

長半減期核種と消滅処理[†]向山武彦^{††}

高レベル放射性廃棄物中に含まれる長半減期核種を消滅処理により安定核種や短半減期核種に変換することができれば、高レベル廃棄物の管理は容易になる。群分離・消滅処理に関して地層処分との関係において批判的な意見がある。本報は、廃棄物研究開発関係者に消滅処理について知っていただくために、消滅処理のねらい、消滅処理技術の現状、群分離・消滅処理研究開発の内外の動向について述べる。また、消滅処理した後の廃棄物についても最終処分が必要になることから、消滅処理の補完システムとしての簡易型地層処分についての検討を提案する。

Partitioning and transmutation (P-T) of long-lived nuclides has the capability to provide an easier method of high-level radioactive waste management. Some people, however, criticize this capability. This report is prepared to provide the scientists and engineers in the R&D field of radioactive waste management with the information on the state-of-the-art of the transmutation technology and various R&D program on P-T. Since the waste from the P-T cycle needs the final disposal, development of a simplified geologic disposal system is proposed.

1. はじめに

開発途上国においては、人口増加と生活レベルの向上に伴うエネルギー消費は増加し、とくに良質なエネルギー源としての電力に対する需要は急増するであろう。とくにアジア太平洋岸においてこの傾向は顕著である。資源や地球環境への負荷を考慮すると原子力はエネルギー源として最良の選択であると思われる。しかし、原子力技術が現状のままでは、これまで以上の規模で原子力を展開していくことは困難であろう。解決すべき問題は、安全性のより一層の向上等とともに、高レベル放射性廃棄物(HLW)処理処分の問題であり、これらを解決することにより成熟した技術として原子力を社会的にもっと受け入れやすいものにならなければならない。

わが国の HLW 処理処分の基本方針は地層処分であり、これは人工および天然のバリエーションにより HLW が生物圏に及ばないようにする技術である。これに対して、HLW を分別し、半

減期のとくに長い元素群や核種を核反応により短半減期や非放射性のものに変換する群分離・消滅処理技術がある。わが国が群分離・消滅処理技術開発を目指した「オメガ計画」を策定(1988年)し、さらに、わが国が提案して OECD/NEA の下で「群分離・消滅処理技術に関する情報交換プログラム」が発足した(1989年)ことが1つの契機となって、近年、群分離・消滅処理技術に関する関心が各国において高まってきた。

2. 消滅処理のねらい

高レベル廃棄物には核分裂生成物や原子炉内で生成された Np や Am、Cm といったマイナーアクチノイド(MA)が含まれている。これらの中には、半減期が数十～数百万年と非常に長いものもあるため、たかが廃棄物といえども地層処分のような慎重な管理が必要になる。

一方、HLW の中には天然には存在しない Tc や希少な元素等利用できるものも多く、このまま廃棄してしまうのはもったいない。そこで、HLW をいくつかの元素群に分離して、利用できるものは利用し、半減期の長い核種は核反応を利用して半減期の短い核種や非放射性核種に変換することが考えられる。このような技術を

[†]Long-lived Nuclides and Nuclear Transmutation, by Takehiko Mukaiyama 本稿は筆者のこれまでの論文や講演の原稿に加筆したものである [1-3]。

^{††}日本原子力研究所原子炉工学部 Department of Reactor Engineering, Japan Atomic Energy Research Institute.

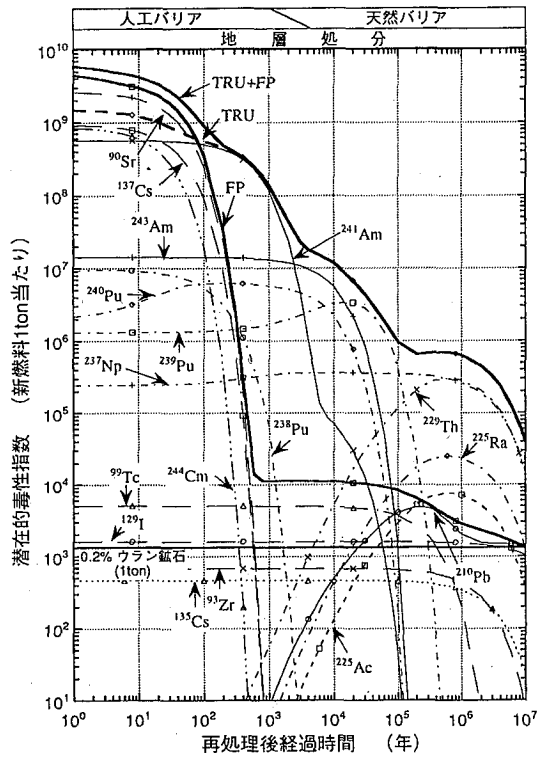


Fig. 1 PWR 使用済み燃料からの HLW の潜在的毒性指数の経年変化

$$\text{潜在的毒性指数} = \frac{\text{HLW 中の核種量 (Bq)}}{\text{核種の経口年摂取限度 (Bq)}}$$
 使用済み燃料：燃焼度 33 GWD/MT、3 年冷却
 再処理効率：99.5 % U、Pu 回収
 TRU：全超ウラン元素、FP：全核分裂生成物

