



JAEA-Research

2006-045



JP0650501

地層処分に有効な分離変換概念研究 (共同研究)

Effective Application of Partitioning and Transmutation Technologies to
Geologic Disposal (Joint Research)

池上 哲雄 Joonhong Ahn*

Tetsuo IKEGAMI and Joonhong Ahn*

次世代原子力システム研究開発部門
炉心性能評価グループ

Reactor Physics Analysis and Evaluation Group
Advanced Nuclear System Research and Development Directorate

JAEA-Research

July 2006

Japan Atomic Energy Agency

日本原子力研究開発機構

本レポートは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/index.shtml>)
より発信されています。このほか財団法人原子力弘済会資料センター*では実費による複写頒布を行つ
ております。

〒319-1195 茨城県那珂郡東海村白方白根 2 番地 4
日本原子力研究開発機構 研究技術情報部 研究技術情報課
電話 029-282-6387, Fax 029-282-5920

* 〒319-1195 茨城県那珂郡東海村白方白根 2 番地 4 日本原子力研究開発機構内

This report is issued irregularly by Japan Atomic Energy Agency
Inquiries about availability and/or copyright of this report should be addressed to
Intellectual Resources Section, Intellectual Resources Department,
Japan Atomic Energy Agency
2-4 Shirakata Shirane, Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki-ken 319-1195 Japan
Tel +81-29-282-6387, Fax +81-29-282-5901

© Japan Atomic Energy Agency, 2006

地層処分に有効な分離変換概念研究
(共同研究)

日本原子力研究開発機構 次世代原子力システム研究開発部門 FBR システムユニット
池上 哲雄、Joonhong Ahn*

(2006年5月8日受理)

地層処分との関係において、分離変換の対象核種と分離変換の程度に関する目標設定に資することを目的に、従来の高レベル廃棄物そのものの潜在的放射性毒性に代わり、処分場での長寿命核種の移行挙動を考慮した新たな指標である“環境影響”を導入して、PWR サイクル及び FBR サイクルについて評価を行った。

評価にあたって必要となる長寿命核種の廃棄物固化体への初期装荷量は廃棄物処理 (conditioning) モデルを用いて求めた。環境影響を評価すると同時に、処分場内での核種移行挙動に関わる各種パラメータの不確かさが環境影響に及ぼす影響も評価した。

その結果以下のことが判明した。

- ・ PWR サイクルの場合、MA の回収を行っていないことから、 ^{237}Np (その先行核を含む) の環境影響が最も大きく、 ^{129}I がそれに次ぐが ^{237}Np の約 1/35 である。 ^{129}I 、 ^{126}Sn 、 ^{135}Cs 、 ^{93}Zr の長寿命 FP と ^{242}Pu 、 ^{239}Pu の Pu 同位体はほぼ同じ環境影響を持つ。 ^{99}Tc 、 ^{79}Se はさらに 1 枠小さい環境影響で、 ^{240}Pu 、 ^{107}Pd の環境影響は ^{242}Pu や ^{129}I のそれより 3 ~ 4 枠小さい。
- ・ 全アクチニドの回収率を 99.9 % に設定している FBR サイクルの場合、PWR サイクルの場合と比較して ^{237}Np の環境影響が大きく減少し、 ^{129}I 、 ^{126}Sn 、 ^{135}Cs 等の長寿命 FP や ^{242}Pu の環境影響と同じレベルになる。
- ・ ^{237}Np 、 ^{242}Pu 、 ^{126}Sn 等の半減期の長い核種は、そのほとんどが最終的には処分場の外に出て行くため、処分場内での核種移行に関わるパラメータの影響を受けにくい。
- ・ 従って、分離変換の目標は次のように設定できると考えられる。
 - ・ PWR サイクルの場合：本評価で想定した廃棄物への移行率：U : 0.604 %, Pu : 0.297 % に加え、 ^{237}Np 、 ^{243}Am の移行率を 1 % 以下に抑える。
 - ・ FBR サイクルの場合：全アクチニドに対するサイクルシステムとしての回収率 99.9% は適切な設定である。

本研究は日本原子力研究機構とカリフォルニア大学との共同研究に基づいて実施したものである。

大洗研究開発センター（駐在）：〒311-1393 茨城県東茨城郡大洗町成田町 4002

* Department of Nuclear Engineering, University of California, Berkeley

Effective Application of Partitioning and Transmutation Technologies to Geologic Disposal
(Joint Research)

Tetsuo IKEGAMI and Joonhong Ahn*

FBR System Engineering Unit
Advanced Nuclear System Research and Development Directorate
Japan Atomic Energy Agency
Oarai-machi, Higashibaraki-gun, Ibaraki-ken

(Received May 8, 2006)

Environmental Impact, which is a newly developed measure in stead of the conventional radio-toxicity, has been evaluated for both the PWR cycle and the FBR cycle in order to clarify what kind of radio-nuclides and how much level of partitioning and transmutation are desirable. Bounding analysis for uncertainty of parameters relevant to radionuclide transport in a repository has also been performed.

The evaluated results imply that ;

- In the case of PWR cycle, ^{237}Np has the largest contribution to the Environmental Impact while the second level contribution of ^{129}I is about 1/35 lower. The Environmental Impact of LLFP such as ^{129}I , ^{126}Sn , ^{135}Cs , and ^{93}Zr are same level to that of ^{242}Pu and ^{239}Pu .
- In the case of FBR cycle in which all actinide nuclides are assumed to be recovered 99.9 %, the Environmental Impact originated from ^{237}Np decreases markedly to the same level of that originated from ^{242}Pu and LLFP such as ^{129}I , ^{126}Sn , and ^{135}Cs .
- Long life nuclides such as ^{237}Np , ^{242}Pu , and ^{126}Sn are not sensitive to the uncertainty of parameters relevant to radionuclide transport in a repository, since they eventually transport out of a repository.
- Consequently, the targets of partitioning and transmutation can be set
 - In the case of PWR cycle, the release rate of ^{237}Np and ^{243}Am should be controlled under 1 %, in addition to the conventionally assumed release rate of 0.604 % for U and 0.297 % for Pu.
 - In the case of FBR cycle, recovery rate of 99.9 % for all actinide nuclides is appropriate.

Keywords : Partitioning and Transmutation, Geologic Disposal, Environmental Impact, PWR Cycle, FBR Cycle

This work has been performed in JAEA as a joint research with University of California, Berkeley.

* Department of Nuclear Engineering, University of California, Berkeley

目 次

1. 緒言	1
2. 評価指標	3
3. 廃棄物処理 (conditioning) モデル	4
4. 評価に用いた高レベル廃液、炉心燃料データ 及び固化体への初期装荷量	5
4.1 PWR 使用済燃料の場合の固化体中廃棄物成分重量	5
4.2 FBR 使用済燃料の場合の固化体中廃棄物成分重量	8
4.3 各核種の固化体への初期装荷量	10
5. 評価結果	11
5.1 環境影響	11
5.2 誤差評価	13
6. 考察	14
7. 結言	16
参考文献	17

Contents

1. Introduction	1
2. Evaluation measure	3
3. Waste conditioning model	4
4. High level liquid waste data, core fuel data, and initial mass loading in a canister	5
4.1 Waste mass in a canister in the case of PWR spent fuel	5
4.2 Waste mass in a canister in the case of FBR spent fuel	8
4.3 Initial mass loading in a canister	10
5. Evaluated results of "Environment impact"	11
5.1 Environment impact	11
5.2 Bounding analysis	13
6. Discussion	14
7. Conclusions	16
References	17

This is a blank page.

1. 緒言

旧核燃料サイクル開発機構時代の 2003 年 4 月に発行した「分離核変換技術基本計画」^①では、分離変換の意義を以下としており、分離変換は地層処分と深い関係を有することが指摘されている。

---分離変換技術は、原子力利用の結果生じる放射性廃棄物の中に存在する長寿命核種を短寿命化あるいは安定核種に変換し、放射能及び潜在毒性が人類の時間スケールをはるかに越える長期間に及ぶことに起因する不安を軽減すると共に、最終処分される廃棄体量低減や処分場の合理化に繋がる可能性を秘めた核燃料リサイクルの高度化技術である。

すなわち分離変換技術は、長寿命の放射性核種の廃棄量そのものを減ずることにより、能動的に廃棄物の潜在的危険性の低減を目指すものであり、生活環境に潜在的危険性を顕在化させない地層処分技術と相互に補完することにより、一層の環境対策の向上を図るものである。

さらに、アクチニドの回収率を向上すると共に、全アクチニドをリサイクルして燃焼させることによるウラン資源利用率のさらなる向上や、白金族元素等の希少金属の回収、有効利用等の可能性も併せ持つ技術である。

