



余裕深度処分における溶出率による影響評価について

Sensitivity of Radioactive Nuclide Leaching Rate under the Sub-surface Disposal

辻 智之 中村 康雄 中谷 隆良

Tomoyuki TSUJI, Yasuo NAKAMURA and Takayoshi NAKATANI

バックエンド研究開発部門

廃棄物対策・埋設事業統括部

Radioactive Waste Management and Disposal Project Department
Sector of Decommissioning and Radioactive Waste Management

June 2015

本レポートは国立研究開発法人日本原子力研究開発機構が不定期に発行する成果報告書です。
本レポートの入手並びに著作権利用に関するお問い合わせは、下記あてにお問い合わせ下さい。
なお、本レポートの全文は日本原子力研究開発機構ホームページ (<http://www.jaea.go.jp>)
より発信されています。

国立研究開発法人日本原子力研究開発機構 研究連携成果展開部 研究成果管理課
〒319-1195 茨城県那珂郡東海村大字白方2番地4
電話 029-282-6387, Fax 029-282-5920, E-mail:ird-support@jaea.go.jp

This report is issued irregularly by Japan Atomic Energy Agency.
Inquiries about availability and/or copyright of this report should be addressed to
Institutional Repository Section,
Intellectual Resources Management and R&D Collaboration Department,
Japan Atomic Energy Agency.
2-4 Shirakata, Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki-ken 319-1195 Japan
Tel +81-29-282-6387, Fax +81-29-282-5920, E-mail:ird-support@jaea.go.jp

© Japan Atomic Energy Agency, 2015

余裕深度処分における溶出率による影響評価について

日本原子力研究開発機構
バックエンド研究開発部門 廃棄物対策・埋設事業統括部
辻 智之、中村 康雄^{*}、中谷 隆良

(2015年3月31日受理)

日本原子力研究開発機構では、保有している余裕深度処分の対象となる放射性廃棄物の埋設処分に向け、基本シナリオ及び変動シナリオを想定した被ばく線量評価を進めている。余裕深度処分対象の放射性廃棄物のうち、放射化金属廃棄物中に存在する放射性核種は金属の腐食に伴って溶出することから、余裕深度処分環境下での放射性核種の溶出率が被ばく線量評価上の重要なパラメータとなる。そこで、放射性核種の溶出率が被ばく線量評価に与える影響の評価を行った。この結果、地下水シナリオを想定した場合に最も支配的だった Cl-36 について、溶出率の影響を受けやすいことが確認された。一方、トンネル掘削シナリオにおいて被ばく線量評価に与える影響が大きい Nb-94 について、人工バリアでの収着効果が大きいことから溶出率よりも分配係数の影響を受けやすいことが確認された。

Sensitivity of Radioactive Nuclide Leaching Rate under the Sub-surface Disposal

Tomoyuki TSUJI, Yasuo NAKAMURA[✽] and Takayoshi NAKATANI

Radioactive Waste Management and Disposal Project Department
Sector of Decommissioning and Radioactive Waste Management
Japan Atomic Energy Agency
Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki-ken

(Received March 31, 2015)

In order to dispose of radioactive wastes generated from and stored in JAEA in the sub-surface disposal facility, JAEA has studied the safety assessment of sub-surface disposal considering likely scenario and less-likely scenario. Leaching rate of radionuclide from radioactive wastes to permeation water in sub-surface disposal facility is important parameter in the safety assessment because radionuclides contained in activated metal are released to permeation water by the corrosion of metal. In this report, we studied sensitivity of radionuclide leaching rate from radioactive wastes in the safety assessment of sub-surface disposal. As a result, it is confirmed that the dose due to Cl-36 which is dominant nuclide at groundwater scenario in the safety assessment is sensitive to radionuclide leaching rate from radioactive wastes, but the dose due to Nb-94 which is dominant nuclide at tunnel excavation scenario in the assessment is not sensitive to radionuclide leaching rate but to distribution coefficients of engineered barrier.

Keywords: Sub-surface Disposal, Groundwater Scenario, Tunnel Excavation Scenario, Leaching Rate, Fugen

✽Collaborating Engineer

目 次

1. はじめに	1
2. 評価方針	2
3. 地下水シナリオ評価モデルの概要	3
3.1 埋設処分施設について	3
3.2 核種移行モデルの考え方について	4
3.3 被ばく経路について	5
3.4 評価式について	5
4. 評価条件	11
4.1 評価パラメータの設定について	11
4.2 ジルコニウム合金の溶出率の設定について	11
4.3 本検討における放射能インベントリについて	12
5. 評価結果及び考察	13
5.1 地下水シナリオの評価結果及び考察	13
5.2 トンネル掘削シナリオの評価結果及び考察	13
6. まとめ	15
謝辞	15
参考文献	16

Contents

1. Introduction	1
2. Concept of study	2
3. Outline of assessment model for groundwater scenario	3
3.1 Disposal facility.....	3
3.2 View of radionuclide migration assessment.....	4
3.3 Exposure pathway.....	5
3.4 Formulas	5
4. Requirement for assessment.....	11
4.1 Assessment parameters.....	11
4.2 Leaching rate of Zr-2.5%Nb alloy	11
4.3 Radioactivity inventory.....	12
5. Results and discussion	13
5.1 Groundwater scenario	13
5.2 Tunnel excavation scenario	13
6. Conclusion	15
Acknowledgement	15
References	16

図表リスト

表 4.1	本評価における主要な評価パラメータ	18
表 4.2	放射性核種ごとの分配係数.....	19
表 4.3	内部被ばく線量換算係数	20
表 4.4	ふげん圧力管の溶出率.....	21
表 4.5	ふげん原廃棄物放射能濃度.....	22
表 4.6	評価対象とする放射性核種の半減期.....	23
図 3.1	処分空洞内部の概念図.....	24
図 3.2	核種移行モデルの概念図	24
図 3.3	人工バリア中の核種移行モデルの概念図	25
図 3.4	廃棄体層中のモルタル割合と間隙率の概念図	25
図 5.1	地下水シナリオにおける基本ケースの被ばく線量.....	26
図 5.2	地下水シナリオにおけるケース 1 の被ばく線量	26
図 5.3	地下水シナリオにおけるケース 2 の被ばく線量	27
図 5.4	地下水シナリオにおけるケース 3 の被ばく線量	27
図 5.5	地下水シナリオにおけるケース 4 の被ばく線量	28
図 5.6	地下水シナリオにおけるケース 5 の被ばく線量	28
図 5.7	溶出率と C1-36 によるケースごとの最大被ばく線量の関係.....	29
図 5.8	基本ケースにおける人工バリア中の残留放射エネルギー.....	30
図 5.9	ケース 1 における人工バリア中の残留放射エネルギー	30
図 5.10	ケース 2 における人工バリア中の残留放射エネルギー.....	31
図 5.11	ケース 3 における人工バリア中の残留放射エネルギー.....	31
図 5.12	ケース 4 における人工バリア中の残留放射エネルギー.....	32
図 5.13	ケース 5 における人工バリア中の残留放射エネルギー.....	32
図 5.14	溶出率と人工バリア中の Nb-94 の 10 万年後の残留放射エネルギーの関係	33
図 5.15	分配係数と人工バリア中の Nb-94 の 10 万年後の残留放射エネルギーの関係	34

This is a blank page.

1. はじめに

余裕深度処分の安全評価においては、埋設処分施設閉鎖後、数十万年に渡る長期的な時間軸での被ばく線量を評価し、現在のみならず将来の公衆に対する安全性を確認することが必要である。旧原子力安全委員会は、低レベル放射性廃棄物の余裕深度処分に関して、平成 22 年 4 月に「余裕深度処分の管理期間終了以後における安全評価に関する考え方」¹⁾（以下「安全評価に関する考え方」という。）を公表した。日本原子力研究開発機構（以下「原子力機構」という。）では、保有している余裕深度処分の対象となる放射性廃棄物の埋設処分に向け、「安全評価に関する考え方」に示された埋設処分施設の管理期間終了以後における長期の安全評価の考え方およびシナリオ設定の考え方に基づき、基本シナリオ及び変動シナリオを想定した被ばく線量評価ツールの整備を進めてきた^{2,3,4)}。

余裕深度処分の対象となる放射性廃棄物のうち、放射化金属廃棄物中に存在する放射性核種は金属の腐食に伴って溶出するとの考えが示されており⁵⁾、余裕深度処分環境下での放射性核種の溶出率が被ばく線量評価上の重要なパラメータの一つとなる。そこで、放射性核種の溶出率が被ばく線量評価に与える影響の評価を行うこととした。

2. 評価方針

本検討では、余裕深度処分環境下での放射性核種の溶出率が安全評価に与える影響を評価することとし、基本となるケースに対し、溶出率を変化させたケースごとの最大被ばく線量を評価した。また、本検討の対象は、原子力機構の新型転換炉原型炉施設（以下「ふげん」という。）の解体に伴って発生し、余裕深度処分の対象となる圧力管（以下「ふげん圧力管」という。）とした。

安全評価シナリオとして想定するのは「地下水シナリオ」及び「トンネル掘削シナリオ」とした。また、本検討では種々のパラメータの影響を相対的に比較するため、他の余裕深度処分対象となる廃棄物を含めた物量により想定される坑道規模や配置方法については考慮しなかった。「地下水シナリオ」については原子力機構で整備した「地下水シナリオ評価ツール」²⁾を用いた。ここで、地下水とともに移行する放射性核種は、地表水に流入し、人が地表水を飲用することによって内部被ばくすることを想定した。

「トンネル掘削シナリオ」は、埋設処分施設を貫通するトンネルが掘削され、そのトンネル掘削の作業者の外部被ばく線量を評価するシナリオ⁶⁾を想定した。トンネル掘削による作業者の被ばくは、埋設処分施設を貫通し処分空洞内（廃棄体層、セメント系材料層、ベントナイト系材料層、以下「人工バリア」という。）中に残留している放射性核種による外部被ばくであることから、ケースごとの人工バリア中の放射性核種の残留量を評価した。すなわち、地下水シナリオを想定した評価における人工バリア中の放射性核種の残留量を評価することとした。なお、「トンネル掘削シナリオ」の評価時期について、地殻変動による隆起を想定した場合、10 万年後以降は埋設処分施設の深度が一般的に地下利用される深度である 50 メートル以浅となることから⁶⁾、本検討では 10 万年後に埋設処分施設を貫通するトンネルが掘削され、そのトンネル掘削の作業者が外部被ばくすることを想定した。

3. 地下水シナリオ評価モデルの概要²⁾

3.1 埋設処分施設について

3.1.1 埋設処分施設の基本構成

埋設処分施設の設置位置条件及び処分システム^{注1)}については、「安全評価に関する考え方」に基づく埋設処分施設^{注2)}の概念及び処分空洞内部の概念を踏まえて、以下のように想定した。

- ①一般的な地下利用が行われない、放射性核種の移行抑制機能の高い地下数十メートル以深に埋設するという処分概念に基づき、深度 50 メートル以深に処分施設が設置されると想定した。
- ②岩盤は 1 種類とし、処分施設と岩盤の境界には掘削影響領域（Excavation Disturbed Zone、以下「EDZ」という。）を想定した。
- ③図 3.1 に処分空洞内部の概念図を示す。廃棄体はコンクリートピット中に定置され、セメント系材料が充填されるものとした。
- ④コンクリートピットの外面に、拡散抑制効果を期待する低拡散層を設置した。
- ⑤処分施設に浸入する地下水量を低減させるため、低拡散層の周囲にベントナイトを用いた低透水層を設置した。

3.1.2 処分システムについて想定する機能

評価モデルは処分システムの各バリア材のバリア性能に基づき、それらの性能を反映した放射性核種の移行（以下「核種移行」という。）が反映されるモデルを設定した。各バリア材のバリア性能を以下のように想定した。

- ①廃棄体層には、放射性廃棄物を収納した廃棄体と廃棄体の周囲に充填されたセメント系材料（充填モルタル）が存在することとした。なお、放射性廃棄物は、放射性核種によって汚染された汚染廃棄物と、母材自体が放射化された放射化廃棄物を想定し、放射化金属については放射性核種が母材である金属の腐食に伴い溶出することとした。

注 1：処分システム：人工バリア（処分施設において、処分空洞の外部に放射性核種が漏出しないような機能を有する部位）と天然バリア（処分施設周辺の岩盤）によって放射性廃棄物の生活環境への影響を防止するための仕組み。

注 2：余裕深度処分を目的とする埋設処分施設は、廃棄体の受入施設、放射線管理施設等の地上施設と、廃棄体を埋設する処分空洞、その周辺に廃棄体や建設資・機材の搬送等のために設置される周辺坑道、地上と周辺坑道を接続するアクセス坑道等の地下施設等によって構成される。

また、充填モルタルには収着効果を想定し、放射性廃棄物から溶出した放射性核種は廃棄体層中で収着平衡になるとした。

- ②コンクリートピットにはセメント系材料に対する収着効果を想定した。
- ③低拡散層には低い拡散係数による放射性核種閉じ込め性能を想定した。なお、貫通ひび割れ及び経年劣化による亀裂等は想定しないこととした。
- ④ベントナイト系材料層には、低い透水係数により放射性核種の移行が拡散に支配される程度まで埋設処分施設への浸入水量を抑制する効果を想定した。なお、経年劣化による亀裂等は想定しない。
- ⑤岩盤は割れ目の少ない多孔質媒体として考慮し収着効果を想定した。

3.2 核種移行モデルの考え方について

評価ツールは、処分システムにおける各バリア材に想定したバリア性能を反映し、移流、拡散及び分散による放射性核種の移行を評価できるモデルとした。図 3.2 に示すように、核種移行モデルは一次元体系とし、岩盤からの放射性核種は全て河川等の地表水へ放出されるとした。

