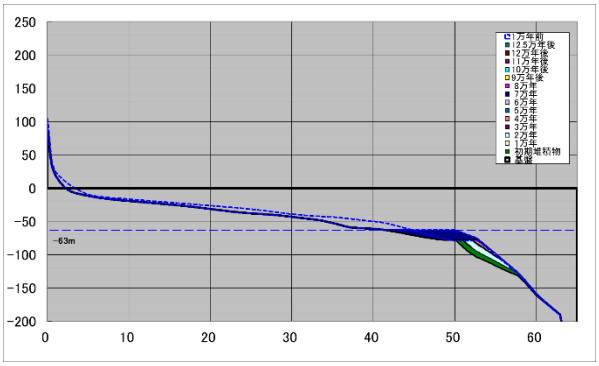


5 万年後

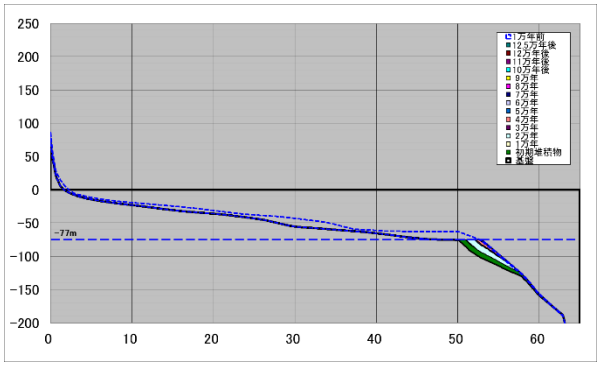
図 App.II. A-3　夷隅川の経時変化（隆起速度最大 0.4m/1000 年、地質係数 120）（１／２）
（縦軸：標高（m）、横軸：谷頭からの距離（km））



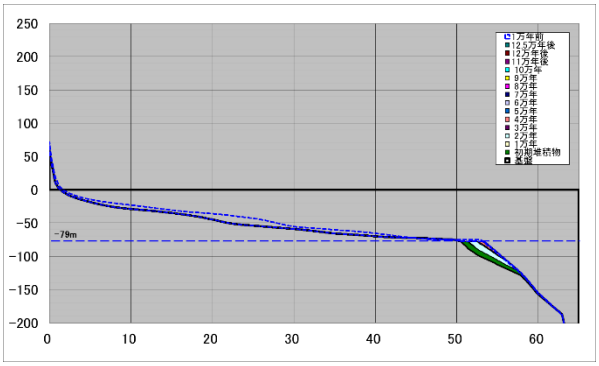
6 万年後



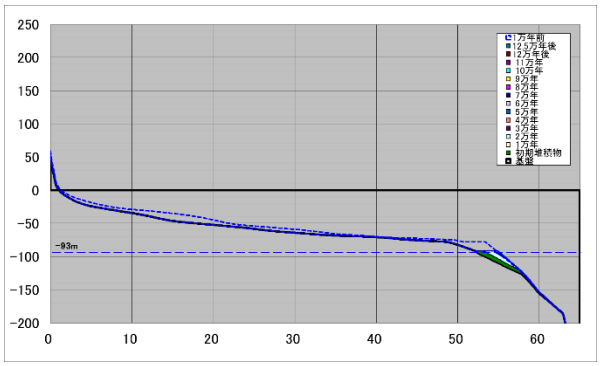
7 万年後



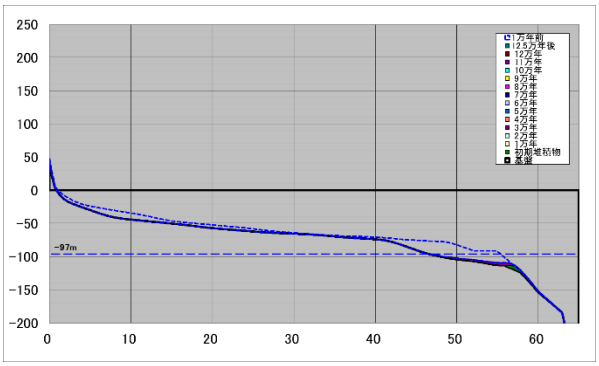
8 万年後



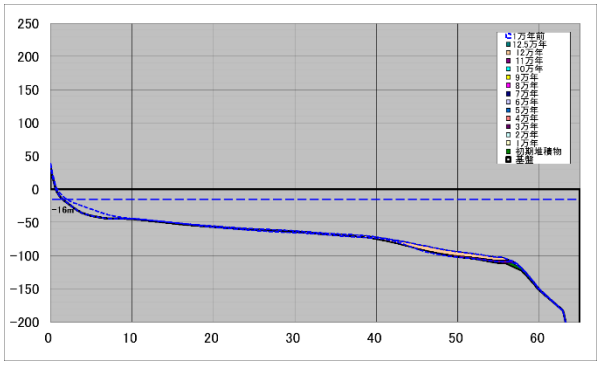
9 万年後



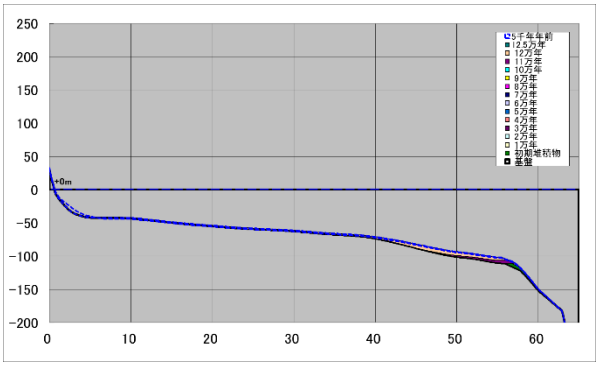
10 万年後



11 万年後

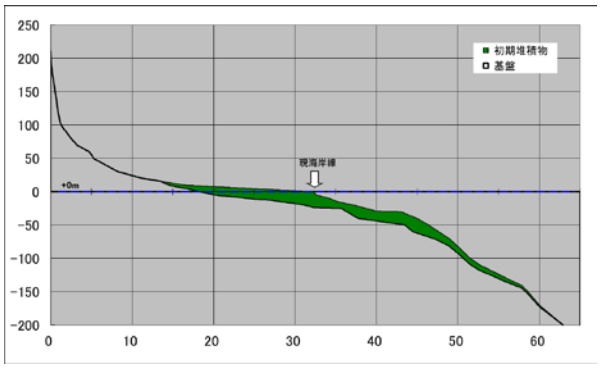


12 万年後

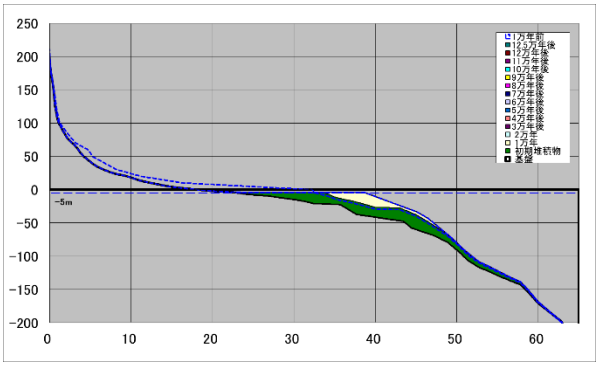


12.5 万年後

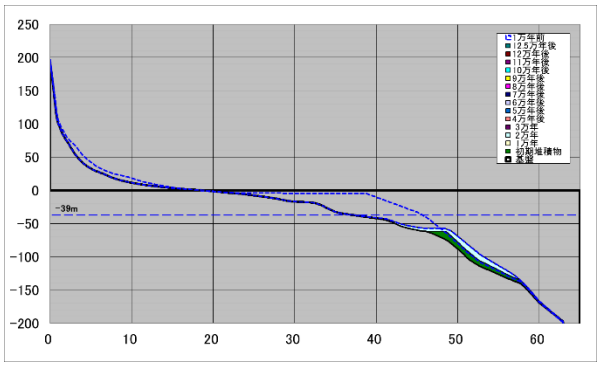
図 App.II. A-4　夷隅川の経時変化（隆起速度最大 0.4m/1000 年、地質係数 120）（２／２）
（縦軸：標高（m）、横軸：谷頭からの距離（km））



