

# デコミッショニング技報

Journal of the RANDEC No. **15** 1996

巻頭言：第2フェーズのデコミッショニング

総説：スペイン・イタリアのガス冷却炉の  
廃止措置状況

# RANDEC

RANDEC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行います。

# デコミッショニング技報

第15号(1996年12月)

## 目次

### 巻頭言

第2フェーズのデコミッショニング .....	1
	山村 修

### 総説

スペイン・イタリアのガス冷却炉の廃止措置状況 .....	2
	山本 龍美、野尻 茂信 上妻 正孝

### 技術報告

JPDR 解体実地試験－JPDR 設備・機器の解体－ .....	12
	清木 義弘、柳原 敏 立花 三夫
JPDR 解体実地試験－放射線管理－ .....	24
	富居 博行、清木 義弘
JPDR 解体実地試験－JPDR 解体廃棄物の管理－ .....	35
	阿部 昌義、仲田 進 伊東 慎一
極低レベルコンクリート廃棄物の埋設実地試験 .....	50
	阿部 昌義、大越 実 吉森 道郎
動力試験炉施設解体廃棄物等安全性実証試験 .....	59
	今井 久

# Journal of the RANDEC

No. 15, December 1996

## CONTENTS

### Exposition

- Current Status of the Decommissioning of Gas Cooled Reactors in Spain and Italy ..... 2  
Tatsumi YAMAMOTO, Shigenobu NOJIRI  
Masataka KAMITSUMA

### Technical Report

- The JPDR Dismantling Demonstration Project  
- Dismantling of Equipment and components in JPDR - ..... 12  
Yoshihiro SEIKI, Satoshi YANAGIHARA, Mitsuo TACHIBANA
- The Japan Power Demonstration Reactor Dismantling Project  
- Radiation Control - ..... 24  
Hiroyuki TOMII and Yoshihiro SEIKI
- The Japan Power Demonstration Reactor (JPDR) Dismantling Activities  
- Management of JPDR Dismantling Waste - ..... 35  
Masayoshi ABE, Susumu NAKATA and Shinichi ITO
- Safety demonstration test for the disposal of very low level concrete waste ..... 50  
Masayoshi ABE, Minoru OKOSHI and Michiro YOSHIMORI
- Radioactive Contamination in Concrete/Mortar, Metal-pipe and Area soil of JPDR .....  
Hisashi IMAI

## Current Status of the Decommissioning of Gas Cooled Reactors in Spain and Italy

Tatsumi YAMAMOTO, Shigenobu NOJIRI  
Masataka KAMITSUMA

J. RANDEC, No. 15 (December 1996), page 2~11, 8 Figures, 1 Tables

Spent fuels from the reactor of Vandellos-1 Power Station in Spain and Latina Power Station in Italy have been completed. At present, they are waiting for the license of the decommissioning work commencement. These licenses are scheduled for issuance in October 1996 and June 1997, respectively. After the license will be issued, the safe storage preparation works at these plants will be performed during about 5 years period. Vandellos 1 and Latina will be dismantled after 25 years and 40 years safe storage period, respectively. Although the time period of the safe storage differs from countries, their fundamental policy on the decommissioning of the reactors is same as that of Japan, that is, reactors should be finally dismantled.

The JPDR Dismantling Demonstration Project  
—Dismantling of Equipment and components in JPDR—Yoshihiro SEIKI, Satoshi YANAGIHARA  
Mitsuo TACHIIBANA

J. RANDEC, No. 15 (December 1996), page 12~23, 7 Figures, 2 Tables

The Japan Power Demonstration Reactor (JPDR) dismantling demonstration project was completed by March 1996. The objectives of this project were to demonstrate the techniques developed in R&D phase, to obtain experience on dismantling activities, and to establish the decommissioning database. By 1990, removed were the highly activated components such as the reactor internals, the reactor pressure vessel (RPV) and the pipes connected to the RPV using the rotary disk knife, the shaped explosive, the plasma arc, and the arc saw cutting techniques with remote operation. After removing these components, the dismantling of the biological shield was conducted from 1990 to 1994. Dismantling of equipment and components in the facility was one of the important activities.

Through the dismantling activities, various data on cutting performance, radiological safety, waste generation were collected and these were accumulated in the database. This report describes the dismantling procedure and the results of the data analysis on the dismantling of the equipment and steel components in the JPDR facilities.

## Safety demonstration test for the disposal of very low level concrete waste

Masayoshi ABE, Minoru OKOSHI and Michiro YOSHIMORI  
J. RANDEC, No. 15 (December 1996), page 50~58, 6 Figures, 3 Tables

Japan Atomic Energy Research Institute (JAERI), who conducted the demonstration test on a safe dismantling of Japan Power Demonstration Reactor (JPDR) in Tokai Research Establishment, has been performing the safe demonstration of near-surface disposal of very low level (VLL) concrete waste arisen from JPDR dismantling. Approximately 1,700 tons of VLL concrete waste were placed in a simple disposal facility, of which dimensions are 45 m × 16 m and 3.5 m in depth without any engineered barrier, and covered with soil of 2.5 m thickness.

Radionuclides contained in the VLL concrete waste are Co-60, Cs-137, Eu-152, 154, H-3, C-14, etc. Radiation monitoring data, such as radiation dose around the facility, radioactivity concentrations in groundwater, soil, etc. are being collected to analyse the dose to the public. This paper describes the outline of the demonstration test of VLL concrete waste disposal.

## Radioactive Contamination in Concrete/Mortar, Metal-pipe and Area-soil of JPDR

Hisashi IMAI

J. RANDEC, No. 15 (December 1996), page 59~69, 9 Figures, 5 Tables

Radioactive contamination was measured to study on separation between contaminated and non contaminated parts in structural materials of JPDR. The materials are the building concrete mortar, the metal-pipe and the area-soil. In addition to the measurement, diffusion behavior in the concrete/mortar was also studied on two kinds of radioactive elements, <sup>60</sup>Co and <sup>137</sup>Cs.

It was known that the contamination in the concrete and the soil have penetration depths over which the radioactivity can not be detected any more. The metal-pipe was easily decontaminated by the electrical decomposition in phosphoric or sulfuric acid solution. The results obtained from the study indicate that the contaminated part in the decommissioning wastes of the reactor can be safely separate from the non-contaminated.

The Japan Power Demonstration Reactor Dismantling Project  
—Radiation Control—

Hiroyuki TOMII and Yoshihiro SEIKI  
J. RANDEC, No. 15 (December 1996), page 21~34, 15 Figures, 4 Tables

In the Japan Power Demonstration Reactor (JPDR) dismantling project, radiation control was performed properly with routine and special monitoring to keep the occupational safety and to collect data necessary for future dismantling of nuclear facilities. This report describes a summary of radiation control in the dismantling activities and some results of parametric analysis on dose equivalent evaluation, and introduces the following knowledge on radiological protection effectiveness of the dismantling systems applied in the project.

- a) Use of remote dismantling systems was effective in reducing equivalent workplace exposure.
- b) Utilization of existing facilities as radiation shield or radioactivity containment was effective in reducing workplace exposure, and also in increasing work efficiency.
- c) Use of underwater cutting systems was useful to minimize air contamination, and to reduce the dose equivalent rate in the working area.
- d) In the planning of dismantling, it is necessary to optimize the radiation protection by analyzing dismantling work procedures and evaluating radiological features of the dismantling systems applied, including additional work which the systems require brought from such activities.

The Japan Power Demonstration Reactor (JPDR) Dismantling Activities

—Management of JPDR Dismantling Waste—

Masayoshi ABE, Susumu NAKATA and Shinichi IIO  
J. RANDEC, No. 15 (December 1996), page 35~49, 6 Figures, 4 Tables

The management of wastes, both radioactive and non-radioactive, is one of the most important issues for a safe and reasonable dismantling operation of nuclear power plants. A large amount of radioactive wastes is arising from a reactor dismantling operation in a relatively short period time, ranging in a wide variety from very low level to relatively high level. Moreover non-radioactive waste is also in a huge amount.

The dismantling operation of Japan Power Demonstration Reactor (JPDR) resulted in 24,440 tons of dismantling wastes, of which about 15% was radioactive and 85% non-radioactive. These wastes were managed successfully implementing a well developed management plan for JPDR dismantling waste.

Research and development works for handling of JPDR dismantling wastes were performed, including fixation of loose contamination on surface, volume reduction and waste containers for on-site transportation and interim storage. The JPDR dismantling wastes generated were classified and categorized depending on their materials, characteristics and activity level. Approximately 2,100 tons of radioactive wastes were stored in the interim storage facilities on site using developed containers, and 1,670 tons of radioactive concrete waste were used for a safe demonstration test of a simple near-surface disposal for very low level waste. Other dismantling wastes such as steel and concrete which were categorized as non-radioactive were recycled and reused as useful resources. This paper describes the management of the JPDR dismantling wastes.

## 第2フェーズのデコミッショニング



動力炉・核燃料開発事業団  
東海事業所長

山村 修

茨城県東海村では、原子力の日に合わせて去る10月26, 27日の両日、(社)茨城原子力協議会主催による「原子力40周年記念フェア」が開催された。これは40年前、東海村に原子力の立地が決定されたことを記念するもので、科技庁、通産・資源エネルギー庁の後援を受け、県、地元町村、地元原子力関係機関も共催のもとに開かれたものであり、週末の2日間、種々の催しを織り混ぜて盛況のうちに幕を閉じた。

東海村における40年の歩みは、そのまま我が国の原子力開発・実用化の軌跡とも言えよう。忌まわしい原爆の余燼の中から平和利用を大前提とした原子の火を灯し、民生用原子力発電の普及と核燃料サイクルの技術基盤の整備がなされてきた。

原子力に限らず新しい巨大技術の導入・普及にあたっては、技術体系として詳細に具体化された完璧なものが当初より用意されることは稀であろう。原子炉が実現され、続いて濃縮、燃料加工や再処理の技術定着が図られ、今日においては廃棄物の処理・処分やデコミッショニングが特に注目されている。長期的スパンで捉えた時、我が国における原子力開発・利用に係る技術が一通り実用化され、技術体系として完結するこの半世紀を「第1フェーズ」とするならば、現在はその終盤に差しかかっていると言える。この意味で、デコミッショニングは第1フェーズの「詰め」として重要な意義を有するものと考えられる。

もとより「フェーズ」の境界は明確なものではないが、間近に迫った21世紀における主要活動は「第2フェーズ」として位置づけられよう。そして、そのキーワードは「高度化」への取組であり、具体的には安全性を踏まえた一層の資源節約、環境調和、経済性向上等への更なる努力の傾注と予想される。動燃東海事業所としても、現在直面する廃棄物処理・処分の研究の他、高速炉燃料加工、高速炉燃料再処理、先進的核燃料リサイクル研究等、21世紀を見据えた活動展開を目指しているところである。

さて、原子力発祥の地・茨城の名産としては、納豆もつとに名高いところである。家庭用としては昔の藁づとに替わって発泡スチロール製の容器がすっかり定着した。最近になって、容器の内側にフィルムを貼り、使用後はこれを剝がしてリサイクルを指向したものを見かけたと思うが、なにぶん糸と粘りの食品だけに成否の程はどうであったろうか。

原子力施設のデコミッショニングで特徴的なものは放射性物質である。施設の建屋躯体は建設コストの2~3割程度を占めるが、この建屋をフィルム貼り納豆容器の様にはできないものかと思ったりもする。一般に耐用年数50~60年と言われる鉄筋コンクリートも、第2フェーズ時代には長寿命化の工夫がなされようし、解体に伴う膨大なコンクリート廃棄物の低減と経済性の向上が期待できよう。

「デコミッショニング」はしばしば施設「解体」をイメージさせるが、言うまでもなく「デコミッショニング(就役)」に対する「解役」であり、施設機能の転換もこの範疇に含まれるものと考えられる。第2フェーズにおけるデコミッショニングでは、このような観点でも技術の向上が図られるであろう。

稚拙な思い付きは兎も角としても、今後、第1フェーズの使命を終えた各種施設のデコミッショニングを通じて技術の蓄積を進め、第2フェーズにおいてはこれまでも増してデコミッショニングを見通した施設設計を図る必要があろう。

第2フェーズの展開は一朝一夕に叶うものではない。納豆粒の様に、技術と経験の細かい積み上げを粘り強く続けることが肝要と自戒する。

## スペイン・イタリアのガス冷却炉の廃止措置状況

山本 龍美\*、野尻 茂信\*  
上妻 正孝\*\*

### *Current Status of the Decommissioning of Gas Cooled Reactors in Spain and Italy*

Tatsumi YAMAMOTO, Shigenobu NOJIRI  
Masataka KAMITSUMA

Spent fuels from the reactor of Vandellós-1 Power Station in Spain and Latina Power Station in Italy have been completed. At present, they are waiting for the license of the decommissioning work commencement. These licenses are scheduled for issuance in October 1996 and June 1997, respectively. After the license will be issued, the safe storage preparation works at these plants will be performed during about 5 years period. Vandellós-1 and Latina will be dismantled after 25 years and 40 years safe storage period, respectively. Although the time period of the safe storage differs from countries, their fundamental policy on the decommissioning of the reactors is same as that of Japan, that is, reactors should be finally dismantled.

#### 1. はじめに

我が国の商業用原子力発電所は、既に49基が運転中であり、全電力の約1/3を供給している。商業用原子力発電所の寿命について法的に規定されたものは無いが、いずれは設置目的の終了や、経済上の理由等から停止する時期が来ることは避けられない。

我が国においても、日本原子力発電(株)が、我が国で最初に導入した東海発電所(黒鉛減速炭酸ガス冷却炉、出力166MWe)を原子力発電所の運営上のノウハウやルールの確立、技術者の育成等の初期目的の達成と経済性の将来見通し等の理由から1998年3月末を目処として停止することを決定したところである。

廃止措置を合理的、実用的に進めるために、廃止措置時のプラントの管理方法、解体の手順や範囲、解体に伴い発生する解体物の取り扱いなどについて、政策や制度上の制約条件も含め全体像を把握しておく必要がある。

今回、スペイン、イタリアを訪問調査する機会あり、本稿では、主として廃止措置政策、安全貯蔵準備状況に関する両国の取り組みについて報告する。

#### 2. スペイン・イタリアのガス冷却炉の廃止措置状況

##### 2.1 スペインの廃止措置状況

###### 2.1.1 スペインの廃止措置制度

スペインでは原子力に関する法規として、「原子

\* 日本原子力発電(株)(The Japan Atomic Power Company)

\*\* 日本エス・ユー・エス(株)(Japan NUS Company Ltd.)



力と放射性物質の平和利用に関する基本法」(1964年制定)と「原子力及び放射性物質の取扱施設の規制」(1972年制定で現在見直し作業中)の2つがある。いずれも建設及び運転段階についての規定はあるが、廃止措置段階の許認可プロセス等については明記されていない。しかし、廃止措置は、原子力施設のライフサイクルの中での1つのステップと考えられており、立地選定、建設、運転等と同様の法手続きが行われる。

現在のところ、廃止措置計画の標準的な内容は公式に決められてはいない。しかし、産業エネルギー大臣が、バンデロス1号機の廃止措置方式選定の際に、スペイン放射性廃棄物公社(ENRESA)

に対して出した命令によれば、安全貯蔵計画書、安全報告書(施設の概況、計画の概要、安全解析、環境影響の検討を含める)、技術仕様書、組織及び作業計画、品質保証マニュアル、廃棄物管理計画、放射線防護マニュアル、緊急時計画、保安計画等が必要とされる。更にこの命令は、安全貯蔵期間終了後に解体撤去すること、その際予め十分に余裕を持って計画を提出することを要求している。

原子力安全委員会(CSN)は立地、建設、運転、廃止措置の各段階において、放射線防護及び原子力安全(目的、基準、制限、条件など)に関連するあらゆる課題について評価した報告書を発行し、これを受理した産業エネルギー大臣が許認可等を発給する。なお、認可を取得するには、地元自治体の承認も必要である。

スペインにおける商用原子炉の最初の廃止措置はバンデロス1号機にて行われている。同炉の廃止措置方式として安全貯蔵後に解体撤去する方式が選択されている。

1984年にENRESAが設立され、放射性廃棄物の最終貯蔵施設の建設・操業、原子力施設の廃止措置に必要な活動の管理などの実施責任が明確化された。従って、発電所が最終停止した後の廃止措置の責任はENRESAに引き継がれていく。

### 2.1.2 バンデロス1号機の廃止措置計画

バンデロス1号機は、フランス原子力庁(CEA)とフランス電力公社(EDF)が設計した480MWeの黒鉛減速炭酸ガス冷却炉であり、フランスのサンローラン発電所1、2号機と同設計である。バンデロ

ス1号機の設計仕様等をTable 1に、また、原子炉断面図をFig.1に示す。この原子炉は1972年の運転から、1989年の高圧タービンでの火災により停止するまで17年間に亘り発電を行った(生涯稼働率は73.4%)。事故後、運転再開を目指したが、運転継続の経済性、運転再開に対する一般公衆からの反対、国内には発電容量が十分にあること、資金提供に関して産業エネルギー大臣からの承認が得られない等の理由から、1990年5月に最終停止を決定した。1994年5月に安全貯蔵認可の取得申請を行い、1996年10月には承認される見通しである。

Table 1 Major Design Parameters and Operational History of Vandellos-1 NPP and Latina NPP

項目	バンデロス原子力発電所1号機	ラティナ原子力発電所
炉型	黒鉛減速炭酸ガス冷却炉	黒鉛減速炭酸ガス冷却炉
出力	480MWe	160MWe
所有者	HIFRENSA	ENEL
運転者	HIFRENSA	ENEL
主契約者	GC	TNPG
免注	1966年7月	1958年8月
着工	1967年7月	1958年11月
臨界	1972年2月	1962年12月
運転	1972年7月	1963年5月
原子炉停止	1989年10月	1987年12月
閉鎖	1990年5月	1987年12月
総発電量	53,730GWh	24,868GWh
生涯稼働率	73.4%	73.5%
炉心	高さ10.2m×直径15.8m 天然ウラン(439.6t)	高さ7.3m×直径12.7m 天然ウラン(267t)
原子炉容器	PCRV(高さ49.2m×直径28.5m /内部高さ36.3m×直径19.1m)	鋼製球形圧力容器 (直径20.3m×厚さ90.5mm)
冷却系	32,928t/h×4ループ(CO <sub>2</sub> )	11,628t/h×6ループ(CO <sub>2</sub> )
減速材	黒鉛(2,680t)	黒鉛(1,260t)
蒸気発生器	2080t/h×4基	155t/h×6基
タービン	250MWe×2基	70MWe×3基

注) ENEL (イタリア電力公社)

GC (Groupement Constructeurs Français、フランスの企業)

HIFRENSA (スペイン・フランス原子力発電会社)

PCRV (プレストレストコンクリート原子炉圧力容器)

TNPG (The Nuclear Power Group, LTD.、英国の企業)

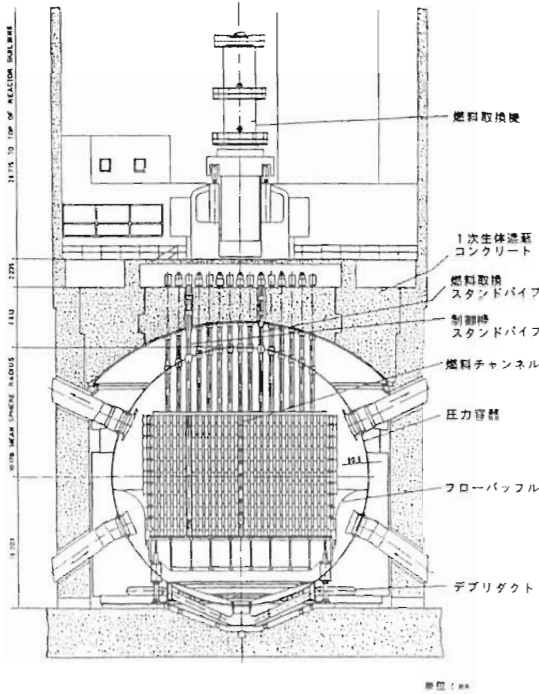


Fig.1 Vertical Section of Vandellós-1 Reactor

(1) 廃止措置方式

1991年、ENRESA 社「バンデロス原子力発電所1号機の解体方法に関する報告書」を作成し、規制当局に提出した。この報告書によると、密閉管理、遮蔽隔離、即時解体撤去の3方式が評価され、現時点で利用可能な技術、経済性、放射性廃棄物量の低減、英仏で実証済みの方式であること等の点から、遮蔽隔離(25年間)後に解体撤去する方式が選定された。産業エネルギー省(MIE)は、CSN の評価結果を踏まえて、1992年11月27日付でこの方式を承認した。

原子炉容器は、外部への貫通部を閉鎖・密封して隔離され、安全貯蔵(遮蔽隔離)期間終了時点まで維持管理される。安全貯蔵される施設は、原子炉建屋とその他の必要最小限の範囲に限定され、炉容器外の殆ど全ての機器・構造物が解体される。サイト自体は、安全貯蔵期間中、連続して監視下に置かれる。安全貯蔵期間終了後、隔離された原子炉を含め残った全施設の解体が行われ、サイトから原子炉施設が完全撤去される。安全貯蔵準備作業前及び同作業完了時のサイト内のレイアウトを Fig.2(a) (b) に示

す。また、安全貯蔵準備作業スケジュールは Fig.3 に示す通りであり、安全貯蔵承認後約4年をかけて上述の準備作業を終了し、具体的な安全貯蔵が2000年に開始される。

安全貯蔵期間の決定に際しては、国の廃棄物管理政策、廃棄物処分場の有無、解体技術の利用可能性、作業員の放射線防護、サイト開放の必要性、社会的・経済的影響および環境影響等の種々の要因分析を行い、特に残留放射能と費用低減の観点から、原子炉の最終停止時点から完全解体作業の開始時点までの期間を35~40年(即ち安全貯蔵期間として25年以上取ることと同様である)とすることが決定された (Fig.4)。

原子炉容器の遮蔽隔離の方法として

- a) そのままの状態での炉容器を全隔離
- b) 逆止弁による微負圧隔離
- c) 入出空気の強制循環処理を施し、負圧条件下で維持管理
- d) 不活性ガスでやや加圧状態にして維持管理
- e) 強制的な給気を施し、やや加圧状態にして維持管理

が検討された (Fig.5)。これらの隔離方法について比較検討を行った結果、方法 a)、すなわち全貫通部を密封し静的隔離を行う方法に決定した。この方法は、他に比べて機器故障の発生リスクが少ない、大気圧の変動による格納容器からの漏洩が少ない、2次廃棄物(フィルタ等)が生じない、隔離・監視・維持等の費用が少ないなどの利点がある。

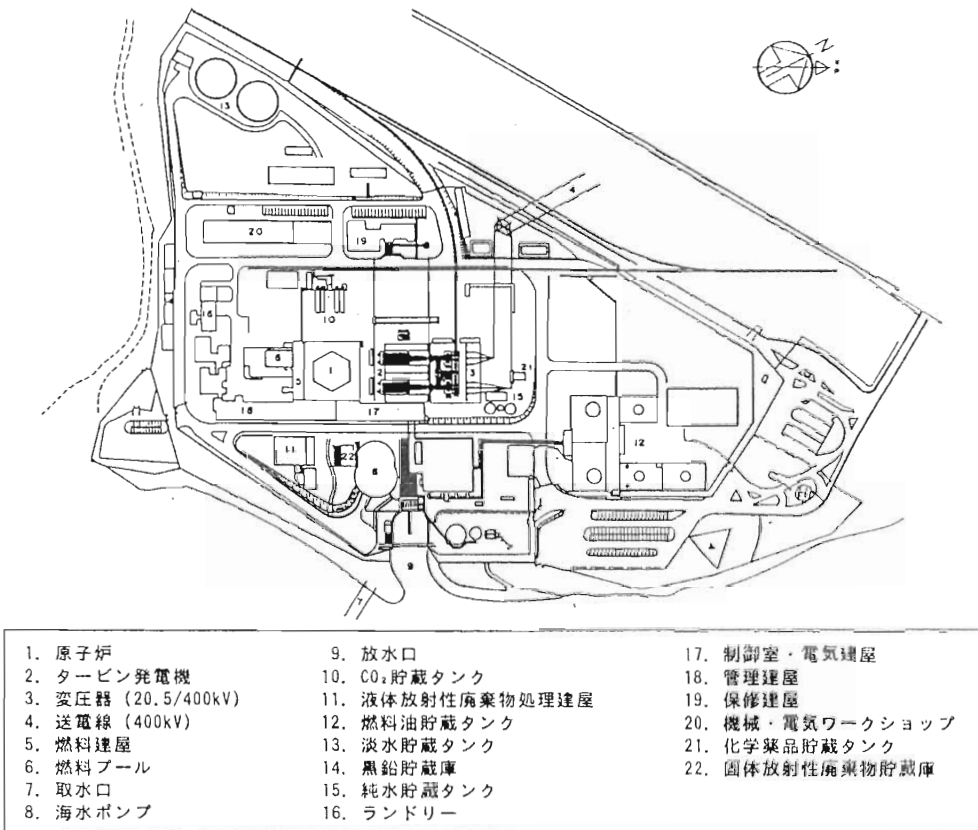
(2) 現状(安全貯蔵準備作業概要)

1990~1996年で実施済み(実施中)の作業は以下の通りである。

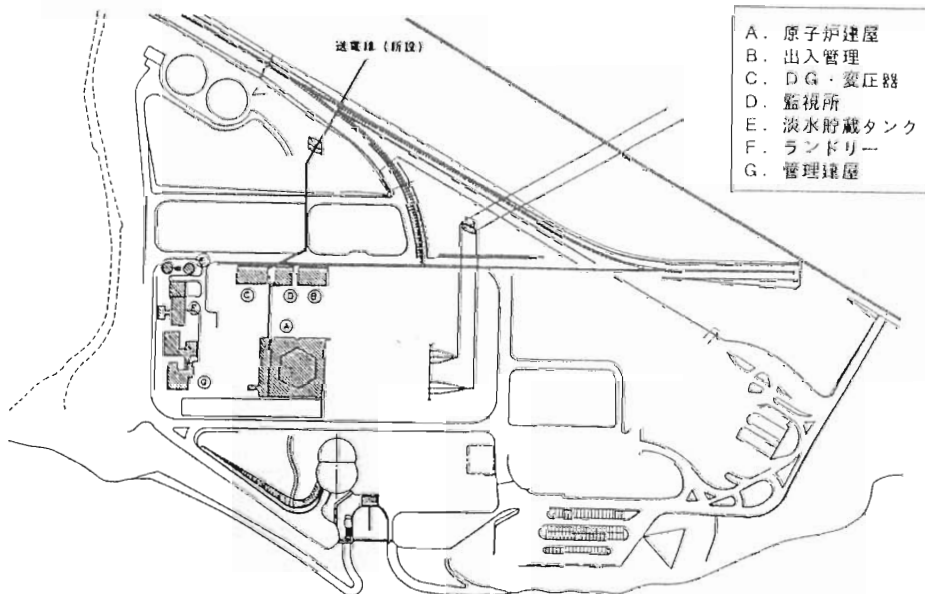
- 使用済み燃料の取出しと再処理施設への輸送は完了。
- サイトバンカーからの黒鉛スリーブ等の分別、処理を実施中。

また、1996~2000年に実施される作業は以下の通りである (1996年10月に安全貯蔵認可発給の予定であり、発給後に以下の作業が行われる)。

- 新規電源配電系統の敷設
- 安全貯蔵中に不要なシステムの撤去(タービン発電機等)
- 1次回路の隔離とプレストレストコンクリート原子炉容器(PCRV)貫通配管の切断・密封(遮



(a) Current Status



(b) After Safe Storage Preparation

Fig.2 Vandellós-1 NPP Site Layout

蔽隔離)

- 非汚染建屋と安全貯蔵中には不要の建屋の撤去
- 定期的監視

安全貯蔵期間中に、運転を継続するシステムとして、電源系、放射線モニタリング、PCRVM 内部のモニタリング、環境モニタリング、火災感知、照明、保安・警報等のシステムがある。また、消火システム、換気システム等はスタンバイ状態とされる。

(3) 燃料取出し管理

燃料取出し作業は1991年3月から1994年10月までの約3.5年間に亘って、2直体制にて実施された。燃料取出しに当っては、反応度増加の防止が最重要であり、外周部より燃料配置の対称性を維持しつつ取出された。取出された燃料は3ヵ月間燃料プールにて冷却した後、再処理のためにCOGEMA(仏)に搬出された。再処理に伴い発生する高レベル放射性廃棄物はCOGEMAにて10~15年程度貯蔵し、その後スペインに返還される予定である。

燃料取出し作業時の安全確保のために、燃料取出し期間中の停止余裕評価を実施し、制御棒135本のうち安全棒3本を引抜き状態(残りは完全挿入)に維持して作業を行った。燃料取出し完了時点(1994年

10月)にて、全制御棒の挿入、電源の遮断、保護系機能の停止を行った。

燃料取出し時においては、炉内圧力を大気圧より10mb低く自動制御し、炉内温度は150°C以下に、炉内湿度は結露しないよう管理された。

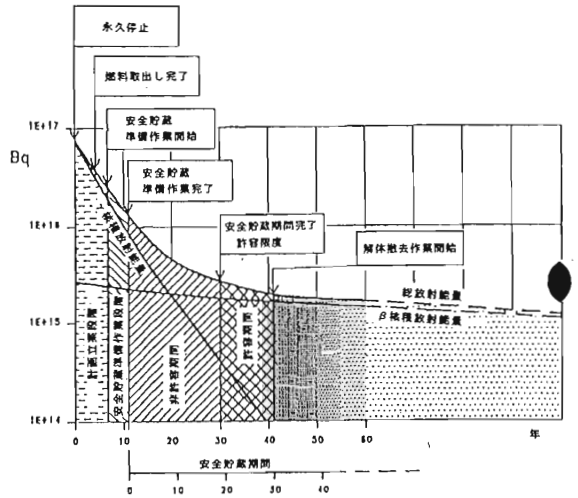


Fig.4 Decay of Radioactivity and Associated Stage

1996年3月現在

作業	年	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
廃止措置プロジェクト認可申請	◆							
解体の許可				◆				
詳細エンジニアリング		■	■	■				
認可取得		■	■	■				
プロジェクトの設置と開始				■	■	■	■	■
システムの永久停止					■	■	■	■
放射能汚染部分以外の解体					■	■	■	■
放射能汚染部分の解体					■	■	■	■
系統の除染					■	■	■	■
建屋の除染						■	■	■
構造物の解体							■	■
廃棄物の処理					■	■	■	■
廃棄物の貯蔵と搬出					■	■	■	■
原子炉建屋の密封					■	■	■	■
安全貯蔵時稼働システムの設置						■	■	■
安全貯蔵時稼働システムの稼働							■	■
最終放射能特性調査								■
サイト開放								■
最終報告書								■
安全貯蔵期間の開始								◆

Fig.3 Vandellós-1 NPP Safe Storage Preparation Work Schedule

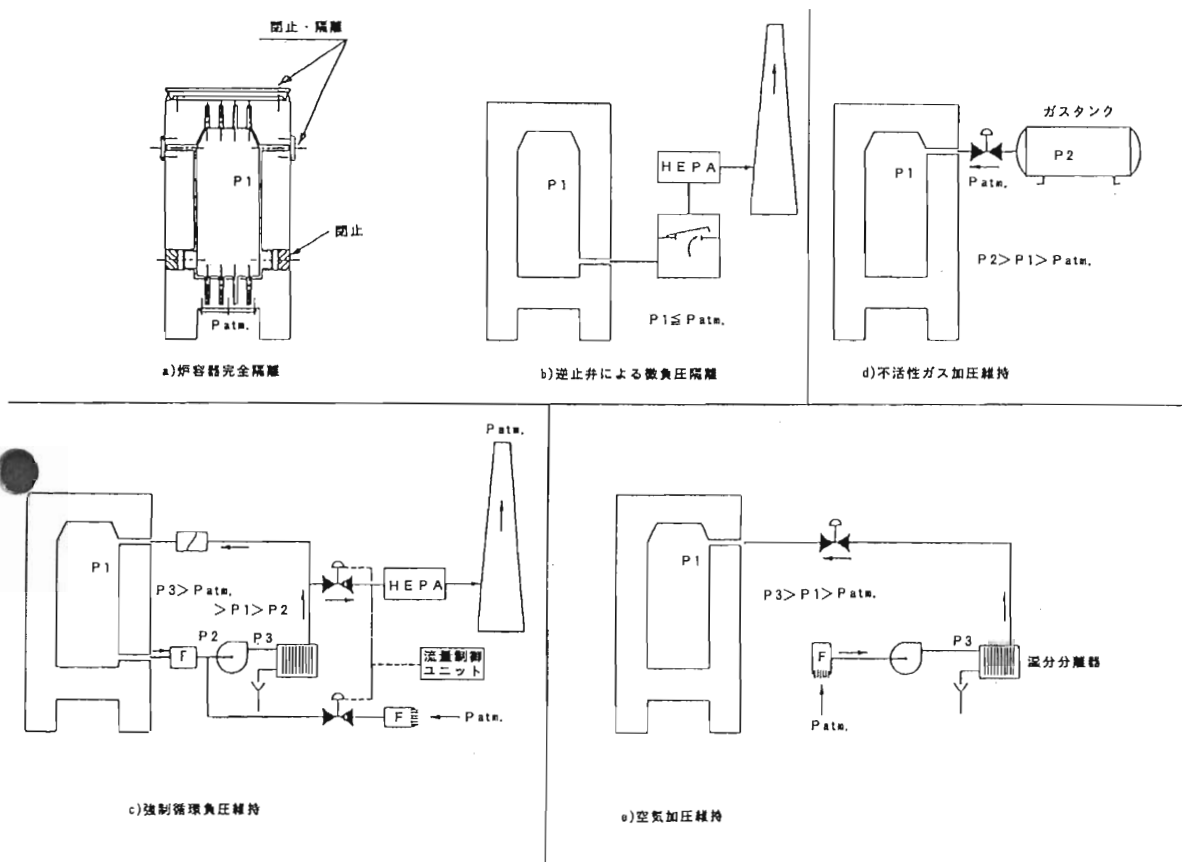


Fig.5 Reactor Vessel Confinement Alternatives

また、燃料取出しに伴い、中性子束レベルは計測器の検出限度以下になるが、たとえ反応度が増加したとしてもスクラム系が作動し、全制御棒が挿入することから安全上の問題は生じないため、新規の中性子計測装置は取付けられていない。

(4) 放射性廃棄物量

ENRESA は、解体作業により発生する廃棄物、2次廃棄物、運転時に発生しサイトに貯蔵中の廃棄物を対象とした廃棄物管理計画を作成した。化学除染を行った場合には、2次廃棄物が大量に発生すること、放射性廃棄物と化学物質が混合した廃棄物が発生することなどから、機械的除染を採用する予定である。黒鉛の処分については、セメント固化や焼却等が検討されている。安全貯蔵準備作業により発生する各種の廃棄物の重量を Fig.6 に示す。

なお、低レベル放射性廃棄物は同国コルドバ県シ

ェラアルバラナのエルカプリル(マドリードの南約450km)にある処分場にて処分されるが、比較的濃度の高い低レベル放射性廃棄物に関しては原子炉建屋内に仮保管する予定である。

黒鉛スリーブの処理はセメント固化する予定である。黒鉛の処理方法として、粉碎して圧縮あるいは燃焼する方法があるが、<sup>14</sup>Cの挙動だけでどの方法が適切かを判断できず、Cr や Ni 等の不純物の特性も加味して決定しなければならないと考えられている。

(5) 規制除外廃棄物としての取扱い方針

規制除外廃棄物は、放射性廃棄物として扱う必要のない一般規制除外レベル、廃棄物ストリームを限定することにより認められる規制除外レベル、特別のケースにつき認められる規制除外レベルの3種類にて管理される。現在まで、これらレベルの適用実

