

アクチニドリサイクルによる環境負荷低減効果に関する考察[†]

塩月正雄^{††} 山名 元^{†††}

アクチニドリサイクルによる環境への負荷の低減に関して、アクチニド核種の回収による廃棄物中の放射能による潜在的危険性（以下、潜在的毒性と呼ぶ）低減の効果について地層処分システム等との関係から考察・整理を試みるとともに、回収すべき核種についての考察、核種回収率と潜在的毒性低減効果等との関係について解析評価を行った。

From the viewpoint of environmental effect that is one of the objectives of the actinide recycle, effect of reduction of the potential toxicity by recovery of actinides is considered from relation with geological disposal system. And, the effect of a recycling nuclides and recovery fraction on the potential toxicity reduction and the comparison with shallow disposal criteria are evaluated.

1. はじめに

原子力開発利用における主要課題と考えられる放射性廃棄物に伴う環境への負荷の低減等を目的として、アクチニド核種の徹底的な回収・リサイクル等を図るアクチニドリサイクルが提案されている[1]。しかしながら一方、アクチニドリサイクルによる環境への負荷低減の概念や考え方については、効果の定量化も含め、現時点において整理が不十分であることが認識される。

これまで高レベル廃棄物からのマイナーアクチニド（Np、Am、Cmの3元素を総称して呼ぶ：以下MA）核種の回収による環境への効果については、とくに消滅処理と地層処分の性能評価との間で見解の相違が顕著である。かねてより消滅処理研究においては、MA核種の回収・消滅による高レベル廃棄物の長期的に継続する潜在的毒性低減が、廃棄物管理の軽減や管理期間の短縮につながると主張してきており[2]、消滅処理を廃棄物処分のオプションとして位置づけていると捉えられる。

一方、地層処分の性能評価の観点からはMA

核種回収の効果は無視しうるほど小さいことが指摘されており、たとえばPigfordの報告[3]においては、地層処分において生活圏（地表）のリスクを支配しているのはMA核種ではなく、地層中において遅延の期待できないI-129、Tc-99、Cs-135であること、また、処分サイト近傍における評価[4]においても同様のMA核種回収の効果が極めて小さいことが示されている。さらにORNLにおけるMAリサイクルに係わる総合的評価[5]からは、地層処分におけるMA核種回収効果の些少さに加えて、回収したMA核種を燃料サイクル内にリサイクルすることに伴う短期的リスクの増大、たとえば低レベル廃棄物等に移行したMA核種を原因とする作業員の被曝の上昇等の点が指摘されている。

アクチニドリサイクルを推進する立場から言うと、これらのMA核種の回収・消滅による環境効果の考え方の違いや技術的課題の存在を認識するとともに、さらには廃棄物処分に対する社会的受容等についても勘案し、アクチニドリサイクルによる環境への効果に係わる見解をまとめていくことの必要性が強く求められる。

他方、「アクチニドリサイクル」という言葉は、プルトニウムやウランも含めたすべてのアクチニド核種の徹底的な回収・リサイクルおよびそれに適合したリサイクルシステム技術全体の革新を意図した呼称であるが、前述の高レベル廃

[†]Study on the Environmental Effect of the Actinides Recycle System, by Masao Shiotsuki and Hajimu Yamana

^{††}動力炉・核燃料開発事業団大洗工センター O-arai Engineering Center, Power Reactor and Nuclear Fuel Development Corporation

^{†††}動力炉・核燃料開発事業団東海事業所 Tokai Works, Power Reactor and Nuclear Fuel Development Corporation

棄物からの MA 核種の回収・消滅と同義と誤解されている感があることも否定できない。筆者らはアクチニドリサイクルを廃棄物処分のオプションとしてではなく、経済性や核拡散抵抗性の向上の目標も含め、将来の高速炉リサイクル実用化段階におけるリサイクルシステムのオプションとして位置づけている。したがって、アクチニドリサイクルの環境に対する意義についても以下に概括するようにリサイクルシステム全体からの視点で検討することが重要である。

- ① MA 核種等の回収による長期的に継続する潜在的毒性低減の効果については、相対的なものであり、これの結果として地層処分が不要になるとの考えではない。地層処分は不可欠な技術である。
- ② 見解が分かれている廃棄物の潜在的毒性低減による環境への効果については、地層処分技術と相互補完することにより、燃料リサイクルから発生する廃棄物の適切な処分の実現に寄与する。
- ③ また、長期的に継続する潜在的毒性は MA 核種のみならず Pu による寄与も無視できないため、潜在的毒性低減のためには高レベル以外の廃棄物も含めた全アクチニド核種の回収性を高めることが重要である。
- ④ 回収した MA 核種は、消滅する視点だけではなく燃料物質としての価値も考慮し、Pu や U とともに FBR サイクル内でリサイクルする。
- ⑤ MA 核種の消滅効率を追求するのではなく、高速炉の特性を活かしてアクチニド核種を繰り返しリサイクルしていくことにより、MA 核種のサイクル内外蓄積量（インベントリ）を単純増加傾向から低いレベルに維持する傾向にしていく。
- ⑥ 環境の観点からは、二次廃棄物の発生量削減が不可欠な課題と認識され、アクチニドリサイクルの指向に合わせて二次廃棄物、とくに TRU 廃棄物の発生量削減を図っていくことが重要である。
- ⑦ アクチニドリサイクルでは、放射線・発熱を呈する MA 核種のリサイクルに適合し

たシンプルなシステム技術、たとえば再処理におけるソルトフリー・低除染、遠隔に適した湿式による顆粒燃料転換ならびに顆粒燃料を出発点とした簡素化した燃料製造技術の採用により、前述 ORNL 評価において指摘されている短期的リスクやコストの低減を図るとともに、合わせて二次廃棄物発生量低減および廃棄物への核種移行量削減をも同時に達成していくことを指向している [6, 7]。

2. アクチニドリサイクルの環境効果についての技術的位置づけ

本章では、アクチニド核種をリサイクルすることに関する技術的位置づけについて、リサイクルの理念や地層処分との関係から考察を試みるとともに、潜在的毒性低減の観点からのリサイクルすべき核種についての考察を行った。

2.1 リサイクルの理念からの考察

元来「リサイクル」とは、利用可能な資源を徹底的に使うことにより地球環境からの資源の採掘量および廃棄物として地球環境に放出される量の双方を低減することが本質的な理念と考えられ、地球環境の保護による後世に対する善意の行為といえることができる。グローバルな視点から、将来にわたり持続可能な社会を築いていくためには、「人口」と「エネルギー」と「環境」をバランスさせるかが重要になると指摘されている [8]。このためには、リサイクル性の高いエネルギー利用体系を構築していく努力が不可欠であると考えられる。

これまでの経済・産業の発展を支えてきた化石燃料資源は、基本的にワンスルー利用であるため、中長期的に見た資源枯渇への懸念はもとより、CO₂ 発生に伴う温暖化現象および NO_x、SO_x 等による酸性雨などの地球規模の環境問題の懸念が指摘されていることは述べるまでもない。同様に軽水炉による U 資源のワンスルー利用も資源と環境に対する課題を持っていると考えざるをえない。

したがって、将来社会を展望すると、分散エ

エネルギー源としての太陽熱等の再生可能エネルギーとともに大規模エネルギー源としての原子力への期待が大きいと考えられ、そのためには原子力からワンスルー的な部分をできるだけ排除して、リサイクル性を最大限に高めた体系に成長させていくことが求められる。

