

湿式群分離と廃棄物[†]森田泰治^{††}久保田益充^{††}

日本原子力研究所(原研)では、高レベル廃液中の元素を、超ウラン元素群、Tc-白金族元素群、Sr-Cs群およびその他の元素群の4群に分離する群分離プロセスを開発中である。本論文では、この4群群分離プロセスで分離される各群の内容およびその後の処理法について、また発生する廃棄物の種類、組成等について検討した結果を示す。さらに、これらの廃棄物の処分法の可能性についても検討する。

分離された超ウラン元素は消滅処理へ、Tcは利用もしくは消滅処理へ、白金族元素は利用のための一時貯蔵へ向けられ、直接的には廃棄物とならない。Sr-Csについては、無機イオン交換体による吸着の後、か焼することによって安定な固化体とすることができる。これは廃棄物の減容に貢献する。その他の元素群のガラス固化体は、発熱の問題が軽減されているので、中間貯蔵や地層処分での負担が少ない。原研で開発している群分離の二次廃棄物では、抽出溶媒処理後のリン酸塩と、U逆抽出剤からのナトリウムが主なものである。これらの廃棄物中の α 放射性核種の濃度を低くすることが重要である。

In Japan Atomic Energy Research Institute, partitioning has been studied to separate elements in high-level liquid waste into four groups: transuranium elements, Tc-platinum group metals, Sr-Cs and the other elements. The present paper deals with the study on the compositions of the separated fractions and their treatment after partitioning, and on the sorts and constituents of the secondary waste. Additionally, possible methods of the waste disposal after partitioning are discussed.

The separated transuranium elements are to be transmuted, Tc is to be utilized or transmuted and platinum group metals are to be utilized. Therefore, they are not waste in a direct sense. Sr and Cs are solidified into a very stable form by direct calcination of the inorganic ion exchangers loaded with them. This contributes to the reduction of the waste volume. The other elements are vitrified. Since the resultant glass contains less heat generator, it will more easily be stored intermediately and disposed of into deep ground. As for the secondary waste, phosphate from the decomposition of the used solvent and sodium from the reagent for U back-extraction are two of major wastes. It is very important to reduce the concentration of α -emitter in these wastes.

1. はじめに

高レベル廃棄物の群分離—消滅処理の研究が再び脚光を浴びるようになり、世界的にも国内的にも各所で研究が行われている。群分離の目的は、国内の研究開発のよりどころとなっているオメガ計画(OMEGA: Option Making Extra Gains of Actinides and fission products)の名に込められているように、資源として活用できる元素あるいは核種の有効利用の道を開くことが1つであり、高レベル廃棄物のより合理的な

処分システムを構築すること(原子力長計[1]では「処分に伴う環境への負荷の低減」)が1つである。前者の目的については、過去においてさまざまな元素あるいは核種のさまざまな利用の可能性について研究されたが[2, 3]、実際に大規模な需要があるわけではないので、考え方として十分正当であっても(いわば資源ごみの回収である)、現時点での着目度はそう高くない。後者の目的に対しては、立場、考え方の違いにより意見が分かれ、議論的となっているところである。この議論の前提として、群分離によりどのように高レベル廃液中の元素が分けられるか、どのような廃棄物が発生するかをまず知らねばならない。

[†]Wet Partitioning and Waste Treatment, by Yasuji Morita and Masumitsu Kubota

^{††}日本原子力研究所燃料研究部 Department of Chemistry and Fuel Research, Japan Atomic Energy Research Institute

そこで、本論文では、日本原子力研究所(原研)で開発中の群分離プロセスより生ずる分離された製品および廃棄物の種類、組成等についての検討結果を示す。さらに、これらの廃棄物の処分法の可能性についても検討する。こういった群分離後の廃棄物に対する(実験的)検討は現時点で十分ではないが、群分離後の廃棄物の性状の提示→新しいあるいは簡易化された処分法の創出あるいは提案→廃棄物の満たすべき要件のフィードバック→群分離プロセスの改良というようなサイクルを経て群分離プロセスをより高度なものにしていくべきであり、本論文は、その第一歩であると考えている。

2. 原研で開発中の群分離プロセスの概要

原研群分離研究室において開発中の4群群分離プロセスは、図1に示すように、超ウラン元素(TRU)、Tc-白金族元素(PGM)、Sr-Csを分離するものである[4,5]。すなわち、その他の元素群と合わせて4群に分離する。このプロ

