ウラン系廃棄物処分の成立性の検討（Ⅱ）
概　要

（核燃料サイクル開発機構　業務委託報告書）

2003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

©核燃料サイクル開発機構
（Japan Nuclear Cycle Development Institute）
2003

2003年2月

ウラン系廃棄物処分の成立性の検討Ⅱ　概要

（核燃料サイクル開発機構　業務委託報告書）

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

解析の式から核種の挙動を推定し、パラメータの変動と線量の関係について、放出係数、溶解度、侵入水量、流速、分配係数、移行距離の観点から整理した。

また、天然バリア中で分配係数が変動する場合の子孫核種への影響を検討したが、子孫核種の分配係数がウランの分配係数よりも小さい場合には、親核種と平衡にならずに移行する場合があることが分かった。

さらに、評価期間を限定した場合の最大線量への影響を検討したが、移行時間が短い場合に最大線量が大きくなる傾向が分かった。

(2)　天然放射性物質濃度，フラックスに関する検討

我が国の地質環境の濃度データを整理し、統計解析等により我が国地質環境における濃度データの分布特性を把握した。得られた濃度データの分布特性について、主として物質種、地質特性などの情報を併せ解析することで、地質環境条件毎の濃度データ分布特性とその分布特性に関わる要因を考察した。

また、我が国の地質環境特性を反映した濃度評価・フラックス評価の方法論を提示し、評価の適用時間、データ取得方法・蓄積に関する情報、物質循環モデルの信頼性、評価対象地域の相違を併せ勘案することで、天然安全指標の信頼性と適用可能性も整理記述する。

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

February, 2003

The Study on Uranium Waste Disposal Repository (Phase 2)

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

Shigeyuki SAITO*,Hiroyuki IKUSE*

Abstract

1. study on disposal condition of uranium-bearing waste

Performance of daughter nuclides in uranium-bearing disposal (into approximately-100m-depth) is estimated by investigation of differential equation. And relationship between variation of parameter and dose rate is investigated form the point of release coefficient, solubility, infiltration, water velocity, distribution coefficient (Kd), distance to river.

Influence to daughter nuclides in case of shift of Kd is investigated. If Kd of daughter nuclides are smaller than that of parent nuclide, daughter nuclides may travel without radioactive equilibrium.

Furthermore, the less is the distance to river, the more is maximum dose rate, when assessment duration is limited.

2. study on concentration and flux of natural radioactive elements

Concentration data of natural radionuclides and some chemical species have been examined regarding Japanese geological environment by literature survey, and the characteristics of their statistical distributions have been obtained using a method of statistical analysis. Deep considerations have been made on the characteristics and their related factors on each geological environment based on the information of chemical species and geological characteristics.

Furthermore, a hypothetical methodology of an assessment of natural fluxes which reflect geological environments in Japan has been presented for a description of credibility and applicability of natural safety indicators by considering a timescale of an assessment, information of data acquisition mehtod and data accumulation, credibility of matter cycle, and differences of areas for the assessment.

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 1

Ⅰ：研究計画 2

Ⅱ：ウラン系廃棄物処分における成立条件の検討

1．ウラン廃棄物の余裕深度処分 3

1.1 基本条件 3

2. 特性のまとめ 5

2.1 ピーク到達時における親核種／子孫核種の平衡関係の整理 5

2.2 条件付き解析解の導出 6

3. パラメータの変動と被ばく線量の関係の整理 11

3.1 広い範囲のパラメータ変動に対する条件付き解析解の適用性の確認 11

3.2 パラメータ変動と被ばく線量の関係 14

4．分配係数が異なる２つの領域が存在する天然バリア中での子孫核種の影響 20

4.1 分配係数が異なる２つの領域が存在する天然バリア中での子孫核種の影響 21

4.2 分配係数が異なる領域として天然バリア出口近傍を想定した場合 26

5．評価期間とその間の最大被ばく線量との関係の整理 29

5.1 評価期間による最大被ばく線量の変化の特性(分配係数変化ケースを例として). 29

5.2 ケース全体について。 30

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 34

1.1 データの収集 34

1.2 濃度データの整理 37

1.3 濃度データの収集結果の分析 42

2. 方法論の検討のまとめ 42

2.1 方法論に関わる文献調査 42

2.2 既存の物質循環の調査結果 42

2.3 既存のナチュラルフラックスの研究事例の整理 42

2.4 ナチュラルフラックスの方法論の構築 43

2.5 ナチュラルフラックスの試算 46

2.6　ナチュラルフラックス評価の信頼性 50
2.7　まとめ及び今後の課題 51

おわりに 54

表　目　次

Ⅱ：ウラン系廃棄物処分における成立条件の検討

表 1-1　廃棄体初期濃度(濃縮度 4.5%) 3
表 1-2　検討核種 4
表 1-3　パラメータとその変動幅 4
表 3-1　パラメータの変動範囲 12
表 3-2　支配核種とその条件、対策 19
表 4-1　分配係数が異なる 2 つの領域が存在する天然バリア中での子孫核種の影響 25
表 4-2　分配係数が異なる領域として天然バリア出口近傍を設定した場合の子孫核種の影響 28
表 5-1　パラメータの変動範囲 30
表 5-2　評価結果(生物圏パラメータ基本ケース) 30

Ⅲ：天然放射性物質の濃度、フラックスに関する検討

表 1.1-1 岩石標準試料(GSJ-GRS)の岩種、採取場所、試料名及び元素濃度一覧(独立行政法人産業技術総合研究所) 35
表 1.1-2 岩石標準試料における岩石及び堆積物中の元素濃度の分布幅（表 1.1-1 の分析結果を整理したもの） 36
表 1.2-2　本研究において収集した濃度データの整理結果のまとめ(U、Th、K、Rb、Sn) 38
表 2.5.1-1　侵食速度を除く地質学的プロセスデータ 47
表 2.5.2-1　文献データに基づく仮想的ナチュラルフラックス評価結果(評価条件) 49
表 2.5.2-2　文献データに基づく仮想的ナチュラルフラックス評価試算値 50

図　目　次

Ⅱ：ウラン系廃棄物処分における成立条件の検討

図 1-1　評価モデル概念図.....3
図 2-1　各核種のピーク到達時間と放射平衡到達状況.....6
図 3-1　各パラメータにおける数値解と条件付き解析解の比較.....13
図 3-2　溶解度、放出係数と被ばく線量の関係（天然バリア標準）.....15
図 3-3 施設浸入水量、溶解度と被ばく線量の関係
（放出係数 3E-4、天然バリア標準）.....15
図 3-4　分配係数、地下水流速と被ばく線量の関係
（移行距離 200m、人工バリア標準）.....16
図 3-5　移行距離、地下水流速と被ばく線量の関係（人工バリア標準）.....16
図 3-6　溶解度、放出係数と被ばく線量の関係
－天然バリアが不利な条件の場合－.....18
図 3-7 分配係数,地下水流速と被ばく線量の関係
－人工バリアが不利な条件の場合－
（移行距離 50m、放出係数 0.3、溶解度×1E7、浸入水量 0.1m/y）.....18
図 4-1　体積濃度（U-235：1m³/kg、Pa-231：0.1m³/kg）.....24
図 4-2　体積濃度（U-235：1m³/kg、Pa-231：10m³/kg）.....24
図 5-1　評価計算結果と評価期間中最大被ばく線量の比較.....29
図 5-2　各評価期間における被ばく線量ピーク到達時間別の頻度.....33

Ⅲ：天然放射性物質の濃度、フラックスに関する検討

図 2.4-1　ナチュラルフラックス評価におけるストックとフローの体系.....45

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）殿をはじめとし，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，原子力委員会において，ウラン系廃棄物処理処分の基本的考え方の審議終了を受けて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殿の研究では，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・整理し，個々の変動が被ばく線量結果に及ぼす影響特性を概略把握している。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，放射性核種の地中における移行特性を把握している。

ここでは，昨年度の検討の結果得られた関連するパラメータ相互の影響特性に対して，影響を及ぼす条件及び影響の度合いについてさらに検討を進め，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も継続，実施した。

第Ⅰ部　研究計画

1.　ウラン系廃棄物処分における成立条件の検討

昨年度の結果[1]から，多くの場合，ウランの子孫核種はウランに随伴して移行していると考えられることから，ウランそのものに対する移行の特性を、式を用いて検討する。次いで、ウランの子孫核種がどこで生成し、移行しているかを検討し、ウラン廃棄物の余裕深度処分における特性を整理する。

また、各変動パラメータの影響特性を明確化するため、レファレンスケースから変動パラメータが変動した場合に被ばく線量に及ぼす影響について、上述の成果や昨年度の試算結果を利用して整理する。

さらに、生物圏以外の移行途上の変動パラメータが取る値によっては，ウランとウランの子孫核種の挙動に大きな差が現れる可能性があることから，天然バリア中の各元素の分配係数がある地点で変動した場合の崩壊連鎖の特異性を整理するとともに、例えば、1 万年や 10 万年の評価期間ごとの被ばく線量の最大値を整理する。

2.　天然放射性物質濃度，フラックスに関する検討

我が国の地質環境の濃度データを整理し、統計解析等により我が国地質環境における濃度データの分布特性を把握した。得られた濃度データの分布特性について、主として物質種、地質特性などの情報を併せ解析することで、地質環境条件毎の濃度データ分布特性とその分布特性に関わる要因を考察した。

また、我が国の地質環境特性を反映した濃度評価・フラックス評価の方法論を提示し、評価の適用時間、データ取得方法・蓄積に関する情報、物質循環モデルの信頼性、評価対象地域の相違を併せ勘案することで、天然安全指標の信頼性と適用可能性も整理記述する。

3.　工程

	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						
2.　天然放射性物質の濃度，フラックスに関する検討 (1)　データの整理・解析及びまとめ (2)　方法論の検討のまとめ						
3.　報告書作成						

[1] 三菱マテリアル株式会社，ウラン系廃棄物処分の成立性の検討，JNC TJ8400 2002-026, 2002

第Ⅱ部　ウラン廃棄物処分における成立条件の検討

1．ウラン廃棄物の余裕深度処分

1.1 基本条件

1.1.1 処分概念

本検討で設定した評価モデル概念図を図 1-1に示す。処分施設の形状は縦 100m×横 100m×高さ 5m とし、地下利用に十分余裕を持った深度（地表から 50～100m 程度）に処分施設を設置すると想定した。処分施設内には、濃縮度 4.5%及び初期濃度 1000Bq/g と仮定したウラン廃棄物が 4 万本(200L ドラム缶相当)設置されるものとした。

ウラン処分施設から放出した核種は地下水へ移行し、その地下水が河川に流入した場合の被ばく経路(以下、「河川水利用シナリオ」と記す)を対象に被ばく線量評価を実施した。河川水利用シナリオとして評価した事象は、「わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性 - 地層処分研究開発第 2 次取りまとめ - 」（以下、「2000 年レポート」と記す）でのレファレンスケースの農作業従事者グループを参考に設定した。

なお、人間侵入シナリオに関しては、人間侵入が通常起こらないとされる余裕深度処分であることから、本検討では考慮しないこととした。

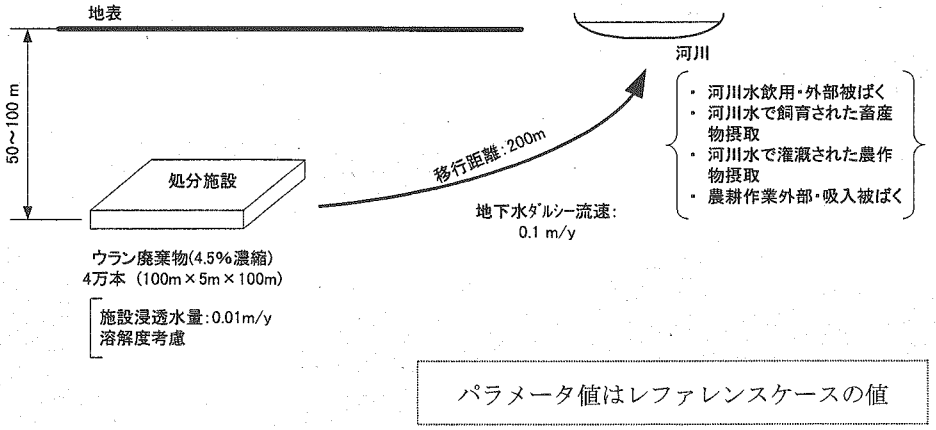


図 1-1　評価モデル概念図

1.1.2 廃棄物インベントリ及び対象核種

濃縮度 4.5%、初期濃度 1000Bq/g のウラン廃棄物が処分施設内に 4 万本(200L ドラム缶相当)設置されると仮定した。ウラン核種濃度組成を表 1-1に示す。

対象核種を表 1-2に示す。半減期の短い Po-210 は Pb-210 と放射平衡を仮定した。

表 1-1　廃棄体初期濃度(濃縮度 4.5%)

廃棄体初期濃度(濃縮度 4.5%)　[Bq/g]		
234U	235U	238U
829.8	39.6	130.6

表 1-2　検討核種

4n+2 系列	U-238	U-234	Th-230	Ra-226	Pb-210	Po-210
半減期[y]	4.5E+09	2.5E+05	7.5E+04	1.6E+03	2.2E+01	3.8E-01
4n+3 系列	U-235	Pa-231	Ac-227			
半減期[y]	7.0E+08	3.3E+04	2.2E+01			

1.1.3 評価モデル

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。

1.1.4 パラメータ

処分場施設関連のパラメータは「低レベル放射性固体廃棄物の陸地処分の安全規制に関する基準値について(第 2 次中間報告)」（以下、「政令」と記す）に用いられた値をもとに設定した。天然バリアに関するパラメータは「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)」（以下、「第 3 次中間報告」と記す）より設定した。生物圏に関するパラメータについては2000年レポートを参照して設定した。

天然バリアの領域に関しては、第 3 次中間報告における処分場周辺領域(サイト内)を対象領域とした。第 3 次中間報告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。また、表 1-3に示すようにパラメータを感度解析的に変動させ、様々な処分環境下での被ばく線量評価を実施した。

表 1-3　パラメータとその変動幅

パラメータ	単位	レファレンス	変動幅
放出係数	-	3×10^{-4}	1×10^{-5}～1×10^{-2}
溶解度	mol/l	核種毎に設定 (8.0×10^{-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	m^3/kg	核種毎に設定	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	m^3/y	1×10^{8}	1×10^{5}～1×10^{9}
ダスト濃度	kg/y	2×10^{-6}	5×10^{-9}～5×10^{-5}
呼吸率		1.8	1.2～2.4
滞在時間		1300	730～4400

2. 特性のまとめ

ウラン廃棄物の余裕深度処分の性能における広範なパラメータ変動の影響について、昨年度は数値解法を用いて検討を行った。これらの検討結果から、ウラン廃棄物から放出される核種が、極めて長半減期を持つウランの同位体とその子孫核種からなっていることを考慮すると、現象を単純化できることが分かった。このため、比較的単純な仮定を導入することによって簡易な解析解を導き、パラメータと被ばく線量の関係の理解を進めることができる。

2.1 ピーク到達時における親核種／子孫核種の平衡関係の整理

各核種のピークが生物圏に到達した時点における、それぞれの親核種／子孫核種の平衡関係をまとめ、それらの移行挙動について検討した。

当該核種と、その親核種が地質圏／生物圏の境界において放射平衡であれば、フラックスの比は遅延係数の比の逆数となる。

$$\frac{J_{total子孫}}{J_{total親}} = \frac{Rf_{親}}{Rf_{子孫}}$$

J:	核種放出フラックス	(Bq/y)
Rf:	遅延係数	(-)

図 2-1に、ピーク到達時刻の分布と、その時点で放射平衡に到達しているか否かを示した。これらの結果を用いて、各核種のピーク到達状況についてまとめた。

＜U-238＞　ウラン系列の先頭となる親核種である。

＜U-234＞　U-234 は、ピーク到達時刻が約 20 万年まででは親核種の U-238 と放射平衡濃度以上となる。ピークがこれ以後に到達する場合には、放射平衡濃度となる。

＜Th-230＞　Th-230 は、約 10 万年までは、親核種である U-234 と比べて数十倍から数百万倍の濃度で生物圏に到達する。地質圏中の移行時間が長くなると、放射平衡濃度となって到達する。