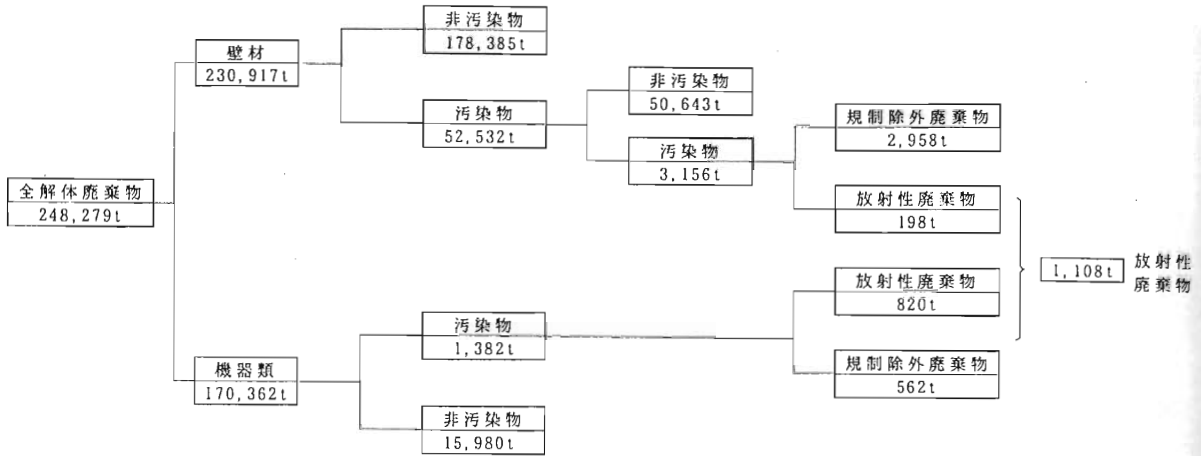


Fig.6 Materials from Dismantling Mass Distribution

績も、また再利用の実績もない。一般規制除外レベルとして、 $0.4\text{Bq}/\text{cm}^2$  ( $\beta\gamma$ )、 $0.04\text{Bq}/\text{cm}^2$  ( $\alpha$ )が提案されている。

(6) 廃止措置費用

スペインでは、電気料金の1%が廃止措置基金として積立てられている。基金については無税であるが、基金の運用益(利息等)はENRESAの利益と考えられ、課税対象となる。廃止措置費用は積上げ方式にて評価されている。廃棄物や使用済み燃料の処分費用などは廃止措置費用には含まれない。安全貯蔵準備前作業から解体完了までの総廃止措置費用は、約600億ペセタ(約530億円)で、安全貯蔵費用単価は3億ペセタ(約2億6500万円)/年である。廃止措置費用の内訳は以下の通りである。

作 業	費 用	
	(億ペセタ)	円換算(億円)
準備作業1	124.5	110.0
保守・廃棄物管理・プラント処理	(100.0)	( 88.3)
低レベル廃棄物等の処理	( 2.5)	( 2.2)
黒鉛等の撤去・処理	( 22.0)	( 19.4)
準備作業2(遮蔽隔離)	120.0	106.0
安全貯蔵期間	75.0	66.2
解体作業	280.0	247.3
合 計	599.5	530.0

(7) サイトバンカーからの廃棄物撤去作業  
バンデロス1号機のサイトバンカー(8.7m高×

7.2m幅×24m長のコンクリート製で3室ある)には運転中に発生した以下の廃棄物が保管されており、バンカー内の放射能レベルはかなり高い(線量レベルは40mSv/hのオーダー)。

- 約20万本の黒鉛スリーブ(ステンレス製の燃料支持ワイヤーは放射化)。
- コンテナに積載済みの減容可能な廃棄物(220ℓドラム缶900個分に相当)。

サイトバンカーの洗浄と黒鉛以外の廃棄物の処理をスペイン原子力工業(株)が、そして黒鉛廃棄物の処理をフラマトム社が行う。これら作業の費用は22億ペセタ(約19億5000万円)と見積もられている。各バンカー内の廃棄物はマニピレータを用いてコンテナに積載される。各コンテナの内容物は、黒鉛廃棄物、減容可能廃棄物、その他金属廃棄物に自動選別される。黒鉛廃棄物は、粉碎した後に、黒鉛とステンレスに自動選別され、コンテナに入れられる。

2.2 イタリアの廃止措置状況

2.2.1 イタリアの廃止措置制度

イタリアの原子力活動に関する基本法は、DPR-185/64(イタリア共和国大統領政令、1964年)である。この政令では、原子炉の設計・建設・運転が包括的に扱われ廃止措置については扱われていなかったが、1995年に廃止措置に関する記述を入れたDL-230に置き換えられた。詳細な規定内容は関連規制機関の規定に基づくことになる。

運転認可は運転の各段階に対して発給される。通商産業省(MICA)が技術仕様書の遵守を条件とした運転認可を発給し、環境保護庁(ANPA)が認可所有者の認可との適合状況を監視する。

廃止措置方式として安全貯蔵後に解体撤去を行うことを基本としている。この背景には、イタリア国内には廃棄物処分場が存在しないこと、安全貯蔵期間中に解体技術の開発を進められること等の事情がある。

イタリア電力公社(ENEL)は、最終停止後10年以内に「受動的安全貯蔵」に置き、数10年後に最終的な解体作業を行うと言う廃止措置方式を提案し、規制当局の承認を得た。この「受動的安全貯蔵」とは、可限り機器設備の稼働を排除し定期点検以外は何も行わず、いわゆる密閉管理状態と遮蔽隔離状態との中間状態に該当する。

現在は、ガリグリアーノ原子力発電所(BWR)が安全貯蔵中であり、ラティナ原子力発電所は安全貯蔵準備中の段階にある。

### 2.2.2 ラティナ発電所の廃止措置計画

ラティナは、英国の原子力企業グループ(TNPG)が設計した160MWeの黒鉛減速炭酸ガス冷却炉であり、東海発電所とほぼ同様の設計である。ラティナの設計仕様等をTable 1に、また、原子炉断面図をFig.7に示す。

1986年のチェルノブイル事故により反原子力の世論が高まり、ついには1987年11月の国民投票により、原子力モラトリアムに至った。これによりラティナも閉鎖された。1963年の運開から停止まで25年の運転期間であった(生涯稼働率は73.5%)。

#### (1) 廃止措置方式

ラティナの閉鎖が決定された後、1991年4月に、ENELは、同発電所の廃止措置を実施するための新しい運転認可を取得した。廃止措置計画上は、40年の安全貯蔵が行われ、安全貯蔵終了後に解体するかどうかを再評価する。

原子炉圧力容器は隔離された後、安全貯蔵期間に亘って維持管理される。しかし、原子炉建屋外の蒸気発生器(6缶)を安全貯蔵期間終了後(40年後)に解体するなど、廃棄物の発生を抑えるために設備の解体範囲を限定している。解体廃棄物は、放射能レベル毎に選別された後に、原子炉建屋、使用済み燃料

プール、既存の廃棄物処理仮置き場等にて保管される。なお、原子炉建屋の上部(燃料取扱いフロアから上部)の撤去が現在検討されている。

安全貯蔵準備作業スケジュールをFig.8に示す。現在の所、ENELは規制当局の安全貯蔵計画の承認(1997年6月の予定)を待っている段階である。安全貯蔵準備作業は1996年9月～2001年12月まで約5年をかけて行われる予定である。

#### (2) 現状

2台の燃料取替機の解体は完了して、現時点で実施中の作業は、

- 燃料貯蔵プールの除染
- 放射性廃棄物処理システムの撤去

であり、以下の作業については来年6月の安全貯蔵計画承認後約5年をかけて実施される予定である。

- 原子炉圧力容器を、出入口ガスダクトと1次遮

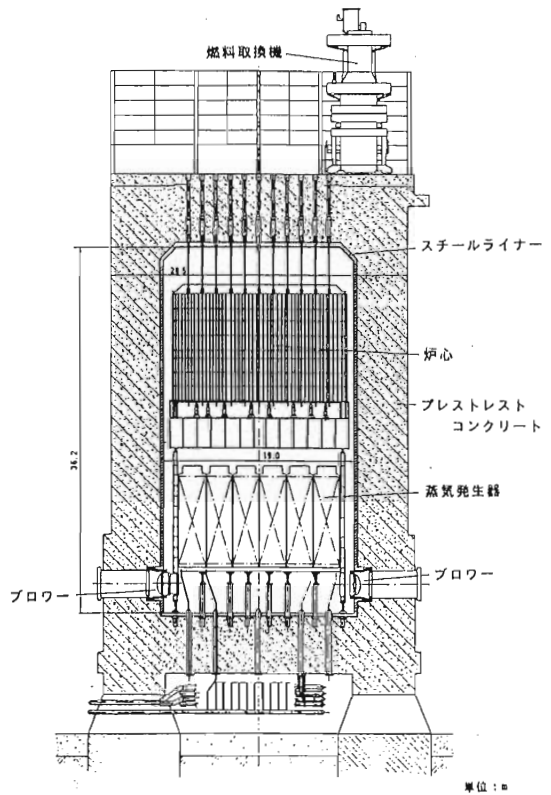


Fig.7 Vertical Section of Latina Reactor

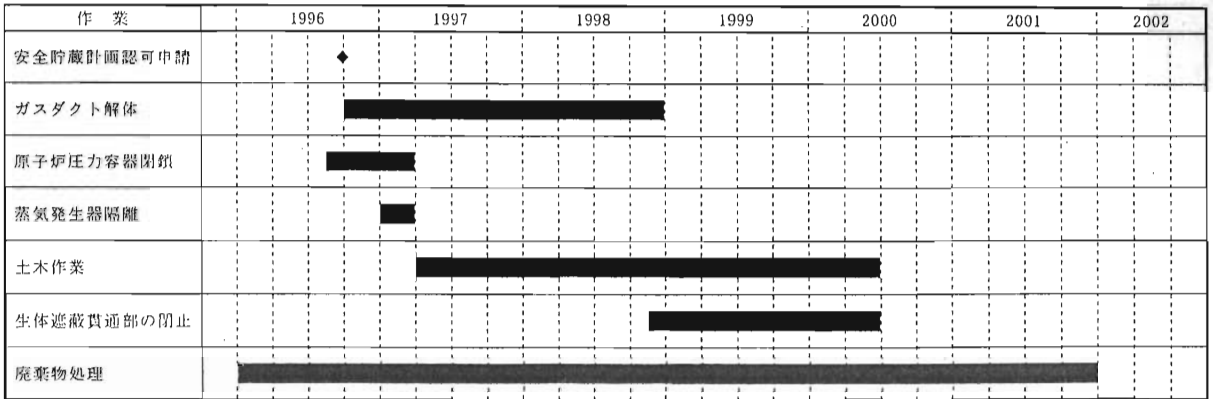


Fig.8 Latina NPP Safe Storage Preparation Work Schedule

蔽体内側部分で閉止

- 原子炉圧力容器と蒸気発生器間の1次回路の一部撤去
- ボイラーの隔離
- 燃料スプリッターの処理
- 放射性液体廃棄物・スラッジ等の処理
- 再処理廃棄物のガラス固化体の中間貯蔵施設の準備

安全貯蔵期間中に、運転を継続するシステムとして、電源系、放射線モニタリング、原子炉圧力容器内部のモニタリング、原子炉圧力容器と生体遮蔽壁間の換気システム、環境モニタリング、火災感知・消火、照明、保安・警報、昇降設備などがある。なお、スタンバイさせておくシステムは、現在のところ決定されていない。

(3) 燃料取出し管理

燃料取出し作業は、1988年7月～1991年5月までの約3年間に亘って、3直体制にて実施された。燃料取出しに当っては、炉心燃料配置の対称性を維持しつつ内側から外側へと取出された。取出された燃料は、燃料プールにて保管された後に、英国のセラフィールドに輸送され再処理された。これに伴い発生する高レベル放射性廃棄物はいずれ返還される予定である。ラティナの使用済み燃料は総量で約1,425トンあり、その輸送回数は16回(8フラスコ/回、208本/フラスコ)に及んだ。燃料取出し作業時の安全確保のために、全ての制御棒、安全棒を全挿入として作業を実施した。停止後1年で、制御棒駆動モ

ーターを電氣的に隔離し、チェーンも切り離れた。なお、全制御棒の挿入時点で安全保護系を供用外とした。

燃料取出し時においては、炉内圧力を大気圧に、炉内温度は10°C程度に、炉内湿度は500ppm以下に維持すべく管理された。

また、燃料取出しに伴い、中性子束レベルは検出限度以下になるが、特に代替の計測装置は設置せず、既存の検出器を使用した。

(4) 放射性廃棄物量

安全貯蔵準備作業により発生する廃棄物量は以下の通りである。

廃棄物の種類	廃棄物量
減容廃棄物	ドラム缶 (220l) 200本
コンクリート	ドラム缶 (220l) 500本
タンクからのスラッジ	コンテナ (590l) 40個
ピットからのスラッジ	ドラム缶 (220l) 15本
スプリッターの処理に伴う2次廃棄物	ドラム缶 (220l) 30本

黒鉛、金属、コンクリート等の重量と放射化インベントリーは以下の通りである。

廃棄物の種類	重量(t)	放射化量(Bq/t)
黒鉛	約 2,100	$3.0 \times 10^{11}$
金属	約 2,000	$2.0 \times 10^8 \sim 1.0 \times 10^{15}$
コンクリート	約11,000	$2.0 \times 10^9 \sim 1.0 \times 10^{10}$



## (5) 規制除外廃棄物としての取扱い方針

現在、イタリアでは、規制除外レベル、再利用レベルに関する規定はない。規制除外廃棄物としての取扱いの可否はケースバイケースで規制当局と協議される。例えば、安全貯蔵中のガリグリアーノ原子力発電所の場合、固体廃棄物を管理区域外(サイト内)へ移動する基準として以下の値が使用された。

$$-1.0\text{Bq/g}, 1.0\text{Bq/cm}^2 \quad (\beta\gamma)$$

$$-0.1\text{Bq/g}, 0.1\text{Bq/cm}^2 \quad (\alpha)$$

## (6) 廃止措置費用

イタリアの原子力発電所は全て閉鎖されており、各発電所の廃止措置費用は以下の通りである。但し、評価には、廃棄物や使用済み燃料の処分費用は含まれていない。

発電所名	準備作業費 (億リラ)	安全貯蔵費 (億リラ) *	解体撤去費 (億リラ)	合計費用	
				(億リラ)	円換算(億円)
ガリグリアーノ	670	1380	5,000	7,050	506.1
ラティナ	800	1590	8,500	10,890	781.8
トリノ	850	1560	5,000	7,410	532.0
カオルソ	2,150	1410	5,000	8,560	614.5

\* コスト評価上は安全貯蔵期間を一律50年としている。

ENELは、1994年12月末現在で、これら4発電所の廃止措置費用として7,075億リラ(約510億円)を手当済みである。毎年、エスカレーションや利息などを考慮して再評価し、調整を行っている。調整額は、電力会社の利益から手当される。

## 3. まとめ

バンドロス1号機やラティナでは、一部解体は実施されているものの、まだ本格的な解体作業は実施しておらず、原子炉建屋部分について25~40年程度の安全貯蔵期間を置くための準備作業としてその他周辺部分の解体撤去がこれから開始される段階にある。

一方、我が国の廃止措置標準シナリオでも、最終的に解体撤去を実施する点においては基本的な考え方に変わりはないが、敷地の早期有効利用の観点から、安全貯蔵期間として解体撤去作業期間中に受ける作業員の線量当量が発電所運転中と同等ないしそれ以下になる5~10年程度を確保するとされている。

今回の調査の主な知見は以下の通りである。

(1) 全燃料取出し関連作業は以下のようになされた。

①燃料取出し時の制御棒引き抜きに伴う反応度の増加を防ぐために、炉心全体での燃料の配置の対称性を考えて取出されている。

②バンドロスにおいては、燃料取出しが終了し、全制御棒が挿入された時点で安全保護系を供用外としている。また、原子炉出力の単調な減少に伴い、中性子束の監視域を外れても、特に新規に計測装置の取り付けによる測定は行われていない。一方、ラティナにおいては、燃料取出しの開始前に、全ての制御棒、安全棒が全挿入され、同時に安全保護系も供用外とされた。また、バンドロスと同様に、特に代替の計測装置は設置されず、既存の検出器が使用された。

③燃料取出し期間中には、圧力、温度、湿度などが管理され、炉内燃料の健全性が確保されている。

(2) ガス冷却炉においては、黒鉛の処分方法としてセメント固化や焼却などが検討されている。

(3) 廃棄物の規制除外については、イタリアではまだその方針が明確には決定されていないが、スペインでは、一般規制除外レベルや廃棄物ストリームを限定しての廃棄物の規制除外の取扱いを行う方針である。

(4) 安全貯蔵費用の低減策として、例えば、原子炉容器の遮蔽隔離中の炉内空気圧管理に際し動的機器を採用しないなど、保守の必要な箇所を出来るだけ少なくする方策が採られている。

以上を踏まえた場合、我が国における廃止措置計画を立案するに当たり、考慮すべき事項は以下の通りである。

## ①各段階に応じた安全管理

原子炉からの燃料取り出し期間、その後の安全貯蔵期間など、各段階に応じた安全確保のための適切な措置を行うこと。

## ②黒鉛処分

今後とも、海外での処理処分技術等の動向を把握していくこと。

## ③規制除外廃棄物

欧州の状況を良く把握し、規制除外レベルの設定を早急に確立すること。

## ④安全貯蔵期間中の費用低減

静的機器の採用など出来る限り保守費用を低減する方策を採用すること。

# J P D R 解体 実地 試験

## — J P D R 設備・機器の解体 —

清木 義弘、柳原 敏、立花 光夫

### *The JPDR Dismantling Demonstration Project* — Dismantling of Equipment and components in JPDR —

Yoshihiro SEIKI, Satoshi YANAGIHARA, Mitsuo TACHIBANA

The Japan Power Demonstration Reactor (JPDR) dismantling demonstration project was completed by March 1996. The objectives of this project were to demonstrate the techniques developed in R&D phase, to obtain experience on dismantling activities, and to establish the decommissioning database. By 1990, removed were the highly activated components such as the reactor internals, the reactor pressure vessel (RPV) and the pipes connected to the RPV using the rotary disk knife, the shaped explosive, the plasma arc, and the arc saw cutting techniques with remote operation. After removing these components, the dismantling of the biological shield was conducted from 1990 to 1994. Dismantling of equipment and components in the facility was one of the important activities.

Through the dismantling activities, various data on cutting performance, radiological safety, waste generation were collected and these were accumulated in the database. This report describes the dismantling procedure and the results of the data analysis on the dismantling of the equipment and steel components in the JPDR facilities.

#### 1. はじめに

昭和38年10月26日に JPDR(動力試験炉: Japan Power Demonstration Reactor)による原子力発電が我が国で初めて行われて以来30年を経過し、現在(平成8年10月)49基の商業用発電炉が運転を続けている。建設当時の最新の技術を駆使して建設されたこれらの原子力発電所も年月を経て老朽化し、いずれはその寿命を迎えることになる。運転を停止した原子炉施設には放射能が存在することから、安全に放射性物質を周辺環境から隔離し、保管あるいは処理処分することが必要になる。また、そのために必

要な解体作業では、作業者の安全、放射性物質の外部への漏洩防止、放射性廃棄物発生量の低減等を十分に考慮することが大切である。

JPDR は我が国における原子力の平和利用の先駆として日本原子力研究所(東海研究所)に建設された動力試験炉であり、軽水炉の特性評価、国産燃料の照射、技術者の養成等、多くの貢献を果たし、昭和51年に運転を停止した。その後、その利用に関する検討が進められたが、将来の原子力発電所の廃止措置を考慮して、原子力発電所の廃止措置に必要な技術を開発する場に施設を提供することとして、JPDR 解体プロジェクトが昭和56年から開始され

本報告は、科学技術庁からの委託により行われた研究成果の一部である。

た。

本プロジェクトでは、まず、原子炉解体に必要な各種技術の開発から進められた。技術開発の項目は、システムエンジニアリング、放射能測定、廃棄物管理など、8項目にわたるが、その中でも、解体工法の開発では、金属機器・コンクリート構造物の解体を対象にして、各種切断工法の開発・改良が進められた。5年間の技術開発を経て、開発した技術がJPDRの解体に適用可能なことを評価した後、昭和61年からJPDRの解体作業(解体実地試験)が開始された<sup>(1)</sup>。解体実地試験では、作業者の安全を基本的な考慮事項とし、装置に関するデータを取得するとともに、解体作業に関する様々な情報も取得した。さらに、我が国で初めての経験であることから、放射性でない廃棄物の取り扱い、監督官庁への作業進捗の報告のあり方、など種々の問題に対する考慮が必要であった。

この結果、平成8年3月までには全ての作業を終了し、JPDRの跡地を更地にして解体実地試験を終了することができた<sup>(2)</sup>。

本報告では、解体実地試験の最も基本的な部分である、JPDRの設備・機器の解体作業の内容、その特徴等をまとめた結果について述べる。

## 2. JPDR 解体プロジェクトの概要

### 2.1 JPDR の概要

JPDRは、自然循環直接サイクル沸騰水型の試験研究用原子炉(熱出力：45MW、電気出力：12.5MW)である。Table 1にJPDRの主要諸言を示す。昭和38年の初発電以来、昭和44年9月に改造のため運転を停止するまで原子炉の特性に関する様々な試験が続けられた。その後昭和46年まで炉心冷却方式を自然循環型から強制循環型へ変更し、熱出力を90MWに倍増するための改造が行われた(JPDR-II)。JPDR-IIの改造工事完了後、昭和50年に運転を開始したが幾つかの故障が発生し、昭和51年原子炉の運転を最終的に停止するに至った。

### 2.2 JPDR 解体プロジェクト

我が国における原子炉の廃止措置のあり方及び対策については、原子力委員会が「原子力開発利用長期計画」(昭和57年)の中でその基本方針を始めて示した。これによると、安全の確保を前提に、地域社

会との協調を図りつつ、運転終了後できるだけ早い時期に原子炉を解体撤去することを原則とし、さらに敷地を原子力発電用地として引き続き有効利用することが重要であるとしている。また、すでに運転を終えたJPDRを対象として、将来の商業用発電炉に適用し得る解体技術の開発と解体実地試験を行うこととしている。

この方針に基づいて、JPDR解体プロジェクトが開始された。本プロジェクトは、2段階に分けられており、第1段階(以下「原子炉解体技術開発」とする)では、解体に係わる各種要素技術の開発を行った。第2段階(以下「解体実地試験」とする)では、第1段階で開発した技術を適用して発電炉の安全な解体が可能であることを実証するための解体実地試験を行った。

Table 1 Operation history and major specifications of JPDR

原子炉形式	沸騰水型
原子炉熱出力	90,000kW (当初45,000kW)
電気出力	12,500kW
熱中性子束	$3.8 \times 10^{13} \text{ n/cm}^2 \cdot \text{s}$ (平均)
燃料	2.6%UO <sub>2</sub> (装荷量：4.2t)
原子炉運転時間	約17,000h
発生熱出力	約21,500WD

#### (1) 原子炉解体技術開発

原子炉施設には、運転を終了して使用済燃料を搬出した後も、放射化あるいは放射能汚染した機器や構造物が存在する。このため、原子炉の廃止措置として解体・撤去方式をとる場合には、作業者の放射線被ばくの低減、解体作業の効率化等を図る観点から、遠隔解体技術を中心とする種々の解体技術が必要となる。原研では、解体実地試験に先立ち、原子炉解体技術をトータルシステムとして確立するため、昭和56年度から原子炉解体技術の開発を開始した。開発項目は次の通りである。

- 解体システムエンジニアリング
- 配管系内部放射能汚染非破壊測定技術
- 残存放射能評価技術

- 解体工法・解体機器
- 解体廃棄物の処理・保管・処分技術
- 解体関連除染技術
- 放射線管理技術
- 解体遠隔操作技術

これらの技術開発においては、先ず原子炉の解体に特有の条件を考慮して開発すべき装置等が備えるべき仕様を検討した後、基礎試験を行ってそれらの装置等の性能の開発と確認を行った。さらに、「解体工法・解体機器」については、基礎試験によって開発した要素技術を基に実物大の試験装置を製作し、実規模の条件で解体に関する総合試験を実施し、解体システムとして完成させた。開発した装置等は、昭和61年から開始した解体実地試験で実際に使用し、その有効性を実証した。

(2) 解体実地試験

原子炉施設の残存放射能は、そのほとんどが炉内構造物、圧力容器及び生体遮蔽体に残存している。従って、これらの機器・設備の解体には、作業者の放射線被ばく低減を図るため遠隔操作による解体作業が要求される。そのため、解体工程のクリティカルパスとなるのは、この放射能が高くまた堅牢な設備・機器の解体を行う必要がある原子炉格納容器内の設備・機器の解体撤去である。従って、解体実地試験においては、開発した各種の遠隔解体装置を適用してこれら設備・機器の解体作業を進めた。Fig.1に原子炉格納容器の解体手順を示す。その他の建家は、解体に伴って多量の廃棄物が発生するので、廃棄物処理や保管の状況を考慮しつつ、原子炉格納容器の解体と平行して順次行った。

3. 設備・機器の解体撤去

原子炉施設の廃止措置(解体撤去)には、種々の作業が必要となるが、施設内に存在する設備・機器を安全にかつ効率良く解体することはその中でも主要な項目である。設備・機器の解体作業は、作業者が直接手作業によって機器を解体するもの、また、作業者が近づくことのできない場合には、遠隔操作によって放射化した機器を解体するものがある。さらに、必ずしも、高度な遠隔操作機器を操作するのではなく、簡単な用具を用いて離れた所から操作する作業、また、作業環境によっては、半面マスク、全面マスクなどの放射線防護具を必要とする作業などもある。どのような条件で作業するかは様々なものの組み合わせで決められるものである。そこで本章では、原子炉施設の解体作業を、遠隔操作によるものと既存工法を用いた手作業によるものとに分類し、また、その中でも作業者の被ばくが比較的多かったものについて、作業の概要を紹介する。

3.1 遠隔操作による解体作業

炉内構造物および原子炉圧力容器(以下「圧力容器」とする)は、運転中の中性子照射により放射化されており、解体対象設備・機器の中では放射能レベルが一番高い部分である。JPDR 設備・機器の解体作業では、作業者の被ばく低減の観点から、遠隔操作による解体工法を適用して、これらの機器の解体作業を行った。

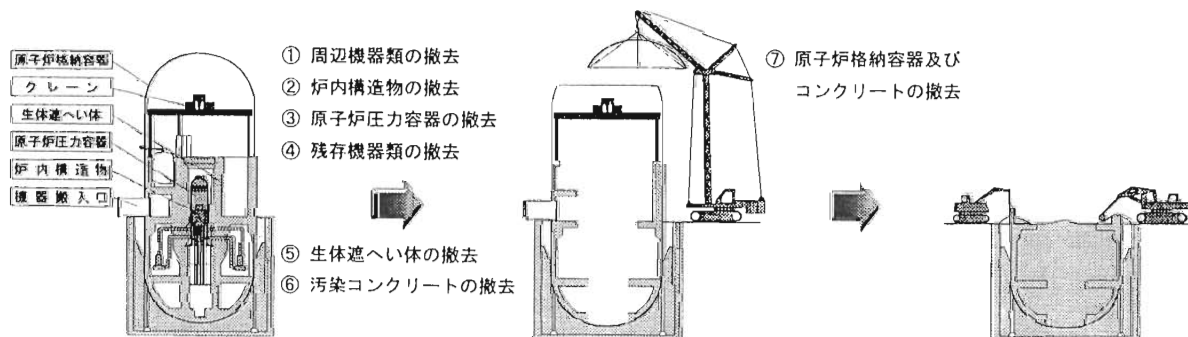


Fig.1 Dismantling procedures of reactor enclosure

### 3.1.1 炉内構造物の解体

炉内構造物に残存する放射能は $1.7 \times 10^{14}$ Bqであり、JPDR 施設内の残放射能の98.6%を占めている。また、圧力容器内の炉心周辺部の最大雰囲気線量当量率は10Sv/hであった。これらのことから炉内構造物の解体には、原則的に遠隔操作による水中切断工法を適用することとした。炉内構造物の構成をFig.2に示す。

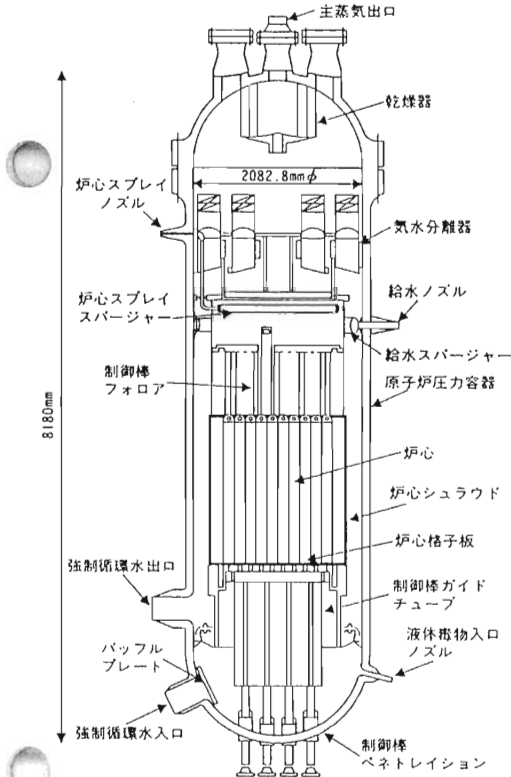


Fig.2 Cross-sectional view of reactor internals and reactor pressure vessel

### (2) 解体方法

炉内構造物は、各構造物の放射能レベルに応じて気中または水中で取り扱うものに区分し、さらに切断または一体で取り扱うものに区分して撤去した。すなわち、蒸気乾燥機、ライザ中枠、気水分離器、炉心スプレー分岐管等の比較的表面線量当量率の低い機器は、原子炉格納容器3階に設置したグリーンハウス内でエアプラズマによる気中切断または一体のまま鋼製容器に収納した。また、インコアモニタチューブ、炉心シュラウド、下部支持板、上部及び下部グリット、制御棒ガイドチューブ、プラグ等の炉内構造物は、圧力容器内で粗断または一体のまま取り外して使用済み燃料プール(以下「燃料プール」とする)に搬送し、プール内で細断または一体のまま遮蔽容器に収納した。

#### 1) マスト型切断装置による切断作業

JPDRの圧力容器は、直径が2mと狭いためこの中で炉内構造物を切断、容器収納することは困難である。このため大部分の炉内構造物は、圧力容器内で粗断(1次切断)してから、隣接する燃料プールにチャンネルを介して搬送し、燃料プール内で細断(2次切断)した後、容器に収納した<sup>(4)</sup>。解体作業の概念をFig.3に示す。1次切断装置は、マストの先端にプラズマトーチが取り付けられており、走行・横行・昇降・旋回の4動作を同時に独立して行える機構を備え、数値制御により駆動する。マストは最大長さ12mで、2mごとに継ぎ足す構造となっている。2次切断装置のマストは全長7mで一体構造をしている。解体作業中は、作業エリア全体をグリーンハウスで囲い汚染拡大を防止するとともに、圧力容器および燃料プール水面上部にエアカーテンを形成し、グリーンハウス内への空気汚染の拡大を防止した。解体作業では、粗断と細断の同時作業は行わないこととし、発生ガス回収装置(エアカーテン形成装置の一部)は圧力容器側と燃料プール側を切り換えて使用した。

#### (1) 解体工法

炉内構造物の切断には、プラズマアーク切断工法を適用した。プラズマアーク切断工法は、トーチ電極と切断対象物の間にアークを発生させるとともに、アークの周囲にガスを供給して高温のプラズマ状態のガス気流(約20,000°C)を作り、アーク熱とプラズマ気流による熱とで対象物を溶融し、溶融金属を気流で吹き飛ばして溶断するものである<sup>(3)</sup>。

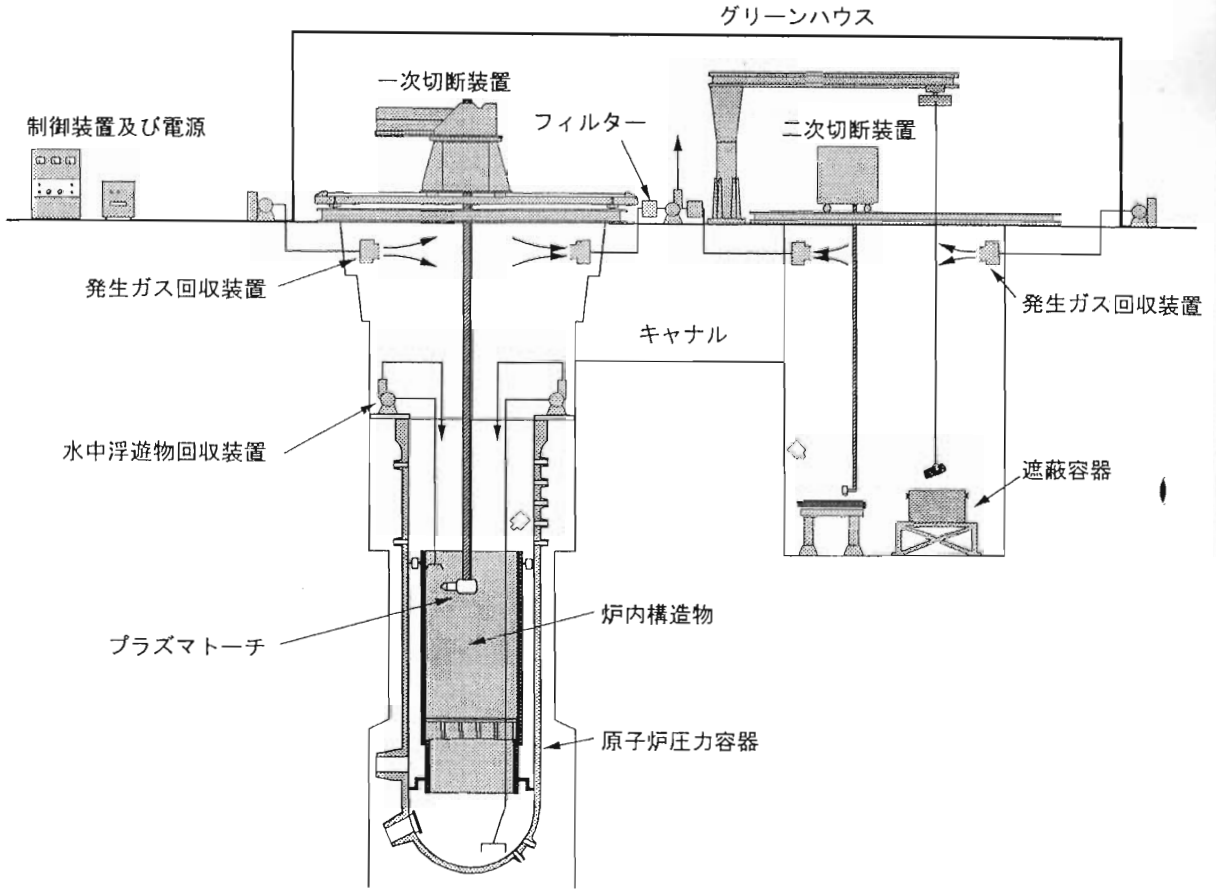


Fig.3 Basic concept of dismantling reactor internals using plasma arc cutting system

2) マニピュレータによる切断作業

マニピュレータは7自由度を有する電動・多関節型でマスター・スレーブ制御方式である。マニピュレータは全軸に力センサを備えたバイラテラル型で、スレーブアームは可搬重量が25kgfである。本装置による解体作業は、マニピュレータの操作性能を実証するために実施したものである。炉心スレーブブロック、上部グリットスタビライザおよび給水スパーチャを切断することにより直線運動、円運動、種々の動作を合成した運動の操作性能を確認した。原子炉ウェル内のスレーブアームの状況をPhoto 1に示す。

