

廃棄物の群分離／核変換が放射性廃棄物処分に与える影響に関する歴史的概観、経済的分析、及び、法規的分析

1992年8月

動力炉・核燃料開発事業団
東海事業所

複製又はこの資料の入手については、下記にお問い合わせ下さい。

〒319-11 茨城県那珂郡東海村大字村松4-33

動力炉・核燃料開発事業団

東海事業所

技術開発推進部・技術管理室

Inquiries about copyright and reproduction should be addressed to: Technology Management Section, Tokai Works, Power Reactor and Nuclear Fuel Development Corporation 4-33, Muramatsu, Tokai-Mura, Nakagun, Ibaraki-Ken 319-11, Japan.

動力炉・核燃料開発事業団

(Power Reactor and Nuclear Fuel Development Corporation) 1992

廃棄物の群分離／核変換が放射性廃棄物処分に与える影響に関する
歴史的概観、経済的分析、及び、法規的分析

C. W. Forsberg

A. G. Croff

D. C. Kocher

オークリッジ国立研究所

オークリッジ国立研究所レポート

ORNL/TM-11650

1990年10月

要 旨

加瀬 健*

小無健司*

古賀要一郎**

本資料は、米国のオークリッジ国立研究所から出版されたレポート、“Historical Perspective, Economic Analysis, and Regulatory Analysis of the Impacts of Waste Partitioning-Transmutation on the Disposal of Radioactive Wastes” (ORNL/TM-11650) の翻訳である。

ORNLでは1970年代に詳しく群分離／核変換の研究を行ったが、その後の技術進歩や規制上の新しい展開などのためその再評価が必要となった。

本レポートはその研究の報告書であり、事業団に於ける群分離／核変換を研究していく上で参考になると思われるのでここに翻訳を行った。

*核燃料技術開発部 先端技術開発室

**CSK

目 次

概略	1
1 序論	2
2 群分離-核変換の歴史的概観	3
2.1 序論	3
2.1.1 群分離	3
2.1.2 群分離された核種の取り扱い方法	5
2.1.3 群分離/核変換が燃料サイクルに及ぼす影響	6
2.1.4 群分離を行うと得があるかどうかという分析	7
2.2 1976年以前のP-T研究	7
2.2.1 群分離	7
2.2.2 核変換	8
2.2.2.1 核変換用の機器	14
2.2.2.2 核変換の候補	14
2.2.2.3 長寿命核種の除去基準	17
2.2.2.4 非アクチナイドの核変換	20
2.2.3 P-Tのベネフィット	21
2.2.4 他のP-Tの影響	21
2.2.5 Incentive	21
2.3 ORNLの研究	21
2.3.1 分離プロセス	23
2.3.2 核変換	25
2.3.3 結論	28
2.3.3.1 フィージビリティ	28

2.3.3.2	Incentive	29
2.3.4	結果	30
2.4	1979～1982年頃の間の、ヨーロッパに於ける	
	P-T研究	30
2.5	最近の動向	30
3	P-T燃料サイクルから出る廃棄物処分のコスト分析	41
3.1	HLW/SF処分のコスト	41
	3.1.1 コスト見積りのための技術的基礎	41
	3.1.2 現在のコスト見積り	43
	3.1.3 群分離/核変換がコストに与える影響	49
3.2	その他の処分システム	49
	3.2.1 修正地層処分のコスト	51
	3.2.2 スケジュール	53
3.3	結論	53
4	アクチナイド分離核変換のポテンシャル評価に関する法的、 および規制上の問題点*	57
4.5	結論	57

*4章は、米国に於けるHLWの分離と処分にに関する法的、及び、規制上の問題点について述べられており、日本の場合には完全には当てはまらない。そこで、ここでは結論を訳すにとどめた。

Historical Perspective, Economic Analysis, and Regulatory Analysis of the impacts of Waste Partitioning-Transmutation on the Disposal of Radioactive Wastes

C. W. Forsberg

A. G. Croff

D. C. Kocher

概略

アクチナイド焼却とも呼ばれる群分離/核変換 (P-T) は、高レベル放射性廃棄物処理への一つのアプローチである。これは、廃棄物から長寿命の放射性核種を除去して、破壊することで放射性廃棄物の長期危険性を削減するものである。これは、1970年代に詳しく研究された。しかし、技術や他の要因の新しい開発展開があったため、この廃棄物処理オプションの再評価が必要になった。このレポートは三つの文献からなる、(1) これまでの作業の要訳、(2) 廃棄物廃棄のコスト分析の改訂、(3) P-Tによって影響を受けるかも知れない現行の規制要求の説明である。このレポートは、P-Tに関する今後の調査の出発点を提供する。

1 序論

放射性廃棄物処理の一つの方法は、種々の廃棄物経路から長寿命放射性核種を群分離して、それらを短寿命、もしくは、安定な核種に核変換することである。この技術は、群分離/核変換に必要な追加の処理過程による短期リスクを増加させる一方で、生物圏に侵入する放射性廃棄物の長期リスクを削減する。廃棄物処理に関するこの技術的オプションは、1976年から1979年までの間、オークリッジ国立研究所（ORNL）で調査された。この調査の大まかな結論は、群分離/核変換の短期コスト、及び、リスクは、放射性廃棄物の地層処理のリスクを削減することによる長期的な利得を上回るということであった。この結論は、技術と過程によって左右されるものであった。

これまでの数年間に、エネルギー省（DOE）は、液相金属炉（LMR）のための新しい燃料サイクルについて調査してきた。これらの進歩にともない、群分離/核変換に対する新しい関心がでてきた。群分離/核変換に関する最近提案されている考え方は、次のようなものである。

- 1 長寿命放射性核種（アクチナイド）から短寿命核分裂生成物への核変換には LMRを用いる。LMRの硬いスペクトラムによって、アクチナイドは炉用の核分裂燃料、もしくは、有用な物資になる。
- 2 LMR使用済み燃料は、アルゴンヌ国立研究所（ANL）で開発された高温化学処理過程を使って再処理される。この高温化学処理過程は、LMRへの再利用のために廃棄物から実質上全ての長寿命アクチナイドを除去することが出来ると提案されている。
- 3 LWR使用済み燃料は、従来の技術に変更を加えて再処理され、全てのアクチナイドはLMRへ送られ、再利用される。

この分野に経験があるため、ORNLが群分離/核変換に伴う特有な問題点に関するレポートを用意するように要請された。これらの文献は、DOEが種々の白書やその他の計画文書を用意するためのバックグラウンドを提供するだろう。これらの文献とは、次のものである。

- 1 A. G. Croff による "群分離-核変換の歴史的概観"
- 2 C. W. Forsberg による "P-T燃料サイクルから出てくる廃棄物の処理のコスト分析"
- 3 D. C. Kocher による "アクチナイド群分離と核変換の潜在的有用性の評価に関する法的、及び、規制上の問題点"

2 群分離／核変換の歴史的概観

この章は、アクチナイドを中心にして、群分離／核変換（P-T）に関するこれまでの作業の要約を提供する。最初に、P-Tの大きな説明がある。それから、1976年以前のP-T研究の結果が要約してある。これに、1976年から1979年の間にORNLで行われたかなり大きなP-T評価と、これに平行してヨーロッパで行われた作業の幾分詳細な要約がつづく。最後に、もう少し最近の動向の手短な説明がある。

2.1 序論

群分離は、廃棄物処理の目的で使われるときには、放射性廃棄物中に含まれる望ましからぬ長寿命の同位体をもつ化学元素のレベルを、通常の採算で考えられる以上に削減し、それらの元素をなんらかの代りの廃棄法にふさわしい形で確実に回収すること、と定義される。

長寿命核種を群分離するという考えは、廃棄物処理の観点からすると、回収後の扱い方の指定がなければ不完全なものである。このような方法の一つは、核変換である。

核変換は、原子炉から出る中性子のような原子構成粒子の衝突によって長寿命核種を短寿命、もしくは、安定核種に変換する過程と定義される。群分離と核変換が、同時に使われると、放射性廃棄物中に普通含まれるある種の長寿命で毒性のある核種の量を減らして、それらを短寿命や毒性のより低い核種に変換することが可能であり、これは廃棄物処理の一つの考え方になる。この様に、P-Tのゴールは、最初に廃棄物中に存在する長寿命核種の大部分を回収、及び、除去して、貯蔵処分施設に送られる放射性廃棄物の長期（>1000年）毒性、ひいては、リスクを削減することである。

2.1.1 群分離

群分離を行うために知られている方法の全ては、長寿命放射毒性を持つ部分を回収、及び、精製するための種々の科学的物理的分離技術の利用によっている。

普通、群分離の候補と考えられる元素はアクチナイド（ネプチウム、プルトニウム、アメリシウム、キュリウム、バークリウム、そして、カリフォルニウム）、テクネチウム（ ^{99}Tc ）、それと、ヨウ素（ ^{129}I ）である。最も有効な群分離処理過程に関してはほとんど知られていないため、これらの元素が実際の群分離処理過程で放射性廃棄物からどの程度まで分離できるのか、ある程度の見通しをもって決定したり、処理の最終的フローシートのうちの一つを支持したりは出来ない。代わりに、取り合えず当面のゴールが、普通示される（表2.1）。これらのゴールは、高レベル放射性廃棄物中のアクチナイドやヨウ素の残存量を使用済み炉燃料に含まれる量に基づき決定する。もしこの様な削減ファクターが、実現されると、固化されるレベルの廃棄物の単位体積当たりの長期的な、飲み込んだ場合の毒性指標は、天然に存在する放射性物質の同じ体積のものを持つ毒性指標のレ

ンジ内の値にまで削減されることになる。非超ウラン” HLW” (100 nCi/g) を作り出すためには、もっと低いロスが要求されるだろう。

これらのゴールは、高レベル廃棄物に関してのみ設定されているが、他の廃棄物経路に含まれるアクチナイド含有量も、まだはっきりと設定されたレベルはないが、削減されて、これらの廃棄物が高レベル廃棄物と同じくらいの長期指標を持つようにしなければならない。この削減が必要になるだろうという理由は、(1) 全体的に見た燃料サイクルアクチナイドのロスの大半は、MOX燃料成形加工や再処理工程からでてくる、中、及び、低レベル廃棄物経路で主に発生し、(2) これらの廃棄物が、群分離処理過程に含まれないならば、結果的に、高レベル廃棄物から分離されたアクチナイドは、中、もしくは、低レベル廃棄物中へロスされることになるかも知れない、ということである。これら全てを考慮に入れば、なんらかの意味のある群分離処理過程が、アクチナイドを含む廃棄物経路の全てを網羅していなくてはならないことは明白である。

Table 2.1. Tentative partitioning goals for losses of HLW glass

Element	Loss as a percentage of element fed to the reprocessing plant
U	0.1
Np	5.0
Pu	0.01
Am, Cm, Bk, Cf	0.1

PUREX 処理過程は、商用の再処理過程で、広範にわたって受け入れられ、使用されていることもあって、先の研究のほとんどで再処理工場の群分離のベースとして調査された。しかし、将来性を期待されている現在のPUREX工程によって作り出されることになるであろう廃棄物経路の性質の多くは、いくらかでも意味のある群分離を達成することを困難、もしくは、不可能にする。そのため、単に、PUREX 処理過程からでてくる廃棄物経路に作業を加える事で群分離を達成しようと試みることは論理的ではない。望まれる分離を実現するには、様々な処理過程のステージで(例えば、溶解や溶媒抽出)根本的な変更が必要とされるだろう。部分的な群分離なら、単に、含まれるアクチナイドを実用上回収できるだけ回収するために、いろいろな廃棄物経路を個別に処理することで、再処理工程を変更することなしに実施できるかもしれない。この様な方法に伴うロスは、表2.1のゴールよりも際だって大きくなるだろう。群分離処理過程は、発生する廃棄物中にプルトニウムやアメリシウムが含まれることから、MOX燃料製造工場でも必要になるだろう。

2.1.2 群分離された核種の取り扱い方法

核変換 先にも述べた通り、アクチナイドを群分離するという考えは、廃棄物処理の観点から見れば、回収された後の処分の方法の指定がなければ不完全なものである。この処分の方法の一つが核変換である。

一般的なP-Tのシナリオでは、原子炉から出された通常の使用済み燃料は、その炉のある場所で一定期間崩壊させられた後に、再処理工場に送られる。再処理工場に着くと、更に崩壊させられた後に、群分離をするために作られた技術で処理される。再処理工場から出て来るものは、(1)回収が増えることによって、群分離をしない再処理から得られるよりも僅かに多い量の使用済み燃料に含まれる経済的価値のあるもの(ウラン、プルトニウム、トリウム)、(2)分離、もしくは、混合の“廃棄物アクチナイド”(ネプツニウム、アメリシウム、キュリウム、バークリウム、そして、カリフォルニウム)とおそらく、“廃棄物核種”と呼ばれるヨウ素とテクネチウム、および、(3)ヨウ素、テクネチウム、アクチナイドの含有量が下がった放射性廃棄物である。この廃棄物は、固定されて、それぞれのタイプにふさわしい方法で処分される。経済的価値のあるものは、対象となる燃料サイクルにあった通常の方法で再利用される。廃棄物核種は、通常炉燃料に均質に分散されるか、特定の燃料棒、もしくは、集合体にまとめられるかして再燃料化される。この工場から出て来る放射性廃棄物は、廃棄物核種のロスを減らすために、再度、群分離される。全ての源から出てきた廃棄物核種は、この後、核変換デバイスに入れられて照射され、 ^{129}I は安定な ^{130}Xe に、 ^{99}Tc は安定な ^{100}Ru に、そして、廃棄物アクチナイドは核分裂生成物に変換される。照射の後、残った廃棄物核種は、再処理工場が同じ場所がない時は、そこへ運ばれる前と後に、予備期間として貯蔵される。廃棄物核種が通常燃料に均質に含まれる場合には、核変換されなかった部分は、燃料再処理群分離工場で回収されて新しい燃料と混ぜ合わされて、核変換炉へ再度入れられる。廃棄物核種が、ターゲットに集めてある場合には、おそらく、大量のアクチナイドが洩れることを防ぐために、使用済み燃料とは別に再処理されるだろう。廃棄物核種は、この後、燃料棒、もしくは、集合体に集められたかたちとして燃料化され、再度核変換デバイスに入れられる。いずれの場合も(均質、もしくは、集中)、サイクルは閉じており、廃棄物核種は、核変換されるか、もしくは、再処理や燃料化の際に廃棄物経路にロスされるまで再利用される。

核変換に代る方法 群分離は放射性廃棄物に含まれる廃棄物核種の含有量を減らして、他の放射性廃棄物と違う処分方法(もしくは、消去法)を可能にするという点で、ユニークである。このレポートでは、核変換が考慮の対象だが、少なくとも、後二つの方法がある。それは、地球外投棄法と地層処分の代りとなる方法である。これらの、他の方法は、この章の範囲ではないので、手短かに述べる。

現在考えられている地球外投棄法は、廃棄物核種を群分離して安定な形に固めてスペースシャトルを使ってロケットで宇宙へ運ぶというものである。この廃棄物は、もう一つのロケットで最終目的地へ飛ばされる。最終目的地の可能性のある所は、地球を回る高い軌道、月、そして、太陽を回る軌道である。地球外投棄法の考えは、原子核の性質のために

核変換が不可能な核種を取り扱うことが出来ることと、燃料サイクル中に廃棄物アクチノイドが溜って来ることを防ぐという点で有利である。この考えに不利な点があるとするれば、拡大した原子力経済が比較的頻繁な打ち上げを必要とすること、望ましくない物質を宇宙に運ぶための高いコスト、そして、技術の信頼性の問題である。

地層処理の代りになる方法は、放射性廃棄物の固まり、特に、熱を発生する廃棄物（高レベルや燃料集合体ハードウェア）から離れた場所に、廃棄物核種を処分する方法である。この考えのバックにある理論は、廃棄物が出す熱は、長寿命の核種が崩壊して無害のレベルになる前に処分施設に事故が起きる可能性を大きくするという仮定に基づいている。このため、洩れ出る可能性を減らす目的で、廃棄物核種は、熱を出す廃棄物から物理的に離れた処分施設に保管されるべきだ、という提言が出されている。但し、これまでに、熱を出す廃棄物が、処分施設の強度を弱らせるという研究成果は出されていない。

2.1.3 群分離／核変換が燃料サイクルに及ぼす影響

前節では、P-Tの2大項目である群分離と核変換作業について述べた。しかし、P-Tの実施は、核燃料サイクル作業に他の影響を与えるかも知れない。P-Tの燃料サイクルに与える影響は、ここでは、群分離を行うのに必要となる再処理、及び、燃料化工場を新しく改築することを除いた、P-Tがあるかないかで、核燃料サイクルに起こって来るかなり大きな違い、と定義される。

