

包括的感度解析ツールの体系化・高度化（その2）

（核燃料サイクル開発機構 業務委託報告書）

2004年2月

日揮株式会社

本資料の全部または一部を複写・複製・転載する場合は、下記にお問い合わせください。

〒319-1184 茨城県那珂郡東海村大字村松4番地49
核燃料サイクル開発機構
技術展開部 技術協力課

電話：029-282-1122(代表)
ファックス：029-282-7980
電子メール：jserv@jnc.go.jp

Inquiries about copyright and reproduction should be addressed to:
Technical Cooperation Section,
Technology Management Division,
Japan Nuclear Cycle Development Institute
4-49 Muramatsu, Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki, 319-1184
Japan

© 核燃料サイクル開発機構
(Japan Nuclear Cycle Development Institute)
2004

包括的感度解析ツールの体系化・高度化（その2）
（核燃料サイクル開発機構 業務委託報告書）

小山田潔* 池田孝夫*

要旨

本研究では、結晶質岩系のサイトを想定して TRU 核種を含む放射性廃棄物の地層処分に対応した処分概念を対象として、包括的感度解析手法を適用して、処分概念の成立性に資する詳細な評価を行った。地層処分の個々の概念や地下水移行シナリオの基本シナリオに対する評価体系を整え、モデル・手法の高度化により、成立性を体系的かつ網羅的に抽出するための研究を実施した。

従来の TRU 廃棄物地層処分のバリアの構成は変更せずに、天然バリアのサイト特性や人工バリアの設計仕様のように将来定量的な情報を決定出来るような範囲のパラメータについて、核種移行に及ぼす影響を定量的に明らかにした。それらのパラメータのサイト選定および処分場設計における実現性を考慮し、それらの現実的なパラメータ範囲の組み合わせによる TRU 廃棄物地層処分の成立性を検討した。

今後の課題としては、各パラメータ間の整合化の範囲をより効率良く抽出可能な解析ツールの改良および亀裂と透水性多孔質媒体のハイブリットな地質環境のモデル化が挙げられる。また、本年度の解析をもとに、堆積岩系および結晶質岩系の TRU 地層処分概念の成立性の絞込みについてさらに解析を続けることも重要である。

本報告書は、日揮株式会社が核燃料サイクル開発機構との委託研究契約により実施した研究成果に関するものである。

機構担当部課室： 東海事業所 環境保全・研究開発センター 処分研究部 処分材料研究グループ

*：日揮株式会社

Systematization and Sophistication of a Comprehensive Sensitivity Analysis
Program (Phase 2)
(Document Prepared by Other Organization, Based on the Trust Contract)

Kiyoshi Oyamada* and Takao Ikeda*

Abstract

This study developed minute estimation by adopting comprehensive sensitivity analytical program for reliability of TRU waste repository concepts in a crystalline rock condition. We examined each components and groundwater scenario of geological repository and prepared systematic bases to examine the reliability from the point of comprehensiveness. Models and data are sophisticated to examine the reliability.

Based on an existing TRU waste repository concepts, effects of parameters to nuclide migration were quantitatively classified. Those parameters, that will be decided quantitatively, are such as site character of natural barrier and design specification of engineered barriers. Considering the feasibility of those figures of specifications, reliability is re-examined on combinations of those parameters within a practical range.

Future issues are ;

- Comprehensive representation of hybrid geosphere model including the fractured medium and permeable matrix medium.
- Sophistication of tools to develop the reliable combinations of parameters

It is significant to continue this study because the disposal concepts and specification of TRU nuclides containing waste on various sites shall be determined rationally and safely through these studies.

This work was performed by JGC Corporation under contract with Japan Nuclear Cycle Development Institute.

JNC Liaison: JNC Tokai Works, Waste Management and Fuel Cycle Research Center, Waste Isolation Research Division, Material Research Group

* : JGC Corporation

目次

1.	はじめに	1
2.	包括的感度解析の実施.....	2
2.1	包括的感度解析に対するモデルの構築	2
2.1.1	解析対象とする廃棄物および処分概念.....	2
2.1.2	廃棄体グループ毎のソースターム.....	5
2.1.3	核種移行モデル	15
2.1.4	平行平板重ね合わせモデルにおけるチャンネル本数に関する検討	28
2.1.5	核種量配分設定のための予察的解析.....	38
2.1.6	コロイド移行モデル	44
2.1.7	ガス影響モデル	52
2.2	モデルの検証.....	60
2.2.1	モデルの特徴	60
2.2.2	検証用モデルの構築	60
2.2.3	解析結果の検証	63
2.3	地層処分のパラメータの設定	76
2.3.1	主要核種移行パラメータの区分設定.....	76
2.3.2	パラメータの設定	88
2.4	包括的感度解析の実施.....	114
2.4.1	解析対象とした廃棄体および核種.....	114
2.4.2	包括的感度解析	116
2.5	重要パラメータの抽出	139
2.5.1	感度解析手法	139
2.5.2	重要パラメータの抽出	148
3.	「十分条件」の1次スクリーニング.....	208
3.1	抽出されたパラメータの分類.....	208
3.1.1	地質環境に依存するパラメータ.....	208
3.1.2	人工バリアの構成、設計に関連するパラメータ	212
3.2	短半減期核種に関する補足.....	213

4. 十分条件の2次スクリーニングおよび処分概念成立性の確認.....	216
4.1 パラメータの現実的な制限による解析	216
4.1.1 グループ1	216
4.1.2 グループ2	219
5. おわりに	223
6. 参考文献	225

図目次

図 2.1.2-1	AgI のプルベダイヤグラム.....	7
図 2.1.2-2	ハル圧縮体の形状.....	8
図 2.1.2-3	廃棄体パッケージ.....	9
図 2.1.2-4	アスファルト浸出試験結果.....	13
図 2.1.3-1	地層処分における坑道の概念図.....	20
図 2.1.3-2	人工バリアにおける一次元核種移行モデルの簡略化.....	21
図 2.1.3-3	現実的モデルと簡略モデルによる核種放出率の比較.....	22
図 2.1.3-4	グループ 1 および 2 の一次元解析の概念図.....	24
図 2.1.3-5	グループ 3 および 4 の一次元解析の概念図.....	25
図 2.1.3-6	T R U 廃棄物処分概念検討書における施設レイアウト.....	27
図 2.1.4-1	一次元並行平板モデルの重ね合わせ概念図.....	30
図 2.1.4-2	マルチチャンネルとシングルチャンネルによる解析結果の比較、C-14	34
図 2.1.4-3	マルチチャンネルとシングルチャンネルによる解析結果の比較、I-129	34
図 2.1.4-4	一次元平行平板モデルの重ね合わせ結果(標準偏差 1、分散長比率 0.1)	35
図 2.1.4-5	一次元平行平板モデルの重ね合わせ結果(標準偏差 2、分散長比率 0.1).....	36
図 2.1.4-6	一次元平行平板モデルの重ね合わせ結果(標準偏差 2、分散長比率 0.01).....	37
図 2.1.5-1	各チャンネルからの核種移行率の比較.....	40
図 2.1.5-2	緩み域からの移行モデルの相違による核種移行率の比較(A-1).....	41
図 2.1.5-3	緩み域からの移行モデルの相違による核種移行率の比較(A-2).....	42
図 2.1.5-4	緩み域からの移行モデルの相違による核種移行率の比較(B-1).....	43
図 2.1.6-1	真性コロイドを考慮した Mobility 関数.....	45
図 2.1.7-1	ガス発生による人工バリア内部地下水排水のモデル.....	55
図 2.1.7-2	施設内部ボイドの排水による人工バリア中地下水流速の上昇.....	58

図 2.1.7-3	緩衝材を用いるケースでのガス影響モデル	58
図 2.1.7-4	緩衝材を用いないケースでのガス影響モデル	59
図 2.2.2-1	O ₃ システムによる検証用解析モデル	61
図 2.2.3-1	O ₃ と Tiger の人工バリア出口フラックスの比較	67
図 2.2.3-2	O ₃ と Tiger の天然バリア出口フラックスの比較	68
図 2.2.3-3	O ₃ と Tiger の人工バリア出口フラックスの比較(地球化学異常を想定)	70
図 2.2.3-4	O ₃ と Tiger の天然バリア出口フラックスの比較(地球化学異常を想定)	71
図 2.2.3-5	速度論的溶解沈殿反応モデルの検証 (天然バリア出口でのフラック スの比較)	75
図 2.3.1-1	水化学組成の区分	77
図 2.3.1-2	セメント浸出液の経時的变化に関するモデル	78
図 2.3.1-3	ヨウ素に対するセメント系材料への吸着試験結果	84
図 2.4.1-1	TRU 処分概念検討書による結晶質岩処分における被ばく線量解析結 果	115
図 2.4.2-1	グループ 1 の最大被ばく線量の出現時刻と被ばく線量、流量分配を仮 定	119
図 2.4.2-2	グループ 2 の最大被ばく線量の出現時刻と被ばく線量、流量分配を仮 定	120
図 2.4.2-3	グループ 3 の最大被ばく線量の出現時刻と被ばく線量、流量分配を仮 定	121
図 2.4.2-4	グループ 4 の最大被ばく線量の出現時刻と被ばく線量、流量分配を仮 定	122
図 2.4.2-5	グループ 1 の最大被ばく線量の出現時刻と被ばく線量、透水量係数分 布に 応じた核種分配を仮定	123
図 2.4.2-6	グループ 2 の最大被ばく線量の出現時刻と被ばく線量、透水量係数分 布に 応じた核種分配を仮定	124
図 2.4.2-7	グループ 3 の最大被ばく線量の出現時刻と被ばく線量、透水量係数分 布に 応じた核種分配を仮定	125

図 2.4.2-8	グループ 4 の最大被ばく線量の出現時刻と被ばく線量、透水量係数分布に 応じた核種分配を仮定	126
図 2.4.2-9	グループ 1 の最大被ばく線量の出現時刻と被ばく線量、流量分布の頻度が最大のチャンネルを仮定	127
図 2.4.2-10	グループ 2 の最大被ばく線量の出現時刻と被ばく線量、流量分布の頻度が最大のチャンネルを仮定	128
図 2.4.2-11	グループ 3 の最大被ばく線量の出現時刻と被ばく線量、流量分布の頻度が最大のチャンネルを仮定	129
図 2.4.2-12	グループ 4 の最大被ばく線量の出現時刻と被ばく線量、流量分布の頻度が最大のチャンネルを仮定	130
図 2.4.2-13	グループ 1 の最大被ばく線量の出現時刻と被ばく線量、透水量係数の頻度が最大のチャンネルを仮定	131
図 2.4.2-14	グループ 2 の最大被ばく線量の出現時刻と被ばく線量、透水量係数の頻度が最大のチャンネルを仮定	132
図 2.4.2-15	グループ 3 の最大被ばく線量の出現時刻と被ばく線量、透水量係数の頻度が最大のチャンネルを仮定	133
図 2.4.2-16	グループ 4 の最大被ばく線量の出現時刻と被ばく線量、透水量係数の頻度が最大のチャンネルを仮定	134
図 2.4.2-17	天然バリアモデルの相違による被ばく線量の最大値と平均値の比較、グループ 1	135
図 2.4.2-18	天然バリアモデルの相違による被ばく線量の最大値と平均値の比較、グループ 2	136
図 2.4.2-19	天然バリアモデルの相違による被ばく線量の最大値と平均値の比較、グループ 3	137
図 2.4.2-20	天然バリアモデルの相違による被ばく線量の最大値と平均値の比較、グループ 4	138
図 2.5.1-1	ムービングバンド法による解析結果の例	141
図 2.5.1-2	ムービングバンド法による解析結果からのパラメータ抽出方法の模式図	142
図 2.5.1-3	SI 法による感度分析の例	144

図 2.5.2-1	目標とする線量を下回るケースの割合、グループ 1	151
図 2.5.2-2	目標とする線量を下回るケースの割合、グループ 2	152
図 2.5.2-3	目標とする線量を下回るケースの割合、グループ 3	153
図 2.5.2-4	目標とする線量を下回るケースの割合、グループ 4	154
図 2.5.2-5	グループ 1 感度分析の結果	160
図 2.5.2-6	グループ 1 での感度分析結果、廃棄体からの核種浸出率	161
図 2.5.2-7	グループ 1 での感度分析結果、化学異常中廃棄体 I 分配係数 (化学条件 II)	162
図 2.5.2-8	グループ 1 での感度分析結果、化学異常中廃棄体 I 分配係数 (化学条件 I)	163
図 2.5.2-9	グループ 1 での感度分析結果、亀裂透水量係数平均値	164
図 2.5.2-10	グループ 1 での感度分析結果、廃棄体劣化後空隙拡散係数	165
図 2.5.2-11	グループ 1 での感度分析結果、廃棄体からの化学異常物質放出期間	166
図 2.5.2-12	グループ 1 での感度分析結果、廃棄体劣化開始時刻	167
図 2.5.2-13	グループ 1 での感度分析結果、緩衝材劣化前空隙拡散係数	168
図 2.5.2-14	グループ 1 での感度分析結果、化学異常前廃棄体 I 分配係数 (化学条件 III)	169
図 2.5.2-15	グループ 1 での感度分析結果、緩衝材初期の化学条件	170
図 2.5.2-16	グループ 2 感度分析の結果	171
図 2.5.2-17	グループ 2 での感度分析結果、核種放出開始時刻	172
図 2.5.2-18	グループ 2 での感度分析結果、亀裂透水量係数平均値	173
図 2.5.2-19	グループ 2 での感度分析結果、ガス発生速度	174
図 2.5.2-20	グループ 2 での感度分析結果、緩衝材劣化前空隙拡散係数	175
図 2.5.2-21	グループ 2 での感度分析結果、廃棄体劣化後空隙拡散係数	176
図 2.5.2-22	グループ 2 での感度分析結果、廃棄体高 pH 時の化学条件	177
図 2.5.2-23	グループ 2 での感度分析結果、緩衝材劣化後空隙拡散係数	178
図 2.5.2-24	グループ 2 での感度分析結果、化学異常中緩衝材 Tc 溶解度 (化学条件 I)	179
図 2.5.2-25	グループ 2 での感度分析結果、緩衝材劣化開始時刻	180
図 2.5.2-26	グループ 2 での感度分析結果、廃棄体劣化開始時刻	181

図 2.5.2-27	グループ 2 での感度分析結果、亀裂頻度	182
図 2.5.2-28	グループ 2 での感度分析結果、廃棄体からの化学異常物質放出期間	183
図 2.5.2-29	グループ 3 感度分析の結果	184
図 2.5.2-30	グループ 3 での感度分析結果、亀裂透水量係数平均値	185
図 2.5.2-31	グループ 3 での感度分析結果、廃棄体からの核種浸出率	186
図 2.5.2-32	グループ 3 での感度分析結果、廃棄体劣化前空隙拡散係数	187
図 2.5.2-33	グループ 3 での感度分析結果、化学異常中廃棄体 Cs 分配係数（化学条件 II）	188
図 2.5.2-34	グループ 3 での感度分析結果、廃棄体劣化後空隙率	189
図 2.5.2-35	グループ 3 での感度分析結果、ガスによる流速上昇開始時刻	190
図 2.5.2-36	グループ 3 での感度分析結果、動水勾配	191
図 2.5.2-37	グループ 3 での感度分析結果、廃棄体坑道断面積	192
図 2.5.2-38	グループ 3 での感度分析結果、化学異常中廃棄体 Cs 分配係数（化学条件 I）	193
図 2.5.2-39	グループ 3 での感度分析結果、廃棄体劣化開始時刻	194
図 2.5.2-40	グループ 3 での感度分析結果、化学異常前廃棄体 C 分配係数（化学条件 I）	195
図 2.5.2-41	グループ 3 での感度分析結果、化学異常後廃棄体 U 分配係数（化学条件 IV）	196
図 2.5.2-42	グループ 4 感度分析の結果	197
図 2.5.2-43	グループ 4 での感度分析結果、亀裂透水量係数平均値	198
図 2.5.2-44	グループ 4 での感度分析結果、廃棄体からの核種浸出率	199
図 2.5.2-45	グループ 4 での感度分析結果、動水勾配	200
図 2.5.2-46	グループ 4 での感度分析結果、廃棄体劣化前空隙拡散係数	201
図 2.5.2-47	グループ 4 での感度分析結果、化学異常中廃棄体 Cs 分配係数（化学条件 II）	202
図 2.5.2-48	グループ 4 での感度分析結果、化学異常中緩衝材 Th 溶解度（化学条件 I）	203
図 2.5.2-49	グループ 4 での感度分析結果、ガスによる流速上昇開始時刻	204
図 2.5.2-50	グループ 4 での感度分析結果、化学異常後緩衝材 Th 溶解度（化学条	

件 III)	205
図 2.5.2-51 グループ 4 での感度分析結果、廃棄体中コロイド濃度 (Kc)	206
図 2.5.2-52 グループ 4 での感度分析結果、化学異常前廃棄体 Cs 分配係数 (化学 条件 I)	207
図 3.2-1 第 2 次とりまとめにおけるマルチチャンネルモデルと 3 次元亀裂ネ ットワークモデルの比較	214
図 4.1.1-1 グループ 1 における決定論的解析結果	219
図 4.1.2-1 閉じ込め期間と亀裂透水量係数平均値の組み合わせによる成立条件 の範囲	221
図 4.1.2-2 グループ 2 の十分条件における決定論的解析結果	222

表目次

表 2.1.1-1	解析対象とする廃棄物および処分概念	3
表 2.1.1-2	地層処分における廃棄体グループ毎の処分概念	3
表 2.1.1-3	TRU 処分概念書における処分坑道概念	4
表 2.1.2-1	処分概念検討書における金属腐食に伴う核種放出期間の設定値	10
表 2.1.3-1	グループ 1 および 2 の一次元解析におけるジオメトリの設定	24
表 2.1.3-2	グループ 3 および 4 の一次元解析におけるジオメトリの設定	25
表 2.1.4-1	解析条件	31
表 2.1.4-2	各チャンネルの設定値	32
表 2.1.5-1	解析ケース一覧	38
表 2.2.2-1	O ₃ システムの配置オブジェクト	62
表 2.2.3-1	時間的に一定で空間的に物性等が異なる領域(人工バリアと天然バリアの存在)を考慮したケースについて Tiger との比較検証に用いたデータ (その 1 : 計算体系)	64
表 2.2.3-2	時間的に一定で空間的に物性等が異なる領域(人工バリアと天然バリアの存在)を考慮したケースについて Tiger との比較検証に用いたデータ (その 2 : 対象核種)	65
表 2.2.3-3	時間的に一定で空間的に物性等が異なる領域(人工バリアと天然バリアの存在)を考慮したケースについて Tiger との比較検証に用いたデータ (その 3 : 溶解度・分配係数)	66
表 2.2.3-4	地球化学異常モデルについて Tiger との比較検証に用いたデータ (その 1)	69
表 2.2.3-5	地球化学異常モデルについて Tiger との比較証に用いたデータ (その 2 : 溶解度・分配係数)	69
表 2.2.3-6	速度論的溶解沈殿反応モデルの Tiger との比較計算に用いた O ₃ の入力データ (その 1)	73
表 2.2.3-7	速度論的溶解沈殿反応モデルの Tiger との比較計算に用いた O ₃ の入力データ (その 2)	74
表 2.3.1-1	核種溶解度に及ぼす地下水特性の影響及び溶解度制限固相に関する	

	データセット.....	80
表 2.3.1-2	核種溶解度解析結果.....	81
表 2.3.1-3	解析結果に基づく各領域毎の溶解度範囲.....	82
表 2.3.1-4	各領域毎の溶解度範囲設定結果.....	82
表 2.3.1-5	各領域毎の分配係数範囲；ベントナイト.....	85
表 2.3.1-6	各領域毎の分配係数範囲；セメント系材料.....	86
表 2.3.1-7	各領域毎の分配係数範囲；周辺岩盤.....	87
表 2.3.2-1	包括的解析で使用する主要パラメータ.....	89
表 2.3.2-2	処分量および廃棄体からの核種放出率に関するパラメータ.....	90
表 2.3.2-3	人工バリアの形状および仕様に関するパラメータ.....	99
表 2.3.2-4	天然バリアの基本特性に関するパラメータ.....	102
表 2.3.2-5	核種の移行特性に関するパラメータ.....	103
表 2.3.2-6	水理に関するパラメータ.....	109
表 2.3.2-7	水理へのガス影響（ガス発生速度等）に関するパラメータ.....	111
表 2.3.2-8	地球化学異常および領域の劣化に関するパラメータ.....	112
表 2.3.2-9	生物圏に関するパラメータ.....	113
表 2.4.2-1	天然バリアモデルの相違による被ばく線量平均値の比較.....	118
表 2.5.2-1	目標線量を下回る割合.....	150
表 3.1.1-1	被ばく線量の最大値の変動に対して影響の大きなパラメータ.....	211
表 4.1.1-1	グループ 1 十分条件の候補.....	216
表 4.1.2-1	グループ 2 における I-129 の核種移行率を制限するためのパラメータ 範囲.....	221

1. はじめに

昨年度の「包括的性能評価ツールの体系化・高度化」においては、TRU 核種を含む放射性廃棄物の処分に影響を及ぼす様々な事象を網羅的に考慮したモデルを構築することを主体とし、有意な感度を示すパラメータの抽出並びに想定される線量基準を下回るための十分条件を抽出することが可能な手法の開発を行った。特に堆積岩系を想定した多孔質媒体のモデル化が可能な地層処分及び余裕深度処分の概念に対してそれらの手法を適用し、その有効性を確認してきた。また、他のシナリオや処分概念への適用についても検討した。

包括的性能評価の目標とするところは、従来の性能評価における比較的少数の保守的かつ決定論的な解析を補い、上記の安全性の判断に必要な定量的情報を提供することである。

本研究では、結晶質岩系のサイトを想定して TRU 核種を含む放射性廃棄物の地層処分に対応した処分概念を対象として、検証されたツールに基づき、処分の成立性や重要研究の絞り込みに資する詳細な評価を行う。そのために、これまで構築したモデルや実施した評価の整備を行うとともに、地層処分の個々の概念や地下水移行シナリオの基本シナリオに対する評価体系を整え、モデル・手法の高度化により、成立性を体系的かつ網羅的に抽出するための研究を実施した。

本研究では、従来の TRU 廃棄物地層処分のバリアの構成は変更しないものとし、緩衝材や廃棄体定置領域の大きさや厚さを可変のパラメータとした上で性能評価を実施し、これらバリア材の設計に資するための定量的な情報を得ることを図る。また、天然バリア及び人工バリアの地質環境条件および設計仕様が核種移行に及ぼす影響を定量的に明らかにし、それらのパラメータのサイト選定および処分場設計における実現性を考慮し、それらの現実的なパラメータ範囲の組み合わせによる TRU 廃棄物地層処分の成立性を検討する。

2. 包括的感度解析の実施

2.1 包括的感度解析に対するモデルの構築

2.1.1 解析対象とする廃棄物および処分概念

TRU 廃棄物の地層処分において、処分の対象とする廃棄物のグループを表 2.1.1-1 にまとめる。また、地層処分における廃棄体グループ毎の処分概念を表 2.1.1-2 に示す。さらに、TRU 処分概念検討書で示されたグループ毎の処分坑道の概念を表 2.1.1-3 に示す。

表 2.1.1-2 に示したように、グループ 1, 2 では処分施設に緩衝材を使用するものとし、グループ 3, 4 では緩衝材を使用しない。

核種移行に影響を及ぼす処分坑道および人工バリア設計の基本的な仕様としては、以下の項目が挙げられる。

- ・ 廃棄体の定置断面積(グループ 1, 2 およびグループ 3, 4 に分けて設定)
- ・ 緩衝材の厚さ(グループ 1, 2)

本研究では、表 2.1.1-3 に示すバリアの構成は変更しないものとし、天然バリア及び人工バリアの地質環境条件および設計仕様の変動幅が当該バリア構成での核種移行に及ぼす影響を定量的に明らかにする。また、グループ 3 および 4 では、地層処分を行う廃棄体と余裕深度処分を行う廃棄体の具体的な区分が決定していないことから、 1 GBq/ton 以下の廃棄体を余裕深度処分するものとし、保守的な核種量を、インベントリとして仮定するものとした。

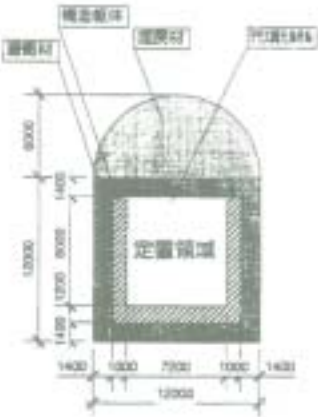

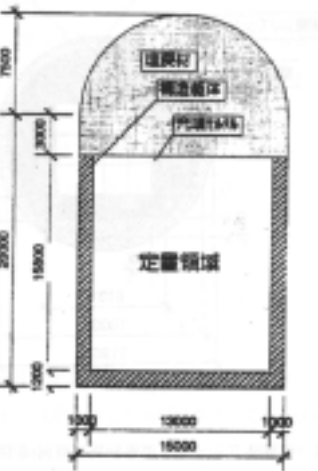
表 2.1.1-1 解析対象とする廃棄物および処分概念

廃棄物グループ	廃棄体の特性	評価対象とする処分概念
グループ 1	廃銀吸着材 ヨウ素吸着フィルターを解体し、セメント固化した もの(200Lドラム缶に収納)	地層処分 (各グループの施設坑道の 詳細は表 2.1.1-3 に示 す。)
グループ 2	ハル・エンドピースを圧縮したもの(キャニスタ ーに収納)	
グループ 3	低レベル濃縮廃液(NaNO ₃ を主成分とする液 体廃棄物)を、乾燥・造粒しセメント固化したも の、または、蒸発濃縮(JNC)、化学処理(返還 廃棄物)したものをアスファルト固化した廃棄 物(200Lドラム缶に収納)	
グループ 4	その他の廃棄物(200Lドラム缶に収納)	

表 2.1.1-2 地層処分における廃棄体グループ毎の処分概念

廃棄体グループ	Gr1	Gr2	Gr3	Gr4
処分概念 / 廃棄体区分値	緩衝材あり	緩衝材あり	緩衝材あり 1Gbq/t 以上	緩衝材あり 1Gbq/t 以上
			緩衝材あり 100GBq/t 以上	緩衝材あり 100GBq/t 以上
	緩衝材なし	緩衝材なし	緩衝材なし 1Gbq/t 以上	緩衝材なし 1Gbq/t 以上
			緩衝材なし 100GBq/t 以上	緩衝材なし 100GBq/t 以上

表 2.1.1-3 TRU 処分概念書における処分坑道概念

結晶質岩の場合の処分坑道概念	バリアの仕様
	<p>対象とする廃棄体:グループ 1</p> <p>廃棄体:200Lドラム缶</p> <p>充填材:モルタル+鉄筋</p> <p>構造躯体:コンクリート</p> <p>緩衝材:ベントナイト+砂</p> <p>埋め戻し材:ベントナイト含有材料</p> <p>支保工:コンクリート</p>
	<p>対象とする廃棄体:グループ 2</p> <p>廃棄体:廃棄体パッケージ</p> <p>充填材:モルタル+鉄筋</p> <p>構造躯体:コンクリート</p> <p>緩衝材:ベントナイト+砂</p> <p>埋め戻し材:ベントナイト含有材料</p> <p>支保工:コンクリート</p>
	<p>対象とする廃棄体:グループ 3,4</p> <p>廃棄体:200Lドラム缶、角型容器</p> <p>充填材:モルタル+鉄筋</p> <p>構造躯体:コンクリート</p> <p>緩衝材:なし</p> <p>埋め戻し材:ベントナイト含有材料</p> <p>支保工:コンクリート</p>

2.1.2 廃棄体グループ毎のソースターム

(1) グループ 1

グループ 1 の廃棄体はヨウ素フィルタを解体し、ヨウ素吸着剤の銀ゼオライトをセメント系材料により混練固化したものである。硝酸塩や有機物は含まれない。混練固化に使用するセメント系材料は、ヨウ素の放出率を低減するために、通常のポルトランドセメント以外に、ヨウ素に対する分配係数を大きくするような添加剤を加えたセメント材料の技術開発も進められている。混練固化された廃棄体は 200L の炭素鋼ドラム缶につめられるが、ドラム缶の上部には、5% (10L) 程度の間隙が想定されている。混練固化体の空隙率は約 15% である。

廃銀吸着剤は、酸化性雰囲気 25 の環境条件下では、AgI の溶解度は、 $0.056\text{mg/l} = 2.4 \times 10^{-4}\text{mol/l}$ (岩波書店, 1982) と低く、AgI の形態でヨウ素を固定している。しかしながら、図 2.1.2-1 の AgI のプルベール線図 (25 、1 気圧) に示すように還元環境では不安定であり、ヨウ素を乖離する。

グループ 1 の廃棄体からのヨウ素の核種放出過程としては、以下のプロセスが予想される。

- ドラム缶内への地下水の浸入
- 混練固化された廃棄体への地下水の浸入
- AgI の分解
- ヨウ素の空隙中の地下水への溶解

廃棄体は、処分施設内で俵済みにされる。そのため、ドラム缶外部に空隙部分が生じるが、その部分はモルタル充填される。したがって、再冠水時にドラム缶に接触する地下水は、高アルカリ地下水化学環境となることが予想される。高アルカリ環境では炭素鋼製ドラム缶の局部腐食が発生する可能性があることから、ドラム缶は再冠水に伴い速やかに開口するもの仮定する。

健全なモルタルの透水性は低いため、施工管理を徹底することにより、施工直後はひび割れ等を生じない状態が維持され、廃棄体から外部への核種の放出

は抑制されると考えられる。しかしながら、廃棄体を収納したドラム缶には、時間の経過に伴い、施設外部からの力学的な影響やモルタル材料としてのセメント成分の化学的溶出による透水性の上昇が起こる可能性がある。そのため、本研究では、ドラム缶が開口する時点で、内部の混練固化体も同時に冠水する保守的な仮定をおくものとした。処分初期に廃棄体に到達する地下水は、坑道掘削時に入り込む大気の影響から、酸化性となっている可能性がある。しかしながら、地下水が廃棄体に到達するまでには、ドラム缶等の金属の溶解イオンおよび元来地下に存在する還元性物質と接すると考えられるため、坑道閉鎖後、地下水化学環境は還元性に回帰するものと考えられている（核燃料サイクル開発機構,電気事業連合会,2000）。そのため、AgI は固体として存在するには、不安定な地下水化学環境におかれものと考えられる。

これらのことから、グループ1における I-129 は、施設が再冠水する時点において、空隙中の地下水に全量が移行するものと仮定する。ただし、その場合にも通常のポルトランドセメントおよび放出率を低減するために添加剤を加えたセメント材料の技術開発の効果を考慮する。

空隙水中への核種移行率は (2.1.3-1) 式で与える。ここで、 T_L は、廃棄体の浸出期間であるが、これを十分小さな値とすることにより、空隙水中への速やかな核種移行を模擬するものとする。

$$F_i^1(t) = \frac{I_i^1(t)}{T_L} h(t - T_S) h(T_L + T_S - t) \quad (2.1.3-1)$$

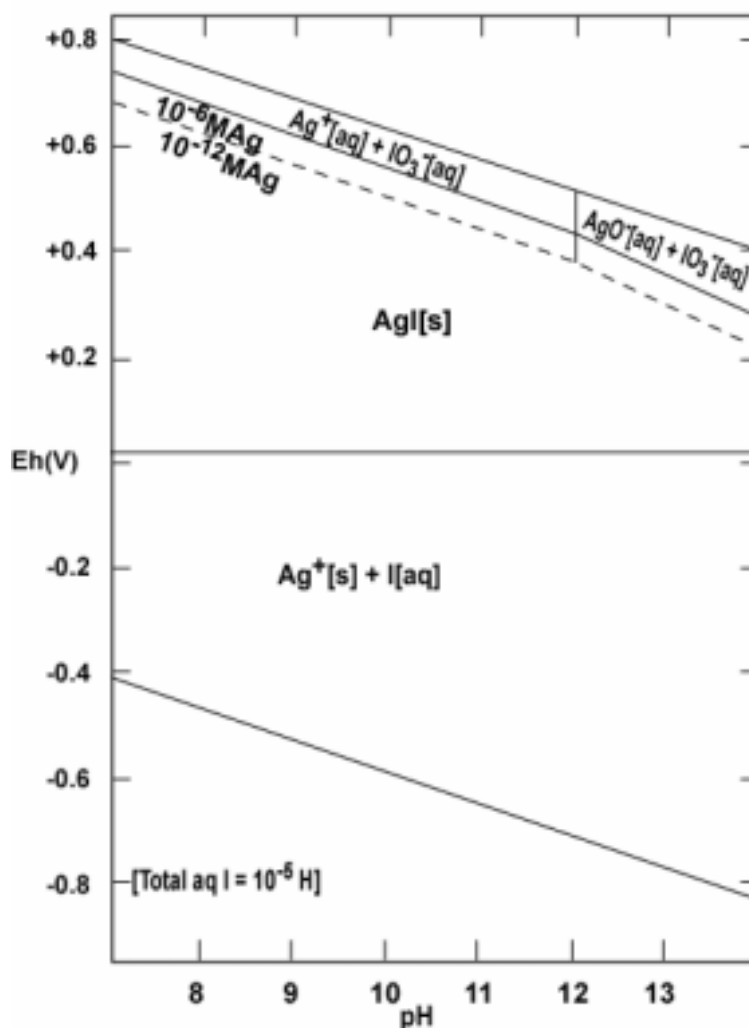
$F_i(t)$: 時刻 t における核種 i の廃棄体からの移行率

$I_i(t)$: 時刻 t における核種 i のインベントリー

T_L : 廃棄体からの核種浸出時間

T_S : 再冠水までの時間

$h(x)$: ヘビサイド関数

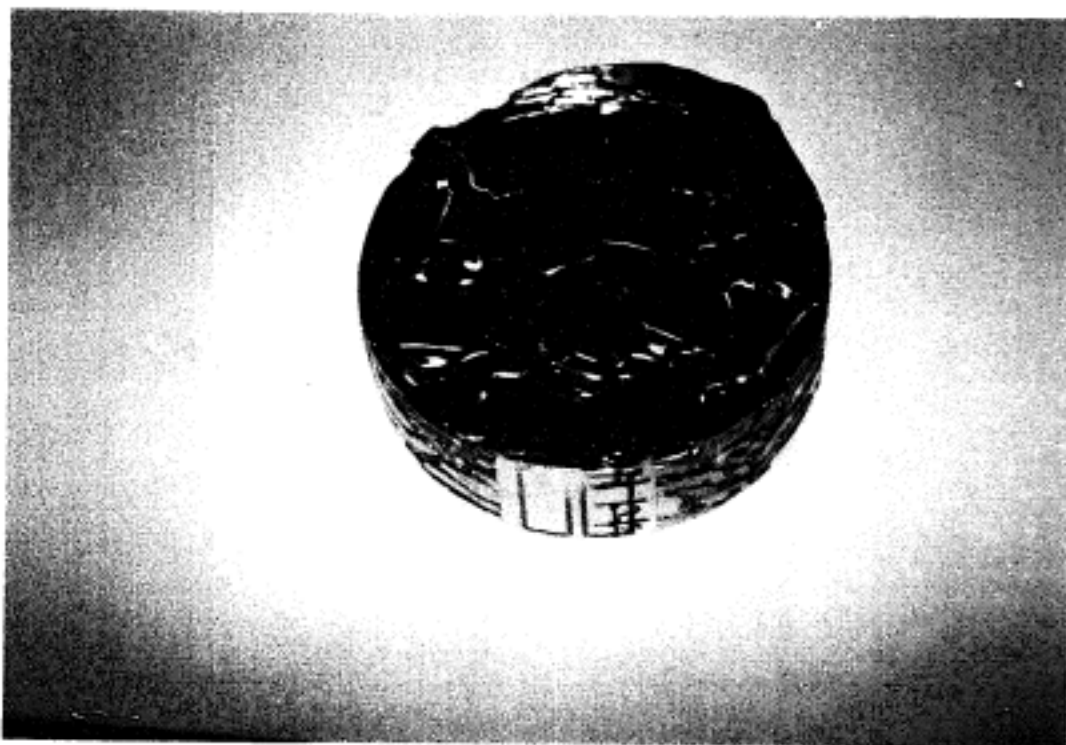


動力炉・核燃料開発事業団 (1992a)より引用

図 2.1.2-1 AgI のプルベダイヤグラム

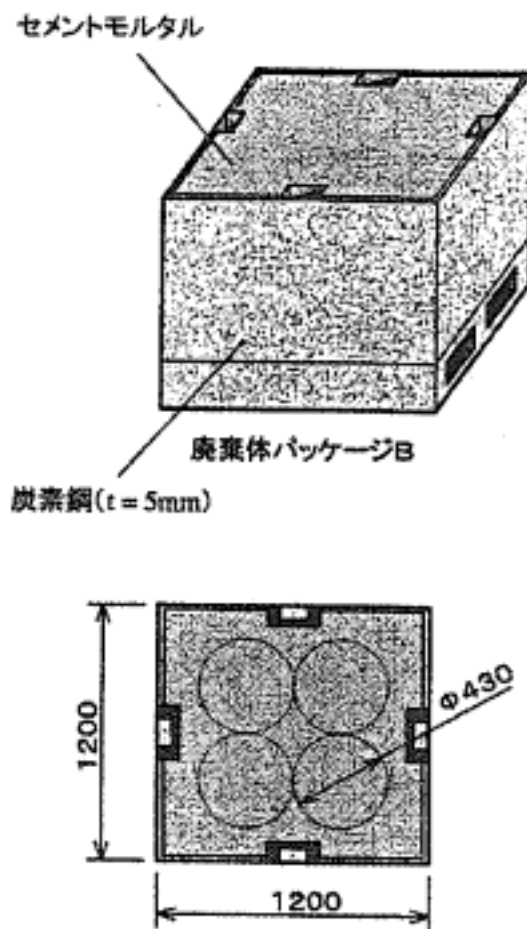
(2) グループ 2

グループ 2 の廃棄体はハル・エンドピースを高圧縮減容装置で圧縮処理後、ステンレス製のキャニスターに収納したものである。図 2.1.2-2 に圧縮処理後の模擬固化体を示す。廃棄物は、充填材を用いずに収納される。廃棄体 1 体あたり、450 k g のジルカロイ、140 k g のステンレスが収納される。キャニスターは、4 本単位でステンレス製の収納容器に入れられて、収納容器の空隙部がセメント充填される。(図 2.1.2-3 参照)。



動力炉・核燃料開発事業団（1995）より引用

図 2.1.2-2 ハル圧縮体の形状



(TRU 廃棄物処分概念検討書 (核燃料サイクル開発機構, 電気事業連合会
2000) より)

図 2.1.2-3 廃棄体パッケージ

また、過去に作成されたハル・エンドピースの廃棄体の中には、高圧縮減容装置を使用せず、キャニスター内部をセメント充填した種類の廃棄体も存在する。

ハル・エンドピースでは、核種が以下の2つの形態で存在しているものと考えられている。

- ハル・エンドピースの表面に付着している放射性核種
- 原子炉内での燃焼中にハル・エンドピース内部に生成した放射化生成物

前者は、地下水の廃棄体内部への浸入に伴い、間隙水中に速やかに溶出する

と考えられており、後者は、ハル・エンドピースの金属マトリクスの腐食に伴って緩慢に放出される。ハル・エンドピースは、ジルカロイおよびステンレスの2つの金属から構成されており、金属の腐食速度が異なることから、各々の金属の腐食速度の相違に依存した2種類の放出挙動が考えられる。TRU 廃棄物処分概念検討書（核燃料サイクル開発機構，電気事業連合会 2000）では、ジルカロイの酸化皮膜については、一定の厚さを仮定し（20%と想定）それに含まれる核種に関しては、地下水と接触後速やかに溶解するものと仮定している。また TRU 廃棄物処分概念検討書（核燃料サイクル開発機構，電気事業連合会 2000）では、ジルカロイおよびステンレスの腐食速度として表 2.1.2-1 に示す値を想定している。

表 2.1.2-1 処分概念検討書における金属腐食に伴う核種放出期間の設定値

	ジルカロイ	ステンレス
腐食速度	3×10^{-8} m/y	3×10^{-8} m/y
板厚	0.57mm (酸化皮膜を含む)	22.9mm
想定される腐食期間	7600 年	38 万年

本研究では、上記の核種放出モデルを参考としつつ、グループ2の廃棄体からの核種放出を以下の3つに分類するものと仮定し、解析を実施するものとする。

- 廃棄体に付着している核種およびジルカロイの酸化皮膜中の核種
- ジルカロイの金属マトリクス（非腐食部）中の核種
- ステンレスの金属マトリクス（非腐食部）中の核種

グループ2における核種の空隙水中への放出率を（2.1.3-2）式で与えるものとする。ここで、 T_L に関しては、グループ1での取り扱いと同様に、短い期間を設定し、速やかな核種の浸出挙動を模擬する。

$$I_i^a(t) = I_i^2(t) \alpha_i$$

$$I_i^b(t) = I_i^2(t) \beta_i$$

$$I_i^c(t) = I_i^2(t) \gamma_i$$

$$I_i^x(t) = I_i^a(t) + I_i^b(t) \chi$$

$$I_i^Z(t) = I_i^b(t) (1 - \chi)$$

$$F_i^2(t) = \left(\frac{I_i^x(t)}{T_L} h(T_L + T_S - t) + \frac{I_i^Z(t)}{T_L^Z} h(T_L^Z + T_S - t) + \frac{I_i^c(t)}{T_L^S} h(T_L^S + T_S - t) \right) h(t - T_S)$$

(2.1.3-2)

$I_i^2(t)$: グループ 2 の時刻 t での核種 i のインベントリ

α_i : 核種 i の廃棄体に付着している割合

β_i : 核種 i のジルカロイの金属マトリクス中に存在する割合

γ_i : 核種 i のステンレスの金属マトリクス中に存在する割合

χ : ジルカロイ中の酸化皮膜部分の割合

T_L^Z : ジルカロイの腐食継続期間

T_L^S : ステンレスの腐食継続期間

(3) グループ 3

このグループの主要な廃棄体は、再処理プロセスで発生する硝酸ナトリウムの低レベル濃縮廃液を処理したものである。また、返還廃棄物のピチューメン固化体もこのグループに属する。アスファルトおよびピチューメン固化体以外で、このグループに属する廃棄体には以下のものがある。

- 低レベル濃縮廃液に対して、核種を共沈・限外ろ過やイオン交換を行い生じた放射性物質の高いスラリーにホウ酸ナトリウムを固化補助材として蒸発固化したもの（セメント固化される）
- 低レベル濃縮廃液に対して、核種を共沈・限外ろ過やイオン交換を行い放射性物質を低減した硝酸塩溶液の化学処理を行い、蒸発固化しセメント混練（200L ドラム缶）したもの

上記の種々の廃棄体を総合的に見ると、このグループの廃棄体は、硝酸塩やホウ酸塩を多く含むことが特徴である。

アスファルト固化体からの核種の放出は、アスファルトの溶解に伴い生じるものと考えられている。核燃料サイクル開発機構では、Co-60 のアスファルト浸出試験（動力炉・核燃料開発事業団，1997）を実施し、浸出率を求めている。浸出試験結果を図 2.1.2-4 に示す。返還-ピチューメン固化体も、ピチューメン固化体の溶解に伴い地下水中に放出されるものと考えられる。廃棄物の含有量によっては、アスファルト / ピチューメンのマトリクス内に取り込まれていない可能性を考慮する必要がある。

グループ 3 に含まれる核種は、割合の多くがアスファルト / ピチューメン固化体中に含まれることから、本研究では、グループ 3 からの核種の浸出率をアスファルト固化体からの核種浸出率で代表し、以下の(2.1.3-2) 式で与えるものとする。

$$F_i^3(t) = \frac{I_i^3(t)}{T_A} h(t - T_S) h(T_A + T_S - t) \quad (2.1.3-2)$$

$I_i^3(t)$: グループ 3 の時刻 t における核種インベントリ

T_A : アスファルト固化体の溶解時間

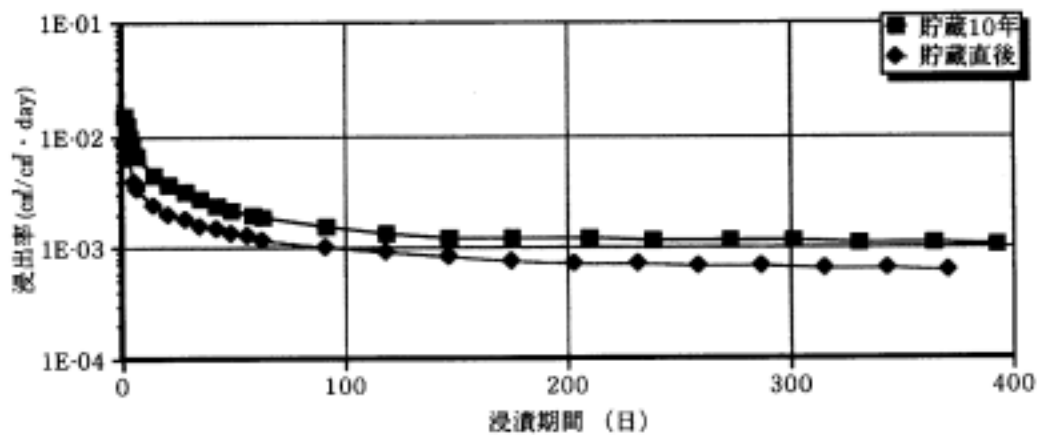


図-16 Co60の浸出率

(動力炉・核燃料開発事業団, 1997)

図 2.1.2-4 アスファルト浸出試験結果

(4) グループ 4

グループ 4 の廃棄物は、再処理プロセスや施設解体に伴い発生するフィルタ（ヨウ素フィルタを除く）類や金属類、コンクリート塊等である。可燃性、難燃性、不燃性といった多様な性質を持つ廃棄物が混在している。可燃性、難燃性の廃棄物は、焼却後、焼却灰を溶融固化体（人工鉱物）に処理した後 200L ドラム缶に収納されセメント固化される。不燃物（金属廃棄物）も溶融処理を行い、溶融体は、セメント固化される。不燃物（非金属）のうち、溶融が可能なものについては溶融処理を行い、溶融体をドラム缶に入れセメント充填する。グループ 4 に分類される不燃性廃棄物の中には、フッ素ゴムやエピクロロヒドリンゴムなどの有機物が含まれる。

放射性核種の多くは、廃棄物表面の材料に付着しているものと考えられ、それらを焼却・固化した廃棄体への地下水の浸入が生じた時点で空隙水中に浸出するものと予想される。ただし、溶融固化された金属廃棄物に関しては、核種が金属マトリクス内に取り込まれているため、金属の腐食に伴い、核種の浸出が生じるものと予想される。しかしながら、グループ 4 の核種インベントリの大部分が、不燃・難燃物に付着している（核燃料サイクル開発機構, 電気事業連合会, 2000）ことから、グループ 4 での核種のソースタームは、コンクリート固化された廃棄物の浸出挙動で代表するものとする。グループ 4 における核種の浸出挙動は (2.1.3-4) 式により与える。

$$F_i^4(t) = \frac{I_i^4(t)}{T_L} h(t - T_S) h(T_L + T_S - t) \quad (2.1.3-4)$$

$F_i^4(t)$: 時刻 t における核種 i の廃棄体からの移行率

$I_i^4(t)$: 時刻 t における核種 i のインベントリ

T_L : 廃棄体からの核種浸出時間

T_S : 再冠水までの時間

$h(x)$: ヘビサイド関数

ここで、 T_L は、核種の浸出時間であるが、これに、短い時間を与えることにより、空隙水中への速やかな溶解挙動を模擬するものとする。

2.1.3 核種移行モデル

(1) バリア構成の概要

核種の移行モデルは、表 2.1.1-3 に示す坑道概念を参考として、以下の2種のバリア構成を考えるものとする。

グループ1および2に対応

- 廃棄体
- 構造躯体
- 緩衝材
- 埋め戻し材

グループ3および4に対応

- 廃棄体
- 構造躯体
- 埋め戻し材

放射性核種は、廃棄体から緩衝材を通過して周辺母岩に放出される、最短の核種移行経路を想定する。また、この際、保守性とモデルの簡略化の観点から、埋め戻し材による核種の保持・遅延機能は考慮に入れないものとする。

構造躯体に関しては、鉄筋コンクリートを用いることから、力学的な機能は期待できるものの、鉄筋の腐食膨張に伴うひび割れの発生の可能性があることから止水バリアとしての機能は設計上では期待していない(核燃料サイクル開発機構,電気事業連合会,2000)。そのため、本研究における核種移行評価においては、構造躯体部分の領域は、ジオメトリ上確保するものとするが、止水バリアとしての機能は設定しないものとする。

(2) 人工バリア内での核種移行経路

地層処分における、処分坑道の概念図を図 2.1.3-1 に示す。地下水は、図の左から右側に流れるものと過程する。廃棄体から地下水に放出された核種は、

以下の経路をたどり、処分坑道の外側の緩み域に達する。

(a) グループ 1 および 2

グループ 1 および 2 では、人工バリア内での核種の移行経路として以下の 3 種が考えられる。

廃棄体 充填モルタル 構造躯体 緩衝材 支保工 緩み域

廃棄体 充填モルタル 緩衝材 埋め戻し材 支保工 緩み域

廃棄体 充填モルタル 構造躯体 緩衝材 埋め戻し材 支保工 緩み域

以下、上記 3 種の経路に示した各々の領域について、核種移行のモデル化を行うための現象について考察する。

(i) 廃棄体定置領域での移行

グループ 1 および 2 の処分概念では、止水性の高い緩衝材を用いることから、緩衝材内部は拡散支配が保たれており、核種の主要な移行駆動力は、核種の濃度勾配に基づく拡散となる。

廃棄体から漏洩した核種は、廃棄物を収納したドラム缶や収納容器の間隙を埋めるために充填されたモルタル層を拡散し、構造躯体または緩衝材に到達する。健全なモルタル層における核種の拡散性は低いものの、廃棄体と構造躯体、または、上部の緩衝材との距離は、設計上では担保されていないため、廃棄体定置領域の再外面に定置された廃棄体から、構造躯体や上部の緩衝材に核種が直接拡散する可能性を考慮する必要が生じる。構造躯体や上部の緩衝材から離れ、定置領域の中ほどに位置する廃棄体から放出される核種については、モルタル層を拡散し移動することから、核種は、定置領域全体に広がるものと考えられる。そのため、ドラム缶や収納容器を充填するセメント層については、有限の厚さを有する移行バリアとして考えるよりも、廃棄体から放出された核種が吸着し、定置領域内の核種の濃度を低下させるバリアとして考えるものとする。また、ドラム缶や収納容器の腐食膨張に伴うひび割れの発生等を考えるならば、ドラム缶等を充填したモルタルが必ずし

も長期に渡り初期の低い拡散性を保つとは限らない。そのため、保守性の観点から、廃棄体から移行した核種が、速やかに定置領域全体に広がり、廃棄体の充填材に用いられるモルタルやドラム缶等を充填するためのモルタルと分配平衡に達するものとして核種移行モデルの構築を行うこととした。

(ii) 構造躯体での核種の移行

構造躯体は、力学的な強度を保つために、材質として鋼材とコンクリートの使用が想定されている。構造躯体は、横方向及び下部方向への核種の移動については、核種の拡散抵抗もしくは吸着媒体として、その核種の溶出・移動を抑制する機能が潜在的に期待できるものの、モルタル層から上部方向に拡散する場合には、その効果は期待できない。そのため、核種の吸着等による移行遅延の観点からの性能は、設計上では考慮しない。

構造躯体の設置には、鋼材を使用していることから、鋼材の腐食膨張に伴う、コンクリート部のひび割れが生じる可能性が高く、健全なコンクリートで想定されるような、低拡散性を地層処分の評価期間の長期にわたり期待できないものと考えられる。健全なコンクリートおよび緩衝材の実効拡散係数は、共に $10^{-10} \sim 10^{-12} \text{m}^2/\text{s}$ 程度である（安田,2002,核燃料サイクル開発機構,1999c）が、構造躯体部分の低拡散性能が期待できないような場合には、コンクリート部の実効拡散係数は、2桁程度上昇する可能性（核燃料サイクル開発機構,電気事業連合会,2000）がある。このような条件下では、核種の移行速度へ及ぼす拡散の程度は、緩衝材の拡散性能に依存し、構造躯体の拡散性能には強く依存しないこととなる。また、構造躯体が低拡散性を維持し続け、かつ、緩衝材と同程度の吸着性能を有する場合においても、核種の拡散の駆動力となる濃度差はおおよそ1/2程度の変化にとどまる。これに加え、構造躯体は廃棄体定置領域上部に、設置されていないことから、構造躯体が低拡散性を有する場合においても直接緩衝材に拡散し移行する場合がある。

これらのことから、一次元核種移行解析では、構造躯体部分について、明示的なモデル化は行わないものとする。ただし、構造躯体が設置されることにより生じるシナリオ（例えば、ガス圧力の上昇による移流速度の増大の影

響等)に関しては、解析ケースとして考慮する。

(iii) 緩衝材での核種の移行

グループ1および2の処分坑道の概念において、緩衝材は、必ず核種の通過するバリアとなる。

(iv) 埋め戻し材での核種の移行

廃棄体から上部の緩衝材を通過する核種のほとんどは、上部の埋め戻し材の中に拡散し移行する。

(v) 支保工および緩み域での核種の移行

支保工の目的は、操業中の空洞安定性を確保することであり、長期的に核種の溶出・移動を抑制するバリアとしては期待していない。支保工は、母岩中を流れる地下水と直接接するため、セメント成分の溶出による劣化が懸念される。支保工部分が劣化し透水性が上昇する場合には、周辺の地下水を集水し、処分施設からの核種の放出を促進する流路となる可能性がある。なお、坑道掘削影響により生じる緩み域においても同様の作用をする可能性がある。

集水による核種移行への影響は、モデル作成上、支保工と緩み域を1つの領域にまとめ、緩衝材外側の流量としてモデル化を行うものとする。ただし、支保工にはセメント系の材料が使用されることから、地下水化学に関する影響や緩衝材および周辺母岩に対する影響は、別途評価する必要がある。

(vi) 一次元核種移行に対するモデル

～ に示した核種移行経路をまとめた一次元核種移行解析の概念モデルを図 2.1.3-2 に示す。図 2.1.3-2 の上側にある廃棄体から母岩までのフローは、現実的な移行経路をモデル化したものである。しかしながら、既に述べたように、構造躯体や埋め戻し材は、核種の移行を抑制するためのバリア機能としてこれまで考慮されてこなかった。そのため、これらの領域における核種の吸着等に関するデータは、不確実性が大きい。施設設計において、構造躯体や埋め戻し材の性能を明確にすることにより、これらの部材の材料や施工

方法を詳細に検討し、かつ施工管理が実現できる可能性が高い場合には、図 2.1.3-2 に示す上側フローの概念モデルを採用することが望ましい。保守性の観点からそれらの検討が不要な場合には、図 2.1.3-3 の左上部に示したような部材を省略した簡潔なモデル構成が適切であると考えられる。

図 2.1.3-3 は、詳細な核種移行モデルにおける人工バリアでの核種の移行率と簡略化した場合の核種の移行率を比較した結果である。この比較結果を評価する場合、1次元モデルにおける核種の移行方向やデータの設定に関しては不確実性が含まれていることに留意する必要がある。

簡素化したモデルでの解析結果と比較すると、現実的な移行経路をモデル化した場合の構造躯体における実効拡散係数が長期に渡り健全なケースでは、核種放出率の最大値に2倍程度の誤差が生じる。ただし、構造躯体の拡散係数を保守的な値とする場合では、核種放出率の差はより小さくなる。また、この解析結果では、埋め戻し材中の核種の移行による遅延効果も明確なものではない。この解析ケースは、緩衝材および構造躯体や埋め戻し材の分配係数は0として解析を行った。そのため、構造躯体や埋め戻し材に緩衝材よりも大きな分配係数が与えられる場合には、簡素化したモデルでの解析結果と詳細なモデルによる結果は、核種放出率の差はより大きくなる。

構造躯体や埋め戻し材に対して、保守的な拡散係数や分配係数の設定を行うために、構造躯体や埋め戻し材に核種移行を抑制する性能を期待しないものとし、人工バリア内の核種移行経路として

(廃棄体 + 充填モルタル) 緩衝材 (支保工 + 緩み域)

を考慮する。この簡素な一次元核種移行モデル構築により、核種移行評価に対応できるものと考えられる。

地層処分の処分坑道 (坑道断面図)	
	<p>対象とする廃棄体: グループ 1、グループ 2</p> <p>容器: グループ 1: 200L ドラム缶 グループ 2: キャニスター + 収納容器</p> <p>充填材: モルタル 構造躯体: コンクリート + 鉄筋 緩衝材: ベントナイト + 砂 埋め戻し材: ベントナイト含有材料 支保工: コンクリート</p>
	<p>対象とする廃棄体: グループ 3、グループ 4</p> <p>容器: グループ 3: 200L ドラム缶 グループ 4: 200L ドラム缶 + 角型容器</p> <p>充填材: モルタル 構造躯体: コンクリート + 鉄筋 埋め戻し材: ベントナイト含有材料 支保工: コンクリート</p>

図 2.1.3-1 地層処分における坑道の概念図

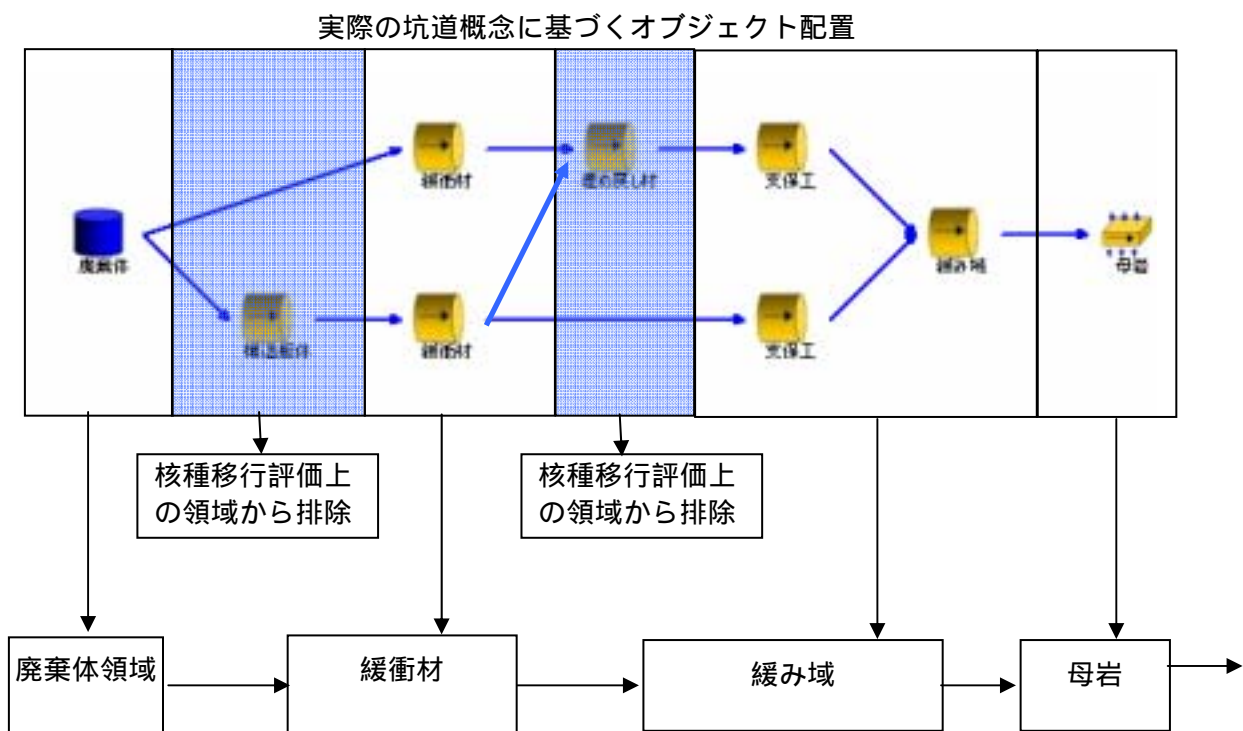


図 2.1.3-2 人工バリアにおける一次元核種移行モデルの簡略化

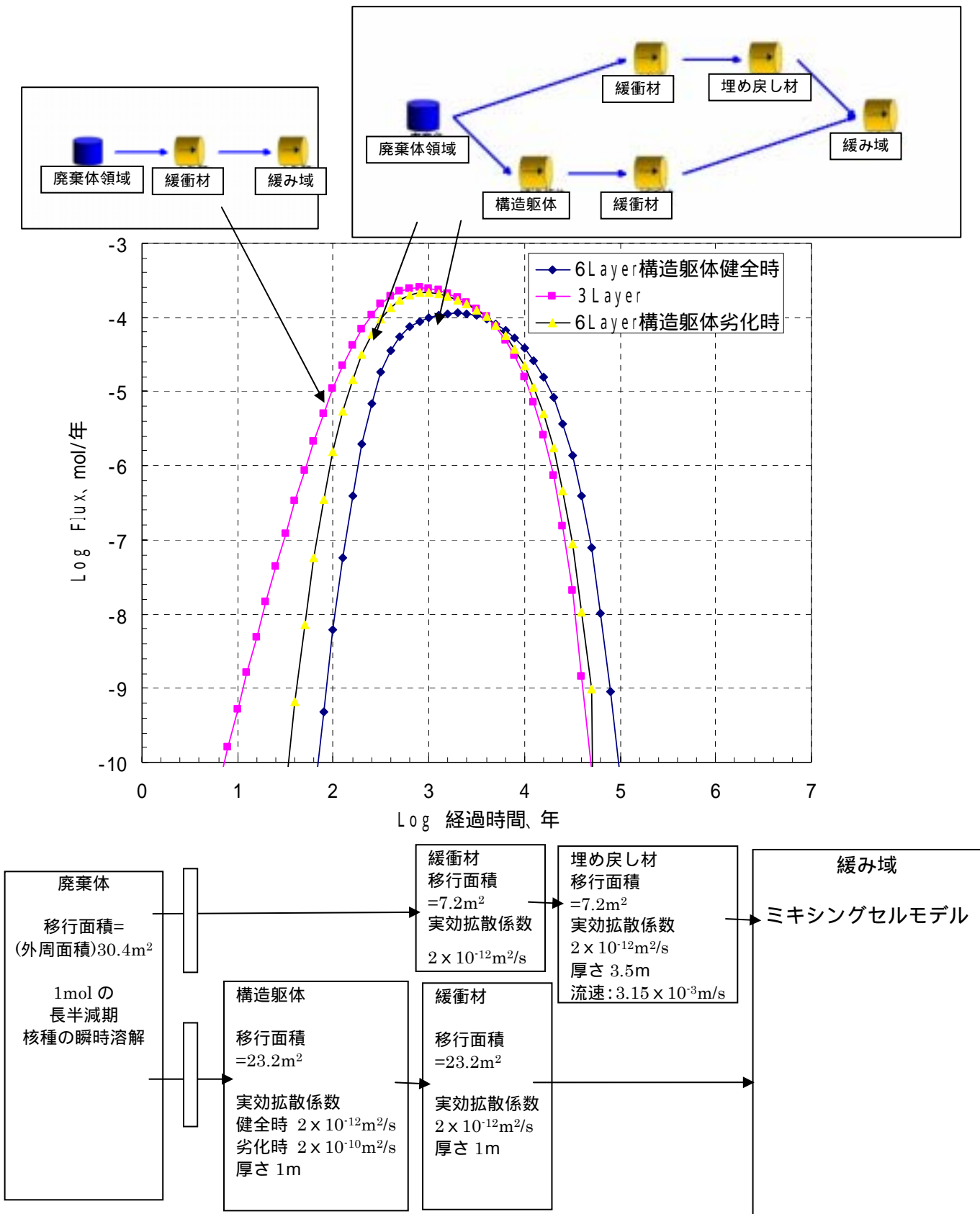


図 2.1.3-3 現実的モデルと簡略モデルによる核種放出率の比較

(b) グループ 3 および 4

本研究で想定するグループ 3 およびグループ 4 の廃棄物に対する処分概念では、構造躯体の周りに止水性を有する緩衝材を設置しない。廃棄体の領域または構造躯体部分に低い透水性を見込まない限り、廃棄体領域では移流による核種移行が支配的となる可能性がある。また、核種の移動は、施設の上面および下面から拡散によっても施設外に放出される。構造躯体および埋め戻し領域については(a)と同様に、保守的に解析領域には加えないものとする。したがって、核種は、廃棄体の全表面から放出されるものとして、単純なモデル化をおこなった。モデル化の概念を図 2.1.3-5 に示す。この追加する仮想領域に関しては、緩衝材の劣化後に内部が移流支配となる状況を考え、グループ 1 および 2 の緩衝材を用いるケースにおいても追加するものとする。

(c) 一次元核種移行概念モデル

グループ 1 および 2 に対する解析概念を図 2.1.3-4 に示し、各領域のジオメトリを表 2.1.3-1 に示す。

各領域の接続(境界条件)は、濃度および核種移行率が保存されるようにモデル化する。緩み域の流量は、処分施設を円筒で近似し、解析解を用いて緩み域の流量を算定するものとする。

グループ 3 および 4 に対する解析概念を図 2.1.3-5 に示し、各領域のジオメトリを表 2.1.3-2 に示す。

表 2.1.3-1 グループ1および2の一次元解析におけるジオメトリの設定

領域*	入り口高さ	出口の高さ	領域長さ	備考
廃棄体	廃棄体部の 2×高さ + 2×幅	入り口高さと同じ	廃棄体領域の断面 積/入り口高さ	拡散勾配が大きくなるような保守的な領域長さとした。
仮想領域	拡散寄与部： 廃棄体領域の 高さ + 2×幅 移流寄与部： 廃棄体領域の高 さ	入り口高さと同じ	核種移行に影響を 与えない程度の厚 さ(0.01m)	空隙率は、廃棄体領域と同じとする。 拡散寄与部の流速は、ガス影響時を除き、0とする。
緩衝材	仮想領域と同じ	拡散寄与部： 緩衝材領域の 高さ + 2×幅 移流寄与部： 緩衝材領域の高 さ	緩衝材厚さ	拡散寄与部の流速は、ガス影響時を除き、0とする。
緩み域	緩衝材領域の出口 高さと同じ	入り口高さと同じ	核種移行に影響を 与えない程度の厚 さ(0.01m)	

*領域の奥行きはトンネル長とする。

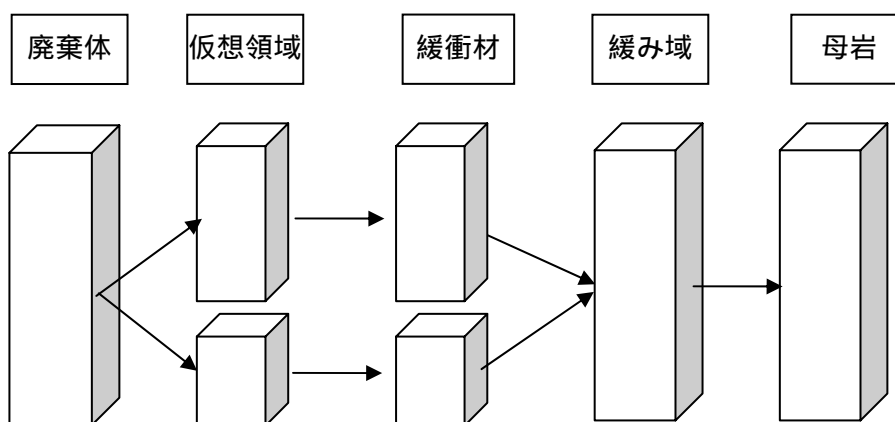


図 2.1.3-4 グループ1および2の一次元解析の概念図

表 2.1.3-2 グループ3および4の一次元解析におけるジオメトリの設定

領域*	入り口高さ	出口の高さ	領域長さ	備考
廃棄体	廃棄体部の 2×高さ + 2×幅	入り口高さに同 じ	廃棄体領域の断面 積 / 入り口高さ	拡散勾配が大きくなるような保守的な領域長さとした。
緩み域	廃棄体の出口高 さに同じ	入り口高さに同 じ	核種移行に影響を 与えない程度の厚 さ (0.01m)	

*領域の奥行きはトンネル長とする。

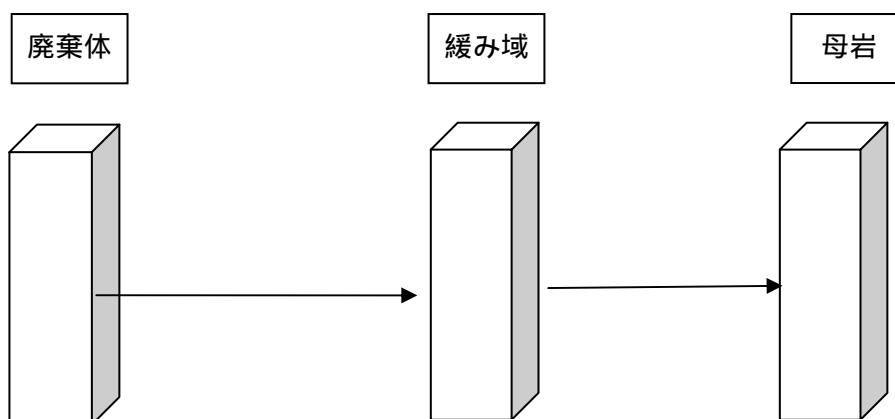


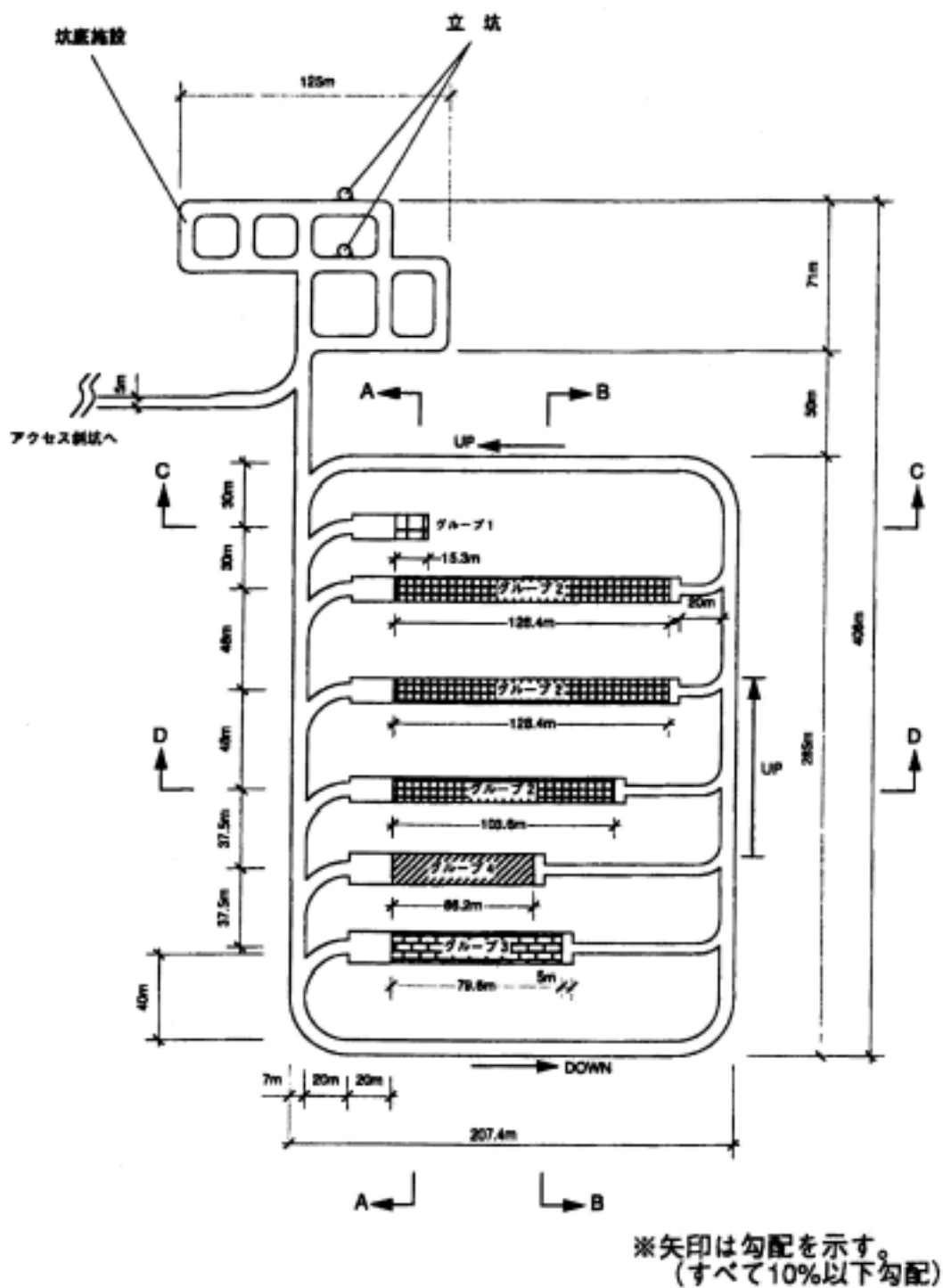
図 2.1.3-5 グループ3および4の一次元解析の概念図

(3) 施設レイアウト

図 2.1.3-6 に T R U 処分概念検討書（核燃料サイクル開発機構, 電気事業連合会, 2000）に示された処分場のレイアウトを示す。T R U 処分概念検討書では、施設閉鎖後の安全性および建設作業時の安全確保の観点から、施設レイアウトを決定している。施設閉鎖後の安全性に関しては、以下の理由が挙げられている。

- 線量当量が大きい廃棄体グループを定置する処分坑道を地下水流動の上流側に配置し、それらの廃棄体から漏出する核種の移行距離が長くなるようにした。
- 有機物および硝酸塩を含む廃棄物を分類しているグループ 3 の処分坑道は、他の廃棄体への影響を考慮し、他の処分坑道の最も下流側に配置することにより、その影響が及ばないようにした。
- 地下施設と地上を接続するアクセス施設が核種の移行経路のクリティカルパスとならないよう、施設内で上流側に配置した。
- 各グループの処分坑道は独立させた。

本研究においても、T R U 処分概念検討書に示された施設レイアウトの概念を踏襲する。ただし、最下流に置かれるグループ 3 から生じる硝酸塩や有機物が天然バリアの移行経路に及ぼす影響は、水流方向の逆転を含む長期的な水理場の変動を考慮して、本研究では解析ケースとして解析上考慮する。



(核燃料サイクル開発機構,電気事業連合会,2000)

図 2.1.3-6 T R U 廃棄物処分概念検討書における施設レイアウト

2.1.4 平行平板重ね合わせモデルにおけるチャンネル本数に関する検討

(1) 予察解析の概要

亀裂状媒体における移行経路は透水量係数が数桁以上異なる(即ち流速が異なるものとなる)多数のチャンネルから構成されるものと考えられる。これに対して、従来の概括的感度解析では、単一のチャンネルで代表することとしていた。このような近似は単一の核種については可能と考えられるが、複数の異なる核種を対象とする場合には、全ての核種について代表性のある単一チャンネルを設定することは極めて困難と考えられる。そこで、本予察解析では、種々の半減期及び核種移行特性を持つ核種についてマルチチャンネルモデルの予察的解析を行い、考慮するチャンネルの本数と計算誤差の関係を把握する。その結果を評価し、多数の解析ケースについての計算を必要とする概括的感度解析において計算負荷と精度の両面から見て、適正となるチャンネル本数等を設定する。なお、マルチチャンネルの透水量係数分布については、第2次取りまとめのリファレンスケースを想定した。

(2) 予察解析上の留意点

マルチチャンネルモデルを採用する場合の問題点としては、以下の2点が考えられる。

透水量係数分布を、どの程度のチャンネル数で近似するか
緩み域 (E D Z) から各チャンネルへの核種の移行率の取り扱い

に関しては、各チャンネルに設定される透水量係数の離散の度合いと、各チャンネルを通過する間の核種の分散の程度に依存するものと考えられる。例えば、E D Z から各チャンネルへの核種の移行が、デルタ関数のような鋭いピークを持ち、かつ、チャンネル内部での分散がないような場合には、設定するチャンネル数が有限な限り、天然バリアからの核種放出率の時間的な変化は鋭いピークをもつ山の重ねあわせとなる。

また、各チャンネルで代表する透水量係数により想定される核種の移行時間

が、評価対象とする核種の半減期を越えるか超えないかにより、近似誤差は大きく変動する。例えば、透水量係数の算術平均値を用いた単一チャンネル（マルチチャンネルの1例）で近似する場合、このチャンネルで想定される核種の移行時間は核種の半減期を越えるが、透水量係数の分布から半減期以前に核種の天然バリア中での移動が終了するような可能性をもつチャンネルの存在確率が大きな場合における核種移行率の近似誤差は、極めて大きくなることが予想される。

(3) 解析条件

解析条件を表 2.1.4-1 にまとめる。

天然バリアにおいて、比較的核種の分散が小さくなる条件として、母岩マトリクスの分配係数を0とした。また、半減期の大きく異なる2つ核種として、C-14（半減期 5730年）、I-129（半減期 1.57×10^7 年）を対象として、解析を実施するものとする。

第2次取りまとめでは、3次元亀裂ネットワークモデルを統計的に生成し、水理解析を実施することにより（水理解析コード、FracManを使用）、核種の移行経路を決定している。また、これに対して核種移行解析を実施し、統計的な処理を施した結果と、平行平板マルチチャンネルモデルを比較することにより、平行平板マルチチャンネルモデルに対して、亀裂頻度に応じた、人工バリアからの核種量を分配することが適切であるとの結論が下されている。

本検討では、第2次取りまとめと同等の亀裂性状の母岩を想定し、同等の手法を用いることから、マルチチャンネルモデルの各亀裂への核種の分配を想定すべきであると考えたものの、以下の観点から、より、保守性の高い、各チャンネルへのチャンネル流量分配に応じた核種分配モデルについても考慮するものとした。

- ・ TRU廃棄物処分においては、坑道処分が前提とされていることから、坑道毎に緩み域が連続している可能性が高く、1つの緩み域に多種の亀裂が連結している可能性がある。
- ・ 亀裂頻度に、幅広い範囲を想定している。

本解析では、亀裂ネットワークモデルの TRU 廃棄物概念への適用においては、より保守的なチャンネル流量分配に応じた核種分配モデルを想定するものとする。

解析ケースの組み合わせについては、透水量係数の標準偏差（対数）、亀裂内の分散長の相違が、重ね合わせを行うチャンネル本数の適正化に強く影響を与えると考えられることから、これらの標準偏差（対数）と亀裂内の分散長の組み合わせを変えて、チャンネル本数の適正化に関する感度解析を行うものとした。各チャンネルの組み合わせの詳細設定値を表 2.1.4-2 にまとめる。