＜Ra-226＞　Ra-226 は、ピーク到達時刻が数万年までの場合に、親核種である Th-230 と放射平衡である濃度よりも低い濃度で到達する。

＜Pb-210＞　Pb-210 は、全ての条件で親核種である Ra-226 と放射平衡となった。

＜U-235＞　アクチニウム系列の先頭となる親核種である。

＜Pa-231＞　Pa-231 は、約 10 万年までは、親核種である U-235 と比べて数十倍から

数百万倍の濃度で生物圏に到達する。地質圏中の移行時間が長くなると、放射平衡濃度となって到達する。

<Ac-227>　Ac-227 は、全ての条件で親核種である Pa-231 と放射平衡となった。

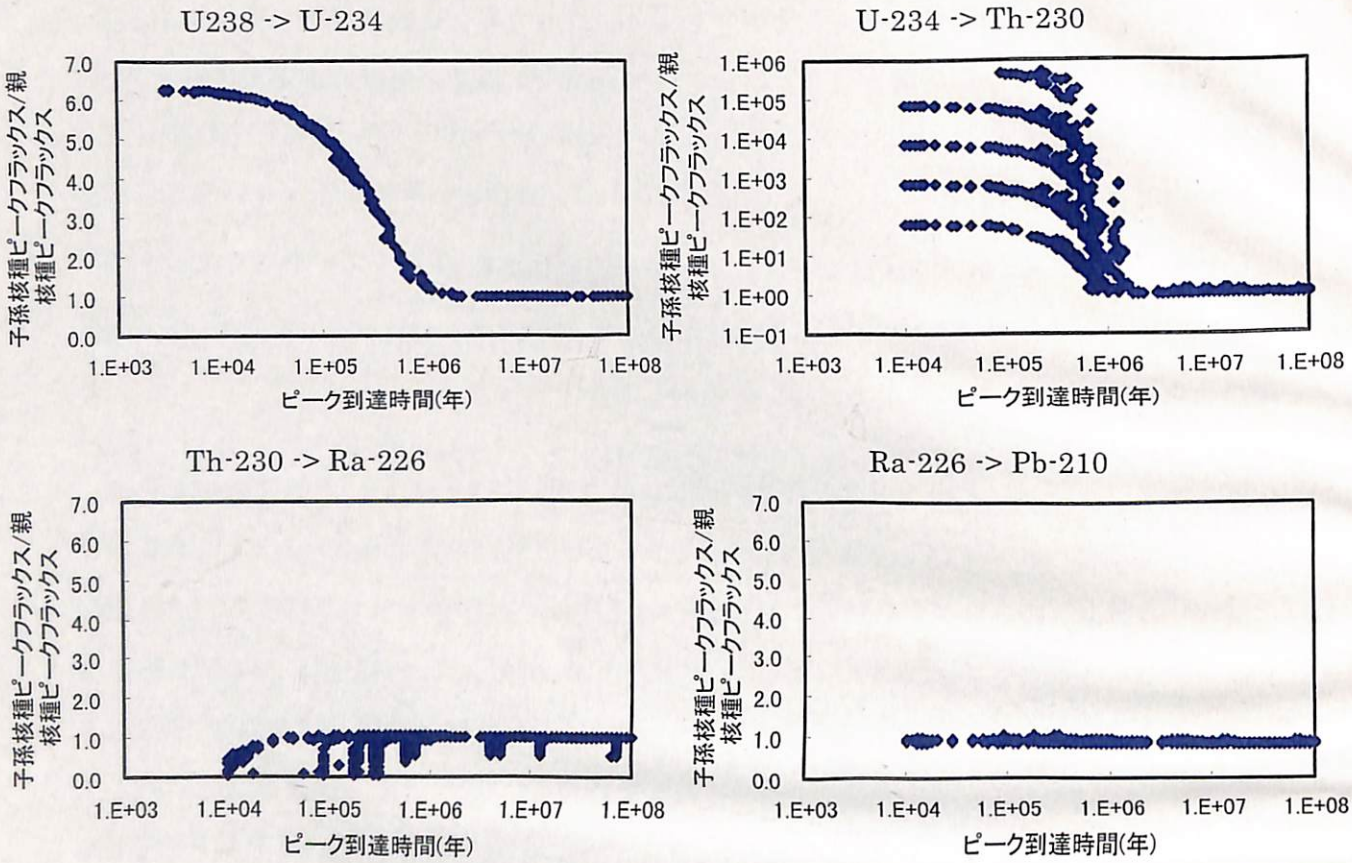


図 2-1　各核種のピーク到達時間と放射平衡到達状況

2.2　条件付き解析解の導出

本節では、各核種の特性を考慮して、条件付き解析解を導出する。

条件付き解析解の導出には、親核種から順に特性に応じて次の 4 つに分類して行った。

① U-238、U-235 の条件付き解析解　　－親核種を持たない長半減期核種－

② U-234 の条件付き解析解　　－初期インベントリを持つ子孫核種－

③ Th-230、Pa-231 の条件付き解析解　　－親核種が溶解度制限を受ける場合の子孫核種－

④ Ra-226、Pb-210、Ac-227 の条件付き解析解　－半減期が短い子孫核種－

また、それぞれの条件付き解析解は、処分場内から生物圏に至る、次の 3 つの領域に分

けてモデル化して導出した。

① 処分施設からの放出フラックスを求めるモデル

② 処分施設下流端のフラックスを求めるモデル

③ 地質圏／生物圏境界のフラックスを求めるモデル

2.2.1 U-238、U-235 の条件付き解析解 －親核種を持たない長半減期核種の放出－

(1) U-238、U-235 －処分施設からの放出フラックスを求めるモデル

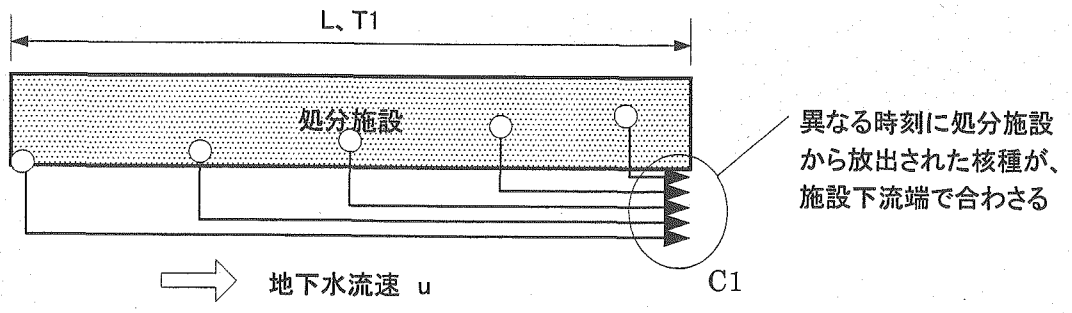
U-238、U-235 は 1 億年以上の極めて長い半減期を持つため、核種放出期間中のほとんどにおいて、減衰の効果は生じない。その濃度は、放出係数で決まる濃度と、溶解度のいずれか低いほうの値となる。

$$\text{処分施設内液相濃度 } C_{rep} = \begin{cases} C^* & \left(\frac{I}{V}Rr > C^* \text{ の場合}\right) \\ \frac{I_0}{V}Rr\exp(-\lambda t) & \left(\frac{I}{V}Rr \le C^* \text{ の場合}\right) \end{cases}$$

C_{rep}:	処分施設内の核種濃度	(Bq/m³)
C*:	溶解度	(Bq/m³)
λ:	崩壊定数	(1/y)
Rr:	放出係数	(-)
V:	施設体積	(m³)
I_0:	初期インベントリ	(Bq)

(2) U-235、U-238 処分施設下流端でのフラックスを求めるモデル

処分施設下流端での核種濃度は、処分施設下面の各地点から放出された核種フラックスが、積分された濃度となる。



$$C_1(t) = \int_{t-T}^{t} J(t')dt' \exp(-\lambda t)$$

C1(t): 施設下流端での核種濃度 (Bq/m³)

T : 積分時間

このことから、処分施設下流端における濃度は、次の式で与えられる。

$$C_1 \max = \begin{cases} \dfrac{J_{rep}L}{u}\dfrac{T_{release}}{T_1}/b & , \quad T_1 \geq T_{release} \text{ の場合} \\ \dfrac{J_{rep}L}{u}/b & , \quad T_{release} \geq T_1 \text{ の場合} \end{cases}$$

C_1 : 処分施設下流端における核種濃度 (Bq/m³)

L : 処分施設長さ (m)

T_1 : 処分施設下面通過時間 (y)

(3) 生物圏入り口での核種濃度

親核種を持たない U-238、U-235 については、施設下流端の濃度が、移行距離の間の減衰して到達する。この結果、地質圏／生物圏境界での核種濃度は、次の式で表される。

$$C2(t) = C1(t\text{-}t2) \exp(-\lambda t2)$$

C2(t): 地質圏／生物圏境界での核種濃度 (Bq/m³)

T2': 地質圏移行時間 (y)

Lg: 移行距離 (m)

これに加えて、地質圏を移行中の拡散の影響が存在する。

2.2.2 U-234 の条件付き解析解 －初期インベントリを持つ子孫核種－

対象とする廃棄物は濃縮ウランであるため、U-234 は初期インベントリにおいて、その親核種である U-238 以上の濃度で存在する（濃縮されている）。さらに、半減期が 2.45×10^5 年と長いため、条件によっては減衰して U-238 と放射平衡になる前に環境に到達する。このときの、放出フラックスを表す条件付き解析解は、U-235、U-238 と同等のものとなる。なお、この場合は、放射平衡濃度の場合よりも高いフラックスを示す。

$$J_2\max = \begin{cases} J_2\max\text{-}U234 & , \quad J_2\max\text{-}U234 > J_2\max\text{-}U238 \\ J_2\max\text{-}U238 & , \quad J_2\max\text{-}U238 > J_2\max\text{-}U234 \end{cases}$$

2.2.3　Th-230、Pa-231 の条件付き解析解　－親核種が溶解度制限を受ける場合の子孫核種－

対象とする廃棄物では、ほとんどの条件でウランが溶解度制限となる。このとき、Th-230 は処分施設内で U-234 の崩壊によって生成し、溶解度に制限されることなく地質媒体中を移行する。

(1)　Th-230、Pa-231　－処分施設からの放出フラックスを求めるモデル－

親核種が溶解度制限の条件の場合、それらは廃棄物層内でほとんど移動しない。このとき、子孫核種の、廃棄物層下面における濃度は、次の式で表される。

$$Cwaste = \begin{cases} \dfrac{\lambda_{daughter} C_{parent} L_{waste}}{Qin} & \text{，放射平衡に達するまで} \\ RrC_{parent} & \text{，放射平衡に達したあと} \end{cases}$$

L_{waste}:　廃棄物層の厚さ　(m)

廃棄物層下面を通過した核種は、底版を通過して地質媒体へ放出されるが、この間に減衰を受ける。

このときの、処分施設下面（底版下面）における濃度は次の式で表される。

$$C_{rep} = C_{waste} \exp\left(\frac{Q_{in} - \sqrt{\frac{4De}{Rr}\lambda + Q_{in}^{2}}}{2De} L_D \right)$$

(2)　Th-230、Pa-231　　処分施設下流端のフラックスを求めるモデル

U-238、U-235 などと同様に、処分施設下流端での核種濃度は、処分施設下面の各地点から放出された核種フラックスが、積分された濃度となる。しかしながら、それらの核種よりも半減期が短いために、処分場下面を通過している間に減衰する効果が無視できない。

$$J_1 = \frac{J_{rep}}{\lambda \ \varepsilon \ Rf}\left(1 - \exp(-\lambda T)\right) \quad u$$

(3)　地質圏／生物圏境界のフラックスを求めるモデル

地質圏／生物圏境界においては、上記の施設下流端におけるフラックスが減衰した値となって到達する。こうして得られたのが、「処分施設内で親核種から生成し、地質媒体中を移行してきた成分」のフラックスである。移行中の減衰によりこの成分が

小さくなった場合には、「移行中の親核種濃度と放射平衡濃度で存在する成分」のフラックスが支配的となる。

2.2.4 Ra-226、Pb-210、Ac-227 の条件付き解析解 －半減期が短い子孫核種－

Ra-226、Pb-210、Ac-227 は、系列内のこれ以上の核種よりも半減期が短いため、ほとんどの条件で、それぞれの「親核種の移行中の濃度と放射平衡濃度で存在する成分」が、地質圏／生物圏境界に達するものとなる。

3. パラメータの変動と被ばく線量の関係の整理

前項で導いた条件付き解析解を用いて，広範な範囲におけるパラメータと被ばく線量の関係を試算し，影響の範囲と主要なパラメータの関係を整理した。

検討においては，まず，昨年度より広い範囲でパラメータを変動させた結果を数値解を用いて試算し，その結果と条件付き解析解を比較し，条件付き解析解がより広い範囲で適用可能であることを確認した。この検討は，全パラメータが標準ケースである条件を基本とし，これから一つずつのパラメータを変動させて行った。

次に，条件付き解析解を用いて，複数のパラメータを変動させ被ばく線量を試算し，その影響とパラメータの関係を，式と計算結果を用いて検討した。

3.1 広い範囲のパラメータ変動に対する条件付き解析解の適用性の確認

昨年度の検討では放出係数・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，パラメータ変動が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。この結果を用いて前章において条件付き解析解を導出した。パラメータのうち，生物圏のパラメータである河川水流量・ダスト吸入量に対する応答は比例関係であり自明であるので，この２つの生物圏パラメータを基本ケースに固定した。そして残る６つのパラメータをこの条件付き解析解がより広いパラメータ変動範囲において成立性を持つか否かを確認するため，昨年度の検討範囲よりもさらに１桁ずつ広い範囲で各パラメータを変化させ,数値解を求め,その結果と条件付き解析解とを比較した。

パラメータの変動範囲を表 3-1に示す。この検討は，全パラメータが標準ケースである条件を基本とし，これから一つずつのパラメータを変動させて行った。また，最大被ばく線量について数値解と条件付き解析解をまとめた結果を図 3-1に示す。

表 3-1　パラメータの変動範囲

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		
	放出係数	溶解度	浸入水量	流速	分配係数	移行距離
	-	～倍	m/y	m/y	～倍	m
1	-	-	-	-	0.0001	-
2	-	0.001	-	-	0.001	20
3	1E-06	0.01	0.0001	0.001	0.01	50
4	1E-05	0.1	0.001	0.01	0.1	100
5(基本ケース)	3E-04	1	0.01	0.1	1	200
6	1E-02	10	0.1	1	10	500
7	1E-01	100	1	10	100	1000
8	-	-	-	-	-	2000

各パラメータの変動に対する条件付き解析解の適用性を確認するために，設定した各パラメータにおける数値解と条件付き解析解との間で最大被ばく線量を比較した。

その結果，ほぼ全てのパラメータで条件付き解析解の適用性が確認できた。ただ，施設内でウランが溶解度に達しない場合，浸入水量が 1E-4m/y 以下など拡散が卓越する場では数値解との差が生じた。また，分配係数が 1E-4 倍と Ra226 が施設内で溶解度限度に達した影響が現われる特殊な条件でも数値解との差が生じる結果となった。

（数値解と条件付き解析解の差は，溶解度 1000 倍のケース：2.2 倍

浸入水量 1E-4m/y のケース：1.7 倍

分配係数 1E-4 倍のケース：2.4 倍となった）

しかし，数値解と条件付き解析解に差が生じるパラメータの設定条件は，そのパラメータが取りうる範囲を超えた条件である。また，その差も 2 倍程度であるため，条件付き解析解の適用性を確認することができた。

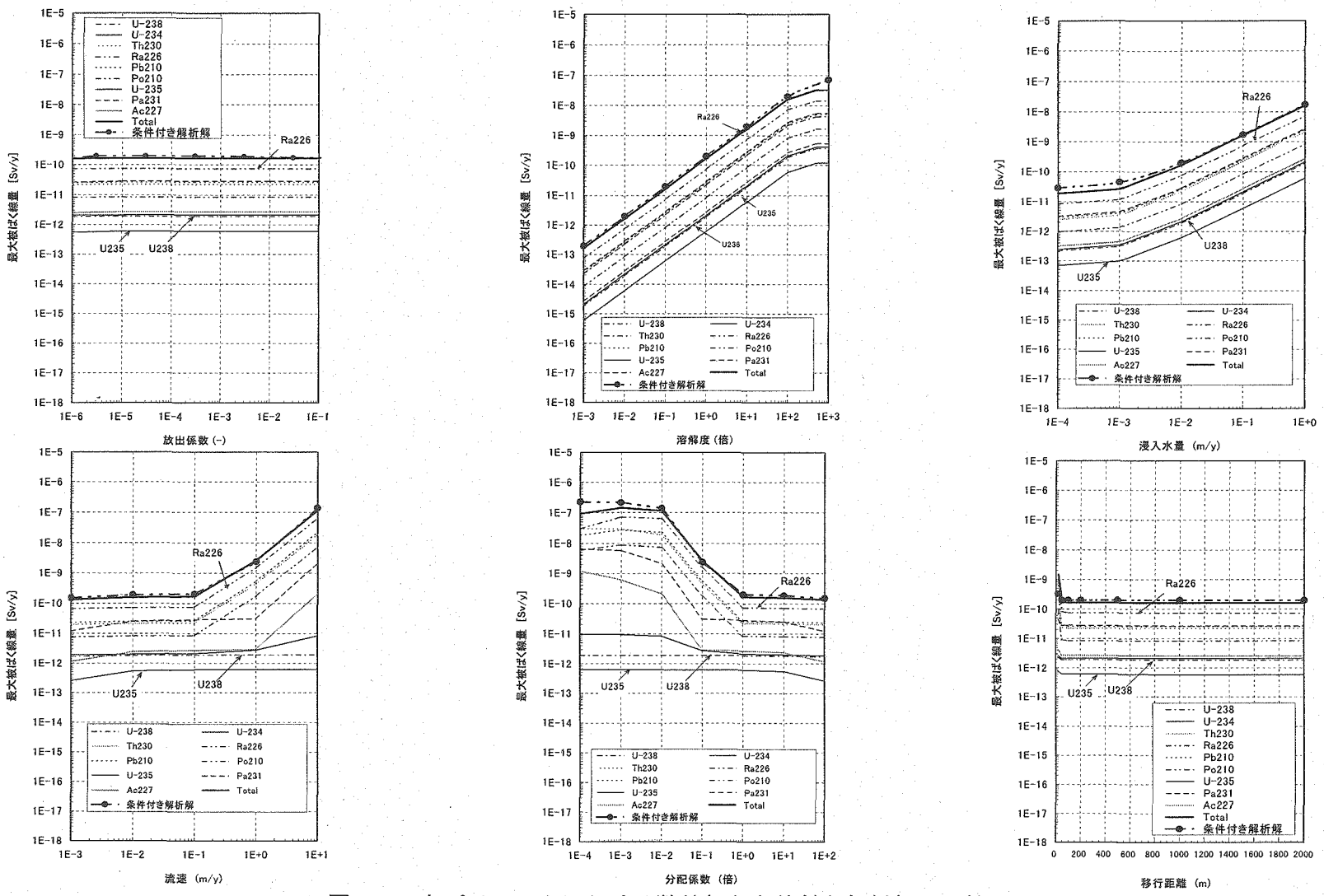


図 3-1 各パラメータにおける数値解と条件付き解析解の比較

3.2 パラメータ変動と被ばく線量の関係

前項で適用性を確認した条件付き解析解を用いて，各パラメータと被ばく線量の関係を検討した。検討は，まず人工バリア，天然バリアに関するパラメータに分け，それぞれ，

- 人工バリアパラメータ（溶解度，放出係数，施設浸入水量）と被ばく線量の関係
- 天然バリアパラメータ(分配係数，地下水流速，移行距離)と被ばく線量の関係

を求めた。また，パラメータの影響の現れ方は，相互の組み合わせによって変化し，標準条件と不利な条件とでは応答が異なる場合があることから，天然バリア，人工バリアごとに，それぞれ不利な条件を設定し，その条件における