分離変換技術はこれらの可能性を追求することにより社会の原子力に対する理解と受容度を高めることに寄与するものである。---

また、分離変換技術を推進していくにあたり、分離変換の対象核種と分離変換の程度に関する（どの核種をどの程度分離変換すればよいかの）目標設定は重要であり、分離変換技術の議論においてしばしば取り上げられる課題である。この観点で、上記の「分離核変換技術基本計画」では、分離変換対象核種とそれらのシステム全体としての回収率（分離変換率に相当）を Table 1.1 のように設定した。しかしながら、当時は分離変換技術と地層処分技術との関係に関する知見が十分でなかったことから、Table 1.1 の注意書きにも記されているように、被爆リスク低減の観点あるいは処分場面積等削減の観点で設定した核種やその目標値は暫定的なものであり、見直しが必要とされていた。

上記の背景の下、地層処分研究で数多くの研究実績を有し、且つ分離変換技術の理解も深いカリフォルニア大学との共同研究として、2003 年度から「地層処分に有効な分離変換概念研究」を開始し、分離変換技術導入による地層処分の負荷低減効果の検討を進めた。

本研究開発報告書では、地層処分との関係において、分離変換の対象核種と分離変換の程度に関する検討を主体に述べる。

Table 1.1 分離核変換対象核種

段階	放射能及び放射性毒性の観点 (CsとSrは分離のみ、他は分離&核変換)			地層処分の観点 (分離のみ)	有効利用の観点 (基本的)に分離のみ)
	放射能	放射性毒性	被曝リスク低減 (分離&核変換)		
第1段階 (当面) 5年後に実験室 レベルを終了	U,Np,Cm (99%) Pu,Am (99.9%) ^{99}Tc (99%)	U,Np,Am,Cm (99%) Pu (99.9%)	(1/10に低減)* I (90%)	(1/2に低減)* Sr, Cs (:90%) Mo (:80%)	Pd, Tc 熱源: Cs,Sr 放射線源: Cs
第2段階 (中間) 15年程度を目 安に実験室し べルを終了	U,Np,Am,Cm (99.9%) Pu (99.99%) ^{75}Se , ^{107}Pd , ^{126}Sn (99%) ^{135}Cs , ^{93}Zr , ^{99}Tc , ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{151}Sm (99.9%)	U,Np,Cm (99.9%) Pu,Am (99.99%) ^{137}Cs , ^{90}Sr (99%)	(1/100に低減)* I (99%)	(1/5に低減)* Sr, Cs, (99%) Mo, Nd, Ru, Rh, Ce, Pr, Ba, La, Te, Gd, Rb, Y, Pd	Pd, Tc, Ru, Rh, Se, Te Cs, Sr, Ru, Rh, Pd

注) カッコ内数値はシステム全体としての回収率

* : 暫定的に設定したもの。今後見直す予定。

究極 (理想)	放射性廃棄物の負担を後世代に残さないよう、システム外に放出するものの放射能及び潜在的な放射性毒性を一世代相当で供給した天然ウラン以下にする。 また、第2処分場を極力不要とするよう地層処分の負担軽減し、被曝リスクを実質的に問題にならないレベルに低減し、さらに有効利用可能な希少有用元素分離により放射性廃棄物のボジティブ面を助長する。
------------	--

2. 評価指標

従来は、分離変換の目標を設定するにあたり、評価指標のひとつとして、長寿命核種の潜在的放射性毒性を用いることが多かった。この評価指標は長寿命核種の放射能強度と許容摂取量が分かれば比較的容易に評価可能であることから、分離変換技術側にとっては受け入れやすい評価指標であった。

一方、地層処分側にとっては、放射性毒性が高いからこそ地層深く、多重防護の考え方の下、人間環境に影響が及ぼないよう処分しているのであり、人間環境における被ばく線量は十分に低く、安全なレベルに抑えられているので、潜在的放射性毒性は地層処分の安全性あるいは性能を表す指標とはいえず、また地層処分の考え方へ沿いがたく受け入れにくい指標となる。

このような背景を踏まえ、従来の高レベル廃棄物そのものの潜在的放射性毒性に代わる新たな評価指標の必要性が高まってきた。

カリフォルニア大学の J. Ahn は、処分場の境界の外側は環境であるとの考えに立ち、処分場の境界を越えて外側に移行する長寿命核種の放射性毒性を新たに “環境影響 (Environmental Impact) ” と定義し、従来の高レベル廃棄物そのものの潜在的放射性毒性に代わって、” 環境影響 “を新たな評価指標とすることを提案した²⁾。

核種 i の環境影響 I_i [$\text{m}^3(\text{water})$] は(1)式で表される。

$$I_i = \left(N_x N_y \hat{M}_i^0 \right) P_i \hat{C}_i \quad (1)$$

ここに、 $N_x N_y$ は処分場に装荷された固化体の数 (Nx 列、Ny 行の固化体配列を想定)、 \hat{M}_i^0 [kg] は核種 i の固化体への初期装荷量、 P_i は環境中に存在する核種 i のピーク量と初期量の比であり、 \hat{C}_i は(2)式で定義される。

$$\hat{C}_i \left[\text{m}^3 \text{water} / \text{kg nuclide} \right] = \frac{\hat{\lambda}_i [\text{s}] \cdot 1000 [\text{g/kg}] \cdot N_A [\text/mol]}{M_i [\text{g/mol}] \cdot 3.7 \times 10^{10} [\text{Bq/Ci}] \cdot (\text{MPC})_i [\text{Ci/m}^3]} \quad (2)$$

ここに、 $\hat{\lambda}_i$ 、 M_i 、 $(\text{MPC})_i$ はそれぞれ核種 i の崩壊定数、質量数、最大許容濃度であり、 N_A はアボガドロ数である。

新たな指標 “環境影響” では、高レベル廃棄物の処分にあたり、長寿命核種はガラス中に固化され、さらにオーバーパック、ペントナイト等のバッファーで多重に閉じ込められ、処分場内の核種移行にも時間を要するため、処分場境界の外に出るには多くの年月を要し、その間に長寿命核種といえども一部の核種は減衰する効果が考慮される点が従来の潜在的放射性毒性との大きな違いである。但し、処分場境界の外側は環境と考えるために、処分場の安全（性能）解析におけるような処分場境界を出た後の人間環境まで到達する間の移行過程は考慮しない。

処分場内での核種移行及び P_i の導出については、参考文献 3)に詳しく述べられているのでそちらを参照されたい。

本研究開発報告書では、この新たに提案された “環境影響” を従来からの潜在的放射性毒性に代わって評価指標として用いた。

3. 廃棄物処理 (conditioning) モデル

前述の“環境影響”を評価指標として用いるにあたっては、(1)式からも分かる通り各核種の固化体への初期装荷量が必要となる。一方、ガラス固化体にはその特質上、装荷物に対する各種制約条件が存在する。この各種制約条件を考慮した上での固化体への初期装荷量を、カリフォルニア大学の J. Ahn らが開発した線形プログラミング法を用いて求める手法^{2), 4)}により算出した。

ガラス固化体は廃棄物成分（その重量を M_w とする）とガラス成分（その重量を M_G とする）から成る。主たる廃棄物成分は再処理の高レベル廃液中に存在する核分裂生成物（以後 FP と略す）、マイナーアクチニド（以後 MA と略す）、腐食生成物及び工程試薬であるが、これらの含有量に対して直接的あるいは間接的に生じる制約条件として旧核燃料サイクル開発機構での開発経験から下記 6 項目を考慮した。

- (1) 固化体重量は 400 kg 以下であること⁵⁾。
- (2) 固化体体積は 0.15 m³ 以下であること⁵⁾。
- (3) 固化体の発熱量は 2.3 kW 以下であること⁵⁾。
- (4) MoO₃ の含有量は 2 wt% 以下であること⁶⁾。
- (5) Na₂O の含有量は 10 wt% 以下であること⁶⁾。
- (6) 固化体中の廃棄物成分重量 (M_w) は 25 wt% 以下であること⁷⁾。

最初の制約条件は下記のように記述できる。

$$M_w + M_G \leq 400 \text{ [kg]} \quad (3)$$

2番目の制約条件は下記のように表され、

$$\frac{M_w + M_G}{\rho_{WG}} \leq 150 \text{ [liter]}$$

固化体密度 (ρ_{WG}) として参考文献 8)、9) より

$$\rho_{WG} = 1230 \left(\frac{M_w}{M_w + M_G} \right) + 2419 \text{ [kg/m³]}$$

を代入して得られる M_w と M_G に関する 2 次式を線形プログラミング法用に 1 次式に近似することにより次式を得る。

$$M_w + 1.508M_G \leq 547.4 \text{ [kg]} \quad (4)$$

固化体の発熱制限である 3 番目の制約条件は次式で表される。

$$\xi M_w \leq 2300 \text{ [W]} \quad (5)$$

ここに、 ξ [W/kg] は廃棄物の単位重量あたりの発熱量で、廃棄物中の発熱性核種成分、各核種の発熱量により求まる。

MoO₃ 及び Na₂O の重量割合をそれぞれ χ_{Mo} , χ_{Na} とすると、4 番目、5 番目の制約条件は(6)式及び(7)式で表される。

$$\chi_{w,Mo} M_w \leq 0.02(M_w + M_G) \quad (6)$$

$$\chi_{W,Na} M_W + \chi_{G,Na} M_G \leq 0.1(M_W + M_G) \quad (7)$$

6番目の制約条件は $M_W \leq 0.25(M_W + M_G)$ であり、次式となる。

$$M_W \leq 0.333 \cdot M_G \quad (8)$$

固化体中の廃棄物成分重量の最大値は上記の(3)、(4)、(5)、(6)、(7)、(8)式を同時に満たす M_W の最大値として求まる。

4. 評価に用いた高レベル廃液、炉心燃料データ及び固化体への初期装荷量

前項で述べた廃棄物処理 (conditioning) モデルを用いて、PWR 使用済燃料と FBR 使用済燃料の 2つのケースについて固化体への初期装荷量を求めた。