(4) 解析モデル

核種移行解析ツールは、OZONE を用いた。解析概念モデルを図 2.1.4-1 に示す。

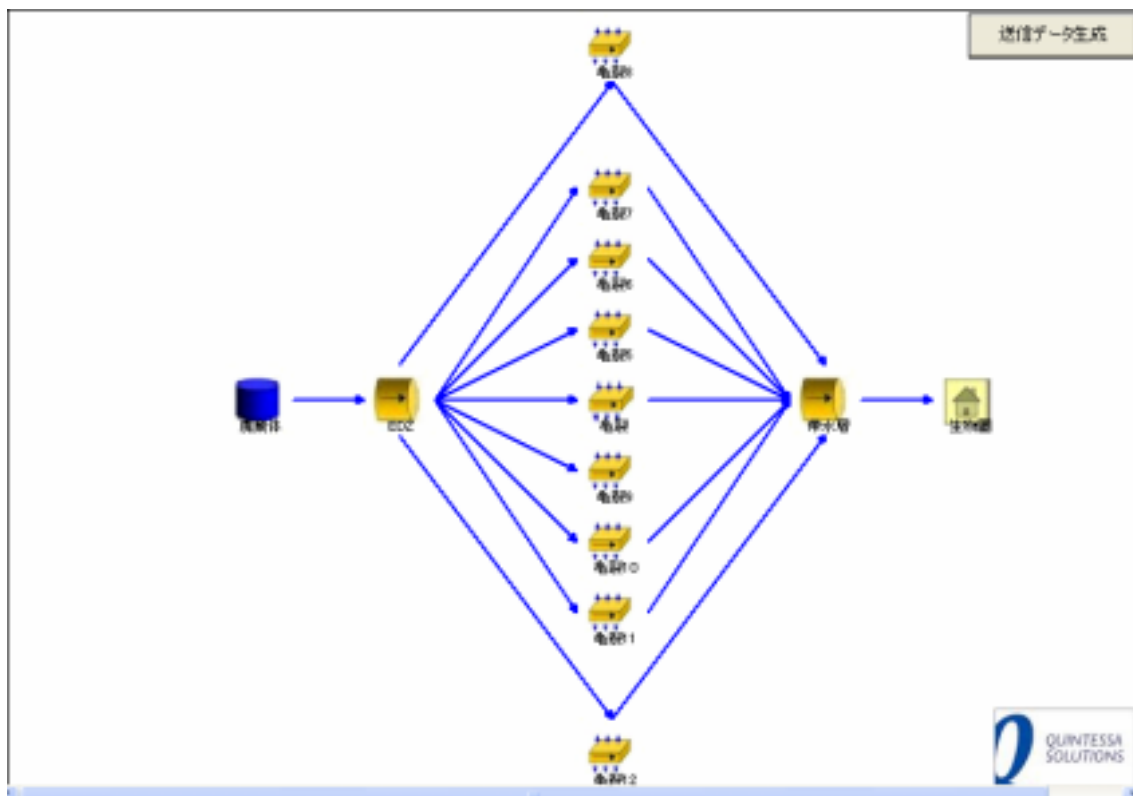


図 2.1.4-1 一次元並行平板モデルの重ね合わせ概念図

表 2.1.4-1 解析条件

領域	設定
廃棄体	ソース核種としては、I-129、C-14を想定する。 核種は、廃棄体内部で均一に分布しているものと仮定し、核種の廃棄体への吸着は考慮しないものとした。 インベントリ：1mol
E D Z	緩み域流量を $0.001\text{m}^3/\text{y}$ として、ミキシングセルモデルを適用する。また、E D Z内部での吸着による移行遅延は考慮しないものとする。
天然バリア	平行平板モデルを用いるものとし、2重空隙媒体を最大50チャンネル接続する。標準偏差の設定は表2.1.4-2を参照。 亀裂の透水量係数の対数平均値： $-10\text{ m}^2/\text{s}$
	マトリクス部 分配係数以外は、第2次取りまとめと同等の性能を見込むものとする。分配係数は0とした。 マトリクス実効拡散係数： $3 \times 10^{-12}\text{m}^2/\text{s}$ 母岩への拡散距離：10cm 有効拡散面積比率：0.5 間隙率：2% 分配係数：0 m^3/kg
帯水層	亀裂から放出された核種は、遅延を受けず、生物圏に放出されるものとした。
E D Zから各チャンネルへの核種の分配	E D Z内部の核種は、各亀裂の流量分布に応じて、各チャンネルに分配されるものとした。

各チャンネルの透水量係数は、透水量係数の対数平均値を $-10\text{ (m}^2/\text{s)}$ とし、標準偏差を1、または2として設定を行った。ただし、透水量係数の上限は、第2次取りまとめのデータである $10^{-5}\text{m}^2/\text{s}$ (核燃料サイクル開発機構,1999b)を参考として、 $10^{-4}\text{m}^2/\text{s}$ とした。これは、標準偏差が大きな場合において $10^{-4}\text{m}^2/\text{s}$ よりも大きな透水量係数を考慮すると、亀裂開口幅が数mといった、不自然な亀裂幅を有する亀裂が生じることを防ぐための設定である。

表 2.1.4-2 各チャンネルの設定値

標準偏差 および分散長比率	各チャンネルの透水量係数設定値
= 1 分散長比率 = 0.1	透水量係数の対数平均値：-10 最小の透水量係数： 10^{-13} m ² /s 各チャンネルに想定する透水量係数の幅（対数值） C-14：0.2、チャンネル本数 46 本（ケース 0） I-129：0.2、チャンネル本数 46 本（ケース A - 1） I-129：0.5、チャンネル本数 19 本（ケース A - 2） I-129：1.0、チャンネル本数 10 本（ケース A - 3）
= 2 分散長比率 = 0.1	透水量係数の対数平均値：-10 最小の透水量係数： 10^{-13} m ² /s 各チャンネルに想定する透水量係数の幅 I-129：0.2、チャンネル本数 46 本（ケース B - 1） I-129：0.5、チャンネル本数 19 本（ケース B - 2） I-129：1.0、チャンネル本数 10 本（ケース B - 3）
= 2 分散長比率 = 0.01	透水量係数の対数平均値：-10 最小の透水量係数： 10^{-13} m ² /s 各チャンネルに想定する透水量係数の幅 I-129：0.2、チャンネル本数 46 本（ケース C - 1） I-129：0.5、チャンネル本数 19 本（ケース C - 2） I-129：1.0、チャンネル本数 10 本（ケース C - 3）

(5) 解析結果

図 2.1.4-2 に C-14 の核種移行解析結果 (ケース 0) を、図 2.1.4-3 (ケース A - 1) に I-129 の核種移行解析結果を示す。シングルチャンネルによる解析結果は、亀裂の透水量係数を算術平均値($1.4 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$)とする場合と、対数平均 ($10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$) とする場合の両方を表示した。

C-14 の場合、マルチチャンネルによる解析結果とシングルチャンネルによる結果では、シングルチャンネルの透水量係数を分布の算術平均とする場合であっても、8 桁以上のピーク値の相違が見られる。これはシングルチャンネルで想定される核種の移行時間が、C-14 の半減期を越えるためと考えられる。これに対して、図 2.1.4-3 に示す I-129 の解析結果では、ピーク出現時間は大きく異なるものの、ピーク値を比較する限りでは、1 桁程度の差に収まる。このように、シングルチャンネルによりマルチチャンネルの核種移行を模擬させるためには、核種放出率の最大値に支配的となるチャンネルの選択が重要となる。しかしながら、核種の半減期や母岩の核種に対する遅延性能が核種毎に異なるため、マルチチャンネルを 1 つの代表するチャンネルで評価することは、困難と考えられる。そのため、本研究では、亀裂ネットワークを考慮したマルチチャンネルモデルにより解析を実施する。

図 2.1.4-4 ~ 図 2.1.4-6 に、マルチチャンネルを構成するチャンネルの本数、標準偏差および分散長を変化させて各種移行解析を実施した比較結果を示す。統計的解析に用いるためにケース毎の被ばく線量の最大値を得ることを目的とする場合には、各解析ケース間の透水量係数の差が 1 桁程度であってほぼ良好結果が得られている。ただし、核種放出率の時間的な変化の解析結果を用いて、核種移行性能に関する評価を行う場合には、透水量係数 1 桁あたり 2 本程度の間隔でチャンネルの設定を行うことが必要となる。

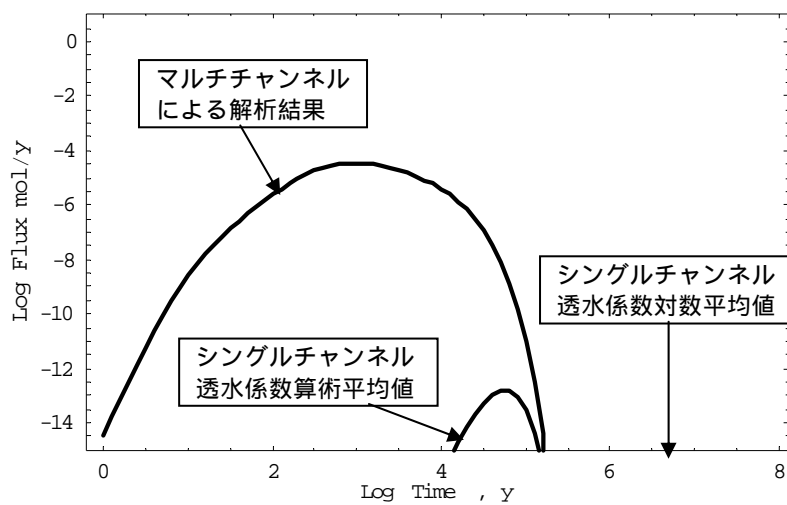


図 2.1.4-2 マルチチャンネルとシングルチャンネルによる解析結果の比較、C - 1 4

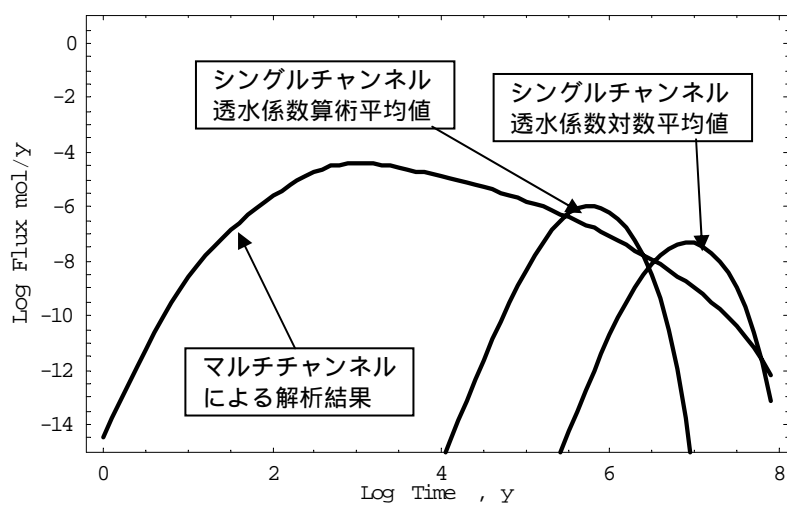


図 2.1.4-3 マルチチャンネルとシングルチャンネルによる解析結果の比較、I - 1 2 9

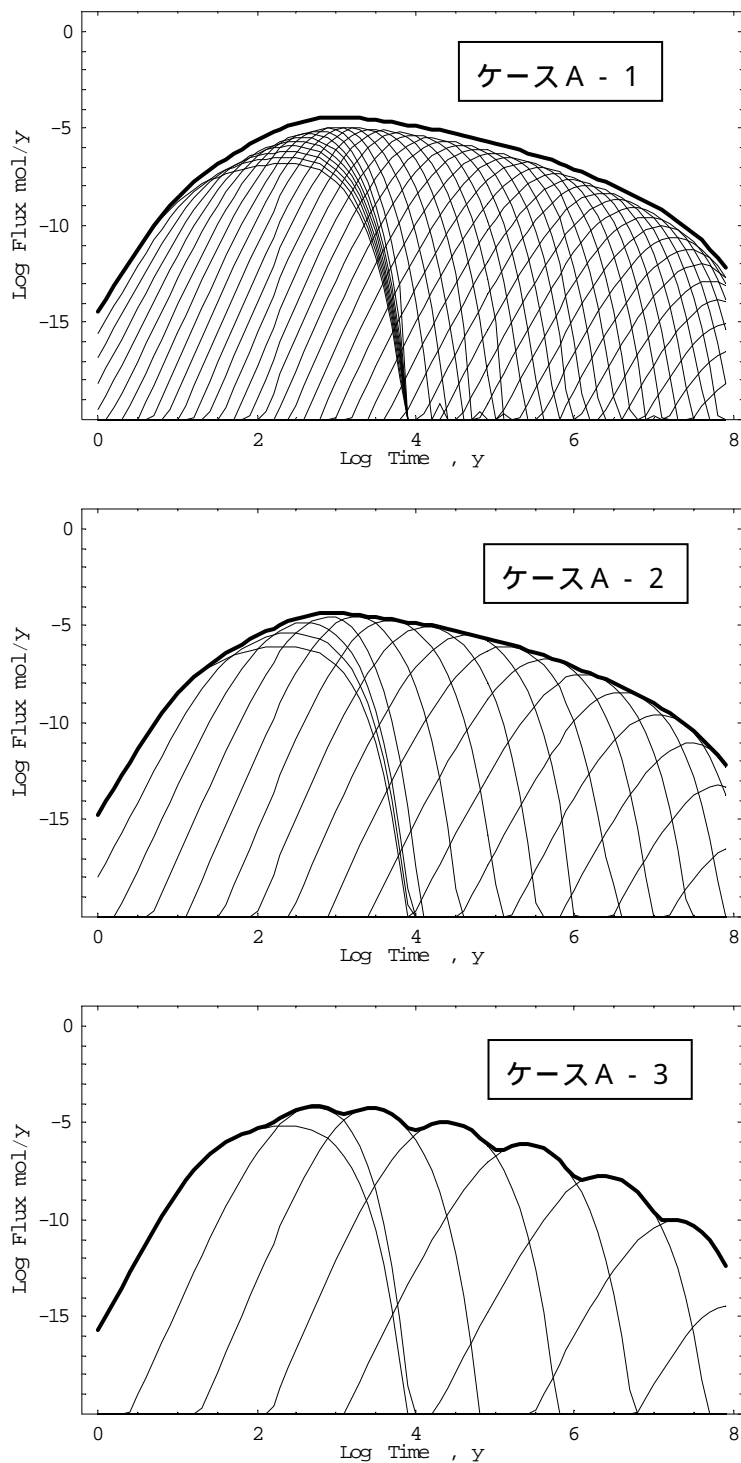


図 2.1.4-4 一次元平行平板モデルの重ね合わせ結果 (標準偏差 1、分散長比率 0.1)

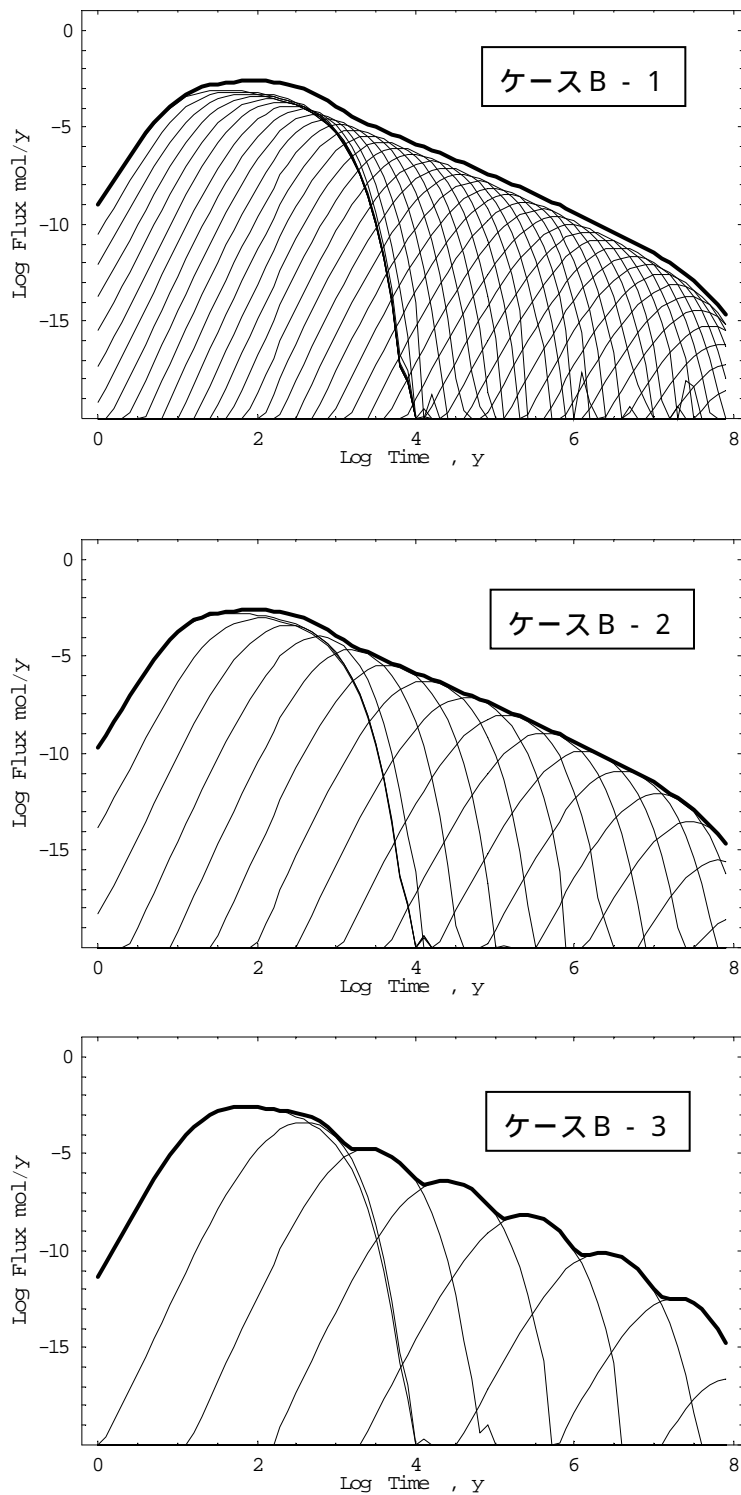


図 2.1.4-5 一次元平行平板モデルの重ね合わせ結果 (標準偏差 2、分散長比率 0.1)

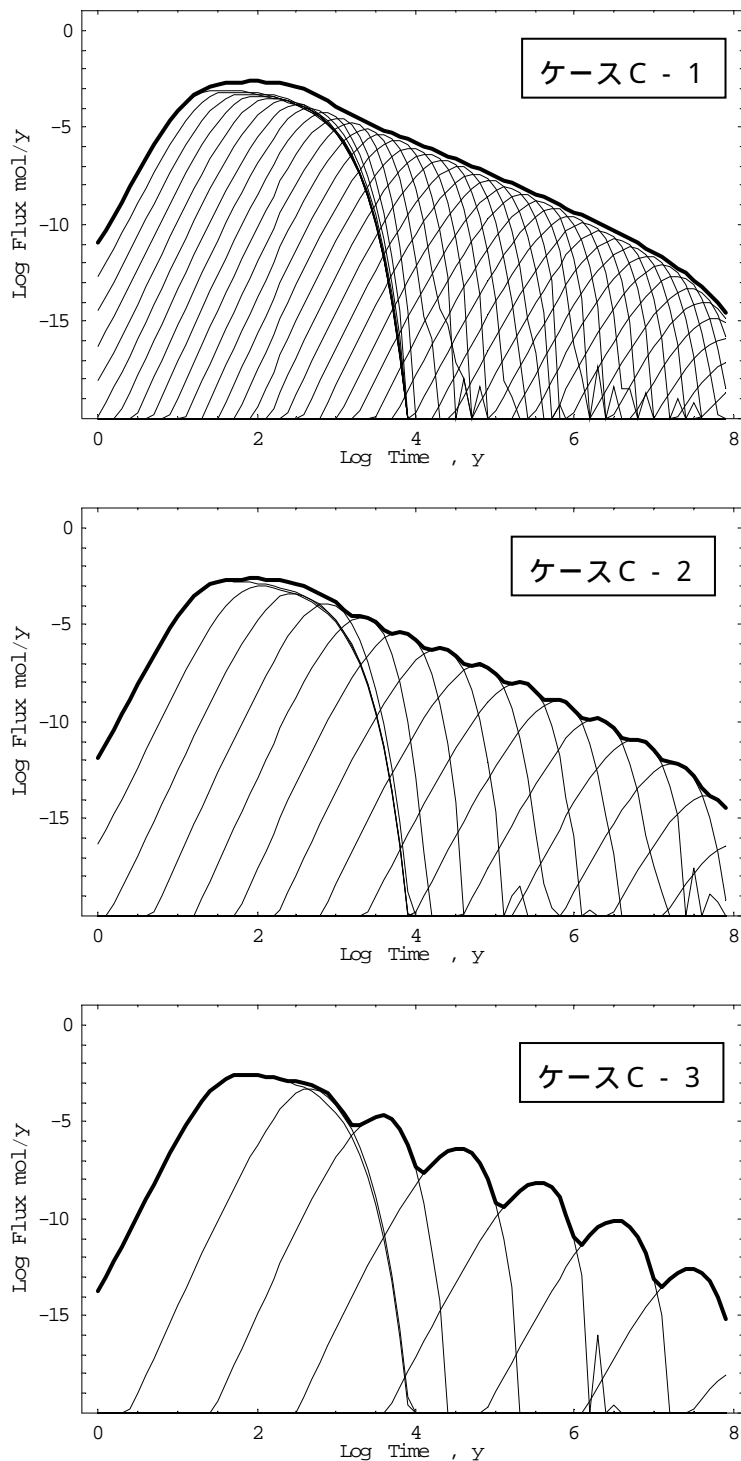


図 2.1.4-6 一次元平行平板モデルの重ね合わせ結果 (標準偏差 2、分散長比率 0.01)

2.1.5 核種量配分設定のための予察的解析

2.1.4 項の評価結果から、本研究では、マルチチャンネルモデル（平行平板モデルの重ね合わせ）を用いることとした。

また、2.1.4 項の(3)において、マルチチャンネルモデルを想定する場合には、亀裂の本数分布よりも、各亀裂に想定される流量分布に従い、E D Z から各チャンネルへの核種の移行率を決定すべきであると考えた。

そこで、亀裂本数にしたがって核種量を配分する場合、亀裂流量にしたがって核種量を配分する場合および流量平均の単一亀裂の3種の条件に関して、核種の移行率に対する影響を勘案するために、予備的な解析を行った。

(1) 解析ケースおよび解析条件

表 2.1.5-1 に解析ケースおよび解析条件を示す。

表 2.1.5-1 解析ケース一覧

ケース番号	解析条件
A-1	長半減期核種（半減期：1.57E7 年） マトリクス中の分配係数：0 亀裂移行距離：100m 亀裂透水量係数の Log 平均： $10^{-10} \text{m}^2/\text{s}$ 亀裂透水量係数の Log 平均標準偏差：1.0 分散長：1m
A-2	長半減期核種（半減期：1.57E7 年） マトリクス中の分配係数： $1 \text{ m}^3/\text{kg}$ 亀裂移行距離：100m 亀裂透水量係数の Log 平均： $10^{-10} \text{m}^2/\text{s}$ 亀裂透水量係数の Log 平均標準偏差：1.0 分散長：1m
B-1	短半減期核種（半減期：5700 年） マトリクス中の分配係数：0 亀裂移行距離：100m 亀裂透水量係数の Log 平均： $10^{-10} \text{m}^2/\text{s}$ 亀裂透水量係数の Log 平均標準偏差：1.0 分散長：1m

人工バリア内で、核種は瞬時に溶解するものと仮定した。また、緩み域の流量は、 $0.001 \text{m}^3/\text{y}$ とした。チャンネル本数は、0.5 桁刻みで増加させた。

(2) 解析結果および評価

各解析ケースの核種移行解析結果を図 2.1.5-1～図 2.1.5-4 に示す。これらの解析により判明した主要な結果を以下に示す。

- 今回の設定条件下では、亀裂への核種配分量を亀裂の透水量係数による頻度分布で分配する場合に比較して、各亀裂を流れる地下水流量にしたがって分配する場合には、3桁以上の核種移行率の増加が見られた。
- 単一亀裂による評価結果は、ほとんどのケースにおいて、マルチチャンネルモデルによる核種移行解析結果を下回る結果となっているが、単一亀裂での核種の移行時間が半減期より短いケースでは(ケース A-1) 亀裂本数の頻度分布により核種量の分配を行ったケースより、大きな移行率となった。
- 母岩マトリクスに分配係数を仮定したケース(核種移行時間が長くなるケース、A-2)では、流量平均の単一亀裂で想定される核種の移行時間が長くなるため、マルチチャンネルモデルとの差がより顕著に表れている。これは、短半減期核種(ケース B-1)の場合にも同様の結果となった。A-2 および B-1 のケースでは、流量平均の単一亀裂によるピーク値が $1E-15$ [mol/y]を下回っているため、図 2.1.5-4 および図 2.1.5-3 のグラフにはピーク値が示されていない。

各解析ケースの結果を比較し、各種移行解析結果の保守性の観点から、核種配分量を亀裂頻度にしたがって配分するよりも亀裂透水量にしたがって配分する条件を本研究で選択する。

長半減期核種 (半減期 : 1.57E7 年)

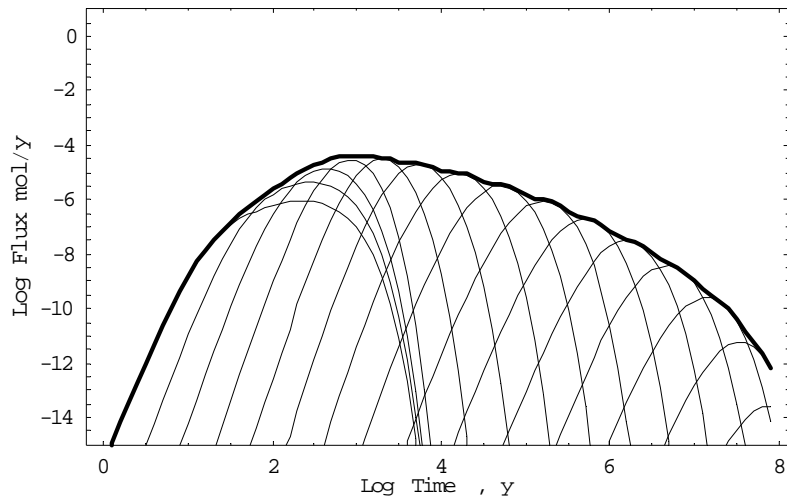
マトリクス中の分配係数 : 0

亀裂移行距離 : 100m

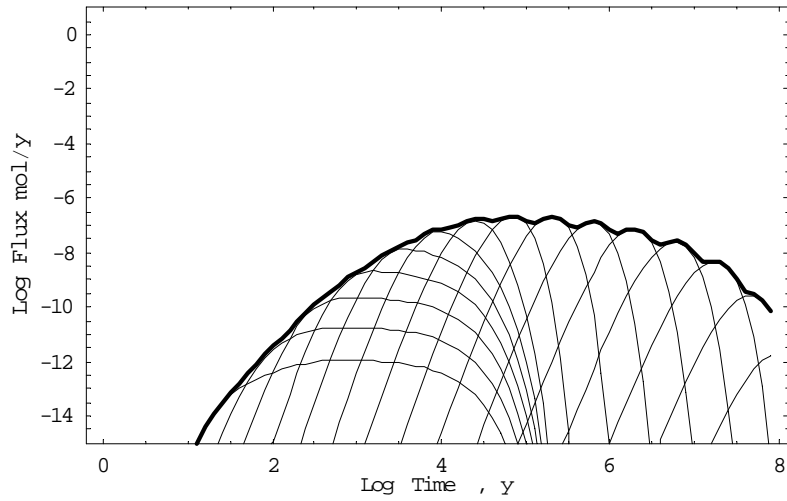
亀裂透水量係数の Log 平均 : $10^{-10} \text{m}^2/\text{s}$

亀裂透水量係数の Log 平均標準偏差 : 1.0

分散長 : 1m



流量分配



亀裂頻度分配

図 2.1.5-1 各チャンネルからの核種移行率の比較

長半減期核種（半減期：1.57E7 年）
 マトリクス中の分配係数：0
 亀裂移行距離：100m
 亀裂透水量係数の Log 平均： $10^{-10} \text{m}^2/\text{s}$
 亀裂透水量係数の Log 平均標準偏差：1.0
 分散長：1m

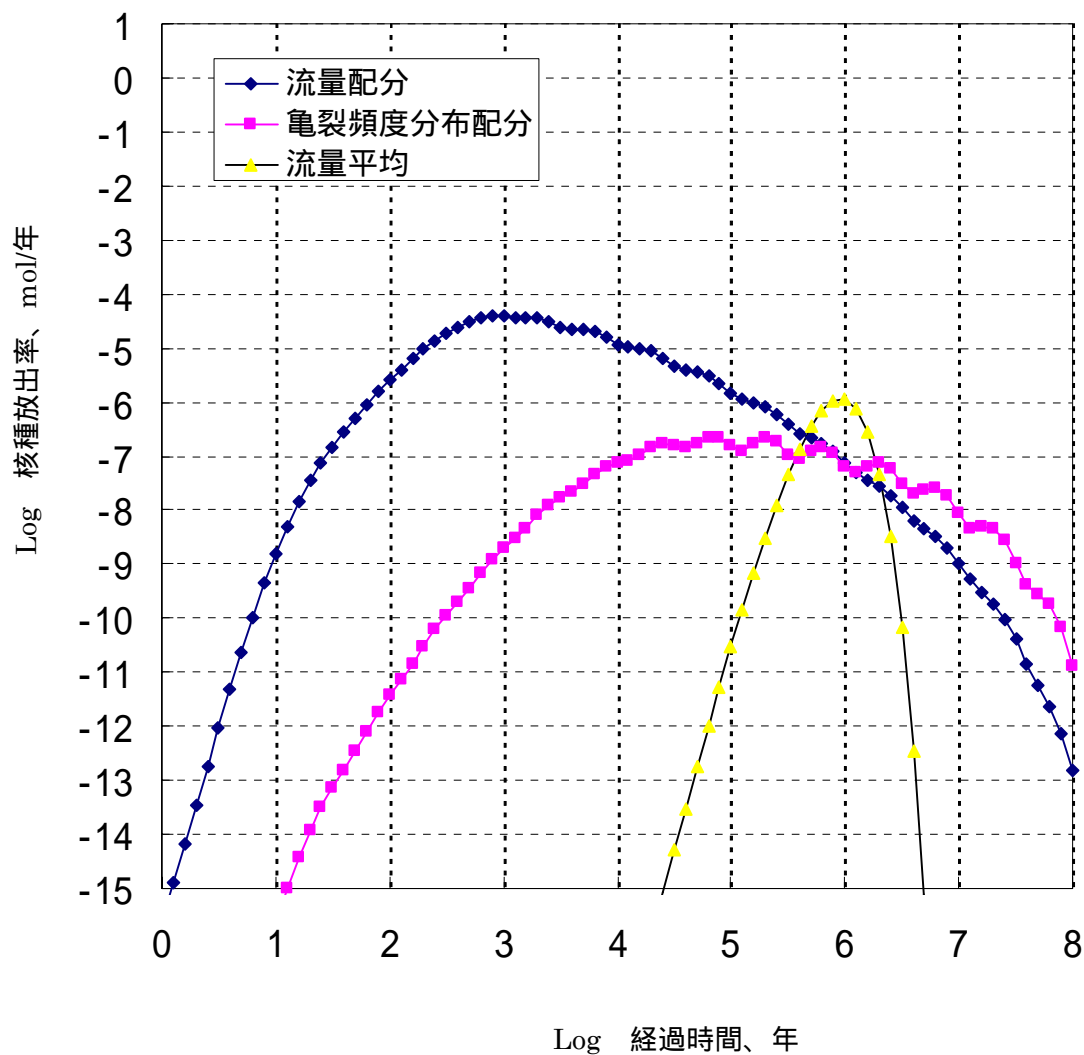


図 2.1.5-2 緩み域からの移行モデルの相違による核種移行率の比較 (A-1)

長半減期核種（半減期：1.57E7 年）
 マトリクス中の分配係数：1 m³/kg
 亀裂移行距離：100m
 亀裂透水量係数の Log 平均：10⁻¹⁰m²/s
 亀裂透水量係数の Log 平均標準偏差：1.0
 分散長：1m

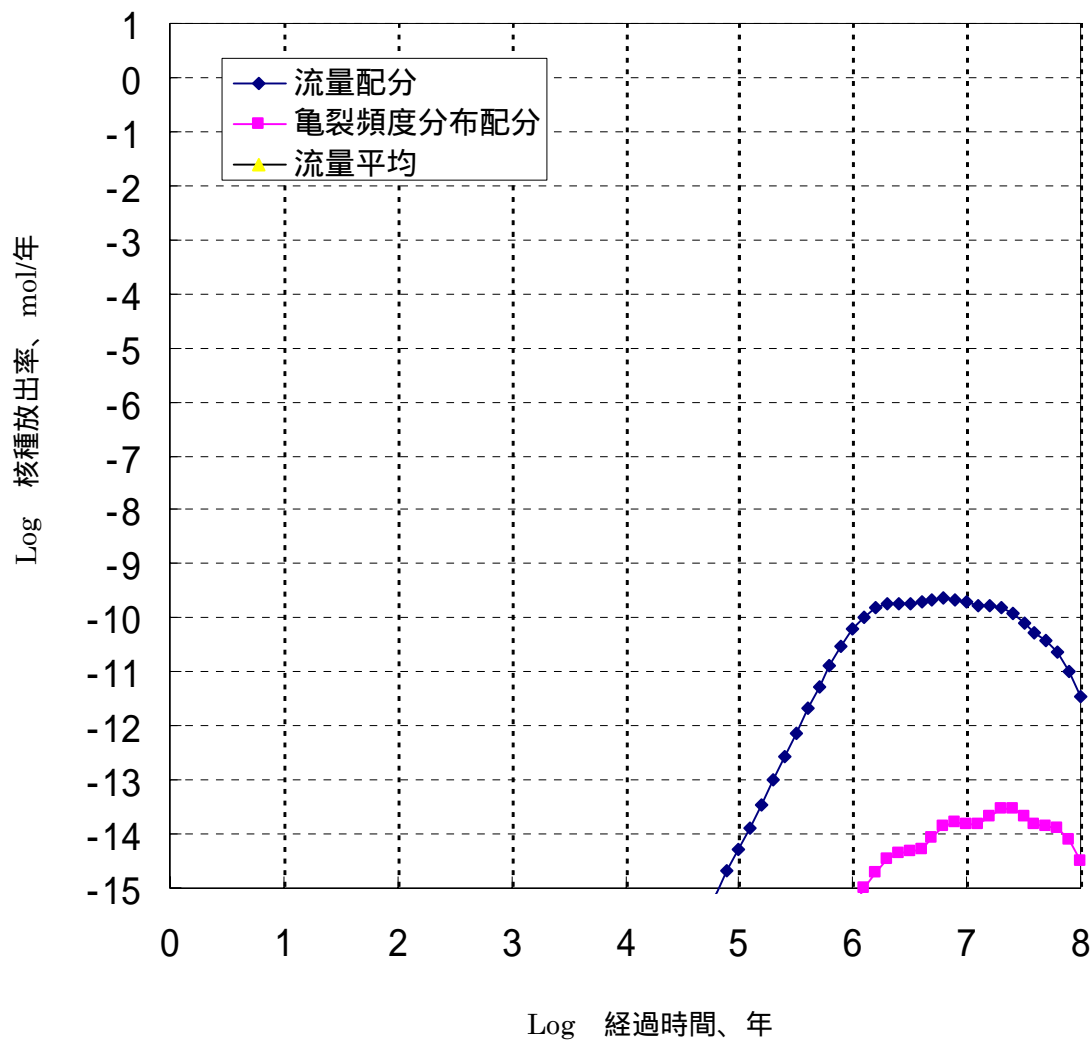


図 2.1.5-3 緩み域からの移行モデルの相違による核種移行率の比較 (A-2)

短半減期核種（半減期：5700 年）
 マトリクス中の分配係数：0
 亀裂移行距離：100m
 亀裂透水量係数の Log 平均： $10^{-10} \text{m}^2/\text{s}$
 亀裂透水量係数の Log 平均標準偏差：1.0
 分散長：1m

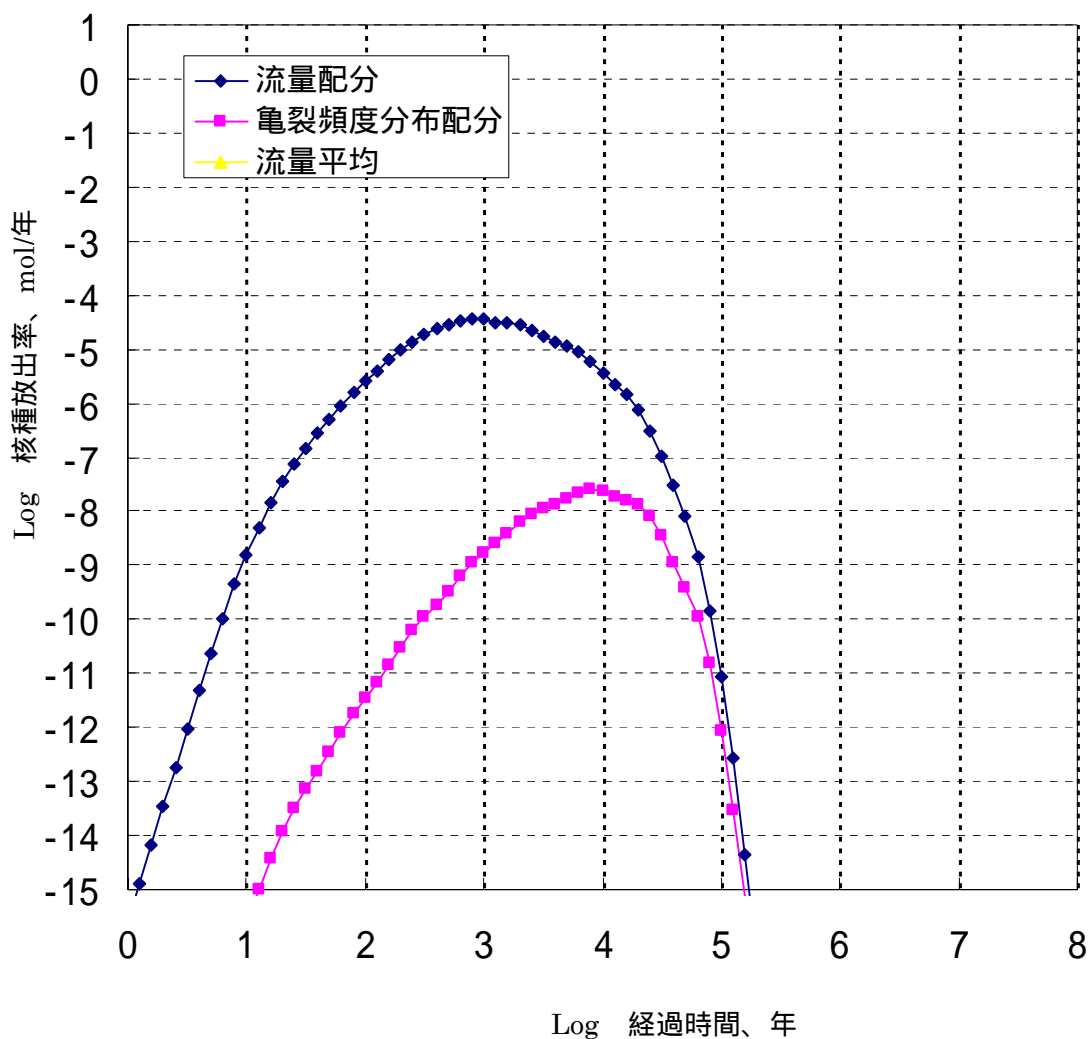


図 2.1.5-4 緩み域からの移行モデルの相違による核種移行率の比較 (B-1)

2.1.6 コロイド移行モデル

コロイドによる影響としては、コロイドのタイプを考慮し、以下の2種のコロイドによる核種の移動形態を想定する。

真性コロイドとしての核種の移動

地下水中のコロイドへの核種の可逆吸着による移動

(1) 真性コロイド

地下水中に溶存する核種は、核種の溶解度を超える場合には沈殿を生成する。沈殿物は、固相であることから、地下水の流れに伴う移動は抑制されるものと考えられる。しかし、溶解度限界を超えても核種の一部が沈殿せずに、コロイドとして地下水中に存在する場合には、これらは、地下水の流れによって移動することとなる。そのため見かけ上の核種移行量は、溶解度限界で制約されずにより大きなものとなる。すなわち、真性コロイドの核種移行に及ぼす効果は、核種の溶解度上昇の効果に類似している。コロイドによる効果を溶解度の変動として取り扱う場合、図 2.1.6-1 に示すような Mobility 関数の適用が考えられる。

ただし、溶解度を超える核種量が存在する場合、真性コロイドによる見かけ溶解度の増加分やその変遷に関する情報が少ない(図 2.1.6-1 において、赤線の溶解度を越えた紫の可動濃度の変遷は明らかではない)ため、本年度の解析では、核種の溶解度の振れ幅を数桁と大きく取っていることから、この振れ幅に真性コロイドの影響が含まれるものとして解析条件を設定する。

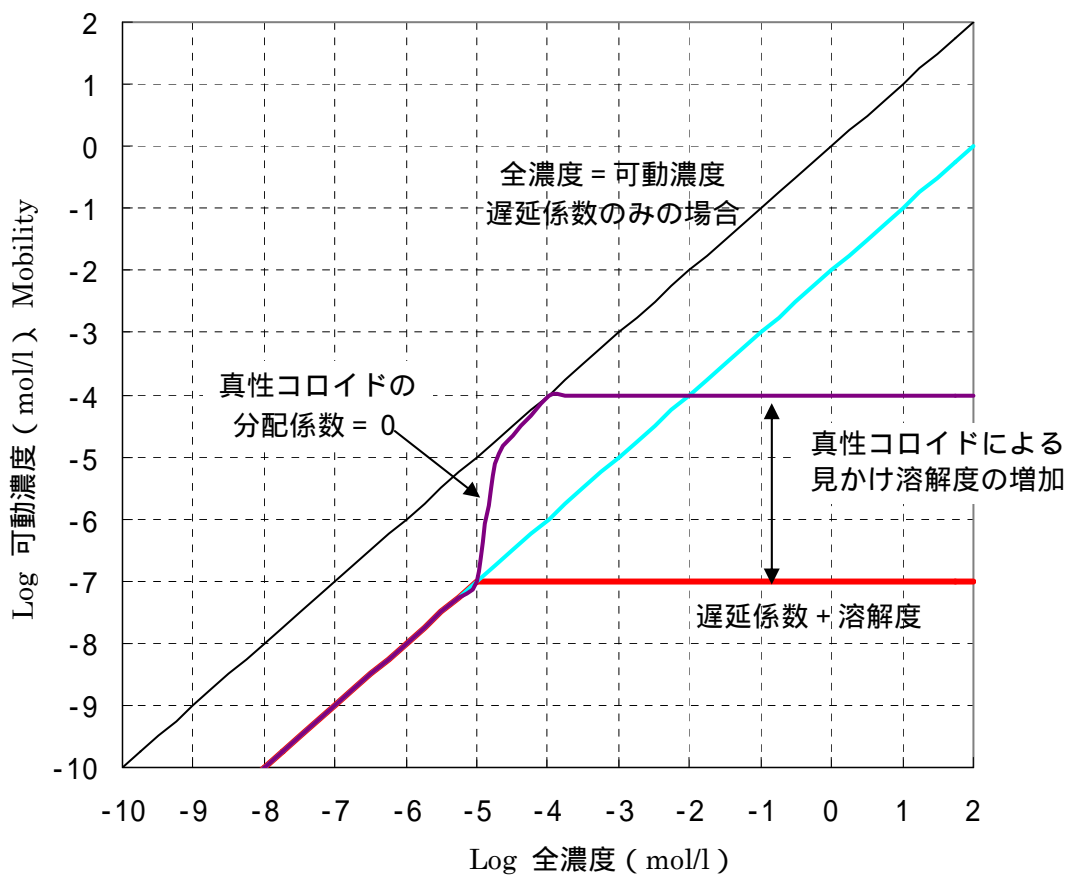


図 2.1.6-1 真性コロイドを考慮した Mobility 関数

(2) 地下水中のコロイドへの核種の可逆吸着（多孔質媒体）

緩衝材より内側の廃棄体及びモルタル領域で生成したコロイドは、緩衝材のフィルトレーション能力によりコロイドが緩衝材内部に留まるとの試験に基づく評価結果が得られている（黒沢,1995）。しかしながら、セメント系材料を大量使用する TRU 処分概念では、セメントから溶出するアルカリ成分の影響により緩衝材が劣化し、そのフィルトレーション能力が経時的に低下することも考えられる。そのため、人工バリア領域でのコロイドについて検討する必要がある。

コロイドの移行を考慮した場合の、多孔質媒体中の支配方程式を（2.1.6-1）式で与える。以下の（2.1.6-1）式では、コロイドの人工バリア材料や母岩への吸着は無視し、保守的な移行条件を仮定している。

$$\frac{\partial}{\partial t}(\varepsilon R_f C + \varepsilon C_c) = \frac{\partial}{\partial x}(\varepsilon D \frac{\partial C}{\partial x} + \varepsilon D_c \frac{\partial C_c}{\partial x}) - \frac{\partial}{\partial x}(\varepsilon v C + \varepsilon v_c C_c) - \lambda(\varepsilon R_f C + \varepsilon C_c) + \lambda'(\varepsilon R_f C' + \varepsilon C_c')$$

(2.1.6-1)

- ε : 空隙率[-]
- R_f : 遅延係数[-]
- C : 溶存核種濃度[mol/m³]
- C_c : コロイド濃度[mol/m³]
- D : 分散係数[m²/s]
- D_c : コロイドの分散係数[m²/s]
- v : 溶存核種の移流速度[m/s]
- v_c : コロイドの移流速度[m/s]
- λ : 崩壊定数[s⁻¹]

（2.1.6-1）式において、' は、親核種のパラメータであることを示す。

コロイドへ吸着される核種の濃度は、コロイドへの瞬時 / 線形 / 可逆の吸着を仮定して、以下の (2.1.6-2) 式で書き表される。

$$C_c = \chi K_c C \quad (2.1.6-2)$$

C_c : コロイドに吸着された核種濃度 [mol/m³]

χ : コロイド濃度 [kg/m³]

K_c : コロイドへの分配係数 [m³/kg]

C : 地下水中の核種濃度 [mol/m³]

これを、(2.1.6-1) 式に代入し、以下の式が与えられる。

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial t} \varepsilon C (R_f + \chi K_c) = & \frac{\partial}{\partial x} (\varepsilon D \frac{\partial C}{\partial x} (1 + \frac{D_c}{D} \chi K_c)) - \frac{\partial}{\partial x} (\varepsilon v C (1 + \frac{v_c}{v} \chi K_c)) \\ & - \lambda (\varepsilon C (R_f + \chi K_c)) + \lambda' (\varepsilon C' (R_f' + \varepsilon \chi' K_c')) \end{aligned} \quad (2.1.6-3)$$

ここで、溶存核種とコロイドの分散係数の比を移流速の比と同等と仮定する。

$$\frac{D_c}{D} = \frac{v_c}{v} \quad (2.1.6-4)$$

これは、溶存核種とコロイドの分散長が等しいと仮定し、分散効果が卓越しているものとする場合には成り立つものの、流速が遅い場合には、拡散効果がより顕著となることから必ずしも成り立つものではない。しかしながら、溶存核種とコロイドの拡散係数に数桁の差異があるものと考えにくく、また、コロイド粒子が溶存核種に比較して、サイズが大きいことから、 D_c/D は、1 より小さい可能性もある。一方、 v_c/v は、過大に見積もっても 1.3 程度である。そのため、 D_c/D 、 v_c/v の何れの比率も、数桁におよび分布するものとは予想されな

いことから、近似的に (2.1.6-4) 式が成り立つものと考える。

$$G = 1 + \frac{v_c}{v} \chi K_c \quad (2.1.6-5)$$

$$P = R_f + \chi K_c \quad (2.1.6-6)$$

とし、親核種からの崩壊生成が無視できるものとすれば、(2.1.6-3) 式は、以下のように簡素化される。

$$\frac{\partial}{\partial t} \varepsilon C P = \frac{\partial}{\partial x} (\varepsilon D \frac{\partial C}{\partial x} G) - \frac{\partial}{\partial x} (\varepsilon v C G) - \lambda \varepsilon C P \quad (2.1.6-7)$$

ε および P 、 G が、差分時間メッシュ、空間メッシュ内で変動しないものと仮定すると

$$\varepsilon(P/G) \frac{\partial C}{\partial t} = \varepsilon D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \varepsilon v \frac{\partial C}{\partial x} - \lambda \varepsilon C(P/G) \quad (2.1.6-8)$$

上式の (P/G) を、コロイドの影響を考慮する場合の、遅延係数 R_{fc} とみなすものとして、コロイドの影響を考慮する場合の分配係数 (K_{dc}) を下式で求めるものとする。

$$R_{fc} = P/G = \frac{R_f + \chi K_c}{1 + \frac{v_c}{v} \chi K_c} = 1 + \frac{1-\varepsilon}{\varepsilon} \rho K_{dc} \quad (2.1.6-9)$$

この様に、コロイドによる核種の移動は遅延係数を調整することにより、遅延係数で表現することが可能となる。そのため、本研究では、地下水中的のコロイドへの吸着 (疑似コロイドの生成) による影響は、真性コロイドの影響の評

価と同様に、Mobility 関数を操作することにより、取り扱うことが可能と考える。

具体的には、前年度の解析と同様に、Mobility 関数を全体に左側にシフトさせることにより、コロイドへの可逆吸着の影響を取り扱うものとする。しかしながら、コロイドへの可逆吸着の反映された遅延係数 (Rf_c) が、既存の緩衝材や母岩に対する遅延係数に対して数桁の変動を受ける可能性は小さいものと予想される。例えば、第 2 次取りまとめにおけるコロイドの評価で用いられたパラメータ (保守値としてコロイド濃度 ($\chi=1\text{ppm}$), コロイドへの分配係数 ($K_c = 1000\text{m}^3/\text{kg}$), 流速比率 ($\frac{v_c}{v}=2$)) を用いた場合でも、可逆吸着が反映された遅延係数は、緩衝材や母岩の遅延係数の 1 / 3 程度の変動にとどまる。

本研究では、 χK_c および $\frac{v_c}{v}$ をパラメータとして、解析モデルを構築するものとする。

(3) 亀裂内部における地下水中的コロイドへの核種の可逆吸着

第 2 次取りまとめでは、亀裂内部でのコロイド影響として、以下の仮定に基づき定式化を行っている。

- コロイドの亀裂表面への収着は、保守的に考慮しない。
- コロイドは、粒径が比較的大きく、一般に母岩と同じ負に帯電していることから、コロイドの岩石基質内への拡散は、保守的に考慮しない。
- 亀裂中でのコロイドの分散係数は、核種の分散係数と等しい。
- 核種のコロイドへの吸着は、瞬時 / 線形 / 可逆とする。
- フィルタ効果や凝集沈殿によるコロイド濃度の低下は、保守的に考慮しない。
- コロイド濃度は時間や場所にかかわらず一定とする。

第 2 次とりまとめでは、以下の定式化を行い、これを解くことにより、コロイドの影響の評価を行っている。

$$\frac{\partial}{\partial t} [C_n + C_n^c] + v \frac{\partial C_n}{\partial x} + v_c \frac{\partial C_n^c}{\partial x} - \frac{\partial}{\partial x} D_L \frac{\partial C_n}{\partial x} - \frac{\partial}{\partial x} D_L^c \frac{\partial C_n^c}{\partial x} + \lambda_n [C_n + C_n^c] - \lambda_{n-1} [C_{n-1} + C_{n-1}^c] + \frac{F}{b} D_e^m \frac{\partial C_n^m}{\partial \omega} \Big|_{\omega=0} = 0 \quad (2.1.6-13)$$

- C_n, C_n^c : 亀裂/断層および岩石基質中の核種の濃度 [mol m⁻³]
- C_n^c : コロイドに吸着した核種濃度 [mol m⁻³]
- b : 開口幅の1/2 [m]
- v : 亀裂/断層内地下水流速 [m s⁻¹]
- v_c : コロイドの移流速度 [m s⁻¹]
- D_L : 核種の分散係数 [m² s⁻¹]
- D_L^c : コロイドの分散係数 [m² s⁻¹]
- λ_n : 崩壊定数 [s⁻¹]

- F : 亀裂および断層におけるマトリクス拡散寄与率 [-]
- D_e^m : 実効拡散係数 (=θ^{*}D^{*}) [m² s⁻¹]
- θ^{*} : 岩石基質の有効開閉率 [-]
- D^* : 岩石基質開閉中の拡散係数 [m² s⁻¹]
- x : 亀裂中の移行距離 [m]
- ω : 亀裂/断層表面から垂直方向の距離 [m]
- t : 時間 [s]

これを、解いた結果が以下の式で与えられる。

$$R_n' \frac{\partial C_n}{\partial t} + v' \frac{\partial C_n}{\partial x} - \frac{\partial}{\partial x} D_L' \frac{\partial C_n}{\partial x} + R_n' \lambda_n C_n - R_{n-1}' \lambda_{n-1} C_{n-1} + \frac{F}{b} D_e^m \frac{\partial C_n^m}{\partial \omega} \Big|_{\omega=0} = 0$$

$$R_n' = 1 + \chi K_c$$

$$v' = v \left(1 + \frac{v_c}{v} \chi K_c \right)$$

$$D_L' = D_L \left(1 + \frac{v_c}{v} \chi K_c \right)$$

- R_n' : コロイドの影響を考慮した場合のみかけの遅延係数 [-]
- v' : コロイドの影響を考慮した場合のみかけの亀裂内流速 [m s⁻¹]
- D_L' : コロイドの影響を考慮した場合のみかけの分散係数 [m² s⁻¹]

(2.1.6-14)

本研究では、上式を以下のように展開した。

$P = 1 + \frac{v_c}{v} \chi K_c$ として全体をこれで割り戻し、

$$(R_n' / P) \frac{\partial C_n}{\partial t} + v \frac{\partial C_n}{\partial x} - \frac{\partial}{\partial x} D_L \frac{\partial C_n}{\partial x} + (R_n' / P) \lambda_n C_n - (R_{n-1}' / P) \lambda_{n-1} C_{n-1} + \frac{1}{P} \frac{F}{b} D_e^m \frac{\partial C_n}{\partial \omega} = 0 \quad (2.1.6-15)$$

が得られる。

この式では、拡散係数や、流速は、亀裂内で想定される通常の流速であるが、

$\frac{v_c}{v} > 1$ の限り、遅延係数に相当する (R'_n/P) は、1 以下となる。したがって、母

岩内のコロイドへの吸着指数として、($\frac{v_c}{v}$ および、 χK_c) を用いるものとする。

また、これらの量に対応させ、岩石基質内への拡散面積を調整して、解析を実施する。

2.1.7 ガス影響モデル

TRU 廃棄物は、多様な種類の廃棄物が混在し、その中には、処分場の地下水と反応し、ガスを発生されるもの等が多く含まれている。施設内でのガスの発生によって、施設内の汚染された空隙水の押し出しや、ガス圧力の上昇による影響が懸念されている。そのため、本研究では、ガスに起因する諸現象が処分の長期安全性に影響を及ぼす可能性を考慮し、核種移行モデルに組み込むためのガス影響モデルの検討を行うものとする。

(1) ガス発生ソース

処分環境でのガスの発生現象は、以下のメカニズムに起因すると考えられている。

- 金属の腐食
- 有機物の微生物による分解
- 放射線分解

TRU 処分概念検討書（核燃料サイクル開発機構,電気事業連合会, 2000）では、ガス発生量およびその影響を評価している。評価結果によれば、ガス発生源としては、廃棄体中の金属の腐食によるものが支配的であり、微生物活動や放射線分解により発生するガスの量は金属の腐食に伴う発生量より少ないものと予想されている。

このことから、本研究では、ガス発生の地下水流動や核種の移行経路となる施設への影響は、廃棄体に含まれる金属の腐食によるガス発生を原因として考えるものとする。

(2) ガス発生量

金属の腐食に伴うガスの発生は、嫌気性腐食の水素ガス生成反応による。ガスの発生速度を定めるためには、以下の量を設定する必要がある。

- 腐食する金属量

- 反応の生じる表面積
- 腐食速度

ガス発生量に関しては、金属量および各金属の板厚から、腐食に寄与する表面積を算出するものとし（両面から腐食するものとする）これに、各金属の腐食速度を乗じることによって、ガス発生速度を求めることとした。

ガス発生速度は、(2.1.7-1) 式により、キャニスタ 1 体あたりでの算出を行い、これを、処分本数倍することにより、坑道全体でのガス発生量を求めるものとする。

$$V_i^G = 2 \times \frac{M_i}{w_i} \times C_i^R \times \rho_i \times \eta_i \div A_i \quad (2.1.7-1)$$

V_i^G : 金属 i からのガス発生速度 (mol/y)

M_i : 金属 i の総量(m³) w_i : 金属 i の板厚(m)

ρ_i : 金属 i の密度(g/m³) C_i^R : 金属 i の腐食速度(m/y)

η_i : 金属 i 1mol から発生するガスのモル数 A_i : 金属 i の質量数

(3) 緩衝材を用いる場合のガス影響検討

TRU 廃棄物に含まれるドラム缶やキャニスタ等の鉄系材料、あるいはハル・エンドピース等のジルカロイ系材料の還元性環境での腐食により発生する水素ガスは、廃棄物周辺から外部に向けての動水勾配を与えるため、放射性核種を含む人工バリア内部の空隙水を排出する可能性がある。グループ 1 および 2 の廃棄体処分概念では緩衝材を用いる。このため、図 2.1.7-1 に示す通り、このような汚染空隙水の排出経路としては以下の二つが想定される。

緩衝材空隙水の脱水

ガスが蓄積して自由ガス層が形成される施設内上面から緩衝材外部上面に向けて、毛管圧の比較的低い、大きな径の空隙中での気液界面の移動を伴う水の移動。この気液界面が緩衝材外部上面に達した時点で、緩衝材を通じた

通気経路が形成されて、ガスの透気が開始される。

施設内部ボイドの排水

施設内の比較的大きな空隙（毛管圧が実質上無視し得る）中のガスの気泡は上昇して廃棄体定置領域上端部に蓄積し、空隙中の水位を押し下げることにより自由ガス層を形成する。この下部断面全般にわたる水位低下に伴い、当該空隙中の汚染水が緩衝材下部に向けて排出されることとなる。

以上の二つの経路を比較すると、一般に、 の「緩衝材空隙水の脱水」による経路では緩衝材空隙中の数パーセント以下が脱水されるのみであることから、排出される水量はわずかであり、他方、 の「施設内部ボイドの排水」では、深部水圧下でのガス発生体積とほぼ等しい空隙水の排出が生じるものと考えられる。既往の評価例（核燃料サイクル開発機構,電気事業連合会,2000）では、排出水量を支配する の「施設内部ボイドの排水」ケースに着目してモデル化が行われている。その場合、深部水圧下でのガス発生体積とほぼ等しい空隙水の排出が生じることから、人工バリア内部の地下水は、排出水量に比例する速度で移動し、さらには、人工バリアから排出された地下水は、亀裂内部や岩盤内部の空隙水の流速を上昇させる可能性がある。

ここでガスが地下水流速上昇の比率に及ぼす影響を考慮すると、 の「施設内部ボイドの排水」ケースでは、緩衝材下底の全空隙断面積が寄与するのに対して、 の「緩衝材空隙水の脱水」ケースでは、毛管圧の低い数パーセント以下の空隙のみが脱水に寄与する。このため、同じガス発生量であれば排水の線流速は の「緩衝材空隙水の脱水」ケースの方が速いこととなる。つまり、 の「緩衝材空隙水の脱水」ケースの場合には、全排水量が緩衝材下底の全空隙体積よりも十分に小さければ、ガスによる排水は最下流側の、つまり、もともと緩衝材外側よりに存在していた核種濃度の比較的低い水を押し出すに過ぎないのに対して、 の場合は緩衝材内側の比較的高濃度の核種を含む水を一気に外側まで押し出す危険性がある。この効果を考えれば、緩衝材外部に放出される核種量という観点では の緩衝材空隙水の脱水」ケースの方が核種移行の観点からは支配的となる可能性もある。

これらの検討結果から、上記の 2 種の経路を考慮したモデルを本解析にて用いていることとする。

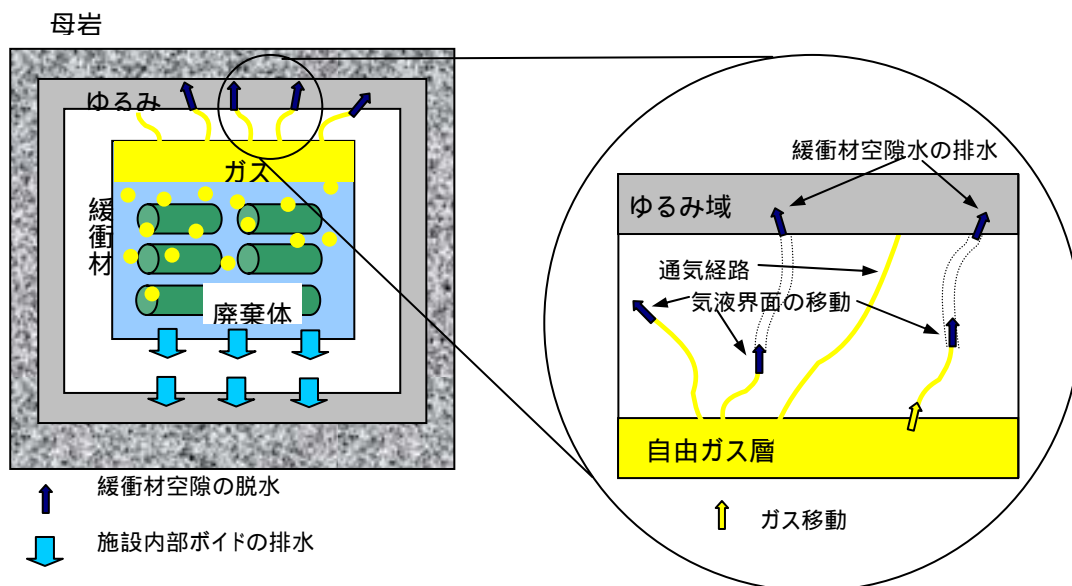


図 2.1.7-1 ガス発生による人工バリア内部地下水排水のモデル

(4) 緩衝材を用いる場合の水理のガス影響のモデル化

前項の検討結果に基づき、排水量について支配的となる施設内部ボイドの排水、及び核種放出率について支配的となり得る緩衝材空隙の脱水の両者を考慮する。

(a) 施設内部ボイドの排水

施設内部ボイドの排水については、当該環境条件（温度、圧力）下でのガス発生速度（体積）と等量の水が廃棄体領域から緩衝材領域へと浸出するものとする。なお、この際、排水に寄与する断面積は各位置での流れに直交する緩衝材全断面積とする。このため、比較的大量の水が緩慢に緩衝材中を移動し、これに対応した人工バリア中核種移行を計算する。また、母岩中にお

いても、この排出水量に対応した流速の増大が生じるものと仮定する。

具体的には、地層処分の場合には、ガス発生により生じた排水量の全量が、緩衝材全断面積を通過して地層中に流入し、保守的に緩衝材全断面積を通過した時点の流速が地層中の流速に加わるものとして、地層中の流速を決定した。

v' をガス発生時の流速、 v をガス発生がない場合の流速、 q_{GAS} をガス発生時の排水速度 (= ガス発生量)、 S_b を緩衝材全断面積として、(2.1.7-2) 式で表すものとした。

$$v' = v + \frac{q_{GAS}}{S_b} \quad (2.1.7-2)$$

施設内のガスによる排水は、ガス通気の発生に伴いガス圧が低下し、停止するものと予想される。しかしながら、通気経路が修復された後には、再びガス圧が増加し、施設内の空隙水の排水が開始される。実際には、金属腐食が継続する期間にわたり、このガス放出時の排水期間とガス蓄積期間が繰り返される事となるが、モデル上は、複数回のガス放出期間をひとまとめにして、ガスによる施設内ボイドの排水は、発生したガスの全体積が施設内体積中の排水の可能性のある体積に達するまで継続するものとする。このモデル化の概念を図 2.1.7-2 に示す。ガスにより排水される期間は(2.1.7-3) 式により算出する。

$$T_{GAS,VOID} = \min(T_{GAS}, \gamma_{VOID} \cdot V_{VOID} / q_{GAS}) \quad (2.1.7-3)$$

ここで、

$T_{GAS,VOID}$: 施設内ボイドの排水の期間

T_{GAS} : ガス発生 of 継続期間

γ_{VOID} : ガス発生により排水される施設内 VOID の割合

V_{VOID} : 施設内ボイド体積

(b) 緩衝材空隙水の脱水

緩衝材空隙水の脱水により、廃棄体領域中の核種の一部が速やかに緩み域へ放出される経路のモデル化を検討する。解析においては、緩衝材の脱水する領域の割合と、地下水の通過する面積の割合とを分割し、脱水に寄与する部分とそれ以外の部分に分割して領域をあらかじめ作成する。脱水に寄与する部分の地下水流速は、脱水により通気するまでの期間および緩衝材の厚さから求める。

$$S_{b, cap} = \gamma_{cap} \cdot S_b \quad (2.1.7-4)$$

$$v_{cap} = \frac{L_b}{T_{GAS, Cap}} \quad (2.1.7-5)$$

ここで、

- $S_{b, cap}$: ガス通気に寄与する緩衝材の面積
- $T_{GAS, Cap}$: ガス通気の期間
- v_{cap} : ガス通気の期間中の流速
- L_b : 緩衝材の厚さ
- γ_{Cap} : 緩衝材中の脱水によるガス通気の寄与する面積の割合

である。

上記のガス通気のモデルでは、通気に伴う核種の移動において、通気経路から通気に寄与しない緩衝材への核種の移動（2重空隙モデルにおける核種のマトリクス方向への移動と同様な挙動）の考慮はなされていない保守的なモデルとなる。また、ガスの緩衝材の通気に伴い、施設内のガス圧力は低下することから、緩衝材中を進展する気液界面のフロントは、通気した毛管が閉塞し、再び、施設内のガス圧力が増加するまで停止するものと予想される。そのため、ガスの通気に伴う排水は、通気する可能性のある緩衝材中の全て

の領域の地下水が一時期に排水されるのではなく、ガスの発生が継続する期間内に分散し、生じるものと予想される。ただし、解析では、簡単のため、一時期に全ての通気経路から地下水が放出されるものとした。このモデル化の経時的な概念を図 2.1.7-2 に、また空間的なガス影響のモデル化の概念を図 2.1.7-3 に示す。

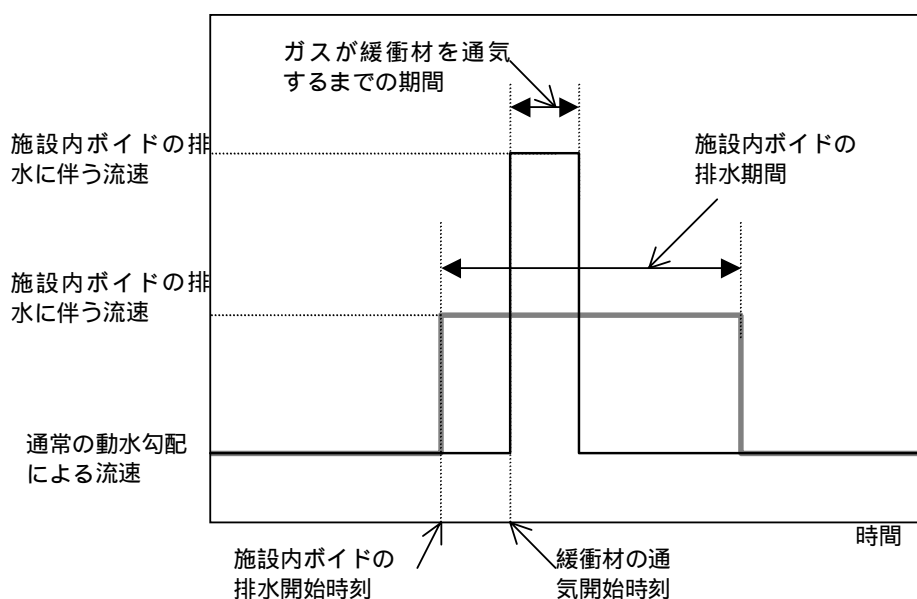


図 2.1.7-2 施設内部ボイドの排水による人工バリア中地下水流速の上昇

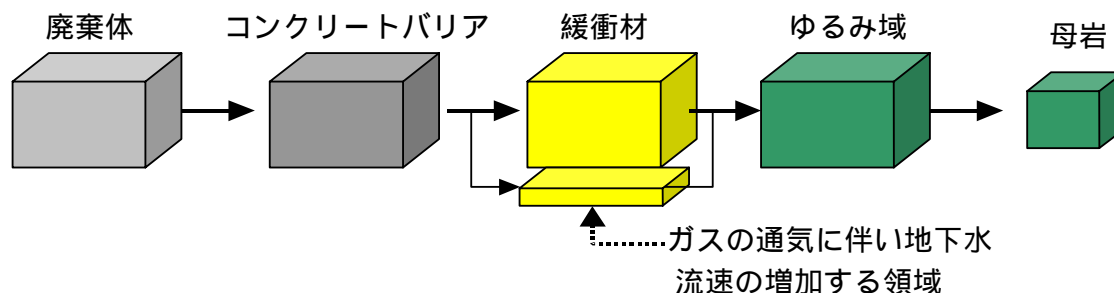


図 2.1.7-3 緩衝材を用いるケースでのガス影響モデル

(5) 緩衝材を用いない処分概念

緩衝材を用いないグループ3および4の処分坑道の概念では、廃棄体内部で発生したガスは、上部の埋め戻し材、または、構造躯体の側面から放出されるものと考えられる。既往のガス移行解析の検討例では、埋め戻し材の材料としてベントナイト（50%）および礫（50%）を想定しており（核燃料サイクル開発機構,電気事業連合会,2000）、この場合のガスおよび水の透過性は、構造躯体（健全時）に比較して2桁ほど大きい。このような埋め戻し材を想定する場合、ガスは上部の埋め戻し材を通気するものと予想される。埋め戻し材の材料としてはベントナイト系材料を用いていることから、埋め戻し材中に拡散した放射性核種が、埋め戻し材空隙中の一部の脱水に伴い母岩中に放出される可能性がある。また、構造躯体の経時的劣化により、ガスが構造躯体中の間隙水を押し出す可能性もある。しかしながら、構造躯体については、透水性および透規性は設計上考慮されていないことや、設計上考慮するとしても、構造躯体の経年変化等を考慮する場合、性能の範囲の想定の不確実性が大きなことから、ガス影響モデルとしては、TRU 廃棄物処分概念検討書（核燃料サイクル開発機構,電気事業連合会,2000）と同様な、ガスにより押し出される汚染地下水が、そのまま、ゆるみ域に達するものとした。

緩衝材がない場合の、また空間的なガス影響のモデル化の概念を図 2.1.7-4 に示す。

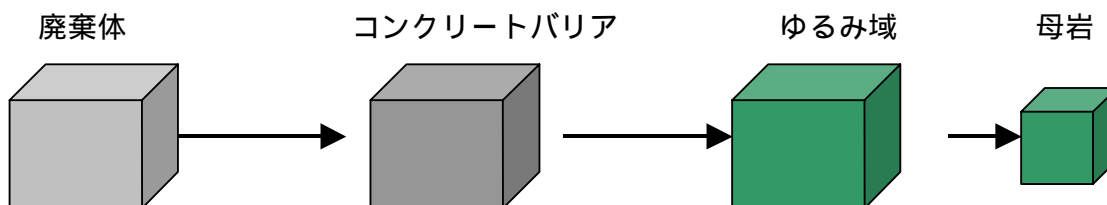


図 2.1.7-4 緩衝材を用いないケースでのガス影響モデル

2.2 モデルの検証

サイトの岩盤の特徴を考慮した地層処分に対応する性能評価に適用可能な、1次元の核種移行モデルについての検証を行った。

2.2.1 モデルの特徴

地層処分に関しては、現状では評価手法が未確定であることから、統計的なモデルおよびこれを補完するための決定論的なモデルを併用することとする。

また、これらの処分方式は併置処分も含めて、硝酸塩等の核種移行特性に影響を及ぼす物質や高アルカリプルームの移行が重要となることから、地球化学異常を表現可能なコードを用いることを基本とする。さらに、これらの処分方式の対象となる地質特性としては、多孔質媒体および亀裂媒体の両方が考えられる。その場合、多孔質媒体と何らかの応力作用によって生じた亀裂部の両方が核種の移行経路となりえる。そのため、天然バリアの移行モデルとしては、多孔質媒体と亀裂媒体の両方を組み合わせた一般化2重空隙モデルの適用が必要となる。

したがって、本研究では、地球化学異常を表現可能であり、かつ将来的に一般化2重空隙モデルが利用可能となるように、オブジェクト指向型の性能評価環境O₃(オゾン ; On-line Object Oriented) (高瀬他, 2002) を用いて解析ツールを開発している。

2.2.2 検証用モデルの構築

(1) O₃による解析モデルの構築

O₃システムを利用して、図 2.2.2-1 に示すような領域から構成される、TRU廃棄物の処分システムの特徴を考慮した移行モデルを構築し、統計的解析の実施を行った。

図中に示されたオブジェクトは、各々表 2.2.2-1 に示すような意味を持つ。

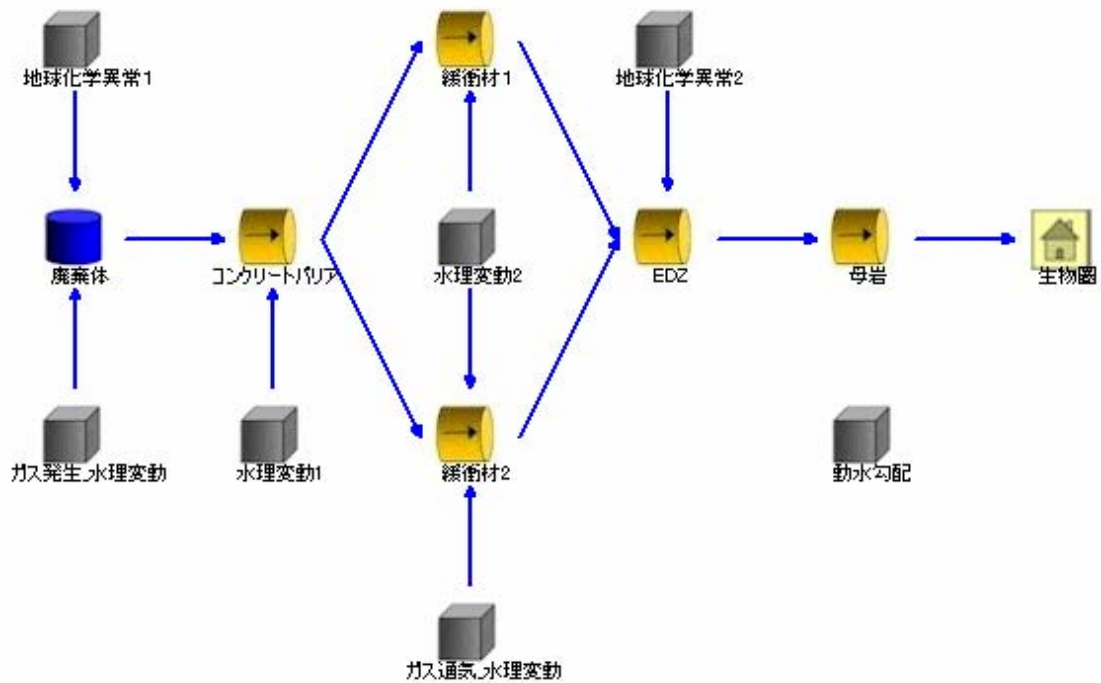






図 2.2.2-1 O₃システムによる検証用解析モデル

表 2.2.2-1 O₃システムの配置オブジェクト

	<p>廃棄体領域の特性の設定。領域を多孔質媒体で近似する。</p> <p>入力パラメータ：</p> <p>核種インベントリ、領域のジオメトリ、透水係数（または流速）、溶解度、空隙率、分配係数、地球化学物質緩衝容量等。溶解度および分配係数は、地球化学異常前、地球化学異常中、地球化学異常後の各々の値を指定する。</p>
	<p>領域を多孔質媒体で近似する。</p> <p>入力パラメータ：</p> <p>領域のジオメトリ、透水係数（または流速）、溶解度、空隙率、分配係数、地球化学物質緩衝容量等。溶解度および分配係数は、地球化学異常前、地球化学異常中、地球化学異常後の各々の値を指定する。</p>
	<p>以下の3つの条件設定を行う</p> <ul style="list-style-type: none"> ・地球化学異常のソースの指定 <p>入力パラメータ：</p> <p>地球化学異常開始時刻、継続期間、地球化学異常物質濃度</p> <ul style="list-style-type: none"> ・接続された領域の透水係数や空隙率の時間的な変動の指定。 <p>入力パラメータ：</p> <p>劣化時の透水係数、空隙率</p> <ul style="list-style-type: none"> ・全域的な動水勾配の設定 <p>入力パラメータ：</p> <p>動水勾配</p>
	<p>生物圏</p> <p>これに接続された領域からの核種フラックスを用いて、これに線量換算係数を乗じて被ばく線量を算出し、出力する。</p> <p>入力パラメータ：</p> <p>線量換算係数</p>

緩衝材領域を2つに分割した理由は、2.1.7項に記載したガスによる移行への影響を解析するためである。ガス影響に関しては、

「緩衝材空隙水の脱水」;

緩衝材の通気に伴う緩衝材空隙水の押し出し

「施設内部ボイドの排水」

廃棄体部分でのガス発生による施設内の地下水の押し出し

の2種の核種移行への影響を考慮することにより解析を実施した。の「緩衝材空隙水の脱水」を原因としてEDZに放出される核種の量に関しては、施設の体積、緩衝材の分配係数および通気時刻における核種のインベントリから概算される緩衝材空隙水中の核種の濃度を用い、核種の移動量を決定し、これが、直接EDZに放出されるものとする概略的な評価を行った。

O₃システムでは、コンクリートバリアからEDZに至る緩衝材の移行経路をあらかじめ2つ用意することにより、一方の経路をガス通気時に内部の流速を上昇させるようなモデルの構築が容易である。このモデル構築の柔軟性を用い、図に示すような2つの移行経路を持つモデルにより検証用の解析を実施した。

2.2.3 解析結果の検証

本年度の研究で用いるO₃システムと、既存の解析コードであるTiger1.5との比較を行い、解析結果の検証を実施した。以下、両ツールによる比較解析結果をまとめる。

(1) 時間的に一定で空間的に物性等が異なる領域に関する検証

最初に、時間的には一定で空間的に物性等が異なる複数の領域である人工バリアと天然バリアの存在を考慮したケースについて、Tigerの数値解析結果との比較により検証した。

表 2.2.3-1～表 2.2.3-3 に検証に用いたデータを示す。主な核種について、図 2.2.3-1 に人工バリアからの流出フラックス、図 2.2.3-2 に天然バリアからの流出フラックスの比較を示す。両コードとも結果は良く一致している。

表 2.2.3-1 時間的に一定で空間的に物性等が異なる領域(人工バリアと天然バリアの存在)を考慮したケースについて Tiger との比較検証に用いたデータ
(その1:計算体系)

	データ	備考
廃棄体		
体積 [m ³]	38.4	
断面積 [m ²]	24.8	
セル分割数	1	
空隙率 [-]	0.429	
密度 [kg/m ³]	3971	
ダルシー流速 [m/yr]	9.46E-6	
分散長 [m]	0.0	
拡散係数 [m ² /yr]	0.112	拡散係数は元素に依らないとした。
内側境界条件	ゼロフラックス	
人工バリア		
厚み [m]	1.0	
外側面積 [m ²]	37.7	廃棄体側から順にセル断面積が大きくなる。
セル分割数	10	
空隙率 [-]	0.4	
密度 [kg/m ³]	2680	
ダルシー流速 [m/yr]	9.46E-6	
分散長 [m]	0.1	
拡散係数 [m ² /yr]	Cs 2.37E-2 C, Cl, Se, I 7.88E-3 その他 1.58E-2	
EBS-NBS 境界条件	濃度連続	
天然バリア		
長さ [m]	100.0	
断面積 [m ²]	44.0	
セル分割数	100	
空隙率 [-]	0.2	
密度 [kg/m ³]	2700	
ダルシー流速 [m/yr]	3.16E-4	
分散長 [m]	10.0	
拡散係数 [m ² /yr]	0.126	拡散係数は元素に依らないとした。
外側境界条件	ゼロ濃度	
計算精度	1E-6	

表 2.2.3-2 時間的に一定で空間的に物性等が異なる領域(人工バリアと天然バリアの存在)を考慮したケースについて Tiger との比較検証に用いたデータ
(その2:対象核種)

核種	半減期 [yr]	インベントリ [mol]
C-14	5.73E+03	1.39E-01
Cl-36	3.00E+05	1.71E-01
Co-60	5.27E+00	9.55E-01
Ni-59	7.50E+04	1.58E+01
Se-79	6.50E+04	3.45E-02
Sr-90	2.88E+01	2.55E+00
Zr-93	1.50E+06	1.61E+01
Nb-94	2.00E+04	1.60E+00
Mo-93	3.00E+03	5.08E-03
Tc-99	2.14E+05	2.01E+01
Pd-107	6.50E+06	9.18E-01
Sn-126	1.00E+05	9.64E-02
I-129	1.60E+07	6.45E-01
Cs-135	3.00E+06	2.01E+00
Cm-244	1.81E+01	4.84E-02
Pu-240	6.57E+03	3.13E+00
U-236	2.34E+07	7.13E+00
Th-232	1.41E+10	0
Ra-228	5.76E+00	0
Th-228	1.91E+00	0