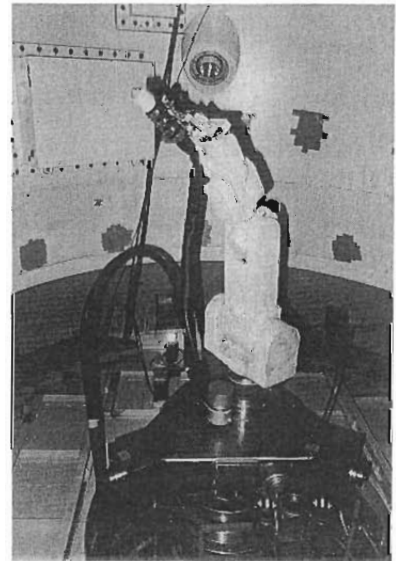


Photo 1 Slave arm of robotic manipulation system

3.1.2 圧力容器接続配管の撤去

圧力容器の解体にあたっては、接続する配管を撤去しておくことが必要である。この圧力容器接続配管の切断にディスクカッター切断工法と成型爆薬切断工法を適用した。圧力容器接続配管の構成と適用した解体工法を Fig.4 に示す。

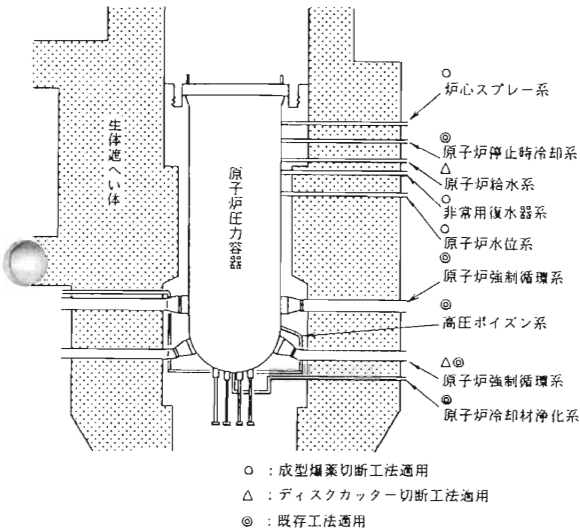


Fig.4 Location of pipes connected to reactor pressure vessel

(1) ディスクカッターによる解体撤去

ディスクカッター切断工法は、円盤状のナイフを配管の内表面に押しつけて回転し、配管を塑性変形させることにより切断するものである。切断により切粉やガス等の副次生成物が発生せず、生体遮蔽体の外側で作業を行うので作業者の被ばくを低減でき利点を有している。しかし、小型化が困難で4インチ未満の配管に適用できない欠点がある。本切断工法を原子炉強制循環系配管(12in)と原子炉給水系配管(4in)に適用し、その有効性を実証した<sup>(5)</sup>。

(2) 成型爆薬による解体撤去

成型爆薬は、切断面に対し逆V字型に特殊成型した爆薬で、爆発時にV字面の金属製ライナーが微粒子のジェットとなり1点に集中することにより対象物を切断するものである。本工法は、原子炉水位系、炉心スプレー系および非常用復水器系等の小口径配管に適用した<sup>(5)</sup>。原子炉水位系配管への爆薬の装着は、原子炉格納容器3階フロアから圧力容器内に設置したロボット案内管を介して遠隔ロボット

を用いて行った。他の配管への爆薬の装着は、生体遮蔽体外側から専用の治具を用いて行った。また、配管の切断に当たっては、切断対象となる配管が生体遮蔽体を貫通している部分のブロックを取り外し、配管の周囲に爆発時の飛散物を防止するための防護板を設置するとともに、切断された配管の軸方向への飛び出しを防止するサポートを取り付けた。

3.1.3 圧力容器の解体

炉内構造物を撤去した後も圧力容器内線量当量率は炉心部周辺で約10mSv/hと高いため、作業者の被ばく低減の観点から圧力容器は遠隔操作により水中で切断することとした。

圧力容器の切断には、アークソーを適用した。アークソーは、高速回転する円板状の金属製電極(ブレード)と切断対象物の間に直流電圧をかけアークを発生させて切断対象物を溶融し、切り欠きの付いたブレードの回転により溶融物を除去しながら切断するものである<sup>(6)</sup>。

解体作業では、圧力容器を水中切断するための準

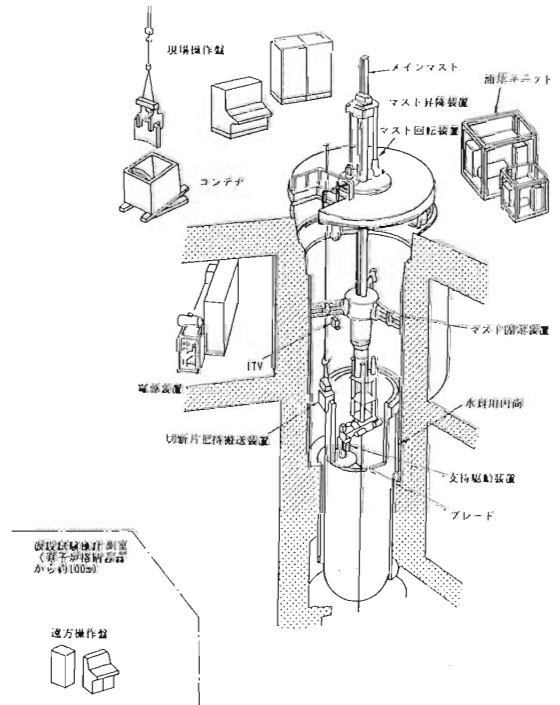


Fig.5 Basic concept of dismantling reactor pressure vessel using arc saw cutting system

備として、まず、圧力容器と生体遮蔽体の間に円筒形のタンクを設置した。圧力容器は、放射化の強い胴部(フランジ部からその下方約5.7m)をアークソーで水中切断し、下部の鏡部および上蓋は気中でガス切断した。アークソーによる水中切断の概念をFig.5に示す。胴部は、垂直方向に8段、円周方向に8分割(フランジ部は9分割)し、合計65片に切断した。解体は、1段ごとに垂直切断し、次に分離対象部を把持した状態で水平切断して切断片を分離し、それを3階フロアに吊り上げ気中で容器に収納する手順を順次繰り返した。

### 3.2 既存工法による解体

#### 3.2.1 作業の分類

運転を終了した原子炉施設の中には放射性物質が存在するが、その大部分は炉心部に集中している。従って、炉心部に存在する設備・機器の解体には、遠隔操作が必要になるが、その他の領域に存在する設備・機器の放射能レベルは比較的低いため、必ずしも遠隔操作による解体作業を必要としない。炉心部以外の領域に占める設備・機器の重量は、放射化した炉心部機器と比較してはるかに多いため、作業者が手作業によって行う解体はかなり多いといえる。

既存工法による解体作業の内容を分析すると、準備作業、機器の解体作業、後片付け作業に大きく分類することができる。また、その分類の細部について整理した結果がTable 2である。

Table 2 Classification of dismantling activities in JPDR decommissioning

準備作業	解体作業	後片付け作業
1. エリア養生	1. ポンプの解体	1. グリーンハウス撤去
2. グリーンハウス設置	2. 配管・弁の解体	2. 足場撤去
3. 放射線サーベイ	3. 保温材の解体	3. 資材・機器搬出
4. マーキング	4. タンクの解体	4. 収納容器搬出・保管
5. 資材・機器搬入	5. 熱交換器の解体	5. 切断装置撤去
6. 廃棄物収納容器搬入	6. ダクト・空調機器の解体	6. 水抜き・除染作業
7. 足場の設置	7. ケーブル・電線管の解体	7. 水封用円筒撤去
8. 線源停止措置	8. 制御盤・計器ラックの解体	8. 排水処理装置撤去
9. 遮蔽板の設置	9. 梁台・サポートの設置	9. スラッジ固化処理
10. 切断装置設置	10. 壁・基礎コンクリートの解体	10. 整理・片付け
11. 切断装置動作テスト		11. 放射線サーベイ
12. 水封用円筒設置		
13. 排水処理装置設置		
14. 付属設備撤去		
15. その他(事前調査等)		

準備作業については、解体作業エリアの養生、放射線のサーベイ、足場設置など、多くの作業を経て機器解体の準備が行われる。解体作業についてみると、ポンプ、配管、熱交換器など、比較的単純な構造の機器は、その作業工程がほぼ決まっており、その手順に従って解体作業が行われる。また、タービン、燃料プールの内張りなど、幾つかの構造物から構成されているものについては、個々の工程は細部機器の解体作業を総合して全体の解体が行われる。また、現場で機器を撤去し、二次切断場所に運んだ後に細断して、容器に収納する作業も存在した。

#### 3.2.2 主要機器の解体作業

解体実地試験では、作業者の被ばく低減を十分に考慮した作業計画を作成し、放射化した炉内構造物や圧力容器は遠隔操作により水中で解体した。これにより作業者の被ばくは約310人・mSvで、十分に低いものとなった。この作業者のうけた被ばくの主な原因は、遠隔操作装置による機器解体の準備作業や廃棄物処理建家でのスラッジ等の処理作業であった。すなわち、高放射化物質である炉内構造物や圧力容器の切断撤去は、遠隔操作を用いることにより安全に行うことが可能であるが、遠隔操作を適用する場合の準備作業やスラッジ処理作業などの付随作業において、作業者の被ばくの低減を考慮することが重要となる。そこで、ここでは実際に作業者の被ばくの多かった作業の概要について紹介する。

##### (1) 燃料プールの除染作業

原子炉格納容器の内部には、使用済燃料の保管場所として燃料プールがあり、炉内構造物(蒸気乾燥機、気水分離器など)や、制御棒等が保管されている。

炉内構造物の解体作業には、既に述べたように、水中プラズマアーク切断装置を適用し、作業の効率を上げるために、圧力容器内で粗断を行い、燃料プールに移送後細断し、水中でそのまま容器に収納した。このため、事前に燃料プールに保管されていた機器の撤去を行い、内部に切断装置の一部を設置すると共に、水中で切断片を収納するための廃棄物容器を仮置きするスペースを確保する作業が必要となった。以下はその作業の概要である。

放射能レベルの高い制御棒等の機器は水中でプラズマアークにより切断し、放射能レベルの比較的低い機器は気中に吊り上げエアプラズマ切断機等を用



いて切断撤去した。その後、燃料プール内部の水抜きを行った。燃料プール内部は、機器の水中切断により発生したドロスや錆等が堆積していたため、1  $\mu\text{m}$  のフィルターを付けた水浄化装置により循環しながら排出を行った。しかし、制御棒架台等の下に堆積したドロス等を完全に回収することが出来ず、水の排水に合わせて内部の雰囲気線量当量率が上昇したため、除染作業を中断し、架台の撤去を優先して行った。その後、作業者が内部でデッキブラシ等を用いて除染作業を行った。Photo 2 に除染作業の状況を示す。

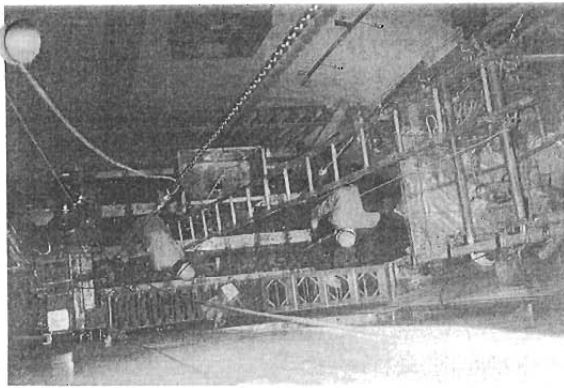


Photo 2 Decontamination of fuel storage pool

## (2) 円筒設置作業

圧力容器を水中切断するには、容器全体を何らかの方法により水封する必要がある。圧力容器の外径は2.58mであり、その外側には内径3.5m(炉心周辺は2.7m)の生体遮蔽体が設置されている構造であったため、予め2分割した円筒を、圧力容器と生体遮蔽体の間に挿入して、各々の円筒を溶接することにより水封タンクを作成した。円筒は、縦方向に上部円筒(内径3.4m、肉厚25mm)、下部円筒(内径2.64m、肉厚16mm)と2分割して、原子炉ウエル内に吊り下げられた。その後、上部円筒と下部円筒が圧力容器のフランジ部付近で溶接された。

下部円筒と圧力容器をつなぐ底板リングは、原子炉強制循環系配管の出口ノズルと入口ノズルの中間位置で溶接が行われた。Photo 3 に底板リングの溶接作業の状況を示す。溶接作業を行う場合には、圧力容器からの放射線を出来る限り低減するように圧力容器内部には水を張り、さらに炉心部位置からの

放射線を低減するために鉛遮蔽を行った。これにより作業場所周辺の雰囲気線量当量率は、最大1,500  $\mu\text{Sv/h}$  から200  $\mu\text{Sv/h}$  に低下した。他方、溶接部周辺は狭隘であったため作業性は悪く、その上、溶接部周辺をヒーターにより加熱したため高温となり、作業効率が非常に低下した。このため、作業が比較的長時間になり、作業者の被ばくが他の作業に比べて多くなった。円筒設置作業では、作業人工数は約1393.8人・日で、被ばく線量は60.53人・mSvであった。

また、その他の準備作業として圧力容器に直接作業者が接近して行う作業が多かった。これらの作業には円筒を圧力容器の外側に挿入するために原子炉ウエルを構成しているベローズ、圧力容器保温材、接続配管の撤去がある。いずれの作業においても、作業場所は狭隘でしかも雰囲気線量当量率が高く、作業効率が低下し、作業者の被ばくが比較的多くみられた。



Photo 3 Electric welding of cylinder bottom to reactor pressure vessel

## (3) スラッジ処理作業

廃棄物処理建家内には、運転中に発生する液体廃棄物の処理を行う設備がある。特に使用済樹脂貯蔵タンク、廃水コレクタタンクの最大表面線量当量率は、それぞれ450  $\mu\text{Sv/h}$ 、170  $\mu\text{Sv/h}$  であった。

これらのタンク類は、主に廃棄物処理建家の地下フロアにあり、タンク周辺は厚いコンクリートに囲われ、タンクとコンクリート壁の隙間はわずかで、しかも内部には、多量の放射性廃液、使用済イオン交換樹脂及びフィルタースラッジが貯蔵されてい

た。そのため、その解体に先立って、使用済イオン交換樹脂及びフィルタースラッジの抜き取り設備、水浄化設備を設置した。初めに、これらのタンク内の貯蔵物を取り出して、200ℓドラム缶(多重、SUS)に収納した。タンク内貯蔵物の抜取後、タンク側面の一部をガス切断機または、エアプラズマ切断機を用いて切断し、作業者が出入りする開口部を設け、タンク内を除染した。その後、タンク類は、材質によりエアプラズマ切断機、またはガス切断機を使用して細断した。

これらの作業における従事者数は、約4,900人・日であり、線量当量は11.16人・mSvであった。被ばくの主な原因は、タンク内の使用済イオン交換樹脂及びフィルタースラッジ等の抜き取り除染作業であった。撤去したイオン交換樹脂、フィルタースラッジ類は約31.7tであった。

#### 4. データと知見

JIPDR 解体プロジェクトでは、開発したプラズマアーク切断装置、アークソー切断装置等が原子炉本体部の設備・機器の解体に適用され、その技術の有効性が確認された。また、解体作業に関する種々のデータを取得し、これらのデータを分析した。データの分析や解体作業の経験から、将来の原子炉施設の解体にとって有用な多くの知見が得られた。その主要な事項について述べる。

##### 4.1 遠隔解体作業

###### 4.1.1 炉内構造物の解体

###### 切断手順、装置の性能

- 圧力容器内で粗断し、燃料プール内で細断する切断手順は、作業効率の向上に役立った。燃料プール内での切断作業は、圧力容器内の切断作業に比べ作業効率が2～4倍良かった。
- プラズマトーチの位置決めには、二方向からの水中カメラによる監視が有効であった。また、狭い場所における切断分離の確認には、小型カメラが有効であった。
- 水中で使用する機器にはストリッププルペイントの塗布が表面汚染防止に有効であった。

###### 放射性ダスト

- 水中切断は、作業環境の線量当量率の低減に寄与するだけでなく、空気汚染の拡大防止にも有効で

あった。水中切断で作業環境に放出される放射性ダストは、気中切断で放出される放射性ダストに比べ水深2m、4.5mおよび8mでそれぞれ約1/50、1/1000および1/10000であった。

- 水中切断で発生し作業環境に放出された放射性ダストの大部分は、水面上に設けたエアカーテンにより排気系に回収され、グリーンハウス内の放射性ダストの上昇は認められなかった。

###### 水中の放射能濃度

- 炉内構造物の比放射能、切断条件および水中放射能濃度等から水中に移行した放射能を評価した結果、切断部の放射能の数1/1000程度であることが確認できた。
- 切断部の大部分は、粒子の大きいドロストとして、プール底に堆積しており、0.8mmメッシュのストレーナと0.5μmメッシュのフィルターで回収できた。
- 水中切断により放射能濃度が上昇した炉水は、0.5μmのフィルターでは浄化できずイオン交換樹脂による処理が必要であった。このことから炉水の放射能濃度の上昇は、粒子状の浮遊物によるものではなくプラズマアーク切断によって微量の金属がイオン化したものと考えられる。

###### 水素の発生量

- 水中プラズマアーク切断における水分解による水素ガスの生成率は、切断電流500Aで6ℓ/minであった。

##### 4.1.2 圧力容器接続配管の撤去

###### 成型爆薬切断

- 内表面密度 $1 \times 10^2 \text{Bq/cm}^2$ の配管(外径88.9mm、厚さ7.62mm)切断における3階フロアの気中放射能濃度および爆風圧は約 $7 \times 10^{-5} \text{Bq/cm}^3$ および $3.5 \times 10^{-1} \text{kg/cm}^2$ 以下であった。また、防護板内表面密度は $1 \times 10^1 \text{Bq/cm}^2$ 以下であった。これらの値が成型爆薬切断で取得した最も厳しいものであり、安全性に問題はないものと考えられる。

###### ディスクカッター切断

- 圧力容器接続配管(外径324mm、厚さ17.45mm)の直管部切断時の過渡データをモックアップ試験時のものと比較してFig.6に示す。解体実地試験においてもモックアップ試験と同様の切断経緯をたっており、切断が順調に行われたことを示している。

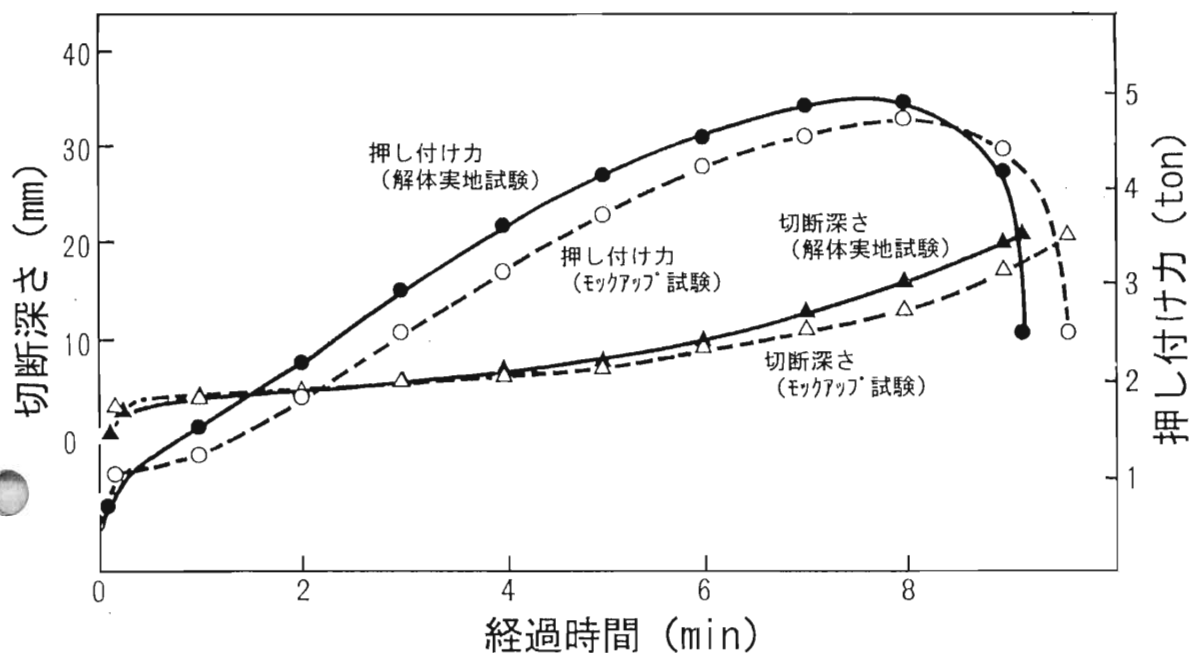


Fig. 6 Transient data of rotary disk knife cutting

一切断箇所が3箇所と少なかったのでカッター刃の寿命は把握できなかったが、基礎試験から使用した12インチ用のカッター刃では、約600回の切断を行ったが異常は認められなかった。

#### 4.1.3 圧力容器の解体

##### 切断速度

圧力容器の切断長さおよび切断時間は約100mおよび32.6hであり、平均切断速度は5.1cm/minであった。これをフランジ部(厚さ25cm)の垂直切断、胴部(厚さ7.4cm)の垂直切断および水平切断の平均切断速度にすると、それぞれ0.83cm/min、6.8cm/minおよび8.2cm/minであった。肉厚の厚いフランジ部の切断では、溶融した金属(ドロス)の排出能力が低下し、サイドアークの発生によるブレード先端の電流低下が原因となり極端に切断速度が低下したものと考えられる。

##### ブレードの使用量

切断で使用したブレード枚数は24枚で、その内訳は垂直切断で15枚、水平切断で9枚であり、ブレード1枚当たりの切断長さは、垂直切断で3.1m、水平切断で6.0mであった。これをフランジ

部と胴部の切断におけるブレード1枚当たりの切断長さによると0.5mおよび5.5mであった。

##### 水中浮遊物等

切断で1 Bq/cm<sup>3</sup>程度まで上昇した炉水の放射能濃度は、ドロス分離槽(沈殿槽)と0.9μmのフィルターを有するドロス回収装置で0.03Bq/cm<sup>3</sup>まで低下できた。モックアップ試験の結果では、切断で発生する微粒子の約98%は直径が37μmで球状であった。

##### 放射性ダスト等

アークソーによる水中切断では、作業環境の放射能濃度の上昇は認められなかった。また、切断中グリーンハウス内の水素濃度が1%を超えたことはなかった。

#### 4.2 在来工法による設備・機器の解体

##### 作業人工数

在来工法によりポンプやタンクなどの機器を解体撤去する作業においては、準備作業、解体作業、後片付け作業に分類することができ、これらに必要となる作業人工数は解体する機器の重量に比例していた(Fig.7 参照)。

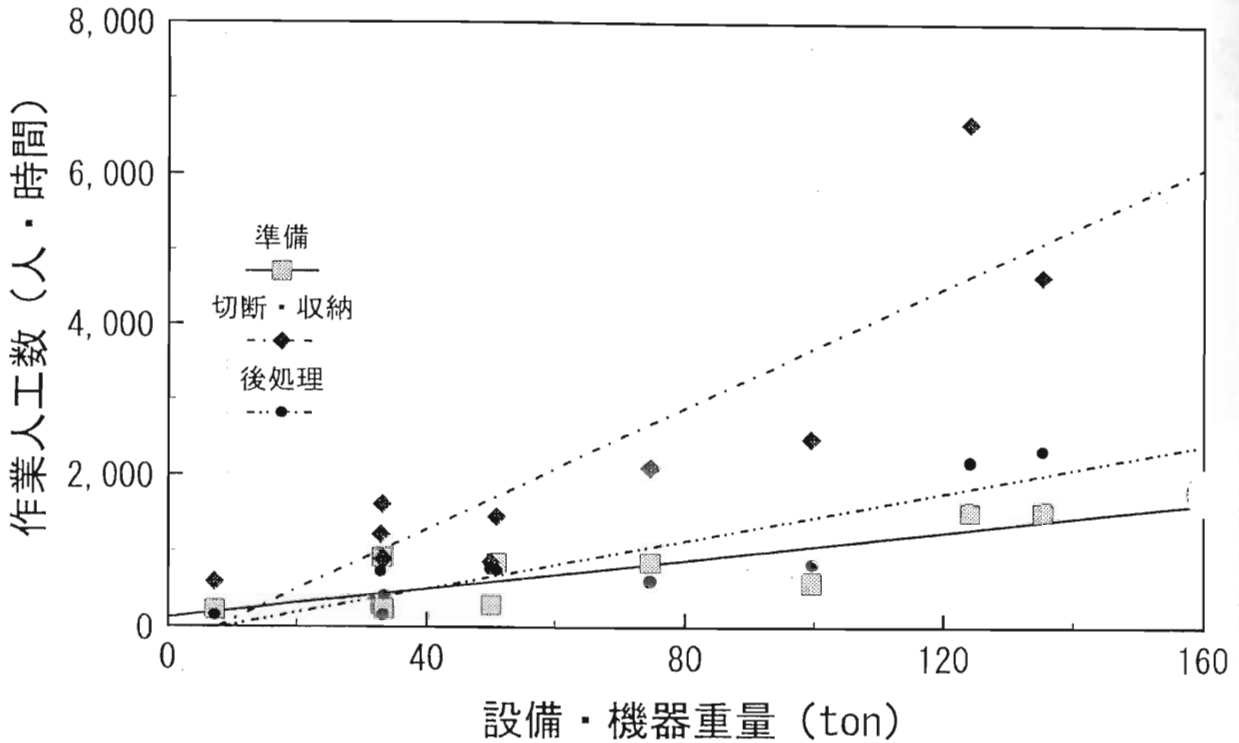


Fig. 7 Relationship between manpower expenditure and weight of components

作業員被ばく線量

作業員の被ばく線量についてみると、放射化した機器を遠隔解体するための準備、ドロスの回収などを含む後片付け作業などで、比較的多くの被ばくが認められた(Fig.8 参照)。

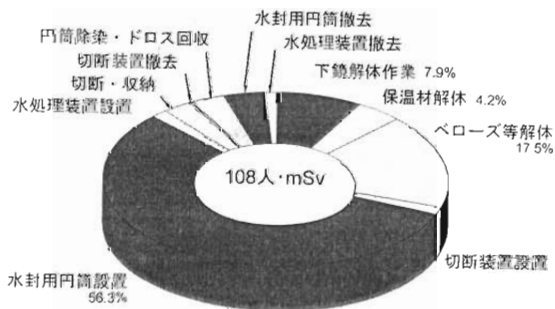


Fig.8 Radiation exposure to workers during dismantlement of reactor pressure vessel

5. 今後の課題

原子炉本体部の設備・機器の解体のために本プロジェクトで開発した種々の解体工法・解体機器は十分に機能を発揮し、その有効性が確認された。開発した解体工法・解体機器および既存の工法を用いてJPDRの設備・機器類を全て無事に解体したことにより、他の原子炉施設の設備・機器の解体作業に、開発した工法が対応できることが実証されたと考えられる。解体実地試験における作業経験、知見から将来の商業発電炉の解体に向けた課題として次のような技術の採用や開発が望まれる。

切断能力の向上等

炉内構造物の解体には、厚さ300mmのステンレス鋼部材を切断する必要がある。これを両面から切断するとして厚さ150mmのステンレス鋼部材を確実に水中切断する技術の開発が必要である。

遠隔操作ロボットの開発

— 水中の高線量当量率環境において、切断機器等を遠隔操作する制御技術および種々の切断機器等を

扱える汎用性のあるロボットの開発が必要である。

- 被切断物の把持、搬送およびコンテナへの収納までの一連の作業を自動で行えるシステムの開発が必要である。

#### 被ばく低減等の対策

作業員の被ばく低減、放射性廃棄物の低減および費用の低減等の観点からの対策として以下の項目がある。

- 線量当量率を低減し、空気汚染の拡大を防止するため炉内構造物や圧力容器の解体には水中切断工法を採用し、エアカーテン形成装置、水浄化のための排水処理装置を備えたシステムを採用することが望まれる。
- 可能な限り解体に使用する切断機器を限定することが必要となる。
- 圧力容器接続配管を成型爆薬で切断する場合には、貫通配管部周辺の生体遮蔽体ブロックを取り外さないで、生体遮蔽体外側面で配管を切断し、飛び出し防止対策や防塵対策を講じることが有効である。
- 圧力容器の水中切断では、原子炉ウエルを水槽として使用するため熱遮蔽体(BWR)や生体遮蔽体(PWR)を利用することを検討する。

#### 6. まとめ

JPDRの解体撤去作業(解体実地試験)は平成8年3月までに全ての作業を終了した。これにより我が

国において、始めて原子炉施設の解体撤去が可能であることが実証された。解体実地試験の中には、放射能インベントリーの評価、設備・機器の解体、除染、放射能の最終確認測定など、種々の作業が必要となる。この中でも放射化したり、又は汚染した設備・機器の解体はその主要工程となるものである。特に放射化した機器の遠隔解体は、独自に技術開発した装置を用いて行い、その有効性を実証するとともに、各種データを取得した。

本報でまとめた知見やデータは、今後の解体技術の開発や原子炉施設の解体計画の検討に有効に活用できるものと考えられる。

#### 参 考 文 献

- (1) Ishikawa, M., et al.: Proc. 1987 Int. Decommissioning Symp., Pittsburgh, Pennsylvania, 1987, Vol.1, p. III-18(1987)
- (2) 宮坂靖彦, 他: 原子力誌, 38[7], 553(1996)
- (3) Yanagihara, S., et al.: Nucl. Technol., 86[2], 148(1989)
- (4) Tachibana, M., et al.: Proc. 1st JSME/ASME Joint Int. Conf. on Nuclear Engineering, Tokyo, Japan, 1991, Vol.2, p.81(1991)
- (5) Yokota, M. et al.: Proc. 1991 Joint Int. Waste Management Conf., Seoul, Korea, 1991, Vol.1, p.189(1991)
- (6) 打越忠昭, 他: 火力原子力発電, 43[11], 53(1992)

# J P D R 解体実地試験 — 放射線管理 —

富居 博行、清木 義弘

## *The Japan Power Demonstration Reactor Dismantling Project — Radiation Control —*

Hiroyuki TOMII and Yoshihiro SEIKI

In the Japan Power Demonstration Reactor(JPDR) dismantling project, radiation control was performed properly with routine and special monitoring to keep the occupational safety and to collect data necessary for future dismantling of nuclear facilities. This report describes a summary of radiation control in the dismantling activities and some results of parametric analysis on dose equivalent evaluation, and introduces the following knowledge on radiological protection effectiveness of the dismantling systems applied in the project.

- a) Use of remote dismantling systems was effective in reducing equivalent workplace exposure.
- b) Utilization of existing facilities as radiation shield or radioactivity containment was effective in reducing workplace exposure, and also in increasing work efficiency.
- c) Use of underwater cutting systems was useful to minimize air contamination, and to reduce the dose equivalent rate in the working area.
- d) In the planning of dismantling, it is necessary to optimize the radiation protection by analyzing dismantling work procedures and evaluating radiological features of the dismantling systems applied, including additional work which the systems require brought from such activities.

### 1. はじめに

原子炉解体における放射線管理は、基本的には原子炉供用中と変わることはない。すなわち、事前に放射線作業及び周辺公衆の被ばく評価を行い、解体作業中は放射線モニタリングを行うとともに、必要に応じて作業方法や防護方法を検討して被ばくの低減化を図る。しかし、原子炉解体作業は供用中に行われる定期検査や保守・点検作業とは以下の点で異なっている。

- ① 高レベルの放射化物や汚染物を取り扱う作業が多い。
  - ② 保守・点検には採用されない工法や特殊な機械による作業が行われる。
  - ③ 解体物の撤去や移動によって放射線レベルが大きく変動する。
  - ④ 廃棄物や作業機材等が短期間に大量に搬出される。
- さらに、この種の作業は頻繁には行われなため、経験の積み重ねによる技術の向上は期待できない。

い。このため、原子炉解体では、安全かつ合理的な解体技術を確立するためには、少ない経験から多くの知識を得ることが必要になる。

解体実地試験の放射線管理においては、これらの視点から将来の原子炉解体に必要なデータを取得するため、日常のモニタリングに加えて、切断で発生するエアロゾルの調査を目的とした特殊モニタリングを実施した。

ここでは、解体実地試験における放射線管理の概要及び、集団線量当量が95%を占めた原子炉格納容器内解体作業における各種解体工法の放射線管理データを紹介します。併せて、切断で発生したエアロゾルの粒径分布や飛散率等、解体作業における被ばく評価に必要なパラメータの解析結果と放射線管理面における知見を述べる。

## 2. 解体撤去における基本的考え方

JPDR 解体計画は、作業者の被ばく低減と放射性廃棄物を可能な限り少なくすることを基本とし、以下の考え方に基いて立案した。

- ① 設備機器の解体手順は、まず、作業者の被ばくの源となる高放射化部位を含む機器から撤去する。
- ② 高放射化部位の解体には、原子炉解体技術開発で得られた遠隔切断装置を採用する。
- ③ 放射性塵埃等の発生を抑制し、作業環境の空气中濃度と線量当量率を低減するため、水中切断工法を採用する。
- ④ 燃料プールや原子炉格納容器等の既存設備を被ばくの低減設備及び放射性塵埃等の放出抑制設備として活用する。

格納容器内機器の解体では、以上の基本的考え方から原子炉周辺機器を撤去して作業場所を確保した後、高放射化物の炉内構造物、次いで压力容器、生体遮へい体の順に解体撤去した。

## 3. 計画段階における被ばく評価

計画段階における作業者の被ばく評価は、解体対象建家、解体対象機器及び解体工法に分類して行った。Fig.1 に原子炉解体における作業者の被ばく評価モデルを示す。

外部被ばく評価は、機器周辺の線量当量率と所要人工数及び作業時間から行った。Table 1 に計画段

階における作業者の外部被ばく評価結果を示す。作業者の集団線量当量は、原子炉格納容器が約65%、

Table 1 Collective dose Equivalent of workers for external exposure in JPDR dismantling project.