4.1 PWR 使用済燃料の場合の固化体中廃棄物成分重量

PWR 使用済燃料 1MT (メトリックトン) を再処理した時の高レベル廃液の組成は、ORIGEN により以下の条件で求めた Table 4.1 を用いた。

・U 濃縮度	4.0 wt%	・燃焼期間	800 日
・燃焼度	28,000 MWd/MTU	・再処理時期	炉取り出し後 180 日
・再処理後の冷却期間	5 年		
・廃液への移行率	U : 0.604 %, Pu : 0.297 %, 他のアクチニド : 100 %, ³ H : 4.0 %, I : 0.5 %*, 希ガス : 0.0 %, 他の FP : 100 %		

(* : ¹²⁹I は通常ガラス固化体には含まれず TRU 廃棄物として別の形で地層処分されると考えられるが、その半減期が 1.6×10^7 年と超長期であるため、最終的には処分場境界外へ移行すると考え、その影響をみるため後述するようにガラス固化体中に全量が含まれるとして評価した。)

Table 4.1 には使用済み燃料組成のみならず、再処理の過程で高レベル廃液に含まれる工程試薬や腐食性生物についても示されている。

また、ガラス原料組成としては、旧動力炉核燃料開発事業団時代に開発されたガラス原料 PF798 の組成 (Table 4.2 参照) を用いた。

Table 4.1 に示される高レベル廃液中元素はすべて酸化物を形成するとし、参考文献 3)に示される酸化物形態を仮定しその重量を求めた。Table 4.1 の末尾に示すようにその合計値は使用済燃料 1 MTあたり 78.1 kg である。

なお、上記 ORIGEN 計算結果より、廃棄物の単位重量あたりの発熱量 ξ [W/kg] は 9.65 W/kg と求まった。従って、前項 3 で述べた(5)式は以下で表される。

$$M_w \leq 238.3 \quad (9)$$

また、 MoO_3 及び Na_2O の重量割合 $\chi_{W,\text{Mo}}$ 、 $\chi_{W,\text{Na}}$ はそれぞれ 0.0563 及び 0.385 となり (詳細は参考文献 3) 参照)、 $\chi_{G,\text{Na}}$ はゼロであるから、前項 3 で述べた(6)式及び(7)式は以下で表される。

$$0.0563M_W \leq 0.02(M_W + M_G)$$

$$0.385M_W \leq 0.1(M_W + M_G)$$

この2つの式はそれぞれ以下のように書き換えられる。

$$M_w \leq 0.551M_G \quad (10)$$

$$M_w \leq 0.351M_G \quad (11)$$

以上より、固化体中の廃棄物成分重量の最大値は(3)、(4)、(9)、(10)、(11)、(8) 式を同時に満たす M_w の最大値として求まる (Fig. 4.1 参照)。

Table 4.1 高レベル放射性廃液組成¹⁰⁾

成分	元素	含有量 (g/MT)	成分	元素	含有量 (g/MT)
トリチウム	H	1.33 E-3		La	1.08 E+3
工程試薬等	Na	2.23 E+4		Ce	2.11 E+3
	P	3.93 E+2		Pr	9.97 E+2
腐食生成物	Fe	4.20 E+3		Nd	3.56 E+3
	Ni	1.10 E+3		Pm	3.13 E+1
	Cr	1.09 E+3		Sm	7.40 E+2
核分裂生成物	Ge	3.68 E-1		Eu	1.13 E+2
	As	1.06 E-1		Gd	6.22 E+1
	Se	4.97 E+1		Tb	1.19 E+0
	Br	1.96 E+1		Dy	7.19 E-1
	Rb	3.20 E+2		Ho	4.85 E-2
	Sr	7.83 E+2		Er	9.59 E-3
	Y	4.37 E+2	アクチニド及び崩壊生成物	Tl	1.17 E-13
	Zr	3.28 E+3		Pb	5.48 E-7
	Nb	3.77 E-3		Bi	2.79 E-11
	Mo	2.95 E+3		Po	6.28 E-15
	Tc	7.30 E+2		At	4.82 E-21
	Ru	1.73 E+3		Fr	2.01 E-16
	Rh	3.96 E+2		Ra	8.94 E-10
	Pd	9.29 E+2		Ac	5.90 E-9
	Ag	4.18 E+1		Th	2.48 E-4
	Cd	4.83 E+1		Pa	6.02 E-5
	In	1.11 E+0		U	5.81 E+3
	Sn	3.58 E+1		Np	3.78 E+2
	Sb	8.33 E+0		Pu	2.55 E+1
	Te	3.71 E+2		Am	6.09 E+1
	I	1.42 E+0		Cm	5.77 E+0
	Cs	2.21 E+3		Bk	1.09 E-9
	Ba	1.44 E+3		Cf	1.14 E-7
酸化物合計*					7.81 E+4

* : 表中の元素がすべて酸化物を形成するとし、参考文献3)に示される酸化物形態を仮定して求めた重量 (表中の含有量は元素そのものの重量)

Table 4.2 ガラス原料組成¹⁰⁾

酸化物	成分 (wt%)	酸化物	成分 (wt%)
SiO ₂	62.3	Li ₂ O	4.0
B ₂ O ₃	19.0	CaO	4.0
Al ₂ O ₃	6.7	ZnO	4.0

Fig. 4.1 より、固化体中の廃棄物成分重量の最大値は(4)式と(8)式の交点で決まり、以下となる。

$$(M_w, M_G) = \left(99.0 \text{ kg}, 297 \text{ kg} \right)$$

従って、固化体の成分ベクトル \hat{N}_s は以下のように記述される。

$$\hat{N}_s = \frac{M_w}{M_w + M_G} \hat{N}_w + \frac{M_G}{M_w + M_G} \hat{N}_G = 0.25 \hat{N}_w + 0.75 \hat{N}_G \quad (12)$$

ここに、 \hat{N}_w 及び \hat{N}_G はそれぞれ酸化廃棄物及びガラスの成分ベクトルである。

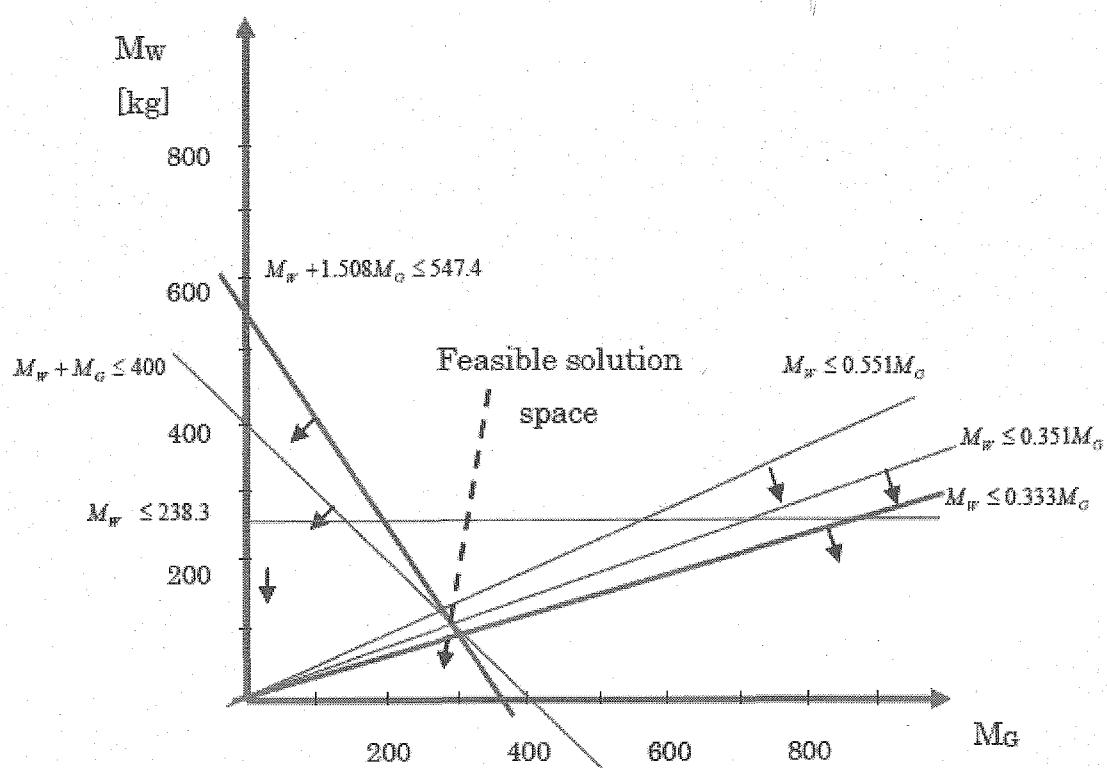


Fig. 4.1 PWR-HLW Conditioning における制約条件

前述より、ガラス固化体酸化廃棄物重量の最大値は $M_w = 99.0 \text{ kg}$ であるから、使用済燃料 1 MT あたりの固化体数は

$$78.1 / 99.0 = 0.79 \text{ 体/MT}$$

となる。燃焼度が 28 GWd/MT であるので、発電効率を 33 % とすると、ガラス固化体 1 体あたりの発電量は

$$28 / 0.79 \times 0.33 = 11.7 \text{ GWd/体}$$

となる。処分場のガラス固化体容量が 40,000 体であるとし、PWR の設備利用率（稼働率）が 90% であるとすれば、この処分場の容量は以下の発電量に相当する。