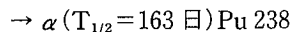
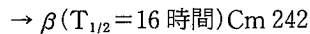
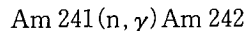
FBRによるPuリサイクルは、軽水炉によるU燃料のワンスルー利用に比べウラン利用効率を格段(数10倍)に高め、資源論的な観点からの効果は議論の余地はない。しかしながら、現行リサイクルシステムでは有意量の、Pu、U、ならびに燃料物質としてのポテンシャルを有するMA核種を廃棄物としていることから、一層のリサイクルシステムとしての高度化を探ることが重要であろう。さらに合わせて現行のリサイクルシステムは、経済性や二次廃棄物等の観点も含め、実用化に向けて最適で合理的な技術体系に仕上げていくことが必要である。

表1に、高速炉の中性子スペクトル下での核分裂断面積と中性子吸収断面積を1群に縮約した結果を示す。MA核種はPu-239のようなfissile核種に比べて核分裂断面積は数分の1ではあるが、U-238に比べ1桁高い値を有し、Pu

表1 高速増殖炉での一群断面積と核分裂特性

	FBR (barn)			PWR
	σ_f	σ_c	σ_f/σ_c	σ_f/σ_c
U235	1.87	0.53	3.52	4.35
U238	0.05	0.28	0.19	0.07
Np237	0.39	1.43	0.27	0.02
Pu238	1.19	0.69	1.71	0.07
Pu239	1.82	0.47	3.89	1.77
Pu240	0.42	0.48	0.87	0.00
Pu241	2.44	0.44	5.56	3.02
Pu242	0.31	0.40	0.76	0.01
Am241	0.35	1.35	0.25	0.01
Am242m	3.90	0.36	10.69	4.77
Am243	0.27	1.01	0.27	0.18
Cm242	0.20	0.31	0.64	0.10
Cm243	2.60	0.23	11.40	8.43
Cm244	0.49	0.79	0.61	0.06
Cm245	2.59	0.30	8.70	5.89

-240やPu-242並みの核分裂可能物質であることがわかる。また主要MA核種のNp-237およびAm-241はMA核種は、中性子吸収効果がU-238やPu-240よりも高く、炉内においてPu同位体や他のMA核種に変換されながら燃焼するため、U-238同様の優れたfertile物質と考えられる。たとえばNp-237は中性子吸収にてPu-238を生成し、Am-241についても、



の反応の結果Pu-238が生成し、高速中性子スペクトルにて核分裂に寄与することとなる。

したがって、これらのMA核種を親物質として利用することが理想的なリサイクルシステムに近づくことができる。

2.2 地層処分と潜在的毒性低減との関係について

廃棄物処分に伴う生活環境における直接的影響は、

- 廃棄物の持つ潜在的な危険度(放射能毒性)
- 隔離するための方策(処理・処分技術)

の2つのファクターより決定されると考えられる。

廃棄物処理・処分技術は、燃料サイクルからの廃棄物を前提条件に、その潜在的毒性を顕在化させない技術を指向してきている。一方、MA核種およびPu、Uの徹底的な回収リサイクルを目指したアクチニドリサイクルは、処理処分技術の良し悪しに係わりなく、廃棄物の潜在的毒性の低減をサイクルシステム構築の段階から考慮し、達成することを意図するものである。

したがって、これらの手段はそれぞれ独立した概念からなり、相互に組み合わせられて一層の環境影響低減に寄与することになると考えられる。

2.2.1 放射性廃棄物に対する一般の理解

原子力開発利用の当初より、放射能の持つ放射能毒性は十分に配慮されてきており、放射性廃棄物の対策に当たっては、生活環境での直接

的影響（被曝リスクなど）を無視できるレベルまで下げるために、処理・処分技術開発に対して多くの努力と資金を投入し、技術的にみても極めて高度なシステムを構築してきたことは原子力界においては周知のことである。また、原子力は他のエネルギーシステムに比べて発生エネルギー当たりの廃棄物発生量が極端に小さいことも述べるまでもない。しかしながら一方、このような放射性廃棄物に対する技術的な配慮等に関し、いまだ一般社会での理解は不足していることは否定できない。原子力のリサイクル性を理想的に高めたとしても、利用できない核種や微量の回収不可能な核種の発生を否定することはできず、これらを生活環境から隔離する処分技術は不可欠であることを認識し、その技術的な信頼性に係わる理解を得ていくことは極めて重要である。

2.2.2 処分の性能評価と潜在的毒性低減化

処分技術はいかなる期間においても生活環境での被曝が顕在化しないように設計開発するものである。したがって、無視しうるほど小さい処分時の被ばくリスクを、さらに低減するために核種回収するインセンティブはほとんどない。

しかしながら一方、一般の人々にとっては、長期的な隔離性能に関して、時間軸の長さ起因する不確実性（不安）の要素を容易には払拭できないとの意識が存在することを謙虚に受け止める姿勢が求められる。さらには数万年あるいは数百万年以降までの隔離性能を科学的に立証できても、むしろ隔離を要する潜在的な危険性がそれだけ長期間にわたり継続していることに対して不安の念を抱かせる可能性が高い。したがって、工学的な時間スケールで処分技術の設計保証が示され、その範囲内で廃棄物の潜在的な危険のポテンシャルを低減可能であることを示すことができれば、一層の理解が得られやすいと考えられる。当面の原子力におけるリサイクルの高度化の視点からは、この点を勧告すべきではなからうか。

すでに昨今の性能評価研究は、天然バリアとしての地質環境の詳細な評価を進める一方で不

確実性についても考慮し、人工バリアを中心としたニアフィールド重視のアプローチに変わりつつある[9]。したがって、今後ますます人工バリアを中心とした隔離性能が工学的に定量化されていくと考えられる。

このときアクチニドリサイクルによる潜在的毒性の低減化は、人工バリアの保証される範囲内において、廃棄物自体の持つ危険のポテンシャルを容認される程度まで低くすることを指向している。すなわちその結果として天然バリアという地球環境の隔離性能への負荷を軽減することにつながる可能性がある。

2.2.3 潜在的毒性低減の目安としてのウラン鉱石の意味

一般に理解されにくい廃棄物の持つ危険のポテンシャルおよびその持続期間を表現する手段として、高レベル廃棄物の潜在的毒性とこれと等価のウラン鉱石（高レベル廃棄物の発生量に対応する発電電力量に要する採掘ウラン量）の潜在的毒性とを比較評価する方法がある[10, 11]。これは法令等の中に放射性核種ごとに定められた年摂取限度や水中許容限度を基準に、廃棄物中の放射性核種の危険のポテンシャルを示す合理的な表現方法と考えることができる。ただし、ウラン鉱石は天然に存在するとはいえ、基本的に生活圏からの隔離が要求されるものであり、ウラン鉱石の持つ潜在的毒性の値が地層処分の要否を決定する判断基準を示すものでは決していない。

しかしながら一方、人工バリアの保証範囲内で廃棄物の持つ潜在的毒性がウラン鉱石程度まで低減できるならば、それ以降の期間はウラン鉱石と同様に天然バリアの隔離性能に期待するという処分の行為に理解が得られやすいのではなからうか。