解体対象機器	集団線量当量 (人・mSv)
原子炉格納容器	6 6 0
炉内構造物	1 6 8
压力容器	2 5 6
生体遮へい体	7 9
周辺機器	1 4 6
原子炉建家	1 1
その他の建家	3 5 0
合 計	1 0 1 0

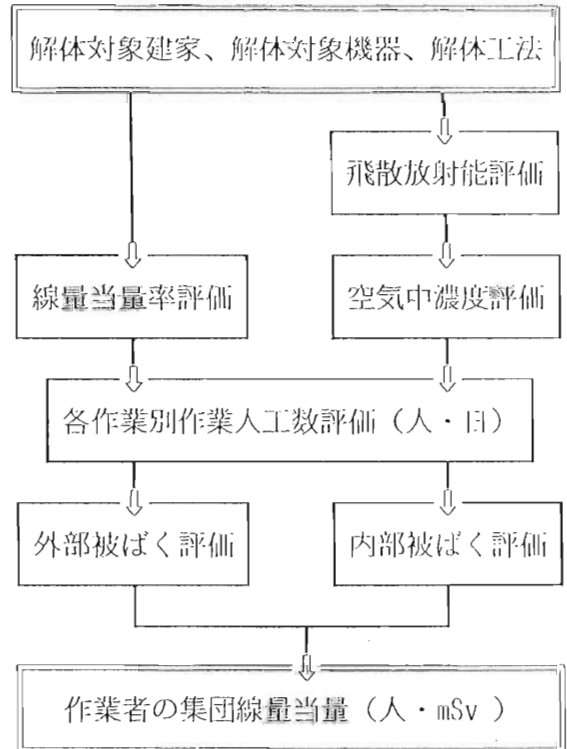


Fig.1 Assessment model of dose equivalent for workers during reactor dismantling

タービン建家や廃棄物処理建家及びその他の建屋が約35%となった。この評価では、炉内構造物の解体で水中切断工法を採用したことにより、切断作業に比べて除染作業の被ばくが多くなった。

内部被ばくについては、解体技術開発時に取得した塵埃飛散データから評価した結果、外部被ばくに比べて極めて小さく無視できるものであったが、切断時における飛散率については不明な点が多く、解体実地試験で調査することとした。

#### 4. 解体作業中の放射線管理

##### (1) 作業計画と計画線量当量

各機器の解体作業計画は、解体前に詳細な現場調査を行い、作業方法や解体手順を検討して作成した。計画線量当量は、解体作業計画における作業時間と現場調査による作業環境の線量当量率から評価し、防護方法等を検討して設定した。これらは、計画被ばくや作業スケジュール等を示す作業申請書として作成し、解体作業中の被ばく管理や作業管理に用いた。

##### (2) 外部被ばく管理

外部被ばく管理の合理化を図るため、警報器付ポケット線量計(以下、「APD」という。)と出入り管理システムとを併用した自動処理システムを設置した。解体作業中の外部被ばく管理は、APDの測定値の日報、週報及び月報を各作業毎に確認し、計画線量当量と比較することにより行った。

出入り管理と併用した被ばくの自動処理システムを設置したことによって、迅速に被ばくデータが収集でき、多数の場所で同時に作業が進行する解体作業の被ばく管理を確実かつ合理的に行うことができた。

##### (3) 内部被ばく管理

内部被ばく管理としては、全身カウンタにより入退域検査及び中間確認検査(3ヵ月以上継続の作業)を行った。また、作業者の防護マスクの着用状態を確認するため、入域時にマスクマンテスト装置により全面マスクの適正な装着状態を確認する漏洩検査を実施した。

全面マスクの漏洩検査は、多様な業種が係わる原子炉の解体作業において、作業者の防護マスク装着

法を習得させるために有効であった。

##### (4) 管理区分と作業管理

作業環境の管理区分は、線量当量率や空気汚染及び表面密度レベルに応じて設定した。作業場所では、そのレベルに応じて管理区分を表示し、バリアの設置によって出入り管理を強化した。さらに、不要な被ばくを防止するため作業区域の線量当量率を現場に表示し、高線量当量率が予想される作業の実施にあつては、可搬型γ線エリアモニタを設置して管理を強化した。グリーンハウスが作業区域の場合には、内部の空気汚染及び表面汚染モニタリングを行うとともに、作業者が退出する際には身体汚染検査を行った。

これらの管理によって、近隣で複数の作業が並行に進行したにもかかわらず、不測の被ばくや汚染は発生せず、相互に悪影響を及ぼすことなく解体作業が終了した。

##### (5) 搬出物品管理

搬出物品の管理は、管理区域から搬出される機器や工具の管理に原子炉解体技術開発で得られた成果を基に製作した搬出物品汚染検査装置を用いた。また、大型機器の表面汚染測定迅速化を図るため、大面積ガスフローカウンター(窓面積156cm<sup>2</sup>)を配備した。

搬出物品汚染検査装置は、大量に搬出される機器や工具の表面汚染検査の省力化に多大な効果を発揮し、軽量で取扱の容易なガスフローカウンターは大型機器の表面汚染検査に有効であった。

##### (6) 環境への放出管理

環境への放出管理は、気体廃棄物については排気筒から放出される放射性物質の濃度を排気ガスモニタで連続監視し、採取試料は「発電用軽水型原子炉施設における放射性物質の測定に関する指針」(以下、「測定指針」という。)に準じて平均濃度及び放出量を評価した。

液体廃棄物については、廃液タンクに貯留された廃液の濃度を試料採取法によって、「測定指針」に準じて測定し、管理基準値未満の場合は一般排水とした。

環境への放出管理は、既存のモニタリング設備や測定器を利用して行うことができた。



5. 線量当量率と外部被ばく

(1) 機器表面の線量当量率と解体工法

Fig.2 に原子炉における機器表面の線量当量率と解体工法を示す。機器表面の線量当量率は炉内構造物が最も高く、炉心シュラウドでは最大9.4Sv/h (1986年測定)であった。原子炉压力容器では、最大が120mSv/h で炉心シュラウドより約2桁低かった。また、線量当量率分布は炉心付近の胴部が平均で約80mSv/h、フランジ部の平均が約40μSv/hと部位によって大きく異なっていた。生体遮へい体は、炉心付近の突出部が最も高く2.2mSv/h(いずれも1990年測定)であった。

炉内構造物及び原子炉压力容器の線量当量率分布は、燃料棒の装荷位置に相当する炉心中央部が高く、部位によって約5桁も異なっていた。このため、解体実地試験では被ばくと作業能率を考慮して、同一機器でも部位の表面線量当量率に応じて異なる解体工法を選択した。

解体工法は、表面線量当量率が約1 mSv/h以上の機器については原子炉解体技術開発で得られた遠隔解体工法を採用し、このうち約10mSv/h以上については水中切断工法を選択した。さらに、炉心シュラウド等の高放射化物の解体では、切断はもとより解体物の容器への収納も水中遠隔操作で行った。また、表面線量当量率が約1 mSv/h以下の機器については、一般産業に利用されている機器による既存工法で解体した。

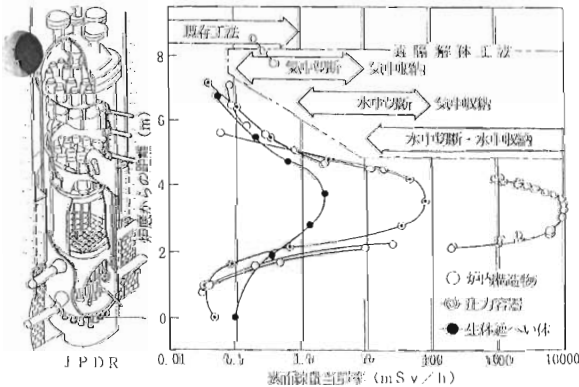


Fig.2 Surface dose equivalent rate of the components in the reactor and dismantling methods applied

(2) 作業環境の線量当量率

作業環境の線量当量率は、各種解体工法を採用することにより約1 mSv/h以下になった。

Fig.3 に各解体工法での機器表面と作業環境の線量当量率の関係を示す。図から、機器の表面線量当量率は10μSv/h~10Sv/hの範囲にあるが、作業環境では約1 mSv/h以下となっていることが判る。このデータから、各解体工法における線量当量率の低減効果を表すため、機器表面と作業環境の線量当量率の比を求めた。この比を線量当量率の低減効果とすると、遠隔解体工法のうち水中切断工法では水深0.5mが約1/1000、2mが約1/100000、気中切断工法では約1/100となった。既存工法では、機器表面に20mmの鉛遮へいを施した場合に約1/5となった。

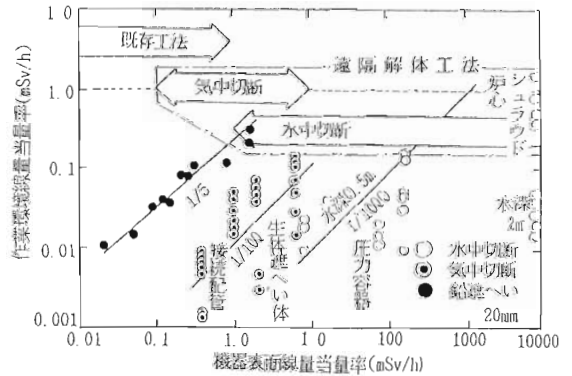


Fig.3 Relationship of dose equivalent rate between working area and surface of the components on dismantling of RPV and reactor internals

(3) 線量当量率の低減効果と集団線量当量

線量当量率の低減効果と集団線量当量との関係を把握するため、各解体工法における切断時の集団線量当量を評価した。

Fig.4 に機器表面の線量当量率と遠隔工法及び既存工法における切断や準備作業等の集団線量当量を示す。集団線量当量は、線量当量率の低減効果が大きい水中遠隔解体工法を採用した炉内構造物と压力容器の解体では、準備及び後処理作業に比べて切断作業が少なかった。一方、既存工法の接続配管の切断作業では機器の表面線量当量率は約1 mSv/hで

あったが、鉛遮へいによる線量当量率の低減効果が小さいことから準備や後処理作業より切断作業の集団線量当量が多くなった。この結果から、高線量当量率の機器を安全に解体するには、遠隔解体工法が有効かつ不可欠であることが確認できた。

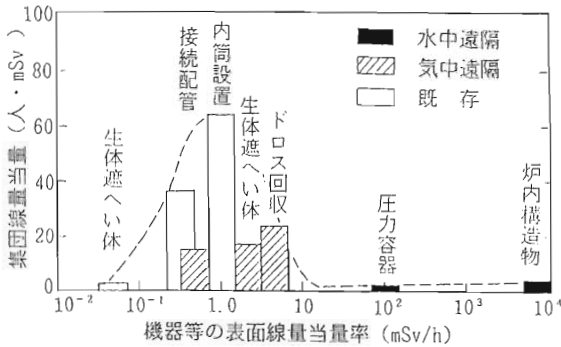


Fig.4 Relationship between surface dose equivalent rate of the components and collective dose equivalent in relation to dismantling methods

(4) 解体工法と作業項目別集団線量当量

Table 2 に各解体工法における作業項目別の集団線量当量を示す。解体工法における集団線量当量の特徴は、水中遠隔解体工法では切断時よりも準備や後処理作業が大きく、気中遠隔解体工法では装置の据付・調整や切断・収納作業が大きかった。水中遠隔解体工法の準備、後処理作業は、原子炉圧力容器の解体では水封用円筒の設置作業、炉内構造物の解体ではドロスの回収と除染作業であった。

遠隔解体工法では、切断装置や解体機器の特徴及び周辺環境に応じて切断前後に付随作業が生じることがある。このため、解体工法の選択においては総合的な評価を行って、被ばく低減の最適化を図ることが必要である。この点から、既存設備の燃料プールを炉内構造物の解体に用いたことは、コストだけでなく準備作業の被ばく低減に有効であった。

Table 2 Collective dose equivalent in relation to dismantling work of components in reactor enclosure.

単位：人・mSv

解体工法	遠隔解体工法				既存工法	
	水中切断工法		気中切断工法			
作業項目	炉内構造物	圧力容器	接続配管	生体遮へい体	配管及びポンプ等	
準備	共通作業	0.12	0.24	0.28	0.53	6.22
	装置の設置	0.54	64.38	0.16	4.88	—
切断	機器解体等	9.76	—	—	0.73	5.35
後処理	据付・調整等	0.38	0.44	10.49	1.51	—
	切断・収納	4.75	1.73	4.49	10.56	67.64
	ドロス等回収	24.81	2.49	—	0.32	10.39
合計	共通作業	4.56	0.31	0.63	0.03	9.03
	装置撤去等	7.82	6.07	0.07	1.22	—
	水処理・除染	20.37	—	—	0.02	—
合計	73.11	75.66	15.63	19.83	98.63	

(APDによる測定値)

(5) 外部被ばくの計画値と実績値

計画線量当量の妥当性を検討するため、計画値に対する実績値の比を求めた。Fig.5 にこの比と計画線量当量との相関を示す。計画値に対する実績の比は、計画線量当量の増加に伴って分散が小さくなる傾向にあった。これは、計画線量当量が大きくなるに従って、高線量当量率下での作業が多くなるため、作業手順や防護計画を緻密に作成し、作業中は被ばく管理が強化されることがその要因と考えられ

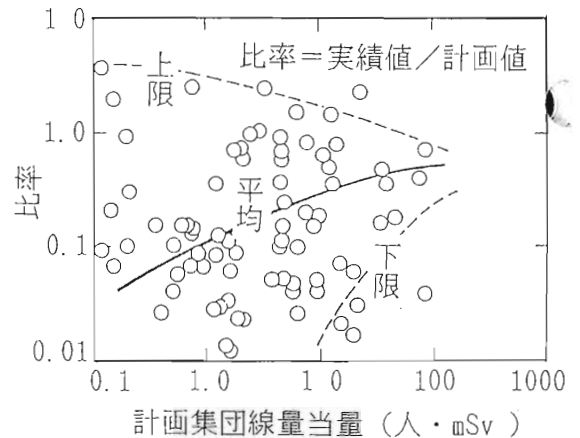


Fig.5 Ratio of actual collective dose equivalent to planned collective dose

る。また、解体実地試験における計画段階の評価値と実績値の比では、原子炉格納容器においては炉内構造物が0.44、圧力容器が0.67、生体遮へい体では0.27であった。

以上の結果、解体作業全体としては実績値が計画値を超えた作業は少なく、計画線量当量の設定や被ばく管理が妥当であったものとする。

今後の課題は、被ばく低減や放射線防護の最適化を図るため、解体作業における被ばく評価技術の信頼性を向上させることである。

(6) 解体実地試験における外部被ばく

Table 3 に解体実地試験における年度別集団線量当量の推移を示す。解体実地試験における集団線量当量は、計画段階における評価値の約1/3に相当する312.4人・mSvであった。この内訳は、約95%が原子炉格納容器内の解体作業によるものである。年度別では、炉内構造物解体と圧力容器解体の準備作業が行われた平成元年度が218.4人・mSvと最も大きかった。

Table 3 Changes of dose equivalent and number of workers engaged in JPDR dismantling project.

年 度	昭和61年	昭和62年	昭和63年	平成1年	平成2年
集団(人・mSv)	ND	2.5	17.6	218.4	41.4
個人最大(mSv)	ND	0.4	2.0	6.4	1.9
人 数(人)	307	456	278	692	751
年 度	平成3年	平成4年	平成5年~平成7年	合 計	
集団(人・mSv)	27.5	5.0	ND	312.4	
個人最大(mSv)	1.3	0.5	ND	-	
人 数(人)	961	507	760	-	

以上のように、解体実地試験では機器の放射線レベルに対応して解体工法を選択し、適切な放射線管理を実施することにより、作業者の過大な被ばくを発生させることなく、全ての解体作業を終了した。

6. 空気汚染

(1) 空気中濃度

Fig.6 に適用した解体工法と機器の表面密度、比放射能及び空気中濃度との関係を示す。炉内構造物の解体では、機器の表面線量当量率に対応して解体

工法を選択し、エアカーテンを併用した結果、<sup>60</sup>Coの空気中濃度を10<sup>-5</sup>Bq/cm<sup>3</sup>以下にすることができた。

圧力容器の解体では、水中切断工法で<sup>60</sup>Coの空気中濃度を10<sup>-6</sup>Bq/cm<sup>3</sup>以下にすることができた。

成型爆薬による炉心スプレイ系の切断では、グリーンハウス内の空気中濃度が約10<sup>-4</sup>Bq/cm<sup>3</sup>と高い値を示した。

プラズマアークによる気水分離器の気中切断とチャンネルボックスの水中切断を比較すると、比放射能が1桁高いチャンネルボックス切断時の空気中濃度が気水分離器よりも約1桁低くなっていた。これは、熱的切断工法ではエアロゾルの飛散を抑制する工法として、水中切断工法が有効であることを示すものである。

配管や廃液タンク等の汚染物の解体では、一般産業で使用されるプラズマ切断器やバンドソー等で切断したが、表面密度が10<sup>3</sup>Bq/cm<sup>2</sup>以下の場合であれば約30m<sup>3</sup>/minの換気装置を使用することにより、グリーンハウス内の<sup>60</sup>Coの空気中濃度を10<sup>-5</sup>Bq/cm<sup>3</sup>以下にすることができた。

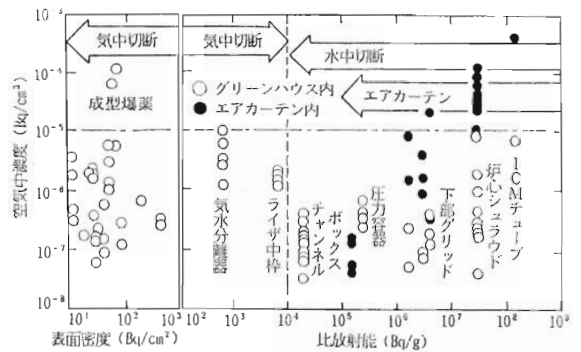


Fig.6 Relationship between airborne concentration and specific activity during dismantling of RPV and reactor internals

(2) 解体で発生したエアロゾル

解体作業における内部被ばく評価や換気システム設計に必要な基礎データとして、解体で発生するエアロゾルの粒度分布を測定した。測定器には、8段分級及び13段分級のアンダーセンサンプラーを用いた。

以下に、各種解体工法による解体作業で発生したエアロゾル粒度分布の測定結果を示す。

a. 機械的切断で発生したエアロゾル

機械的切断では、レシプロソーによる強制循環系配管切断時に発生したエアロゾルの粒度分布を測定した。Fig.7 にレシプロソーによる切断で発生したエアロゾル粒度分布の測定結果を示す。

機械的切断による金属切断時に発生したエアロゾル粒度分布は、対数正規分布に適合しており、空気力学的放射能中央径(以下AMADという)が約6 $\mu\text{m}$ であった。

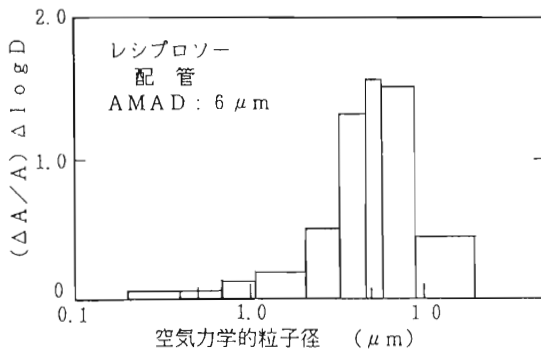


Fig.7 Example of size distribution of aerosol generated under in-air cutting by reciprocating saw

b. 熱的切断で発生したエアロゾル

熱的切断では、炉内構造物の気中及び水中切断時に発生したエアロゾルの粒度分布を測定した。Fig.8 にプラズマアークによる切断で発生したエアロゾル粒度分布の測定結果を示す。

熱的切断で発生したエアロゾル粒度分布は、気中切断においては約0.05 $\mu\text{m}$ と2 $\mu\text{m}$ の二つの粒子径にピークのある分布であった。この要因としては、切断時に金属が気化し空気の冷却で凝集して生成する粒子と、溶融した金属が冷却されて生成する粒子が混在していることが考えられる。一方、水中切断時の粒度分布は1 $\mu\text{m}$ 以下で一つのピークを持った分布であった。これは、熱的切断による水中切断工法では、切断で発生した気泡中に浮遊する粒子は、大きい粒子ほど水中に捕捉される割合が大きいため、気中に飛散する粒子は小さい粒子が支配的になると考えられる。

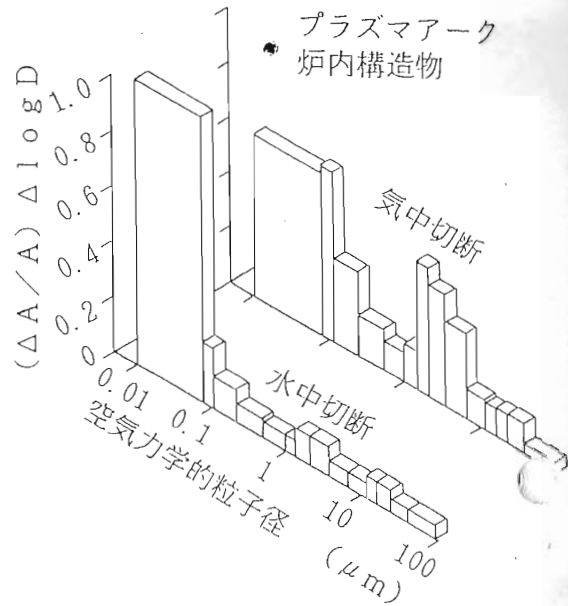


Fig.8 Example of size distribution of aerosol generated by thermal cutting in the air and in the water

c. 爆破で発生したエアロゾル

爆破では、制御爆破による生体遮へい体の破砕時に発生したエアロゾルの粒度分布を測定した。Fig.9 に制御爆破で発生したエアロゾル粒度分布の測定結果を示す。

制御爆破で発生したエアロゾル粒度分布は、対数正規分布に適合しており、空気力学的質量中央径(以下、MMADという)は約12 $\mu\text{m}$ と比較的大きい粒子が発生していることが判った。

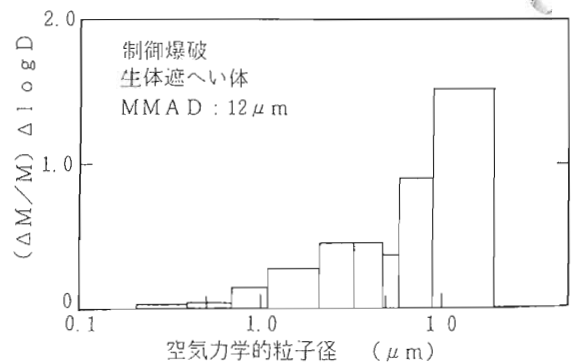


Fig.9 Example of size distribution of aerosol generated by controlled blasting

コンクリート解体では、一般産業で使用されているハンドブレイカーやジャックハンマーによる破砕で発生したエアロゾル粒度分布も測定し、粒度分布及びMMADについては制御爆破で発生するエアロゾルと同様の傾向であることを確認した。

(3) 解体工法と飛散率

a. 空気汚染評価モデル

各解体工法における切断時の飛散率を評価するため、空気汚染評価法と切断による汚染発生の評価法を利用して、解体作業における空気汚染評価モデルを作成した。Fig.10 に解体作業における空気汚染評価モデルを示す。

このモデルは、グリーンハウス内の切断で発生し粉体状の切断生成物が飛散して空気汚染を引き起し、一部は沈降して床に、一部は排気により外部へ放出される形態を表す。

以下に、空気汚染評価モデルによる飛散率の評価式を示す。

気中切断における飛散率を次式で表す。

$$\lambda_a = C_a (V_s \cdot S + F) T / A \quad (1)$$

但し、 $\lambda_a$  : 気中切断時の飛散率

$C_a$  : 気中切断時の空気中濃度 (Bq/cm<sup>3</sup>)

$V_s$  : 粒子沈降速度 (cm/min)

$S$  : 床面積 (cm<sup>2</sup>)

$F$  : 排気率 (cm<sup>3</sup>/min)

$T$  : 作業時間 (min)

$A$  : 切断で発生した放射能 (Bq)

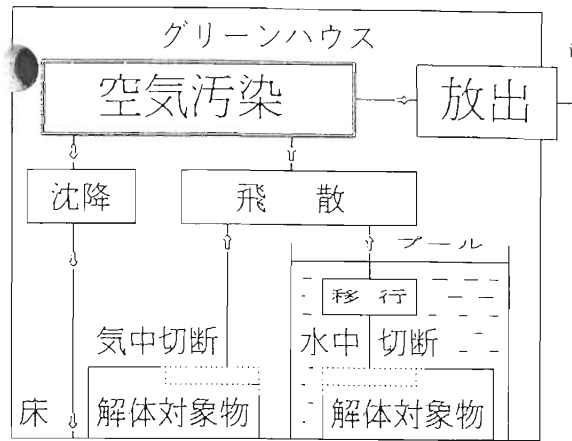


Fig.10 Process on generation of air contamination estimated for the reactor dismantling

水中切断における飛散率を次式で表す。

$$\lambda_w(d) = C_w (V_s \cdot S + F) T / A \quad (2)$$

但し、 $\lambda_w(d)$  : 水中切断時の飛散率

$C_w$  : 水中切断時の空気中濃度 (Bq/cm<sup>3</sup>)

$d$  : 切断場所の水深 (m)

水中切断時のエアロゾル飛散低減効果を次式で表す。

$$P_d = \lambda_w(d) / \lambda_a \quad (3)$$

但し、 $P_d$  : 水深  $d$  m のエアロゾル飛散低減効果

b. 気中切断における飛散率

気中切断工法による飛散率は、気中切断作業時の空気中濃度と(1)式から算出した。その結果、汚染物については成型爆薬による接続配管の切断が最も大きく、幾何平均値では0.87となった。また、機械的切断工法ではレシプロソーが0.091、ディスクカッターでは $7.8 \times 10^{-4}$ と、切断に使用する機器によって大きく異なることが判った。熱的切断工法では、プラズマ切断器による接続配管の切断で $3.1 \times 10^{-3}$ となった。

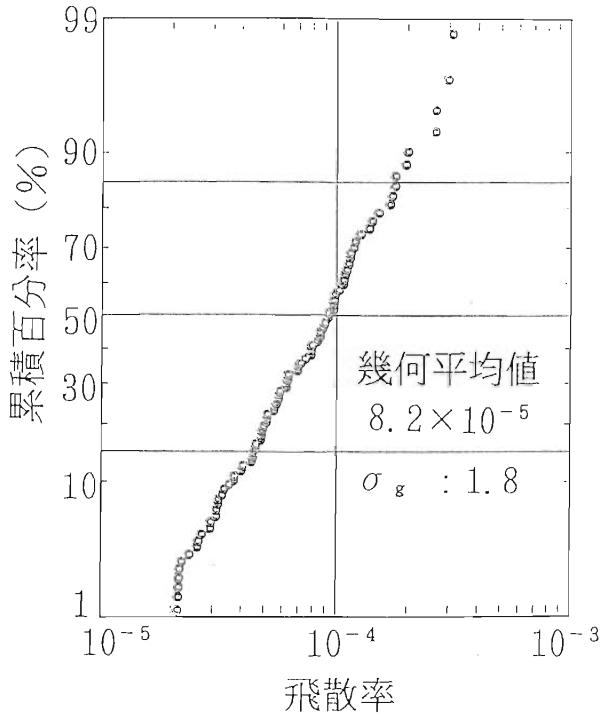


Fig.11 Distribution of dispersion rates for controlled blasting

制御爆破工法による生体遮蔽体破砕時の飛散率は、破砕対象重量に対する飛散したエアロゾル重量の比として算出した。Fig.11 に制御爆破における飛散率の変動分布を対数確率紙に示す。図から、制御爆破における飛散率は対数正規分布に適合していることが判る。そこで、飛散率の幾何平均値と幾何標準偏差を求めると、それぞれ $8.2 \times 10^{-5}$ 、1.8となった。

c. 水中切断時の飛散率

水中切断工法による飛散率は、炉内構造物解体における水中切断作業時の空气中濃度と(2)式から算出した。Fig.12 にプラズマ切断器による気中切断の飛散率とともに、水中切断工法による水深ごとの飛散率を示す。

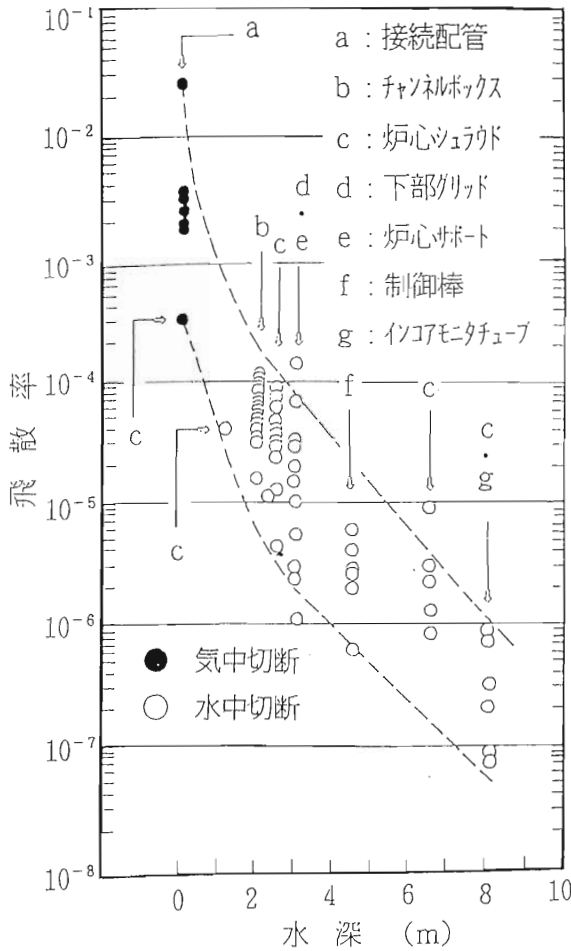


Fig.12 Dispersion rates for in-air and underwater cutting

水中切断時の飛散率は、幾何平均値では水深2mが $6 \times 10^{-5}$ 、8mが $3 \times 10^{-7}$ となった。切断位置の水深と飛散率との関係は、0~2mまでは約2桁減少し、2m以上では2m深くなる毎に約1桁減少していた。この結果から、(3)式により各水深におけるエアロゾル飛散低減効果を評価すると、2mでは $2 \times 10^{-2}$ 、4.5mでは $1 \times 10^{-3}$ 、8mでは $1 \times 10^{-6}$ となった。この特性は、熱的切断による水中切断工法では、放射能レベルに対応して水深を選択することにより、空气中濃度を制御できる可能性があることを示唆するものである。

以上のように、飛散率は解体工法や解体に使用する機器、切断環境及び構造物材によって大きく異なることが判った。これらの飛散率や評価式は、今後解体作業時の空気汚染評価や換気システムの設計に活用できるものと考えられる。

(4) 汚染拡大防止効果

a. エアカーテン

水中切断工法による炉内構造物の解体では、放射性塵埃による汚染の拡大を防止するため、燃料プール及び原子炉プールにエアカーテンを設置した。Fig.13 に燃料プールのエアカーテンの設置状況と風速を示す。

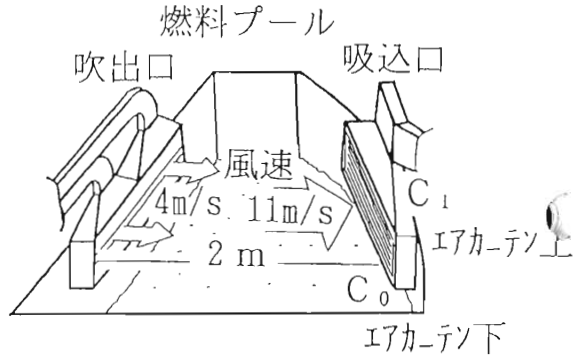


Fig.13 Outline of air curtain system

原子炉プールでは、吹出口から吸引口までの距離が3.5mであり、風速は吹出口が5m/s、吸引口が15m/sであった。

エアカーテンにおける汚染拡大防止効果は、吸引口の汚染区域側(C<sub>0</sub>:エアカーテン下)に対する汚染低減区域側(C<sub>1</sub>:エアカーテン上)の空气中濃度

の比(漏洩率)で評価した。Fig.14 にエアカーテンにおける漏洩率を対数確率紙に示す。図から、漏洩率は対数正規分布に適合していることが判る。そこで、各場所の幾何平均値と幾何標準偏差を求めた結果、原子炉プールでは0.18、2.0、燃料プールでは0.012、3.5となった。この評価から、熱的切断による水中切断工法で発生するエアロゾルの汚染拡大防止に有効であることを確認した。

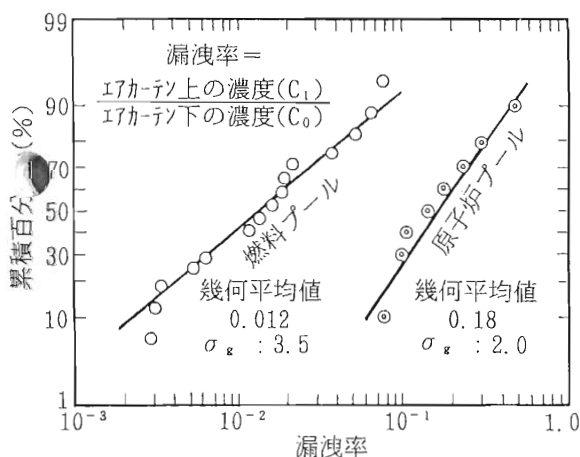


Fig.14 Distribution of leakage ratio in application of air curtain system

#### b. グリーンハウス

解体実地試験開始当初にグリーンハウスの汚染拡大防止効果を評価するため、汚染配管の切断作業時にグリーンハウス内外の空气中濃度を測定した。

グリーンハウスにおける汚染拡大防止効果は、グリーンハウス内に対するグリーンハウス外の空气中濃度の比(漏洩率)で評価した。Fig.15 にグリーンハウスにおける漏洩率を対数確率紙に示す。グリーンハウスの漏洩率は対数正規分布に適合しており、幾何平均値が0.02、幾何標準偏差が3.5であった。この結果、簡易なグリーンハウスでも汚染拡大防止措置として有効であることが確認できた。

Fig.15

## 7. 管理区域解除のための確認測定

放射線管理部門では、作業担当部署が汚染部を分離・撤去して対象区域の全面測定を行った後、汚染のないことを再確認するため、代表点による直接サーベイ法とスミヤ法を併用した確認測定を行った。この測定では、対象区域を建家や階等で分類し、直接法では5m<sup>2</sup>に1点、スミヤ法では10m<sup>2</sup>に1点の頻度で測定し、汚染のないことを確認した。

科学技術庁による確認測定では、広大な面積を合理的かつ効率的に行うため、統計的手法が採用された。これは、中心極限定理を利用して測定点数を決定する方法で、以下に測定点数を決定する計算式を示す。

$$n = (Z_{\alpha/2} \cdot \sigma / e)^2 \quad (4)$$

但し、n：要求される測定点数

$Z_{\alpha/2}$ ：要求する信頼水準に対応する数値

95%では1.96

$\sigma$ ：母集団の標準偏差

e：許容誤差

科学技術庁による確認測定は、汚染が撤去された後のバックグラウンドの測定となる。この測定では、立ち合い検査による測定値と原研の測定値を比較して汚染の有無を判定した。判定基準にはバックグラウンドの標準偏差の3倍、信頼水準が95%で許容誤差を10% (区域の平均値が原研が測定した平均値の±10%未満)が採用された。

現場の確認測定では、無作為抽出法を適用し、検査官が任意の場所を指定して行われた。無作為抽出法による確認測定の留意点は、建家構造物の素材や各階の床壁に分類し、測定区域を細分化して行うことである。それは、建家の構造物には多様な素材があり、汚染に係わりのない<sup>40</sup>K等の自然放射能の含有率が素材によって異なるため、汚染がないにもかかわらず判定基準を超える場合が生ずるからである。Table 4には、ガスフローカウンターによる $\beta$  ( $\gamma$ )測定で得られた建家構造物のバックグラウンドの平均値と標準偏差を示した。

科学技術庁による確認測定では、これらの点に留意しながら測定計画を立案し、24000m<sup>2</sup>の対象区域を350点の代表点による測定を行うことによって、汚染のないことが確認された。

Table 4 Mean value and standard deviation of measured B. G. counts for building structural materials

構 造 物	測定点数 (点)	平均値 (S <sup>-1</sup> )	標準偏差 (S <sup>-1</sup> )
鋼 材	50	3.49	0.51
ブロック	50	6.07	0.52
モルタル	20	6.55	0.65
コンクリート	32	9.27	0.57
砂	41	9.52	1.00
アスファルト	43	13.7	1.17

## 8. 環境への放出放射能

気体廃棄物は、空気浄化装置を組み込んだ局所排気装置と既設の排気設備を併用して環境放出の低減を図り、解体実地試験期間を通じて全てが検出限界未満となった。

液体廃棄物は、ドロス回収装置やスラリー回収装置等の廃液浄化装置を設置して環境への放出低減を図った。その結果、液体廃棄物の環境への放出量は<sup>3</sup>Hでは $6.1 \times 10^9 \text{Bq}$ 、<sup>60</sup>Co等については事前評価値の1/6に相当する $1.7 \times 10^9 \text{Bq}$ となった。

## 9. まとめ

解体実地試験による放射線管理データの解析から、各種解体工法における被ばくの特徴と将来の原子炉解体における被ばく評価に必要なデータが得られた。主なデータは、各種解体工法の切断作業で発生するエアロゾルの粒子径や飛散率であり、今後の原子炉施設解体における空気汚染評価に活用できるものとする。さらに、放射線防護の視点から解体実地試験で得た知見を示すと次のとおりとなる。

- 作業環境の線量当量率を低減するには、遠隔解体工法を採用することが有効である。
- 既存設備の利用は、作業効率だけでなく被ばく低減にも有効である。
- 水中切断工法は、線量当量率の低減とともに空気汚染の低減にも有効である。
- 解体工法の選択は、付随する作業も含めて評価し、被ばく低減の最適化を図る必要がある。

以上の評価・解析結果から得た知見は、解体実地試験計画の立案における基本的考え方の妥当性を確認するものであった。

本報告は、科学技術庁の委託により行われた研究の成果である。



## J P D R 解体実地試験

## — JPDR解体廃棄物の管理 —

阿部 昌義、仲田 進、伊東 慎一

*The Japan Power Demonstration Reactor (JPDR)**Dismantling Activities**— Management of JPDR Dismantling Waste —*

Masayoshi ABE, Susumu NAKATA and Shinichi ITO

The management of wastes, both radioactive and non-radioactive, is one of the most important issues for a safe and reasonable dismantling operation of nuclear power plants. A large amount of radioactive wastes is arising from a reactor dismantling operation in a relatively short period time, ranging in a wide variety from very low level to relatively high level. Moreover non-radioactive waste is also in a huge amount.