表 2.2.3-3 時間的に一定で空間的に物性等が異なる領域(人工バリアと天然バリアの存在)を考慮したケースについて Tiger との比較検証に用いたデータ
(その3:溶解度・分配係数)

元素	廃棄体	人工バリア	天然バリア
溶解度 [mol/m ³]			
C	7.00E-02	1.00E+09	1.00E+09
Cl	1.00E+09	1.00E+09	1.00E+09
Co	2.00E-01	2.00E-01	1.00E+09
Ni	2.00E-01	2.00E-01	1.00E+09
Se	2.00E-03	2.00E-03	1.00E+09
Sr	1.00E-01	1.00E+09	1.00E+09
Zr	2.00E-02	2.00E-02	1.00E+09
Nb	1.00E+09	1.00E+09	1.00E+09
Mo	1.00E+00	1.00E+00	1.00E+09
Tc	4.00E-05	4.00E-05	1.00E+09
Pd	3.00E-04	3.00E-04	1.00E+09
Sn	5.00E+02	5.00E+02	1.00E+09
I	1.00E+09	1.00E+09	1.00E+09
Cs	1.00E+09	1.00E+09	1.00E+09
Ra	1.00E-03	1.00E-03	1.00E+09
Th	8.00E-07	3.00E-03	1.00E+09
U	1.00E-05	6.00E-05	1.00E+09
Pu	1.00E-07	5.00E-05	1.00E+09
Cm	9.00E-06	5.00E-06	1.00E+09
分配係数 [m ³ /kg]			
C	0.005	0	0.0001
Cl	0.0001	0	0.0001
Co	0.01	0.01	0.5
Ni	0.01	0.01	0.5
Se	0.0001	0	0.01
Sr	0.001	0.001	0.5
Zr	0.1	1	1
Nb	0.1	0.1	1
Mo	0.0001	0	0.0001
Tc	0.1	0.1	1
Pd	0.01	1	1
Sn	0.1	0.1	5
I	0.0001	0	0.0001
Cs	0.001	0.01	0.1
Ra	0.05	0.01	0.5
Th	1	0.1	1
U	1	0.01	1
Pu	1	1	1
Cm	1	1	5

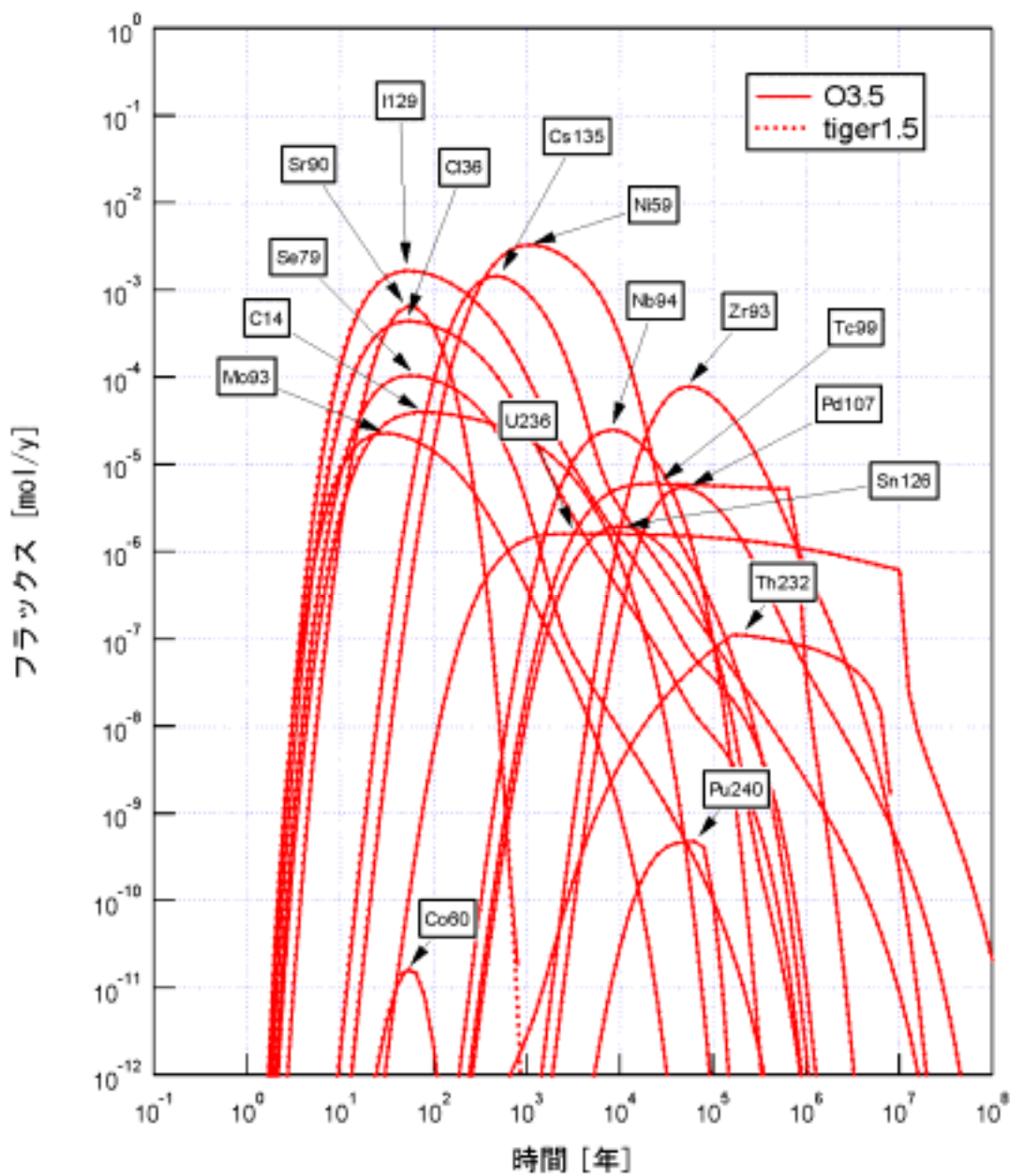


図 2.2.3-1 O₃と Tiger の人工バリア出口フラックスの比較

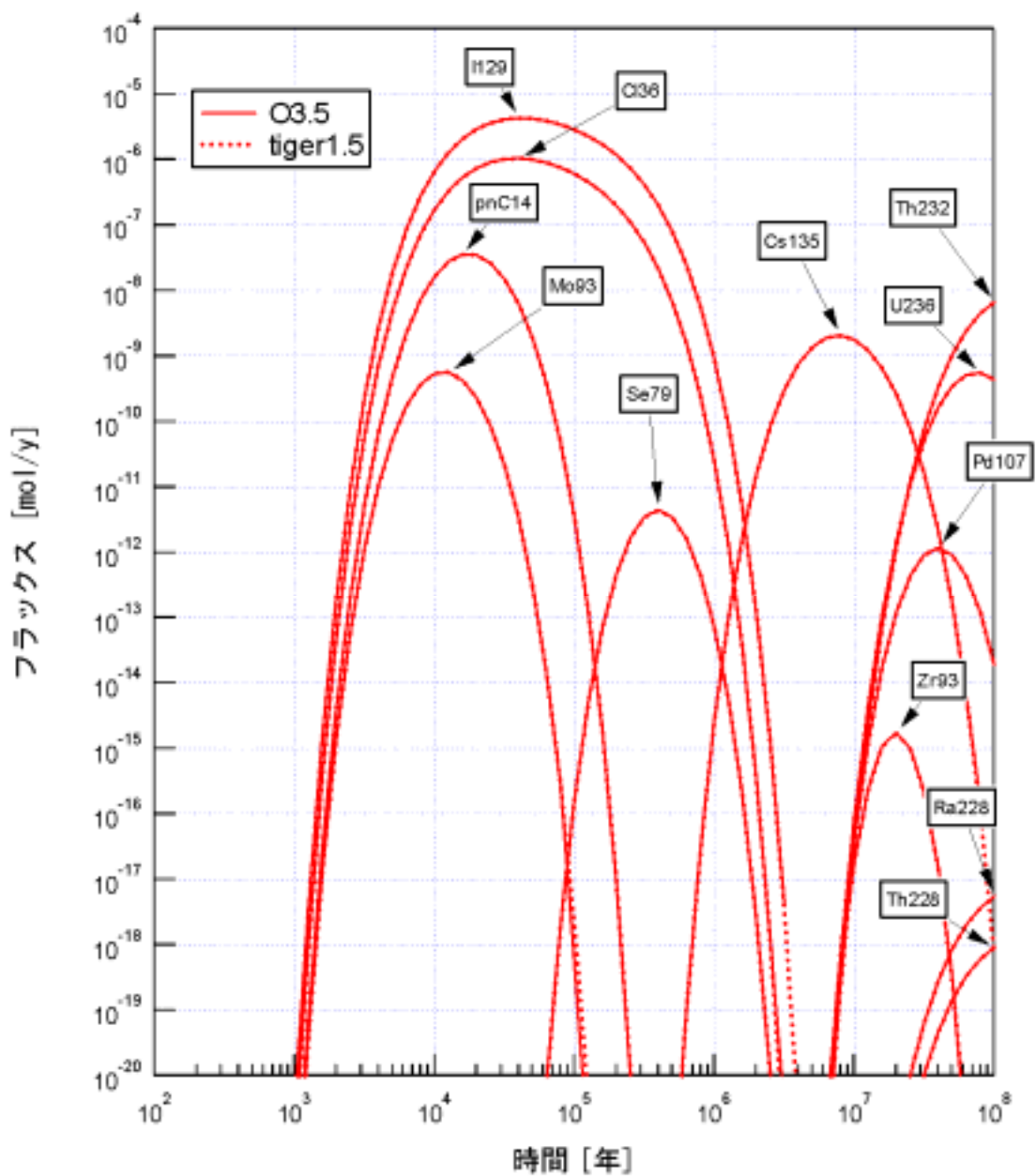


図 2.2.3-2 O₃ と Tiger の天然バリア出口フラックスの比較

(2) 地球化学異常モデルに関する検証

ここでは、地球化学異常の経時的影響を考慮したケースについて、Tiger の数値解析結果との比較により検証した。

基本的な核種移行特性および核種移行評価に関するデータは、表 2.2.3-1 ~ 表 2.2.3-3 に示したデータと同じである。表 2.2.3-4 および表 2.2.3-5 に地球化学異常モデルに関係するデータを示す。主な核種について、図 2.2.3-3 に人工バリアからの流出フラックス、図 2.2.3-4 に天然バリアからの流出フラックスの比較を示す。両コードとも結果は良く一致している。

表 2.2.3-4 地球化学異常モデルについて Tiger との比較検証に用いたデータ (その1)

項目	データ	備考
地球化学異常		
発生源	廃棄体	
強度	0.01	
発生期間[yr]	1E5 yr	
緩衝能力		
廃棄体[m ³]	1.0	
人工バリア [m ³]	1.0	
天然バリア [m ³]	0.0	

表 2.2.3-5 地球化学異常モデルについて Tiger との比較証に用いたデータ

(その2 : 溶解度・分配係数)

元素	地球化学異常中	地球化学異常後	備考
溶解度 [mol/m ³]			
すべての元素	1.00E+09	1.00E+09	場所によらない
分配係数 [m ³ /kg]			
すべての元素	GA 前の値の 0.1 倍	GA 前の値の 0.5 倍	

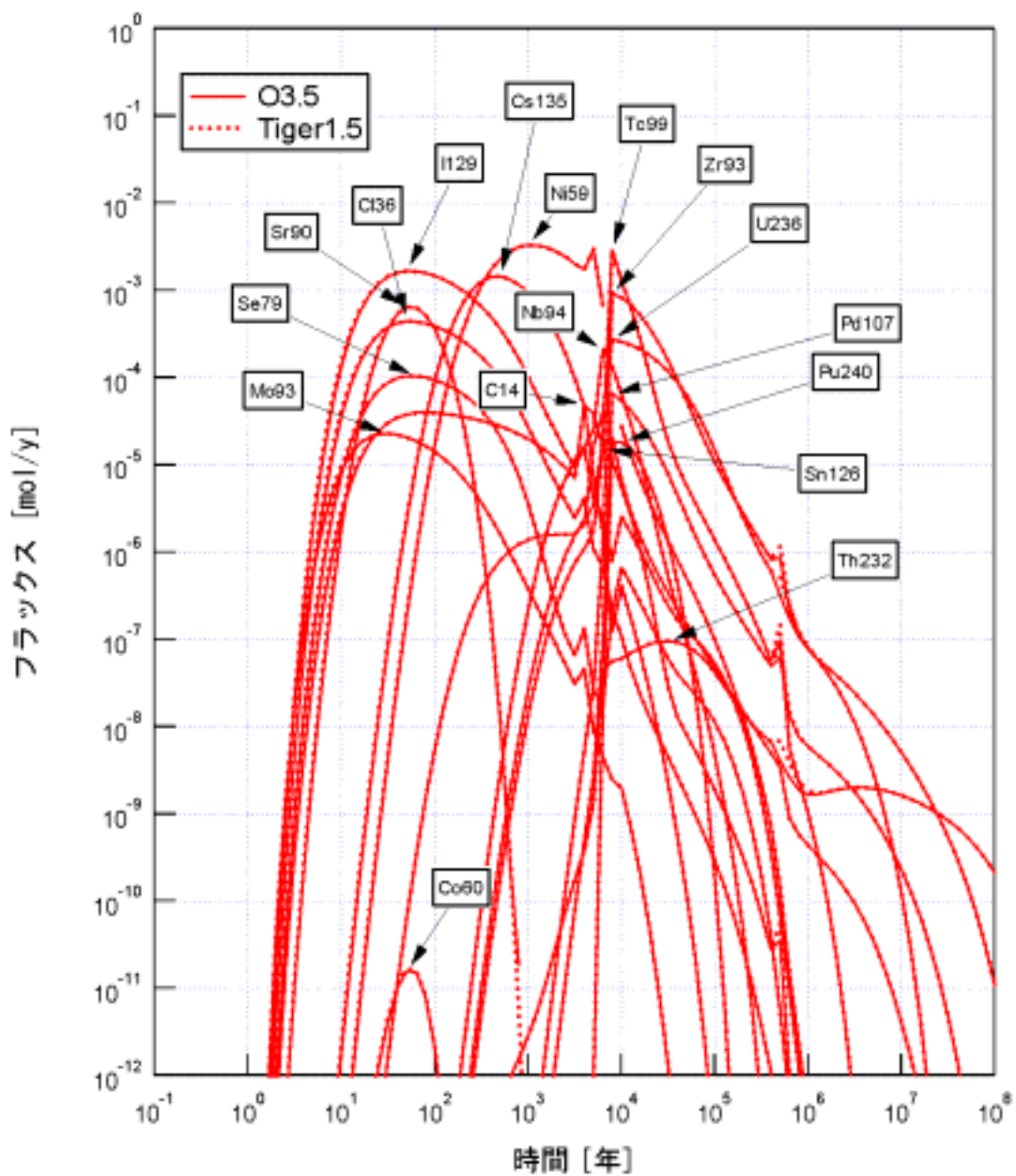


図 2.2.3-3 O₃と Tiger の人工バリア出口フラックスの比較 (地球化学異常を想定)

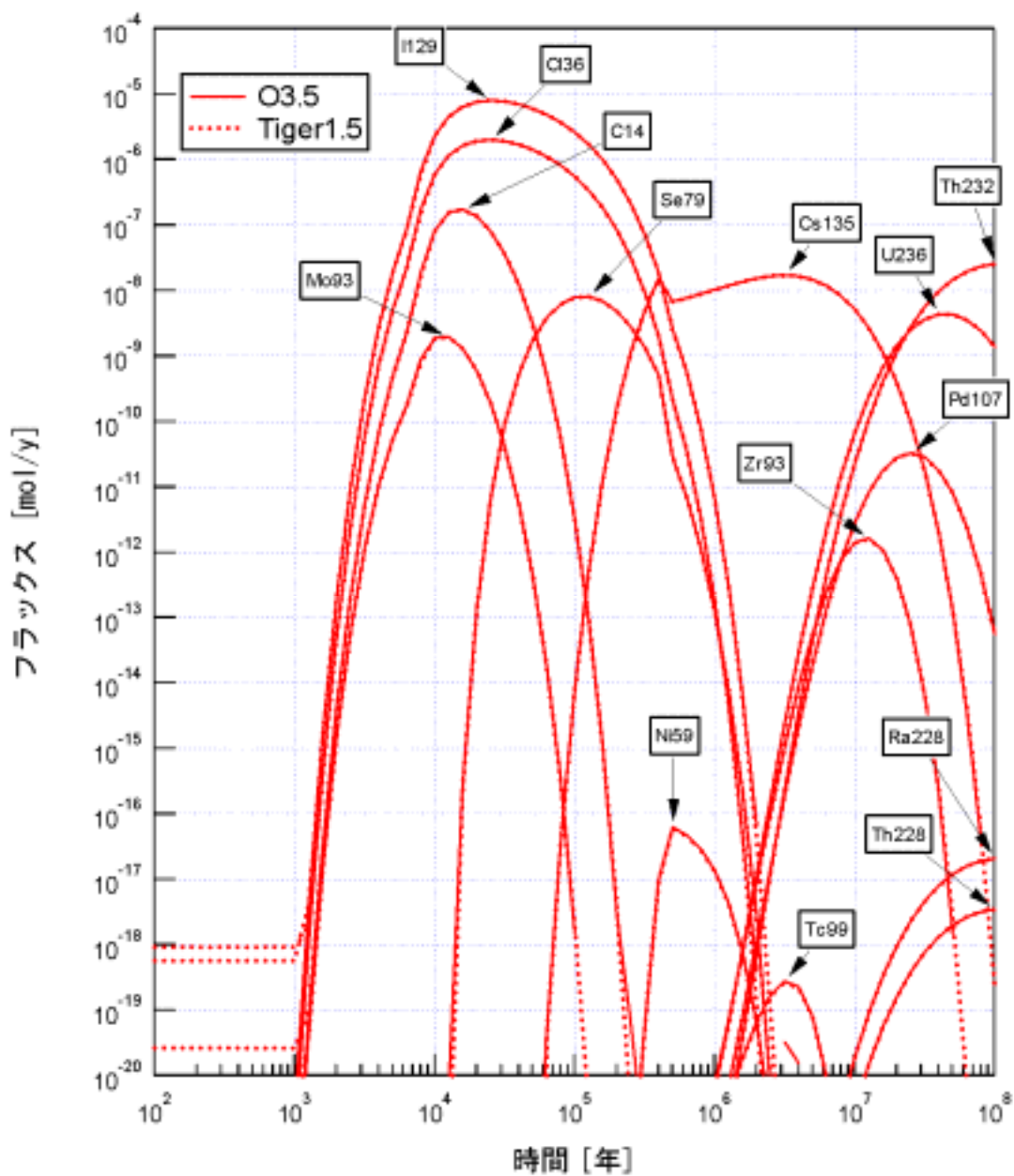


図 2.2.3-4 O₃と Tiger の天然バリア出口フラックスの比較 (地球化学異常を想定)

(3) 速度論的溶解沈殿反応モデルの検証

速度論的溶解沈殿反応モデルの検証に用いたデータを表 2.2.3-6 および表 2.2.3-7 に示す。速度論的溶解沈殿反応に関しては、 N_p を対象核種として、その移行について Tiger との比較を行った。天然バリア出口フラックスに関する計算結果の比較を図 2.2.3-5 に示す。図中には、速度論的溶解沈殿を考慮しない場合の結果も示してある。図からも判るように両コードの結果は非常に良く一致している。したがって、速度論的沈殿溶解反応モデルは、正しく機能していると考えられる。

表 2.2.3-6 速度論的溶解沈殿反応モデルの
Tiger との比較計算に用いた O₃ の入力データ (その1)

	O ₃	備考
廃棄体		
厚み [m]	0.205	
断面積 [m ²]	4.379	
空隙率 [-]	1.0	
実流速 [m/yr]	0.0	ベントナイトによる止水
分散長 [m]	0.0	
拡散係数 [m ² /yr]	9.46E-3	元素によらない
ベントナイト		
厚み [m]	0.7	
出口断面積 [m ²]	11.856	各セルの断面積は 4.379 から 11.856 の間で直線内挿した。
セル分割数	10	
空隙率 [-]	0.4	
実流速 [m/yr]	0.0	ベントナイトによる止水
分散長 [m]	0.0	
拡散係数 [m ² /yr]	9.46E-3	元素によらない
天然バリア		
厚み [m]	100	移行距離
断面積 [m ²]	3.125	
セル分割数	100	
空隙率 [-]	0.2	
実流速 [m/yr]	0.16	動水勾配 × 透水係数
分散長 [m]	10.0	= 1E-9 [m/s] に相当。
拡散係数 [m ² /yr]	1.26E-1	元素によらない
溶解度制限	なし	
核種インベントリ [mol]		Tiger は、瞬時放出であるが、O ₃ では放出時間 1.0 年とした。
Cm-245	7.26E-3	
Pu-241	1.23E-5	
Am-241	1.88E-1	
Np-237	3.74E+0	
U-233	1.17E-3	
Th-229	2.51E-6	
境界条件		
廃棄体側	ゼロフラックス	
天然バリア側	移流のみ	

表 2.2.3-7 速度論的溶解沈殿反応モデルの
Tiger との比較計算に用いた O₃ の入力データ (その 2)

	O ₃	備考
人工バリア内 平衡論的溶解度 [mole/m ³] Cm Pu Am Np U Th	5.0E-6 2.0E-6 5.0E-6 1.0E-5 6.0E-5 3.0E-3	
人工バリア内 速度論的溶解度 Np [mole/m ³]	1.0E-8	平衡論の 1/1000 とした。
人工バリア内 速度論的溶解沈殿 反応速度 [mole/m ³ /y]	1.0E-10	計算時間の都合上、できるだけ小さな値にした。

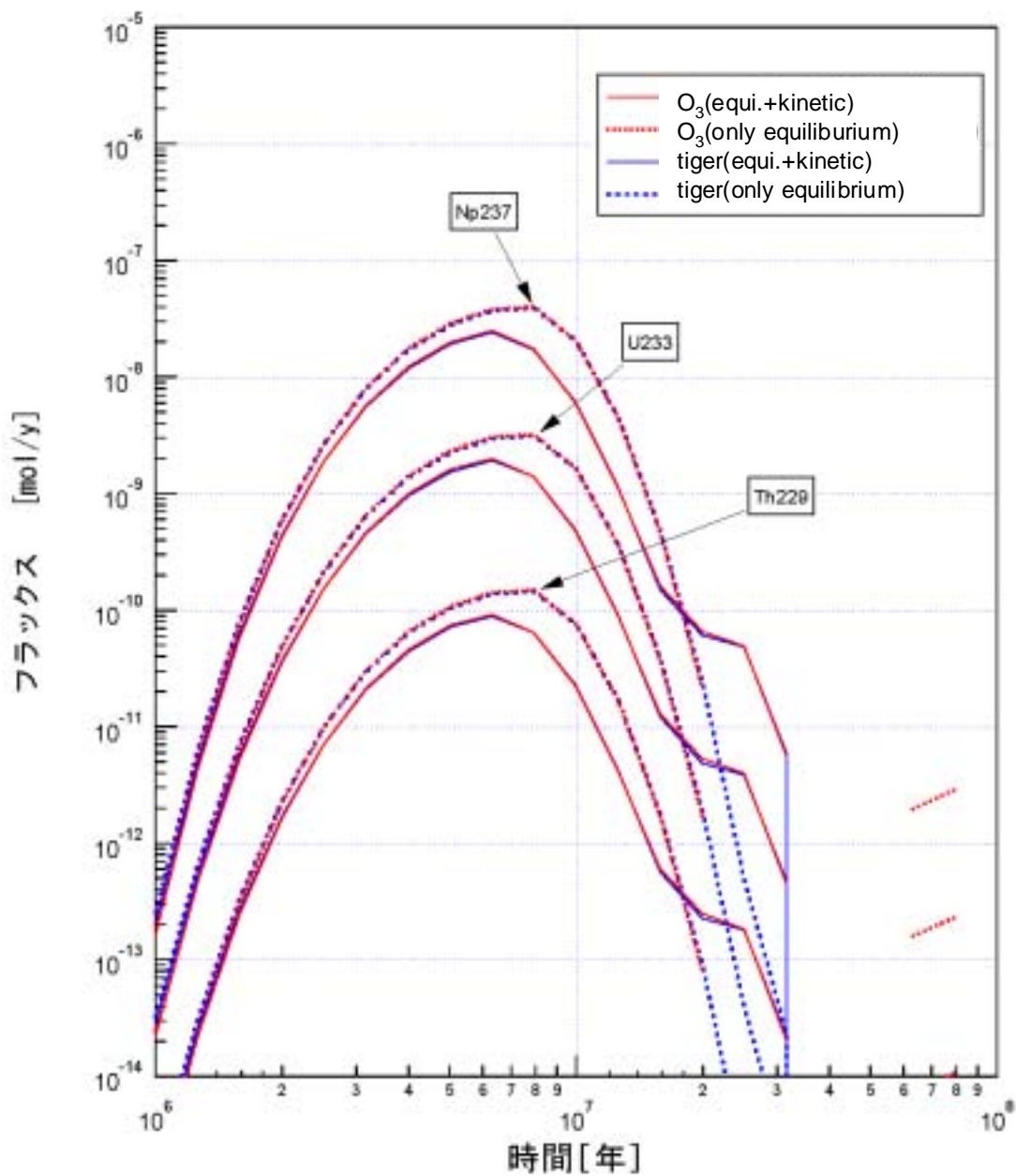


図 2.2.3-5 速度論的溶解沈殿反応モデルの検証
 (天然バリア出口でのフラックスの比較)

2.3 地層処分のパラメータの設定

本研究のパラメータ項目および範囲の設定にあたっては、昨年度までの研究で設定したデータを見直し、文献調査を実施すると共に核燃料サイクル開発機構の専門家にインタビューを実施した。

本年度のパラメータ設定の特長としては、核種の移行特性に関する主要パラメータである放射性核種の溶解度と各バリア材への分配係数に関して、区分された地下水化学性状に対応したサンプリング方法を設定した。次項にその設定手順を示す。

2.3.1 主要核種移行パラメータの区分設定

(1) 水化学条件の振れ幅

放射性核種の溶解度と分配係数に関する解析パラメータの範囲を設定するために、地下水性状の振れ幅と TRU 廃棄体および処分場の構成材料に起因する地球化学異常を考慮した地下水および人工バリア間隙水の振れ幅を検討した。地球化学異常に関しては酸化還元電位、pH および硝酸イオンの影響を考慮した。

地下水性状の振れ幅に関しては、JNC 第 2 次取りまとめ第 1 分冊（核燃料サイクル開発機構，1999b， -71 頁）によれば、日本の深部地下水の酸化還元電位は、 $-385 \sim +365$ [mV]の範囲内にある。地層処分場では、建設及び操業期間中に大気平衡の酸素が供給される。このため TRU 廃棄物の処分では、廃棄体容器の初期欠陥との組み合わせを考慮して、第 2 次取りまとめ第 3 分冊（核燃料サイクル開発機構，1999b）を参照し、自然界に認められる大気平衡地下水の酸化還元電位を考慮して $+480$ [mV]を上限とした。下限については、第 2 次取りまとめのリファレンスケースを参照して -276 [mV]を採用した。前記のようにこの設定値よりも低い還元性地下水も認められるが、そのような場合には核種の溶解度はリファレンスケースと同等かもしくは低減するため、解析の保守性の観点からは、下限として -276 [mV]を採用しても問題ないと考えた。

pH に関しては、通常の地下水は弱酸性からアルカリ性の範囲にあると考えられる。JNC 第 2 次取りまとめ第 1 分冊（核燃料サイクル開発機構，1999b， -71 頁）によれば、日本の深部地下水の pH は、 $6.3 \sim 10.3$ [-]の範囲にある。サイト選定においては、例えば火山影響を直接受けるような極端な地球化学特性

のサイトは避けうると考えられることから、日本における深部地下水の pH の振れ幅は、上記を参照して、6.3~10.3 [-]とする。但し、人工バリア内部及び人工バリア近傍の母岩領域では、地下水もしくは間隙水がセメント系材料の使用により、アルカリ側に移行すると考えられることから、TRU 第 1 次取りまとめ（核燃料サイクル開発機構,電気事業連合会,2000）を参照して、地下水もしくは間隙水の pH 幅を、13.5~8.5 とする。ただし、この pH 範囲は、データの取得状況を勘案して見直すことも考慮する。

(2) データの全般的設定方法

前記の検討を踏まえて、対象核種毎に以下の 4 種の区分を想定し、最初から のいずれかの区分をランダムに選定する。次に選定した区分毎に溶解度及び分配係数のデータセットの幅の中から、ランダムに解析に使用する特定の値を選定する。これにより、分配係数と溶解度の地球化学的相関性および各核種間の分配係数や溶解度の地球化学的相関性のある程度維持することが可能となる。図 2.3.1-1 にこれらの区分結果を示す。

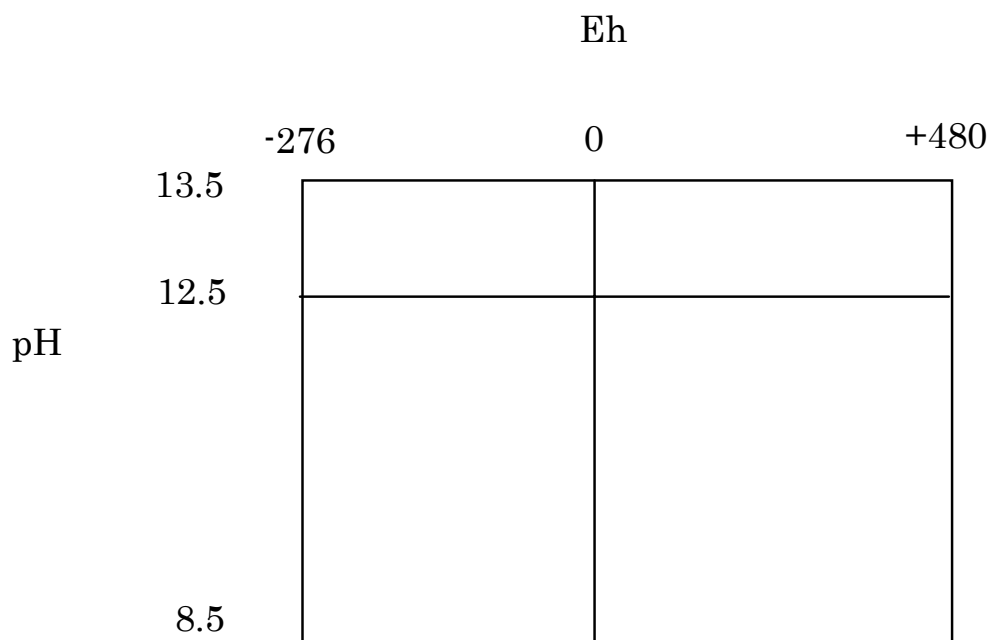


図 2.3.1-1 水化学組成の区分

pH の境界値は、図 2.3.1-2 に示す Atkinson モデル (Atkinson , 1985) を参照し、セメントからの Na,K が溶出し、ポルトランドライトの溶出が進行する期間中の pH である 12.5 を境界とした。Atkinson のモデルでは、セメント 185kg/m³ を含む直径 20m の処分場、地下水流速 10⁻¹⁰ m/s を仮定している。

核種毎に溶解度の Eh 依存性は異なると考えられるが、ここでは水素電極での酸化還元電位 0 を境界値とした。

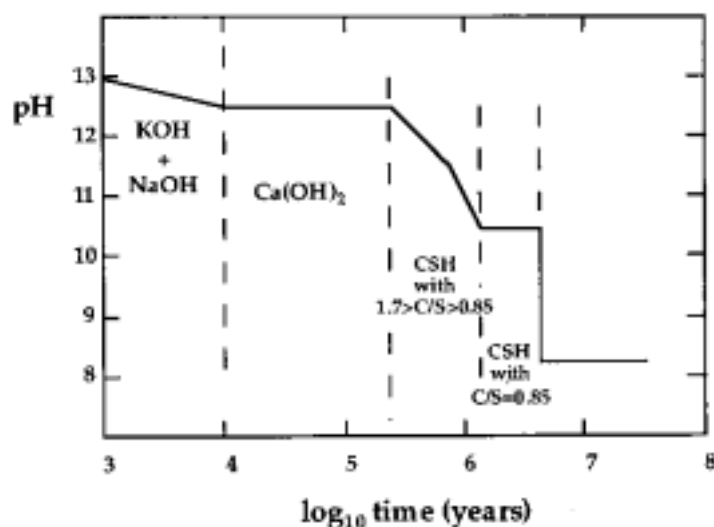


図 2.3.1-2 セメント浸出液の経時的変化に関するモデル

(3) 核種溶解度データの設定方法

水化学組成の区分毎の溶解度は、Tc,Am,Np,U および Th の 5 核種について設定する。C,I,Cs の 3 核種については可溶性核種として溶解度制限を設定しない。C については、固相の存在形態が特定困難なことから保守的に可溶性核種として取り扱う。

溶解度を設定する上記 5 核種のうち、Th の溶解度は酸化還元電位及び pH の影響を受けにくいことから、第 2 次取りまとめのリファレンスである還元性降水系地下水である FRHP (核燃料サイクル開発機構, 1999d) の地下水組成における検証計算による解析を 1 ケース行うことに留めた。

その他の 4 種の核種については、核燃料サイクル開発機構の熱力学データベ

ース（核燃料サイクル開発機構，2003）を基に、図 2.3.1-1 の Eh と pH の交点となる 9 点に関して PhreeqcC により溶解度計算を実施した。計算の前提とする地下水イオン組成は、還元性降水系地下水である FRHP の地下水組成を基本として、さらにポルトランドセメントおよびベントナイトとの平衡水も考慮した。酸化性地下水の設定については、酸化性雰囲気を考慮した降水系地下水である FOHP（核燃料サイクル開発機構，1999f）のデータを使用した。なお、両者の中間にあたる酸化還元電位（標準水素電極）0mV の地下水組成が見当たらなかったため、核種の溶解度に関する公開文献を参照し、比較的還元電位の近い FRHP lower HP（核燃料サイクル開発機構，1999f）の地下水組成を代用した。

還元性雰囲気の溶解度制限固相は第 2 次取りまとめおよび関連資料を参照するとともに予備的計算を行い過飽和状態の有無を確認する。文献調査の結果得られた各元素の溶解度への pH および Eh の影響の傾向および溶解度制限固相の候補を表 2.3.1-1 に示す。これらの検討および予備解析を経て決定した制限固相について、溶解度計算を実施した結果を表 2.3.1-2 に示す。さらに地下水領域毎の溶解度範囲に関する結果を表 2.3.1-3 に示す。

これらのパラメータ範囲について核燃料サイクル開発機構の専門家と協議を行い、海外の溶解度設定例も参照して解析で使用する最終的な溶解度パラメータ範囲を表 2.3.1-4 に示す。

表 2.3.1-1 核種溶解度に及ぼす地下水特性の影響及び溶解度制限固相に関するデータセット

核種 水質	Tc	Th	U	Np	Am	備考 参考文献
	4E-8 TcO ₂ ·2H ₂ O(am)	5E-6 ThO ₂ (am)		NpO ₂ (am)	Am(OH) ₃	にセメント成分を追加して pH13.5 の平衡水での解析
	4E-8 TcO ₂ ·2H ₂ O(am)	5E-6 ThO ₂ (am)		NpO ₂ (am)	Am(OH) ₃	にセメント成分を追加して pH12.5 の平衡水での解析
	4E-8 TcO ₂ ·2H ₂ O(am)	5E-6 ThO ₂ (am)	8E-9 UO ₂ (am)	2E-8 NpO ₂ (am)	2E-7 AmOHCO ₃ (cr)	JNC FRHP 1)
	と同じ	5E-6 ThO ₂ (am)			Am(OH) ₃	にセメント成分を追加して pH13.5 の平衡水での解析
	と同じ	5E-6 ThO ₂ (am)			Am(OH) ₃	にセメント成分を追加して pH12.5 の平衡水での解析
	制限固相として、 0mv まで、TcO ₂ · 2H ₂ O(am)を仮定2)	5E-6 ThO ₂ (am)			2E-7 AmOHCO ₃ (cr)	Tc,U,Np について、と同条件で Eh を 0 として解析
	Soluble	5E-6 ThO ₂ (am)			Am(OH) ₃	にセメント成分を追加して pH13.5 の平衡水での解析
	Soluble	5E-6 ThO ₂ (am)			Am(OH) ₃	にセメント成分を追加して pH12.5 の平衡水での解析
	Soluble	5E-6 ThO ₂ (am)	5E-3 UO ₃ ·2H ₂ O(am)	4E-5 NaNpO ₂ CO ₃ (cr)	2E-7 AmOHCO ₃ (cr)	JNC FOHP 1)
備考	Tc の溶解度は pH に依存しない。酸化側では可溶性。1)	Th の溶解度は pH , pe に依存しない。HCO ₃ 濃度に依存する。1)	U の溶解度は pH , pe,HCO ₃ 濃度に依存する。1)	Np の溶解度は pH , pe,HCO ₃ 濃度に依存する。1)	pH が上昇すると溶解度が低下する傾向が認められる。1)	

1) (核燃料サイクル開発機構, 1999d)

2) (Urs Berner, , 1995)

表 2.3.1-2 核種溶解度解析結果

	Tc	Th	U	Np	Am	間隙水	pH	Eh [mV]	pe
	4E-6 TcO ₂ ・1.6H ₂ O(am)	5E-6 ThO ₂ (am)	5E-6 UO ₂ (am)	2E-9 NpO ₂ (am)	3E-6 AmOHCO ₃ (cr)	FRHP(レファレンス) + NaOH	13.8	-614	-10.37
	2E-7 TcO ₂ ・1.6H ₂ O(am)	5E-6 ThO ₂ (am)	4E-7 UO ₂ (am)	3E-9 NpO ₂ (am)	8E-8 AmOHCO ₃ (cr)	FRHP(レファレンス) + Ca(OH) ₂	12.5	-537	-9.08
	4E-9 TcO ₂ ・1.6H ₂ O(am)	5E-6 ThO ₂ (am)	6E-6 UO ₂ (am)	2E-8 NpO ₂ (am)	7E-9 AmOHCO ₃ (cr)	FRHP(レファレンス)	8.4	-276	-4.66
	3E-6 TcO ₂ ・1.6H ₂ O(am)	5E-6 ThO ₂ (am)	5E-6 UO ₂ (am)	2E-9 NpO ₂ (am)	6E-6 AmOHCO ₃ (cr)	FRHP(lower-pH) + NaOH	13.8	-607	-10.25
	2E-7 TcO ₂ ・1.6H ₂ O(am)	5E-6 ThO ₂ (am)	6E-7 UO ₂ (am)	3E-9 NpO ₂ (am)	2E-7 AmOHCO ₃ (cr)	FRHP(lower-pH) + Ca(OH) ₂	12.5	-533	-9.00
	5E-9 TcO ₂ ・1.6H ₂ O(am)	5E-6 ThO ₂ (am)	3E-6 UO ₂ (am)	7E-9 NpO ₂ (am)	1E-8 AmOHCO ₃ (cr)	FRHP(lower-pH)	7.2	-168	-2.84
	Soluble	5E-6 ThO ₂ (am)	Soluble	2E-4 NaNpO ₂ CO ₃ (cr)	3E-6 AmOHCO ₃ (cr)	FOHP + NaOH	13.8	87	1.48
	Soluble	5E-6 ThO ₂ (am)	Soluble	6E-5 NaNpO ₂ CO ₃ (cr)	8E-8 AmOHCO ₃ (cr)	FOHP + Ca(OH) ₂	12.5	175	2.96
	Soluble	5E-6 ThO ₂ (am)	3E-3 UO ₃ ・2H ₂ O	4E-5 NaNpO ₂ CO ₃ (cr)	7E-9 AmOHCO ₃ (cr)	FOHP	8.4	480	8.11

*Th についてはケース のみ解析実施。

表 2.3.1-3 解析結果に基づく各領域毎の溶解度範囲

領域 \ 核種	Tc	Th	U	Np	Am
	2E-7 ~ 4E-6	5E-6	4E-7 ~ 6E-6	2E-9 ~ 3E-9	8E-8 ~ 6E-6
	2E-7 ~ SOLUBLE	5E-6	6E-7 ~ SOLUBLE	2E-9 ~ 2E-4	8E-8 ~ 6E-6
	4E-9 ~ 2E-7	5E-6	4E-7 ~ 6E-6	3E-9 ~ 2E-8	2E-7 ~ 7E-9
	2E-7 ~ SOLUBLE	5E-6	6E-7 ~ SOLUBLE	3E-9 ~ 6E-5	2E-7 ~ 7E-9

表 2.3.1-4 各領域毎の溶解度範囲設定結果

領域 \ 核種	Tc	Th	U	Np	Am
	1E-7 ~ 1E-5	1E-10 ~ 1E-6	1E-10 ~ 1E-6	1E-10 ~ 1E-6	1E-10 ~ 1E-6
	SOLUBLE	1E-10 ~ 1E-6	1E-6 ~ SOLUBLE	1E-4 ~ 1E-2	1E-10 ~ 1E-6
	1E-9 ~ 1E-6	1E-10 ~ 1E-6	1E-10 ~ 1E-6	1E-10 ~ 1E-6	1E-10 ~ 1E-6
	SOLUBLE	1E-10 ~ 1E-6	1E-6 ~ SOLUBLE	1E-7 ~ 1E-6	1E-10 ~ 1E-6

(4) 核種の分配係数の設定方法

C, I, Cs, Tc, Am, Np, U および Th について設定する。固相は、ベントナイト、コンクリートおよび結晶質母岩（花崗岩）の 3 種とする。核燃料サイクル開発機構の収着データベース（核燃料サイクル開発機構，2003）である JNC-SDB を基に、Eh と pH の交点となる 9 点を考慮してデータ範囲を設定する。酸化性領域での分配係数データが少なく適切な設定することが困難な核種に関しては、還元性と同じデータ範囲を設定する。表 2.3.1-5～表 2.3.1-7 に JNC-SDB から抽出した各元素の地下水化学組成領域毎の分配係数を示す。本 DB では C が含まれていない。また対象元素によっては酸化還元雰囲気についてあまり考慮されていないデータも多く存在する。さらに、pH の変動範囲も今回の解析データセットとして利用できるほど広範には広がっていない。データの不十分な点については、TRU 廃棄物処分概念検討書の基礎データを参照した。データベース上で分配係数の測定データが pH が 7～8.5 の間で試験されたデータが多かったため、データベースの検索試験条件範囲として、下限を、8.5 から 7 に変更した。

ヨウ素に対するセメント系材料への吸着試験結果を図 2.3.1-3 に示す。ベントナイト及び岩へのヨウ素の吸着はほとんど期待できないが、セメント系材料に関しては材料開発とその長期安定性を今後も評価していくことを前提として、分配係数にある程度の広い幅を与えることとする。

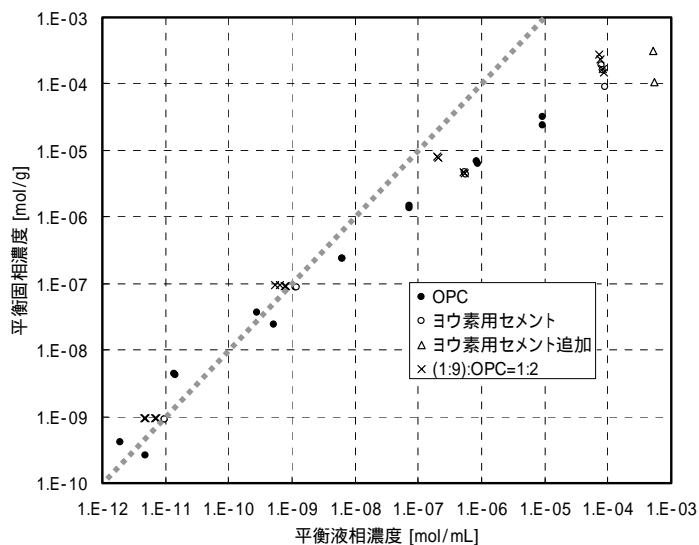


図 2.3.1-3 ヨウ素に対するセメント系材料への吸着試験結果

(5) 硝酸塩の影響

硝酸塩の影響に関しては、TRU 廃棄物処分概念検討書（核燃料サイクル開発機構, 電気事業連合会, 2000）において、核種溶解度への影響はほとんど無いことが示されている。分配係数についてもイオン強度の影響として整理されており、硝酸塩と競合する陽イオン及び陰イオンとしての、I および Cs の分配係数が約 1 桁小さくなっている。本データ設定においても上記の考え方を採用する。

表 2.3.1-5 各領域毎の分配係数範囲；ベントナイト (m³/kg)

核種 領域	C	Tc	I	Cs	Th	U	Np	Am
	0	1E-1 ~ 1E2	0 ~ 1E-4	1E-3 ~ 1E-2	1E0 ~ 1E2	1E0 ~ 1E2	1E0 ~ 1E2	1E0 ~ 1E2
	0	0 ~ 1E-4	0 ~ 1E-4	1E-3 ~ 1E-2	1E0 ~ 1E2	1E-3 ~ 1E-1	1E-3 ~ 1E-1	1E0 ~ 1E2
	0	1E-1 ~ 1E2	0 ~ 1E-4	1E-2 ~ 1E-1	1E0 ~ 1E2	1E0 ~ 1E2	1E0 ~ 1E2	1E0 ~ 1E2
	0	0 ~ 1E-4	0 ~ 1E-4	1E-2 ~ 1E-1	1E0 ~ 1E2	1E-3 ~ 1E-1	1E-3 ~ 1E-1	1E0 ~ 1E2
備考	<ul style="list-style-type: none"> TRU 一次レポート参照。 Cの存在形態が不明確。 	<ul style="list-style-type: none"> JNCSDBのデータは領域 , に相当。pHの明瞭な影響は不明、Ehは明瞭な影響あり。 若杉 et al.の文献参照 	<ul style="list-style-type: none"> JNCSDBのデータは領域 に相当。他の領域のデータがないため他の領域も同一とする。 	<ul style="list-style-type: none"> JNCSDBのデータは領域 に相当。Ehに直接依存しにくいと考えられるのでは同じ範囲設定。イオン強度の観点から と を一桁下げ。 若杉 et al.の文献参照。高 pH は一桁小 	<ul style="list-style-type: none"> JNCSDBのデータは領域 に相当。領域 ~ で Eh , pH に係らず支配的化学種が同一と考えられるため、全領域で同一範囲を設定。 若杉 et al.の文献参照 (Uの値のアナログ) 	<ul style="list-style-type: none"> JNCSDBのデータは領域 , に相当。pHの明瞭な影響は不明、Ehは明瞭な影響あり。セメントでの高 pH における Kd 低下傾向を参考に と を一桁下げ。 若杉 et al.の文献参照。酸化性は Sato et al.参照 	<ul style="list-style-type: none"> JNCSDBのデータは領域 , に相当。pHの明瞭な影響は不明、Ehは明瞭な影響あり。領域 , にも , の範囲を適用。 若杉 et al.の文献参照。酸化性は Sato et al.参照 	<ul style="list-style-type: none"> JNCSDBのデータは領域 , に相当。pHの明瞭な影響は不明、酸化性 Eh で Kd はやや低下。 若杉 et al.嶺 et al.の文献参照

表 2.3.1-6 各領域毎の分配係数範囲；セメント系材料 (m³/kg)

核種 領域	C	Tc	I	Cs	Th	U	Np	Am
	0 ~ 1E-4	1E0 ~ 1E1	0 ~ 1E0	1E-3 ~ 1E-2	1E0 ~ 1E+1	1E0 ~ 1E1	1E0 ~ 1E1	1E0 ~ 1E1
	0 ~ 1E-4	1E-4 ~ 1E-3	0 ~ 1E0	1E-3 ~ 1E-2	1E0 ~ 1E+1	1E-2 ~ 1E-1	1E-2 ~ 1E-1	1E0 ~ 1E1
	0 ~ 1E-4	1E-1 ~ 1E0	0 ~ 1E-1	1E-2 ~ 1E-1	1E-1 ~ 1E0	1E-1 ~ 1E0	1E-1 ~ 1E0	1E-1 ~ 1E0
	0 ~ 1E-4	0 ~ 1E-2	0 ~ 1E-1	1E-2 ~ 1E-1	1E-1 ~ 1E0	1E-3 ~ 1E-2	1E-3 ~ 1E-2	1E-1 ~ 1E0
備考	<ul style="list-style-type: none"> ・ TRU 一次レポート参照。 ・ JNC 技報 No. 14 ではより大きな値もある（炭酸塩影響も考慮すべき。） ・ C の存在形態が不明確。 	<ul style="list-style-type: none"> ・ 領域 , については、TRU 一次レポート参照。 ・ 領域 、 は NTB93-08 を参照して 3 桁低減 	<ul style="list-style-type: none"> ・ JNC 技報 No. 14 参照。 ・ TRU 廃棄物処分概念検討書参照。 ・ 領域 , は劣化を考慮 	<ul style="list-style-type: none"> ・ JNC SDB のデータは領域 , に相当。Eh は不明だが窒素ガス雰囲気試験。pH の依存性から領域 , と , の範囲を分ける。 	<ul style="list-style-type: none"> ・ JNC SDB を参照。Eh は不明だが窒素ガス雰囲気、高 pH 試験であり、領域 , に対応。領域 , にもこの範囲を適用 	<ul style="list-style-type: none"> ・ JNC SDB を参照。SDB データ分布の高 pH への Kd 依存性を反映して、領域 , と , の範囲を分ける。 	<ul style="list-style-type: none"> ・ JNC SDB のデータは領域 , に相当。Eh は不明だが窒素ガス雰囲気試験であり、領域 , もこの範囲を適用。領域 , は NTB93-08 を参照して上限を一桁下げ 	<ul style="list-style-type: none"> ・ JNC SDB のデータは領域 , に相当。Eh は不明だが窒素ガス雰囲気試験であり、領域 , もこの範囲を適用。領域 , は NTB93-08 を参照して上限を一桁下げ

表 2.3.1-7 各領域毎の分配係数範囲；周辺岩盤 (m³/kg)

核種 領域	C	Tc	I	Cs	Th	U	Np	Am
	0 ~ 1E-4	1E-2 ~ 1E2	0 ~ 1E-3	1E-4 ~ 1E0	1E-1 ~ 1E1	1E-1 ~ 1E1	1E-1 ~ 1E1	1E-2 ~ 1E2
	0 ~ 1E-4	0 ~ 1E-3	0 ~ 1E-3	1E-4 ~ 1E0	1E-1 ~ 1E1	1E-3 ~ 1E-1	1E-3 ~ 1E-1	1E-2 ~ 1E2
	0 ~ 1E-4	1E-2 ~ 1E2	0 ~ 1E-3	1E-3 ~ 1E1	1E-1 ~ 1E1	1E-1 ~ 1E1	1E-1 ~ 1E1	1E-2 ~ 1E2
	0 ~ 1E-4	0 ~ 1E-3	0 ~ 1E-3	1E-3 ~ 1E1	1E-1 ~ 1E1	1E-3 ~ 1E-1	1E-3 ~ 1E-1	1E-2 ~ 1E2
備考	<ul style="list-style-type: none"> • TRU 一次レポート参照。 • C の存在形態が不明確。 	<ul style="list-style-type: none"> • JNCSDB のデータは領域 , に相当。 • NAGRA の NTB93-06 の現実的データもこの範囲に入る。 • 領域 , はデータ不測のため他の領域も同一範囲を設定する。 • 若杉 et al. の文献参照酸化性は TcO₄⁻ アニオンの値 	<ul style="list-style-type: none"> • JNCSDB のデータは領域 , に相当。 • 領域 , はデータ不測のため他の領域も同一範囲を設定する。 	<ul style="list-style-type: none"> • JNCSDB のデータは領域 , に相当。極値は除外。Eh は不明だが窒素ガス雰囲気、無酸素雰囲気試験を含む。 • イオン強度の依存性から領域 , と , の範囲を分ける。 • 若杉 et al. の文献参照。高 pH はイオンの影響を考慮し一桁小 	<ul style="list-style-type: none"> • JNCSDB を参照。領域 , に該当するデータあり。 • 領域 , はデータ不測のため他の領域も同一範囲を設定する。 • 若杉 et al. の文献参照 	<ul style="list-style-type: none"> • JNCSDB を参照。領域 , に該当するデータあり。 • 領域 , はデータ不測のため他の領域も同一範囲を設定する。 • 若杉 et al. の文献参照。酸化性データは Sato,1997 参照。 	<ul style="list-style-type: none"> • JNCSDB を参照。領域 , に該当するデータあり。Eh の依存性を反映した範囲設定 • 領域 , はデータ不測のため他の領域も同一範囲を設定する。 • 若杉 et al. の文献参照。pH 依存性なし。酸化性は Sato et al. の U の Data 	<ul style="list-style-type: none"> • JNCSDB を参照。領域 , に該当するデータあり。ただし、領域 の Kd は granodiorite における試験。 • 若杉 et al. Eh, pH 依存性なし。

2.3.2 パラメータの設定

包括的解析で使用する主要なパラメータを表 2.3.2-1 に示す。本研究において設定した各パラメータの範囲を表 2.3.2-2 ~ 表 2.3.2-9 に示す。これらのパラメータ設定にあたっては、昨年度までの研究で設定したデータを見直し、文献調査を実施すると共に核燃料サイクル開発機構の専門家にインタビューを実施した。

天然バリアに関連するパラメータの設定にあたっては、以下の結晶質岩系のサイト条件を想定し、地質環境条件に関する各パラメータの範囲を設定した。

(a) 地形

低地 ~ 山地

(b) 岩種

花崗岩（酸性結晶質岩）

(c) 水理条件

透水量係数の平均値： $1\text{E}-11 \sim 1\text{E}-6\text{m}^2/\text{s}$

標準偏差：1

最大透水量係数： $1\text{E}-4$

(d) 地下水化学環境

降水系 - 高 pH 型地下水環境

(e) 核種移行距離

100m（但し、感度解析として 100 ~ 500m で変動させる。）

表 2.3.2-1 包括的解析で使用する主要パラメータ

処分量および廃棄体からの核種放出率に関するパラメータ	インベントリ
	廃棄体処分量
	核種浸出率
人工バリアの形状および仕様に関するパラメータ	廃棄体埋設比、断面積
	廃棄体 / バリア材の透水係数・拡散係数・空隙率
	バリア材 / 緩み領域の厚さ、透水係数、分散長
天然バリアの基本特性に関するパラメータ	核種移行距離
	マトリクス拡散関連パラメータ
核種の移行特性に関するパラメータ	対象放射性核種のバリア材への分配係数
	可逆吸着指数等のコロイド移行特性関連値
	核種溶解度
	分配係数、溶解度の回復率
水理に関するパラメータ	地下水接触開始時間、流速増加開始時間
	動水勾配、流速
	ガス発生速度等のガス関連パラメータ
地球化学異常に関するパラメータ	地球化学異常開始時間 / 継続期間
	バリア材劣化開始時間 / 継続期間
生物圏に関するパラメータ	線量換算係数

これらの各パラメータに関するサンプリング範囲を表 2.3.2-2～表 2.3.2-9 に示す。

表 2.3.2-2 処分量および廃棄体からの核種放出率に関するパラメータ (1/9)

パラメータ	領域	基本条件		変動時条件		スケール	備考(パラメータ設定根拠)
		最小値	最大値	最小値	最大値		
インベントリ (Bq) グループ1: 地層処分 (C-14)	廃棄体	2.46E+13					JNFLおよびJNCの地層処分対象廃棄物のうち、グループ1のインベントリ。
インベントリ (Bq) グループ1: 地層処分 (Tc-99)	廃棄体	2.40E+8					同上
インベントリ (Bq) グループ1: 地層処分 (I-129)	廃棄体	5.12E+13					同上
インベントリ (Bq) グループ1: 地層処分 (Cs-137)	廃棄体	1.29E+12					同上
インベントリ (Bq) グループ1: 地層処分 (Th-229)	廃棄体	5.17E-2					同上
インベントリ (Bq) グループ1: 地層処分 (U-233)	廃棄体	7.24E0					同上
インベントリ (Bq) グループ1: 地層処分 (Np-237)	廃棄体	3.86E+6					同上
インベントリ (Bq) グループ1: 地層処分 (Am-241)	廃棄体	2.73E+10					同上

表 2.3.2-2 処分量および廃棄体からの核種放出率に関するパラメータ (2/9)

パラメータ	領域	基本条件		変動時条件		スケール	備考(パラメータ設定根拠)
		最小値	最大値	最小値	最大値		
インベントリ (Bq) グループ2:地層処分 (C-14)	廃棄体	1.41E+15					JNFLおよびJNCの地層処分対象廃棄物のうち、グループ2のインベントリ。
インベントリ (Bq) グループ2:地層処分 (Tc-99)	廃棄体	6.12E+14					同上
インベントリ (Bq) グループ2:地層処分 (I-129)	廃棄体	2.65E+11					同上
インベントリ (Bq) グループ2:地層処分 (Cs-137)	廃棄体	8.28E+17					同上
インベントリ (Bq) グループ2:地層処分 (Th-229)	廃棄体	8.61E+05					同上
インベントリ (Bq) グループ2:地層処分 (U-233)	廃棄体	6.52E+08					同上
インベントリ (Bq) グループ2:地層処分 (Np-237)	廃棄体	2.57E+12					同上
インベントリ (Bq) グループ2:地層処分 (Am-241)	廃棄体	6.09E+15					同上

表 2.3.2-2 処分量および廃棄体からの核種放出率に関するパラメータ (3/9)

パラメータ	領域	基本条件		変動時条件		スケール	備考(パラメータ設定根拠)
		最小値	最大値	最小値	最大値		
インベントリ (Bq) グループ3:地層処分 (C-14:1GBq/t)	廃棄体	7.34E+12					浅地中処分の全濃度上限値を1GBq/tとした場合の処分区 分検討により設定したJNFLおよびJNCの地層処分対象廃 棄物インベントリ。
インベントリ (Bq) グループ3:地層処分 (Tc-99:1GBq/t)	廃棄体	2.06E+12					同上
インベントリ (Bq) グループ3:地層処分 (I-129:1GBq/t)	廃棄体	1.11E+12					同上
インベントリ (Bq) グループ3:地層処分 (Cs-137:1GBq/t)	廃棄体	1.55E+16					同上
インベントリ (Bq) グループ3:地層処分 (Th-229:1GBq/t)	廃棄体	7.03E+03					同上
インベントリ (Bq) グループ3:地層処分 (U-233:1GBq/t)	廃棄体	1.11E+06					同上
インベントリ (Bq) グループ3:地層処分 (Np-237:1GBq/t)	廃棄体	3.32E+10					同上
インベントリ (Bq) グループ3:地層処分 (Am-241:1GBq/t)	廃棄体	1.67E+14					同上

表 2.3.2-2 処分量および廃棄体からの核種放出率に関するパラメータ (4/9)

パラメータ	領域	基本条件		変動時条件		スケール	備考(パラメータ設定根拠)
		最小値	最大値	最小値	最大値		
インベントリ (Bq) グループ4 : 地層処分 (C-14 : 1GBq/t)	廃棄体	1.11E+12					同上
インベントリ (Bq) グループ4 : 地層処分 (Tc-99 : 1GBq/t)	廃棄体	4.09E+13					同上
インベントリ (Bq) グループ4 : 地層処分 (I-129 : 1GBq/t)	廃棄体	4.72E+10					同上
インベントリ (Bq) グループ4 : 地層処分 (Cs-137 : 1GBq/t)	廃棄体	2.67E+17					同上
インベントリ (Bq) グループ4 : 地層処分 (Th-229 : 1GBq/t)	廃棄体	1.11E+05					同上
インベントリ (Bq) グループ4 : 地層処分 (U-233 : 1GBq/t)	廃棄体	2.17E+07					同上
インベントリ (Bq) グループ4 : 地層処分 (Np-237 : 1GBq/t)	廃棄体	1.43E+12					同上
インベントリ (Bq) グループ4 : 地層処分 (Am-241 : 1GBq/t)	廃棄体	3.63E+15					同上

表 2.3.2-2 処分量および廃棄体からの核種放出率に関するパラメータ (5/9)

パラメータ	領域	基本条件		変動時条件		スケール	備考(パラメータ設定根拠)
		最小値	最大値	最小値	最大値		
廃棄体の処分量(m ³) グループ1	廃棄体	4.59E+2					核種移行解析は単位長さあたりで実施している。全放出量 / 全線量を求めるために必要となる処分坑道長は、以下の式にて算出する。 処分坑道長さ = 廃棄体処分量 / (廃棄体埋設比率 × 廃棄体定置領域の断面積)
廃棄体の処分量(m ³) グループ2	廃棄体	6.80E+3					同上
廃棄体の処分量(m ³) グループ3 : 地層処分 (1GBq/t)	廃棄体	6.03E+3					同上
廃棄体の処分量(m ³) グループ4 : 地層処分 (1GBq/t)	廃棄体	1.34E+4					同上

表 2.3.2-2 処分量および廃棄体からの核種放出率に関するパラメータ (6/9)

パラメータ	領域	基本条件		変動時条件		スケール	備考(パラメータ設定根拠)
		最小値	最大値	最小値	最大値		
核種浸出率(1/y) グループ1:地層処分(C-14)	廃棄体						インベントリが0であるため
核種浸出率(1/y) グループ1:地層処分(Tc-99)	廃棄体						インベントリが0であるため
核種浸出率(1/y) グループ1:地層処分(I-129)	廃棄体	1.0E-05	10			対数	浸出率に関しては、ガラス固化、HIP、セメント固化等の今後のヨウ素保持材料の新技术の投入も見込み、セメント固化体や銅マトリックス固化体に対して期待されている保持性能10 ⁵ 年(斉藤他,2001)(福本他,2001)を考慮し、最小浸出率を10 ⁻⁵ /yとした。最大値は、瞬時溶解に近い値(0.1年で全量放出)とした。
核種浸出率(1/y) グループ1:地層処分(Cs-137)	廃棄体						インベントリが0であるため
核種浸出率(1/y) グループ1:地層処分(Th-229)	廃棄体						インベントリが0であるため
核種浸出率(1/y) グループ1:地層処分(U-233)	廃棄体						インベントリが0であるため
核種浸出率(1/y) グループ1:地層処分(Np-237)	廃棄体						インベントリが0であるため
核種浸出率(1/y) グループ1:地層処分(Am-241)	廃棄体						インベントリが0であるため

表 2.3.2-2 処分量および廃棄体からの核種放出率に関するパラメータ (7/9)

パラメータ	領域	基本条件		変動時条件		スケール	備考(パラメータ設定根拠)
		最小値	最大値	最小値	最大値		
核種浸出率 (1/y) グループ2:地層処分 (C-14 酸化膜分 10%)	廃棄体	10					グループ2について、別途処分後の核種の浸出開始時刻を設定することとする。概念検討書(核燃料サイクル開発機構、電気事業連合会、2000)では、放射化生成物である C-14 の廃棄体からの浸出挙動をステンレスやジルカロイ表面に付着し瞬時に溶解する分と金属内部に存在しその腐食に応じて放出される分に分けて評価している。ここでは、表面付着および酸化皮膜分を考慮して瞬時放出分のインベントリは C-14 の全体量の 10%とした(日揮株式会社, 2001)。
核種浸出率 (1/y) グループ2:地層処分 (C-14 ステンレス鋼分 45%)	廃棄体	1E-7	1E-5			対数	同上参照なお、エンドピース(ステンレス鋼)分の腐食率を $10^{-9} \sim 10^{-7}$ m/y(三原他, 2002)とし、エンドピースの肉厚を 22.9mm として浸出率を算出した。インベントリは C-14 の全体量の 45%とした(日揮株式会社, 2001)。
核種浸出率 (1/y) グループ2:地層処分 (C-14 ジルカロイ分 45%)	廃棄体	1E-6	1E-3			対数	同上参照なお、ハル(ジルカロイ)分の腐食率を $10^{-10} \sim 10^{-7}$ m/y(三原他, 2002)とし、ハルの肉厚を 0.456(酸化膜分 20%除く)として浸出率を算出した。インベントリは C-14 の全体量の 45%とした(日揮株式会社, 2001)。
核種浸出率 (1/y) グループ2:地層処分(Tc-99)	廃棄体	10					瞬時溶解に近い値とする。
核種浸出率 (1/y) グループ2:地層処分(I-129)	廃棄体	10					同上
核種浸出率 (1/y) グループ2:地層処分(Cs-137)	廃棄体	10					同上
核種浸出率 (1/y) グループ2:地層処分(Th-229)	廃棄体	10					同上
核種浸出率 (1/y) グループ2:地層処分(U-233)	廃棄体	10					同上
核種浸出率 (1/y) グループ2:地層処分(Np-237)	廃棄体	10					同上
核種浸出率 (1/y) グループ2:地層処分(Am-241)	廃棄体	10					同上

表 2.3.2-2 処分量および廃棄体からの核種放出率に関するパラメータ (8/9)

パラメータ	領域	基本条件		変動時条件		スケール	備考(パラメータ設定根拠)
		最小値	最大値	最小値	最大値		
核種浸出率(1/y) グループ3:地層処分 (C-14)	廃棄体	1.0E-03	10			対数	アスファルト浸出試験(九石他, 1997)における浸出率は $3.65e-03$ m/y、半径0.5mと想定すると、137yで全溶解する。この場合の浸出率は $7.3e-03$ /yである。これらの値を参考にして、最小浸出率を 10^{-3} /yとした。最大値は、瞬時溶解に近い値(0.1年で全量放出)とした。
核種浸出率(1/y) グループ3:地層処分 (Te-99)	廃棄体	1.0E-03	10			対数	同上
核種浸出率(1/y) グループ3:地層処分(I-129)	廃棄体	1.0E-03	10			対数	同上
核種浸出率(1/y) グループ3:地層処分 (Cs-137)	廃棄体	1.0E-03	10			対数	同上
核種浸出率(1/y) グループ3:地層処分 (Th-229)	廃棄体	1.0E-03	10			対数	同上
核種浸出率(1/y) グループ3:地層処分 (U-233)	廃棄体	1.0E-03	10			対数	同上
核種浸出率(1/y) グループ3:地層処分(Np-237)	廃棄体	1.0E-03	10			対数	同上
核種浸出率(1/y) グループ3:地層処分(Am-241)	廃棄体	1.0E-03	10			対数	同上
核種浸出率(1/y) グループ4:地層処分 (C-14)	廃棄体	1.0E-04	10			対数	グループ4の浸出率に関しては、グループ3の浸出率を参考にしつつ、アスファルト固化体よりも小さな浸出率が期待できるものと考えて、最小浸出率を 10^{-4} /yとした。最大値は、瞬時溶解に近い値(0.1年で全量放出)とした。

表 2.3.2-2 処分量および廃棄体からの核種放出率に関するパラメータ (9/9)

パラメータ	領域	基本条件		変動時条件		スケール	備考 (パラメータ設定根拠)
		最小値	最大値	最小値	最大値		
核種浸出率 (1/y) グループ4 : 地層処分 (Tc-99)	廃棄体	1.0E-04	10			対数	同上
核種浸出率 (1/y) グループ4 : 地層処分 (I-129)	廃棄体	1.0E-04	10			対数	同上
核種浸出率 (1/y) グループ4 : 地層処分 (Cs-137)	廃棄体	1.0E-04	10			対数	同上
核種浸出率 (1/y) グループ4 : 地層処分 (Th-229)	廃棄体	1.0E-04	10			対数	同上
核種浸出率 (1/y) グループ4 : 地層処分 (U-233)	廃棄体	1.0E-04	10			対数	同上
核種浸出率 (1/y) グループ4 : 地層処分 (Np-237)	廃棄体	1.0E-04	10			対数	同上
核種浸出率 (1/y) グループ4 : 地層処分 (Am-241)	廃棄体	1.0E-04	10			対数	同上

表 2.3.2-3 人工バリアの形状および仕様に関するパラメータ (1/3)

パラメータ	領域	基本条件		変動時条件		スケール	備考(パラメータ設定根拠)
		最小値	最大値	最小値	最大値		
廃棄体埋設比	廃棄体	0.1	0.4			線形	0.1:(原子力安全委員会, 2000, p13の0.16)を参考に設定 0.4:(核燃料サイクル開発機構、電気事業連合会, 2000, p3-40)における結晶質岩系岩盤を対象とした廃棄体グループ2の処分坑道の設計値に基づく設定値 定置領域体積 = 7.2m x 8m x 1.2m = 69.12、廃棄体占体積 = (0.43m/2) ² x 1.6m x 4本 x 25コンテナ = 23.22、23.22 / 69.12 = 0.33を参考に設定。
廃棄体定置領域の断面積(m ²)	廃棄体	50	200			線形	地層処分の結晶質岩系の廃棄体定置領域の断面積(グループ2)(6.0 x 8.0) = 48(核燃料サイクル開発機構、電気事業連合会, 2000, p3-40)を参考に50と設定する。最大値は、(核燃料サイクル開発機構、電気事業連合会, 2000, p3-41)における結晶質岩系岩盤を対象とした廃棄体定置領域の断面積(グループ3,4)の設定13m x 15.8m = 205.4を参考に200と設定する。
透水係数(m/s)	廃棄体 コンクリートバリア	1E-13	1E-11	1E-13	1E-5	対数	基本条件の最小値および最大値は、以下を参照して健全時コンクリートの値を想定した。 健全なコンクリートの透水係数(供試体 ¹ の試験) ・1.0E-13 ~ 1.0E-12m/s:(岡田他、p202, 図4-76) 健全なコンクリートの透水係数(実規模 ¹ の試験) ・1.0E-11m/s:(坂口他, 1997) コンクリートに対する水の絶対透過係数 ・1.0E-11m/s(Mayer, et al, 1992) 変動条件については、最小値は基本条件の最小値と同じとし、最大値については(核燃料サイクル開発機構、電気事業連合会, 2000, 4-209)を参考として、劣化したコンクリート(C-S-Hゲルがほとんど存在しない)の状態を仮定し、細粒砂程度の透水係数1.E-05を想定した。

表 2.3.2-3 人工バリアの形状および仕様に関するパラメータ (2/3)

パラメータ	領域	基本条件		変動時条件		スケール	備考(パラメータ設定根拠)
		最小値	最大値	最小値	最大値		
空隙水中の拡散係数 (m ² /s)	廃棄体 コンクリートバリア	1E-12	2E-11	1E-12	4E-9	対数	基本条件の最小値及び最大値については (Idemitsu, et al, 1997) (稲場他, 1998) の試験結果を参照して、1.3E-13 及び 2.0E-12 を健全なコンクリートのパラメータ範囲と設定した。空隙水中の拡散係数の算出には空隙率 0.1 を用いた。変動条件については、最小値は基本条件の最小値と同じとし、最大値については (動力炉・核燃料開発事業団, 1992b, 4-108) の自由水中の Cs の拡散係数 (自由水中の拡散係数の最大値: 60 度) 4.0E-09m ² /s とした。
空隙率 (-)	廃棄体 コンクリートバリア	0.1	0.2	0.1	0.35	線形	空隙率については、(核燃料サイクル開発機構、電気事業連合会, 2000, 4-209) を参考とし、健全なセメント系材料の空隙率 (0.15) の変動を 0.1~0.2 と仮定した。変動条件については、最小値は基本条件の最小値と同じとし、最大値については劣化したコンクリートの空隙率は 0.35 と仮定。
コンクリートバリアの厚さ(m)	コンクリートバリア	0				線形	コンクリートバリアを拡散バリアとして設定しない場合には、パラメータを 0 に固定する。
緩衝材の厚さ(m)	緩衝材	0.5	2			線形	(核燃料サイクル開発機構、電気事業連合会, 2000) での標準値は (p3-38,39: グループ 1.2: 結晶質岩 1.4m、堆積岩 1.2m) であるが、現実的に設定できそうな最大厚さ 2m とする。最小値は、実用性を満足する緩衝材厚さが 0.7m であると考えられているため、幅広に 0.5m まで緩衝材の止水バリア機能を損なわないと仮定した。
透水係数(m/s)	緩衝材	2E-13	5E-11	2E-13	1E-5	対数	基本条件については、(核燃料サイクル開発機構, 1999c, -88, 89) を参考として、温度及び液性 (蒸留水/人工海水) の違いを考慮して変動範囲を 2.0E-13 ~ 5.0E-11 と仮定し、変動範囲を設定した。変動条件については、最小値は基本条件の最小値と同じとし、最大値は緩衝材の劣化による水道形成等を考慮し、劣化したセメントと同じ細粒砂程度の透水係数を仮定した。

表 2.3.2-3 人工バリアの形状および仕様に関するパラメータ (3/3)

パラメータ	領域	基本条件		変動時条件		スケール	備考(パラメータ設定根拠)
		最小値	最大値	最小値	最大値		
空隙水中の拡散係数 (m ² /s)	緩衝材	5E-12	2.E-9	5.0E-12	4.0E-9	対数	基本条件については(核燃料サイクル開発機構,1999d, p.47~50)を参考にして、核種による違い等を考慮して実効拡散係数として 2.0E-12~5.4E-10 の変動幅を設定した。空隙率を 0.33 とし、空隙水中の拡散係数を算出した。 変動条件については、最小値は基本条件の最小値と同じとし、最大値は、廃棄体、コンクリートバリアと同様に Cs の自由水中の拡散係数を適用した。
空隙率	緩衝材	0.33	0.4	0.33	0.65	線形	空隙率に関して、基本条件の最小値及び最大値については、乾燥密度を 1.6~1.8 とし、真密度 2.7 のベントナイトの空隙率の変動範囲 0.33~0.4 を設定した。変動条件については、最小値は基本条件の最小値と同じとし、最大値は、(Impey, et al, 1997) に基づき上限を 0.65 とした。
ゆるみ域幅(m)	ゆるみ域	0.5	5			線形	最小値は(核燃料サイクル開発機構, 1999a, V-51)に示されている 0.5m とした。最大値は、坑道半径程度として、広い範囲を適用した。
ゆるみ域の 透水係数増倍比率	ゆるみ域	1	100			対数	(核燃料サイクル開発機構, 1999a, V-51)に示される透水係数の増倍比を考慮し、それより一桁大きく設定した。
人工バリア領域の 分散長(領域長さに対する 比率)	人工バリア 全領域	0.1				-	各人工バリア領域に対して 1/10 とした。
緩み域の空隙拡散係数 (m/s)	ゆるみ域	5.0E-13	8.0E-10	5.0E-13	4E-9	対数	母岩と同じ値を採用。(核燃料サイクル開発機構、電気事業連合会, 2000, 4-211) の天然バリアの実効拡散係数の変動範囲 (3.0E-12~8.0E-10) と(核燃料サイクル開発機構 d,1999, p.69) の母岩の空隙率 0.2 の天然バリアの実効拡散係数の変動範囲 (5.0E-13~2.0E-11) を参照し、空隙拡散係数の範囲を設定した。変動条件については、最小値は基本条件の最小値と同じとし、最大値は、廃棄体、コンクリートバリアと同様に Cs の自由水中の拡散係数を適用した。

表 2.3.2-4 天然バリアの基本特性に関するパラメータ

パラメータ	領域	基本条件		変動時条件		スケール	備考(パラメータ設定根拠)
		最小値	最大値	最小値	最大値		
核種移行距離(m)	母岩	100	500			線形	(核燃料サイクル開発機構、電気事業連合会、2000、p4-210,p4-233)を参照するとともに、最小値については(核燃料サイクル開発機構、電気事業連合会、2000)で100mとして評価していることを参考に、広く感度を確認するために最大値は500mとした。
マトリクス拡散深さ(m)	母岩	0.01	1			対数	(核燃料サイクル開発機構,1999a)のデータ不確実性ケースの上限を設定、下限は(核燃料サイクル開発機構,1999a)で示される亀裂周辺の母岩変質領域より設定を行った。
マトリクス実効拡散係数(m ² /s)	母岩	6.00E-14	1.00E-10			対数	(核燃料サイクル開発機構,1999a)データ不確実性ケースの上下限を適用。
マトリクス拡散寄与面積比率(-)	母岩	0.1	1			線形	(核燃料サイクル開発機構,1999a)のデータ不確実性ケースの上下限を適用。
空隙率(-)	母岩	0.003	0.08			線形	(核燃料サイクル開発機構,1999a)の母岩空隙率の振れ幅の上限を適用。
分散長(領域長さに対する比率)	母岩	0.01	1			対数	(核燃料サイクル開発機構,1999d)に示される分散長幅、0.01~1の範囲を想定した。
亀裂開口幅係数()	母岩	0.1	10			対数	(核燃料サイクル開発機構,1999a)を参考とし亀裂開口幅と透水量係数に経験的なべき乗則を適用した。βを固定しαの幅を設定する。亀裂開口幅 $2b = \alpha \sqrt{T}$ ただし、Tは透水量係数。
亀裂開口幅係数(β)	母岩	0.5				-	
亀裂頻度(本/m)	母岩	0.1	7			対数	亀裂頻度(核燃料サイクル開発機構,1999a)に記載のあった0.1~7本/mを上下限值とする。
チャンネル透水量係数対数平均値(m ² /s)	母岩	1.0E-11	1.0E-06			対数	(核燃料サイクル開発機構、電気事業連合会、2000)の平均透水量係数、釜石の測定データを反映して設定。
透水量係数分布標準偏差	母岩	1				-	(核燃料サイクル開発機構、電気事業連合会、2000)の平均透水量係数、釜石の測定データを反映して設定。
チャンネル最大透水量係数(m ² /s)	母岩		1.0E-04			上限	(核燃料サイクル開発機構、電気事業連合会、2000)の平均透水量係数、釜石の測定データを反映して設定。
亀裂内部空隙率(-)	母岩	0.2	1			線形	グリムゼル地下実験室での亀裂内部観測例(稲葉、1998)を下限とし、充填物のない状態の亀裂までを範囲とする。

表 2.3.2-5 核種の移行特性に関するパラメータ (1/6)

パラメータ	領域	基本条件 高 pH 条件、 硝酸塩、酸化性影響		変動時条件 低 pH 条件、 硝酸塩、酸化性影響		スケール	備考 (パラメータ設定根拠)
		最小値	最大値	最小値	最大値		
I の分配係数 (m ³ /kg)	廃棄体 コンクリートバリア	*	*	*	*	範囲が 1 桁を 上回る場合 対数、それ以 下は線形	<p>: 廃棄体・コンクリートバリアの分配係数は、間隙水の性状を以下のように 4 つの領域に区分する。</p> <p>領域 I : 高アルカリ (pH 12.5), 還元性 領域 : 高アルカリ (pH 12.5), 酸化性 領域 : 弱アルカリ (12.5<pH), 還元性 領域 : 弱アルカリ (12.5<pH), 酸化性</p> <p>各領域をランダムにサンプリングし、その上で領域分毎のパラメータ範囲から、さらに値をサンプリングする。データの設定値を表 2.3.1-6 に示す。なお、地球化学異常により環境が変化する場合には、それらの変化の傾向も考慮する。つまり初期還元性の間隙水が酸化性に変化することは基本シナリオの範囲内では生じないと考える。坑道閉鎖後の初期酸化性の間隙水が還元性に変化することは考えられる。また、コンクリート影響から、初期の pH は高く、変動時の pH は初期と同程度が低くなるものとして設定する。4 区分の案は 2.3.1 項参照。基本シナリオでは、「廃棄体、コンクリートバリア」は領域 もしくは を基本条件 (化学異常時) とする。変動時条件は、 もしくは への変動となる。</p>
Tc の分配係数 (m ³ /kg)	廃棄体/コンクリート バリア	*	*	*	*	同上	
C の分配係数 (m ³ /kg)	廃棄体/コンクリート バリア	*	*	*	*	同上	
Cs の分配係数 (m ³ /kg)	廃棄体/コンクリート バリア	*	*	*	*	同上	
Th の分配係数 (m ³ /kg)	廃棄体/コンクリート バリア	*	*	*	*	同上	
U の分配係数 (m ³ /kg)	廃棄体/コンクリート バリア	*	*	*	*	同上	
Np の分配係数 (m ³ /kg)	廃棄体/コンクリート バリア	*	*	*	*	同上	
Am の分配係数 (m ³ /kg)	廃棄体/コンクリート バリア	*	*	*	*	同上	

表 2.3.2-5 核種の移行特性に関するパラメータ (2/6)

