

生物圏における核種移行及び被ばく評価 のための解析手法の開発（Ⅲ）

（動力炉・核燃料開発事業団 委託研究内容報告書）

1995年2月

複製又はこの資料の入手については、下記にお問い合わせ下さい。

〒107 東京都港区赤坂1-9-13

動力炉・核燃料開発事業団
技術協力部 技術管理室

Inquiries about copyright and reproduction should be addressed to: Technical
Evaluation and Patent Office, Power Reactor and Nuclear Fuel Development
Corporation 9-13, 1-chome, Akasaka, Minato-ku, Tokyo 107, Japan

動力炉・核燃料開発事業団 (Power Reactor and Nuclear Fuel Development
Corporation)

生物圏における核種移行及び被ばく評価 のための解析手法の開発（Ⅲ）

（動力炉・核燃料開発事業団 委託研究内容報告書）

1995年2月

要 旨

高瀬 博康*

生物圏は、核種移行に対するバリアとしての期待は小さいものの、地層処分された放射性廃棄物に起因して実際に人類への影響が生じる場であり、この意味での重要性は大きい。他方、生物圏は地上及びその近傍から成り、自然あるいは人間活動による種々の擾乱を最も被りやすい領域でもあるため、その将来予測に含まれる不確実性は決して小さいとは言えない。

このような状況にあって、上述した概念的な不確実性を低減する有効な方法となり得るのは、複数の代表的な生物圏モデルを同時に考えることによって将来の可能な条件変動の幅を網羅し、各モデルと対応して（決定論的な単一の計算ではなく）線量あるいはリスクの計算を行って結果の幅を明確にするというアプローチである。本研究の目的は、代表的生物圏モデルの概念を確立するとともに、数学的モデル、データセット及びソフトウェアといった関連する方法論を開発することである。また、代表的生物圏モデルの概念が多分にstyliseされたものであることから、この研究において、関連分野の国際的な動向と整合的な展開を図ることも必須の事項である。

本年度は、昨年度に引き続きBIOMOVES II における議論特に代表的生物圏についての国際的合意の形成過程を調査し、その過程を逐次まとめるものとし、昨年度提案した我が国における代表的生物圏モデル、関連するデータ及び数学的定式化の見直しをおこなった。また、この結果に基づき、

- (i) プロトタイプ生物圏評価コードの作成、
- (ii) 上記コードを用いた予備的被ばく評価、

* 日揮株式会社 原子力・環境・エネルギー事業本部

SUMMARY

Hiroyasu Takase *

The biosphere has a significant importance as it is the place where the exposure and other types of impact on the human being arise, although its functionality as a barrier is not being relied upon. On the other hand, predictions related to the future biosphere conditions inevitably includes relatively large amount of uncertainty since its components such as the surface environment and its vicinity are sensitive to the perturbations due to the natural phenomena and the human actions.

One possible approach to reduce the effect of this conceptual uncertainty is to consider a number of reference biospheres that can cover entire spectrum of the variability of the future conditions and calculate a range of resulting doses and risks instead of a single point estimation. The purpose of this study is to establish the concept of reference biospheres and to develop a relevant methodology including the mathematical models, data sets and the software. Also, because of the stylised nature of the concept of the reference biosphere, it is essential to make them consistent with the international trend of the subject.

In this fiscal year, survey of the discussions in BIOMOVES II meetings were continued and, based upon this result, the draft reference biosphere concepts were reviewed. Also a number of activities were undertaken in order to materialize the conceptual models of the reference biosphere. These include;

- (i) development of prototype biosphere code,o

* JGC Corporation, Nuclear and Advanced Technology Division

(ii) preliminary dose calculations using the prototype code.

目 次

1. はじめに	1
2. 代表的生物圏モデルの概要	2
2.1 代表的生物圏モデルの構成と内容	4
2.1.1 基本的特性と要因	6
2.1.2 関連する地圏からの放出及び生物圏受容体	9
2.1.3 移行及び蓄積プロセス	11
2.1.4 被ばく経路	33
2.1.5 最終評価点	37
2.2 代表的生物圏モデルの適用に当たっての検討	39
3. 代表的生物圏モデルの数学的定式化	42
3.1 コンパートメント間の物質移動についての方程式系	42
3.1.1 液相	43
3.1.2 固相	45
3.1.3 気相	48
3.2 被ばくについての方程式系	49
3.2.1 飲料水の摂取	49
3.2.2 農作物の摂取	50
3.2.3 畜産物の摂取	52
3.2.4 水産物の摂取	55
3.2.5 土壌／堆積物の摂取	56
3.2.6 土壌／堆積物からの外部照射	57
3.2.7 水中からの外部照射	58
3.2.8 ダストの吸入	58
3.2.9 エアロゾルの吸入	59
3.2.10 気体の吸収	60

4. 関連するデータの収集	62
4.1 概要	62
4.2 気候条件と人間活動	64
4.2.1 気候条件	64
4.2.2 人間活動	65
4.3 核種放出の生ずる媒体と生物圏受容体	66
4.3.1 放出媒体	66
4.3.2 生物圏受容体	71
4.4 生物圏の各コンパートメント及び関連する移行・蓄積プロセス	79
4.4.1 生物圏コンパートメント	79
4.4.2 移行及び蓄積プロセス	83
4.5 被ばく経路	126
4.6 最終評価点	137
5. BIOMOVs II 及びその他の国際的動向の調査及び成果の取込み	146
5.1 はじめに	146
5.2 基準策定に係る動向	147
5.2.1 国際原子力機関(IAEA)	147
5.2.2 経済協力開発機構／原子力機関(OECD/NEA)	149
5.2.3 欧州共同体委員会(CEC)	150
5.2.4 国際放射線防護委員会(ICRP)	151
5.2.5 北欧諸国	153
5.2.6 スイス	154
5.2.7 米国	155
5.2.8 カナダ	156
5.3 モデル開発に係る動向	157
5.3.1 基準策定との関連	157
5.3.2 BIOMOVs II の活動	158
5.3.3 米国での生物圏セミナー	160
5.3.4 カナダの性能評価	161

5.3.5 人間侵入の評価	162
6. 解析コードの開発及び予備的被ばく評価	169
6.1 解析コードの開発	169
6.1.1 機能の概要	169
6.1.2 グラフィカルユーザーインターフェイス	170
6.1.3 ソーバー	175
6.2 予備的被ばく評価	177
6.2.1 生物圏モデル	177
6.2.2 解析対象核種及び天然バリアからの核種放出率	183
6.2.3 解析結果	183
6.2.4 感度解析の試算	200
7. まとめ	206
付録－1 放射性廃棄物処分に係るReference Biosphere BIOMOVs II 中間報告書（骨子）	
付録－2 AMBER ユーザーズマニュアル	

図リスト

- 図2.1 —1 代表的生物圏モデル(井戸への地下水放出、個人被ばく線量)
- 図2.1 —2 代表的生物圏モデル(井戸への地下水放出、集団線量)
- 図2.1 —3 代表的生物圏モデル(土壌への地下水放出、個人被ばく線量)
- 図2.1 —4 代表的生物圏モデル(土壌への地下水放出、集団線量)
- 図2.1 —5 代表的生物圏モデル(河川への地下水放出、個人被ばく線量)
- 図2.1 —6 代表的生物圏モデル(河川への地下水放出、集団線量)
- 図2.1 —7 代表的生物圏モデル(湖沼への地下水放出、個人被ばく線量)
- 図2.1 —8 代表的生物圏モデル(湖沼への地下水放出、集団線量)
- 図2.1 —9 代表的生物圏モデル(河口への地下水放出、個人被ばく線量)
- 図2.1 —10代表的生物圏モデル(河口への地下水放出、集団線量)
- 図2.1 —11代表的生物圏モデル(沿岸海域への地下水放出、個人被ばく線量)
- 図2.1 —12代表的生物圏モデル(沿岸海域への地下水放出、集団線量)
- 図2.1 —13代表的生物圏モデル(大気への気体放出、個人被ばく線量)
- 図6.1.2 —1 AMBER のBiosphere Model Window
- 図6.1.2 —2 AMBER のContaminant Window
- 図6.1.2 —3 AMBER のDecays Window
- 図6.1.2 —4 AMBER のResult Times Window
- 図6.2.1 —1 海洋環境モデル(AMBER)
- 図6.2.1 —2 内陸環境モデル(AMBER)
- 図6.2.1 —3 井戸水利用モデル(AMBER)
- 図6.2.3 —1 海洋環境モデルでの被ばく線量
- 図6.2.3 —2 内陸環境モデルでの被ばく線量
- 図6.2.3 —3 井戸水利用モデルの被ばく線量
- 図6.2.4 —1 感度解析の試算結果(1: 井戸における最大被ばく線量)
- 図6.2.4 —2 感度解析の試算結果(2: 上部土壌層における最大被ばく線量)

表リスト

- 表3.1 —1 コンパートメント間の移行プロセス
- 表4.2 —1 気候条件と人間活動状態の可能な組合せ
- 表4.3 —1 放出媒体と生物圏受容体の可能な組合せ
- 表4.3 —2 放出媒体データ
- 表4.3 —3 生物圏受容体データ
- 表4.3 —4 生物圏受容体コンパートメントの一般的な寸法、多孔度及び堆積物濃度
- 表4.4 —1 代表的生物圏コンパートメント
- 表4.4 —2 追加コンパートメントの容積、多孔度及び堆積物濃度
- 表4.4 —3 コンパートメント間の移行プロセス
- 表4.4 —4 コンパートメント間の移行プロセスに係るパラメータの標準値及び範囲
- 表4.4 —5 生物圏における核種の分配係数
- 表4.4 —6 淡水産物への濃縮率
- 表4.4 —7 海産物への濃縮率
- 表4.4 —8 土壌から農作物への濃縮係数
- 表4.4 —9 肉への移行係数
- 表4.4 —10 肝臓への移行係数
- 表4.4 —11 腎臓への移行係数
- 表4.4 —12 ミルクへの移行係数
- 表4.4 —13 卵への移行係数
- 表4.4 —14 Weathering率
- 表4.4 —15 転流割合
- 表4.4 —16 調理時ロス
- 表4.5 —1 代表的生物圏における被ばく経路
- 表4.5 —2 成人への食物摂取率
- 表4.5 —3 動物の食物摂取率
- 表4.5 —4 成人の吸入率、滞留時間及びダストレベル
- 表4.5 —5 農作物の土壌汚染(混入)、収穫量及び灌漑用水吸収割合
- 表4.6 —1 摂取、吸入及び外部照射に対する線量換算係数

表4.6 —2 集団線量計算のために必要なその他のデータ

表5 —1 OECD/NEAのFEP データベースリスト

表6.2.4 —1 感度解析のためのケース設定

1. はじめに

生物圏は、核種移行に対するバリア機能としては期待は小さいものの、地層処分された放射性廃棄物に起因して実際に人類への影響を生じる場であり、この意味からの重要性は大きい。他方、生物圏は地上及びその近傍から成り、自然あるいは人間活動による種々の擾乱を最も被りやすい領域でもあるため将来予測に含まれる不確実性は決して小さいとはいえない。

本研究は、以上の状況を勘案し、国際的動向と協調しつつ評価の規範となる Reference Biosphere の概念を確立するとともに、関連した評価手法の開発を行うことを目的としたものである。

本年度は、昨年度に引き続き BIOMOVs II における議論、特に Reference Biosphere についての国際的合意の形成過程を調査し、その経過を逐次まとめるものとし、昨年度提案した我が国における Reference Biosphere の概念モデルに対して、このような国際的傾向がどのような影響を及ぼすかを検討し必要に応じて昨年の成果の見直しを行う。この一方、昨年度作成した概念モデル群、各プロセスの数学的定式化及び関連するデータの集積に対応してプロトタイプの生物圏評価モデル (AMBER) を作成するとともに、その適用性の確認を主眼とした予備的な被ばく評価を行う。

2. 代表的生物圏モデルの概要

生物圏モデルは概念的に複雑である。地圏からの放出特性、移行と蓄積プロセス、被ばく経路及び最終評価点などの要因を考慮する必要があるだけでなく、生物圏内部の変化も考慮する必要がある。自然及び人為的要因による変化は、生物圏モデルにさらに複雑さと不確定性を加え、長期間にわたる生物圏の詳細モデルは非実用的なものとなる危険性がある。このため、生物圏の予測的計算と言うよりは幅広い例証に使用できる生物圏モデルの開発のアプローチを確立する方がより適切と考えられる。

生物圏の例証的計算を実施するために、代表的生物圏モデルによるアプローチが提案されている。このアプローチでは、生物圏状態の識別が必要となり、モデル化の対象も放射性核種の移行、蓄積及び被ばく経路の記述を含むものとなる必要がある。但し、生物圏の各状態を識別する場合、生物圏の変化に対して発生し得る自然及び人為変化の全てを詳細に記述することは目的ではない。本検討では解析を単純化し、結果をより明確に表し、処分概念の各選択肢間での性能比較に資することが目的である。

代表的生物圏モデルの使用には以下に示すような有利な点が存在する。

- ① 代表的生物圏モデルは、一般的又はSite-specific なレベルでの使用が可能であり、最終評価点、処分概念及び放射線ファクターのようないくつかの基本的事項の変化に適応できる柔軟なシステムである。今後のHLW処分評価の生物圏における柔軟性は、基準及び性能評価の他の分野の開発状況を考慮すると、非常に重要である。
- ② 代表的生物圏モデルでは、生物圏の評価に関わる決定事項、仮定条件及び省略事項が文書化されるため、幅広い人々（例えば産業、規制者及び公衆）がレビューすることが可能である。
- ③ 代表的生物圏モデルの適用により、将来の環境及び人間活動状況の変動に関する不確定性を、多様性として表現することが可能となる。このことは、生物圏評価に用いられる数学モデルの不確実性を低減することにつながると考えられる。

代表的生物圏モデルのアプローチでは以下の点を考慮する必要がある。

- ① 放出媒体、生物圏受容体、移行と蓄積プロセス、被ばく経路及び最終評価点に対する幅広い多様性。
- ② 地圏から生物圏への放出前及び放出期間中の自然及び人為的行為による変化。
- ③ 時間及び空間の異なるスケール。
- ④ 代表的生物圏の記述における不確定性。

さらに、HLWの処分動向の進展に伴い継続的に更新を図る手順も盛り込む必要がある。

2.1 代表的生物圏モデルの構成と内容

性能評価におけるシナリオ解析の構築に当たって、処分システムに影響を与えると考えられる項目は、特性、事象、プロセス（F E P）に分けられる[Andersson et al, 1989]。特性は、システムが何から構成されるかを示し、事象とプロセスは、システムがどのように変化するかに関連している。性能評価における生物圏コンポーネントに対しては、F E Pは3つの基本的なカテゴリーに大別できると考えられている[SKI/SSI/ SKB,1989]。

- ① 表面環境に直接影響を与えるもの
- ② ニアフィールド及び／又は地圏に影響を及ぼし、表面環境への直接放出経路を生じるもの
- ③ ニアフィールド又は地圏に影響を与えるものの、表面環境には影響を及ぼさないもの

代表的生物圏の記述に当たっては、上記の①及び②のカテゴリーのみが必要となる。③のカテゴリーのF E Pは、性能評価全体にとっては重要であるが、生物圏モデル作成にはあまり関係はない。F E Pのいくつかは上記の3つのカテゴリーの全てにおいて重要となるが、関連する代表的生物圏の中で独立して取り扱うこととする。

ここでは、代表的生物圏の開発に当たりトップダウン方式を使用する。この方式はそれ自体が包括的なものであり、その検討過程において以下の識別が行われる。

- ① 気候状況及び人間活動
- ② 放出媒体（固体、液体又は気体）
- ③ 主要な生物圏受容体（井戸水、表面水、土壌及び大気）
- ④ 生物圏における放射性核種又は蓄積に関する主要な基本的プロセス
(バルク移流、拡散、生物擾乱、吸着及び生物内蓄積)
- ⑤ 主な被ばく経路（経口摂取又は吸入による内部被ばく及び外部被ばくなど）

代表的生物圏の構成要素が十分に詳細な要素にまでブレイクダウンされていなければ、上記のトップダウン方式によっていくつかのF E Pが考慮されない可能性も考えられる。従って、ボトムアップ方式により、関連する全てのF E P sが代表的生物圏に組み入れられていることをチェックする。このボトムアップ方式では、BIOMOV5 11 Reference

Biospheres Working Group が作成した F E P リストのドラフトを使用する。但し、同 F E P リストはドラフト版であるため今後の検討の進捗に伴い、リストは見直される可能性が高い。

2.1.1 基本的特性と要因

自然及び人間活動の変化は生物圏において重要な役割を担う。特に、気候、人間活動及びそれらの組み合わせの役割は基本的なものである。このため、代表的生物圏の開発の出发点として、気候及び人間活動の様々な状態について識別する。

(1) 気候状況

気候状態を以下の4つに分類する。

① 温暖気候

現在の日本の南部地方と同様な気候で、自然農耕が可能。(年間降雨量1500～2000mmで毎月降雨がある。最も寒い月の平均気温は -3°C 以上、最も暖かい月の平均気温は 22°C 以上であり、亜熱帯常緑広葉樹林帯)

② 寒帯気候

現在の日本の北部地方と同様な気候で、自然農耕が可能。(年間降雨量1000～1500mmで毎月降雨がある。最も寒い月の平均気温は -3°C 以下、最も暖かい月の平均気温は 10°C ～ 22°C であり、常緑樹及び落葉樹)

③ ツンドラ気候(近氷河気候)

年間降雨量 750mm以下で毎月降雨がある。最も暖かい月の平均温度は 10°C 以下。植生はスゲ、低灌木に限られ、永久凍土及び融雪水が重要となる。

④ 氷河気候

年間降雨量 750mm以下、平均気温 0°C 以下。氷床に覆われ、植生はほとんどなし。

これらの気候は、第四期の氷河サイクルを通じて過去 200万年間に日本が経験した状態である。氷河サイクルは最低でも数百万年間は継続することが期待されている。このため、HLW処分の評価に当たっては、氷河サイクルは考慮されるべき特性である。

地球温暖化等に関する他の評価では、5種類の状態を考慮している（例えば Thormé[1990]）。これは、二酸化炭素や他の温室効果をもたらす気体の放出による気温と降雨量の上昇に関連している。しかしながら、世界的な温暖化現象が起こった場合でも前述した4つの気候状態の各々の特徴の大部分を変えてしまう程、大きな影響を及ぼすとは考え難い。温暖化が最も大きな効果をもたらす場合でも、第四期の間に人類が経験してきたような氷河期-間氷期の厳しい気候状況の出現を遅らせ、緩和する程度と考えられる。このため、地球温暖化の影響は前記の4つの気候状態の特徴の僅かな変化により考慮することが可能と考えられる。

これらの気象状態における進化プロセスについても考慮しておく必要がある。（例えば地質学的プロセスにおける隆起や削剥のように。）しかしながら、現在から遠い未来まで、これらの各気象状態における生物圏の進化を連続的に予測又は推定するが本検討の目的ではない。本検討では、各状態における放射性核種の移行、蓄積、摂取に対する実例的な計算を実施することとする。このため、必要に応じて、1つの気象状態から他の気象状態へのシステムの変化も検討する。例えば、気象状態が変化することにより、生物圏のある部分に蓄積していた核種が移行するようになり、より高い被ばく線量をもたらす可能性も考えられる。

(2) 人間活動

人間活動に関する傾向の有効な予測は困難であり、特にHLW処分の評価に関連するタイムスケールに亘っては不可能である。このため、本検討の目的に合致するように、人間活動における活動レベルを考慮して、以下の3つの実例的な状態を提案する。

- ① 現状レベル : 現状と同様のレベルの人間活動
- ② 低活動レベル : 現状よりも低いレベルの人間活動
- ③ 高活動レベル : 現状よりも高いレベルの人間活動

これらの状態は、種々の要因によって引き起こされる人間の活動のレベルの変化を反映するために使用することができる。この要因の例としては資源開発の高度化の他、他の極端な例として技術知識の喪失などが考えられる。

今日の日本における土地開発のレベルは全体としてかなり高いと考えられている。しかしながら、生物圏評価においては、少なくとも最も高い核種濃度を考慮する限りにおいては、最も重要な地域はサイト近郊となる。例示の目的からは、住宅家宅を含む典型的な農地を考慮する。

より高い活動レベルの開発としては、非常に高度化された農耕方法又は大都市の高人口密度化を考慮する。低活動レベルの開発としては、近郊地域から食料や水の大部分を取得している小規模な集団による農耕活動を考慮する。仮想的な決定集団の異なった習慣を個々のケースで考慮することも考えられる。

上述した気候と人間活動を組み合わせることが可能である。氷河期を除く全ての気候状態に対して現状と同レベル、より低いレベル、より高いレベルの各レベルの活動を考えることが可能である。氷河期には、生物圏への核種の放出の可能性のある地点は全て氷河で覆われており、氷河の上では全ての人間活動は無くなると仮定されている。このため、唯一可能性のある被ばく経路は、氷河及び融雪水が氷河の端に存在すると仮定されるツンドラへ核種を移送することによって発生する。

2.1.2 関連する地圏からの放出及び生物圏受容体

処分システムの詳細な評価を実施するまでは、地圏から生物圏への重要な放出や生物圏受容体を明確に識別することは困難である。このため、生物圏モデルの開発に当たっては、少なくとも最初は、全ての放出媒体及び生物圏受容体に対して評価を行う必要がある。

放出の範囲（地下水、気体、固体）及び生物圏受容体（井戸、表面水、土壌、大気）が以前の評価やB I O M O V S II Reference Biosphere Working Group[BIOMOVs,1992]での議論で考慮されてきている。

多くの生物圏モデルが作成されているが、全ての放出媒体及び生物圏受容体を有効に取り扱う生物圏モデルは1つも開発されていないという点に留意する必要がある。各々の放出に対して代表的生物圏モデルが整合性を保ちながら作成され、同じ生物圏パラメータ値を適切に使用している限りは、放出モデルが独立して作成されていても全く問題はない。

気候及び人間活動状態に関するケースと同様に、放出媒体と受容体の組み合わせが可能である。全ての組み合わせが重要という訳ではなく、そのいくつかはスクリーニングにより詳細な検討から除外することが可能である。特に以下の組み合わせは除外できる。

① 大気への地下水放出

このような放出は、間歇泉などのように非常に限られた現象のもとでしか発生しない。このため、大気への地下水の放出は評価する必要がある。

② 井戸及び表面水への気体放出

このような水圏への気体の放出は可能ではあり、水を通して大気に直接気体を放出することはほとんどないとしても、水中に溶解する割合は非常に小さいものである。もしも気体が可溶性なら、地圏中で溶解しているはずである。大気への気体放出を考慮するため、井戸及び表面水へのガス放出は評価する必要はない。

③ 井戸水への固体放出

井戸の掘削の過程で、汚染固体物質も掘削することになるが、このような物質は、表面土壌中にばらまかれるものと仮定される。表面土壌への固体の放出は考慮されているので、井戸水への固体の放出は評価する必要はない。

その他のスクリーニングについても、2.1.1章で識別した気候及び人間活動と放出媒体及び受容体の組み合わせによって実施可能であるかもしれない。

しかしながら、以下の検討で示す組み合わせは、現状ではスクリーニングによる除去は不可能なものである。

2.1.3 移行及び蓄積プロセス

代表的生物圏モデルの開発における第一ステップとして、基本的な表面環境とそれに付随する放出及び生物圏受容体について、2.1.1章及び2.1.2章で識別した。次のステップとして、放出と生物圏受容体の各々の組み合わせに対する以下の点について検討する。

- ・ 代表的生物圏の記述に含める必要があるコンパートメント
- ・ 各々のコンパートメントに付随する重要な移行及び蓄積プロセス

各々の放出－受容体の組み合わせに対して、生物圏に関する自然変化及び人為的变化の影響は、2.1.1章で解説したいくつかの気候及び人間活動を考慮することにより評価される。それらのケースの大部分に対しては、各コンパートメント及びプロセスの重要度は異なるものの、コンパートメント及びプロセスは類似している。評価対象となる核種の性質は、プロセスの重要度に影響を与える。例えば、生物圏ではI-129 は Pu-239 と全く異なる挙動をとる。従って、以下に示すコンパートメント及びプロセスのリストは、全般的な事項を記載することとするが、場合によっては付加又は削除が必要となる。以下では対象を明確にするため、媒体を順番に記載していく。

(1) 地下水放出に対する概念モデル

(a) 井戸経由の放出

井戸への地下水放出による決定集団の個人被ばく線量及び集団線量の計算に必要なコンパートメントと関連するプロセスを図2.1-1、図2.1-2に各々示す。

決定集団の個人被ばく線量については、井戸水コンパートメント以外のコンパートメントも考慮する必要がある。これは、蓄積プロセスの中には、井戸コンパートメントから受けるよりも高い被ばく線量をもたらす場合が考えられるためである。例えば、特定の核種は土壤に吸着／蓄積して穀物に吸収され、人間が摂取することにより、井戸水の直接飲用よりも高い被ばく線量をもたらす可能性がある。[Charles and Smith,1991]
このため、以下のコンパートメントと関連するプロセスを考慮する必要がある。

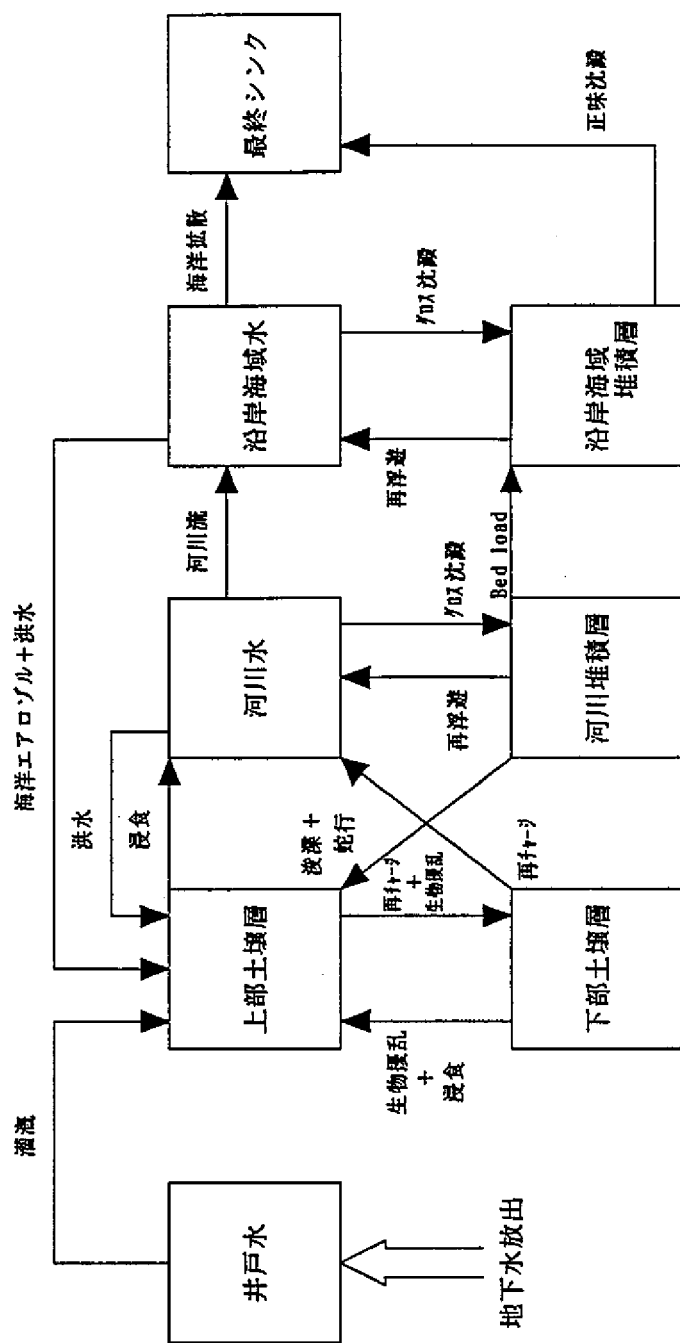


図 2.1-1 代表的生物圏モデル（井戸への地下水放出、個人被ばく線量）

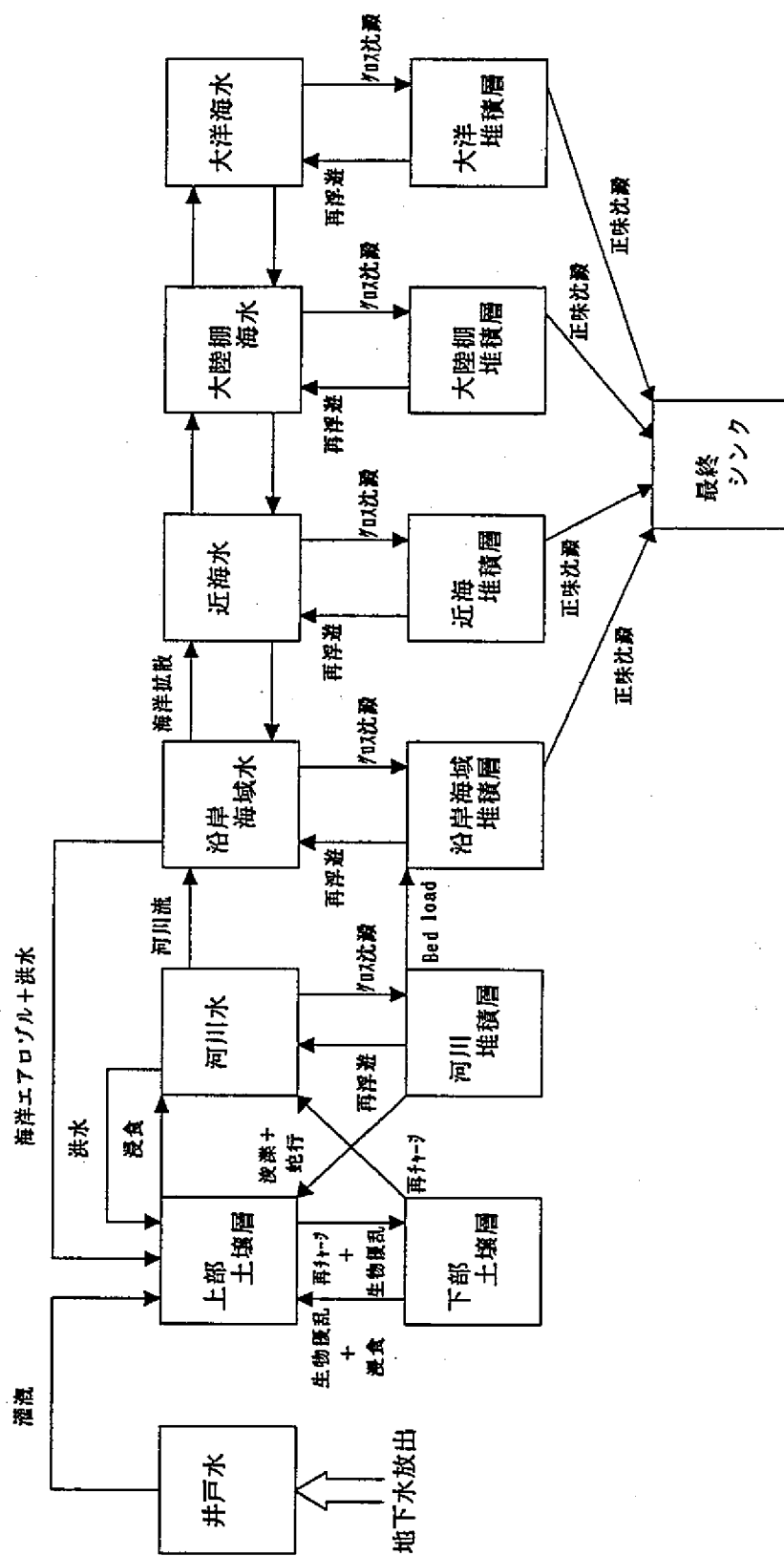


図2.1-2 代表的生物圏モデル（井戸への地下水放出、集団線量）

① 井戸水

井戸水は汚染地下水が揚水される井戸を代表する。本コンパートメントの記述により井戸水飲用及び井戸水を飼育水とする動物の畜産物摂取による被ばく線量の計算が可能となる。また井戸水中での娘核種の生成もモデルに考慮することができる。これは、井戸水を使用するまでの井戸での滞留時間が短い場合は重要ではないが、井戸水の利用が定期的である場合のように井戸での滞留時間が長い場合は重要となる。

コンパートメント間の移動について考慮すべきものは、上部土壌コンパートメントに井戸水を供給する農作物灌漑のみである。

② 上部土壌層

上部土壌層は、井戸水によって灌漑され、農作物栽培及び動物飼育が行われる農耕土壌を代表する。本コンパートメントの記述により、農作物の灌漑及び井戸水による動物飼育による被ばく線量の計算が可能となる。

本コンパートメントは、水及び土壌中における核種の取り入れ及び除去プロセスによって影響を受ける。水中での核種の取り入れに関する主要なプロセスは、井戸水からの灌漑及び近傍の他の水圏コンパートメントからの流出である。流水を引き起こす水圏コンパートメントとしては土壌コンパートメントの位置に依存して、河川、湖沼、河口又は沿岸海域などが上げられる。コンパートメントから核種が喪失する主要なプロセスは、灌漑水及び降雨により上部土壌層から下部コンパートメント土壌への流出である。

コンパートメント中への固体としての主要な移行は、下部土壌層からの生物擾乱による移行、流水中での浮遊土壌の堆積、近傍の水圏からのしゅんせつ物の沈着及び河川の蛇行のように近傍水圏からの緩慢な移動により引き起こされる。固体としての喪失は、上部土壌層から下部土壌層への土壌の生物移動及び降雨による浸食による上部土壌層から近傍の水圏への移動により引き起こされる。風化は保守的には考慮してもよい。この場合、近傍水圏に沈着することになる。さらに、上部土壌層は一定の厚さと仮定できるため、当該地域が正味浸食されているのか又は蓄積されているのかによって、下部土壌層が減少するか又は増加していく。

これらの水及び土壌のプロセスに加え、もしも上部土壌コンパートメントが沿岸に位置している場合は、海から発生するエアロゾルによる核種の移行によっても影響を受ける。このような移行は、PuやAmのような特定の核種で重要になることが示されている[Pattend et al,1983]。これらの核種はエアロゾル中で高濃度となる。

③ 下部土壌層

このコンパートメントは、上部土壌層と下部土壌層の間での核種の移行をシミュレートするために考慮される。上述した上部土壌層の移行プロセスの他に、コンパートメントに影響を及ぼす主要な移行メカニズムは、近傍の水圏（河川、湖沼、河口又は沿岸海域）への核種の再チャージに伴う移行がある。再チャージ流のいくらかは、地下水中に流入していくが、保守的に、放出された水は全て水圏に直接流入すると仮定する。

④ 河川水と堆積層

図2.1-2で、土壌の近傍にあるコンパートメントとして河川を仮定する。しかしながら、上述したように湖沼でも、河口でも沿岸海域でも、サイトの位置によりどれを選択してもよい。水圏コンパートメントは堆積層コンパートメントを伴う。水中から堆積層への移行は、浮遊土壌の沈着が支配的である。逆方向への移行は、生物移行や嵐又は洪水時の擾乱などの再浮遊プロセスが支配的となる。

これらの移行や水と土壌コンパートメント間の移行に加えて、主要な移行は、水及び土壌の下流コンパートメントへの移動である。このプロセスでは、水及び下流の土壌コンパートメントへの堆積層の移行を含む。これらの移行の相対的重要度は、水圏の性質に依存する。河川の場合、海に直接放出されることが仮定されるため、下流コンパートメントは通常、沿岸海水とその堆積層コンパートメントとなる。沿岸海域のコンパートメントよりも河口の方が大きな被ばく線量を与える場合は、適切な河口水及びその堆積層コンパートメントをモデルに付加することになる。同様に、水圏が湖沼の場合は、もし河川や河口のように流路に介在するコンパートメントにおける被ばく線量が海コンパートメントにおける被ばく線量よりも大きな結果とならない限り、河川や河口のモデル化は必要ない。核種の移動を決定する主要なパラメータは堆積流である。

⑤ 沿岸海水及び堆積層

特定の核種については、海コンパートメントにおける蓄積が重要となるため、沿岸海水及び堆積層コンパートメントは考慮される必要がある。コンパートメント間の主要な移行プロセスは、堆積と再浮遊である。水流と堆積層は上流の水圏及び堆積層コンパートメントから移行し、その結果核種もこのコンパートメントに移行する。一方、より広範囲の海水及びその堆積層（最終シンク）へ拡散及び正味の堆積により、当該コンパートメントからの核種の喪失が引き起こされる。もしも、上流の水及び堆積層コンパートメントが河口であるならば、水及び堆積層の移行は潮の干満により引き起こされる。

⑥ 最終シンク

これは、沿岸海域コンパートメントからの海水分散及びより広範囲の外洋環境への堆積物の移動による全ての核種のシンクを代表する。このコンパートメントを考慮しないと、沿岸海域コンパートメントにおける放射能レベルが非現実的な程上昇することになる。決定集団の個人被ばく線量を考慮している限りにおいては、より広範囲の外洋環境をより詳細に特定する必要はない。この広範囲の外洋環境における希釈と分散は非常に大きいため、そこから沿岸海域濃度へのフィードバック分はほとんど重要とはならない。

決定集団における集団線量に対しては、個人被ばく線量と同様の生物圏コンパートメントを考慮する必要がある。決定集団は単純に個人被ばく線量に集団の構成人数を乗じたものとなる。しかしながら、地域規模、国家規模及び地球規模の集団線量を計算する場合には、海洋環境に関するより詳細な代表点が必要となる（図2.1-2）。特に、地域規模、国家規模、地球規模の海水及び堆積物コンパートメントと関連するプロセスを特定することが必要となる。主要なプロセスは、堆積、再浮遊及び海水中への分散である。

陸地環境におけるコンパートメント構造は、個人被ばく線量の計算に対して同じであるが、コンパートメントの大きさとその生産性が一般に異なる。核種の分散をより広範

囲に考慮することにより、また生物圏でのフラックス及び濃度をより良く記述することができ、天然バックグラウンドとの比較に使用することができる。C-14やI-129のような長寿命で揮発性の核種に対しては、地圏からの放出が予測可能であれば、別のモデルが必要となる。このような長寿命の揮発性核種は、大気移行プロセスにより海だけでなく陸地も含めた全地球規模に分散するようになる。この場合、標準モデルの使用が可能である。[IAEA,1985]

上述したコンパートメント及びプロセスは、2.1.1章で識別した全ての気候と人間活動に対して確実であると考えられている。特定のコンパートメント及びプロセスの相対重要度は、広く分布している。例えば、灌漑率は気候条件により広く分布している可能性が高い。同様に、人間活動のレベルもまた影響を及ぼす。例えば、土地の利用度が低いのが開発レベルの低さに起因するのなら、井戸の揚水率も低い可能性が高い。1つ付け加えるとすると、ツンドラ気候では、霜柱により下部土壌コンパートメントから上部に堆積物が移行する例が上げられる。[Rice,1977] しかしながら、このプロセスは、下部土壌層から上部土壌層への堆積物の既存の移行率を単に修正するに過ぎない。

(b) 土壌経由の放出

決定集団の個人被ばく線量及び集団線量の各々の計算に関連するコンパートメントとプロセスを図2.1-3及び図2.1-4に示す。図2.1-1及び図2.1-2との比較により、一般的に、井戸水経由の放出の場合と同様のコンパートメントとプロセスを考慮するのが適当であることを示している。また、モデル化されたコンパートメントとプロセスでは、同程度の柔軟性を有することも必要となる。例えば図2.1-3、図2.1-4に示す河川水及びその堆積物コンパートメントでは、必要に応じて、湖沼水及びその堆積物コンパートメントに置き換えられることが可能である。井戸水放出については共通していたように、異なる気候状態及び人間活動状態の効果は、特定のコンパートメント及び/又はそのプロセスの相対重要度を修正することによって考慮されることが可能である。例えば、ツンドラ気候では、上部土壌層は年間のほとんどの期間氷に覆われており、その結果、下部土壌層に流入する地下水の大部分は、上部土壌層ではなく、河川水コンパートメントに直接放出されることになる。

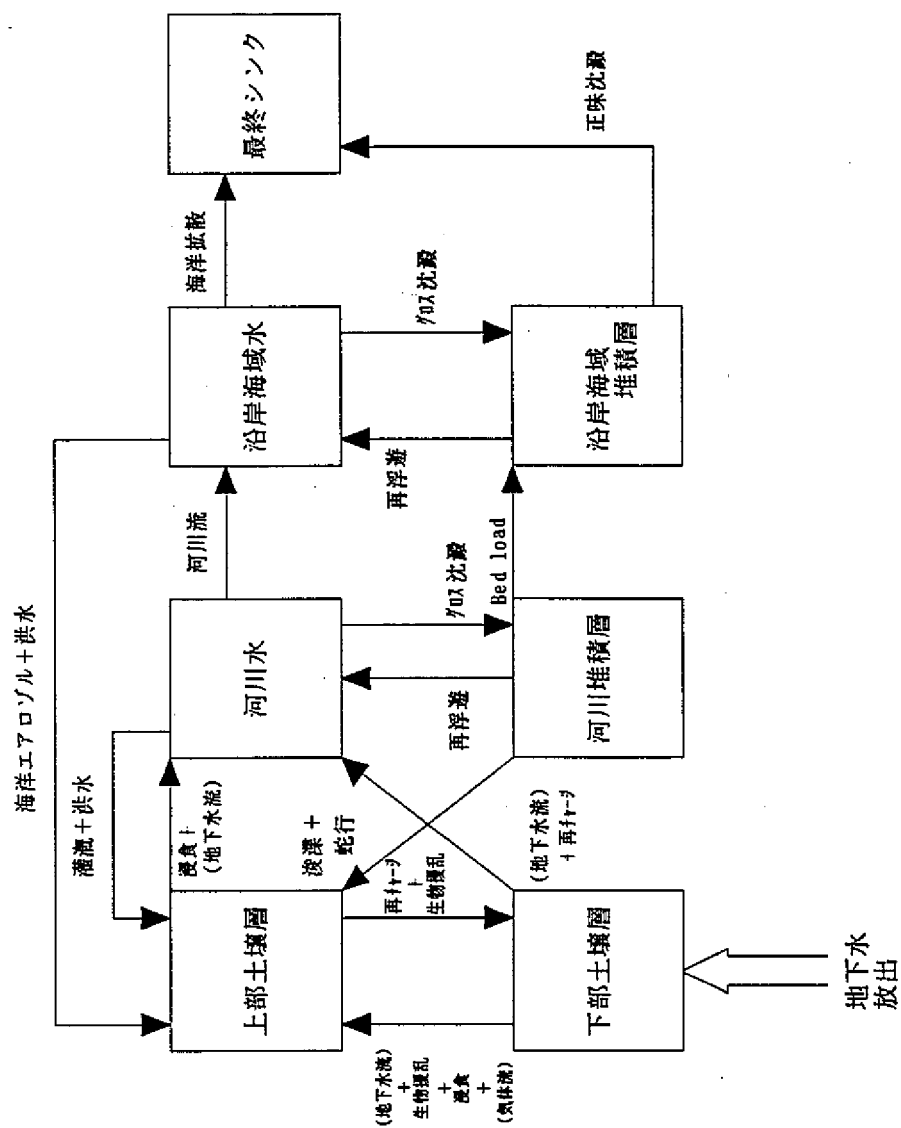


図2.1 —3 代表的生物圏モデル(土壌への地下水放出、個人被ばく線量)

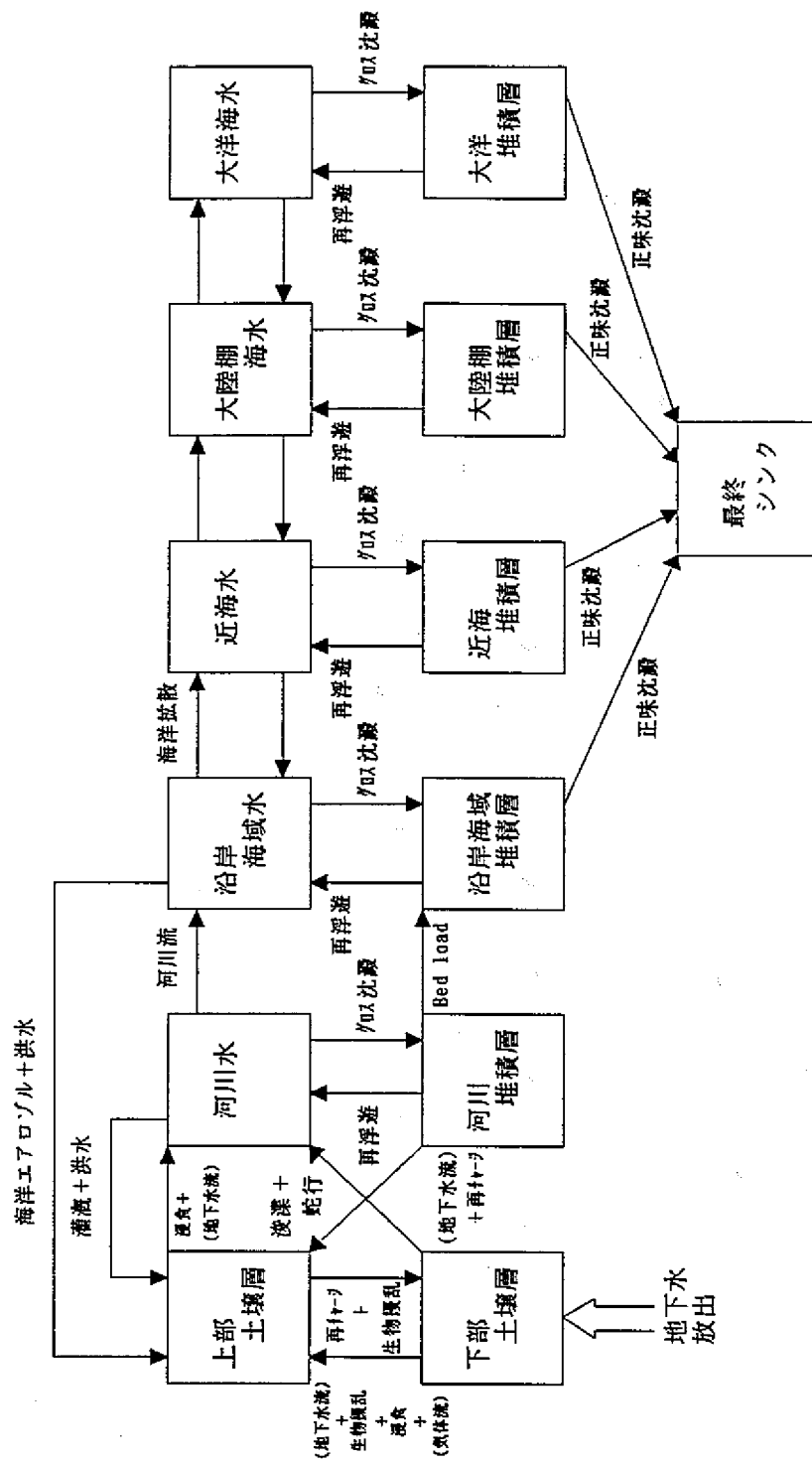


図2.1 —4 代表的生物圏モデル(土壌への地下水放出、集団線量)

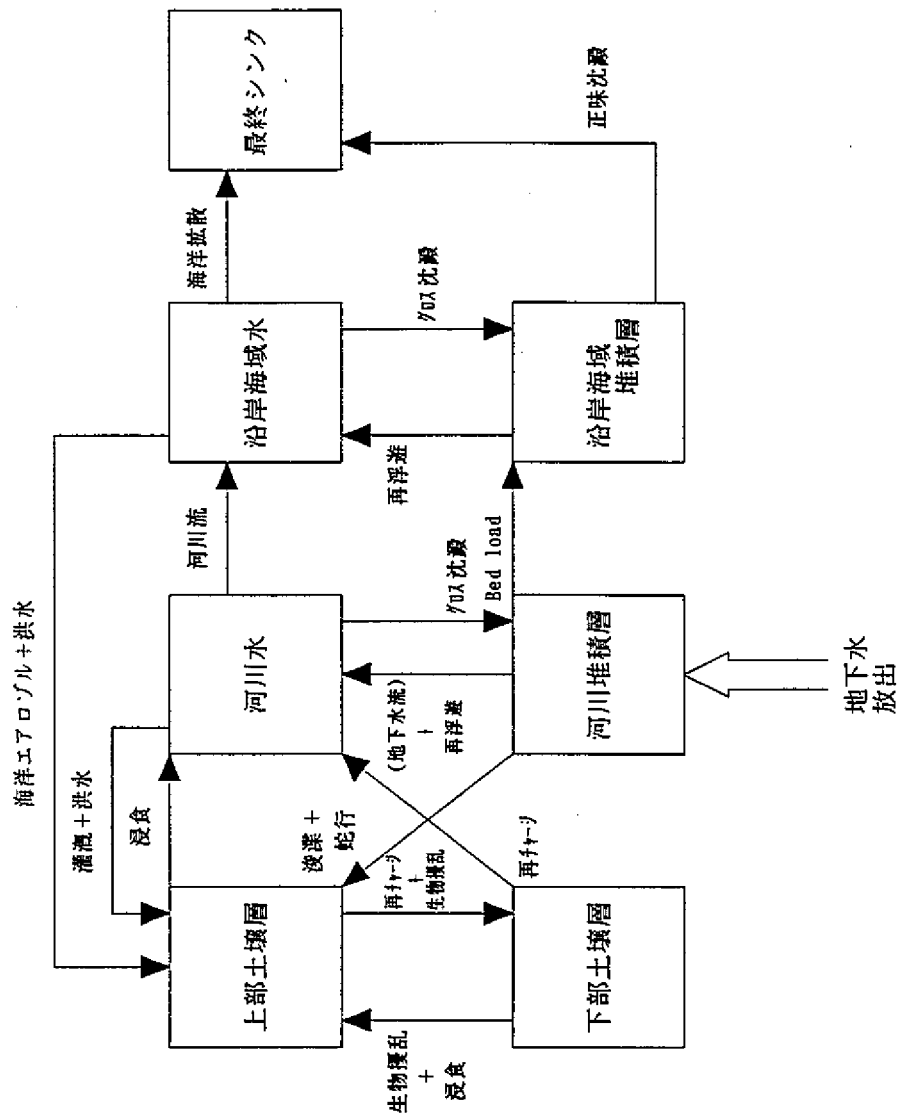


図2.1 —5 代表的生物圏モデル(河川への地下水放出、個人被ばく線量)

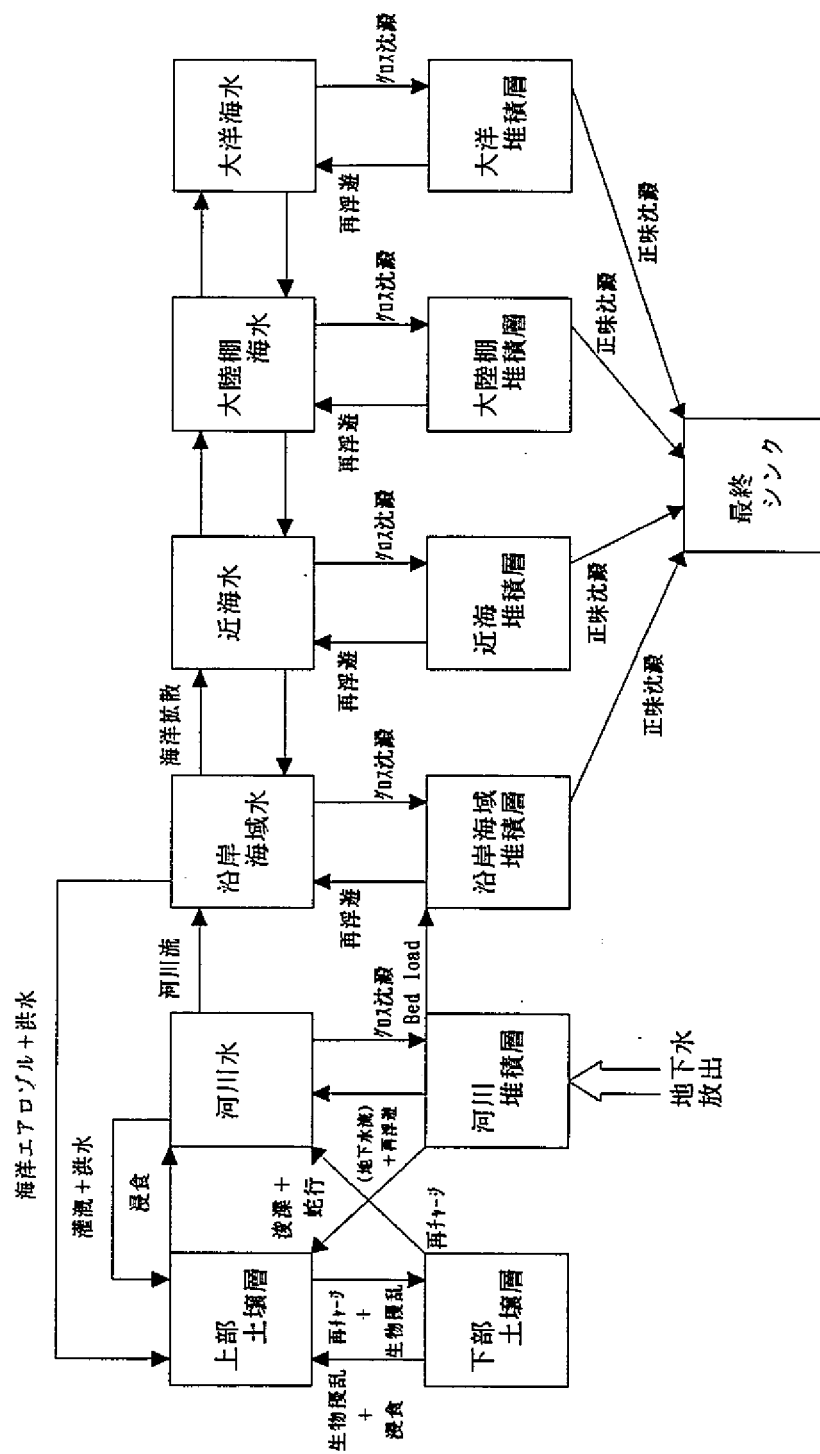


図2.1 —6 代表的生物圏モデル(河川への地下水放出、集団線量)

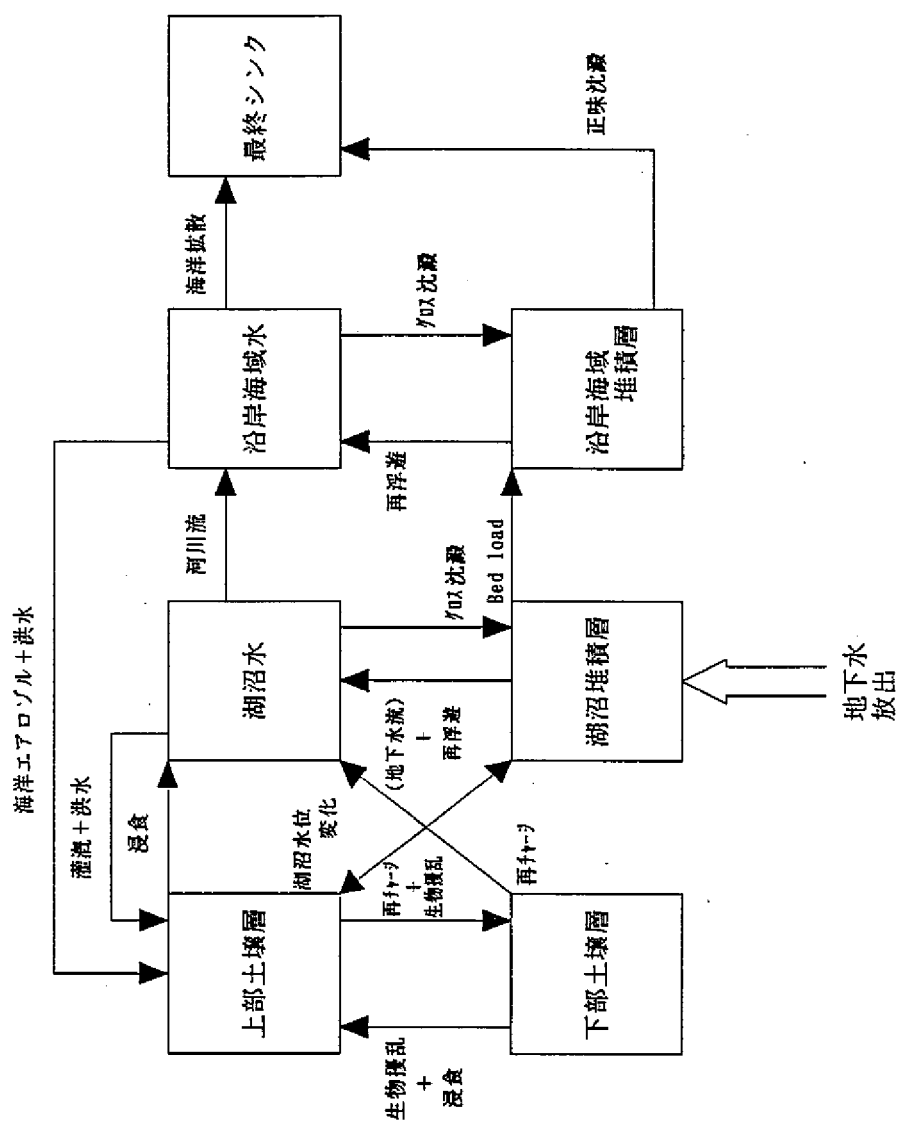


図2.1 —7 代表的生物圏モデル(湖沼への地下水放出、個人被ばく線量)

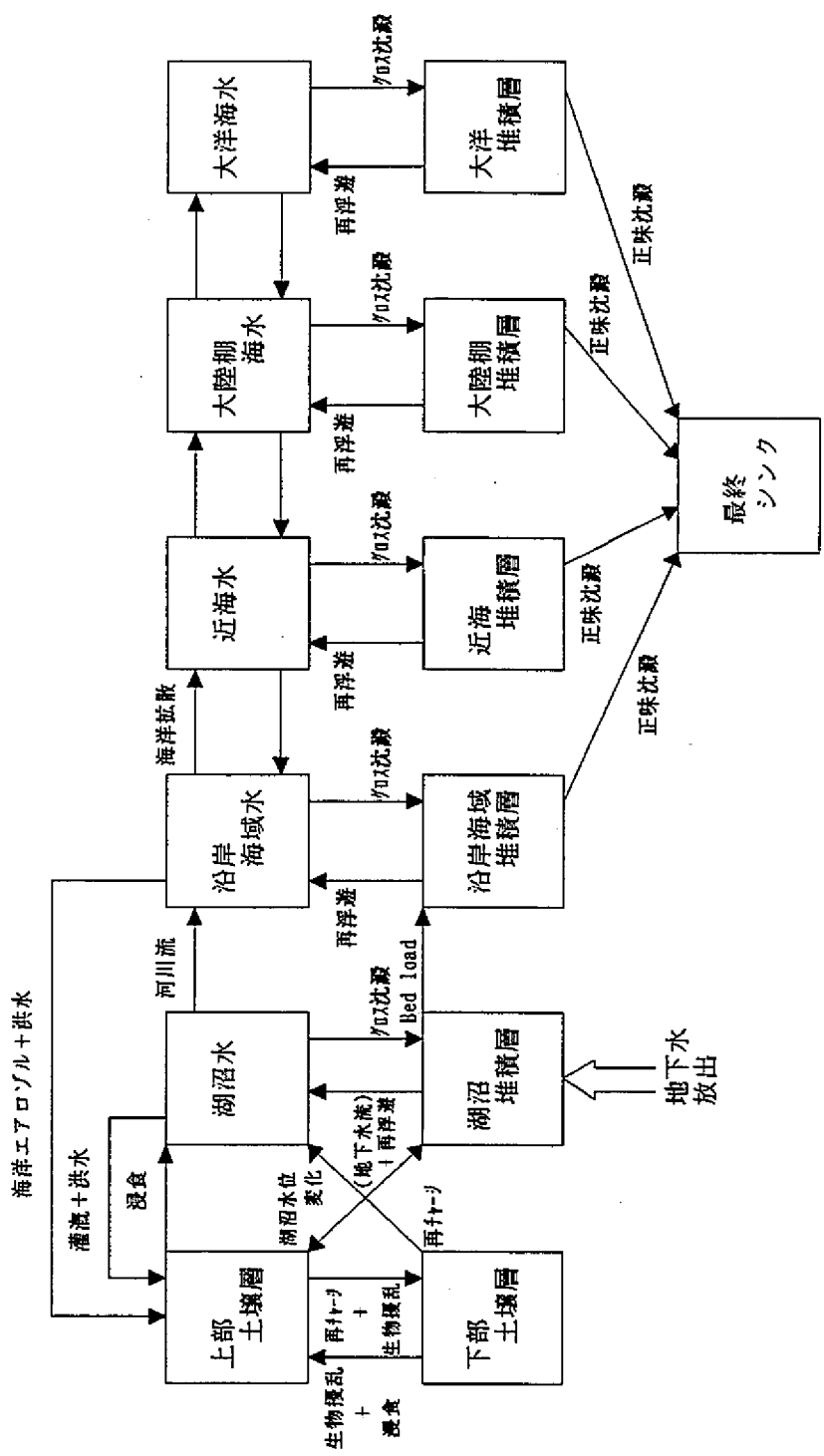


図2.1 —8 代表的生物圏モデル(湖沼への地下水放出、集団線量)