- 天然バリアが不利な条件における人工バリアパラメータと被ばく線量の関係
- 人工バリアが不利な条件における天然バリアパラメータと被ばく線量の関係

も求めた。

3.2.1 人工バリア，天然バリアパラメータと被ばく線量の関係

(1) 人工バリアパラメータ（溶解度，放出係数，施設浸入水量）と被ばく線量の関係

図 3-2は，施設浸入水量ごとの，溶解度，放出係数に対する被ばく線量の変化の一例を示したものである。各プロットは，ある溶解度までは被ばく線量が溶解度に比例し，それ以上では一定となる依存性を示している。これは，U の処分施設内濃度が，前者は溶解度に支配され，後者は放出係数に支配されていることを示している。このような関係は，放出係数，施設浸入水量と被ばく線量の関係を示した図 3-3で読み取ることができる。なお，これらの条件では，いずれも U-238，U-234，U-235 と，その移行中に生成した子孫核種によって被ばく線量がもたらされている。

(2) 天然バリアパラメータ(分配係数，地下水流速，移行距離)と被ばく線量の関係

図 3-4に，移行距離ごとの，分配係数，地下水流速と被ばく線量の関係の一例を示した。被ばく線量の分配係数に対する依存性は，処分施設内で生成した Th-230，Pa-231 とその子孫核種によるもの(高い段)と，U-238，U-234，U-235 とそれらが移行中に生成した子孫核種によるもの(低い段)からなる特徴的な2段のステップを示す。分配係数が小さい，又は地下水流速が大きい条件では，地質媒体中の移行時間が短いため，溶解度に制限されて低濃度で放出される U 核種に先行して，処分施設内で生成した Th-230，Pa-231 が移行し，減衰しきる前に生物圏に到達する。図 3-5には移行距離に対する被ばく線量の関係を示した。この結果も，特徴的な 2 段のステップを持つ。

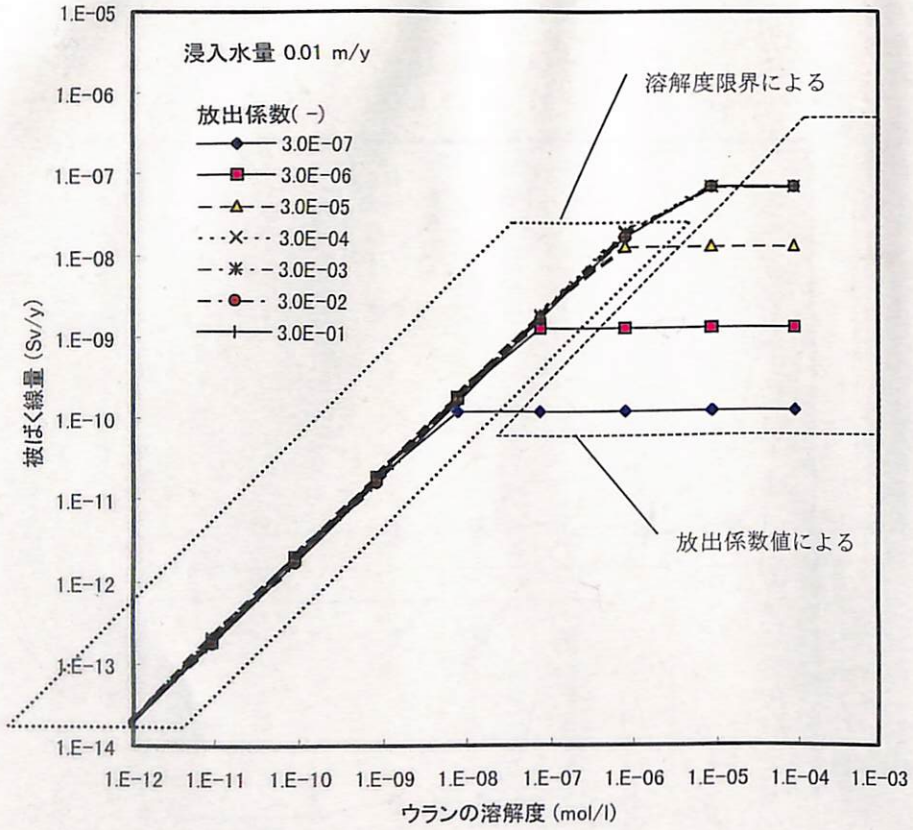


図 3-2 溶解度，放出係数と被ばく線量の関係（天然バリア標準）

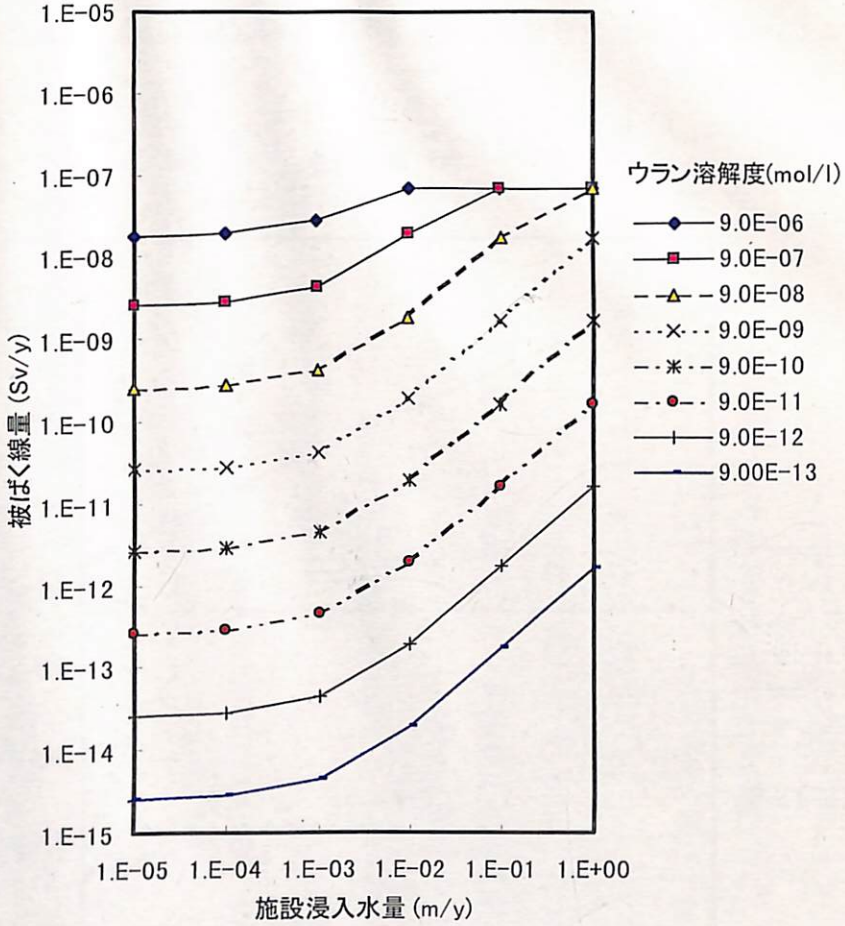


図 3-3 施設浸入水量，溶解度と被ばく線量の関係

（放出係数 3E-4，天然バリア標準）

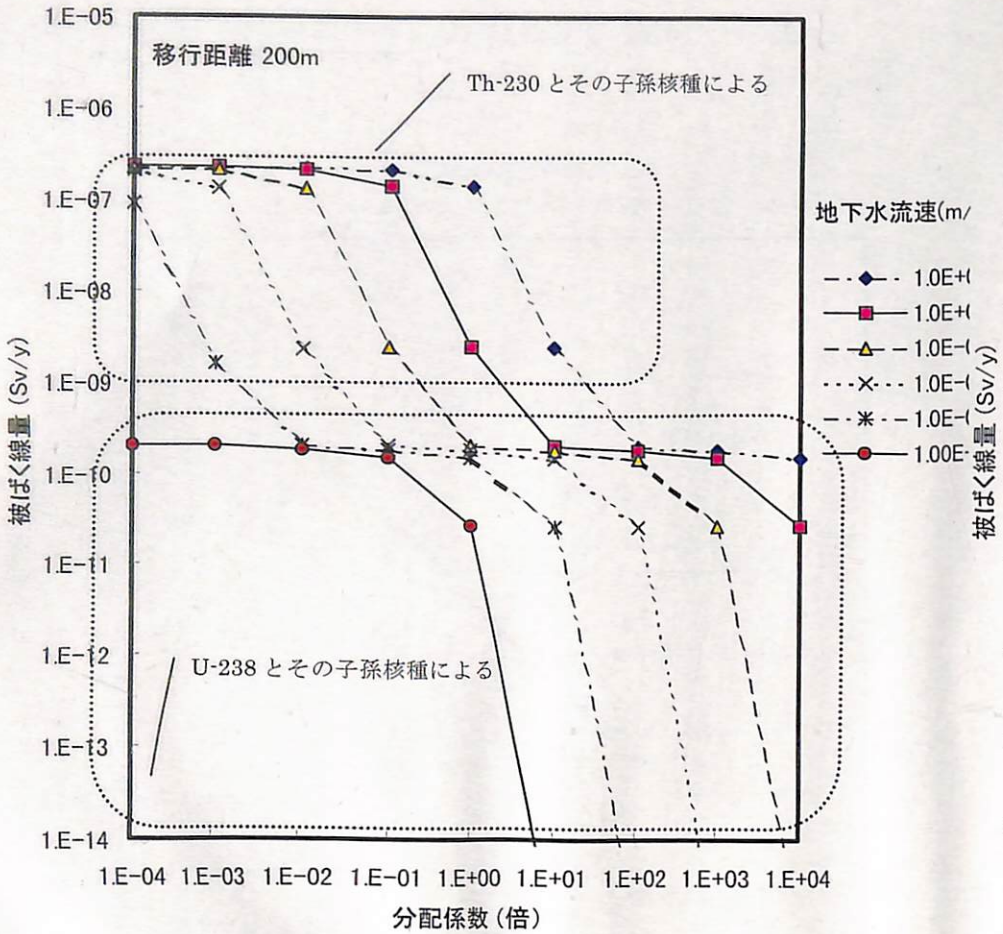


図 3-4　分配係数，地下水流速と被ばく線量の関係

(移行距離 200m，人工バリア標準)

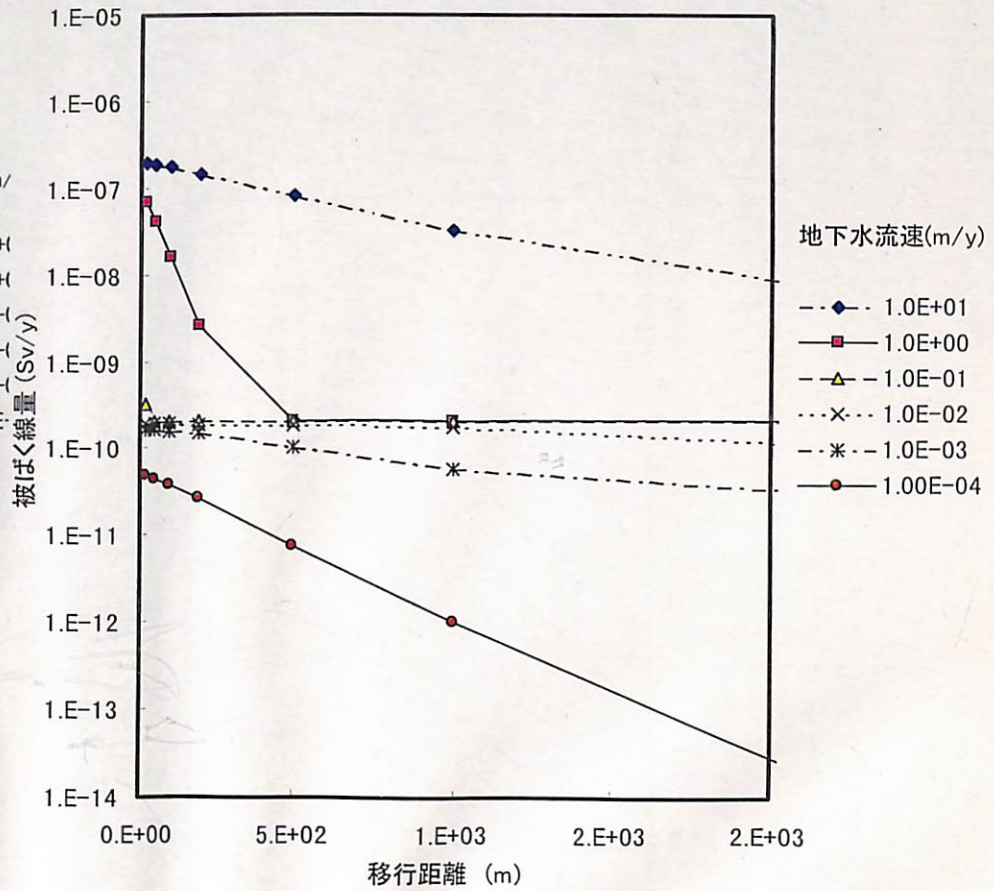


図 3-5　移行距離，地下水流速と被ばく線量の関係（人工バリア標準）

3.2.2 人工バリア，天然バリアパラメータと被ばく線量の関係

（人工バリア又は天然バリアが不利な条件における）

(1) 天然バリアが不利な条件における人工バリアパラメータと被ばく線量の関係

天然バリアの不利な条件としては，次の条件を設定した。

・分配係数：0.001 倍　　・地下水流速：10 m/y　　・移行距離：50 m

天然バリアを不利な条件とし，浸入水量ごとに，溶解度と放出係数を変化させた条件での被ばく線量を図 3-6に示す。この条件では，放出係数が大きい場合に（3E-5～3E-1）に，処分施設内で生成し，親核種の U-234, U-235 に先行して移行する Th-230, Pa-231 が，減衰しきらずに生物圏に到達することによって，高い被ばく線量を示す。したがって，このような条件では，浸入水量と放出係数（Th-230，Pa-231 の）を抑える対策が重要となる。

(2) 人工バリアが不利な条件における天然バリアパラメータと被ばく線量の関係

人工バリアの不利な条件としては，次の条件を設定した。

・放出係数：0.03 —・溶解度：1E7 倍　　・施設浸入水量：0.1 m/y

図 3-7に，移行距離ごとの，地下水流即，分配係数と被ばく線量の関係の一例を示した。人工バリアを標準ケースとした際に見られた特徴的な 2 段のステップが，人工バリアに不利な条件を設定した今回では，ほとんど見られない。これは，人工バリア中の移行時間が短いため，U-234，U-235 の子孫核種である Th-230，Pa-231 が十分ビルドアップできない時間範囲で処分施設から放出されることによるものである。被ばく線量 1E-7Sv/y 付近でラインがわずかに折れ曲がっているのは，これ以上の被ばく線量となる条件では，初期インベントリにおいて放射平衡濃度以上存在する U-234 が，U-238 と放射平衡になる前に生物圏に到達するケースでるからである。

3.2.3 パラメータ変動と被ばく線量の関係のまとめ

被ばく線量を支配する核種と条件を，被ばく線量が高い条件から順に以下にまとめた。

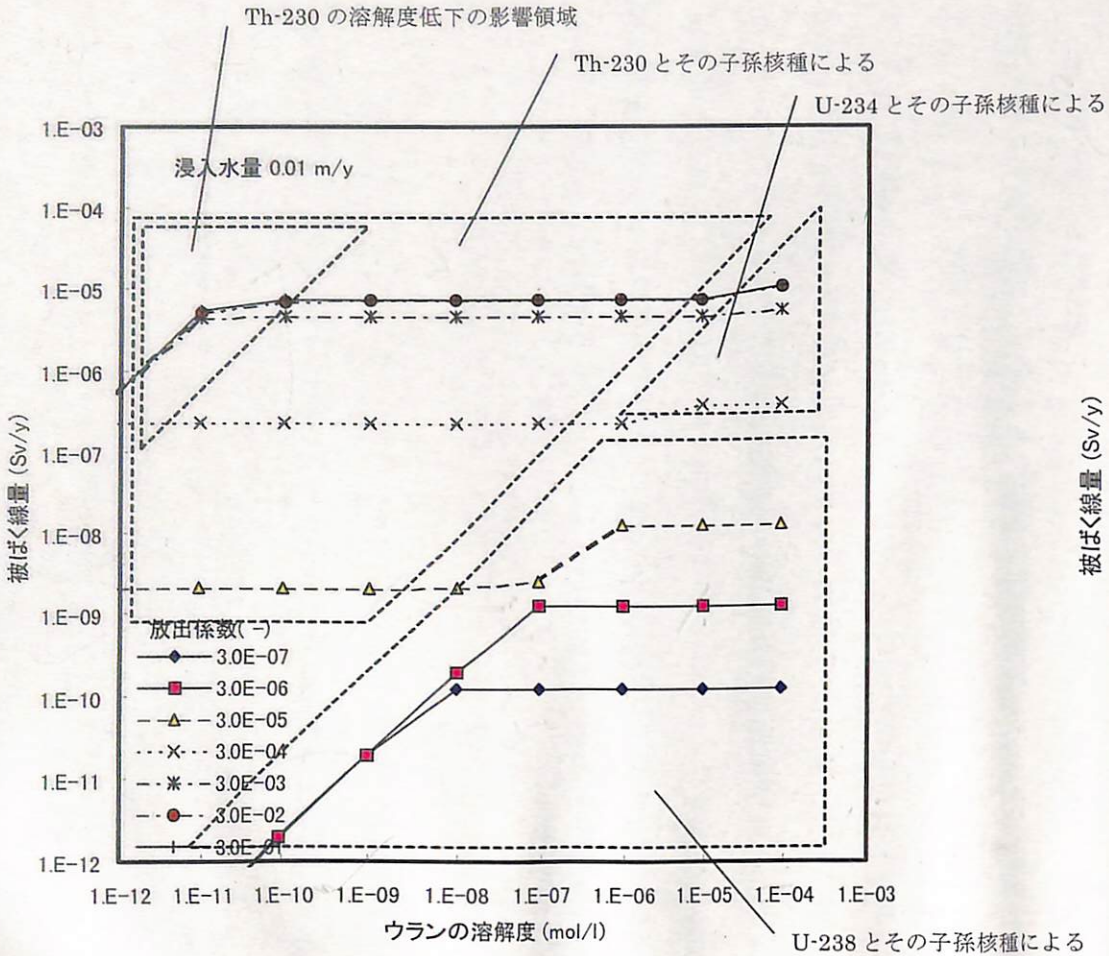


図 3-6 溶解度，放出係数と被ばく線量の関係

—天然バリアが不利な条件の場合—

（分配係数×0.001 倍，地下水流速 10m/y，移行距離 50m） (2/2)