3.2.1 人工バリア中の核種移行体系

人工バリア中の放射性核種の移行は、移流及び拡散によるものとし、各バリア材をいくつかの領域に分割し、それぞれの領域間で物質のやり取りが行われるとした。本評価モデルでは、拡散は領域の外周（上下面、側面の4面）で起こるものとした。なお、中心の廃棄体層から人工バリアの外側へ行くに従い外周の面積が増加することを反映し、徐々に拡散面積及び領域体積を大きくした。移流は各領域を流れる地下水の水量（施設浸入水量）が保存されるとした。人工バリア中の核種移行モデルの概念図を図 3.3 に示す。

3.2.2 地下水通過流量の設定

埋設処分施設内の各バリアを通過する地下水については、経時変化せず一定とした。

3.2.3 廃棄体層の設定

廃棄体層には放射性廃棄物を収納した廃棄体と廃棄体の周囲に充填されたセメント系材料（充填モルタル）が存在することとした。廃棄体層中のモルタルの量は、モルタル割合により設定した。ここで、図 3.4 に示すように、モルタル割合は廃棄体層中の間隙以外の固相部分に対する充填モルタルの割合とし、廃棄体層の間隙率は廃棄体層全体に対する間隙率とした。廃棄体層からコンクリートピットへの核種移行は移流及び拡散によるとした。また、廃棄体層には充填モルタルに対する収着を考慮した。

3.2.4 コンクリートピットの設定

コンクリートピット中の核種移行は移流及び拡散によるものとした。また、セメント系材料に対する収着を考慮した。廃棄体層からの核種移行は移流のみによるとし、低拡散層への核種移行は移流及び拡散によるものとした。

3.2.5 低拡散層の設定

低拡散層中の核種移行は、移流及び拡散によるものとし、コンクリートピットからの核種移行及びベントナイト系材料層への核種移行も移流及び拡散によるものとした。

3.2.6 ベントナイト系材料層の設定

ベントナイト系材料層中の核種移行は、移流及び拡散によるものとし、低拡散層からの核種移行及び EDZ への核種移行も移流及び拡散によるものとした。

3.2.7 EDZ の設定

EDZ 中の核種移行は移流によるものとし、EDZ に対する収着を考慮した。ベントナイトから EDZ への核種の移行は移流および拡散によるものとし、ベントナイトと EDZ の境界の面積はベントナイト外周の面積とした。間隙率、分配係数等の物性は、岩盤と同じであるとした。EDZ を通過する地下水流量は、岩盤の流量と等しいとした。ここで、岩盤の流量は、岩盤の移行距離を移行時間で除して得られる岩盤のダルシー流速と岩盤の流路断面積と間隙率の積から算出し、経時変化せず一定とした。また、EDZ から岩盤への核種移行は移流のみによるものとした。

3.2.8 岩盤の設定

岩盤中の核種移行は移流及び分散によるものとした。また、岩盤に対する収着を考慮した。EDZ から岩盤への核種移行は、埋設処分施設に浸入する地下水の方向は特に考慮せず、EDZ から浸出する方向も特定せず、放出フラックスを岩盤に線接続することとした。

3.3 被ばく経路について

本検討における被ばく経路については、地下水とともに移行した放射性核種が、地表水に流入し、人が地表水を飲用することによって内部被ばくすることを想定した。

3.4 評価式について

3.4.1 地下水による核種移行に係る評価式

地下水による核種移行の評価式を以下に示す。評価式については、一般的な一次元移

流分散方程式を基本とし、各バリア材に期待されるバリア性能に基づき、それらの性能を反映した評価式を用いた。なお、3.2.2 項で述べたように、各バリアを通過する地下水については、経時変化せず一定とした。

(1) 廃棄体層

a.放射化金属からの核種の溶出量

$$R_{WM}(t,i) = \sum_n A_{WMn0} \cdot \eta_n(t) \cdot \exp\{-(\lambda(i) + \eta_n(t)) \cdot t\}$$

ここで、

- $R_{WM}(t,i)$: 時間 t における放射性核種 i の溶出量 (Bq/y)
- A_{WMn0} : 放射化金属 n 中の放射性核種 i の初期放射エネルギー (Bq)
- $\eta_n(t)$: 時間 t における放射化金属 n の溶出率 (1/y)
- $\lambda(i)$: 放射性核種 i の崩壊定数 (1/y)

b.廃棄体層内の放射性核種の濃度

$$\begin{aligned} & \varepsilon_{WA} \cdot V_{WA} \cdot R_{fWA}(i) \frac{dC_{WA}(t,i)}{dt} \\ &= S_{CP} De_{CP} \left. \frac{\partial C_{CP}(x,t,i)}{\partial x} \right|_{x=0} - Q_{EB} \cdot C_{WA}(t,i) - \lambda(i) \cdot \varepsilon_{WA} \cdot R_{fWA}(i) \cdot V_{WA} \cdot C_{WA}(t,i) \\ & \quad + \lambda(i-1) \cdot \varepsilon_{WA} \cdot R_{fWA}(i-1) \cdot V_{WA} \cdot C_{WA}(t,i-1) + R(t,i) \end{aligned}$$

$$R_{fWA}(i) = 1 + \frac{1 - \varepsilon_{WA}}{\varepsilon_{WA}} \cdot \rho_{WA} \cdot Kd_{WA}(i)$$

ここで、

- $C_{WA}(t,i)$: 時間 t における廃棄体層内間隙水中の放射性核種 i の濃度 (Bq/m³)
- $C_{CP}(x,t,i)$: 時間 t におけるコンクリートピット中の領域 x の間隙水中の放射性核種 i の濃度(Bq/m³)
- De_{CP} : コンクリートピット中の実効拡散係数 (m²/y)
- V_{WA} : 廃棄体層の体積 (m³)
- ε_{WA} : 廃棄体層の間隙率 (-)
- ρ_{WA} : 廃棄体層の真密度 (kg/m³)
- $R_{fWA}(i)$: 時間 t における廃棄体層中の放射性核種 i の遅延係数 (-)
- $Kd_{WA}(i)$: 時間 t における廃棄体層中の放射性核種 i の分配係数 (m³/kg)
- $\lambda(i)$: 放射性核種 i の崩壊定数 (1/y)
- Q_{EB} : 施設内地下水通過流量 (m³/y)
- $R(t,i)$: 時間 t における放射性核種 i の溶出量 (Bq/y)
- S_{CP} : コンクリートピットの断面積 (m²)

(2) コンクリートピット内の放射性核種の濃度

$$\varepsilon_{CP} \cdot R_{fCP}(i) \cdot \frac{\partial C_{CP}(x,t,i)}{\partial t} = De_{CP} \frac{\partial^2 C_{CP}(x,t,i)}{\partial x^2} - \frac{Q_{EB}}{S_{CP}} \frac{\partial C_{CP}(x,t,i)}{\partial x} - \lambda(i) \cdot \varepsilon_{CP} \cdot R_{fCP}(i) \cdot C_{CP}(t,i) + \lambda(i-1) \cdot \varepsilon_{CP} \cdot R_{fCP}(i-1) \cdot C_{CP}(t,i-1)$$

$$R_{fCP}(i) = 1 + \frac{1 - \varepsilon_{CP}}{\varepsilon_{CP}} \cdot \rho_{CP} \cdot Kd_{CP}(i)$$

ここで、

- $C_{CP}(x,t,i)$: 時間 t におけるコンクリートピット中の領域 x の間隙水中の放射性核種 i の濃度(Bq/m³)
- De_{CP} : コンクリートピット中の実効拡散係数 (m²/y)
- ε_{CP} : コンクリートピットの間隙率 (-)
- ρ_{CP} : コンクリートピットの真密度 (kg/m³)
- $R_{fCP}(i)$: 時間 t におけるコンクリートピット中の放射性核種 i の遅延係数 (-)
- $Kd_{CP}(i)$: 時間 t におけるコンクリートピット中の放射性核種 i の分配係数 (m³/kg)
- $\lambda(i)$: 放射性核種 i の崩壊定数 (1/y)
- Q_{EB} : 施設内地下水通過流量 (m³/y)
- S_{CP} : コンクリートピットの断面積(m²)

(3) 低拡散層内の放射性核種の濃度

$$\varepsilon_{MBu} \cdot R_{fMBu}(i) \cdot \frac{\partial C_{MBu}(x,t,i)}{\partial t} = De_{MBu} \frac{\partial^2 C_{MBu}(x,t,i)}{\partial x^2} - \frac{Q_{MBu}}{S_{MBu}} \frac{\partial C_{MBu}(x,t,i)}{\partial x} - \lambda(i) \cdot \varepsilon_{MBu} \cdot R_{fMBu}(i) \cdot C_{MBu}(t,i) + \lambda(i-1) \cdot \varepsilon_{MBu} \cdot R_{fMBu}(i-1) \cdot C_{MBu}(t,i-1)$$

$$R_{fMBu}(i) = 1 + \frac{1 - \varepsilon_{MBu}}{\varepsilon_{MBu}} \cdot \rho_{MBu} \cdot Kd_{MBu}(i)$$

ここで、

- $C_{MBu}(x,t,i)$: 時間 t における低拡散層中の領域 x の間隙水中の放射性核種 i の濃度(Bq/m³)
- De_{MBu} : 低拡散層中の実効拡散係数 (m²/y)
- ε_{MBu} : 低拡散層の間隙率 (-)
- ρ_{MBu} : 低拡散層の真密度 (kg/m³)
- $R_{fMBu}(i)$: 時間 t における低拡散層中の放射性核種 i の遅延係数 (-)
- $Kd_{MBu}(i)$: 時間 t における低拡散層中の放射性核種 i の分配係数(m³/kg)
- $\lambda(i)$: 放射性核種 i の崩壊定数 (1/y)
- Q_{MBu} : 低拡散層内地下水通過流量 (m³/y)
- S_{MBu} : 低拡散層の断面積(m²)

(4) ベントナイト系材料層内の放射性核種の濃度

$$\begin{aligned} & \varepsilon_{BEu} \cdot R_{fBEu}(i) \cdot \frac{\partial C_{BEu}(x,t,i)}{\partial t} \\ &= De_{BEu} \frac{\partial^2 C_{BEu}(x,t,i)}{\partial x^2} - \frac{Q_{EBu}}{S_{BEu}} \frac{\partial C_{BEu}(x,t,i)}{\partial x} - \lambda(i) \cdot \varepsilon_{BEu} \cdot R_{fBEu}(i) \cdot C_{BEu}(t,i) \\ & \quad + \lambda(i-1) \cdot \varepsilon_{BEu} \cdot R_{fBEu}(i-1) \cdot C_{BEu}(t,i-1) \end{aligned}$$

$$R_{fBEu}(i) = 1 + \frac{1 - \varepsilon_{BEu}}{\varepsilon_{BEu}} \cdot \rho_{BEu} \cdot Kd_{BEu}(i)$$

ここで、

- $C_{BEu}(x,t,i)$: 時間 t におけるベントナイト中の領域 x の間隙水中の放射性核種 i の濃度 (Bq/m³)
- De_{BEu} : ベントナイト中の実効拡散係数 (m²/y)
- ε_{BEu} : ベントナイトの間隙率 (-)
- ρ_{BEu} : ベントナイトの真密度 (kg/m³)
- $R_{fBEu}(i)$: 時間 t におけるベントナイト中の放射性核種 i の遅延係数 (-)
- $Kd_{BEu}(i)$: 時間 t におけるベントナイト中の放射性核種 i の分配係数 (m³/kg)
- $\lambda(i)$: 放射性核種 i の崩壊定数 (1/y)
- Q_{EBu} : ベントナイト内地下水通過流量 (m³/y)
- S_{BEu} : ベントナイトの断面積 (m²)

(5) EDZ 内の放射性核種の濃度

$$\begin{aligned} & \varepsilon_{EDZ} \cdot V_{EDZ} \cdot R_{fEDZ}(i) \frac{dC_{EDZ}(t,i)}{dt} \\ &= -S_{BE} De_{BE} \frac{\partial C_{BE}(x,t,i)}{\partial x} + Q_{EB} \cdot C_{BE}(t,i) - Q_{RO} \cdot C_{EDZ}(t,i) \\ & \quad - \lambda(i) \cdot \varepsilon_{EDZ} \cdot R_{fEDZ}(i) \cdot V_{EDZ} \cdot C_{EDZ}(t,i) + \lambda(i-1) \cdot \varepsilon_{EDZ} \cdot R_{fEDZ}(i-1) \cdot V_{EDZ} \cdot C_{EDZ}(t,i-1) \end{aligned}$$

$$R_{fEDZ}(i) = 1 + \frac{1 - \varepsilon_{EDZ}}{\varepsilon_{EDZ}} \cdot \rho_{EDZ} \cdot Kd_{EDZ}(i)$$

ここで、

- $C_{EDZ}(x,t,i)$: 時間 t における EDZ 中の領域 x の間隙水中の放射性核種 i の濃度 (Bq/m³)
- $C_{BE}(x,t,i)$: 時間 t におけるベントナイト中の領域 x の間隙水中の放射性核種 i の濃度 (Bq/m³)
- ε_{EDZ} : EDZ の間隙率 (-)
- V_{EDZ} : EDZ の体積 (m³)
- ρ_{EDZ} : EDZ の真密度 (kg/m³)
- $R_{fEDZ}(i)$: 時間 t における EDZ 中の放射性核種 i の遅延係数 (-)

$Kd_{EDZ}(i)$: 時間 t における EDZ 中の放射性核種 i の分配係数 (m^3/kg)
De_{BE}	: ベントナイト中の実効拡散係数 (m^2/y)
S_{BE}	: ベントナイトの断面積 (m^2)
Q_{EB}	: 施設内地下水通過流量 (m^3/y)
Q_{RO}	: 地下水流量 (m^3/y)
$\lambda(i)$: 放射性核種 i の崩壊定数 ($1/y$)