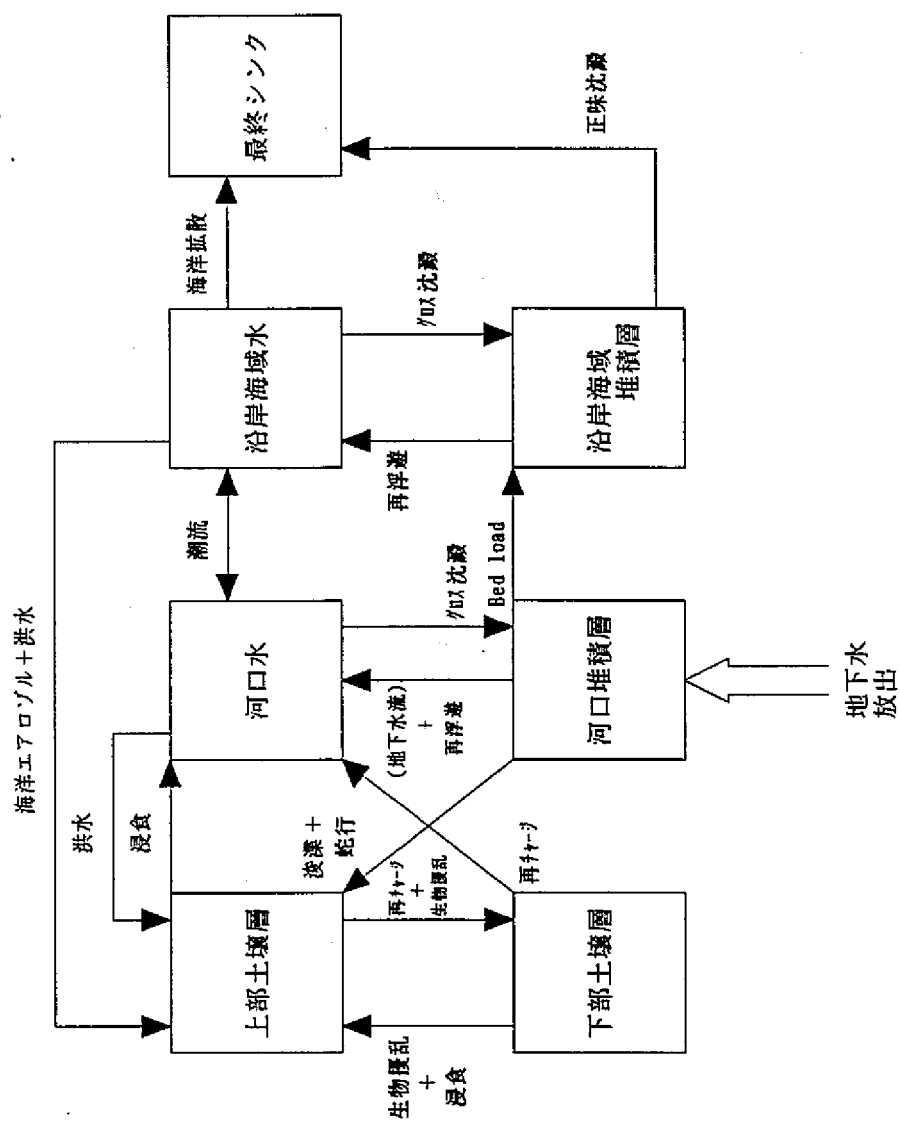


図2.1 —9 代表的生物圏モデル(河口への地下水放出、個人被ばく線量)

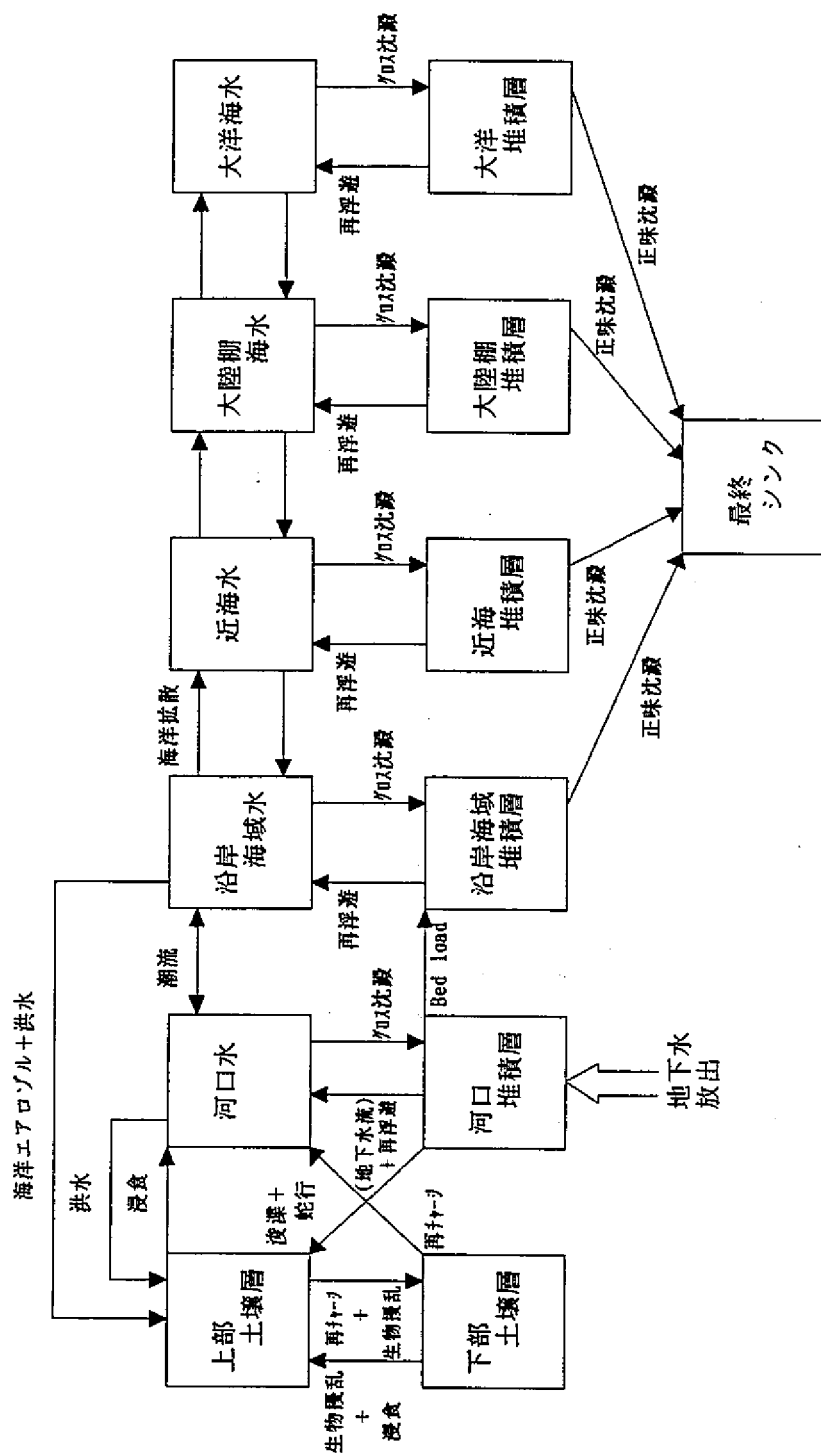


図2.1 —10代表的生物圏モデル(河口への地下水放出、集団線量)

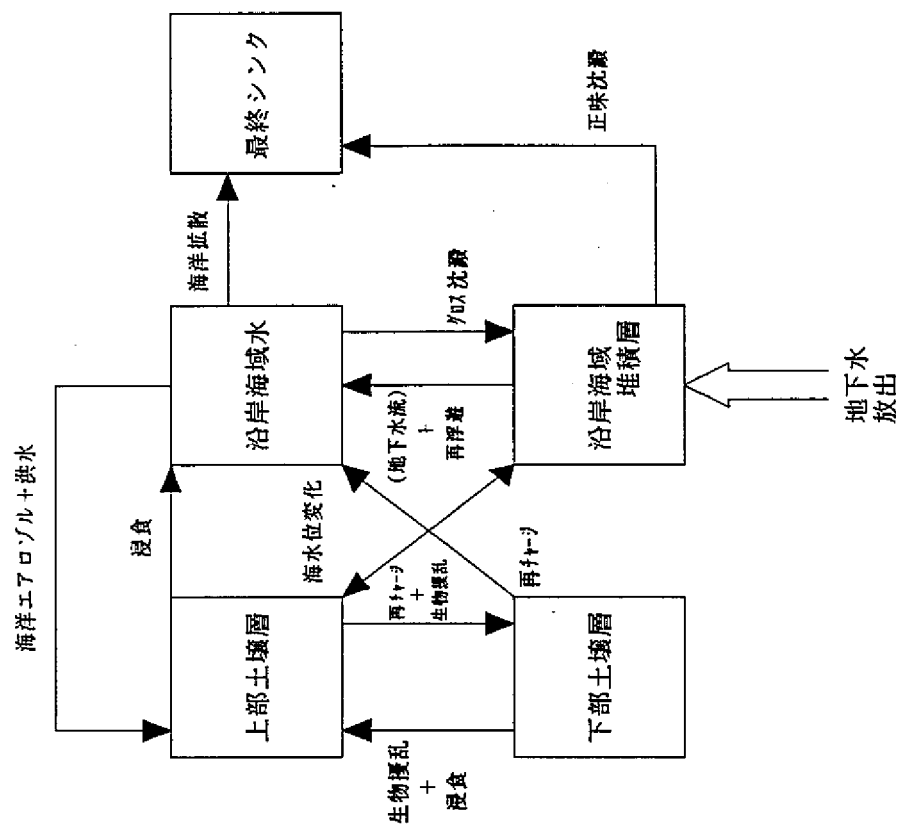


図2.1 —11代表的生物圏モデル(沿岸海域への地下水放出、個人被ばく線量)

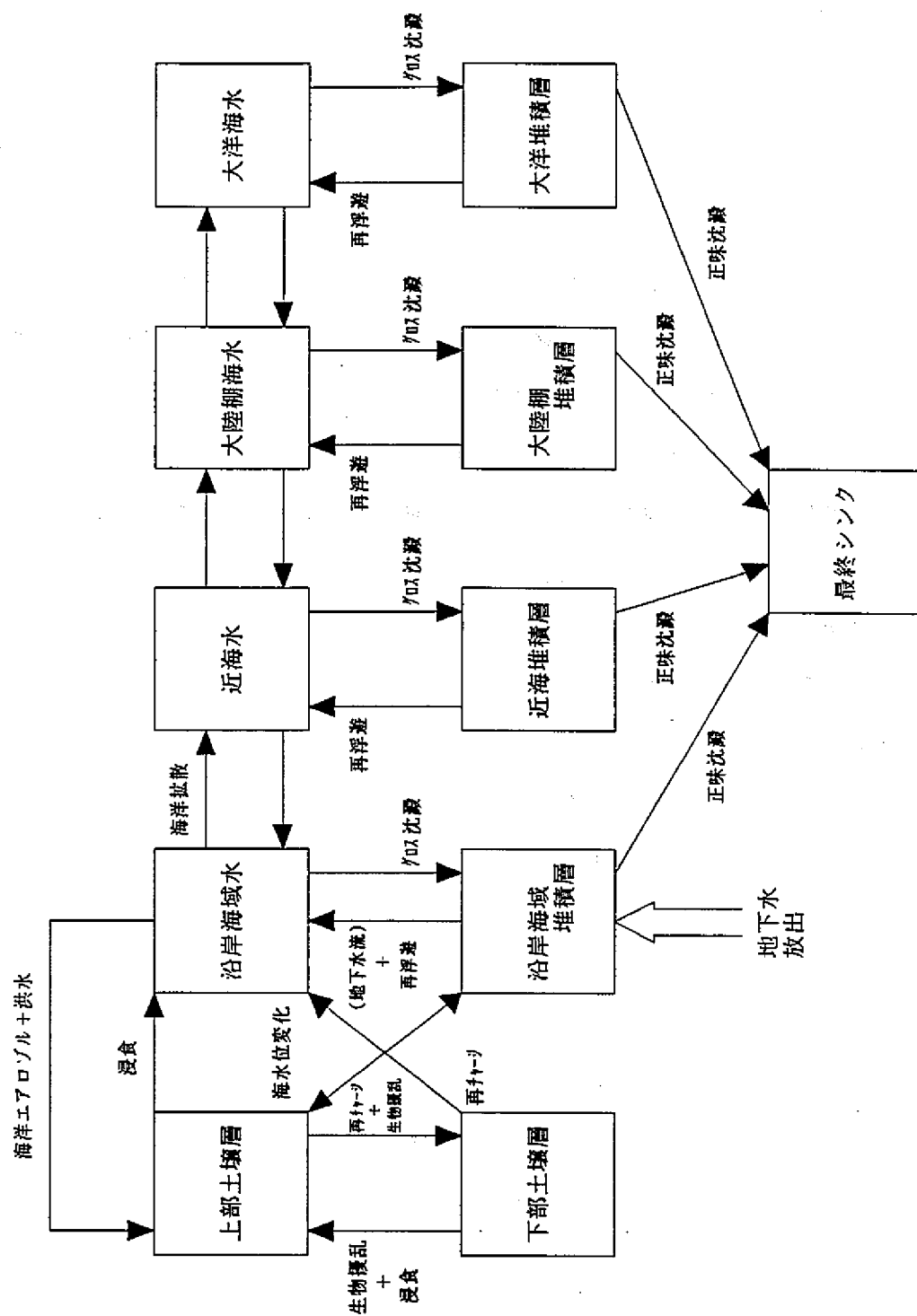


図2.1 12代表的生物圏モデル(沿岸海域への地下水放出、集団線量)

環境への土壌の流出につながり、レベルの下降は、上部土壌コンパートメントへの海洋堆積物の供給につながる。

(2) 気体放出に対する概念モデル

(a) 大気への直接放出

気体放出については、以前の性能評価では注目される度合いが比較的低かった。地圏からの気体は、地表付近の媒体中を通過してくるため、媒体を構成する鉱物、有機物及びその他の生物種や地下水と気体中の核種の間で数多くの反応が起こる。これらの反応は、気体から固相又は土壌中の液相への核種の移行を引き起こす。しかしながら、気体の大部分は地圏から大気へ直接しかもたやすく通過していくことが期待できる。開放大気中での分散は、風により短時間で行われるものと期待できる。どんな放射性気体でも高濃度に蓄積されることはない。（気体の放出地点においても。）しかしながら、建屋内等のような閉鎖空間への放出の場合には、開放系とは異なり、相当に高い濃度まで上場する可能性がある。

この効果の重要な例として、天然ラドンガスがあげられる。Rn-222は天然に生成する放射性気体であり、3.84日の半減期を要する。これは、Cm-246、Pu-242、U-238、Th-230、Ra-226の娘核種であり、天然核種としての他、HLWに含まれる核種の娘核種でもある。天然のRn-222は、人間のバックグラウンド線量に大きな寄与を及ぼし、多くの国で精力的に研究が行われている[UNSCAR, 1988]。

Rn-222の主要な発生源は、表層付随の地圏中の岩及び土壌に含まれるRa-226である。しかしながら、人間の主な被ばくは、家屋や建物の中で発生する。岩中での濃度は広範囲に亘って類似しているが、建屋内の濃度は広い範囲に分布している（例えば Amiro and Davis[1991], Courtis[1991]）。これは、土壌からのラドンの放出及び拡散における条件の違い、土壌と建屋の空気圧バランスの違い、建屋における空気交換率の違い等による。他の核種についても地圏から気体として放出される可能性がある。この分野での研究の大部分は、気体の全発生量がHLWよりも多いLLW及びILWからのガス発生に関して行われてきている。ここでは、地圏からの移行の性質については特に仮定を設けない。潜在的に関連する核種にはH-3、C-14、Ar-39、Se-79、Kr-81、Kr-85

、I-129 が含まれる。この中で、Se-79 のみが再処理固化廃棄物に相当の量含まれている。他の核種は、再処理及び固化の過程で除去されてしまう。建屋のタイプ、基礎及び使用方法について可能性のある範囲は非常に広い。地下構造物も明らかに含まれる。排気方法によっては、地圏から建屋内への気体放出は、大きく減少したり増加したりする。図5.1-13のように、システムに関する曖昧な仮定を避け、単純なものとしている。重要な入力プロセスは、地圏からの放出率及び建屋内での換気率である。前者は一般に大きく変動し、地圏中の移行をどのようにモデル化するかに大きく依存する。典型的には、一定の入力値が与えられた場合、数日で建内は平衡濃度に到達する。放出される程の揮発性を有する核種に対しては、沈着による損失は考慮しない方が合理的である。上述したモデルは決定集団における個人被ばく線量の計算には十分である。建物のタイプの違いは、モデルの基礎構造が同じであっても、気候及び人間活動のレベルに応じて考慮する必要があり、これは変動範囲の大きなパラメータとなる。地球規模の拡散により生じる集団線量は、上述した地球循環モデルにより計算されている[IAEA, 1985]。この段階では、地域規模の集団線量計算モデルは提案されていない。この計算に適用できる単純な大気拡散モデルの作成が期待されている。

(b) 土壌への放出

上述したように、地圏から放出される気体に含まれる核種のいくつかの割合は大気へ放出される前に土壌中に捕獲される可能性がある。例えば、メタン中のC-14は微生物により土壌中で酸化される[Morgan and Beetham, 1990]。一度核種が土壌中に取り込まれると、その後の移行及び蓄積は土壌への地下水の放出と同様にモデル化することが可能である。この場合、大気へ放出される前に土壌に捕獲される気体中の核種の割合のみ別途考慮する必要がある。

(3) 固体物質の放出に対する概念モデル

汚染された固体物質は、人間侵入又は自然破壊により生物圏に持ち込まれる可能性がある。汚染物質は処分場から直接持ち込まれる他、処分場から放出された汚染地下水によって汚染された地圏の物質からも持ち込まれる可能性がある。

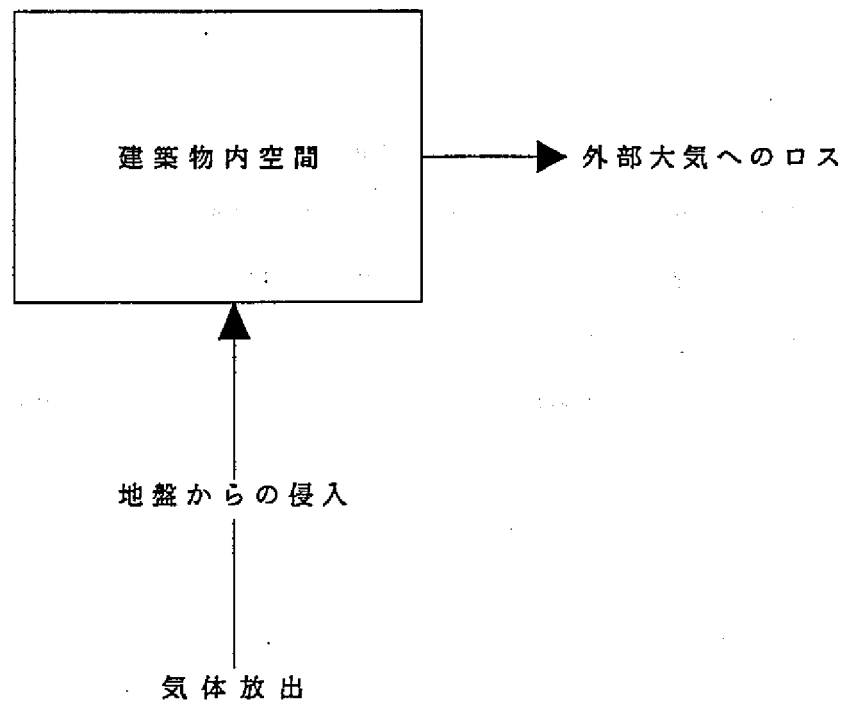


図2.1-13 代表的生物圏モデル（大気への気体放出、個人被ばく線量）

(a) 人間侵入

人間侵入による汚染物質への接触は様々なメカニズムを通じて行われる。これらの全ての記述はここでは行わない。NEA[1989]に多くの事例の詳細が記載されている。人間侵入は、人間の行為に対する仮定であり、代表的生物圏に関連する代表的な人間侵入シナリオの概念が示されている。人間侵入により、侵入者及び一般公衆の両者が外部被ばく、内部被ばく、摂取により被ばくを受ける(2.1.4)。汚染物質による直接被ばくは、詳細なコンパートメントモデルを開発しなくても評価することが可能である。被ばく線量は、放射能濃度、ダスト濃度、呼吸率、被ばく時間及び摂取率のようなパラメータに関する限定された情報に基づき計算することが可能である。Lawson and Smith(1985)により、この例が示されている。しかしながら、生物圏に持ち込まれた汚染物質が再分布し、その結果により被ばくを生じるような間接的な被ばく経路の評価はさらに複雑となる。

この場合、2.1.3(1)で考慮したような地下水放出に対する代表的生物圏モデルと同様のモデルが開発される必要がある。掘削された汚染物質は、最初地表に置かれ、上部土壌への放出が行われる。図2.1-3及び図2.1-4に示したのと同様な移行及び蓄積プロセスに従って汚染が生物圏に広がっていく。掘削物の河川、湖沼、河口及び沿岸海域への放出については、地下水放出の評価に使用する代表的生物圏(図2.1-5～図2.1-12)の修正版の使用により考慮することが可能である。全てのケースで放出された汚染物質は適当な堆積物コンパートメントに成ると仮定する。

(b) 自然破壊

生物圏への汚染固体物質の持ち出しを生じる自然破壊は、河川による浸食の他、日本においては特に地殻変動による急速な地表面隆起などの様々なプロセスにより発生する可能性がある。一般的には、このような放出及びその結果としての核種の移行に対しては、人間侵入により掘削された汚染物質の放出をモデル化するために上述したようなアプローチと基本的に同様の方法を使用することが可能である。このため、河川、湖沼、河口及び沿岸海域の各コンパートメントへの汚染物質の放出が考慮されている。しかし

ながら、浸食された地圏中の物質は最初に下部土壌層に移行し、その後上部土壌層に移行するので、地表環境への放出を上部土壌層への直接放出により代表させるよりは、下部土壌層への放出を考慮する方がより適切である。

2.1.1で識別された気候及び人間活動は、生物圏への固体物質の放出に確実に影響を及ぼす。例えば、技術開発レベルは、自然界及び人間侵入の程度に影響を及ぼす可能性が高い。しかしながら、本書で提案している代表的生物圏のアプローチは、様々な気候状態及び人間活動の組み合わせを取り扱えるような十分な柔軟性が考慮されている。前述したように、種々の要因により変化するのは、基本的な生物圏の構造よりはむしろパラメータの値である。

2.1.4 被ばく経路

2.1.3 に記述したような移行及び蓄積プロセスに対する概念モデルは、地圏から放出された核種の生物圏での分布を決定するために使用される。性能評価における最終量を評価するための次のステップでは、核種の分布により発生する人間及び他の生物の被ばく線量を考慮する。

各コンパートメントと人間又は他の生物種との関わりを記述している単純な関係に従えば各環境コンパートメントにおける核種濃度は、被ばく線量のレベルに関連性が深い。これらの関わり数は非常に多く、土壌から人間へ放射能が移行する様々な経路が含まれている。[BIOMOV5,1990]

放射線評価の目的からは、詳細モデルに対しては、被ばく経路毎の核種の移行評価が求められている。例えば、土壌から根を経由して、植物の可食部に移行し、収穫・貯蔵され、調理された後に摂取されるような経路に関する評価である。このため、詳細モデルには、食物連鎖中での植物及び動物中の移行も取扱い可能なものが存在している。（例えば、Simmonds[1985]）

このような詳細モデルでは、事故時又は定常時に放出される短半減期核種の放射線影響のモデルも要求されている。長期間に亘る廃棄物処分評価では、農耕や動物飼育等の詳細は使用可能ではない。また、短半減期の娘核種間の非平衡状態は考慮される必要があるが、核種の長い半減期は急激な変化が起こらない過程の変化を試すのに必要である。

しかしながら、定常時及び事故時における被ばく経路を考慮して作成されたモデルは、固体廃棄物評価に対して要求されている単純な関係を導くために使用することが可能である。今日の放出に対して継続して環境モニタリングを実施することにより、経験則の取得及び被ばく評価モデルの確認の点で有用な知見が得られる。不幸にも、現在利用できる環境モニタリングデータでは、長期的に考えられ得る全ての被ばく経路に反映するには不十分であり、測定されている核種についても、固体廃棄物処分において重要となる長半減期核種に関するものは少量しか含まれていない。

さらに、環境媒体と海産物及び農作物との間の濃度比の変動幅は大変大きい。例えば Smith 他[1988]によりその範囲が示されている。この変動は、土壌やその他の条件が広範囲に変動するためばかりでなく、農作物そのものが大きく異なることに起因している。このような背景に対して、広範囲の被ばく計算が可能なように、代表的生物圏では、柔軟

なアプローチを提案している。

人間に被ばくをもたらす3つの基本的な現象は、

- ・放射性物質による外部被ばく
- ・放射性物質の摂取
- ・放射性物質の吸入

である。核種の中には皮膚を通して吸収されるものもある。このプロセスはICRPにより、種々の環境条件下での単位吸収量当たりの被ばく線量及び年間限度が決められている。[ICRP, 1979] この他に、汚染物による怪我も考えられる。しかしながら、これは比較的発生しにくく、発生した場合でも人体への取り込み量は摂取及び吸入に比較して小さい。以上より、2.1.3で記述した概念モデルにおけるコンパートメントの各々に対して、外部被ばく、摂取、吸入の各被ばく経路のうち可能性のあるものを以下に整理する。

これらの被ばくモードは、地圏放出に関連するどのコンパートメントにも適用でき、さらに一般的には気象状態がどの用に変化しても適用できる。それらはまた、決定集団の個人被ばく線量及び集団線量の計算にも適用可能である。しかしながら、各被ばく経路の相対的重要度は、核種の放出形態に大きく依存する。さらに、被ばく経路の中には、人間の極稀な活動に対してのみ適用されるものもある。もし人間活動のレベルが向上した場合、淡水化装置などを利用した沿海水の摂取のように、さらに多くの被ばく経路を考慮する必要が生じるかもしれない。その他特別な場合として、気候と人間活動の組み合わせがある。例えば、食物連鎖に関しては、植物、動物、魚は飼育によっても自然破壊からも得られるし、人間の食餌は気候により変化するということが知られている。これらの可能性の全てを現実には考慮できないが、可能性が高い基本的な被ばく形態の全ては以下に挙げる被ばく経路により包絡されることは重要である。

① 井戸水

- ・直接飲用
- ・水中から建屋中へのRn-222の発散（処分場にRa-226/Rn-222が含まれる場合）
- ・水からの外部被ばく（例：入浴）
- ・灌漑による汚染農作物の摂取並びに飼育水により飼育された汚染畜産物の摂取

② 上部土壌層

- ・土壌からの外部被ばく
- ・浮遊土壌の吸入（例：農耕作業）
- ・土壌の不用意な摂取
- ・経根吸収及び土壌の付着により汚染された農作物の摂取、並びに汚染飼料や土壌の摂取及び浮遊土壌の吸入により汚染された畜産物の摂取

③ 下部土壌層

- ・特になし

④ 表面水（河川及び湖沼）

- ・井戸水に加えて淡水産物の摂取

⑤ 淡水圏堆積物

- ・水圏の水際における表面堆積物による外部被ばく
- ・浮遊堆積物の吸入
- ・堆積物の不用意な摂取（例：子供の遊び）

⑥ 河口及び海水

- ・魚、甲殻類、軟体動物、海草などの海産物の摂取
- ・風及び波により発生するエアロゾルの吸入

⑦ 河口及び沿岸海域の堆積物

- ・淡水堆積物と同様

⑧ 大気（建屋内）

- ・吸入
- ・外部被ばく

- ⑨ 侵入による直接被ばく（上部土壌）
- ・ 侵入により発生したダストの吸入
 - ・ 汚染物取扱い時の不用意な摂取
 - ・ 様々な線源物質からの外部被ばく

2.1.5 最終評価点

H L W処分の評価に関連して様々な最終評価量が存在する。上述した概念モデルは以下に示すような一般的な最終評価量について評価できるように作成されている。

① 生物圏におけるフラックス及び濃度と天然バックグラウンドとの比較

最も適切な比較は、処分に起因するフラックス及び濃度を当該期間及び地域で平均した天然バックグラウンドの間で行われる。概念モデルの開発に当たっては、各コンパートメントは処分場からのフラックスと整合するように作成されているため、このような比較は自動的に実施することができる。

② 決定集団の構成員に対する年間個人被ばく線量及びリスク

この評価量に関する顕著な問題としては、決定集団に関するあまりにも悲観的又は非現実的な仮定と大人口に対するリスクの希釈に関する仮定との識別に係る点が上げられる。決定集団は、被ばく線量が最も高くなる時に最も高くなる場所に存在していると仮定されているが、食習慣などは極端に大きな値を設定すべきでないとされている。現在の評価では、被ばく線量やリスクは、各年齢グループ（大人、子供、幼児、胎児など）や、放射線リスクの種類（ガン、腫瘍、放射線による遺伝障害／急性障害など）に対して計算されている。現段階では、対象となる個人に対するこれらの効果を評価するためのドジメトリーデータが不足している。さらに、成人のガンのように比較的一般的な事象についてすらそのドジメトリーデータには相当な不確定性が存在する。このため、放射線防護の専門家はI C R Pの新勧告[ICRP,1991]の解釈をまだ考え続けているし、I C R Pにより新しい肺ドジメトリーモデルが採用された時、既に変更されることが考えられていた。これらのドジメトリーの全てについて安定した勧告が完成するには、H L W評価プログラムが必要とする時間と同じ位の期間を要すると考えられる。

③ 限られた時間／空間での集団線量

集団線量の計算は、かなり限定された被ばく経路についてのみ実施されることが必要である（摂取量が多く、従事者数も多い等）。このため、農作物の摂取は考慮する

が、梅干のようなものの摂取は考慮しない。異なる放出シナリオで採用されている環境コンパートメントでは、このような主要な被ばく経路が全て考慮されている。人口の大小に関する仮定は一般的には重要ではなく、栽培された分消費されると仮定する。全ての汚染耕地で、汚染されている全ての期間に作物を収穫すると仮定するのは合理的ではない。集団線量を求めるための時間積分に対する解釈が考慮される必要がある。

④ 人間以外の生物種に対する被ばく線量

この被ばく線量は、被ばく計算の中で算出した食物連鎖物中の濃度から推定することが可能である。この点に関して I A E A が解説を示している。[1992]

⑤ H L W 処分に起因する非放射線影響

放射性核種に対するモデルは、処分場から放出される他の汚染物質に対しても適用することが可能である。両者の場合で、プロセスの線型性に関する仮定は信頼性がある。この仮定の精度は現在研究中である。

⑥ 最終評価量に対する推定精度

信頼性の表示を考慮するため、概念及びパラメータの不確定性を考慮する必要があるとされている。代表的生物圏のアプローチを採用することにより、概念の不確定性を避ける方向に向かうことが可能である。

さらに、パラメータについては、パラメータの変動範囲に対するシステムの感度解析を行う必要があるとされている。パラメータの設定は、決定論的及び／又は確率論的に行うことが可能である。放射線防護基準と関連する最終評価量は開発途上にあるため、ここで採用したアプローチは、最終評価量の変化に応じて十分な柔軟性を有するものである。

2.2 代表的生物圏モデルの適用に当たっての検討

H L Wの性能評価における生物圏モデルの状態について検討してきた。何をモデル化し、どのような計算結果を得るかという点に関する説明及び正当化は概念的に大変難しい。生物圏においては長期的な予測は困難であり、このため、放射線影響に関する予測は非現実的なものになってしまう。このような困難性というものは、国際的に合意された明確なH L W処分基準が見当たらないこと及び各国で作成されているH L W処分基準を満たすような単一のアプローチが見当たらないことにも反映されている。しかしながら、多くの国で生物圏プロセスに関する研究、核種の移行及び蓄積に関するモデルの開発、放射線影響の評価モデルの開発などが相当実施されている。これらのモデルは、生物圏における有害汚染物の影響評価モデルにも適用することが可能である。

今後の検討の方向性を示すため、地圏からの様々な潜在的な核種放出に対して適用することが可能な代表的生物圏モデルのセットが提案されている。

各々の代表的生物圏は、放出される可能性がある生物圏の解説から構成されている。その解説には、放射性核種の挙動のモデル化に考慮する必要がある重要な特性、事象、プロセスの詳述が含まれている。処分の基準に関連して、放出による環境影響に変化をもたらす事象は、重要なものとして考慮に入れる必要がある。明確な基準がない状態で、適当な最終評価量を選定する。それに従って代表的生物圏の解説が構築されてきている。

代表的生物圏のセットは、核種が放出された時点における幅広い環境条件を網羅するために開発されてきている。環境条件を制御している要因は、気候と人間活動の状態が提案されている。地圏からの放出は、気候及び人間活動状態のある組み合わせが実現している期間に発生すると仮定している。本書で提案した気候及び人間活動の状態の範囲は、潜在的に重要な状況の全ての範囲を網羅するように設計されている。しかしながら、ガン治療等のような重要な技術開発に関する仮定は使用していない。実際には、これらの組み合わせのいくつかは非常に発生し難いことが分かっている。その他については、地圏のモデル化において用いられている概念的な仮定との整合性は図られていない。このため、代表的生物圏モデルの適用に当たっては、全ての選択肢を考慮する必要はない。

各気候状態における進化プロセスを考慮する必要があるため、各気候状態の代表的生物圏は、侵食や水位の変化のようなプロセスによる放射性核種の分布変化を動的に記述する

能力を有する必要がある。しかしながら、現在から不特定の未来までの生物圏の変化の予測又は評価を気候状態の点から試みるべきではない。そのかわりとして、代表的生物圏における概略計算に当たっては最初に各状態での放射性核種の移動、蓄積及び取り込みを考慮する必要がある。さらに必要に応じて、ある気候状態から他の気候状態に変化する際の系の影響を研究するのが妥当である。例えば、ある気候状態では生物圏のある部位に蓄積していた放射性核種が急激に再流動し、そのため被ばく線量がより高くなる可能性も考えられる。

概念モデルは、地圏からの各放出に対して、生物圏における核種の移行及び蓄積に関して記述している。理想的には、生物圏への放出が行われる地域及び移行プロセスに関して、地圏モデルの出力は精度が高いものが望まれる。このような詳細な点は地圏モデルでは一般的に欠落しており、生物圏移行に対する概念モデルは、詳細な事項があまり必要とならないように設計されている。しかしながら、将来的な性能評価では、地圏と生物圏モデルのインターフェイスをより有効に取り扱う必要があることは明らかである。概念モデルの構造は気候及び人間活動状態に対して同じである。違いは、各ケースでの移行及び蓄積の相対的な重要度を反映したものである。このような点は、パラメータ値や範囲を変更することにより取り扱うことが可能である。モデルの構造を等しくすることは、考慮すべきモデルの数を現実的なレベルに維持することを意味する。地下水により発生する地圏からの放出に対しては、モデルの適用についてかなり経験がある。気体又は固体物質の放出に対しては、生物圏モデルの経験は多くない。深地層への人間侵入のような通常は考えられない短時間放出に対しては、検討があまり行われていない。これは、このようなタイプの地圏からの放出が以前の性能評価においては、あまり注目されていなかったことを示している。

生物圏の各コンパートメントの汚染レベルに関連した被ばく経路が設定されてきた。繰り返すと、これらの被ばく経路はいかなる気候状態と人間活動レベルにも適用できる。使用したアプローチは、最も放出されやすい核種に関して全ての最も重要な被ばく経路を識別している他、全く別の人が全ての重要な被ばく状態を取り込んでいる。

代表的生物圏アプローチの実施における次の段階は、数学モデル、ソフトウェアの開発及び必要となるデータの収集である。

数学的な面では、性能評価の目的に十分合致するような線型コンパートメントモデルは簡単に作成できるものと期待できる。

コンパートメントからコンパートメントへの移行率に関連する様々な機能については、本書に示す参考文献の多くに記載されている。様々な方法を利用することが可能である。

同様に、被ばく計算に使用されるパラメータについても、以前の検討に十分に信頼性があるものが記載されている。新しく開発するものとしては、気体放出及び固体放出に関する評価手法及びいくつかのプロセスにおける線型仮定の妥当性のチェックが上げられる。最も重要な特性、事象、プロセス及び重要な被ばく経路の認識に関するアドバイスと指導はB I O M O V S II Reference Biospheres Working Group により提示される予定である。パラメータ値の調査は要求されており、日本のH L Wに適用できるものをレビューする必要がある。

地下水放出モデルのいくつかを取り扱う性能を有するコンピュータコードは存在しているが、上述したような課題の全てを処理するような単一の計算コードは開発されていない。計算コードは、H L W性能評価の他の部分において計画されている手法と整合性を保ち、不確定性研究も考慮に入れて開発される必要がある。

生物圏研究のための数学的関数、データ及びソフトウェアの整備に加えて、添付のフロッピーディスクに記載した様に特性、事象及びプロセス（F E P s）のリストを

- ① B I O M O V S及び他のグループによる検討結果
- ② 地圏及びそこに含まれる放射性核種からの放出形態を考慮した我が国のH L W性能評価に特異的なより多くの情報

に留意しつつ整理することが重要である。

最も適当な研究法は、添付フロッピーディスク（代表的生物圏へのF E P sの組み込みについて、コメント及び決定事項の全てが記録されている）に示したようなF E P構造によってF E P sのコンピュータデータベースを構築することと考えられる。

さらに、H L W処分基準の開発及びドジメトリーに関連する勧告についてもその適用に注目し続ける必要がある。この適用は国際的に、さらには日本にも適用される必要がある。

3. 代表的生物圏モデルの数学的定式化

3.1 コンパートメント間の物質移動についての方程式系

コンパートメント間の固体、液体及び気体の移行プロセスを表3.1 —1 にまとめて示す。

表3.1 —1 コンパートメント間の移行プロセス

液 相	固 相	気 相
・ 灌漑	・ 生物擾乱	・ 海洋エアロゾル
・ 再チャージ	・ 浸食	・ 建築物から外部大気への 気体のロス
・ 地下水流	・ 浚渫	
・ 洪水	・ 蛇行	
・ 融解水流	・ 再浮遊	
・ 河川水流	・ 正味の沈澱（堆積）	
・ 潮流	・ グロスの沈澱（堆積）	
・ 海洋拡散	・ Bed load	

本章では、各移行プロセスの移行速度係数（rate coefficient）の導出式を示す。なお、以下で用いる各パラメータの標準値と範囲については、4章にまとめた。

3.1.1 液相

(1) 灌漑

灌漑による放射性核種の移行速度係数は次式で与えられる。

$$\frac{A_{usi} d_{irr} (1 - \mu_{crop})}{V_{fw}} \quad (4)$$

ここで、 A_{usi} : 灌漑の行われる上部土壌層コンパートメントの面積、 m^2

d_{irr} : 上部土壌層コンパートメントへの灌漑水の深さ、 m/y

μ_{crop} : 農作物による灌漑水の吸収係数 (interception factor)

V_{fw} : 灌漑水を採水する淡水コンパートメントの容積、 m^3

ここでの留意点を以下に示す。

- ① (4)式では、淡水は使用前に濾過（フィルタ）されないと仮定している。
濾過される場合には、それを考慮した項を(4)式に含める必要がある。
- ② 灌漑水は任意の淡水コンパートメント（井戸、河川又は湖沼）から採水可能と仮定する。ある状況下では、河口水又は海水コンパートメントから採水することも有り得る。この場合には、前処理による水中放射能濃度の変化効果を考慮した項を(4)式に含める必要がある。
- ③ ユーザは複数の水源を指定することができる。この場合、ユーザは各水源からの採水割合を指定する必要がある。

(2) 再チャージ

再チャージによる放射性核種の移行速度係数は次式で与えられる。

$$\frac{d_r}{R_{sed} \theta_{sedw} d_{sed}} \quad (5)$$

ここで、 d_r : 再チャージ水の深さ、 m/y

R_{sed} : 堆積層コンパートメントの遅延係数 (retardation coefficient)

θ_{sedw} : 堆積層コンパートメントの帯水時多孔度

d_{sed} : 堆積層コンパートメントの深さ、 m

R_{sed} は次式で計算される。

$$R_{sed} = 1 + \frac{(1 - \theta_{sed}) \rho_{sed}}{\theta_{sedw}} K_{d,sed} \quad (6)$$

ここで、 θ_{sed} : 堆積層コンパートメントのトータル多孔度

ρ_{sed} : 堆積層コンパートメントの組織密度 (grain density)、 kg/m^3

θ_{sedw} : 堆積層コンパートメントの帯水時多孔度

$K_{d,sed}$: 堆積層コンパートメントの吸着係数、 m^3/kg

(3) 地下水流

堆積層コンパートメントからの地下水流による放射性核種の移行速度係数は次式で与えられる。

$$\frac{G_f}{V_{sed} \theta_{sedw} R_{sed}} \quad (7)$$

ここで、 G_f : 堆積層コンパートメントからの地下水の流量、 m^3/y

V_{sed} : 堆積層コンパートメントの容積、 m^3

θ_{sedw} : 堆積層コンパートメントの帯水時多孔度

R_{sed} : 堆積層コンパートメントの遅延係数

(4) 洪水

洪水による放射性核種の移行速度係数は次式で与えられる。

$$\frac{A_{surf} d_{fw} (1 - r_{unoff})}{V_w} \quad (8)$$

ここで、 A_{surf} : 洪水が流入する上部土壌層コンパートメントの面積、 m^2

d_{fw} : 洪水の深さ、 m/y

r_{unoff} : 洪水のうち上部土壌層コンパートメントに流入しない割合

V_w : 洪水が流出する水コンパートメントの容積、 m^3

(5) 融解水流／河川水流／潮流及び海洋拡散

融解水流／河川水流／潮流による放射性核種の移行速度係数は次式で与えられる。

$$\frac{Q_w}{V_w} \quad (9)$$

ここで、 Q_w : 水コンパートメントから下流の水コンパートメントへの
水の放出率、 m^3/y

V_w : 流出元の水コンパートメントの容積、 m^3

3.1.2 固相

(1) 生物擾乱(bioturbation)

NEA/OECD[1993]で論じられているように、生物擾乱は拡散性のプロセスと考えられる。生物擾乱による放射性核種の移行速度係数は次式で与えられる。

$$\frac{(R_{sed} - 1)}{R_{sed}} \frac{B}{d_{sed}^2} \quad (10)$$

ここで、 R_{sed} : 堆積層コンパートメントの遅延係数

B : 生物擾乱率、 m^2/y

d_{sed} : 堆積層コンパートメントの深さ、 m

(2) 浸食

浸食による放射性核種の移行速度係数は次式で与えられる。

$$\frac{E_{sed}}{d_{sed}} \quad (11)$$

ここで、 E_{sed} : 堆積層コンパートメントの浸食率、 m/y

d_{sed} : 堆積層コンパートメントの深さ、 m

(3) 浚渫／蛇行

浚渫／蛇行による放射性核種の移行速度係数は次式で与えられる。

$$\frac{A_{usd} d_s}{V_w} \quad (12)$$

ここで、 A_{usd} : 浚渫／蛇行の影響を受ける上部土壌層コンパートメントの面積、 m^2

d_s : 上部土壌層コンパートメントに堆積する堆積物の深さ、 m/y

V_w : 水コンパートメントの容積、 m^3

(4) 再浮遊

再浮遊による放射性核種の移行速度係数は次式で与えられる。

$$\frac{\gamma_s}{A_{wsd}} \quad (13)$$

ここで、 γ_s : 堆積層コンパートメントからの再浮遊率、 m^2/y

A_{wsd} : 水成堆積層コンパートメントの面積、 m^2

(5) 正味の沈澱（堆積）

正味の沈澱(net sedimentation) による放射性核種の移行速度係数は次式で与えられる。

$$\frac{(R_{msd} - 1)}{R_{msd}} \frac{S_{nf}}{d_{msd}} \quad (14)$$

ここで、 R_{msd} : 海洋堆積層コンパートメントの遅延係数

S_{nf} : 最終シンクコンパートメントへの正味の沈澱率、 m/y

d_{msd} : 海洋堆積層コンパートメントの深さ、 m

S_m は後述する(16)式の S_r と等しいと仮定する。 R_{msed} は次式を用いて計算される。

$$R_{msed} = 1 + \frac{(1 - \theta_{msed}) \rho_{rmsed}}{\theta_{msedw}} K_{dmsed} \quad (15)$$

ここで、 θ_{msed} : 海洋堆積層コンパートメントの多孔度

ρ_{rmsed} : 海洋堆積層コンパートメントの組織密度、 kg/m^3

θ_{msedw} : 海洋堆積層コンパートメントの帯水時多孔度

K_{dmsed} : 海洋堆積層コンパートメントの収着係数、 m^3/kg

(6) グロスの沈澱（堆積）

グロスの沈澱(gross sedimentation) による放射性核種の移行速度係数は次式で与えられる。

$$\frac{K_{dsed} S_r (1 - \theta_{sed}) A_w \rho_{rsed}}{(1 + K_{dsed} \alpha_w) V_w} \quad (16)$$

ここで、 K_{dsed} : 水コンパートメント中の浮遊堆積物の収着係数、 m^3/kg

S_r : 水コンパートメントから関連する堆積層コンパートメントへのグロス沈澱率、 m/y

θ_{sed} : 堆積層コンパートメントのトータル多孔度

A_w : 水コンパートメントの面積、 m^2

ρ_{rsed} : 水コンパートメント中の浮遊堆積物の組織密度、 kg/m^3

α_w : 堆積層コンパートメントの多孔度

V_w : 水コンパートメントの容積、 m^3

(7) Bed Load

bed load 輸送による放射性核種の移行速度係数は次式で与えられる。

$$\frac{K_{drsed} B_1}{(1 + K_{drsed} (1 - \theta_{rsed}) \rho_{grsed}) \cdot V_{rsed}} \quad (17)$$

ここで、 K_{drsed} : 河川堆積層コンパートメントの収着係数、 m^3/kg

B_1 : 河川の bed load、 kg/y

θ_{rsed} : 河川堆積層コンパートメントのトータル多孔度

ρ_{grsed} : 河川堆積層コンパートメントの組織密度、 kg/m^3

V_{rsed} : 河川堆積層コンパートメントの容積、 m^3

3.1.3 気相

(1) 海洋エアロゾル

海洋エアロゾルによる放射性核種の移行速度係数は次式で与えられる。

$$\frac{T_{ss} V_{aero}}{V_{lm}} \quad (18)$$

ここで、 T_{ss} : 海水からシー Sprey (sea spray) への濃縮係数

V_{aero} : 沿岸海域水コンパートメントから陸上に吹き寄せられるシー Sprey の容積、 m^3

V_{rsed} : 沿岸海域水コンパートメントの容積、 m^3

(2) 建築物からの気体のロス

建築物から外部大気への気体のロスによる放射性核種の移行速度係数は次式で与えられる。

$$\frac{V_{loss}}{V_{build}} \quad (19)$$

ここで、 V_{loss} : 建築物から外部大気への気体のロス率、 m^3/y

V_{build} : 建築物の容積、 m^3

3.2 線量評価式

本章では、種々の被ばく経路に係る線量評価式について述べる。移行率の場合と同様、必要に応じ、式を修正し、新しい被ばく経路を設定することもできる。例えば、人間が摂取する畜産物及び農作物の全てが必ずしも汚染領域で生長したものではないと仮定する場合には、畜産物及び農作物に対して、希釈係数を追加することが可能である。なお、以下で用いる各パラメータの標準値と範囲については、4 章にまとめた。

種々の被ばく経路の線量を加算することができるが、加算に際しては、対象とする被ばく経路が適切なものであるよう注意する必要がある。なぜなら、個々の被ばく経路の線量計算に用いた仮定は、対象とする全範囲の被ばく経路にわたって適切なものとは限らないからである。例えば、滞留(occupancy) 時間や摂取率に関して矛盾したデータが用いられる可能性がある。

3.2.1 飲料水の摂取

飲料水の摂取による（人間の）年間個人線量は次式で与えられる。

$$D_{rw} = I N G_{rw} D_{inx} F F_{rw} C_{rw} \quad (20)$$

ここで、 D_{rw} : 飲料水の摂取による個人線量、 Sv/y

$I N G_{rw}$: 淡水の個人経口摂取率、 m^3/y

D_{inx} : 経口摂取に対する線量換算係数、 Sv/Bq

$F F_{rw}$: 濾過後の淡水中の放射能の（初期量に対する）存在割合

C_{rw} : 淡水コンパートメント中の放射性核種濃度、 Bq/m^3

$F F_{rw}$ は次式を用いて計算される。

$$F F_{rw} = \frac{1}{1 + K_{drw} \alpha_{rw}} \quad (21)$$

ここで、 K_{drw} : 淡水の収着係数、 m^3/kg

α_{rw} : 淡水コンパートメント中の浮遊堆積物量、 kg/m^3

ここでの留意点を以下に示す。

- ① (20)式では、淡水は摂取前に濾過されると仮定している。そうでない場合には、 FF_{fw} は1とする必要がある。
- ② 飲料水は任意の淡水コンパートメント（井戸、河川又は湖沼）から採水可能と仮定する。ある状況下では、河口水又は海水コンパートメントから採水することもあり得る。この場合には、前処理による水中放射能濃度の変化効果を考慮した項を(20)式に含める必要がある。
- ③ ユーザは複数の水源を指定することができる。この場合、ユーザは各水源からの採水割合を指定する必要がある。

集団線量は、 D_{ing} FF_{fw} C_{fw} に家庭用水の採水率及び集団による家庭用水の摂取割合を乗ずることにより求めることができる。後者の2つのパラメータは、長期間に亘り多くの人々によって摂取されるものではあるが、全採水量の1%ほどが摂取されるとしてまとめることもできる。

3.2.2 農作物の摂取

農作物の摂取による（人間の）年間個人線量は次式で与えられる。

$$D_{crop} = I N G_{crop} D_{ing} C_{crop} \quad (22)$$

ここで、 D_{crop} : 農作物の摂取による個人線量、Sv/y

$I N G_{crop}$: 農作物の経口摂取率、kg/y

D_{ing} : 経口摂取に対する線量換算係数、Sv/Bq

C_{crop} : 農作物中の放射性核種濃度、Bq/kg(fresh weight of crop)

C_{crop} は次式を用いて計算される。

$$C_{crop} = \frac{(C F_{crop} + (1 - F_{crop}) S_{crop}) C_{us}}{(1 - \theta_{us}) \rho_{kus}} + \mu_{crop} (d_{icrop} C_{fw} + d_{spray} C_{lmw} T_{ss}) \left(\frac{(1 - F_{crop}) + F_{trans}}{Y_{crop} (W_{crop} + H_{crop})} \right) \quad (23)$$

ここで、 $C_{F_{crop}}$: 農作物の濃縮係数、 $[Bq/kg(\text{fresh weight of crop})]/[Bq/kg(\text{dry weight of soil})]$

F_{crop} : 農作物表面汚染の調理時ロス割合

S_{crop} : 農作物の土壌汚染、 $kg(\text{dry weight soil})/kg(\text{fresh weight of crop})$

C_{us} : 上部土壌層コンパートメント中の放射性核種濃度、 Bq/m^3

θ_{us} : 上部土壌層コンパートメントのトータル多孔度

ρ_{sus} : 上部土壌層コンパートメントの組織密度、 kg/m^3

μ_{crop} : 灌漑水及びシースプレイの農作物による吸収係数
(interception factor)

d_{icrop} : 農作物に供される灌漑水の深さ、 m/y

C_{fw} : 淡水コンパートメント中の放射性核種濃度、 Bq/m^3

d_{spray} : 上部土壌層コンパートメントに付着するシースプレイの深さ、
 m/y

C_{lmw} : 沿岸海域水コンパートメント中の放射性核種濃度、 Bq/m^3

T_{ss} : シースプレイ濃縮係数(enancement factor)

F_{trans} : 植物外表面から内表面に転流する放射能の割合
(転流係数(translocation factor))

Y_{crop} : 農作物の生産量、 kg/m^2

W_{crop} : 農作物からの灌漑水及びシースプレイの weathering による
除去率 (weathering rate)、 $1/y$

H_{crop} : 収穫による農作物からの汚染物質の除去率、 $1/y$

ここでの留意点を以下に示す。

- ① 任意のタイプの農作物を考慮することができる。根菜、葉菜、穀物、牧草、米及び果実に対するデータを別章に示した。
- ② 農作物は次によって汚染されると仮定する；

— 上部土壌層コンパートメントから農作物への汚染物質の経根吸収

$$\left(\frac{C_{F_{crop}} C_{us}}{(1 - \theta_{us}) \rho_{sus}} \text{ 項に相当} \right)。$$

— 上部土壌層コンパートメントからの再浮遊堆積物の農作物への付着に

$$\text{よる外部汚染} \left(\frac{S_{\text{crop}} C_{\text{us}}}{(1 - \theta_{\text{us}}) \rho_{\text{sus}}} \text{項に相当} \right)。$$

— 灌漑 ($\mu_{\text{crop}} d_{\text{icrop}} C_{\text{irw}}$ 項に相当)。灌漑が行われない場合は、 d_{icrop} を零としなければならない。

— シースプレイ ($\mu_{\text{crop}} d_{\text{spray}} C_{\text{lmw}} T_{\text{ss}}$ 項に相当)。上部土壌層コンパートメントがシースプレイの影響を受けない場合には、 d_{spray} を零としなければならない。

③ 汚染物質は次によって失われると仮定する：

— 調理 (F_{crop} 項に相当)。

— weathering 及び収穫 $\left(\frac{1}{Y_{\text{crop}} (W_{\text{crop}} + H_{\text{crop}})} \text{項に相当} \right)。$

④ 水源については、飲料水の場合と同じ仮定を行う。

集団線量は、生産される全ての農作物が消費されると仮定して計算することができる。食物中濃度は上述のようにして計算される。各農作物による集団線量は、上部土壌層コンパートメントの面積と当該農作物タイプの生産性から決定される。当該領域で生長した食物中の濃度はより広範囲の環境での値よりも高く、当該領域の食物を摂取する集団の集団線量は、その他の領域よりも高い個人線量をもたらすであろう。大きな、あるいは小さな集団間での食物の売買とそれによる摂取の希釈効果は、人間活動に関する仮定に基づいて決定すべき要因である。

3.2.3 畜産物の摂取

畜産物の摂取による（人間の）年間個人線量は次式で与えられる。

$$D_{\text{prod}} = I N G_{\text{prod}} D_{\text{inx}} C_{\text{prod}} \quad (24)$$

ここで、 D_{prod} : 畜産物の摂取による個人線量、Sv/y

$I N G_{\text{prod}}$: 畜産物の個人摂取率、kg/y

D_{inx} : 経口摂取に対する線量換算係数、Sv/Bq

C_{prod} : 畜産物中の放射性核種濃度、Bq/kg

C_{prod} は次式を用いて計算される。

$$C_{prod} = CF_{prod} (C_{fodd} ING_{fodd} + C_{rw} ING_{rwa}) + \frac{C_{us} ING_{usa}}{(1 - \theta_{us}) \rho_{sus} + \theta_{usw} \rho_w} + \frac{BR_a O_{adust_{us}} C_{us}}{(1 - \theta_{us}) \rho_{sus}} \quad (25)$$

ここで、 CF_{prod} : 畜産物の濃縮係数、 d/kg (fresh weight of product),
 d/ℓ

C_{fodd} : 飼料中の放射性核種濃度、 Bq/kg (fresh weight of
 fodder)

ING_{fodd} : 動物による飼料の摂取率、 kg (fresh weight of fodder)
 $/d$

C_{rw} : 淡水コンパートメント中の放射性核種濃度、 Bq/m^3

ING_{rwa} : 動物による水の摂取率、 m^3/d

C_{us} : 上部土壌層コンパートメント中の放射性核種濃度、
 Bq/m^3

ING_{usa} : 動物による上部土壌層コンパートメントからの土壌の摂取
 率、 kg (wet weight of soil)/ d

θ_{us} : 上部土壌層コンパートメントのトータル多孔度

ρ_{sus} : 上部土壌層コンパートメントの組織密度、 kg/m^3

ρ_{usw} : 上部土壌層コンパートメントの常水時多孔度

ρ_w : 水の密度、 kg/m^3

BR_a : 動物の呼吸率、 m^3/h

O_{ad} : 動物の堆積層コンパートメント内滞留時間、 h/y

$dust_{us}$: 上部土壌層コンパートメントのダストレベル、 kg/m^3

飼料の特性は、対象とする動物のタイプによって異なる。ここで対象とする動物は牛、羊、豚及び鶏であり、これらに関するデータは別章に示した。牛及び羊は牧草を、豚は根菜を、鶏は穀物を摂取すると仮定する。したがって、豚及び鶏については、 C_{fodd} は(23)式を用い、調理時ロスが無いとして計算される。これに対し、牛及び羊については、 C_{fodd} は次式を用いて計算される。

$$C_{fodd} = \frac{(CF_{past} + S_{past}) C_{us}}{(1 - \theta_{us}) \rho_{sus}} + \frac{\mu_{past} (d_{ipast} C_{fw} + d_{spray} C_{lmw} T_{ss})}{Y_{past} (W_{past} + H_{past})} \quad (26)$$

- ここで、 CF_{past} : 牧草の濃縮係数、 $[Bq/kg(\text{fresh weight of pasture})] / [Bq/kg(\text{dry weight of soil})]$
- S_{past} : 牧草の土壌汚染、 $kg(\text{dry weight soil}) / kg(\text{fresh weight of pasture})$
- C_{us} : 上部土壌層コンパートメントの放射性核種濃度、 Bq/m^3
- θ_{us} : 上部土壌層コンパートメントのトータル多孔度
- ρ_{sus} : 上部土壌層コンパートメントの組織密度、 kg/m^3
- μ_{past} : 灌漑水及びシースプレイの牧草による吸収係数
- d_{ipast} : 牧草に供給される灌漑水の深さ、 m/y
- C_{fw} : 淡水コンパートメント中の放射性核種濃度、 Bq/m^3
- d_{spray} : 上部土壌層コンパートメントに付着するシースプレイの深さ、 m/y
- C_{lmw} : 沿岸海域水コンパートメント中の放射性核種濃度、 Bq/m^3
- T_{ss} : シースプレイ濃縮係数
- Y_{past} : 牧草の生産量、 kg/m^2
- W_{past} : 牧草からの灌漑水及びシースプレイの weathering による除去率(weathering rate)、 $1/y$
- H_{past} : 収穫による牧草からの汚染物質の除去率、 $1/y$