すなわち、廃棄物に含まれるアクチニド核種の持つ長期的に継続する潜在的毒性が廃棄物処分への社会的懸念の主たる要因になっていることを率直に捉え、これらの人工的な核種の「気持ち悪さ」を可能な限り地球環境に移行させず、その結果、地球環境の隔離性能に大きく依存し

ないリサイクルシステムを目指すという技術的な配慮が、社会的には受け入れられると考えられる。

3.原子力による潜在的毒性生産量の観点から見た回収核種についての考察

本章では、原子力利用に伴い使用する天然ウラン鉱石等の持つ潜在的毒性と現行のリサイクルシステムから生産される潜在的毒性の蓄積総量とを比較評価することにより、回収すべき核種についての考察を行った。

3.1 原子力利用に伴い使用した天然ウラン鉱石の持つ潜在的毒性の解析

潜在的毒性の尺度は、原子炉等規制法別表第1第3欄に示された「経口摂取の場合における年摂取限度 (Annual Limit on Intake: ALI、単位 Bq)」(以下 ALI と呼ぶ)の数値を指標に、廃棄物中の各核種インベントリの ALI に対する割合を総計したものと設定した。

U-238/235 の各 1g の潜在的毒性の経時変化を図 1 に示す。それぞれ長期間の中に娘核種の生成により潜在的毒性が上昇する特性を持っている。もともとのウラン鉱石はこれらの娘核種との放射平衡が成立した潜在的毒性を持っているものと考えられる。

評価対象としてのウラン鉱石の量は、以下の

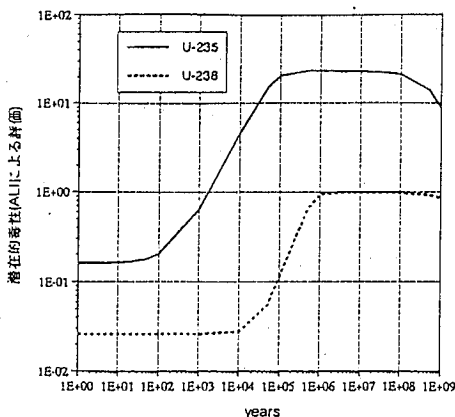


図1 U235、238の1g当たりの毒性の推移

3種類をあげる。

- ①日本国内資源としてのウラン鉱石 [12]
- ②原子力発電により使用した天然ウランの使用累積量
- ③原子力発電により使用した濃縮ウラン使用累積量

①については品位 0.054% の U_3O_8 の値 8494 ショートトンの値より、U-238/235 それぞれの値を g 単位に換算した。②および③の評価の前提としては、2100 年までの原子力発電電力量を 2010 年以降 100 万 kW_e/年の伸びを仮定し、このときの天然ウランの使用累積量 (図 2) を算出することにより求めた。図中に見られるように、天然ウランの使用累積量は FBR が本格導入される時期により大きく変化し、本格導入後は長期間にわたり劣化ウランおよび回収ウランを使用する時期が継続するため、累積使用ウラン量は頭打ち傾向を示す。本評価では 2030 年に FBR が本格導入される場合を想定した。このときの Pu バランスに応じた発電設備構成を図 3 に示す。

濃縮ウラン使用累積量中の U-235 量は、天然ウランの使用累積量の値に、製品 U-235 濃縮度 4.1%、テイルウラン濃縮度 0.25% としたときの製品側に移行する U-235 の割合 69% (=

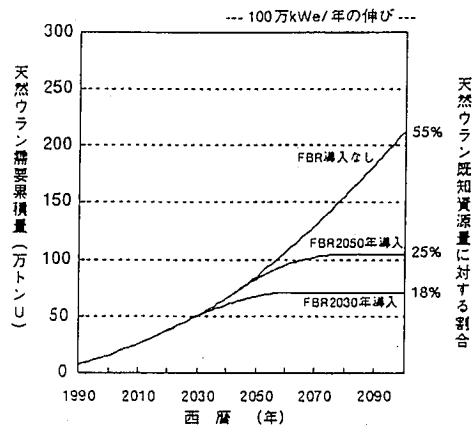


図2 2100年までの日本の累積使用天然ウラン資源需要の評価
—FBR導入による天然ウラン需要量の削減効果—

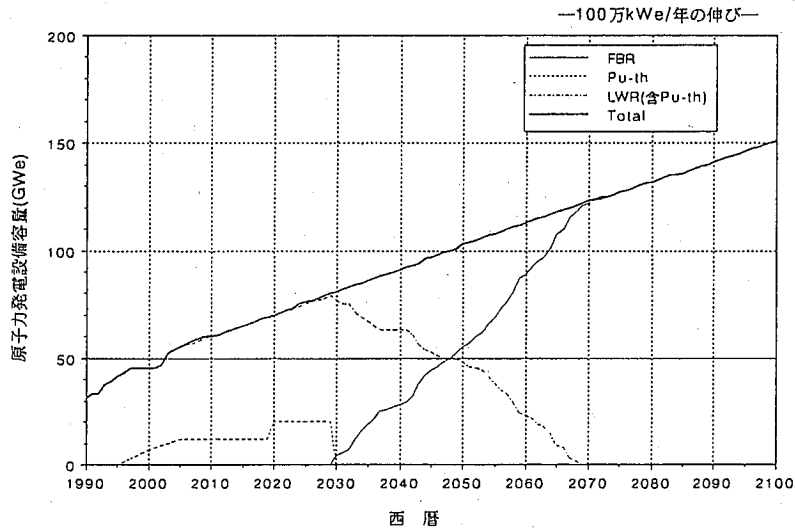


図3 想定した発電設備容量の推移

表2 ウラン鉱石等の潜在的毒性の評価

	日本国内U資源[12]	累積使用天然U	使用濃縮U資源
natural-U t	6532	711065	
U235 (g)	4.64E+07	5.06E+09	3.49E+09
U238 (g)	6.49E+09	7.06E+11	8.16E+10
years	潜在的毒性(ALIによる評価)		
1E+00	1.76E+08	1.92E+10	2.69E+09
1E+01	1.77E+08	1.92E+10	2.70E+09
1E+02	1.78E+08	1.94E+10	2.83E+09
1E+03	1.99E+08	2.17E+10	4.37E+09
1E+04	3.90E+08	4.24E+10	1.81E+10
1E+05	1.69E+09	1.84E+11	8.03E+10
1E+06	7.23E+09	7.87E+11	1.58E+11
1E+07	7.53E+09	8.20E+11	1.61E+11
1E+08	7.35E+09	8.00E+11	1.53E+11
1E+09	5.95E+09	6.47E+11	9.99E+10

$((0.71-0.25)/(4.1-0.25)) \times 4.1/0.71$ の値を乗じることにより算出した。

以上の算出されたウラン鉱石中の U-238/235 の量に図1の値を乗じて、それぞれのウラン鉱石が持つ潜在的毒性の総量を計算した(表2)。

天然ウランの潜在的毒性は、日本が2100年までに使う天然ウランが持つ潜在的毒性であり、濃縮ウランの潜在的毒性は日本が国内に輸入されたウランの潜在的毒性に相当する。