これまでに発見された、P-Tが燃料サイクルに与えるであろうと予測される影響は、

- 1 廃棄物アクチノイドによる中性子放射が増加するため、生物遮蔽が厚くなる。
- 2 作業中の漏洩による健康への影響が増加する。
- 3 P-Tが実施されるまで、短期の燃料サイクル作業が遅れる。
- 4 燃料サイクルのコストが上がる。
- 5 長期の廃棄物が減る。
- 6 P-Tを商業化するための広範にわたる研究、開発、及び、実証計画が必要になる。
- 7 P-Tの実施に伴う新しい規制と、現在ある法律、規制や条約との間に衝突がある。
- 8 廃棄物アクチノイド (^{238}Pu 、 242 、 ^{244}Cm 、そして、 ^{252}Cf) を使って戦略核の材量を低品質にして、拡散の可能性を減らせるかも知れない。

- 9 炉の外で崩壊させる期間を長くすることが、増殖炉の燃料インベントリーが二倍になる時間に及ぼす重要性。

上に挙げた影響は、P-Tが燃料サイクルに与えるかも知れない影響であり、適切な技術や政治的決定があれば、この内のいくつかは実際上なくなるかもしれない。

これらの影響が広い範囲にわたるとい性質は、P-Tに伴う問題と相まって、アクチナイド再利用の複線化（U + Pu そして $N_p + A_m + C_m$ ）が必要となるために、恐ろしく複雑なものになり、その影響は燃料サイクルの全ての部分に及ぶ可能性がある。

2.1.4 群分離を行うと得があるかどうかという分析

P-Tの総合評価の最終段階は、上に述べた全ての関連事項を共通のベースの上に並べ、それらと比較することで、このアイデアを実現することは価値があるのか、無いのかを決定することである。この段階は、“群分離を行うことで得をするかどうか”の分析と呼ばれる。

理想的には、P-Tを行うことで得をするかどうかの決定は、リスクやベネフィットを金額で表して、コストと同じベースに並べて行う、リスク-コスト/ベネフィット分析に基づくものである。この様な作業は、（1）P-Tを実施することで、平常運転時、もしくは、事故の結果として放出される有害物質が増加する可能性があることに起因する病気になったり、死亡したりするリスクの増加、（2）処分施設の廃棄物に含まれる廃棄物核種の含量（長期毒性）が減少することにより病気になったり、死亡したりするリスクの（予想される）減少、（3）P-Tを実施するために必要な追加の施設の建設から生じる核燃料コストの上昇、を計算することを含んでいる。

2.2 1976年以前のP-T研究

1960年代中期以降、P-Tの様々な側面に関する研究がされてきた。最も多い研究は、アクチナイドの核変換計算で、それに、アクチナイドの核変換があるときとない時の高レベル廃棄物の毒性指標の計算であった。（毒性指標というのは、単位体積当たりの廃棄に含まれる全ての同位体を、10 CFR 20 [1] で与えられている放射性核種濃度基準値まで薄めるのに必要な水の量である。）これらの研究の多くは、処分施設の高レベル廃棄物による毒性、それゆえに、リスクは、1000年の崩壊後には、100ないし200倍程度削減出来ると結論している [2]。しかしながら、これらの研究は、一般に群分離、核変換デバイスに対する核変換のもっと現実的な影響、及び、P-Tが燃料サイクルに及ぼす他の影響を無視している。

2.2.1 群分離

1973年から1975年の間は、群分離処理過程やその技術に関する研究は、ほとんど行われていない（参考文献3と4）。行われた研究の主要な結果は、（1）以前の研究の評価と、この研究を総統合して、廃棄物経路からアクチナイドを群分離するための再処理工場のフローシートにまとめることと、（2）将来の群分離研究に使われると予測される糸口に関する推薦事項を挙げたことである。

2.2.2 核変換

放射性廃棄物の構成物を核変換することは、有効な廃棄物処理のオプションの一つになるかも知れないと、初めて資料を添えて提言したのは、1964年のSteinberg [5]である。GeVのプロトンが引き起こすスプレション中性子による核分裂生成物の核変換が可能かも知れないという1967年のSteinbergの他の研究 [6]を除いては、廃棄物の核変換に関する研究は、1972年まで姿を消した。この年、Claiborneによるレポート [7]は、他の多くの団体による核変換研究が、一斉に始まるきっかけを作った。表2.2は、主要な研究者、研究者の所属、行われた核変換研究の簡単な説明、そして、これまでに行われてきた核変換研究に関する参考文献のうち、一般に手に入るものの説明のリストである。このリストは、主に、核分裂や核融合炉システムで核変換する研究に限定してある。

表2.2に挙げられた核変換研究のリストは、不完全である可能性がある。特に、アメリカ国外での研究に関してはそうである。アメリカ国内での不完全さは、数多くの、核変換研究を行っている団体が、組織された、交流や、情報交換の場を持たないことによる。同じ様な研究を行っているアメリカ以外の団体は、普通、その国の政府とつながっている。この様な団体で行われる研究の多くは、公表されることはなく、また、公表された資料が出回ることも散発的である事が多い。日本、カナダ、フランス、スウェーデン、イタリア、ドイツ、イギリス、や、オランダで行われている核変換研究は、大まかに言って、規模の小さいものである。アメリカ以外で一番大きな核変換研究は、イタリアのイスプラにあるURATOM共同研究センターで行われた。

表2.2に挙げられた核変換に関する文献の評価からの結論は、これまで行われてきた研究は、統率を欠き、そのために、分野によってはかなりの重複、もしくは、欠落があり、P-Tの廃棄物処理法としての評価は、不完全であるということである。例外としては、エネルギー研究開発局（ERDA）がスポンサーである高速炉アクチナイド核変換研究 [38-44]、電力研究所（EPRI）がスポンサーである核融合炉核変換研究 [14-18]、そして、イタリアのイスプラにある共同研究センターで行われたP-Tの実現可能性と影響を調査する統率のとれた努力の見られるプログラム [20-25、31、52、60-62]である。これらの努力にも関わらず、これまでの、ほとんど全ての核変換研究が、限られた炉内の影響（核変換率や増倍率ペナルティー、他）に絞られてきたので、P-TのIncentiveの評価が完成するには、まだ多くの知識が必要である。

Table 2.2 Summary of fission and fusion reactor transmutation studies

Investigator(s) (Organization)	Description	References
<u>Controlled Thermonuclear Reactor (CTR) Transmutation Systems</u>		
W. C. Wolkenhauer (PNL)	Physics of transmuted ^{90}Sr and ^{137}Cs in a CTR	8
W. C. Wolkenhauer, B. R. Leonard, B. F. Gore (PNL)	Evaluated potential of a CTR for transmuted fission products and actinides	9
B. F. Gore, B. R. Leonard (PNL)	Physics of transmuted massive amounts of ^{137}Cs in a CTR blanket	10, 11
J. Henely, H. W. Meldner (LLNL)	Actinide transmutation in laser-induced fusion reactors	12, 13
J. W. H. Chi, R. R. Holman, R. P. Rose, J. E. Olhaeft, S. Kellman (Westinghouse Fusion Power Systems)	Engineering and physics design of a CTR for actinide transmutation	14- 16
Gary Lang (McDonnell-Douglas); E. L. Draper, T. A. Parish (Univ. of Texas, Austin)	Engineering and physics design of a CTR for long-lived fission product transmutation	17
U. Jenquin, B. R. Leonard (PNL)	Physics of transmuted actinides in a CTR blanket	18
<u>Thermal Fission Reactor Transmutation Systems</u>		
M. Steinberg (BNL)	Physics and economics of transmuted ^{85}Kr , ^{90}Sr , and ^{137}Cs	5

Table 2.2. continued - Page 2

H. C. Claiborne (ORNL)	Discussion of fission product transmutation; investigation of in-reactor and out-of-reactor effects of actinide recycle in a PWR	7
A. S. Kubo	Scoping evaluation of actinide recycle in LWRs	19
Erik Johansson (AB Atomenergi, Malmo, Sweden)	Mass of and radiation levels from actinides recycled in BWRs	20, 21
M. Taube, J. Ligou (Eidg Institut fur Reaktorforschung)	Design of molten-salt (chloride) fast breeder reactor with a thermal column for transmuted ^{90}Sr and ^{137}Cs	22-24
R. Paternoter, M. J. Ohanian (Univ. of Fla.); K. Thom (NASA)	Investigated the use of a gaseous UF_6 cavity reactor with a BeO moderator for transmuted ^{129}I and actinides	25, 26
S. Raman, C. W. Nestor, J. W. T. Dabbs (ORNL)	Physics of actinide recycle in a ^{233}U -Th-fueled transmutation reactor	27
R. Lester, M. Goldstein (BNL)	Investigated fuel cycle actinide inventories resulting from actinide transmutation in LWRs	28
J. D. Clement (Univ. of Ga., Atlanta)	Design and optimization of a gaseous UF_6 cavity transmutation reactor	29
R. B. Lyon (AECL)	Investigated actinide transmutation in CANDU reactors	30

Fast Fission Reactor Transmutation Systems

EURATOM	Assessment of actinide transmutation	31
S. E. Binney, B. I. Spinrad, et al. (Ore, State Univ., Corvallis)	Investigated using oxide-, carbide-, and metal-fueled FBRs for transmuted actinides	32

Table 2.2. continued - Page 3

R. H. Clarke, H. F. MacDonald (CEGB, U.K.); J. Fitzpatrick, A. J. H. Goddard (Imperial College of Science and Technology, U.K.)	Examined using actinide recycle in FBRs to reduce long-term alpha- heating in waste	33
N. J. Keen (Harwell, U.K.)	Investigated actinide transmutation rates in FBR cores	34
R. J. Breen (WARD)	Investigated actinide transmutation rates in oxide- and carbide-fueled LMFBRs	35
S. L. Beaman (GE)	Investigated physics of transmuted actinides from 3 BWRs and 1 LMFBR in an LMFBR	36-42
A. Friedman (ANL)	Irradiation and analysis of plutonium samples in EBR-II for actinides through ^{246}Cm	43
J. Prabulos (Combustion Engineering)	Investigated actinide transmutation in a carbide-fueled LMFBR	44
J. Bouchard (CEA)	Actinide transmutation in an LMFBR	45
W. Bocola, L. Fritelli, F. Gerd, G. Grossi, A. Mouia, L. Tondinelli (CNEN-CSN)	Investigated actinide transmutation in an FBR and the sensitivity of actinide buildup in LWRs	46
<u>Thermal and Fast Reactor Transmutation Systems</u>		
A. S. Jubo (U.S. Army); D. J. Rose (MIT)	Assessment of the incremental cost of actinide transmutation in LWRs and LMFBRs	47
A. G. Croff (ORNL)	Parametric study in in-reactor and and out-of-reactor effects of actinide recycle for LWRs, HTGRs, and LMFBRs	48, 49

Table 2.2. continued - Page 4

T. H. Pigford, J. Choi (Univ. Cal.-Berkeley)	Examined overall actinide mass reduction from transmutation in PWR and LMFBR	50
E. Schmidt, J. Cametti (JRC-Ispra)	Investigated actinide transmutation in a LMFBR, including lanthanide-contaminated actinide recycle	51
W. Hage, E. Schmidt (JRC-Ispra)	Detailed review of the in-reactor effects of actinide transmutation; most advanced study to date	52
G. Harte (CEGB-Berkeley)	Initial studies of long actinide irradiation durations (20 to 40 years)	53
L. Koch, R. Ernstberger, Kl. Kammerichs (JRC-Karlsruhe)	Studied actinide formation rates in thermal reactors, actinide transmutation in thermal and fast reactors, and some fuel cycle impacts	54
F. Duggan	Studied transmutation of individual actinide isotopes in LWRs, HTRs, and FBRs	55
A. Sola	Studied transmutation of individual actinide isotopes in LWRs and FBRs	56
<u>Many Transmutation Studies</u>		
R. C. Liikala et al. (PNL)	Detailed review of actinide and fission product transmutation studies through 1974; transmutation devices considered include particle accelerators, thermonuclear explosives, fission reactors; investigated actinide transmutation rates in LWRs	57
A. G. Croff (ORNL)	Brief review of fission product and actinide transmutation in many devices	58

Table 2.2. continued - Page 5

<u>Actinide Transmutation Sensitivity Studies</u>		
E. Schmidt (JRC-Ispra)	Examined required actinide reprocessing recoveries and the sensitivity of actinide buildup in several reactor types	59, 60
A. Sola, K. Caruso (JRC-Ispra)	Studied the sensitivity of actinide production and transmutation to nuclear data changes	61
E. Schmidt (JRC-Ispra)	Studied the sensitivity of actinide transmutation to nuclear data uncertainties	62
A. Gandini, G. Oliva, L. Tondinelli (CNEN-Casaccia)	Examined the correlation of integral and differential data and the sensitivity of actinide transmutation to nuclear data	63

<u>Actinide Recycle Strategies and Fuel Cycle Impacts</u>		
P. E. McGrath (G.F.K.-German)	Systems analysis of transmutation	64
A. G. Croff (ORNL)	Definition and discussion of the non-physics, nonpartitioning impacts of partitioning transmutation	65
M. G. Sowerby (AERE-Harwell)	Discussion of studies to determine promising actinide recycle strategies	66

2.2.2.1 核変換用の機器

核変換のために提案された機器の数は余りにも多い（文献57参照）ので、文献レビューの範囲を、核分裂と核融合炉に限る必要がある。現実性のある核変換シナリオを考えるなかで、多くの核変換システムの分析を分かり易くするためには、核変換機器の数は更に減らされる。それに応じて、考慮の対象になる機器は、商用、もしくは考案中の、商用PWRとLMFBRに限定される。核融合炉は、その経済性の長期的な性格と、設計に関する当面の不確かさのために、考慮から抜かされる。特別な分裂炉核変換機器（熱化された中心領域を持つ高フラックス高速炉など、文献23）が考慮されていない理由は、

- (1) 機器や、それに応じた燃料サイクルの分析が始まる前に、詳細な炉設計が必要とされていること。
- (2) 廃棄物処理用炉の研究、開発、実証のためのコストが莫大である事である。

2.2.2.2 核変換の候補

次に必要な仕事は、核変換の候補になる可能性のある核種のリストを確立することである。このような核種は、核変換率が自然崩壊率の何倍もあり、かつ、廃棄物の毒性に大きく寄与するようなものを含む。表2.3と2.4は、最も一般的に考慮の対象となる、非アクチナイドの核変換候補のうち8つだけ、 ^3H 、 ^{14}C 、 ^{85}Kr 、 ^{93}Zr 、 ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 、 ^{99}Tc と ^{129}I についてのみ、核変換と崩壊の両方で、その核種の99.9%を消滅するのに必要な時間と、崩壊のみで、同じ核種を99.9%消滅するのに必要な時間を比較している。考慮の対象となった炉のシステムの普段のフラックスレベルは、PWRで、 3×10^{13} 中性子/cm²・sec、LMFBRで、 5×10^{15} 中性子/cm²・secである。この表の検討からいくつかの重要な結論が出てくる。まず第1に、最初の1000年間の高レベル廃棄物毒性のほとんどを占める ^{90}Sr と ^{137}Cs は、実質的に、商用核分裂発電炉では、“核変換不可能”である。このために、高レベル廃棄物中の、半減期が ^{90}Sr や ^{137}Cs (30年)と同じくらいか、それより小さい核種の変換は、実現の可能性はあっても、HLWの全体の毒性を大きく減らすことはない。このことは、 ^3H と ^{85}Kr は、その比較的短い半減期と、小さな中性子断面積のために、核変換の候補から除かれることを意味する。 ^{14}C は、その極端に小さな中性子断面積のために、事実上、核変換不可能である。これらの考察の結果として、最初の1000年間のHLWの毒性をP-Tで減らす事は出来ないと結論される。それ故に、候補の核種のリストは、長期(1000年以上)廃棄物毒性へ大きく関与する核種にしぼられる事になる。

廃棄物の長期毒性に最も大きく寄与するのは、アクチナイドと ^{129}I と ^{99}Tc である。その次ぎに毒性の高い核種、 ^{93}Zr は、次の2つの理由で、核変換の候補と考える事は出来ない。まず、第1に、この同位体は、核分裂生成ジルコニウムの20%しか占めず、LWRジルカロイ被覆管の20ppmにも満たない。PWR燃料から発生する、出来たての核

Table 2.3. Summary of effective decay times for neutron-induced transmutation of ^3H , ^{14}C , ^{85}Kr , and ^{93}Zr

	^3H		^{14}C		^{85}Kr		^{93}Zr	
Radioactive half-life, years	12.33		5730		10.73		9.5×10^5	
Neutron spectrum	<u>PWR</u>	<u>LMFBR</u>	<u>PWR</u>	<u>LMFBR</u>	<u>PWR</u>	<u>LMFBR</u>	<u>PWR</u>	<u>LMFBR</u>
Effective neutron-activation cross section, barns	10^{-6}	10^{-6a}	10^{-6}	10^{-6a}	1.5	0.0087	10.0	0.0394
Time required to eliminate 99.9% of nuclide, years								
Decay only	123	123	57,100	57,100	107	107	9,470,000	9,470,000
Flux ^b = 10^{13}	123	123	57,100	57,100	106	107	2,190	525,000
Flux ^b = 10^{14}	123	123	57,100	57,100	99.6	106	219	55,200
Flux ^b = 10^{15}	123	123	57,100	57,100	61.7	103	21.9	5,560
Flux ^b = 10^{16}	123	123	57,000	57,000	12.8	75.0	2.19	556
Flux ^b = 10^{17}	123	123	57,700	55,700	1.44	20.4	0.22	55.6
Flux ^b = 10^{18}	123	123	45,300	45,300	0.15	2.46	0.02	5.56

^aEstimated.^bNeutrons $\text{cm}^{-2} \text{sec}^{-1}$.