パラメータ	領域	基本条件 高 pH 条件、硝酸塩 酸化性影響		変動時条件 低 pH 条件、硝酸塩 酸化性影響		スケール	備考 (パラメータ設定根拠)
		最小値	最大値	最小値	最大値		
擬似コロイド流速比	廃棄体 コンクリートバ リア	1	2			線形	擬似コロイドの流速と平均地下水流速の比 (V_c/V) は、2 倍未 満とされている。
擬似コロイド核種量	廃棄体 コンクリートバ リア	0	1			対数	擬似コロイド核種量 (χK_c) は、コロイド濃度 χ に擬似コロイ ドへの分配係数 K_c をかけて求める。コロイド濃度は保守的に 見て 1ppm 未満であり (核燃料サイクル開発機 構,1999d,VI-54) 吸着性の高い元素の分配係数を非常に高め に見積もって 1000[kg/m ³]としても、 χK_c の最大値は 1 とな る。
真性コロイド核種量	廃棄体 コンクリートバ リア	-	-				真性コロイドは元素溶解度を幅広く設定することにより対応 するためインプットパラメータとしない。

表 2.3.2-5 核種の移行特性に関するパラメータ (3/6)

パラメータ	領域	基本条件 低 pH 条件、硝酸塩 酸化性影響		変動時条件 高 pH 条件、硝酸塩、酸 化性影響		スケール	備考 (パラメータ設定根拠)
		最小値	最大値	最小値	最大値		
I の分配係数	緩衝材	*	*	*	*	範囲が 1 桁を上回る場合対数、それ以下は線形	<p>: 緩衝材の分配係数は、間隙水の性状を以下のように 4 つの領域に区分する。</p> <p>領域 I : 高アルカリ (pH 12.5), 還元性 領域 II : 高アルカリ (pH 12.5), 酸化性 領域 III : 弱アルカリ (12.5<pH), 還元性 領域 IV : 弱アルカリ (12.5<pH), 酸化性</p> <p>各領域をランダムにサンプリングし、その上で領域分毎のパラメータ範囲から、さらに値をサンプリングする。データの設定値を表 2.3.1-5 に示す。なお、地球化学異常により環境が変化する場合には、それらの変化の傾向も考慮する。つまり初期還元性の間隙水が酸化性に变化することは基本シナリオの範囲内では生じないと考える。坑道閉鎖後の初期酸化性の間隙水が還元性に变化することは考えられる。</p> <p>基本シナリオでは、「緩衝材」領域の初期の pH は低いものの、コンクリート影響から、変動時 (化学異常時) の pH は高くなるものとして設定する。基本シナリオでは、「緩衝材」は領域 III もしくは領域 IV を基本条件とする。変動時条件は、領域 I, II への変動となる。変動終了時は、領域 III もしくは領域 IV に復帰する。</p>
Tc の分配係数	緩衝材	*	*	*	*	同上	
C の分配係数	緩衝材	*	*	*	*	同上	
Cs の分配係数	緩衝材	*	*	*	*	同上	
Th の分配係数	緩衝材	*	*	*	*	同上	
U の分配係数	緩衝材	*	*	*	*	同上	
Np の分配係数	緩衝材	*	*	*	*	同上	
Am の分配係数	緩衝材	*	*	*	*	同上	

表 2.3.2-5 核種の移行特性に関するパラメータ (4/6)

パラメータ	領域	基本条件 低 pH 条件 酸化性影響		変動時条件 高 pH 条件、 酸化性影響		スケール	備考 (パラメータ設定根拠)
		最小値	最大値	最小値	最大値		
C の溶解度 (mol/l)	人工バリア領域	易溶性				-	-
I の溶解度 (mol/l)	人工バリア領域	易溶性				-	-
Cs の溶解度 (mol/l)	人工バリア領域	易溶性				-	-
Tc の溶解度 (mol/l)	人工バリア領域	*	*	*	*	範囲が 1 桁を上回る場合対数、それ以下は線形	<p>：核種溶解度は、間隙水の性状を以下のように 4 つの領域に区分する。</p> <p>領域 I : 高アルカリ (pH 12.5), 還元性 領域 II : 高アルカリ (pH 12.5), 酸化性 領域 III : 弱アルカリ (12.5 < pH), 還元性 領域 IV : 弱アルカリ (12.5 < pH), 酸化性</p> <p>各領域をランダムにサンプリングし、その上で領域分毎のパラメータ範囲から、さらに値をサンプリングする。データの設定値を表 2.3.1-4 に示す。各領域のパラメータ範囲は、溶解度計算結果に基づくパラメータ範囲について JNC 殿と協議し、海外の溶解度設定例も参照して、領域 I ~ IV の溶解度範囲を設定した。</p> <p>なお、地球化学異常により環境が変化する場合には、それらの変化の傾向も考慮する。</p> <p>また、コンクリート影響から、「廃棄体、コンクリートバリア材」では、初期の pH は高く、変動時の pH は初期と同程度が低くなるものとして設定する。基本シナリオでは、「廃棄体、コンクリートバリア」は領域 I もしくは II (化学異常時) を基本条件とする。変動時条件は、領域 I もしくは II への変動となる。</p> <p>「緩衝材」の場合、初期の pH は低く、変動時の pH は同程度以上に高くなるものとして設定する。基本シナリオでは、「緩衝材」は領域 III もしくは IV を基本条件とする。変動時条件 (化学異常時) は、領域 III もしくは IV への変動となる。変動終了時は、領域 III もしくは IV に復帰する。</p>
Th の溶解度 (mol/l)	人工バリア領域	*	*	*	*	同上	
U の溶解度 (mol/l)	人工バリア領域	*	*	*	*	同上	
Np の溶解度 (mol/l)	人工バリア領域	*	*	*	*	同上	
Am の溶解度 (mol/l)	人工バリア領域	*	*	*	*	同上	

表 2.3.2-5 核種の移行特性に関するパラメータ (5/6)

パラメータ	領域	基本条件 高 pH 条件、硝酸塩 酸化性影響		変動時条件 低 pH 条件、硝酸塩 酸化性影響		スケール	備考 (パラメータ設定根拠)
		最小値	最大値	最小値	最大値		
擬似コロイド流速比	緩衝材	1	2			線形	擬似コロイドの流速と平均地下水流速の比 (V_c/V) は、2 倍未満とされている。
擬似コロイド核種量	緩衝材	0	1			対数	擬似コロイド核種量 (χK_c) は、コロイド濃度 χ に擬似コロイドへの分配係数 K_c をかけて求める。コロイド濃度は保守的に見て 1ppm 未満であり(核燃料サイクル開発機構 d,1999,VI-54)、吸着性の高い元素の分配係数を非常に高めに見積もって 1000[kg/m ³]としても、 χK_c の最大値は 1 となる。
真性コロイド核種量	緩衝材	-	-				真性コロイドは元素溶解度を幅広く設定することにより対応するためインプットパラメータとしない。
コロイドフィルトレーションしきい透水係数	緩衝材			5E-12			(核燃料サイクル開発機構, 1999c) のベントナイトにおける金コロイドの透過試験および有効粘土密度と透水係数の関係から算出。

表 2.3.2-5 核種の移行特性に関するパラメータ (6/6)

パラメータ	領域	基本条件 低 pH 条件 酸化性影響		変動時条件 高 pH 条件, 硝酸塩		スケール	備考 (パラメータ設定根拠)
		最小値	最大値	最小値	最大値		
C の分配係数	母岩	*	*	*	*	範囲が 1 桁を上回る場合対数、それ以下は線形	<p>: 母岩の分配係数は、間隙水の性状を以下のように 4 つの領域に区分する。</p> <p>領域 I : 高アルカリ (pH 12.5), 還元性 領域 II : 高アルカリ (pH 12.5), 酸化性 領域 III : 弱アルカリ (12.5 < pH), 還元性 領域 IV : 弱アルカリ (12.5 < pH), 酸化性</p> <p>各領域をランダムにサンプリングし、その上で領域毎のパラメータ範囲から、さらに値をサンプリングする。データの設定値を表 2.3.1-7 に示す。なお、地球化学異常により環境が変化する場合には、それらの変化の傾向も考慮する。つまり初期還元性の間隙水が酸化性に変化することは基本シナリオの範囲内では生じないと考える。坑道閉鎖後の初期酸化性の間隙水が還元性に変化することは考えられる。</p> <p>また、コンクリート影響から、初期の pH は低く、変動時の pH は初期と同程度以上に高くなるものとして設定する。4 区分の案およびパラメータ範囲は 2.3.1 項参照。基本シナリオでは、「母岩」は領域 I もしくは II を基本条件とする。変動時条件は、初期が III の場合、IV への変動となる。初期が IV の場合、I への変動となる。変動終了時は、II もしくは III となる。</p>
Tc の分配係数	母岩	*	*	*	*	同上	
I の分配係数	母岩	*	*	*	*	同上	
Cs の分配係数	母岩	*	*	*	*	同上	
Th の分配係数	母岩	*	*	*	*	同上	
U の分配係数	母岩	*	*	*	*	同上	
Np の分配係数	母岩	*	*	*	*	同上	
Am の分配係数	母岩	*	*	*	*	同上	

表 2.3.2-6 水理に関するパラメータ (1/2)

パラメータ	領域	基本条件		変動時条件		スケール	備考(パラメータ設定根拠)
		最小値	最大値	最小値	最大値		
処分後の廃棄体からの核種の浸出開始時刻(年) グループ1, 3, 4	廃棄体	0					処分後速やかに、廃棄体は地下水と接触するものとした。
処分後の廃棄体からの核種の浸出開始時刻(年) グループ2	廃棄体	0	6E4			対数	ハル・エンドピースからの核種の浸出を抑制するため廃棄体容器等の開発が行われており、C-14 については、数万年間(6万年)の閉じこめ性を確保することで、グループ2に起因する線量を低下させることが可能であるとの見通しが示されている(朝野他, 2002a,2002b)。このため、パラメータ範囲を速やかな接触から6万年までと設定した。
動水勾配	全領域	0.004	0.23			対数	(核燃料サイクル開発機構, 1999b, III-29, 図 3.3-3 から)平均値 $10^{-1.5}$ 、標準偏差 0.86 として、 $\pm 2\sigma$ の範囲で設定。
地下水流速増加開始時刻(年)	全領域	1	1000			対数	水素ガス発生を伴う還元性腐食の開始時刻として、最小値および最大値を緩衝材内部の残存酸素量の推定結果(核燃料サイクル開発機構, 1999e, p130)等を用いて想定する。(解析上の最小値は1年とした)
地下水流速が上昇する期間(年)	全領域	*	*			対数	* 最大値は、腐食が終了するまでの期間、施設上方へのガス通気が生じるまでの期間、または、ガス発生による総排水量が廃棄体部分の排水可能な空隙体積に達するまでの期間の、最も短い期間を選択する。最小値は、地下水流速増加開始時刻に同じ。
ガス発生により空隙水が上方の緩衝材に押し出される期間(年)	全領域	1	1000			対数	キャピラリーバンドルモデルによる解析結果を参考として、上限を設定。

表 2.3.2-6 水理に関するパラメータ (2/2)

パラメータ	領域	基本条件		変動時条件		スケール	備考 (パラメータ設定根拠)
		最小値	最大値	最小値	最大値		
ガス通気に伴い上方に押し出される緩衝材空隙水の割合	全領域	0	0.1			対数	緩衝材中でガスの飽和度 3 ~ 6 % (核燃料サイクル開発機構, 2000, P138 ~ 140)を参考に設定 (解析上の最小値は 1×10^{-5} とした)。空隙水中の核種の濃度は、廃棄体とコンクリートバリアおよび緩衝材に核種が均質に分布し、分配平衡状態にあるものと仮定して求めた。

表 2.3.2-7 水理へのガス影響（ガス発生速度等）に関するパラメータ

パラメータ	領域	基本条件		変動時条件		スケール	備考（パラメータ設定根拠）
		最小値	最大値	最小値	最大値		
総ガス発生速度 (m ³ /y) グループ 1	廃棄体	4.59E-2	2.30E0			対数	廃棄体を収納するドラム缶を想定し、その腐食速度の範囲からグループ 1 の廃棄体全体からのガスの発生速度をもとめ、深度 1000m での体積として入力する。 現実的に、ガスの発生は pH 環境および Eh 環境に依存するものの、解析では、左記の発生速度を仮定する
ガス発生総量*1 (m ³) グループ 1	廃棄体	2.0E2					処分される全金属体積から算出。深度 1000m でのガス発生体積。
総ガス発生速度 (m ³ /y) グループ 2	廃棄体	1.13E-1	2.93E+1			対数	廃棄体を収納するステンレス製キャニスター、ジルカロイ等を想定し、その腐食速度の範囲からガスの発生速度をもとめ、深度 1000m での体積として入力する。
ガス発生総量*1 (m ³) グループ 2	廃棄体	3.0E4					処分される全金属体積から算出。深度 1000m でのガス発生体積。
総ガス発生速度 (m ³ /y) グループ 3	廃棄体	6.03E-1	3.02E+1			対数	廃棄体を収納するドラム缶を想定し、その腐食速度の範囲からガスの発生速度をもとめ、深度 1000m での体積として入力する。
ガス発生総量*1 (m ³) グループ 3	廃棄体	2.7E3					処分される全金属体積から算出。深度 1000m でのガス発生体積。
総ガス発生速度 (m ³ /y) グループ 4	全領域	1.34E0	6.70E+1			対数	廃棄体を収納するドラム缶を想定し、その腐食速度の範囲からガスの発生速度をもとめ、深度 1000m での体積として入力する。
ガス発生総量*1 (m ³) グループ 4	廃棄体	3.0E4					処分される全金属体積から算出

*1：酸化性では水素ガスの発生はないが、このケースは区分分けしない。ガス影響がない場合として評価される。

表 2.3.2-8 地球化学異常および領域の劣化に関するパラメータ

パラメータ	領域	基本条件		変動時条件		スケール	備考(パラメータ設定根拠)
		最小値	最大値	最小値	最大値		
地球化学異常開始時刻(年)	廃棄体 コンクリートバリア	0				-	コンクリートと地下水の接触開始時刻(0年)と同じとした。
地球化学異常物質濃度(mol/l)	廃棄体 コンクリートバリア	0.03	0.1			線形	地球化学異常の原因物質としては、コンクリートから溶出する、K、Na イオンおよびアルカリブルーム(OH ⁻)を想定し、対応するイオン濃度より決定した。セメント中のpHは、RegionIで約13、RegionIIで12.5であることから、(OH ⁻)ブルーム濃度は、0.03~0.1程度となる。また、RegionIでのNa,Kイオン濃度は0.11(核燃料サイクル開発機構、電気事業連合会、2000, p4-68)とほぼ0.1mol/l程度であることから上限値は、0.1とした。
地球化学異常継続期間(年)	廃棄体 コンクリートバリア	1E3	1E6			対数	(核燃料サイクル開発機構、電気事業連合会、2000)で示されたコンクリート影響継続期間である、Region-Iの継続期間1000年、Region-IIIの期間50万年を参考として、最小値(1E3)と最大値(1E6)を決定した。
地球化学異常開始時刻(年)	ゆるみ域	0				-	支保材として使用されるコンクリート影響を考慮して0年とした。
地球化学異常継続期間	ゆるみ域	1E2	1E5			対数	母岩中の移流によって、硝酸塩およびコンクリート成分が緩衝材内側より速やかに流出する可能性を踏まえ、廃棄体部分での地球化学異常の継続期間より1桁小さな値(1E2~1E5)とした。
地球化学異常緩衝物質濃度	緩衝材	0	100			線形	緩衝材中のケイ砂量から算出した最大値は16mol/lとなるが、玉髄、カルサイトを含めてより大きな上限値(100)を設定。
地球化学異常緩衝物質濃度	母岩	0	100			線形	緩衝材と同等とした。
劣化開始時刻(年)	廃棄体 コンクリートバリア	0	*			対数	最小値については、廃棄体またはゆるみ域の地球化学異常開始時刻(0)、*最大値については、それらの終了時刻の遅い方を設定値とした。最小値は、対数サンプリングを考慮し、0.1年とする。
劣化継続期間(年)	廃棄体 コンクリートバリア					-	劣化後の透水係数および実効拡散係数の回復を想定せず、劣化継続期間は ∞ とした。
劣化開始時刻(年)	緩衝材	0.1	1E8			対数	緩衝材の劣化の影響を見るため、劣化開始時間を0.1~10 ⁸ 年の範囲でサンプリングする。
劣化継続期間(年)	緩衝材						劣化後の透水係数および実効拡散係数の回復を想定せず、劣化継続期間は ∞ とした。

表 2.3.2-9 生物圏に関するパラメータ

パラメータ	領域	基本条件		変動時条件		スケール	備考(パラメータ設定根拠)
		最小値	最大値	最小値	最大値		
C-14 線量換算係数	生物圏	1.8E-16				固定	第2次取りまとめと同様の手法により、再評価(公開準備中)
Tc-99 線量換算係数	生物圏	1.2E-16				固定	同上
I-129 線量換算係数 (Sv/Bq)	生物圏	1.8E-14				固定	同上
Cs-137 線量換算係数	生物圏	2.3E-15				固定	同上
Th-229 線量換算係数*1	生物圏	8.1E-11				固定	同上
U-233 線量換算係数	生物圏	6.1E-15				固定	同上
Np-237 線量換算係数	生物圏	1.1E-14				固定	同上
Am-241 線量換算係数*2	生物圏	1.9E-14				固定	同上

*1：Th-229 以下の娘核種に起因する被ばく線量は Th-229 に加算し、生物圏の換算係数として設定する。

*2：Cm-245 は mol 数もしくは質量として Am-241 に加算し、Am-241 の核種量を設定する。

2.4 包括的感度解析の実施

2.1 節で構築された包括的感度解析のモデルに対応して昨年度までに開発した包括的感度解析ツールを改良し、2.2 節で決定されたパラメータの範囲を用いて、統計的解析を実施する。

2.4.1 解析対象とした廃棄体および核種

2.1 節で述べたように、本年度研究においては、結晶質岩系の岩種を対象として、包括的感度解析を実施する。TRU 処分概念検討書(核燃料サイクル開発機構, 電気事業連合会, 2000)において、TRU の地層処分を念頭に、感度解析が実施されている。感度解析結果を図 2.4.1-1 に示す。この結果によれば、堆積岩系および結晶質岩系何れの岩種に対する処分においても、被ばく線量に支配的となる廃棄体は、I-129 を多く含むグループ 1 であった。しかしながら、他のグループとの最大線量の差異は、概ね 1~2 桁程度であり、種々の不確実性を考える場合、これらの差が減少、または、逆転する可能性もあることから、グループ 1~4 までを解析対象とするものとする。また、グループ 3、4 に関しては、1GBq / ton 以上の廃棄体を地層処分とするものとした。

解析対象核種としては、TRU 処分概念検討書において支配的な核種であった、C-14 および I-129 に加え、マルチチャンネルモデルで懸念される、短半減期核種の影響の可能性を踏まえ Cs-137、多様な化学環境で核種移行形態を変え、かつ、毒性度の高い Tc-99 を加えるものとした。また、TRU 核種の中では、毒性の高い Am-241、Np-237、U-233、Th-229 系列について解析するものとした。

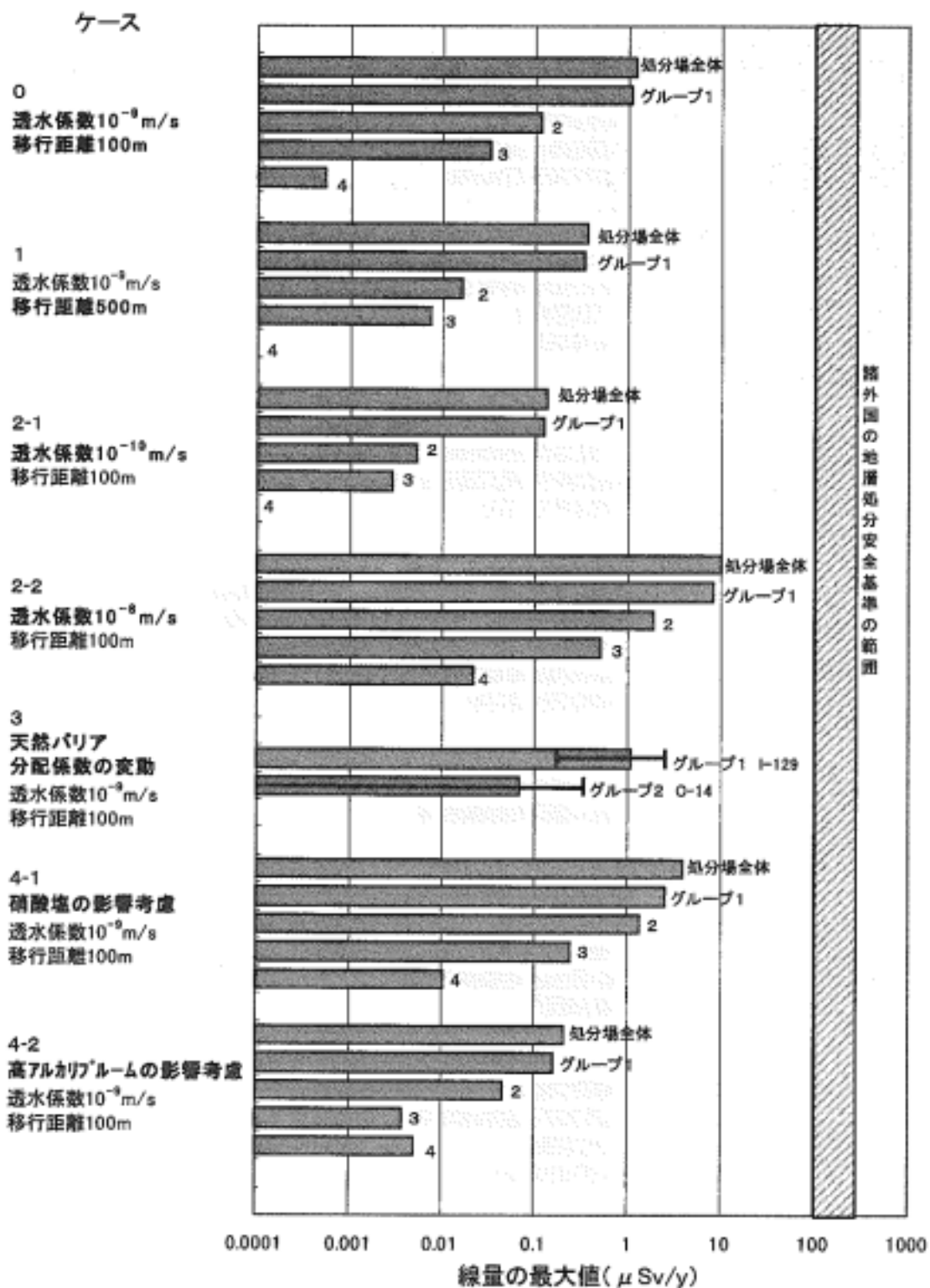


図 2.4.1-1 TRU 処分概念検討書による結晶質岩処分における被ばく線量解析結果

2.4.2 包括的感度解析

包括的感度的解析は、以下に示す4つの天然バリア解析モデルを想定し実施した。

亀裂透水量係数の分布に基づき想定される流量分布に基づく平行平板亀裂の重ね合わせ

亀裂透水量係数の分布および標準偏差に基づく平行平板亀裂の重ね合わせ

透水量係数の分布および動水勾配に応じた平均的な流量が見込まれる透水量係数をもつ単一亀裂

亀裂透水量係数分布の最頻値に相当する単一亀裂

およびでは、マルチチャンネルモデルを用いるものとし、は、EDZから各亀裂への核種の分配は、亀裂内の流量に比例するものとした。では、EDZから各亀裂への核種の分配は、透水量係数の分布に従うものとした。

グループ1~4の廃棄体グループについて、約700ケースの解析を実施し、感度分析を行うものとする。ただし、感度分析および十分条件の抽出においては、この4つの中で、最も保守的と予想されるのモデルからの結果について解析を実施するものとする。

(1) 解析結果

図2.4.2-1~図2.4.2-4に廃棄体グループ1~4に対する核種移行解析結果を示す。

グループ1では、I-129が被ばく線量に関して支配的であった。

グループ2では、初期の数百年間は、Cs-137が、数万年まではC-14、それ以降は、Th-229が支配的となるケースが多かった。また、Tc-99に関しては、数万年を超える時間スケールでは、C-14に起因する被ばく線量を超えるケースが見られたが、その時間域では、Th-229が支配的となるケースが多く、最大被ばく線量に支配的となるケースは少なかった。

グループ3では、概ねTh-229が被ばく線量に対して支配的であるが、Cs-137に起因する被ばく線量も高く、処分後10年以内に、 $10\mu\text{Sv/y}$ を越えるケースも多く見られる。

グループ4においては、Cs-137の寄与が、グループ3に比べ更に高く、広い線量

範囲で、被ばく線量に支配的な核種となっている。また、Am-241 および Th-229 による被ばく線量も $10 \mu\text{Sv/y}$ を超えるものが多かった。

解析結果は、何れのグループにおけるものであっても、処分後 10 年、100 年以内に高い線量結果が表出している。特に、グループ 3、4 は、Cs-137 に起因する被ばく線量が卓越している。これについては、次章(3.2)で詳しく述べるものとするが、

- ・ マルチチャンネルモデルでの、各チャンネルへの核種の分配方法。
- ・ マルチチャンネルの透水量係数の上限の設定。
- ・ 数値解析上の設定。

についての保守性が、過度なものとなっている可能性があり、今後、本手法を適用する場合に、モデル化において、重要なポイントとなるものと考えられる。

図 2.4.2-5 ~ 図 2.4.2-16 に天然バリアモデルの異なる他の 3 モデルに対応する解析結果を示し、天然バリアモデルの相違による比較結果を、図 2.4.2-17 ~ 図 2.4.2-20 に示す。最大被ばく線量を支配する核種構成については、ほぼ同様の結果であったが、被ばく線量の平均値は、モデルの相違に伴い約 1 桁程度異なる結果となった。最も保守的な結果を与えるモデルは、マルチチャンネルモデルで EDZ から各亀裂への核種の分配を、チャンネル中の流量に比例させたモデルであった。

表 2.4.2-1 天然バリアモデルの相違による被ばく線量平均値の比較

		廃棄体グループ			
		グループ1	グループ2	グループ3	グループ4
被ばく線量 (Sv/y) 対数平均値	マルチチャンネル 流量分配モデル	-3.98	-4.55	-3.46	-2.57
	マルチチャンネル 透水量係数頻度分配モデル	-4.54	-5.09	-4.12	-3.18
	シングルチャンネル 流量平均モデル	-4.33	-4.92	-3.98	-3.03
	シングルチャンネル 透水量係数平均モデル	-4.87	-5.41	-4.72	-3.70
標準偏差	マルチチャンネル 流量分配モデル	0.98	1.50	1.16	1.22
	マルチチャンネル 透水量係数頻度分配モデル	1.00	1.40	1.22	1.25
	シングルチャンネル 流量平均モデル	1.01	1.54	1.30	1.30
	シングルチャンネル 透水量係数平均モデル	1.04	1.50	1.35	1.41