群分離・消滅処理と呼んでいる。これは、家庭のゴミを分別収集して、ガラスや金属はリサイクルし、可燃物は燃焼させてゴミ発電等に利用する方式と似ている。

HLW の潜在的放射能毒性指数の経年変化を Fig. 1 に示す。ここで潜在的放射能毒性指数の定義は、使用済み燃料中の放射性核種の存在量（新燃料 1 トン当たり）を経口年摂取限度 (ALI) を単位として表した量である。この指数は、何らの隔離もなく人間環境に置かれることを想定した場合の、HLW の人間に対する仮想的な危険性を示す尺度として用いられている。ここで毒性指数を経口年摂取限度を基に定義しているが、これは便宜上であり、人間に対する放射能の悪影響を示す尺度になるものなら何を

用いてもよい。なお、ここに示す HLW には核分裂生成物 (FP) と MA の他に再処理工程での回収漏れ U と Pu も含まれている。毒性指数の尺度の目安として、典型的なウラン鉱石の毒性指数についても示した。Fig. 1 において、最初の 100 年間は FP (主なものは ^{90}Sr 、 ^{137}Cs) の毒性が HLW の全毒性のほとんどを占めているが、約 300 年以降では半減期が ^{237}Np の 214 万年をはじめとして数百年以上の核種が多い MA が放射能毒性の大部分を占めるようになり、100 万年経っても HLW の毒性は当初のわずか 1/9000 にしかならない。

そこで長半減期核種を消滅処理することができれば、短期的には放射能はわずか増大するものの HLW 管理の問題は非常に容易になる。

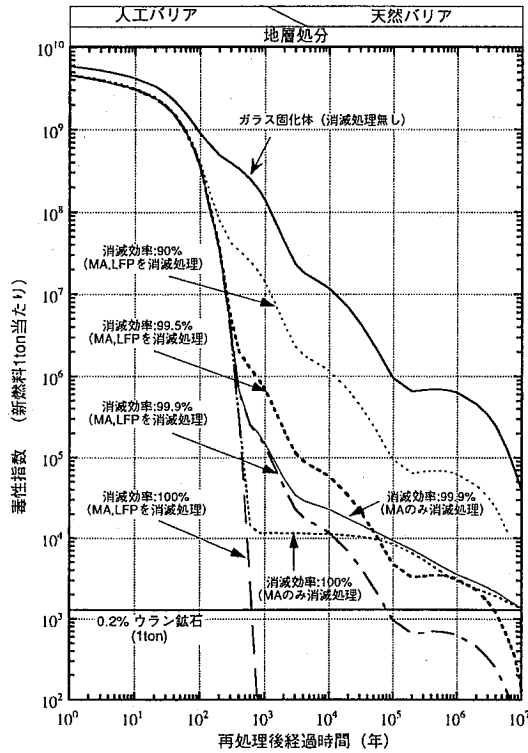


Fig. 2 消滅処理による高レベル廃棄物の毒性の減少 (LFP：半減期が30年以上の核分裂生成物)

Fig. 2 に消滅処理による放射能毒性指数低減の効果を示した。図中で消滅処理を 90、99.5% 等としたのは、消滅処理サイクルにおける MA および長半減期 FP の回収率がこれらの値であることを示している。長半減期の定義を 30 年以上としたのは、現在考えられている方法では半減期 30 年の ^{90}Sr 、 ^{137}Cs の消滅処理は非常に困難であるため、消滅処理の対象を半減期がこれ以上のものにしなければならないからである。MA の 99.5% を消滅処理すれば 1000 年以降で毒性指数は約 1/200 になる。MA および長半減期 FP を 99.9% 消滅処理すると 1000 年以降で毒性指数は約 1/1000 になる。

3. 原子炉における長半減期核種の生成

原子炉において生成される長半減期核種は FP や MA 核種として存在する。軽水炉使用済み燃料中の FP 核種を半減期の値で分けした

生成割合を Table 1 に示す。参考のために、同表には ^{235}U と ^{239}Pu の核分裂による FP 生成割合も示した。 ^{238}U の半減期 (45 億年) は地球の年齢とほぼ同じであり、これより長い半減期の核種は準安定な核種とみなすことができる。一方、半減期が 10 年より短いものは自然崩壊により急速に準安定および安定核種になり、100 年冷却後には準安定および安定核種の合計は約 93% となる。このように考えると、消滅処理の対象となる FP 核種は半減期が 10 年から 50 億年未満のものであり、その生成量は全 FP 生成量の約 12% に当たる。Table 2 には軽水炉および FBR 使用済み燃料中に含まれる MA の組成と生成量を示した。100 万 kW 級軽水炉では 1 年間に 20 数 kg の MA が生成される。この組成や生成量は燃料の燃焼率や使用済み燃料の再処理までの冷却期間により変わる。燃焼率が大きく、冷却期間が長いと Np より Am が多くな

Table 1 核分裂生成物生成量の半減期による区分け

(数値：重量%)