Table 2.4. Summary of effective decay times for neutron-induced transmutation of ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{99}Tc , and ^{129}I

	^{90}Sr		^{137}Cs		^{99}Tc		^{129}I	
Radioactive half-life, years	29.0		30.1		2.13×10^5		1.59×10^7	
Neutron spectrum	<u>PWR</u>	<u>LMFBR</u>	<u>PWR</u>	<u>LMFBR</u>	<u>PWR</u>	<u>LMFBR</u>	<u>PWR</u>	<u>LMFBR</u>
Effective neutron-activation cross section, barns	1.23	0.000158	0.17	0.039	44.5	0.20	34.5	0.24
Time required to eliminate 99.9% of nuclide, years								
Decay only	289	289	300	300	2,120,000	2,120,000	1.6×10^8	1.6×10^8
Flux ^b - 10^{13}	284	289	299	300	491	102,000	635	90,000
Flux ^b - 10^{14}	249	289	293	298	49.1	10,700	63.5	9,010
Flux ^b - 10^{15}	110	289	243	285	4.91	1,070	6.35	901
Flux ^b - 10^{16}	16.8	288	90.3	195	0.49	107	0.63	90.1
Flux ^b - 10^{17}	1.77	283	12.4	47.0	0.05	10.7	0.06	9.01
Flux ^b - 10^{18}	0.88	289	1.29	5.47	0.005	1.07	0.006	0.90

^aNeutrons $\text{cm}^{-2} \text{sec}^{-1}$.

分裂生成ジルコニウムの質量は、燃焼が 33、000 MWd/MT HM の時に、およそ 3300 g/MT HM で、そのうちの 80% は、断面積が非常に小さいために、實際上、核変換不可能である。このことは、リサイクル中に莫大な質量がたまってしまい、という結果を引き起こす。 ^{93}Zr の核変換が望ましくない第 2 の理由としては、その総長期廃棄物毒性への寄与が非常に小さいので、廃棄物から、他のもっと毒性の高い核種を ^{93}Zr が重要になる程度までに分離することは不可能である、ということがある。このように、 ^{93}Zr は、核変換に対して好条件を有しているが、同位体組成と低毒性の組み合わせのために、他の更に毒性の低い核種同様に考慮から除かれる。

このようなわけで、半減期の短い、もしくは、半減期が中くらいである核種と、毒性の低い長寿命核種が、考慮から除かれると、核変換の候補は、アクチナイドと ^{129}I と ^{99}Tc となる。

2.2.2.3 長寿命核種の除去基準

高レベル廃棄物の長寿命核種含有量が、任意な基準に合うために、削減されなければならない度合が、Claiborne [67] と Schmidt [39] によって調査された。これらの調査では、同じ毒性測定法が用いられ、このレポート中では毒性指標と呼ぶ事にする。毒性指標は、廃棄物の単位体積当たり中に含まれる全ての放射性核種をうすめて、それぞれの核種の濃度基準(RCG)値 [1, 68] にするのに必要な水の体積で表される。そのために、単位は $\text{m}^3 \text{H}_2\text{O}/\text{m}^3 \text{WASTE}$ (すなわち無次元) である。廃棄物の毒性は、このあと、天然に存在する放射性鉍物の毒性指標と比較される。ピッチブレンド(70% ウラン)の毒性指標は、およそ 10^4 で、高品質のカーノタイト原鉍(20% ウラン)は、およそ 10^5 である。Claiborne の高レベル廃棄物除去基準は、固化された高レベル廃棄物中に含まれるアクチナイドの毒性指標を、99.9% のヨウ素が除去されたあとに残る長寿命核分裂生成物の毒性指標と同じくらいのレベルにまで、減少させるというものである。この結果は、固化された高レベル廃棄物の 1000 年崩壊したあとの毒性指標が、ピッチブレンドのおよそ 5%、カーノタイト原鉍のおよそ 50 倍、ということになる。Schmidt の基準は、高レベル廃棄物の毒性指標を、カーノタイト原鉍と同じくらいのレベルまで、減らそうというものである。これらの基準は、Schmidt の DF⁽⁶⁾ が Claiborne の 2~50 倍になり、 ^{99}Tc の再処理を必要とするという点で、大きく異なる。全てのウラン-プルトニウム燃料サイクル炉燃料に対するこれらの基準を満たすために十分であると思われる DF が Claiborne と Schmidt によって求められ、その要約が、現在の PUREX 技術を駆使して達成できる DF と一緒に、表 2.5 に与えられている。トリウム燃料サイクル炉燃料(すなわち HTGR 燃料)は、Claiborne の基準によると、トリウムに 200、プロトアクチニウムに 20、そしてウランに 10、000 の DF を必要とする。

⁽⁶⁾除去ファクターは、プロセスに入ってくる元素の質量を、プロセスから流失してしまう質量で割ったものである。

Table 2.5. Summary of high-level waste decontamination factors

Element or nuclide	Decontamination factor ^a		
	Current technology ^b	Claiborne ^c	Schmidt ^d
U	200	1,000	2,000
Np	10-20 ^e	20	200
Pu	200	10,000	200,000
Am	1	1,000	50,000
Cm	1	1,000	20,000
¹²⁹ I	20-1000 ^f	1,000 ^g	200
⁹⁹ Tc	1	1	50

^aRatio of element mass in spent fuel divided by element mass in high-level waste for typical uranium fuel cycle.

^bRef. 69

^cRef. 67

^dRef. 60

^eNeptunium is not usually recovered in the reprocessing of power reactor fuels. Decontamination factors of 10 to 20 have been attained on a special campaign basis.

^fAssumed; not required to meet high-level waste decontamination criterion.

^gRef. 58

D F の設定は、次の 2 つの理由により重要である。

1. D F は、分離プロセス開発のための一連の目標点を与え、
2. 分離プロセスが開発中であっても、P-Tの燃料サイクルに与える多くの影響を検査することを可能にする。

設定された D F が実際の分離プロセスで遭遇すると予測される状態を、出来るだけよく表していることが望まれる。これは、分離プロセス開発と P-T が燃料サイクルに与える影響を分析する助けとなる。

Claiborne の D F に関して気づかなければならないことは、まず第 1 に、固化された高レベル廃棄物毒性指標の任意の削減に対して望まれる指標は、個別の元素の D F のいろいろな組み合わせで、達成できることである。このように、もし、10,000 というプルトニウムの D F が達成できなくても、その時には、ウラン、ネプツニウム、アメリシウムやキュリウムの D F を、かわりに高める（可能なだけ）ことが出来るかもしれない。第 2 の点は、推定される 1000 という ^{129}I の D F は、アクチナイドの毒性指標を他の長寿命核分裂生成物の指標まで削減するという基準を満たすためには、必要はないかもしれない、ということである。Claiborne の計算では、 ^{129}I の毒性指標を、アクチナイドの指標以下に保つためには、100 くらいの D F で十分である。

まとめると、高レベル廃棄物に関する一連の分離のための D F が、分離プロセスの開発と核燃料サイクルに P-T が及ぼす影響を数値的に調査するための、目標点として機能するために選定された。しかし、いまだに解決されなければならない D F の設定に関するいくつかの重要な面がある。それを以下に述べる。

表 2.5 で与えられる D F 設定値の短所の一つは、これが、高レベル廃棄物のみにはしかあてはまらないという点である。もし、同じ基準が低、もしくは、中レベル超ウラン汚染廃棄物にあてはめられたら、これらのタイプの廃棄物のアクチナイドや核分裂生成物は、非常に低濃度なので、分離はほとんど、もしくは、全く不要となる。一方、低、もしくは、中レベル T R U 廃棄物径路のアクチナイド総量は、多くの場合、H L W と同程度である。これらの廃棄物のアクチナイドの総量を H L W と同じレベルに削減するには、かなりの D F が必要とされるであろう。この逆説のおかげで、D F 目標値を決定するための新しい基準が、全ての T R U 汚染廃棄物径路に対応するために必要となる。

もう 1 つの点は、廃棄物毒性測定値としての“RCG へうすめる”というコンセプトの正当性である。この疑問は、文献 [64、70] で詳しく議論されている。端的には、想定される廃棄場からの漏洩に起因するリスクと結果は、“RCG へうすめる”より、もっと高度で（かつ複雑な）方法で計算することができる。これらの方法は、“RCG へうすめる”方法と異なる結果を出す傾向があり、異なる相対的アクチナイドリスク重要性か、

アクチナイドは長寿命核分裂生成物よりも重要ではないということ、もしくは、その両者を示唆する。理想的には、これらの方法は、廃棄物除去基準を計算するとき用いられるべきである。しかし、これらの方法は複雑で、場所に特異的なので、スコーピングやフェージビリティ調査で用いられると、手に負えないくらい時間がかかり、高価なものになる。このため、“RCGへうすめる”方法は、主にその計算上の単純さのために、おそらく、ほとんどの短期調査に使用されるであろう。

2.2.2.4 非アクチナイドの核変換

先に述べられた選択プロセスの結果、 ^{129}I と ^{99}Tc が核変換の候補になるたった2つの非アクチナイドになった。残念なことに、これらの核種の核変換とリサイクルに関する情報は、下に示す定常状態の電卓計算結果だけである。

表2.5にある ^{129}I と ^{99}Tc のパラメータによると、任意の量のうすい ^{129}I を99.9%核変換するのに必要な時間は、PWRで211年、FBRで182年である。 ^{99}Tc の同じ時間は、164年と219年である。これらの時間は、連続照射を仮定してのFBR中における ^{99}Tc の年3.2%の核変換率と等価である。

^{129}I と ^{99}Tc の核変換リサイクルに関する第2のタイプの計算は、核変換と再処理で漏れ出る未回収率の合計が発生率と同じになる（定常状態）時点での、これらの同位体の蓄積に関するものである。PWRから出される使用済み燃料の1トンには、約700gの ^{99}Tc と235gのヨウ素が含まれ、そのうち185gは ^{129}I で、50gは安定な ^{127}I である。連続した 3.0×10^{13} 中性子/cm²・secというPWR熱中性子束レベルと、表2.5にあるデータを使うと、核変換中の ^{99}Tc の定常状態の質量は、普通に炉から出される使用済み燃料の8.3倍になると計算されている。つまり、定常状態のリサイクル中、ヘビーメタル質量のおよそ0.6%にあたる、ヘビーメタル1トンあたり $8.3 \times 700 = 5,810$ gの ^{99}Tc が存在することになる。ヨウ素の増加率はおよそ10.6で、定常状態質量は、ヘビーメタル1トンあたり $10.6 \times 235 = 2,510$ gになり、これは、ヘビーメタル質量のほぼ0.25%にあたる。FBRの定常状態と炉出しの比率は ^{99}Tc で16.0、ヨウ素で13.5である。FBR燃料の定常リサイクル ^{99}Tc 、または、ヨウ素濃度は、FBR中の平均燃料燃焼がより高いため、PWR燃料よりも幾分高くなる。

要約すれば、核分裂生成ヨウ素と ^{99}Tc を核変換することは、理論的立場からは困難ではない。しかし、ヨウ素と ^{99}Tc の核変換が可能になるまでには、いくつかの実践的な核変換に関わる問題が、解決されなければならない。その例としては、

1. ヨウ素の核変換により、おびただしく発生が増加するキセノン
2. ヨウ素と ^{99}Tc をリサイクルする様式（燃料に均一に分散するか、自己遮蔽効果による核変換率の劣化を伴いながら、ターゲットにするか）

3. リサイクルされたヨウ素とテクネチウムの化学的形態
4. 炉内の燃料挙動に対する、特に濃縮されたヨウ素かテクネチウム複合体のターゲットが用いられるときの、ヨウ素と⁹⁹Tcの影響、が上げられる。

2.2.3 P-Tのベネフィット

高レベル廃棄物からアクチナイドを除去する事による長期的なベネフィットを調査するための現実的な研究は、1976年以前に1つある[71]。先にふれた、毒性指標に基づいた長期的ベネフィットの研究は、廃棄物が組成の変化なしに直接体内に入れられる、と仮定しているので、現実的ではない。しかし、もっと現実性のある仮定は、核種が遠い未来に処分場の廃棄物から漏れだし、その後、ゆっくりと地層圏から生物圏に運ばれる、というものである。この移動の過程、地層圏との物理的および化学的な相互作用、そして生物圏での生物学的特異化は、総合的な結果として、放射性同位体の発散を大きく遅らせ、最終的に体内にはいる元素および同位体混合物をかなり変えることになるだろう。これらの影響を考慮に入れた文献71は、“調査の対象になった状態では、超ウランを含め、高レベル廃棄物から任意の元素を除去するという特別な努力に対するIncentiveは、ないに等しい”と結論している。しかし、この調査の目的は、短期リスクと高レベル廃棄物からアクチナイドを除去するためのコストと計算されたベネフィットを考慮し、比較する事を含まなかったので、アクチナイド除去に対するIncentiveがないと、はっきり断言する事は、このプロセスによって生じる損失が見積もられるまでは難しい。

2.2.4 他のP-Tの影響

今のところP-Tが核燃料サイクルに与える他のさまざまな、しかし、重要な影響に関する研究はなされていない。これらの影響の例としては、燃料成形加工、運搬、扱い方に、中性子活性が高い超プルトニウム同位体が与える影響、ネプチウム、アメリシウム、そして、キュリウムが炉燃料の炉内挙動、成形加工のしやすさ、被覆管との親和性に及ぼす影響、そして、P-Tが実現されるまでに生成されるアクチナイドの処分が上げられる。

2.2.5 Incentive

加えて、P-Tコンセプトの実施に関するフィージビリティとIncentiveに対する全体的な調査は行われていない。全ての短期的、および、長期的な、長所と短所を包括するこの種の調査は、P-TのIncentiveの現実的かつ信頼性のある評価を行うには必要である。

2.3 ORNLの研究

1976年にアメリカエネルギー研究開発局（現在のアメリカDOE）は、オークリッジ国立研究所(ORNL)に、廃棄物核種を持つ元素を分離して、動力炉中で短寿命、もしくは、安定な同位体に核変換することの技術的フィージビリティと Incentive を確立するための計画を進めるように依頼した。この計画は、広範囲にわたり、P-Tコンセプトの有意義で、かつ、反論に耐うるだけの評価を進めるのに必要となる実験および計算作業の両方から構成されている。ORNLに加えて、専門特化した経験や実験施設を有するいくつかの他の団体も、この計画に参加した。これらの団体は、

1. Argonne National Laboratory
2. Brookhaven National Laboratory
3. Mound Laboratory
4. Savannah River Laboratory

5. Sandia Laboratory
6. Rocky Flats Plant
7. Idaho National Engineering Laboratory
8. the Ralph M. Parsons Company
9. Science Applications, Inc.
10. Los Alamos Technical Associates

である。

計画は、3年間ほど続いた。上のリストにある最初の7つの団体とORNLが、計画の最初の2年間に、P-Tの専門分野の研究を行った。これらの個別の研究の結果は、燃料サイクルに関する資料と施設の仕様説明を作り上げるために用いられ、これらの成果が、今度は、計画の3年目に残りの3団体によって、リスクとコスト分析にかけられた。計画の最終部分では、これらの全ての結果が評価され、P-Tを実施するのに必要な研究、開発、デモンストレーション必要事項の見積りがなされた。この結果は、一連のレポート[72-101]にまとめられて、広く公開された。

2.3.1 分離プロセス

ORNLの計画では、燃料再処理工場(FRP)と混合酸化物(MOX)燃料成形加工工場の両方に対する概念的な分離のためのフローシートが作り上げられた。これらのフローシートで用いられるプロセスは、以下に要約の形で説明してある [96]。