天然ウラン鉱石は、精錬の段階で Ra、Th 等の娘核種を分離しているため、天然の潜在的毒性として評価の対象とする場合には、これら娘

核種を含めたウラン鉱石としての潜在的毒性を考慮しておく必要がある。

したがって、図1からほぼ放射平衡に達しているとみなされる10⁷年での潜在的毒性の値、すなわち、

- ①日本国内資源としてのウラン鉱石
.....7.5×10⁹
 - ②原子力発電により使用した天然ウランの使用累積量8.2×10¹¹
 - ③原子力発電により使用した濃縮ウラン使用累積量1.6×10¹¹
- をそれぞれのウラン鉱石が持つ潜在的毒性と考えた。

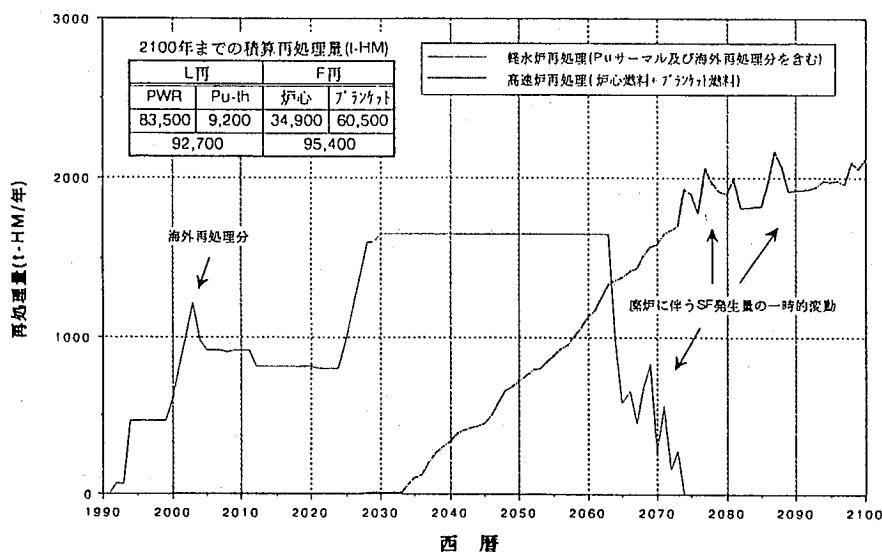


図4 再処理量の推移
(高速炉再処理は、発生した平衡取出燃料および廃止時取出燃料の逐次再処理を想定)

3.2 現行燃料サイクルから生産される高レベル廃棄物の潜在的毒性

現行の核燃料サイクルから生産される高レベル廃棄物の潜在的毒性の生産量の試算に当たっては、図3に示した2100年までの発電構成から生産される潜在的毒性の総蓄積量の値を求めた。まず図3に対応した軽水炉・Puサーマル・FBR各サイクルの再処理量(図4)を求め、基準となる各炉心の使用済み燃料のインベントリにMA核種100%、PuおよびU 0.5%、揮発性核種を除いたFP(ヨウ素を含む)100%の核種移行率を乗じたものを総計することにより求めた。廃棄物側への核種移行係数は、PUREX再処理での高レベル廃棄物への核種移行係数設計値[13]を参考として、加えて長寿命 $\beta\gamma$ 核種であるヨウ素を考慮して設定した。

求めた潜在的毒性の総量と3.1章で求めた天然ウラン鉱石の潜在的毒性との比較を図5に示す。FPの潜在的毒性の量は比較対象としての使用天然ウラン鉱石や日本のウラン鉱石量に比べ、数百年以降の期間において低値を示している。図6に示した主要なFP核種の経時変化からは、短半減期FPの潜在的毒性量はウラン

のそれよりはるかに高いが、数百年以内にウラン鉱石を大きく下回るため、確実な処分を早期に行い隔離することが適当と考えられる。

一方アクチニド核種は、10万年程度までの間までウラン鉱石の潜在的毒性を下回らない。図7に示したアクチニド核種の潜在的毒性の経時変化によれば、長期的には娘核種の生成による影響が顕著である。これを親核種ごと(娘核種を含む)に示した潜在的毒性の経時変化(図8)から、10万年頃まではAm、PuおよびCm、その後の期間においてはNpを親核種とする核種が潜在的毒性を支配している原因核種であることがわかる。

たとえば、数百年から数千年程度の時点において、日本の累積使用天然U資源や累積使用濃縮U資源の持つ潜在的毒性のレベルまで廃棄物の潜在的毒性を低減するためには、アクチニド核種の潜在的毒性を2桁程度低減させることが必要である。

3.3 リサイクルすべき核種の考え方

リサイクルすべき核種の選定に当たっては、潜在的毒性低減の観点のみならず、リサイクル

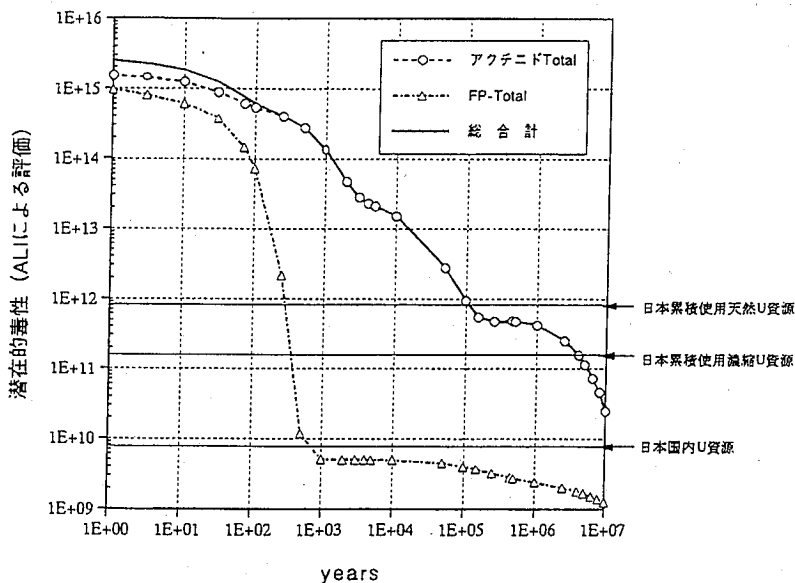


図5 2100年までに廃棄物に蓄積する潜在的毒性の状況

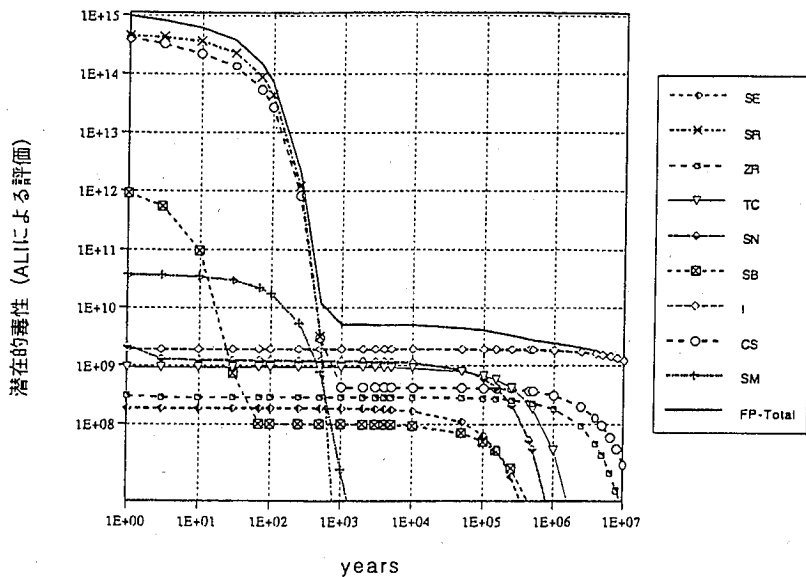


図6 2100年までに廃棄物に蓄積する主要なFP核種の潜在的毒性の状況

に伴う使用済み燃料中の核種インベントリの増大傾向や低レベル廃棄物等への拡散の可能性を考慮するとともに、回収した核種が炉心特性に与える影響や燃料サイクル技術への熱的・放射線の影響等についても評価することが重要であ