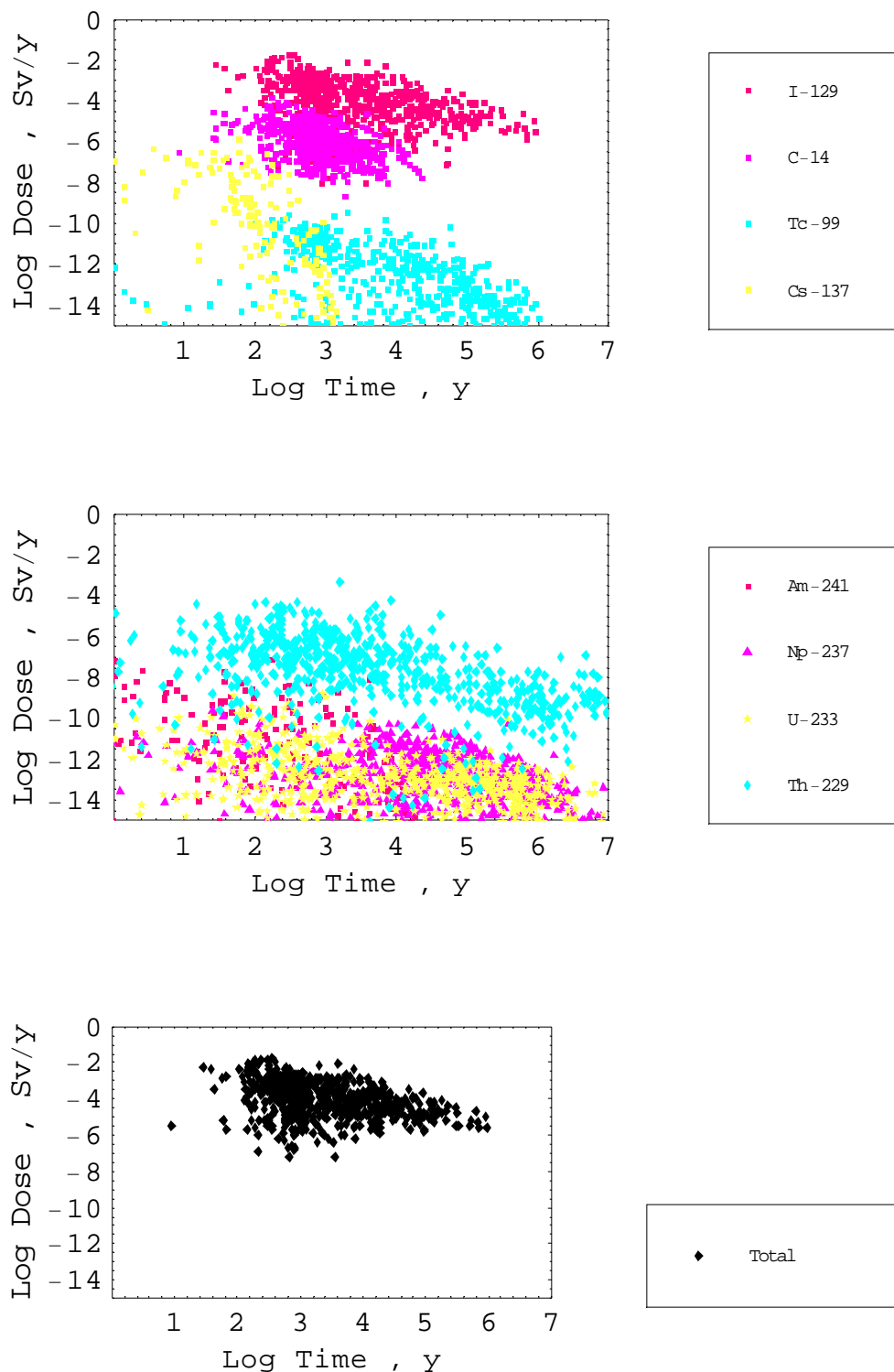


図 2.4.2-1 グループ1の最大被ばく線量の出現時刻と被ばく線量、流量分配を仮定

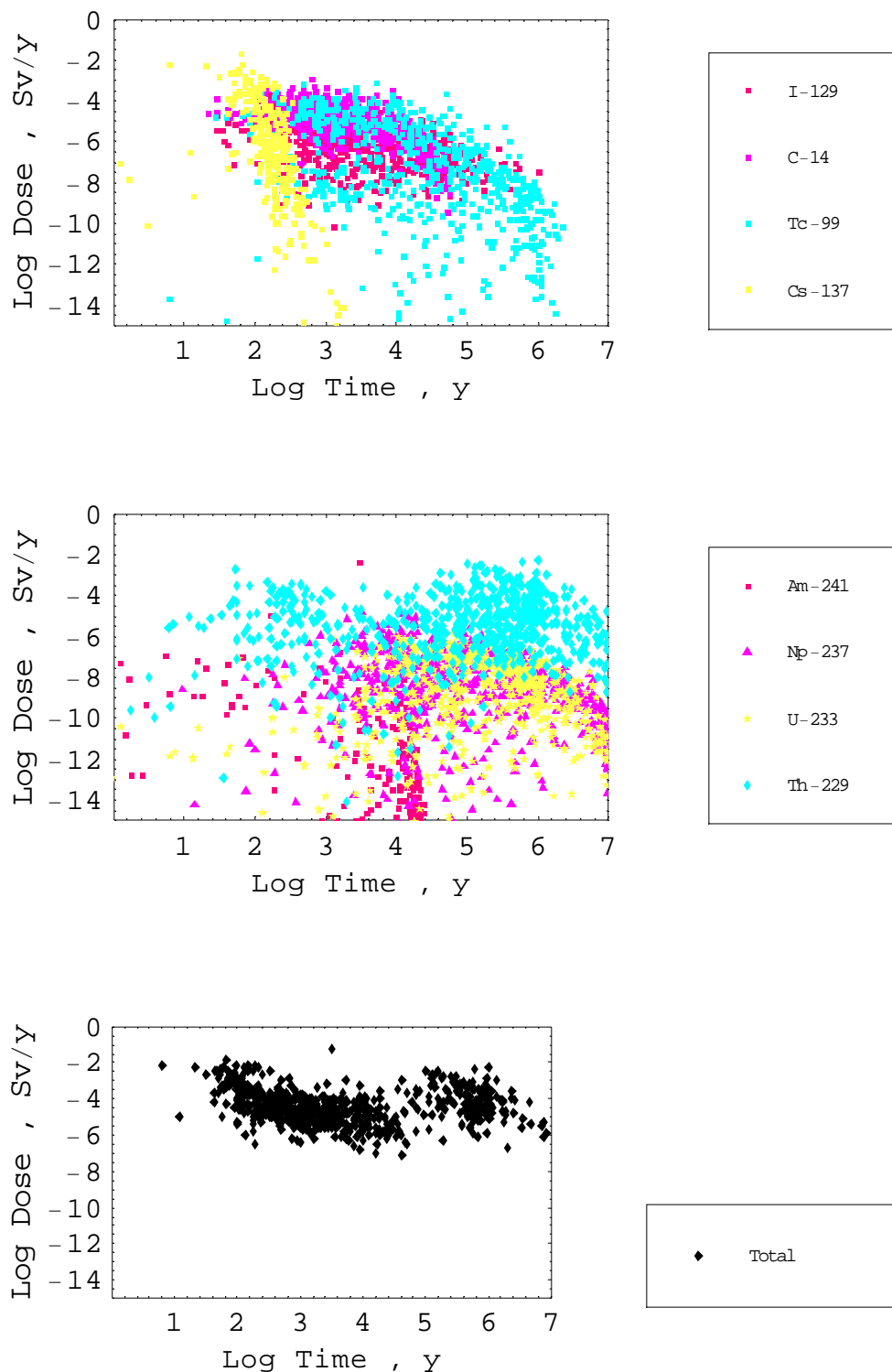


図 2.4.2-2 グループ2の最大被ばく線量の出現時刻と被ばく線量、流量分配を仮定

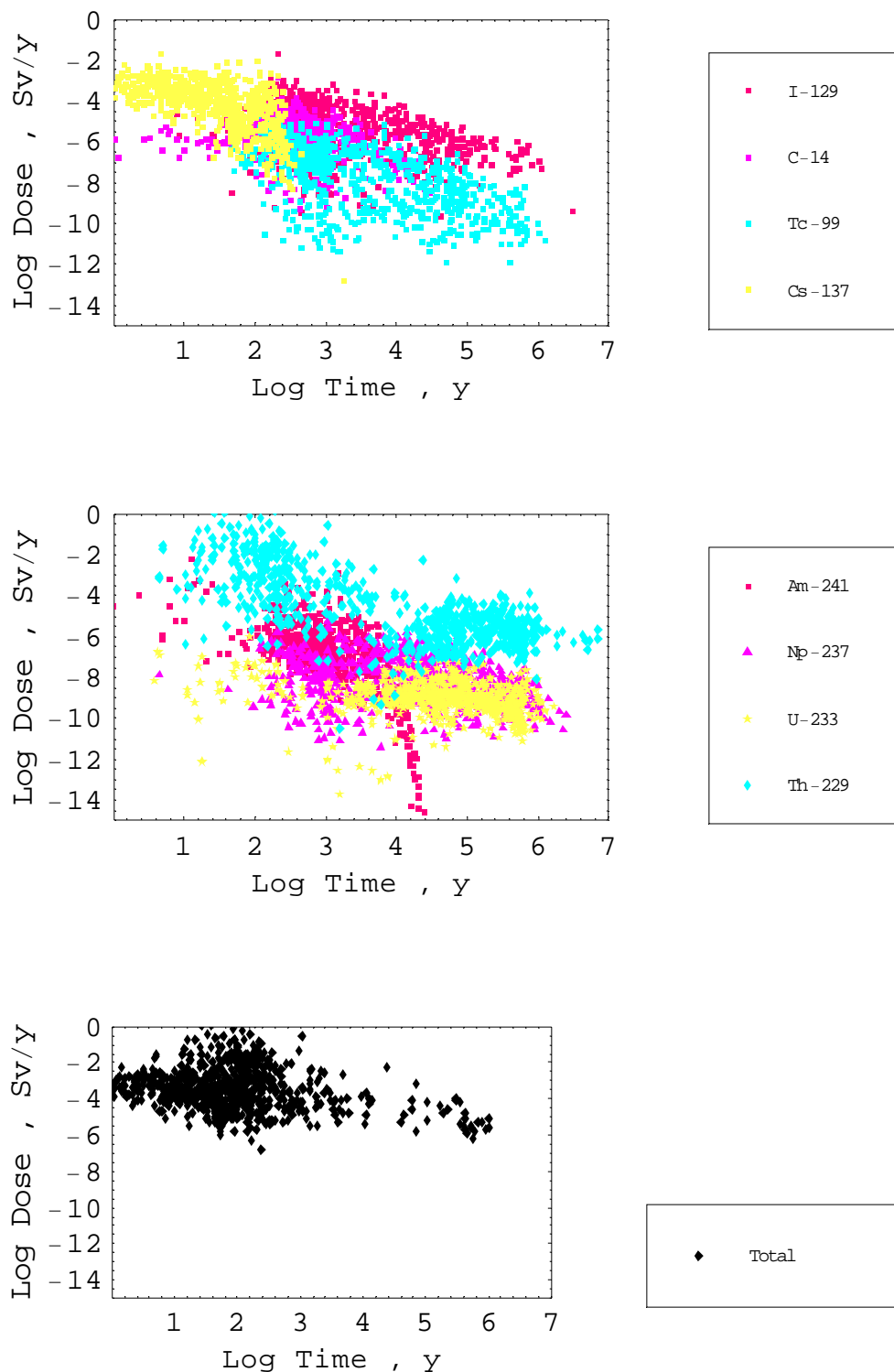


図 2.4.2-3 グループ 3 の最大被ばく線量の出現時刻と被ばく線量、流量分配を仮定

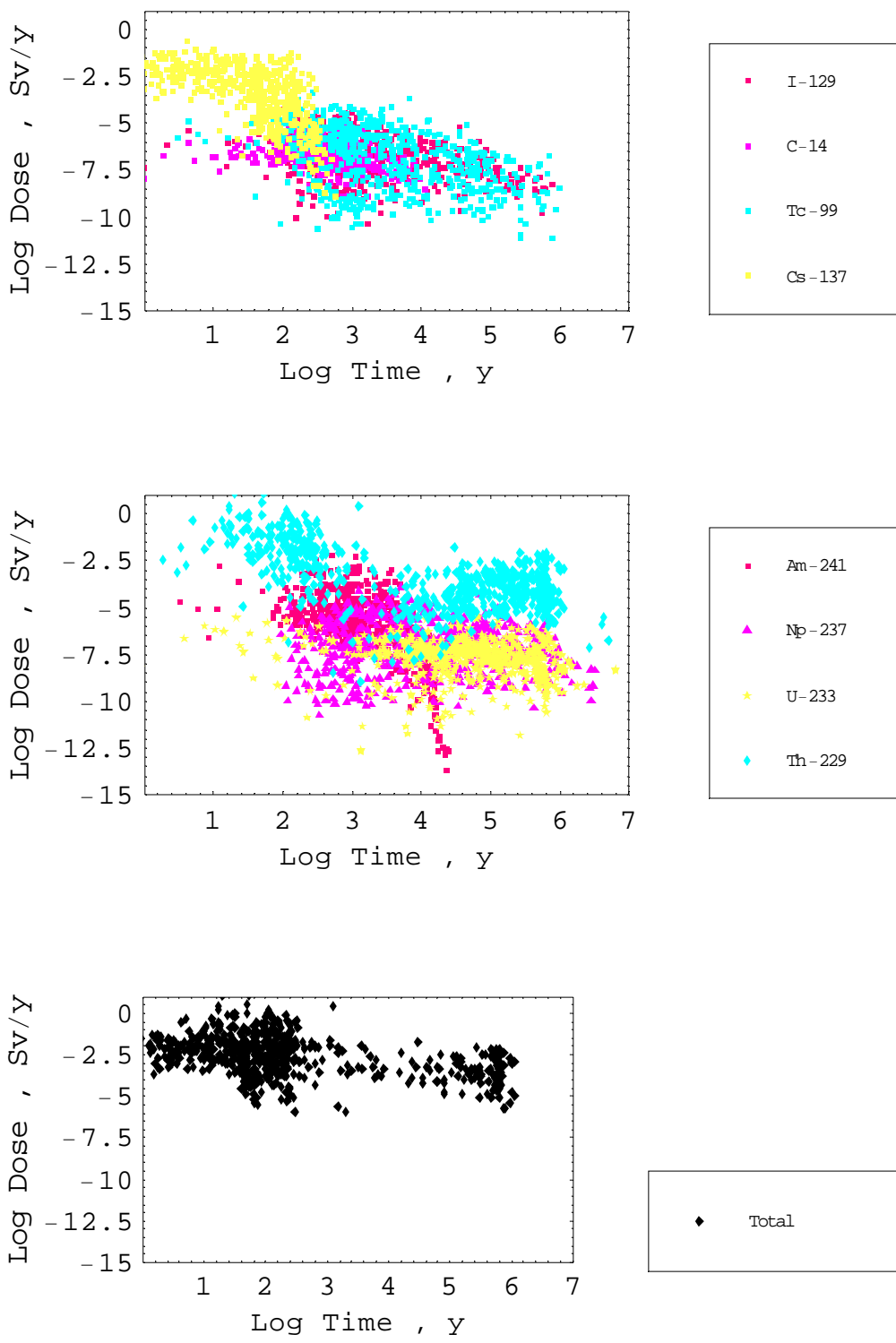


図 2.4.2-4 グループ 4 の最大被ばく線量の出現時刻と被ばく線量、流量分配を仮定

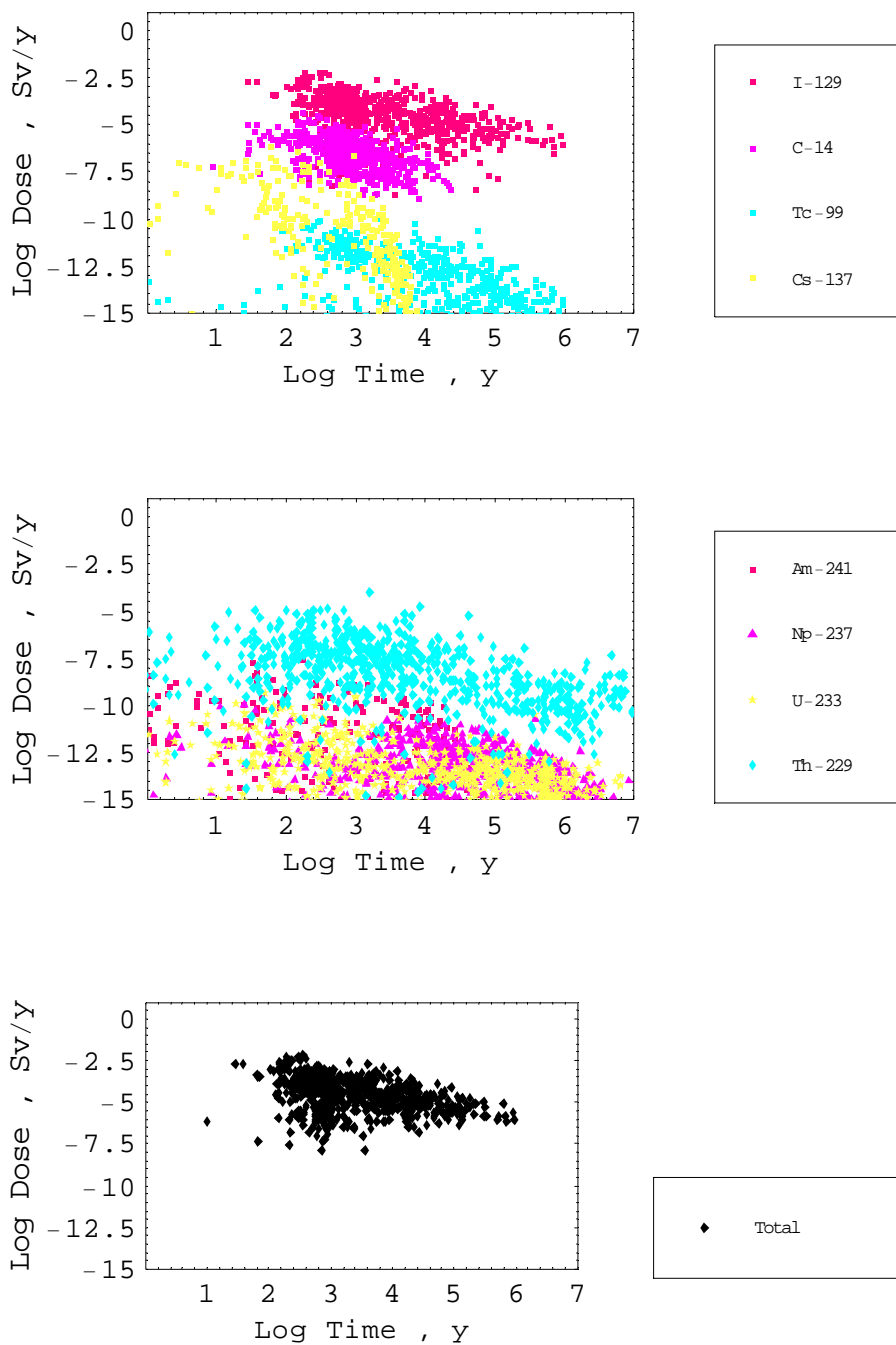


図 2.4.2-5 グループ1の最大被ばく線量の出現時刻と被ばく線量、透水量係数分布に応じた核種分配を仮定

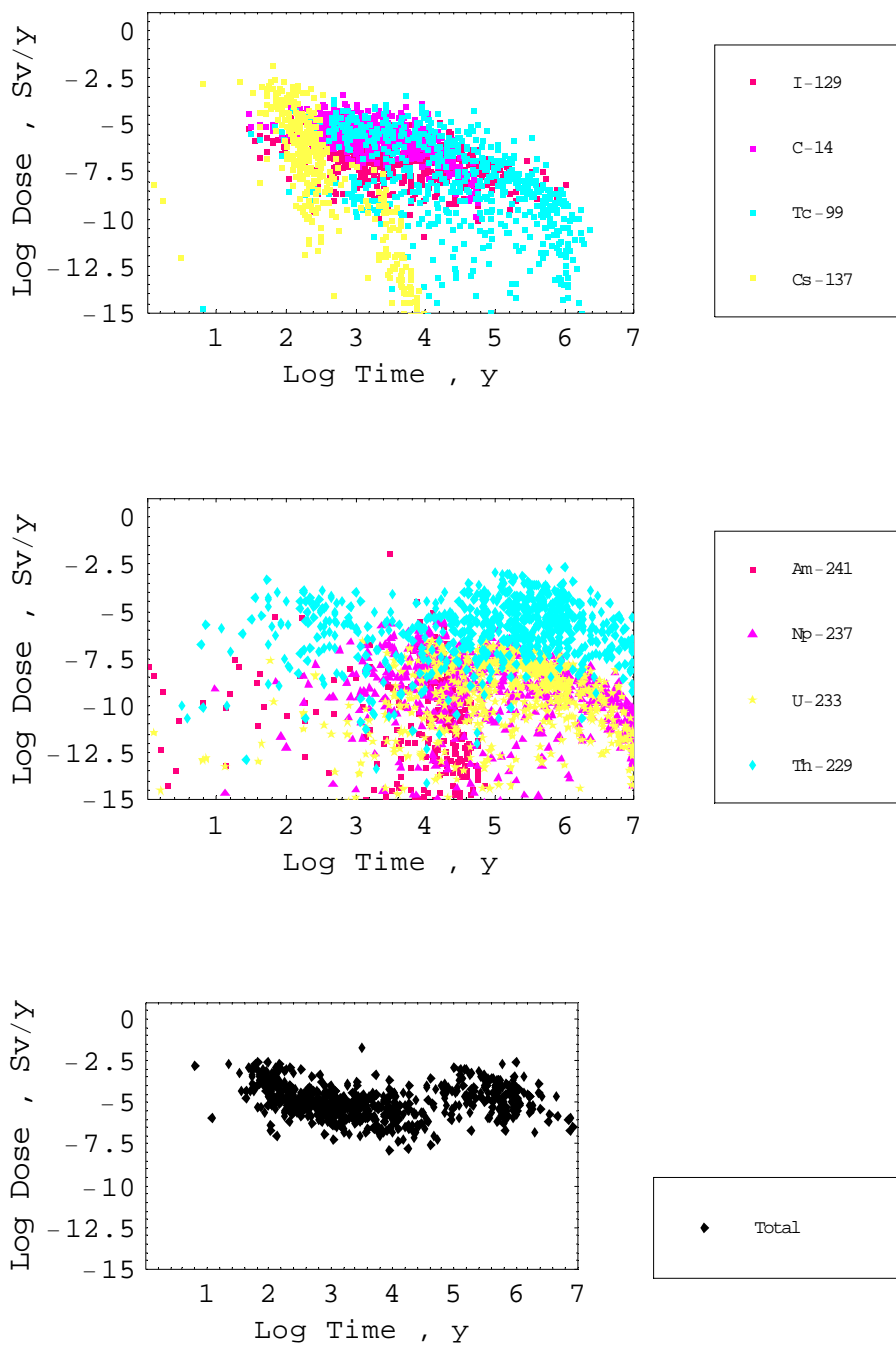


図 2.4.2-6 グループ 2 の最大被ばく線量の出現時刻と被ばく線量、透水量係数分布に応じた核種分配を仮定

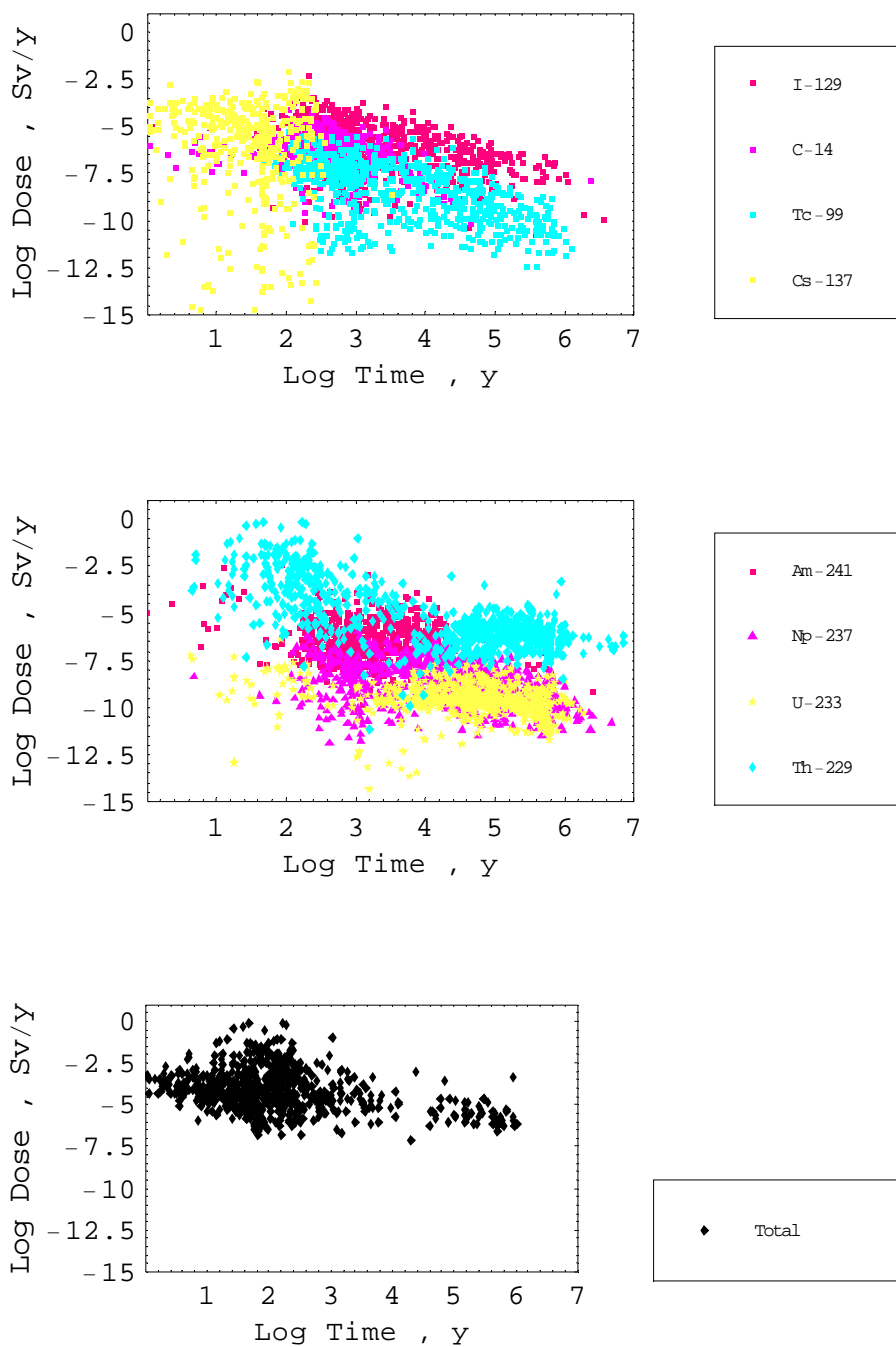


図 2.4.2-7 グループ3の最大被ばく線量の出現時刻と被ばく線量、透水量係数分布に応じた核種分配を仮定

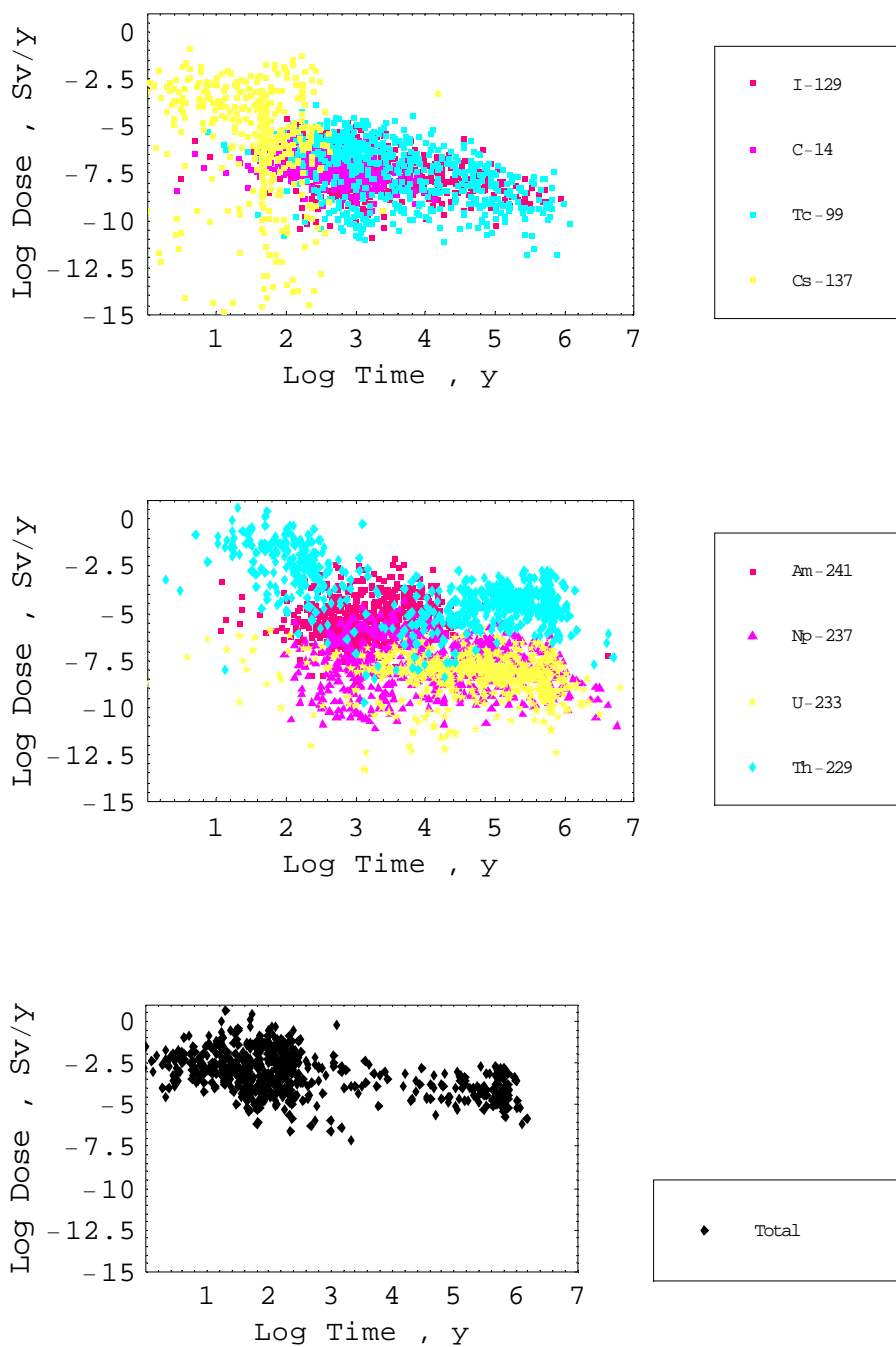


図 2.4.2-8 グループ 4 の最大被ばく線量の出現時刻と被ばく線量、透水量係数分布に応じた核種分配を仮定

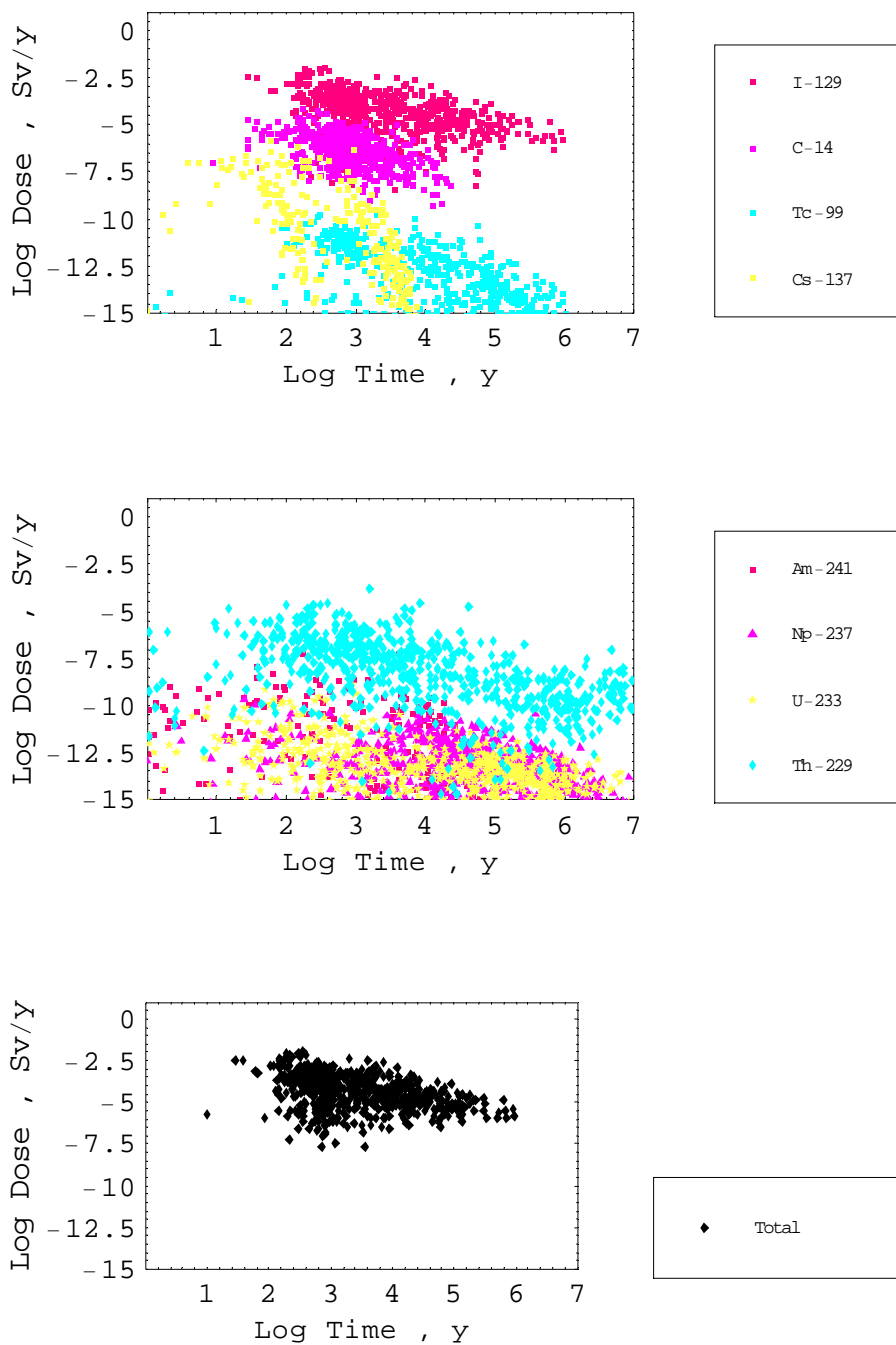


図 2.4.2-9 グループ1の最大被ばく線量の出現時刻と被ばく線量、流量分布の
頻度が最大のチャンネルを仮定

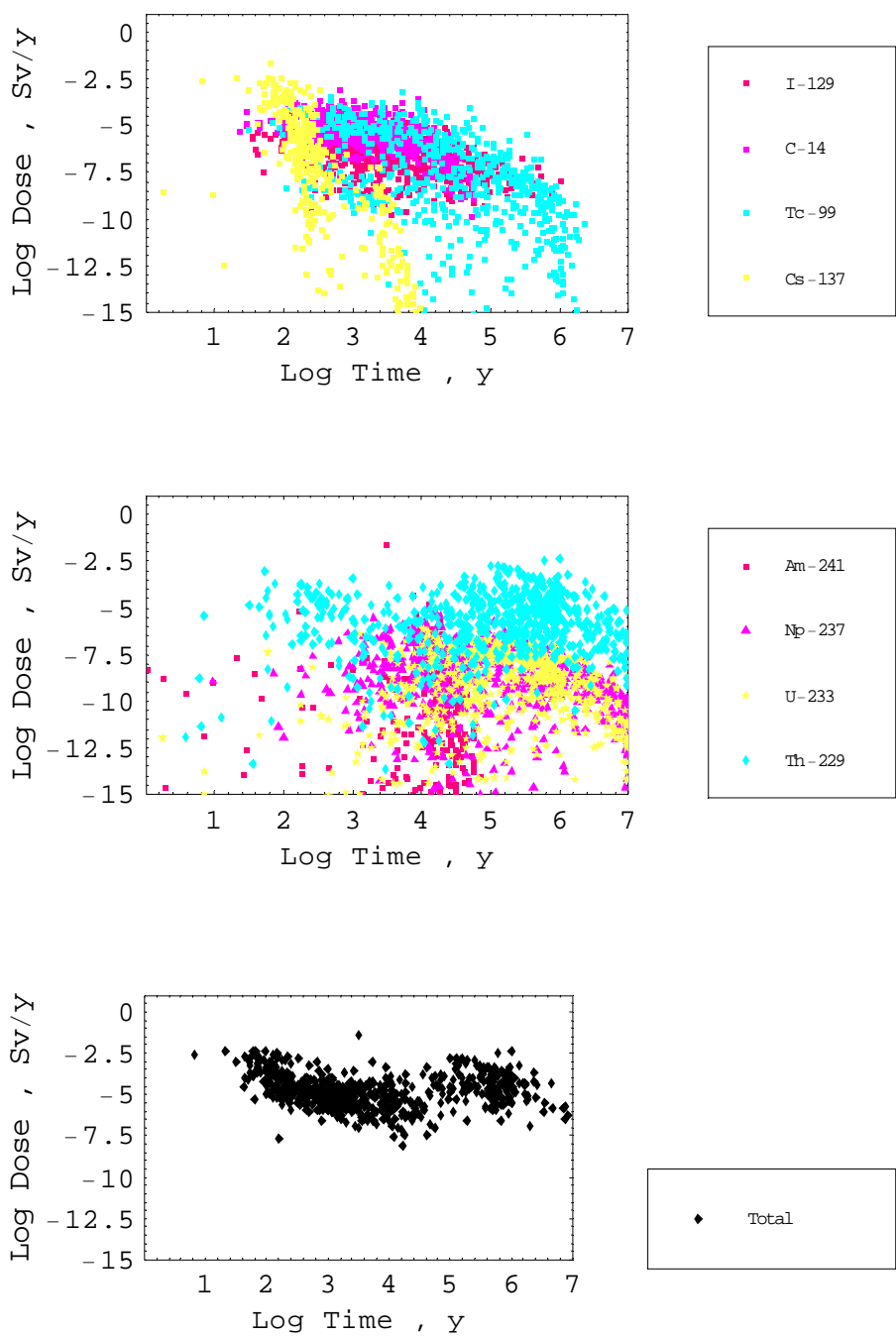


図 2.4.2-10 グループ 2 の最大被ばく線量の出現時刻と被ばく線量、流量分布の
頻度が最大のチャンネルを仮定

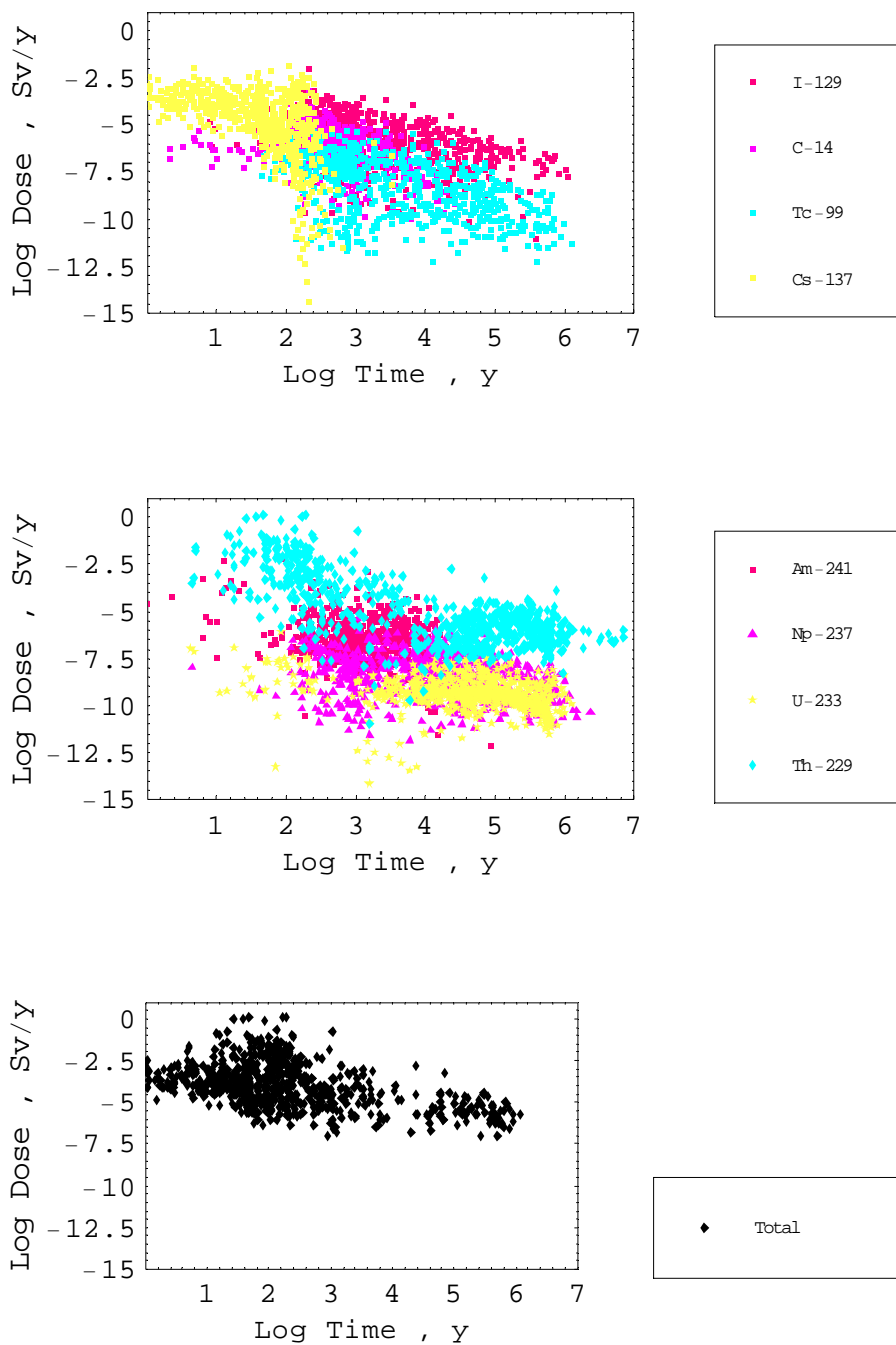


図 2.4.2-11 グループ3の最大被ばく線量の出現時刻と被ばく線量、流量分布の
頻度が最大のチャンネルを仮定

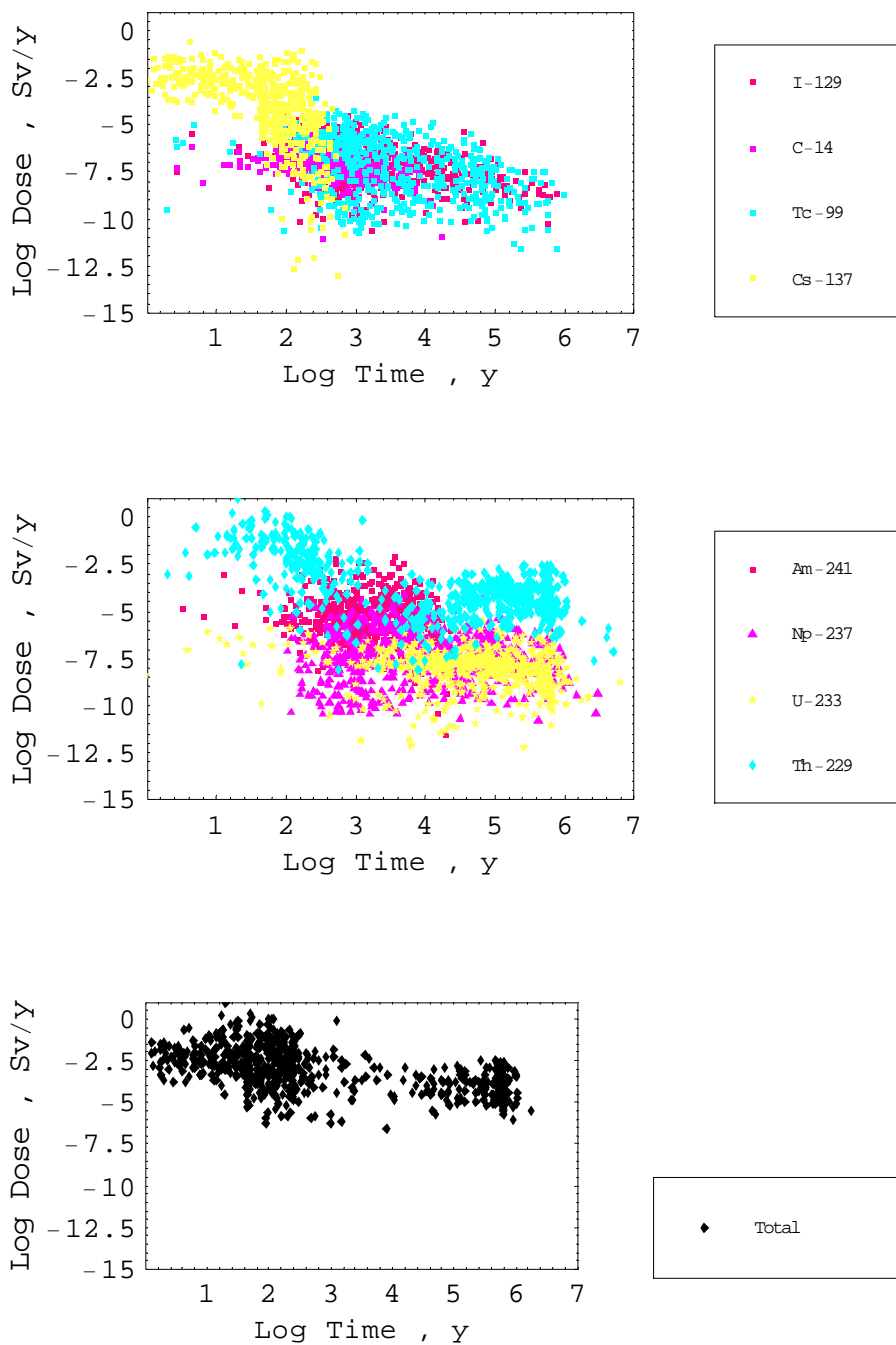


図 2.4.2-12 グループ 4 の最大被ばく線量の出現時刻と被ばく線量、流量分布の
頻度が最大のチャンネルを仮定

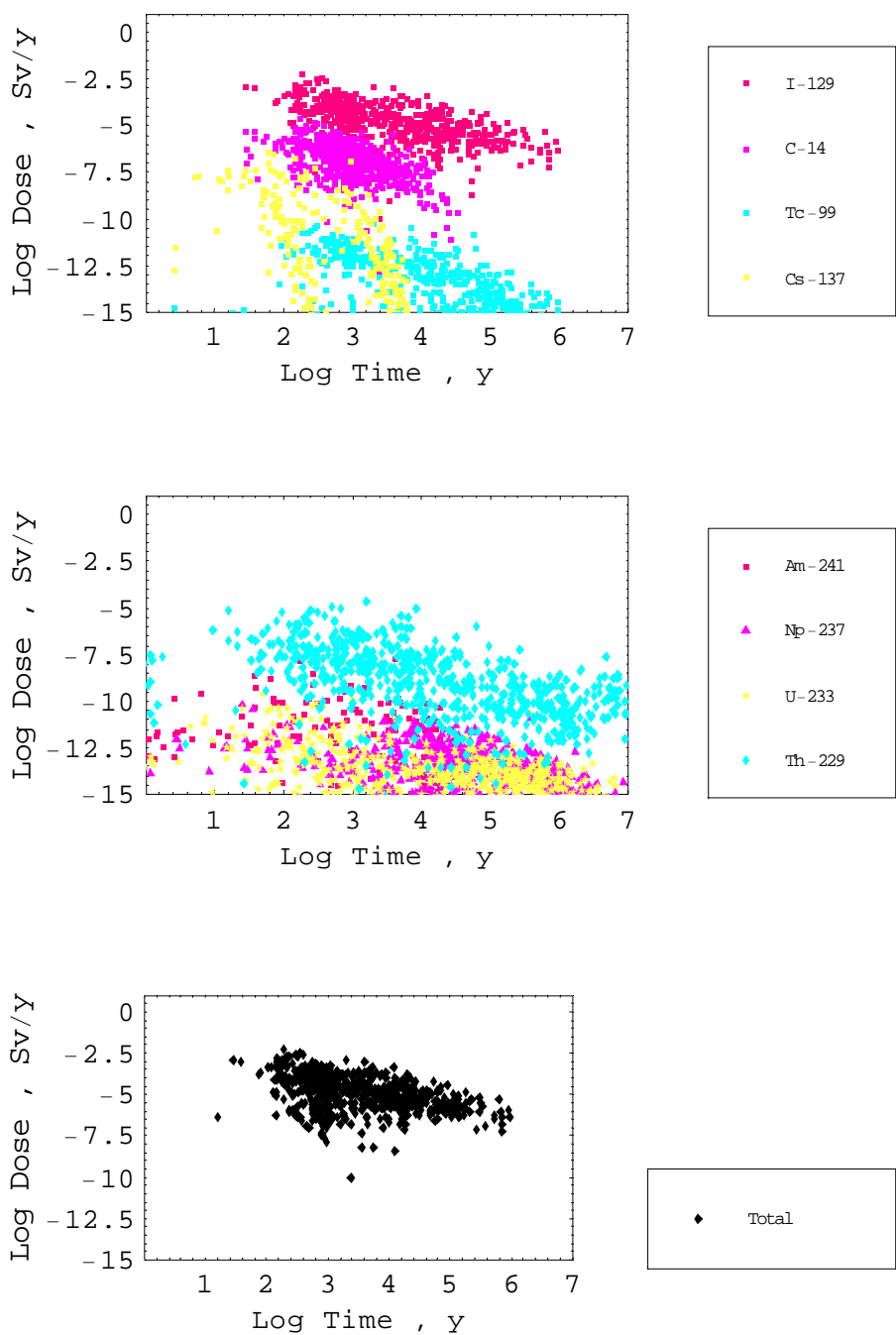


図 2.4.2-13 グループ 1 の最大被ばく線量の出現時刻と被ばく線量、透水量係数の
頻度が最大のチャンネルを仮定

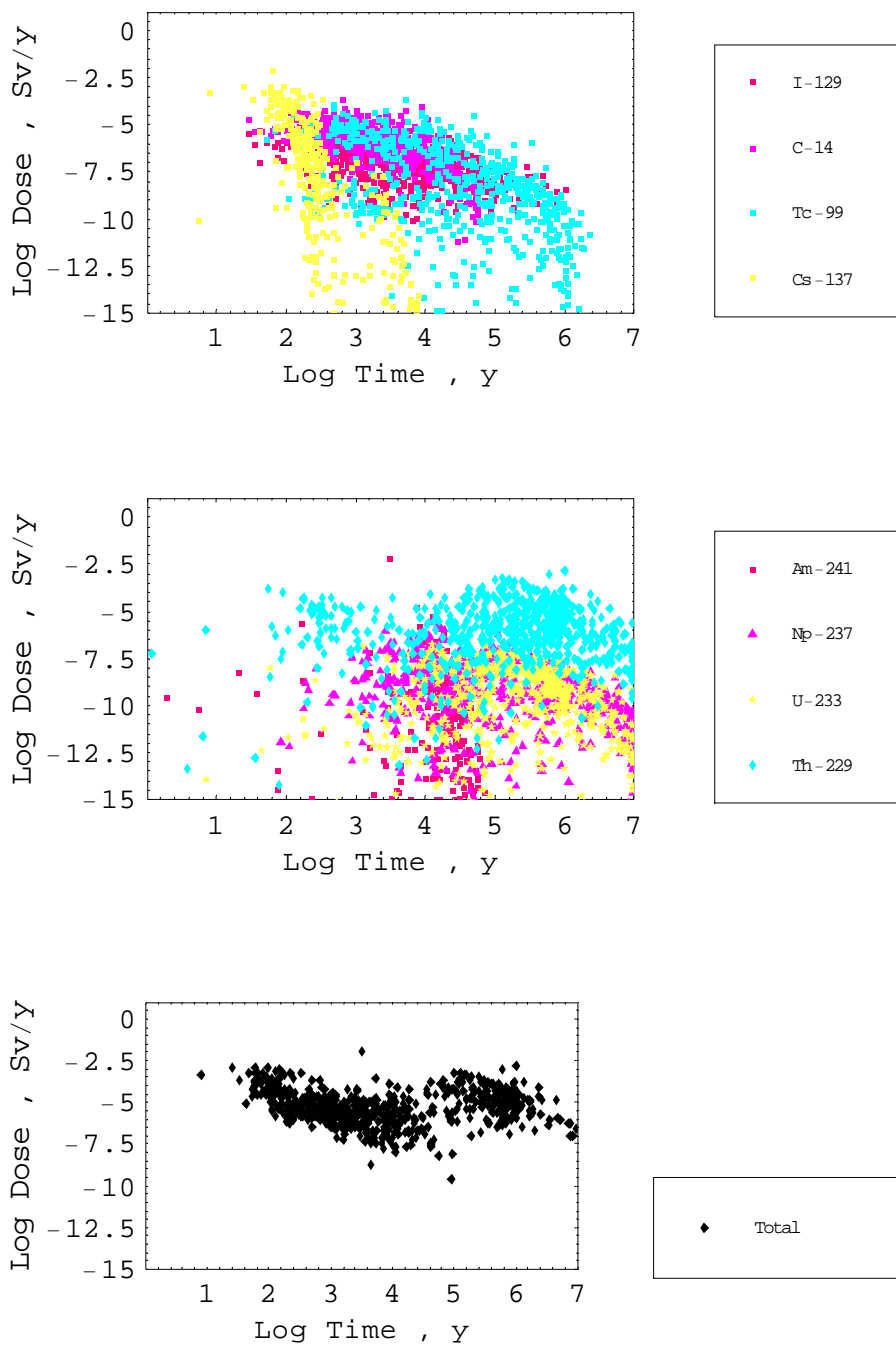


図 2.4.2-14 グループ2の最大被ばく線量の出現時刻と被ばく線量、透水量係数の
頻度が最大のチャンネルを仮定

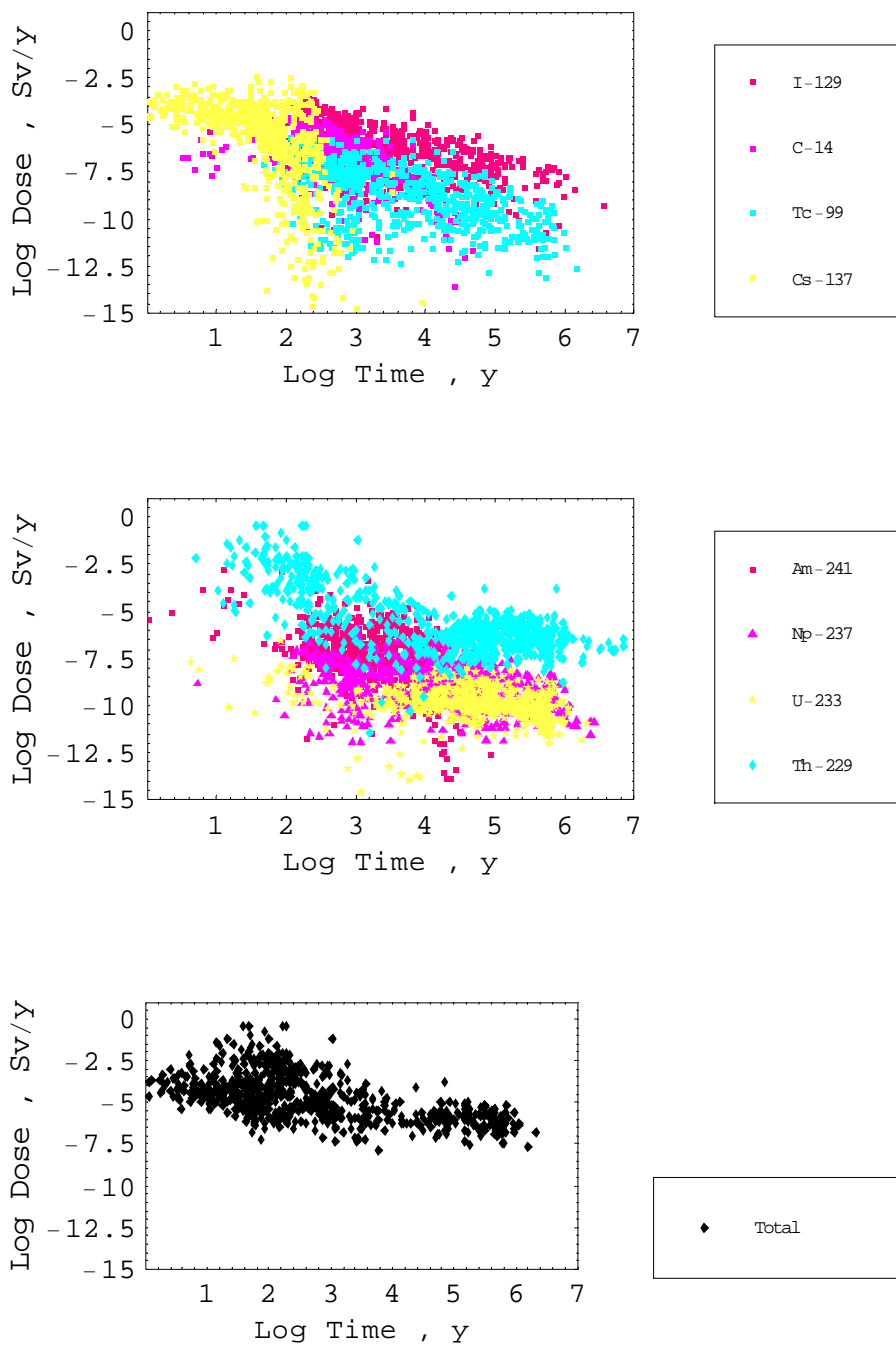


図 2.4.2-15 グループ3の最大被ばく線量の出現時刻と被ばく線量、透水量係数の頻度が最大のチャンネルを仮定

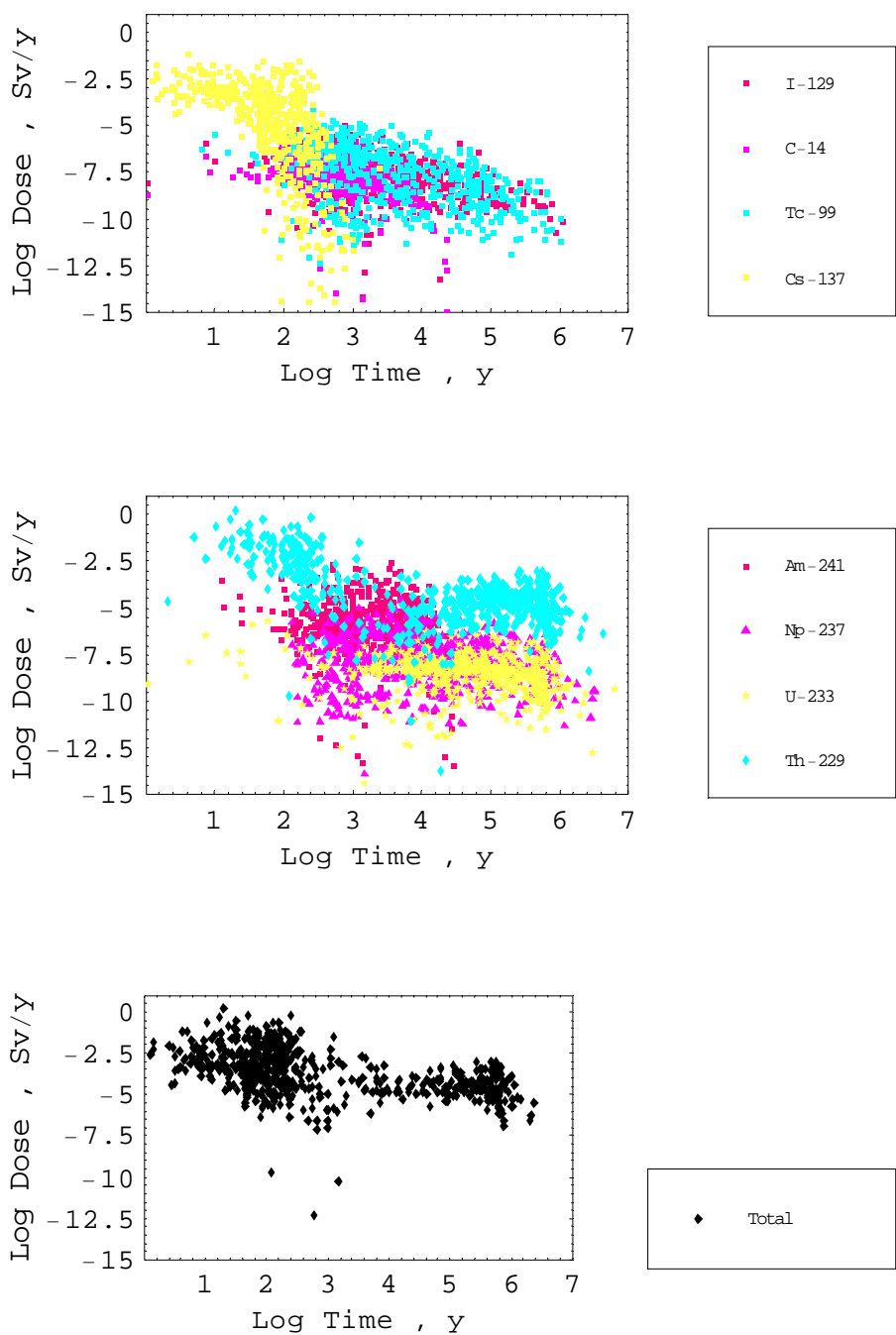


図 2.4.2-16 グループ4の最大被ばく線量の出現時刻と被ばく線量、透水量係数の頻度が最大のチャンネルを仮定

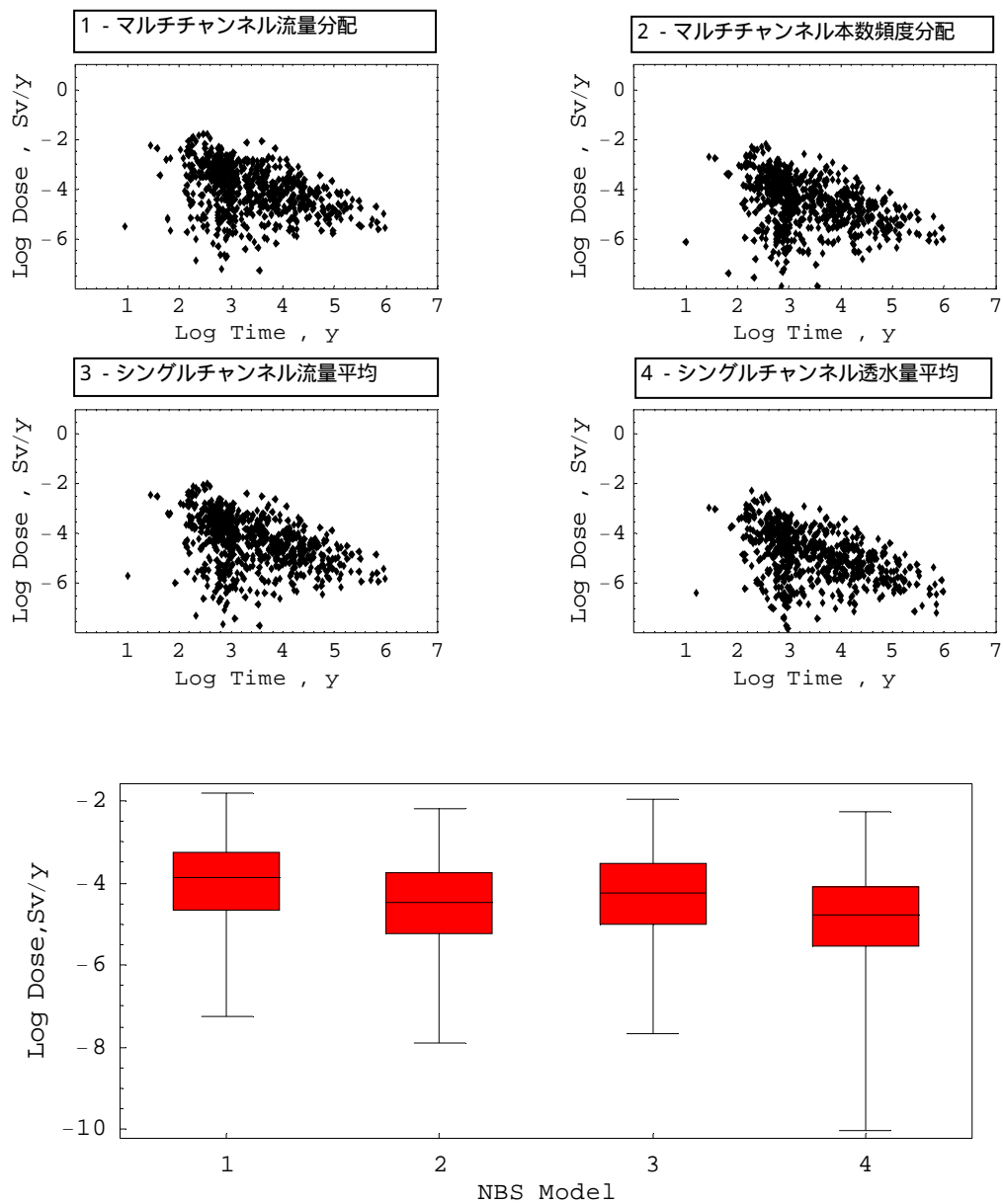


図 2.4.2-17 天然バリアモデルの相違による被ばく線量の最大値と平均値の比較、
グループ 1

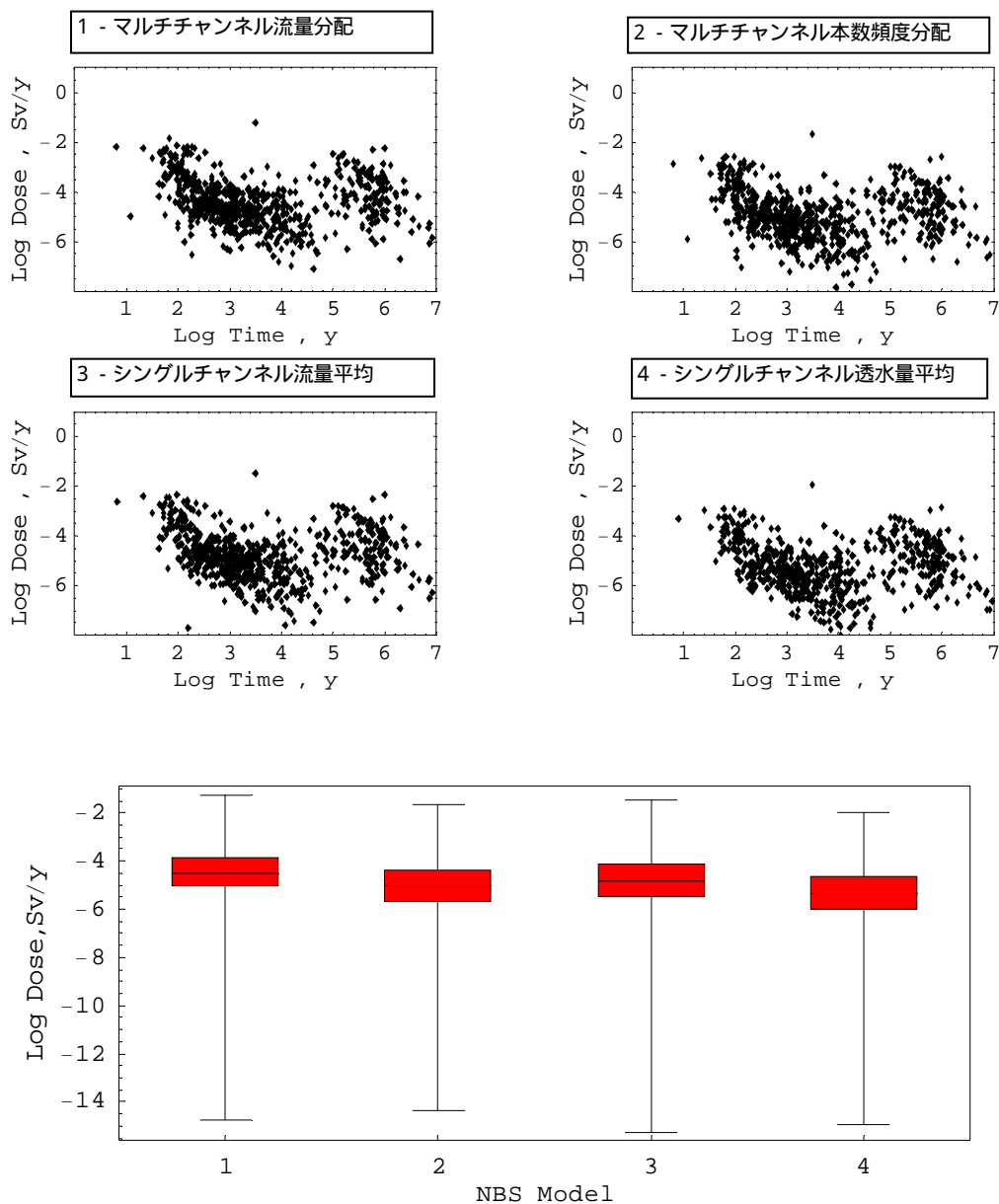
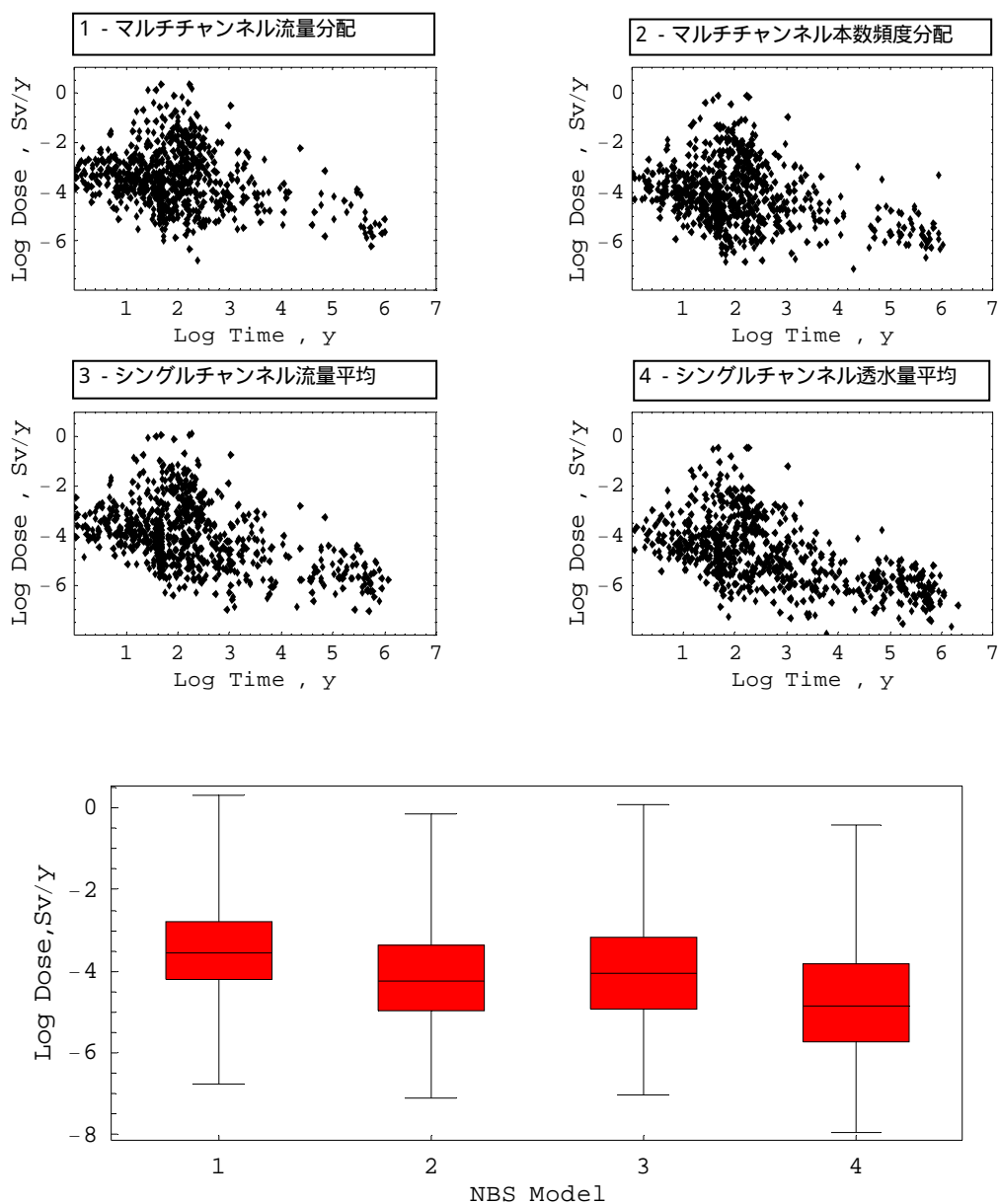


図 2.4.2-18 天然バリアモデルの相違による被ばく線量の最大値と平均値の比較、
グループ2



箱ひげ図は、中央値（箱内部の線）から全データの±25%が、箱に示された範囲に入ることを意味する。

図 2.4.2-19 天然バリアモデルの相違による被ばく線量の最大値と平均値の比較、
グループ3

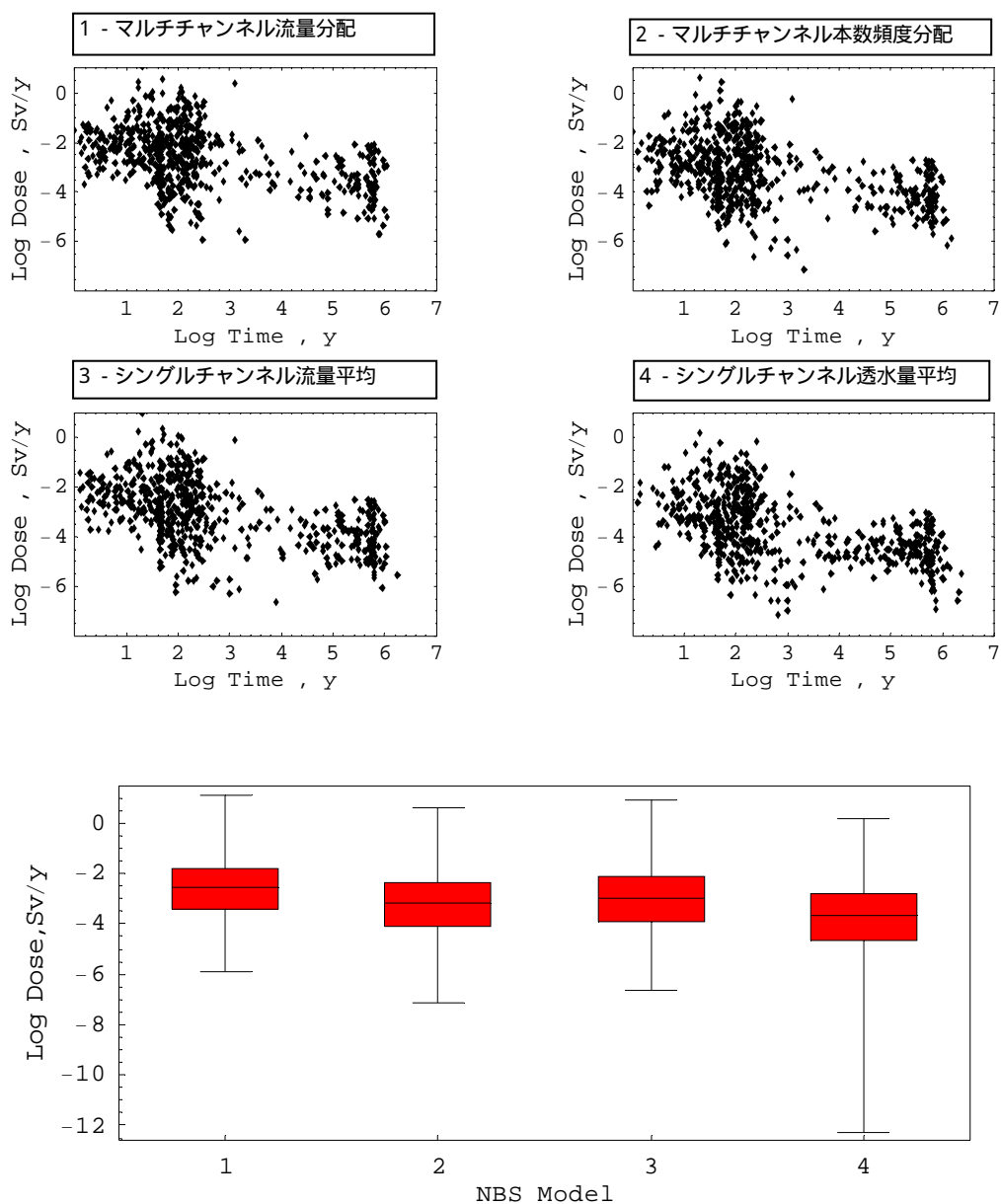


図 2.4.2-20 天然バリアモデルの相違による被ばく線量の最大値と平均値の比較、
グループ4

2.5 重要パラメータの抽出

統計的な解析結果については、これまで開発を行ってきたムービングバンド法や SI 法を用いて感度分析を行う。また、解析対象としては、マルチチャンネルによる解析結果を用いるものとする。これらの分析によって、TRU 廃棄物処分の長期的安全性に大きな影響を及ぼす重要なパラメータの抽出を行うものとする。また、こうして抽出された重要なパラメータについては、FEP の重要度の判断（シナリオ構築）や処分場の設計要件の具体化など、平行して実施されている他研究への情報として提供するものとする。

2.5.1 感度解析手法

感度解析手法としては、前年度まで開発を実施してきた、ムービングバンド法と SI 法を適用し、実施するものとした。本研究の目標は、目標とする線量（例えば $10 \mu\text{Sv/y}$ ）を下回るための十分条件と抽出することにある。そのため、感度分析の主体は、局所的な感度の抽出に特化した、SI 法を中心とするものとした。

(1) ムービングバンド法

ムービングバンド法は、以下の手順により、各入力パラメータがどの程度出力の変動に影響を及ぼしているかを定量化する手法である。

K 個の出力を降順に並べ直し、さらに、これらを k ($k \ll K$) 個の互いに重複しないバンドに分割する。

K/k 個のバンドのそれぞれについて、各入力パラメータの平均を計算する。パラメータ i の j 番目のバンドにおける平均 (μ_i^j) と全域的な平均 (μ_i) との差異の統計的有意性を次式で評価する。

$$s_i^j = \frac{\mu_i^j - \mu_i}{\sigma_k}$$

但し、全域的標準偏差を σ とした場合、

$$\sigma_k = \sqrt{\left(\frac{1}{k} - \frac{1}{K}\right)} \sigma$$

ムービングバンド法により算出される s_i^j の推移がランダムなノイズである場合には、当該パラメータは顕著な感度を有しないと判断され、逆に、ある全域的なトレンドが見られる場合には感度があるものと判断される。

図 2.5.1-1 に、被ばく線量算出結果の感度に関するムービングバンド法による分析結果の例を示す。これは、感度が大きいと求められる場合（上）と感度が小さいと認められる場合（下）の例である。中央の水平な実線は、サンプリングされた各パラメータのメディアン値（均一分布の場合は平均値、対数均一分布の場合は対数平均値にそれぞれ等しい）を表し、これを挟む上下の点線は、各バンドを無作為標本抽出とみなした場合のバンド平均値についての 90%信頼区間*を示す。つまり、各バンドにおける平均値がこの区間を越える場合には、当該バンドに含まれる解析ケースのパラメータ値がランダムな抽出ではなく、あるシステムティックなバイアスがかかっている（つまり感度がある）と見なす一つの判断基準となる。

また、感度を判断する上でのもう一つの基準は、幅広い核種放出率値の範囲にまたがるトレンドの存在である。多くのパラメータでは、パラメータ入力値のバンド平均はメディアン値を中心にランダムに上下する挙動を示すが、中には、振動の中心が明らかに核種放出率に依存する様なトレンドを有するものがある。

*無作為の標本抽出とみなし、母分布の正規性を仮定すると、各バンドに含まれるケース群について
の入力パラメータの平均値は自由度 $n-1$ の t -分布に従う（但し、 n はバンドに含まれるケース数）。
この時、 $n=20$ の場合の 90%信頼区間は、サンプル全体の不偏分散を s^2 とすると、 $\pm 1.82 s$ となる。

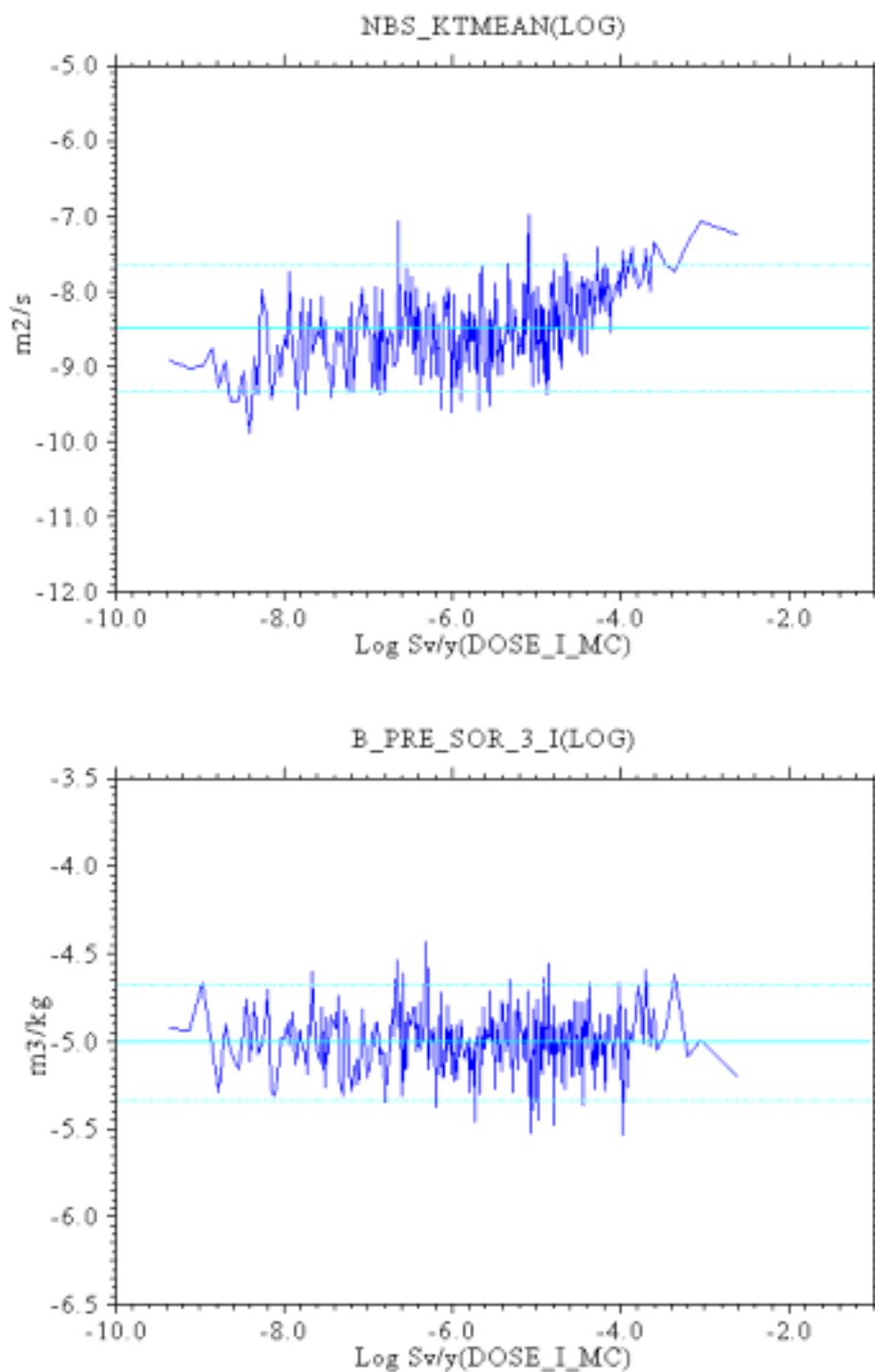


図 2.5.1-1 ムービングバンド法による解析結果の例

上述したように、ムービングバンド法により算出される s_i^j の推移から感度の判断を行うことが可能であるが、この判断には主観的な要素が加わってしまう。そこで、より定量的に感度分析を行うために、ある決まった判断基準の基に、感度を有しているパラメータの抽出を行った。以下に、パラメータ抽出のための手法を、図2.5.1-2を用いて説明する。ムービングバンドによる解析結果に対し、最小二乗法による多項式近似を行い、近似式を求める(図中、青線)。近似式より求まるパラメータ値の最小値と最大値から、両者の差(最大・最小の差)を求める。また、バンド毎に、近似式からの解析結果のずれ(振幅)をもとめ、それらの値から、振幅の平均値(平均振幅値)を求める。最大・最小の差と平均振幅値の2倍を比較することによって、パラメータ抽出の判断の指標とする。

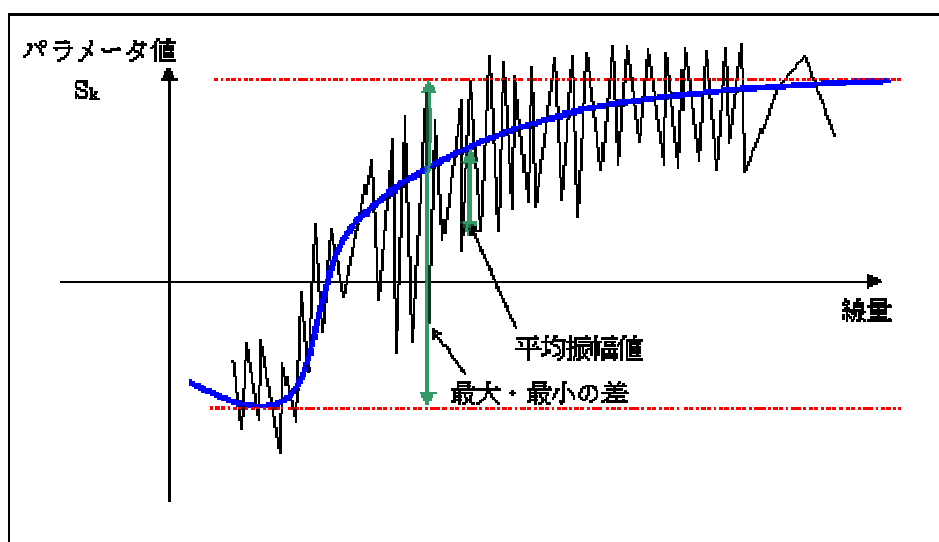


図 2.5.1-2 ムービングバンド法による解析結果からのパラメータ抽出方法の模式図

ムービングバンド法では、各ケースの最大線量を降順に並べ、これを、任意のメッシュサイズを用いて分割し、メッシュ毎のパラメータの平均値が、全域的な平均値からどの程度ずれるかを、感度の大きさの指標としている。

(2) Sufficiency Index (SI) 法

ムービングバンド法による感度解析は、各入力パラメータの変動範囲全域において結果に対して有意な影響が生じているか否かを標本統計の立場から判断する手法である。しかしながら、用途によっては、これとは異なる手法がより適切となる場合がある。特に重要な例としては、安全評価の出力（例えば、個人年間被ばく線量やリスク）について、ある規制上の目標が存在する場合、この目標値近傍での感度に注目する場合が挙げられる。SI法はこのような場合に用いることを目標として開発された感度解析の手法である。

各入力パラメータの変動範囲について、ある制約条件を課した場合、このことによって評価結果が安全目標を満足する可能性が変化することとなる。特に、長期的な安全性が向上する方向の条件を設定した場合には、安全目標を満足する可能性が向上することとなる。このような「安全目標を満足する可能性」は、当該条件の十分性を示すものであり、具体的には、多数の統計的シミュレーションケースのうち条件 1 を満足するものが N_1 個あったとして、このうち、安全目標を満足するものが n_1 個あるとすると、 n_1/N_1 として定義される。今回の解析のように、各パラメータ値の変動範囲のみを指定して確率分布を定義していない場合には、 n_1/N_1 は厳密な意味で確率と呼べるものではない。そこで、これを、SI (Sufficiency Index : 十分条件としての強さ) と呼ぶこととする。勿論、各パラメータの入力値に関して確率密度関数が定義できる場合には、SI は確率と一致することとなる。また、今回の解析のように、詳細な情報がない状況でパラメータの確率密度分布を定義する場合には、情報エントロピー理論の立場から言えば、当該変動範囲において均一分布を仮定することが最も矛盾が少なく、このような立場を採る場合にも、SI は確率に一致することとなる。SI を用いた感度解析は、あるパラメータに着目して、そのパラメータの変動範囲を変えた場合に、安全目標を満足する可能性（即ち SI）がどの程度変化するかを計算するものである。

図 2.5.1-3 は、SI 法による感度分析の例を示したものである。同図は、着目するパラメータ（この例では亀裂を含む透水係数の対数）を P^* 以上にした場合に SI (縦軸) がどのように変化するか（青線）そして同様に、 P^* 以下にした場合に SI (縦軸)

がどのように変化するか（赤線）を同時に表示しており、青線及び赤線がいずれも水平である場合には、当該パラメータの感度は無視でき、いずれかあるいは両方の線の傾きが顕著であればそれぞれの方向での感度が大きいということになる。図 2.5.1-3 では、亀裂を含む透水係数の対数を好ましいもの（-8.0 近傍）とすることができた場合には SI は 55%程度から 85%程度にまで上昇し、逆に好ましくないもの（たとえば-5.5 近傍）とせざるを得なくなった場合には 30%程度にまで低下することとなり、大きな感度を有するものと判断される。

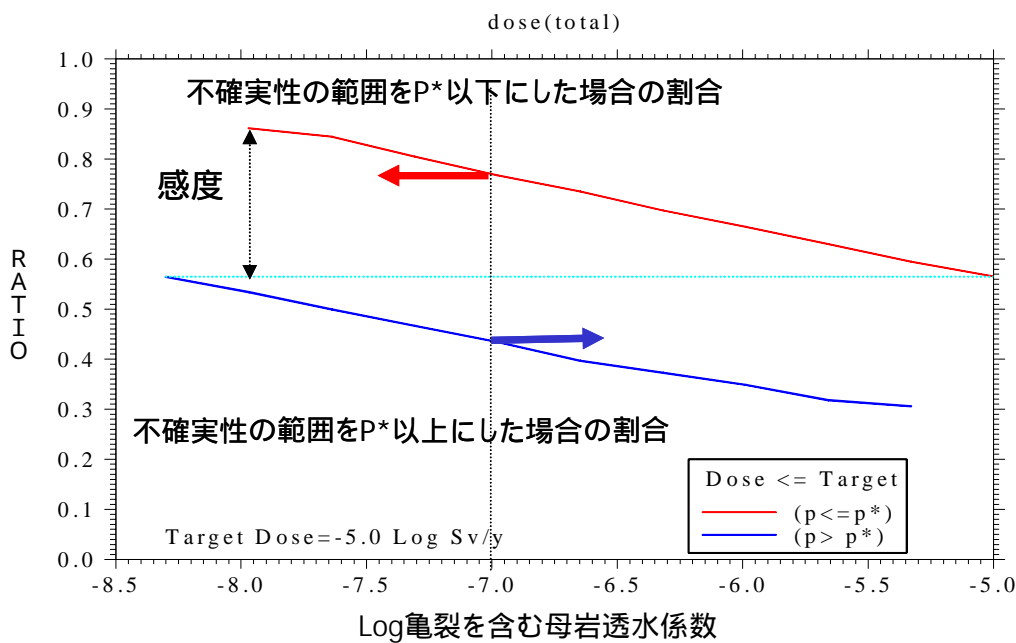


図 2.5.1-3 SI 法による感度分析の例

SI 法は基本的には個々のパラメータ単体について適用されるものであり、複数の制約条件を組み合わせた場合には、該当する部分集合のケース数が減少するために統計的な有意性が犠牲になることとなる。しかしながら、以下の定理を用いることによって、複数の条件を組み合わせた場合の SI の上昇の下限値を理論的に算出することが可能となる。

定理

X_i : i 番目のパラメータが所定の条件を満足する。 ($i=1,2,\dots,N$)

Y : 評価結果が目標線量を上回る。

を表すものとし、更に、各パラメータについての条件は、独立

$$(P(X_i \cap X_j) = P(X_i)P(X_j), \text{ for } \forall i, j)$$

であり、かつ、 $P(Y)$ を低下する様に設定され、このため、任意の i について、

$$P(X_i | X_1 \cap X_2 \cap \dots \cap X_{i-1} \cap Y) \leq P(X_i | Y)$$

が成立するものと仮定する。この時、 X_1, X_2, \dots, X_N が全て成立するという前提の下で、評価結果が線量目標を下回る確率について、以下の不等式が成立する。

$$1 - P(Y | X_1 \cap X_2 \cap \dots \cap X_N) \geq 1 - P(Y) \cdot \prod_{i=1}^N \left(\frac{P(Y | X_i)}{P(Y)} \right) \quad (2.5.1-1)$$

(証明)

明らかに、

$$P(Y | X_1 \cap X_2 \cap \dots \cap X_N) \leq P(Y) \cdot \prod_{i=1}^N \left(\frac{P(Y | X_i)}{P(Y)} \right)$$

が成立すれば、定理は証明される。

$N=1$ の場合、

$$P(Y | X_1) \leq P(Y) \left(\frac{P(Y | X_1)}{P(Y)} \right)$$

は明らかである。

次に、 $N=k$ の場合に(2.5.1-1)式が成立するとして、 $N=k+1$ の場合、

$$\begin{aligned}
 & P(Y|X_1 \cap X_2 \cap \cdots X_{k+1}) \\
 &= \frac{P(Y \cap X_1 \cap X_2 \cap \cdots X_{k+1})}{\prod_{i=1}^{k+1} P(X_i)} = \frac{P(X_1 \cap X_2 \cap \cdots X_{k+1}|Y)P(Y)}{\prod_{i=1}^{k+1} P(X_i)} \\
 &= \frac{P(X_1 \cap X_2 \cap \cdots X_k|Y)}{\prod_{i=1}^{k+1} P(X_i)} \cdot \frac{P(X_{k+1}|X_1 \cap X_2 \cap \cdots X_k \cap Y)}{P(X_{k+1})} P(Y) \\
 &\leq \frac{P(X_1 \cap X_2 \cap \cdots X_k|Y)}{\prod_{i=1}^{k+1} P(X_i)} \cdot \frac{P(X_{k+1}|Y)}{P(X_{k+1})} \cdot P(Y) \\
 &= \frac{P(Y|X_1 \cap X_2 \cap \cdots X_k) \cdot \prod_{i=1}^k P(X_i)}{\prod_{i=1}^k P(X_i) \cdot P(Y)} \cdot \frac{P(Y|X_{k+1})P(X_{k+1})}{P(X_{k+1})P(Y)} \cdot P(Y) \\
 &= P(Y|X_1 \cap X_2 \cap \cdots X_k) \cdot \frac{P(Y|X_{k+1})}{P(Y)} \\
 &= P(Y) \cdot \prod_{i=1}^k \left(\frac{P(Y|X_i)}{P(Y)} \right) \frac{P(Y|X_{k+1})}{P(Y)} \\
 &= P(Y) \cdot \prod_{i=1}^{k+1} \left(\frac{P(Y|X_i)}{P(Y)} \right)
 \end{aligned}$$

となることから、成立する。 (証明終)

例えば、多数の解析ケースのうち、50%が目標線量を下回っており($P(Y)=0.5$)、パラメータ 1, 2, 及び 3 についての不確実性のある目標値まで低減させることによって、この割合が、それぞれ 90%, 80%, 70%に上昇する場合、上の定理を用いることによって、

$$1-0.5 \times [(1-0.9)/0.5] \times [(1-0.8)/0.5] \times [(1-0.7)/0.5] = 0.976$$

から、これらの三つの条件を組み合わせることによって、目標線量を下回る解析ケースの割合は 97.6%以上に向上することが推定される。

以上のことは、SI 法によって個々のパラメータの感度分析を行い、比較することに加えて、複数のパラメータに対してそれぞれ異なる方法で一定の不確実性を低減するという目標を立てた場合に、全体としてどの程度の効果が期待できるかを算出することができることを意味しており、この方法を用いて、例えば、本格調査において不確実性を最も効果的に低減するための調査計画の立案を支援することが可能となる。

2.5.2 重要パラメータの抽出

前節で示した感度分析による重要パラメータの抽出は以下の手順で実施するものとする。

ムービングバンド法による重要パラメータの抽出

で抽出されたパラメータに SI 法を適用し、パラメータの変動範囲を変えることによる SI 値の変動の確認
十分条件の抽出

これらの手順を実施する前に、SI 法の基本となる「目標を下回るケースの割合」を 10^{-7} ~ 10^{-2} Sv/y の目標値で、SI 値を示すものとした。その際、天然バリアのモデルとしては、核種の移行率が最も保守的な結果を与える「亀裂内の流量に応じた E B S からの核種の各亀裂への分配」モデルを用いるものとした。

(1) 全域的解析における SI 値

全域的解析結果から求められた SI 値をグループ毎に図 2.5.2-1 ~ 図 2.5.2-4 に示す。また、表 2.5.2-1 に、目標線量を 10^{-7} Sv/y ~ 10^{-4} Sv/y とする場合の、SI 値をまとめる。

グループ 1 において、全ての線量目標において、被ばく線量の最大値を支配する核種は I-129 核種であった。目標とする線量が 10^{-5} Sv/y 以下の場合には、C-14 が、最大となる被ばく線量を支配するケースも見られる。

グループ 2 では、目標とする線量が 6×10^{-5} Sv/y 以下では、C-14 による被ばく線量が総線量の最大値を支配するが、 6×10^{-5} Sv/y 以上の目標線量では、Cs-137、Tc-99 が支配的となるケースが C-14 が支配的となるケースを上回る。

グループ 3 および 4 では、全ての目標線量範囲において Cs-137 が最大被ばく線量に支配的となる。グループ 3 および 4 の何れのグループにおいても、Cs-137 によって、目標線量を上回るケースの割合が最も多かった。このようなケースでは、

処分後、100年以内に核種放出開始時期をパラメータとしてサンプリングしたケースがほとんどである（図 2.4.2-3、図 2.4.2-4 参照）。亀裂モデルでは、実地下水流速が、50m/y（透水量係数 10^{-7} m/s, 動水勾配 0.01 の場合）と保守的な設定を行っており、Cs-137 が減衰する以前に、核種が生物圏に達するケースが多数存在するものと考えられる。これらのグループでは、短半減期ではあるが高毒性をもつ核種の閉じ込め性能が、処分の安全性を確保するために重要となるものと考えられる。

グループ3では、Cs-137 に続いて I-129 が、グループ4では、Am-241 系列が被ばく線量の最大値を支配するケースが多い。

表 2.5.2-1 目標線量を下回る割合

グループ1									
Log目標線量	I-129	C-14	Tc-99	Cs-137	Am-241	Np-237	U-233	Th-229	Total
-7[Log Sv/y]	0.011	0.129	1.000	0.969	0.999	1.000	1.000	0.999	0.003
-6	0.049	0.464	1.000	0.997	1.000	1.000	1.000	1.000	0.027
-5	0.167	0.898	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	0.165
-4	0.461	0.999	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	0.461
グループ2									
Log目標線量	I-129	C-14	Tc-99	Cs-137	Am-241	Np-237	U-233	Th-229	Total
-7[Log Sv/y]	0.224	0.048	0.570	0.690	0.994	0.856	0.962	0.825	0.006
-6	0.519	0.152	0.680	0.749	0.997	0.966	1.000	0.975	0.083
-5	0.901	0.470	0.811	0.818	0.997	0.997	1.000	1.000	0.370
-4	0.999	0.925	0.963	0.884	0.999	1.000	1.000	1.000	0.803
グループ3									
Log目標線量	I-129	C-14	Tc-99	Cs-137	Am-241	Np-237	U-233	Th-229	Total
-7[Log Sv/y]	0.128	0.071	0.649	0.010	0.324	0.844	0.999	0.714	0.000
-6	0.339	0.352	0.916	0.037	0.669	0.986	1.000	0.810	0.015
-5	0.646	0.873	0.997	0.152	0.886	1.000	1.000	0.899	0.116
-4	0.916	0.995	1.000	0.452	0.973	1.000	1.000	0.973	0.414
グループ4									
Log目標線量	I-129	C-14	Tc-99	Cs-137	Am-241	Np-237	U-233	Th-229	Total
-7[Log Sv/y]	0.398	0.298	0.440	0.026	0.246	0.522	0.930	0.414	0.000
-6	0.749	0.834	0.643	0.038	0.330	0.805	0.998	0.667	0.013
-5	0.960	0.997	0.890	0.109	0.632	0.963	1.000	0.811	0.082
-4	1.000	1.000	0.995	0.278	0.850	0.998	1.000	0.917	0.240

天然バリアモデル：流量分布に応じた核種の亀裂への分配

グループ3および4の廃棄体は、1 GBq/Tonの廃棄物を余裕深度処分としたもの

ハッチング部は、線量の最大値に支配的となる核種

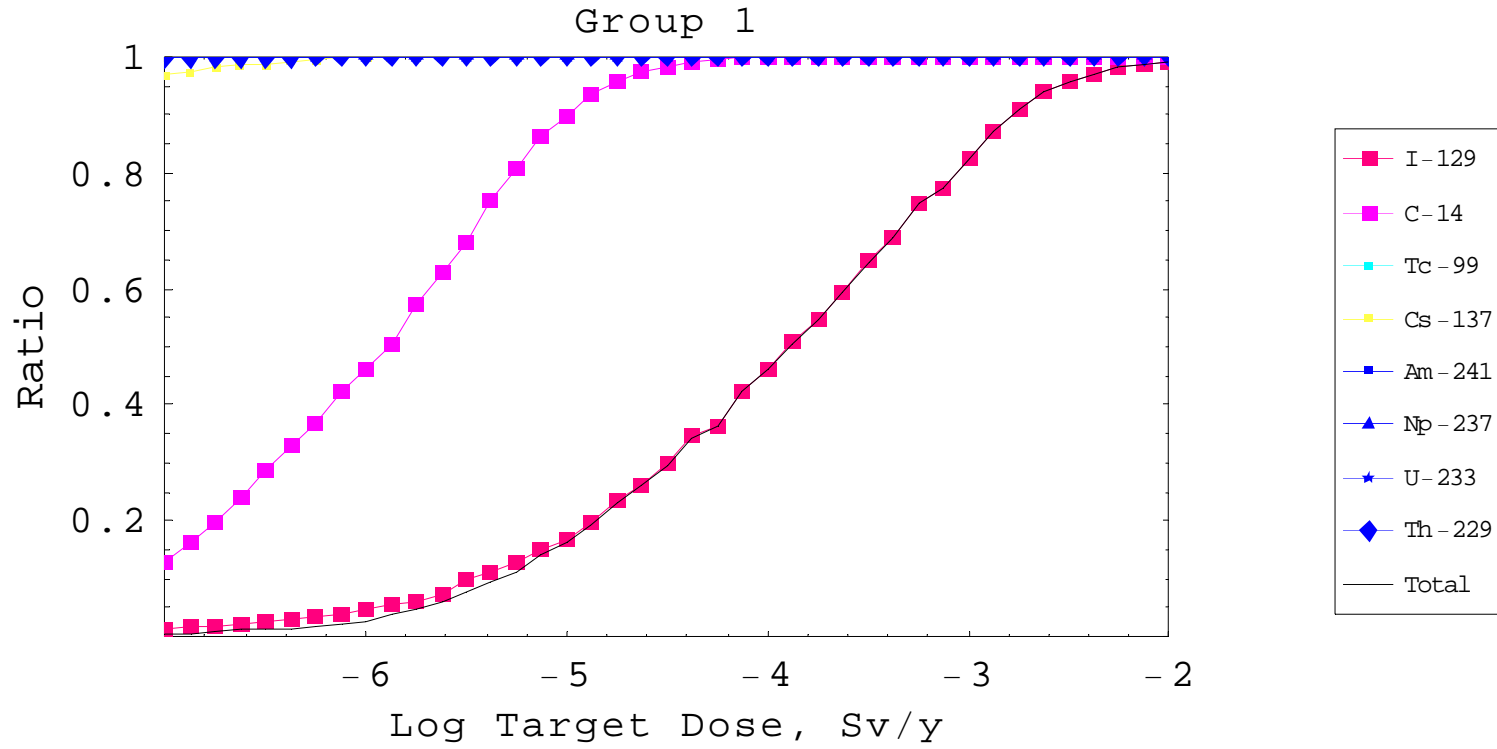


図 2.5.2-1 目標とする線量を下回るケースの割合、グループ1

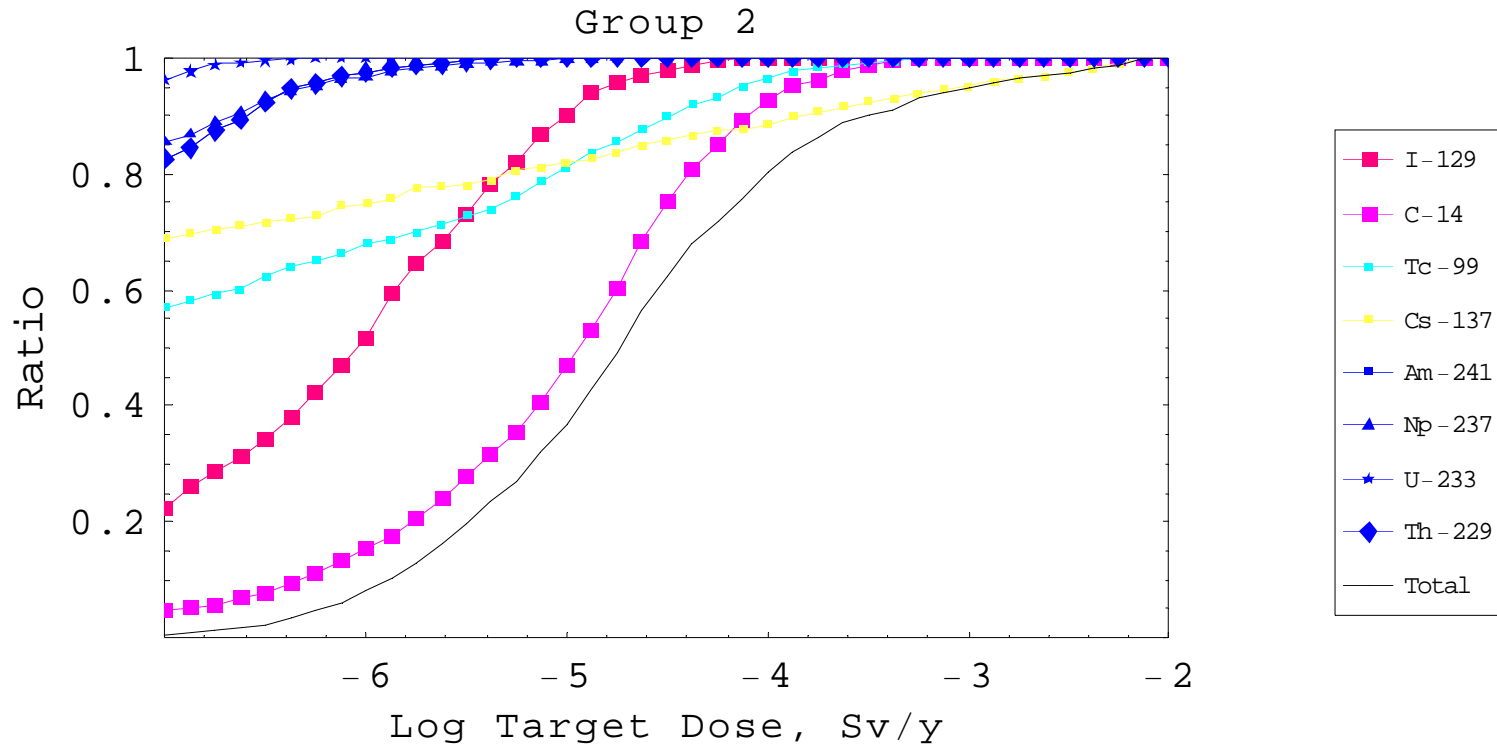


図 2.5.2-2 目標とする線量を下回るケースの割合、グループ2

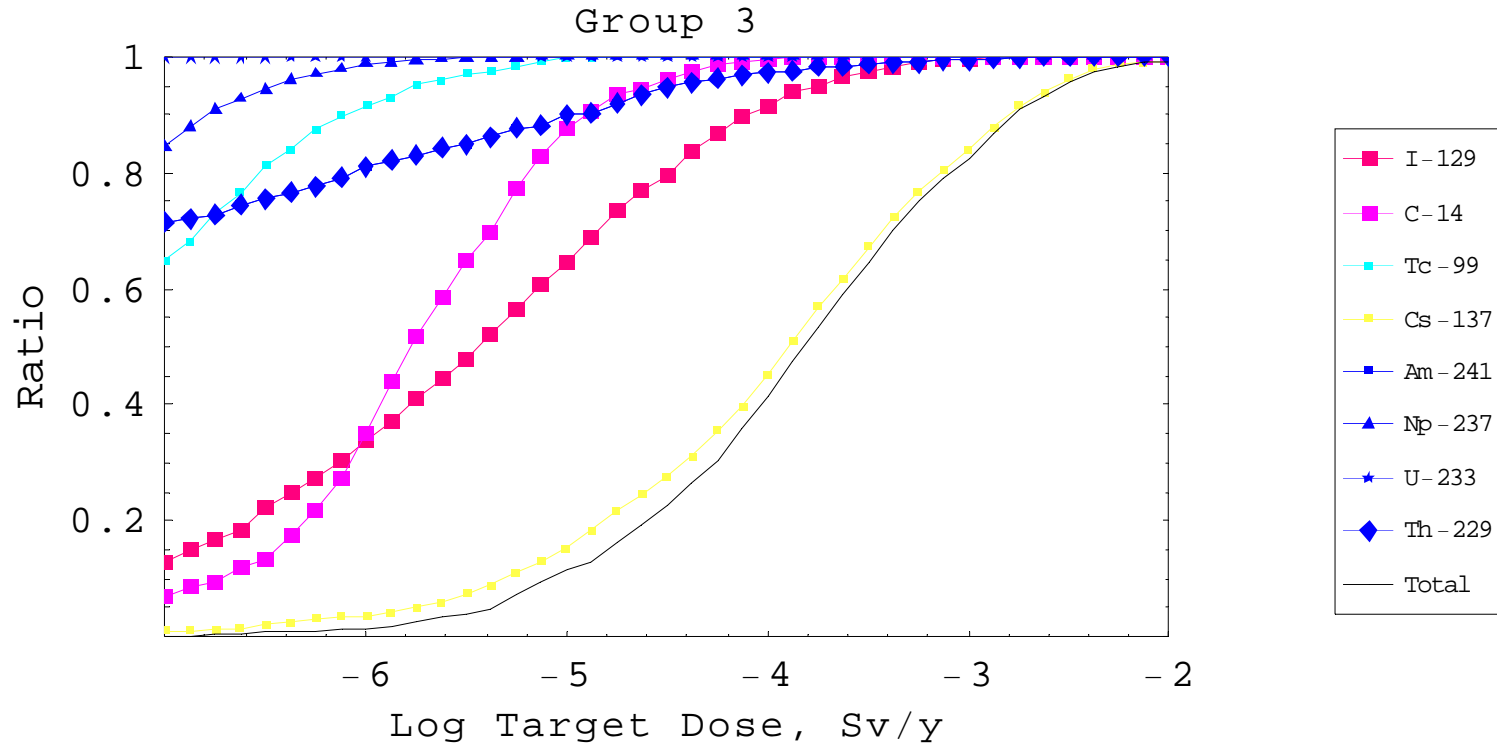


図 2.5.2-3 目標とする線量を下回るケースの割合、グループ3

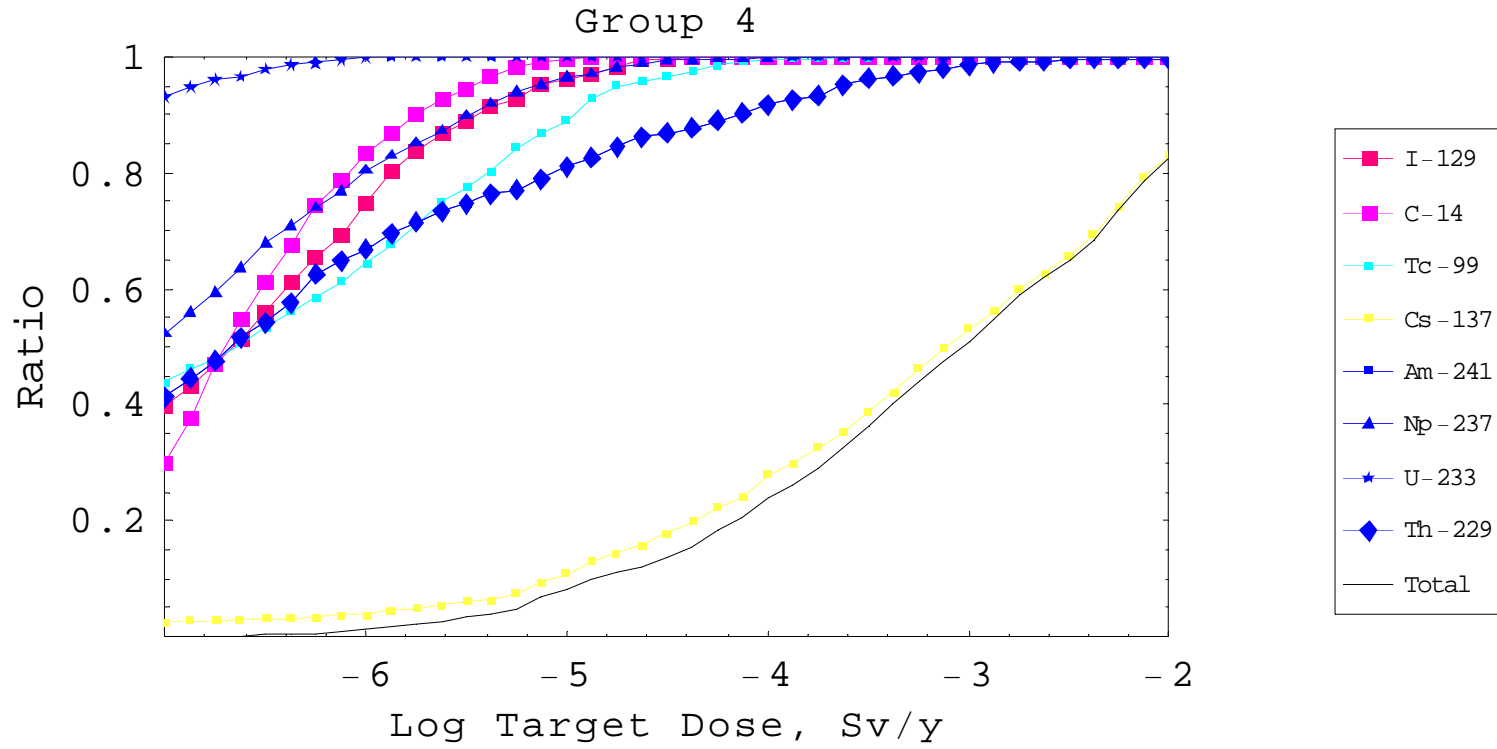


図 2.5.2-4 目標とする線量を下回るケースの割合、グループ4

(2) 重要パラメータの抽出結果

重要パラメータの抽出は、保守的な天然バリアモデルについて実施した。すなわち、天然バリアのモデルとしてマルチチャンネル、流量に比例した核種の各チャンネルへの分配を想定した。また、目標線量としては、 $10 \mu\text{Sv/y}$ を想定した。

パラメータの抽出は、ムービングバンド法によって実施し、パラメータの高低差が、1 を超えるものを対象とした。また、抽出されたパラメータについて、パラメータ毎にパラメータの変動範囲を制限することによって変動可能な S I 値の範囲を示すものとした。

(a) 廃棄体グループ 1

グループ 1 における感度分析の結果を図 2.5.2-5 ~ 図 2.5.2-15 に示す。

グループ 1 において、被ばく線量最大値の変化に大きな影響を与えるパラメータとして、以下のものが抽出された。

- 廃棄体からの核種浸出率
- 化学異常中廃棄体 I 分配係数 (化学条件 II)
- 化学異常中廃棄体 I 分配係数 (化学条件 I)
- 亀裂透水量係数平均値
- 廃棄体劣化後空隙拡散係数
- 廃棄体からの化学異常物質放出期間
- 廃棄体劣化開始時刻
- 緩衝材劣化前空隙拡散係数
- 化学異常中廃棄体 I 分配係数 (化学条件 III)
- 緩衝材初期の化学条件

グループ 1 では、廃棄体からの核種放出率、化学異常中 (すなわち、分配係数が変動する期間) のパラメータが、被ばく線量に与える影響が大きいことから、天然バリアの性能より、人工バリアにおける核種の放出率の低減機能が重要になるものと考えられる。人工バリアのシステムとしては、I に対して吸着性能が高

く、核種浸出率の小さな廃棄体が望まれる。天然バリア性能としては、亀裂透水量係数の平均値が小さな地層が望まれるが、亀裂の透水量係数の平均値が小さい場合であっても、人工バリアについては、Iの吸着性の高い材料が望まれる。

(b) グループ2

グループ2における感度分析結果を図 2.5.2-16～図 2.5.2-28 に示す。

グループの感度分析では、以下のパラメータが、被ばく線量の低減に影響を与える。

- 核種放出開始時刻
- 亀裂透水量係数平均値
- ガス発生速度
- 緩衝材劣化前空隙拡散係数
- 廃棄体劣化後空隙拡散係数
- 廃棄体高 pH 時の化学条件
- 緩衝材劣化後空隙拡散係数
- 化学異常中緩衝材 Tc 溶解度 (化学条件 I)
- 緩衝材劣化開始時刻
- 廃棄体劣化開始時刻
- 亀裂頻度
- 廃棄体からの化学異常物質放出期間

特筆すべきは、核種放出開始時刻が、被ばく線量の最大値に高い感度を持っていることと考えられる。グループ2では、被ばく線量の最大値を支配する核種は C-14(半減期：5730 年) であることから、核種の廃棄体への閉じ込め期間を 1 万年以上とすることにより、S I 値は、37%から 85%程度まで上昇する。しかしながら、核種の閉じ込め期間が短い場合においても、S I の低下は、著しいものではなく、20%程度に止まる (図 2.5.2-17 参照)。C-14 を効果的に人工バリアまたは天然バリア内部に留まらせるためには、核種の閉じ込め期間以外にも、多様な条件が見込まれることを意味するものと考えられる。解析結果では、亀裂透

水量平均値が $10^{-10} \text{m}^2/\text{s}$ 以下に制限が可能な地質条件で、S I 値は 70% まで上昇する。

したがって、比較的短い半減期を持つ C-14 が支配的となるグループ 2 廃棄体では、半減期を大きく越える時間帯まで、核種が生物圏に到達できないような、人工バリア、または、天然バリアの性能を見込むことにより、処分の安全性を確保できるものと予想される。また、数万年と言う期間が、人工物で担保できるのであれば、人工バリアの設計により、不確実性の小さな処分システムを構築できるものとする。

(c) グループ 3

グループ 3 における感度分析結果を図 2.5.2-29 ~ 図 2.5.2-41 に示す。

ムービングバンド法により抽出された、被ばく線量の増減に感度の高いパラメータを以下に示す。

- 亀裂透水量係数平均値
- 廃棄体からの核種浸出率
- 廃棄体劣化前空隙拡散係数
- 化学異常中廃棄体 Cs 分配係数 (化学条件 II)
- 廃棄体劣化後空隙率
- ガスによる流速上昇開始時刻
- 動水勾配
- 廃棄体坑道断面積
- 化学異常中廃棄体 Cs 分配係数 (化学条件 I)
- 廃棄体劣化開始時刻
- 化学異常前廃棄体 C 分配係数 (化学条件 I)
- 化学異常後廃棄体 U 分配係数 (化学条件 IV)

グループ 3 において、被ばく線量の最大値に支配的となる核種は、Cs-137 である。Cs-137 は、放射性毒性が高いものの、その半減期は 30 年と短いことから、人工バリア、または、天然バリアで、数 100 年程度の遅延が生じることにより、

その影響を低減することが可能である。そのため、亀裂の透水量の平均値が小さいような地層においては、核種の移行時間が長くなり、Cs-137 の被ばく線量への影響は、低減される。しかしながら、亀裂ネットワークを考慮する本解析では、低頻度ながら、流速の早い亀裂の影響が否定できないことから、平均透水量係数が $10^{-10}\text{m}^2/\text{s}$ 以下のケースにおいても、Cs-137 のみによる S I 値は、43% に止まる結果となった（他の核種を含む総線量による S I 値は 41%）。

本検討で設定したパラメータ範囲の中で、亀裂透水量係数以外のパラメータにより Cs-137 を対象とする S I 値を大きく上昇させることは、不可能ではないものの、数多くのパラメータについて制限を与える必要がある。したがって、グループ 3 における処分システムとしては、Cs-137 が短半減期核種である特性に基づき、これを人工バリア内部に一定期間（300 年程度）閉じ込めることが可能なものが望ましいものとする。

また、本検討で想定するような亀裂ネットワークモデル、パラメータ（例えば、透水量係数の最大値： $10^{-4}\text{m}^2/\text{s}$ ）の現実性を見極め、モデルの高度化を図ることが肝要と考える。

上記の処分システムを念頭に置き、Cs-137 に続き、被ばく線量への影響が大きな核種である I-129（目標線量 10^{-5}Sv/y で S I 値は 65%）の影響を効果的に抑える、人工バリアおよび天然バリアの構成を評価すべきと考える。

(d) グループ 4

グループ 4 における感度分析結果を、図 2.5.2-42～図 2.5.2-52 に示す。

ムービングバンド法により抽出された、被ばく線量の増減に感度の高いパラメータを以下に示す。

- 亀裂透水量係数平均値
- 廃棄体からの核種浸出率
- 動水勾配
- 廃棄体劣化前空隙拡散係数
- 化学異常中廃棄体 Cs 分配係数（化学条件 II）
- 化学異常中緩衝材 Th 溶解度（化学条件 I）

- ガスによる流速上昇開始時刻
- 化学異常後緩衝材 Th 溶解度 (化学条件 III)
- 廃棄体中コロイド濃度 (Kc)
- 化学異常前廃棄体 Cs 分配係数 (化学条件 I)

グループ4では、グループ3と同様に、Cs-137による被ばく線量が支配的であり、グループ3と同様に、処分システムとして、処分後数百年程度の閉じ込め性を仮定することが、不確実性が小さく、かつ、効果的であるものと予想される。また、天然バリアモデルをより現実的なものとするにより、Cs-137の被ばく線量に対する影響は緩和でできるものと考えられる。

Cs-137以外で、被ばく線量に大きな影響を与える核種は、Am-241系列核種であった。Am-241の影響に関しては、Cs-137と同様に、流速の早い亀裂によるものと予想される。ただし、この核種の半減期も433年と短いこと、また、母岩等への吸着性が高いものと予想されることから、現実的なパラメータの変動範囲を想定することにより、被ばく線量への影響は低減されるものと予想される。

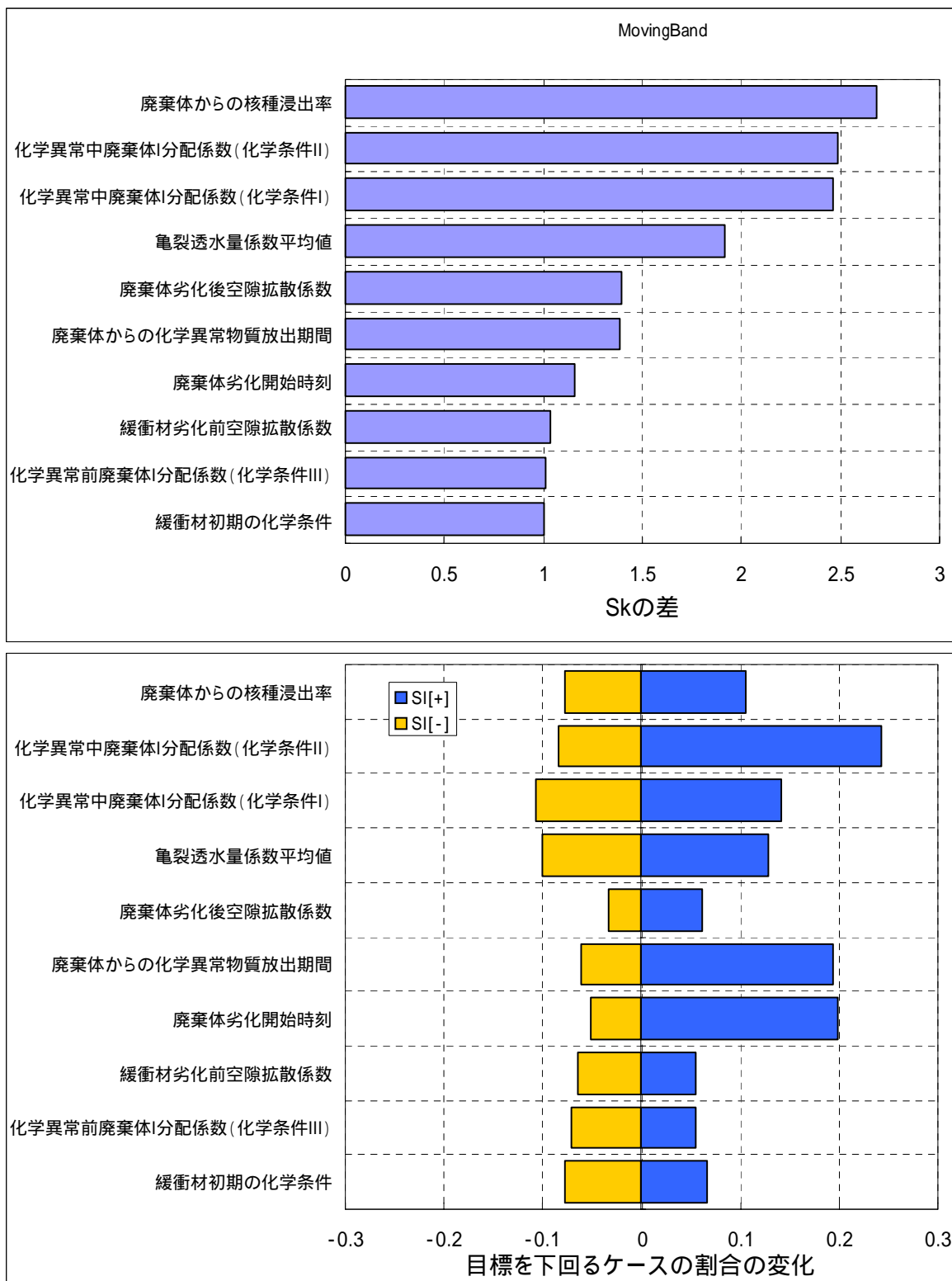


図 2.5.2-5 グループ 1 感度分析の結果

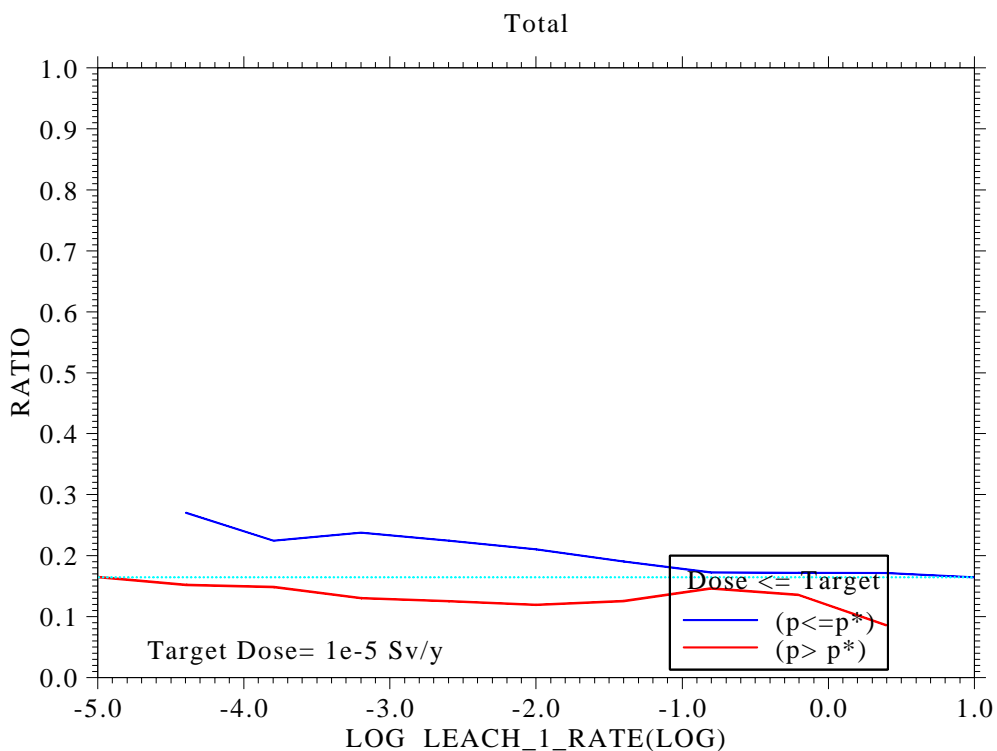
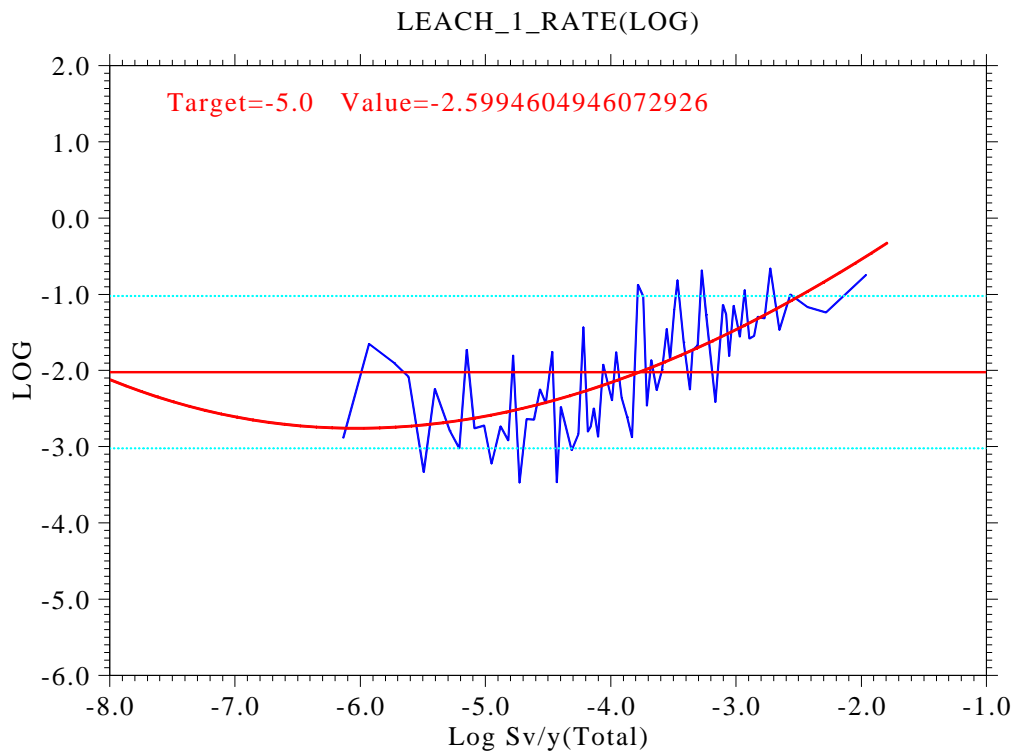