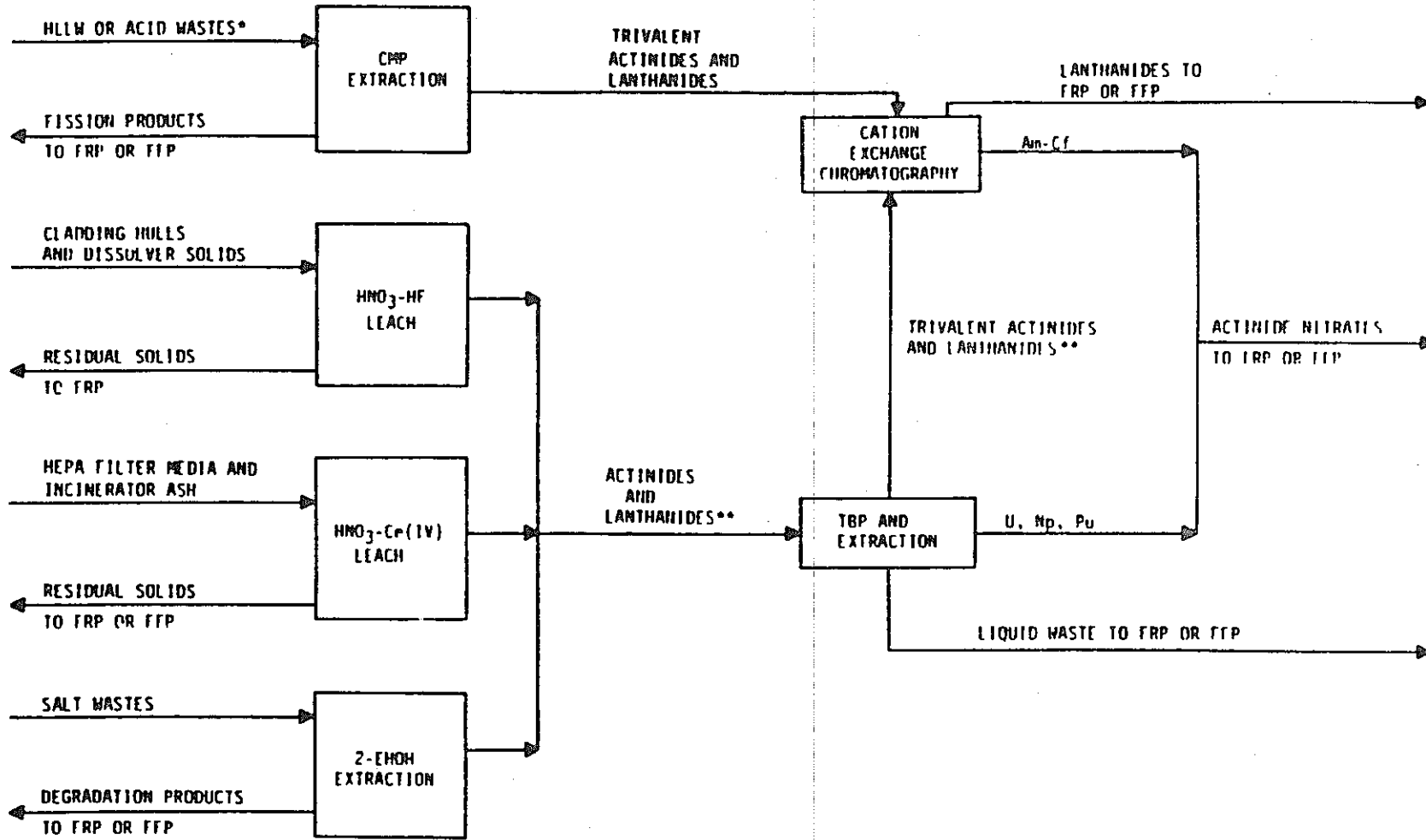
廃棄物の分離には2つの大きなステップがある。まず、水で洗い流すか、もしくは、強い有機アクチナイド化合物を分離するかによって、廃棄物からアクチナイドを分離する。2番目のステップは、次のような標準化された処理シーケンスを用いて行われる。

1. 4共有電子と5共有電子のアクチナイド(ウラン、プルトニウム、そして、ネプツニウム)がTBP抽出で回収され、溶媒からはぎ取られ、そして、主PUREXプロセスへ戻される。
2. 3共有電子アクチナイド(アメリシウムとキュリウム)とランタナイド族はbidentate(CPM)抽出機で廃棄物から一緒に抽出され、以後の処理のため、陽イオン交換クロマトグラフィー(CEC)で溶媒からはぎ取られる。残った廃棄物は、処分の前に、固化のため、液体HLW(HLLW)と混ぜられる。
3. アクチナイドはCECを用いて、ランタナイドから分離される。ランタナイドの方は主プロセスへ戻され、固化の前に、処理済みのHLLWと混合される。回収されたアクチナイド(アメリシウムとキュリウム)は、酸化物への転換のために主プロセスへ戻される。

このシーケンスは、図2.1に示される汎用の分離フローシートで図解してある。

主PUREXプロセスから出てくる主な廃棄物は、次のように処理される。

1. FRPのTBP第1サイクル溶媒抽出から出てくる抽残物であるHLWは、3共有電子のランタナイドとアクチナイドの回収のために、CMP抽出プロセスへ直接フィードされる。これらの2つの元素グループは引き続き、CECによって分離される。
2. 被覆管本体と溶解槽固形物は、硝酸で洗われた後に、更に、アクチナイドを回収するために硝酸-フッ酸による最終洗浄に送られる。フッ化イオンが触媒として、それまで不溶性であったアクチナイドの溶解を進める。
3. FRPとFFPから出るHEPAフィルターと焼却灰廃棄物は、硝酸にほぼ不溶性のアクチナイドを含んでいる。フィルターの媒体を硝酸-フッ酸で洗うと、フィルターも遠心分離もできない、扱い方の難しい、甘くてネバネバした固まりが出来て、最終的には、焼却灰の完全な溶解に行きついてしまう。硝酸-Ce(IV)溶液による洗浄は、



*RAFFINATES FROM TBP EXTRACTION IN FRP OR FFP
 **PREDOMINANTLY STABLE CERIUM AND GADOLINIUM

Fig. 2.1. Generic actinide partitioning flowsheet.

適当な代替りの方法であることが判ってきた。このプロセスはH E P Aの媒体の物理的性質が保て、焼却灰を部分的にしか溶解しない。Ce(IV)はCe(III)の電気分解酸化で作られる。洗浄が終わったら、Ce(IV)をCe(III)へ変換するためにシステムにシュウ酸が加えられ、このようにして、装置の侵食率を減らす。

4. 溶媒の洗浄から発生する Na_2CO_3 溶液が主要な塩の廃棄物は、そのうちの多くがはぎ取ることの出来ない、各種のアクチナイドを含んでいる。アクチナイド-有機複合体につながれているこれらの複合体は、2-EHOHによる抽出によって破壊され、分離される。

最後の3つの廃棄物から出るアクチナイドはその後、まず、TBP（ウラン、ネプツニウム、プルトニウムのため）、次にCMP（3共有電子アクチナイドとランタナイドのため）抽出、そして、CEC（3共有電子アクチナイドとランタナイドの分離のため）によって分離回収される。

アクチナイドを取られた全ての廃棄物は、処分のための最終処理（ガラス固化、コンクリート詰め）とパッケージ化のために、主プロセスへ戻される。おおまかに言って、プロセスから出る廃棄物の体積の増加は、回収、および、再利用出来る化学薬品の使用により最小に抑えられる。コンクリート詰めされる廃棄物の体積はかなり大きくなり（約50%）、これは、CECプロセスから発生する廃棄物と、分離の時に用いられる追加の溶媒清浄化学薬品によると考えられる。分離によって、不良になる装置廃棄物はFRPで100%、FFPで25%増加する。

2.3.2 核変換

先のセクションで書いたように、ここで示される核変換研究は、中性子によって引き起こされる核変換に限定される。更に、核融合炉に関する研究が比較的少ないことと、現実的な核融合炉の設計に関する取り決めがないために、これらの可能性を秘めた核変換機器については、簡単にふれるのみにする。最後に、これらの考えとDOEの指導の結果、LWR（特にPWR）が基準核変換機器として取り上げられる。LMFBRは、パラメータ-上の変化形であると考えられた。

1976年以前の文献に主要な位置を占めるものをカバーする核変換文献のレビューは、先に挙げられた。表2.6は、それ以降に発表されたものの多くをリストしたものである。表は、主な研究者、その研究者の所属の企業、または学校、報告された核変換研究の短い紹介、そして一般的に入手可能な核変換研究に関するドキュメンテーションのレファランスをのせている。

表2.6に挙げられた核変換の文献の評価をすると、先の文献の時と同じく、研究の多くは続率を欠き、既に行われた作業の反復であることが分かる。しかし、表2.6にリス

Table 2.6. Summary of fission and fusion reactor transmutation studies

Investigators (Organization)	Description	Reference
C. Anderson (AE ATCMENERGI Studsvik, Sweden)	Recycling of actinides containing residues of yttrium and lanthanides in thermal and fast reactors	102
R. L. Engel D. E. Deonigi (Battelle, Richland)	Evaluations of fusion-fission concepts	103
G. A. Harte R. H. Clarke (UK Central Electricity Generating Board)	Incineration of UK reactor wastes in a fast breeder reactor	104
J. J. Prabulos (Combustion Engineering)	Actinide recycling in a 1500-MW(e) carbide LMFBR	105
M. Taube (Fed. Inst. for Reactor Research, Switzerland)	Transmutation of ^{90}Sr and ^{137}Cs in a fast reactor with a thermalized central region	106
R. Gasteiger (Karlsruhe)	Irradiation of $^{241}\text{AmO}_2$ in an aluminum matrix	107
T. H. Pigford J. Choi (U. of California-Berkeley)	Generic actinide transmutation study	108
E. Zamorani (Ispra)	Dose rates from LWR P-T fuel refabrication	109
T. C. Gorrell (SRL)	Survey calculations of candidate irradiation schemes for transmutation of waste actinides in thermal reactors	110-112
G. Oliva G. Palmiotti M. Salvatores L. Tondinelli (CNEN-Cassica)	Comparison of burnup in a Superphenix liquid-metal fast breeder reactor with that of a thermal reactor	113
G. Oliva L. Tondinelli (CNEN-Cassica)	Actinide recycling in LWRs	114
M. L. Williams J. W. McAdoo G. F. Flanagan (ORNL)	Actinide transmutation in an LMFBR	115

Table 2.6 (continued)

D. H. Berwald J. J. Duderstadt (Exxon Res. & Eng.; U. of Michigan)	A laser-fusion-driven actinide waste burner	116
D. J. Murphy W. M. Farr B. D. Ganapol (Sandia Laboratory; U of Arizona)	Actinide transmutation in a dedicated, hard-spectrum reactor	117
T. A. Parish (U. of Texas)	Transmutation of fission products by fusion neutrons .	118, 119
A. H. Robinson (Oregon State University) G. W. Shirley (Gulf Atomic) A. W. Prichard (Oregon State University) T. J. Trapp (PNL)	Actinide transmutation in a dedicated, hard-spectrum reactor	120
S. L. Beaman (GE)	Extensive study of actinide transmutation in LMFBRs	121

トされた研究には、いくつかの興味深い面がある。

1. 比較的高度なアクチナイド核変換計算（複数グループ、複数次元）が、熱炉に関して行われ、それらのシステム中のアクチナイドの中性子挙動のより正確な様子が分かった [102、110、111、114]。
2. ^{241}Am の小さなサンプルが、実際に成形加工され、照射された [107]。
3. 廃棄物アクチナイドのみを燃料とした高速炉の比較的詳細な研究が発表された [117]。
4. 15のレファランスのうち7つは、西ヨーロッパで行われた研究に基づいており、この地域に、明らかにアメリカよりもP-Tのコンセプトに幾分高い関心があることを示している。
5. アクチナイドと核分裂生成物の核変換機器としての核融合炉の研究が続けられている [103、116、118]。一般的に、現在及びこれまでの研究では、核変換されている物質がほとんど臨界にあることで、ブランケット中のフラックスの急速な減衰を防がない限り、核変換用融合炉は、もともと考えられたいほど魅力的ではないことが分かった。

2.3.3 結論

ORNLのP-Tに関する評価の結論は以下に要約してある。

2.3.3.1 フィージビリティ

1. アクチナイドの分離は、全て実験室レベルで実験的に証明され、そのうちの多くは、生産規模レベルで実証された、現在の技術を使うことで可能である。
2. テクネチウムの分離は、まだ十分に調査されていないが、不可能であると信じる理由は、現在のところ存在しない。
3. ヨウ素の分離は、現在ある実証された技術で可能である。
4. アクチナイドの核変換は、普段よりも高いネプツニウム、アメリシウム、それと、キュリウム濃度を含む燃料が承認されれば、熱、高速、そして核融合炉中で可能である。
5. テクネチウムの核変換は、承認され得る燃料形式が決定すれば可能である。

6. ヨウ素の核変換は、低変換率、ヨウ素化合物の気発性、核変換生成物の腐食性のために、良くて、ぎりぎりまで可能というところである。
7. 中性子放射の高いP-T燃料の運搬は、手ごろなコストで可能である。

2.3.3.2 Incentive

1. アクチナイドの分離のコストは、分離されなければならない廃棄物の種類が多いことから、比較的高く、\$ 9.2 百万/GW(e)-年 (約 1 mill/KWhr(e))である。
2. P-Tによる短期のリスクは、放射線によらない影響を加えると、0.57 健康影響/GW(e)-年になり、かなりのものである。短期の放射線によるリスクは小さく、0.003 健康影響/GW(e)-年である。
3. P-Tによる長期的ベネフィット (すなわちリスクの削減) は、非常に保守的な仮定を用いても小さく、0.06 健康影響/GW(e)-年、すなわち、天然バックグラウンド放射線の影響の、およそ0.001%にすぎない。
4. 非常に保守的な仮定を分析に用いても、アクチナイドP-TのIncentiveはない。アクチナイドP-Tのベネフィットのコストは放射線によらないリスクを無視すれば \$ 32、400/パーソンレムで、もし放射線によらないリスクも含めると、短期リスクは、1万年にわたって積分される長期リスクのベネフィットを上回る。
5. 非常に保守的な長期リスク分析の仮定が引き続き用いられ、そしてもし、分離プロセスが開発されれば、テクネチウムのP-Tの Incentive はあるかもしれない。
6. 非常に保守的な長期リスク分析の仮定が引き続き用いられ、ヨウ素核変換の可能な方法が発見されれば、ヨウ素のP-Tの Incentive はあるかもしれない。
7. 感度解析によれば、P-Tの Incentive に関する上記の結論は、広い範囲の入力仮定とパラメーターに対して正当である。
8. P-Tの Incentive は、用いられる核変換機器には現実上、依存しない。それ故に、新しい機器の出現によって Incentive が変化するということはない。

2.3.4 結果

完成されたORNLの研究は、アメリカに於けるP-Tの将来に関するDOEのその後の決断の基準となった。際だった結果は、続く何年もの間、P-Tに関する関心とDOEのサポートがなくなったことである。

2.4 1979～1982年頃の間、ヨーロッパに於けるP-T研究

ORNLのP-T研究が稼働している期間、および、それに続く数年間、ヨーロッパで同種のP-T研究が行われた。この作業は、北イタリアのイスプラセンターで集中的に行われ、主要な関心は、ドイツ人、イギリス人、そして、ある程度フランス人から集まった。

分離プロセスの実験研究と核変換研究の両方が行われた。これらの研究は、もっぱら、先にアメリカで行われた研究と同じラインに沿ったものであった。ヨーロッパの人々は最終的にP-TのIncentiveという問題に関して作業したが、ORNLの研究よりもずっと定性的な方法であった。しかし、際だった結論は同じで、彼らはP-TのIncentiveを見いだせなかった。この時点で、ヨーロッパ、特にイスプラセンターに於けるP-Tの継続研究は大きく減少した。

残念なことに、これらの研究の結果は、非常にドキュメンテーションが悪く、ドキュメンテーションが入手可能なものは、初期仮定が一定していないことと言語上の困難さのために非常に解釈が難しい。

2.5 最近の動向

先の研究から、結論されたIncentiveの欠如にかかわらず、P-Tのさまざまな面が、この数年間に引き続き研究された。フランス人は、主に一人の高級政府関係者の意向によって、短い間、P-Tを国家政策として確立した。これは、フランスの原子力産業からは決して全面的には受け容れられず、また、決して真剣に追求もされなかった。この政策はフランスではもはや死んだものであり、P-Tは真剣に考えられていない。

