

# ウラン系廃棄物処分の成立性の検討 概 要

(核燃料サイクル開発機構 業務委託報告書)

2002年2月

三菱マテリアル株式会社

本資料の全部又は一部を複写・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

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

2002年2月

## ウラン系廃棄物処分の成立性の検討（概要）

（核燃料サイクル開発機構 研究委託内容報告書）

齋藤茂幸\*、生瀬博之\*

## 要 旨

## (1) ウラン系廃棄物処分における成立条件の検討

ウラン系廃棄物の余裕深度処分の成立条件の明確化を目標として、関連するパラメータの変動範囲及び評価計算を実施して影響特性を検討した。

濃縮度 4.5%、ウラン濃度 1000 Bq/g の場合、0.01 mSv/y を大きく上回るパラメータセットが存在するが、河川水量の値が  $1E9 \text{ m}^3/\text{y}$  を確保できる場合にはその他のパラメータの変動によらず 0.01 mSv/y を下回る。しかし、あるパラメータの変動値のみで 0.01 mSv/y を下回るケースは見出せなかったが、生物圏パラメータ（ダスト吸入量及び河川水量）が平均的な値を取るケースでは 0.01 mSv/y を下回り、ダスト吸入量が平均的な値でかつ核種の収着性を見込めるケースでは 0.01 mSv/y を下回る可能性があることが分かった。

## (2) 天然放射性物質濃度、フラックスに関する検討

既存研究の文献調査を行い、我が国の地質環境物質（岩石・土壌・地下水など）の濃度データを整理し、我が国における濃度データの収集状況を整理記述した。

我が国の地質環境、地質学的プロセスの研究をもとに、天然安全指標（フラックス評価、濃度評価を含む）の方法論の構築を実施した。天然安全指標の方法論は 6 つのパート(①評価領域の地質環境モデルの作成、②濃度データの収集、③地質学的プロセスの調査と選定、④物質循環モデルの作成、⑤地層処分システム、安全・性能評価の概要調査、⑥天然安全指標の目的の設定と天然安全指標の提示)に区分し整理した。

また天然安全指標に関する規制、法律の国際的調査、および最新の研究知見を紹介した。

---

本報告書は、三菱マテリアル株式会社が核燃料サイクル開発機構の委託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：

\*三菱マテリアル株式会社

Feb. 2002

## The Study on the Conceptual Design of Uranium Waste Repository (Phase3)

(Document Prepared by Other Institute, based on the Trust Contract)

Shigeyuki SAITO\*, Hiroyuki IKUSE\*

## Abstract

## 1. study on disposal condition of uranium-bearing waste

Possibility of approximately-100m-depth disposal of various uranium-bearing waste (4.5% enrichment and uranium concentration of 1000 Bq/g) has been studied in order to clear the disposal condition. While exposure rate to the public is over 0.01 mSv/y if all of interested parameters are the worst case, it is less than 0.01 mSv/y only if flow rate in the river is not less than 1E9 m<sup>3</sup>/y, independent of other parameters. In this study, there is no case that exposure rate is less than 0.01 mSv/y for the limit of only one parameter except 1E9 m<sup>3</sup>/y of flow rate in the river. However, less than 0.01 mSv/y is possibly expected in the following case : one is that both inhalation rate and flow rate in the river take reference values, another is that inhalation rate takes reference value and media have good adsorptivity.

## 2. study on concentration and flux of natural radioactive elements

A literature survey on natural elemental concentrations has been conducted. The collective state of elemental concentration data in Japan is reported.

To construct methodology of the assessment of natural safety indicators (including flux and concentration), studies on natural geological environments and geological processes in Japan were examined. The methodology of natural safety indicators is divided into the following 6 parts; 1) Geological modeling of assessment area, 2) Gathering of concentraion,(density and radioactivity) data, 3) Reseach and selection of geological processes (including prossess rate data), 4) Elemental circulation modelling at assessment area, 5) Research of geological repository system and outlines of safety assessment, 6) Setting up of purpose of natural safety indicators, and presentation of the indicators.

The international researches of guidelines and laws concerned with natural safety indicators and the review of reserches on the latest natural safety indicators were also examined.

---

This Work was performed by Mitsubishi Materials Corporation under contract with Japan Nuclear Cycle Development Institute.

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

\* Mitsubishi Materials Corporation

## 目 次

はじめに

I	研究計画 .....	1
II	ウラン系廃棄物処分の成立性検討	
1.	余裕深度処分に係わるパラメータの影響特性の検討 .....	5
1.1	評価対象シナリオの選定 .....	5
1.2	パラメータの整理 .....	5
1.3	パラメータの影響の予備検討 .....	5
1.4	パラメータの変動範囲の調査 .....	5
1.5	パラメータの変動範囲の設定 .....	5
2.	成立条件の検討 .....	7
2.1	レファレンスケースについて .....	7
2.2	パラメータ変動による線量変化 .....	21
2.2.1	着目するパラメータ以外はレファレンスの値である場合 .....	23
2.2.2	各パラメータの変動を全て考慮した場合 .....	25
2.2.3	河川水流量とダスト吸入量(生物圏のパラメータ)を固定した場合 .....	34
2.2.4	溶解度に着目して整理 .....	38
2.3	まとめ .....	44
III	天然放射性物質の濃度、フラックスに関する検討	
1.	データの収集・整理 .....	48
1.1	データの収集 .....	48
1.1.1	収集対象のデータ .....	48
1.1.2	データの収集方法 .....	49
1.1.3	データ収集の対象とした学術文献 .....	49
1.1.4	データの収集結果 .....	49
1.2	データの整理 .....	50
1.2.1	地質環境物質毎に見たデータの整理 .....	50
1.2.2	地質環境物質毎の元素濃度、放射能の相違 .....	68

1.2.3 文献調査による濃度データの取得についての考察.....	71
2. 方法論の検討.....	81
2.1 ナチュラルフラックス評価に用いる物質循環のモデル化.....	81
2.1.1 評価領域の地質環境モデルの作成.....	81
2.1.2 地質環境の濃度データおよび天然安全指標に関わる各種データの取得.....	84
2.1.3 物質循環に関わる地質学的プロセスの抽出.....	84
2.1.4 地質環境モデルへのフラックスの投影—物質循環モデルの構築.....	85
2.2 事例的データを基にした方法論の検討.....	87
2.2.1 方法論各論.....	87
2.3 濃度・フラックスの適用性.....	96
2.3.1 濃度データの適用性.....	97
2.3.2 フラックスの適用性.....	98
3. 天然安全指標に係る国際動向に関する調査.....	102
3.1 天然安全指標の使用法に関連するガイドライン、規制のレビュー.....	102
3.1.1 国際機関.....	102
3.1.2 諸国の関連機関.....	103
3.2 天然データを基にした安全指標に関する文献調査.....	104
3.2.1 天然安全指標の初期における適用.....	104
3.3 天然安全指標に関する最新知見の調査.....	104
3.3.1 第2次取りまとめ評価における安全指標.....	104
3.3.2 天然安全指標についての提案すべきアプローチ.....	105

## 目 次

表 II 1-1	パラメータリストとその範囲 .....	6
表 II 2-1	変動パラメータ一覧 .....	7
表 II 2-2	廃棄体初期濃度 (濃縮度 4.5%) .....	8
表 II 2-3	検討核種 .....	8
表 II 2-4	考慮したシナリオ .....	9
表 II 2-5	処分施設内初期濃度 (濃縮度 4.5%) .....	11
表 II 2-6	処分施設内初期液相濃度 (濃縮度 4.5%) .....	11
表 II 2-7	処分施設に関するパラメータ (レファレンスケース) .....	14
表 II 2-8	天然バリアに関するパラメータ (レファレンスケース) .....	14
表 II 2-9	生物圏に関するパラメータ (レファレンスケース) (2,000年レポートより) .....	15
表 II 2-10	生物圏(農作物摂取シナリオ)に関するパラメータ (2,000年レポートより) .....	16
表 II 2-11	生物圏(畜産物摂取シナリオ)に関するパラメータ (2,000年レポートより) .....	17
表 II 2-12	農作物・畜産物の移行係数 (2,000年レポートより) .....	18
表 II 2-13	施設内容解度 (レファレンスケース) .....	18
表 II 2-14	分配係数 (レファレンスケース) .....	18
表 II 2-15	核種ごとのパラメータ .....	19
表 II 2-16	レファレンスケースにおける外部・吸入・経口摂取シナリオの被ばく線 量最大値 .....	21
表 II 2-17	変動パラメータ .....	22
表 II 2-18	ダスト吸入量に関するパラメータセット .....	22
表 II 2-19	着目するパラメータ個々の変動のまとめ (着目するパラメータ以外はレ ファレンスの値) .....	24
表 II 2-20	最大値を示すパラメータセット .....	29
表 II 2-21	パラメータの変動のまとめ .....	46
表 II 2-22	パラメータで整理される河川水利用シナリオ合計被ばく線量最大値 (Sv/y) .....	47
表 1.2.1-1	文献調査で収集された結晶質岩の濃度データ (1-1) .....	52
表 1.2.1-2	文献調査で収集された結晶質岩の濃度データ (1-2) .....	54

表 1.2.1-3	文献調査で収集された結晶質岩の濃度データ (1-3)	56
表 1.2.1-4	文献調査で収集された結晶質岩の濃度データ (1-4)	58
表 1.2.1-5	文献調査で収集された結晶質岩の濃度データ (2-1)	60
表 1.2.1-6	文献調査で収集された結晶質岩の濃度データ (2-2)	62
表 1.2.1-7	文献調査で収集された結晶質岩の濃度データ (2-3)	64
表 1.2.1-8	文献調査で収集された結晶質岩の濃度データ (2-4)	66
表 1.2.2-1	現調査段階の $^{238}\text{U}$ 濃度の統計値	68
表 1.2.2-2	現調査段階の $^{238}\text{U}$ 放射能データの統計値	68
表 1.2.3-1	文献の信頼性に関する情報の整理表 (その 1)	72
表 1.2.3-2	文献の信頼性に関する情報の整理表 (その 2)	74
表 1.2.3-3	文献の信頼性に関する情報の整理表 (その 3)	76
表 1.2.3-4	文献の信頼性に関する情報の整理表 (その 4)	78
表 1.2.3-5	表 1.2.1-1~4 の判例	80
表 2.3.2-1	天然で生じている主要なフラックスの整理	100



## 目 次

図 II 2-1	河川水利用シナリオの被ばく経路 .....	9
図 II 2-2	評価モデル概念図.....	10
図 II 2-3	処分施設内と天然バリアのモデル概念図 .....	10
図 II 2-4	解析モデル(メッシュ分割図).....	13
図 II 2-5	レファレンスケースにおける河川水利用シナリオ被ばく線量(移行距離 200m、1,000Bq/g_廃棄体).....	20
図 II 2-6	河川シナリオ合計線量への各パラメータの影響 .....	23
図 II 2-7	パラメータ変動全ケースにおける線量頻度分布 .....	29
図 II 2-8	放出係数の変動と線量分布 .....	30
図 II 2-9	溶解度の変動と線量分布.....	30
図 II 2-10	施設浸入水量の変動と線量分布.....	31
図 II 2-11	地下水流速の変動と線量分布.....	31
図 II 2-12	土壌の分配係数の変動と線量分布 .....	32
図 II 2-13	河川までの距離の変動と線量分布 .....	32
図 II 2-14	河川水流量の変動と線量分布 .....	33
図 II 2-15	ダスト吸入量の変動と線量分布.....	33
図 II 2-16	放出係数の変動と線量分布(生物圏のパラメータはレファレンス) .....	35
図 II 2-17	溶解度の変動と線量分布(生物圏のパラメータはレファレンス).....	36
図 II 2-18	施設浸入水量の変動と線量分布(生物圏のパラメータはレファレンス) 36	
図 II 2-19	地下水流速の変動と線量分布(生物圏のパラメータはレファレンス)....	37
図 II 2-20	土壌の分配係数の変動と線量分布(生物圏のパラメータはレファレンス) .....	37
図 II 2-21	河川までの距離の変動と線量分布(生物圏のパラメータはレファレンス) .....	38
図 II 2-22	放出係数の変動と線量分布(生物圏パラメータはレファレンス、溶解度は 1/100) . 41	
図 II 2-23	放出係数の変動と線量分布(生物圏パラメータはレファレンス、溶解度はレファレンス)41	
図 II 2-24	放出係数の変動と線量分布(生物圏パラメータはレファレンス、溶解度は 10 倍).. 42	
図 II 2-25	土壌の分配係数の変動と線量分布(生物圏パラメータはレファレンス、溶解度は 1/100) .....	42
図 II 2-26	土壌の分配係数の変動と線量分布(生物圏パラメータはレファレンス、溶解度はレファレンス)	

リス) .....	43
図Ⅱ 2-27 土壌の分配係数の変動と線量分布(生物圏パラメータはレファレンス、溶解度は 10 倍).....	43
図 1.2.2-1 地質環境物質の <sup>238</sup> U 濃度の統計グラフ (固相) .....	69
図 1.2.2-2 地質環境物質の <sup>238</sup> U 濃度の統計グラフ (液相) .....	69
図 1.2.2-3 固相 (上)、液相 (下) の <sup>238</sup> U 濃度ヒストグラム .....	70
図 2.1.1-1 ナチュラルフラックス評価の目的に応じた地質環境モデルの作成 .....	83
図 2.1.1-2 ナチュラルフラックス評価の方法論に用いる地質環境モデル.....	83
図 2.1.4-1 フラックス評価に用いる物質循環モデルの概念図 (固相) .....	86
図 2.1.4-2 フラックス評価に用いる物質循環モデルの概念図 (液相) .....	86
図 2.2.1-1 地質環境モデルの提示の概念例 (地質: 事例的データに基づく) .....	88
図 2.2.1-2 地質環境モデルへの濃度データの投影例の概念図.....	89
図 2.2.1-3 物質循環モデルの提示例の概念図 .....	91
図 2.2.1-4 安全評価結果と天然安全指標の比較例 .....	93
図 2.2.1-5 仮想的地形循環モデル.....	96
図 2.3.1-1 長期の時間枠に適用する土壌元素濃度の取得例.....	98

## はじめに

これまで核燃料サイクル開発機構（以下、サイクル機構）をはじめとし、電気事業者、燃料加工業者らは、それぞれから発生するウラン系廃棄物の処分概念について検討を行ってきた。また、原子力バックエンド対策専門部会において、ウラン系廃棄物処理処分の検討が行われる等、ウラン系廃棄物処分に向けた検討が本格化されつつあり、ウラン系廃棄物の処分に関連したより詳細な情報が必要となりつつある。

これまでのサイクル機構の研究では浅地中処分の概念の中でも比較的深い地中を対象とした処分概念を用いることによって概略的に処分が可能であるとの見通しが得られている。さらに、比較的深い地中へ処分する場合の処分概念と地下水移行シナリオを対象にして、被ばく線量評価に大きな影響を及ぼすと考えられる代表的なパラメータの変動範囲を調査し、その変動が被ばく線量結果に及ぼす影響特性を把握している。また、ウラン等の天然放射性核種の天然中における挙動を調査／検討し、放射性廃棄物の地中における移行特性を把握している。

今後、既存の処分概念に対する様々な種類のウラン系廃棄物処分の成立条件の明確化を目標とし、本年度は、関連するパラメータの相互の影響特性の詳細把握及び様々な処分概念を対象とした成立条件に関する検討を実施する。

また、ウラン等の天然放射性核種の天然中における賦存状態や挙動の調査を行なうとともにナチュラルフラックス評価の方法論の構築に関する検討を実施する。

## I 研究計画

### 1. 背景及び目的

これまで核燃料サイクル開発機構（以下、サイクル機構）をはじめとし、電気事業者、燃料加工業者らは、それぞれから発生するウラン系廃棄物の処分概念について検討を行ってきた。また、原子力バックエンド対策専門部会において、ウラン系廃棄物処理処分の検討が行われる等、ウラン系廃棄物処分に向けた検討が本格化されつつあり、ウラン系廃棄物の処分に関連したより詳細な情報が必要となりつつある。

これまでのサイクル機構の研究では浅地中処分の概念の中でも比較的深い地中を対象とした処分概念を用いることによって概略的に処分が可能であるとの見通しが得られている。さらに、比較的深い地中へ処分する場合の処分概念と地下水移行シナリオを対象にして、被ばく線量評価に大きな影響を及ぼすと考えられる代表的なパラメータの変動範囲を調査し、その変動が被ばく線量結果に及ぼす影響特性を把握している。また、ウラン等の天然放射性核種の天然中における挙動を調査／検討し、放射性廃棄物の地中における移行特性を把握している。

今後、既存の処分概念に対する様々な種類のウラン系廃棄物（天然ウラン系、濃縮ウラン系等）処分の成立条件の明確化を目標とし、本年度は、関連するパラメータの相互の影響特性の詳細把握及び様々な処分概念を対象とした成立条件に関する検討を実施する。

また、ウラン等の天然放射性核種の天然中における賦存状態や挙動の調査を継続するとともにナチュラルフラックス評価の方法論の構築に関する検討を実施する。

### 2. 研究委託の範囲

#### 2.1 ウラン系廃棄物処分における成立条件の検討

- (1) 余裕深度処分に係わるパラメータの影響特性の検討
- (2) 成立条件の検討

#### 2.2 天然放射性物質の濃度、フラックスに関する検討

- (1) データの収集、整理
- (2) 方法論の検討

#### 2.3 報告書の作成

### 3. 実施内容

#### 3.1 ウラン系廃棄物処分における成立条件の検討

本研究の目標は、処分サイトが決まっていない現時点においても、ウラン系廃棄物の余裕深度処分の評価に必要な種々のパラメータの相互影響を把握し、廃棄物や施設への課題を検討するための情報源とすることにある。例えば、廃棄体に係る1条件でも満たせば安全が確保できる範囲を整理することにより、廃棄体条件（処理条件）を明確にできる。そのためには、「安全」の判断基準や廃棄物特性が詳細に把握できていない現状においては、簡単なデータベースとしての情報を整理することが必要と考えられる。

本年度は、互いの変動の影響が不明確なパラメータ同士の試算を中心に行うことにより、合理的に各パラメータの影響の検討を行うこととする。

##### (1) 余裕深度処分に係わるパラメータの影響特性の検討

本年度の研究においては、成立条件を検討するに当たり、変動させるパラメータを抽出した上で、各パラメータの設定範囲を設定し、基本ケースを中心に、個々のパラメータの変化が被ばく線量にどのように影響を及ぼすかを整理する。その際、単に被ばく線量値のみの変化を整理するのではなく、決定経路や決定核種についても整理する。

##### (2) 成立条件の検討

変動させる個々のパラメータの相互影響について、実質的に全ての組合せに対して被ばく線量を試算し、その結果を整理する。

整理にあたっては、余裕深度処分に附するウラン廃棄物の濃度範囲を例えば 1,000 Bq/g の設定するが、その廃棄物濃度だけでなく、施設形状を一定として総インベントリも合わせて記載する。なお、施設形状（廃棄物量）については、昨年度までの成果や別途検討中のサイクル機構殿の成果を踏まえ 200 ㍑ドラム缶換算で 40,000 本の一定値とする。

判断に必要な線量限度（線量拘束値）については、評価シナリオを地下水移行としていることから、暫定的に  $10 \mu\text{Sv/y}$  を想定する。また、被ばく線量に線型に影響する河川水希釈水量の変動の影響や、ダスト濃度が影響を及ぼす吸入被ばくが律速になる範囲などについても整理する。なお、この際、濃縮度の変動や移行距離の変動により各々 1 桁程度の影響があることを考慮する。

また、上記の安全が確保されない可能性のあるパラメータセットの可能性については、

パラメータの分布の型も踏まえて安全な範囲を検討する。例えば、とり得る範囲の最大又は最小の場合のみ安全が確保できない可能性がある場合、当該パラメータがその値を取る確率は非常に小さく（対数正規分布で5桁に及ぶ場合、最大又は最小を取る可能性は1～2%程度）、そのようなサイトが存在する可能性は非常に小さいということが言える。

### 3.2 天然放射性物質の濃度，フラックスに関する検討

#### (1) データの収集・整理

調査によって得られたデータの信頼性を検討し、IAEAが示した整備すべきデータベースの要件にしたがって内容の整理を行なう。また、濃度データ、フラックス評価に係るデータ等について、日本地質文献データベース“GEOLIS”より検索抽出された既存文献より収集し、整理する。

#### (2) 方法論の検討

既存の予備的なナチュラルフラックス評価をもとに、方法論の検討を進める。特に、ナチュラルフラックス評価の観点から、研究対象とする領域と物質循環のモデル化の考え方を呈示し、これをもとに評価の方法論を構築する。その際、事例的に特定地域のデータセット（地形、水系データ、地質データ、濃度データ等）を参考にすることとするが、一部についてはジェネリックなデータを用いることとする。

また、ナチュラルフラックス等の天然安全指標の使用について諸外国の例を調査するとともに、その表示方法についても検討を行なう。

### 3.3 報告書の作成

3.1及び3.2の成果をとりまとめ、報告書を作成する。

## 4. 工程

	8月	9月	10月	11月	12月	1月	2月
1. ウラン系廃棄物処分における成立条件の検討							
(1) 余裕深度処分に係わるパラメータの影響特性の検討	■						
(2) 成立条件の検討					■		
2. 天然放射性物質の濃度, フラックスに関する検討							
(1) データの収集, 整理	■						
(2) 方法論の検討					■		
3. 報告書作成							■

## II ウラン系廃棄物処分における成立条件の検討

### 1. 余裕深度処分に係わるパラメータの影響特性の検討

#### 1.1 評価対象シナリオの選定

「余裕深度処分」(支持地盤表面から適切な離隔距離を有する深度への処分)に対し、地下水移行シナリオのみを対象とし、評価に関連するパラメータが網羅的に評価対象となるよう、各被ばく形態(外部、吸入、摂取)の代表的なシナリオを想定する。

#### 1.2 パラメータの整理

地下水移行シナリオに係るパラメータは、放射性廃棄物安全基準専門部会での政令濃度上限値検討やクリアランスレベル(埋設)の検討、HLWやTRU廃棄物の処分における検討事例を参考に選定した(パラメータの種類は1.3以下参照)。なお、再処理回収ウラン中の不純物は検討対象外とした。

#### 1.3 パラメータの影響の予備検討

本章で検討対象とするパラメータ(線量評価への影響が大きい、取りうる範囲が大きいと考えられるパラメータ)を抽出、整理した。その結果、ウラン濃縮度、放出係数(施設内分配係数)及び/又は溶解度、施設浸透水量、河川までの距離、地下水流速(有効間隙率、透水係数、動水勾配)、土壌の分配係数、河川水流量、ダスト吸入量(ダスト濃度、滞在時間:活動割合)を抽出した。

#### 1.4 パラメータの変動範囲の調査

既存の公開文献やサイクル機構のデータベースをもとに取りうる範囲を調査、整理した。

#### 1.5 パラメータの変動範囲の設定

評価試算において必要なパラメータの設定値及び変動範囲を纏めて表1-1に示す。



表 1-1 パラメータリストとその範囲

	パラメータ	単位	値
ソース関連	ウラン濃縮度	(-)	0.045 (0.003~0.2)
	ウラン濃度	(Bq/g)	1,000
施設関連	放出係数 (施設内分配係数)	(-)	1E-5~1E-2
	溶解度	(mol/l)	1E-11~1E-3
	施設浸透水量	(m/y)	0.001~0.1
	廃棄体容量	(m <sup>3</sup> /本)	0.2
	処分量	(本)	4.00E+04
	施設形状	(mxmxm)	100×100×5 (4万本相当)
	定置割合	(-)	0.16
	実効拡散係数	(m <sup>2</sup> /s)	1E-10
天然バリア 関連	河川までの距離	(m)	50~1,000
	地下水流速	(m/s)	0.01~1
	土壌の分配係数	(m <sup>3</sup> /kg)	4桁 (×0.001~×10)
	地質媒体の密度	(kg/m <sup>3</sup> )	2,700
	実効拡散係数	(m <sup>2</sup> /s)	1E-10
	縦分散長	(m)	10
生物圏関連	河川水流量	(m <sup>3</sup> /y)	1E+5~1E+9
	河川水飲用量	(m <sup>3</sup> /y)	0.61
	ダスト吸入量 (ダスト濃度)	(kg/y) (kg/m <sup>3</sup> )	4.38E-6~0.528 5E-9~3E-5
	(呼吸率)	(m <sup>3</sup> /h)	1.2~2.4
	(滞在時間: 割当て割合)	(hr/y)	730~4400
	土壌摂取量	(kg/y)	0.01
	線量換算係数	(Sv/Bq)	法令ベース (Pub.68ベース)

## 2. 成立条件の検討

放射性廃棄物の処分による被ばく線量には、さまざまなパラメータが関与している。その代表的なパラメータについて感度解析を行い、ウラン廃棄物処分の成立条件についての検討を行う。

ここでは、初期濃度  $1,000\text{Bq/g}$ ・濃縮度 4.5%と仮定したウラン廃棄物を「余裕深度処分」した場合の、地下水移行シナリオにおける、河川流出後の被ばくを考慮し(2000年レポートのレファレンスケースの農作業従事者グループを参照)、代表的なパラメータセットに対してパラメータが被ばく線量にどれだけ影響を与えるかを検討した。変動パラメータとして以下の8つを考慮した(表II 2-1 参照)。

本年度の検討としては、まずレファレンスケースとして、変動を考慮しない場合の計算を行い、その後パラメータ変動の影響について検討をした。

表II 2-1 変動パラメーター一覧

パラメータ	単位	レファレンス	変動幅
放出係数	-	$3 \times 10^{-4}$	$1 \times 10^{-5} \sim 1 \times 10^{-2}$
溶解度	mol/l	表II 2-13 参照 ( $8.0 \times 10^{-9}$ [U])	1/100～10 倍 (全核種一様に)
施設浸入水量	m/y	0.01	0.001～0.1
地下水流速	m/y	0.1	0.01～1
土壌の分配係数	$\text{m}^3/\text{kg}$	表II 2-14 参照	1/1,000～10 倍 (全核種一様に)
河川までの距離	m	200	50～1,000
河川水流量	$\text{m}^3/\text{y}$	$1 \times 10^8$	$1 \times 10^5 \sim 1 \times 10^9$
ダスト吸入量*)	kg/y	$4.7 \times 10^{-3}$	$4.4 \times 10^{-6} \sim 5.3 \times 10^{-1}$

\*) ダスト吸入量=ダスト濃度×呼吸率×滞在時間 (データセットは表II 2-18 参照)

### 2.1 レファレンスケースについて

パラメータ変動における線量への影響の検討をするまえに、基本となるパラメータセットによる線量評価を行った。

インベントリは4.5%濃縮ウラン、 $1,000\text{Bq/g}$ 、4万本(200Lドラム缶相当)を仮定し、このときのウラン核種濃度組成は以下のように設定した。

表 II 2-2 廃棄体初期濃度 (濃縮度 4.5%)

濃縮度 4.5% [Bq/g]		
234U	235U	238U
829.8	39.6	130.6

ここで、本検討で考慮した核種は、以下の 9 核種であり、移行計算では半減期の短い Po-210 については、Pb-210 と放射平衡を仮定した。

表 II 2-3 検討核種

核種	半減期	核種	半減期
	y		y
U-238	4.5E+9	U-235	7.0E+8
U-234	2.5E+5	Pa-231	3.3E+4
Th-230	7.5E+4	Ac-227	2.2E+1
Ra-226	1.6E+3		
Pb-210	2.2E+1		
Po-210	3.8E-1		
Table of Isotopes		Table of Isotopes	

被ばくシナリオは、地下水移行シナリオを考慮し、人間侵入シナリオについては考慮しない (人間侵入が通常は起こらない余裕深度処分であるため)。生物圏シナリオは、表面土壌からの外部被ばく・吸入被ばく・河川からの外部被ばく・河川水摂取・農作物摂取・畜産物摂取について考慮した (参考: 2000 年レポートのレファレンスケースの農作業従事者グループ)。考慮した生物圏シナリオについて、以下、表 II 2-4 に一覧として示し、図 II 2-1 に被ばく経路を示した。また図 II 2-2 には、評価体系の概念図を示した。

表 II 2-4 考慮したシナリオ

	被ばく経路	媒体	
河川水利用シナリオ	外部被ばく	土壌	
		河川水	
	吸入による内部被ばく	土壌ダスト	
	経口摂取による内部被ばく		土壌
			河川水
		農作物	米・穀物・根菜・葉菜・果物
畜産物		牛肉・羊肉・豚肉・鶏肉・牛レバー・鶏レバー・鶏卵・牛乳	

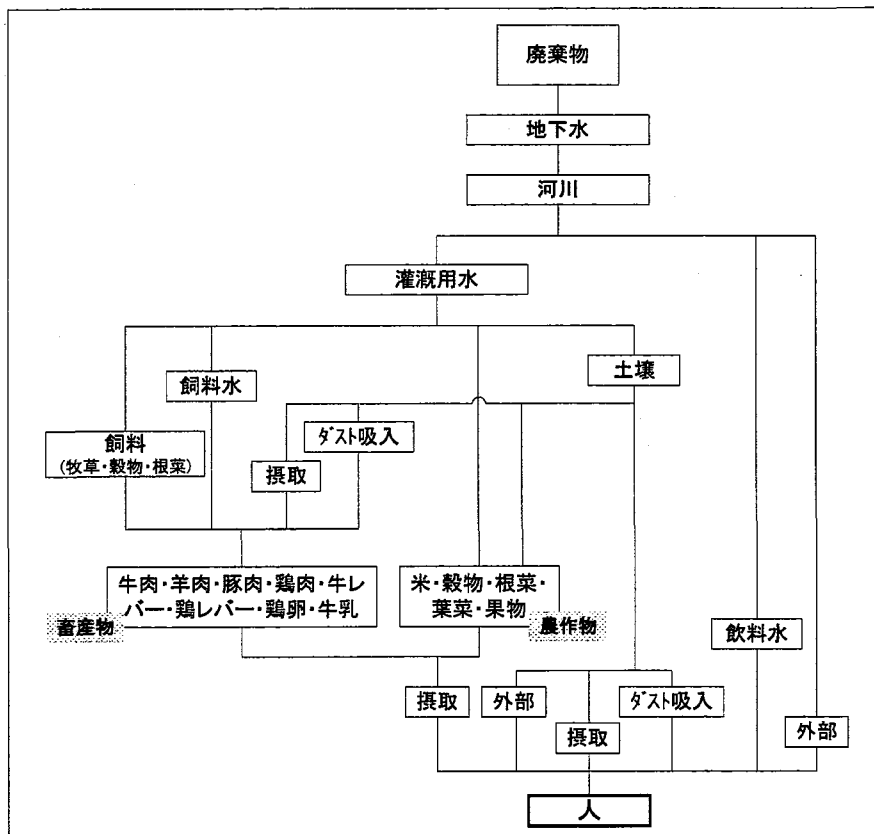


図 II 2-1 河川水利用シナリオの被ばく経路

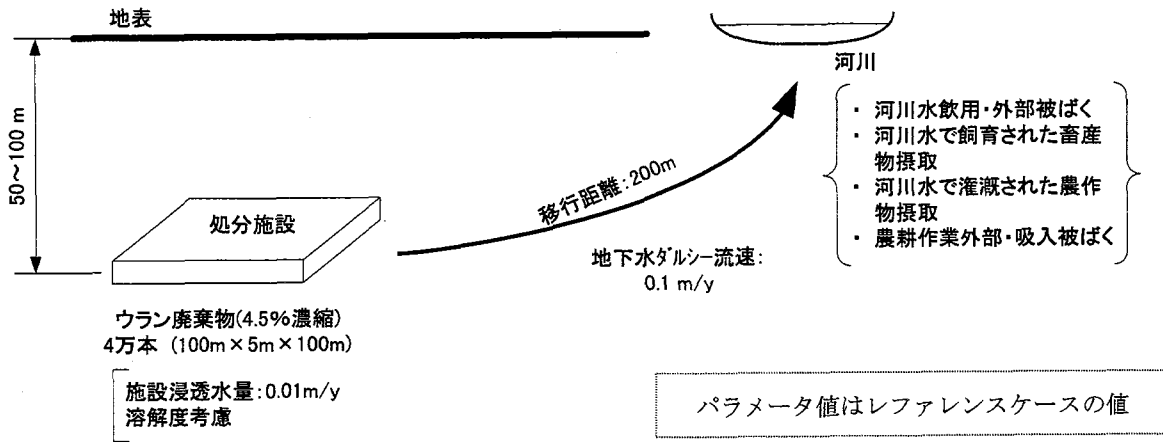


図 II 2-2 評価モデル概念図

処分施設の形状は、縦 100m×横 100m×厚さ 5m とした。核種移行解析は、処分施設内部と天然バリアとでモデルを分け、二段階で行った。処分施設内は厚さ方向に処分施設浸透水によって移行し、施設から浸出した核種は天然バリアを水平方向に地下水によって運ばれるとした。モデル概念図を図 II 2-3 に示す。

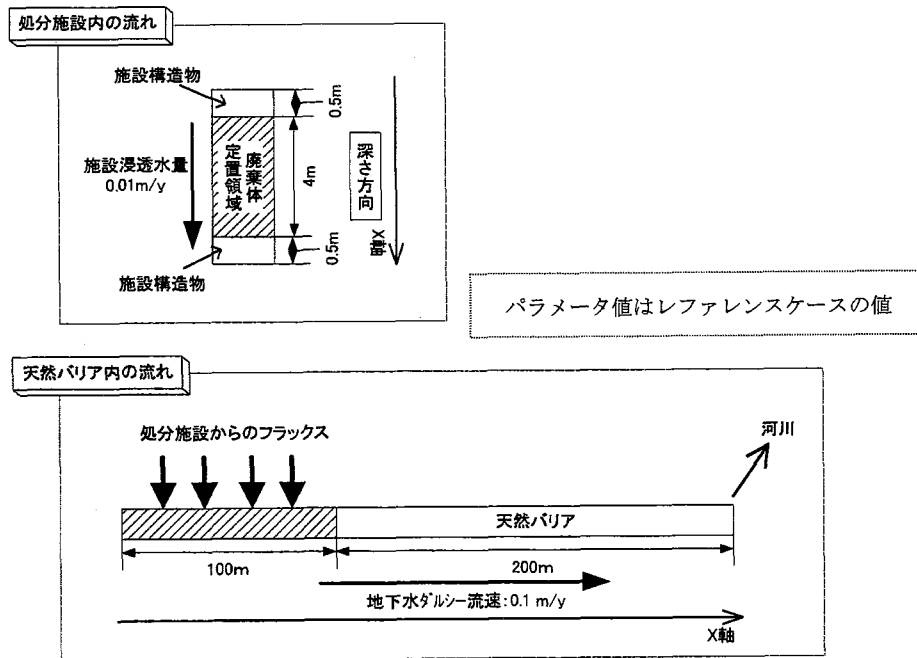


図 II 2-3 処分施設内と天然バリアのモデル概念図

また、ここで用いた核種移行評価式は、処分施設内部及び天然バリアとも、以下のようになる。なお、本検討において用いた放出係数は、分配係数に置き換えて計算を行った(分配平衡モデルを用いた)。

初期濃度の入力としては、廃棄体性能などを考慮せず表Ⅱ 2-2 より得られた初期濃度を与え、核種は処分施設の放出係数・溶解度・浸入水量によって移行する。表Ⅱ 2-2 より、密度・定置割合(表Ⅱ 2-7 参照)を考慮して得られた初期濃度を表Ⅱ 2-5 に示す。また、これが放出係数を置き換えた分配係数によって表Ⅱ 2-6 のような液相濃度となる。

表Ⅱ 2-5 処分施設内初期濃度 (濃縮度 4.5%)

濃縮度 4.5% [mol/m <sup>3</sup> ]		
234U	235U	238U
$4.9 \times 10^{-3}$	$6.7 \times 10^{-1}$	$1.4 \times 10^1$

表Ⅱ 2-6 処分施設内初期液相濃度 (濃縮度 4.5%)

濃縮度 4.5% [mol/m <sup>3</sup> _aq]		
234U	235U	238U
$1.5 \times 10^{-6}$	$2.0 \times 10^{-4}$	$4.2 \times 10^{-3}$

#### 放出係数

$$\text{放出係数} = \frac{1}{\Phi R_f} \quad \text{式Ⅱ-1}$$

#### 一次元流動における放射性核種の地下水による輸送方程式 (分配平衡モデル)

$$\frac{\partial}{\partial t} (\Phi R_f C) = -\frac{\partial}{\partial x} \left\{ u_D C - D_c \frac{\partial C}{\partial x} \right\} + q - \lambda \Phi R_f C \quad \text{式Ⅱ-2}$$

