

# デコミッショニング技報

Journal of the RANDEC

卷頭言：解体と廃棄物処分

—内なる課題と外なる課題の相互作用の理解から—

総 説：欧州委員会(EC)におけるクリアランスレベルの検討状況

技術報告：実用発電用原子炉廃炉設備確証試験

—廃止措置技術の開発状況について—

—括撤去工法の大型原子炉への適用性検討

—原子炉圧力容器等の各種撤去工法、輸送及び処分方法—

原子炉建屋の一括移動撤去・遅延解体による廃止措置について

雑固体廃棄物のプラズマ溶融処理

財団法人 原子力研究バックエンド推進センター

Radioactive Waste Management and Nuclear Facility  
Decommissioning Technology Center

No. 26 2002

# RANDDEC

RANDDECは、原子力施設のデコミッショニング  
(廃止措置)技術の確立をめざして活動しています。

## 事業の内容

デコミッショニングに関する試験研究・調査を行います。

デコミッショニングに関する技術・情報を提供します。

デコミッショニングに関する人材を養成します。

デコミッショニングに関する普及啓発活動をします。

# デコミッショニング技報

第26号（2002年11月）

一目 次一

## 卷頭言

### 解体と廃棄物処分

- 内なる課題と外なる課題の相互作用の理解から— ..... 1  
田中 俊一

## 総説

- 欧州委員会（EC）におけるクリアランスレベルの検討状況 ..... 2  
大越 実

## 技術報告

- 実用発電用原子炉廃炉設備確証試験  
—廃止措置技術の開発状況について— ..... 13  
小栗 第一郎、藤井 悟

### 一括撤去工法の大型原子炉への適用性検討

- 原子炉圧力容器等の各種撤去工法、輸送及び処分方法— ..... 21  
宮坂 靖彦、福村 信男、村松 精、大塚 久雄、渡辺 守成、坂詰 義幸  
松尾 浄、鎌田 博文、伊東 章、石原 哲、五月女裕夫、片岡 伸一

- 原子炉建屋の一括移動撤去・遅延解体による廃止措置について ..... 36  
鎌田 博文

- 難固体廃棄物のプラズマ溶融処理 ..... 45  
中塩 信行、中島 幹雄

# Journal of the RANDEC

No.26 November 2002

## CONTENTS

### General Remarks

Clearance Levels Derived by European Commission .....	2
	Minoru OKOSHI

### Technical Report

Verification Test on Decommissioning Technology for Commercial Nuclear Power Plants .....	13
	Daiichiro OGURI , Satoru FUJII

Feasibility Studies of One-Piece Removal Method for Large Reactor -Methods of Removal, Transportation and Disposal of Reactor Pressure Vessel with Reactor Internals -	21
---	----

Yasuhiko MIYASAKA, Nobuo FUKUMURA, Akira MURAMATSU, Hisao OHTSUKA  
Morisige WATANABE, Yoshiyuki SAKAZUME, Kiyoshi MATSUO, Hirofumi KAMATA  
Akira ITO, Satoshi ISHIHARA, Yasuo SOUTOME and Shinichi KATAOKA

Decommissioning of Nuclear Reactor Building by Deferred Dismantling After Bulk Relocation .....	36
	Hirofumi KAMATA

Plasma Melting Treatment of Low Level Radioactive Waste .....	45
	Nobuyuki NAKASHIO and Mikio NAKAJIMA

## SUMMARIES

Clearance Levels Derived by European Commission  
Minoru OKOSHI  
J.RANDEC, No26 (Nov. 2002) page 2 ~ 12, 6 Tables

The concept of clearance was introduced by the International Atomic Energy Agency in 1996 and is very useful for the management of very low-level solid materials generating from the decommissioning of nuclear facilities. Therefore, the European Commission (EC) derived the specific clearance levels for metals, buildings and building rubble in Radiation Protection 89 and 113, respectively. The EC also derived the general clearance levels for all solid materials generating from the regulated facilities in Radiation Protection 122. The derived clearance levels are recommended to the member countries of the EC. Comparing the clearance levels of Japan with the unrounded levels of the EC, the differences of levels are small. The biggest difference is found in Fe-55 and the EC's clearance level is about one fifth of Japanese clearance level. The reason is the EC considered the direct ingestion of cleared building rubble by children and used the conservative ingestion rate of it. The EC's discussions related to the clearance levels are very useful for Japan to derive our own clearance levels and to clear materials from regulatory control.

Verification Test on Decommissioning Technology for Commercial Nuclear Power Plants

Daiichiro OGURI, Satoru FUJII  
J.RANDEC, No26 (Nov. 2002) page 13~20, 11 Figures, 1 Table

Decommissioning of commercial nuclear power plants in Japan started in December, 2001 at Tokai Power Station (GCR). NUPPEC has been proceeding with the decommissioning verification tests entrusted by METI since fiscal 1982 in compliance with national policy. The objective of the tests is to verify the safety, reliability, and rationality of techniques to reduce personal radiation exposure, to mitigate the influence on the environment, and to execute the decommissioning work efficiently.

NUPPEC has carried out seven verification tests, five of which are for cutting and taking off techniques (RPV,

biological shield wall, and reactor internals), decontamination techniques before dismantling, decommissioning waste treatment techniques were completed, and the other two are for radioactivity measurement and systematic dismantling techniques.

Feasibility Studies of One-Piece Removal Method for Large Reactor

Yasuhiko MIYASAKA, Nobuo FUKUMURA,  
Akira MURAMATSU, Hisao OHTSUKA  
Morisige WATANABE, Yoshiyuki SAKAZUME,  
Kiyoshi MATSUO, Hirofumi KAMATA  
Akira ITO, Satoshi ISHIHARA, Yasuo SOUTOME  
and Shinichi KATAOKA  
J.RANDEC, No26 (Nov. 2002) page 21 ~ 35, 14 Figures, 10 Tables

This report describes one-piece reactor removal feasibility study of the large BWR or PWR type reactor which has 40 years operation, followed by 3 or 10 years cooling time before actual removal /transport work with or without 40 years storage in the site. The scope of the study for the future decommissioning planning includes:

- Developing alternates for prompt or deferred removal of Reactor Pressure Vessel (RPV) intact with reactor internals, biological shield and RPV intact with reactor internals etc..
- Estimation of schedule duration, workload and personal radiation exposure for several one-piece reactor removal methods.
- Transport methods from reactor site to repository by transporter and barge.
- Tunnel disposal concepts for RPV package at 50m deep underground access route by inclined shaft or vertical shaft
- Cost estimation for removal methods of RPV intact with reactor internals, transportation and tunnel disposal for RPV package.

Those alternate methods are highly effective at reducing waste disposal volume, cost and radiation exposure as compared to conventional methods of both RPV and reactor internals segmentation methods.

Decommissioning of Nuclear Reactor Building by Deferred Dismantling After Bulk Relocation

Hirofumi KAMATA

J.RANDEC, No26 (Nov. 2002) page 36 ~ 44, 3 Figures, 1 Table

Decommissioning of commercial nuclear power stations in Japan will commence shortly and proceed gradually. In the near future, Japan will enter a busy era during which several nuclear facilities will need to be decommissioned simultaneously in the same year.

This paper introduces the results of a basic study on the concept of "Deferred Dismantling After Bulk Relocation", which is one of the choices available for decommissioning in such an era. According to this concept, the reactor building, which has high radioactive inventory, is not dismantled at its current site. Instead, the whole building is first moved in bulk to a separate location. Through this, the current site can be released for effective utilization without any constraints.

The most important merit of this method is that no safe store is required. Therefore, the safe store period that is usually between 15 to 30 years becomes unnecessary and the entire decommissioning period can be shortened. This means that the current site can be utilized for building the next generation power station and resume power supply early. Thus, this method of decommissioning can be expected to contribute towards the stabilization of the domestic electric power supply.

Plasma Melting Treatment of Low Level Radioactive Waste

Nobuyuki NAKASHIO, Mikio NAKAJIMA

J.RANDEC, No26 (Nov. 2002) page 45 ~ 55, 8 Figures, 5 Tables

Melting treatment of low-level radioactive wastes (LLW) is considered to be a promising technology for the preparation of a stable solid that will be disposed of in near surface repositories. This is because of large reduction of waste volume and production of a stable homogeneous solidified product. In the Japan Atomic Energy Research Institute (JAERI), the construction of the Waste Volume Reduction Facilities (WVRF) has been in progress since 1999. This is a part of an advanced volume reduction program for LLW in JAERI. In the WVRF, metallic and non-metallic solid wastes will be melted by means of an induction furnace with an induction plasma torch and a plasma melting furnace, respectively. In advance of operation of the WVRF, we have been conducting melting tests of non-metallic solid wastes with the aim of establishing the optimum melting condition for preparation of a stable solid that is suitable for disposal. In the test, simulated miscellaneous wastes, mainly non-metal materials, were melted together with radioactive tracers using a plasma torch of a non-transferred type; vaporization behavior of radioactive nuclides during melting treatment, distribution of them in a solidified product, chemical composition and mechanical strength of the solidified product, etc. were examined. We have reviewed a part of the melting test conducted in our program.

## 解体と廃棄物処分 —内なる課題と外なる課題の相互作用の理解から—



日本原子力研究所理事  
東海研究所長 田 中 俊 一

数年前、本部にいた頃、将来の予算計画を作成するために、今後10年ぐらいの間に解体の対象となる原子力施設とそのための費用を調べたことがある。結果は、全体予算の5%程度を解体予算として毎年計上することが必要であることが分かり、以来、デコミッショニングは、研究所経営の重要なテーマの一つであるという思いを抱きつづけてきた。

その後、東海研究所に戻ってから、多くの研究施設の解体を進めることの難しさは予算や技術だけに限ったものでないことを実感させられることになる。技術者や研究者には、長年慣れ親しんできた我が家が廃止・解体されることに類似した心理的な壁と、施設を廃止・解体することは研究の縮小に繋がるという抵抗感があり、なかなか具体的な計画として進展しないのである。こうした状況を開拓するため、東海研究所は平成13年度にデコミッショニング技術業務管理室（通称「グリーン化推進チーム」）を発足させることになるが、このグリーン化チームは、施設と協力して大小入り混じった施設のデコミッショニングを計画的に推進する上で期待した以上に機能しており、さらに、研究所全体に解体問題の重要性を認識してもらう上でも大きな効果を生み出している。デコミッショニングを進める意義は、安全確保の面だけでなく、研究所の生命である絶え間ない革新を続けるための積極的な機会として捉えるべきものであるが、そのような認識を定着させるためには、デコミッショニングについての議論を深め、その積極的な意味を実感できる雰囲気作りが、もっともっと必要なかも知れない。

原子力二法人の統合を機に、原子力施設の解体とRI・研究所等廃棄物処分の議論が、急にクローズアップされてきている。新法人が潜在的に抱えるデコミッショニングと廃棄物の費用は、数兆円といったお金がささやかれているが、この時代にそのような多額の予算がおいそれと出てくるとは考えられない。処分の事業は適正なコストが達成されなければ成り立たないし、国民の理解も得られない。安全な処分は当たり前であり、そのためのコストを少しでも少なくする努力こそが、処分という困難な目標に近づくための第一歩である。一般の産業廃棄物が、多くの社会問題が起こしているのはよく知られている事実である。放射性廃棄物は、一般産業廃棄物とは比較にならない極めて強い経済的・社会的相互作用を有している。しかし、未だこの強い相互作用に対する理解もこれを制御する方法も十分に整っているとは思えない。廃棄物処理技術は既に完成しており、後は立地だけという考え方もある。しかし、この論調は30年前、既に原子力発電は完成した技術であり研究開発は必要ないと云われたこととよく似ており、やや拙速にすぎるような気がする。

原研の廃棄物問題を担当することになりほぼ1ヶ月、多くの関係者から集中講義を受け、原研に課せられた使命を強く感じつつも、「解体から廃棄物の処分」という目標に近づくためには、まづ「内なる課題」と「外なる課題」の相互作用を理解することから始まるのではないかという思いを新たにしているところである。

## 欧州委員会（EC）におけるクリアランスレベルの検討状況

大越 実\*

### ***Clearance Levels Derived by European Commission***

Minoru OKOSHI

The concept of clearance was introduced by the International Atomic Energy Agency in 1996 and is very useful for the management of very low-level solid materials generating from the decommissioning of nuclear facilities. Therefore, the European Commission (EC) derived the specific clearance levels for metals, buildings and building rubble in Radiation Protection 89 and 113, respectively. The EC also derived the general clearance levels for all solid materials generating from the regulated facilities in Radiation Protection 122. The derived clearance levels are recommended to the member countries of the EC. Comparing the clearance levels of Japan with the unrounded levels of the EC, the differences of levels are small. The biggest difference is found in Fe-55 and the EC's clearance level is about one fifth of Japanese clearance level. The reason is the EC considered the direct ingestion of cleared building rubble by children and used the conservative ingestion rate of it. The EC's discussions related to the clearance levels are very useful for Japan to derive our own clearance levels and to clear materials from regulatory control.

#### 1. はじめに

欧州委員会（以下「EC」という）は、「電離放射線の危険性から公衆と作業者の健康を保護するための基本安全基準」<sup>1)</sup>（以下「基本安全基準」という）を1996年5月に採択した。「基本安全基準」に基づき、電離放射線による危険性から作業者と一般公衆の健康を防護するため、作業者及び一般公衆が人工又は天然に存在する放射性物質に起因する放射線学的な影響が無視できない場合には、その行為を規制することとしている。

しかしながら、「基本安全基準」に従って規制されている活動に伴い、ごくわずかの放射線学的な影響しか与えないような放射性廃棄物も発生てくる。このような放射性廃棄物についてまでも

厳重な規制管理を行うことは、合理的とはいえないとしている。さらには、現在、欧州共同体（EU）圏内では100基以上の原子炉が稼動しており、既に、約40基の原子炉、このうちの多くは研究用原子炉、が運転を停止し、廃止措置段階にある。これらの原子炉の解体に伴い、大量の解体物が発生していくことが予想されている。これらの解体物は、規制対象下にあるが、その大部分は極めて放射能の汚染レベルは低いものであると予想されている。

このため、「基本安全基準」において、規制された行為から発生した物に含まれる放射性物質の濃度が「クリアランスレベル」以下であるならば、処分、再使用或いは再利用のために、国の規制当局が規制要件をはずすことが可能であるとしている。また、「基本安全原則」において、各国の規制

\* 日本原子力研究所 バックエンド技術部（JAERI）

当局がクリアランスレベルを決める際には、欧州原子力委員会が作成した指針に基づくことを求めている。

欧州原子力委員会では、上記要請に応えるため、原子炉施設、放射性同位元素の使用施設等の廃止措置に伴って発生する金属の再使用或いは再利用のための指針Radiation Protection(以下「RP」と略す)89<sup>2)</sup>及び建物とコンクリート片に関する指針RP 113<sup>3)</sup>を出版した。その後、規制された行為から発生した物に対する一般クリアランスレベル(General clearance levels)に関する指針RP 122 Part I<sup>4)</sup>を出版した。また、鉱石の採掘や処理、或いは天然に存在している放射性核種を含んだ物質を取り扱う産業から発生した物に対する一般クリアランスレベルに関する指針RP 122 Part II<sup>5)</sup>を出版した。RP 89及びRP 113で提案されているクリアランスレベルは、物質の種類を限定した基準であるが、一般クリアランスレベルは、規制管理をはずそうとする物の材質及び行く先に関係なく適用可能な基準である。

本報告においては、原子力施設には適用されないRP 122 Part IIを除いた、各指針の概要について報告する。また、原子力安全委員会が検討したクリアランスレベルとの比較検討を行う。

なお、本稿で引用しているECの報告書のうち、RP 89については、翻訳版が(財)原子力研究バックエンド推進センターから出版されている。また、RP 113以降の報告書は、ECのウェブサイト(<http://europa.eu.int/comm/environment/radprot/index.htm>)から無料でダウンロードすることができる。

## 2. 線量規準

ECでは、クリアランスレベルを算出するための基礎となる線量規準として、以下の線量規準を使用している。

- (1) 個人の実効線量が  $10 \mu\text{Sv}/\text{年}$
- (2) 皮膚線量が  $50\text{mSv}/\text{年}$
- (3) 集団線量預託が  $1\text{manSv}/\text{年}$

このうち、クリアランスレベルの算出に実際に使用されている線量規準は、個人の実効線量と皮膚線量の2種類である。集団線量預託については、クリアランスが最適な選択肢であることを示

すための最適化の判断指標として使用されている。なお、集団線量については、評価を行った結果、IAEA等で提案している詳細な最適化の検討を要しないレベル( $1\text{man}\cdot\text{Sv}/\text{年}$ )をいずれの場合にも下回っていた。このため、詳細な最適化の必要はないと判断している。

個人の実効線量に対する線量規準  $10 \mu\text{Sv}/\text{年}$ は、IAEAが安全指針89<sup>6)</sup>において提案している個人にとって無視し得る線量数十  $\mu\text{Sv}/\text{年}$ を基に、その個人が複数の規制管理を受けない線源から被ばくする可能性を考慮して、割り当てたものである。これは、原子力安全委員会が原子炉施設に係るクリアランスレベルを算出するために採用している個人の線量規準<sup>7)</sup>と同一である。

なお、原子力安全委員会は皮膚線量を線量規準として使用していないが、放射線審議会基本部会が取りまとめた規制除外線量報告書<sup>8)</sup>によると、個人の線量限度を  $10 \mu\text{Sv}/\text{年}$ で管理しておけば、実際的な核種組成を有する低レベル放射性固体廃棄物であれば皮膚被ばくは問題ないとしている。また、ECの検討結果<sup>4)</sup>を見ても、皮膚被ばくが決定経路となるのは、ごく少数の半減期が短く(数十日未満)かつエネルギーの高い $\beta$ 線放出核種に限られている。

## 3. RP 89 の概要

原子力施設の解体等で発生する金属スクラップの再利用及び原子力施設で使用されていた備品の再使用を行おうとした場合には、これらの金属スクラップ等が各国間で流通する可能性がある。このため、ECは、鉄の再利用及び再使用に関する指針を作成することとし、1988年に報告書(RP 43)を出版した<sup>9)</sup>。その後、金属の再利用及び再使用に関する種々の検討が行われ、新たな知見が得られたこと、また、鉄以外の金属(アルミニウム、銅)についても基準値が必要になったことから、RP 43の見直しを行うこととなった。その結果、1998年5月に新しい指針(RP 89)が出版された。

本指針では、再利用される可能性の高い鉄、アルミニウム、銅のスクラップと機器等の直接再使用を検討対象とし、原子力施設において生成する放射性核種のうち、被ばく評価上重要な104核種に対してクリアランスレベルが算出されている。

クリアランスレベルの算出に当たっては、先ず、放射性核種ごと及び評価シナリオごとに、 $10 \mu\text{Sv}/\text{年}$ の実効線量及び $50 \text{mSv}/\text{年}$ の皮膚線量に相当する放射能濃度 (Bq/g) 及び表面密度 (Bq/cm<sup>2</sup>) を算出し、そのうち最も小さな値が再利用又は再使用の基準値として選ばれている。また、最終的な基準値については、10の桁で計算結果の丸めの操作を行っており、規準線量相当濃度の計算結果が、 $3 \times 10^x \sim 3 \times 10^{x+1}$  の範囲にあれば、最終的な基準値は $10^{x+1}$  としている。この数字の丸め方の方法は、全ての報告書を通じて共通である。

基準値の算出に当たって考慮された評価シナリオを Table 1 に示す。また、金属スクラップと直接再使用品に対して提案された基準値のうち、主要な放射性核種に関する基準値を Table 2 に示す。なお、基準値の算出に使用された計算モデル及びパラメータについては、表面密度基準と質量濃度基準に分けて、それぞれ、RP 101<sup>10)</sup> 及び RP 117<sup>11)</sup> として出版されている。

#### 4. RP113 の概要

本指針では、原子炉、燃料サイクル施設、放射性同位元素の使用施設等の建物の再使用又は建物の解体によって発生するコンクリート片に関する基準値が提案されている。具体的には、クリアランスレベルは以下の使用目的を念頭において算出されている。

- ・用途を限定せずに（例えば、再使用、解体）の目的で建物をクリアランス
- ・解体の目的のみで建物をクリアランス
- ・建物の破碎物（コンクリート片）のクリアランス

評価対象核種は、EC が規制免除レベル<sup>12)</sup> を検討した核種のうち、半減期が60日未満の核種と希ガスを除いたものである。なお、評価対象となっていない核種については、規制当局が本指針に示された計算方法を利用して、算出することを求めている。評価に使用された計算モデル、パラメータ等については、RP 114<sup>13)</sup> として出版されている。

主要な核種に対して算出されたクリアランスレベルを Table 2 に示す。また、算出にあたって考慮された評価シナリオを Table 3 に示す。これらの基準は、原子力発電所を念頭において算出されたものではあるが、RI 使用施設等のその他の原子

力施設に対しても有効であるとしている。ただし、加速器施設については、建物の壁等の放射化の程度が大きく、また、深いことから、ここで提案したクリアランスレベルを適用することはできないとしている。

建物に適用する基準については、表面密度基準と質量濃度基準の2本立てになることを避けるため、表面密度基準についてのみ提案している。このため、浸透汚染がある場合には、浸透汚染についても、表面汚染とみなして、その値を表面汚染（固着性及び非固着性汚染の合計）に合算し、基準を満足しているかどうかを判断することになる。

また、解体物に対する基準は、原子力発電所（10万トン）を念頭において算出された基準であることから、1 サイトからの発生量が1年間に100トンを超えない場合には、規制当局は、この基準を緩和することが可能であるとしている。このような場合には、Table 2 に示した値の10倍の値までは、放射線学的に問題がないとしている。

#### 5. RP122 Part I の概要

本報告書では、規制された行為から発生した物を対象に、クリアランス対象物の種類及び発生源に關係なく適用可能な「一般クリアランスレベル」を提案している（Table 2 参照）。一般クリアランスレベルは固体状の物質ならば、その種類を問わずに適用可能だが、液体及び気体に対しては適用されない。

一般クリアランスレベルを算出するにあたって、評価すべきシナリオを合理的に減らすために、包括的な評価シナリオ(enveloping scenarios) とパラメータの考え方を採用している。これはクリアランス対象物の種類を限定しないことにより、想定すべき被ばく経路が膨大となるため、被ばくシナリオとパラメータの組み合わせを安全側に設定することにより、合理的に想定される被ばく事象ではこれを上回るような被ばく線量を生じることが無いように設定したものである。したがって、想定しているシナリオ（パラメータの数値を加味したもの）が起こる可能性は低いとしている。EC が一般クリアランスレベルを算出するために使用した包括的評価シナリオとパラメータの概要を Table 4 に示す。

Table 1 Exposure Scenarios Considered by EC to Derive the Clearance Levels for Metal Recycling and Reuse

鉄の再利用	銅の再利用	アルミの再利用	直接再使用
スクラップ処理 ・スクラップの取扱い (皮膚汚染と経口摂取) ・スクラップの切断(吸入と外部) ・運搬(吸入と外部) ・スクラップの山から の外部被ばく	スクラップ処理 同左	スクラップ処理 同左	・手に付着した表面汚染物の経口摂取 ・再使用品の取扱いに伴う皮膚被ばく ・再使用品からの外部被ばく ・磨き直し及び通常使用時における再浮遊放射能の吸入摂取
鉄工場又は鋳造場 ・作業者(ダストの吸入と経口摂取) ・環境への放出(周辺居住者の経口摂取) ・製品製造者(吸入と外部)	銅の精錬所及び鋳造場 ・作業者(ダストの吸入と経口摂取) ・環境への放出(周辺居住者の経口摂取) ・製品製造者(吸入と外部) ・電界精錬(外部)	アルミの二次溶融場 ・作業者(ダストの吸入と経口摂取) ・環境への放出(周辺居住者の経口摂取) ・製品製造者(吸入と外部)	
鉄製品使用 ・大型機械 ・台所の流し ・加工容器 ・船 ・鉄筋 ・暖房装置	銅製品使用 外部被ばく ・真鍮製の実験室の付属品 ・真鍮製のトイレの付属品 ・装飾品 ・楽器 経口摂取 ・家畜飼料への添加物	アルミ製品使用 外部被ばく ・事務用家具 ・漁船 ・天井材 ・自動車のエンジン ・暖房装置 経口摂取 ・フライパン	
副産物 ダストとスラグの処分 (外部, 吸入と経口) ・埋立作業者 ・閉鎖後の処分場居住者 埋立て材としてのスラグの使用 ・サッカー選手(吸入) ・サッカー観客(吸入)	副産物 ・ダスト処理と亜鉛の回収(吸入) ・スラグで埋め立てたサッカー場の選手と観客(吸入) ダストとスラグの処分 (外部, 吸入と経口) ・取扱い(皮膚被ばくも含む) ・埋立作業者 ・閉鎖後の処分場居住者	副産物 スラグの使用 ・金属の回収(吸入と外部) ・セメントへの添加剤(外部) ダストとスラグの処分 (外部, 吸入と経口) ・取扱い(皮膚被ばくも含む) ・埋立作業者 閉鎖後の処分場居住者	

Table 2 Clearance Levels Recommended by EC

核種	RP 89			RP 113			RP 122
	再利用 (Bq/g)	再利用 (Bq/cm <sup>2</sup> )	直接再使 用 (Bq/cm <sup>2</sup> )	建物(用途 制限なし) (Bq/cm <sup>2</sup> )	建物(解 体) (Bq/cm <sup>2</sup> )	コンクリ ート片 (Bq/g)	一般クリ アランス (Bq/g)
H-3	1,000	100,000	10,000	10,000	10,000	100	100
C-14	100	1,000	1,000	1,000	10,000	10	10
Cl-36	10	100	100	100	100	1	1
Mn-54	1	10	10	1	10	0.1	0.1
Fe-55	10,000	10,000	1,000	10,000	10,000	1,000	100
Co-60	1	10	1	1	1	0.1	0.1
Ni-59	10,000	10,000	10,000	100,000	100,000	1,000	100
Ni-63	10,000	10,000	1,000	10,000	100,000	1,000	100
Zn-65	1	100	10	1	10	1	1
Sr-90	10	10	10	100	100	1	1
Nb-94	1	10	1	1	10	0.1	0.1
Tc-99	100	1,000	1,000	100	100	1	1
I-129	1	10	10	10	10	0.1	0.1
Cs-134	1	10	1	1	10	0.1	0.1
Cs-137	1	100	10	1	10	1	1
Eu-152	1	10	1	1	10	0.1	0.1
Eu-154	1	10	1	1	10	0.1	0.1
U-238	1	1	1	1	10	1	1
Pu-239	1	0.1	0.1	0.1	1	0.1	0.1
Am-241	1	0.1	0.1	1	1	0.1	0.1

Table 3 Exposure Scenarios Considered by EC to Derive the Clearance Levels for Building and Building Rubble

シナリオ	評価経路
建物の再使用	(a) 外部：再使用建物内での $\gamma$ 線による作業者等の被ばく (b) 吸入：再使用建物の修復作業に従事する作業者のダスト吸入に伴う内部被ばく (c) 経口：再使用建物の修復作業に従事する作業者のダストの経口摂取に伴う内部被ばく (d) 皮膚：再使用建物の修復作業に従事する作業者の皮膚へのダスト付着に伴う $\beta$ 線による被ばく
建物の解体とコンクリート片の再利用及び処分	(a) 外部：埋設処分場等における $\gamma$ 線による作業者の被ばく (b) 吸入：コンクリート片の処理作業(破碎, 篩い分け等)に従事する作業者のダスト吸入に伴う内部被ばく (c) 経口： <ul style="list-style-type: none"><li>・コンクリート片を含む土壤を子供が直接摂取</li><li>・埋設処分場等の近傍に位置する井戸水の飲用</li><li>・埋設処分場跡地で栽培した野菜の摂取</li></ul> (d) 皮膚：コンクリート片の処理作業に従事する作業者の皮膚へのダスト付着に伴う $\beta$ 線による被ばく