数多くの研究者が、引き続き、種々の機器を用いて、アクチナイド核変換の評価をしてきた。これらの研究は普通は大学(卒論)で行われるか、国の研究スタッフによるもので、それぞれ、莫大な過去の研究を知らないものの研究と、これまで否定されてきたアイデアを引き続き促進させるものである。これらの研究のほとんどは、初歩的なもので、以前の研究の反復である。

DOE/DPは、国防タンクの廃棄物(HLW)状況の特別な性格のために、TRUEXプロセスの開発援助を引き続き行って来た。特に、潜在的に掘り起こしと処分場廃棄を必

要とするタンク廃棄物の量が莫大であることと、これらの廃棄物の濃度が薄いという性質のために、アクチナイドを分離することは、そうでなければ、商用システムでは達成する事の出来ないかなりのコストの節約を実現できるかもしれない。

最後に、これまでP-Tを長寿命廃棄物処理の有効な手段としては認めないということは、主に技術的な Incentive の欠如が原因であった。つまり、コストが高いわりには、短期のリスクが長期のベネフィットを上回った。しかし、この時点で特別な社会政治的状況のもとでは、P-Tの Incentive はいずれにせよ存在するかもしれないと述べられた。特に、P-Tの”ベネフィット”が廃棄物処理を容認出来るものにし、そのおかげで、原子力の使用の継続を認めさせるならば、コスト-ベネフィット方程式のバランスは、望ましいという方向にシフトすることになるだろう。他の国々では不透明な状況がつづく中で、日本の場合がこのケースになるかもしれないように見受けられる。しかしながら、総じて政府の立場は、この立場に強制されることのない限り、どのような約束も熱心に避けながら、比較的小規模なレベルでP-Tを援助していくというラインに沿っているように見える（つまり、政治的解決が執行されない限り、ないとは言えないが、ほとんど有りえそうにもないというオプションである）。

2.6 References for Chapter II

1. Code of Federal Regulations, Title 10, Part 20.
2. A. G. Croff, D. W. Tedder, J. P. Drago, J. O. Blomeke, and J. J. Perona, A Preliminary Assessment of Partitioning and Transmutation as a Waste Management Concept, ORNL/TM-5808 (September 1977).
3. W. D. Bond and R. E. Leuze, Feasibility Studies of the Partitioning of Commercial High-Level Wastes Generated in Spent Nuclear Fuel Reprocessing: Annual Progress Report for FY 1974, ORNL-5012 (January 1975).
4. J. W. Bartlett, L. A. Bray, L. L. Burger, R. E. Burns, and J. L. Ryan, Feasibility Evaluation and R&D Program Plan for Transuranic Partitioning of High-Level Fuel Reprocessing Waste, BNWL-1776 (November 1973).
5. M. Steinberg, G. Watsak, and B. Manowitz, Neutron Burning of Long-Lived Fission Products for Waste Disposal, BNL-8558 (September 1964).
6. M. V. Gregory and M. Steinberg, A Nuclear Transformation System for Disposal of Long-Lived Fission Product Waste in an Expanding Nuclear Power Economy, BNL-11915 (November 1967).
7. H. C. Claiborne, Neutron-Induced Transmutation of High-Level Radioactive Waste, ORNL/TM-3964 (December 1972).
8. W. C. Wolkenhauer, The Controlled Thermonuclear Reactor as a Fission Product Burner, BNWL-SA-4232 (1972).
9. W. C. Wolkenhauer, B. R. Leonard, Jr., and B. F. Gore, Transmutation of High Level Radioactive Waste with a Controlled Thermonuclear Reactor, BNWL-1772 (September 1973).
10. B. F. Gore and B. R. Leonard, Jr., *Trans. Am. Nucl. Soc.* 17, 52-53 (November 1973).
11. B. F. Gore and B. R. Leonard, Jr., *Nucl. Sci. Eng.* 53, 319-23 (1974).
12. J. Henley and H. W. Meldner, *Phys. Rev. C* 12, 407-412 (1975).
13. H. W. Meldner, Lawrence Livermore Laboratory, personal communication (April 1976).
14. J. W. H. Chi, S. Kellman, D. Klein, and R. P. Rose, *Trans. Am. Nucl. Soc.* 23, 262-63 (June 1976).
15. J. W. H. Chi and R. R. Holman, *Trans. Am. Nucl. Soc.* 23, 26 (June 1976).
16. R. P. Rose, Fusion-Driven Actinide Burner Design Study, EPRI-ER-451 (May 1977).

17. G. Lang (McDonnell-Douglas Astronautics Company), E. L. Draper (University of Texas at Austin), and T. A. Parish (University of Texas at Austin), Determination of Procedures for Transmutation of Fission Product Waste by Fusion Neutrons, EPRI Contract RP-474 (1975-76).
18. U. P. Jenquin and B. R. Leonard, Jr., Trans. Am. Nucl. Soc. 23, 549 (June 1976).
19. A. S. Kubo, "Technology Assessment of High-Level Nuclear Waste Management," Ph.D. thesis, Massachusetts Institute of Technology, Cambridge, Mass. (May 1973).
20. E. Johansson, Recycling of Plutonium and Other Transuranium Elements in Power Reactors, TPM-RF-75-2089 (1975).
21. E. Johansson, Recycling of Transuranium Nuclides Containing Residues of Yttrium and Lanthanides, TPM-RF-76-1206 (November 1976).
22. M. Taube, E. H. Ottewitte, and J. Ligou, A High-Flux Fast Molten Salt Reactor for the Transmutation of Cesium-137 and Strontium-90, EIR-Bericht Nr. 259 (September 1975).
23. M. Taube, J. Ligou, and K. H. Bucher, The Transmutation of Fission Products (Cs-137, Sr-90) in a Liquid Fueled Fast Fission Reactor with Thermal Column, EIR-Bericht Nr. 270 (February 1975).
24. M. Taube, Nucl. Sci. Eng. 61, 212-21 (1976).
25. R. Paternoster, M. J. Ohonian, R. T. Schneider, and K. Thom, Trans. Am. Nucl. Soc. 19, 203-4 (October 1974).
26. R. Paternoster, Ph.D. thesis, University of Florida, Gainesville (1974).
27. S. Raman, C. W. Nestor, Jr., and J. W. T. Dabbs, "A study of the ^{233}U - ^{232}Th Reactor as a Burner for Actinide Waste," paper presented at the Conference on Nuclear Cross-Section Technology, Washington, D.C., Mar. 5-7, 1975.
28. R. Lester and m. Goldstein, Brookhaven National Laboratory, unpublished data (1975).
29. J. D. Clement, Georgia Institute of Technology, Atlanta, personal communication (April 1976).
30. R. B. Lyon, Reduction of Long-Term Potential Hazard of Spent Fuel from CANDU Reactors by Heavy Element Recycles, AECL-5395 (July 1976).
31. Europoische Gemeinschaften Program fur die Bewertschaftung und Lagerung radioaktiver Abfalle, R/1445/75(AT073), (1975).
32. S. E. Binney and B. I. Spinrad, "Oregon State University Studies on Fast Reactors for Destruction of Actinide Wastes," Oregon State University, Corvallis, Ore., personal communication (1975).

33. R. H. Clarke, H. F. MacDonald, J. Fitzpatrick, and A. J. H. Goodard, *Ann. Nucl. Energy* 2, 451-66 (1975).
34. N. J. Keen, "The Separation and Destruction of the Actinides Arising from the Use of Nuclear Power," paper presented at the Second Meeting of the IAWA Technical Committee on High-Level and Alpha-Bearing Wastes, Vienna, May 5-8, 1975.
35. R. J. Breen, *Trans. Am. Nucl. Soc.* 21, 262 (June 1975).
36. S. L. Beaman, *Trans. Am. Nucl. Soc.* 22, 346 (November 1975).
37. Cooperative Nuclear Data and Methods Development First Annual Progress Report for Fiscal Year 1975, GEAP-14073-1 (August 1975).
38. Cooperative Nuclear Data and Methods Development First Quarterly Report July-September 1975, GEAP-14074-1 (October 1975).
39. Cooperative Nuclear Data and Methods Development Second Quarterly Report October-December 1975, GEAP-14074-2 (January 1976).
40. Cooperative Nuclear Data and Methods Development Third Quarterly Report January-March 1976, GEAP-14074-3 (April 1976).
41. S. L. Beaman and E. A. Aitken, *Trans. Am. Nucl. Soc.* 23, 262 (June 1976).
42. S. L. Beaman and H. S. Bailey, *Trans. Am. Nucl. Soc.* 23, 547 (June 1976).
43. A. Friedman, Argonne National Laboratory, personal communication (April 1976).
44. J. J. Prabulos, *Trans. Am. Nucl. Soc.* 23, 548 (June 1976).
45. J. Bouchard, M. Darrouzet, and M. Fort, "Actinide Transmutation Studies," paper presented to the First Technical Meeting on the Nuclear Transmutation of Actinides, Ispra, Italy, Mar. 16-18, 1977.
46. W. Bocola, L. Frittelli, F. Gera, G. Crossi, A. Mucia, and L. Tondinelli, "Considerations on Nuclear Transmutation for the Elimination of Actinides", paper IAEA-SM-208186 presented at the International Symposium on the Management of Radioactive Waste from the Nuclear Fuel Cycle, Vienna, Mar. 22-26, 1976.
47. A. S. Kubo and D. J. Rose, *Science* 182, 1205 (Dec. 21, 1973).
48. Chem. Technol. Div. Annu. Prog. Rep. Mar. 31, 1975, ORNL-5050, p. 11.
49. A. G. Croff, *Trans. Am. Nucl. Soc.* 22, 345 (November 1975).
50. T. H. Pigford and J. Choi, Effect of Fuel Cycle Alternatives on Nuclear Waste Management, CONF-761020 (October 1976), pp. 39-57.

51. E. Schmidt and J. Cametti, "On the Neutron-Physical Feasibility of Transmutation of Actinides Other Than Fuel in Nuclear Power Reactors," paper presented at the First Technical Meeting on the Nuclear Transmutation of Actinides, Ispra, Italy, Mar. 16-18, 1977.
52. W. Hage and E. Schmidt, "Reactor Physics Aspects of Burning Actinides in a Nuclear Reactor," paper presented at the First Technical Meeting on the Nuclear Transmutation of Actinides, Ispra, Italy, Mar. 16-18, 1977.
53. G. Harte, "Some Preliminary Investigations of the Incineration of Actinide Waste from the UK and European Nuclear Power Programmes," paper presented at the First Technical Meeting on the Nuclear Transmutation of Actinides, Ispra, Italy, Mar. 16-18, 1977.
54. L. Koch, R. Ernstberger, and Kl. Kammericks, "Formation of Minor Actinides and Requirements of Nuclear Incineration," paper presented at the First Technical Meeting of the Nuclear Transmutation of Actinides, Ispra, Italy, Mar. 16-18, 1977.
55. F. Duggan, "The Burnup Characteristics of Individual Actinide Isotopes with a View to Nuclear Incineration," paper presented at the First Technical Meeting on the Nuclear Transmutation of Actinides, Ispra, Italy, Mar. 16-18, 1977.
56. A Sola, "Some Preliminary Results on Actinide Incineration and Transmutation in a Thermal and A Fast Reactor," paper presented at the First Technical Meeting on the Nuclear Transmutation of Actinides, Ispra, Italy, Mar. 16-18, 1977.
57. K. J. Schneider and A. M. Platt (eds.), High-Level Radioactive Waste Management Alternatives, BNWL-1900 (May 1974), Chap. 9.
58. Alternatives for Managing Wastes from Reactors and Post-Fission Operations in the LWR Fuel Cycle, ERDA-76-43 (April 1976).
59. E. Schmidt, "Assessment Studies for Actinide Wastes", paper NEACRP-L-131 presented to the Nuclear Energy Agency Committee on Reactor Physics, Bologna, Italy, June 9-13, 1975.
60. Nuclear Waste Disposal: Research Work Carried Out at the JRC-Ispra-3rd Activity Report, EUR/C-IS/063/76-e (January 1976), pp. 34-58.
61. A. Sola and K. Caruso, "Sensitivity Studies on Nuclear Data," paper presented at the First Technical Meeting on the Nuclear Transmutation of Actinides, Ispra, Italy, Mar. 16-18, 1977.
62. E. Schmidt, "Influence of Nuclear Data Uncertainties on Results Recycling Actinides Other Than Fuel," paper presented at the First Technical Meeting on the Nuclear Transmutation of Actinides, Ispra, Italy, Mar. 16-18, 1977.

63. A. Gandini, G. Oliva, and L. Tondinelli, "Correlation between Irradiation Experiments and Nuclear Data for Actinide Production," paper presented at the First Technical Meeting on the Nuclear Transmutation of Actinides, Ispra, Italy, Mar. 16-18, 1977.
64. P. E. McGrath, Radioactive Waste Management Potentials and Hazards from a Risk Point of View, KFK 1992 (June 1974).
65. A. G. Croff, "The Technological Impact of Partitioning-Transmutation on the Nuclear Transmutation of Actinides, Ispra, Italy, Mar. 16-18, 1977.
66. M. G. Sowerby, "Nuclear Incineration Strategies," paper presented at the First Technical Meeting on the Nuclear Transmutation of Actinides, Ispra, Italy, Mar. 16-18, 1977.
67. H. C. Claiborne, Effect of Actinide Removal on the Long-Term Hazard of High-Level Waste, ORNL-TM-4724 (January 1975).
68. M. E. LaVerne, Appendix I of Ref. 7.
69. W. D. Bond and R. E. Leuze, "Removal of Actinides from High-Level Wastes Generated in the Reprocessing of Commercial Fuels," pp. 423-32 in Transplutonium Elements, 1975, Proceedings of the Symposium at Baden-Baden, September 13-17, 1975, North-Holland, Amsterdam, 1976.
70. C. F. Smith, "Risk Assessments for the Disposal of High-Level Radioactive Wastes," Ph.D. dissertation, UCLA (1975).
71. H. C. Burkholder, M. O. Cloninger, D. A. Baker, and G. Jansen, Incentives for Partitioning High-Level Waste, BNWL-1927 (November 1975).
72. J. O. Blomeke and D. W. Tedder, Actinide Partitioning and Transmutation Program Progress Report for Period October 1, 1976, to March 31, 1977, ORNL/TM-5888 (June 1977).
73. D. W. Tedder and J. O. Blomeke, Actinide Partitioning and Transmutation Program Progress Report for Period April 1 to June 30, 1977, ORNL/TM-6056 (October 1977).
74. D. W. Tedder and J. O. Blomeke, Actinide Partitioning and Transmutation Program Progress Report for Period July 1 to September 30, 1977, ORNL/TM-6174 (February 1978).
75. D. W. Tedder and J. O. Blomeke, Actinide Partitioning and Transmutation Program Progress Report for Period October 1, 1977 to March 31, 1978, ORNL/TM-6480 (October 1978).
76. G. H. Thompson et al., Waste Management Analysis for the Nuclear Fuel Cycle - Parts I and II Progress Report for Period Ending March 31, 1977, RFP-2667 (Sept. 21, 1977).
77. J. D. Navratil et al., Waste Management Analysis for the Nuclear Fuel Cycle - Parts I and II Progress Report for Period April 1 to September 30, 1977, RFP-2749 (Oct. 23, 1978).

78. G. H. Thompson, C. M. Smith, E. L. Childs, and R. L. Kavhen, Waste Management Analysis for the Nuclear Fuel Cycle - Actinide Recovery from Combustible Waste, October 1977-March 1978, RFP-2798 (Sept. 18, 1979).
79. Decontamination of HEPA Filters Quarterly Report, October-December 1976, MLM-Mu-77-62-0004.
80. D. F. Luthy and E. L. Lewis, Decontamination of HEPA Filters; January-March 1977, MLM-2324 (July 22, 1977).
81. D. F. Luthy and E. L. Lewis, Decontamination of HEPA Filters; April-June 1977, MLM-2445 (Sept. 22, 1977).
82. D. F. Luthy and E. L. Lewis, Decontamination of HEPA Filters; July-September 1977, MLM-2491 (Feb. 20, 1978).
83. T. E. Gangwer, M. Goldstein, and K. K. S. Pillay, Radiation Effects on Ion Exchange Materials, BNL-40781 (November 1977).
84. M. L. Williams, J. W. McAdoo, and A. F. Flanagan, Preliminary Neutronic Study of Actinide Transmutation in a Fast Reactor, ORNL/TM-6309 (August 1978).
85. T. C. Gorrell, Transmutation of Waste Actinides in Thermal Reactors: Survey Calculations of Candidate Irradiation Schemes, DP-1496 (November 1978).
86. T. C. Gorrell, Transmutation of Waste Actinides in Light Water Reactors, DP-1518 (April 1979).
87. L. D. McIsaac et al., Study of Bidentate Compounds for Separation of Actinides from Commercial LWR Reprocessing Wastes, ICP-1180 (May 1979).
88. S. Katz and W. D. Bond, A Method of Estimating Distribution Coefficients of Degradation Products from Organophosphorus Extractants, ORNL/TM-6776 (May 1979).
89. C. W. Forsberg, Cation Exchange Chromatography Studies; Elution Sequence of Plutonium and Neptunium with Diethylenetriaminepenta-acetic Acid (DTPA) and the Effects of Bidentate Impurities on Cation Loading, ORNL/TM-6737 (August 1979).
90. E. P. Horwitz, C. A. A. Bloomquist, G. W. Mason, R. A. Leonard, and A. A. Ziegler, The Recovery of Actinides from TBP-Na₂CO₃ Scrub-Waste Solutions: The Aralex Process, ANL-79-74 (August 1979).
91. G. H. Thompson, E. L. Childs, R. L. Kochen, R. H. Schmunk, and C. M. Smith, Actinide Recovery from Combustible Waste: The CE(IV)-HNO₃ System Final Report, RFP-2907 (Sept. 14, 1979).
92. C. W. Forsberg, Separation of Americium, Curium, and Rare Earths from High-Level Wastes by Oxalate Precipitation; Experiments with Synthetic Waste Solutions, ORNL/TM-6445 (January 1980).