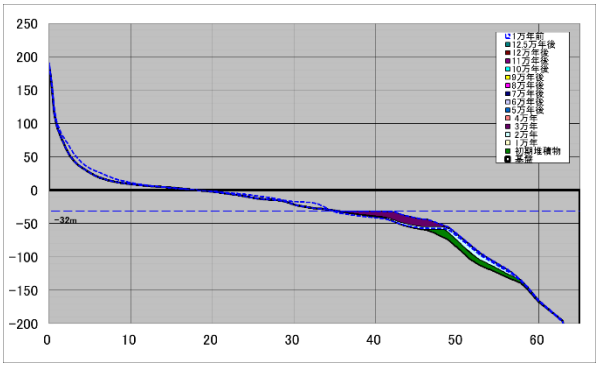
現在（0 年）



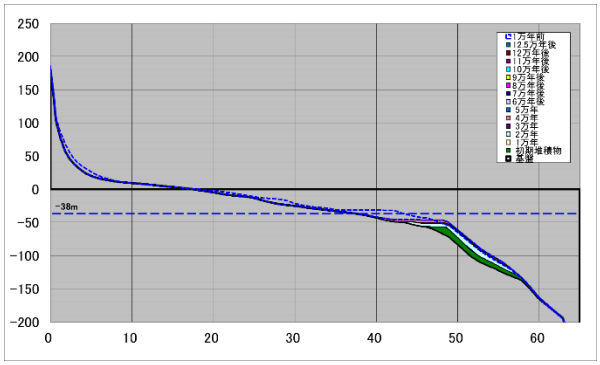
1 万年後



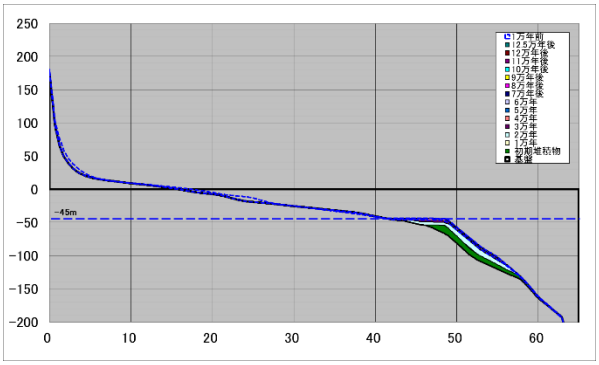
2 万年後



3 万年後

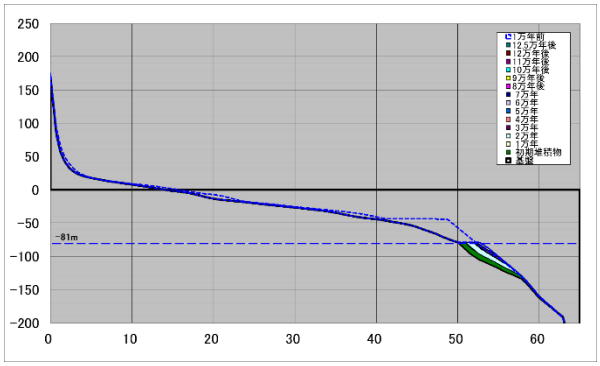


4 万年後

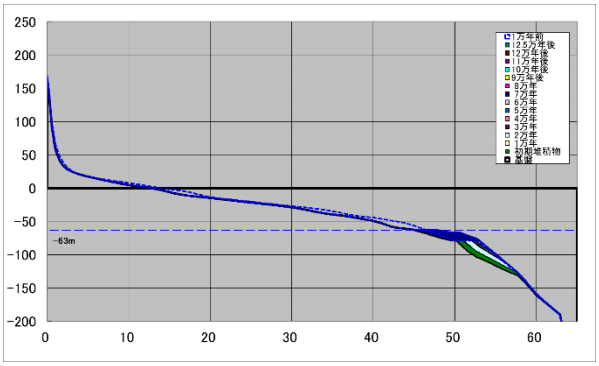


5 万年後

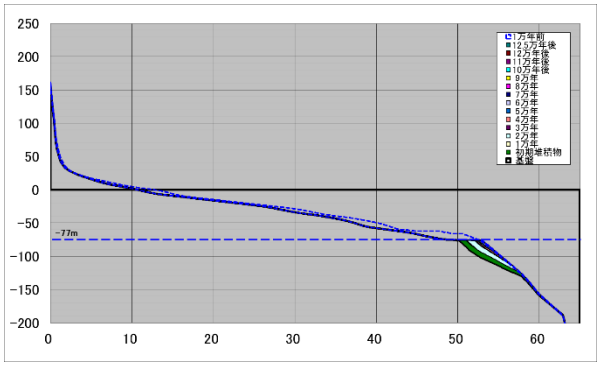
図 App.II. A-5　夷隅川の経時変化（隆起速度最大 0.4m/1000 年、地質係数 240）（１／２）
（縦軸：標高（m）、横軸：谷頭からの距離（km））



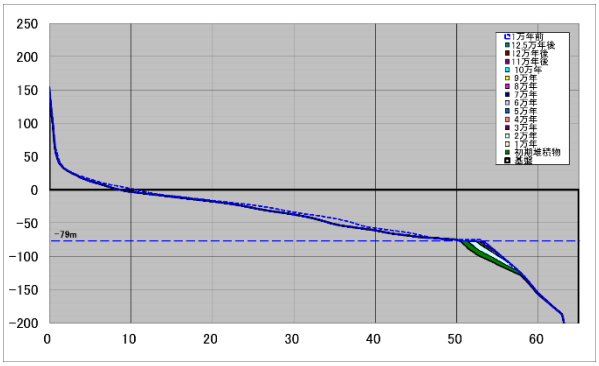
6 万年後



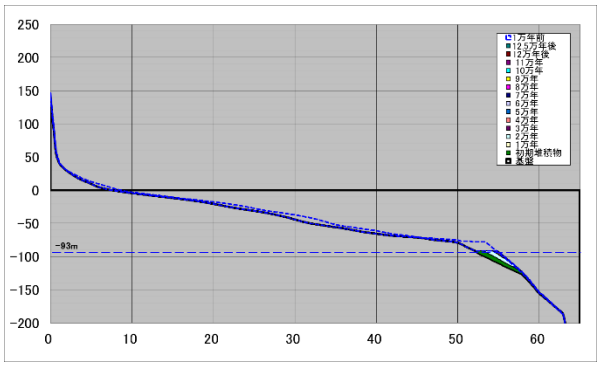
7 万年後



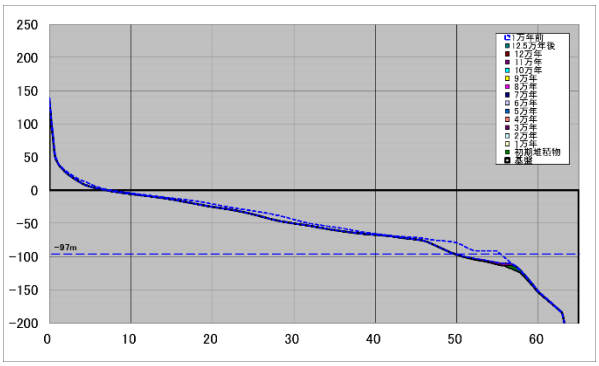
8 万年後



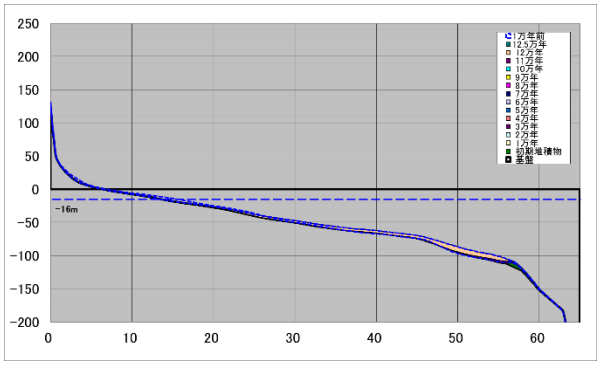
9 万年後



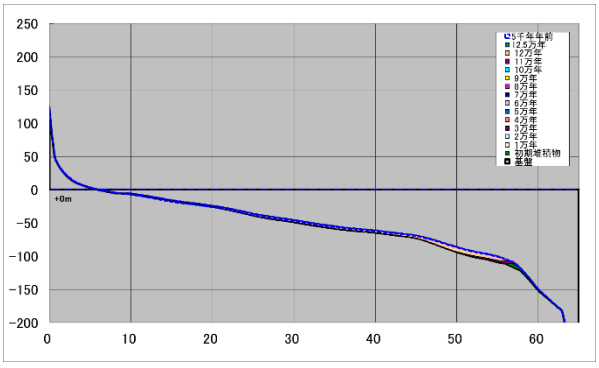
10 万年後



11 万年後

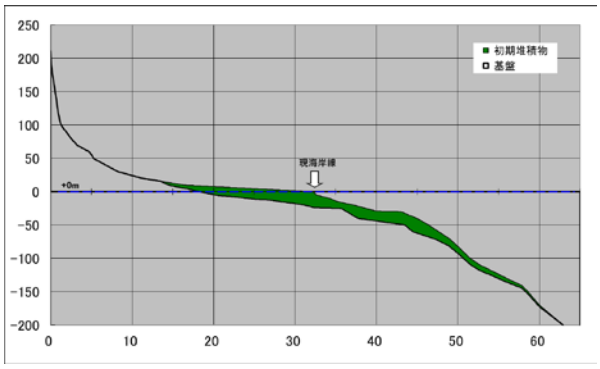


12 万年後

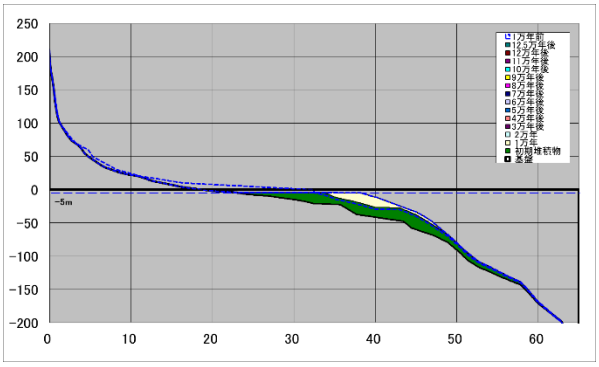


12.5 万年後

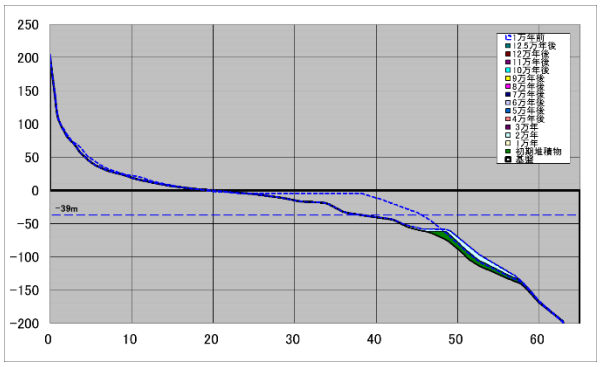
図 App.II. A-6　夷隅川の経時変化（隆起速度最大 0.4m/1000 年、地質係数 240）（２／２）
（縦軸：標高（m）、横軸：谷頭からの距離（km））