ここで、

- $C$  : 間隙水中核種濃度 (体積濃度)
- $u_D$  : ダルシー流速
- $D_c$  : 分散/拡散係数
- $q$  : 注入量

$\lambda$  : 崩壊定数  
 $R_f$  : 遅延係数  
 $\Phi$  : 間隙率  
 $x$  : 空間座標  
 $t$  : 時間

である。 $D_c$ 、 $R_f$ は更に次のように書かれる。

$$D_c = \alpha u_D + D_e$$

$$R_f = 1 + \rho_R K_d (1 - \Phi) / \Phi$$

$\alpha$  : 縦方向分散長  
 $D_e$  : 実効拡散係数  
 $\rho_R$  : 媒体真密度  
 $K_d$  : 平衡分配係数

なお、境界条件は、

$$\left. \begin{array}{l} \text{処分施設内} \\ \text{上流側は核種フラックス} = 0 \\ u_D C - D_c \frac{\partial C}{\partial x} = 0 \\ \text{下流側は濃度勾配} = 0 \\ -D_c \frac{\partial C}{\partial x} = 0 \end{array} \right\}$$

$$\left. \begin{array}{l} \text{天然バリア} \\ \text{上流側は核種フラックス} = 0 \\ u_D C - D_c \frac{\partial C}{\partial x} = 0 \\ \text{下流側は濃度勾配} = 0 \\ -D_c \frac{\partial C}{\partial x} = 0 \end{array} \right\}$$

を与えた。

初期条件は、

処分施設内；初期濃度= 4.5%濃縮ウラン廃棄体濃度<sup>1</sup> ( $x=0.5\sim 4.5\text{m}$ )

初期濃度= 0 ( $x=0\sim 0.5, 4.5\sim 10\text{m}$ )

天然バリア；初期濃度= 0 ( $x=0\sim 1,500\text{m}$ )

<sup>1</sup> 処分施設の厚さは5mだが、移行計算上は、廃棄体定置領域の前後に50cm厚の構造物を設けている。移行評価モデルの廃棄体定置領域は4mであるので、ここで与える濃度は、物質収支が釣り合うように、表II 2-5の5/4倍の濃度を与えた。

ここで、本検討では  $q$  は、  
 処分施設内 ; =0  
 天然バリア ; 処分施設から流出するフラックス( $x=0\sim 100\text{m}$ )  
 である。

以上により、処分施設内と天然バリアについて、一次元核種移行解析を行った。

なお、上述のとおり、処分施設内のモデルは施設の厚さ方向(垂直方向)に施設浸入水量による流れがあり、天然バリアに流出した直後に水平な流れの地下水によって移行する。解析に用いたメッシュ分割図を図 II 2-4 に示す。施設内モデルも、天然バリアモデルも、隣り合うセルからの流入/流出があり、施設内モデルでは同時に溶解度の判定も行い、物質収支が合うように計算している。天然バリアモデルでは、処分場の直下の領域に、施設内の計算で得られたフラックスを入力として与えた。

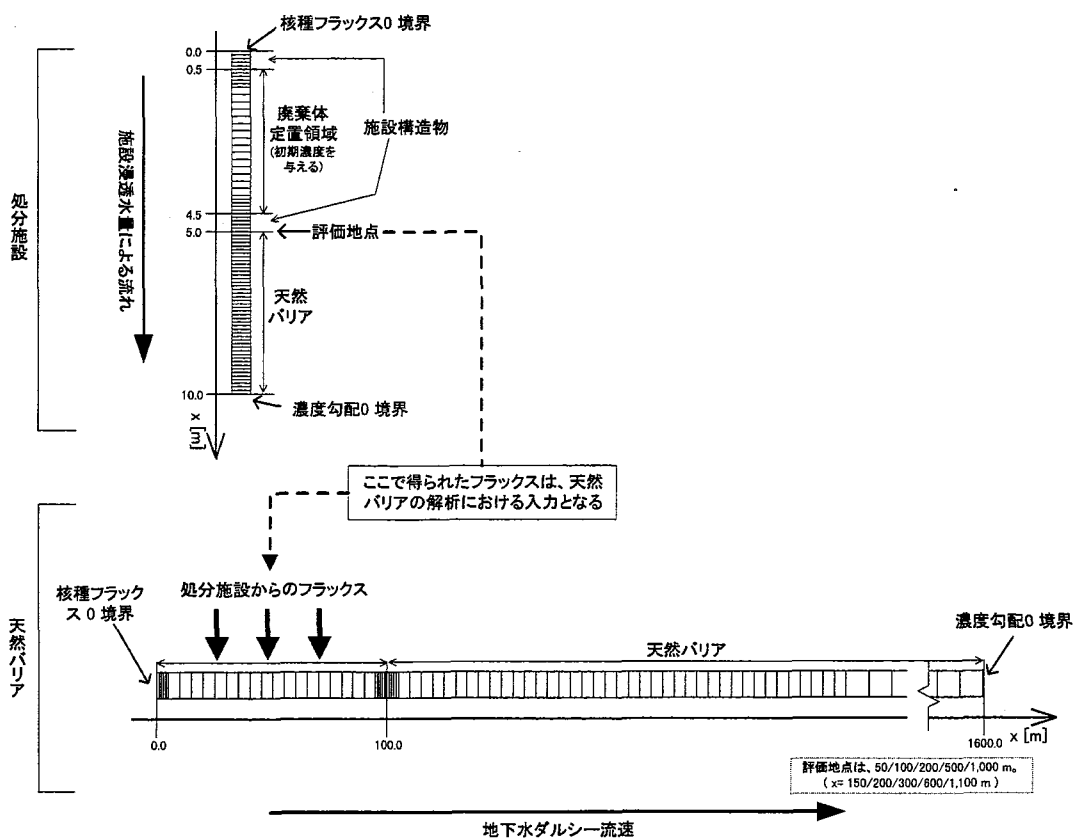


図 II 2-4 解析モデル(メッシュ分割図)

以下に、基本ケースの計算において使用したパラメータを示す。ウラン廃棄物は、4.5%



濃縮ウラン 1,000Bq/g とし、200L ドラム缶で 4 万本を想定した。処分場施設関連のパラメータは政令に用いられた値をもとに設定し、天然バリアに関するパラメータは余裕深度処分、生物圏に関するパラメータについては 2,000 年レポートを参照して設定した。ここで天然バリアとして余裕深度処分における処分場周辺領域(サイト内)のみを考慮した。余裕深度処分におけるサイト外の領域は流速も早く移行時間が短いと予想され、サイト外領域は今回の検討では考慮しないこととした。

表 II 2-7 処分施設に関するパラメータ (レファレンスケース)

パラメータ*)	単位	値	備考
放出係数	-	$3 \times 10^{-4}$	政令ピット処分に準ずる
溶解度	mol/l	表 II 2-13 参照	2000 年レポートより
施設浸入水量	m/y	0.01	政令ピット処分の 1 桁下 (余裕深度処分であるため)
廃棄体容量	m <sup>3</sup> /本	0.2	政令ピット処分に準ずる
処分量	本	$4 \times 10^4$	ウラン廃棄体量
施設形状	m × m × m	100 × 5 × 100	定置割合と処分量より逆算
定置割合	-	0.16	政令ピット処分に準ずる
実効拡散係数	m <sup>2</sup> /s	$1 \times 10^{-10}$	「地下水ハンドブック」より (砂の値をまるめた)
真密度	kg/m <sup>3</sup>	2,500	政令ピット処分に準ずる
空隙率	-	0.2	政令ピット処分に準ずる

\*) 下線のパラメータは、変動を考慮するパラメータ

表 II 2-8 天然バリアに関するパラメータ (レファレンスケース)

パラメータ*)	単位	値	備考
河川までの距離	m	200	余裕深度処分**の処分場周辺領域
地下水流速	m/y	0.1	余裕深度処分**の処分場周辺領域
土壌の分配係数	m <sup>3</sup> /kg	表 II 2-14 参照	TRU レポート(堆積岩)
間隙率	-	0.2	余裕深度処分**に準ずる
真密度	kg/m <sup>3</sup>	2,700	余裕深度処分**に準ずる
実効拡散係数	m <sup>2</sup> /s	$1 \times 10^{-10}$	「地下水ハンドブック」***より (有効拡散係数の砂の値をまるめた)
縦分散長	m	10	余裕深度処分**に準ずる

\*) 下線のパラメータは、変動を考慮するパラメータ  
 \*\*) 「低レベル放射性固体廃棄物の陸地処分の安全規制に関する基準値について」(第 3 次中間報告)  
 \*\*\*) 「地下水ハンドブック」地下水ハンドブック編集委員会、第 3 章より

表 II 2-9 生物圏に関するパラメータ (レファレンスケース) (2,000年レポートより)

パラメータ*)	単位	値
<u>河川水流量</u>	m <sup>3</sup> /y	1×10 <sup>8</sup>
灌漑水量	m <sup>3</sup> /y	1.5×10 <sup>4</sup>
土壌面積	m <sup>2</sup>	2×10 <sup>4</sup>
土壌体積	m <sup>3</sup>	6×10 <sup>3</sup>
土壌浸透水量	m/y	0.7
土壌空隙率	-	0.4
土壌真密度	kg/m <sup>3</sup>	2,650
灌漑期間	y	1×10 <sup>10</sup>
<u>滞在時間</u>	h/y	1,300
<u>呼吸率</u>	m <sup>3</sup> /h	1.8
<u>大気中ダスト濃度</u>	kg/m <sup>3</sup>	2×10 <sup>-6</sup>
土壌摂取量	kg/y	3.7×10 <sup>-2</sup>
河川水面滞在時間	h/y	120
河川水飲用量	m <sup>3</sup> /y	0.61

\*) 下線のパラメータは、変動を考慮するパラメータ

表Ⅱ 2-10 生物圏(農作物摂取シナリオ)に関するパラメータ (2,000年レポートより)

パラメータ		単位	値
単位面積あたりの 灌漑水量	根菜、葉菜、 穀物、果物	m/y	0.7
	米		1.9
	牧草		0.0
単位面積あたりの 土壌浸透水量	根菜、葉菜、 穀物、果物	m/y	0.7
	米		1.9
	牧草		0.0
農作物への 土壌の付着量	根菜、果物	kg/kg	$1.5 \times 10^{-4}$
	葉菜		$1.0 \times 10^{-4}$
	穀物、米		$9.0 \times 10^{-5}$
	牧草		$3.4 \times 10^{-3}$
農作物の栽培密度 (収穫量)	根菜	kg/m <sup>2</sup>	2.4
	葉菜		3.1
	穀物		0.4
	米		0.5
	果物		1.4
	牧草		3.9
農作物による 灌漑水の阻止率	根菜、葉菜		0.3
	穀物、米		0.05
	果物		0.5
	牧草		0.0
農作物摂取量	米	kg/y	59.8
	穀物		28.5
	根菜		47.2
	葉菜		26.7
	果物		28.5

表II 2-11 生物圏(畜産物摂取シナリオ)に関するパラメータ (2,000年レポートより)

パラメータ		単位	値
家畜の呼吸率	牛	m <sup>3</sup> /h	5.4
	羊		0.36
	豚		0.5
	鶏		0.01
牛の飼育密度		-/m <sup>2</sup>	4.3×10 <sup>-4</sup>
家畜の飼料摂取量	牛	kg/day	50
	羊		7
	豚		10
	鶏		0.3
家畜の土壌摂取量	牛	kg/day	0.6
	羊		0.08
	豚		0.2
	鶏		0.02
家畜の水摂取量	牛	m <sup>3</sup> /day	7×10 <sup>-2</sup>
	羊		4×10 <sup>-3</sup>
	豚		5×10 <sup>-3</sup>
	鶏		5×10 <sup>-4</sup>
家畜の放牧時間 (牛、羊、豚、鶏)		h/day	24
畜産物摂取量	牛肉	kg/y	8.8
	羊肉		0.6
	豚肉		9.5
	鶏肉		7.4
	牛レバー		0.2
	鶏レバー		0.3
	鶏卵		15.4
	牛乳		46.0

表Ⅱ 2-12 農作物・畜産物の移行係数 (2,000年レポートより)

		Pb	Po	Ra	Ac	Th	Pa	U
根菜	(Bq/kg)/(Bq/kg)	1.E-2	2.E-4	4.E-2	1.E-3	5.E-4	4.E-2	1.E-3
葉菜	(Bq/kg)/(Bq/kg)	1.E-2	2.E-4	4.E-2	1.E-3	5.E-4	4.E-2	1.E-3
穀物	(Bq/kg)/(Bq/kg)	1.E-2	2.E-4	4.E-2	1.E-3	5.E-4	4.E-2	1.E-4
米	(Bq/kg)/(Bq/kg)	1.E-2	2.E-4	4.E-2	1.E-3	5.E-4	4.E-2	1.E-4
果物	(Bq/kg)/(Bq/kg)	1.E-2	2.E-4	4.E-2	5.E-4	5.E-4	4.E-2	1.E-4
牧草	(Bq/kg)/(Bq/kg)	1.E-2	2.E-4	4.E-2	1.E-3	5.E-4	4.E-2	1.E-3
牛乳	day/l	3.0E-4	3.0E-4	1.3E-3	4.0E-7	5.0E-6	5.0E-6	4.0E-4
牛肉	day/kg	1.0E-2	4.0E-3	1.3E-3	1.6E-4	2.7E-3	5.0E-5	6.9E-4
豚肉	day/kg	3.1E-2	3.1E-2	3.5E-2	1.7E-4	4.6E-3	1.1E-4	2.6E-3
鶏肉	day/kg	1.2E+0	1.2E+0	4.8E-1	6.6E-3	1.8E-1	4.1E-3	1.0E-1
卵	day/kg	1.2E+0	1.2E+0	2.5E-1	1.6E-2	1.8E-1	4.1E-3	1.0E-1
羊肉	day/kg	8.8E-2	5.0E-2	9.9E-2	4.7E-4	1.3E-2	3.4E-4	7.4E-3
牛レバー	day/kg	8.1E-1	1.1E-1	1.9E-2	1.4E-1	6.3E-2	1.1E-3	6.9E-4
鶏レバー	day/kg	7.7E+1	7.7E+1	4.8E-1	2.7E+0	2.1E+0	1.1E+0	1.0E-1

表Ⅱ 2-13 施設内溶解度 (レファレンスケース)

元素	溶解度 (mol/l)
U	$8.0 \times 10^{-9}$
Th	$5.0 \times 10^{-6}$
Ra	$1.0 \times 10^{-12}$
Pb	$2.0 \times 10^{-6}$
Pa	$2.0 \times 10^{-8}$
Ac	$2.0 \times 10^{-7}$
2000年レポート	

表Ⅱ 2-14 分配係数 (レファレンスケース)

元素	生物圏	土壌
	m <sup>3</sup> /kg	m <sup>3</sup> /kg
U	0.033	1
Pa	0.54	1
Th	3.0	1
Ac	0.45	5
Ra	0.49	0.5
Pb	0.27	1
Po	0.15	1
2,000年レポート		TRU レポート(堆積岩)

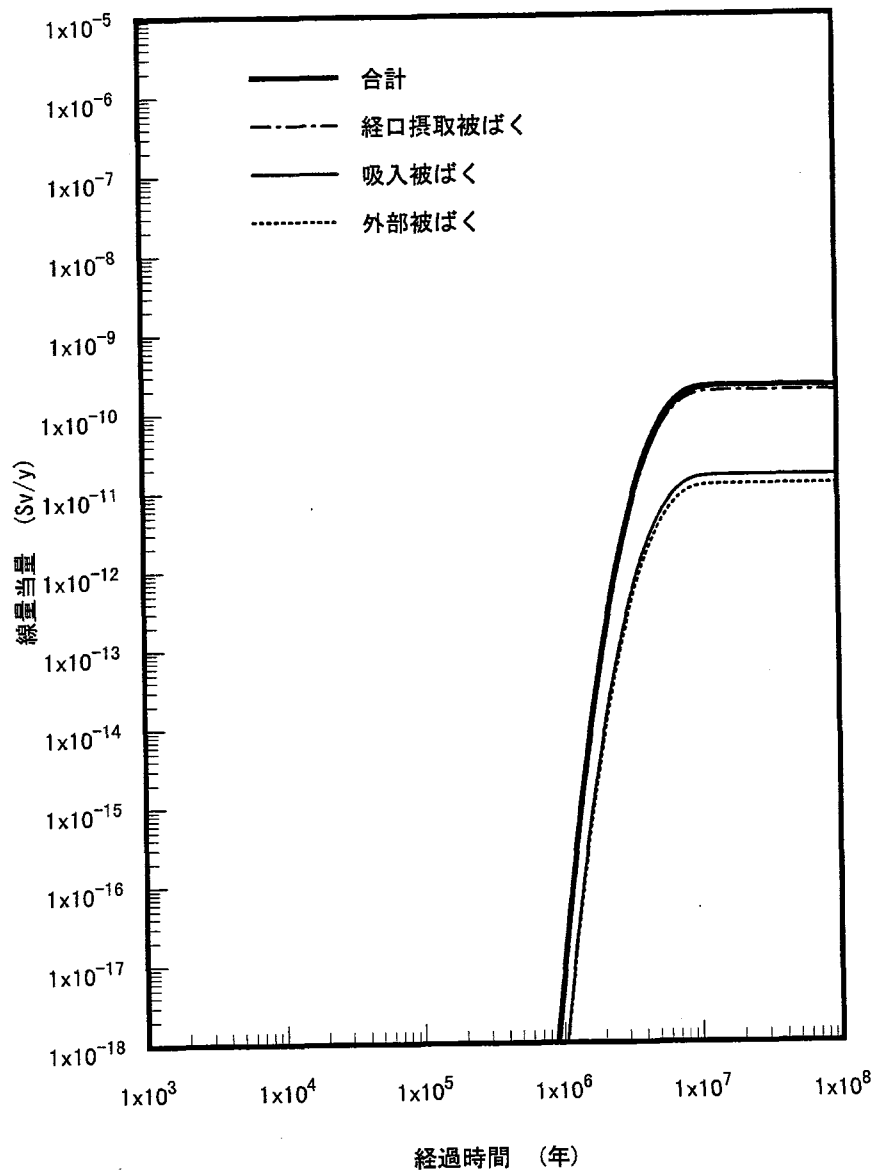
表 II 2-15 核種ごとのパラメータ

核種	線量換算係数				半減期	*) 線量換算係数に足しこんでいる子孫核種
	経口 摂取	吸入 摂取	外部被ばく*)			
			Sv/Bq	Sv/Bq	土壌	
			(Sv/h)/(Bq/m <sup>3</sup> )			
Pb-210	6.8E-7	1.1E-6	1.2E-16	7.0E-16	2.2E+1	Bi-210
Po-210	2.4E-7	2.2E-6	1.0E-18	3.3E-18	3.8E-1	
Ra-226	2.8E-7	1.2E-5	2.2E-13	6.9E-13	1.6E+3	Rn-222, Po-218, At-218, Pb-214, Bi-214, Po-214
Ac-227	1.1E-6	6.3E-4	3.9E-14	1.5E-13	2.2E+1	Th-227, Fr-223, Ra-223, Rn-219, Po-215, Pb-211, Bi-211, Po-211, Tl-207
Th-230	2.1E-7	2.8E-5	2.3E-17	1.4E-16	7.5E+4	
Pa-231	7.1E-7	8.9E-5	3.7E-15	1.4E-14	3.3E+4	
U-234	4.9E-8	6.8E-6	7.7E-18	6.3E-17	2.5E+5	
U-235	4.6E-8	6.1E-6	1.5E-14	6.2E-14	7.0E+8	Th-231
U-238	4.4E-8	5.7E-6	2.9E-15	1.1E-14	4.5E+9	Th-234, Pa-234m, Pa-234
	ICRP Pub.68		2,000年レポートより。		Table of Isotopes	

レファレンスケースの被ばく線量結果を以下に示す。施設内において溶解度限界となるため、一定量の放出が続くようなプロファイルとなった。河川水利用シナリオの被ばく線量は、Ra-226の経口摂取被ばくの影響が一番大きく、合計被ばく線量の最大値は約 $2.1 \times 10^{-10}$ (Sv/y)となった。また、ピーク到達時間は約1千万年後であった。

表 II 2-16 は、結果のピーク値を、外部被ばく・吸入被ばく・経口摂取被ばくごとにまとめた表である。これより、経口摂取がクリティカルな経路であり、他の経路に比べ1桁大きい被ばく線量結果となった。

この結果を基本として、次項より、パラメータ変動に伴う被ばく線量の変動について検討を行う。



図II 2-5 レファレンスケースにおける河川水利用シナリオ被ばく線量(移行距離 200m、  
1,000Bq/g\_廃棄体)

表Ⅱ 2-16 レファレンスケースにおける外部・吸入・経口摂取シナリオの被ばく線量最大値

核種	被ばく線量最大値 (Sv/y)			
	外部	吸入	経口摂取	河川水シナリオ(合計)
U-238	6.1E-15	2.7E-14	2.4E-12	2.4E-12
U-234	1.6E-17	3.2E-14	2.6E-12	2.7E-12
Th-230	4.2E-15	1.2E-11	1.6E-11	2.8E-11
Ra-226	1.2E-11	1.5E-12	7.9E-11	9.2E-11
Pb-210	2.6E-16	5.4E-15	3.2E-11	3.2E-11
Po-210	5.2E-20	2.1E-16	1.1E-11	1.1E-11
U-235	9.4E-15	8.6E-15	7.4E-13	7.5E-13
Pa-231	3.7E-14	2.0E-12	3.3E-11	3.5E-11
Ac-227	5.2E-15	1.9E-13	3.2E-12	3.4E-12
TOTAL	1.2E-11	1.5E-11	1.8E-10	2.1E-10

## 2.2 パラメータ変動による線量変化

各変動パラメータについて、変動値は3～5点とした(表Ⅱ 2-17 参照)。ここで、ダスト吸入量は表Ⅱ 2-18 のように、ダスト濃度・呼吸率・滞在時間の、3つのパラメータに係するが、それぞれを掛け合わせたダスト吸入量(kg/y)を変動させることで検討した。

表Ⅱ 2-17 におけるケース No.3 が、レファレンスケースのパラメータであり、それぞれ前後にパラメータを変動させた。これらの変動パラメータの、それぞれの組み合わせを考慮し、検討ケースを設定した。組み合わせを考慮すると、処分施設内パラメータ変動で36ケース、天然バリアパラメータ変動で75ケース、生物圏パラメータ変動で15ケースの、全40,500ケースである。



表 II 2-17 変動パラメータ

No.	処分施設に関するパラメータ			天然バリアに関するパラメータ			生物圏に関するパラメータ	
	放出係数	溶解度	浸入水量	流速	分配係数	移行距離	河川水流量	ダスト吸入量
	-	～倍	m/y	m/y	～倍	m	m <sup>3</sup> /y	kg/y
0	—	—	—	—	0.001	—	1×10 <sup>5</sup>	—
1	—	0.01	—	—	0.01	50	1×10 <sup>6</sup>	—
2	1×10 <sup>-5</sup>	0.1	0.001	0.01	0.1	100	1×10 <sup>7</sup>	4.4×10 <sup>-6</sup>
3 (Ref)	3×10 <sup>-4</sup>	1	0.01	0.1	1	200	1×10 <sup>8</sup>	4.7×10 <sup>-3</sup>
4	1×10 <sup>-2</sup>	10	0.1	1	10	500	1×10 <sup>9</sup>	5.3×10 <sup>-1</sup>
5	—	—	—	—	—	1000	—	—

表 II 2-18 ダスト吸入量に関するパラメータセット

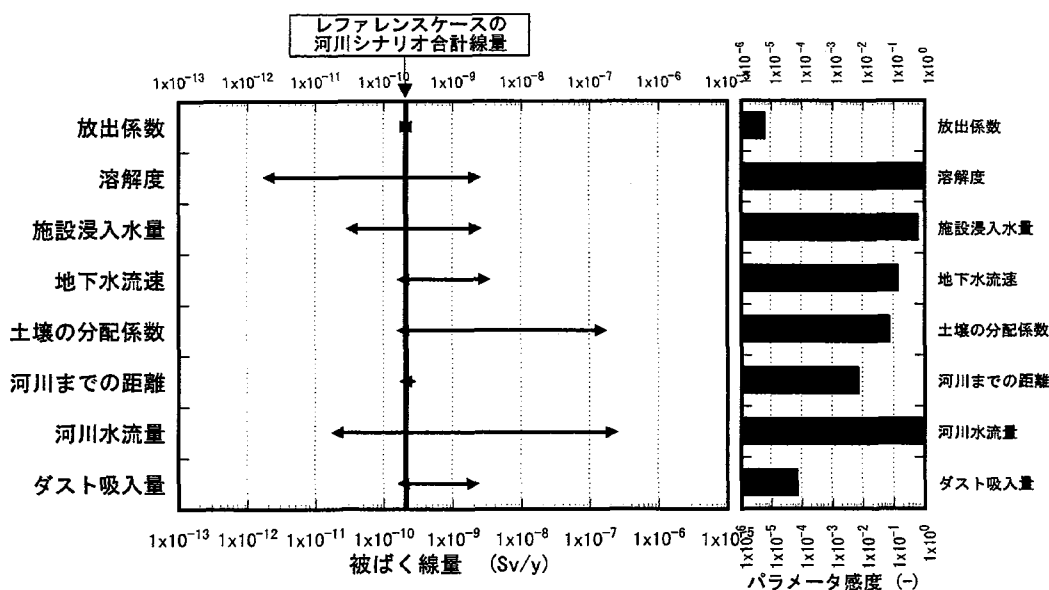
	ダスト濃度	呼吸率	滞在時間	ダスト吸入量	備考
	kg/m <sup>3</sup>	m <sup>3</sup> /h	h/y	kg/y	
Ref.	2×10 <sup>-6</sup>	1.8	1,300	4.7×10 <sup>-3</sup>	2,000 年レポートの設定値より。(基本ケース)
Min	5×10 <sup>-9</sup>	1.2	730	4.4×10 <sup>-6</sup>	2,000 年レポートの各パラメータの最小値より。
Max	5×10 <sup>-5</sup>	2.4	4,400	5.3×10 <sup>-1</sup>	2,000 年レポートの各パラメータの最大値より

評価期間はすべて 10<sup>8</sup> 年までとし、線量評価結果については経時変化の最大値をまとめる事とする。

2.2.1 着目するパラメータ以外はレファレンスの値である場合

全てのパラメータ変動の組み合わせについて検討する前に、パラメータごとの影響を簡単に把握するために、変動するパラメータは1つとし、他のパラメータはレファレンスケースの値とした場合について検討した。そのときの河川シナリオ合計線量結果(線量ピーク値)を、それぞれパラメータごとに幅で示した図が、図II 2-6 である。その右側には、パラメータ変動幅に対する被ばく線量の変動幅をパラメータ感度(=線量変動幅/パラメータ変動幅)としてまとめた。

放出係数と移行距離については、ほとんど線量ピーク値の変動がないことがわかる。これは、施設からの漏出が溶解度制限となるためであると考えられる。核種の漏出濃度は溶解度によって決まってしまう、放出係数が変化しても溶解度で決まる濃度で漏出するためである。また、移行距離が変化すると移行時間が変化するが、ウランの半減期は長く、移行時間が核種の崩壊までには至らないため、溶解度で制限される濃度で線量ピーク値は決定するためである。



図II 2-6 河川シナリオ合計線量への各パラメータの影響

表Ⅱ 2-19 着目するパラメータ個々の変動のまとめ

(着目するパラメータ以外はレファレンスの値)

パラメータ	
放出係数	現象：放出係数の変動は 3 桁としたが、放出係数が小さいときに線量の立ち上がりが遅くなったが、被ばく線量ピーク値の変動はほとんどなく、被ばく線量最大値は基本ケースと同等となった 理由：すべての放出係数において溶解度制限となるので、最大濃度としては溶解度で決まるため。
溶解度	現象：溶解度の変動幅は 3 桁としたが、溶解度と被ばく線量が比例する結果となった 理由：今回の検討ではウランにおいてはすべて溶解度制限となるので、最大濃度としては溶解度で決まる。
施設浸入水量	現象：施設浸入水量の変動幅は 2 桁であり、1 桁大きくした時には被ばく線量ピーク値も 1 桁増、1 桁小さくした時には被ばく線量ピーク値は約 1/6 となった 理由：浸入水量が小さい時は拡散の影響が無視できないため、比例関係とならない。
地下水流速	現象：地下水流速の変動幅が 2 桁であったのに対し被ばく線量ピーク値の変動は約 1 桁となり、流速を 1 桁大きくしたときに被ばく線量が 1 桁増大した 理由：流速が速い時には子孫核種のピークが表れ、施設内で生成した子孫核種の影響と考えられる。流速が遅い場合には、子孫核種は移行中のウランからの生成のみになると考えられる。
土壌の分配係数	現象：天然バリアの分配係数の変動結果より、パラメータ変動幅が 4 桁であったのに対し被ばく線量ピーク値は 3 桁の変動を示した。分配係数が小さくなるほど被ばく線量は大きくなった。 理由：分配係数が小さくなると核種の移行時間が短くなり、処分場や移行中に生成した子孫核種が減衰せずに生物圏まで移行する。そのため線量が高くなる傾向を示した
河川までの移行距離	現象：移行距離の変動は 50~1,000m としたが、被ばく線量ピーク値はほとんど変動しない。移行距離の増大とともにピーク到達時間は増大した。 理由：移行距離が増加すると移行時間が増加するが、ウランの半減期は長く崩壊による減衰はほとんど考えられない
河川水流量	現象：河川水流量の変動幅は 4 桁であり、被ばく線量ピーク値も 4 桁の変動を示した。 理由：河川水流量は生物圏に関するパラメータであり、河川水流量が 1 桁増大すれば被ばく線量は 1 桁減少する。
ダスト吸入量	現象：ダスト吸入量の変動幅は約 5 桁としたが、河川水利用シナリオ合計被ばく線量としては約 1 桁の変動となった。 理由：ダスト吸入量は吸入被ばくに関してリニアに影響するが、河川水合計被ばく線量としては、ダスト吸入量が増大したときに被ばく線量が増大する。

## 2.2.2 各パラメータの変動を全て考慮した場合

パラメータを網羅的に変動させた結果を、河川シナリオ合計線量ピーク値において、ヒストグラムとして図Ⅱ 2-7 に示した。ここでは、 $10^{-8}$ ~ $10^{-7}$ Sv/y を頂点とした分布となった。また、パラメータ変動を考慮した組み合わせの中で最も大きな線量を示す組み合わせは、放出係数・溶解度・浸入水量・流速・移行距離・ダスト吸入量が最大(順に  $0.01(-) \cdot 10$  倍  $\cdot 0.1(\text{m}/\text{y}) \cdot 1(\text{m}/\text{y}) \cdot 1000(\text{m}) \cdot 0.53(\text{kg}/\text{y})$ 。) で分配係数・河川水流量が最小 ( $0.001$  倍  $\cdot 10^5(\text{m}^3/\text{y})$ ) の場合 (表Ⅱ 2-20 参照) であり、そのときの線量は約  $6.5 \times 10^{-2}(\text{Sv}/\text{y})$  であった。ここで、移行距離が最大値(1000m)である(移行距離が長いほうが線量が高い)のは、移行時間が短くなるようなパラメータセットの時には親核種(ウラン)の半減期が長いこと子孫核種の生成が十分ではなく、移行距離が長くなるにつれ子孫核種が生成されて線量が高くなる傾向にあるためであると考えられる。

また、各パラメータの変動が線量に与える影響をまとめるために、全ケースの線量結果をパラメータごとにまとめた。

放出係数が増えたときの線量分布の各線量結果データを記号[+]で示し、中央値と 97.5 パーセンタイル・75 パーセンタイル・25 パーセンタイルを示したものが図Ⅱ 2-8 である。また、図中には放出係数以外のパラメータがレファレンスの値であるケースの結果も示した(記号[◆])。図中の「データ数」とは、放出係数がたとえば  $1 \times 10^{-5}(-)$  である時の計算結果数である。放出係数以外のパラメータがレファレンスケースの場合には放出係数の変動は線量にはほとんど影響はなかったが、他のパラメータの変動を考慮すると、放出係数が大きくなるにつれて線量が大きくなる傾向がみられた。

今回の検討では、河川水利用被ばく線量の支配核種はウランではなく子孫核種(レファレンスケースでは Ra-226)である。親核種であるウランは処分施設内で溶解度限界となるが、被ばく線量の支配核種はウランではないため、溶解度と関係なく放出係数の変動による影響が現れる場合がある。放出係数が高い場合には、施設内で沈殿している親核種(ウラン)から生成される子孫核種が、親核種よりも先に天然バリアに移行してしまうことになる。その場合に、溶解度に依存せず、放出係数の変動による被ばく線量の変化が現れると考えられる。

また、75 パーセンタイルでは、放出係数が  $3 \times 10^{-4}(-)$  より小さいときに線量は  $10 \mu\text{Sv}/\text{y}$  を下回った。線量が最大となるパラメータセットとしては、溶解度・施設浸入水量・地

下水流速・ダスト吸入量については最大値、河川水流量は最小値であった。しかし、天然バリアの分配係数と移行距離については、必ずしも移行時間が短くなるような値ではない。本検討では、ウランを親核種として子孫核種の生成があり、その子孫核種の線量は小さくないため、有為な量の子孫核種が生成する時間よりも短い移行時間となる場合には線量が小さくなる。たとえば、放出係数が  $1 \times 10^{-2}$ (-)のときの線量最大値を示すパラメータセットでは、ウランの移行時間としては、およそ 6,000 年(施設内; 約 4,000 年、天然バリア; 約 2,000 年)である。ウランが崩壊して子孫核種の影響が被ばく線量に現れるのには数千~1 万年はかかるので、移行時間がそれに満たない場合は、子孫核種が十分生成されず、被ばく線量も小さくなる。そのため、移行時間が最短時間のときに最大線量を示すわけではない。

同様に、他のパラメータについても図 II 2-8 と同様にまとめることとした。溶解度の変動における線量の分布は図 II 2-9 のように表された。これより、線量の分布は、溶解度が大きくなると値が大きくなる傾向が見られるものの、他のパラメータとの組み合わせによって線量が決定する場合があると考えられる。中央値や 25 パーセントイルの溶解度に関する傾きと、97.5 パーセントイルの傾きが違うが、被ばく線量値の大きい場合には、比較的移行が早く、処分場施設内で生成した子孫核種の影響によって線量が決定されると考えられ、子孫核種は溶解度にならないので、溶解度の変化による影響はない。被ばく線量が小さい場合には、決定核種である子孫核種は移行中のウランから生成されているために溶解度の影響を受けると考えられる(親核種であるウランは溶解度に達している)。そして、溶解度がどの値であっても、最大値としては約  $6 \times 10^{-2} \text{Sv/y}$  を示した。また、75 パーセントイルであれば、溶解度がどの値でも  $10 \mu \text{Sv/y}$  を下回る結果となった。

同様に施設浸入水量の変動と線量の分布は図 II 2-10 のように表された。これより、施設浸入水量が増大すると線量も増大する傾向にあることがわかった。他のパラメータがレファレンスであるときに比べ、浸入水量と線量最大値を結ぶ関係は傾きが緩やかになった。浸入水量が  $0.1 \text{m/y}$  と  $0.01 \text{m/y}$  のときは線量最大値を示すパラメータセットでは、移行時間が数万年以内であり、このとき子孫核種は崩壊せずに生物圏まで移行するため、子孫核種の影響で被ばく線量が高くなる。浸入水量が  $0.001 \text{m/y}$  では、移行時間が数十万年となり、施設内で生成した子孫核種が崩壊し移行中のウランと放射平衡となるため、線量最大値が減少した。ここで、75 パーセントイルであれば、浸入水量が変動

しても、 $10 \mu\text{Sv/y}$  を下回る結果となった。

地下水流速と線量の分布は図Ⅱ 2-11 のように表された。この結果より、地下水流速が増大すると核種移行時間が短くなり、線量も増大する傾向にあることがわかる。しかし、他のパラメータの影響を受け、流速にかかわらずそれぞれの線量最大値は  $5 \times 10^{-2}\text{Sv/y}$  を超えるケースが存在する。ここで、75 パーセンタイルを考えると、地下水流速が変動しても、 $10 \mu\text{Sv/y}$  以下であった。

天然バリアの分配係数と線量分布について、図Ⅱ 2-12 のように表した。この結果から、分配係数が大きくなると線量は低減される傾向であることがわかった。また、分配係数が大きくなるほど線量に与える影響は大きく、分配係数が小さいときは他のパラメータとの組み合わせに影響を受けていると考えられる。分配係数ごとの線量分布の最大値は、分配係数が  $1/10$  以下のときには  $5 \times 10^{-2}\text{Sv/y}$  を超え、分配係数が 1 倍以上のときは最大値は低下する傾向となった。ここで、それぞれの分配係数値の 97.5 パーセンタイルを考えると、分配係数が 10 倍のとき、 $10 \mu\text{Sv/y}$  を下回る。また、75 パーセンタイルでは、分配係数が  $1/10$  以上のときに  $10 \mu\text{Sv/y}$  を下回った。