93. F. M. Scheitlin and W. D. Bond, Recovery of Plutonium from HEPA Filters by Ce(IV)-Promoted Dissolution of PuO₂ and Recycle of the Cerium Promoter, ORNL/TM-6802 (May 1980).
94. C. W. Forsberg, Computer Simulation of Displacement Cation Exchange Chromatography. Separation of Trivalent Actinides and Lanthanides, ORNL/TM-6738 (May 1980).
95. A. G. Croff, J. O. Blomeke, and B. C. Finney, Actinide Partitioning-Transmutation Program Final Report. I. Overall Assessment, ORNL-5566 (June 1980).
96. D. W. Tedder, B. C. Finney, and J. O. Blomeke, Actinide Partitioning-Transmutation Program Final Report. II. Partitioning Processes for LWR Fuel Reprocessing and Refabrication Plant Wastes, ORNL/TM-6982 (June 1980).
97. J. W. Wachter and A. G. Croff, Actinide Partitioning-Transmutation Program Final Report. III. Transmutation Studies, ORNL/TM-6983 (July 1980).
98. C. W. Alexander and A. G. Croff, Actinide Partitioning-Transmutation Program Final Report. IV. Miscellaneous Aspects, ORNL/TM-6984 (Sept. 1980).
99. A. E. Smith and D. F. Davis (R. M. Parsons Co.), Actinide Partitioning-Transmutation Program Final Report. V. Preconceptual Designs and Costs of Partitioning Facilities and Shipping Casks, ORNL/TM-6985 (January 1980).
Appendix 1. Equipment Lists, Outline Specifications, and Drawings for FRP-WTF, ORNL/Sub-80/31056/1/A1 (June 1980).
Appendix 2. Equipment Lists, Outline Specifications, and Drawings for FFP-WTF, ORNL/Sub-80/31056/1/A2 (June 1980).
Appendix 3. Cost Estimates for FRP-WTF, ORNL/Sub-80/31056/1/A3 (June 1980).
Appendix 4. Cost Estimates for FFP-WTF and Fuel Shipping Cask, ORNL/Sub-80/31056/1/A4 (June 1980).
100. R. R. Fullwood and R. R. Jackson (Science Applications, Inc.), Actinide Partitioning-Transmutation Program Final Report. VI. Short-Term Risk Analysis of Reprocessing, Refabrication, and Transportation, ORNL/TM-6986 (March 1980).
Appendix, ORNL/Sub-80/31048/1 (January 1980).
101. S. E. Logan et al. (Los Alamos Technical Associates), Actinide Partitioning-Transmutation Program Final Report. VII. Long-Term Risk Analysis of the Geologic Repository, ORNL/TM-6987 (in press).

Appendix, ORNL/Sub-80/31038/1 (January 1980).

102. G. Anderson, Recycling of Transuranium Nuclides Containing Residues of Yttrium and Lanthanides, TPM-RF-76-1206, AB Atomenergi, Studsvik, Sweden (1976).
103. R. L. Engel and D. E. Deonigi, Evaluations of Fusion-Fission (Hybrid) Concepts; Market Penetration Analysis for Fusion-Fission Hybrids, prepared by Battelle Pacific Northwest Laboratories for Electric Power Research Institute, EPRI ER-469 (1976).
104. G. A. Harte and R. H. Clarke, An Investigation into the Use of a Fast Breeder Reactor to Incinerate Actinide Waste from the U.K. Nuclear Power Programme, CEGB-RD/B/N-3903 (December 1976).
105. J. J. Prabulos, Recycling of Trans-Uranium Actinides in a 1500 MWE Carbide LMFBR, Combustion Engineering, Inc., CE-FBR-76-352 (1976).
106. M. Taube, "The Transmutation of Strontium-90 and Cesium-137 in a High-Flux Fast Reactor with a Thermalized Central Region," Nucl. Sci, Eng. 61, 212-21 (1976).
107. R. Gasteiger, Development of an Irradiation Technology for the Recycling of Am-241 in Nuclear Reactors--A Contribution to the Possibilities for Reducing the Hazard Potential of Alpha-Bearing Wastes, KFK-2431; ORNL-tr-4585 (1977).
108. T. H. Pigford and J. Choi, Trans. Am. Nucl. Soc. 27, 450-51 (November 1977).
109. E. Zamorani, Surface Dose Rate Contribution by Actinides Mixed in Uranium-Plutonium Fuel Elements, EUR 5917 e, JRC, Ispra, Italy (1977).
110. T. C. Gorrell, Transmutation of Waste Actinides in Thermal Reactors: Survey Calculations of Candidate Irradiation Schemes, DP-1496 (November 1978).
111. T. C. Gorrell, Transmutation of Waste Actinides in Light-Water Reactors, DP-1518 (April 1979).
112. T. C. Gorrell, "Transmutation of Waste Actinides in Thermal Reactors," Trans. Am. Nucl. Soc. 32, 392-93 (June 1979).
113. G. Oliva, G. Palmiotti, M. Salvatores, and L. Tondinelli, "Elimination of Transuranium Elements by Burnup in a Power Fast Breeder Reactor," Nucl. Tech. 37, 340-52 (March 1978).
114. G. Oliva and L. Tondinelli, Neutronics Aspects of the Recycling of Transuranium Elements by Burnup in an Actual Light Water Reactor, RT/FI(78)21, CNEN (November 1978).
115. M. L. Williams, J. W. McAdoo, and G. F. Flanagan, Preliminary Neutronic Study of Actinide Transmutation in a Fast Reactor, ORNL/TM-6309 (August 1978).

116. D. H. Berwald and J. J. Duderstadt, "Preliminary Design and Neutronic Analysis of a Laser Fusion Driven Actinide Waste Burning Hybrid Reactor," Nucl. Tech. 42, 34-50 (January 1979).
117. D. J. Murphy, Jr., W. M. Farr, and B. D. Ganapol, "Power Production and Actinide Elimination by Fast Reactor Recycle," Nucl. Tech. 45(3), 299-306 (October 1979).
118. T. A. Parish, "A Neutronic Assessment of Strontium-90 Transmutation in Fusion Reactors," Nucl. Tech 42(2), 180-94 (February 1979).
119. T. A. Parish and J. W. Davidson, "Reduction in the Toxicity of Fission Product Wastes through Transmutation with Deuterium-Tritium Fission Neutrons," Nucl. Tech 47(2), 324-42 (February 1980).
120. A. H. Robinson, G. W. Shirley, A. W. Prichard, and T. J. Trapp, "Burning Actinides in Very Hard Spectrum Reactors," Trans. Am. Nucl. Soc. 30, 289-90 (November 1978).
121. S. L. Beaman, Actinide Recycle in LMFBRs as a Waste Management Alternative, GEFR-00482 (August 1979).

3 P-T燃料サイクルから出る廃棄物処分のコスト分析

この章は、使用済み燃料を処分するコストと、長寿命放射性核種を削減するために廃棄物のP-Tを含んだ燃料サイクルから出る廃棄物を処分するコストを比較する。経済性は、2つの観点から調査される：現在計画されている処分システム(3.1節)とその他の可能な処分システム(3.2節)。要約は3.3節にある。

3.1 HLW/SF処分のコスト

DOEの民間放射性廃棄物処理室(OCRWM)は、アメリカ国内の使用済み燃料と高レベル廃棄物の処分に関する責任を持っている。もともとの議会決定[1]では、OCRWMは、民間廃棄物処分に対する責任のみをもつことになっていた。大統領による後の決定[2]は、OCRWMの責任を拡大して、国防廃棄物処分まで含む事とした。法律に定められている通り、OCRWMは、動力炉やその他の廃棄物を発生する場所から出る廃棄物を受け入れ、運搬し、パッケージし、そして処分するという責任をもっている。

この計画に対する財源には2つある。民間廃棄物に対しては、それぞれの使用者から料金(1 mill/KWhr(e))を徴収する。国防廃棄物に対しては、議会が資金を割り当てる。民間の計画は公共料金として支払われた金で100%賄わなくてはならないと、法律で定められている。この制度のために、OCRWMは、毎年全ての過去と未来の計画のコストを見積る。このコスト見積りに基づいて、使用済み燃料に対する公共料金が毎年調整される。ここに挙げるコストの数字[3]は、これらのOCRWMの数字に基づくものである。

これらのコストを理解するために、この論議は3つのセクションに分けられる：(1)コスト見積りのための技術的基礎、(2)現在のコスト見積り、そして(3)P-Tに対する意味あい、である。

3.1.1 コスト見積りのための技術的基礎

値段をつける目的で、OCRWMは、コストを3つのカテゴリーに分ける：(1)開発評価のコスト(D&E)、(2)運搬コスト、そして(3)処分場コストである。

“開発評価コストは、場所選び、設計、開発、テスト、処分場に関連する法的、及び、施設としての作業、モニターされる再取り出し可能な貯蔵のための施設(MRS)、そして運搬システムの全てをまかなう。D&E作業のほとんどは、廃棄物処理施設の建設や廃棄物パッケージや運搬用キャスクの成形加工の前に行われるが、法的作業などのいくつかの作業は、施設建設期間中も継続される[3]。”これらのコストの主要な性格は、処分を待つ廃棄物の量には依存しないという点である。

運搬コストのカテゴリーは”いったん廃棄物処理システムが稼働し出すと、 SHIPPING

キャスクを成形加工して、実際に廃棄物を運搬すること”などである。運搬のコストは、概して取り扱う廃棄物の量に比例する。

処分場コストのカテゴリーは、地表と地下施設、処分コンテナ、そしてその他の関連コストを含む。このコストは、最初のコストと稼働中のコストに分けられる。最初のコストの多くは、扱う廃棄物の量にあまり依存しない。稼働中のコストは主に廃棄物の放射線（熱線とガンマ放射線）に、そして、単に二次的に廃棄物の量に依存する。

処分場の最初のコストは、受け入れ施設、縦坑、空調装置、そして、最初の基礎工事のような項目を含む。これらの項目のうちの多くは一種につき一品しかない項目で（進入坑やトンネルのように）、そのコストは扱う廃棄物の量に依存しない。

処分場の稼働中のコストは、廃棄物パッケージと廃棄物パッケージが置かれる処分トンネルなどである。これらの稼働中のコストは、主に廃棄物から出る放射性崩壊熱に、そして、単に二次的に、廃棄物の量に依存する。崩壊熱は、 ^{137}Cs と ^{90}Sr から発生し、超ウラン放射性核種やその他の放射性核種からの発生は微量である。使用済み燃料、高レベル廃棄物、P-T廃棄物は、似たような量の ^{137}Cs と ^{90}Sr を含み、そして、動力炉で発生する単位エネルギー当たりの崩壊熱の量も同じ様なものである。そのため、処分場の工学的見地からは、これらの廃棄物は同じものである。処分場には多重の熱及び温度制限がある。

1. 廃棄物パッケージ温度は、廃棄物パッケージの損傷を最小限にするために制限されなくてはならない。
2. 処分トンネルの近隣温度は、トンネル岩中に、構造の崩壊を引き起こす可能性のある熱応力を生じないように制限されなければならない。
3. 処分場のエリア内の全熱出力は、処分地の上昇による処分場の故障を防ぐために制限されなくてはならない。崩壊熱が発生するにつれて、処分場の岩盤が膨張し、処分場上の地表を持ち上げる。この上昇が大きすぎると、廃棄物を隔離している地盤が崩れて、処分場に水が入り、処分場の損傷を引き起こす。
4. 長期にわたる高温は岩盤を劣化させ、処分場の中を水が通るようになる。

崩壊熱の影響に対して処分場の強度を保つためには、3つの工学的解決法が用いられる。これらの解決法の全てが、稼働中のコストが廃棄物の量やその他の性質ではなく主に、放射性崩壊熱に依存するようなシステムを作る。この工学的解決法とは：

1. 廃棄物は、300～1000年間は大丈夫と思われるコンテナにパッケージされる。処分場の放射性崩壊熱は、主に最初の300年間に、 ^{137}Cs と ^{90}Sr

の崩壊によって発生する。廃棄物のパッケージは、熱が処分場の性能を損害する原因となる可能性のあるこの高熱発生期間に、放射性核種の漏洩に対する独立したバリアを設ける。

2. 最大崩壊熱出力は、それぞれのパッケージに対して設定される。これは、廃棄物パッケージが、（量ではなく）廃棄物の崩壊熱に従って積み込まれるか、パッケージ当たりの高熱出力を避けるために、小さな廃棄物パッケージが選ばれるか、もしくは、この両方を意味する。
3. 廃棄物のパッケージは処分場トンネル中で、岩盤に与える熱負荷を最小にするために分散して置かれる。掘削された処分トンネルの”許容量”は、廃棄物の毒性、寿命や量ではなく、廃棄物から発生する熱によって決定される。

3.1.2 現在のコスト見積り

廃棄物処理システムの、1987年のコスト見積りは、表3.1から3.5に示してある。

表3.1には、DOEがシステムの全期に及ぶ総コストをシステムの規模や主要な工学的性格という見地から計算する時に用いた主要な仮定が、リストされている。

表3.2は、主要なコストカテゴリーのコストの見積りと、それらのコスト見積りが時間と共にどう変化するかを示す。ここでの全てのコストは、1986年の貨幣価値で示してある。いくつかの傾向が明らかである。まず第1に、計画の5年間のうちに、D&Eのコストが爆発的にふくれ上がることである。第2に、一つのキャスクにより多くの使用済み燃料を積むことが出来るような運搬用キャスク設計の改良によって、運搬コストの見積りが時間と共に減少する。第3に、処分場の実際のコストは比較的一定している。

表3.3、3.4と3.5は、3つのシステムコンポーネントであるD&E、運搬、そして処分場、のコストを細分化する。

1987年の後半に、議会は、核廃棄物政策令[4]に修正を加えた。これは一部、D&Eコストの増加のためである。古い計画では、最初の処分場として三つの候補地を同時に評価する、というものであった。修正を受けた計画では、修正された政策令に従って、まず、候補に上がったネバダの処分場所を評価する。ネバダの候補地が処分場にふさわしいならば、最初の処分場のためのD&Eのコストが大幅に節約できる。もし、ネバダの候補地がふさわしくないと分かると、新しい国家的場所探し計画を始めなくてはならないので、最初の処分場のためのD&Eのコストは増大する。運搬と処分場のコストは、この法律の変更が大きく影響されることはない。計画の、この変更による公式なコスト見積りは、まだ出来上がってはいない。

Table 3.1. Key assumptions for the TSLCC analysis

Waste Types and Quantities

Spent fuel	106,300 MTU through 2020
DHLW	16,000 canisters (assumed to be equivalent to 800 MTU)
CHLW	300 canisters (from reprocessing 640 at West Valley)

Waste Characteristics

BWR	0-50,000 MWd/MTU
PWR	0-60,000 MWd/MTU

Two Repositories

Startup repository 1	2003 (70,000 MTU capacity)
Startup repository 2	2023 (remainder of waste)

Table 3.2. Total System Cost Estimates for the Reference System by Year of Cost Estimate (Adjusted to 1986 Dollars^a; Billions of Dollars)

Year of Cost Estimate	Cost Category ^a			Total Cost ^b
	D&E	Transportation	Repository	
1983	5.4	4.5	12.2-12.8	22.1-22.7
1984	8.4	2.0-4.3	11.6-14.2	23.0-26.9
1985	8.3	3.5-5.4	13.3-17.9	25.3-31.5
1986	9.2-9.6	1.5-2.6	12.8-21.3	24.2-33.1
1987 ^c	14.5-14.6	2.1-2.2	13.6-14.7	30.2-31.5

a. Cost Deflator: 1985-1986, 2.6%; 1984-1985, 3.3%; 1983-1984, 3.8%; and 1982-1983, 3.9%

b. Range of Costs reflect range of engineering and site assumptions.

c. Costs based on first repository in Nevada. Repository cost cases in earlier years included possible Basalt repository in the state of Washington which would have had higher transport and repository costs.