The dismantling operation of Japan Power Demonstration Reactor (JPDR) resulted in 24,440 tons of dismantling wastes, of which about 15% was radioactive and 85% non-radioactive. These wastes were managed successfully implementing a well developed management plan for JPDR dismantling waste.

Research and development works for handling of JPDR dismantling wastes were performed, including fixation of loose contamination on surface, volume reduction and waste containers for on-site transportation and interim storage. The JPDR dismantling wastes generated were classified and categorized depending on their materials, characteristics and activity level. Approximately 2,100 tons of radioactive wastes were stored in the interim storage facilities on site using developed containers, and 70 tons of radioactive concrete waste were used for a safe demonstration test of a simple near-surface disposal for very low level waste. Other dismantling wastes such as steel and concrete which were categorized as non-radioactive were recycled and reused as useful resources. This paper describes the management of the JPDR dismantling wastes.

## 1. はじめに

原子力施設の解体に伴って発生する、いわゆる解体廃棄物は、大量の放射性廃棄物と非放射性廃棄物が比較的短期間に発生し、また、これらは種類、性状、放射能レベル等の様々な面で多岐にわたること

が大きな特徴である。したがって、これら解体廃棄物について、安全かつ合理的な管理方法を確立することは、解体工事そのものを円滑に進める上での最重要課題の一つである。

将来の商業用発電用原子炉の解体に役立つ技術開発とその実証を目的に、科学技術庁からの受託事業

として進めてきたJPDR 解体実地試験は、1996年3月に全ての解体工事が終了した<sup>12)</sup>。このJPDR 解体実地試験では、計画の早い時期から解体廃棄物管理の重要性に着目し、詳細な発生量予測と性状調査、発生エリアごとの放射能レベルの予測評価等を行って、発生する解体廃棄物の管理計画を事前に策定し、これに基づいた解体廃棄物の取扱いを実施してきた<sup>3,4,5)</sup>。

JPDR 解体廃棄物の管理計画では、発生する解体廃棄物を放射性廃棄物と非放射性廃棄物に区分し、さらに、廃棄物の種類、性状等による区分管理を徹底することとした。また、放射性廃棄物は、さらに放射能レベル、汚染形態等による区分管理を行うこととした。放射性廃棄物の管理方法は、東海研究所の既存の放射性廃棄物処理施設及び保管廃棄施設を利用することを基本としたものであるが、解体廃棄物の特性や既存施設での取扱いの観点から必要と考えられる技術について、予め技術開発を実施したのち、その一部を実際に管理計画に組み入れ、各レベル区分や性状等に適した廃棄物容器を採用することとした。

JPDR 解体実地試験では、実績として、総量約24,440トンの解体廃棄物が発生した。これらの解体廃棄物は、発生現場で、設定された分類区分基準に基づいて区分し、所定の容器に収納するなどしてJPDR 原子炉施設エリアに一時保管された後、定められた管理ルートに従って、適時、搬出し、保管廃棄等が行われた。本稿では、このJPDR 解体廃棄物管理の実際と発生廃棄物の実績について報告する。

## 2. JPDR 解体廃棄物管理計画

### 2.1 解体廃棄物管理の基本的考え方

原子炉施設の解体撤去では、放射化の汚染を伴う、あるいは二次的汚染のある金属類やコンクリート類の放射性廃棄物と、放射能汚染のおそれがない、いわゆる非放射性廃棄物の双方が、比較的短期間のうちに大量に発生することになる。このため、解体工事そのものを円滑かつ安全に進めるためには、解体工事に着手する前に、発生する廃棄物の種類、量、放射能汚染の有無、放射能レベル、性状等の事前調査を行った上で、これらに応じて適切に安全性、合理性、効率性等が確保できるように十分に

検討された解体廃棄物管理計画を策定することが極めて重要である。そこで、JPDR 原子炉施設の解体実地試験では、全体計画の一環として、発生が考えられる解体廃棄物の調査結果等に基づいて管理計画を策定した。

解体廃棄物管理計画の策定にあたっては、解体工事の方法、手順、解体廃棄物の発生場所等を考慮し、放射性廃棄物と非放射性廃棄物に区分するとともに、これらが相互に混じり合うことのないように発生管理を行うことを基本方針とした。

発生する放射性廃棄物については、最終処分の見通しが得られていないため、当面、保管廃棄を原則とし、東海研究所の既存の放射性廃棄物処理施設及び保管廃棄施設を利用することとした。しかし、備機器等の解体撤去により発生する金属廃棄物、あるいは放射線しゃへい体の解体撤去や管理区域内の床等の除染により発生するコンクリート廃棄物のほとんどは、既存の処理施設での減容処理が困難であることから、これらについては発生現場で保管容器に封入し、直接保管廃棄施設に移送して保管することとした。

また、放射能汚染のおそれがない非放射性廃棄物については、可能な限り有効利用を図ることを原則とし、発生したものは順次、発生現場から東海研究所構内の所定の場所に移送して一時保管することとした。

## 2.2 解体廃棄物の分類区分の方法

### 2.2.1 放射性廃棄物の分類区分

東海研究所では、放射性廃棄物の取扱いに関する分類区分基準が各種保安規定や放射性取扱安全規程等に定められている。JPDR 解体に伴って発生する放射性廃棄物も、既存の放射性廃棄物処理施設と保管廃棄施設を利用することから、原則的には、これら保安規定や放射線安全取扱手引で定められた分類区分基準に従うことになる。しかし、解体廃棄物としての放射性廃棄物の特性や発生状況を考慮した場合、将来の処理や合理的処分あるいは規制除外、再利用基準が制定された場合への対応が容易になるように管理することが望ましい。そこで、JPDR 解体廃棄物管理計画では、放射性廃棄物について、保安規定等に定められた分類区分基準のほかに、次のように分類区分を設定して管理した。

(1) 廃棄物素材による分類

発生する放射性廃棄物のほとんどは固体廃棄物であることから、発生形態、処理処分の方法、再利用の容易性等を考慮して、廃棄物素材により以下のように分類した。

・金属類

機器配管等鋼材、アルミニウム、ケーブル類、ダクト、保温材等

・コンクリート類

放射線しゃへい体や建家構造物等のコンクリート(ブロック状に解体撤去したものは一体的に含まれる鉄筋類を含む)、モルタル、土砂等

・解体付随廃棄物

解体工事の実施に伴う可燃物(紙、布、木片、酢酸ビニル、ゴム手袋等)、不燃物(塩化ビニル、ガラス、厚手ゴム、針金等)、解体に使用した工具

・機器類、解体作業途中で発生する使用済イオン交換樹脂、スラッジ等

(2) 汚染形態等による分類

放射性廃棄物の処理処分あるいは再利用の適用の際には、汚染の形態によってその取扱が異なることが考えられることから、以下に示す放射化物と汚染物に区分した。

・放射化物

JPDR の運転中に、中性子の影響により放射化された炉内構造物、原子炉压力容器、放射線しゃへ

いコンクリート等

・二次的汚染物

JPDR の運転中に、放射性流体(液体、蒸気、ガス等)に接触した履歴があるもの、あるいは放射性塵埃等によって表面が汚染した機器類及びコンクリート類

(3) 放射能レベルによる区分

放射能レベル区分については、将来の廃棄物処理処分が可能な限り合理的になるように配慮することが重要である。特に、放射能レベルの比較的高い廃棄物の取扱いは、発生から運搬、保管までの作業従事者の放射線被ばくの低減に配慮することが重要である。反面、放射能レベルの極めて低い廃棄物は、「低レベル放射性固体廃棄物の陸地処分の安全規制に関する基本的考え方」(昭和60年10月、原子力安全委員会決定)等に示された極低レベル廃棄物の合理的処分、無拘束限界値の考え方等を念頭に、将来、規制除外・規制免除や再利用の基準が制定された場合でも、有効に対処できるようにしておくことが肝要である。

JPDR 解体廃棄物については、以上のような考えの下に、Table 1 に示すような区分 I から IV までの4段階の区分基準値を設定し、これに基づいて放射性廃棄物を分別管理した。この場合、放射化金属及びコンクリート廃棄物には単位重量当たりの放射能量(Bq/g)による区分基準を、汚染金属廃棄物及び

Table 1 Classification of radioactivity level

廃棄物の種類	レベル区分			
	I	II	III	IV
放射化金属	$4 \times 10^3$ 以上	$4 \times 10^1$ 以上	$4 \times 10^{-1}$ 以上	$4 \times 10^{-1}$ 未満
放射化コンクリート (Bq/g)		$4 \times 10^3$ 未満	$4 \times 10^1$ 未満	
汚染コンクリート				
汚染金属 (Bq/cm <sup>2</sup> )	$4 \times 10^5$ 以上	$4 \times 10^3$ 以上 $4 \times 10^5$ 未満	$4 \times 10^1$ 以上 $4 \times 10^3$ 未満	$4 \times 10^1$ 未満

注: JPDR 解体実地試験では、将来の低レベル以下のレベル値が決められたとき対応ができるように、材質別に III, IV をさらに細かく区分している。

解体付随廃棄物には表面密度(Bq/cm<sup>2</sup>)による区分基準を適用した。また、管理計画策定時の状況から、区分IVに該当するものを将来の規制除外・規制免除、再利用等の対象と想定して分別した。

### 2.2.2 非放射性廃棄物の区分

原子炉施設には、運転中、管理区域として管理されていたエリアと、放射能汚染のおそれのない非管理区域として扱われていたエリアがある。これらの解体撤去において、非管理区域から発生した解体廃棄物は、管理区域内の構造物の解体撤去工事や解体廃棄物との干渉がないように明確に区分けし、放射能汚染が及ばないように配慮することにより、当然、放射能汚染がない非放射性廃棄物として取り扱うことができる。

一方、管理区域内に設置された機器類やコンクリート構造物等であっても、放射能汚染のおそれがまったくないものや、あるいは汚染部分を除去した後の構造物は、非放射性廃棄物(放射性廃棄物でない廃棄物)として取り扱うことが可能である。

しかし、従来、管理区域から発生する固体廃棄物全てを汚染された物とみなし、放射性廃棄物として取扱いを行っている状況にあった。しかしながら、今後商業用原子炉等の解体で発生する大量の廃棄物を、放射性廃棄物として取扱うのでは合理的でないという考えから、これらの固体状の廃棄物について、放射性廃棄物でない廃棄物として取扱うことができる廃棄物の基本的な考え方<sup>6)</sup>が示された。したがって、IPDR 解体廃棄物についても、基本的にはこの考え方を基に「放射性廃棄物でない廃棄物」を区分し管理した。

この基本的な考え方では、一般に管理区域から発生する固体状の廃棄物が放射性物質によって汚染する原因は、放射性物質の付着、浸透等による二次的な汚染と中性子線による放射化の汚染があげられることから、以下に示すように放射性廃棄物と「放射性廃棄物でない廃棄物」を区分することができるとしている。

#### 1) 二次的な汚染を考慮した場合

- ①使用履歴、設置状況から、放射性物質の付着、浸透等による二次的な汚染がないことが明らかであるもの
- ②使用履歴、設置状況から、放射性物質の付着、浸透等による二次的な汚染部分が限定されているこ

とが明らかであって、当該汚染部分を除去したものの

#### 2) 放射化の汚染を考慮したコンクリート廃棄物(一体的に含まれる鉄筋類を含む。)の場合

- ①十分なしゃへい体によりしゃへいされていた等、施設の構造上、中性子線による放射化の影響を考慮する必要がないことが明らかであるもの
- ②計算等により、中性子線により放射化の影響が一般的に存在するコンクリート(一体的に含まれる鉄筋類を含む。)との間に有意な差を生じさせていないと評価されたもの
- ③計算等により、中性子線により放射化の影響を評価し、一般的に存在するコンクリートとの間に有意な差がある部分が分離されたもの

#### 3) 放射化の汚染を考慮した金属廃棄物の場合

原子炉施設の解体等に伴って発生する金属廃棄物のうち、中性子線による放射化の汚染を考慮した場合については、上記2)と同様の考え方が適用できる。

## 2.3 解体廃棄物の管理シナリオ

以上のような分類区分の方法と、既存の放射性廃棄物処理施設及び保管廃棄施設の利用の原則等から、Fig.1に示すような管理シナリオを策定し、発生した解体廃棄物の管理に適用した。

発生した解体廃棄物のうち放射化金属廃棄物、汚染金属廃棄物、コンクリート廃棄物の一部、解体付随廃棄物等の放射性廃棄物は、既存の放射性廃棄物処理施設及び保管廃棄施設に移送し、保管廃棄することとした。また、放射能レベルの極めて低いコンクリート等廃棄物は、簡易な方法による埋設処分<sup>7)</sup>安全性を実証するための「廃棄物埋設実地試験」に使用することとした。

放射能でない廃棄物として区分され解体された建家等のコンクリート等は、建家解体撤去後の埋め戻し材等として再利用を図るほか、残りのものも今後の施設整備等の際に再生資源として適時利用することとした。また、金属類についても、同様の考え方を適用し、スクラップ材としてリサイクルを図った。

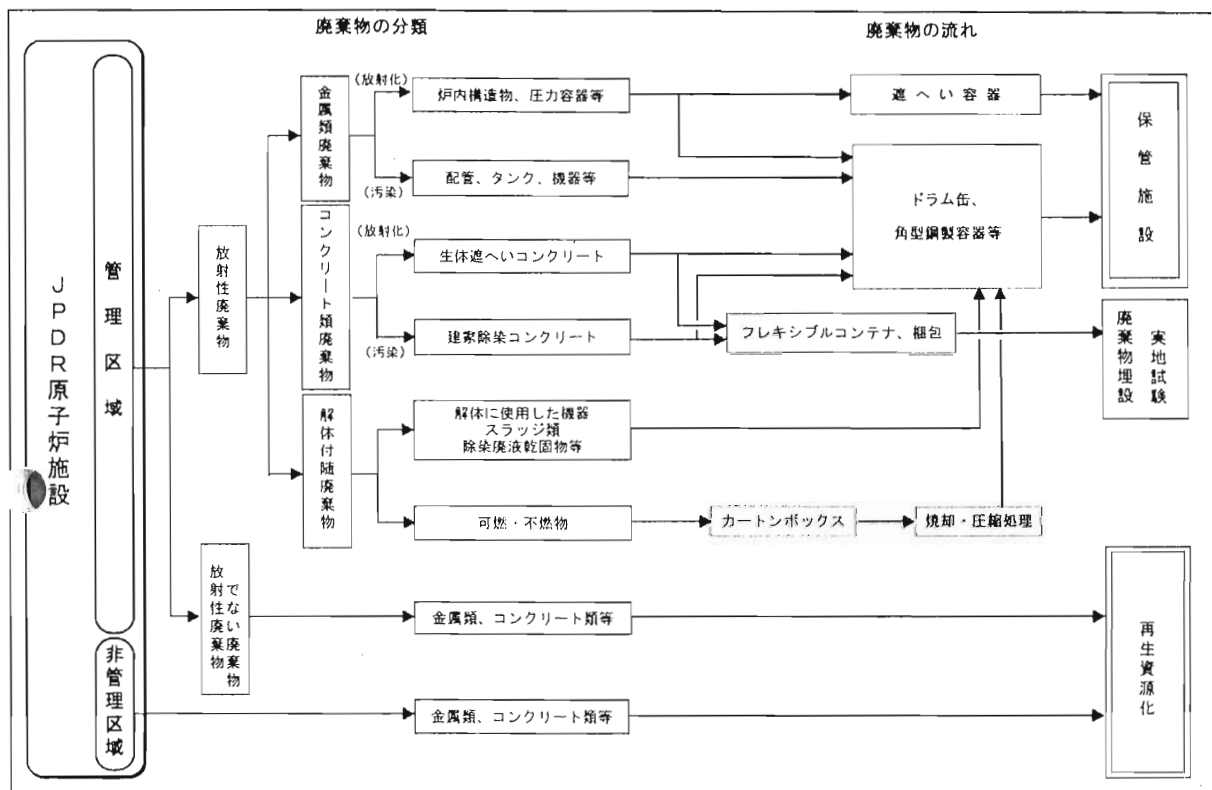


Fig.1 Management of wastes generated from JPDR decommissioning

### 3. 解体廃棄物の処理・保管に関する技術開発

JPDR 解体廃棄物の管理に当たっては、より安全で効率的な管理ができるようにするため、既存の放射性廃棄物処理施設及び保管廃棄施設の状況等を考慮し、また、将来の商業用原子炉施設の解体等に伴って発生する放射性廃棄物の管理に有効と考えられる技術等として、以下のような技術開発を進めた。

#### 3.1 放射能レベル測定評価

解体廃棄物もっている放射能の強さの程度を事前に評価しておけば、解体撤去方法の決定、解体作業手順の立案、作業従事者の被ばく管理および収納する容器の仕様の決定や選定に役に立つことは言うまでもなく、解体廃棄物の管理をより安全で効率的に進めることができる。また、現在日本においては、規制除外・規制免除や再利用のための基準はまだ定められていないため、将来これらの「レベル区分値」

が決まった時に適切に対応できるように、可能な限り詳細に放射能レベルに応じて分別管理しておく必要がある。そのためにも、放射能レベル測定評価は重要である。JPDR では、内蔵放射能量や放射能汚染レベル等の決定方法について、次のような方法で行った。

原子炉圧力容器、炉内構造物および放射化コンクリート等の放射能分布および放射化放射能量の評価は、運転履歴、運転中の中性子束分布及び構造材の組成等に基づく放射化計算を実施し、これに表面線量の直接測定、試料採取による分析測定の結果をもとに補正を加える方法で行った<sup>7)</sup>。汚染放射能レベルについては、機器・配管等の金属類、および床・壁等のコンクリート面について汚染状況を表面汚染計で直接測定し、あるいは試料を採取して測定評価した。この結果、解体前の JPDR 原子炉施設内に存在する放射能(放射能インベントリ)は $1.7 \times 10^{14}$  Bqであった。このうち、施設全体に残存する放射

能の約98.6%は原子炉压力容器内の炉心シュラウドや格子板等の炉内構造物に集中していることが確認された。また、原子炉压力容器に約1.0%、放射線しゃへい体に約0.3%の放射エネルギーが残留しており、その他の機器・配管類には、残りの0.1%の放射エネルギーが含まれていることが分かった。

Fig.2 に解体前の JPDR 原子炉施設の残存放射能インベントリの状況を示す。

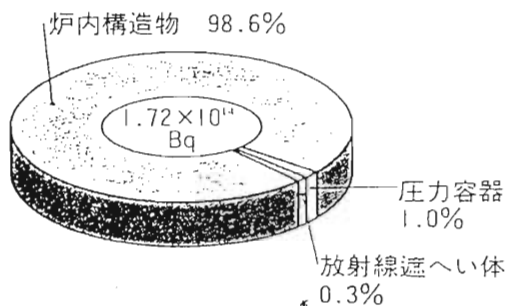


Fig.2 Estimated radioactive inventory of JPDR

### 3.2 解体廃棄物の表面汚染固定処理技術の開発

解体対象の機器類のうち、一部のは切断解体が困難で除染も容易でないものが考えられる。このような機器の運搬や保管廃棄に際しては、汚染面を塗装膜で覆い、汚染物質を固定しておくことが、撤去作業や運搬、貯蔵の作業に従事する者の被ばく抑制、保管廃棄施設内での汚染拡大防止として必要となる。そこで、大型機器の金属表面やブロック状で撤去するコンクリート構造物を対象に、以下のような塗布材料の選定・特性試験と塗布装置の開発等を行った。

#### (1) 塗布材料の選定試験

汚染固定の必要な構造物として、ステンレス鋼板、アルミニウム板、塗装済鋼板等を対象とし、汚染固定用の塗布材に、ウレタン樹脂系68種類、ポリマーセメントモルタル系8種類を選定した。これらの塗布材を、各対象素材のテストピースに塗布し、耐湿特性試験、耐塩水噴霧試験、促進耐候性試験を行ったのち、塗布表面の劣化状況の観察、引き張り強度試験及び剝離強度試験などを実施した。これらの試験結果から、塗膜の物理的強度に優れ、かつ剝離が容易で将来の処理に及ぼす影響が少ないと考えられる塗布材として、ウレタン樹脂系4種類及びポ

リマーセメント系1種類を選定した。その1例をTable 2 に示す。

Table 2 Properties of Polyurethane Coating Material

No.	性状項目	主 剤	硬化剤
1	樹脂成分	トリレンジイソシアネート7-ホリマー	ポリエーテルアミン
2	粘 度 1% (25°C)	60~90	380~420
3	粘 度 1% (60°C)	9~15	180~420
4	不揮発分 (%)	95以上	95以上
5	比 重	1.05±0.05	2.08±0.05
6	水酸基価 mgKOH/g ※	-	190~205
7	NCO基含量 (%)	6.56 ~ 7.00	-
8	混合比 (容量比)	1 : 1	
9	ゲル化タイム	100gで2~3分/60°C	

※ 試料1gから得られるアセチル化合物に結合している酢酸を中和する水酸化カリウムのmg数をいう。

#### (2) 塗布装置の開発

試験用に開発した塗布装置は、2液混合塗布方式のエアレス・スプレー装置で、2液エアレス・ポンプとスタティック・ミキサーから構成される。

塗布材料は、主材と硬化材が1対1の割合でそれぞれの供給タンクからスタティック・ミキサーに供給され、ここで混合される。この混合液がスプレーガンから噴霧状で塗布面に吹きつけられ、1回あたりの塗布で、500μm程度の膜厚が得られる。

#### (3) 汚染物質の挙動試験

<sup>60</sup>Co及び<sup>137</sup>Csを混合した、濃度が $6.9 \times 10^{-2} \mu\text{Ci}/\text{cm}^2$  ( $2.55 \times 10^3 \text{Bq}/\text{cm}^2$ )の廃液で試験面を汚染させた被検面に、1回から3回まで塗布回数を変化させた3か所の塗布を施した。この塗膜を硬化させたのち、スミヤ法により塗膜表面の汚染密度を測定した。

この結果では、塗膜の外表面に放射性汚染が浸出してくる傾向は認められず、スミヤ法による測定で、1回塗布(塗膜厚500μm程度)の場合でも、塗膜の外表面での非固着性の表面密度は検出限界以下であり、試験体の表面汚染物質を良好に固定できることがわかった。

#### (4) 実物大廃棄物塗布試験

JPDR 原子炉施設の廃液貯蔵タンクや、復水脱塩

装置等の実際のタンクを対象に、塗布試験を行い、作業性、塗布状況等の確認試験を行った。これらの試験では、対象物表面での塗布剤の液ダレを防止できる1回あたりの塗膜厚さの限度は、500~700 $\mu$ m程度であることが確認できた。

また、重量約450kgの円筒状の模擬試験体に汚染固定処理を施したのち、対象物のハンドリング時の塗膜の亀裂や破損の発生の有無を試験した。その結果では、有害な亀裂や破損は認められず、大型の重量物に対しても有効に表面汚染の固定ができることがわかった。

### 3.3 減容処理技術の開発

原子炉施設の解体等により発生する放射性廃棄物には、配管や機器類の金属廃棄物が多く含まれるが、これらの廃棄物に対しては、従来広く用いられている圧縮力規模(圧縮面圧3~150kg/cm<sup>2</sup>)では十分な減容効果が得られないなどの欠点がある。

このような金属廃棄物の減容効果を上げる処理方法として、高圧縮処理の適用と前処理技術について試験を行うとともに、高圧縮装置の予備設計を行った。

#### (1) 金属廃棄物切断試験

発生する解体廃棄物のうち、配管、機器等の鋼材類は、圧縮処理を行う前に適切な形状・寸法に切断しておくことが必要となる。

このため、油圧駆動の切断装置による切断試験を行い、必要な切断力の検討を行った。切断方式は、一般に使用されているシャー方式のものを選定した。切断対象として、配管類、形鋼、グレーチング、バルブ等を選定し、試験を行った。その結果の例をTable 3に示す。

#### (2) 高圧縮処理試験

金属廃棄物の圧縮減容効果を把握し、処理対象とする金属廃棄物の範囲を検討するとともに、高圧縮処理装置の設計条件を確定するために、800<sup>t</sup>の圧縮力を有する門型プレスによる圧縮試験を行った。対象とした廃棄物は、切断試験の対象物と同じ範囲とした。これにより、圧縮物に加えられる面圧と減容比及び実行密度の関係を測定した。この結果をFig.3に示す。

Table 3 Results of Hydraulic Chopping Test for Steel Wastes

No	試験材料			切断力 (10N) 平均	No	試験材料			切断力 (10N) 平均
	材料名	材質	寸法			材料名	材質	寸法	
1	炭素鋼配管	STPG38	1/2B Sch 80	8	27	炭素鋼配管	STPG38	8 B Sch 80	147
2			3/4B Sch 80	14	28			10 B Sch 80	120
3			1 B Sch 80	22	29			12 B Sch 80	183
4			2 B Sch 80	35	30			16 B Sch 80	187
5			3 B Sch 80	58	31		STS 42	6 B Sch120	141
6			4 B Sch 80	62	32	ステンレス鋼配管 H形鋼	SUS304 TP	6 B Sch 80	141
7			6 B Sch 80	107	33		SS41	150 × 150	148
8		STS 42	1/2B Sch160	12	34			200 × 200	190
9			1 B Sch160	32	35			400 × 200	222
10			2 B Sch160	51	36	バルブ	SUS403	4 B GATE (弁棒)	71
11			3 B Sch160	78	37		SCPH2	4 B GATE (鋼)	282
12			4 B Sch120	86	38		SCPH2	4 B GATE (鋼)	388
13	ステンレス鋼配管	SUS304 TP	1/2B Sch 80	18					
14			1 B Sch 80	24					
15			2 B Sch 80	40					
16			3 B Sch 80	63					
17			4 B Sch 80	81					
18	アングル	SS 41	75 × 75 × 9	38					
19			100 × 100 × 10	45					
20	チャンネル	SS 41	100 × 50 × 5	28					
21			150 × 75 × 6.5	47					
22	H形鋼	SS 41	100 × 100	56					
23	鋼板	SS 41	1008 × 61	12					
24			1008 × 121	25					
25			1008 × 251	52					
26	グレーチング	SS 41	25H × 31L 245 × 700	18					

注1) 切断長さ: 200mm  
 注2) No 1~26; 低圧縮切断  
 No 27~38; 高圧縮切断  
 注3) 切断力の平均値; 5回の平均  
 注4) バルブの切断回数: 1回のみ

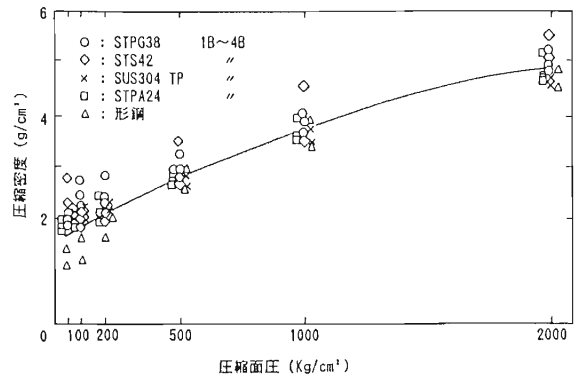


Fig.3 Results of Compression Test for steel pipes

### (3) 高圧縮処理装置の予備設計

上に述べた切断試験及び高圧縮処理試験の結果を基に、高圧縮処理装置の予備設計を実施した。設計に当たっては、処理能力を15<sup>t</sup>/日、運転時間を6時間/日とし、切断装置、高圧縮装置本体及び設置建家について設計した。

#### 1) 切断装置

型式	: シャー切断方式
最大切断力	: 800 <sup>t</sup>
切断刃開口寸法	: 1,200×700×900mm
油圧設備	
駆動油圧	: 低圧系 70 kg/cm <sup>2</sup> 高圧系 250 kg/cm <sup>2</sup>
油圧流量	: 低圧系 418 ℓ/min 高圧系 170 ℓ/min
電動機	: 110kW

#### 2) 高圧縮処理装置本体

型式	: 3軸中圧縮及び1軸高圧縮方式
最大面圧縮力	: 2,000kg/cm <sup>2</sup>
油圧設備	
型式	: ブランジャー型
駆動油圧	: 中圧縮部 210kg/cm <sup>2</sup> 高圧縮部 250kg/cm <sup>2</sup>
油圧流量	: 360 ℓ/min
電動機	: 90kW×3基

#### 3) 建家

構造	: 鉄筋コンクリート造、地下1階、地上2階
床面積	: 地階 700 m <sup>2</sup> 1階 850 m <sup>2</sup> 2階 250 m <sup>2</sup>

### 3.4 運搬及び保管用容器の開発

原子炉の解体では、炉内構造物、原子炉压力容器等のように原子炉運転中の中性子の影響により高度に放射化した廃棄物が発生する。このような放射性廃棄物を安全かつ効率的に運搬し、保管するためには、しゃへい性能を有する専用の容器が必要となる。また、これらは可能であれば、将来の処分にも対応できることが望ましい。

JPDR 解体実地試験では、放射化した廃棄物でしゃへいを要する炉内構造物、压力容器等の金属廃棄

物は約30<sup>t</sup>程度発生することが見込まれたので、これら廃棄物のための保管容器の開発を行った。また、運搬は、当面はサイト内保管とするので事業所内運搬の基準に対応していれば所期の目的は達成されるが、将来の処分の際には事業所外運搬も想定されることから、事業所外運搬用容器のBM型運搬容器の基準に準拠した仕様とすることにした。

#### 1) 保管用容器の材料

放射線のしゃへいを考慮した容器の材料には、一般に、鋼製外枠に鉛を鑄込んだもの、鋼構造のもの、鑄鉄製のもの、コンクリート構造のものなどがある。これらのしゃへい材料について検討した結果、以下のような特性を考慮して、球状黒鉛鑄鉄(JIS G 5502のFCD37)をJPDR 解体廃棄物のしゃへい器の材料に選定した。

- ・長期保管中の耐蝕性に優れている。
- ・鑄込み製造となり、溶接工程が不要であることから、比較的安価である。
- ・普通鋼に準じた性質を有しており、一般的な鑄鉄と比較して割れ等の発生が少ない。
- ・球状黒鉛鑄鉄の原料としては、銑鉄、スクラップ鋼材等が主に用いられることから、将来、再利用が可能となった場合の極低レベル金属廃棄物を原料として考えることができる。

#### 2) 保管用容器の形状と構造

容器の形状については、発生現場での廃棄物収納作業、保管廃棄施設までの運搬作業、保管廃棄施設での収納効率等を考慮し、角形とした。構造としては、本体蓋、保護蓋を有する直方体及び立方体形状のものとした。本体には、廃棄物収納作業が放射線しゃへいのため水中で行われることから、内部の水を行う必要があるため、ドレン孔を設け、上蓋にはベント孔を取り付けた。廃棄物を収納した後の本体と上蓋との密封境界は、パッキングでシールし、ボルトで固定する方法とした。

#### 3) 容器の種類と収納対象物の組合せ

高度に放射化した炉内構造物等の切断解体や廃棄物への容器収納では、作業時間を短縮して、従事者の被ばく低減を図ることが望ましい。このことから、可能な限り原型のままで容器に収納することとし、発生廃棄物の種類、形状・寸法、放射化の程度、切断解体工法等を考慮して、容器の外形を立方体と直方体の2種類にすることとした。また、保管廃棄



施設での収納効率を考慮して、それぞれほぼ統一した外形寸法となるように配慮した。

しゃへい厚さは、収納対象物の放射能レベルに応じて、各外形ごとに3種類のを設計した。これにより、以下のような容器と主な収納物の組合せとした。

・長尺物用直方体容器

PL型 : 炉心プラグや中性子源

PC型 : ポイズンカーテン

CR型 : 制御棒ブレード

・比較的の小寸法に切断解体される放射化物用立方体容器

A型 : 放射能レベルの最も高い炉心シュラウドや、インコアモニターチューブ、サンプルクーポンハンガー等

B型 : 中間レベルの放射化物となる制御棒ガイドチューブ、炉心近傍の圧力容器鋼板、燃料チャンネルボックス等

C型 : 炉心部から離れた場所にある圧力容器鋼板の一部等

これらの容器の仕様と収納物の組合せを Fig.4 に示す。

#### 4. 解体廃棄物の発生現場における管理

解体廃棄物の発生元での管理は、廃棄物の発生から保管廃棄施設等に搬出するまでの廃棄物の管理であり、具体的には、解体対象廃棄物の分類、放射能レベル区分、容器収納および一時保管作業を行なう上での管理を言う。

JPDR 解体実施試験では、発生する解体廃棄物の管理が、2.2節及び2.3節で述べた分類区分基準及び管理シナリオに従って適切かつ確実に行われるようにするため、「JPDR 解体廃棄物管理要領」を定めた。これにより、解体廃棄物の発生から容器収納、一時保管、移送、搬出等に至る各段階で、放射性廃棄物と非放射性廃棄物の混合を避けることはもちろん、廃棄物の種類、量、性状、発生場所、移動、搬出等に関する記録を作成し、安全かつ確実に管理することができた。以下に、発生現場での主な管理状況と発生実績について述べる。

	コンテナ A	コンテナ B	コンテナ C	コンテナ CR	コンテナ PL	コンテナ PC
概略図						
収容廃棄物	炉心シュラウド インコアモニターチューブ等 サンプルクーポンハンガー	圧力容器(中レベル) ホールダウン棒等 チャンネルボックス	圧力容器(端部) 放射能レベルの低い炉内 構造物	制御棒ブレード	プラグ 中性子源	ポイズンカーテン
内積容	0.36m <sup>3</sup>	0.73m <sup>3</sup>	1.33m <sup>3</sup>	0.4m <sup>3</sup>	0.18m <sup>3</sup>	0.34m <sup>3</sup>
材質	鋳鉄	鋳鉄	鋳鉄	鋳鉄	鋳鉄	鋳鉄
容器重量	15 ton	13.4 ton	4.7 ton	16.4 ton	17.7 ton	17 ton
遮長さ	330mm	235mm	70mm	305mm	375mm	325mm

Fig.4 Design and Specification of Radiation Shielding Containers for Activated Decommissioning Wastes

#### 4.1 放射性廃棄物の発生管理

##### 4.1.1 収納容器

###### (1) 使用した容器の種類

放射性廃棄物を収納する容器は、価格、品質、取扱い等の点から円筒形の200ℓドラム缶が広く用いられているが、容器が小型のため、大型の機器類や長尺ものの配管、構造物等を容器に収納するためにはできるだけ細断する必要があり、収納充填率にも限界がある。このように収納できる廃棄物の重量、性状等に限られるほか、貯蔵・運搬時にはドラム缶相互の間隙が保管エリア等での収納効率に影響する。さらに、しゃへい効果も期待できないため、放射能の比較的高い廃棄物の収納・保管作業については、作業者の被ばく管理が重要になってくる。このため、JPDR 解体廃棄物の収納容器には、廃棄物放射能レベル、形状、寸法、充填率等を考慮し、発生廃棄物に応じて200ℓドラム缶のほか、内容積が1m<sup>3</sup>又は3m<sup>3</sup>の角型鋼製容器、3.3節で述べた球状黒鉛鑄鉄製のしゃへい容器等を使い分けた。「廃棄物埋設実地試験」に供するコンクリート等廃棄物は、この試験が固化化しない廃棄物の埋設方法としていことから、ポリエチレンシート等を3層にした袋状のフレキシブルコンテナに収納した。解体付随廃棄物のうち、可燃性固体廃棄物、不燃性固体廃棄物等の雑固体廃棄物には、通常東海研究所で使用されているカートンボックスを用いた。なお、一部の大型タンク等は、開口部を密閉措置し、プラスチックシートで梱包したのち、保管廃棄施設へ搬出した。