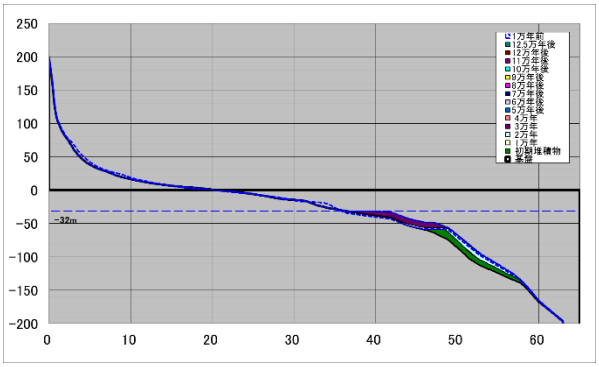
現在（0 年）



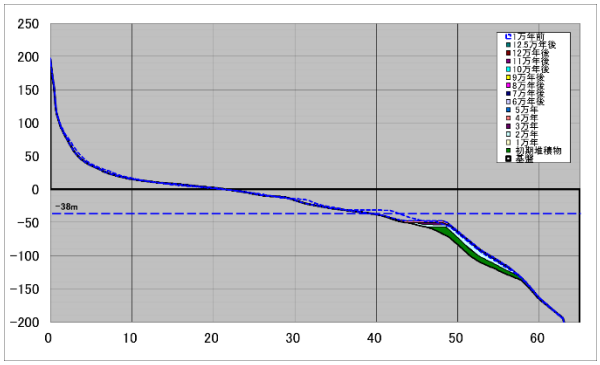
1 万年後



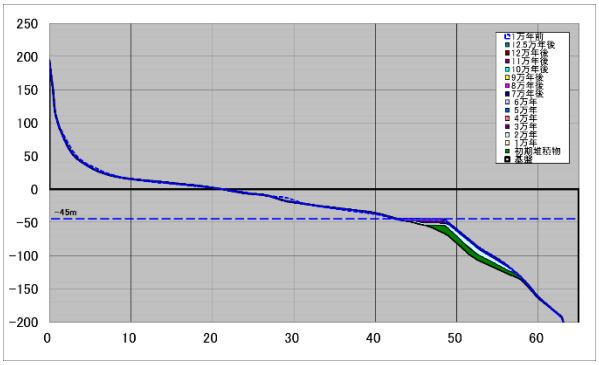
2 万年後



3 万年後

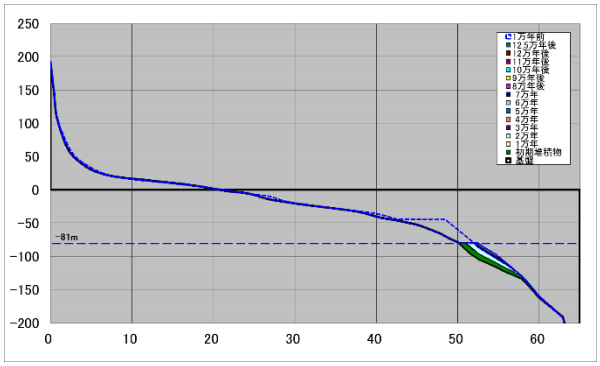


4 万年後

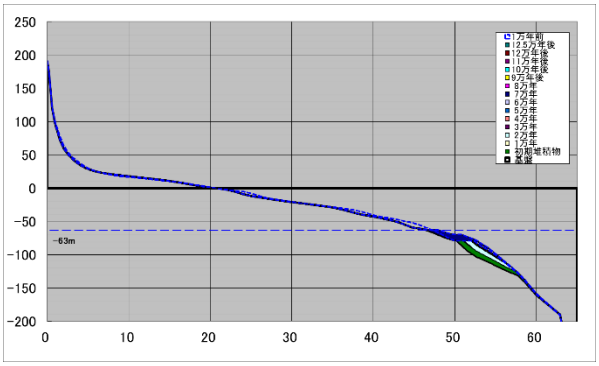


5 万年後

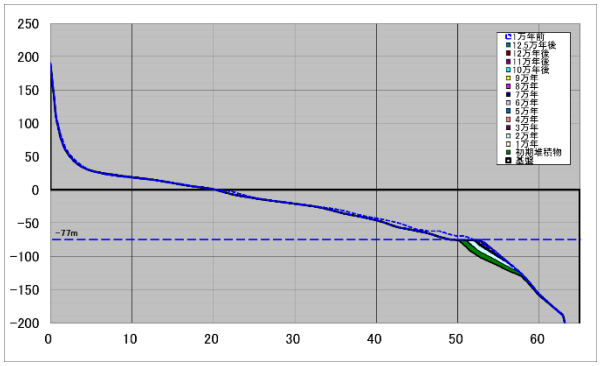
図 App.II. A-7　夷隅川の経時変化（隆起速度最大 0.4m/1000 年、地質係数 400）（１／２）
（縦軸：標高（m）、横軸：谷頭からの距離（km））