セスでは、分離法に関していくつかの選択肢がある。以下に、3章での発生する廃棄物についての評価の際に用いる分離法を選択しながら、プロセスの概要を紹介する。

アクチノイド(TRUに加えてUも回収するため以下ではこの表現を用いる)の分離にはジイソデシルリン酸(DIDPA: diisodecylphosphoric acid)による抽出法を用いている。このDIDPA抽出のためには、高レベル放射性廃液(HLLW)の硝酸濃度を0.5M程度に調整する必要があって、これに脱硝法を適用する。この際、Zr、MoおよびTeのほとんどが沈殿するが、かなりの割合のPuも共沈する[6]。これは短所ではあるが、濃縮時に生成する沈殿およびPurexプロセス溶解工程での不溶解残渣にもPuが混入する(再処理で回収するPuに対しては微量であっても、群分離にとっては無視できない量)と考えられるので、沈殿からのPu回収は避けられない。

さて、DIDPA抽出法について、いくつかの抽

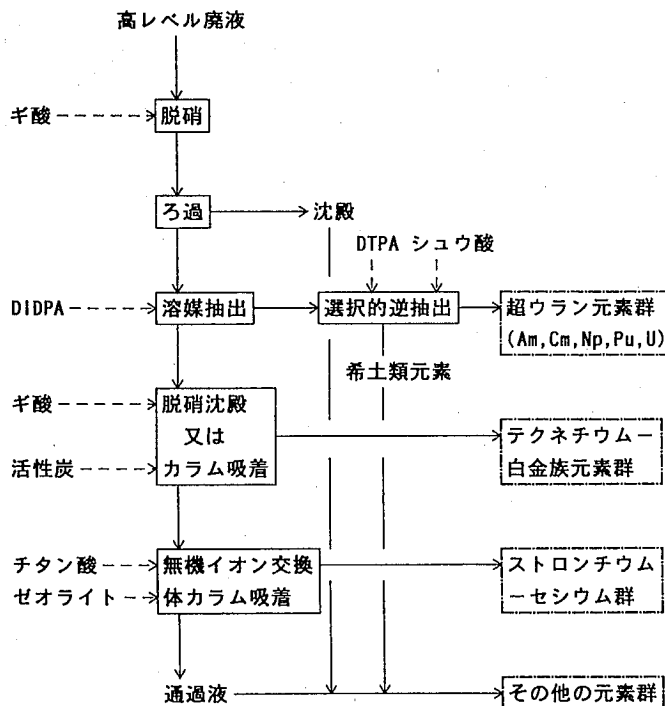


図1 原研で開発中の4群群分離プロセス

出プロセスのフローシートを検討しているが、ここでは、図2にフローを示した2-サイクルプロセス [7] を選択する。このフローでは、HLLW より、まずアクチノイドを一括抽出し (高温、過酸化水素の添加は Np の高回収率を得るため)、次に、4 M 硝酸で Am、Cm およびランタノイド (Ln) を、シュウ酸で Np、Pu を、炭酸ナトリウムで U をそれぞれ逆抽出する。逆抽出された Am、Cm および Ln に対しては、DIDPA で再抽出した後、錯形成剤であるジエチレントリアミン五酢酸 (DTPA) の溶液により Am、Cm を選択的に逆抽出することによって Ln から分離する。この DTPA 逆抽出工程を第1サイクルに組み込み、第2サイクルをなくした1-サイクルプロセスも成立する。しかし、この1-サイクルプロセスは、工程数が少ないという利点がある一方で、DTPA 逆抽出工程での元素 (とくに Fe) 濃度をあまり高められない

め必要な溶媒量が多くなり、抽出装置の規模が大きくなるという欠点を有する。どちらのプロセスが最適であるかはコスト評価等さらに検討を要する。

さて、抽出、逆抽出の各ステップでのアクチノイド回収率および核分裂生成物 (FP)、腐食生成物 (CP) の挙動はこれまでの研究 [5、8] でほぼ確定できる。アクチノイドに関しては、抽出で Am, Cm, Pu, U > 99.99%、Np > 99.95%、4 M 硝酸による逆抽出で Am, Cm, Ln > 99.99%、0.8 M シュウ酸による逆抽出で Np, Pu > 99.9%、炭酸ナトリウムによる逆抽出で U > 99.9%、DTPA 溶液による逆抽出で Am, Cm > 99.99% の収率が見込まれる。これらの回収率の多くは、実廃液あるいは模擬廃液を用いた連続試験で確認したものであるが、一部はバッチ試験の結果から推定したものである。いずれも、プロセス条件を適切に設定することによ