その結果、JPDR の解体で使用された収納容器の

大部分は、普通鋼製の200ℓ黄色ドラム缶であった。使用済イオン交換樹脂のような湿潤廃棄物には、ステンレス鋼製200ℓドラム缶を用いた。また、大型のポンプやコンクリートブロックあるいはスラッジ等の水分を含む廃棄物を収納するための容器には、1m<sup>3</sup>角型鋼製容器または3m<sup>3</sup>角型鋼製容器と多重構造容器を使用した。この多重構造容器は、黄色ドラム缶に33mm厚の鋼繊維入りコンクリートを内張りし、脱気処理後ポリマーを含浸させさらに熱重合させて強度、密閉性能等の向上を図るなどの技術開発を行ったものである。また、比較的高い放射能を持つ廃棄物の収納容器には、収納物の放射能レベル、形状、寸法に合わせて開発された6種類、合計34個の球状黒鉛鑄鉄製しゃへい容器が使用された。

Table 4 に JPDR 解体廃棄物としての放射性固体廃棄物の容器別発生量を示す。

###### 4.1.2 容器への収納状況

発生した大部分の放射性廃棄物は放射能レベルが低いとため、遮へい効果の少ないドラム缶や、1m<sup>3</sup>及び3m<sup>3</sup>角型鋼製容器に収納した。大型のタンク類は、開口部を密閉して、そのままの形態で保管している。さらに比較的高放射能の強い炉内構造物や原子炉圧力容器の一部は、鑄鉄製の遮へい容器に収納した。その遮へい容器の種類は6種類で、収納する廃棄物の放射線量、形状、寸法に合わせて設計・製作したものである。A 型容器には放射線強度の大きい炉心シュラウド、インコアモニタチューブ等を収納し、B 型容器には放射化が中程度の原子炉圧力容器中央部分の解体片、ホールダウン棒、燃料チ

Table 4 Solid radioactive wastes generated from JPDR decommissioning

材質	重量 (トン)	発生個数						
		遮へい容器	3 m <sup>3</sup> 角型鋼製容器	1 m <sup>3</sup> 角型鋼製容器	200 ℓドラム缶	梱包類	フレキシブルコンテナ	カートンボックス類※
金属類	1.190	34	26	427	2,497	728	0	0
コンクリート類	2.140	0	16	9	2,040	234	1,328	0
付随廃棄物	440	0	1	154	552	54	0	53,411
合計	3.770	34	43	590	5,089	1,016	1,328	53,411

※ カートンボックス類は、フィルタ及び可燃、不燃カートンボックス等を含む個数である。

チャンネルボックス等を、C型容器には放射線強度の小さい炉内構造物、原子炉圧力容器の上、下端部分の解体物等を収納している。また、CR型容器には長尺の制御棒を2分割して収納し、PL型容器およびPC型容器には、放射線の強い炉心プラグ、中性子源およびポイズンカーテンを切断せずにそのまま収納している。

解体廃棄物の大部分は、その表面線量当量率が0.1mSv/h以下、放射エネルギーが $10^4 \sim 10^6$ Bq程度であるが、炉心構造物の炉心シュラウド等については、放射エネルギーが $10^{10} \sim 10^{13}$ Bqで、解体廃棄物片の表面線量率は最大10Sv/hもあるため、遮へい容器への収納作業は作業員の放射線被ばく防止を図って、水中にて実施した(Photo 1)。これら水中収納作業と遮へい容器の使用により、収納・運搬・保管作業時の被ばく線量を低く抑えることができた。

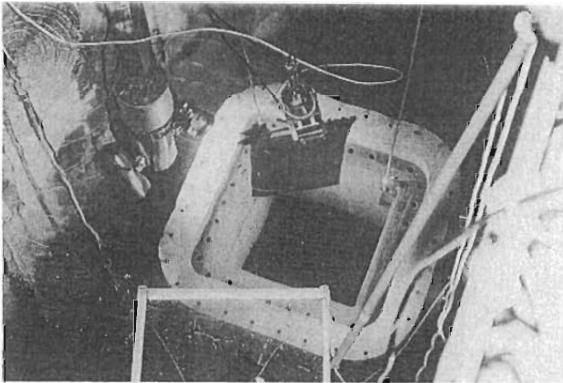


Photo 1 Packaging work underwater for cut pieces of reactor internals

#### 4.1.3 一時保管場所の確保と管理

解体廃棄物は短期間に大量に発生することから、発生した廃棄物を、解体現場から直ちに保管廃棄施設等に搬出することは極めて難しい。解体廃棄物の管理の重要なポイントである関係帳票・記録の作成、放射線量等の測定あるいは計算による評価、解体工事に対応する解体廃棄物の確認などの作業に要する時間が必要であり、また、保管廃棄施設等への搬出を効率的に行うには、一定量を解体現場近くに一時保管したのち運搬することも考慮しなければならず、解体現場に適量の一時保管場所を確保する必要がある。このため、解体現場付近に一時保管場所

を確保することが極めて重要となる。しかも、保管される対象が放射性廃棄物であることから、この一時保管場所は、管理区域の要件を満たしていることも安全上重要なことである。

JPDRの解体実地試験では、一時保管場所をJPDRの各建家の管理区域内に設ける計画が進めた。まず、一時保管場所を設定するのに、作業性や安全性を重点に建家の搬出入口の大きさ、床の耐荷重等を検討した。しかし、解体場所には余剰スペースが少なく、解体工事の進捗と内容によっては、解体物が一時的に大量に発生してくることが考えられたため、一時保管場所の確保が難しく、これに加え、解体撤去工事の進捗に伴って作業エリアや建物構築物の状況が逐次変わっていくことから、確保ができてその面積は狭く、保管場所は数カ所に分散されると考えられた。これでは、作業効率が悪くなるばかりでなく、廃棄物の管理が難しくなる。このため、解体工事着手前に解体作業終了までの容器ごとの発生・一時保管・搬出の計画を立て、解体工程への影響や保管廃棄施設の保管計画への支障が生じないように努めた。また、解体現場では、保管施設への容器等の運搬が効率よく行えるようにするため、一時保管場所に容器単位ごとの区画を確保して、可能な限り廃棄物種類及び放射線レベルにまとめて区分整理して保管した。さらに、一時保管場所として使用する建家は、壁の破損や漏水等の有無および廃棄物の保管状況の巡視点検ならびに線量当量率の測定を適宜行い安全に管理した。一時保管場所における保管状況を Photo 2 に示す。

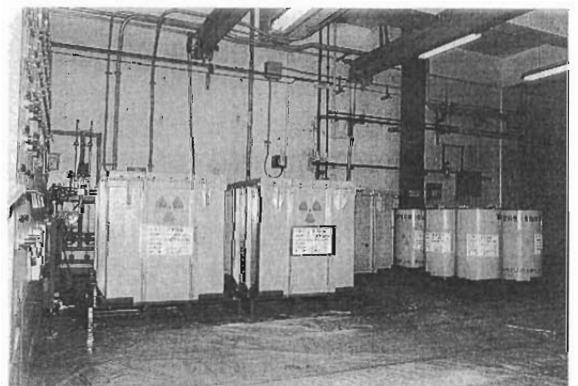


Photo 2 View of 200-liter drums and 1-m<sup>3</sup> steel containers in temporary storage yard

一時保管場所に保管する放射性固体廃棄物は、容器単位ごとに重量の測定、容器表面等の汚染密度および線量当量率の測定を行うとともに、解体現場付近での管理が安全かつ適切に行なわれるように、所定の記録票に記録し、保管する容器等の表面の見やすい位置にラベルを貼付した。なお、このラベルは一時保管専用の管理ラベルであり、搬出時には保管廃棄施設での管理のためのラベルに貼り替えた。また、搬出時には、容器表面等の汚染密度を測定し、汚染のないことを確認してから搬出した。これにより、廃棄物の二重チェックが行なえた。

#### 4.2 非放射性廃棄物の発生管理

非放射性廃棄物については、管理区域以外の建家から発生するものは放射性廃棄物と混合するおそれはないが、管理区域内から発生するものについては、放射性廃棄物と混在したり、二次的汚染の及ぶことがないように管理する必要がある。そのため、施設内の機器、構造物等で、設置状況、使用履歴等から、放射性汚染のないことが明らかなものは、原則として周辺の汚染物の解体作業に先行して撤去、搬出することが望ましい。そこでJPDR 解体では、一部のエリアについては、一体的に「放射性廃棄物でない廃棄物」として区分される機器・構造物を先行して解体撤去した。しかし、実際には、一体的に「放射性廃棄物でない廃棄物」となるものは多くはなく、汚染部分を分離除去したのち、汚染のおそれがない範囲を撤去したものが多かった。この場合、汚染部分の分離撤去作業は、グリーンハウスの設営などにより、汚染の拡大防止を行って、非汚染部への二次的汚染が及ばないように万全を期した。

また、管理区域を有していた建家構造物の床、壁等のコンクリート部位で汚染のおそれがある部位は予め深さ方向に十分な余裕をもって汚染部分を分離除去し、また、汚染の履歴がない範囲についても念のため表層部を剝離し、その後、残存汚染がないことを確認してから、「放射性廃棄物でない廃棄物」となる部分の解体撤去を行った。また、床や壁に埋設された内部汚染配管が残存する場合は、配管の開口部に密閉措置を施して周辺コンクリート部とのクロスコンタミを防止し、当該エリアのコンクリート構造物解体の際に、事前に埋設配管周辺にグリーンハウスを設営して埋設配管を撤去した<sup>8)</sup>。

このような解体撤去によって発生し、「放射性廃棄物でない廃棄物」となったものは、発生現場の屋外に一時保管したのち、一定量ごとに東海研究所構内の保管場所に搬出した。これらの「放射性廃棄物でない廃棄物」についても、「JPDR 解体廃棄物管理要領」に従って記録管理、手続き等が行われた。

#### 4.3 解体廃棄物の発生量

原子炉施設を解体すると、多量な固体廃棄物が発生する。例えば110万 kWe 級の原子炉発電施設では約50～54万トと見積もられている<sup>9)</sup>。このうち、約98%は放射性物質濃度が  $1 \times 10^{-4} \mu\text{Ci/g}$  (3.7Bq/g) 未満であり、その大部分がコンクリート廃棄物である。残り約2%の廃棄物がこれ以上のもの、大半は金属廃棄物と考えられている。

JPDR の解体計画に伴って発生する解体廃棄物の総量は、約22,500トと予測され、そのうち約80%が非放射性廃棄物と見込まれていた。しかし、解体廃棄物の最終発生量は、約24,440トであり、そのうち約85%が非放射性廃棄物であった。このうち、放射性固廃棄物は約3,770ト、その内訳は、放射化廃棄物が約1,760ト、汚染廃棄物が約1,570ト、解体に付随して発生した付随廃棄物約440トであった。全廃棄物量の内訳を Fig.5 に示す。当初計画値との物量の違いは、解体付随廃棄物が思ったより多く発生したことなどがあげられる。Fig.6 に放射性廃棄物の放射能レベル毎の発生割合を各々示す。比較的放射能の高い廃棄物は、原子炉圧力容器、炉内構造物および放射線しゃへい体の解体作業で発生している。その他の解体作業では、大部分が極めて低い放射能レベルの廃棄物で占められていた。また、放射性コンクリートのうち、極低レベルコンクリートに

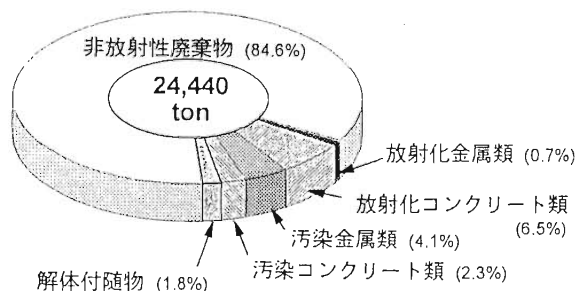


Fig.5 Total weight of decommissioning wastes

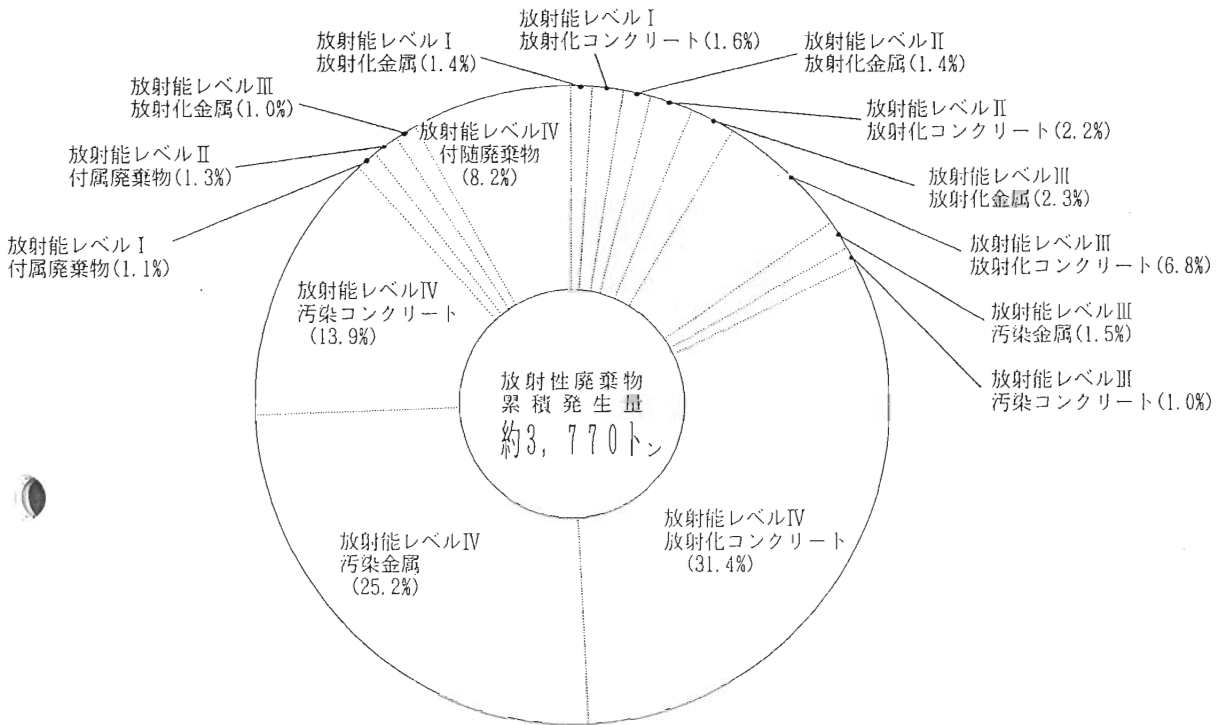


Fig.6 Weight percent of radioactive wastes

については、原研敷地内での廃棄物埋設実地試験に供した。その量は放射性コンクリート全体の78%に相当する約1,670トンであった。

## 5. 放射性廃棄物の処理及び保管管理

### 5.1 放射性廃棄物の受入れ

JPDR の解体に伴って発生した放射性廃棄物は、保安規定、放射線安全取扱手引等に定められた手続きにより、保安規定や「JPDR 解体廃棄物管理要領」に定められた記録等が添付されて放射性廃棄物処理施設あるいは保管廃棄施設に搬入された。

### 5.2 放射性廃棄物の処理

JPDR の解体に伴って発生した解体廃棄物のうち、可燃性固体廃棄物、不燃性固体廃棄物及び一部の放射性液体廃棄物は、東海研究所の既存の放射性廃棄物処理施設で減容処理を行った。現有する処理設備は、可燃性固体廃棄物のための焼却処理装置(処理能力：75kg/h)、不燃性固体廃棄物のための圧縮処理装置(処理能力：10m<sup>3</sup>/日、最大圧縮力：100

トン)及び液体廃棄物の蒸発濃縮処理装置(処理能力：2 kg/h)である。JPDR 解体廃棄物の管理の基本的考え方でも述べたように、新たな処理装置の設置等を行わなかった。搬入されたこれらの廃棄物については、他の施設から搬入される運転廃棄物等とともに焼却減容、圧縮減容あるいは蒸発濃縮の処理を行った。

これらの処理を行った放射性廃棄物のうち、解体付随廃棄物として放射性廃棄物処理施設に搬入されたカートンボックス入り固体廃棄物の平均重量は、可燃性固体廃棄物が約2.6kg/個、不燃性固体廃棄物が約4.3kg/個であった。このほか、可燃性固体廃棄物の内容として、布手袋、紙ウェス、ゴム手袋等の放射性汚染防護資材のほか、解体作業のエリアの養生やグリーンハウスに使用された酢酸ビニルシート of の占める割合が相当大きかったことが、JPDR 解体廃棄物の一つの特徴として挙げられる。

### 5.3 放射性廃棄物の保管管理

東海研究所には、放射性廃棄物の保管廃棄施設と

して、海岸地区にある第1保管廃棄施設と北側敷地にある第2保管廃棄施設がある。このうち、JPDR解体により発生した放射性廃棄物は、第2保管廃棄施設に保管廃棄した。しかし、JPDR解体実地試験が開始された1986年から1989年頃までは、保管能力の余力が少なくなっていた時期であり、この間、多くの解体廃棄物はJPDR施設の一時保管場所に保管され、1990年初頭の廃棄物保管棟・IIの完成を待たなければならなかった。ただ、この期間は、解体工事そのものが初期であり、JPDR施設内のほとんどの建家は残存していたことから、一時保管場所の確保も終盤と比較して多少の余裕があり、このことが結果的に幸いした。

JPDR解体により発生した放射性廃棄物のうち、保管廃棄施設に搬入された約2,100トンの廃棄物は安全に保管廃棄され、管理されている。これらの廃棄物は、炉内構造物等の放射化金属廃棄物を収納したしゃへい容器34体をはじめ、200ℓドラム缶、1m<sup>3</sup>角型鋼製容器、3m<sup>3</sup>角型鋼製容器、梱包した大型タンク等からなる。これらの保管容器に収納された放射性廃棄物の平均重量をみると、汚染金属廃棄物を収納した200ℓドラム缶では約180kg/本、コンクリート廃棄物を収納した200ℓドラム缶では約200kg/本であり、また、汚染金属廃棄物を収納した1m<sup>3</sup>角型鋼製容器では約1.1トン/個、コンクリート廃棄物を収納した1m<sup>3</sup>角型鋼製容器では約1.3トン/個、汚染金属廃棄物を収納した3m<sup>3</sup>角型鋼製容器では2.8トン/個であった。また、これらの保管された廃棄物の総量を200ℓドラム缶に換算すると、約10,900本に相当する量となった。

## 6. おわりに

JPDR解体実地試験で発生した解体廃棄物は総量約24,440トンであった。これらは、予め策定した管理計画に基づいて分類・区分し、安全かつ合理的に管理することができた。

発生した解体廃棄物の総量の約15%に相当する約3,770トンが放射性廃棄物であった。この放射性廃棄物は、金属廃棄物、コンクリート廃棄物、解体付随廃棄物等に分類し、また、放射化廃棄物、二次的汚染廃棄物等の別と放射能レベルによって区分し、それぞれ、開発した容器等に収納した。放射性廃棄物のうち、金属廃棄物、コンクリート廃棄物及び解体

付随廃棄物等の約2,100トンは、東海研究所内の放射性廃棄物保管廃棄施設に保管廃棄した。このうち、しゃへい容器に収納した比較的放射能レベルの高い放射化金属廃棄物は約30トンであった。また、約1,670トンの放射性コンクリート廃棄物は、放射能レベルの極めて低いコンクリート等廃棄物の簡易な方法による埋設処分の安全性を実証するための「廃棄物埋設実地試験」に使用した。

解体廃棄物総量の約85%に相当する約20,670トンは、綿密な調査と詳細な評価結果に基づいて非放射性廃棄物とすることができた。これらのうちコンクリート廃棄物は、JPDR解体跡地の埋戻し材や新規整備施設周辺の路盤敷詰め材等の資源として再利用が図られた。また、金属廃棄物は、スクラップ材として有効利用に回された。

JPDR解体廃棄物管理の経験から、逐次変化していく解体現場の状況に応じて、発生した放射性廃棄物を安全に一時保管するための場所を適切に確保することが重要であることが改めて明らかになった。

今後の課題としては、放射性的金属廃棄物やコンクリート廃棄物の減容安定化処理の実現、炉内構造物等比較的放射能レベルの高い廃棄物の最終処分方策の確立、放射性廃棄物の多くを占めるレベルの極めて低い放射性廃棄物に関する規制除外・規制免除あるいは再利用の基準の整備などにより、解体廃棄物管理の一層の合理化を図ることが挙げられる。

## 参考文献

- 1) 宮坂靖彦他；「JPDR解体実地試験の概要と成果」、原子力学会誌 Vol. 38, No. 7 (1996)
- 2) 宮坂 靖彦；「JPDR解体プロジェクトの概況と成果」、デコミッショニング技報 No. 14 (1996), pp24～33
- 3) 仲田進；「JPDR解体廃棄物の管理」、デコミッショニング技報 No. 4 (1991), pp51～58
- 4) 仲田進；「廃棄物処理・輸送・保管」、原子力学会誌 Vol. 33 (1991), pp25～27
- 5) 安中秀夫他；「動力試験炉(JPDR)解体廃棄物の管理の実際」デコミッショニング技報 No. 6 (1992), pp51～60
- 6) 「低レベル放射性固体廃棄物の陸地処分の安全規制に関する基準値について(第2次中間報告)」(平成4年6月18日原子力安全委員会了承)

- 7) 助川武則他；「JPDRにおける内蔵放射能評価について」、デコミッションング技報 No.8(1993), pp66~77
- 8) 清木義弘他；「JPDR 解体実地試験 ー原子炉格納容器建家等の解体撤去ー」、デコミッションング技報 No.14(1996), pp47~59
- 9) 太田邦弘；「原子炉廃止措置に伴う廃棄物の処理・処分」、原子力工業 第31巻第11号(1985), pp28~31

## 極低レベルコンクリート廃棄物の埋設実地試験

阿部 昌義、大越 実、吉森 道郎

### *Safety demonstration test for the disposal of very low level concrete waste*

Masayoshi ABE, Minoru OKOSHI and Michiro YOSHIMORI

Japan Atomic Energy Research Institute (JAERI), who conducted the demonstration test on a dismantling of Japan Power Demonstration Reactor (JPDR) in Tokai Research Establishment, has been performing the safe demonstration of near-surface disposal of very low level (VLL) concrete waste arisen from JPDR dismantling. Approximately 1,700 tons of VLL concrete waste were placed in a simple disposal facility, of which dimensions are 45 m×16 m and 3.5 m in depth without any engineered barrier, and covered with soil of 2.5 m thickness.

Radionuclides contained in the VLL concrete waste are Co-60, Cs-137, Eu-152, 154, H-3, C-14, etc. Radiation monitoring data, such as radiation dose around the facility, radioactivity concentrations in groundwater, soil, etc. are being collected to analyse the dose to the public. This paper describes the outline of the demonstration test of VLL concrete waste disposal.

#### 1. はじめに

わが国で商業用原子力発電が開始されて以来、ほぼ30年が経過した。商業用発電用原子炉の稼働期間は一般に30年～40年ともいわれ、初期に運転を開始した商業用発電用原子炉は近い将来運転を終了し、いわゆる廃炉措置に移行することが見込まれる。この廃炉措置については、運転終了後できるだけ早い時期に解体撤去することを原則とすることが原子力委員会の方針として示されている。

一方、原子炉の解体撤去は、大量の解体廃棄物を発生させることになり、これまでの調査によれば、110万kW級の軽水炉を解体撤去した場合、50～55万トンの解体廃棄物が発生するといわれている<sup>1)</sup>。原子炉の解体を安全かつ円滑に推進するためには、これら解体廃棄物の安全かつ合理的な処理処分方策の確立が必須の条件であり、なかでも放射能レベ

ルの極めて低い多量のコンクリート廃棄物の合理的処分方策の確立は、重要な課題の一つである。

日本原子力研究所は、将来の商業用原子炉施設の解体に役立つ技術の開発と実証を目的に、東海研究所に設置された動力試験炉(JPDR)を用いて、解体技術の開発を行った後、その開発した技術を適用して実際の解体を行う JPDR 解体実地試験を1995年度から進め、1996年3月に終了した。この間に発生した解体廃棄物は、総量約24,440トンとなり、そのうち約3,770トンが放射性廃棄物であった<sup>2)</sup>。

日本原子力研究所では、この JPDR 解体実地試験と並行して、発生した放射性廃棄物のうち放射能レベルの極めて低いコンクリート等廃棄物(一体的に含まれる鉄筋等を含む。)を用いた廃棄物埋設実地試験を進めている。本報告は、この廃棄物埋設実地試験のこれまでの成果について取りまとめたものである。

\* 日本原子力研究所 東海研究所(Tokai Research Establishment, Japan Atomic Energy Research Institute)



## 2. 試験の目的

わが国の放射性廃棄物処理処分方策の一つとして、原子炉の解体実施に当たっては極低レベル放射性廃棄物が大量に発生することが予測されるところから、その合理的な処分方策を具体化することが必要であり、具体的には、コンクリート片等を素掘りトレンチにそのまま埋め戻すことが考えられるとしている<sup>3)</sup>。また、低レベル放射性固体廃棄物の陸地処分の安全規制の基本的考え方としても、原子炉の解体等により大量に発生することが予想される放射能レベルが極めて低い放射性固体廃棄物等、いわゆる極低レベル放射性固体廃棄物については、その放射能レベルに応じた処分方策が必要であり、代表的な例として、コンクリート片等をそのまま埋没処分することが考えられているとしている<sup>4)</sup>。

日本原子力研究所では、これらを受け、科学技術庁からの受託事業として、1985年度から「極低レベル固体廃棄物合理的処分安全性実証試験」を実施しており、その一環として、JPDR 解体実地試験により発生した放射能レベルの極めて低いコンクリート廃棄物を用いて、廃棄物埋設実地試験を行っている。

本埋設実地試験は、上に述べた放射性廃棄物処理処分方策や陸地処分の安全規制の基本的考え方の具体化を図るためのものである。すなわち、放射能レベルの極めて低いコンクリート廃棄物を人工構築物を設置しない施設に埋設してその安全性を実証し、これにより将来の商業用原子炉施設等の解体に伴って発生するコンクリート等廃棄物の適切な処分方法確立に資することを目的としている。

## 3. 廃棄物埋設実地試験施設の概要

### 3.1 施設の位置

本廃棄物埋設実地試験施設は、日本原子力研究所東海研究所構内の北地区に位置しており、放射性廃棄物の第2保管廃棄施設の北側に隣接し、海岸線から約200m内陸に入った標高約8mの平坦な場所に設置されている(Fig.1)。

施設付近の地形は、海岸部に発達した南北に分布する砂丘であり、付近は古久慈川の河谷上に堆積した非常に厚い沖積層が分布している地域で、基盤は第三紀鮮新世のシルト岩となっている。

本施設付近の地質は上部から砂層、砂礫層、粘性土層、砂層の順となっており、最上部の砂層が最大12m程度の層厚となっている。

本施設直近での地下水面は季節により変動するが、ほぼ標高+1m以深にある。施設周辺での地下水の流向は、ほぼ真東、すなわち内陸から海へ向かっており、流速は平均的に70m/年程度となっている。

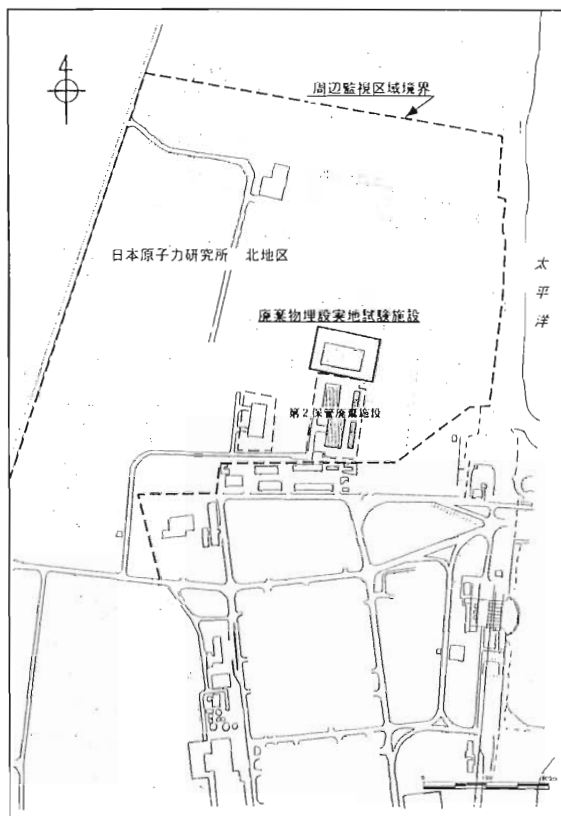


Fig.1 Site Location of the Disposal Test Facility

### 3.2 施設の主要構造等

本廃棄物埋設実地試験施設は、廃棄物埋設地及び附属施設から構成される。

廃棄物埋設地は、素掘りの埋設用トレンチに容器に固型化していないコンクリート等廃棄物(非固型化コンクリート等廃棄物)を定置した後、約2.5m厚さの土砂で覆い、その上面に植生(芝)を施したものである(Fig.2)。

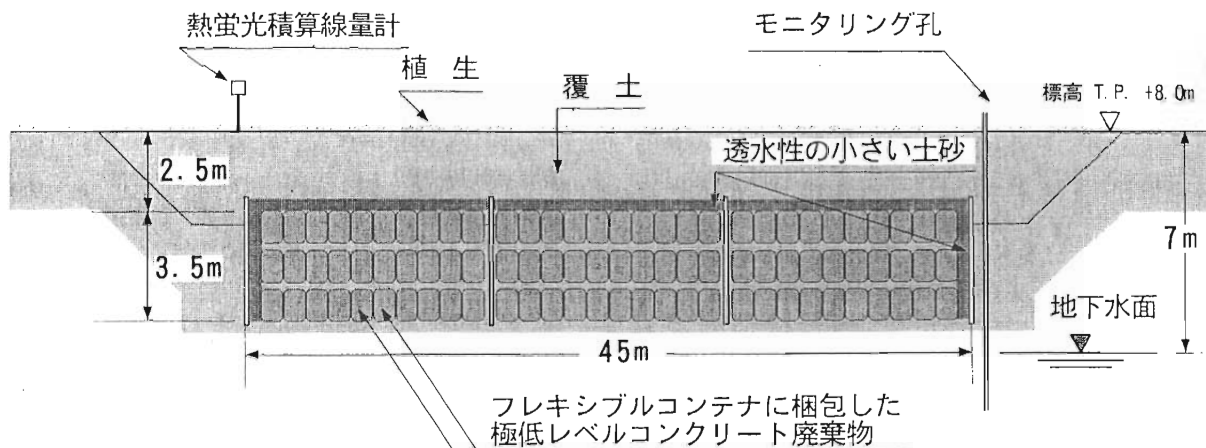


Fig.2 Cross Section View of the Disposal Test Facility

埋設用トレンチは、約45m×約16m×深さ約3.5mの寸法で、掘削工法は垂直掘りとし、側面には土留めのための木製横矢板を施した構造とした。トレンチ内部は、廃棄物定置時の作業性を考慮して、側面と同様の木製横矢板による仕切り壁を設けて6区画に分割した。また、廃棄物定置作業が行われる区画の上部には移動式のテントを設置し、定置作業中の雨水浸入防止策とした。

附属施設としては、施設近傍及び周辺に配置した地下水採取孔、放射線モニタリングポイント等のほか、鉄骨平屋造の試験管理建屋(床面積約80m<sup>2</sup>)等がある。

#### 4. 対象廃棄物の概要

本試験に使用した非固化型コンクリート等廃棄物は、JPDR 原子炉施設のうち、原子炉本体周囲に配置されていた生体しゃへいコンクリートの外側部分及び原子炉格納容器、廃棄物処理建家等の管理区域の床等のコンクリートである。このうち生体しゃへいコンクリートは、JPDR 運転中に中性子線の影響により放射化したもので、主に制御爆破工法を用いた解体により発生した廃棄物である。埋設対象となった範囲を Fig.3 に示す。また、管理区域の床等のコンクリートは、炉水等による二次的汚染のあるもので、JPDR 原子炉施設全表面積の約43%に当たる約10,200m<sup>2</sup>について、主にハンドスキャブラ、ニードルガン等によるはつり工事で発生した廃棄物である。非固化型コンクリート等廃棄物の埋設量は、合

計約1,670トンであった。このうち、放射線遮へい体の解体によって発生した放射化コンクリートが約1,310トン、原子炉建家等の床面等の除染によって発生した汚染コンクリートが約360トンであった。

解体工事やはつり工事で発生した塊状あるいは粉

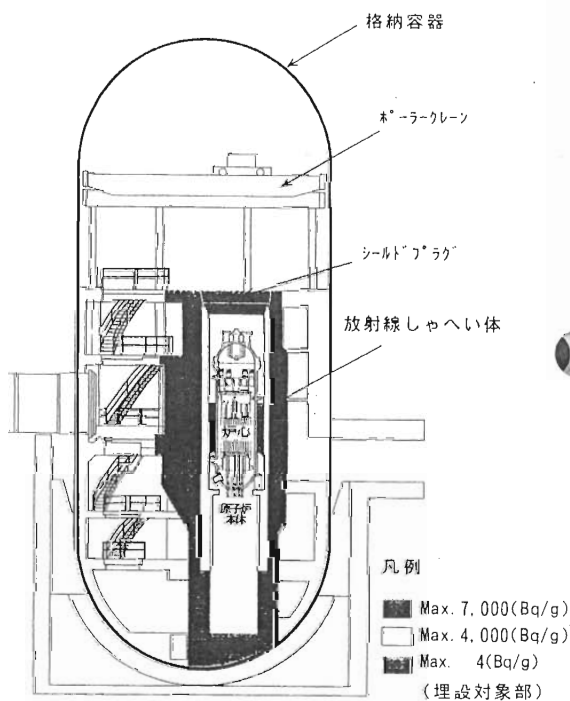


Fig.3 Cross Section View of the Reactor Enclosure and Bio-Shield Concrete of JPDR

状のコンクリートは、固化化せずに直径約1m×高さ約1mでJIS規格のフレキシブルコンテナ(内容積約800ℓのポリエチレン及びポリエステルシートの3層構造の袋状容器)に収納した。また、しゃへいプラグ、カナルプラグ等のブロック状のものは、そのままプラスチックシートで梱包して埋設用トレンチに搬入した。これらの封入・梱包措置は、運搬作業及び埋設トレンチ内での廃棄物定置作業の際のコンクリート粉じんの発生を防止するために採られたものである。

これらの非固化コンクリート等廃棄物に含まれる放射性物質の種類ごとの最大放射能濃度及び総放射エネルギーは、Table 1 に示すとおりであった。放射性物質ごとの総量は、解体前あるいははつり工事前に、発生エリアごとに核種別濃度を評価し、発生時の重量との積として求めた。発生エリアごとの核種別濃度は、放射化部分についてはJPDRの運転時間、中性子束密度等の運転履歴を基に放射化計算により濃度分布を求め、これに代表部位から採取したサンプルの測定結果による補正を加える方法<sup>5)</sup>により、また、二次的汚染の部分については、発生フロアごとに採取した代表サンプルのγ線測定及び放射化学分析によって評価した。なお、放射化コンクリート中の難測定核種である<sup>41</sup>Ca(電子捕獲壊変、半減期 $1.03 \times 10^5$ 年)及び<sup>36</sup>Cl(β壊変、半減期 $3.01 \times 10^5$ 年)の分析手法の開発も並行して行われた<sup>6),7)</sup>。

