

炉物理・核データ部会合同企画セッション 「分離変換技術の実現にむけて炉物理・核データは如何に寄与できるか」

(1) 分離変換技術を導入した場合の HLW 処分

日本原子力研究開発機構

西原 健司

nishihara.kenji@jaea.go.jp

分離変換技術を核燃料サイクルに導入することによる、従来の高レベル放射性廃棄物処分の概念高度化に関する検討状況を示す。分離技術を導入することにより、廃棄体の発生量及び定置面積が減少し、また、Sr-Cs を含む焼成体の低い浸出率により、Cs-135 からの公衆被ばくを 1 桁低減できる。また、MA の核変換により、長期の潜在的毒性を低減するとともに、Pu リサイクルが本格化した場合には、定置面積を低減することが出来る。

1. UO_2 燃料サイクルに対する ADS を用いた階層型核変換サイクルの導入¹⁾

分離変換を導入しない場合、現行の核燃料サイクル概念では、マイナーアクチノイド (MA) と核分裂生成物 (FP) のほとんどを含む高レベル廃液を全てガラス固化し、地層処分する。それに対し、ADS を用いた階層型核変換サイクルを導入した場合、図 1 に示すように、高レベル廃棄物 (HLW) を 4 つの群に分離し、MA を核変換、他の群を処分あるいは利用する²⁾。発電炉としては、軽水炉、あるいは高速増殖炉を想定することができる。

1.1. 廃棄体発生量

HLW 発生量は、分離変換を導入しない場合、 $5,500m^3/32,000HMt$ (800 トン処理の再処理工場 40 年間運転に相当) であるのに対し、分離変換を導入した場合、合計 $2,590m^3/32,000HMt$ となり、半分程度に減容される。ただし、ガラス固化体発生量を決定する HLW 含有割合は、①含有酸化物上限 30 重量% (w%)、②製造時の発熱上限 2300W、③処分後の緩衝材最高温度 100°C、から決定した。また、Sr-Cs 焼成体の FP 元素含有割合は 11%とした。重要なことは、発熱性 HLW が Sr-Cs 焼成体に集中していることであり、処分場定置面積に対する効果が大きい。