半減期区分	主要核種	核分裂生成物発生源		
		使用済燃料 ¹⁾	U-235 ²⁾	Pu-239 ³⁾
1年未満	多数	1.0	4.4	3.0
1年～10年	Ru-106 Cs-134 Pm-147 Eu-155	1.3	1.5	3.0
10年～30年	Kr-85(10.7年)* Sr-90(28.5年) Cs-137(30.0年)	5.3	6.3	4.8
30年～100年	Sm-151(90年)	0.03	0.3	0.5
100年～1万年	なし	0.0	0.0	0.0
1万年～50億年	Zr-93(150万年) Tc-99(21万年) Pd-107(650万年) Sn-126(約10万年) I-129(1570万年) Cs-135(300万年)	6.6	9.8	11.2
50億年以上	Rb-87(480億年) Ce-142(>5x10 ¹⁶ 年) Nd-144(2.1x10 ¹⁵ 年) -150(>5x10 ¹⁸ 年) Sm-147(1060億年) -148(7x10 ¹⁵ 年) -149(>1x10 ¹⁶ 年)	9.5	7.9	7.4
安定	多数	76.3	69.8	70.1

*)かっこ内数値：半減期

1)3,410MWt PWR使用済燃料 (燃焼率：33GWd/MT, 150日冷却)

燃焼計算コード：SRAC-FPGS, 核データ：JENDL-2

2)U-235の熱中性子による核分裂 150日冷却

3)Pu-239の高速中性子による核分裂 150日冷却

Table 2 年間あたりのマイナーアクチノイド生成量

核種	3410MWt-PWR		2500MWt-FBR
	3年	10年	3年
²³⁷ Np	57.9%	41.3%	9.45%
²⁴¹ Am	27.4	48.8	54.9
^{242m} Am	0.06	0.04	1.38
²⁴³ Am	11.9	8.33	25.4
²⁴³ Cm	0.03	0.02	0.29
²⁴⁴ Cm	2.67	1.44	7.73
²⁴⁵ Cm	0.15	0.10	0.89
全重量	23.8kg	33.9kg	24.0kg

計算 : データ JENDL-2, 計算コード SRAC-FPGS

燃焼度 : 33GWd/MT(PWR) 150GWd/MT(FBR)

再処理から群分離までの冷却期間：5年

U,Puの回収率 : 100%

り、生成量も多くなる。

消滅処理の対象は、①長期潜在的毒性の低減化の観点からは MA、および②長半減期の FP 核種である ^{99}Tc (半減期 2.13×10^5 年)、 ^{129}I (1.57×10^7 年)等であり、さらに、③ HLW 中の発熱源の低減化の観点からは ^{90}Sr 、 ^{137}Cs も対象になる。消滅処理 (Transmutation) を行うためには、HLW からこれらを分離 (群分離; Partitioning) しなければならない。分離された MA や FP を消滅処理システムで処理するが、1回の操作では消滅しきれないのでこの操作を繰り返すことになり、この一連の処理を群分離・消滅処理サイクルまたは略して P-T サイクルという。ただし、ここで注意しなければならない点は、MA の場合には通常 MA をひとまとめにして消滅処理することを考えるので群分離は化学的処理だけでよいが、FP の場合には特定の同位体を対象にするため同位体分離が必要になる場合もあることである。

4. 消滅処理の方法

4.1 消滅処理の条件

産業廃棄物処理技術としての消滅処理が正当化されるためには以下の条件を満足させなければならない。

- ①弱害化：群分離・消滅処理の結果、放射性毒性に起因するリスクが総合的に減少しなければならない。これには消滅処理反応による生成核種や群分離工程からの二次廃棄物も考慮しなければならない。
- ②エネルギー・バランス：処理に要するエネルギーは、長半減期核種生成時に放出されるエネルギーよりずっと小さくなければならない。
- ③経済性：経済的に許容しえるものでなければならない。ただし、経済的成立性は無視するという選択もありえる。

さらに、当然のことながら処理速度は自然崩壊速度よりずっと大きく、長半減期核種発生速度よりも大きくなければならない。①に関しては消滅処理による短期的なリスクの増大と長期

的リスク減少を考慮しなければならない。

短期的リスクは群分離・消滅処理工程に伴うリスクと処理の結果生ずる短半減期放射性核種のリスクからなり、これらのリスクは技術的に解決可能なものである。一方、長期的リスクは長半減期核種が人工バリアおよび天然バリアを通過して生物圏に回帰してくることに伴うリスクであり、このリスクを軽減させるものとして消滅処理がある。

4.2 消滅処理システム

消滅処理のための核反応を起こす入射粒子としては、クーロン障壁に遮られることなく低い運動エネルギーでも原子核に容易に到達する中性子や γ 線を用いるのがエネルギー収支の観点から有利になる。ここでは、現在の技術レベルで実現可能な核変換による消滅処理について考えてみる。

Fig. 3 に消滅処理のために提案されている種々のシステムの一覧を示す。

種々の消滅処理方式から1つの方式を選択するには、その方式が上記諸条件を満たしていること、必要な技術の開発の容易さや二次廃棄物、シナリオの簡潔さなどの観点からの考慮が必要である。