$$\frac{11.7 \times 40,000}{365 \times 0.9} = 1420 \text{ GW・年}$$

4.2 FBR 使用済燃料の場合の固化体中廃棄物成分重量

FBR 使用済燃料に関しては、旧核燃料サイクル開発機構で実施していた FBR サイクル実用化戦略調査研究におけるナトリウム冷却 MOX 燃料大型炉心（基本仕様を Table 4.3 に示す）における装荷燃料（その組成を Table 4.4 に示す）を Table 4.3 に示す条件で燃焼させた時の使用済燃料組成を用いた。

Table 4.3 高速炉炉心基本仕様

項目	仕 様
電気出力	1,500 MWe
熱出力	3,570 MWt
運転サイクル長さ	510 日
炉心燃料取出し平均燃焼度	15 万 MWd/t
再処理時期	炉停止後 4 年
燃料交換バッチ数	4

高レベル廃棄物への移行率は以下とした。

すべてのアクチニド : 0.1 % (サイクルシステムとしての回収率 : 99.9 %)

希ガスを除くすべての FP : 100 %

ヨウ素 (I) については前項の PWR 使用済燃料の場合と同じ扱いとした。また、再処理の過程で高レベル廃液に含まれる工程試薬や腐食性生物についても PWR 使用済燃料の場合と同じとし、Table 4.1 に示される量のナトリウム (Na) や鉄 (Fe) 等が高レベル廃液に含まれるとした。

PWR 使用済燃料の場合と同じように、高レベル廃液中元素はすべて酸化物を形成するとし、参考文献 3) に示される酸化物形態を仮定しその重量を求め、108 kg HLW / MT を得た。

廃棄物の単位重量あたりの発熱量 ξ [W/kg] は、Table 4.4 に示される装荷燃料に対する ORIGEN 計算より 11.4 W/kg と求まった。従って、前項 3 で述べた(5)式は以下で表される。

$$M_w \leq 201.8 \quad (13)$$

また、 MoO_3 及び Na_2O の重量割合 $\chi_{w,\text{Mo}}$ 、 $\chi_{w,\text{Na}}$ はそれぞれ 0.0792 及び 0.278 となり（詳細は参考文献 3) 参照）、 $\chi_{G,\text{Na}}$ はゼロであるから、前項 3 で述べた(6)式及び(7)式は以下で表される。

$$0.0792M_w \leq 0.02(M_w + M_G)$$

$$0.278M_w \leq 0.1(M_w + M_G)$$

この2つの式はそれぞれ以下のように書き換えられる。

$$M_w \leq 0.338M_G \quad (14)$$

$$M_w \leq 0.562M_G \quad (15)$$

以上より、固化体中の廃棄物成分重量の最大値は(3)、(4)、(13)、(14)、(15)、(8) 式を同時に満たす M_w の最大値として求まる (Fig. 4.2 参照)。

Table 4.4 ナトリウム冷却 MOX 燃料大型炉心装荷燃料組成 (kg/バッチ)

核種	炉心	軸方向	径方向	合計
		プランケット	プランケット	
^{234}U	0.0	0.0	0.0	0.0
^{235}U	24.8	28.0	27.1	79.9
^{236}U	0.0	0.0	0.0	0.0
^{238}U	8250	9300	9000	26560
^{238}Pu	28.6	0.0	0.0	28.6
^{239}Pu	1410	0.0	0.0	1410
^{240}Pu	835	0.0	0.0	835
^{241}Pu	112	0.0	0.0	112
^{242}Pu	102	0.0	0.0	102
^{237}Np	13.0	0.0	0.0	13.0
^{241}Am	52.0	0.0	0.0	52.0
$^{242\text{m}}\text{Am}$	0.0	0.0	0.0	0.0
^{243}Am	26.0	0.0	0.0	26.0
^{242}Cm	0.0	0.0	0.0	0.0
^{243}Cm	0.0	0.0	0.0	0.0
^{244}Cm	26.0	0.0	0.0	26.0
^{245}Cm	0.0	0.0	0.0	0.0
HM 合計	10880	9328	9027	29240

Fig. 4.2 より、固化体中の廃棄物成分重量の最大値は(4) 式と(8)式の交点で決まり、以下となる。

$$\left(M_w, M_G \right) = \left(99.0 \text{ kg}, 297 \text{ kg} \right)$$

よって、ガラス固化体酸化廃棄物重量の最大値は $M_w = 99.0 \text{ kg}$ であるから、使用済燃料 1 MT あたりの固化体数は

$$108 / 99.0 = 1.09 \text{ 体/MT}$$

となる。Table 4.3 より 1 バッチあたりの発電量は 765 GWd であり、Table 4.4 より 1 バッチあたりの燃料は 29.2 MT であるから、燃焼度は 26.2 GWd / MT となる。

従って、ガラス固化体 1 体あたりの発電量は

$$26.2 / 1.09 = 24.0 \text{ GWd/体}$$

となる。処分場のガラス固化体容量が 40,000 体であるとし、FBR の設備利用率 (稼働率) が 90% であるとすれば、この処分場の容量は以下の発電量に相当し、PWR の場合の約 2 倍となる。

$$\frac{24.0 \times 40,000}{365 \times 0.9} = 2920 \text{ GW} \cdot \text{年}$$

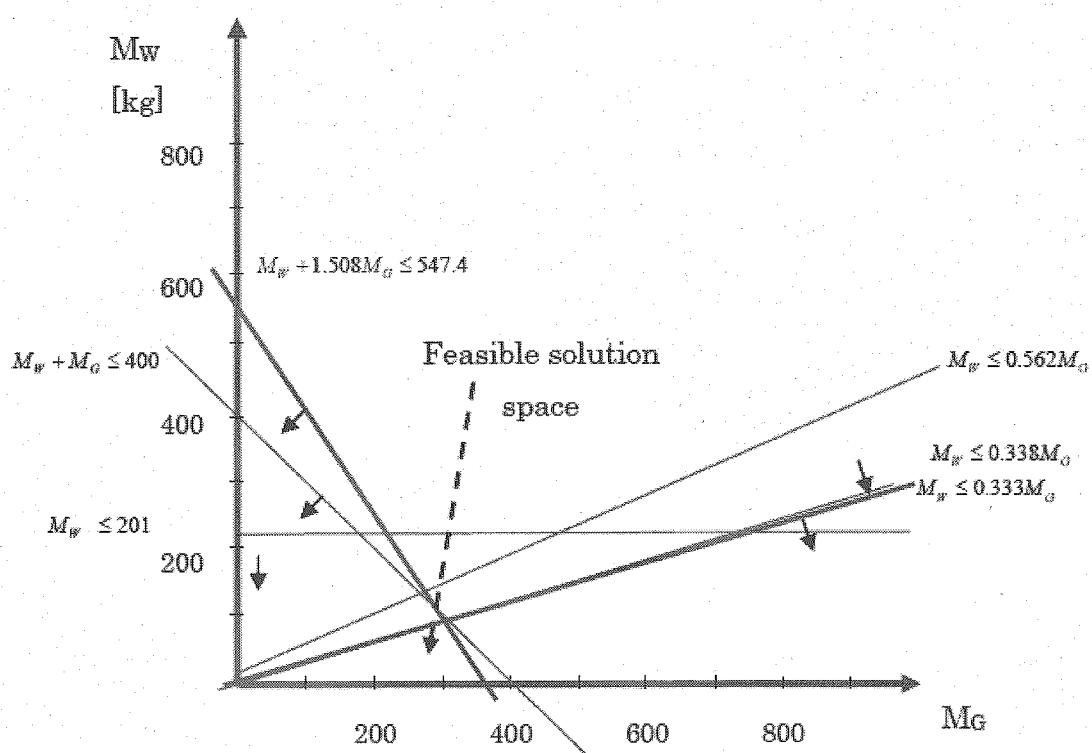


Fig. 4.2 FBR-HLW Conditioning における制約条件

4.3 各核種の固化体への初期装荷量

PWR 使用済燃料及び FBR 使用済燃料の場合の高レベル廃棄物中の各核種成分のデータより、固化体への初期装荷量を求めた。重要核種について初期装荷量をまとめたものを Table 4.5 に示す。ORIGEN 計算より求まる各核種重量を PWR 及び FBR の場合それぞれ 0.79 体/MT、1.09 体/MT で割り、さらに各核種の質量数で割ることにより、mol / 体の単位で求めている。