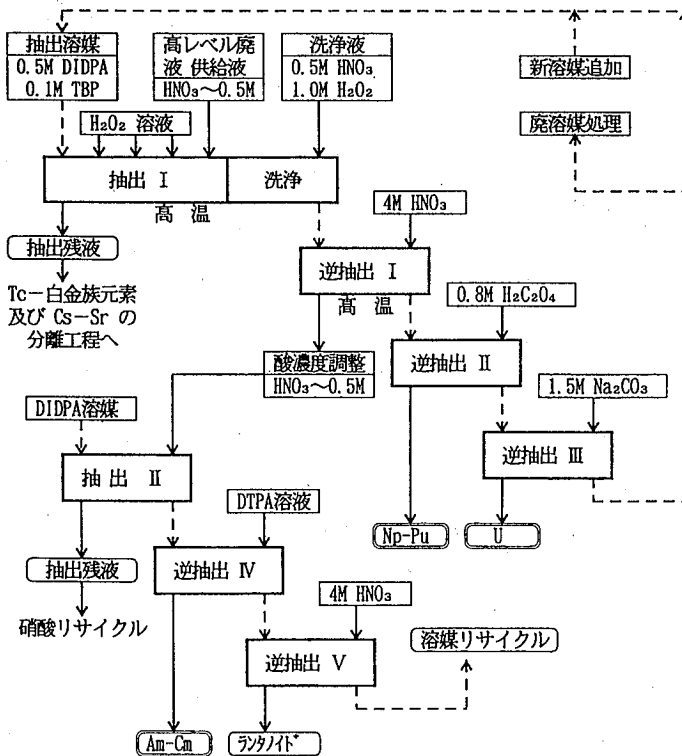


図2 Am、Cm とランタノイドとの分離を含む DIDPA 抽出プロセス (2-サイクルプロセス)

って、十分達成可能である。

FP、CPでは、Ln、Y、Feが定量的に抽出される元素である。Lnは第1サイクルでAm、Cmと挙動を共にし、第2サイクルDTPA逆抽出工程でAm、Cmから分離される。ここで、Am、Cmに同伴するLnの割合は、HLLW中のLnに対して、約1%に抑えることができると評価している。Feはシュウ酸逆抽出工程で、Yは炭酸ナトリウム逆抽出工程でそれぞれ溶媒より回収される。Uの逆抽出剤として塩フリー試薬である炭酸ヒドラジンも有効だが、Yを逆抽出できないので[9]、ここでは炭酸ナトリウムを選択した。(ただし、いずれの場合もエマルジョン生成防止のためアルコールの添加が必要。)

DIDPA抽出工程第1サイクルの抽出残液は、次にTc-PGM回収工程に入る。ここでの分離法としては、脱硝による沈殿法[10]と活性炭による吸着法[11]について研究してきた。沈殿法では、Tcの回収率がPGM濃度に依存するという難点があるが、沈殿すればTcは過酸化水素により選択的に溶解できるという利点がある。吸着法では、PGMの回収(とくに溶離)に難点があるが、Tcは確実に回収できる。実廃液において、沈殿法でTcが回収できないほどにはPGM濃度は低下しないと考えられるので、沈殿法は十分適用可能であり、3章での評価でもこれを用いる。

Sr、Csの分離には、無機イオン交換体による吸着法を開発した。Srの吸着にチタン酸を、Csの吸着にゼオライト(天然モルデナイト)を用いており、これら交換体は、そのまま1200°C程度で焼することで、熱的にも化学的にも安定な固化体とすることができる[12]。これが、この方法の最大の利点であり、しかも、廃棄物の減容を達成できるので、より合理的な処分という目的にかなう方法である。SrとCsとを分ける必要がないので、簡便な方法として、吸着においてはチタン酸とモルデナイトとの混合カラムを用いている。Sr-90のアイソトープ利用(たとえば熱電池)やCs-137の γ 線源としての利用のためには分離法の変更が必要である。