5. 原子炉による消滅処理

原子炉内では核分裂連鎖反応により大量の中性子が発生している。MA の場合にはこの中性子により核分裂させると核分裂エネルギーも利用できるためエネルギー的には得な方法である。原子炉内の中性子のエネルギーは小さいため(n, 2n)などの核反応は消滅処理に利用できず、中性子捕獲および核分裂を利用することになる。

原子炉内で生成される MA は Table 2 に示すように ^{237}Np 、 ^{241}Am 、 ^{243}Am 、 ^{244}Cm が主なものであり、これらの組成は燃料の燃焼度や群分離までの冷却期間によって変わってくる。 ^{237}Np 、 ^{241}Am 、 ^{243}Am 、 ^{244}Cm は偶中性子数核種であり、核分裂反応に対し中性子エネルギー 700 keV 近傍に閾値を有す。一方、中性子捕獲反応は中

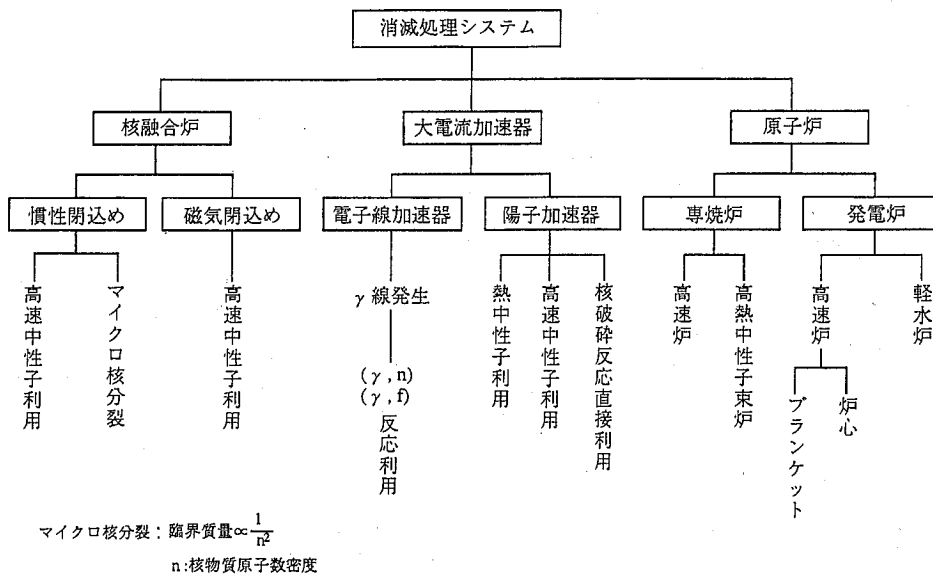


Fig. 3 消滅処理システム一覧

中性子エネルギーの増加とともに減少する。このような核断面積の中性子エネルギー依存性により、MAの消滅処理は軽水炉と高速炉においてはやや異なったものとなる。

これまでに提案されている原子炉による方法をいくつかあげ、その特徴を比較する。

①軽水炉による消滅処理

軽水炉へMAをリサイクルすると、MAは中性子捕獲と β 崩壊を経て、核分裂断面積の大きな核種、たとえば ^{239}Pu や ^{242m}Am などに変換してから核分裂する。軽水炉にMAをリサイクルした場合の問題点は、MAの中性子捕獲により、より重い自発核分裂MAが生成され、燃料取り扱いの際の中性子線量率が高くなることである。

②高速炉による消滅処理

高速炉にMAをリサイクルすると、中性子エネルギーが比較的大きいため核分裂の割合も多く、軽水炉よりも効率よく消滅処理が行える。燃料中のMAの割合が大きくなるとナトリウムボイド係数やドップラー効果等の安全性に関する効果に悪影響を与えることになる。そのため、現在の設計

例ではMAの燃料への混合割合は2～5%となっている。

③専焼高速炉による消滅処理

1 MeV以上のエネルギーの中性子の割合が大きい炉心では、MAのみで臨界体系を形成することができるようになる。このような場合にはMAを燃料の主成分とし、消滅処理を目的とする専焼高速炉が成立する。

専焼炉は原研が提案している消滅処理システムの1つである。専焼炉においては、MAは直接核分裂しやすく、中性子捕獲反応は起こりにくく、したがって、新たなMAを生成せずに大量のMAを効率よく消滅処理することができる。

6. 加速器および核融合炉を用いた消滅処理

加速器を用いる消滅処理は、大電流加速器からの高エネルギー陽子や電子を重い核種のターゲットにぶつけて大量の中性子や γ 線を発生させ、これらを用いて消滅処理するものである。