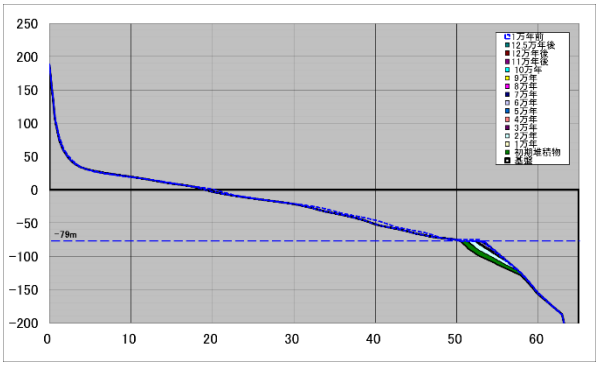
6 万年後



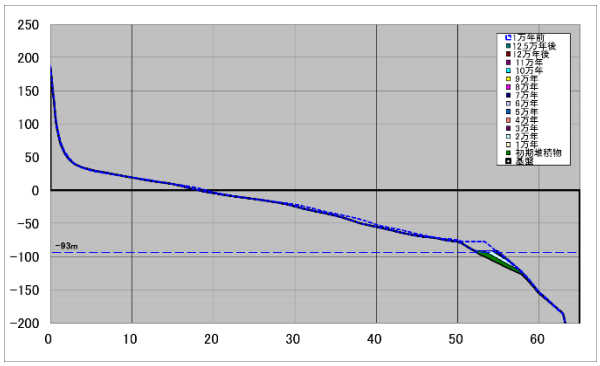
7 万年後



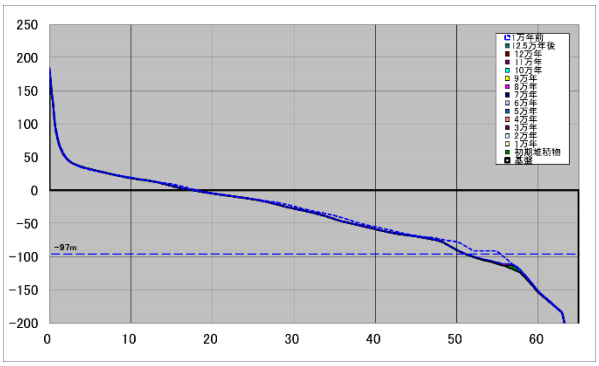
8 万年後



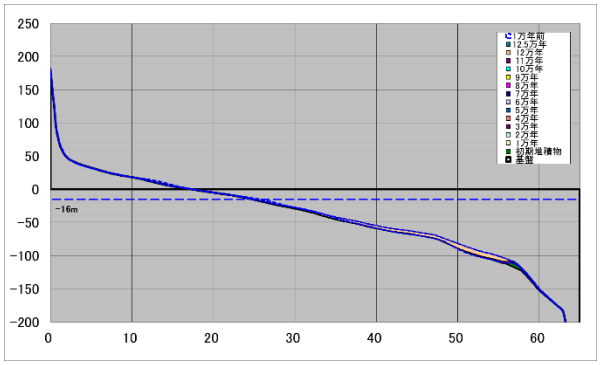
9 万年後



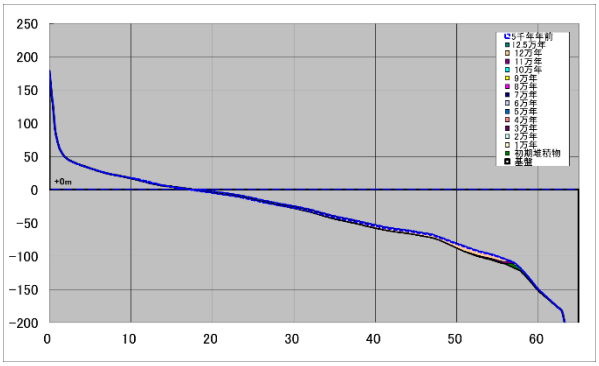
10 万年後



11 万年後

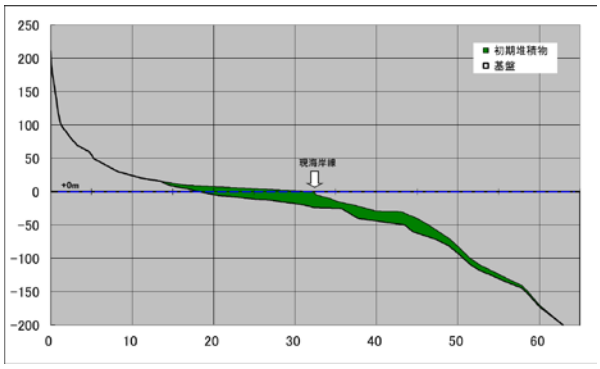


12 万年後

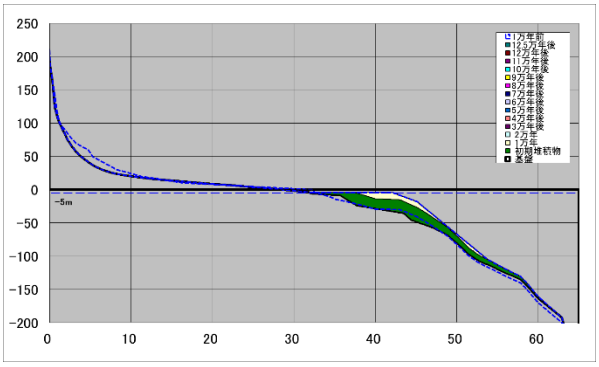


12.5 万年後

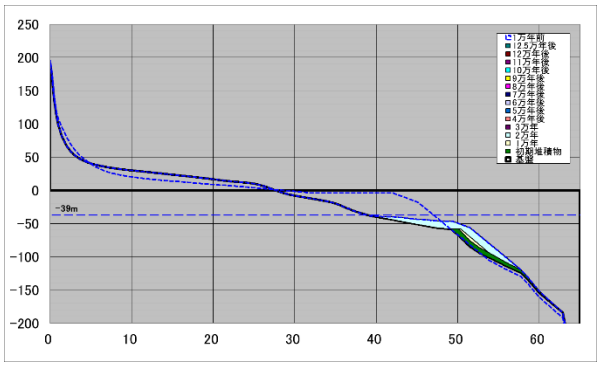
図 App.II. A-8　夷隅川の経時変化（隆起速度最大 0.4m/1000 年、地質係数 400）（２／２）
（縦軸：標高（m）、横軸：谷頭からの距離（km））



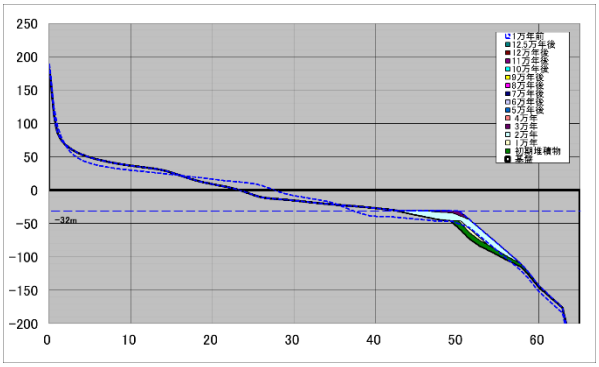
現在（0 年）



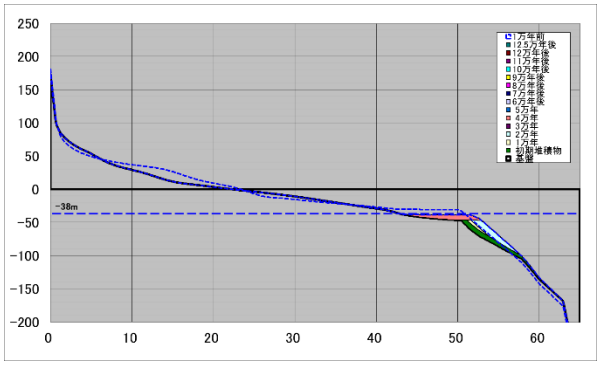
1 万年後



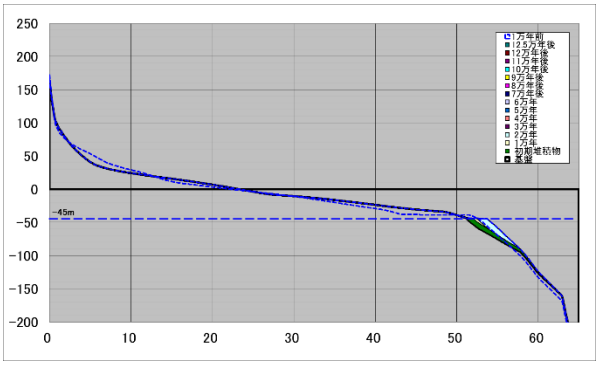
2 万年後



3 万年後

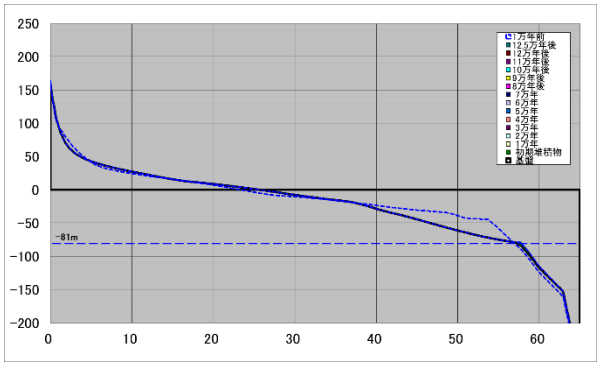


4 万年後

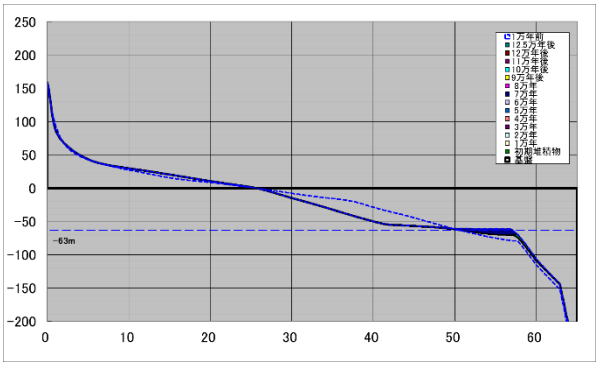


5 万年後

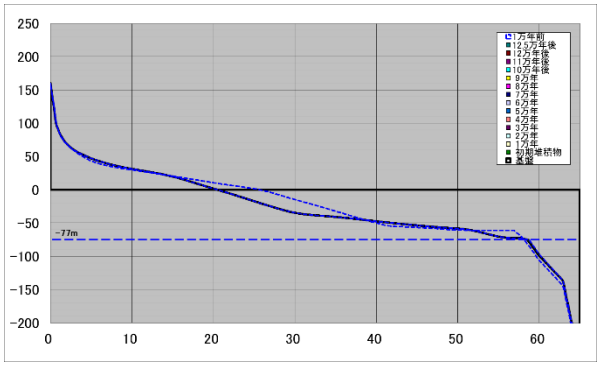
図 App.II. A-9　夷隅川の経時変化（隆起速度最大 2.2m/1000 年、地質係数 80）（１／２）
（縦軸：標高（m）、横軸：谷頭からの距離（km））