以上紹介した群分離プロセスをモデルとし

て、分離後の製品および発生廃棄物について評価を試みる。

3. 群分離からの製品と発生廃棄物の推定

表1および表2に、原研の群分離プロセスから生ずる分離された目的元素の製品と廃棄物の内容、およびその後の処理に関する検討結果を示す。回収率、混入率は、すべて高レベル廃液中の量に対する比である。製品の内容に関しては、2章で紹介したように、かなりの部分実験室レベルでの検討により確かめられたものである。廃棄物に対する検討は十分でなく、楽観的すぎると見る向きもあろうかと思うが、ある意味で開発目標ととらえていただきたい。ただし、まったく実現不可能と考えられるような数値、内容は含んでいない。以下順に説明を加える。

アクチノイドの回収率は2章で述べたDIDPA抽出プロセスにおける抽出率、逆抽出率の試験結果あるいは推定値をもとにしている。Am、Cmは、DTPA逆抽出によりLnと分離され、純度約75%の製品が得られると見込んでいる。消滅処理における炉物理上あるいは燃料製造上の要求により、さらにAm、Cmの純度を上げる必要のあるときは、DIDPA抽出プロセスの改良を行うかあるいは精製工程を付加する。99.97%という回収率は、第2サイクル抽出残液をリサイクルするとした場合の値であり、残り0.03%のAm、Cmは、PGM沈殿(第1サイクル抽出残液)、Uフラクションおよびその他の元素群(Lnフラクション)にそれぞれ0.01%移行する。

Np-Puフラクションに対しては、シュウ酸塩沈殿法により、Feと分離しつつ酸化物に転換することが可能と推定している。Puについては、2章で述べたように、不溶解残渣および濃縮・脱硝時の沈殿からの回収法の開発が必要であり、これが本検討において最も未確定の部分である。Uの回収については連続試験で確認していないが、分配比は十分低いので実際には表中の99.9%よりさらに高い値が得られると考えている。このU回収のための炭酸ナトリウム逆抽出を行うと、溶媒中に残存するほぼすべての

表1 群分離後の製品（分離目的元素）の内容とその後の処理に関する検討

製品名	分離後の形態	回収率	混入元素とその混入率	精製または後処理	最終形態	備考
Am, Cm	DTPA-乳酸溶液	>99.97%	Ln~1%, 純度~75%	必要ならばさらにLn分離	酸化物(窒化物)	DTPA溶液→硝酸溶液は可能 直接酸化物にできるかは未検討
Np, Pu	シュウ酸溶液	Np>99.85% Pu~30%	Fe~100% Rh, Ru, Zr, Mo 微量	酸化物にする段階 でFeと分離	酸化物(窒化物)	
Pu	沈殿からの 回収液	Pu~70%	未検討		酸化物(硝酸溶液)	硝酸溶液に転換できれば、 再処理ヘリサイクル
U	炭酸ナトリウム 溶液	>99.9%	Y~100%, Fe微量 Np<0.1%, Am, Cm<0.01%	Na, Y, 溶媒分解生 成物の分離除去	酸化物(硝酸溶液)	Naを除去し、硝酸溶液に転換 できれば再処理ヘリサイクル
Tc	過酸化水素 溶液	>99%	PGM微量, 他の元素未検討	過酸化水素分解	利用、処分法による	
PGM	沈殿物	>99%	Cr~100%, Sr等少量 Np<0.05%, Pu, Am, Cm<0.01%	Sr等の洗浄・除去後、 貯蔵に適した形に する	金属(?)	
Sr, Cs	無機イオン交 換体吸着体	>99.9%	Ba, Ni~100% U<0.01%, Pu, MA<0.0001%	不活性雰囲気での か焼(ホットプレス)	か焼体 (鉛充填固化体?)	処分を想定した処理法である 但し、熱利用はあり得る

Ln: ランタノイド、 PGM: 白金族元素(Ru, Rh, Pd)、 MA: マイナーアクチノイド(Np, Am, Cm)