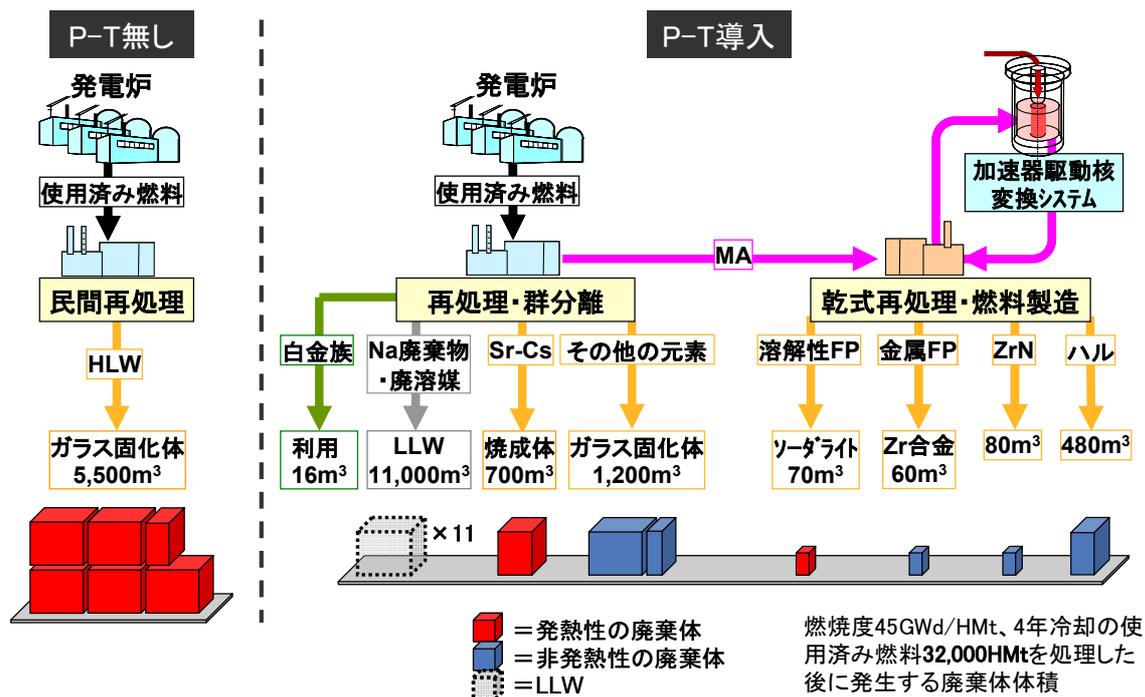


図1 階層型分離変換を導入した場合の発生廃棄物の検討例¹⁾

1.2. 処分方法と定置面積

分離変換を導入しない場合、縦置き方式ではガラス固化体は10m間隔で平行に掘削された幅5mの坑道内に、4.4m間隔で1体ずつ定置される。定置間隔4.4mは緩衝材温度制限によって決定されている。したがって、表1に示すように、定置に必要な面積は44m²/本、1.61km²/32,000HMtである。

表1 廃棄体処理処分の評価結果

発生HLW	従来のHLW	P-TからのHLW				合計
	一括ガラス固化体	Sr-Cs	その他の元素群	溶解性FP	金属FP	
処理	ガラス固化体	焼成体	ガラス固化体	ソーダライト	Zr合金	-
元素発生量[kg/HMt ^{*1}]	45.9	7.9	25.4	0.57	0.46	34.3
廃棄体発生量[kg/HMt]	459	72	103	5.7	11.6	192
廃棄体発生量[l/HMt]	172	22	39	2.2	1.8	65
廃棄体製作時発熱[kW/t ^{*2}]	4.7	17.2	1.8	10.5	5.3	-
50年後の発熱[kW/t]	0.90	5.0	7.2E-03	1.3	2.2E-05	-
製作時β放射能[Bq/t]	5.1E+16	2.4E+17	4.0E+16	1.4E+17	4.0E+16	-
製作時α放射能[Bq/t]	4.9E+14	1.4E+11	5.5E+11	4.9E+13	1.2E+13	-
処分後冷却期間[年]	50	100	<10	50	<10	-
廃棄体積[l/本]	150	31.8	150	150	150	-
廃棄体発生量[本/HMt]	1.15	0.69	0.26	0.015	0.012	0.98
[本/32,000HMt]	36,642	22,104	8,253	470	379	31,206
処分場占有面積[m ² /本]	44	10	11	44	11	-
[km ² /32,000HMt]	1.61	0.22	0.09	0.021	0.004	0.34

*1 PWR45GWd/HMt 燃焼5年冷却。20HMt/GWe/年の使用済み燃料が発生。*2 廃棄体重量あたりの発熱

一方、分離変換を導入した場合、定置面積の大半を Sr-Cs 焼成体が占める。そこで、焼成体は 100 年間程度の長期間にわたって貯蔵し、冷却を待って廃棄するものとする。焼成体の発生容量そのものは従来ガラス固化体に比べ 1/8 程度であるので、長期の貯蔵は容易になる。また、非発熱性の廃棄体については、従来のガラス固化体よりも稠密な処分が可能であり、ここでは、定置面積を 10m²とした。その結果、分離変換導入時の定置面積は 0.34km²/32,000HMt となり、分離変換によって定置面積が 1/5 に減少していることがわかる。

1.3. 環境影響

分離変換を行うことによる環境への効果として、MA を核変換することによる潜在的な毒性の低減がまず挙げられる。これは、処分後 1000 以降の潜在的な毒性をおよそ 2 桁低減するものである。

一方、実際に処分された後の地下水シナリオ等に基づいた公衆被ばく評価では、高レベル廃液に含まれる核種の中で Cs-135（半減期 230 万年）が支配的である。分離変換技術を導入すると Cs-135 の殆ど全てが焼成体に移行する。焼成体はガラス固化体に比べて 2 桁以上浸出率の低い廃棄体であるので、半減期と同オーダーの期間 Cs-135 を焼成体中に保持する可能性がある。浸出率を 2 桁低いとした場合、図 2 に示すように、被ばく線量の最高値が 1 桁低減できる。