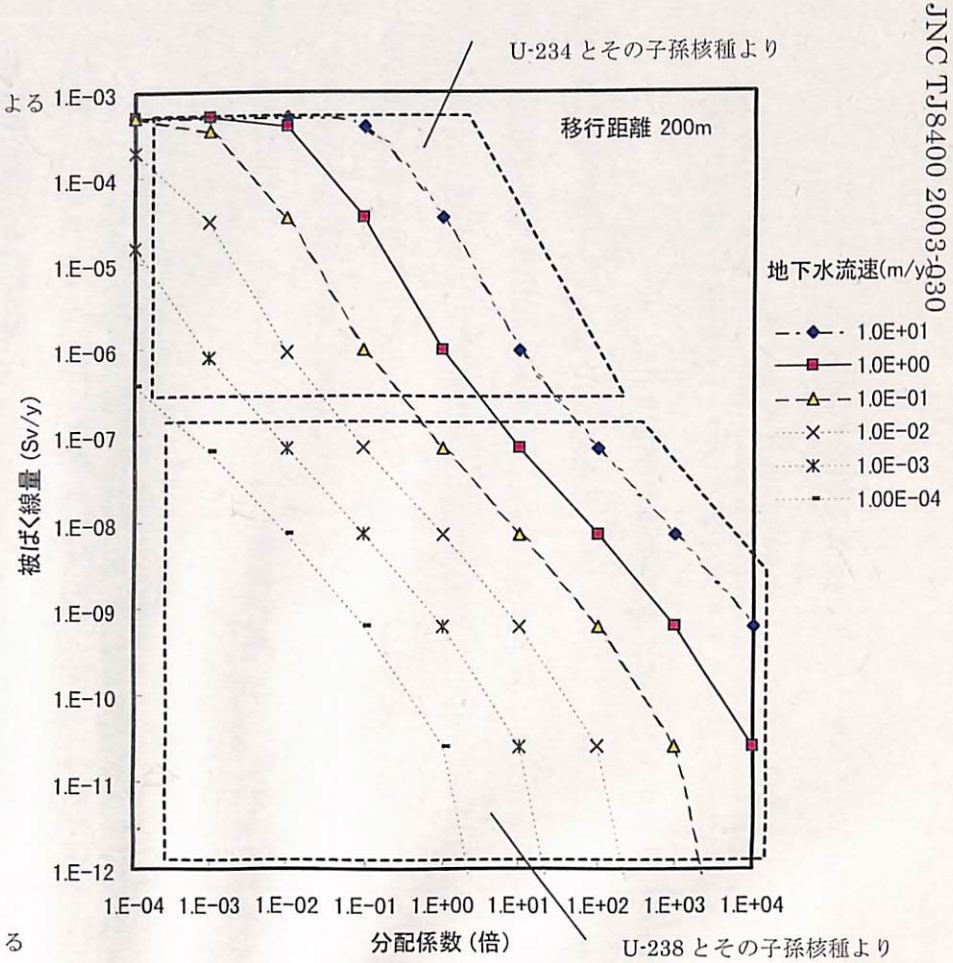


図 3-7 分配係数,地下水流速と被ばく線量の関係

-人工バリアが不利な条件の場合-

（移行距離 200m，放出係数 0.3，溶解度×1E7，浸入水量 0.1m/y）

表 3-2 支配核種とその条件，対策

被ばく線量範囲 (生物圏条件-標準)	支配核種	条件	メカニズム	特徴的なパラメータ値	効果のある対策
1E-7～1E-4 Sv/y	U-234とその子孫核種	・人工バリア中の核種移行が極めて速い ・溶解度が高い ・天然バリア中の核種移行が極めて速い	・U-234が放出率で放出 ・U-234が減衰する前に生物圏に到達 ・Th-230は十分にビルドアップできない	ウラン溶解度＞1E-6mol/l 放出係数＞3E-5 天然バリアが不利な条件 (分配係数0.001倍、地下水流速10m/y、移行距離10m)	・溶解度を低減する ・放出率を低減する ・地下水流速／分配係数を低減する
1E-5～1E-9 Sv/y	Th-230とその子孫核種	・人工バリア中の核種移行が速い ・溶解度が比較的低い ・天然バリア中の核種移行が速い	・U核種は溶解度に制限されてわずかしか放出されない ・Th-230が親核種に先行して移行し、減衰しきる前に生物圏に到達する	分配係数＜1E-3倍、地下水流速＞0.001m/y ～ 分配係数＜10倍、地下水流速＞10m/yまでの組み合わせ (移行距離200mの場合)	・放出係数を小さくする ・施設浸入水量を小さくする ・地下水流速／分配係数を低減する ・溶解度低減は効果を発揮しない
1E-7～1E-10Sv/y	U-234とその子孫核種	・人工バリア中の核種移行が比較的速い ・天然バリア中の核種移行が比較的速い	・処分施設内で生成したTh-230は、生物圏に到達する前に減衰する。 ・U-234が減衰する前に(U-238と放射平衡になる前に)生物圏に到達する。	分配係数1E-3倍、地下水流速0.001m/y ～ 分配係数10倍、地下水流速10m/yまでの組み合わせ (移行距離200mの場合)	・溶解度を低減する ・施設浸入水量を低減する ・放出率を低減する ・地下水流速／分配係数を低減する
1E-7～1E-10Sv/y 以下	U-238とその子孫核種	・人工バリア中の核種移行が遅い ・天然バリア中の核種移行が遅い	・処分施設内で生成したTh-230は、生物圏に到達する前に減衰する。 ・初期インベントリに存在するU-234は、生物圏に到達する前に減衰する。	分配係数1E-3倍、地下水流速0.001m/y ～ 分配係数10倍、地下水流速10m/yまでの組み合わせ (移行距離200mの場合)	・溶解度を低減する ・施設浸入水量を低減する ・放出率を低減する ・地下水流速／分配係数を低減する

4．分配係数が異なる2つの領域が存在する天然バリア中での子孫核種の影響

本検討では，ウラン廃棄物のうち濃度の高いものを余裕深度へ処分することを念頭に種々の条件での被ばく線量を試算してきた。3 章までの検討では，被ばく線量評価を行う際の天然バリアのモデル化に関しては，天然バリアは均一な地質条件として扱っている。

また，天然バリア条件に関しては，様々な地質条件についても対応できるよう天然バリア条件（地下水流速，分配係数，距離）の幅を設定している。

親核種と子孫核種の分配係数の幅を相対的に振ったこれまでの評価結果では，ほとんどのケースで，生物圏到達時にウラン核種及びその子孫核種である Th，Ra 等は放射平衡となった。これは，表 1-3 で設定した天然バリアの分配係数や移行距離，地下水流速では，長半減期であるウラン核種とその子孫核種は余裕深度の比較的流速の小さい場を長時間かけて移行する現象となり，放射平衡となるための十分な時間と距離を満たす条件であるため，その結果として放射平衡となっていると解釈できる。

しかしながら，実際の地下環境においては，移行途中に地質条件の異なる場(地層，岩相の種類など)が複数存在する可能性がある。分配係数が異なる地質条件を持った場が複数存在し，流線がこれを横切ることによって，天然バリアの分配係数が変わることにより親核種と子孫核種の分配係数の相対比も変わった場合は，一旦放射平衡の状態が崩れる。ある時間とある距離を移行した後に再び放射平衡となるような地質条件も考えられる一方，流速が速い又は分配係数が小さい場では放射平衡が崩れた状態のまま生物圏へ到達する可能性もある。

そこで，本章においては，分配係数の異なる複数の場が存在することで放射平衡の状態が崩れたウラン核種及びその子孫核種が，その後どのように推移するかを検討した。ウラン核種及びその子孫核種が分配係数の異なる複数の場を移行し放射平衡の状態が崩れたとしても再び放射平衡となる条件が示されれば，そのような条件下では，分配係数の異なる複数の場においても，ウラン核種及びその子孫核種を放射平衡として扱うことができるので，ウラン核種の移行さえ十分モデル化すれば，被ばく線量評価全体の信頼性が高まると考えられる。また，そのような条件下では，分配係数等のデータを取得する際に，ウランのデータの信頼性が高まれば，ウラン核種だけでなく，被ばく線量評価全体の信頼性も高まると考えられる。

以上のことから，本章では天然バリア領域が複数の異なる地質条件を持った層からなると想定し，天然バリア移行中に親核種と子孫核種の分配係数の相対比が変わる領域に流入した場合での親核種と子孫核種の核種移行への影響を検討した。

4.1 分配係数が異なる2つの領域が存在する天然バリア中での子孫核種の影響

本検討では，ウラン廃棄物のうち濃度の高いものを余裕深度へ処分すると想定している。処分施設から放出された核種は，余裕深度の比較的流速の遅い場で，親核種と子孫核種の分配係数の相対比が表 1－8 で示されたような関係で、均一である地質条件であれば放射平衡の状態で生物圏に達する。ただし，処分施設から放出した核種は，地質条件の異なる複数の場を移行し生物圏に到達する可能性がある。放射平衡になった核種が地質条件(親核種と子孫核種の分配係数の相対比)が変わる領域に達した場合，放射平衡の状態が崩れることが予想されるが，ある条件では，ある時間を経て再び放射平衡の状態となる場合もあると予想される。

そこで，ここでは，天然バリア移行中に親核種と子孫核種の分配係数の相対比が変わる領域として仮想的なモデルを作成し，放射平衡である核種が親核種と子孫核種の分配係数の相対比が異なる領域に達することで放射平衡の状態が崩れた後，再び放射平衡となる条件，放射平衡になるまでの核種の移行挙動について検討した。

4.1.1 解析条件

(1) 解析モデル

上流側境界条件は親核種及び子孫核種は一定濃度・放射平衡とし，下流側境界条件は濃度ゼロとした。核種移行距離に関しては，分配係数変更領域に到達し放射平衡の状態でなくなった親核種と子孫核種が再び放射平衡となるまでの現象を検討するための十分な距離として 500m を仮想的に設定した。

上流から 5m 地点を分配係数変更境界とし，境界以降で子孫核種の分配係数を変化させ，親核種と子孫核種の体積濃度を検討した。

(2) 対象核種

各崩壊系列に沿って設定した親核種と子孫核種の組を以下に示す。

なお，U-238 と U-234 に関しては，同元素であるため検討対象から除いた。

- 親核種：U-235(7.0E+8y)，子孫核種：Pa-231(3.3E+4y)
- 親核種：Pa-231(3.3E+4y)，子孫核種：Ac-227(22y)
- 親核種：U-234(2.5E+5y)，子孫核種：Th-230(7.5E+4y)
- 親核種：Th-230(7.5E+4y)，子孫核種：Ra-226(1.6E+3y)
- 親核種：Ra-226(1.6E+3y)，子孫核種：Pb-210(22y)

(3) 天然バリア条件

天然バリアの設定条件は1章での設定と同様である。

天然バリア中における分配係数変更領域での子孫核種の分配係数は，レファレンスの値を基に，1/100倍，1/10倍，10倍，100倍と感度解析的に設定した。

4.1.2 解析結果

(1) 分配係数変更領域の子孫核種の設定をレファレンスより小さく設定した場合の傾向

分配係数変更領域での子孫核種の設定をレファレンスの 1/10 倍と設定した場合の結果（U-235 と Pa-231 のケース）を図 4-1に示す。

上流側の境界条件として親核種と子孫核種は放射平衡であることから，子孫核種は一定の液相濃度を保ち分配係数変更領域に供給される。5m 地点を境に子孫核種の分配係数が小さくなることにより，固相への吸着が減少かつ移行速度が速くなる。このため，5m 地点近傍では子孫核種の体積濃度は親核種の体積濃度よりも低くなる一方，遠方では移行の遅い親核種よりも先行して広がる。つまり，子孫核種の体積濃度を親核種の体積濃度と比べると，境界近傍では低くなり，遠方では高くなる。このような子孫核種と親核種の体積濃度が異なる状態から放射平衡状態へと回復するには，親核種の崩壊により子孫核種が十分に生成する時間及び親核種と子孫核種が近接して存在することが必要である。その後，時間の経過に伴い，親核種の領域が広がり，子孫核種の減衰が生じるような時間においては，再び子孫核種は親核種と放射平衡となる。

ただし，子孫核種の半減期が比較的長い場合では，5m 地点を境に子孫核種の分配係数が小さくなることにより，固相への吸着が減少かつ移行速度が速くなることから分配係数変更境界近傍では子孫核種の体積濃度が親核種の体積濃度よりも低い領域が存在する場合がある。このような領域が図 4-1の緑線で囲った部分にあたる。

(2) 分配係数変更領域の子孫核種の設定をレファレンスより大きく設定した場合の傾向

分配係数変更領域での子孫核種の設定をレファレンスの 10 倍と設定した場合の結果（U-235 と Pa-231 のケース）を図 4-2に示す。

上流側の境界条件として親核種と子孫核種は放射平衡であることから，子孫核種は一定の液相濃度を保ち分配係数変更領域に供給される。5m 地点を境に子孫核種の分配係数が大きくなることにより，固相への吸着が増加かつ移行速度が遅くなる。この

ため，子孫核種の体積濃度は 5m 地点近傍では親核種の体積濃度よりも高くなり移行速度が遅いことから入口近傍に蓄積される一方，子孫核種は親核種の崩壊により生成されることから，時間の経過に伴う親核種の領域の広がりと共に，再び親核種と放射平衡となる。

ただし，子孫核種の半減期が比較的長い場合では，5m 地点を境に子孫核種の分配係数が大きくなることにより，固相への吸着が増加かつ移行速度が遅くなることから子孫核種が入口近傍に蓄積されることにより子孫核種の体積濃度が親核種の体積濃度よりも高くなる場合がある。このような領域が図 4-2の青線で囲った部分にあたる。

(3) 分配係数が異なる 2 つの領域が存在する天然バリア中での子孫核種の影響のまとめ

分配係数が異なる 2 つの領域が存在する天然バリア中での子孫核種の影響を表 4-1にまとめた。表 4-1より，ほとんどのケースにおいてある時間と距離を経過した後では放射平衡となる。ただし，子孫核種の半減期が比較的長い場合は，一部の領域で放射平衡とならない場合もある。

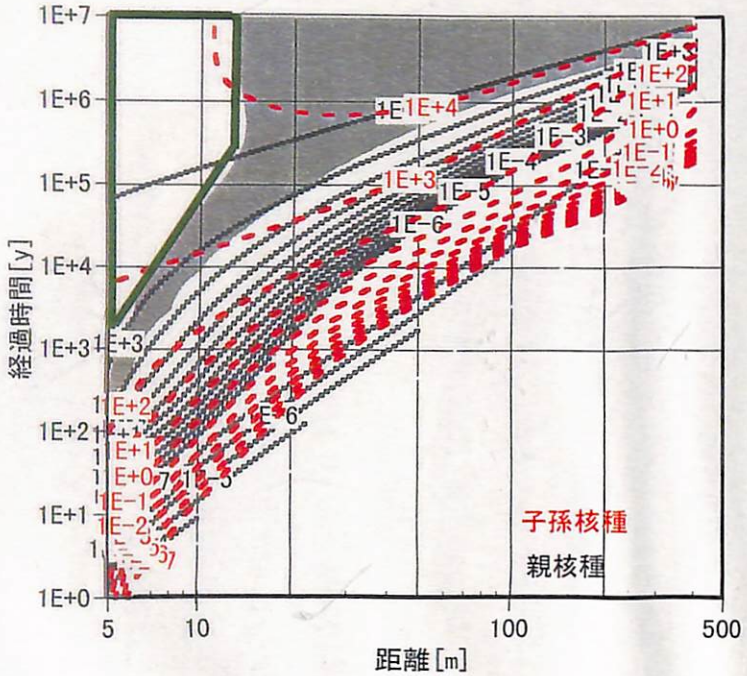
- 子孫核種の半減期が比較的長く，子孫核種の分配係数が小さい場合は，分配係数変更境界近傍において子孫核種の体積濃度が親核種の体積濃度よりも低くなり，放射平衡とならない領域が存在する場合がある。
- 子孫核種の半減期が比較的長く，子孫核種の分配係数が大きい場合は，分配係数変更境界近傍において子孫核種の体積濃度が親核種の体積濃度よりも高くなり放射平衡にならない領域が存在する。

全領域で放射平衡とならなかったケース（U-234 と Th-230，Th-230 と Ra-226 の組）の理由としては，親核種が減衰することにより移行領域に限界が生じたこと，子孫核種の半減期が比較的長いため親核種が減衰しても単独で存在できること及び子孫核種の分配係数が小さいため親核種よりも移行速度が速いことにより，親核種と子孫核種が近接して存在することができないことによる。

ただし，実際の処分環境下では，U-234 及び Th-230 の親核種である長半減期核種の U-238 が存在するため，U-234 及び Th-230 が減衰して移行領域に限界が生じることはない。このことから，実際の処分環境下では，放射平衡状態である一連の核種が分配係数の異なる領域に流入した場合においても放射平衡になると考えられる。