H_{past} は次式を用いて計算される。

$$H_{past} = \frac{N \text{ING}_{past}}{Y_{past}} \quad (27)$$

- ここで、 N : 動物の stocking density、 $1/m^2$
- ING_{past} : 動物による牧草の摂取率、 $kg(\text{fresh weight of pasture})/d$
- Y_{past} : 牧草の生産量、 kg/m^2

ここでの留意点を以下に示す。

- ① 任意のタイプの動物を考慮することができる。既述のとおり、牛、羊、豚及び鶏に関するデータを別章に示した。
- ② 動物は次によって汚染されると仮定する。
 - 汚染牧草の摂取 (C_{fod} ING_{fod} 項に相当)。
 - 濾過しない汚染水の摂取 (C_{fw} ING_{fw} 項に相当)。
 - 汚染堆積物の摂取 $\left(\frac{G_{us} \text{ } ING_{us}}{(1 - \theta_{us}) \rho_{sus} + \theta_{usw} \rho_w} \right)$ 項に相当。
 - 汚染堆積物の吸入 $\left(\frac{BR_a \text{ } O_{an} \text{ } dust_{us} \text{ } C_{us}}{(1 - \theta_{us}) \rho_{sus}} \right)$ 項に相当。
- ③ 動物の飲料水の水源については、人間の飲料水の場合と同じ仮定を行う。動物による摂取の前に水の濾過が行われると仮定する場合には、 FF_{fw} 項を導入することができる。

集団線量は、農作物の場合と同様の仮定、即ち、生産される全ての畜産者が消費されると仮定して計算することができる。集団の人数に関する仮定は集団線量ではなく個人線量に影響する。これは、人間活動のレベルに関する仮定に依存するであろう。

3.2.4 水産物の摂取

水産物の摂取による（人間の）年間個人線量は次式で与えられる。

$$D_{aafood} = ING_{aafood} D_{inx} FF_w C_w CF_{aafood} 10^{-3} \quad (28)$$

ここで、 D_{aafood} : 水産物の摂取による個人線量、Sv/y

ING_{aafood} : 水産物の個人摂取率、kg/y

D_{inx} : 経口摂取に対する線量換算係数、Sv/Bq

FF_w : 濾過水中の放射能の（初期量に対する）存在割合

C_w : 水コンパートメント中の放射性核種濃度、Bq/m³

CF_{aafood} : 水産物の濃縮係数、 $[Bq/kg \text{ (flesh weight of edible fraction of aquatic foodstuff)}] / [Bq/\ell \text{ (of filtered water)}]$

FF_w は次式を用いて計算される。

$$FF_w = \frac{1}{1 + K_{dw} \alpha_w} \quad (29)$$

ここで、 K_{dw} : 水コンパートメントの収着係数、 m^3/kg

α_w : 水コンパートメント中の浮遊堆積物量、 kg/m^3

(28)式は淡水産物及び海産物のいずれにも適用することができる。淡水産物では魚類及び甲殻類、海産物では魚類、甲殻類、軟体動物及び海藻に関するデータを別章に示した。

集団線量の計算は、農作物の場合と同様の仮定、即ち、全ての海産物が消費されると仮定して計算することができる。但し、魚類などの漁獲量の全てが、必ずしも人間によって消費される訳ではないことに注意を要する。海産物の分散・売買に関する仮定は、集団線量ではなく個人線量に影響する。これは、人間活動のレベルに関する仮定に関係してくる。

3.2.5 土壌/堆積物の摂取

堆積物は、人間の不用意な、あるいは意図的な所作によって摂取されることが考えられる。堆積物の摂取による（人間の）年間個人線量は次式で与えられる。

$$D_{sed} = I N G_{sed} D_{inx} \frac{C_{sed}}{(1 - \theta_{sed}) \rho_{sed} + \theta_{sedw} \rho_w} \quad (30)$$

ここで、 D_{sed} : 堆積物の摂取による個人線量、 Sv/y

$I N G_{sed}$: 堆積物の個人摂取率、 kg/y

D_{inx} : 経口摂取に対する線量換算係数、 Sv/Bq

C_{sed} : 堆積層コンパートメント中の放射性核種濃度、 Bq/m^3

θ_{sed} : 堆積層コンパートメントのトータル多孔度

ρ_{sed} : 堆積層コンパートメントの組織密度、 kg/m^3

θ_{sedw} : 堆積層コンパートメントの帯水時多孔度

ρ_w : 水の密度、 kg/m^3

この経路による被ばくは、上部土壌層コンパートメント、及び、河川、湖沼、河口又は沿岸海域の堆積層コンパートメントにおいて考えられる。土壌については、この被ばく経路は農作物の生産に関係する土壌とは別のものとして考える。

ある種の人々、特に幼児は少量の土壌／堆積物を経口摂取するかもしれず、これは個々人にとっては重要であるかもしれない。しかしながら、これは他の経路による摂取に比して極限られたものであるため、この被ばく経路による集団線量の評価を行う必要はないと考えられる。

3.2.6 土壌／堆積物からの外部照射

堆積物からの外部照射による年間個人線量は次式で与えられる。

$$D_{\text{exsed}} = O_{\text{sed}} D_{\text{ext}} \frac{C_{\text{sed}}}{(1 - \theta_{\text{sed}}) \rho_{\text{sed}} + \theta_{\text{sedw}} \rho_w} \quad (31)$$

ここで、 D_{exsed} : 堆積物からの外部照射による個人線量、Sv/y

O_{sed} : 個人の堆積層コンパートメント内滞留時間、h/y

D_{ext} : 堆積物からの外部照射に対する線量換算係数、
(Sv/h) / (Bq/kg)

C_{sed} : 堆積層コンパートメント中の放射性核種濃度、Bq/m³

θ_{sed} : 堆積層コンパートメントのトータル多孔度

ρ_{sed} : 堆積層コンパートメントの組織密度、kg/m³

θ_{sedw} : 堆積層コンパートメントの帯水時多孔度

ρ_w : 水の密度、kg/m³

この経路による被ばくは、上部土壌層コンパートメント、及び、河川、湖沼、河口又は沿岸海域の堆積層コンパートメントにおいて考えられる。一貫性を保つため、 θ_{sed} 、 ρ_{sed} 及び θ_{sedw} の値は D_{ext} を算出する際に用いた値と同一とすべきであるが、これらの値の考えられる範囲はそれほど変わらないため、異なる値を用いたとしてもその影響は無視し得る程度のものとなる。

集団線量は、個人の滞留時間のかわりに集団の滞留時間に関する仮定を用いることによって計算することができる。その値は、人間活動のレベルに関する仮定に依存する。

3.2.7 水中からの外部照射

水中からの外部照射による年間個人線量は次式で与えられる。

$$D_{\text{exwat}} = O_{\text{wat}} D_{\text{extw}} C_{\text{wat}} \quad (32)$$

ここで、 D_{exwat} : 水中からの外部照射による個人線量、Sv/y

O_{wat} : 個人の水中滞留時間、h/y

D_{extw} : 水中からの外部照射に対する線量換算係数、
(Sv/h) / (Bq/m³)

C_{wat} : 水中の放射性核種濃度、Bq/m³

この経路による被ばくは、河川、湖沼、河口又は海洋の水コンパートメントにおいて考えられる。また、(32)式は、ある水源（たとえば、井戸又は河川）から汲み上げた水を用いた入浴の際の外部被ばく線量の計算にも用いることができる。必要に応じ、風呂水は濾過されると仮定することもできる。この場合、(21)式の FF_{rw} 項を(32)式に組み入れる必要がある。

この経路による被ばくは、個々人にとっては重要であり得るが、集団にとっては重要ではないと考えられる。しかしながら、家庭用水の全使用量に関する仮定によっては、ある程度の集団効果が生ずる可能性はある。

3.2.8 ダストの吸入

ダストの吸入による（人間の）年間個人線量は次式で与えられる。

$$D_{\text{dust}} = D_{\text{inh}} BR_{\text{sed}} O_{\text{sed}} \text{dust}_{\text{sed}} \frac{C_{\text{sed}}}{(1 - \theta_{\text{uc}}) \rho_{\text{sed}}} \quad (33)$$

ここで、 D_{dust} : ダストの吸入による個人線量、Sv/y

D_{inh} : 吸入摂取に対する線量換算係数、Sv/Bq

BR_{sed} : 堆積層コンパートメント内での人間の呼吸率、m³/h

O_{sed} : 個人の堆積層コンパートメント内滞留時間、h/y

dust_{sed} : 堆積層コンパートメントのダストレベル、kg/m³

C_{sed} : 堆積層コンパートメント中の放射性核種濃度、Bq/m³

θ_{us} : 堆積層コンパートメントのトータル多孔度

ρ_{sed} : 堆積層コンパートメントの組織密度、 kg/m^3

この経路による被ばくは、上部土壌層コンパートメント、及び、河川、湖沼、河口又は沿岸海域の堆積層コンパートメントにおいて考えられる。

集団線量は、個人の滞留時間かわりに集団の滞留時間に関する仮定を用いることによって計算することができる。その値は、人間活動のレベルに関する仮定に依存する。

3.2.9 エアロゾルの吸入

3.2.9 エアロゾルの吸入

エアロゾルの吸入による（人間の）年間個人線量は次式で与えられる。

$$D_{aero} = D_{inh} \cdot BR_{aero} \cdot O_{aero} \cdot C_{wat} \cdot T_{aero} \quad (34)$$

ここで、 D_{aero} : エアロゾルの吸入による個人線量、 Sv/y

D_{inh} : 吸入摂取に対する線量換算係数、 Sv/Bq

BR_{aero} : エアロゾルの影響を受ける領域内での人間の呼吸率、 m^3/h

O_{aero} : 個人の当該領域内滞留時間、 h/y

C_{wat} : 水中の放射性核種濃度、 Bq/m^3

T_{aero} : エアロゾル濃縮係数

この経路による被ばくは、上部土壌層コンパートメント（沿岸海域コンパートメントに隣接している場合）、及び河口又は沿岸海域の水コンパートメントにおいて考えられる。更に、夕立(shower)のような、その他の発生源によるエアロゾルの発生も考えられる。

集団線量は、堆積物からの外部照射被ばくの評価におけると同様の集団滞留時間に基づき見積ることができるであろう。なぜなら、エアロゾルはそれと類似の領域で発生するからである。但し、人間活動のレベルに関する仮定を考慮に入れる必要がある。

3.2.10 気体の吸入

気体の吸入による（人間の）年間個人線量は次式で与えられる。

$$D_{gas} = D_{inh} \cdot BR_{gas} \cdot O_{gas} \cdot C_{gas} \quad (35)$$

ここで、 D_{gas} : 気体の吸入による個人線量、Sv/y

D_{inh} : 吸入摂取に対する線量換算係数、Sv/Bq

BR_{gas} : 気体の影響を受ける領域内での人間の呼吸率、 m^3/h

O_{gas} : 個人の当該領域内滞留時間、h/y

C_{gas} : 当該領域中の放射性核種濃度、Bq/ m^3

唯一重要なのは、地圏からの気相放出に直接繋がっている建築物中の気体であろう。こうした放出は考え難い(unlikely)ものであることから、放出点近傍でのこの経路による集団線量を計算するのは適切とは思われない。

放出が生じた場合、ある種の長半減期及び揮発性の放射性核種、特に I-129 及び C-14 は地球規模に拡散し始めるであろう。この場合、大気を介した移行が重要な拡散メカニズムとなるが、集団の被ばくは体内への摂取量によって支配される。これについては、昨年度報告書で触れたように、地球規模の循環及び集団線量の計算を行う別個のモデルを用いることができる。

参 考 文 献

- [1] ICRP (1983). Radionuclide Transformations Energy and Intensity of Emissions. International Commission Radiological Protection, ICRP Publication 38. Pergamon Press, Oxford.
- [2] NEA/OECD (1993). PSACON Level 1B Intercomparison. NEA Probabilistic System Assessment Group, Nuclear Energy Agency of Organisation for Economic Cooperation and Development, Paris.
- [3] Williams M J and Woods J A (1994). Technical Description of SPADE Solver for Differential and Algebraic Equations. Intera Report IM3246-5, Version 1.

4. 関連するデータの収集

4.1 概要

本章は高レベル放射性廃棄物（HLW）処分の性能評価に資することを目的として、代表的生物圏に係るパラメータの調査及び検討を行ったものである。

平成4年度報告書では、基準の策定、生物圏のモデル化に係るタイムスケール及び処分システムの各コンポーネントと生物圏との相互作用といった諸問題を考慮に入れたモデル化アプローチを提言した。特に、生物圏において将来的に考えられる変化及び我が国に適した代表的生物圏概念モデルの構築について考察した。その結果、生物圏に関し長期間に亘る詳細モデルを構築したとしても、それには大きな不確実さが伴うことから、生物圏の予測計算を行うというよりはむしろ広範囲の例証的な計算を可能とする力強くかつフレキシブルなアプローチを開発するのが最適との結論に達し、そのための手段をして代表的生物圏アプローチを用いることを提言した。

このアプローチでは、考えられる一連の生物圏状態の識別が必要となる。放射性核種の移行、蓄積及びそれによる被ばく線量のモデル化といった観点から言えば、生物圏の各状態の記述は代表的生物圏と呼ぶことができ、設定した個々の生物圏状態に対して例証的計算を行うことができる。代表的生物圏の識別は、生物圏の変化に関し、考えられるあらゆる自然変化及び人為変化を考慮するのを避けることが目的ではなく、解析を単純化し、結果を明確なものとするにより各種代替処分概念の性能比較の一助とすることが目的である。

個々の代表的生物圏について、以下の諸点を考慮する必要がある。

- ①気候状態及び人間活動
- ②地圏からの放出特性と生物圏受容体
- ③生物圏の各コンパートメント及び放射性核種の移行・蓄積プロセス
- ④被ばく経路
- ⑤生物圏評価における最終評価項目

個々のデータの最初の収集・整備は昨年度行った。本年度は、追加又は最新の文献情報に基づき当該データのレビューを行い、必要に応じデータを改訂した。

なお、データの改訂部分にはアンダーラインを付し、変更箇所を明確にした。

4.2 気候条件と人間活動

平成4年度報告書では、生物圏における自然及び人為変化の主要な役割、特に気候及び人間活動並びに両者の相関関係の果たす役割について論じた。そこでは、reference biosphere 開発の出発点として、4種類の気候状態及び3種類の人間活動レベルを設定すべきことを提案した。その概要を以下に示す。

4.2.1 気候条件

設定した気候状態は次の4種類である。

①温暖気候

現在の我が国の南部地方と同様な気候で、自然農耕が可能。（年間降水量1500～2000mmで毎月降水がある。最も寒い月の平均気温は -3°C 以上、最も暖かい月の平均気温は 22°C 以上であり、亜熱帯常緑広葉樹林帯）

②寒帯気候

現在の我が国の北部地方と同様な気候で、自然農耕が可能。（年間降水量1000～1500mmで毎月降水がある。最も寒い月の平均気温は -3°C 以下、最も暖かい月の平均気温は 10°C ～ 22°C であり、常緑針葉樹及び落葉樹林帯）

③ツンドラ気候（近氷河気候）

年間降水量750mm以下で毎月降水がある。最も暖かい月の平均気温は 10°C 以下。植生はスゲ、低灌木に限られ、永久凍土及び融雪水が重要となる。

④氷河気候

年間降水量750mm以下、平均気温 0°C 以下。氷床に覆われ、植生はほとんどなし。

これらの気候は第四紀の氷河サイクルを通じて我が国が過去200万年に亘って経験してきた状態であり、氷河サイクルは少なくとも更に数百万年は継続すると考えられることから、HLW処分の長期的影響の評価を行う際には考慮に入れなければならない。

これらの気候状態での進化（変化）プロセスについても考慮すべきことを忘れて

はならない（例えば、隆起及びそれに伴う削剥などの地質学的プロセスの影響など）。しかしながら、現在からはるか遠い未来に亘って、これらの気候状態での生物圏の進化（変化）を経時的に予測又は評価することはせず、まず最初に、各気候状態での放射性核種の移行、蓄積、摂取を考慮した例証的計算を行うべきである。次いで、もし必要なら、ある気候状態から別の気候状態へとシステムが変化した場合の影響について検討することも可能である（例えばGoodess and Palutikof[1994]を参照のこと）。例えば、ある種の気候変化シーケンスは生物圏内の特定部分に蓄積している放射性核種を短期間で再移動させ、それによって更に高い被ばく線量をもたらす可能性もある。

4.2.2 人間活動

平成4年度報告書でも述べたように、人間活動のトレンド、特にHLW処分の評価に係るタイムスケールに亘るトレンドを効果的に予測することは困難である。それゆえ、reference biosphere アプローチにおいては、将来のサイト近傍での人間活動の度合を例証的に表現するため、次の3種類の活動状態について検討すべきである。

- ①現状レベル；現状と同レベルの人間活動
- ②低活動レベル；現状より低レベルの人間活動
- ③高活動レベル；現状より高レベルの人間活動

これら3状態は、例えば資源開発の高度化、極端な例では技術知識の喪失といった種々の要因による人間活動レベルの変化を反映するために用いることができる。

現在の我が国における土地利用のレベルは、全体としてかなり高いと言えるであろうが、放射性核種濃度が生物圏内のどの領域で最も高くなるかという点に限って言えば、最も重要な領域はサイト近傍であり、近代的住宅を含む典型的な農地ということになる。一方、より高いレベルの土地利用とは、非常に高度な農耕方法あるいは人口密度の高い大都市を意味するものとする。逆に、より低いレベルの土地利用とは、食糧や水の大部分を自給する低人口の小規模農業を意味するものとする。Watkins et al[1994]は英国農業・漁業・食物省(MAFF)のために、この種の

情報収集を行っている。いずれのケースにおいても、仮想的な決定集団について、習慣の相違を考慮に入れることができる。

上述した気候状態と人間活動状態を組合せることが可能である（表4.2 —1）。即ち、氷河期を除く全ての気候状態に対して、3種類の人間活動を組合せることができる。氷河期には、生物圏への放射性核種放出の可能性のある地点は全て氷河で覆われ、かつ氷河の上ではあらゆる人間活動は行われないと仮定する。

4.3 核種放出の生ずる媒体と生物圏受容体

一昨年度報告書では、地圏からの種々の放出媒体（地下水、気体及び固体）及び生物圏受容体（井戸、地表水（注1）、土壌及び大気）を明らかにした。地圏からの放出特性は応々にして生物圏受容体の重要度を決定付けることになる。例えば、気体放出にとっては大気が重要となり、固体放出にとっては土壌が重要となり得る。放出媒体と生物圏受容体の関連性を表4.3 —1 に示す。地表水への放出の場合には、水コンパートメントに直接放出されるか、あるいは堆積層コンパートメントを介して水コンパートメントに放出されると仮定する。どのような放出ルートを経るかは、想定される地下水の流れの特性及びファーフールド地圏移行モデルの終末点での生物圏システムの特性に依存する。

代表的生物圏での放出媒体及び生物圏受容体の設定のために必要となるデータを表4.3 —2 及び表4.3 —3 に示す。以下、これらデータについて述べる。

（注1）地表水は更に、河川水、湖沼水、河口水及び沿岸海水に分けることができる。陸地処分の場合、大陸棚以遠の深海中への放出はほとんど考えられない。

4.3.1 放出媒体

地下水、気体及び固体の3種類の放出媒体について、以下のデータが必要である。

①地圏から生物圏への放射性核種の放出量又は放出率（Bq又はBq/y）

②放出の生ずる面積（ m^2 ）

放出モードとして、瞬時放出（Bq）、時間依存の放出率での放出（Bq/y）及び

表4.2 —1 気候状態と人間活動状態の可能な組合せ

気 候 状 態	人 間 活 動		
	現状レベル	低活動レベル	高活動レベル
温暖気候	✓	✓	✓
寒帯気候	✓	✓	✓
ツンドラ気候	✓	✓	✓
氷河気候	X	X	X

表4.3 —1 放出媒体と生物圏受容体の可能な組合せ

生 物 圏 受 容 体	放 出 媒 体		
	地下水	気 体	固 体(2)
井戸水	✓	X	X
地表水(1)			
—淡水	✓	X	✓
—塩水	✓	X	✓
土壌	✓	✓	✓
大気	X	✓	✓

(注釈)

1. 関連する堆積物を含む。
2. 人間侵入又は表面浸食による放出。

表4.3 -2 放出媒体データ

放出媒体	必要データ	単位	データソース
地下水	放出量（瞬時） 放出率（時間依存／一定） 放出面積	Bq $Bq\ y^{-1}$ m^2	サイト固有地下水モデル／ スコーピング計算／ユニット 放出仮定
気体	放出量（瞬時） 放出率（時間依存／一定） 放出面積(1)	Bq $Bq\ y^{-1}$ m^2	サイト固有気体モデル／ スコーピング計算／ユニット放出 仮定
土壌	放出量（瞬時） 放出率（時間依存／一定） 放出面積(2)	Bq $Bq\ y^{-1}$ m^2	サイト固有人間侵入モデル／ サイト固有環境変化モデル／ スコーピング計算／ユニット放出 仮定

(注釈)

1. 建築物中への亀裂輸送の場合は不要。
2. 下記2種類の面積が考えられる。
 - ・人間侵入によって掘削された汚染物質の堆積面積
 - ・地圏の汚染物質の浸食により影響を受ける面積

表4.3 -3 生物圏受容体データ

生物圏受容体	必要データ	単位	データソース
井戸水	容積	m^3	サイト固有／一般
地表水(1)	深さ	m	} サイト固有／一般
	面積	m^2	
	容積	m^3	
	多孔度(2)	—	
	多孔度(帯水時)(2)	—	
	浮遊堆積物濃度(3)	$kg\ m^{-3}$	
土壌	深さ	m	} サイト固有／一般
	面積	m^2	
	容積	m^3	
	多孔度	—	
	多孔度(帯水時)	—	
大気(4)	面積	m^2	} サイト固有／一般
	容積	m^3	

(注釈)

1. 氷河を表現するために用いることも可能(3.2 節参照)。
2. 堆積層コンパートメントのみ。
3. 水コンパートメントのみ。
4. 建築物によって表現。

放出率一定の放出 (Bq/y) が考えられる。後者の2つのモードの場合、放射性核種の放出率は、地圏から生物圏への放出媒体中の放射性核種濃度 (Bq/m^3 又は Bq/kg) に媒体の吐出率 (m^3/y 又は kg/y) を乗ずることによって求めることができる。

放出量又は放出率、並びに放出面積に係るデータは以下に示すような幾つかの情報源から算出することができる。

- ①処分サイトを表わすコンピュータモデルを構築し、生物圏への地下水、気体及び／又は固体物質放出のシミュレーションを行うことができる。この種のモデルは明らかにサイト特有のものとなり、廃棄物特性及びサイト特性の詳細理解が必要となるが、生物圏への物質放出に関する時間依存の詳細な結果を得ることが可能となる。
- ②放出量(率)及び放出面積の算出のためにスコーピング計算を行うこともできる。但し、この種の計算では、時間依存の放出率ではなく最大放出率に係るデータのみ得られることが多い。スコーピング計算は、廃棄物特性及びサイト特性に関する詳細情報が明らかでない場合、あるいは放出媒体及び生物圏受容体の相対的重要度把握のための初期計算が必要な場合に効果的かもしれない。
- ③生物圏への物質のユニット放出を仮定することもできる。この種の放出は瞬時放出(例えば、ある種の人間侵入のケース)あるいは一定放出率での放出(例えば、地下水又は気体放出のケース)として取扱うことができる。こうしたアプローチは、地圏放出モデルの結果が限られている場合、あるいは生物圏内での放射性核種移行の研究及び理解のみを目的とする場合に有用である。ユニット放出の生ずる面積はモデル設定者が与えることになる。放出特性を考慮して適切な面積を選択する必要がある。

気候及び人間活動の影響

気候状態及び人間活動状態の全てに対して、3種類の媒体(地下水、気体及び固体)を介した放射性物質放出を想定することが可能である。気候及び人間活動は放出規模に対して著しい影響を及ぼし得るものである。特に、生物圏への放射性核種フラックスに対する気候の影響は大きく、例えば、ツンドラ気候では氷床の存在等によって放出率及び放出面積が限定されることが考えられる。同様に、人間活動の

レベルが高まると、地下水の汲み上げ量が増すため、放射性核種フラックスも増加する可能性がある。

4.3.2 生物圏受容体

必要なデータを以下に示す。

- ①生物圏受容体コンパートメントの寸法（深さ（m）、面積（ m^2 ）及び／又は容積（ m^3 ））
- ②コンパートメントの多孔度（無次元）（トータル及び帯水時）又は堆積物濃度（ kg/m^3 ）

これらのデータはサイト個別に求めるのが理想ではあるが、必要なら一般的なデータを用いることもできる。使用するデータの多くは放出媒体、被ばく経路及び決定集団といった代表的生物圏の別の観点で用いられる仮定と整合したものでなければならない。したがって、ここでは、この種の仮定とは独立のパラメータについての一般的な値及び範囲を示すことしかできない。

井戸水については、（浮遊堆積物なしで）多孔度は1であり、面積は重要でないことから、容積のみが必要となる。井戸の容積は、井戸水中の放射性核種の濃度及び滞留時間、井戸への流入（地下水の流入）及び井戸からの流出（飲料水及び灌漑水）に関する仮定と整合するよう設定すべきである。これらのパラメータの選択は井戸水の汲み上げ率に関する仮定と関連している。井戸の容積に関する標準値（best estimate value）及び値の範囲を表4.3 —4 に示す。

地表水及び土壌については、深さ、面積、容積及び多孔度の詳細データが必要となる。従来の研究で用いられた標準値及び値の範囲を表4.3 —4 に示す。寸法データは代表的生物圏に係るその他の仮定（例えば、移行率や決定集団の生活習慣に関する仮定）と整合するように設定するのが重要である。土壌／堆積層の多孔度に最も影響するのは土壌／堆積層のタイプであるが、土地利用などその他の多くの要因にも依存している。[Hall et al, 1977] 一般的な土壌／堆積層に対する標準値及び値の範囲を表5に示す。地表水に関係した水コンパートメントについては、浮遊堆積物の濃度データが必要である。濃度データの値は、集水地質学、気候及び人間活動を含む多くの要因に依存してかなりの範囲に及ぶ。例えば、農業活動のレベルの相違は河川の浮遊堆積の量にかなりの影響を及ぼす [Goudie, 1986]。それゆえ、こ

表4.3—4(1) 生物圈受容体コンパートメントの一般的な寸法、多孔度及び堆積物濃度

コンパートメント	深 さ (m)			面 積 (㎡)			容 積 (㎡)		
	標準値	Ref.	範 囲	Ref.	標準値	Ref.	範 囲	標準値	Ref.
井戸	-(6)	-	-(6)	-	-(6)	-	-(6)	2E+4(8)	-
河川水(5)	1.5E+0	[1]	5E-1 to 5E+0	[2][1][3]	7E+4	[1]	<u>4E+3 to 1E+4</u>	1E+5	[1]
河川堆積層(5)	1.5E-1	[1]	1E-1 to 5E-1	[1][4][5]	7E+4	[1]	4E+3 to 7E+4(1)	1E+4	[1]
湖沼水	5E+0	[6][7][8]	1E+0 to 1E+2	[6][7][8] [9][10]	1E+5	-	7E+4 to 3E+7	5E+5(2)	-
湖沼堆積層	1E-1	[2][8]	5E-2 to 1E+0	[9]	1E+5(1)	-	7E+4 to 3E+7(1)	1E+4(2)	-
河口水	5E+1	-	3E+0 to 1E+1	[5][11]	2E+5(3)	-	2E+4 to 1E+6(3)	1E+6	-
河口堆積層	1E-1	-	5E-2 to 5E-1	-	2E+5(1)	-	2E+4 to 1E+6(1)	2E+4(2)	-
沿岸海域水	1E+1	[2][7]	5E+0 to 2E+1	[2][3]	2E+8	[2]	4E+7 to 1E+9(3)	2E+9	[2]
沿岸海域堆積層	5E-1	[2]	1E-1 to 5E-1	[2]	2E+8(1)	-	4E+7 to 1E+9(1)	<u>1E+8(2)</u>	-
上部土壌層	3E-1	[2][4][8]	1E-1 to 5E-1	[13][14] [2][4]	1E+4(4)	-	1E+3 to 1E+6(4)	3E+3(2)	-
下部土壌層	3E-1	[2][4][8]	2E-1 to 1E+0	[14][2][4]	1E+4(9)	-	1E+3 to 1E+6(9)	3E+3(2)	-
建築物	-(6)	-	-(6)	-	1E+2	[16]	5E+1 to 2E+2	2.5E+2	[16]
</									

表4.3 —4(2) 生物圏受容体コンパートメントの一般的な寸法、多孔度及び堆積物濃度

コンパートメント	トータル多孔度 (—)			帯水時多孔度 (—)			浮遊堆積物濃度 (kg/m ³)		
	標準値	Ref.	範 囲	標準値	Ref.	範 囲	標準値	Ref.	Ref.
井戸	1E+0	—	1E+0	1E+0	—	1E+0	0E+0	—	—
河川水(5)	-(6)	—	-(6)	-(6)	—	-(6)	5E-2	[1][3]	[2][15][19]
河川堆積層(5)	5E-1	—	4E-1 to 9E-1	5E-1(7)	—	4E-1 to 6E-1(7)	-(6)	—	—
湖沼水	-(6)	—	-(6)	-(6)	—	-(6)	1E-2	[10][8]	[10][8]
湖沼堆積層	5E-1	—	4E-1 to 9E-1	5E-1(7)	—	4E-1 to 6E-1(7)	-(6)	—	—
河口水	-(6)	—	-(6)	-(6)	—	-(6)	1.5E-1	[20]	[5][11][20]
河口堆積層	5E-1	—	4E-1 to 6E-1	5E-1(7)	—	4E-1 to 6E-1(7)	-(6)	—	—
沿岸海域水	-(6)	—	-(6)	-(6)	—	-(6)	1E-3	[7]	[3][11]
沿岸海域堆積層	5E-1	—	4E-1 to 6E-1	5E-1(7)	—	4E-1 to 6E-1(7)	-(6)	—	—
上部土壌層	4E-1	[2][4][14]	1E-1 to 7E-1	3E-1	[14]	6E-2 to 4E-1	-(6)	—	—
下部土壌層	4E-1	[4]	1E-1 to 7E-1	3.5E-1	[14]	8E-2 to 4E-1	-(6)	—	—
建築物	-(6)	—	-(6)	-(6)	—	-(6)	-(6)	—	—

(注釈)

1. 各堆積物コンパートメントの面積は関連する水コンパートメントの面積と同一と仮定。
2. 深さに面積を乗じた値。
3. 容積を深さで除した値。
4. 地圏からの放出面積、決定集団に関係する最小面積など多くの要因に依存するため、標準値を求める際には、これらを配慮する必要あり。
表に示す標準値は我が国の農地面積の平均値に基づいたもの。
5. 氷河融解水及び堆積層コンパートメントに対しても同様のデータが適用可能。
6. 当該コンパートメントには不要。
7. 堆積層は水飽和状態にあると仮定。
8. 井戸水の使用率を用い、年間ターンオーバー数を仮定して求めた値。
9. 上部土壌層コンパートメントと同じ値を仮定。

参考文献

- [1] BIOMOVs (1990a). Scenario B7: Transport of Contaminated Groundwater to a River. BIOMOVs Technical Report 10, Swedish Radiation Protection Institute, Stockholm.
- [2] Klos R A, Smith K R and Smith G M (1988). Calculations of the Radiological Impact of Unit Releases of Radionuclides to the Biosphere from Solid Waste Disposal Facilities. National Radiological Protection Board, NRPB-M150, Chilton, UK.
- [3] Lawson G and Smith G M (1985). BIOS: A Model to Predict Radionuclide Transfer and Doses to Man Following Releases from Geological Repositories. National Radiological Protection Board, NRPB-R169, HMSO, London.
- [4] NEA/OECD (1993). PSACoin Level 1B Intercomparison. NEA Probabilistic System Assessment Group, Nuclear Energy Agency of Organisation for Economic Cooperation and Development, Paris.
- [5] Smith G M, Fearn H S, Smith K R, Davis J P and Klos R (1988). Assessment of the Radiological Impact of Disposal of Solid Radioactive Waste at Drigg. National Radiological Protection Board, NRPB-M148, Chilton, UK.
- [6] Bird G A, Stephenson M and Cornett R J (1993). The Surface Water Model for Assessing Canada's Nuclear Fuel Waste Disposal Concept. Waste Management, Vol 13, pp. 153-170.
- [7] Bergström U and Puigdomenech I (1987). Radiological Consequences to Man due to Leakage from a Final Repository for Reactor Waste(SFR). SKB Report SFR87-12.

- [8] Charles D and Smith G M (1991). Project-90 Conversion of Releases from the Geosphere to Estimates of Individual Doses to Man. SKI Technical Report 91:14.
- [9] BIOMOVs (1988). Scenario B3: Release of Ra-226 and Th-230 into a Lake. BIOMOVs Technical Report 1. Swedish Radiation Protection Institute, Stockholm.
- [10] BIOMOVs (1989a). Scenario B5: Ageing of a Lake. BIOMOVs Technical Report 5, Swedish Radiation Protection Institute, Stockholm.
- [11] Camplin W C, Clark M J and Delow C E (1982). The Radiation Exposure of the UK Population from Liquid Effluents Discharged from Civil Nuclear Installations in the UK in 1978. National Radiological Protection Board, NRPB R119, HMSO, London.
- [12] Sumerling T J (1992). Dry Run 3: A Trial Assessment of Underground Disposal of Radioactive Wastes Based on Probabilistic Risk Analysis. Volume 5: Development of Numerical Models. UK Department of the Environment Report DoE/HMIP/RR/92.059.
- [13] BIOMOVs (1989b). Scenario B2: Irrigation with Contaminated Groundwater. BIOMOVs Technical Report 6, Swedish Radiation Protection Institute, Stockholm.
- [14] BIOMOVs (1990b). Scenario B6: Transport of Radionuclides to Root-Zone Soil from Contaminated Groundwater. BIOMOVs Technical Report 9, Swedish Radiation Protection Institute, Stockholm.
- [15] Milliman J D and Meade R H (1983). World-wide Delivery of River Sediment to Oceans. Journal of Geology, Vol 91, pp. 1-21.
- [16] Charles D (1993). Pilot Study of Gas Generation and Migration. HMIP Assessment of Nirex Proposals Performance Assessment Project. UK Department of the Environment Report TR-ZI-14.
- [17] Witherick M E and Carr M (1993). The Changing Face of Japan: A Geographical Perspective. Hodder and Stoughton, UK.
- [18] Mowris R J and Fisk W J (1988). Modelling the Effects of Exhaust Ventilation on Rn-222 Entry Rates and Indoor Radon-222 Concentrations. Health Physics, Vol. 54, No. 5.
- [19] Pitty A F (1971). Introduction to Geomorphology. Methuen, London.
- [20] Ingles C C and Allen F H (1957). The Regimen of the Thames Estuary as Affected by Currents, Salinity and River Flows. Maritime and Waterways Division Meeting, Maritime Paper No. 38.
- [21] Ashton J and Sumerling T J (1988). Biosphere Database for Assessments of Radioactive Waste Disposals. UK Department of the Environment Report DoE/RW/88/083.

- [22] Bergstrom U and Nordiner S (1991). Uncertainties Related to Dose Assessments for High Level Waste Disposal. Nuclear Safety 32(3), pp. 391-402.
- [23] Yu C, Loureiro C, Cheng J-J, Jones L G, Wang Y Y, Chia Y P and Faillace E (1993). Data Collection Handbook to Support Modelling the Impacts of Radioactive Material in Soil. Argonne National Laboratory, Report ANL/EA 15-8.
- [24] BIOMOVs II (1994). Complementary Studies: Case Specification and Questionnaire for Phases 1, 2 and 3. Swedish Radiation Protection Institute, Stockholm, Sweden.

うした要因に対する仮定と整合する値を選択しなければならない。標準値及び値の範囲を表4.3 —4 に示す。加えて、土壌層及び堆積層の組織密度が必要である。標準値は 2650kg/m^3 、範囲は $2200\sim 3200\text{kg/m}^3$ が適当である[Brady, 1974, Strahler and Strahler, 1978]。これらの値は、対象とする環境コンパートメントによって標準値が多少は異なるであろうが、陸上の土壌層にも水中の堆積層にも適用可能である。

大気への気体の放出についても寸法データが必要である。その他の仮定と整合性のあるデータを設定すべきことはこれまで述べたと同様であるが、表4.3 —4 に、関連するパラメータ値の範囲を、また妥当と思われるものについてはその最良値も含めて示した。問題を複雑化する要因としては、建築物床面への気体放出により、粒子状の放射性核種が再浮遊する可能性が挙げられる。

気候及び人間活動の影響

氷河気候を除き、気候状態及び人間活動状態の全てについて、対象とする生物圏受容体への放射性核種の放出を想定することが可能である。氷河気候の場合には、全ての放出可能地点が氷河で覆われると仮定するため、氷河への放出のみが可能となる。しかしながら、氷河は生物圏受容体の1つである“地表水”の特殊ケースと見なすことができる。水コンパートメントは氷河の基底での融解水を、堆積層コンパートメントは氷河堆積物を表わす。

表4.3 —4 に示したコンパートメントの寸法、多孔度及び堆積物濃度のデータは、異なる人間活動状態及び気候状態についても適用可能である。実際、標準値の多くはその妥当性を損なわない。しかしながら、気候状態の相違は土壌コンパートメントの寸法及び地表水コンパートメントの浮遊堆積物濃度に影響を及ぼし得ると考えられる。

気候は陸地の生産性に影響し、寒冷となるほど作物の生産性は低下すると考えられる。従って、同程度の生産性を確保するためには、より広い耕地が必要となる。Little et al[1993]及びWatkins et al[1994] は、同じ人口を賄うためには、寒帯気候では温暖気候の場合の約3倍の耕地面積が必要と考えられると論じている。以上を考慮して、寒帯気候での土壌コンパートメントの面積の標準値は $3\text{E}+4\text{m}^2$ に、容積の標準値は $9\text{E}+3\text{m}^3$ に増加することを提案する。同様にツンドラ気候については、

面積及び容積の標準値はそれぞれ $1\text{E}+5\text{m}^2$ 、 $3\text{E}+4\text{m}^3$ になると仮定する。但し、土壌コンパートメント寸法は農耕可能性のみの関数ではなく、人間の習慣や地圏放出面積といった別の要因も考慮に入れて設定する必要があることから、上述した数値の取扱いには十分注意すべきことを忘れてはならない。

Milliman and Meade [1983] は、氷河気候では融解水によって大量の浸食堆積物が運ばれるため、浮遊堆積物の量は増加すると論じている。氷河の融解水に対する値の年平均値は $1.5\text{kg}/\text{m}^3$ であるが、最大 $38\text{kg}/\text{m}^3$ という値も記録されている

[Sugden and John, 1982]。したがって、氷河気候については、全ての地表水中の浮遊堆積物濃度を表5に示す値の50倍とするよう提案する。

4.4 生物圏の各コンパートメント及び関連する移行・蓄積プロセス

平成4年度報告書で述べた様に、一旦放出媒体及び生物圏受容体を識別したならば、次には下記項目を設定する必要がある。

- ①生物圏内での放射性核種の分散をモデル化するために追加すべきコンパートメント
- ②各コンパートメントでの主要な移行及び蓄積プロセス

4.4.1 生物圏コンパートメント

2章に記載した各コンパートメント(表4.4—1)に対して、次の項目を設定する必要がある。

①容積 (m^3)

②多孔度(トータル及び帯水時)又は浮遊堆積物の濃度 (kg/m^3)

パラメータ値の一般的範囲を、また妥当と思われるものについては、特定コンパートメントに対する標準値を表4.3—4に示す。また、追加コンパートメントに対する一般データを表4.4—2に示す。追加コンパートメントは海洋環境を表わすものであり、集団線量の計算のために必要となる。従って、追加コンパートメントの寸法は集団線量評価時の仮定に整合するように選定する必要がある。

気候及び人間活動の影響

表4.3—4及び表4.4—2に示したコンパートメントの寸法、多孔度及び堆積物濃度の範囲は、異なる人間活動及び気候状態での代表的生物圏に対して有効である。しかしながら、既に述べたように、与えられた範囲の中からパラメータ値を選定する際には、その値が仮定した人間活動及び気候状態に対して適切なものであることを保証する必要がある。

表4.4 -1 代表的生物圏コンパートメント

土壌／堆積層 コンパートメント	地表水 コンパートメント	その他の コンパートメント
・氷河堆積層(1)	・氷河融解水(1)	・井戸水(2)
・河川堆積層	・河川水	・建築物(3)
・湖沼堆積層	・湖沼水	・最終シンク
・河口堆積層	・河口水	
・沿岸海域堆積層	・沿岸海域水	
・近海堆積層(4)	・近海水(4)	
・大陸棚堆積層(4)	・大陸棚海水(4)	
・大洋堆積層(4)	・大洋海水(4)	
・上部土壌層		
・下部土壌層		

(注釈)

1. 氷河気候状態での放出のみに必要。
2. 地下水放出計算のみに必要。
3. 気体放出計算のみに必要。
4. 集団線量計算のみに必要。

表4.4 —2 追加コンパートメントの容積、多孔度及び堆積物濃度

コンパートメント	容 積 (m ³)			トータル多孔度 (—)(1)			浮遊堆積物濃度 (kg/m ³)		
	標準値	Ref.	範 囲	Ref.	標準値	範 囲	Ref.	標準値	Ref.
近海水	1E+13	[1]	3E+11 to 1E+15	[1]	(2)	—	—	1E-3	[1]
近海堆積層	1E+11	—	7.5E+9 to 1.6E+12(3)	—	5E-1(4)	4E-1 to 6E-1(4)	—	(2)	—
大陸棚海水	1E+15	[1]	1E+14 to 1E+16	[1]	(2)	—	—	1E-3	[1]
大陸棚堆積層	3E+12	—	2.5E+12 to 5E+12(3)	—	5E-1(4)	4E-1 to 6E-1(4)	—	(2)	—
大洋海水	1E+18	[1]	—	—	(2)	—	—	1E-4	[1]
大洋堆積層	1.3E+14(3)	—	—	—	5E-1(4)	4E-1 to 6E-1(4)	—	(2)	—
最終シンク	1E+18	—	—	—	(2)	—	—	(2)	—

（注釈）

1. 堆積物コンパートメントについては、堆積層は水飽和状態にあるためトータル多孔度と帯水時多孔度は同一と仮定。
2. 当該コンパートメントには不要。
3. 堆積層の容積は関連する水コンパートメントの面積（文献〔1〕から引用）に堆積層コンパートメントの深さ（0.5mと仮定）を乗じて計算。
4. 沿岸海域堆積層と同一と仮定（表5参照）。

参考文献

- [1] Charles D, Jones M and Cooper J R (1990). Radiological Impact on EC Member States of Routine Discharges into North European Waters. Report of Working Group IV of CEC Project MARINA. National Radiological Protection Board, NRPB M172, Chilton, UK.

4.4.2 移行及び蓄積プロセス

移行・蓄積プロセスの一覧を表4.4 —3 に示す。なお、詳細は平成4年度報告書に記載済である。可能な限りサイト特有のデータを用いるのが望ましいことは既に述べた通りであるが、それがかなわない時のため、特定サイトに依らない評価から得られた一般的な値の範囲を、また適切と思われる場合には標準値も含めて、表4.4 —4 に示す。

核種依存性の無いデータの他に、核種依存性の有るデータも整備する必要がある。これらは以下に示す3カテゴリーに大別される。

①分配係数 K_{ds} (m^3/kg)

溶液中の核種濃度と固体物質中の核種濃度の比を表わすものである。平成3年度報告書で選定された各核種に対する K_{ds} の標準値及び範囲を表4.4 —5 に示す。土壌、淡水堆積物及び海水堆積物の3媒体についてデータが与えられている。データは一般的なタイプの土壌及び堆積物に対するものであり、特定サイト／概念モデルにとって適切な値を選択するよう注意する必要がある。土壌／堆積物中の粘土及び有機物の含有量などにより K_{ds} 値は大きく変化する。異なるタイプの土壌（砂、シルト、粘土、有機土）に対するデータがSheppard and Thibault [1990] により与えられている。

②濃縮係数

分配係数と似ているが、生物体、特に可食生物体中の濃度と土壌や水などの物質中の核種濃度の比を表わすときに用いられる。淡水産物（魚類及び甲殻類）、海産物（魚類、甲殻類、軟体動物及び海藻）及び農作物（根菜、葉菜、穀物、牧草、米及び果実）について、平成3年度報告書で選定された各核種の濃縮係数の標準値及び範囲を表4.4 —6 ～8 に示す。

以上の外に、追加の濃縮係数、即ちシースプレイ（sea-spray）濃縮係数を考慮する必要がある。沿岸海域に発生するシースプレイによって、かなりの量の放射性核種が陸上に輸送される可能性のあることが示されている（Eakins et al, 1982）。スプレイのうちのかかなりの割合は発生源から短い距離（約500m）しか移動しない。これにより輸送される放射性物質量を評価するためには、発生するスプレイの体積（表4.4 —4）シースプレイ中の放射性核種濃度の見積が必要となる。Pu等の核種

表4.4 —3 コンパートメント間の移行プロセス

液 相	固 相	気 相
・ 灌漑 ・ 再チャージ ・ 地下水流 ・ 融解水流 ・ 河川水流 ・ 潮流 ・ 海洋拡散	・ 生物擾乱 ・ 浸食 ・ 洪水 ・ 浚渫／人的擾乱 ・ 蛇行 ・ 再浮遊 ・ 正味／グロスの沈澱（堆積） ・ bed loadの輸送 ・ 湖沼／海面水位の変化	・ 気体流 ・ 海洋エアロゾル ・ 建築物から外部大気への気体のロス

表4.4 ー4(1)コンパートメント間の移行プロセスに係る
パラメータの標準値及び範囲

移行プロセス	単 位	標準値	Ref.	範 囲	Ref.
<u>液相の移行</u>					
灌漑	m y^{-1}	1.0E+0	[1]	7.0E-1 to 1.8E+0	[1]
全揚水（あるゆる目的での）	$\text{m}^3 \text{ y}^{-1}$	1.1E+4(1)	-	8.3E+3 to 1.9E+4(2)	-
再チャージ	m y^{-1}	7E-1(3)	-	4.5E-1 to 1.0E+0(4)	-
地下水流(5)	$\text{m}^3 \text{ y}^{-1}$	- (5)	-	- (5)	-
地下水から土壌への移行割合	-	- (5)	-	0.0E+0 to 1.0E+0	-
河川流	$\text{m}^3 \text{ y}^{-1}$	2E+8	[2]	3E+5 to 3E+10	[3]
融解水流(6)	$\text{m}^3 \text{ y}^{-1}$	2E+8	-	3E+5 to 3E+10	-
湖沼流	$\text{m}^3 \text{ y}^{-1}$	6.7E+5(7)	-	3.2E+5 to 3.2E+9	[2]
潮流(8)	$\text{m}^3 \text{ y}^{-1}$	7.3E+8	-	1.5E+8 to 7.3E+9	-
沿岸から近海への流れ	$\text{m}^3 \text{ y}^{-1}$	4E+10	[4]	4E+9 to 2E+11(9)	-
近海から大陸棚への流れ(10)	$\text{m}^3 \text{ y}^{-1}$	1E+13	-	1E+12 to 1E+14	-
大陸棚から大洋への流れ(11)	$\text{m}^3 \text{ y}^{-1}$	1E+15	-	-	-

表4.4 -4(2)コンパートメント間の移行プロセスに係る
パラメータの標準値及び範囲

移行プロセス	単 位	標準値	Ref.	範 囲	Ref.
<u>固相の移行</u>					
土壌の生物擾乱	$\text{m}^2 \text{ y}^{-1}$	5E-3	-	<u>3E-6 to 1E-2</u>	[5][21]
土壌の浸食	m y^{-1}	4.4E-4	[6]	6.4E-6 to 7.6E-4	[7][5][6]
河川の洪水／浚渫／蛇行	m y^{-1}	3.5E-3	-	7.5E-4 to 7.5E-3(12)	[8][9]
湖沼／河口の洪水	m y^{-1}	2.5E-3	-	5E-4 to 5E-3(12)	[8]
沿岸海域の洪水	m y^{-1}	1.5E-2	-	2.5E-3 to 2.5E-2(12)	[8]
河川／湖沼堆積物の再浮遊	$\text{m}^2 \text{ y}^{-1}$	3.2E-5	[8][5]	3.2E-6 to 3.2E-4(13)	-
河口／沿岸海域／近海堆積物の再浮遊	$\text{m}^2 \text{ y}^{-1}$	3.2E-5	[8]	3.2E-6 to 3.2E-4(13)	-
大陸棚／大洋堆積物の再浮遊	$\text{m}^2 \text{ y}^{-1}$	3.2E-8	[8]	3.2E-9 to 3.2E-7(13)	-
河川での沈澱（グロス）	m y^{-1}	1.6E-5	[10]	1.6E-6 to 1.6E-4(13)	-
湖沼での沈澱（グロス）	m y^{-1}	1.6E-3	[11]	2.3E-4 to 1.0E-2	[12][13]
河口での沈澱（グロス）	m y^{-1}	1E-3	-	1E-4 to 1E-2	[14][10]
沿岸海域での沈澱（グロス）	m y^{-1}	7.5E-5	[12]	3.8E-6 to 3.7E-4	[4]
近海／大陸棚／大洋での沈澱	m y^{-1}	1E-4	-	7.5E-6 to 3.7E-3	[4]
bed load(14)	kg y^{-1}	8.1E+5	-	5.3E+5 to 1.1E+6	-

表4.4 ー4(3)コンパートメント間の移行プロセスに係る
パラメータの標準値及び範囲

移行プロセス	単 位	標準値	Ref.	範 囲	Ref.
<u>気体の移行</u>					
気体流(15)	$\text{m}^3 \text{ y}^{-1}$	-	-	-	-
気体のロス(16)	$\text{m}^3 \text{ y}^{-1}$	7.7E+5	[15]	5.5E+5 to 2.2E+6	[16][17]
海洋エアロゾルの陸地への移行(17)	$\text{m}^3 \text{ y}^{-1}$	2E+4	[3]	2E+2 to 2E+5	[3]

(注釈)

1. 10人の決定集団（農夫及び家族）が自家用に1人当たり $130\text{m}^3/\text{y}$ ^[18]、灌漑用に $10,000\text{m}^3/\text{y}$ （灌漑率（ $1.0\text{m}/\text{y}$ ）×土壌面積（ $10,000\text{m}^2$ ））消費するとの前提。
2. 注1と同様。但し、灌漑量の範囲は $7,000\text{m}^3/\text{y}$ ～ $18,000\text{m}^3/\text{y}$ 。
3. 全降水量（ 1750mm ）の40%が再チャージされると仮定。
4. 現在の降水量範囲（ $1500\sim 2000\text{mm}$ ）の30～50%が再チャージされると仮定。
5. 地下水モデル／スコーピング計算から求める必要あり。
6. 河川水流量と同じ値を仮定。文献[19]では、融解水量の例として $3\text{E}+6\sim 2\text{E}+9\text{m}^3/\text{y}$ としている。
7. コンパートメントのターンオーバー数を年1.3回と仮定し、表5に示す容積を用いて計算。
8. コンパートメントのターンオーバー数を1日2回と仮定^[1]し、表5に示す容積を用いて計算。
9. コンパートメントのターンオーバー数を年20回と仮定^[1]し、表5に示す容積を用いて計算。
10. コンパートメントのターンオーバー数を100年に1回と仮定^[1]し、表5に示す容積を用いて計算。
11. コンパートメントのターンオーバー数を1000年に1回と仮定^[1]し、表5に示す容積を用いて計算。
12. 移行率を $5\text{E}-3\sim 5\text{E}-2/\text{y}$ ^[18]と仮定し、表5に示す容積を用いて計算。
13. データが無い場合、標準値の上下1オーダーの範囲と仮定。
14. 文献[20]によれば、河川のbed loadは通常、全堆積物量の5～10%である。
15. 気体モデル／スコーピング計算から求める必要あり。
16. 建築物容積の標準値（表5）に、文献に示されている換気率を乗じて求めた値。
17. 沿岸海水コンパートメント容積の標準値（ $2\text{E}+9\text{m}^3$ ）に沿岸地帯への水の輸送割合（文献[3]より引用。標準値 $1\text{E}-5$ 、範囲 $1\text{E}-7\sim 1\text{E}-4$ ）を乗じて算出。

参考文献

- [1] Takase H (1992). Personal Communication listing the Parameter Values for the PAR 1 Biosphere Assessment.
- [2] Kumagai T (1993). Personal Communication to R H Little.
- [3] Lawson G and Smith G M (1985). BIOS: A Model to Predict Radionuclide Transfer and Doses to Man Following Releases from Geological Repositories. National Radiological Protection Board, NRPB-R169, HMSO, London.
- [4] Charles D, Jones M and Cooper J R (1990). Radiological Impact on EC Member States of Routine Discharges into North European Waters. Report of Working Group IV of CEC Project MARINA, National Radiological Protection Board, NRPB M172, Chilton, UK.
- [5] NEA/OECD (1993). PSACON Level 1B Intercomparison. NEA Probabilistic System Assessment Group, Nuclear Energy Agency of Organisation for Economic Cooperation and Development, Paris.
- [6] Jones C H (1987). Data for Alternative Biosphere States Fisheries and Soil Erosion. ANS Technical Note 595-27.
- [7] Holmes A (1978). Principles of Physical Geology. 3rd Edition, Thomas Nelson. and Sons, UK.
- [8] Klos R A, Smith K R and Smith G M (1988). Calculations of the Radiological Impact of Unit Releases of Radionuclides to the Biosphere from Solid Waste Disposal Facilities. National Radiological Protection Board, NRPB-M150, Chilton, UK.
- [9] BIOMOVs (1990). Scenario B7: Transport of Contaminated Groundwater to a River. BIOMOVs Technical Report 10, Swedish Radiation Protection Institute, Stockholm.
- [10] Ashton J and Little R H (1991). Radiological Assessment of Disposals at Drigg: Description of the Local Environment and Approach to Modelling the Biosphere. ANS Report 2115-3.
- [11] BIOMOVs (1989a). Scenario B5: Ageing of a Lake. BIOMOVs Technical Report 5, Swedish Radiation Protection Institute, Stockholm.
- [12] Bergström U and Puigdomenech I (1987). Radiological Consequences to Man due to Leakage from a Final Repository for Reactor Waste (SFR). SKB Report SFR 87-12.
- [13] BIOMOVs (1989b). Scenario B2: Irrigation with Contaminated Groundwater. BIOMOVs Technical Report 6, Swedish Radiation Protection Institute, Stockholm.
- [14] Smith G M, Fearn H S, Smith K R, Davis J P and Klos R (1988). Assessment of the Radiological Impact of Disposal of Solid Radioactive Waste at Drigg. National Radiological Protection Board, NRPB-M148, Chilton, UK.

- [15] Amiro B D and Davis P D (1991). A Pathways Model to Assess Transport of Radionuclides from Terrestrial and Aquatic Surfaces to the Atmosphere. Waste Management, Vol 11, pp 41-57.
- [16] Mowris R J and Fisk W J (1988). Modelling the Effects of Exhaust Ventilation on Rn-222 Entry Rates and Indoor Radon-222 Concentrations. Health Physics, Vol. 54, No. 5.
- [17] Grogan H A, Worgan K J, Smith G M and Hodgkinson D P (1992). Post-disposal Implications of Gas Generated from a Repository for Low and Intermediate Level Wastes. NAGRA Technical Report NTB 92-07.
- [18] OECD (1991). Environmental Data: Compendium 1991. OECD, Paris.
- [19] Sugden D E and John B S (1982). Glaciers and Landscape: A Geomorphological Approach. Edward Arnold, UK.
- [20] Rice R J (1977). Fundamentals of Geomorphology. Longman, London.
- [21] Bergstrom U and Nodliner S (1991). Uncertainties Related to Dose Assessments for High Level Waste Disposal. Nuclear Safety 32(3), pp.391-402.