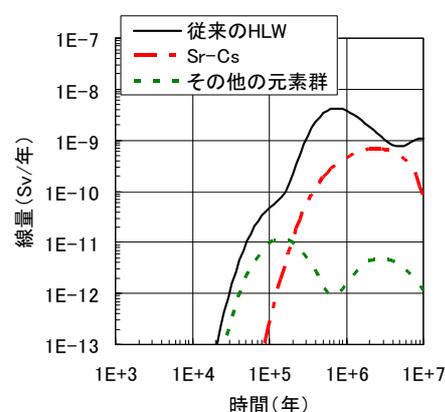


図2 P-T 廃棄物被ばく評価
(地下水シナリオ)

公衆被ばくで問題となる核種として、他に I-129 と C-14 が挙げられる。これらは TRU 廃棄物に分類され、廃銀吸着剤とハル・エンドピースにそれぞれ含まれる。HLW と同様に地層処分されるが、Cs-135 よりも更に大きい被ばく源となっている。そのため、これらの核種の核変換などの研究が必要である。

2. UO₂, MOX 燃料に対するケーススタディ³⁾

「分離変換サイクル」研究専門委員会「導入効果検討タスクフォース」で、軽水炉使用済燃料 (UO₂ 及び MOX) の再処理に分離変換技術を適用した場合を想定し、廃棄体の定置に必要な面積を低減する可能性を試算された。検討は、①従来型再処理、②MA リサイクル、及び、③MA と FP の分離変換の 3 ケースについて行われた。

「①従来型再処理」と「②MA リサイクル」については、150L ガラス固化体に処理するとした。含有できる HLW に対する制限として、酸化物含有量 15w%、Mo 含有量 3w%、製造時発熱制限 2.3kW、及び、硬岩系岩盤に対する処分孔堅置き方式⁴⁾で処分した後の緩