図 2.5.2-6 グループ 1 での感度分析結果、廃棄体からの核種浸出率

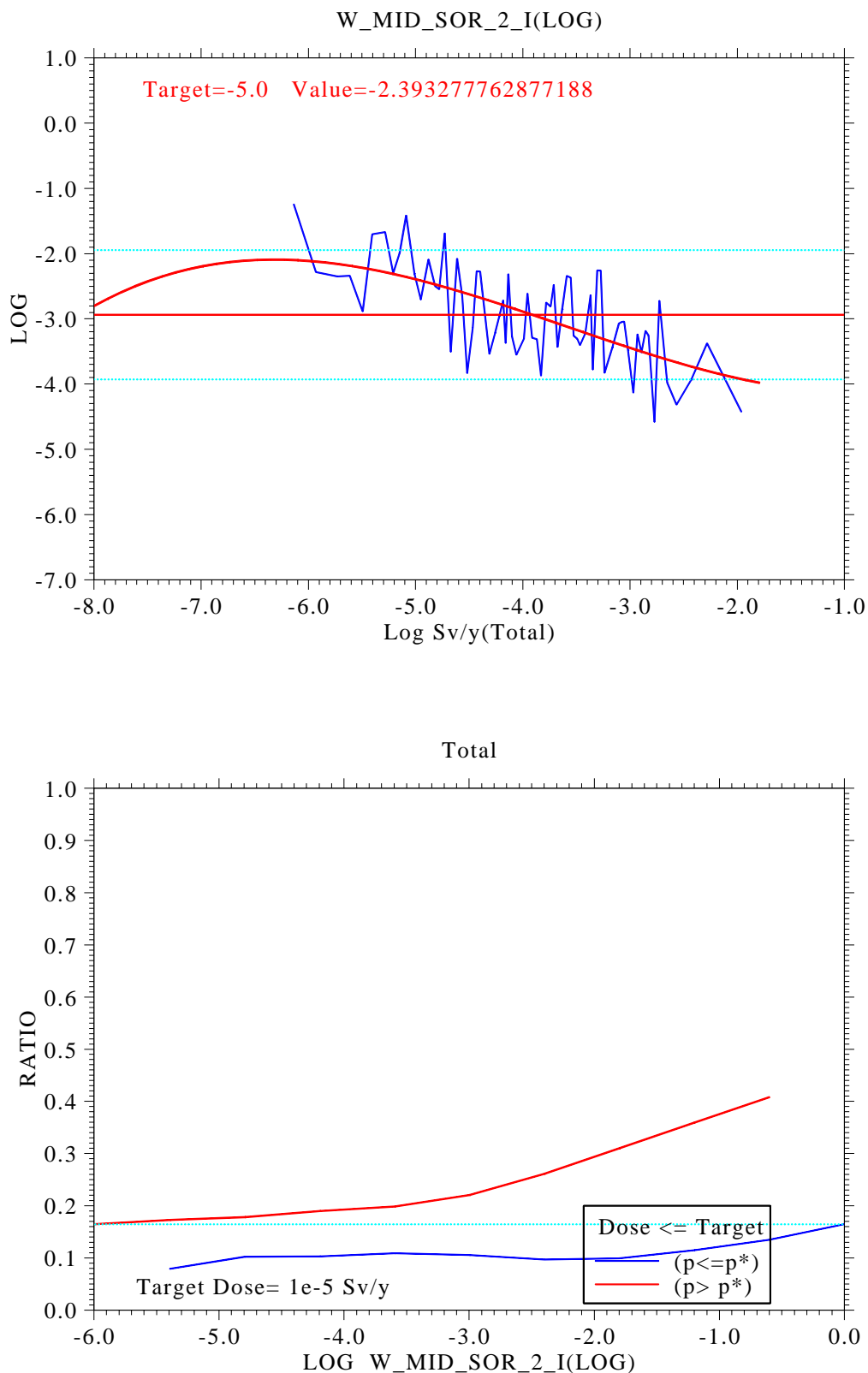


図 2.5.2-7 グループ 1 での感度分析結果、化学異常中廃棄体 I 分配係数 (化学条件 II)

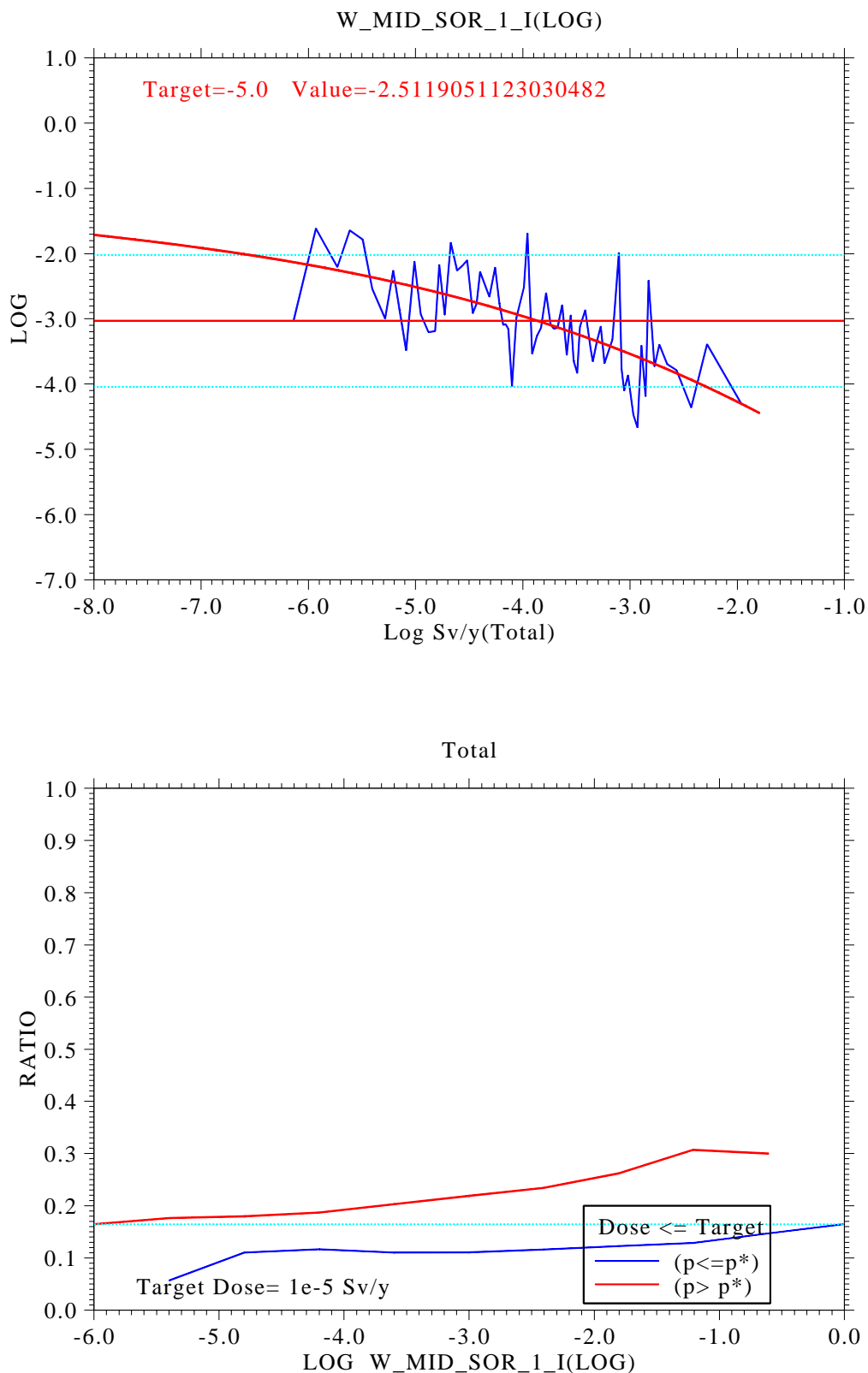


図 2.5.2-8 グループ 1 での感度分析結果、化学異常中廃棄体 I 分配係数 (化学条件 I)

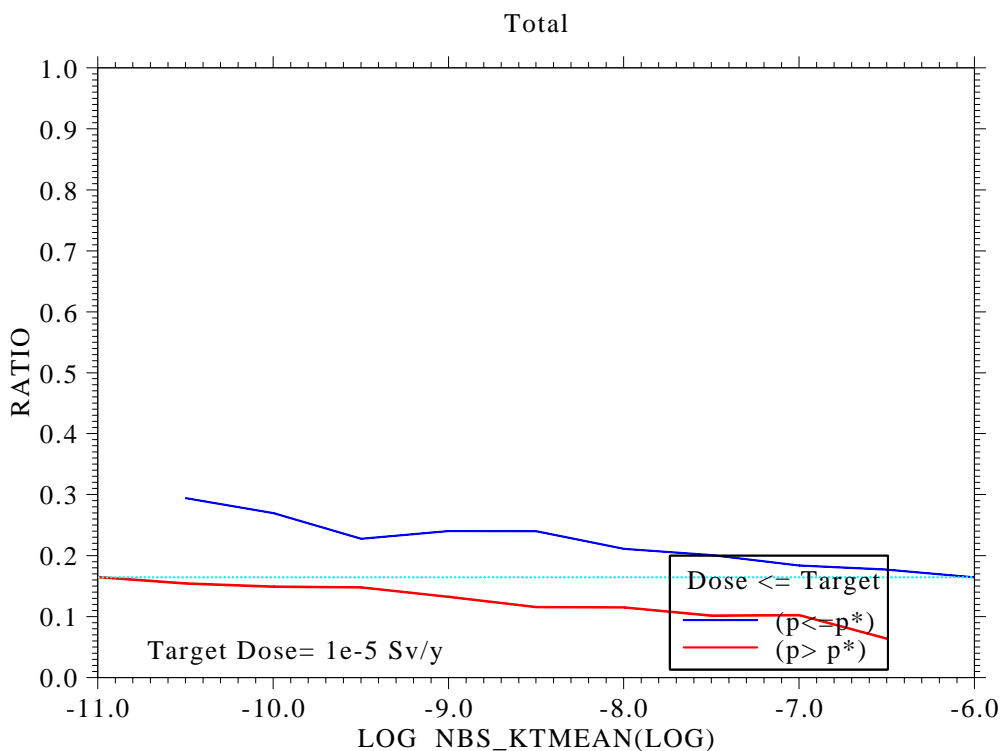
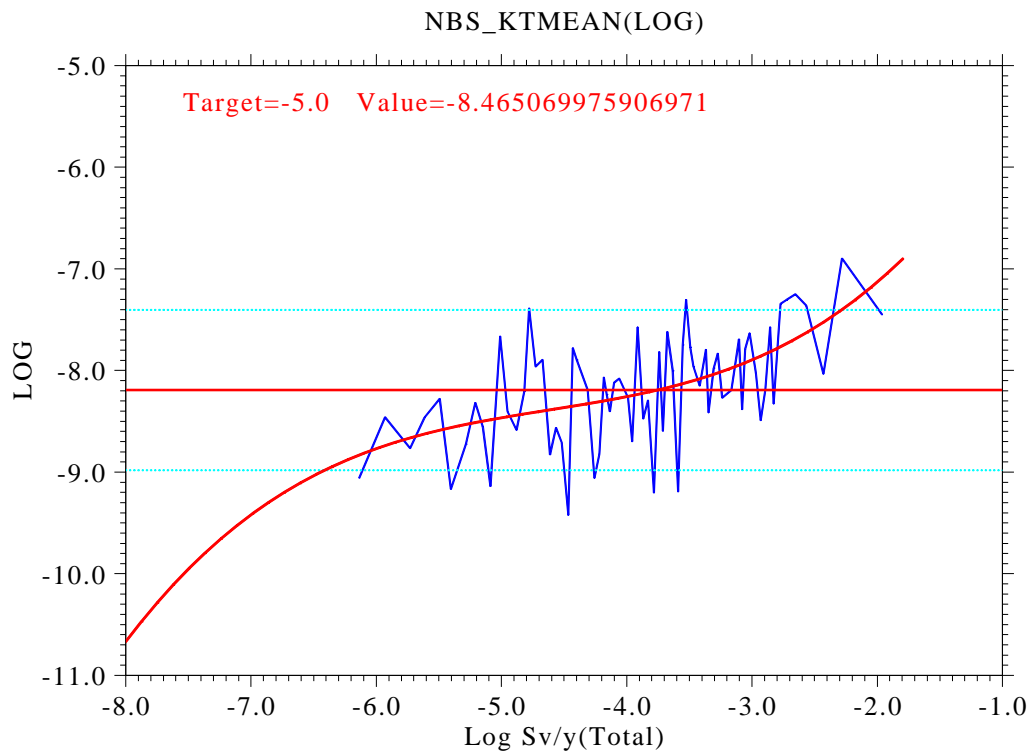


図 2.5.2-9 グループ 1 での感度分析結果、亀裂透水量係数平均値

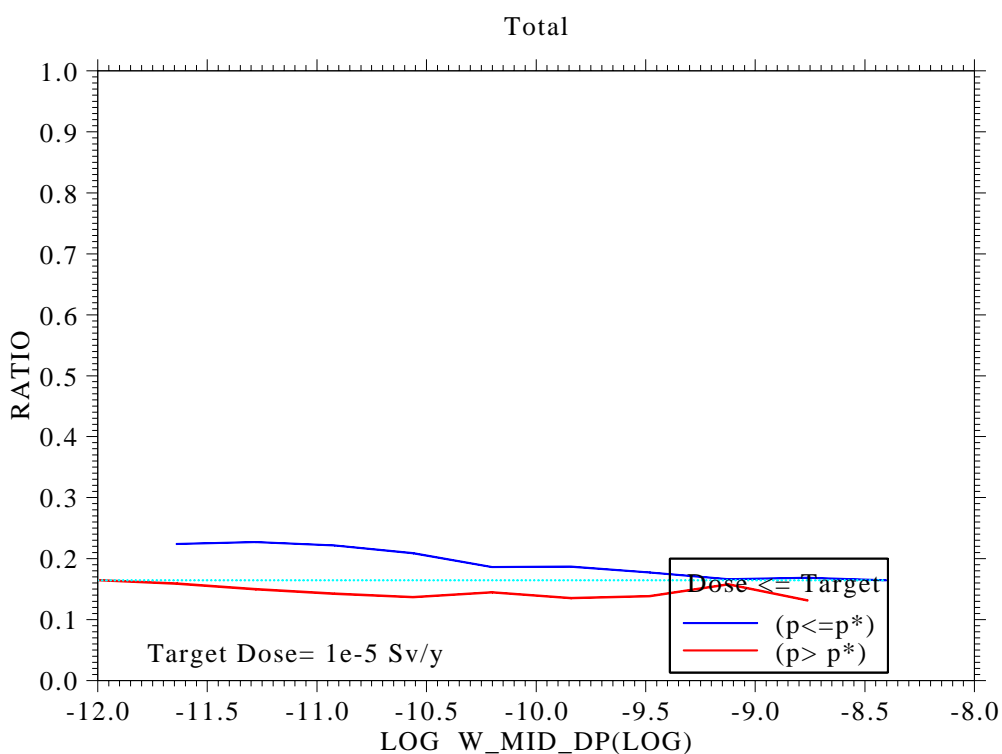
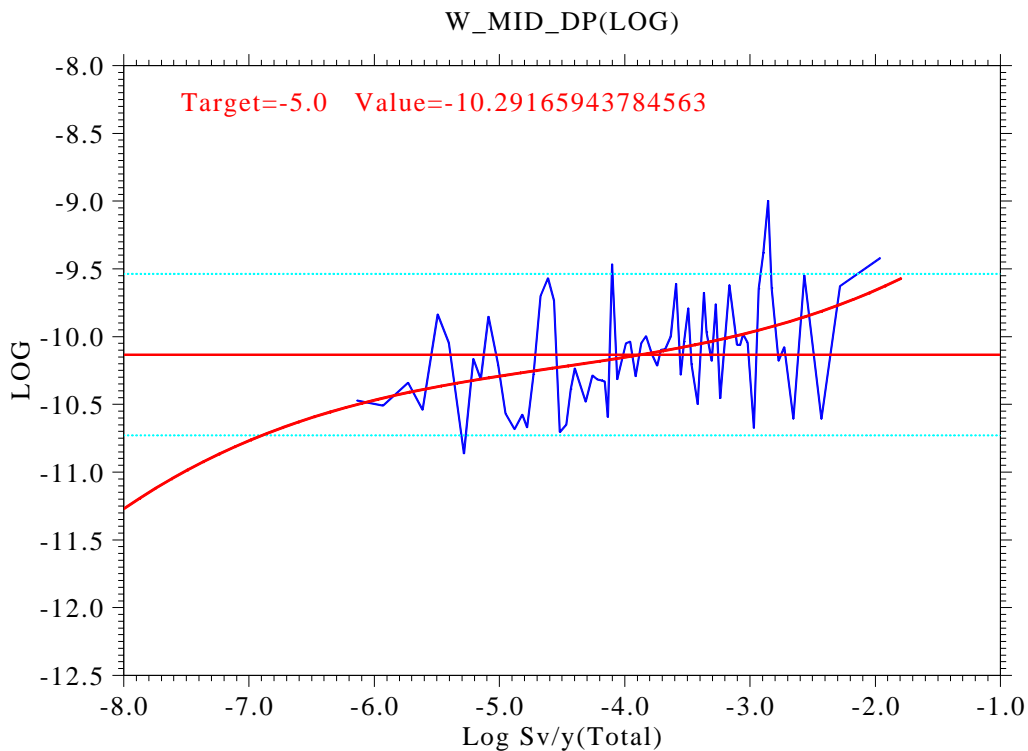


図 2.5.2-10 グループ 1 での感度分析結果、廃棄体劣化後空隙拡散係数

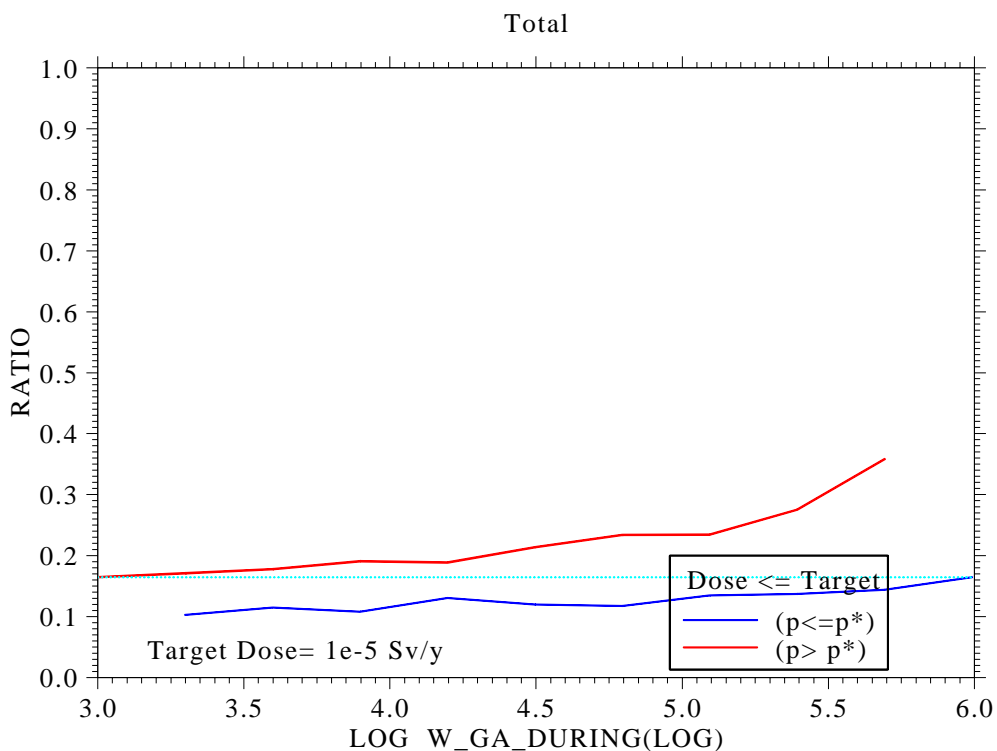
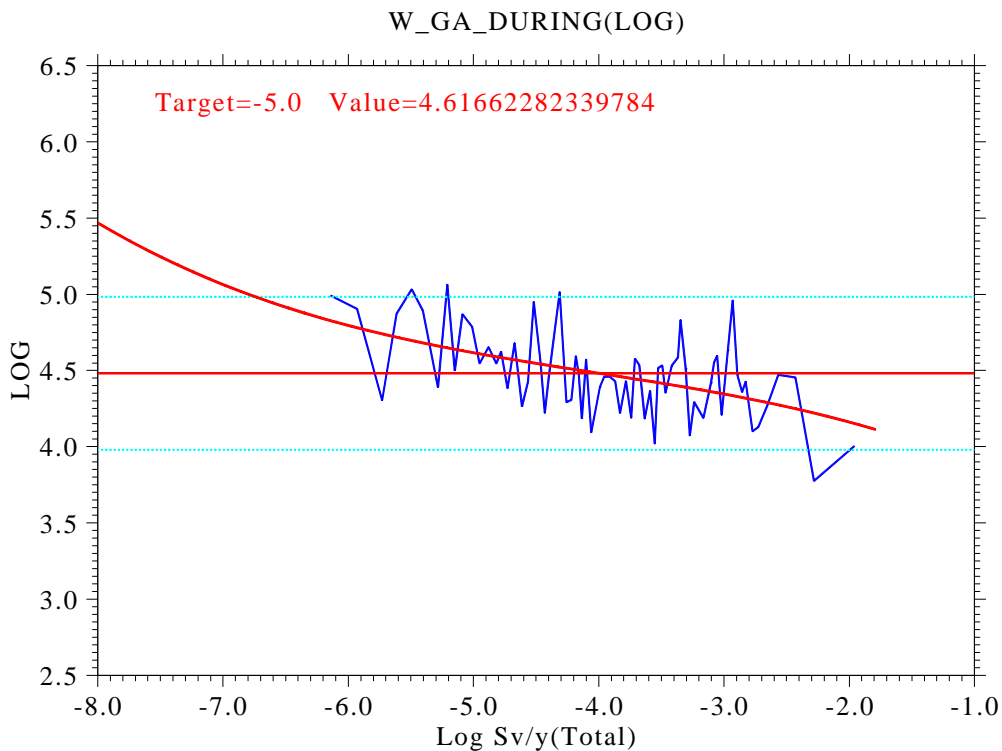


図 2.5.2-11 グループ 1 での感度分析結果、廃棄体からの化学異常物質放出期間

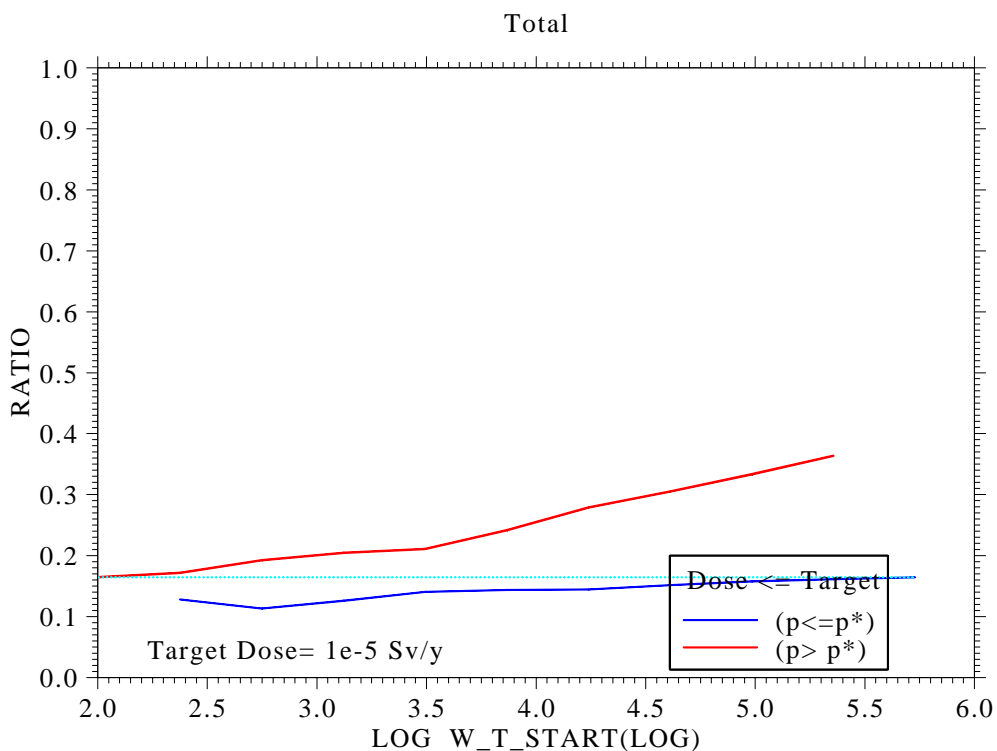
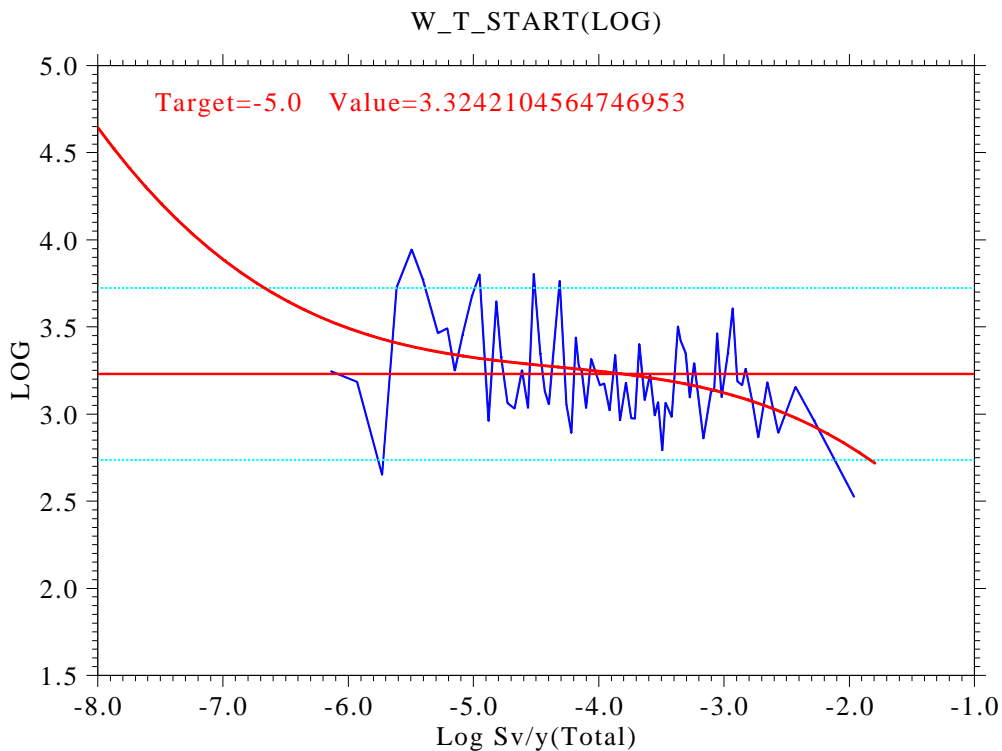


図 2.5.2-12 グループ 1 での感度分析結果、廃棄体劣化開始時刻

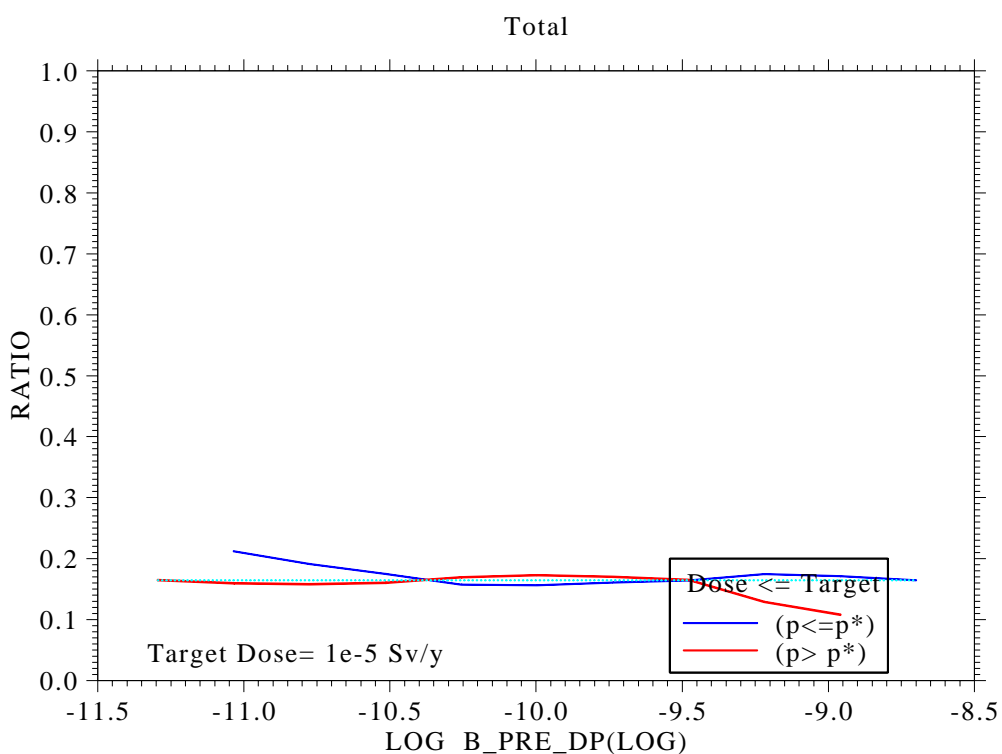
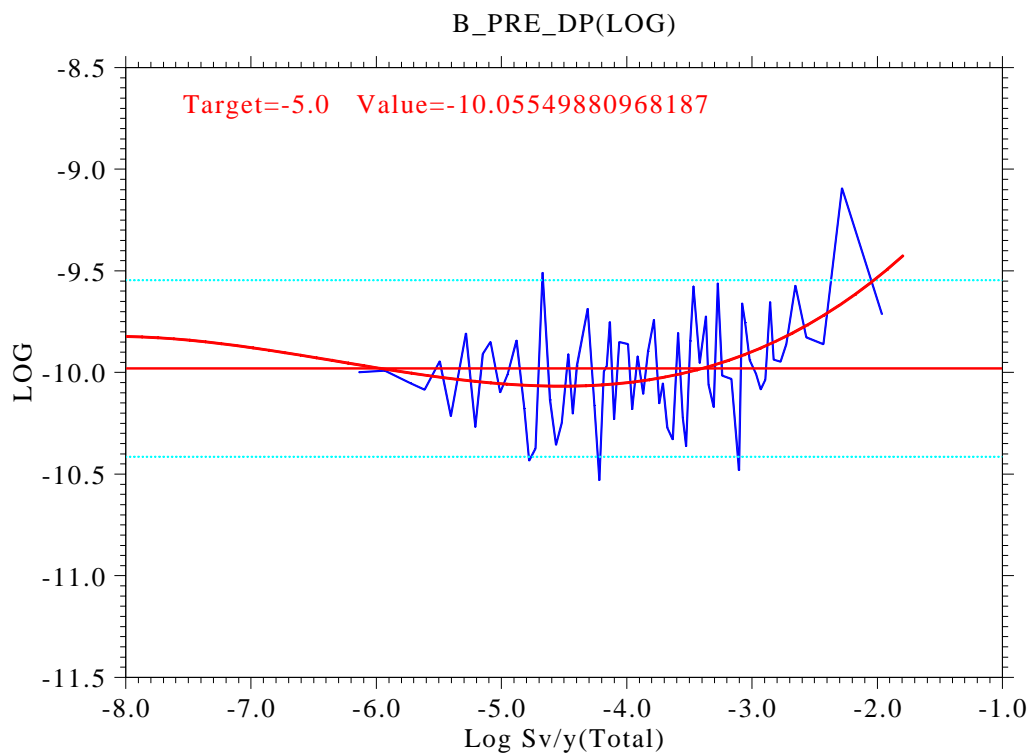


図 2.5.2-13 グループ 1 での感度分析結果、緩衝材劣化前空隙拡散係数

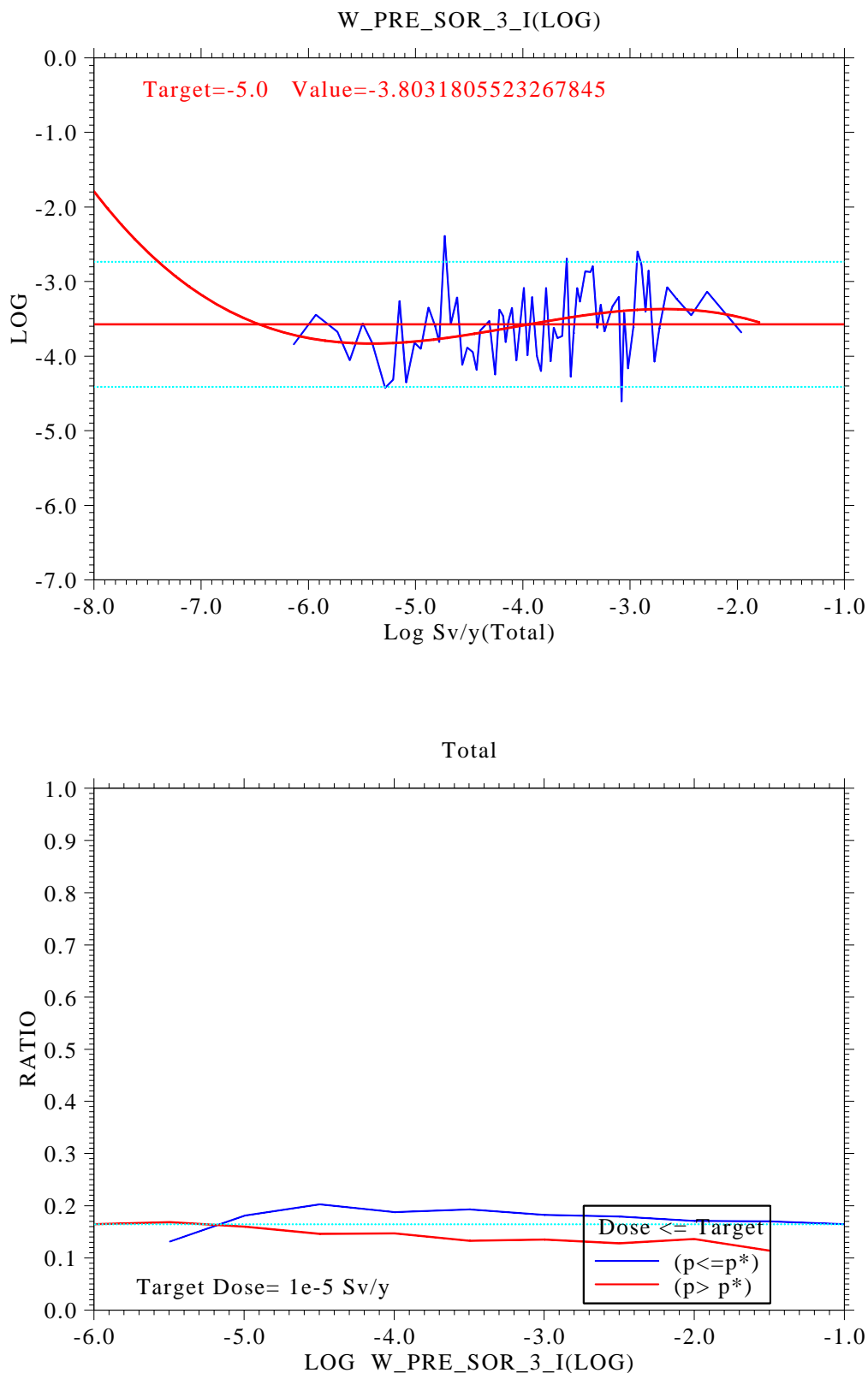


図 2.5.2-14 グループ 1 での感度分析結果、化学異常前廃棄体 I 分配係数 (化学条件 III)

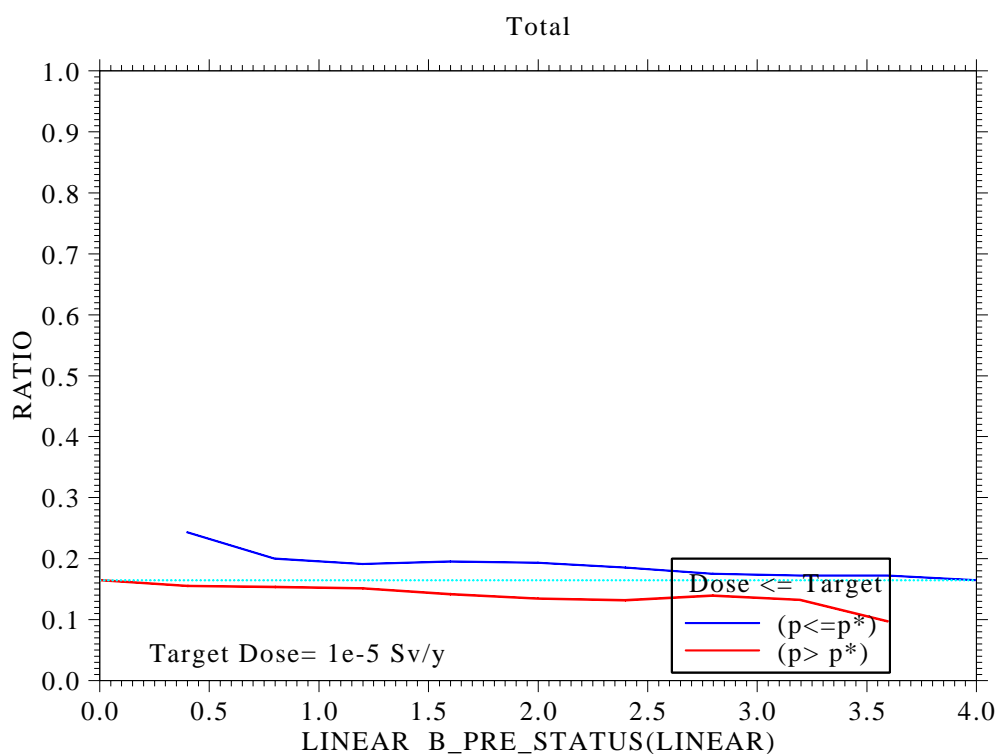
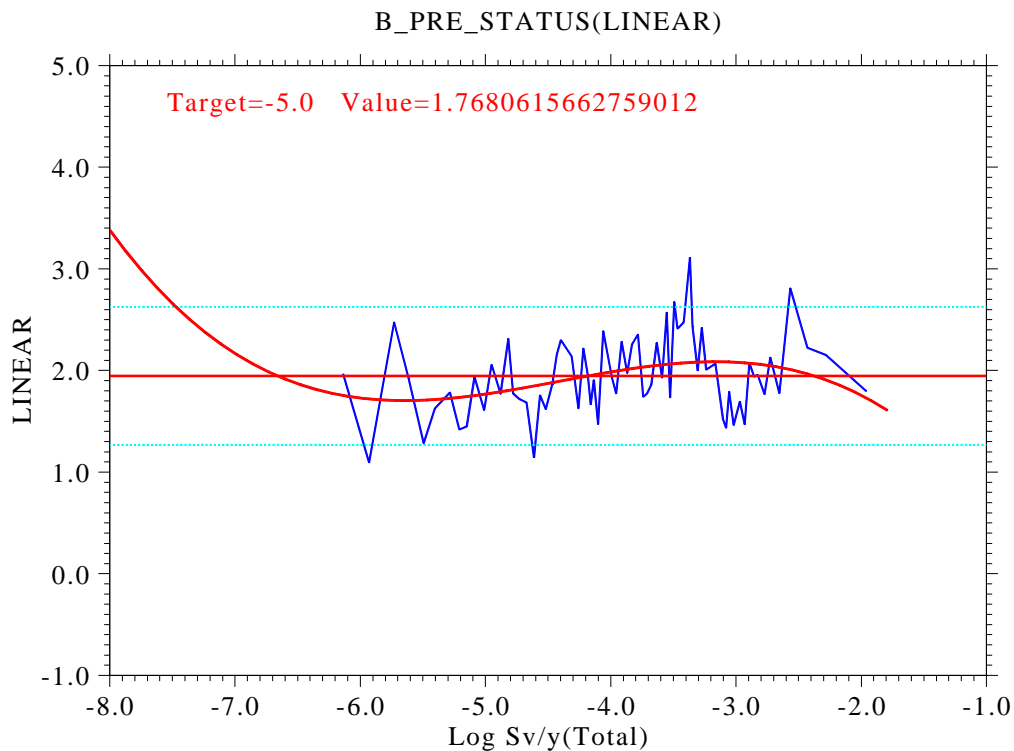


図 2.5.2-15 グループ 1 での感度分析結果、緩衝材初期の化学条件

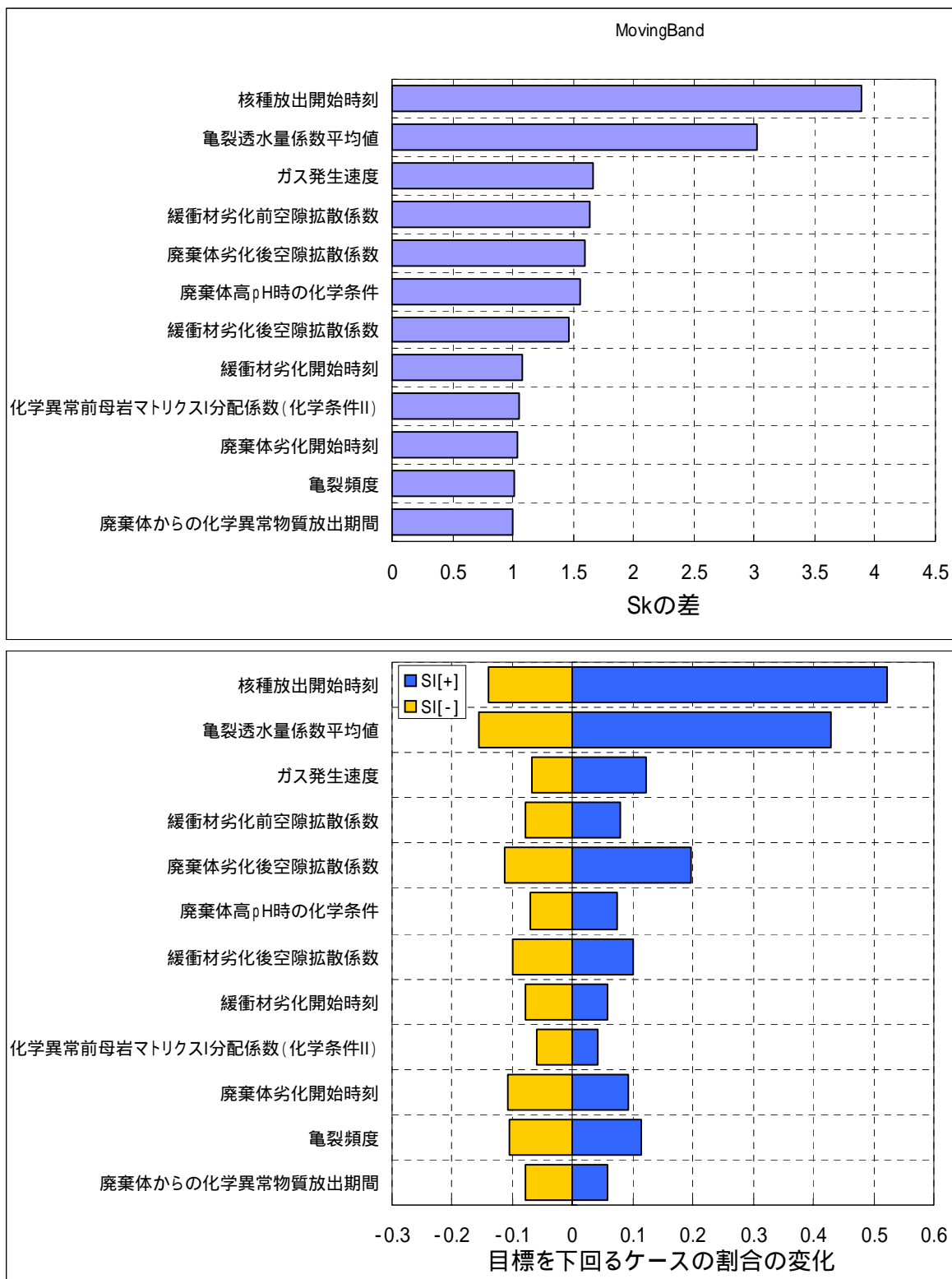


図 2.5.2-16 グループ2 感度分析の結果

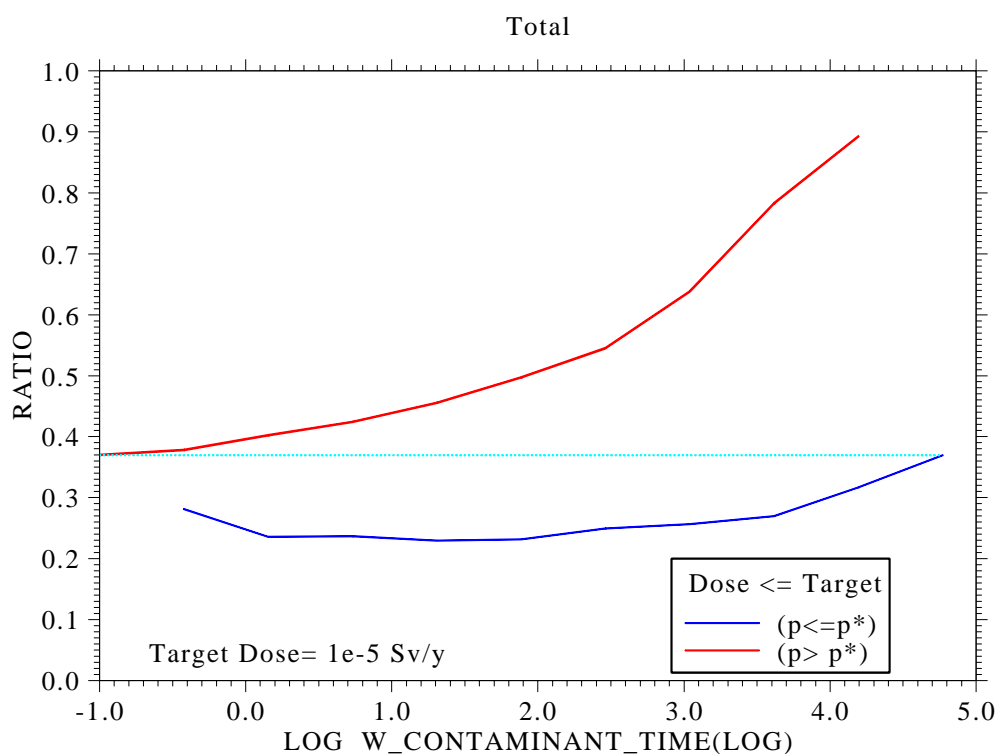
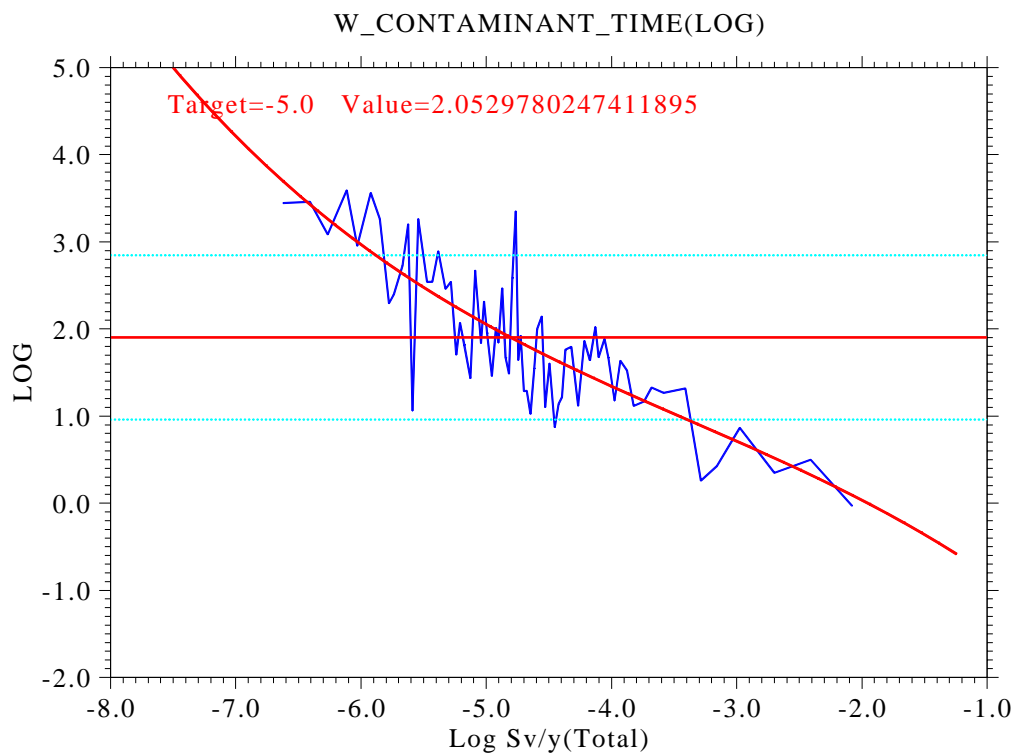


図 2.5.2-17 グループ 2 での感度分析結果、核種放出開始時刻

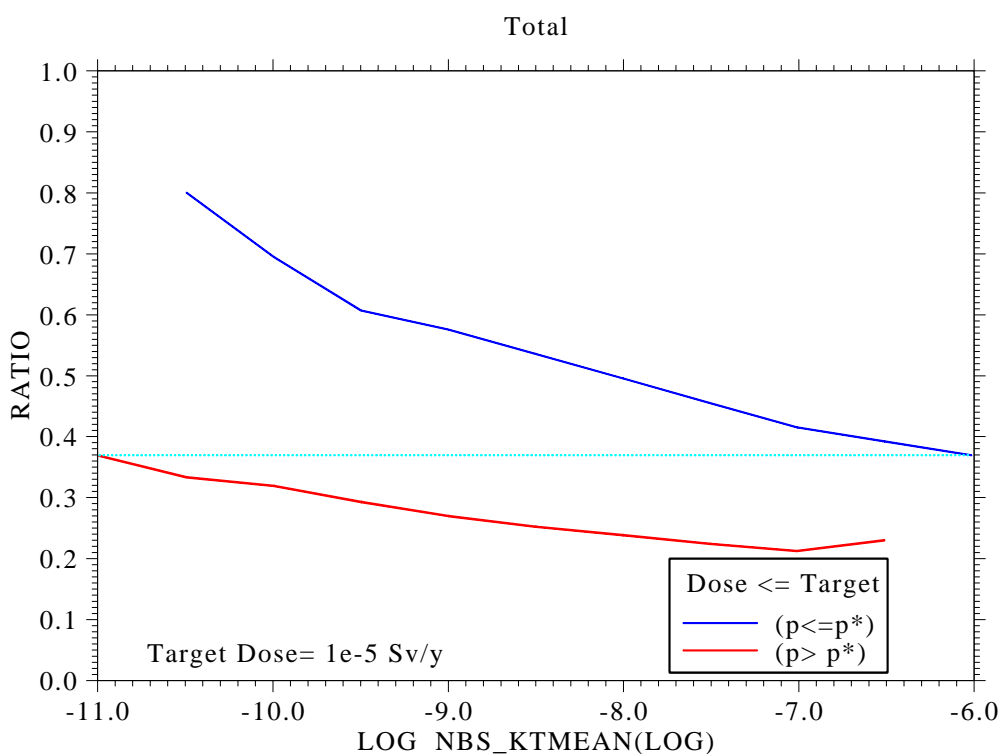
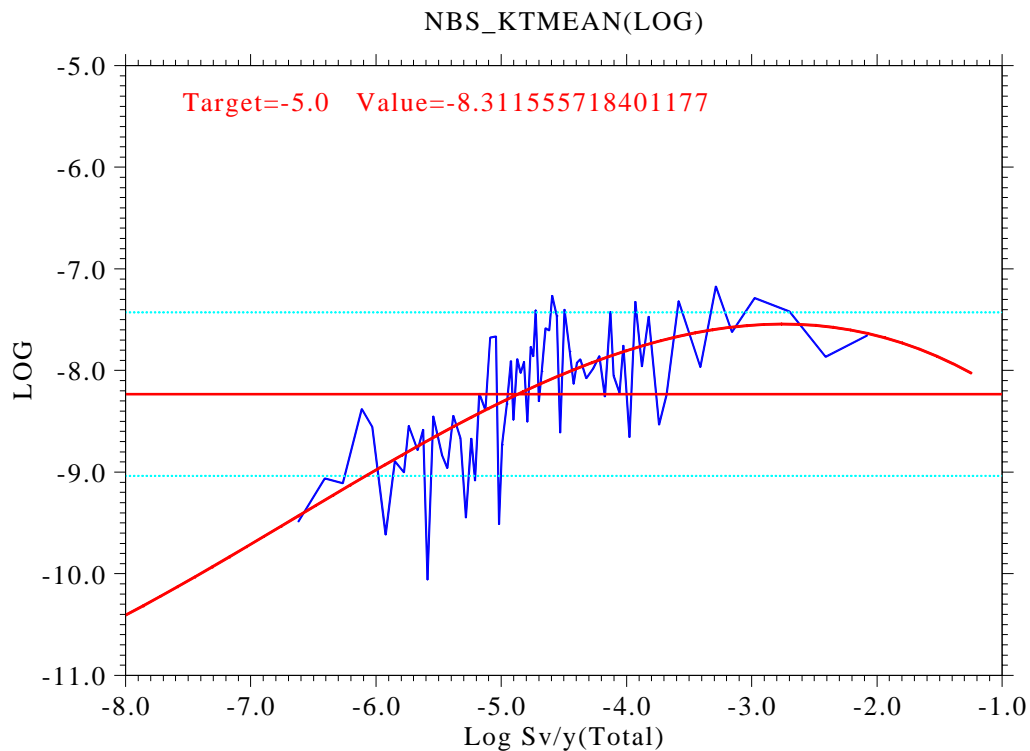


図 2.5.2-18 グループ 2 での感度分析結果、亀裂透水量係数平均値

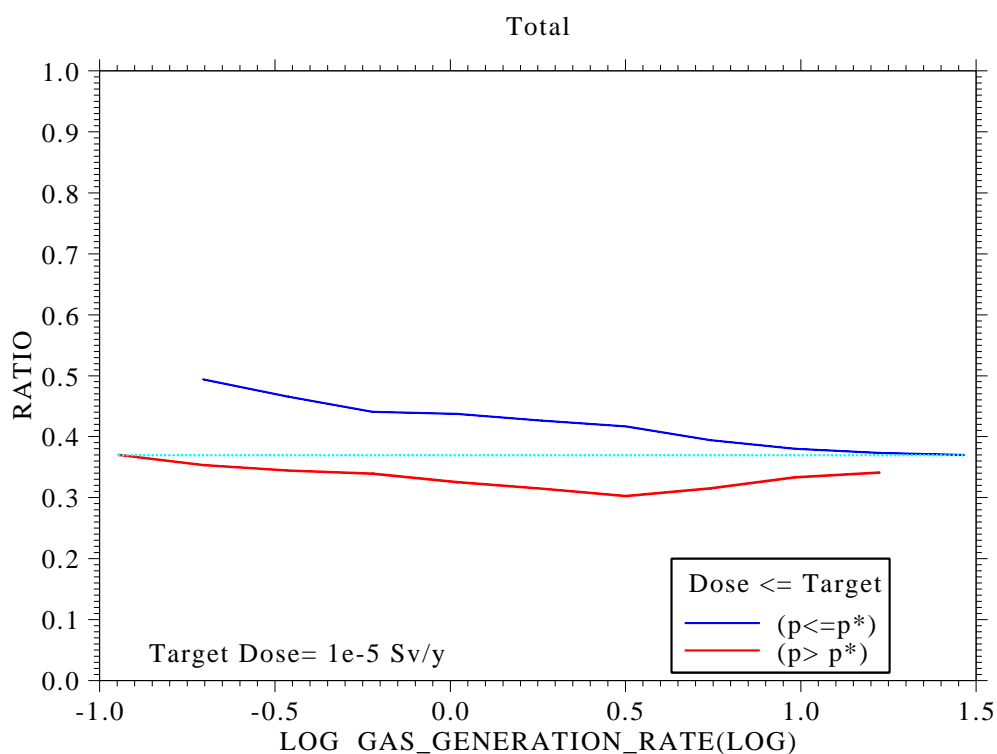
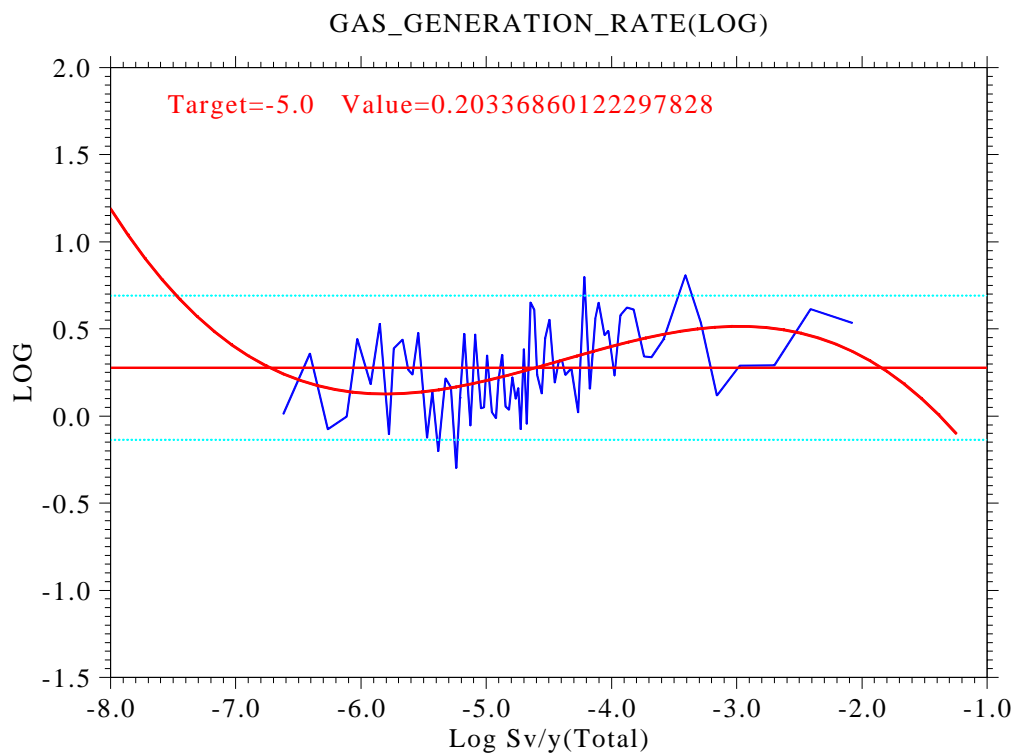


図 2.5.2-19 グループ2での感度分析結果、ガス発生速度

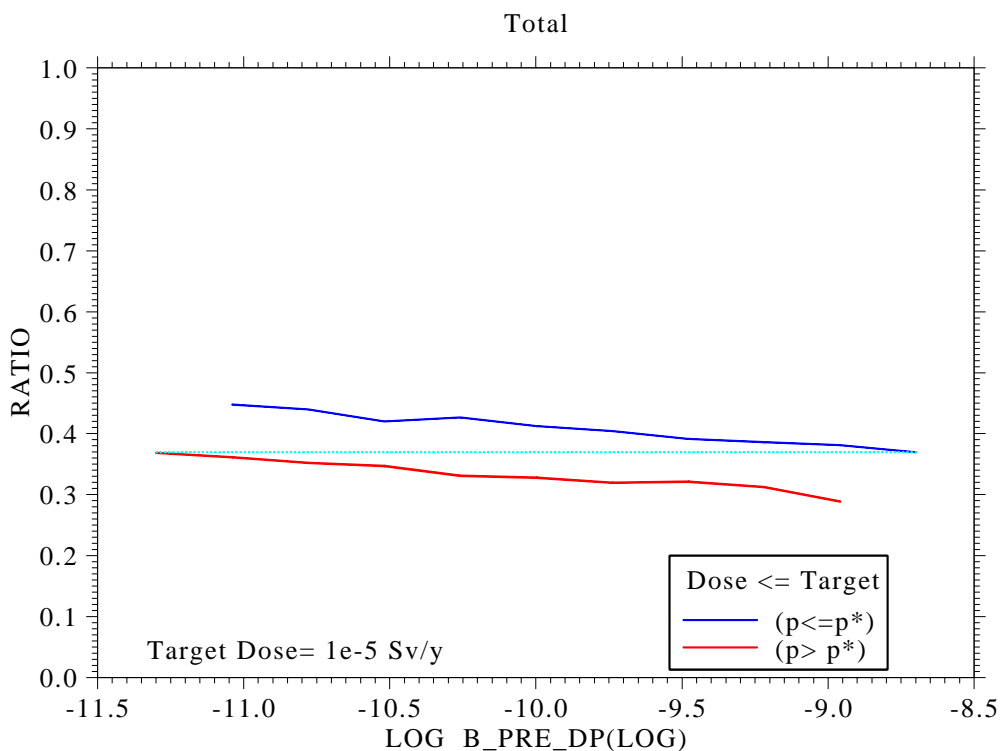
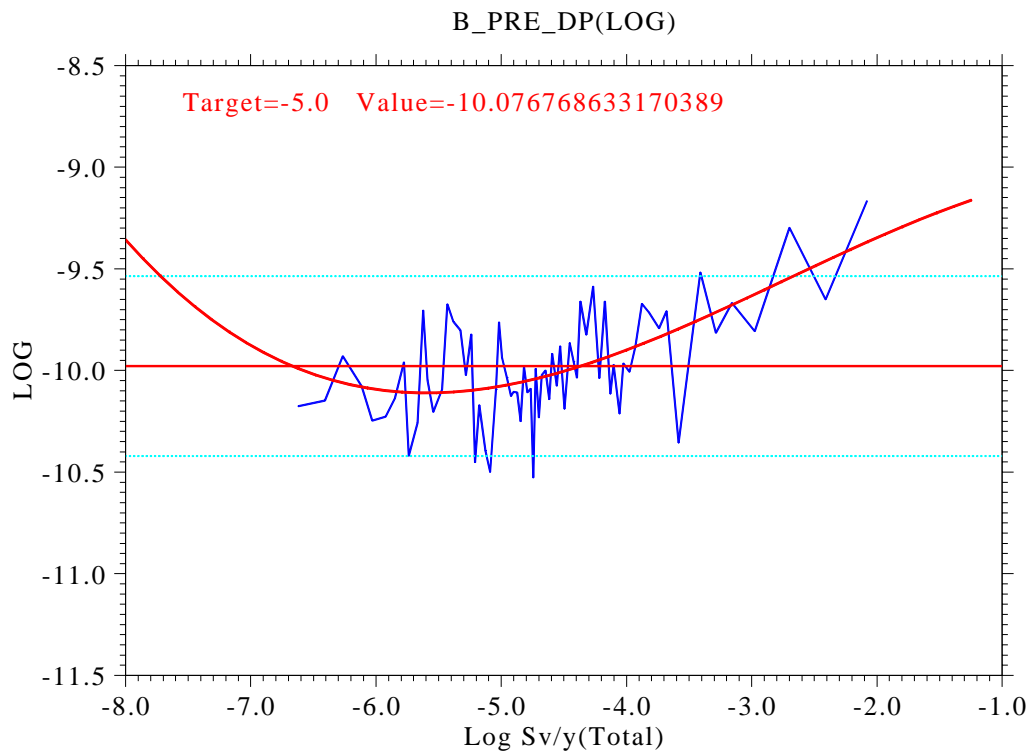


図 2.5.2-20 グループ 2 での感度分析結果、緩衝材劣化前空隙拡散係数

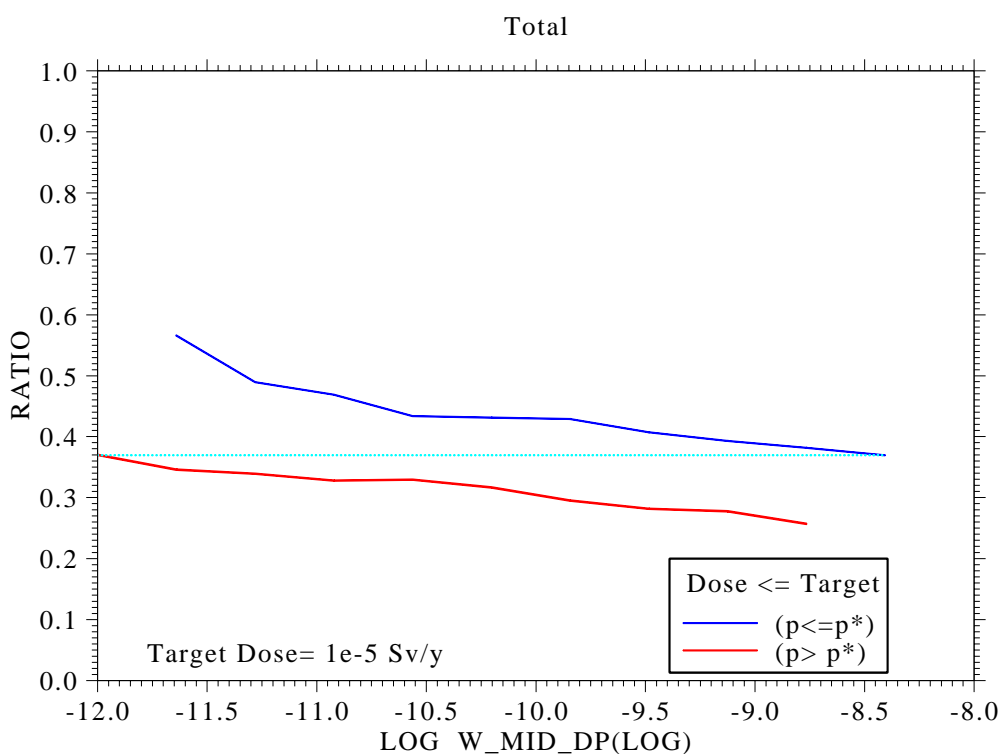
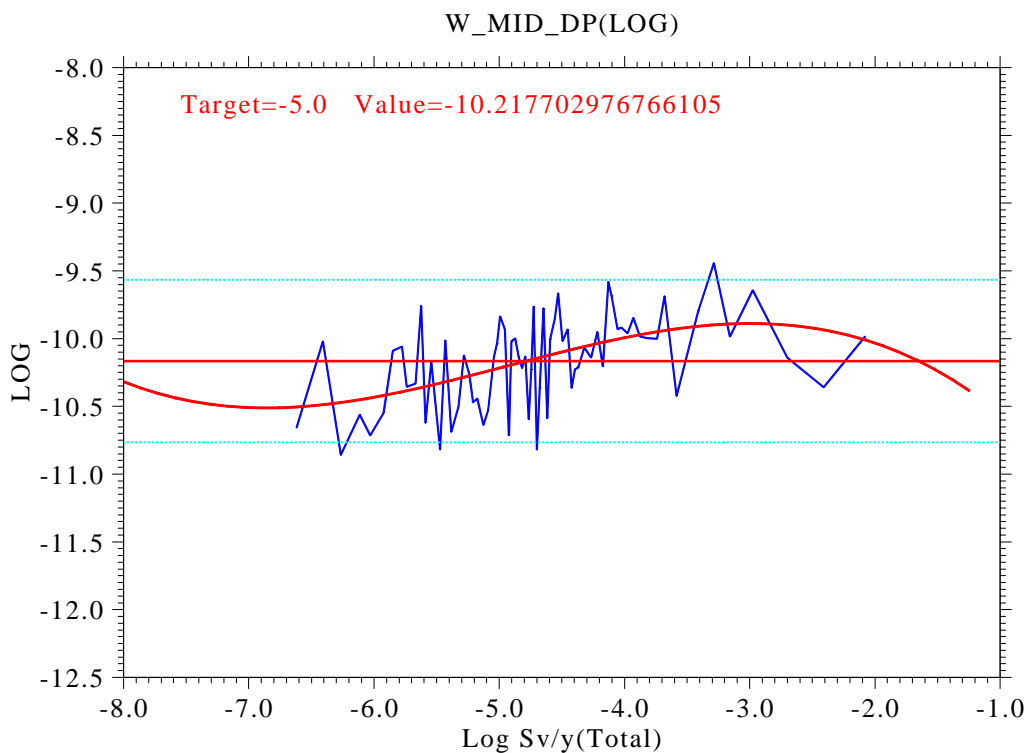


図 2.5.2-21 グループ 2 での感度分析結果、廃棄体劣化後空隙拡散係数

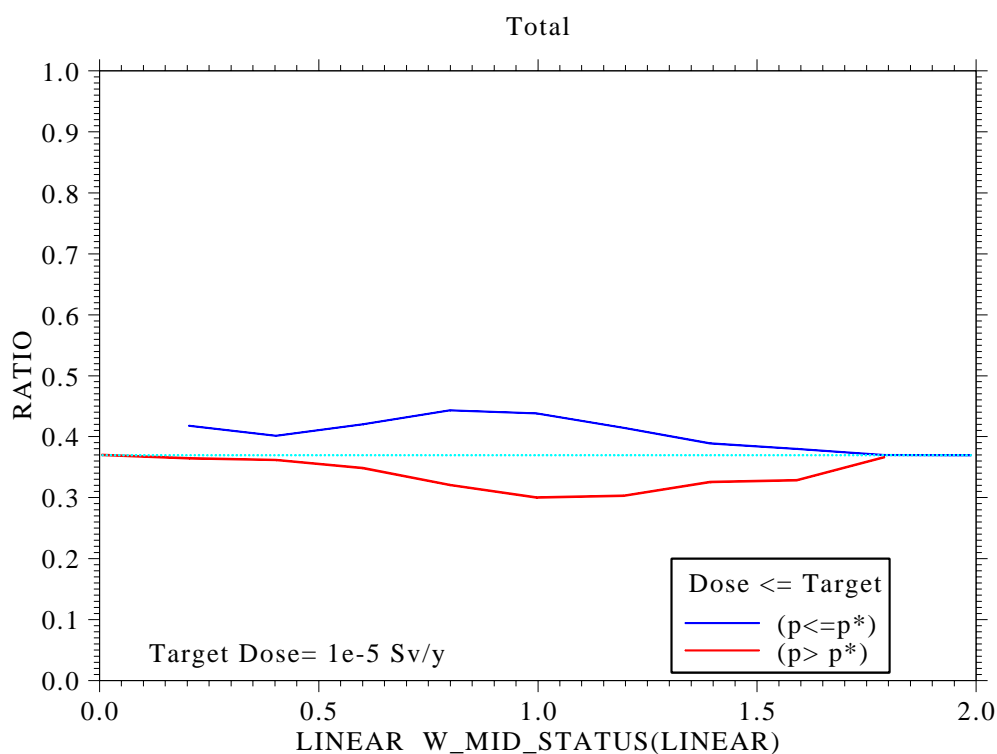
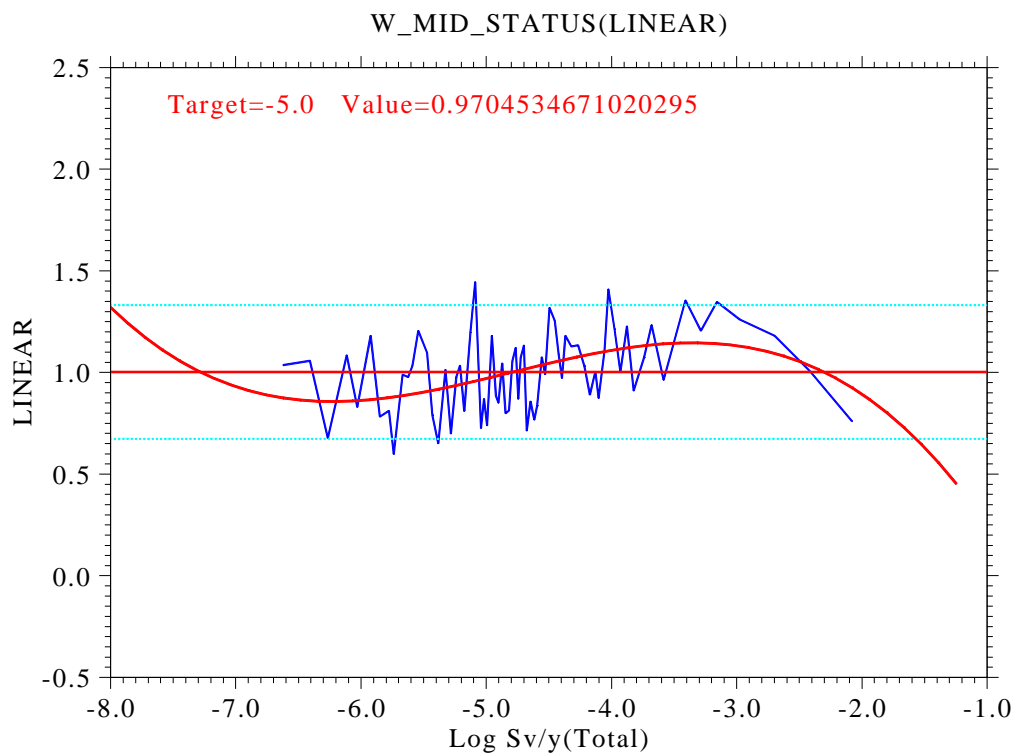


図 2.5.2-22 グループ 2 での感度分析結果、廃棄体高 pH 時の化学条件

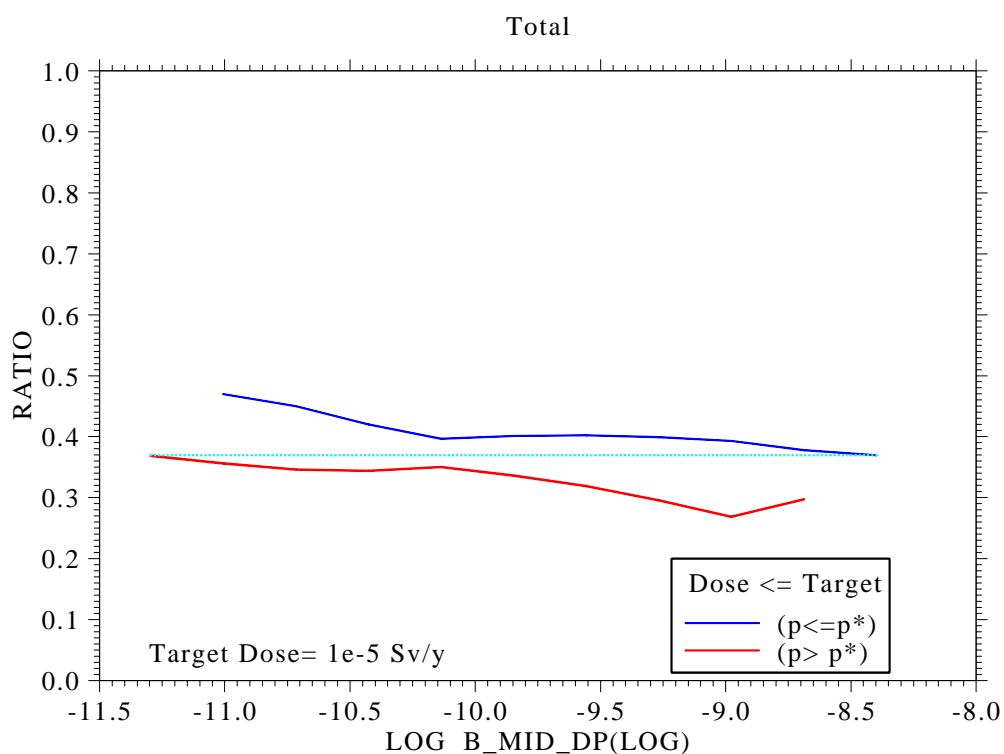
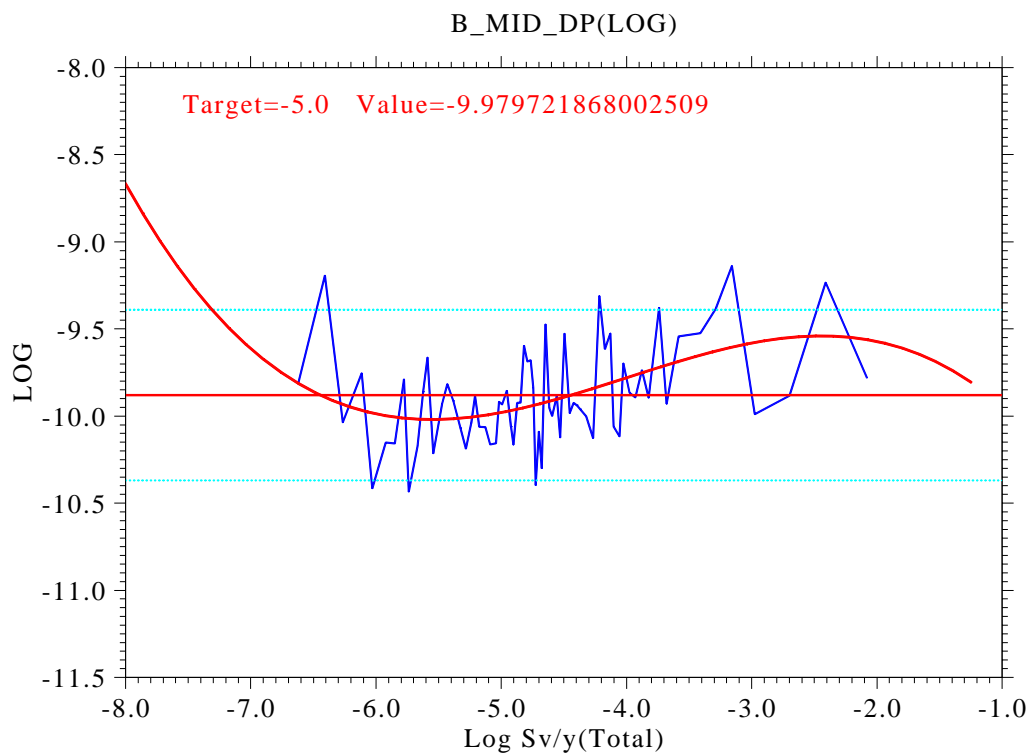


図 2.5.2-23 グループ 2 での感度分析結果、緩衝材劣化後空隙拡散係数

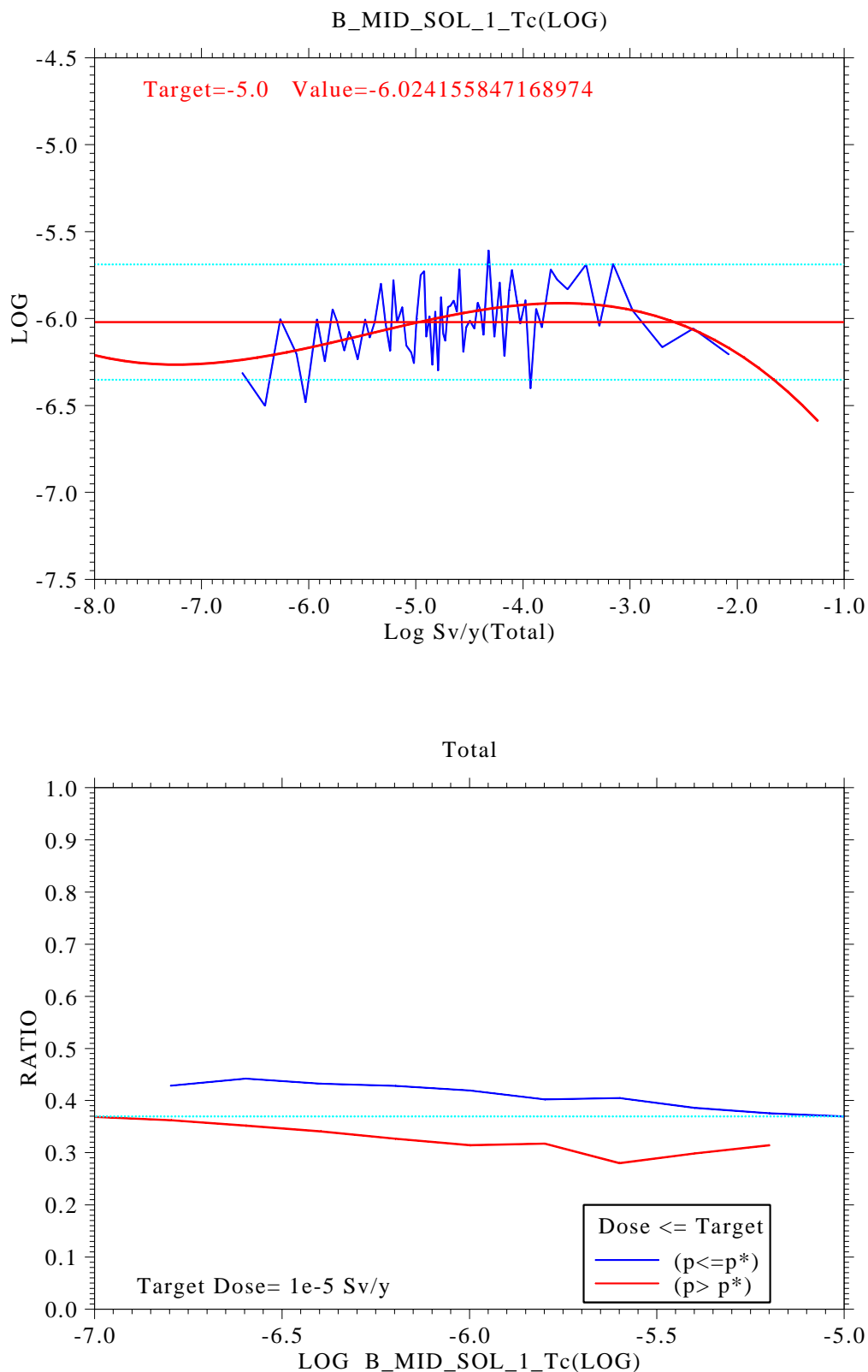


図 2.5.2-24 グループ 2 での感度分析結果、化学異常中緩衝材 Tc 溶解度 (化学条件 I)

