



高レベル放射性廃棄物地層処分における生物圏評価モデルの構築 ーレファレンスバイオスフィア概念の地層処分安全評価への適用ー

馬場 智子 石原 義尚 鈴木 祐二*
内藤 守正*1 石黒 勝彦

東海事業所 環境保全・研究開発センター 処分研究部
* 原子力システム株式会社
*1 本社 2000年レポートチーム

資料番号：6-4

Biosphere Modeling for Safety Assessment to High-level Radioactive Waste Geological Disposal
-Application of Reference Biosphere Methodology to Safety Assessment of Geological Disposal-

Tomoko BABA Yoshinao ISHIHARA Yuji SUZUKI*
Morimasa NAITO*1 Katsuhiko ISHIGURO
Management and Fuel Cycle Research Center, Waste Isolation Research Division, Tokai Works

* Nuclear Energy System Incorporated

*1 Geological Isolation Research Project

高レベル放射性廃棄物地層処分の安全評価では、将来の人間が受ける放射線の影響を評価することが求められる。しかし、将来の人間生活の様式や環境を考慮することには必然的に多くの不確実性を伴う。このような不確実性を減らすための際限のない検討を避けることを目的に、レファレンスバイオスフィアという考え方が提案されており、本報告では、このアプローチを取り入れ具体的に我が国の地層処分安全評価に適用することとした。適用にあたっては、国際共同研究BIOMOVsⅡプロジェクトで提案されているレファレンスバイオスフィアの構築手法との整合を図り、我が国の幅広い地質環境に応じた複数の生物圏モデルを作成した。

In the safety assessment of a high-level radioactive waste disposal system, it is required to estimate future radiological impacts on human beings. Consideration of living habits and the human environment in the future involves a large degree of uncertainty. To avoid endless speculation aimed at reducing such uncertainty, an approach is applied for identifying and justifying a "reference biosphere" for use in safety assessment in Japan. Considering a wide range of Japanese geological environments, same specific "reference biospheres" were developed using an approach consistent with the BIOMOVsⅡ reference biosphere methodology.

キーワード

高レベル放射性廃棄物、地層処分、安全評価、生物圏、レファレンスバイオスフィア

High-level Radioactive Waste (HLW), HLW Disposal System, Safety Assessment, Biosphere, Reference Biosphere

1. はじめに

使用済燃料を再処理することによって発生する高レベル放射性廃棄物は、ガラス固化された後、30年から50年間程度冷却のため地上で貯蔵される。その後、人間の生活圏から離れた地下数百メートル以深の地層中に処分すること（地層処分）が、我が国の基本方針とされている¹⁾。現在我が国の地層処分は幅広い地質環境を対象に検討され、その安全確保の対策としては、まず地層処分にとって適切な地質環境を選定し、その地質環境

に適した人工バリア²⁾（ガラス固化体、オーバーパック、緩衝材から構成）を設けるという工学的対策を施す。次に、この人工バリアと天然の地層からなる地層処分システムに対して安全評価を行い、長期的な安全性の確認を行うことになる。

地層処分システムの安全評価の方法は諸外国においても共通の考え方がとられている。まず、地層処分システムが将来どのようにふるまい、それが人間にどのように影響を与えるかについて、さまざまな可能性（シナリオ）を想定する。次に、

作成したシナリオに沿って適切なモデルを作成し、必要なデータを用いて影響解析を行う。その結果を安全基準などの適切な防護レベルと比較することにより、安全性が判断されるというものである³⁾。

安全評価のシナリオを考えるうえでは、地下水により放射性核種が最終的に人間環境に運ばれるという想定（地下水シナリオ）が特に重要であることが国際的にも共通の考え方となっている³⁾。地下水シナリオに沿った安全評価では、その一部として、人間の生活環境での核種の移行プロセスや生活様式に基づく被ばくの形態をモデル化し、人間への影響を評価する必要がある（生物圏評価）。地層処分安全評価は数万年以上といった極めて長い時間を対象としており、このような長期間にわたって将来の人間生活の環境や様式を予測することは困難である。このため、生物圏評価は、長期間安定に存在する地下深部の地質環境やそこに構築される人工バリアを対象とした評価と比べ大きな不確実性を伴う。そこで、生物圏モデルを、安全性を判断するうえで適切な線量などの指標に変換するための道具としてとらえるレファレンスバイオスフィアの考え方が国際的に検討されているところである^{4)~6)}。

本報では、このレファレンスバイオスフィアの考え方を導入し、我が国の地質環境の幅に広く適用できる生物圏モデルを作成した。まず、地下水シナリオの観点から地形や地下水のタイプに着目し、その組合せごとに地下水が地表に流入する場所となる可能性がある地質環境と生物圏との接点（インターフェイス）をいくつか設定した。これらにより幅広い地質環境に対応した生物圏モデルを表現することができる。このうち、我が国の地質環境や人間の生活様式の特徴を考慮しながら代表的なケースを選定し、これを基本ケースとしてモデル化を行った。次に、作成したモデルに対しステップ応答解析を行い、その結果の定常値を「線量への換算係数」としてとらえ、この係数を用いることにより地質環境中の核種移行モデルと生物圏モデルとの接続を簡素化することができることを示した。この基本ケースをもとに、地形や地下水の組合せごとに地質環境と生物圏との接点を変えながら、幅広い地質環境に対応した種々の生物圏モデルを作成した。これにより、幅広い地質環境に応じた種々の生物圏モデルについて、線量への換算係数の一覧表としてあらかじめ用意しておくことを可能とした。

2. 地質環境と生物圏とのインターフェイス

周囲を海に囲まれた日本列島の地形は、大局的には南北に延びる弧状の脊梁部分から海洋に向かって、山地—丘陵—平野（台地と低地）—海域に移行するが、山地や丘陵が直接海に面していることが多い。また、沿岸海域ないし海域の地下では、内陸側からもたらされる陸水系の地下水と海水系の地下水が複雑な形状で接していると考えられる。温暖湿潤気候帯に属する日本では、年間平均1,500~2,000mmの降水があり、これは地表面での蒸発散、直接流出、地下水への涵養にわかれる。このうち地下水への涵養は約4分の1を占め、河川などへの安定的流出成分となっている。このような地表の環境において、多くの人々は河川の氾濫域となりうる沖積平野で生活している。