衝材温度 100°C以下、を用いた。

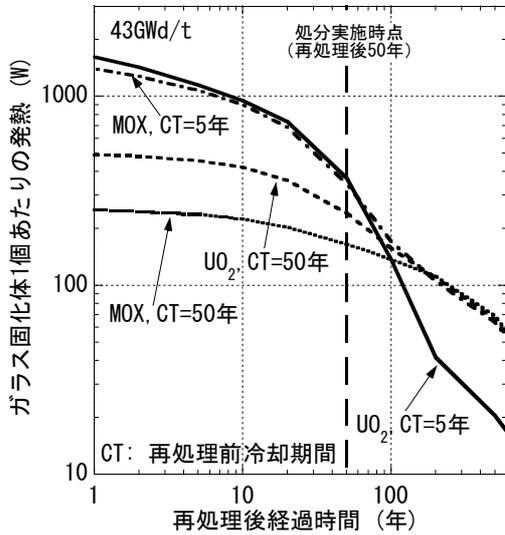


図3 従来型再処理で生じるガラス固化体の発熱率の時間推移

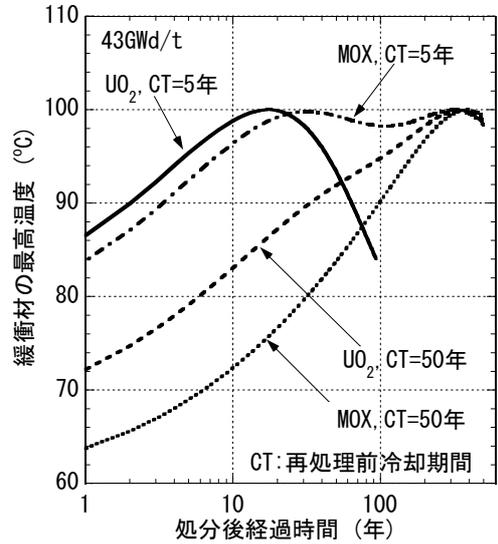


図4 従来型再処理で生じるガラス固化体処分後の緩衝材最高温度の時間推移

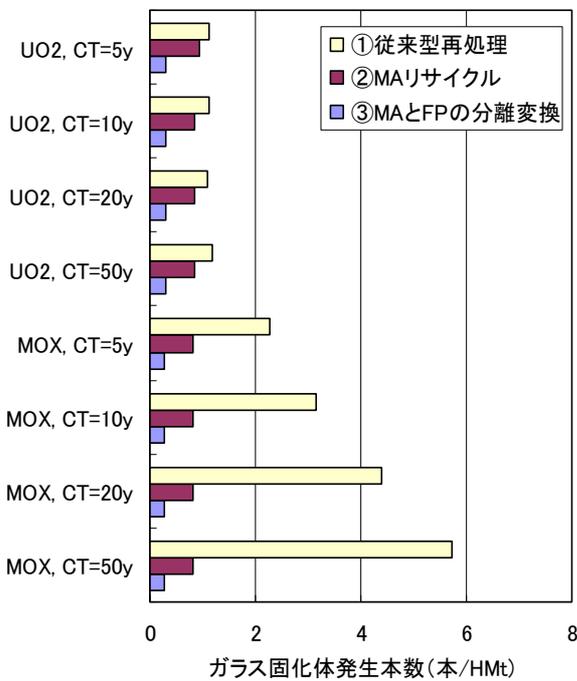


図5 燃焼度 43GWd/t の使用済み燃料 1t あたりのガラス固化体の発生本数 (③MA と FP の分離変換ではガラス固化体以外にも廃棄体が発生する。)

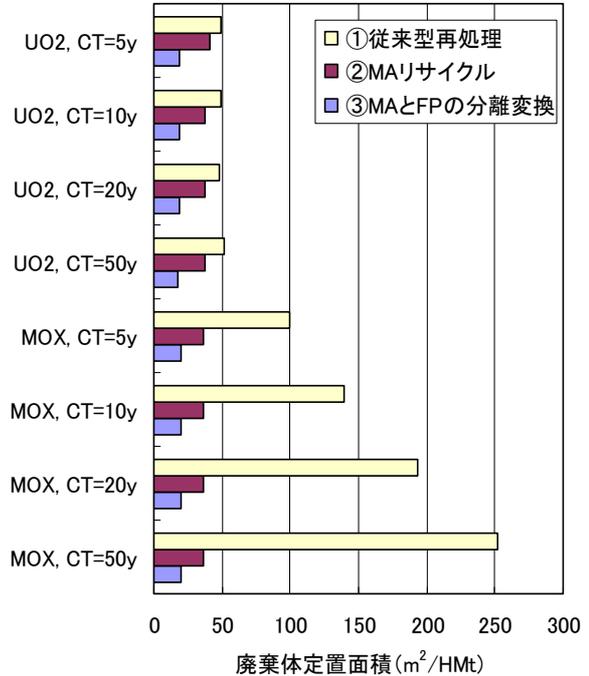


図6 燃焼度 43GWd/t の使用済み燃料 1t あたりの廃棄体定置面積

図3には従来型再処理の代表的な4ケースについてガラス固化体1体あたりの発熱率の経時変化を、図4には処分後の緩衝材最高温度の経時変化を示す。UO₂燃料の5年冷却では再処理後100年以降の発熱が急激に低下するのに対し、同じUO₂燃料でも50年冷却の場合やMOX燃料の場合には長期にわたって発熱が持続している。これは、²⁴¹Pu(半減期:14.35年)が²⁴¹Am(半減期:432年)に崩壊し、この²⁴¹Amが大きな発熱源となるためである。図4に示すように、緩衝材の最高温度は、UO₂燃料の5年冷却の場合ではピークが処分後20年程度に現れるが、その他の場合では処分後300年近辺にピークが現れている。従って、図5の「①従来型再処理」においてMOX燃料のガラス固化体本数が増えているのは、²⁴¹Amの発熱の影響に依るところが大きいと言える。MAをリサイクルすることで、ガラス固化体における²⁴¹Am発熱の影響を排除できるため、燃料種類や再処理前冷却期間の影響がほとんどなくなり、主に廃棄物元素酸化物に対する含有率制限によって本数が決まることになる。UO₂燃料に対するMA回収の効果は、17~29%程度のガラス固化体本数の低減として現れる。一方、MOX燃料に対しては、63~85%と大きな低減効果が期待できる。