(6) EDZ から岩盤への放射性核種の放出量

$$f_{EDZ}(t, i) = Q_{RO} \cdot C_{EDZ}(x, t, i)$$

ここで、

$f_{EDZ}(t, i)$: 時間 t における EDZ から岩盤への放射性核種 i の放出量 (Bq/y)
$C_{EDZ}(x, t, i)$: 時間 t における EDZ 中の領域 x の間隙水中の放射性核種 i の濃度 (Bq/m^3)
Q_{RO}	: 地下水流量 (m^3/y)

(7) 岩盤地下水中の放射性核種の濃度

$$\begin{aligned} & \varepsilon_{RO} \cdot R_{jRO}(i) \cdot \frac{\partial C_{RO}(x, t, i)}{\partial t} \\ &= \varepsilon_{RO} \cdot D_{RO} \frac{\partial^2 C_{RO}(x, t, i)}{\partial x^2} - U_{RO} \cdot \frac{\partial C_{RO}(x, t, i)}{\partial x} - \lambda(i) \cdot \varepsilon_{RO} \cdot R_{jRO}(i) \cdot C_{RO}(t, i) \\ &+ \lambda(i-1) \cdot \varepsilon_{RO} \cdot R_{jRO}(i-1) \cdot C_{RO}(t, i-1) \end{aligned}$$

$$R_{jRO}(i) = 1 + \frac{1 - \varepsilon_{RO}}{\varepsilon_{RO}} \cdot \rho_{RO} \cdot Kd_{RO}(i)$$

$$D_{RO} = D_0 + \alpha_L U_{RO} / \varepsilon_{RO}$$

ここで、

$C_{RO}(x, t, i)$: 時間 t における岩盤地下水中の領域 x の間隙水中の放射性核種 i の濃度 (Bq/m^3)
ε_{RO}	: 岩盤の間隙率 (-)
ρ_{RO}	: 岩盤の真密度 (kg/m^3)
$R_{jRO}(i)$: 時間 t における岩盤中の放射性核種 i の遅延係数 (-)
$Kd_{RO}(i)$: 時間 t における岩盤中の放射性核種 i の分配係数 (m^3/kg)
D_{RO}	: 岩盤中の分散係数 (m^2/y)
D_0	: 岩盤中の分子拡散係数 (m^2/y)
α_L	: 岩盤中の分散長 (m)
U_{RO}	: 岩盤中のダルシー流速 (m/y)
$\lambda(i)$: 放射性核種 i の崩壊定数 ($1/y$)

3.4.2 被ばく線量評価式

3.3 節で述べたように、本検討は地下水とともに移行した放射性核種が、地表水に流入し、人が地表水を飲用することによって内部被ばくすることを想定した。被ばく線量は、地表水の放射能濃度の評価結果に基づいて計算した。地表水飲用における被ばく線量の評価式を以下に示す。

$$D_{SW\ ing}(t,i) = C_{SW}(t,i) \cdot M_{SW} \cdot DCF_{ing}(i)$$

ここで、

- $D_{SW\ ing}(t,i)$: 時間 t における地表水飲用による放射性核種 i の摂取による内部被ばく線量 (Sv/y)
- $C_{SW}(t,i)$: 時間 t における放射性核種 i の地表水中の濃度 (Bq/m³)
- M_{SW} : 年間飲料水摂取量 (m³/y)
- $DCF_{ing}(i)$: 放射性核種 i の経口摂取内部被ばく線量換算係数 (Sv/Bq)

4. 評価条件

4.1 評価パラメータの設定について

本検討においては、標準的な埋設処分施設を想定し、廃棄体層の形状及び諸条件、地下水移行パラメータ、人工バリア領域、天然バリア領域の分配係数等の主要な評価パラメータは、日本原子力学会標準⁵⁾（以下「学会標準」という。）に示された値を採用した。また、河川流量について、学会標準では地表水への放射性核種の「一般的と考えられる被ばく経路」として $1 \times 10^8 \text{ m}^3/\text{y}$ の河川が挙げられており、本検討ではこれを参考に河川流量は $1 \times 10^8 \text{ m}^3/\text{y}$ とした。

なお、本検討においては、溶出率による安全評価の影響を評価するため、評価パラメータのうち経時変化するパラメータについては、初期値から変化しないものとした。本検討に用いる評価パラメータを表 4.1 から表 4.3 に示す。

4.2 ジルコニウム合金の溶出率の設定について

本検討において、放射化金属廃棄物からの放射性核種の溶出率は腐食速度 (m/y) と金属厚さ (m) から与えることとした。また、ふげん圧力管はジルコニウム合金 (Zr-2.5%Nb 合金) であるが、圧力管材が内外の両面から腐食することとした。ふげん圧力管の厚さが 4.3 mm であることから⁷⁾、ふげん圧力管のジルコニウム合金の溶出率は、2.15 mm を腐食する時間の逆数として算出した。本検討においては、以下のように腐食速度を設定した 6 つケースを想定し、それぞれのケースごとに溶出率を算出することとした。

まず基本ケースについて、TRU 廃棄物処分技術検討書－第 2 次 TRU 廃棄物処分研究開発とりまとめ⁸⁾（以下「TRU2 次レポート」という。）に示されたジルカロイの腐食速度の設定値 20 nm/y から算出した溶出率によって被ばく線量を評価するケースを基本ケースとした。

次に、これまで余裕深度処分環境を想定した条件下でのふげん圧力管に対する腐食速度は確認されていない。そこで、原子力機構では安全評価に必要な放射性核種の溶出率を設定することを目的に、ふげん圧力管の端材に対しガス蓄積型腐食試験法を適用し⁷⁾、余裕深度処分環境を想定した低酸素及びアルカリ条件下での腐食速度の評価試験を実施し、評価期間 2 年までの腐食速度データを取得しており^{9,10)}、この腐食速度データから溶出率を算出しケース 1、ケース 2 とした。

その他のケースとして、原子力環境整備促進・資金管理センターでは、TRU 廃棄物の地層処分に必要な技術開発の一環として、原子炉燃料の被覆管に用いられているジルカロイ-2 及びジルカロイ-4 の長期的な腐食速度の評価を実施しており¹¹⁾、この報告書

における検討結果からふげん圧力管の1万年後、10万年後、100万年後の溶出率を推測しケース3からケース5とした。本検討におけるふげん圧力管の溶出率を表4.4に示す。

4.3 本検討における放射能インベントリについて

本検討に用いる放射性核種の種類及び放射能濃度（以下「放射能インベントリ」という。）は、原子力規制庁に提出した「日本原子力研究開発機構の余裕深度処分対象となる廃棄体中の放射能インベントリについて」¹²⁾において取りまとめられているふげん原廃棄物放射能濃度とした。ただし、ふげん圧力管のみを処分する場合を想定した放射能インベントリとした。表4.5に本検討で用いるふげん圧力管の放射能インベントリを、表4.6に放射性核種ごとの半減期を示す。

5. 評価結果及び考察

5.1 地下水シナリオの評価結果及び考察

地下水シナリオを想定した被ばく線量の評価については、原子力機構で整備した「地下水シナリオ評価ツール」²⁾を用い、人が地表水を飲むことによって内部被ばくすることを想定した。ケースごとの評価結果について図 5.1 から図 5.6 に示す。この結果、基本ケースからケース 5 のいずれも最も支配的だった放射性核種は Cl-36 であった。なお、移行時間等から、影響が顕在化するのには長期間経過後であることから、半減期が 1000 年を超える放射性核種、また放射能インベントリが大きく被ばく線量評価に影響を与えると考えられる放射性核種のみ図示している。

次に、基本ケースからケース 5 における Cl-36 による最大被ばく線量の評価結果について図 5.7 に示す。この結果、地下水シナリオにおいては、溶出率と Cl-36 による被ばく線量の最大値は相関関係にあることが確認された。これは、地下水シナリオにおいて Cl-36 の分配係数を $0 \text{ m}^3/\text{kg}$ と設定しているため溶出率の影響を受けやすく、溶出率が低減することに伴い地下水に移行する Cl-36 の放射能インベントリも低減し、人が地表水を飲むことによる被ばく線量が低減したと考えられる。

5.2 トンネル掘削シナリオの評価結果及び考察

トンネル掘削を想定した人工バリア中の放射性核種の残留量は、前節に示す地下水シナリオを想定した被ばく線量評価における人工バリア中の放射性核種の残留量として、廃棄体層、セメント系材料層、ベントナイト系材料層に残留する放射能インベントリとして評価した。ケースごとの評価結果について図 5.8 から図 5.13 に示す。なお、2 章の評価方針で述べたように評価期間が長期間であることから、半減期が 1000 年を超える放射性核種、また放射能インベントリが大きく外部被ばく線量評価に影響を与えると考えられる放射性核種のみ図示している。

次に、トンネル掘削シナリオにおける作業員の被ばく線量を予備的に評価した結果¹³⁾から、被ばく線量評価に与える影響が大きいと考えられる Nb-94 について、基本ケースからケース 5 における人工バリア中の残留量の評価結果について図 5.14 に示す。この結果、トンネル掘削シナリオにおいては、ケースごとの溶出率に対する人工バリア中の Nb-94 の残留量は、基本ケースに対して最大で約 2.2 倍であり（ケース 3）、溶出率の影響を受けにくいと考えられる。これは、Nb-94 については分配係数を $0.1 \text{ m}^3/\text{kg}$ と設定しており、廃棄体層から Nb-94 が溶出するものの人工バリアでの収着効果が大きく、ほとんど溶出率の影響を受けなかったと考えられる。

そこで、分配係数の影響を確認するため、分配係数による人工バリア中の Nb-94 の残留量を評価することとした。溶出率は、基本ケースからケース 5 で設定した表 4.4 の溶出率とした。ベントナイトの分配係数については、既存の報告書¹⁴⁾において $0.2 \sim 23 \text{ m}^3/\text{kg}$ という値が報告されていることから、 $0.01 \text{ m}^3/\text{kg}$ 、 $0.1 \text{ m}^3/\text{kg}$ 、 $1.0 \text{ m}^3/\text{kg}$ 、 $10 \text{ m}^3/\text{kg}$ 、 $1.0 \times 10^2 \text{ m}^3/\text{kg}$ に変化させたケースごとに人工バリア中の Nb-94 の残留量を評価した。この結果について図 5.15 に示す。この結果、ケースごとのベントナイトの分配係数に対する人工バリア中の Nb-94 の残留量は、基本ケースに対し $0.01 \text{ m}^3/\text{kg}$ のケースで最大で約 2.2 倍、 $0.1 \text{ m}^3/\text{kg}$ のケースで最大で約 2.0 倍、 $1.0 \text{ m}^3/\text{kg}$ を超える範囲ではほとんど変化しないことを確認した。

本検討においては、標準的な埋設処分施設を想定し、パラメータは日本原子力学会標準⁵⁾の値を採用しており、人工バリア中の Nb-94 の分配係数は $0.1 \text{ m}^3/\text{kg}$ としている。図 5.15 に示すように、 $0.01 \text{ m}^3/\text{kg}$ のケースでは比較的分配係数に対する感度があるものの、本検討において設定した Nb-94 の分配係数 ($0.1 \text{ m}^3/\text{kg}$) は感度がない領域であったことから、人工バリア中の Nb-94 の残留量はほとんど溶出率の影響を受けなかったと考えられる。

6. まとめ

本検討では、原子力機構のふげんの解体に伴って発生し、余裕深度処分の対象となるふげん圧力の腐食に伴って放射性核種が溶出することを想定した 6 つのケースを設定し、人が地表水を飲むことによって内部被ばくすることを想定し被ばく線量を評価した。この結果、いずれのケースにおいても最も支配的だった放射性核種は Cl-36 であった。そこで、基本ケースに対し溶出率を変化させたケースごとに Cl-36 による被ばく線量の最大値に着目した結果、溶出率と Cl-36 による被ばく線量の最大値は相関関係にあることが確認された。このことから Cl-36 は溶出率の影響を受けやすい放射性核種であることが確認された。

一方、埋設処分施設を貫通するトンネルが掘削され、人工バリア中に残留している放射性核種によってトンネル掘削の作業者が外部被ばくすることを想定したトンネル掘削シナリオについて、人工バリア中の放射性核種の残留量に着目して評価した。地下水シナリオと同様に、基本ケースに対し溶出率を変化させたケースごとに人工バリア中の Nb-94 の残留量を評価したところ、人工バリア中の Nb-94 の残留量は溶出率の影響を受けなかった。これは、廃棄体層から Nb-94 が溶出するものの人工バリアでの収着効果が大きく、ほとんど溶出率の影響を受けなかったと考えられる。そこで、ケースごとの分配係数に対する人工バリア中の Nb-94 の残留量を評価したところ、分配係数が $0.1 \text{ m}^3/\text{kg}$ を超えるケースにおいては、ほとんど溶出率の影響を受けないことが確認された。

本検討では、ふげん圧力管のみを埋設処分すると仮定して、溶出率が安全評価に与える影響の評価を行った。今後は他のパラメータに対してもケーススタディを行い、安全評価に与える影響の評価を行うこととする。