地層処分による人間への影響を考慮する場合、このような地表の環境とそこでの人間の生活様式を組合せた生物圏を定義しておく必要がある。生物圏は地質環境と密接に関係することから、地質環境のうち地形や地下水のタイプに着目した。地質環境の組合せごとに地下水によって放射性核種が地表に流入する可能性の高い場所（地質環境と生物圏とのインターフェイス、以下GBI）として表1に示す場所が考えられる。これらをもとに幅広い地質環境に対応した生物圏モデルを表現することができる。

3. モデル化のアプローチ

幅広い地質環境に応じた生物圏モデルを作成するためには、表1に示した地形と地下水の組合せのGBIごとに、それぞれモデル化し評価を行う必要がある。ここでは、まず地層処分の観点から、後述の3.1に示すように我が国の地質環境や人間の生活様式の特徴を考慮して代表的なケースを選定し、これを基本ケースとして設定した。次に、

表1 地質環境(地下水/地形)の組み合わせに対応した地質環境と生物圏とのインターフェイス(GBI)

地下水 \ 地形	山地	丘陵	平野 (低地, 台地)
陸水系	・表層水系 (河川, 湖沼 など) ・海	・表層水系 (河川, 湖沼 など) ・井戸 ・海	・表層水系 (河川, 湖沼 など) ・井戸 ・海
海水系	・海	・海	・海

注) ・陸水系地下水には、降水を起源としたものと海水を起源としたもの(化石海水)が考えられるが、化石地下水が地表近傍に到達したとしても大量に存在する降水起源の地下水によって混合されるため、降水起源の地下水のみを対象とする。
・山地においては灌漑水などに利用している深井戸がほとんどないことから、山地での井戸は対象外とする。
・処分場の沿岸立地を考慮して、GBIが海である場合を想定する。我が国の沿岸部では、地形が山地や丘陵の地域も多いことから、地形パターンとして平野、丘陵、山地の3つを対象とする。

この基本ケースにしたがい、後述の3.2に示すレファレンスバイオスフィアの考え方を取り入れながらモデル化を行う。その他のケースについては、この基本ケースのモデル化によって得られた知見をもとに、地形と地下水の組合せやGBIを変えることによってモデル化を行うこととした。

3.1 基本ケースの設定

今日の我が国では、人口の約80%が低地に居住し、人口の重心は平野部に偏っていること⁷⁾、飲料水の水源の約70%がダムや河川などの地表水であること⁸⁾から、表1の組合せの中から、地形が平野であり、地下水が陸水系の場合で、表層水のうち河川をGBIとした生物圏評価を基本ケースとして設定した。

3.2 レファレンスバイオスフィアの考え方

1.で述べたように地層処分の安全評価は数万年以上といった極めて長い時間を対象としており、このような長期間にわたって将来の人間生活の環境や様式をモデル化し予測することは困難である。このため、レファレンスバイオスフィアの考え方が提唱された。レファレンスバイオスフィアとは、「処分場に起因する放射性核種が生物圏に流入することによって生じると考えられる放射線の影響について、計算する基盤を与えるために必要な仮定の集合」として定義される⁶⁾。これは、予測が困難な将来の人間の環境や生活様式を、安全評価の目的に沿って整合性をとりながら合理的に仮定することにより、生物圏を、地層処分の安全性を判断するうえで適切な線量などの指標に変換するための道具としてとらえたものである。したがって、レファレンスバイオスフィアの考え方を取り入れたモデルによって計算される線量などの指標は、実際に将来の人間が受ける地層処分の影響を表したのではなく、地層処分システムの性能を線量などの尺度で表現したものにすぎないことに留意する必要がある。

国際原子力機関（IAEA）の国際共同研究プロジェクトBIOMASSでは、現在このレファレンスバイオスフィアの考え方を幅広く適用できる方法論の開発を行っていること⁶⁾から、本報に示す生物圏のモデル化の目的と合致している。このため、この考え方を導入し、その最新の議論を取り入れながら、モデル化を行うこととした。

4. 基本ケースのモデル化

BIOMASSでは、レファレンスバイオスフィア

の考え方に基づいて具体的に生物圏モデルを作成するにあたり、図1に示すアプローチが検討されている⁶⁾。これは、まずモデル化の範囲を規定する「評価条件（Assessment Context）」を設定する。それに基づき、BIOMASSの前身である国際共同研究プロジェクトBIOMOVs IIで作成された国際生物圏FEP（生物圏評価で考慮すべき特質、事象、プロセスの英語の頭文字をとってFEPという）リスト⁹⁾や国際放射線防護委員会（ICRP）などの地層処分に関する原理原則を参照しながら、人間生活の環境や様式を生物圏システムや被ばくグループとして仮定を設定し、これらと整合性を採りながらモデル化を行うというものである⁶⁾。本検討においても、このアプローチを参考に、評価モデルを作成した。

4.1 評価条件の設定

モデル化においては、まずBIOMASSでの議論⁵⁾をもとに、以下の項目から構成される評価条件の設定を行った。BIOMASSでは、これら評価条件の設定は、「生物圏のモデルを用いて何を評価し、またなぜそれを行うか」といった基本的な問いに応え、モデルを作成するうえで必要不可欠な前提となるとともに、モデル化の枠組みを与えるものとして位置づけている。このような評価条件をあらかじめ設定しておくことの重要性はBIOMOVs IIにおいて指摘されている⁹⁾。このため、原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会の報告書³⁾などで示されている我が国の地層処分の安全評価にかかわる要求事項を念頭に置いて、これらと整合を図りながら評価条件を設定した。設定した評価条件を以下に示す。

(1) 評価目的

我が国の地層処分概念の成立性を示すために地

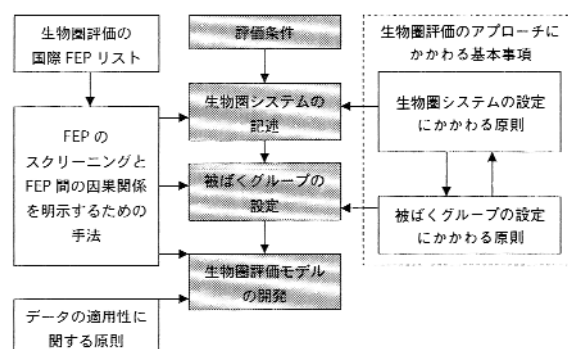


図1 レファレンスバイオスフィア概念を用いた生物圏評価モデルの構築アプローチ

層処分システムの性能を評価指標に変換する³⁾。

(2) 評価指標

種々の被ばく経路を考慮しながら、想定する被ばくグループ（後述(7)参照）の平均的な構成員に対する年間の個人実効線量を算出する¹⁰⁾。

(3) 処分場のタイプ

地下数百メートル以深の地層に設置するガラス固化体、オーバーパック（炭素鋼などの金属製容器）及び緩衝材（粘土）からなる人工バリア²⁾を想定する。

(4) サイト条件

3.2 で設定した基本ケースの定義により、地形は平野にあり地下水は陸水系で、地表は土壌により覆われ、現在の地表の環境の状態が将来においても継続すると仮定する（後述(7)参照）。