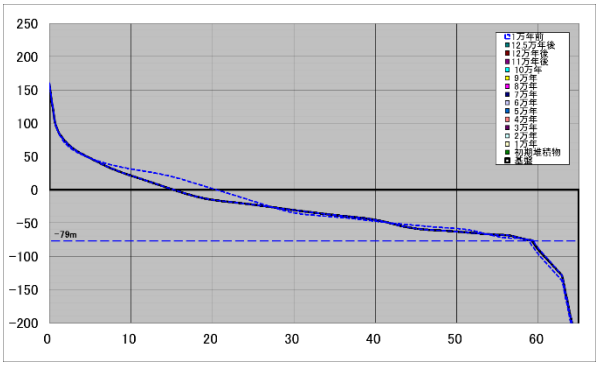
6 万年後



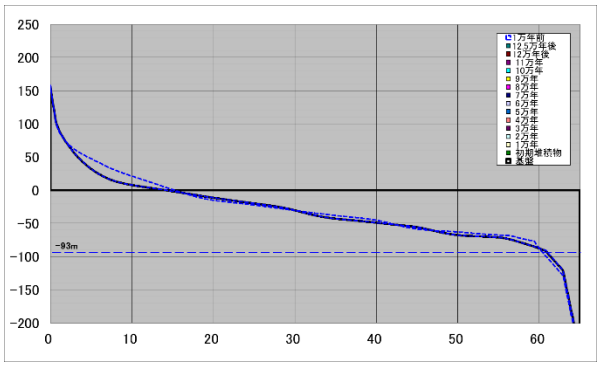
7 万年後



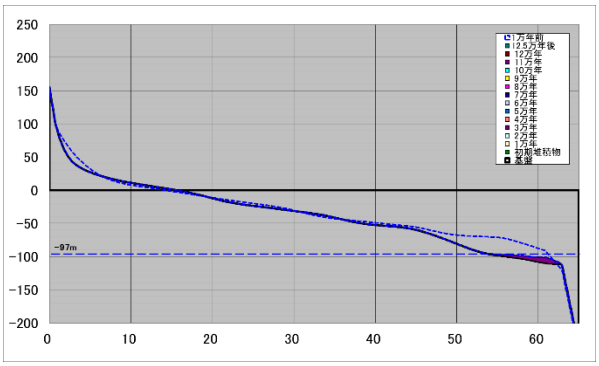
8 万年後



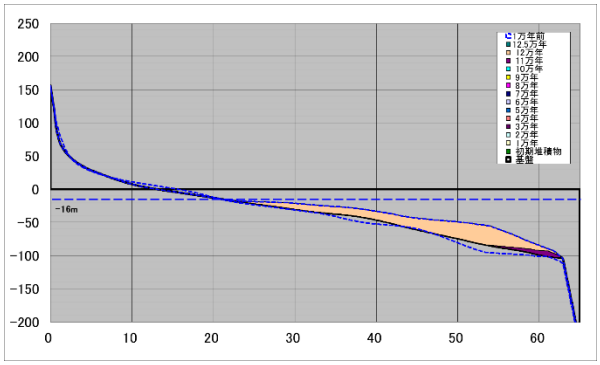
9 万年後



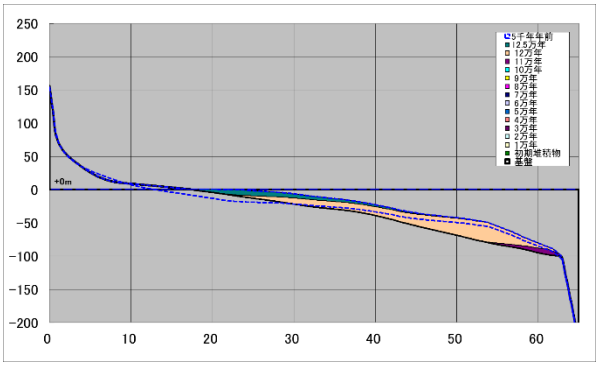
10 万年後



11 万年後

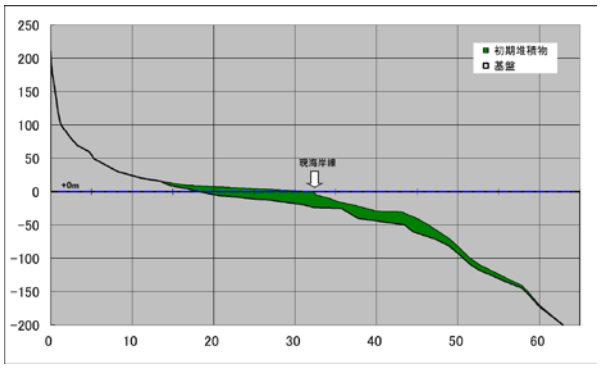


12 万年後

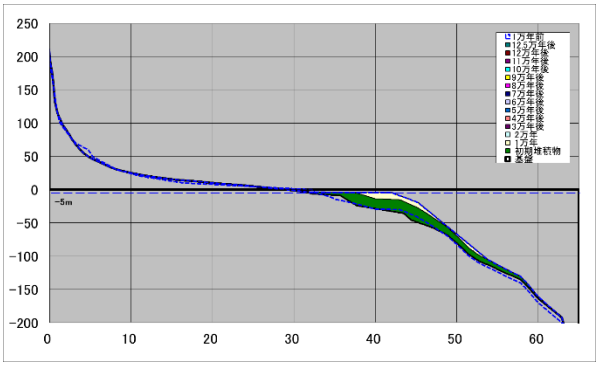


12.5 万年後

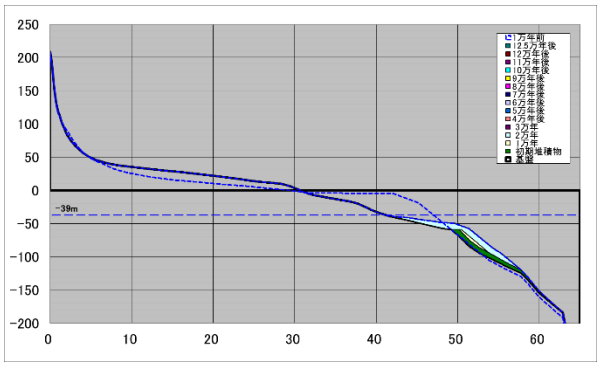
図 App.II. A-10　夷隅川の経時変化（隆起速度最大 2.2m/1000 年、地質係数 80）（２／２）
（縦軸：標高（m）、横軸：谷頭からの距離（km））



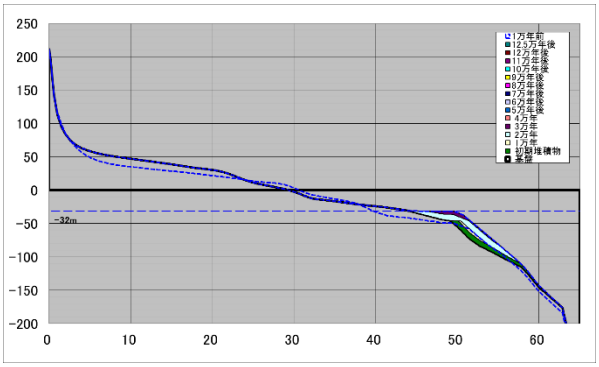
現在（0 年）



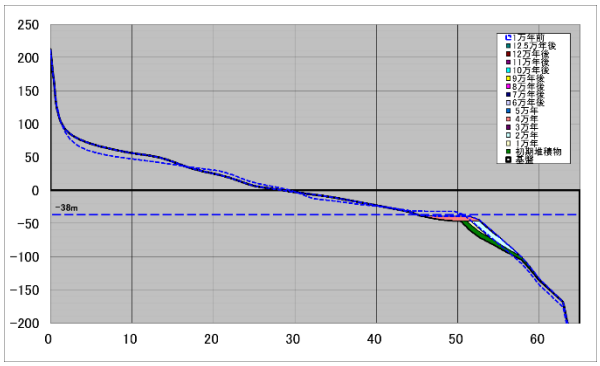
1 万年後



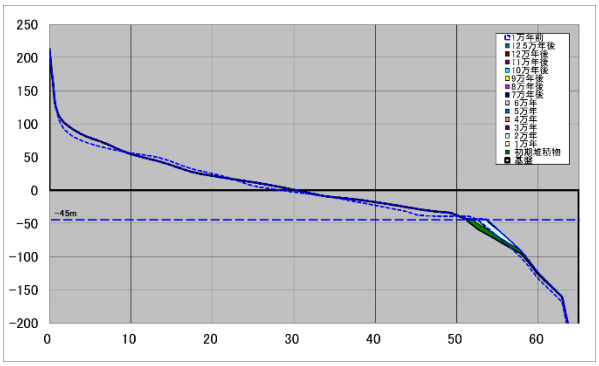
2 万年後



3 万年後

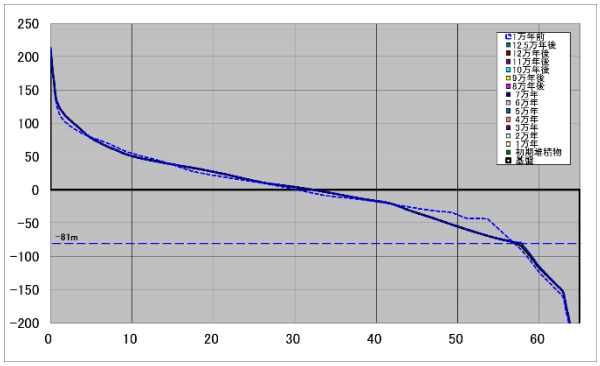


4 万年後

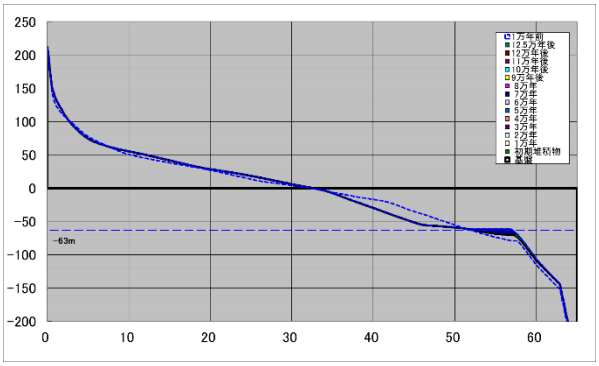


5 万年後

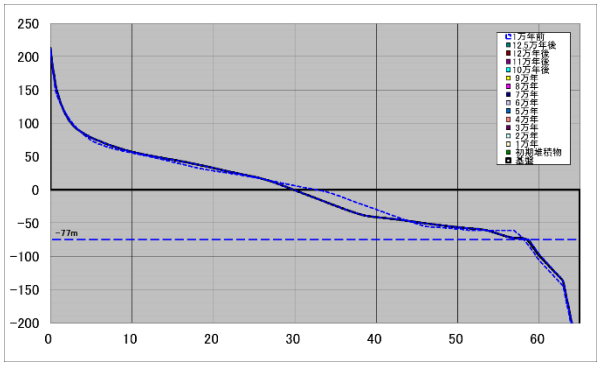
図 App.II. A-11　夷隅川の経時変化（隆起速度最大 2.2m/1000 年、地質係数 120）（１／２）
（縦軸：標高（m）、横軸：谷頭からの距離（km））