Table 1 Radioactivity Inventory in VLL-Concrete

主要核種	放射能値 (Bq)			最大放射能濃度 (Bq/l)
	放射化物	汚染物	合計	
H	$1.7 \times 10^8$	$7.5 \times 10^6$	$1.8 \times 10^8$	$1.1 \times 10^8$
<sup>14</sup> C	$4.0 \times 10^6$	$6.9 \times 10^6$	$7.3 \times 10^6$	$2.0 \times 10^4$
<sup>36</sup> Cl	$1.2 \times 10^4$	---	$1.2 \times 10^4$	$7.7 \times 10^1$
<sup>41</sup> Ca	$7.4 \times 10^5$	---	$7.4 \times 10^5$	$4.8 \times 10^3$
<sup>60</sup> Co	$3.9 \times 10^6$	$2.1 \times 10^6$	$6.0 \times 10^6$	$1.6 \times 10^5$
<sup>63</sup> Ni	$2.5 \times 10^5$	$1.0 \times 10^7$	$1.1 \times 10^7$	$3.0 \times 10^4$
<sup>90</sup> Sr	$1.0 \times 10^6$	$6.9 \times 10^6$	$7.0 \times 10^6$	$2.0 \times 10^4$
<sup>137</sup> Cs	$2.0 \times 10^4$	$8.8 \times 10^5$	$9.0 \times 10^5$	$1.0 \times 10^3$
<sup>152</sup> Eu	$1.7 \times 10^7$	---	$1.7 \times 10^7$	$1.1 \times 10^5$
<sup>154</sup> Eu	$7.8 \times 10^6$	---	$7.8 \times 10^6$	$5.0 \times 10^4$
α線放出核種	$3.4 \times 10^3$	$2.2 \times 10^5$	$2.2 \times 10^5$	$6.4 \times 10^2$
合計	$1.97 \times 10^{10}$	$3.57 \times 10^7$	$2.33 \times 10^{10}$	---
重量(t)	1,310	360	1,670	---

## 5. 埋設の方法

廃棄物埋設実地試験施設に運搬されてきたフレキシブルコンテナ入りの非固化コンクリート等廃棄物又はプラスチックシート梱包のブロック状廃棄物は、整理番号、外観、重量等を確認した後、そのままトレンチ内に定置した。

フレキシブルコンテナ収納廃棄物の場合は、トレンチの各区画ごとに、約90個を定置し、フレキシブルコンテナどうしの空間には土砂を充填した後、有害な空隙がないことを確認し、さらにその上面を約25cm程度の厚さの土砂で覆い、これを3段まで繰り返した。充填用の土砂は、埋設用トレンチ外周側壁と廃棄物の間約40cm及び3段目の上面約30cmには周辺の土砂に比して透水性の低いものを、それ以外の部分には周辺の土砂と同等の透水性のものをを用いた。

プラスチックシートで梱包したブロック状廃棄物の場合は、区画の最下段に定置し、フレキシブルコンテナ収納廃棄物の場合と同様に、空隙に土砂の充填を行った。周辺地盤の性状から、比較的重量が大きいブロック状廃棄物どうしは積み重ねを行わなかった。

以上の廃棄物定置作業は、1995年11月下旬に開始し、1996年3月末にすべての定置作業を終了するまで約4カ月を要した。この間定置した廃棄物の個数は、フレキシブルコンテナ収納廃棄物が合計約1,440個、ブロック状廃棄物が約20体であった。

この定置作業を6区画すべてについて終了した後、廃棄物上面に、施設周辺と同性状の土砂を用いて厚さ約2.2mとなるように覆土を施工した。この上部覆土は土砂を締め固めながら行い、施工後、透水試験を実施して周辺の土壌に比して透水性が大きいことを確認した。その後さらに、覆土上面に植生を施した。上部覆土の施工には、植生を兼ね、約2カ月を要した。

## 6. 許認可対応の概要

### (1) 許認可等

廃棄物埋設実地試験を行うにあたり、JPDRの解体実地試験に伴って発生した実際の非固化コンクリート等廃棄物を用いることから、原子炉等規制法第51条の2に基づく廃棄物埋設事業の許可を取得し

た。この許可は、1993年10月に申請し、一次審査及び二次審査を経て、1995年6月に得られた。また、同年10月に、原子炉等規制法第51条の18に基づき、埋設施設保安規定の認可を受けた。

(2) 廃棄物埋設施設の技術基準と対応状況

廃棄物埋設施設に係る主な技術基準の概要と、本試験施設の対応状況を以下に示す。これらについては、法令に基づく施設確認を受けた。

- ① 埋設した放射性物質の種類ごとの放射エネルギーが許可申請書記載値を超えないこと
  - － 埋設単位ごとに放射能濃度及び重量を明らかにし、全量埋設時に累積放射エネルギーを算出
- ② 埋設区画内の溜まり水の排除及び埋設作業時の雨水浸入防止措置
  - － 区画ごとの定置作業開始前に溜まり水の無いことの確認及び雨水浸入防止用テントの設置
- ③ 放射性物質の飛散防止措置
  - － フレキシブルコンテナに封入又はプラスチックシートで梱包
- ④ 埋設終了後に空隙が残らないように措置
  - － 廃棄物間に土砂の充填及び中間覆土を施工
- ⑤ 有害物、爆発性物質等の埋設を行わないこと
  - － 充填用土砂の管理、充填・中間覆土等の作業管理
- ⑥ 周辺の土壌に比して透水性が大きくなるように土砂で覆土
  - － 土砂を締め硬めながら覆土施工、透水試験の実施

(3) 埋設廃棄物の技術基準と対応状況

埋設する非固化型化コンクリート等廃棄物に係る主な技術基準の概要と、埋設対象廃棄物の対応状況を以下に示す。これらも、法令に基づき、廃棄物確認を受けながら進めた。

- ① 許可申請書に記載した核種ごとの最大放射能濃度を超えないこと
  - － 放射化コンクリートについては、運転履歴等に基づく放射化計算結果と代表試料の放射能測定により、また、汚染コンクリートについては、発生フロアごとの代表試料の放射能測定により確認
- ② 爆発性物質を含まないこと
  - － 解体工事の発破作業時の完爆確認記録等で確認

③ 記録と照合できる措置(整理番号等)

- － 埋設単位ごとに整理番号の標示

④ その他

- － 梱包の健全性、フレキシブルコンテナの JIS 表示、封印、重量

7. 廃棄物埋設実地試験施設の安全管理等

廃棄物埋設実地試験に使用した非固化型化コンクリート等廃棄物はもともと放射能レベルが極めて低いものであり、また施設の立地状況、構造、定置作業の安全措置等の観点からも、廃棄物定置作業中及び上部覆土施工後のいずれの期間においても、一般公衆に対してはもちろん、作業従事者に対しても有意な放射線被ばく等を与える恐れはないものと考えられるが、安全管理の一環として、原子力安全委員会が定めた「放射性廃棄物埋設施設の安全審査の基本的考え方」<sup>9)</sup>に従って、以下のような管理を行いながら試験を進めている。

7.1 施設の管理

廃棄物埋設実地試験施設の管理として、以下のように期間を区切り、それぞれの対応措置により安全確保に努めている。

- (1) 埋設段階(廃棄物定置作業期間及び上部覆土安定確認までの期間、約1.5～2年間)
  - ・管理区域の設定(上部覆土施工完了までの期間)
  - ・周辺監視区域の設定
  - ・周辺の線量当量測定、地下水位観測、地下水及び周辺土壌の放射能濃度の定期測定(環境モニタリング)
  - ・最終覆土施工完了後、管理区域の解除と埋設区域区域の設定(上部覆土安定観察期間)
  - ・廃棄物埋設地の巡視点検及び保守
- (2) 保全段階(埋設段階終了後、約28年間)
  - ・埋設保全区域の継続(周辺監視区域の解除)
  - ・必要に応じ、地下水、土壌等の放射能濃度の測定
  - ・廃棄物埋設地の巡視点検及び保守
  - ・埋設保全区域内での掘削、居住等特定行為の制約又は禁止

7.2 周辺環境への影響の事前評価

本埋設実地試験を実施するにあたり、事前に周辺環境に与えると考えられる影響を評価した。この事

前評価では、施設管理の条件に応じた期間に区切り、それぞれ保守側となるように条件を設定し、計算によって一般公衆に与えると考えられる放射線被ばく線量を求めた。その結果、以下に述べるように、いずれの想定でも予想される線量当量の値は十分小さなものであり、本埋設実地試験の実施は十分安全なものであるとの結論を得た。

(1) 埋設段階及び保全段階の期間における評価

この期間においては、掘削等の特定行為を制約または禁止するという一定の管理がなされているという条件を考慮し、以下のような被ばく経路を想定して線量当量評価を行った。

- ・埋設される非固型化コンクリート等廃棄物からの外部被ばく(スカイシャインγ線による被ばく)
- ・埋設された非固型化コンクリート等廃棄物から漏出した放射性物質が地下水を經由して海にいたり、この影響を受けた海産物の摂取による内部被ばく

これらの想定経路での計算の結果、線量当量が最大になると考えられる被ばく経路は、スカイシャインγ線による外部被ばくであり、その値は $1.2 \times 10^{-5}$  mSv/y となった。

(2) 保全段階終了後における評価

保全段階終了後については、埋設実地試験施設が何らの制限もなく跡地利用に開放されることを想定し、一般的事象として考えられる以下のような被ばく経路について線量当量評価を行った。

- ・埋設された非固型化コンクリート等廃棄物から漏出した放射性物質が地下水を經由して海にいたり、この影響を受けた海産物の摂取による内部被ばく
- ・埋設地の跡地を部分的に掘削する建設作業に従事する作業者の直接γ線による外部被ばく及び粉じん吸入による内部被ばく
- ・部分的に掘削した建設残土上に建築した住居での居住者の直接γ線による外部被ばく及び粉じん吸入による内部被ばく

これらの想定経路での計算の結果、線量当量が最大になると考えられる被ばく経路は、掘削した建設残土上に居住する人の直接γ線による被ばくであり、その値は $6.2 \times 10^{-1} \mu\text{Sv/y}$  となった。

このほか、保全段階終了後において、一般的と考えられる事象よりも発生頻度は小さいが、線量当量

の評価の観点から影響が大きいと考えられる以下の被ばく経路を想定して線量当量評価を行った。

- ・埋設地の跡地を全量掘削する建設作業に従事する作業者の直接γ線による外部被ばく及び粉じん吸入による内部被ばく
- ・全量掘削により発生した残土上に建築した住居での居住者の直接γ線による外部被ばく及び粉じん吸入による内部被ばく
- ・埋設地の直近に設置した井戸からの地下水飲用による内部被ばく

これらの想定経路での計算の結果、線量当量が最大になると考えられる被ばく経路は井戸水飲用による内部被ばくであり、その値は $6.2 \mu\text{Sv/y}$  となった。

8. 環境モニタリング等と環境影響評価

本試験においては、以下に述べる調査及び解析を実施することにより、埋設処分に係る安全性を総合的に実証する予定である。

(1) 環境モニタリング

廃棄物埋設実地試験施設周辺の地下水、土壌等の放射能濃度、積算線量等を測定し、埋設前後における放射能濃度及び放射線量の変動を評価する。また、放射性核種の地下水中への移行状況に関するデータを補足するため、コンクリート廃棄物からの溶出成分であるカルシウムイオン及び水酸基イオン濃度の測定を実施している。環境モニタリングの測定項目と測定頻度を Table 2 に、地下水試料の採取位置を Fig.4 に示す。

Table 2 Monitoring Plan for Safety Demonstration Test of VLL Concrete Waste Disposal

モニタリング項目	頻度	地点数
地下水		
放射能濃度 $^3\text{H}$ , $^{60}\text{Co}$ , $^{137}\text{Cs}$	1回/月	8
" $^{90}\text{Sr}$ , $\alpha(\text{Pu})$	1回/年	6
pH, Caイオン濃度	1回/月	8
地下水位	連続	5
土壌および松葉の放射能濃度	1回/年	1
外部放射線に係る線量当量	1回/四半期	8
浸透水量	連続	1



Fig.4 Sampling Point for Ground Water

また、環境影響評価解析を実施する上で必要となる地下水の流向及び流速を求めるため、試験施設の周囲において地下水位を連続または月1回測定する。さらに、埋設用トレンチ直近に設置した浸透水量測定装置によって、コンクリート廃棄物から地下水への放射性核種の漏出量を評価する上で必要となる降雨時の浸透水量を測定する。

(2) 地下水流向・流速解析

廃棄物埋設地周辺の地下水は、降雨量、潮位等の変動を受けて常に変動していることから、地下水中の放射性物質の移動をより詳細に解析するためには、地下水の流向・流速に関する解析が不可欠となる。このため、地下水位の測定結果を基に、有限要素法を用いた三次元流動解析を行い、施設周辺の地下水の流向及び流速を求める。

(3) 環境影響評価解析

地下水の流動解析結果及び浸透水量の測定データ並びにこれまでに実施したコンクリート廃棄物から

の放射性核種の浸出データ等を基に、環境影響評価解析を実施して、環境モニタリング結果との比較を行う。

9. これまでに得られたモニタリング結果

廃棄物埋設実地試験施設の周辺における環境モニタリングは、バックグラウンド放射線・放射能レベルを把握するために、1995年11月の廃棄物定置作業開始前から開始した。一例として、埋設放射能量が最も多く、かつ、最も移行し易いと考えられるトリチウムについての地下水中濃度を Fig.5 に示す。測定結果によれば、廃棄物の埋設作業を開始した平成7年11月以降現在まで、トリチウム濃度の顕著な増加は認められていない。また、埋設作業開始以降地下水中のカルシウムイオン濃度及び pH の測定結果を Fig.6 に示す。

これらの測定結果から、3種類の測定結果に共通した増加傾向が認められないことから、埋設されたコンクリート廃棄物の環境への影響は、地下水に現

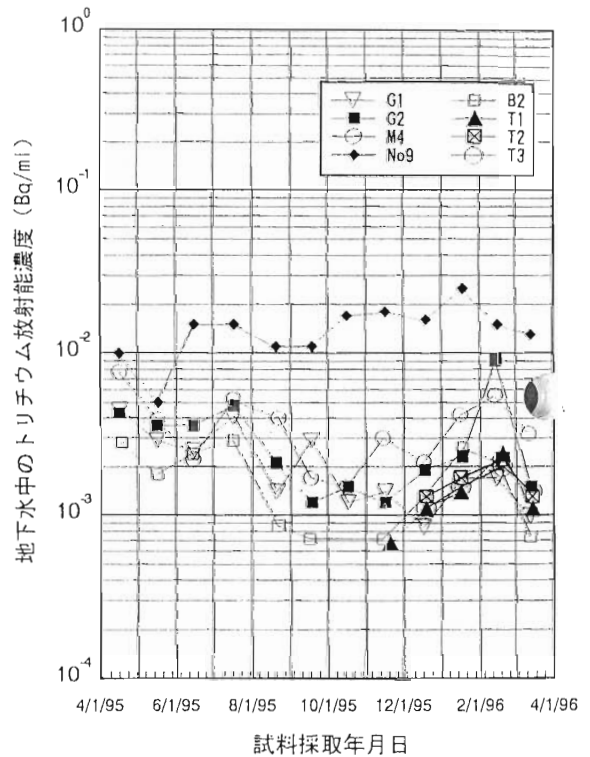


Fig.5 Measurement Results of Tritium Concentration of Ground Water

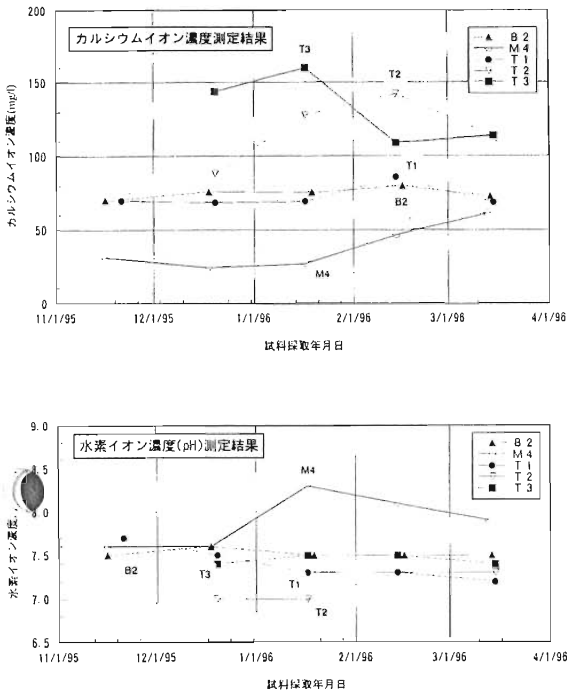


Fig.6 Measurement Results of Calcium Cation Concentration(Upper) and pH(Below) of Ground water

れていないと判断される。また、周辺の線量当量等の測定値は、廃棄物定置開始以前に事前調査として実施した測定の結果との間に有意な変化が現れていない。

なお、先に示した低レベル放射性固体廃棄物の陸地処分安全規制の基本的考え方では、7.1で述べた安全段階に該当する期間に至った後は特別な環境放射線モニタリング等を要しないこととしているが、本実地試験では、さらに、Table 2 に示すような環境モニタリングを継続していく計画である。これにより、最終的には実測データに基づく環境影響評価解析を行い、簡易な方法による極低レベルコンクリート廃棄物の埋設処分の安全性を実証することとしている。

## 10. まとめ

JPDR 解体実地試験で発生した実際のコンクリート等廃棄物を、容器に固型化することなく、簡易な埋設施設に埋設し、廃棄物埋設実地試験を進めた。

簡易な埋設施設の設計と整備、極低レベルコンクリート廃棄物の放射性物質濃度の評価、定置作業、覆土等の経験を通して、簡易な埋設の実施手順、必要な安全措置の方法等を確認することができた。

また、この埋設実地試験については、事前の環境影響評価を実施し、一般公衆に与えると予想される放射線被ばく線量は極めて小さいものであり、十分安全であるとの結果を得た。この事前評価により、環境影響評価の考え方、シナリオ、パラメータ等を確認することができた。

本埋設実地試験では、実際の廃棄物定置開始前から環境モニタリングを行ってきたが、現在までのところ、地下水の放射性物質濃度等に定置作業前後の有意な変化は確認されていない。今後もこの環境モニタリングをさらに継続していく計画であり、その結果得られる実測データを用いて環境影響評価解析を行い、極低レベル固体廃棄物の合理的処分の安全性を実証する予定である。

今後の試験計画としては、1999年まで放射能等を測定し、環境影響解析を行って、廃棄物埋設実地試験を終了する予定である。なお、廃棄物埋設実地試験終了後も、3年間程度のモニタリングを実施し、データの補完を行うとともに、原子炉等規制法の規定等に基づき、施設の巡視、点検等を約30年間実施することになっている。

素掘りトレンチによる簡易埋設処分は、人工バリアを設けた処分施設に比べて経済性の面で有利であることから、現在、米国、スウェーデン等で実施されており、また、フランスは、100~300Bq/g程度の放射性廃棄物を対象にした素掘りトレンチによる簡易埋設処分の実施を検討している。

我が国においても、今後の原子力発電所の解体によって放射能レベルが極めて低いコンクリート廃棄物が大量に発生するが予測されていることから、廃棄物埋設実地試験の結果が、それらの廃棄物の処分方法の検討や安全性の評価等に反映されることが期待されている。

## 参考文献

- 1) 太田邦弘；原子炉廃止措置に伴う廃棄物の処理処分、原子力工業、第31巻第11号、pp28~31、(1985)
- 2) 原子力委員会；放射性廃棄物処理処分方策につ

- いて(中間報告)、(1984)
- 3) 原子力安全委員会；低レベル放射性固体廃棄物の陸地処分の安全規制に関する基本的考え方について、(1985)
- 4) 助川 他；JPDRにおける内蔵放射能評価について、デコミッショニング技報、No. 8、pp66～77、(1993)
- 5) 伊藤 他；イオン交換分離/X線スペクトロメトリーによる放射化コンクリート中の $^{41}\text{Ca}$ の定量、日本分析化学会第41年会要旨集、pp552、(1994)
- 6) 伊藤 他；JPDR 生体遮蔽コンクリート中の $^{36}\text{Cl}$ の定量、日本原子力学会「1993秋の大会」要旨集、pp7、(1993)
- 7) 原子力安全委員会、「放射性廃棄物埋設施設の安全審査の基本的考え方」、(1993)



動力試験炉施設解体廃棄物等安全性実証試験  
(原子炉施設での汚染浸透)

今井 久

*Radioactive Contamination in Concrete/Mortar,  
Metal-pipe and Area-soil of JPDR*

Hisashi IMAI

Radioactive contamination was measured to study on separation between contaminated and non-contaminated parts in structural materials of JPDR. The materials are the building concrete/mortar, the metal-pipe and the area-soil. In addition to the measurement, diffusion behavior in the concrete/mortar was also studied on two kinds of radioactive elements,  $^{60}\text{Co}$  and  $^{134}\text{Cs}$ .

It was known that the contamination in the concrete and the soil have penetration depths over which the radioactivity can not be detected any more. The metal-pipe was easily decontaminated by the electrical decomposition in phosphoric or sulfuric acid solution. The results obtained from the study indicate that the contaminated part in the decommissioning wastes of the reactor can be safely separated from the non-contaminated.

## 1. はじめに

原子力施設デコミッションング研究協会が実施してきた動力試験炉施設解体廃棄物等安全性実証試験の汚染浸透状況の測定・評価に関する試験が終了した。この試験は、科学技術庁からの受託事業で、日本原子力研究所の動力試験炉施設のコンクリート/モルタル、配管金属および敷地土壌中の放射能汚染浸透状況を明らかにし、これら部材や土壌中の汚染部分は限定されており、汚染部分は汚染のない部分から明確に区分できる状態にあることを実証することが目的である。勿論、動力試験炉施設については上記目的を以て、原研バックエンド技術部において、詳細な測定や検討がなされており、当試験は汚染状況のクロス・チェックの意味もある。またこ

の試験では、上記の実地での試験以外に、得られたデータの普遍性を高めるため、様々な試験も並行して行った。全試験の結果は報告書としてすでにまとめているが、ここでは当試験で得られた知見が、他の原子炉施設においても参考になることを念頭にしながら試験結果をまとめてみた。試験対象物は、前述の様にコンクリート/モルタル、配管金属そして敷地土壌であるが、試験の中で対象物に対するウェイトの置き方は等分ではなく、コンクリート/モルタルに重点を置いている。

## 2. 動力試験炉<sup>1)</sup>

動力試験炉(以下JPDRと記す)は、昭和38年10月本邦初の原子力発電を行った沸騰水型原子炉(BWR)である。以来幾多の実験や試験を経て、原

子炉は昭和44年それまでの自然循環冷却方式の冷却系を強制循環方式に改造し、熱出力を2倍の90,000 KWに引き上げた。その後、昭和51年3月に運転を終了するまで、発電用原子炉の先駆者としてこの炉で貴重な経験が重ねられた他、原子力発電要員養成施設として、我国の原子力の発展に大きな貢献をしたことは周知のことであろう。この間の原子炉の運転時間は約17,000時間、発生熱出力量は約5.2億 KW・h、発電累積量は約1.4億 KW・hと報告されている。

一方、我国の原子力発電の発展にともない、原子力委員会は、将来到来するであろう原子炉の廃止措置として、解体撤去を基本とする方針を決定した。科学技術庁はこれを受けて、JPDRを対象として解体技術の開発と実地試験を行うことを決定し、日本原子力研究所が受託して実行に移した。解体実地試験が開始されたのは、昭和61年12月初旬であるが、この年の3月時点に於けるJPDRの内蔵放射能量は、約 $1.7 \times 10^{14}$  Bqと推定されている。この内訳はその99.9%が放射化放射能で、この試験の対象となった浸透による汚染放射能量は全体の0.1%程度とされている。

### 3. 試験

対象物は先述した様に、コンクリート/モルタル、配管金属および敷地土壌の3種である。現在の原子炉施設では、敷地土壌までが汚染されることはあり得ないが、JPDRでは特殊事情もあって敷地土壌についても調べることにした。なお、測定した汚染核種は $^{60}\text{Co}$ と $^{137}\text{Cs}$ の2核種であるが、これはこれら以外の核種が検出されなかったためである。

#### 3.1 コンクリート/モルタル

JPDR建家施設は、鉄筋コンクリートの上にモルタルを打設し、さらにその上に浸透防止用の樹脂を塗布した積層構造になっている場所が大部分を占めていた。

この様なコンクリート/モルタルに汚染浸透が起るためには、放射性核種が必ず液体とともにあり、コンクリート/モルタルと接触して存在していることが必要な条件である。この様な環境になれば、汚染物質はあっても汚染の浸透は起り得ない。また、後ほど試験の所でも述べるが、樹脂が健

全な状態を保っていれば浸透は起らない。コンクリート/モルタルについては次の2通りの試験を行った。

#### 3.1.1 試験内容

##### 1) JPDR建家コンクリート/モルタルの汚染浸透状況の測定

汚染浸透が予想されるJPDR建家の床面、或いは壁面の上に無作為に場所を選び、そこから直径5 cm、長さ約20 cm程度の試料を面垂直方向にボーリング採取した。そしてこの試料を輪切りにし、各輪切り部分の放射能を測定して、面垂直方向に浸透した放射能の濃度プロファイルを定めた。なお、試料のボーリングや切断に際して水は使用しなかった。測定場所は、タービン建家、液体廃棄物処理建家および原子炉格納容器建家の各階である。

##### 2) 汚染浸透の再現・確認試験等

この試験では、JPDRの非管理区域から採取したコンクリートおよびモルタル、JPDR施設コンクリート/モルタルと同じ仕様で新たに製作したコンクリートとモルタルを試験した。新しく調製した試料による試験の目的は、材質の経年変化の影響を調べるためである。実施した試験の内容を項目別に以下に示す。なお、この試験では $^{137}\text{Cs}$ に代わって $^{134}\text{Cs}$ を使用した。

- ・トレーサー濃度の $^{60}\text{Co}$ および $^{134}\text{Cs}$ を含む溶液を用いた一次元の汚染浸透実験、並びに材料の微細構造等の特性測定。
- ・汚染モルタルから上塗りモルタルへの核種移行実験。
- ・水の拡散係数の測定。
- ・溶液中の核種濃度が汚染浸透速度に及ぼす影響に関する実験。
- ・樹脂被覆による汚染浸透防止効果の確認実験。

#### 3.1.2 結果と考察

##### 1) JPDR建家の平面的な汚染状態

汚染は床面のみで壁面には見られない。床面の測定点は、汚染が予想された46の小域であるが、その中の28ヶ所で $^{60}\text{Co}$ が検出され、8ヶ所で $^{137}\text{Cs}$ が検出された。したがって、汚染が予期された所では、その約6割に $^{60}\text{Co}$ の汚染があったことに

なり、また、一部は<sup>137</sup>Csで汚染されていたことになる。しかし、ここで測定した2種の放射能の検出限界は、すべて $10^{-2}$ Bq/gという極低レベルである。そこでこの汚染をコンクリート中の放射能という観点から眺めてみたい。

コンクリート/モルタルや土壌中には、通常かなりの濃度の自然放射能<sup>40</sup>Kが含まれているが、JPDR 建家コンクリート/モルタルでは、 $(4.53 \pm 0.77) \times 10^{-1}$ Bq/gの値であった。この濃度はコンクリート/モルタルによって異なるが、前出の値はJPDR 施設コンクリート/モルタル17試料の平均値で、 $\pm 0.77 \times 10^{-1}$ は1 $\sigma$ である。この自然放射能と検出された汚染値を比較すると、比較汚染濃度が高かった液体廃棄物処理建家の5ヶ所を除いた41ヶ所では、<sup>60</sup>Coと<sup>137</sup>Csを合計した汚染のレベルは以下の様な範囲にある。

<sup>40</sup>K 値を越える所；2ヶ所

<sup>40</sup>K 値以下～その1 $\sigma$ 以上の所；13ヶ所

<sup>40</sup>K 値の1 $\sigma$ 以下の所；9ヶ所

検出感度以下の所；17ヶ所

なお、液体廃棄物処理建家地下1階の5ヶ所は、すべて自然放射能値を越えていた。また<sup>137</sup>Csの汚染場所は1ヶ所を除き、<sup>60</sup>Coの汚染地点と重複しており、<sup>137</sup>Csのみで汚染されている場所は少なかった。

## 2) JPDR 建家の汚染浸透プロファイル

測定された汚染浸透プロファイルの例をFig.1と2に示す。Fig.1は、タービン建家地下2階の床から採取した試料のプロファイル、Fig.2は液体廃棄物処理建家地下1階の床試料のプロファイルである。なお、タービン建家地下1階床面には汚染浸透防止用の樹脂塗装はなかった。一方Fig.2の液体廃棄物処理建家地下1階は、かつて床が汚染したため、その汚染モルタル上に新たにモルタルを厚さ90mm程打設して汚染を塗り込め、その上に樹脂を張って使用していたという経緯がある。Fig.1では、予想される様に放射能は床表面で高く、深さとともに漸減しており、<sup>60</sup>Coは深さ2mm程度まで、また<sup>137</sup>Csは6mm程度まで浸透していた。JPDR 施設では液体廃棄物処理建家の地下1階を除いて、上記の数値以上の浸透深さは測定されていない。コンクリート/モルタル中において<sup>60</sup>Coの浸透距離が短く、<sup>137</sup>Csのそれが長いのは、

各核種とコンクリート/モルタル表面との相互作用の強弱によって生じる。他方、液体廃棄物処理建家1階床の汚染プロファイルであるFig.2は、汚染モルタルと上塗りモルタルの境界である旧床面を中心として、汚染がほぼ対象的な尖った山形となっており、汚染が新しく打設した上部のモルタル部分へ上昇していったことを示していた。この上部への浸透挙動を実験で再現してみた結果では、プロファイルは旧床面を中心として、必ずしも対象的ではなく、新しく打設した上部モルタル部分の汚染濃度は、旧床面下の約1/10程度と段違いになっていることが明らかになった(Fig.3参照)。この液体廃棄物処理建家1階の旧床面下には、<sup>137</sup>Csが50mm以上浸透しており、旧床面が表面であった期間、<sup>137</sup>Cs濃度の高い溶液によって長期間浸された状態にあったことを示していた。

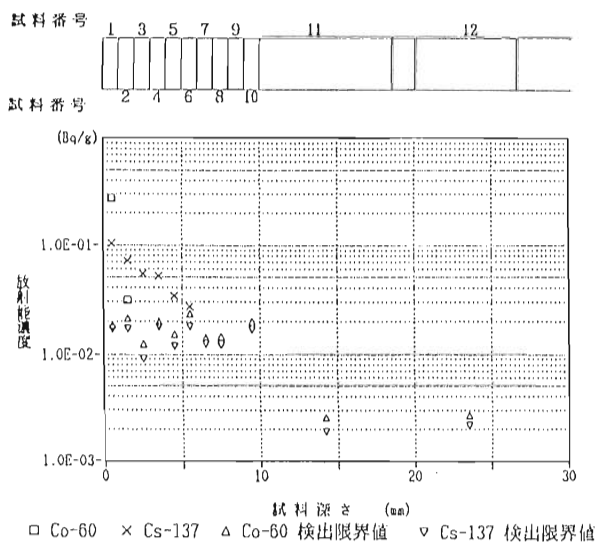


Fig.1 Typical profiles of <sup>60</sup>Co and <sup>137</sup>Cs in Turbine-building concrete

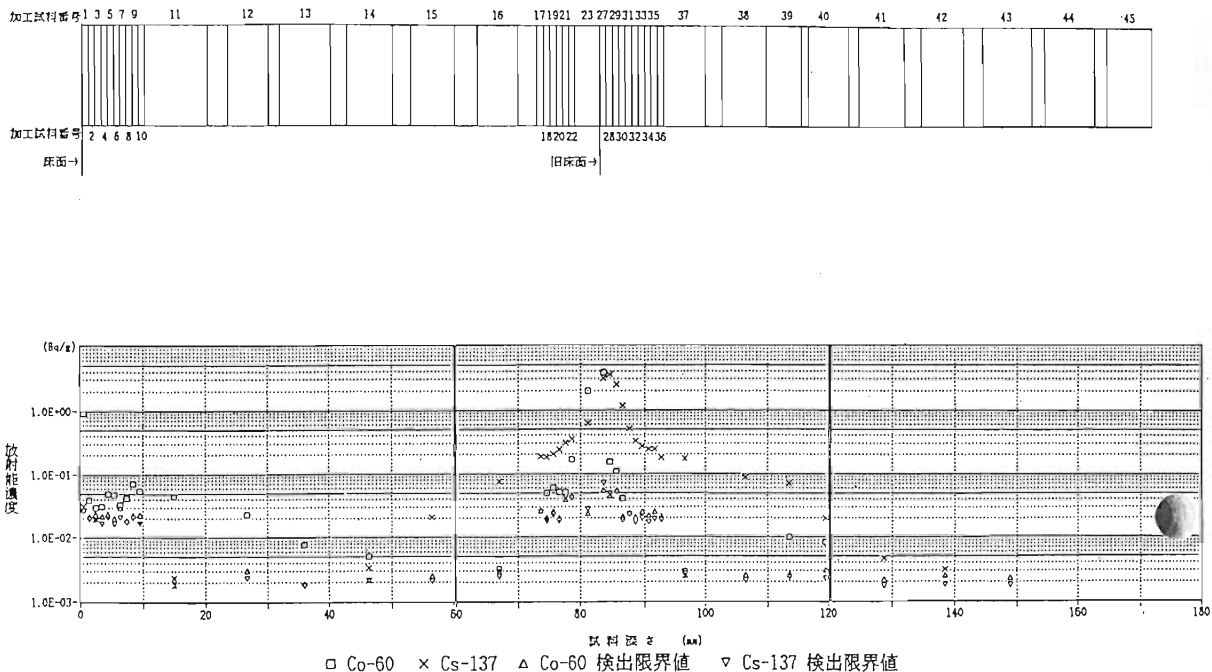


Fig.2 Typical profiles of <sup>60</sup>Co and <sup>137</sup>Cs in Liquid-waste-disposal-building concrete

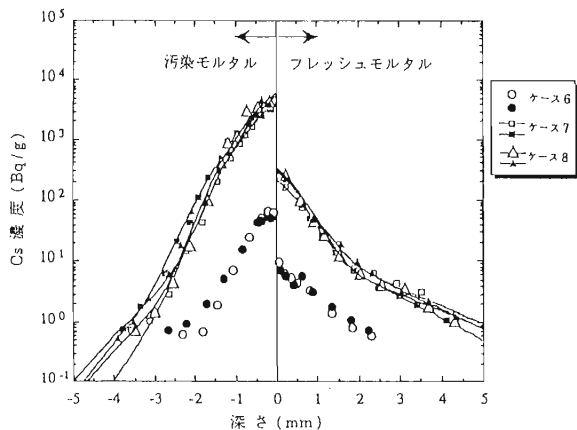


Fig.3 Profile of <sup>137</sup>Cs in fresh mortar paved on contaminated mortar

3) 汚染浸透速度

JPRD 建家採取コンクリート、モルタル、そしてそれらを打設した時の仕様で新しく調製したコンクリート、モルタルの中の水の拡散係数、および<sup>60</sup>Co と<sup>134</sup>Cs の拡散係数をまとめて Table 1 に示す。この表の結果を要約すると次の様になる。

- ・コンクリートおよびモルタルとも、水の拡散係

数の方が核種の拡散係数より、桁違いに大きい。

- ・採取コンクリートおよびモルタル中の水の拡散係数と、その仕様で調製したコンクリート、モルタルの拡散係数の間には、桁違いの相違があり、採取物の方が大きい。
- ・採取物と仕様調製物の間では、コンクリート、モルタルとも水の拡散係数は大きく異なるが、核種の拡散係数は同一核種では殆ど変わらない。また、コンクリート中とモルタル中の拡散係数も、同種の核種なら互いに大きく異なっていない。