(5) ソースターム及び地質環境と生物圏とのインターフェイス (GBI)

① ソースタームとして、地下水によって地表に流入する放射性核種に加え、生物圏において放射性崩壊により生成される娘核種も含める。

② 3.2 で設定した基本ケースの定義により、GBIとして河川を設定するとともに、地質環境からの核種は河川に流入する前に帯水層中で分散せず、瞬時に全量が流入すると仮定する。

(6) 評価期間

評価期間の時間枠は限定せず、人間への影響が最大となる時期やその期間がわかるように評価する³⁾。

(7) 将来の人間社会に関する仮定

① 現在の人々が受けている線量と対比するため、将来においても現在と同様の生活様式を仮定するという指針³⁾に基づき、今日の我が国の環境と社会の状態（気候、農業及び漁業慣習など）が継続すると仮定する。

② ICRPの決定グループの考え方^{10), 11)}を取り入れ、その設定にあたっては先にグループの特徴（規模、年齢、行動など）を設定せず、地表に流入した放射性核種の生物圏での移行プロセスのモデル化を行う。これをもとに河川など生物圏の様々な構成要素と人間との接点を考慮しながら、今日の我が国の人間社会の下で平均的な人間の特性を有する複数の被ばくグループを想定する（これら被ばくグループのうち最も影響を受けるグループを決定グループとする）。

4.2 概念モデルの作成

(1) 評価条件に基づく生物圏システムの状態設定
BIOMASSでは、システムとしての生物圏を記

述するにあたり、次に示す3段階のアプローチを提案している¹²⁾。

ステップ1：評価条件（4.1項）を用いて、生物圏システムの初期状態を設定する。これはシステムとしての生物圏の範囲とその定義付けとなる。

ステップ2：評価条件の設定によっては、ステップ1で設定した状態が、評価期間の間にどのように変化するかを検討を行う。

ステップ3：システムの状態の変化を考慮する場合には、ステップ2に示した初期の状態からの変化をどのように取り込むかを明確にする。

4.1に示した評価条件をもとに、表2にステップ1として生物圏システムの初期状態を設定した。

ステップ2以降の検討として、将来生物圏に変化を及ぼす可能性のあるものには、氷河サイクルによる気候変動や火山の噴火などの天然事象及び将来の人間活動が挙げられる。また天然事象は人間活動に直接影響を及ぼす可能性があり、人間活動も天然事象に影響を及ぼすこともある。このように生物圏の状態は時間とともに変遷していくことが想定されるが、4.1(7)で設定した将来の人間社会に関する仮定に基づき、今日の我が国の生活環境や社会条件が継続することを仮定する。

(2) 生物圏評価のFEPリストの作成

地層処分の安全評価では、地層処分システムの性能に影響を及ぼすと考えられるシステムの特質 (Feature)、そこに生ずる事象 (Event) や過程 (Process) を抽出したリスト（頭文字をとってFEPリストという）が利用される。生物圏評価に対しては、BIOMOVs IIにおいて国際生物圏FEPリストが作成されている⁹⁾。

このFEPリストを出発点に、上記の評価条件や

表2 生物圏評価における地表環境の仮定
(基本ケース)

位置	・日本国内
地学的範囲	・放射性核種が流入した河川水からの灌漑によって汚染する土壌と、河川から沿岸海域までの範囲
地形	・山地と海域に挟まれた沿岸の平野部
気候条件	・現在の日本の気候条件である温暖気候
地形の形成プロセス	・現在日本で生じている地形形成プロセス
土地の利用形態	・陸地での農耕と牧畜、河川と海域の沿岸では漁業
人間の生活様式	・現在の日本の生活様式を営む社会のもと、被ばくグループは居住地で労働し、地場産物を生産して消費 ・現在の生活水準にある社会では、飲料水や灌漑水などの取水の際に水素検査が行われているが、ここでは、この水質検査は行われないと仮定

生物圏システムの記述を踏まえ、生物圏評価で考慮すべきFEPの抽出を行った。なお、BIOMOV5 IIのFEPリストは内陸部のみを対象としているため、河川や河口／沿岸海域に関するFEPを新たに追加した。

生物圏評価で考慮するFEPについては、次節(3)で述べる相互作用マトリクスを用いてクロスチェックを行い、最終的に考慮するFEPを抽出した。

(3) 生物圏での核種移行プロセスの特定

前述のFEPリストとは別に「RES (Rock Engineering System) 法」¹³⁾に基づく「相互作用マトリクス」を用いて、生物圏評価で考慮すべきプロセスの特定を行った。

まず、4.1で示した評価条件や4.2(1)の現在の生物圏システムの状態をもとに、システムとしての生物圏の特徴を表現するための相互作用マトリクスを、BIOMOV5 IIの検討結果⁹⁾を参考にして作成した(図2)。

相互作用マトリクスの作成にあたり、相互作用マトリクスの対角線要素(LDE)として、生物圏システムを構成する場合などの主要なFEPを特定した。その結果、BIOMOV5 IIにおいて採用された相互作用マトリクスの11個のLDEに加えて、海洋／河口での水とその直下の堆積物を表現する2