高エネルギー陽子を重い原子核にぶつけると、ハンマーで石を激しく砕くときのように、

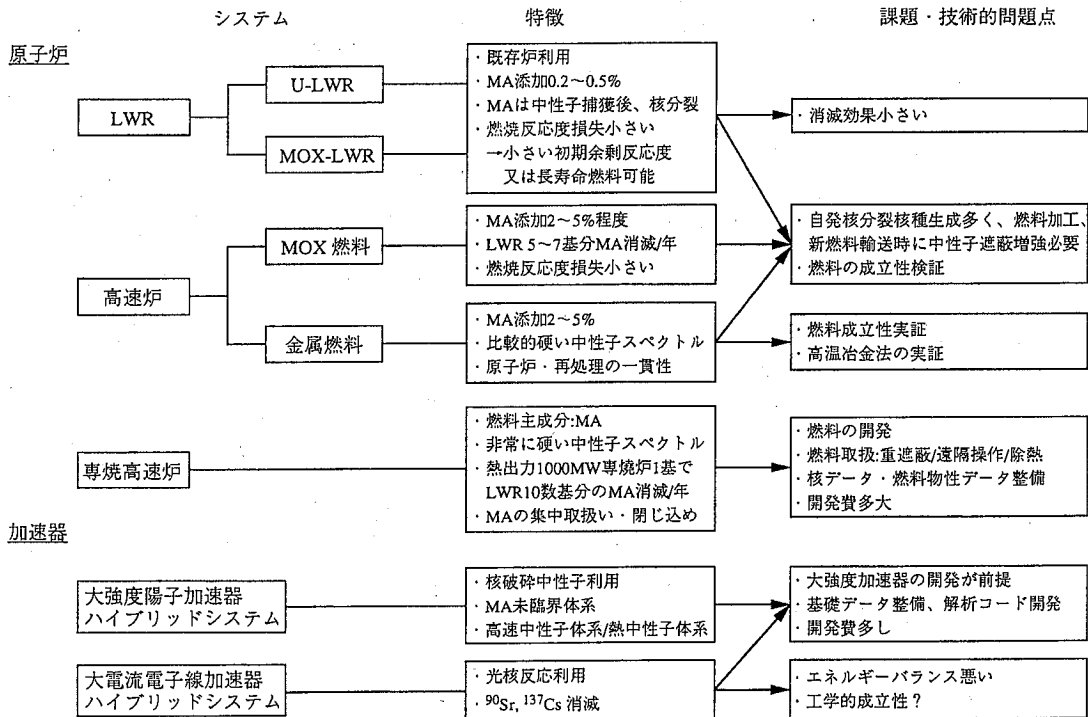


Fig. 4 消滅処理システムの特徴、開発課題の比較

原子核は核破砕反応でバラバラに壊され同時に中性子や陽子、中間子などを多数放出する。1960年代には核破砕反応を強力中性子源として核燃料の増殖に用いる研究が米国などで行われた。最近の加速器技術の著しい進歩をもとに、核破砕反応とその際に発生する中性子を用いるMAと長半減期FPの消滅処理方式の研究、およびこれに用いる陽子エネルギー1~2 GeV、ビーム強度数十~数百 mAの大電流加速器を目指した開発が行われている。陽子加速器を中性子源とする消滅処理システムは高速中性子を用いるものと熱中性子を用いるものがある。

10 MeV以上のエネルギーの γ 線を用いて(γ, n)反応により ^{90}Sr や ^{137}Cs を核変換する研究が行われているが、エネルギー収支が問題である。

また、核融合炉から発生する高エネルギー中性子を用いてMAを核分裂させたり、(n, 2n)反応によりFPを消滅処理することも可能であ

るが、まず核融合炉自体の開発が先決となる。

Fig. 4に現在検討されている消滅処理システムの特徴と開発課題の一覧を示す。

7. 半減期の短縮化

ここでは、理屈のうえでは可能かもしれないが技術的には当分実現しそうな方法について述べる。 α 崩壊は原子核内に形成されている α 粒子が核のクーロン障壁をトンネル効果によって透過して核外に飛び出してくる現象である。したがって、何らかの方法によりこのクーロン障壁を遮蔽することができれば α 崩壊が促進されることになる。

FPの崩壊はほとんどが β 崩壊であり、原子核内の中性子、陽子、電子、ニュートリノ間の弱い相互作用により起こる。 β 崩壊の起きる速さは崩壊前後の核スピンの差とパリティの変化の有無により大きく影響を受ける。

外部から直接弱い相互作用を通して原子核の

状態を変化させる方法は今のところ見つけられていないが、原子核の外側を取り巻いている軌道電子を取り除くことにより間接的にβ崩壊の半減期の変化を期待することができる。軌道電子捕獲や内部転換については化学形の変化、高圧力、強電場等の効果によりごくわずかであるが半減期を短くすること(%程度以下)に成功している。しかしα、β崩壊で成功した実験例はな