表4.4—5(1) 生物圏における核種の分配係数 (m^3/kg)

元素	砂質土壤層			淡水堆積層		
	標準值	Ref.	範圍	Ref.	標準值	範圍
Se	<u>1.5E-1</u>	<u>[14][15]</u>	3E-4 to 3E+0	[2][6][12][13]	1E-2	4E-3 to 5E+0
Tc	<u>1.4E-4</u>	<u>[14]</u>	0E+0 to 4E-1	<u>[7][12][4][13][15][16]</u>	1E-1	0E+0 to 2E-1
Pd	<u>5.5E-2</u>	<u>[14][15]</u>	0E+0 to 1E+0(1)	<u>[4][7][12]</u>	2E+0	4E-3 to 1E+1(8)
Sn	<u>1.3E-1</u>	<u>[14][15]</u>	1E-1 to 1E+3	<u>[12][16]</u>	1E+1	5E-3 to 5E+1
Cs	<u>2.7E-1</u>	<u>[14][15]</u>	2E-3 to 5E+1	<u>[1][4][12][13][14][16]</u>	2E+0	1E+0 to 3E+1
Pb	<u>2.7E-1</u>	<u>[14][15]</u>	3E-3 to 6E+1	<u>[4][12][14][16]</u>	1E+1	1E-2 to 1E+1
Po	<u>1.5E-1</u>	<u>[14][15]</u>	6E-3 to 7E+0	<u>[12][14][16]</u>	1E+1(3)	1E-2 to 1E+1(3)
Ra	<u>4.9E-1</u>	<u>[14][15]</u>	7E-3 to 1E+3	<u>[2][4][16]</u>	1E+0	5E-1 to 3E+1
Ac	<u>4.5E-1</u>	<u>[14][15]</u>	8E-1 to 1E+1	<u>[3][6][16]</u>	1E+2(4)	1E-2 to 1E+3(4)
Th	<u>3.0E+0</u>	<u>[14][15]</u>	8E-3 to 5E+3	<u>[12][6][14]</u>	5E+3	7E-1 to 5E+3
Pa	<u>5.4E-1</u>	<u>[14][15]</u>	6E-1 to 6E+0	<u>[4][7][16]</u>	5E+3	1E+0 to 5E+3
U	<u>3.3E-2</u>	<u>[14][15]</u>	5E-5 to 2E+1(2)	<u>[12][4][14][16]</u>	5E-2	5E-2 to 3E+0
Np	<u>4.1E-3</u>	<u>[14]</u>	1E-4 to 3E+0	<u>[12][4][14][15][16]</u>	5E-1	1E-2 to 5E+1(2)
Pu	<u>5.4E-1</u>	<u>[14][15]</u>	1E-2 to 3E+2	<u>[4][13][14][16]</u>	1E+2	1E-2 to 1E+2
Am	<u>2.0E+0</u>	<u>[14][15]</u>	1E-3 to 1E+3	<u>[4][13][16]</u>	1E+2	1E-2 to 1E+3

表4.4 —5(2) 生物圏における核種の分配係数 (m³/kg)

元素	沿岸海域堆積層				大洋堆積層			
	標準値	Ref.	範 囲	Ref.	標準値	Ref.	範 囲	Ref.
Se	1E+0	[5]	0E+0 to 1E+1	[10]	1E+0	[5]	1E-1 to 1E+1	[5]
Tc	1E-1	[5]	1E-2 to 1E+1(2)	[5][9]	1E-1	[5]	1E-2 to 1E+0	[5]
Pd	5E+1	[5]	1E+1 to 5E+2(9)	—	5E+0	[5]	1E+0 to 2E+3	[5]
Sn	1E+1	[6]	2E-2 to 2E+2	[5][11]	5E+1	[5]	5E+0 to 5E+2	[5]
Cs	3E+0	[5]	1E-1 to 2E+1	[5]	2E+0	[5]	5E-1 to 2E+1	[5]
Pb	2E+2	[5]	1E+1 to 1E+4	[10]	1E+4	[5]	1E+1 to 2E+4	[5]
Po	2E+2(3)	—	1E+1 to 1E+4(3)	—	2E+4	[5]	1E+2 to 5E+4	[5]
Ra	5E+0	[5]	5E-1 to 5E+2	[5][10]	3E+1	[5]	5E-1 to 5E+2	[5]
Ac	2E+3(5)	—	1E+1 to 1E+4	[10]	2E+3	[5]	2E+2 to 2E+4	[5]
Th	5E+3	[9][6]	1E+2 to 1E+4	[10][5]	5E+3	[5]	5E+2 to 1E+5	[5]
Pa	5E+3	[9][6]	1E+2 to 1E+4	[10][9]	5E+3	[5]	1E+2 to 5E+4	[5]
U	5E-1	[9][6]	1E-1 to 5E+0(2)	[10][5]	5E-1	[5]	1E-1 to 1E+0	[5]
Np	2E+0	[10]	2E-1 to 5E+1(2)	[5][9]	1E+0	[5]	1E-1 to 7E+1	[5]
Pu	2E+3(7)	—	1E+1 to 2E+4	[10][5]	1E+2	[5]	1E+1 to 1E+3	[5]
Am	2E+3	[5]	1E+2 to 2E+4	[10]	2E+3	[5]	1E+2 to 2E+4	[5]

(注釈)

1. 文献[14]には範囲が示されていないため、範囲データは土壌に対するAgのデータを文献 [12]、[7] 及び [4] より引用。
2. Kdが高いのは、恐らく還元条件を反映したもの。
3. 類似物であるPbデータを使用。
4. 類似物であるAmデータを使用。
5. 類似物であるAmデータを使用。
6. 類似物であるThデータを使用。
7. Kdの推奨値は、他のアクチナイドと整合を取るため、文献 [12] に記載の範囲 (3.3E-2~6.9E+0m³/kg) の上限値に近い値とした。
8. 選定値は、他のアクチナイドと整合を取るため、文献 [10] に記載の範囲 (1E+1~1E+3m³/kg) の上限値に近い値とした。
9. 類似物であるNiデータを使用。Niデータは、淡水については文献 [4]、沿岸海水については文献 [5] 及び [10] より引用。

参考文献

- [1] R A Klos, K R Smith and G M Smith, 1988. Calculations of the radiological impact of unit releases of radionuclides to the biosphere from solid waste disposal facilities. U.K. National Radiological Protection Board, NRPB-M150, Chilton, UK.
- [2] T L Gilbert, C Yu, Y C Yuan, A J Zielen, M J Jusko and A Wallo III, 1989. A Manual for implementing residual radioactive material guidelines. Argonne National Laboratory Report ANL/ES-160.
- [3] J Ashton, and T J Sumerling, 1988. Biosphere database for assessments of radioactive waste disposals (edition 1) UK DoE Report DOE/RW/88.083, Department of the Environment, London, U.K.
- [4] G M Smith, H S Fearn, K R Smith, J P Davis and R Klos, 1988. Assessment of the radiological impact of disposal of solid radioactive waste at Drigg. U.K. National Radiological Protection Board, NRPB-M148, Chilton, UK.
- [5] IAEA, 1985. Sediment K_d 's and concentration factors for radionuclides in the marine environment. IAEA Tech. Rep. Series No.247. IAEA, Vienna.
- [6] P Kane, 1984. ECOS: sorption, dose, consumption and miscellaneous data. U.K. Department of Environment Report DoE/RW/84.124.
- [7] A V Pinner, C R Hemming and M D Hill, 1984. An assessment of the radiological protection aspects of shallow land burial of radioactive waste. U.K. National Radiological Protection Board, NRPB-M161, Chilton, UK.
- [8] T Vieno and V Suolalanen, 1991. Biosphere analysis for the VLJ repository (in Finnish). Nuclear Waste Commission of Finnish Power Companies. Report YJT-91-11, Helsinki, Finland.
- [9] E Peltonen, 1985. Safety analysis of disposal of spent nuclear fuel-normal and disturbed evolution scenarios. Nuclear Waste Commission of Finnish Power Companies. Report YJT-85-22, Helsinki, Finland.
- [10] J J W Higgs, 1988. Radionuclide interactions with marine sediments. Nirex Safety Studies Series Report NSS/R142.
- [11] Coughtrey P J, Jackson D and Thorne M C (1983-85). Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems: A compendium of data. Vols. 1-6. A A Balkema, Rotterdam.
- [12] M I Sheppard, D I Beals, D H Thibault and P O'Connor, 1984. Soil nuclide distribution coefficients and their statistical distributions. Atomic Energy of Canada Limited Report AECL-8364.
- [13] C F Baes III and R D Sharp, 1981. Predicting radionuclide leaching from root zone soil for assessment applications. Oak Ridge National Laboratory Report CONF-810606-44.
- [14] IAEA/IUR (1994). Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments. Technical Reports Series No 364. IAEA, Vienna.

- [15] Yu C, Loureiro C, Cheng J-J, Jones L G, Wang Y Y, Chia Y P and Faillace E (1993). Data Collection Handbook to Support Modelling the Impacts of Radioactive Material in Soil. Argonne National Laboratory Report ANL/EAIS-8.
- [16] BIOMOVs II (1994). Complementary Studies: Case Specification and Questionnaire for Phases 1, 2 and 3. Swedish Radiation Protection Institute, Stockholm, Sweden.

表4.4 —6 淡水産物への濃縮率 (1/kg)

元素	淡 水 魚				甲 殻 類			
	標準値	Ref.	範 囲	Ref.	標準値	Ref.	範 囲	Ref.
Se	2E+2	[5]	3E+1 to 3E+2	[5][11]	2E+3	[2]	1E+2 to 1E+4	[2]
Tc	2E+1(1)	—	2E+1 to 8E+1	[5][9][11]	5E+0(2)	—	5E-1 to 1E+2(3)	—
Pd	2E+1(7)	—	2E+0 to 2E+2(3)	—	5E+2(7)	—	5E+1 to 5E+3(3)	—
Sn	1E+3	[1][6]	1E+2 to 1E+4	[5][9][11]	1E+3(4)	—	1E+2 to 1E+4(4)	—
Cs	2E+3(1)	—	3E+1 to 1E+4	[5][9][10][11]	1E+3(2)	—	5E+1 to 1E+4(4)	—
Pb	3E+2	[5][9]	1E+2 to 3E+2	[5][9][11]	1E+2	[4]	1E+1 to 1E+3(1)	—
Po	5E+1	[5][9]	1E+1 to 5E+2	[5][9][11]	2E+4	[4]	2E+3 to 2E+5(1)	—
Ra	5E+1	[5][9]	1E+1 to 2E+2	[5][9][11]	3E+2	[4]	3E+1 to 3E+3(1)	—
Ac	8E+2(8)	—	5E+2 to 1E+3(6)	—	3E+3(8)	—	3E+2 to 3E+4(1)	—
Th	3E+1	[5]	3E+1 to 1E+4	[5][9][11]	5E+2	[4]	5E+1 to 5E+3(1)	—
Pa	1E+1	[5]	2E+0 to 1E+2	[5]	1E+2	[4]	1E+1 to 1E+3(1)	—
U	1E+1(1)	—	2E+0 to 5E+1(7)	[9][11]	1E+2(2)	—	1E+1 to 5E+3(4)	—
Np	1E+1(1)	—	1E+1 to 3E+3	[5][9][11]	4E+2	[1][4]	4E+1 to 4E+3(6)	—
Pu	4E+0(1)	—	4E-1 to 5E+2	[5][9][11]	1E+2(2)	—	1E+1 to 1E+3(6)	—
Am	8E+2	[6]	3E+1 to 1E+3	[6][9][11]	3E+3(2)	—	3E+2 to 3E+4(6)	—

(注釈)

1. 文献 [1] ～ [9] でおよその一致が得られた値。
2. 文献 [1]、[2]、[4] 及び [8] でおよその一致が得られた値。
3. データが無いため、標準値の上下1オーダーの範囲を仮定。
4. データが無いため、魚類に対する値に等しいと仮定。
5. 注3と同様。但し、値の範囲は文献 [6] による。
6. 文献 [1] ～ [8] における値の範囲の平均。
7. 文献 [2] の値と文献 [4] 及び [5] のNi及びAgに対する値の平均値に準拠。
8. Amに対する値と同じと仮定。

参考文献

- [1] Ashton J and Sumerling T J (1988). Biosphere database for assessment of radioactive waste disposals. UKDoE Report No. DoE/RW/88.083.
- [2] Jackson D (1984). Derivation and ranges of aquatic organism and terrestrial plant data for use with the biosphere code ECOS. UKDoE Report No. DOE/RW/84.127.
- [3] Miller C W (ed) (1984). Models and Parameters for Environmental Radiological Assessments. DOE/TIC-11468.
- [4] IAEA (1982). Generic models and parameters for assessing the environmental transfer of radionuclides from routine releases. Safety series No. 57.
- [5] Smith G M, Fearn H S, Smith K R, Davis J P and Klos R (1988). Assessment of the radiological impact of disposal of solid radioactive waste at Drigg. National Radiological Protection Board, NRPB-M148, Chilton, UK.
- [6] Coughtrey P J, Jackson D, Thorne M C (1983-85). Radionuclide Distribution and Transport in Terrestrial and Aquatic Ecosystems. Volumes 1-6. AA Balkema, Rotterdam.
- [7] Klos R A, Smith K R, Smith G M (1989). Calculations of the Radiological Impact of Unit Releases of Radionuclides to the Biosphere from Solid Waste Disposal Facilities. National Radiological Protection Board, NRPB-M150, Chilton, UK.
- [8] Leigh C D, Thompson B M, Campbell J E, Longsine D E, Kennedy R A and Napier B A (1993). User's guide for GENII-S: A code for statistical and deterministic simulations of radiation doses to humans from radionuclides in the environment. Sandia Report SAND91-0561.
- [9] IAEA/IUR (1994). Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments. Technical Reports Series No 364. IAEA, Vienna.
- [10] Saiki M, Shimizu M and Watabe T (Eds) 1994). Concentration Factors of Radionuclides in Freshwater Organisms. Radioactive Waste Management Centre Environmental Parameters Series 3. Report No. RWMC-94-P-15, Tokyo, Japan.
- [11] Wang Y-Y, Biwer B M and Yu C (1993). A Compilation of Radionuclide Transfer Factors for the Plant, Meat, Milk and Aquatic Food Pathways and the Suggested Default Values for the RESRAD Code. Argonne National Laboratory ANL/EAIS/TM-103.

表4.4 一7(1) 海産物への濃縮率 (1/kg)

元 素	海 水 魚			甲 殻 類		
	標準値	Ref.	範 囲	Ref.	標準値	範 囲
Se	6E+3	[4]	1E+3 to 1E+4	[4]	5E+3	2E+3 to 1E+4
Tc	3E+1(1)	-	1E+1 to 2E+2(1)	-	1E+3(1)	5E+2 to 5E+4
Pd	3E+2	[4]	3E+1 to 3E+3(4)	-	3E+2	3E+1 to 3E+3(4)
Sn	5E+4(2)	-	1E+3 to 1E+5	[4]	5E+4	1E+3 to 1E+5
I	1E+1(2)	-	5E-1 to 5E+2	[2]	1E+1(2)	5E+0 to 1E+2
Cs	1E+2(2)	-	1E+1 to 3E+2(2)	-	3E+1(1)	5E+0 to 1E+2
Pb	2E+2	[4]	1E+1 to 3E+2	[4]	1E+3	4E+1 to 2E+5
Po	2E+3	[4]	1E+2 to 1E+4	[4]	5E+4	4E+2 to 3E+6
Ra	5E+2	[4]	5E+1 to 1E+3	[4]	1E+2	1E+2 to 1E+3
Ac	5E+1	[4]	5E-1 to 2E+2(3)	-	1E+3	1E+2 to 1E+4(4)
Th	6E+2	[4]	1E+2 to 6E+3	[5]	1E+3	1E+3 to 6E+3
Pa	5E+1	[4]	5E-1 to 2E+2(3)	-	1E+1	5E-1 to 2E+2(5)
U	1E+0	[4], [1]	1E-1 to 3E+4	[2]	1E+1	2E-1 to 2E+5
Np	1E+1	[4]	1E-1 to 5E+1	[4]	1E+2	1E+1 to 1E+3
Pu	4E+1(2)	-	5E-1 to 1E+2(2)	-	2E+2(1)	1E+1 to 1E+3
Am	5E+1(1)	-	5E-1 to 2E+2	[4]	5E+2(2)	1E+2 to 1E+3

表4.4 —7(2) 海産物への濃縮率 (1/kg)

元素	軟 体 動 物			海 藻		
	標準値	Ref.	範 囲	Ref.	標準値	範 囲
Se	6E+3	[4]	3E+3 to 1E+4	[4]	1E+3	5E+2 to 5E+3
Tc	1E+3(1)	-	1E+2 to 1E+4	[4], [5]	1E+3(2)	5E+2 to 1E+5
Pd	3E+2	[4]	3E+1 to 3E+3(4)	-	1E+3	1E+2 to 1E+4(4)
Sn	5E+4	[4]	1E+3 to 1E+5	[4], [2]	2E+4	5E+3 to 5E+4
I	1E+1(2)	-	4E-1 to 1E+2	[5]	1E+3(2)	5E+2 to 5E+3
Cs	2E+1(1)	-	5E+0 to 5E+1	[2], [4]	1E+2(1)	1E+1 to 1E+3
Pb	1E+3	[4]	4E+1 to 2E+5	[5]	1E+3	1E+3 to 2E+4
Po	1E+4	[4]	4E+2 to 3E+6	[5]	1E+3	1E+3 to 2E+4
Ra	1E+3	[4]	1E+2 to 1E+3	[5]	1E+2	1E+1 to 1E+3(4)
Ac	1E+3	[4]	1E+2 to 1E+4(4)	-	1E+3	1E+2 to 1E+4(4)
Th	1E+3	[4]	1E+3 to 6E+3	[5]	2E+2	1E+2 to 5E+2
Pa	5E+2	[4]	1E+2 to 5E+3	[4]	1E+2	6E+0 to 1E+2
U	3E+1	[4]	1E+1 to 6E+3	[2], [4]	1E+2(1)	5E+1 to 2E+2
Np	4E+2(2)	-	1E+2 to 1E+3	[4]	5E+1(2)	1E+1 to 5E+2
Pu	3E+3	[4]	5E+2 to 5E+3	[4]	2E+3	5E+2 to 1E+4
Am	2E+4	[4]	5E+3 to 5E+4	[4]	8E+3	5E+3 to 1E+4

(注釈)

1. 文献 [1] ～ [9] の値の平均値。
2. 文献 [1] ～ [9] でおよそ一致が得られた値。
3. Cmに対する値と同じ範囲。
4. データが無い場合、標準値の上下1オーダーの範囲を仮定。
5. 魚類に対する値と同じ範囲を仮定。

参考文献

- [1] IAEA (1982). Generic models and parameters for assessing the environmental transfer of radionuclides from routine releases. IAEA Safety Series No. 57, Vienna.
- [2] Coughtrey P J, Jackson D, Thorne M C (1983-85). Radionuclide Distribution and Transport in Terrestrial and Aquatic Ecosystems. Volumes 1-6. AA Balkema, Rotterdam.
- [3] Jackson D (1984). Derivation and ranges of aquatic organism and terrestrial plant data for use with the biosphere code ECOS. UKDoE Report No. DOE/RW/84.127.
- [4] IAEA (1985). Sediment K_d s and concentration factors for radionuclides in the marine environment. IAEA Technical Report Series no. 247, Vienna.
- [5] Smith G M, Fearn H S, Smith K R, Davis J P and Klos R (1988). Assessment of the radiological impact of disposal of solid radioactive waste at Drigg. National Radiological Protection Board, NRPB-M148, Chilton, UK.
- [6] Ashton J and Sumerling T J (1988). Biosphere database for assessments of radioactive waste disposals. UKDoE Report No. DoE/RW/88.083.
- [7] IAEA (1978). The Radiological Basis of the IAEA Revised Definition and Recommendations Concerning High-Level Radioactive Waste Unsuitable for Dumping at Sea. IAEA-TECDOC-211, Vienna.
- [8] Klos R A, Smith K R, Smith G M (1989). Calculations of the Radiological Impact of Unit Releases of Radionuclides to the Biosphere from Solid Waste Disposal Facilities. National Radiological Protection Board, NRPB-M150, Chilton, UK.
- [9] Leigh C D, Thompson B M, Campbell J E, Longsine D E, Kennedy R A and Napier B A (1993). User's guide for GENII-S:A code for statistical and deterministic simulations of radiation doses to humans from radionuclides in the environment. Sandia Report SAND91-0561.

表4.4 -8(1)土壌から農作物への濃縮係数 (Bq/kg fresh wt / Bq/kg dry soil)

元 素	根 菜			葉 菜			穀 物		
	標準値	Ref.	範 囲	Ref.	標準値	Ref.	範 囲	Ref.	
Se	1E+0	[1]	1E-2 to 1E+1	[1][12]	1E+0	[1]	1E-2 to 1E+1	[1]	
Tc	1E+1(5)	-	4E-1 to 5E+2(5)	-	1E+1(5)	-	4E-1 to 5E+2(5)	-	
Pd	6E-2	[5]	6E-3 to 6E-1(13)	-	2E-1	[5]	2E-2 to 2E+0(13)	[5]	
Sn	1E-1(4)	-	1E-3 to 5E+0	[1][4][12]	1E-1(2)	-	2E-3 to 5E+0	[1][4]	
Cs	3E-2(4)	-	1E-3 to 1E+0(6)	-	3E-2(2)	-	2E-2(4)	-	
Pb	1E-2	[1]	3E-4 to 7E-2	[1]	1E-2	[1]	1E-2	[1]	
Po	2E-4	[1]	2E-6 to 7E-3	[1]	2E-4	[1]	2E-4	[1]	
Ra	4E-2	[1]	5E-5 to 8E-1(14)	[1][12]	4E-2	[1]	4E-2	[1]	
Ac	1E-3	[1]	2E-7 to 5E-3	[1]	1E-3	[1]	1E-3	[1]	
Th	5E-4	[1]	4E-5 to 1E-3(14)	[1][12]	5E-4	[1]	5E-4	[1]	
Pa	4E-2	[1]	4E-4 to 4E+0	[1]	4E-2	[1]	4E-2	[1]	
U	1E-3(4)	-	2E-5 to 2E-1	[1]	1E-3(4)	-	1E-4(4)	-	
Np	1E-3(5)	-	5E-5 to 4E-1	[1]	1E-2(5)	-	3E-4	[2]	
Pu	1E-3(2)	-	4E-8 to 4E-2	[1]	1E-4(2)	-	3E-5(4)	-	
Am	1E-3	-	2E-7 to 5E-3	[1]	1E-3(5)	-	1E-5(4)	-	

表4.4 —8(2) 土壌から農作物への濃縮係数 (Bq/kg fresh wt. / Bq/kg dry soil)oil)

元 素	牧 草			米			果 実		
	標準値	Ref.	範 囲	Ref.	標準値	範 囲	Ref.	標準値	Ref.
Se	1E+0	[1]	1E-2 to 1E+1	[1]	1E+0(9)	1E-2 to 1E+1(9)	-	5E-3 to 5E+0(10)	-
Tc	1E+1(5)	-	4E-1 to 5E+2(5)	-	1E+1(1)	4E-1 to 5E+2(1)	-	1E-1 to 2E+2(1)	-
Pd	2E-1	[5]	2E-2 to 2E+0(13)	-	2E-1(9)	2E-2 to 2E+0(9)	-	2E-2 to 2E+0(13)	-
Sn	2E-1(2)	-	2E-3 to 5E+0	[1][4]	2E-1(1)	2E-3 to 5E+0(1)	-	2E-3 to 5E+0(1)	-
Cs	3E-2(2)	-	1E-2 to 1E+0	[3]	2E-2	1E-2 to 3E-1	[4]	1E-2 to 1E+0(1)	-
Pb	1E-2	[1]	3E-4 to 7E-2	[1]	1E-2(9)	3E-4 to 7E-2(9)	-	3E-4 to 7E-2(11)	-
Po	2E-4	[1]	2E-6 to 2E-2(14)	[1][12]	2E-4(9)	2E-6 to 7E-3(9)	-	2E-6 to 7E-3(11)	-
Ra	4E-2	[1]	7E-5 to 8E-1	[1]	4E-2(9)	7E-5 to 8E-1(9)	-	7E-5 to 8E-1(11)	-
Ac	1E-3	[1]	2E-7 to 2E-2(14)	[1][12]	1E-3(9)	2E-7 to 5E-3(9)	-	1E-7 to 3E-3(10)	-
Th	5E-4	[1]	1E-4 to 2E-3(14)	[1][12]	5E-4(9)	1E-4 to 1E-3(9)	-	1E-4 to 1E-3(11)	-
Pa	4E-2	[1]	4E-4 to 4E+0	[1]	4E-2(9)	4E-4 to 4E+0(9)	-	4E-4 to 4E+0(11)	-
U	1E-3(5)	-	2E-5 to 2E-1	[1]	1E-4(7)	2E-6 to 2E-2(7)	-	2E-6 to 2E-2(1)	-
Np	5E-3(4)	-	3E-4 to 3E-1	[3]	3E-4(8)	3E-5 to 4E-2(7)	-	3E-5 to 3E-2(1)	-
Pu	1E-3(4)	-	4E-8 to 4E-2	[1]	1E-3	4E-8 to 4E-2(1)	[4]	1E-5 to 1E-3	[3]
Am	5E-3(4)	-	1E-4 to 5E-2(6)	-	1E-3	2E-7 to 5E-3(1)	[4]	2E-7 to 5E-3(1)	-

(注釈)

1. データが無い場合、他の農作物に対する値と等しいと仮定。
2. 文献 [1] ~ [11] でおおよそ一致が得られた値。
3. 文献 [2]、[3] 及び [5] でおおよそ一致が得られた値。
4. 文献 [1] ~ [11] の値の平均値。
5. 標準値については、文献により大きな差異が見られた。ここでは値は文献 [1] ~ [11] の平均値。
6. 標準値に一般的な値を設定。
7. データが無い場合、穀物に対する値と等しいと仮定。
8. 文献 [4] では、茎及び葉部に対する値の範囲を $2E-2 \sim 1E-1$ としている。ここでの値は、文献 [3] に基づき、葉から穀粒への換算係数を $1E-2 \sim 1E-1$ として設定。
9. 穀物に対する値と等しいと仮定。
10. 他の農作物に対する値に基づいた範囲。
11. 他の農作物に対する値に等しいと仮定。
12. 文献 [1] 及び [2] に準拠。
13. データが無い場合、標準値の上下1オーダーの範囲を仮定。
14. 文献 [12] の値をwet/dry データに変換した値。

参考文献

- [1] Smith G M, Fearn H S, Smith K R, Davis J P and Klos R (1988). Assessment of the radiological impact of disposal of solid radioactive waste at Drigg. National Radiological Protection Board, NRPB-M148, Chilton, UK.
- [2] Mitchell N G and Jones B (1987). A review of soil-plant concentration ratios for use in the biosphere models ECOS and SECOS. ANS Technical Note 595-26.
- [3] Jackson D (1984). Derivation and ranges of aquatic organism and terrestrial plant data for use with the biosphere code ECOS. UKDoE Report No. DOE/RW/84.127.
- [4] Coughtrey P J, Jackson D, Thorne M C (1983-85). Radionuclide Distribution and Transport in Terrestrial and Aquatic Ecosystems. Volumes 1-6. AA Balkema, Rotterdam.
- [5] Ashton J and Sumerling T J (1988). Biosphere database for assessment of radioactive waste disposals. UKDoE Report No. DoE/RW/88.083.
- [6] Grogan H A (1985). Concentration Ratios for BIOPATH: Selection of Soil-to-Plant Concentration Ratio Database, Nagra Technical Report 85-16.
- [7] IAEA (1982). Generic models and parameters for assessing the environmental transfer of radionuclides from routine releases. IAEA Safety Series No. 57, Vienna.

- [8] International Union of Radioecologists (1985). IVth Report of the Workgroup on Soil-to-Plant Transfer Factors, Appendix A. Report prepared by RIVM, Netherlands.
- [9] Klos R A, Smith K R, Smith G M (1989). Calculations of the Radiological Impact of Unit Releases of Radionuclides to the Biosphere from Solid Waste Disposal Facilities. National Radiological Protection Board, NRPB-M150, Chilton, UK.
- [10] Leigh C D, Thompson B M, Campbell J E, Longsine D E, Kennedy R A and Napier B A (1993). User's guide for GENII-S: A code for statistical and deterministic simulations of radiation doses to humans from radionuclides in the environment. Sandia Report SAND91-0561.
- [11] Simmonds J R and Crick M J (1982). Transfer parameters for use in terrestrial foodchain models. National Radiological Protection Board, NRPB-M63, Chilton, UK.
- [12] Wang Y-Y, Biwer B M and Yu C (1993). A Compilation of Radionuclide Transfer Factors for the Plant, Meat, Milk and Aquatic Food Pathways and the Suggested Default Values for the RESRAD Code. Argonne National Laboratory ANL/EAIS/TM-103.

濃度は海水中よりスプレイ中の方が高いとの測定結果が得られている。個々の核種のスプレイ中濃度と海水中濃度を関係付けるパラメータは一般にシースプレイ濃縮係数と呼ばれている。この分野に関する最も包括的な研究は1980年代に英国Harwell 1 研究所で行われており、そこでは、Pb、Po、Ra、Ac、Th、Pa、U、Np、Pu及びAmの濃縮係数の標準値は10、値の範囲は3～50とすべきであると結論している〔Eakins et al, 1982〕。従って、本研究においても、これらの数値を用いるよう提案する。上記以外の核種（Se、Tc、Pd、Sn及びCs）については、標準値は1（濃縮し）、範囲は1～3と仮定されている〔Eakins et al, 1982〕。

③移行係数

これは食物に係る以下に示す種々のプロセスを表わす用語である。

- ・動物による単位摂取当たりの可食部への移行量
- ・農作物表面から表土への放射性核種の移行率（weathering率）
- ・根菜の葉表面から可食部への核種の移行割合（転流割合）
- ・調理による農作物表面からの核種の除去割合（調理時ロス）

平成3年度報告書で選定された各核種の移行係数の標準値及び値の範囲を肉（牛肉、羊肉、豚肉、鶏肉）、肝臓（畜牛、羊、豚、鶏）、腎臓（畜牛、羊、豚）、ミルク（乳牛、羊、やぎ）及び卵（家禽）について、表4.4—9～13に示す。

また、農作物（根菜、葉菜、穀物、牧草、米、果実）のweathering率、転流割合及び調理時ロスの標準値及び値の範囲を表4.4—14～16に示す。

今回は、IAEA/IURが新規に取り纏めたデータ集〔IAEA/IUR, 1994〕を勘案して、分配係数、濃縮係数そして移行係数のパラメータ値を一部改訂した。但し、IAEA/IURデータには、既に本報告書で参照済の文献に基づいているものや、データの選定根拠が不明瞭なものも含まれており、改訂に際してその全てを反映した訳ではない。

気候及び人間の活動状況の変化による影響

(1) 核種依存性の無いパラメータ

放射性核種の種類に依らない移行及び蓄積プロセスのほとんどのものは、気候変化の影響を受け、また気候変化ほどではないが、人間活動状態の変化の影響も受けるであろう。例えば、気候の変化に伴い、河川の流量が増減することが考え

表4.4 ー9(1) 肉への移行係数 (d/kg fresh weight)

元 素	牛 肉			羊 肉		
	標準値	Ref.	範 囲	Ref.	標準値	範 囲
Se	5.4E-1	[1]	2.0E-4 to 5.4E-1		1.4E+0	3.0E-2 to 1.4E+0
Tc	6.0E-3	[1]	1.3E-6 to 1.0E-2		8.6E-2	1.0E-2 to 5.0E+0
Pd	7.1E-5	[1]	7.1E-5 to 1.0E-3		1.0E-4	1.0E-5 to 1.0E-3(4)
Sn	1.9E-3	[1]	2.0E-4 to 1.0E-2		1.3E-2	3.0E-3 to 3.0E-2
Cs	5.0E-2(1)	[6]	2.0E-3 to 9.2E-2		3.0E-1(1)	3.0E-2 to 4.6E-1
Pb	1.0E-2	[1]	1.0E-4 to 1.0E-2		8.8E-2	3.0E-3 to 8.8E-2
Po	4.0E-3	[2]	4.0E-4 to 4.0E-2		5.0E-2	5.0E-3 to 5.0E-1(4)
Ra	1.3E-3(6)	[4]	2.0E-5 to 1.9E-2		9.9E-2	6.0E-3 to 9.9E-2
Ac	1.6E-4	[1]	2.0E-6 to 1.6E-4		4.7E-4	3.0E-5 to 3.0E-3
Th	2.7E-3	[1]	1.0E-4 to 2.7E-3		1.3E-2	1.0E-3 to 6.0E-2
Pa	5.0E-5(7)	[8]	2.6E-5 to 5.0E-3		3.4E-4	3.4E-4 to 6.0E-2
U	6.9E-4	[1]	2.0E-4 to 3.0E-2		7.4E-3	2.1E-3 to 4.0E-1
Np	1.2E-4	[1]	7.8E-6 to 5.0E-3		1.4E-4	1.1E-4 to 6.0E-2
Pu	2.0E-4(1)	[6]	5.0E-9 to 2.0E-4		1.0E-3(1)	6.0E-8 to 1.0E-3
Am	4.0E-4(1)	[6]	2.0E-6 to 4.0E-4		2.0E-3	3.0E-5 to 2.0E-3

表4.4-9(2) 肉への移行係数 (d/kg fresh weight)

元素	豚 肉			鶏 肉		
	標準値	Ref.	範 囲	Ref.	標準値	Ref.
Se	7.2E-1	[1]	3.2E-1 to 7.2E-1	[1][4]	8.3E+0	[1]
Tc	<u>1.0E-4(8)</u>	<u>[7][9]</u>	<u>1.0E-4 to 3.0E-2(1)</u>	<u>[1][7][9]</u>	1.2E+0	[1]
Pd	3.6E-5	[1]	3.6E-6 to 3.6E-4(4)	-	1.4E-3	[1]
Sn	4.4E-3	[1]	4.4E-4 to 4.4E-2(4)	-	1.8E-1	[1]
Cs	2.4E-1(1)	[6]	<u>3.0E-2 to 1.1E-0</u>	<u>[1][4][6][9]</u>	1.2E+1	[6]
Pb	3.1E-2	[1]	3.1E-3 to 3.1E-1(4)	-	1.2E+0	[1]
Po	3.1E-2(5)	-	3.1E-3 to 3.1E-1(5)	-	1.2E+0(5)	-
Ra	3.5E-2	[1]	3.5E-3 to 3.5E-1(4)	-	4.8E-1	[1]
Ac	1.7E-4	[1]	1.7E-5 to 1.7E-3(4)	-	6.6E-3	[1]
Th	4.6E-3	[1]	4.6E-4 to 4.6E-2(4)	-	1.8E-1	[1]
Pa	1.1E-4	[1]	1.1E-5 to 1.1E-3(4)	-	4.1E-3	[1]
U	2.6E-3	[1]	<u>2.6E-3 to 6.2E-2</u>	<u>[1][4][9]</u>	1.0E-1	[1]
Np	4.5E-5	[1]	4.5E-6 to 4.5E-4(4)	-	1.7E-3	[1]
Pu	8.3E-5	<u>[1][9]</u>	<u>4.0E-6 to 8.3E-5</u>	<u>[9]</u>	1.0E-1(1)	[6]
Am	1.0E-3(1)	[6]	<u>1.2E-5 to 1.0E-3</u>	<u>[1][6][9]</u>	1.0E-1(1)	[6]

(注釈)

1. 文献 [6] から引用。連続排出条件に基づくデータ。
2. 値は、放射性同位元素がどのように与えられるか（例えば、注射又は飼料）に依存。
3. 放射性同位元素の化学形態の相違に基づく範囲。
4. データが無いため、標準値の上下1オーダーの範囲を仮定。
5. データが無いため、類似物であるPbに対する値を採用。
6. 最近の文献調査の結果をまとめた文献 [8] の推奨値。
7. 比較的最近の調査である文献 [8] においても、データはほとんどないことを示している。文献 [8] では 5.0×10^{-5} を推奨。
8. Tc-95mに基づく値。文献 [7] は、文献調査からTc-99 の値を推定するのは困難と指摘。

参考文献

- [1] Ashton J and Sumerling T J (1988). Biosphere database for assessments of radioactive waste disposals. UKDoE Report No. DoE/RW/88.083.
- [2] Smith G M, Fearn H S, Smith K R, Davis J P and Klos R (1988). Assessment of the radiological impact of disposal of solid radioactive waste at Drigg. National Radiological Protection Board, NRPB-M148, Chilton, UK.
- [3] Dickson D M J (1993) Derivation of a quality assured database for BIOS. Nires Safety Studies Report NSS/B106.
- [4] Ng Y C, Colsher C S and Thompson S E (1982). Transfer coefficients for assessing the dose from radionuclides in meat and eggs. NUREG/CR-2976.
- [5] Simmonds J R and Crick M J (1982). Transfer parameters for use in terrestrial foodchain models. National Radiological Protection Board, NRPB-M163, Chilton, UK.
- [6] Coughtrey P J (1990). Radioactivity transfer to animal products. Commission of the European Communities, EUR 12608, Luxembourg.
- [7] Bishop G P, Beetham C J and Cuff Y S (1989). Review of literature for chlorine, technetium, iodine and neptunium. Nirex Safety Studies Report NSS/R193.
- [8] Morgan J E and Beetham C J (1990). Review of literature for radium, protactinium, tin and carbon. Nirex Safety Studies Report NSS/R220.
- [9] IAEA/IUR (1994). Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments. Technical Reports Series No 364. IAEA, Vienna.
- [10] Wang Y-Y, Biwer B M and Yu C (1993). A Compilation of Radionuclide Transfer Factors for the Plant, Meat, Milk and Aquatic Food Pathways and the Suggested Default Values for the RESRAD Code. Argonne National Laboratory ANL/EAIS/TM-103.

表4.4 —10(1) 肝臓への移行係数 (d/kg fresh weight)

元 素	畜 牛			羊		
	標準値	Ref.	範 囲	Ref.	標準値	Ref.
Se	1.0E+1	[1]	6.0E-3 to 1.0E+1(5)	[2][1][6][3]	1.3E+1	[1]
Tc	2.1E-2	[1][3]	1.0E-3 to 4.0E-1	[2]	1.5E-3	[1][4]
Pd	9.8E-3	[1]	9.8E-4 to 9.8E-2(1)	-	7.0E-2	[1]
Sn	2.2E-2	[1]	2.0E-4 to 2.2E-2	[2][3]	7.3E-2	[1][4]
Cs	3.1E-2	[1]	7.0E-3 to 9.0E-2	[2]	2.1E-1	[1][4]
Pb	1.3E+0	[1]	2.0E-4 to 1.3E+0	[1][6]	5.5E+0	[1]
Po	4.0E-3	[2]	4.0E-4 to 1.6E-1	[2][3]	4.0E-2	[2]
Ra	1.9E-2	[1]	2.0E-5 to 1.9E-2	[1][2][6][3]	9.9E-2	[1]
Ac	1.4E-1	[1]	2.0E-3 to 2.0E-1	[1][2][3]	1.9E-1	[1]
Th	6.3E-2	[1]	9.0E-5 to 6.3E-2	[1][2][3]	1.5E-1	[1]
Pa	1.1E-3	[1][3]	6.0E-5 to 6.0E-3	[1][2]	7.5E-3	[1]
U	6.9E-4	[1]	6.9E-4 to 3.0E+2(2)	[2]	7.4E-3	[1]
Np	1.5E-2	[1]	2.0E-4 to 1.5E-2(2)	[1][2]	9.3E-3	[1]
Pu	6.8E-2	[1]	2.0E-3 to 1.0E+0(6)	[2][5]	9.7E-2	[1][4]
Am	6.8E-2	[1]	2.0E-3 to 5.3E-1(6)	[2][5]	9.7E-2	[1][4]
					5.0E-2 to 2.0E+1	[1][2][3]
					1.5E-3 to 3.0E+0	[1][2]
					7.0E-3 to 7.0E-1(1)	-
					3.0E-3 to 7.3E-2	[1][2]
					6.0E-2 to 3.8E-1	[2][3]
					3.0E-3 to 5.0E+0	[1][2][3]
					4.0E-2 to 7.6E-1	[2][3]
					9.9E-3 to 9.9E-1(1)	-
					2.0E-2 to 2.0E+0	[2][3]
					7.0E-4 to 1.5E-1	[2][1][3]
					5.0E-4 to 5.0E-2	[2][3]
					2.1E-3 to 2.0E-1	[2][3]
					2.0E-3 to 4.0E-2	[2]
					2.0E-2 to 2.0E+1(3)(6)	[2][5]
					2.0E-2 to 2.1E+1(4)(6)	[2][5]

表4.4 —10(2) 肝臓への移行係数 (d/kg fresh weight)

元素	豚				鶏			
	標準値	Ref.	範囲	Ref.	標準値	Ref.	範囲	Ref.
Se	6.7E+0	-	6.7E-1 to 6.7E+1(1)	-	7.6E+1	[1]	7.6E+0 to 7.6E+2(1)	-
Tc	5.3E-2	[1]	5.3E-3 to 5.3E-1(1)	-	1.2E+0	[1]	1.2E-1 to 1.2E+1(1)	-
Pd	2.4E-2	[1]	2.4E-3 to 2.4E-1(1)	-	9.8E-1	[1]	9.8E-2 to 9.8E+0(1)	-
Sn	2.6E-2	[1]	2.6E-3 to 2.6E-1(1)	-	1.0E+0	[1]	1.0E-1 to 1.0E+1(1)	-
Cs	1.9E-1	[1]	1.9E-2 to 1.9E+0(1)	-	1.2E+1	[1]	1.2E+0 to 1.2E+2(1)	-
Pb	1.9E+0	[1]	1.9E-1 to 1.9E+1(1)	-	7.7E+1	[1]	7.7E+0 to 7.7E+2(1)	-
Po	1.9E+0(5)	-	1.9E-1 to 1.9E+1(1)	-	7.7E+1(5)	-	7.7E+0 to 7.7E+2(1)	-
Ra	3.5E-2	[1]	3.5E-3 to 3.5E-1(1)	-	4.8E-1	[1]	4.8E-2 to 4.8E+0(1)	-
Ac	6.8E-2	[1]	6.8E-3 to 6.8E-1(1)	-	2.7E+0	[1]	2.7E-1 to 2.8E+1(1)	-
Th	5.2E-2	[1]	5.2E-3 to 5.2E-1(1)	-	2.1E+0	[1]	2.1E-1 to 2.1E+1(1)	-
Pa	2.6E-3	[1]	2.6E-4 to 2.6E-2(1)	-	1.1E-1	[1]	1.1E-2 to 1.1E+0(1)	-
U	2.6E-3	[1]	2.6E-4 to 2.6E-2(1)	-	1.0E-1	[1]	1.0E-2 to 1.0E+0(1)	-
Np	3.3E-3	[1]	3.3E-4 to 3.3E-2(1)	-	1.3E-1	[1]	1.3E-2 to 1.3E+0(1)	-
Pu	3.4E-2	[1]	3.4E-2 to 3.8E+0	[1][5]	1.4E+0	[1]	1.4E+0 to 1.4E+1	[1][5]
Am	3.4E-2	[1]	3.4E-2 to 2.1E+0	[1][5]	1.4E+0	[1]	1.4E+0 to 1.4E+1	[1][5]

(注釈)

1. データが無い場合、標準値の上下1オーダーの範囲を仮定。
2. 文献[2]では、肝臓に対する値の範囲は畜牛の筋肉に対するそれと類似と仮定。
3. 文献[5]では、羊及び子羊の肝臓に対する平衡移行係数をそれぞれ 3.8×10^{-1} 及び 2.0×10^{-1} としている。これらの値を含むように範囲を設定。
4. 文献[5]では、羊及び子羊の肝臓に対する平衡移行係数をそれぞれ 2.1×10^{-1} 及び 2.1×10^{-1} としている。これらの値を含むように範囲を設定。
5. 文献[6]によれば、値は化合物の化学特性に依存する。例えば、Seの単体元素、酸化物及び水酸化物に対する値は 6.0×10^{-2} 、その他全てのSe化合物に対する値は 1.0×10^{-1} とされている。値の範囲の推奨値はこれらのパラメータ値を全て包含している。
6. 子牛や子羊の肝臓の場合、より大きな値となる可能性あり。(文献[5]参照)

参考文献

- [1] Ashton J and Sumerling T J (1988). Biosphere database for assessments of radioactive waste disposals. UKDoE Report No. DoE/RW/88.083.
- [2] Smith G M, Fearn H S, Smith K R, Davis J P and Klos R (1988). Assessment of the radiological impact of disposal of solid radioactive waste at Drigg. National Radiological Protection Board, NRPB-M148, Chilton, UK.
- [3] Dickson D M J (1993) Derivation of a quality assured database for BIOS. Nirex Safety Studies Report NSS/B106.
- [4] Coughtrey P J, Jackson D, Thorne M C (1983-85). Radionuclide Distribution and Transport in Terrestrial and Aquatic Ecosystems: A Compendium of Data. Volumes 1-6. A A Balkema, Rotterdam.
- [5] Coughtrey P J (1990). Radioactivity transfer to animal products. CEC, Luxembourg. EUR 12608.
- [6] Simmonds J R and Crick M J (1982). Transfer parameters for use in terrestrial foodchain models. National Radiological Protection Board, NRPB-M63, Chilton, UK.

表4.4 ー11 腎臓への移行係数 (d/kg fresh weight)

元素	畜 牛				羊				豚			
	標準値	Ref.	範 囲	Ref.	標準値	Ref.	範 囲	Ref.	標準値	Ref.	範 囲	Ref.
Se	6.7E+0	[1]	5.0E+0 to 6.7E+0	[2]	1.5E+1	[1]	1.5E+1 to 2.4E+1	[1][2]	8.9E+0	[1]	8.9E-1 to 8.9E+1(1)	-
Tc	6.0E-3	[1]	6.0E-3 to 6.6E-3	[2]	8.6E-2	[1]	8.6E-2 to 1.0E-1	[1][3]	3.0E-2	[1]	3.0E-3 to 3.0E-1(1)	-
Pd	6.5E-3	[1]	6.5E-4 to 6.5E-2(1)	-	8.1E-2	[1]	8.1E-3 to 8.1E-1(1)	-	3.2E-2	[1]	3.2E-3 to 3.2E-1(1)	-
Sn	1.9E-3	[1]	1.8E-3 to 1.9E-3	[2]	1.3E-2	[1]	1.3E-2 to 1.4E-2	[1][3]	4.4E-3	[1]	4.4E-4 to 4.4E-2(1)	-
Cs	3.1E-2	[1]	3.1E-2 to 3.3E-2	[2]	2.1E-1	[1][3]	2.1E-2 to 2.1E+0(1)	-	1.9E-1	[1]	1.9E-2 to 1.9E+0(1)	-
Pb	2.1E-1	[1]	1.3E-1 to 2.1E-1	[2]	1.5E+0	[1]	1.3E+0 to 1.5E+0	[1][2]	6.2E-1	[1]	6.2E-2 to 6.2E+0(1)	-
Po	2.1E-1	[2]	2.1E-2 to 2.1E+0(1)	-	2.7E+0	[2]	2.7E-1 to 2.7E+1(1)	-	6.2E-1(4)	-	6.2E-2 to 6.2E+0(4)	-
Ra	1.9E-2	[1]	6.7E-3 to 1.9E-2	[1][2]	9.9E-2	[1]	9.9E-2 to 1.1E-1	[1][2]	3.5E-2	[1]	3.5E-3 to 3.5E-1(1)	-
Ac	1.6E-4	[1]	5.3E-5 to 1.6E-4	[1][2]	4.7E-4	[1]	2.6E-4 to 4.7E-4	[1][2]	1.7E-4	[1]	1.7E-5 to 1.7E-3(1)	-
Th	2.7E-3	[1]	3.1E-5 to 2.7E-3(3)	[1][2]	1.3E-2	[1]	3.0E-4 to 1.3E-2	[1][2]	4.6E-3	[1]	4.6E-4 to 4.6E-2(1)	-
Pa	5.8E-4	[1][2]	5.8E-5 to 5.8E-3(1)	-	7.0E-3	[1]	7.0E-3 to 7.2E-3	[1][2]	2.8E-3	[1]	2.8E-4 to 2.8E-2(1)	-
U	1.3E-1	[1]	2.9E-2 to 1.3E-1	[2]	1.2E+0	[1]	3.0E-1 to 1.2E+0	[1][2]	4.7E-1	[1]	4.7E-2 to 4.7E+0(1)	-
Np	2.4E-2	[1]	1.4E-3 to 2.4E-2	[2]	2.6E-2	[1]	1.7E-2 to 2.6E-2	[1][3]	1.0E-2	[1]	1.0E-3 to 1.0E-1(1)	-
Pu	8.2E-5	[1]	5.2E-5 to 8.2E-5(2)	[2]	2.4E-4	[1]	2.4E-4 to 2.7E-4	[1][3]	8.3E-5	[1]	8.3E-6 to 8.3E-4(1)	-
Am	1.2E-4	[1]	8.2E-5 to 1.2E-4	[2]	3.5E-4	[1]	3.5E-4 to 4.0E-4	[1][3]	1.2E-4	[1]	1.2E-5 to 1.2E-3(1)	-

(注釈)

1. データが無い場合、標準値の上下1オーダーの範囲を仮定。
2. データ値の若干の相違は使用したPu同位体の種類に依存。
3. 値は、核種の同位体に依存。
4. 類似物であるPbに対する値に準拠。

参考文献

- [1] Ashton J and Sumerling T J (1988). Biosphere database for assessments of radioactive waste disposals. UKDoE Report No. DoE/RW/88.083.
- [2] Dickson D M J (1993) Derivation of a quality assured database for BIOS. Nirex Safety Studies Report NSS/B106.
- [3] Coughtrey P J, Jackson D, Thorne M C (1983-85). Radionuclide Distribution and Transport in Terrestrial and Aquatic Ecosystems: A Compendium of Data, Volumes 1-6. AA Balkema, Rotterdam.

表4-12ミルケへの移行数 (v/e)

元素	乳 牛			羊			や ぎ		
	標準値	Ref.	範 囲	Ref.	標準値	範 囲	Ref.	標準値	Ref.
Se	4.0E-3	[1]	1.0E-3 to 6.0E-2	[1][2][9][11]	3.0E-5(1)	3.0E-5 to 9.0E-4(1)	-	3.0E-3	-
Tc	7.5E-3	[2]	2.3E-5 to 4.0E-1(9)	[1][4][7][10][11]	7.5E-3(1)	7E-3 to 1E-2(1)	-	7.5E-3	[2][7][10]
Pd	2.5E-4	[2]	2.5E-4 to 5.0E-3	[2][11]	2.0E-3(1)	2.0E-4 to 2.0E-2(2)	-	2.0E-3	-
Sn	1.0E-3	[1][2]	1E-4 to 1E-2	[1][5][8][11]	8.0E-3(1)	8.0E-4 to 8.0E-2(1)	-	8.0E-3	-
Cs	8.0E-3	[6][10]	1.0E-3 to 2.7E-2	[2][4][11]	1.2E-1	6.0E-3 to 1.2E-1	[10]	9.0E-2	[10]
Pb	3.0E-4	[1]	2.0E-5 to 4.0E-4	[1][2][11]	3.0E-5(1)	3.0E-5 to 9.0E-4(1)	-	2.1E-3	-
Po	3.0E-4	[1][10]	2.0E-5 to 4.0E-4(7)	[1][10][11]	3.0E-5(1)	3.0E-5 to 9.0E-4(1)	-	2.1E-3(6)	-
Ra	1.3E-3(8)	[8][10]	9.0E-5 to 1.0E-2	[1][2][10][11]	3.0E-5(1)	3.0E-5 to 9.0E-4(1)	-	4.5E-4	-
Ac	4.0E-7	[1]	4.0E-8 to 2.0E-5(5)	[1][2][11]	3.0E-5(1)	3.0E-5 to 9.0E-4(1)	-	1.0E-5	-
Th	5.0E-6	[1]	5.0E-7 to 5.0E-4	[1][2][11]	3.0E-5(1)	3.0E-5 to 9.0E-4(1)	-	4.0E-3	-
Pa	5.0E-6	[1][2]	5.0E-7 to 5.0E-4	[1][8][11]	3.0E-5(1)	3.0E-5 to 9.0E-4(1)	-	4.0E-3	-
U	4.0E-4	[1][10]	4E-5 to 6E-4	[1][10][11]	6.0E-3(1)	6.0E-5 to 6.0E-2(1)	-	6.0E-3	-
Np	5.0E-6	[1][3][10]	5E-7 to 1E-4	[1][5][11]	1.0E-4(1)	1.0E-5 to 1.0E-3(1)	-	1.0E-4	-
Pu	5.0E-6	[2]	2E-9 to 1E-5(4)	[1][5][6][10][11]	1.0E-4(3)	1E-5 to 1E-3(2)	-	1.0E-4(3)	[2][6]
Am	5.0E-6	[2]	4E-8 to 5E-5	[5][10][11]	1.0E-4(3)	1E-5 to 1E-3(2)	-	1.0E-4(3)	[2][6]

(注釈)

1. データが無い場合、やぎのミルクに対する値と等しいと仮定。
2. データが無い場合、標準値の上下1オーダーの範囲を仮定。
3. 文献[6]が推奨する連続排出条件でのデータに準拠。
4. 値の範囲が大きいのは、被ばく期間の異なる実験データに基づく偏差による。
5. 文献[1]の値。Amに対する値と同一と仮定。
6. 類似物であるPbに対する値に準拠。
7. 文献[1]の値。Pbに対する値と同一と仮定。
8. 最近の文献調査の結果をまとめた文献[8]の推奨値。
9. 同位元素 (Tc-99, Tc-99m, Tc-95m) のより値は異なる。

参考文献

- [1] Smith G M, Fearn H S, Smith K R, Davis J P and Klos R (1988). Assessment of the radiological impact of disposal of solid radioactive waste at Drigg. National Radiological Protection Board, NRPB-M148, Chilton, UK.
- [2] Ashton J and Sumerling T J (1988). Biosphere database for assessments of radioactive waste disposals. UKDoE Report No. DoE/RW/88.083.
- [3] Ng Y C (1982). A review of transfer factors for assessing the dose from radionuclides in agricultural products. Nuclear Safety, Vol 23, No 1, pp57.
- [4] Dickson D M J (1993) Derivation of a quality assured database for BIOS. Nirex Safety Studies Report NSS/B106.
- [5] Coughtrey P J, Jackson D, Thorne M C (1983-85). Radionuclide Distribution and Transport in Terrestrial and Aquatic Ecosystems: A Compendium of Data, Volumes 1-6. AA Balkema, Rotterdam.
- [6] Coughtrey P J (1990). Radioactivity transfer to animal products. Commission of the European Communities, EUR 12608, Luxembourg.
- [7] Bishop G P, Beetham C J and Cuff Y S (1989). Review of literature for chlorine, technetium, iodine and neptunium. Nirex Safety Studies Report NSS/R193.
- [8] Morgan J E and Beetham C J (1990). Review of literature for radium, protactinium, tin and carbon. Nirex Safety Studies Report NSS/R220.
- [9] Coughtrey P J and Thorne M C (1983c). Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems. Vol.3. A A Balkema, Rotterdam.
- [10] IAEA/IUR (1994). Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments. Technical Reports Series No 364. IAEA, Vienna.
- [11] Wang Y-Y, Biwer B M and Yu C (1993). A Compilation of Radionuclide Transfer Factors for the Plant, Meat, Milk and Aquatic Food Pathways and

the Suggested Default Values for the RESRAD Code. Argonne National
Laboratory ANL/EAIS/TM-103.

表4.4 —13 卵への移行係数 (d/kg fresh weight)

元 素	標 準 値	Ref.	範 囲	Ref.
Se	8.3E+0	[1]	8.3E+0 to 9.3E+0	[1][2][3]
Tc	1.2E+0	[1]	1.2E+0 to 3.0E+0	[2][3]
Pd	1.4E-3	[1]	1.4E-4 to 1.4E-2(2)	-
Sn	1.8E-1	[1]	1.8E-2 to 1.8E+0(2)	-
Cs	4.0E-1	[3]	6.0E-2 to 1.2E+1	[1][2][3]
Pb	1.2E+0	[1]	1.2E-1 to 1.2E+1(2)	-
Po	1.2E+0(3)	-	1.2E-1 to 1.2E+1(3)	-
Ra	2.5E-1	[1]	2.5E-2 to 2.5E+0(2)	-
Ac	1.6E-2	[1]	1.6E-3 to 1.6E-1(2)	-
Th	1.8E-1	[1]	1.8E-2 to 1.8E+0(2)	-
Pa	4.1E-3	[1]	4.1E-4 to 4.1E-2(2)	-
U	1.0E-1	[1]	1.0E-1 to 1.0E+0	[1][2][3]
Np	1.7E-2	[1]	1.7E-3 to 1.7E-1(2)	-
Pu	8.0E-3	[1]	3.3E-5 to 8.0E-3	[1][2]
Am	3.9E-3	[1]	1.0E-3 to 9.0E-3	[1][2][3]

(注釈)

1. 卵全体ではなく、中身に対する値。
2. データが無い場合、標準値の上下1オーダーの範囲を仮定。
3. 類似物であるPbに対するデータに準拠。

参考文献

- [1] Ashton J and Sumerling T J (1988). Biosphere database for assessments of radioactive waste disposals. UKDoE Report No. DoE/RW/88.083.
- [2] Ng Y C, Colsher C S and Thompson S E (1982). Transfer coefficients for assessing the dose from radionuclides in meat and eggs. NUREG/CR-2976.
- [3] IAEA/IUR (1994). Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments. Technical Reports Series No 364. IAEA, Vienna.

表4.4 —14(1) Weathering 率 (1/y)

元 素	根 菜			葉 菜			穀 物		
	標準値 (1)(2)	Ref.	範 囲	Ref.	標準値 (1)	範 囲	Ref.	標準値 (1)	Ref.
Se	1.8E+1	[1]	9.0E+0 to 3.0E+1	[1]	1.8E+1	9.0E+0 to 3.0E+1	[1]	8.4E+0	[1]
Tc	1.8E+1	[1][2][3]	9E+0 to 3.0E+1	[1][2]	1.8E+1(2)	[1][2][3]	[1][2]	8.4E+0	[1][2][3]
Pd	1.8E+1	[1]	9.0E+0 to 3.0E+1	[1]	1.8E+1	9.0E+0 to 3.0E+1	[1]	8.4E+0	[1]
Sn	1.8E+1	[1][2][3]	9E+0 to 3.0E+1	[1][2]	1.8E+1(2)	[1][2][3]	[1][2]	8.4E+0	[1][2][3]
Cs	1.8E+1	[1][2][3]	9E+0 to 3.0E+1	[1][2]	1.8E+1(2)	[1][2][3]	[1][2]	8.4E+0	[1][2][3]
Pb	1.8E+1	[1]	9.0E+0 to 3.0E+1	[1]	1.8E+1	9.0E+0 to 3.0E+1	[1]	8.4E+0	[1]
Po	1.8E+1	[1]	9.0E+0 to 3.0E+1	[1]	1.8E+1	9.0E+0 to 3.0E+1	[1]	8.4E+0	[1]
Ra	1.8E+1	[1]	9.0E+0 to 3.0E+1	[1]	1.8E+1	9.0E+0 to 3.0E+1	[1]	8.4E+0	[1]
Ac	1.8E+1	[1]	9.0E+0 to 3.0E+1	[1]	1.8E+1	9.0E+0 to 3.0E+1	[1]	8.4E+0	[1]
Th	1.8E+1	[1]	9.0E+0 to 3.0E+1	[1]	1.8E+1	9.0E+0 to 3.0E+1	[1]	8.4E+0	[1]
Pa	1.8E+1	[1]	9.0E+0 to 3.0E+1	[1]	1.8E+1	9.0E+0 to 3.0E+1	[1]	8.4E+0	[1]
U	1.8E+1	[1][2][3]	9E+0 to 3.0E+1	[1][2]	1.8E+1(2)	[1][2][3]	[1][2]	8.4E+0	[1][2][3]
Np	1.8E+1	[1][2][3]	9E+0 to 3.0E+1	[1][2]	5.1E+1	3.0E+1 to 8.0E+1	[1]	5.1E+1	[1][2][3]
Pu	1.8E+1	[1][2][3]	9E+0 to 3.0E+1	[1][2]	5.1E+1	3.0E+1 to 8.0E+1	[1]	5.1E+1	[1][2][3]
Am	1.8E+1	[1][2][3]	9E+0 to 3.0E+1	[1][2]	5.1E+1	3.0E+1 to 8.0E+1	[1]	5.1E+1	[1][2][3]

表4.4 —14(2) Weathering率 (1/y)

元 素	牧 草			米			果 実					
	標準値(2)	Ref.	範 囲	Ref.	標準値(3)	Ref.	範 囲(3)	Ref.	標準値(4)	Ref.	範 囲(4)	Ref.
Se	1.8E+1	[1]	9.0E+0 to 3.0E+1	[1]	8.4E+0	-	-	-	-	-	-	-
Tc	1.8E+1	[1][3]	9E+0 to 3.0E+1	[1]	8.4E+0	-	-	-	-	-	-	-
Pd	1.8E+1	[1]	9.0E+0 to 3.0E+1	[1]	8.4E+0	-	-	-	-	-	-	-
Sn	1.8E+1	[1][3]	9E+0 to 3.0E+1	[1]	8.4E+0	-	-	-	-	-	-	-
Cs	1.8E+1	[1][3]	9E+0 to 3.0E+1	[1]	8.4E+0	-	-	-	-	-	-	-
Se	1.8E+1	[1]	9.0E+0 to 3.0E+1	[1]	8.4E+0	-	-	-	-	-	-	-
Pb	1.8E+1	[1]	9.0E+0 to 3.0E+1	[1]	8.4E+0	-	-	-	-	-	-	-
Po	1.8E+1	[1]	9.0E+0 to 3.0E+1	[1]	8.4E+0	-	-	-	-	-	-	-
Ra	1.8E+1	[1]	9.0E+0 to 3.0E+1	[1]	8.4E+0	-	-	-	-	-	-	-
Ac	1.8E+1	[1]	9.0E+0 to 3.0E+1	[1]	8.4E+0	-	-	-	-	-	-	-
Th	1.8E+1	[1]	9.0E+0 to 3.0E+1	[1]	8.4E+0	-	-	-	-	-	-	-
Pa	1.8E+1	[1]	9.0E+0 to 3.0E+1	[1]	8.4E+0	-	-	-	-	-	-	-
U	1.8E+1	[1][3]	9E+0 to 3.0E+1	[1]	8.4E+0	-	-	-	-	-	-	-
Np	1.8E+1	[1][3]	9E+0 to 3.0E+1	[1]	5.1E+1	-	3.0E+1 to 8.0E+1	-	-	-	-	-
Pu	1.8E+1	[1][3]	9E+0 to 3.0E+1	[1]	5.1E+1	-	3.0E+1 to 8.0E+1	-	-	-	-	-
Am	1.8E+1	[1][3]	9E+0 to 3.0E+1	[1]	5.1E+1	-	3.0E+1 to 8.0E+1	-	-	-	-	-

(注釈)

1. Weathering半減期 ($T_{0.5w}$) より式 $a(t)=a_0\exp(-\ln 2t/T_{0.5w})$ を用いて導いた値。
2. 文献 [3] では全ての放射性核種及び全ての農作物に対して一般値 $1.8E+1/y$ を推奨。適切なデータが無い場合、この値を採用。
3. データが無い場合、穀物に対する値と等しいと仮定。
4. 文献 [1] ~ [3] には果実に対するデータは無い。

参考文献

- [1] Smith G M, Fearn H S, Smith K R, Davis J P and Klos R (1988). Assessment of the radiological impact of disposal of solid radioactive waste at Drigg. National Radiological Protection Board, NRPB-M148, Chilton, UK.
- [2] Nirex (1992). Deep Waste Repository: A Preliminary Assessment of Post-Closure Performance. Volume 4: Data Used in the Assessment. Nirex Report No. 337 NSS/A404.
- [3] Simmonds J R and Crick M J (1982). Transfer parameters for use in terrestrial foodchain models. National Radiological Protection Board. NRPB-M63, Chilton, UK.