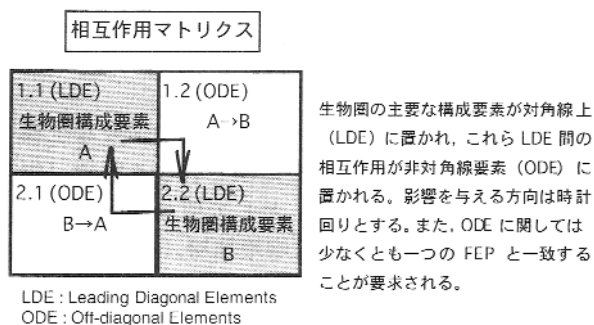


図2 相互作用マトリクスの作成

つのLDEを追加し、LDEの数を13個に設定した。

次に、13個のLDEのそれぞれの間で考えられるプロセス(LDE間を時計回りにみて該当すると考えられるプロセス)を生物圏での核種移行や被ばくのプロセスとして表現し、非対角線要素(ODE)に埋め込んだ。

上記の方法により相互作用マトリクスを作成し、前述の生物圏評価FEPリストと各ODEとの間の対応関係についてクロスチェックを行うことによって、生物圏評価で考慮すべき核種移行プロセスを特定した。図3に、生物圏システムの主要な構成要素(網かけで示す)と特定した核種移行

1.1 ソースターム (再設定された 地下水)	1.2	1.3 地下水抽出	1.4	1.5	1.6	1.7	1.8	1.9	1.10	1.11	1.12	1.13
2.1	2.2 陸地貯留の堆積物	2.3	2.4	2.5	2.6	2.7	2.8	2.9	2.10	2.11	2.12	2.13
3.1	3.2	3.3 表層水(河川)	3.4 沈殿	3.5	3.6 洪水 運搬	3.7	3.8 吸収 付着	3.9 蒸散	3.10 水の流出 (河川流)	3.11	3.12 水の蒸発 蒸気およびレクリエーションへの利用	3.13 外部被ばく 蒸散
4.1	4.2	4.3 再浮遊	4.4 堆積物堆積 (泥)	4.5	4.6 土壌の移動(砂 再浮遊)	4.7 付着	4.8 付着	4.9 蒸散	4.10	4.11 ベクトロイド	4.12 レクリエーションへの利用	4.13 外部被ばく 蒸散
5.1	5.2	5.3 地表 地下水抽出 (湧水)	5.4	5.5 堆積物堆積 となる堆積物 の平積 (FES)	5.6 堆積物堆積 (泥)	5.7	5.8	5.9	5.10	5.11	5.12	5.13
6.1	6.2	6.3 堆積	6.4	6.5 堆積	6.6 堆積土壌	6.7 堆積土壌	6.8 堆積	6.9 堆積	6.10	6.11	6.12 堆積への利用	6.13 外部被ばく 堆積
7.1	7.2	7.3 気象による 効果	7.4 気象による効果	7.5	7.6 気象による効果	7.7 気象による効果	7.8 気象による効果	7.9 気象による効果	7.10 気象による効果	7.11 気象による効果	7.12 気象による効果	7.13 気象による効果
8.1	8.2	8.3 堆積	8.4 堆積	8.5	8.6 堆積 ウェディング	8.7 堆積 ウェディング	8.8 堆積	8.9 堆積	8.10 堆積	8.11 堆積	8.12 堆積への利用	8.13 堆積
9.1	9.2	9.3 堆積	9.4 堆積 生物堆積	9.5	9.6 堆積 生物堆積	9.7 堆積	9.8 堆積	9.9 堆積	9.10 堆積	9.11 堆積 生物堆積	9.12 堆積への利用	9.13 堆積
10.1	10.2	10.3	10.4	10.5	10.6	10.7 エアロゾル	10.8 堆積	10.9 堆積	10.10 堆積	10.11 堆積	10.12 堆積およびレクリエーションへの利用	10.13 外部被ばく 堆積
11.1	11.2	11.3	11.4	11.5	11.6	11.7 再浮遊	11.8 堆積	11.9 堆積	11.10 再浮遊	11.11 堆積 生物堆積	11.12 堆積への利用	11.13 外部被ばく 堆積
12.1	12.2	12.3 堆積	12.4 堆積	12.5	12.6 堆積活動 堆積	12.7 堆積活動	12.8 堆積活動	12.9 堆積活動	12.10	12.11	12.12 堆積に影響を及ぼす気象活動	12.13 堆積への影響
13.1	13.2	13.3	13.4	13.5	13.6	13.7	13.8	13.9	13.10	13.11	13.12	13.13 気象の堆積 モード

図3 相互作用マトリクスを用いた生物圏での核種移行及び被ばくプロセスの特定(網かけは生物圏構成要素を示す)

及び被ばくのプロセスを示す。

このマトリクスをもとに概念モデルを作成するにあたっては、以下の仮定を行った。

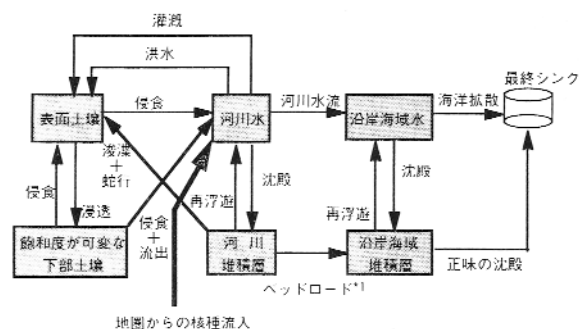
- ① 対角線要素にある表面土壌などの主要な生物圏構成要素をある一定の体積を有する区画（以下、コンパートメント）として取り扱う。
- ② 表層水（淡水）及び表層堆積層（淡水）には、3.1で示した評価条件により河川水及び河川堆積層を仮定した。
- ③ 本検討では河川から沿岸海域への物質移動のみを考慮することとし、また多くの重要なプロセスは河口と沿岸海域において類似していることから、河口を沿岸海域に含めることとし、沿岸海域／河口水と沿岸海域／河口堆積層をそれぞれ沿岸海域水と沿岸海域堆積層としてとらえた。
- ④ 非対角線要素にあるプロセスをコンパートメント間の核種の移動として表現する。なお、「大気」、「植物群」や「動物群」中の放射性核種の濃度は、それらに放射性核種をもたらす表面土壌や河川水、沿岸海域水中の核種濃度と瞬時に平衡に達するものと仮定した。これは、このようなプロセスはコンパートメント間の核種移行プロセスに比べ速やかに生じると考えられることによる。

- ⑤ GBIとして設定した河川については、河川水と河川堆積層の2つのコンパートメントとしてモデル化を行うが、基本ケースでは河川水に核種が直接流入することを想定し、河川堆積層での収着による遅延効果や放射性崩壊の効果を考慮しないこととした。この河川堆積層での収着を考慮したモデルは別のGBIとして取り扱う。