表2 群分離後の廃棄物の内容とその後の処理に関する検討

種類	群分離後の形態	成分元素、混入元素	処理法	最終的或いは 中間的な形態	発生量概算 (SF1ton当たり)	備考
その他の 元素群	①沈殿物或いはその溶解液 ②4M硝酸溶液 ③無機イオン交換体通過液 ④後処理での分離液	Zr, Mo, Te, α <0.01% Ln, Am, Cm<0.01% Na, α <0.00001% Fe, Y, Np, Pu<0.01%	まとめてガラス固化 (総合して α <0.02%)	ガラス固化体	成分元素酸化物 24.7kg ガラス固化体(25%) 100kg	不溶解残渣中の Zr, Moを含む
廃溶媒	DIDPA-TBP-ドデカン	U<0.1%, MA<0.001% Zr, Mo, Fe極微量, Ru微量	Purex TBP溶媒の 処理法を適用する	リン酸塩	CaHPO ₄ として 40.8kg	第1サイクル10回、 第2サイクル20回 使用
U逆抽出後の 洗浄液	硝酸、硝酸ナトリウム エタノール 混合液	U<0.0001% Pu, MA<0.00001%	エタノール除去	硝酸ナトリウム	NaNO ₃ として 127.5kg	
第2サイクル 抽出残渣液	0.5M硝酸	Am, Cm, Ln<0.01%, FP等極微量	濃縮後リサイクル	-		
沈殿からのPu 回収二次廃液	未検討	Pu 7%				
精製、後処理 廃液	①DTPA-乳酸(Am, Cm) ②シュウ酸(Np, Pu) ③炭酸ナトリウム(U)	精製、後処理の 方法による	分解処理(?) 分解処理 分解処理	ガスのみ(?) ガスのみ 硝酸ナトリウム	NaNO ₃ として 127.5kg	
オフガス処理 材料	フィルター 吸着剤(?)					

元素が同時に洗い出される。すなわち、この工程は、使用溶溶媒の α 放射性核種の濃度を下げるといった機能も持つ。

Tcについては、脱硝沈殿の後、過酸化水素により選択的に溶解してほぼ単独の溶液が得られ

る。ただし、元素混入率についてはなお検討を要する。Sr、Csを吸着した無機イオン交換体に対しては、か焼することによって熱的にも化学的にも安定な固化体とすることができる。この際、Csの揮発を抑えるため不活性雰囲気としな

なければならない [13]。ホットプレスを行うと、か焼体体積はプレス前の約 1/2 になる。ホットプレスを行わず、か焼体の空隙に鉛を充填する方法も提案された [14]。

表 2 に示した廃棄物のうち、いわゆる 4 群の 1 つであるその他の元素群が唯一放射能レベルの高い廃棄物であるが、発熱の主体である Sr、Cs を含んでいない点が重要である。4 種類の発生源のうち、「①沈殿あるいはその溶解液」と「④後処理での分離液」については検討が進んでいないので、 α 放射性核種の混入率はあくまで目標値である。これら 4 種をまとめてガラス固化するが、25% 含有が可能であれば、燃焼度 33,000 MWd/t の軽水炉使用済み燃料 (SF) 1 トン (から生ずる HLLW) 当たりの固化体重量は 100 kg となる。なお、「③無機イオン交換体通過液」は、カラム吸着の方法によってはほとんど放射能を含まない溶液にできるので、別に処理することも考えられる。また、ガラス固化体の性能劣化の原因となる Mo を含む「①沈殿あるいはその溶解液」をあえて混合せず、別に固化するという選択もありうる。

次に重要な廃溶媒の発生量については、何回リサイクル使用するか大きく依存する。U のための炭酸ナトリウムによる逆抽出は、溶媒の分解生成物に対する洗浄効果を有することが確認されているが、これがまったくなくとしても、第 1 サイクルでは最低でも 10 回は使用できると、放射線量、分解量、および分解生成物の元素の抽出・逆抽出に及ぼす影響に関する検討結果から推定できる。放射能レベルの低い第 2 サイクルではさらに多数回使用できる (ここでは第 1 サイクルの 2 倍とした)。SF 1 トンから生ずる HLLW の処理に必要な溶媒の量は、第 1 サイクル 3000 L、第 2 サイクル 4000 L であると評価しているので、これらをそれぞれリサイクル回数で除して、処理すべき量、処理後の廃棄物量が計算できる。廃溶媒の処理法については、同じリン酸エステルである Purex プロセスの TBP 溶媒の処理と同じ方法が適用できると考えている。

U の逆抽出で炭酸ナトリウムを使用するの

で、この工程の後 DIDPA は Na 型になる。よって、溶媒をリサイクルするためには Na の洗浄・除去が必要である。この洗浄液と、U を逆抽出した炭酸ナトリウム液からの Na が最も重量の大きい廃棄物となる。この Na 廃棄物中の α 放射性核種の含有率を低くできるか否かは非常に重要である。また、Y の逆抽出を別の方法で行うとすれば、U 逆抽出で炭酸ヒドラジンを用いることができ、この Na 廃棄物は発生しなくなる。これは今後の開発課題である。