謝 辞

本報告書をまとめるにあたり、貴重なご意見をいただいた廃棄物対策・埋設事業統括部の坂本義昭技術主席に感謝いたします。

参考文献

- 1) 原子力安全委員会, 余裕深度処分の管理期間終了以後における安全評価に関する考え方 (平成 22 年 4 月 1 日), 2010.
<http://www.nsr.go.jp/archive/nsc/shinsashishin/pdf/3/ho100401.pdf>, (参照 2015-03-31).
- 2) 酒谷 圭一, 菅谷 敏克, 中谷 隆良他, GoldSim による余裕深度処分を対象とした地下水シナリオ評価ツールの作成, JAEA-Data/Code 2013-015, 2013, 63p.
- 3) 酒谷 圭一, 菅谷 敏克, 中谷 隆良他, GoldSim による余裕深度処分を対象とした土地利用シナリオ評価ツールの作成, JAEA-Data/Code 2014-008, 2014, 53p.
- 4) 酒谷 圭一, 中村 康雄, 辻 智之他, GoldSim による余裕深度処分を対象としたガス移行シナリオ評価ツールの作成, JAEA-Data/Code 2014-020, 2014, 38p.
- 5) 日本原子力学会, 日本原子力学会標準 余裕深度処分の安全評価手法 : 2008, AESJ-SC-F012 : 2008, 2009.
- 6) 石戸谷 公英, 菅谷 敏克, 船橋 英之, 余裕深度処分の安全評価に係るパラメータの検討—トンネル掘進速度及び盛土造成における客土厚—, JAEA-Research 2011-046, 2012, 32p.
- 7) 酒谷 圭一, 中谷 隆良, 船橋 英之, 余裕深度処分環境におけるふげん圧力管 (Zr-2.5wt%Nb 合金) の腐食速度の評価—試験片加工方法及び腐食試験成立条件の検討—, JAEA-Technology 2012-034, 2012, 20p.
- 8) 電気事業連合, 核燃料サイクル開発機構, TRU 廃棄物処分技術検討書—第 2 次 TRU 廃棄物処分研究開発とりまとめ— (2005 年 9 月), JNC TY1400 2005-013, FEPC TRU-TR2-2005-02, 2005.
- 9) 酒谷 圭一, 中谷 隆良, 船橋 英之他, 余裕深度処分環境におけるふげん圧力管 (Zr-2.5wt%Nb 合金) の腐食速度の評価 (3), 日本原子力学会 2013 年春の年会, A22, 日本, 2013, in CD-ROM.
- 10) 酒谷 圭一, 中谷 隆良, 船橋 英之, 余裕深度処分環境におけるふげん圧力管 (Zr-2.5wt%Nb 合金) の腐食速度の評価 (4), 日本原子力学会 2014 年春の年会, I36, 日本, 2014, in CD-ROM.
- 11) 原子力環境整備促進・資金管理センター, 平成 23 年度地層処分技術調査等委託費 TRU 廃棄物処分技術ヨウ素・炭素処理・処分技術高度化開発報告書 (第 3 分冊) —放射化金属廃棄物中の C-14 の放出挙動評価—, 2012.
- 12) 日本原子力研究開発機構, 日本原子力研究開発機構の余裕深度処分対象となる廃棄物中の放射能インベントリについて (平成 26 年 12 月 26 日研究施設等廃棄物に関する

る日本原子力研究開発機構との意見交換資料) , 2014.

<http://www.nsr.go.jp/data/000090256.pdf>, (参照 2015-03-31).

- 13) 平成 24 年度バックエンドに関する研究開発報告会事務局, バックエンドに関する研究開発報告会資料集ーバックエンド対策の推進と知見の集約を目指してー第 13 回拡大金曜セミナー, JAEA-Review 2014-004, 2014, 175p.
- 14) 柴田 雅博, 佐藤 治夫, 小田 治恵他, 地層処分研究開発第 2 次取りまとめにおける緩衝材への放射性元素の分配係数の設定, JNC TN8400 99-072, 1999.

表 4.1 本評価における主要な評価パラメータ^{注)}

パラメータ	実効拡散係数 [m ² /y]	間隙率	粒子密度 [kg/m ³]
廃棄体層	2.2 × 10 ⁻²	0.35 *	2.5 × 10 ⁻³
コンクリートピット	1.3 × 10 ⁻²	0.2 *	2.6 × 10 ⁻³
低拡散バリア	3.2 × 10 ⁻⁵	0.2 *	2.6 × 10 ⁻³
ベントナイト	6.3 × 10 ⁻³	0.4 *	2.7 × 10 ⁻³
EDZ	3.0 × 10 ⁻²	0.47 *	2.8 × 10 ⁻³
岩盤	3.0 × 10 ⁻²	0.47 *	2.8 × 10 ⁻³

パラメータ	設定値
廃棄体層の長さ (m)	100 *
廃棄体層の高さ (m)	10 *
廃棄体層の幅 (m)	10 *
コンクリートピットの厚さ (m)	0.5 *
低拡散層の厚さ (m)	0.5 *
ベントナイト層の厚さ (m)	1 *
EDZの厚さ (m)	2 *
岩盤の幅 (m)	100 *
岩盤の高さ (m)	18
移行距離 (m)	300

パラメータ	設定値
地下水通過流量 (m ³ /y)	1.8 × 10 ⁻² *
地下水流速等から求めた天然バリア300mの移行時間 (y)	3.0 × 10 ³
地表水流量 (m ³ /y)	1.0 × 10 ⁸
年間飲料水摂取量 (m ³ /y)	0.6

注：表中の*は日本原子力学会標準⁵⁾の設定値。

表 4.2 放射性核種ごとの分配係数

核種 \ 分配係数 (m ³ /kg)	廃棄体層	コンクリートピット	低拡散バリア	ベントナイト	EDZ	岩盤
H-3	0	0	0	0	0	0
Be-10	0	0	0	0	0	0
C-14	0.001	0.001	0.001	0.001	0.0001	0.0001
Cl-36	0	0	0	0	0	0
Ca-41	0.001	0.001	0.001	0.001	0.2	0.2
Co-60	0.0125	0.0125	0.0125	0.05	0.01	0.01
Ni-59	0.0125	0.0125	0.0125	0.05	0.01	0.01
Ni-63	0.0125	0.0125	0.0125	0.05	0.01	0.01
Se-79	0	0	0	0	0	0
Sr-90	0.001	0.001	0.001	0.001	0.2	0.2
Zr-93	2.5	2.5	2.5	1	0.1	0.1
Nb-93m	0	0	0	0.1	0.1	0.1
Nb-94	0	0	0	0.1	0.1	0.1
Mo-93	0	0	0	0	0.0001	0.0001
Tc-99	0.0003	0.0003	0.0003	0	0	0
Pd-107	0.0125	0.0125	0.0125	0.05	0.1	0.1
Ag-108m	0.001	0.001	0.001	0	0.09	0.09
Sn-121m	2.5	2.5	2.5	1	1	1
Sn-126	2.5	2.5	2.5	1	1	1
I-129	0.00125	0.00125	0.00125	0	0.0001	0.0001
Cs-135	0.002	0.002	0.002	0.05	0.05	0.05
Cs-137	0.002	0.002	0.002	0.05	0.05	0.05
Ba-133	0.001	0.001	0.001	0.001	0.2	0.2
La-137	0.01	0.01	0.01	1	0.1	0.1
Sm-151	0.01	0.01	0.01	1	0.1	0.1
Tb-157	0.01	0.01	0.01	1	0.1	0.1
Ho-166m	0.01	0.01	0.01	1	0.1	0.1
Hf-182	0.0125	0.0125	0.0125	0.05	0.01	0.01
Pt-193	0.0125	0.0125	0.0125	0.05	0.01	0.01
Pb-210	0.0125	0.0125	0.0125	0.05	0.1	0.1
Po-210	0	0	0	0	0	0
Ra-226	0.00125	0.00125	0.00125	0.001	0.5	0.5
Ra-228	0.00125	0.00125	0.00125	0.001	0.5	0.5
Ac-227	0.25	0.25	0.25	1	5	5
Th-228	0.25	0.25	0.25	1	1	1
Th-229	0.25	0.25	0.25	1	1	1
Th-230	0.25	0.25	0.25	1	1	1
Th-232	0.25	0.25	0.25	1	1	1
Pa-231	0.25	0.25	0.25	1	0.005	0.005
Pa-233	0.25	0.25	0.25	1	0.005	0.005
U-232	0.25	0.25	0.25	0.005	0.005	0.005
U-233	0.25	0.25	0.25	0.005	0.005	0.005
U-234	0.25	0.25	0.25	0.005	0.005	0.005
U-235	0.25	0.25	0.25	0.005	0.005	0.005
U-236	0.25	0.25	0.25	0.005	0.005	0.005
U-238	0.25	0.25	0.25	0.005	0.005	0.005
Np-237	0.25	0.25	0.25	0.005	0.005	0.005
Pu-238	0.25	0.25	0.25	5	0.05	0.05
Pu-239	0.25	0.25	0.25	5	0.05	0.05
Pu-240	0.25	0.25	0.25	5	0.05	0.05
Pu-241	0.25	0.25	0.25	5	0.05	0.05
Pu-242	0.25	0.25	0.25	5	0.05	0.05
Am-241	0.25	0.25	0.25	1	5	5
Am-242m	0.25	0.25	0.25	1	5	5
Am-243	0.25	0.25	0.25	1	5	5
Cm-244	0.25	0.25	0.25	1	5	5
Cm-245	0.25	0.25	0.25	1	5	5

表 4.3 内部被ばく線量換算係数

核種	経口摂取 (Sv/Bq)	核種	経口摂取 (Sv/Bq)
H-3	4.2×10^{-11}	Pb-210	6.9×10^{-7}
Be-10	1.1×10^{-9}	Po-210	1.2×10^{-6}
C-14	5.8×10^{-10}	Ra-226	2.8×10^{-7}
Cl-36	9.3×10^{-10}	Ra-228	6.9×10^{-7}
Ca-41	1.9×10^{-10}	Ac-227	1.1×10^{-6}
Co-60	3.4×10^{-9}	Th-228	1.4×10^{-7}
Ni-59	6.3×10^{-11}	Th-228	4.9×10^{-7}
Ni-63	1.5×10^{-10}	Th-230	2.1×10^{-7}
Se-79	2.9×10^{-9}	Th-232	2.3×10^{-7}
Sr-90	3.1×10^{-8}	Pa-231	7.1×10^{-7}
Zr-93	1.1×10^{-9}	Pa-233	8.7×10^{-10}
Nb-93m	1.2×10^{-10}	U-232	3.3×10^{-7}
Nb-94	1.7×10^{-9}	U-233	5.1×10^{-8}
Mo-93	3.2×10^{-9}	U-234	4.9×10^{-8}
Tc-99	6.4×10^{-10}	U-235	4.7×10^{-8}
Pd-107	3.7×10^{-11}	U-236	4.7×10^{-8}
Ag-108m	2.3×10^{-9}	U-238	4.5×10^{-8}
Sn-121m	5.6×10^{-10}	Np-237	1.1×10^{-7}
Sn-126	5.1×10^{-9}	Pu-238	2.3×10^{-7}
I-129	1.1×10^{-7}	Pu-239	2.5×10^{-7}
Cs-135	2.0×10^{-9}	Pu-240	2.5×10^{-7}
Cs-137	1.3×10^{-8}	Pu-241	4.8×10^{-9}
Ba-133	1.5×10^{-9}	Pu-242	2.4×10^{-7}
La-137	8.1×10^{-11}	Am-241	2.0×10^{-7}
Sm-151	9.8×10^{-11}	Am-242m	1.9×10^{-7}
Tb-157	3.4×10^{-11}	Am-243	2.0×10^{-7}
Ho-166m	2.0×10^{-9}	Cm-244	1.2×10^{-7}
Hf-182	4.5×10^{-9}	Cm-245	2.1×10^{-7}
Pt-193	3.1×10^{-11}		

表 4.4 ふげん圧力管の溶出率

ケース	溶出率 ^{注)} (1/y)	腐食速度 (nm/y)	腐食速度設定根拠
基本ケース	9.3×10^{-6}	20	TRU2 次レポート ⁸⁾
ケース 1	2.8×10^{-6}	6.0	試験期間 1 年時 ⁹⁾
ケース 2	1.6×10^{-6}	3.6	試験期間 2 年時 ¹⁰⁾
ケース 3	1.0×10^{-7}	2.2×10^{-1}	参考文献 ¹¹⁾ より腐食期間 1 万年を想定
ケース 4	1.0×10^{-9}	2.2×10^{-3}	参考文献 ¹¹⁾ より腐食期間 10 万年を想定
ケース 5	1.0×10^{-10}	2.2×10^{-4}	参考文献 ¹¹⁾ より腐食期間 100 万年を想定

注：本検討では、圧力管材が内外の両面から腐食することとし、圧力管材の厚さが 4.3 mm であることから⁷⁾、2.15 mm を腐食する時間の逆数として溶出率を算出した。