ガラス固化体が閉じ込め機能を失うであろう長期間（5 万年程度）経過後においては、それより半減期の短い核種は崩壊しているので、Table 4.5 にはアクチニドについては先行核を ^{237}Np 、 ^{239}Pu 、 ^{240}Pu 、 ^{242}Pu に集約した場合の値も示した。また、(2)式で表される変換係数 C も合わせて Table 4.5 に示した。

Table 4.5 に記載されていない核種は、寿命が上記 5 万年程度と比較して極端に長すぎるあるいは短すぎる、MPC が大きい、初期装荷量が少ない等の理由により“環境影響”への寄与は極めて小さい。

Table 4.5 に記載された核種の内、Pu、Np、Tc、Se、Zr、Pd、Sn は溶解度限界モードで固化体から出て行き、I、Cs はガラスと共に融して出て行くと仮定した。ガラスの溶解時間は 50,000 年を仮定し、他の処分場設計に関わるパラメータは参考文献 5)の値を用いた。

Table 4.5 ガラス固化体への重要各種の初期装荷量と“環境影響”評価用値

核種	\hat{M} (mol / 体)				MPC (Ci/m ³)	$\hat{\lambda}$ (1/s)	変換係数 \hat{C} (m ³ /kg)			
	PWR		FBR							
		集約値		集約値						
²⁴⁷ Cm	0		1.84E-6							
²⁴³ Pu	0		0							
²⁴³ Am	1.13E-1		4.37E-3							
²³⁹ Pu	8.10E-2	1.94E-1	1.88E-1	1.92E-1	2.00E-8	9.11E-13	3.1E+9			
²⁴⁴ Cm	2.82E-2		2.40E-3							
²⁴⁰ Pu	3.32E-2	6.14E-2	1.05E-1	1.07E-1	2.00E-8	3.33E-12	1.1E+10			
²⁴⁶ Cm	6.60E-5		5.54E-5							
²⁴² m Am	1.75E-3		2.75E-4							
²⁴² Pu	2.79E-3	4.61E-3	1.20E-2	1.24E-2	2.00E-8	5.68E-14	1.9E+8			
²⁴⁵ Cm	9.14E-4		6.21E-4							
²⁴¹ Pu	1.01E-2		1.26E-2							
²⁴³ Am	2.04E-1		7.63E-3							
²³⁷ Np	2.02E+0	2.24E+0	1.53E-3	2.24E-2	2.00E-8	1.03E-14	3.5E+7			
¹²⁹ I	1.40E+0		2.96E+0		2.00E-7	4.30E-8	8.60E+5			
¹³⁵ Cs	2.75E+0		1.60E+1		1.00E-5	3.01E-7	1.15E+5			
⁹⁹ Tc	9.33E+0		1.20E+1		6.00E-5	3.28E-6	2.85E+5			
⁷⁹ Se	8.09E-2		1.04E-1		8.00E-6	3.58E-13	8.70E+6			
⁹³ Zr	9.02E+0		8.59E+0		4.00E-5	1.44E-14	6.30E+4			
¹⁰⁷ Pd	1.60E+0		6.34E+0		5.00E-4	3.38E-15	1.03E+3			
¹²⁶ Sn	1.12E-1		6.56E-1		5.00E-7	2.20E-13	7.10E+6			

5. 評価結果

5.1 環境影響

前項で求めた固化体への初期装荷量等を基に(1)式で定義される環境影響を 40,000 本のガラス固化体を装荷した処分場について評価した結果を、PWR 及び FBR それぞれに対して Fig. 5.1 に示す。

Fig. 5.1において、X軸で表されるある方向に並ぶ固化体数が増加するに従い環境影響が減少しているが、これはカリフォルニア大学が開発した処分場における固化体配置モデルを採用した結果である。即ち、地下水水流に沿って並ぶ固化体数が増加するほど、放射性核種の処分場内での滞留時間が増加し、崩壊による消滅が増加する効果が取り込まれている。

PWR サイクルの場合、²³⁷Np（その先行核を含む）の環境影響が最も大きく、¹²⁹I がそれに次ぐが ²³⁷Np の約 1/35 である。¹²⁹I、¹²⁶Sn、¹³⁵Cs、⁹³Zr の長寿命 FP と ²⁴²Pu、²³⁹Pu の Pu 同位体はほぼ同じ環境影響を持つ。⁹⁹Tc、⁷⁹Se はさらに 1 衡小さい環境影響で、²⁴⁰Pu、¹⁰⁷Pd の環境影響は ²⁴²Pu や ¹²⁹I のそれより 3～4 衡小さい。

FBR サイクルの場合、PWR 燃料の場合と比較しての大きな違いは ²³⁷Np の環境影響が大きく減

少し、 ^{129}I 、 ^{126}Sn 、 ^{135}Cs 等の長寿命FPや ^{242}Pu の環境影響と同じレベルになっていることである。

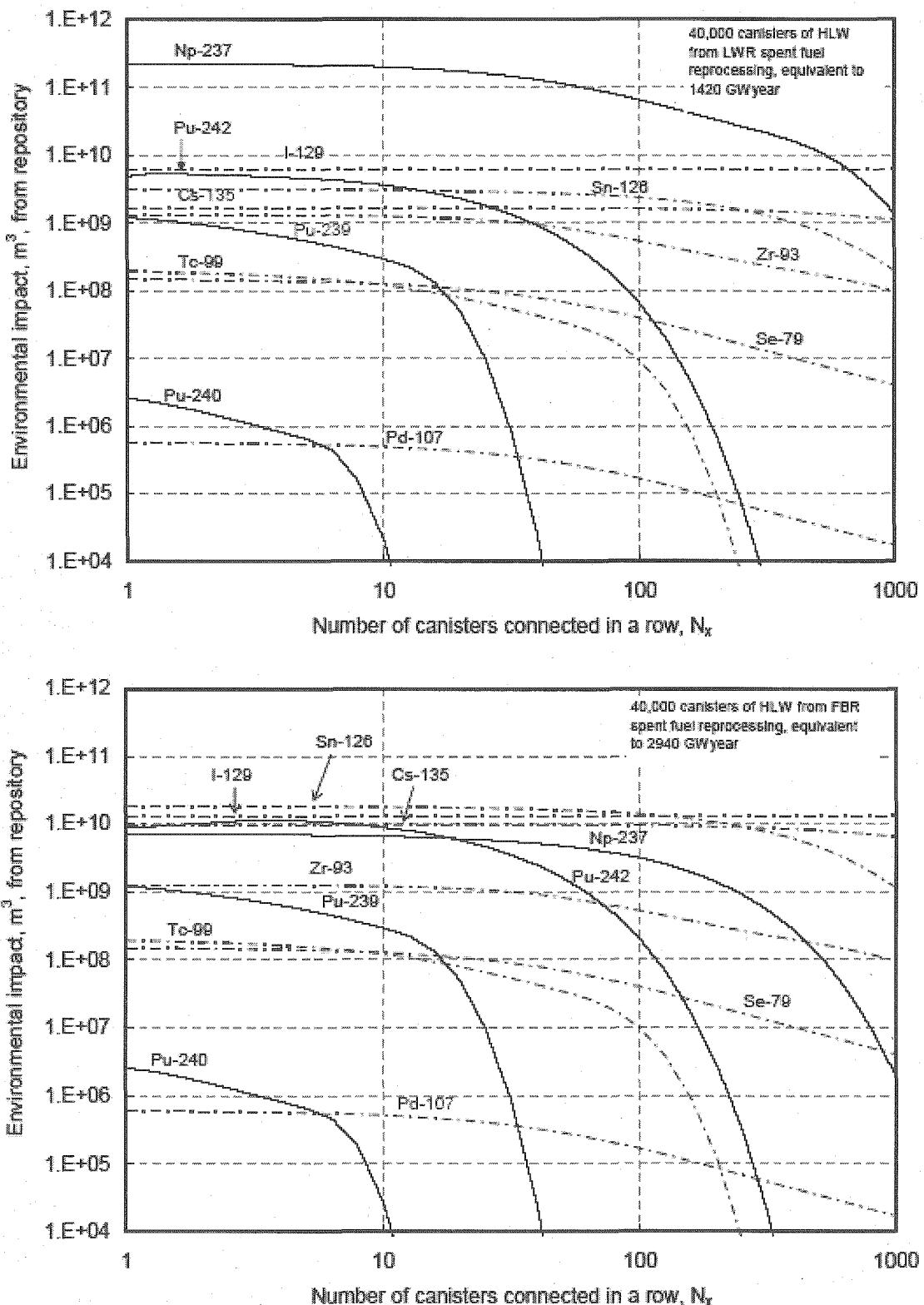


Fig. 5.1 ガラス固化体40,000本を装荷した処分場からの環境影響
(上がPWR燃料、下がFBR燃料の場合。実線はアクチニドを、破線はFPを表す。)