第 2 サイクル抽出残液は抽出漏れの Am、Cm を含有するが、Ln 以外の他の元素をほとんど含まないのでリサイクルが可能とした。リサイクルしないならばその他の元素群に混ぜてしまうのが簡便だが、ガラス固化体中の α 混入率がやや増大する。

沈殿からの Pu 回収に伴い二次廃液が発生すると考えられるが、これについては未検討であることは先に述べたとおりである。各アクチノイドフラクションからアクチノイドを回収した後の廃液については精製、後処理廃液として表中に記した。③の Na を別にして、①、②は塩フリーであるので明らかに固体廃棄物としては発生しない。しかし、①では pH 調整にアンモニアを用いているので、この点を考慮した処理法開発が必要である。

脱硝や廃溶媒処理等で発生するオフガスに対しては処理が必要で、ここから廃棄物が発生するが、詳細は検討していない。

4. 群分離後の各フラクションの処分

本章では、群分離によって発生する廃棄物の処分法について考察を加える。表 1 に示した各フラクションは、分離目的元素であるということで、「製品」と名づけており、直接的には廃棄物ではない。利用できればまさに「製品」となる。しかし、利用しない場合はもちろんとして、利用した場合でもそれが終了した後放射能が残留していれば、放射性廃棄物となる。群分離後の廃棄物固化体の処分を考えたとき、どのような潜在的メリットがあるだろうか。群分離により、①中間貯蔵および輸送 (貯蔵場所から処分場) の

負担軽減、②処分法の簡易化、③超長寿命核種含有廃棄物の高減容化等が図られる可能性がある。以下に、各フラクションの処分について考えてみる。

アクチノイドフラクションのうち、U、Puについては、硝酸溶液の形にして再処理ヘリサイクルするのが簡便である。この際、多少のFP、CPが混入していても問題ない(UフラクションのNaは分離しなくてはならない)。元素量は、再処理でのU、Puの量に比べればごくわずか(<0.5%)である。

いわゆるマイナーアクチノイド(MA)であるAm、CmおよびNpとNpに同伴してくるPuは消滅処理の対象となる。「群分離-消滅処理(P-T)」に対する総合評価では、消滅処理サイクルで生ずる廃棄物についても考慮しなければならないが、ここではPurexプロセスからのHLLWの群分離に対象を絞っている。また、P-Tと同じようにP-C(群分離-コンディショニング)も重要である。高減容化されたMAは、長期貯蔵する場合も負担が少ない。処分するようになった場合も、体積が小さいので、あえてコストをかけて非常に厳密な人工バリア(こういうものが存在するかどうか不明だが)を施して処分するということもありえるかもしれない。宇宙投棄[15]という処分法も考えられているが、この場合、特定の成分を分離して高減容化することが前提となっている。現時点で、現実的なものはなく、またこのようなオプションをとる必然性もないが、P-Cという基本概念は今後重要性を増してくると思われる。しかし、基本は消滅処理であるので、消滅処理サイクルでの廃棄物について今後検討を進める必要がある。

Tcに対しては、利用の他に消滅処理を行うという選択もあって、それを旨とした研究も諸外国で進められている。分離したTcをすぐに処分するという選択はありえない。PGMの分離は基本的に利用を目的とするもので、処分には結びつかない。一方、PGMを分離することは、残りの廃棄物のガラス固化体の品質向上につながるという指摘もある[16]。利用に当たっては、放射能の減衰を待たねばならず、30~50