河川までの距離と線量の分布について、図Ⅱ 2-13 のように表された。これより、線量結果の分布としては河川までの距離が増加すると線量は低下する傾向にある。移行距離ごとの線量最大値としては全てが約  $6.5 \times 10^{-2}\text{Sv/y}$  となった。最大値を示すパラメータセットより、移行距離が変動してもウランにおける生物圏に到達するまでの移行時間としては、数千年であった。ウラン系列における、子孫核種のビルドアップの影響は数千～1 万年で表れるため、ここで最大値を示しているケースは、ちょうど子孫核種の影響のあらわれるような移行時間であることがわかる。また、75 パーセンタイルでは、 $10 \mu\text{Sv/y}$  を下回った。

生物圏のパラメータである河川水流量の変動による線量への影響は、河川水流量が 1 桁上昇すれば線量は 1 桁減少するというように、リニアに影響する。河川水流量と線量の分布について、図Ⅱ 2-14 のように表された。河川水流量ごとの線量最大値は、河川水流量が  $1 \times 10^9\text{m}^3/\text{y}$  のときに  $10 \mu\text{Sv/y}$  を下回った。つまり、今回のパラメータ範囲では、他のパラメータがどんな値であっても河川水流量が  $1 \times 10^9\text{m}^3/\text{y}$  が確保できれば、 $10 \mu\text{Sv/y}$  を下回るということである。また、河川水流量が  $1 \times 10^7\text{m}^3/\text{y}$  以上であれば、75 パーセンタイルは  $10 \mu\text{Sv/y}$  を下回る結果であった。

ダスト吸入量と線量の分布については、図Ⅱ 2-15 のように表された。吸入被ばくシ

ナリオにのみ関連するパラメータであるダスト吸入量の変動は、ダスト吸入量が多い場合には河川水利用シナリオ合計線量へ影響を及ぼすが、小さい場合にはほとんど影響を及ぼさない。これは、ダスト吸入量が小さい場合には、河川水利用シナリオにおいて吸入被ばくシナリオがクリティカルなシナリオとならないためである。つまり、レファレンスケースの場合には経口摂取被ばくシナリオがクリティカルなシナリオであり、ダスト吸入量が増加すると吸入被ばく線量のみが増加し、河川水利用シナリオ合計線量としてはほとんど変化しない場合がある。河川水利用シナリオ合計線量は、外部被ばく・吸入被ばく・経口摂取被ばくによる被ばくの合計線量であり、ダスト吸入量が増加し、吸入被ばく線量が経口摂取被ばく線量を超えるような値となった場合に、河川水利用シナリオ合計線量が増大することとなる。

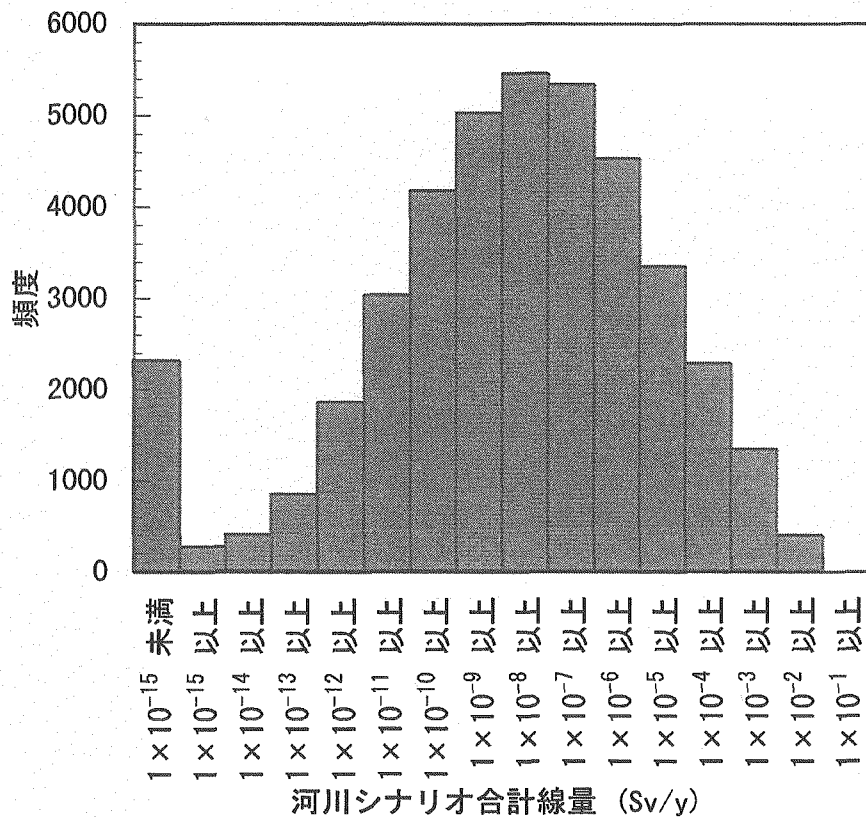


図 II 2-7 パラメータ変動全ケースにおける線量頻度分布

表 II 2-20 最大値を示すパラメータセット

線量最大値 : $6.5 \times 10^{-2}$ (Sv/y)								
	処分施設に関するパラメータ			天然バリアに関するパラメータ			生物圏に関するパラメータ	
	放出係数	溶解度	浸入水量	流速	分配係数	距離	河川水流量	ダスト吸入量
値	-	~倍	m/y	m/y	~倍	m	m <sup>3</sup> /y	kg/y
値	1E-2	10	0.1	1	0.001	1000	1E+5	5.3E-1
パラメータ No. *)	4	4	4	4	0	5	0	4

\*) パラメータ No.は、表 II 2-17 の、最左列の No.と対応。(レファレンスのパラメータは No.3。)



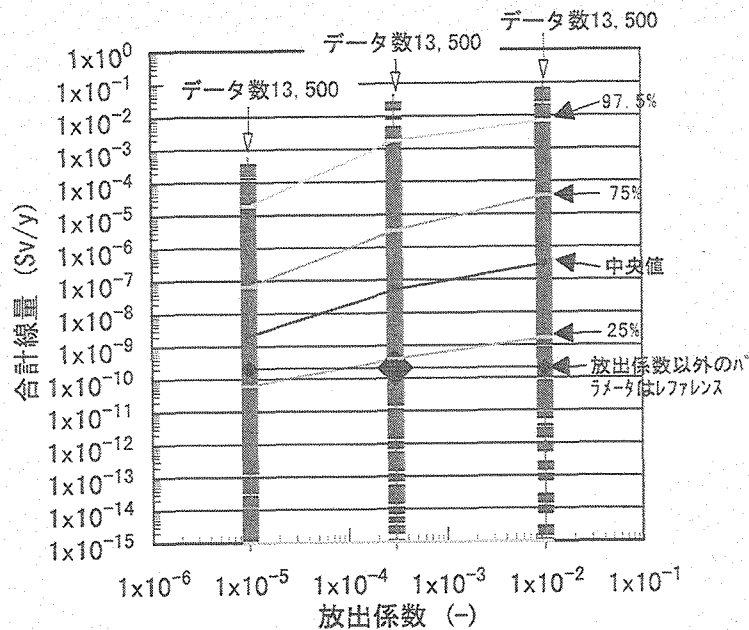


図 II 2-8 放出係数の変動と線量分布

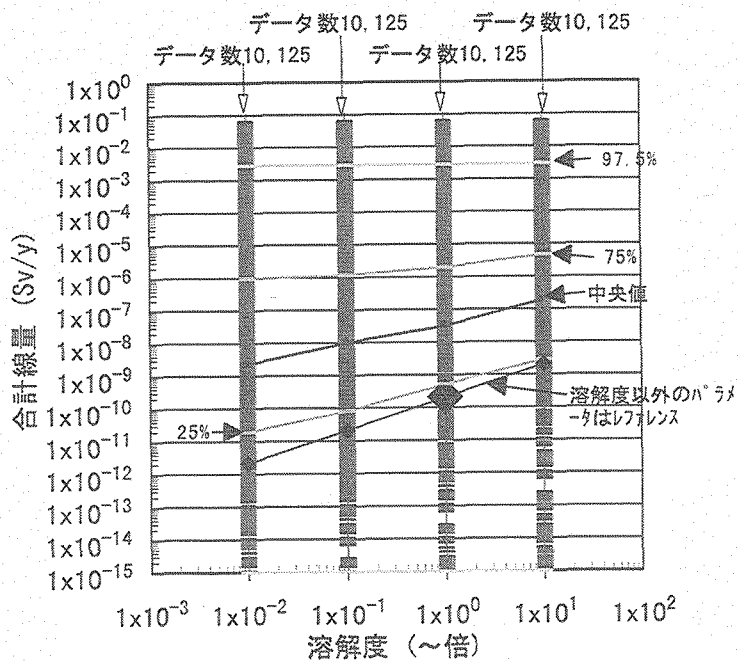


図 II 2-9 溶解度の変動と線量分布

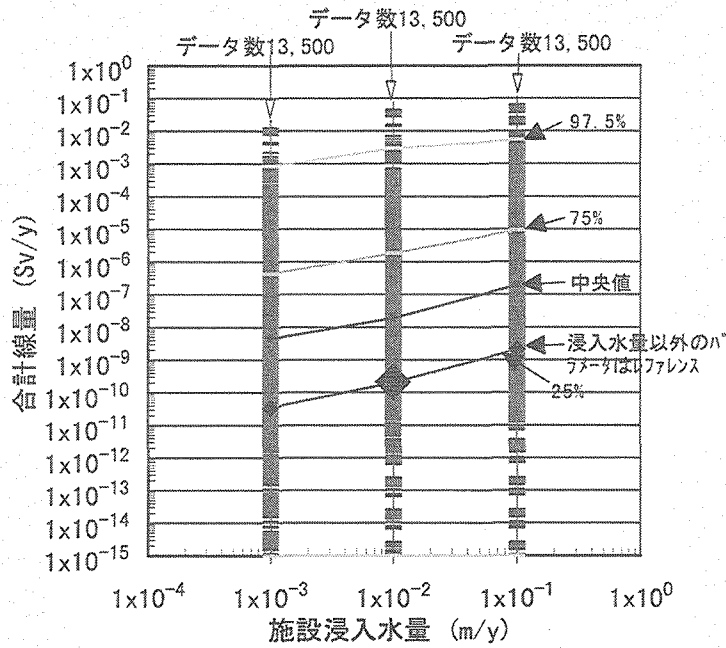


図 II 2-10 施設浸入水量の変動と線量分布

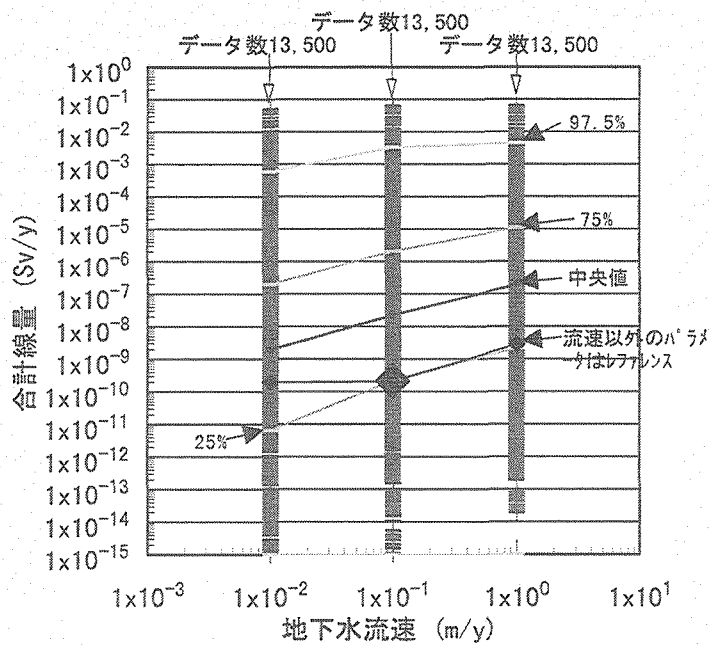


図 II 2-11 地下水流速の変動と線量分布

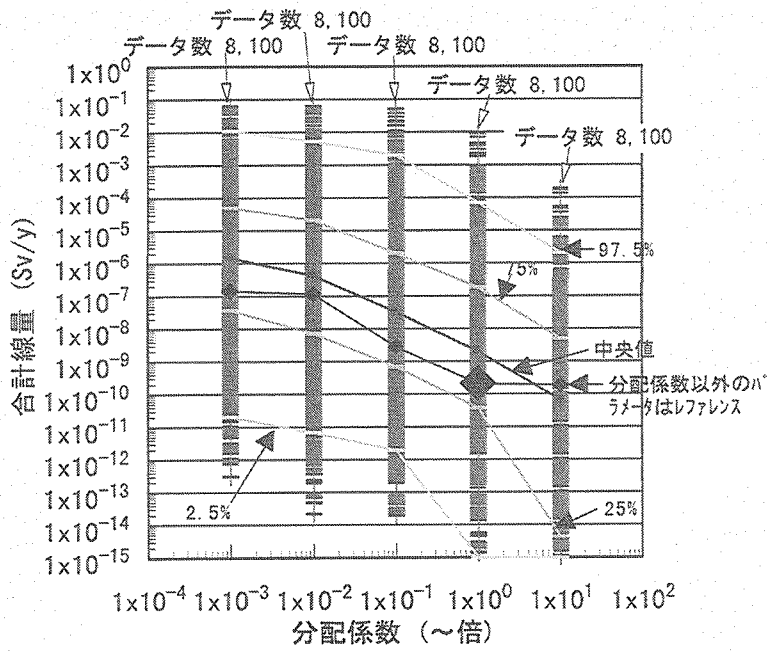


図 II 2-12 土壌の分配係数の変動と線量分布

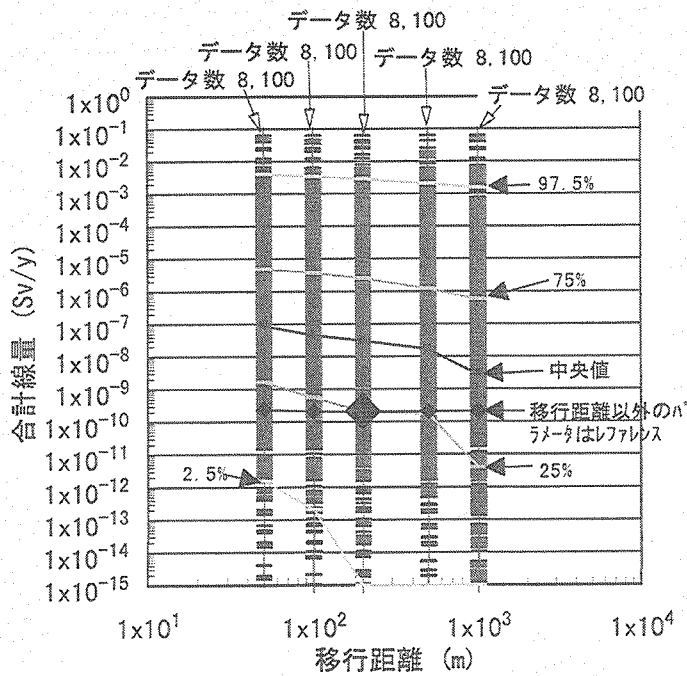


図 II 2-13 河川までの距離の変動と線量分布

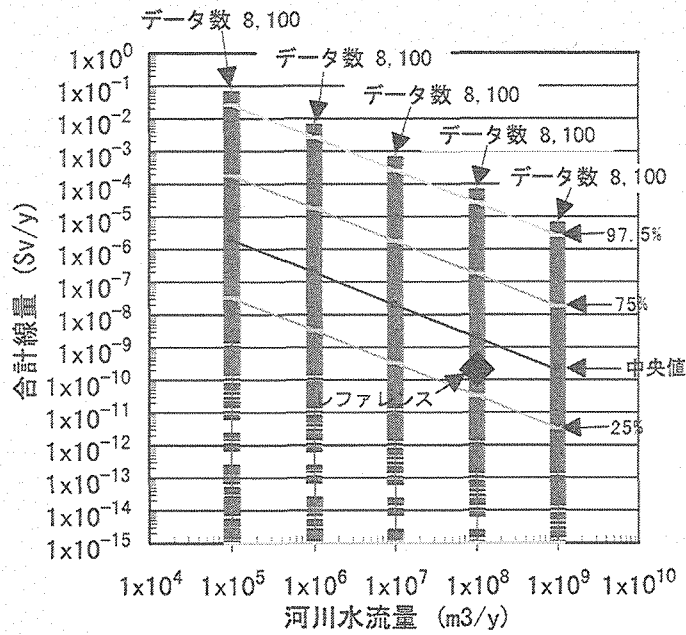


図 II 2-14 河川水流量の変動と線量分布

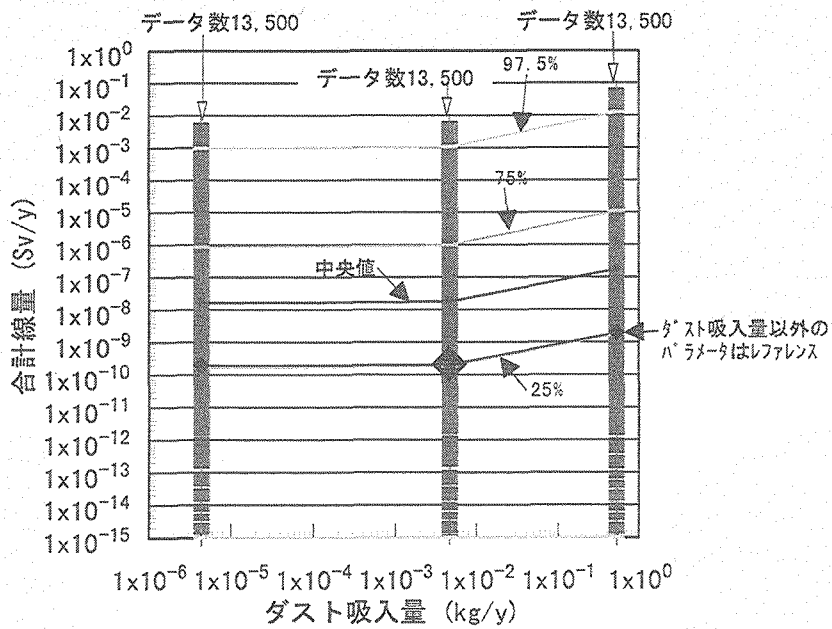


図 II 2-15 ダスト吸入量の変動と線量分布

### 2.2.3 河川水流量とダスト吸入量(生物圏のパラメータ)を固定した場合

生物圏のパラメータは線量にリニアに影響を与える。そこで、生物圏のパラメータを固定した場合について、以下に結果をまとめた。

生物圏のパラメータ(河川水流量とダスト吸入量)がレファレンスケースの値である場合に、上記と同様に、パラメータと線量の分布の関係を調べた。各々のパラメータ変動による線量に与える影響は上記と同様な傾向となったが、最大となる線量は  $10 \mu\text{Sv/y}$  を下回った。

それぞれのパラメータ変動について、以下にまとめた。

放出係数と線量の分布については、図Ⅱ 2-16 のように表された。この結果より、全ての結果が  $10 \mu\text{Sv/y}$  を下回り、放出係数が大きくなるにつれ線量が大きくなる傾向となった。特に、放出係数が  $3 \times 10^{-4}$ (レファレンスの値)以下の場合に、線量に与える影響が大きい。

溶解度と線量の分布については、図Ⅱ 2-17 のように表された。この結果より、全ての結果が  $10 \mu\text{Sv/y}$  を下回り、中央値などの分布は溶解度が大きくなるにつれ線量が大きくなる傾向となったが、溶解度がどの値であっても、線量最大値は約  $6 \times 10^{-6}\text{Sv/y}$  であった。被ばく線量値の大きい場合は、核種の移行が早く処分施設内で生成した子孫核種の影響によって線量が決定され溶解度の影響はあまり受けないが、被ばく線量が小さい場合は決定核種である子孫核種が移行中及び移行後のウラン(親核種)から生成されているために溶解度の影響を受けると考えられる。

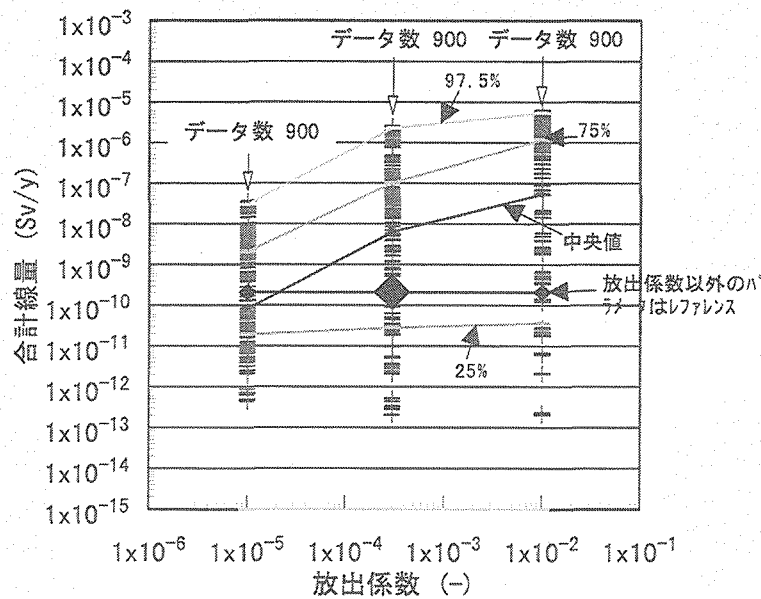
施設浸入水量の変動と線量の分布は、図Ⅱ 2-18 のように表された。この結果より、全ての結果が  $10 \mu\text{Sv/y}$  を下回り、浸入水量が大きくなるにつれて線量も大きくなる傾向となった。

地下水流速の変動と線量の分布は、図Ⅱ 2-19 のように表された。この結果より、全ての結果が  $10 \mu\text{Sv/y}$  を下回り、地下水流速が大きくなるにつれて線量も大きくなる傾向となった。

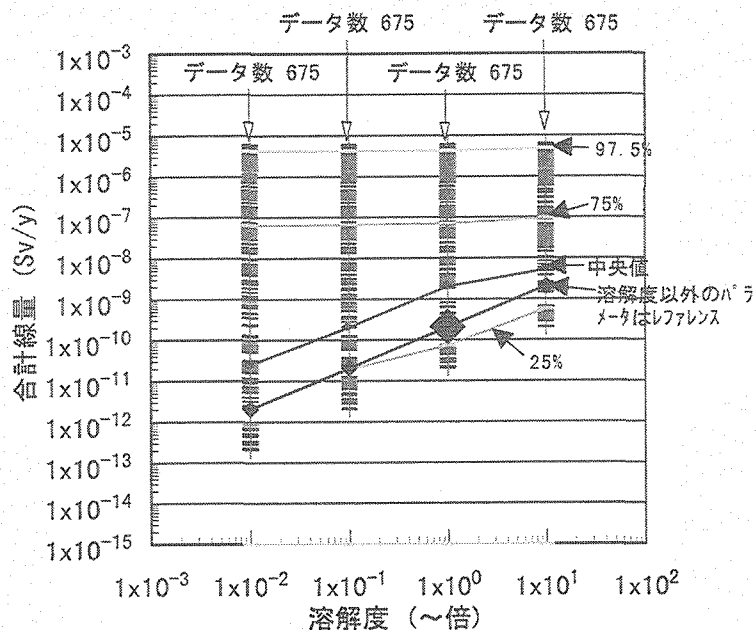
土壌の分配係数の変動と線量の分布は、図Ⅱ 2-20 のように表された。この結果より、全ての結果が  $10 \mu\text{Sv/y}$  を下回り、分配係数が大きくなるにつれて線量は小さくなる傾向となった。また、分配係数が大きくなるほど線量の変動に与える影響は大きく、分配係数が小さいときは他のパラメータとの組み合わせに影響を受けていると考えられ、線

量の変動は小さい。

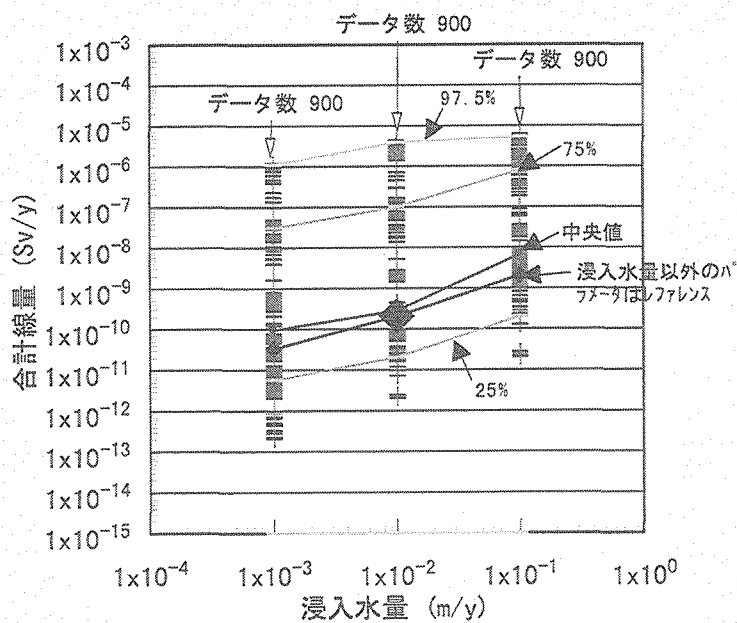
河川までの距離の変動と線量の分布は、図Ⅱ 2-21 のように表された。この結果より、全ての結果が  $10 \mu\text{Sv/y}$  を下回り、移行距離が大きくなるにつれて線量は小さくなる傾向となったが、移行距離ごとの線量最大値においてはそういう傾向はなく、約  $5\sim 6 \times 10^{-6} \text{Sv/y}$  を示した。ウラン系列では、子孫核種のビルドアップの影響は数千年以降に表れるが、それより移行時間が短い場合には移行時間が長いほうが線量が大きくなる。その場合には移行距離が長くなるほど子孫核種が生成し線量が大きくなる傾向となる。このことから、移行距離が大きくなるにしたがって線量最大値が低減するとは一概には言えないことがわかる(移行時間が数千年以上確保できるときに、移行距離の増加に伴い線量が低減する)。



図Ⅱ 2-16 放出係数の変動と線量分布(生物圏のパラメータはレファレンス)



図II 2-17 溶解度の変動と線量分布(生物圏のパラメータはレファレンス)



図II 2-18 施設浸入水量の変動と線量分布(生物圏のパラメータはレファレンス)

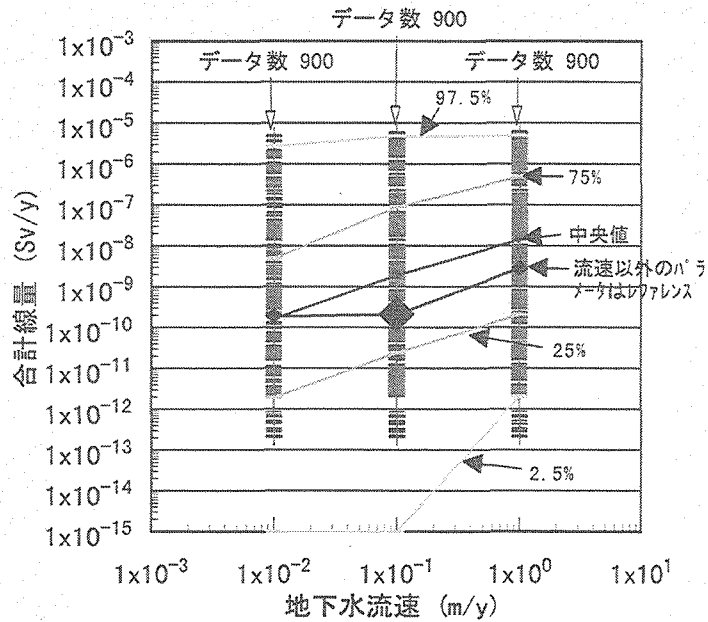


図 II 2-19 地下水流速の変動と線量分布(生物圏のパラメータはレファレンス)

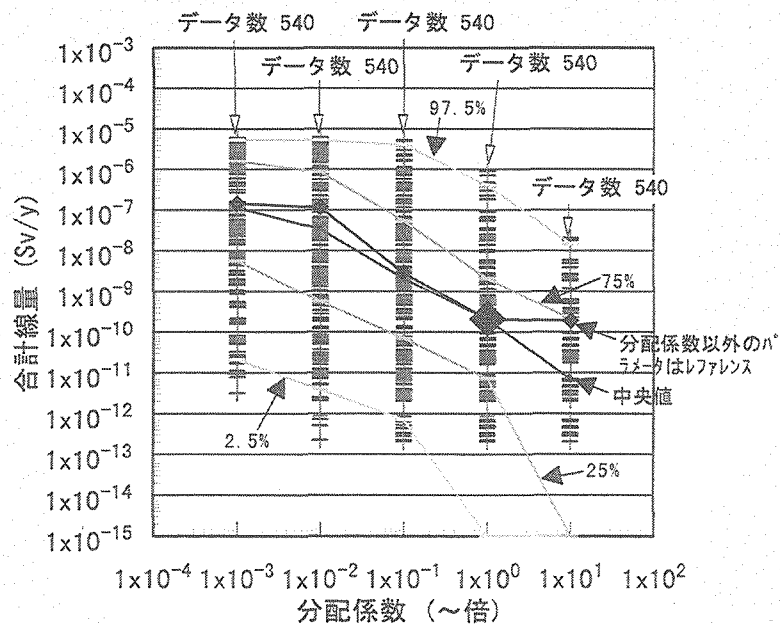
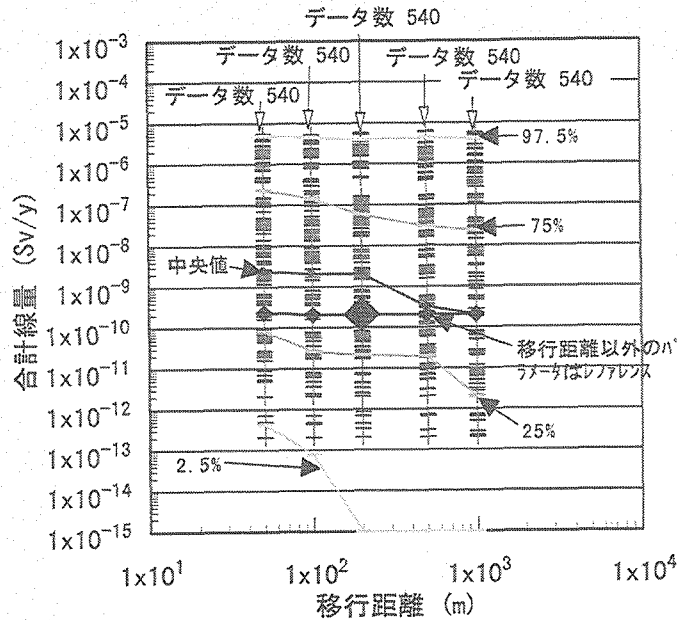


図 II 2-20 土壌の分配係数の変動と線量分布(生物圏のパラメータはレファレンス)





図II 2-21 河川までの距離の変動と線量分布(生物圏のパラメータはレファレンス)

### 2.2.4 溶解度に着目して整理

一つのパラメータに着目し、他のパラメータをレファレンスケースの値に固定した場合の影響結果(2.2.1 参照)より、施設内の溶解度が、線量へ与える影響が大きいことがわかったので、ここでは溶解度に着目して結果を整理する。

生物圏のパラメータがレファレンスケースの値である場合に、溶解度を固定したときのその他のパラメータの影響を検討した。溶解度以外のパラメータのうち影響の大きい放出係数と天然バリアの分配係数についてまとめた。

まず、溶解度が 1/100 のケース・レファレンスのケース・10 倍のケースについて、放出係数の変動と線量分布を、図II 2-22～図II 2-24 にまとめた。どのケースでも最大線量は  $10 \mu\text{Sv/y}$  を下回った。放出係数が  $1 \times 10^{-5}$ (-)の場合、溶解度が大きくなるにしたがって線量の分布は高い値に分布(最大値や 97.5/75 パーセントイルの値)した。線量最大値に着目すると、放出係数が  $3 \times 10^{-4}$ (-) (レファレンス)及び  $1 \times 10^{-2}$ (-)のときは溶解度が

変化してもほとんど変化していないが、放出係数が  $1 \times 10^{-5}$ (-)の時は溶解度が增大するにしたがって値が増大した。放出係数が大きい時に溶解度制限による沈殿が生じやすい。沈殿が生じる場合、通常、線量は溶解度に対して顕著な感度を有する。しかし、今回の結果では沈殿が生じやすい。すなわち、放出係数が大きい値の場合、溶解度に対する線量の感度はほとんど見られない。逆に沈殿が生じにくい、すなわち放出係数が小さい値の場合に顕著な感度を示している。放出係数が小さいときに溶解度による影響が顕著となるのは、今回の検討では河川水シナリオ合計線量の決定核種が溶解度制限となる親核種(ウラン)ではなく子孫核種であるためと考えられる。放出係数が変動しても、ウランの移行量は溶解度(と流速)で決まる。そして施設内で生成した子孫核種は施設内のそれぞれの放出係数にしたがって移行するので、放出係数が大きいときに施設内で生成した子孫核種が線量に与える影響が大きくなる。放出係数が小さい場合はウランの沈殿量が少なく、線量を支配する子孫核種は移行過程において生成されたものが主となる。そのため、放出係数が小さい場合に、ウランが溶解度制限となる影響が、線量に表れることになる。

次に、溶解度が 1/100 のケース・レファレンスのケース・10 倍のケースについて、天然バリアの分配係数の変動と線量分布を、図 II 2-25～図 II 2-27 にまとめた。溶解度がどの値であっても、分配係数が上昇するにしたがって線量が減少する傾向となり、どのケースでも最大線量は  $10 \mu\text{Sv/y}$  を下回った。溶解度が大きくなるにしたがって線量の分布は高い値に分布し、その現象は特に分配係数が大きい時(分配係数が 10 倍の時)に顕著であった。線量最大値に着目すると、分配係数が 1/1000～1 倍(レファレンス)のときは溶解度が変化してもほとんど変化しないが、分配係数が 10 倍の時は溶解度が增大するにしたがって値が増大した。分配係数が大きくなると移行時間が長くなるため、処分場で生成した子孫核種は崩壊してしまい、生物圏に到達する子孫核種は移行中の親核種(ウラン)から生成したものである。そのため、子孫核種は溶解度制限となった親核種の影響を受け、溶解度の上昇とともに被ばく線量が増大したと考えられる。また、分配係数が小さいときに溶解度の影響が小さいのは、施設内で生成した子孫核種が生物圏まで移行してくるためである。分配係数が大きいときには、施設内で生成した子孫核種は生物圏への移行中に減衰し、生物圏には移行中の親核種から生成した子孫核種が到達することとなり、溶解度制限となる親核種と同様の応答を示す。

ここで、本検討では、河川水流量は減少する方向に 3 桁の変動を考慮していたが、そ

れを考慮すると線量は3桁上昇すると考えられる。そのため、河川水流量の変動を含めても $10\ \mu\text{Sv/y}$ を下回るには、 $1\times 10^{-8}\text{Sv/y}$ を下回ることが必要であるといえる。そこで、図II 2-22～図II 2-27のうちで、 $1\times 10^{-8}\text{Sv/y}$ 以下が確保できるようなパラメータセットとしては、以下のケースであることがわかった。

- 溶解度が1/100～1倍で、放出係数が $1\times 10^{-5}$ のとき。
- 溶解度が1/100～1倍で、土壌の分配係数が10倍のとき。

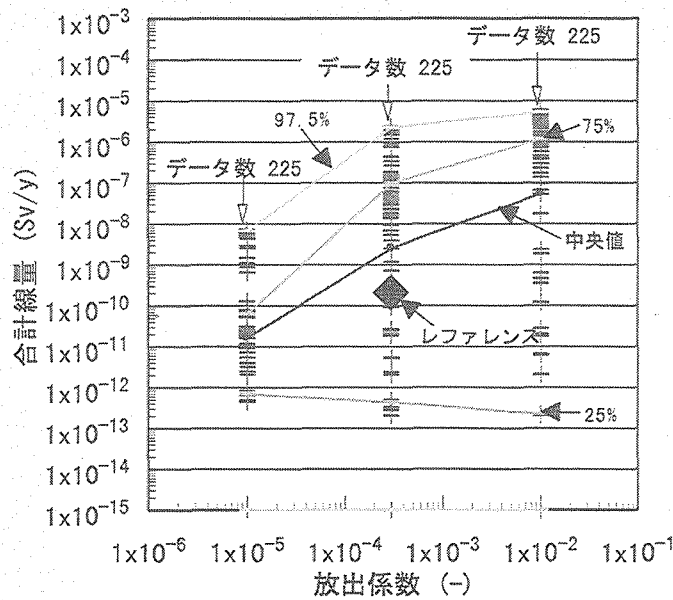


図 II 2-22 放出係数の変動と線量分布(生物圏パラメータはレファレンス、溶解度は 1/100)