これは、PWR サイクルの場合、廃棄物への移行率を Pu が 0.297%、MA が 100% としているのに対し、FBR サイクルでは全アクチニドを 0.1% としていることに起因していると考えられる。

5.2 誤差評価

本手法で評価する“環境影響”は処分場内での核種挙動を考慮するところに一つの大きな特長があるが、核種挙動に関わる各種パラメータの不確かさの影響を受ける。そこで、核種挙動に関わる各種パラメータの不確かさを考慮した“環境影響”的上下限値の検討を行った。

処分場内における核種挙動に関わるパラメータは数多くあるが、評価を過度に複雑化しないようここでは主として溶解時間 (dissolution time)、溶解度 (solubility)、吸着分布係数 (sorption distribution coefficient) の 3 つのパラメータをノミナル値を基準に 1 枠ずつ上下させて評価した。例えば、溶解時間については、50,000 年を基準に、5,000 年から 50,000 年の間にあると仮定した。

結果を溶解度限界モード核種について Table 5.1 に、共融モード核種については Table 5.2 に示す。

^{240}Pu 、 ^{239}Pu では上下限値の間に 2 枠以上の差が生じているが、 ^{237}Np 、 ^{242}Pu 、 ^{79}Se 、 ^{93}Zr 、 ^{126}Sn 、 ^{90}Tc では差が小さい。 ^{237}Np 、 ^{242}Pu 、 ^{126}Sn 等の半減期の長い核種はそのほとんどが最終的には処分場の外に出て行くため、処分場内での核種移行に関わるパラメータの影響を受けにくいのに対し、

^{240}Pu 、 ^{239}Pu は寿命が比較的短いため、核種移行に関わるパラメータの値によって処分場の中で崩壊するか処分場の外まで生き延びるか影響を受けるためである。

PWR と FBR の間ではほとんどの核種がほぼ同様の傾向を示しているが、 ^{237}Np に関しては、PWR で上下限値に約 1 枠の差があるのに対し、FBR ではほとんど差が生じていない。これは、FBR の場合固化体中の ^{237}Np 量がその先行核を含めて PWR より約 2 枠小さいため、処分場の外への移行量と比較して処分場内で崩壊する割合が相対的に大きくなるためである。この事実は、FBR の方が処分場内での核種移行に関わるパラメータの不確定要因の影響を受けにくいことを意味する。

Table 5.1 使用パラメータの不確定幅に起因する環境影響の上下限
(溶解度限界モード核種)

核種	環境影響 (PWR)			環境影響 (FBR)		
	下限値	基準値	上限値	下限値	基準値	上限値
^{237}Np	3.20E+10	2.26E+11	4.67E+11	6.09E+9	7.04E+9	6.41E+9
^{240}Pu	1.58E+9	2.59E+6	8.82E+6	1.59E+9	2.58E+6	8.80E+6
^{242}Pu	4.98E+9	4.97E+9	3.87E+9	8.67E+9	8.94E+9	9.49E+9
^{239}Pu	7.69E+9	1.21E+9	6.04E+3	7.66E+9	1.21E+9	6.09E+3
^{79}Se	1.23E+7	1.47E+8	7.70E+8	1.24E+7	1.49E+8	8.41E+8
^{93}Zr	5.77E+8	1.23E+9	5.16E+8	6.06E+8	1.26E+9	5.35E+8
^{107}Pd	6.56E+4	5.64E+5	3.47E+6	6.13E+4	5.97E+5	4.91E+6
^{126}Sn	3.99E+9	3.96E+9	3.73E+9	2.32E+10	2.32E+10	2.18E+10
^{90}Tc	2.13E+7	1.93E+8	8.40E+8	2.13E+7	1.93E+8	8.60E+8

Table 5.2 使用パラメータの不確定幅に起因する環境影響の上下限
(共融モード核種)

核種	環境影響 (PWR)			環境影響 (FBR)		
	下限値	基準値	上限値	下限値	基準値	上限値
^{129}I	6.08E+9	6.20E+9	6.21E+9	1.28E+10	1.31E+10	1.31E+10
^{135}Cs	1.47E+9	1.68E+9	1.70E+8	8.55E+9	9.78E+9	9.88E+9

6. 考察

以上の評価結果を基に下記 3 点について考察を加えてみた。

6.1 廃棄物処理モデルについて

廃棄物処理モデルにおいては、6 項目の制約条件を設定し、PWR 使用済燃料、FBR 使用済燃料それからの高レベル廃棄物について固化体中廃棄物成分重量の評価を行ったが、Fig.4.1 と Fig.4.2 の比較から以下のことが分かる。

- (1) PWR、FBR の両者ともに“固化体体積は 0.15 m^3 以下であること”及び“固化体中の廃棄物成分重量 (M_w) は 25 wt% 以下であること”的 2 つの制約条件で決まる。従って、特に後者の制約条件を緩和する conditioning 技術が今後重要になると考えられる。
- (2) “固化体の発熱量は 2.3 kW 以下であること”は制約条件としては PWR、FBR の両ケースにおいてまだ余裕を残している。従って、この観点に限定すれば、使用済燃料として炉から取り出した後、conditioning するまでの冷却期間短縮等の可能性が残ると考えられる。
- (3) “ MoO_3 の含有量は 2 wt% 以下であること”は PWR では緩い制約条件であるが、FBR では決定要因に近い制約条件となる。これは、FBR 使用済燃料は PWR 使用済燃料と比較して燃焼度が高く、Mo 量が多いためと考えられる。従って、FBR の場合は、さらなる燃焼度向上を目指した場合は MoO_3 含有量が制約上の決定因子となる可能性が高い。
- (4) “ Na_2O の含有量は 10 wt% 以下であること”は制約条件としては特に厳しい条件とはなっていない。
- (5) PWR、FBR の両者ともに、“固化体重量は 400 kg 以下であること”と“固化体体積は 0.15 m^3 以下であること”的 2 つの制約条件を表す直線の交点近傍が最終決定点になっており、その観点ではこの 2 つの制約条件はバランスしていると考えられる。

6.2 固化体への初期装荷量の影響

5.1 項で述べたように、PWR サイクルの場合の環境影響と FBR サイクルのそれとの間で大きな差が生じた ^{237}Np については、廃棄物への移行率の差、すなわち固化体への初期装荷量の差が起因していると考えられるので、初期装荷量と環境影響の関係を調べた結果を Fig. 6.1 に示す。図は Fig. 5.1 の $\text{Nx}=1$ に相当する点でのものであり、Table 4.5 に示される PWR と FBR の初期装荷量集約値が図中に矢印で示されている。

図より、 ^{237}Np (その先行核を含む) の環境影響は ^{237}Np の初期装荷量に大きく依存するのに対し、 ^{239}Pu 、 ^{240}Pu 、 ^{242}Pu の環境影響はそれらの初期装荷量にはほとんど依存しないことが分かる。これは、Pu の処分場内での移行挙動が極めて緩慢であるため、Pu が処分場の境界から出て外の環

境に至る前に大部分の Pu が崩壊してしまうためである。従って、5.2 項の誤差評価でも触れたように、Pu の処分場内での移行挙動がもっと速いと仮定すると ^{239}Pu 、 ^{240}Pu 、 ^{242}Pu の初期装荷量の依存性が表れてくる可能性がある。