る [7]。

MA核種はUやPuと同様に液体や安定な固体の状態でリサイクル可能で、またFBR炉心内で燃料として良好に燃焼しながら総量を低いレベルに維持できる見通しがあるため(図9)

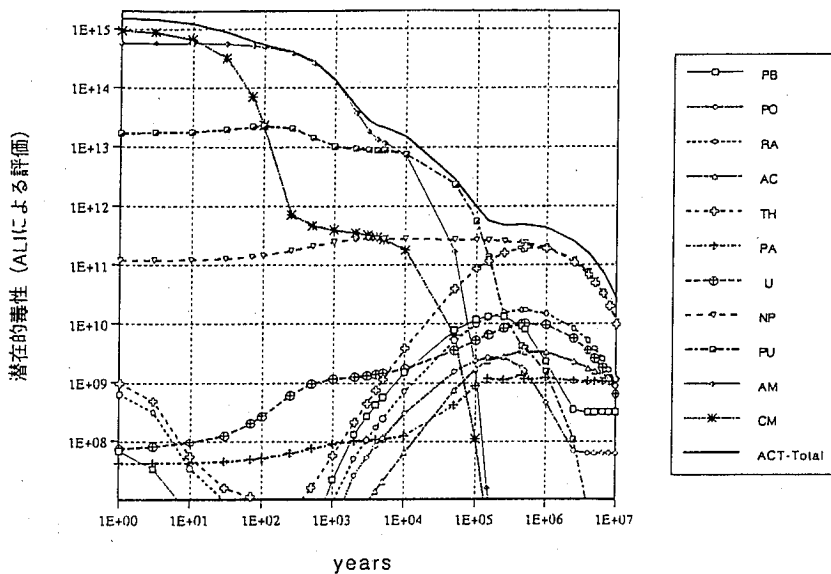


図7 2100年までに廃棄物に蓄積するアクチノイド核種の潜在的毒性の状況

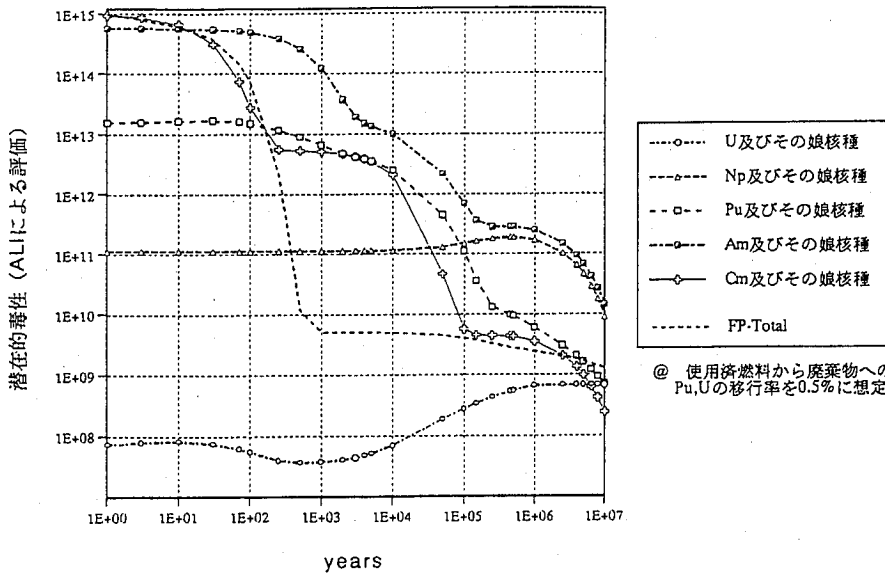


図8 2100年までに蓄積する潜在的毒性のアクチノイド親核種ごとの比較

@ 使用済燃料から廃棄物へのPu,Uの移行率を0.5%に想定

[7,14]、燃料製造工程の簡素化・遠隔化やこれらのリサイクルシステム合理化と連携した低レベル廃棄物への核種拡散の配慮により潜在的毒性低減を図ることが可能である。このときPu(U)の回収率についても現行のシステムより一層の高度化を図ることが不可欠であることは図

8より明らかである。また、このようなサイクルを目指すことにより、U資源利用効率の増大が見込まれ[15]、その結果として、長期的に地球環境から採掘するU資源採掘量と廃棄物として地球環境に戻す(捨てる)重金属量の両者の低減化を達成することが期待できる。

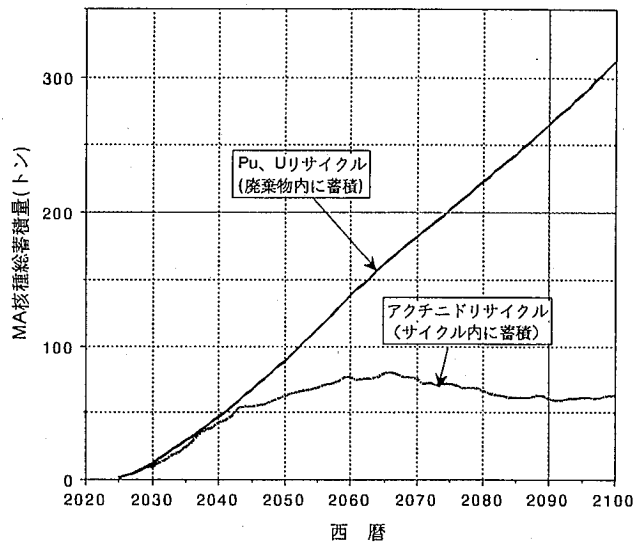


図9 アクチニドリサイクルによる MA 核種蓄積抑制効果

一方、長寿命 FP の長期的な潜在的毒性を支配する I-129 や Tc-99 については、高速炉や軽水炉での消滅率が低く、リサイクルによる顕著なインベントリの増大が予想されるとともに、回収・処理・加工における化学的特性（蒸気圧、融点、飛散性など）から漏洩や不慮の飛散を抑えるための技術的課題が大きい。したがって、当面のリサイクルの高度化の観点からは I-129 や Tc-99 をリサイクルの対象から外すことが適当であろう。

超長期的には、最終的にリサイクルシステム内に封じ込められているアクチニド核種の処分について高速炉、消滅炉および加速器等の中から最適なオプションを選択し、効果的に消滅（燃焼）していくことが必要と考えられるが、現時点でそのための技術について言及することは適切とは考えられない。当面のリサイクルシステムの高度化の目標として、これらの核種を単調増加させることなく低いレベルで維持可能なシステムを目指していくべきであろう。