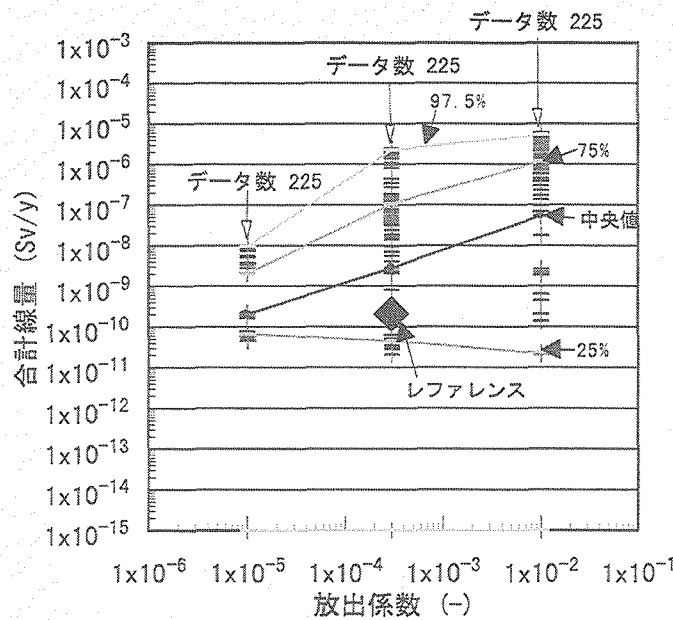


図 II 2-23 放出係数の変動と線量分布(生物圏パラメータはレファレンス、溶解度はレファレンス)

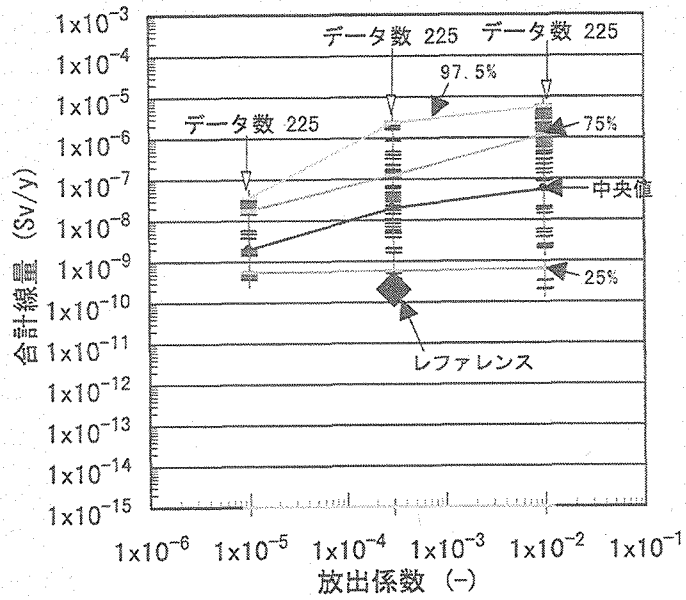


図 II 2-24 放出係数の変動と線量分布(生物圏パラメータはレファレンス、溶解度は10倍)

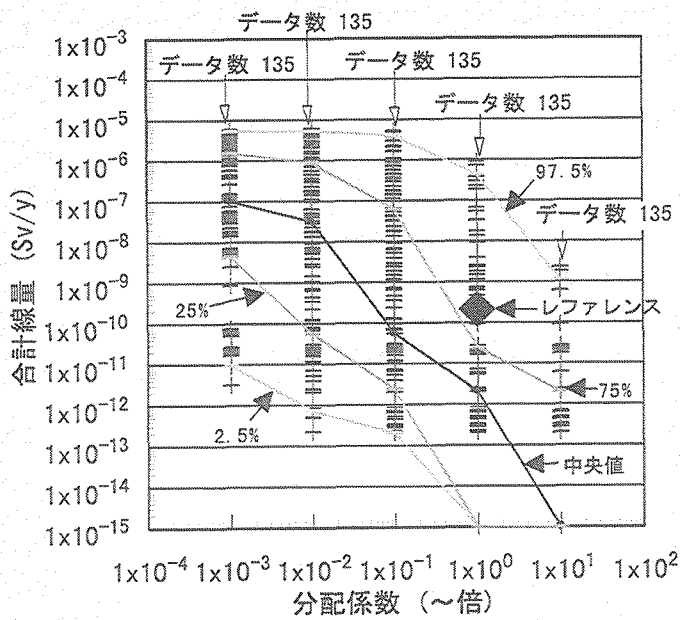
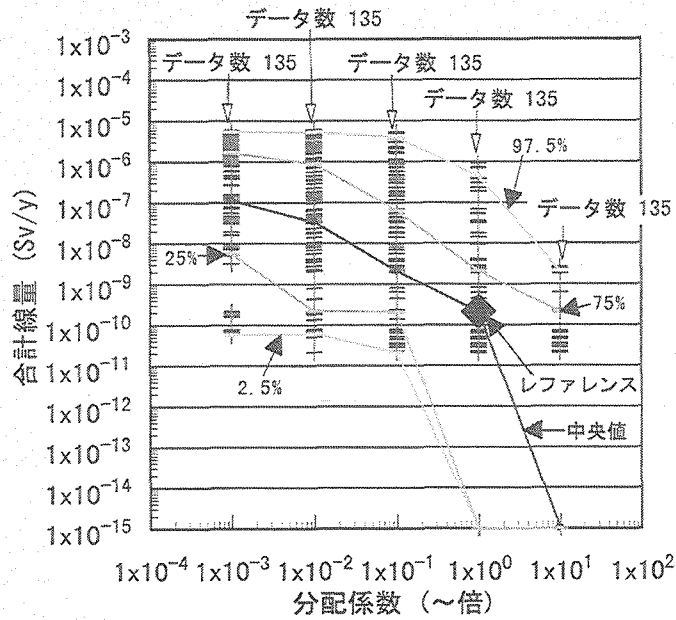
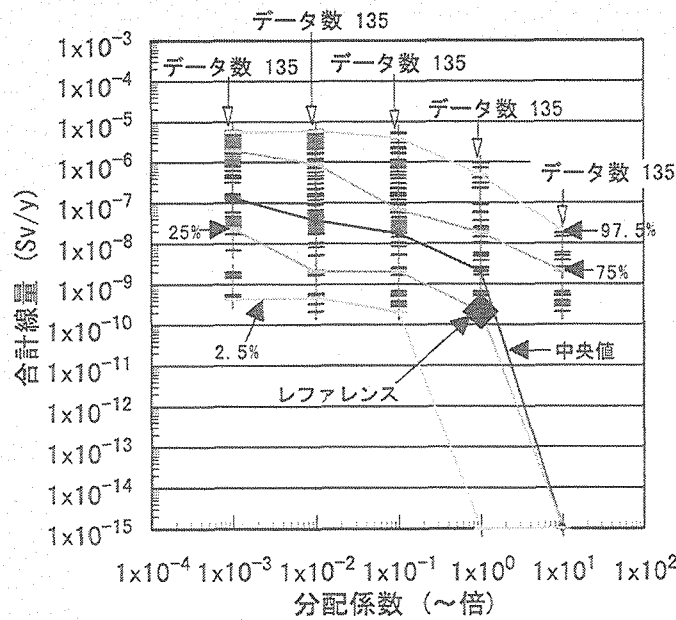


図 II 2-25 土壌の分配係数の変動と線量分布(生物圏パラメータはレファレンス、溶解度は1/100)



図II 2-26 土壤の分配係数の変動と線量分布(生物圏パラメータはレファレンス、溶解度はレファレンス)



図II 2-27 土壤の分配係数の変動と線量分布(生物圏パラメータはレファレンス、溶解度は10倍)

### 2.3 まとめ

濃縮度 4.5%のウラン廃棄物 1,000Bq/g を余裕深度処分すると仮定し、放出係数・溶解度・施設浸入水量・地下水流速・土壌の分配係数・河川までの距離・河川水流量・ダスト吸入量の8つのパラメータについてパラメータ変動における、河川水利用シナリオにおける被ばく線量へ与える影響について、検討した。表Ⅱ 2-21 には、パラメータ変動における線量への影響と、溶解度の変動と他のパラメータについての影響をまとめ、表Ⅱ 2-22 には、パラメータ変動による被ばく線量の取り得る値(被ばく線量最大値)について整理した。これらの検討により以下のことがわかった。

- ・ レファレンスケースでは河川水利用シナリオ合計被ばく線量は  $2.1 \times 10^{-10}(\text{Sv/y})$  であったが、8つすべてのパラメータ変動を考慮することによって、8桁以上増大の最大  $6.5 \times 10^{-2}(\text{Sv/y})$  という大きな線量を示す可能性があることがわかった。
- ・ 生物圏のパラメータ(河川水流量とダスト吸入量)がレファレンスの値であれば、河川水利用シナリオの被ばく線量は  $10 \mu\text{Sv/y}$  を下回る。
- ・ すべてのパラメータ変動を考慮した時に、最大の線量を示すケースは、放出係数・溶解度・浸入水量・流速・移行距離・ダスト吸入量が最大(順に 0.01(-)・10倍・0.1(m/y)・1(m/y)・1000(m)・0.53(kg/y)) で分配係数・河川水流量が最小(0.001倍・ $10^5(\text{m}^3/\text{y})$ ) であるケース(表Ⅱ 2-20 参照)であり、そのときの線量は  $6.5 \times 10^{-2}(\text{Sv/y})$  となった。
- ・ 放出係数が増大すると線量は大きくなる傾向となった。特に、放出係数が小さくなった場合に、線量に与える影響が大きい。
- ・ 溶解度が増大すると線量が増大する傾向となったが、線量の高い領域では他のパラメータとの組み合わせによって線量が決定される。
- ・ 施設浸入水量が増大すると線量も増大する傾向となったが、線量の高い領域では他のパラメータとの組み合わせによって線量が決定される。
- ・ 地下水流速が大きくなるにつれて線量も大きくなる傾向となったが、線量の高い領域では他のパラメータとの組み合わせによって線量が決定される。
- ・ 天然バリアの分配係数が増大するにしたがって線量は減少する傾向となった。また、分配係数が大きくなるほど線量の変動に与える影響は大きく、分配係数が小さいときは他のパラメータとの組み合わせに影響を受けていると考えられ、線量の変動幅は小

さくなくなった。

- ・ 河川までの距離が増大すると線量は減少する傾向となったが、線量の高い領域では他のパラメータとの組み合わせによって線量が決定される。
- ・ 河川水流量の変動は、1桁増大すれば線量は1桁減少する、というように、線量にリニアに影響を与える。そして、河川水流量が $1 \times 10^9 \text{m}^3/\text{y}$ のとき、他のパラメータの変動をすべて考慮しても、河川水利用シナリオの線量は $10 \mu \text{Sv/y}$ を下回った。
- ・ ダスト吸入量が増大すると線量は増大する傾向となったが、ダスト吸入量が小さい場合には線量にはほとんど影響を及ぼさない(吸入被ばくシナリオがクリティカルなシナリオとならないため)。
- ・ 生物圏のパラメータをレファレンスの値に固定し、溶解度を固定させて検討した結果、以下のケースにおいて、最大線量が $1 \times 10^{-8} \text{Sv/y}$ 以下となる(河川水量が少なくなるほうに変動した場合に、線量は3桁上昇するため、河川水量の変動を含めても $10 \mu \text{Sv/y}$ を下回るには $1 \times 10^{-8} \text{Sv/y}$ を下回ることが必要)。
  - ◇ 溶解度が1/100~1倍で、放出係数が $1 \times 10^{-5}$ のとき。
  - ◇ 溶解度が1/100~1倍で、土壌の分配係数が10倍のとき。

これらより、今後の課題としては以下のことが考えられる。

- ・ 処分場の安全評価における、さまざまなパラメータの被ばく線量への影響は、ある一つのパラメータのみで関係づけることはできない。パラメータの組み合わせによる影響など、さらに検討・考察が必要である。
- ・ 本検討では、網羅的にパラメータ変動を行ったが、より現実的な検討として、パラメータの関連性を考慮することも必要である。
- ・ 本検討では、ラドンの影響を考慮していない。今後ラドンの影響を考慮して検討する必要がある。



表Ⅱ 2-21 パラメータの変動のまとめ

パラメータ	各パラメータの変動をすべて考慮した場合	着目するパラメータ以外はレファレンスの値の場合	溶解度の変動による被ばく線量最大値に与える影響
放出係数	放出係数が大きくなるほど線量は増大。特に線量が高い時に線量の変動の傾きが大きい	放出係数が小さいときに到達時間がやや遅くなったが、被ばく線量ピーク値の変動はほとんどなかった	放出係数が $1E-5(-)$ の時、溶解度が増大するにしたがって被ばく線量最大値は増大。被ばく線量の決定核種がウラン(親核種)ではなく、子孫核種(溶解度制限とならない)であるため、放出係数が大きい時には処分施設で生成した子孫核種が生物圏まで移行するため、溶解度の変動による影響はない。
溶解度	溶解度を変動させても、被ばく線量の取り得る値(最大値)は、ほとんど変わらない。中央値や25パーセントイルのとき、溶解度が低下するにしたがって線量も低減	今回の検討ではウランにおいて溶解度制限となり、溶解度が下がるにつれ被ばく線量も低減した	—
施設浸入水量	施設浸入水量が増大すると線量も増大する傾向。被ばく線量が小さい時にその傾向が顕著となる	施設浸入水量が増大するにしたがい、線量は増大した	浸入水量の変動における被ばく線量最大値への影響は、溶解度の変動しても変わらない。
地下水流速	流速が増大すると線量も増大。特に中央値では、流速が1桁増大するごとに線量も約1桁増大。	地下水流速を1桁大きくしたときに被ばく線量が1桁増大した	地下水流速の変動における被ばく線量最大値への影響は、溶解度の変動しても変わらない。
土壌の分配係数	分配係数が大きくなるほど被ばく線量は小さくなり、分配係数が大きいときにその傾向が顕著に表れた。	分配係数が大きくなるほど被ばく線量は小さくなった。	分配係数が10倍の時、溶解度が増大するにしたがって被ばく線量最大値が増大。被ばく線量の決定核種がウラン(親核種)ではなく、子孫核種(溶解度制限とならない)であるため、分配係数が小さい時には処分施設で生成した子孫核種が生物圏まで移行するため、溶解度の変動による影響はない。
河川までの距離	移行距離が増加すると被ばく線量は低減する傾向にあるが、移行距離ごとの最大値をみると変動はほとんどない。	移行距離の変動によって、被ばく線量ピーク値はほとんど変動しない。移行距離の増大とともにピーク到達時間は増大した。	移行距離の変動における被ばく線量最大値への影響は、溶解度の変動しても変わらない。
河川水流量	河川水量が1桁上昇すれば線量は1桁減少する。他のパラメータがどんな値であっても河川水量が $1 \times 10^9 m^3/y$ が確保できれば、 $10 \mu Sv/y$ を下回る	河川水量は生物圏に関するパラメータであり、河川水量が1桁増大すれば被ばく線量は1桁減少する。	—
ダスト吸入量	ダスト吸入量が増大したときに被ばく線量が増大	ダスト吸入量は吸入被ばくに関してリニアに影響するが、河川水合計被ばく線量としては、ダスト吸入量が増大したときに被ばく線量が増大した。	—

表 II 2-22 パラメータで整理される河川水利用シナリオ合計被ばく線量最大値(Sv/y)

パラメータ		被ばく線量最大値	生物圏パラメータ固定	生物圏パラメータ及び溶解度固定			着目するパラメータ以外はレファレンスの値
				溶解度 1/100	溶解度 1 倍	溶解度 10 倍	
放出係数	1E-5 (-)	3.6E-4	3.7E-8	7.5E-9	1.0E-8	3.7E-8	2.1E-10
	3E-4 (-)	2.7E-2	2.6E-6	2.5E-6	2.5E-6	2.6E-6	2.1E-10
	1E-2 (-)	6.5E-2	6.3E-6	6.2E-6	6.2E-6	6.3E-6	2.1E-10
溶解度	0.01 倍	6.4E-2	6.2E-6	6.2E-6	—	—	2.1E-12
	0.1 倍	6.4E-2	6.2E-6	—	—	—	2.1E-11
	1 倍	6.4E-2	6.2E-6	—	6.2E-6	—	2.1E-10
	10 倍	6.5E-2	6.3E-6	—	—	6.3E-6	2.1E-9
施設浸入水量	0.001(m/y)	1.3E-2	1.2E-6	1.2E-6	1.2E-6	1.2E-6	3.4E-11
	0.01 (m/y)	4.6E-2	4.4E-6	4.4E-6	4.4E-6	4.4E-6	2.1E-10
	0.1 (m/y)	6.5E-2	6.3E-6	6.2E-6	6.2E-6	6.3E-6	2.1E-9
地下水流速	0.01 (m/y)	5.1E-2	5.1E-6	5.1E-6	5.1E-6	5.1E-6	1.9E-10
	0.1 (m/y)	6.5E-2	6.1E-6	6.0E-6	6.0E-6	6.1E-6	2.1E-10
	1 (m/y)	6.5E-2	6.3E-6	6.2E-6	6.2E-6	6.3E-6	2.8E-9
土壌の分配係数	0.001 倍	6.5E-2	6.1E-6	6.0E-6	6.0E-6	6.1E-6	1.5E-7
	0.01 倍	6.5E-2	6.3E-6	6.2E-6	6.2E-6	6.3E-6	1.2E-7
	0.1 倍	5.3E-2	5.4E-6	5.4E-6	5.4E-6	5.4E-6	2.8E-9
	1 倍	9.0E-3	9.3E-7	9.1E-7	9.1E-7	9.3E-7	2.1E-10
	10 倍	1.9E-4	2.1E-8	2.3E-9	2.7E-9	2.1E-8	1.9E-10
移行距離	50 (m)	6.5E-2	5.4E-6	5.4E-6	5.4E-6	5.4E-6	2.4E-10
	100 (m)	6.5E-2	5.3E-6	4.9E-6	4.9E-6	5.3E-6	2.1E-10
	200 (m)	6.5E-2	5.8E-6	5.4E-6	5.4E-6	5.8E-6	2.1E-10
	500 (m)	6.5E-2	6.3E-6	6.2E-6	6.2E-6	6.3E-6	2.1E-10
	1000 (m)	6.5E-2	5.9E-6	5.8E-6	5.8E-6	5.9E-6	2.1E-10
河川水流量	1E5 (m <sup>3</sup> /y)	6.5E-2	—	—	—	—	2.1E-7
	1E6 (m <sup>3</sup> /y)	6.5E-3	—	—	—	—	2.1E-8
	1E7 (m <sup>3</sup> /y)	6.5E-4	—	—	—	—	2.1E-9
	1E8 (m <sup>3</sup> /y)	6.5E-5	—	—	—	—	2.1E-10
	1E9 (m <sup>3</sup> /y)	6.5E-6	—	—	—	—	2.1E-11
ダスト吸入量	4.4E-6(kg/y)	5.8E-3	—	—	—	—	1.9E-10
	4.7E-3(kg/y)	6.3E-3	—	—	—	—	2.1E-10
	6.3E-1(kg/y)	6.5E-2	—	—	—	—	1.9E-9

\*) 網掛けは、10  $\mu$  Sv/y 以下。

\*) 網掛けは、レファレンスケースの結果

### III 天然放射性物質の濃度、フラックスに関する検討

処分場の安全性尺度として用いることが検討されている天然安全指標に関する以下の検討を実施した。

- ・ 濃度データの収集・整理：天然安全指標に用いる地質環境物質の元素濃度データの収集・整理
- ・ 方法論の検討：天然安全指標、とくにナチュラルフラックス評価の評価領域の選定から評価値の提示に至るまでの方法論の検討
- ・ 天然安全指標に係わる国際動向の調査：諸外国における天然安全指標に関する法律、天然安全指標の最新の研究動向の調査

#### 1. データの収集・整理

天然安全指標とは、天然地質環境に存在する岩石、地下水などの物質の元素濃度、あるいは地質学的プロセスによって移行する元素のフラックスを、放射性廃棄物処分場存在下で安全評価ないし性能評価において想定される放射性核種の濃度、フラックスと比較することで、放射性廃棄物処分場の安全性を判断するための補完的な指標とするものである。

本章では天然安全指標に関連するデータ、特に地質環境中の元素濃度データの収集・整理を実施した。

#### 1.1 データの収集

##### 1.1.1 収集対象のデータ

ウラン系廃棄物処分の安全評価において、留意すべきはウラン系列 ( $^{238}\text{U}$  系列)、およびアクチニウム系列 ( $^{235}\text{U}$  系列) の放射性核種であることが予測される。したがってウラン系廃棄物処分の安全性の補完という立場から、必要な天然地質環境物質中の元素としてウランが挙げられる。天然地質環境中のウラン濃度に、存在比を乗ずることで  $^{238}\text{U}$ 、 $^{235}\text{U}$ 、 $^{234}\text{U}$  の濃度の算出なども可能となり、本研究では収集対象とする元素としてまず“地質環境中のウラン”を選定した。

ところで天然安全指標に関連するデータについては、IAEA で発足した「放射性廃棄物処分の評価における安全評価指標の利用に関するプロジェクト (IAEA-CRP)」において、国際的データベース作成に関連した以下のデータの収集が要求されている。

- ・ 対象元素：U、Th、K、Rb、Sn、Cs、Cu、Ra、Rn（および毒性元素：Cd、Cu、As、Zn、Pb）
- ・ 対象物質：土壌、岩石、地下水、河川水、雨水（および指標物質：飲料水、食物）
- ・ 対象スケール：全国土における国土スケールデータ、およびある特定の地域における地域スケールデータ。地化学図、放射能調査結果など。

本研究では、ウランを含めた上記のデータも併せて収集対象とした。なお上記のうち、括弧内の項目は国際的データベースの要求事項ではない。ただし元素については、国際的データベース作成においては、U、Th、K、Rb、Sn、Cs、Cu、Ra、Rn のほかに、環境毒性を有する元素の提供も認められている。そこで過去、我が国において環境汚染を生じさせた毒性元素である Cd、Cu、As、Zn、Pb も収集対象元素として含めた。

#### 1.1.2 データの収集方法

濃度データの収集方法は、既存学術文献および学術図書を文献調査することで、学術文献・学術図書内に掲載されている濃度データの抽出を実施した。具体的に収集方法は以下の 4 つの方法から実施した。

- ・ 収集方法 1：日本地質文献検索システム「GEOLIS」を用いた文献収集
- ・ 収集方法 2：日本原子力学会誌の文献調査による文献収集
- ・ 収集方法 3：Radioisotope 誌の文献調査による文献収集
- ・ 収集方法 4：保健物理誌の文献調査による文献収集

#### 1.1.3 データ収集の対象とした学術文献

1.1.2 節により収集された文献より、収集方法 1 の日本地質文献検索データベースについて、文献の題名より、収集方法 2 から 4 については、実際に学術雑誌の内容を調査し、収集対象となる濃度データが掲載されている 151 の学術文献を選定した。

#### 1.1.4 データの収集結果

上記 1.1.2 節～1.1.3 節の方法により収集された学術文献より、特に地域スケールにおける濃度データ情報が掲載されている学術文献について、濃度データの抽出を実施した。ところで本研究により収集された濃度データは、先に述べたように放射性廃棄物処分事業に関連して使用される可能性があるデータである。実際に使用されるか否かは別にして、放射性廃棄物処分事業に関

連して使用される可能性があるデータは、データそれぞれの信頼性とデータ取得における追跡可能性を確保する必要がある。

そこで濃度データの収集においては、既存研究よりデータを抽出するのみではなく、各文献の研究目的、データの取得情報、あるいはデータの信頼性に係わる情報などの調査も実施している。調査対象項目は以下の7つである。

- ① 調査文献名
- ② 抽出データ
- ③ 研究目的
- ④ 分析試料と地表環境
- ⑤ 分析手法と分析値の信頼性
- ⑥ 抽出データの概要
- ⑦ 抽出データに係わる関連知見

付随情報は、調査者の主観を加えぬよう可能な限り原典論文にならった記述を行なっている。

## 1.2 データの整理

収集された濃度データを整理し、現調査段階における我が国の天然安全指標に関連する濃度データの概要（固相、液相、地質環境物質毎の濃度データの蓄積状況、地質環境毎の濃度データの相違、文献調査から得た濃度データの概況など）を記述した。

### 1.2.1 地質環境物質毎に見たデータの整理

データ収集調査において取得された濃度データの整理表の一例として結晶質岩の濃度データの収集状況を表 1.2.1-1～表 1.2.1-8に示した。

#### (1) 現調査段階における我が国の固相の濃度データの概要

固相物質では、結晶質岩については241事例、堆積岩については61事例、土壌については86事例について濃度データの取得がなされた。

結晶質岩は酸性岩～塩基性岩まで、堆積岩も生物源堆積岩から化学的堆積岩、屑砕堆積岩まで、土壌もいくつかの性質（たとえばロームやグライ土、砂丘未熟土）のものが取得でき国土における固相の多様性にいくらか対応しうる濃度データの取得が行えたが、数量から考えて、特に堆積岩は、国土の各地域毎に認められるであろう濃度情報の多様性の把握にはほ

ど遠いと推測される。

調査結果は、固相物質のなかでは、土壌、堆積岩と比較し、結晶質岩の濃度データのほうが豊富に存在していることを示すのかも知れない。結晶質岩では K、Rb、Cs 濃度が、他元素と比較し多い。K は他の元素と比較し、岩石中に多く含まれる主成分元素であり、岩石の主成分元素組成を検討する場合には、普遍的に取得される元素である。また Rb、Cs は、イオン半径が大きく液相に濃集する LIL (Large Ion Lithophile) 元素である。一般にマグマという液相から生成された結晶質岩の化学組成を知る場合には、マグマ/固相間の分配に関する情報を取得することを目的とし、LIL 元素のような性質を有する元素の情報が取得されるのかも知れない。

固相試料において、結晶質岩につづき次に多くの濃度データが取得されたのは土壌である。収集された土壌の元素濃度データは、Th、U が圧倒的に多い。土壌のデータを収集源は、その多くが、RADIOISOTOPES や保健物理誌などの環境放射能を扱った論文である。環境放射能関連の文献を調査することで、土壌の Th、U 濃度が取得できることを示唆している。

液相試料について記述すると、地表水は河川水を中心に我が国主要河川のデータが取得できたと推測される。一方、地下水試料は、花崗岩地域、堆積岩地域それぞれの地下水が取得できたが、採水深度のバリエーション、および絶対的な試料数に乏しい。

地表水は飲料水の U 濃度基準の制定に関連して、その基礎情報として分析されているもの、あるいは生物圏環境に流れる地表水の環境放射能学的観点から研究されているものが多い。

地下水の濃度データで K が多いのは、これらが水-岩石反応を考察するうえで重要な元素であり、よって釜石鉱山周辺、東濃鉱山周辺の地下水水質調査により取得されたものと推測される。U は、堆積岩の項で述べたようにこれらは環境指標 (酸化還元条件) を知るよいインジケータとなる。Rn が多いのは、地下水中のラドン濃度は地震観測・予知において重要な元素であるためかも知れない。

表 1.2.1-1 文献調査で収集された結晶質岩の濃度データ (1-1)

試料区分	U(mg/kg)			Th(mg/kg)			試料採取地域	毒性元素(および備考) *特に断りのない限り毒性元素濃度の単位はmg/kgである。
	最小値	最大値	平均値	最小値	最大値	平均値		
結晶質岩 (安山岩)							関東地方赤城山	Zn: 検出限界以下
結晶質岩 (安山岩)							関東地方男体山	Zn: 検出限界以下
結晶質岩 (玄武岩)							関東地方新期富士	Zn: 98
結晶質岩 (玄武岩)							関東津方古期富士	Zn: 85
結晶質岩 (花崗岩)	59.2			81.4			新潟県内 (下越半島、佐渡島)	単位はBq/kg、 <sup>238</sup> U、 <sup>232</sup> Th、 <sup>40</sup> K
結晶質岩 (中性岩)	22.9			32.6			新潟県内 (下越半島、佐渡島)	単位はBq/kg、 <sup>238</sup> U、 <sup>232</sup> Th、 <sup>40</sup> K
結晶質岩 (塩基性岩)	11.5			11.1			新潟県内 (下越半島、佐渡島)	単位はBq/kg、 <sup>238</sup> U、 <sup>232</sup> Th、 <sup>40</sup> K
結晶質岩 (超塩基性岩)	0.4			24.4			新潟県内 (下越半島、佐渡島)	単位はBq/kg、 <sup>238</sup> U、 <sup>232</sup> Th、 <sup>40</sup> K
結晶質岩 (花崗岩)							兵庫県内花崗岩地域 (宮津花崗岩)	
結晶質岩 (花崗岩)							兵庫県内花崗岩地域 (波賀花崗岩)	
結晶質岩 (花崗岩)							兵庫県内花崗岩地域 (六甲花崗岩)	
結晶質岩 (火成岩)				6.1	~	93.5	高知県足摺岬内第三系火成岩類	
結晶質岩 (花崗岩質岩)							京都市比叡山周辺	
結晶質岩 (花崗岩質岩)							京都市比良山周辺	
結晶質岩 (花崗岩質岩)							京都市花背	
結晶質岩 (花崗岩質岩)							京都市鞍馬	
結晶質岩 (花崗岩質岩)							京都市百井	
結晶質岩 (花崗岩質岩)							京都市仰木	
結晶質岩 (安山岩)							南関東銚子	
結晶質岩 (玄武岩)							千葉県鴨川市	
結晶質岩 (玄武岩)							三浦半島横須賀玄武岩	
結晶質岩 (玄武岩)							大磯丘陵玄武岩	
結晶質岩 (安山岩)							三浦半島下部中新統葉山層群	
結晶質岩 (安山岩)							北海道中央部夕張炭田地域	
結晶質岩 (安山岩)							北海道中央部馬追丘陵地域	
結晶質岩 (安山岩)				2.1	~	5.5	赤石山地南縁	Pb: 0.6~62.5
結晶質岩 (玄武岩)	0.27	~	3.13	0.6	~	2.9	北東北海道	
結晶質岩 (安山岩)	0.68	~	1.65	1.46	~	4.15	北東北海道	
結晶質岩 (安山岩)							石川県中新統七曲層群	Zn: 102
結晶質岩 (安山岩)							下北半島西部奥戸安山岩	
結晶質岩 (安山岩)							下北半島東部奥戸安山岩類	
結晶質岩 (安山岩)							下北半島目滝山安山岩類	
結晶質岩 (玄武岩)							中部北海道滝川地域	
結晶質岩 (変成岩: 角閃岩)	0.07	以下	~	0.49			北海道日高変成帯	Zn: 34~178
結晶質岩 (変成岩: グラニユライト)	0.07	以下					北海道日高変成帯	Zn: 66~126
結晶質岩 (変成岩)	0.27	~	1.21				北海道日高変成帯	Zn: 68~141
結晶質岩 (石英ダイオライト)	1.57						北海道日高変成帯	Zn: 81
結晶質岩 (はんれい岩質変成岩)	0.5						北海道日高変成帯	Zn: 77~88
結晶質岩 (花崗岩)							中部地域領家帯 (チタン鉄鉱花崗岩)	Pb: 11~42, Zn: 17~142, As: 0.3~1.8
結晶質岩 (花崗岩)							東部四国地域 (チタン鉄鉱花崗岩)	Pb: 11~34, Zn: 32~98, As: 0.2~1.4
結晶質岩 (花崗岩)							西部四国地域 (チタン鉄鉱花崗岩)	Pb: 13~41, Zn: 10~95, As: 0.1~1.8
結晶質岩 (花崗岩)							北部九州地域 (チタン鉄鉱花崗岩)	Pb: 9~23, Zn: 13~80
結晶質岩 (花崗岩)							中部地域 (チタン鉄鉱花崗岩)	Pb: 12~44, Zn: 13~80, As: 0.4~1.8
結晶質岩 (花崗岩)							近畿地方淡木花崗岩帯 (チタン鉄鉱花崗岩)	Pb: 13~16, Zn: 21~87, As: 0.2~3.6
結晶質岩 (花崗岩)							東部中国地方 (チタン鉄鉱花崗岩)	Pb: 12~35, Zn: 14~108, As: 0.4~1.8
結晶質岩 (花崗岩)							中部中国地方 (チタン鉄鉱花崗岩)	Pb: 10~41, Zn: 17~130, As: 0.1~1.4
結晶質岩 (花崗岩)							西部中国地方 (チタン鉄鉱花崗岩)	Pb: 15~43, Zn: 8~73, As: 0.5~1.9
結晶質岩 (花崗岩)							中部地方 (磁鉄鉱花崗岩)	Pb: 9~15, Zn: 33~105, As: 0.2~0.6
結晶質岩 (花崗岩)							中国・近畿地方 (磁鉄鉱花崗岩)	Pb: 7~14, Zn: 26~66, As: 0.4~6.3
結晶質岩 (花崗岩)							中央中国地方 (磁鉄鉱花崗岩)	Pb: 8~19, Zn: 17~90, As: 0.2~3.0
結晶質岩 (花崗岩)							鉱化関連花崗岩	Pb: 9~44, Zn: 17~90, As: 0.2~3.0
結晶質岩 (花崗岩)							紀伊半島中部、大峯地域 (洞川・白川岩体)	
結晶質岩 (変成岩: きん青石)							紀伊半島中部、大峯地域 (大峯花崗岩帯)	
結晶質岩 (変成岩: 花崗岩質岩)							北海道日高変成帯	
結晶質岩 (花崗岩)							北海道日高変成帯	
結晶質岩 (花崗岩)							北海道日高変成帯	
結晶質岩 (花崗閃緑岩)							大阪市野瀬岩体	
結晶質岩 (アダメロ岩)							大阪市野瀬岩体	
結晶質岩 (アダメロ岩)							大阪市妙見岩体	
結晶質岩 (花崗岩)							飛騨山地船津花崗岩 (船津型)	
結晶質岩 (花崗岩)							飛騨山地船津花崗岩 (中沢型)	
結晶質岩 (花崗岩)							飛騨山地船津花崗岩 (下の本型桑名相)	
結晶質岩 (花崗岩)							飛騨山地船津花崗岩 (下の本型金木戸相)	
結晶質岩 (花崗岩)							飛騨山地船津花崗岩 (下の本型池の尾相)	
結晶質岩 (閃緑岩)							飛騨山地船津花崗岩 (下の本型池の尾相)	
結晶質岩 (はんれい岩)							飛騨山地船津花崗岩 (下の本型池の尾相)	
結晶質岩 (暗色包有物)							飛騨山地船津花崗岩 (下の本型池の尾相)	
結晶質岩 (火山岩類)							東北日本弧泊火山岩類	
結晶質岩 (火山岩類)							東北日本弧飛火山岩類	
結晶質岩 (火山岩類)							東北日本弧相馬火山岩類	
結晶質岩 (火山岩類)							東北日本弧泊火山岩類 (第4期)	
結晶質岩 (玄武岩)							秋田・山形油田地帯	
結晶質岩 (火山岩類)							兵庫県北部・浜坂火山	

表 1.2.1-2 文献調査で収集された結晶質岩の濃度データ (1-2)