・分配係数変更領域の子孫核種の設定がレファレンスの 1/10 倍の場合

分配係数の設定（U-235：1m³/kg，Pa-231：0.1m³/kg）



U235→Pa231

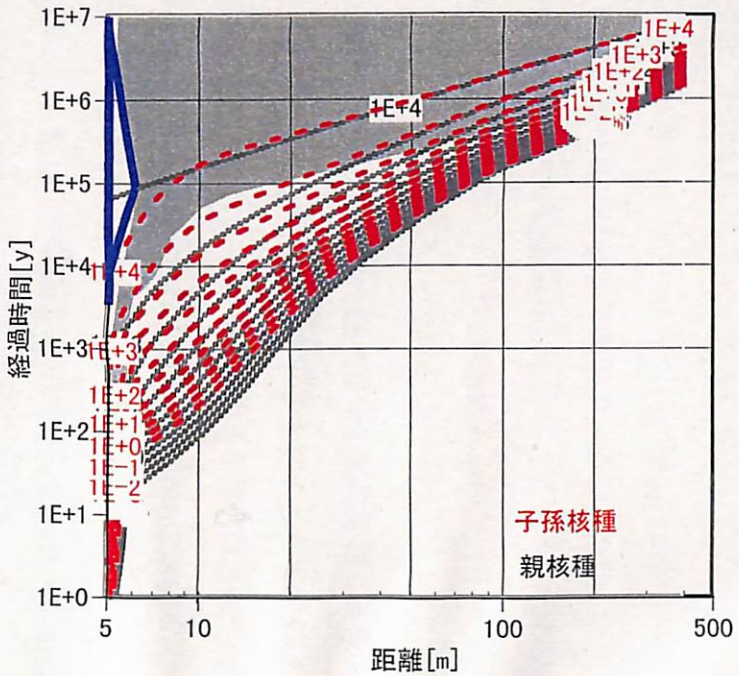
Kd: 1 0.1

網掛け ： 0.5 ＜ 子孫核種濃度/親核種濃度 ＜ 2

図 4-1 体積濃度（U-235：1m³/kg，Pa-231：0.1m³/kg）

・分配係数変更領域の子孫核種の設定がレファレンスの 10 倍の場合

分配係数の設定（U-235：1m³/kg，Pa-231：10m³/kg）



U235→Pa231

Kd: 1 10

網掛け ： 0.5 ＜ 子孫核種濃度/親核種濃度 ＜ 2

図 4-2 体積濃度（U-235：1m³/kg，Pa-231：10m³/kg）

表 4-1　分配係数が異なる 2 つの領域が存在する天然バリア中での子孫核種の影響

<table>
<tr><th colspan="2" rowspan="2">親核種</th><th rowspan="2">子孫核種</th><th colspan="2">分配係数が小さい場合</th><th rowspan="2">レファレンス</th><th colspan="2">分配係数が大きい場合</th></tr>
<tr><th>1/100 倍</th><th>1/10 倍</th><th>10 倍</th><th>100 倍</th></tr>
<tr><td>減衰なし</td><td>U-235
(7.0E+8y)</td><td>Pa-231
(3.3E+4y)
半減期が長い</td><td colspan="2">親核種と放射平衡になる
ただし，分配係数変更境界近傍で子孫核種の体積濃度が親核種の体積濃度を下回る領域が存在する。</td><td>親核種と
放射平衡になる</td><td colspan="2">親核種と放射平衡になる
ただし，分配係数変更境界近傍で子孫核種の体積濃度が親核種の体積濃度を上回る領域が存在する。</td></tr>
<tr><td rowspan="4">減衰有り</td><td>Pa-231
(3.3E+4y)</td><td>Ac-227
(22 y)
半減期が
非常に短い</td><td colspan="6">親核種と放射平衡になる</td></tr>
<tr><td>U-234
(2.5E+5y)</td><td>Th-230
(7.5E+4y)
半減期が長い</td><td colspan="2">親核種と放射平衡にならない*</td><td>親核種と
放射平衡になる</td><td colspan="2">親核種と放射平衡になる
ただし，分配係数変更境界近傍で子孫核種の体積濃度が親核種の体積濃度を上回る領域が存在する。</td></tr>
<tr><td>Th-230
(7.5E+4y)</td><td>Ra-226
(1.6E+3 y)
半減期が
比較的短い</td><td>親核種と放射平衡
にならない*</td><td>親核種と放射平衡になる
ただし，分配係数変更境界近傍で子孫核種の体積濃度が親核種の体積濃度を下回る領域が存在する。</td><td colspan="3">親核種と放射平衡になる</td></tr>
<tr><td>Ra-226
(1.6E+3 y)</td><td>Pb-210
(22 y)
半減期が
非常に短い</td><td colspan="6">親核種と放射平衡になる</td></tr>
</table>

*) 実際の処分環境下においては U-238 の存在により親核種が生成されるため，放射平衡になると考えられる。

4.2 分配係数が異なる領域として天然バリア出口近傍を想定した場合

本検討では，ウラン廃棄物のうち濃度の高いものを余裕深度へ処分すると想定している。処分施設から放出した核種は，余裕深度の比較的流速の遅い場では，均一な地質条件であれば放射平衡の状態で生物圏に達すると考えられる。ただし，処分施設から放出した核種は，地質条件の異なる複数の場を移行し生物圏に到達する可能性がある。

天然バリア領域は複数の異なる層から成ると考えられ，例えば，天然バリア出口近傍(生物圏との境界部近傍)においては土壌層や河川・沼の堆積層などそれまでの天然バリアの地層とは異なる層の存在が予想され，そこでは分配係数も変化することが考えられる。かつ，この層の厚さは，移行距離全体に比べると非常に薄いものと考えられる。

そこで，放射平衡の状態である核種が，それまで移行してきた領域の親核種と子孫核種の分配係数の相対比と異なる相対比を持つ天然バリア出口近傍領域に到達することにより放射平衡が崩れた状態から，天然バリア出口近傍領域を移行し，生物圏へ到達した時の核種の状態(放射平衡の有無)を検討した。なお、天然バリア出口近傍領域の核種移行距離は5m を設定した。

4.2.1 解析条件

上流側境界条件は親核種及び子孫核種は一定濃度・放射平衡で流入するとし，下流側境界条件は濃度ゼロとした。また，解析モデルは，核種の移行に影響を及ぼさない十分な範囲として 500m を設定した。

上流から 5 m 地点を分配係数変更境界とし，境界以降で子孫核種の分配係数を変化させた。分配係数変更境界から 5m 地点を生物圏到達地点とし，この地点での親核種と子孫核種の体積濃度を検討した。なお、4.2 項で想定した生物圏到達地点は、4.1 項での距離 10m の結果と等しい。

また，使用した解析モデル，対象核種，天然バリア条件は前節と同じである。

4.2.2 解析結果

分配係数が異なる領域として天然バリア出口近傍を想定した場合の結果を表 4-2にまとめた。表 4-2より，生物圏との境界部近傍領域においては，ほとんどのケースにおいて親核種と子孫核種は放射平衡となるが，子孫核種の半減期が比較的長く，分配係数の設定が小さい場合（U-235 と Pa-231，U-234 と Th-230，Th-230 と Ra-226）において

は放射平衡とならない結果となった。これは子孫核種の半減期が長いこと及び子孫核種の移行速度が速いことから，分配係数変更境界近傍では親核種と子孫核種が近接して存在することができないためである。

なお，4.1 項において，U-234，Th-230 の場合は実際の処分環境下においては U-238 の存在により放射平衡となるとしているが，生物圏との境界部近傍領域を対象とした場合では，U-234 及び Th-230 が U-238 と放射平衡となる十分な時間が確保できないことから，放射平衡にならないと考えられる。

以上のことから，生物圏との境界部近傍領域においては，一部のケース(子孫核種の半減期が比較的長くかつ分配係数が小さい場合)を除いて放射平衡となることから，分配係数変更境界近傍をモデル化することなく，核種移行評価を実施する場合に子孫核種を親核種と放射平衡として扱うことができる。

ただし，子孫核種の半減期が比較的長くかつ分配係数が小さい場合では放射平衡とならないまま生物圏に到達するため，分配係数変更境界近傍をモデル化すること，また，この領域の分配係数データの取得が重要である。

表 4-2　分配係数が異なる領域として天然バリア出口近傍を設定した場合の子孫核種の影響

<table>
<tr><th colspan="2" rowspan="2">親核種</th><th rowspan="2">子孫核種</th><th colspan="2">分配係数が小さい場合</th><th rowspan="2">レファレンス</th><th colspan="2">分配係数が大きい場合</th></tr>
<tr><th>1/100 倍</th><th>1/10 倍</th><th>10 倍</th><th>100 倍</th></tr>
<tr><td rowspan="1">減衰なし</td><td>U-235
(7.0E+8y)</td><td>半減期が
長い場合
(Pa-231:3.3E+4y)</td><td colspan="2">親核種と放射平衡にならない</td><td colspan="3">親核種と放射平衡になる</td></tr>
<tr><td rowspan="4">減衰有り</td><td>Pa-231
(3.3E+4y)</td><td>半減期が
非常に短い場合
(Ac-227:22 y)</td><td colspan="5">親核種と放射平衡になる</td></tr>
<tr><td>U-234
(2.5E+5y)</td><td>半減期が
長い場合
(Th-230:7.5E+4y)</td><td colspan="2">親核種と放射平衡にならない*</td><td colspan="3">親核種と放射平衡になる</td></tr>
<tr><td>Th-230
(7.5E+4y)</td><td>半減期が
比較的短い場合
(Ra-226:1.6E+3 y)</td><td>親核種と放射平衡にならない*</td><td colspan="4">親核種と放射平衡になる</td></tr>
<tr><td>Ra-226
(1.6E+3 y)</td><td>半減期が
非常に短い場合
(Pb-210:22 y)</td><td colspan="5">親核種と放射平衡になる</td></tr>
</table>

*）ウラン廃棄物処分では U-238 の存在により親核種が生成されるが，生物圏境界近傍では放射平衡とならない。

5．評価期間とその間の最大被ばく線量との関係の整理

本研究におけるこれまでの評価は，全て評価期間を切らず，ピークが出るまで行い，全期間中の最大値で整理したが，無限期間の評価を行なわず，予見することが可能な期間，又は評価することに意味のある期間に限って安全評価をすべきではないかという意見がある。このようなウラン廃棄物の処分において，現世代がどのような責任を果たすべきか，そのためにはどのような評価期間を考えるべきかという議論をすることは，極めて重要である。「人々が求め，合意する『安全』とは何か」という点について正面切った議論が必要であろう。

このような議論は，科学的検討のみならず社会学的側面からの検討が重要である。

ここでは，科学的側面からの情報として，期間を切った場合の評価を行いその結果を整理した。すなわち，評価期間を，1万年，10万年，1000万年，1億年，とし，その期間内での最大値を整理した。

5.1 評価期間による最大被ばく線量の変化の特性(分配係数変化ケースを例として)

ここでは，基本ケースと，これから分配係数を変化させたケースを例にとり，評価期間の変化に対して，最大被ばく線量が，これに応じてどのように変化するかを整理した。図5-1に分配係数を変化させたケースについて1E+8 年まで評価計算を行った結果（左図）と，評価期間を連続的に変化させたときのそれぞれの期間内での最大被ばく線量を示す(右図)。

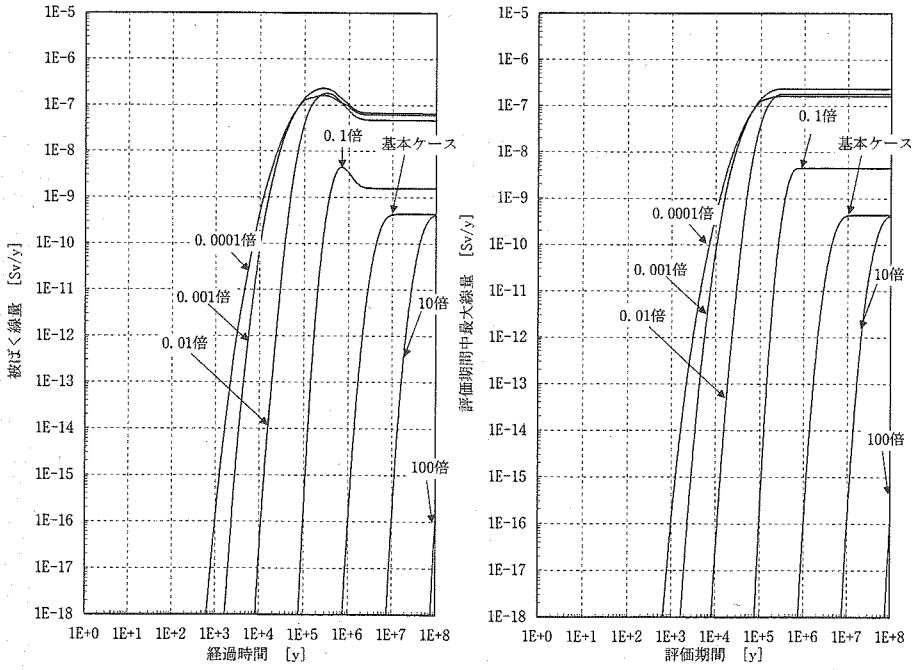


図 5-1　評価計算結果と評価期間中最大被ばく線量の比較

評価期間を連続的に変化させた場合，設定した評価期間においてピーク値に達していない場合は，評価期間を拡大すると最大被ばく線量は増加する。一方，設定した評価期間においてピーク値に到達している場合は，評価期間を拡大しても評価期間中の最大被ばく線量はピーク値で一定となる。

5.2 ケース全体について

全てのパラメータを設定範囲内で網羅的に変動させたときの最大被ばく線量を，評価期間を 1 万年，10 万年，100 万年，1000 万年，1 億年として整理した。パラメータの変動範囲を表 5-1に示す。ここでは生物圏パラメータをリファレンスケースに固定して評価を行った。また，この分布の最大値・平均値・対数平均値・中央値を表 5-2にまとめた。図 5-2にそれぞれの評価期間における被ばく線量ピーク到達時刻別の頻度を示す。

表 5-1　パラメータの変動範囲

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		
	放出係数	溶解度	浸入水量	流速	分配係数	移行距離
	-	～倍	m/y	m/y	～倍	m
1	-		-	-	0.001	
2		0.01			0.01	50
3	1E-05	0.1	0.001	0.01	0.1	100
4(基本ケース)	3E-04	1	0.01	0.1	1	200
5	1E-02	10	0.1	1	10	500
6						1000

表 5-2　評価結果(生物圏パラメータ基本ケース)

	1.0E+04	1.0E+05	1.0E+06	1.0E+07	1.0E+08
最大値	5.0E-06	6.3E-06	6.3E-06	6.3E-06	6.3E-06
平均値	6.8E-08	3.5E-07	4.3E-07	4.3E-07	4.3E-07
対数平均値	1.2E-52	4.4E-40	1.0E-27	1.1E-17	2.8E-11
中央値	2.9E-40	6.8E-18	7.2E-11	5.5E-10	1.7E-09

整理した結果は以下のようになった。

① 全ての条件において 10 μSv/y を超えなかった（ただし，生物圏のパラメータは基本ケースである)。

② 評価期間が長くなるにつれて，最大被ばく線量の分布は線量が高いほうが徐々に多くなる。

③ 最大被ばく線量が 1E-7Sv/y 以上と比較的高くなるデータセットでは，移行時間が短く，1E+6 年には全てピークに達する。

④ 最大値は 1E+8 年において 6.3E-06Sv/y となり，1E+5 年においても既に 6.3E-06Sv/y となる。また，1E+4 年で区切った場合でも 5.0E-06Sv/y とほぼ同等の値となる。

⑤ 最大被ばく線量となるデータセットは，流速 1m/y，分配係数 0.01 倍のケースである。

以上のことから以下のことが分かる。

① 移行期間が短いデータセットは最大被ばく線量が高くなるデータセットであり，移行期間が長くなるデータセットでは高い最大被ばく線量に達することは無い。

② 同様に 1E+6 年において最大被ばく線量に到達していないデータセットでは，最大被ばく線量に達するまで評価期間を拡大しても最大被ばく線量が 1E-7Sv/y より高くなることはない。

③ 生物圏のパラメータをリファレンスケースに設定する場合，いかなるデータセットでも 1E-5Sv/y を超えない。

被ばく線量評価をどの時期まで行なうかについては，様々な議論がある。今回は，評価期間を変化させることが最大被ばく線量の値にどのような影響を与えるか，について検討した。

評価期間が短いと，その時期までに被ばく線量がピークに達していないケースが増えるため，最大被ばく線量（評価期間内の）の平均値は小さくなる傾向がある。評価期間以後の被ばく線量値は有効な意味を持たないとすれば，適切な評価期間についての合意を得ることにより，ウラン廃棄物のような極めて長い半減期を持つ核種の安全を評価する上で，合理的により高い安全性を示すことができることになる。

ただし，最も高い 1E-6Sv/y オーダーの被ばく線量（生物圏条件を標準とした場合）を与える条件のグループに着目すると，評価期間が 10 万年以上であれば，その評価期間によらず最大被ばく線量はほとんど変化しない。これは，最大被ばく線量が大きい条件の場合

には，ピーク値への到達も早いからである。

このことは，逆に，最も高い被ばく線量を与えるグループの条件（及びその組み合わせ）が起らないことを示すことができれば，長期間に渡ってより低い被ばく線量しか及ばないことを安定して示すことができることを意味する。早くピーク値に達するということは，地質，気候，生物圏などの条件が比較的予測しやすい時間範囲であるということでもあるため，考慮に値するものと考えられる。