## 6. クリアランスレベルの運用

実際にクリアランスレベルを運用する際には、各国の規制当局の責任で実施されることになる。その場合には、個々の事例ごとに規制当局が許可を与えて行うか、或いは、国の規制システムの枠組みで行うかは各国にゆだねられている。ただし、いずれの場合にも、クリアランスの行為自体は規制されることになり、クリアランスレベルを満足していることの確認が規制当局によって行われることになる。以下に各基準を運用する際の注意事項を記す。

### 6.1 金属

金属の再利用及び機器の再使用に当たり、基準値を運用するに当たっての留意事項として、以下の事項が示されている。

1) 金属スクラップの再利用に当たっては、質量濃度基準と表面密度基準の両方を同時に満足している必要がある。

- 2) 表面密度基準は、固着性汚染と非固着性汚染の合算値に対して適用する。再使用品の手の届かないような部分の汚染の判断に当たっては、保守的な評価を行う。また、塗装又は錆びがある場合には、 $\alpha$ 及び $\beta$ 放出核種に対しては、安全裕度を見るべきである。
- 3) 再使用の場合には、表面密度基準しか提案されていないが、放射化した機器を再使用したい場合には、機器に内蔵されている放射能を表面密度に換算することにより、基準と比較すること。
- 4) 再使用の基準の方が、再利用の基準に比べて一般的に厳しいので、再使用可能な物については、再利用する前に切断しておくこと。
- 5) クリアランスレベルを満足しているか否かの判断に当たっては、比較的高い放射能の物質をクリアランスレベルに合致させるために希釈すること等を防止する観点から、放射能濃度を平均化する単位として、表面密度基準に関しては数百～数千平方センチメートルが適切であり、

Table 4 Enveloping Scenarios and Parameter Values to Derive the General Clearance Levels

被ばく形態	シナリオ名	シナリオとパラメータの概要
外部被ばく	EXT-A	<ul style="list-style-type: none"> <li>処分場の作業者が全作業時間(1800 h/y)を廃棄物上で過ごす。</li> <li>廃棄物の 10%がクリアランスされた廃棄物である。</li> <li>処分場までの輸送する間(1 日)の放射能減衰は見込むが、常に新たなクリアランスされた廃棄物が運び込まれてくるとして、被ばく期間中(365 日)の放射能の減衰は見込まない。</li> <li>廃棄物の密度は 2 g/cm<sup>3</sup>、線源形状は半無限媒体、評価点までの距離を 1 m と仮定。</li> </ul>
	EXT-B	<ul style="list-style-type: none"> <li>トラックの運転手がクリアランスされた物を輸送(200 h/y)する。</li> <li>常に新たなクリアランスされた物のみを運搬するとして、希釈及び放射能の減衰は見込まない。</li> <li>廃棄物の密度は 2 g/cm<sup>3</sup>、線源形状は 5×2×1 m<sup>3</sup>、評価点までの距離を 1 m、遮へいはないものと仮定。</li> </ul>
	EXT-C	<ul style="list-style-type: none"> <li>クリアランスされたコンクリートを使用した建物での居住(7000 h/y)を想定。</li> <li>建物の 2%がクリアランスされた物とする。</li> <li>部屋の大きさは、3×4 m<sup>2</sup>、高さ 2.5 m、壁の厚さ 20 cm と仮定。</li> <li>評価点は部屋の中心で高さ 1 m。窓の存在、家具などによる遮へいを考慮して、床、天井及び壁 2 面からの影響を評価。</li> <li>居住は、クリアランスの 100 日後から始まり、被ばく期間中(365 日)の放射能の減衰は見込む。</li> </ul>
吸入摂取	INH-A	<ul style="list-style-type: none"> <li>クリアランスされた物を取り扱う作業場所で、これらの物から舞い上がったダストを全作業時間(1800 h/y)吸入し続ける。</li> <li>作業者は常にクリアランスされた直後の物を取り扱うとして、放射能の減衰は考慮しない。</li> <li>ダストはクリアランスされた物からのみ発生するとし、希釈は考慮しない。ダスト濃度は 1 mg/m<sup>3</sup>、呼吸率は 1.2 m<sup>3</sup>/h とする。</li> </ul>
	INH-B	<ul style="list-style-type: none"> <li>1 年間(8760 h/y)を通して乳児(0・1 歳)がダストを吸入し続ける。</li> <li>吸入するダストの 10%がクリアランスされた物に起因する。</li> <li>ダスト濃度は 0.1 mg/m<sup>3</sup>、呼吸率は 0.24 m<sup>3</sup>/h とする。</li> </ul>
経口摂取	ING-A	<ul style="list-style-type: none"> <li>作業者が手に付着したクリアランスされた物を経口摂取する。</li> <li>年間の経口摂取量を 20 g/y とする。</li> <li>作業者は常にクリアランスされた直後の物を取り扱うとして、希釈及び放射能の減衰は考慮しない。</li> </ul>
	ING-B	<ul style="list-style-type: none"> <li>幼児(1・2 歳)が、クリアランスされた物で造成されたグラウンド上で遊んでいるうちに、クリアランスされた物を経口摂取する。</li> <li>年間の経口摂取量を 100 g/y とする。</li> <li>摂取は、クリアランスの 1 日後から始まり、クリアランスされた物の入れ替えは無いので、被ばく期間中(365 日)の放射能の減衰は見込む。</li> <li>希釈は無いものとする。</li> </ul>
皮膚被ばく	SKIN	<ul style="list-style-type: none"> <li>作業者の手及び前腕(体表面の 10%に相当)にクリアランスされた物から発生したダスト(密度 1.5 g/cm<sup>3</sup>)が厚さ 100 μm で全作業時間(1800 h/y)付着している。</li> <li>作業者は常にクリアランスされた直後の物を取り扱うとして、希釈及び放射能の減衰は考慮しない。</li> </ul>

質量濃度基準に関しては数百キログラムが適切であるとしている。ただし、汚染の程度が非常に均一な場合には、もう少し大きな面積 ( $1\text{m}^2$  まで) と質量 (1トン) で平均化してもよい。

- 6) 複数の放射性核種が存在している場合には、式 (1) を用いて判断する。

$$\sum_{i=1}^n \frac{C_i}{C_{Li}} < 1.0 \quad \cdots \cdots \cdots \quad (\text{式 } 1)$$

$C_i$  : クリアランス対象物中の放射性核種  $i$  の濃度

$C_{Li}$  : 放射性核種  $i$  のクリアランスレベル  
 $n$  : 放射性核種の個数

#### 6.2 建物の再使用又は解体（クリアランス後の建物の用途を限定しない）

- 1) 表面密度基準については、一般的に、 $1\text{m}^2$  を超えない範囲で適用すること、また、固着性及び非固着性に加えて、浸透性の汚染を合算すること。なお、このような浸透汚染を評価するために、構造物に対するボーリングを行って浸透深さを評価すること。
- 2) 複数の放射性核種が存在している場合には、式 (1) を用いて判断する。

#### 6.3 建物の解体のみを目的にクリアランス

- 1) クリアランスの行為自体が完了したならば、その後の規制はかからないことになるので、解体のためにクリアランス基準を適用する場合には、建物が完全に解体されるまではクリアランスは完了しない。
- 2) 平均化の考え方及び複数の核種に対する配慮については、6.2 に同じ。

#### 6.4 建物のコンクリート片

- 1) コンクリート片に対して適用される質量濃度は、一般的に、1トンを超えない範囲で適用すること。表面汚染及び放射化が著しい部分が分離されていることを証明するための記録を作成すること。
- 2) 1箇所のサイトからのコンクリート片の発生量が年間100トンを超えない場合には、Table 2に示したクリアランスレベルを10倍することができる。

- 3) 複数の放射性核種が存在している場合には、式 (1) を用いて判断する。

#### 6.5 一般クリアランス

- 1) 一般クリアランスレベルは、原子力施設（加速器施設を含む）から発生する全ての固体状物質に対して適用できる。
- 2) 複数の放射性核種が存在している場合には、式 (1) を用いて判断する。

#### 7. 原子力安全委員会のクリアランスレベルとの比較

原子力安全委員会は、1999年3月に軽水炉及びガス炉の廃止措置等に伴って発生する金属及びコンクリートを対象としたクリアランスレベルを算出し、「主な原子炉施設におけるクリアランスレベルについて」としてとりまとめた<sup>7)</sup>。その後、検討対象範囲を拡張し、2001年7月、「重水炉、高速炉におけるクリアランスレベルについて」をとりまとめた<sup>14)</sup>。これらのクリアランスレベルは、いずれも、原子炉施設の解体等に伴って発生する金属とコンクリートを念頭において算出されたものである。したがって、原子力安全委員会の算出したクリアランスレベルと EC のそれを比較するに当たっては、EC が RP 89 及び RP 113において提案している金属及びコンクリートに対する質量濃度基準のうち、小さな値と比較することとした。比較した結果を Table 5 に示す。

Table 2 及び Table 5 からわかるように、EC の金属及びコンクリートに対するクリアランスレベルは、コンクリートに対する値が厳しくなっている。これは、金属の場合、コンクリートに較べて対象物量が少ないため、汚染していない他の金属との混合割合を多く見積もっていること等によるものである。

また、Table 5 からわかるように、EC の提案しているクリアランスレベルと原子力安全委員会が提案しているそれとは、最大でも一桁の差であった。また、EC の丸めを行う前の数値と比較すると、もっとも差のある Fe-55 と Ni-59 でも約 5 倍であった。このような相違が生じている理由について、決定経路が類似している核種同士で比較を行った結果を Table 6 及び以下に示す。

Table 5 Comparison of Clearance Levels Derived by Nuclear Safety Commission and EC (Unit : Bq/g)

核種名	原子力安全委員会			EC		
	クリアランスレベル	決定経路	金属とコンクリートのうち最小値	丸めを行う前の左記の濃度	決定経路	
H-3	200	埋設処分	跡地利用(農作物摂取)	100	62	井戸水飲用 <sup>*3</sup>
C-14	5	埋設処分	地下水移行(淡水産物摂取)	10	10	"
Cl-36	2	埋設処分	地下水移行(灌漑蓄産物摂取)	1	1.1	野菜摂取 <sup>*4</sup>
Ca-41	80	埋設処分	地下水移行(灌漑農産物摂取)	- <sup>*2</sup>	- <sup>*2</sup>	- <sup>*2</sup>
Mn-54	1	埋設処分	操業(埋立作業者外部)	0.1	0.26	埋立作業 <sup>*5</sup>
Fe-55	3000 <sup>*1</sup>	再利用	再使用・外部	1000	610	直接摂取 <sup>*6</sup>
Co-60	0.4	埋設処分	操業(埋立作業者外部)	0.1	0.089	埋立作業
Ni-59	600	埋設処分	地下水移行(灌漑蓄産物摂取)	1000	2900	直接摂取
Ni-63	2000	埋設処分	跡地利用(畜産物摂取)	1000	1200	"
Zn-65	1	埋設処分	操業(埋立作業者外部)	1	0.38	埋立作業
Sr-90	1	埋設処分	跡地利用(農作物摂取)	1	1.5	野菜摂取
Nb-94	0.2	埋設処分	跡地利用(居住外部)	0.1	0.14	埋立作業
Tc-99	0.3	埋設処分	跡地利用(農作物摂取)	1	1.4	野菜摂取
I-129	0.7	埋設処分	地下水移行(井戸水飲用)	0.1	0.12	井戸水飲用
Cs-134	0.5	再利用	駐車場(スラグ)	0.1	0.14	埋立作業
Cs-137	1	再利用	跡地利用(居住外部)	1	0.4	"
Ba-133	2	埋設処分	運搬作業外部	- <sup>*2</sup>	- <sup>*2</sup>	- <sup>*2</sup>
Eu-152	0.4	再利用	駐車場(スラグ)	0.1	0.2	埋立作業
Eu-154	0.4	再利用	駐車場(スラグ)	0.1	0.18	"
Pu-239	0.2	再利用	積み下ろし・吸入	0.1	0.077	吸入 <sup>*7</sup>
Am-241	0.2	再利用	積み下ろし・吸入	0.1	0.091	"

(注)\*1 : Fe-55 のクリアランスレベルは表面汚染物の再使用経路が決定経路であり、その単位は Bq/cm<sup>2</sup> である。\*2 : EC は Ca-41 と Ba-133 のクリアランスレベルを算出していない。\*3 : コンクリート片の埋設処分場等の近傍に位置する井戸水の飲用。\*4 : 埋設処分場跡地で栽培した野菜の摂取。\*5 : 埋設処分場等における  $\gamma$  線による作業者の被ばく。  
\*6 : コンクリート片を含む土壤を子供が直接摂取。  
\*7 : コンクリート片の処理作業に従事する作業者のダスト吸入に伴う内部被ばく

Table 6 Comparison of Parameter Values Used by Nuclear Safety Commission and EC to Derive Clearance Levels

シナリオ名	パラメータ名	EC	原子力安全委員会
埋立作業	年間作業時間(時間/年)	1800	1000
農作物摂取	遮へい係数(-)	-	0.4(埋設作業に重機を使用することを想定)
	農作物の年間摂取量(kg/年)	100(野菜)	71(米), 79(米以外の農産物)
	希釈係数(-)	0.1(埋設処分時における他の廃棄物との混合)及び0.03(農産物を栽培する際の耕作に伴う混合希釈)	0.1(解体時の「放射性廃棄物でない廃棄物」と混合)及び0.625(処分場での空隙の充填材との混合)
	土壤-農作物移行係数(Bq/g-wet)/(Bq/g-dry)	Sr-90 : 0.3 Tc-99 : 5	Sr-90 : 0.18(米)及び0.55(米以外の農産物) Tc-99 : 0.63(米)及び210(米以外の農産物)
	経根移行係数(-)	-	0.1
地下水飲用	経口摂取線量係数( $\mu\text{Sv/Bq}$ )	Sr-90: $9.3 \times 10^{-2}$ (IAEA S.S. No.115 の子供 1-2 歳の値) Tc-99 : $4.8 \times 10^{-3}$ (同上)	Sr-90 : $3.6 \times 10^{-2}$ (ICRP Pub.30) Tc-99 : $3.4 \times 10^{-4}$ (同上)
	埋設処分量(トン)	10 万	50 万
	希釈係数	0.2	0.1
	地下水摂取量(%)/年)	500	610
	井戸水の混合割合	-	0.33
	希釈水量(m <sup>3</sup> )	$1 \times 10^4$	$2.19 \times 10^5$
ダスト吸入	経口摂取線量係数( $\mu\text{Sv/Bq}$ )	I-129 : $1.1 \times 10^{-1}$ (IAEA S.S. No.115 の成人の値)	I-129 : $7.4 \times 10^{-2}$ (ICRP Pub.30)
	年間作業時間(時間/年)	1800	1000
	作業者の呼吸率(m <sup>3</sup> /時間)	1.5	1.2
	作業場のダスト濃度(mg/m <sup>3</sup> )	5	0.5
	ダストへの濃縮係数(-)	3	-
	希釈係数(-)	0.1	0.7
	吸入摂取線量係数( $\mu\text{Sv/Bq}$ )	Pu-239 : $3.2 \times 10^{-1}$ (IAEA S.S. No.115 の作業者の値) Am-241 : $2.7 \times 10^{-1}$ (同上)	Pu-239 : $1.2 \times 10^{-2}$ (ICRP Pub.48) Am-241 : $1.2 \times 10^{-2}$ (同上)

## (1) 埋立作業 (Mn-54、Co-60 等)

主として、年間作業時間と遮へい係数のパラメータの相違により、EC の  $10 \mu\text{Sv}/\text{年}$  相当濃度の計算結果は、原子力安全委員会の約 5 分の一となっている。

## (2) 農作物摂取 (Sr-90、Tc-99)

農産物の年間摂取量、希釈係数、土壤-農産物移行係数、経根係数及び経口摂取に係る線量係数の相違により、EC の  $10 \mu\text{Sv}/\text{年}$  相当濃度の計算結果は、Sr-90 及び Tc-99 でそれぞれ、原子力安全委員会の約 2 倍及び 4 倍となっている。

## (3) 地下水飲用 (I-129)

主として、埋設処分場への処分量、希釈係数、飲料水の摂取量、経口摂取に係る線量係数等の相違により、EC の  $10 \mu\text{Sv}/\text{年}$  相当濃度の計算結果は、原子力安全委員会の約 6 分の一となっている。

## (4) ダスト吸入 (Pu-239、Am-241)

主として、年間作業時間、作業者の呼吸率、作業場のダスト濃度、希釈係数、吸入摂取に係る線量係数の相違により、例えば Pu-239 では、EC の  $10 \mu\text{Sv}/\text{年}$  相当濃度の計算結果は、原子力安全委員会の約 3 分の一となっている。

また、原子力安全委員会が考慮していない評価経路として、クリアランスされたコンクリート片を含む土壤を子供が直接経口摂取するという経路がある。本評価経路では、子供（1～2 歳）が年間 100 グラムのコンクリート片を含む土壤（混合比 1:10）を経口摂取するとしており<sup>13)</sup>、Fe-55、Ni-59 及び 63 の決定経路となっている。

これに対して、IAEA の再利用に関するクリアランスレベルの導出<sup>15)</sup>において、身体に付着したダストの経口摂取率についての検討が行われている。その検討結果によれば、このような経口摂取率は年齢に依存するが、成人の作業者の場合であれば、経口摂取率として  $0.01\text{g}/\text{h}$  の値が妥当であると判断されている。また、米国環境保護庁 (EPA) の評価<sup>16)</sup>においては、農作物摂取に伴う土壤の摂取量として 1 日当たり 0.1 グラムの数値が提案されている。

これらの数値と比較してみた場合、EC の評価対象者が幼児であることを考慮したとしても、年

間 100 グラムのコンクリート片を含む土壤を直接経口摂取するという想定はかなり保守的であると判断される。

以上に述べたように、考慮している評価経路、使用しているパラメータの値等に相違はあるものの、原子力安全委員会と EC の提案しているクリアランスレベルはよく一致していると思われる。

## 8.まとめ

EC では、今後の原子力施設のデコミッショニングを見据えて精力的にクリアランスレベルの検討を行ってきた。その結果、原子力施設のデコミッショニングを行う際に必要になると思われる全てのクリアランスレベルの算出が完了している。これらの基準を積極的に利用することにより、原子力施設の解体が容易になるとともに、解体物の有効利用が図られることになると考えられる。

EC が算出したクリアランスレベルは、想定している評価シナリオ、パラメータ等に相違があるものの、原子力安全委員会の算出した値とよく一致しており、最大でも 5 倍程度の差であった。

わが国においては、原子力安全委員会による、原子炉施設に関するクリアランスレベルの検討が完了し、現在は、核燃料物質使用施設に係る検討が行われている。また、引き続き、RI 使用施設や加速器施設に係るクリアランスレベルの検討が行われていくことになっている。これらの検討においては、EC におけるクリアランスレベルの算出方法及び運用の考え方は、参考になると思われる。

## 参考文献

- Commission of the European Communities, Basic Safety Standards for the Health Protection of the General Public and Workers against the Dangers of Ionizing Radiation, Council Directive 96/29/EURATOM, Luxembourg (1996).
- European Commission, Recommended Radiological Protection Criteria for the Recycling of Metals from the Dismantling of Nuclear Installations, Radiation Protection 89, Luxembourg (1998).
- European Commission, Recommended Radio-

- logical Protection Criteria for the Clearance of Buildings and Building Rubble from the Dismantling of Nuclear Installations, Radiation Protection 113, Luxembourg (2000).
- 4) European Commission, Practical Use of the Concepts of Clearance and Exemption Part I Guidance on General Clearance Levels for Practices, Radiation Protection 122, Luxembourg (2000).
- 5) European Commission, Practical Use of the Concepts of Clearance and Exemption Part II Application of the Concepts of Exemption and Clearance to Natural Radiation Sources, Radiation Protection 122, Luxembourg (2000).
- 6) International Atomic Energy Agency, Principles for the Exemption of Radiation Sources and Practices from Regulatory Control, Safety Series No. 89, Vienna (1988).
- 7) 原子力安全委員会 放射性廃棄物安全基準専門部会；主な原子炉施設におけるクリアランスレベルについて (1999).
- 8) 放射線審議会 基本部会；放射性固体廃棄物の浅地中処分における規制除外線量について (1987).
- 9) Commission of the European Communities, CEC Radiological Protection Criteria for Recycling of Materials from the Dismantling of Nuclear Installations, Radiation Protection 43, Luxembourg (1988).
- 10) European Commission, Basis for the Definition of Surface Contamination Clearance Levels for the Recycling or Reuse of Metals Arising from the Dismantling of Nuclear Installations, Radiation Protection 101, Luxembourg (1999).
- 11) European Commission, Methodology and Models Used to Calculate Individual and Collective Doses from the Recycling of Metals from the Dismantling of Nuclear Installations, Radiation Protection 117, Luxembourg (2000).
- 12) European Commission, Principles and Methods for Establishing Concentrations and Quantities (Exemption Values) Below which Reporting is not required in the European Directive, Radiation Protection 65, Luxembourg (1993).
- 13) European Commission, Definition of Clearance Levels for the Release of Radioactively Contaminated Buildings and Building Rubble, Radiation Protection 114, Luxembourg (2000).
- 14) 原子力安全委員会原子力安全基準専門部会；重水炉,高速炉等におけるクリアランスレベルについて (2001).
- 15) International Atomic Energy Agency, Application of Exemption Principles to the Recycle and Reuse of Materials from Nuclear Facilities, Safety Series No. 111-P-1.1, Vienna (1992).
- 16) U.S. Environmental Agency, Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume I. Human Health Evaluation Manual (Part A), EPA/540/1-89/002, Washington, D.C. (1989).

## 実用発電用原子炉廃炉設備確証試験 —廃止措置技術の開発状況について—

小栗 第一郎\* 藤井 悟\*

### *Verification Test on Decommissioning Technology for Commercial Nuclear Power Plants*

Daiichiro OGURI, Satoru FUJII

Decommissioning of commercial nuclear power plants in Japan started in December, 2001 at Tokai Power Station (GCR). NUPEC has been proceeding with the decommissioning verification tests entrusted by METI since fiscal 1982 in compliance with national policy. The objective of the tests is to verify the safety, reliability, and rationality of techniques to reduce personal radiation exposure, to mitigate the influence on the environment, and to execute the decommissioning work efficiently.

NUPEC has carried out seven verification tests, five of which are for cutting and taking off techniques (RPV, biological shield wall, and reactor internals), decontamination techniques before dismantling, decommissioning waste treatment techniques were completed, and the other two are for radioactivity measurement and systematic dismantling techniques.

#### 1. はじめに

(財)原子力発電技術機構では、経済産業省の委託により、昭和57年から廃止措置技術の確証試験を開始し、技術の向上蓄積を行ってきており、商用原子力発電所の廃止措置を安全確実に遂行することはもとより、人的負担の軽減、環境負担の低減などを目指した技術開発を行ってきた。我が国で最初の商業用原子力発電所の廃止措置となる東海発電所で実用化するための技術開発を行い、その後に続く軽水炉に適用するための技術の実用化を図ることにしている。

特に、原子力発電所の廃止措置を国の標準工程に従い進めるために放射性物質を多く含む機器に対する解体前除染技術や原子炉施設解体技術、機器を撤去した後の建屋などに残存する放射性物質

の測定技術、大量の廃棄物を合理的に除染する解体廃棄物処理技術及び廃止措置全体の合理化、円滑化を目指した支援技術について技術開発試験を行っている。また、東海発電所を活用した試験も一部行っている。

現在まで、次の7テーマの確証試験を実施してきている。

- ① 原子炉圧力容器切断技術確証試験
- ② 生体遮へい壁表層はく離技術確証試験
- ③ 炉内構造物切断技術確証試験
- ④ 解体前放射能低減技術確証試験
- ⑤ 原子炉遠隔解体システム技術確証試験
- ⑥ 建屋残存放射能等評価技術確証試験
- ⑦ 解体廃棄物処理システム技術確証試験

現在は「原子炉遠隔解体システム技術確証試験」及び「建屋残存放射能等評価技術確証試験」を

\* (財)原子力発電技術機構 プラント機器部 (NUPEC)

実施中である。試験工程をTable 1に示す。

Table 1 Verification Test Schedule

項目 年度	S57	58	59	60	61	62	63	H1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
原子炉圧力容器 切断技術確証試験																						
生体遮へい壁 表層はく離技術 確証試験																						
炉内構造物 切断技術確証試験																						
解体前放射能 低減技術確証試験																						
原子炉遠隔解体 システム技術 確証試験																						
建屋残存放射能等 評価技術確証試験																						
解体廃棄物処理 システム技術 確証試験																						

## 2. 確証技術の概要

当機構が近年取り組んできた廃止措置技術の開発状況を以下に紹介する。

### 2.1 解体前放射能低減技術

機器・配管を解体する際に作業者が受ける放射線量を低減させ、解体作業の効率化を図るために、運転期間中に設備機器内面に付着した放射化された鉄サビなどの放射性物質を解体作業実施前にできるだけ除去する必要がある。このためには、機器が配管の系統に据え付けられた状態で、内部に除染剤を供給し、機器や配管の内面に付着している放射性クラッドを効率よく分離する除染技術、除染によって発生した放射性クラッドを含む除染廃液を適切に処理する廃液処理技術、除染による放射能低減効果を定量的に把握する測定技術が重要である。これらの各技術の信頼性及び実機への適用性を確認するため、「解体前放射能低減技術確証試験」を実施してきた。Fig.1に解体前除染処理の概念図を示す。

#### 2.1.1 解体前除染技術の確認

系統を循環して除染する場合を想定した希薄除

染剤及び構造などの制約により循環ができず除染温度をさほど高く設定できない場合を想定した濃厚除染剤について、更なる除染効率の向上を図るため、既存の除染剤の改良 (NP/塩酸還元剤系など) を図った。

実構造物模擬高温水ループ試験装置 (Fig.2) で長時間の酸化皮膜を生成させ、改良した除染剤の性能・取扱い性について確認するとともに、複数プラントより採取したホット試験片を用いて除染試験を行い除染性能 (目標 DF100) を確認した。

#### 2.1.2 除染廃液処理技術の確認

除染廃液処理プロセス (中和一沈殿分離一蒸発濃縮) の簡素化と二次廃棄物量の低減化を達成し、実機への適用に備えた技術として確立を図った。また、除染廃液中の六価クロムなどの有害物が処理過程で確実に無害化されることを確認した。さらに、最終処分形態と考えられるセメント固化体の特性が、処分場で受け入れ可能であることも確認した。

