

地層処分安全評価における 生物圏評価手法の高度化に関する検討(II) (研究概要)

(核燃料サイクル開発機構 業務委託報告書)

2002 年 2 月

日揮株式会社

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

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

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

© 核燃料サイクル開発機構 (Japan Nuclear Cycle Development Institute)
2002

地層処分安全評価における生物圏評価手法の高度化に関する検討 (II) (研究概要)

(核燃料サイクル開発機構 業務委託報告書)

三木崇史* 吉田英爾* 池田孝夫*

要旨

本研究では、地圏と生物圏とのインターフェイス (G B I)、揮発性核種及びガス状核種に対する生物圏モデル、生物圏データおよび安全指標について検討した。

G B I に関する検討では、地圏と生物圏の移行帯 (G B T Z) に関する F E P データベースを作成した。さらに、このデータベースから放出シナリオを抽出し、既往の研究における概念モデル及び数学モデルの保守性及びロバスト性について検討した。

揮発性核種及びガス状核種に対する生物圏モデルの検討については、概念モデル及び数学モデルを作成し、ガス放出に関する被ばく経路は線量への換算係数への寄与が小さいことを確認した。

生物圏データの選定手法の高度化については、第 2 次取りまとめにおける生物圏評価に使用したデータをレビューし、データ選定プロトコルに従い分類した。さらに、重要であるが理解の程度が低いパラメータについてはデータの設定を見直した。

安全指標に関しては、人間以外の生物に対する放射線影響や地層処分対象廃棄物中に含有される非放射性物質の環境影響等について調査した。

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

機構担当部課室： 東海事業所 環境保全・研究開発センター 処分研究部 システム解析グループ

*：日揮株式会社

Improvement of Biosphere Assessment Methodology
for Performance Assessment of Geological Disposal Facility (II)
(Document Prepared by Other Institute, Based on the Trust Contract)

Takahito Miki*, Hideji Yoshida* and Takao Ikeda*

Abstract

This report contains results on study of Geosphere-Biosphere Interface (GBI), development of biosphere assessment model for gaseous and volatile radionuclides, review of biosphere assessment and research on safety indicators.

Regarding study of Geosphere-Biosphere Interface (GBI), FEP database for the Geosphere-Biosphere Transitions Zone (GBTZ) were compiled. Furthermore, release scenarios were identified from the FEP database, and review of conservativeness and robustness of the conceptual and mathematical models developed previously by JNC were undertaken.

Regarding development of biosphere assessment model for gaseous and volatile radionuclides, the conceptual and mathematical models were developed, and it was confirmed that the impact of the exposure pathway regarding gas release to flux-to-dose conversion factor is small.

Regarding review of biosphere assessment data, the parameters which were used on JNC second progress report were reviewed and classified using the biosphere data protocol categories. Furthermore, the data for key parameter(important but poorly characterized parameters) were revised.

Regarding research on safety indicator, some kinds of safety indicators, especially for the non-radioactive contaminant and for the non-human biota, are reviewed.

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

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

* : JGC Corporation

目 次

1. はじめに	1
2 地質環境と生物圏とのインターフェイスの具体化に関する検討	3
2.1 本検討の目的	3
2.2 GBTZ FEP データベースの開発	4
2.3 放出シナリオ	9
2.4 これまで行われた研究についてのレビュー	10
2.5 考察および今後の課題	11
2.6 具体的な地質環境を想定した生物圏評価に必要なデータの収集について	11
3. 揮発性核種及びガス状核種に対する生物圏モデルの検討	18
3.1 本検討の目的	18
3.2 気体状核種及び揮発性核種のレビュー	18
3.3 被ばくメカニズム及び被ばく経路のレビュー	18
3.4 概念モデルの策定	20
3.5 数学モデルと関連するパラメータ値の設定	22
3.6 解析結果	24
4. 生物圏評価データの選定手法の高度化	30
4.1 本検討の目的	30
4.2 生物圏評価のレビュー	30
4.3 これまでの JNC 生物圏研究における被ばく経路及び移行プロセス	31
4.4 改良の提案	32
4.5 結論	34
5. 安全指標に関する調査および適用方法の検討	39
5.1 本検討の目的	39
5.2 対象廃棄物中の非放射性物質	39

5.3 放射性物質の安全指標	40
5.4 非放射性物質の安全指標	46
5.5 安全指標の適用方法の検討	49
5.6 考察	51
6. おわりに	53
6.1 地質環境と生物圏のインターフェイスに関する検討	53
6.2 揮発性核種及びガス状核種の生物圏評価モデルに関する検討	53
6.3 生物圏評価データに関する検討	54
6.4 安全指標に関する調査及び適用性に関する検討	54
7. 参考文献	55

図目次

図 2-1	生物圏評価におけるデータ取得とモデル化に関するフローチャート	17
図 3-1	核種移行と被ばく経路, 及び関連する移行プロセスと被ばくモード表した脱 ガスの相互作用マトリクス	21
図 3-2	核種移行と被ばく経路, 及び関連する移行プロセスと被ばくモードを表した 直接ガス放出の相互作用マトリクス	21
図 3-3	感度解析結果の一例(ガスの吸入による被ばくの換算係数: 淡水漁業被ばく グループ・I-129)	29

表目次

表 2-1	GBTZ の FEP リスト	6
表 2-2	GBTZ の集約 FEP リスト	9
表 2-3	生物圏放出シナリオに対する地質環境	9
表 3-1	各レファレンスバイオスフィアについての各被ばくグループに対する潜在 的な被ばく経路とその媒体	20
表 3-2	脱ガスによる吸入被ばくを考慮した線量への換算係数	27
表 3-3	直接ガス放出による吸入被ばくを考慮した線量への換算係数	28
表 4-1	データレビュー前の重要パラメータの分類	37
表 4-2	データレビュー後理解の程度が低いままである重要パラメータ	38

1. はじめに

地層処分システムの安全評価では、処分場から移行した核種が人間に与える影響を評価するために、生物圏に流入した核種の移行と被ばくのプロセスをモデル化し、地層処分に起因する人間への影響を定量化する「生物圏評価」が必要となる。地層処分研究開発第2次取りまとめ（核燃料サイクル開発機構, 1999, 以下「第2次取りまとめ」と略する）における生物圏評価では、IAEAの国際共同研究 BIOMASS（International programme on BIOSphere Modeling and ASSessment methods）等の国際的な動向を参考に、わが国に固有な諸条件を考慮した評価モデルを開発し、天然バリアからの核種移行率を放射線量に換算する係数を求めた。

今後は、将来実施される地層処分の候補地に対する安全評価の信頼性向上のために、評価手法を高度化する必要がある。高度化が必要な項目としては、具体的な地質条件が与えられた場合に第2次取りまとめにおいて適用した方法論に加えてより詳細な検討が必要となる項目があり、例えば地質環境と生物圏とのインターフェイス（Geosphere - Biosphere Interface；以下、GBIと略する）や、核種の放出シナリオ、パラメータの設定が挙げられる。

GBIに関しては、第2次取りまとめでは河川、海洋、井戸等を経由して生物圏に核種が流入する場合について検討した。しかしながら、実際の地質環境条件においては、生物圏への放出に至る核種の移行経路は複雑であると考えられ、生物圏評価の信頼性を向上させるためには、地質環境と生物圏とのインターフェイスを適切にモデル化するための検討が必要である。

また、第2次取りまとめでは、生物圏での核種の移行は液相および固相での移行のみを考慮していたが、TRU廃棄物を含め、地層処分される核種には、ガス状あるいは揮発性であるものが存在するため、より現実的な影響を把握するためには、これらの核種に対して気相としての移行及び被ばく経路も考慮した生物圏評価モデルの開発が必要である。

生物圏評価パラメータについては、既往の生物圏評価研究（日揮株式会社, 2001）において、パラメータ設定の透明性および信頼性を確保し、かつ効率的なデータ選定の方法論を構築した。今後は、この方法論を実際の生物圏評価あるいは具体的な地質環境条件に対して適用し、その実用性について確認する必要がある。

その他にも、安全性の指標として使用されている「個人線量」は、その時間的・空間

的な不確実性を有することなど、いくつかの欠点を有することから、それを補完するための指標の検討が最近国際的に活発に行われており、それらについて動向を調査し、わが国の安全評価への反映方法についても検討する必要がある。

以上のことから本研究では、まず2章では、GBIでの核種移行プロセスを同定し、現状でのモデル化の可能性について包括的な検討を行う。また3章では、ガス状あるいは揮発性核種に対して生物圏モデルを構築し、公衆に対する放射線学的影響の大きさについて評価する。さらに4章では、生物圏評価データの選定について、既往の研究（日揮株式会社，2001）において開発されたデータ選定の方法論に基づいて第2次取りまとめで使用されたパラメータについてレビューを行い、重要なパラメータについてはその設定方法について検討を行う。最後に5章において、安全指標に関する国際的な動向について調査し、わが国における適用性について検討を行う。

2. 地質環境と生物圏とのインターフェイスの具体化に関する検討

2.1 本検討の目的

地質環境から生物圏への核種移行概念モデルは、しばしば極度に単純化された方法で核種移行を表現している。しかしながら、現実には地質環境から生物圏への核種の移行は非常に複雑であり、多くの相互にリンクした物理的、化学的、及び生物学的プロセスが含まれる。これらプロセスの一部は地表近くに核種を再び集中させる可能性があり、その場合、予想される以上に大きな人間への被ばくを生じ得る可能性がある。

本研究では、現在の評価コードが生物圏への核種放出を現実的あるいは保守的に評価していない可能性があるということと、これら核種放出に関してはかなりの不確実性が存在するということを踏まえて、生物圏への核種放出の評価について以下の手順に従い検討を行った。

1. 地質学、地球化学、生物学、及び水理メカニズムを明らかにし、簡単に記述する。これらのメカニズムはわが国の地質環境における地表近傍帯(near-surface zone)での核種の移行及び遅延に影響を及ぼすものである。
2. 農業のような人間活動と気候や地形に影響を及ぼす自然環境の変化がどのように地表近傍帯での核種の移行及び遅延に影響を及ぼすかをレビューし、明らかにする。
3. これらレビューから、地表近傍帯用の予備的な FEP データベースを作成し、安全性にとって重要となる可能性がある FEP データベースをスクリーニングする。
4. FEP データベースから、我が国の種々雑多な環境で起こり得る様々な放出事象を記述したシナリオを開発する。
5. これまでの研究で用いられた概念モデル及び数学モデルの初期レビューを行い、これらモデルがロバストかつ保守的に地表近傍帯のプロセスをシミュレートできるかどうかを立証するために、これらモデルと放出シナリオとを比較する。
6. 不確実性を減らすためにさらにモデル開発が必要な分野を明らかにし、サイト特性調査の間に考慮することが必要な問題点を明らかにする。

一般的に、放射性廃棄物処分の文献において、‘ geosphere - biosphere interface ’ という用語、または GBI という略語が用いられている。しかしながら、深地層から地表（生物圏）環境への変化ははっきりしたインターフェイスではなく、むしろ過渡的なものであるため、この用語はどちらかといえば誤解を招く恐れがある。そこで、本報告書では GBI という用語を使用せず、代わりに地質環境－生物圏移行帯（GBTZ： geosphere-biosphere transition zone）を使用する。

2.2 GBTZ FEP データベースの開発

本検討では、GBTZ FEP データベースを 5 人の研究者からなる委員会が原則から開発した。専門家チームは FEP リストの開発に対して下記のような段階的なプロセスを用いた。

1. ‘ 物理学 ’、‘ 水理学 ’、‘ 生物学 ’、‘ 化学 ’といった広範囲な表題の項目下で、専門家委員会により提案された FEP に基づいて、最初の（スクリーニングしていない）FEP リストを開発した。
2. 最初のリストを必要な詳細レベルとなるように FEP を統合及び分けることで FEP リストを改良した。（例えば、遅延は収着及び沈殿に分ける、等）
3. 類似する項目や重複する題目だけでなく、わが国の処分環境とは関係のない事項を取り除くために、FEP リストをスクリーニングした。（例えば、化学的または物理的プロセスにより生じる風化）。
4. スクリーニングされたリストから得られた FEP について記述し、わが国においては様々な処分環境が考えられるということを念頭において、各 FEP に重要度を割り当てた。一部の FEP はある環境条件でのみ重要であるので、このような作業が必要であった（例えば、沿岸サイトに対してのみ関係のある海から陸への移行）。
5. スクリーニングされたリストから得られる FEP が環境条件の変化や人間活動によってどのような影響を受ける可能性があるかを確認するために、専門化チームによるワークショップを開催し、検討を行った。

上記方法により、63 個の FEP が作成された（表 2-1）。これら FEP は新しい概念

モデルの開発の際や既存モデルの評価のために必ずしも必要とは限らないほど詳細なものである。したがって、これら FEP は FEP 集約 (aggregation) プロセスにより簡易なリストを作成するように合理化し、その結果の簡潔な FEP リストを表 2-2 に示す。

表 2-1 GBTZ の FEP リスト (1/3)