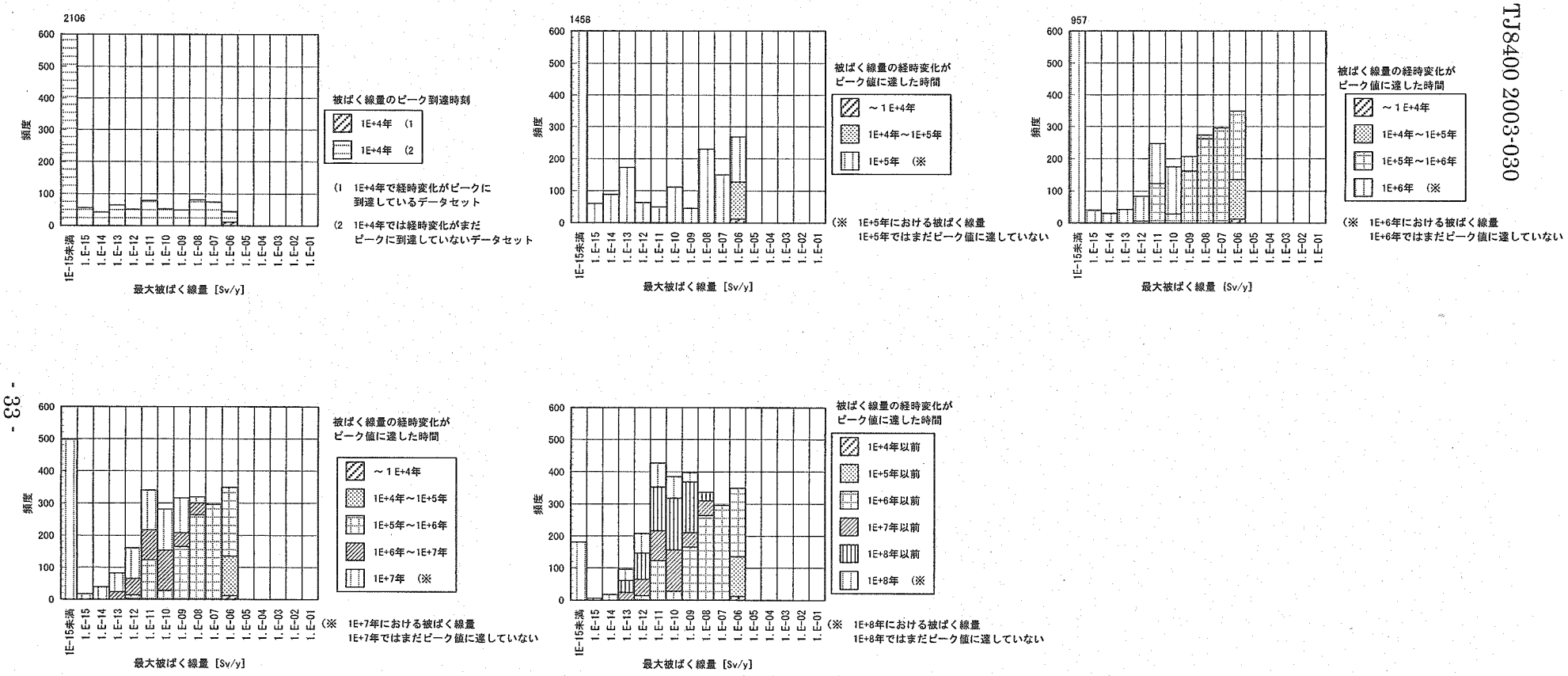


図 5-2 各評価期間における被ばく線量ピーク到達時間別の頻度

Ⅲ　天然放射性核種の濃度、フラックスに関する検討

1.　データの収集整理

1.1　データの収集

昨年度までに、GEOLIS によるキーワードを用いた文献検索、保健物理誌(1986 Vol.21～2000 vol.35)、RADIOISOTOPES 誌(1995 vol.53～2000 vol53)、保健物理誌及び原子力学会誌等を対象として、U、Th、K、Rb、Sn、Cs、Cu、Ra、Rn の 9 元素の濃度データの収集を実施した。今年度は、これらのデータ収集状況を踏まえて、原子力文献データベース(NUCLEN)による幅広い文献の収集を実施するとともに、フラックスデータ収集のために検索した文献の内容を整理する過程で抽出された文献を追加した。

これに加えて、我が国における代表的な天然放射性核種濃度分布について、国連科学委員会報告、IAEA-TECDOC、原子力委員会報告書、水道水水質基準等に基づいて調査、整理した。

データの収集の対象元素は、昨年度と同様に、U、Th、K、Rb、Sn、Cs、Cu、Ra、Rn の 9 元素とした。

文献調査の方法

今年度は、以下の方法により文献調査を実施した。

○　原子力文献データベース(NUCLEN)

環境放射線に関する研究成果が収録されていると考えられる「原子力文献データベース(NUCLEN)」を対象として、国内の文献について、キーワード”濃度　&　天然”　で検索し、文献を収集・整理した。

○　国における環境放射能に関する研究への取組

国による環境放射線に関する研究の動向を把握するとともに、環境放射線に関する調査、研究の代表的な実施機関のひとつである放射線医学総合研究所における最近の研究の動向を調査した。

○　フラックスデータ収集用文献からのデータの追加

今年度は、日本地質文献データベース(GEOLIS)を用いて、様々なフラックスデータの収集を実施するための文献検索及び収集整理を実施しており、濃度データが記載

されている文献として確認されたものもデータベースに追加した。

○　岩石標準試料

独立行政法人産業技術総合研究所(旧地質調査所)においては、我が国各地の岩石標準試料について、採取場所、試料番号とともに含有元素濃度の分析値のデータベースをウェブサイト上で提供している。本調査においては、文献調査における各元素の濃度データの収集結果とともに、これらの分析結果を収集整理した。

表 1.1-1　岩石標準試料(GSJ-GRS)の岩種、採取場所、試料名及び元素濃度一覧(独立行政法人産業技術総合研究所)

	岩種	採取場所	試料名	U	Th	K	Rb	Sn	Cs	Cu	Ra
結晶質岩	安山岩	神奈川県真鶴町(箱根山)	JA-1	0.34	0.82	6392.1	12.3	1.16	0.62	43	-
	安山岩	香川県坂出市（さぬき石）	JA-2	2.21	5.03	15025.7	72.9	1.68	4.63	29.7	-
	安山岩	群馬県（浅間山鬼押出）	JA-3	1.18	3.25	11705.1	36.7	0.9～1.8	2.08	43.4	-
	玄武岩	長崎県佐世保	JB-1	1.67	9.3	11871.1	41.3	1.92	1.23	55.1	7.20E-07
	玄武岩	長崎県佐世保	JB-1a	1.57	9.03	11622.1	39.2	2.24	1.31	56.7	-
	玄武岩	東京都大島（三原山）	JB-2	0.18	0.35	3486.6	7.37	0.95	0.85	225	-
	玄武岩	山梨県鳴沢村（富士山）	JB-3	0.48	1.27	6475.2	15.1	0.94	0.94	194	-
	長石	長野県南木曽町	JF-1	0.33	1.17	-	266	0.3～1.7	2.09	0.82	-
	長石	茨城県黒坂	JF-2	0.078	0.31	-	218	0.1～2.5	1.06	0.78	-
	花崗閃緑岩	群馬県沢入（そうり）	JG-1	3.47	13.2	33039.9	182	3.6	10.1	2.52	1.24E-06
	花崗閃緑岩	群馬県沢入	JG-1a	4.69	12.8	32873.9	178	4.47	10.6	1.67	-
	花崗岩	岐阜県（苗木花崗岩）	JG-2	11.3	31.6	39100.0	301	3	6.79	0.49	-
	花崗閃緑岩	島根県三刀屋	JG-3	2.21	8.28	21915.9	67.3	1.4	1.78	6.81	-
	はんれい岩	福島県（移ヶ岳）	JGb-1	0.13	0.48	1992.4	6.87	0.48	0.26	85.7	-
	ダナイト	北海道幌満	JP-1	0.036	0.19	24.9	0.8	0.05～0.8	0.059～0.26	6.72	-
	流紋岩	長野県和田峠（北）	JR-1	8.88	26.7	36609.6	257	2.86	20.8	2.68	-
	流紋岩	長野県和田峠（南）	JR-2	10.9	31.4	36941.6	303	3.51	25	1.36	-
	玄武岩	長崎県佐世保	JB-1b	-	-	10958.0	39.1	-	1.21	55.5	-
	珊瑚	沖縄県石垣島	JCp-1	-	-	182.6	-	-	-	0.5	-
	流紋岩	高知県足摺岬	JR-3	-	112	35613.4	453	17.4	1.0	2.9	-
	はんれい岩	茨城県筑波山トンネル	JGb-2	-	0.19	489.8	2.9	0.48	0.51	11.4	-
	角閃石岩	茨城県常陸太田市西堂	JH-1	-	1.4	4399.8	14.4	0.92	0.87	8.6	-
堆積岩	石灰岩	北海道峩郎（がろう）	JLs-1	1.75	0.0287	24.7	0.18	-	0.0201	0.268	-
	ドロマイト	栃木県葛生（くずう）	JDo-1	0.858	0.0429	19.3	1.75	-	0.07	1.41	-
	スレート	宮城県登米（とよま）	JSl-1	2.63	9.97	23617.7	117	2.5	7.6	40.8	-
	スレート	宮城県登米	JSl-2	2.92	11.5	24970.9	118	7.03	8.24	44.5	-
	チャート	栃木県足利	JCh-1	0.736	0.735	1834.6	8.61	-	0.243	15.3	-
	珊瑚	沖縄県石垣島	JCp-1	-	-	182.6	-	-		0.5	-
堆積物	土壌	東京都町田市	JSO-1	-	-	2822.5	14.5	-	1.5	169	-
	汚染土壌	茨城県つくば市	JSO-2	-	-	12867.3	62.5	-	3.8	1276	-
	湖底堆積物	滋賀県琵琶湖	JLk-1	3.83	19.5	23285.7	147	5.7*	10.9	62.9	-
	河川堆積物	茨城県北部	JSd-1	1	4.44	18122.1	67.4	2.77*	1.89	22	-
	河川堆積物	茨城県北部	JSd-2	1.1	2.33	9505.2	26.9	32.5*	1.07	1117	-
	河川堆積物	茨城県中部	JSd-3	1.66	7.79	16362.2	285	195*	30.6	426	-
	海底質	東京湾	JMS-1	-	-	18595.3	88	-	5.9	88	-

濃度の値は、mg/kg に換算したもの

○　媒体中の一般的な放射性核種濃度及び元素濃度

岩石中の典型的な放射能濃度として取りまとめられたものとして、国連科学委員会報告書(1977)に基づいて濃度を紹介した事例、IAEA-TECDOC-855(1996)の付属書、UNSCEAR の 2000 年報告書付属書 B 表 5 を取り挙げた。また、河川水中の核種濃度については、科学技術庁により作成された「生活環境放射線」の事例を整理した。

また、我が国特有の岩石に関するまとめではないが、岩石圏花崗岩層及びその各種構成岩石中の元素の平均含有量(正確には含有量の算術平均値の推定値)を整理した(A.A.ベウス 他、1980)。

さらに、岩石標準試料について、日本各地における各媒体中の元素濃度分布幅を取りまとめた。

表 1.1-2 岩石標準試料における岩石及び堆積物中の元素濃度の分布幅(表 1.1-1 の分析結果を整理したもの)

	結晶質岩	堆積岩	堆積物
U	0.036～11.3	0.736～2.92	1～3.83
Th	0.19～31.6	0.0287～11.5	2.33～19.5
K	24.90～39100	19.25～24971	2823～23286
Rb	0.8～453	0.18～118	14.5～285
Sn	0.05～17.4	2.5～7.03	2.77～195
Cs	0.059～25	0.0201～8.24	1.07～30.6
Cu	0.49～225	0.268～44.5	22～1276
Ra	7.20E-7～1.24E-6	-	-

濃度の単位は、mg/kg に換算したもの

以上のように、岩石、河川といった媒体中の放射性核種濃度及び元素濃度について、参考とすべき濃度分布の幅に関する事例を取りまとめた。濃度データの整理及び収集結果の分析に当たっては、適宜、これらの濃度分布との比較検討を行った。

1.2　濃度データの整理

濃度データ(質量濃度及び放射能濃度)の整理にあたっては、U、Th、K、Rb、Sn、Cs、Cu、Ra、Rn の 9 元素について、媒体による大区分を設けた上で、文献に記載されているより詳細な媒構成岩石、物質種の情報を記載した。濃度データは、試料採取地域、試料番号を併記し、複数のデータの平均値や標準偏差の記載がある場合はこれらのデータも収集した。

構成岩石、物質種の相違に着目して最小値、最大値、平均値、中央値及び標準偏差を算出し、取りまとめた統計値を表 1.2-2 に示す。これらのデータは、一覧表に加えて、収集データ数 30 以上を目安として、各媒体ごとにヒストグラムを作成した。

濃度データの統計処理にあたっては、文献記載値が複数のデータの平均値として算出された値であっても、データ処理上は 1 データとして取り扱っている。また、最小値、最大値、平均値が記載されている場合は、それぞれ 1 データとして統計処理している。

濃度データのうち、U、Th の雨水中の濃度は、統計値の算出には用いていない。また、Rn の地表水データのうち、濃度 0μg/l の 2 データは、統計値の算出から除外した。

濃度データを取得した文献の収集に当たっては、日本地質文献検索システム(GEOLIS)及び原子力文献データベース(NUCLEN)を用いた文献収集、日本原子力学会誌、RADIOISOTOPE 誌、保健物理誌、放医研年報といった学術雑誌の調査、IAEA－TECDOC、国連科学委員会報告、その他の関連書籍並びに岩石標準試料(GSJ-GRS)データベースといった広範囲に及ぶ調査結果の情報に基づいて、確認できた全ての濃度データを収集整理した。本節においては、これらの調査結果を取りまとめて、濃度データの収集結果の分析に資することを目的として、統計的手法を用いてデータの整理を実施している。

したがって、元素あるいは媒体によっては、限られた地域、試料数の収集事例に留まっているものもあり、また、濃度データ数が豊富な場合であっても、必ずしも日本全体を代表したデータであるとは限らないため、統計処理の結果やヒストグラムの取扱いには十分留意する必要がある。

表 1.2-1 本研究において収集した濃度データの整理結果のまとめ（1／2） (U、Th、K、Rb、Sn)

Chemical species	Materials		elemental concentration(mg/kg or μg/l)						radioactive concentration(Bq/kg or Bq/l)						Scale	Remarks
			Number	Max	Min	Average	S.D.	Median	Number	Max	Min	Average	S.D.	Median		
U	Water	Surface	42	5.36E+00	8.70E-04	3.66E-01	1.12E+00	4.12E-02	51	7.40E-02	3.70E-05	7.95E-03	1.91E-02	3.02E-04	countrywide	Kametani et al..,1991 , Kanazawa Univ., 1994, etc.
			109	1.69E-01	8.70E-04	2.54E-02	2.93E-02	1.66E-02	0	-	-	-	-	-	countrywide	Tsumura and Yamazaki, 1998
		Subsurface	25	1.34E+03	3.97E-04	-	-	2.48E-02	29	4.17E-03	2.30E-04	-	-	2.28E-03	countrywide & local	Tomoyose et al.., 1997 , Kametani and Matsumura,1992 , etc.
	Rock	Sedimentary	168	1.26E+01	4.96E-02	2.89E+00	2.28E+00	2.66E+00	36	5.80E+01	3.20E+01	4.20E+01	6.86E+00	4.07E+01	local	Kanaya and Katada, 1974, etc.
		Crystalline	188	2.08E+01	9.23E-03	1.89E+00	3.19E+00	6.75E-01	0	-	-	-	-	-	countrywide	a variety of literatures
	Fragment	Soil	68	5.51E+00	2.58E-01	1.81E+00	9.14E-01	1.66E+00	60	1.28E+02	6.66E+00	3.53E+01	1.93E+01	3.14E+01	countrywide & local	Megumi et al., 1990, etc.
		Stream / lake sediment	5	3.87E+00	1.00E+00	-	-	1.66E+00	5	1.20E+02	4.70E+00	-	-	8.90E+01	local	a variety of literatures
		Marine sediment	97	18.40	1.71	4.73	2.91	4.11	0	-	-	-	-	-	local	a variety of literatures
Th	Water	Surface	26	3.70E-01	0.00E+00	-	-	6.15E-03	0	-	-	-	-	-	countrywide	a variety of literatures
			109	7.63E-02	5.00E-05	3.50E-03	8.50E-03	1.20E-03	0	-	-	-	-	-	countrywide	Tsumura and Yamazaki, 1998
		Subsurface	2	7.60E-02	6.00E-02	-	-	-	10	4.00E-01	9.00E-02	-	-	3.90E-01	local	a variety of literatures
	Rock	Sedimentary	202	5.14E+01	0.00E+00	7.85E+00	6.54E+00	7.70E+00	0	-	-	-	-	-	local	a variety of literatures
		Crystalline	410	3.70E-01	0.00E+00	2.97E-02	7.22E-02	6.15E-03	0	-	-	-	-	-	countrywide	a variety of literatures
	Fragment	Soil	104	5.13E+01	2.56E+00	1.12E+01	9.23E+00	7.40E+00	18	3.19E+02	1.16E+01			3.79E+01	countrywide	a variety of literatures
		Stream / lake sediment	7	4.53E+01	2.33E+00	-	-	7.79E+00	0	-	-	-	-	-	local	a variety of literatures
		Marine sediment	50	1.75E+01	5.66E+00	9.13E+00	2.01E+00	8.99E+00	0	-	-	-	-	-	local	a variety of literatures
K	Water	Surface	53	5.50E+03	2.50E+02	1.75E+03	1.03E+03	1.62E+03	19	7.00E-02	2.90E-02			4.40E-02	countrywide	a variety of literatures
		Subsurface	328	3.02E+06	8.00E+01	4.94E+04	3.05E+05	1.83E+03	0	-	-	-	-	-	countrywide	a variety of literatures
	Rock	Sedimentary	418	5.07E+04	6.20E+00	1.73E+04	1.23E+04	1.80E+04	1	6.52E+02	-	-	-	-	countrywide	a variety of literatures
		Crystalline	1,663	6.73E+04	2.49E+01	1.47E+04	1.13E+04	1.15E+04	0	-	-	-	-	-	countrywide	a variety of literatures
	Fragment	Soil	115	5.11E+04	2.60E+01	1.75E+04	1.37E+04	1.28E+04	160	1.24E+03	9.30E+01	5.35E+02	2.54E+02	5.59E+02	countrywide	a variety of literatures
		Stream / lake sediment	8	2.66E+04	5.81E+03	-	-	1.79E+04	51	7.33E+02	2.45E+02	4.42E+02	1.09E+02	4.45E+02	local	a variety of literatures
		Marine sediment	1	1.86E+04	-	-	-	-	9	1.42E+03	1.08E+02	-	-	1.99E+02	local	a variety of literatures
Rb	Water	Surface	19	6.56E+00	7.00E-02	-	-	1.80E+00							countrywide	a variety of literatures
			28	5.88E+00	7.00E-02	-	-	8.36E-01							countrywide	Tsumura and Yamazaki, 1998
		Subsurface	12	3.23E+02	6.20E-01	-	-	5.60E+01							local	a variety of literatures
	Rock	Sedimentary	97	2.50E+02	1.18E-01	4.43E+01	6.61E+01	6.30E+00							countrywide	a variety of literatures
		Crystalline	1,110	6.76E+02	1.20E-01	5.89E+01	6.21E+01	3.88E+01							countrywide	a variety of literatures
	Fragment	Soil	21	2.96E+02	1.45E+01	-	-	1.59E+02							local	a variety of literatures
		Stream / lake sediment	5	2.85E+02	2.69E+01	-	-	1.47E+02							local	a variety of literatures
		Marine sediment	1	8.80E+01	-	-	-	-							-	-
Sn	Water	Surface	0	-	-	-	-	-							-	-
		Subsurface	0	-	-	-	-	-							-	-
	Rock	Sedimentary	10	7.03E+00	1.00E+00	-	-	1.00E+00							local	a variety of literatures
		Crystalline	121	1.74E+01	5.00E-02	1.31E+00	1.71E+00	1.00E+00							countrywide	GSJ, 2002, etc.
	Fragment	Soil	0	-	-	-	-	-							-	-
		Stream / lake sediment	5	1.95E+02	2.77E+00	-	-	2.10E+01							local	a variety of literatures
		Marine sediment	12	1.53E+01	6.70E+00	-	-	9.95E+00							local	a variety of literatures