#### 2.1.3 除染効果測定技術の確認

除染前に行う除染対象の放射能インベントリ評

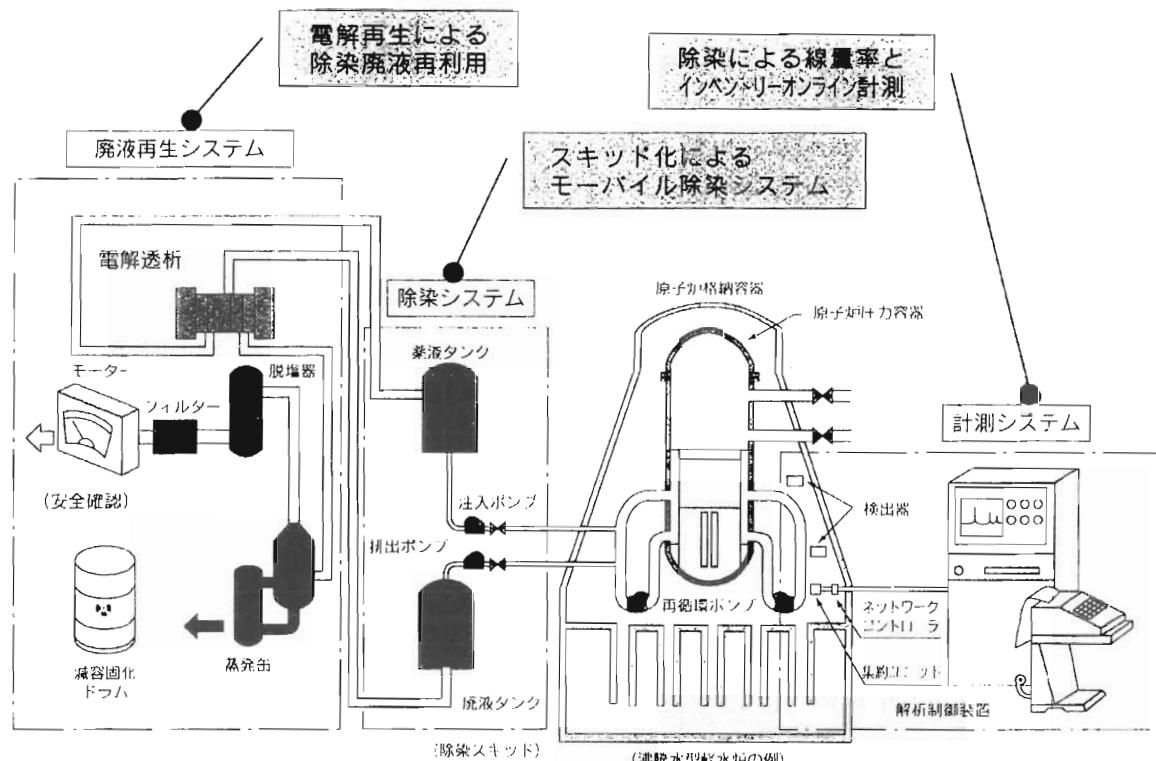


Fig.1 Decontamination System Concept

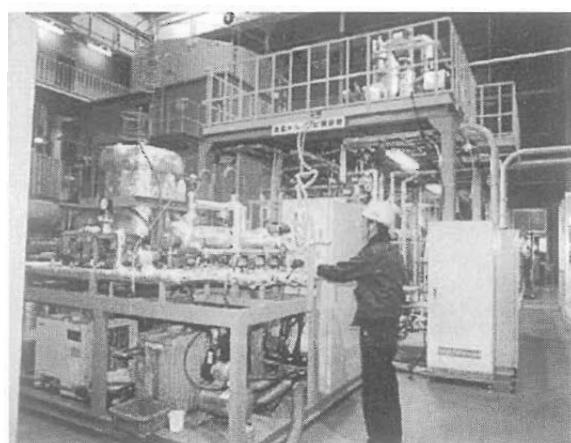


Fig.2 Decontamination Test

価、除染時モニタリング及び除染終了判断、除染効果判定のための除染後測定を効率的に行うために、以下の機能を有する測定システムを開発した。

- ・ 霧囲気線量当量率
- ・ 霧囲気線量当量率トレンド
- ・ 除染液の放射性物質強度
- ・ 機器内面付着放射性物質強度

- ・ 機器表面線量当量率
- ・ 総放射性物質量
- ・ 空間線量当量率分布

従来は、機器表面の雰囲気線量当量率から除染効果を監視していたが、本計測システムにより、配管、機器内部の付着放射性物質濃度及びその付着放射性物質による機器表面線量当量率が除染中に直接評価可能となった。

## 2.2 解体システム技術

原子力発電施設の廃止措置における取扱い対象物は、放射化されたあるいは放射性物質により汚染された機器・設備及び建造物である。したがって、作業者及び施設周辺の人々に対する安全の確保と放射性物質の環境への影響を防ぎ、合理的・効率的な解体を行う必要がある。

当機構では、平成8年度より作業者被ばく及び作業工数の低減と廃棄物発生量の抑制を行うとともに、作業効率の向上を図ることを目的として解体システム技術の開発を行っている。

合理的な廃止措置を行うために必要な解体シス

テム技術を構築する解体技術（把持・切断・モニタリング・遠隔操作）及び回収技術などの各要素技術の統合と実用化を図り、解体システム技術全体について安全性・信頼性・合理性及び実機への適用性を確認するため、「原子炉遠隔解体システム技術確認試験」を実施している。

### 2.2.1 解体技術の確認

解体機能確認試験は、実スケール部分模擬試験体（平成11年度製作）及び解体試験装置（平成12年度製作）を使用して解体装置の特性を把握する解体装置特性把握試験及び実スケール模擬解体物による把持・移送機能確認試験を行った。

解体装置特性把握試験は、解体装置の昇降、屈折、回転機能について動作確認試験を実施し、解体装置各部が問題なく動作し、各機能が満足することを確認した。

把持・移送機能確認試験は、解体装置を初期姿勢から解体物へ一次位置決め（自動）、最終位置決め（手動）する移送機能、把持機による解体物の把持機能、解体物を把持した状態で解体物受渡し

場所へ解体装置を位置決めする移送機能、受渡し場所での解体物の受渡し（開放）機能、解体装置を初期姿勢へ復帰するための移送機能をそれぞれ解体対象物である原子炉圧力容器胴部、炉内構造物について確認し、これまでの評価（15分）より短縮できる見通しを得た（約7～11分）。（Fig.3参照）

### 2.2.2 廃棄物最小化切断技術の確認

解体物発生量を最小化できることは解体システムを構築する上で重要な課題である。そのためには、切断時の二次廃棄物の低減が可能で、合理的な切断技術の開発を目的に、鋼材切断時廃棄物最小化技術の開発試験を行っている。

平成13年度は、高出力YAGレーザー発振器（出力10kW）及びツインビーム（先行ビーム及び後行ビーム）式切断ヘッドを用いてGCR複合材（鋼材+保温材）を切断する切断条件確認試験を実施し、先行ガス、後行ガスともに100%O<sub>2</sub>を用いることで、切断速度、切断カーフ幅などの切断性能の向上及び切断面の品質向上が図れることを確認

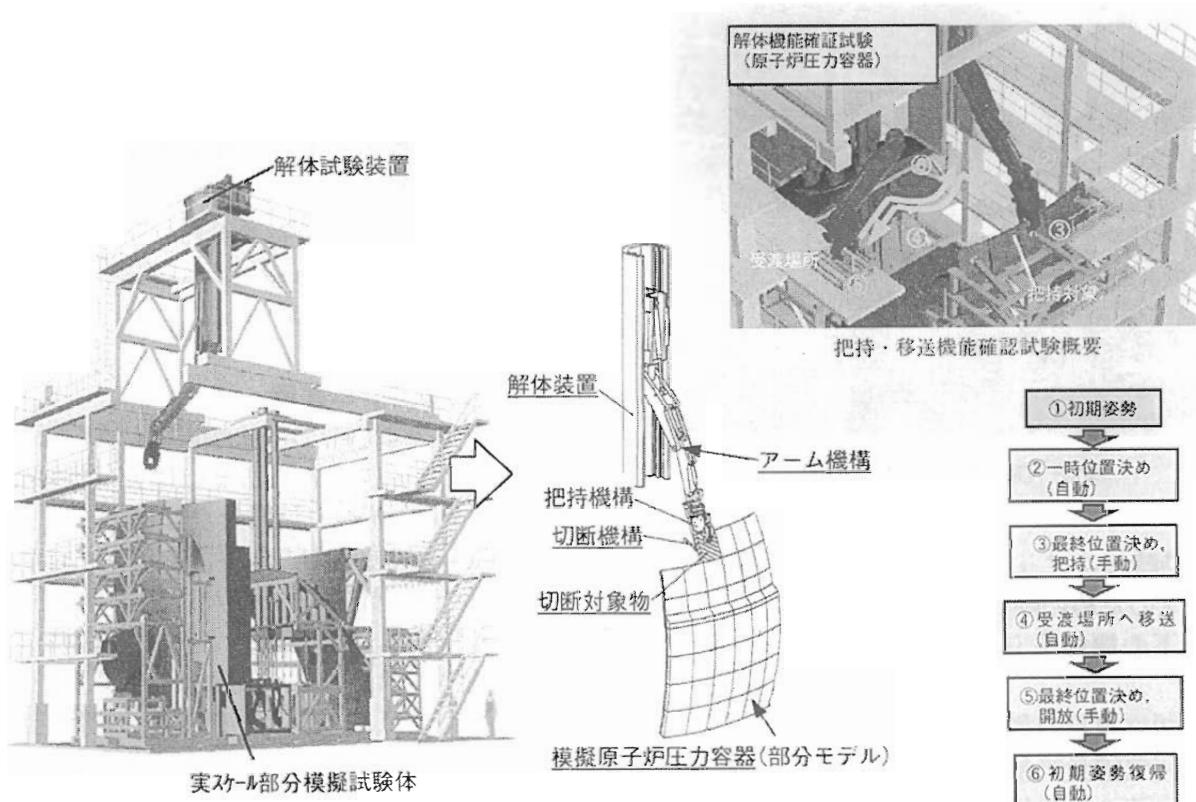


Fig.3 Actual Scale Partial Simulation of GCR Reactor Vessel

した (Fig.4 参照)。

また、複合材ピアッキングの最適条件として、レーザー出力4kW、アシストガス条件100%O<sub>2</sub>×100L/minを確認した。

### 2.2.3 回収技術の確証

解体時に発生する二次生成物は、作業者の安全防護及び周辺環境への影響防止のために、効率良く回収・処理する必要がある。そのために平成13年度は、二次生成物回収技術の確立を目指して、鋼材切断時に発生する切断ドロスのはく離試験を実施し、はく離時の粉じん発生量及びはく離力などのはく離性能を確認した。

また、コンクリート解体時の二次生成物回収バリアについて、バリア性能などの確認試験を行い、切断時におけるバグフィルタの性能が、回収効率99%以上(ろ過速度3.5m/min以下)、逆洗サイクル30秒で2.5時間連続運転が可能であることが確認できた (Fig.5 参照)。

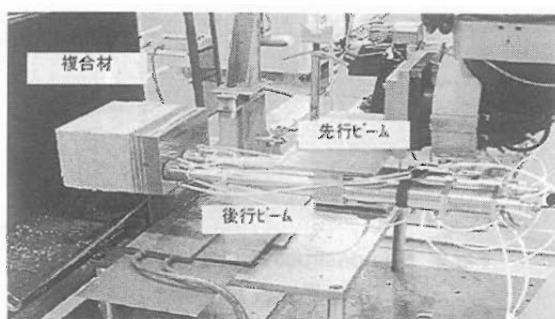


Fig.4 Composite Material Cutting Test

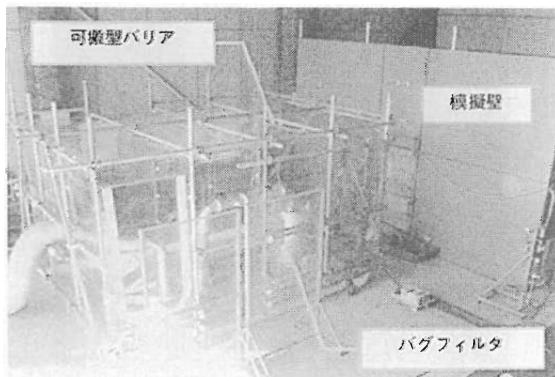


Fig.5 Concrete Cutting Test

### 2.3 放射能測定技術

廃止措置の標準的な解体手順としては、機器・構造物を撤去した後に、汚染を除去し、管理区域を解除してから建屋を解体するという前提に立っている (Fig.6 参照)。

そのためには、建屋解体前の管理区域解除に際して、建屋コンクリートの極めて低いレベルの表面汚染密度などを効率的かつ合理的に測定・評価する技術が必要となる。

建屋及び土壤のような広い領域について、極めて低いレベルの放射線を半自動的に測定し、汚染濃度及び分布を速やかに評価するとともに、原子力安全委員会で検討がされているクリアランスレベル検認のあり方(案)にも有用な情報を提供し得る技術の確証を行うものである。

建屋コンクリート表面の汚染範囲を限定する技術(広域分布測定技術)、建屋コンクリート内部への放射性物質の浸透状況を判定する技術(汚染浸透測定技術)、汚染箇所除去後の建屋コンクリート及び周辺土壤について汚染がないことを最終確認する技術(確認測定技術)について、原子力安全委員会でまとめられたクリアランスレベル案を下回る表面汚染密度相当値などを目標検出性能とし、「建屋残存放射能等評価技術確証試験」を実施している。

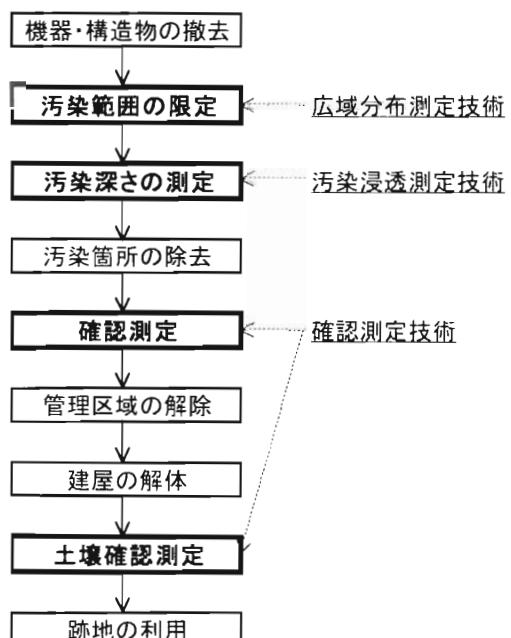


Fig.6 Location of Measuring Technique in Dismantling Procedure

### 2.3.1 広域分布測定技術の確証

汚染範囲を限定するための測定技術としては、密着走査測定方式についてクリアランスレベル検認検討のための代表点測定に係るデータ収集を実施してきている。二層のプラスチックシンチレータを用いた改良型検出器(60cm×60cm薄型プラスチックシンチレータに波長シフトバーと波長シフトプレートを組み込んだ構成とし、10cm×10cm単位のスポット状汚染検出性能及びバックグランド変動補償性能を確保しながら、感度を向上するとともに感度のばらつきを改善)を使って東海発電所の建物を使用した試験(以下、サイト試験)を実施し、クリアランスレベル検認のあり方(案)に基づいて測定作業を行い、検認評価ができるることを確認してきている。また、床面に汚染或いは汚染履歴のある場合でも、高所壁面及び天井面には局所的な汚染はなく、代表点測定が適用できることの確認を進めている。(Fig.7参照)

### 2.3.2 汚染浸透測定技術の確証

汚染の深さ分布を測定する技術については、NaI/プラスチックシンチレーション検出器による非破壊測定方式を中心に性能評価を行った。操作性、空間線量のサイト環境を考慮して台車及び遮へい体を組み合わせた装置(Fig.8参照)によりサイト試験を実施し、塗装剥離前後の測定評価を行い塗装の影響を把握した。これにより、実プラント環境下で適用できる見通しを得た。

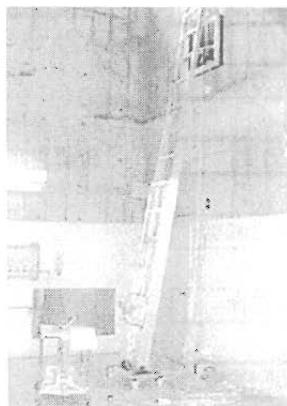


Fig.7 Detector Scanning Method Testing at Tokai Power Station

### 2.3.3 確認測定技術の確証

確認測定技術としては、高効率Ge検出器にコリメータ兼遮へい体を取り付けたコリメータ付Ge検出器を中心に、放射化汚染に対する測定性能評価を行った。クリアランスレベル以下の微小な放射化汚染コンクリートに対してサイト試験を実施し、コアサンプル分析しないでも代表点を選定(最大放射化汚染位置を同定)でき、また、放射化汚染に係る放射性核種濃度を評価できる見通しを得た。あわせて、クリアランスレベル検認のあり方(案)に基づいて、検認評価できることを確認した。(Fig.9参照)

土壤測定用の最終確認測定用としてプラスチックシンチレーション検出器とGe検出器を組み合わせた走査型測定装置については、工場及び東海

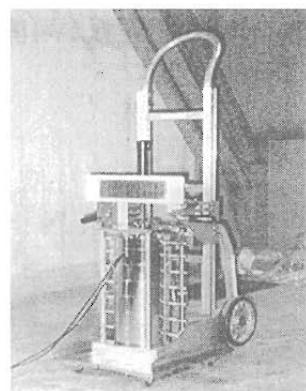


Fig.8 Non-destructive Method Testing at Tokai Power Station

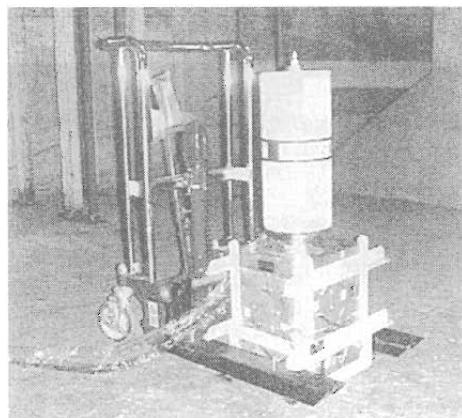


Fig.9 Direct Measurement Method Testing at Tokai Power Station

発電所のグランドに対する野外測定試験を経て、実機適用性を確認している。

## 2.4 解体廃棄物の再利用技術

原子力発電所の解体に伴い発生する廃棄物は、約110万kW級の軽水炉で約50万トンであり、そのほとんどは放射性物質として扱う必要のないものである。これらを廃棄物として処分すると、昨今の産業廃棄物処理場の逼迫を一層加速し、環境への負担が大きいものとなる。このため、解体に伴い発生する金属及びコンクリートを原子力施設用材料として経済的に再利用するために処理が解決の鍵となる。このような背景から、金属再利用技術として、金属廃棄物中の主要な放射性物質であるコバルトなどを鉄から分離する技術及び埋設処分用廃棄体の空隙部分を放射性金属で充てんする製造技術、コンクリート再利用技術として、解体コンクリートを原子力発電所施設の建設材料として再生利用する技術を確証するため、「解体廃棄物処理システム技術確証試験」を実施してきた。

### 2.4.1 金属再利用技術の確証

#### (1) 溶融分離技術

放射性汚染金属は、主要な放射性物質であるコバルトなどが酸化皮膜に存在する。このため、母材と酸化皮膜の融点差を利用して分離する方法について基本的な成立性を確認した。小規模試験の結果、ステンレス鋼ではDF20を達成し、成立見通しを得た。

#### (2) 溶融金属充てん技術

放射性汚染金属を溶融して廃棄体容器の充てん材として利用する技術について、実機の1/2スケールの部分モデルにより試験を行い、ステンレス鋼及びアルミニウムがそれぞれ8%、1%以下であれば、充てんに有害な影響がないことを確認した。

### 2.4.2 コンクリート再利用技術の確証

#### (1) 再生骨材製造技術

解体コンクリートを原子力発電所施設の建設材料として再利用するための技術開発を行っている。機械すりもみ法、全体加熱法及びスク

リュー磨碎法により、平成10年3月に停止した東海発電所のタービン建屋コンクリート及び約30年間使用したコンクリートなどから、目標品質(日本建築学会標準仕様書JASS5又はJASS5N)を満足する高品質再生骨材が高回収率で製造できた。また、この再生骨材を用いた再生骨材コンクリートは、普通骨材コンクリートと同等の性能であることを確認した。

更に、再生骨材を用いたコンクリートで、実大壁モデル試験体、建屋試験体(Fig.10参照)及びマスコンクリート試験体(Fig.11参照)を作製し、施工性、強度発現性、熱特性を確認するとともに、一般環境下における耐久性の追跡調査を行っている。



Fig.10 Building Model

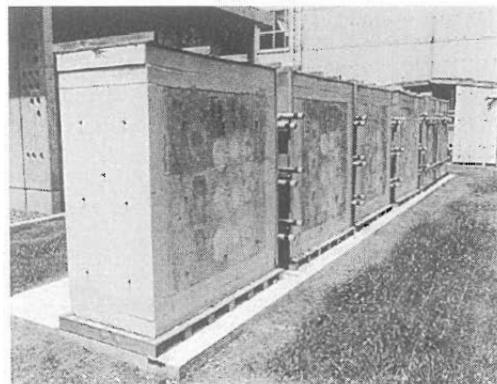


Fig.11 Mass Concrete Model

### 3. おわりに

「実用発電用原子炉廃炉設備確証試験」については平成15年度をもって終了する計画であり、現在これまで確証してきた要素技術を反映し、解体技術の高度化や合理化、それぞれの技術を組み合わせたシステム化の技術の確証段階にきている。

これら技術が、国内初の東海発電所の廃止措置に活用され、また将来の軽水炉に活用できるよう、これまで確証してきた成果の総合的な取りまとめを進めている。

### 参考文献

- 1) 財団法人 原子力発電技術機構、平成11年度 実用発電用原子炉廃炉設備確証試験に関する報告書
- 2) 財団法人 原子力発電技術機構、平成12年度 実用発電用原子炉廃炉設備確証試験に関する報告書
- 3) 財団法人 原子力発電技術機構、平成13年度 実用発電用原子炉廃炉設備確証試験に関する報告書

## 一括撤去工法の大型原子炉への適用性検討 (原子炉圧力容器等の各種撤去工法、輸送及び処分方法)

宮坂 靖彦\* 福村 信男\* 村松 精\* 大塚 久雄\* 渡辺 守成\*\*  
坂詰 義幸\*\* 松尾 浄\*\* 鎌田 博文\*\*\* 伊東 章\*\*\* 石原 哲\*\*\*  
五月女 裕夫\*\*\*\* 片岡 伸一\*\*\*\*\*

### ***Feasibility Studies of One-Piece Removal Method for Large Reactor***

#### ***(Methods of Removal, Transportation and Disposal of Reactor Pressure Vessel with Reactor Internals)***

Yasuhiko MIYASAKA, Nobuo FUKUMURA, Akira MURAMATSU, Hisao OHTSUKA, Morisige WATANABE,  
Yoshiyuki SAKAZUME, Kiyoshi MATSUO, Hirofumi KAMATA, Akira Ito, Satoshi ISHIHARA,  
Yasuo SOUTOME and Shinichi KATAOKA

This report describes one-piece reactor removal feasibility study of the large BWR or PWR type reactor which has 40 years operation, followed by 3 or 10 years cooling time before actual removal /transport work with or without 40 years storage in the site. The scope of the study for the future decommissioning planning includes:

- Developing alternates for prompt or deferred removal of Reactor Pressure Vessel (RPV) intact with reactor internals, biological shield and RPV intact with reactor internals etc..
- Estimation of schedule duration, workload and personal radiation exposure for several one-piece reactor removal methods.
- Transport methods from reactor site to repository by transporter and barge.
- Tunnel disposal concepts for RPV package at 50m deep underground access route by inclined shaft or vertical shaft
- Cost estimation for removal methods of RPV intact with reactor internals, transportation and tunnel disposal for RPV package.

Those alternate methods are highly effective at reducing waste disposal volume, cost and radiation exposure as compared to conventional methods of both RPV and reactor internals segmentation methods.

本報告は、電源開発促進対策特別会計法に基づく旧科学技術庁（現文部科学省）からの委託研究「原子炉解体高度化技術開発」の成果の一部である。

\*(財)原子力研究バックエンド推進センター：(RANDEC)

\*\* 清水建設(株) (Shimizu Corporation)、\*\*\* 大成建設(株) (Taisei Corporation)、\*\*\*\* (株)日立製作所 (Hitachi,Ltd)、

\*\*\*\*\* 三菱重工(株) (Mitsubishi Heavy Industries, Ltd.)