FEP 番号	FEP 名称	FEP Name	NEA International リストでの対応 FEP	対応する集約 FEP (表 2-2 参 照)
1	生体触媒	Biocatalysts	3.2.06	1
2	生物化学	Biochemistry	3.2.06	1
3	生体コロイド	Biocolloids	3.2.06	1
4	生物群集	Biocommunities	2.3.09	1
5	生物膜	Biofilms	3.2.06	1
6	生物ガス	Biogases	3.2.06	1, 8
7	生物的風化（菌類及び地衣を含む）	Biological weathering (including fungi and lichen)	3.2.06	1
8	生物擾乱	Bioturbation	3.2.11	1
9	毛管現象	Capillary action	3.2.07	3
10	化学的变化（エージング）及び再結晶化	Chemical aging and recrystallisation	3.2.01	5
11	崖の後退	Cliff recession	2.3.12	2
12	接触変成作用	Contact metamorphism	1.2.05	6
13	拡散	Diffusion	3.2.07	3
14	ダウン・カッティングによる渓谷形成	Down cutting and gorge formation	2.3.12	2
15	乾燥湖底質再移動	Dry lake bed remobilisation	2.3.12	2
16	亀裂内での移行・遅延	Dual porosity	3.2.09	3
17	生態系エンドポイント	Ecosystem endpoint	3.2.13	1
18	河口系	Estuarine systems	2.3.04	4
19	蒸発散	Evapotranspiration	2.3.09	1
20	断層運動	Fault movement	1.2.03	7
21	亀裂流（移流）	Fracture flow (advection)	3.2.07	3
22	ガス溶離	Gas exsolution	3.2.09	8
23	ガス移行（気泡介在核種移行を含む）	Gas transport (including bubble-mediated radionuclide transport)	3.2.09	8

表 2-1 GBTZ の FEP リスト (2/3)

FEP 番号	FEP 名称	FEP Name	NEA International リストでの対応 FEP	対応する集約 FEP (表 2-2 参 照)
24	ガス-水相互作用	Gas-water interactions	3.2.09	8
25	地下水・間隙水の化学及び変化	Ground and porewater chemistry and evolution	3.2.05	10
26	地下水流出	Groundwater discharge	3.2.07	3
27	地下水混合・希釈	Groundwater mixing and dilution	3.2.07	3
28	地下水涵養	Groundwater recharge	3.2.07	3
29	熱水系	Hydrothermal systems	1.2.06	6
30	無機コロイド生成	Inorganic colloid formation	3.2.04	10
31	無機コロイド移行	Inorganic colloid mediated transport	3.2.04	10
32	地滑り	Landslides	2.3.12	2
33	ライフプロセス (同化・異化)	Life processes (anabolic and catabolic)	3.2.11	1
34	液状化	Liquefaction	2.3.12	2
35	海進及び海退	Marine transgressions and regressions	1.3.03	4
36	マトリクス拡散	Matrix diffusion	3.2.07	3
37	鉱物の溶解及び共溶解	Mineral dissolution and co-dissolution	3.2.01	5
38	鉱物の析出及び共沈	Mineral precipitation and co-precipitation	3.2.01	5
39	有機錯体とその腐食速度	Organic complexants and their decay rates	3.2.05	10
40	浸透	Osmosis	3.2.07	3
41	ガス抜け	Outgassing	3.2.09	8
42	透過	Percolation	3.2.07	3
43	物理的遅延 (ろ過及び陰イオン排除)	Physical retardation (filtration and anion exclusions)	3.2.07	3
44	物理的風化	Physical weathering	2.3.12	2
45	多孔質流 (移流)	Porous flow (advection)	3.2.07	3
46	放射性崩壊	Radioactive decay	3.1.01	10

表 2-1 GBTZ の FEP リスト (3/3)

FEP 番号	FEP 名称	FEP Name	NEA International リストでの対応 FEP	対応する集約 FEP (表 2-2 参 照)
47	核種溶解度	Radionuclide solubility	3.2.02	10
48	核種収着	Radionuclide sorption	3.2.03	10
49	核種の形成	Radionuclide speciation	3.2.02	10
50	河川の進化 (蛇行を含む)	River maturation (including meandering)	2.3.04	2
51	河岸の貯留	Riverbank storage	2.3.04	4
52	岩盤移行	Rock-mass transport	2.3.12	2
53	塩水インターフェイス	Saline water interface	2.3.06	3
54	堆積物の圧密及びセメン テーション	Sediment compaction and cementation	2.3.12	2
55	沈降及び堆積	Sedimentation and deposition	2.3.12	2
56	地震による揚水	Seismic pumping	3.2.07	3, 7
57	地震活動	Seismicity	1.2.03	7
58	土壌の生成及び増加	Soil formation and development	2.3.12	2
59	津波	Tsunami	2.3.06	4, 7
60	地下川	Underground rivers	3.2.07	3
61	不飽和 (2 相) 流	Unsaturated (two phase) flow	3.2.09	8, 3
62	火山活動	Volcanism	1.2.04	6
63	地下水水面変動 (洪水及 び湖の乾燥を含む)	Water table fluctuations (including flooding and lake drying)	3.2.07	3

表 2-2 GBTZ の集約 FEP リスト

集約 FEP 番号	集約 FEP 名称
1	生物活動
2	侵食，堆積物の移動，再分配
3	地盤移動及び間隙水の移動，及び汚染物質の移行
4	地表水媒体，地下水流動，及び汚染物質の移行
5	収着及び鉱物の析出プロセス
6	火成プロセス及び変成プロセス，及び関連する熱水活動
7	地震活動・地殻変動活動
8	ガスフロー及び汚染物質の移行
9	地下水化学，間隙水化学，核種溶解度及び種形成

2.3 放出シナリオ

我が国の環境及び集約された GBTZ FEPs から，以下に示す 4 つの生物圏への放出シナリオが明らかになった。

- ・ 地下水放出（集約 FEP 3）
- ・ 固体放出（集約 FEP 2）
- ・ ガス放出（集約 FEP 8）
- ・ 火山放出（集約 FEP 6）

表 2-3 に各シナリオの放出メカニズムと生物圏レセプタをまとめた。

表 2-3 生物圏放出シナリオに対する地質環境

シナリオ	放出メカニズム (集約 FEP 番号)	生物圏レセプタ
地下水放出	地下水流動 (FEP 3)	多種
固体放出	侵食 (FEP 2)	多種
ガス放出	ガスフロー (FEP 8)	多種
火山放出	火山活動 (FEP 6)	多種

2.4 これまで行われた研究についてのレビュー

これまで行われた生物圏評価において、様々な概念モデル及び数学モデルが開発されてきた。本節では、これまでの研究で考慮されたシナリオ及び GBTZ プロセスと、前節までに明らかにされたシナリオ及びプロセスとの比較を行う。

2.4.1 放出シナリオ

(1) 地下水放出

地下水での核種放出は様々な生物圏レセプタ（井戸、河川堆積層、潮間帯堆積層、沿岸海域堆積層）に対して検討されてきた。しかしながら、今日まで我が国の条件に関連するいくつかのレセプタへの地下水放出については検討されてこなかった。一つは、湖沼堆積層である。しかしこの場合、線量は河川堆積層及び井戸水への放出とほぼ同じであると考えられる。もう一つは、淡水と海水の混合が核種の移動性に重大な影響を及ぼす物理、化学、生物プロセスを引き起こすような河口環境についても検討されていない。

(2) 固体放出

侵食による土壌への核種放出は、過去の研究において検討されている（日揮株式会社，2001）。その他のレセプタへの侵食による放出は検討されていないが、線量は土壌への放出以下となると予想されている。

(3) ガス放出

ガス放出については、本報告書の第3章で検討されている。他のレセプタへのガスの直接放出は考慮されていないが、線量は土壌への放出より大きくないと予想されている。

(4) 火山放出

火山活動による生物圏への核種放出は一部の性能評価において検討されている。例えば、第2次取りまとめ（核燃料サイクル開発機構，1999）では、火山活動を含んだ多くの概念モデルが開発されている。しかしながら、火山放出に対する線量への換算係数の導出については検討されていない。

2.4.2 GBTZ プロセス

本節の最初に示した概念モデル及び数学モデルの開発にあたっては、3つの FEP リストのスクリーニングを行った。これら FEP リストを本研究で開発された GBTZ FEP リスト（表 2-1）と比較した。その結果、重要となる可能性がある GBTZ FEPs がこれまで行われた生物圏研究の検討から除外されていたことがわかった。

2.5 考察および今後の課題

本章では、これまでの生物圏研究で用いられたレファレンスバイオスフィア手法を用いて2つの追加シナリオを考慮する必要性を強調している。一つは、淡水と海水の混合が核種の移動性に重大な影響を及ぼす物理、化学、生物プロセスを引き起こし得る河口環境への地下水放出がある。もう一つは、火山活動による生物圏への核種放出である。

また本検討により、GBTZ 中に存在する処分場起源の核種が、多数の物理的・化学的・生物学的プロセスの影響を受ける可能性があることが明らかになった。それゆえ、地質環境から生物圏への核種の放出を検討する際には、地質環境及び生物圏のモデル作成者間の共通の理解を得るために、GBTZ と GBTZ での各プロセスが一貫性のある方法で確実に評価されるようなプロセスモデルの開発が役立つ。本研究で挙げられた GBTZ プロセスの全てが処分場の全体性能（安全性）の点で重要なわけではないが、一部はある環境では重要となる可能性がある。例えば、沈殿（GBTZ FEP 37）の様ないくつかのプロセスは核種の再濃縮に至る可能性があり、その結果放射線被ばくが増す可能性がある。この様な再濃縮プロセスは、淡水－塩水移行帯において重要となる可能性がある。

また、サイト特性調査プログラムは、表 2-1 に明らかにされた全 63 個の GBTZ FEPs のスクリーニングを可能にするような情報を提供できるものであることが望ましい。

2.6 具体的な地質環境を想定した生物圏評価に必要なデータの収集について

地層処分の候補サイト等、具体的な地質環境が想定された場合、性能評価を実施するにあたりサイト特有のデータを調査・収集する必要がある。生物圏評価に関しても同様であり、収集される情報は、サイトスペシフィックな標準的生物圏の開発をサポート

ートするのに役立つものとなると考えられる。そこで本検討では、具体的な地質環境条件が与えられた場合に収集すべき生物圏関連の情報に対する検討を行った。

2.6.1 データ収集における重要事項

アセスメントコンテキストは、性能評価においてどのような情報が必要とされるか、あるいはどのような情報が関連し得るか、ということに重要な影響を与える。我が国の性能評価要件に関する現在の理解に基づけば、以下に示すアセスメントコンテキスト構成要素が考えられる（BIOMASS, 2001）。

- ・ 評価目的
- ・ 評価指標
- ・ 評価の考え方
- ・ 想定する処分場および地質・地形条件
- ・ 評価対象核種および GBI
- ・ 評価期間
- ・ 社会環境

具体的な地質環境が想定された場合を検討するという目的から、上記に示した 7 つのアセスメントコンテキストのうち、特にサイトスペシフィックなデータを収集するためのプログラムに影響を及ぼす可能性があるアセスメントコンテキストに注意する必要がある。

また、サイトにおける物理、化学、生物の状況についてのデータの蓄積に加えて、今日サイト周辺で生活している人々や他の生物への放射線被ばくの観点から、現在の放射線に関する状況の評価に関連する情報を得ることは有用であると考えられる。

核種移動の数学モデルには、環境で起こるかもしれない事象を代表するようなパラメータを有する式が含まれている。しかしながら、モデル中で用いられる全ての数量を環境中で直接測定することは不可能である場合もある。例えば、サイトでの長期間の侵食速度を知ることに関心が持たれるかもしれないが、それを直接測定することは

実際的ではない。したがって、侵食速度を推測できるような別の数値、例えば地形の傾斜、降水量及び流去水量、及び侵食に対する地上物質の抵抗性等を測定することになる。

データ収集計画は、その実行可能性を考慮して、明確なスケジュールを持つべきである。土壌の種類や現状の地表付近の地下水位といった、該当情報の一部は比較的短い時間枠で測定され得る。一方で、侵食速度や渇水期間での地下水面の変化及び地質環境から生物圏への地下水流動の影響の様な、比較的ゆっくりとしたプロセスは、より長い期間での測定によってのみ確認され得る。

2.6.2 収集すべき情報に関する提案

生物圏システムを定義するためのデータを以下にまとめた。

【水媒体】

水媒体について列挙されている基本情報は、地質環境から放出される放射性核種の希釈の範囲を決定することから、非常に重要である。我が国における評価の枠組みにおいては、地表近傍の帯水層を生物圏の一部として考慮すべきか、地質環境の一部として考慮すべきかが明らかとなっていない。しかしながら、地表近傍の帯水層に関する情報は、明らかに、地表水との詳細な水理学的関係ばかりでなく、性能評価全体にも関連している。

【土壌】

土壌特性は、長期蓄積及び食物連鎖への取り込みに対する核種挙動に関連するモデルパラメータ値の選択には必須である。土壌に対して提案されている情報は水媒体情報と関連付けることが可能で、地下水中の核種がどのように地表へと移行する可能性があるかについての理解を深めることになる。地質環境からの放射性ガス放出の相互影響の範囲はこのような特性からも推測できる。

【生態系】

生態系コミュニティの特性については、現在の人間活動によってかなりの影響を受ける陸地に加え、あらゆる自然・半自然の陸地エリアについても調査すべきである。

生態系の理解は、人間への線量評価モデルの開発にとって重要である。環境そのものの防護に関する評価指標の開発、評価が必要である可能性があり、その点においても重要である。この場合、特別の注意を必要とする、特に感度の高いまたは重要な生態系構成要素（絶滅の危機に瀕した種といった）が存在するかどうかを確定できるように、サイトにおける初期状態を明確に理解することが重要である。これは操業時の影響評価における関心事であろうが、閉鎖後に関しても検討対象となり得る。