これらから得られた生物圏での核種移行プロセスについて、コンパートメントを用いて表現した概念モデルが図4(a)である。なお、概念モデルの作成にあたっては、対象としている生物圏システムから流出する核種の移行プロセスを最終シンクへの移行という形で表現している。しかし、図3の相互作用マトリクスでは生物圏での要素のみを対象としているため、この移行プロセスは表現されていない。

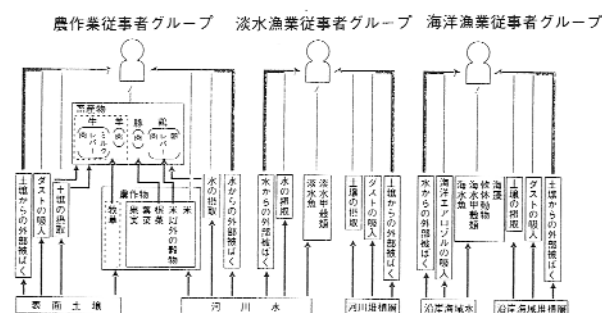
- (4) 被ばくグループの設定と被ばく経路の特定

上述の移行プロセスに関する概念モデルをもとに、生物圏システムの様々な構成要素と人間との接点を考慮し被ばくモードを特定しながら、以下のように被ばくグループを設定した。被ばくモードを特定するにあたり、それぞれ地場産物のみの消費と居住地での労働を想定した。この結果、



- *1 堆積物を水底面にそって引きずりながら運搬する流れにより固相が運搬されるプロセスを目指す。
- *2 ボックスは生物圏構成要素（コンパートメント）を表す。
- *3 「沈殿」は液相コンパートメント中の浮遊物の沈殿にともなう核種移行プロセスを、「正味の沈殿」は沿岸海域堆積層における核種の不可逆的な閉じ込めプロセスを表す。

(a) 核種移行プロセス



(b) 被ばくモード

図4 GBIを河川水とした場合の核種移行プロセス及び被ばくモードに関する概念モデル

表面土壌、河川水、沿岸海域においてそれぞれ農畜産物のみ、淡水産物のみ、海産物のみを摂取する3つの被ばくグループ（農作業従事者グループ、淡水漁業従事者グループ、海洋漁業従事者グループ）を設定した。被ばくに関する概念モデルを作成するにあたっては、さらに以下の仮定を行った。

- ① 各被ばくグループの構成員の生活様式はさほど異ならず、各グループの構成員が受ける線量はすべての被ばく経路によるものを合計する。
- ② 被ばく経路には、吸入（ダスト、エアロゾル）、外部被ばく（地表面及び水面から）、種々の食物や飲料水の摂取及び土壌の不用意な摂取を仮定する。
- ③ 各被ばくグループの構成員は成人を仮定する。（個々の構成員について年齢、食習慣などに相違は存在するが、決定グループの考え方をもとに平均的なふるまいをする成人を各被ばくグループを代表するものとしてとらえる）。
- ④ 各被ばくグループの人数は設定しない。（グループ構成員に対する年間の個人線量は、その

個人が食習慣、呼吸率、汚染区域での滞在時間等に関し決定グループの考え方をもとに平均的なふるまいをすると仮定して計算するため、人数の設定は不要と考えられる。

これから特定した各被ばくグループに対する被ばく経路について、コンパートメントを用いて表現した概念モデルが図4(b)である。

なお、図4に示すコンパートメントを用いたモデルは対象となる人間の生活環境の場の特徴に応じ、その数や経路を柔軟に変更できる利点を有する。これにより幅広い地質環境に対応した種々の人間の生活環境に対し、コンパートメントを適切に組合せることによりモデル化を行うことができる。

4.3 数学モデルの設定

図4に示す概念モデルをもとに、コンパートメント間の核種移行と、そのコンパートメントからの被ばく経路について数学モデルを作成した。コンパートメント間の移行プロセスについては、(1)式に示すように、コンパートメント間の物質収支を考慮し、それぞれのコンパートメントごとに設定した連立方程式を解くことにより、各コンパートメント中の核種の存在量を算出する。

$$\frac{dN_i}{dt} = \left(\sum_{j \neq i} \lambda_{ji} N_j + \lambda_M M_i + S_i(t) \right) - \left(\sum_{j \neq i} \lambda_{ij} N_i + \lambda_N N_i \right) \quad \dots\dots(1)$$

ここで、

- N_i : コンパートメント*i*における核種*N*の量 [mol]
- N_j : コンパートメント*j*における核種*N*の量 [mol]
- M_i : コンパートメント*i*における核種*M*の量 (*M*は*N*の親核種) [mol]
- $S_i(t)$: コンパートメント*i*への核種*N*の外部からの流入量 [mol y^{-1}]
- λ_M : 核種*M*の崩壊定数 [y^{-1}]
- λ_N : 核種*N*の崩壊定数 [y^{-1}]
- λ_{ji} : 核種*N*のコンパートメント*j* ($j \neq i$) からコンパートメント*i*への移行係数 [y^{-1}]
- λ_{ij} : 核種*N*のコンパートメント*i*からコンパートメント*j* ($j \neq i$)への移行係数 [y^{-1}]

一方、各被ばくグループへの被ばく経路には、大きく分類して3つの被ばくモード(経口摂取による内部被ばく、吸入摂取による内部被ばく、外部被ばく)がある。これらの被ばくモードによる年間の個人線量は、関連するコンパートメントの核種濃度をもとに(2)~(4)式より算出した。

① 経口摂取による内部被ばく

$$D_{ING} = ING \cdot DC_{ing} \cdot C_{ing} \quad \dots\dots(2)$$

ここで、

- ING : 摂取物の年間摂取量 [$\text{m}^3 \text{y}^{-1}$]
- DC_{ing} : 経口摂取に対する線量換算係数 [Sv Bq^{-1}]
- C_{ing} : 摂取物中の核種濃度 [Bq m^{-3}]

② 吸入摂取による内部被ばく

$$D_{INH} = DC_{inh} \cdot BR_{comp} \cdot O_{comp} \cdot C_{air} \quad \dots\dots(3)$$