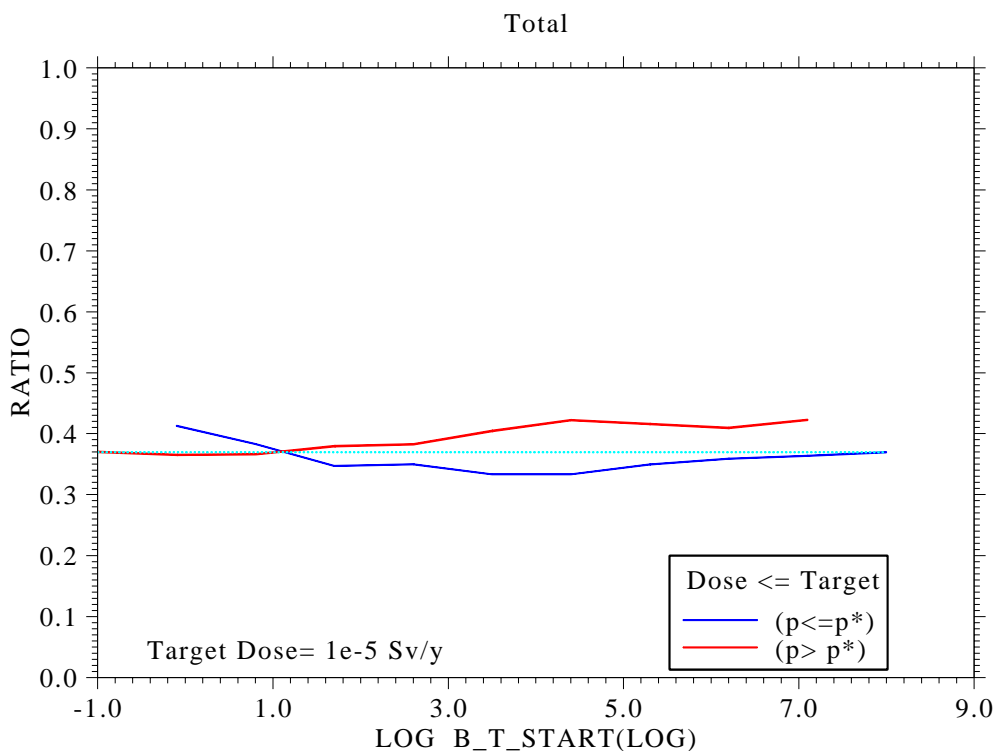
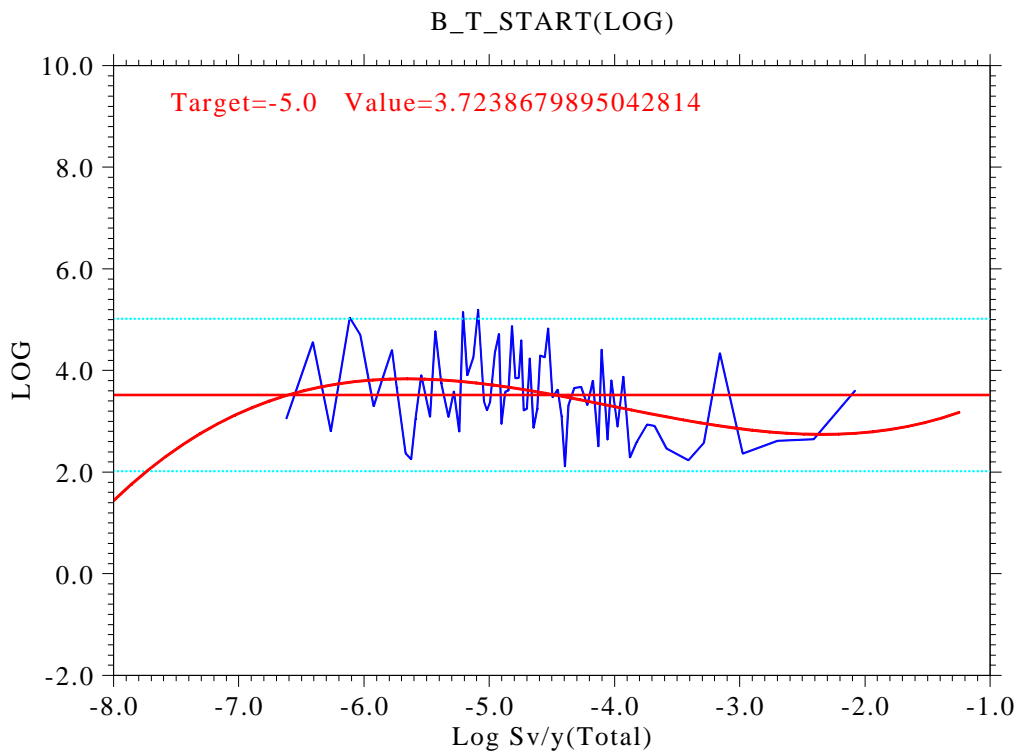


図 2.5.2-25 グループ2での感度分析結果、緩衝材劣化開始時刻

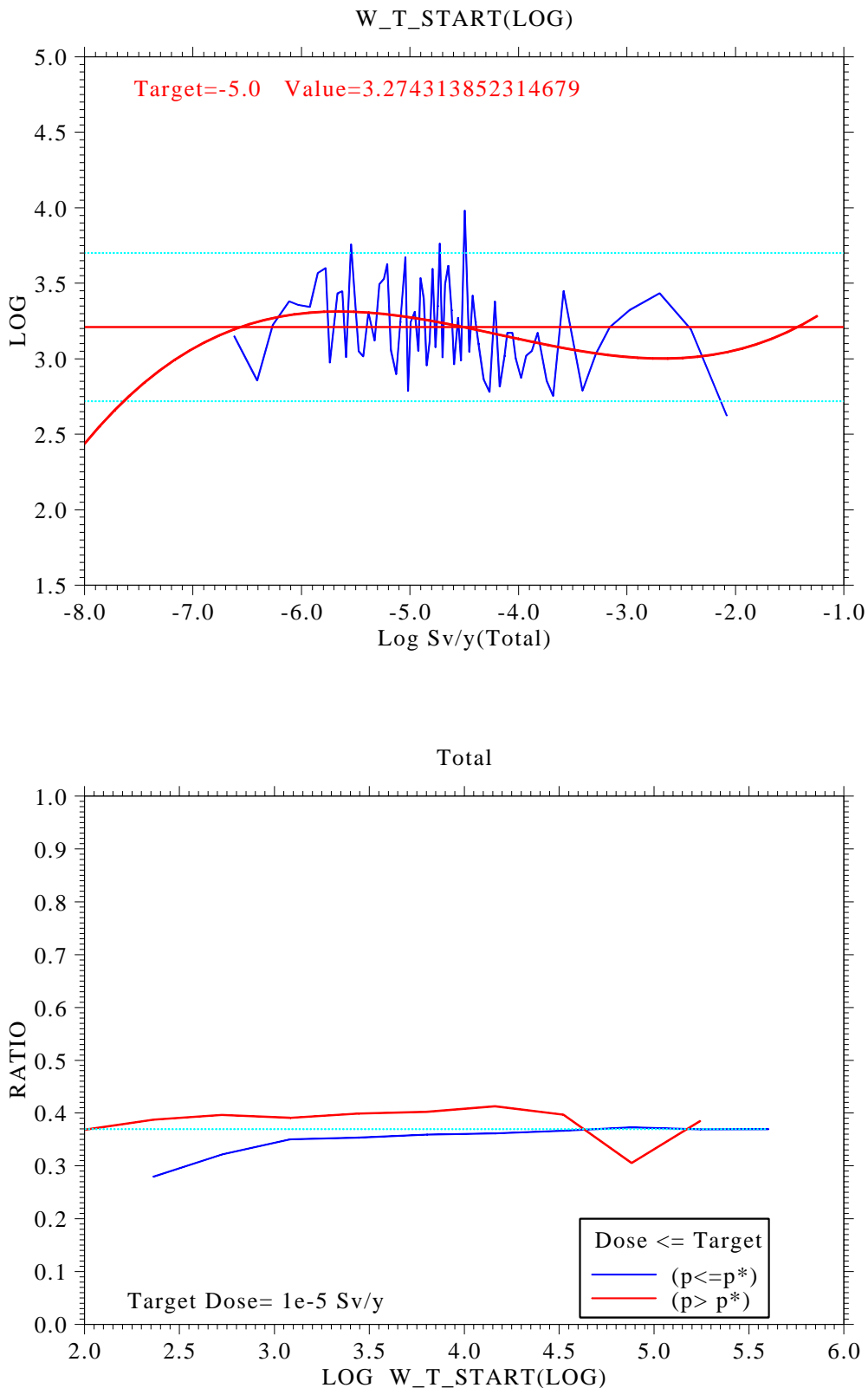


図 2.5.2-26 グループ 2 での感度分析結果、廃棄体劣化開始時刻

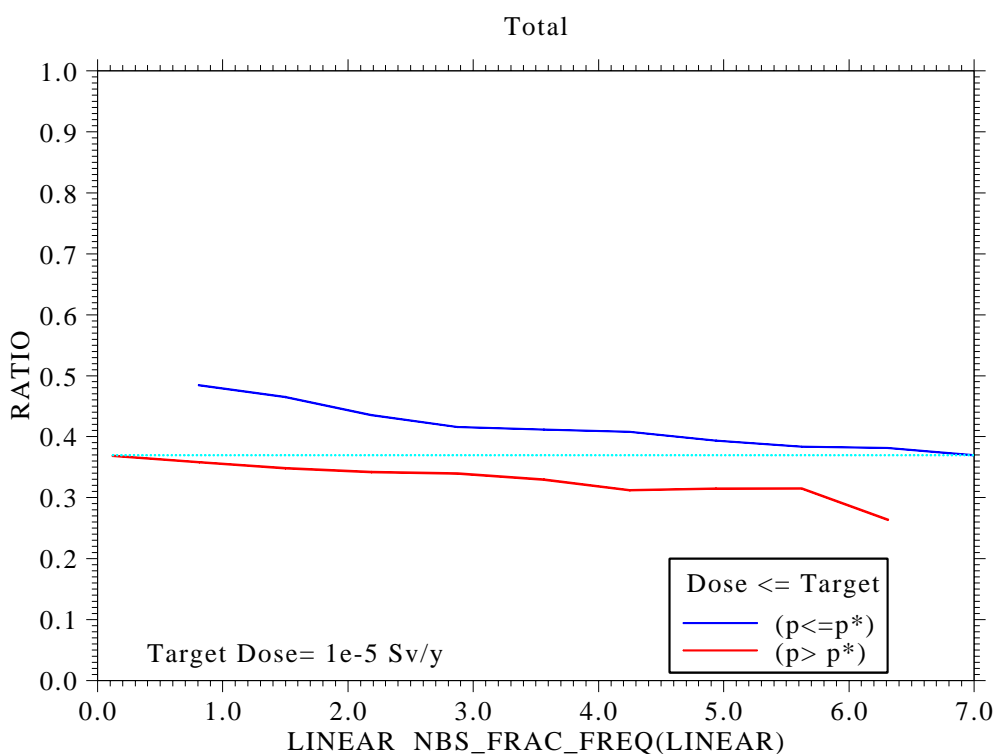
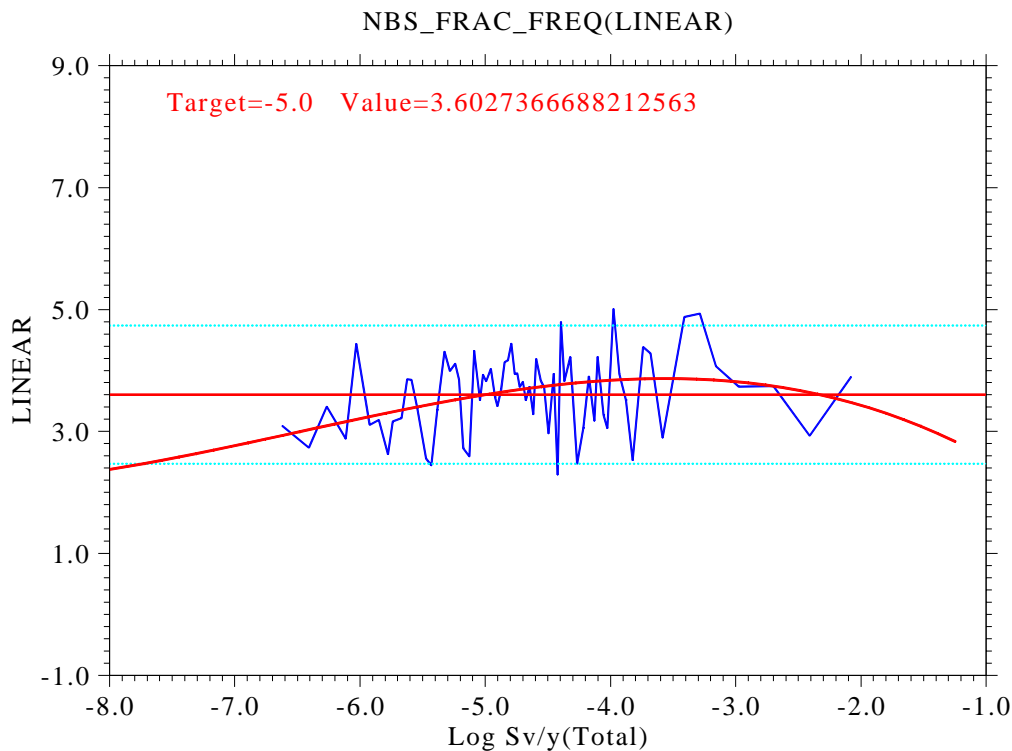


図 2.5.2-27 グループ 2 での感度分析結果、亀裂頻度

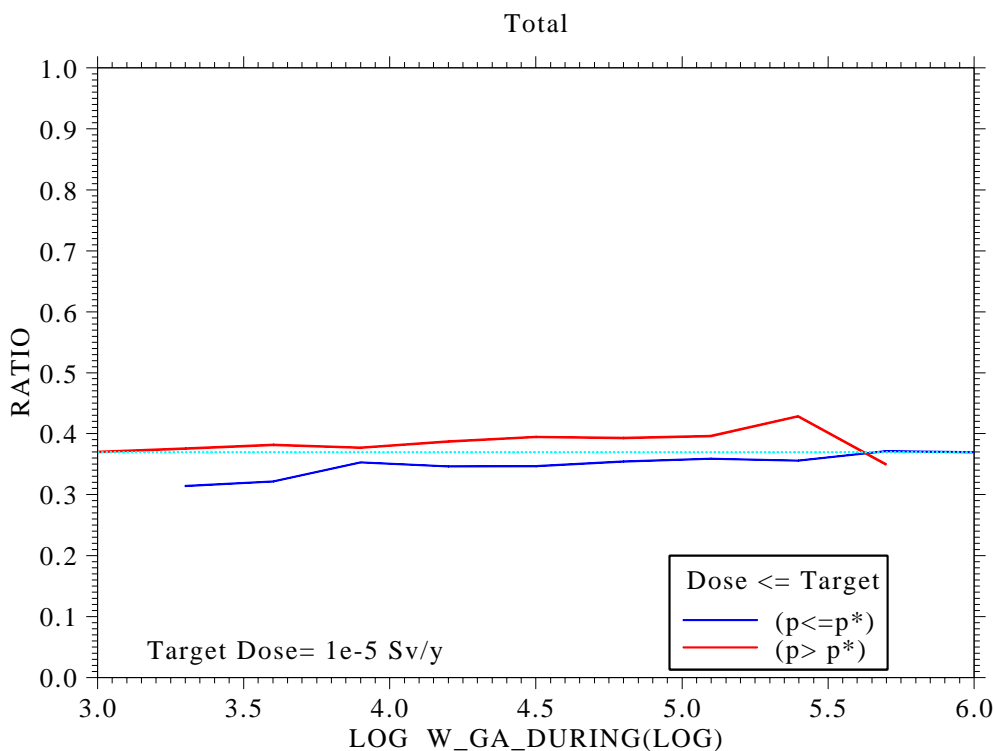
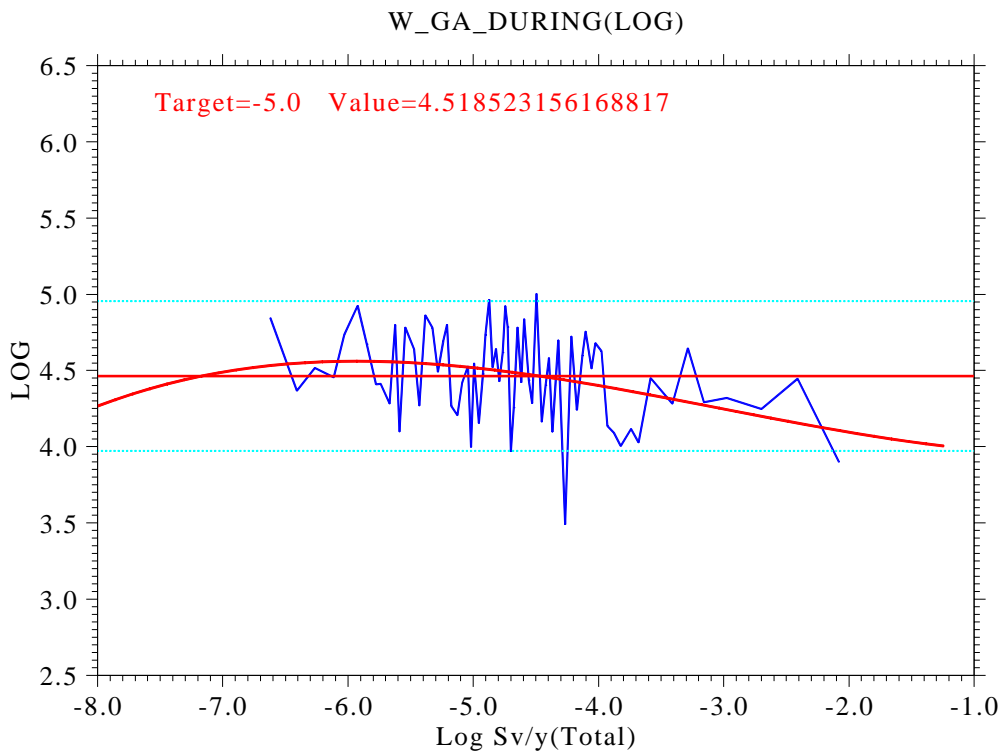


図 2.5.2-28 グループ2での感度分析結果、廃棄体からの化学異常物質放出期間

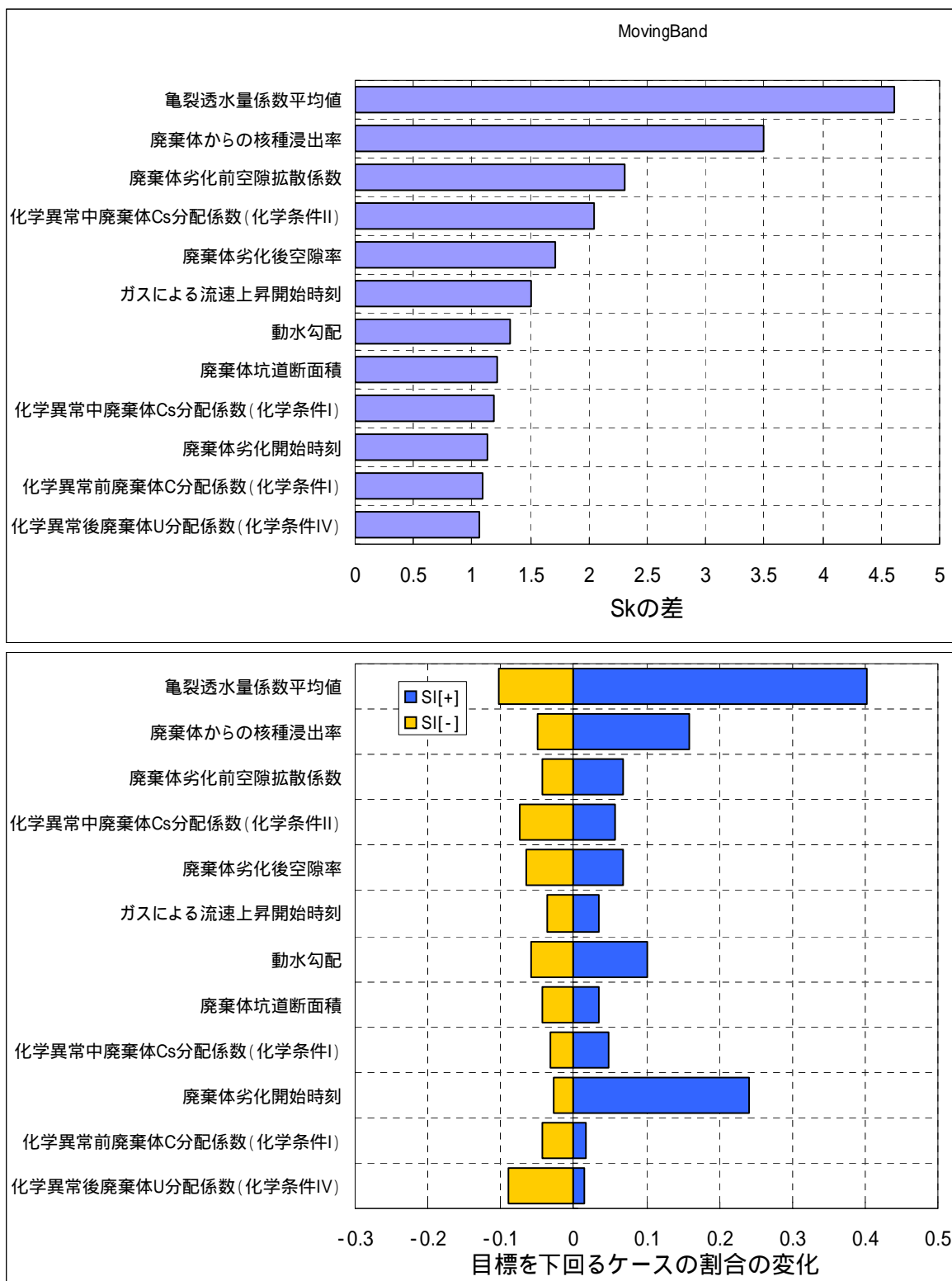


図 2.5.2-29 グループ3 感度分析の結果

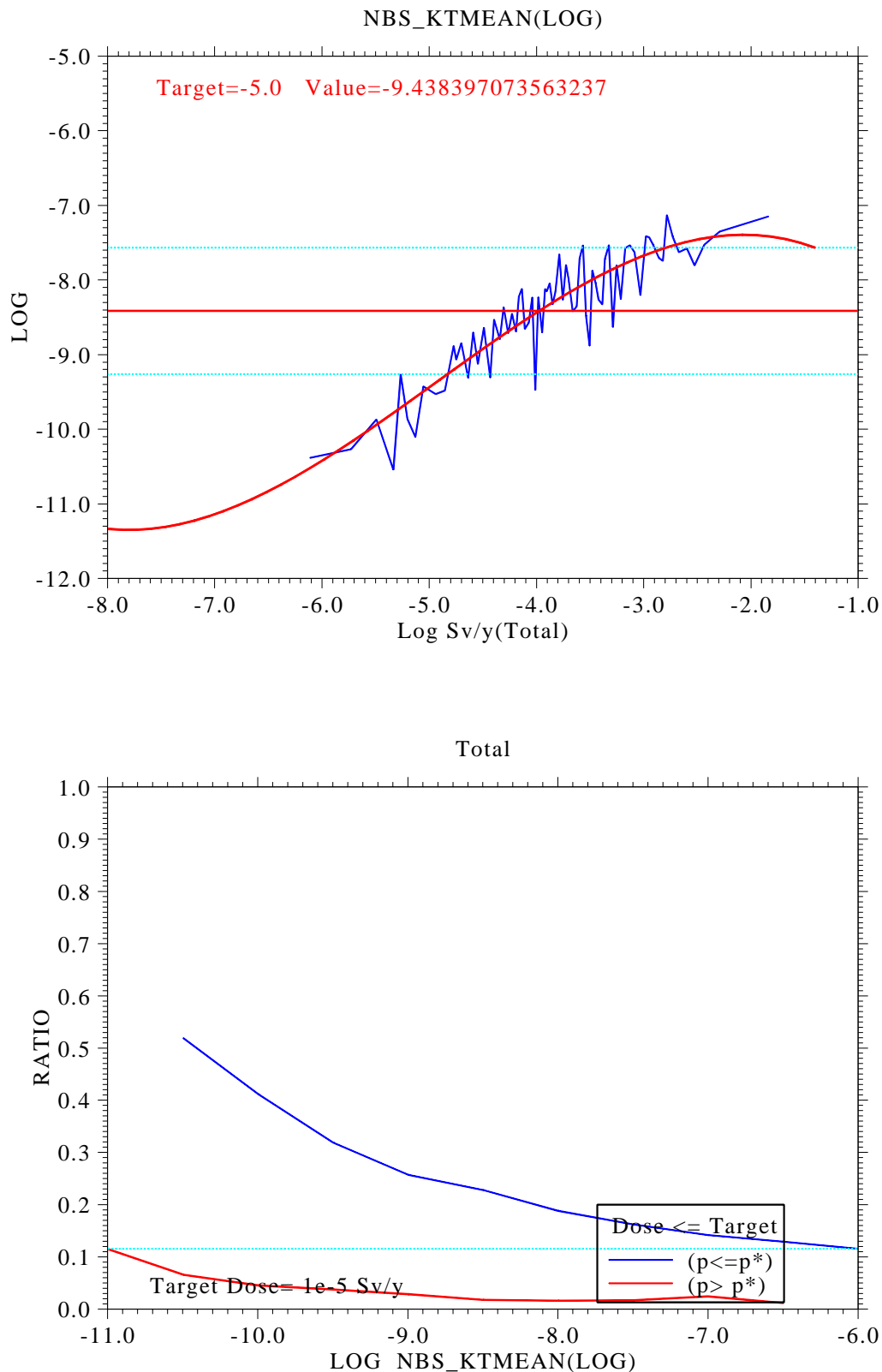


図 2.5.2-30 グループ3での感度分析結果、亀裂透水量係数平均値

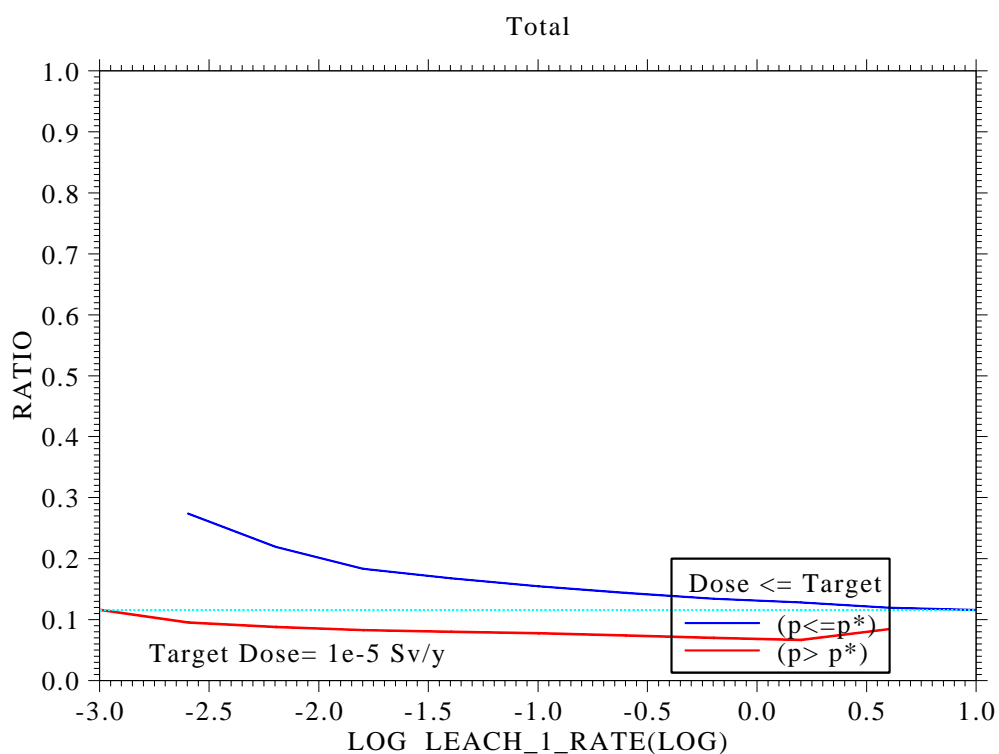
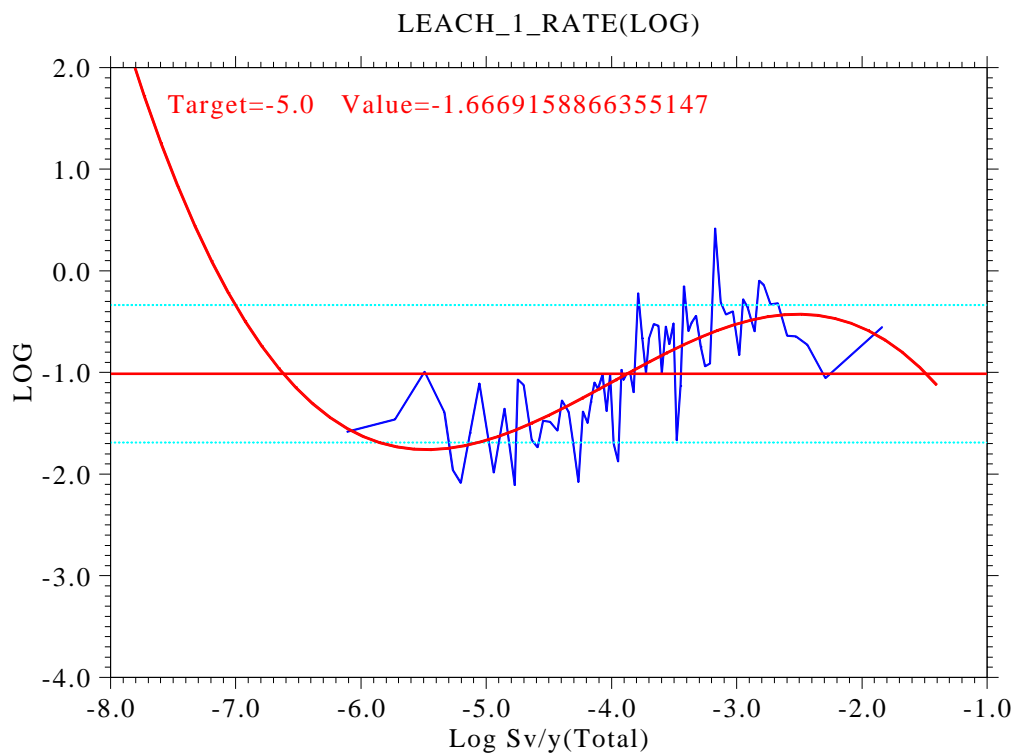


図 2.5.2-31 グループ 3 での感度分析結果、廃棄体からの核種浸出率

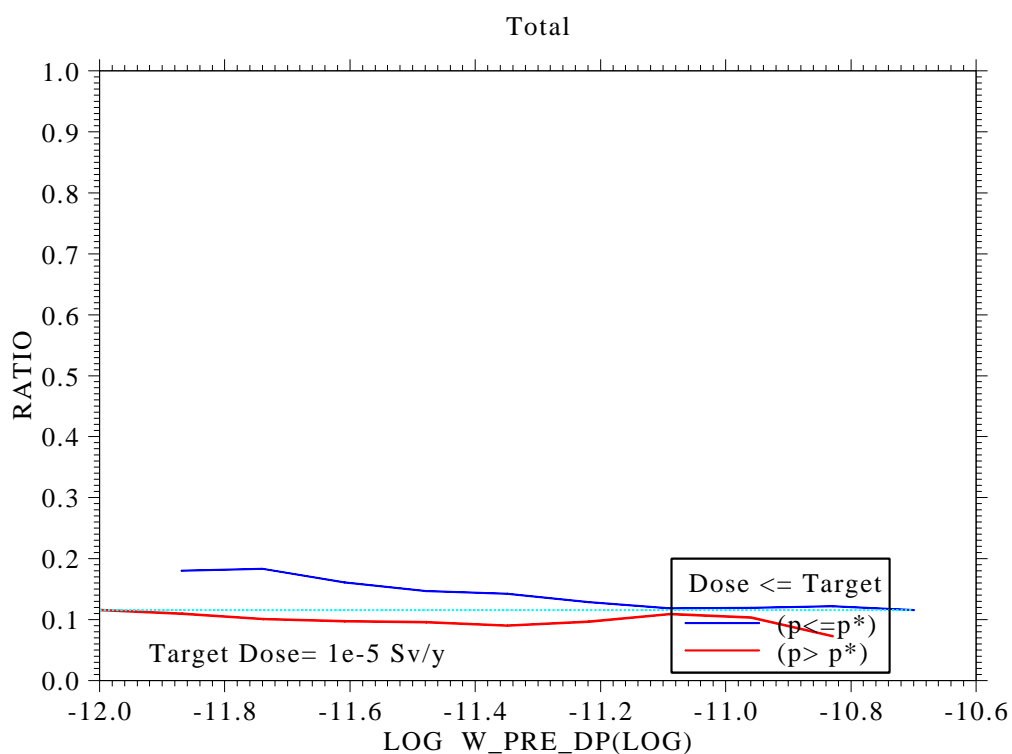
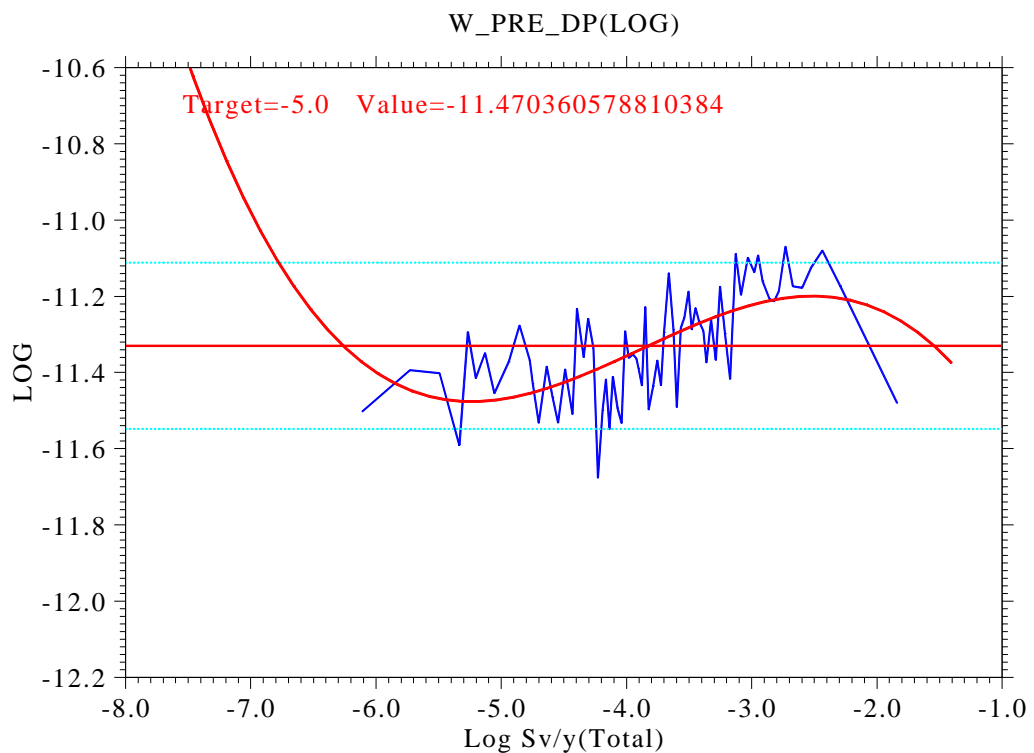


図 2.5.2-32 グループ 3 での感度分析結果、廃棄体劣化前空隙拡散係数

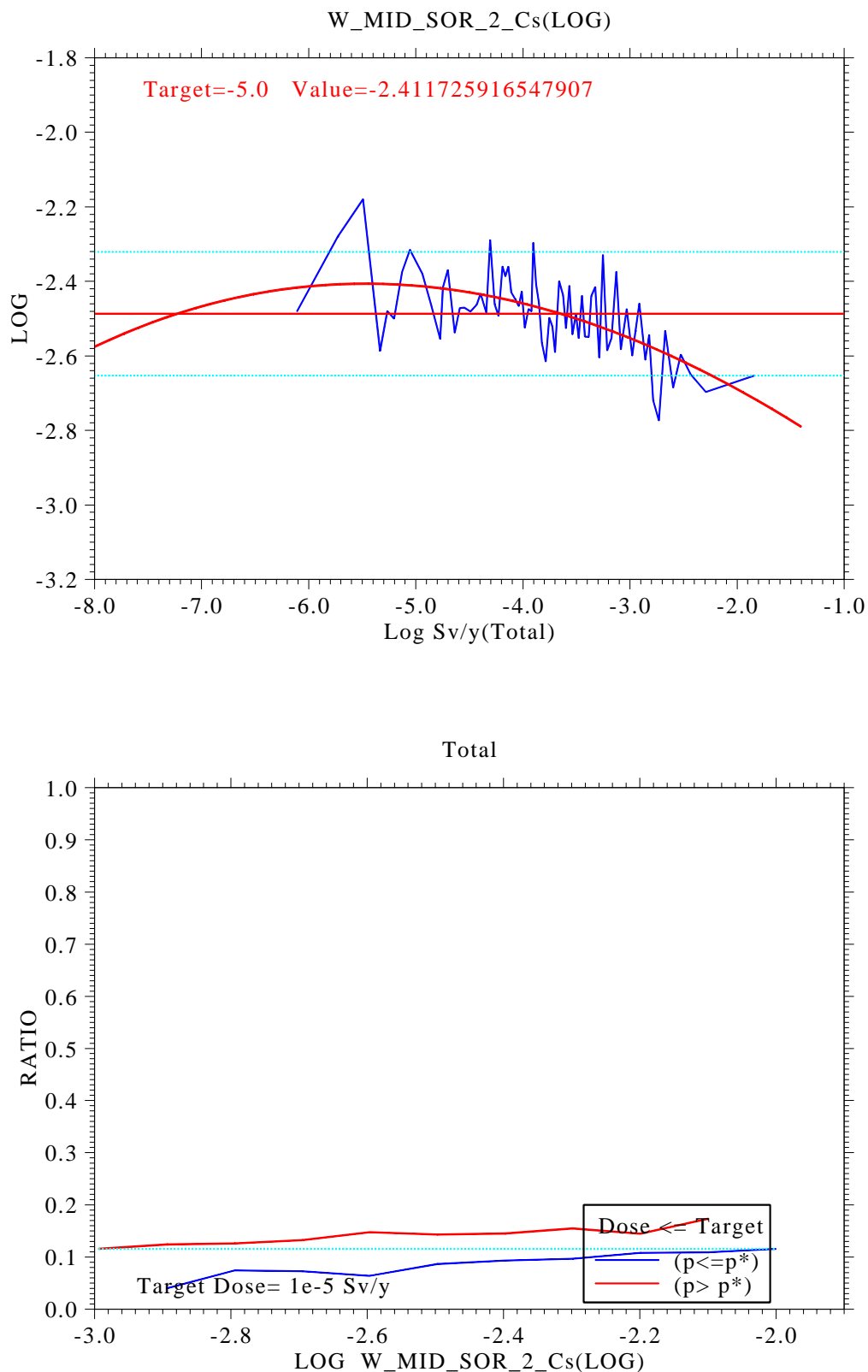


図 2.5.2-33 グループ3での感度分析結果、化学異常中廃棄体 Cs 分配係数 (化学条件 II)

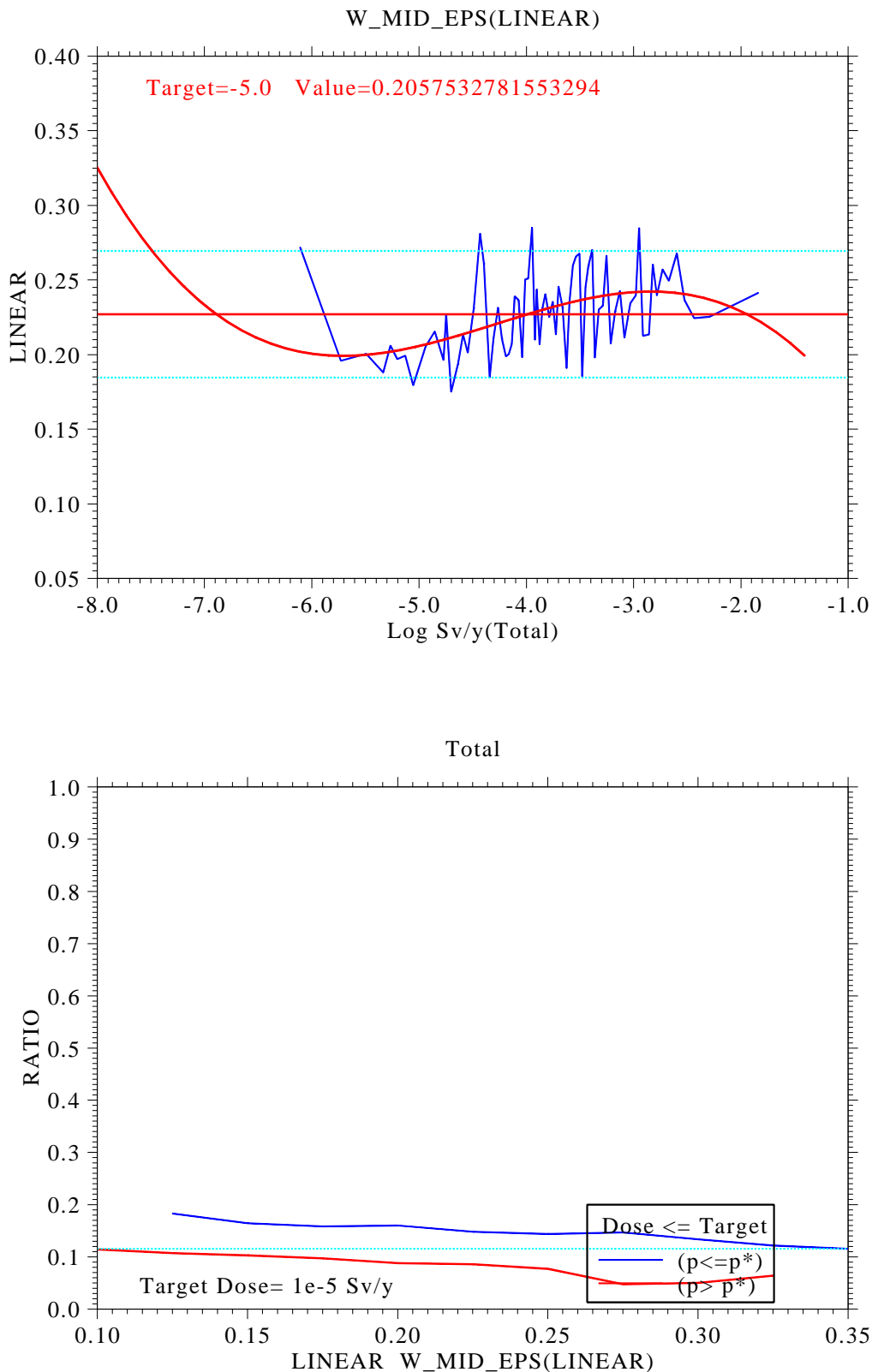


図 2.5.2-34 グループ3での感度分析結果、廃棄体劣化後空隙率

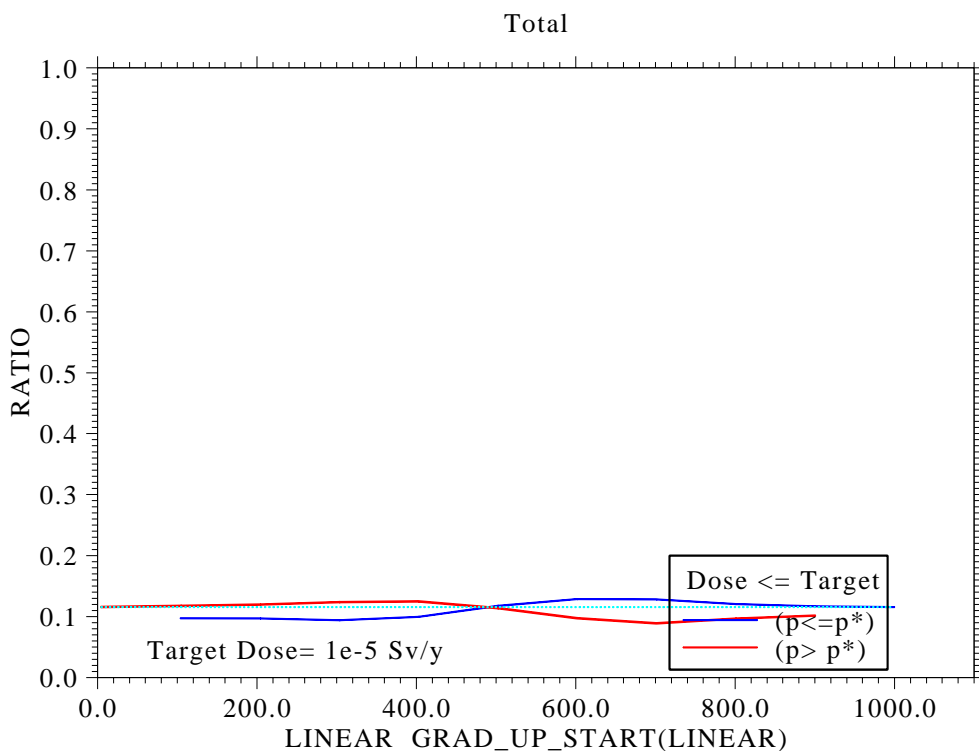
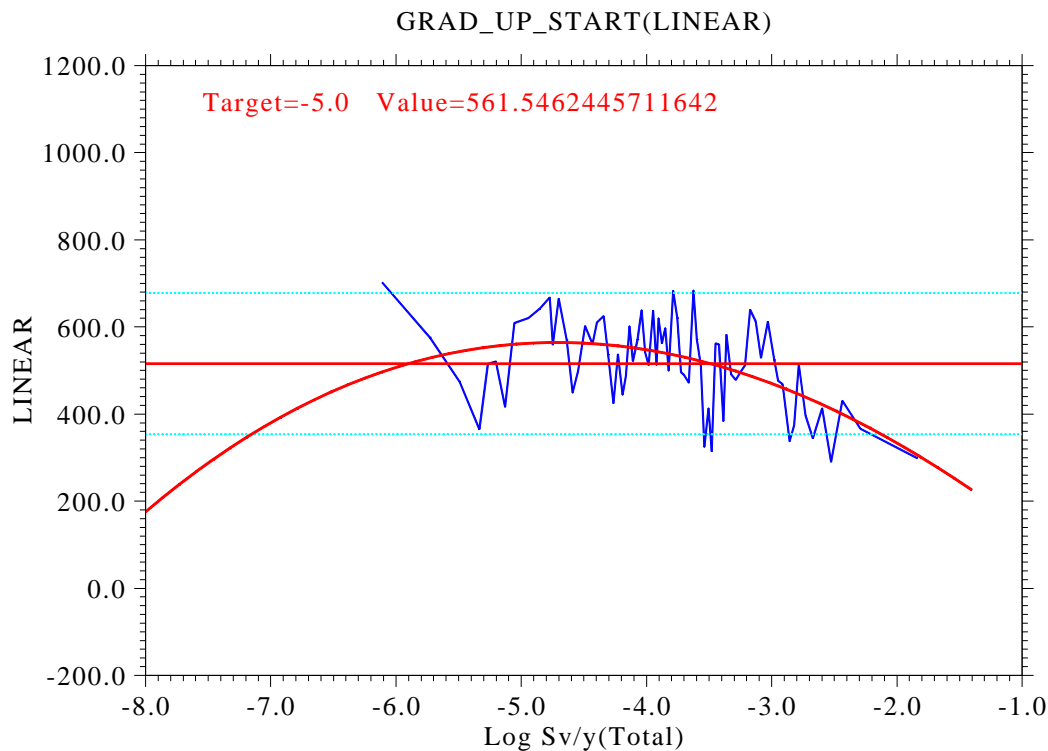


図 2.5.2-35 グループ 3 での感度分析結果、ガスによる流速上昇開始時刻

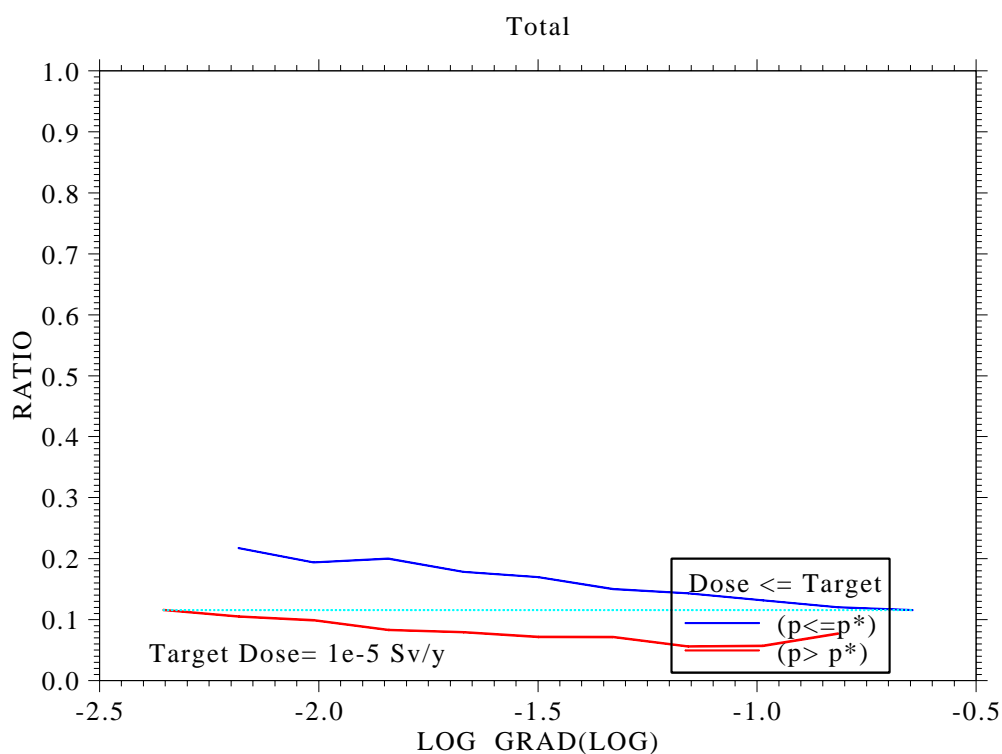
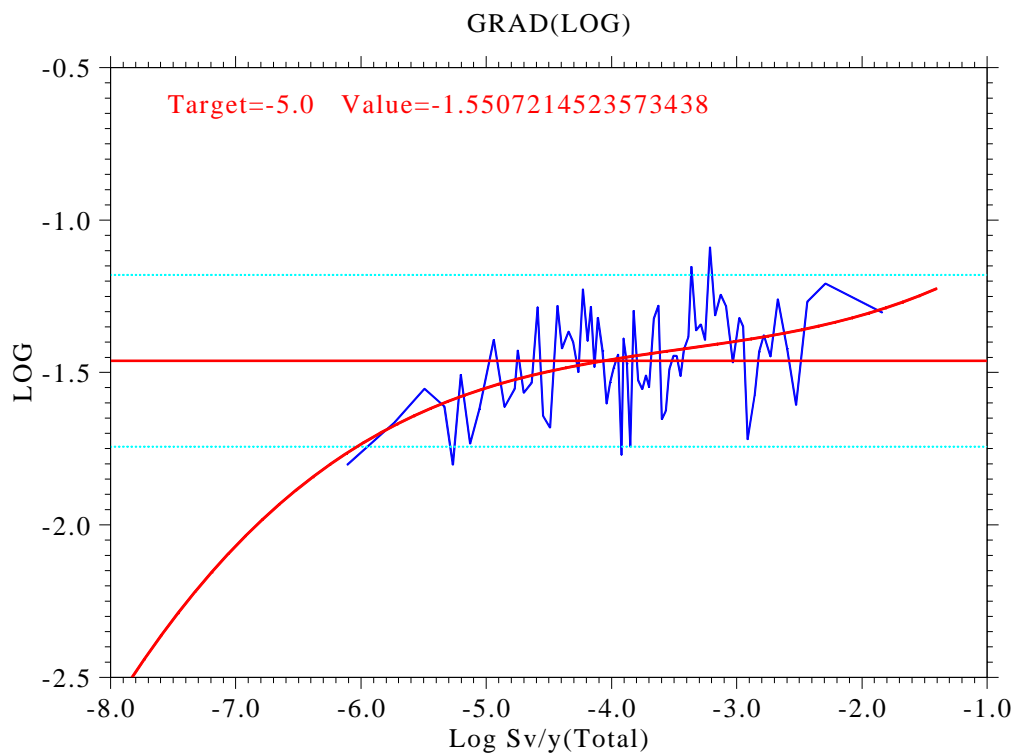


図 2.5.2-36 グループ3での感度分析結果、動水勾配

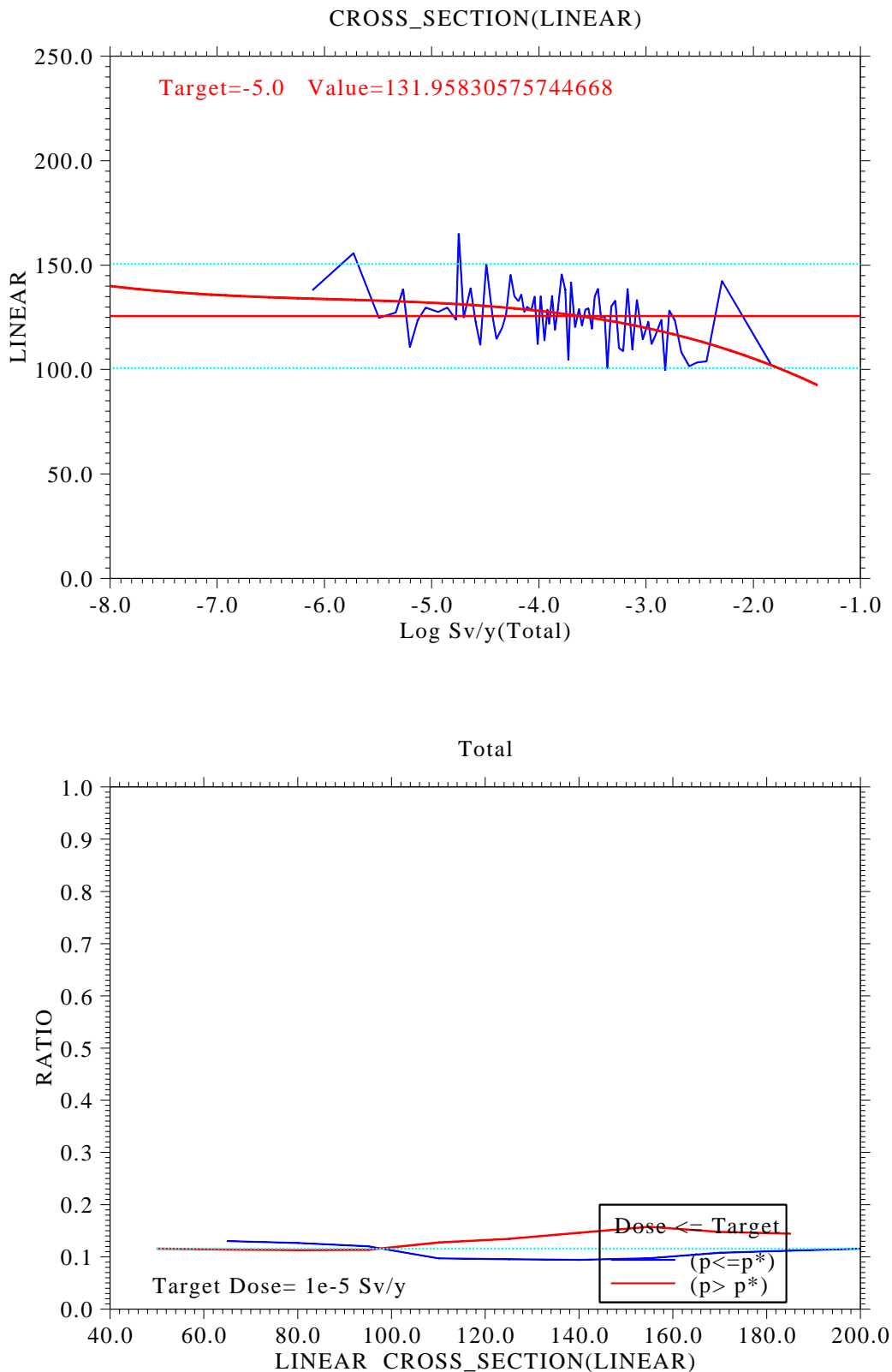


図 2.5.2-37 グループ3での感度分析結果、廃棄体坑道断面積

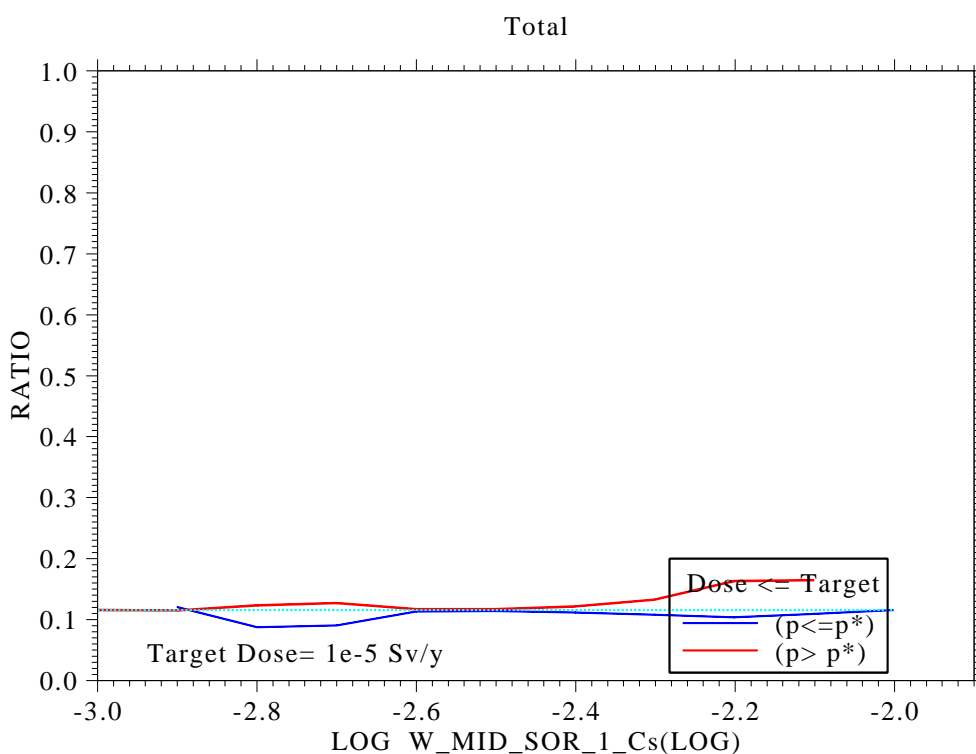
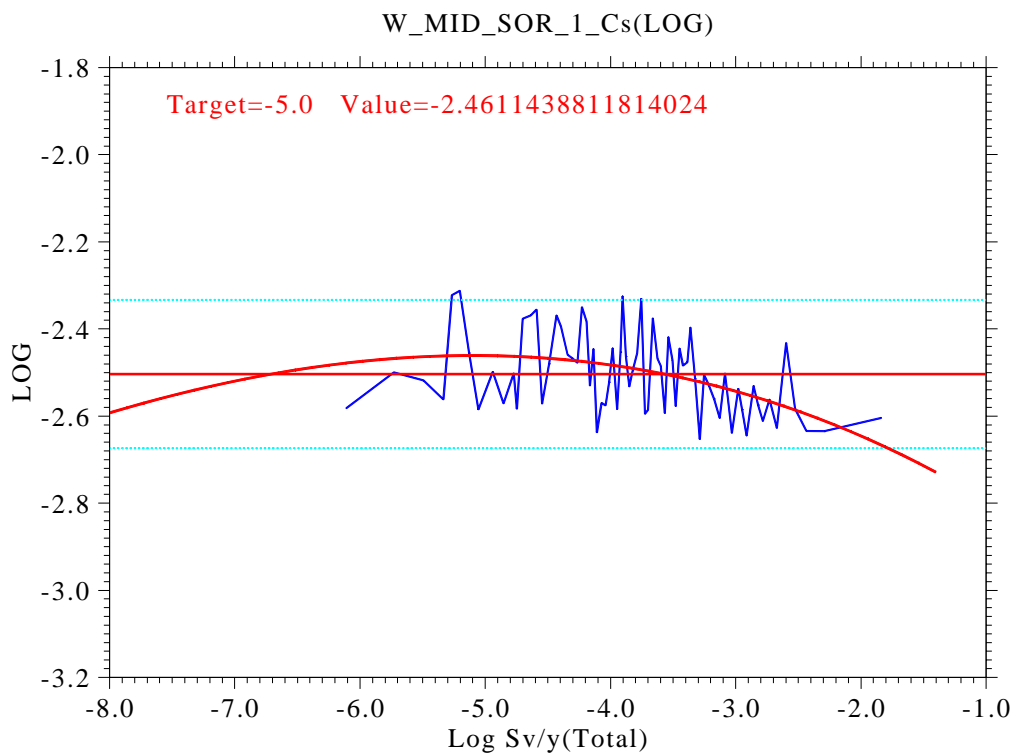


図 2.5.2-38 グループ3での感度分析結果、化学異常中廃棄体 Cs 分配係数 (化学条件 I)

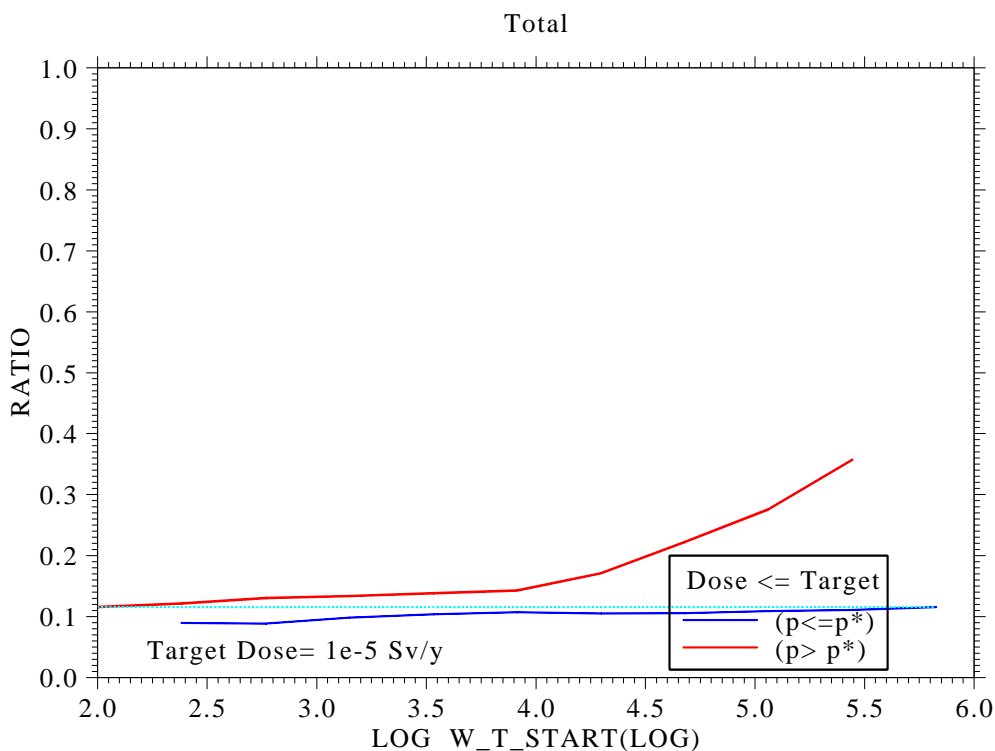
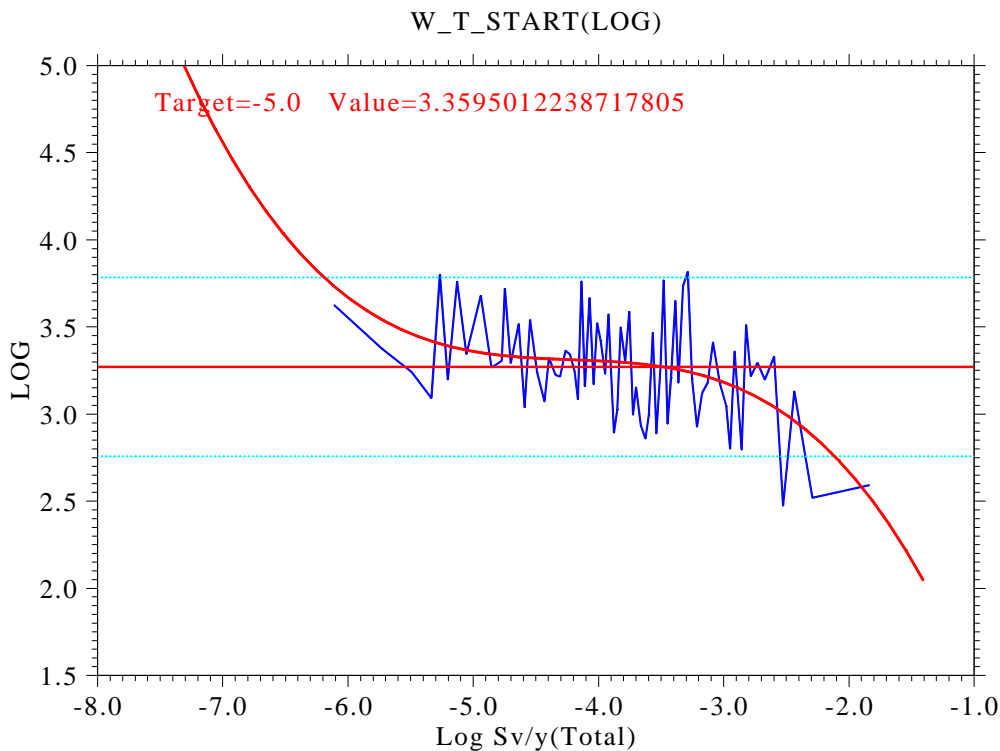


図 2.5.2-39 グループ3での感度分析結果、廃棄体劣化開始時刻

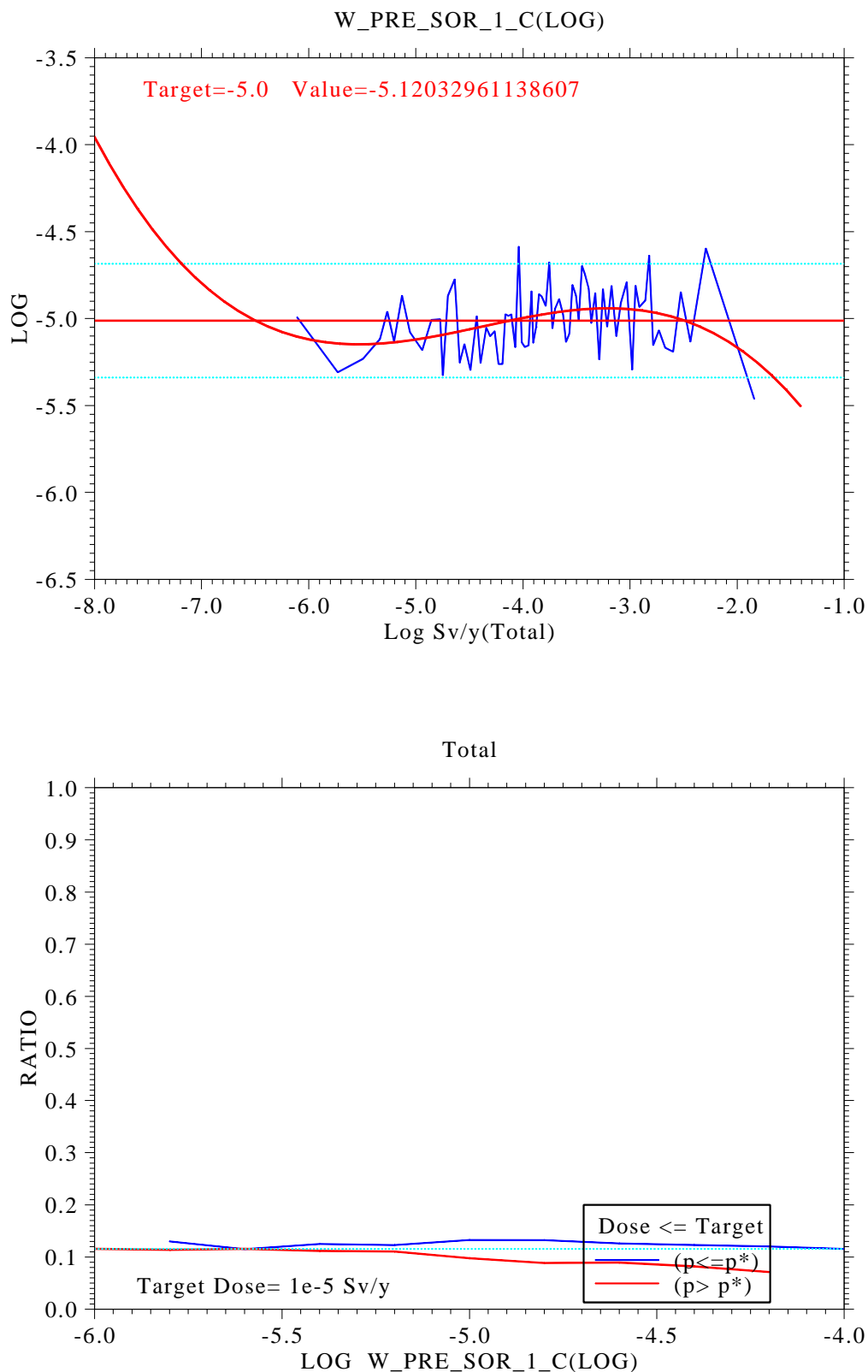


図 2.5.2-40 グループ 3 での感度分析結果、化学異常前廃棄体 C 分配係数 (化学条件 I)

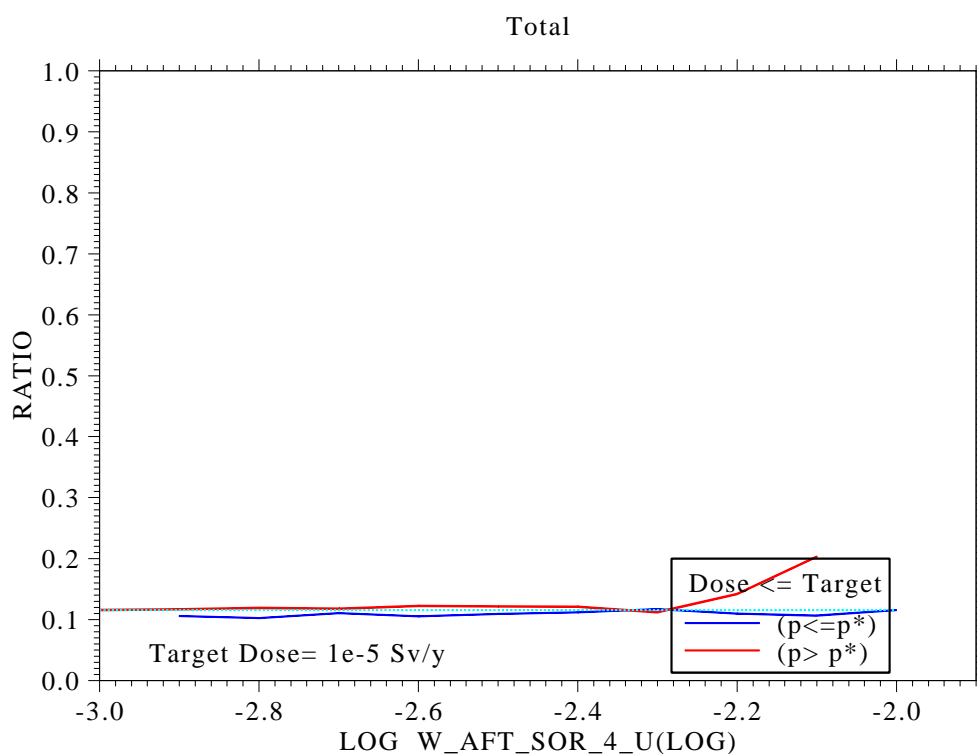
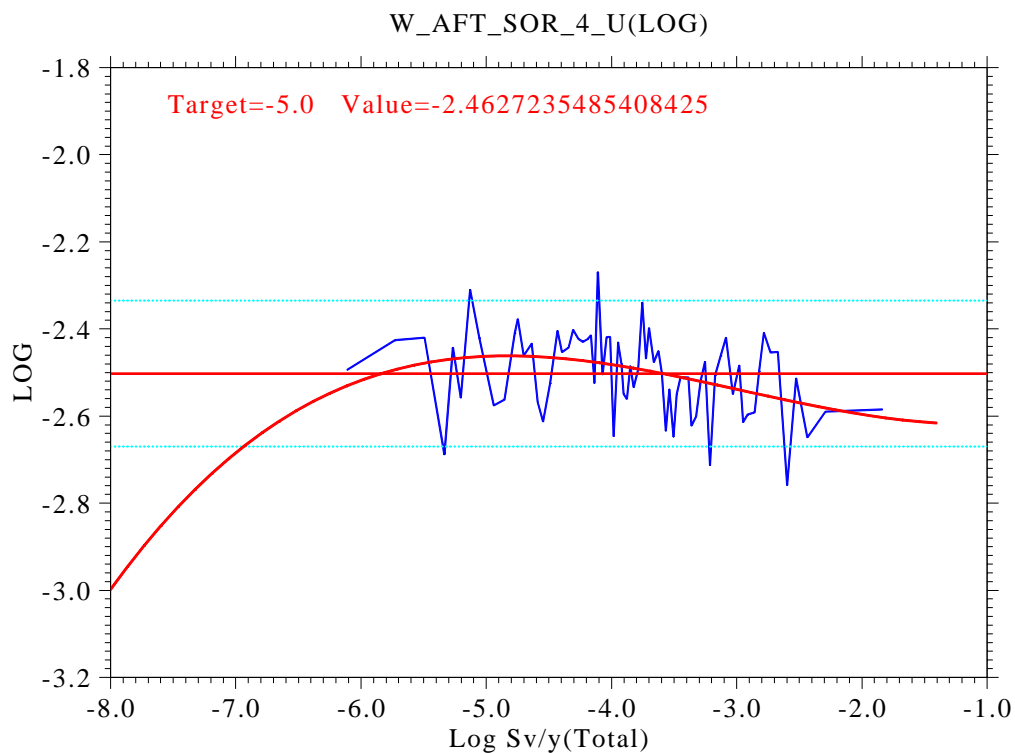


図 2.5.2-41 グループ3での感度分析結果、化学異常後廃棄体 U 分配係数
(化学条件 IV)