【人間活動】

人間活動に関する情報は、人間と生物圏システムとの相互作用を示すのみならず、候補決定グループの定義付けにも利用される。人間と生物圏システムとの相互作用は生物圏における放射性核種の移行及び蓄積に影響を及ぼす可能性があるが GBTZ を通過する生物圏への放出にも影響を及ぼす。システム変化及び種々の決定グループに関連した現在の人間活動に代わるものとして、サイト周辺環境の人間による利用の可能性を評価することも興味の対象となる可能性がある。

天然及び人工のバックグラウンド核種に関するデータには、地下水、土壌、水媒体及び堆積物中の核種濃度、及び特定されているエリアで栽培もしくは得られた食物中の核種濃度が含まれる。対象核種には天然のウラン系列崩壊核種、C-14、K-40、チェルノブイリのフォールアウト及び核実験による残留放射能を含むフォールアウト核種が含まれる。さらに、トリチウムの測定により、地表近傍地下水の年代及び移動に関する有用情報が得られる可能性がある。

地下水での核種放出は、様々な生物圏レセプタが考えられる。例えば、井戸、河川水／河川堆積層、潮間帯水／潮間帯堆積層、海域水／海域堆積層などである。具体的な地質条件が与えられた場合に、生物圏評価においてどの生物圏レセプタを選定するかは線量評価結果に大きな影響を及ぼす。そのため、これらの設定においては慎重に行われるべきである。これらを設定するにあたり地表水の流動状況が重要な情報となるが、これらは、表層水の広域流動解析の結果のみでなく、間隙水圧測定、年代測定、流向測定等の結果を総合的に判断して設定されるべきである。

2.6.3 具体的な地質条件における生物圏評価事例の調査

諸外国及びわが国における生物圏評価の事例を調査した。SR-97 では生物圏モデルのパターンを複数のモジュールに分類し、サイトの 250m×250m の区画毎にモジュールを設定した。生物圏評価のパラメータはサイト固有の値及び文献調査による統計的な値を使用している。これは、スウェーデンはサイト選定段階のため、生物圏モデル構築のための現地調査は実施していないためと想像される。

米国 Yucca Mountain の生物圏モデルは標準的生物圏（レファレンスバイオスフェア）をベースに、現状を反映した FEPs をもとにしている。Yucca Mountain にある帯水層は北から南へ流れ、流動方向にある Amargosa Valley の住民が評価の対象である。ここで特徴的なことは、現地での調査は十分行われ地下水流動解析も行われているが、水利用のモデル化及び揚水による飽和帯での核種の挙動は複雑なため、井戸水中の核種濃度は 20km 境界を通過する核種の年間総量を農村による地下水の年間使用量で割った値を使用していることである。つまり、生物圏評価は不確実性を排除した保守的な立場で行われていることになる。

わが国においては、現地調査結果をもとに生物圏モデルを作成し、評価のパラメータは測定値に基づいた保守的な計算、あるいは文献値から算出している。

これらをまとめると、サイトが決定している米国のユッカマウンテン及び日本の低レベル廃棄物埋設施設では、現地で様々な調査が行われ、その結果を使用して地下水流動解析を行い（米国の場合、地下水流動解析の有無は明確でない）、生物圏モデルを作成している。しかしながら、生物圏の評価にあたっては、解析結果をそのまま使用するのではなく、簡単で保守的なモデル及びパラメータを使用していることが注目される。

これを日本の高レベル放射性廃棄物処分に適用する場合のモデル化の手順を図 2-1 にフローチャートとしてまとめる。まず生物圏モデル作成のため現地で地下水位、透水係数、地下水の卓越流路（例えば破碎帯）及び帯水層の位置等を測定し、解析結果も参考にして処分場近傍の地下水流動把握する。また、降水量、蒸発散量、涵養量等

のデータについても調査し、地表付近における水収支についても把握する。両者の結果をもとに、GBIを設定する必要がある。さらに評価の保守性およびモデルの簡素化を考慮して、評価における生物圏への流入域を設定する。さらに設定された生物圏への流入域に対応した、核種の移行及び人間への被ばくに関する調査を行い、これらの作業を通じて生物圏コンパートメントを構築するが、コンパートメントの構造並びに評価に使用するパラメータは、不確実性を排除し十分保守的なものを使用することになる。さらに、これらの一連の作業においては、常に評価の前提条件を念頭に置く必要がある。

以上の手順は未だ概念的な段階で、地質環境の特徴等を十分反映したものではない。次年度以降、地質の特徴を反映した検討を継続する必要があると考えられる。特に、地表付近の水収支については、通常の地下水流動解析では地表付近の境界条件として使用されるためだけの調査であるのに対し、生物圏評価においてはコンパートメントの構築及びコンパートメント間の物質の移行に関する設定の重要な情報となるため、そのデータ取得方法と、その利用方法については十分に検討する必要がある。

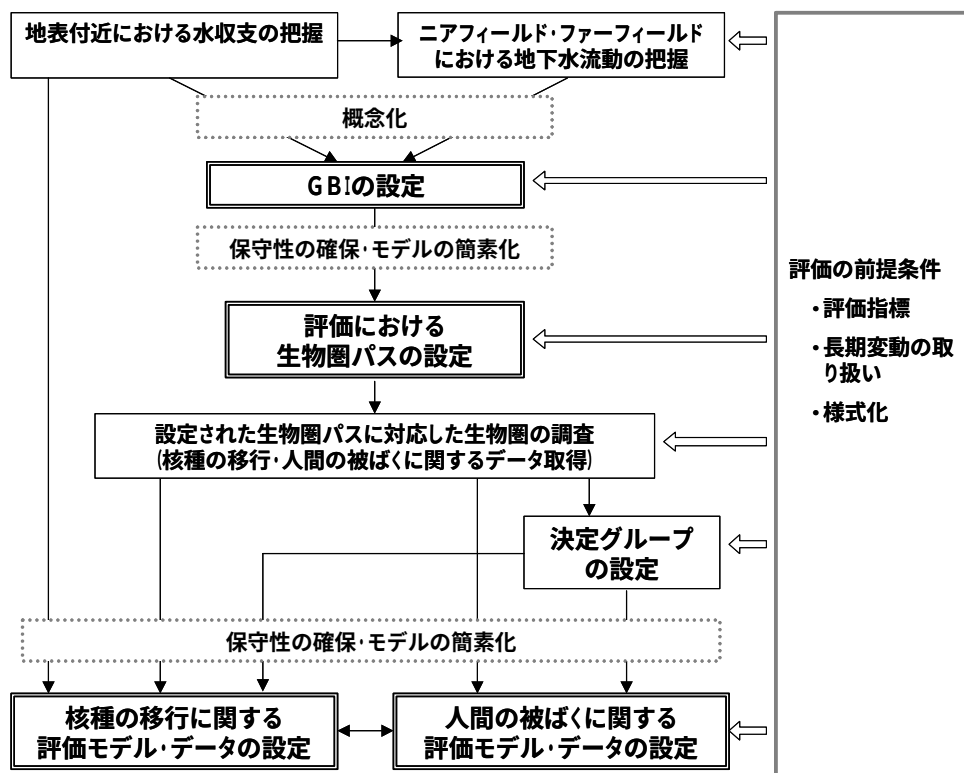


図 2-1 生物圏評価におけるデータ取得とモデル化に関するフローチャート

3. 揮発性核種及びガス状核種に対する生物圏モデルの検討

3.1 本検討の目的

核種は生物圏にガス、液体及び固体として放出される可能性がある。これまでの研究では、ガス状／揮発性核種の影響は評価対象外とされてきた。そこで、本研究においてはガス状／揮発性核種について検討した。

3.2 気体状核種及び揮発性核種のレビュー

過去の研究において対象核種として取扱った核種をレビューし、諸外国における深地層処分施設の評価及び関連作業のレビューから、以下の核種を重要なガス状／揮発性核種として選定した。

- ・ C-14
- ・ Se-79
- ・ I-129
- ・ Rn-222

3.3 被ばくメカニズム及び被ばく経路のレビュー

3.3.1 被ばくメカニズム

4つのメカニズム（摂取、吸入、外部照射（被ばく）、皮膚からの吸着）によって、気体状核種に被ばくする可能性が考えられるが、諸外国での安全評価における気体状核種の取扱いをレビューした結果、本研究において考慮する必要のあるメカニズムは吸入被ばくメカニズムだけということになる。

3.3.2 被ばく経路

Amiro（1992）による検討から、本研究ではガス状／揮発性核種の吸入のみを考慮する。過去の研究では粒子及びエアロゾルの吸入も考慮されているため、それらに関連する経路については、本研究でこれ以上考察する必要はない。

被ばく経路のリストを最終決定する前に、どの経路が適用可能かをチェックするために、これまでの研究で策定されたレファレンスバイオスフィアをレビューすることが重要である。全ての生物圏において、モデル化されたシステムを通して、土壌、堆

積物及び水環境の汚染をもたらすような核種の分散が考慮されている。各生物圏について、農業、淡水漁業、海洋漁業という 3 種類の被ばくグループが考慮されている。これらのグループは汚染された土壌、堆積物及び水に曝されるため、土壌、堆積物及び水から発散するガスに曝される可能性がある。表 3-1 に、個々のレファレンスバイオスフィアについて、各被ばくグループに対する潜在的な被ばく経路とその媒体を示す。

液体状または固体状核種の放出により汚染された土壌、堆積物及び水からの核種の脱ガスによる被ばくの他に、ガス状核種が地質環境から生物圏に対して直接放出される可能性がある。

以上の結果、以下に示す被ばく経路を選定し、次節以降で検討を行った。

- ・ 井戸又は地表水から汲み上げられた汚染水からの脱ガスによる、屋内でのガス放出 (C-14, I-129 及び Rn-222)
- ・ 汚染地表水からの脱ガスによる、屋外でのガス放出 (C-14, I-129 及び Rn-222)
- ・ 汚染土壌／堆積物からの脱ガスによる、屋外でのガス放出 (C-14, Se-79, I-129 及び Rn-222)
- ・ 土壌への直接的なガス放出による、屋内でのガス放出 (C-14, Se-79, I-129 及び Rn-222)
- ・ 土壌への直接的なガス放出による、屋外でのガス放出 (C-14, Se-79, I-129 及び Rn-222)

表 3-1 各レファレンスバイオスフィアについての各被ばくグループに対する潜在的な被ばく経路とその媒体

レファレンス バイオスフィア	被ばくグループ	ガス状／揮発性核種の潜在的被ばく経路と媒体		
		土壌／堆積物からの 屋外での脱ガス	水からの脱ガス	
			屋内	屋外
井戸 (全気候状態)	農業	✓ (表面土壌)	✓ (井戸水)	
	淡水漁業	✓ (河川堆積層)	✓ (河川水)	✓ (河川水)
	海洋漁業	✓ (沿岸海域堆積層)		✓ (沿岸海水域)
河川	農業	✓ (表面土壌)	✓ (河川水)	
	淡水漁業	✓ (河川堆積層)	✓ (河川水)	✓ (河川水)
	海洋漁業	✓ (沿岸海域堆積層)		✓ (沿岸海水域)
潮間帯	農業	✓ (表面土壌)		
	海洋漁業	✓ (潮間帯堆積層)		✓ (潮間帯水域)
深海	農業	✓ (表面土壌)		
	海洋漁業	✓ (沿岸海域堆積層)		✓ (沿岸海水域)
土壌	農業	✓ (表面土壌)	✓ (河川水)	
	淡水漁業	✓ (河川堆積層)	✓ (河川水)	✓ (河川水)
	海洋漁業	✓ (沿岸海域堆積層)		✓ (沿岸海水域)

3.4 概念モデルの策定

これまでの研究におけるアプローチと同様、核種の移行とそれによる人間の被ばくを表現するために相互作用マトリクスを用いることができる。前節での議論を踏まえ、脱ガスケースと直接放出ケースを表す2種類の図（図 3-1, 3-2）を作成した。

脱ガスケースにおける主要なプロセスは汚染媒体（土壌、堆積物または水）から大気中（屋内、屋外、あるいはその両方）への核種の脱ガスである。被ばくグループは大気からのガスの吸入によって被ばくする。被ばくグループはこれまでの研究において同様、農業、淡水漁業、海洋漁業の3グループである。