表 4.5 ふげん原廃棄物放射能濃度^{注)}

発生拠点 施設名		ふげん			
発生 廃棄物	名称	原子炉本体			
	重量(t)	Zr-2.5%Nb			
		11.9			
原 廃 棄 物 濃 度 (B q / t o n)	H-3	6.3×10^{10}	Ho-166m	1.4×10^8	
	Be-10	1.9×10^5	Tm-171	1.4×10^8	
	C-14	5.1×10^9	Lu-176	6.3×10^{-1}	
	Si-32	1.4×10^3	Hf-182	2.0×10^5	
	Cl-36	4.7×10^9	Ta-180	1.1×10^{-8}	
	K-40	1.1×10^4	Re-187	2.5×10^2	
	Ca-41	1.0×10^8	Os-194	1.1×10^7	
	Mn-54	6.4×10^7	Ir-192m	1.2×10^6	
	Fe-55	1.3×10^{12}	Pt-193	2.6×10^8	
	Co-60	9.4×10^{11}	Pb-205	2.5×10^3	
	Ni-59	7.7×10^8	Pb-210	3.5×10^{-2}	
	Ni-63	3.1×10^{11}	Bi-208	2.1×10^2	
	Zn-65	1.4×10^9	Bi-210m	6.0×10^2	
	Se-79	1.6×10^7	Ra-226	1.0×10^{-1}	
	Rb-87	1.2×10^2	Ra-228	4.3×10^1	
	Sr-90	9.5×10^9	Ac-227	4.3×10^2	
	Zr-93	9.6×10^{10}	Th-228	3.0×10^5	
	Nb-93m	6.1×10^{10}	Th-229	3.7×10^2	
	Nb-94	4.6×10^{12}	Th-230	1.1×10^1	
	Mo-93	1.2×10^7	Th-232	4.3×10^1	
	Tc-99	4.4×10^7	Pa-231	6.6×10^2	
	Ru-106	3.3×10^7	U-232	3.0×10^5	
	Pd-107	1.4×10^5	U-233	1.1×10^5	
	Ag-108m	2.0×10^{11}	U-234	3.9×10^4	
	Ag-110m	1.1×10^7	U-235	3.3×10^0	
	Cd-109	2.2×10^9	U-236	1.3×10^3	
	Cd-113m	1.8×10^7	U-238	4.2×10^3	
	In-115	2.2×10^{-4}	Np-237	2.6×10^3	
	Sn-119m	1.3×10^7	Pu-236	1.3×10^2	
	Sn-121m	2.2×10^8	Pu-238	1.8×10^8	
	Sn-126	3.7×10^5	Pu-239	1.5×10^7	
	Sb-125	6.8×10^9	Pu-240	8.1×10^7	
	I-129	2.0×10^4	Pu-241	5.3×10^9	
	Cs-134	1.1×10^{10}	Pu-242	1.1×10^6	
	Cs-135	1.7×10^6	Pu-244	2.0×10^{-4}	
	Cs-137	2.6×10^{10}	Am-241	1.2×10^8	
	Ba-133	1.4×10^8	Am-242m	1.2×10^6	
	La-137	3.7×10^4	Am-243	3.4×10^7	
	La-138	3.0×10^{-4}	Cm-242	1.0×10^6	
	Ce-144	4.1×10^6	Cm-243	2.0×10^6	
	Pm-145	4.1×10^7	Cm-244	1.5×10^{10}	
	Pm-147	7.4×10^8	Cm-245	2.0×10^6	
	Sm-145	5.0×10^4	Cm-246	8.7×10^6	
	Sm-146	2.6×10^0	Cm-247	7.8×10^1	
	Sm-147	1.1×10^0	Cm-248	1.8×10^3	
	Sm-151	1.6×10^8	Cm-250	1.8×10^{-3}	
	Eu-152	8.6×10^5	Bk-249	2.2×10^3	
	Eu-154	2.0×10^9	Cf-249	2.1×10^4	
	Eu-155	5.0×10^8	Cf-250	1.2×10^5	
	Gd-152	2.0×10^9	Cf-251	1.2×10^3	
Gd-153	1.3×10^3	Cf-252	1.2×10^5		
Tb-157	1.2×10^7				

注：原子力規制庁に提出した資料¹²⁾のふげん原廃棄物放射能濃度から、ふげん圧力管の放射能インベントリとして、Zr-2.5%Nbの放射能インベントリを抜粋し表にまとめた。

表 4.6 評価対象とする放射性核種の半減期

核種	半減期(y)	核種	半減期(y)
H-3	1.23×10^1	Pb-210	2.23×10^1
Be-10	1.51×10^6	Po-210	3.79×10^{-1}
C-14	5.73×10^3	Ra-226	1.60×10^3
Cl-36	3.01×10^5	Ra-228	5.75×10^0
Ca-41	1.03×10^5	Ac-227	2.18×10^1
Co-60	5.27×10^0	Th-228	1.91×10^0
Ni-59	8.00×10^4	Th-228	7.34×10^3
Ni-63	1.00×10^2	Th-230	7.54×10^4
Se-79	6.50×10^5	Th-232	1.41×10^{10}
Sr-90	2.88×10^1	Pa-231	3.28×10^4
Zr-93	1.53×10^6	Pa-233	7.38×10^{-2}
Nb-93m	1.61×10^1	U-232	6.89×10^1
Nb-94	2.03×10^4	U-233	1.59×10^5
Mo-93	4.00×10^3	U-234	2.46×10^5
Tc-99	2.11×10^5	U-235	7.04×10^8
Pd-107	6.50×10^6	U-236	2.34×10^7
Ag-108m	4.18×10^2	U-238	4.47×10^9
Sn-121m	5.50×10^1	Np-237	2.14×10^6
Sn-126	2.07×10^5	Pu-238	8.77×10^1
I-129	1.57×10^7	Pu-239	2.41×10^4
Cs-135	2.30×10^6	Pu-240	6.56×10^3
Cs-137	3.01×10^1	Pu-241	1.44×10^1
Ba-133	1.05×10^1	Pu-242	3.73×10^5
La-137	6.00×10^4	Am-241	4.32×10^2
Sm-151	9.00×10^1	Am-242m	1.41×10^2
Tb-157	7.10×10^1	Am-243	7.37×10^3
Ho-166m	1.20×10^3	Cm-244	1.81×10^1
Hf-182	9.00×10^6	Cm-245	8.50×10^3
Pt-193	5.00×10^1		