試料区分	K(mg/kg)			Rb(mg/kg)			試料採取地域	毒性元素(および備考) *特に断りのない限り毒性元素濃度の単位はmg/kgである。
	最小値	最大値	平均値	最小値	最大値	平均値		
結晶質岩(安山岩)	10211						関東地方赤城山	Zn: 検出限界以下
結晶質岩(安山岩)	10792						関東地方男体山	Zn: 検出限界以下
結晶質岩(玄武岩)	5396						関東地方新期富士	Zn: 98
結晶質岩(玄武岩)	3155						関東津方古期富士	Zn: 85
結晶質岩(花崗岩)	999						新潟県内(下越半島、佐渡島)	単位はBq/kg、 <sup>238</sup> U、 <sup>232</sup> Th、 <sup>40</sup> K
結晶質岩(中性岩)	703						新潟県内(下越半島、佐渡島)	単位はBq/kg、 <sup>238</sup> U、 <sup>232</sup> Th、 <sup>40</sup> K
結晶質岩(塩基性岩)	241						新潟県内(下越半島、佐渡島)	単位はBq/kg、 <sup>238</sup> U、 <sup>232</sup> Th、 <sup>40</sup> K
結晶質岩(超塩基性岩)	148						新潟県内(下越半島、佐渡島)	単位はBq/kg、 <sup>238</sup> U、 <sup>232</sup> Th、 <sup>40</sup> K
結晶質岩(花崗岩)							兵庫県内花崗岩地域(宮津花崗岩)	
結晶質岩(花崗岩)							兵庫県内花崗岩地域(波賀花崗岩)	
結晶質岩(花崗岩)							兵庫県内花崗岩地域(六甲花崗岩)	
結晶質岩(火成岩)	20006.6	~ 47567.6		90	~ 676		高知県足摺岬内第三系火成岩類	
結晶質岩(花崗岩質岩)	28308.1 ± 13448.4	~ 45326.1 ± 3321		115 ± 34	~ 292 ± 31		京都市比叡山周辺	
結晶質岩(花崗岩質岩)	34451.1 ± 17848.2	~ 51137.1 ± 4317		192 ± 36	~ 266		京都市比良山周辺	
結晶質岩(花崗岩質岩)	27228.9 ± 9463.69			104 ± 41			京都市花背	
結晶質岩(花崗岩質岩)	11871 ± 747.13			42 ± 7			京都市鞍馬	
結晶質岩(花崗岩質岩)	33870 ± 4482.8			138 ± 17			京都市百井	
結晶質岩(花崗岩質岩)	25153.5 ± 10293.8			83 ± 32			京都市仰木	
結晶質岩(安山岩)	11400	~ 15900		39.7	~ 51.3		南関東銚子	
結晶質岩(玄武岩)	267	~ 7390		0.33	~ 8.8		千葉県鴨川市	
結晶質岩(玄武岩)	6050			6.8			三浦半島横須賀玄武岩	
結晶質岩(玄武岩)	14500			17.6			大磯丘陵玄武岩	
結晶質岩(安山岩)	26648	~ 30798		46	~ 71		三浦半島下部中新統葉山層群	
結晶質岩(安山岩)	12535	~ 16686		44	~ 73		北海道中央部夕張炭田地域	
結晶質岩(安山岩)	11705	~ 13033		48	~ 54		北海道中央部馬道丘陵地域	
結晶質岩(安山岩)	415	~ 24738	3001	0.4	~ 356	N=26	赤石山地南縁	Pb: 0.6~62.5
結晶質岩(玄武岩)	2656	~ 9547					北東北海道	
結晶質岩(安山岩)	6641	~ 19657		15	~ 46		北東北海道	
結晶質岩(安山岩)	4068	~ 5811		8			石川県中新統七曲層群	Zn: 102
結晶質岩(安山岩)	4981	~ 15026	9052				下北半島西部奥戸安山岩	
結晶質岩(安山岩)	2739	~ 11307	8052				下北半島東部奥戸安山岩類	
結晶質岩(安山岩)	3404	~ 19841	11053				下北半島目滝山安山岩類	
結晶質岩(玄武岩)	3404	~ 11207	7906				中部北海道滝川地域	
結晶質岩(変成岩:角閃岩)				0.87	~ 11.1		北海道日高変成帯	Zn: 34~178
結晶質岩(変成岩:グラニュライト)				0.12	~ 0.32		北海道日高変成帯	Zn: 66~126
結晶質岩(変成岩)				1.47	~ 6.42		北海道日高変成帯	Zn: 68~141
結晶質岩(石英ダイオライト)				27.9			北海道日高変成帯	Zn: 81
結晶質岩(はんれい岩質変成岩)				2以下	~ 6.95		北海道日高変成帯	Zn: 77~88
結晶質岩(花崗岩)							中部地域領家帯(チタン鉄鉱花崗岩)	Pb: 11~42, Zn: 17~142, As: 0.3~1.8
結晶質岩(花崗岩)							東部四国地域(チタン鉄鉱花崗岩)	Pb: 11~34, Zn: 32~98, As: 0.2~1.4
結晶質岩(花崗岩)							西部四国地域(チタン鉄鉱花崗岩)	Pb: 13~41, Zn: 10~95, As: 0.1~1.8
結晶質岩(花崗岩)							北部九州地域(チタン鉄鉱花崗岩)	Pb: 9~23, Zn: 13~80
結晶質岩(花崗岩)							中部地域(チタン鉄鉱花崗岩)	Pb: 12~44, Zn: 13~80, As: 0.4~1.8
結晶質岩(花崗岩)							近畿地方茨木花崗岩帯(チタン鉄鉱花崗岩)	Pb: 13~16, Zn: 21~87, As: 0.2~3.6
結晶質岩(花崗岩)							東部中国地方(チタン鉄鉱花崗岩)	Pb: 12~35, Zn: 14~108, As: 0.4~1.8
結晶質岩(花崗岩)							中部中国地方(チタン鉄鉱花崗岩)	Pb: 10~41, Zn: 17~130, As: 0.1~1.4
結晶質岩(花崗岩)							西部中国地方(チタン鉄鉱花崗岩)	Pb: 15~43, Zn: 8~73, As: 0.5~1.9
結晶質岩(花崗岩)							中部地方(磁鉄鉱花崗岩)	Pb: 9~15, Zn: 33~105, As: 0.2~0.6
結晶質岩(花崗岩)							中国・近畿地方(磁鉄鉱花崗岩)	Pb: 7~14, Zn: 26~66, As: 0.4~6.3
結晶質岩(花崗岩)							中央中国地方(磁鉄鉱花崗岩)	Pb: 8~19, Zn: 17~90, As: 0.2~3.0
結晶質岩(花崗岩)							鉾田関連花崗岩	Pb: 9~44, Zn: 17~90, As: 0.2~3.0
結晶質岩(花崗岩)	16437	~ 26399	22262	84	~ 151		紀伊半島中部、大峯地域(洞川・白川岩体)	
結晶質岩(花崗岩)	19342	~ 44911	33206	112	~ 227		紀伊半島中部、大峯地域(大峯花崗岩帯)	
結晶質岩(変成岩:きん青石)	7222	~ 30965	18409				北海道日高変成帯	
結晶質岩(変成岩:花崗岩質岩)	1577	~ 39349	23576				北海道日高変成帯	
結晶質岩(花崗岩)	4324	~ 33455	16008				北海道日高変成帯	
結晶質岩(花崗閃緑岩)	16769	~ 18263					大阪市野瀬岩体	
結晶質岩(アダムロ岩)						153 ± 21	大阪市野瀬岩体	
結晶質岩(アダムロ岩)	33538	~ 38104				223 ± 38	大阪市妙見岩体	
結晶質岩(花崗岩)	22829	~ 40179	32742				飛騨山地船津花崗岩(船津型)	
結晶質岩(花崗岩)	21335	~ 29802					飛騨山地船津花崗岩(中沢型)	
結晶質岩(花崗岩)	33206	~ 35115					飛騨山地船津花崗岩(下の本型桑名相)	
結晶質岩(花崗岩)	15192	~ 25163	19924				飛騨山地船津花崗岩(下の本型金木戸相)	
結晶質岩(花崗岩)	21169	~ 30715	25403				飛騨山地船津花崗岩(下の本型池の尾相)	
結晶質岩(閃緑岩)	9976						飛騨山地船津花崗岩(下の本型池の尾相)	
結晶質岩(はんれい岩)	1411						飛騨山地船津花崗岩(下の本型池の尾相)	
結晶質岩(暗色包有物)	11207	~ 11622					飛騨山地船津花崗岩(下の本型池の尾相)	
結晶質岩(火山岩類)	3736	~ 18429	8290				東北日本弧泊火山岩類	
結晶質岩(火山岩類)	1328	~ 14113	5673				東北日本弧飛火山岩類	
結晶質岩(火山岩類)	8966	~ 15109	10387				東北日本弧相馬火山岩類	
結晶質岩(火山岩類)	2823	~ 7139	5413				東北日本弧泊火山岩類(第4期)	
結晶質岩(玄武岩)	332	~ 15524	4710	N=108			秋田・山形油田地帯	
結晶質岩(火山岩類)	9214.64						兵庫県北部・浜坂火山	



表 1.2.1-3 文献調査で収集された結晶質岩の濃度データ (1-3)

試料区分	U(mg/kg)			Th(mg/kg)			試料採取地域	毒性元素(および備考) *特に断りのない限り毒性元素濃度の単位はmg/kgである。
	最小値	最大値	平均値	最小値	最大値	平均値		
結晶質岩 (火山岩類)							兵庫県北部・照来層群	
結晶質岩 (火山岩類)							兵庫県北部・氷ノ山火山	
結晶質岩 (火山岩類)							兵庫県北部・轟火山	
結晶質岩 (火山岩類)							兵庫県北部・大屋火山	
結晶質岩 (火山岩類)							兵庫県北部・玄武洞	
結晶質岩 (火山岩類)							兵庫県北部・扇ノ山火山	
結晶質岩 (火山岩類)							兵庫県北部・和田火山	
結晶質岩 (火山岩類)							兵庫県北部・備火山	
結晶質岩 (火山岩類)							兵庫県北部・西気火山	
結晶質岩 (火山岩類)							兵庫県北部・田倉山火山	
結晶質岩 (安山岩)							南西北海道	
結晶質岩 (玄武岩)							南西北海道	
結晶質岩 (デイサイト)							南西北海道	
結晶質岩 (ライオライト)							南西北海道	
結晶質岩 (ドレライト)							南西北海道	
結晶質岩 (花崗閃緑岩)							南西北海道	
結晶質岩 (花崗岩)							南西北海道	
結晶質岩 (安山岩)							北部九州	
結晶質岩 (風化安山岩)							北部九州	
結晶質岩 (火山岩類)				3.1	~	7.9	近畿地方、扇ノ山火山岩類	
結晶質岩 (塩基性火山岩類)							北上山地岩泉帯	Zn平均濃度: 87、Pb平均濃度: 9
結晶質岩 (塩基性火山岩類)							北上山地北上帯	Zn平均濃度: 165、Pb平均濃度: 19
結晶質岩 (酸性火山岩類)							北上山地北上帯	Zn平均濃度: 111、Pb平均濃度: 14
結晶質岩 (塩基性溶岩)							北上山地阿武隈帯	Zn平均濃度: 109、Pb平均濃度: 12
結晶質岩 (変成岩)							北上山地阿武隈帯	Zn平均濃度: 81、Pb平均濃度: 20
結晶質岩 (変成岩、片岩)							北上山地阿武隈帯	Zn平均濃度: 83、Pb平均濃度: 16
結晶質岩 (変成岩、片岩)							北上山地阿武隈帯	Zn平均濃度: 89、Pb平均濃度: 12
結晶質岩 (玄武岩)							宮城県高館地域	Zn濃度: 80~95、Pb濃度: 9~12
結晶質岩 (流紋岩)							宮城県高館地域	Zn平均濃度: 40、Pb平均濃度: 8~17
結晶質岩 (流紋岩類)							津川地域	Zn濃度: 30~93、Pb濃度: 2~11
結晶質岩 (流紋岩)							津川地域 (入広瀬地域)	Zn濃度: 41~67、Pb濃度: 8~17
結晶質岩 (古期火山岩類)							秋田県北鹿地域	Zn: 35~41、Pb: 2~12
結晶質岩 (流紋岩)							秋田県北鹿地域	Zn: 18~220、Pb: 2以下~55
結晶質岩 (新期火山岩類デイサイト)							秋田県北鹿地域	Zn: 59、Pb: 3
結晶質岩 (新規火山岩類流紋岩)							秋田県北鹿地域	Zn: 59、Pb: 2以下
結晶質岩 (流紋岩)							上北地域	Zn濃度: 46~74、Pb濃度: 2以下~5
結晶質岩 (流紋岩)							古遠部地域	Zn濃度: 35~44、Pb濃度: 2~3
結晶質岩 (デイサイト)							古遠部地域	Zn濃度: 65、Pb濃度: 3
結晶質岩 (流紋岩)							釈迦内地域	Zn濃度: 48、Pb濃度: 9
結晶質岩 (デイサイト)							秋田県小坂鉱山地域	Zn濃度: 30~50、Pb濃度: 5~24
結晶質岩 (流紋岩)							秋田県小坂鉱山地域	Zn濃度: 12~720、Pb濃度: 3~22
結晶質岩 (安山岩)							秋田県小坂鉱山地域	Zn濃度: 75~99、Pb濃度: 4~5
結晶質岩 (玄武岩)							秋田県小坂鉱山地域	Zn濃度: 182~240、Pb濃度: 6~9
結晶質岩 (玄武岩)							中新世火山岩類	Zn濃度: 89、Pb濃度: 10
結晶質岩 (安山岩)							中新世火山岩類	Zn濃度: 96、Pb濃度: 10
結晶質岩 (流紋岩)							中新世火山岩類	Zn濃度: 2、Pb濃度: 7
結晶質岩 (安山岩質岩)							愛知県設楽群	
結晶質岩 (流紋岩)							愛知県設楽群	
結晶質岩 (玄武岩)							能登半島	Zn: 110~114
結晶質岩 (安山岩)							能登半島	Zn: 52~80
結晶質岩 (安山岩)							佐渡島	Zn: 63~71
結晶質岩 (玄武岩)							只見地域	Zn: 54~63
結晶質岩 (石英閃緑岩)							金華山	
結晶質岩 (花崗閃緑岩)							金華山	
結晶質岩 (変成岩)							金華山	
堆積岩 (粘板岩)							金華山	
堆積岩 (粘板岩)							北部北上帯	
堆積岩 (粘板岩)							岩泉帯	
堆積岩 (粘板岩)							木曾地方	
結晶質岩 (玄武岩)							北上山地折壁深成岩	Zn: 97
結晶質岩 (はんれい岩)							北上山地折壁深成岩	Zn: 44~82
結晶質岩 (モン閃緑岩)							北上山地折壁深成岩	Zn: 91

表 1.2.1-4 文献調査で収集された結晶質岩の濃度データ (1-4)

試料区分	K(mg/kg)			Rb(mg/kg)			試料採取地域	毒性元素(および備考) *特に断りのない限り毒性元素濃度の単位はmg/kgである。
	最小値	最大値	平均値	最小値	最大値	平均値		
結晶質岩 (火山岩類)	6143.09	~ 16769					兵庫県北部・照来層群	
結晶質岩 (火山岩類)	11456	~ 17267.1					兵庫県北部・氷ノ山火山	
結晶質岩 (火山岩類)	7471.33						兵庫県北部・轟火山	
結晶質岩 (火山岩類)	9380.67						兵庫県北部・大屋火山	
結晶質岩 (火山岩類)	14278.5	~ 14361.6					兵庫県北部・玄武洞	
結晶質岩 (火山岩類)	12120.2	~ 18180.2					兵庫県北部・扇ノ山火山	
結晶質岩 (火山岩類)	14112.5						兵庫県北部・和田火山	
結晶質岩 (火山岩類)	14610.6						兵庫県北部・備火山	
結晶質岩 (火山岩類)	9297.65						兵庫県北部・西気火山	
結晶質岩 (火山岩類)	8965.59						兵庫県北部・田倉山火山	
結晶質岩 (安山岩)	4981	~ 21999	10272	10	~ 62		南西北海道	
結晶質岩 (玄武岩)	1079	~ 10211	5778	6	~ 22		南西北海道	
結晶質岩 (デイサイト)	9713	~ 24821	17419	24	~ 73		南西北海道	
結晶質岩 (ライオライト)	14113	~ 18263	16188	53	~ 72		南西北海道	
結晶質岩 (ドレライト)	913	~ 2241	1577	53	~ 72		南西北海道	
結晶質岩 (花崗閃緑岩)	19010	~ 34700	26855	50	~ 160		南西北海道	
結晶質岩 (花崗岩)	18761	~ 21418	20090	22	~ 88		南西北海道	
結晶質岩 (安山岩)	9215	~ 24489	18974				北部九州	
結晶質岩 (風化安山岩)	17267						北部九州	
結晶質岩 (火山岩類)	7056	~ 15690	11635				近畿地方、扇ノ山火山岩類	
結晶質岩 (塩基性火山岩類)			166			N=3	北上山地岩泉帯	Zn平均濃度: 87、Pb平均濃度: 9
結晶質岩 (塩基性火山岩類)			14777			N=3	北上山地北基帯	Zn平均濃度: 165、Pb平均濃度: 19
結晶質岩 (酸性火山岩類)			25236			N=4	北上山地北基帯	Zn平均濃度: 111、Pb平均濃度: 14
結晶質岩 (塩基性溶岩)			5147			N=17	北上山地阿武隈帯	Zn平均濃度: 109、Pb平均濃度: 12
結晶質岩 (変成岩)			24821			N=7	北上山地阿武隈帯	Zn平均濃度: 81、Pb平均濃度: 20
結晶質岩 (変成岩、片岩)			18014			N=6	北上山地阿武隈帯	Zn平均濃度: 83、Pb平均濃度: 16
結晶質岩 (変成岩、片岩)			12286			N=4	北上山地阿武隈帯	Zn平均濃度: 89、Pb平均濃度: 12
結晶質岩 (玄武岩)							宮城県高館地域	Zn濃度: 80~95、Pb濃度: 9~12
結晶質岩 (流紋岩)							宮城県高館地域	Zn平均濃度: 40、Pb平均濃度: 8~17
結晶質岩 (流紋岩類)							津川地域	Zn濃度: 30~93、Pb濃度: 2~11
結晶質岩 (流紋岩)							津川地域 (入広瀬地域)	Zn濃度: 41~67、Pb濃度: 8~17
結晶質岩 (古期火山岩類)							秋田県北鹿地域	Zn: 35~41、Pb: 2~12
結晶質岩 (流紋岩)							秋田県北鹿地域	Zn: 18~220、Pb: 2以下~55
結晶質岩 (新期火山岩類デイサイト)							秋田県北鹿地域	Zn: 59、Pb: 3
結晶質岩 (新規火山岩類流紋岩)							秋田県北鹿地域	Zn: 59、Pb: 2以下
結晶質岩 (流紋岩)							上北地域	Zn濃度: 46~74、Pb濃度: 2以下~5
結晶質岩 (流紋岩)							古遠部地域	Zn濃度: 35~44、Pb濃度: 2~3
結晶質岩 (デイサイト)							古遠部地域	Zn濃度: 65、Pb濃度: 3
結晶質岩 (流紋岩)							釈迦内地域	Zn濃度: 48、Pb濃度: 9
結晶質岩 (デイサイト)							秋田県小坂鉦山地域	Zn濃度: 30~50、Pb濃度: 5~24
結晶質岩 (流紋岩)							秋田県小坂鉦山地域	Zn濃度: 12~720、Pb濃度: 3~22
結晶質岩 (安山岩)							秋田県小坂鉦山地域	Zn濃度: 75~99、Pb濃度: 4~5
結晶質岩 (玄武岩)							秋田県小坂鉦山地域	Zn濃度: 182~240、Pb濃度: 6~9
結晶質岩 (安山岩)							中新世火山岩類	Zn濃度: 89、Pb濃度: 10
結晶質岩 (流紋岩)							中新世火山岩類	Zn濃度: 96、Pb濃度: 10
結晶質岩 (安山岩質岩)	6641	~ 32542	22986				愛知県設楽群	Zn濃度: 2、Pb濃度: 7
結晶質岩 (流紋岩)	32210	~ 44247	38955				愛知県設楽群	
結晶質岩 (玄武岩)	8883	~ 10294		25	~ 33		能登半島	Zn: 110~114
結晶質岩 (安山岩)	5977	~ 15109		19	~ 70		能登半島	Zn: 52~80
結晶質岩 (安山岩)	14860	~ 18512		61	~ 77		佐渡島	Zn: 63~71
結晶質岩 (玄武岩)	2573	~ 3653		3	~ 17		只見地域	Zn: 54~63
結晶質岩 (石英閃緑岩)	16935	~ 31795					金華山	
結晶質岩 (花崗閃緑岩)	13282	~ 19591					金華山	
結晶質岩 (変成岩)	3570	~ 37938					金華山	
堆積岩 (粘板岩)	31961						北部北基帯	
堆積岩 (粘板岩)	30300						岩泉帯	
堆積岩 (粘板岩)	33538						木曾地方	
結晶質岩 (玄武岩)	9049			22.8			北上山地折壁深成岩	Zn: 97
結晶質岩 (はんれい岩)	415	~ 9215		1.6	~ 33.6		北上山地折壁深成岩	Zn: 44~82
結晶質岩 (モンソ閃緑岩)	24240			58.3			北上山地折壁深成岩	Zn: 91

表 1.2.1 -5 文献調査で収集された結晶質岩の濃度データ (2-1)

試料区分	Sn(mg/kg)			Cs(mg/kg)			Cu(mg/kg)			試料採取地域	毒性元素(および備考) *特に断りのない限り毒性元素濃度の単位はmg/kgである。
	最小値	最大値	平均値	最小値	最大値	平均値	最小値	最大値	平均値		
結晶質岩(安山岩)										関東地方赤城山	Zn: 検出限界以下
結晶質岩(安山岩)										関東地方男体山	Zn: 検出限界以下
結晶質岩(玄武岩)									181	関東地方新期富士	Zn: 98
結晶質岩(玄武岩)									85	関東地方古期富士	Zn: 85
結晶質岩(花崗岩)										新潟県内(下越半島、佐渡島)	単位はBq/kg、 <sup>238</sup> U、 <sup>232</sup> Th、 <sup>40</sup> K
結晶質岩(中性岩)										新潟県内(下越半島、佐渡島)	単位はBq/kg、 <sup>238</sup> U、 <sup>232</sup> Th、 <sup>40</sup> K
結晶質岩(塩基性岩)										新潟県内(下越半島、佐渡島)	単位はBq/kg、 <sup>238</sup> U、 <sup>232</sup> Th、 <sup>40</sup> K
結晶質岩(超塩基性岩)										新潟県内(下越半島、佐渡島)	単位はBq/kg、 <sup>238</sup> U、 <sup>232</sup> Th、 <sup>40</sup> K
結晶質岩(花崗岩)										新潟県内(下越半島、佐渡島)	単位はBq/kg、 <sup>238</sup> U、 <sup>232</sup> Th、 <sup>40</sup> K
結晶質岩(花崗岩)										兵庫県内花崗岩地域(宮津花崗岩)	
結晶質岩(花崗岩)										兵庫県内花崗岩地域(波賀花崗岩)	
結晶質岩(花崗岩)										兵庫県内花崗岩地域(六甲花崗岩)	
結晶質岩(火成岩)				0.5	~	26.9				高知県足摺岬内第三系火成岩類	
結晶質岩(花崗岩質岩)										京都市比叡山周辺	
結晶質岩(花崗岩質岩)										京都市比良山周辺	
結晶質岩(花崗岩質岩)										京都市花背	
結晶質岩(花崗岩質岩)										京都市鞍馬	
結晶質岩(花崗岩質岩)										京都市百井	
結晶質岩(花崗岩質岩)										京都市仰木	
結晶質岩(安山岩)										南関東銚子	
結晶質岩(玄武岩)										千葉県鴨川市	
結晶質岩(玄武岩)										三浦半島横須賀玄武岩	
結晶質岩(玄武岩)										大磯丘陵玄武岩	
結晶質岩(安山岩)										三浦半島下部中新統葉山層群	
結晶質岩(安山岩)										北海道中央部夕張炭田地域	
結晶質岩(安山岩)										北海道中央部馬追丘陵地域	
結晶質岩(安山岩)										赤石山地南縁	Pb: 0.6~62.5
結晶質岩(玄武岩)										北東北海道	
結晶質岩(安山岩)										北東北海道	
結晶質岩(安山岩)										石川県中新統七曲層群	Zn: 102
結晶質岩(安山岩)										下北半島西部奥戸安山岩	
結晶質岩(安山岩)										下北半島東部奥戸安山岩類	
結晶質岩(安山岩)										下北半島目滝山安山岩類	
結晶質岩(玄武岩)										中部北海道滝川地域	
結晶質岩(変成岩:角閃岩)	0.35	~	2.04	0.022	~	0.78				北海道日高変成帯	Zn: 34~178
結晶質岩(変成岩:グラニュライト)	0.33	~	0.76	0.003 以下						北海道日高変成帯	Zn: 66~126
結晶質岩(変成岩)	1.85			0.07	~	0.64				北海道日高変成帯	Zn: 68~141
結晶質岩(石英ダイオライト)	1.85			1.67						北海道日高変成帯	Zn: 81
結晶質岩(はんれい岩質変成岩)	1.48			0.35						北海道日高変成帯	Zn: 77~88
結晶質岩(花崗岩)							1	~	44	中部地域領家帯(チタン鉄鉱花崗岩)	Pb: 11~42, Zn: 17~142, As: 0.3~1.8
結晶質岩(花崗岩)							2	~	18	東部四国地域(チタン鉄鉱花崗岩)	Pb: 11~34, Zn: 32~98, As: 0.2~1.4
結晶質岩(花崗岩)							2	~	23	西部四国地域(チタン鉄鉱花崗岩)	Pb: 13~41, Zn: 10~95, As: 0.1~1.8
結晶質岩(花崗岩)							1	~	82	北部九州地域(チタン鉄鉱花崗岩)	Pb: 9~23, Zn: 13~80
結晶質岩(花崗岩)							1	~	10	中部地域(チタン鉄鉱花崗岩)	Pb: 12~44, Zn: 13~80, As: 0.4~1.8
結晶質岩(花崗岩)							2	~	18	近畿地方淡木花崗岩帯(チタン鉄鉱花崗岩)	Pb: 13~16, Zn: 21~87, As: 0.2~3.6
結晶質岩(花崗岩)							2	~	24	東部中国地方(チタン鉄鉱花崗岩)	Pb: 12~35, Zn: 14~108, As: 0.4~1.8
結晶質岩(花崗岩)							1	~	25	中部中国地方(チタン鉄鉱花崗岩)	Pb: 10~41, Zn: 17~130, As: 0.1~1.4
結晶質岩(花崗岩)							2	~	3	西部中国地方(チタン鉄鉱花崗岩)	Pb: 15~43, Zn: 8~73, As: 0.5~1.9
結晶質岩(花崗岩)							1	~	4	中部地方(磁鉄鉱花崗岩)	Pb: 9~15, Zn: 33~105, As: 0.2~0.6
結晶質岩(花崗岩)							3	~	13	中国・近畿地方(磁鉄鉱花崗岩)	Pb: 7~14, Zn: 26~66, As: 0.4~6.3
結晶質岩(花崗岩)							2	~	39	中央中国地方(磁鉄鉱花崗岩)	Pb: 8~19, Zn: 17~90, As: 0.2~3.0
結晶質岩(花崗岩)							2	~	340	磁化関連花崗岩	Pb: 9~44, Zn: 17~90, As: 0.2~3.0
結晶質岩(花崗岩)				5	~	8				紀伊半島中部、大峯地域(洞川・白川岩体)	
結晶質岩(花崗岩)				3	~	14				紀伊半島中部、大峯地域(大峯花崗岩帯)	
結晶質岩(変成岩:きん青石)										北海道日高変成帯	
結晶質岩(変成岩:花崗岩質岩)										北海道日高変成帯	
結晶質岩(花崗岩)										北海道日高変成帯	
結晶質岩(花崗閃緑岩)										大阪市野瀬岩体	
結晶質岩(アダメロ岩)										大阪市野瀬岩体	
結晶質岩(アダメロ岩)										大阪市妙見岩体	
結晶質岩(花崗岩)										飛騨山地船津花崗岩(船津型)	
結晶質岩(花崗岩)										飛騨山地船津花崗岩(中沢型)	
結晶質岩(花崗岩)										飛騨山地船津花崗岩(下の本型桑名相)	
結晶質岩(花崗岩)										飛騨山地船津花崗岩(下の本型金木戸相)	
結晶質岩(花崗岩)										飛騨山地船津花崗岩(下の本型池の尾相)	
結晶質岩(閃緑岩)										飛騨山地船津花崗岩(下の本型池の尾相)	
結晶質岩(はんれい岩)										飛騨山地船津花崗岩(下の本型池の尾相)	
結晶質岩(暗色包有物)										飛騨山地船津花崗岩(下の本型池の尾相)	
結晶質岩(火山岩類)										飛騨山地船津花崗岩(下の本型池の尾相)	
結晶質岩(火山岩類)										東北日本弧泊火山岩類	
結晶質岩(火山岩類)										東北日本弧飛火山岩類	
結晶質岩(火山岩類)										東北日本弧相馬火山岩類	
結晶質岩(火山岩類)										東北日本弧泊火山岩類(第4期)	
結晶質岩(玄武岩)										秋田・山形油田地帯	

表 1.2.1-6 文献調査で収集された結晶質岩の濃度データ (2-2)

試料区分	Ra(mg/kg)			Rn(mg/kg)			試料採取地域	毒性元素(および備考) *特に断りのない限り毒性元素濃度の単位はmg/kgである。
	最小値	最大値	平均値	最小値	最大値	平均値		
結晶質岩(安山岩)							関東地方赤城山	Zn: 検出限界以下
結晶質岩(安山岩)							関東地方男体山	Zn: 検出限界以下
結晶質岩(玄武岩)							関東地方新期富士	Zn: 98
結晶質岩(玄武岩)							関東地方古期富士	Zn: 85
結晶質岩(花崗岩)							新潟県内(下越半島、佐渡島)	単位はBq/kg、 <sup>238</sup> U、 <sup>232</sup> Th、 <sup>40</sup> K
結晶質岩(中性岩)							新潟県内(下越半島、佐渡島)	単位はBq/kg、 <sup>238</sup> U、 <sup>232</sup> Th、 <sup>40</sup> K
結晶質岩(塩基性岩)							新潟県内(下越半島、佐渡島)	単位はBq/kg、 <sup>238</sup> U、 <sup>232</sup> Th、 <sup>40</sup> K
結晶質岩(超塩基性岩)							新潟県内(下越半島、佐渡島)	単位はBq/kg、 <sup>238</sup> U、 <sup>232</sup> Th、 <sup>40</sup> K
結晶質岩(花崗岩)							兵庫県内花崗岩地域(宮津花崗岩)	
結晶質岩(花崗岩)							兵庫県内花崗岩地域(波賀花崗岩)	
結晶質岩(花崗岩)							兵庫県内花崗岩地域(六甲花崗岩)	
結晶質岩(火成岩)							高知県足摺岬内第三系火成岩類	
結晶質岩(花崗岩質岩)							京都市比叡山周辺	
結晶質岩(花崗岩質岩)							京都市比良山周辺	
結晶質岩(花崗岩質岩)							京都市花背	
結晶質岩(花崗岩質岩)							京都市鞍馬	
結晶質岩(花崗岩質岩)							京都市百井	
結晶質岩(花崗岩質岩)							京都市仰木	
結晶質岩(安山岩)							南関東銚子	
結晶質岩(玄武岩)							千葉県鴨川市	
結晶質岩(玄武岩)							三浦半島横須賀玄武岩	
結晶質岩(玄武岩)							大磯丘陵玄武岩	
結晶質岩(安山岩)							三浦半島下部中新統葉山層群	
結晶質岩(安山岩)							北海道中央部夕張炭田地域	
結晶質岩(安山岩)							北海道中央部馬追丘陵地域	
結晶質岩(安山岩)							赤石山地南縁	Pb: 0.6~62.5
結晶質岩(玄武岩)							北東北海道	
結晶質岩(安山岩)							北東北海道	
結晶質岩(安山岩)							石川県中新統七曲層群	Zn: 102
結晶質岩(安山岩)							下北半島西部奥戸安山岩	
結晶質岩(安山岩)							下北半島東部奥戸安山岩類	
結晶質岩(玄武岩)							下北半島目麓山安山岩類	
結晶質岩(変成岩:角閃岩)							中部北海道滝川地域	
結晶質岩(変成岩:グラニュライト)							北海道日高変成帯	Zn: 34~178
結晶質岩(変成岩)							北海道日高変成帯	Zn: 66~126
結晶質岩(石英ダイオライト)							北海道日高変成帯	Zn: 68~141
結晶質岩(はんれい岩質変成岩)							北海道日高変成帯	Zn: 81
結晶質岩(花崗岩)							北海道日高変成帯	Zn: 77~88
結晶質岩(花崗岩)							中部地域領家帯(チタン鉄鉱花崗岩)	Pb: 11~42, Zn: 17~142, As: 0.3~1.8
結晶質岩(花崗岩)							東部四国地域(チタン鉄鉱花崗岩)	Pb: 11~34, Zn: 32~98, As: 0.2~1.4
結晶質岩(花崗岩)							西部四国地域(チタン鉄鉱花崗岩)	Pb: 13~41, Zn: 10~95, As: 0.1~1.8
結晶質岩(花崗岩)							北部九州地域(チタン鉄鉱花崗岩)	Pb: 9~23, Zn: 13~80
結晶質岩(花崗岩)							中部地域(チタン鉄鉱花崗岩)	Pb: 12~44, Zn: 13~80, As: 0.4~1.8
結晶質岩(花崗岩)							近畿地方淡木花崗岩帯(チタン鉄鉱花崗岩)	Pb: 13~16, Zn: 21~87, As: 0.2~3.6
結晶質岩(花崗岩)							東部中国地方(チタン鉄鉱花崗岩)	Pb: 12~35, Zn: 14~108, As: 0.4~1.8
結晶質岩(花崗岩)							中部中国地方(チタン鉄鉱花崗岩)	Pb: 10~41, Zn: 17~130, As: 0.1~1.4
結晶質岩(花崗岩)							西部中国地方(チタン鉄鉱花崗岩)	Pb: 15~43, Zn: 8~73, As: 0.5~1.9
結晶質岩(花崗岩)							中部地方(磁鉄鉱花崗岩)	Pb: 9~15, Zn: 33~105, As: 0.2~0.6
結晶質岩(花崗岩)							中国・近畿地方(磁鉄鉱花崗岩)	Pb: 7~14, Zn: 26~66, As: 0.4~6.3
結晶質岩(花崗岩)							中央中国地方(磁鉄鉱花崗岩)	Pb: 8~19, Zn: 17~90, As: 0.2~3.0
結晶質岩(花崗岩)							鉾川関連花崗岩	Pb: 9~44, Zn: 17~90, As: 0.2~3.0
結晶質岩(花崗岩)							紀伊半島中部、大峯地域(洞川・白川岩体)	
結晶質岩(変成岩:きん青石)							紀伊半島中部、大峯地域(大峯花崗岩帯)	
結晶質岩(変成岩:花崗岩質岩)							北海道日高変成帯	
結晶質岩(花崗岩)							北海道日高変成帯	
結晶質岩(花崗閃緑岩)							北海道日高変成帯	
結晶質岩(アダメロ岩)							大阪市野瀬岩体	
結晶質岩(アダメロ岩)							大阪市野瀬岩体	
結晶質岩(花崗岩)							大阪市妙見岩体	
結晶質岩(花崗岩)							飛騨山地船津花崗岩(船津型)	
結晶質岩(花崗岩)							飛騨山地船津花崗岩(中沢型)	
結晶質岩(花崗岩)							飛騨山地船津花崗岩(下の本型桑名相)	
結晶質岩(花崗岩)							飛騨山地船津花崗岩(下の本型金木戸相)	
結晶質岩(花崗岩)							飛騨山地船津花崗岩(下の本型池の尾相)	
結晶質岩(閃緑岩)							飛騨山地船津花崗岩(下の本型池の尾相)	
結晶質岩(はんれい岩)							飛騨山地船津花崗岩(下の本型池の尾相)	
結晶質岩(暗色包有物)							飛騨山地船津花崗岩(下の本型池の尾相)	
結晶質岩(火山岩類)							飛騨山地船津花崗岩(下の本型池の尾相)	
結晶質岩(火山岩類)							東北日本弧泊火山岩類	
結晶質岩(火山岩類)							東北日本弧竜飛火山岩類	
結晶質岩(火山岩類)							東北日本弧相馬火山岩類	
結晶質岩(火山岩類)							東北日本弧泊火山岩類(第4期)	
結晶質岩(玄武岩)							秋田・山形油田地帯	

表 1.2.1-7 文献調査で収集された結晶質岩の濃度データ (2-3)