Note : mg/kg and Bq/kg in solid materials , and µg/l and Bq/l in water

表 1.2-1 本研究において収集した濃度データの整理結果のまとめ（２／２） (Cs、Cu、Ra、Rn)

Chemical species	Materials		elemental concentration(mg/kg or μg/l)						radioactive concentration(Bq/kg or Bq/l)						Scale	Remarks
			Number	Max	Min	Average	S.D.	Median	Number	Max	Min	Average	S.D.	Median		
Cs	Water	Surface	3	2.52E-01	3.10E-03	-	-	3.91E-02	33	1.39E-03	0.00E+00	2.82E-04	3.21E-04	1.30E-04	countrywide	a variety of literatures
			28	2.52E-01	3.10E-03	-	-	1.90E-02	0	-	-	-	-	-	countrywide	Tsumura and Yamazaki, 1998
		Subsurface	5	5.20E-01	1.00E-02	-	-	1.20E-01	0	-	-	-	-	-	local	a variety of literatures
	Rock	Sedimentary	15	1.60E+01	5.30E-03	-	-	6.00E+00	0	-	-	-	-	-	local	a variety of literatures
		Crystalline	319	2.69E+01	2.20E-02	3.00E+00	3.36E+00	2.10E+00	0	-	-	-	-	-	countrywide	a variety of literatures
	Fragment	Soil	2	3.80E+00	1.50E+00	-	-	-	0	-	-	-	-	-	local	a variety of literatures
		Stream / lake sediment	7	3.06E+01	9.40E-01	-	-	1.98E+00	0	-	-	-	-	-	local	a variety of literatures
		Marine sediment	1	5.90E+00	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-
Cu	Water	Surface	51	3.60E+02	1.94E-02	-	-	7.70E+00							countrywide	a variety of literatures
			38	3.30E+01	1.94E-02	1.96E+00	5.35E+00	3.79E-01							countrywide	Tsumura and Yamazaki, 1998
		Subsurface	5	3.20E+01	2.80E-02	-	-	9.00E-01							local	a variety of literatures
	Rock	Sedimentary	210	2.06E+02	1.00E-01	3.72E+01	3.60E+01	2.80E+01							local	a variety of literatures
		Crystalline	873	5.58E+02	0.00E+00	3.14E+01	4.23E+01	1.80E+01							countrywide	a variety of literatures
	Fragment	Soil	25	8.88E+02	2.50E+00	-	-	5.60E+01							local	a variety of literatures
		Stream / lake sediment	278	4.63E+03	5.10E+00	8.06E+01	2.94E+02	4.04E+01							local	a variety of literatures
		Marine sediment	12	4.00E+01	1.60E+00	-	-	1.45E+01							local	a variety of literatures
Rn	Water	Surface	0	-	-	-	-	-	31	1.57E+02	7.00E-02	1.12E+01	3.43E+01	2.20E-01	local	a variety of literatures
		Subsurface	0	-	-	-	-	-	309	2.95E+04	2.96E-02	1.75E+02	1.71E+03	1.70E+01	countrywide	a variety of literatures
	Rock	Sedimentary	0	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-
		Crystalline	0	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-
	Fragment	Soil	0	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-
		Stream / lake sediment	0	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-
		Marine sediment	0	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-
Ra	Water	Surface	0	-	-	-	-	-	4	6.00E-02	1.11E-04	-	-	1.01E-02	local	a variety of literatures
		Subsurface	0	-	-	-	-	-	47	4.10E+00	7.40E-05	4.70E-01	8.80E-01	1.00E-01	local	a variety of literatures
	Rock	Sedimentary	0	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-
		Crystalline	2	1.24E-06	7.20E-07	-	-	-	8	6.20E+01	2.20E+01			3.85E+01	local	a variety of literatures
	Fragment	Soil	0	-	-	-	-	-	67	1.95E+02	2.07E+01	5.30E+01	3.03E+01	4.04E+01	countrywide & local	Megumi et al., 1990, Komamura and Yuida, 1989, etc.
		Stream / lake sediment	0	-	-	-	-	-	12	8.24E+01	7.42E+01	-	-	7.96E+01	-	-
		Marine sediment	0	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-

Note : mg/kg and Bq/kg in solid materials , and µg/l and Bq/l in water

1.3 濃度データの収集結果の分析

本節では、この濃度データの整理結果について、収集データの元素濃度の分布範囲、収集事例数や主な試料採取地域等の内訳を簡単に記述し、各媒体の元素濃度について分析・考察を行った。

これらの分析・考察の結果、本調査において取りまとめた各元素の濃度データは、個々の地域の調査事例、あるいはそれぞれ異なる元素、媒体を調査した事例の収集結果を整理したものであるが、

- U の河川水、堆積岩、結晶質岩、土壌
- Th の河川水、堆積岩、結晶質岩、土壌
- K の河川水、地下水、堆積岩、結晶質岩(特に多く収集)、土壌
- Rb の河川水、堆積岩、結晶質岩(特に多く収集)
- Sn の結晶質岩(GSJ-GRS)
- Cs の河川水(津村、山崎、1998 の事例)、結晶質岩
- Cu の河川水、堆積岩、結晶質岩(比較的豊富)、土壌(北海道の事例)、淡水堆積物(滋賀県の事例)
- Rn の地下水(特に温泉水の事例が多い)

については、濃度データの収集結果を踏まえて濃度の分布範囲を考察することが可能であった。しかし、上に挙げた元素及び媒体であっても調査事例が特定の地域に限られているものがある。また、本調査において濃度データが全く得られなかった媒体もある(表 1.2-1 参照)。

今後は、このような元素及び媒体について調査事例の充実を図ることが望まれる。また、濃度データ調査事例の現状を踏まえた上で、例えば、岩石、土壌及び地下水といった相互に関連する媒体中における調査事例が豊富な元素を選定する、あるいは特定の地域で豊富な濃度収集事例が存在する地域を選定するといった手順により、ナチュラルフラックスとしての適用可能性を検討することが重要である。

参考文献

A.A..ベウス　他："環境の地球化学概論", 現代工学社, (1980)

International Atomic Energy Agency (IAEA).：　" Clearance Levels for Radionuclides in Solid Materials. Application of Exemption Principles. Interim Report for Comment." IAEA-TECDOC-855. Vienna: International Atomic Energy Agency (1996)

原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会, "ウラン廃棄物処理処分の基本的考え方について", 資-8～14 (2000)

科学技術庁："生活環境放射線"

United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic radiation,"放射線の線源と影響　原子放射線の影響に関する国連科学委員会の、総会に対する2000年報告書　付属書付", (独立行政法人放射線医学総合研究所　監訳), p140 (2002)

2. 方法論の検討のまとめ

2.1 方法論に関わる文献調査

天然安全指標に関わる方法論についての文献調査を前年度まで実施した分に比べてさらに推し進めた。「ナチュラル・フラックス」、「フラックス」、「物質循環」、「循環」などのキーワード検索と関連する専門書を調査し、文献の収集を行なった。収集文献(文献数 175)をチェックし、本方法論に参考となると思われる循環（水ないし物質循環）やフラックスに関わる文献を最終的に抽出し整理した。

2.2 既存の物質循環の調査結果

物質循環を扱った文献の内容を分析した結果、ナチュラルフラックス方法論の構築においては以下の事項を検討し、踏まえることが望ましいと判断された。

- 涵養と流出、地表流などの水循環の主要構成要素の捉え方
- ストックとフローの整理の仕方
- 地表域におけるフローの捉え方、示し方
- 循環を考える対象の規模の捉え方
- その規模における循環表示の仕方
- 完結する循環とシンクを考える循環の識別
- 循環を表す簡略化のレベル

2.3 既存のナチュラルフラックスの研究事例の整理

2.2 で検討した検討内容と対比させて、既存のナチュラルフラックスの研究事例である Miller et al.(1996)の内容を整理した結果は以下のとおりである。

- 仮想的処分場を強く意識し、その体積や地表投影面積を踏まえた仮想的通過流量、仮想的平均削剥量の算出がなされていること
- 考慮する天然事象を検討サイト周辺の自然界の特徴を踏まえて 4 つに絞ったこと(地下水輸送、氷河による侵食、氷河によらない侵食、化学的風化作用)
- 現在は生じていない事象であるが、長期の時間軸の中で効果的と思われる天然事象（氷河による侵食）を抽出したこと
- 評価点は特に意識されず、事象の発生場所ないし形態（RERV 及びそれを投影し

た地表）で単位当たりの量を定めたこと

これらにおいて留意すべきことは、

- 評価する地点が意識されていないこと
- 物質循環をあまり意識していないこと
- 表層での物質（岩屑と水）の流れは集水域を基本として生じているのに対して、その集水域が意識されていないこと
- 処分場体積（RERV）とその地表への投影面積によりフラックスが規定されていること

とまとめられる。このような留意点、すなわち問題点として整理した内容は次節に示す方法論の構築での十分に検討すべき事項とした。

2.4 ナチュラルフラックス方法論の構築

前節までの

- 一般的な、あるいは特殊な物質循環の描写の仕方と捉え方の検討、及び
- 地層処分研究の一環としてなされたナチュラルフラックス評価の方法論の検討

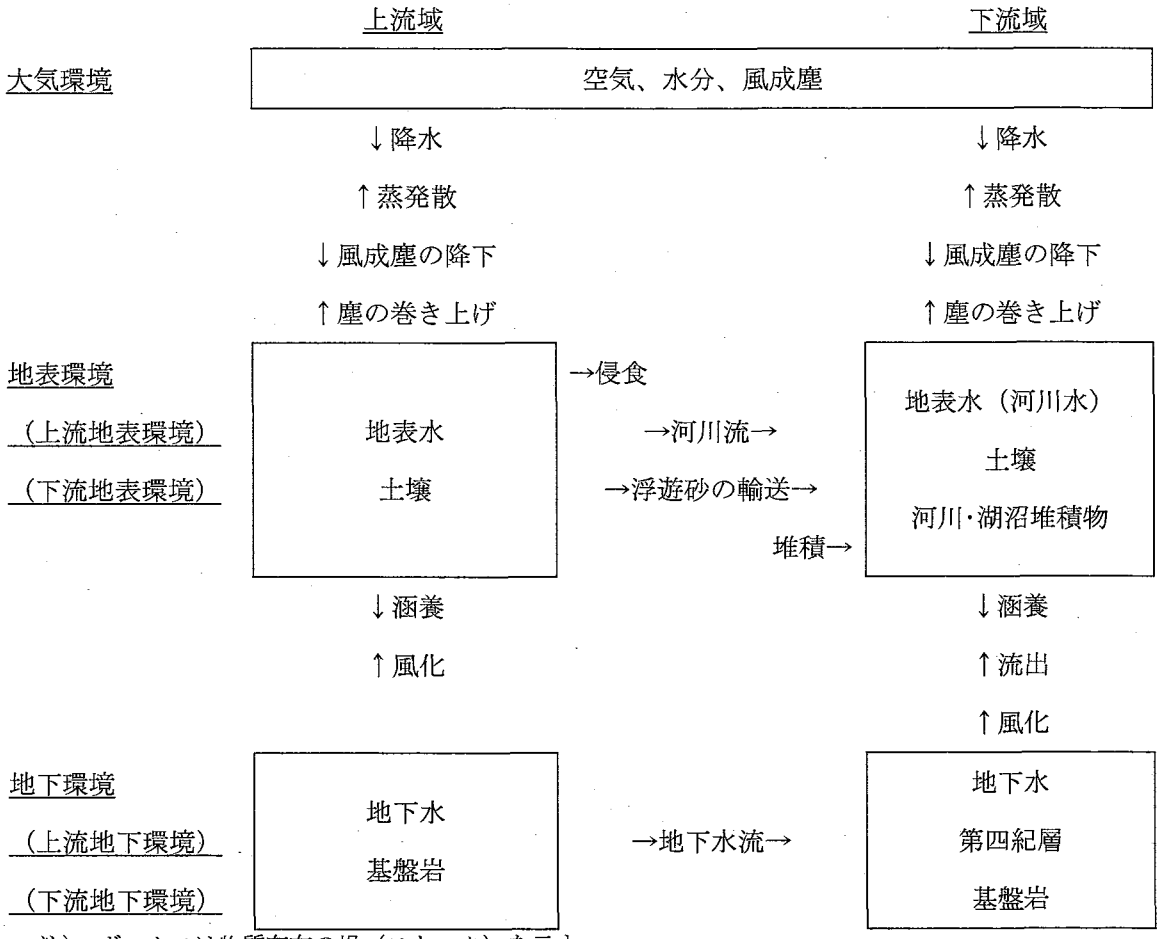
に基づき、我が国の状況を踏まえた場合の地層処分研究の観点でのナチュラルフラックス評価の方法論の構築における基本的な考え方を以下の事項でまとめた。

- 仮想的処分場ないしRERVを想定しないこと
- 仮想的評価点の設置と考慮
- 地表環境の定常性
- 物質循環構成要素としてのストックの着目
- 物質循環構成要素としてのフローの着目
- 物質移行媒体としての液相･固相
- 集水域を水循環成立の基本的な空間領域として考慮
- 水循環の観点からの集水域のモデル的な分割
- 大気環境･地表・地下環境、上流域･下流域をストックとしての領域として設置すること
- 対象元素の特定

これらの基本的考え方の検討結果を元に、以下のシーケンスとしてのナチュラルフラックス評価の方法論の構築を行なった。

1) **領域の提示**：最初にナチュラルフラックス評価の対象とする領域を定める。その領域はある大きさの集水域（キャッチメント）であるとする。集水域とは最終的に同一の河川に流れ込む地表領域を言い、他の河川に流れ込む領域（他の集水域）との間の分水嶺によって境される。複数の集水域を考慮することもありえるが、ここでは単一の集水域を考える。集水域は海に注ぐ河口地点を基準にして考えればその河川の集水域全体となり、河川の下流域などの途中地点で同様に考えれば、その地点より上流側が集水域となる。
2) **集水域のモデル的領域への分割**：集水域は大きく涵養が主体となる上流域と流出（湧出）が主体となる下流域にモデル的に分ける。さらにそれに応じて、地下環境を上流地下環境と下流地下環境に分ける。大気環境は集水域全体に共通的に設ける。したがって、大きな５つの領域が形成される。
3) **各領域内でのストックの特定**：各領域に存在するストック(物質)を定める。このストックは各領域での液相･固相の主要なもの（大気環境では気相も考慮）で代表されるものとする。すなわち、大気環境では空気・水分・風成塵を、地表環境のうち上流地表環境では地表水・土壌を、下流地表環境では地表水（河川水）・土壌・河川堆積物・湖沼堆積物を、地下環境のうち上流地下環境では地下水・基盤岩（固結層；風化部分も含める）を、下流地下環境では地下水・第四紀層（未固結層としての沖積層及び更新統の地層）・基盤岩（固結層）を領域構成要素とする。これらはモデル的に捉えた（種々の特徴を示す地質学的媒体を類型化し集約した）区分である。これらの抽出は、領域を構成する主要な気相･液相･固相の媒体であること、後述のフローの物質･形態をも含めて考慮した場合の地質学的及び物理化学的特徴の対応性が相互の対比の結果として適当と判断されることに基づいている。地質学的にマイナーな物質は割愛され、類似的な物質は集約される必要がある。
4) **各領域間のフローの特定**（図 2.4-1）：集水域内での領域間を繋ぐプロセスをフローとして、自然環境における天然事象の発生を鑑みて定める。ここでは、地表環境―大気環境間では、降水・蒸発散・風成塵の降下・塵の巻き上げ（前二者は液相間で、後二者は固相間でのプロセス）を、地表環境―地下環境間では、涵養、流出、風化（前二者は液相間で、風化は固相間での一方向のプロセス）を、上流側地表―下流側地表間では、侵食・堆積・河川流・浮遊物質の河川流に伴う流下（河川流は液相間での一方

向のプロセス、河川流以外は固相間での一方向のプロセス)、上流側地下一下流側地下間では、地下水流動（液相間のプロセス）を定めた。これらのプロセスで表されるフローは各ストック間の液相間、固相間での主要な物質移行を類型化させて示したものである。なお、各ストック内において、液相･固相間の相転換が元素に着目した場合に考えられるが、その結果としてのストックを重視する立場に立つこととし、相転換は扱わないこととする。



注）・ボックスは物質存在の場（ストック）を示す。
・矢印はボックス間を繋ぐプロセスからなるフローを示す。

図 2.4-1　ナチュラルフラックス評価におけるストックとフローの体系

なお、風成塵の降下・塵の巻き上げについては、他のプロセスと比較して量的には少ないと見積もられる。しかし、大気環境と地表環境を繋ぐ固相の関わる重要なプロセスであることからこれらプロセスを採用した。その他、考えうるプロセスとしては火山灰の降下などが挙げられるが、これは風成塵の降下と比べて事象の発生が短期的、

局所的であることから、風成塵の降下と比較して主要なものではないとした。すなわち、大気ー地表間の固相のやりとりは風成塵（塵）で代表させている。

5) **評価点の領域内での設定**：評価点を集水域内の任意の箇所に、例えば下流域内に定める。設置領域としては、主要河川の河岸域などが考えられる。なお、集水域内であれば、河川沿いでない河川から離れた領域にも評価点を設置しうるが、その場合には河川が関わるプロセスは考慮の対象からは除外されることになる。