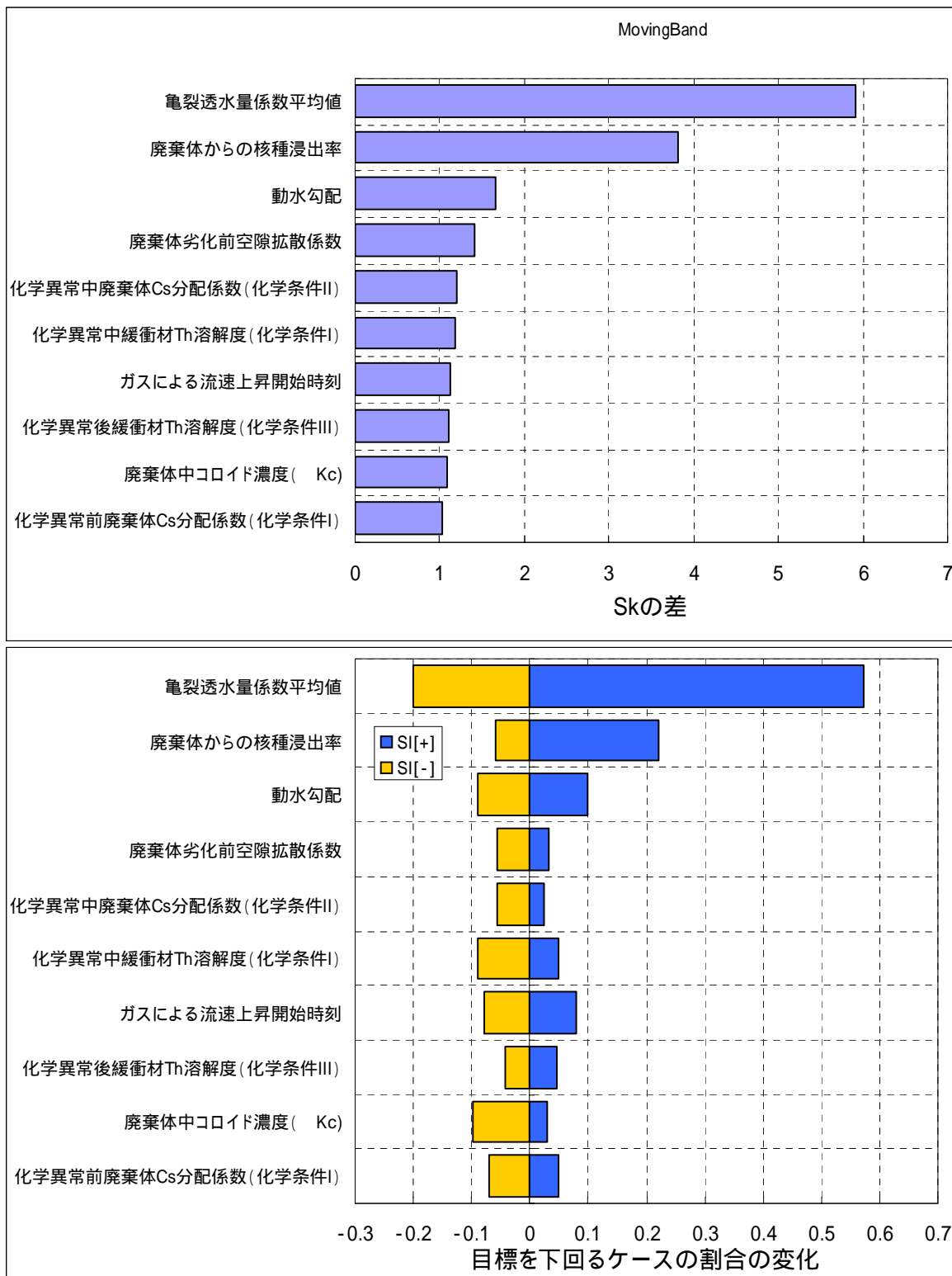


図 2.5.2-42 グループ4 感度分析の結果

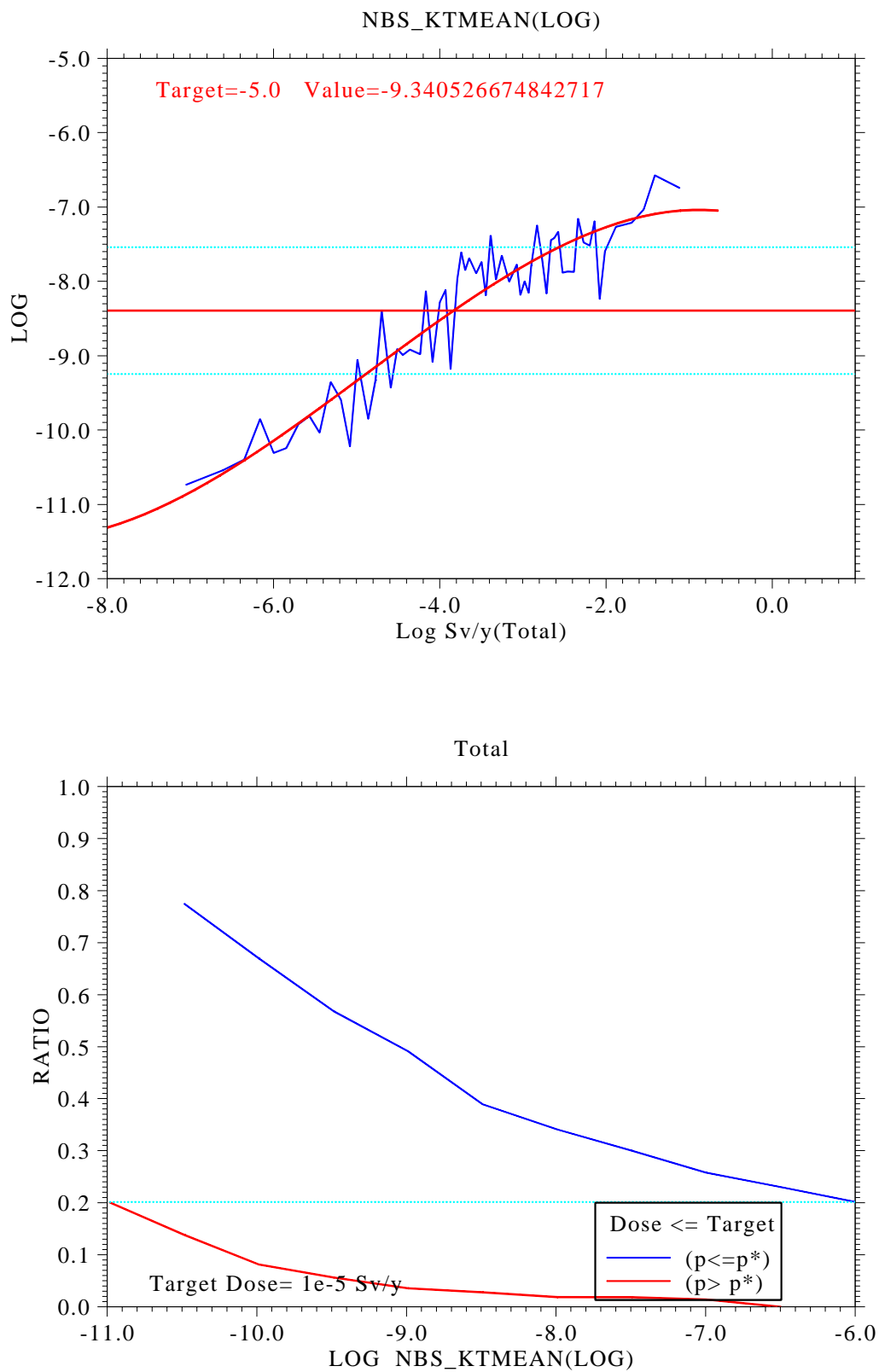


図 2.5.2-43 グループ4での感度分析結果、亀裂透水量係数平均値

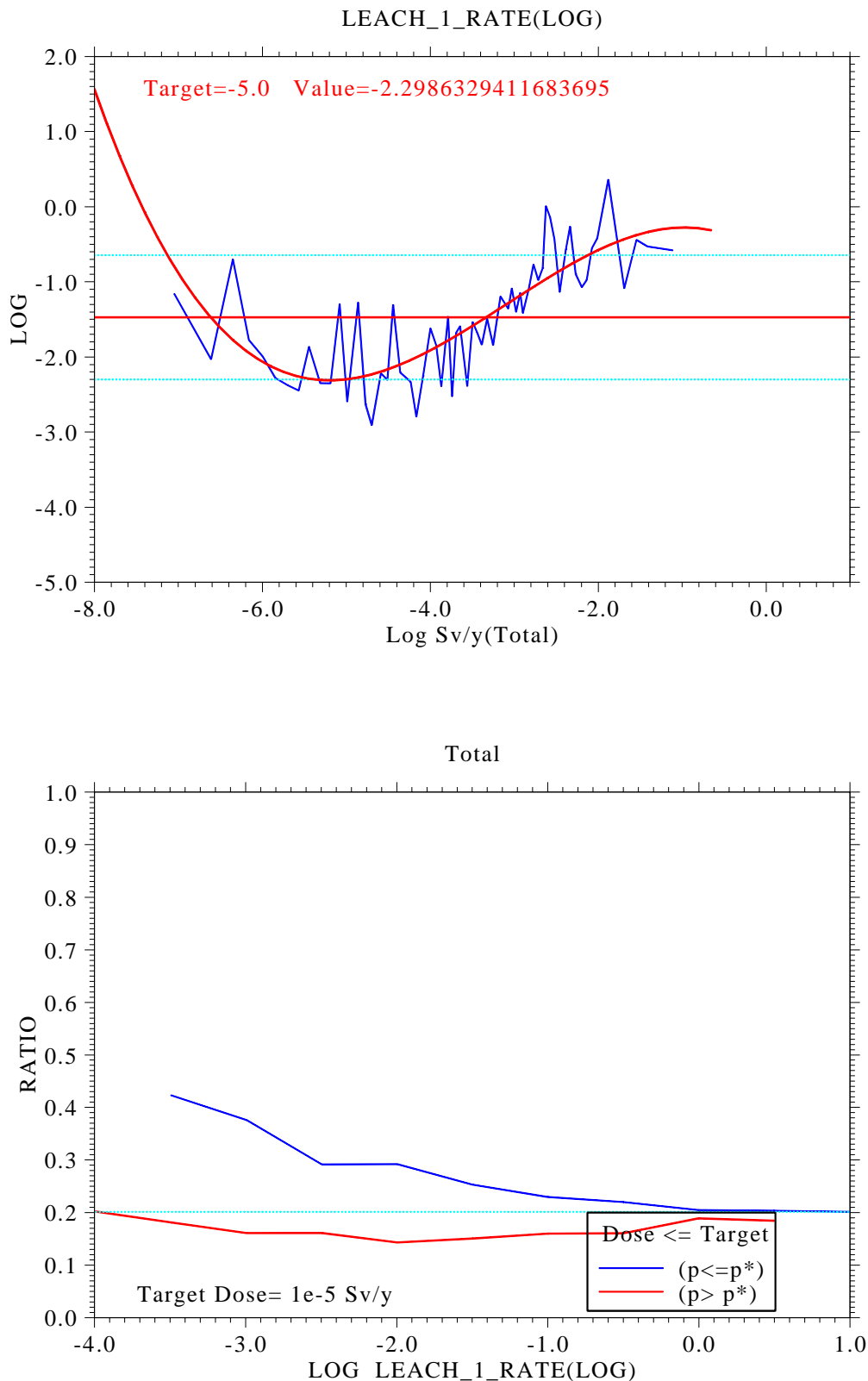


図 2.5.2-44 グループ 4 での感度分析結果、廃棄体からの核種浸出率

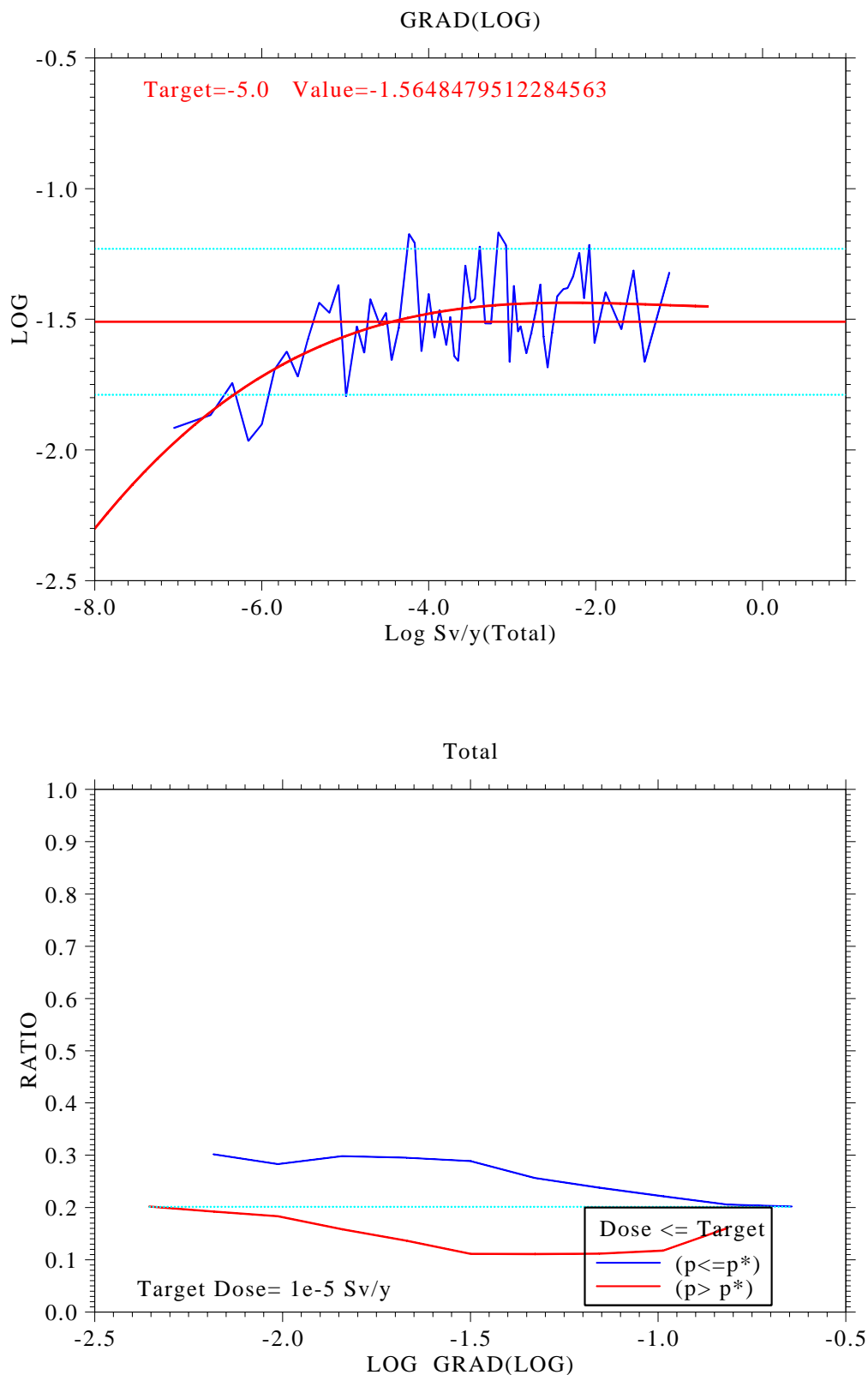


図 2.5.2-45 グループ4での感度分析結果、動水勾配

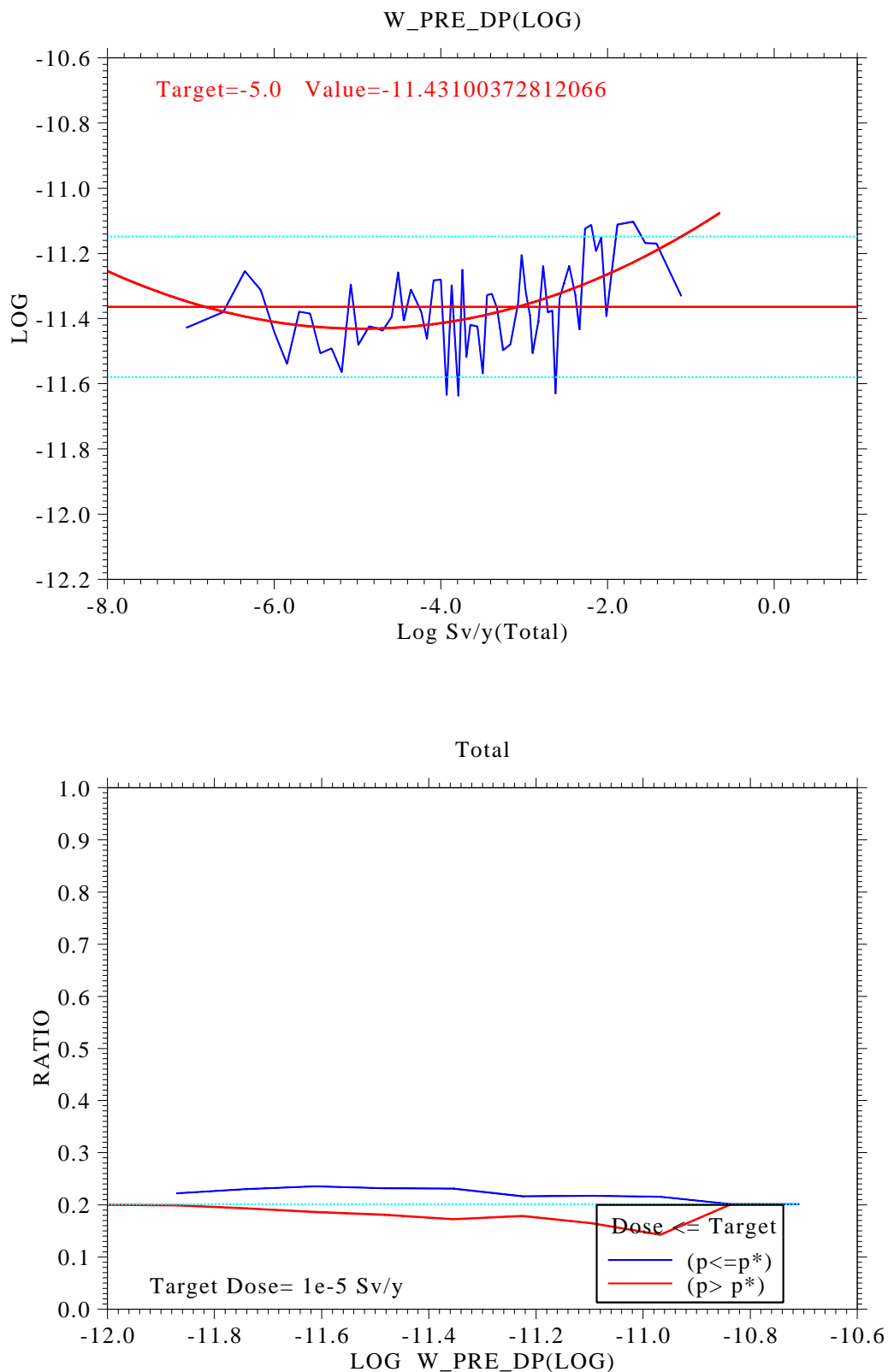


図 2.5.2-46 グループ 4 での感度分析結果、廃棄体劣化前空隙拡散係数

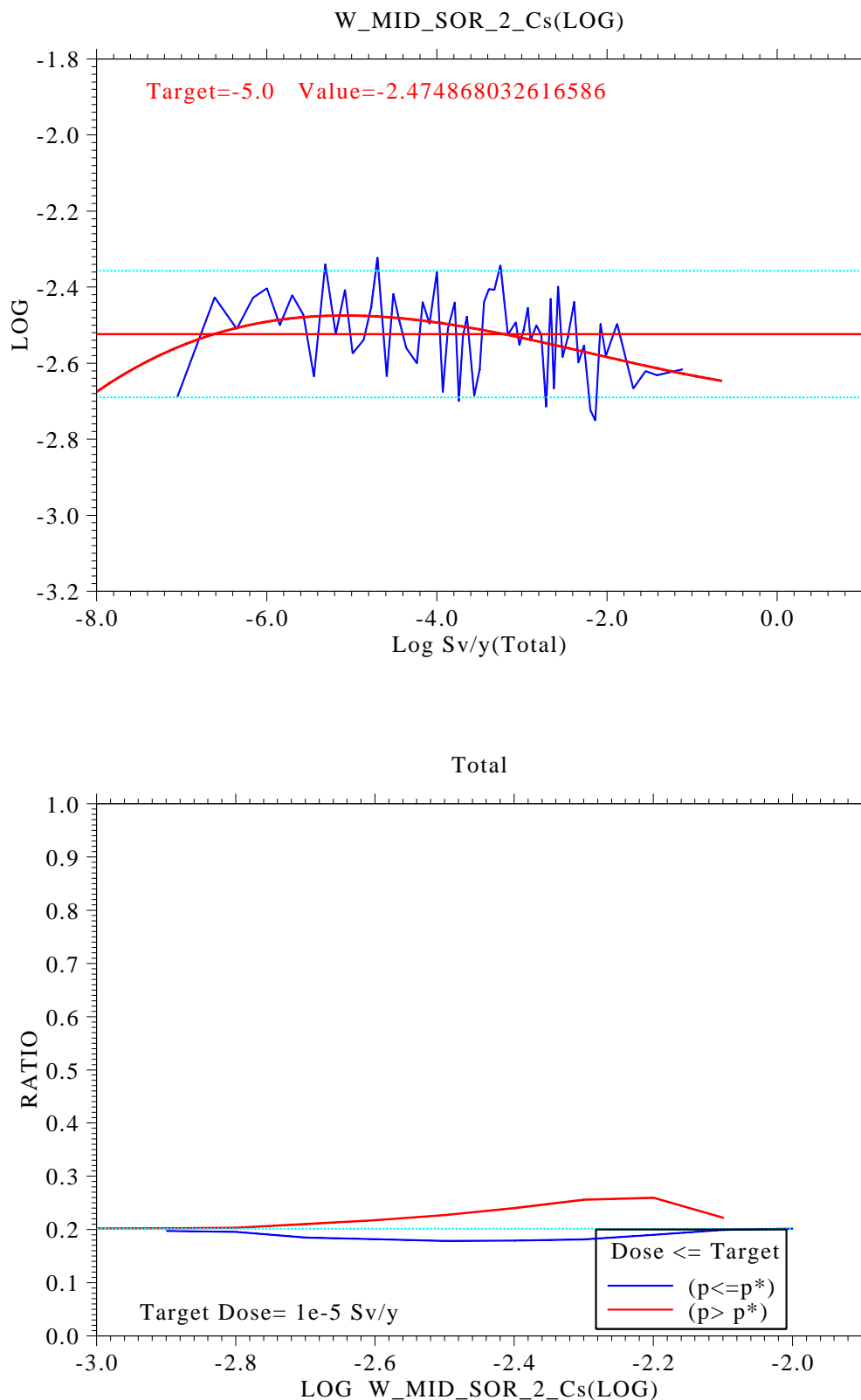


図 2.5.2-47 グループ 4 での感度分析結果、化学異常中廃棄体 Cs 分配係数 (化学条件 II)

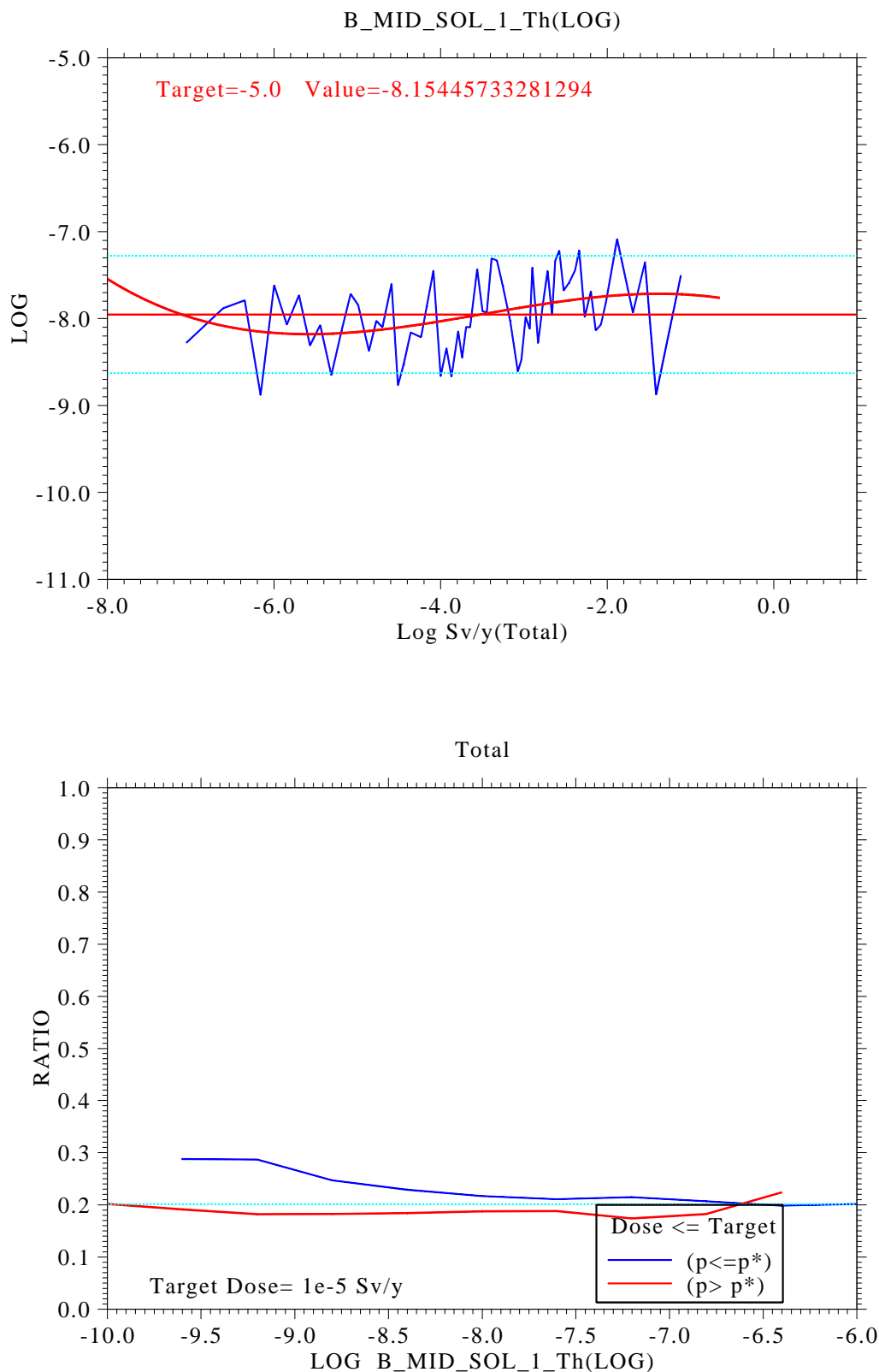


図 2.5.2-48 グループ4での感度分析結果、化学異常中緩衝材 Th 溶解度 (化学条件 I)

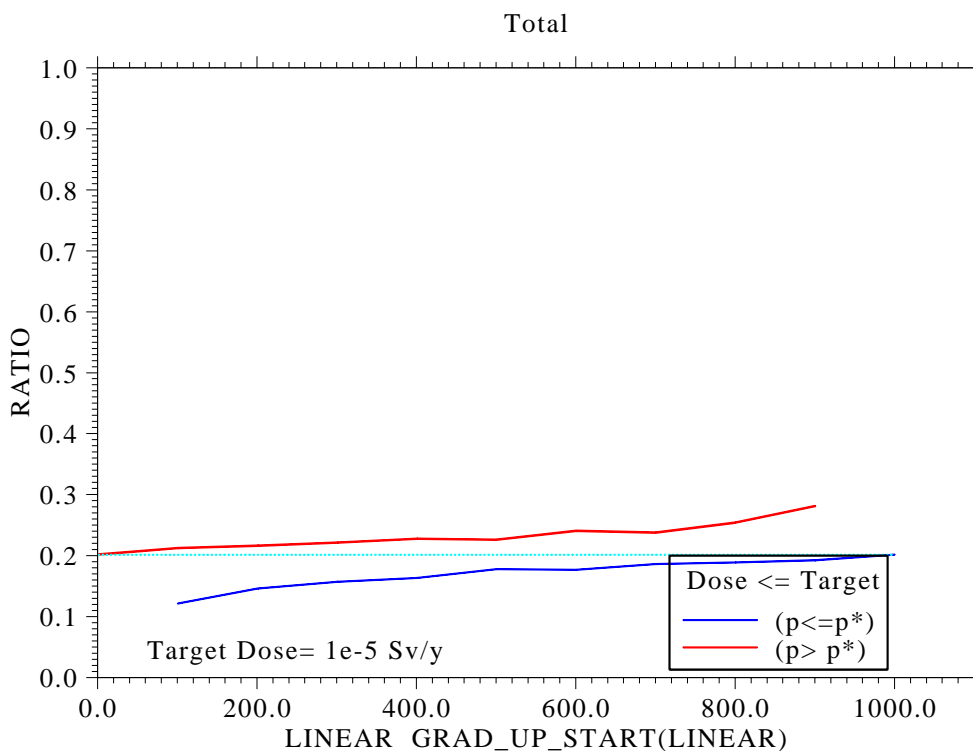
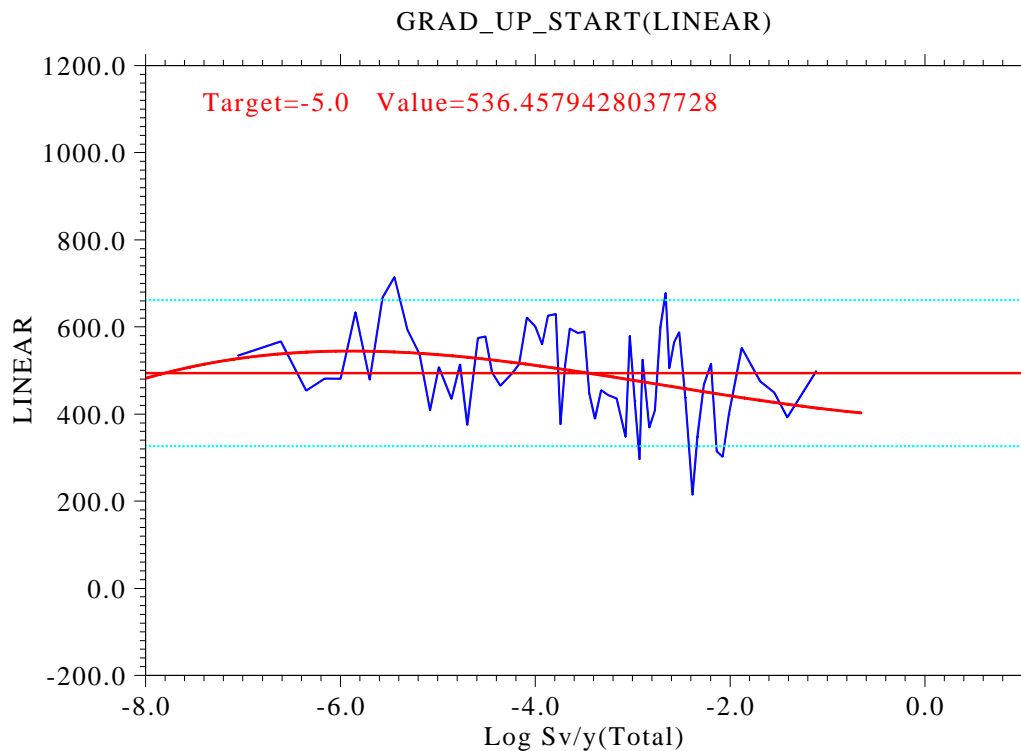


図 2.5.2-49 グループ 4 での感度分析結果、ガスによる流速上昇開始時刻

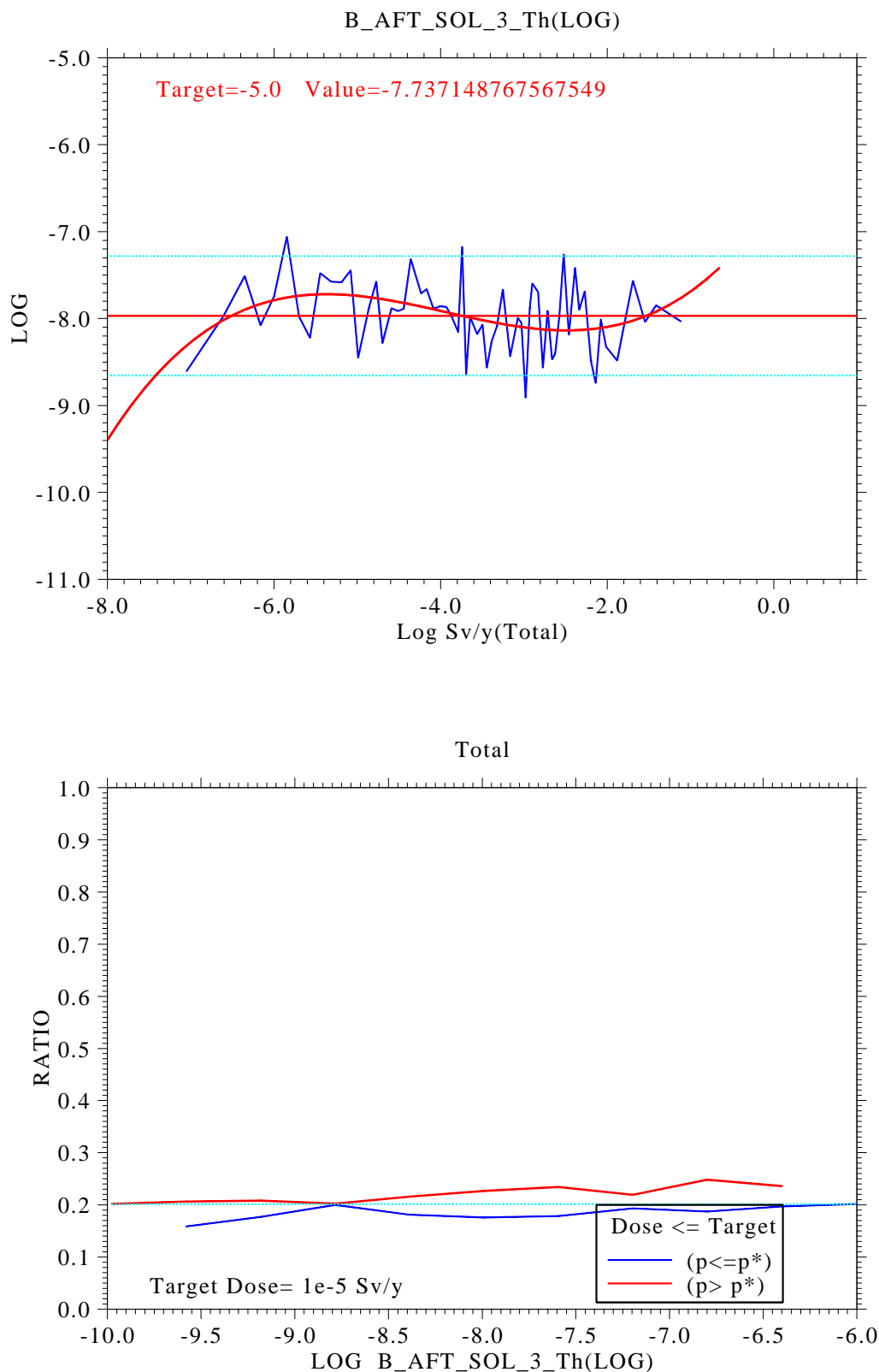


図 2.5.2-50 グループ 4 での感度分析結果、化学異常後緩衝材 Th 溶解度（化学条件 III）

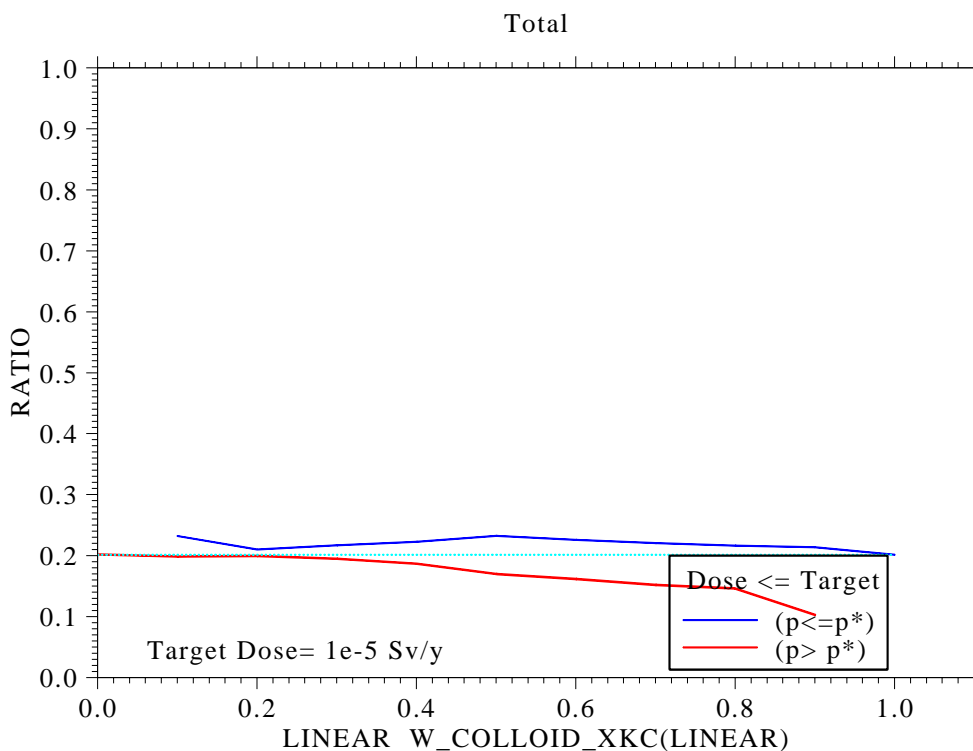
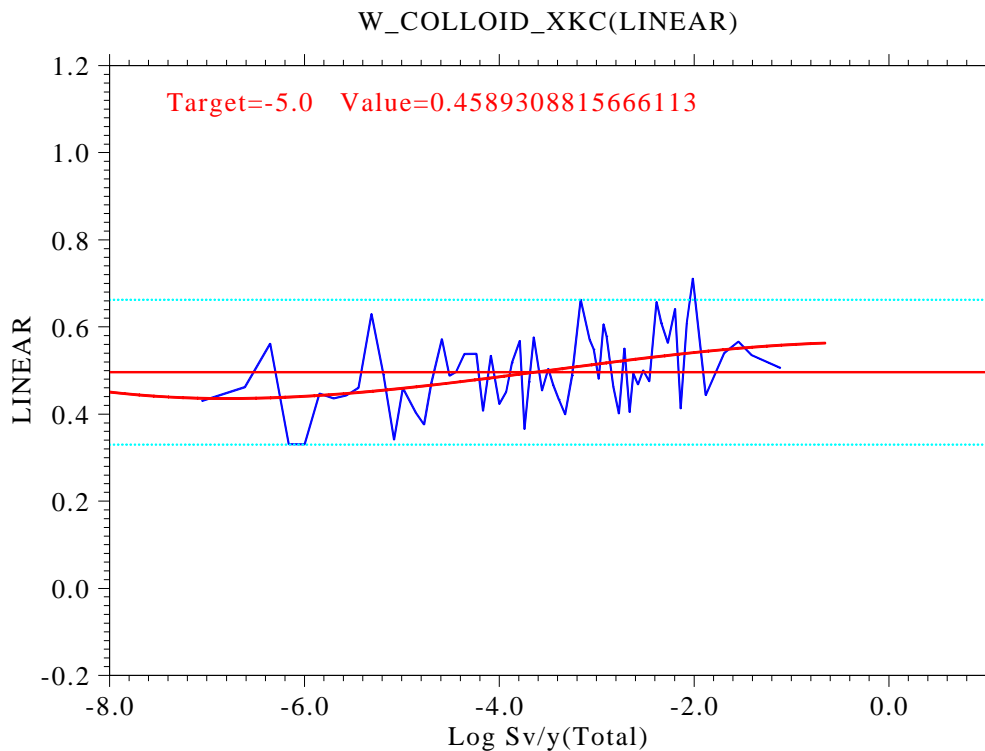


図 2.5.2-51 グループ4での感度分析結果、廃棄体中コロイド濃度 (Kc)

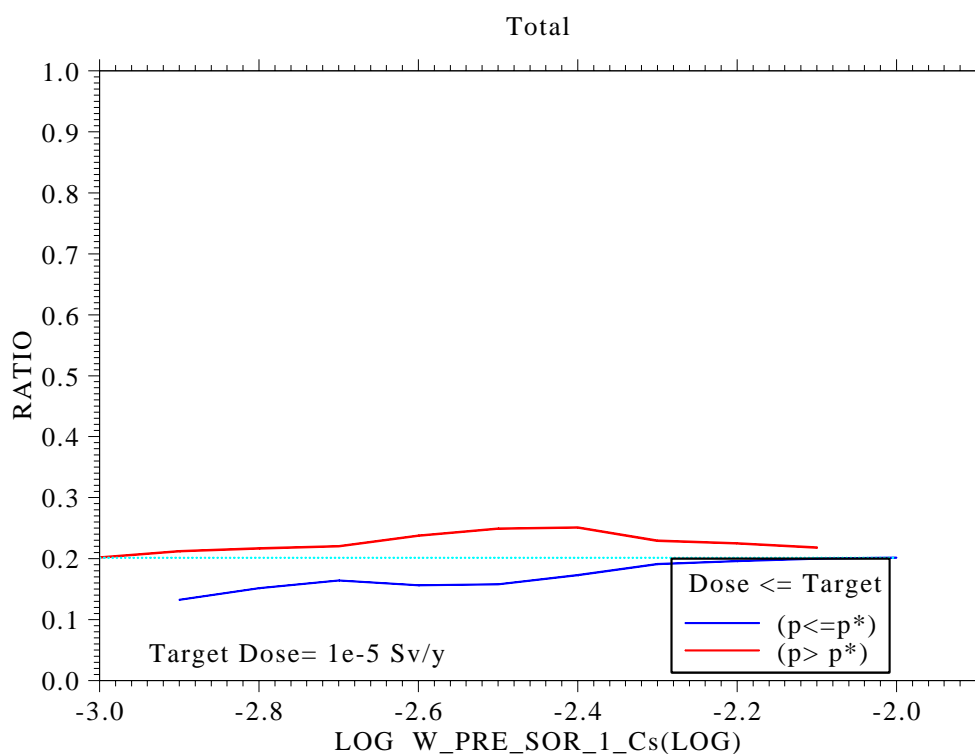
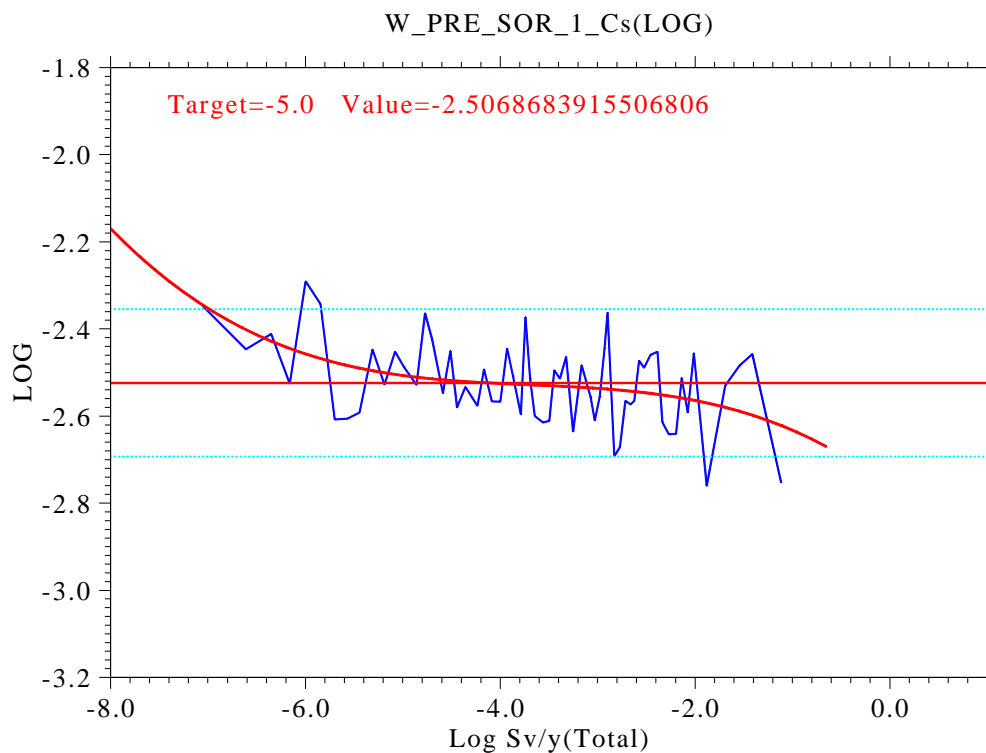


図 2.5.2-52 グループ4での感度分析結果、化学異常前廃棄体 Cs 分配係数 (化学条件 I)

3. 「十分条件」の1次スクリーニング

3.1 抽出されたパラメータの分類

2章で抽出された、各廃棄体グループにおける重要パラメータを分類し、S I法を用い十分条件を抽出する。パラメータの分類は以下の観点から実施するものとした。

地質環境に依存するパラメータ

人工バリアの構成、設計に関連するパラメータ

1次スクリーニングでは、以上の分類に基づき、天然バリア、または、人工バリアの各バリア各々で想定されるパラメータで、S I値が90%を達成するパラメータの範囲を目安として、これを十分条件の候補とする。

2.で述べたように、本解析結果は、第2次取りまとめで用いられた、マルチチャンネルモデルの近似手法である平行平板モデルの重ね合わせ手法を用いると共に、これにTRU廃棄物の特性を考え、保守性に富んだ設定を加えたことにより、大きな線量解析結果となっている。そのため、今後、マルチチャンネルモデルを適用し、包括的感度解析を実施するために、重要となる、モデル化手法の問題点についても抽出し、今後の解析に資するものとする。

廃棄体グループ毎の被ばく線量の最大値の変動に対して影響の大きなパラメータを、表 3.1.1-1 にまとめる。

3.1.1 地質環境に依存するパラメータ

全て廃棄体グループにおいて亀裂透水量係数の平均値が、被ばく線量最大値の増減に影響を与えている。しかしながら、廃棄体グループにより透水量平均値の変動が被ばく線量最大値に及ぼす影響の程度は異なることから、各廃棄体グループで支配的となる核種の特性を踏まえ、処分システムとして成立性の高いパラメータ範囲を絞る必要がある。

また、母岩マトリクスでの分配係数や、拡散係数、拡散深さ等の核種の移行に影響を与えると考えられるパラメータの感度が表出しない理由としては、本解析において、被ばく線量の最大値に支配的となった核種が、天然バリアでの移行遅

延が期待しにくいI、C、Csであったことに由来するものと考えられる。

(1) グループ1

グループ1では、被ばく線量の最大値に支配的となる核種がI-129であることから、天然バリアにおける核種の移行遅延および移行遅延による減衰が大きくは期待できないものと予想される。解析結果からも、亀裂透水量係数の平均値の変動に伴うSI値の変動幅は20%程度であり、亀裂透水量係数の平均値が $10^{-10}\text{m}^2/\text{s}$ 以下の場合であってもSI値は25%程度に止まる。したがって、グループ1に関しては、人工バリア構成を考慮し、十分条件を決定する必要がある。

(2) グループ2

グループ2では、C-14に起因する被ばくが支配的となる。C-14の半減期が5730年とI-129等に比較して短いことから、亀裂透水量係数平均値の変動による影響は、グループ1での影響の程度に比較して、より顕著になっている。亀裂透水量係数の平均値を $10^{-10}\text{m}^2/\text{s}$ とすることにより、SI値は37%から67%へと上昇する。亀裂透水量係数の平均値が $10^{-10.5}\text{m}^2/\text{s}$ の場合は、SI値は80%まで上昇する。これに、亀裂頻度を1本/m以下に制限できるものとするれば、SI値は83%まで上昇する。しかしながら、当該のパラメータの組み合わせのみでは、90%のSI値に達することはなく、グループ1と同様に、人工バリア構成と合わせて十分条件を決定する必要がある。

(3) グループ3

グループ3では、Cs-137核種が、早い時期から生物圏に到達し、被ばく線量の最大値を支配するという特徴がある。Cs-137の半減期は30年と他の核種に比較して短いことから、数百年程度の地下水移行時間が期待できる処分体系であれば、被ばく線量は、低減される。

解析結果では、亀裂透水量係数の平均値および動水勾配の変動が、被ばく線量の最大値の変動に影響を与えることが示唆されている。しかしながら、亀裂透水量係数の平均値を $10^{-10.5}\text{m}^2/\text{s}$ 以下に制限できたとしても、SI値は12%から53%までにしか上昇しなかった。これに、動水勾配の範囲を0.01以下に制

約する条件を付加したとしても、S I 値は、54%までにしか到達しない。

亀裂透水量係数の平均値が小さな条件であったとしても、S I 値が大きく上昇しない理由としては、本研究で採用したマルチチャンネルモデルでは、流速の早い亀裂が低頻度ではあるが確実に存在することにあるものと考えられる。天然バリアの地下水流動モデルを精緻化（次節 4.章参照）し、現実的な地下水移行時間及び核種移行時間を反映するモデル化がなされれば、Cs-137 の被ばくへの影響を、排除できる可能性が高い。

2.4 節で述べたように、Cs-137 に関しては、短半減期である核種の特徴を踏まえ、当該核種の減衰が効果的に実現された後、地表に核種が放出される処分システムとすることが、安全確保および不確実性の回避の両面から妥当であるとする。仮に、そのような処分システムが構成可能であれば、グループ 3 の被ばく線量の最大値を支配する核種は I-129 となり、亀裂透水量係数の平均値を $10^{-10.5}\text{m}^2/\text{s}$ 以下に制限できれば、S I 値は 92%となる。

(4) グループ 4

グループ 4 では、亀裂透水量係数の平均値および動水勾配が感度の高いパラメータとして抽出されている。S I 値は全域的解析で 20%、亀裂透水量係数の平均値を $10^{-10}\text{m}^2/\text{s}$ 以下に制限することにより、68%に上昇する。さらに、 $10^{-10.5}\text{m}^2/\text{s}$ 以下に制限することが可能であれば、S I 値は 78%まで上昇する。

グループ 4 は、グループ 3 と同様に Cs-137 に起因する被ばく線量が目標線量を超えるケースにおいて支配的であることから、Cs-137 を効果的に押さえ込む処分システムが望ましいものとする。

Cs-137 を効果的に押さえ込むシステムでは、Am-241 およびその系列核種、もしくは Tc-99 が被ばく線量の最大値に支配的となる。その場合には、亀裂透水量係数の平均値を $10^{-10}\text{m}^2/\text{s}$ 以下に制限するのみで、94%（Am-241 のみを対象として感度分析）の S I 値が達成可能である。

表 3.1.1-1 被ばく線量の最大値の変動に対して影響の大きなパラメータ

グループ1	グループ2	グループ3	グループ4
廃棄体からの核種浸出率	核種放出開始時刻	亀裂透水量係数平均値	亀裂透水量係数平均値
化学異常中廃棄体I分配係数(化学条件I,II,III)	亀裂透水量係数平均値	廃棄体からの核種浸出率	廃棄体からの核種浸出率
亀裂透水量係数平均値	ガス発生速度	廃棄体劣化前空隙拡散係数	動水勾配
廃棄体劣化後空隙拡散係数	緩衝材劣化前空隙拡散係数	化学異常中廃棄体Cs分配係数(化学条件I,II)	廃棄体劣化前空隙拡散係数
廃棄体からの化学異常物質放出期間	廃棄体劣化後空隙拡散係数	廃棄体劣化後空隙率	化学異常中廃棄体Cs分配係数(化学条件II)
廃棄体劣化開始時刻	廃棄体高pH時の化学条件	ガスによる流速上昇開始時刻	化学異常中緩衝材Th溶解度(化学条件I,III)
緩衝材劣化前空隙拡散係数	緩衝材劣化後空隙拡散係数	動水勾配	ガスによる流速上昇開始時刻
緩衝材初期の化学条件	緩衝材劣化開始時刻	廃棄体坑道断面積	廃棄体中コロイド濃度(Kc)
	廃棄体劣化開始時刻	廃棄体劣化開始時刻	
	亀裂頻度	化学異常後廃棄体U分配係数(化学条件IV)	
	廃棄体からの化学異常物質放出期間		

ハッチング部分が地質環境に依存するパラメータ
それ以外が人工バリアに関連するパラメータ
化学条件(溶解度および分配係数)に関しては1つにまとめた

3.1.2 人工バリアの構成、設計に関連するパラメータ

(1) グループ 1

前節で述べたように、グループ 1 廃棄体では、被ばくに支配的となる I-129 の半減期が長く分配係数が小さいことから、天然バリアでの移行遅延による減衰に期待するよりも、むしろ、人工バリアからの核種放出率を低下させるほうが望ましいものと考えられる。感度分析の結果においても、核種浸出率や廃棄体での分配係数が核種放出率に対して大きな感度を有している。また、分配係数の時間的な変動の原因となる地球化学異常も被ばく線量に影響を与えている。

しかしながら、これらの人工バリアの性能を決定するパラメータの内、特定の 1 つのパラメータにより、目標とする割合 (SI 値: 90%) を達成することは、困難であった。そのため、グループ 1 に関しては、地質環境と人工バリア環境をあわせて、十分条件を見つけるべきである。

(2) グループ 2

グループ 2 では、被ばく線量に支配的となる核種が C-14 であることから、現在研究途上にある「廃棄体からの核種放出開始時刻」(廃棄体の閉じ込め期間)が、高い感度を持つ。廃棄体閉じ込め期間が 10000 年を超える場合には、このバリア機能のみにより目標とする「目標 (10^{-5}Sv/y) を下回る割合 90%」が達成可能となる。それ以外で SI 値に感度を持つパラメータである、ガス発生速度、緩衝材の劣化前の空隙拡散係数、廃棄体劣化後の空隙拡散係数等は、これら単独では、SI 値の上昇に大きな効果は望めない。

(3) グループ 3 および 4

グループ 3 では、Cs-137 が被ばく線量に支配的となっており、高い線量を与えている。グループ 3 における Cs-137 のインベントリーは 10^{16}Bq のオーダーであり、線量換算係数がおよそ 10^{-15}Sv/Bq のオーダーであることから、天然バリアで核種の濃縮・再放出を考慮しない場合でも、地質環境に依存せずに $10\ \mu\text{Sv/y}$ 以下の線量に抑えるためには、 10^{-6} 以下の人工バリアからの核種放出率が望ましい。感度解析の結果では、核種浸出率、廃棄体の空隙拡散係数、廃棄体での Cs 分配係数、廃棄体の空隙率が高い感度を持っている。しかしなが

ら、これらのパラメータで、人工バリアからの Cs-137 の浸出率を 10^{-6} のオーダーに抑えることは難しく、人工バリアの設計に依存するパラメータのみで、対処するためには、核種放出時間を遅らせるような、新たな処分概念が必要となる。本研究で用いたマルチチャンネルモデルでは、地下水の実流速の早いチャンネルの存在が否定できないものの、Cs-137 が減衰せずに放出されるようなチャンネルの割合（地下水移行時間が数百年以下のチャンネル）が減少することにより、人工バリアに課せられる性能上の負荷を低減できる。そのため、地質条件を制限しつつ、人工バリア性能を決定することが重要となる。

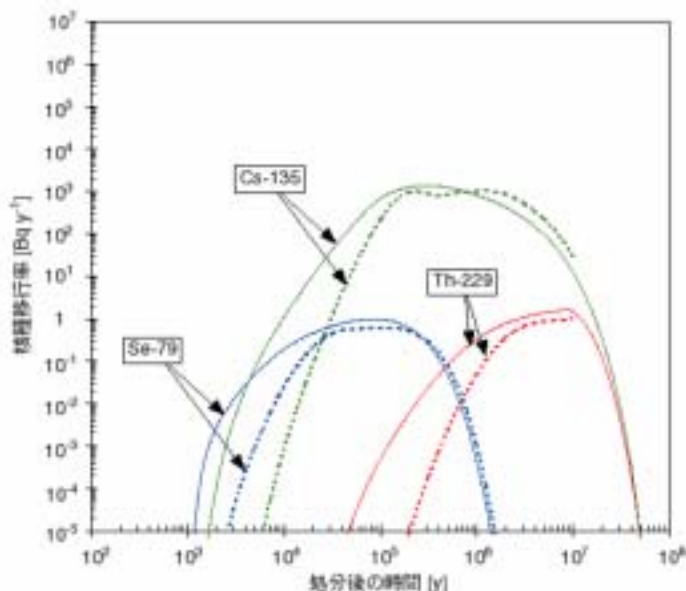
グループ 4 についても Cs-137 による影響はグループ 3 と同様であり、かつ、Cs-137 のインベントリーが 1 桁高くなることから、人工バリアからの核種放出率を律するパラメータの組み合わせのみでは、目標とする SI 値を達成できない。

上記をまとめると、グループ 3、4 共に Cs-137 の影響を除くならば、SI 値は高いレベルで達成できる。本研究で採用した解析モデルのように地下水移行時間の不確実性が大きな条件下では、「核種放出開始時間」もしくは「核種放出率」を人工バリアにより制御する設計上の検討が重要である。天然バリアの地下水流動モデルを精緻化し、現実的な地下水移行時間を反映するモデル化がなされれば、人工バリアに課せられる性能上の負荷は、低減できる。

3.2 短半減期核種に関する補足

グループ 3 および 4 において、短半減期核種である Cs-137 による被ばくが顕著であった。Cs-137 が減衰する以前に地層から放出される原因は、すでに述べたように、核種移行に用いたマルチチャンネルモデルの流速の早いチャンネルに依存するためと考えられる。第 2 次取りまとめにおいても、平行平板のマルチチャンネルモデルでは、核種放出率の初期の立ち上がりは、保守的になることが確認されている（図 3.2-1 参照）。図では、Cs-135 の核種放出率が、 10^{-5}Bq/y となるまでの時間的な差が、4000 年程度見込まれている。このような、時間の相違は、長半減期核種では、最大被ばく線量に大きな影響を与えないものの、数百年

で減衰する核種においては、この時間の差は、核種放出に強く影響することとなる。



3次元モデルと1次元モデルの重ね合わせにより得られたガラス固化体1本あたりのSe-79、Cs-135、Th-229の核種移行率

点線は3次元モデルのリアライゼーション50個の平均より得られた結果を示し、実線は1次元平行平板モデルの重ね合わせにより得られた結果を示す。

(核燃料サイクル開発機構,1999d)

図 3.2-1 第2次取りまとめにおけるマルチチャンネルモデルと3次元亀裂ネットワークモデルの比較

次に、本解析では、数値解法による解析を実施しているが、チャンネルを数年で通過するような核種においても、解析の効率を高める観点から、マトリクス方向の解析メッシュの長さを、拡散深さの1/5としている。そのため、マトリクス方向の拡散メッシュの長さが実際に核種の拡散する距離よりも大きな場合には、核種の濃度勾配が実際よりも小さくなる。結果的に、マトリクス拡散方向への核種の移動が起こりにくくなり、チャンネルを通過する核種移行量が増大し、実際よりも過大な結果を与えることとなる。なお、解析解(定常解)による解法では、第2次取りまとめと同等の性能を持つ母岩マトリクス(Cs-137に対する分配係数は、 $0.05\text{m}^3/\text{kg}$)中の拡散距離は、3mm程度であった。ここで生じた過大な結

果は、マトリクスの中まで核種が到達するような長半減期核種の核種放出率最大値においては、影響が小さいものの、Cs-137 のような短半減期核種では、相当過大な結果を与える可能性がある。

また、本解析では、廃棄体の地下定置後、速やかに（瞬時に）廃棄体領域は冠水し、核種の放出が生じるものと仮定している。この仮定は、初期の数百年の移行開始の相違が結果に影響を及ぼさないような長半減期核種では、無視できるものの、短半減期核種では、この保守的条件が、過大な結果を与える可能性がある。

廃棄体の地下定置作業には、20 年以上の作業期間を必要とすることから、処分後、初期数百年間の核種の廃棄体からの移行は、過度な保守性を排除できるような、より現実的な評価モデルの構築を実施することが望ましいものとする。ただし、本研究では、TRU 廃棄物処分の長期的安全性についての研究であることから、作業等の時間スケールでの安全性については、言及しないものとし、これらのモデル構築および解析上の問題については、今後の課題として挙げるものとする。

4. 十分条件の2次スクリーニングおよび処分概念成立性の確認

3.章では、各廃棄物グループに対して、線量目標（ $10 \mu\text{Sv/y}$ を仮定）を下回るために、制限すべきパラメータを抽出した。ここでは、これらパラメータに具体的な数値を設定することにより、処分概念を成立させるための十分条件を探索するものとする。ここでは、毒性の高い、グループ1、グループ2について、十分条件を抽出するものとする。

4.1 パラメータの現実的な制限による解析

被ばく線量解析結果では、何れの廃棄体のグループにおいても、単独のパラメータ、および、地質環境に関するパラメータ、または、人工バリア構成に関するパラメータの組み合わせを制限するのみでは、目標とする線量を下回することはできなかった。そのため、各廃棄体グループについて、天然バリアおよび人工バリアのパラメータの組み合わせを考え、支配的となるパラメータについて、十分条件を抽出する。

4.1.1 グループ1

ムービングバンド法の結果からは、以下のパラメータについてのパラメータ目標値が得られる。

表 4.1.1-1 グループ1 十分条件の候補

パラメータ		設定値	単位
● 廃棄体からの核種浸出率	<	2.51E-03	1/y
● 化学異常中廃棄体I分配係数（化学条件II）	>	3.98E-03	m ³ /kg
● 化学異常中廃棄体I分配係数（化学条件I）	>	3.16E-03	m ³ /kg
● 亀裂透水量係数平均値	<	3.16E-09	m ² /s
● 廃棄体劣化後空隙拡散係数	<	5.01E-11	m ² /s
● 廃棄体からの化学異常物質放出期間	>	3.98E+04	y
● 廃棄体劣化開始時刻	>	2.00E+03	y
● 緩衝材劣化前空隙拡散係数	<	1.00E-10	m ² /s
● 化学異常中廃棄体I分配係数（化学条件III）	>	1.58E-04	m ³ /kg
● 緩衝材初期の化学条件		化学条件I	-

グループ1では、天然バリアの条件として、亀裂透水量係数の平均値が小さいことが求められる。また、化学異常中のIの分配係数が大きく、かつ、地球化学異常（高pH状態）の継続期間の長いほうが有利となっている。上記条件を全て考慮したSI値は、約48%であり、これらのパラメータの制限のみでは、目標線量を確実に下回ることはできなかった。

最も感度の大きな廃棄体からの核種浸出率については、SI法の解析結果（図2.5.2-7参照）からは、核種の浸出率が 10^{-4} 以下であっても、 $10\mu\text{Sv/y}$ を下回るケース割合は10%程度の増加に止まっている。核種浸出率が 10^{-5} のときの廃棄体からの核種移行率が $9\mu\text{Sv/y}$ （廃棄体からの浸出率に線量換算係数を乗じた値）であることから、廃棄体から放出された核種が、人工バリアまたは天然バリア中に保持され、これが、人工バリアの劣化や母岩中の地球化学異常の進展に伴って再移行するケースによって、SI値の上昇が妨げられているものと考えられる。

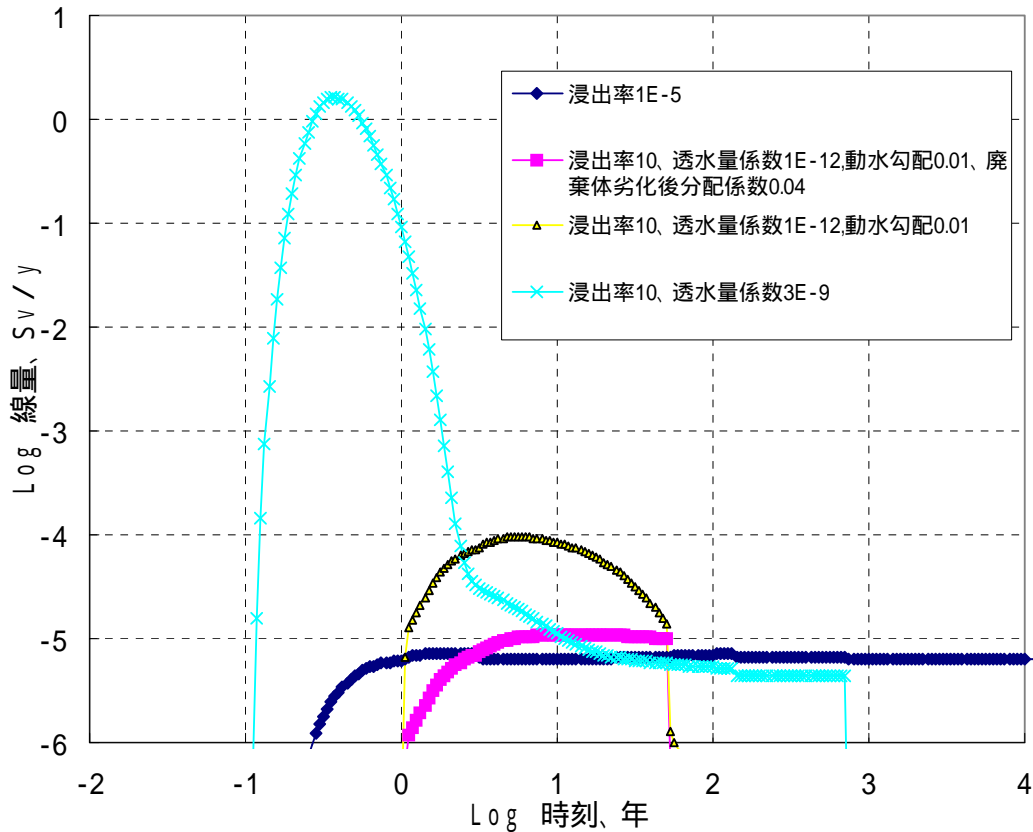
これは、環境変化を前提とする処分システム、すなわち、環境変化前後で核種閉じ込め性能が大きく変化するケースでは、核種浸出率のような「性能が担保できれば確実性の高い」バリアの機能が損なわれた結果として、バリア内部に蓄積された核種が短時間の間に多量に移行し、移行フラックスのピークが極端に上昇するようなケースが生じることを意味している。したがって、廃棄体からの浸出率などのコントロールリリースに主眼を置く処分システムでは、人工バリアの劣化が生じないか、または、劣化後であっても、核種の閉じ込め性能に大きな低下が生じないことが求められる。バリア性能劣化前後の性能差が小さければ、一時的な移行フラックスのピークは大きくなる。

環境変化が不可避の場合、環境変化前の他のパラメータの保守的設定は、必ずしも保守側の線量解析結果を導くものではなく、環境変化後のパラメータの値に依存する。人工バリア健全期間の核種閉じ込め性能に優れる解析ケースの方が、人工バリア劣化後の線量評価結果が大きくなる可能性もある。通常的安全評価における保守的な評価では、核種保持能力の低い（例えば、拡散係数が小さい、分配係数が大きい等）のパラメータ値を用いる。しかしながら、環境変化前後のパラメータ変化が大きな場合における保守的な評価においては、核種保持能力の高い側の値をパラメータとして評価に利用すべきである。ただし、核種保持能力の高い側の上限値を、「確実性」をもって設定することは困難であると考えられ

る。

また、劣化開始までの期間よりもコントロールリリースの期間が長い場合には、人工バリア劣化開始時刻まで人工バリア中に放出された核種（特に長半減期核種）が、劣化時に天然バリアへ瞬時放出されるものとして解析条件を設定する必要がある。ただし、劣化開始時刻の設定については、不確実性が大きく、解析の「保守性」の観点からは劣化時の全核種量が瞬時に放出されるものとした。

上記の包括的解析の結果を踏まえた上での、決定論的解析の結果を図 4.1.1-1 に示す。核種浸出率 $1E-5/y$ で、かつ、環境変化がない場合には、目標線量を下回る。環境変化を前提とする場合には、表 4.1.1-1 で想定される亀裂透水量平均値のみの制限では、線量は $1 Sv/y$ を超える結果となる。線量目標（ $10 \mu Sv/y$ を仮定）を下回るためには、母岩の透水量係数を $10^{-12} m^2/s$ および動水勾配 0.01 とすることに加えて、劣化後の廃棄体の分配係数として $0.04 m^3/kg$ がグループ 1 に関する処分概念成立性の十分条件として必要となる。



浸出率 1E-5 以外のケースは、劣化開始時刻を 0 年と考える

図 4.1.1-1 グループ 1 における決定論的解析結果

4.1.2 グループ 2

グループ 2 では、比較的半減期の短い C-14 による被ばくが有意であることから、初期の廃棄体閉じ込め期間が 10000 年以上であることにより、主要核種の C-14 に起因する被ばく線量は、 $10 \mu\text{Sv/y}$ を下回るものとなる。しかしながら、透水量係数の設定のみで同等の性能を得るためには、透水量係数平均値が $10^{-10}\text{m}^2/\text{s}$ 以下であっても $10 \mu\text{Sv/y}$ を上回るケースが見受けられる。

図 4.1.2-1 に C-14 からの被ばく線量の最大値に対する、透水量係数および廃棄体による核種の閉じ込め期間の範囲について、パラメータを組み合わせた結果を示す。図 4.1.2-1 に示されるように、核種の閉じ込め性能を亀裂透水量平均値との組み合わせにより低減するためには、亀裂透水量係数の平均値が、 $3 \times 10^{-11}\text{m}^2/\text{s}$ 以下の良好な母岩が必要となる。それ以上の亀裂透水量係数平均値

では、核種の閉じ込め性能を緩和するためには、ガス発生速度や動水勾配等のその他のパラメータについて制限を設ける必要が生じる。グループ2では、SI法およびムービングバンド法の結果では、上述の2つのパラメータが突出した感度を有しており、他のパラメータを制限してもさほど効果は見られないものと予想される。

C-14を「确实」に抑えるためには、C-14の線量換算係数およびインベントリと半減期から逆算して、7万年の閉じ込め期間が必要となる。これに、各バリアの最小の性能を付加して、1万年の核種閉じ込め機能が必要となるものと考えられる。

C-14に続き、被ばく線量に支配的となる核種はI-129である。I-129のSI値は、全域的解析で90%であった。また、SI法で、I-129からの被ばく線量を目標値とした $10\ \mu\text{Sv/y}$ 以下に制限するために、効果の大きなパラメータとしては、母岩の亀裂透水量係数の平均値、動水勾配、および劣化後の廃棄体の空隙拡散係数が抽出された。天然バリア条件である前者の2つのパラメータで、これに現実的な制限を加える場合のSI値の変化を表4.1.2-1に示す。仮想的に98%以上のSI値を十分条件とすると、表4.1.2-1中の または の制限を考えることによりI-129に対する線量目標を達成できるものと考えられる。

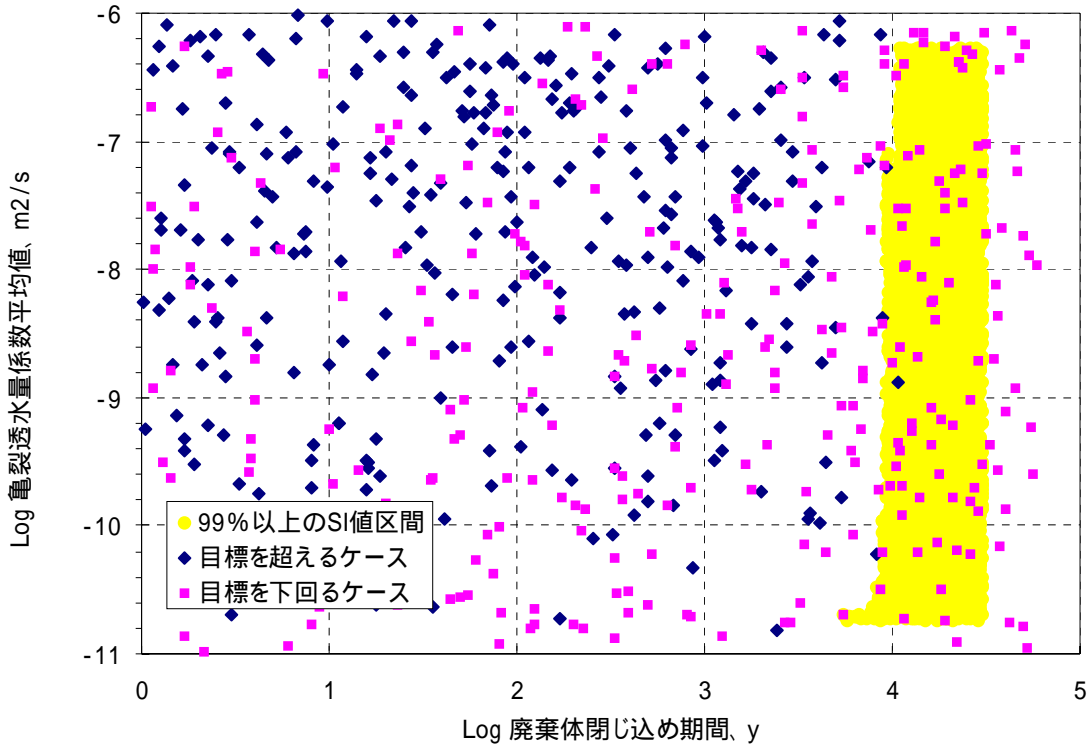


図 4.1.2-1 閉じ込め期間と亀裂透水量係数平均値の組み合わせによる成立条件の範囲

表 4.1.2-1 グループ2におけるI-129の核種移行率を制限するためのパラメータ範囲

パラメータ	制限値	SI 値
亀裂透水量係数平均値	$10^{-9} \text{m}^2/\text{s}$ 以下	95.7%
	$10^{-10} \text{m}^2/\text{s}$ 以下	100%
動水勾配	0.01 以下	96.6%
亀裂透水量係数平均値 + 動水勾配	$10^{-9} \text{m}^2/\text{s}$ 以下 0.01 以下	98.5%

C-14、I-129 以外の核種は、全域的な解析において $10 \mu\text{Sv}/\text{y}$ を超えるケースは少なく、SI は、全域的な解析においても 98%を越えている。したがって、グループ 2 では、C-14 および I-129 を押さえ込むことにより、線量目標を達成できるものと予想される。その際、确实性の高い十分条件は以下の値となる。

廃棄体の閉じ込め期間： 10^4 年以上

母岩の亀裂透水量係数平均値： $10^{-9} \text{m}^2/\text{y}$

母岩の動水勾配： 10^{-2}

以上の設定条件において、決定論解析を実施した結果を図 4.1.2-2 に示す。上記に示したパラメータ以外については、バリアが健全な状態における保守値（性能として低めの値）を用いることとした。なお、グループ 1 で議論された核種の蓄積および再放出については、核種放出開始時の瞬時放出を仮定する限り、考慮する必要性はないものと考えられる。ただし、ガス影響については、核種の放出開始と同時に生じるものと設定した。

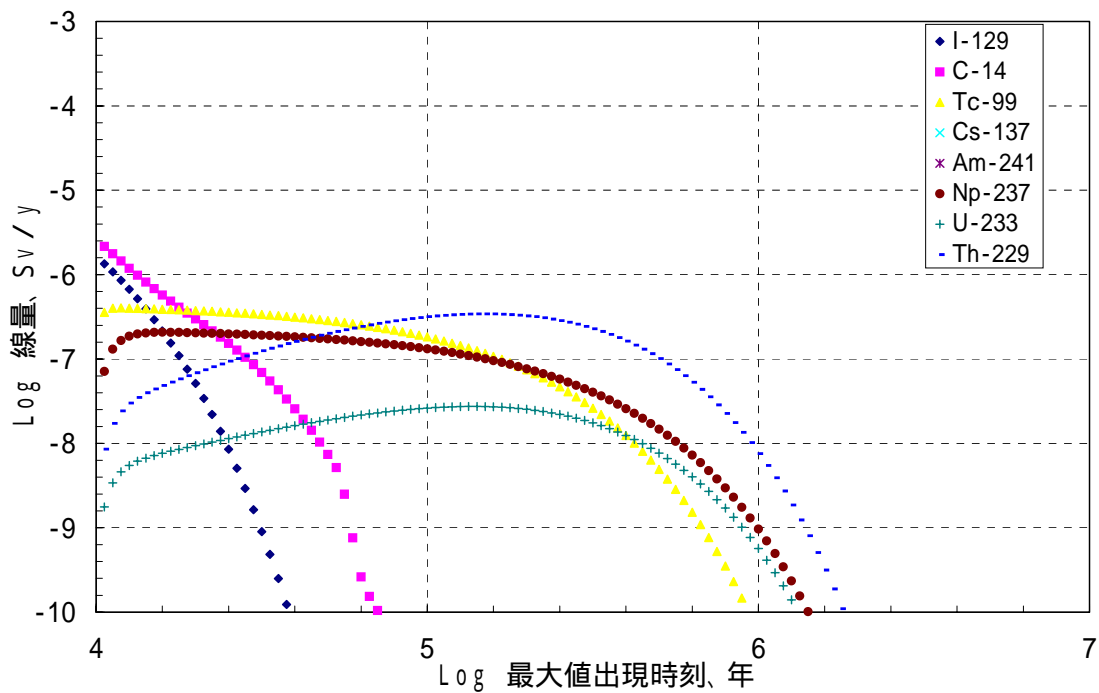


図 4.1.2-2 グループ 2 の十分条件における決定論的解析結果

5. おわりに

本研究では、結晶質岩系のサイトを想定して TRU 核種を含む放射性廃棄物の地層処分に対応した処分概念を対象として、包括的感度解析手法を適用して、処分の成立性や重要研究の絞り込みに資する詳細な評価を行った。地層処分の個々の概念や地下水移行シナリオの基本シナリオに対する評価体系を整え、モデル・手法の高度化により、成立性を体系的かつ網羅的に抽出するための研究を実施した。

本研究では、従来の TRU 廃棄物地層処分のバリアの構成は変更せずに、天然バリアのサイト特性や人工バリアの設計仕様のように将来定量的な情報を決定出来るような範囲のパラメータについて、核種移行に及ぼす影響を定量的に明らかにした。それらのパラメータのサイト選定および処分場設計における実現性を考慮し、それらの現実的なパラメータ範囲の組み合わせによる TRU 廃棄物地層処分の成立性を検討した。

前提としたモデル体系において十分条件の解析結果は、母岩の透水量係数の平均値等、主要なバリア機能に高い性能が求められている。これは、過度なモデルの保守性である以下の点が反映されているものと考えられる。

マルチチャンネルモデルに対して、人工バリアからの核種放出量を流量分配していること。

マルチチャンネルモデルにおける上限の透水量係数について $10^{-4}\text{m}^2/\text{s}$ と非現実的な上限を与えていること。

以上の2点により、天然バリアの性能が過度に保守的に評価されているものと予想される。ただし、処分概念の十分条件の観点からは、母岩の透水量係数ばかりでなく、劣化後の廃棄体の分配係数など、他のバリア特性と組み合わせて概念を構築する必要がある。

今後、これらの、保守性について再吟味すると共に、解析数を増やし、処分の成立条件を探ることが重要となる。

今後の課題としては、各パラメータ間の整合化の範囲とそれらの整合性を反映した解析ツールの改良および亀裂と透水性多孔質媒体のハイブリットな地質環境のモデル化が挙げられる。また、本年度の解析をもとに、堆積岩系および結晶質岩系の TRU

地層処分概念の成立性の絞込みについてさらに解析を続けることも重要である。

また、TRU 廃棄物処分に特徴的な、環境変化（パラメータの時間的变化）については、コントロールリリースを主体とするか、または、閉じ込め型の処分を前提とするかを考慮した処分概念や処分の考え方を再構築する必要があり、今後、環境変化の取り扱いについて、方針を明確にする必要がある。

6. 参考文献

朝野英一，他：“TRU 廃棄物廃棄体の開発(1)開発計画”，日本原子力学会「2002 秋の大会」予稿集 F34, p634 (2002a)

朝野英一，他：“TRU 廃棄物廃棄体の開発(7)チタン複合金属容器廃棄体の材料選定”，日本原子力学会「2002 秋の大会」予稿集 F40, p.640 (2002b)

Atkinson,A.：“The time dependence of pH within a repository for radioactive waste Disposal”. UKAEA, AERE-R11777, (1985)

David Noy, David Savage: “Modelling of the Interaction of Bentonite with Hyperalkaline Fluids:A sensitivity study”. QSR-Report 1008B-2 (2000).

動力炉・核燃料開発事業団：“化学形態を考慮したヨウ素の移行挙動研究(III)”，委託研究成果報告書, PNC TJ1262 91-001, (1992a)

動力炉・核燃料開発事業団：“高レベル放射性廃棄物 地層処分研究開発の技術報告書”，PNC TN1410 92-081 (1992b)

動力炉・核燃料開発事業団：“模擬ハル圧縮体 X線 CT 撮影”，依頼試験成果報告書, PNC TJ8124 95-010 (1995)

動力炉・核燃料開発事業団：“核燃料施設の安全研究の成果(平成3年度～平成7年度)”，PNC TN 1410 97-009”,(1997)

福本雅弘，須黒寿康：“廃ヨウ素吸着剤の銅マトリックス固化体の腐食速度測定試験(II)”，日本原子力学会「2001 春の年会」要旨集 L11, p.609 (2001)

原子力安全委員会放射性廃棄物安全基準専門部会：“低レベル放射性固体廃棄物の陸地

処分の安全規制に関する基準値について（第2次中間報告）”（1993）

原子力安全委員会：“放射性廃棄物安全基準専門部会,低レベル放射性固体廃棄物の陸地処分の安全規制に関する基準値について（第三次中間報告）”（2000）

Idemitsu. K, et al: “Diffusion paths of cesium in water-saturated mortar”, Nuclear Technology, Vol. 118, No.3, pp.233-241 (1997)

Impey M.D., et al: “Technical Evaluation of Gas Effects for the Rokkasho Phase II Shallow Land Burial Facility”, QuantiSci IE5011A-2 (1997)

稲場房恵, 他：“セメント系材料中での実効拡散係数に及ぼす材料の物理的及び化学的変化の影響”, 日本原子力学会「1998 春の年会」要旨集 L4 , p.588 (1998)

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次とりまとめ-総論レポート”,JNC TN1400 99-020 (1999a)

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次とりまとめ-分冊 1 わが国の地質環境”,JNC TN1400 99-021 (1999b)

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次とりまとめ-分冊 2 地層処分の工学技術”,JNC TN1400 99-022 (1999c)

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次とりまとめ-分冊 3 地層処分システムの安全評価”, JNC TN1400 99-023 (1999d)

JNC TJ8400 2003-095

核燃料サイクル開発機構：“ニアフィールドにおける酸化還元状態の変遷に関する予察的解析”，JNC TN8400 99-027 (1999e)

核燃料サイクル開発機構：“地層処分第2次取りまとめにおける放射性元素の溶解度評価”，JNC TN8400 99-071 (1999f)

核燃料サイクル開発機構：“人工バリアシステム中のガスの移動に関する研究(V)”，JNC TJ8400 2000-032 (2000)

核燃料サイクル開発機構,電気事業連合会：“TRU 廃棄物処分概念検討書”，JNC TY1400 2000-001,TRU TR-2000-01 (2000)

核燃料サイクル開発機構：“高レベル放射性廃棄物の地層処分技術に関する研究開発 - 平成13年度報告 - ”，JNC TN1400 2002-003 (2002)

核燃料サイクル開発機構：サイクル機構 熱力学・収着 データベース (2003)

黒沢進, 他：“圧縮ベントナイト中のコロイド移行に関する研究”，放射性廃棄物研究, vol.1, No.2, p.177 ~ 186

Mayer G., et al: “Experimental determination and numerical simulation of the permeability of cementitious materials” Nuclear Engineering and Design Vol.138, pp.171-177 (1992)

三原守弘, 他：“カルシウム型ベントナイトのトリチウム,セシウム,ヨウ素および炭素の実効拡散係数の取得”，JNC TN8430 99-011 (1999)

三原守弘, 他：“低酸素かつアルカリ条件における炭素鋼, ステンレス鋼及びジルカロイからのガス発生率及び腐食速度の評価”, サイクル機構技報, No.15 p.91-102 (2002)

JNC TJ8400 2003-095

日本原燃：“六ヶ所低レベル放射性廃棄物貯蔵センター廃棄物埋設事業許可申請書一部補正” (1889)

日揮株式会社：“核種移行解析の網羅性の確認・評価(その2)”, JNC TJ8400 2001-032 (2001)

岡田清, 他：土木材料科学, 国民科学社

坂口, 他：“中空円筒コンクリート構造物の長期透水性評価試験”, コンクリート工学年次論文報告集, Vol.19, NO.1, p.643 ~ 648 (1997)

斎藤典之, 他：“放射性よう素の固定化技術の開発(1)”, 日本原子力学会「2001 秋の大会」予稿集 O28, p.906 (2001)

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各種移行に関する研究” PNC TN8410 97-202, (1998)

九石正美, 他：“模擬アスファルト固化体からの可溶性元素の浸出挙動”, 日本原子力学会「1997 秋の年会」I21, p.663 (1997)

高瀬博康, 他：“オンライン オブジェクト指向型性能評価環境の開発 (その1) オンライン オブジェクト指向型性能評価の方法論”, 日本原子力学会「2002 春の年会」要旨集 M1, p.663 (2002)

Urs Berner, : KRISTALLIN-I: Estimates of Solubility Limits for Safety Relevant Radionuclides, PSI Bericht, Nr.95-07, (1995)

安田和弘, 他：“複合バリア施設の長期的性能評価(3/3)セメント”, 日本原子力学会「2002 春の年会」要旨集 M50, p.712 (2002)

若杉桂一郎, 他 : “モンテカルロシミュレーションによる高レベル放射性廃棄物地層処分の安全評価に対するデータ不確実性解析”, サイクル機構技報, No.14 , JNC TN1340 2001-010, p.149-160(2002)