試料区分	Sn(mg/kg)			Cs(mg/kg)			Cu(mg/kg)			試料採取地域	毒性元素(および備考) *特に断りのない限り毒性元素濃度の単位はmg/kgである。
	最小値	最大値	平均値	最小値	最大値	平均値	最小値	最大値	平均値		
結晶質岩 (火山岩類)										兵庫県北部・浜坂火山	
結晶質岩 (火山岩類)										兵庫県北部・照来層群	
結晶質岩 (火山岩類)										兵庫県北部・氷ノ山火山	
結晶質岩 (火山岩類)										兵庫県北部・轟火山	
結晶質岩 (火山岩類)										兵庫県北部・大屋火山	
結晶質岩 (火山岩類)										兵庫県北部・玄武洞	
結晶質岩 (火山岩類)										兵庫県北部・扇ノ山火山	
結晶質岩 (火山岩類)										兵庫県北部・和田火山	
結晶質岩 (火山岩類)										兵庫県北部・備火山	
結晶質岩 (火山岩類)										兵庫県北部・西気火山	
結晶質岩 (火山岩類)										兵庫県北部・田倉山火山	
結晶質岩 (安山岩)										南西北海道	
結晶質岩 (玄武岩)										南西北海道	
結晶質岩 (デイサイト)										南西北海道	
結晶質岩 (ライオライト)										南西北海道	
結晶質岩 (ドレライト)										南西北海道	
結晶質岩 (花崗閃緑岩)										南西北海道	
結晶質岩 (花崗岩)										南西北海道	
結晶質岩 (安山岩)										北部九州	
結晶質岩 (風化安山岩)										北部九州	
結晶質岩 (火山岩類)										近畿地方・扇ノ山火山岩類	
結晶質岩 (塩基性火山岩類)								105	N=3	北上山地岩泉帯	Zn平均濃度: 87、Pb平均濃度: 9
結晶質岩 (塩基性火山岩類)								31	N=3	北上山地北上帯	Zn平均濃度: 165、Pb平均濃度: 19
結晶質岩 (酸性火山岩類)								37	N=4	北上山地北上帯	Zn平均濃度: 111、Pb平均濃度: 14
結晶質岩 (塩基性溶岩)								77	N=1	北上山地阿武隈帯	Zn平均濃度: 109、Pb平均濃度: 12
結晶質岩 (変成岩)								6	N=7	北上山地阿武隈帯	Zn平均濃度: 81、Pb平均濃度: 20
結晶質岩 (変成岩、片岩)								25	N=6	北上山地阿武隈帯	Zn平均濃度: 83、Pb平均濃度: 16
結晶質岩 (変成岩、片岩)								46	N=4	北上山地阿武隈帯	Zn平均濃度: 89、Pb平均濃度: 12
結晶質岩 (玄武岩)							67	~	143	宮城県高館地域	Zn濃度: 80~95、Pb濃度: 9~12
結晶質岩 (流紋岩)							3	~	19	宮城県高館地域	Zn平均濃度: 40、Pb平均濃度: 8~17
結晶質岩 (流紋岩類)								2	~	3 N=2 津川地域	Zn濃度: 30~93、Pb濃度: 2~11
結晶質岩 (流紋岩)							3	~	19	N=2 津川地域 (入広瀬地域)	Zn濃度: 41~67、Pb濃度: 8~17
結晶質岩 (古期火山岩類)							3	~	15	N=2 秋田県北鹿地域	Zn: 35~41、Pb: 2~12
結晶質岩 (流紋岩)							3	~	220	N=1 秋田県北鹿地域	Zn: 18~220、Pb: 2以下~55
結晶質岩 (新期火山岩類デイサイト)									3	秋田県北鹿地域	Zn: 59、Pb: 3
結晶質岩 (新規火山岩類流紋岩)									2	秋田県北鹿地域	Zn: 59、Pb: 2以下
結晶質岩 (流紋岩)							8	~	83	N=2 上北地域	Zn濃度: 46~74、Pb濃度: 2以下~5
結晶質岩 (流紋岩)							3	~	4	N=2 古遠部地域	Zn濃度: 35~44、Pb濃度: 2~3
結晶質岩 (デイサイト)									28	N=1 古遠部地域	Zn濃度: 65、Pb濃度: 3
結晶質岩 (流紋岩)									20	N=1 釈迦内地域	Zn濃度: 48、Pb濃度: 9
結晶質岩 (デイサイト)									2	秋田県小坂鉾山地	Zn濃度: 30~50、Pb濃度: 5~24
結晶質岩 (流紋岩)							3	~	1000	秋田県小坂鉾山地	Zn濃度: 12~720、Pb濃度: 3~22
結晶質岩 (安山岩)							3	~	5	秋田県小坂鉾山地	Zn濃度: 75~99、Pb濃度: 4~5
結晶質岩 (玄武岩)							9	~	32	秋田県小坂鉾山地	Zn濃度: 182~240、Pb濃度: 6~9
結晶質岩 (玄武岩)									98	N=3 中新世火山岩類	Zn濃度: 89、Pb濃度: 10
結晶質岩 (安山岩)									106	N=6 中新世火山岩類	Zn濃度: 96、Pb濃度: 10
結晶質岩 (流紋岩)									2	N=10 中新世火山岩類	Zn濃度: 2、Pb濃度: 7
結晶質岩 (安山岩質岩)										愛知県設楽群	
結晶質岩 (流紋岩)										愛知県設楽群	
結晶質岩 (玄武岩)							24	~	27	能登半島	Zn: 110~114
結晶質岩 (安山岩)							7	~	22	能登半島	Zn: 52~80
結晶質岩 (安山岩)							15	~	20	佐渡島	Zn: 63~71
結晶質岩 (玄武岩)							47	~	99	只見地域	Zn: 54~63
結晶質岩 (石英閃緑岩)										金華山	
結晶質岩 (花崗閃緑岩)										金華山	
結晶質岩 (変成岩)										金華山	
堆積岩 (粘板岩)										北部北上帯	
堆積岩 (粘板岩)										岩泉帯	
堆積岩 (粘板岩)										木曾地方	
結晶質岩 (玄武岩)				0.64						北上山地折壁深成岩	Zn: 97
結晶質岩 (はんれい岩)				0.16	~	1.18				北上山地折壁深成岩	Zn: 44~82
結晶質岩 (モンソ閃緑岩)				2.57						北上山地折壁深成岩	Zn: 91

表 1.2.1-8 文献調査で収集された結晶質岩の濃度データ (2-4)

試料区分	Ra(mg/kg)			Rn(mg/kg)			試料採取地域	毒性元素(および備考) *特に断りのない限り毒性元素濃度の単位はmg/kgである。
	最小値	最大値	平均値	最小値	最大値	平均値		
結晶質岩(火山岩類)							兵庫県北部・浜坂火山	
結晶質岩(火山岩類)							兵庫県北部・照来層群	
結晶質岩(火山岩類)							兵庫県北部・氷ノ山火山	
結晶質岩(火山岩類)							兵庫県北部・轟火山	
結晶質岩(火山岩類)							兵庫県北部・大屋火山	
結晶質岩(火山岩類)							兵庫県北部・玄武洞	
結晶質岩(火山岩類)							兵庫県北部・扇ノ山火山	
結晶質岩(火山岩類)							兵庫県北部・和田火山	
結晶質岩(火山岩類)							兵庫県北部・備火山	
結晶質岩(火山岩類)							兵庫県北部・西気火山	
結晶質岩(火山岩類)							兵庫県北部・田倉山火山	
結晶質岩(安山岩)							南西北海道	
結晶質岩(玄武岩)							南西北海道	
結晶質岩(デイサイト)							南西北海道	
結晶質岩(ライオライト)							南西北海道	
結晶質岩(ドレライト)							南西北海道	
結晶質岩(花崗閃緑岩)							南西北海道	
結晶質岩(花崗岩)							南西北海道	
結晶質岩(安山岩)							北部九州	
結晶質岩(風化安山岩)							北部九州	
結晶質岩(火山岩類)							近畿地方、扇ノ山火山岩類	
結晶質岩(塩基性火山岩類)							北上山地岩泉帯	Zn平均濃度: 87、Pb平均濃度: 9
結晶質岩(塩基性火山岩類)							北上山地北上帯	Zn平均濃度: 165、Pb平均濃度: 19
結晶質岩(酸性火山岩類)							北上山地北上帯	Zn平均濃度: 111、Pb平均濃度: 14
結晶質岩(塩基性溶岩)							北上山地阿武隈帯	Zn平均濃度: 109、Pb平均濃度: 12
結晶質岩(変成岩)							北上山地阿武隈帯	Zn平均濃度: 81、Pb平均濃度: 20
結晶質岩(変成岩、片岩)							北上山地阿武隈帯	Zn平均濃度: 83、Pb平均濃度: 16
結晶質岩(変成岩、片岩)							北上山地阿武隈帯	Zn平均濃度: 89、Pb平均濃度: 12
結晶質岩(玄武岩)							宮城県高館地域	Zn濃度: 80~95、Pb濃度: 9~12
結晶質岩(流紋岩)							宮城県高館地域	Zn平均濃度: 40、Pb平均濃度: 8~17
結晶質岩(流紋岩類)							津川地域	Zn濃度: 30~93、Pb濃度: 2~11
結晶質岩(流紋岩)							津川地域(入広瀬地域)	Zn濃度: 41~67、Pb濃度: 8~17
結晶質岩(古期火山岩類)							秋田県北鹿地域	Zn: 35~41、Pb: 2~12
結晶質岩(流紋岩)							秋田県北鹿地域	Zn: 18~220、Pb: 2以下~55
結晶質岩(新期火山岩類デイサイト)							秋田県北鹿地域	Zn: 59、Pb: 3
結晶質岩(新規火山岩類流紋岩)							秋田県北鹿地域	Zn: 59、Pb: 2以下
結晶質岩(流紋岩)							上北地域	Zn濃度: 46~74、Pb濃度: 2以下~5
結晶質岩(流紋岩)							古遠部地域	Zn濃度: 35~44、Pb濃度: 2~3
結晶質岩(デイサイト)							古遠部地域	Zn濃度: 65、Pb濃度: 3
結晶質岩(流紋岩)							釈迦内地域	Zn濃度: 48、Pb濃度: 9
結晶質岩(デイサイト)							秋田県小坂鉦山地域	Zn濃度: 30~50、Pb濃度: 5~24
結晶質岩(流紋岩)							秋田県小坂鉦山地域	Zn濃度: 12~720、Pb濃度: 3~22
結晶質岩(安山岩)							秋田県小坂鉦山地域	Zn濃度: 75~99、Pb濃度: 4~5
結晶質岩(玄武岩)							秋田県小坂鉦山地域	Zn濃度: 182~240、Pb濃度: 6~9
結晶質岩(玄武岩)							中新世火山岩類	Zn濃度: 89、Pb濃度: 10
結晶質岩(安山岩)							中新世火山岩類	Zn濃度: 96、Pb濃度: 10
結晶質岩(流紋岩)							中新世火山岩類	Zn濃度: 2、Pb濃度: 7
結晶質岩(安山岩質岩)							愛知県設楽群	
結晶質岩(流紋岩)							愛知県設楽群	
結晶質岩(玄武岩)							能登半島	Zn: 110~114
結晶質岩(安山岩)							能登半島	Zn: 52~80
結晶質岩(安山岩)							佐渡島	Zn: 63~71
結晶質岩(玄武岩)							只見地域	Zn: 54~63
結晶質岩(石英閃緑岩)							金華山	
結晶質岩(花崗閃緑岩)							金華山	
結晶質岩(変成岩)							金華山	
堆積岩(粘板岩)							北部北上帯	
堆積岩(粘板岩)							岩泉帯	
堆積岩(粘板岩)							木曾地方	
結晶質岩(玄武岩)							北上山地折壁深成岩	Zn: 97
結晶質岩(はんれい岩)							北上山地折壁深成岩	Zn: 44~82
結晶質岩(モンソ閃緑岩)							北上山地折壁深成岩	Zn: 91

## 1.2.2 地質環境物質毎の元素濃度、放射能の相違

取得された濃度データのうち、Uについての情報が記されている計34の文献を選定し、固相、液相毎に<sup>238</sup>U濃度、<sup>238</sup>U放射能を算出した。

計34の文献から得られた現調査段階の地質環境物質の<sup>238</sup>U濃度、<sup>238</sup>U放射能データの統計値を固相、液相とに区分し、それぞれ表1.2.2-1と表1.2.2-2に示した。

表 1.2.2-1 現調査段階の<sup>238</sup>U濃度の統計値

試料区分	データ数	単位	最小値	最大値	中央値	平均値	標準偏差 (1σ)
結晶質岩	N=188	mg/kg	0.03	17.26	0.79	1.66 ±	2.32
堆積岩	N=185	mg/kg	0.01	88.25	2.88	4.87 ±	10.97
土壌	N=46	mg/kg	0.26	2.92	1.77	1.76 ±	0.72
堆積物	N=116	mg/kg	0.87	18.40	4.01	4.60 ±	2.90
風化岩	N=91	mg/kg	0.20	20.85	3.83	4.54 ±	3.41

試料区分	データ数	単位	最小値	最大値	中央値	平均値	標準偏差 (1σ)
結晶質岩	N=188	mg/kg	0.03	17.26	0.79	1.66 ±	2.32
堆積岩	N=185	mg/kg	0.01	88.25	2.88	4.87 ±	10.97
土壌	N=46	mg/kg	0.26	2.92	1.77	1.76 ±	0.72
堆積物	N=116	mg/kg	0.87	18.40	4.01	4.60 ±	2.90
風化岩	N=91	mg/kg	0.20	20.85	3.83	4.54 ±	3.41

表 1.2.2-2 現調査段階の<sup>238</sup>U放射能データの統計値

試料区分	データ数	単位	最小値	最大値	中央値	平均値	標準偏差 (1σ)
結晶質岩	N=188	Bq/kg	0.37	212.44	9.78	20.43 ±	28.62
堆積岩	N=185	Bq/kg	0.11	1086.31	35.44	59.91 ±	134.98
土壌	N=46	Bq/kg	3.18	35.93	21.70	21.63 ±	8.86
堆積物	N=116	Bq/kg	10.70	224.84	49.00	56.43 ±	35.46
風化岩	N=91	Bq/kg	2.44	256.61	47.17	55.93 ±	41.97

試料区分	データ数	単位	最小値	最大値	中央値	平均値	標準偏差 (1σ)
河川水	N=59	Bq/l	1.1E-05	0.066	0.00035	0.0029 ±	0.0089
雨水	N=16	Bq/l	1.7E-06	0.00017	2.4E-05	6E-05 ±	6.67E-05
海水	N=19	Bq/l	3.5E-05	0.035	0.029	0.025 ±	0.012
温泉水	N=10	Bq/l	0.00074	0.44	0.041	0.13 ±	0.16
地下水	N=77	Bq/l	2.3E-05	16.50	0.0023	0.88 ±	3.37
間隙海水	N=38	Bq/l	0.15885	2.08	0.44	0.54 ±	0.39
飲料水	N=21	Bq/l	4.9E-06	0.098	0.00031	0.010 ±	0.028

計 34 の文献から得られた地質環境物質の  $^{238}\text{U}$  濃度のデータの統計値（最小値、最大値、中央値）を対数グラフにしたものを固相、液相毎に図 1.2.2-1、図 2.1.1-2に示している。

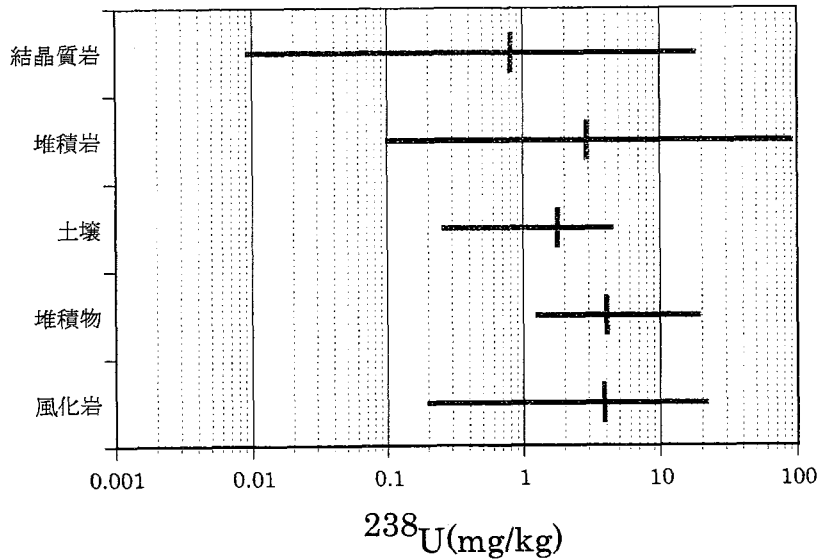


図 1.2.2-1 地質環境物質の  $^{238}\text{U}$  濃度の統計グラフ（固相）

Y 軸に平行であるバーは各地質環境物質の値範囲を示し、X 軸に平行であるバーは中央値を示す。

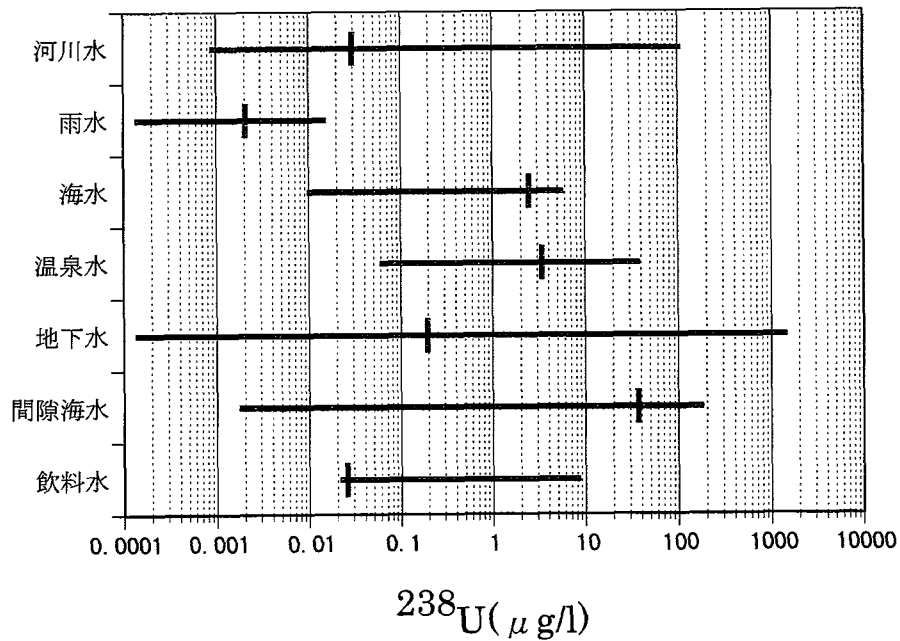


図 1.2.2-2 地質環境物質の  $^{238}\text{U}$  濃度の統計グラフ（液相）

Y 軸に平行であるバーは各地質環境物質の値範囲を示し、X 軸に平行であるバーは中央値を示す。



固相、液相の  $^{238}\text{U}$  濃度ヒストグラムを図 1.2.2-3に示した。

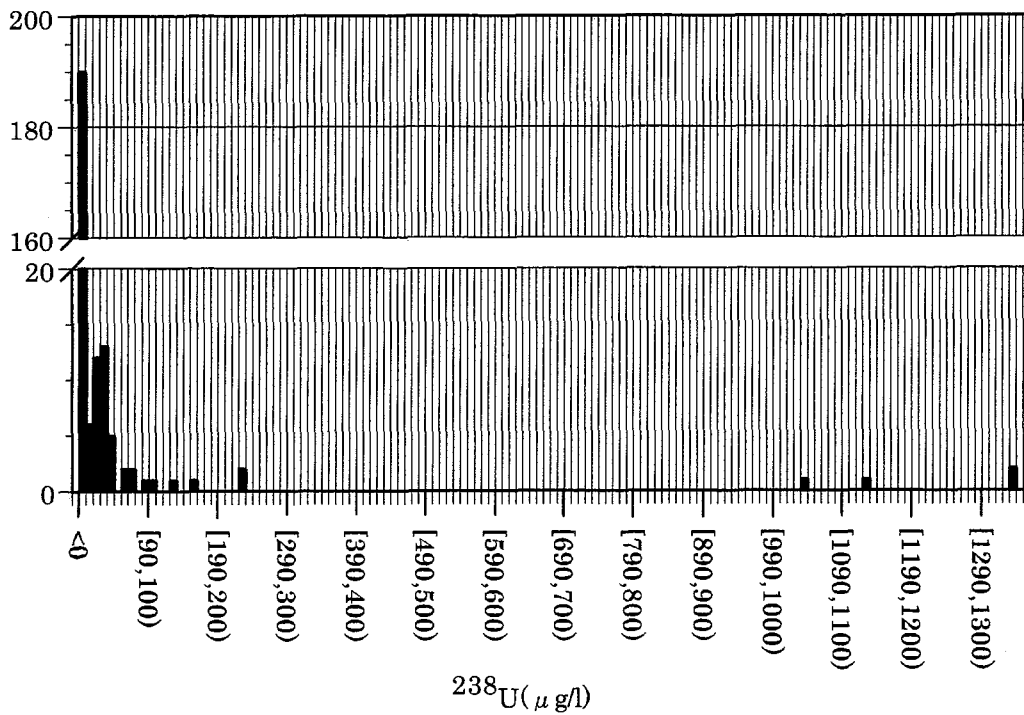
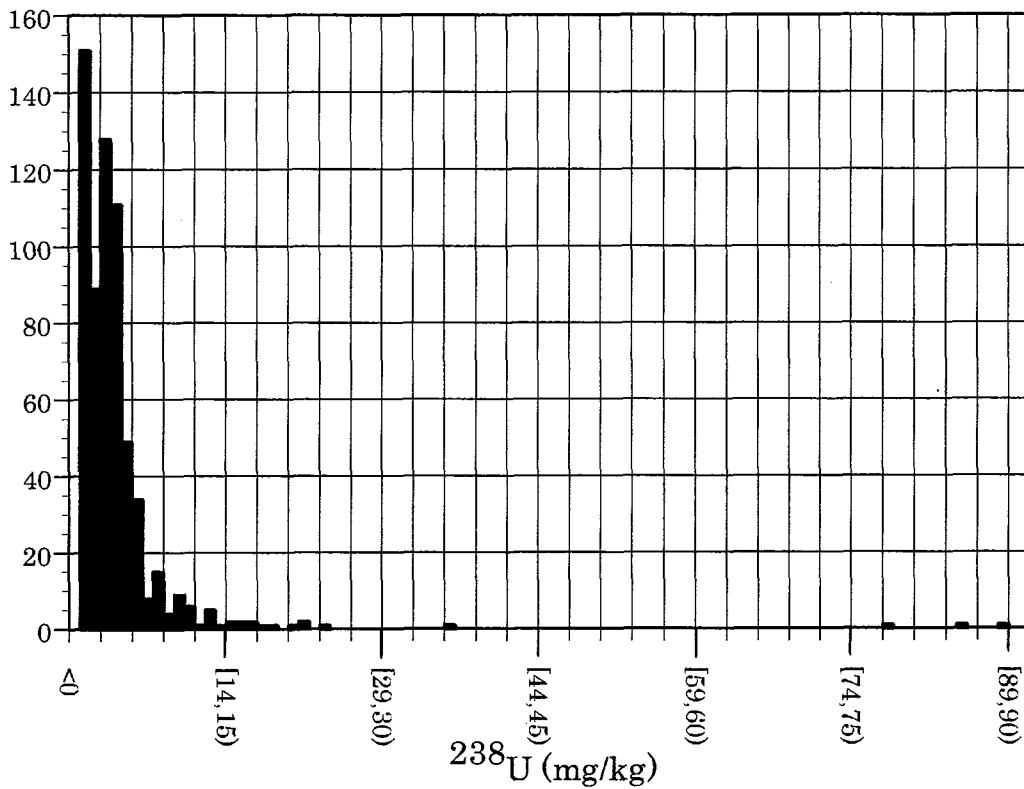


図 1.2.2-3 固相 (上)、液相 (下) の  $^{238}\text{U}$  濃度ヒストグラム

地質環境は構成物質毎、あるいは同一の物質の場合でもある程度の濃度、放射能データ幅がある。天然安全指標に用いる場合には、国土における幅広いデータ幅を把握すると同時に、評価対象とする地域がある場合には、その地域に特徴的に存在する物質を把握し、その地域における物質の元素濃度を把握する必要があると考えられる。

### 1.2.3 文献調査による濃度データの取得についての考察

表 1.2.3-1～表 1.2.3-4 (表 1.2.3-5が判例) には文献調査によって得られた信頼性に関する情報が整理している(地質学雑誌、岩鉱、地質調査所月報、RADIOISOTOPESの地質学系文献を灰色に、環境放射能研究のRADIOISOTOPESを白抜きで示した整理表)。

地質学系雑誌、すなわち地質学雑誌、岩鉱、地質調査所月報には、位置情報および地質情報が比較的多くの文献で明記されていることがわかる。このことは、文献調査からでも、ある評価領域における濃度データが存在するならば、地質学的文献では取得された濃度データの位置の概略を把握することができることを示している。一方、環境放射能系の雑誌、すなわちRADIOISOTOPESには、位置情報の記載は地質学系雑誌ほど明確には記述されていない(地質学的雑誌の大部分は◎に対し、環境放射能研究系雑誌の多くは○である)。次に、分析値の信頼性に関する情報の項目を見る。これによると、地質学系雑誌、すなわち地質学雑誌、岩鉱、地質調査所月報には、分析試料の調整方法は引用を基にしたものであったり、分析機器が分析法の名称のみが記述され、かつ分析値の精度についてはあまり記述されていない。一方、これに対し、環境放射能研究系の雑誌では、地質学系雑誌と比較し、相対的に分析試料の調整方法、分析機器、分析値の精度が良好に記述されていることがわかる。

文献調査より天然安全評価指標に関する濃度データを得ても、たとえばその濃度データの実際の位置がわからなかったり、あるいは、データの位置が特定された場合でも、分析値の信頼性が劣るものと推測される。

表 1.2.3-1 文献の信頼性に関する情報の整理表 (その1)

収録データ	掲載雑誌名	文献発行年	分析試料と地表環境				その他(調査事実および調査者による類推事項)
			採取試料の位置	地形	地質	気候・植生	
関東平野における土壌の地球化学図 関東地方土壌、基盤岩の元素濃度	地質調査所月報	2001	◎	×	○	×	
名古屋市内の地表(土壌)の自然放射能マップ	RADIOISOTOPES	2000	○	×	○	×	
新潟県下越地域・佐渡島の自然放射能マップ 新潟県下越地域・佐渡島の土壌・堆積物のU・Th・K濃度	RADIOISOTOPES	1999	◎	×	○	×	
兵庫県内における河川の地球化学図 兵庫県内における飲料水の地球化学図 兵庫県内における花崗岩のU濃度	RADIOISOTOPES	1999	◎(ただし岩石試料、水試料は○)	×	○	×	
我が国における地方ならびに岩石種類別の地表γ線線量率	RADIOISOTOPES	1994	○	○	○	×	
高知県足摺岬の第三紀火成岩類のK、Rb、Th、Cs濃度	岩石鉱物鉱床学会誌	1984	△	×	○	×	
南関東第三紀火山岩類のK、Rb濃度	岩石鉱物鉱床学会誌	1985	◎	○	○	×	
北海道中央部馬追丘陵及び夕張沢田地域の中 新世前期火山岩類のK、Rb濃度	岩石鉱物鉱床学会誌	1993	◎	○	○	×	
北東北道に分布する玄武岩、安山岩のU、Th、K、Rb濃度	Jour. Geol. Soc. Japan(地質学雑誌)	1998	◎	×	○	×	試料採取地点の緯度・経度情報が記述されている。
中部北海道、滝川地域の中新世-鮮新世玄武岩のK濃度	岩石鉱物鉱床学会誌	1993	◎	○	○	×	付録に試料採取地点の緯度・経度情報が示されている。
北海道日高変成帯の塩基性変成岩のU、Th、K、Rb、Cs、Sr、Cu、Zn濃度	地質調査所月報	1990	◎	×	○	×	
西南日本内帯における花崗岩類のCu、Pb、Zn、As濃度	地質調査所月報	1984	◎	×	○	×	
紀伊半島中部、大峯地域の中新世クイブおよび スタイン花崗岩質岩のK、Rb、Cs濃度	岩石鉱物鉱床学会誌	1985	○	×	○	×	分析値の信頼性に関する情報として、分析再現性と正確度の双方の情報が記述されている。
茨木複合岩体のK、Rb濃度	岩石鉱物鉱床学会誌	1984	○	×	○	×	
福島・茨城県(1試料のみ宮城県)における湧水、 地表水のK濃度	地質調査所月報	1998	◎	×	○	○	水試料の湧出状況、湧出量に関する記述がある。
飛騨山地、鈴鹿地域に分布する船津花崗岩体 のK濃度	岩石鉱物鉱床学会誌	1985	△	×	×	×	本研究は2つの論文に区分されて報告されており、主としてその1では研究対象地域の地質概要が、その2では化学組成が述べられている。
東北日本弧中新世火山岩類のK濃度(一部につ いてはRb濃度も取得)	地質学雑誌	1988					
秋田-山形沼田地帯付近、中新世中期玄武岩 類のK濃度	地質学雑誌	1988	◎	×	○	×	
中央北海道、浜益地域の新生代火山岩類のK、 Rb濃度	地質学雑誌	2000	◎	○	○	×	
北部九州古第三紀堆積岩類のK濃度	岩石鉱物鉱床学会誌	1992	◎	×	○	×	本研究で提示されている分析値は、本文献著者らの既存文献からの引用であり、それに未公表の分析データを追加し、紹介している。このため分析値の信頼性確保に関する情報が記述されていないものと推測される。
北上高地堆積岩-火山岩類、阿武隈高地変成岩 類、飛騨山地変成岩類、グリーンタフ地域火山 岩類のCu、Pb、K濃度	地質調査所月報	1975	○	○	○	×	
佐渡、能登、只見地域の中新世火山岩類のK、 Cu、Rb、Zn濃度	Jour. Geol. Soc. Japan(地質学雑誌)	1993	◎	×	○	×	
上越、盛岡、水戸、観音台土壌のU濃度	RADIOISOTOPES	1997	△	×	×	×	本文献においては、試料の調整に使用した水の種類、調整時間、使用した容器の材質にいたるまでの詳細な記述が実施されている。
金華山花崗岩類、変成岩類、泥質岩類のK濃度	地質調査所月報	1993	◎	×	○	×	
静岡県西部瀬戸川帯の酸性凝灰岩(ガラス質凝 灰岩、結晶凝灰岩)、御岳凝灰岩のK、Th、Cu、 Zn、Rb、Pb濃度	地質学雑誌	1984	○	○	○	×	地形情報は地形図の提示という形で表されている。
四国西部三笠山帯のチャート、石灰岩、チャート -石灰岩互層のK、Cu、Zn、Rb濃度	地質学雑誌	1984	◎	×	○	×	

表 1.2.3-2 文献の信頼性に関する情報の整理表 (その2)

収録データ	掲載雑誌名	文献発行年	分析値の信頼性確保に関する情報				その他(調査事実および調査者による類推事項)
			分析試料の採取・保存法	分析試料の調整方法	分析機器	分析値の精度	
関東平野における土壌の地球化学図 関東地方土壌、基岩の元素濃度	地質調査所月報	2001	○	○	○(一部引用)	○	
名古屋市内の地表(土壌)の自然放射能マップ	RADIOISOTOPES	2000	-	-	◎	△	
新潟県下越地域・佐渡島の自然放射能マップ 新潟県下越地域・佐渡島の土壌・堆積物のU・Th・K濃度	RADIOISOTOPES	1999	×	-	○	○	
兵庫県内における河川の地球化学図 兵庫県内における飲料水の地球化学図 兵庫県内における花崗岩のU濃度	RADIOISOTOPES	1999	×	○	◎	○	
我が国における地方ならびに岩石種類別の地表γ線線量率	RADIOISOTOPES	1994	-	○	○	○	
高知県足摺岬の第三紀火成岩類のK、Rb、Th、Cs濃度	岩石鉱物鉱床学会誌	1984	×	×	△(引用文献)	×	
南関東第三紀火山岩類のK、Rb濃度	岩石鉱物鉱床学会誌	1985	×	×	△	×	
北海道中央部馬道丘陵及び夕張炭田地域の中新世前期火山岩類のK、Rb濃度	岩石鉱物鉱床学会誌	1993	×	△	△	○	
北東北海道に分布する玄武岩、安山岩のU、Th、K、Rb濃度	Jour. Geol. Soc. Japan(地質学雑誌)	1998	×	△	◎	×	試料採取地点の緯度・経度情報が記述されている。
中部北海道、滝川地域の中新世-鮮新世玄武岩のK濃度	岩石鉱物鉱床学会誌	1993	×	×	◎	×	付録に試料採取地点の緯度・経度情報が示されている。
北海道日高変成帯の塩基性変成岩のU、Th、K、Rb、Cs、Sn、Cu、Zn濃度	地質調査所月報	1999	×	△	◎	×	
西南日本内帯における花崗岩類のCu、Pb、Zn、As濃度	地質調査所月報	1984	×	△	△	×	
紀伊半島中部、大峯地域の中新世IタイプおよびSタイプ花崗岩質岩のK、Rb、Cs濃度	岩石鉱物鉱床学会誌	1985	×	△	△	○(一部引用)	分析値の信頼性に関する情報として、分析再現性と正確度の双方の情報が記述されている。
茨木複合岩体のK、Rb濃度	岩石鉱物鉱床学会誌	1984	×	○	○	○	
福島・茨城県(1試料のみ宮城県)における湧水、地表水のK濃度	地質調査所月報	1998	○	×	△	×	水試料の湧出状況、湧出量に関する記述がある。
飛騨山地、船津地域に分布する船津花崗岩体のK濃度	岩石鉱物鉱床学会誌	1985	×	○	◎	○	本研究は2つの論文に区分されて報告されており、主としてその1では研究対象地域の地質概要が、その2では化学組成が述べられている。
東北日本弧中新世火山岩類のK濃度(一部についてはRb濃度も取得)	地質学雑誌	1988	×	○	◎	○	
秋田-山形油田地帯付近、中新世中期玄武岩類のK濃度	地質学雑誌	1988	×	○	◎	○	
中央北海道、浜益地域の新生代火山岩類のK、Rb濃度	地質学雑誌	2000	×	△	◎	×	
北部九州古第三紀堆積岩類のK濃度	岩石鉱物鉱床学会誌	1992	×	×	×	×	本研究で提示されている分析値は、本文献著者らの既存文献からの引用であり、それに未公表の分析データを追加し、紹介している。このため分析値の信頼性確保に関する情報が記述されていないものと推測される。
北上高地堆積岩・火山岩類、阿武隈高地変成岩類、飛騨山地変成岩類、グリーンタフ地域火山岩類のCu、Pb、K濃度	地質調査所月報	1975	×	△	△	×	
佐渡、能登、只見地域の中新世火山岩類のK、Cu、Rb、Zn濃度	Jour. Geol. Soc. Japan(地質学雑誌)	1993	×	△	△	×	
上越、盛岡、水戸、観音台土壌のU濃度	RADIOISOTOPES	1997	×	○	◎	△	本文献においては、試料の調整に使用した水の種類、調整時間、使用した容器の材質にいたるまでの詳細な記述が実施されている。
金華山花崗岩類、変成岩類、泥質岩類のK濃度	地質調査所月報	1993	×	×	×	×	
静岡県西部浜戸川帯の酸性凝灰岩(ガラス質凝灰岩、結晶凝灰岩)、御岳凝灰岩のK、Th、Cu、Zn、Rb、Pb濃度	地質学雑誌	1984	×	△	◎	×	地形情報は地形図の提示という形で表されている。
四国西部三宝山帯のチャート、石灰岩、チャート-石灰岩互層のK、Cu、Zn、Rb濃度	地質学雑誌	1984	×	○	◎	×	

表 1.2.3-3 文献の信頼性に関する情報の整理表 (その3)