## 1. まえがき

原子炉の廃止措置に関して、わが国では、使命を終えた原子力施設をできるだけ早い時期に解体撤去し、跡地を有効利用することを國の基本方針としている。また、解体廃棄物の合理的な処理処分並びにコストの低減が、廃止措置の最も重要な課題と考えられている<sup>1)</sup>。

その課題解決の一つに、放射能レベルの比較的高い低レベル廃棄物（以下「高 $\beta$   $\gamma$ 廃棄物」と略する）の多い炉内構造物及び原子炉圧力容器をいかに合理的に解体撤去、処分を行うかである。炉内構造物及び原子炉圧力容器は、一般の機器と比べ放射能濃度が比較的高く、厚肉の鋼構造物であるため解体が容易でない。これらの構造物を細かく切断すると、二次廃棄物を伴う廃棄物を多く発生する。

一方、原子炉圧力容器を廃棄物容器に活用し、原子炉圧力容器に炉内構造物を入れたままその容器の周りに遮へい体を取付けて一体化し、1個の廃棄体として撤去すると、コスト低減等が期待できる。

本検討では、撤去から埋設処分までのシナリオを考え、各種の撤去工法、工期、工数、被ばく、安全性、経済性について検討評価した。また構内保管、構内及び構外輸送方法、処分概念についても検討評価した。

最近の大型構造物の施工実績から、一括撤去工法は技術的に可能である。炉内構造物を含む原子炉圧力容器の一括撤去工法は、放射能の高い部分の細断工事がないため、作業者の被ばくも少なく即時撤去に有効である。またサイト内保管シナリオも輸送、処分時の重量軽減、処分時期の自由度などから一つの有力なオプションとなり得る。

本報では、大型軽水炉（110万kWe級）を対象とした各種一括撤去工法、また撤去から処分までを総合的に検討した結果を報告する。

## 2. 一括撤去工法の調査

本研究では、次に述べる諸外国の一括撤去工法を参考に検討前提条件、シナリオ、撤去から処分までを検討した。

研究用原子炉である旧JRR-3炉体（2,200t）の一

括撤去は、世界で最初であり、1986年に行われた<sup>2)</sup>。その後、発電炉として、米国DOEがシッピングポート炉（7.2万kWe）で、1989年、原子炉圧力容器の周りに遮へい体を取り付け、その圧力容器と炉内構造物を一体化（約820t）し、処分場に輸送、処分する実地試験が行われ、この経験から大型炉への適用可能性が示唆されていた<sup>3)</sup>。

トロージャン原子炉（PWR:110万kWe級）では、このシッピングポート炉の経験を参考に原子炉圧力容器パッケージの一括撤去、輸送・処分が1998年10月30日NRCの認可をうけ、1998年11月から1999年末までに行われた。原子炉圧力容器パッケージ（約950t）は、陸送に特殊トランスポータ、コロンビヤ河の輸送にバージを用いハンフォード処分場へ輸送、処分された。

このプロジェクトに対し2000年、世界プロジェクト管理協会から、プロジェクト管理賞が与えられた。これは、既存の技術を用い、被ばく量が低く、低コスト、廃棄物量も少ない点が評価されたものである。この結果は、細かく解体する方法に比べコストが約15Mドル節約、作業前評価の26Mドルに対し、実績は22Mドル（約26億円）であった。その内訳は、準備・撤去作業36%、輸送16%、埋設8%、及び社内作業、許認可、安全解析、エンジニアリング手続きなどのプロジェクト管理40%である。特に、処分費が安いのは、地下10mのピット処分が認められたことによる。作業者の被ばく量も50%低減できると評価され、その実績は670人・mSvであった。<sup>4), 5), 6)</sup>

また、米国のコネチカットヤンキー、メインヤンキー、ビック・ロック・ポイントの3基では、処分場の要求から高 $\beta$   $\gamma$ 廃棄物（GTCC：廃棄物処分基準クラスC以上）を除く条件で原子炉圧力容器の一括撤去を2002年から2003年の間に行う計画が進められている。これは、1996年から1997年にかけヤンキーロードで実施した方法を参考にしている。<sup>7)</sup>

このように米国で一括撤去工法が多く採用されるようになったのは、シッピングポート炉の経験がベースにあり、被ばく低減、コスト低減等に大きく寄与できることにある<sup>4)</sup>。

この他、一括撤去工法は、フィンランドのVVER型原子炉<sup>8)</sup>、カナダのCANDU炉<sup>9)</sup>でも将来の有

力工法として研究評価されている。

なお、諸外国の発電炉の一括撤去工法を比較してTable 1に示す。

### 3. 本検討の対象施設、工法及びシナリオの概要

#### 3.1 検討対象施設の選定

本検討では、NUREGデータを参考<sup>10), 11), 12), 13)</sup>に大型原子炉として、40年運転した110万kWe級の沸騰水型(BWR)及び加圧水型(PWR)を選定した。このBWRの圧力容器は炭素鋼で肉厚が170mm、高さ約22m(上蓋を含む)、外径約6.7mで重量は約750tである。またPWRは肉厚220mm、高さ約13m(上蓋を含む)、外径約5mで重量は約400tである。炉停止直後の放射化された機器中に存在する放射能量は、約 $2 \times 10^{17}$ Bqである。解体作業の被ばくに寄与する主核種は、90年後までは

$^{60}\text{Co}$ で、それ以降は $^{94}\text{Nb}$ となる。最大放射能量を有する炉内構造物からの放射線量当量率は、炉停止直後で約 $10^3\text{Sv/h}$ である。従って、解体のためには利用しうる技術、安全性及び費用等を考慮した最適な撤去工法を選択する必要がある。撤去を10年間引き延ばすと、原子炉圧力容器周りの放射線量当量率は、約30%となり、40年後では約1%以下である。

#### 3.2 撤去から処分までのシナリオ選択

原子炉圧力容器の一括撤去時期は、我が国の廃止措置での標準工程<sup>1)</sup>を5~10年間の安全貯蔵後の解体撤去としていることから炉停止10年後、また即時解体撤去にも適用できることを考慮して炉停止3年後を選定した。このことをベースに撤去から埋設処分までの全体シナリオとして次の3

Table 1 Summary of One-Piece Reactor Removal Methods (Experiment, Planning\* and Study)

施設	範囲	重量(t)	輸送方法	処分場	処分方法	被ばく量(人・Sv)	コスト(Mドル)
シッピングポート	RI, RPV/NST	820	トランспорタ、バージ(13440km)	ハンフォード	浅地中	0.18 (1.52)	10.3 (91.3)
トロージャン	RI+RPV	950	トランспорタ、バージ(432km)	ハンフォード	浅地中 (地下10m)	0.67 (5.33)	22 (250)
ヤンキー・ロー	RPV	365	トランспорタ、列車	バーンウェル	浅地中	(7.44)	(220)
メイン・ヤンキー*	RI(GTCC) 除<RPV	917 (注4)	トランспорタ、バージ	バーンウェル	浅地中	—	—
コネチック・ヤンキー*	RI(GTCC) 除<RPV	—	—	バーンウェル	浅地中	—	—
ピックロック・ポイント*	RI(GTCC) 除<RPV	300 (注5)	トランспорタ、列車	バーンウェル	浅地中	—	—
ロビーサ	RPV	—	トランспорタ、	ロビーサ	地下110m	1.33(4.6)	(560FIM)
CANDU炉	炉本体	2,100	—	サイト内	地下ピット	—	—

RI: 炉内構造物、RPV:原子炉圧力容器、NST:中性子遮へい、GTCC:米国処分基準(クラスC以上の廃棄物)

注1:被ばく量及びコストの( )は解体撤去プロジェクト全体評価値、注2:計画準備中、注3:ロビーサ及びCANDU炉将来のための研究結果、注4:RPV340t, RIの2/3(127t)、断熱材3t、コンクリート204t、コンテナー243t、輸送クラス分類LSAIII、処分クラスC(約4.9万Ci<sup>20)</sup>)、注5:炉心部の遮へい7インチ、それ以外3インチ、軽量コンクリート充てんを含む<sup>21)</sup>。

ケースを抽出した。即ち①炉停止10年後に一括撤去し、速やかに処分施設に輸送し、埋設処分する場合、②炉停止10年後に一括撤去し、炉停止40年後までサイト内に保管後に埋設処分する場合、及び③炉停止3年後に撤去し、炉停止40年後までサイト内に保管後に埋設処分する場合である。

### 3.3 一括撤去工法の選定

具体的な一括撤去工法は、放射能インベントリ、対象物重量、遮へい、撤去手順など考慮して比較検討し、その中から工法上実現性の高い工法を選定した。検討した各種工法案の概略をTable 2に示す。

第1にシッピングポート及びトロージャン原子炉容器パッケージ撤去処分計画を参考に、炉内構造物を含む原子炉圧力容器一括撤去工法を選択した(B-1,P-1)。これにBWRでは代替案として、総重量が大きくなりすぎるため放射能レベルの低い上部約5mを事前に切り離した減容一括工法を加えた(B-2)。また、第2にPWR型原子炉の遮へい体が原子炉容器と密着していることから、遮へい体と圧力容器(炉内構造物を含む)を一体で撤去する工法を選択した(P-2)。第3にコネチカット・ヤンキー炉のように高 $\beta$  $\gamma$ 廃棄物(GTCC:米国処分基準クラスC以上)を除く条件で原子炉圧力容器の一括撤去工法を選択した(B-3、P-3)。

## 4. 一括撤去工法の詳細

### 4.1 BWRの一括撤去工法

B-1案は、原子炉圧力容器の外側に鉄板を取付け、遮へいし、撤去する方法である。原子炉圧力容器の上蓋を撤去するとともに、CRDハウジング等を原子炉圧力容器下部位置で切断することにより、搬出重量並びに搬出高さの低減を図った(Fig.1)。この工法は、総重量約1,400tの圧力容器パッケージをジャッキ等により垂直・水平移動、搬出する。その撤去手順は、Fig.2に示すように①圧力容器接続配管の切離し、密閉、②軽量モルタルの内部充てん、③仮遮へい、④ $\gamma$ シールドの撤去、⑤圧力容器外周部への鉄板遮へい取付け、⑥格納容器側壁部に設けた開口部よりジャッキにより搬出し、保管庫又は処分場に移送する。

B-2案は、B-1案をさらに減容して蒸気乾燥器、

Table 2 Feasibility Study Case of One-Piece Reactor Removal Methods

炉型	案	対象物	総重量(t)	撤去工法
BWR	B-1	RI+RPV	1,400	ジャッキ等により垂直・水平移動、搬出
	B-2	上部先行撤去、RI+RPV	1,200	大型クレーンにより吊り出す
	B-3	RI(高 $\beta$ $\gamma$ 除く)+RPV	1,300	ジャッキ等により垂直・水平移動、搬出
PWR	P-1	RI+RPV	880	ジャッキ等により垂直・水平移動、搬出
	P-2	生体遮へい付(RI+RPV)	1,640	ジャッキ等で搬去、搬出
	P-3	RI(高 $\beta$ $\gamma$ 除く)+RPV	800	ジャッキ等により垂直・水平移動、搬出

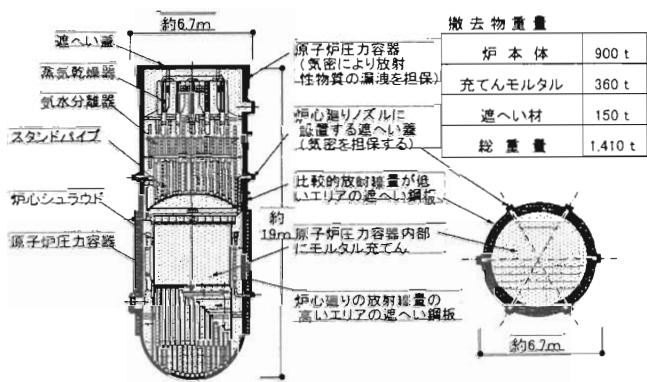


Fig.1 RPV Package Concept with Steel Cover Plate (B-1)

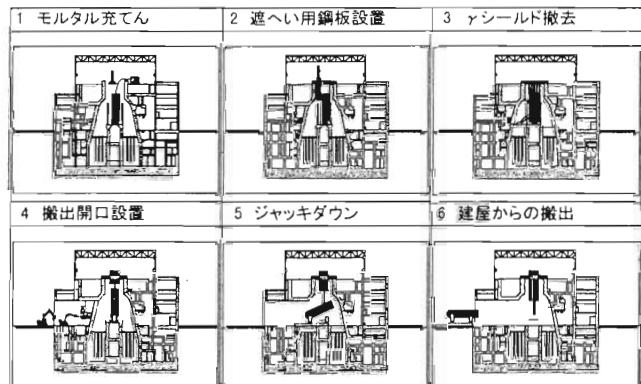


Fig.2 One-Piece Reactor Removal Method through Containment, R. Building Wall by Lifting & Transfer Device (B-1)

気水分離器の一部または全てを撤去し、原子炉圧力容器下鏡から高さ約14mで圧力容器を切断した減容型工法である。この案では、総重量約1,200tの圧力容器パッケージを大型クレーンにより、建屋天井から吊り出す一括撤去工法である(Fig.3)。B-2案は、鉄板遮へいの代わりにコンクリート遮へいを原子炉圧力容器外周部に取り付ける案である(Fig.4)。

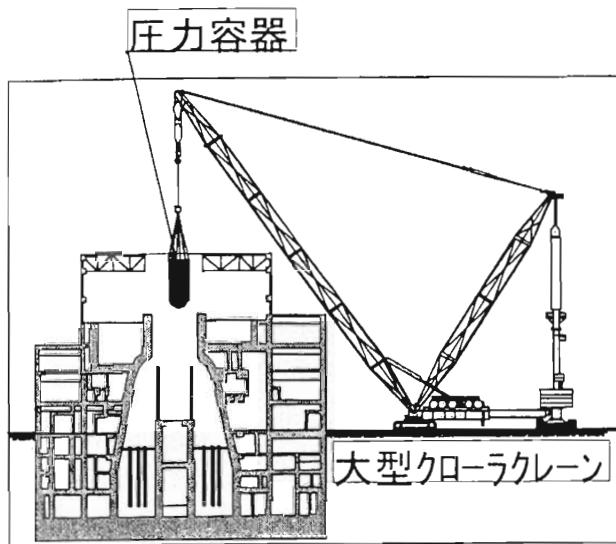


Fig.3 One-Piece Reactor Removal Method through Roof by Large Crane (B-2)

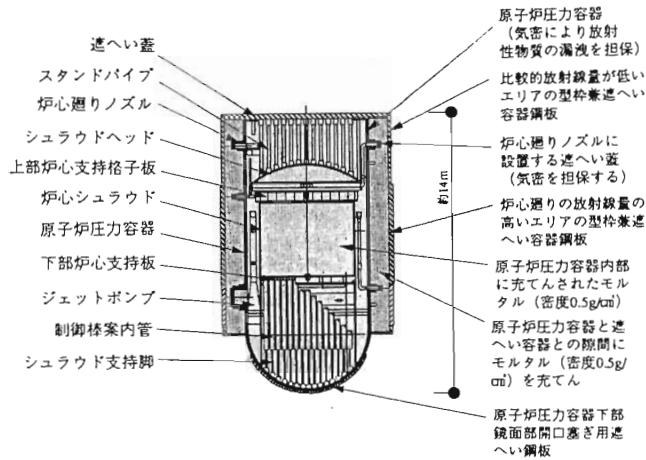


Fig.4 Reduced RPV Package Concept with Concrete Shield (B-2')

B-3案は、炉内構造物のうち高 $\beta$   $\gamma$ 廃棄物を事前に撤去し、後はB-1案と同様に撤去する工法である。

#### 4.2 PWRの一括撤去工法

P-1案は、炉内構造物を含む圧力容器を油圧ジャッキにより一括撤去する工法である(Fig.5)。その撤去手順は、Fig.6に示すように原子炉圧力容器全体を完全に遮へいできる鉄製のカプセル遮へい容器に取り込んでから、ジャッキ等により垂直・水平移動、搬出する。P-1'案は、遮へい容器の鉄板にコンクリート遮へいを追加したものである。

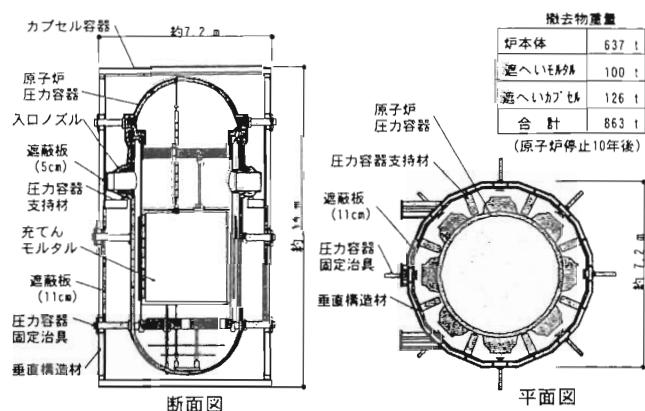


Fig.5 RPV Package Concept with Steel Shielding Capsule (P-1)

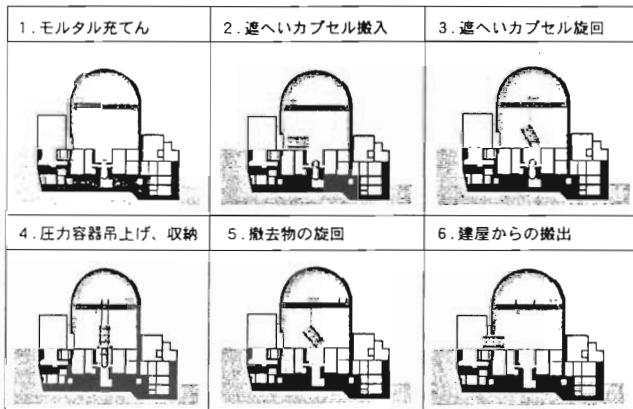


Fig.6 One-Piece Reactor Removal Method through R. Building Wall by Lifting & Transfer Device (P-1)

P-2案は、生体遮へいを遮へいとして利用し、圧力容器と生体遮へい体を一体で撤去する(Fig.7)。この際、放射能濃度を考慮し、建屋とも縁切りしやすい部位で生体遮へい壁を切断する。その圧力容器は、放射能減衰後に、生体遮へいと切り離して、処分する。

P-3案は、炉内構造物のうち高 $\beta$   $\gamma$ 廃棄物を事前に撤去し、後はP-1案と同様に撤去する工法である。

#### 5. 一括撤去作業の評価

##### 5.1 評価方法

放射化量は、30EFPY運転(75%出力で40年)としてANISN-ORIGENコードで評価された文献NUREGの評価結果を使用した。炉停止直後の放射能量は、BWRの圧力容器内全体で約2.4×

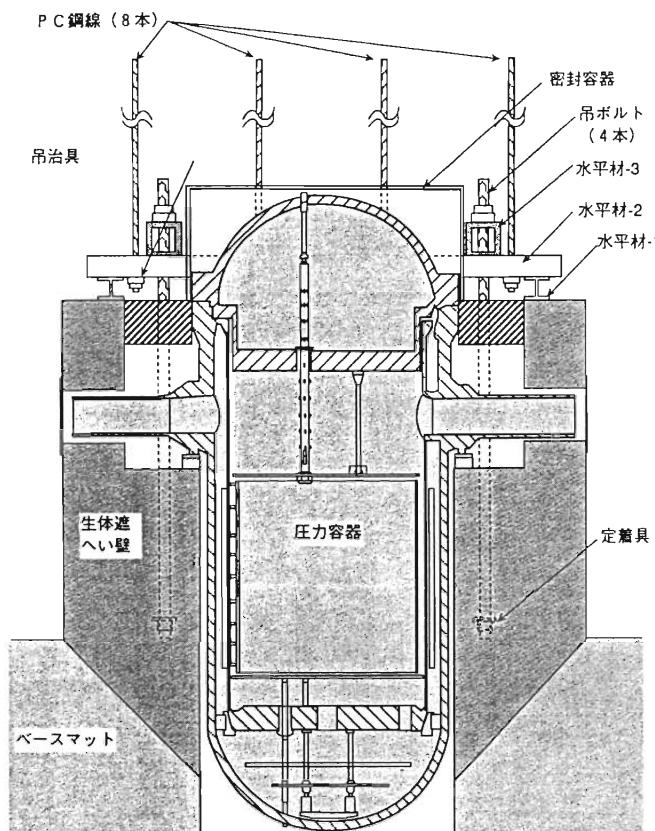


Fig.7 Removal Method of RPV with Reactor Biological Shield (P-2)

$10^{17}$ Bq、コンクリート生体遮へいで $6.1 \times 10^{12}$ Bq、またPWRではそれぞれ $1.8 \times 10^{17}$ Bq、 $4.4 \times 10^{13}$ Bqとなる。この結果を用い、停止後3年、10年及び40年の放射能量を求め、QAD-CGGP2コードにより空間線量当量率を算出した。遮へい評価については、国内輸送基準から圧力容器表面から1m点で $100 \mu\text{Sv}/\text{h}$ を満足する原子炉圧力容器周りの遮へい体厚を求め、一括撤去する場合の工期、工数、被ばく量について検討した。

## 5.2 遮へい計算

### 1) 原子炉圧力容器内へのコンクリート・モルタル充てん遮へい効果

一括撤去から処分までの安全性を考慮すると、コンクリート・モルタル充てんすることが遮へい及び廃棄体パッケージ化の安定性に有効である。そのため原子炉圧力容器外周部に必要な遮へい厚さを国内輸送基準に基づき求めた。炉心中心線上の

位置での遮へい必要厚さ及び線量当量率は、原子炉圧力容器内部のモルタル充てん密度をパラメータに計算した。その結果をTable 3及びTable 4に示す。

炉停止10年後のBWRの場合、中空状態で鉄遮へい厚さ17cm必要であり、原子炉圧力容器外表面の線量当量率は、シュラウドによる寄与が94mSv/h(98%)となり、原子炉圧力容器の寄与は1.3mSv/hと小さい。これに対して、PWRの場合の鉄遮へい必要厚さは、BWRに比べ原子炉圧力容器が約5cm厚い分だけ自己遮へい効果あり、中空状態で10cmである。そのRPV外表面の線量当量率は、バッフル等による寄与が6mSv/h(80%)となり、原子炉圧力容器の寄与は1.3mSv/hと小さい。

原子炉圧力容器内部に充てんするモルタル密度を高くするほど、炉内構造物の放射線は押さえられ、その遮へい効果により、密度 $2.0\text{g}/\text{cm}^3$ では、原子炉圧力容器からの寄与がほとんどである。

原子炉圧力容器の上部及び下部は線源強度と距離の関係で密度が低くても遮へいに十分であることから、遮へい効果と重量の軽減とのバランス及び充てん技術を考慮して密度 $0.5\sim 0.7\text{g}/\text{cm}^3$ の軽量コンクリート・モルタルを選択した。

Table 3 Steel Shield Thickness and Dose Rate on RPV Surface for Density of Grouting Concrete into RPV at 10 Years of Decay (BWR)

	遮へい厚 (cm)	線量当量率(mSv/h)		
		外表面	RPV	シュラウド
原子炉圧力容器内 中空	17	96	1.3	94
原子炉圧力容器内 モルタル( $0.5\text{g}/\text{cm}^3$ )	12	18	1.3	16
原子炉圧力容器内 モルタル( $1.0\text{g}/\text{cm}^3$ )	9	4.6	1.3	3.1
原子炉圧力容器内 モルタル( $2.0\text{g}/\text{cm}^3$ )	6	1.5	1.3	0.1

Table 4 Steel Shield Thickness and Dose Rate on RPV Surface for Density of Grouting Concrete into RPV at 10 Years of Decay (PWR)

	遮へい厚 (cm)	線量当量率(mSv/h)		
		外表面	RPV	炉内構造物
原子炉圧力容器内 中空	10	7.3	1.3	6.0
原子炉圧力容器内 モルタル( $0.5\text{g}/\text{cm}^3$ )	8	3.5	1.3	2.1
原子炉圧力容器内 モルタル( $1.0\text{g}/\text{cm}^3$ )	7	2.3	1.3	0.96
原子炉圧力容器内 モルタル( $2.0\text{g}/\text{cm}^3$ )	6	1.6	1.3	0.27

## 2) 各案に対する遮へい評価

国内輸送基準に基づく原子炉圧力容器中央部の鉄遮へい必要厚さを、炉停止後の評価時期をパラメータにTable 5及びTable 6に示す。ここでは、充てんモルタル密度は、重量評価で $0.7\text{ g/cm}^3$ としているが、遮へい評価では安全裕度を見込んで、 $0.5\text{ g/cm}^3$ とした。なお、トロージャン炉では、遮へい効果と重量軽減の兼ね合いから $0.7\sim 1.0\text{ g/cm}^3$ を選択している。

遮へい必要厚さは、経年とともに放射能減衰により減少する。炉停止40年後にはPWRでは各案共に遮へい材が不要となる。BWRのB-1、B-2案では中央部のみ約3cm必要である。長期保管の場合、重量軽減のため遮へいを取り除き輸送・処分できることを示す。

Table 5 Estimation of Steel Shield Thickness at 3,10 and 40 Years of Decay (BWR)

工事時期	内部条件	遮へい厚さ <sup>*1</sup> (cm)			
		B-1案	B-2案	B-2'案	B-3案 <sup>*3</sup>
炉停止 3年後	中空	19	19	— <sup>*5</sup>	9
	充てん <sup>*2</sup>	14	14	10+(50) <sup>*4</sup>	9
炉停止 10年後	中空	17	17	— <sup>*5</sup>	7
	充てん <sup>*2</sup>	12	13	8+(50) <sup>*4</sup>	6
炉停止 40年後	中空	7	7	— <sup>*5</sup> —	— <sup>*5</sup>
	充てん <sup>*2</sup>	3	3	— <sup>*5</sup> —	— <sup>*5</sup>

\*1: 各遮へい材の厚さは鉄厚の最大値 \*2: 充てんモルタルの密度は $0.5\text{ g/cm}^3$ 。

\*3: GTCC 部を除く。\*4: 密度 $0.5\text{ g/cm}^3$ のコンクリートの厚さ。

\*5: —は検討対象外を示す。

Table 6 Estimation of Steel Shield Thickness at 3,10 and 40 Years of Decay (PWR)

工事時期	内部条件	遮へい厚さ <sup>*1</sup> (cm)			
		P-1案	P-2案	P-1'案 <sup>*4</sup>	P-3案 <sup>*3</sup>
炉停止 3年後	中空	12	2	—	8
	充てん <sup>*2</sup>	11	2	不要 <sup>*4</sup>	8
炉停止 10年後	中空	10	1	— <sup>*5</sup>	6
	充てん <sup>*2</sup>	8	1	不要 <sup>*4</sup>	6
炉停止 40年後	中空	不要	不要	— <sup>*5</sup>	— <sup>*5</sup>
	充てん <sup>*2</sup>	不要	不要	— <sup>*5</sup>	— <sup>*5</sup>

\*1: 各遮へい材の厚さは鉄厚最大値。\*2: 充てんモルタル密度は $0.5\text{ g/cm}^3$ 。

\*3: GTCC を除く。

\*4: C案の「不要」はコンクリートの遮へい効果により鉄遮へいが不要。

\*5: —は検討対象外。

## 5.3 重量評価

撤去総重量は、撤去物にコンクリート・モルタル充てん量、及び遮へい評価を原子炉圧力容器の半径方向(上、中、下)、軸方向について遮へい必要厚さを求め、遮へい材を加えた。その結果をTable 7及びTable 8に示す。

B-1案では、炉停止3年後で対象物重量約900tに内部モルタル360tと鉄遮へい210tを加えると総重量約1,470tである。

減容処置を行うB-2案及びB-2'案は、原子炉停止3年後で重量がほぼ同じで約1,200tとなり、大型クレーンによる原子炉建屋からの搬出は可能であると考える。また、B-2'案で長期保管した場合、不要な遮へいを取り外すと約990tである。

P-1案では、炉停止3年後で対象物重量約640tに内部モルタル100tと鉄遮へい容器重量190tを加えると総重量約930tである。また、サイト内で長期

Table 7 Estimation of RPV Package Gross Weight at 3,10 and 40 Years of Decay (BWR)

評価対象	重量(t)				
	B-1案	B-2案	B-2'案	B-3案 <sup>*3</sup>	
一括撤去対象物	898	690	690	855	
充てんモルタル <sup>*1</sup>	361	256	256+(55) <sup>*2</sup>	365	
撤去	炉停止 3年後	1,471	1,176	1,204	1,349
	炉停止 10年後	1,412	1,150	1,161	1,304
物	炉停止 40年後	1,298	989	1,026	1,227

\*1: 密度 $0.7\text{ g/cm}^3$  \*2: 遮へいコンクリート密度 $0.7\text{ g/cm}^3$

\*3: GTCC 廃棄物を除く。

Table 8 Estimation of RPV Package Gross Weight at 3,10 and 40 Years of Decay (PWR)

評価対象	重量(t)				
	P-1案	P-2案	P-1'案	P-3案 <sup>*4</sup>	
一括撤去対象物	637	637	637	573	
充てんモルタル <sup>*1</sup>	100	100	100+(240) <sup>*3</sup>	110	
生体遮へい	— <sup>*2</sup>	888	— <sup>*2</sup>	— <sup>*2</sup>	
撤去	炉停止 3年後	927	1,639	1,046	835
	炉停止 10年後	883	1,633	1,046	803
物	炉停止 40年後	737	737	— <sup>*2</sup>	— <sup>*2</sup>

\*1: 密度 $0.7\text{ g/cm}^3$  \*2: —は検討対象外。

\*3: 遮へいコンクリート: 密度 $0.7\text{ g/cm}^3$  \*4: GTCC 廃棄物を除く。

保管すると遮へいが不用となり、約740tとなる。P-2案は、炉停止3年または10年後で生体遮へいを含め約1600tとなるが、炉停止40年後の時点では遮へいが不要となり、生体遮へいから分離し、740tの原子炉圧力容器パッケージとして処分ができる。

#### 5.4 工期、工数の検討および被ばく評価

評価については、国内評価例を参考に、監督者、指導者を各1名専任させ、作業人工は、一般作業時間6.5h/日、管理区域内作業時間5h/日等の条件とした。また、評価式はJPDR解体実績データを参考にした<sup>14)</sup>。各工法は、圧力容器の接続配管が切断撤去され、密閉処理された後から保管施設等への搬出までの作業として、工期、工数および被ばく評価をした。その概略は、工期250～480日、撤去作業被ばく線量当量は炉停止3年後0.6～2人・Svであり、また、炉停止10年後では、半分以下に減少する。詳細結果をTable 9及びTable 10に示す。

##### 1) BWRの場合

B-1案およびB-3案での $\gamma$ シールドの撤去作業分4,800人日を除くと、何れの場合も同程度の人工数と評価された。工期については、B-1案およびB-3案では $\gamma$ シールドの撤去作業が全体の60%を占め、B-2案およびB-2'案では、密閉処置および減容作業が60%を占め、何れの案も450日前後であり、各工法による顕著な差はない。被ばく線量当量は、炉停止10年後に作業を行う場合にB-1案で960人・mSv、B-2案で660人・mSvであり、放射能減衰効果により炉停止3年後に作業を行う場合より約40%少ない。しかし、炉停止3年後の作業でも被ばく線量当量がそれほど多くないで、何れの工法でも作業が可能な範囲である。

##### 2) PWRの場合

作業人工は、P-1案、P-1'案、P-3案とも約3,600人日、工期は約270日となっている。P-2案は一括撤去範囲や作業内容がP-1、P-3案と異なり、生体遮へいの撤去を含むため、先行工事に約2ヶ月、1,040人日を要する分だけ多く、その分工期も長く約330日と試算した。P-1案との比較では工期、工数共に約1.4倍となっている。また、一括撤去対象物の重量がP-1、P-1'案に比べてP-2案は1.5