年の貯蔵に適した形にすることが必要である。

Sr-Csフラクションは、安定で、体積の小さくなった固化体であり、中間貯蔵には非常に好ましい形となっている。かつて原研の行った評価[17,18]では、ホットプレスされたSr、Csを含む焼体は、群分離せずに高レベル廃棄物を一括して固化したガラス固化体(以下一括ガラス固化体と呼ぶ)に比べ、重量で約1/3、体積で約1/5であるとの結果を得ている。鉛充填固化体としてもその体積は一括ガラス固化体に比較して約2/5である。高温まで(1000°C以上、鉛充填固化体では鉛の融点327°Cが限度だが熱伝導率は高い)耐えること(もちろん容器材料の許容温度も考慮しなければならない)、体積の小さいことから中間貯蔵時の熱利用の可能性が検討する価値のある範囲に入ってくる。中間貯蔵後の処分に当たっては、貯蔵期間を一括ガラス固化体より長くする必要があるだろうが、輸送体積の減少(その他の元素群ガラス固化体と合わせても体積は約半分である[18])という便益がある。一方で、貯蔵期間にもよるが発熱密度の高い固化体を処分することになるという損失もあるので、これに対する評価が必要である。処分に当たっては、固化体そのものの耐熱性ではなく、周辺人工バリアへの熱影響の方が制限因子となるだろう。

さて、群分離後の純粋な意味での廃棄物で唯一の高レベル廃棄物であるその他の元素群ガラス固化体に対しては、中間貯蔵なしにあるいは短期間の貯蔵の後、深地層処分ができるだろう。燃焼度33,000 MWd/tのSFを5年冷却の後再処理・群分離したとき、このその他の元素群からの発熱量は、廃棄物全体の発熱量に対して約1/9、表2に示したようにガラス固化化してその固化体の発熱密度は、約5 W/Lと計算される。これを5年間貯蔵すると発熱量は約1/20に減少し、発熱密度は0.3 W/L以下となる。アクチノイドを分離するよりもSr、Csを分離することの方が処分に及ぼすインパクトは大きいとも言われる[18]。Sr-Cs固化体の処分と合わせて考えなければならないので、結論的なことは言えないが、少なくともこのその他の元素

群のガラス固化体に対しては、一括ガラス固化体の処分と比較して処分密度を高められるだろう。体積が小さく、処分密度を高められるのであれば、処分場も小さくてよく、それだけ処分サイト選定の可能性が広がる可能性がある。ちなみに、このその他の元素群のガラス固化体における α 放射能の濃度は、本評価で用いている0.02%の混入率であれば、mCi/kgのオーダーである。

高レベル廃棄物ガラス固化体の深地層処分において人工バリアより放出される放射性核種の毒性についての評価[19]では、Am、Cmを分離した場合、Am、Cmの除染係数1000程度までは毒性ピークの低減が見られることが示されている。一方で、緩衝材を厚くすることによってもピークの低減があり、その低減モードに違いがあることが指摘されている。すなわち、地層処分に起因する毒性の低減が必要なとき、群分離によって処分する廃棄物中の放射性核種の種類と量を減少させることによってこれを達成することもできるが、処分における人工バリアの設計パラメータの変更によっても容易に達成できる。しかし、毒性をこれ以上低減させる必要のない処分方策、つまり十分安全な処分法に対する群分離の効果についての検討も必要である。この場合、アクチノイドを除去することによって毒性低減があるならば、その分、つまり同じ毒性レベル、安全性レベルを保つ範囲で処分法の簡易化、たとえば緩衝材厚みの縮小、を図ってよいことになる。この場合の簡易化は処分コストの削減につながるようなものでなければならない。原研の群分離プロセスが目指す元素の種類に応じた固化処理と合わせて、これは、より合理的な処分という目的が意図するところである。(上記における「毒性」は文献19で持ち出されたある種の指標であって、これだけで地層処分の安全性評価がなされるわけではない。ここでは、群分離に絡めて地層処分を考えたときの方向性を示している。)

しかしながら、処分に関わるパラメータは、必ずしも直接的に処分する廃棄物の内容によって、つまり廃棄物中の放射性核種の種類、量に

比例するような形で、決定されているわけではないことに注意しなければならない。たとえば、オーバーパックの厚みは、主として、①深部地下環境における耐食性、②膨潤圧や地圧に対する機械的強度、および③ハンドリング時の遮へい性能の3点から決定される[20]。炭素鋼オーバーパックについての動力炉・核燃料開発事業団の研究では、①については50mmで十分であるのに対し、②について200mm以上の厚みが必要であることが示されている。処分後のある期間とにかく機械的強度が保たなければならないならば、オーバーパックの厚みは最低200mm必要ということになる。群分離により処分法の簡易化が図られるといっても限界がある。