表4.4-15(1) 転流割合 (Translocation Fraction)

元素	根 菜			葉 菜			穀 物					
	標準值	Ref.	範 圍	Ref.	標準值	Ref.	範 圍	Ref.	標準值	Ref.	範 圍	Ref.
Se	6.8E-2	[1]	6.8E-2 to 1.0E-1	[1], [3]	3.0E-1(6)	[1]	3.0E-1 to 8.0E-1	[1], [6]	1.3E-1	[1]	1.3E-1 to 7.0E-1	[1], [5]
Tc	1.1E-1	[1]	1.1E-2 to 1.1E+0(1)	-	2.8E-1(2)	[1]	1.0E-1 to 2.8E-1	[1]	1.2E-1	[1]	1.2E-2 to 1.2E+0(1)	-
Pd	3.9E-2	[1]	3.9E-3 to 3.9E-1(1)	-	3.7E-1	[1]	3.7E-2 to 3.7E+0(1)	-	1.7E-1	[1]	1.7E-2 to 1.7E+0(1)	-
Sn	2.2E-1	[1]	2.2E-2 to 2.2E+0(1)	-	2.2E-1	[1]	2.2E-2 to 2.2E+0(1)	-	1.0E-1	[1]	1.0E-2 to 1.0E+0(1)	-
Cs	3.0E-1	[1]	1.0E-1 to 8.5E-1	[2], [1], [3]	1.9E-1	[1]	1.9E-2 to 1.9E+0(1)	-	8.8E-2	[1]	0.0E+0 to 4.0E-1(3)	[4], [2]
Pb	2.2E-1	[1]	2.2E-2 to 2.2E+0(1)	-	2.2E-1(5)	[1]	2.2E-2 to 2.2E+0(1)	-	1.0E-1	[1]	1.0E-2 to 1.0E+0(1)	-
Po	2.2E-1(8)	-	2.2E-2 to 2.2E+0(8)	-	2.2E-1(8)	-	2.2E-2 to 2.2E+0(8)	-	1.0E-1(8)	-	1.0E-2 to 1.0E+0(8)	-
Ra	9.9E-2	[3]	1.0E-2 to 9.9E-2	[1], [3]	1.8E-1(5)	[1]	1.8E-2 to 1.8E+0(1)	-	8.0E-2	[1]	8.0E-3 to 8.0E-1(1)	-
Ac	2.9E-1	[1]	2.9E-2 to 2.9E+0(1)	-	4.5E-1(5)	[1]	4.5E-2 to 4.5E+0(1)	-	2.0E-1	[1]	2.0E-2 to 2.0E+0(1)	-
Th	2.9E-1	[1]	2.9E-2 to 2.9E+0(1)	-	3.8E-2(7)	[1]	3.8E-3 to 3.8E-1(1)	-	1.3E-1	[1]	1.3E-2 to 1.3E+0(1)	-
Pa	2.9E-1	[1]	2.9E-2 to 2.9E+0(1)	-	4.5E-1(5)	[1]	4.5E-2 to 4.5E+0(1)	-	2.0E-1	[1]	2.0E-2 to 2.0E+0(1)	-
U	4.3E-2	[1]	4.3E-2 to 1.0E-2	[1], [3]	3.6E-1	[1]	3.6E-2 to 3.6E+0(1)	-	1.6E-1	[1]	1.6E-2 to 1.6E+0(1)	-
Np	2.9E-1	[1]	0.0E+0 to 2.9E-1(4)	[1], [3]	4.5E-1	[1]	4.5E-2 to 4.5E+0(1)	-	2.0E-1	[1]	2.0E-2 to 2.0E+0(1)	-
Pu	4.3E-2	[1]	0.0E+0 to 4.3E-2(4)	[1], [3]	3.6E-1	[1]	3.6E-2 to 3.6E+0(1)	-	1.6E-1	[1]	1.6E-2 to 1.6E+0(1)	-
Am	2.9E-1	[1]	0.0E+0 to 2.9E-2(4)	[1], [3]	2.8E-1	[1]	2.0E-2 to 2.8E-1	[2]	1.3E-1	[1]	3.0E-2 to 1.3E-1	[2]

表4.4 —15(2) 転流割合 (Translocation Fraction)

元 素	牧 草			米			果 実					
	標準値(9)	Ref.	範 囲(9)	Ref.	標準値(10)	Ref.	範 囲(10)	Ref.	標準値(4)	Ref.	範 囲	Ref.
Se	3.0E-1	-	1.0E-2 to 6.1E-1	-	1.3E-1	-	1.3E-1 to 7.0E-1	-	1.2E-1	[1]	1.2E-2 to 1.2E+0(1)	-
Tc	2.8E-1	-	1.0E-2 to 6.1E-1	-	1.2E-1	-	1.2E-2 to 1.2E+0	-	1.2E-1	[1]	1.2E-2 to 1.2E+0(1)	-
Pd	3.7E-1	-	1.0E-2 to 6.1E-1	-	1.7E-1	-	1.7E-2 to 1.7E+0	-	1.6E-1	[1]	1.6E-2 to 1.6E+0(1)	-
Sn	2.2E-1	-	1.0E-2 to 6.1E-1	-	1.0E-1	-	1.0E-2 to 1.0E+0	-	1.1E-1	[1]	1.1E-2 to 1.1E+0(1)	-
Cs	1.9E-1	-	1.0E-2 to 6.1E-1	-	8.8E-2	-	0.0E+0 to 4.0E-1	-	9.8E-2	[1]	9.8E-3 to 9.8E-1(1)	-
Pb	2.2E-1	-	1.0E-2 to 6.1E-1	-	1.0E-1	-	1.0E-2 to 1.0E+0	-	1.1E-1	[1]	1.1E-2 to 1.1E+0(1)	-
Po	2.2E-1	-	1.0E-2 to 6.1E-1	-	1.0E-1	-	1.0E-2 to 1.0E+0	-	1.1E-1(8)	-	1.1E-2 to 1.1E+0(8)	-
Ra	1.8E-1	-	1.0E-2 to 6.1E-1	-	8.0E-2	-	8.0E-3 to 8.0E-1	-	7.3E-2	[1]	7.3E-3 to 7.3E-1(1)	-
Ac	4.5E-1	-	1.0E-2 to 6.1E-1	-	2.0E-1	-	2.0E-2 to 2.0E+0	-	2.1E-1	[1]	2.1E-2 to 2.1E+0(1)	-
Th	3.8E-2	-	1.0E-2 to 6.1E-1	-	1.3E-1	-	1.3E-2 to 1.3E+0	-	1.3E-1	[1]	1.3E-2 to 1.3E+0(1)	-
Pa	4.5E-1	-	1.0E-2 to 6.1E-1	-	2.0E-1	-	2.0E-2 to 2.0E+0	-	2.1E-1	[1]	2.1E-2 to 2.1E+0(1)	-
U	3.6E-1	-	1.0E-2 to 6.1E-1	-	1.6E-1	-	1.6E-2 to 1.6E+0	-	1.9E-1	[1]	1.9E-2 to 1.9E+0(1)	-
Np	4.5E-1	-	1.0E-2 to 6.1E-1	-	2.0E-1	-	2.0E-2 to 2.0E+0	-	2.1E-1	[1]	2.1E-2 to 2.1E+0(1)	-
Pu	3.6E-1	-	1.0E-2 to 6.1E-1	-	1.6E-1	-	1.6E-2 to 1.6E+0	-	1.9E-1	[1]	1.9E-2 to 1.9E+0(1)	-
Am	2.8E-1	-	1.0E-2 to 6.1E-1	-	1.3E-1	-	3.0E-2 to 1.3E-1	-	1.3E-1	[1]	2.5E-2 to 1.3E-1	[2]

(注釈)

1. データが無い場合、標準値の上下1オーダーの範囲を仮定。
2. 文献[1]での豆科植物に対する値よりも保守的な値とした。
3. 小麦に対するデータ。値は収穫前の汚染時期及び小麦の種類に依存。
4. 文献[1]での草本果実に対する値。
5. 文献[1]での豆科植物に対する値とした。
6. 文献[1]での豆科植物に対する値は $7.4E-2$ 。
7. 文献[1]での豆科植物に対する値は $2.8E-1$ 。
8. 類似物であるPbデータに準拠。
9. 適切なデータが無い場合、標準値は葉菜データに準拠して設定。範囲は、葉菜に対する値の範囲を包含するように設定。
10. 適切なデータが無い場合、標準値及び範囲とも穀物データに準拠して設定。

参考文献

- [1] Ashton J and Sumerling T J (1988). Biosphere database for assessments of radioactive waste disposals. UKDoE Report No. DoE/RW/88.083.
- [2] Coughtrey P J, Jackson D, Thorne M C (1983-85). Radionuclide Distribution and Transport in Terrestrial and Aquatic Ecosystems: A Compendium of Data, Volumes 1-6. AA Balkema, Rotterdam.
- [3] Simmonds J R and Crick M J (1982). Transfer parameters for use in terrestrial foodchain models. National Radiological Protection Board, NRPB-M63, Chilton, UK.
- [4] Simmonds J R, Brown J, Pröhl G, Müller H, Paretzke H G (1990). The Use of Food-Chain Model Results in ACA Codes in Proc. Seminar on Methods of Codes for Assessing the Off-Site Consequences of Nuclear Accidents, Athens 7-11 May 1990, CEC Report EUR 13013, pp209-224.
- [5] Coughtrey P J and Thorne M C (1983b). Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems, Vol.2. A A Balkema, Rotterdam.
- [6] Coughtrey P J and Thorne M C (1983c). Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems, Vol.3. A A Balkema, Rotterdam.

表4.4 —16(1) 調理時ロス

元 素	根 菜			葉 菜			穀 物		
	標準値 (1)	Ref.	範 囲	Ref.	標準値 (2)	Ref.	範 囲	標準値 (3) (4)	Ref.
Se	0.0E+0	[1]	(8)	-	9.0E-1	[1], [2]	7.0E-1 to 9.5E-1	8.5E-1	[1], [2]
Tc	0.0E+0	[1]	(8)	-	9.0E-1	[2], [3]	7.0E-1 to 9.5E-1	5.0E-1	[2], [3]
Pd	0.0E+0	[2]	(8)	-	9.0E-1	[2]	7.0E-1 to 9.5E-1	8.5E-1	[2]
Sn	0.0E+0	[1]	(8)	-	9.0E-1	[2], [3]	7.0E-1 to 9.5E-1	8.5E-1	[2], [3]
Cs	0.0E+0	[1]	(8)	-	9.0E-1	[2], [3]	7.0E-1 to 9.5E-1(7)	5.0E-1	[2], [3]
Pb	0.0E+0	[1]	(8)	-	9.0E-1	[1], [2]	7.0E-1 to 9.5E-1	8.5E-1	[1], [2]
Po	0.0E+0	[1]	(8)	-	9.0E-1	[1], [2]	7.0E-1 to 9.5E-1	8.5E-1	[1], [2]
Ra	0.0E+0	[1]	(8)	-	9.0E-1	[1], [2]	7.0E-1 to 9.5E-1	8.5E-1	[1], [2]
Ac	0.0E+0	[1]	(8)	-	9.0E-1	[1], [2]	7.0E-1 to 9.5E-1	8.5E-1	[1], [2]
Th	0.0E+0	[1]	(8)	-	9.0E-1	[1], [2]	7.0E-1 to 9.5E-1	8.5E-1	[1], [2]
Pa	0.0E+0	[1]	(8)	-	9.0E-1	[1], [2]	7.0E-1 to 9.5E-1	8.5E-1	[1], [2]
U	0.0E+0	[1]	(8)	-	9.0E-1	[2], [3]	7.0E-1 to 9.5E-1	8.5E-1	[2], [3]
Np	0.0E+0	[1]	(8)	-	9.0E-1	[2], [3]	7.0E-1 to 9.5E-1	9.0E-1	[2], [3]
Pu	0.0E+0	[1]	(8)	-	9.0E-1	[2], [3]	7.0E-1 to 9.5E-1	9.0E-1	[2], [3]
Am	0.0E+0	[1]	(8)	-	9.0E-1	[2], [3]	7.0E-1 to 9.5E-1	9.0E-1	[2], [3]

表4.4 —16(2) 調理時ロス

元 素	米			果 実		
	標準値 (5)	Ref.	範 囲 (5)	標準値 (6)	Ref.	範 囲 (6)
Se	8.5E-1	-	5.0E-1 to 9.0E-1	-	-	-
Tc	5.0E-1	-	5.0E-1 to 9.0E-1	-	-	-
Pd	8.5E-1	-	5.0E-1 to 9.0E-1	-	-	-
Sn	8.5E-1	-	5.0E-1 to 9.0E-1	-	-	-
Cs	5.0E-1	-	5.0E-1 to 9.0E-1	-	-	-
Pb	8.5E-1	-	5.0E-1 to 9.0E-1	-	-	-
Po	8.5E-1	-	5.0E-1 to 9.0E-1	-	-	-
Ra	8.5E-1	-	5.0E-1 to 9.0E-1	-	-	-
Ac	8.5E-1	-	5.0E-1 to 9.0E-1	-	-	-
Th	8.5E-1	-	5.0E-1 to 9.0E-1	-	-	-
Pa	8.5E-1	-	5.0E-1 to 9.0E-1	-	-	-
U	8.5E-1	-	5.0E-1 to 9.0E-1	-	-	-
Np	9.0E-1	-	5.0E-1 to 9.0E-1	-	-	-
Pu	9.0E-1	-	5.0E-1 to 9.0E-1	-	-	-
Am	9.0E-1	-	5.0E-1 to 9.0E-1	-	-	-

(注釈)

1. 汚染物質のロス割合は根菜の皮を除去しているか否か、及び／又は熱を用いた料理か否かに依存するが、文献〔1〕では調理時ロスはないと保守側に仮定。
2. 外側の葉を取り除けば（例えば、キャベツ、サラダ用野菜）、汚染物の残留割合はかなり低減する。
3. 全ての核種について、調理方法の相違が放射能のロス割合に影響する可能性あり（例えば、加熱、漂白、酢／塩漬け）。
4. 外側部位の汚染は製粉、精白、精製によって除去されるであろう。
5. データが無いので、穀物に対する値と等しいと仮定。
6. データ無し。
7. ほうれんそう及びえんどうに関するデータのみに依拠。
8. （例えば、皮むき、調理などによる）汚染の除去割合を最大20%と仮定して範囲を設定することが可能。

参考文献

- [1] Simmonds J R and Crick M J (1982). Transfer parameters for use in terrestrial foodchain models. National Radiological Protection Board, NRPB-M63, Chilton, UK.
- [2] Smith G M, Fearn H S, Smith K R, Davis J P and Klos R (1988). Assessment of the radiological impact of disposal of solid radioactive waste at Drigg. National Radiological Protection Board, NRPB-M148, Chilton, UK.
- [3] Nirex (1992). Deep Waste Repository: A Preliminary Assessment of Post-Closure Performance. Volume 4: Data Used in the Assessment. Nirex Report No. 337 NSS/A404.
- [4] CEC (1990). Proceedings of the Seminar on methods and codes for assessing the off-site consequences of nuclear accidents, Athens. EUR 13013, Luxembourg.

られる。しかしながら、ほとんどのプロセスについては、その値は表に示した標準値と大きくは変わらず、表に示した（値の）範囲内に収まると思われる。

例外は、灌漑率と全揚水率である。ツンドラ気候及び氷河気候では、苛酷な気象条件により人口密度は減少し、灌漑の必要な農作物は存在しなくなるため、水の需要が著しく減少すると考えられる。したがって、灌漑率は 0 m/y 、あらゆる目的での揚水率は $1.3\text{E}+3 \text{ m}^3/\text{y}$ とすべきである。これに対する例外は、人間活動が高度に進歩し、技術開発によって温暖気候や寒帯気候と同程度の農作物栽培が可能となるようなケースであり、この場合の灌漑率及び揚水率は表4.4—4 に示す値と同程度になると期待される。

人間活動レベルの向上は、ツンドラ気候や氷河気候状態のみならず、温暖気候や寒帯気候状態での全揚水率にも影響を及ぼす。我が国の都市部での現在の人口密度及び利水率に基づく、揚水率は約 $1\text{E}+6 \text{ m}^3/\text{y}$ となると考えられる。

(2) 核種依存性の有るパラメータ

気候変化が核種依存性のあるパラメータに及ぼす影響については、Nirex [Watkins, 1991] 及びMAFF [Watkins et al, 1994] で幾つかデータが得られてはいるが、一般には極めて不足している。気候変化を考慮した評価のほとんどのケースでは、温暖気候に対して用いたデータがその他の気候状態に対しても適用できると仮定されている。唯一の例外は、HMIP（英国環境省）による Dry Run 3 研究 [Sumerling, 1992] であり、そこでは温暖、寒帯及びツンドラ気候の各々について、I 及びNpの土壌-牧草濃縮係数データが引用されている。しかしながら、これらのデータは専門家の判断に基づくものであって、測定値に裏付けられたものではない。但し、Sheppard and Sheppard [1991] が得たフィールドデータは、鉛の分配係数、移動度及び植物による摂取率は寒帯の土壌とその他の土壌とは異なることを示している。このことは鉛以外の重金属や放射性核種にも言えるのではないかと考えられる。またDesmet et al [1990] は、チェルノブイリ事故後に各国から得たデータを基に、放射性核種の自然/半自然環境中で移行に関する情報を取り纏めている。

4.5 被ばく経路

平成4年度報告書で識別した被ばく経路を表4.5 —1 にまとめて示す。これら被ばく経路のモデル化のためには、下記項目に関する情報収集が必要である。

- ① 人間の食物摂取率
- ② 動物の ”
- ③ 生物圏内各所での人間の滞在時間及び呼吸率
- ④ ” ダストレベル
- ⑤ 農作物の土壌汚染（混入）、収穫量及び灌漑用水吸収割合

これらについての標準値及び値の範囲を表4.5 —2 ～5 に示す。人間の食物摂取率に関する標準値は、決定集団の個々人が、特定の食物に片寄ることなくバランスの取れた食事をするとの前提に立ったものである。特定食物を過度に摂取する人間に対する線量評価が必要な場合は、値の上限値を用いることを推奨する。この問題は、決定集団の定義に係る規制上の問題に関係している。

気候及び人間活動の影響

気候は被ばく経路の評価に影響を及ぼす。例えば、ツンドラ気候及び氷河気候状態における人間の活動及び食物摂取データは、温暖気候及び寒帯気候状態におけるそれらとはかなり異なるものとなるであろう。Nirex は、ツンドラ気候条件下での決定集団は陸生動物（例えば、トナカイ、カリブー、ジャコウウシ）及び海産食物（例えば、あざらし、鯨）を主体とした食事をする狩猟生活をするであろうと仮定しており[Thorne, 1990]、そのライフスタイルは現在の北カナダのイヌイットと類似のものになると想定している。

（Watkins et al[1994] が指摘しているように、将来の食物生産技術の向上によりこうした仮定はくずれる可能性があるが。）この場合、表4.5 —2 ～5 に示したデータの大部分を修正する必要があるであろう。更に、動物による放射性核種の取り込みに関するデータも設定しなければならない。残念なことに、従来の放射性廃棄物処分評価では気候変化について比較的限られた考察しかなされていなかったことから、この種のデー

タは限定されたものとなっている。それでも、幾つかのデータ（主として摂取率に関するもの）は得られており、Bliss et al [1981]、Mackey and Orr [1987]、Watkin [1991]、Sumerling and Martin [1992] 及びWatkins et al[1994] によって纏められている。

表4.5 —1 代表的生物圏における被ばく経路

コンパートメント	被 ば く 経 路
井戸水	・ 直接飲用 ・ 家庭内の水からのRn-222の発散（処分場起因のRa-226/Rn-222が存在する場合） ・ 水からの外部照射（例：入浴時） ・ 灌漑水又は飲料水により汚染された植物及び畜産物の摂取
上部土壌層	・ 土壌からの外部照射 ・ 浮遊土壌の吸入（例：農作業時に生ずるダストの吸入） ・ 土壌の不用意な摂取 ・ 経根吸収及び土壌の付着により汚染された植物の摂取、並びに植物や土壌の摂取及び浮遊土壌の吸入により汚染された畜産物の摂取
河川水及び湖沼水	・ 淡水産物の摂取 ・ 直接飲用 ・ 家庭内の水からのRn-222の発散（処分場起因のRa-226/Rn-222が存在する場合） ・ 水からの外部照射（例：入浴時） ・ 灌漑水又は飲料水により汚染された植物及び畜産物の摂取
河口水及び海水	・ 魚類、甲殻類、軟体動物、海藻などの海産物の摂取 ・ 風及び波により発生する海洋エアロゾルの吸入
地表水堆積層	・ 水際の堆積層表面からの外部照射 ・ 浮遊堆積物の吸入 ・ 堆積物の不用意な摂取（例：子供の遊び）
建築物	・ 気体の吸入

表4.5 —2 成人の食物摂取率 (kg/y)

食 物	標準値(4)	Ref.	範 囲(4)(5)	Ref.
肉	5.5E+1	[1]	4.0E+0 to 1.0E+2	[1][2][3][4][5][6]
くず肉(1)	4.0E+0	[4]	0.0E+0 to 4.0E+1	[3][6]
ミルク	2.0E+2	[1]	2.0E+1 to 4.0E+2	[1][2][3][6]
家禽の卵	1.5E+1	[2]	1.0E+1 to 2.0E+2	[2][4][5][6][8]
穀物(2)	8.0E+1	[2][4]	5.0E+0 to 1.5E+2	[1][3][5][7][8]
根菜	8.0E+1	[4]	5.0E+0 to 4.0E+2	[1][6]
葉菜	4.0E+1	[2][4]	2.5E+1 to 8.0E+1	[3][5][8]
果実	1.0E+1	[4]	0.0E+0 to 5.0E+1	[7]
水(3)	6.0E-1	[9]	4.0E-1 to 7.5E-1	[1][5]
淡水産物	2.0E+1	[3][4]	8.0E-1 to 3.0E+1	[5]
海水魚	1.1E+1	[4]	2.0E+1 to 2.2E+2	[2][3]
その他海産物	3.5E+1	[4]	8.0E+0 to 1.1E+2	[2][3]
土壌	3.7E-2	[7]	1.0E-3 to 1.0E-1	[1]

(注釈)

1. 肝臓及び腎臓を含む。
2. 米を含む。
3. 単位はm³/y。
4. 成人に対する値。
5. 寒帯及びツンドラ気候地帯の値。ツンドラ地帯特有の食物（あざらし、鯨、カリブー等）に関するデータは文献〔6〕を参照のこと。

参考文献

- [1] Bergstrom U and Nordliner S (1991). Uncertainties Related to Dose Assessments for High Level Waste Disposal. Nuclear Safety 32(3), pp. 391-402.
- [2] Takase H (1992). Personal Communication listing the Parameter Values for the PAR 1 Biosphere Assessment.
- [3] Klos R A, Smith K R and Smith G M (1988). Calculations of the Radiological Impact of Unit Releases of Radionuclides to the Biosphere from Solid Waste Disposal Facilities. National Radiological Protection Board, NRPB-M150, Chilton, UK.
- [4] Ashton J and Sumerling T J (1988). Biosphere database for assessments of radioactive waste disposals. UKDoE Report No. DoE/RW/88.083.
- [5] BIOMOVs II (1994). Complementary Studies: Case Specification and Questionnaire for Phase 1,2 and 3. Swedish Radiation Protection Institute, Stockholm, Sweden.
- [6] Watkins B M, Little R H and Cooper N S (1994). Provision of Information on the Effects of Climate Change on the Biosphere Transport of Repository Derived

Radionuclides. MAFF Food Science Division, Report IE3965-1, Version 2.0.

- [7] Yu C, Loureiro C, Cheng J-J, Jones L G, Wang Y Y, Chia Y P and Faillace E (1993). Data Collection Handbook to Support Modelling the Impacts of Radioactive Material in Soil. Argonne National Laboratory, Report ANL/EAIS-8.
- [8] Bergstrom U and Puigdomenech I (1987). Radiological Consequences to Man due to Leakage from a Final Repository for Reactor Waste (SFR). SKB Report SFR 87-12.
- [9] ICRP (1975). Report of the Task Group on Reference Man. ICRP Publication 23. Pergamon Press, Oxford.

表4.5—3 動物の食物摂取率

動物	飼料(kg fw/d)				土壌(kg fw/d)				水 (m ³ /d)			
	標準値	Ref.	範囲	Ref.	標準値	Ref.	範囲	Ref.	標準値	Ref.	範囲	Ref.
乳牛	<u>5B+1</u>	<u>[1][2]</u>	<u>1.4B+1 to 1B+2</u>	<u>[1][2][3][4][5]</u>	<u>6B-1</u>	<u>[1]</u>	<u>3B-1 to 1.0E+0</u>	<u>[1][3][4]</u>	<u>7B-2</u>	<u>[5]</u>	<u>3B-2 to 2B-1</u>	<u>[1][2][5][6][7][8]</u>
肉牛	<u>7B+1</u>	<u>[2]</u>	<u>9.0E+0 to 3B+2</u>	<u>[2][5]</u>	<u>6B-1</u>	<u>[1]</u>	<u>3B-1 to 1.0E+0</u>	<u>[1][3][4]</u>	<u>5B-2</u>	<u>[2][5]</u>	<u>3B-2 to 5B-2</u>	<u>[1][2][5]</u>
羊	<u>7B+0</u>	<u>[1][4]</u>	<u>3.5B+0 to 1.4E+1(1)</u>	-	<u>8B-2</u>	<u>[1]</u>	<u>8B-2 to 3B-1</u>	<u>[1][4]</u>	<u>4E-3</u>	<u>[7]</u>	<u>2B-3 to 8B-3(1)</u>	-
やぎ	<u>9B+0</u>	<u>[1]</u>	<u>4.5B+0 to 1.8E+1(1)</u>	-	<u>8B-2</u>	<u>[1]</u>	<u>4.0E-2 to 1.6E-1(1)</u>	-	<u>6B-3(2)</u>	<u>[1]</u>	<u>3.0E-3 to 1.2E-2(1)</u>	-
豚	<u>1E+1</u>	<u>[1]</u>	<u>5B+0 to 2B+1(1)</u>	-	<u>2B-1</u>	<u>[1]</u>	<u>1E-1 to 4E-1(1)</u>	-	<u>5B-3</u>	<u>[1]</u>	<u>2.5E-3 to 1.0E-2(1)</u>	<u>[1][8]</u>
家禽	<u>3B-1</u>	<u>[1]</u>	<u>7.0E-2 to 6B-1(3)</u>	<u>[5]</u>	<u>2B-2</u>	<u>[1]</u>	<u>1E-1 to 4E-1(1)</u>	-	<u>5B-4</u>	<u>[1]</u>	<u>2.0E-4 to 1.0E-3(1)</u>	<u>[1][5][8]</u>

(注釈)

1. データが無い場合、標準値の1/2から2倍の範囲を仮定。
2. 搾乳用やぎに対する値。
3. 下限値は文献[5]から引用。上限値は標準値の2倍とした。

参考文献

- [1] Ashton J and Sumerling T J (1988). Biosphere database for assessments of radioactive waste disposals. UKDoE Report No. DoE/RW/88.083.
- [2] Yu C, Loureiro C, Cheng J-J, Jones L G, Wang Y Y, Chia Y P and Faillace E (1993). Data Collection Handbook to Support Modelling the Impacts of Radioactive Material in Soil. Argonne National Laboratory, Report ANL/EAIS-8.
- [3] BIOMOVs (1989). Scenario B2: Irrigation with Contaminated Groundwater. BIOMOVs Technical Report 6, Swedish Radiation Protection Institute, Stockholm.
- [4] Smith G M, Fearn H S, Smith K R, Davis J P and Klos R (1988). Assessment of the radiological impact of disposal of solid radioactive waste at Drigg. National Radiological Protection Board, NRPB-M148, Chilton, UK.
- [5] BIOMOVs II (1994). Complementary Studies: Case Specification and Questionnaire for Phase 1, 2 and 3. Swedish Radiation Protection Institute, Stockholm, Sweden.
- [6] Bergström U and Puigdomenech I (1987). Radiological Consequences to Man due to Leakage from a Final Repository for Reactor Waste (SFR). SKB Report SFR 87-12.
- [7] Pinner A V and Hill M D (1982). Radiological Protection Aspects of Shallow Land Burial of PWR Operating Wastes. National Radiological Protection Board, NRPB-R138, HMSO, London.
- [8] Takase H (1992). Personal Communication listing the Parameter Values for the PAR 1 Biosphere Assessment.

表4.5-4 成人の吸入率、滞留時間及びダストレベル

場 所	吸入率 (m³/h)			滞留時間 (h/d)			ダストレベル (kg/m³)		
	標準値	Ref.	範 囲	Ref.	標準値	範 囲	Ref.	標準値	Ref.
浴室	4.5E-1(1)	[1]	4E-1 to 5E-1	-	3.3E-1	1.0E-1 to 5.0E-1	-	5E-8	[2]
建築物 ハウスパイプソン その他	-	-	-	-	-	-	-	5E-8	[2]
	9.6E-1(2)	[1][6]	8E-1 to 1.0E+0	-	2.0E+1	1.8E+1 to 2.4E+1	-	-	-
	9.6E-1(2)	[1]	8E-1 to 1.0E+0	-	1.4E+1	1.0E+1 to 1.8E+1	-	-	-
土壌	1.8E+0(3)	[1]	1.2E+0 to 2.4E+0	[1]	8.0E+0	2E+0 to 1.2E+1	-	2E-6	[3][4][5]
河川 ワスボートの所有者 その他	-	-	-	-	-	-	-	5E-8	-
	9.6E-1(2)	[1]	8E-1 to 1.0E+0	-	1.8E+1	1.2E+1 to 2.4E+1	-	-	-
	1.2E+0(4)	[1]	1.1E+0 to 1.3E+0	-	6.0E+0	2E+0 to 1.0E+1	-	-	-
河口/浜辺 ワスボートの所有者 その他	-	-	-	-	-	-	-	2E-6	-
	9.6E-1(2)	[1]	8E-1 to 1.0E+0	-	1.8E+1	1.2E+1 to 2.4E+1	-	-	-
	1.2E+0(4)	[1]	1.1E+0 to 1.8E+0	-	6.0E+0	2E+0 to 1.0E+1	-	-	-

(注釈)

1. 休息。
2. 休息と軽労働の中間の値。
3. 軽労働と重労働の中間の値。
4. 軽労働。
5. ダストレベルの上限値はリアリスティックではあるが非常に高く、滞留時間が少ない場合にのみ関係するであろう。

参考文献

- [1] ICRP (1975). Report of the Task Group on Reference Man. ICRP Publication 23. Pergamon Press, Oxford.
- [2] Amiro B D and Davis P D (1991). A Pathways Model to Assess Transport of Radionuclides from Terrestrial and Aquatic Surfaces to the Atmosphere. Waste Management, Vol 11, pp 41-57.
- [3] NEA/OECD (1993). PSACON Level 1B Intercomparison. NEA Probabilistic System Assessment Group, Nuclear Energy Agency of Organisation for Economic Cooperation and Development, Paris.
- [4] BIOMOVs (1989). Scenario B2: Irrigation with Contaminated Groundwater. BIOMOVs Technical Report 6, Swedish Radiation Protection Institute, Stockholm.
- [5] BIOMOVs (1990). Scenario B6: Transport of Radionuclides to Root-Zone Soil from Contaminated Groundwater. BIOMOVs Technical Report 9, Swedish Radiation Protection Institute, Stockholm.
- [6] BIOMOVs II (1994). Complementary Studies: Case Specification and Questionnaire for Phase 1, 2 and 3. Swedish Radiation Protection Institute, Stockholm, Sweden.

表4.5 —5 農作物の土壌汚染（混入）、収獲量及び灌漑用水吸収割合

農作物	農作物の土壌汚染 (kg dw soil/kg dw crop)			収 獲 量 (kg fw/m ²)			灌漑用水吸収割合（—）		
	標準値	Ref.	範 囲	標準値	Ref.	範 囲	標準値	Ref.	Ref.
根菜	1.3E-3	[1]	- (2)	2.75E+0	[1]	2.5E+0 to 3.0E+0	3.0E-1	[3]	[3]
葉菜	1.3E-3	[1]	- (2)	1.5E+0	[1]	8.0E-1 to 2.5E+1	3.0E-1	[3]	[3][4]
穀物	1.4E-4	[1]	9.0E-5 to 1.4E-4	4.0E-1	[1][5]	- (2)	5.0E-2	[3][5]	[3]
牧草	4.0E-2	[5]	- (2)	1.0E-1	[5]	- (2)	2.5E-1	[3][5]	[3]
米(1)	1.4E-4	-	- (2)	4.0E-1	-	- (2)	5.0E-2	-	-
果実	1.3E-3	[1]	- (2)	7.0E-1	[1]	- (2)	5.0E-1	[1]	-

(注釈)

1. データが無い場合、穀物に対する値と等しいと仮定。
2. データ無し。

参考文献

- [1] Ashton J and Sumerling T J (1988). Biosphere database for assessments of radioactive waste disposals. UKDoE Report No. DoE/RW/88.083.
- [2] BIOMOVs II (1994). Complementary Studies: Case Specification and Questionnaire for Phase 1, 2 and 3. Swedish Radiation Protection Institute, Stockholm, Sweden.
- [3] Klos R A, Smith K R and Smith G M (1988). Calculations of the Radiological Impact of Unit Releases of Radionuclides to the Biosphere from Solid Waste Disposal Facilities. National Radiological Protection Board, NRPB-M150, Chilton, UK.
- [4] Takase H (1992). Personal Communication listing the Parameter Values for the PAR 1 Biosphere Assessment.
- [5] NEA/OECD (1993). PSACoin Level 1B Intercomparison. NEA Probabilistic System Assessment Group, Nuclear Energy Agency of Organisation for Economic Cooperation and Development, Paris.

人間活動が気候変化の影響を和らげることも考えられる。例えば、ツンドラ気候状態において、屋内で動物を飼育し、温室内で農作物を生産することも不可能ではない。しかしながら、こうした人間活動は土地の最大限の活用を仮定した場合にのみ考えられるものである。

4.6 最終評価項目

あらゆる範囲の気候及び人間活動状態に適用可能な最終評価項目の抽出は、平成4年度報告書にて行った。以下では、各項目毎に今年度の検討結果を述べる。

① 処分場起因のフラックス及び濃度の天然バックグラウンド値に対する比率

処分場起因の放射性核種によるフラックス及び濃度は、代表的生物圏モデルを用い、適切な時間及び空間スケールに亘って計算することにより、自動的に求めることが出来る。これにより、天然放射生核種起因のフラックス及び濃度との比較が可能となる。一定範囲の時間及び空間スケールに亘る天然放射性核種関連データは Miller and Smith [1993]によって纏められている。

② 決定集団のメンバーに対する年間個人線量及びリスク

多くの決定集団を考え、各集団は定義されたある一定の地理的条件の領域内に居住し、1つ又はそれ以上の被ばく経路を介して被ばくすると仮定する。種々の被ばく経路からの線量は、各経路が相互に排他的なものでない限り、集計可能である。成人の摂取、吸入及び外部被ばくに関するドジメトリーデータを表4.6 —1 に示す。Smith[1994] が指摘しているように、ドジメトリーに関しては依然としてかなりの不確実さが存在しているが、表27の作成に用いた情報源は現時点で最も適切と考えられるものである。子供及び幼児のドジメトリー関連データはNRBP[1987 a and b]に纏められている。ガン死亡及び厳しい遺伝影響に関する放射線リスクの計算にはICRPの線量—リスク変換係数($6E-2/Sv$)を用いるべきと提案されている[ICRP, 1991]。ドジメトリー及び関連基準の国際的な策定状況については5章に述べる通りである。

③ 集団線量

種々の決定集団について集団線量を計算することができる。その両極、即ち地圏からの放出地点の近傍に位置する集団及び世界の全人口に対する計算が最も適切である。前者は比較的高線量の被ばくを蒙る集団の規模の見通しを、後者は全体的な放射線影響の見通しを与える。この種の計算及び結果の重要性は規制形態によって異なるものとなる。前章までに示したデータの多くは、この種の計算を行うのに適したものである。集団線量の計算に必要な追加データを表4.6 —2 に示す。

④ 人間以外の生物種に対する線量

この線量は、reference biosphere の各コンパートメント内及び種々の食物中の濃度から推定可能であり、IAEA[1992]による分析が示されている。人間以外の生物種に

対する線量に係るデータは Amiro[1993]及びAmiro and Zach[1992]によって与えられている。

⑤ HLW処分による非放射線環境影響

平成4年度報告書で述べたように、reference biosphere アプローチは、処分場から放出される非放射線の汚染物質による影響評価にも用いることができる。これまでに示してきたデータの多くが適用可能である（例えば、前出の核種依存のデータは、放射能毒性を有する元素としてと同様、化学的毒性を有する元素としても使用することができる。化学毒物質の摂取及びリスクのレベルはUSBPA[1992]により与えられている。

⑥ 最終評価値の推定精度

平成4年度報告書において、代表的生物圏アプローチは概念上の不確実さを避ける方向に向かうものであるが、パラメータ値の変動に対するシステムの感度を評価するためのパラメータ・サンプリングは行うべきであると論じた。

生物圏パラメータのサンプリング方法の検討に当っては、多くのパラメータ、例えばコンパートメントの寸法と交換率、人間活動と摂取率、等の相関関係を認識することが重要である。したがって、サンプリングにおいては、こうした相関が正しく認識されていること、また相関性のあるパラメータは独立にサンプリングされないことを保証する必要がある。他に考慮すべきことは、多くのパラメータが線量に及ぼす影響は非線形的ではなく線形的（例えば摂取率）であるため、パラメータ値を変えた場合の影響をアприオリに決定でき、確率論的解析ではなく単純な感度解析によって実証することができるということである。

感度解析は、大部分のパラメータについて、各表に示した（値の）範囲を用いて行うべきである。しかしながら、生物圏の分配係数（これらは線量に対して非線形な影響を及ぼし得る）については、確率論的なサンプリングを行うべきである。分配係数の分布関数としては、当該表に示す下限値及び上限値を分布関数の下限値及び上限値とする対数正規分布を仮定することを推奨する。

表4.6 —1 摂取、吸入及び外部照射に対する線量換算係数

放射性核種	線量換算係数(1)			
	摂取 (Sv Bq ⁻¹) (2)	吸入 (Sv Bq ⁻¹) (2)	土壌からの外部照射 (Sv y ⁻¹ /Bq kg ⁻¹) (3)	水からの外部照射 (Sv h ⁻¹ /Bq m ⁻²) (3)
Se-79	2.3E-09	2.4E-09	- (4)	1.6E-16
Tc-99	3.5E-10	2.0E-09	- (4)	2.4E-16
Pd-107	3.8E-11	3.4E-09	- (4)	2.6E-17
Sn-126	7.4E-09	2.6E-08	1.8E-10	7.2E-13
Cs-135	1.7E-09	1.1E-09	- (4)	1.6E-16
Pb-210	1.4E-06	3.4E-06	5.8E-14	1.7E-15
Po-210	4.3E-07	2.2E-06	- (5)	- (5)
Ra-226	3.0E-07	2.1E-06	2.4E-10	6.7E-13
Ra-228	3.3E-07	1.2E-06	1.3E-10	3.4E-13
Ac-227	4.0E-06	1.8E-03	3.8E-11	1.5E-13
Th-228	2.0E-07	8.2E-05	9.1E-11	5.6E-13
Th-229	1.1E-06	5.7E-04	2.9E-11	1.3E-13
Th-230	1.4E-07	8.6E-05	5.9E-15	1.8E-16
Th-232	7.4E-07	4.4E-04	3.1E-15	9.9E-17
Pa-231	2.9E-06	3.5E-04	1.7E-12	1.1E-14
U-233	7.1E-08	3.6E-05	5.1E-15	2.5E-17
U-234	7.0E-08	3.5E-05	3.9E-15	8.8E-17
U-235	6.6E-08	3.3E-05	1.0E-11	6.3E-14
U-236	6.6E-08	3.3E-05	3.2E-15	5.6E-17
U-238	6.7E-08	3.1E-05	2.6E-12	1.3E-14
Np-237	1.1E-06	1.3E-04	1.4E-11	8.0E-14
Pu-239	9.5E-07	1.1E-04	1.7E-15	4.3E-17
Pu-240	9.5E-07	1.1E-04	4.8E-15	5.5E-17
Am-241	9.8E-07	1.2E-04	6.8E-13	7.4E-15
Am-243	9.8E-07	1.2E-04	1.3E-11	(6)

(注釈)

1. 明示されていないが、摂取時あるいは被ばく時での放射平衡を仮定することにより、短半減期娘核種の効果も考慮とした値である。
2. 全てのデータは文献〔1〕より引用。
3. 全てのデータは文献〔2〕より引用。外部照射に対する線量換算係数は深さ $3E-1m$ まで汚染された土壌の地上 $1m$ 地点での被ばくに対する値である。
4. “—” は、換算係数が無視し得るほど小さいことを示す。
5. Pbの外部照射線量換算係数に内含されているPoの値。
6. 文献〔2〕にはデータなし。

参考文献

- [1] NRPB (1987). Committed Doses to Selected Organs and Committed Effective Doses from Intakes of Radionuclides. NRPB-GS7, HMSO, London.
- [2] J Ashton, and T J Sumerling, 1988. Biosphere database for assessments of radioactive waste disposals (edition 1) UK DoE Report DOE/RW/88.083, Department of the Environment, London, U.K.

表4.6 —2 集団線量計算のために必要なその他のデータ

パラメータ	単 位	標準値	Ref.	範 囲	Ref.
河川流を飲料水として 利用する割合	—	2E-3	[1], [2]	1E-3 to 4E-3(1)	—
河川流を家事に利用す る割合	—	2E-1	[1], [2]	1E-1 to 4E-1(1)	—
河川流を農業用に利用 する割合	—	1E-2	[1]	2.5E-2 to 1.0E-1	[3]
陸生食品の生産高					
—牛肉	kgm ⁻²	1.6E-2	[1], [2], [3]	8.0E-3 to 3.2E-2(1)	—
—牛の肝臓	kgm ⁻²	6.4E-4	[1], [2], [3]	3.2E-4 to 1.3E-3(1)	—
—牛乳	kgm ⁻²	6.3E-1	[1], [2], [3]	3.2E-1 to 1.3E+0(1)	—
—羊肉	kgm ⁻²	1.3E-3	[1], [2], [3]	6.5E-4 to 2.6E-3(1)	—
—羊の肝臓	kgm ⁻²	6.9E-5	[1], [2], [3]	3.5E-5 to 1.4E-4(1)	—
淡水魚の漁獲高	kg y ⁻¹	5E+2	—	1E+2 to 1E+3	[3]
農地の集団滞留時間	h d ⁻¹	8E+1(2)	—	2E+0 to 1.2E+4(3)	—
沿岸海域の漁獲高					
—魚	kg y ⁻¹	2E+5	—	2E+4 to 2.5E+6	[1], [3]
—甲殻類	kg y ⁻¹	2E+5	—	6E+4 to 5E+5	[1], [3]
—軟体動物	kg y ⁻¹	1E+6	—	7E+4 to 1E+7	[1], [3]
—海藻	kg y ⁻¹	5E+3	—	1E+3 to 1E+4	[1], [3]
陸揚げ量のうち人間が 摂取する割合					
—魚	—	5E-1	[1]	—	—
—甲殻類	—	3.5E-1	[1]	—	—
—軟体動物	—	1.5E-1	[1]	—	—
—海藻	—	1.0E-2	[1]	—	—
海浜の集団滞留時間	h d ⁻¹	1.4E+1	[3]	1.4E+0 to 1.4E+2(4)	—

(注釈)

1. データが無い場合、標準値の1/2から2倍の範囲を仮定。
2. 10,000m²の農地で10人の人間が(表5参照) 1日8時間労働する(表25参照)と仮定して計算。
3. 上部土壌層コンパートメントの寸法の範囲(表5)及び滞留時間(表25)より計算。
4. データが無い場合、標準値の上下1オーダーの範囲を仮定。

参考文献

- [1] Lawson G and Smith G M (1985). BIOS: A Model to Predict Radionuclide Transfer and Doses to Man Following Releases from Geological Repositories. National Radiological Protection Board, NRPB-R169, HMSO, London.
- [2] Smith G M, Fearn H S, Smith K R, Davis J P and Klos R (1988). Assessment of the Radiological Impact of Disposal of Solid Radioactive Waste at Drigg. National Radiological Protection Board, NRPB-M148, Chilton, UK.
- [3] Klos R A, Smith K R and Smith G M (1988). Calculations of the Radiological Impact of Unit Releases of Radionuclides to the Biosphere from Solid Waste Disposal Facilities. National Radiological Protection Board, NRPB-M150, Chilton, UK.

参考文献

- [1] 日揮(株)、生物圏における核種移行及び被ばく評価のための解析手法の開発(Ⅱ)
(動力炉・核燃料開発事業団、委託研究報告書)、1994年2月。
- [2] 日揮(株)、生物圏における核種移行及び被ばく評価のための解析手法の開発(Ⅰ)
(動力炉・核燃料開発事業団、委託研究報告書)、1993年2月。
- [3] Bliss L C, Heal O W and Moor J J (Eds)(1981). *Tundra Ecosystems: A Comparative Analysis*. Cambridge University Press.
- [4] Brady N C (1974). *The Nature and Properties of Soils* (8th Edition)
Macmillan Publishing Co., New York.
- [5] Desmet G, Nassimbeni P and Belli M (Eds.) (1990). *Transfer of Radionuclides in Nature and Semi-Natural Environments*. Elsevier Applied Science, London.
- [6] Eakins J D, Lally A E, Burton P J, Kilworth D R and Partley F A (1982).
Studies in Environmental Radioactivity in Cumbria: Part 5. The Amagnitude and Mechanism of Enrichment of Sea Sparry with Actinides in West Cumbria,
Harwell, UKAEA Report AERE-R10127.
- [7] Goodess C M and Palutikof J P (1993). *Studies of Climatic Transition Periods Following the Present Temperate Climate State*. Nirex Safety Studies Report
NSS/R316, UK Nirex Limited, Didcot, Oxon.
- [8] Goudie A. (1986). *The Human Impact on the Natural Environment*. 2nd Edition,
Blackwell, Oxford.
- [9] Hall D G M, Reeve M J, Thomasson A J and Wright V F (1977). *Water Retention, Porosity and Density of Field Soils*. Soils Survey Technical Monograph No 9.
- [10] IAEA/IUR (1994). *Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments*. Technical Reports Series
No 364. IAEA, Vienna.
- [11] Little R H, Waters D J and Watkins B M (1993). *Surface Environmental Data and Model Development*. HMIP Assesment of Nirex Proposals. UK Department of
the Environment Report TR-ZI-2.
- [12] Mackey M G A and Orr R D (1987). *An Evaluation of Household Country Food Use in Makkovik, Labradoor, July 1980-June 1981*.

Artic Vol 40, No 1, pp. 60-65.

- [13] Miller W M and Smith G M (1993). Fluxes of Elements and Radionuclides from the Geosphere. Intera Report IE3438-1, Version 2.
- [14] Milliman J D and Meade R H (1983). World-wide Delivery of River Sediment to Oceans, Journal of Feology, VOL 91, pp. 1-21.
- [15] Nero A (1989). Earth, Air, Radon and Home. Physics Today, April 1989, pp. 32-39.
- [16] NRPB(1987a). Committed Doses to Selected Organs and Committed Effective Doses from Intakes of Radionuclides. National Radiological Protection Board, NRPB-GS7, HMSO, London.
- [17] NRPB(1987b). Revised Generalised Derived Limits for Radioisotopes of Strontium, Iodine, Caesium, Plutonium, Americium and Curium. National Radiological Protection Board, NRPB-GS8, HMSO, London.
- [18] Nuclear Energy Agency (1985). Metrology and Monitoring of Radon, Thoron and their Dayghter Products. NEA/OECD.
- [19] Sheppard M I and Thibault D H (1990). Default Soil Solid/Liquid Particition Coefficients for Four Major Soil Type: A Compendium, Health Physics Vol 59, No 4.
- [20] Sheppard S C and Sheppard M I (1991). Lead in Boreal Soils and Food Plants. Water, Air and Soil Pollution 57-58, pp. 79-91.
- [21] Smith G M (1994). International Development in Criteria and Biosphere Modelling for HLW Disposal. Intera Report IE3250-4, Version 2.0.
- [22] Smith G M and Little R H (1993). Biosphere Change and Conceptual Models: Development of Reference Biosphere. Intera Report IE3250-2, Version 1, annex to Smith G M (1994). International Deveopments in Criteria and Biosphere Modelling for HLW Disposal. Intera Report IE3250-4, Version 2.0.
- [23] Strahler A N and Strahler A H (1978). Modern Physical Geography. John Wiley and Sons, New York.
- [24] Sugden D E and John B S (1982). Glaciers and Landscape:A Geomorphological Approach. Edward Arnold, UK.

- [25] Sumerling T J (Ed)(1992). Dry Run 3. A Trial Assessment of Underground Disposal of Radioactive Wastes Based on Probabilistic Risk Analysis. Volume 5: Development of Numerical Models. UK Department of the Environment Report DoE/HMIP/RR/92.059.
- [26] Sumerling T J and Martin A (Eds)(1992). Dry Run 3. A Trial Assessment of Underground Disposal of Radioactive Wastes Based on Probabilistic Risk Analysis. Volume 3: Development of Conceptual Models. UK Department of the Environment Report DoE/HMIP/RR/92.042.
- [27] Takase H (1992). Personal Communication listing the Parameter Values for the PAR 1 Biosphere Assessment.
- [28] Thorne M C (1990). Review of Physical and Biological Processes and Implications of Evolution of Climate and Morphology. In: Ashton J and Broderick M A (Eds). A Report on the Proceedings of a Biosphere Research Seminar. UKDoE Report DoE/RW/90.056.
- [29] Watkins B M (1991). Ecosystem Development, and Biosphere Factors for Future Climate States. Nirex Safety Studies Report NSS/R256. UK Nirex Ltd. Didcot, Oxfordshire.
- [30] Watkins B M, Littel R H and Cooper N S (1994). Provision of Information on the Effects of Climate Change on the Biosphere Transport of Repository Derived Radionuclides. Intera Report IE3965-1 (Version 2.0).
- [31] Wilmot R D (1993). Future Environmental Change Data and Model Development, HMIP Assessment of Nirex Proposals. UK Department of the Environment Report TR-ZI-7.
- [32] Yu C, Loureiro C, Cheng J-J, Jones L G, Wang Y Y, Chia Y P and Faillace E (1993). Data Collection Handbook to Support Modelling the Impacts of Radioactive Material in Soil. Argonne National Laboratory Report ANL/EAIS-8.