4. MA 核種の回収による環境への効果の解析評価

本章では、核種のリサイクル核種および回収率をパラメータとした廃棄物への効果につい

て、潜在的毒性低減効果に加えて廃棄物中に移行する核種重量および六ヶ所浅地中埋濃度上限値との比較に関する解析評価を行った。

リサイクル形態としては、回収 MA 核種と Pu、U の回収率とをパラメータとした。Np、Am、Cm の回収率はいずれも 99.9% とし、Pu、U の回収率としては 99.9%、99.99% の 2 種類を設定した。評価に当たっては、回収核種が炉心に装荷されることに伴う使用済み燃料インベントリの変化、とくに高次 MA 核種インベントリの増大を考慮するため、各リサイクル形態に応じた FBR での平衡サイクルから発生する使用済み燃料組成に所期の回収率を乗じて廃棄物中の核種移行量を求めた。

4.1 FBR 平衡炉心の計算

回収 MA 元素に応じて 15 万 MWD/t-HM の燃焼度を 1 サイクルとして、10 サイクルの繰り返し燃焼計算を行い、10 サイクル後の使用済み燃料組成を平衡使用済み燃料組成と考える。

平衡サイクルの燃焼計算の考え方を図 10 に示す。1 トンの炉心燃料を 1 サイクル燃焼、3 年間の冷却の後、使用済み燃料中の Pu、U およびリサイクル対象の MA 核種を再処理により回収し、燃焼により減少した重金属分の Pu お

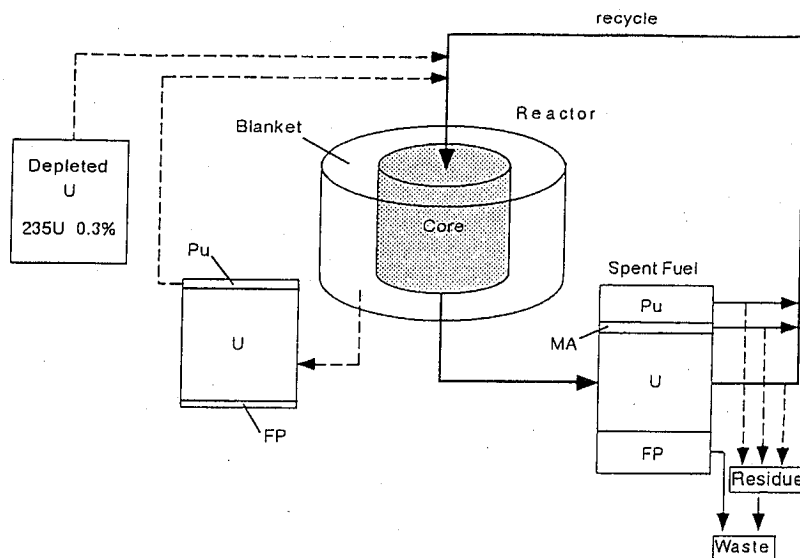


図 10 FBR 平衡サイクルの物質フローの想定

よび U を添加し 1 トンに戻し、再度 1 サイクル燃焼する。このリサイクルを 10 回繰り返したものを平衡サイクルとし、このときの使用済み燃料組成を求めた。各サイクル初期に添加する Pu 組成はブランケットにて生成する Pu を、U については劣化 U (U-235 0.3%) とした。

リサイクル形態の中で最も高次化が予想されるすべての MA 核種をリサイクルした場合のリサイクル回数と MA 核種の使用済み燃料中の蓄積量との関係を図 11 に示す。10 サイクル燃焼により、いずれの MA 核種ともおおむね平衡に達していると判断できる。表 3 にリサイクル核種ごとの平衡使用済み燃料インベントリを示す。リサイクル形態ごとの平衡使用済み燃料の MA 核種蓄積量の比較からは、いずれのリサイクル形態においても Np インベントリはほとんど同じで、Np のみのリサイクルの場合のみ Am、Cm 量が小さい。Np の生成は U-235 の中性子吸収反応および U-238 の $(n, 2n)\beta$ 反応により生成する Np-237 により支配されているため、いずれのケースにおいてもほとんど変化がないものと考えられる。また、Am、Cm のリサイクルにより、長期的な潜在的毒性を呈する Am、Cm インベントリの増大が顕著であり、平

衡サイクルを想定することの重要性が再認識される。

4.2 廃棄物に移行するアクチニド (Pu、U、Np、Am、Cm) 核種の重量

図 12 に各リサイクル形態から発生する廃棄物中のアクチニド核種のインベントリ結果を示す。レファレンスとして示した現行サイクルの核種移行係数は、高レベル廃棄物以外のハル・ハードウェア等への移行量も考慮し、Pu・U 1.5%、MA 核種 100% の値を暫定的に設定した [13]。

現行サイクルの場合 1 トン燃料のリサイクルにより廃棄物に移行する全アクチニドの量は約 18 kg、そのうちの約 25% の 4.5 kg 程度を MA 核種が占めている。

当然ながら回収核種が増えることに伴い廃棄物に移行する MA 核種量の減少が確認され、すべての MA 核種を 99.9% 回収した場合には MA 核種の総量は 9 g/t-HM 程度を示すが、アクチニド総量で見ると Pu、U 99.9% 回収率の条件で 850 g/t-HM となり、約 99% が Pu と U となる。したがって、廃棄物中のアクチニド核種量の低減化を図るためには、MA 核種の回収

表3 リサイクル核種と平衡使用済燃料インベントリ

リサイクル核種	[g/t-HM]					
	U	Pu	Np	Am	Cm	MA-Total
Np	6.67E+05	1.71E+05	1.05E+03	2.58E+03	3.89E+02	4.02E+03
Np,Am	6.69E+05	1.72E+05	1.07E+03	5.14E+03	1.15E+03	7.36E+03
Np,Am,Cm	6.70E+05	1.72E+05	1.07E+03	5.18E+03	1.95E+03	8.20E+03

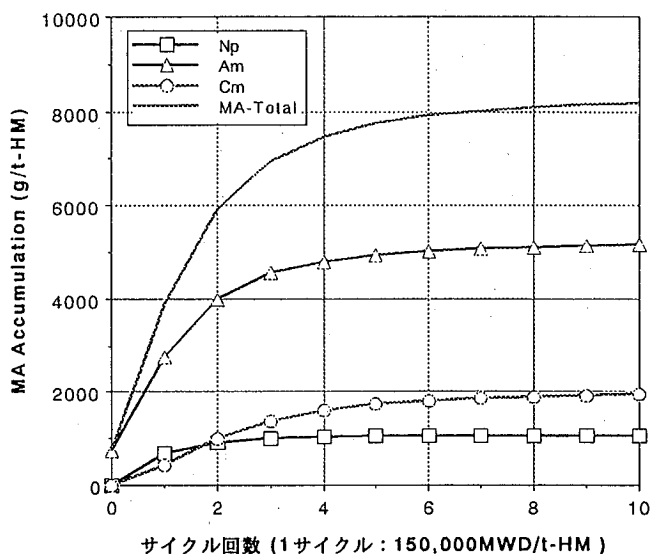


図11 MA リサイクルによる炉心内の MA 蓄積状況 (Np+Am+Cm リサイクル)

のみならず Pu、U の回収率の向上が不可欠であることが分かる。

4.3 潜在的毒性の時間推移

図13に各リサイクル形態と廃棄物の潜在的毒性の時間的推移の関係を示す。

Npのみリサイクルの場合には現行サイクルに比べて潜在的毒性低減効果は小さく、 10^3 年から 10^6 年までの期間において若干の低減効果が認められる程度である。Np、Amリサイクルのケースでは、数10年までの初期はAmから炉心内で生成するCm-244の上昇ならびに廃棄物への移行により現行サイクルよりも潜在的毒性の上昇が見られる。その後は現行サイクルに比べて数百年以降で1/10程度の潜在的毒性低