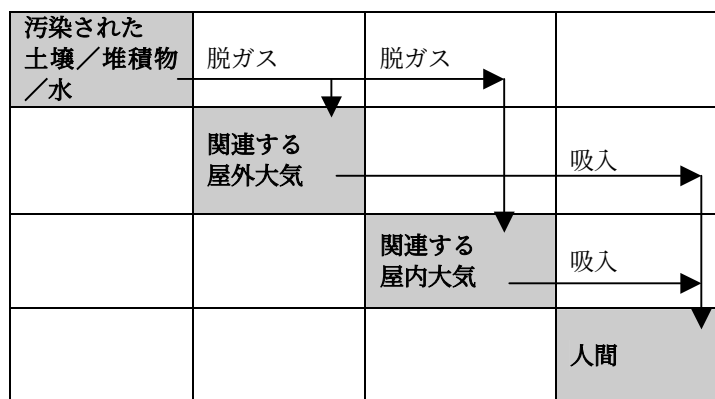


図 3-1 核種移行と被ばく経路，及び関連する移行プロセスと被ばくモード表した脱ガスの相互作用マトリクス

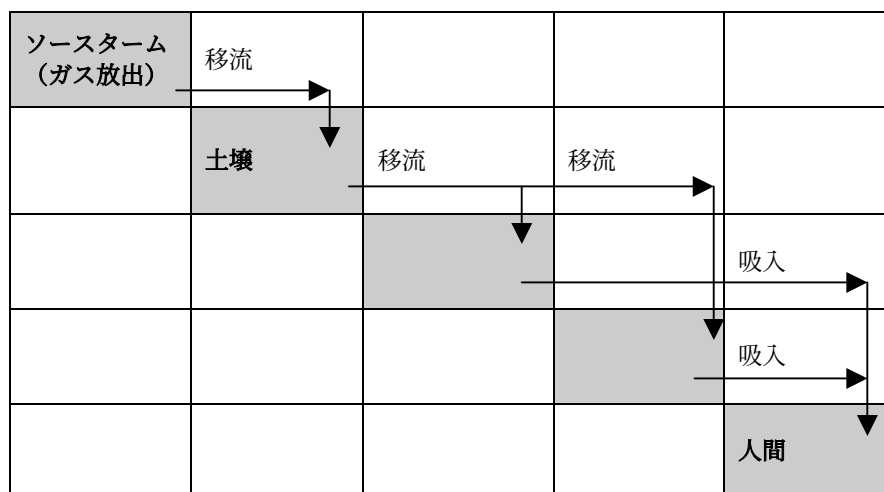


図 3-2 核種移行と被ばく経路，及び関連する移行プロセスと被ばくモードを表した直接ガス放出の相互作用マトリクス

直接放出ケースにおける主要なプロセスは生物圏廻りでのガスの移流である。被ばくグループは関連大気からのガスの吸入によって被ばくする。被ばくグループとして次の2種類を考慮する。即ち、大部分の時間を屋内で過ごす“屋内（indoors）”被ばくグループと、そのグループよりより多くの時間を屋外で過ごす“屋外（outdoors）”被ばくグループである。

3.5 数学モデルと関連するパラメータ値の設定

3.5.1 コンパートメント間の移行プロセス

(1) 脱ガス

脱ガスの場合は、動的コンパートメント（土壌／堆積物／水）から平衡コンパートメント（大気）への移行が考慮され得る。放射性廃棄物処分の長期評価のためには、ある生物圏媒体（例えば、大気）中の核種濃度はそのドナー媒体と平衡にあるとしばしば仮定し得る。それらの濃度はドナー媒体中濃度の一次関数であると仮定される。したがって、これら濃度と濃度に関連した FEPs をコンパートメント間の移行プロセスを表す一次微分方程式を用いてモデル化する必要はなく、この平衡にあるという仮定で十分である。

(2) 移流

移流の場合も同様で、平衡にあるという仮定で十分である。

3.5.2 線量式

ガスの吸入による人間への年間個人線量を算出するのに用いられる代数方程式は、次式で与えられる。

$$D_{gas} = D_{inhg} BR_{gas} O_{gas} C_{gasair} \quad (3-1)$$

ここで、

D_{gas} : ガスの吸入による年間個人線量 [Sv y^{-1}]

D_{inhg} : ガス状核種の吸入に対する線量当量換算係数 [Sv Bq^{-1}]

BR_{gas} : ガスで汚染された領域における人間の呼吸率 [$\text{m}^3 \text{h}^{-1}$]

O_{gas} : ガスで汚染された領域における滞留時間 [h y⁻¹]

C_{gasair} : 大気中の放射性ガス濃度 [Bq m⁻³]

Rn-222 の吸入に対する線量当量換算係数は Sv h⁻¹/Bq m⁻³ で与えられ, その結果
(1) 式は次式のように改められる。

$$D_{Rn} = D_{InhRn} O_{gas} C_{Rnair} \quad (3-2)$$

ここで,

D_{Rn} : ガスの吸入による個人線量 [Sv y⁻¹]

D_{inhRn} : Rn-222 の吸入に対する線量当量換算係数 [Sv h⁻¹/Bq m⁻³]

O_{gas} : ガスで汚染された領域における滞留時間 [h y⁻¹]

C_{Rnair} : 大気中の Rn-222 濃度 [Bq m⁻³]

3.5.3 パラメータ値

パラメータ値の設定は, 過去の委託研究で開発された生物圏データ設定のための方法論及びプロトコルを用いて行った。パラメータは以下の 5 つのカテゴリに分類された。

- ・ コンパートメント依存パラメータ
- ・ コンパートメント及び被ばくグループ依存パラメータ
- ・ 核種依存パラメータ
- ・ 核種及びコンパートメント依存パラメータ
- ・ コンパートメント及び核種に依存しないパラメータ

また, パラメータ値を選定する前には, 関連する参考文献を照合した。各パラメータのレビューを行い, 下記のどれかに分類した。

- ・ 確定的データ
- ・ 理解の程度が高いデータ
- ・ 理解の程度は低い重要なデータ
- ・ 理解の程度が低く重要でないデータ

数学モデルで使用するパラメータのうち 4 つ（コンパートメントの%含水量、水の質量荷重（mass loading）パラメータ、水からのガスの放出割合、コンパートメントからの核種の脱ガス率）は理解の程度が低く、かつ重要となる可能性があると考えられる。これらパラメータに対しては、パラメータに関する状況（structuring）、パラメータの評価（conditioning）、出力（encoding）によって、完全なデータプロトコルを適用することが必要である。しかしながら、ガス放出の影響が直接地下水放出と比べて低線量となると思われるならば、まず慎重なデータ値を用いてモデルを実行し、線量影響を評価することを推奨する。もし影響が有意なものであるなら、完全なデータプロトコルを適用すればよい。

3.6 解析結果

3.6.1 計算結果

本検討では、以下の 2 つのモデルについて、生物圏評価コード AMBER を用いて、計算を行った。

- ・ 井戸レファレンスバイオスフィアに対する脱ガス放出を表したモデル。
- ・ 地質環境から生物圏へのガス状核種の直接放出を表したモデル。C-14, Se-79, I-129, Rn-222 の生物圏への直接放出による吸入線量（D_{gas}）を算出する。2 つの被ばくグループ（屋内被ばくグループ及び屋外被ばくグループ）を考慮している。1 Bq/m²/y の単位放出が考慮されている。

表 3-2 に、脱ガスによる吸入被ばくを考慮した評価モデルにおける線量換算係数を示す。その結果、ガス吸入による被ばくの寄与は他の被ばく経路と比較して小さいことがわかった。

また、直接的なガスの放出による線量換算係数を表 3-3 に示す。この結果と表 3-2 の換算係数を比較すれば、単位は若干異なるが被ばくへの寄与は直接的な被ばくの方が大きいことが推測できる。また、屋内被ばくグループと屋外被ばくグループでは、線量換算係数に大きな差がないことがわかる。

3.6.2 感度解析

次に、上述の井戸レファレンスバイオスフィアに対する脱ガス放出を表したモデルに対して、ガスの放出による被ばくに対する各パラメータの影響の度合いを確認するために、感度解析を実施した。感度解析結果の一部を図 3-3 に示す。

本検討では、上述のモデルのうち、ガスによる被ばくの割合が比較的大きい淡水漁業被ばくグループの I-129 及び農業被ばくグループの C-14 を感度解析の対象とし、これらのモデルのうち、ガス放出による被ばくに関連したパラメータを感度パラメータとした。

感度解析の結果、淡水漁業被ばくグループの I-129 による被ばくに感度を有するパラメータとしては以下のものが挙げられる。

- ・ ガスにより汚染された領域における個人の滞留時間（河川水－屋内）
- ・ ガスにより汚染された領域における個人の滞留時間（河川水－屋外）
- ・ 水からのガスの放出割合

このうち、個人の滞留時間については、標準的な人間を考える場合は、設定値を現状の標準値から大きく変動させることは難しく、確定的なパラメータの要素が強い。しかしながら、水からのガスの放出割合については、その挙動がよく解っていないのが現状であり、理解の程度が低いパラメータといえる。現在の設定値は全量がガスとして放出されると仮定されているが、これはかなり保守的であるといえる。

また、農業被ばくグループの C-14 による被ばくに感度を有するパラメータとしては以下のものが挙げられる。

- ・ ガス状核種の吸入に対する線量当量換算係数
- ・ コンパートメントからの核種の脱ガス率（土壌・堆積物）
- ・ 風向と直角なコンパートメントの幅（表面土壌）

このうち、ガス状核種の吸入に対する線量換算係数については、特に一般公衆の場合は様々な形態の核種からの被ばくが考えられるため、最も値の大きくなる化学形態を選定する必要がある、設定値に自由度が小さい。また、風向と直角なコンパートメントの幅（表面土壌）についても、サイトへの依存が大きいパラメータといえるが、コンパートメントのサイズが決まれば一意に決まる。それに対して、コンパートメントからの核種の脱ガス率については、上述の I-129 の水からのガスの放出割合と同様に、理解の程度が低いパラメータといえる。しかしながら、これらの水からのガス放出に関するパラメータについては適当な文献が少なく、そのため、ガスによる被ばくを過大に評価しないようにするためには、これらのパラメータの設定に関する知見を整理することは今後の課題であるといえる。

表 3-2 脱ガスによる吸入被ばくを考慮した線量への換算係数

[Sv/y/Bq/y]

被ばく経路		C-14	Se-79	I-129	Ra-226 (Rn-222)
農業被ばくグループ	井戸水飲用	1.74E-16	7.32E-16	2.29E-14	1.10E-13
	水からの外部被ばく(深井戸)	9.60E-23	1.26E-22	1.92E-19	4.14E-17
	農産物の摂取	9.70E-16	3.54E-14	8.05E-14	1.22E-12
	畜産物の摂取	1.99E-15	9.72E-14	5.11E-15	4.99E-13
	土壌の摂取(表面土壌)	9.43E-19	5.99E-18	1.49E-18	1.28E-14
	土壌からの外部被ばく(表面土壌)	2.85E-20	5.97E-20	3.29E-19	9.91E-14
	ダストの吸入(表面土壌)	1.41E-19	9.37E-19	1.25E-19	7.34E-15
	ガスの吸入	3.89E-16	1.03E-17	2.57E-15	1.62E-14
	土壌/堆積物からの屋外での脱ガス	3.74E-16	1.03E-17	2.70E-18	1.61E-14
	水からの脱ガス(屋内)	1.55E-17	0.00E+00	2.56E-15	1.42E-16
	水からの脱ガス(屋外)	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
グループ合計		3.52E-15	1.33E-13	1.11E-13	1.96E-12
淡水漁業被ばくグループ	水からの外部被ばく(河川水)	3.50E-23	4.60E-23	7.01E-20	1.50E-17
	淡水産物の摂取	3.06E-17	1.15E-17	3.88E-17	6.41E-16
	堆積物の摂取(河川堆積物)	1.98E-23	8.67E-24	2.61E-21	3.47E-19
	ダストの吸入(河川堆積物)	9.65E-26	4.25E-26	8.48E-24	7.35E-21
	堆積物からの外部被ばく(河川堆積物)	9.76E-25	1.40E-25	9.40E-22	7.83E-18
	ガスの吸入	3.81E-19	3.34E-23	8.41E-17	3.02E-18
	土壌/堆積物からの屋外での脱ガス	1.77E-20	3.34E-23	1.07E-20	1.84E-19
	水からの脱ガス(屋内)	3.10E-19	0.00E+00	5.13E-17	2.84E-18
	水からの脱ガス(屋外)	5.39E-20	0.00E+00	3.28E-17	1.85E-24
グループ合計		3.10E-17	1.15E-17	1.23E-16	6.67E-16
海洋漁業被ばくグループ	海産物の摂取	2.34E-17	2.80E-17	1.57E-17	5.56E-16
	堆積物の摂取(沿岸海域堆積物)	7.28E-23	4.05E-21	4.10E-21	6.76E-18
	ダストの吸入(沿岸海域堆積物)	7.09E-25	4.13E-23	2.63E-23	2.47E-19
	堆積物からの外部被ばく(沿岸海域堆積物)	3.59E-24	6.57E-23	1.48E-21	7.32E-17
	水からの外部被ばく(沿岸海域堆積物)	3.50E-25	4.60E-25	7.01E-22	1.50E-19
	エアロゾルの吸入	1.50E-27	6.57E-27	1.31E-24	6.28E-23
	ガスの吸入	3.30E-19	7.81E-20	4.12E-19	1.72E-18
	土壌/堆積物からの屋外での脱ガス	3.25E-19	7.81E-20	8.38E-20	1.72E-18
	水からの脱ガス(屋内)	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
	水からの脱ガス(屋外)	5.39E-21	0.00E+00	3.28E-19	1.85E-26
グループ合計		2.37E-17	2.81E-17	1.61E-17	6.38E-16
全合計		3.58E-15	1.33E-13	1.11E-13	1.97E-12

表 3-3 直接ガス放出による吸入被ばくを考慮した線量への換算係数

[Sv/y／Bq/m²/y]

被ばく経路		C-14	Se-79	I-129	Ra(226) Rn-222
屋外被ばく グループ	屋内へのガス放出による吸入被ばく	4.60E-11	2.30E-10	7.62E-09	4.23E-10
	屋外へのガス放出による吸入被ばく	1.67E-12	8.37E-12	2.77E-10	3.85E-12
	グループ合計	4.77E-11	2.38E-10	7.89E-09	4.27E-10
屋内被ばく グループ	屋内へのガス放出による吸入被ばく	7.36E-11	3.68E-10	1.22E-08	6.77E-10
	屋外へのガス放出による吸入被ばく	8.37E-13	4.19E-12	1.39E-10	1.93E-12
	グループ合計	7.45E-11	3.72E-10	1.23E-08	6.79E-10