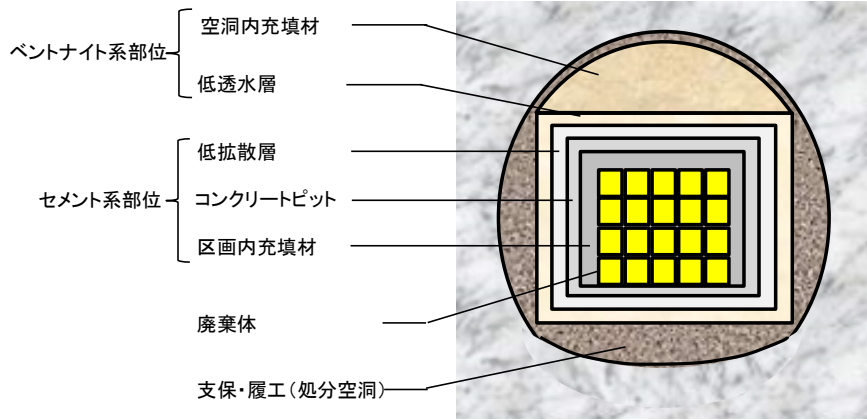


図 3.1 処分空洞内部の概念図²⁾

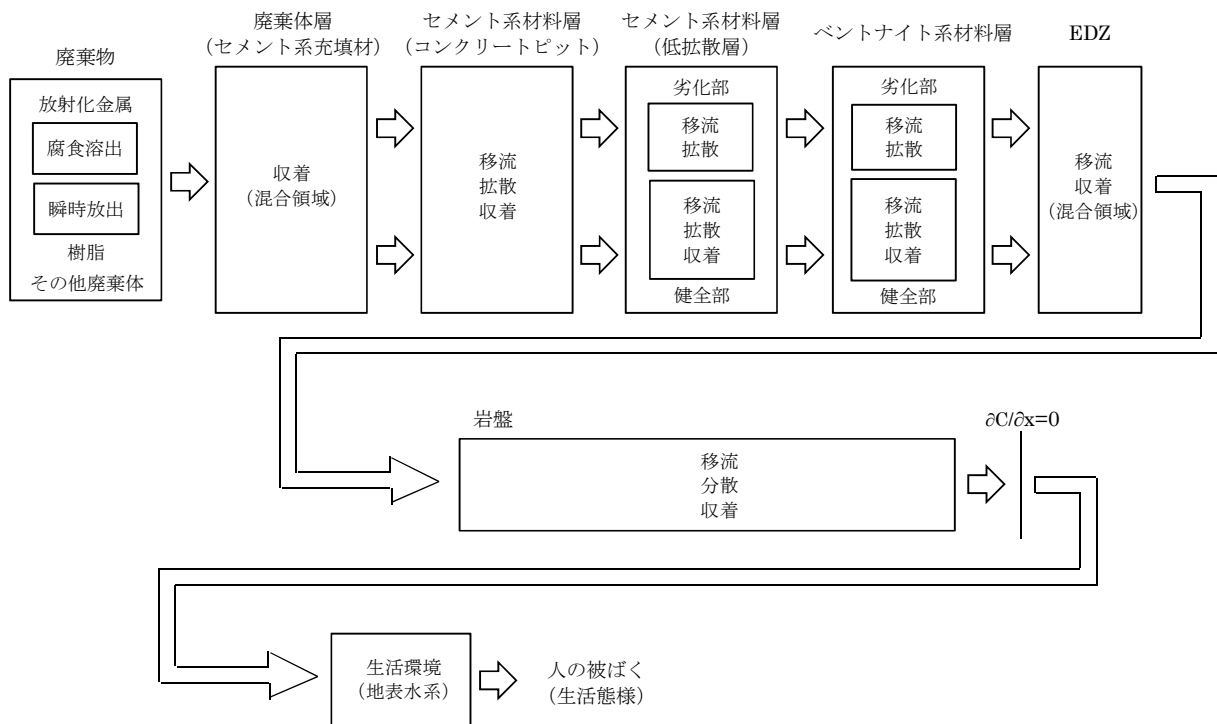


図 3.2 核種移行モデルの概念図²⁾

※本検討では、低拡散層とベントナイト系材料層の物質移行は吸着機能を想定する健全部のみとし、劣化部は考慮しないこととした。

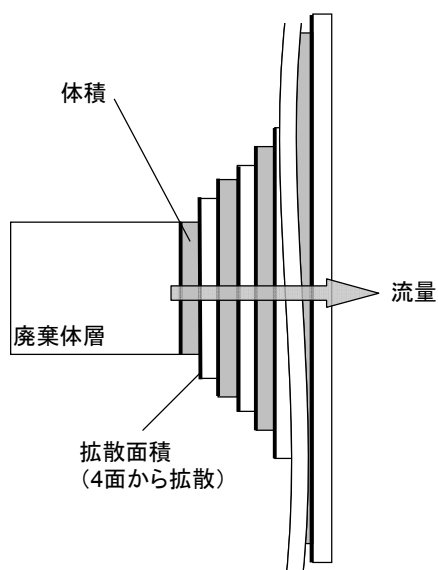


図 3.3 人工バリア中の核種移行モデルの概念図²⁾

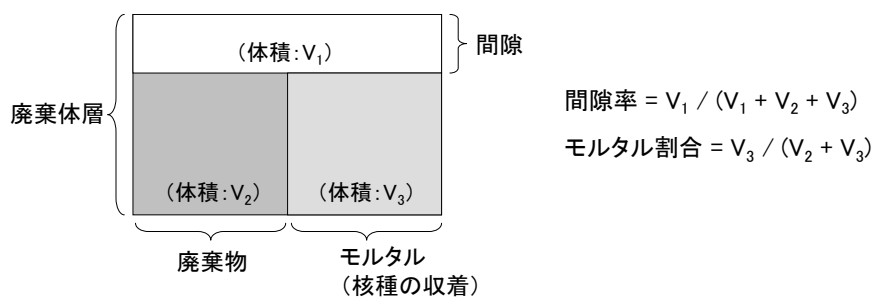


図 3.4 廃棄体層中のモルタル割合と間隙率の概念図²⁾

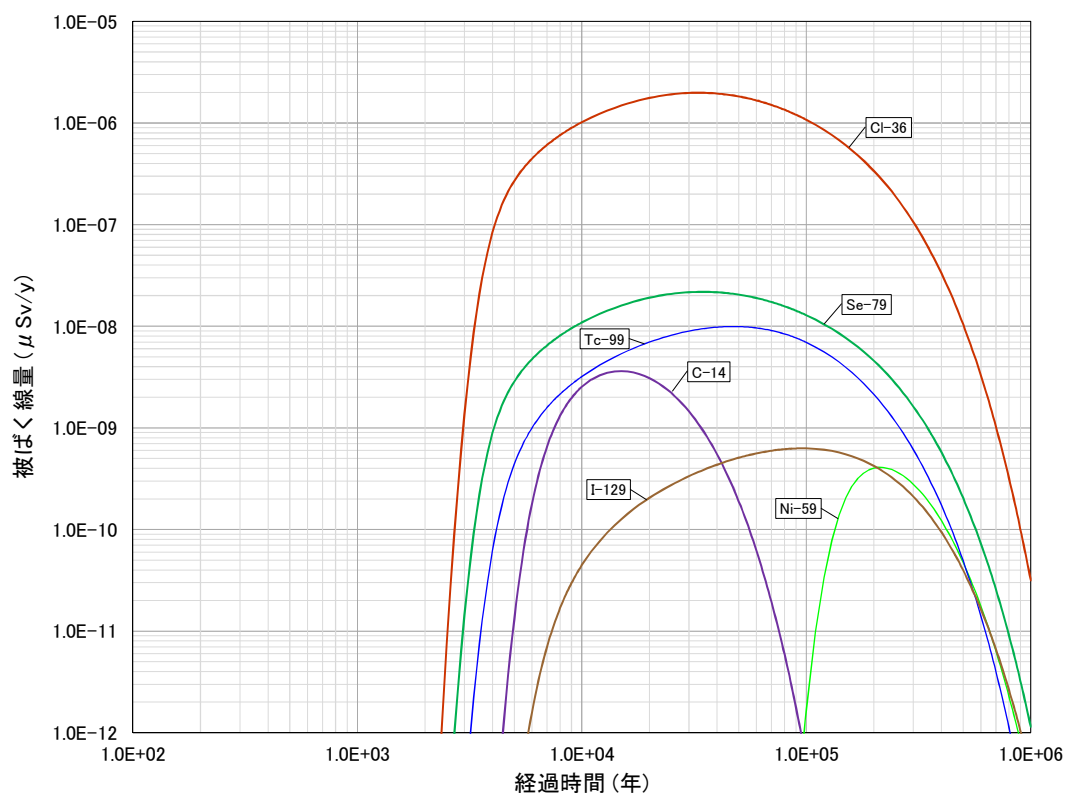


図 5.1 地下水シナリオにおける基本ケースの被ばく線量

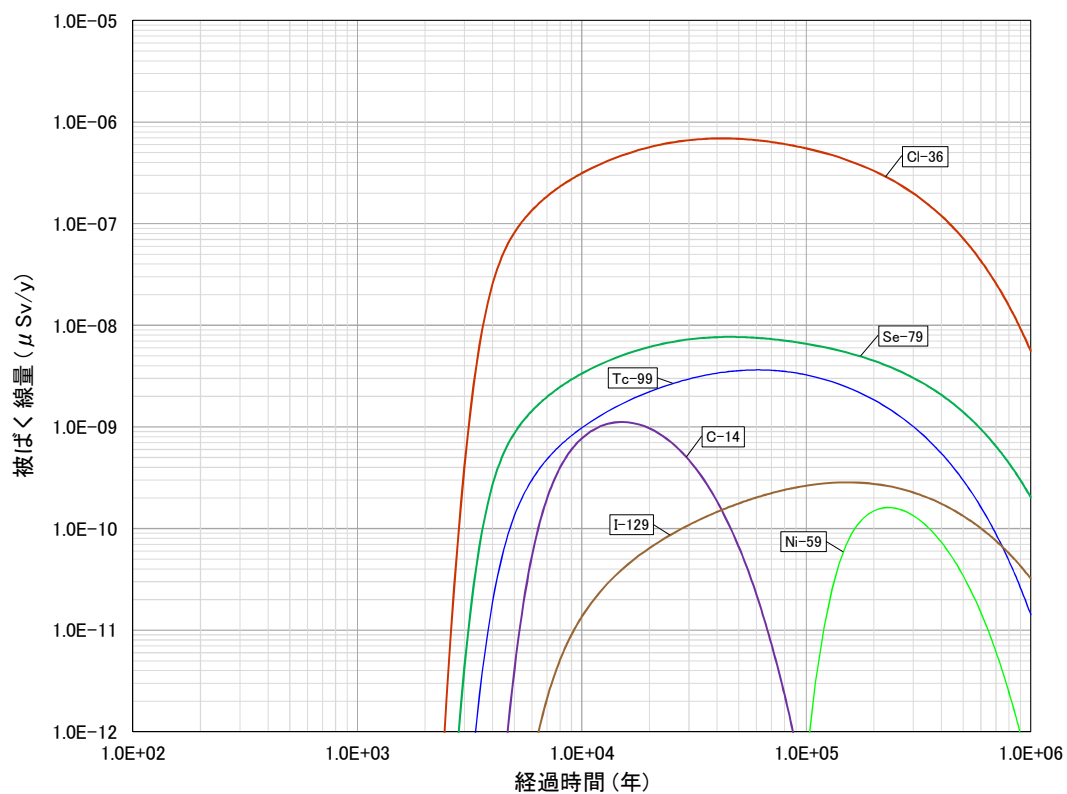


図 5.2 地下水シナリオにおけるケース 1 の被ばく線量