Table 3.3. Breakdown of D&E Costs
(Billions of Dollars)

First Repository	
Systems	0.337
Waste Package	0.396
Site	1.183
Repository	1.293
Regulatory	0.754
Exploratory Shaft	0.910
Test Facilities	0.082
Land Acquisition	0.034
Project Management	0.642
Subtotal	5.631
Second Repository	
Subtotal	4.711
Transportation and System Integration	
Subtotal	1.080
Socioeconomic Impact Mitigation	
Subtotal	0.66
Government Administration	
Subtotal	2.532
Grand Total	14.614

Table 3.4. Breakdown of Transport Costs
(Tuff/Salt Repository Case, Billions of Dollars)

Shipping	1.119
Inspection	.113
Detention	.055
Security	.296
Capital (Casks, etc.)	.510
Maintenance	<u>.314</u>
Total	2.412

Table 3.5. Breakdown of Repository Case
(Billions of Dollars)

Case (Repository Type)	Tuff/Hard Rock	Tuff/Salt
First Repository	Tuff	Tuff
Construction	1.22	1.22
Operation	4.86	4.67
Closure	<u>0.38</u>	<u>0.38</u>
Subtotal	6.46	6.27
Second Repository	Hard Rock	Salt
Construction	3.15	2.08
Operation	4.61	4.66
Closure	<u>0.46</u>	<u>0.35</u>
Subtotal	8.22	7.09
Total	14.68	13.55

3つの候補地に対して、1つの候補地を調査することがコストに及ぼす影響に関する以前の研究 [5] では、D&Eコストは15～20%、計画全体のコストは9～10%削減出来るとされた。DOEコストの予備分析では、似たような削減が示されている。この比較的小さな削減は、一部には、多くのD&Eコストは調査する候補地の数には左右されないことによる。

基本ケースのコスト研究に加えて、OCRWMはコストに関するいろいろな感度解析を行った。これらの研究では、全体のコストは、処分場の廃棄物の量には感度がないことが分かった。処分される使用済み燃料の重量を18%減らすと、4.6%の全コストの削減になる。25%減らすと6.9%の削減になる。

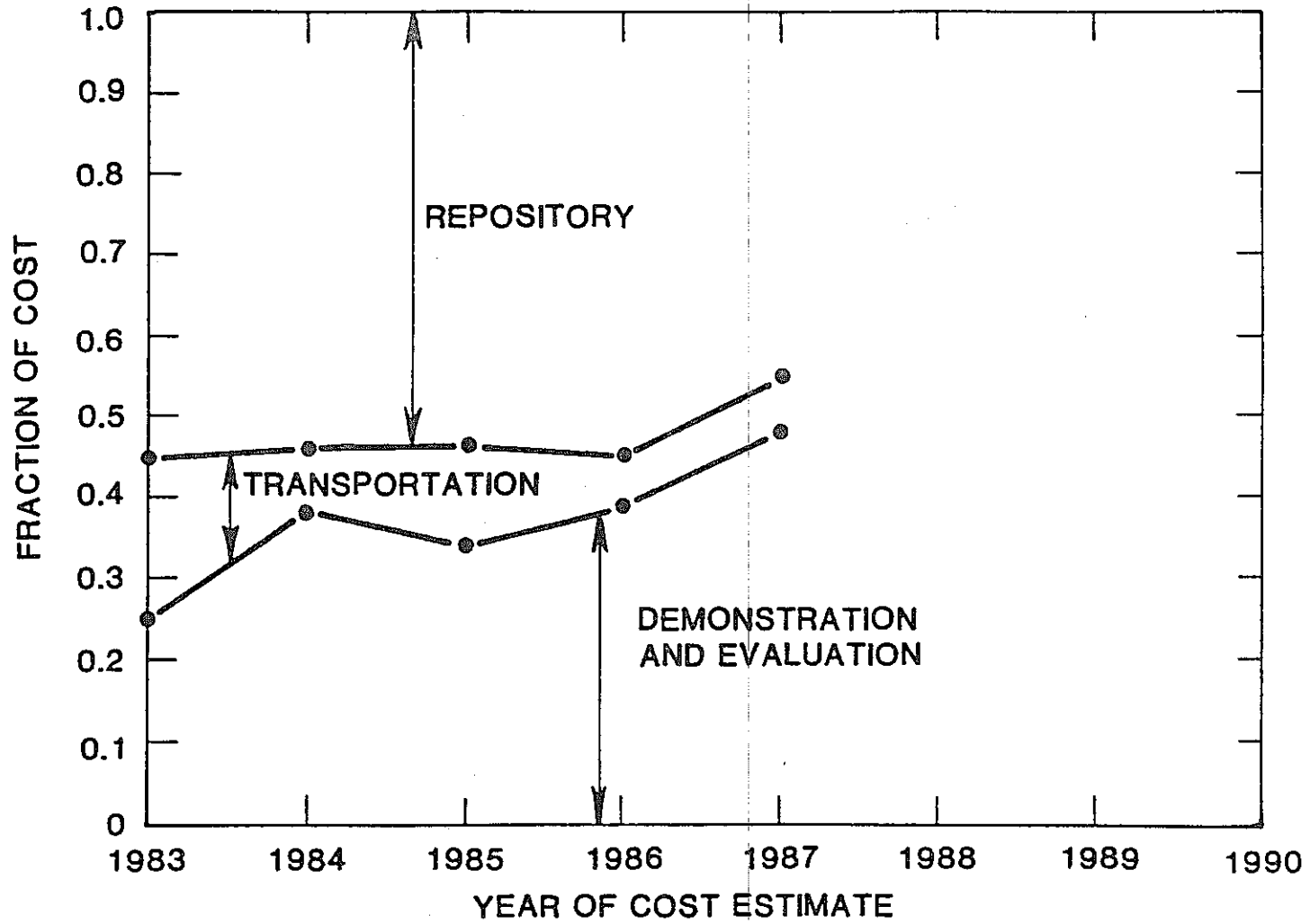
3.1.3 群分離/核変換がコストに与える影響

もし、P-Tサイクルから出た廃棄物が従来の処分場へ送られるなら、処分のコストは、使用済み燃料や従来の高レベル廃棄物の処分コストとあまり変わらないと予想される。これにたいする2つの理由としては：

1. 主要なシステムコスト（D&E、処分場の最初のコスト）は扱う廃棄物の量にほとんど無関係である。
2. その他のシステムコスト（運搬と処分場の稼働中のコスト）は、主に廃棄物の放射性崩壊熱に比例する。放射性崩壊熱は主に廃棄物中の ^{137}Cs と ^{90}Sr から発生し、超ウラン放射性核種からの発熱は微量である。炉で作られる単位エネルギー当たりの崩壊熱は、高レベル廃棄物、使用済み燃料、そして、P-T廃棄物間で似通っているため、これらの三つの廃棄物型式に関するコストは似通っている。

これらの結論に対する反論が一つある。コストの大部分は、D&E（図3.1）が占め、これは急速に高騰している。これらのコストは、主に許認可プロセスを通じて、処分場が公衆の健康と安全を保護するという仕事を、公衆に実証するものである。廃棄物処分場に対する大衆の懸念と論議は、一部、廃棄物中に含まれる長寿命毒性から発生する。[注：低レベル（短寿命）放射性廃棄物に対する論議は、放射性廃棄物の長期的危険性のみが、一般人の問題ではないことを示す。] もし、P-Tの存在が、許認可のコストを大幅に削減し、大衆の受け止め方を変化させると、D&Eのコストは、いくつかの処分場コストと同時に削減される。計画する観点から見て、困難な点は、D&Eのコストが、主に計画の初期段階で必要とされていることで、このため、P-T計画、あるいは、政策が認められる頃には、これらのコストは回収不能な（すでに使われた）コストになる。

3.2 その他の処分システム



Distribution of Total System Life Cycle Costs vs Time.

もし、群分離／核変換の成功が保証されれば、廃棄物処分のより制約の緩い方法が可能になるかも知れない。より隔離度の高い廃棄物処理法の一つ、修正地層処分が、ここで論議される（3.2.1節）。この方法は、廃棄物の $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ 含有量が高ければ、何らかのタイプの地層処理を必要とはするが、従来の高レベル廃棄物や使用済み燃料に要求されるものと同じレベルの許認可用強度証明は要求されない、と仮定する。高中性子放射廃棄物の、より隔離度の高い処分（GCD）に関する多くの研究がされてきた〔6〕。しかし、放射能レベルは、P-Tシステムで予想される量の $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ から発生すると見られる放射能レベルよりも、大幅に小さい。

代替廃棄物システムの第2の論点は、スケジュール（タイミング）の問題である。従来の処分場は、先端コストは非常に高いが、増加分の廃棄物処理コストは低い。一度、処分場が稼働を始めると、GCD処分のオプションを開発する経済的 Incentive は小さくなる。この点に関しては3.2.2節で述べる。

3.2.1 修正地層処分のコスト

P-Tを用いると、廃棄物の毒性は、主に ^{137}Cs と ^{90}Sr によって決定される。この毒性は300～1000年の間になくなる。そのため、処分施設は1000年間機能するだけで良くなるので、大規模な単純化が可能になる。P-T処分場の主要な特徴は次のようである：

1. 現在の処分場のために考えられている廃棄物のパッケージが、P-T処分場にも使われる。これらの廃棄物パッケージは、およそ1000年間耐久するように設計されているので、廃棄物が比較的危険でなくなるまで完全な密封が出来る。
2. 廃棄物パッケージは、外部の脅威から守るために、処分場に置かれる。処分場は、放射性核種の環境への漏洩を防ぐ必要がないので、処分場の仕様設定作業は、主に稼働中の坑道の強度を確実にすることになる。
3. 処分場の要求基準が小さいことは、現在あるが稼働していない坑道を使うことが出来ることを意味する。これは、処分場を建設する必要をなくする。処分場の建設は、主に縦坑や電力、水道、ガス等を新しくすることなどである。（注：カンザス州 LYONS の最初の処分場コスト見積りは、1970年に行われ、処分場の最初のコストは、およそ $\$25 \times 10^6$ 、1987年の貨幣価値では、 $\$65 \times 10^6$ を示した。この低コストは、主に現在ある坑道を用いると仮定したことによる。但し、この時以降にいくつかの基準の変更もあった。）

表3.6は、まず、現在のシステムコストと、ふさわしい場合には単純化されたシステ

Table 3.6. Cost estimate of simplified repository
(billions of dollars)

Cost Category	Current system	Simplified system	Comments
<u>D&E costs</u>			
First repository			
Systems	0.337	0.115	Proportional cost reduction
Waste package	0.396	0.396	Identical package
Site	1.183	0.394	Use existing mine information
Repository	1.293	0.431	Mine design effort limited
Regulatory	0.754	0.251	One-third costs
Exploratory shift	0.910	0.000	Existing mine, no cost
Test facilities	0.082	0.082	Identical
Land	0.034	0.034	Identical
Management	<u>0.641</u>	<u>0.219</u>	Proportional cost reduction
Subtotal	5.631	1.922	
Second repository	4.711	1.608	Same % reduction as first repository
System integration	1.080	0.369	Proportional cost reduction
Socioeconomic impact	0.66	0.225	Proportional cost reduction
Gov. administration	<u>2.532</u>	<u>0.864</u>	Proportional cost reduction
Total D&E	14.614	4.988	
<u>Transport costs</u>	2.412	2.412	Identical
<u>Repository costs</u>			
First repository			
Construction	1.22	0.610	One-half cost (existing facilities)
Operation	4.86	3.240	Two-third costs (less mining)
Closure	<u>0.38</u>	<u>0.380</u>	Identical
Subtotal	6.46	4.230	
Second Repository			
Construction	3.15	1.575	One-half cost
Operation	4.61	3.073	Two-third cost (less mining)
Closure	<u>0.46</u>	<u>0.46</u>	Identical
Subtotal	8.22	5.108	
Total Repository	14.68	9.338	
<u>GRAND TOTAL</u>	31.71	16.74	

*Proportional cost reduction implies costs reduced in proportion to total costs in category.

ムコストを始めとして、このタイプの処分場に対するコスト見積りを示す。コストカテゴリーの詳細な説明は、現在OCRWMの計画で用いられているものである [7]。

基本的な結論は、処分場のコストは半減（もしくは、おそらくそれ以下に）出来るということである。主要な不確実性は、現在の計画に対する公衆の受け入れ態勢である。

3.2.2 スケジュール

計画されている地層廃棄物処理システムの基本的な性格は、先端コストが高く、増加分の廃棄物処理コストが低いことである。一度、処分場が出来てしまうと、すでに資金が使われているのだから、代りの処分法を開発するという経済的 Incentive は小さくなる。表 3.7 は 2039 年までの OCRWM によって計画された出費である。出費の 2 つのピークは、2 つの処分場の運転開始日（2003 年と 2023 年）に対応する。先頃、最初の処分場の開始日を 2010 年へ遅らせるという発表があった。出費の新しいスケジュールはまだ公表されていない。しかし、どの処分場でも出費の増加や減少は、既に示されたようなパターンに従うであろう。処分場は運転開始後、およそ 25 年で閉じられる。

P-T の実際的な意味合いは、もし、処分場計画が成功すると、処分場コストのほとんどは、処分場が運転開始する頃には回収不能なコストとなる点である。処分システムがすでに稼働中であるなら、P-T に対する経済的 Incentive はずっと小さくなる。

3.3 結論

次のような経済的結論が下される：

1. 処分のコストは、処分される廃棄物の量には左右されない。処分場のコストは、廃棄物の熱発生率に左右される。しかし、使用済み燃料、高レベル廃棄物、そして、P-T 廃棄物は、 ^{137}Cs と ^{90}Sr という主要な高熱発生同位体を同程度含んでいる。もし、P-T 燃料サイクルから出る廃棄物が従来の HLW として扱われるならば、取り立てて言うほどの廃棄物処理コストの節約にはならないだろう。
2. 処分のコストは、主に許認可と処分場の運転性能という点に左右される。これらは、今度は放射性廃棄物処分に関する公衆の懸念に左右される。P-T は、これらのコストに影響を与えるかもしれないが、このようなコスト分析の不確実性は高い。
3. 理論的には、規制当局が、これらの短寿命廃棄物に対する処分必要基準を緩和して、この緩和が公衆から受け入れられたら、P-T 廃棄物の処分コストは半分になる。

Table 3.7. Total-system costs in multi-year increments*
(Millions of 1986 dollars)

Years	D&E costs	Transportation	First repository	Second repository	Total
1983-84	525	0	0	0	525
1985-89	2481	0	0	0	2481
1990-94	3299	0	0	0	3299
1995-99	1157	6	386	0	1549
2000-04	1144	98	990	0	2232
2005-09	1050	364	880	0	2294
2010-2014	2672	361	973	34	4040
2015-2019	729	311	936	1293	3269
2020-2024	547	398	844	2251	4040
2025-2029	125	424	619	1504	2672
2030-2034	125	238	100	1413	1876
2035-2039	105	98	100	637	940

*For authorized system with the EIA upper reference case with the first repository in tuff and the second repository in generic hard rock.

4. P-T燃料サイクルの経済的 Incentive は、最初の処分場の運転開始以降は、非常に小さくなる。理論上は、P-Tサイクルは、第2の処分場の必要をなくしてしまう。

3.4 References for Chapter III

1. U.S. Congress, Nuclear Waste Policy Act of 1982, Public Law 97-425 (Jan. 7, 1983).
2. U.S. Department of Energy, An Evaluation of Commercial Repository Capacity for the Disposal of Defense High-Level Waste, DOE/DP-0020 (1985).
3. U.S. Department of Energy, Analysis of the Total System Life Cycle Cost for the Civilian Radioactive Waste Management Program, DOE/RW-0047 (June 1987).
4. U.S. Congress, Nuclear Waste Policy Act Amendments of 1987 (Dec. 1987).
5. R. L. Keeney, "An Analysis of the Portfolio of Sites to Characterize for Selection of a Nuclear Repository" Risk Analysis, Vol. 7, No. 2, p. 195 (1987).
6. T. L. Gilbert, N. K. Meshkov, J. P. Schubert, and L. E. Trevorrow, Planning For Greater Confinement Disposal, Low-Level Radioactive Waste Management Handbook Series, Argonne National Laboratory (Aug. 1986).
7. U.S. Department of Energy, Geologic Repository Work Breakdown Structure Dictionary: Development and Evaluation Phase, OGR/B-4 (Oct. 31, 1984).