さらに、前述（5.2 項参照）のように、初期装荷量が少ない方が処分場内での核種移行に関するパラメータの不確定要因の影響を受けにくいという事実も存在する。

いずれにせよ、 ^{237}Np （その先行核を含む）の固化体への初期装荷量を削減することは環境影響低減への寄与が大きい。

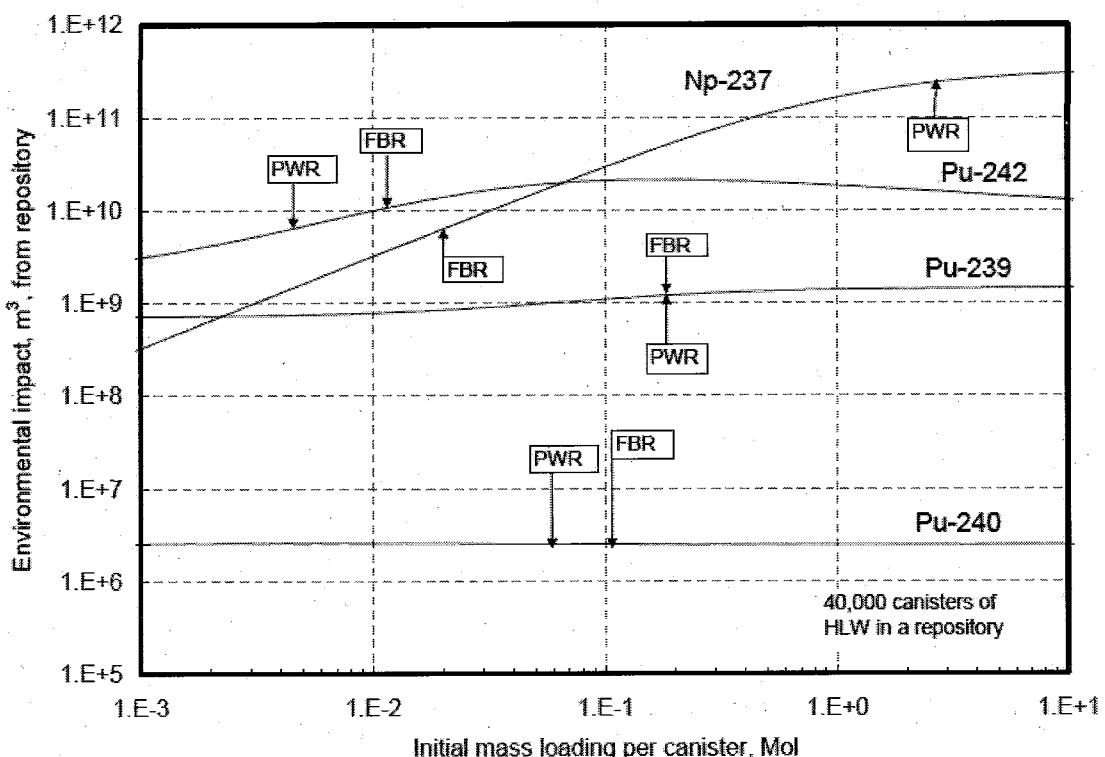


Fig. 6.1 環境影響に対する固化体への初期装荷量の影響

6.3 分離変換の効果

現時点では指標として環境影響を採用した場合の安全上の許容レベルを設定するに至っていないため、明確な環境影響目標レベルの設定は今後の研究課題である。そこで、突出して大きな環境影響を持つ核種を無くすことを当面の目標とすると、Fig. 5.1 より、PWR の場合、環境影響を低減するためには突出して寄与の大きい ^{237}Np （その先行核を含む）の低減が必要で、次に寄与の大きい長寿命 FP や ^{242}Pu と同じレベルまで低減するためには Fig. 6.1 より、2 桁以上の初期装荷量削減が必要である。そして Table 4.5 より、 ^{237}Np の集約値への寄与の大きい核種である ^{237}Np 、 ^{243}Am の分離変換が有効である。

FBR の場合は、アクチニド核種の環境影響は長寿命 FP の環境影響と同レベル以下になっており。仮にこれ以上の効果を期待するためには、 ^{237}Np 、 ^{242}Pu （それらの先行核を含む）の回収率をさらに向上させることに加えて、 ^{129}I 、 ^{126}Sn 、 ^{135}Cs 等の長寿命 FP の分離変換が必要となる。Fig. 5.1 からは、 ^{237}Np の環境影響は ^{129}I の約 1/2 となっており、この観点では ^{237}Np の回収率を若干緩める余地は残るが、本評価で想定したアクチニドに対するサイクルシステムとしての回収率 99.9%

は適切な設定であるといえる。

PWR の場合も、 ^{237}Np （その先行核を含む）の回収率を約 2 桁向上させた後は、Fig. 5.1 より FBR の場合とほぼ同じこととなる。

以上より、分離変換の目標は次のように設定できると考えられる。

- ・ PWR の場合：本評価で想定した廃棄物への移行率： $\text{U} : 0.604\%$ ， $\text{Pu} : 0.297\%$ に加え、 ^{237}Np 、 ^{243}Am 、 (^{241}Pu) の移行率を 1 % 以下に抑える。
- ・ FBR の場合：全アクチニドに対するサイクルシステムとしての回収率 99.9% は適切な設定である。

尚、ここでは分離変換と地層処分との関係を、指標として“環境影響”を用いた場合について評価したが、処分場の負荷低減の観点では、固化体の数そのものあるいは固化体の発熱量の低減が有効と考えられる。この観点での分離変換の効果評価が今後の課題である。

7. 結言

地層処分との関係において、分離変換の対象核種と分離変換の程度に関する目標設定に資することを目的に、従来の高レベル廃棄物そのものの潜在的放射性毒性に代わり、処分場での長寿命核種の移行挙動を考慮した新たな指標である“環境影響”を導入して、PWR サイクル及び FBR サイクルについて評価を行った。その結果以下のことが判明した。

- ・ PWR サイクルの場合、MA の回収を行っていないことから、 ^{237}Np （その先行核を含む）の環境影響が最も大きく、 ^{129}I がそれに次ぐが ^{237}Np の約 1/35 である。 ^{129}I 、 ^{126}Sn 、 ^{135}Cs 、 ^{93}Zr の長寿命 FP と ^{242}Pu 、 ^{239}Pu の Pu 同位体はほぼ同じ環境影響を持つ。 ^{99}Tc 、 ^{79}Se はさらに 1 桁小さい環境影響で、 ^{240}Pu 、 ^{107}Pd の環境影響は ^{242}Pu や ^{129}I のそれより 3 ~ 4 桁小さい。
- ・ 全アクチニドの回収率を 99.9 % に設定している FBR サイクルの場合、PWR サイクルの場合と比較して ^{237}Np の環境影響が大きく減少し、 ^{129}I 、 ^{126}Sn 、 ^{135}Cs 等の長寿命 FP や ^{242}Pu の環境影響と同じレベルになる。
- ・ 従って、分離変換の目標は次のように設定できると考えられる。
 - ・ PWR サイクルの場合：本評価で想定した廃棄物への移行率： $\text{U} : 0.604\%$ ， $\text{Pu} : 0.297\%$ に加え、 ^{237}Np 、 ^{243}Am 、 (^{241}Pu) の移行率を 1 % 以下に抑える。
 - ・ FBR サイクルの場合：全アクチニドに対するサイクルシステムとしての回収率 99.9% は適切な設定である。

参考文献

- 1) 池上哲雄、小澤正基、“分離核変換技術開発基本計画”、JNC TN9410 2003-001 (2003).
- 2) J. Ahn, T. Ikegami, “Effective Application of Partitioning and Transmutation Technologies to Geologic Disposal”, Proc. Eighth Information Exchange Meeting, Las Vegas, Nevada, USA, Nov. 2004, P163-175 (2004).
- 3) J. Ahn, “Effective Application of Partitioning and Transmutation Technologies to Geologic Disposal”, UCBNE-5101 (2006).
- 4) M.Cheon, J. Ahn, and T. Ikegami, “Linear Programming Approach for Modeling Solidification of HLW from PWR”, ANS 2005 Annual Meeting, (2005).
- 5) 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”、JNC TN1400 99-021, (1999).
- 6) K. Kawamura, Mat. Res. Soc. Symp. Proc., 353, (1995).
- 7) 坪谷、エネルギー資源、13(1), (1992).
- 8) T. Yamashita, et al., “High-Waste-Loading Vitrification Test of Radioactive HLLW”, 120, Proc. Atomic Energy Society of Japan, Fall Meeting, JAERI, (1995).
- 9) K. Sasage, et al., “Vitrification of Separated Components from HLLW”, 134, ibid.

This is a blank page.

国際単位系 (SI)

表1. SI 基本単位

基本量	SI 基本単位	
	名称	記号
長さ	メートル	m
質量	キログラム	kg
時間	秒	s
電流	アンペア	A
熱力学温度	ケルビン	K
物質量	モル	mol
光度	カンデラ	cd

表2. 基本単位を用いて表されるSI組立単位の例

組立量	SI 基本単位	
	名称	記号
面積	平方メートル	m ²
体積	立方メートル	m ³
速度	メートル毎秒	m/s
加速度	メートル毎秒毎秒	m/s ²
波数	メートル毎秒	m ⁻¹
密度(質量密度)	キログラム每立法メートル	kg/m ³
質量体積(比体積)	立法メートル毎キログラム	m ³ /kg
電流密度	アンペア每平方メートル	A/m ²
磁界の強さ	アンペア每メートル	A/m
(物質量の)濃度	モル每立方メートル	mol/m ³
輝度	カンデラ每平方メートル	cd/m ²
屈折率	(数の)1	1