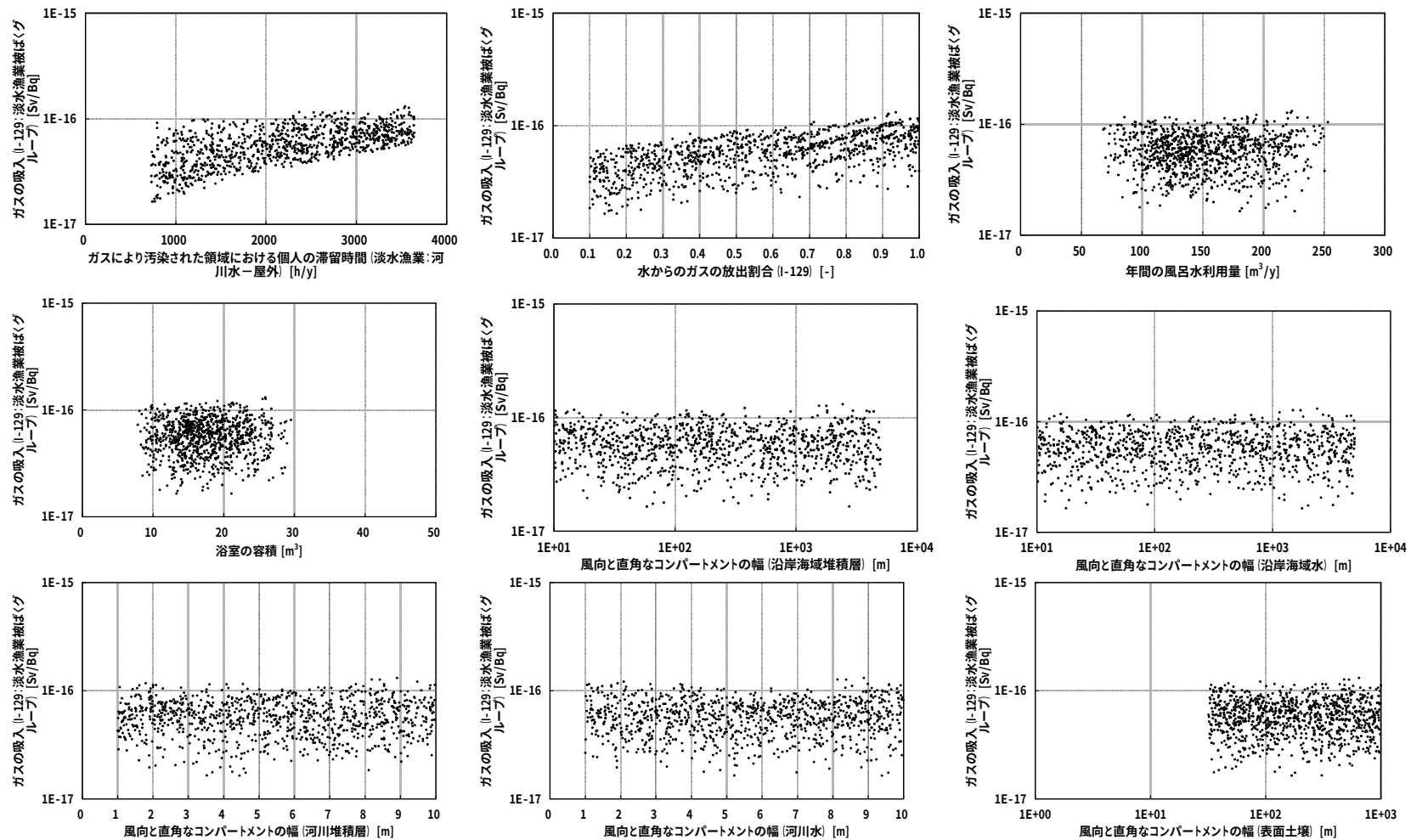


図 3-3 感度解析結果の一例（ガスの吸入による被ばくの換算係数：淡水漁業被ばくグループ・I-129）

4. 生物圏評価データの選定手法の高度化

4.1 本検討の目的

過去の研究（日揮株式会社，2000; 2001）では，生物圏評価に使用するパラメータ値の選定において，透明性と信頼性を確保し，かつ効率的なデータ選定の方法論を開発した。今後はこのデータ選定の方法論の実際の生物圏評価における適用性を確認するとともに，データ選定プロセスに必要なデータソースの整理が必要である。そこで本検討では，既往の研究（核燃料サイクル開発機構，1999; 日揮株式会社，1998; 1999; 加藤ほか，2001）において構築した生物圏評価に対してレビューを行い，パラメータの分類および重要パラメータについてその設定方法を検討する。

4.2 生物圏評価のレビュー

過去の生物圏研究及び諸外国での HLW 処分評価における生物圏評価のレビューから，多くの評価において共通する一般的な結論と，生物圏評価における注意すべき点が得られている。これらを以下に列挙する。

- ① 詳細なモデル化ではかなり特定の被ばく経路及び移行プロセスに注意が向けられるが，これらの被ばく経路に対する情報の質は必ずしも十分に裏付けされているとは限らない。このことは，被ばく経路についてより幅広い調査を行う価値があることを意味している。例えば，Se-79 に関する EPRI による Yucca Mountain 評価における詳細なモデル化（Smith et al., 1996）では，レバーの消費による被ばくが支配的であることが示唆されている。しかしながら，レバーへの移行やその他畜産物への移行については不確実性があり，その他の畜産物への移行についてもさらに検討する必要がある。
- ② BIOMASS Theme 1 の下で研究された例示的レファレンスバイオスフィア（Example Reference Biospheres）による結果（BIOMASS, 2001）は，インベントリが明確に設定されていないため最終的な結果は線量ではなく線量への換算係数までしか得られないため，個々の核種についての相対的な重要性を決めるのには役立たない。しかしながら，考慮される核種に対して追加の，関連する可能性がある被ばく経路を確認もしくは明らかにする。
- ③ 多くの評価について，人工バリアシステム，生態系，及び気候状態に関係なく，

人間への線量は比較的少数の核種によって決定づけられている。重要核種は Np-237 からの Th-229, Se-79, I-129, Cs-135 と、廃棄物の種類によって Cl-36, C-14, Tc-99, または Sn-126 である。

- ④ 重要な被ばく経路は汚染土壌で成長した農産物の摂取（作物または畜産物のどちらか、もしくは核種によっては両方）である。追加の被ばく経路は、菌類、魚、または甲殻類の様な野生の産物の摂取、もしくは土壌・堆積物からの外部照射や再浮遊ダストの吸入と関係がある。これらも廃棄物の種類や評価核種によって左右される。
- ⑤ 確かな情報及びデータを得る必要のある重要移行プロセスは、比較的少数の核種／被ばく経路の組合わせである。多くの評価で支配的である重要移行プロセスには以下のものが含まれる。
- ・ 灌漑（湿着及び葉の吸収を含む）
 - ・ 作物による葉及び根の吸収（ K_d を含む）
 - ・ 動物の組織を通過する汚染物質の摂取
 - ・ 環境水からの魚及び甲殻類の濃縮係数
- ⑥ 摂取経路は多くの重要核種にとって重要であるので、人間活動や関連する被ばく経路、特に食習慣の情報について十分なデータが必要である。

4.3 これまでの JNC 生物圏研究における被ばく経路及び移行プロセス

本検討では、サイクル機構での評価(核燃料サイクル機構, 1999)及び T R U 廃棄物処分に関する研究結果(核燃料サイクル開発機構ほか, 1999)における被ばく経路／移行プロセスの組合わせにおいて、特に主要と考えられる Th-229, Se-79, Cs-135, C-14, I-129 に対して評価を行った。また、重要パラメータを明らかにし、生物圏データプロトコル(日揮株式会社, 2001)にしたがってそれらの値を分類している。

重要パラメータ値を分類している際に、一部の重要な動的パラメータが明らかにされた(例えば、河川水中の濃度及び土壌中の濃度)。これらパラメータ自体は多くの移行プロセスに依存している。動的プロセスに影響を及ぼす重要プロセスを明らかにし、関連パラメータ値を分類した。その結果得られた重要な移行プロセスを下記に示し、関連する重要パラメータを表 4-1 にまとめた。

- ・ 土壌の灌漑
- ・ 汚染土壌の再浮遊
- ・ 農作物による水の吸収
- ・ 農作物による経根吸収及び土壌による表面汚染
- ・ 農作物の摂取
- ・ 水の摂取
- ・ 畜産物の摂取
- ・ 淡水産物の摂取

4.4 改良の提案

4.4.1 移行プロセス

(1) 農作物による水の吸収

BIOMASS プログラムからの提案を考慮して、農作物による水の吸収に関する取扱いを第 2 次取りまとめで用いられているものから変更すべきであると提言する。現行の研究のために、下記の 2 つの変更を行うことを提案する。

- ・ 風化作用によるロスは外部汚染に対してのみ適用する。
- ・ 灌漑から収穫までの時間を考慮する。

調理による内部汚染のロスを考慮しようとする、また可食部と非可食部の内部汚染を区別しようとする、過度に複雑になり、それらに関するデータもほとんどないと考えられる。また、調理による内部汚染のロスは考慮しない方が適当であると考えられる。よって、吸収項を見直した式は下式のようなになる。

$$\mu_{crop} d_{icrop} C_{rw} \frac{(1 - F_{trans})(1 - F_{crop})e^{-TW_{crop}} + F_{trans}}{Y_{crop}} \quad (4-1)$$

ここで、

μ_{crop} : 農作物による灌漑水の阻止率 [-]

d_{icrop} : 農作物に利用される単位面積当たりの灌漑水量 [$m\ y^{-1}$]

C_{rw} : 河川コンパートメント中の核種濃度 [$Bq\ m^{-3}$]

F_{crop} : 農作物表面汚染の調理時ロス割合 [-]

F_{trans} : 転流割合 [-]

Y_{crop} : 農作物の栽培密度（収穫量） [$kg\ m^{-2}$]

W_{crop} : ウェザリング率 [y^{-1}]

T : 灌漑と収穫の間隔 [y]

(2) 畜産物の摂取

畜産物は、汚染水・汚染飼料・汚染土壌の摂取、及びダストの吸入により汚染される。第2次取りまとめの性能評価における家畜の摂取経路の取扱いはBIOMASS（2000；2001）での取扱いと整合性が取れているが、家畜の吸入経路に関する取扱いが異なっている（下記参照）。家畜の吸入経路は重要な被ばく経路とはみなされていないとはいえ、BIOMASSとの整合性を取るためには、BIOMASS（2001）での取扱いを取り入れるべきであると提言する。

$$C_{prod} = CF_{proding} \left(C_{fodd} ING_{fodd} + C_{rw} ING_{fwa} + \frac{C_{ss} ING_{ssa}}{(1 - \theta_{sst}) \rho_{gss} + \theta_{ssw} \rho_w} \right) + (BR_a O_{an} C_{airss}) CF_{prodingh} \quad (4\cdot2)$$

ここで、

$CF_{proding}$: 畜産物の摂取による濃縮係数 [$d\ kg^{-1}$ (fresh weight of product)]

(CF_{prod} に相当)

$CF_{prodingh}$: 家畜の吸入による濃縮係数 [$d\ kg^{-1}$ (fresh weight of product)]

$CF_{prodingh}$ 項は次式により算出される。

$$CF_{prodingh} = CF_{proding} \frac{f_L + f_C f_1(inh)}{f_1(ing)} \quad (4\cdot3)$$

ここで,

f_L : 肺の内面を移行した後人の体循環に達する吸入放射能の割合

f_C : 人の胃腸管へと除去される吸入放射能の割合

$f_1(inh)$: 吸入放射能の割合 (胃腸管へと除去される, すなわち人の体循環へと移る)

$f_1(ing)$: 人の体液に達する摂取放射能の割合

4.4.2 パラメータ

表 4-1 で明らかにされた“理解の程度が低い”各パラメータについてのレビューを行い、様々な情報源から得られた追加データ値を考慮して改良についての提案を行った。また、前節で明らかにされた数学モデルの改訂版に必要な追加のパラメータを示した。大部分のパラメータに対して、追加データ値が見つかっており、いくつかのケースでは、以前は“理解の程度が低い”パラメータが“理解の程度が高い”と再分類される結果となった。

4.5 結論

本章では、既往の研究において構築した生物圏評価に対してレビューを行い、パラメータの分類及び重要パラメータについてその設定方法を検討した。データの分類において理解の程度が低いと重要であると同定されたパラメータについては、その設定値について再検討を行った。その結果、いくつかのパラメータについては理解の程度が高いパラメータとして扱うことが可能であることがわかった。再検討の結果も依然として理解の程度が低いパラメータについては、今後評価を行う際には十分に注意する必要がある。

生物圏評価レビューから以下の 3 つの重要点が示された。

1. 多くの評価に対して、人工バリアシステム、生態系、及び気候状態に関係なく、人間への線量は比較的少数の核種によって決定づけられている。重要核種は以下の通りである。

- Np-237 からの Th-229

- ・ Se-79
 - ・ I-129
 - ・ Cs-135
 - ・ 廃棄物のタイプ次第で，Cl-36，C-14，Tc-99，または Sn-126
2. 重要な被ばく経路は汚染土壌で成長した農産物の摂取（作物または畜産物のどちらか，もしくは核種によっては両方）である。追加の被ばく経路は，菌類，魚，または甲殻類の様な野生の産物の摂取，もしくは土壌・堆積物からの外部照射や再浮遊ダストの吸入と関係がある。これらも廃棄物の種類や評価核種に左右される。
3. 重要な移行プロセスは下記の通りである。
- ・ 土壌の灌漑
 - ・ 汚染土壌の再浮遊
 - ・ 農作物による水の吸収
 - ・ 農作物による経根吸収及び土壌による表面汚染
 - ・ 農作物の摂取
 - ・ 水の摂取
 - ・ 畜産物の摂取
 - ・ 淡水産物の摂取