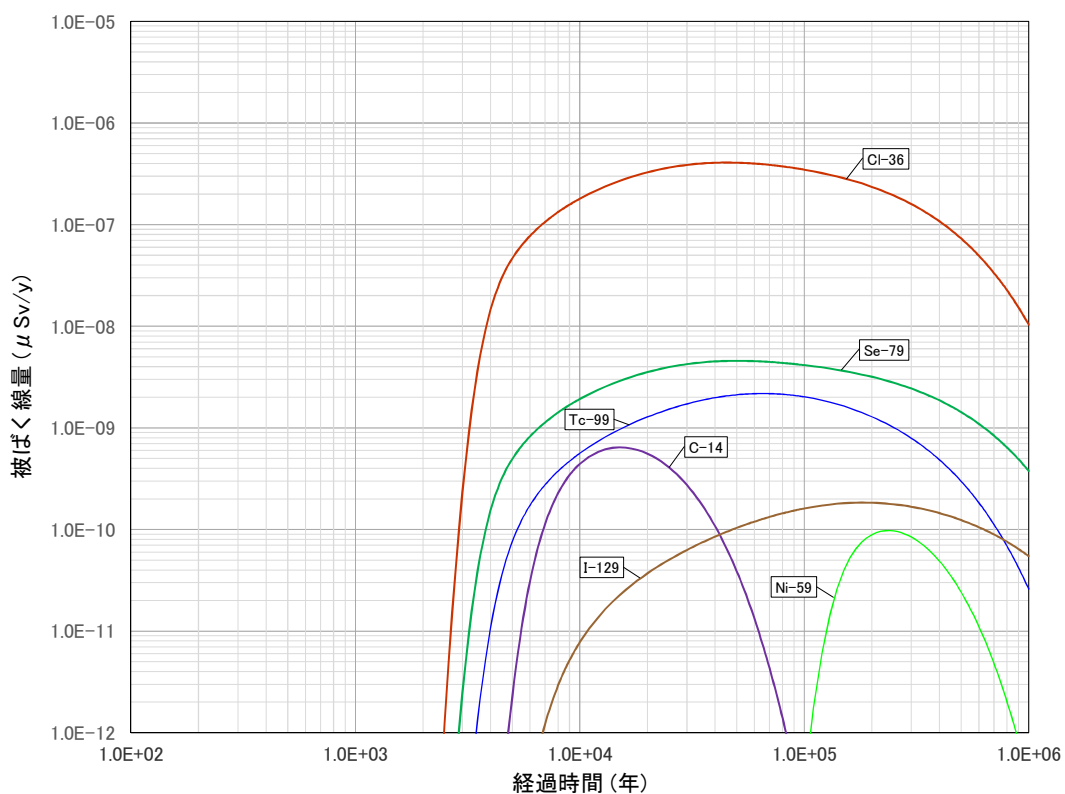


図 5.3 地下水シナリオにおけるケース 2 の被ばく線量

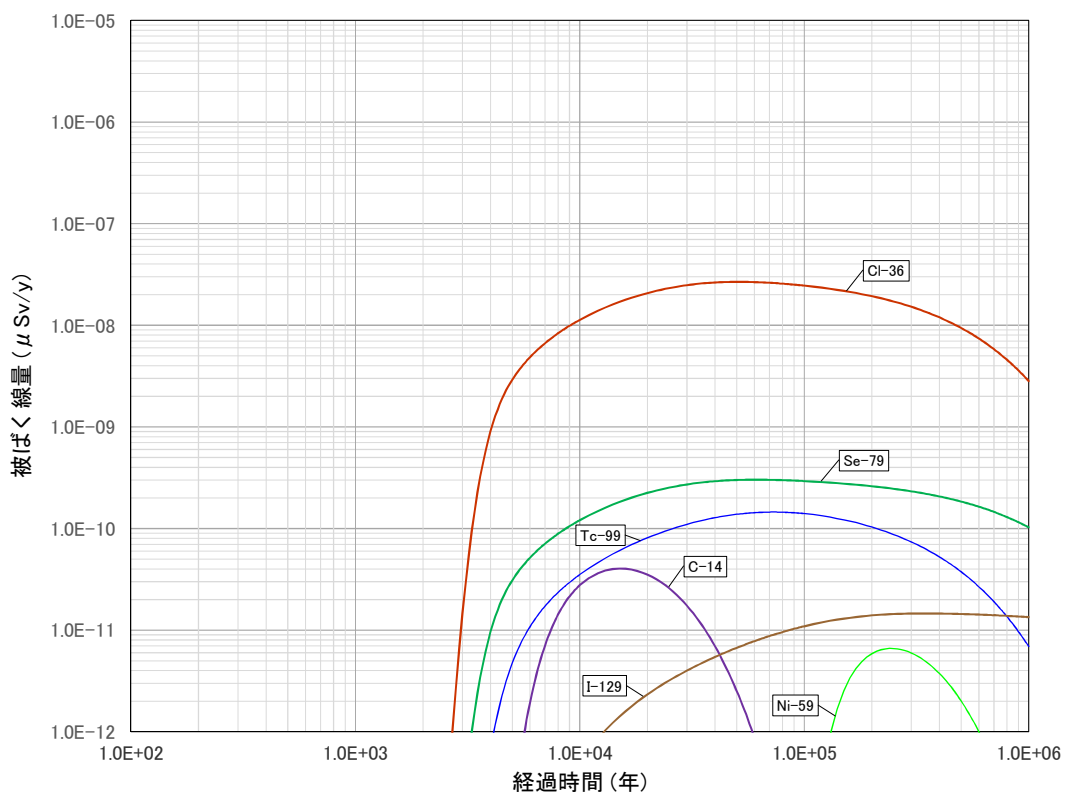


図 5.4 地下水シナリオにおけるケース 3 の被ばく線量

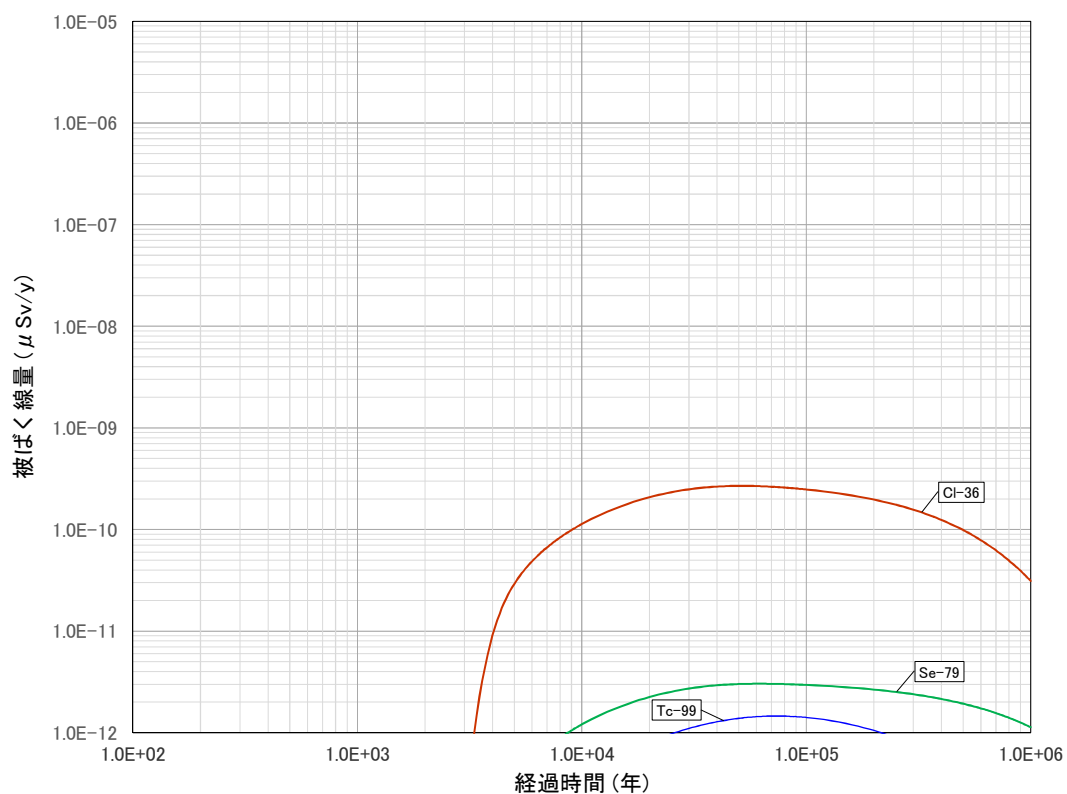


図 5.5 地下水シナリオにおけるケース 4 の被ばく線量

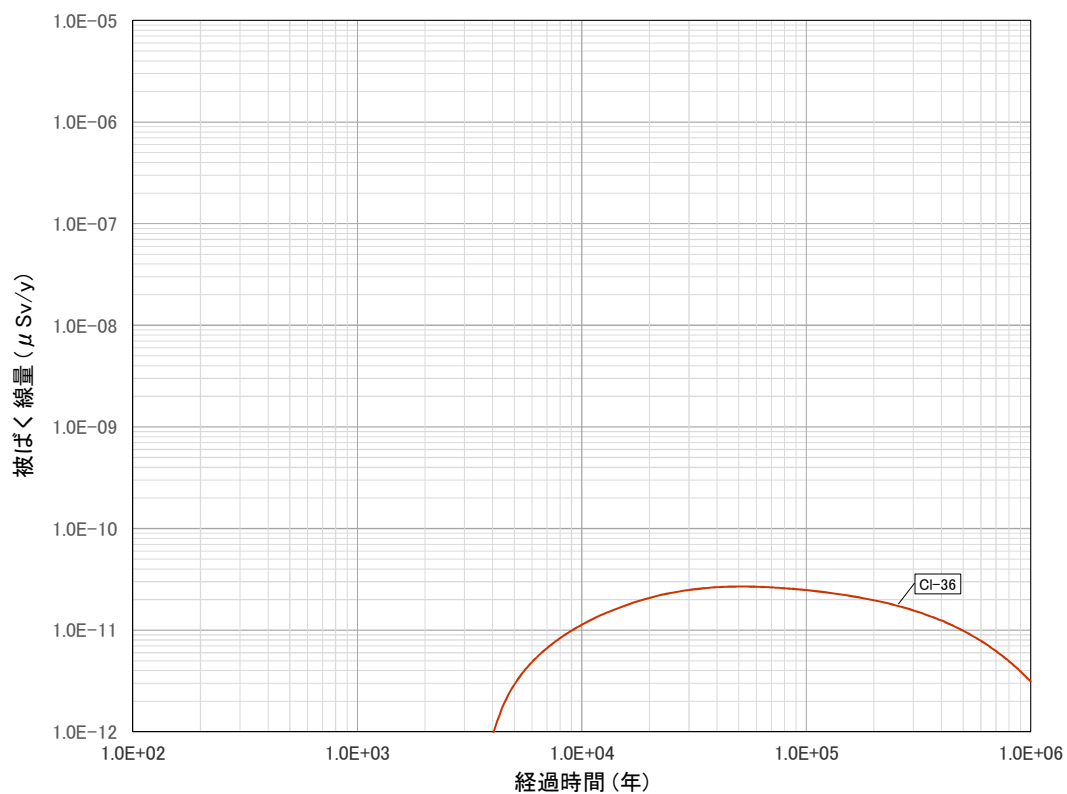


図 5.6 地下水シナリオにおけるケース 5 の被ばく線量

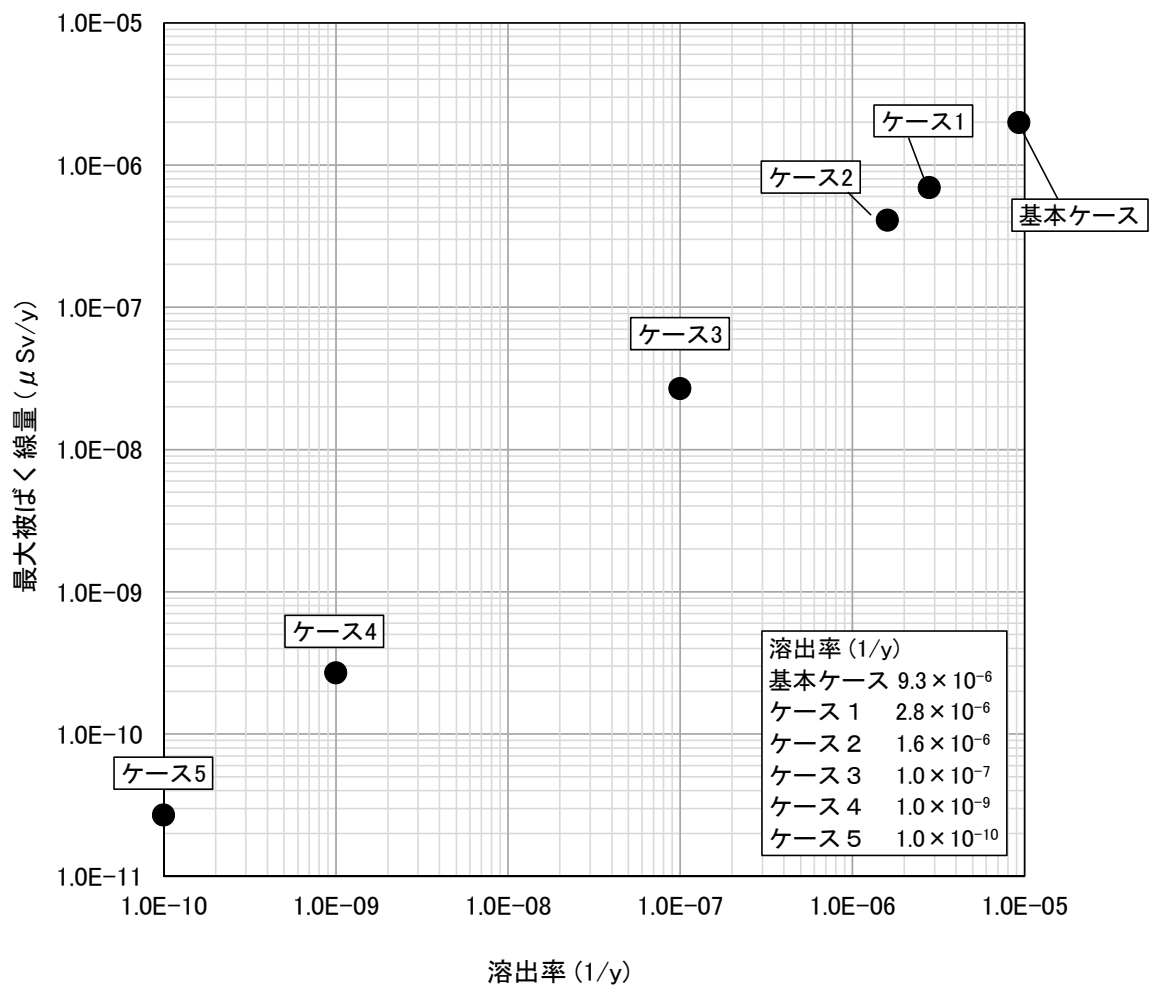


図 5.7 溶出率と Cl-36 によるケースごとの最大被ばく線量の関係

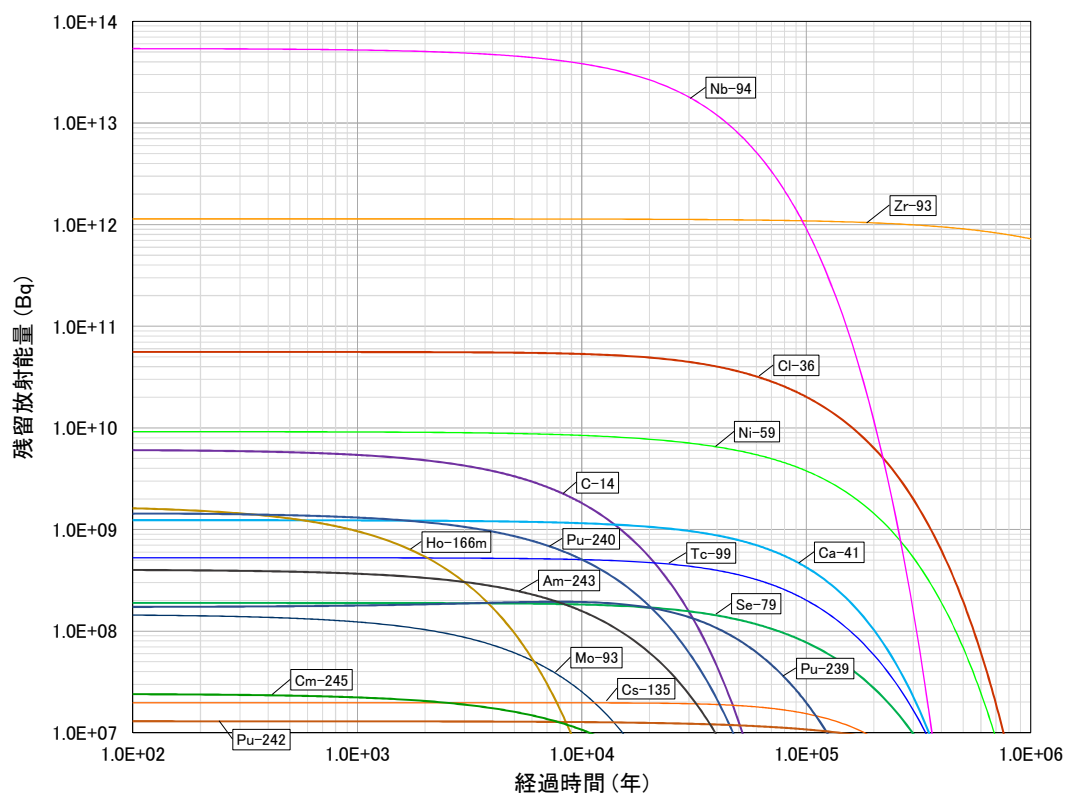


図 5.8 基本ケースにおける人工バリア中の残留放射エネルギー

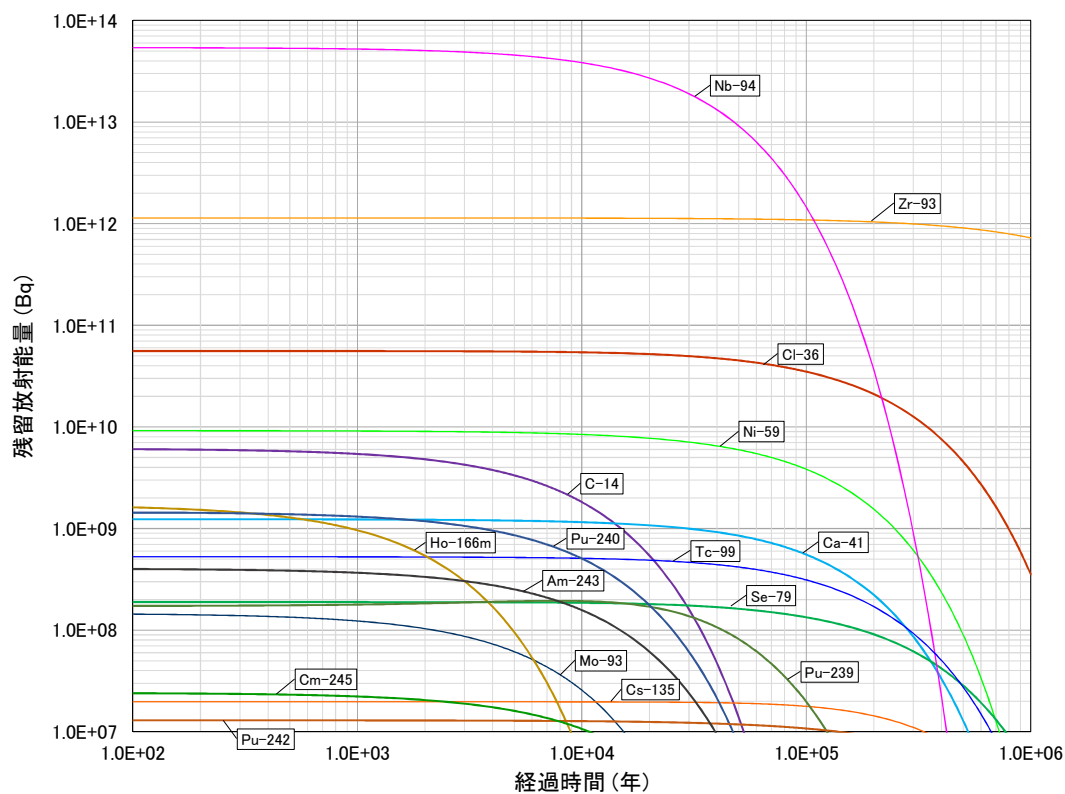