5. BIOMOVs II 及びその他の国際的動向の調査と成果の取込み

5.1 はじめに

本報告書では高レベル放射性廃棄物（H L W）処分の性能評価に資することを目的として、防護目標及び関連基準の策定に係る1994年度の国際動向ならびに生物圏のモデル化及び研究に係る国際動向、即ち諸外国及びI A E Aなど国際機関の活動状況を取り纏める。

基準の策定と生物圏のモデル化とは密接な関係を有している。なぜなら、基準が変われば性能評価で評価すべき項目（及びその定量値）も変わり得るからである。放射線による人体の被ばく線量など評価項目の大部分は生物圏の特性と強い関連性を有している。昨年度までに代表的生物圏の概念モデルを示し、H L W処分に関連する問題点を明らかにした。以下では、当該問題点に関する1994年度の検討状況並びに1995年度の見通しについて述べる。

5.2 基準策定に係る動向

5.2.1 国際原子力機関（IAEA）

国際原子力機関（IAEA）は放射性廃棄物処分基準を検討している国際放射性廃棄物管理諮問委員会（INWAC）の支援を継続している。

優先度高と見做されている問題には、線量（に基づく）基準かリスク（に基づく）基準かの選択、線量基準又はリスク基準以外の安全指標の使用、基準の適用に係るタイムスケール及びカットオフタイム、ならびに最適化がある。その他、性能評価要件に影響し得る問題として、モニタリング手法の検討も積極的に行われている。例えば、処分場を設置した場合でも生物圏媒体中の放射性核種の量及びフラックスが大きくは変わらないことの実証を可能とするため、生物圏媒体中の放射性核種の現在の量及びフラックスを測定するといったモニタリング戦略が考えられる。実際、天然のフラックスあるいは濃度との比較は、安全基準や安全指標の正当化のための根拠を与えるものとなろう。一方、地下の原位置でのモニタリングを行い、処分システムの推移が予測通りであることをチェックするといった戦略も考えられる。いずれにしても、性能評価はモニタリング戦略要件と整合した結果が得られるものとしなければならない。

現在までにINWACによって作成された文書はIAEA[1994]だけであるが、その中では、放射性廃棄物地層処分の受容性を判断するための異なる時間枠での安全指標の議論がなされ、モデルそしてモデル化上の仮定の不確実さに起因して評価結果には不確実さが生ずることから、（人間に対する）リスク及び線量の長期的な評価結果は安全指標の一部としてのみ捉えることができると結論されている。リスク及び線量は安全指標として最も基本的なものと位置付けられてはいるが、安全評価はリスク、線量、環境中放射能濃度、生物圏でのフラックス、バリアを介したフラックスといった種々の安全指標を組合せて用いることにより最も有効に行うことが可能となる。処分後の異なる期間に対して、多かれ少なかれ異なる安全指標を適用することが考えられる。別章で述べる生物圏評価コードはこの種の安全指標の計算を可能とするものである。

厳密にはINWAC刊行物ではないが、INWACのサブグループはHLW管理の分野ではそれほど注目されていないもう一つの問題、即ち核保障措置（使用済燃料及びその他

の廃棄物中の物質が未申告の又は平和利用以外の目的に転用されないことを保障するために取られる措置)に関する文書を作成している。

Linsley and Fattah[1994]は、サブグループが実施している地層処分場及び関連サイトへの保障措置適用のための要件／政策の検討内容について論じている。まだ解が得られていない基本的な問題は、処分時期と保障措置停止の整合性の問題、あるいは無期限の保障措置が必要か否かといった問題である。この困難な問題には、将来、より一層の関心が注がれる可能性がある。

H L W処分基準そのものについては、I A E Aは新しい勧告を何等示してはいない。しかしながら、放射線防護のための新たな基本安全原則 (Basic Safety Standards ; BSS) の策定[Gonzalez, 1994] 作業は進められている。これら新原則の策定は経済協力開発機構／原子力機関 (OECD/NEA) 、世界保健機構 (WHO) といった他の国際機関と共同で行われているが、欧州共同体委員会 (C E C) は含まれていない。新原則が公布されれば、固体廃棄物処分といった問題に適用される2次的あるいは派生する原則も修正される可能性がある。

5.2.2 経済協力開発機構／原子力機関（OECD／NEA）

原子力機関（NEA）が発行した最新版の原子力廃棄物会報[NEA, 1994]では、国際的及び国毎の評価研究プログラムの進捗状況が、規制及び基準の策定に係る議論も含めて纏められている。

NEAは自ら、処分場への侵入も含む人間活動の検討を行うワーキンググループを有している。この種の人間活動は地圏から生物圏への長期間に亘る放射性物質放出に影響を及ぼし得るのみならず、侵入者に直接影響を及ぼす短期的放出をももたらし得るものである。NEAワーキンググループのドラフト報告書[NEA, 1993]では、この問題に関し、職業人被ばく防護の分野における高レベルかつ限定された放射線源からの被ばく計算に用いられている生物圏モデルや解析コードと類似のモデルあるいはコードが適用可能なことが指摘されている。例えば、別章で述べる生物圏評価コードはこの種の放出に適用可能である。人間侵入といった有りそうもないシナリオを解釈する際の問題は計算上の仮定を正当化することにある。ワーキンググループ報告書の最終版は1995年の早い時期に公表予定となっている。最終報告書がドラフト版とどう違っているかに注意しつつ、内容を検討することが重要である。

NEAはまた、処分場の性能評価のあらゆる面に関連するFEPについての国際的データベース開発のためのワーキンググループを設けている。作業計画には既存の国別のFEPリストの比較、ディスカッションそして国際的データベースの開発が含まれている。Appendix BにNEAワーキンググループが知る限りの国別FEPデータベースとその利用可能性を示す。日本その他の国は不明となっている。また、国別のものではないが、BIOMOVs IIのFEPデータベースも含まれている。

5.2.3 欧州共同体委員会（CEC）

IAEAと同様、CECは1995年中に、ユーラトム条約の下で基本安全原則（BSS）の改訂版を発行する予定である。それらは、5年前に発行された国際放射線防護委員会（ICRP）勧告[ICRP, 1991a]をはじめとする、前版の発行以降なされた多くの変更事項を考慮したものとなるであろう。これらの新CEC原則からも、HLW処分に関する原則を検討する上での教訓を得ることができる。

CECは核分裂の分野に関する新5ヶ年計画を明らかにした。但し、HLW処分の基準あるいは生物圏問題に特に焦点を当てたテーマは含まれていない。

5.2.4 国際放射線防護委員会（ICRP）

国際放射線防護委員会（ICRP）は放射性廃棄物の安全性に関し、技術的側面よりも放射線防護の側面に直接的係りを有している。ICRPは、1977年にICRP 26[ICRP, 1977]において放射線防護に関する基本勧告を行い、1990年にはICRP 60[ICRP, 1991a]において内容を大幅に改訂している。ICRPは、1985年にICRP 46[ICRP, 1985]において固体放射性廃棄物の処分に関する勧告を行ったが、これに上述した1990年勧告がどう影響するかの判断を依然として留保している。その重要要因の1つとして、単位線量当りのリスク見積の改訂が固体廃棄物処分に適用すべき線量限度にどう影響するかという問題がある。固体廃棄物処分に対する線量限度が1990年以前のレベルに保持されるならば、現在では同レベルの線量はより大きなリスクをもたらすと考えられていることから、原則は緩められることを意味している。ICRPによる権威ある改訂にもかかわらず、低線量によるリスクレベルに関する科学論争は、例えばNussbaum and Kohnlein[1994]に見られるように、今も続いている。

注目すべきことは、一般公衆に対する生物力学的移行に関する新規情報を反映した呼吸器モデルを開発するため、ドジメトリの分野において多くの作業が計画されている点である。一般公衆の単位摂取当りの線量値に関しては、残念ながら、新しい呼吸器モデル[ICRP, 1994]、一部核種に対する新しい生物力学的データ[ICRP, 1989]（その他の核種についてはレビュー中）及び新しい線量定義[ICRP, 1991a]を考慮した一貫性のあるデータセットはICRPにも他の権威ある機関にも存在しない。例えばICRP 61[ICRP, 1991b]は新しい線量定義を用いて職業人に対する年摂取限度（これは単位摂取当りの線量に密接に関係している）を示しているが、これはICRP 56 [ICRP, 1989] に示されている代謝に関するICRP自身の勧告を無視したものである。この理由は恐らく、ICRP 56 のデータが限られた核種に対するものだからと思われる。ICRP 61 の改訂版の公表は1994年に予定されていたが、現在は1995年に延長されている。英国の国立放射線防護庁（NRPB）はドジメトリ及び生物力学的データのモデル化に関するICRP勧告に基づき、1995年中に追加の評価結果を公表するかもしれない。しかしながら、単位摂取当りの線量値を設定するためには、データのレビューに5年間を要する[Clarke, 1993]と言われている。なお、このレビューにはドジメトリモデルにおいて人間の代謝特性を規定する標準人に対する仮定の改

訂作業も含まれている。

このような ICRP の諸活動は、小児、幼児及び胎児の考慮ならびに“日本版標準人 (a Japanese reference man)”概念の適用／改訂も含めて、我が国の H L W 処分性能評価における決定集団の定義に関する仮定の選択に際して影響を及ぼし得るものである。決定集団の特性は対応するドジメトリ・データの利用可能性を考慮することなしに定められるべきものではない。首尾一貫しかつ完全な最新の勧告が ICRP から依然として出されていない現状では、我が国の H L W 評価に使用すべきドジメトリ・データを提言するのは困難である。暫定的なアプローチとしては、首尾一貫しかつ完全なデータとして現時点では最新のものといえる NRPB データ [NRPB, 1987] を用いるのが依然として最善と思われるが、これも 8 年前のものであり、当然ながら日本版標準人という概念は存在しない。従って、ドジメトリの仮定に存する不確実さやそれが線量評価に及ぼす影響については今後も注目し続ける必要がある。差し当り、新しい代謝データはある種の被ばく環境下での線量見積を 1～2 オーダー変え得るものであることに注意すべきであろう。ドジメトリモデルのその他の変更は代謝データの変更と複合的に作用し、[ICRP, 1991a] の線量見積の変化巾をより大きくする方向に作用するか、逆に小さくする方向に作用する可能性がある。同時に、放射線リスク及びその遺伝（腫瘍抑制遺伝子 p53 の喪失がどれだけ発癌の放射線感受性を高めるかについては Kemp et al [1994] を参照されたい。）、年齢、性、サイズ等の相違による個々人の単一被ばく線量当りのリスクの変動に関する理解が高まるにつれて、H L W 処分への適用基準に関する国際的な勧告も改訂される可能性がある。

5.2.5 北欧諸国

昨年度報告したように、北欧諸国の規制当局は、H L W基準に関するガイダンス文書の改訂版[Radiation Protection and Nuclear Safety Authorities in Denmark, Finland, Iceland, Norway and Sweden, 1993]を公表したが、その内容は1989年版とほとんど変わっていない。そこでは、ICRP 60 の用語（例えば、線量限度あるいはリスク限度）を使用し、それらをICRP 46[ICRP, 1985]に従って想定（expected）及び仮想（unlikely）シナリオに適用している。線量限度は0.1mSv/y、またリスク限度は線量が0.1mSv/yとなる事象によるリスクである。個人が1ヶ所以上の処分場からの放出に曝され得ると考えれば、上記のいずれの制限値も更に低減する必要があるかもしれない。

超長期的な安全性を示す付加的指標として天然バックグラウンドフラックスとの比較を用いることについては、上述の改訂版はより厳密な解説及び正当化を行っている。処分場に起因する地圏から生物圏へのフラックスの制限値として、天然ウラン1 tから燃料を製造し、それを原子炉で燃焼させた後の廃棄物に対して、次に示す値を提案している。

10 ～ 100kBq/y （長半減期の α 放射体について）

100 ～1000kBq/y （その他の長半減期放射性核種について）

改訂版公表の背景については昨年度報告済である。改訂版の公表以降、スウェーデン原子力発電検査庁（SKI）は天然フラックスに関する追加研究を行ってきた。結果は、放射性核種による地圏から生物圏への天然フラックスの大部分は地下水よりも浸食に関係するものであり、地圏／生物圏境界での放射性核種移行をモデル化する上で興味深い知見を示している。少なくともある程度は、潜在的なソースタームのメカニズムとして汚染された（地表近傍の）地圏からの浸食放出を考える際の参考となる。これまでに報告済の生物圏モデルでは、この種の放出が考慮可能となっている。

スウェーデン国立放射線防護研究所（SSI）の職員によれば、スウェーデンの新しいH L W処分の規制基準が1995年1月に公布されるとのことである。

5.2.6 スイス

スイスの原子力規制当局であるH S K及びK S Aは1993年末頃に放射性廃棄物処分に関する防護目標の改訂ガイドライン[HSK/KSA, 1993]を公表した。詳細は昨年度報告済である。それ以降、新たな進展は見られない。

5.2.7 米国

昨年度報告したように、1992年エネルギー政策法では、環境保護庁（EPA）は全米科学アカデミー（NAS）に対してYucca MountainでのHLW処分の健康基準に係る勧告作成を諮問するよう要求している[Whipple, 1993]。新しい勧告では、現行基準のベースとなっているニアフィールドあるいは任意の地下境界からの放出限度に対してよりも、線量限度又はリスク限度に対して焦点が当てられる。いずれHLW処分基準の改訂版がEPAから、また関連基準の改訂版が原子力規制委員会（NRC）から発行されると思われる。NASの委員会は諸外国の事例も含めて代替案のヒアリングを行っている。報告書の提出は1994年末とされていたが、現状では1995年春以降になると見られている。

NAS報告書が公表されれば、HLW処分性能評価における生物圏関連について新たな関心が向けられることになろう。BIOMOVs IIの会合にはNRC及び米電力研究所（EPRI）の代表が参加している。

5.2.8 カナダ

カナダでは規則の改訂は行われていないが、レビューパネルよりHLW処分の性能評価では人間以外に対する影響（non-human impacts）の検討を行う必要があるとの提案がなされ、その結果、カナダ原子力公社（AEC L）の手によりenvironmental increments概念に基づく評価手順が開発されている。評価手順の説明はZach[1993]に、採用されたincrement 値の解説はAmiro[1993]に記載されている。この考えの基本概念は、環境レベルのわずかな増加（increase）が著しい環境影響（破壊）をもたらすことはない、というものである。

1994年には、OECD/NEAの下で、HLW処分についてAEC Lが作成した環境影響声明書（EIS）の国際レビューを行うことが決定され、現在レビューが進められている。AEC Lの性能評価では生物圏について比較的詳細な考察がなされている。BIOTRAC 報告書[Davis et al. 1993]に記載され、1994年に配布された声明書の当該部分にどのような評価が加えられるか興味深い。

5.3 モデル開発に係る動向

5.3.1 基準策定との関連

上述した基準の策定は、生物圏モデルの検討と密接な関係を有している。1993年から1994年にかけて、生物圏のモデル化に関し、より一層の関心が向けられるようになった。現状では、これまで提案した概念モデルについて特別の変更を加える必要はないと考えられる。但し、人間以外の生物相に対する線量計算についての検討、またそれが不必要というのであれば不要であることを正当化するための検討を行う必要がある。例えば天然フラックスとの比較といったリスクあるいは線量以外の安全指標を用いる場合には、そうした別個の最終評価項目（end points）の評価により力点を置く必要があろう。但し、我々が開発した評価コードにはそうした機能が既に組み込まれている。浸食放出メカニズムの評価にはより多くの力を注ぐ必要があるかもしれない。更に、天然のフラックスや放射能濃度との比較を行うのであれば、処分場から生物圏への放出モデルを改善し、基準策定において天然バックグラウンドとの比較を採用することの正当化のために、地圏／生物圏の移行プロセスについての理解を更に深める必要がある。

基準の策定がモデル化にどのような影響を及ぼし得るかは別として、モデル化活動そのものにおいても進展が見られた。線量その他の最終評価項目（end points）は処分による潜在的影響の指標あるいは例示（イラストレーション）にすぎないが、これらのイラストレーションを合理的に可能な限り適切かつ技術的正当化が可能なものとするための作業は依然として必要である。（同様の表現は1994年のINWAC報告書[IAEA, 1994]にも見られ、いまや十分に認知されていると言えよう。）以下では、この分野における進捗状況について述べる。

5.3.2 BIOMOVs IIの活動

BIOMOVs IIの第5回全体ワークショップが1994年10月に開催された[BIOMOVs, 1994a]。Reference Biosphere Working Group は代表的生物圏を記述するための手順、即ちモデルに含めるべき生物圏の特性、事象及びプロセス(FEP)を記述するための手順の検討を進めている。異なるサイトに異なる安全基準及びその他のファクターが適用されるのであれば、あらゆる状況に適用可能な代表的生物圏を定義することは不可能である。しかしながら、個々のケースにおいて代表的生物圏を導出するために同一の手順が用いられるのであれば、それらの事例から幾つかの参考情報を得ることが可能となる。例えば、サイト又は設計の異なる処分場に対する評価結果の比較が、特別な配慮をせずとも可能となる。そうした手順を概説した中間技術報告書[BIOMOVs, 1994b]が上記ワーキンググループから公表された。また、暫定的な生物圏FEPデータベースが作成され、フロッピーディスク(説明書付)で入手可能となっている。最も困難なプロセスは、長大なFEP。リストから放射性核種の移行及び蓄積に関する正当化された概念モデルを構築することにある。BIOMOVs IIではいわゆる“RES”手法が採用されている[BIOMOVs, 1994c]。1995年2月にマドリードで開催予定の会合では、上記手法の繰返し試験が計画されている。

生物圏のモデル化に関し、BIOMOVs II内で進められている上記以外の活動を以下に示す。

- ① 現実的データが得られるとの前提に立った生物圏モデルのサイト(スイスのWellenbergがベース)への適用
- ② モデルの複雑さが土壌中での放射性核種の移行・蓄積モデルに及ぼす影響の検討
- ③ 生物圏への移行モデル及び重要媒体内での蓄積モデルの試験を目的としたナチュラルアナログデータ(天然ウランチェーン)の使用
ーモデル試験のためのデータは、当初よりスウェーデンのÄspö hard rock laboratory サイトから得ることになっていた。データは手に入ったが、地圏／生物圏境界での長期的な展開を追跡できたモデルはほとんど無かったようである。1995年現在の作業はデータの質の評価に限定されており、モデル試験のためのデータの使用は1995年以降となる可能性がある。
- ④ 土壌中での放射性核種の上方移行モデルの試験を目的とした浸漏計(lysimeter)を用いた実験データの使用

これらの研究には世界中から多くの評価グループが積極的に参画し続けている。1994年には、米国のNRCやEPRIとともに、フランスの原子力安全防護研究所（IPSN）と放射性廃棄物管理国家機関（ANDRA）が特別の関心を示した。

5.3.3 英国での生物圏セミナー

英国では、廃棄物処分の許認可については農業・漁業・食物省（MAFF）及び女王陛下の汚染検査官（HMI P）が共同責任を有している。MAFFは食物連鎖の分野、従って生物圏のモデル化に最も深く関わっている。従来、処分場の性能評価についてのMAFFの関心は限られたものであった。しかしながら、生物圏についてどのような分野の研究評価を行うのが効果的かを検討するために、HMI Pとの合同セミナーを組織した。セミナーは1993年11月に開催され、（非公式の）議事録が1994年12月にリリースされた[Coughtrey, 1994]。

上記セミナーでの議論の中から主要点を摘出して昨年度報告したが、その妥当性は今も変わらないことから、一部補足も含めて以下に示す。

- ① 1000年に1度程度経験するであろう暴風雨のような高影響／低頻度の事象（生物圏内での放射性核種の再分布をもたらすような事象）のモデル化に際しての取り扱い。この問題の解は、評価基準のガイドラインにおいてリスクや線量がどう定義されるかに依存する。
 - ② 摂取時の化学形態及び廃棄物中の主要な放射性核種に対する人間の代謝及びドジメトリのモデル化に存する不確実さの取り扱い。これらのうちの幾つかは、これまで放射線防護の観点からそれほど重要とは見なされず、詳細な放射線生態学的な研究は行われていない。
 - ③ 決定集団の定義及び特性に関する勧告の策定。これは規制上の優先度が高い。
 - ④ 生物圏モデルにおける代表的な仮定（コンパートメント間での放射性核種の移行は線形モデルで扱えるという仮定）の妥当性。
 - ⑤ 土壌中及び堆積層中の放射性核種に対して平衡分配係数を使用することの妥当性、土壌中及び食物中の濃度に対して同様の比率を適用することの妥当性。
 - ⑥ 放射性廃棄物の処分による放射線以外の影響評価の必要性。
 - ⑦ サイトでの将来の気候変動の影響の評価。例えば、現在より寒冷な気候となった場合の評価条件をどうすべきか。
 - ⑧ 海面変動をもたらすような気候変動に際しての蓄積放射性核種の再移行の可能性。
- これらの項目は全て、我が国のHLW処分の性能評価に関連性を有している。

5.3.4 カナダの性能評価

BIOTRAC と呼ばれる包括的生物圏モデルに関する報告書[Davis et al. 1993]が1994年初めに公表された。この報告書は生物圏モデルの重要部分について極めて詳細に記述している。例えば、揮発性の放射性核種が土壌等の媒体から大気を介して人間へと向かう移行／被ばく経路の詳細記述は非常に有用である。但し、規制上の主たる問題が処分場閉鎖後1万年間の影響評価に限られていたため、評価された地表面の環境条件は現状レベルのものだけに限定されている。

5.3.5 人間侵入の評価

これまでに、地層処分における人間侵入問題について種々の評価がなされてきた。特に、Sandiaが廃棄物隔離パイロットプラント（WIPP）を対象に行った評価[Sania, 1991]、またInteraがスウェーデン放射線防護研究所（SSI）を対象に行った評価[Charles and McEwen, 1991]が有名である。前者は人間侵入による間接的な影響、即ちバリアシステムの変更に係る影響について評価し、後者は侵入者への直接的な影響について評価している。北欧の文書（2.5 節参照）によれば、いずれのタイプの影響についても、少なくとも定性的な評価は必要と思われる。しかしながら、Charles and McEwen[1991]等の影響評価はなすべきことを全て終えている訳ではない。モデル化に際しての経験は有用であるが、英国原子燃料会社（BNFL）とInteraによる概観ペーパー[Grimwood and Smith, 1989]では、その他の問題、特に確率の評価そして確率と影響の低減／緩和方法の評価についても言及すべきことが強調されている。

これまでの評価によれば、人間侵入による線量及びリスクは他の放出メカニズムよりも重要と考えられることから、これらの分野については更に検討する必要があるであろう。1995年早期に公表予定のNEAワーキンググループの報告書（2.2 節参照）から適切なガイダンスが提供される可能性がある。

参考文献

- [1] 日揮(株)、生物圏における核種移行及び被ばく評価のための解析手法の開発Ⅱ
(動力炉・核燃料開発事業団、委託研究報告書)、1994年2月。
- [2] 日揮(株)、生物圏における核種移行及び被ばく評価のための解析手法の開発Ⅰ
(動力炉・核燃料開発事業団、委託研究報告書)、1993年2月。
- [3] Amiro B D (1993). Protection of the Environment from Nuclear Fuel Waste Radionuclides: a Framework Using Environmental Increments. The Science of the Total Environment, 128, pp.157-189.
- [4] Amiro B D and Zach R (1993). A Method to Assess Environmental Acceptability of Releases of Radionuclides from Nuclear Facilities. Environment International, Vol 19, pp.341-358.
- [5] BIOMOVs II (1994a). Progress Report No 5. Available from the BIOMOVs II Secretariat, Intera Information Technologies, Henley on Thames, UK.
- [6] BIOMOVs II (1994b). An Interim Report on Reference Biospheres for Radioactive Waste Disposal. BIOMOVs II Technical Report No2, published by the Swedish Radiation Protection Institute on behalf of the BIOMOVs II Steering Committee, Stockholm.
- [7] BIOMOVs II (1994c). Working report of a Reference Biospheres sub-group meeting to examine the Applicability of the 'RES' Methodology to Scenario Development in the Biosphere Component of Performance Assessment for Radioactive Waste Repositories, Langholmen, Stockholm. Available from the BIOMOVs II Secretariat, Intera, Henley, UK.
- [8] Charles D and McEwen T J (1991). Radiological Consequences of Drilling Intrusion into a Deep Repository for High Level Waste. Intera Information Technologies report for the Swedish Radiation Protection Institute, IE2446-1, Version2.
- [9] Clarke R H (1993). 1993 Meeting of ICRP. Radiological Protection Bulletin No148. NRPB Chilton.
- [10] Coughtrey P J (1994). Radioactive Waste Disposal Assessment: Overview of

Biosphere Processes and Models. HMIP/MAFF Seminar on Biosphere Issues in Radioactive Waste Disposal Assessment. 22-23 November 1993. Volumes 1 and 2. UK DoE Report TR-LGM-02.

- [11] Davis P A et al (1993). The Disposal of Canada's Nuclear Fuel Waste: The Biosphere Model, BIOTRAC, for Postclosure Assessment. AECL-10720, COG-93-10. AECL Whiteshell Laboratories, Pinawa.
- [12] Gonzales A (1994). Radiation Safety: New International Standards. IAEA Bulletin, No2, 1994. IAEA, Vienna.
- [13] Grimwood P and Smith G M (1989). Human Intrusion: Issues Concerning its Assessment. Proceedings of an NEA Workshop on Risks Associated with Human Intrusion at Radioactive Waste Disposal Sites. NEA/OECD, Paris.
- [14] HSK/KSA (1993). Protection Objectives for the Disposal of Radioactive Waste. Guideline for Swiss Nuclear Installations. HSK-R-21/e. Swiss Federal Nuclear Safety Inspectorate and Federal Commission for the Safety of Nuclear Installations. Villigen.
- [15] IAEA (1994). Safety Indicators in Different Time Frames for the Safety Assessment of Underground Radioactive Waste Repositories. First report of the INWAC Sub-group on Principles and Criteria for Radioactive Waste Disposal. IAEA-TECDOC-767, IAEA, Vienna.
- [16] ICRP (1977). Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 26. Pergamon Press, Oxford.
- [17] ICRP (1985). Radiation Protection Principles for Disposal of Solid Radioactive Waste. Annals of the ICRP, Volume 15, No4. ICRP Publication 46. Pergamon Press, Oxford.
- [18] ICRP (1989). Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 1. Annals of the ICRP, Volume 20, No2. ICRP Publication 56. Pergamon Press, Oxford.
- [19] ICRP (1991a). 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. Annals of the ICRP, Volume 21, No1-3. ICRP Publication 60. Pergamon Press, Oxford, 1991.

- [20] ICRP (1991b). Annual Limits on Intake of Radionuclides by Workers Based on the 1990 Recommendations. Annals of the ICRP, Volume 21, No4. ICRP Publication 61. Pergamon Press, Oxford.
- [21] Kemp et al (1994). Nature Genetics. Vol 8, No66.
- [22] Linsley G S and Fattah A (1994). The Interface Between Nuclear Safe-guards and Radioactive Waste Disposal: Emerging Issues. IAEA Bulletin, No2, 1994. IAEA, Vienna.
- [23] Miller W M, Smith G M, Towler P A and Savage D (1994). Natural Element Mass Movement in the Vicinity of the Äspö Hard Rock Laboratory. Intera report for SKI, IG8427-2, Version 1.0.
- [24] NEA (1993). Assessment of Future Human Actions at Radioactive Waste Disposal Sites. Final draft report from an NEA working group, November, 1993, due for publication with minor revisions early in 1995. NEA, Paris.
- [25] NEA (1994). Update on Waste Management Policies and Programmes.
- [26] Nuclear Waste Bulletin No9, Paris.
- [27] Neal S L, Brice A A and Little R H (1995). User Guide to AMBER VO.1. Intera report for JGC, IE3250-9, Version 1.0.
- [28] NRPB (1987). Committed Does to Selected Organs and Committed Effective Does from Intakes of Radionuclides. NRPB-GS7. London, HMSO.
- [29] Nussbaum R H and Köhnlein (1994). Inconsistencies and Open Questions Regarding Low Dose Health Effects of Ionising Radiation. Environmental Health Perspectives. Vol 102, No8, pp. 656-667.
- [30] Radiation Protection and Nuclear Safety Authorities in Denmark, Finland, Iceland, Norway and Sweden (1993). Disposal of High Level Waste. Consideration of Some Basic Criteria. SKI, Stockholm.
- [31] Sandia (1991). Preliminary Comparison with 40 CFR Part 191, Sub-part B for the Waste Isolation Pilot Plant, Volumes 1.2 and 3. Sandia National Laboratory, Albuquerque.
- [32] Smith G M (1993). Presentations on Biosphere Modelling and Criteria Development to the US National Academy of Science Committee on the Technical

Bases for Yucca Mountain Standards. Washington DC. 16-17 December.

- [33] Smith G M (1994). International Developments in Criteria and Biosphere Modelling for HLW Disposal. Intera Report for JGC. JE3250-4, Version2.0.
- [34] Whipple C (1993). Repositories, Risk and Regulation. In Proceedings of the 4th Annual International High-Level Radioactive Waste Management Conference, Las Vegas.

略語一覧表

AECL	Atomic Energy of Canada Ltd
BIOMOVs II	Biosphere Model Validation Study, Phase 2, International
BNFL	British Nuclear Fuels, plc
CEC	Commission of the European Communities
EPA	Environmental Protection Agency, US
FEP	Feature, Event or Process
HMIP	Her Majesty's Inspectorate of Pollution, UK
HLW	High Level Waste
HSK	Swiss Federal Nuclear Safety Inspectorate
JGC	Japan Gas Corporation
KSA	Swiss Commission for the Safety of Nuclear Installations
IAEA	International Atomic Energy Agency, Vienna
ICRP	International Commission on Radiological Protection
INWAC	International Radioactive Waste Management Advisory Committee
MAFF	Ministry of Agriculture Fisheries and Food, UK
NAS	National Academy of Sciences, US
NEA	Nuclear Energy Agency, Paris
PNC	Power Reactor and Nuclear Fuel Development Corporation, Japan
RES	Rock Engineering System (Methodology)
SKI	Swedish Nuclear Power Inspectorate
SSI	Swedish Radiation Protection Institute
UK	United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland
US	United States of America
WHO	World Health Organisation
WIPP	Waste Isolation Pilot Plant

表 1 OECD/NEAのFEPデータベースリスト

国	機関	プロジェクト	媒体	利用可能性	コメント
スイス	NAGRA	HLW-Crystalline rock	Tex file	December 1994(?)	-200 FEPs, with description and classification
		LLW-Man Welferberg 1994	Toolbook	Available	
米国	Sandia	HLW-Tuff Yucca Mountain	Toolbook (Access)	Available	148 FEPs
	SNL WIPP	Salt-L/ILW	Text file	Available soon(1994)	-40 FEPs so far with description
英国	HMIP	Sellafield		not available	-200 FEPs
		LLW-Clay Dry run 3, Harwell		September 94	250 FEPs, list of names only
	NIREX	Sellafield	Mac Word	not available	
		2 Scottish site		?	older but less sensitive to be extracted from an internal doc
フランス	ANDRA	3 Clay sites	Access	Available as hard copy	53 FEPs, generic provisional, definitions in France
		1 Hard rock sites		?	
スウェーデン	SKI	Site 94 selected FEPs	Toolbook	Available	35 FEPs, titles, reference, description
	SKB	Update of SKI/SKB 89 list	Word Perfect	?	-150 FEPs
カナダ	AECL			?	-250 FEPs
ベルギー	CEN Mol	Boom clay, 1994	Report	Available	W&D93/69/C9281
オランダ	ECN	Rocksalt, vitrified and other wastes	Report	Available	In PROSA report, OPLA-1A 1993
フィンランド	VTT	TVC-92	Report	Available	From report YJT-92-33E, 1992
日本	?	?	?	?	?
ドイツ	?	?	?	?	?
韓国	?	?	?	?	?
台湾	?	?	?	?	?
BIOMOV		Biospheres	dBASE	Available	Being updated and improved
NEA		Group on human actions	Text file	Available	60-70 FEPs

6. 解析コードの開発及び予備的被ばく評価

ここでは、2～5.に述べた代表的生物圏についての概念モデル、数学モデル、及びデータベースを用いて実際に被ばく評価を行うために必要となる解析コード(AMBER)の開発と、このコードを用いて行った予備的評価の結果をまとめる。

6.1 解析コードの開発

AMBER は、複数のコンパートメントとコンパートメント間の核種移行経路として表現される生物圏モデルにおいて、ソース（地層からの核種放出）から供給される核種の各コンパートメント内での濃度の経時変化と、更にこれに起因して各被ばく経路から生ずる被ばく線量を算出するコードであり、グラフィカルユーザーインターフェイスと連立方程式ソルバーとから構成される。本節では、これら二つの主要構成要素の概要をまとめる。コード自体の詳細については巻末の付録－1を参照されたい。

6.1.1 機能の概要

AMBER は、グラフィカルユーザーインターフェイスを用いて図形的に入力・定義されるコンパートメントについて、各コンパートメントと移行経路に関するパラメータ値を設置し、ソースタームを与えることによって、その後の核種移行とこれに伴う被ばく線量とを算出することができる。この際、

- ・ 任意数のコンパートメント、移行経路、及びソースタームの図形処理
- ・ 任意数の核種の崩壊連鎖（分岐・合流を含む）の取扱い
- ・ 経時変化するパラメータ値及びソースタームの取扱い
- ・ 計算結果（各コンパートメント内の核種量、被ばく線量、及び他のユーザー定義のモニター量）経時変化の図形出力

を行うことが可能である。

6.1.2 グラフィカルユーザーインターフェイス

AMBER のグラフィカルユーザーインターフェイスは、Windows 3.1（あるいはそれ以降のバージョン）上で稼動するものであり、以下のメニューバーを有している。

- ・ ファイル
- ・ 編集
- ・ 出力
- ・ ウィンドウ

これらのうちファイル及び編集は、計算ケースの保存、削除、プリントといった一般的なもの（詳細については付録参照）であり、ここでは出力とウィンドウについてその概要を述べる。

(1) 出力メニュー

出力メニューは、

- ・ Calculate
- ・ Graph (Amount)
- ・ Graph (Dose)

を含み、Calculate オプションによって計算を開始し、Graph オプションによって計算結果をグラフ化する。

(2) ウィンドウメニュー

ウィンドウメニューとしては、

- ① Biosphere Mode Window
- ② Contaminants Window
- ③ Decays Window
- ④ Result Time Window

の4種類が含まれる。

① Biosphere Model Window

Biosphere Model Windowの例を図6.1.2-1に示す。ここでは、画面左上にあるTool Barを用いて、コンパートメント（四角）、移行経路（二つの四角にはさまれた矢印）、及びソース（一つの四角のみに連なる矢印）を組み合わせることによって生物圏モデルを作成することができる。また、このウィンドウは、

- compartment edit dialogue box
- transfer edit dialogue box
- source edit dialogue box

を含んでおり、これらのdialogue boxを用いてそれぞれコンパートメント、移行経路、及びソースの名称とパラメータ値のテキスト入力を行うことができる。

② Contaminants Window

Contaminants Window の例を図6.1.2-2に示す。このウィンドウでは、解析対象とする核種の名称と属性（崩壊定数等）とをタイプ入力することができる。また、“ Create Library ” 及び “ Read Library ” ボタンを用いてファイルの書き出しと読み込みが可能である。

③ Decays Window

Decays Window は、②で選定された核種を崩壊連鎖として構成するものである。図6.1.2-3に示す様に、これは親→娘関係をリストとして入力することによって為される。因みに、この例で現れている “ NULL ” は、contaminants 2の娘が解析対象外であることを示している。

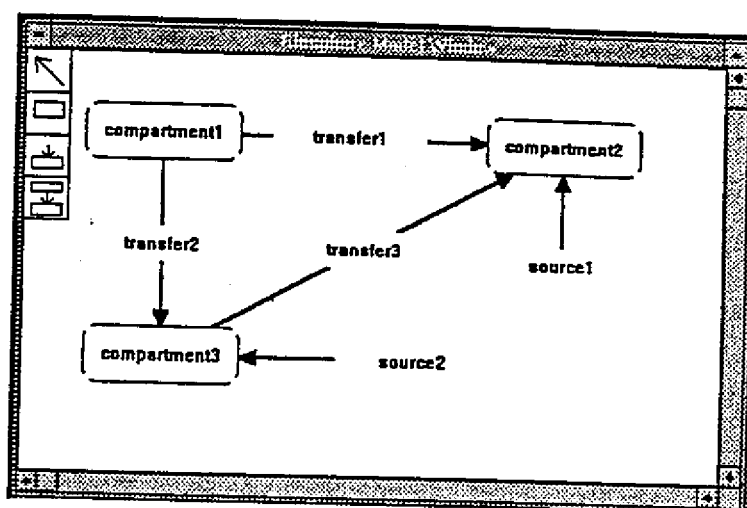


図 6.1.2 - 1 AMBER のBiosphere Model Window

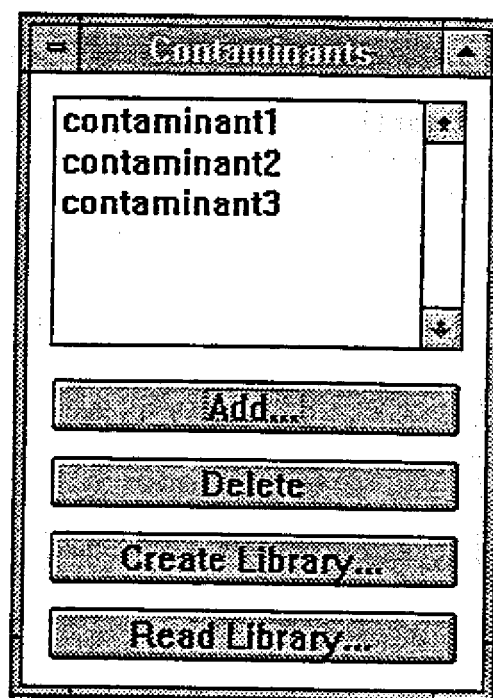


図 6.1.2 - 2 AMBER のContaminant Window

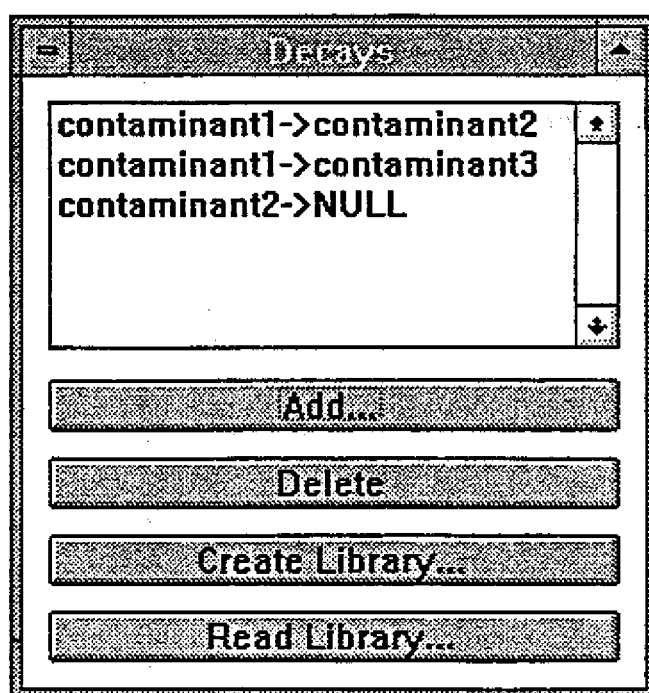


図 6.1.2 - 3 AMBER のDecays Window

④ Result Times Window

Result Times Window は、計算の開始時刻（必ずしも 0 でなくとも良い）と出力時刻とを指定するものである。例を図 6.1.2 - 4 に示す。

6.1.3 ソーバー

5. に述べた数学モデルは、全て核種量に関して線型のものであるため、AMBER が解くべき問題は（一階の）線型常微分方程式系となる。そこで、現在の AMBER は、この方程式系を Laplace 変換して、この結果得られる代数方程式群を解くソーバーを有している。

この様に、ソーバーが解析的なものであるために計算速度が高く、また、タイムステッピングを必要としないために出力時刻における結果を直接計算することができる。

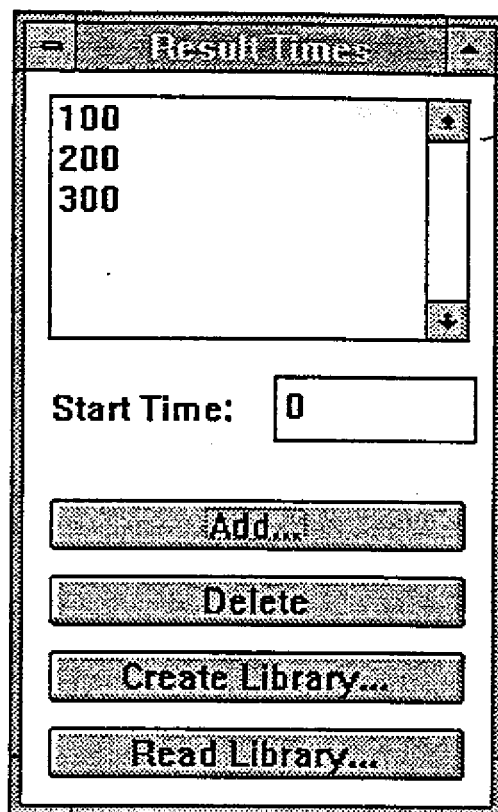


図 6.1.2 - 4 AMBER の Result Times Window

6.2 予備的被ばく評価

6.1 に述べたAMBER コードを用い、コードの適用性の確認を主たる目的とした予備的解析を行った。結果を以下にまとめる。

6.2.1 生物圏モデル

本年度の予備的解析では、2.に述べた代表的生物圏モデルを用いて

- ・ 海洋環境モデル
- ・ 内陸環境モデル
- ・ 井戸水利用モデル

を構成し、これらについての核種移行及び被ばく計算を行った。

(1) 海洋環境モデル

AMBER 上で作成された海洋環境モデルを図6.2.1-1に示す。このモデルは、コンパートメントとして、

- ・ 上部土壌 (Upper Soil)
- ・ 下部土壌 (Lower Soil)
- ・ 沿岸海洋水 (LMarine Wat)
- ・ 沿岸海洋堆積物 (LMarine Sed)

及びSinkを持つ。移行経路としては、

- ・ 地下水浸透+生物擾乱 (US-LS)
- ・ 生物擾乱+浸食 (LS-US)
- ・ 海洋エアロゾル+洪水 (LMW-US)

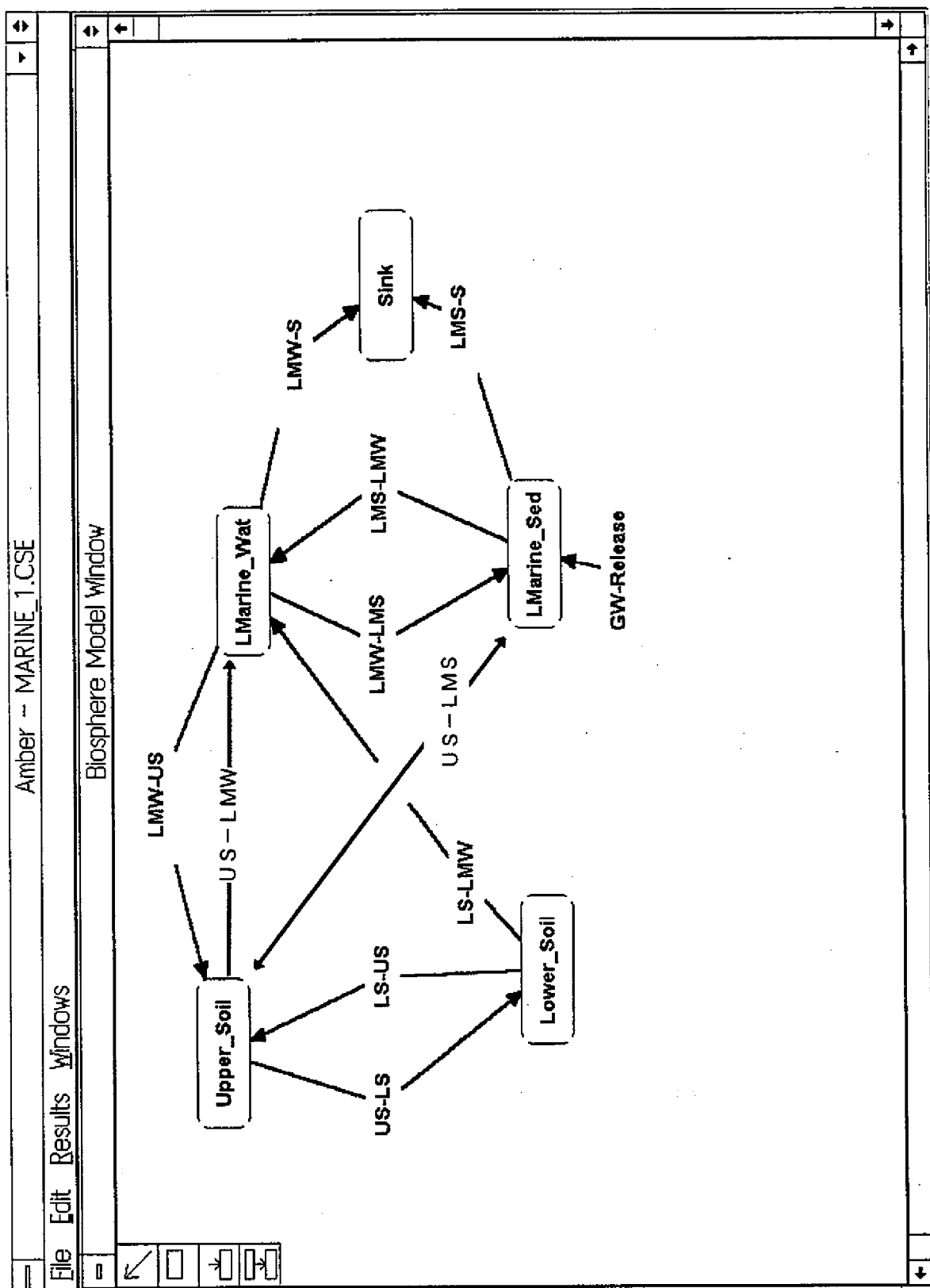


図 6.2.1-1 海洋環境モデル (AMBER)

- ・ 地下水浸透 (LS-LMW)
- ・ グロスの沈澱 (LMW-LMS)
- ・ 再浮遊 (LMS-LMW)
- ・ 海洋拡散 (LMW-S)
- ・ 正味の沈澱 (LMS-S)
- ・ 浸食 (US-LMW)
- ・ 海水位変化 (US-LMS)

が考慮されており、沿岸の海洋底に放出された核種はこれらの経路を介してコンパートメントに移行、配分されることとなる。

また、被ばく経路としては、各コンパートメントについて以下のものを考える。

上部土壌

- ・ 土壌からの外部被ばく
- ・ 浮遊土壌の吸入
- ・ 土壌の不用意な摂取
- ・ 汚染された農作物の摂取
- ・ 汚染された畜産物の摂取

沿岸海洋水

- ・ 海産物の摂取
- ・ エアロゾルの吸入

沿岸海洋堆積物

- ・ 表面堆積物による外部被ばく
- ・ 浮遊堆積物の吸入
- ・ 堆積物の不用意な摂取

AMBER は、各コンパートメント内の核種量に基づき、各経路からの被ばく線量を

算出する。

(2) 内陸環境モデル

AMBER 上で作成した内陸環境モデルを図 6.2.1-2 に示す。ここでは海洋環境モデルで考えたコンパートメントに加えて、

- ・ 河川水 (River Water)
- ・ 河川堆積物 (River Sediment)

がモデル化されている。また、これに対応して、

- ・ 灌漑＋洪水 (RW-US)
- ・ 浚渫／蛇行 (RS-US)
- ・ ベッドロード輸送 (RS-LMS)
- ・ グロス沈殿 (RW-RS)
- ・ 再浮遊 (RS-RW)
- ・ 河川流 (RW-LMW)

という移行経路が考慮されている。このモデルでは、核種はまず下部土壌に放出され、その後、各コンパートメントに移行・配分されることとなる。

また被ばく経路としては、

河川水

- ・ 直接飲用
- ・ 水中から建屋中への Rn-222 の発散
- ・ 水からの外部被ばく
- ・ 汚染農畜産物の摂取
- ・ 淡水産物の摂取

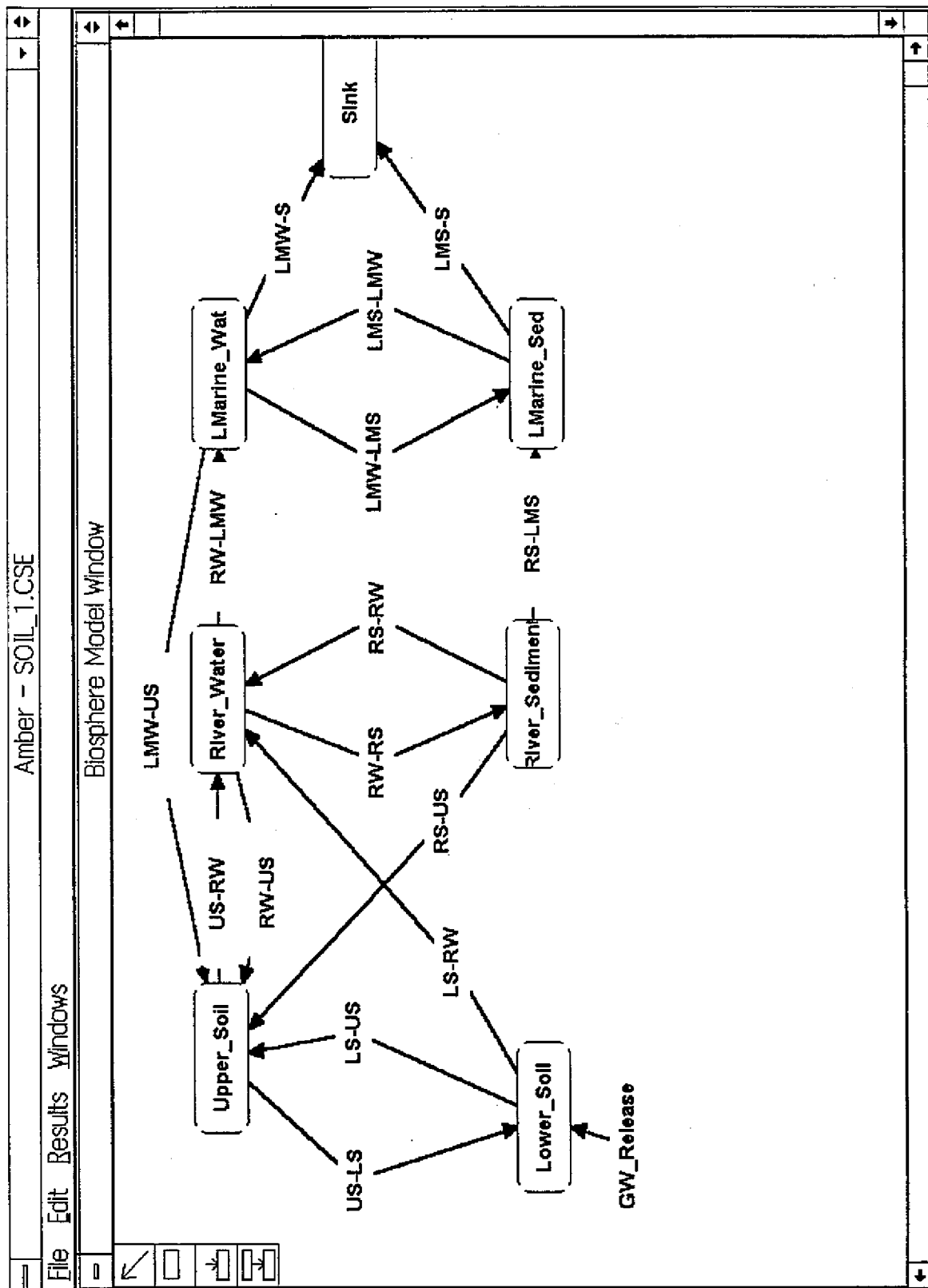


図 6.2.1 - 2 内陸環境モデル (AMBER)

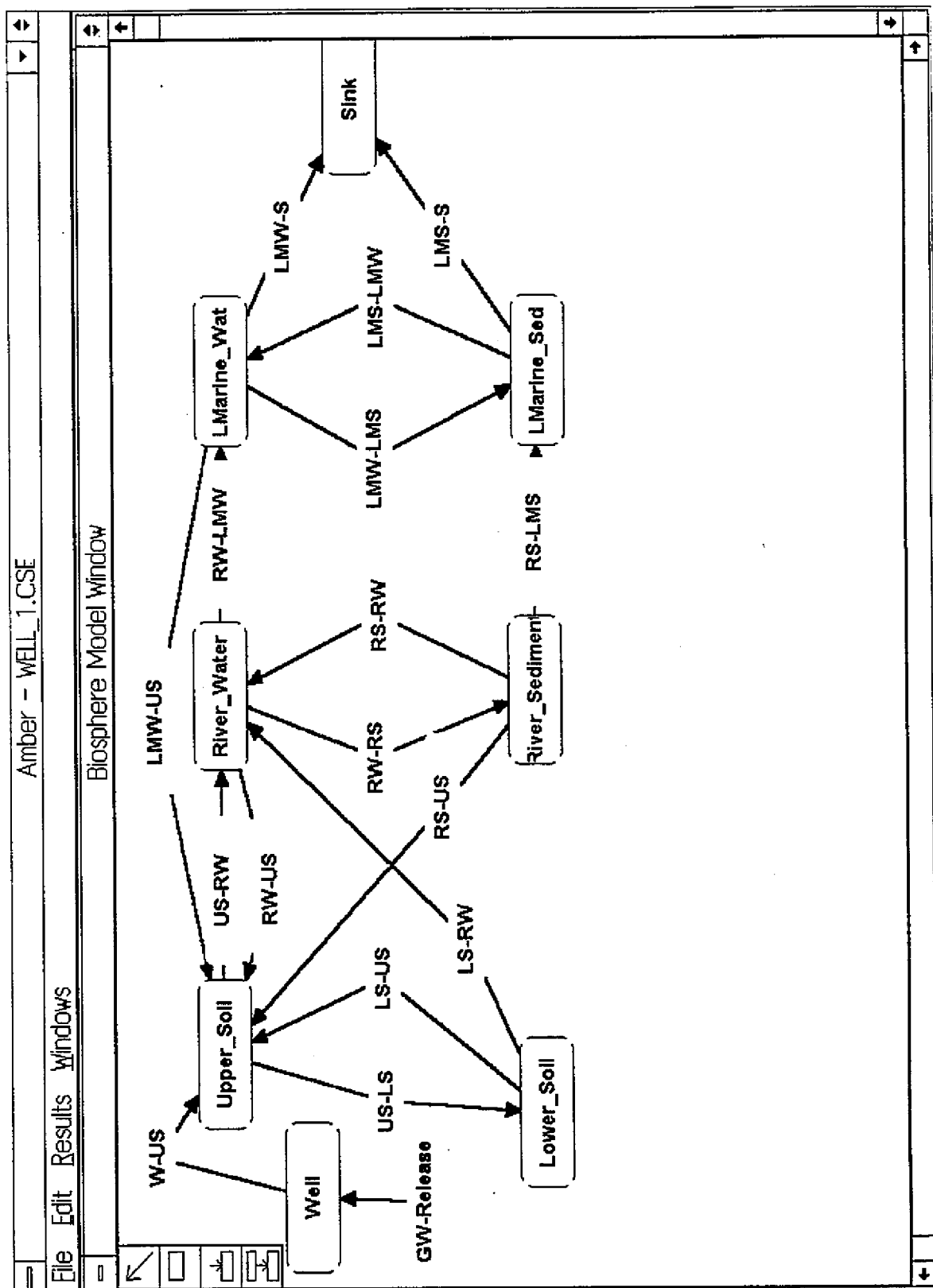


図 6.2.1-3 井戸水利用モデル (AMBER)

河川堆積物

- ・沿岸海洋堆積物と同様

(3) 井戸水利用モデル

AMBER 上で作成した井戸水利用モデルを図 6.2.1-3 に示す。コンパートメント及び移行経路は(2)とほぼ同じであり、相異点は、井戸コンパートメントが付加され核種は下部土壌ではなくここに放出されること、及び、井戸から上部土壌への灌漑が移行経路として考慮されていることである。また、井戸水に関する被ばく経路は河川水に関するそれとほぼ同じである。

6.2.2 解析対象核種及び天然バリアからの核種放出率

解析対象核種としては、平成 3 年度成果報告書において被ばく線量への寄与の大きかった以下の核種を考える。

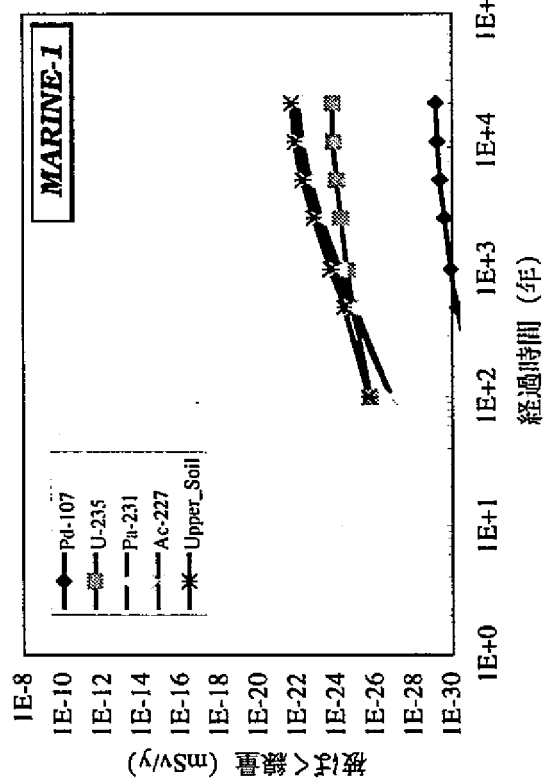
- ・ Pd-107
- ・ U-235 → Pa-231 → Ac-227
- ・ U-238 → U-234 → Th-230 → Ra-226 → Pb-210 → Po-210

また、ソースタームとなる天然バリアからの核種放出率については、平成 3 年度成果報告書における計算結果（表 4.5-4 但し同報告書の対象外である娘核種については 0）を用いることとし、放出期間は生物圏の過渡期間に比べて十分長いことから連続放出を仮定した。また、井戸水利用モデルについては移行距離 10m、他のモデルについては 1,000m に於ける放出率一定と仮定した。

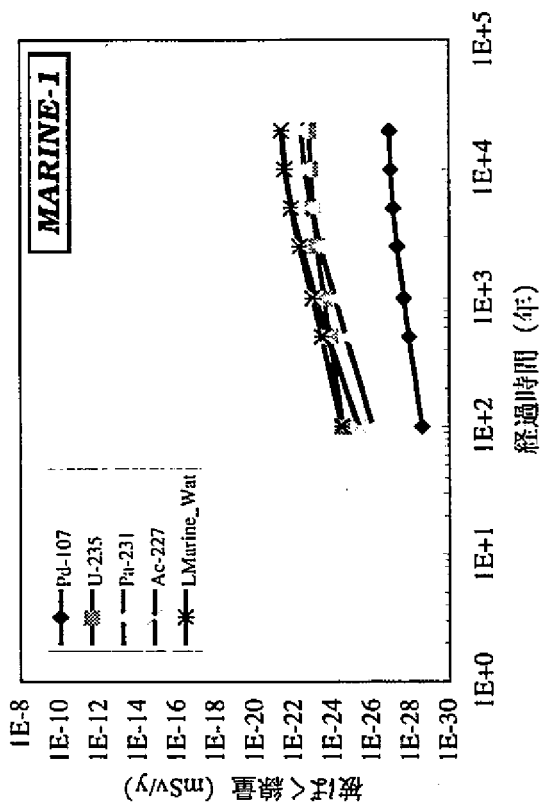
6.2.3 解析結果

6.2.2 に述べた核種をグループ 1（Pd-107, U-235 系列）とグループ 2（U-238 系列）に区分して AMBER のファイルを作成し、各生物圏モデルについての移行・被

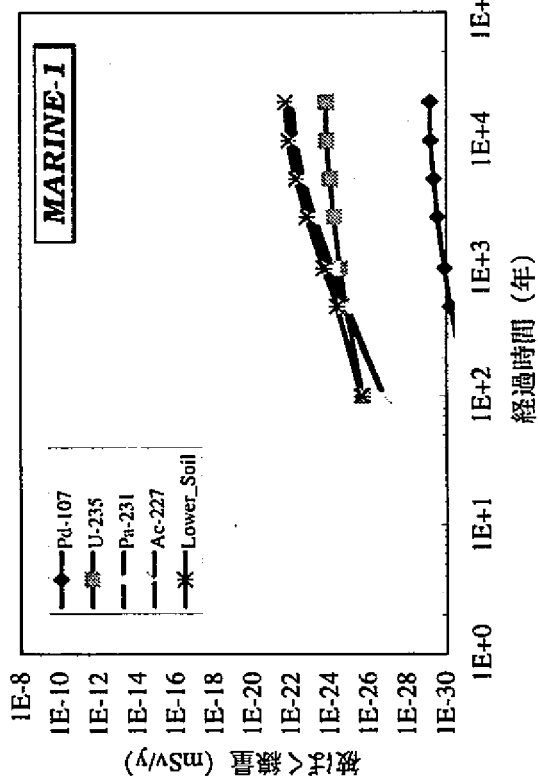
上部土壌



沿岸海洋水



下部土壌



沿岸海洋堆積物

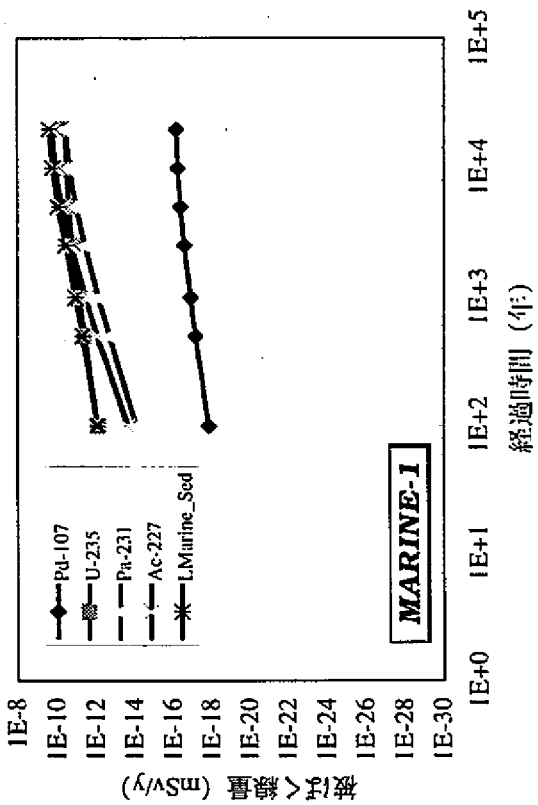
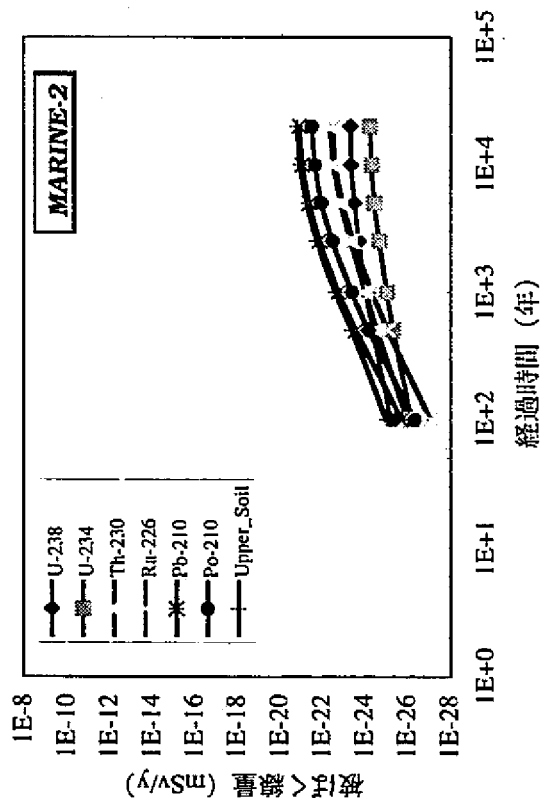
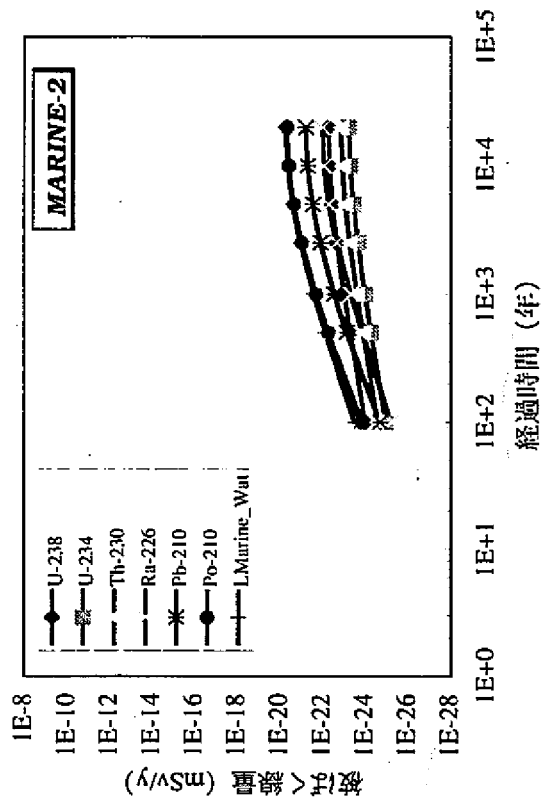


図 6.2.3 - 1 海洋環境モデルでの被ばく線量(1/4)
(コホートメイト毎/核種グループ1)

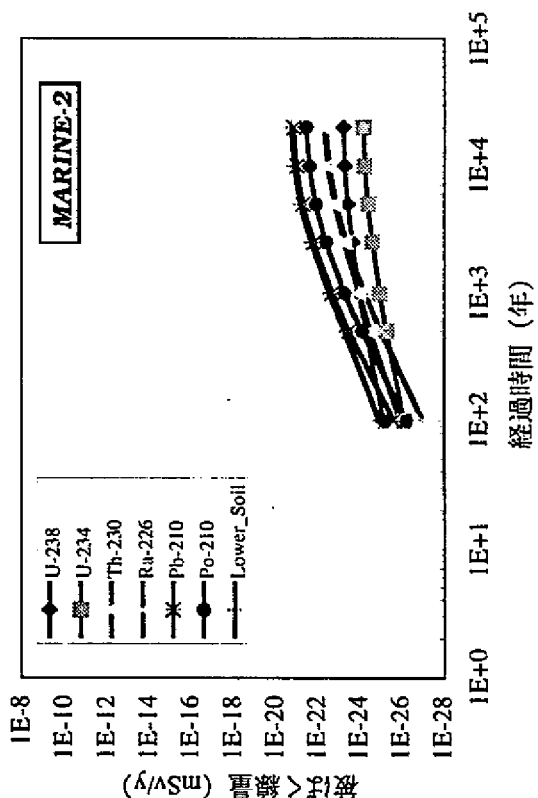
上部土壌



沿岸海洋水



下部土壌



沿岸海洋堆積物

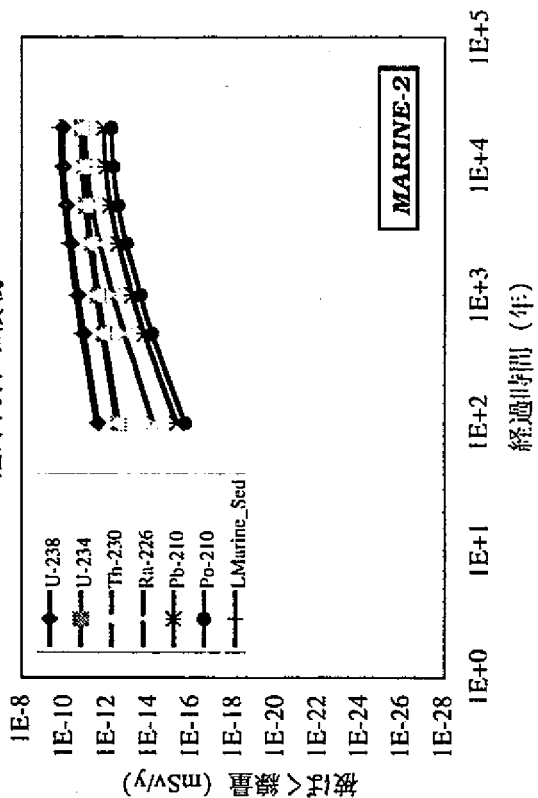


図 6.2.3-1 海洋環境モデルでの被ばく線量 (2/4)
(コホート/ト/毎/核種グループ2)