収録データ	掲載雑誌名	文献発行年	分析試料と地表環境				その他(調査事実および調査者による類推事項)
			採取試料の位置	地形	地質	気候・植生	
岡山県高梁市における中国山地風化花崗岩、新鮮花崗岩のRa濃度	RADIOISOTOPE	1993	○	×	○	×	
西南北海道、札幌市西部地域の鮮新世および更新世玄武岩のK、Cu、Zn、Rb濃度	J. Min. Petr. Econ. Geol.(岩鉱)	1992	◎	×	○	×	採取試料の位置情報として、採取地点の緯度・経度情報が記述されている。
山陰帯タイプ花崗岩類のK、Rb、Zn、Cu濃度	Jour. Geol. Soc. Japan(地質学雑誌)	1989	○	×	○	×	
東北日本孤北部中期中新世火山岩類(泊火山岩類、竜飛火山岩類、相馬地域の火成岩類)のK濃度(一部Rb濃度もあり)	地質学雑誌	1988	◎	○	○	×	地形情報は地形図の提示という形で表されている。
中国地方の古生層堆積岩のK濃度	地質学雑誌	1975	△	×	○	×	本論文の記述内容の大部分は、分析値の紹介である。
埼玉県湖沼水、湖沼堆積物の137Cs濃度	RADIOISOTOPES	1998	△	×	×	×	本論文においては、採取試料の地質・地表環境に関する記述は少ないが、分析値の信頼性に関する情報は漏れなく記述が実施されている。
仙台市広瀬川の上流、下流地点の河川水のK、Cu、Zn、As、Rb、Cd、Pb濃度	RADIOISOTOPES	2001	○	×	○	×	
青森県六ヶ所村、茨城県鹿島灘、三重県熊野灘の沿岸海水のU濃度	RADIOISOTOPES	2000	○	×	×	×	分析値の精度に関する情報として”内標準物質の種類”、および”主成分元素の測定元素への妨害を防ぐための希釈”などが記述されている。
西日本内帯における古期変成岩・深成岩類のK、As、Cd、Cs、Cu、Pb、Rb、Sn、Th、U、Zn濃度	地質調査所月報告	1993	◎	×	○	×	分析値の精度に関する情報として”分析手法毎の元素の検出限界”が記されている。
神戸、六甲地域の天然水(泉水、井戸水)のラドン濃度	RADIOISOTOPES	2000	◎	×	○	×	
東京都の大気粉じん中のK、Cu、Zn、Pb濃度	RADIOISOTOPES	2001	△	×	×	×	
青森県、六ヶ所地域のオプチ湖表層堆積物中の137Cs濃度	RADIOISOTOPES	1999	○	×	×	×	
中国地方花崗岩質岩のTh、Rb、Cs濃度	岩石鉱物冶金学会誌	1983	○	×	○	×	
土地利用形態別、土壌群別にみた我が国の土壌中のU・Th濃度	RADIOISOTOPES	1999	○	○	×	○	
我が国3か所の地下水のRn、214Pb濃度	RADIOISOTOPES	1998	○	×	×	×	
八幡平火山群に属する秋田県仙北群の玉川温泉の224Ra・223Th濃度	RADIOISOTOPES	1989	○	×	×	×	
南部北上帯古生層、登米相、薺衣相の泥質堆積物のU、Th、K濃度	地質調査所月報		◎	×	○	×	
北海道内で消費される輸入食品のセシウム濃度	RADIOISOTOPES	2000	△	-	-	-	
全国17地点の白米の137Cs濃度	RADIOISOTOPES	2001	○	-	-	-	分析試料の信頼性に関する情報として試料の灰化率に関する値が提示されている。

表 1.2.3-4 文献の信頼性に関する情報の整理表 (その4)

収録データ	掲載雑誌名	文献発行年	分析値の信頼性確保に関する情報				その他(調査事実および調査者による類推事項)
			分析試料の採取・保存法	分析試料の調整方法	分析機器	分析値の精度	
岡山県高梁市における中国山地風化花崗岩, 新鮮花崗岩のRa濃度	RADIOISOTOPE	1993	×	○	◎	×	
西端北海道, 札幌市西部地域の鮮新世および更新世玄武岩のK, Cu, Zn, Rb濃度	J. Min. Petr. Econ. Geol. (岩鉱)	1992	×	△	◎(ただし微量成分元素のみ)	×	採取試料の位置情報として, 採取地点の緯度・経度情報が記述されている。
山陰帯タイプ花崗岩類のK, Rb, Zn, Cu濃度	Jour. Geol. Soc. Japan(地質学雑誌)	1989	×	○	○	×	
東北日本孤北郡中期中新世火山岩類(治火山岩類, 竜飛火山岩類, 相馬地域の太和層の火山岩類)のK濃度(一部Rb濃度もあり)	地質学雑誌	1988	×	×	△	×	地形情報は地形図の提示という形で表されている。
中国地方の古生層堆積岩のK濃度	地質学雑誌	1975	×	○	◎(ただし一部の元素のみ)	×	本論文の記述内容の大部分は, 分析値の紹介である。
埼玉県湖沼水, 湖沼堆積物の137Cs濃度	RADIOISOTOPES	1998	○	○	◎	○	本論文においては, 採取試料の地質・地表環境に関する記述は少ないが, 分析値の信頼性に関する情報は漏れなく記述が実施されている。
仙台市広瀬川の上流, 下流地点の河川水のK, Cu, Zn, As, Rb, Cd, Pb濃度	RADIOISOTOPES	2001	×	○	△	△	
青森県六ヶ所村, 茨城県鹿島灘, 三重県熊野灘の沿岸海水のU濃度	RADIOISOTOPES	2000	○	○	△	○	分析値の精度に関する情報として"内標準物質の種類", および"主成分元素の測定元素への妨害を防ぐための希釈"などが記述されている。
西南日本内帯における古期変成岩・深成岩類のK, As, Cd, Cs, Cu, Pb, Rb, Sn, Th, U, Zn濃度	地質調査所月報告	1993	×	×	△	○	分析値の精度に関する情報として"分析手法毎の元素の検出限界"が記されている。
神戸, 六甲地域の天然水(泉水, 井戸水)のラドン濃度	RADIOISOTOPES	2000	○	○	◎	×	
東京都の大気粉じん中のK, Cu, Zn, Pb濃度	RADIOISOTOPES	2001	○	×	○	○	
青森県, 六ヶ所地域のオプチ湖表層堆積物中の137Cs濃度	RADIOISOTOPES	1999	○	○	◎	○	
中国地方花崗岩質岩のTh, Rb, Cs濃度	岩石鉱物鉱床学会誌	1983	×	○	◎	○	
土地利用形態別, 土壌群別にみた我が国の土壌中のU・Th濃度	RADIOISOTOPES	1999	×	×	○	×	
我が国3か所の地下水のRn, 214Pb濃度	RADIOISOTOPES	1998	○	○	◎	○	
八幡平火山群に属する秋田県仙北群の玉川温泉の224Ra・223Th濃度	RADIOISOTOPES	1989	○	○	◎	×	
南部北上帯古生層, 登米相, 舞衣相の泥質堆積物のU, Th, K濃度	地質調査所月報		×	×	△(一部元素については記述なし)	×	
北海道内で消費される輸入食品のセシウム濃度	RADIOISOTOPES	2000	○	△	◎	○	
全国17地点の白米の137Cs濃度	RADIOISOTOPES	2001	○	○	◎	○	分析試料の信頼性に関する情報として試料の灰化率に関する値が提示されている。

表 1.2.3-5 表 1.2.1-1~4 の判例

分析試料と地表環境		分析値の信頼性確保に関する情報	
採取試料の位置	判例	分析試料の採取法	判例
◎	試料採取地図と同時に位置情報が記述されている。	○	記述あり。
○	試料採取地図のみが示されている。	×	記述なし。
△	試料採取地図はなく、位置情報のみが記述されている。		
×	記述なし		
地形	判例	分析試料の保存方法	判例
○	記述あり。	○	記述あり。
×	記述なし。	×	記述なし。
地質	判例	分析試料の調整方法	判例
○	記述あり。	○	記述あり。
×	記述なし。	×	記述なし。
植生	判例	△	引用
○	記述あり。	分析機器	判例
×	記述なし。	◎	分析方法名と分析機器名、あるいは分析機器名が記述されている。
気候	判例	○	分析方法のみが記述されている。
○	記述あり。	×	記述なし。
×	記述なし。	△	引用
		分析値の精度	判例
		○	分析値の精度が記述されている。
		×	記述なし。
		△	引用

## 2. 方法論の検討

本章では天然安全指標、なかでも多くの研究機関によりその使用法が検討されているナチュラルフラックス評価の方法論の検討を実施した。

本研究で提案するナチュラルフラックス評価を含む天然安全指標の方法論は、大別して以下の3つに区分される。

- ① 評価領域の物質循環のモデル化
- ② 天然安全指標を適用する放射性廃棄物処分場、安全・性能評価の概要調査
- ③ 天然安全指標の使用目的の設定と天然安全指標の提示

### 2.1 ナチュラルフラックス評価に用いる物質循環のモデル化

放射性廃棄物処分場がない場合でも、天然の地質環境中には放射性核種が含まれており、その放射性核種は例えば地下水などにより地質環境中を移行した後、人間圏にもたらされる。放射性廃棄物処分場が存在する環境下に放出された放射性核種の地質環境中の想定濃度、想定移行量を、こうした天然環境における放射性核種濃度、移行量と比較することで放射性廃棄物処分の安全性を判断する支援材料を得ることができる。

こうした天然地質環境中の元素移行プロセスを扱ったナチュラルフラックス評価の方法論を検討する際には、まず①ナチュラルフラックス評価を実施する領域である“評価領域場の地質環境の把握”を行い、②“評価領域場の地質環境構成物質の濃度データの取得を実施する。そして③フラックスとして考慮すべき“評価領域場で生じている地質学的プロセスの把握”を実施し、④評価領域の地質環境と地質学的プロセスを関連づけて“評価領域場において生ずる地質学的プロセスを、地圏—生物圏における物質循環の立場から把握する必要がある。

その後、⑤天然安全指標の補完対象とすべき“放射性廃棄物地層処分システム、安全評価・性能評価の概要”を把握し、⑥フラックス評価の使用目的に応じたフラックス評価値を抽出し、フラックス評価値の適切な提示を実施する必要がある。

上記のうち、本項目では①から④に該当する“ナチュラルフラックス評価の検討に用いる物質循環のモデル化”を我が国の地質環境を基に検討した。

#### 2.1.1 評価領域の地質環境モデルの作成

ナチュラルフラックス評価であつかう地質学的プロセスの空間スケールは、数 m オーダーあ

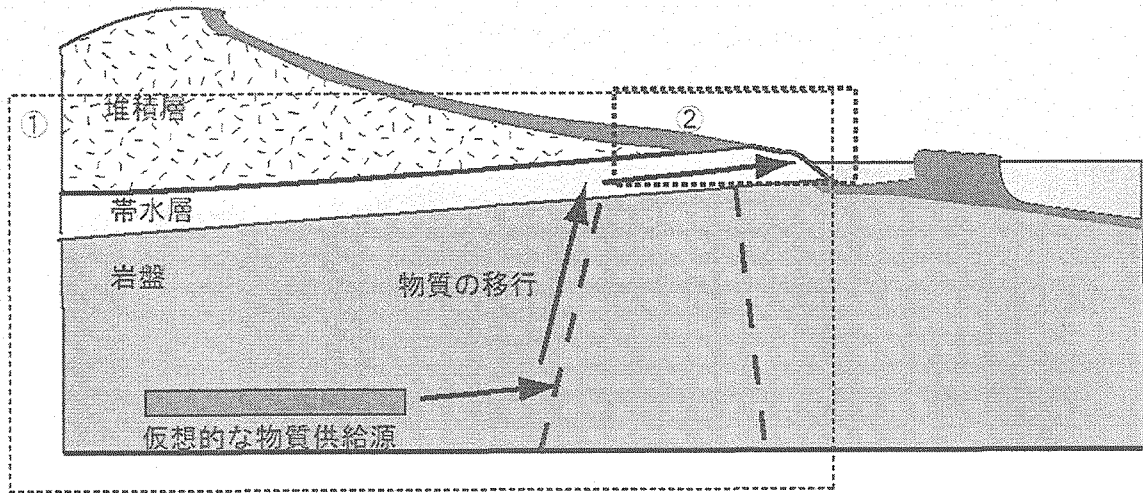


るいはそれ未満のものから、数 km オーダーあるいはそれ以上のものまで多岐にわたる。これら多様な地質学的プロセスは、ナチュラルフラックス評価の目的に応じて選択（例えば地層処分システムの全体的な安全性の評価、および処分場近傍から生物圏に至る放射性核種の移行パスをナチュラルフラックス評価からの比較対象とする場合には、比較的マクロなスケールの地質環境モデルの提示が必要となる。一方、ある一つの生物圏コンパートメントにおけるある地点の放射性核種の移行をナチュラルフラックス評価と比較対象とする場合には、評価領域を中心とした比較的ミクロな地質環境モデルが必要となる：図 2.1.1-1）されるものであり、このためナチュラルフラックス評価において用いる地質環境モデルは、ひとつのスケールの地質環境モデルではなく、様々な評価目的に対応するいくつかの異なったスケール毎の地質環境モデルを作成する必要がある。

地質変動帯に位置する我が国の地質環境は、様々な地形、岩石・物質（例えば土壌・岩相種類）、地下地質構造（複数の物質・岩石の組合せとそれらの地下における分布）よりなることが知られる。本研究では、我が国の地形、岩石・物質、地下地質構造の多様性を調査し、それを統合化することで、仮想的な地質環境モデルを構築した。

我が国地質モデルの構築に際しては、地質環境中の物質移行に関与する項目（例えば地形は地下水流動の強さ、隆起・侵食の速度、岩相および構成物質は地質環境中の元素濃度、地質構造は地下水流動の方向など）を選定し実施する。ここでは便宜上、以下の 3 項目の特性調査を実施した。

- ・ 地形（評価領域の地表面の形状）
- ・ 岩相および構成物質（評価領域の構成岩石の種類，組み合わせ）
- ・ 地質構造（評価領域地下の地層構造）



- ①放出物質の移行経路全体の評価のために作成する地質環境モデル
- ②帯水層及び地表周辺での物質の移行を評価するために作成する地質環境モデル

図 2.1.1-1 ナチュラルフラックス評価の目的に応じた地質環境モデルの作成

上記の調査結果より、フラックス評価の方法論の検討に用いる地質環境モデルを図 2.1.1-2のように設定した。

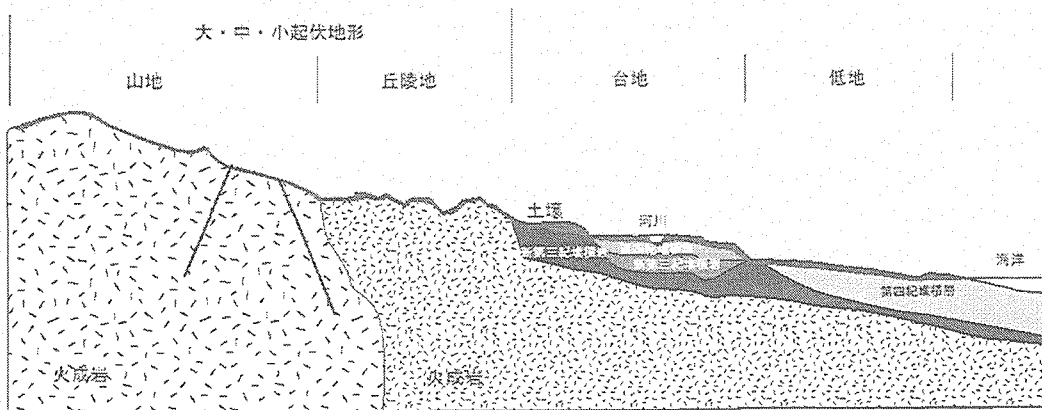


図 2.1.1-2 ナチュラルフラックス評価の方法論に用いる地質環境モデル

### 2.1.2 地質環境の濃度データおよび天然安全指標に関わる各種データの取得

ナチュラルフラックス評価における次の手順は、構築された地質環境モデル（すなわち評価領域の地質環境）に対し、各地質環境構成岩石・物質の濃度データを取得する。データ取得に際しては、地質環境中の不均一性に起因する濃度データの不均一性や、取得された濃度データの不確実性に留意する必要がある。地質環境モデルが構築され、構築された地質環境の濃度データが明らかになることで、天然安全指標のなかの濃度評価の実施が可能となる。

### 2.1.3 物質循環に関わる地質学的プロセスの抽出

ナチュラルフラックス評価の最初の作業は、評価対象領域における地質環境モデルの作成であり、次にフラックス評価に必要な濃度データなどの取得を実施したが、これらデータのみでは、フラックス評価は実施できない（現時点では濃度評価のみである）。フラックス評価を実施するためには、その次の作業として、物質循環にかかわる地質学的プロセスの抽出、すなわちナチュラルフラックスにおいて考慮するプロセスの抽出を実施する必要がある。

ところで天然において生じている物質移行に関わる地質学的プロセスは規模、影響、時間スケールの異なるもの様々である。後述するように、実際にはこうした地質学的プロセスのすべてをナチュラルフラックス評価に組み入れることで、多様な評価目的が達成されるが（詳細は後述する）、生じているプロセスが複雑であるために、あるいは未解明であるためにナチュラルフラックス評価に取り入れた場合に、不確実性が大きくなる場合もある（さらには他のフラックスと比較し、著しく影響の小さく、かつ現象そのものの理解が進んでいないものについては、フラックスとして表した場合には、やはり不確実性は大きくなると推測される）。さらに地質学的プロセスの現象自体が未解明である場合もある。

したがって地質学的プロセスの抽出に際しては、我が国で生じている地質学的プロセスを幅広く抽出し、抽出された地質学的プロセスが、実際にナチュラルフラックスの評価領域で生じているのかどうかを、あるいはフラックスとして記述したときの不確実性を調査する必要がある。さらには、その地質学的プロセスが評価領域のどのような場で生じているのか、地質学的プロセスの定義つけも実施する必要がある。

以上を総合的に判断したうえで、ナチュラルフラックス評価に用いる地質学的プロセスが選定される。

本節においてはまず天然地質環境において生じている地質学的プロセスを抽出し、次に抽出されたすべての地質学的プロセスについて定義づけ、フラックスとしての適用性、不確実性の調査

を実施している。

フラックス評価の対象とした地質学的プロセスは以下のものである。

- ① 降水（降雨：降雪も含む）
  - ② 地表流
  - ③ 地表水浸透
  - ④ 降水/河川水，降水/海水混合
  - ⑤ 土壌水浸透（土壌水/地下水混合）
  - ⑥ 地下水流れ
  - ⑦ 地表流れ/地表水混合，土壌水/地表水混合，地下水/地表水混合
  - ⑧ 海洋への流入
  - ⑨ 地下水/土壌水混合
  - ⑩ 水/岩石反応
- ・ 固相としての移動による地質学的プロセス
- ① 隆起・侵食
  - ② 風成塵（黄砂，火山灰の輸送）
  - ③ 地表流転動
  - ④ 河川水転動
  - ⑤ コロイド移行
  - ⑥ 水/岩石反応

#### 2.1.4 地質環境モデルへのフラックスの投影—物質循環モデルの構築

2.1.1 節における地質環境モデルに、2.1.3 節において抽出された地質学的プロセスおよびプロセス速度を重ね合わせ、実際の評価領域において、フラックスとして取り扱う地質学的プロセスを提示する。これにより、フラックス評価を使用する利用者、あるいはフラックス評価を用いた説明対象者に、“天然安全指標として用いるフラックスが、実天然地質環境においてどのような場所で生じているのかを明確に提示する”。

2.1.3 節において抽出した一部の地質学的プロセスを、2.1.1 節における地質環境モデルに投影したのが、図 2.1.4-1 と図 2.1.4-2 である（固相としての物質移行の地質学的プロセスを図 2.1.4-1 に、液相としての物質移行の地質学的プロセスを図 2.1.4-2 に示した。な

お理解のため一部を誇張して描いたものもある)。

本図を提示する主要目的は、下記に示した2つである。

- ・ 天然安全指標を基に放射性廃棄物処分場の安全性判断を示す事業者側の観点：フラックスと地質環境モデル（評価対象サイト）の関係についての具体的な理解が進み（特に地質学的知見を有さない事業者）、フラックス評価（濃度評価を含む）により放射性廃棄物処分の何を補完しうるかの検討が適切かつスムーズに実施可能。
- ・ 天然安全指標を基に放射性廃棄物の安全性を判断する人々：明確に提示されたフラックス（濃度）を基に、具体的にどのような現象、環境が、安全性判断のための指標として用いられるかを適切かつスムーズに把握可能。

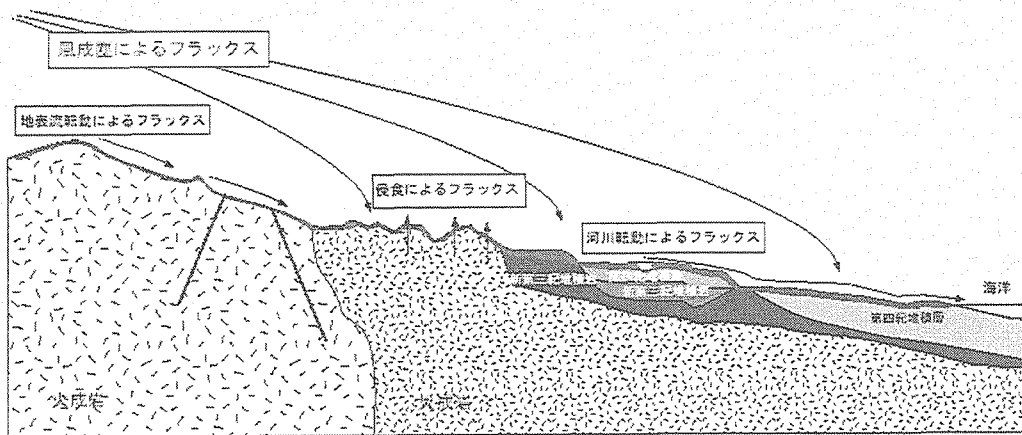


図 2.1.4-1 フラックス評価に用いる物質循環モデルの概念図（固相）

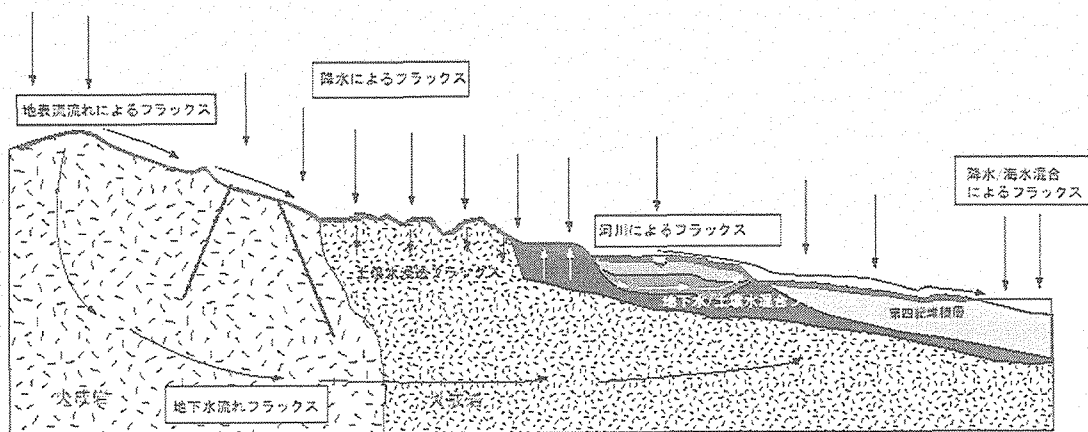


図 2.1.4-2 フラックス評価に用いる物質循環モデルの概念図（液相）

## 2.2 事例的データを基にした方法論の検討

本節では、2.1 節で提示した物質循環のモデル化（評価領域の地質環境のモデル化、物質移行に関わる地質学的プロセスの抽出、物質循環のモデル化）を基に、ナチュラルフラックス評価（および濃度評価）を含めた天然安全指標の方法論の検討を、事例的データ、仮想的地域を基に具体的に実施する。天然安全指標の評価フローは、以下の手順からなる。

- ・ 手順 1：評価領域の地質環境モデルの作成
- ・ 手順 2：評価領域の濃度データ（および放射能比データなど）の収集
- ・ 手順 3：評価領域の地質学的プロセスの抽出・調査
- ・ 手順 4：評価領域の物質循環モデルの作成
- ・ 手順 5：評価領域の放射性廃棄物処分場概念など、及び安全・性能評価の概要調査
- ・ 手順 6：天然安全指標の提示目的の設定と提示

以下に、事例的データをもとに、手順 1～6 の検討を実施した。

### 2.2.1 方法論各論

#### (1) 評価領域の地質環境モデルの作成

天然安全指標における第 1 の手順は、評価領域の地質環境モデルの作成である。

天然安全指標の処分事業への貢献として、以下の 2 点が主として指摘されている。

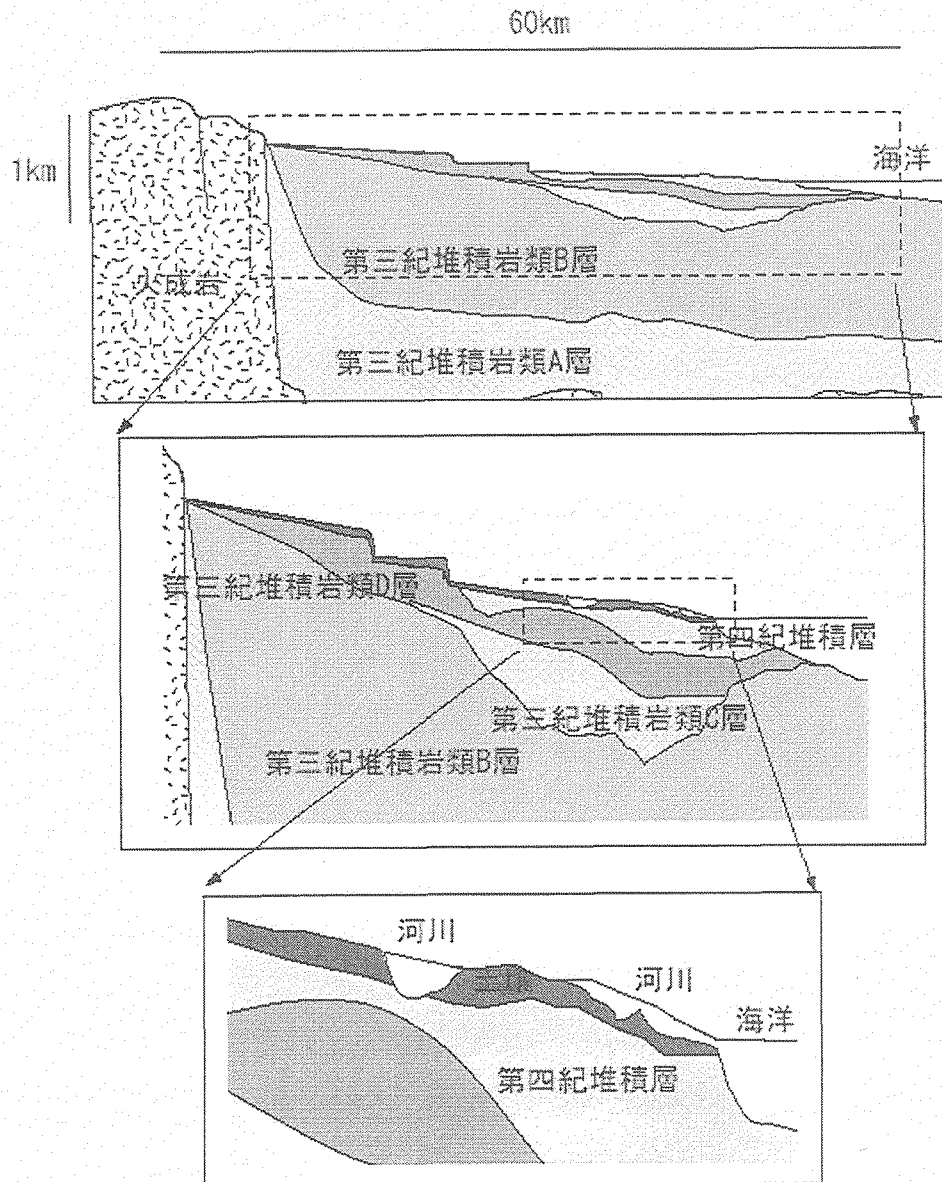
①長期の安全性を評価する放射性廃棄物処分では、従来の線量、リスク評価における不確実性（長期を考慮するが故の生物圏の環境変化、人間のライフスタイルの変化に起因する）が議論されている。長期の時間軸において、生物圏と比較し安定（変化が少ない）である地質環境の情報は、リスク・線量評価の補う可能性がある。

②公衆になじみのないリスク、線量について、日ごろより使用している質量、濃度単位による“ものさし”を示すことで、放射性廃棄物処分場の安全性を判断するための“わかりやすい指標”を提示する可能性がある。

こうした貢献が期待される天然安全指標については、具体的にどのような天然地質環境の情報が安全評価結果を補完するのか、あるいは具体的に安全性判断の“わかりやすい指標”が地質環境（さらに具体的に言えば“生活範囲のどの部分か”ということかも知れない）のどの部分の情報を提示する必要がある。この提示のための土台となるのが地質環境モデルである。なお天然の様々なデータを基に評価する天然安全指標において、そのデータを取得・解析する場である地質環境の把握は必須であり、この把握の土台となるのもやはり地質

環境モデルである。

事例的データ、および事例的データより構築した仮想的地域をもとに、評価領域の3D地質環境モデルの概念例をいくつかのスケールの地形断面について図 2.2.1-1 に示した（なお実際は3Dで示すべきであるが、ここでは便宜上、2Dにおいて示した。また3D地質モデル作成のアプリケーションは使用していない）。



注：not to scale

図 2.2.1-1 地質環境モデルの提示の概念例（地質：事例的データに基づく）

(2) 評価領域の濃度データ（および放射能比、密度データなど）の収集

手順 1 において評価領域の地質環境モデルが構築されたが、ここでは構築された地質環境モデルに対して、それぞれの構成物質の濃度データを与える。

第 1 章において記述したように、天然安全指標、すなわち放射性廃棄物処分事業に関連して使用される可能性があるデータについては、データそれぞれの信頼性とデータ取得における追跡可能性を確保する必要がある。

濃度データは、ほぼすべての天然安全指標に用いられる基礎データであり（濃度評価においては濃度データそのものが、フラックス評価においては[濃度データ×プロセス速度データ]/影響領域）、そのデータの信頼性（天然安全指標にどの程度の誤差が含まれるかなど）、およびデータ取得に関する追跡可能性（岩石の取得方法、分析手法など）を確保する必要がある。

地質環境モデルへの濃度データの投影と、その提示方法には、手順 1 と同様に、天然安全指標の目的、あるいは評価の提示対象により、様々なバリエーションが考えられる。ここではその提示例を、事例的データを基に図 2.2.1-2 に示した。

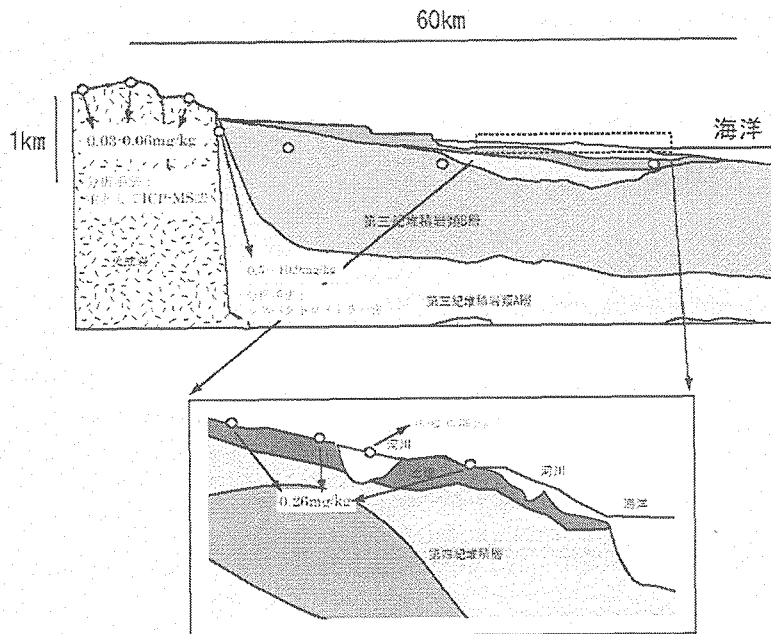


図 2.2.1-2 地質環境モデルへの濃度データの投影例の概念図

注：(図中の○印は、濃度データが得られた試料採取地点を示す。得られた分析値に対し、分析手法や分析値の精度に関する情報を記した濃度データの投影例である。)



### (3) 評価領域の地質学的プロセスの抽出・調査

手順1および手順2において、それぞれ評価領域の地質環境モデルが構築され、評価領域の地質環境構成物質の濃度（および放射能比など）が把握された。この段階において、天然安全指標のうち、濃度評価は実施されるが、フラックス評価はこの時点では算出できない。フラックス評価に必要となるのは、(①地質環境物質の濃度データ×②フラックスとして考慮する地質学的プロセスのプロセス速度データ) ÷ ③フラックスとして考慮する地質学的プロセスの影響領域である。

本手順においては、以下のことを実施する必要がある。

- ・ 我が国で生じている地質学的プロセスを幅広く抽出し、抽出された地質学的プロセスが、実際にナチュラルフラックスの評価領域で生じているのか、あるいはフラックスとして記述したときの不確実性を調査。
- ・ その地質学的プロセスが評価領域のどのような場で生じているのか、地質学的プロセスの定義つけも実施する必要がある。
- ・ フラックスとして考慮する地質学的プロセスのプロセス速度データの取得
- ・ フラックスとして考慮する地質学的プロセスの影響領域の把握。

以上の4つのプロセスを経たものが、天然安全指標で用いるフラックスとして選定されるべきである。

### (4) 評価領域の物質循環モデルの作成

手順1で構築された評価領域の地質環境モデルに、手順2で取得された濃度（および関連データ）、手順3で得られたフラックスとして選定された地質学的プロセスの重ね合わせを行う。上記(1)～(3)における事例的データを基にした、地質環境モデル、濃度データ、地質学的プロセスの重ね合わせ例を図2.2.1-3に示した。

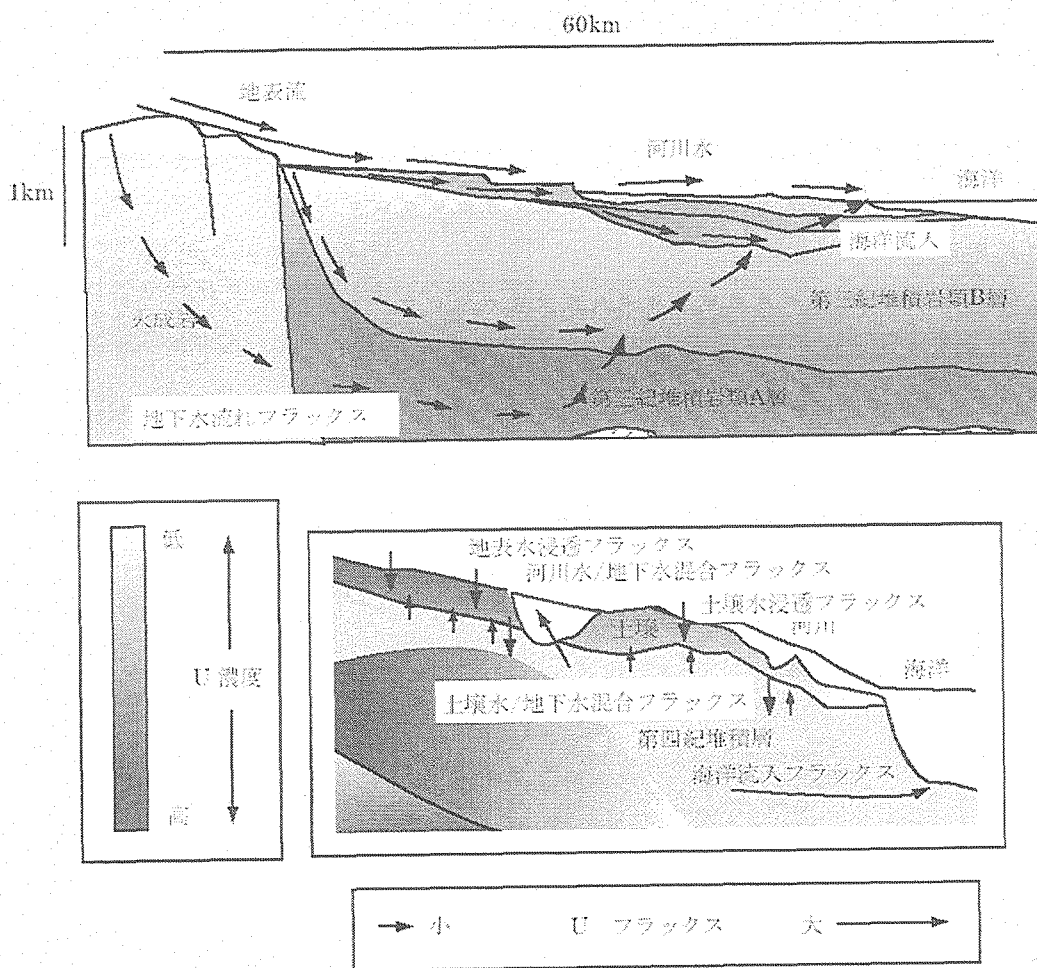


図 2.2.1-3 物質循環モデルの提示例の概念図

注：(濃度データ分布はグラデーションで、フラックスの大小は矢印の長さで例示的に表した。)

(5) 評価領域の放射性廃棄物処分場概念など、及び安全・性能評価の概要調査

手順 1~4 までにおいて、天然安全指標の算出に伴う作業手順は終了する。

ただし天然安全指標は、当然のことながら安全評価により提示されたリスク・線量による安全性情報を“補完”するもの、もしくは放射性廃棄物処分場の安全性をわかりやすくするためのものである。したがって天然地質環境の情報だけでは、天然安全指標の目的、提示方法が定まらない。