6) **評価点でのフローの特定**：設定した評価点に関連するフローをプロセスとして定める。上述の通り、下流域であっても主要河川沿いと主要河川から離れた箇所では関連するプロセスが異なる。

7) **フラックスの算出**：評価点でのフラックスを、特定したプロセスに基づき算出する。フラックスは液相･固相のプロセスとして示されるフロー内に含まれる単位時間当たりの媒体内元素量･核種量として算出する。最終的に提示する媒体とそれに含まれる元素、核種は算出の過程で量に関わる大小を適宜判断して取捨選択する。

8) **ナチュラッルフラックスとしての意味合いの考察**：算出された数値は評価点近傍での特定プロセスによる単位時間当たりの元素・核種の移行量と見るべきものである。この移行量は、人間への影響を直接意味するものではなく、またそう見るべきものでもない。人間への影響は、そのプロセスに関連する当該元素ないし核種の人間による摂取形態とその影響の程度を別途考慮して議論されるべきものである。そこには本検討とは別の不確実さが内在する。そのような性能評価や安全評価での“生物圏評価”における不確実さと同様の不確実さを本検討が取り込み包有することがないようにすることが基本である。

2.5 ナチュラルフラックスの試算

前節で検討し、予備的に構築したナチュラルフラックスの評価の方法論にしたがって、具体的な試算を実施した。試算に関わる条件及び方針を以下のように設定した。

① 集水域を仮想的に定める。

② 集水域の面積は 100km^2 とする。

③ 対象とする元素を U, Th, K, Ra, Rn、対象とする核種を ^{238}U, ^{232}Th, ^{40}K, ^{226}Ra, ^{222}Rn とする。

④ 評価対象元素及び核種のストック内濃度及びフローにおける移行量（年当たりのフ

ラックス）は、日本全国を対象とした文献調査結果に基づき、サイト固有ではなく、それぞれの物質に一般的な値としてモデル的に定める。

⑤ 試算結果はあくまで仮想的なものと見なす。

⑥ 試算から可能な範囲での課題の抽出を行なう。

2.5.1 フラックスに関わる文献調査

地下水流速、降水量、涵養量、河川流量、生産土砂量、浮遊砂量及び風成塵堆積速度（＝降下速度）に関して実施した文献調査結果のまとめをフラックスとして表2.5.1-6に示す。これらの値(最大値、最小値及び平均値)は全国を包含するデータとして文献調査の結果に基づき整理したものである。なお、侵食速度は除外してある。この包括的なデータを仮想的サイトを対象とする次項のナチュラルフラックス評価の試計算に用いることとする。

表 2.5.1-1 侵食速度を除く地質学的プロセスに関わるフラックスデータ

プロセス	単位	最小値	平均値	最大値	文献
地下水流速 1)	m/y	0.1 オーダ	—	10 オーダ	北岡、吉岡(1984);岩月 他(1999)
降水量 2)	mm/y ($m^3/y\cdot km^2$)	1,000 (1,000,000)	1,700 (1,700,000)	2,500 (2,500,000)	国土交通省土地・水資源局水資源部(2002)
涵養量 3)	$m^3/y\cdot km^2$	7,000	—	2,000,000	植野 他(1998);寺嶋他(1993)
河川流量 4)	$m^3/y\cdot km^2$	200,000	—	3,000,000	下津(2000);植野他(1998);国立天文台(1994)
生産土砂量 5)	$m^3/y\cdot km^2$	7	—	10,000	水山(1998)
浮遊砂量 6)	$m^3/y\cdot km^2$	2	—	80,000	水山(1998)
風成塵堆積速度 7)	$kg/y\cdot km^2$	1,000	—	20,000	岡本 他(2002);岩永(1996); 鴈澤 他(1994);岩坂(1999)

1) 調査範囲内において；ただし、範囲外の数値は十分ありうる。
2) 水不足の年のデータを含む。
3) 文献に基づき、平均最小降水量の 0.7%を最小値とし、平均最大降水量の 83.7%を最大値とした。
4) 主要諸河川の幅の最大値と、規模の大きい主要河川を除外した諸河川の幅の最小値を採用した。
5) 最小値は流域面積 1,000 km^2 に、最大値は同 100 km^2 に対応している。
6) 最小値は河川流量 10 m^3/s に、最大値は同 6,000 m^3/s に対応している。
7) 単位 $g/cm^2\cdot ky$ での堆積速度を換算
8) 最小値、最大値、平均値は文献調査の範囲内での数値である。

2.5.2 ナチュラルフラックスの試計算

下流域の主要河川沿いを評価点として選定した場合、評価上考慮すべきフラックスは以下の項目である。

- 降水
- 風成塵の降下
- 塵の巻き上げ
- 河川流（液相）
- 河川流（浮遊砂の輸送）
- 流出（湧水として）

これらのうち、データが未整備であり、かつ事象としての存在の確実さが劣る「流出(湧水として)」とデータが未整備な「塵の巻き上げ」を除外し、残りのプロセスに関わる元素及び核種のフラックスを求めることとした。なお、ここで流出(湧水)すなわち地下水流を除外したのは、他のプロセスが実体的に確認できるプロセスであるのに対して、確認が難しいものであること（明瞭な湧水箇所以外では確認は難しい）、下流域の主要河川沿いに生じているかもしれない地下水流の湧水に関わる数値情報が収集されていないこと、湧水でなく地下を流れている地下水流を考えることは可能であるが、それは評価点の領域には含まれないことなどによる。

大きな仮定は、評価点の上流側に 100km^2（例えば、10km×10km）の領域が存在することである。この領域面積は、中小規模の河川にはありうるものとして捉えている。河川流及び浮遊砂については、この集水域の面積の影響を受けるものとすることにより、この面積の重み付けがなされることになる。これらの条件設定と試算結果を表 2.5.2-1 及び表 2.5.2-2 に示す。

これらの試算値は年間に仮想的集水域の下流域の主要河川近傍を評価点として、そこの近傍で生じる自然物質の年間移行量を天然放射性元素の量(及び一部放射能)として集約的に示したものである。フラックスを求める際にはプロセス速度と濃度の両者について、フラックスの最大値は両者の最大値の積を、フラックスの最小値は両者の最小値の積を当てている。したがって、最大値、最小値とも設定の範囲内では最大、最小が強調されたものとなっていることに注意が必要である。因みに、第 2 次取りまとめ（核燃料サイクル開発機構，1999）ではレファレンスケースにおけるガラス固化体 1 本当たりの母岩からの核種移行率を 1E3Bq/y オーダと試算している。これは処分場規模では 1E7Bq/y オーダに相当

表 2.5.2-1　文献データに基づく仮想的ナチュラルフラックス評価結果（評価条件）

項目	内容	文献
元素	U,　Th,　K,　Ra,　Rn	仮定
核種	^{238}U,　^{232}Th,　^{40}K,　^{226}Ra,　^{222}Rn	仮定
評価点	集水域下流の主要河川沿い	仮定
上流側集水域面積	100 km^2 (=A1)	仮定
評価対象プロセス (P)	降水 (A2 m^3/y･km^2): A2(max; min) = (2.5×10^6; 1×10^6)	表 2.5.1-6
	風成塵の降下 (A3 kg/y･km^2): A3(max; min) = (20,000; 1,000)	表 2.5.1-6
	河川流(液相) (A4 m^3/y): A4(max; min) = (3×10^8; 2×10^7) A4=A1×(河川流量の最大 3×10^6 及び最小 2×10^5, m^3/y･km^2)	表 2.5.1-6
	浮遊砂の輸送 (A5 kg/y): A5(max; min) = (1.6×10^{10}; 4×10^5) 密度（仮定）=2,000 (kg/ m^3)　, A5=A1×(浮遊砂の最大 8×10^4 及び最小 2, m^3/y･km^2)×2,000	表 2.5.1-6
元素及び核種濃度 (C)	降水中 U 濃度: (max; min) = (14.2; 0.03)　μg/l	津村, 山崎 (1992)
	降水中 Th 濃度: (max; min) = (200; 0.03)　μg/l	
	河川水中 U 濃度: (max; min) =(5.36; 0.00087)　μg/l, or (0.074; 0.000037) Bq/l	表 1.2-2
	河川水中 Th 濃度: (max; min) =(0.37; 0)　μg/l	
	河川水中 K 濃度: (max; min) =(5500; 250)　μg/l, or (0.07; 0.029) Bq/l	
	河川水中 Rn 濃度: (max; min) = (157; 0.07) Bq/l	表 1.2-2
	河川水中 Ra 濃度: (max; min) = (0.06; 0.000111) Bq/l	
	河川堆積物中 U 濃度: (max; min) =(3.87; 1.0) mg/kg, or (120; 4.7) Bq/kg	表 1.2-2
	河川堆積物中 Th 濃度: (max; min) =(45.3; 2.33) mg/kg	
	河川堆積物中 K 濃度: (max; min) =(26600; 5810) mg/kg, or (733; 245) Bq/kg	
	風成塵中の U, Th, K, Ra, Rn 濃度	なし

表 2.5.2-2　文献データに基づく仮想的ナチュラルフラックス評価試算値

項目	内容
元素及び放射性核種のフラックス (F) ($F_{max}=C_{max} \times P_{max}$; $F_{min}=C_{min} \times P_{min}$)	降水中の U: (max; min) = (3.55×10; 3×10^{-2}) kg/y・km^2
	降水中の Th: (max; min) = (5×10^{2}; 3×10^{-2}) kg/y・km^2
	河川水中の U: (max; min) = (1.608×10^{3}; 2.61×10^{-2}) kg/y, or (2.2×10^{10}; 1.11×10^{6}) Bq/y
	河川水中の Th: (max; min) = (1.11×10^{2}; 0) kg/y
	河川水中の K: (max; min) = (1.65×10^{2}; 7.5) t/y, or (2.1×10^{10}; 8.7×10^{8}) Bq/y
	河川水中の Rn: (max; min) = (4.71×10^{13}; 2.1×10^{9}) Bq/y
	河川水中の Ra: (max; min) = (1.8×10^{10}; 3.33×10^{6}) Bq/y
	浮遊砂としての U: (max; min) = (6.2×10^{4}; 0.4) kg /y, or (1.9×10^{12}; 1.8×10^{6}) Bq/y
	浮遊砂としての Th: (max; min) = (7.2×10^{5}; 0.93) kg/y
	浮遊砂としての K: (max; min) = (4.3×10^{8}; 2.3×10^{3}) t /y, or (1.2×10^{13}; 9.8×10^{7}) Bq/y

注：元素濃度と放射能はそれぞれ集められた別個の文献データセットに基づいて算出した。

する。この値は、試算で得られた個々の核種のプロセスごとのフラックスの最小値のオーダに類似している。それをフラックスの総和で見れば、第 2 次取りまとめの試算値は今回のナチュラルフラックス試算値最小値（河川水中の U で 1 E6Bq/y、K で 1 E9Bq/y から河川水中での総和は 1E9Bq/y、浮遊砂としては U で 1 E6Bq/y、K で 1 E8Bq/y から浮遊砂での総和は 1E8Bq/y）を 2 桁（河川水の場合）ないし 1 桁（浮遊砂の場合）ほど下回ったものとなっている。

上記では、評価条件の仮定が異なる核種移行に関わるフラックス試算値を仮に比較した。しかし、この対比は十分注意されるべきものである。ナチュラルフラックスとして評価した数値は人間への影響の表示まで踏み込んだものではない。これらのナチュラルフラックスとして得られる数値を今後どのように扱っていくのか、何とどう対比していくのかは、今後のナチュラルフラックス方法論のさらなる整備とともに議論が深められてゆくべきものであろう。

2.6　ナチュラルフラックス評価の信頼性

ナチュラルフラックス評価の方法論の確立に資するため、以下の事項に関わる考察を行った。

- 三次元環境としてのナチュラルフラックスの評価領域に関わる信頼性
- 地質学的プロセスの発生に関わる信頼性
- 元素･核種の分布に関わる信頼性
- 地質学的プロセスの時間軸に関わる信頼性
- プロセスデータ、濃度データの取得に関わる信頼性
- 評価点の設定に関わる信頼性
- サイトの固有性に関わる信頼性

2.7 まとめ及び今後の課題

ナチュラルフラックス評価の方法論の検討に関わる重要なまとめは以下のとおりである。

- Miller et al(1996)が実施し採用した RERV や処分場の地表部への投影を踏まえる方法論は採用しなかったこと
- 集水域を主体とする水循環を描き、その循環に載る固相の循環と、液相･固相に含まれる元素･核種の循環を描いたこと
- 集水域をモデル的に領域分けし、その各領域内に主として液相･固相からなるストックを定め、そのストック間のフローを描いたこと
- 評価点を設け、その評価点に関わるプロセスをフラックス評価の対象としたこと
- さらに、収集されている濃度データや流量などのプロセスデータは限られており、それらデータの存在するフラックスを最終的に求めたこと
- 性能評価（安全評価）が有する地下環境と将来を扱うことに伴う不確実さと同様の不確実さが生じないように、現在の状態を扱うこととし、かつフラックスが実データとして認めうるプロセスを対象としたこと

本検討に関わる今後の処分事業の進展を踏まえた課題（すなわち、ナチュラルフラックス評価の概念をより具体化させるための課題）は、信頼性の項目の検討で実施した内容が十分その課題となりうるものであるが、以下にそれらも含めて今後の課題を整理することとする。

- サイトスペシフィックな特性を踏まえた、集水域・領域・ストック・評価点・物質移動プロセスなどをより適切に定めること

- 関連するデータの収集を集水域を対象に時間的、空間的変動性を踏まえて適切に実施すること（集水域面積規模でのデータの収集と反映が図られること）
- 特に、収集の困難な地下水流ないし湧水に関わるデータの収集を行ない、そのナチュラルフラックス評価における意味合いと重要性を評価すること
- 性能評価（安全評価）との側面をより踏まえ、適切な比較評価がなされるように対比のあり方に注意が払われるべきこと
- 特に、性能評価（安全評価）が有する不確実さと本ナチュラルフラックス評価が有するであろう不確実さを適切に対比し、前者の不確実さを補う役割を有するように本評価の不確実さを最終的に定めるべきこと
- 今後のナチュラルフラックス評価研究の成果や動向を踏まえ、評価手法や概念の向上に反映させること
- ナチュラルアナログ研究の方法論と当該ナチュラルフラックス研究の方法論との比較検討を実施すること
- 検討事項として、花崗岩分布地域と堆積岩分布地域に分けてデータを整理すること

2.章　参考文献

鴈澤好博、柳井清治、八幡正弘、溝田智俊：西南北海道－東北地方北部に広がる後期更新世の広域風成塵堆積物、地質学雑誌、Vol.100, No.12, pp.951～965(1994)

入野智久：北西太平洋域における完新世および間氷期の風成塵フラックスと粒度、月刊海洋、Vol.34, No. 3, pp.156～161(2002)

岩坂泰信：人間活動による大気改変の歴史、『大気環境の変化』（岩波講座地球環境学３）（安定哲三、岩坂泰信編）、岩波書店、pp. 49～117(1999)

岩月輝希、徐 勝、伊藤 茂、阿部雅人：14C 同位体による地下水流動状態の推定、サイクル機構技報、No.4, pp.93～100 (1999)

核燃料サイクル開発機構：わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性—地層処分研究開発第２次取りまとめ—, 分冊３　地層処分システムの安全評価, JNC TN1400 99-023(1999)

北岡豪一、吉岡龍馬：トリチウム濃度から推定される六甲山系の水循環の速さについて、日本地下水学会会誌、Vol.26, No.4, pp.131～145(1984)

国土交通省土地・水資源局水資源部：‘平成 14 年版「日本の水資源」(概要版)’ 、国土交通省土地・水資源局水資源部ホームページ (http://www.mlit.go.jp/tochimizushigen/mizsei/wrd.htm) (2002)

国立天文台，理科年表(平成 6 年；第 67 冊)(1994)

B. Miller et al. :"Natural Radionuclide Fluxes and their Contribution to Defining Licensing Criteria for Deep Geological Repositories for Radioactive Waste", Radiochimica Acta, 74, 289-295 (1996)

水谷広：人間活動と物質循環系のグローバルな変化、『水・物質循環系の変化』(岩波講座地球環境学 4) (和田英太郎・安成哲三編)，岩波書店、pp. 155～196(1999)

水山高久：水源から河口に至る河川土砂収支の実態把握調査と土砂制御のあり方、岩波講座地球環境学 7 水循環と流域環境、岩波書店、pp.111～129(1998)

下津昌司:流域水収支に基づく水循環系(地表水－地下水系)変化の検討－－阿蘇火山流域の事例－－、地下水技術、Vol.42, No.1, pp.43～58(2000)

寺嶋智巳、森 綾子、石井治男：花崗岩山地の二小流域における深部地下水浸透量の比較研究、ハイドロロジー・日本水文科学会誌、Vol.23, No.2, pp.105～118(1993)

津村昭人，山崎慎一:"二重収束高分解能誘導結合プラズマ質量分析法による陸水の超微量希土類元素およびアクチノイドの定量", RADIOISOTOPES, 41, p. 185-192(1992)

植野利康、石原慶一、山内扶美、斎藤 庸、田中 柔、平田 潔：黄瀬川、大場川流域における水循環の現状と柿田川、三島周辺湧水群の保全に関する検討－－富士、箱根、愛鷹山火山性堆積物に覆われた流域における地下水保全に向けて－－、地下水技術、Vol.40, No.6, pp.113(1998)

吉永秀一郎：関東ローム層中に含まれる微細石英の堆積速度の約十万年間の変化―北関東喜連川丘陵早乙女の例―、第四紀研究、Vol.35, No.2,pp.87～98 (1996)

おわりに

これまでのサイクル機構殿の研究では，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おり，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・整理し，個々の変動が被ばく線量結果に及ぼす影響特性を概略把握している。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，放射性核種の地中における移行特性も把握している。

本年度は，昨年度の検討の結果得られた関連するパラメータ相互の影響特性に対して，影響を及ぼす条件及び影響の度合いについてさらに検討を進め，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も継続，実施した。

今後，処分の実現までに利用できることを想定して，現実的な条件での検討を進めるとともに，様々な状況下で有効に利用できるよう，例えばデータベース化等を行なっていくことが望まれる。