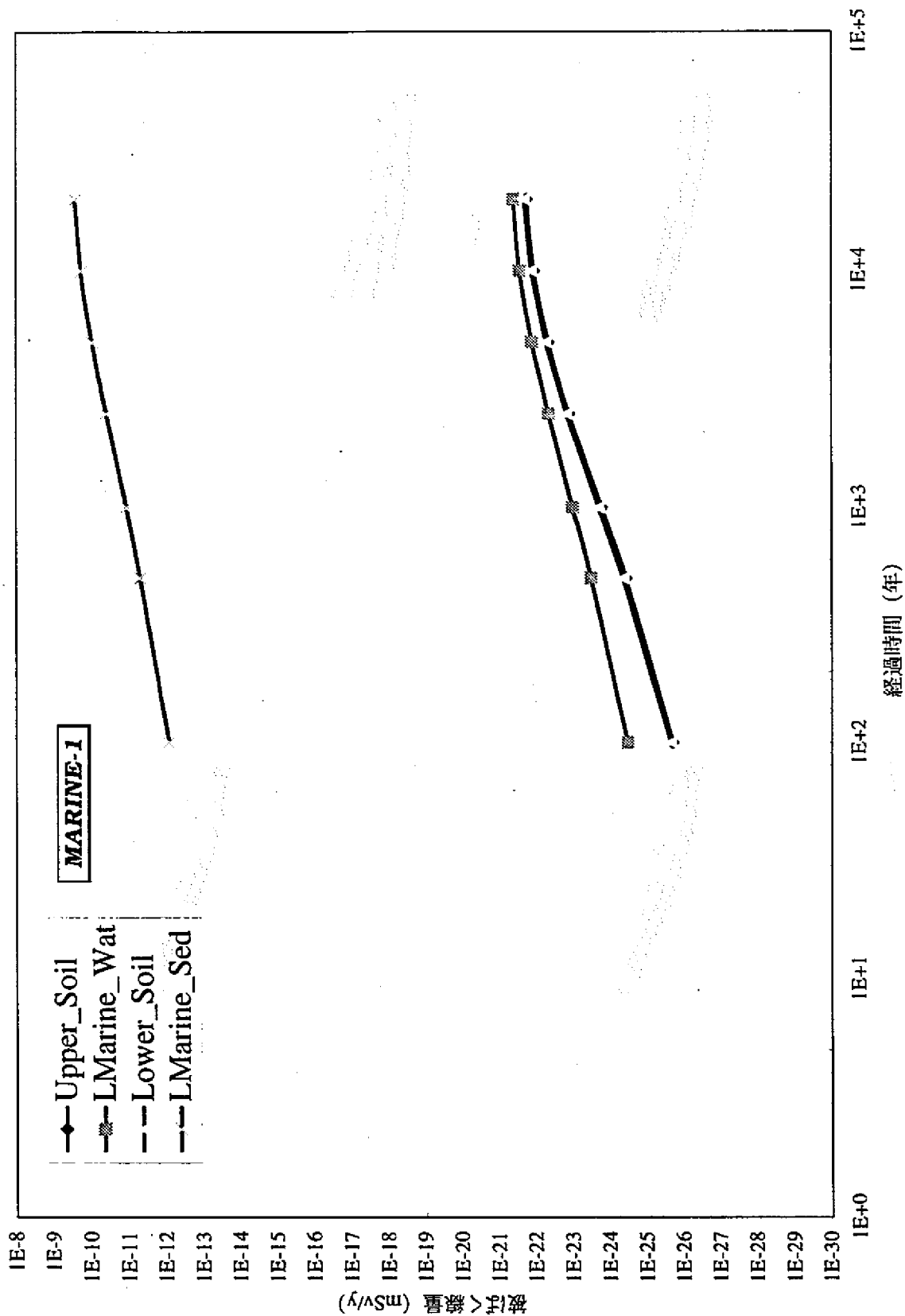


図 6.2.3 - 1 海洋環境モデルでの被ばく線量(3/4)
(核種グループI)

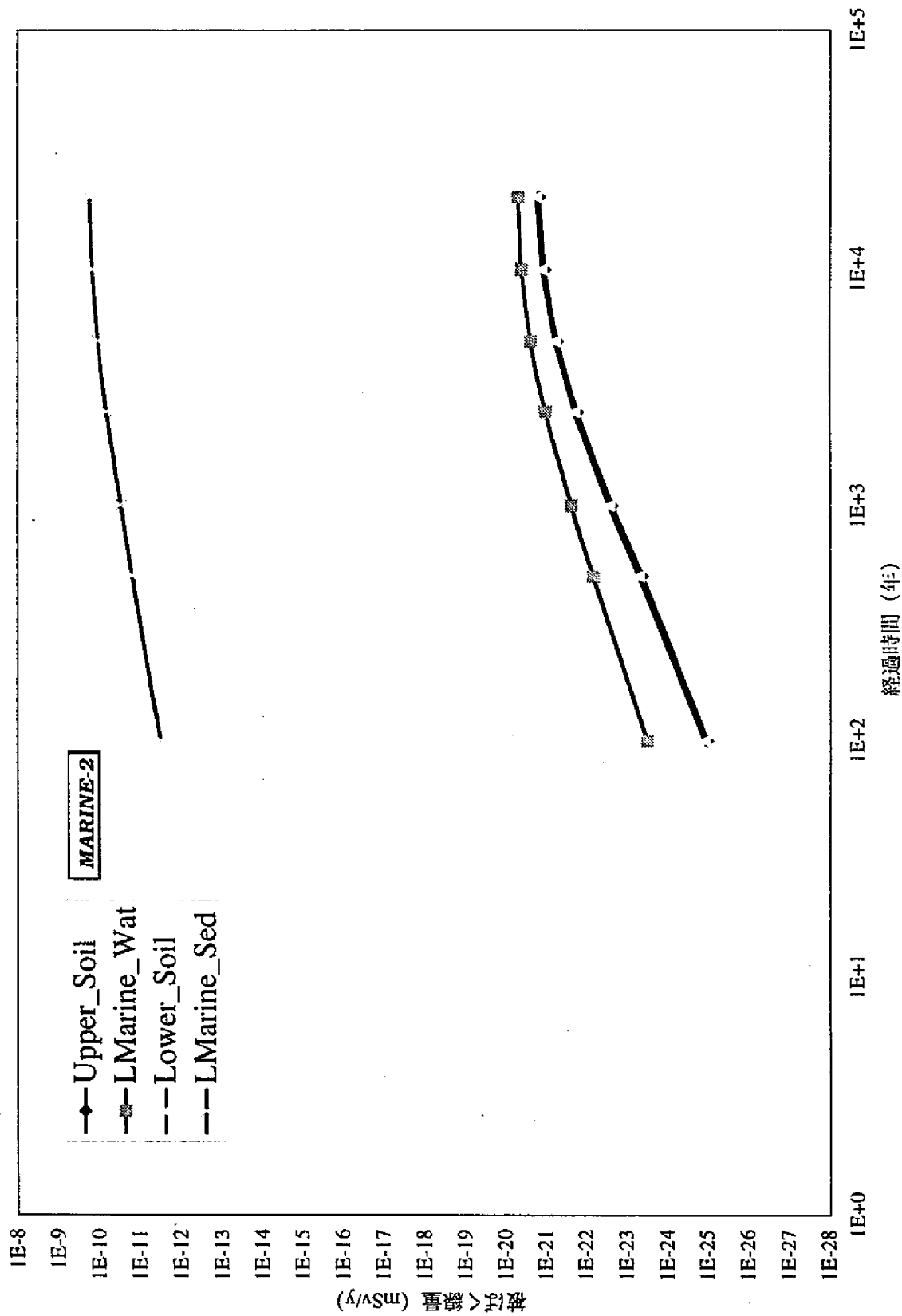
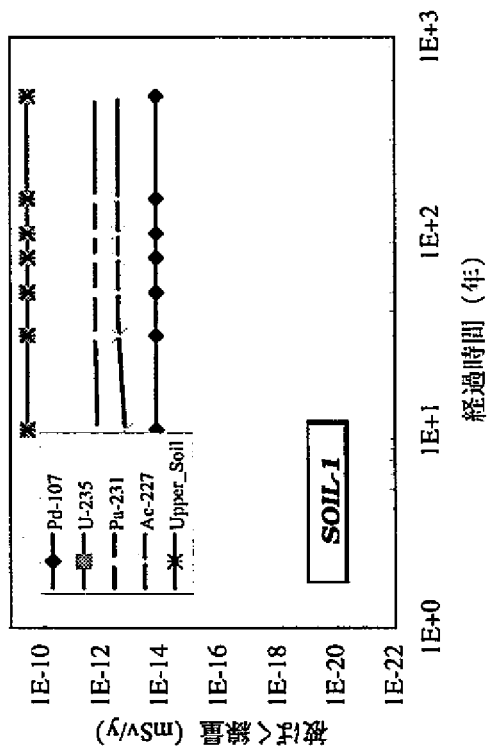
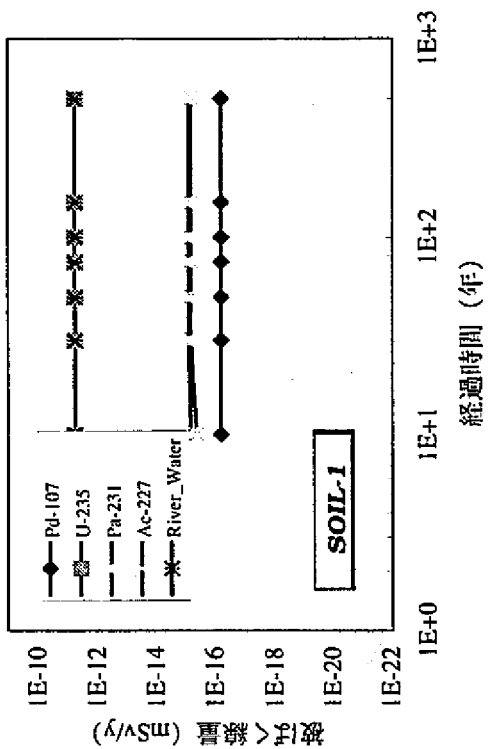


図 6.2.3-1 海洋環境モデルでの被ばく線量(1/4)
(核種グループ2)

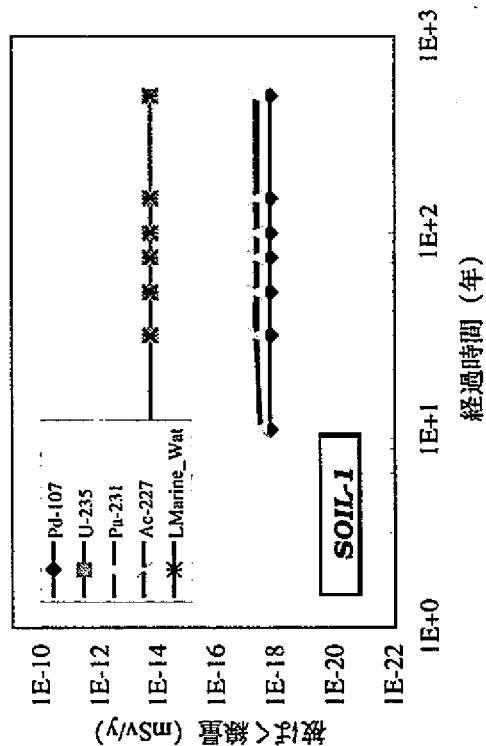
上部土壌



河川水



沿岸海洋水



下部土壌

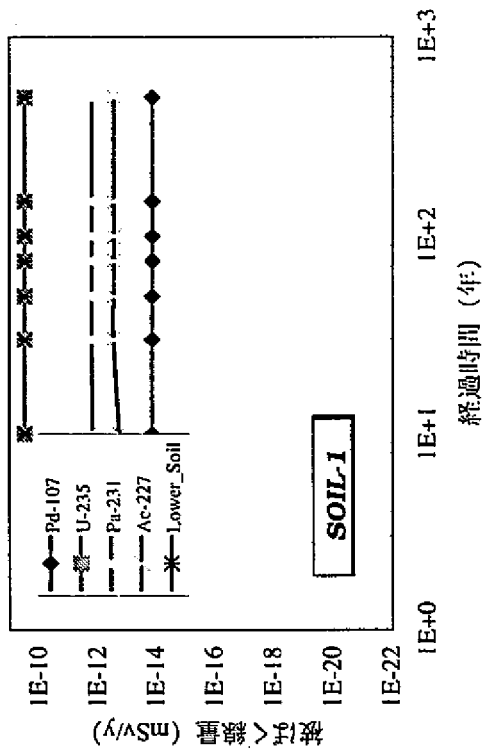


図 6.2.3 - 2 内陸環境モデルでの被ばく線量(1/6)
(ゴート/ト/毎/核種グループ)

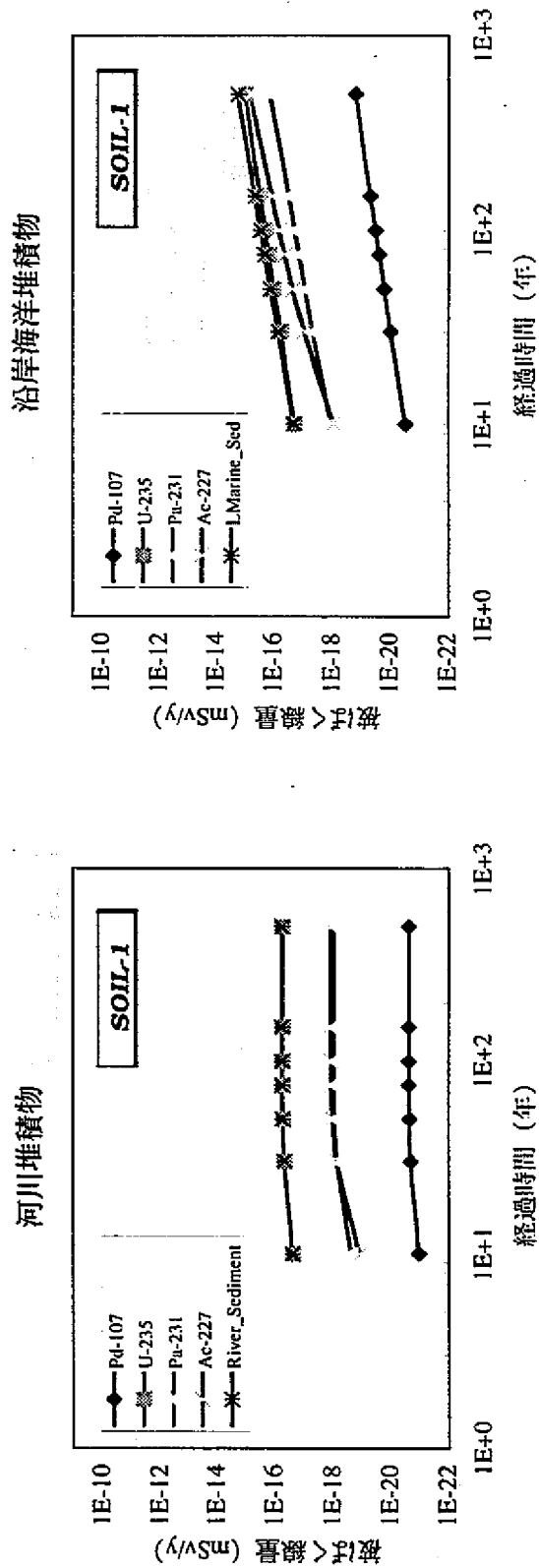
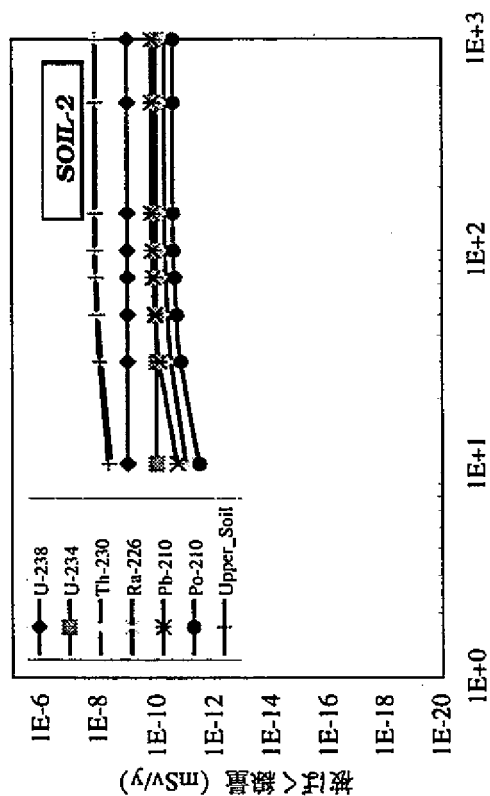
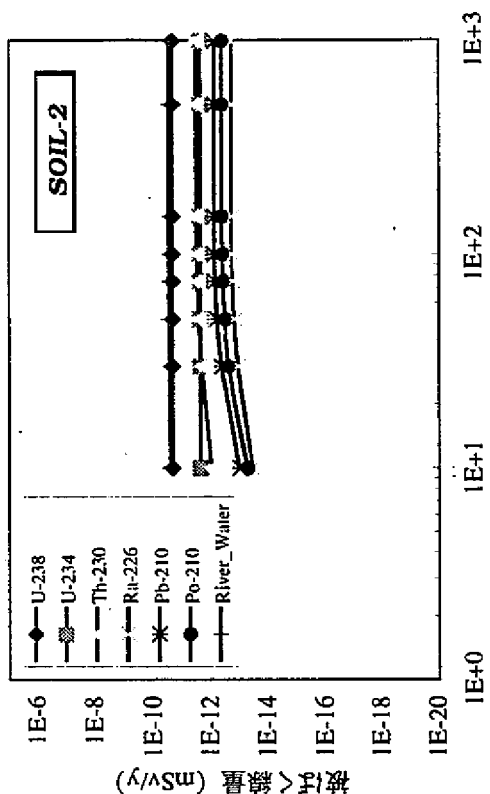


図 6.2.3 - 2 内陸環境モデルでの被ばく線量(2/6)
(コバート/ト/核種グループ1)

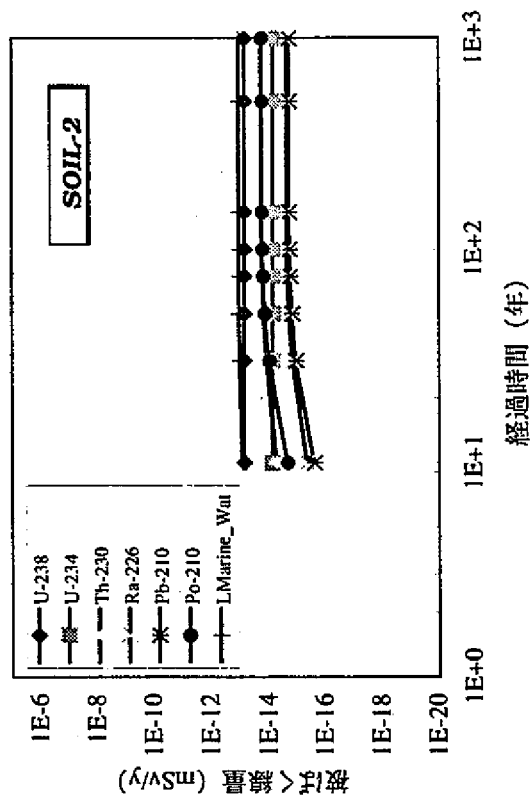
上部土壌



河川水



沿岸海洋水



下部土壌

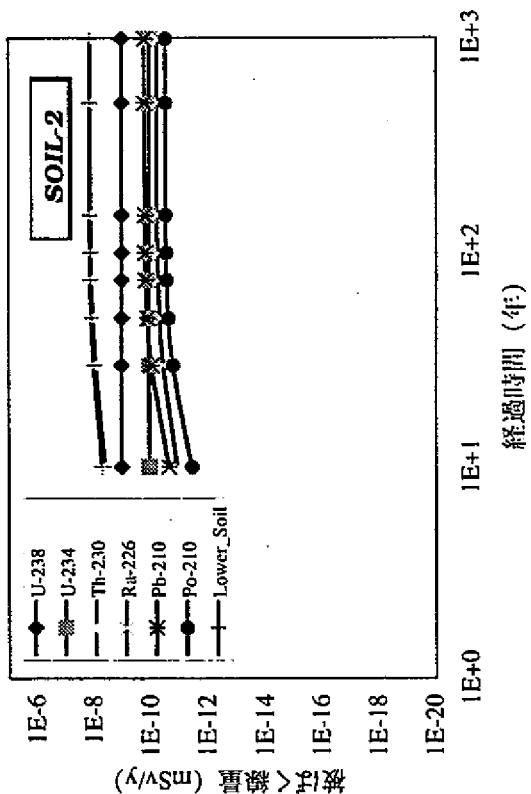


図 6.2.3-2 内陸環境モデルでの被ばく線量(3/6)
(コバトメント毎/核種グループ2)

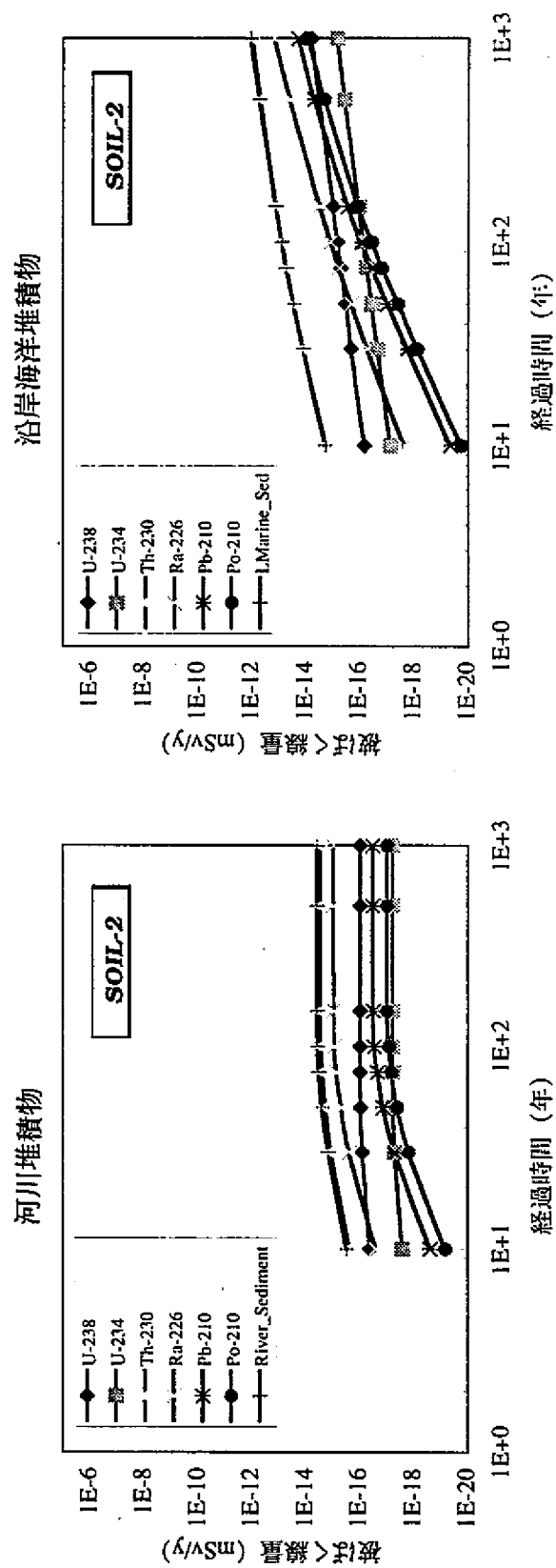


図 6.2.3 - 2 内陸環境モデルでの被ばく線量(4/6)
(コホート毎/核種グループ2)

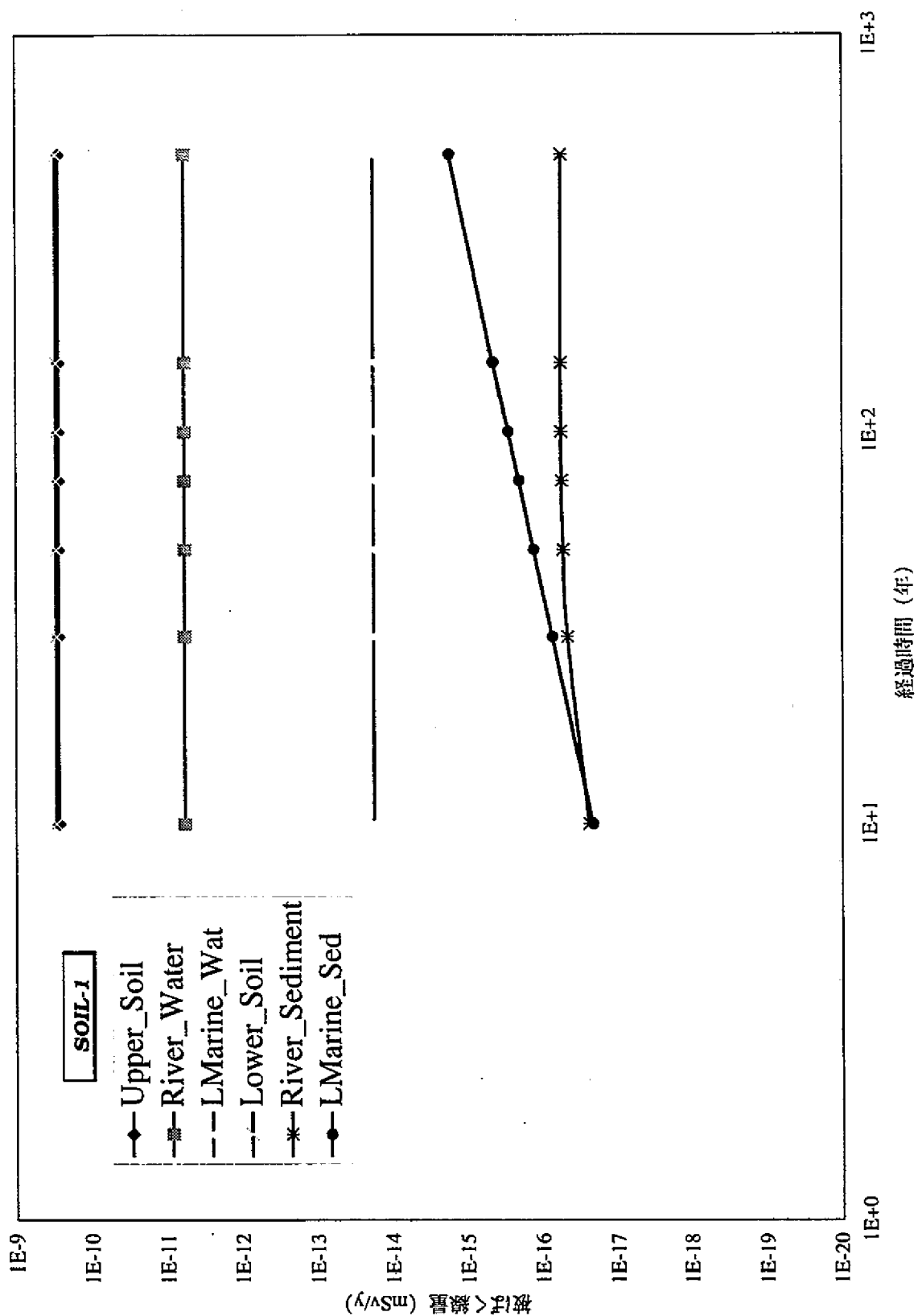


図 6.2.3-2 内陸環境モデルでの被ばく線量(5/6)
(核種グループ1)

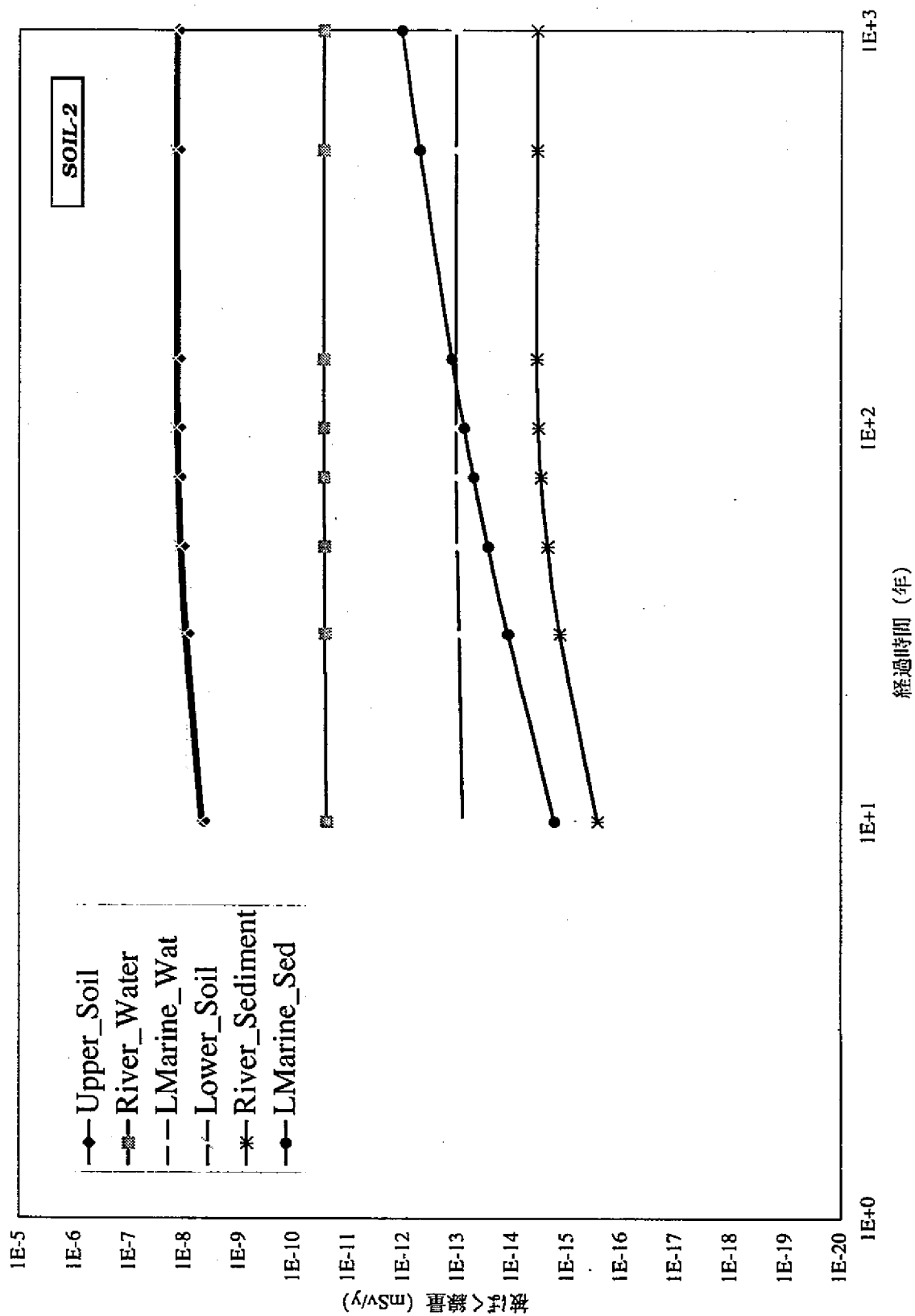
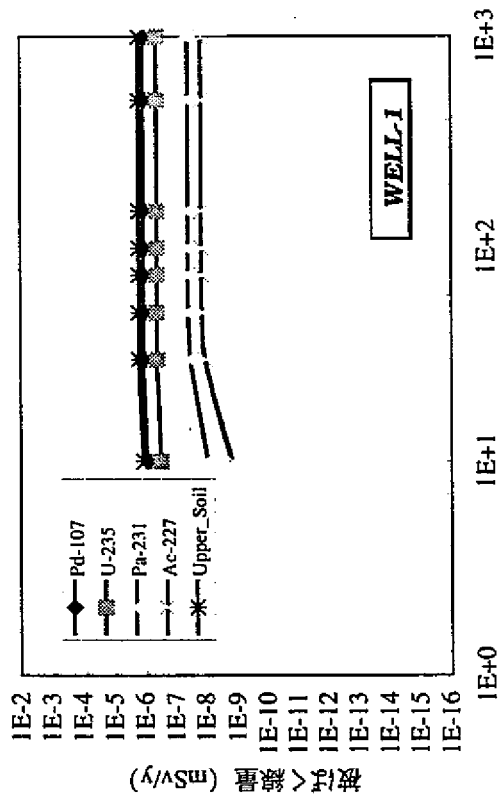
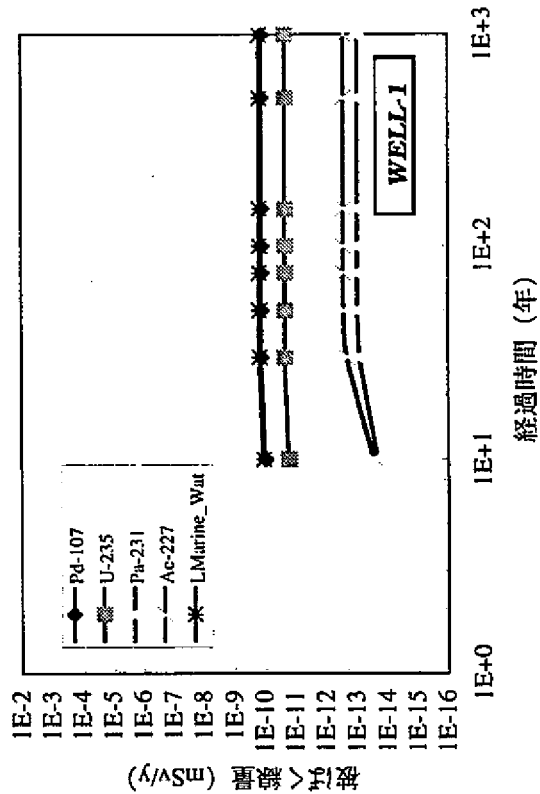


図 6.2.3-2 内陸環境モデルでの被ばく線量 (6/6)
(核種グループ2)

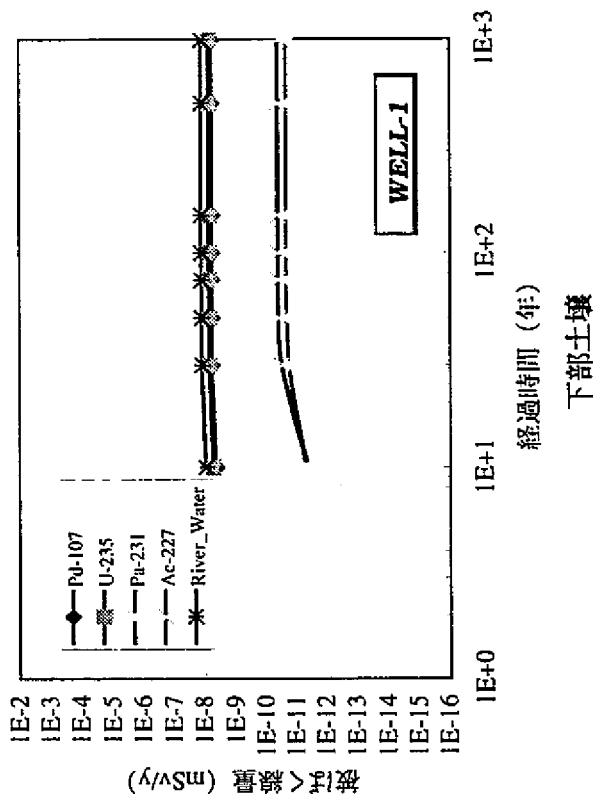
上部土壌



沿岸海洋水



河川水



下部土壌

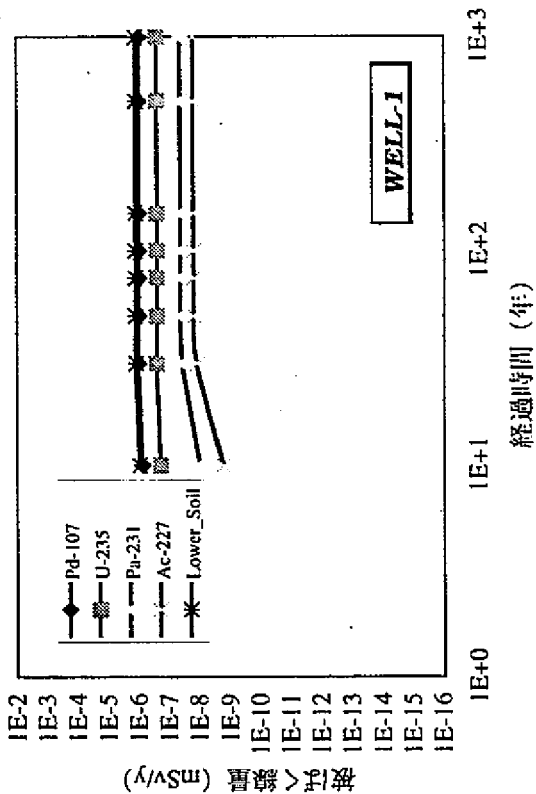
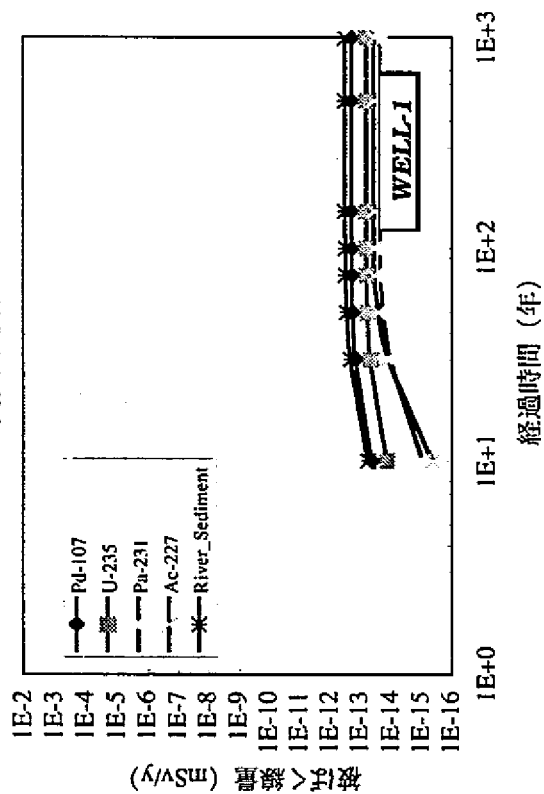
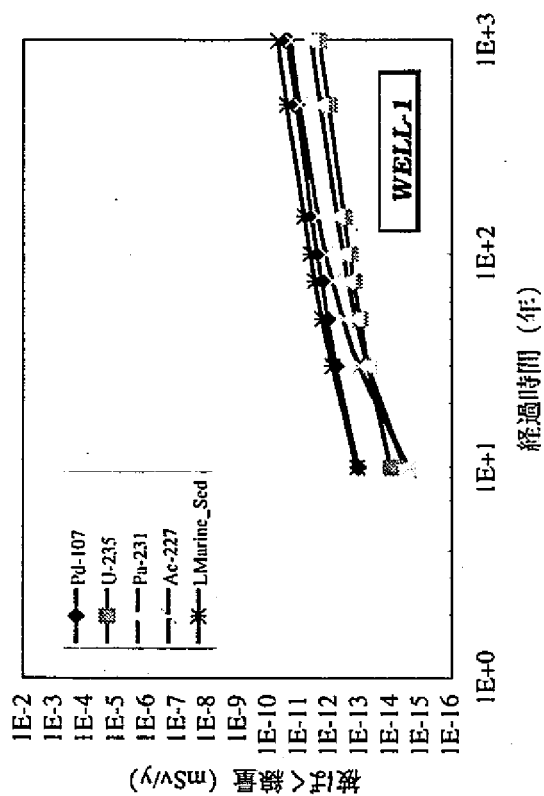


図 6.2.3-3 井戸水利用モデルでの被ばく線量(1/6)
(コバメント毎/核種グループ1)

河川堆積物



沿岸海洋堆積部



井戸

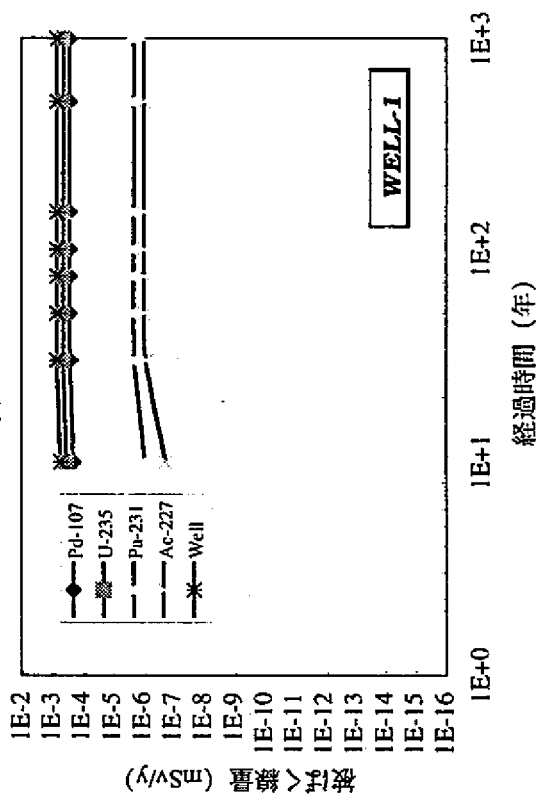


図 6.2.3 - 3 井戸水利用モデルでの被ばく線量 (2/6)
(ゴバトメント毎/核種グループ1)

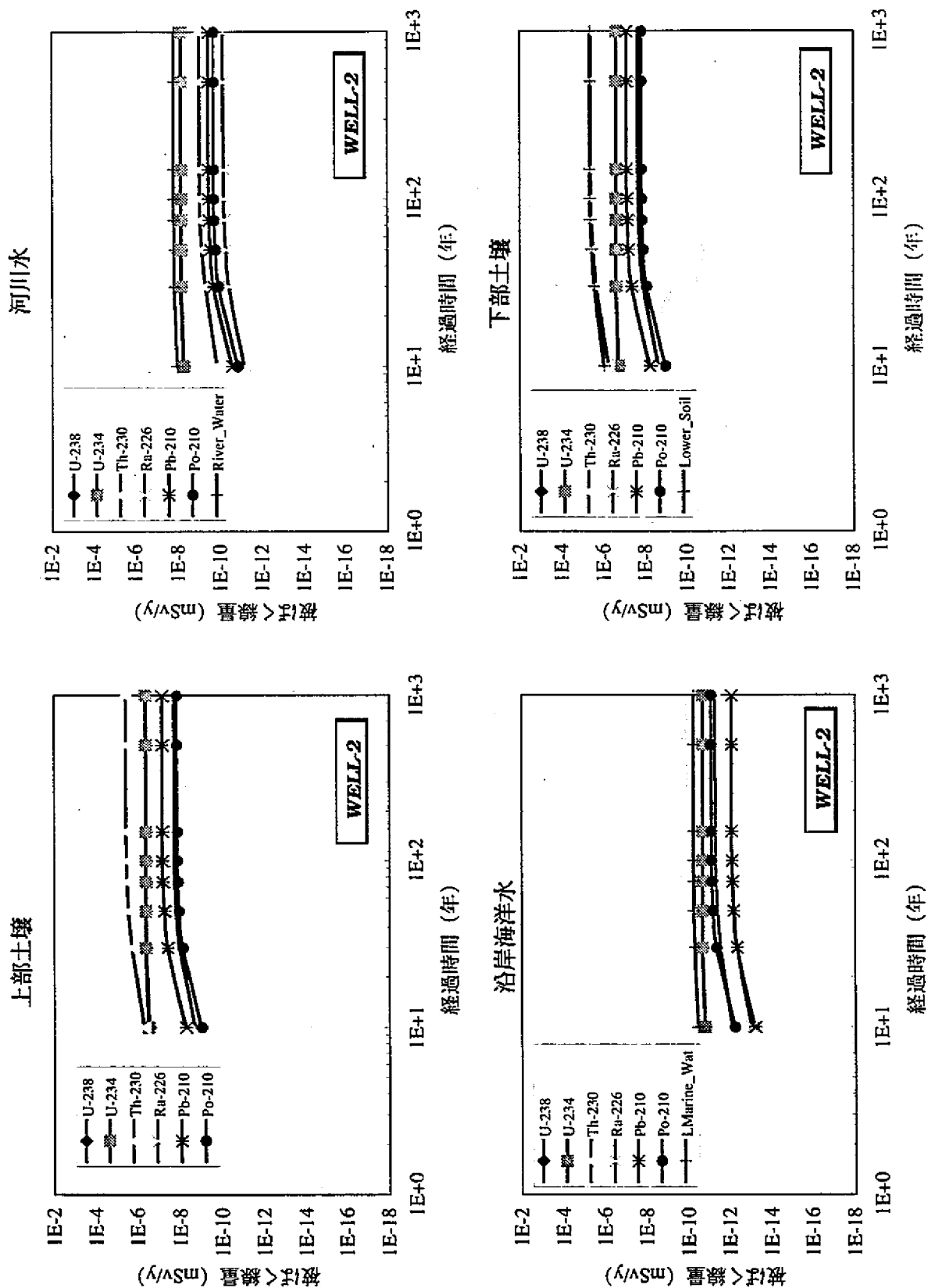
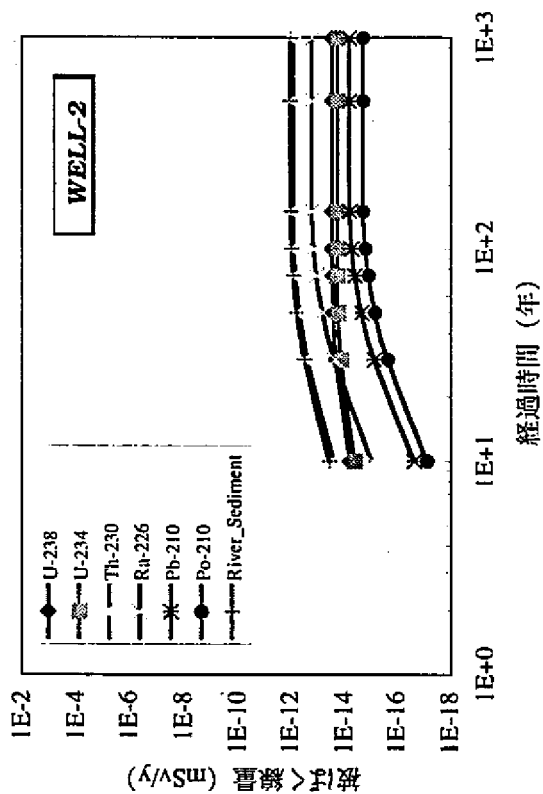
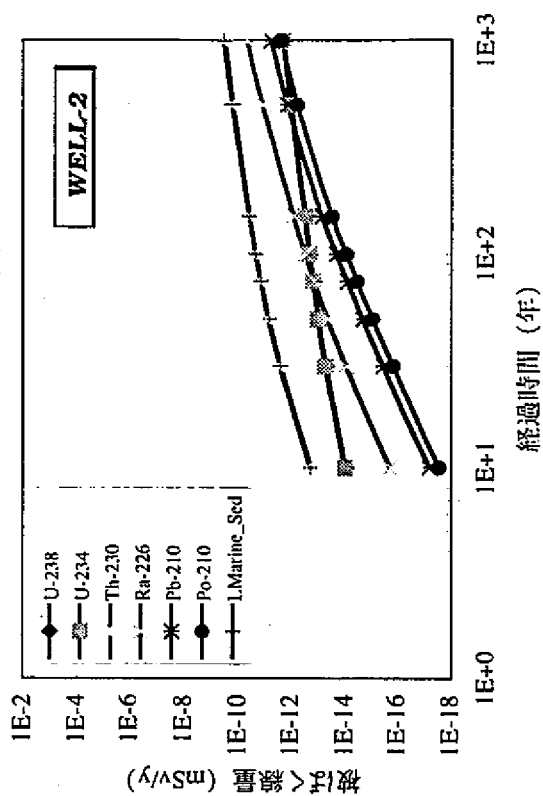


図 6.2.3 - 3 井戸水利用モデルでの被ばく線量 (3/6)
(コホート毎/核種グループ2)

河川堆積物



沿岸海洋堆積部



井戸

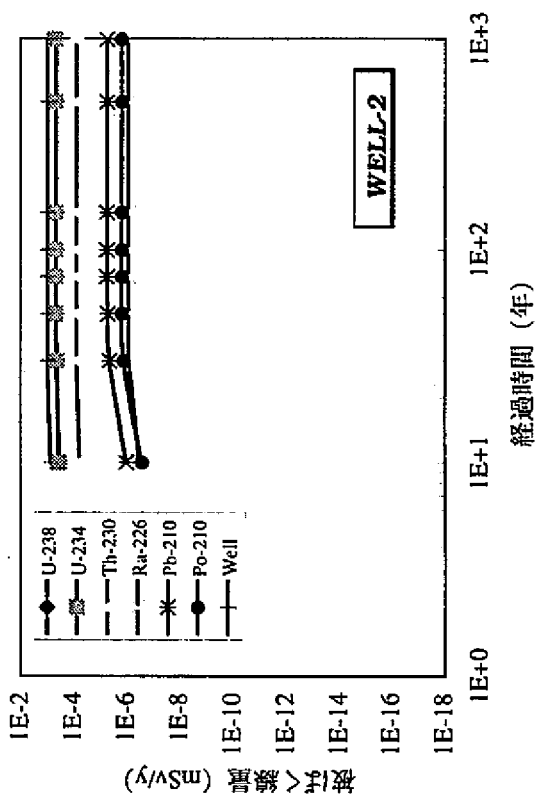


図 6.2.3 - 3 井戸水利用モデルでの被ばく線量(4/6)
(コホート毎/核種グループ2)

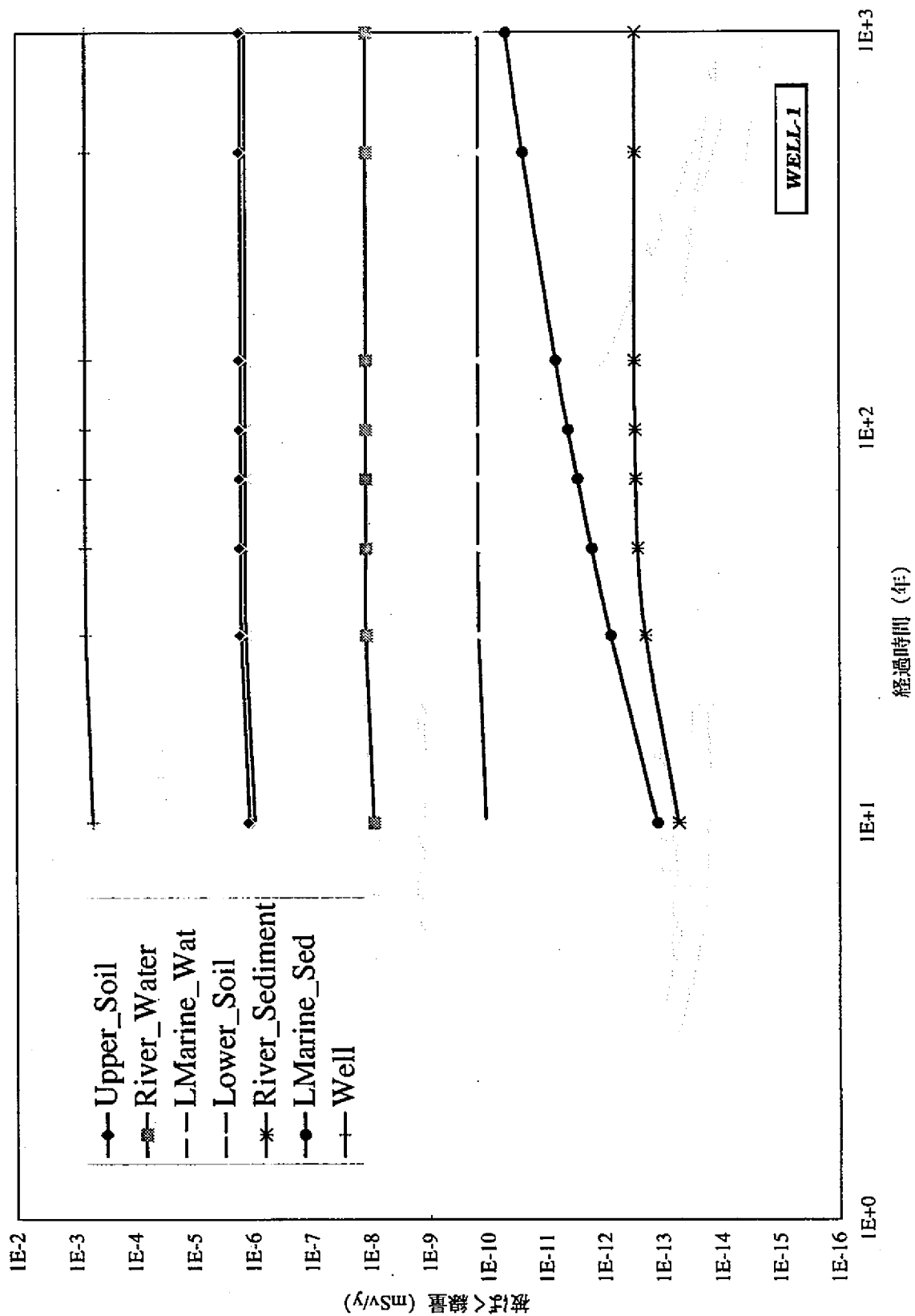


図 6.2.3-3 井戸水利用モデルでの被ばく線量 (5/6)
(核種グループ1)

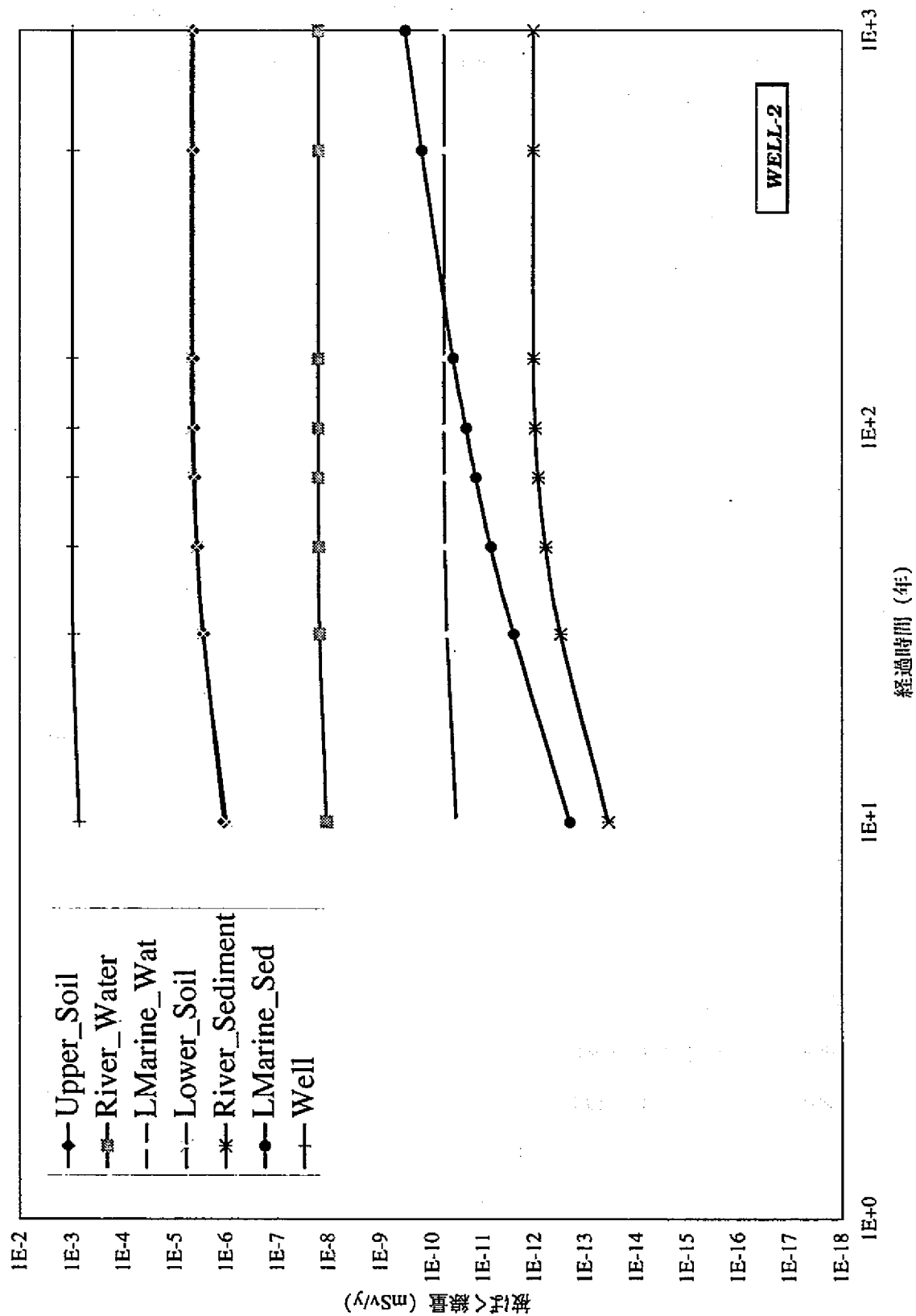


図 6.2.3-3 井戸水利用モデルでの被ばく線量 (6/6)
(核種グループ2)

ばく線量計算を行った。結果を図6.2.3-1～3にまとめる。

平成3年度成果報告書に於いては、飲料水摂取に起因する被ばく線量が計算されている(図4.5-11)。この結果(希釈水量 $10^4 \text{ m}^3/\text{yr}$ に於いて $2 \times 10^{-2} \text{ mSv/yr}$)と本計算による井戸水モデルに於ける飲用による被ばく線量($1.66 \times 10^{-3} \text{ mSv/yr}$)及び平成3年度成果報告書に於ける $10^8 \text{ m}^3/\text{yr}$ オーダーの河川による希釈を考慮した場合の被ばく線量と本計算に於ける内陸環境モデルについての飲料水摂取による被ばく線量はほぼ整合的と考えられる。

予備解析結果に関して注意を要する点は、内陸環境モデルに於ける被ばくを支配しているが河川水の飲用ではなく、土壌における農作物及び畜産物の摂取($2.8 \times 10^{-8} \text{ mSv/yr}$)であるということである。

6.2.4 感度解析の試算

ここでは、上述した各環境モデルのうち最も被ばく線量の高かった井戸水利用モデルにおいて、各コンパートメントのうち最も寄与の大きい井戸及び上部土壌層に関する移行パラメータを種々に変化させて計算を実行することにより、関連するパラメータの感度を検討することとした。感度解析のために抽出されたパラメータは、以下のものである。

- (1)井戸容積 V_{rw}
- (2)灌漑の行われる上部土壌層の面積 $A_{s,i}$
- (3)灌漑の行われる上部土壌層の容積 $V_{s,i}$
- (4)灌漑の行われる上部土壌層を通過する地下水流量 G_r
- (5)上部土壌に対する放射性核種の分配係数 k_d

これらのパラメータについて、4章にまとめたデータセットに基づき、標準値を中心として表中の変動幅の範囲内で感度解析を行った。各計算ケースにおけるこれらのパラメータの設定値を表6.2.4-1にまとめる。また、各ケースにおいて算出