い。これらは大変難しいが、原子力にとっては実現してほしい夢の技術である。

8. 群分離・消滅処理研究の動向

8.1 原研における群分離・消滅処理研究

原研における研究開発は、群分離・消滅処理システムの評価、群分離・消滅処理に必要な技

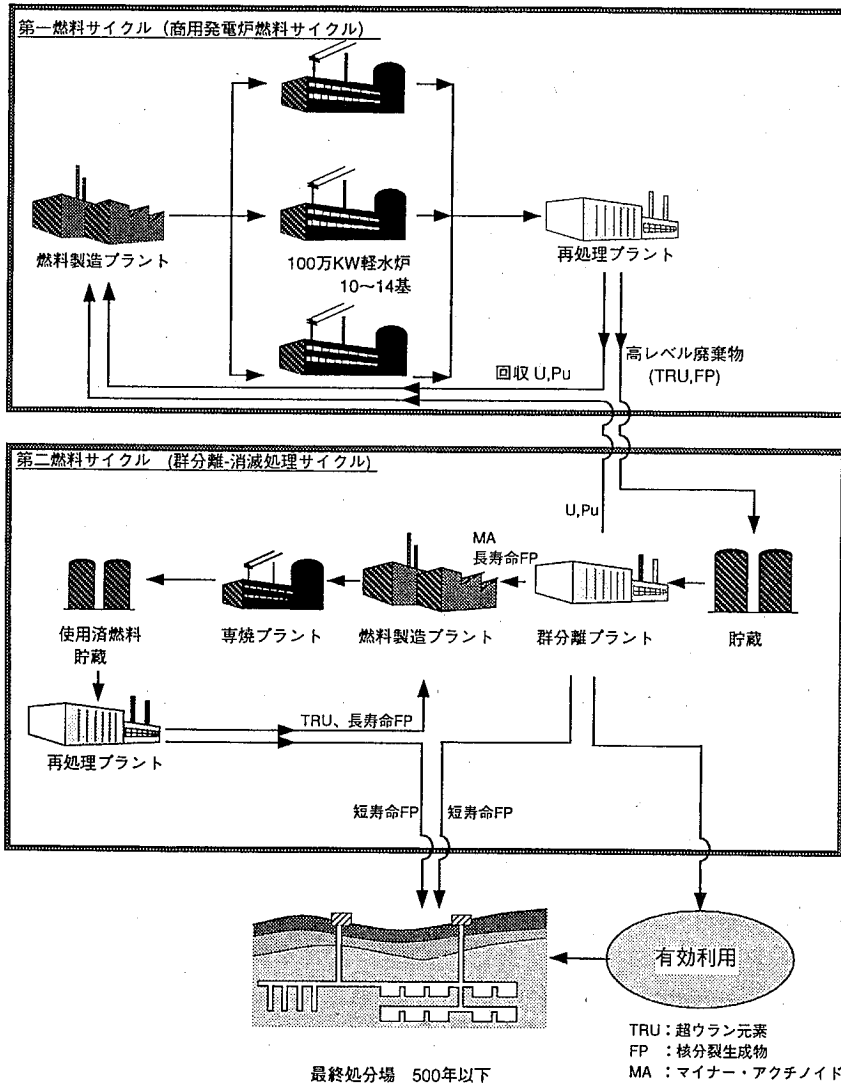


Fig. 5 階層核燃料サイクル (群分離・消滅処理導入)

第1サイクルは通常の燃料サイクルであり、このサイクルで発生する高レベル放射性廃棄物を第2サイクルにおいて群分離・消滅処理する。この結果、階層燃料サイクルを経て出てくる高レベル放射性廃棄物は長半減期のマイナーアクチノイドを含まない核分裂生成物のみとなる。

術の開発、核データや燃料物性データ整備などの基礎研究、の3つに大別される。群分離・消滅処理導入の基本的な考え方として、「階層型核燃料サイクル」(Fig. 5)を提案している。これは、2つの階層型燃料サイクルから構成されており、第1サイクルは通常の発電炉燃料サイクルで、第2サイクルが群分離・消滅処理燃料サイクルになっており、ここでMAおよび長半減期FPを集中的に群分離・消滅処理するというものがある。この専用消滅処理システムとして、先にあげた「専焼炉」と「陽子加速器炉」を考えている。これら1基で、100万kW級の軽水炉10数基において生成されるMAを処理することができる。

専焼炉と加速器炉では窒化物燃料を用いることを考えている。窒化物燃料は熱伝導率が大きく、融点が高いという金属燃料と酸化物燃料の両方の長所を合わせ持つ優れた新型燃料である。この再処理には高温冶金法を用いることができるため、再処理施設の小型化が可能となり、PUREX再処理施設より経済的に有利になる可能性がある。

加速器炉にとって不可欠な大電流・高エネルギー陽子加速器の開発を行っている。加速器炉による消滅処理を実証するために、陽子エネルギー1.5 GeV、電流10 mAの工学試験用加速器の建設を検討している。このような大型加速器(ETA)を開発するに当たって、まず、大電流用イオン源等の要素技術を開発し、次いで、ETAの低エネルギー部分である陽子エネルギー10 MeV、電流10 mAの技術開発用加速器を開発し、大電流化技術の確立を図る方針である。現在、陽子エネルギー2 MeVまでのビーム加速試験や加速管の高出力試験を成功裏に終了し、大電流ビーム加速の見通しを得たところである。

〈燃料および燃料サイクル技術の開発〉

専焼炉が技術的に成り立つかどうかは燃料の成立性にかかっている。消滅処理の対象はMAおよび長半減期核分裂生成物であるが、これらについての取り扱い経験は乏しい。そこで、これら核種を含有する燃料の調製技術開発と特性