減効果が確認される。

Np、Am、Cmリサイクルの場合には、Pu、Uの回収率99.9%では、数百年以降から現行サイクルに比べて数10分の1から100分の潜在的毒性低減効果を示す。Pu、Uの回収率を99.99%に上昇させた場合には、数百年～ 10^6 年までの間において顕著な潜在的毒性の低減効果が確認され、この場合は現行サイクルの2桁以下の値を示している。 10^6 年以降については、図6に示されているように長寿命FP、主にI-129の影響が現れ、現行サイクルとの差が小さくなっている。

以上の結果から、潜在的毒性を効果的に低減するためには、Np、Am、Cmのすべてを回収リサイクルするとともにPu、Uの回収率の向上

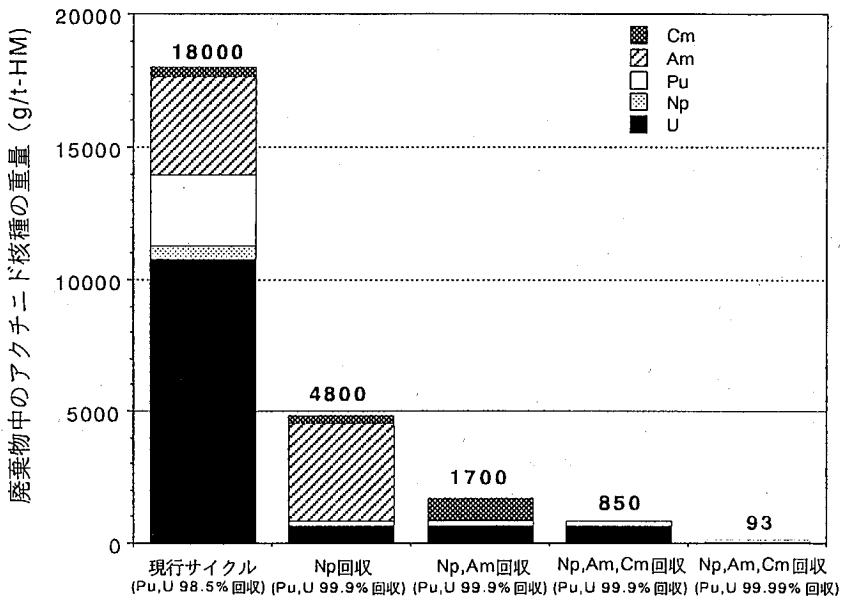


図 12 リサイクル形態と平衡使用済み燃料から分離される廃棄物インベントリ

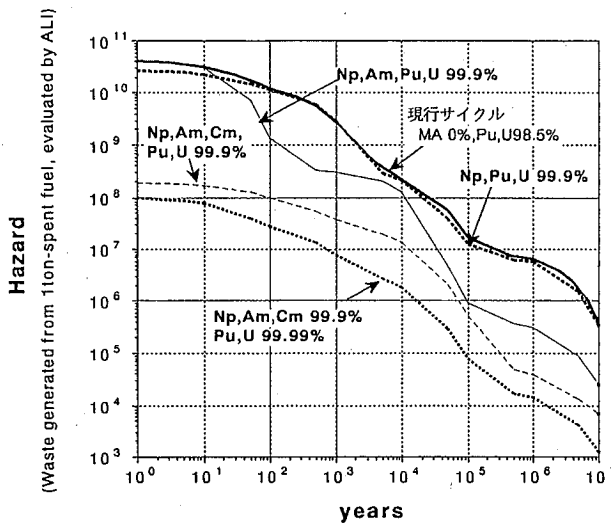


図 13 リサイクル形態と潜在的毒性低減効果との関係 (アクチノイド核種のみ毒性)

が必要であることがわかる。

4.4 六ヶ所浅地中埋設濃度上限値との比較

本章では、廃棄物管理の程度を表す尺度と考えられる六ヶ所浅地中埋設濃度上限値 (以下、区分値) を用いて、各リサイクル形態から発生

する廃棄物と区分値との比較ならびに区分値を下回る時間について評価した。

表 4 に六ヶ所浅地中埋設濃度上限値を示す。値はアクチノイド核種に係わる α 放射能濃度以外にも、I-129 や Tc-99 等の FP、燃料マトリックス中の O-17 の (n, α) 反応や不純物窒素 N

表4 浅地中埋設濃度上限値

	Bq/t	Ci/t
H-3	3.07E+11	8.30E+00
C-14	8.51E+09	2.30E-01
Co-60	2.78E+12	7.51E+01
Ni-59	8.88E+09	2.40E-01
Ni-63	1.11E+12	3.00E+01
Sr-90	1.67E+10	4.51E-01
Nb-94	8.51E+07	2.30E-03
Tc-99	1.85E+07	5.00E-04
I-129	2.78E+05	7.51E-06
Cs-137	1.04E+11	2.81E+00
α 核種	5.55E+08	1.50E-02

-14の(n, p)反応にて生成するC-14や被覆管等の構造材の放射化により生成するCo-60、Ni-59、63、Nb-94などの主要核種ごとに定まっている。したがって評価は、リサイクル形態ごとの α 区分値との関係に加えて、FBRにて15万MWD/t-HM相当の燃焼度を経たFPと被覆管としてSUS 316を用いた場合の放射化核種についても評価を行った。

なお、区分値は廃棄物中の放射能濃度で示されているため、評価に際しては廃棄物の重量を1t-HMの使用済み燃料に対して1t-Wasteになると暫定的に設定した。

図14に各リサイクル形態と α 区分値との関係図を示す。縦軸は区分値に対する割合を示しており、10°すなわち1は区分値と一致していることを表している。

回収する核種が多いほど、またPu、U回収率が高いほど α 区分値に対する割合も低減するが、最も回収率の高いNp、Am、Cm 99.9%、Pu、U 99.99%のケースにおいても、区分値を下回る時期は10°年以降となり、浅地中埋設処分の可能性は明らかに否定される。

さらにMA核種およびPu、Uの回収率を3桁上げると想定すると、図中の縦軸が10°の線が区分値に相当するとみなすことができるが、このとき最も回収率が高いケースについては数百年で区分値に一致することとなる。しかしな

がら、このときNp、Am、Cmの回収率は99.9999%、Pu、Uの回収率は99.99999%が要求されることとなり、現時点の工学的な回収目標としては極めて困難なハードルと判断せざるをえない。

もしくは放射能濃度を低減させる方法として廃棄物容量を増加させる、すなわち核種を希釈することが考えられるが、言うまでもなく環境への配慮としては本末転倒である。

一方、図15および図16からわかるように、FP中のTc-99、I-129、放射化核種中のC-14、Ni-59、Nb-94についても、1万年以上の期間が区分値に達するまでに必要であり、これらの核種を含んだ廃棄物を長期的に隔離するための地層処分技術は不可欠であると再認識される。

5. おわりに

アクチニドリサイクルの環境への効果については、これまでさまざまな解釈と理解、ならびに期待が交錯してきたと考えられる。これは一般の放射性核種や廃棄物に対する理解と原子力の専門家から見たそれとの間に隔りがあることと同時に、当初の消滅処理からの主張がMA核種の回収・消滅をあたかも廃棄物処分のオプションであるような考え方を根づかせていたことにも起因していると考えられる。