ここで、

- DC_{inh} : 吸入に対する線量換算係数 [Sv Bq^{-1}]
- BR_{comp} : 堆積物あるいは表面土壌での人間の呼吸率 [$\text{m}^3 \text{h}^{-1}$]
- O_{comp} : 堆積物あるいは表面土壌での人間の滞留時間 [h y^{-1}]
- C_{air} : 堆積物あるいは表面土壌コンパートメント上部の大気中あるいはエアロゾルの核種濃度 [Bq m^{-3}]

③ 外部被ばく

$$D_{EXT} = O_{comp} \cdot DC_{ext} \cdot C_{comp} \quad \dots\dots(4)$$

ここで、

- O_{comp} : コンパートメントにおける滞留時間 [h y^{-1}]
- DC_{ext} : 外部被ばくに対する線量換算係数 [$(\text{Sv h}^{-1}) / (\text{Bq m}^{-3})$]
- C_{comp} : 滞在コンパートメント中の核種濃度 [Bq m^{-3}]

解析コードとしては、これらの数学モデルを適切に解法し、さらにコンパートメントの設定などが画面上で容易に行えるAMBERコード¹⁴⁾を採用した。AMBERコードについては、BIOMOVs IIにおいて異なるコードとの比較が行われており⁹⁾、その適用性が確認されている。

4.4 データセットの作成

生物圏モデルを用いた解析に必要なデータのうち、灌漑水量、河川水量、食物の生産や消費にかかわるデータは我が国固有の値をとると考えられるため、可能なかぎり国内の文献や統計データを参照して設定を行った。その他のデータについては、諸外国の性能評価報告書や文献を参照し類似する値を用いて設定を行った¹⁵⁾。

4.5 線量への換算係数の算出

4.3に示した数学モデルを用いて、地質環境から地表に流入する放射性核種の移行率を入力することにより線量を評価することが可能である。ここでは、単位入力であるステップ関数の核種移行率を用いて生物圏モデルの応答特性(ステップ応

答)を把握した。その一例として農作業従事者グループに対する線量のステップ応答を図5に示す。

図に示すように、ステップ応答は核種に応じて早いもので10年程度、遅くとも約1万年以内に定常値に達する。農作業従事者グループ以外の被ばくグループに対しても同様の応答特性を示している。このことは、地質環境から生物圏に流入する核種移行率のピーク到達時間が数万年よりも十分に遅い場合、地質環境からの核種移行率を生物圏モデルに入力することなく、その核種移行率に図5に示すステップ応答の定常値を乗じることによって簡便に線量に換算できることを意味する。このステップ応答の定常値を「線量への換算係数」として定義する。

図6に各被ばくグループに対する線量への換算係数を示す。図から、農作業従事者グループに対する線量への換算係数は、Po-210を除くすべての放射性核種について他の被ばくグループのものと

よりも1～3桁程度高くなっている。地表に流入する放射性核種ごとの移行率のパターンに依存するが、この基本ケースでは、ほとんどの場合、農作業従事者グループが決定グループとなる。Po-210が $4n+2$ 系列による線量の支配核種となる場合においてのみ、淡水漁業従事者グループが決定グループとなる可能性があるため、注意が必要である。

また、想定したグループのうち2番目に高い淡水漁業従事者グループに対するものと比較すると、農作業従事者グループでは、摂取する食物の種類が多く、また個々の食物への濃縮係数も高い。このため、放射性核種が直接流入する河川水からの被ばく経路が主である淡水漁業従事者グループよりも河川水を経由して汚染される表面土壌からの被ばく経路が設定されている農作業従事者グループの線量への換算係数が大きくなる。なお、淡水漁業従事者グループのPo-210による影響が農作業従事者グループを上回るのは、淡水甲殻類の濃縮係数が他の核種のものと比べて大きいことによる。

以上のことから、線量への換算係数を用いることにより簡便に線量を求めることが可能である。また幅広い地質環境に応じた様々な生物圏モデルを用いて線量を評価する場合、あらかじめ生物圏モデルごとに線量への換算係数を求め一覧表として用意しておくことができる。さらに、線量への換算係数を指標として、様々な生物圏モデルを比較することができる。

5. 幅広い地質環境に応じた生物圏モデルの検討

5.1 基本ケース以外の生物圏モデルの設定

基本ケースでは、地形が平野であり、地下水が陸水系地下水の場合で、GBIを河川水として設定した。ここでは、表1の地形と地下水のタイプの組合せで設定したGBIごとにモデル化を行う。モデル化にあたり、表1に示した表層水系、井戸及び海といったGBIを具体的にどのように取り扱うかを以下に示す。この記述は、4.1で設定した評価条件のうち「(5)ソースターム及び地質環境と生物圏とのインターフェイス」の項目に相当する。

(1) 表層水系

表1に示した表層水系としては河川や湖沼などが考えられるが、モデル化にあたっては基本ケースと同様に河川で代表させることとした。これは、モデル上、湖沼を河川と同じように取り扱うことができることによる。なお、ここで想定する河川(湖沼を含む)の規模については、4.1の評価条

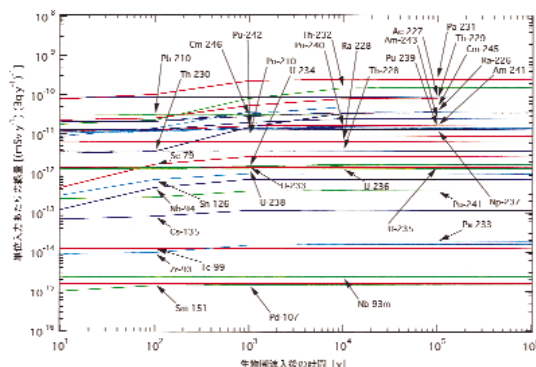


図5 単位定常入力に対する生物圏評価モデルの応答特性 (GBIを河川としたケース、農作業従事者グループ)

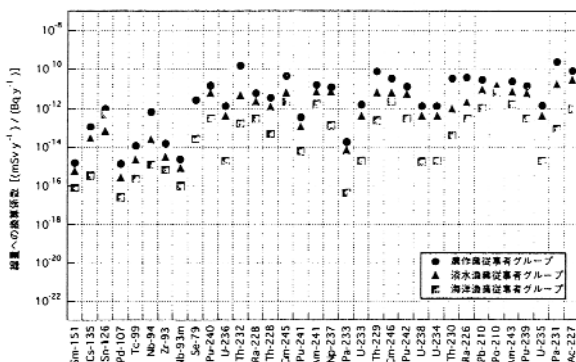


図6 GBIを河川水とした場合の各被ばくグループに対する線量への換算係数

件のうち「(7)将来の人間社会に関する仮定」にしたがい、現在の社会において取水源となりうるものを想定した。また、河川に核種が流入する際に、川底にある堆積層を経由する場合も考えられることから、モデル化にあたっては、河川水に加え、河川堆積層の場合も想定した。