研究を行うとともに、リサイクル技術の検討を行っている。

これまでに、炭素熱還元法による窒化ネプツニウム調製法を開発し、高速誘電加熱ゲル化法によりアクチノイド固体微小球製造法開発や、高温化学再処理を目指した窒化ウランの熔融塩電解試験を行い、金属ウランの回収に成功した。今後は、窒化物燃料を製作し、照射実験により照射挙動を調べる予定である。

8.2 電中研における研究開発

高温冶金法により群分離、再処理と、金属燃料高速炉とを組み合わせ、プルトニウムとともにMAを燃焼させてしまう群分離・消滅処理方式についての実験を含めた精力的な研究を国内外の研究機関の協力を得て行っている。

8.3 動燃における研究開発

動燃では、PUREX法再処理を高度化してUやPuとともにMAも抽出し、酸化物燃料として高速増殖炉で燃焼させる技術の開発を行っている。最近では、PuのリサイクルのついでにMAと一緒に燃焼させて、環境への負荷の低減と、核不拡散性向上をねらったアクチノイドリサイクル技術としての展開を図っている。

その他、大学や産業界においてもこの分野の研究が盛んになってきた。

8.4 海外における群分離・消滅処理研究開発

日本のオメガ計画に触発されて多くの国においてこの分野の研究開発が行われるようになった。とくにフランスが大変精力的に群分離・消滅処理研究開発を行っている。1991年末に成立した「放射性廃棄物管理法」の下で、SPIN(Separation & Incineration)計画として15年間、地層処分研究とともに群分離・消滅処理研究開発を行うことが要求されている。HLWの最終処分法は15年後に決定することになっている。SPIN計画にはヨーロッパの英国を除く主要原子力国が協力しており、最近の研究の進展ぶりは著しいものがある。

ロシアではチェルノブイリ事故や放射性廃棄

物の問題に頭を悩ましていた旧ソ連時代の原子力関係政府高官が日本のオメガ計画のことを知り、「長半減期核種が存在しない原子力システムを開発すべし」と号令して、群分離・消滅処理研究が始まったそうであり、多くの研究所で群分離・消滅処理関連の研究が行われている。

わが国の呼びかけで、経済開発協力機構原子力機関 (OECD/NEA) の下で、群分離・消滅処理に関する情報交換計画が 1988 年に発足し、幅広い視点からの議論が研究の方向を決めるうえで大変有意義なものとなっている。

1994 年 12 月にフランスのカグラッシュ研究所において第 3 回 OECD/NEA 群分離・消滅処理情報交換会議が開催され、この分野における最新の情報交換が行われた。ここでの議論を基に、群分離・消滅処理技術の現状をまとめると以下のようなものである。

- ① 群分離に関しては、実験データを基に種々の方式の比較ができるようになってきた。また、実験室規模から工学プロセスへ展開すべき段階にある。
- ② 消滅処理システムに関しては、非常に多数の概念が検討されているが、今後同じ技術ベースを基にした比較が重要となる。
- ③ MA 含有燃料・ターゲットの照射実験が進行中であり、これから得られるデータを基に消滅処理システム設計の具体化が期待できる。

9. 地層処分と消滅処理

地層処分の安全評価における地下水シナリオでは、ガラス固化体埋設から 1000 年経過後に人工バリアの性能が劣化し、ガラス固化体に地下水が接触し、放射性核種が地下水中に溶け出して地下を移動し最終的に生物圏に到達する。地下水中の放射性核種の濃度は、Cs 等の溶解度の大きな元素ではガラス固化体内に含まれる元素の量に比例する (調和溶解) ので、ガラス固化体内のインベントリを減らすことにより地下水中の濃度を減らすことができる。一方、Np 等の溶解度の小さな元素では溶解度により制限を受け (溶解度限界溶解)、ガラス固化体内のイン

ベントリを減らしても必ずしも地下水中の濃度を減らすことにはならない [4, 5]。

このことから、消滅処理により HLW 中の長半減期核種量を低減させても地層処分の環境安全性を向上させることにならないので、消滅処理の意義はないとの意見がある [5]。この議論では、消滅処理をしたうえで、さらに消滅処理しない場合と同じ現在考えられている地層処分をするものとしており、これでは消滅処理に否定的な結論になるのは当然であろう。なぜなら、現状の地層処分で環境安全は確保できるとの立場からすれば、これに何かを追加してもその意義はほとんどないことになるからである。

群分離・消滅処理研究開発を行っている立場からすると、完全な群分離と消滅処理をすれば HLW 中から MA や長半減期 FP をなくすことになり、地層処分システムはもっと簡単なものでよいのではないかと考えられる。たとえば、群分離・消滅処理した後の HLW であれば 1000 年間程度の隔離性を保証できる程度の地層処分のことである。ここで完全な群分離・消滅処理とは、群分離・消滅処理サイクルからの二次廃棄物中に MA や長半減期 FP をまったく含まないようなものである。長半減期 FP とは半減期が 30 年以上の FP 核種のことである。半減期が 30 年以下であれば、900 年後 (半減期の 30 倍以上) には放射能は 10 億分の 1 以下になってしまう。