Table 9 Estimation of Schedule Duration (Days), Workload (Person・Day) and Exposure (Person・mSv) for One-Piece Reactor Removal Methods (BWR)

評価項目	B-1案 <sup>11)</sup>	B-2案	B-2'案	B-3案 <sup>12)</sup>
作業人工（人日）	12,590	9,500	9,480	12,450
工期（日）	440	480	470	430
被ばく線量当量 (人・mSv)	炉停止3年後 (A) (1,120)	890	860	1,830 (1,020)
	炉停止10年後 (B) (680)	960	660	900 (620)
割合	B/A (0.6)	0.5	0.74	0.74 (0.34)

\*1：( )内の数値は、 $\gamma$ シールドの撤去作業を除いた値。

\*2：B-3案は、炉内構造物のうち高 $\beta$   $\gamma$ 廃棄物の事前撤去に係る工期、工数及び被ばく線量当量を含まない。

Table 10 Estimation of Schedule Duration (Days), Workload (Person・Day) and Exposure (Person・mSv) for One-Piece Reactor Removal Methods (PWR)

評価項目	P-1案	P-2案	P-1'案	P-3案 <sup>13)</sup>
作業人工（放射線下）（人日）	3,606	4,960	3,666	3,606
工期（日）	265	328	275	265
被ばく線量当量 (人・mSv)	炉停止3年後(A)	580	595	603
	炉停止10年後(B)	271	310	284
割合	B/A	0.47	0.52	0.47

\*1：P-3案は、炉内構造物のうち高 $\beta$   $\gamma$ 廃棄物の事前撤去に係る工期、工数及び被ばく線量当量を含まない。

倍以上と大きく、この点も準備作業の工数等に影響があると考えられる。被ばく線量当量は、炉停止3年後に作業する場合、P-1案、P-2案、P-1'案が同程度の約600人・mSvであり、10年後では約半分の約300人・mSvに減少する。

P-3案では、炉内構造物のうち高 $\beta$   $\gamma$ 廃棄物の撤去作業は含まれないため、実際にはその作業分による被ばく線量当量を見込まなければならない。なお、当センターの米国のコネチカットヤンキー炉（PWR;58.2万kWe）訪問調査によると、高 $\beta$   $\gamma$ 廃棄物（GTCC）の解体撤去作業に約10ヶ月を要し、1.2人・Svであり、3基のコンクリートキャスクに貯蔵された。

#### 6. 保管庫の検討

一括撤去廃棄物は、短期間であればサイト内に簡易な施設、または適切に保管養生することで管

理できると考えられる。しかし、長期間であれば、廃棄物保管庫が必要である。本検討では、一括撤去後に廃棄体を原子力発電所サイト内で炉停止40年後まで保管することとした。

保管庫の設置は、加圧水型原子炉の蒸気発生器取り替えに伴う撤去後の蒸気発生器の保管施設の実績を踏まえ、建設コストおよび維持・管理の観点から地下部分ではなく、地表部分に建設することが有利と考えられる。また、原子炉圧力容器は、放射能で汚染されているため、保管庫は管理区域を設定する必要がある。

B-1、P-1案等の原子炉圧力容器パッケージを収納の場合には、保管庫は16 m × 22 m程度になる。廃棄体が横向きで定置されることや、作業スペースをそれほど要しないことから、国内でのPWR型原子炉のSG・3基用保管庫（幅21m×奥行28m×高さ9m）<sup>15)</sup>と比べて面積が小さい。P-2案では、保管後に一括撤去した生体遮へい壁の解体、並びに圧力容器回転用架構の設置、圧力容器の回転を行うことから、廃棄体の周囲、上部のスペースを大きくとる必要があり、やや大型の保管庫（30 m × 30 m）となった。

保管庫の設計は、原子炉圧力容器パッケージのみの保管、将来の分離作業スペース、他の廃棄物を入れるか等の要因で大幅に変わる。

## 7. 輸送・処分

本項では、実現性の高い輸送方法及び地中処分方法の概念検討結果について述べる。

高 $\beta$ γ廃棄物は、やや深い浅地中処分（地下50～100m）することが國の方針で示されている<sup>16)</sup>。このため地下50m以下に処分する案を検討した。

処分施設概念の選定には、施設形態は開削方式、トンネル方式またはサイロ方式、定置場所へのアクセス方式は立坑または斜坑、原子炉圧力容器パッケージ廃棄体の定置方法は縦置きまたは横置きが考えられた。それらの処分概念に対して、掘削土量、ベントナイト混合土量、坑道の施工性、搬入の容易性、揚重（輸送）設備、定置の容易性、拡張性及び経済性を比較し、斜坑トンネル型処分案及び立坑トンネル型処分案を選択した。

また、炉内構造物のうち高 $\beta$ γ廃棄物となる炉内構造物の部分を事前に撤去した原子炉圧力容器

パッケージ処分案には、わが国の低レベル放射性廃棄物処分施設を参考に浅地中処分を選択した。

### 7.1 輸送方法の概念検討

撤去後の原子炉圧力容器パッケージは、サイト内の保管施設相当の場所より構内の港まで陸上を構内輸送し、港で台船に積替え、海上輸送により処分場の港まで輸送する。処分場の港より再び陸上を構外、構内輸送し処分施設に搬入する。その輸送距離は、原子力発電所サイト内の構内輸送距離を3～5km、海上輸送距離を1,000km、処分場の専用港から処分場までを20kmと仮定した。そのパッケージは、BWR；約1,200～1,400t、長さ約14～19m、直径約6.7m、PWR；約800～900t、長さ約14m、直径約7.2mである。

輸送方法の検討には、陸上輸送はトランスポータ、海上輸送は台船による輸送方法が、一般工事でも実績のある方法であることから選択した。台船への原子炉圧力容器パッケージの積み込み及び降ろし方法には、既設の港をそのまま4,000tまで揚重可能な起重機船を利用する方法（Fig.8）、及び直接のトランスポータ乗込み方法（Fig.9）の2案を選定した。

起重機船は長大であり、既設の専用港に入港出来ることが採用の前提条件となるが、既設港を補強、改修する必要はない。一方、トランスポータの台船への乗込み及び降ろし方法では、既設の専

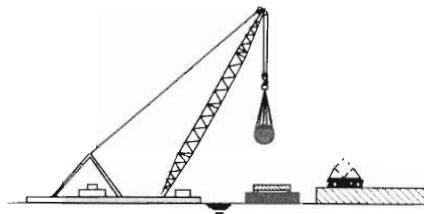


Fig.8 Loading of RPV package into Shipping Barge by Large Crane

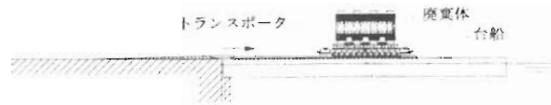


Fig.9 Loading of RPV package into Shipping Barge by Transporter

用港を使用する場合は、台船を接岸した際にトランスポータの移動に伴う荷重の移動を制御できる設備が新たに必要となるが、新規に処分施設の専用港を建設する際にそれらの設備を考慮して建設すれば問題ないと考える。したがって、発電所サイト側では起重機船による方法、処分場側ではトランスポータの乗込み方法を併用することが効率的である。

輸送に関する安全性は、国内基準、各種マニュアル、またトロージャン炉の安全評価、米国NRC等の指針等を参考に検討した。トロージャン炉の場合、NRCは、現実的な条件をリスク評価に取り入れた安全評価を実施し、仮想事故条件を緩和したB型輸送物相当として認めた<sup>17),18)</sup>。このような適

切で、柔軟な対応ができることが重要となるだろう。

## 7.2 斜坑トンネル型処分（やや深い浅地中処分）の概念検討

B-1案の原子炉圧力容器パッケージをモデルに斜坑トンネル型処分施設に埋設処分する方法を検討した。斜坑トンネル型処分施設概念をFig.10に、トランスポータによる搬入・定置概念図をFig.11に示す。

坑道を維持するために岩盤表面（地盤と接する境界壁）には吹き付けコンクリートを設置する。埋設部の仕様は、埋設部はコンクリートピットを設置し、ピット内部をモルタルで充てんする方式

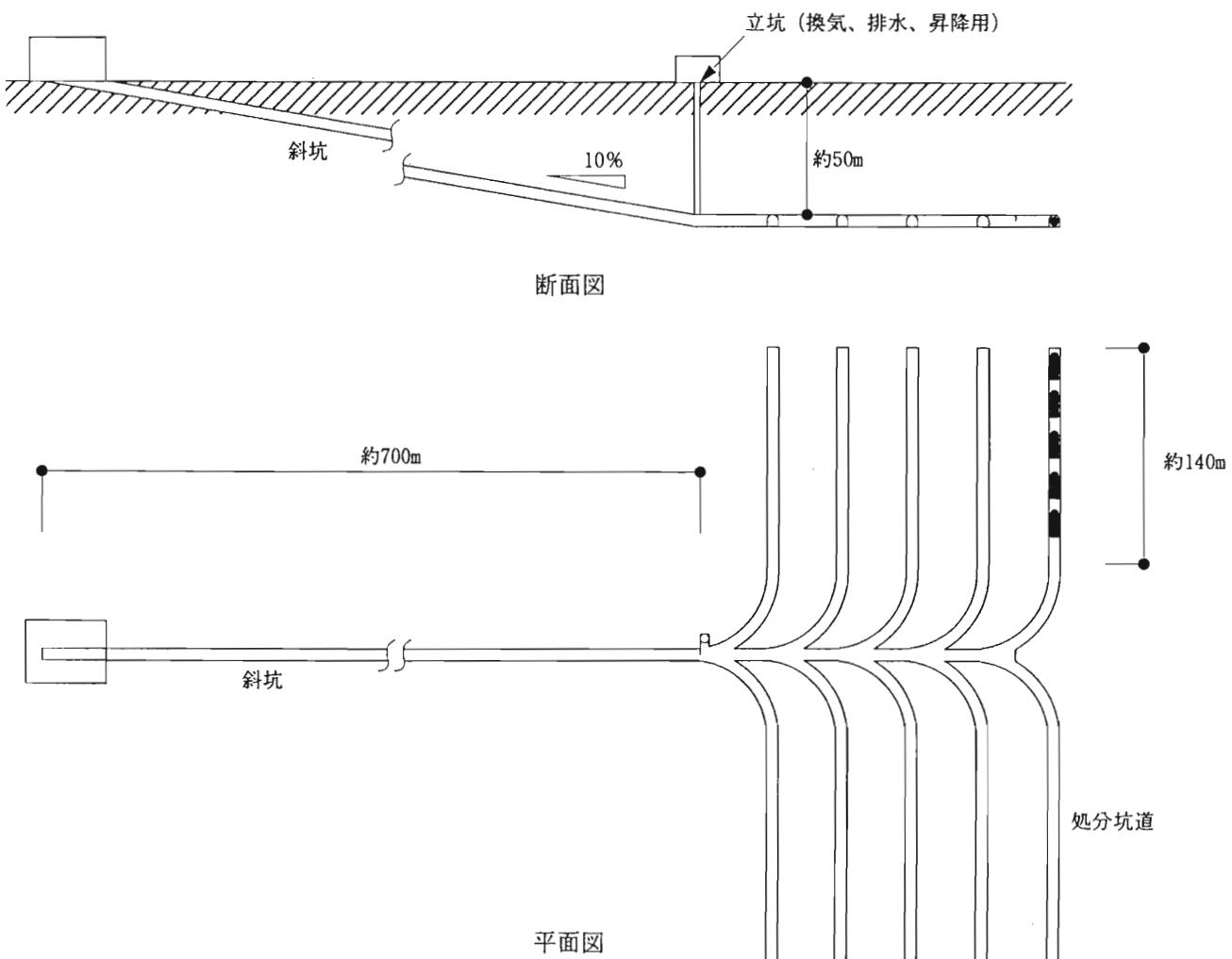


Fig.10 Plan View of LILW Disposal Facility Concept for RPV Package (Inclined Shaft-Tunnel Type)

を想定する。地下部にコンクリートピットを施工するためには、地下空洞を設けるためのコンクリート擁壁（吹付コンクリート十二次覆工）が必要であり、コンクリートピット周囲の空洞の埋戻し部には、低レベル処分場でも行っている厚さ約2mのペントナイトが必要と考えられる。したがって、埋設部の概念は、コンクリート擁壁（吹付コンクリート十二次覆工）、ペントナイト、コンクリートピット、及び充てん材によって、廃棄体を覆う方法である。廃棄体を処分した場合の一次バリアとなるセメント系の充てん材を廃棄体の廻りに充てんするためにはピットが必要である。格納するピットは、鉄筋コンクリート造とする。格納ピットと廃棄体とのクリアランスは、施設の成立性より設定する。隙間にはセメント系の充てん材を充てんする。格納ピットと岩盤表面に施工された吹き付けコンクリートとの間はクリアランスを設け、その隙間には周囲の岩盤より透水性が大きくないペントナイト混合土を充てんする。埋め戻し土は、坑道内のそれ以外の部分には現地発生土を充てんする。定置後の処置は、1個を定置する毎にコンクリート造の格納ピット内に収納する。その後、周りにペントナイト混合土を充てんする。

### 7.3 立坑トンネル型処分（やや深い浅地中処分）の概念検討

P-1案の原子炉圧力容器パッケージをモデルに地下50mの立坑トンネル型処分施設に埋設処分する方法について検討を行った。

この処分方法では、搬入用の立坑上に大型の揚重設備を設置して、トランスポータで搬入した廃棄体を、立坑上で横向きから縦向きに回転し、油圧ジャッキダウン方式で立坑下まで吊り降ろし、横坑を水平移動して、処分坑道に定置する。廃棄

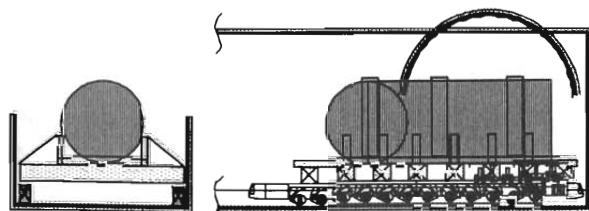


Fig.11 Unloading Concept of RPV Package by Transporter of Disposal Tunnel

体の定置形式としては、縦向きで坑道内へ搬入し、ピット内にもそのまま縦向きに定置する形式とした。また、Fig.12は5基処分の場合であるが、処分場の規模を拡張して、廃棄体を50基収納可能な処分場の施設概念（Fig.13）についても検討した。埋設部の仕様は、上記B-1案処分概念と同様である。

立坑トンネル型処分施設は、斜坑型と比較して、共用部分の施設容積（立坑部分）の施設全体に占める比率が小さく、施設全体がコンパクトである。

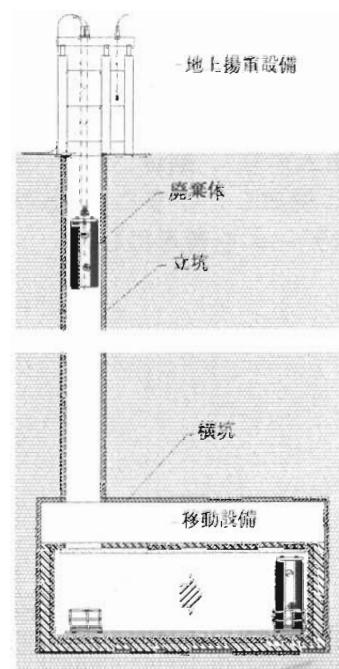


Fig.12 Shaft & Disposal Pit Concept for 5 RPV Package

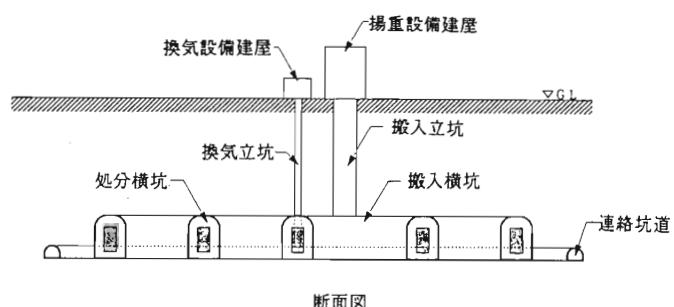


Fig.13 Section View of LILW Disposal Facility Concept for RPV Package (Vertical Shaft-Tunnel Type)

#### 7.4 浅地中処分の概念検討

この浅地中処分案は、B-3、P-3案の原子炉圧力容器パッケージを、開削形式の処分施設へ直接トランスポータにより定置し、埋設する方法である。拡張性を考慮した浅地中処分埋設部の概念図をFig.14に示す。

本検討では、埋設部は鉄筋コンクリート製のピットを設置し、ピット内部をモルタルで充てんする方式を想定する。コンクリートピット周囲の埋戻しにはペントナイト混合土を使用し厚さ約2mの人工バリアを形成する。ペントナイト混合土の上部は地表まで4~9m程度の覆土で覆う。

#### 8. 経済性の検討

経済性は、トロージャン炉の廃止措置実績等を参考に、評価項目を、撤去工事（準備作業、配管切断作業、撤去作業）、輸送、処分（施設建設、埋設）に区分し検討した。また、国内検討データ、JPDRの実績データを参考にした。

#### 8.1 撤去に係るコスト試算

沸騰水型炉の場合に、B-1案では、 $\gamma$ シールド撤去費（2.2億円）を含めて約27億円（準備作業26%、配管切断作業2%、撤去作業38%、プラント維持34%）と試算した。B-1案（ $\gamma$ シールド撤去費を除く）を100とすると、減容するB-2案およびB-2'案は約170であり、この差は、主に大型クレーン使用料が高いことによる。

加圧水型炉の場合に、P-1案は、約21.5億円（準備作業36%、配管切断作業1%、撤去作業31%、プラント維持32%）と試算した。生体遮へいを含むP-2案の撤去費は、保管庫、保管後の生体遮へいの撤去費等を除くと、重量が約2倍以上大きいが約25%程度の増加にとどまっている。また、原子炉圧力容器パッケージの遮へいを鉄とモルタル充てん（B-2案とB-2'案又はP-1案とP-1'案）に変えてもあまり差がない。

#### 8.2 輸送に係るコスト試算

輸送の経済性は、作業項目を構内、海上（約1,000km）、処分場輸送及び輸送プロジェクト管理

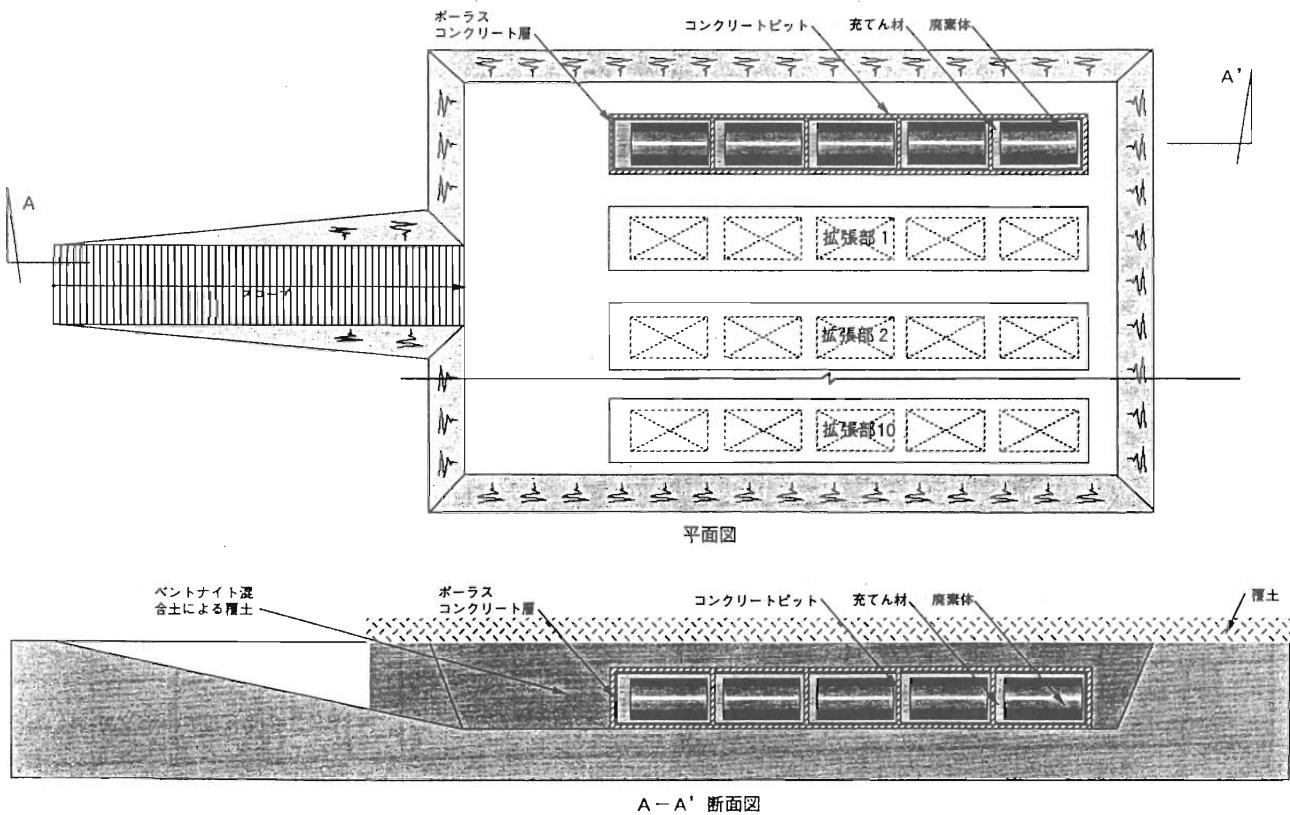


Fig.14 Shallow Disposal Facility Concept for RPV Package

費に区分し2ケースを検討した。

ケース1(沸騰水型、1,400t)の輸送費は、約11億円と試算、この内訳は構内輸送26%、海上輸送51%、処分場輸送8%及び輸送プロジェクト管理費15%である。起重機船の借用・回航費が海上輸送の90%を占めている。

また、ケース2(加圧水型、1,050t)の輸送費は、約11.5億円と試算、この内訳は構内輸送13%、海上輸送61%、処分場輸送13%及び輸送プロジェクト管理費13%である。このうち護岸の補強工事費が海上輸送の50%を占める。

輸送費が高いのは、トロージャン炉の場合も同じであるが、今後、低減の工夫が必要である。例えば、ケース1及び2の検討結果から、積み下ろし頻度が低い発電所サイト側では起重機船方法を、積み下ろし頻度が高い処分場側では恒久施設として整備しransporta乗り込み方式と併用すると、ケース1,2案よりコスト低減が期待できる。

### 8.3 処分に係るコスト試算

経済性の検討は、処分施設の建設、準備作業、埋設作業、後片付け、維持管理、プロジェクト管理に区分し検討した。

斜坑トンネル形式の場合、B-1案では5基処分で1基当たり約33億円と試算したが、50基処分に拡張すると共通設備の分担効果により約20億円に低減する。また、立坑トンネル形式の場合、P-1案では5基処分で1基当たり約23億円と試算した。これを50基処分に拡張しても共通設備の分担効果が少なく、約22億円と試算した。この場合、拡張効果が出ないのは、搬入用横坑の建設費等の追加により相殺されるためである。

高 $\beta\gamma$ 炉内構造物の事前撤去により浅地中処分するケース(開削形式)の場合、B-3案では、5基処分で1基当たり約11億円であり、50基処分に拡張すると約10.4億円と試算した。P-3案では、5基処分で1基当たり約9億円、50基処分で8億円である。この場合、別途に高 $\beta\gamma$ 炉内構造物の事前撤去作業・梱包費及び輸送・処分費を見込まなければ前者と簡単に比較できない。

### 8.4 経済性の比較評価

総合エネルギー調査会原子力部会中間報告書

(平成11年5月)<sup>18)</sup>によると、110万kWe級の沸騰水型および加圧水型の場合、51基分を25年間に発生することを前提に、解体撤去後の廃棄物の検査、輸送、処分の総額をそれぞれ1基当たり185億円、197億円と試算している。特に、高 $\beta\gamma$ 廃棄物の輸送、処分費が高い。BWR及びPWRの1基当たりの高 $\beta\gamma$ 廃棄物発生量は、それぞれ100m<sup>3</sup>、260m<sup>3</sup>であり、その構内外輸送費を8億円、19億円、また、処分費を15億円、39億円と評価している。

本検討では、炉内構造物を含む原子炉圧力容器パッケージ一括撤去、輸送・処分に係る経済性は、50基を25年間で輸送・処分すると仮定して、撤去工事費指数を100(20~25億円)とすると、輸送費が半分程度50及び処分費が同程度の100であると概算した。この方法が低レベルの原子炉圧力容器の撤去・処分も含んでいることを考慮すると、経済的にも代替オプションに成り得ることを示す。

今回の検討案は、2章で紹介したトロージャン炉の経験と比較すると撤去、輸送費が高い。国内基準データの安全側への設定、作業時間の設定等の差も大きく、さらに低減できる可能性がある。また、処分コストについても、まだ低減の余地が考えられる。RPVパッケージの処分・ハンドリング上から相当量の余剰スペースが生じる、このスペースを他の廃棄物処分に活用することも考慮できる。

### 9.まとめ

一括撤去工法の大型原子炉への適用性は、米国での経験及び最近の大型構造物の施工実績から、技術的に可能であり、本検討の中で提案した各種一括撤去工法案が細断解体する従来工法に変わる有効な代替オプションとなり得ることを確認した。

①炉内構造物を含む原子炉圧力容器、②減容型原子炉圧力容器、③生体遮へい付原子炉圧力容器の3種類の一括撤去工法は、いずれも工学的に、また経済的に可能である。また、撤去時の作業者の被ばく低減も期待できる。①、②の一括撤去工法は、比較的高い放射能を持つ炉内構造物を細断する必要がないため、作業による被ばくが少なく、安全貯蔵を省略して撤去工事を行うことがで

き、即時解体への適用性がある。③の一括撤去工法は、加圧水型のような生体遮へいが原子炉圧力容器に密着しているものに適用でき、長期保管を前提とした選択肢である。

原子炉圧力容器内を軽量モルタルで固化し、鉄、コンクリート等の遮へい材を取り付け一体化した原子炉圧力容器パッケージは、遮へい、ハンドリングの観点から有効である。

一括撤去した原子炉圧力容器パッケージは、工学的見地からは、トランスポータによる陸上輸送、台船による海上輸送、立坑トンネル型の処分場への処分が可能である。特に、大型の原子炉圧力容器パッケージでも現行の国内技術から長距離輸送、処分場での深さ50m以下へのハンドリングができるなどを確認した。

サイト内で保管後（～40年）の廃棄体の処分方策は、不要になった遮へい部の取り外しによる重量軽減が可能であり、輸送及び処分時の負担が軽減され、また処分施設の確保のための処分時期の自由度などを考慮すると、一つの有力なオプションとなり得る。

また、炉内構造物のうち高 $\beta\gamma$ 廃棄物を事前に撤去する原子炉圧力容器の一括撤去工法は、浅地中処分することを前提とした場合で次善の策としての選択肢になりうる。

今後は、一層合理的な解体システムにするために、細断、解体撤去する工法の場合の輸送・処分を含めたシステムとの比較評価に関する検討が必要である。

## 参考文献

- 1) 総合エネルギー調査会原子力部会報告書－商業用原子力発電施設の廃止措置に向けて－（平成9年1月14日）。
- 2) 旧JRR-3の一括撤去 ATOMIKA ホームページ（05-02-04-08）。
- 3) R.G.Bauer et al., Final Project Report, Shippingport Station Decommissioning Project, DOE/SSDP-0081, December 22, (1986).
- 4) 宮坂靖彦、トロージャン原子力発電所のデコミッショニング、デコミッショニング技報第19号（1998年12月）。
- 5) "Trojan Reactor Shipment Wins International Project of the Year Award", ANS, NEWSLETTER, D&D Division Oct. (2000).
- 6) Norman H. Lacy et al., "One-Piece Reactor Removal and Disposal", WM '01 Conference, , Tucson, AZ, March 1, (2001).
- 7) 宮坂靖彦、米国の発電用原子炉デコミッショニングの最新動向、デコミッショニング技報第21号（2000年3月）。
- 8) Elias Mayer, "Decommissioning of the Loviisa" NPP, IMATRN VOIMA OY, Dec. (1998).
- 9) S.J. Naqvi, et al., Engineering Options in HYDRO for CANDU Decommissioning, SPECTRUM '94, Atlant, Georgia, USA, Aug. 14-18, (1994).
- 10) H.D. OAK et al., Technology, Safety and Cost of Decommissioning a Reference Boiling Water Power Station, NUREG/CR-0672, (1980).
- 11) R.I. Smith et al., Revised Analyses of Decommissioning for the Reference Boiling Water Reactor Power Station, NUREG/CR-6174, (1996).
- 12) R.I. Smith et al., Technology, Safety and Cost of Decommissioning a Reference Pressurized Water Power Station, NUREG/CR-0130, (1978).
- 13) G.J. Konzenk et al., Revised Analyses of Decommissioning for the Reference Pressurized Water Reactor Power Station, NUREG/CR-5884, (1995).
- 14) 白石那生、他、動力試験炉（JPDR）の解体における作業データの分析、JAERI-data/Code, 98-010, (1998).
- 15) 「高浜1号機が新しく生まれ変わります」高浜1号機蒸気発生器取替工事、広報資料（1996.2）。
- 16) 現行の政令濃度上限値を超える低レベル放射性廃棄物（高 $\beta\gamma$ 廃棄物）の基本的考え方について、原子力委員会、原子力バックエンド対策専門部会報告、（平成10年10月16日）。
- 17) P.G.E.C.: Trojan Nuclear Plant, Safety Analysis Report for Reactor Vessel Package Environmental Report, PGE-1076, March 31, (1997).
- 18) NRC to Grant Two Exemptions to Its Package Requirements to Facilitate Shipment of Trojan Reactor Vessel for Disposal, NRC, No. 98-196, Oct. 30, (1998).
- 19) 総合エネルギー調査会原子力部会中間報告書

—商業用原子力発電施設解体廃棄物の処理処分に向けて—（平成11年5月18日）。

- 20) Dean M. Wheeler et al., "Large Component Removal/Disposal", WM '02 Conf. Tucson, AZ (2002).
- 21) Tim Milner et al., "Big Rock Point Restoration Project BWR Major Component Removal, Packaging and Shipping-Planning and Experience", WM '01 Conf. Tucson, AZ (2001).