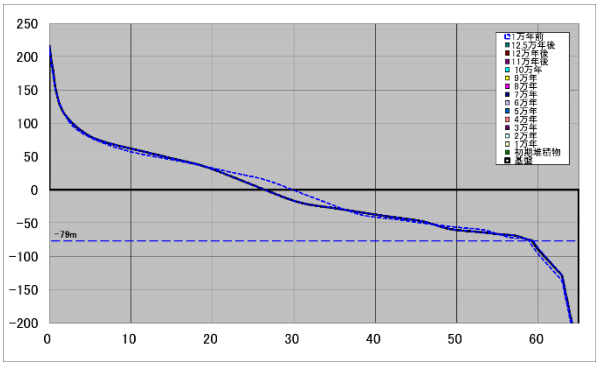
6 万年後



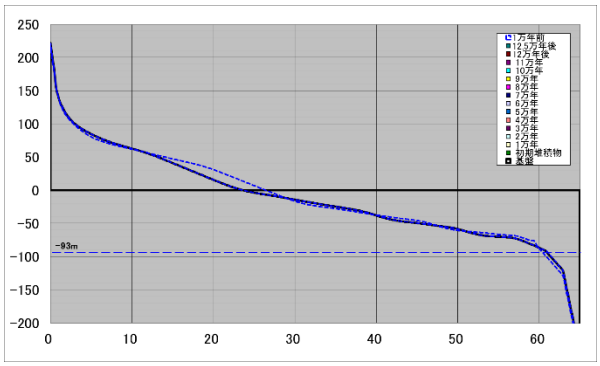
7 万年後



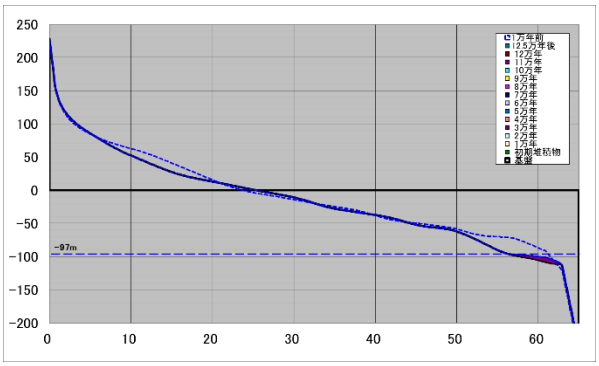
8 万年後



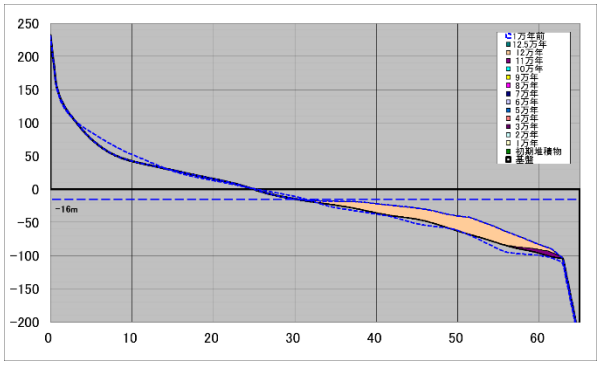
9 万年後



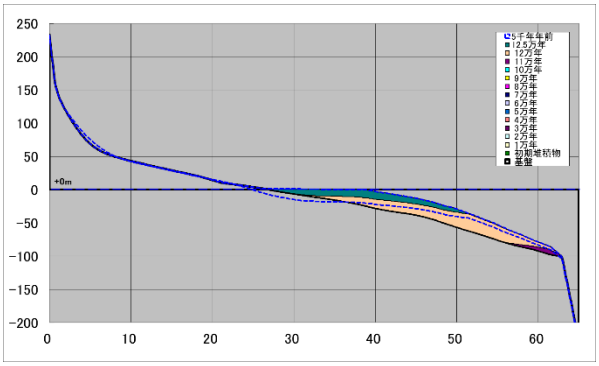
10 万年後



11 万年後

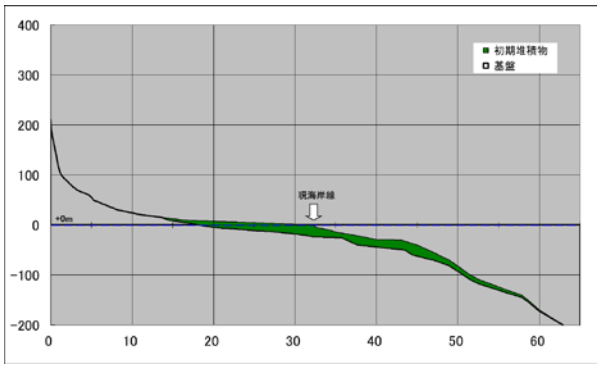


12 万年後

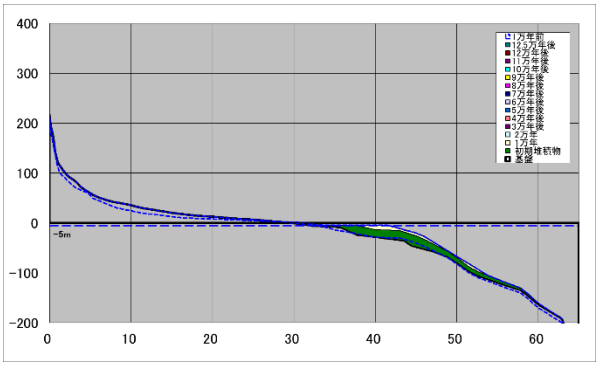


12.5 万年後

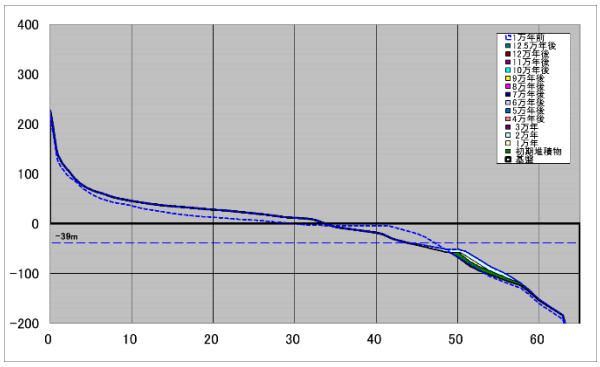
図 App.II. A-12　夷隅川の経時変化（隆起速度最大 2.2m/1000 年、地質係数 120）（２／２）
（縦軸：標高（m）、横軸：谷頭からの距離（km））