廃棄体定置面積についても、「①従来型再処理」と「②MAリサイクル」では発生本数と同じ関係となる(図6)。「③MAとFPの分離変換」を導入した場合については、これまでにない廃棄体を処分することになるので、様々な仮定の下に各廃棄体の定置に必要な面積を算定する必要がある。熱的な制約に関しては、本来時間依存の3次元熱伝導解析が必要であるが、ここでは「第2次取りまとめ」で用いている「ガラス固化体1本あたり350W」との条件を処分時の一つの目安とし、それをガラス固化体1本あたりの面積44m²で除した8W/m²を処分時の発熱密度の上限に設定し必要な定置面積をそれぞれ求めた。CsとSrについては、発熱密度が8W/m²に減衰するまでには約110~130年の冷却を要する。結果、「③MAとFPの分離変換」を導入した場合には、燃料種類や再処理前冷却期間にあまり依存せずに9~10m²/tHMの廃棄体定置面積となり、「②MAリサイクル」の場合と比べて約1/4の面積で済むことになる。

3. FBRを用いた核変換

FBR燃料サイクルに対する分離変換の導入においても、前述のMOX使用済み燃料に対して「②MAリサイクル」を導入した場合と同様に、²⁴¹Amの蓄積を緩和して、ガラス固化体の発生本数を減少させることが出来るとみられる。

実用化戦略調査研究⁵⁾ではFP群分離については行わない、あるいは、図7に示すようにSr-Csのみを分離し、減衰を待って再びガラス固化するとしている。Sr-Csを「減衰処分」した場合、表2に示すように、ガラス固化体の本数を低減し、定置面積を減らすことができる。また、「③MAとFPの分離変換」を階層型と同様に導入した場合には、同様の導入効果が得られると考えられる。

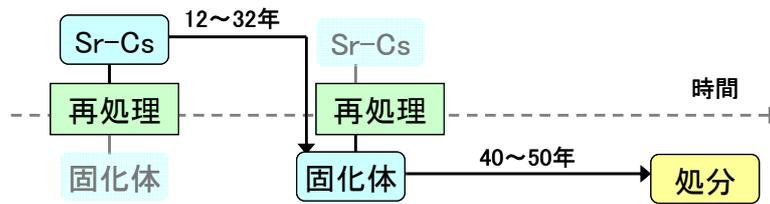


図7 Sr-Cs 減衰処分の概念

表2 FBR 燃料再処理における Cs 及び Sr の減衰処分の効果

	従来ケース	減衰ケース 1	減衰ケース 2
SrCs 貯蔵期間[年]	-	12	32
ガラス固化体貯蔵期間[年]	50	50	40
FP 酸化物重量[w%]	15	20	25
ガラス固化体発生本数[本/HMt]	1.08	0.81	0.65
低減率	-	75%	60%

4. 結言

分離変換技術を導入することによる、MA 核変換による潜在的な毒性低減だけではない、処分場に対する直接的な効果が示された。分離を行うことで、廃棄物の発生量及び定置面積が減少し、Sr-Cs を含む焼成体の低い浸出率により、公衆被ばくを 1 桁低減できる。また、Pu リサイクルが本格化した場合には、Sr-Cs の分離だけでなく、MA の核変換によっても、定置面積を低減することが出来る。

参考文献

- 1) 西原健司, 他: “分離変換サイクルからの高レベル廃棄物の処分”, 原子力学会「2006年春の年会」B20
- 2) 大井川宏之, 西原健司, 湊和生, 他: “原研における長寿命核種の分離変換技術に関する研究開発の現状と今後の進め方”, JAERI-Review 2005-043 (2005).
- 3) 「分離変換サイクル」研究専門委員会, “分離変換技術の導入効果”, 原子力学会誌, 48(5),327 (2006).
- 4) 核燃料サイクル開発機構: “我が国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性—地層処分研究開発第2次取りまとめ—総論レポート”, JNC TN 1400 99-020 他, (1999).
- 5) “高速増殖炉サイクルの実用化戦略調査研究フェーズ II 技術検討書—(2)燃料サイクルシステム—”, JAEA-Research 2006-043 (2006).