## 原子炉建屋の一括移動撤去・遅延解体による廃止措置について

鎌田 博文 \*

### *Decommissioning of Nuclear Reactor Building by Deferred Dismantling After Bulk Relocation*

Hirofumi KAMATA

Decommissioning of commercial nuclear power stations in Japan will commence shortly and proceed gradually. In the near future, Japan will enter a busy era during which several nuclear facilities will need to be decommissioned simultaneously in the same year.

This paper introduces the results of a basic study on the concept of "Deferred Dismantling After Bulk Relocation", which is one of the choices available for decommissioning in such an era. According to this concept, the reactor building, which has high radioactive inventory, is not dismantled at its current site. Instead, the whole building is first moved in bulk to a separate location. Through this, the current site can be released for effective utilization without any constraints.

The most important merit of this method is that no safe store is required. Therefore, the safe store period that is usually between 15 to 30 years becomes unnecessary and the entire decommissioning period can be shortened. This means that the current site can be utilized for building the next generation power station and resume power supply early. Thus, this method of decommissioning can be expected to contribute towards the stabilization of the domestic electric power supply.

#### 1. はじめに

わが国では、1966年に商業用原子炉が運転を開始、以来36年が経過した。

東海原子力発電所（ガス冷却炉）は、33年の運転を終え、使用済燃料を搬出後、2001年12月に解体届が経済産業省に受理され、準備工事に着手した。今後は17年を掛けて廃止措置を完了させる計画である。

また、新型転換炉である“ふげん”も運転開始から22年を経て、2003年3月に運転を恒久的に停止する。さらに、1970年に運転開始した敦賀1号炉も2010年に運転を停止する方針である。<sup>1)</sup>

昭和50年代から廃止措置の調査・研究・技術開発を進めてきたわが国も、いよいよ現実味を帯びてきたといえる。

わが国における廃止措置の基本方針は、昭和60年の総合エネルギー調査会原子力部会報告書『商業用原子力発電施設の廃止措置のあり方について』に示されている『安全貯蔵一解体撤去方式』である。

標準工程では、原子炉の恒久的な運転停止後、廃止措置に15～16年、最近では30年程度を目途と設定されている。<sup>2) 3)</sup>その後、更地化した直後に次期発電施設の建設に着手しても次の発電開始まで5～7年程度を必要とし、廃止措置に伴い電

\*：大成建設株式会社 (TAISEI CORPORATION)

力供給が長期間停止することになる。

この廃止措置に伴う電力供給の不足分を新たな原子力発電施設立地の観点で見た場合、昨今の社会情勢等では立地計画に相当の年数を要し困難な状況にある。

そこで、標準工程に“原子炉建屋の一括移動撤去”という作業工程を加えることで、跡地を速やかに解放し次期発電施設による電力供給の再開が可能な方式の概念を検討した。このような原子炉建屋を一括移動撤去、故意に遅延させた後に解体する廃止措置方式と安全貯蔵－解体撤去方式を比較した概念図を Fig.1 に示す。

## 2. 廃止措置の概要と特徴

原子炉建屋の一括移動撤去とは、先ず恒久的に運転を停止した原子炉から使用済燃料を搬出、原子炉を静的な安定状態とし、原子炉建屋の放射線安全をより一層高める。

次に安全貯蔵期間を経ずに原子炉建屋と周辺建

屋との縁を切り、配管等は必要に応じて切断箇所の密封措置を行い、原子炉建屋を構造的、物理的に独立した建屋とする。さらに原子炉建屋を支持している地盤と建屋の縁を切り、原子炉建屋を周辺の拘束から解き自由にする。

この後、サイト内の支障のないエリアに原子炉建屋をベースマットごと一括で移動撤去し、原子炉建屋跡地を早期解放することで一連の作業を終える。その後、原子炉建屋は、長期保管し最終的には解体撤去する。

また、原子炉建屋以外の付属建屋は、移動せずその場所で解体撤去、更地化して、原子炉施設全体の廃止措置を完了するものである。これら一連の概念を Fig.2 に示す。

このような原子炉建屋の廃止措置方式は、従来の系統除染－安全貯蔵－解体撤去という標準工程に対し、一括移動撤去－長期保管－解体撤去という工程になる。ここで、系統除染工程を必要とするかは、原子炉の運転履歴、及び長期保管の期間

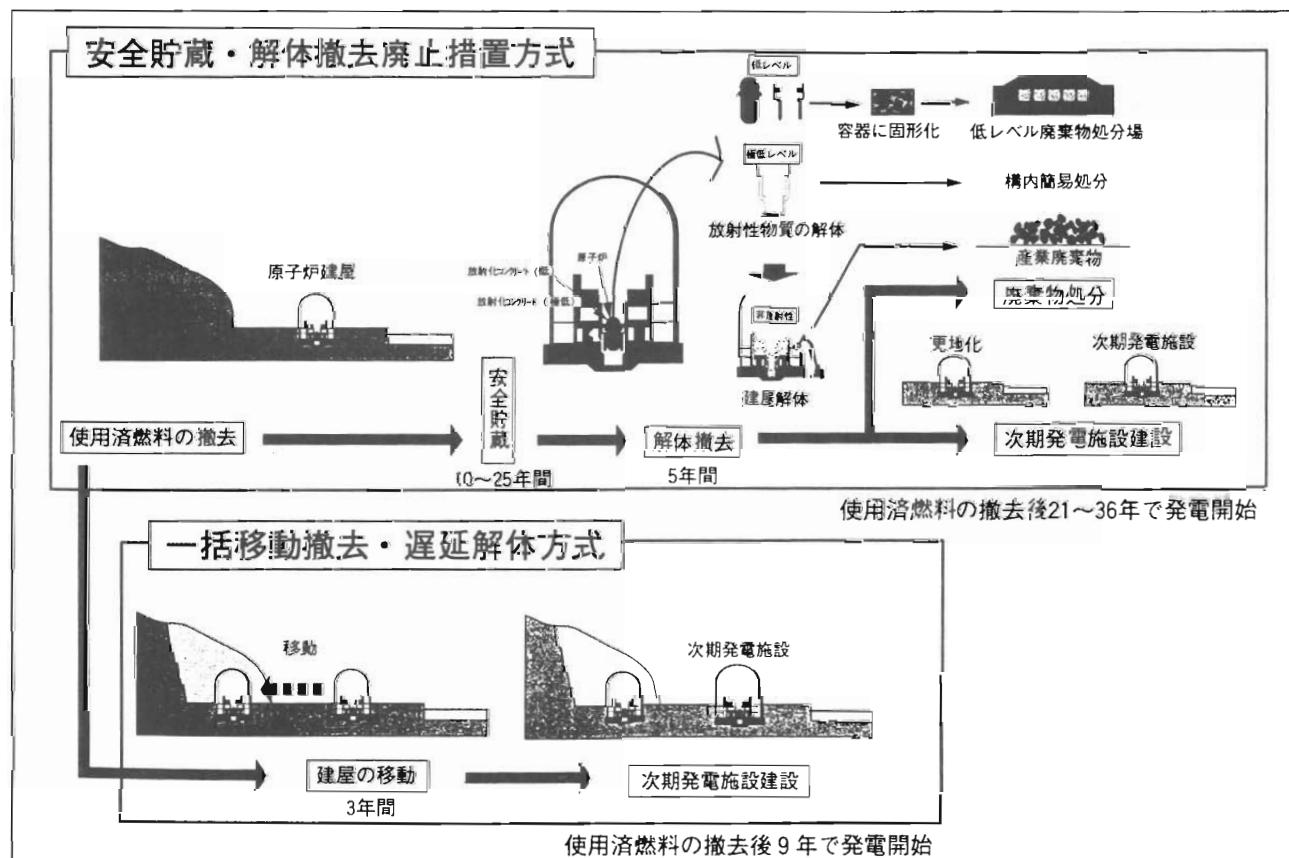


Fig.1 Comparison of Various Decommissioning Methods

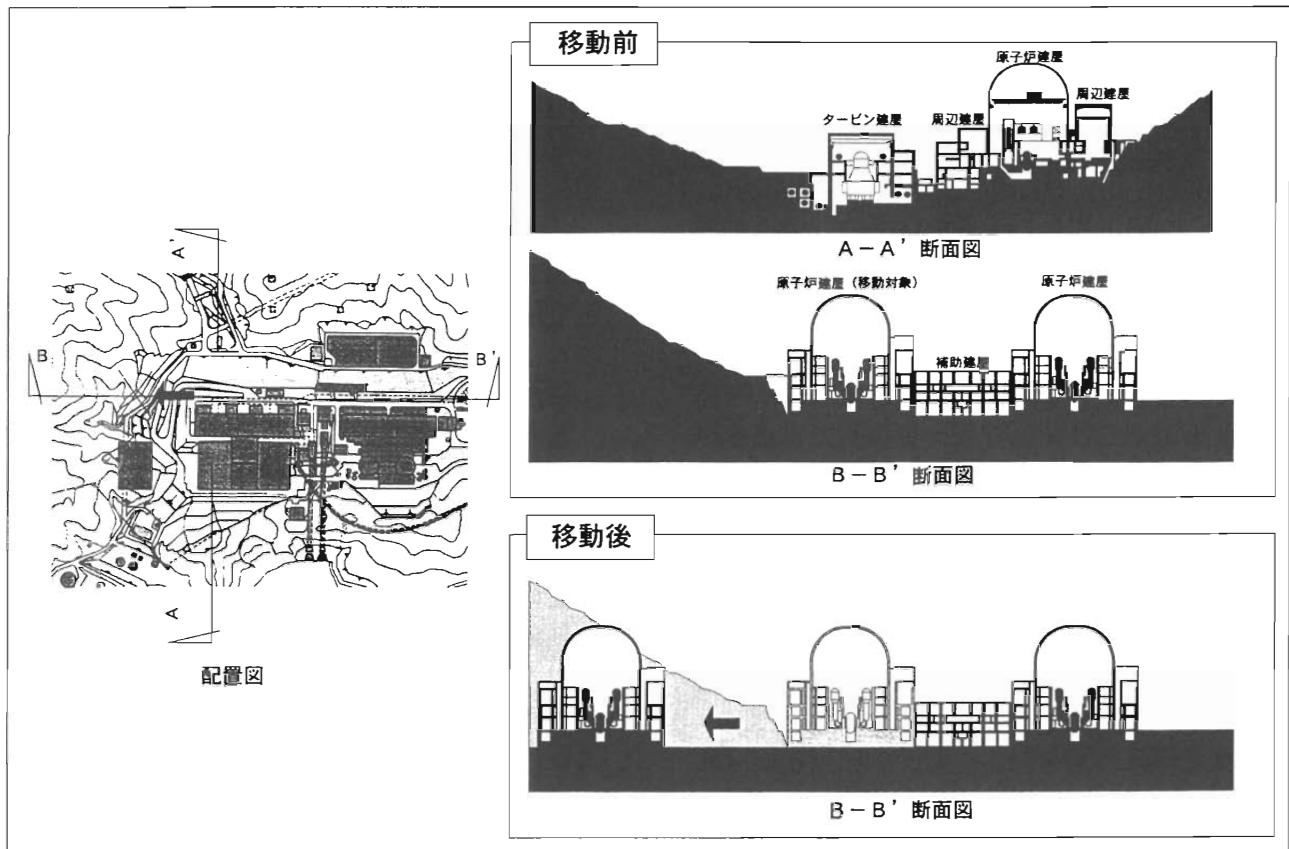


Fig.2 Outline of the Method of “Deferred Dismantling after Bulk Relocation”

と管理方法等で判断されることになる。

原子炉建屋一括移動撤去方式の最大の特徴は、跡地を早期解放し次期発電施設による発電を再開することで電力供給の停止期間を大幅に短縮できることであるが、これ以外にも以下の特徴が挙られる。

- ①原子炉建屋内での解体作業を長期遅延することで残存放射能が減衰し、
  - ・解体作業員の被ばくが低減できる。（人的負荷低減）
  - ・遠隔作業と放射線防具等が減り、解体作業が容易となる。
  - ・その結果、解体工事工程を短縮でき、解体工事費も安くなる。
- ②解体で生じる放射性廃棄物の物量低減、及び放射性物質濃度の比較的高い廃棄物の一部が低い廃棄物にレベルダウンするなど処分レベルの降下に伴う処分費低減が期待できる。（環境負荷低減）
- ③原子炉建屋はベースマットも含めて一括移動

撤去するため、跡地に残存する構造物が一切なく、跡地利用に制限がなくなり、次期発電施設のレイアウトに自由度が増す。

- ④健全な格納容器を他の原子力発電施設の運転で生じる放射性廃棄物の保管庫として、有効利用ができる。（保管期間が長期化すると、保管廃棄物の最終的な処分レベルの降下も期待できる）

一方、解体作業を遅延するためには、原子炉建屋の保管に伴う維持、管理が必要で、そのための諸費用が発生する。また、従来の解体撤去方式では生じない原子炉建屋一括移動撤去工事の費用も必要である。

ところで、サイト内に原子炉建屋を移設する余剰スペースがあれば、予め次期原子炉建屋をそこに建設し、旧原子炉から次期原子炉へ運転を継続することで、電力供給は停止することなく連続的に行うことが可能で、また、廃止措置対象の旧原子炉建屋も移設することなく、その場所で安全貯蔵一解体撤去するという考え方もある。原子炉建

屋と付属建屋は隣接することが合理的であるため、サイト内の余剰スペースが原子炉建屋と付属建屋の建設が可能な敷地面積であること、その支持地盤が発電用原子炉施設に関する耐震設計審査指針を満たすこと、取水・排水経路が合理的に確保できること、等々を満足できるサイトであれば一つの選択肢となろう。

### 3. 原子炉建屋の一括移動撤去

#### 3.1 対象施設

原子炉建屋一括移動撤去の検討において、対象施設等を以下のように設定した。

- ・対象施設：軽水炉 110 万kWe 級の原子炉建屋
- ・原子炉建屋の諸元：重量=約 30 万トン、  
寸法=縦 70 × 横 100 ×  
高 80m、  
底面積= 7,000m<sup>2</sup>
- ・支持地盤：岩盤

#### 3.2 一括移動撤去の方法

##### 3.2.1 準備作業

原子炉建屋を一括移動撤去するにあたり、次の準備作業が必要である。

- ①全ての使用済燃料を原子炉建屋から撤去し、  
原子炉の機能を完全停止する。
- ②原子炉建屋を周辺施設から分離し独立するため、タービン建屋等との連絡配管や電気通信ケーブル、等を切断し、配管等は必要に応じて密封措置を施す。

##### 3.2.2 移動撤去

原子炉建屋の総重量は、約30万トンに及ぶ超重量物で、過去にこのような超重量物を陸上で移動させた事例は世界的にない。この重量は、原子炉建屋ベースマットの単位面積当たりで見ると平均で 43 トン / m<sup>2</sup> (4.3kg/cm<sup>2</sup>)、最大では 56 トン / m<sup>2</sup> (5.6kg/cm<sup>2</sup>) となる。

国内において重量物の水平移動は、摩擦係数を低減できる滑り支承を用いた土木構造物の移動で実績がある。この時の許容荷重は、滑り支承の一部を構成するテフロン板の許容支圧応力 120kg/cm<sup>2</sup> が支配的となる。原子炉建屋一括移動は、基本的にこの許容支圧応力 120kg/cm<sup>2</sup> を満足するよ

うにテフロン板の総面積を 250m<sup>2</sup> 以上とすることで達成できるため、既存の技術、あるいはその延長で対応できるものである。

原子炉建屋一括移動撤去は、原子炉建屋を地盤から縁を切る作業と原子炉建屋の水平移動作業に大別できる。以下に移動方法全般の具体的な例を、また、その概念を Fig.3 に示す。

##### ①原子炉建屋の支持地盤からの縁切り

原子炉建屋ベースマット下部の地盤に移動用軌道 5 本が構築可能な断面のトンネルを先行掘削する。

掘削方法は、原子炉建屋の健全性を保持するため、発破を避けて機械掘削で行う。

##### ②移動用軌道の構築

上記で掘削したトンネル内に軌道となる鉄筋コンクリート梁を原子炉建屋の移動方向に、水平あるいは 1 ~ 2 % 程度の下り勾配で移動距離の長さを順次構築する。そして、この梁の上面にステンレス板を配置する。

原子炉建屋の荷重の一部を移動用軌道で支持した後、軌道と軌道の間の地盤を機械掘削し、最終的に原子炉建屋の全荷重 30 万トンを 5 本の軌道で支持する。なお、軌道上に配置する滑り支承の幅を 80cm 確保することで、テフロン板の許容支圧応力 120kg/cm<sup>2</sup> を満足することができる。また、移動方向エリアで地耐力が不足する場合は、地盤補強等の必要に応じた措置を行う。

##### ③牽引装置の設置

原子炉建屋の一括移動撤去は、原子炉建屋を移動完了の位置から軌道上を滑らせながら引き寄せる方法で、滑り合う支承の摩擦を低減させ、牽引力を小さくすることが要となる。

摩擦低減方法は、ステンレス板と滑り合う材料を摩擦係数の少ないテフロン板を採用することで、摩擦係数を 1/10 以下にすることができる。

このテフロン板は原子炉建屋ベースマット底面に固定、軌道上のステンレス板と直接接触し、滑り合うことになる。

この結果、横引き最大牽引力は、3 万トンを必要とすることになる。なお、下り勾配を 2 % に設定すると 2.4 万トンに低減する。この荷重に対しては、能力 1,000 トンの油圧ジャッキを

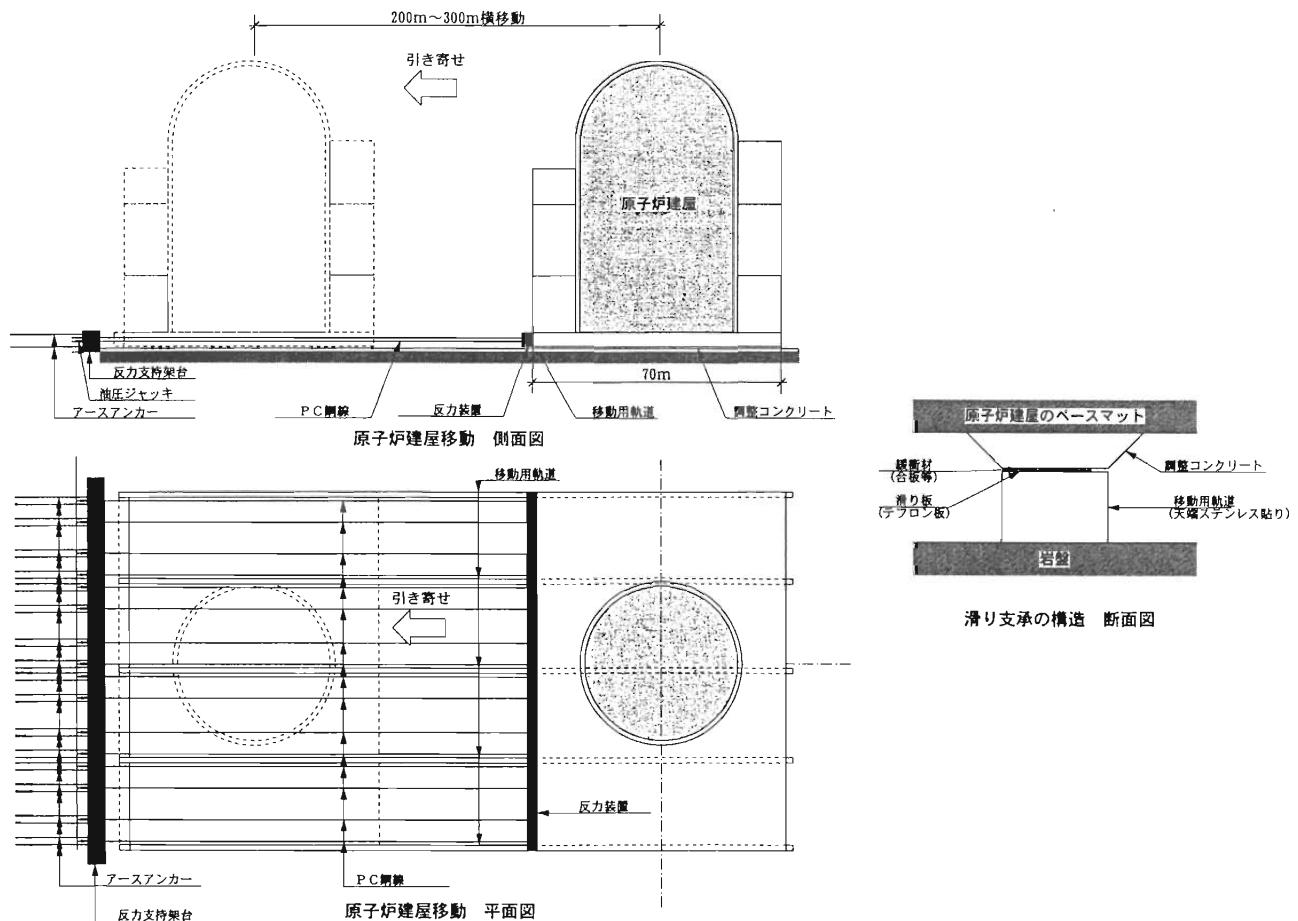


Fig.3 An Example of Bulk Relocation of a Reactor Building

30台、あるいは24台配置し、同調させながらPC鋼線を介して牽引することで原子炉建屋の一括移動が可能となる。また、摩擦係数をさらに低減可能なエアリフト等の補助工法を採用することにより、ジャッキ台数を減らすこともできる。

油圧ジャッキで牽引するために、移動完了位置の端部に反力支持架台を構築しセンターホール式の油圧ジャッキを固定、反対側の原子炉建屋ベースマットの端部にも反力装置を構築し、油圧ジャッキと原子炉建屋ベースマットを繋ぐPC鋼線端部を両方の反力端部に定着する。

#### ④原子炉建屋の移動

原子炉建屋の水平移動、即ち横引きは、センターホール式油圧ジャッキで原子炉建屋ベースマットの端部に定着したPC鋼線を順次尺取虫式に引き寄せることで30万トンの原子炉建屋を一括で水平移動させることができる。

#### ⑤所定の位置で定置

原子炉建屋を移動した後の最終的な定置場所は、サイト内で次期発電施設の建設や運転に支障とならないエリアとする。そこまで移動した後は、ベースマット下部にある5本の軌道と移動用のすべり支承は撤去せず残置させる。そして、軌道間に設けた作業空間等、原子炉建屋ベースマット下部を土砂、コンクリート、モルタル等で充填し、長期保管中における原子炉建屋の健全性を損なうような沈下を防止する。

#### ⑥移動装置等の撤去

移動装置である油圧ジャッキとPC鋼線は原子炉建屋の定置後、撤去するが、それ以外の反力台等は支障のない限り撤去しない。

一方、鉄筋コンクリートで構築した5本の移動用軌道は、次期発電施設の建設や運転に支障となる部分のみを撤去し、支障とならない部分はそのまま残存させる。

#### 4. 原子炉建屋の長期保管

原子炉建屋一括移動撤去が完了した後は、最終的な解体撤去まで長期的な保管管理を行うことになる。

使用済燃料を撤去し、原子炉の機能を停止した原子炉建屋では、本来の機能を必要とする設備としない設備が多数混在する。

長期保管に伴い原子炉建屋の残存放射能は減衰するものの、放射線管理区域の全域を解除できるレベルには至らない。したがって、放射線管理区域を維持していくためには、多数混在する設備の中で換気設備、放射線監視設備、火災防護設備、電気設備、照明設備、通信設備、等の設備が必要となる。但し、原子炉の運転中とは異なり、施設管理要員の人数や常時立入る区域が減ると共に、温湿度管理の緩和や換気回数も軽減できるため、フル運転を要求されない設備もいくつかあり、ランニングコストは下げられる。このように長期保管の基本的な考え方は、安全貯蔵一解体撤去方式と同様である。

しかしながら、本方式の保管は従来の安全貯蔵期間より長期に及ぶため、保管管理の負担を少しでも軽減することが望ましい。その方策の一つとして、原子炉建屋内の系統等を除染し、放射線管理区域の一部を解除することで、保管に必要な設備と管理業務を低減することも有効である。さらに原子炉等残存放射能が高い機器類のみを遮蔽隔離し、周辺機器等を撤去することで、長期保管の対象を原子炉建屋一括から大幅に縮小し、保管に伴う管理の軽減を図る方法も考えられる。

一方、原子炉建屋は、格納容器として長期間健全であるため、その他原子炉施設の運転で生じる放射性廃棄物の保管施設として有効利用し、保管廃棄物の放射能減衰による最終的な廃棄物処分費用の低減も期待できる。

原子炉建屋の保管期間は、長い程残存放射能の減衰が進み解体作業が容易化すると共に、放射性廃棄物の物量低減や処分レベルの降下も期待できる。反面、保管が長期化すれば施設の維持管理費用が増えるため、この両面の相殺を考慮して解体時期を決めることが合理的である。