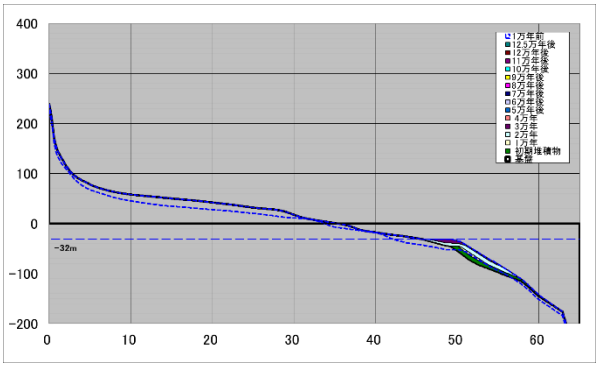
現在（0 年）



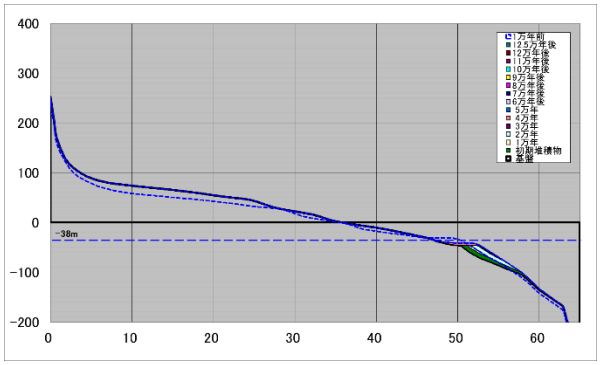
1 万年後



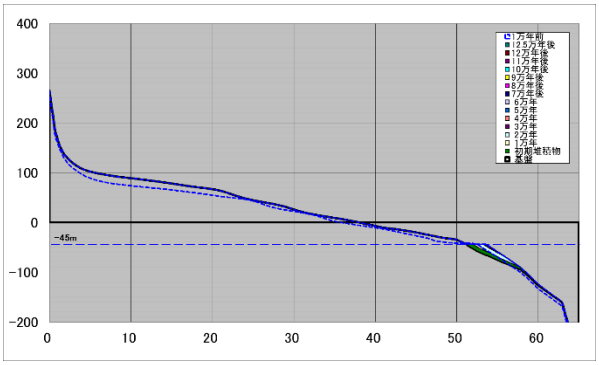
2 万年後



3 万年後

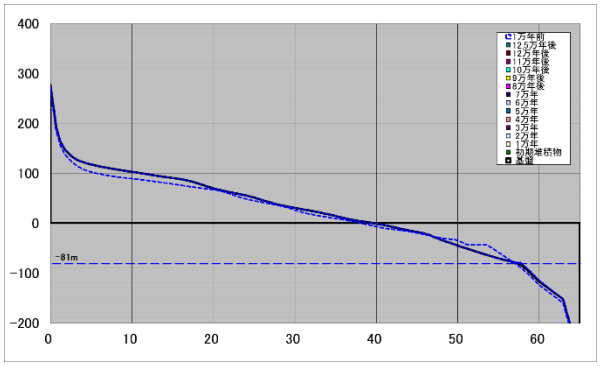


4 万年後

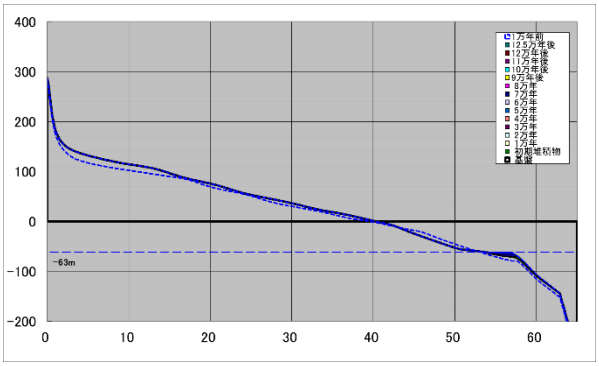


5 万年後

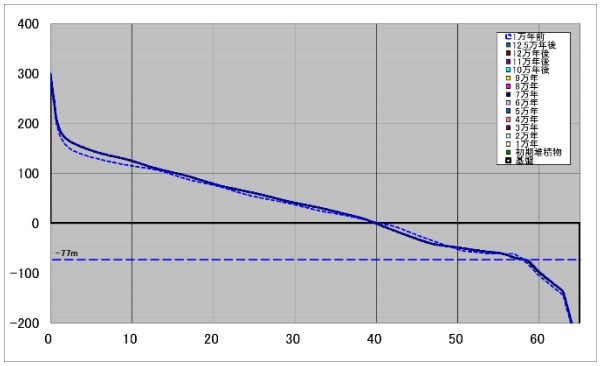
図 App.II. A-13　夷隅川の経時変化（隆起速度最大 2.2m/1000 年、地質係数 240）（１／２）
（縦軸：標高（m）、横軸：谷頭からの距離（km））



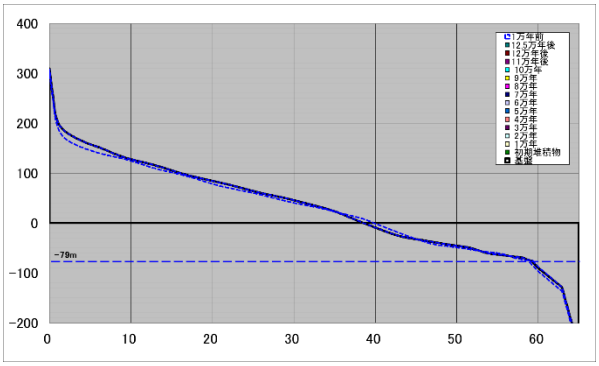
6 万年後



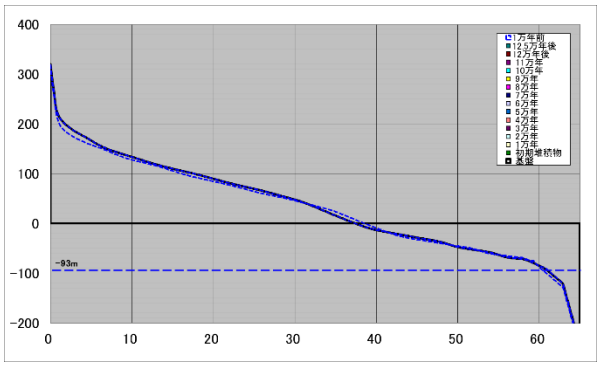
7 万年後



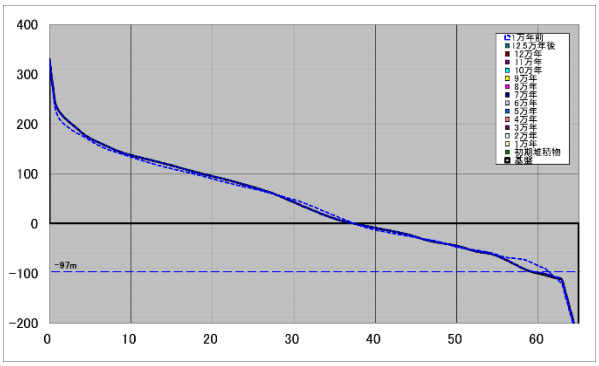
8 万年後



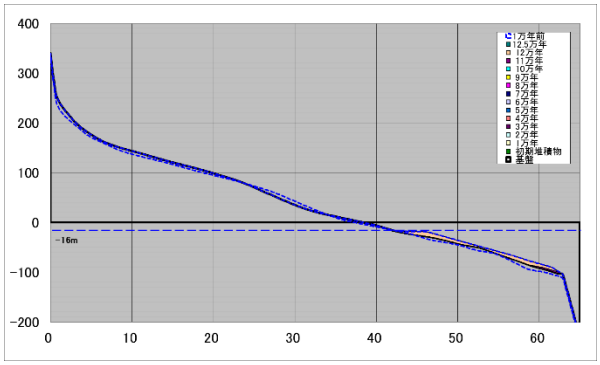
9 万年後



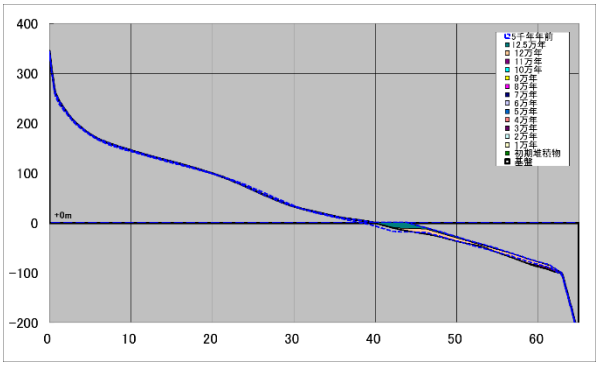
10 万年後



11 万年後

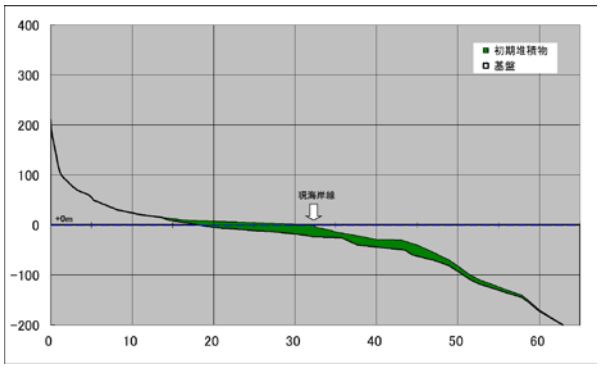


12 万年後

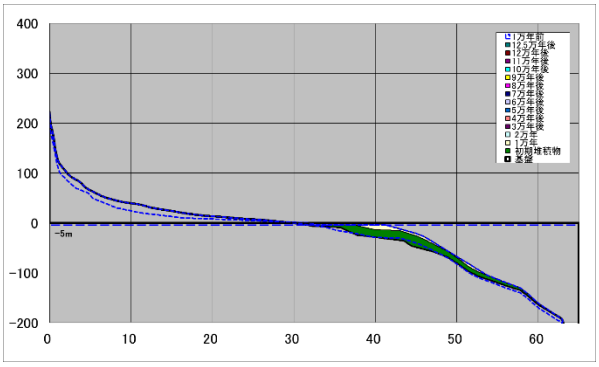


12.5 万年後

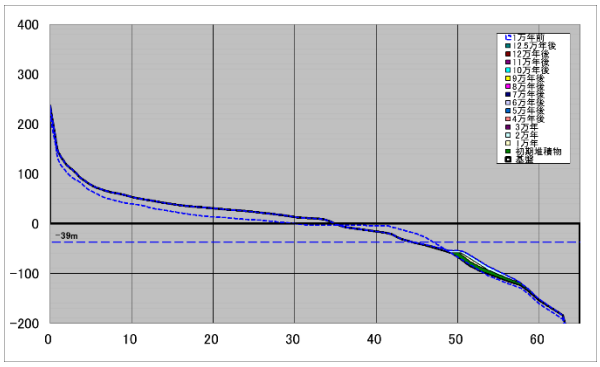
図 App.II. A-14　夷隅川の経時変化（隆起速度最大 2.2m/1000 年、地質係数 240）（２／２）
（縦軸：標高（m）、横軸：谷頭からの距離（km））