ところで、最近学会誌において「高レベル放射性廃棄物処分の安全評価の現状と課題」と題する特集記事[21]が掲載され、このなかで群分離・消滅処理と地層処分との関係についても言及された[22]。ここでは、群分離消滅処理によって図られる地層処分の「安全性」向上の可能性とその程度が、「安全性」を3つの観点に分けて議論されている。本論文では、安全性の向上ではなく、処分の合理化について、地層処分の「通常シナリオ」に基づく評価、すなわち、「緩やかな過程」による放射性核種の漏洩についての決定論的評価を対象として検討した。こういった評価において安全性の向上が必要と結論されるならば、まずは処分パラメータの変更によって対処されるべきである。安全性の向上という観点も含め、群分離と地層処分との関係についてさらに議論する価値があると考えられるのは、文献21での表現を借りて述べれば、地震、断層運動のような自然現象や人間活動等「突発的に発生する事象」を含むシナリオや、何らかの理由によって「人工バリアが所与の機能を発揮しなくなった場合」に対する評価においてであろう。

最後に、群分離によって発生する真の意味での二次廃棄物である表2の廃溶媒以下の廃棄物についてふれる。二次廃棄物については、発生量を抑えるよう努力することがまず第一である

が、発生する廃棄物に対しては、先にも述べたが、 α 放射性核種の含有量を十分低くすることが重要である。希釈法ではなく、深地層処分の対象となる TRU 廃棄物の基準を免れるような廃棄物にするべく、プロセス、処理法の開発を進めなければならない。

5. おわりに

以上、原研で開発中の群分離プロセスで発生する製品と廃棄物およびそれらの処分の可能性について考えてみた。廃棄物についての検討は十分でないながら、群分離プロセス開発の基本となる廃棄物処分に関わる考え方の一端を紹介したつもりである。今後も各方面の協力を仰ぎながら、群分離および群分離の廃棄物処分に及ぼすインパクトについての研究を進めていく所存である。

6. 参考文献

- [1] 原子力委員会編：21世紀の扉を拓く原子力—原子力の研究、開発及び利用に関する長期計画—(1994).
- [2] 久保田益充：JAERI-M 85-030(1985).
- [3] 近藤康雄 他：JAERI-M 91-147(1991).
- [4] Kubota, M. et al.: High-Level Radioactive Waste and Spent Fuel Management, *Proc. of the 1989 Joint Int. Waste Management Conf.* (Slate, S.C. et al. eds.), Kyoto, Japan, October 23-28, 1989, 537(1989).
- [5] Kubota, M. et al.: *Proc. Int. Conf. on Future Nuclear Systems: Emerging Fuel Cycles and Waste Disposal Options (GLOBAL '93)*, Seattle, USA, September 12-17, 1993, 588(1993).
- [6] Shirahashi, K. et al.: *J. Nucl. Sci. Technol.*, **29**, 559(1992).
- [7] Morita, Y. et al.: *Proc. Int. Conf. on Evaluation of Emerging Nuclear Fuel Cycle Systems (GLOBAL '95)*, Versailles, France, September 11-14, 1995, 1163(1995).
- [8] Morita, Y. et al.: *Proc. 3rd. Int. Conf. on Nuclear Fuel Reprocessing and Waste Management (RECOD '91)*, Sendai, Japan, April 14-18, 1991, 348(1991).
- [9] 龍ヶ江良三 他：JAERI-Research 95-011(1995).
- [10] 山口五十夫 他：JAERI-M 87-034(1987).
- [11] Yamagishi, I. et al.: *J. Nucl. Sci. Technol.*, **30**, 717(1993).
- [12] Kubota, M. et al.: *Radioact. Waste Manag. Nucl. Fuel Cycle*, **7**, 303(1986).
- [13] 三村均 他：原子力誌、**20**、282(1978).
- [14] 中村治人 他：非公開資料(1980).
- [15] 神山弘章：原子力工業、**41**、61(1995).
- [16] IAEA: Technical Reports Series No. 308(STI/DOC/10/308)(1989).
- [17] Kubota, M.: *Mat. Res. Soc. Symp. Proc.*, **26**, 551(1984).
- [18] IAEA: Technical Reports Series No. 356(STI/DOC/10/356)p. 18 Table VII(1993).
- [19] 安俊弘：原子力誌、**37**、181(1995).
- [20] 動力炉・核燃料開発事業団：動燃技報、No. 85, p. 96(1993).
- [21] 佐藤正知 他：原子力誌、**37**、988(1995).
- [22] 安俊弘：同上、1012(1995).