本報告では、潜在的毒性の低減に関する環境への効果については、地層処分を前提としてさらなる環境への影響低減を図るとの位置づけであり、両者により一層オーバーオールな環境対策が可能になるとの考えである。

今後ますます有益な議論が進み、アクチニドリサイクルによる環境への効果に係わる考え方の整理が進むことを期待したい。また、さらにMA核種やPuの徹底的な回収による廃棄物処理・処分システム等への負担軽減の可能性について、従来システムの範囲にとどまることのない幅広い検討等が進み、より定量的に環境効果および意義の明確化が図られることが望まれる。

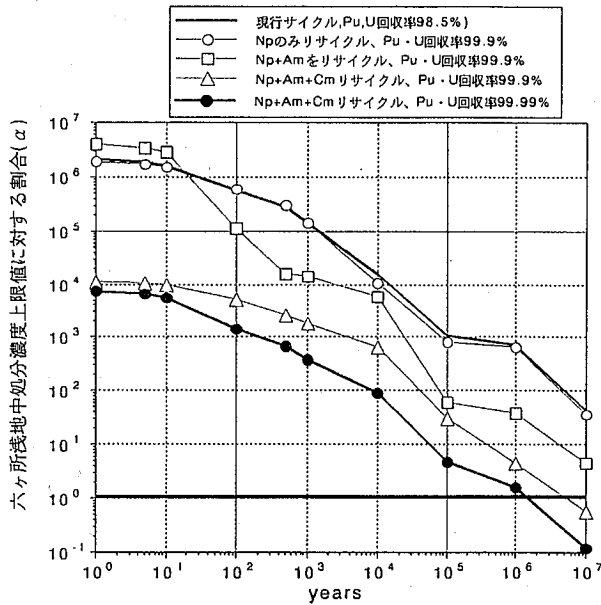


図 14 各種 MA リサイクルと廃棄物中の α 濃度の区分値に対する割合 (1t-HM の SF が 1t の waste に相当すると想定)

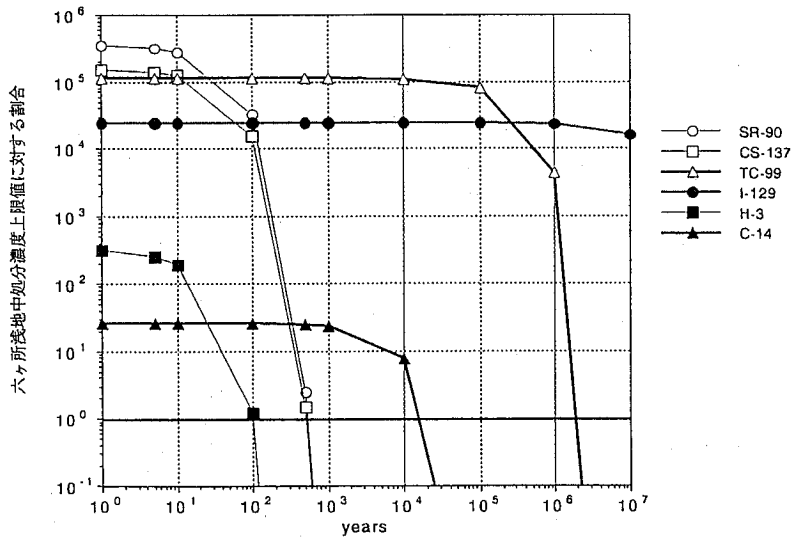


図 15 燃焼度 15 万 MWD/t-HM の FBR 使用済燃料中に生成する主要 FP および放射化核種の崩壊による減少と区分値との関係 (1t-HM の SF が 1t の waste に相当すると想定)

6. 参考文献

[1] 原子力委員会：原子力の研究、開発及び利用に関する長期計画 (1994).
 [2] 日本原子力学会消滅処理研究専門委員

会：消滅処理技術の現状—新しい原子力技術の可能性を求めて— (1994).

[3] Pigford, T.H.: Actinide Burning and Waste Disposal, An Invited Review for the

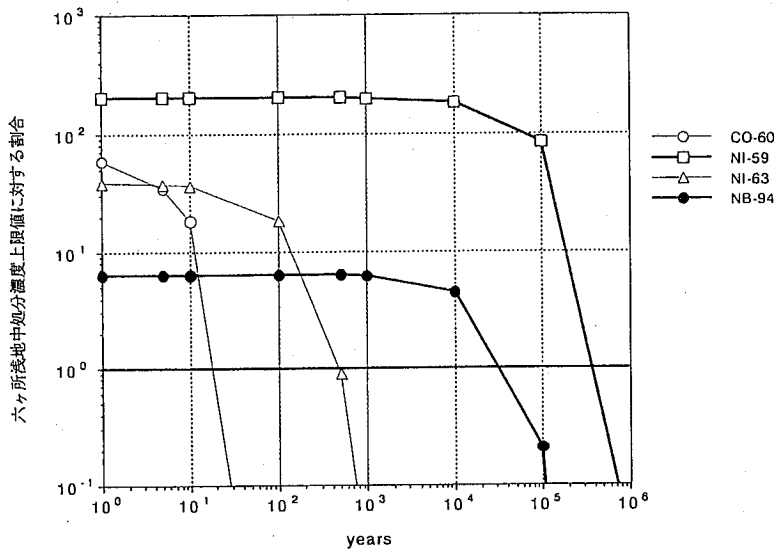


図16 燃焼度15万MWD/t-HMのFBR被覆管の放射化により生成する核種の崩壊による減少と区分値との関係
(1t-HMのSFが1tのwasteに相当すると想定)

MIT International Conference on the Next Generation of Nuclear Power Technology, October 5, 1990.

[4] 大井貴夫 他：日本原子力学会 1991 年春の年会予稿集、K 6(1991).

[5] Forsberg, C.W. et al.: ORNL/TM-11650(1990).

[6] 中島一郎 他：日本原子力学会 1995 年春の年会予稿集、E 32(1995).

[7] Shiotsuki, M. et al.: *Proc. Int. Conf. on Evaluation of Emerging Nuclear Fuel Cycle Systems* (Global '95), Versailles, France, September 11-14, 1995, 678(1995).

[8] 内山洋司：CO₂ 削減に向けた発電プラントの技術開発、エネルギーフォーラム、38、39 (1992).

[9] 梅木博之：放射性廃棄物研究、1、13 (1994).

[10] 清瀬量平訳：燃料再処理と放射性廃棄物管理の化学工学、日刊工業社 (1983).

[11] 鈴木篤之：ピグフォード報告 アメリカ科学アカデミー放射性廃棄物隔離システム研究専門委員会、エネルギーレビュー、3、28

(1983).

[12] 日本原子力産業会議：原子力ポケットブック 1994 年版、科学技術庁原子力局監修 (1994).

[13] 日本原燃サービス 他：再処理施設における放射性核種の挙動 (1991).

[14] 塩月正雄 他：日本原子力学会 1995 年春の年会予稿集、E 33(1995).

[15] 藤田雄二 他：日本原子力学会 1995 年春の年会予稿集、E 34(1995).

[16] 科学技術庁：日本原燃産業株式会社六ヶ所事業所における廃棄物埋設の事業の許可申請に係わる安全性について (安全審査書) (1994).