上記で明らかにされた 8 つの重要な移行プロセスについて，選択された生物圏評価における数学的取扱いについてのレビューを行った。その結果，農作物による水の吸収及び畜産物の摂取の移行プロセスの数学的取扱いについては改良を提案した。

本検討では，合計 18 個の重要パラメータが同定され，それらについてレビューを行った。参考文献をもとに，わが国の一般的なアセスメントコンテキストへの適用性を考慮しつつ，生物圏データプロトコル（日揮株式会社，2001）にしたがって，生物圏評価における重要パラメータの分類を行った。さらにデータのレビューを行うことにより，いくつかの“理解の程度が低いデータ”を，“確定的なデータ”あるいは“理解の程度が高いデータ”にすることができた。

サイクル機構における生物圏評価と諸外国における生物圏評価と比較して重要な被ばく経路／核種の移行プロセスに大きな際がないことから、サイクル機構における生物圏評価で用いられたモデル化手法は概して正当であるといえる。また、本検討の結果は、今後の検討においてデータ選定のプロトコルを適用する場合の基礎となるものである。特に、潜在的に重要な核種、移行プロセス、及び被ばく経路の組み合わせを示しているので、将来の一般的な、あるいはサイトスペシフィックな生物圏評価モデルの開発に有用な手引きとなる。また、重要パラメータ、とりわけより適切なパラメータ値を探索すべきパラメータ（表 4-2 参照）を識別しているので、生物圏評価における効率的な作業指針としても利用可能であると考えられる。

表 4-1 データレビュー前の重要パラメータの分類

パラメータ名	属性			データ分類 *1)
	元素	作物	家畜／畜産物	
Q_{irr}	-	-	-	WC
$dust_{sed}$	-	-	-	PC
V_{rw}	-	-	-	PC
Kd_{sed}	Th	-	-	WC
	Se	-	-	WC
	Cs	-	-	WC
	C	-	-	PC
	I	-	-	WC
E_{sed}	-	-	-	WC
Q_w	-	-	-	WC
F_{trans}	Th	全作物 *2)	-	PC
	Se	全作物 *2)	-	PC
	Cs	全作物 *2)	-	PC
	C	全作物 *2)	-	PC
	I	全作物 *2)	-	PC
V_w	-	-	-	PC
$Scrop/Spast$	-	全作物 *2)	-	PC
ING_{crop}	-	全作物 *2)	-	WC
ING_{fodd}	-	-	全家畜 *3)	PC
CF_{prod}	Se	-	牛レバー	WC
	Cs	-	牛・鶏レバー	PC
			上記以外の全畜産物	WC
	C	-	全畜産物 *4)	PC
	I	-	牛レバー，鶏レバー，卵	PC
			上記以外の全畜産物	WC
ING_{ssa}	-	-	全家畜 *3)	PC
CF_{crop}/CF_{past}	Th	全作物 *2)	-	PC
	Se	全作物 *2)	-	PC
	Cs	果物	-	PC
		上記以外の全作物	-	WC
	C	全作物 *2)	-	PC
	I	米及び果物	-	PC
		上記以外の全作物	-	WC
$ING_{aquifood}$	-	-	全水産物 *(5)	PC
Kd_w	C	-	-	WC
a_w	-	-	-	PC
CF_{aqfood}	C	-	全水産物 *(5)	PC

注記：

1. WC = 理解の程度が高いデータソース；PC = 理解の程度が低いデータソース
2. 考慮されている農作物は，根菜，葉菜，穀物，牧草，米，及び果物である。
3. 考慮されている家畜は，牛，羊，豚，及び鶏である。
4. 考慮されている畜産物は，牛肉，羊肉，豚肉，鶏肉，牛レバー，鶏レバー，牛乳，及び鶏卵である。
5. 考慮されている淡水産物は，魚及び甲殻類である。

表 4-2 データレビュー後理解の程度が低いままである重要パラメータ

パラメータ名	属性			コメント
	元素	作物	家畜／畜産物	
V_{rw}	-	-	-	サイトスペシフィック
F_{trans}	Th	全作物 *1)	-	新しいデータはみつからない
	Se	全作物 *1)	-	
	Cs	全作物 *1)	-	
	C	全作物 *1)	-	
	I	全作物 *1)	-	
V_w	-	-	-	サイトスペシフィック
S_{crop}	-	米及び果物	-	新しいデータはみつからない
CF_{prod}	Cs	-	鶏レバー	新しいデータはみつからない
	C	-	牛肉及び牛乳を除く全畜産物 *2)	新しいデータはみつからない
	I	-	鶏レバー	新しいデータはみつからない
ING_{ssa}	-	-	全畜産物 *2)	パラメータ測定についての不確実性
CF_{crop}/CF_{past}	Th	米及び果物	-	新しいデータはみつからない
	Se	米及び果物	-	新しいデータはみつからない
	C	全作物 *1)	-	新しいデータはみつからない
	I	米及び果物	-	新しいデータはみつからない
$ING_{aqufood}$	-	-	全水産物 *3)	サイトスペシフィック
a_w	-	-	-	サイトスペシフィック
$CF_{aqufood}$	C	-	淡水甲殻類	唯一の参考文献から引用したデータ

注記：

1. 考慮されている農作物は、根菜、葉菜、穀物、牧草、米、及び果物である。
2. 考慮されている畜産物は、牛肉、羊肉、豚肉、鶏肉、牛レバー、鶏レバー、牛乳、及び鶏卵である。
3. 考慮されている淡水産物は、魚及び甲殻類である。

5. 安全指標に関する調査および適用方法の検討

5.1 本検討の目的

現在の地層処分研究では、安全評価において多様な論法を提示する必要性が認識されている。そのためには下記のような多くの異なる安全指標を考慮することが必要である。

- ・ 個人線量及びリスク
- ・ 全住民における線量及びリスクの分配
- ・ 人間以外の生物への影響
- ・ 種々の媒体における、及び媒体を通過する核種濃度及びフラックス

また、放射性物質のみならず、放射性物質中に存在する可能性のある非放射性物質の影響も考慮する必要性がますます認識されてきている。したがって、本研究では広範囲に及ぶ安全指標と評価項目について調査を行った。

5.2 対象廃棄物中の非放射性物質

非放射性汚染物の観点から、有毒物質とその他の危険有害物質は、廃棄物中に存在する放射性同位体と同じ元素の安定同位元素を含んでおり、ある程度問題となる可能性がある。錯化剤、有機材料、無機イオンは、直接的な毒性としての影響よりも処分場における放射性核種の移動および挙動への影響のため、安全評価内で検討されている。同様に、金属腐食によるガスの発生の有する有害性は、健康や環境への直接的な影響というよりも、処分場の健全性や性能に関連する傾向がある。安定同位元素が存在すると、放射性同位元素の挙動に影響を与えると同時に、それ自体が毒性元素に含まれる可能性もある。

非放射性成分の多くは環境内で毒性をもつ可能性があることが認識されており、これら成分の存在が法的統制を受ける可能性がある。実際、明らかにされた汚染物質の多くは、地上及び地表水中において許容限度内にあり続けるように規制管理を受ける。

以下に我が国の HLW 及び TRU 廃棄物において最も化学毒性を示しそうな非放射

性汚染物質のリストを示す。

アルミニウム，ホウ素，ベリリウム，臭素，カドミウム，コバルト，クロム，銅，鉄，ハフニウム，マンガン，モリブデン，ニオブ，ニッケル，スズ，チタン，タングステン，亜鉛

さらに，セシウム及びウランの同位体には一部放射線及び化学毒性を示す可能性があるということが知られている。

5.3 放射性物質の安全指標

セーフティ・ケースの確立に際しては，単に個人線量等のような単一の安全指標の評価に頼るのではなく，複数の指標を取り上げる傾向にある。様々な指標を利用することは，総合的な安全関連の解析の決定に一役買う議論を確立及び提示する際に，そして最終的にはロバストなセーフティ・ケースの開発の際に役立つ。したがって，線量やリスク評価の代わりとして，あるいはその追加として，複数の安全指標の組み合わせが利用されるようになる可能性もある。

安全評価の枠内でこうした指標の利用を検討するのが，‘安全性及び安全指標の試験（SPIN：Testing of Safety and Performance Indicators）’と呼ばれるヨーロッパの第5次フレームワークプログラムである。この研究計画は2000年に開始されたが，まだ結論が出るまでにはいたっていない。

IAEAにおけるISAM（Implementation of Safety Assessment Methodologies）の信頼性構築グループでは，各種の評価指標を安全評価にどのように反映させるかについて検討している（IAEA，2000a）。関連し得る評価指標として，以下のものが挙げられている（例えば，Smith and Hodgkinson（1988），IAEA（1994），及びIAEA（2000b）を参照）。

- ・ もともと施設に処分された放射性核種インベントリ。インベントリに関連した様々な放射性毒性指標と共に時間の関数で残る。

- ・ 処分施設から周辺地質環境への放射性核種フラックス
- ・ 生物圏への放射性核種フラックス
- ・ 環境物質中の放射性核種濃度
- ・ 人間以外の生物への線量
- ・ 潜在的な被ばくグループメンバーへの個人線量，候補決定グループを含む
- ・ 種々の人口グループへの集団線量，広範囲な時間及び空間枠で統合。
- ・ 個人リスク
- ・ 集団リスク

このうち，最初の 2 項目は生物圏関連の指標ではないため，本研究の検討対象外とし，残りの安全指標の各々について以下の各項で論じる。

5.3.1 核種フラックス及び環境レベル

地質環境から生物圏への放射性核種の算出フラックスとその結果としての環境中の放射性核種濃度を，規制基準の根拠として用いる考え方に近年益々注目が集まっている。

地質環境から生物圏への放射性核種の算出フラックスとその結果として得られる環境物質中の濃度を規制基準のための根拠として使用するというアプローチは，すべての岩石，地下水，地表水あるいは土壌等に U-238，Th-232，K-40，Rb-87 など天然起源の放射性核種が含まれているとの考えに基づいている。処分場起源の放射性核種が人工バリアを経て，及び母岩へと移行するということは，これら核種が天然の放射性核種と同じシステム内に存在するということであり，核種の移動や遅延に関与する同じプロセスに従うということである。したがって，性能評価における処分場起源の放射性核種の濃度及びフラックスの評価結果を同一環境中における天然放射性核種の濃度及びフラックスと比較することは概念的に理解しやすく，関連するハザードの解釈について道理に適った説明ができることになる。

天然安全指標手法を用いるためには，処分場近傍の岩石，地下水あるいは堆積物中などの天然放射性核種の存在(賦存)量と分布に関する知識を得ることが必要となる。

しかしながら、多くのデータは広範囲の空間にわたる平均値であるため、特定の処分場候補サイトを対象とする場合には、そうしたデータは不十分なものであるか、不適切なものである可能性がある。このような場合には、サイト特性調査によって、サイトスペシフィックな地球化学データを取得する必要がある。

フラックスは直接測定することが困難であり、他のパラメータ、通常は移行メカニズムに関連したプロセス速度（例えば侵食速度や地下水流量）を用いて導出しなければならない。

5.3.2 人間以外の生物への線量

人間以外の生物への線量評価は生物圏への放射線影響に関する直接的な指標となる。スウェーデン放射線防護研究所が環境への放射線影響を考慮した規制要件を取り入れており（SSI, 1999）、その他の規制機関が現在同様の指標を検討してはいるものの、定量的な規制基準についてはほとんどない。

個々の人間が十分に防護されていることが示されるのなら、人間以外の生物も少なくとも個別種のレベルでは防護されていると仮定されてきたので、人間以外の生物に合わせた放射線防護指標をこれまでは必要ないと考えられていた。したがって、例えば、ICRP（1991）では、ICRP として“現在望ましいと考える程度まで人間を防護するのに必要な環境保護基準であれば、他の生物種を危険にさらす事態は確実に生じないだろう”と判断した、と述べている。この主張はある状況においては正しくないと考えられる。例えば、人間への被ばく経路がない場合や、人間にとっては勧告線量限度を大きく下回る線量を保てる場合であっても生物が有害な線量にさらされる可能性のある場合には、妥当性を失うこともある（Pentreath, 1998）。

最近このような指標に対する国際的な関心の高まりが、放射線防護の原則及び方法がリオ会議（Rio Convention）の原則と完全に整合性が取れていることを確認するという総体的目標の一環として見られる。多数の国際プロジェクトが設立されており、それにはヨーロッパ委員会（EC）が資金を拠出した FASSET プログラムも含まれる。環境保護に対する法的根拠を与えるための法制化を行った国が多数ある。これらにつ

いては Environment Agency (2001) からの情報に基づき以下で簡単に論ずる。

英国での重要な事例として、最近、英国環境庁とイングリッシュ・ネイチャー (English Nature) が共同で、電離放射線が環境に与える影響評価に対する指針と方法論を発表した (Environment Agency, 2001) ことが挙げられる。これは、FASSET 勧告が 2003 年 10 月に提示されるまでに、このような影響評価に対する過渡的な手段となることを意図したものである。これらの手続きは、現場主義に基づく最新の考え方である (例えば、NCRP (1991) ; Woodhead (2001))。

5.3.3 個人線量

適切に選択された被ばくグループへの個人線量は、現在の環境中への放射能放出に対する放射線学的基準および管理に対する一般的に受容された根拠となるとともに (例えば、ICRP (1998a)), 多くの国における安全評価の指標として利用されている。