4 アクチナイド群分離／核変換のポテンシャル評価に関する法的、および規制上の問題点*

4.5 結論

この章では、液相金属炉（LMR）システムから出る廃棄物の分離と処分に関する法的、および、規制上の問題点が議論されてきた。この議論から、2つの主要な結論が下せる。

- (1) 現在HLWは、使用済み燃料再処理から出る主要な廃棄物というように、その発生源でのみ定義されている。しかし、長寿命の α 線を出すTRU放射性核種の濃度が、ふつう近地表処分として受け容れられる100nCi/gというCクラス制限値^(a)よりも低かったら、LMRから出る主要な廃棄物を非HLWと新たに分類することに対する法的、もしくは、規制上の障害はない。
- (2) LMRから出る廃棄物がどのように分類されるかに関わらず、近地表処分と地層処分の中間あたりの廃棄物隔離能力を持つシステムなども含めて、このような廃棄物の地層処理に代る方法を探すことに対する法的な、または、規制上の障害はない。

また、特定の廃棄物クラスに分類することが、特定の処分方法を用いなければならないという規制を伴ってはいないので、現在の法律と規制の下では、LMRから出る廃棄物の分類は、地層処分の代りとして受けいれられる方法の決定とはもっぱら無関係である。

現在、LMRから出る廃棄物を非HLWと分類することや、これらの廃棄物を中レベル施設で処分することに対する法的、あるいは、規制上の障害はないが、廃棄物の分類および、処分に関する現行の慣習の根本的な変化に対する行政上の障害が、特に原子力規制委員会（NRC）内部にあることを強調した。加えて、廃棄物処分に関して、LMRシステムの提案されている用いられ方に対するフィージビリティという観点からは、好ましくない2つの重要な技術的配慮がある。

- (1) 長寿命で、 α 線を出すTRU放射性核種の濃度を、ふつう近地表処分が認められる、100nCi/gという、Cクラス制限値よりも低いレベルにおとしたとしても、LMRから出る廃棄物は、地層処分が公衆の健康を守るために要求されるくらい高い核分裂生成物濃度を含むかもしれない。

*4章は、米国に於けるHLWの分離と処分に関する法的、及び、規制上の問題点について述べられており、日本の場合には完全には当てはまらない。そこで、ここでは結論を訳すにとどめた。

^(a) NRCが10 CFR part 61で設定した、一般的に近地表処分が認められる放射性廃棄物の3つのクラスのうちで、最も放射性核種濃度の高いものを指す。

- (2) LMRシステムからは除外されるであろうと予想される国防HLWは、地層処分が公衆の健康を守るために要求されるくらい高い濃度の核分裂生成物と長寿命で α 線を出すTRU放射性核種を含むかもしれない。この場合、LMRから出る廃棄物処分の、よりコストの低い代替方法を開発するという事に対する経済的 Incentive は、全く無くなる。

もし、どちらかの条件が技術的分析で証明されると、LMRシステムをこの目的で用いることに対する正当性は、深地層処分場以外の処分施設に廃棄することで得られる潜在的なベネフィットという観点からは、殆どなくなる。

LMRから出る廃棄物を、深地層処分場ではなくて、中地層処分場へ処分することを可能にするのに必要な現行の法律と規制の修正も論じられた。現時点では、HLWと分類される廃棄物は全て、深地層処分場に処分されるように意図されて（要求されてはいない）いる。更に、提案されたNRCの規制 [17] は、TRU放射性核種の濃度に関わらず、Cクラス以上のLLWについても同じような意図を暗示している。

DOEは、議会、環境保護局（EPA）、及び、NRCを説得して、必要な法律や規制を施行させるためには、LMRをこの目的で用いて、その廃棄物を中地層処分場へ処分することに対する技術的かつ、経済的な立場に関するさからえないような事例を提出しなければならない。ただし、LMRシステムから出る全廃棄物（最初の使用済み燃料を再処理することから出る廃棄物を含む）が、近地表処分が普通認められるCクラス制限値 [15] より低い濃度のTRU放射性核種と核分裂生成物しか含まない場合は、別である。例えば、最近のNRCの法律作成 [2、17] は、DOEが明確な必要性和ベネフィットを実証しない限り、新しい廃棄物処理システムを許認可するための規制は作り上げない、ということを示している。

技術的、および経済的考慮の他に公衆の受けとめ方も、LMRをこの目的で使うことのフェージビリティ検討の際に無視することは出来ない。公衆の、使用済み燃料はHLWであり（そのため非常に危険であり）、そして、HLWは深地層処分場に廃棄されなければならないという受取方は根強い。

このため、現行のどんな種類の使用済み燃料や、その再処理から出る主要廃棄物の処理および、処分慣行を変えようとする努力、特に深地層処理よりも隔離がかなりゆるやかな処理システムを用いるという提案は、かなりの公衆からの反対に会うであろう。また、NRCは、規制を施行したり、許認可の決定を出したりする事で、公衆の意見に逆行する事に対して過敏になるだろうという事は覚悟しておくべきである。

アクチナイド放射性元素の核変換のためにLMRシステムを用いるという案に関して、DOEが取るべき行動についての推薦を議論する事でこの章を閉じる。LMRから出る廃棄物の処理に関する推薦に焦点を絞る：これらの廃棄物は、軽水炉の最初のウラン使用済み燃料の再処理から出る廃棄物を含む。

もし、必要となる現行の法律と規制が、議会、EPA、そして、NRCで考慮されなければならないなら、DOEは、放射性廃棄物処理に関してLMRシステムを用いるという提案のベネフィットを積極的に宣伝していく必要があるという、一般的な推薦を繰り返しておく。

近地表処分（Cクラス制限値以下の濃度のLLW）と深地層処分（使用済み燃料、主要再処理廃棄物、そしてCクラス上のLLW）のみが、現行の法律や規制で認識されている処分技術であるので、LMRから出る廃棄物を深地層処分場以外の施設、特に中地層処分場に処分するという事は、商用放射性廃棄物の処理に関する現行行政の取り組み方にかなりの修正が予想されることを意味している。それで、DOEは、反論に耐え得る技術的、かつ、経済的分析を基に、廃棄物処理システム代替方法のベネフィットを明確に実証しなければならない。

そこで、DOEが取るべき行動についての細かい推薦を述べる。

まず第1に、核分裂生成物と長寿命の α 線を出すTRU放射性核種の濃度等をはじめとして、LMRから出る廃棄物の予想される同位体組成を見積もらなければならない。もし、放射性核種の濃度が、商用使用済み燃料の従来処理から出る主要廃棄物の濃度と大差なければ、深地層処分が要求される事は疑いがないので、LMRの提案された使用はベネフィットがなくなる。

ありそうもないことだが、LMRから出る核分裂生成物と長寿命の α 線を出すTRU放射性核種の濃度が、NRCの10 CFR part 61 [15]で指定してあるCクラス制限値以下であれば、DOEは、NRCが廃棄物の発生源でなく、厳密に組成に基づいて、廃棄物が概して近地表処分に認められると合意するよう請願できるだろう。NRCによる好ましい判断は、廃棄物処分のコストの大幅な削減と、DOEにとっては、最小限の作業とリスクを負うという結果をもたらす。

第2に、LMRから出る廃棄物の放射性核種濃度に関して、上記の2つの結果のいずれも得られないという信憑性のある仮定に基づき、核分裂生成物と長寿命の α 線を出すTRU放射性核種の中地層処分が認められる最大濃度を、見積もる分析がおこなわれなければならない。このような分析は、深地層処分場に（もしくは、同等の廃棄物隔離能力を持つシステム）廃棄されなければならない放射性核種の最低濃度を決定するだろう [2]。このタイプの簡単な分析は、ORNLの廃棄物分類研究 [3]で行われたが、もっとつっこんだ分析が必要である。特に、LMRから出る廃棄物の予想される形態と、中地層処分システムのための他の工学的境界の性能に関する妥当な必須条件は、この分析で考慮にいれるべきである。もし、このような分析が、LMRから出る廃棄物が深地層処分を必要とすると強く示唆するならば、処分に関する限り、LMRの提案された使用から生じるベネフィットは存在しなくなる。

ORNLの研究 [3]が暗示しているように、長寿命で α 線を出すTRU放射性核種の濃度が、ふつうは近地表処理が認められている100nCi/gというCクラスの制限値 [15]よりも低くても、核分裂生成物の濃度が高いために、中地層処理にはふさわしくないかもしれないので、この分析には核分裂生成物を含む事が重要である。ORNLの研究は、短寿命 (^{90}Sr と ^{137}Cs) や長寿命 (^{99}Tc , ^{126}Sn そして ^{129}I) の核分裂生成物も分析に含める事が重要である事、を暗示している。

上に述べられた中地層処分の分析は、ふつうNRCによって、このような施設が許認可される時の技術的規準を開発するときに行われる。しかし、おそらく、DOEが、NRCに必要な技術的規準を開発するように請願する必要があるため、NRCに法律づく

りを進めるよう説得するためには、LMRから出る廃棄物のための代替処分施設の開発に対するDOEの要請をうまくサポートするような分析が、おそらく、必要となるだろう。

第3に、2番目の推薦のところで述べた分析に基づき、DOEの国防HLWの中地層処分が受け入れられる可能性がどの程度あるか、決定されなければならない。もし、深地表処分が、明らかに国防HLWの処分に必要となるならば、LMRから出る廃棄物のために中地層処理施設を開発するためのIncentiveは、ほとんどなくなる。

第4に、LMRから出る廃棄物と国防HLWを中地層処分する事に対する許可に関して好ましい結果が出ると仮定すると、発生源ではなく、放射性核種の濃度を基にした放射性廃棄物の分類に関する法律づくりに関して、NRCと論議を行わなくてはならない。

この章で先に強調されたように、現行の法律と規制は、現在HLWと分類されている廃棄物の処分に深地表処分が用いられなければならないとしてはいないので、NRCの中地層処分を認可するという判断を得るために、燃料再処理から出る主要な廃棄物を非HLWと分類できるような新しい廃棄物分類システムを開発する必要はない。しかし、LMRから出る廃棄物と国防廃棄物を非HLWと再分類するという可能性は、廃棄物処理システム開発に柔軟性を与え、これらの廃棄物の中地層処理に対する公衆の受け容れを大きくすることができる。

最後に、再び、LMRから出る廃棄物と主要な国防再処理廃棄物の中地層処分に関して好ましい結果が出ると仮定すると、NRCがこれらの廃棄物をHLWと分類するかしないかにかかわらず、中地層処分の環境放射能基準の概略に関する法律作りについて、EPAと議論を行わなければならない。もし、これらの廃棄物が非HLWと分類されると、必要となるEPA基準は存在しないので、開発されなければならなくなる。しかし、もし、これらの廃棄物が（その発生源によって）HLWと分類され、現行のEPAの40 CFR part 191にある基準があてはめられる[9]ことになっても、EPAは、中地層処分のために、新しい基準を開発するように説得されるかもしれない。特に、中地層処分に対して現在ある（そして非常に厳しい）隔離要求が、十分に達成できないか、または、中地層処分にふさわしくないと判断されるが、代わりにの（そしてより緩やかな）基準が公衆の健康を損なわないという保証があればなおさらである。

7. References for Chapter IV

1. D. G. Jacobs, A. T. Szluha, K. A. Gablin, and A. G. Croff, *A Brief Historical Perspective on the Definition of High-Level Nuclear Wastes*, ORNL/Sub/84-13833/1, Oak Ridge National Laboratory (1985).
2. U.S. Nuclear Regulatory Commission, "10 CFR Part 60 - Definition of 'High-Level Radioactive Waste'," Advance Notice of Proposed Rulemaking, *Fed. Registr.* 52, 5992 (1987).
3. D. C. Kocher and A. G. Croff, *A Proposed Classification System for High-Level and Other Radioactive Wastes*, ORNL/TM-10289, Oak Ridge National Laboratory (1987).
4. U.S. Nuclear Regulatory Commission, "Part 50 - Domestic Licensing of Production and Utilization Facilities. Appendix F - Policy Relating to the Siting of Fuel Reprocessing Plants and Related Waste Management Facilities," p. 560 in *Code of Federal Regulations, Title 10, Parts 0 to 50*, U.S. Government Printing Office, Washington, DC (1988).
5. U.S. Atomic Energy Commission, "Part 50 - Licensing of Production and Utilization Facilities. Appendix F. Policy Relating to the Siting of Fuel Reprocessing Plants and Related Waste Management Facilities," Final Rule, *Fed. Registr.* 35, 17530 (1970).
6. U.S. Nuclear Regulatory Commission, "Licensing Procedures for Geologic Repositories for High-Level Radioactive Wastes," Proposed General Statement of Policy, *Fed. Registr.* 43, 53869 (1978).
7. U.S. Nuclear Regulatory Commission, *Regulation of Federal Radioactive Waste Activities*, NUREG-0527 (1979).
8. U.S. Nuclear Regulatory Commission, "Part 60 - Disposal of High-Level Radioactive Wastes in Geologic Repositories," p. 60 in *Code of Federal Regulations, Title 10, Parts 51 to 199*, U.S. Government Printing Office, Washington, DC (1988).
9. U.S. Environmental Protection Agency, "Part 191 - Environmental Radiation Protection Standards for Management and Disposal of Spent Nuclear Fuel, High-Level and Transuranic Radioactive Wastes," p. 7 in *Code of Federal Regulations, Title 40, Parts 190 to 399*, U.S. Government Printing Office, Washington, DC (1987).
10. C. B. Smith, D. J. Egan, W. A. Williams, J. M. Gruhlke, C. Y. Hung, and B. L. Serini, *Population Risks from Disposal of High-Level Radioactive Wastes in Geologic Repositories*, EPA 520/3-80-006, U.S. Environmental Protection Agency (1982).
11. U.S. Environmental Protection Agency, *Risk Assessment of Disposal of High-Level Radioactive Wastes in Geologic Repositories*, EPA 520/1-85-028 (1985).

12. U.S. Environmental Protection Agency, *Background Information Document, Final Rules for High-Level and Transuranic Wastes*, EPA 520/1-85-023 (1985).
13. Oak Ridge National Laboratory, *Integrated Data Base for 1987: Spent Fuel and Radioactive Waste Inventories, Projections, and Characteristics*, DOE/RW-0006, Rev. 3, U.S. Department of Energy (1987).
14. U.S. Department of Energy, *Final Environmental Impact Statement, Waste Isolation Pilot Plant*, DOE/EIS-0026 (1980).
15. U.S. Nuclear Regulatory Commission, "Part 61 - Licensing Requirements for Land Disposal of Radioactive Waste," p. 92 in *Code of Federal Regulations, Title 10, Parts 51 to 199*; U.S. Government Printing Office, Washington, DC (1988).
16. U.S. Department of Energy, *Recommendations for Management of Greater-Than-Class-C Low-Level Radioactive Waste*, DOE/NE-0077 (1987).
17. U.S. Nuclear Regulatory Commission, "10 CFR Part 61 - Disposal of Radioactive Wastes," Proposed Rule, *Fed. Registr.* 53, 17709 (1988).
18. D. J. Fehringer, *An Evaluation of Radionuclide Concentrations in High-Level Radioactive Wastes*, U.S. Nuclear Regulatory Commission (1985).
19. Waste Isolation Systems Panel, *A Study of the Isolation System for Geologic Disposal of Radioactive Wastes*, National Academy Press, Washington, DC (1983).
20. First Circuit Court, "Natural Resources Defense Council, Inc. v. United States Environmental Protection Agency," *Environmental Law Reporter, Litigation* 18, 20088 (1988).
21. U.S. Environmental Protection Agency, "Part 190 - Environmental Radiation Protection Standards for Nuclear Power Operations," p. 6 in *Code of Federal Regulations, Title 40, Parts 190 to 399*, U.S. Government Printing Office, Washington, DC (1987).
22. U.S. Nuclear Regulatory Commission, "Part 50 - Domestic Licensing of Production and Utilization Facilities," p. 459 in *Code of Federal Regulations, Title 10, Parts 0 to 50*, U.S. Government Printing Office, Washington, DC (1988).
23. U.S. Nuclear Regulatory Commission, "Part 50 - Domestic Licensing of Production and Utilization Facilities. Appendix A - General Design Criteria for Nuclear Power Plants," p. 541 in *Code of Federal Regulations, Title 10, Parts 0 to 50*, U.S. Government Printing Office, Washington, DC (1988).

24. U.S. Department of Energy, *An Evaluation of Commercial Repository Capacity for the Disposal of Defense High-Level Waste*, DOE/DP-0020 (1985).