次に天然安全指標が補完対象として使用される“放射性廃棄物処分場の概要”および“安全・性能評価の概要”を把握する必要がある。本研究で天然安全指標の補完対象とする“放

放射性廃棄物処分場の概念”および“安全・性能評価の概要”は、第2次取りまとめに記されている我が国高レベル放射性廃棄物のそれを用いる。

(6) 天然安全指標の提示目的の設定と指標の提示

(i) 手順の全体概要

以上の手順 1~4 で構築された評価領域の物質循環モデルから天然安全指標の算出が可能となり、手順 5 により天然安全指標が補完する放射性廃棄物処分場の概要、安全評価の概要が把握される。

次に実施するのは、具体的に天然安全指標をどのように使用するのかの目的を設定することである。手順 5 から得られた情報より目的に応じた必要な情報を抽出し、その補完にもっとも適した情報を、物質循環モデルから抽出し、天然安全指標として提示することになる。

以下に事例的データを基に以下を示す。

放射性廃棄物処分場から放出される放射性核種については、安全評価のモデルチェーン（前出）に基づき、人工バリア、天然バリアおよび生物圏などの異なる環境毎に算出され、それぞれの境界間の放射性核種移行率（Bq/y）が算出される。生物圏にもたらされた放射性核種の移行率は、生物圏に設定された各コンパートメントと各コンパートメント間の物質移行プロセスによって放射性核種の移行が算出され、それぞれの生物圏における設定された被ばくグループ、被ばく経路（第2次取りまとめにおいては、各被ばくグループに対して、①経口摂取による内部被ばく、②吸入摂取による内部被ばく、③外部被ばくの3つが設定された）に基づき線量評価がなされる。

多様な地質環境、評価領域における地質学的環境の各部位毎の濃度、地質学的プロセスを取得しておくことで、安全評価において提示された各コンパートメント毎の想定放射性核種濃度、フラックスとの比較が実施される。なお天然安全指標の説明対象者ごとにより、“どの部分の地質環境毎の放出の影響を重要視するのか”は異なるのかも知れない。例えば農業従事者は“土壌に放出される放射性核種がどの程度か”を重要視するかもしれない。また漁業関係者は“海洋に放出される放射性核種がどの程度などか”を重要視するかも知れない。また建設コンサルタント業従事者は（実際に調査を実施するか・できるか、実施しないか・できないかを別にして）、比較的深い部分の岩石圏に放出される放射性核種がどの程度なのかを安全性の判断基準にするのかも知れない。

実際に“天然の放射能レベルに有意な影響のないのか”を確認するためには、安全評価で予測される“放射性廃棄物処分場が存在する場合の想定される放射性核種のあるコンパートメントの移行率を、天然地質環境における同一の部分、プロセスでの天然フラックスと比較する”のが望ましいのかも知れない(図 2.2.1-4)。

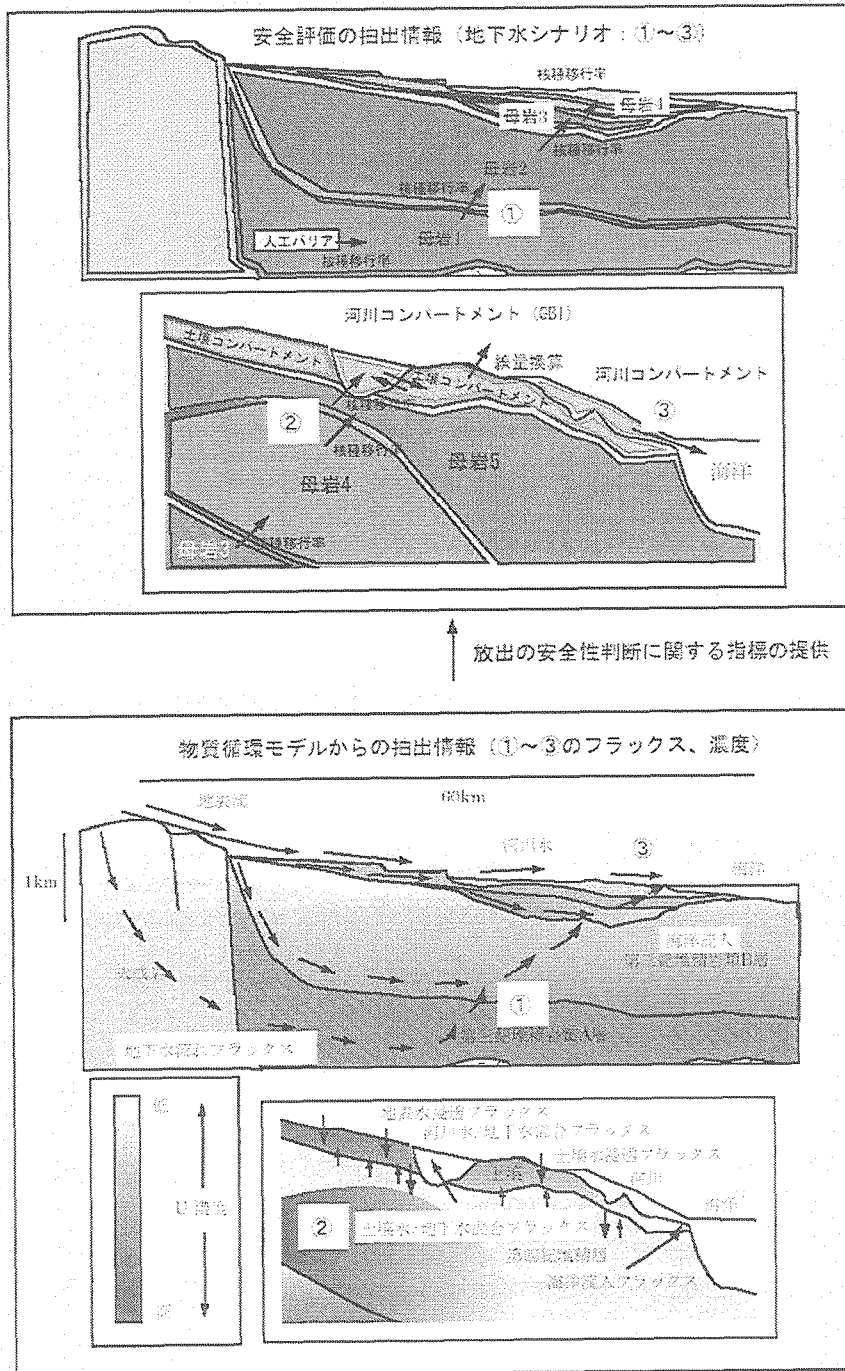


図 2.2.1-4 安全評価結果と天然安全指標の比較例

放射性核種の放出に関する処分システム全体の性能を問題にする場合には、安全評価におけるクリティカルパスの最終コンパートメントと、天然地質環境の同一部位・プロセスでの天然フラックスと比較する“のが望ましいのかも知れない。ただし比較の部位は、天然安全指標の長期の評価期間に対する信頼性確保の観点から、地圏/生物圏環境境界に限定するのが望ましい。

ただし生物圏における天然安全指標も、“放射性廃棄物処分場の安全性を判断するための“わかりやすい指標”という点では有用である。例えば放射性廃棄物処分場存在下で放出された放射性核種影響がある土壌コンパートメントの濃度、あるいは変動シナリオによる土壌コンパートメントの侵食フラックスと、同じく天然地質環境で比較的日常的に生じ、実際にその現象を観察したり、物質に接している可能性がある土砂すべり物質（地表流による固相移行）の濃度、あるいはフラックスと比較することで、“放射性廃棄物処分場が存在する条件下での土壌”についてを判断しうる指標を得る。

物質循環モデルを基に、フラックス評価の選定例の詳細を、地形物質循環モデル(図 2.2.1-5)を基に示す。

図 2.2.1-5での評価点は、仮想的に①、②の二つであり、それぞれ以下のような相違がある。

・ 評価点①

- ① 評価点の地形：丘陵平野間境界付近（と設定）
- ② 評価点の地質：火成岩、基盤堆積岩の露出地域であり相対的に高い元素濃度を有する。
- ③ 評価点の集水域：集水域は、評価点より上流の河川とその周辺地域であり比較的狭い領域である。相対的に急峻な地形の影響を強く受けている。
- ④ 評価点集水域の地質学的プロセス：相対的に急峻である地形に起因する土砂くずれなどに起因する固相の物質移行が主体である。液相による物質循環では、地下水流出、河川水流れがある。なお河川水流れにより河川堆積物が運搬・堆積されるが、粗粒粒子の堆積が生じる。

・ 評価点②

- ① 評価点の地形：平野下流部（と設定）
- ② 評価点の地質：表層堆積岩の露出地域であり、下流側ほど相対的に低い元素濃度を有する。
- ③ 評価地点の集水域：集水域は、評価点より上流の河川であるが、平野部下流域に位置

するため、いくつかの分流河川が存在する。集水域はこれら分流河川周辺も含有するため、集水域は比較的広い領域となる。また相対的に緩傾斜な地形の影響が増す。

- ⑤ 評価点集水域の地質学的プロセス：下流側のなだらかな地形には、評価点①の集水域で認められた土砂くずれなどの固相の移行などはほとんど認められない。地下水流出は微量の伏流水フラックスであり、河川水流れフラックスも平坦な地形のため小さい。ただし流域周辺領域に対する河川の占有面積は高い。なお河川水流れにより河川堆積物が運搬・堆積されるが、下流部では細粒粒子の運搬、堆積が主に生じる。

上記のように評価点の地形・地質学的相違により、①フラックス評価の算出に用いる元素濃度情報、②集水域範囲、③地質学的プロセス、④フラックス自体が異なることがわかる。

天然安全指標の使用者は、評価点におけるこれらの①フラックス評価の算出に用いる元素濃度情報、②集水域範囲、③地質学的プロセス、④フラックス自体を把握したうえで、天然安全指標を選定する必要がある。

例えば評価点①においては、安全評価で提示された土壌圏コンパートメントの核種移行フラックスと比較する天然フラックスは、人間への影響度を別にした場合には土砂崩れによるフラックスが良いのかも知れない。両者とも固相における最も主要な天然環境の元素移行は、急峻な地形差に起因する土砂崩れと推測されるからである。評価点①近傍の人々は、天然現象に起因する自らの生活圏にもたらされる放射性核種のフラックスを“処分場存在下での放射性核種の移行量を判断するための指標”とすることができる。

一方、評価点②においては、安全評価で提示された核種移行フラックスと比較する天然フラックスは、“河川水流れにより運搬される微細粒子ないし溶解量の移行フラックスが良いのかも知れない。それは評価点②周辺の生活圏には河川が多い。さらに河川水中に含まれる微細粒子は運搬速度が大きく、かつこうした微細粒子を含んだ水をなんらかの形の直接的な形で利用している可能性も否定できない。評価点①近傍の人々は、天然現象に起因する自らの生活圏にもたらされる放射性核種のフラックスを“処分場存在下での放射性核種の仮想的な移行量を判断するための比較可能な指標”とすることができるかも知れない。

このように安全・性能評価との比較に用いる天然安全指標（フラックス、濃度）は、詳細に描かれた評価領域の物質循環モデルを基に、目的に応じて適宜選択され、提示さ

れるのが望ましい。

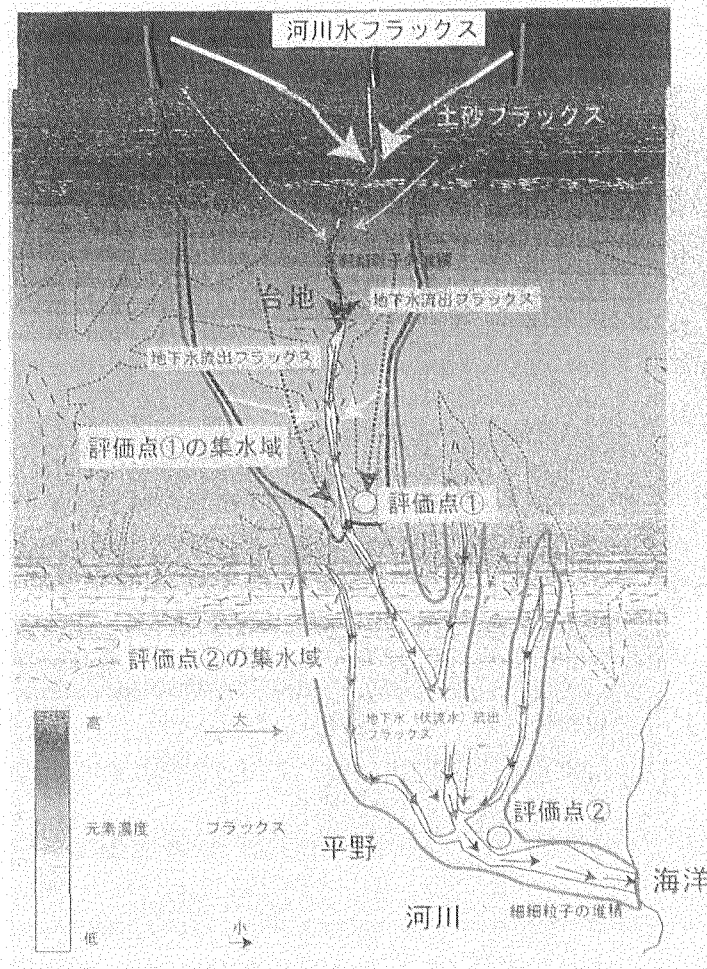


図 2.2.1-5 仮想的地形循環モデル

### 2.3 濃度・フラックスの適用性

前節までにおいて、我が国の典型地質環境、および事例的データ、仮想的に構築された評価領域を基に、濃度・フラックス評価からなる天然安全指標の方法論を提示した。ところで前述したように、天然安全指標は、超長期の時間スケールでの評価を実施する安全評価の不確実性を補完するものである。人間圏と比較し“安定である地質環境”の元素濃度、フラックスといった情報は確かに超長期の評価期間に対して、一定の信頼性を有するが、天然安全指標自体の

時間スケールによる不確実性や、取得データの不確実性はこれまでほとんど議論されていない。

本節ではいくつかの濃度、フラックスについてデータ取得、および長期の時間枠に濃度・フラックスを適用させた場合の信頼性について、予察的に検討し整理記述を実施した。

### 2.3.1 濃度データの適用性

濃度データの適用性について、土壌を例にとり以下に記述した。

土壌の元素濃度を決定する主要な要因は、土壌の母材の岩石の種類、土壌の生成時の風化作用タイプ、土壌に浸入する水溶液（降水、地下水、地表水など）の化学組成と化学環境などの要因である。

岩石からの土壌の生成は、風化作用によって生ずる。風化作用とは、地学辞典によると、“岩石が地表にさらされてルーズな含水物質に変化する過程であり、機械的に破片化する物理的風化作用と変質して粘土を生成する化学的風化作用とがある”。土壌の元素濃度に影響するのは主として後者の化学的風化作用である。土壌の生成は気候、生物、地形、母材などの様々な影響をうける。

気候の変化による土壌の性質の変化について述べると、例えば年平均気温の低下により、(1) 土壌有機物の分解が遅れ、土壌中に腐食が蓄積する。(2) 孔隙率が上昇するとともに透水指数が増大する。(3) 土色が赤色から褐色、暗褐色へと変化する。(4) 遊離鉄の形態に変化が生じ、結晶質に比べ、非結晶質成分が増加することが指摘されている。すなわち将来の土壌は、将来の気候変動（例えば寒冷期へのシフト）において現在とは異なる性質を有し、当然その化学組成も異なるものと推測される。

ただしこの気候変動による土壌の性質の変化のため、現在の土壌の元素濃度が長期の時間枠に対して全く適用できないというわけではない。我が国の平均気温の最小値は北海道根室の 5.9°C から最大値は沖縄那覇の 22.4°C である。かりに氷期にシフトした場合、過去の地質学データから、氷期において 8~10°C 近くの低下、間氷期においては 2~3°C 程度の気温上昇であることが指摘されている。すなわち寒冷期においては、例えば北海道などは、現在、国土においては認められない平均気温となるために、現在の国土において認められるものとは異なる土壌が生成される可能性が高い。しかし国土の平均気温が中程度の部分は、寒冷化により気温が低下しても、国土の平均気温内に含まれており、将来の土壌の濃度は国土の比較的寒冷な地域での土壌の元素濃度を用いることで代用は可能である（図 2.3.1-1）。



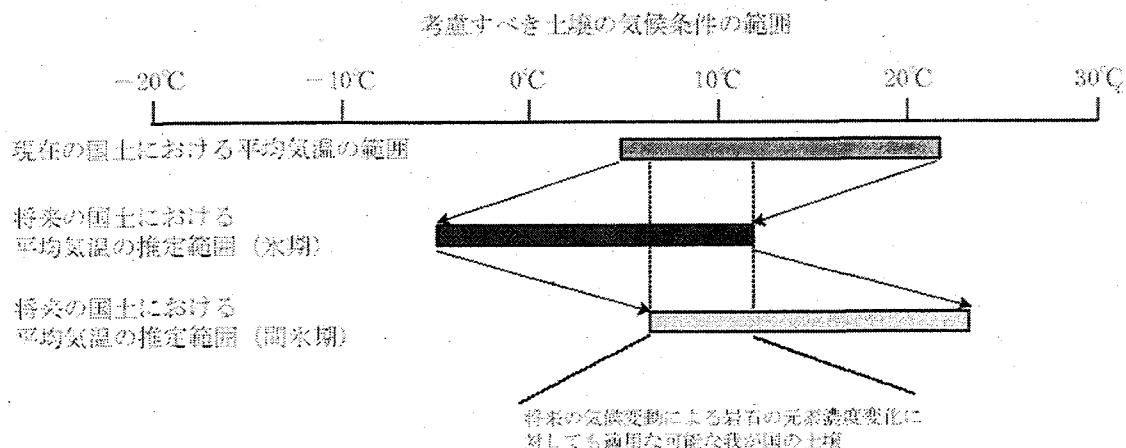


図 2.3.1-1 長期の時間枠に適用する土壌元素濃度の取得例

### 2.3.2 フラックスの適用性

先に記した濃度に、フラックスとして選定された適切な地質学的プロセス速度を乗じ（例えば侵食フラックスなら侵食速度×岩石濃度 (or 土壌濃度)、地下水流れフラックスなら地下水流速×地下水濃度)、地質学的プロセスが及ぶ影響領域を除算することによりフラックスが求まる。

表 2.3.2-1にはいくつかの地質学的プロセスにおけるフラックスの概説、発生規模、頻度、発生の仕方、原因、既存情報の現状を予察的な既存文献調査より記した。

前述したようにフラックスは、評価対象領域毎に認められるものが異なる。例えば上流域では固相の移行としては、斜面崩壊（土砂くずれ、土石流、地すべり）があり、下流域ではこれら斜面崩壊物、土石流堆積物の堆積が生ずる。こうした場合、上流域のナチュラルフラックス評価では、取得するプロセス速度データは、上流域では斜面崩壊速度、下流域では崩壊物の堆積速度を取得する必要がある。そしてそれぞれのプロセスが及び影響領域の面積、体積で規格化する必要がある。

ところで一口にプロセス速度、影響領域といっても、フラックス、すなわち地質学的プロセス毎に多様性があることが推測される。

表 2.3.2-1には、各フラックスの発生規模が示しているが、これはその地質学的プロセスの影響領域面積、あるいはプロセス速度を既存研究知見より抜粋し整理したものである。本発生

規模より、フラックス評価に関連する以下のような推測がなされる。

- ・ 同一のフラックスであっても、領域が異なればプロセス速度が異なる。
- ・ 気候条件が異なればフラックスのプロセス速度、影響領域が異なる。

“同一のフラックスであっても、領域が異なればプロセス速度が異なる”とは、例えば河川水流は下流と上流とは流量が異なることはよく知られている現象である。“気候条件が異なればフラックスのプロセス速度、影響領域が異なる”とは表 2.3.2-1の河川の雨季と乾季の流量の相違から読み取ることができる。したがって例えば河川水流のナチュラルフラックス評価を例にとると、プロセス速度、影響領域情報の取得に際しては、①評価点に応じて上流、あるいは下流のプロセス速度、あるいは雨季ないし乾季のプロセス速度を選定し、評価値の算出に用いる。②上流から下流まで、あるいは雨季から乾季までの“プロセス速度の幅”を把握し、評価値を算出する。③プロセス速度の統計値(例えば平均値)を基に評価値を算出するなどが必要であろう。上記①～③はナチュラルフラックス評価の目的に応じて選択されるのが望ましいと考えられる。例えば万年オーダーの長期の時間スケールにナチュラルフラックス評価を用いる場合は、気候変動の繰り返しによる上限値と下限値との河川流量の変動が考えられ、②による方法、あるいは③による方法が望ましいだろう。

ナチュラルフラックス評価については、新規調査におけるプロセス速度データの収集が望まれ、あわせて収集の際の不確実性、ナチュラルフラックス評価における地質学的プロセスの季節変動や領域把握、長期時間枠への適用性を調査把握する必要があると推測される。

表 2.3.2-1 天然で生じている主要なフラックスの整理

天然で生じている主要なフラックスの種類			フラックスの概説	発生規模(単位様々)			発生期間・頻度	発生の仕方・原因	既存情報(プロセス速度)の現状	
				最小	平均	最大				
全域	大気中のフラックス	黄砂の堆積	固相	地表面に堆積する中国大陸起源の粒子のフラックス	-	-	-	モンスーン期、その他短～長期の気候変動	モンスーン気候の発達による物質輸送	いくつかの地域におけるフラックス量は存在。
		降水(降雪)	液相	地表面にもたらされる水物質のフラックス	30mm	-	481mm	雨季、その他短～長期の気候変動	-	国土気象基礎情報として文献値が存在。
上流域	地表のフラックス	斜面崩壊(土砂崩れ、土石流、地すべり、...)	固相+液相	急峻な地形において生ずる地表面上での固相・液相の移行フラックス	0	-	4000g/m <sup>2</sup> /Day	モンスーン期、雨季、その他短～長期の気候変動・地形変化	風雨など外的要因による地表物質の削剥と、地形勾配に駆動される移行	①ダム堆積量から平均値を算出、②リモセン・現地調査から1回の発生量を推定
		涵養	液相	地表面上からの水溶液の地質環境への浸透フラックス	0	-	上流集水域の約1/10(面積比)	降水期と同調、その他短～長期の気候変動	地質環境物質の浸透能の依存する。	雨量とのマスバランスから推定される涵養量は存在
		沢への湧水	液相	地表面下からの水の地表面上への移行フラックス	-	-	-	降水期と同調、その他短～長期の気候変動	主として地形勾配、あるいは押し出し流れ	いくつかの地域における実測値はあり。
		溪流における河川流	液相	河川領域における水溶液の河川流路内の移行フラックス	-	-	-	雨季、乾季など河川流入水量の変動、その他、短～長期間の気候変動、地形変化	外的営力による水みち(河川流路)の形成、雨水などの水みちにおける水溶液の流下	国土自然観測項目の主要なものひとつである。一級河川についてはデータが蓄積
	地下のフラックス	地下水流動	液相	地質環境中岩石圏内における水の移行フラックス	上流集水域の約1/15(面積比)	-	上流集水域の約9/10(面積比)	降水期と同調、その他短～長期の気候変動、地形変化など	主として地形勾配、あるいは押し出し流れ	実測値は少ないが、透水係数などより推定されたものは多数あり。
下流域	地表のフラックス	土石流堆積物の堆積	固相	地表面上を移行する固相の堆積フラックス	-	-	-	モンスーン期、雨季(斜面崩壊現象の直後)	堆積微地形の存在	地理学的研究分野から短期間スケールの速度データはあり。
		河川堆積物の堆積	固相	河川水中を移行する固相物質の河底面への堆積フラックス	-	-	-	増水期など、その他短～長期の気候変動	河川駆動力の現象、粒子重の増加	移行する固相の濃度データはあるが、流速は確認することはできなかった。
		転動	固相	河川水中を移行する固相物質のフラックス	約0.1~400cm/sec.	-	約200~1000cm/sec.	増水期など、その他短～長期の気候変動	河川駆動力の現象、粒子重の増加	移行する固相の濃度データはあるが、流速は確認することはできなかった。
		土壌への涵養	液相	地表面上からの、あるいは地表面を移行する液相の土壌への浸透フラックス	-20	-	80mm	降水期と同調、その他短～長期の気候変動	土壌の浸透能の依存する。	雨量とのマスバランスから推定される涵養量は存在
		河川等への流出	液相	地表面を移行する液相、あるいは地表面下からの河川などへの流出フラックス	5未満(mm/month)	-	130mm/month	降水期と同調、その他短～長期の気候変動	主として地形勾配、あるいは押し出し流れ	いくつかの地域における実測値はあり。
		河川流	液相	河川領域における水溶液の河川流路内の移行フラックス	乾季: 2m <sup>3</sup> /s 雨季: 104m <sup>3</sup> /s	9~642m <sup>3</sup> /s	乾季: 122m <sup>3</sup> /s 雨季: 14099m <sup>3</sup> /s	雨季、乾季など河川流入水量の変動、その他、短～長期間の気候変動	外的営力による水みち(河川流路)の形成、上流からの雨水などの水みちにおける水溶液の流下	国土自然観測項目の主要なものひとつである。一級河川についてはデータが蓄積
	地下のフラックス	河川床直下の流動	液相	河床に浸透した河床底下の水溶液の移行フラックス	-	-	-	-	-	本研究では確認することはできなかった。
沿岸海洋域	海中	地下水流動	液相	水の移行フラックス	0km <sup>2</sup>	-	1710km <sup>2</sup>	降水期と同調、その他短～長期の気候変動、地形変化など	主として地形勾配、あるいは押し出し流れ	実測値は少ないが、透水係数などより推定されたものは多数あり。
		沿岸流	液相	沿岸域において生ずる湧昇流などの液相の移行フラックス	-	-	-	季節的变化、気候変動	海流、深層と表層の密度、温度差、風力など	実測値は少ないが、解析モデルからの値はいくつか存在。
		堆積物の沈降	固相	海洋に流入した砕屑粒子などの海底面への沈降フラックス	-	-	-	増水期など、	粒子の自重の増加、下降流	いくつかの海域における実測値は存在。
		生物死骸の沈降	固相	海洋表層での植物、動物プランクトンの海底面への沈降フラックス	-	-	-	栄養塩ブルーム、気候変動など	生物活動の停止、粒子の自重の増加、下降流	いくつかの海域における実測値は存在。
	海底	河川流	液相	河川領域における水溶液の河川流路内の移行フラックス	-	-	-	雨季、乾季など河川流入水量の変動、その他、短～長期間の気候変動	外的営力による水みち(河川流路)の形成、上・中流からの雨水などの水みちにおける水溶液の流下	国土自然観測項目の主要なものひとつである。一級河川についてはデータが蓄積
		海底湧水(淡水)	液相	埋没した河川の旧河口付近	-	-	-	地下水流動の増加と同調	主として地形勾配、あるいは押し出し流れ	-
		堆積	固相	海底面への陸成起源砕屑物および生物遺骸の堆積フラックス	-	-	-	増水期など、栄養塩ブルーム、気候変動など	粒子の自重の増加、下降流	いくつかの海域における実測値は存在。
		海底下	海底下地下水流動(淡水)	液相	埋没した古河川に沿って海底面に流動する淡水の流れ	-	-	-	降水期と同調、その他短～長期の気候変動その他短～長期の気候変動	主として押し出し流れ
海底下	地層水からの脱水	液相	海底堆積物からの間隙海水などの流出フラックス	-	-	-	海底堆積の増加と同調	圧密など	実測値は少ないが、解析値はあり。	

### 3. 天然安全指標に係る国際動向に関する調査

特に、人間への潜在的な被ばくや環境の不確かさが最大になる遠い将来において、放射線学的線量とリスクを安全指標として用いることには限界があることが広く受け入れられるようになってきている。結果的に、ここ数年、線量とリスクを補完する他の指標の使用が繰り返し提案されるようになってきている。

#### 3.1 天然安全指標の使用法に関連するガイドライン、規制のレビュー

多くの国やいくつかの国際的な機関において、天然安全指標を安全評価に適用する可能性について検討されている。

##### 3.1.1 国際機関

###### (1) IAEA (国際原子力機関)

この問題について注目している最も活動的な国際機関は国際原子力機関 (IAEA) であり、国際原子力機関においては、このテーマについていくつもの文書が作成されており、準備中の文書も存在する。最初の明確な指針は「地下放射性廃棄物処分場の安全評価のための異なる時間枠の安全指標」中に記述されている。これは線量とリスクの限界を認め、補完的安全指標の使用を提案した最初の主要な文書である。しかしながら、この報告書においては、このような指標がセーフティケースにおいてどのように導出され、どのように適用され得るかについての指針は提供していない。

###### (2) NEA (原子力機関)

原子力機関は経済協力開発機構 (OECD) の中の半ば独立体である。原子力機関の目的は、参加国間の協力を通じて、安全で、環境的に受け入れ可能であり、経済的なエネルギー源としての原子力の発展に寄与することである。原子力機関内で、放射性廃棄物の管理の領域の参加国を助けるべく、特に、使用済燃料、長寿命廃棄物、核施設の解体に伴う廃棄物についての安全な取扱い戦略を開発する点で、業務が進行している。

原子力機関は天然安全指標についての明確な指針、基準、規則を出版していない。しかしながら、その問題については、いくつかの原子力機関出版物中で言及されている。最近数年間、原子力機関は放射性廃棄物処分プログラム、それらの下支えとなる知識の基本と信頼の確立、の現在の状況について論評した報告書を多数出版している。それらの文書中で、原子力機関は、将来のセーフティケースは、「推論の多種多様な筋道」を用いることにより処分

場の安全性を説明する要求に注意を向ける必要がある、と言って、セーフティケースの議論におけるより大きな幅と透明性について呼びかけた。このことは、セーフティケースはより広い範囲の安全指標の定量的な適用について考慮する必要があるばかりではなく、広い範囲の定性的、又は例示となる安全性の証拠（例えば、天然の類似体を用いることにより、又は、廃棄体により具現される危険の見通しの単純な例を提供することにより、処分場概念のロバストさを指摘することにより）を利用すべきだということを意味している。より確固としたセーフティケースを構築するのに加えて、天然安全指標は、より広い層の聴衆にとって、近づきやすさを保証する助けとなる。しかしながら、これらの報告書は、この観点から、濃度やフラックスを安全指標として使用するよう、明確に推奨しているわけではない。

### (3) ICRP（国際放射線防護委員会）

国際放射線防護委員会は、放射性廃棄物からのものを含めた放射線学的被ばくに関連した健康と安全の問題の全ての観点に基づいた指針を出版する。

国際放射線防護委員会は、以下のように言及して、さらなる助言を提供し続ける。

「・・・包括的なセーフティケースは、サイトに関連した自然観察や天然の類似体からの情報を含めた定量的な議論によって支持され、補い合い、系の振る舞い及び定量的な性能をよく理解することを含めて、推論の多種多様な筋道によって支持されるべきである。・・・付加的な洞察を提供するために、特に、遠い将来について、定性的な比較を行うことは有用かもしれない。天然、あるいは人間活動によるリスクと処分システムの潜在的毒性の比較は、処分システムにおける潜在的な放射性核種に対する容量を判断するための手助けとなるかも知れない。」

このように、国際放射線防護委員会は処分場の危険性を天然の危険と比較するアプローチを強く支持するが、この見地から、濃度やフラックスを安全指標として用いることを明確に推奨しているわけではない。

#### 3.1.2 諸国の関連機関

多数の国における規制者や処分組織に、安全指標をそれぞれの規則、指針に加える計画について相談した。個々の国の返答を以下に記載する。大部分は、返答は、調査した国の大多数について、公式の規則又は法律において、天然安全指標をセーフティケースや安全評価に適用するように要求することが明記されていないという点で否定的だった。同様に、ごく少数の国においてだけ、天然安全指標が非公式の指針の中で、推奨されている。

いくつかの国は、自国の規則は再検討中であり、天然安全指標を非公式の指針の改訂版に含めることについて、国際原子力機関からの新しい指針に従って、考慮されるかもしれないと返答した。しかし、来たるべき、公式の規則や法律の改訂版において天然安全指標を取り入れる計画をたてている国はない。

### 3.2 天然データを基にした安全指標に関する文献調査

#### 3.2.1 天然安全指標の初期における適用

天然安全指標という言葉は、比較的新しい言葉であり、本質的に、異なる時間枠における安全指標に関する国際原子力機関の推奨にしたがって、ごく最近、起こったものである。にもかかわらず、放射性廃棄物自体から生じる危険に対して何らかの背景を提供するために天然の系を用いるという考え方は、1970年代の初期頃から既に存在した。

このテーマについての初期の論文のいくつかは、危険を表現する方法として、希釈体積の概念を研究している。それは、受け入れ可能な水準まで濃度を低くするために、廃棄体を希釈するのに必要とされる水の量（完全に溶解すると仮定して、）：通常、飲用水の基準として定義される。このようなアプローチを考慮した初期の論文として当局に知られているのは Bell and Dillon(1971)である。これらの著者のアプローチは、廃棄体の放射能を、基準に達しない水の消費に関する放射線濃度指針値で割ることであり、これは、アメリカ合衆国原子力委員会が regulation 10 CFR 20 中に公開している。

### 3.3 天然安全指標に関する最新知見の調査

#### 3.3.1 第2次取りまとめ評価における安全指標

この章においては、我が国における HLW 処分の第2次取りまとめ評価中の非線量/リスクの指標の適用について論評する。

##### (1) 第2次とりまとめ安全指標

第2次取りまとめについての安全評価の方法論を完成させるにあたって、AECの指針に従った。これらは、安全指標を考慮して明確な指針を与え、対応する時間尺度を与える。

我が国についての安全の基準はまだ定義されていないが、様々な地質環境、地圏-生物圏

境界（GBIs）について計算された最大線量の上限值は、海外における最も厳しい安全性の基準値  $100 \mu\text{Sv/y}$  のおよそ 1/10 倍となった。

(2) 第2次とりまとめにおける天然安全指標

(特に、東濃やオクロサイトにおける) 天然類似物質の使用や、ベースラインの指標としての天然のシステムのフラックスは、第2次取りまとめの中で報告されている。第2次取りまとめ総論レポートの中で行われた天然のシステムとの比較は、簡潔に記述されている。

3.3.2 天然安全指標についての提案すべきアプローチ

質量と体積に基づいた安全指標は、線量とリスクを用いるよりも、技術者でない聴衆にとって、意思伝達するのに、より簡単かもしれない。それは、前者は、我々が日常的に取り扱う概念であるからである。同様に、濃度やフラックスは、ある一部の聴衆にとって、線量やリスクよりもより親しみやすいかもしれない。このように、我々は、理解されるために、また、複雑さを増し、技術的な理解を増大させる要求のために、並べ替えられた可能な指標の組織をイメージすることができる。

- ① 質量 (最も簡単に理解することができる)
- ② 体積
- ③ 濃度
- ④ フラックス
- ⑤ 放射能の強さ
- ⑥ 線量
- ⑦ リスク (理解するのが最も難しい)

上の指標の提示は、どの指標が他よりもよいとの順位付けを与えているものではない。それが意味しているのは、受け手が、自身にとって最も興味があり、また、自身の理解する技術的な詳細なレベルに応じて、オプションを選択することができるようになることを提示していることであり、選択できることを示していることである。

おわりに

既存の処分概念に対する様々な種類のウラン系廃棄物処分の成立条件の明確化を目標とし、関連するパラメータの相互の影響特性の詳細把握及び様々な処分概念を対象とした成立条件に関する検討を実施するとともに、ウラン等の天然放射性核種の天然中における賦存状態や挙動の調査、ナチュラルフラックス評価の方法論の構築に関する検討を実施した。

その結果、濃縮度 4.5%、ウラン濃度 1000 Bq/g の場合、0.01 mSv/y を大きく上回るパラメータセットも存在するが、河川水量の値が  $1E9 \text{ m}^3/\text{y}$  を確保できる場合にはその他のパラメータの変動によらず 0.01 mSv/y を下回る。しかし、河川水量以外にあるパラメータの変動値のみで 0.01 mSv/y を下回るケースは見出せなかった。

また、我が国の地質環境、地質学的プロセスの研究をもとに、天然安全指標（フラックス評価、濃度評価を含む）の方法論の構築を実施し、天然安全指標の方法論は 6 つのパート(①評価領域の地質環境モデルの作成、②濃度データの収集、③地質学的プロセスの調査と選定、④物質循環モデルの作成、⑤地層処分システム、安全・性能評価の概要調査、⑥天然安全指標の目的の設定と天然安全指標の提示)に区分して整理でき、天然安全指標に関する規制、法律の国際的調査、及び最新の研究知見も紹介した。

今後、ウラン廃棄物処分の成立条件の検討をさらに進めるとともに、ナチュラルフラックス評価の方法論の検討も進める。