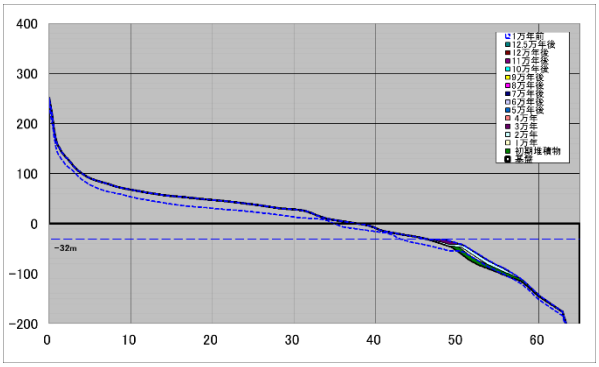
現在（0 年）



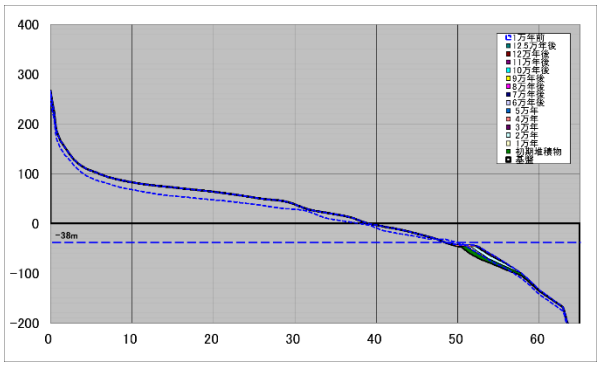
1 万年後



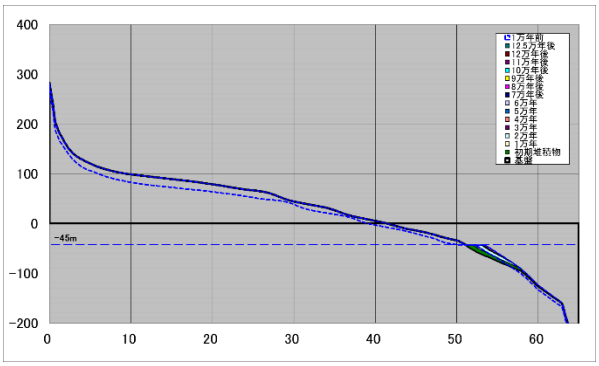
2 万年後



3 万年後

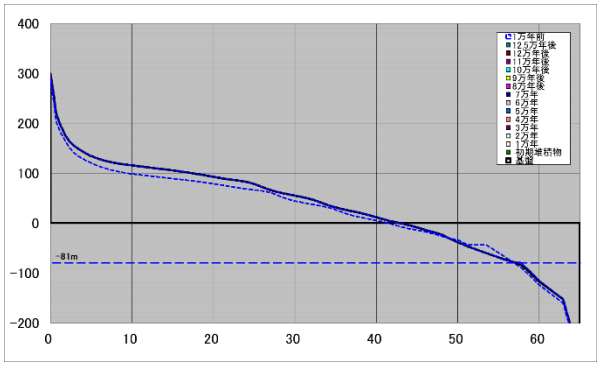


4 万年後

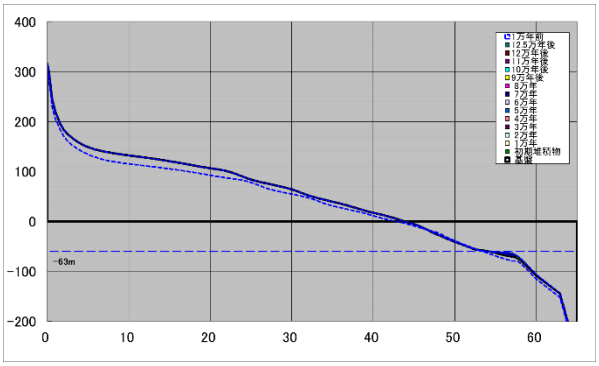


5 万年後

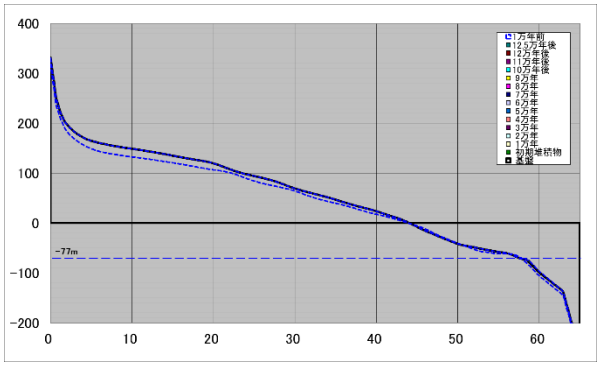
図 App.II. A-15　夷隅川の経時変化（隆起速度最大 2.2m/1000 年、地質係数 400）（１／２）
（縦軸：標高（m）、横軸：谷頭からの距離（km））



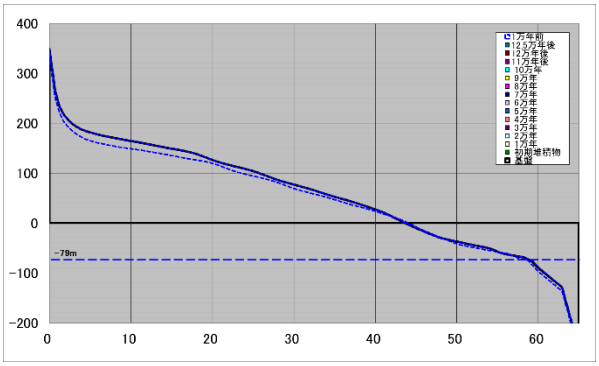
6 万年後



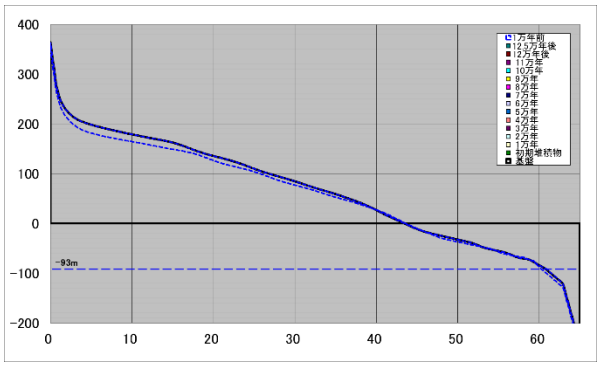
7 万年後



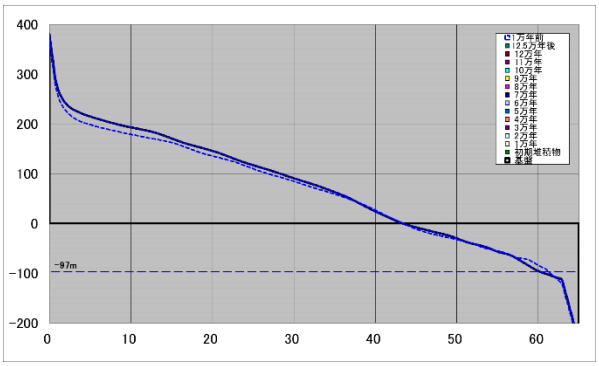
8 万年後



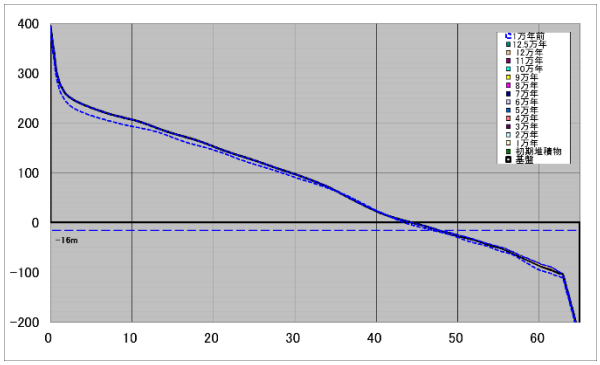
9 万年後



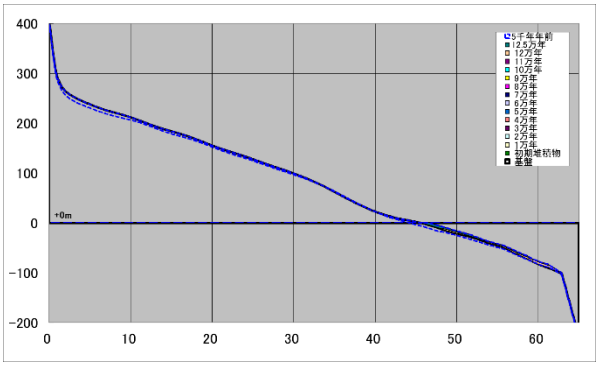
10 万年後



11 万年後



12 万年後



12.5 万年後

図 App.II. A-16　夷隅川の経時変化（隆起速度最大 2.2m/1000 年、地質係数 400）（２／２）
（縦軸：標高（m）、横軸：谷頭からの距離（km））

Appendix –Ⅲ　検討委員会委員名簿

Ⅲ- A　平成 28 年度「燃料デブリの処理・処分に関する予察的調査」検討委員会委員名簿

Ⅲ-A　平成 28 年度「燃料デブリの処理・処分に関する予察的調査」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	稲垣　八穂広	九州大学大学院　工学研究院　エネルギー量子工学部門　准教授
〃	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
〃	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
〃	藤本　愼司	大阪大学大学院　工学研究科　マテリアル生産科学専攻　教授
〃	山崎　晴雄	首都大学東京 名誉教授

検討委員会開催日
第 1 回　平成 28 年 10 月 25 日
第 2 回　平成 29 年　3 月　7 日