現実には群分離段階で MA のわずかではあるが回収漏れがあり (実験室規模の試験では 0.1~0.2% 程度)、長半減期 FP には消滅処理に不向きなものもあり、これらは廃棄物として最終処分されなければならない。すなわち、群分離・消滅処理の二次廃棄物はわずかな α 放射体と長半減期 FP を含み大部分が半減期 30 年未満の FP からなるが、この二次廃棄物に対する補完的地層処分は現状の地層処分に比べて簡易型でよいのか検討する必要がある。

地層処分のバリア性能評価においては地層安定性、水理学的安定性、適正な地球化学的環境条件を前提にしているが、これらに対する一般市民の理解確保は容易ではない。さらに、地層

処分実施に際しては超長期にわたる安全性の実証が要求されることも想定されるが、この実証も至難のことであろう。

エネルギー総合研究所の村野氏は地層処分の歩みを3つの時期に分け、第II期(1970年代中頃～80年代)において現在の技術が確立され、第III期(1990年代～地層処分実施前)は専門家と一般市民の間の相互理解確立に必要な時期である、としているが[6]、現状を見ると相互理解確立は大変難しい問題であるように思われる。このように、地層処分には社会的受容性という壁がある。

一方、群分離・消滅処理には二次廃棄物最終処分の問題がある。この対策として補完的に地層処分が必要になるであろうが、この場合の地層処分は現在考えられているものよりは簡便なものでよいはずである。今後、群分離・消滅処理と簡易型地層処分をリンクした検討が必要になる。地層処分研究者の立場から、現行地層処分の性能向上のために群分離・消滅処理をその補完的システムとして最適化して用いる提案がなされた[7]。しかし、群分離・消滅処理を地層処分の補完的システムとして用いる考えは先に述べたように地層処分の性能向上に寄与するところは少ないであろう。むしろ、上に述べたような消滅処理の補完システムとしての簡易型地層処分を地層処分研究者に検討していただくことを提案したい。こうすることにより、HLW最終処分に関して少なくとも2つの技術的選択肢、すなわち、地層処分+補完型群分離・消滅処理(地層処分性能向上に寄与する場合)と、群分離・消滅処理+簡易型補完的地層処分を社会に提案できる。

消滅処理に批判的な立場から、ウラン濃縮テイルを消滅処理しない限り消滅処理の意義はないとの指摘もある[8]。これは消滅処理の意義に対する認識不足からくるものである。ウラン濃縮テイルはもともと地球上に存在しているウラン鉱石を採鉱、精錬し、濃縮した際に残滓として残ったものであり、これに含まれる放射性物質は濃度こそ高くなっているが、もともと地球上に存在していたものである。これに対して、

HLWはわれわれが創り出したものであり、消滅処理はこのわれわれが創り出した放射性物質のうち、半減期が非常に長いためわれわれのずっと先の世代まで放射能毒性を持ち続ける核種を核反応によって処理してしまう技術である。ウラン濃縮テイルは高速増殖炉の時代になれば資源として使われるものであり、高速増殖炉を選択しない国においてはウラン鉱山に埋め戻せばすむ話であり、消滅処理が対象とする必要のないものである。

10. おわりに

HLW処理処分の問題は原子力を現在以上の規模で展開していくうえで安全性、経済性の問題とともに重要な問題であり、また、これ以上原子力に依存しないとする国にとってもやはり解決しなければならない問題である。HLW処理処分のような社会的合意がなければ実施することのできない大きな技術にはいくつかの選択肢が必要である。その意味からも群分離・消滅処理研究開発は大きな意味がある。今後、群分離・消滅処理技術と地層処分技術の情報交換を進め、より合理的なHLW処理処分技術を開発していく必要がある。

群分離・消滅処理は難しい技術ではあるが、一方で、原子力の技術にブレークスルーをもたらす可能性を秘めている。わが国が提案し、ヨーロッパやロシアにおいてもこの分野の研究開発が盛んになった。今後わが国がこの分野におけるリーダーシップを取り続ける覚悟が必要である。

11. 謝辞

本報は、地層処分と消滅処理の関係に関する原研環境安全研究部中山真一氏との議論に啓発されてまとめたものである。

12. 参考文献

- [1] 消滅処理研究専門委員会報告書：「消滅処理研究の現状」、日本原子力学会(1994)。
- [2] 向山武彦編著：特集「高レベル廃棄物の消滅処理研究開発」、原子力誌、37、159(1995)。

[3] 高橋博、向山武彦：核種の半減期への挑戦—放射性核種の消滅処理、原子力誌、33、837 (1991).

[4] 安俊弘 他：高レベル放射性廃棄物地層処分における多重バリア性能の定量的評価、原子力誌、37、59 (1995).

[5] 中山真一、安俊弘：群分離・消滅処理技術による放射性廃棄物処分の環境安全性についてのコメント、放射性廃棄物研究、2、27 (1996).

[6] 村野徹：高レベル放射性廃棄物地層処分の歩み 主として米国の歴史を中心に、原子力誌、37、29 (1995).

[7] 安俊弘：特集「高レベル廃棄物の消滅処理研究開発 V、地層処分と消滅処理」、原子力誌、37、181 (1995).

[8] Pigford, T.H.：私信 (於・NUCEF シンポジウム、1995年11月).