Table 1 Diffusion coefficients of H<sub>2</sub>O, <sup>60</sup>Co and <sup>137</sup>Cs in concrete/mortar

材料	拡散係数 (ml <sup>2</sup> /s)		
	H <sub>2</sub> O	<sup>60</sup> Co	<sup>137</sup> Cs
JPRD採取コンクリート	2.7 × 10 <sup>-1</sup>	(2.6 ± 1.0) × 10 <sup>-11</sup>	(5.6 ± 2.0) × 10 <sup>-12</sup>
JPRD仕様作成コンクリート	5.3 × 10 <sup>-4</sup>	(4.0 ± 2.2) × 10 <sup>-11</sup>	(4.6 ± 1.9) × 10 <sup>-12</sup>
JPRD採取モルタル	4.6 × 10 <sup>-6</sup>	(2.4 ± 1.0) × 10 <sup>-11</sup>	(5.3 ± 2.0) × 10 <sup>-12</sup>
JPRD仕様作成モルタル	9.2 × 10 <sup>-9</sup>	(1.8 ± 0.9) × 10 <sup>-11</sup>	(1.3 ± 0.7) × 10 <sup>-12</sup>

これらの結果は、水の拡散とその水の中に存在する核種の拡散機構が異なることを示している。Table 2 に、水、 $^{60}\text{Co}$  および  $^{134}\text{Cs}$  が1年間で拡散する距離を試算してみた結果を示す。水の拡散距離は採取物と仕様作成物では大きく異なるが、核種の方はあまり変わらない。表の値は平均拡散距離であるから、この距離以遠に水や核種が存在しない距離ではなく、ソースである水の濃度(コンクリート中の)や溶液中の核種濃度が  $1/e$  ( $e$ ; 自然対数の底)まで減少する距離である。したがって核種の場合、この距離を越える所でも溶液の核種濃度が高い場合、無視し得ない高い汚染濃度になることはあり得るが、浸透距離の一つの目安とすることができる数値である。1年間で核種が浸透する距離は、多少  $^{134}\text{Cs}$  の方が大きい、両核種とも1cm以下の距離である。この平均拡散距離は時間の平方根に比例する。したがって、時間が経過すると浸透距離の増加は鈍化する様な挙動を示すことになる。一方水の拡散距離は、コンクリートでは、1年間で採取物の場合が  $10^5\text{mm}$ 、仕様調製物が  $10^3\text{mm}$  のオーダーとなる。この数値は別の見方をすれば、コンクリート/モルタルが、汚染水の核種のみをトラップする優れたフィルター作用を有していることを示すとともに、もし  $^3\text{H}$  が水の形で存在するならば、短時間でかなりの距離まで浸透する可能性があることを示唆している。

Table 2 Penetration depths of  $\text{H}_2\text{O}$ ,  $^{60}\text{Co}$  and  $^{137}\text{Cs}$  for 1 year in concrete/mortar

材料	平均拡散距離(mm)		
	$\text{H}_2\text{O}$	$^{60}\text{Co}$	$^{134}\text{Cs}$
JPDR採取コンクリート	$1.8 \times 10^5$	1.8	8.4
JPDR仕様作成コンクリート	$2.6 \times 10^3$	2.2	7.5
JPDR採取モルタル	$2.4 \times 10^4$	1.7	2.6
JPDR仕様作成モルタル	$1.1 \times 10^3$	1.5	1.3

#### 4) 拡散係数に及ぼす溶液中核種濃度の影響

再現試験では、主に  $1000\text{Bq/ml}$  以下の核種濃度溶液を使用して、拡散係数を測定した。この様なトレーサー濃度の溶液を用いて測定した拡散係数が、どの様な濃度範囲まで適用できるかを検討し

てみた。これは、以下の様なことが考えられるからである。

核種のコンクリート/モルタル中拡散も濃度の高低がその駆動力になってはいるが、そこにもう一つ材料表面との相互作用がからんでくる。この相互作用とは、イオンとして存在するであろう核種の吸着/脱着挙動である。核種イオンは、表面で吸着/脱着を繰り返しながら拡散する。 $^{137}\text{Cs}$  の拡散係数が  $^{60}\text{Co}$  のそれより大きいのは、この相互作用が  $^{60}\text{Co}$  のそれより弱いためである。この固体表面における吸着は、全表面で起こるわけではなく、活性点とよばれるサイトでのみ行われ、通常の固体でその広さは全表面積の数%程度とされている。したがって、これらサイトがすでに被吸着物質によってすべて占有されていれば、固体表面での吸着/脱着現象はもはや起こらないので、水と同じ速度で移動することになる。

また、活性点と呼ばれるすべてのサイトが、核種に対しすべて同等の吸着力を持っていることは有り得ない。したがってこの様な表面に、イオンを含む溶液が接触した様な場合、被吸着物質のイオンはまず、最も吸着力の強いサイトに吸着され、順次より弱い吸着サイトへ吸着されていくに違いない。この時吸着力の強いサイトへ吸着された被吸着核種は、当然のことながら、弱いサイトに吸着された核種より脱着し難い。これは強いサイトに吸着された核種は動き難く、拡散し難いことを意味する。その一例を示すと思われる結果を Fig.4 に示す。図は、浸透実験で得た  $^{134}\text{Cs}$  の拡散深さと濃度の関係である。測定点はバラツキているが、傾向として濃度を示す線が右下がりの曲線になっている。通常の拡散であればこれは直線になるが、核種の濃度が低くなっている拡散の先端部分では、核種の大部分が吸着力の強いサイトへ吸着されるから拡散が遅くなる。他方、表面の比較的核種の濃度の高い部分では、核種は吸着力の弱いサイトへも吸着する様になるから、脱着し易い核種の数も多くなって拡散は速くなり、右下がりになるものと考えられる。以上に述べた2つのことは、核種の拡散速度は溶液中の核種の濃度によって変わり得る可能性があることを示している。JPDR仕様で調製したコンクリートを用い、Csの濃度を変えて濃度と拡散係数との関係を調

べてみた。Co についての実験は行わなかったが、これは Co の溶解度が低く、幅広い濃度変化を持つ様々な溶液をつくるのが難しかったためである。得られた結果を Table 3 に示す。拡散係数は Cs 濃度10m モル辺りから増加している。ただ、この実験では拡散係数が濃度の増加とともに、漸増する挙動までは確認できなかった。これによって、核種濃度が増加すると浸透速度は速くなることが確認された。しかし、加速される濃度の10m モルは放射性核種としては大変高い濃度であり、この様な高濃度の汚染溶液ができることは、現実の原子炉ではあり得ないことであろう。核種の浸透距離を短く抑えるという観点からも溶液中の核種濃度は、できるだけ低く抑える必要がある。

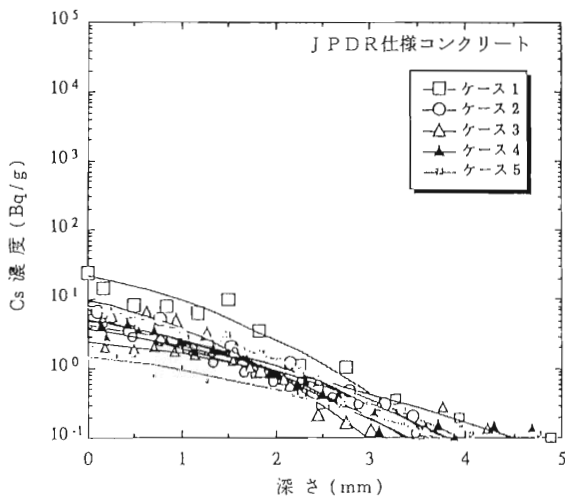


Fig.4 Change of <sup>137</sup>Cs concentration in concrete

Table 3 Change of diffusion coefficient with Cs concentration

材料	Cs 濃度(m mol/ℓ)	拡散係数 (m <sup>2</sup> /s)
JPDR仕様作成コンクリート	0.01	6×10 <sup>-14</sup>
	0.1	9×10 <sup>-14</sup>
	1	6×10 <sup>-14</sup>
	10	5×10 <sup>-13</sup>
	100	3×10 <sup>-12</sup>

5) コンクリート/モルタルの微細構造

Table 1 や 2 で示した様に、採取物と仕様作成物

では、水の透過性は大きく異なるが、核種の拡散性はあまり変わらない。この原因を明らかにするために、コンクリートとモルタルの細孔分布や容積、比表面積等の微細構造を測定してみた。コンクリートについて得られた細孔半径別の細孔容積分布曲線を Fig.5 に、また2つの方法で測定したコンクリートとモルタルの比表面積を Table 4 に示す。コンクリートの場合、細孔容積は採取物と仕様作成物で大きく変わらないものの、細孔の大きさを示す半径が大分異なっていた。採取コンクリートでは、半径の分布中心が0.1μm 位にあるのに対し、仕様作成物ではその1/10程度の0.01 μm 辺りにある。水の透過では、この細孔径分布の違いが大きく関与していたことは明らかである。一方、比表面積は測定方法によって多少異なるが、平均すると採取コンクリートが3.20m<sup>2</sup>/g、仕様作成コンクリートが9.19m<sup>2</sup>/g、またモルタルでは採取物が4.16m<sup>2</sup>/g、仕様作成物が11.92m<sup>2</sup>/g で、採取物と仕様作成物で極端な相違は見られなかった。

コンクリート/モルタル中の拡散速度が、吸着/脱着現象によって律速されることは、先にも述べた。核種と材料表面の相互作用の強さ(吸着係数)は、採取物と仕様作成物の様に、仕様が同じでも生まれと育ちが異なっていると変わってくるのが考えられるが、測ってみると、どうもそれほど大きな違いはない様である。そこで、この二つの材料中の吸着力はひとまず同じとして、拡散係数を核種が或る一方向に移動するための行程距離で考えてみることにした。

コンクリートの様な多孔質材料中で、液体が或る一方向に移動するには、曲がりくねった細孔中を通らねばならない。したがって、一方向に或る距離を移動するためには、その直線距離より長い距離を移動する必要がある。この倍率を屈曲度というが、この度数が大きい材料程、見かけの拡散係数は小さな値を示すことになる。さて、この行程の単位重量当たりの距離として、比表面積の平方根を考えたとしても、それ程見当はずれとは言えないだろう。試験した二つのコンクリートの場合には、この値は採取物が1.78m/g、仕様作成物では3.03m/g となるから、1.7倍の相違である。核種の一方向への浸透速度は、同じ厚みの中では

行程の長さに反比例するから、同じ条件下では採取の方が仕様作成物より1.7倍程浸透は速くなることが期待される。モルタルの場合も同様に、採取物の方が速くなる。これらの結果は、実測値と比較してもそれほど間違った数値ではない。コンクリートやモルタルの表面積を測定することによって、核種の浸透深さを推定することは可能である。

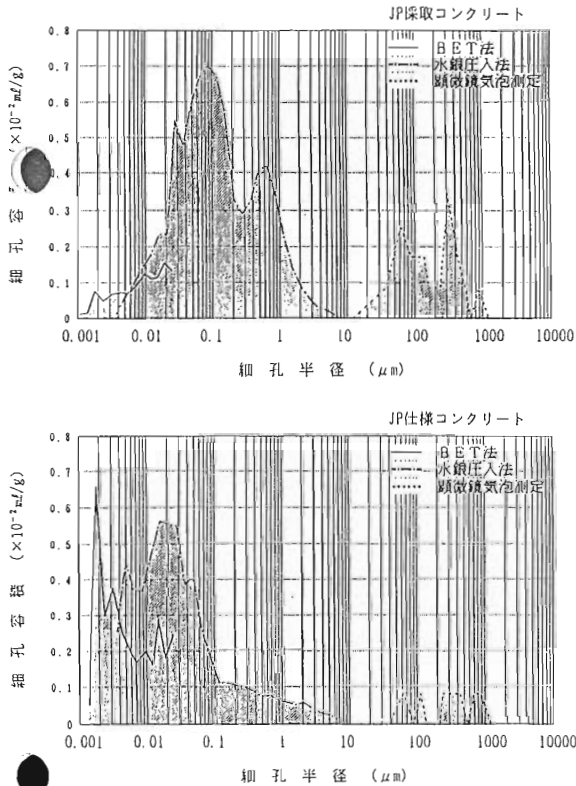


Fig.5 Distribution of fine-pore-radius in two kinds of concrete

Table 4 Specific-surface-area of concrete/mortar

材料	比表面積 (m <sup>2</sup> /g)		平均
	水銀圧入法による測定	BET 法による測定	
JPDR採取コンクリート	3.32	3.08	3.20
JPDR仕様作成コンクリート	8.22	10.16	9.19
JPDR採取モルタル	4.91	3.41	4.16
JPDR仕様作成モルタル	13.10	10.74	11.92

### 3.2 配管金属

一部が汚染した金属を、汚染部分と汚染されていない部分に区分するには、幾通りかの方法が使用されている。それぞれの方法には特徴があり、一長一短を有するが、ほぼ完全な分離が可能な方法は電解法と考えられている。金属の試験では、JPDRの配管から管内側表面が汚染した試料を切り出し、汚染されていない外側部分の区分が、電解除染によって可能かどうか、その区分はどの程度の容易さで行えるか、また汚染部分の厚みはどの程度のものか、等を確認することとした。切り出した試料は、主蒸気系統等の5部位の構造配管である。

#### 3.2.1 試験内容

##### 1) 試料

試験した配管は、主蒸気系、原子炉浄化系、廃水コレクタ系、廃水中和系およびプール水浄化系の5配管で、材質はステンレス系が3種、クロム・モリブデンが1種そして炭素系が1種である。これらの配管の使用環境は、主蒸気系と原子炉浄化系の水温度は280°C弱、他は常温であった<sup>2)</sup>。試料の寸法は、30mm×20mm程度の大きさに統一したが、厚みは配管によって異なり4~11mmであった。また配管のため、試料は単純な平板状ではなく、多少湾曲した形状である。

##### 2) 電解液

2種類の、きわめて一般的に使用されている溶液を常温で使用した。一つはリン酸70%液であり他は硫酸5%液である。

##### 3) 電解装置

電解槽は寸法250mm、180mm、175mmで、5 lの電解液を使用し、循環ポンプにより20 l/hの循環流れの中で試験を行った。電極間の距離は60mm、使用した最高電流密度は1 A/cm<sup>2</sup>である。

##### 4) 試験操作

陽極へ試料を取り付け、一定時間所定の電流を流した後試料を取り出し、蒸留水で洗浄してから放射能と試料重量を測定した。この操作を、試料表面の放射能が検出限界値以下になるまで繰り返した。

#### 3.2.2 結果と考察

金属の場合は、コンクリート/モルタル等とは異

なり、使用されていた環境で汚染がその中に容易に浸透(拡散)していくことは考え難い。一般に金属の汚染部分は金属そのものの中にはなく、表面に付着・堆積して存在する所謂クラッドであるとされている。試験では、残留放射能としてすべての配管で<sup>60</sup>Coが検出された他、廃水コレクタ系配管では微量の<sup>108m</sup>Agが見出された。

1) 除染の効率

同種の配管試料でも、汚染を検出限界値以下まで下げるための通電量や、同一通電量での重量減少量は、試料毎にかなり分散した。この原因としては、試料の採取配管は同じであっても、実際に原子炉で使用されていた履歴を持つ材料であるため、付着物や錆の程度、或いは凹凸等の表面状態が試料毎に異なるためではないかと考えられる。解体作業によって現場から排出される解体物は、さらに形状等も雑多なので、除染に必要な実際の通電量は、一層個々の解体物で異なってくるものと思われる。

以上の様に、除染のデータはかなり分散したものにはなるが、結果を詳細に検討すると除染に関して様々なことが分かる。除染効率が使用する電解液で変わることは勿論であるが、ここで使用した

リン酸70%液と硫酸5%液では、リン酸70%液の方が同じ材質の金属に対しては効率的であった。主蒸気系配管試料(材質；クロム/モリブデン鋼)の電解時間による放射能の減少を2つの電解液についてFig.6と7に示す。使用した電流密度は、リン酸70%液が0.31A/cm<sup>2</sup>、硫酸5%液が5A/cm<sup>2</sup>と同じではなく、硫酸の方が1.6倍程大きい。したがって、通電量はFig.6の65分とFig.7の40分の時間で同等になるが、明らかにリン酸を使用した場合の方が効率的に除染されている。鋼の種類が変わった場合は、ステンレス鋼ではリン酸70%液は同じ通電量で硫酸5%液の約30%増し、炭素鋼では約60%増しの溶解速度であった。この電解速度の違いは、リン酸溶液の濃度が1と高いためで、30%溶液ではあまり変わらない。ここで、リン酸70%液を使用した場合の金属溶解効率は、1A・min/cm<sup>2</sup>の通電量でステンレス鋼の溶解厚みは8μm程度、また炭素鋼は5μm程度と同定できた。

鋼の材質による除染の効率をまとめてみると、使用した2種類の電解液では、共通して

ステンレス鋼>炭素鋼>クロム/モリブデン鋼としてよさそうである。きわめて一般的な金属材

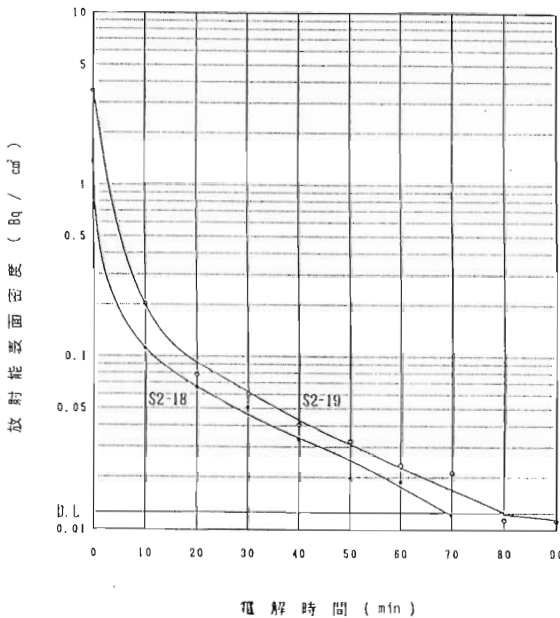


Fig.6 Activity change of Main-steam-pipe-metal with time in 70% H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> solution

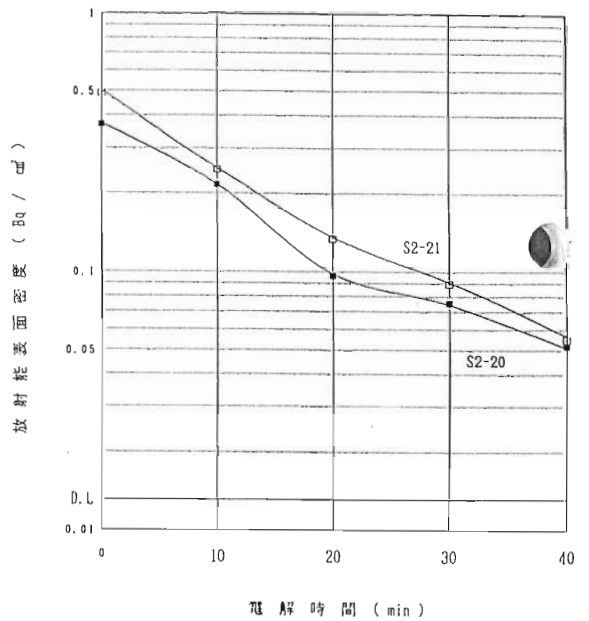


Fig.7 Activity change of Main-steam-pipe-metal with time in 5% H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> solution



料であるステンレス鋼や炭素鋼に対し、効率良く適用できることも電解法の長所の一つであろう。ただステンレス鋼であっても、プール水浄化系配管の場合除染は著しく困難であった。この配管の内側面は、錆がひどく筋状の深い傷が見られたが、ある電解時間以後になると重量は減少しても、5%程の放射能は減少しなかった。これは電解による金属表面の溶解部分とは無関係な所にも放射能が存在していることを示しているが、恐らく傷の奥深くに入り込んでいる放射能ではないかと推定される。この様な状態の配管では、電解だけで除染を行うことは難しい場合もあることが示された。汚染状態によっては他の方法と組み合わせ、例えば超音波等で振動を与えながら電解を行う様なことが必要であろう。

## 2) 汚染層の厚み

汚染層の材質がすべて母体金属と同じと仮定して、汚染層の厚みを求めてみた。しかしクラッドの場合、その化学形は $M_2O_3$ 型とも $M_3O_4$ 型とも言われている。これらの場合、もしクラッド中にポイド等がないとすれば、2つの酸化物型とも、金属として求めた場合のほぼ50%増しの厚みとなる。同じ配管であっても、汚染層の厚みは試料毎に同じではなかったが、金属とした場合、主蒸気系配管が $300\mu\text{m}$ 以下、原子炉浄化系配管は $40\mu\text{m}$ 以下、廃水コレクタ系配管は $100\mu\text{m}$ 以下、廃水中和系は $20\mu\text{m}$ 以下とすることができる。なお、酸化物の場合には先述の様に1.5倍とすればよい。プール水浄化系配管だけは、5%程の放射能が最後まで除去できなかったため、厚みを求めることはできなかった。

## 3.3 敷地土壌

JPDRでは、敷地の一部までが放射線管理区域とされていた経緯がある。このため敷地の開放に当たっては、そこに汚染が存在するのかわからないのか、また汚染があるとすれば核種はどんなものでどのような汚染状況になっているのか、等が明らかになっていることが必要である。試験ではまた、JPDR敷地以外に、通常区域の2地区の土壌放射能も測定してJPDR敷地の結果と比較・参照し、JPDR敷地状態をより明確にできる様にした。このJPDR敷地以外の2地区の選定に当たっては、資料等により核爆

発実験が開始された昭和20年代以降、敷地造成や整地工事等で土地表面が攪乱されていない場所を確認し選定した。その1地区は、JPDR敷地とほぼ同じ土質を持つJPDR北方約1.5kmの東海村海岸松林地区、もう一つは東海村から南方に約90km離れ、原子炉施設が近隣にない千葉県山武町の雑木林山林である。測定した核種は $^{60}\text{Co}$ と $^{137}\text{Cs}$ の他、自然放射能の中で際立って多く存在する $^{40}\text{K}$ である。測定核種を $^{60}\text{Co}$ と $^{137}\text{Cs}$ としたのは、これ以外の汚染核種は検出されなかったことによる。また、試験では土壌の組成やその含水率等も調べ、放射能の深さ方向プロファイルや分布との関連性も検討した。

### 3.3.1 試験の内容

上記3地区の土壌から、直径が10cmで深さが最大100cmまでの土壌を垂直方向に採取し、これを深さ方向に5ないし10cm間隔に分割し、各部分の放射能を測定した。各採取場所における試料採取数は以下の如くである。

- ・JPDR敷地（全数；55箇所、内訳は下段）

- 管理区域；48箇所

- 保全区域；7箇所

- ・東海村海岸地区；8箇所

- ・千葉県山武町山林地区；7箇所

JPDR管理区域の48個の試料数は、敷地のほぼ $5\text{m}^2$ 毎に1個の割合に相当する。

### 3.3.2 結果と考察

敷地土壌は、JPDRの場合、管理・保全区域とも、おおむね表層が粘土質、下方が砂質からなっていたが、表層の粘土質部分は施設建設時に他所から搬入、敷土したものである。JPDR外の2地区は、東海村海岸地区がJPDR敷地下方部分と同質の砂、千葉県山武町のそれはほとんど腐葉土からなっていた。

#### 1) 放射能濃度

放射能はすべて検出限界 $2\text{Bq/g}$ 以下で測定した。この結果 $^{60}\text{Co}$ は、JPDR敷地管理区域の16箇所から検出された。一方、 $^{137}\text{Cs}$ はJPDR敷地の2箇所を除くすべての箇所から検出された。この様に、 $^{137}\text{Cs}$ が原子力施設とは無縁の地区土壌中にも存在していた事実は、この核種が、核爆発実験で発生した放射性塵のフォールアウトによってもたらされたものであることを示している。核

種の最高濃度は $^{60}\text{Co}$ が $5.10 \times 10^1 \text{Bq/g}$ 、他方 $^{137}\text{Cs}$ は千葉県山武町の山林地区から検出された $8.20 \times 10^1 \text{Bq/g}$ であった。この様に $^{137}\text{Cs}$ の濃度は、山武町の土壌が最も高く、次いで東海村海岸地区、JPDR 敷地の順となり、山武町の値を1.0とすると東海村海岸地区が0.5、JPDR 敷地土壌が0.3の比率であった。以上述べた様に、汚染核種の濃度がともに $10^1 \text{Bq/g}$ のオーダーであったのに対し、自然放射能 $^{40}\text{K}$ の濃度は3地区とも $10^2 \text{Bq/g}$ のオーダーで、汚染核種の濃度より一桁高い数値であった。また $^{40}\text{K}$ の値も地区毎に異なっており、JPDR 敷地と東海村海岸地区はほぼ同じ濃度であったが、山武町山林地区のそれは、両地区の1/5程度の値であった。3地区の $^{40}\text{K}$ 濃度をTable 5に示す。この様な $^{40}\text{K}$ の濃度差は、土壌の組成分析結果から、土壌中のK元素の含有率の相違によることが確認された。

Table 5  $^{40}\text{K}$  concentration in three kinds of soil

採取地区	試料番号	濃度 ( )内は平均値
JPDR 施設敷地	H 6 A - 0 6	$2.62 \times 10^2 \sim 5.47 \times 10^2$ (4.05 $\times 10^2$ )
	H 6 A - 1 5 C	$7.80 \times 10^2 \sim 8.01 \times 10^2$ (7.91 $\times 10^2$ )
	H 6 A - 3 7 C	$6.43 \times 10^2 \sim 6.73 \times 10^2$ (6.58 $\times 10^2$ )
	H 6 B - 5 2 L	$5.54 \times 10^2 \sim 6.05 \times 10^2$ (5.80 $\times 10^2$ )
	H 6 B - 5 3	$1.01 \times 10^3 \sim 1.04 \times 10^3$ (1.03 $\times 10^3$ )
	平均	(6.92 $\pm 2.08$ ) $\times 10^2$
東海村海岸地区	H 7 T - 0 1	$6.28 \times 10^2 \sim 7.83 \times 10^2$ (6.76 $\times 10^2$ )
	H 7 T - 0 2	$5.66 \times 10^2 \sim 7.07 \times 10^2$ (6.60 $\times 10^2$ )
	H 7 T - 0 3 L	$6.16 \times 10^2 \sim 7.04 \times 10^2$ (6.53 $\times 10^2$ )
	H 7 T - 0 4	$6.04 \times 10^2 \sim 6.38 \times 10^2$ (6.26 $\times 10^2$ )
	H 7 T - 0 5	$5.35 \times 10^2 \sim 6.73 \times 10^2$ (6.15 $\times 10^2$ )
	H 7 T - 0 6	$5.51 \times 10^2 \sim 7.35 \times 10^2$ (6.52 $\times 10^2$ )
	H 7 T - 0 7 L	$6.11 \times 10^2 \sim 7.45 \times 10^2$ (6.62 $\times 10^2$ )
	H 7 T - 0 8	$6.05 \times 10^2 \sim 7.54 \times 10^2$ (6.55 $\times 10^2$ )
	平均	(6.50 $\pm 0.19$ ) $\times 10^2$
千葉県山武町	H 7 N - 0 9	$1.04 \times 10^2 \sim 1.41 \times 10^2$ (1.25 $\times 10^2$ )
	H 7 N - 1 0	$1.10 \times 10^2 \sim 1.60 \times 10^2$ (1.35 $\times 10^2$ )
	H 7 N - 1 1	$1.18 \times 10^2 \sim 1.37 \times 10^2$ (1.29 $\times 10^2$ )
	H 7 N - 1 2 L	$1.13 \times 10^2 \sim 2.27 \times 10^2$ (1.59 $\times 10^2$ )
	H 7 N - 1 3	$1.11 \times 10^2 \sim 1.36 \times 10^2$ (1.21 $\times 10^2$ )
	H 7 N - 1 4	$1.10 \times 10^2 \sim 1.62 \times 10^2$ (1.40 $\times 10^2$ )
	H 7 N - 1 5	$1.06 \times 10^2 \sim 1.45 \times 10^2$ (1.29 $\times 10^2$ )
平均	(1.34 $\pm 0.12$ ) $\times 10^2$	

2) 放射能濃度プロファイル

JPDR 敷地で $^{60}\text{Co}$ と $^{137}\text{Cs}$ がともに検出された個所の濃度プロファイルをFig.8に示す。JPDR 敷地のみから検出された $^{60}\text{Co}$ は、すべて地表面から10cmまでに検出され、表層の方が高い濃度を示していた。一方 $^{137}\text{Cs}$ は検出深さが地区土壌毎に異なった他、地区土壌ではほぼ定まった深さと言えるものがあった。JPDR 敷地の場合は、この $^{137}\text{Cs}$ の検出深さは採取個所毎で比較的バラツキが大きく、0~50cmであったが、東海村海岸地区は10~20cm、山武町地区は20~40cmであった。この $^{137}\text{Cs}$ の分布はおおむね表面で濃度が高く、下部に行くに従って減少していたが、JPDR 敷地の一部では表層より下部で高かったり、表層で検出された $^{137}\text{Cs}$ が中断し、再び深部で検出されるという規則性のないプロファイルも見られた。この原因を明らかにするために、Csの土壌への浸透実験等色々な検討を行ってみたが、原因として考えられるものは、JPDR 敷地のみに見られる粘土質土壌と砂質土壌の入り交じりによる土壌含水率の変化である。

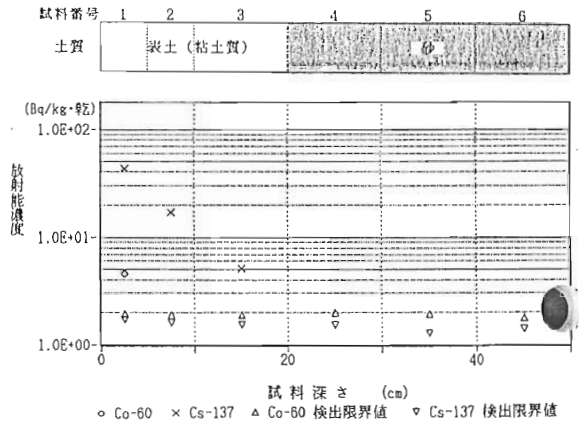


Fig.8 Typical profile of  $^{60}\text{Co}$  and  $^{137}\text{Cs}$  observed in soil of JPDR

一般に砂質の土壌は、粘土や腐葉土と比較して水の含有率が小さい。この値は、例えば東海村海岸地区の砂質土壌の含水率が、平均10重量%程度に過ぎないのに対し、山武町の腐葉土では50重量%程もある。この含水率と $^{137}\text{Cs}$ 濃度の間には、十分有意と見ることができるとの相関性があった。Fig.9

に含水率と<sup>137</sup>Cs濃度との関係を示す。含水率の高い土壌中では、<sup>137</sup>Csも高い濃度を持っていることが分かる。JPDR敷地では、砂質土壌の上に粘土質土壌を敷土したが、両者が入り交じったり、逆転して存在する所もあった。このような個所では、土壌の含水率も一樣には変化していないから、<sup>137</sup>Csの濃度プロファイルが不規則であったり、中断した後検出される様なことがあってもあり得ないことではない。含水率の高い土壌に<sup>137</sup>Csが多い理由としては、含水率の高い土壌は比表面積も大きく、吸着サイトが多いこと、またCsは水に非常に溶けやすい元素であるため、水が多ければ多量に存在すること等が考えられる。

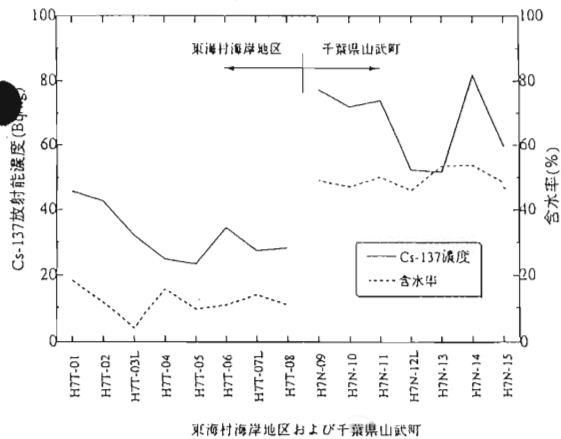
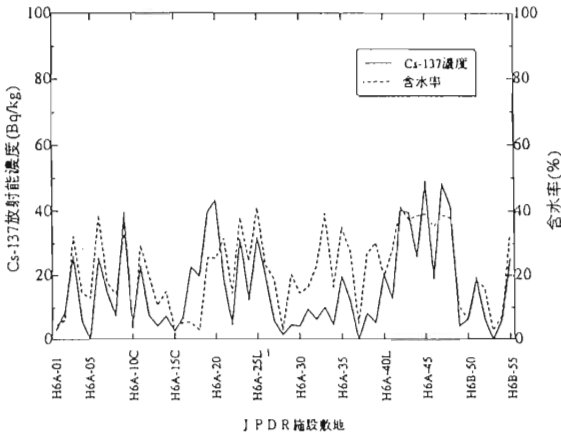


Fig.9 Relation of <sup>137</sup>Cs concentration vs. H<sub>2</sub>O contained in soil

3) 汚染核種<sup>60</sup>Co

前に述べた様に、JPDR 管理区域敷地の16個所の土壌から<sup>60</sup>Coが検出された。この中で環境土壌試料の定量可能レベル参考値とされている3 Bq/kgを越えた試料は11個で、最高値はその1.7倍の大きさであった。JPDRの運転終了から土壌試料採取時期まで約20年、この間に毎年1300mm程度(東海村年間降水量)の降雨量があった<sup>3)</sup>。<sup>60</sup>Coの浸透深さが10cm以内であったという事実は、水によってこの核種が移動し難く、土壌が強い核種保持能力を持っていることを示すものである。コンクリートの所で述べたのと同様に、土壌の吸着サイトも強い能力のものから弱いものまで色々あるに違いない。フォールアウトの様に、トレサースケールにも達しない濃度では、すべての核種は強い吸着力のサイトに吸着されていると考えてよい。このようなことが土壌中で<sup>60</sup>Coを動き難くしている原因であろう。

4. おわりに

当試験は、科学技術庁から受託した立地勘定予算に基づく試験である。このため、JPDRに関連するデータのみが取得されたが、ここでの内容にはなるべく普遍性を持たせる様に努めた。試験方法についてはとくに詳述はしなかったが、これ等は明らかに他のケースでも参考にして頂ける手法ではないかと思う。

当試験の遂行に当たっては、科学技術庁原子力安全局原子炉規制課の担当官の方々、評価・検討委員会(委員長;石樽顕吉東京大学教授)の委員長を始めとした委員の方々、そして原研東海研究所バックエンド技術部の関係者の方々に大変お世話になった。末尾になってしまいましたが感謝の意を表します。

参考文献

- 1) 日本原子力研究所、パンフレット「JPDR 運転から解体撤去まで」
- 2) 日本原子力研究所、バックエンド技術部、塙幸光氏私信
- 3) RIKI SEKI et al., Distribution and Behavior of Long-Lived Radioiodine in Soil, J. of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, Vol. 138, No. 1(1990) 17-31

---

財団法人 原子力施設デコミッションング研究協会誌

© デコミッションング技報 第15号 発行日：平成8年12月20日

発行所 (財)原子力施設デコミッションング研究協会

編集発行人 松元章

〒319-11 茨城県那珂郡東海村舟石川 821-100

TEL 029-283-3010, FAX 029-287-0022

印刷所 ニッセイエプロ(株) TEL 029-282-7321

## **RANDEC's Capability**

**Research Association for Nuclear Facility Decommissioning (RANDEC) plays a key role in establishing overall technology for decommissioning nuclear facilities.**

**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.**

財団法人

原子力施設デコミッションング研究協会

〒319-11 茨城県那珂郡東海村舟石川1821番100東海外材ビル  
TEL. 029-283-3010 FAX. 029-287-0022