以上から、表層水系のGBIとして、河川水と河川堆積層を、地形のタイプ（山地、丘陵、平野）ごとに設定し、それぞれに対応した生物圏モデルを作成することとした。

(2) 井戸

井戸は、取水する地下水の種類によって、深井戸と浅井戸とに分けられる。深井戸は、一般に30 m以上の深さ(100~200mに達するものもある)の被圧地下水を揚水するもので、被圧地下水は水理学上、堆積層にある不透水層の下に位置する。一方、浅井戸は、8~10m程度の自由水面を有する地下水(不圧地下水)を取水するものである^{16), 17)}。深井戸からの取水量が占める割合は、取水源全体の約14%で、井戸水全体からは約65%である^{8), 17)}。

地下深部から移行してきた核種は、最初に母岩上に位置する被圧帯水層に流入することが想定される。この被圧帯水層と不圧帯水層とは不透水層によって物理的に隔てられているため、被圧帯水層に流入した核種は不圧帯水層への移行が制限され、主に被圧帯水層に沿って分散・希釈されやすいことが想定される。また、核種が不透水層を通過し不圧帯水層に流入したとしても、不圧帯水層は地表の大気と自由に連絡しているため、降水などによる涵養によりさらに希釈されることが想定される。

以上から、被圧帯水層から揚水する深井戸をGBIとした生物圏モデルの検討を行うこととした。ここでは被圧帯水層に達した核種はすべて深井戸によって揚水されることを想定した。なお、山地においては灌漑水などに利用する深井戸がほとんどないと想定されることから、地形としては平野と丘陵のみを対象とした。また、モデル化にあたっては、帯水層での収着による核種の移行遅延や崩壊の効果を考慮せず、帯水層に達したすべての核種が深井戸によって汲み上げられることを想定した。

(3) 海

周囲を海に囲まれた我が国の沿岸部において、淡水からなる陸水系地下水の帯水層と海水とが直接に接している地域では、地下水は海に流出する¹⁸⁾。また、処分場が沿岸地域に立地された場合、塩水である海水系地下水の環境下に処分場が建設され

ることも想定される。このため、陸水系と海水系の地下水双方を対象とした生物圏のモデル化を行う必要がある。しかし、海に流入した後の核種の移行と被ばく経路は同じとなるため、GBIを海に設定した生物圏モデルを構築することにより、陸水系と海水系の地下水に対して同じモデルを兼用することができる。また、河川の場合と同様に、海をGBIとした場合、海に核種が流入する際に、海底にある堆積層を経由する場合も考えられることから、モデル化にあたっては、沿岸海水域に加え、沿岸海域堆積層の場合も想定することとした。さらに、我が国の沿岸部では、地形が山地や丘陵の地域も多いことから、地形として平野、丘陵、山地の3つを対象にモデル化を行った。

5.2 モデル・データの設定

5.1 で設定したGBIごとに、該当する地形と地下水のタイプの組合せ(表1参照)に対し、4.1から4.4に示した手順にしたがい、それぞれモデル化を行うことにより、幅広い地質環境に応じた種々の生物圏モデルを作成した。また、それぞれ計算に必要なデータを整備した¹⁵⁾。

5.3 線量への換算係数の算出と考察

5.2 で作成した種々の生物圏モデルについてそれぞれステップ応答特性を求めた。その結果として、地形が平野の場合を例としてGBIごとの線量への換算係数を図7に示す。図では、GBIを河川水(基本ケース)、河川堆積層、深井戸とした3つのケースでは農作業従事者グループの換算係数を、GBIを沿岸海域水、沿岸海域堆積層とした2

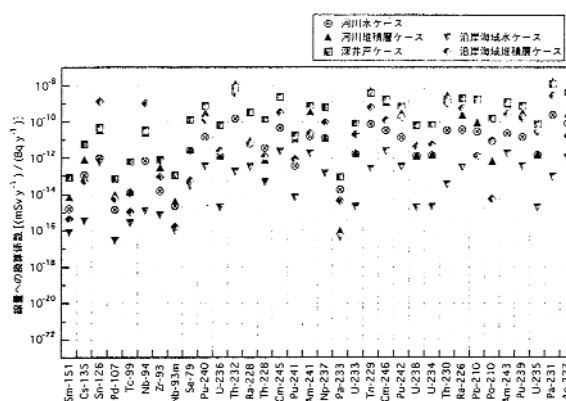


図7 GBI別の線量への換算係数の比較
(地形パターンが平野の場合)

(河川水、河川堆積層及び深井戸がGBIであるケースでは、農作業従事者グループでの換算係数を示す。沿岸海域水及び沿岸海域堆積層がGBIであるケースでは、海洋漁業従事者グループでの換算係数を示す)

つのケースでは海洋漁業従事者グループの換算係数を示している。これは、河川水や深井戸をGBIとしたケースでは農作業従事者グループが、また沿岸海域水や沿岸海域堆積層をGBIとしたケースでは海洋漁業従事者グループに対する線量への換算係数が、すべての核種についてそれぞれ他のグループのものよりも大きく、決定グループとして図に示したものである。なお、河川堆積層をGBIとしたケースでは農作業従事者グループの換算係数を示しているが、すべての核種にわたって最大とならなかったため、決定グループは地表に流入する放射性核種の移行率に依存することになり、線量を求めるまで決まらないことになる。

図7において基本ケースでの線量への換算係数と比較すると、沿岸海域水をGBIとしたケースは核種全般にわたって小さく、GBIを深井戸や河川堆積層、沿岸海域堆積層としたケースでは同程度あるいは高くなる核種があった。なお、GBIを沿岸海域水及び沿岸海域堆積層とした場合には、表面土壌への核種移行プロセスが変化するため、農作業従事者グループの線量への換算係数が小さくなり、結果として海洋漁業従事者グループの値が農作業従事者グループの値よりも大きくなった。このため、表面土壌での核種の存在量は重要な因子となることがわかった。