なお、原子炉建屋長期保管の外観は、機能上で

は運転中と同様で支障はないが、サイト全体の景観等、サイト固有の諸条件により、必要に応じた覆いを行うことも有効である。

#### 5. 廃止措置の工程

原子炉建屋の一括移動撤去・遅延解体による廃止措置方式と解体撤去方式の概略工程をTable.1に示す。

本方式の主な工事となる原子炉建屋一括移動撤去に要する期間は3年、その他、原子炉建屋の周辺建屋との縁切り工事に1~2年、付属建屋の解体撤去工事に3年が必要となる。この3つの工事は廃止措置開始に合わせて着工でき、かつ同時に実行可能となるため、最大期間の3年で跡地の早期解放が可能となる。この結果、着目すべき電力供給停止期間は、使用済燃料の撤去期間3年と次期発電施設の建設期間6年間を加えて12年間である。

一方、解体撤去方式では、安全貯蔵期間を終えてから原子炉建屋の解体に着手するため、跡地の解放までの期間は、安全貯蔵期間が支配的でこれに大きく依存することになる。その結果、電力供給停止期間は、安全貯蔵期間が10年の場合で24年間、同様に最大で25年とした場合では39年間となる。

この2方式の電力供給停止期間を単純比較すると、本方式が解体撤去方式より12年から最大27年の短縮が可能となる。

#### 6. 経済性

原子炉建屋の一括移動撤去・遅延解体による廃止措置と安全貯蔵一解体撤去方式を経済性の観点で比較した場合、費用が減額になる項目と増額になる項目がある。

減額になるのは、解体時期を遅延させることで残存放射能が減衰するため、解体に必要な遠隔操作や放射線防護等に要する費用、並びに放射性廃棄物処分費用である。

一方、増額になるのは一括移動撤去費用と長期保管費用である。一括移動撤去費用は、移動距離、地盤、等のサイト条件で大きく変動するが、現時点で200億円という一つの試算結果を得ている。この費用は、今後工事方法等について詳細検討を加えることで、低減することが可能であると見込

Table.1 Comparison of the Process of Decommissioning by the Two Methods

方式	項目	内 容	2~0年	1~5年	6~10年	11~15年	16~20年	21~25年	26~30年	31~35年	36~40年	41年~
原子炉建屋による一括移動撤去	原子炉建屋	使用済燃料の撤去	.....									
		周辺建屋との縁切り	---									
		一括移動撤去		—								
	付属建屋	長期保管			—	—	—	—	—	—	—	→
		解体撤去		—								
	次期発電施設	計画/設計/建設										
解体撤去による廃止措置	原子炉建屋	電力供給停止期間		12年	→							
		使用済燃料の撤去	.....									
		安全貯蔵		10年 *1	25年			*2				
	付属建屋	解体撤去			*1				*2			
		解体撤去		*1					*2			
	次期発電施設	計画/設計/建設				*1				*2		
電力供給停止期間	安全貯蔵期間：10年			24年	*1	→						
	安全貯蔵期間：25年				39年					*2	→	

注) \*1は、安全貯蔵期間を10年とした場合である。

\*2は、安全貯蔵期間を25年とした場合である。

まれる。

解体撤去、廃棄物処分費用以外に従来の廃止措置方策と今回検討した廃止措置方策で大きく異なるのが、廃止措置開始から次期発電施設による発電開始までの期間の長短による電力料金収入の差である。特に卸売り電力事業の場合では顕著に現れる。仮に次期発電施設が原子炉発電施設110万kWe級とすれば、定期検査等を考慮し75%出力相当の運転では、年間約700億円の料金収入が見込め、本方式による電力供給停止の短縮期間が15年であれば、その間で1兆円規模の料金収入が期待できることになり、解体費用、廃棄物処分費用に比べ桁違いに大きい差になる。

なお、別サイトの発電施設で廃止措置期間の電力供給を補うとすれば、電力料金収入の差は生じないことになる。但し、原子力以外、例えば火力で発電した場合は原子力発電に対する発電原価の差が生じる。

## 7. 安全性

原子炉施設の廃止措置における安全確保の基本的考え方は、運転中と同様で放射性物質の環境への漏洩防止と従事者の被ばく低減である。

移動撤去の対象となる原子炉建屋は、燃料の撤

去に伴い原子炉の運転が停止、よって原子炉機能が喪失しているため、運転中のように原子炉の反応度、あるいは原子炉の圧力や温度の上昇等、原子炉運転に伴う急激な過渡変化がなく、これに起因する大量の放射線や放射性物質の放出もない。また、使用済燃料を撤去しているため、臨界もない。

このように運転を恒久的に終了した原子炉施設は、安全水準が高く極めて静的な安定状態であると共に、一括移動撤去の主な作業を原子炉建屋の屋外で行うため、作業中における環境と作業員に対する放射線障害は十分に抑えられる。

但し、移動作業において原子炉建屋の健全性、並びに放射能の閉じ込め機能が損なわれないよう原子炉建屋を移動するための軌道や滑り支承の配置等に留意し、原子炉建屋の荷重分布バランスを保つことが重要である。

一方、一括移動撤去作業は、超重量物を扱う作業ではあるが、荷重支持に裕度のある移動装置を構築することで、一般的な建設工事と同様に労働安全衛生法等を準拠することで安全性は十分に確保できる。

また、同一サイト内に他の運転中原子炉施設がある場合は、一連の作業において、悪影響を及ぼ

さない配慮が必要となる。

原子炉建屋の長期保管では、燃料を撤去しているため、建屋内の放射能量は格段に少ないものの、解除できない放射線管理区域の管理、即ち放射性物質の閉じ込め機能を定常的に維持管理し、放射性物質の環境への放出を防止することが重要である。なお、長期保管場所における原子炉建屋の支持地盤については、原子炉の運転を停止し極めて安定した状態の原子炉建屋ではあるが、発電用原子炉施設に関する耐震設計審査指針を満足することが前提である。但し、この指針に適合しない場合があっても、その理由が妥当あればこれを排除するものではない。<sup>4)</sup>

## 8. 法規制等

原子炉等の規制に関する法律において、原子炉施設の解体撤去方式による廃止措置では、あらかじめ主務大臣へ『原子炉解体届』を届け出なければならない。<sup>5)</sup>

一方、今回検討した本方式は、跡地を早期解放するために原子炉建屋は一括移動し長期保管後、即ち遅延し最終的に解体、また、付属建屋は即時解体するものである。したがって、原子炉建屋の移動の結果、設置位置が変わるために、『原子炉施設の変更』の許可を得ると共に、付属建屋を即時解体するため『原子炉解体届』を届け出ることが必要と考えられる。

このように、本方式は基本的には現行法規制に抵触する可能性は少ない。

なお、原子炉建屋の長期保管中は、部分的な放射化や核燃料物質による汚染が残存することになるが、燃料を全て撤去し、原子炉としての機能は失われるので原子炉運転上要求される性能維持は不要となり、管理は運転中と比較して簡略化できる。したがって、原子炉施設の定期検査や保安規定等の項目や内容に関し、主任技術者の必要性や保管場所に関する耐震性等を含めて、緩和措置の検討が必要であると考える。

## 9. おわりに

原子炉建屋の一括移動撤去・遅延解体による廃止措置の概念検討では、技術的成立性の見通しを得ることができた。本方式の最大の特徴は、原子

炉建屋の一括移動撤去とその後の長期保管であり、それに伴い電力供給停止期間の短縮をはじめ、残存放射能減衰による最終解体作業の容易化、等の利点がある反面、標準工程とは異なる原子炉建屋の一括移動撤去と長期保管に要する管理の費用が増える等の欠点もある。

今後、わが国では順次商業用原子力発電施設が廃止措置の対象となり、将来は複数の原子力発電施設が同時期に廃止措置を行うような“本格的な廃止措置の時代”が訪れる。

本方式が、その時代における廃止措置方式の選択肢の一つに成り得るか否かの判断材料の一つに、敷地の地形や広さ、あるいは敷地内にある他の原子力発電施設の配置、等々の物理的な諸条件により適、不適がある。今後はサイト諸条件の精査をはじめ、長期保管中の環境影響等も加えて、より詳細、且つ総合的な検討を行い、重要な使命である電力の安定供給と将来的な電力需要、並びに本方式の社会的受容性、等を含めて選択の判断材料とすることが重要である。

最後に住民感情やその他社会的要因で現時点では考え難いが、最近運転を開始した、あるいは今後運転を開始する原子炉施設が廃止措置を向かえる遠い将来において、法規制等の見直しや社会情勢等の変化によっては、原子炉建屋を長期保管後に必要な措置を施し、サイト内でそのまま処分に移行することができる可能性も有り得ることを付け加えたい。

## 謝 辞

本原稿をまとめるにあたり、ご指導、ご助言を頂いた電力関係者の方々に心より感謝致します。

## 参考文献

- 1)日本原子力発電株式会社－3,4号機増設計画に係るお願い並びに1号機の運転停止時期に係る方針の報告について、げんでんニュース、ホームページ平成14年5月30日
- 2)総合エネルギー調査会原子力部会報告書－商業用原子力発電施設の廃止措置に向けて－平成9年1月14日
- 3)総合エネルギー調査会－実用発電用原子炉施設の廃止措置に係る安全確保及び安全規制の

考え方について—平成13年8月2日

- 4) 原子力安全委員会—発電用原子炉施設に関する耐震設計審査指針—昭和56年7月20日
- 5) 松林久行—原子力関係法規集—平成14年3月20日

## 雑固体廃棄物のプラズマ溶融処理<sup>1</sup>

中塩 信行\* 中島 幹雄\*

### ***Plasma Melting Treatment of Low Level Radioactive Waste***

Nobuyuki NAKASHIO and Mikio NAKAJIMA

Melting treatment of low-level radioactive wastes (LLW) is considered to be a promising technology for the preparation of a stable solid that will be disposed of in near surface repositories. This is because of large reduction of waste volume and production of a stable homogeneous solidified product. In the Japan Atomic Energy Research Institute (JAERI), the construction of the Waste Volume Reduction Facilities (WVRF) has been in progress since 1999. This is a part of an advanced volume reduction program for LLW in JAERI. In the WVRF, metallic and non-metallic solid wastes will be melted by means of an induction furnace with an induction plasma torch and a plasma melting furnace, respectively. In advance of operation of the WVRF, we have been conducting melting tests of non-metallic solid wastes with the aim of establishing the optimum melting condition for preparation of a stable solid that is suitable for disposal. In the test, simulated miscellaneous wastes, mainly non-metal materials, were melted together with radioactive tracers using a plasma torch of a non-transferred type; vaporization behavior of radioactive nuclides during melting treatment, distribution of them in a solidified product, chemical composition and mechanical strength of the solidified product, etc. were examined. We have reviewed a part of the melting test conducted in our program.

#### 1. はじめに

低レベル放射性廃棄物の溶融処理は、減容比が大きいこと、放射性核種の閉じ込め性能が高い固化体を製作できることなど、処分を考慮した均質で安定な廃棄体を製作するための有望な処理方法として注目されている。フランス、イスでは回転炉床式プラズマ溶融炉による雑固体廃棄物の溶融処理計画が進められている。日本原子力発電敦賀発電所でも回転炉床式プラズマ溶融炉を用いて類似の計画が進められており、関西電力美浜発電所では高周波誘導炉を用いた溶融処理が計画され

ている。最近、中国電力島根発電所では高周波誘導炉を用いた雑固体廃棄物溶融処理設備の運転が開始された。

日本原子力研究所東海研究所（原研）でも研究開発において所内で発生した低レベル放射性廃棄物を溶融処理により減容し、処分に向けて均一で安定な廃棄体を製作するために、高減容処理施設の建設整備を進めている。高減容処理施設では、研究用原子炉施設から発生する放射能評価が容易な金属廃棄物は高圧縮装置で、その他の金属廃棄物は高周波誘導加熱方式の金属溶融設備で、また難燃性・不燃性の非金属廃棄物はプラズマ加熱方

<sup>1</sup> 本研究は特別会計による科学技術庁（現 文部科学省）からの受託研究（平成7～12年度）として実施したものである。  
\* 日本原子力研究所 バックエンド技術部 (JAERI)

式の焼却・溶融設備で減容処理することになっている。<sup>1)</sup>

溶融処理によって製作された溶融固化体を廃棄体として処分するためには、発電所廃棄物と同様、廃棄体として要求される技術基準を満足している必要がある。この技術基準には廃棄体性状に係る項目と放射能に係る項目とがある。原研で発生する低レベル放射性廃棄物は、いわゆるRI・研究所等廃棄物に分類され、研究開発で用いられた様々な放射性核種が含まれていること、廃棄物の性状、含まれる放射性核種の濃度も一様ではないことなどの特徴がある。このため、廃棄体に含まれる放射性核種濃度の検認に当たっては、発電所廃棄物に対して採用されている簡易法（スケーリングファクター法等）は必ずしも適用出来ない場合が多いと考えられる。従って、溶融処理により放射能分布の均一な固化体を製作することは、放射能検認分析を容易にするうえで極めて重要である。

原研では、処分に適した安定で放射能分布の均

一な溶融固化体を製作するための溶融条件を把握することを目的に、プラズマ溶融処理によって製作した溶融固化体の性能評価試験を行ってきたので、その一部を紹介する。

## 2. 溶融試験

### 2.1 溶融装置

溶融処理に用いる加熱装置としては高周波誘導炉、プラズマ加熱炉等があるが、本試験における雑固体廃棄物の溶融処理では、非金属廃棄物が主成分となるのでプラズマ加熱方式を採用した。プラズマトーチは50kW (100V, 500A) の非移行式アークプラズマトーチを用いた。Fig.1に溶融試験装置の全体概略を示す。この装置は元々金属を含む雑固体廃棄物を溶融し、50L規模の溶融固化体の廃棄体を作る事の出来る、高周波誘導炉とプラズマトーチを備えた複合炉として製作された。ダイオキシンや酸性ガスの処理のために二次燃焼装置や排ガス洗浄装置等も備えている。塩化ビ

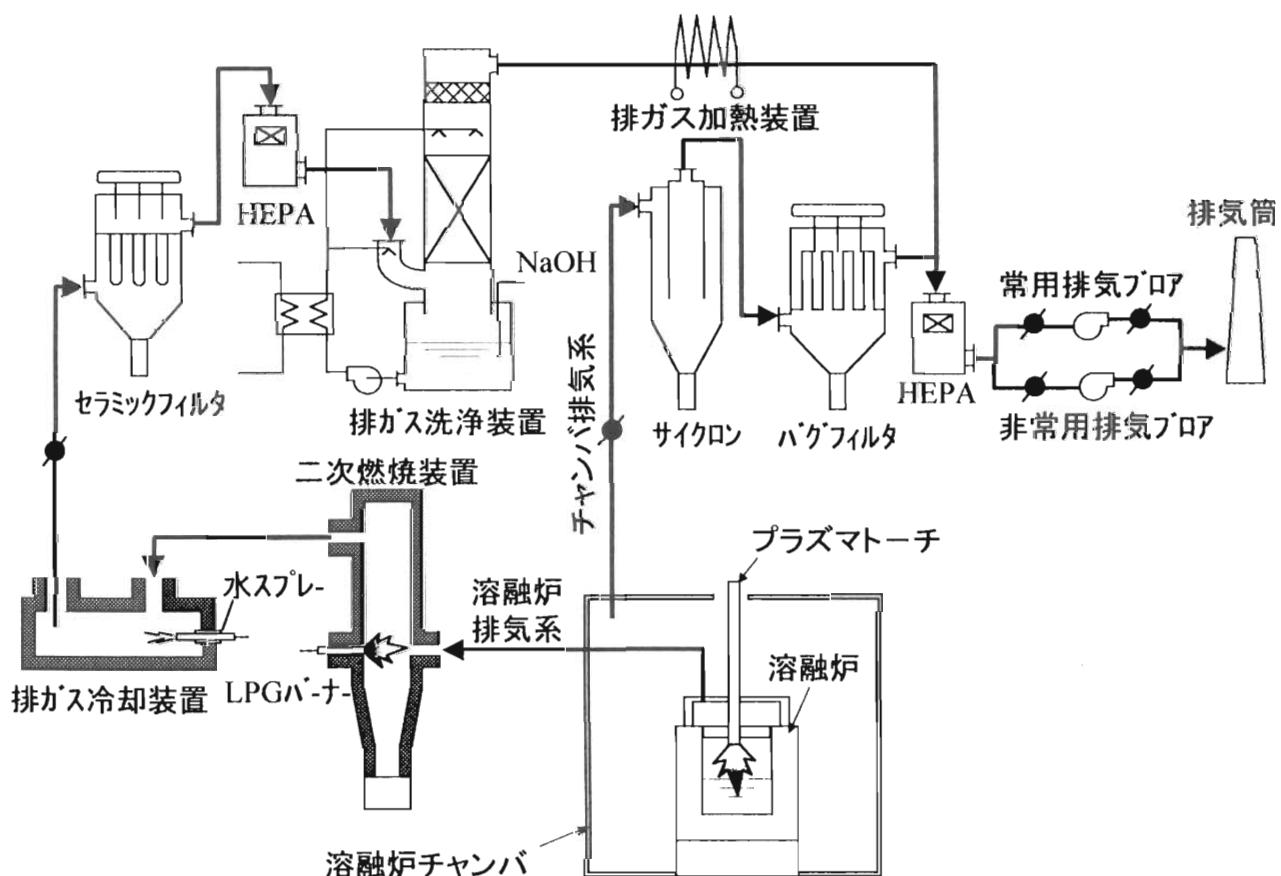


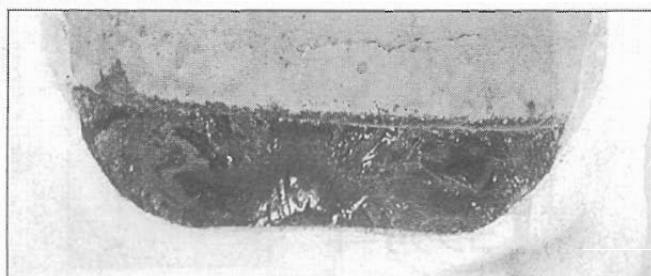
Fig.1 Flow Diagram of Melting System

ニール等を含む廃棄物を溶融した排ガス処理装置の性能試験では、溶融炉出口で $1800\text{ng-TEQ}/\text{Nm}^3$ であったダイオキシン濃度を最終のHEPAフィルター出口で $0.019\text{ng-TEQ}/\text{Nm}^3$ まで除去する事が出来ることを確認した<sup>2)</sup>。

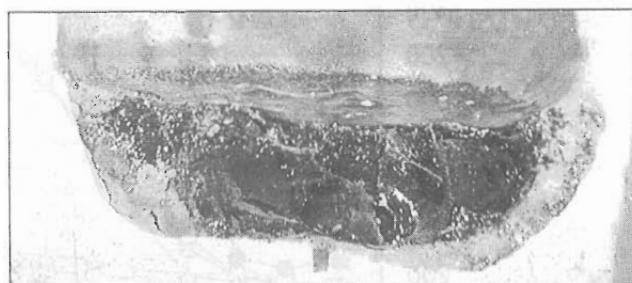
## 2.2 溶融方法

溶融試験では、高アルミナるつぼに模擬廃棄物を装荷し、 $50\text{L}/\text{min}$ のArガスを流しながらプラズマを点火した。5分後にプラズマが安定したところで窒素ガスに置換した。溶湯の温度はるつぼ底に埋め込んだ4本のB型熱電対で測定した。プラズマ加熱はいずれかの熱電対が $1650^\circ\text{C}$ に達した時点で終了とした。これは、使用した加熱装置では定温保持ができないこと、及びB型熱電対の常用温度が $1700^\circ\text{C}$ 以下であることに因る。プラズマ加熱を停止したのち、トーチをるつぼから引き抜き、そのまま放冷した。

プラズマ溶融で使用するアークプラズマトーチは $5000 - 20000\text{K}$ の高温の熱プラズマを容易に作り出すことが出来るので、高融点の化合物を含む廃棄物でも溶融が可能である。プラズマの温度分布は、陰極や陽極の形状、ガスの種類や流量等の種々の条件により影響される。また、るつぼの形状や照射条件等により溶融特性が異なる。このため、本試験を行う前に、用いたプラズマ溶融炉の最適溶融条件を把握するために、コンクリートを廃棄物として、プラズマの照射角度、トーチの位置を決めるための予察試験を行った。その結果、内径 $220\text{mm}$ 、高さ $200\text{mm}$ の高アルミナるつぼの中央に垂直にプラズマトーチをセットし、トーチノズル先端はるつぼ底から約 $190\text{mm}$ の位置に来る条件を選定した。Fig.2に垂直照射及び斜め照射(傾斜角度20度)した場合の溶融固化体断面を示す。斜め照射の場合はプラズマ照射方向のるつぼ壁が損傷を受けており、また反対側ではコンクリートの溶け残りも観察された。垂直照射の場合は十分に溶融しておりるつぼの損傷もほとんど認められなかった。高温の熱プラズマが直接るつぼ壁を照射しないように、トーチの配置を決める必要がある。これらの溶融条件はそれぞれの溶融システムにより異なるので、システム特有の条件を考慮して最適条件を検討する必要があろう。



垂直照射



斜め照射

Fig.2 Cross-sectional View of Solidified Products  
(Changing Plasma Torch Angle)

予察試験で照射条件を決めた後、コンクリート3kg及びステンレス鋼9kgを溶融し、加熱効率を求めた<sup>3)</sup>。熱電対による溶融時の温度変化をFig.3とFig.4に示す。 $1650^\circ\text{C}$ に達するまでの時間はコンクリートで42分、ステンレス鋼で32分であった。「JIS Z9202熱勘定方式通則」に準じて算出した熱効率は、コンクリート5%、ステンレス鋼14%であり、材質による加熱効率の違いを示している。いずれの場合もプラズマトーチ陽極への出熱割合が最も大きく、次いで炉内(るつぼ、耐火材)への蓄熱割合が大きかった。一般的に、プラズマ溶融炉においては輻射熱が大きな入熱割合を占めているので、輻射熱の有効利用が加熱効率の向上に果たす役割は大きいと考えられる。

## 2.3 性能評価用溶融固化体の製作

プラズマ溶融処理により製作される溶融固化体の性能評価のために、様々な組合せの模擬廃棄物を溶融し、溶融固化体の性状と添加した放射性核種の分布・揮発挙動を調べた。Table 1に溶融試験のRun No.と模擬廃棄物の組成を示す。廃棄物

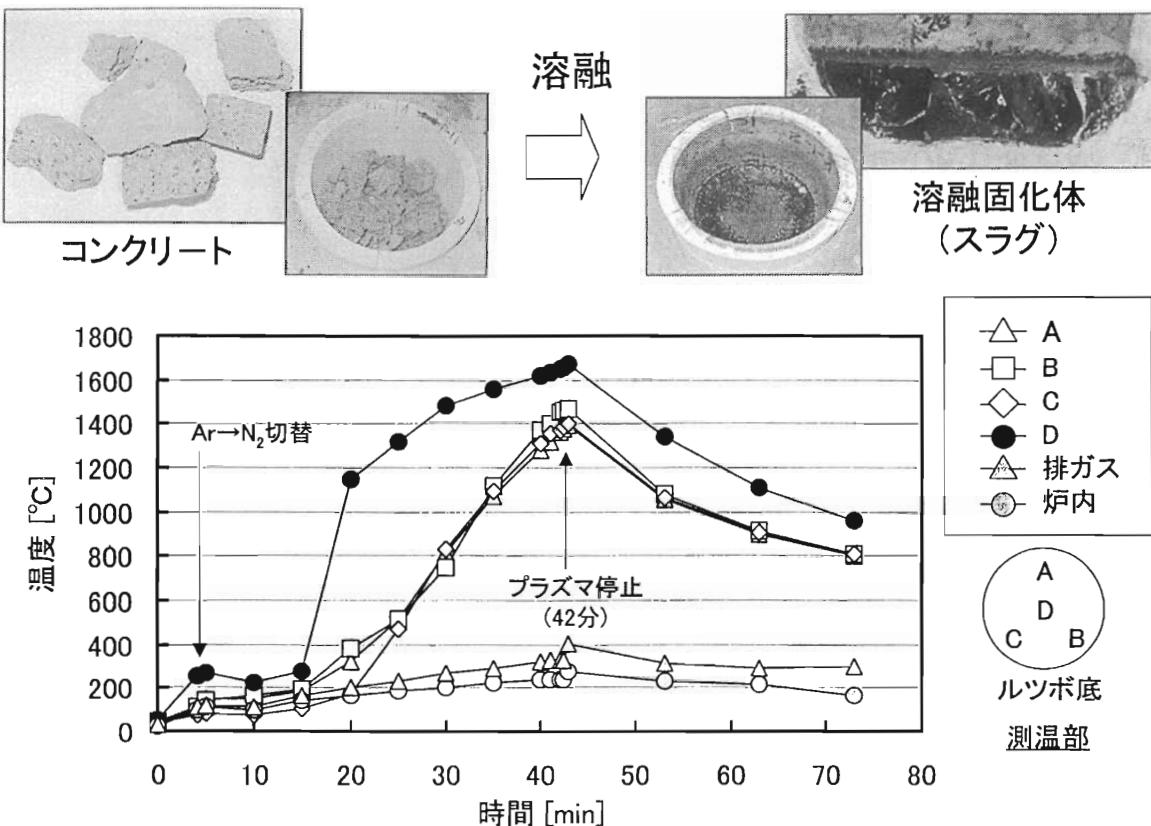


Fig.3 Temperature Change Monitored with Thermocouples (Concrete)

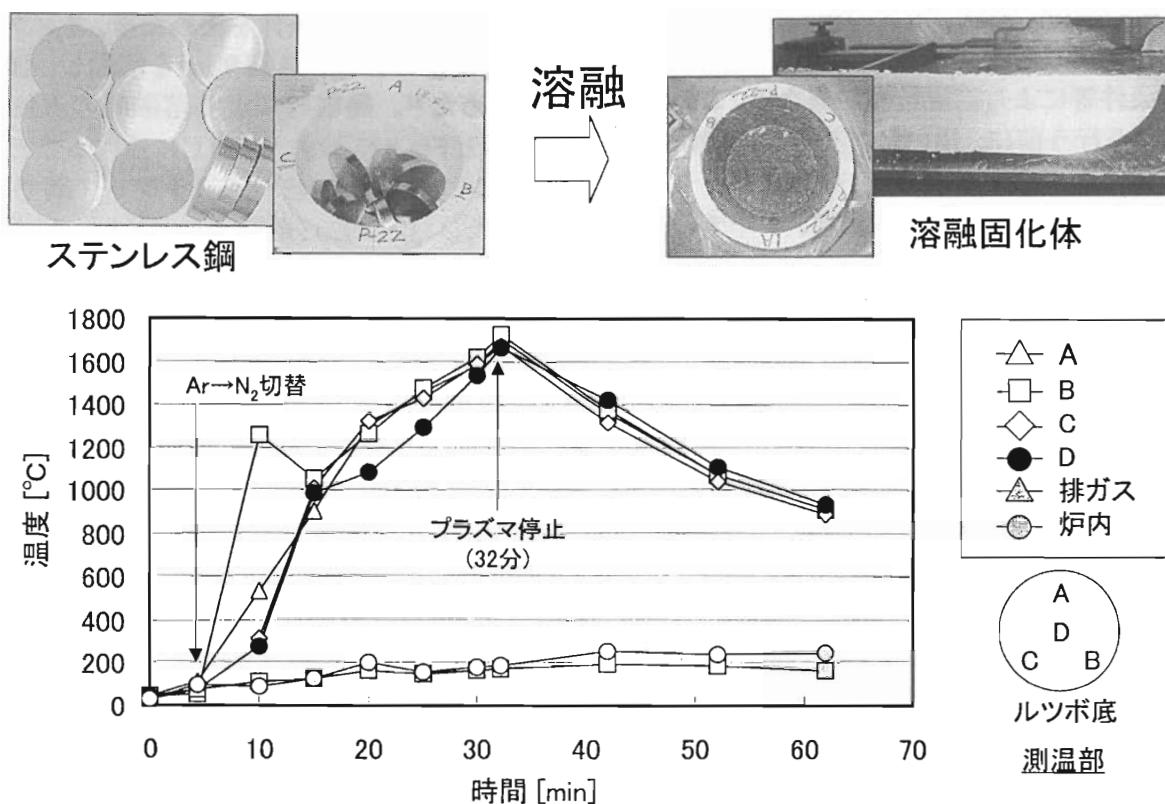


Fig.4 Temperature Change Monitored with Thermocouples (Stainless Steel)