処分場の安全評価に対する線量計算には、人間の活動や行動への配慮、及び長期にわたる環境条件への配慮が必要である。しかし、このようなタイムスケールにわたり、生物圏及びそこでの人間の行動がどのように展開していくかについて、有効な確実性をもって予測することは不可能である。したがって、長期的な生物圏及び人間の行動についてどのように記述しても、それは高々所定の場所で将来発生することもあり得るという指標にすぎない。

処分場に起因するより広範囲な環境影響に関しては、人間への線量の計算からだけでは極めて限られた情報しか得られない。さらに、線量計算の基礎となる基本的前提や概念のみならず、その数学的手法や内容は、技術者以外の受け手にとっては理解することが困難である。

固体廃棄物処分に対して線量ベースの基準を適用することに伴うもう一つの潜在的な問題として、いかなる適正基準をも超えるような低確率ではあるが線量が高いシナリオが常に仮定できるということが挙げられる。このような状況では、この種の線量が高くなりやすいシナリオに対して、何らかの“許容確率 (acceptable probability)”

の概念を導入することが必要となる可能性がある」と認識されている。人間侵入をどう取扱うべきかという問題は、特に概念的に難しく、しばしば議論の対象となっている（例えば、IAEA（2001）参照）。

5.3.4 集団線量

長寿命固体放射性廃棄物処分に関する議論において、ICRP 81 (ICRP, 1998a) は、集団線量は、防護の最適化を実証するための一つの指標となると期待されるが、現実には現在の情報レベルでは利用は限定されたものとなると述べている。しかしながら、*‘潜在的に被ばくに関与した人数と被ばく時間に基づく個人線量の検討は安全を考える上で有用となる可能性がある’*とも述べている。

規制要件と評価に関するこれまでの実績は、集団線量の使用と最適化の実証におけるその役割に関しては、依然として非常に多種多様である。種々の評価は、国としての要件や関連する国際的勧告（例えば、IAEA（1995）で公布されているような）に関する安全性の実証と類似の基本的目的をもつとみなされる可能性がある。しかしながら、実際の規制・指針やこれらに対応する評価に含まれる事項は、国により大幅に異なっている。例えば、集団線量評価が日常的に常に行われているとは限らない。さらに、集団線量の結果をどのように利用しようとしているのかに関しても、各国の意図が必ずしも明確にはされていない。

Lawson and Smith (1984) や ICRP 46 (ICRP, 1985) で論議されているように、集団線量は、過度に保守的にならずに最良推定値で評価が行われるべきことがしばしば提案されてきた。線量評価モデルにおける楽観的、慎重、かつ現実的及び最良の推定を行う前提条件間の区別と、評価の目的及び対象とする具体的な計算指標に応じて異なる種類の前提条件を明確に認識した上で、それぞれに適する形式の推定値を採用することが必要である。このため、評価結果の明確化や十分な根拠の提示が非常に重要である。この問題は BIOMASS (1999a ; 1999b) の固体廃棄物処分に関する評価で詳細に論議されており、また、固体廃棄物処分よりもむしろ流出について Environmental Agency et al. (2000) が直接考慮している。固体廃棄物処分のみならず流出が結果として長期影響となり得るので、リスクに関しても同様の検討が見込ま

れる。

5.3.5 リスク

潜在被ばくグループ内の個人あるいは集団全体にとってのリスクの概念は、性能評価の目的上、本質的に線量の概念とリンクしており、線量評価の結果から直接導き出される。リスクは、低確率ではあるが、重大な事象に至るような問題を一部解決するための安全指標として導入されたものであり（ICRP, 1985）、不確実性の影響を取り込み、表現するための一つの定量的な形式論を提供するものでもある。また、放射性物質の排出または高レベル放射性廃棄物処分場における放射性核種の放出に伴うリスクの定量的表現は、他の種類の活動や操業に対して“許容できる”と考えられるリスクレベルと直接比較することも可能である。

しかしながら、リスクの概念は、すべての人に同じように理解してもらえるものではなく、多くの技術的な欠点がある。リスク計算の数学的手法や内容は、根底にある基本概念とともに、受け手が技術者でない場合には理解が難しいことが多い。さらに、リスクは本質的に線量評価から展開されているので、評価指標として線量を使用することに対して否定的な面からの影響を受けやすく、ほとんどのその他の指標で共有されている。その中で重要な点は、環境またはその中にいる人間以外の生物に対する影響についての配慮が何もなされていないことである。

線量を受ける確率に対して、確実かつ十分な根拠のある値を示すことが難しい場合がある。リスクの算定には、将来の人間の行動と人間環境の展望（すなわち、人間の被ばくに到る経路）という困難な仮定が必要である。しかしながら、同様のことがあらゆる環境指標の算出に適用されており、線量及びリスク計算独自の問題ではない。また、人間に対するリスクの算定も、処分場からの放出がもたらすより広範囲の潜在的な影響に関する限られた情報しか得られていないために、その範囲が限定されている。さらに、リスクとしては同等であるかもしれないが、線量が高い場合には、発生確率が非常に小さくても重要性が高まることもある。これらのことから、発生の確率とそれを引き起こす線量を、別々に表示すべきとの提案がなされることになった（例えば、ICRP（1998）参照）。

5.4 非放射性物質の安全指標

性能評価においては、放射性物質のみならず、非放射性物質が環境や健康に及ぼす潜在的影響を考慮する必要があるとの認識が高まっている。混合有害廃棄物については、その放射性成分の点から適正かつ安全な方法で処分すれば、非放射性成分の点でも安全に処分されることになるというのが長年の暗黙の認識であった。ただし、例えば、混合廃棄物の放射性成分の半減期が短い場合は、急速に崩壊し、後には難分解性の化学毒性成分が残ることになる。

化学的有害物質の排出／放出規制は、伝統的に生物環境保護の品質指標（例えば、水質基準、等）に基づき設定されてきた。環境中の汚染物質の規制方法としては、主に環境媒体中に存在する汚染物質の許容レベルが用いられる傾向がある。この許容レベルというのは、環境媒体中の感受性が強い生物に害が発生するレベル以下と認識されている。ただし、例外があることも確かで、例えば、空気中や水中の鉛汚染度は、環境基準ではなく人間の健康問題をベースに算定されている。即ち、実際の、あるいは感知された支配的影響によって決まる。

本節では、環境保護の観点から非放射性物質の排出規制について説明する。EUや北米諸国が環境中への化学物質排出を規制する手段として用いている手法をレビューすると、これら手法は本質的には単純なものであることは明らかであることがわかる。すなわち、利用できるデータから単純な指数を求めて、この指数に基づき、さらに規制が必要であるか判断を下す。このように簡単な手法であるが、こうした評価は、データ不足に遭遇することが多い。適正な‘環境限度’を求める時には数多くのファクタ（考慮対象物質について予想される難分解性と生体内蓄積の可能性など）も考慮する必要があるものの、主な尺度は化学物質の環境に対する毒性である。急性毒性データよりも慢性毒性データの方が好ましいが、慢性毒性データを得るには多大な時間とリソースが必要となることから、急性毒性データを使用することが多い。地下水中への排出と地表水中への排出に対する規制アプローチに関係する共通ファクタが濃度で、この濃度がある値を超えると、生物環境に害を及ぼす汚染物質が存在することになる。

5.4.1 EU における埋立地への毒性廃棄物処分のための基準及び水中危険物質の管理

EU（欧州連合）では、埋立て処分した化学的有害廃棄物が処分後に環境に与える影響についての規制は、欧州議会指令（Council Directive）1999/31/EC（CEC, 1991）（埋立てに関する指令（Landfill Directive））に従っている。この埋立てに関する指令は管理廃棄物に適用されるが、廃棄物枠組みに関する指令（Waste Framework Directive）のもとでは、“管理されたもの”に分類されなければならない。廃棄物枠組みに関する指令（96/350/EC）は、廃棄物に関する欧州議会指令（Council Directive on Waste）（75/422/DC）の改正版である指令 91/156/EC をさらに改正したものである。廃棄物枠組みに関する指令をサポートするのが有害廃棄物に関する指令（Hazardous Waste Directive）（91/689/EC）である。

EU 加盟国は、それぞれの国の法律上、前述した一連の指令を施行できるようにすべきであるが、そうした施行の詳細は、加盟国間で異なる。これら指令は、リスト I またはリスト II に記載する物質を含む、あるいは含みがちな全ての排出については、各加盟国の主務官庁による事前の承認を得ることを義務づけている。リスト I に記載される物質の排出は、EU 間の基準や環境基準目標（EQO：Environmental Quality Objective）を満たすことが求められる。規制方法は、2 通りある。

限度値（LV：Limited Value）手法では、同一の固定排出限度を使用し、排出プラントの数や受入れ側水域の性質に関係なく、これらの限度に従うものとする。英国を除く、EU の全加盟国がこの手法を支持している。

英国は、環境基準（EQS：Environmental Quality Standard）手法を導入している。この手法は濃度限度を設定し、受入れ側水域内の特定の位置でこの濃度限度を超えることを禁じている。

5.4.2 北米における有毒廃棄物処分及び水排出管理

(1) 米国

米国における有毒廃棄物管理に対して責任を負うのは米国環境保護庁（US EPA：US Environmental Protection Agency）であり、同庁が有害廃棄物の定義と

分類を行い、それらの処分方法と埋立施設の種類を指定する。米国の法律は、地下水汚染の規制については明示していないが、US EPA は地下水規制に間接的に影響を与える数多くの法律を施行している

US EPA は、環境保護によって公衆の健康を促進することを趣旨とした連邦法の施行に対しても責任を負っている。連邦の環境保護法は数多く存在し、その中で水路の汚染と水質の規制に使用されるのはクリーンウォーター法（CWA：Clean Water Act）である。その目的は、米国内水域の化学的、物理的、生物学的健全性を修復、維持することにある。

EPA は国レベルの推奨水質基準を設定しており、これには汚染物質濃度と環境や人間の健康に及ぶ影響との関係に関する最新科学知識、データ、及び判断が正確に反映されている。数値による排出制限を 2 カテゴリー（バクテリアや酸素消費物質などの従来型汚染物質と重金属、殺虫剤、優先汚染物質などの重点または有毒汚染物質）に分けて設定している。基準の算定及び再評価時に使用するプロセスは、公衆から情報を得られる機会を有する専門家による、利用可能なデータのレビューを踏まえたものである。

(2) カナダ

カナダでは、水質指針を作成する方法は十分に確立され、明確に規定されており（Canadian Council of Ministers, 1991）、その趣旨は有毒化学物質の排出などの社会的ストレスによる水媒体の劣化を防止することである。指針作成時には、データが存在するのであれば、水中生態系の全要素が考慮される。データが存在しない場合や限られている場合は、指針が無いよりも暫定指針がある方が望ましいと考えられている。無期限の被ばくの間も生物相の全ライフ・ステージが保護されるような指針が作成される。

5.4.3 企業レベルでの排出評価

化学物質排出が人体や環境にもたらす潜在的な害を評価する方法については、最近では、国家レベルや国際的なレベルではなく企業レベルでそうした方法を開発する試

みが見られる。そうしたアプローチの一つに、インペリアルケミカルインダストリーズ（ICI：Imperial Chemical Industries）が開発した‘環境負担アプローチ（Environmental Burden Approach）’がある（ICI, 1997）。

この手法は、物質排出量を報告する手法ではなく、各種排出物が環境に及ぼす潜在的影響を評価する手法である。この手法は、主に次の3段階に分かれる。まず、環境影響カテゴリ（例えば、酸性雨、地球温暖化、人体健康への影響、オゾン層破壊、生態毒性効果）を識別する。次に、公認の化学文献に基づき個々の各排出物に予想される影響力を反映したファクタを割り当てる。各物質の排出量にその影響力ファクタを乗じた数値をベースとした公式を使って、環境カテゴリに対する各排出物の‘環境負担（environmental burden）’を算出する。

環境負担’は、排出物が環境に与える影響度を表す定量的指標である。これは環境影響とは別のもので、環境影響は物質放出によって生じる環境変化を表す。この手法では、排出物が環境に害を及ぼす可能性を全体論的に考慮できる。また、物質放出後に発生し得る分解や緩和のファクタを考慮に入れていないため、この手法は保守的なものである。

5.5 安全指標の適用方法の検討

上述までで明らかにし、言及した各種評価指標を AMBER ケースファイル内で表現する時に使用できる手法を確認する必要がある。

以下に関して選択を行う必要がある。

- ・ 関連の環境媒体
- ・ 適正な媒体コンパートメントサイズ
- ・ 適正な時間的平均化。例えば、年平均あるいは季節変動に相応させた平均。

これらの選択の際には、最新のアセスメントコンテキストだけでなく、性能評価モデルのその他構成要素の修正、例えば、特定の場所での性能評価の場合、どの GBI

が適切かという点を考慮することが必要である。

関連の特質、事象、プロセスが非線形プロセスの明確なモデル化を必要としない場合は、処分場から放出され得る非放射性物質のフラックスや濃度を計算する時にも AMBER を同様に使用できる。この最後のポイントには重要な例外として、AMBER では部分的環境内での溶解限度を考慮に入れることができる点がある。