された井戸及び上部土壌コンパートメントにおける最大被ばく線量をそれぞれ図6.2.4 —1 及び図6.2.4 —2 にまとめる。図から明らかなように、井戸における最大被ばく線量は井戸の容積と灌漑の行われる上部土壌層の面積の比にのみ依存し、この比とはほぼ比例関係にある（最大被ばく線量の変動範囲として約5 桁）。また、上部土壌における被ばく線量は、上部土壌を通過する地下水流量と、上部土壌容積×分配係数の比にのみ依存し、この比が標準値よりも小さい側ではほぼ線形な感度を示すが、標準値よりも大きい側では感度は鈍化して一定値へと漸近する。

以上の結果をまとめれば、標準値に基づき算出された最大被ばく線量を大きく上回る可能性として、大きな容量の井戸において小さい耕作面積に対する灌漑を行う様な交換頻度の小さい水利用が挙げられる。この可能性については、生物圏についてのより具体的な条件設定とこれに整合的な人間活動とを考えたより詳しい検討が必要と考えられる。

表6.2.4 —1(1) 感度解析のためのケース設定

* 下線は標準値

ケースNo.	V_{rw} (m^3)	A_{usi} (m^2)	V_{sed} (m^3)	G_r (m^3/yr)	kd (m^3/kg)
1	<u>2 E4</u>	<u>1 E4</u>	<u>3 E3</u>	<u>5 E5</u>	<u>標準値*</u>
2	2 E5	<u>1 E4</u>	<u>3 E3</u>	<u>5 E5</u>	<u>標準値*</u>
3	2 E6	<u>1 E4</u>	<u>3 E3</u>	<u>5 E5</u>	<u>標準値*</u>
4	2 E3	<u>1 E4</u>	<u>3 E3</u>	<u>5 E5</u>	<u>標準値*</u>
5	2 E2	<u>1 E4</u>	<u>3 E3</u>	<u>5 E5</u>	<u>標準値*</u>
6	<u>2 E4</u>	1 E5	<u>3 E3</u>	<u>5 E5</u>	<u>標準値*</u>
7	<u>2 E4</u>	1 E6	<u>3 E3</u>	<u>5 E5</u>	<u>標準値*</u>
8	<u>2 E4</u>	1 E3	<u>3 E3</u>	<u>5 E5</u>	<u>標準値*</u>
9	<u>2 E4</u>	1 E2	<u>3 E3</u>	<u>5 E5</u>	<u>標準値*</u>
10	<u>2 E4</u>	<u>1 E4</u>	3 E4	<u>5 E5</u>	<u>標準値*</u>
11	<u>2 E4</u>	<u>1 E4</u>	3 E2	<u>5 E5</u>	<u>標準値*</u>

* 表4.4 —5(1)の各元素についての標準値

表6.2.4 —1(2) 感度解析のためのケース設定

* 下線は標準値

ケースNo.	V_{fw} (m^3)	A_{usi} (m^2)	V_{sed} (m^3)	G_r (m^3/yr)	kd (m^3/kg)
12	<u>2 E4</u>	<u>1 E4</u>	<u>3 E3</u>	5 E6	<u>標準値*</u>
13	<u>2 E4</u>	<u>1 E4</u>	<u>3 E3</u>	5 E7	<u>標準値*</u>
14	<u>2 E4</u>	<u>1 E4</u>	<u>3 E3</u>	5 E4	<u>標準値*</u>
15	<u>2 E4</u>	<u>1 E4</u>	<u>3 E3</u>	5 E3	<u>標準値*</u>
16	<u>2 E4</u>	<u>1 E4</u>	<u>3 E3</u>	<u>5 E5</u>	標準値X10
17	<u>2 E4</u>	<u>1 E4</u>	<u>3 E3</u>	<u>5 E5</u>	($''$) X100
18	<u>2 E4</u>	<u>1 E4</u>	<u>3 E3</u>	<u>5 E5</u>	標準値X0.1
19	<u>2 E4</u>	<u>1 E4</u>	<u>3 E3</u>	<u>5 E5</u>	($''$)X0.01

* 表4.4 —5(1)の各元素についての標準値

図6.2.4-1 感度解析の試算結果（1：井戸における最大被ばく線量）

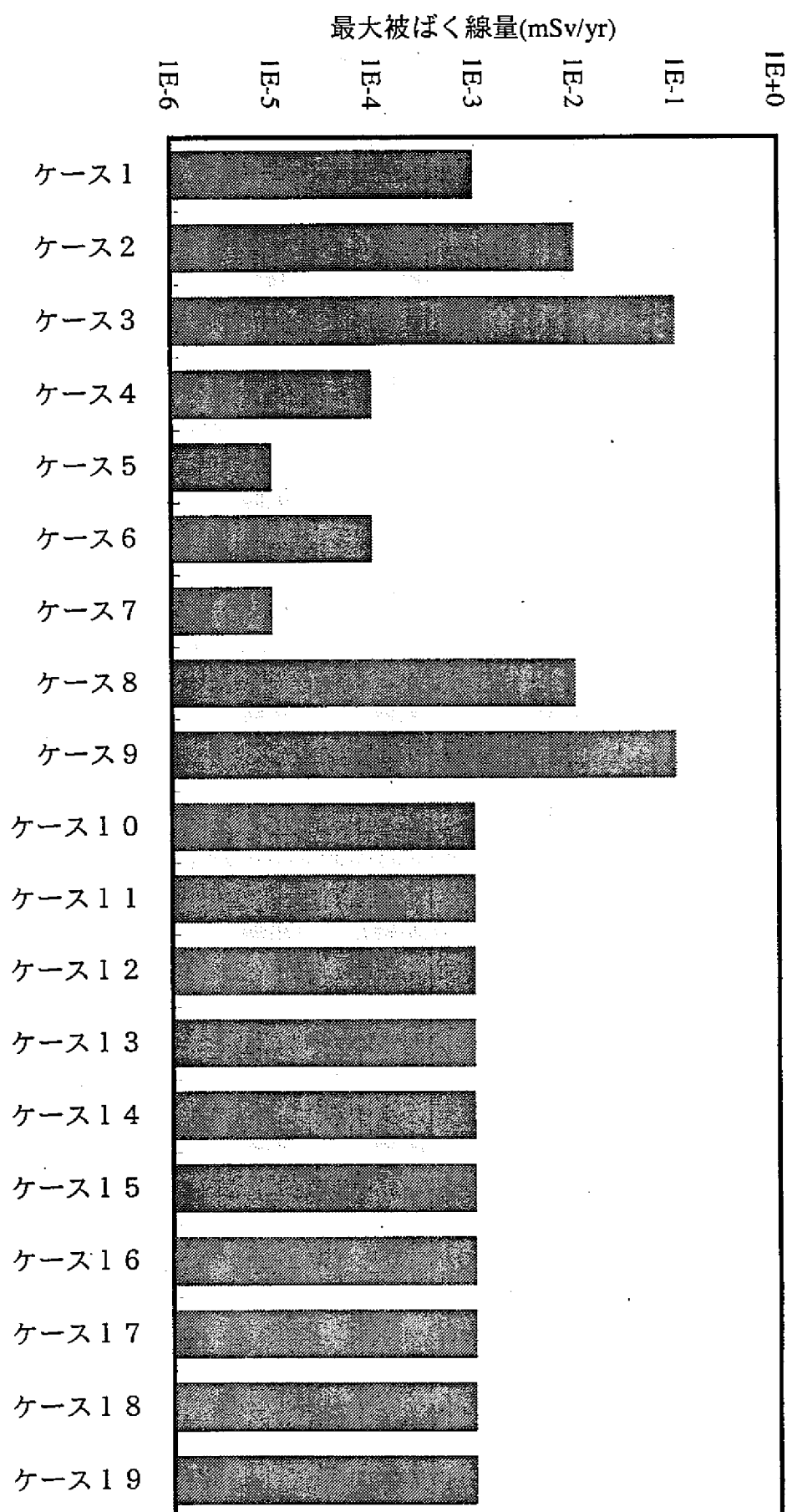
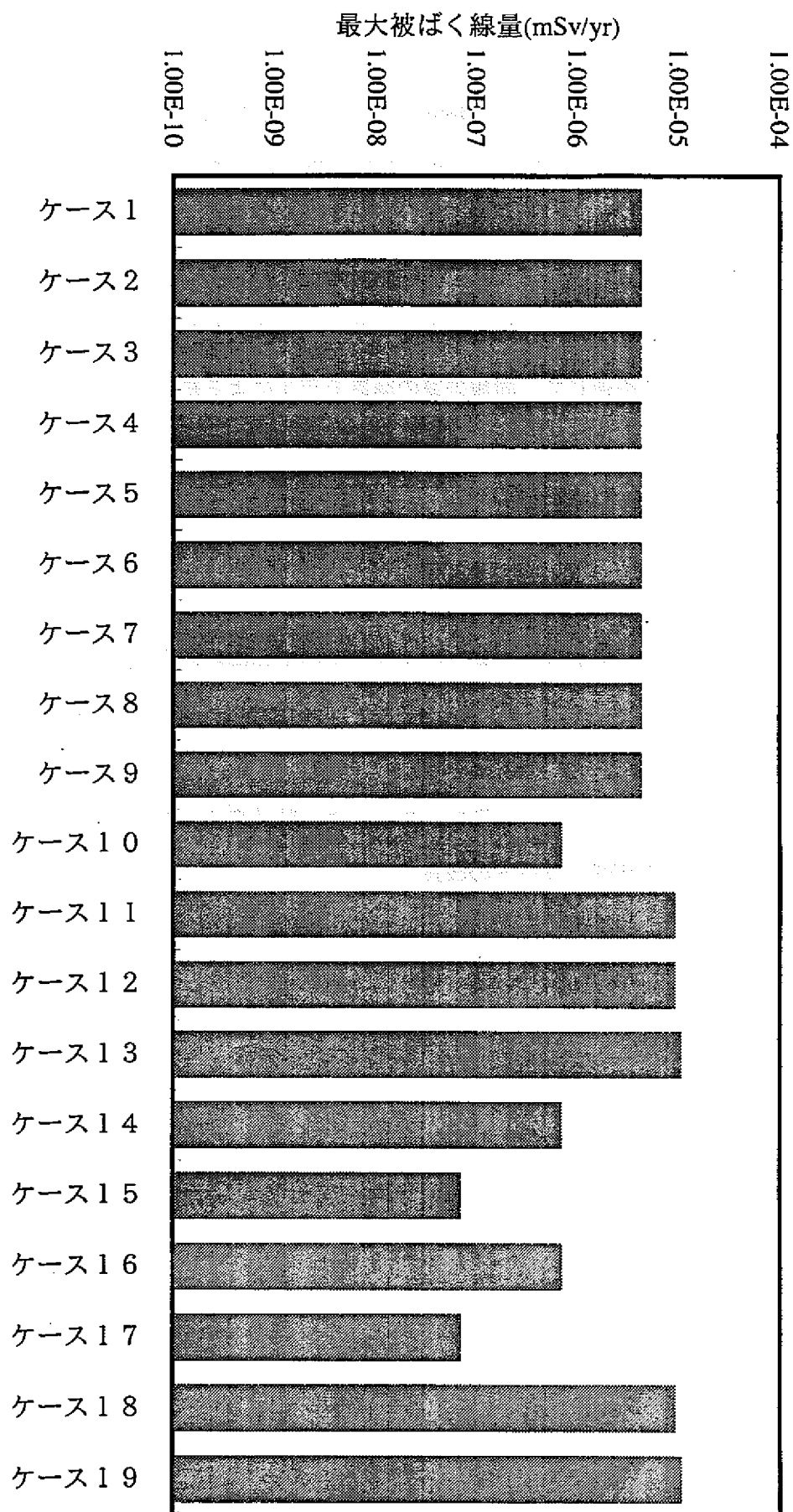


図6.2.4.2 感度解析の試算結果 (2: 上部土壌層における最大被ばく線量)



7. まとめ

昨年度までの成果である代表的生物圏概念モデル、数学的定式化、及び関連するデータセットにつき、BIOMOV5 II 及びその他の国際的動向の調査に基づきそれぞれ見直しを行い、最新の知見に対応可能なものとした。また、この結果に基づき、昨年度に基本設計を行った生物圏評価のための解析コードAMBER のプロトタイプを作成した。同コードを用いた予備的被ばく評価を実施し、飲料水摂取に基づく平成 3 年度成果報告書(H-3レポート)の評価結果との比較を通じて、同報告書の簡易モデルによる結果を定量的に裏付ける結果が得られた一方、井戸水シナリオにおける灌漑を介した農作物の摂取による被ばくが飲料水の摂取による被ばくを上回る可能性等、本研究で開発中のより包括的な評価の必要性も明らかとなった。

以上の成果を受け、第2次とりまとめに向けての生物圏評価手法を確立していくために、今後は、

- 1) ユーザーインターフェイス、及びパラメータの時間変化や非線型のプロセスに対応可能とするためのAMBER コードの改良、
- 2) 今年度は主要な核種と代表的な環境(内陸、沿岸)及びシナリオ(地表への地下水による放出及び井戸水利用)のみに限って行った被ばく評価を、より体系的かつ網羅的に実施すること、

といった項目につき研究を継続する必要があるものと考えられる。

放射性廃棄物処分に係るReference Biosphere

BIOMOVs II WG 中間報告書

(骨子)

処分場の安全性に関する第一義的な基準は一般にリスク又は（被ばく）線量によって表現される。それら最終評価項目の評価のためには生物圏モデルが必要となる。安全目標の表現としてリスク又は線量以外の指標が用いられる場合でも、それら指標の正当化を図るためにはやはり生物圏モデルが必要である。

処分場の安全評価又は性能評価においては、処分システムの各構成要素に関連した不確実さを考慮に入れなければならない。生物圏について言えば、人間の生活習慣の将来予測に関する不確実さが特に大きい。このことは、超長寿命放射性核種の深地層処分の評価において特に重要となる。したがって、生物圏モデルを用いた評価を、将来を予測するためのものと考えるべきではなく、想定した（放射性物質の）放出事象が今日あるいは特定の条件下で将来起こったと仮定した場合の影響を例示するものと考えるべきである。

実施機関によって生物圏のモデル化アプローチに相違が見られるのは、規制条件、処分すべき廃棄物の特性、処分サイトの特性、処分概念そして評価の目的が異なるためであり、不確実さの取扱いも当然異なってくる。例えば、線量あるいはリスクが制限値より十分小さいと予測される場合には、簡略化したコンサーバティブな生物圏モデルを用いた評価が行われることになる。放射性廃棄物処分の評価に用いられている現在の生物圏モデルの間では、考慮されている特性、事象、プロセス（FEPs）はかなり異なったものとなっているが、そうした相違の理由は、一般には十分説明されてはいない。

放射線生態学の進歩が生物圏モデルに与える影響は大きい。チェルノブイリ事故後、放射線生態学に関する研究が急増し、原子力施設からの通常時放出及び事故時放出に対する生物圏モデルのみならず、廃棄物処分に対する生物圏モデルにもかなりの影響を及ぼし続けている。例えば、自然環境あるいは半自然環境に及ぼす影響についての関心が高まってきている。

このような背景の中で、BIOMOVs II Reference Biosphere Working Groupは、固体放射性廃棄物処分システムによる長期的な放射線影響の評価にReference Biosphere アプローチを開発／適用するためのコンセンサス作りを行うことを第一の目的としている。

WGが期待するところを以下に示す。

- ①放射性廃棄物処分評価の枠組の中で、異なるタイプの廃棄物及び処分概念に適用できる生物圏解析手法の推奨。こうした手法の概念図を図1に示す。
- ②個別評価用の生物圏モデルの開発支援に使用できる国際的かつ構造化されたFEP リストの提示。
- ③手法の適用事例の提示。ジェネリック（generic）な評価に用いられた事例であれば、それらはジェネリックな“Reference Biosphere”と見なすことができる。

この場合、その適用性や限界を明確にしなければならない。この種の“Reference Biosphere”の利用形態として、例えば以下のものが考えられる。

- －処分計画のジェネリックな（サイトを特定しない）評価に利用。
- －線量又はリスクの換算係数の評価に利用。
- －（主要なFEPsだけからなる）定式化した生物圏モデルとして利用。
- －他の評価との比較のためのベンチマークとして利用。
- －モデル化のための詳細情報源として利用。

特定サイトの評価のためには、地圏－生物圏境界条件や当該サイトでの生物圏条件といったサイト特有の問題のみならず、廃棄物特性や許容基準といった事項も考慮に入れる必要がある。この場合、サイト固有のReference Biosphere が複数生じるため、上述したReference Biosphere との比較を行えるようなシステムを作る必要がある。また、複数のサイトのReference Biospheresがたとえ異なっても、同じ手順で評価が行われるのであれば、評価結果を比較することは可能である。

WGの作業計画を以下に示す。

- ①国際的な生物圏FEPsリスト及び関連データベース開発の継続。初期バージョンは1994年秋に利用可能となる。

- ②評価手法のドキュメント化。生物圏システム記述用FEP リストの利用方法、概念モデルの作成方法、スクリーニング・プロセスの利用方法を含む。ドラフト版は1994年秋までに利用可能となる。
- ③手法の適用事例のドキュメント化。1994～1995年。
- ④地圏からの気体及び固体放出ならびに人間侵入の評価のためのFEPs／モデルの詳細検討。1995年。

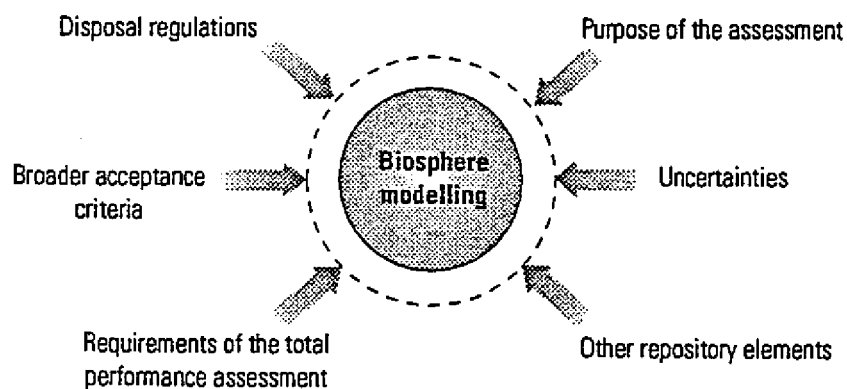


図1 生物圏解析手法の概念図

AMBER v0.1

ユーザーズマニュアル



目 次

1. はじめに
 2. 機能及び今後の開発予定
 3. 用語の定義
 4. システム要件
 5. ファイル一覧
 6. インストール
 7. 環境設定
 8. ソフトウェアの基本操作
 - 8.1 メニューバー
 - 8.1.1 Fileメニュー
 - 8.1.2 Editメニュー
 - 8.1.3 Results メニュー
 - 8.1.4 Windows メニュー
 - 8.2 計算
 - 8.3 グラフ表示
 - 8.4 計算結果
 - 8.4.1 コンパートメント内汚染物質質量
 - 8.4.2 ソースタームフラックス
 - 8.4.3 移行プロセスフラックス
 9. 検証
 10. 問題点
 11. フィードバック／トラブルシューティング
 12. 参考文献
- 付録A サンプルプロブレム

1. はじめに

平成4年度には、基準の策定、生物圏のモデル化に係るタイムスケール及び処分システムの各コンポーネントと生物圏の相互作用といった諸問題を考慮に入れたモデル化アプローチを提言した。特に、生物圏において将来的に考えられる変化及び我が国に適した代表的生物圏概念モデルの構築について考察した。その結果、生物圏に関し長期間に亘る詳細モデルを構築したとしても、それには大きな不確実さが伴うことから、生物圏の予測計算を行うというよりはむしろ広範囲の例証的な計算を可能とする力強くかつフレキシブルなアプローチを開発するのが最適との結論に達し、そのための手段としてreference biosphere アプローチを用いることを提言した。

このアプローチでは、考えられる一連の生物圏状態の識別が必要となる。放射性核種の移行、蓄積及びそれによる被ばく線量のモデル化といった観点から言えば、生物圏の各状態の記述はreference biosphere と呼ぶことができ、設定した個々の生物圏状態に対して例証的計算を行うことができる。reference biosphere の識別は、生物圏の変化に関し、考えられるあらゆる自然変化及び人為変化を考慮するのを避けることが目的ではなく、解析を単純化し、結果を明確なものとするにより各種代替処分概念の性能比較の一助とすることが目的である。

平成4年度には、こうしたreference biosphere の表現、特に固体、液体及び気体状の放射性核種の移行、並びにその結果として生ずる個人及び集団線量の表現を可能とするコンパートメントモデルを開発すべきであると論じた。続いて平成5年度には、生物圏評価のためのソフトウェアの設計及び数学的定式化を行った。以上の検討に基づき、本年度はソフトウェア（AMBER）の開発に着手した。

本書はAMBERコードVersion 0.1（v0.1）のシステム要件、機能、使用手順等を記したユーザーズマニュアルである。なお、AMBER v0.1 は機能、ユーザーインターフェイス等の確認に供するため予備的に作成されたテストバージョンである。

2. 機能及び今後の開発予定

AMBER v0.1は以下に示す特長及び機能を有している。

- ・グラフィカル・ユーザズインターフェイスを採用
- ・任意の数の汚染物質のモデル化が可能
- ・汚染物質の崩壊チェーンのモデル化が可能
- ・任意の数のコンパートメントのモデル化が可能
- ・任意の数のコンパートメント間移行プロセスのモデル化が可能
- ・任意の数のソースタームのモデル化が可能
- ・非消耗型（供給側コンパートメント内の汚染物質質量が減少しない）の移行プロセスのモデル化が可能
- ・コンパートメント内汚染物質の量及びそれに基づく最終評価項目（線量等）のグラフ表示が可能

AMBER コードのVersion 1.0 は1995年3月にリリース予定である。Version 1.0 では以下に示す機能強化が図られる。

- ・パラメータ及び式の追加
- ・ソースターム及び移行の経時変化機能の追加
- ・ユーザ指定のオブザーバ（グラフ表示、レポート出力が可能）の追加
- ・単位を選択機能の追加

1996年3月にリリース予定のVersion 2.0 では、サンプリング機能の追加等、一層の機能拡充を図る予定である。

3. 用語の定義

ソフトウェアに関する説明の前に、次節以降で用いる用語の定義を示す。

- ▷コンパートメント ; 汚染物質が通過及び／又は蓄積する、個々に区分し得る物理的
実体（例；覆土、河川、牛、人）。
- ▷汚染物質 ; コンパートメント間を移動し、他の物質へと変化し得る有害物質
（例；Pu-242、C-14、重金属）。
- ▷崩壊（変質）プロセス ; ある汚染物質が、他の物質へと変化するプロセス。崩壊は指数
関数で表現できるものとする。
- ▷フラックス ; 単位時間当りに2つのコンパートメント間を移動（移行プロセ
スの場合）、あるいは系外からあるコンパートメントに流入
（ソースタームの場合）する汚染物質の量。
- ▷初期インベントリ ; 開始時刻に、あるコンパートメントに存在する各種汚染物質の
量。
- ▷開始時刻 ; 計算を開始する時刻。
- ▷出力時刻 ; 従属変数の値が決定され、出力値が求められる時刻。
- ▷ソースターム ; モデル外部（例えば、地圏）からあるコンパートメントへの汚
染物質の流入量。
- ▷移行プロセス ; 1つのコンパートメントから他のコンパートメントへの1種類
以上の汚染物質の移行。

4. システム要件

本ソフトウェアはコプロセッサ付386/486/pentium PC、Windows v3.1以上、RAM 4Mバイト以上で動作可能である。

5. ファイル一覧

AMBER v0.1のプログラムファイル及びサンプルファイルは以下の通りである。

• amber.exe	AMBER プログラムファイル (ロードモジュール)
• winstub.exe	DOS から起動した場合のメッセージ
• *.dll	ダイナミックリンク・ライブラリ
• *.irs	AMBER ソースプログラム
• example.cse	サンプルケース・データ
• test.cse	テストケース・データ

6. インストール

DOS シェルを起動し、ドライブAにフロッピーディスクをセットして次のように入力する。

```
a : ¥install
```

これにより c : ¥amber にソフトウェアがインストールされる。ドライブ (A及びC) を変更するときには、フロッピーディスクのinstall.bat を修正する。

次に、以下の手順でウィンドウズ・プログラマネージャのアイコンに登録する。

- ①プログラマネージャのメニューで“アイコン” | “登録とグループの作成”を選択する。
- ②“グループの作成”をクリックし、“OK”をクリックする。
- ③“AMBER v0.1”とタイプし、“OK”をクリックする。
- ④ファイルマネージャから c : ¥amber.exe を選択し、マウスをクリックしたまま、先の“グループの作成”で作成したウィンドウに移動させる。

以上で“AMBER v0.1”グループの“AMBER”アイコンへの登録が終わる。

7. 環境設定

autoexec.batファイルに次の行を追加する。

```
set RESOURCE_PATH=C;¥AMBER
```

その後、コンピュータを再起動する。

画面の解像度は (640 × 480) 又は (800 × 600) とする。解像度がより高い場合には、文字がだぶる可能性がある。

8. ソフトウェアの基本操作

ソフトウェアの起動は以下の手順で行う。

- ① プログラムマネージャのアイコン化されたAMBER v0.1をダブルクリックする。
- ② “AMBER v0.1” グループの中に登録されている“AMBER ”アイコンをダブルクリックする。
- ③ スタートアップ・ウィンドウが現れるので、“OK” ボタンをクリックするとスタートアップ・ウィンドウは消え、メニュー画面だけが残る。

ここでは、生物圏モデルを作成し計算するためのオプションとその利用方法について概説する。さっそく生物圏モデルの構築に取り掛かる場合には、直接付録を参照されたい。以下に述べる基本特性の理解のためには、“File” | “open” を選択してAMBER ディレクトリから“example.cse ” を選択、オープンすれば良い。

8.1 メニューバー

メニューバーには“File”、“Edit”、“Results ”そして“Windows ”メニューが含まれている。灰色のオプションの中にはAMBER コードの現バージョンではまた利用可能とされていないか、組み込まれていないものもある。

8.1.1 Fileメニュー

AMBER v0.1では次のオプションが利用できる。

- ・ New : 新規ケースのオープン
- ・ Open : 既存ケースのオープン
- ・ Close : 現行ケースのクローズ
- ・ Save : 現行ケースのセーブ
- ・ Save As : 現行ケースを新しい名前でセーブ
- ・ Print : グラフウィンドウのプリント
- ・ Print Setup : グラフウィンドウのプリント設定オプションの編集
- ・ Exit : クイット (終了)

8.1.2 Editメニュー

AMBER v0.1では次のオプションが利用できる。

- ・ Cut : モデルウィンドウから選択したコンパートメント、移行プロセス又はソースタームを削除

8.1.3 Results メニュー

AMBER v0.1では次のオプションが利用できる。

- ・ Calculate : 計算の開始
- ・ Graph(Amount) : 選択したコンパートメント内での汚染物質量の経時変化グラフの作成
- ・ Graph(Dose) : 選択したコンパートメント内での線量の経時変化グラフの作成

8.1.4 Windows メニュー

AMBER v0.1では、Model、Contaminants、Decays及びResult Timesウィンドウをオープンすることができる。既にオープンされているものを選択すれば、それが前面に表示される。

Biosphere Model ウィンドウ

このウィンドウでは、生物圏モデル、汚染物質、崩壊プロセスそして出力時刻を設定する。

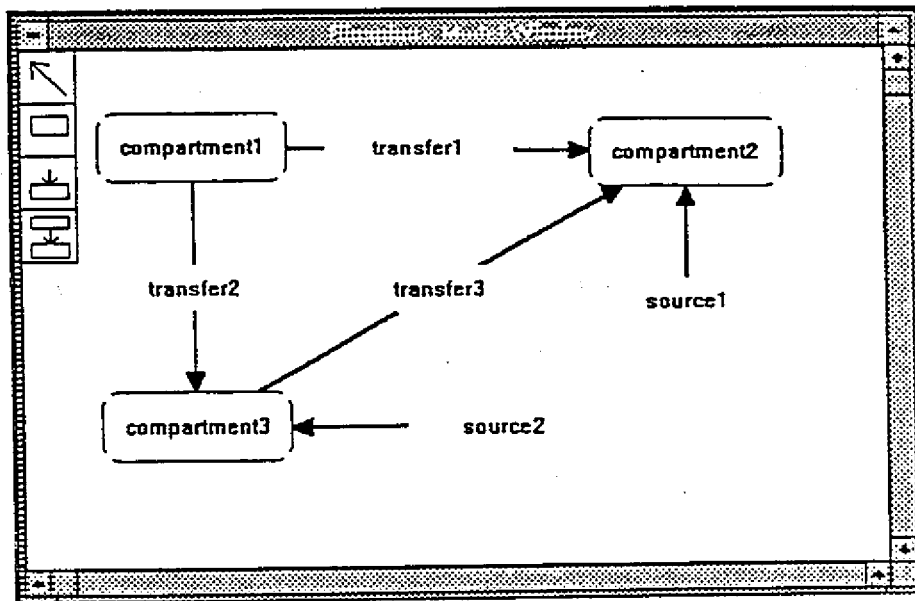


図1 : Model ウィンドウ

ウィンドウの左上には、ポインタ（↖）、コンパートメント（□）、ソースターム（⬇）及び移行プロセス（⇄）に対応するツールバーがある。ツールバー内のアイコンをクリックして必要なツールを選択する。これにより対象とする生物圏コンパートメントモデルを作成する。

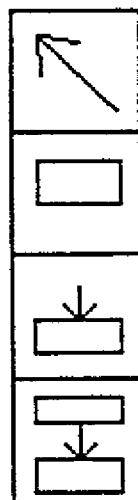


図2 : ツールバー

ポインタツールはモデルウィンドウ内の任意のコンパートメント (compartment)、ソースターム (source) 又は移行プロセス (transfer)、即ちCST の選択、キャンセル又は移動に用いる。ポインタツールを作動し、必要なCST をクリックして選択する。選択されたCST は強調表示される。CST をキャンセルする場合は、再びポインタをクリックすれば良い。CST は、対象とするCST 上でクリックし、新しい位置にドラッグしドロップすることにより移動できる。

コンパートメントのボックスを描くには、コンパートメントツールを作動し、必要な位置でマウスをクリックする。マウス位置を中心としてボックスが描かれる。コンパートメントの特性は、ポインタツールを選択し、ボックス上でダブルクリックすることにより設定する。コンパートメント情報ウィンドウが開くので、名称、コメントそして初期インベントリ (単位: モル) を与えることができる。

2つのコンパートメント間の移行 (プロセス) を描くには、移行ツールを作動し、ドナー (供給側) コンパートメント内でクリックしてレセプタ (受入側) コンパートメント内にドラッグしドロップする。これにより、コンパートメント間を結ぶ矢印付きの移行ボックスが描かれる。ポインタツールを用い、移行ボックス上でダブルクリックして説明と移行率 ($1/y$) を設定した後、その移行に対して名称を付すことができる。2つのコンパートメント間に複数の移行を設定すると重なり合ってしまうが、これは一方を移動することにより容易に修正できる。

ソース (ターム) は、ソースツールを作動し、空白部分でマウスをクリックして対象とするコンパートメントボックス内にドラッグしドロップすることにより設定できる。ソースボックスはコンパートメントに向いた矢印付きで表現される。もう一度ポインタツールを作動し、ソースボックスをダブルクリックすることによりソース情報ウィンドウ内に名称、コメント、フラックス (Fl/y) の設定が可能となる。

任意のコンパートメント、ソース (ターム) あるいは移行 (プロセス) を削除するには、対象とするボックスを選択し、かつメニューバーから “Edit” | “Cut ” を選択する。コンパートメントボックスが削除されれば、当該コンパートメントに関係したソースや移行

も全て削除される。

コンパートメント、移行又はソースのボックスをダブルクリックすると、編集用のダイアログボックスが現われ、名称を与えることができる。新規のコンパートメント、移行あるいはソースにはユニークなデフォルト名称が与えられる。デフォルト名称は変更可能であるが、名称の先頭文字は英字 (A-Z, a-z)、それ以降は英数字 (A-Z, a-z, 0-9)、アンダースコア (_)、ダッシュ (-) のいずれかでなければならない (スペースは不可)。2つ以上のコンパートメント、ソース又は移行に同一の名称を与えてはならないが、ケースにも依る (例えば “River ” と “river ” とは同一とは見なされない)。

コンパートメント編集用ダイアログボックスには、その名称とコンパートメントの説明を登録するテキスト入力フィールド (モデルウィンドウ中のボックス内) がある。説明は参照用であり、計算とは無関係である。初期インベントリは “Set initial inventories ” ボタンをクリックすると別のウィンドウが現れるので、そこで汚染物質名の右側のテキスト入力フィールドをクリックし、カーソル位置に値を入力した後ENTER キーを押すことにより、汚染物質毎に設定できる。

コンパートメント内の全ての汚染物質に対して同一の初期インベントリを設定する場合には、デフォルトオプションを用いる。“default ” の右側のテキスト入力フィールドをクリックし、カーソル位置に値を入力した後ENTER キーを押す。これにより、各汚染物質に対して同一の初期インベントリが設定される。特定の汚染物質に対する値の変更は、その汚染物質に対して必要な値を再設定すれば良い。全ての設定を終えたら、“OK” ボタンをクリックして編集を終了する。なお、コンパートメントを新たに作成すると、その初期インベントリは零に設定される。

移行編集用ダイアログボックスには、その名称と移行の説明を登録するテキスト入力フィールド (モデルウィンドウ中のボックス内) がある。説明は単なる参照用である。移行率 (1/y) は “Set Transfer rates” ボタンをクリックすると別のウィンドウが現われるので、そこで汚染物質名の右側のテキスト入力フィールドをクリックし、カーソル位置に値を入力した後、ENTER キーを押すことにより設定できる。

全ての汚染物に対して同一の移行率を設定する場合には、デフォルトオプションを用い

る。“default”の右側のテキスト入力フィールドをクリックし、カーソル位置に値を入力してENTER キーを押す。これにより各汚染物質に対して同一の移行率が設定される。特定の汚染物質に対する値の変更は、その汚染物質に対して必要な値を再設定すれば良い。全ての設定を終えたら、“OK” ボタンをクリックして編集を終了する。

ソース編集ダイアログボックスには、ソースの名称とその説明を登録する、移行編用ダイアログボックスと類似のテキスト入力フィールドがある。ソースフラックス (t/y) は “Set Source flux” ボタンをクリックすると別のウィンドウが現われるので、そこで汚染物質名の右側のテキスト入力フィールドをクリックし、カーソル位置に値を入力した後 ENTER キーを押すことにより設定できる。

全ての汚染物質に対して同一のソースフラックスを設定する場合には、デフォルトオプションを用いる。“default”の右側のテキスト入力フィールドをクリックし、カーソル位置に値を入力してENTER キーを押す。これにより、各汚染物質に対して同一のフラックスが設定される。特定の汚染物質に対する値の変更は、その汚染物質に対して必要な値を再設定すれば良い。全ての設定を終えたら、“OK” ボタンをクリックして編集を終了する。

なお、初期インベントリ、移行率そしてソースフラックスは全て定数（例えば“5.2”、“ $3.9E-3$ ”）で与えなければならない。

Contaminantsウィンドウ

このウィンドウはメニューバーから“Windows” | “Contaminants”を選択することにより表示される。このウィンドウでは考慮すべき汚染物質の種類とその物性値を設定する。

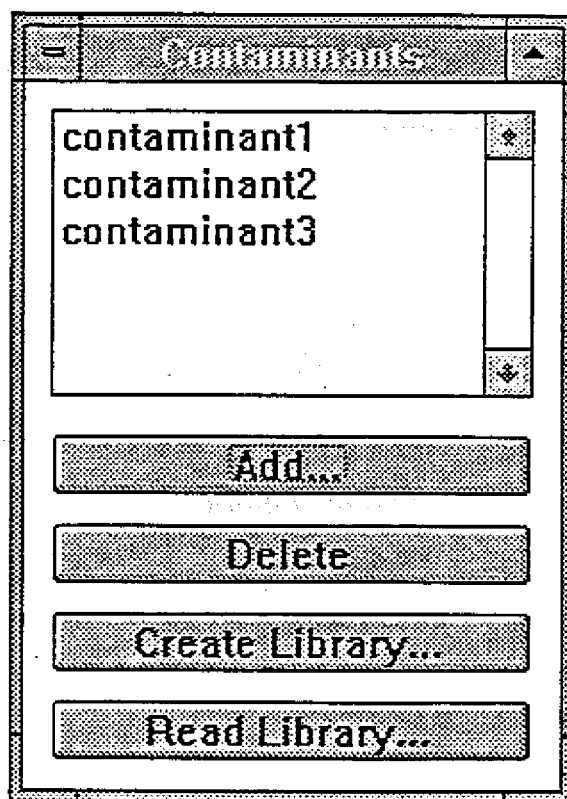


図3 汚染物質ウィンドウ

汚染物質はウィンドウ内の該当するボタンをクリックすることにより追加あるいは削除できる。汚染物質の物性値の設定は、ウィンドウ内の汚染物質名をダブルクリックして行う。汚染物質の名称、説明及び原子番号の設定が可能である。汚染物質を削除すれば、関連する崩壊（親核種、又は娘核種）も削除される。また、汚染物質のインベントリ、移行及びソースフラックスも全て削除される。

AMBER v0.1では“Create Library”オプションはまだ利用できないが、“Read Library”オプションにより他ケースを読み込む（“Read Library”をクリック）ことはできる。あるケースを選択して“OK”ボタンをクリックすると、そのケースの汚染物質が読み込まれ、現行ケースのウィンドウ内の汚染物質はそれによって置換される。

Decaysウィンドウ

このウィンドウはメニューバーから“Windows” | “Decays”を選択することにより表示される。このウィンドウでは親汚染物質（親核種）及び娘汚染物質（娘核種）並びに崩壊定数を設定する。崩壊の追加及び削除オプションがある。

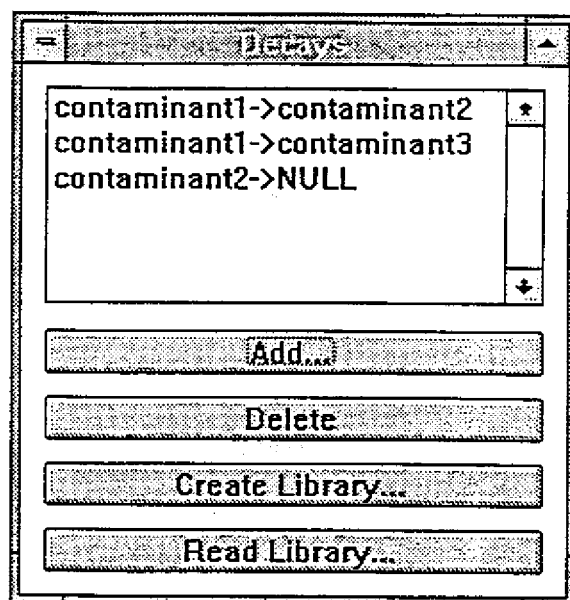


図 4. Decaysウィンドウ

“Add” ボタンをクリックすると、崩壊編集用ダイアログボックスが現われ、新たな崩壊を追加、即ち親汚染物質と娘汚染物質のリストを設定することができる。汚染物質の崩壊定数（ ≥ 0 ）はテキストフィールドで設定する。リスト中の最初の汚染物質として、親核種と娘核種のデフォルト名が与えられる。何の変更も加えずに“OK” ボタンをクリックすると、崩壊チェーンが正しく設定されるまでエラーメッセージが発せられる。娘核種は“NULL”と設定することができ、この場合、娘核種は評価対象外と見なされる。崩壊を設定し終り、“OK” ボタンをクリックすると、Decaysウィンドウにそれらが表示される。崩壊データの編集は、ウィンドウ内のデータをダブルクリックして行う。崩壊データの削除は、ウィンドウ内のデータをクリックした後“Delete” ボタンをクリックして行う。

AMBER v0.1では“Create Library” オプションはまだ利用できないが、“Read Library” をクリックして他ケースを読み込むことはできる。あるケースを選択して“OK” ボタンをクリックすると、ウィンドウ内の崩壊データは他ケースのデータに置換される。

なお、初期インベントリ、移行率そしてソースフラックスは全て定数（例えば“5.2”、“3.9E-3”）でなければならない。

Result Timesウィンドウ

出力時刻 (y) と開始時刻 (y) はメニューバーから “Windows ” | “Result Times” を選択して設定する。

開始時刻 (出力時刻より前でなければならない) は、Start Timeフィールドに入力し、“ENTER ” キーを押して設定する。

“Add ” ボタンをクリックすると出力時刻編集用ダイアログボックスが現われ、出力時刻を追加することができる。設定後 “OK” ボタンをクリックするとデータがリストに追加される。出力時刻は時系列的に並べられ、重複データはマージされる。リストに登録済の出力時刻の編集は、対象とするデータをダブルクリックして行う。データをクリックした後 “Delete” ボタンをクリックすれば、そのデータは削除される。

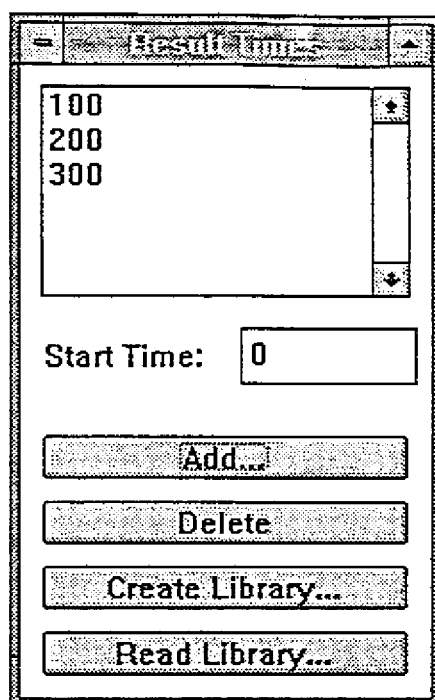


図4 Result Timesウィンドウ

なお、初期インベントリ、移行率そしてソースフラックスは全て定数（例えば “5.2 ”、 “3.9E-3” ）で与えなければならない。

8.2 計算

モデルの設定を終えたなら、メニューバーから“Result” | “Calculate ” オプションを選択して計算を行う。計算実行時には時間カーソル（砂時計）が表示される。計算時間は、モデルの複雑さや出力時刻の数にもよるが、数十秒である。計算を開始するためには、次の条件が満たされていなければならない。

- ・コンパートメントの数が1以上であること。
- ・汚染物質の数が1以上であること。
- ・出力時刻の数が1以上であること。
- ・開始時刻は出力時刻より前に設定されていること。
- ・崩壊チェーンが閉じていないこと。

8.3 グラフ表示

計算結果はグラフ表示することができる。グラフ表示できるのは、コンパートメント内の汚染物質、線量あるいはその他の最終評価項目（その他の最終評価項目にはまだ対応していない）の時間履歴である。メニューバーから“Results ” | “Graph(Amount) ” 又は“Results ” | “Graph(Dose) ” オプションを選択すると“Select Compartment to Plot”ウィンドウが現われ、モデル中の全コンパートメントの一覧が表示される。対象とするコンパートメント名をクリック（強調表示に変わる）した後“OK”ボタンをクリックする。“Results ” | “Graph(Amount) ” オプションの場合は、この時点でグラフをプロットする。“Results ” | “Graph(Dose) ” オプションの場合は、更にConversion Factorウィンドウが開く。テキスト入力フィールドをクリックし、表示された汚染物質に対する換算係数を設定した後、“OK”ボタンをクリックする。これをコンパートメント内の全汚染物質に対して繰り返す。設定が完了するとグラフがプロットされる。このグラフは“File” | “Print ” を選択してプリントアウトすることができる。全グラフをプリントアウトするには、“File” | “Print Setup ” を用いて“Landscape ” を選択する。

8.4 計算結果

計算終了後にケースの保存をすると、計算結果はケースファイルに保存される。

8.4.1 コンパートメント内汚染物質質量

出力は行列形式となっている。各列は出力時刻に対応し、各行は汚染物質に対応している。1つのコンパートメントに対する評価値は、汚染物質の数だけの行データからなる。

コンパートメント内汚染物質質量：

p 行 × q 列

□

〈時刻 1 でのコンパートメント 1 内の物質 1 の量〉 … 〈時刻 n でのコンパートメント 1 内の物質 1 の量〉

⋮

⋮

〈時刻 1 でのコンパートメント 1 内の物質 n の量〉 … 〈時刻 n でのコンパートメント 1 内の物質 n の量〉

〔ブランク行〕

⋮

〈時刻 1 でのコンパートメント n 内の物質 1 の量〉 … 〈時刻 n でのコンパートメント n 内の物質 1 の量〉

⋮

⋮

〈時刻 1 でのコンパートメント n 内の物質 n の量〉 … 〈時刻 n でのコンパートメント n 内の物質 n の量〉

□

ここで、

物質 n : 最終汚染物質

コンパートメント n : 最終コンパートメント

時刻 n : 最終出力時刻

p : コンパートメント数 × 汚染物質数

q : 出力時刻数

なお、値の単位はモル (moles) である。

(例)

評価シナリオは次の通りとする：

出力時刻 ； 1, 100, 1000, 10000

汚染物質 ； X, Y, Z

コンパートメント； 土壌 (soil), 大気 (air)

例えば、評価結果は次のようになる。

COMPARTMENT AMOUNTS:

6 × 4

□

<u>1. 100000e-01</u>	1. 200000e-01	1. 300000e-01	1. 400000e-01
2. 100000e-01	2. 200000e-01	<u>2. 300000e-01</u>	2. 400000e-01
3. 100000e-01	3. 200000e-01	3. 300000e-01	3. 400000e-01
4. 100000e-02	4. 200000e-02	4. 300000e-02	4. 400000e-02
5. 100000e-02	5. 200000e-02	5. 300000e-02	5. 400000e-02
6. 100000e-02	<u>6. 200000e-02</u>	6. 300000e-02	6. 400000e-02

□

ここで

「1. 100000e-01」：出力時刻 1 でのコンパートメント 1 内の汚染物質 1 の量。即ち、
1 年後の土壌中の物質 X の量。

「2. 300000e-01」：出力時刻 3 でのコンパートメント 1 内の汚染物質 2 の量。即ち、
1000 年後の土壌中の物質 Y の量。

「6. 200000e-02」：出力時刻 2 でのコンパートメント 2 内の汚染物質 3 の量。即ち、
100 年後の大気中の物質 Z の量。

8.4.2 ソースタームフラックス

コンパートメント内汚染物質質量と同様、各列は出力時刻に対応し、各行は汚染物質に対応している。1つのコンパートメントに対する評価値は、汚染物質の数だけの行データからなる。

ソースタームフラックス；

p行×q列

[

〈時刻1でのソース1内の物質1の量〉…〈時刻nでのソース1内の物質1の量〉

⋮

⋮

〈時刻1でのソース1内の物質nの量〉…〈時刻nでのソース1内の物質nの量〉

〔空白行〕

⋮

〈時刻1でのソースn内の物質1の量〉…〈時刻nでのソースn内の物質1の量〉

⋮

⋮

〈時刻1でのソースn内の物質nの量〉…〈時刻nでのソースn内の物質nの量〉

]

ここで、

物質n ; 最終汚染物質

ソースn ; 最終ソースターム

時刻n ; 最終出力時刻

p ; ソースターム数×汚染物質数

q ; 出力時刻数

なお、値の単位はモル／年 (moles/year) である。

8.4.3 移行プロセスフラックス

各列は出力時刻に対応し、各行は移行プロセスに対応している。1つの移行プロセスに対する評価値は、汚染物質の数だけの行データからなる。

移行プロセスフラックス：

p行×q列

[

〈時刻1での移行1内の物質1の量〉…〈時刻nでの移行1内の物質1の量〉

⋮

⋮

〈時刻1での移行1内の物質nの量〉…〈時刻nでの移行1内の物質nの量〉

〔空白行〕

⋮

〈時刻1での移行n内の物質1の量〉…〈時刻nでの移行n内の物質1の量〉

⋮

⋮

〈時刻1での移行n内の物質nの量〉…〈時刻nでの移行n内の物質nの量〉

]

ここで、

物質 n ; 最終汚染物質

移行 n ; 最終移行プロセス

時刻 n ; 最終出力時刻

p ; 移行プロセス数×汚染物質数

q ; 出力時刻数

なお、値の単位はモル／年 (moles/year) である。

9. 検証

ソフトウェアのインストールが完了し、正しく機能することを確認するため、下記の試験を実施すること。

①example.cse をロード

②計算実行

③結果を“solved.cse”ファイルに保存

④DOSシェルで、“fc”を用いて“solved.cse”と“test.cse”を比較

(例、“fc__solved.cse__test.cse”)。

両者が同一であれば、インストールは成功し、ソフトウェアは正しく機能している。

10. 問題点

現在確認されている問題点（バグ）は以下の通り。

- ・テキスト入手フィールドに入力してもテキストが表示されないことがある。この場合には、フィールド上でクリックした後、再試行する必要がある。
- ・移行率、ソースフラックス、初期インベントリ又は開始時刻に値を入力した際には、“OK” ボタンをクリックする前に“ENTER ” キーを押さなければならない。
- ・ケースを閉じる際には、ウィンドウ左上のコントロールボックスを用いて全ウィンドウを閉じるのではなく、“File” – “Close ” メニューを用いなければならない。

11. フィードバック／トラブルシューティング

AMBER v0.1に関するコメント及び問題点のご照会は下記に願います。

fax : + 44 - 491 - 576916

email : envi @ intera.co.uk

12. 参考文献

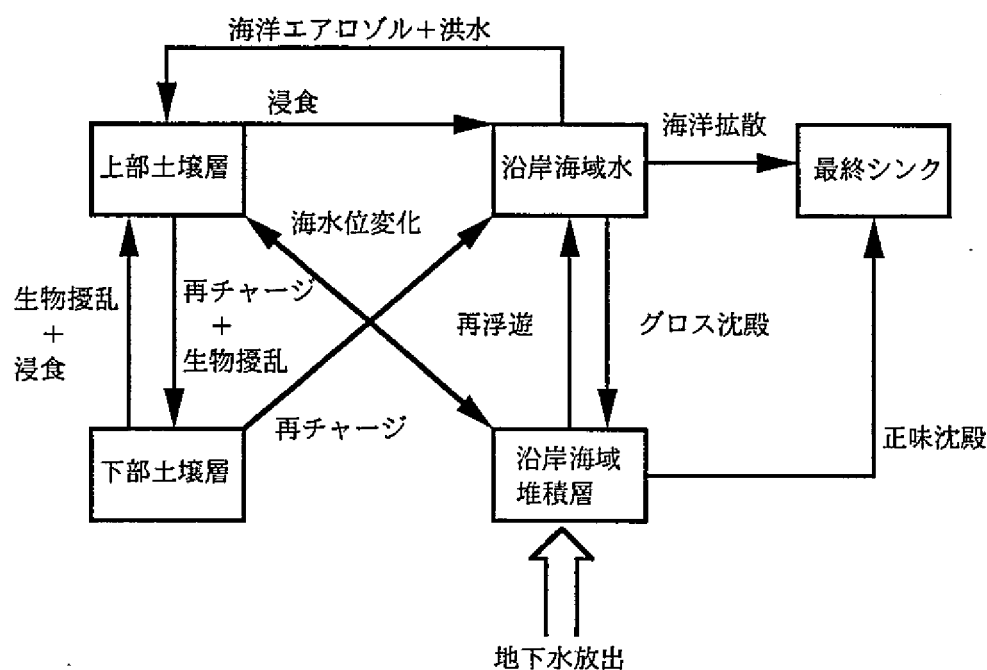
- [1] Little R H, Brice A A and Smith G M (1994). Requirments for a Compartment Model Application for Reference Biosphere. Intera Report IE3250-6, Version2.0.

- [2] Smith G M and Little R H (1993). Biosphere Change and Conceptual Models: Development of Reference Biosphere. Intera Report IE3250-2, Version 1, annex to Smith G M (1994). International Developments in Criteria and Biosphere Modelling for HLW Disposal. Intera Report IE3250-4, Version 2.0.

ここでは、沿岸海域環境への地下水放出を例にとって、生物圏モデルの設定、計算、結果表示を行う具体例を示す。

A.1 生物圏モデル

例題として、図A1に示すような、沿岸海域環境への地下水放出に対するreference biosphere モデル[Smith and Little, 1993]を考える。ここでは、沿岸海域堆積層コンパートメントにPd-107が 4.9Bq/年 (3.5E-9Eh/年)で流入し、種々のプロセスによってその他のコンパートメントに移行するものと仮定する。コンパートメント間の移行率は表A1の通りとする。



図A1 沿岸海域環境への地下水放出モデル

表A1 コンパートメント間の移行率（1／年）

移行	移行率（1／年）
上部土壌層→下部土壌層	3.0E+1
上部土壌層→沿岸海域水	1.5E-3
下部土壌層→上部土壌層	2.5E+1
下部土壌層→沿岸海域水	1.5E-2
沿岸海域水→上部土壌層	1.1E-7
沿岸海域水→沿岸海域堆積層	4.7E-1
沿岸海域水→最終シンク	2.0E+1
沿岸海域堆積層→沿岸海域水	1.5E-7
沿岸海域堆積層→最終シンク	2.0E-4

A.2 モデルの設定

アイコンをダブルクリックしてソフトウェアを起動し、メニューバーから“File” | “New”を選択して新ケースをオープンする。

A.3 汚染物質の指定

まず、メニューバーから“Windows” | “Contaminant”を選択して、Contaminantウィンドウを開く。“Add”ボタンをクリックすると“New Contaminant”ボックスが現われるので、名称のテキスト入力フィールドをクリックして“untitled”を“Pd-107”に置き換え、次に説明入力フィールドに例えば“Palladium-107”と入力する。Atomic massボックスをクリックして“107”と入力する。“OK”ボタンをクリックすると汚染物質内にPd-107が現われる。Contaminantsウィンドウの左上端をダブルクリックしてウィンドウを閉じる。

A.4 コンパートメントの追加

ツールバー内のアイコンをクリックしてコンパートメントツールを選択する。次いでマウスをModel ウィンドウの中央に置いてクリックし、コンパートメント・ボックスを開く。ポインタツールをクリックし、次いでコンパートメント・ボックスをダブルクリックして“Compartment Information” ウィンドウを開く。ここでテキストボックスをクリックし、頂部のテキスト入力フィールドにコンパートメント名称、即ち“Upper-Soil”と入力して、デフォルト名称“untitled”から変更する。説明入力フィールドをクリックして説明文、即ち“The upper soil compartment for the local marine environment”を入力する。次いで、“Set Initial Inventory” ボタンをクリックして次のウィンドウを開く。モデルにコンパートメントを追加すると、その中の全ての汚染物質の初期インベントリはデフォルトで零に設定される。零でない値としたければ、例えば、“Pd-107”を含むボックスの右側のボックスを選択して必要な値を入力し、“ENTER” キーを押す。こうして、上部土壌層コンパートメント内のPd-107の初期インベントリが設定される。“OK” ボタンをクリックするとModel ウィンドウに戻り、コンパートメントには“Upper-Soil”と名付けられている。

上述のステップを繰り返して、図A1に示した全てのコンパートメントを登録する。

A.5 ソースタームの追加

ツールバー内のアイコンをクリックしてソースツールを選択する。(図A1のような) ソース(ターム)位置でクリックし、“Local Marine Sediment”コンパートメントにドラッグしドロップする。コンパートメント・ボックスに向いた矢印付きのソースボックスが現われる。ポインタツールをクリックし、“untitled”と名付けられたソースボックスをダブルクリックすると、“Source Information”ボックスが現われる。名称を入れる頂部のテキスト入力フィールドをクリックして“untitled”を“Groundwater Release”に変更する。説明入力フィールドをクリックして、例えば“Release from groundwater”と入力する。“Set Source Flux”ボタンをクリックすると、別のダイアログ・ボックスが現れる。“Pd-107”を含むボックスの右側のボックスを選択して“3.5E-9”(t/y/年)と入力し、“ENTER”キーを押す。“OK”ボタンをクリックすると、Model ウィンドウに戻り、ソースタームには“Ground-water Release”と名付けられている。

A.6 移行プロセスの追加

ツールバー内のアイコンをクリックして移行ツールを選択する。まず“Upper-Soil”コンパートメント内でクリックし、“Lower-Soil”コンパートメント内へとドラッグしドロップすると、“Upper-Soil”コンパートメントから“Lower-Soil”コンパートメントに向かう矢印付きの“untitled”と名付けられた移行ボックスが現われる。ポインタツールをクリックし、“untitled”と名付けられた移行ボックスをダブルクリックすると、“Transfer Information”ボックスが現われる。名称を入れる頂部のテキスト入力フィールドをクリックして“untitled”を“Recharge”に変更する。説明入力フィールドをクリックして、例えば“Recharge of rain water”と入力する。“Set Transfer Rates”ボタンをクリックすると別のダイアログ・ボックスが現われる。“Pd-107”を含むボックスの右側のボックスを選択して“1.5E-2”(1/年)と入力し、“ENTER”キーを押す。“OK”ボタンをクリックするとModel ウィンドウに戻り、その移行(プロセス)には“Recharge”と名付けられている。

上述のステップを繰り返して、図A1に示したその他の移行(プロセス)について、表A1に示した移行率を設定する。

A.7 崩壊の設定

メニューバーから“Window” | “Decays”を選択してDecaysウィンドウを開く。“Add”ボタンをクリックすると“New Decay”ウィンドウが現われる。親汚染物質が“Pd-107”、娘物質が“NULL”となっていることを確認する。これは、ドロップダウン・ボタンをクリックし、対象とする汚染物質までドラッグしドロップすることにより行う。崩壊定数入力フィールドをクリックして崩壊定数“ $1.0E-7$ ” (1/年) (半減期 $7.0E+6$ 年)を入力し、“ENTER”キーを押す。“OK”ボタンをクリックすると崩壊リストが表示される。ウィンドウの左上端のボックスをダブルクリックしてウィンドウを閉じる。

A.8 開始時刻、出力時刻の設定

メニューバーから“Window” | “Result Times”を選択してResultウィンドウを開く。“Add”ボタンをクリックすると、“Add result time”ウィンドウが現われる。テキスト入力フィールドをクリックして出力時刻“50”と入力し、“OK”ボタンをクリックする。これで出力時刻リストに登録される。100年から5000年まで500年きざみで(100, 500, 1000, 1500, ..., 5000)この手続きを繰り返す。出力時刻は各々独立に追加する必要がある。“Start time”テキストボックスをクリックし、零設定されていない場合には“0.0”と入力する。ウィンドウの左上端のコントロールボタンをダブルクリックしてウィンドウを閉じる。

A.9 計算

メニューバーから“Result” | “Calculate”を選択し、計算ダイアログボックスの“Calculate”ボタンをクリックする。

A.10 計算ケースの保存

セッションのどの段階でもケースを保存することができる。“File” | “Save As”を選択して“Save As”ウィンドウを開く。ファイル名入力フィールドに“MarineBg.cse”と入力して“OK”ボタンをクリックする。これでこの計算ケースは“MarineBg.cse”として保存される。

A.11 計算結果のグラフ表示

計算結果はグラフ表示することができる。メニューバーから“Results” | “Graph (Amount)”を選択すると“Select Compartment to Plot”が現われ、モデル中の全コンパートメントの一覧が表示される。コンパートメント名称をクリックして“Local Marine Sediment”コンパートメントを選択（強調表示される）した後“OK”ボタンをクリックする。これにより、Pd-107の量（モル）の経時変化がグラフ表示される。

線量（Sv）の経時変化が知りたい時は、メニューバーから“Results” | “Graph (Dose)”を選択した後、上述と同じコンパートメントを選択する。Conversion Factor ウィンドウが現われるので、テキスト入力フィールドをクリックして当該コンパートメント内のPd-107に対する適切な換算係数（例えば $2.9\text{E-}13 \text{ Sv/ 年} \cdot \text{mol}$ ）を入力した後、“OK”ボタンをクリックすると、グラフが表示される。モデル中の各コンパートメントについて繰り返し操作が可能である。