表3. 固有の名称とその独自の記号で表されるSI組立単位

組立量	SI 組立単位		
	名称	記号	他のSI単位による表し方
平面角	ラジアン ^(a)	rad	$m \cdot m^{-1} = 1$ ^(b)
立体角	ステラジアン ^(a)	sr ^(c)	$m^2 \cdot m^{-2} = 1$ ^(b)
周波数	ヘルツ	Hz	s ⁻¹
压力, 応力	パスカル	Pa	N/m ²
エネルギー, 仕事, 熱量	ジユール	J	N · m
功率, 放射束	ワット	W	J/s
電荷, 電気量	クーロン	C	s · A
電位差(電圧), 起電力	ボルト	V	W/A
静電容量	ファラード	F	C/V
電気抵抗	オーム	Ω	V/A
コンダクタンス	シemens	S	A/V
磁束密度	テスラ	T	V · s
インダクタンス	ヘンリ	H	Wb/m ²
セルシウス温度	セルシウス度	°C	cd · sr ^(c)
光度	ルクス	lx	lm
(放射性核種)放射能	ベクレル	Bq	lm/m ²
吸収線量, 質量エネルギー	グレイ	Gy	J/kg
線量当量, 周辺線量当量	シーベルト	Sv	J/kg
方向性線量当量, 個人線量当量, 組織線量当量			m ² · s ⁻²

(a) ラジアン及びステラジアンの使用は、同じ次元であっても異なる性質をもった量を区別するときの組立単位の表し方として利点がある。組立単位を形作るときのいくつかの用例は表4に示されている。

(b) 実際にには、使用する時には記号rad及びsrが用いられるが、習慣として組立単位としての記号“1”は明示されない。

(c) 测光学では、ステラジアンの名称と記号srを単位の表し方の中にそのまま維持している。

(d) この単位は、例としてミリセルシウス度m°CのようにSI接頭語を伴って用いても良い。

表4. 単位の中に固有の名称とその独自の記号を含むSI組立単位の例

組立量	SI 組立単位		
	名称	記号	SI 基本単位による表し方
粘度	パスカル秒	Pa · s	$m^{-1} \cdot kg \cdot s^{-1}$
表面張力	ニュートンメートル	N · m	$m^2 \cdot kg \cdot s^{-2}$
角速度	ラジアン毎秒	rad/s	$m \cdot m^{-1} \cdot s^{-1} = s^{-1}$
角加速度	ラジアン毎平方秒	rad/s ²	$m \cdot m^{-1} \cdot s^{-2} = s^{-2}$
熱流密度, 放射照度	ワット每平方メートル	W/m ²	$kg \cdot s^{-3}$
熱容量, エントロピー	ジュール毎ケルビン	J/K	$m^2 \cdot kg \cdot s^{-2} \cdot K^{-1}$
質量熱容量(比熱容量)	ジュール每キログラム	J/(kg · K)	$m^2 \cdot s^{-2} \cdot K^{-1}$
質量エントロピー	毎ケルビン	J/kg	$m^2 \cdot s^{-2} \cdot K^{-1}$
質量エネルギー(比エネルギー)	ジュール每キログラム	J/kg	$m^2 \cdot s^{-2} \cdot K^{-1}$
熱伝導率	ワット每メートル毎ケルビン	W/(m · K)	$m \cdot kg \cdot s^{-3} \cdot K^{-1}$
体積エネルギー	ジュール每立方メートル	J/m ³	$m^{-1} \cdot kg \cdot s^{-2}$
電界の強さ	ボルト每メートル	V/m	$m \cdot kg \cdot s^{-3} \cdot A^{-1}$
体積電荷	クーロン每立方メートル	C/m ³	$m^{-3} \cdot s \cdot A$
電気変位	クーロン每平方メートル	C/m ²	$m^{-2} \cdot s \cdot A$
誘電率	フアラド每メートル	F/m	$m^{-3} \cdot kg^{-1} \cdot s^4 \cdot A^2$
透磁率	ヘンリー每メートル	H/m	$m \cdot kg \cdot s^{-2} \cdot A^{-2}$
モルエネルギー	ジュール每モル	J/mol	$m^2 \cdot kg \cdot s^{-2} \cdot mol^{-1}$
モルエントロピー	ジュール每モル毎ケルビン	J/(mol · K)	$m^2 \cdot kg \cdot s^{-2} \cdot K^{-1} \cdot mol^{-1}$
モル熱容量	クーロン每キログラム	C/kg	$kg^{-1} \cdot s \cdot A$
照射線量(X線及びγ線)	クーロン每キログラム	Gy	$kg^{-1} \cdot s^{-3}$
吸収線量	グレイ每秒	Gy/s	$m^2 \cdot s^{-3}$
放射強度	ワット每ステラジアン	W/sr	$m^2 \cdot m^{-2} \cdot kg \cdot s^{-3} = m^2 \cdot kg \cdot s^{-3}$
放射輝度	ワット每平方メートル每ステラジアン	W/(m ² · sr)	$m^2 \cdot m^{-2} \cdot kg \cdot s^{-3} = kg \cdot s^{-3}$

表5. SI 接頭語

乗数	接頭語	記号	乗数	接頭語	記号
10 ²⁴	ヨ	Y	10 ⁻¹	デシ	d
10 ²¹	ゼタ	Z	10 ⁻²	センチ	c
10 ¹⁸	エク	E	10 ⁻³	ミリ	m
10 ¹⁵	ペク	P	10 ⁻⁶	マイクロ	μ
10 ¹²	テラ	T	10 ⁻⁹	ナノ	n
10 ⁹	ギガ	G	10 ⁻¹²	ピコ	p
10 ⁶	メガ	M	10 ⁻¹⁵	フェムト	f
10 ³	キロ	k	10 ⁻¹⁸	アト	a
10 ²	ヘク	h	10 ⁻²¹	ゼット	z
10 ¹	デカ	da	10 ⁻²⁴	ヨクト	y

表6. 国際単位系と併用されるが国際単位系に属さない単位

名称	記号	SI 単位による値
分	min	1 min=60s
時	h	1h=60 min=3600 s
日	d	1 d=24 h=86400 s
度	°	1°=(π/180) rad
分	'	1'=(1/60)°=(π/10800) rad
秒	"	1"=(1/60)'=(π/648000) rad
リットル	L	1L=1 dm ³ =10 ⁻³ m ³
トン	t	1t=10 ³ kg
ネーベル	Np	1Np=1
ベル	B	1B=(1/2)ln10(Np)

表7. 国際単位系と併用されこれに属さない単位でSI単位で表される数値が実験的に得られるもの

名称	記号	SI 単位であらわされる数値
電子ボルト	eV	1eV=1.60217733(49) × 10 ⁻¹⁹ J
統一原子質量単位	u	1u=1.6605402(10) × 10 ⁻²⁷ kg
天文単位	ua	1ua=1.4959780691(30) × 10 ¹¹ m

表8. 国際単位系に属さないが国際単位系と併用されるその他の単位

名称	記号	SI 単位であらわされる数値
海里	里	1海里=1852m
ノット	ト	1ノット=1海里毎時=(1852/3600)m/s
アール	a	1a=1 dam ² =10 ⁴ m ²
ヘルツ	ha	1ha=1 hm ² =10 ⁴ m ²
バル	bar	1bar=0.1MPa=100kPa=1000hPa=10 ⁵ Pa
オンストローム	Å	1 Å=0.1nm=10 ⁻¹⁰ m
バーン	b	1b=100fm ² =10 ⁻²⁸ m ²

表9. 固有の名称を含むCGS組立単位

名称	記号	SI 単位であらわされる数値
エルグ	erg	1 erg=10 ⁻⁷ J
ダイナ	dyn	1 dyn=10 ⁻⁵ N
ボアズ	P	1 P=1 dyn · s/cm ² =0.1Pa · s
ストークス	St	1 St=1cm ² /s=10 ⁻⁴ m ² /s
ガウス	G	1 G=10 ⁻⁴ T
エルステッド	Oe	1 Oe=(1000/4π)A/m
マクスウェル	Mx	1 Mx=10 ⁻⁸ Wb
スチール	sb	1 sb=1cd/cm ² =10 ⁴ cd/m ²
ホタル	ph	1 ph=10 ¹² lx
ガル	Gal	1 Gal=1cm/s ² =10 ⁻² m/s ²

表10. 国際単位に属さないその他の単位の例

名称	記号	SI 単位であらわされる数値
キュリ	Ci	1 Ci=3.7×10 ¹⁰ Bq
レンントゲン	R	1 R=2.58×10 ⁻² C/kg
ラド	rad	1 rad=1cGy=10 ⁻² Gy
レム	rem	1 rem=1 cSv=10 ⁻² Sv
X線単位	IX unit	1X unit=1.002×10 ⁻⁴ nm
ガンマ	γ	1 γ=1 nT=10 ⁻⁹ T
ジャンスキ	Jy	1 Jy=10 ⁻²⁶ W · m ⁻² , Hz ⁻¹
フェルミ	fermi	1 fermi=1 fm=10 ⁻¹⁵ m
メートル系カラット		1 metric carat=200 mg=2×10 ⁻⁴ kg
トル	Torr	1 Torr=(101 325/760) Pa
標準大気圧	atm	1 atm=101 325 Pa
カリ	cal	1 cal=1J=1J=10 ⁻⁴ kg
ミクロ	μ	1 μ=1μm=10 ⁻⁶ m