図 5.9 ケース 1 における人工バリア中の残留放射エネルギー

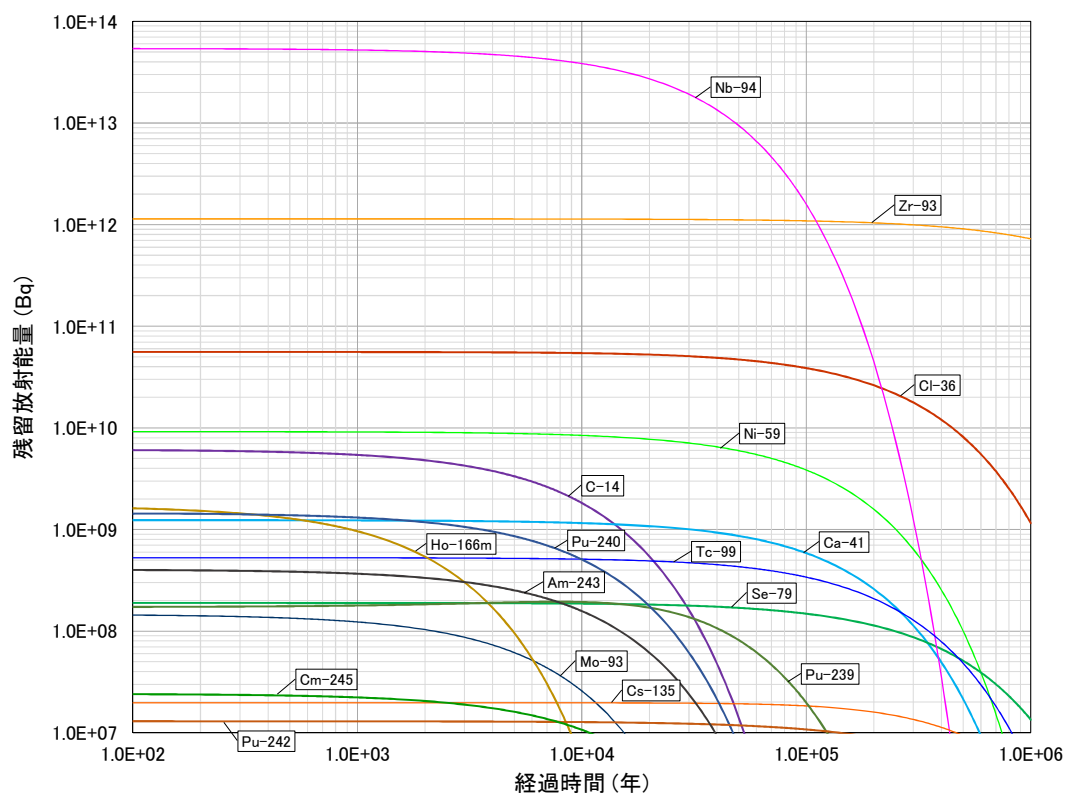


図 5.10 ケース 2 における人工バリア中の残留放射能

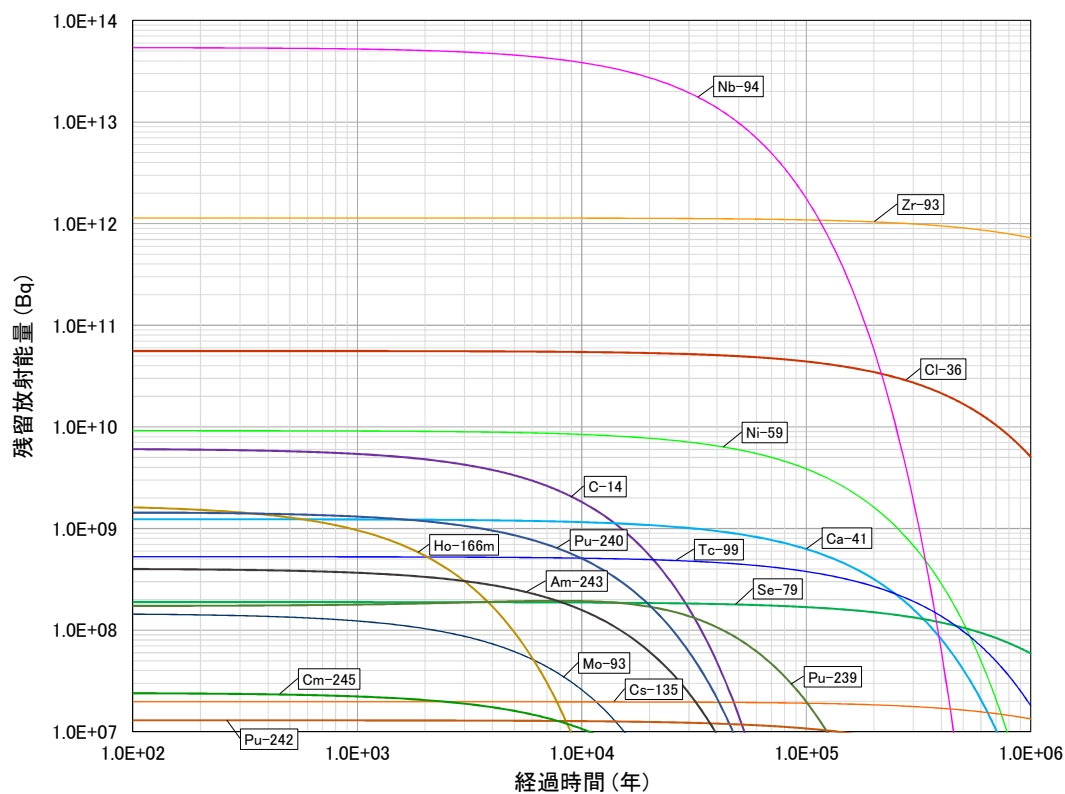


図 5.11 ケース 3 における人工バリア中の残留放射能

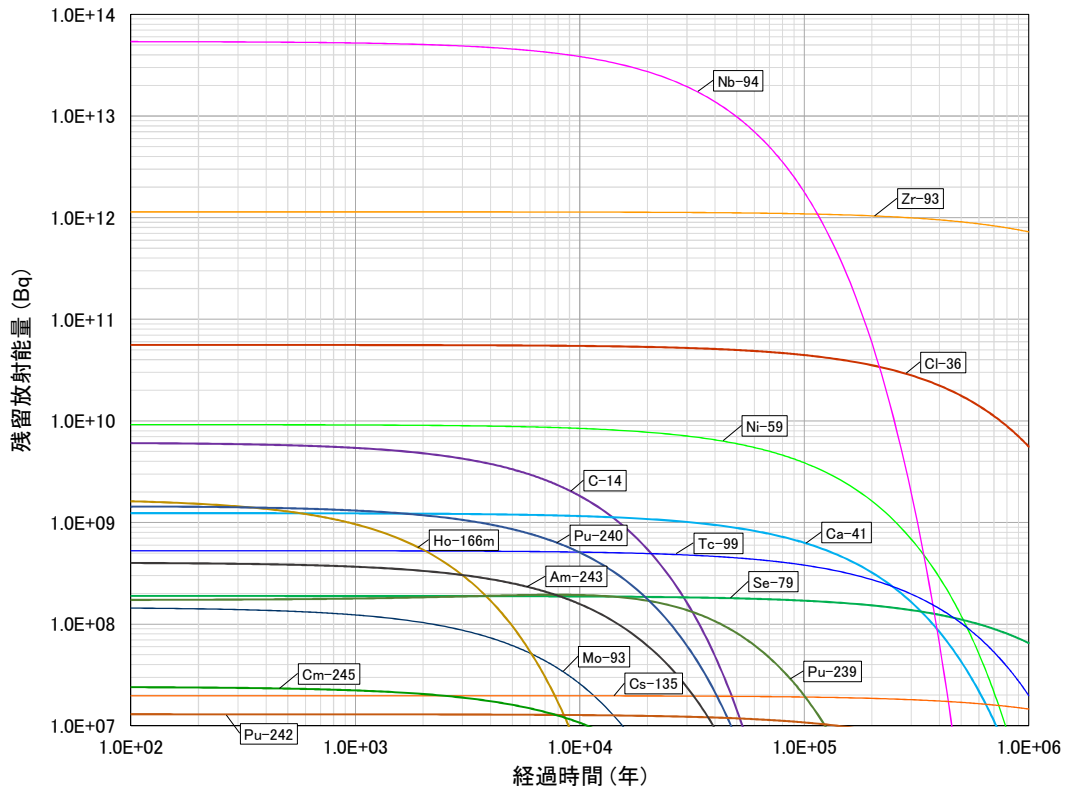


図 5.12 ケース 4 における人工バリア中の残留放射能

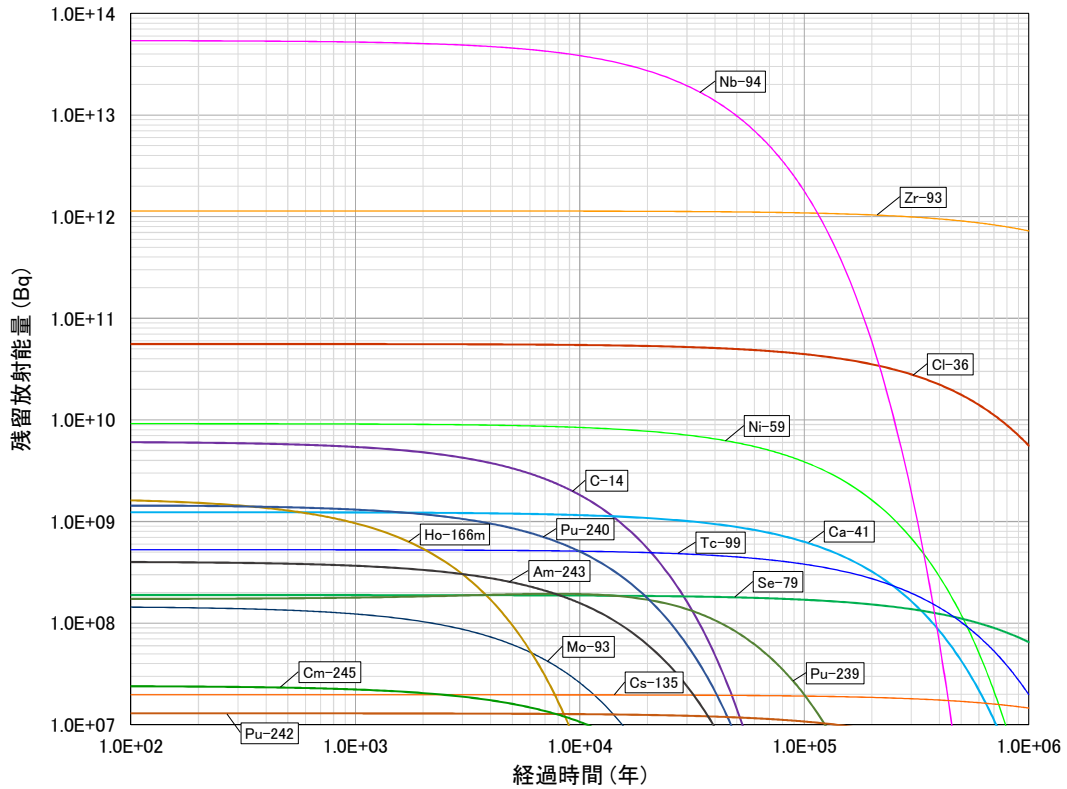


図 5.13 ケース 5 における人工バリア中の残留放射能

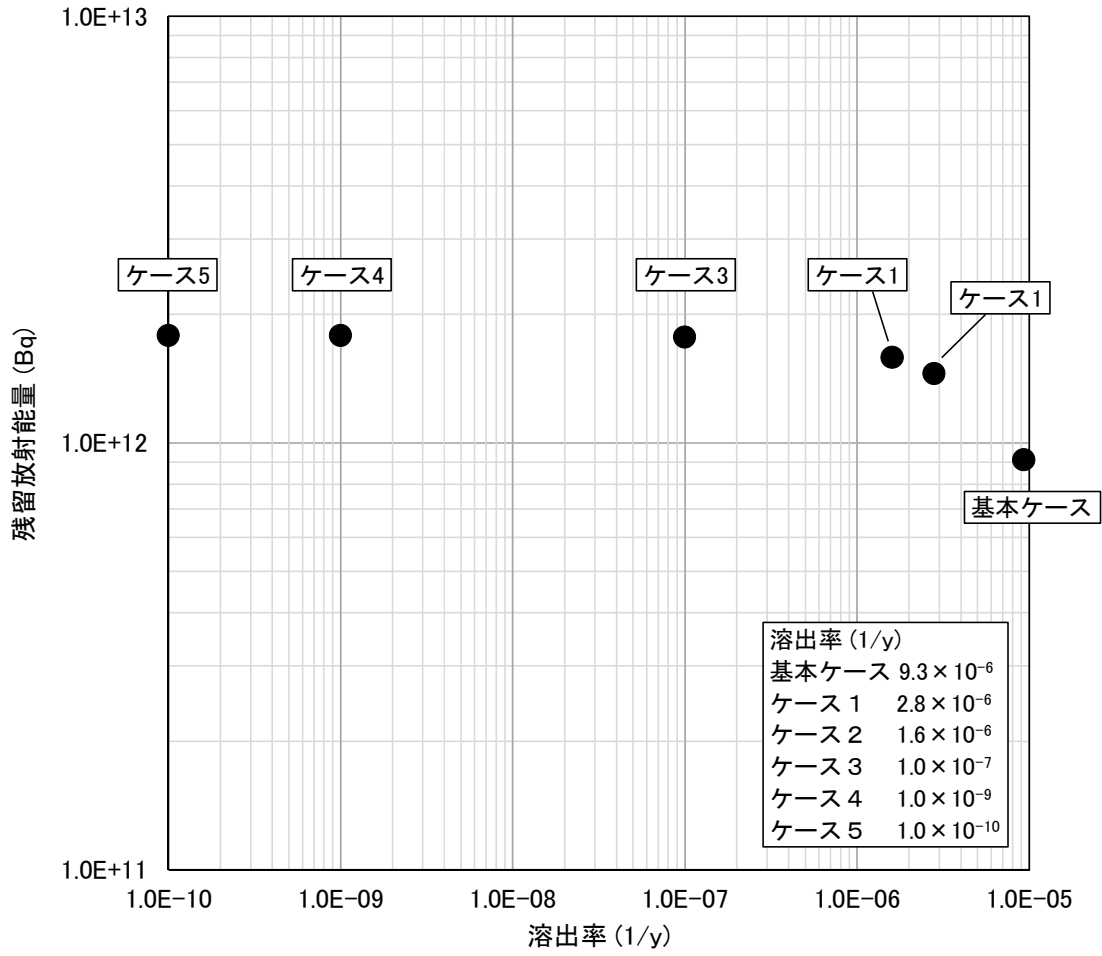


図 5.14 溶出率と人工バリア中の Nb-94 の 10 万年後の残留放射能の関係

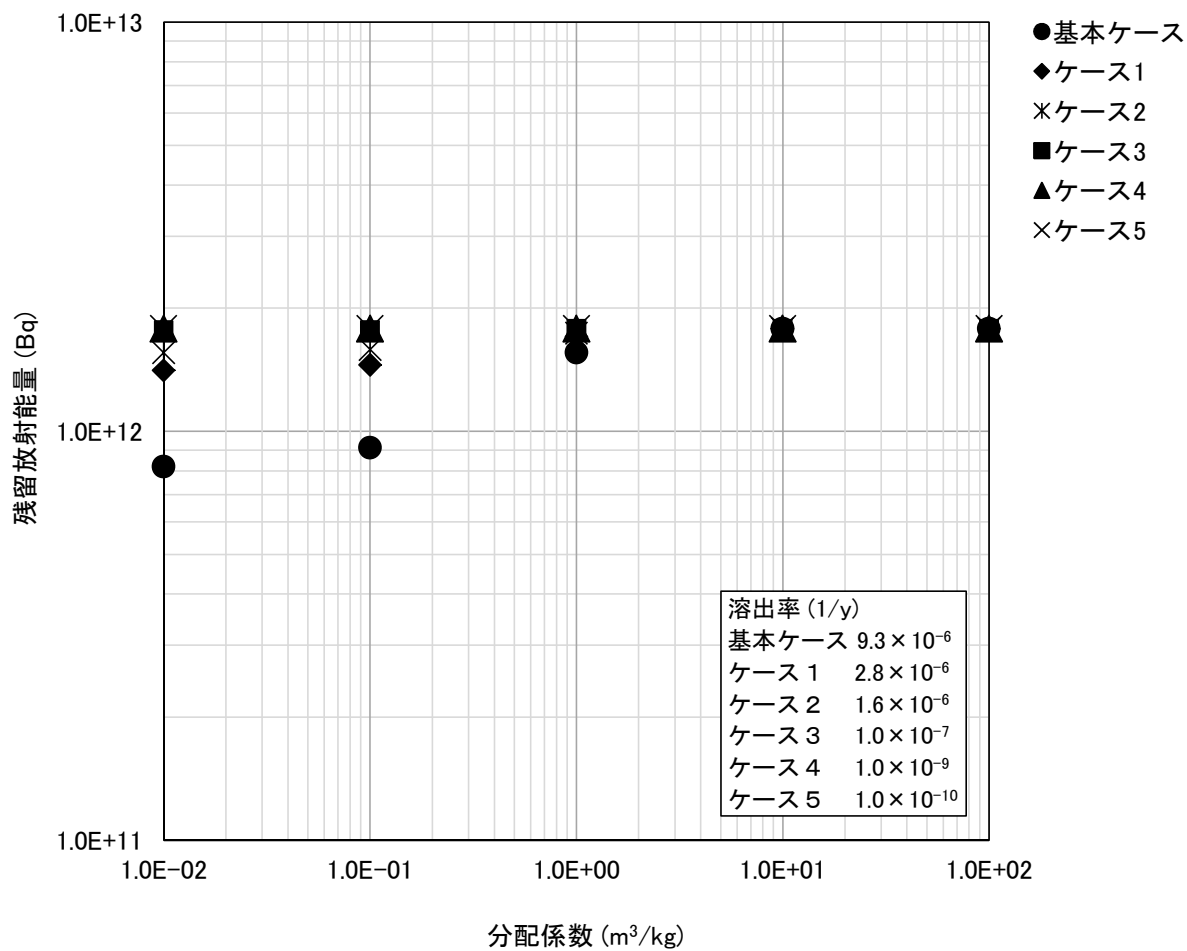


図 5.15 分配係数と人工バリア中の Nb-94 の 10 万年後の残留放射能の関係