Table 1 Experimental Conditions of Melting Test

Run No.	試験目的	模擬廃棄物組成*1 (wt%)			塩基度*2	加熱時間(分)
		コンクリート	その他			
1	組成変化	(100)	—	—	0.18	42
2						45
3						58
4						70
5		(70)	ガラス (30)	—	0.17	
6		(70)	保温材 (30)	—	0.35	
7		(70)	模擬焼却灰 (30)	—	0.22	
8		(70)	炭素鋼 (30)	—	0.18	
9		(70)	ステンレス鋼 (30)	—	0.18	
10		(70)	アルミニウム (30)	—	0.18	
11	塩基度変化	(60)	保温材 (30)	アルミニナルツボ(10)	0.38	約 40
12		(50)	保温材 (50)	—	0.49	
13		—	モルタル (100)	—	0.59	
14		—	保温材 (80)	アルミニナルツボ(20)	0.98	
15		試薬 [ Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> (52)、CaO (34)、SiO <sub>2</sub> (14) ]			2.49	
16		試薬 [ Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> (43)、CaO (48)、SiO <sub>2</sub> (9) ]			5.21	

\*1 模擬廃棄物には全て <sup>60</sup>Co、<sup>137</sup>Cs、<sup>152</sup>Eu を各々 0.3MBq 添加し、装荷重量 3kg とした

\*2 模擬廃棄物の化学組成から推定される塩基度 (CaO/SiO<sub>2</sub>)

は主にコンクリートを主成分とした不燃物で、一部金属を含むものも溶融した。また、塩基度の高い固化体を模擬するために酸化ケイ素、酸化アルミニウム、酸化カルシウムの混合物を溶融した。放射性核種として <sup>60</sup>Co、<sup>137</sup>Cs、<sup>152</sup>Eu をそれぞれ 0.3MBq 添加したコンクリートと一緒に溶融した。模擬廃棄物総重量は約 3kg、ノズルと模擬廃棄物の間は約 100mm の間隔がある。溶融方法は上述の通りである。

製作した溶融固化体はるつぼごと中央で縦に切断し、断面観察を行った。Fig.5に固化体断面の例を示す。いずれも金属を含んでいないので、金属酸化物の溶融固化体（スラグ）のみである。コンクリート、コンクリート十保温材、保温材十アルミナるつぼではガラス状の固化体が得られ、試薬調整では岩石状の固化体が得られた。目視による

観察では溶け残り、空隙などは見られず、いずれの例も十分に溶融されていることが確認できた。

### 3. 溶融固化体の物性評価

#### 3.1 均一性

はじめにも述べたように、RI・研究所等廃棄物は様々な放射性核種を含んでいるため、廃棄体に含まれる放射性核種濃度の検認方法が問題となっている。したがって、均質で放射性核種分布の均一な溶融固化体を製作することは、放射能検認の簡易・迅速化を図るうえで極めて重要である。そこで、作製した溶融固化体の均質・均一性を化学組成と放射能分布により調べた。測定用サンプルは円形の溶融固化体の中心部上下、及び周辺部の中程の深さの辺りからそれぞれ 2 試料づつを採取した。採取試料の一部を溶解し、ICP-AES で化学

組成を分析した。放射性核種濃度については、採取試料を粉碎しポリエチレン試料瓶に詰めてGe半導体検出器で $\gamma$ 線測定を行うことにより求めた。

Table 2に作製した溶融固化体(スラグ)の化学組成を示す。また、CaO (wt%) / SiO<sub>2</sub> (wt%) で表した塩基度も示してある。塩基度はスラグの化

学的な特性を表す重要な指標のひとつで、酸化物スラグの場合には、O<sup>2-</sup>イオンの活動度に関係している。金属製錬スラグなどでは塩基性成分と酸性成分の濃度比を塩基度として用いている。ここでは最も簡単なCaO (wt%) / SiO<sub>2</sub> (wt%) を塩基度として用いた。

## 模擬廃棄物

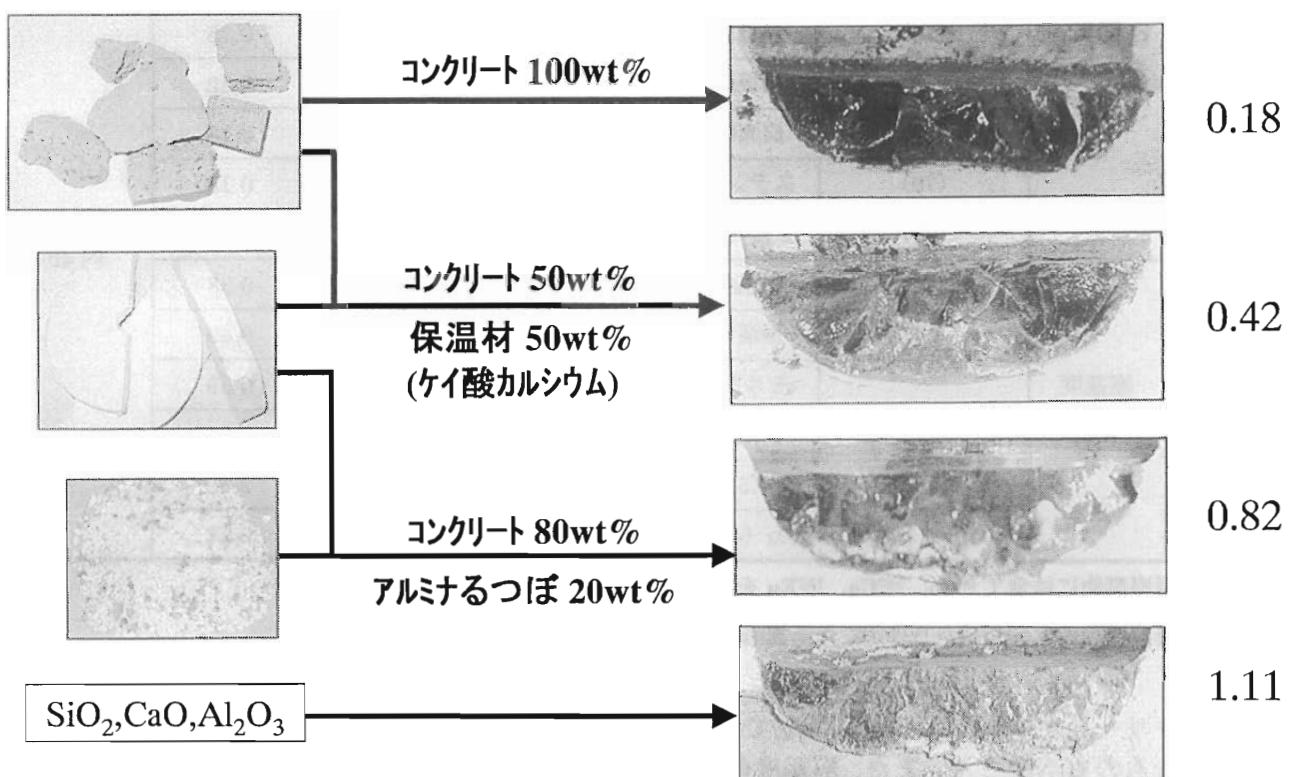


Fig.5 Cross-sectional View of Solidified Products (Changing Basicity of Slag)

Table 2 Chemical Composition of Solidified Slag

単位 (wt%)

	成分	1	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
ス ラ グ 組 成 分 析 値	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	10.3	7.3	7.9	12.2	12.7	9.5	11.6	13.5	6.6	9.8	19.0	45.4	46.1
	CaO	12.8	10.7	19.0	12.9	11.6	12.0	11.9	22.0	26.4	32.7	35.8	27.8	39.9
	MgO	1.2	2.0	1.1	2.7	1.2	1.0	1.9	0.9	0.9	1.1	0.7	0.4	0.6
	Na <sub>2</sub> O	1.9	5.0	1.3	1.4	1.8	1.7	1.6	1.1	1.1	1.2	0.1	0.4	0.2
	K <sub>2</sub> O	0.0	0.0	0.1	0.6	0.0	0.1	0.1	0.9	0.2	2.4	0.1	0.3	0.1
	FeO	2.5	1.7	2.1	8.5	3.4	3.2	2.1	1.9	1.8	2.1	0.7	0.7	0.9
	SiO <sub>2</sub>	71.4	73.3	68.6	59.0	69.4	70.1	70.8	59.8	62.9	50.7	43.6	25.1	12.3
	TiO <sub>2</sub>	—	—	—	2.0	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	ZnO	—	—	—	0.7	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	Cr <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	—	—	—	—	—	2.4	—	—	—	—	—	—	—
塩基度		0.18	0.15	0.28	0.22	0.17	0.17	0.17	0.37	0.42	0.64	0.82	1.11	3.24

溶融固化体の化学組成は固化体の物理的・化学的性質に関係しているので重要である。全体的に見れば、固化体の化学組成は模擬廃棄物の化学組成から推定される値から大きく外れることはなかった。しかし、 $\text{Al}_2\text{O}_3$ と $\text{K}_2\text{O}$ については、若干注意が必要である。 $\text{K}_2\text{O}$ は分解し易く、溶融温度では容易に揮発してしまうことが分かった。一方 $\text{Al}_2\text{O}_3$ については、スラグ溶湯によるアルミナるつぼの浸食が無視できない場合があり、予想より濃度が大きくなることがあった。また、溶融条件によっては、アルミナや保温剤などの高融点の廃棄物が溶け残る場合が見られたが、溶融したものについてはほぼ均質な固化体が得られた。

Fig.6 に各溶融固化体中の放射性核種濃度を示す。数値自体は添加量や溶融固化体重量のばらつきにより溶融試験間で違いが見られたが、それぞれの溶融固化体においては、一部を除いて変動係数も小さくほぼ均一な放射性核種分布が得られた。変動係数の大きい固化体については、溶け残りによる影響で放射性核種の均一分布が達成されなかつたものと考えられる。

溶融固化体の均質性の指標のひとつとして、比重を測定した。結果を Table 3 に示す。それぞれの溶融固化体については変動係数も小さく、均質

な固化体であることが示された。溶融スラグの比重は塩基度の増加とともに約2.5から3.0まで大きくなつた。これは塩基性酸化物である $\text{CaO}$ がスラグを構成するシリケイト網目構造を破壊し、スラグの密度が大きくなることに因る。

以上のように溶融固化体の均質・均一性については十分達成できる見通しが得られた。そのための最適溶融条件については、使用する溶融炉の型式や溶融する廃棄物の性状などにより、個々に検討が必要である。低粘度の溶湯を出来るだけ低い温度で達成することが、経済的にも溶融炉の保守管理上も望ましい。

### 3.2 放射性核種分布

溶融固化体中の各放射性核種の残存率(溶融前の廃棄物に含まれる放射能量に対する溶融後の固化体中の放射能量の割合を百分率で表したもの)は、溶融条件の設定や放射能インベントリー評価において重要である。一般に、金属を含む溶融体では酸化物の生成自由エネルギーが $\text{Fe}$ より大きい元素は金属へ、小さい元素は酸化物スラグへ分布する傾向がある。また、揮発性の高い元素は排ガス中へ飛散し易い。高周波誘導炉を用いた金属溶融試験では、 $\text{Co}$ 、 $\text{Ni}$ などは金属層に、 $\text{Cs}$ 、 $\text{Sr}$ は

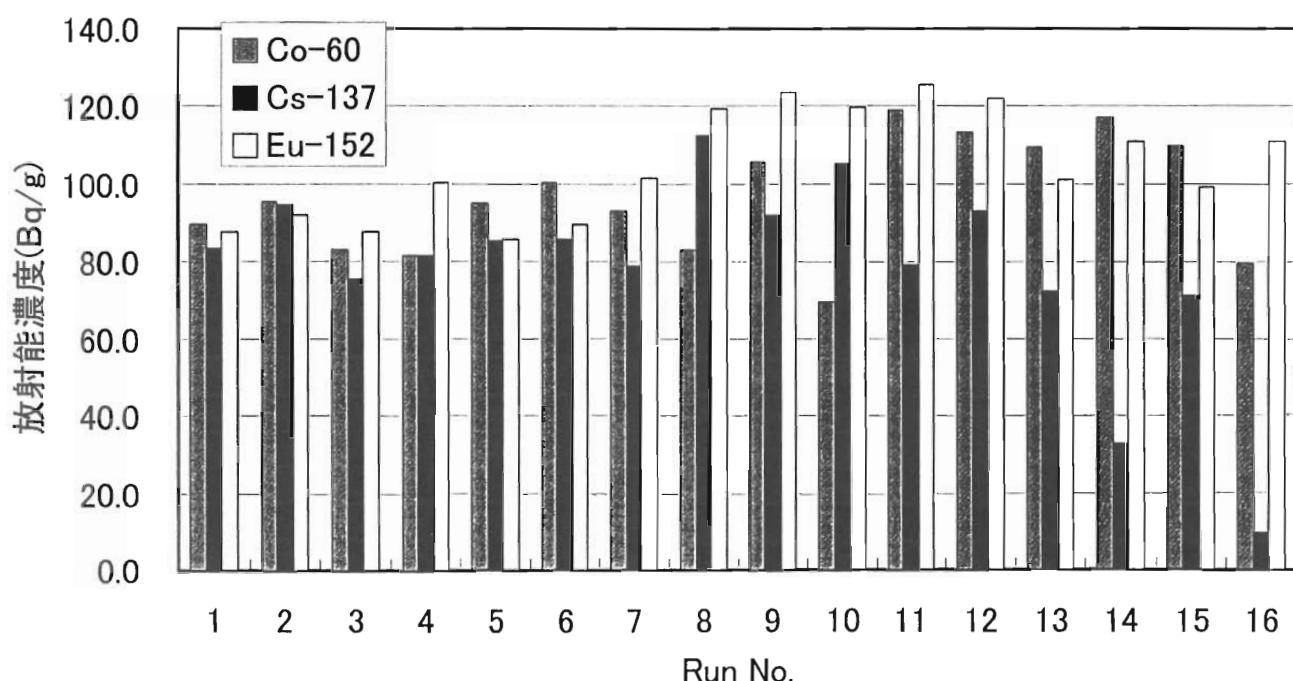


Fig.6 Concentrations of RI Tracers in Solidified Slag

Table 3 Specific Gravity of Solidified Slag

Run No.	平均値	標準偏差
1	2.52	0.00
2	2.52	0.05
3	2.52	0.01
4	2.51	0.01
5	2.49	0.01
6	2.61	0.05
7	2.69	0.01
8	2.55 (7.50)*	0.01 (0.43)*
9	2.56 (7.79)*	0.08 (0.11)*
10	2.45 (2.59)*	0.09 (0.01)*
11	2.63	0.04
12	2.73	0.03
13	2.81	0.01
14	2.82	0.01
15	2.90	0.04
16	2.99	0.01

\*溶融固化体金属層の値

スラグと排ガス中のダストへ分布することが報告されている<sup>4)</sup>。また、金属を含む雑固体廃棄物をプラズマ溶融した例では、Co、Ni、Reが金属層に、Sr、Nb、Cs、Ceがスラグ層に分布することが示された<sup>5)</sup>。

本溶融試験では、主に非金属の溶融固化体について、<sup>60</sup>Co、<sup>137</sup>Csの残存率を調べた。Euはほぼ全部がスラグ層に残存することが分かっているので<sup>6)</sup>、<sup>152</sup>Euの残存率を100%として<sup>60</sup>Co、<sup>137</sup>Csの残存率を補正した。結果をTable 4に示す。金属を多く含む溶融固化体では、<sup>60</sup>Coは金属層に分布するが、本試験では一部を除いて酸化物スラグ層のみなので、多くの場合、スラグ層に80%以上が残存した。100%にならない理由は、スラグ層中に

存在した金属粒に因るものと思われる。本試験では窒素プラズマを用いているため、還元雰囲気下での溶融となっており、スラグ中の酸化鉄成分が一部還元されて金属粒を生じたものと考えられる。このため、<sup>60</sup>Coの一部がこの金属粒に分布したと推測される。金属層を含む固化体では明らかにスラグ層への残存率が減少し、<sup>60</sup>Coが金属層にも分布しているのが分かる。

揮発性の高い<sup>137</sup>Csの残存率はスラグ塩基度に対する依存性を示した<sup>7)</sup>。塩基度0.3辺りでは約90%の残存率を示したが、塩基度が高くなるに従って残存率は減少し、塩基度3.2では約90%が揮散した。この塩基度依存性は他の報告でも見られており、塩基性酸化物であるCaOがスラグを構成するシリケイト網目構造を破壊することにより、Csがスラグ中を移動し易くなるためと考えられる。これは塩基度増加によりスラグ粘度が減少することと密接に結びついている。ところが、同じくスラグ粘度を低下させることができているFeOは<sup>137</sup>Csの残存率にほとんど効果を及ぼさないことが分かった<sup>8)</sup>。塩基性酸化物であるCaOとFeOがシリケイト網目構造の破壊に及ぼす効果の違いを反映しているものと思われる。一方、<sup>60</sup>Coの残存率についてのスラグ化学組成依存性は観察されなかった。

以上のことから、揮発性の高い<sup>137</sup>Csはできるだけ低い塩基度の溶湯を維持することにより、固化体への残存率を向上させることが可能である。もちろん<sup>137</sup>Csの残存率を支配する因子は溶融スラグの塩基度だけではなく、溶湯の温度、加熱時間、溶湯の表面積などが重要な因子であることは言うまでもない。また、<sup>137</sup>Csの残存率に影響することなく、溶湯スラグの粘度をFeO濃度により調整可能であることは重要である。スラグ粘度を下げることは溶湯の均一性を高め、出湯操作を容易にする。従って廃棄物組成の調整により溶湯の塩基度とFeO濃度を制御することは性能の良い溶融固化体を製作する上での基本的な留意点のひとつであると言える。

### 3.3 機械的強度

均質・均一固化体を廃棄体として処分する場合、セメント固化体の強度は一軸圧縮強度15kg/

Table 4 Retention of Radionuclides of Solidified Slag

Run No.	放射性核種残存率(%)			
	<sup>60</sup> Co	標準偏差	<sup>137</sup> Cs	標準偏差
1	87	14	90	14
2	88	10	97	10
3	81	6	82	5
4	74	4	82	4
5	94	17	95	17
6	95	21	91	17
7	83	6	78	6
8	59 (19)*	14 (7)*	89 (0.3)*	19 (0.1)*
9	78 (11)*	20 (1)*	75 (0.3)*	12 (0.1)*
10	53 (6)*	8 (4)*	89 (0.2)*	15 (0.0)*
11	86	12	64	9
12	79	27	72	31
13	92	2	68	2
14	96	4	30	1
15	94	44	68	21
16	61	4	8	0.6

\*溶融固化体金属層の値

cm<sup>2</sup> (1.5MPa) 以上が要求される。溶融固化体はセメント固化体に比べれば遙かに高い強度が期待され、廃棄体の健全性は向上するものと考えられる。

溶融固化体の圧縮強度を「JIS M0302 岩石の圧縮強さ試験方法」に準じて測定した。この場合、圧縮試験は20mm×20mm×40mm以上の試験体を用いて行うことになっているが、本試験で作製した溶融固化体からこのサイズの試料を用意することが出来なかつたため、5mm×5mm×10mmの試料を調整して実施した。ただし、別に作製した放射性核種を含まないコールドサンプルを用いて、試験体サイズの違いに伴う圧縮強度測定値の変化について試験を実施し、影響は小さい事を確

認している。Fig.7に塩基度0.18から3.24までの溶融固化体の圧縮強度を示した。圧縮強度は特別な塩基度依存性は示さず、85から310MPaまでばらついたが、現行の均質・均一固化体の廃棄体の埋設基準値1.5MPaよりはるかに高い値を示し、溶融固化体は十分な強度を有していることが分かった。

### 3.4 化学的安定性（放射性核種の溶出率）

溶融固化体の化学的安定性は放射性核種の閉じ込め性能に関係しており、重要な性能のひとつである。このため、溶融固化体からの放射性核種の溶出試験を行った。試験条件をTable 5に示す。モルタル平衡水は2mm メッシュ以下に粉碎したコ

ンクリート粉1kgと脱イオン水2Lを混合し、24時間放置した後pHが安定したものを用いた。脱イオン水のpHは5.8、モルタル平衡水のpHは12.2であった。42日間の<sup>137</sup>Csの溶出量をFig.8に示す。

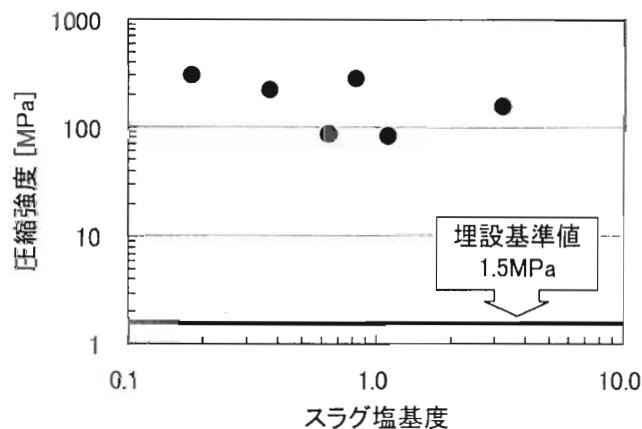
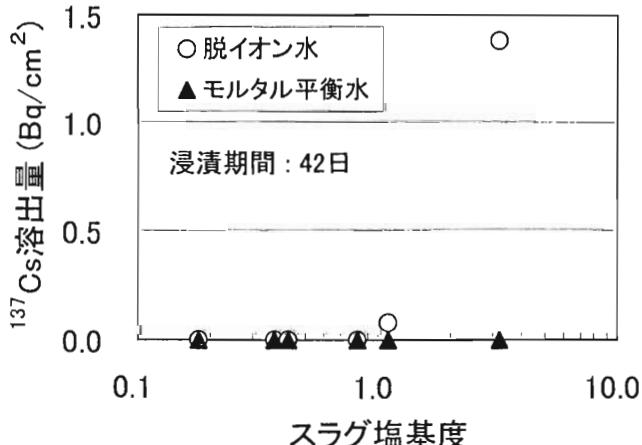


Fig.7 Compressive Strength of Solidified Slag

Table 5 Experimental Conditions of Leaching Test of Solidified Slag

項目	選定条件	
試料形状	10mm×10mm×10mm	
試験容器	テフロン容器（蓋付き）	
溶出液量	60ml	
溶出温度	室温	
比液量 (SA/V)	10m <sup>-1</sup>	
溶出液	脱イオン水	モルタル平衡水
溶出期間	1, 2, 7, 21, 42 日間	

Fig.8 Concentrations of <sup>137</sup>Cs Leached from Solidified Slag (Leaching Period 42days)

溶出液にモルタル平衡水を用いた場合には、42日間の<sup>60</sup>Co、<sup>137</sup>Cs、<sup>152</sup>Euの溶出量はすべて検出限界以下であったが、溶出液に脱イオン水を用いた場合には、塩基度1.1と3.2の溶融固化体で<sup>137</sup>Csの溶出が測定された。溶融固化体の水への溶解は、ガラスの場合と類似の機構で進行すると考えられ、含まれるアルカリ金属やアルカリ土類金属が溶解する過程とSi-O結合が水酸イオンにより切断されてSiが溶解する過程が含まれている。モルタル平衡水には既にSi等が溶け込んでいるので、脱イオン水に比べて固化体の溶解はそれほど進まないため、<sup>60</sup>Co、<sup>137</sup>Cs、<sup>152</sup>Euの溶出が見られなかつたものと推測される。一方、脱イオン水では、Ca濃度の高い高塩基度の固化体から、最も水に溶けやすい<sup>137</sup>Csの溶出が検出された。しかしながら、通常の廃棄物組成で作製される溶融固化体の塩基度はおよそ1以上にはなり得ないと考えられるので、Fig.8で示された塩基度3.2のデータは、特殊条件下での値と考えてよい。塩基度1以下ではこれまでのところ、得られた溶出率はいずれの場合も極めて低く、高レベル廃棄物のガラス固化体での溶出率と同等以下であり、閉じ込め性能の高い安定な溶融固化体が得られていることを示している。

#### 4. まとめ

低レベル放射性廃棄物の溶融処理は減容性、放射性核種の閉じ込め性能、廃棄体の安定性等からみて極めて有効な処理法であると考えられる。溶融処理法は、どのような溶融炉を使用するにしても、要素技術的な面からは既存技術の組合せと言えるかもしれないが、実際に廃棄物を溶融し、処分に適した廃棄体を製作するには実践的に解決すべき課題も残されている。特に多様な廃棄物を対象とするRI・研究所等廃棄物の雑固体廃棄物では、廃棄物組成、溶融炉の運転条件、排ガス処理等、総合的に溶融条件を把握することが必要である。また、分別等の前処理過程についても、溶融炉の運転の安全確保及び溶融固化体の性能維持の観点から、十分な検討が必要である。

はじめにも述べたように、溶融固化体の廃棄体は、均一性を保証することによって放射能確認が容易になること、放射性核種や有害物質の溶出を

抑制すること、等の利点を有している。従って、高減容処理施設ではこれらを実現するために、本稿で紹介した溶融試験の結果をもとに溶融条件の最適化を図り、RI・研究所等廃棄物の処分に向けた廃棄体の作製を進める予定である。

## 参考文献

- 1) H. Higuchi, et al., "Advanced volume reduction program for LLW at JAERI", Proc. Int. Conf. Safewaste 2000, Montpellier Corum, France, 1-5 Oct., 2000, Vol. 1, 314 (2000).
- 2) 磯部他、JAERI-Tech 2000-049 (2000).
- 3) 福井他、日本機械学会第7回動力・エネルギー技術シンポジウム 2000 講演論文集、p356 (2000).
- 4) H. Nakamura, et al., "Melting tests for recycling slightly radioactive metallic wastes arising from decommissioning", Nucl. Technol., 117, 195-205 (1997).
- 5) 安井他、「低レベル放射性雑固体廃棄物処理へのプラズマ溶融法の適用性評価：溶融固化体の物性と溶融時の核種挙動に与える炉内雰囲気ガス条件の影響」、日本原子力学会誌, 41, 39-47 (1999).
- 6) M. Sappok, "Recycling of metallic materials from the dismantling of nuclear plants", Kerntechnik, 56, 376-378 (1991).
- 7) M. Nakashima et al., "Characterization of solidified products yielded by plasma melting treatment of simulated non-metallic radioactive wastes", J. Nucl. Sci. Technol., 39, 687-694 (2002).
- 8) M. Nakashima et al., "Effects of basicity and FeO concentration on the retention of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{60}\text{Co}$  in slag made from non-metallic radioactive wastes", Radiochim. Acta, in press.

# **RANDEC's Capability**

**Radioactive Waste Management and Nuclear Facility**

**Decommissioning Technology Center**

**The capability and service of RANDEC are to ;**

**Implement decommissioning research,  
development and investigation.**

---

**Provide technical information on decommissioning.**

---

**Train for decommissioning.**

---

**Inform and enlighten the public  
about decommissioning.**

© デコミッショニング技報 第26号

発行日 : 平成14年11月15日

編集・発行者 : 財団法人 原子力研究バックエンド  
推進センター

〒319-1111 茨城県那珂郡東海村舟石川821-100  
Tel. 029-283-3010, 3011  
Fax. 029-287-0022

ホームページ : <http://www.randec.or.jp>  
E-mail : [decomi@randec.or.jp](mailto:decomi@randec.or.jp)