当該コンパートメントの体積を定量化できれば、結果的にそこに含まれる汚染物質の濃度を算定できる。そうした濃度を関連の毒性データあるいは規制上設定された環境濃度レベル（例えば、EU または英国の EQS）と比較して、汚染物質がそのコンパートメント内に存在し得る生物に及ぼすと予想される影響を確認することができる。同じ手法を使って、当該汚染物質の放出が公衆に及ぼすと予想される影響を確認することもできるが、その場合、WHO が作成した飲料水水質指針などの公認基準を使用する。また、人間以外の生物相の放射線被ばく評価に適した環境媒体中の放射能濃度を算定する時にも、AMBER を使って計算した生物圏コンパートメント内の放射性核種の放射能濃度を使用できる。

一方、環境中での電離放射線の影響評価に関して国際的に公認されている共通見解や枠組みは、現時点では存在しないが、前述のように、EC が現在進めている FASSET プロジェクトは、そうした枠組みを制定し、当該評価を実施する上で必要となるレファレンスモデル設定、線量測定ファクタ、生物学的指標（例えば、罹患率、死亡率、生殖能力、突然変異率）を提供することを目的としている。欧州では、この手法は、主に海洋、淡水、地球生態系を対象としているが、この手法の一般的性質上、他の環境状態にもこの手法をそのまま適用できると予想される。

最近、英国環境庁とイングリッシュ・ネイチャー（English Nature）が共同で電離放射線が環境に与える影響の評価指針と評価方法を発表した（Environment Agency, 2001）。これは、2003 年 10 月に FASSET の勧告が打ち出されるまでの当該影響の暫定評価手段として考えられたものである。本手法は、この分野での最新見解に基づいている（Woodhead, 2001）。

5.6 考察

性能評価において安全指標として使用できる可能性がある手法や指標は数多く存在する。その一つが個人の被ばく線量であるが、これは性能評価において従来使用されてきた公認の手法である。また、集団線量もあるが、これは ICRP 等が設定した性能評価用のためのもう一つの指標で、廃棄物管理の評価時に使用されるが、意思決定段階にその結果を反映させることができるかについては議論が続いている。

性能評価において、使用可能であるかもしれない指標は他にも存在する。具体的には、処分場から生物圏内への放射性核種フラックス、その後の環境物質中の濃度、人間以外の生物への個人及び集団のリスクと線量である。

レビューした各指標には数多くの長所と短所があり、複数の安全指標を組み合わせで使用するという手法を用いることで最も効果的に安全性を立証できることが認識されている（例えば、IAEA（1994））。そうした安全指標には、本検討で考察した生物圏内での影響ではなく処分システムの性能に関連する安全指標が含まれる。それでも最も基本的な安全指標は線量とリスクであり、これらは、予想される公衆への影響についての定量的数値を表している。一方で、環境物質中の放射性核種フラックスや放射性核種レベルを使用することにより、処分場性能がさらに明確となる。このように処分場性能を表す方が専門外の公衆にとってはより分かり易い。

人間以外の生物への被ばく線量の評価には、国内レベル及び国際レベルの両方で最近関心が高まっている。生活圏である環境を保護することなしに人間を保護することはできないと言える。つまり、人間と環境の両方を考慮する必要がある。電離放射線からの生物環境の防護を実証する目的で、現在、数多くのプロジェクトが進められている。枠組みはまだ確立されていないが、電離放射線が生物に与える影響に関するデータが存在するし、EC が出資した FASSET プロジェクトなどのプロジェクトでは、レファレンスモデル設定、線量測定ファクタ、影響の定量化時に対象として使用する一般的生物を提供することを目指している。繰り返すが、そうした安全評価手法は、他の手法、特に人体の被ばく線量を用いた手法を補完するものと思われる。

HLW や TRU に関連して存在する非放射性物質が、環境や人間の健康に影響を与える可能性があるという認識が高まっている。そうした物質には、厳重に管理された環境汚染物質であるカドミウムなどの重金属が含まれているため、環境中の化学的有害物質の排出／存在の規制について検討されている。一般に、これら物質は、生物に害を及ぼす可能性を基に規制するが、その際には、主に毒性データに基づく例えば受入れ水域中の濃度レベルを使用する。そうした手法は、他の安全指標を補足するものと見なすべきである。

これらの代替指標の評価に、AMBER ソフトウェアツールを使用しても難しい点はないと予想される。難しい点があるとすれば、人への被ばく線量及びリスク評価の場合と同様に、GBI が曖昧で地表環境が変化すると仮定した場合に適切な時間的／空間的平均化が困難となることが挙げられる。

6. おわりに

本研究では、地層処分の安全評価において将来実施される生物圏評価の信頼性向上のために必要な、以下の項目について検討した。

- ・地質環境と生物圏のインターフェイスに関する検討
- ・揮発性核種及びガス状核種の生物圏評価モデルに関する検討
- ・生物圏評価データに関する検討
- ・安全指標に関する調査及び適用性に関する検討

6.1 地質環境と生物圏のインターフェイスに関する検討

本検討では、地質環境と生物圏の移行帯（Geosphere-Biosphere Transition Zone）について、FEP データベースを開発した。また、様々な地質環境および生物圏条件で起こりえる概念シナリオを作成するために、このデータベースから放出シナリオを抽出した。さらに、これまでの研究において考慮してきた概念モデル及び数学モデルの保守性及びロバスト性について検討した。最後に今後の研究課題を抽出した。

FEP データベースに関しては、わが国で起こりえる様々な核種の放出事象および GBTZ における核種の移行に関連するプロセスを記述しており、今後具体的な地質環境条件が与えられた場合の GBI 設定を網羅的な観点から検討する際に有用であると考えられる。また、本検討から淡水と海水が混合する領域と、火山活動による核種放出に関するシナリオの考慮が課題として抽出された。これらは、第2次取りまとめでは評価の対象としなかったが、今後は様々な地質条件に対して生物圏評価を実施する必要性が生じる可能性があるため、これらについて検討しておく必要があると考えられる。

6.2 揮発性核種及びガス状核種の生物圏評価モデルに関する検討

揮発性核種及びガス状核種として、C-14, Se-79, I-129 及び Rn-222 を選定し、これらに対して生物圏評価モデルを開発した。その結果、他の被ばく経路と比較して、ガス状核種からの被ばくの寄与は小さいことがわかった。しかしながら、他に有意な被ばく経路が無い場合は相対的にガス状核種からの被ばくの影響が大きくなる場合もある。そのため、核種の脱ガス率等の、不確実性の大きい現状では知見に乏しく保守的な設定しかできないパラメータについては、その現象をより理解する必要がある。

6.3 生物圏評価データに関する検討

本検討では、第2次取りまとめの生物圏評価に使用したパラメータに対してレビューを行い、理解の程度が低い評価上重要な“キーパラメータ”を抽出した。また、抽出されたキーパラメータに対して、最近の知見も考慮してデータの再検討を行った。その結果、多くのパラメータに対してより理解の高い状況でのデータ設定が可能となったが、いくつかのパラメータは依然として知見に乏しく、理解の程度が低いままであった。これらのパラメータの設定については、今後も詳細なデータ選定プロトコルに従って値を設定することにより、評価の妥当性及び正当性を確保する必要がある。

6.4 安全指標に関する調査及び適用性に関する検討

ここでは、個人線量およびリスク、及びこれらを補完する安全指標について、国際的な最新の検討動向を調査し、評価におけるその適用性に関して検討した。特に、人間以外の生物に対する放射線学的影響については、ECにおいて国際的なプログラムが実施されているなど議論が活発である。また、地層処分の廃棄物中に含まれる非放射性核種の環境への影響については、諸外国の基準について調査してまとめた。また、これらの指標の生物圏評価コードAMBERへの適用性について検討したが、非線形な物質の移動を取り扱わない限り、AMBERで適用が可能ながわかった。ただし、現段階では線量及びリスク以外の安全指標についてはその評価の枠組み及び指標の安全の目安が明確ではないため、今後これらが整備されることが望まれる。

7. 参考文献

Amiro B D : "The Atmospheric Submodel for the Assessment of Canada's Nuclear Fuel Waste Management Concept". Atomic Energy of Canada Limited 9889, COG-91-199. (1992)

BIOMASS : "Guidance on the Definition of Critical and Other Hypothetical Exposed Groups for Solid Radioactive Waste Disposal". IAEA Working Material, BIOMASS Theme 1 Working Document 3, IAEA, Vienna. (1999a)

BIOMASS : "Alternative Assessment Contexts: Implications for Development of Reference Biospheres and Biosphere Modelling". IAEA Working Material, BIOMASS Theme 1 Working Document 2, IAEA, Vienna. (1999b)

BIOMASS : "Example Reference Biosphere 2A: Example Reference Biosphere 2A: Agricultural Well, Constant Biosphere". BIOMASS Theme 1, Working Document No 8, International Atomic Energy Agency, Vienna. (2000)

BIOMASS : "Example Reference Biosphere 2B: Natural Groundwater Release into Agricultural and Semi-Natural Environments. Constant Biosphere". BIOMASS Theme 1, Working Document No 9, Version 2.0, International Atomic Energy Agency, Vienna. (2001)

Canadian Council of Ministers of the Environment : "Canadian Water Quality Guidelines Appendix IX: a protocol for the derivation of water quality guidelines for the protection of aquatic life (April 1991)." (1991)

CEC : "Council Directive on the landfill of waste (399L0031) ", Official Journal of the European Community, L182, 16/07/1999 p. 0001 – 0019. (1991)

Environment Agency et al : "Discharges of Radioactive Waste to the Environment: Principles for the Assessment of Public Doses", Consultation Document. Environment Agency, Scottish Environment Protection Agency and Department of the Environment for Northern Ireland, in collaboration with the National Radiological Protection Board. (2000)

Environment Agency : (and English Nature). "Impact Assessment of Ionising Radiation on Wildlife", R&D Publication 128 (2001)

IAEA : "Safety Indicators in Different Time Frames for safety assessment of Underground Radioactive Waste Repositories. First Report of the INWAC Subgroup on Principles and Criteria for Radioactive Waste Disposal", IAEA-TECDOC-767, International Atomic Energy Agency, Vienna. (1994)

IAEA : "The Principles of Radioactive Waste Management", IAEA Safety Series No. 111-F, International Atomic Energy Agency, Vienna. (1995)

IAEA : "Confidence Building in the Safety Assessment of Near Surface Radioactive Waste Disposal Facilities. ISAM Confidence Building" Working Group Document, Version 0.2, International Atomic Energy Agency, Vienna. (2000a)

IAEA : "Safety Indicators, Complementary to Dose and Risk, for the Assessment of Radioactive Waste Disposal. A Report of the WASSC Subgroup on Principles and Criteria for Radioactive Waste Disposal", International Atomic Energy Agency, Vienna. (2000b)

IAEA : "The Use of Human Intrusion Scenarios in Safety Assessment of Radioactive Waste Disposal. A Draft Report of the WASSC Subgroup on Principles and Criteria for Radioactive Waste Disposal", International Atomic Energy Agency, Vienna. (2001)

ICI : “ Environmental Burden: The ICI Approach. ”, 2nd Edition reprinted may 1997., (1997)

ICRP : “Radiation Protection Principles for the Disposal of Solid Radioactive Waste. International Commission on Radiological Protection”, ICRP Publication 46 Pergamon Press. (1985)

ICRP : “1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection”, ICRP Publication 60. Pergamon Press. (1991)

ICRP : “Radiation Protection Recommendations as Applied to the Disposal of Long-lived Solid Radioactive Waste. International Commission on Radiological Protection“, ICRP Publication 81. Pergamon Press. (1998a)

ICRP : “Radiological Protection Policy for the Disposal of Radioactive Waste. International Commission on Radiological Protection”, ICRP Publication 77. Pergamon Press. (1998)

Lawson G and Smith G M : “BIOS: A Model to Predict Radionuclide Transfer and Doses to Man Following Releases from Geological Repositories for Radioactive Wastes”, NRPB-R169. HMSO. (1984)

NCRP : “Effects of Ionising Radiation on Aquatic Organisms”. National Council on Radiation Protection and Measurement Report. No. 109 115 pp. (1991)

Pentreath R J : “Radiological Protection Criteria for the Natural Environment”. Radiation Protection Dosimetry. 75, (1-4), 175-179. (1998)

Smith G M, Watkins B M, Little R H, Jones H M and Mortimer A M : “Biosphere Modelling for Dose Assessment for Yucca Mountain”. EPRI Report TR-107190.

(1996)

Smith G M and Hodgkinson : "Briefing Document on Alternative Criteria for Disposal of Radioactive Waste in Deep Geological Repositories". Intera-Exploration Consultants Ltd report I1802-3 for the Swedish Nuclear Power Inspectorate, Stockholm. (1988)

SSI : " Health, Environment and Nuclear Waste – SSI's Regulations and Comments. ", Swedish Radiation Protection Institute, SSI Rapport 99:22, (1998)

SSI : "The Swedish Radiation Protection Institute's Regulations concerning the Protection of Human Health and the Environment in connection with the Final Management of Spent Nuclear Fuel and Nuclear Waste". Swedish Radiation Protection Institute, 28 September 1998., (1999)

Woodhead D S : "The Sellafield Environmental Assessment". Environment Agency R&D Technical Report No. P430. Draft (2001)

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

加藤智子, 他:“ 気候変動による影響を取り入れた地層処分安全評価の生物圏モデルの検討 ”, JNC TN8400 2001-003, (2001)

日揮株式会社:“ 地層処分システム性能評価のための生物圏モデルの高度化 ”, PNC TJ1281 98-001, (1998)

日揮株式会社:“ 地層処分システム性能評価のための生物圏モデルの高度化(II) ”, PNC TJ8400 99-035, (1999)

日揮株式会社：“地層処分安全評価における生物圏評価手法の高度化に関する検討”，JNC
TJ8400 2001-001，（2001）