また、GBIが河川水のケースについて、地形のタイプが異なる場合の線量への換算係数を図8に示す。基本ケース（地形が平野）と丘陵や山地の場合とを比較すると、農作業従事者グループの換算係数は丘陵の場合で約1桁、山地の場合で約2桁増加することがわかった。河川水以外のGBIのケースについては、GBIが深井戸、沿岸海域水及び沿岸海域堆積層の各ケースにおいて地形の違い

に対する線量への換算係数の差はみられなかった。一方、GBIが河川堆積層のケースでは、平野と比べ丘陵や山地の場合の農作業従事者グループの線量への換算係数が最大で約2桁増加した。

6. おわりに

以上から、レファレンスバイオスフィアの考え方を取り入れ、幅広い地質環境に対応した生物圏モデルを作成した。基本ケースとして最初に作成したモデルは、生物圏の各構成要素をコンパートメントとして表現しているため、対象となる人間の生活環境の場の特徴に応じ、その数や経路を柔軟に変更できる利点を有している。このため、地質環境に対応した種々の人間の生活環境に応じてコンパートメントを適切に組合せることにより幅広く適用できることがわかった。

また、線量への換算係数を用いることにより簡単に線量を求めることが可能であることを示した。これにより幅広い地質環境に応じた生物圏モデルごとに線量への換算係数を求め、それをあらかじめ一覧表として用意しておくことができる。さらに核種ごとの線量への換算係数を用いた異なるモデルとの比較は、各モデルの特性を把握するだけでなく、モデルで扱うプロセスやデータの重要度の把握にも有効であることがわかった。これらの情報は今後のデータ取得の指針として用いることが可能である。

ここで示した生物圏評価は一部のデータを諸外国のものに依存しているが、現在我が国の地層処分研究開発は幅広い地質環境を対象に検討が進められており、処分場サイトを特定していない現時点の段階において、地層処分概念の成立性を示すことの目的に照らせば有効であると考えられる。今後、処分場サイトが特定された段階においては、地質環境のみならずそこでの人間生活の環境や様式に関する詳細な情報を利用することができるため、ここで作成したモデルをもとに、さらに詳細なモデルへの改良や精度の高いデータベースを整備していくことが可能である。

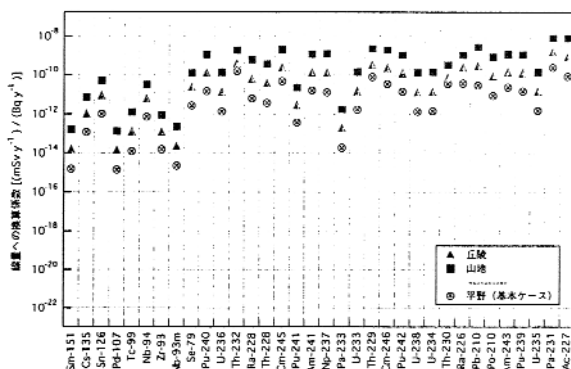


図8 地形パターン別の線量への換算係数の比較
(GBIが河川水の場合)

(農作業従事者グループの値)

参考文献

- 1) 原子力委員会：“原子力の研究、開発及び利用に関する長期計画”，平成6年6月24日(1994)。
- 2) 原子力委員会：“昭和62年原子力開発利用長期計画”，(1987)。
- 3) 原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会：“高レベル放射性廃棄物の地層処分研究開発等の今後の進め方について”，平成9年4月15日(1997)。
- 4) IAEA：“International Programme on Biosphere Modelling and Assessment Methods (BIOMASS) Themes for a New

- Co-ordinated Research Programme on Environmental Model Testing and Improvement. Theme 1: Radioactive Waste Disposal, Theme 2: Environmental Releases, Theme 3: Biospheric Processes”, International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria (1996).
- 5) BIOMASS: “Alternative Assessment Contexts: Implications for Development of Reference Biospheres and Biosphere Modelling. BIOMASS Theme 1 Working Document: BIOMASS/T1/WD02”, International Atomic Energy Agency, Vienna (1999a).
 - 6) BIOMASS: “Long-term Releases from Solid Waste Disposal Facilities: The Reference Biosphere Concept. BIOMASS Theme 1 Working Document: BIOMASS/T1/WD01”, International Atomic Energy Agency, Vienna (1999b).
 - 7) 西川 治 (監修), 氷見山幸夫 他: “アトラス日本列島の環境変化”, 朝倉書店 (1995).
 - 8) Ministry of Health and Welfare (MHW), Water Supply and Environmental Sanitation Department: “Water Japan 1997/98, Japan's Water Works Yearbook”, Suido Sangyo Shimbun (1998).
 - 9) BIOMOVs II: “Development of a Reference Biospheres Methodology for Radioactive Waste Disposal”, BIOMOVs II Technical Report No.6, Swedish Radiation Protection Institute, Stockholm, Sweden (1996).
 - 10) ICRP: “Recommendations of the International Commission on Radiological Protection (adopted January 17, 1977), ICRP Publication 26”, Pergamon Press, Oxford (1977).
 - 11) ICRP: “Radiation Protection Principles for the Disposal of Solid Radioactive Wastes, Annals of the ICRP, 15, No.4, ICRP Publication 46”, Pergamon Press, Oxford (1985).
 - 12) BIOMASS: “Biosphere System Identification and Justification. BIOMASS Theme 1 Working Document: BIOMASS/T1/WD06”, International Atomic Energy Agency, Vienna (1999c).
 - 13) J, Hudson: “Rock Engineering Systems: Theory and Practice”, Ellis Horwood, Chichester (1992).
 - 14) QuantiSci: “AMBER 4.0 Reference Guide”, QuantiSci Limited, Henley-on-Thames, United Kingdom (1998).
 - 15) 核燃料サイクル開発機構: “我が国における高レベル放射性廃棄物地層処分技術的信頼性 一地層処分研究開発第2次取りまとめー 分冊3 地層処分システムの安全評価”, 平成11年11月26日, JNC TN1400 99-023 (1999).
 - 16) 地下水ハンドブック編集委員会: “地下水ハンドブック”, 建設産業調査会刊 (1979).
 - 17) 日本水道協会: “水道のあらまし”, 日本水道協会 (1997).
 - 18) 山本荘毅・榎根 勇 (監): “改訂新版 最新地下水学 調査と実務のガイドライン”, 山海堂 (1980).

